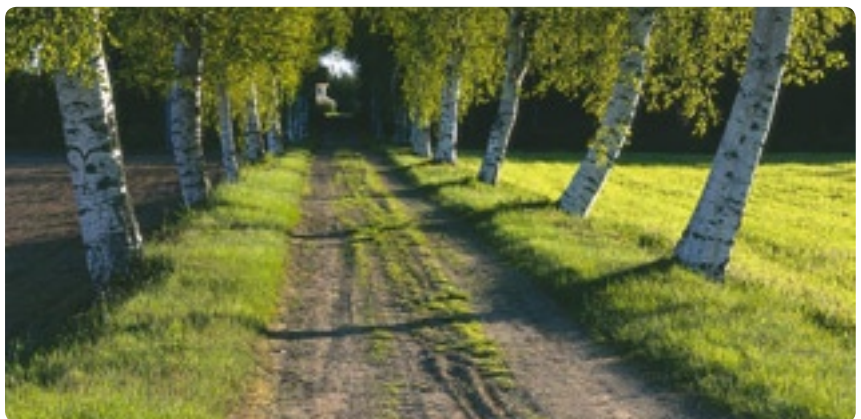


Att välja efter- behandlingsåtgärd

En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål

1 2 3

RAPPORT 5978 • SEPTEMBER 2009



Att välja efterbehandlingsåtgärd

En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål

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 978-91-620-5978-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2009

Form: AB Typoform/Love Lagercrantz

Foton: Håkan Hjort (omslag), Conny Fridh (s 28), Fredrik Nyman (s 62), Jonn (s 91), Hans Bjurling (s 107),

Kentaroo Tryman (s 117), Fredrik Nyman (s 123), Ewa Ahlin (s 149) samtliga © Johnér Bildbyrå AB

© Jupiterimages Corporation (s 44)

Per Olsson (s 129), Mark Elert (s 155)

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 september 2009

Innehåll

FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	11
SUMMARY	13
1 INLEDNING	15
1.1 Bakgrund och syfte	15
1.2 Processen för att välja efterbehandlingsåtgärd och läsanvisning	16
1.2.1 Dokumentation	17
1.2.2 Kommunikation och information	17
1.2.3 Läsanvisning	18
1.2.4 Osäkerheter	21
1.3 Aktörer vid val av efterbehandlingsåtgärd	22
1.3.1 Huvudmannen	22
1.3.2 Tillsynsmyndigheten	23
1.3.3 Allmänheten	24
1.3.4 Övriga aktörer	25
1.4 Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling	25
2 ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL	29
2.1 Att tänka på vid målformulering	29
2.2 Formulera övergripande åtgärds mål	31
2.2.1 Riskreduktion	32
2.2.2 Reduktion av föroreningsmängd eller volym	32
2.2.3 Reduktion av förorenings spridning till omgivningen	33
2.2.4 Minskad exponering	34
2.2.5 Skydd av naturresurser	34
2.2.6 Skydd av markanvändning och andra intressen	35
3 UNDERSÖKNINGAR OCH UTREDNINGAR	37
4 RISKBEDÖMNING	39
4.1 Riskbedömningens syfte	39
4.2 Riskbedömningsprocessen	41
4.3 Riskreduktion och efterbehandlingsbehov	42

4.4	Samverkan mellan riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering	43
5	ÅTGÄRDSUTREDNING	45
5.1	Syfte och metodik	45
5.2	Att tänka på när man tar fram åtgärdsalternativ	46
5.3	Identifiering av tänkbara åtgärdsalternativ	47
5.3.1	Övergripande	47
5.3.2	Antal åtgärdsalternativ	48
5.3.3	Grunduppgifter	49
5.3.4	Metodspecifika uppgifter	50
5.4	Åtgärdsmetoder	51
5.4.1	Övergripande angreppssätt	51
5.4.2	Översikt åtgärdsmetoder	53
5.4.3	Prioritering av åtgärdsmetoder	54
5.4.4	Åtgärdernas beständighet	55
5.5	Inledande alternativanalys	56
5.5.1	Exempel på utvärderingskriterier	57
5.6	Fördjupad alternativanalys	59
5.7	Sammanställning av utredda åtgärdsalternativ	61
6	RISKVÄRDERING	63
6.1	Syfte och metodik	63
6.1.1	Övergripande	63
6.1.2	Underlag för riskvärdering	64
6.1.3	Metodik för riskvärdering	66
6.2	Definition av urvalskriterier	66
6.2.1	Vilka urvalskriterier?	66
6.2.2	Urvalskriterier för måluppfyllelse avseende riskreduktion	67
6.2.3	Urvalskriterier för måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen	68
6.2.4	Urvalskriterier avseende tekniska aspekter	69
6.2.5	Urvalskriterier avseende ekonomiska aspekter	69
6.2.6	Urvalskriterier avseende "mjuka" parametrar	72
6.3	Gradering och värdering av urvalskriterier	72
6.4	Sammanställning och sammanvägning av urvalskriterier	75
6.4.1	Sammanställning av urvalskriterier	75
6.4.2	Sammanvägning av urvalskriterier	78
6.4.3	Exempel på avvägningar mellan urvalskriterier	79
6.5	Förslag till val av åtgärdsalternativ	82
6.6	Fördjupad riskvärdering	83

7	MÄTBARA ÅTGÄRDSMÅL	85
7.1	Allmänt	85
7.2	Formulering av mätbara åtgärds mål	86
7.2.1	Riskreduktion	86
7.2.2	Reduktion av föroreningsmängd eller volym	88
7.2.3	Reduktion av förorenings spridning till omgivningen	88
7.2.4	Minskad exponering	89
7.2.5	Skydd av naturresurser	89
7.2.6	Skydd av markanvändning och andra intressen	90
7.3	Kontroll av måluppfyllelse	92
7.4	Riskkommunikation	93
8	ÅTGÄRDSFÖRBEREDELSE OCH ÅTGÄRDSKRAV	95
8.1	Syfte och metodik	95
8.2	Formulering av åtgärds krav	96
9	UPPFÖLJNING OCH DOKUMENTATION	97
9.1	Varför dokumentera?	97
9.2	Uppföljning och utvärdering	98
9.2.1	Tekniska och naturvetenskapliga aspekter	98
9.2.2	Ekonomi	99
9.2.3	Övriga aspekter	99
	REFERENSER	101

BILAGA 1. EFTERBEHANDLINGSTERMINOLOGI

BILAGA 2. MILJÖRÄTTSLIGA FÖRUTSÄTTNINGAR

BILAGA 3. MILJÖMÅL

BILAGA 4. ÅTGÄRDSMETODER

BILAGA 5. ÅTGÄRDSKOSTNADER

BILAGA 6. EXEMPEL PÅ FORMULERING AV ÅTGÄRDSKRAV

Sammanfattning

Om ett mark- eller vattenområde är förorenat eller en byggnad eller anläggning är förorenad 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. I vissa fall kan åtgärder även behövas av andra skäl, exempelvis i samband med exploatering. Att välja lämpliga och kostnadseffektiva åtgärder för ett förorenat område är kärnan i ett efterbehandlingsprojekt. Därför är det viktigt att valet är både välgrundat och transparent.

I denna rapport ger Naturvårdsverket vägledning om hur man går tillväga för att välja efterbehandlingsåtgärd. Urvalsprocessen omfattar följande moment; formulering av övergripande åtgärds mål, undersökningar och utredningar, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering och förslag till åtgärd samt förslag till mätbara åtgärds mål. Under processen sker en sällning av antalet tänkbara åtgärder med hjälp av olika kriterier, först i åtgärdsutredningen (utvärderingskriterier) och sedan i riskvärderingen (urvalskriterier).

Övergripande åtgärds mål formuleras tidigt i processen. De anger vilken användning eller funktion som ett område ska kunna ha efter genomförd åtgärd eller vilken påverkan och vilka störningar som man bedömer som acceptabel eller oacceptabel i omgivningen. Olika utgångspunkter är de nationella, regionala eller lokala miljömålen, Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling, intressenters och aktörers policy och ståndpunkter, platsspecifika förutsättningar, miljö-rättsliga förutsättningar samt de ekonomiska förutsättningarna. Målen kan uttryckas på olika sätt, bland annat som riskreduktion, reduktion av föroreningsmängd eller volym, reduktion av förorenings-spridning till omgivningen, minskad exponering, skydd av naturresurser samt skydd av markanvändning och andra intressen.

Undersökningar och utredningar används för att skapa faktaunderlaget som sedan bearbetas och utvärderas i riskbedömningen, åtgärdsutredningen och riskvärderingen samt vid formuleringen av mätbara åtgärds mål.

Riskbedömningen ger svar på vilka risker som förorenings-situationen innebär idag och i framtiden, hur mycket riskerna behöver reduceras, vilken form av riskreduktion som behövs samt om åtgärds valet bör inriktas på föroreningskällor, transport- och exponeringsvägar eller skyddsobjekt. Dessutom bedöms den riskminskning som olika åtgärder kan åstadkomma. Undersökningar och utredningar samt riskbedömningsmomentet ingår endast översiktligt i denna vägledning. Riskbedömning utvecklas i Naturvårdsverkets rapport ”Riskbedömning av förorenade områden” (Naturvårdsverket, 2009a).

I en åtgärdsutredning identifieras och analyseras möjliga åtgärdsalternativ med hjälp av utvärderingskriterier. Åtgärdsalternativen kan avse reduktion av föroreningskällan eller begränsning av spridning och exponering. I en inledande alternativanalys sällas de åtgärdsalternativ

bort som inte uppfyller övergripande åtgärds mål eller huvudmannens och andra intressenters förutsättningar, inte är tekniskt genomförbara eller inte ger acceptabla resultat. Genom en fördjupad alternativanalys studeras de kvarvarande åtgärdsalternativen med avseende på kostnader, risker under och efter åtgärds genomförande samt störningar.

I en riskvärdering görs en avvägning mellan kostnaden för de olika åtgärdsalternativen och deras miljömässiga konsekvenser och tekniska risker samt alternativens för- och nackdelar. Detta görs enligt en uppsättning urvalskriterier som speglar måluppfyllelse, tekniska och ekonomiska aspekter samt allmänna och enskilda intressen. Hänsyn tas också till osäkerheter och tidsaspekter samt parametrar som rekreativvärde, estetiska och psykologiska faktorer. I slutet av riskvärderingen bör ett bästa åtgärdsalternativ ha utkristalliserats.

De övergripande åtgärds målen omsätts i form av mätbara åtgärds mål. Det bör alltid finnas minst ett och oftast flera mätbara åtgärds mål för varje åtgärd. Dessa bör ha en tydlig koppling till de övergripande åtgärds målen. Mätbara åtgärds mål behöver kontrolleras efter genomförd åtgärd så att måluppfyllelsen kan bekräftas. Detta görs med hjälp av kontrollprogram för utförandekontroll och omgivningskontroll.

Inför genomförandet av åtgärdena formuleras även åtgärds krav i form av utförandekrav, funktionskrav och egenskapskrav. Syftet är att vägleda entreprenören i utförandet av efterbehandlingsåtgärdena och därmed säkerställa uppfyllelse av de övergripande och mätbara åtgärds målen. Åtgärds kraven bör vara så detaljerade som möjligt och omfatta alla åtgärds aktiviteter samt alla medier eller typer av massor som kommer att åtgärdas eller hanteras. Dessutom behöver kraven vara kalkylerbara. Formulering av åtgärds krav ingår endast översiktligt i denna vägledning.

Det är viktigt att hela processen för att välja efterbehandlingsåtgärd dokumenteras; från upprättande av åtgärds mål, undersökningar och utredningar, riskbedömning, åtgärds utredning, riskvärdering och val av åtgärd till genomförande och uppföljning. Dokumentationen bör omfatta såväl tekniska och naturvetenskapliga aspekter av åtgärdena som ekonomiska aspekter.

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. Remediation can also be needed for other reasons, e.g. in connection with redevelopment. Since selection of suitable and cost effective actions lies at the core of a remediation project, it is important that the remedial selection process is well-founded and transparent.

This is the Swedish Environmental Protection Agency's (SEPA's) guidance document for remedial selection. The process entails the following steps: formulation of remedial goals, investigations and studies, risk assessment, evaluation of remedial alternatives, selection of a remedial alternative, and formulation of quantifiable remedial objectives. During the process, the number of possible remedial alternatives is reduced stepwise using a range of criteria (remedy evaluation criteria and remedy selection criteria).

Remedial goals should be formulated early in the process. These indicate either what kinds of land uses or functions are planned for the affected area subsequent to remediation, or what kinds of impacts are considered acceptable or unacceptable in the surroundings. Remedial goals are derived from national, regional or local environmental goals, SEPA's stance on remediation, interested parties policies and positions, site-specific conditions, legal requirements and economic preconditions. They can be expressed in various ways, e.g. risk reduction, reduction of the source term (quantity or volume), reduction of contaminant transport, diminished exposure, protection of natural resources and protection of land use and other interests.

Investigations and studies are used to gather the data which is later used for risk assessment, evaluation of remedial alternatives, remedial alternative selection and formulation of quantifiable objectives.

Risk assessment provides information about current and future risks, the degree and type of risk reduction which is needed, and an indication whether remediation should focus on contaminant sources, transport- and exposure pathways or risk objects. The amount of risk reduction brought about by various remedial alternatives is also assessed. Investigations, studies and risk assessment are only briefly discussed in this document. The risk assessment process is described in detail in SEPA's report "Risk assessment of contaminated areas" (Naturvårdsverket, 2009a).

A remedial alternative evaluation is carried out to identify and analyze potential remedial alternatives using remedy evaluation criteria. Remedial alternatives can focus on source reduction or reduction of transport and exposure. An initial analysis is used to filter out alternatives that do not meet remedial goals or interested parties preconditions, are not technically feasible, or do not provide acceptable results. During

the subsequent detailed analysis, the remaining alternatives are studied with respect to costs, risks during and after immunities.

Remedial selection consists of finding a suitable balance between the costs of various remedial alternatives vis-à-vis their environmental consequences and technical risks, as well as the advantages and disadvantages of each alternative. This is done using a set of remedy selection criteria which reflect attainment of goals, technical and financial aspects and collective or individual concerns. Consideration is also given to uncertainties and timing as well as to parameters such as psychological factors, recreational and esthetical values. At the conclusion of the selection process, a best alternative should have materialized.

Remedial goals are implemented in the form of quantifiable remedial objectives. There should be at least one and usually several objectives for each remedial alternative. Remedial objectives should be clearly related to remedial goals. They must be followed up after remediation has been completed, so that attainment of remedial goals can be confirmed. This is done by use of programs for monitoring remediation performance and remedial results.

Prior to the start of remediation, specific remedial requirements are developed in the form of performance requirements, functional requirements and characteristic requirements. These are intended to guide the remedial contractor's efforts, thereby assuring attainment of remedial goals and quantifiable objectives. Specific remedial requirements should be as detailed as possible and pertain to all remedial activities and all affected media and material types. As well, it must be possible to estimate the cost of the requirements. Formulation of specific remedial requirements is only covered superficially in this guidance document.

It is important that the entire remedial evaluation and selection process is well documented, from formulation of remedial goals, through investigations and studies, risk assessment, and evaluation and selection of alternatives to implementation and monitoring. The documentation should cover technical and scientific as well as financial aspects of the remediation project.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Om ett mark- eller vattenområde är förorenat eller en byggnad eller anläggning är förorenad i sådan grad att det innebär oacceptabla risker för hälsa, miljö eller naturresurser, behöver man vidta åtgärder. Dessa syftar till att minska riskerna med det förorenade området till en acceptabel nivå. Åtgärder som syftar till att reducera risker, föroreningsmängder eller andra effekter av föroreningar på en plats kallas efterbehandlingsåtgärder¹. Så långt det är möjligt och rimligt eftersträvas långsiktigt hållbara efterbehandlingsåtgärder framför tillfälliga åtgärder.

Innehållet i denna rapport bygger på erfarenheter från det efterbehandlingsarbete som hittills har genomförts i Sverige och internationellt, men även på politiska ställningstaganden som miljömål samt Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling. Rapporten är rådgivande och visar en tänkbar väg till beslut om efterbehandling.

■ Sammanfattning av kapitel 1

Processen att välja efterbehandlingsåtgärd omfattar följande moment; formulering av övergripande åtgärds mål, utredningar och undersökningar, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering och förslag till efterbehandlingsåtgärd samt förslag till mätbara åtgärds mål. Processen innehåller även återkopplingar mellan de olika momenten. I de flesta efterbehandlingsprojekt behöver man gå igenom samtliga moment i processen, men ibland kan det vara befogat att ta en "genväg" förbi ett eller flera moment.

Omfattningen av och ambitionsnivån i momenten anpassas till objektets storlek, komplexitet och till risknivån.

Det är huvudmannen som har det största ansvaret för beslutsprocessen i ett efterbehandlingsprojekt, men tillsynsmyndigheten har också en viktig roll.

¹ Den 1 augusti 2007 genomfördes förändringar i miljöbalkens 10 kap. Dessa innebar bland annat att terminologin förändrades och termen avhjälpande infördes. På grund av övergångsbestämmelserna till 10 kap. miljöbalken är det dock huvudsakligen kapitlets äldre lydelse som kommer att tillämpas i praktiken under en lång tid framöver. I enlighet med detta används i denna rapport den äldre lydelsen av miljöbalkens 10 kap., om inte annat framgår av sammanhanget.

Naturvårdsverket vill med rapporten visa vilka moment som bör beaktas och varför de är viktiga. Utrymme lämnas dock för plats specifika anpassningar eftersom varje efterbehandlingsprojekt har specifika förutsättningar.

Rapporten är användbar oberoende av vem som är huvudman eller finansierar efterbehandlingsåtgärderna, storleken på objekten, typ av föreningar, typ av skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar, vilka medier som är förorenade eller var i landet det förorenade området finns. Innehållet i rapporten har en tonvikt på markfrågor, eftersom erfarenheten är större beträffande utredningar och åtgärder av förorenad mark än andra förorenade medier som exempelvis sediment och grundvatten.

Materialet kan också i delar användas i situationer som inte i första hand syftar till efterbehandling. Detta gäller exempelvis bygg- och anläggningsprojekt där man schaktar jord, muddrar sediment, pumpar vatten, installerar anläggningar eller på andra sätt kommer i kontakt med eller påverkar åtkomsten av eventuellt förorenat material.

Trots att det finns många likheter mellan förorenade områden och nedlagda avfallsdeponier är rapporten inte avsedd för vägledning vid slutbehandling av deponier. Anledningen är att det ofta ställs helt andra och mer detaljerade krav på deponier, beträffande bland annat skyddsåtgärder. Valda delar av innehållet i rapporten kan vara tillämpliga även vid val av åtgärder vid efterbehandling av deponier.

Eftersom ett förorenat område påverkar och påverkas av sin omgivning, bör hänsyn tas till omgivningen. Det kan ibland vara lämpligare att ta ett helhetsgrepp om ett industriområde i stället för att fokusera på enskilda fastigheter. På så sätt kan risken för återkontaminering minimeras. Framför allt kan ett helhetsgrepp medföra samordningsvinster som innebär såväl tekniska som ekonomiska fördelar.

Denna rapport, ”Att välja efterbehandlingsåtgärd”, kompletterar främst Naturvårdsverkets tidigare vägledningar ”Efterbehandling av förorenade områden - vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt” (Naturvårdsverket, 1998b) och ”Åtgärdskrav vid efterbehandling” (Naturvårdsverket, 1997c) samt ”Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering” (Naturvårdsverket, 2008a). Ämnesområdet är under ständig utveckling. Den som ska välja efterbehandlingsåtgärder bör därför hålla sig uppdaterad om de senaste rönen inom riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering.

1.2 Processen för att välja efterbehandlingsåtgärd och läsanvisning

Processen för att välja efterbehandlingsåtgärd startar när det finns information eller misstanke om att ett område är så förorenat att det kan utgöra en risk för människors hälsa eller miljön. Efter undersökningar och utredningar genomförs en riskbedömning. Sedan följer riskhantering som beträffande förorenade områden omfattar åtgärdsutredning, riskvärdering, åtgärds genomförande och uppföljning. Redan i projektets startskede bör man beakta frågor om dokumentation, kommunikation och information.

Valet av efterbehandlingsåtgärd är en process som utförs stegvis och med en ökande grad av upplösning, komplexitet, omfattning och konkretisering. Varje steg eller aktivitet ger underlag för nästa fas. Processen innehåller ett stort antal återkopplingar och ofta pågår flera moment mer eller mindre parallellt. Återkopplingar och ibland även omtag av vissa moment kan bli nödvändiga då ny kunskap efterhand tillkommer. Processen illustreras översiktligt i figur 1.1.

Genom hela processen behöver man hantera de osäkerheter som är förknippade med respektive moment. I början av processen när underlaget är litet bör man vara försiktig i sina antaganden. Det innebär att man även tar hänsyn till konsekvenser av möjliga, men mindre troliga scenarier och väljer försiktiga värden på de parametrar som används. När säkerheten i dataunderlaget ökar kan bedömningen göras mer konkret.

Ambitionsnivå och omfattning för såväl processen som helhet som för de ingående momenten bör anpassas till efterbehandlingsobjektets storlek och komplexitet samt till risknivån. Det kan vara oskäligt att göra omfattande utredningar för mindre objekt, medan det kan vara möjligt att göra ett bättre åtgärdsval genom detaljerade utredningar för större och mer komplexa objekt.

I de flesta efterbehandlingsprojekt behöver man gå igenom momenten i processen grundligt. Ibland kan det räcka med ett kortare övervägande, till exempel i samband med att en förorening av mindre omfattning eller risk påträffas vid ledningsgrävning eller motsvarande. Man går då ganska omgående till genomförandet av en åtgärd och inväntar oftast inte omfattande utredningar. Det är dock viktigt att även före en snabbt genomförd åtgärd översiktligt bedöma vilka risker som föroreningen och åtgärderna i sig kan medföra.

För att välja den lämpligaste efterbehandlingsåtgärden behöver man upprätta övergripande och mätbara åtgärds mål för arbetet. Man behöver också väga den förväntade kostnaden för åtgärden mot tidsåtgången och förväntade resultat. Slutligen krävs att åtgärdens utförande och resultat kontrolleras noggrant.

1.2.1 DOKUMENTATION

Det är viktigt att hela processen för att välja efterbehandlingsåtgärd samt projektet i övrigt dokumenteras. En strukturerad dokumentation bör påbörjas tidigt i projektet. Alla inblandade såväl som intresserade parter måste kunna förstå och följa beslutsprocessen och projektets målsättningar, genomförande och resultat. Dokumentationen bör även följa området i framtiden och hållas offentligt tillgänglig. Det sker lämpligen genom att den arkiveras hos huvudmannen, tillsynsmyndigheten och kommunen, i det fall annan än kommunen är tillsynsmyndighet. Läs mer om dokumentation i kapitel 9.

1.2.2 KOMMUNIKATION OCH INFORMATION

Efterbehandlingsprojekt väcker ofta ett stort intresse hos närboende, media och allmänhet. Det är viktigt att man initialt analyserar och planerar för vilka kommunikations- och informationsinsatser som kan bli aktuella under planering och genomförande, samt efter genomförande av åtgärden. I vissa efterbehandlingsprojekt, exempelvis för mindre objekt

eller objekt av väldigt litet allmänintresse räcker det ofta med en god riskkommunikation under och efter genomförandet. I de fall där man bedömer att det finns ett tydligt behov av att informera och kommunicera i princip under hela projektets gång bör en plan för sådana insatser tas fram redan innan valet av åtgärdsalternativ påbörjas. I planen bör man identifiera målgrupperna, planera kommunikationsinsatserna och föreställa sig eventuella konfliktorsaker. Dessutom är det viktigt att processen är öppen och transparent och att det sker en dialog mellan olika aktörer. Läs mer om riskkommunikation i avsnitt 7.4.

1.2.3 LÄSANVISNING

Huvudmomenten i processen för att välja efterbehandlingsåtgärder beskrivs översiktligt nedan. Resten av kapitel 1 beskriver olika aktörers roll vid val av åtgärd samt Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling.

■ **Formulering av övergripande åtgärds mål** KAPITEL 2

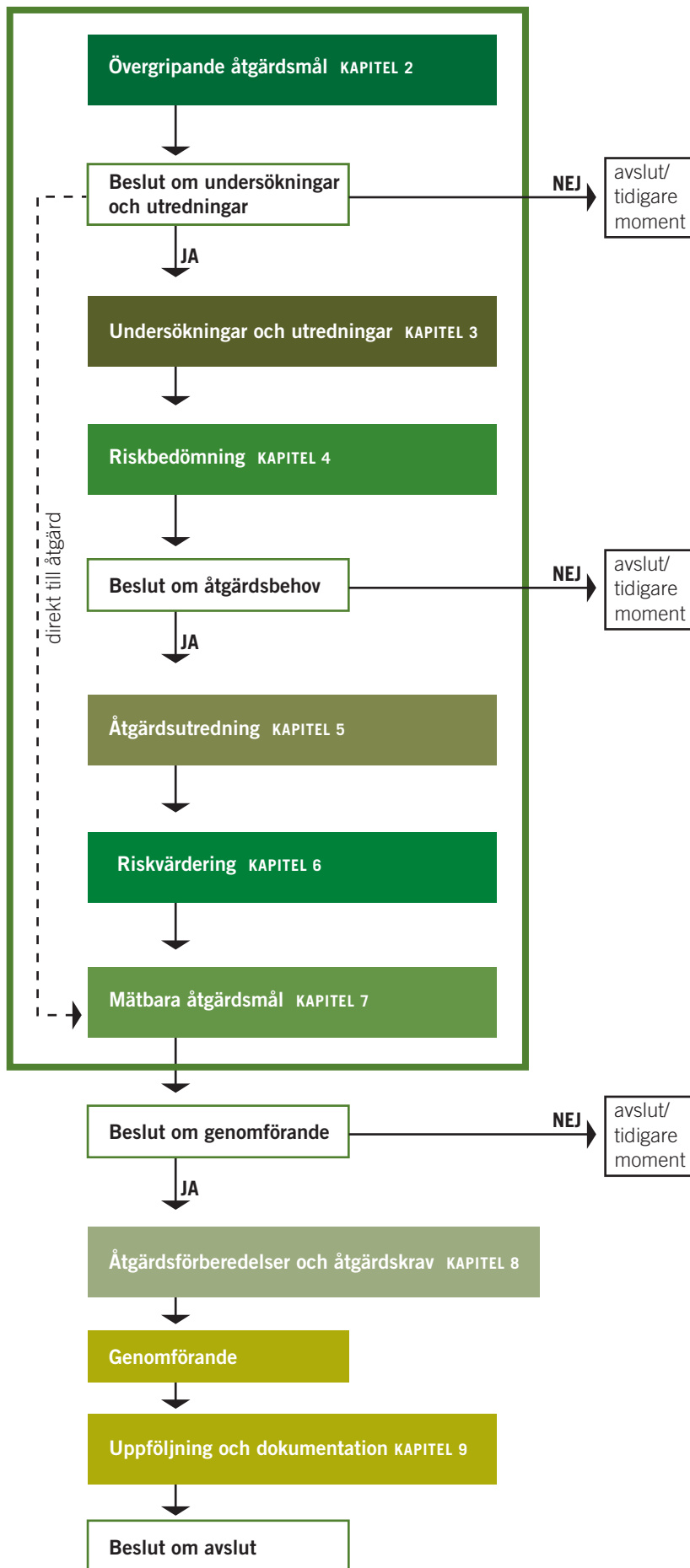
Övergripande åtgärds mål anger vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De visar i första hand vilken användning eller funktion ett område önskas ha efter genomförd efterbehandlingsåtgärd samt vilken påverkan och vilka störningar som kan accepteras inom området eller i omgivningen. Målen tar också hänsyn till pågående markanvändning. Målen bör leda till åtgärder som är permanenta och har en väl avvägd förväntansnivå. Övergripande åtgärds mål kan uttryckas på olika sätt, exempelvis som riskreduktion, reduktion av föroreningsmängd eller volym, reduktion av förorenings spridning till omgivningen, minskad exponering, skydd av naturresurser samt skydd av markanvändning och andra intressen. Inledningsvis kan övergripande åtgärds mål vara relativt vaga och därför behöver de ibland förfinas allt eftersom arbetet fortskrider.

■ **Undersökningar och utredningar** KAPITEL 3

Från undersökningar och utredningar av det förorenade området får man det underlag som behövs för att bedöma om risker för människors hälsa eller miljön föreligger och om det finns ett behov av att minska riskerna genom efterbehandlingsåtgärder. Om man i riskbedömningen konstaterar att området innebär en risk och att det finns behov av efterbehandling, kan underlaget behöva kompletteras inför åtgärdsutredning och riskvärdering samt för formulering av mätbara åtgärds mål. Undersökningar och utredningar omfattar främst uppgifter om förorenings situationen och den naturliga och bebyggda miljön på platsen, samt detaljuppgifter som är specifika för olika åtgärds metoder.

■ **Riskbedömning** KAPITEL 4

Riskbedömning syftar till att identifiera och kvantifiera de risker som ett förorenat område kan ge upphov till. Riskbedömningen är utgångspunkten för ett beslut om efterbehandlingsåtgärder behövs för ett område. Riskbedömningen beskriver vidare vilka risker som förorenings situationen innebär idag och i framtiden, hur mycket riskerna behöver reduceras, vilken form av riskreduktion som behövs på kort och lång sikt samt om valet av efterbehandlingsåtgärder.



Figur 1.1. Översiktlig illustration av processen för att välja efterbehandlingsåtgärd. Rutan visar vilka moment som bidrar till val av åtgärd. Nej-besluten kan innebära att processen avslutas eller att man backar till tidigare moment. Återkopplingar kan ske mellan olika moment, exempelvis från åtgärdsutredning och riskvärdering tillbaka till riskbedömning och även till omformulering av övergripande åtgärds mål.

gärder bör inriktas på föroreningskällor, transport- och exponeringsvägar eller skyddsobjekt. Dessutom bedöms den riskminskning som olika åtgärdsalternativ kan åstadkomma. I denna rapport sammanfattas riskbedömningsmomentet endast kortfattat. Momentet utvecklas i rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning” (Naturvårdsverket, 2009a).

■ **Åtgärdsutredning** KAPITEL 5

I en åtgärdsutredning utreds vilka åtgärdsalternativ som är lämpliga för det aktuella förorenade området. Åtgärdsutredningen utgör ett viktigt underlag för riskvärderingen, där sedan ett slutligt förslag till åtgärdsalternativ tas fram. Utgångspunkterna i åtgärdsutredningen är de övergripande åtgärdsmålen och resultatet från riskbedömningen. I åtgärdsutredningen identifieras och analyseras möjliga åtgärdsalternativ. Åtgärdsalternativen kan avse reduktion av föroreningskällan eller begränsning av spridning och exponering. Åtgärdsalternativen analyseras med hjälp av utvärderingskriterier. När tänkbara åtgärdsalternativ identifierats sällas de alternativ bort som inte uppfyller övergripande åtgärds mål, inte är tekniskt genomförbara eller inte ger acceptabla resultat. Genom en fördjupad alternativanalys studeras sedan de kvarvarande åtgärdsalternativen med avseende på kostnader, risker både under och efter åtgärdsgenomförandet samt omgivningspåverkan.

■ **Riskvärdering** KAPITEL 6

I en riskvärdering jämförs åtgärdsalternativen från åtgärdsutredningen genom att utvärdera deras nyttor (i första hand nyttan av riskreduktionen) mot deras kostnader, tekniska möjligheter och övriga aspekter. Riskvärderingen utgår från de övergripande åtgärds målen samt resultat från undersökningar och utredningar, riskbedömningen och åtgärdsutredningen. Resultaten tolkas i riskvärderingen och leder till en avvägning mellan å ena sidan de totala miljömässiga konsekvenserna (positiva och negativa) och tekniska riskerna för de olika åtgärdsalternativen, å andra sidan alternativens kostnader. Riskvärderingen mynnar i ett beslutsunderlag för att välja det lämpligaste åtgärdsalternativet för det aktuella objektet. Riskvärderingen bör utföras i nära samråd mellan huvudman, tillsynsmyndighet och andra berörda samt i vissa fall med allmänheten.

■ **Förslag till mätbara åtgärds mål** KAPITEL 7

Mätbara åtgärds mål uttrycker vad som krävs för att uppnå de övergripande åtgärds målen. De utgör därmed en konkretisering av de övergripande målen i kvantifierbara termer. Man bör ta fram minst ett, ofta flera, mätbara åtgärds mål för varje efterbehandlingsåtgärd. De mätbara åtgärds målen bör ha en tydlig koppling till de övergripande åtgärds målen. Om det inte är möjligt att formulera mätbara åtgärds mål där måluppfyllelsen faktiskt går att mäta, kan det bli nödvändigt att omformulera de övergripande åtgärds målen. För vissa åtgärdsalternativ kan det även vara aktuellt med mätbara åtgärds mål som gäller under genomförandeskedet. Mätbara åtgärds mål behöver kontrolleras så att måluppfyllelsen kan bekräftas.

Detta görs med hjälp av kontrollprogram för utförandekontroll, omgivningskontroll samt referensundersökningar.

■ **Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav** KAPITEL 8

Genomförandet av efterbehandlingsåtgärder förbereds, bland annat genom formulering av åtgärdskrav som preciserar vad som bör göras och på vilket sätt det bör göras. Syftet är att vägleda och styra entreprenörens utförande av efterbehandlingsåtgärderna och därmed säkerställa uppfyllelse av de övergripande och mätbara åtgärdsmålen. Åtgärdskrav bör vara så detaljerade som möjligt och omfatta samtliga åtgärdsaktiviteter och samtliga medier som ska åtgärdas eller hanteras. Dessutom bör åtgärdskraven vara kalkylerbara. Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav behandlas endast översiktligt i denna rapport.

■ **Uppföljning och dokumentation** KAPITEL 9

Det är viktigt att hela processen för att välja efterbehandlingsåtgärd dokumenteras och lätt kan följas. Dokumentationen behöver omfatta allt från upprättande av åtgärds mål, riskbedömning och åtgärdsutredning till riskvärdering, val av åtgärd, faktiskt genomförande av åtgärden och uppföljning av åtgärden. Dokumentationen bör omfatta såväl tekniska och naturvetenskapliga aspekter av åtgärderna som ekonomi och övriga aspekter. Den är avsedd för tillsynsmyndighetens bedömningar, som underlag för riskkommunikation, i förekommande fall som underlag i en planprocess eller för bevarande av information för andra ändamål.

1.2.4 OSÄKERHETER

Vilka osäkerheter som finns i de olika momenten i processen för att välja efterbehandlingsåtgärd behöver belysas. Det kan till exempel göras genom att använda statistiska mått. När man kommer till momentet riskvärdering och många aspekter ska vägas samman är det viktigt att de

Tabell 1.1. Exempel på osäkerheter i ett efterbehandlingsprojekt.

Föroreningskällor	Spridning	Undersökning, provtagning och analys	Riskbedömning	Åtgärdsfas
■ Historik	■ Geologiska förhållanden – lagerföljd – spricksystem	■ Strategi	■ Konceptuell modell	■ Effektivitet
■ Verksamhet		■ Provtagningsätt	■ Spridningsmodell	■ Teknisk genomförbarhet
■ Föroreningstyp		■ Urval av ämnen	■ Exponeringsmodell	■ Miljö- och hälsorisker
■ Teknisk funktion	■ Hydrogeologiska förhållanden – grundvattenströmning – randvillkor	■ Analysmetod – fältanalys – laboratorieanalys	■ Dos-effekt-samband	■ Åtgärds mål ■ Kostnader ■ Övriga intressen
	■ Markkemi	■ Fältstudier		
	■ Föroreningars egenskaper			

osäkerheter som finns i underlaget är väl dokumenterade. Olika typer av osäkerheter som kan behöva hanteras inom ett efterbehandlingsprojekt exemplifieras i tabell 1.1.

Ett sätt att hantera osäkerheter är att konsekvent välja de mest ogynnsamma förhållandena i alla bedömningssteg, men ett sådant förfarande kan lätt resultera i orealistiska skattningar. I praktiken används istället ofta försiktiga, men inte orealistiska skattningar. Fortfarande är dock osäkerheten inte tydlig och säkerhetsmarginalen är okänd. Det är ett problem för de inblandade och kan försvåra riskkommunikationen. Att uppskatta och tydliggöra osäkerheter är därför av stor betydelse i varje bedömning. Läs mer om osäkerheter och representativa halter i bland annat rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” (Naturvårdsverket, 2009a).

1.3 Aktörer vid val av efterbehandlingsåtgärd

Beslut om efterbehandlingsåtgärder bör fattas på bästa möjliga grund. En förutsättning är att beslutsunderlaget är så komplett som möjligt. Beslutsunderlaget sammanfattar åtgärdsvalsprocessen, från undersökningar och utredningar, formulering av övergripande åtgärds mål, riskbedömning och åtgärdsutredning till riskvärdering och förslag till åtgärdsalternativ och mätbara åtgärds mål. Att få ett väl underbyggt besluts material kan underlättas genom att följa den process som beskrivs i denna rapport.

Beslutsunderlaget bör vara transparent och väl förankrat hos berörda aktörer. Både den som är ansvarig för genomförande av utredningar eller efterbehandlingsåtgärder (huvudmannen), tillsynsmyndigheter och andra berörda (såsom fastighetsägare och verksamhetsutövare) bör medverka i beslutsprocessen. I vissa projekt som kan påverka en bredare grupp är det fördelaktigt om allmänheten också medverkar när beslutsunderlaget tas fram. Andra aktörer som vanligen är berörda av efterbehandlingsprojekt är konsulter, andra rådgivare och forskare samt entreprenörer.

1.3.1 HUVUDMANNEN

Det är vanligtvis huvudmannen som har det största ansvaret för beslutsprocessen. Det är huvudmannen som fattar de flesta väsentliga besluten under projektiden, till exempel val av åtgärder, övergripande och mätbara åtgärds mål samt åtgärds krav. Eftersom målsättningen är ”det bästa beslutet” är det lämpligt att man i beslutsprocessen stämmer av olika parter åsikter och förväntningar. Då kan hänsyn till exempel tas till myndighets krav och synpunkter från allmänheten. Förutom tillsynsmyndigheten finns det flera andra myndigheter som kan tänkas vara berörda av ett efterbehandlingsprojekt och därmed bör tillfrågas, till exempel Fiskeriverket och Vattenmyndigheten där det förorenade området är beläget.

Enligt 28 § i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) är det anmälningsplikt för den som vill vidta avhjälpande åtgärder (inklusive utredning och efterbehandling), som kan medföra ökad risk för spridning eller exponering av föroreningarna och där risken inte bedöms som ringa. Det kan också krävas tillstånd eller anmälan enligt miljöbalken om åtgärden omfattar vattenverksamhet (11 kap. miljöbalken), behandling eller deponering i egen anläggning

(9 kap. miljöbalken)². Tillstånd eller anmälan kan även behövas för behandlingsförsök i pilot- eller fullskala. För tillfälliga behandlingsanläggningar som ställs upp på ett efterbehandlingsobjekt krävs bara en anmälan om behandlingen pågår under maximalt ett år och inte innebär någon form av deponering på platsen, enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899).

Huvudmannen behöver bedöma behovet av anmälan eller tillstånd i varje enskilt fall utifrån kunskap om bland annat föroreningarnas belägenhet, farlighet och mängd, omgivningens känslighet samt planerade åtgärder inklusive hantering av förorenade massor. I normalfallet krävs anmälan för efterbehandlingsåtgärder. Även utredningar kan vara anmälningspliktiga om huvudmannen bedömer att de kan medföra mer än ringa risk för ökad föroreningsspridning eller exponering. Se vidare bilaga 2.

Huvudmannen bör samråda med tillsynsmyndigheten i god tid innan anmälan eller tillståndsansökan ska lämnas in. En anmälan ska vara inlämnad minst sex veckor innan åtgärden vidtas, om inte tillsynsmyndigheten bestämmer något annat. För tillståndspliktiga åtgärder krävs att man har fått tillståndet innan man vidtar åtgärderna. En tillståndsprocess kan ta lång tid.

I samband med en prövning av verksamheten lämnar huvudmannen förslag till övergripande och mätbara åtgärds mål samt i vissa fall åtgärdskrav. Åtgärdskraven kan till exempel inkludera krav på återfyllnings- och ersättningsmassor och utsläppskrav (från muddring och avvattning). Åtgärdskraven fastställs sedan av tillsynsmyndigheten.

Det är upp till huvudmannen att hålla sig uppdaterad om den senaste utvecklingen inom riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Det är också viktigt att huvudmannen överväger, och vid behov utreder, andra konsekvenser av sina beslut. Detta gäller i synnerhet när huvudmannen av något skäl väljer att:

- Ta genvägar genom beslutsprocessen.
- Prioritera vissa medier eller skyddsobjekt.
- Inte genomföra några efterbehandlingsåtgärder alls trots att riskbedömningen har påtalat ett åtgärdsbehov.
- Föreslå åtgärder som innebär att endast en del av förorenings-situationen åtgärdas.

1.3.2 TILLSYNSMYNDIGHETEN

I beslutsprocessen om efterbehandlingsåtgärder spelar tillsynsmyndigheten en viktig roll. Inledningsvis bör den fungera som bollplank och samtalspart i informella och formella samråd. I slutet av processen fattar myndigheten formella beslut. Det finns olika tillvägagångssätt för detta, beroende på den juridiska situationen.

2 Muddring innebär alltid en prövning av vattenverksamhet enligt 11 kap. miljöbalken. Avsänkning eller bortledning av grundvatten, anläggande av kaj, utfyllnad av vattenområde osv. kan också behöva prövas enligt 11 kap. miljöbalken. Begreppet behandling kan sträcka sig från den enklaste krossning och avvattning till avancerade jordtvättar och termiska behandlingsanläggningar.

När tillsynsmyndigheten bedömer att efterbehandlingsåtgärder är befogade på grund av risk för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön, kan myndigheten ställa krav på efterbehandling med utgångspunkt i 2 kap. 8 § miljöbalken (ansvar för skadad miljö) och i 10 kap. miljöbalken (verksamheter som orsakar miljöskador). Det kan göras i form av ett föreläggande, där de efterbehandlingsansvariga (en eller flera verksamhetsutövare eller fastighetsägare) åläggs att utreda, planera och genomföra åtgärderna. Huvudmannen (som i detta fall är en av de efterbehandlingsansvariga) behöver sedan anmäla och i vissa fall även söka tillstånd för att genomföra åtgärderna. Myndigheten meddelar genom föreläggande eller förbud de ytterligare skyddsåtgärder, begränsningar och försiktighetsmått som den anser behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Tillsynsmyndigheten kan också meddela att den inte vidtar några åtgärder med anledning av anmälan.

Oavsett om tillsynsmyndigheten i föreläggande eller motsvarande ställt krav på redovisning av resultat från utredning eller efterbehandling bör myndigheten underrättas om resultatet. Därmed får den underlag för bedömning och eventuellt beslut om behovet av fortsatta utredningar eller åtgärder. Det gäller även om utredningarna visar att det inte finns något behov av efterbehandlingsåtgärder.

Efterbehandlingsåtgärder kan också göras frivilligt. Någon som saknar ansvar enligt 10 kap. miljöbalken kan ändå ha för avsikt att genomföra efterbehandlingsåtgärder. Det kan exempelvis handla om den som har tagit på sig huvudmannaskapet för ett projekt som finansieras genom statsbidrag. Huvudmannen lämnar även då in en anmälan, eller om så krävs även en tillståndsansökan. I sådana fall behöver tillsynsmyndigheten också fatta beslut om förslaget, men den lagliga grunden är oftast 2 kap. 3 och 7 §§ miljöbalken (allmän hänsyn och rimlighet). Myndigheten meddelar genom föreläggande eller förbud de ytterligare skyddsåtgärder, begränsningar och försiktighetsmått som den anser behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa, miljön eller naturresurser. Tillsynsmyndigheten kan också meddela att den inte vidtar några åtgärder med anledning av anmälan.

Därutöver kan situationer med en kombination av ovanstående inträffa, till exempel där någon som har ansvar enligt 10 kap. miljöbalken vill genomföra efterbehandlingsåtgärder på frivillig basis, utan föregående krav från tillsynsmyndigheten. Rent juridiskt hanteras dessa fall som om de inte vore frivilliga. Skillnaden är att anmälan eller tillståndsansökan inte föregås av ett föreläggande.

1.3.3 ALLMÄNHETEN

I vissa projekt kan det vara önskvärt att allmänheten deltar i beslutsprocessen, exempelvis när ett större geografiskt område, delar av ett samhälle eller betydelsefulla naturresurser är förorenade eller kan påverkas av åtgärdernas genomförande. Det kan också finnas ett behov av en dialog med allmänheten beträffande till exempel olika intressegruppers användning av området samt störningar och olägenheter under genomförandet av åtgärderna. Behovet av att involvera allmänheten avgörs från fall till fall.

Allmänhetens engagemang stärker beslutens förankring och ger dessa ökad legitimitet. Allmänheten kan också tillföra kunskaper som skiljer sig från experternas och politikernas kunskaper, vilket kan ha stor betydelse för genomförandet av efterbehandlingsåtgärderna. Huvudskälet till att involvera allmänheten i beslutsprocessen är allas rätt att bli inblandade i beslut som rör oss. En mer ingående diskussion kring allmänhetens engagemang återfinns i Andersson m.fl., 2006.

Det finns många sätt att engagera allmänheten i beslutsprocessen, till exempel genom informations- och diskussionsmöten, rundabordssamtal, enkäter och intervjuer. Som utgångspunkt för detta engagemang behövs vanligtvis icke-tekniska sammanfattningar av utredningsrapporterna.

1.3.4 ÖVRIGA AKTÖRER

Flera aktörer deltar i processen för att välja efterbehandlingsåtgärd. Dessa kan till exempel vara de konsulter som oftast tar fram beslutsunderlagen, rådgivande myndigheter och forskare. Vid de delar av riskbedömningen som avser människors hälsa kan det vara lämpligt att ta del av den kunskap som finns vid landets miljömedicinska enheter. När det gäller flera av momenten finns specialistkunskaper på exempelvis universitet och högskolor. Det finns även ett flertal andra institutioner som har breda kunskaper kring olika delar av åtgärdsvalsprocessen.

Berörda fastighetsägare och verksamhetsutövare kan ha synpunkter på processen. Dessa kanaliseras genom huvudmannen, som har till uppgift att jämkra samman alla åsikter på vägen mot åtgärdsvalet.

Entreprenörer är normalt underordnade huvudmannen, och har ingen uttalad roll i valet av åtgärder. Däremot är det vanligt att entreprenörer levererar underlag som kan behövas i åtgärdsutredningen, till exempel utredningar av om det förorenade mediet är behandlingsbart. Dessutom behöver entreprenörerna i genomförandeskedet ta del av och infria åtgärdskrav, så att åtgärdernas måluppfyllelse säkerställs.

1.4 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 miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö.

Det gemensamma, övergripande syftet med miljöbalken och miljö kvalitetsmålen är att främja en ekologiskt hållbar utveckling. Miljö kvalitetsmålen 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 (miljö målspropositionen 2000/01:130 och miljö balkspropositionen 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 nödvändig 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 Giftfri 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 grävbeten. 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 Giftfri 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.



Ett övergripande åtgärds mål kan vara att området ska vara underhållsfritt efter åtgärden.

2 Övergripande åtgärds mål

2.1 Att tänka på vid målformulering

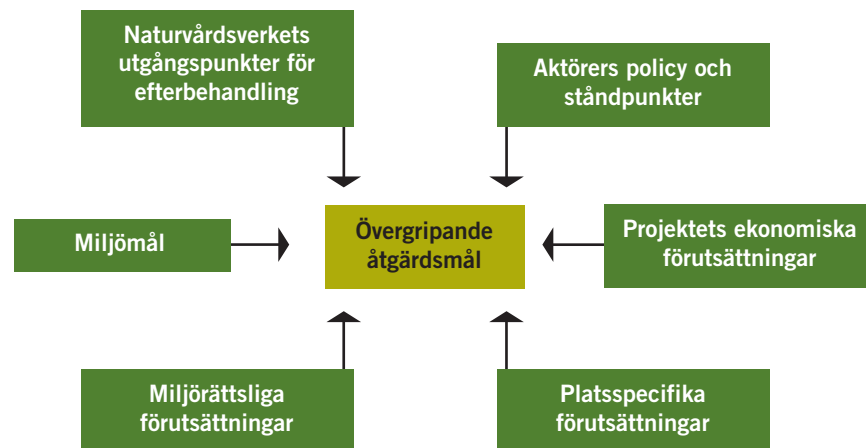
Åtgärds mål kan delas upp i övergripande respektive mätbara åtgärds mål. Här beskrivs hur man formulerar övergripande åtgärds mål. Övergripande åtgärds mål tar man fram tidigt i processen. Redan momentet riskbedömning utgår från de övergripande åtgärds målen. Resultaten av riskbedömningen, åtgärdsutredningen och riskvärderingen visar sedan om man kan uppnå de övergripande målen. Beroende på hur åtgärds målen formuleras kan man utesluta eller aktualisera åtgärdsalternativ, vilket bör beaktas i åtgärdsutredningen och riskvärderingen.

Övergripande åtgärds mål anger vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De visar i första hand vilken användning eller funktion ett område önskas ha efter genomförd efterbehandlingsåtgärd samt vilken påverkan och vilka störningar som kan accepteras inom området eller i omgivningen. Målen tar också hänsyn till pågående markanvändning. Övergripande åtgärds mål ser olika ut beroende på vilket förorenat område de avser. Exempelvis skiljer sig troligen övergripande åtgärds mål för ett gammalt gruvområde, som i första hand belastar den omgivande miljön, från målen för ett före detta industriområde som bebyggs med bostäder och där risken för människors hälsa är det huvudsakliga problemet.

■ Sammanfattning av kapitel 2

Övergripande åtgärds mål formuleras man tidigt i processen. De anger vilken användning eller funktion ett område är tänkt att ha efter åtgärd eller vilken påverkan och vilka störningar som är acceptabla eller oacceptabla i omgivningen. Målen bör leda till åtgärder som är permanenta och har en väl avvägd förväntansnivå. Målen kan uttryckas på olika sätt, exempelvis som riskreduktion, reduktion av föroreningsmängd eller volym, reduktion av förorenings spridning till omgivningen, minskad exponering, skydd av naturresurser samt skydd av markanvändning och andra intressen.

I figur 2.1 illustreras de översiktliga aspekter som bör beaktas när man ska formulera övergripande åtgärds mål.



Figur 2.1. Aspekter som bör beaktas vid formulering av övergripande åtgärds mål.

När man upprättar åtgärds mål är det viktigt att tänka i ett långt tidsperspektiv. Övergripande åtgärds mål har sin utgångspunkt i nationella, regionala eller lokala miljömål, Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling, olika intressenters och aktörers policy och ståndpunkter samt platsspecifika förutsättningar. Exempel på platsspecifika förutsättningar är pågående och planerad markanvändning, markanvändningen i omgivningen, tillgång till transportmöjligheter, förekomst av skyddad natur och kulturminnen, närhet till vattentäkter och naturvetenskapliga eller tekniska förutsättningar.

Vid målformuleringen beaktas också de miljörättsliga och ekonomiska förutsättningarna som gäller för projektet. De ekonomiska förutsättningarna beaktas redan vid formuleringen av övergripande åtgärds mål för att undvika att orealistiska mål sätts upp och processen avstannar eller måste göras om. Ekonomiska aspekter återkommer i riskvärderingen, men om hänsyn tas till ekonomi redan vid formuleringen av övergripande åtgärds mål kan ekonomiskt helt orimliga åtgärdsalternativ undvikas. Det gäller dock inte maxalternativet och bästa teknikalternativet, som alltid tas med till riskvärderingen som jämförelsealternativ (se avsnitt 5.2.2).

Målen bör helst formuleras på sådant sätt att när efterbehandlingen har genomförts krävs inga ytterligare åtgärder för att uppnådda mål ska kunna bibehållas. Målen bör främja val av beständiga och långsiktigt hållbara åtgärder. Det gäller bland annat att minska riskerna för människor, miljön och naturresurser samt att minska mängderna och halterna av metaller och naturfrämmande ämnen i miljön. Åtgärds målen bör också uppmuntra till hushållning med material genom återanvändning och återvinning. Råvaror och energi bör användas så effektivt som möjligt så att förbrukningen minimeras. Vidare bör det som utvinns ur naturen kunna användas, återanvändas, återvinnas eller slutligt omhändertas med minsta möjliga resursförbrukning, och utan att naturen skadas.

En annan viktig aspekt att beakta är om åtgärds målen innebär begränsningar i markanvändning. Om så är fallet är det viktigt att redan i

målformuleringen ta hänsyn till om det finns behov av till exempel administrativa åtgärder och om åtgärdsalternativen medför framtida drift eller underhåll.

Det kan hända att flera tänkbara övergripande åtgärds mål identifieras som speglar skilda förväntningar på vilka resultat man kan uppnå (så kallade förväntansnivåer). Detta kan bland annat inträffa om de mål som ursprungligen formulerades inte kan uppnås, exempelvis till följd av tekniska svårigheter eller av ekonomiska orsaker. Då bör åtgärdsalternativ för flera förväntansnivåer utredas, tills man hittar en nivå som både är rimlig och acceptabel. Skilda förväntansnivåer kan också återspegla olika typer av pågående och framtida markanvändning. Det kan också ofta vara lämpligt att ha separata åtgärds mål avseende risk för hälsa respektive miljö.

2.2 Formulera övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål kan antingen vara riskbaserade eller vara direkt kopplade till nationella, regionala eller lokala miljömål eller till exempel en miljöpolicy. Alla aktörer har sina egna ståndpunkter, drivkrafter och målsättningar. Till exempel kan intentioner i översikts- och detaljplaner, intresse av att använda specifika åtgärdstekniker, företagspolicy, kapacitet och arbetsbeläggning, allmänna värderingar och mycket annat ha inflytande på formuleringen av övergripande åtgärds mål i ett enskilt projekt. Övergripande åtgärds mål kan ha olika syften och kan uttryckas på flera olika sätt, bland annat som:

- riskreduktion
- reduktion av föroreningsmängd eller volym
- reduktion av förorenings spridning till omgivningen
- minskad exponering
- skydd av naturresurser
- skydd av markanvändning och andra intressen.

Riskbaserade åtgärds mål utgår från vilken riskreduktion som krävs för att de framtida riskerna för hälsa, miljö och naturresurser inom området och i omgivningen ska vara acceptabla. Andra åtgärds mål kan handla om att avlägsna föroreningar från kretsloppet, oavsett risknivå, eller att till exempel göra sig av med eventuella ”miljöskulder” från ett företags fastighetsinnehav.

Övergripande åtgärds mål behöver enkelt kunna omvandlas till mätbara åtgärds mål, för att därigenom mäta måluppfyllelsen. Om det inte är möjligt kan de övergripande åtgärds målen behöva omformuleras. Inför genomförandet av åtgärder upprättas åtgärds krav. Dessa preciserar i detalj vad som krävs för att uppnå de mätbara åtgärds målen. Åtgärds krav diskuteras översiktligt i kapitel 8. Relationen mellan nationella, regionala och lokala miljömål, övergripande åtgärds mål, mätbara åtgärds mål och åtgärds krav åskådliggörs med exempel i tabell 2.1.

Miljömål	Övergripande åtgärds mål	Mätbara åtgärds mål	Åtgärds krav
Marken ska vara lämplig för sitt ändamål och utgöra en god och hälsosam livsmiljö.	Området ska kunna utnyttas för bostadsändamål. Eventuella risker för de boende från markföroreningar ska vara på lågrisknivå.	Halterna av kvicksilver inom området bör inte överskrida det platspecifika hälsoriskbaserade riktvärdet 1 mg/kg TS.	4000 m ³ jord ska schaktas upp från angivna delytor och skickas till godkänd mottagare.
Ingen skadlig exponering för farliga kemiska ämnen.			Efterkontroll av schaktbotten innan återfyllning ska ske med 5 prov per 200 m ² .
All fisk ska vara tjänlig som människoföda.	Miljön i närbelägen recipient ska skyddas. Eventuella risker för omgivningen ska inte äventyra uppfyllelse av nationella, regionala eller lokala miljömål.	Halten av kvicksilver i ytvatten bör inte överstiga 4 ng/l.	Ett 0,3 meter mäktigt tätskikt med hydraulisk konduktivitet < 10 ⁻⁷ m/s och angiven ytmodulering ska anläggas.
Den variationsrika livsmiljön i sjöar och vattendrag ska bevaras.		Belastningen av kvicksilver från markområdet till recipienten bör underskrida 5 g/år.	Ett 1,0 meter mäktigt skyddslager bestående av jord med angiven kornstorleksfördelning ska anläggas.
Den biologiska mångfalden ska bevaras.		Halten av kvicksilver i ytsediment bör underskrida 0,1 mg/kg TS.	De översta 0,5 meter av sedimenten ska sugmuddras. Muddermassorna ska avvattnas till en torrsbstanshalt av 40 % och skickas till godkänd mottagare.

Tabell 2.1. Exempel på nationella, regionala och lokala miljömål, övergripande åtgärds mål, mätbara åtgärds mål och åtgärds krav för ett efterbehandlingsprojekt.

2.2.1 RISKREDUKTION

Ett exempel på övergripande åtgärds mål som utgår från riskreduktion och som syftar till att reducera risken för människors hälsa eller miljön är att; ”människors hälsa ska inte påverkas negativt av markförorening vid den planerade markanvändningen” eller ”ett naturligt markekosystem ska kunna utvecklas inom området”. För att uppnå sådana åtgärds mål bör varje acceptabelt åtgärdsalternativ reducera riskerna åtminstone till en nivå där skada eller olägenhet inte bedöms uppstå. De mätbara åtgärds målen behöver sedan förtydliga på vilket sätt som varje aktivitet bidrar till riskreduktionen, det vill säga genom att minska föroreningskällan, spridningen eller exponeringen (se vidare kapitel 4).

2.2.2 REDUKTION AV FÖRORENINGSMÄNGD ELLER VOLYM

Övergripande åtgärds mål kan formuleras för att åstadkomma en minskning av föroreningsmängderna på den aktuella platsen. Utöver riskreduktion kan sådana mål syfta till att reducera spridning av föroreningar till omgivningen runt den aktuella platsen. Det kan i sin tur vara i syfte att minska befintliga eller befarade risker för människors hälsa, miljön eller naturresurser, eller att det finns ett allmänt behov av att lokalt minska förorenings spridningen och exponeringen för förorening (se vidare avsnitt 2.2.3 och 2.2.4). Sådana mål kan exempelvis uttryckas så att ”föroreningsmängden ska vara på en nivå där eventuell spridning av föroreningar kan omhändertas genom naturliga processer”.

Ett övergripande åtgärds mål att minska mängden föroreningar totalt sett inom det aktuella området kan vara betingat av till exempel nationella eller regionala miljömål eller enskilda verksamhetsutövers miljöpolicy. Det behöver inte vara kopplat till riskerna för hälsa, miljö eller naturresurser på den aktuella platsen. Det är viktigt att denna typ

av åtgärds mål formuleras tidigt i processen, eftersom det kan ha en stor inverkan på upplägget av kompletterande undersökningar och riskbedömning. Ett exempel på en målformulering av denna typ är att; ”den kvarvarande föroreningsmängden inom området ska inte vara väsentligt större än föroreningsmängden i omgivningen”. Det gäller dock att definiera vad man menar med ordet ”väsentligt”.

Det kan vara önskvärt att reducera volymen och den öppna ytan av förorenat material. Dels kan detta innebära minskad sannolikhet för exponering och spridning, dels kan det leda till lägre åtgärds kostnader för exempelvis skyddsåtgärder i form av barriärer eller *in situ*-behandlingar. Exempel på mål av denna typ är att; ”ytarean av kvarvarande föroreningar ska minskas för att minimera utlakning genom infiltration av nederbörd” eller ”den förorenade volymen ska minimeras så att omfattningen av eventuella skyddsåtgärder kan optimeras”.

2.2.3 REDUKTION AV FÖRORENINGSSPRIDNING TILL OMGIVNINGEN

Åtgärds mål kopplade till spridning av föroreningar från en plats kan till exempel motiveras av att spridningen kan påverka skyddsvärda yt- och grundvattenrecipienter, förorena dricksvattentäkter, påverka det akvatiska livet i en recipient eller orsaka risker för organismer högre upp i näringskedjan (inklusive människor). Spridning kan också ske genom att damm sprids till närliggande områden, att ångor från förorenat grundvatten tränger in i byggnader utanför området osv.

Exempel på övergripande åtgärds mål för efterbehandlingsåtgärder som syftar till att begränsa spridningen är att; ”dricksvatten från området ska kunna konsumeras utan risk för människors hälsa” eller ”toxiska effekter på det akvatiska livet i recipienten ska begränsas”.

Man behöver ta hänsyn till flera faktorer när man formulerar åtgärds mål som rör spridning och belastning, bland annat nedanstående.

- **Belastningen från ett förorenat område är svår att mäta.** Detsamma gäller ibland även mätning av föroreningshalter i recipienter. För att få ett tillräckligt underlag för att fatta beslut om mätbara åtgärds mål och kunna följa upp måluppfyllelsen efter åtgärd behöver man i många fall genomföra omfattande undersökningar, både före och efter åtgärd.
- **Verksamheten som gav upphov till markföroreningarna, liksom andra verksamheter, kan även ha orsakat utsläpp till luft och vatten.** Det kan ha orsakat förhöjda föroreningshalter i omgivningen utanför det primärt förorenade området. Sekundära utsläpp från sådana områden kan vara svåra att skilja från utsläpp från det område som är föremål för efterbehandling. Ett sekundärt utsläpp innebär utsläpp som inte kommer direkt från den ursprungliga föroreningskällan. Till exempel kan sediment som ursprungligen förorenades av ett industriutsläpp utgöra en sekundär källa om det sker ett läckage från dessa sediment.
- **Uppskattning av den framtida belastningen från ett förorenat område innebär ofta stora osäkerheter.** De områden som bidrar till en stor belastning idag har ofta stora spridningsförutsättningar. Det kan handla om lätttrögliga föroreningar i genomsläppliga jordar,

föroreningar i strandnära områden med hög vattenomsättning eller stora erosionsrisker, eller föroreningar i sediment som har ett stort utbyte med överliggande vattenmassa. För andra områden kan spridningsförutsättningarna i dagsläget vara måttliga, men föroreningen är i rörelse mot ytvattenrecipienter eller utströmningsområden och belastningen från dessa områden kan förväntas öka.

- **Förändringar i yttre förhållanden kan vara svåra att förutsäga.** Till exempel kan framtida kemiska eller hydrologiska förändringar komma att förändra spridningsförutsättningarna och därmed belastningen från ett område.
- **Belastningen från ett förorenat område kan pågå under en mycket lång tid.** När man fattar beslut om åtgärds mål och om vilka åtgärder som behöver vidtas kommer beslutet vanligtvis också att få verkan under lång tid.
- **Kunskapen om storleken på andra källor än det förorenade området som kan påverka samma recipient är ofta mycket begränsad.** Även om beräkningar visar att förorenings spridningen från det förorenade området inte ensamt utgör någon risk för människors hälsa, miljön eller naturresurser, kan kombinationen av flera utsläppskällor som belastar samma recipient innebära att risker uppkommer.

2.2.4 MINSKAD EXPONERING

Risker kan reduceras genom att man minskar möjligheterna till exponering för föroreningen. Övergripande åtgärds mål med detta syfte är ofta enkla att formulera. Ett exempel på ett sådant övergripande åtgärds mål är att; ”ingen människa ska kunna komma i direkt kontakt med förorenat material inom det aktuella området”. Om målen sedan är enkla att uppnå eller inte beror på val av åtgärds metod. Ibland kan kortsiktiga övergripande åtgärds mål som enbart syftar till minskad exponering behövas för att reducera en akut risk med ett förorenat område. Efterbehandlingsåtgärder kan då vara mindre långsiktiga, till exempel asfaltering av en yta. Ofta är också administrativa åtgärder kopplade till sådana åtgärder. Det kan då finnas svårigheter att upprätthålla den minskade exponeringen på längre sikt. Exempelvis kan asfalterade ytor spricka upp, vittra sönder och utsättas för ojämna belastningar och sättningar. I ett senare skede återkommer man med åtgärder som angriper föroreningskällan eller spridningen, och för de långsiktiga åtgärderna formuleras då nya övergripande åtgärds mål.

2.2.5 SKYDD AV NATURRESURSER

Efterbehandlingsåtgärder kan behövas av hänsyn till det allmänna skyddsintresset av till exempel viktiga och skyddsvärda grund- och ytvattenresurser eller betydelsefulla sand- och grusformationer. Ett övergripande åtgärds mål kan exempelvis formuleras så att; ”möjligheten att i framtiden använda grundvattnet som dricksvatten eller för bevattning ska inte begränsas”.

Det kan vara svårt att formulera mätbara åtgärds mål för yt- och grundvattenrecipienter. Vid bedömning av risker för yt- och grundvattenrecipienter uppskattar man ofta eventuella haltökningar med be-

övergripande åtgärds mål är att; ”ingrepp som påverkar naturminnen såsom gamla träd ska undvikas”.

Vid formulering av övergripande åtgärds mål är det inte alltid möjligt att tillgodose alla intressen som kan påverkas av en efterbehandling. De tekniska förutsättningarna för åtgärder kan vara sådana att några intressen påverkas negativt om åtgärder överhuvudtaget ska kunna genomföras i ett område. I andra fall kan det vara så att hänsyn till ett övrigt intresse skulle innebära avsevärda merkostnader om åtgärds mål och därmed efterbehandlingsåtgärden beaktade detta.

3 Undersökningar och utredningar

När man planerar för undersökningar och utredningar i ett förorenat område är det viktigt att tänka i termer av risker och eventuella behov av efterbehandlingsåtgärder, så att undersökningarna leder fram till de uppgifter som behövs för riskbedömningen och åtgärdsutredningen. Från undersökningar och utredningar av ett område får man det underlag som sedan på olika sätt bearbetas och utvärderas i riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering, liksom vid formuleringen av mätbara åtgärds-mål. Ett bra underlagsmaterial har stor betydelse för processen att välja efterbehandlingsåtgärd.

I detta kapitel sammanfattas kort några aspekter att tänka på i undersöknings- och utredningsfasen i ett efterbehandlingsprojekt. I kapitel 4, 5 och 6 preciseras mer i detalj vilken sorts undersöknings- och utredningsunderlag som behövs för momenten riskbedömning, åtgärdsutredning respektive riskvärdering. Ett bra underlagsmaterial har stor betydelse för den fortsatta processen. För vägledning om praktiskt utförande av undersökningar och utredningar hänvisas bland annat till Naturvårdsverkets tidigare rapporter, som finns sammanställda på Naturvårdsverkets hemsida, samt Svenska geotekniska föreningens ”Fälthandbok för miljötekniska markundersökningar” (SGF 2004). Det finns också mycket kunskap att hämta i rapporter från Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering, till exempel Elert m.fl., 2008, Norrman m.fl., 2008a, och Norrman m.fl., 2008b. Information om dessa och andra rapporter från Hållbar Sanering finns på Naturvårdsverkets hemsida.

Underlagsmaterialet från undersökningar och utredningar behöver bland annat omfatta information om områdets historik, markförhållanden, lagerföljder, vattenförekomster, sediment, byggnader och anlägg-

■ Sammanfattning av kapitel 3

Från undersökningar och utredningar får man det faktaunderlag som man bearbetar och utvärderar i riskbedömningen, åtgärdsutredningen och riskvärderingen samt vid formuleringen av mätbara åtgärds-mål. Underlaget omfattar främst uppgifter om förorenings-situationen och den naturliga och bebyggda miljön på platsen, samt detaljuppgifter som är specifika för olika åtgärds-metoder.

ningar, föroreningsförekomster (halter, mängder och rumslig fördelning) i olika medier och resultat av referensundersökningar. Det kan även finnas ett behov av prognoser på eventuella framtida förändringar i ett område, exempelvis rörande nederbördsförhållanden eller vattennivåer.

I större eller mer komplexa projekt är ofta relativt omfattande provtagningar och mätningar motiverade. På så sätt kan man minska osäkerheten och förbättra underlaget för riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Kostnaden för provtagningar och mätningar är ofta lägre i undersökningsfasen än i genomförandefasen. Minskad risk för överraskningar i genomförandefasen motiverar också utförliga provtagningar och mätningar i undersökningsfasen. Omfattningen bör dock avgöras utifrån behovet av underlag i det enskilda fallet.

I mindre och enklare projekt eller i projekt som erfarenhetsmässigt kan hanteras som ”typiska” projekt, exempelvis efterbehandling av många bensinstationsområden, kan undersökningarnas omfattning ofta begränsas. Det kan räcka med att konstatera typ av förorening, ungefärlig mängd och utbredning samt de fysiska förutsättningarna (geologi, hydrogeologi, miljöförhållanden). I sådana begränsade projekt är även riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering mindre omfattande. Undantag finns.

Utredningar av områden som omfattar deponier eller utfyllnader med blandat avfall eller områden som är påverkade av komplexa föroreningsblandningar kräver vanligen betydligt mer data. När underlaget är begränsat eller vid brist på information behöver de bedömningar man gör vara försiktiga.

Generellt kan sägas att upprepade mätningar under en längre tidsperiod ofta bidrar till en bättre utvärderingsgrund, än vad enstaka mätningar gör. Det gäller framförallt medier som har en naturlig variation över tiden, till exempel ytvatten, grundvatten, biota och i viss mån sediment. Om man saknar kunskap om vilka variationer som förekommer i medierna behöver man ta hänsyn till eventuella förändringar genom en försiktig tolkning av mätdata. Även jord har en naturlig variation, men den är i första hand rumslig om man bortser från nedbrytning. Det är dock vanligen en relativt långsam process.

4 Riskbedömning

Resultat från riskbedömningen är en mycket viktig del av underlaget för åtgärdsutredning, riskvärdering och upprättande av åtgärdskrav. I detta kapitel sammanfattas innehållet i en riskbedömning från rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning” (Naturvårdsverket, 2009a). Det finns också mycket kunskap att hämta i rapporter från Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering, till exempel Jones m.fl. 2006, Liljelind och Barregård 2008, Lundgren m.fl. 2006, Sternbeck m.fl. 2008a, Gustafsson m.fl. 2006, Gustafsson och Refsgaard 2007, Elert m.fl. 2006, Berggren Kleja m.fl. 2006, Gustafsson m.fl. 2007, von Brömssen m.fl. 2006 och Jonasson m.fl. 2007. Information om dessa och andra rapporter från Hållbar Sanering finns på Naturvårdsverkets hemsida.

4.1 Riskbedömningens syfte

Riskbedömning är en del av processen som leder fram till val av efterbehandlingsåtgärder och formulering av mätbara åtgärds mål. Syftet med en riskbedömning är att uppskatta vilka risker som förorenings situationen innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser inte ska uppstå.

Skydd av människors hälsa omfattar akuta och långsiktiga risker. Skyddet för miljö bygger på att det förorenade områdets funktioner upprätthålls (t.ex. nedbrytning av organiskt material och syreproduktion). Det förorenade området bör inte heller medföra oacceptabla risker för

■ Sammanfattning av kapitel 4

I en riskbedömning uppskattas vilka risker som förorenings situationen kan innebära idag och i framtiden, hur mycket riskerna behöver reduceras, vilken form av riskreduktion som behövs på kort och lång sikt samt om åtgärds valet bör inriktas på föroreningskällor, transport- och exponeringsvägar eller skyddsobjekt. Dessutom bedöms den riskminskning som olika åtgärdsalternativ kan åstadkomma.

Endast i undantagsfall kan man välja åtgärder utan föregående riskbedömning.

Svaren bör belysa kortare och längre tidsperspektiv såväl som risker inom området och i omgivningarna

Föreningsskälla	<ul style="list-style-type: none"> ■ Vilka föreningar 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 negativa effekter på miljö och hälsa? ■ Vilka framtida negativa miljö- och hälsoeffekter kan uppstå?
Föreningensmängd 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?³
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 föroreningsskälla, spridning eller exponering)?

Tabell 4.1. Exempel på frågeställningar i en riskbedömning.

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 en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt kan leda till en försämring av kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser.

Riskbedömningens omfattning och behovet av utredningar och undersökningar varierar stort mellan olika förorenade objekt. I tabell 4.1 ges exempel på frågeställningar som är relevanta att besvara vid en riskbedömning. I komplexa fall behöver man svar på samtliga frågor för att kunna beskriva riskerna med acceptabel säkerhet. I andra fall saknar vissa frågor större betydelse och kan besvaras med ett mindre omfattande underlag eller beskrivas kvalitativt.

³ Till exempel förändrad områdesanvändning, fluktuationer i yt- och grundvattennivåer, vattenföring, kemisk och fysikalisk vittring, omvandling av kemiska ämnen, episodiska händelser som ras, skred och översvämningar.

4.2 Riskbedömningsprocessen

I efterbehandlingsprocessen utför man i de flesta fall utredningar och riskbedömningar stegvis. Underlaget går från kvalitativ till kvantitativ data. Kopplat till de skilda undersöknings- och utredningsstegen genomför man riskbedömning med olika ambitionsnivåer (förenklad eller fördjupad). Det stegvisa förfarandet gör att omfattning och inriktning anpassas för att nå rimlig säkerhet och ambitionsnivå. Inför varje nytt steg är det viktigt att värdera behov och nytta av fortsatta undersökningar och utredningar.

Riskbedömningsprocessen innehåller bedömningar i flera steg. Första steget syftar till att avgöra om ett objekt är förorenat och om en riskbedömning behöver utföras. Området är förorenat om uppmätta halter överskrider bakgrundshalterna eller annan information indikerar att ett område är förorenat. Om området är förorenat följer en bedömning av om riskerna är acceptabla eller inte. Till hjälp i den bedömningen kan man använda den generella riskbedömningsmetodik som beskrivs i Naturvårdsverket, 2009a. Den inleds med en problembeskrivning och en konceptuell modell. Den sistnämnda beskriver hur föroreningar kan spridas och leda till påverkan på människors hälsa, miljö och naturresurser. Riskbedömningsmetodiken innehåller också en analys av halter, spridning och exponering (exponeringsanalys) liksom en effektanalys och en riskkaraktärisering. Dessa moment ingår med varierande omfattning i såväl förenklad som fördjupad riskbedömning.

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 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. I den förenklade riskbedömningen avgör man om det finns en risk genom jämförelse mellan uppmätta halter i de förorenade medierna och riskbaserade haltkriterier, till exempel riktvärden eller miljö kvalitetsnormer. Inför jämförelsen görs en bedömning av vilken föroreningshalt som bäst representerar risksituationen i det förorenade området, utan att risken underskattas. När det gäller mark bör man i första hand utvärdera om de generella riktvärdena är tillämpliga. Vid behov finns i den förenklade riskbedömningen möjligheten att beräkna platsspecifika riktvärden för förorenad mark med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket 2009b). I den förenklade såväl som i den fördjupade riskbedömningen bedöms det förorenade områdets belastning på omgivningen.

Övergången mellan förenklad och fördjupad riskbedömning är flytande. Motivet för att genomföra en fördjupad riskbedömning är i de flesta fall en omfattande och komplicerad föroreningsituation. Fördjupad riskbedömning kan också behövas om riskbaserade haltkriterier saknas för påträffade föroreningar, förutsättningarna för generella riktvärden inte uppfylls eller om osäkerheterna runt riskerna är stora. Den fördjupade riskbedömningen utgår från den generella riskbedömningsmetodiken, men har större fokus på att kvantifiera riskerna.

Platsspecifikt underlag och fördjupade utredningar avseende spridning, belastning, exponering och effekter behövs i varierande grad i den fördjupade riskbedömningen. Det är viktigt att använda olika angreppssätt och resultat från oberoende undersökningar för att med större säkerhet fastställa orsakssamband mellan förekomst av förorening och negativa effekter. Målsättningen med den fördjupade riskbedömningen är att få en större förståelse och säkerhet i bedömning av riskerna. Detta leder till ett bättre underlag för beslut om inriktning och omfattning på riskreducerande åtgärder.

4.3 Riskreduktion och efterbehandlingsbehov

Riskbedömningen kan i princip leda till tre tänkbara slutsatser:

- ingen riskreduktion behövs
- kompletterande undersökningar eller utredningar behövs
- riskreducerande åtgärder bör genomföras.

Om riskbedömningens slutsats är att ingen riskreduktion behövs kan processen med att välja åtgärd avbrytas. I vissa fall kan dock huvudmannen vilja vidta vissa åtgärder av andra skäl än risker med föroreningar. Det kan också finnas ett behov av administrativa åtgärder så att en eventuell föroreningsförekomst uppmärksammas vid framtida ingrepp, även om riskreduktion inte bedöms behövas.

Kompletterande undersökningar eller utredningar behövs när riskbedömningen saknar ett tillräckligt underlag för att kunna ge besked om åtgärdsbehovet, erforderlig riskreduktion eller konsekvenser av ett föreslaget åtgärdsalternativ. I sådana fall behöver riskbedömaren precisera vilka uppgifter som behövs, varefter nya undersökningar eller utredningar kan utföras.

Om riskbedömningen har visat att det finns ett behov av riskreduktion som motiverar efterbehandlingsåtgärder är det dags att kontrollera om de tidigare upprättade övergripande åtgärdsmålen behöver uppdateras. I så fall kan det innebära att riskbedömningen behöver kompletteras innan processen går vidare. Det kan även finnas ett behov av att komplettera riskbedömningen till följd av slutsatser från åtgärdsutredningen.

Riskbedömning i någon form utförs för alla typer av efterbehandlingsobjekt. Ibland är det aktuellt att mycket snabbt vidta åtgärder, till exempel efter spill eller olyckor under pågående verksamhet. Då kan det vara motiverat med en mycket begränsad riskbedömning. Det kan också vara aktuellt i de fall då man bedömer att utredningskostnaderna blir alltför höga i relation till åtgärdskostnaderna. Ett annat exempel på när riskbedömningen blir mycket förenklad är om huvudmannen har satt upp åtgärds mål som motsvarar efterbehandling till bakgrundshalter eller till en risknivå som motsvarar eller underskrider den som definieras av Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) (Naturvårdsverket 2009b).

4.4 Samverkan mellan riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering

Om man med hjälp av riskbedömningen eller på annat sätt ser att det finns ett åtgärdsbehov, fortsätter man processen med åtgärdsutredning och sedan riskvärdering. Riskbedömningen förväntas leverera bland annat följande information som underlag för det fortsatta arbetet:

- Sammanställning och statistik över föroreningsförekomster (halter, mängder) och föroreningsspridning (mängd per tidsenhet).
- Uppgifter om bakgrundshalter samt om och hur dessa har betydelse för bedömningen av risker och åtgärdsbehov.
- Uppgifter om vilka skyddsobjekt (människa, miljö, naturresurser) som kan påverkas.
- Uppskattning av risker i nuläget och i framtiden, till exempel genom jämförelse med riktvärden.
- Behovet av nödvändig riskreduktion (för att oacceptabla effekter ska undvikas och för att de övergripande åtgärdsmålen för området ska kunna uppnås).
- Uppgift om vilka former av riskreduktion som på kort och lång sikt kan minska riskerna till acceptabel nivå (reduktion av föroreningskälla, spridning eller exponering).
- En första bedömning av eventuella risker som kan orsakas av planerade efterbehandlingsåtgärder. Underlaget för den bedömningen är begränsat och en mer detaljerad bedömning gör man i samband med åtgärdsutredningen.
- Uppgift om vilka tidsperspektiv som har beaktats för olika scenarier i riskbedömningen och om dessa kan innebära ett behov av restriktioner som är kopplade till exempelvis markanvändningen.
- Information om vilka osäkerheter som finns i riskbedömningen.

Riskbedömningens slutsatser kan också behöva ändras om man i ett senare skede påträffar föroreningar som inte tidigare uppmärksammats eller om det kommer nya förutsättningar för hur bedömningen bör göras. En sådan revidering kan i sin tur påverka utfallet av åtgärdsutredningen och riskvärderingen samt upprättande av mätbara åtgärds mål. Även dessa moment kan då behöva revideras.



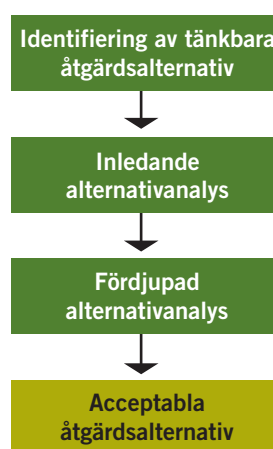
Efterbehandlingsåtgärderna
bör vara av engångskaraktär.

5 Åtgärdsutredning

5.1 Syfte och metodik

Syftet med en åtgärdsutredning är att utvärdera möjliga åtgärdsalternativ för efterbehandling av ett förorenat område. Ofta utvärderas flera liknande åtgärdsalternativ med varierande omfattning eller olika förväntansnivåer. I åtgärdsutredningen och riskvärderingen sker en stegvis sällning av antalet tänkbara åtgärdsalternativ. Det gör man genom att jämföra de olika åtgärdsalternativen med varandra. Jämförelser görs utifrån ett antal kriterier, först i åtgärdsutredningen (utvärderingskriterier) och sedan i riskvärderingen (urvalskriterier). Jämförelserna visar på åtgärdsalternativens relativa för- och nackdelar, och tjänar som underlag för det slutliga förslaget till val av åtgärd.

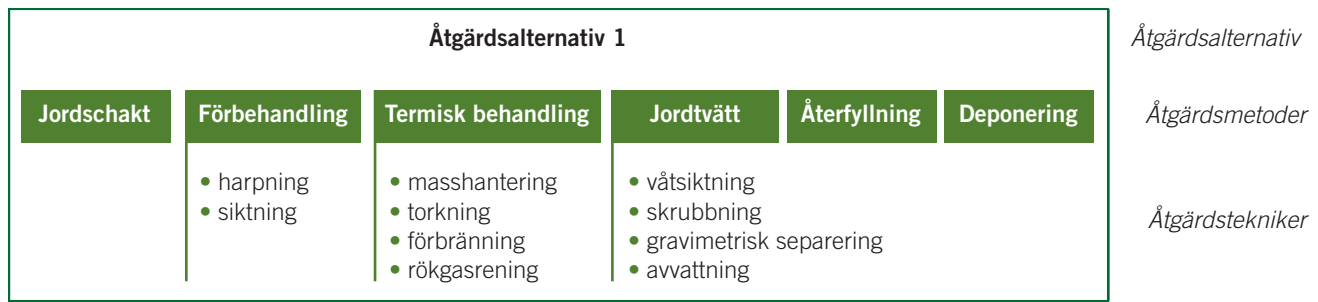
En åtgärdsutredning delas in i följande moment: identifiering av tänkbara åtgärdsalternativ, inledande alternativanalys, fördjupad alternativanalys, och sammanställning av acceptabla åtgärdsalternativ, se figur 5.1. I de följande avsnitten beskrivs först övergripande aspekter som bör vara vägledande vid val av efterbehandlingsåtgärder (avsnitt 5.2) och hur man identifierar tänkbara åtgärdsalternativ (avsnitt 5.3). Därefter ges en överblick över olika metoder som kan ingå i ett åtgärdsalternativ (avsnitt 5.4). Sedan beskrivs den inledande alternativanalysen (avsnitt 5.5) och den fördjupade alternativanalysen (avsnitt 5.6). Sista avsnittet i detta kapitel (avsnitt 5.7) beskriver hur man sammanställer de slutliga acceptabla åtgärdsalternativen.



Figur 5.1. Moment som ingår i en åtgärdsutredning.

■ Sammanfattning av kapitel 5

I en åtgärdsutredning identifieras och analyseras möjliga åtgärdsalternativ med hjälp av utvärderingskriterier. Åtgärdsalternativ byggs upp av en eller flera åtgärdsmetoder, som i sin tur kan bestå av en eller flera åtgärds-tekniker. Åtgärdsalternativen kan avse reduktion av föroreningskällan eller begränsning av spridning och exponering. Först identifieras tänkbara åtgärdsalternativ. I en inledande alternativanalys sällas därefter åtgärdsalternativ bort som inte uppfyller övergripande åtgärds mål eller huvudmannens och andra intressenters förutsättningar, inte är tekniskt genomförbara eller inte ger acceptabla resultat. Genom en fördjupad alternativanalys studeras sedan de kvarvarande åtgärdsalternativen med avseende på kostnader, risker under och efter åtgärds genomförande samt störningar. Åtgärdsutredningen resulterar i ett antal acceptabla åtgärdsalternativ som tas med till nästa steg i processen, riskvärderingen.



Figur 5.2. Exempel som visar hur ett åtgärdsalternativ kan bestå av ett antal åtgärdsmetoder som i sin tur kan innebära tillämpning av en eller flera åtgärds tekniker.

I åtgärdsutredningen utgår man från de övergripande åtgärds målen och resultatet från riskbedömningen.

För att åtgärdsutredningen ska kunna uppfylla syftet är det viktigt att hitta sambandet mellan möjliga åtgärdsalternativ och vilka åtgärds mål som kan uppnås med olika åtgärdsinsatser. På detta sätt kan ofta flera åtgärdsalternativ urskiljas med olika omfattningar och förväntansnivåer (vilka åtgärds mål som kan uppnås). Åtgärdsalternativen är förknippade med olika kostnader och kan även ha olika konsekvenser för andra intressen.

Ett åtgärdsalternativ kan bestå av en eller flera åtgärds metoder som tillsammans kan användas för att uppfylla övergripande åtgärds mål. En åtgärds metod är i sin tur en tillämpning av en eller flera åtgärds tekniker, se figur 5.2.

5.2 Att tänka på när man tar fram åtgärdsalternativ

Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling bör vara vägledande i åtgärdsutredningen. Om man väljer att inte ta hänsyn till någon eller några av utgångspunkterna bör man motivera det väl. Åtgärdsutredningen bör då även omfatta ett åtgärdsalternativ där utgångspunkterna beaktas. I riskvärderingen prövas sedan vilket åtgärdsalternativ som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

Det finns fler aspekter som bör vara vägledande vid val av efterbehandlingsåtgärder, bland annat:

- Efterbehandlingsåtgärderna bör reducera miljö- och hälsoriskerna så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.
- Åtgärderna bör vara av engångskaraktär.
- Skador som kan uppstå under genomförandet bör vara mindre än de skador som totalt kan komma att orsakas av det förorenade området.
- Åtgärderna bör inte annat än under en övergångsperiod kräva underhåll och skötsel efter avslutad åtgärd. Viss långsiktig övervakning av skyddsåtgärder vid deponier, inneslutningar, barriärer och åtgärder med otestad teknik kan dock behövas.
- Bästa tillgängliga teknik (Best Available Technology, BAT) bör användas, om det inte medför orimliga kostnader.
- Energisnål teknik bör väljas så långt det är möjligt.
- Efterbehandlingsåtgärder bör utföras så att den planerade framtida markanvändningen begränsas så lite som möjligt.

- Åtgärderna bör genomföras så att området inte återförorenas på grund av spridning från delar där åtgärder ännu inte genomförts.
- Efterbehandling bör om möjligt genomföras innan spridning av föroreningar leder till behov av mer kostsamma åtgärder och innan akuta situationer uppstår.
- Åtgärder bör väljas och genomföras så att intrånget i andra intressen blir så litet som möjligt, till exempel vad gäller kulturminnesvården.
- Om föroreningar lämnas kvar bör inte ytterligare efterbehandling eller utförande av skyddsåtgärder omöjliggöras, till exempel genom att ny bebyggelse uppförs på det förorenade området, utan att konsekvenserna har utretts ordentligt.
- Kvarlämnas föroreningar i fast fas bör skyddsåtgärder eftersträvas som reducerar riskerna i motsvarande mån eller som har motsvarande skyddseffekt som om massorna hade omhändertagits på deponi.

Några av aspekterna ovan tar man hänsyn till redan vid framtagande av övergripande åtgärds mål (se avsnitt 2.1).

Föroreningssituationer som innebär akuta risker, till exempel att en vattentäkt slås ut eller att en värdefull biotop hotas, bör alltid ges hög prioritet för utredning om åtgärder. Åtgärder som syftar till att reducera akuta risker och förhindra allvarliga föroreningssituationer bör ofta prioriteras.

5.3 Identifiering av tänkbara åtgärdsalternativ

5.3.1 ÖVERGRIPANDE

Identifieringen av tänkbara åtgärdsalternativ och de metoder som ingår i alternativen utgår från vilka föroreningar som är aktuella, vilka medier som är förorenade, föroreningarnas egenskaper, koncentration och tillgänglighet. Andra viktiga aspekter är de hydrologiska och hydrogeologiska förutsättningarna (inklusive klimatrelaterade processer såsom ökad nederbörd, översvämningar och kraftig erosion), geotekniska förhållanden (till exempel sättningar, skred- och rasrisker och schaktbarhet) samt andra faktorer som begränsar eller möjliggör utnyttjandet av en viss åtgärds metod eller grupp av metoder. Förekomsten av byggnader, anläggningar och träd, närheten till recipienter samt pågående verksamheter inom området inverkar ofta på valet. Genom att noggrant utreda de tekniska förutsättningarna för olika kombinationer av metoder, föroreningar och förorenade medier är det möjligt att vissa metoder kan sorteras bort redan under identifieringsmomentet.

Eftersom utvecklingen av nya och förbättring av befintliga åtgärds metoder sker kontinuerligt blir sammanställningar av efterbehandlings metoder fort inaktuella. Olika åtgärds metoder och deras tillämpning på olika föroreningar och matriser beskrivs därför endast översiktligt i denna rapport. För att få tillräckligt underlag för val av metoder behöver åtgärdsutredningar göras i varje enskilt fall.

Utredning av åtgärdsalternativ och åtgärds metoder går hand i hand. Ibland kan ett alternativ bestå av en enda metod, till exempel vid

destruktion av föroreningar *in situ*. Ofta måste flera metoder tillämpas. Då gäller det att formulera lämpliga metodkombinationer så att samtliga övergripande åtgärds mål kan uppnås.

När ett åtgärdsalternativ formuleras behöver man ta ställning till behovet av aktiviteter för att kunna hantera följande moment:

- (a) Tillgång till det förorenade materialet, till exempel genom schaktning, muddring, pumpning eller behandling som sker *in situ*.
- (b) Förbehandling, till exempel harpning, siktning, krossning, avvattning eller sedimentering.
- (c) Behandling, till exempel destruktion, separation, omvandling eller fastläggning.
- (d) Kompletterande behandling, till exempel krossning eller avvattning.
- (e) Återfyllning eller inneslutning.
- (f) Annat slutligt omhändertagande av förorenat material, uppkommet avfall och restprodukter.

För samtliga aktiviteter måste det finnas minst en åtgärds metod som är lämplig för hantering av varje medium som ska åtgärdas. Tillfällig lagring och transporter kan förekomma mellan alla dessa moment.

5.3.2 ANTAL ÅTGÄRDSALTERNATIV

I en åtgärdsutredning behöver man ofta ta fram flera åtgärdsalternativ. Dessa omfattar vanligen:

- nollalternativ
- olika teknikalternativ inklusive bästa teknikalternativ (BAT)
- maxalternativ.

Nollalternativet innebär att inga efterbehandlingsåtgärder genomförs. Det är ofta lämpligt att formulera olika åtgärdsalternativ som innehåller samma uppsättning åtgärds metoder, men med skilda förväntansnivåer. Ett av dessa åtgärdsalternativ bör vara det bästa teknikalternativet (BAT) och ett bör vara ett alternativ med en lägre förväntansnivå. Ofta behöver man också utreda ett åtgärdsalternativ som kan definieras som ett maxalternativ. Ett maxalternativ kan innebära:

- En så fullständig riskreduktion som möjligt, med realistiska fysiska insatser.
- Restföroreningen inom området och belastningen från området överskrider inte bakgrundsnivån i omgivningen.
- Inga inskränkningar finns i den framtida markanvändningen.

Ett sådant omfattande åtgärdsalternativ är ofta relevant att utreda i mer komplicerade fall. Vid utredningen av ett maxalternativ tar man inte hänsyn till kostnaderna på annat sätt än att dessa beräknas. Att ha med

noll- och maxalternativen är viktigt för att kunna hitta det lämpligaste åtgärdsalternativet.

Underlaget för de olika åtgärdsalternativen tas fram successivt. Efterhand kan jämförelser göras av om åtgärden uppnår det man vill med efterbehandlingen. Vidare tar man bort orealistiska alternativ och lägger till nya, mer realistiska alternativ. Noll-, max- och BAT-alternativen bör alltid tas med vidare till riskvärderingen.

I mindre, enklare projekt, där man utifrån de kemiska och fysikaliska förutsättningarna och kostnadsramarna snabbt kan bilda sig en uppfattning om lämpliga alternativ, kan det räcka med att utvärdera något eller ett par åtgärdsalternativ. I väldefinierade typprojekt där det erfarenhetsmässigt har utbildats ett tillvägagångssätt beträffande lämpliga och godtagbara åtgärdsalternativ, kan åtgärdsutredningen också vara enklare. Ett sådant exempel är efterbehandling av bensinstationer enligt SPIMFAB:s kvalitetsmanual (SPIMFAB, 2008).

I vissa andra fall, till exempel vid olyckor, kan åtgärdsutredningens omfattning begränsas till ett enda åtgärdsalternativ (utöver nollalternativet), om det snabbt utkristalliserar som det enda rimliga valet.

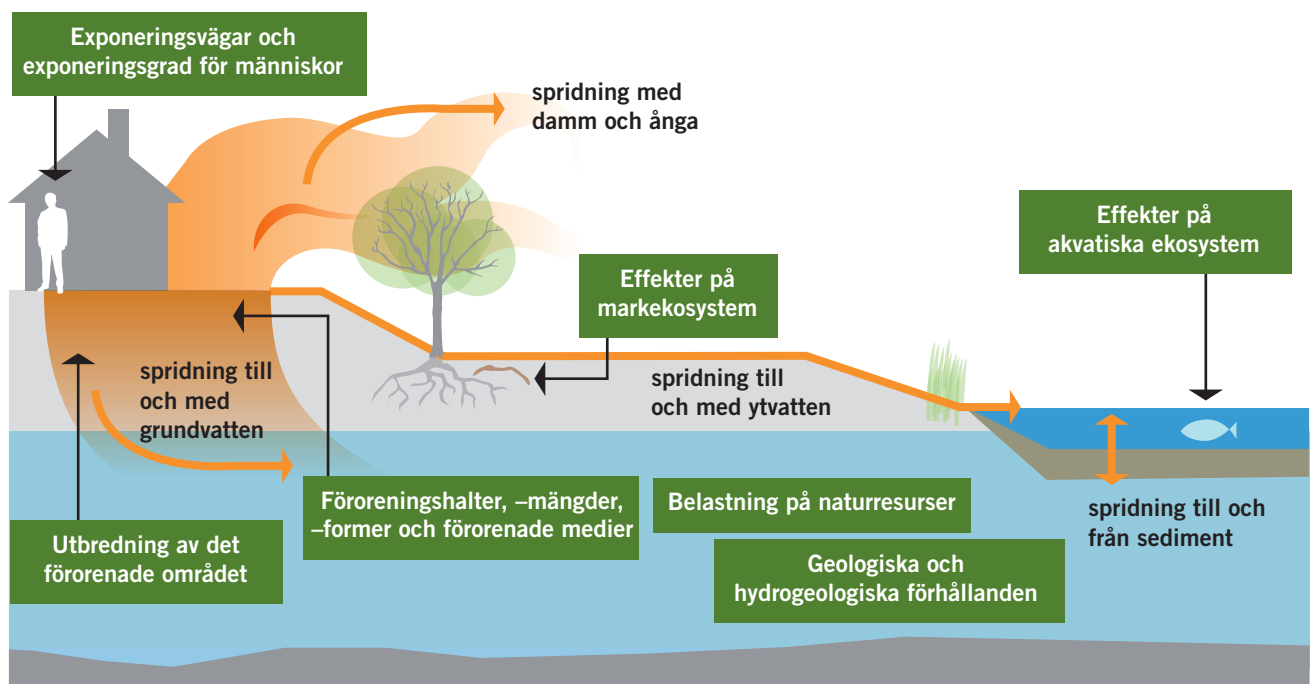
5.3.3 GRUNDUPPGIFTER

En stor del av det underlag som behövs för åtgärdsutredningen bör tas fram redan när man genomför olika undersökningar och utredningar samt under riskbedömningen. Exempel på dessa uppgifter anges i figur 5.3.

Andra exempel på lokala förhållanden som kan vara viktiga att undersöka eller utreda, beroende på vilken matris som är förorenad, är:

- Djupet till grundvattenytan och grundvattnets tryckförhållanden (strömningsriktningar och gradienter).
- Vattenståndsfluktuationer, vattenregleringar och vattenförings-

Figur 5.3. Exempel på grunduppgifter vid utredning av åtgärdsalternativ.



variationer, som gör att förorenade sediment eller förorenad jord kan komma i kontakt med ytvatten.

- Sedimentations- och redoxförhållanden i vattenområden.
- Djup till berg och bergets beskaffenhet (främst i de fall spridningsbegränsande åtgärder kan komma att vidtas).
- Föroreningens inträngningsdjup i olika byggnadsmaterial.

5.3.4 METODSPECIFIKA UPPGIFTER

Exempel på de primära metodspecifika uppgifterna som kan behövas för åtgärdsutredningen är:

- Fördelning av föroreningar i olika medier, matriser och kornstorleksfraktioner. Detta belyser möjligheter till sortering och avskiljning av olika fraktioner, exempelvis sten, block och annat grövre material samt andra typer av fraktioner, till exempel avfall.
- Föroreningars halter och förekomstform i vatten, behov av att omhänderta vattnet.
- Eventuellt avvattningsbehov och förutsättningar för detta.
- Karakterisering av jordens, sedimentens och i vissa fall bergets fysikaliska egenskaper (jordarter, densitet, kornstorleksfördelning, skrymdensitet, skjuvhållfasthet, vattenkvot, organisk halt, hydraulisk konduktivitet).
- Vattendjup, grundvattennivåer, strömningsriktning och strömningshastighet (vid hantering av förorenade sediment och förorenat vatten).

Exempel på de sekundära metodspecifika uppgifterna som kan behövas för åtgärdsutredningen är:

- Förekomst av organiskt material i större omfattning, eftersom detta behöver sorteras ut och tas om hand separat.
- Utlakning från olika fraktioner.
- En grundläggande karakterisering av den förorenade matrisen för avstämning av mottagningskriterier vid deponering enligt deponeringsföreskrifterna (om deponering övervägs). Även inblandning av till exempel vissa avfallsprodukter och organiskt material bör bestämmas. Omfattningen av karakteriseringen är beroende av om materialet bedöms vara farligt avfall eller inte.
- Klassificering av den förorenade matrisen enligt avfallsförordningen.
- Föroreningarnas lakningsegenskaper i övrigt eller vid förändrade geokemiska förhållanden (beror på hur den förorenade matrisen ska omhändertas).
- Förekomst av inhomogeniteter som kan begränsa effekten av behandlingen i delar av jordmatrisen (gäller främst för in situ-metoder).

- Tillgång på mottagningsanläggningar, transportavstånd till dessa och dylikt klarläggs för åtgärder som omfattar schaktning eller muddring för externt omhändertagande.
- Tillgång på återfyllningsmassor. Kraven på återfyllningsmassor bör generellt vara högre för massor från andra källor (ersättningsmassor) än för massor från platsen som återanvänds (med eller utan behandling). Det är dessutom viktigt att se till att ersättningsmassor inte innehåller andra föroreningar som därmed förs in i ett område som efterbehandlas.

De primära uppgifterna behövs under den inledande alternativanalysen. De sekundära uppgifterna är användbara redan under den inledande alternativanalysen, men framtagande av dessa uppgifter kan ofta skjutas upp till den fördjupade alternativanalysen. På så sätt behöver de inte appliceras på så många olika efterbehandlingsmetoder och åtgärdsalternativ.

De frågor som rör respektive åtgärdsmetod kan klarläggas antingen i samband med att undersökningarna inför riskbedömningen genomförs, eller i ett senare skede efter det att riskbedömningen är genomförd. Det senare kan ibland vara att föredra eftersom man då har ett bättre underlag att utgå från vid planering av undersökningarna. Nackdelen är dock att den kompletterande informationen även kan ha varit till nytta för riskbedömningen. Detta kan i förlängningen leda till förändringar i projektets omfattning och inriktning.

Ett exempel är föroreningarnas lakningsegenskaper i olika jordarter. Dessa kan behövas för att exempelvis bedöma metoder som separerar föroreningarna från den omgivande matrisen. Lakbarheten kan också ha stor betydelse vid bedömning av risker. En mycket liten lakbarhet kan till exempel betyda en låg risk för omgivningen och därmed ett lägre åtgärdsbehov. Ett sådant fall kan därför medföra att det finns ett behov av att revidera riskbedömningen, vilket i sin tur kan innebära att delar av åtgärdsutredningen måste göras om.

5.4 Åtgärdsmetoder

5.4.1 ÖVERGRIPANDE ANGREPPSSÄTT

De efterbehandlingsåtgärder man kan vidta för att begränsa eller eliminera riskerna för människors hälsa och för miljön, kan vara av två olika slag:

- reduktion av föroreningskällan
- skyddsåtgärder.

Med reduktion av föroreningskällan menas åtgärder som innebär att föroreningshalterna och mängderna i respektive medium på den aktuella platsen reduceras.

Med skyddsåtgärder menas åtgärder som vidtas för att begränsa spridnings- och exponeringsriskerna till acceptabla nivåer, när resthalterna eller restmängderna i respektive medium inte har reducerats i tillräcklig omfattning. Skyddsåtgärder kan bland annat krävas om de mätbara åtgärdsmålen innebär att kvarlämnade föroreningshalter överskrider de

tillämpliga riktvärdena. Det kan bli aktuellt med en kombination av åtgärder som reducerar föroreningskällan och skyddsåtgärder.

Det finns också så kallade administrativa åtgärder, som i första hand omfattar restriktioner beträffande områdets markanvändning och grundvattenuttag m.m. Syftet är att förebygga skada eller olägenhet för människors hälsa och förhindra ingrepp som kan öka spridningen och exponeringen eller förvärrar situationen för miljön.

Man bör därför överväga om det finns ett behov av administrativa åtgärder för ett område som är förorenat. Naturvårdsverket anser att administrativa åtgärder inte är efterbehandlingsåtgärder eller avhjälpandeåtgärder i lagens mening. Administrativa åtgärder bör inte godtas som annat än tillfälliga skyddsåtgärder, om de inte kombineras ihop med mer konkreta åtgärder. Att enbart använda administrativa åtgärder som en permanent lösning (utan några andra åtgärder) är en sista utväg, som bara tillämpas i undantagsfall. Däremot rekommenderar Naturvårdsverket temporära administrativa åtgärder i form av staket, varningsskyltar och liknande om akuta risker föreligger på platsen. Administrativa åtgärder kan också användas i syfte att uppmärksamma på en föroreningsförekomst vid framtida angrepp, även om riskbedömningens slutsats är att riskreduktion inte behövs.

Användningen av administrativa åtgärder behöver förankras hos alla berörda intressenter. Det är också nödvändigt att beakta hur man garanterar att de administrativa åtgärderna upprätthålls.

Skyddsåtgärder, till exempel övertäckning eller inneslutning, vidtas bland annat när det finns föroreningar kvar i halter som överskrider tillämpliga riktvärden. Sådana åtgärder behöver kompletteras med kontroller och administrativa åtgärder, som säkerställer att oönskade ingrepp inte motverkar effekten av de vidtagna åtgärderna. Detta gäller även när man reducerar föroreningskällan till en nivå som innebär att riskerna anses vara acceptabla för den nuvarande eller tilltänkta markanvändningen, men där riskerna kan öka vid en förändrad markanvändning, se avsnitt om administrativa åtgärder i bilaga 4. Om det redan är känt vad som behöver göras vid förändrad markanvändning, anges detta i beslutsunderlaget.

Det finns alltid ett behov av kontrollfunktion (till exempel besiktning, mätning eller provtagning) när man tillämpar skyddsåtgärder eller administrativa åtgärder.

Vidare behöver man beakta ansvaret för en åtgärd som inte är beständig eller som behöver underhållas. Till exempel kan ansvaret för övertäckta eller inkapslade föroreningar jämföras med ansvaret för nedlagda och avslutade deponier. Eftersom sådana områden fortfarande betraktas som förorenade är markägaren en viktig part i ett sådant beslut.

När det valda åtgärdsalternativet inkluderar skyddsåtgärder eller administrativa åtgärder krävs även finansiella resurser för att upprätthålla en fungerande övervakning och vid behov kunna vidta eventuella reparativa åtgärder, exempelvis lagning av en barriär. Ett tänkbart sätt för en huvudman att lösa finansieringsbehovet är fondering av medel vars avkastning dels täcker den löpande kontrollen, dels är tillräckligt stor för att kapitalet på sikt ska växa och på så sätt även kunna täcka kostnaderna för ett eventuellt behov av nya åtgärder inom området. Ett annat sätt är att tillsynsmyndigheten beslutar om ekonomisk säkerhet i enlighet med bestämmelserna i miljöbalken. Att använda finansierings-

instrument kan vara en förutsättning för användningen av skyddsåtgärder eller administrativa åtgärder, när en större mängd förorening lämnas kvar efter åtgärd av ett område.

5.4.2 ÖVERSIKT ÅTGÄRDSMETODER

Specifika åtgärdsmetoder som i dagsläget är vanligt förekommande listas nedan:

- schaktning av förorenad jord
- muddring av förorenade sediment
- behandling på plats av förorenat vatten
- destruktion av föroreningar *ex situ*
- destruktion av föroreningar *in situ*
- separation eller koncentration av föroreningar *ex situ*
- separation eller koncentration av föroreningar *in situ*
- fastläggning av föroreningar
- deponering av förorenade massor i ett slutförvar
- inneslutning av föroreningar *in situ*
- åtgärder för förorenade byggnader och anläggningar
- administrativa åtgärder.

En översiktlig beskrivning av metoderna och deras tillämpning redovisas i bilaga 4. Listan är inte heltäckande. Det finns flera andra metoder som är under utveckling eller som inte är vanligt förekommande i Sverige, men som ändå kan komma ifråga i olika efterbehandlingsprojekt. För mer utförliga framställningar om åtgärdsmetoder hänvisas exempelvis till Helldén m.fl., 2006 och USEPA, 2008 samt till rapporter om åtgärdslösningar från Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering.

Förbehandling och kompletterande behandling av fasta massor genom exempelvis harpning, siktning, krossning och avvattning samt återfyllning och återanvändning av fasta massor är ytterligare metoder som kan kopplas ihop med flera av ovanstående metoder i olika åtgärdsalternativ. Detta beskrivs också i bilaga 4.

Vilka åtgärdsmetoder som kan vara tänkbara i ett specifikt fall beskrivs lämpligen med hjälp av en matris som visar vilka typer av föroreningar och förorenade medier som olika åtgärdsmetoder kan användas för. Det finns gott om exempel på sådana matriser, till exempel FRTR, 2008. För ett specifikt objekt kan matrisen bantas så att endast aktuella och lämpliga kombinationer finns kvar. I enklare fall kan valet av metod vara självklart, medan det i andra fall krävs omfattande utredning, försök och tester innan en metod eller en kombination av olika metoder kan väljas.

Beroende på föroreningssituationen kan det finnas ett behov av flera åtgärdsmetoder för att hitta ett fungerande åtgärdsalternativ. Det är vanligt att det i ett förorenat område finns fler än en typ av förorening

(t.ex. både organiska och oorganiska ämnen), att det finns fler än ett förorenat medium (t.ex. både jord och grundvatten) och att spridning av förorening förekommer i och orsakar förorening av både sediment och ytvatten.

5.4.3 PRIORITERING AV ÅTGÄRDSMETODER

Det finns ett stort antal åtgärdsmetoder. De kan beskrivas på olika sätt:

- hur de hanterar föroreningarna (destruktion, separation och koncentration, fastläggning, deponering och inneslutning)
- var åtgärden utförs
- vilka medier som hanteras (jord, sediment, grundvatten, osv.)
- vilka principiella tekniker som tillämpas (kemiska, fysikaliska eller biologiska).

Olika sorters projekt föranleder olika bedömningar och typer av åtgärder. Naturvårdsverket anser att man i första hand bör välja åtgärder som innebär att föroreningskällan reduceras. Skyddsåtgärder väljs i andra hand. Det allra viktigaste är dock att åtgärderna eliminerar eller reducerar riskerna till en acceptabel nivå. Detta innebär att Naturvårdsverket, utifrån de övergripande vägledande aspekter som gavs i avsnitt 5.2, i första hand framhåller destruktion av föroreningar. Deponering eller inneslutning av obehandlade föroreningar bör generellt vara det sista alternativet. Den mest lämpade hanteringen av föroreningar måste utredas för varje enskilt objekt. Nedanstående preferensordning kan dock vara vägledande i de flesta fall.

- 1 *Destruktion* av föroreningar (endast möjligt för organiska ämnen).
- 2 *Separation och koncentration* av föroreningar till en mindre volym, som vidarebehandlas och slutomhändertas.
- 3 *Omvandling* av föroreningar till mindre farliga ämnen genom kemiska eller fysikaliska metoder. Hänsyn tas till om processerna är reversibla eller inte.
- 4 *Fastläggning* av föroreningar på kemisk eller fysikalisk väg (ofta i kombination med inneslutning eller deponering), i syfte att minska föroreningarnas rörlighet. Hänsyn tas till ökad volym och vid *in situ*-åtgärder osäkerheter i ett långtidsperspektiv.
- 5 *Deponering eller inneslutning* av obehandlade föroreningar. Inneslutning är normalt förknippat med större osäkerheter än deponering.

Efterbehandlingsåtgärder kan i princip utföras på plats (på eller intill det förorenade området) eller på annan plats efter transport. Åtgärder utförs *in situ* om förflyttning av mediet som behandlas inte har skett. *In situ*-behandling kan således endast utföras på plats. Åtgärderna utförs *ex situ* om förflyttning av mediet har skett. *Ex situ*-behandling kan alltså utföras på plats eller på annan plats.

Var åtgärderna utförs inverkar på möjligheten för styrning och kontroll av åtgärdens funktion. Allmänt sett är det lättare att styra och kontrollera funktionen på plats än på annan plats, eftersom huvudmannen normalt har rådighet över området. Det finns dock undantag när regionala behandlingsanläggningar är att föredra framför tillfälliga lokala anläggningar.

Behandling *in situ* borde teoretiskt ofta vara att föredra, eftersom man då slipper schakt, muddring eller uppumpning samt återfyllning. Det är dock oftast lättare att utföra styrnings- och kontrollmomenten (och vid behov vidta korrigerande insatser) för en behandling som utförs *ex situ* än *in situ*. Skälet är dels att mediet som behandlas är direkt åtkomligt, dels att man kan minimera inverkan av heterogeniteter i det behandlade materialet. Det finns många aspekter att ta hänsyn till och valet mellan *in situ* och *ex situ* behöver därför anpassas från fall till fall.

Vid prioritering mellan åtgärdsmetoder bör man även ta hänsyn till föroreningarnas farlighet och miljöegenskaper (persistens, bioackumulerbarhet m.m.) samt till den totala belastningen på miljön och övriga risker som är förknippade med genomförande av respektive åtgärd. Dels kan olika åtgärder innebära en ökad risk för spridning och ökad exponering under genomförandetiden, dels kan omhändertagande på externa deponier eller behandlingsanläggningar innebära en betydande transportbelastning om volymerna är stora och transportavstånden långa. Även energiåtgången i utrustning för hantering och destruktion av föroreningarna bör beaktas. Betydelsen av den totala miljöbelastningen kan i vissa fall behöva belysas med hjälp av exempelvis livscykelanalyser (se avsnitt 6.6).

Ytterligare frågor som bör beaktas vid val av åtgärder som innebär deponering eller inneslutning är:

- Användning av (projektspecifika) specialdeponier jämfört med regionala deponeringsanläggningar, som tar emot massor från flera efterbehandlingsobjekt. Regionala deponier är ofta att föredra eftersom det innebär en koncentration av den framtida föroreningspotentialen till färre antal platser, och därmed övervakning på färre platser.
- Olika krav på deponier och inneslutningar med avseende på bland annat lokalisering, teknisk utformning, juridisk prövning, drift och reparationer samt övervakning.
- Kravet på ett långsiktigt huvudmannaskap för deponin eller inneslutningen.

5.4.4 ÅTGÄRDERNAS BESTÄNDIGHET

När man utvärderar åtgärdsalternativ är det viktigt att tänka på åtgärdernas beständighet i ett långt perspektiv. Om ett åtgärdsalternativ omfattar skyddsåtgärder bör dessa vara beständiga under minst den tidsperiod som överblickas i riskbedömningen. Detta innebär till exempel att reversibla processer, såsom kemisk fastläggning där föroreningarna senare kan frigöras relativt lätt, bör undvikas.

Dessutom behöver hänsyn tas till eventuella betydelsefulla förändringar över tid i omgivningen som kan påverka åtgärdernas effektivitet. Exempel på dessa är förändrad markanvändning, fluktuationer i yt- och

grundvattennivåer, förändrad strömningsriktning eller vattenföring, förändrat pH, ändrade redoxförhållanden, kemisk eller fysikalisk vittring, omvandling av föroreningar till mer eller mindre rörliga och mer eller mindre giftiga ämnen, tillkomsten av källor till erosion, förändrat klimat samt episodiska händelser såsom ras eller skred och översvämningar. Osäkerheten beträffande sådana förändringar ökar med ökad tidshorisont. Även om det inte är möjligt att kvantifiera betydelsen av sådana förändringar i dag bör hänsyn tas till dessa i åtgärdsutredningen.

För områden där man har lämnat kvar föroreningar behöver man ställa krav på att åtgärderna ska vara möjliga att kontrollera, vara åtkomliga och vara reparerbara, det vill säga att man ska kunna återupprätta funktionen vid behov. Här är det viktigt att utvärdera både de tekniska och administrativa åtgärdernas beständighet i syfte att säkra åtgärdernas effekt över lång tid (Carlsson m.fl., 2007).

5.5 Inledande alternativanalys

Under den inledande alternativanalysen jämförs åtgärdsalternativen med hjälp av fyra sorters utvärderingskriterier, vilka utvärderas stegvis:

- A. övergripande åtgärds mål
- B. intressenternas förutsättningar
- C. teknisk genomförbarhet
- D. uppnådda resultat.

I varje utvärderingssteg sållas alternativ bort som inte uppfyller utvärderingskriterierna.

De exempel på utvärderingskriterier som presenteras i denna rapport kan normalt tillämpas på åtgärder avseende mark, vatten, sediment, byggnader eller anläggningar. Rapporten tar inte upp hur utvärderingskriterierna bör värdesättas eller vägas mot varandra. I huvudsak utvärderas varje åtgärdsalternativ för sig under åtgärdsutredningen. Alternativet jämförs sedan med varandra i riskvärderingen (se kapitel 6). För att kunna jämföras behöver varje föreslaget åtgärdsalternativ beskrivas med avseende på vilka volymer eller områden som åtgärdas, vilka tekniker och metoder som används och vilka tekniska krav som ställs.

Utvärderingskriterierna kan ha olika karaktär

Några utvärderingskriterier kan vara mer eller mindre ovillkorliga, till exempel att åtgärdsalternativ ska ge ett signifikant bidrag till uppfyllelsen av åtgärds mål. Andra utvärderingskriterier, exempelvis teknisk genomförbarhet och uppnådda resultat, används mer för att differentiera mellan olika åtgärdsalternativ. Slutligen finns utvärderingskriterier som används för att modifiera utvärderingsresultatet, till exempel uppfyllelse av övriga miljömål och allmän acceptans.

Utvärderingskriteriernas betydelse kan variera mellan olika projekt. Exempelvis kulturvärden eller landskapsbild, som vanligen används för att skilja olika alternativ åt, kan i specifika projekt anses utgöra ovillkorliga krav eller förutsättningar för åtgärder.

Nedan ges exempel på utvärderingskriterier, som kan användas vid den inledande alternativanalysen.

5.5.1 EXEMPEL PÅ UTVÄRDERINGSKRITERIER

A. Övergripande åtgärds mål

Godtagbara åtgärdsalternativ bör bidra till att uppfylla de övergripande åtgärds målen.

Åtgärdsalternativ som inte ger ett betydande bidrag till uppfyllelsen av åtgärds målen sällas bort. Samtliga kvarvarande åtgärdsalternativ (förutom nollalternativet) bör ge tillräcklig riskreduktion (skydd av hälsa, miljö och naturresurser).

B. Intressenternas förutsättningar

Åtgärdsalternativen bör inte gå emot mot de förutsättningar som huvudmannen eller andra intressenter har ställt upp. Exempel på sådana förutsättningar är:

- framtida markanvändning (exempelvis fortsatt industriell verksamhet eller omvandling till bostäder eller naturmark)
- acceptans för skyddsåtgärder eller administrativa åtgärder
- finansieringsmöjligheter
- tidsramar för genomförandet
- prövningsplikt (behov av tillstånd)
- villighet att prova ny teknik
- markägarens och samhällets planer
- andra ställningstaganden av policykaraktär, osv.

Utöver ovanstående förutsättningar behövs också kännedom om andra intressen inom området eller i närområdet, som kan påverkas av att en efterbehandlingsåtgärd genomförs. Beroende på var området som ska efterbehandlas är beläget och hur området har använts tidigare kan sådana typiska intressen vara:

- Allmänhetens eller olika intressegruppers önskan om framtida markanvändning och tillträde till området, inklusive användning av existerande, eventuellt förorenade byggnader.
- Kulturhistoriska intressen som kan vara kopplade till förorenade matriser (exempelvis historiskt eller arkitektoniskt intressanta byggnader eller miljöer).
- Begränsningar av åtkomsten till mark- och vattenområden under genomförandeskedet (till exempel båtplatser i vattenområden och hamnar som ska muddras).
- Störningar och olägenheter för kringboende m.fl. i samband med genomförande av åtgärderna (buller, lukt, transporter, trafikregleringar, risk för brand och explosion osv.).

- Temporär påverkan på det lokala ekosystemet till följd av exempelvis schakt och muddring.

Dessa eller liknande intressen kan ibland utgöra starka skäl för att välja eller utesluta vissa åtgärdsalternativ. Det är viktigt att tidigt i utredningsskedet fånga upp samtliga aspekter så att de kan beaktas i åtgärdsutredningen och vara till hjälp vid valet av vilka alternativ som bör detaljutredas.

Åtgärdsalternativ som går emot eller inte kan uppfylla många av grundförutsättningarna sällas bort.

C. Teknisk genomförbarhet

Utvärdering av åtgärdsalternativens tekniska genomförbarhet görs huvudsakligen med hänsyn till de grund- och metodspecifika uppgifter som beskrivs i avsnitt 5.3.3 och 5.3.4. Utöver dessa uppgifter gäller det att välja utvärderingskriterier som inte bara är viktiga, utan även kan vara avgörande för om metoderna lyckas eller inte, exempelvis:

- tillgång till mark och utrustning
- befintliga byggnader och anläggningar
- topografi, höjdsättning, åtkomlighet, eventuella skador på befintliga anläggningar
- geoteknik, såsom bärighet, stabilitet och schaktbarhet samt skred- och sättningsrisker
- hydrologi och klimatrelaterade aspekter såsom vattennivåer, flöden, nederbörd, översvämningrisker och erosion.

För att veta hur och om de olika åtgärdsteknikerna eller de olika åtgärdsmetoderna som ingår i ett åtgärdsalternativ fungerar i det aktuella området kan till exempel någon form av behandlingsbarhetsförsök i laboratorie-, pilot- eller fullskala behövas. Det kan också bli aktuellt att vidareutveckla specifika tekniker eller metoder för att passa ett förorenat områdes särskilda förutsättningar. Att utveckla nya tekniker och metoder eller att anpassa befintliga tekniker efter platsen kan bli kostsamt och ta lång tid. Dessutom kan det innebära större risker jämfört med beprövade tekniker. Det kan dock i vissa fall vara det mest lämpliga eller enda alternativet. Observera att man bör samråda med tillsynsmyndigheten innan man utför försök i pilot- eller fullskala, eftersom man i vissa fall kan behöva anmäla eller söka tillstånd även för sådana insatser.

Åtgärdsalternativ som är svåra att genomföra kan sällas bort.

D. Uppnådda resultat

För att utvärdera om åtgärdsalternativen ger acceptabla resultat gäller det att använda en uppsättning utvärderingskriterier som är så objektiva som möjligt. Detta görs oftast genom att relatera resultaten efter åtgärd till de ursprungliga förhållandena. Typiska resultat-kriterier berör alternativens effektivitet på såväl kort som lång sikt, och omfattar till exempel minskning av:

- föroreningsmängden
- föroreningshalterna
- föroreningsspridningen
- exponeringen, och hur sannolikt det är att exponering ändå kan ske
- föroreningarnas toxicitet eller mobilitet
- volymen förorenat material.

Ett annat viktigt resultatkriterium är åtgärdernas beständighet, se avsnitt 5.4.4.

Åtgärdsalternativ som inte är effektiva ur resultatsynpunkt eller inte är beständiga kan sällas bort.

5.6 Fördjupad alternativanalys

I början av den fördjupade alternativanalysen används de sekundära metodspecifika uppgifterna (se avsnitt 5.3.4), för att studera de kvarvarande åtgärdsalternativen mer i detalj avseende teknisk genomförbarhet och uppnådda resultat. Därefter fortsätter analysen med avseende på:

- E.** kostnader
- F.** risker under och efter åtgärds genomförandet
- G.** störningar.

E. Kostnader

En del av den fördjupade alternativanalysen är att ta fram kostnadsuppgifter för de åtgärdsalternativ som kvarstår efter sällning enligt utvärderingskriterier av typ A till D (se avsnitt 5.5). Kostnadsuppgifterna tas fram under åtgärdsutredningen, men utvärderingen av kostnaderna görs under den kommande riskvärderingen.

Kostnadsuppskattningar för efterbehandlingsåtgärder kan påverkas av många faktorer. Vanligtvis behöver flera sammansatta komponenter analyseras var för sig:

- åtgärdsförberedande undersökningar av exempelvis behandlingsbarhet
- projektering
- anmälan eller tillståndsprövning
- upphandling av entreprenader
- etableringskostnader
- schaktning eller muddring (vid behandling eller deponering *ex situ*)
- installation av brunnar, dräneringar osv.
- uppförande och igångsättning av behandlingsanläggningar

- hjälparbeten och skyddsåtgärder
- förbehandling, behandling och kompletterande behandling av förorenade massor
- omhändertagande och rening av förorenat vatten
- transporter till behandlingsanläggning (vid behandling på annan plats)
- eventuella återfyllningsmassor (inklusive transporter)
- entreprenadkontroll och omgivningskontroll
- bygg- och projektledning
- dokumentation.

Kostnader påverkas av flera metods specifika faktorer. Med utgångspunkt i en beskrivning av vad som ska behandlas och vilka resultat man eftersträvar, kan man i utredningsskedet vanligtvis få indikativa priser från leverantörer av de olika åtgärds metoderna. I vissa fall kan till exempel försök i pilotskala vara motiverade för att kunna göra mer precisa bedömningar.

Exempel på faktorer som påverkar kostnaderna för schakt av förorenad jord, muddringsarbeten och avvattning av förorenade fasta massor återfinns i bilaga 5. Där tas även upp en del kostnader som är gemensamma för de flesta åtgärds metoder.

Man behöver också ta hänsyn till eventuella följd kostnader, till exempel omdragning av ledningar och tillfartsvägar, evakuering och tillfällig omlokalisering av boende och verksamheter eller alternativ vattenförsörjning.

F. Risker under och efter åtgärds genomförandet

För att bedöma hur väl ett åtgärds alternativ tillgodoser de övergripande åtgärds målen, behöver man genomföra en riskbedömning som utgår från de förhållanden som åtgärds alternativen skulle skapa. I åtgärds utredningen identifierar man därför vilka tänkbara ”händelser” som olika åtgärds alternativ kan framkalla eller öppna för. Om det inte är uppenbart vilka konsekvenser för hälsa, miljö och naturresurser som dessa händelser kan medföra bör riskbedömningen kompletteras med en sådan beskrivning. Det kan till exempel handla om vilken risk som kommer att finnas kvar om man tillämpar ett allmänt mål, som att reducera mängden föroreningar eller om föroreningarna lämnas kvar, men isoleras inom området. Riskbedömningen kommer alltså tillbaka som ett hjälpmedel även under åtgärds utredningen och arbetet med dessa två moment pågår ofta parallellt eller växelvis.

G. Störningar

Åtgärds alternativen i sig bör ge så små störningar som möjligt. Lösningar bör väljas som i möjligaste mån ger små utsläpp och emissioner samt begränsat intrång i andra intressen. Det kan handla om såväl tillfällig som mer permanent påverkan under åtgärds genomförandet genom exempelvis trafik, buller, damning, utsläpp av vatten eller gaser, lukt och

synintryck. Andra faktorer att ta hänsyn till är störningar av pågående verksamheter samt behov av avspärningar och evakueringar. Efter att åtgärden har genomförts kan det handla om driftsfrågor, inskränkningar i tillgänglighet och markanvändning, landskapspåverkan, tillgång till vatten osv.

5.7 Sammanställning av utredda åtgärdsalternativ

Åtgärdsutredningens resultat är en uppsättning lämpliga åtgärdsalternativ, som följer med till riskvärderingen. Inför riskvärderingen redovisas och dokumenteras samtliga åtgärdsmetoder och åtgärdsalternativ som har studerats. Åtgärds mål och utredda åtgärdsalternativ samt deras konsekvenser bör sammanfattas så att det framgår vilka alternativ som har övervägts och hur bedömningarna har lett fram till de kvarvarande alternativen. Även bortvalda alternativ och utvärderingen av dessa bör redovisas i beslutsunderlaget för val av åtgärdsalternativ, så att hela processen är transparent. Med beslutsunderlaget menas den dokumentation som sammanfattar hela urvalsprocessen; från formulering av övergripande åtgärds mål genom undersökningar, utredningar, riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering fram till förslag på åtgärder och mätbara åtgärds mål.

Det är främst åtgärdsalternativ som bedöms vara acceptabla med hänsyn till ovanstående utvärderingskriterier som går vidare till riskvärderingen, där miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra intressen vägs mot varandra. Det kan ibland vara lämpligt att även ta några ”sämre” alternativ vidare till riskvärderingen, eftersom dessa kanske kan vara mer acceptabla med avseende på de urvalskriterier som används vid riskvärderingen.

Åtgärdsalternativen som ska utredas vidare i riskvärderingen redovisas lämpligen utifrån förväntansnivån, det vill säga vilka åtgärds mål som kan uppnås, om flera förväntansnivåer har utretts (se även avsnitt 2.1).

För varje av dessa åtgärdsalternativ bör minst följande beskrivas:

- Vad som ska göras, på vilket sätt det bör göras och med vilken utrustning, det vill säga vilka åtgärds metoder och åtgärds tekniker som ska tillämpas.
- Förväntade effekter och konsekvenser för hälsa och miljö, naturresurser, ekonomi och andra intressen.
- Eventuella svårigheter och risker som kan förväntas.
- Vilka säkerhetsåtgärder som bör vidtas.

För metoder och tekniker som är under utveckling kan osäkerheterna bli stora. Osäkerheterna bör därför också beskrivas.



Samma markanvändning?
Eftersträva i så fall samma
skydds nivå i hela området.

6 Riskvärdering

6.1 Syfte och metodik

6.1.1 ÖVERGRIPANDE

Riskvärdering är en process som genomförs för att underlätta för huvudmannen och tillsynsmyndigheten att välja det lämpligaste åtgärdsalternativet med en bestämd förväntansnivå (vilka åtgärds mål som kan uppnås), inriktning och omfattning. I riskvärderingen struktureras och dokumenteras de avvägningar som har gjorts och de värderingar de bygger på. Det gör beslutsunderlaget transparent. Begreppet riskvärdering i denna rapport omfattar jämförelser för ett enskilt förorenat område. Det avser inte avvägningar mellan olika objekt eller mellan olika miljöproblem på samhällsnivå.

I riskvärderingen utgår man från de övergripande åtgärds målen, resultat från utförda undersökningar och utredningar, miljö- och hälsoriskbedömningen och åtgärdsutredningen. I riskvärderingen tolkas resultaten bland annat utifrån måluppfyllelse och tekniska och ekonomiska frågor. Riskvärdering bör utföras i nära samråd mellan huvudman, tillsynsmyndighet och andra berörda, i vissa fall också med allmänheten.

■ Sammanfattning av kapitel 6

Riskvärdering i någon form görs i alla efterbehandlingsprojekt. Den resulterar i ett förslag till åtgärdsalternativ och mätbara åtgärds mål som sedan ligger till grund för beslutet om efterbehandlingsåtgärdernas inriktning och omfattning.

Riskvärdering baseras huvudsakligen på uppgifter från riskbedömningen och åtgärdsutredningen. En avvägning görs mellan de olika åtgärdsalternativens totala miljömässiga konsekvenser, tekniska risker och kostnader. Hänsyn tas till osäkerheter och tidsaspekter och parametrar som rekreativvärde, estetiska och psykologiska faktorer, etc.

Beroende på projektets storlek och komplexitet kan olika metoder och olika verktyg användas för riskvärdering. Riskvärdering beskrivs här utifrån ett antal urvalskriterier. Urvalskriterierna speglar åtgärdsalternativens för- och nackdelar gällande måluppfyllelse (riskreduktion, miljöbelastning, skydd av naturresurser, skydd av markanvändning och övriga intressen), tekniska och ekonomiska aspekter samt inverkan på allmänna och enskilda intressen. Andra verktyg och metoder kan användas om en fördjupning av riskvärderingen behövs.

I slutet av riskvärderingen bör ett "bästa" åtgärdsalternativ ha utkristalliserats. Om riskvärderingen visar att man inte fullt ut kan uppnå de övergripande åtgärds målen med något av de formulerade åtgärdsalternativen, kan man behöva återgå till tidigare moment. Då kan åtgärdsutredningen till exempel kompletteras med andra teknikalternativ, finansieringen kan förstärkas eller de övergripande åtgärds målen kan formuleras om.

Riskvärdering utförs i någon form i alla efterbehandlingsprojekt, oavsett projektets storlek, komplexitet, huvudman, finansieringsform etc. I vissa fall kan riskvärderingen vara enkel att genomföra, i andra fall blir den mer komplicerad. Omfattning och ambitionsnivå behöver anpassas till det specifika objektet.

Riskbedömningen klarlägger miljö- och hälsoriskerna på platsen, i omgivningen och vid genomförandet av efterbehandlingsåtgärder. I åtgärdsutredningen har åtgärdsalternativen belysts främst avseende vad som kan uppnås, på vilket sätt och till vilken kostnad. I riskvärderingen kan man dessutom ta hänsyn till kostnadseffektivitet, teknisk lämplighet, behov av framtida restriktioner eller övervakning, tillfredsställelse för berörda parter, hållbar utveckling, etc. Även frågor såsom samhällsekonomisk lönsamhet kan beaktas i en riskvärdering.

En av riskvärderingens huvuduppgifter är att göra avvägningar mellan samtliga tänkbara aspekter. Angreppssättet i en riskvärdering bör därför vara så brett som möjligt, så att andra kriterier än de rent tekniska, riskrelaterade och ekonomiska tas med i sammanvägningen. Det är viktigt att beakta så kallade mjuka parametrar. Det gäller till exempel att hantera om människor känner oro eller om och hur ett mark- eller vattenområdes värde kan påverkas innan och efter genomförandet av en åtgärd. Dock är det ofta svårt att värdera och bedöma dessa med naturvetenskaplig metodik. I riskvärderingen behöver man också ta hänsyn till att en del värden kan riskera att förloras eller minska vid en föroreningspåverkan på ett skyddsobjekt, exempelvis nyttjandevärdet av en vattenresurs, kulturhistoriska värden, estetiska värden, rekreativvärdet för en sjö eller exploateringsvärdet för ett mark- eller vattenområde.

En del åtgärdsalternativ kan innebära att det efter att åtgärder genomförts finns vissa kvarstående risker. Det ingår även i en riskvärdering att ta ställning till om dessa kvarvarande risker är acceptabla eller inte, samt varför och för vem.

Det är alltid beslutsfattaren (oftast huvudmannen) som föreslår hur riskvärderingen ska göras. Tillsynsmyndighetens roll är att fatta ett beslut på basis av de avvägningar och val som gjorts.

Olika beslutsfattare kan, beroende på vilken organisation de tillhör, ha olika sätt att förhålla sig till riskvärderingen. Människor kan till exempel ha svårare att acceptera situationer som innebär stora konsekvenser, även om sannolikheten för att de ska inträffa är så liten att risken är låg. Sociokulturella faktorer (människors attityder) kan också påverka utfallet av en riskvärdering, eftersom till exempel betalningsvilja hänger ihop med riskuppfattning och riskacceptans (Blom m.fl., 2008).

6.1.2 UNDERLAG FÖR RISKVÄRDERING

Det underlag som behövs för riskvärdering består huvudsakligen av uppgifter från riskbedömningen och åtgärdsutredningen. Exempel på uppgifter sammanfattas i tabell 6.1.

I riskvärderingen ska många aspekter vägas samman. Då är det viktigt att de osäkerheter som finns i underlaget är väl dokumenterade. Om beslutsunderlaget innehåller stora osäkerheter kan det till exempel vara bättre att göra riskvärderingen med hjälp av mer kvalitativa metoder än med mer kvantitativt avancerade metoder (Moberg m.fl., 1999).

<p>A. ÖVERGRIPANDE ÅTGÄRDSMÅL</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Vad som uppnås (ges i första hand av de övergripande åtgärdsmålen). ■ Vilka hälso- och miljörisker som undanröjs eller begränsas och om dessa avser effektbase- rade åtgärds mål (rikt- och gränsvärden), belastningen på omgivningen eller reduktion av föroreningskällan. ■ Exempel på mätbara åtgärds mål som kan användas för uppföljning av åtgärdsalternativet, graden av måluppfyllelse som kan förväntas och hur åtgärdens funktion kan verifieras.
<p>B. FÖRUTSÄTTNINGAR OCH INTRESSEN</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Om åtgärdsalternativen kräver tillstånd. ■ Om det finns juridiska eller samhällsmässiga hinder eller möjligheter. ■ Behov av administrativa åtgärder eller framtida restriktioner. ■ Hur andra intressen, allmänna och enskilda påverkas. ■ Genomförbarhet med hänsyn till övriga förutsättningar.
<p>C. TEKNISK GENOMFÖRBARHET</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Om alternativen omfattar olika typer av utförande och omhändertagande. ■ Metodernas tillämplighet, tillgänglighet, tillförlitlighet, beständighet och kontrollerbarhet. ■ Vilka möjligheter som finns att reparera eller korrigera åtgärden i efterhand (vid behov). ■ Vilka kritiska och begränsande faktorer samt tekniska svårigheter som finns och vilka tekniska risker som kan föreligga med hänsyn till tidigare erfarenheter av metoderna. ■ Förbrukning av energi och naturresurser samt behov av transporter. ■ Erfarenhet av metoderna som ingår i respektive alternativ (nationellt och internationellt). ■ Hur utförandet kvalitetssäkras och kontrolleras, inklusive kontroll av miljö- och hälsoeffekter. ■ Efterföljande kontroll för att verifiera att åtgärds målen har uppnåtts och vidhålls. ■ Föroreningarnas slutliga omhändertagande (destruktion, koncentration, fastläggning eller förvaring).
<p>D. UPPNÅDDA RESULTAT</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Omfattning av åtgärden (exempelvis vilka volymer av olika medier som behöver hanteras) för att uppnå åtgärds målen. ■ Vilka resthalter, föroreningsmängder och emissioner som kommer att kvarstå efter åtgär- den.
<p>E. KOSTNADER</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Kostnader och tidsaspekter för genomförandet. ■ Hur kostnader och tidsaspekter kan kalkyleras samt vilka ekonomiska risker som finns.
<p>F. RISKBEDÖMNING UNDER OCH EFTER ÅTGÄRDSGENOMFÖRANDET</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Eventuella kvarstående risker som är kopplade till resthalter och -mängder. ■ Vilken markanvändning som kan tillåtas efter åtgärderna, det vill säga krävs begränsningar i framtida områdesanvändning eller andra restriktioner efter genomförd åtgärd. ■ Vilka risker för hälsa, miljö och naturresurser som kan föreligga under genomförandeskedet. ■ Belastningen på miljön i övrigt som åtgärdsalternativet medför.
<p>G. STÖRNINGAR</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ Om åtgärdsalternativen försvårar eventuella framtida åtgärder, i den mån föroreningar lämnas kvar. ■ Om en ökad risk för hälsa, miljö eller naturresurser uppkommer på annan plats.

Tabell 6.1. Exempel på uppgifter från riskbedömning och åtgärdsutredning som utgör underlag till riskvärdering.

6.1.3 METODIK FÖR RISKVÄRDERING

Beroende på projektets storlek och komplexitet kan olika metoder och olika verktyg användas för riskvärdering. Metodiken för riskvärdering som beskrivs i denna rapport är uppbyggd som ett slags multikriterieanalys. Den är baserad på en utvärdering av ett antal urvalskriterier. Urvalskriterierna speglar åtgärdsalternativens för- och nackdelar gällande måluppfyllelse (riskreduktion, miljöbelastning, skydd av naturresurser, skydd av övriga intressen), tekniska och ekonomiska frågor samt inverkan på allmänna och enskilda intressen. Hänsyn tas även till osäkerheter och tidsaspekter samt till parametrar som rekreationsvärde, estetiska och psykologiska faktorer, etc.

Riskvärderingsmetodiken som Naturvårdsverket beskriver här omfattar följande moment:

- definition av urvalskriterier (avsnitt 6.2)
- gradering och värdering av urvalskriterier (avsnitt 6.3)
- sammanställning och sammanvägning av urvalskriterier (avsnitt 6.4)
- förslag till val av åtgärdsalternativ (avsnitt 6.5).

Riskvärdering är ett område som är under utveckling. Metodiken som beskrivs här utgör ett exempel på tillvägagångssätt för riskvärdering. Det beskrivna tillvägagångssättet kan kompletteras med olika verktyg och på så sätt fördjupa riskvärderingen, se avsnitt 6.6. Ytterligare information om riskvärdering finns till exempel i rapporter från Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering.

6.2 Definition av urvalskriterier

6.2.1 VILKA URVALSKRITERIER?

I en riskvärdering värderas konsekvenser av de olika åtgärdsalternativen enligt en uppsättning urvalskriterier. Urvalskriterierna bör så långt som möjligt vara väldefinierade och oberoende av varandra. Den inledande värderingen utförs utan hänsyn till eventuella samband eller inbördes relationer mellan olika kriterier.

Urvalskriterierna ger en indikation om vilka åtgärder som kan anses vara acceptabla respektive oacceptabla relativt de risker som åtgärdas. Valet av urvalskriterier i sig innebär en värdering, eftersom det återspeglar en prioritering av frågeställningar. Därför är det viktigt att alla intressenter är överens om valet av urvalskriterier samt deras utformning och tillämpning. Det kan kräva ett omfattande förankringsarbete. Kriterierna har även stor betydelse när det gäller att kommunicera resultat från riskvärderingen till beslutsfattare och allmänhet. För att få den transparens i beslutsgången som är önskvärd, kan det finnas behov av att upprepa momentet val av urvalskriterier ett antal gånger, tills alla berörda parter är överens om hur urvalskriterierna definieras och hanteras.

Urvalskriterierna bör ta hänsyn till så många av åtgärdsalternativens miljökonsekvenser som möjligt, till exempel energi- och resursanvänd-

ning, klimatpåverkan och utsläpp. Detta får inte kräva orimliga insatser. I speciella fall kan det vara befogat att göra en helhetsbedömning som till exempel även inkluderar vad som sker när förorenade massor eller vatten slutomhändertas vid externa mottagningsanläggningar.

Eftersom varje efterbehandlingsprojekt är unikt är det inte ändamålsenligt att definiera en fast uppsättning urvalskriterier. I stället ges nedan exempel på vanliga typer av urvalskriterier samt förslag till och exempel på värderingsgrunder. Kriterierna hör till följande kategorier:

- Måluppfyllelse avseende riskreduktion för miljö- och hälsoriskerna, inklusive belastning och risker under åtgärdsutförandet (avsnitt 6.2.2).
- Måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen, till exempel kultur- och naturmiljö, markanvändning, resurs- och energihushållning (avsnitt 6.2.3).
- Tekniska aspekter, inklusive tillgänglighet, genomförbarhet, beständighet, reparerbarhet, kontrollerbarhet etc. (avsnitt 6.2.4).
- Ekonomiska aspekter, bland annat investerings-, drifts-, underhålls- och totalkostnader, eventuella intäkter samt kostnadseffektivitet (avsnitt 6.2.5).
- ”Mjuka” parametrar, så som inverkan på allmänna och enskilda intressen, estetiska värden och psykologiska faktorer (avsnitt 6.2.6).

6.2.2 URVALSKRITERIER FÖR MÅLUPPFYLLELSE AVSEENDE RISKREDUKTION

Värdering av måluppfyllelse avseende riskreduktion som hör ihop med respektive åtgärdsalternativ kan bland annat omfatta den typ av urvalskriterier som redovisas i tabell 6.2. Dessa underlättar jämförelser mellan alternativen. Övergripande åtgärds mål som avser riskreduktion bör om möjligt vara kopplade till motsvarande kriterier.

Utgångspunkterna för måluppfyllelse avseende riskreduktion framgår i huvudsak av Naturvårdsverket, 2009a och 2009b. När det gäller hälsorisker handlar det om lågrisknivån, det vill säga i efterbehandlingssammanhang den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor normalt är acceptabel. I framtagandet av generella riktvärden för förorenad mark har den acceptabla risknivån för genotoxiska cancerogena ämnen satts till ett extra cancerfall per 100 000 exponerade personer och livstid. För andra ämnen är utgångspunkten att exponeringen från ett förorenat område för en enskild individ som mest får inteckna en viss andel av det tolerabla dagliga intaget. Beträffande markekosystem skyddas antingen 75 procent av arterna inom det förorenade området (avspeglat i de generella riktvärdena för känslig markanvändning) eller 50 procent av arterna (för de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning). Skyddsnivåerna kan ha justerats, såväl uppåt som nedåt, i platspecifika bedömningar.

För ekosystem i ytvatten och sediment finns förslag på miljökvalitetsnormer (gränsvärden) som skyddar cirka 95 procent av organismerna från allvarliga störningar (Lepper 2005).

Kriterium	Exempel på "värde"
Hälsoriskbaserade riktvärden för området och omgivningen	Föroreningsnivån efter åtgärd (C) relativt de hälsoriskbaserade riktvärdena (RV). Om $C/RV < 1$ brukar risken vara acceptabel.
Riktvärden för skydd av markmiljö på området och i omgivningen	Föroreningsnivån efter åtgärd (C) relativt riktvärdena för skydd av markmiljö på området och i omgivningen (RV). Om $C/RV < 1$ brukar risken vara acceptabel.
Riktvärden för skydd av grundvatten, ytvatten och sediment	Föroreningsnivån som belastningen leder till i recipienten (C) relativt riktvärden för skydd av grundvatten eller ytvattenmiljön (RV). Om $C/RV < 1$ brukar risken vara acceptabel. Lakbarhet, till exempel i form av K_d -värden, före och efter åtgärd. Relation mellan halter i olika medier, till exempel jord och grundvatten, eller sediment och porvatten, före och efter åtgärd.
Föroreningskällans reduktion – förekomsten av föroreningskällor	Omfattning efter relativt före åtgärd. Procentuell minskning av föroreningsmängd. Föroreningshalter och föroreningsmängder efter åtgärd relativt bakgrundshalter.
Miljö- och hälsorisker under utförandet av åtgärderna (till exempel buller, transporter och damning)	Bullernivå vid närmaste bostadsfastighet. Antal lastbilstransporter per dygn i förhållande till normal mängd. Spridning av damm. Uppfyllelse av gränsvärden för arbetsmiljö.

Tabell 6.2. Exempel på urvalskriterier för måluppfyllelse avseende riskreduktion för miljö- och hälsorisker.

För många typer av förorenade områden är det risken för förorenings-spridning som är styrande för vilka åtgärder som krävs. I en riskvärdering ingår att ställa de miljöeffekter ett förorenat område kan orsaka i relation till effekterna av eventuella andra föroreningskällor. Fokus ligger på uppskattning av spridning samt bedömning av den riskreduktion olika behandlingsåtgärder kan ge (Elert 2006, Elert och Yesilova 2008).

Användning av rikt- eller gränsvärden är i dag ett vanligt sätt att bestämma om en föroreningshalt är acceptabel eller inte. Det är dock den totala exponeringen eller belastningen som är avgörande för riskerna. Vid framtagandet av mätbara åtgärds-mål kan man dock behöva ta hänsyn till flera faktorer (se avsnitt 7.2). Därför är det ofta lämpligt att även ha urvalskriterier som inte direkt kopplas till mätbara åtgärds-mål.

6.2.3 URVALSKRITERIER FÖR MÅLUPPFYLLELSE AVSEENDE SKYDD AV NATURRESURSER OCH ÖVRIGA INTRESSEN

Värdering av skyddet för naturresurser och övriga intressen (exempelvis kulturmiljöer, rekreationsvärden, landskapsbilds och infrastruktur) kan bland annat omfatta den typ av urvalskriterier som redovisas i tabell 6.3. Övergripande åtgärds-mål som avser skyddet bör vara direkt kopplade till motsvarande kriterier.

Kriterium	Exempel på "värde"
Kultur- och naturmiljö, landskapsbild, rekreativsvärde	Bevarande av k- eller q-märkta hus. Ändring av nivån för markytan. Om området efter åtgärd är öppet för allmänheten eller inte. Om området kommer att upplevas som "vackrare" efter åtgärden.
Infrastruktur (vägar, järnvägar, sjöfart, ledningsnät)	Om området är tillgängligt och lämpligt för anläggande av viss infrastruktur. Maximalt djupgående i farled (m).
Möjlig framtida markanvändning eller restriktioner i områdets markanvändning	Eventuella inskränkningar i markanvändning. Behov av anmälningar vid framtida markåtgärder.
Påverkan på markanvändningen i omgivningen, bland annat verksamheter och näringar, boendemiljö, fiskeri m.m.	Behov av skyddszon eller skyddsavstånd. Restriktioner beträffande fiske.
Resurs- och energihushållning	Ton naturgrus som går åt för återfyllning. Energiförbrukning (kWh eller kW per kg förorening) som går åt för transporter och destruktion av föroreningar.
Behov av transporter	Transportavstånd (km) till behandlings- och deponeringsanläggningar samt från källor för återfyllningsmassor. Typ av transporter till och från området (väg, järnväg, fartyg).
Utsläpp och emissioner	Utsläpp av koldioxid (CO ₂ per kg förorening).
Uppfyllelse av miljömål	I vilken utsträckning ett åtgärdsalternativ är anpassat till nationella, regionala och lokala miljömål.

Tabell 6.3. Exempel på urvalskriterier för måluppfyllelse avseende skydd av naturresurser och övriga intressen.

6.2.4 URVALSKRITERIER AVSEENDE TEKNISKA ASPEKTER

Åtgärdsalternativens tekniska aspekter utreds huvudsakligen under åtgärdsutredningen, då hela underlaget för värdering av de tekniska urvalskriterierna tas fram. Olämpliga åtgärdsalternativ har sållats bort redan i åtgärdsutredningen. Dock finns viktiga delar av den tekniska bedömningen som kvarstår och behöver beaktas i och kan vara avgörande för riskvärderingen. Det handlar framför allt om små skillnader mellan åtgärdsalternativen, som kan påverka det slutliga åtgärdsvalet i samband med värdering av andra urvalskriterier. Värdering av tekniska aspekter för respektive åtgärdsalternativ kan bland annat omfatta den typ av urvalskriterier som redovisas i tabell 6.4.

6.2.5 URVALSKRITERIER AVSEENDE EKONOMISKA ASPEKTER

En kostnadsuppskattning för respektive åtgärdsalternativ har gjorts i åtgärdsutredningen. Värdering av ekonomiska aspekter kan bland annat göras avseende totalkostnader, kostnadseffektivitet och marginalkostnader. Exempel på urvalskriterier för åtgärdsalternativens totalkostnader kan bland annat omfatta den typ av urvalskriterier som redovisas i tabell 6.5.

Kriterium	Exempel på "värde"
Kunskap om åtgärds- metod	Behov av laboratorie-, pilot- eller fullskaletester. Tidigare erfarenheter med åtgärdstekniker och metoder, om dessa anses vara välbeprövade, beprövade eller under utveckling.
Tillgänglighet	Geografiskt område där tekniken finns tillgänglig.
Genomförbarhet	Svårigheter p.g.a. markförhållanden, grundvattenförhållanden, fysiska hinder (exempelvis byggnader), osv.
Beständighet	Materialegenskaper. Risk för återförorening från omgivningen.
Reparerbarhet	Möjlighet till kompletterande åtgärder. Möjlighet att byta ut barriärer. Möjlighet att upprepa behandlingar.
Kontrollerbarhet, behov av uppföljning och kontroll	Möjlighet till fysiska kontroller, provtagningar. Tillgång till relevanta metoder för analyser och jämförelser.
Behov av drift- och underhållsåtgärder	Tid som underhåll beräknas pågå. Behov av framtida underhåll. Händelser som kan inverka på framtida åtgärder.

Tabell 6.4. Exempel på urvalskriterier avseende tekniska aspekter.

Det kan i många fall vara lämpligt att utvärdera olika åtgärdsalternativs kostnadseffektivitet, det vill säga deras förmåga att nå uppställda mål och vilka ekonomiska resurser som krävs för att genomföra detta. Urvalskriterierna för kostnadseffektivitet kan vara desamma som för totalkostnader (tabell 6.5). För att utvärdera kostnadseffektivitet måste alla utvärderade åtgärdsalternativ syfta mot likartade mål. Till exempel kan kostnadseffektivitet studeras om alternativen använder olika metoder för att uppnå samma reduktion av risker eller samma reduktion av föroreningsmängd, men inte för att jämföra åtgärdsalternativ med varierande förväntansnivåer.

Det kan ofta vara ändamålsenligt att utvärdera marginalkostnaderna för åtgärdsalternativen. Typiska mått för detta är kostnaden per minskad föroreningsmängd eller kostnaden per minskad mängd belastning, se tabell 6.6. Observera dock att ett åtgärdsalternativ med en låg marginalkostnad inte nödvändigtvis är kostnadseffektivt, om det i övrigt inte uppnår uppsatta åtgärds mål.

Det är viktigt att inte använda kriterier för marginalkostnader för att jämföra helt olika typer av åtgärder, till exempel sådana som avser föroreningskällor och andra som är till för att hindra spridning och exponering. Jämförelsen bör begränsas till att utvärdera likartade åtgärdsalternativ med varierande förväntansnivåer.

Tabell 6.5. Exempel på urvalskriterier avseende totalkostnader.

Kriterium	Exempel på "värde"
Investeringskostnader (projektering, genomförande, kontroll, uppföljning).	Uppskattad kostnad (kronor eller annan valuta).
Löpande kostnader (drift, underhåll och fortsatta kontrollprogram).	Uppskattad kostnad per år (kronor eller annan valuta per år).
Framtida intäkter (ökning av markvärde, hyra eller arrende, goodwill etc.).	Uppskattad intäkt (kronor eller annan valuta).

Kriterium	Exempel på "värde"
Marginalkostnad vid reduktion av föroreningskällor.	Kostnad för minskad mängd förorening (kronor eller annan valuta per kg).
Marginalkostnad vid reduktion av spridning till omgivningen.	Kostnad för minskad belastning (kronor eller annan valuta per gram och år).
Marginalkostnad vid reduktion av exponering.	Kostnad för minskad exponering (kronor eller annan valuta per antal exponeringstillfällen och år).

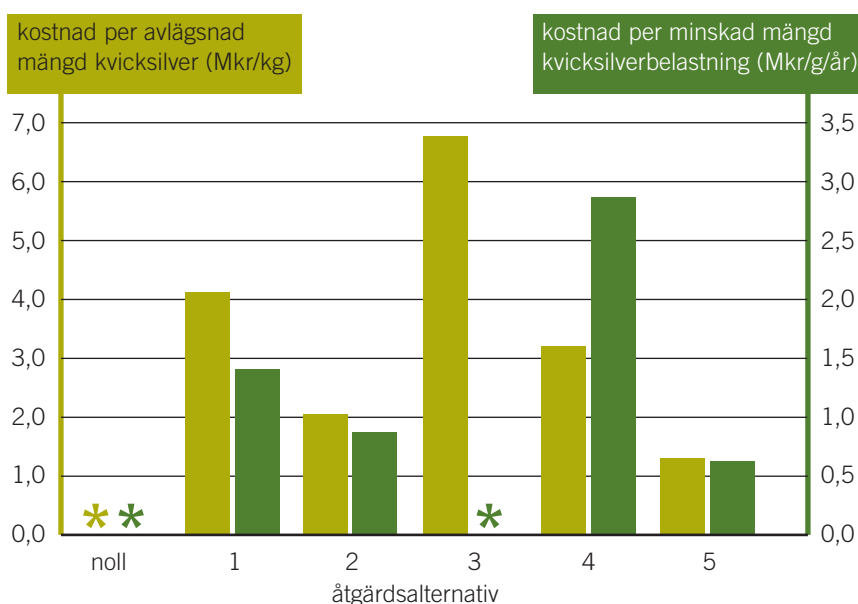
Tabell 6.6. Exempel på urvalskriterier avseende marginalkostnader.

Ett exempel på en värdering av marginalkostnader som inkluderar både minskad föroreningsmängd och minskad belastning för fem åtgärdsalternativ (samt ett nollalternativ) redovisas i figur 6.1.

Exemplet visar att åtgärdsalternativ 5 har den lägsta marginalkostnaden beträffande både minskad föroreningsmängd och minskad belastning. Observera att figuren endast visar de marginella kostnaderna för respektive åtgärdsalternativ och inte de totala kostnaderna. Dessutom avser exemplet bara en föroreningstyp (kvicksilver).

En utveckling av jämförelsen i detta exempel handlar om att väga ihop åtgärdsalternativens effekter på olika typer av föroreningar. Eftersom ämnen har olika giftighet och kan förekomma i olika delmängder inom området, behöver man antingen värdera dessa var för sig, eller normalisera förorenings- och belastningsmängderna så att de blir jämförbara. Man kan exempelvis normalisera mängderna för respektive ämne mot generella eller platsspecifika riktvärden samt mot den totalt undersökta massan (t.ex. jord).

När man föreslår efterbehandlingsåtgärder finns det ingen förutbestämd gräns för vad en åtgärd får kosta. Det är svårt men det går att sätta ett belopp på värdet av ett bevarat ekosystem, ett räddat människoliv, ett extra cancerfall som inte inträffat osv. (exempel finns i bland annat SIKÅ, 2005). Ofta får det samlade intrycket av hela riskvärderingen och av de individuella urvalskriterierna från fall till fall avgöra om det är värt kostnaden att genomföra en viss åtgärd.



Figur 6.1. Exempel på värdering av kostnadseffektivitet med hjälp av marginalkostnader avseende avlägsnad föroreningsmängd och minskad belastningsmängd för kvicksilver. Det mest kostnadseffektiva åtgärdsalternativet är i detta fall alternativ 5 för båda parametrarna.

- * minskar inte kvicksilvermängden
- * minskar inte kvicksilverbelastningen

Kriterium	Exempel på "värde"
Allmänna intressen	Ortens "profil" Teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad Samhällsnytta Missgynnade grupper Inverkan på kommande generationer "Goodwill"
Enskilda intressen	Begränsningar i markanvändning
Näringslivsintressen	Främjar nyetableringar Tillåter uppgradering av befintliga verksamheter Inverkan på sysselsättning Behov av tjänster från lokala leverantörer "Goodwill"
Lokal acceptans för genomförandet och slutresultatet, inklusive politiska, psykologiska och psykosociala aspekter (t.ex. människans oro och oviljan att ha en deponi eller behandlingsanläggning i närheten).	Grad av acceptans t.ex. enligt enkät svar Reaktioner och respons på samråds- och informationsmöten Kontaktfrekvens med medier och myndigheter Beteendeförändringar (allmänheten undviker området alternativt flyttar därifrån)

Tabell 6.7. Exempel på urvalskriterier avseende "mjuka" parametrar.

6.2.6 URVALSKRITERIER AVSEENDE "MJUKA" PARAMETRAR

Det finns också andra värden att ta hänsyn till, till exempel värdet av att överlämna en ren miljö till kommande generationer (arvsvärden), värdet av att kunna använda marken till något annat längre fram (optionsvärdet) samt värdet av att veta att miljön är ren även om det inte har någon fysisk inverkan (existensvärden). Ibland formuleras åtgärds mål beträffande sådana värden. Underlag för värdering av dessa mål bör tas fram redan vid målformuleringen, eftersom olika intressenter kan ha varierande åsikter om hur dessa ska värderas. Exempel på tänkbara urvalskriterier för sådana värden redovisas i tabell 6.7.

6.3 Gradering och värdering av urvalskriterier

Gradering och värdering av urvalskriterierna bör kompletteras med en beskrivning av hur man resonerat. En del kriterier, till exempel mängd avlägsnad förorening eller kostnad per avlägsnad mängd förorening, är kvantitativa och kan därför användas direkt för att jämföra alternativen. Många andra urvalskriterier är kvalitativa. Då kan man antingen beskriva värdena i ord eller använda någon form av skalgradering eller värdering, såsom:

- ja ... kanske ... nej
- bäst ... neutral ... sämst
- + ... 0 ... -
- 5 ... 3 ... 1
- minskar ... oförändrad ... ökar.

Kriterium – uppfyllelse av övergripande åtgärds mål				
Åtgärdsalternativ	Påverkan på grundvatten vid bostäder upphör	Ingen hälsovådlig exponering för yrkesverksamma på området (markanvändning industri)	Ingen hälsovådlig exponering för tillfälliga besökare i omgivningen (känslig markanvändning)	Våtmarken nedströms området skyddas från ytterligare påverkan
0	Nej	Nej	Nej	Nej
1	Nej	Ja	Ja	Nej
2	Nej	Ja	Ja	Ja, så länge pumpning pågår
3	Mycket osäkert	Ja	Ja	Osäkert

Det är viktigt att notera att kvalitativa graderingar kan upplevas som mer objektiva än vad de egentligen är. Ofta finns en stor andel subjektivitet i definitionen av skalgränser eller i val av värde för urvalskriterier som i grunden inte är kvantitativa. Alla intressenter bör vara överens om val och definitionen av kriterierna.

Några exempel på värden har angetts för olika urvalskriterier i avsnitt 6.2. I tabell 6.8 presenteras ett exempel på ett urvalskriterium för att uppfylla de övergripande åtgärds målen i ett specifikt efterbehandlingsprojekt.

I exemplet, som enbart handlar om ett kriterium (uppfyllelse av övergripande åtgärds mål), används både gradering och beskrivning. De flesta värden har beskrivits med enbart ”ja” eller ”nej”, men för vissa har man har man infört ytterligare graderingar (”osäkert”, ”mycket osäkert”) eller en kvalificering av svaret med en hjälptext (”så länge pumpning pågår”).

Nollalternativet i detta exempel uppfyller inte alls de övergripande åtgärds målen, medan övriga alternativ uppfyller åtminstone två av målen. Både alternativ 2 och 3 tycks vara marginellt bättre i detta avseende än alternativ 1. Alternativ 2 kräver fortsatta aktiva åtgärder medan resultatet av alternativ 3 betraktas som osäkert. En möjlig tolkning är att om huvudmannen är försiktig skulle alternativ 1 vara bäst med hänsyn till detta kriterium. Om huvudmannen är villig att ta vissa risker, är det alternativ 3 som har de bästa utsikterna. Om våtmarken anses vara viktigast är det bara alternativ 2 som kan komma ifråga. Om fortsatt pumpning inte är acceptabel behöver i detta fall riskbedömningen och åtgärdsutredningen återupptas för att man ska kunna få fram ytterligare åtgärdsalternativ.

Tabell 6.9 visar ett annat exempel som handlar om mer kvantitativa kriterier.

Tabell 6.8. Exempel på värdering av kriterium för uppfyllelse av övergripande åtgärds mål.

Kriterium – reduktion av föroreningskälla			
Åtgärdsalternativ	Restföroreningsgrad resthalt/bakgrundshalt (mg/kg TS)	Procentuell minskning av föroreningsmängd (%)	Hanterad jordvolym (m ³)
0	1200	0	–
1	80	67	36 000
2	4	95	84 000
3	1,5	98	130 000

Tabell 6.9. Exempel på värdering av kriterier för reduktion av föroreningskällan.

Av exemplet framgår att skillnaden mellan åtgärdsalternativ med en hög och en mycket hög förväntansnivå, till exempel mellan alternativ 2 och 3, ofta kräver en oproportionellt stor arbetsinsats. I detta fall behövs mer än en femtioprocentig ökning av hanterad jordvolym, för att åstadkomma en relativt marginell resultatförbättring.

I nedanstående ruta redovisas ett tredje exempel på hur urvalskriterier kan utvärderas. Exemplet utgör en blandning mellan subjektiv och objektiv tolkning, eftersom resultaten graderas på en relativ skala utan att avståndet mellan skalstegen närmare definieras.

Transportarbetet varierar från i genomsnitt 60 rörelser per dag i alternativ 7 till ca 180 rörelser per dag i alternativ 1 och 4. Nollalternativet medför inget transportarbete. Alternativens inbördes rangordning avseende transportarbete blir:
1 > 4 > 2 > 8 > 3 > 5 > 11 > 9 > 10 > 6 > 7 > 0.

Vissa urvalskriterier kan vara svåra att utvärdera på annat sätt än genom att föra ett resonemang. En sådan diskussion förs kring åtgärdsalternativens tekniska komplexitet i nedanstående exempel (tabell 6.10), som dock till slut resulterar i en gradering.

Både urschaktning och övertäckning är beprövade och kontrollerbara metoder. Det blir svårare att göra efterkontroller efter genomförd åtgärd om en kvalificerad övertäckning utförs. Övertäckningsalternativen innebär även ett invecklat anläggningsarbete, beroende på övertäckningens kvalitet samt hur dagvatten och nederbördsvatten omhändertas. För urschaktningens alternativ 4, 5 och 6 används olika åtgärdskrav på olika djup, vilket komplicerar klassificeringsförfarandet och ställer större krav på byggledning och entreprenör i åtgärdsfasen.

Tabell 6.10. Exempel på värdering av urvalskriterium för teknisk komplexitet (L=Liten komplexitet, M=Måttlig komplexitet, S=Stor komplexitet).

Typ av åtgärdsalternativ											
Nollalternativ	Urschaktning						Övertäckning				
0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Ingen åtgärd	L	L	L	M	M	S	L	S	M	M	M

Hänsyn bör tas till osäkerheten i de olika bedömningarna när urvalskriterierna värderas. Om osäkerheten för ett visst urvalskriterium är stor bör en försiktigare bedömning göras än om osäkerheten är liten.

6.4 Sammanställning och sammanvägning av urvalskriterier

6.4.1 SAMMANSTÄLLNING AV URVALSKRITERIER

Åtgärdsalternativen och deras konsekvenser när det gäller olika urvalskriterier, sammanställs lämpligen på ett överskådligt sätt, exempelvis i en matris.

Ett exempel på en sammanställningsmatris finns i tabell 6.11. I exemplet har urvalskriterierna huvudsakligen värderats genom texter. Exemplet visar alla kriterier och värderingar på ett överskådligt sätt. Att matrisen innehåller en blandning av kriterier som har utvärderats enligt olika skalor kan innebära att det inledningsvis är svårt att se vad som är ”viktigast”. Därför behöver sammanställningsmatrisen kompletteras med en beskrivande sammanvägning (se avsnitt 6.4.2).

Tabell 6.11. Exempel på sammanställningsmatris där urvalskriterierna huvudsakligen har värderats genom texter.

Åtgärdsalternativ		0	1	2A	2B	3	4	
		Noll-alternativ	Inrätta miljöriskområde, restriktioner för markanvändning, kostrekommendationer	Muddring, täckning och lokal deponering	Muddring, täckning och lokal deponering	Muddring och utfyllning i sjön	Muddring och externt omhändertagande	
Urvalskriterier	Juridiska förutsättningar	Tillstånd lokal deponi	—	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej
		Tillstånd vattenverksamhet	—	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja
		Miljöriskområde	—	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej
	Miljö	Övervakningsbehov deponi	—	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej
		Övervakningsbehov sjön	—	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
		Spridning p.g.a. ingrepp & erosion	Stor, stor	Mindre, stor	Liten, liten	Liten, liten	Liten, liten	Liten, liten
		Påverkan på akvatiskt liv	Stor	Stor	Liten	Liten	Liten	Liten
		Minskat utläckage av metaller	Ingen	Ingen	75 %	75 %	Ja, men osäker	75 %
	Teknik	Minskat utläckage av organiska ämnen	Ingen	Ingen	75 %	75 %	75 %	75 %
		Deponering	—	Nej	Beprövad	Beprövad	Nej	—
		Utfyllning	—	Nej	Nej	Nej	Beprövad	Nej
		Täckning	—	Nej	Ej beprövad, ev. osäkerhet	Ej beprövad, ev. osäkerhet	Nej	Nej
	Teknik	Muddring	—	Nej	Beprövad	Beprövad, kräver styrning	Beprövad, kräver styrning	Beprövad, kräver styrning

Åtgärdsalternativ		0	1	2A	2B	3	4	
		Noll-alternativ	Inrätta miljöriskområde, restriktioner för markanvändning, kostrekommendationer	Muddring, täckning och lokal deponering	Muddring, täckning och lokal deponering	Muddring och utfyllning i sjön	Muddring och externt omhändertagande	
Urvalskriterier	Kostnader	Framtida kostnader (sannolikhet, storlek)	Hög, stor	Hög, stor	Låg, stor	Låg, måttlig	Låg, måttlig	Låg, liten
		Övervakning (Mkr/år)	—	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
		Investering (Mkr)	—	—	90–155	112–175	112–175	210–510
	Natur, kultur, fritid	Utveckling av turism och rörliga friluftslivet	Begränsad	Begränsad	Möjliggörs	Möjliggörs	Möjliggörs	Möjliggörs
		Ankringsförbud	—	Nej	Ja	Ja	Nej	Nej
		Hot mot fritidsfiske	Ja	Ja	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar
		Hot mot riksintressen	Ja	Ja	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar
	Infrastruktur	Utbyggnader	Oförändrad hotar utbyggnad	Oförändrad hotar utbyggnad	Inga	Inga	Vissa kan tillåtas	Vissa kan tillåtas
		Planer, etc.	Landskapsbild	—	Oförändrad	Oförändrad	Oförändrad	Ändrade strandlinjer
	Restriktioner		—	Ja	Vissa kvarstår	Vissa kvarstår	Vissa kvarstår	Vissa kvarstår
	Planförutsättningar		Hinder	Hinder	Ändringar tillåts	Ändringar tillåts	Ändringar tillåts	Ändringar tillåts
	Allmänna intressen	Behov av informationsinsatser	—	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
		”Good will”	Nej	Nej, kan minskas	Ökar	Ökar	Ökar	Ökar
		Miljöbelastning	Kvarstår	Kvarstår	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar
		Uppfyller nationellt miljömål om giftfri miljö	Inte alls	Inte alls	Delvis	Ja	Ja	Ja
	Enskilda intressen	Oro för förorening av åkermark, betesmark och översvämningszoner.	Ja	Ja	Minskar	Minskar	Minskar	Minskar

Tabell 6.11. Fortsättning från föregående sida.

Ett annat exempel på en sammanställningsmatris finns i tabell 6.12. I detta exempel har alla urvalskriterier (förutom kostnad) värderats på numeriska skalor (1 till 5 för respektive kriterium, där 5 är ”bäst”). Skalorna för respektive urvalskriterium har inte definierats i exemplet. Därför är det viktigt att definitionerna framgår av utredningen i övrigt samt att dessa anges på ett så objektivt sätt som möjligt.

Relativa värderingar kan också göras utifrån kvantitativa urvalskriterier. Detta förenklar jämförelserna, men innebär en högre ambitionsnivå, eftersom det kräver ett mer omfattande dataunderlag. I nuläget saknas

Åtgärdsalternativ		1. Termisk behandling lokalt	2. Termisk behandling externt	3. Biologisk behandling lokalt	4. In situ-behandling	5. Deponering externt	6. Deponering lokalt	7. Inneslutning lokalt	8. Nollalternativet	9. Övertäckning lokalt
Urvalskriterier	Total miljö-påverkan	4	3	4	5	1	2	2	1	2
	Lokal miljö-påverkan	3	4	3	4	4	2	2	2	3
	Genom-förandetid	4	5	3	2	3	3	3	5	4
	Tillstånds-frågor, acceptans	4	5	4	4	3	2	2	1	2
	Säkerhet för måloppfyllelse	4	4	3	3	4	4	3	2	3
	Risker under projektgenom-förande	4	4	3	2	3	3	2	2	2
	Kostnader för genomförande (MSEK)	76-132	98-147	78-113	68-97	69-110	74-102	80-107	26-50	57-97

beprövade verktyg för att jämföra olika sorters kriterier, till exempel riskreduktion mot koldioxidutsläpp eller bullerstörning.

För att åskådliggöra bedömningarna kan man istället använda olika färger eller symboler, till exempel pilar som i tabell 6.13. I exemplet är alla kriterier, även kostnader, utvärderade utifrån likvärdiga skalor. Skalorna är definierade i tabellen i subjektiva termer, som exempelvis låg, måttlig, hög eller mycket hög. Pilarna kan möjligen motsvaras av en numerisk skala (X = 1; ↓ = 2; → = 3; ↑ = 4), men användningen av symboler, färger osv. kan göra det lättare att få en överblick av hur kriterierna har bedömts.

Tabell 6.12. Exempel på sammanställningsmatris med kvantitativa värden för urvalskriterierna (1 = sämst, 5 = bäst).

Åtgärdsalternativ		1	2	3	4	5
Urvalskriterier	Uppfyller uppställda åtgärds-mål	↑	↑	↑	→	↓
	Kostnad	x	→	↓	↑	↑
	Miljöpåverkan i samband med åtgärd	x	↑	→	→	↑
	Temporär påverkan på pågående verksamhet	→	→	↓	↓	x
	Samhällsnytta efter åtgärd	↓	↑	↑	↑	↑
	Restriktioner avseende markanvändning efter åtgärd	↑	→	↑	↑	↓

Tabell 6.13. Exempel på sammanställningsmatris med symboler för urvalskriterierna.

↑ = Uppfyller mer än väl uppställda mål, ger låg påverkan eller har relativt låg snittkostnad.

→ = Uppfyller uppställda mål, ger måttlig påverkan eller har måttlig snittkostnad.

↓ = Uppfyller delvis uppställda mål, ger hög påverkan eller har hög snittkostnad.

x = Uppfyller inte alls uppställda mål, ger mycket hög påverkan eller har hög snittkostnad.

6.4.2 SAMMANVÄGNING AV URVALSKRITERIER

Genom att sammanställa och värdera kriterierna har man också påbörjat sammanvägningen. Ibland behöver man väga urvalskriterierna i sig mot varandra, det vill säga ta ställning till om vissa kriterier är viktigare än andra, och i så fall hur mycket viktigare de är. Detta kan exempelvis göras genom att vikta kriterierna eller genom att göra sammanvägningen i olika steg. Kriterier som värderas först i senare steg ges därmed automatiskt en högre prioritet. Det kan vara ett lämpligt sätt att ta hänsyn till de avvägningar som till slut måste göras mellan olika sorters urvalskriterier.

Sammanvägning är en svår process. Olika intressenter kan också ha olika syn på hur kriterierna bör vägas samman. Det är viktigt att försöka enas om hur sammanvägningen ska göras, eftersom det gör att det slutliga värderingsresultatet lättare accepteras. Att nå enighet underlättas dels genom att gruppera urvalskriterierna i underkategorier (se avsnitt 6.2), dels genom att göra parvisa jämförelser mellan olika kriterier. Man behöver dock vara medveten om att det senare kan leda till inkonsekventa sammanvägningar. Om till exempel kriterium A anses vara något viktigare än kriterium B och kriterium B anses vara något viktigare än kriterium C, kan inte kriterium C vara viktigare än kriterium A.

Ett exempel på sammanställning och sammanvägning återfinns i tabell 6.14. Exemplet bygger vidare på tabell 6.12 och avser en gradering av olika urvalskriterier samt en sammanvägning (med respektive utan en inbördes viktning av kriterierna). Oavsett om man gör eller inte gör

Tabell 6.14. Exempel på sammanvägd värdering av urvalskriterier med kvantitativa värden (poäng), med respektive utan viktning.

		Åtgärdsalternativ									
		Vikt (exempel)	1. Termisk behandling lokalt	2. Termisk behandling externt	3. Biologisk behandling lokalt	4. <i>In situ</i> -behandling	5. Deponering externt	6. Deponering lokalt	7. Inneslutning lokalt	8. Nollalternativ	9. Övertäckning lokalt
Urvalskriterier	Total miljöpåverkan	2	4	3	4	5	1	2	2	1	2
	Lokal miljöpåverkan	2	3	4	3	4	4	2	2	2	3
	Genomförandetid	2	4	5	3	2	3	3	3	5	4
	Tillståndsfrågor, acceptans	1	4	5	4	4	3	2	2	1	2
	Säkerhet för måluppfyllelse	2	4	4	3	3	4	4	3	2	3
	Risker under projektgenomförande	1	4	4	3	2	3	3	2	2	2
	Kostnader för genomförande	3	2	1	3	4	3	3	3	5	4
	A. Snittpoäng utan viktning		3,6	3,7	3,3	3,4	3,0	2,7	2,4	2,6	2,9
B. Viktade poäng		3,4	3,4	3,2	3,5	3,0	2,8	2,5	2,9	3,1	

någon viktning är det viktigt att intressenterna är överens om sättet att bedöma, hantera, bearbeta och tolka resultatet. Sådana bedömningar är i någon mån alltid subjektiva, men grundläggande är att sammanvägningen bör göras så objektiv som möjligt samt att utredningen redovisar hur sammanvägningen gått till.

- **A. Snittpoäng utan viktning.** Skalvärdena (poängen) i exemplet har först vägts samman genom medelvärdesbildning utan viktning, i syfte att visa vilket åtgärdsalternativ som är ”bäst” om alla kriterier väger lika mycket (är lika viktiga). Resultatet indikerar att åtgärdsalternativ 2 och 1 är bäst och nästan likvärdiga. De är något bättre än alternativ 4 och 3, som också är relativt likvärdiga.
- **B. Viktade poäng.** Exemplet visar även beräknade viktade poäng för respektive åtgärdsalternativ. De viktade poängen har beräknats som produktsumman av vikter och poäng för individuella urvalskriterier delade med summan av alla vikter. Denna metod visar ett något annorlunda resultat, eftersom den relativt låga kostnaden för att genomföra åtgärdsalternativ 4 gör att detta alternativ nu verkar vara något bättre än åtgärdsalternativ 1 eller 2.

Vid sammanvägningen är det viktigt att notera att positiva egenskaper för vissa urvalskriterier (till exempel en låg totalkostnad eller en stor samhällsnytta) sällan fullt ut kan kompensera för negativa egenskaper hos andra kriterier (exempelvis stor miljöpåverkan under åtgärd eller svår teknisk genomförbarhet). Ett sätt att ta hänsyn till detta är att ge företräde till åtgärdsalternativ som uppvisar relativt lite spridning mellan värdena för olika kriterier. Till exempel är spridningen mellan poängen för olika kriterier betydligt mindre för alternativ 1 i exemplet i tabell 6.14 än för alternativ 2 eller 4. Alternativ 1 är troligen därför ett bättre och säkrare val, oavsett hur sammanvägningen gått till.

En hållbar åtgärdslösning behöver dessutom vara hållbar utifrån ekologisk, social kulturell och ekonomisk synvinkel. Detta innebär att alternativ som vid värdering visar sig vara extremt negativa i något avseende, inte kan komma i fråga vid det slutliga urvalet. I exemplet i tabell 6.14 kan detta belysas med alternativ 5, som har bedömts vara ”dåligt” när det gäller den totala miljöpåverkan (skalvärde 1). På motsvarande sätt har kostnaden för alternativ 2 bedöms vara extrem (skalvärde 1). Viktning är ett sätt att ta hänsyn till extremvärden, men det kan också krävas ett mer ingående resonemang.

Det är viktigt att dokumentationen av riskvärderingen, på ett tydligt sätt anger hur man har gjort de bedömningar och värderingar som lett fram till det valda alternativet.

6.4.3 EXEMPEL PÅ AVVÄGNINGAR MELLAN URVALSKRITERIER

Det råder inte alltid full enighet i ett beslut om efterbehandlingsåtgärd. Det kan i synnerhet gälla riskvärderingen. En av orsakerna är att olika intressenter kan ha skilda värderingsgrunder, både när det gäller enskilda kriterier och avvägningar mellan olika urvalskriterier.

Att hitta en balans mellan olika värderingsgrunder är således en av riskvärderingens viktigaste uppgifter. I en riskvärdering kan det ske

bland annat genom att vikta ihop urvalskriterierna i sammanvägningen eller genom prioritering av vissa kriterier. Exempel på viktning finns i avsnitt 6.4.2. Hur viktningen ska göras för att uppnå en bra balans måste bedömas i varje enskilt fall.

Prioritering är ofta resultat av ett resonemang. Följande avsnitt handlar om exempel på typiska avvägningar som kan behöva göras för att prioritera i sammanvägningen av urvalskriterierna i en riskvärdering.

Miljömål

I efterbehandlingssammanhang lyfter man ofta fram aspekter som hänger samman med miljömålet Giftfri miljö, men det finns också kopplingar mellan efterbehandling och de flesta andra nationella miljömål (bilaga 3). I riskvärderingsprocessen behöver man därför ofta göra avvägningar mellan olika miljömål.

Målen om Levande sjöar och vattendrag och Grundvatten av god kvalitet är viktiga i nästan alla efterbehandlingsobjekt, eftersom något av de övergripande åtgärdsmålen ofta handlar om skydd av vatten. Innebörden av olika miljömål kan även vara beroende av var det aktuella efterbehandlingsobjektet är beläget. För objekt i tätorter har målet om God bebyggd miljö ofta stor betydelse. För objekt på landsbygden kan det vara angeläget att främja uppfyllelse av målen om Myllrande våtmarker, Levande skogar och Ett rikt växt- och djurliv. På motsvarande sätt kan målet om Hav i balans samt levande kust och skärgård vara aktuellt för kustnära objekt eller för objekt som är så pass stora att de kan påverka havet eller kusterna.

Målen om Begränsad klimatpåverkan och Frisk luft är ofta av mindre betydelse när det gäller effekterna av ett förorenat område. Dessa mål får desto större betydelse vid utförandet av efterbehandlingsåtgärder, då de kan vara betydande för vilken åtgärdsteknik och vilken åtgärdsomfattning som slutligen väljs.

En vanlig avvägning är den mellan å ena sidan nyttan av att efterbehandla föroreningarna och å andra sidan kostnader i form av ökade utsläpp från transportmedel och behandlingsanläggningar samt ökad användning av energi och naturresurser (till exempel ersättningsmassor). Om riskminskningen är stor överväger ofta miljö- eller hälsonyttan av efterbehandlingen. Då det handlar om åtgärder när föroreningshalterna är låga eller innebär en relativt liten risk, kan det istället vara så att riskminskningen inte är motiverad i förhållande till de störningar som åtgärderna ger upphov till.

En situation som kan uppstå är när en önskad minskning av föroreningsmängden är större än vad som krävs för att uppnå lågrisknivån. En avvägning av nyttan kan man till exempel göra genom en studie av marginalkostnaden (kr/ton eller kr/m³) för de tillkommande åtgärderna. Är marginalkostnaden låg talar det för en omfattande åtgärd. Är marginalkostnaden hög kan det vara svårt att motivera ytterligare åtgärder.

Hänsyn till hushållningsaspekter innebär ofta en avvägning mellan olika miljömål, exempelvis mellan att transportera bort förorenade massor och att omhänderta massorna lokalt. Vid återfyllning kan det till exempel vara bättre att återanvända lätt förorenade massor från platsen istället för att ta nya massor från täkter i anspråk (se även bilaga 4, avsnittet om återfyllning och återanvändning av fasta massor). Detta mini-

merar transporter, vilket sparar energi och ger lägre utsläpp. Samtidigt lämnas föroreningar kvar på platsen, vilket kan kräva särskilda tekniska eller administrativa åtgärder. Det medför också ett behov av att hålla kvar informationen om föroreningarnas förekomst och omfattning för framtiden. Denna avvägning handlar inte bara om utsläpps-, energi- och naturresursfrågor, utan även om markanvändning och ibland lokal opinion. Till exempel kan det vara enklare att använda ett mindre antal regionala behandlings- och deponeringsanläggningar, än att etablera många lokala anläggningar. En annan aspekt kan vara att det är enklare att styra och kontrollera ett fåtal anläggningar än ett större antal.

En liknande avvägning är den mellan å ena sidan behandling av förorenade massor och å andra sidan deponering eller inneslutning. Behandling är ofta att föredra framför deponering eller inneslutning (se avsnitt 5.4.3). Det finns dock olika typer av behandling och valet av behandlingsmetod är inte självklart.

Tekniska aspekter

En del avvägningar rör tekniska aspekter. Bör till exempel efterbehandlingsåtgärder i första hand inriktas mot föroreningskällorna eller mot föroreningarnas effekter, det vill säga föroreningsspridningen och exponeringen? Avvägningen liknar den mellan behandling och deponering eller inneslutning. Vid val av efterbehandlingsåtgärd ska helst alla delar av problemet åtgärdas. Det handlar i första hand om att eliminera eller minska miljö- och hälsorisker och det är upp till huvudmannen att föreslå eller välja den lämpligaste lösningen. Tillsynsmyndigheten kan sedan lämna synpunkter och ställa krav vad det gäller tekniska lösningar.

Var föroreningar bäst behandlas, *in situ* eller *ex situ*, kan också vara en avvägning.

En annan teknisk fråga som kan kräva ett ställningstagande handlar om varierande åtgärdskrav på olika djup eller i olika delområden inom ett sammanhängande förorenat område. Användning av flera uppsättningar åtgärdskrav kan till exempel ge lägre kostnader när det gäller åtgärdernas utförande och omhändertagande av massor. Samtidigt ökar de logistiska svårigheterna och osäkerheterna blir större. Osäkerheterna kan bland annat bero på att föroreningar är rörliga, markanvändningen kan ändras och massor kan blandas om vid framtida markarbete. Om man väljer olika åtgärdskrav behöver riskbedömningen göras om eller utökas för att ta hänsyn till de olika scenarierna. Eventuellt krävs även en uppdatering av åtgärdsutredningen. Naturvårdsverkets utgångspunkt är att lika skyddsnivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning.

Tidsaspekter

Tidsaspekter är viktiga att beakta. Det kan handla om avvägningar i både korta tidsperspektiv (till exempel åtgärdens utförandetid) och långa tidsperspektiv (till exempel om åtgärdernas beständighet). Man tar visserligen hänsyn till tidsaspekter vid formuleringen av övergripande åtgärds mål samt i riskbedömningen av den framtida situationen, men frågan återkommer ofta vid riskvärdering och åtgärdsval.

Vissa typer av åtgärder kan ta lång tid att genomföra, men kan medföra såväl ekonomiska som tekniska fördelar som kan uppväga tids-

åtgången. Tidsfrågor kan därför finnas med som urvalskriterium i en riskvärdering. Exempelvis kan behandling av massor vara tidskrävande, vilket kan behöva beaktas.

En annan tidsmässig avvägning gäller aktiva eller passiva efterbehandlingsåtgärder. Genom aktiva åtgärder, till exempel behandling *in situ* eller pumpning av grundvatten, kan behandlingsprocessen gå snabbare. Samtidigt kan pumpning medföra förändrade vattenstånd och geokemiska förändringar, vilket kan vara negativt. Passiva åtgärder, såsom naturlig nedbrytning, passiva barriärer eller fyto Remediering tar ofta längre tid, vilket kan vara ett hinder för den tänkta markanvändningen.

Frågan om naturlig jämfört med stimulerad nedbrytning vid behandling *in situ* kan också kräva ett ställningstagande. Med naturlig nedbrytning tar det normalt längre tid för att uppnå det önskade resultatet, men det kräver endast relativt enkla kontrollinsatser. Stimulerad nedbrytning bör ge snabbare resultat, men kräver betydligt mer omfattande kontroller, kostar mer att utföra och kan ha oönskade bieffekter.

Andra tidsrelaterade avvägningar handlar om vad som kan hända efter att ett efterbehandlingsprojekt har avslutats, till exempel beträffande hållbarheten av barriärer, hur frågan om kvarlämnade föroreningar hanteras, hur administrativa åtgärder kan upprätthållas, etc.

6.5 Förslag till val av åtgärdsalternativ

I slutet av riskvärderingsprocessen bör det ha utkristalliserats ett ”bästa” åtgärdsalternativ. Om det fortfarande finns flera mer eller mindre likvärdiga alternativ formulerar man lämpligen ytterligare urvalskriterier för att skilja dessa åt. Därefter fortsätter man riskvärderingen ytterligare ett varv. Det kan finnas olika åsikter om vilket åtgärdsalternativ som är ”bäst”. I samråd med tillsynsmyndigheten föreslår huvudmannen ett alternativ. I samband med hanteringen av en anmälan eller prövningen av en tillståndsansökan beslutar sedan tillsynsmyndigheten om det föreslagna alternativet är acceptabelt.

Riskvärderingen kan visa att det finns tekniska, ekonomiska eller andra begränsningar som innebär att de övergripande åtgärds målen inte fullt ut kan uppnås. Då kan till exempel åtgärdsutredningen kompletteras med andra teknikalternativ som bättre uppfyller målen, finansieringen förstärkas eller åtgärds målen omformuleras. I det senare fallet upprepas åtgärdsvalsprocessen ytterligare ett varv.

Riskvärderingen kan också visa att det finns ett åtgärdsalternativ som till rimliga kostnader kan prestera mer långtgående resultat än vad som krävs för att nå de övergripande åtgärds målen. I så fall föreslår man lämpligen det åtgärdsalternativet.

När ett ”bästa” åtgärdsalternativ har tagits fram avslutas riskvärderingen. Därefter kan de övergripande åtgärds mål som formulerades tidigare under processen (se kapitel 2) översättas till förslag till mätbara åtgärds mål (se kapitel 7).

6.6 Fördjupad riskvärdering

I vissa fall kan det finnas behov av att fördjupa riskvärderingen. Då kan man antingen utreda vissa urvalskriterier djupare eller göra mera avancerade avvägningar och sammanvägningar än vad som normalt ingår i en riskvärdering. Det krävs ofta ett mer omfattande underlag för att göra sådana fördjupningar.

Nedan nämns några metoder som kan användas för att fördjupa en riskvärdering. Listan är baserad bland annat på Andersson-Sköld m.fl., 2006. Observera att den inte är heltäckande samt att ämnesområdet utvecklas ständigt med nya metoder och nya verktyg. Flera av metoderna har behandlats inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering:

- Kostnads-nyttoanalyser (Cost-Benefit Analysis, CBA)
- Kostnadseffektivitetsanalyser (Cost-Effectiveness Analysis, CEA)
- Livscykelanalys (Life Cycle Analysis, LCA)
- Multikriterieanalys (Multi-Criteria Analysis, MCA)
- Multiattributstekniker (Multi-Attribute Techniques, MAT)
- Analytisk-hierarkisk process (Analytical Hierarchy Process, AHP)

Flertalet av ovanstående metoder utgår från modeller. Eftersom en modell aldrig kan återspegla hela verkligheten kan metoderna endast ta hänsyn till vissa delar av det som ingår i en riskvärdering. De kan dock ändå ge värdefulla resultat.

Den ovan redovisade metodiken för riskvärdering kan beskrivas som en form av multikriterieanalys. Multikriterieanalys är en sammanfattande benämning för ett antal olika metoder som har tagits fram för att göra helhetsbedömningar, genom att ge så bred överblick som möjligt. Multiattributstekniker är en särskild tillämpning av multikriterieanalys. Rosén m.fl., 2008 har vidareutvecklat en metodik för multikriterieanalys för att kunna integrera ekonomiska faktorer med sociala, kulturella och ekologiska faktorer.

Enligt Rosén m.fl., 2008 kan kostnads-nyttoanalyser användas för att göra samhällsekonomiska bedömningar av enskilda förorenade områden. En kostnads-nyttoanalys syftar till att undersöka om den totala nyttan av ett projekt överstiger de totala kostnaderna. I efterbehandlings-sammanhang handlar det om förbrukning av resurser samt påverkan på varor och tjänster som direkt eller indirekt är kopplade till det område som efterbehandlas (Rosén m.fl., 2006). En närmare beskrivning av en kostnads-nyttoanalys finns i faktarutan härintill.

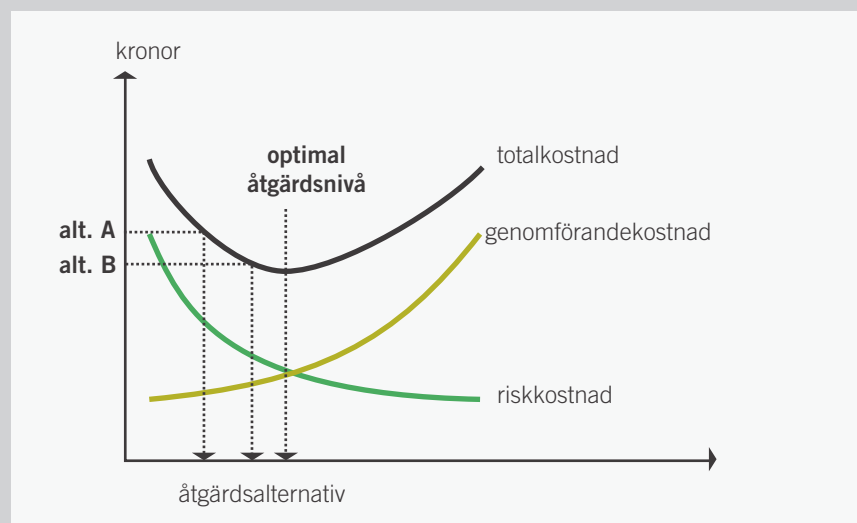
Kostnadseffektivitetsanalyser används för att jämföra kostnaderna för olika sätt att uppnå samma mål.

Analytisk-hierarkisk process kan sägas vara en kombination av verktygen för multikriterieanalys och multiattributstekniker (Saaty, 1980) där ekologiska, ekonomiska och sociala eller kulturella värderingskriterier jämförs parvis. Metoden beskrivs till exempel i Ritchey, 2008.

Livscykelanalyser kan användas för att beräkna, utvärdera och jämföra den miljöbelastning som olika saneringsmetoder orsakar under alla faser av dess livscykel (Suer m.fl., 2004 och Andersson m.fl., 2008). Med miljöbelastning menas i allmänhet utsläpp av olika föroreningar och avfall samt den energi och de naturresurser som tas i anspråk. Klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildning av marknära ozon brukar också inkluderas. Livscykelanalyser kräver mycket underlagsdata och omfattande beräkningar.

Figur 6.2. Sambandet mellan genomförandekostnad, riskkostnad, totalkostnad och optimal åtgärdsnivå. A och B representerar olika åtgärdsalternativ med olika totalkostnad. Från Rosén m.fl., 2006.

Miljöekonomisk riskvärdering är en del av en kostnads-nyttoanalys och är avsedd för att värdera om minskade miljörisker leder till förbättringar med avseende på hälsoeffekter, ekosystemtjänster (till exempel rekreation) etc. Vilken ändlig resurs som helst kan bli föremål för ekonomisk analys. Förutom pengar kan det handla om naturresurser som mark, grundvatten och naturmaterial samt olika typer av ekosystem, hotade organismer, m.m. Om riskerna uttrycks i ekonomiska termer kan en riskreducering användas till att värdera nyttan av olika åtgärder. Beslutsanalysmetoden kan därmed användas för en ekonomisk jämförelse av olika riskreducerande åtgärder. Enligt Rosén m.fl., 2006 innebär det vanligaste beslutsriteriet att åtgärder är försvarbara så länge nyttan med riskreduktionen är större än investeringskostnaden, se figur 6.2.



Vid den optimala åtgärdsnivån är summan av åtgärds-kostnaden och riskkostnaden som lägst. Den risknivå som motsvarar denna åtgärdsnivå benämns optimal risk. Som nämntes ovan kan dock det slutliga valet av åtgärd normalt inte enbart baseras på ekonomiska överväganden. Även andra faktorer bör vägas in, såsom olika berörda gruppers motvilja för eller acceptans av risk.

Uppskattningen av det ekonomiska värdet av en reducerad risk för människa eller miljö är komplicerad eftersom det inte finns någon egentlig marknad för sådana tjänster. Priset på en miljöförändring kan alltså inte sättas utifrån tillgång och efterfrågan. Miljö- och hälsoeffekter ansågs länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt. Allt eftersom allmänhetens kunskaper om olika miljö- och hälsorisker har ökat, har det blivit enklare att utreda hur folk värderar dessa risker i ekonomiska termer. För en närmare förklaring hänvisas till Johansson, 1993 och 1995.

7 Mätbara åtgärds mål

7.1 Allmänt

Mätbara åtgärds mål uttrycker vad som krävs för att uppnå de övergripande åtgärds målen. De utgör en konkretisering av de övergripande målen i kvantifierbara termer. Man bör formulera minst ett och gärna flera mätbara åtgärds mål för varje åtgärd.

Åtgärds målen bör vara tidsatta för att mäta såväl kortsiktiga som långsiktiga effekter. Åtgärder mot akuta förorenings situationer behöver exempelvis ge en omedelbar effekt, vilket bör återspeglas i de mätbara åtgärds målen. När det gäller långsiktig spridning kan det ibland ta flera år innan effekterna av de åtgärder som vidtas kan avläsas. Om ett mätbart åtgärds mål avser spridning är det viktigt att man verkligen kan mäta spridningen eller beräkna den på ett godtagbart sätt.

För vissa åtgärds alternativ kan det vara aktuellt med mätbara åtgärds mål som gäller under genomförandeskedet. Detta kan till exempel gälla för utsläpp och spridning till vattendrag. Sådana mål kan även ha koppling till villkor i tillstånd eller till krav avseende arbetsmiljö under genomförandet.

De mätbara åtgärds målen behöver anpassas till de åtgärds metoder och åtgärds tekniker som ska användas. Inför exempelvis en *in situ*-sanering med vakuumentextraktion eller en schaktsanering med deponering av samma oljeförorening behöver de mätbara åtgärds målen formuleras olika för de olika metoderna för att säkerställa att samma övergripande åtgärds mål nås.

De mätbara åtgärds målen behöver kontrolleras efter genomförd åtgärd så att målluppfyllelsen kan bekräftas. Detta kräver dels tillräcklig kunskap om situationen före åtgärderna, dels att det finns mätmetoder som är tekniskt och ekonomiskt realistiska att använda. Kunskapskravet

■ Sammanfattning av kapitel 7

Man bör ta fram minst ett, ofta flera, mätbara åtgärds mål för varje åtgärd. De bör ha en tydlig koppling till de övergripande åtgärds målen. Mätbara åtgärds mål behöver kontrolleras efter genomförande av en åtgärd så att målluppfyllelsen kan bekräftas. Det görs med hjälp av kontrollprogram för utförandekontroll och omgivningskontroll.

innebär ett behov av ett kontrollprogram med referensundersökningar som utförs innan åtgärderna genomförs. Motsvarande undersökningar bör sedan utföras efteråt för att kunna validera åtgärdernas effekt. Det är också viktigt att med hjälp av undersökningarna klarlägga om åtgärdsresultaten kan påverkas av andra källor eller sekundära effekter.

Kraven på mätbarhet och kontrollerbarhet ställer krav på dataunderlaget, uppföljning och precisering av hur förändringarna bör mätas. Det i sin tur kräver ofta ett bra statistiskt underlag.

Många gånger behöver man ta hänsyn till andra intressen än de som avser riskreduktion. Det kan handla om psykologiska faktorer (till exempel syn- och luktintryck, områdets attraktion), kulturmiljö, naturvård, näringslivsintressen, kommunikationer, arbetsmiljö osv. Om åtgärdsutredningen eller riskvärderingen har visat att sådana faktorer är viktiga för åtgärdsresultatet bör dessa återspeglas i de mätbara åtgärdsmålen. Detta kan till exempel vara fallet när byggnader har ett kulturhistoriskt värde, vilket kan leda till att byggnaderna saneras istället för att rivas, även om en rivning hade varit enklare och billigare. Man behöver också ta hänsyn till om huvudmannen för efterbehandlingen är beredd att finansiera krav som ställs utifrån andra intressen än riskreduktion.

Att öka ett områdes rekreativvärde eller att främja den biologiska mångfalden är andra exempel på övergripande mål. Även en förändring av kringboendes och framtida användares inställning till området, exempelvis vid efterbehandling av ett tidigare hårt belastat område, kan vara ett viktigt övergripande mål. För denna typ av allmänna intressen kan det vara svårt att formulera lämpliga mätbara åtgärds mål. Det är dock angeläget att försöka konkretisera även sådana övergripande mål i mätbara mål, om dessa ska bli styrande för den planerade åtgärden.

Om det inte är möjligt att formulera mätbara mål där målpuppfyllelsen faktiskt går att mäta, bör de övergripande målen omformuleras. Om det inte är möjligt att formulera mätbara åtgärds mål som tillsammans svarar mot och innebär uppfyllelse av samtliga övergripande åtgärds mål, behöver tidigare moment upprepas. Man börjar med formulering av nya eller reviderade övergripande åtgärds mål och slutar med formulering av andra eller ytterligare mätbara åtgärds mål.

7.2 Formulering av mätbara åtgärds mål

När man ska formulera mätbara åtgärds mål kan man följa samma upplägg som används vid formulering av övergripande åtgärds mål (avsnitt 2.2).

7.2.1 RISKREDUKTION

Riskerna för människa, miljö och naturresurser kan reduceras på tre olika sätt. De tre sätten och exempel på hur mätbara åtgärds mål kan uttryckas avseende riskreduktion finns i tabell 7.1.

Sätt att reducera risken	Exempel på hur mätbara åtgärds mål kan uttryckas avseende riskreduktion
Minskning av föroreningskällan	acceptabel restmängd mängdreduktion acceptabel resthalt haltreduktion
Minskning av spridningen	acceptabel utsläppsnivå utsläppsreduktion
Minskning av exponeringen	lägre exponeringsfrekvens funktionen hos barriärer andra skyddsåtgärder

Tabell 7.1. Riskreduktion och exempel på mätbara åtgärds mål.

Ofta behövs kombinationer av de tre ovan nämnda sätten för att reducera riskerna. Det innebär i sin tur att ett antal mätbara åtgärds mål bör formuleras för att konkretisera vad som behöver göras för att nå upp till de övergripande åtgärds målen.

I praktiken är det svårt att helt kvantifiera behovet av riskreduktion. Detta beror på svårigheten att kvantifiera alla riskfaktorer och deras konsekvenser. Det är också svårt att kvantifiera åtgärds alternativets bidrag till riskreduktion. Ett skäl är att åtgärds metoder innehåller osäkerheter som innebär att metodens effektivitet inte alltid kan kvantifieras. Mål för riskreduktion uttrycks därför vanligtvis kvalitativt eller halvkvantitativt.

Det är viktigt att man från början har klart för sig hur man tänker mäta och följa upp måluppfyllelsen (riskreduktionen). Mätbara åtgärds mål som beskriver den kvarvarande risken i absoluta termer är ofta mer relevanta än mål som beskriver en procentuell reduktion. Detta då en procentuell reduktion kan vara svår att följa upp och kräver mycket data såväl från tiden före som efter efterbehandlingsåtgärden.

Det är viktigt att de mätbara åtgärds målen täcker alla berörda medier som innebär oacceptabel risk, föroreningsmängd, spridning eller negativ effekt. Beroende på förekomsten av föroreningarna, behöver olika resonemang och angreppssätt användas för riskreduktionen. Mätbara åtgärds mål kan till exempel formuleras genom att utgå från platsspecifika eller generella riktvärden tillsammans med resultatet av riskvärderingen.

De mätbara åtgärds målen utgör underlag för åtgärds kraven för området, till exempel i form av acceptabla resthalter. De acceptabla resthalterna kan efter riskvärderingen bli såväl lägre som högre än de riktvärden som är aktuella för platsen.

Om massor inom området används för återfyllning i det valda åtgärds alternativet, räcker det inte att bara ha ett mätbart åtgärds mål som anger tillåtna halter i dessa massor. Målet eller målen bör formuleras så att en nettominskning av den totala föroreningsmängden efter åtgärd säkras.

Om det valda åtgärds alternativet innebär att någon typ av barriär installeras behöver vanligen en ny riskbedömning genomföras innan acceptabla resthalter kan bestämmas. I riskbedömningen behöver man ta hänsyn till de exponerings- och spridningsförutsättningar som gäller för ett scenario med barriär.

Utöver åtgärds mål i form av acceptabla resthalter behövs det ofta andra mätbara åtgärds mål för att säkerställa att de övergripande målen nås. Exempel på detta är mätbara åtgärds mål som beskriver utsläppsmängder till recipient både under och efter åtgärderna. För att möjliggöra jämförelser mellan olika scenarier (och i viss mån med andra förorenade områden) betraktar man lämpligen belastningen som årligt utsläpp (mängd per år).

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende riskreduktion

- Belastningen på recipienten får högst vara y kg arsenik per år.
- Halterna av oljekolväten, mätt som oljeindex, bör efter åtgärderna understiga 1 mg/l i grundvatten i den övre akviferen inom området.
- Medelhalterna av kadmium, nickel och bly i marken ned till x m inom industriområdet bör efter åtgärd understiga riktvärdena för skydd av människors hälsa.

Det är viktigt att ta ställning till hur realistiska de mätbara åtgärds målen är. Om till exempel belastningen från ett förorenat område redan idag är av samma storlek som från referensytorna, kan det vara svårt att visa att genomförda åtgärder har uppfyllt ett mål som avser en reduktion av belastningen.

7.2.2 REDUKTION AV FÖRORENINGSMÄNGD ELLER VOLYM

För att underlätta möjligheten att följa upp mätbara åtgärds mål som avser föroreningsmängd kan det vara bra att sätta absoluta mått på hur stora mängder som får finnas kvar. Om en stor andel av den totala föroreningsförekomsten motsvarar halter strax över bakgrundshalten är det viktigt att noggrant definiera hur föroreningsmängden ska beräknas. Ett mätbart åtgärds mål som formuleras som hur stor andel av en förorening som bör destrueras eller avlägsnas är svårare att följa upp. För att verifiera att man verkligen har uppnått ett sådant mål krävs ett mycket omfattande dataunderlag från både situationen före och efter åtgärden.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende föroreningsmängd eller volym

- Den totala föroreningsmängden inom området ska minska till under x kg.
- X kg av föroreningen inom området ska avlägsnas.

7.2.3 REDUKTION AV FÖRORENINGSSPRIDNING TILL OMGIVNINGEN

Mätbara åtgärds mål för förorenings spridning kan ange hur mycket den nuvarande spridningen från det förorenade området bör minskas eller hur stor spridning som kan tillåtas för att de övergripande åtgärds målen ska uppnås. Sådana mål kan uttryckas i absoluta tal, till exempel som mängd per år. Det är mindre bra att ange spridningsminskningen i procent. Detta då uppföljningen av ett sådant mål är svårare och kräver omfattande dataunderlag före och efter efterbehandlingsåtgärden. Andra mätbara mål som mer direkt uppskattar reduktion av miljöpåverkan på omgivningen kan till exempel baseras på biologiska parametrar såsom föroreningshalt i organismer, art- och individantal, reproduktion, skadefrekvens, föroreningshalter i ytsediment m.m. Sådana mål är främst

användbara i större eller mer komplexa projekt, där mer omfattande undersökningar ofta ingår.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende förorenings spridning till omgivningen

- Avgången av kvicksilver från landområdena bör efter åtgärderna understiga x gram per år.
- Spridningen av PCB från det förorenade området till recipienten bör minskas med z gram per år.

7.2.4 MINSKAD EXPONERING

Mätbara åtgärds mål för minskad exponering bör ange på vilket sätt och hur mycket exponeringen behöver minskas. Målen kan specificera exempelvis typ av barriär och förväntad exponeringsfrekvens.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende minskad exponering

- Genom schakt till 1 m under markytan och ersättning med rena jordmassor bör exponering för tillfälliga besökare och landlevande djur helt upphöra.
- Genom att inhägna området och sätta upp informationsskyltar som en temporär åtgärd bör antalet tillfälliga besökare minska från nuvarande 10 per dygn till högst 2 per månad.

7.2.5 SKYDD AV NATURRESURSER

Det kan vara svårt att formulera mätbara åtgärds mål och bedöma risker som följer upp övergripande åtgärds mål motiverade av ett allmänt skyddsintresse, såsom skydd av naturresurser.

Stora recipienter belastas exempelvis ofta av många föroreningskällor, såväl diffusa (från andra förorenade områden, luftnedfall, dagvatten, etc.) som punktutsläpp. Kunskaperna om de andra källorna är ofta ofullständig. Information om utsläpp kan finnas tillgänglig för exempelvis större punktkällor såsom industrier, avloppsreningsverk och värmeverk. Men det är ofta svårare att hitta uppgifter beträffande diffusa källor, till exempel andra förorenade områden, luftnedfall och dagvatten. Man är istället hänvisad till att använda relativt osäkra schablonberäkningar. Det är därmed svårt att tilldela varje förorenare en ”utsläppsrätt” och på detta sätt fastställa hur stor spridningen från varje enskilt område får vara.

I sådana fall kan det istället vara motiverat att koppla ett mätbart åtgärds mål till ett allmänt skyddsintresse och formulera det i termer av hur stort bidraget från det enskilda området får vara relativt såväl bakgrundsbelastningen som den allmänna belastningen på recipienten. Man kan även koppla mätbara åtgärds mål till eventuella nationella eller regionala miljö kvalitetsnormer.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende skydd av naturresurser

- Utsläpp av arsenik från området till recipienten bör inte leda till en belastning med mer än x gram per år.
- Utsläpp av koppar från området bör inte utgöra mer än x % av den totala belastningen på recipienten.
- Föreningshalterna i grundvatten vid områdets utkant bör inte överskrida SGU:s förslag till tröskelvärden.

7.2.6 SKYDD AV MARKANVÄNDNING OCH ANDRA INTRESSEN

Den tänkta markanvändningen för ett område utgör basen för hela resonemanget om åtgärds mål. Det är därför viktigt att även fastställa mätbara åtgärds mål avseende markanvändning. I många fall måste de mätbara åtgärds målen formuleras på ett sätt som är snarlikt de övergripande målen. Dessa kan exempelvis beskriva områdets funktion och tillgänglighet för människor i olika åldersgrupper och för diverse verksamheter samt hur områdets växt- och djurliv ska utformas eller utvecklas.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende markanvändning

- Det finns inget behov av restriktioner avseende typ av markanvändning. Bygglov ska kunna beviljas utan hänsyn till tidigare förorening.
- Pållning får inte förekomma på området. Lättare byggnader ska kunna anläggas med platta direkt på mark.
- Inga buskar eller träd som kan skada skyddsbarriärerna får etableras på området.
- Vattenkvaliteten i den bergborende brunnen söder om området ska vara sådan att brunnen återigen kan nyttjas som reservvattentäkt.
- Föroreningar i sediment ska inte utgöra hinder för friluftslivet genom begränsning av fiske, bad och sjöfart i området.
- Ankringsförbud ska efterlevas för att hindra skada på övertäckningen.
- För att vara seglingsbar bör kanalen ha ett minsta djup av två meter.

När det gäller andra intressen kan ett viktigt övergripande åtgärds mål till exempel vara att förändra kringboendes och framtida användares psykologiska inställning vid efterbehandling av ett tidigare förorenat område. Ett lämpligt mätbart åtgärds mål kan då vara en procentuell ändring av deras inställning till området enligt en enkätundersökning före och efter åtgärderna.

Att öka ett områdes rekreativvärde eller att främja den biologiska mångfalden är andra vanliga övergripande åtgärds mål. Det kan dock ofta vara svårt att formulera lämpliga mätbara åtgärds mål beträffande sådana intressen. Kan man inte formulera mätbara åtgärds mål kan inte heller sådana övergripande mål anses vara styrande för den planerade efterbehandlingsåtgärden.

Det är nödvändigt att formulera mätbara åtgärds mål gällande andra intressen på sådant sätt att önskvärd riskreduktion fortfarande uppnås. Om man väljer att låta önskvärd riskreduktion begränsas av andra intressen bör det motiveras och dokumenteras väl.



Välj efterbehandlingsåtgärder så att den framtida markanvändningen begränsas så lite som möjligt.

Exempel på mätbara åtgärds mål avseende skydd av andra intressen

- Klagomål från allmänheten som avser obehaglig lukt orsakad av svavelväteavgångar från sedimenten bör inte förekomma mer än en gång per år.
- Skeppssättningen i områdets nordöstra hörn får inte skadas under efterbehandlingsarbetet.

7.3 Kontroll av måluppfyllelse

Mätbara åtgärds mål är till för att vägleda genomförandet av efterbehandlingsåtgärder. Det är därmed viktigt att kontrollprogram är kopplade till åtgärder. Det finns två principiella typer av kontrollprogram, där kontrollaktiviteterna ofta går under det gemensamma namnet miljökontroll:

- utförandekontroll
- omgivningskontroll.

Utförandekontroll används för att följa det faktiska utförandet av åtgärder, till exempel att rätt massor schaktas, att barriärer anläggs med rätt material och på rätt plats. Denna sorts kontroll används normalt bara under tiden som åtgärder pågår och är dessutom oftast kopplad till åtgärds krav som ställs på den entreprenör som genomför åtgärder. Tidigare insamlade data från förundersökningarna fungerar då som referensdata.

Omgivningskontroll används för att följa upp effekterna av de genomförda åtgärder på omgivningen före, under och efter åtgärds genomförandet. Exempel på effekter kan vara förorenings spridning, halter i biologiska organismer m.m. Kontrollprogram för omgivningen behöver påbörjas redan innan åtgärder kommer igång, för insamling av referensdata. Det behöver också pågå under hela åtgärds tiden för att se om åtgärds arbetena orsakar effekter eller störningar i omgivningen eller om skyddsåtgärder fungerar som planerat. Slutligen bör omgivningskontrollerna fortsätta efter att åtgärder har avslutats för att se om önskat resultat uppnås.

Hur man kontrollerar mätbara åtgärds mål beror på typ av mål. För att kontrollera exempelvis mål som är kopplade till riskerna för människor som vistas inom området eller ekotoxikologiska effekter på platsen kan haltmätningar i jord, vatten och sediment vara lämpliga. För mätbara åtgärds mål som omfattar spridningen av föroreningar kan såväl direkta mätningar, till exempel i recipient, som spridningsberäkningar vara bra kontrollmetoder. Kontroll av mätbara åtgärds mål som avser effekter i en recipient kan exempelvis omfatta effektstudier, halter i organismer, bottenfaunans tillstånd och dylikt.

Vilka moment som behöver ingå i de olika delarna av kontrollprogrammet beror på vilka medier som kan påverkas av åtgärder, hur dessa beaktas i de mätbara åtgärds målen och åtgärds projektets omfattning och komplexitet. Exempel på några aspekter som kan behöva hanteras är:

- Jord; resthalter samt halter i uppschaktade och behandlade massor.
- Växter; grobarhet, rotlängd, halter i olika växtdelar.
- Marklevande organismer; art, antal, vikt, halter, respiration.
- Grundvatten; inom- och mellanårsvariationer i flödesriktning, gradient och halter.
- Ytvatten; inom- och mellanårsvariationer i halter, vattenföring, vattennivåer.
- Sediment; halt i ytligt sediment och i fallande sediment (dvs. i vattenmassan), sedimentationshastighet.
- Bottenfauna; mellanårsvariationer i art, antal, vikt och halter.
- Växtplankton och zooplankton; artfördelning, biomassa och halter.
- Fisk; typ, beteende, tillväxt (ålder, vikt, längd), inom- och mellanårsvariationer i födoval, halt i muskel, subletala effekter, reproduktion osv.
- Byggnader; resthalter i sanerade och kvarlämnade byggnadsdelar samt halter i saneringsrester.

Det är viktigt att kontrollprogrammet innehåller minst en mätningsaktivitet per mätbart åtgärdsområde, i syfte att verifiera att målet uppfylls. En mätningsaktivitet är väldefinierad vad avser syfte, plats, metod, mätparametrar, mätfrekvens och tolkningsmått. Mätningarnas frekvens och varaktighet anpassas till de berörda mediernas inneboende heterogenitet och variabilitet. Till exempel kan man behöva provta grundvatten säsongsvist under några år. Mätningar avseende organismer är beroende av mätobjektets livslängd, men bör normalt göras årligen under flera års tid. För vissa organismer, exempelvis zooplankton, krävs tätare uppföljning.

Kontrollernas varaktighet avgörs från fall till fall. Om de mätbara åtgärdsområdena endast avser föroreningskällans reduktion i jord behövs normalt ingen uppföljning när de avslutande utförandekontrollerna har gjorts. I övriga fall bör uppföljningen av åtgärder fortsätta minst ett år efter att samtliga mätbara åtgärdsområden har uppfyllts, för att vara tillräckligt säkra på att förändringarna är bestående.

Läs mer om miljökontroll i till exempel Sternbeck m.fl., 2008b.

7.4 Riskkommunikation

Hur man uppfattar en risk baseras på en blandning av tekniska, psykologiska, sociologiska, kulturella och ekonomiska överväganden. Även om det kan skilja sig betydligt mellan hur en expert bedömer risken och hur den upplevs av andra, är det viktigt att den upplevda risken tas på allvar. I annat fall kan riskupplevelsen i sig leda till oönskade händelser, till exempel utflyttning från ett enligt hälsoriskbedömningar ofarligt område.

Hur man upplever risken beror bland annat på om risken är frivillig eller påtvingad, känd eller okänd, överhängande eller inte, ständigt förekommande eller en engångsföreteelse, livshotande eller inte, samt om

den kan leda till stor nytta (Andersson-Sköld m.fl., 2006). Till exempel accepteras frivilliga och kända risker lättare än ofrivilliga och okända risker. Genom att ta hänsyn till dessa faktorer och genom att vidta åtgärder som reducerar de upplevda riskerna, så kan människors riskupplevelse mildras och riskerna lättare accepteras.

Andersson-Sköld m.fl. (2006), påpekar att människor dagligen värderar risker och rent intuitivt tar flera olika faktorer med i sina överväganden när de fattar beslut, men att besluten kan baseras på olika värdeskalor. Därför är det viktigt att analysera riskerna och fördelarna från olika perspektiv. Det är också viktigt att belysa alla de faktorer som ingår i värderingen.

När åtgärdsvalet och information om risker kring förorenade områden ska föras ut till olika intressenter och till allmänheten, betonar Asplund m.fl. (2007) hur viktigt det är att vara väl förberedd. Man kan förbereda sig genom att identifiera målgrupperna, planera kommunikationsinsatserna och föreställa sig eventuella konfliktorsaker. I speciella fall kan huvudmannen behöva kommunicera resultatet av riskvärderingen och åtgärdsvalet till en bredare krets.

Dessutom är det viktigt att processen är öppen och transparent och att det sker en dialog mellan olika aktörer. Det är bra att tänka på att:

- Efterfråga synpunkter på förslaget till åtgärd från berörda, till exempel kommuner och när så är lämpligt allmänheten.
- Låta oberoende expertis granska utredningarna i komplexa fall och arbeta in deras synpunkter i åtgärdsplanen.
- Klargöra vem som ansvarar för att genomföra, upprätthålla och övervaka åtgärderna.
- Beskriva hur huvudmannen och tillsynsmyndigheten troligen kommer att agera om det valda åtgärdsalternativet inte fungerar som avsett.
- Beskriva det juridiska och ekonomiska ansvaret för hanteringen av eventuella framtida problem.
- Inte förändra någon del av det valda åtgärdsalternativet, inklusive administrativa åtgärder, utan att diskutera detta med tillsynsmyndigheten.

För en bredare diskussion om riskkommunikation, kommunikation av åtgärdsval och förslag till planerade kommunikationsinsatser, se bland annat Andersson-Sköld m.fl., 2006, Asplund m.fl., 2007 och Warg m.fl., 2008.

8 Åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav

Kapitlet ger endast en kort introduktion till ämnet åtgärdsförberedelser och åtgärdskrav, med viss utveckling i bilaga 6.

8.1 Syfte och metodik

När huvudmannen har bestämt sig för att genomföra det föreslagna åtgärdsalternativet vidtar en förberedelsefas. Den omfattar bland annat planering och projektering av åtgärderna samt framtagande av en anmälan om efterbehandling eller en tillståndsansökan. Huvudmannen bör samråda med tillsynsmyndigheten i god tid innan en anmälan eller tillståndsansökan ska lämnas in. Detta så att ansökan motsvarar de krav tillsynsmyndigheten kan ställa.

Vid projektering utarbetar man handlingar där det underlag som tidigare tagits fram i projektet omsätts i kalkylerbara termer på ett systematiskt sätt. Omfattningen av projekteringen kan vara olika beroende på vald entreprenadform. För en utförandeentreprenad ges beskrivningar av utförande och funktion (utförandekrav). Vid en totalentreprenad ställs krav på funktion för området och åtgärderna istället för precisa krav på utförande (funktionskrav). För båda entreprenadformerna kan det ställas särskilda egenskapskrav, till exempel beträffande hydraulisk konduktivitet, buffringsförmåga, filtereffekt och hållfasthet. Närmare information beträffande avtalsformer för efterbehandlingsentreprenader återfinns i Naturvårdsverket, 1998b.

■ Sammanfattning av kapitel 8

När det föreslagna åtgärdsalternativet har bestämts vidtar förberedelser omfattande bland annat planering och projektering av åtgärderna samt anmälan eller tillståndsansökan. Att formulera åtgärdskrav är en viktig del i förberedelsefasen. Åtgärdskrav formuleras i form av utförandekrav, funktionskrav och egenskapskrav. Det är projektets huvudman som formulerar åtgärdskraven. Syftet är att vägleda entreprenörens utförande av efterbehandlingsåtgärderna och säkerställa uppfyllelse av de övergripande och mätbara åtgärdsmålen. Åtgärdskrav bör vara så detaljerade som möjligt och omfatta alla åtgärdsaktiviteter samt alla medier som ska åtgärdas eller hanteras. Åtgärdskraven bör vara kalkylerbara.

Att formulera åtgärdskrav är en central del av åtgärdsförberedelserna. Det är viktigt att huvudmannen sammanfattar utredningsresultaten och ger projektören tillräcklig vägledning beträffande hur åtgärdsmålen ska omsättas i praktiken.

Åtgärdskrav beaktas vid förfrågan, upphandling och uppföljning av entreprenad samt vid miljökontroll. Åtgärdskraven bör därför vara kalkylerbara. Man behöver alltså kunna beräkna deras engångs- och driftskostnader. Endast i undantagsfall bör åtgärdsmoment som inte är kalkylerbara föreslås.

Åtgärdskraven används sedan för att vägleda entreprenörens utförande av efterbehandlingsåtgärderna och därmed säkerställa att de övergripande och mätbara åtgärdsmålen för det valda åtgärdsalternativet uppfylls. Åtgärdskraven bör också ta hänsyn till hur eventuella oförutsedda händelser ska hanteras. Eftersom huvudmannen alltid har det övergripande ansvaret för åtgärderna bör åtgärdskraven vara så detaljerade som möjligt och omfatta alla åtgärdsaktiviteter samt alla medier eller typer av massor som ska åtgärdas eller hanteras.

8.2 Formulering av åtgärdskrav

Här följer exempel på aktiviteter för vilka det vanligen formuleras åtgärdskrav:

- klassificering av föroreningar
- hantering av förorenade medier och massor
- sekundäreffekter vid masshantering
- förbehandling, behandling och kompletterande behandling av förorenade och rena medier och massor
- hantering av ersättningsmassor
- kontrollerad naturlig självrening
- hantering av andra förorenade medier (vatten, luft)
- anläggning och utformning av barriärer
- anläggning, utformning och avveckling av renings- och behandlingsanläggningar
- anläggning, utformning och avveckling av tillfälliga skyddsåtgärder
- administrativa begränsningar och restriktioner
- utförandekontroll
- omgivningskontroll
- informationsinsatser och kommunikation.

I bilaga 6 återfinns översiktliga beskrivningar av hur åtgärdskrav kan formuleras för ovanstående aktiviteter.

9 Uppföljning och dokumentation

9.1 Varför dokumentera?

Alla intresserade parter ska kunna förstå och följa processen för att välja efterbehandlingsåtgärd och de beslut den är förknippad med, från upprättande av åtgärds mål och val av åtgärd till genomförande och uppföljning. Därför är det viktigt att dokumentera processen. Målformuleringar och resultat från åtgärdsutredning och riskvärdering, är tillsammans med resultat från genomförda undersökningar, utredningar och riskbedömning, värdefull dokumentation som bör följa området i framtiden. Om det är möjligt bör dokumentationen arkiveras hos såväl huvudmannen som tillsynsmyndigheten. I dagsläget är det inte möjligt, förutom i undantagsfall, att ställa krav på en markägare att arkivera dokumentationen.

Det är huvudmannens ansvar att följa upp att mätbara åtgärds mål och åtgärds krav uppfylls efter genomförd efterbehandlingsåtgärd. Beroende på objekt och valt åtgärdsalternativ kan detta ske vid olika tidpunkter. För de fall då de mätbara åtgärds målen inte uppfylls upprättas en handlingsplan i ett tidigt skede. Det kan då till exempel finnas ett behov av kompletterande restriktioner eller begränsningar i områdets användning (administrativa åtgärder).

Ett fall som är viktigt att belysa är när ytterligare föroreningar eller andra okända påverkansfaktorer påträffas i samband med åtgärdens genomförande. Upptäckten av sådana faktorer kan innebära att man måste ta ställning till behov av kompletterande utredningar. Det kan vara så att åtgärds genomförandet behöver avbrytas i avvaktan på kompletterande resultat och eventuell omformulering av åtgärds mål och åtgärds krav.

■ Sammanfattning av kapitel 9

Det är viktigt att arbetet genom hela processen för att välja efterbehandlingsåtgärd dokumenteras. Dokumentationen bör omfatta allt från upprättande av åtgärds mål, riskbedömning, åtgärdsutredning, riskvärdering, val av åtgärd till genomförande och uppföljning av åtgärderna. I detta ingår att redovisa uppföljning och utvärdering av såväl tekniska och naturvetenskapliga aspekter som ekonomi. Övriga aspekter som man bör dokumentera och följa upp är myndighetsbeslut, administrativa åtgärder och restriktioner samt kommunikations- och informationsinsatser som har utförts.

Uppföljning och utvärdering bör göras avseende såväl tekniska och naturvetenskapliga aspekter av projektet som projektets ekonomi. Övriga aspekter som man bör dokumentera och följa upp är myndighetsbeslut, administrativa åtgärder och restriktioner samt de kommunikations- och informationsinsatser som har utförts inom projektet. Omfattning och detaljeringsgrad av dokumentationen beror på projektets omfattning och komplexitet, de inblandade parternas krav och de behov som bedöms finnas i övrigt. Vilka krav som bör ställas på dokumentation och vilka behov av dokumentation som finns är viktigt att analysera och klargöra redan tidigt i projektet.

Efter att en anmälningspliktig efterbehandlingsåtgärd har slutförts bör den som anmält åtgärden lämna in en slutredovisning till tillsynsmyndigheten. Det är lämpligt att tillsynsmyndigheten redan när den besvarar anmälan förelägger eller på annat sätt tydliggör vad redovisningen ska omfatta och när den ska vara inlämnad. Huvudmannen är den som vanligtvis ansvarar för att samtliga överväganden, beslut och val dokumenteras samt för att underlaget för dessa dokumenteras. Dokumentationen är avsedd för att bevara informationen om vad som har gjorts, till exempel för framtida utredare oavsett om dessa är inom huvudmannens eller någon annans organisation. Utförlig dokumentation är också viktig när efterbehandlingsfrågor ska beaktas i planprocesser. På Naturvårdsverkets hemsida finns vägledning om lämpliga krav som tillsynsmyndigheten kan ställa avseende innehåll i en slutredovisning av efterbehandling av ett förorenat område.

9.2 Uppföljning och utvärdering

9.2.1 TEKNISKA OCH NATURVETENSKAPLIGA ASPEKTER

Den tekniska och naturvetenskapliga uppföljningen och utvärderingen kan bland annat omfatta:

- Hur väl föroreningsituationen och områdets övriga fysikaliska förutsättningar (geologi, hydrogeologi, limnologi, biologi etc.) motsvarade det som framgick av förundersökningarna.
- Hur väl de utförda efterbehandlingsåtgärderna motsvarar den åtgärd som föreslogs efter riskvärderingen och den åtgärd som projekterades. Förutom åtgärdstekniken diskuteras resultat i termer som reduktion av risker, mängder, halter, volymer, emissioner och miljöeffekter under och efter åtgärderna samt andra tekniska aspekter av utförandet.
- Hur väl entreprenören har uppfyllt uppställda åtgärdskrav.
- Hur olika massor eller medier hanterades i samband med åtgärderna. Detta avser såväl förorenade, behandlade och rena massor eller medier som externa ersättningsmassor, avfall och eventuella restprodukter (från t.ex. behandling).
- Resultatet av slutbesiktningen respektive garantibesiktningen samt åtgärdande och godkännande av eventuella besiktningsanmärkingar.
- Hur väl de utförda åtgärderna har uppfyllt angivna mätbara åtgärds- och mätmåls, inklusive eventuella osäkerheter. Om de mätbara åtgärds-

målen är rätt formulerade och samtliga har uppfyllts, bör de övergripande åtgärds målen också vara uppfyllda.

- Om samtliga miljökontrollaktiviteter har haft en omfattning och inriktning som var välanpassad till uppföljningen av åtgärden samt om resultaten motsvarar det som förväntades.

Omfattningen och betydelsen av samt orsakerna till eventuella avvikelser diskuteras och sammanfattas för samtliga ovanstående punkter tillsammans med andra erfarenheter av betydelse.

9.2.2 EKONOMI

Den ekonomiska uppföljningen och utvärderingen omfattar samtliga kostnader för projektet, förslagsvis uppdelat enligt följande:

- Undersökningar och utredningar fram till och med riskvärderingen och åtgärds valet, inklusive projektadministration.
- Projektering och upphandling inklusive kompletterande åtgärdsinriktade undersökningar och utredningar.
- Tillstånd och juridik.
- Entreprenadkostnader, inklusive kostnader för behandling och slutomhändertagande, egenkontroll och beställarens utförandekontroll.
- Miljökontroll i omgivningen.
- Byggledning.
- Projektadministration vid genomförande.
- Informationsinsatser.
- Övrig uppföljning och rapportering.

Ovanstående indelning och vilka krav som ställs på omfattning och detaljeringsgrad i den ekonomiska redovisningen beror i första hand på huvudmannens och finansierarnas egna behov. Se även de krav på ekonomisk uppföljning som finns i Naturvårdsverket, 2008a.

9.2.3 ÖVRIGA ASPEKTER

Utöver tekniska och naturvetenskapliga aspekter samt ekonomi bör man följa upp myndighetsbeslut, administrativa åtgärder och restriktioner samt kommunikation och informationsinsatser:

- Vilka förelägganden och tillstånd som styrt försiktighetsmått under genomförande samt styrt åtgärds mål och åtgärds krav, miljökontroll samt övrig egenkontroll.
- Vilka behov som finns av restriktioner för ett område efter genomförd åtgärd och efterkontroll.
- Hur väl kommunikations- och informationsinsatser har fungerat, det vill säga om projektet har varit väl förankrat bland alla intressenter.

Referenser

- Andersson, K, Grundfelt, B och Wene, C-O (2006).** *Transparenta saneringsprojekt fas 1.* Naturvårdsverket rapport 5533 (Hållbar sanering).
- Andersson, K, Alm, J, Angervall, T, Johansson, J, Sternbeck, J och Ziegler, F (2008).** *Miljöprestanda och samhällsekonomi för saneringsmetoder.* Naturvårdsverket rapport 5793 (Hållbar sanering).
- Andersson-Sköld, Y, Kockum, K och Norrman, J (2006).** *Riskvärdering – metodik och erfarenheter.* Naturvårdsverket rapport 5615 (Hållbar sanering).
- Asplund, J, Lundgren, F och Brorson, T (2007).** *Vem kan man lita på? Att kommunicera risker i samband med förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5664 (Hållbar sanering).
- Berggren-Kleja, D, Elert, M, Gustafsson, J P, Jarvis, N och Norrström, A-C (2006).** *Metallers mobilitet i mark.* Naturvårdsverket rapport 5536 (Hållbar sanering).
- Blom, S, Nilsson, M, Hansson, E och Wernersson, A-S (2008).** *Grovanalys för riskvärdering av förorenade områden i tidigt skede- GRAF.* Naturvårdsverket rapport 5892 (Hållbar sanering).
- von Brömssen, M, Gunnemyr, L, Lindstrand, O och Jonasson, S (2006).** *Modeller för transport och spridning av föroreningar – fas 1.* Naturvårdsverket rapport 5541 (Hållbar sanering).
- Carlsson, B (2007).** *Säkring av efterbehandlingsåtgärders effekt över tiden.* Naturvårdsverket rapport 5757 (Hållbar sanering).
- EC (2006a).** *Thematic Strategy for Soil Protection.* Commission of the European Communities. COM(2006)231 final.
- EC (2006b).** *Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending.* Directive 2004/35/EC. COM(2006) 232 final.
- Elert, M (2006).** *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 1.* Naturvårdsverket rapport 5540 (Hållbar sanering).
- Elert, M, Fanger, G, Höglund, L O, Jones, C, Suér P, Wadstein, E, Bjerre-Hansen, J och Grøn, C (2006).** *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5535, 5557 och 5558 (Hållbar sanering).
- Elert, M, Eliaeson, K, Strandberg, J, Nilsson, S, Wadstein, E, Enell, A, Berggren Kleja, D och Gustafsson, J P (2008).** *Föroreningsspridning – tillämpning och utvärdering av metoder.* Naturvårdsverket rapport 5834, 5862 och 5863 (Hållbar sanering).

- Elert, M och Yesilova, H (2008).** *Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 2.* Naturvårdsverket Rapport 5867 (Hållbar sanering).
- FRTR (2008).** *Remedial Technologies Screening Matrix, Version 4.0.* Federal Remediation Technologies Roundtable. <http://www.frtr.gov/>, 2008-06-12.
- Grundfelt, B, Flening, B och Enell, M (2008).** *Företagsekonomisk redovisning av markföroreningar.* Naturvårdsverket rapport 5835 (Hållbar sanering).
- Gustafsson, J P, Elert, M, Berggren Kleja, D och Jarvis, N (2007).** *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 rapport 5534 (Hållbar sanering).
- Gustafsson, L-G och Refsgaard, A (2007).** *Datormodeller för förorenings-spridning – fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5676 (Hållbar sanering).
- Hansson, S O (1998).** *Setting the Limit. Occupational Health Standards and the Limits of Science.* Oxford University Press.
- Hellén, J, Juvonen, B, Liljedahl, T, Broms, S och Wiklund, U (2006).** *Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder.* Naturvårdsverket rapport 5637 (Hållbar sanering).
- Holm, G, Bendz, D, Larsson, L, Leppänen, M, Mácsik, J, Pehrson, P, Rogbeck, Y och Svedberg, B (2007).** *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor.* Naturvårdsverket rapport 5696 (Hållbar sanering).
- Håkansson, T (2001).** *Avvattning av förorenade sediment.* Examensarbete. Vägverket UPTEC W 01 037.
- Johansson, P-O (1993).** *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P-O (1995).** *Evaluating Health Risks: An Economic Approach.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jonasson, S, von Brömssen, M, Gunnemyr, L och Lindstrand, O (2007).** *Modeller för transport och spridning av föroreningar – fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5692 (Hållbar sanering).
- Jones, C, Allard, A S, Bengtsson, B E, Gilek, M och Gunnarsson, J (2006).** *Förbättrade miljöriskbedömningar.* Naturvårdsverket rapport 5538 (Hållbar sanering).
- Kemakta (2006).** *Förslag på riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer.* Kemakta rapport AR 2005:31.

- Lantmäteriet (2003).** *Miljöinformation i fastighetsregistret. Utredning om möjligheterna att komplettera fastighetsregistret med en miljödel.* Lantmäteriet Dnr 519-2002/1623.
- 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).
- Lundgren, N, Tysklind, M, Wiklund, U, Sjöström, J, Qvarfort, U och Liljedahl, T (2006).** *Fördjupade riskbedömningar – Erfarenheter av riktvärdesberäkningar och användning av ny kunskap.* Naturvårdsverket rapport 5592 (Hållbar sanering).
- Mattsson, B (2000).** *Riskhantering vid skydd mot olyckor: problemlösning och beslutsfattande.* Räddningsverket publikation R16/219-00. Miljödepartementet (1997). *Miljöbalk.* Proposition 1997/98:45.
- Miljödepartementet (2001).** *Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier.* Proposition 2000/01:130.
- Moberg, Å, Finnveden, G, Johansson, J and Steen, P (1999).** *Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutssituationer.* Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, Stockholms Universitet – Systemekologi och FOA, AFR-rapport 251, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1993).** *Karakterisering och klassificering av avfall.* Naturvårdsverket rapport 4226.
- Naturvårdsverket (1997a).** *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning.* Naturvårdsverket rapport 4638.
- Naturvårdsverket (1997b).** *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden.* Naturvårdsverket rapport 4639.
- Naturvårdsverket (1997c).** *Åtgärdskrav vid efterbehandling.* Naturvårdsverket rapport 4807.
- Naturvårdsverket (1998a).** *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer.* Naturvårdsverket rapport 4889.
- Naturvårdsverket (1998b).** *Efterbehandling av förorenade områden. Vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt.* Naturvårdsverket rapport 4803.
- Naturvårdsverket (1998c).** *Metodik för inventering av förorenade områden, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata.* Naturvårdsverket rapport 4918.

- Naturvårdsverket (2002).** *Naturvårdsverkets allmänna råd om deponering av avfall.* Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2002:17.
- Naturvårdsverket (2003).** *Efterbehandling av förorenade sediment: en vägledning.* Naturvårdsverket rapport 5254.
- Naturvårdsverket (2005).** *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.* Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2004:10, reviderad NFS 2005:9.
- Naturvårdsverket (2006).** *Förorenade områden och fysisk planering. Samarbetsprojekt mellan Naturvårdsverket och Boverket.* Naturvårdsverket rapport 5608.
- Naturvårdsverket (2007).** *Mottagningskriterier för avfall till deponi.* Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2007:1.
- Naturvårdsverket (2008a).** *Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, utgåva 4.* ISBN 91-620-1234-7.pdf. Naturvårdsverket. Uppdateras kontinuerligt.
- Naturvårdsverket (2008b).** *Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten.* Naturvårdsverket remissversion 2007-12-11.
- Naturvårdsverket (2009a).** *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.* Naturvårdsverket rapport 5977.
- Naturvårdsverket (2009b).** *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning.* Naturvårdsverket rapport 5976.
- Norrman, J, Starzec, P, Grön, C, Overgaard, J, Refsgaard, A, Andersen, L, Petsonk, A, Wik, O, Zeuthen Jeppesen, A och Elkjaer, L (2008a).** *Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas.* Naturvårdsverket rapport 5894 (Hållbar sanering).
- Norrman, J, Bäck, P-E, Engelke, F, Sego, L och Wik, O (2008b).** *Provtagningsstrategier för förorenad jord.* Naturvårdsverket rapport 5888 (Hållbar sanering).
- Peterson, M och Jensen, K (2006).** *Riskvärdering av förorenad mark – etiska och ekonomiska perspektiv.* Naturvårdsverket rapport 5539 (Hållbar sanering).
- Rehnberg, A och Schwertner, J (2005).** *Byggherrekostnader – hur stora är de och vad ingår?* Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för bygg- och miljöteknik, Byggnadsekonomi. Examensarbete 2005:30.
- Ritchey, T (2008).** *Riskvärdering av förorenade områden med Analytical Hierarchy Process.* Naturvårdsverket rapport 5890 (Hållbar sanering).
- Rosén, L, Söderqvist, T, Soutukorva, Å, Back, P-E, Grahn, L och Eklund, H (2006).** *Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi.* Naturvårdsverket rapport 5537 (Hållbar sanering).

- Rosén, L, Back, P-E, Söderqvist, T, Soutukorva, Å, Brodd, P och Grahn, L (2008).** *Kostnads-nyttoanalys för prioritering av efterbehandling.* Naturvårdsverket rapport 5836 (Hållbar sanering).
- Rosén, L, Back, P-E, Söderqvist, T, Soutukorva, Å, Brodd, P och Grahn, L (2008).** *Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling - metodutveckling och exempel på tillämpning.* Naturvårdsverket rapport 5891 (Hållbar sanering).
- Saaty, T (1980).** *The Analytic Hierarchy Process.* McGraw-Hill, Inc.
- SGF (2004).** *Fälthandbok miljötekniska markundersökningar.* Svenska Geotekniska Föreningen rapport 1:2004.
- SIKA (2005).** *Kalkylvärden och kalkylmetoder (ASEK). En sammanfattning av Verksgruppens rekommendationer 2005.* Statens institut för kommunikationsanalys PM 2005:16.
- SPIMFAB (2008).** *SPIMFABs Kvalitetsmanual, Version 2008/05.* SPI Miljösaneringsfond AB.
- Starzec, P, Purucker, T och Stewart, R (2008).** *Osäkerheter i riskbedömning och beslutsprocess.* Naturvårdsverket rapport 5804 (Hållbar sanering).
- Sternbeck, J, Petsonk, A, Aquilonius, K, Josefsson, K, Marelius, F och Björinger, P (2008a).** *Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment.* Naturvårdsverket rapport 5886 (Hållbar sanering).
- Sternbeck, J, Land, M, Rahmberg, M, Jonelid, C och Arnér, M (2008b).** *Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder.* Naturvårdsverket rapport 5803 (Hållbar sanering).
- Suèr, P, Nilsson-Paledal, S och Norrman, J (2004).** *LCA for Site Remediation: A Literature review.* Journal of Soil & Sediment Contamination, 13:415-425, 2004.
- Söderqvist, T, Hammer, M, Gren, I-M (2004).** *Samverkan för människa och natur – en introduktion till ekologisk ekonomi.* Studentlitteratur, Lund.
- Törneman, N, Karlsson, L, Englov, P, Cox, E, Durant, N, Azziz, C, Dall-Jepsen J och Højbjerg Jørgensen, T (2008).** *Övervakad naturlig självrening av förorenade områden.* Naturvårdsverket rapport 5893 (Hållbar sanering).
- USEPA (2008).** *Hazardous Waste Clean-Up Information.* United States Environmental Protection Agency Technology Innovation Program. <http://clu-in.org/>, 2008-12-05.
- Warg, L-E, Andersson, K och Stridh, G (2008).** *Kriterier för effektiv riskkommunikation.* Naturvårdsverket rapport 5857 (Hållbar sanering).
- Öberg, T (2006).** *Probabilistisk riskbedömning – fas 1.* Naturvårdsverket rapport 5532 (Hållbar sanering).

BILAGA 1

Efterbehandlings-terminologi



Åtgärds mål och riktvärden är två olika saker. Ett åtgärds mål tar utöver risken också hänsyn till teknik och ekonomi samt allmänna och enskilda intressen.

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 vattenmiljö kvaliteten, 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
Avhjälpan	Utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningsskada eller allvarlig miljöskada. Definitionen avser lagstiftningen från och med 1 augusti 2007.	Remediation
Bakgrunds-exponering / 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
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 plats-specifika riktvärden för mark enligt Naturvårdverkets riktvärdesmodell.	Computer program for calculation of guideline values

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
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 Naturvårdsverkets 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 föroreningsämnen 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 föroreningskada.	Responsible party
Efterbehandlingsobjekt	En plats som är förorenad och som därför kan vara eller har varit föremål för efterbehandlingsåtgärder.	Remediation site
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

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Envägs-koncentration	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, fyllnads-massor	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
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 åtgärdsåtgärdsalternativ som kan uppnås genom ett bestämt åtgärdsalternativ.	Level of expectation

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
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 efterbehandlingsmanhang.	Generic guideline value
Givet scenario	Ett scenario som är fördefinierat i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och beräkningsprogram.	Predefined scenario
Gränsvärde	En haltgräns (till exempel en miljökvalitetsnorm eller dricksvattnorm) 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 vakuumextraktion, 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, föroreningsspridning, exponering, osv.	Conceptual model
Kronisk toxicitet	Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid långvarig eller upprepad exponering.	Chronic toxicity
Kvalitativa data	Data som inte kan preciseras med hjälp av siffrvärde, dvs. inte är kvantitativt, men som ändå kan beskrivas med hjälp av andra egenskaper.	Qualitative data
Kvantitativa data	Data som med hjälp av siffrvärde 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 markanvändning (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

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Markanvändningsrestriktioner	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
Miljökvalitetsnorm (MKN)	Anger förorenings- eller störningsnivå som efter en viss tidpunkt inte får eller bör över- eller underskridas eller som ska eftersträvas. En miljökvalitetsnorm kan omfatta ett visst geografiskt område eller hela landet. Regeringen föreskriver vilka normer som ska gälla i landet. Miljökvalitetsnormer 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 försiktighetsåtgärder.	Environmental risk area
Mindre känslig markanvändning (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 åtgärdskrav.	Quantifiable remedial objectives
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

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Problem-beskrivning	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
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
Riskkaraktisering	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 fyragradig skala. Riskklassningen är ett hjälpmedel som är tänkt att ligga till grund för prioriteringar och beslut om eventuella vidare undersökningar.	Risk classification

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
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 vattengenomströmningen så att utlakning av föroreningar minskas.	Solidification methods
Spridningsförutsättningar	Se utbredning och spridningsförutsättningar.	Transport conditions
Stabiliseringsmetoder	Behandlingsmetoder som omvandlar föroreningar i jord- eller sedimentmassor till en svårslutbar 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, avspärrningar, 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

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
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 föroreningsskada 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
Åtgärdsalternativ	En eller flera åtgärds metoder 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
Åtgärds metod	Tillämpning av en eller flera åtgärds tekniker för att lösa ett specifikt tekniskt problem, till exempel en termisk behandlingsanläggning. En sådan anläggning nyttjar ofta en rad åtgärds tekniker för masshantering, torkning, förbränning, hantering av rökgaser, osv.	Remediation method
Åtgärds mål	Se övergripande respektive mätbara åtgärds mål.	Remediation objectives
Åtgärds teknik	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

BILAGA 2

Miljörättsliga förutsättningar

MILJÖBALK

UTFÄRDAD DEN 11 JUNI 1989

SFS 1998:808. Prop. 1997/98:45, bet. 1998:1

Enligt riksdagens beslut föreskrivs

Efterbehandlingsansvaret
ligger i första hand på den
som har orsakat föroreningen.

I följande bilaga ges en kort översikt av de miljörettsliga förutsättningarna för arbete med riskbedömning, upprättande av åtgärdsplan, åtgärdsutredning och riskvärdering.

Miljöbalkens regler om ansvar för utredning och efterbehandling av förorenade områden

Bestämmelserna i miljöbalken syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. Genom miljöbalken får miljöpolitiska målsättningar ett praktiskt och juridiskt genomslag. Miljöbalken syftar också till att säkerställa enskildas rättssäkerhet och berättigade förväntningar, vilket kan kräva särskilda hänsyn vid riskvärderingen.

Krav på efterbehandling ställs i allmänhet med utgångspunkt i 2 kap. 8 § miljöbalken. Enligt den bestämmelsen ansvarar den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd, som har medfört skada eller olägenhet för miljön, för att skadan eller olägenheten avhjälpas i den omfattning det kan anses skäligt enligt 10 kap. miljöbalken. Ansvaret gäller till dess att skadan eller olägenheten upphört. För miljöfarlig verksamhet gäller ansvaret om den faktiska driften har pågått efter den 30 juni 1969 och det fortfarande föreligger ett behov av att avhjälpa skador eller olägenheter som har orsakats av verksamheten.

Den 1 augusti 2007 genomfördes förändringar i miljöbalkens 10 kap. Dessa innebar bland annat att terminologin förändrades och att begreppet allvarlig miljöskada infördes. Allvarliga miljöskador är skador som medför en betydande risk för människors hälsa eller miljön. Reglerna om allvarliga miljöskador gäller för skador som orsakats av utsläpp eller liknande som inträffat efter den 1 augusti 2007. Övriga förorenade områden benämns föroreningsskador. Utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa föroreningsskador och allvarliga miljöskador kallas med en gemensam term för avhjälpande. På grund av övergångsbestämmelserna till 10 kap. miljöbalken är det dock huvudsakligen kapitlets äldre lydelse som kommer att tillämpas i praktiken under en lång tid framöver. I enlighet med detta utgår även denna vägledning från kapitlets lydelse före den 1 augusti 2007, om inte annat framgår av sammanhanget.

10 kap. miljöbalken är tillämpligt på mark- och vattenområden (inkluderar grundvatten) samt byggnader och anläggningar som är så förorenade att det kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön (10 kap. 1 § miljöbalken). Ansvaret för efterbehandling av förorenade områden vilar i första hand på verksamhetsutövaren, det vill säga den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen (10 kap. 2 § miljöbalken). Om det inte finns någon ansvarig verksamhetsutövare eller om verksamhetsutövaren inte kan utföra eller bekosta efterbehandling, kan den fastighetsägare som har förvärvat fastigheten efter den 31 december 1998 och som vid förvärvet kände till föroreningen eller då borde ha upptäckt den få ett ansvar. Detta ansvar är underordnat verksamhetsutövarens ansvar (10 kap. 3 § miljöbalken). Det kan finnas flera skäl till varför ansvarig verksamhetsutövare saknas, exempelvis om den ansvarige utövaren är

konkursmässig, har upphört att existera eller inte har bedrivit någon verksamhet i det förorenade området efter den 30 juni 1969.

Om det har konstaterats att det finns en efterbehandlingsansvarig ska den ansvarige i skäligen omfattning utföra eller bekosta de efterbehandlingsåtgärder som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. Frågan om en åtgärd ska anses vara miljömässigt motiverad bedöms utifrån föroreningarnas typ och farlighet, föroreningsnivå, förutsättningarna för spridning, omgivningens känslighet och liknande. Utgångspunkten bör vara att området efter utförda åtgärder inte ska utgöra någon oacceptabel risk för människor eller miljö (inklusive omgivningen) vid den pågående eller planerade markanvändningen. Den som vidtar någon form av exploateringsåtgärd (schaktning, byggnation eller bara ändring av markens användning) i ett förorenat område ansvarar enligt miljöbalkens hänsynsregler för att vidta nödvändiga skyddsåtgärder. Utgångspunkten för bedömningen är i dessa fall den planerade markanvändningens krav. De miljömässiga faktorerna ska vägas mot kostnaden för åtgärderna. Det är den efterbehandlingsansvarige som ska ta fram det underlag som behövs för bedömningen, enligt 2 kap. 1 § miljöbalken. Därefter bedöms omfattningen av ansvaret bland annat utifrån hur lång tid som förflutit sedan den förorenande verksamheten ägde rum, den ansvariges dåvarande skyldighet att förebygga framtida skador och övriga omständigheter. Denna bedömning kan, allt efter omständigheterna i varje enskilt fall, leda till fullt, jämkat eller inget ansvar.

Tillsynsmyndigheten kan förelägga den som bedriver verksamhet som kan befaras medföra olägenheter för människors hälsa eller miljön, eller den som är skyldig att avhjälpa olägenhet från sådan verksamhet, att utföra vissa undersökningar (26 kap. 22 § miljöbalken). En verksamhetsutövare som har ett efterbehandlingsansvar enligt 10 kap. miljöbalken är dessutom ansvarig för kostnader för att utreda den aktuella förorenings-situationen i skäligen omfattning (10 kap. 4 § miljöbalken och 10 kap. 8 § första stycket). Av Miljööverdomstolens praxis framgår att det är tillräckligt att konstatera att en verksamhetsutövare ingår i kretsen av ansvariga för att krav ska kunna ställas på utredning av föroreningens utbredning och omfattning. En fastighetsägares ansvar för utredningskostnader enligt 10 kap. miljöbalken är något mer omfattande än hans efterbehandlingsansvar. Med hänsyn till den nytta han kan antas få av utredningen, hans personliga ekonomiska förhållanden och omständigheterna i övrigt kan ägaren, trots frihet från efterbehandlingsansvaret enligt 10 kap. 2 och 3 §§ miljöbalken, förpliktas att i skäligen utsträckning svara för utredningskostnader som rör fastigheten (10 kap. 8 § andra stycket miljöbalken).

Miljöbalken och efterbehandlingsutredningar

Den metodik för naturvetenskapliga och tekniska utredningar som beskrivs i denna och andra liknande vägledningar har utvecklats parallellt med tillämplig lagstiftning och praxis i ett antal efterbehandlingsprojekt. Förenklat kan utredningarna delas in i miljö- och hälsoriskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering (inklusive upprättande av åtgärds-mål). I någon mån har alla dessa bedömningar och utredningar sin plats i ansvarsregleringens systematik.

Som angetts ovan fastställs ansvarets omfattning i två steg, varav det första är att bedöma vilka risker föroreningen medför för människors hälsa och miljön samt vad som ska göras för att i tillräcklig omfattning reducera dessa risker. Det första steget är en mer eller mindre renodlad naturvetenskaplig och teknisk bedömning. Det andra steget i 10 kap. 4 § miljöbalken (tidsfaktor, följsamhet med tillstånd m.m.) avser frågan om hur omfattande ansvaret ska anses vara för den eller de ansvariga som berörs av åtgärdsbehovet.

I det första steget ingår riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering samt val av den åtgärd som bäst svarar mot åtgärdsbehovet. Risker och åtgärdsbehov ska bedömas utifrån vid var tid rådande markanvändning (inklusive risk för störningar). Det andra stegets bedömning är formellt fristående från riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering.

Det första stegets riskvärdering är den slutliga bedömningen av åtgärdsbehovets omfattning. Alla de parametrar som ingår i en riskvärdering behöver dock inte alltid beaktas vid tillämpning av miljöbalken. Vad som kan krävas enligt miljöbalken är det som behövs för att avhjälpa att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön (10 kap. 4 § miljöbalken). De politiska miljömålen och allmän acceptans för åtgärderna (opinion) är parametrar som kan påverka beslutande myndigheters bedömningar.

Miljömålen, som inte är rättsligt bindande, ska inte förväxlas med miljökvalitetsnormer som är bindande. Miljökvalitetsnormer ska bland annat ange förorenings- eller störningsnivåer som inte får eller bör över-skridas (5 kap. 2 § miljöbalken). Myndigheter ska säkerställa att de miljökvalitetsnormer som meddelats uppfylls, exempelvis när de utövar tillsyn (5 kap. 3 § miljöbalken). För närvarande finns relevanta miljökvalitetsnormer för utomhusluft (2001:527) och för fisk- och musselvatten (2001:554). Flera normer kommer att införas, bland annat i samband med att ramdirektivet för vatten (direktiv 2000/60/EG) genomförs fullt ut i Sverige. Eftersom miljökvalitetsnormerna är rättsligt bindande och ska beaktas i tillsynsarbetet enligt miljöbalken kan de få betydelse för riskbedömning och åtgärdsutredning. Miljökvalitetsnormer kan också komma att få viss betydelse för riskvärdering.

Frågan om hur omfattande ansvaret ska anses vara för den eller de ansvariga som berörs av åtgärdsbehovet, är enbart en fråga om hur stor del av kostnaden för riskreduktion som faller på den enskilde verksamhetsutövaren eller fastighetsägaren. Jämkningsdiskussionen bör alltså hållas skild från riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering.

Anmälningsplikt

Enligt 28 § i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899) är det förbjudet att utan anmälan till tillsynsmyndigheten vidta en avhjälpandeåtgärd med anledning av en föroreningskada i ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning enligt 10 kap. miljöbalken.¹ Detta gäller om åtgärden kan medföra ökad risk för spridning eller exponering av föroreningarna och denna risk inte bedöms som ringa. Huvudmannen behöver bedöma behovet av anmälan eller tillstånd i varje enskilt fall utifrån kunskap om bland annat föroreningarnas belägenhet, farlighet och mängd, omgivningens känslighet samt planerade åtgärder inklusive hantering av förorenade massor. I normalfallet krävs anmälan för efterbehandlingsåtgärder. Även utredningar kan vara anmälningspliktiga om huvudmannen bedömer att de kan medföra mer än ringa risk för ökad förorenings-spridning eller exponering. När provtagning ingår som del i en avhjälpandeåtgärd som har anmälts enligt 28 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd gäller också Naturvårdsverkets föreskrifter om genomförande av mätningar och provtagning i vissa verksamheter (NFS 2000:15).

Någon begränsning av anmälningsplikten gäller inte för miljöriskområden (se nedan), eftersom länsstyrelsen för dessa områden kan besluta enligt 10 kap. 12 § miljöbalken om inskränkningar och anmälningsplikt av helt andra skäl. Dessa kan omfatta grävning, schaktning och andra markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning samt andra åtgärder som kan innebära att belastningen av föroreningar i och omkring området kan komma att öka, att den miljömässiga situationen annars försämras, eller att framtida efterbehandlingsåtgärder försvåras.

Miljöriskområden

Reglerna om miljöriskområden (10 kap. 10–14 §§ miljöbalken) har betydelse i åtgärdsdiskussionen eftersom föreskrifter enligt dessa bestämmelser i dagsläget är en av de få rättsligt bindande administrativa åtgärder som finns att tillgå. I fall där det inte är tekniskt möjligt eller ekonomiskt rimligt att reducera riskerna till en acceptabel nivå, eller där betydande föroreningsmängder lämnas kvar, bör riskvärderingen inkludera en bedömning av möjligheten att tillämpa reglerna om miljöriskområden. Vidare kan det bli aktuellt med miljöriskområde om adressat för efterbehandlingsansvaret saknas och objektet inte är nationellt prioriterat. Det bör även vara möjligt att besluta om miljöriskområde som ett skydd för omgivningen fram till dess att en åtgärd genomförs. Naturvårdsverket anser dock att bildande av miljöriskområden inte får ersätta eller bidra till att fördröja permanenta efterbehandlingsåtgärder där sådana är möjliga.

¹ Observera att nuvarande 28 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd saknar övergångsbestämmelser och hänvisar till 10 kap. miljöbalken i dess nya lydelse.

BILAGA 3

Miljömål



Det gemensamma övergripande syftet med miljöbalken och miljömålen är att främja en ekologiskt hållbar utveckling.

Riksdagen har antagit mål för miljö kvaliteten inom 16 områden. Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturreсурser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Målen syftar till att:

- Främja människors hälsa.
- Värna om den biologiska mångfalden och naturmiljön.
- Ta till vara kulturmiljön och de kulturhistoriska värdena.
- Bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga.
- Trygga en god hushållning med naturresurserna.

Miljömålen är politiska målsättningar som ska ligga till grund för miljöpolitiken, medan miljöbalkens regler och anknytande föreskrifter är juridiska verktyg för att uppnå dessa mål (proposition 2000/01:130, sida 218 ff.). Tillsammans främjar dessa en ekologiskt hållbar utveckling. Miljö kvalitetsmålen är dock inte bindande för enskilda.

Strävan är att man till nästa generation har löst de stora miljöproblemen. Det betyder att (nästan) alla viktiga åtgärder i Sverige behöver vara genomförda till år 2020. För att styra utvecklingen mot dessa övergripande mål har riksdagen även antagit ett stort antal delmål. Delmålen är antagna för en bestämd tidsperiod, där innevarande avser år 2005 till 2010 (proposition 2004/05:150). Under 2008 genomfördes en fördjupad miljömålsutvärdering, som utgör underlag för nästa miljömålsperiod. Formuleringen av miljömålen och dess delmål kan komma att ändras. Läs mer på Miljömålportalen (www.miljomal.nu).

Miljömålen är i hög grad beroende av varandra. Många efterbehandlingsåtgärder bedöms ha en positiv inverkan på arbetet mot flera av målen.

De nationella miljömålen som berör arbetet med förorenade områden är:

- **Giftfri miljö** Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.
- **Begränsad klimatpåverkan** Halten av växthusgaser i atmosfären ska i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras.
- **Frisk luft** Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.
- **Levande sjöar och vattendrag** Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara, och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.

- **Grundvatten av god kvalitet** Grundvattnet ska ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag.
- **Hav i balans samt levande kust och skärgård** Västerhavet och Östersjön ska ha en långsiktigt hållbar produktionsförmåga och den biologiska mångfalden ska bevaras. Kust och skärgård ska ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Näringar, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård ska bedrivas så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden ska skyddas mot ingrepp och andra störningar.
- **Myllrande våtmarker** Våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet ska bibehållas och värdefulla våtmarker bevaras för framtiden.
- **Levande skogar** Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärden och sociala värden värnas.
- **God bebyggd miljö** Städer, tätorter och annan bebyggd miljö ska utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en lokalt och globalt god miljö. Natur- och kulturvärden ska tas tillvara och utvecklas. Byggnader och anläggningar ska lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas.
- **Ett rikt växt- och djurliv** Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystem samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.

Som ett led i miljömålsarbetet tar länsstyrelserna fram regionala miljömål som ansluter till de nationella målen. Många kommuner har också satt upp lokala miljömål. En del regionala eller lokala miljömål handlar om efterbehandling.

Det nationella miljömål som främst berör förorenade områden är Giffri miljö. Mer detaljerat betyder detta att:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön ska vara nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön ska vara nära noll och deras påverkan på ekosystemen försumbar.
- All fisk i Sveriges hav, sjöar och vattendrag ska vara tjänlig som människoföda med avseende på innehållet av naturfrämmande ämnen.

- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen ska vara nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.
- Förorenade områden ska vara undersökta och vid behov åtgärdade.



BILAGA 4

Åtgärdsmetoder



Använd bästa tillgängliga teknik om det inte medför orimliga kostnader.

I denna bilaga beskrivs översiktligt följande åtgärdsmetoder och deras tillämpning i efterbehandlingsprojekt:

- schaktning av förorenad jord
- muddring av förorenade sediment
- behandling av förorenat vatten på plats
- destruktion av föroreningar *ex situ*
- destruktion av föroreningar *in situ*
- separation eller koncentration av föroreningar *ex situ*
- separation eller koncentration av föroreningar *in situ*
- fastläggning av föroreningar
- deponering av förorenade massor i ett slutförvar
- inneslutning av föroreningar *in situ*
- åtgärder för förorenade byggnader och anläggningar
- administrativa åtgärder.

Förbehandling och kompletterande behandling av fasta massor genom exempelvis harpning, siktning, krossning och avvattning samt återfyllning och återanvändning av fasta massor är ytterligare metoder som kan kopplas ihop med flera av ovanstående metoder i olika åtgärdsalternativ. Dessa metoder beskrivs sist i denna bilaga. För ytterligare detaljer kring olika åtgärdsmetoder hänvisas till Helldén m.fl., 2006.

Observera att aktiviteter såsom behandling, destruktion, separation, koncentration eller fastläggning av föroreningar kan kräva tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken. Åtgärder som omfattar vatten (t.ex. muddring, avsänkning av grundvattenytan och behandling av vatten) kan kräva tillstånd enligt 11 kap. miljöbalken.

Schaktning av förorenad jord

För att kunna genomföra behandlingar *ex situ* behöver förorenade jordmassor först schaktas upp. För att klarlägga förutsättningarna för schaktning behöver man grundläggande information om geotekniska förhållanden. Detaljeringsgraden behöver vara tillräcklig för att större kostnadspåverkande svårigheter ska kunna förutses, även om kunskapen inte behöver vara på samma nivå som vid en projektering. Detta innebär att man behöver god kännedom om den förorenade matrisens ursprung och sammansättning. Ofta består den förorenade matrisen av exempelvis fyllning med varierande sammansättning och ibland stora inslag av rivnings- och industriavfall. Detta kan medföra krav på sortering av olika fraktioner vid schaktningen, även om en egentlig behandling på plats inte planeras.

Grundvattenytans läge i förhållande till de förorenade massorna har stor betydelse. Länshållning av förorenat vatten medför renings-

åtgärder. Består den förorenade jorden av genomsläppliga fyllningsmassor kan tillströmningen av vatten som behöver tas om hand bli stor. Grundvattensänkning för schakt under grundvattenytan kan också medföra att ren jord förorenas eller att spontning eller andra hjälparbeten behövs för att undvika detta. Vid vissa jordlagerförhållanden kan grundvattensänkningar medföra risk för erosion, sättningar och skred. Även om inte grundvattensänkningar utförs kan enbart schaktningen i sig medföra risker med hänsyn till stabilitetsförhållandena. Dessutom kan de befintliga förhållandena på platsen vara sådana att stabiliteten redan innan åtgärder utförs är otillfredsställande. Det gäller särskilt i slänter, i områden där fyllningar etablerats på lerjord samt intill eller i vattenområden. Sådana risker och behov av förebyggande åtgärder behöver klarläggas inom ramen för åtgärdsutredningen.

Det är också väsentligt att klarlägga vilka hinder för schaktning som finns inom området, exempelvis byggnader eller anläggningar under mark och ledningar. Ledningar kan också medföra risk för spridning av föroreningar i ledningsgravar vid schaktning. Även schaktbarheten med avseende på lagringstätheten av naturligt lagrade jordar, förekomst av block och liknande behöver utredas.

En annan typ av hinder för schaktning är om förorenad jord finns under byggnader eller andra anläggningar som det finns intresse av att bevara. Denna typ av avvägning kan också bli aktuell när det finns önskemål om att till exempel bevara befintliga träd med hänsyn till den kommande markanvändningen. Åtgärdsutredningen behöver tydliggöra motstående intressen och beskriva konsekvenser av olika handlingsalternativ, som underlag för beslut i riskvärderingsprocessen.

Vilket djup under markytan de förorenade massorna ligger på är en annan viktig aspekt att beakta. Ibland kan stora mängder relativt rena eller lågkontaminerade massor behöva hanteras för att komma åt de förorenade massorna.

Andra faktorer som behöver beskrivas i åtgärdsutredningen är risken för olägenheter under genomförandet till följd av lukt och ångor som kan uppkomma vid schaktning. Vissa ämnen kan omvandlas och bli toxiska vid luftkontakt. I schaktgropar och instängda utrymmen kan gaser tränga undan luften. Därmed kan brand- och explosionsfarliga nivåer uppnås eller syrehalten sjunka till farliga nivåer. I sådana fall bör arbetsmiljön sättas i första hand. Gällande hygieniska gränsvärden och säkerhetsgränsvärden bör innehållas.

Olika väderleksförhållanden kan också påverka genomförandet. Torr väderlek kan exempelvis medföra att jordmassorna blir damningsbenägna med åtföljande risk för spridning av föroreningar. Mycket nederbörd kan medföra ökade risker för spridning av föroreningar med avrinnande vatten och åtföljande krav på uppsamling och behandling av vatten. Dessutom blir uppgrävda jordmassor blöta, vilket kan öka svårigheterna vid och kostnaderna för transporter och behandling.

Ofta finns ett behov av att mellanlagra förorenade jordmassor innan behandling. I sådana fall behövs tillfälliga skyddsåtgärder för att förhindra förorening av underliggande och kringliggande områden. Det kan till exempel ske genom övertäckning, belagda underlag eller uppsamling av lakvatten. Det kan också vara lämpligt att anlägga särskilda barriärer eller diken för att avleda och samla upp tillrinnande rent dagvatten eller

grundvatten. På så sätt förhindrar man att dessa förorenas och därmed behöver omhändertas och eventuellt renas.

Slutligen bör åtgärdsutredningen klarlägga hanteringen av behandlade massor.

Muddring av förorenade sediment

Ett specialfall av schaktning av förorenade massor är muddring av sediment som ligger under vatten. Förutom att massorna ligger i vatten i stället för på land finns normalt flera skillnader som innebär att andra metoder för upptagning behöver användas. Till exempel är förorenade sediment oftast lösa med hög vattenkvot (låg torrsubstanshalt), hög organisk halt och låg skjuvhållfasthet. Detta innebär dels att riskerna för grumling och spridning av föroreningar i vattenmassan är stor, dels att det finns ett stort behov av avvattning av de förorenade sedimenten före omhändertagande samt av rening av det avskiljda vattnet.

Särskilda metoder har utvecklats för muddring av förorenade sediment, exempelvis sugmuddring av pallar (skikt) som ligger parallellt med botten och frysmuddring. Även vid grävuddring finns särskilda skopor utformade för muddring av förorenade sediment. Gemensamt för dessa metoder är att de ska medge en god styrning och precision samt begränsa spill och grumling. För val av metod eller kombination av metoder för upptagning behövs kännedom om vattendjup, sedimentens vattenkvot, organisk halt, densitet, skjuvhållfasthet och kornstorleksfördelning. Även sedimentens ursprung och inslag av förorenade matriser är viktigt att beskriva, exempelvis fiber från massa- eller papperstillverkning, hudfragment och hår från garverier, bark, dumpade muddermassor eller avfall. Denna inblandning har ofta en direkt koppling till de aktuella föroreningarna. Vidare behövs kännedom om hinder som kan styra valet av muddringsmetod, till exempel bottenvegetation, vass och rotfilt, förekomst av sten och block samt inblandning eller skikt av grövre eller fastare material som sand och silt, i sediment som i övrigt är lösa. Det sistnämnda förekommer ibland i strömmande vatten där vattenhastigheten kan variera.

Efter kartläggning av dessa förhållanden kan muddringsmetod väljas. Ofta kan det bli fråga om tillämpning av flera metoder, exempelvis där förutsättningarna skiljer sig mellan djupområden och strandområden. Beroende på vilka muddringsmetoder som ska tillämpas kan också behovet av kompletterande skyddsåtgärder för att begränsa spridningen variera. För att begränsa spridningen av förorenade partiklar kan exempelvis geotextilskärmar (siltskärmar) eller luftbubbelridåer användas kring muddringsområdet. För att begränsa spridningen av flytande föroreningar (exempelvis olja) kan länsar användas. Förutsättningarna för att etablera sådana skydd och lämplig utformning av dessa behöver utredas.

Beroende på vilken eller vilka muddringsmetoder som tillämpas kommer behovet av att avvattna muddermassorna att variera. Sugmuddring innebär till exempel en betydande inblandning av vatten medan vattentillskottet vid grävuddring och frysmuddring är marginellt. Förutsättningarna för val av avvattningsmetod styrs av sedimentegenskaper

som kornstorleksfördelning, torrsubstanshalt (efter muddring), skjuvhållfasthet och organisk halt. Ofta är det inte möjligt att förutse avvattningsegenskaperna, till exempel bestämmningar av sedimenterings- och dräneringshastighet, utan att utföra särskilda försök. För att utreda vilken typ av flockningsmedel och vilka avvattningsmetoder (pressning i silbandspressar, centrifugering, dränering i geotuber², osv.) som fungerar bäst med den aktuella typen av sediment, behövs bänkskaleförsök och eventuellt även försök i pilotskala. Detta ger även underlag för val av den fortsatta behandlingen av avvattnade muddermassor.

För det fortsatta omhändertagandet av förorenade och avvattnade sediment finns det inga principiella skillnader i förhållande till omhändertagande av uppgrävd förorenad jord. Utredningsbehovet är detsamma. Vanligtvis utgörs förorenade sediment dock av lösa finkorniga massor, vilket innebär att en del behandlingsmetoder ofta kan sorteras bort i ett tidigt skede.

Behandling av förorenat vatten på plats

Det finns flera fall där betydande mängder potentiellt förorenat vatten behöver tas om hand. Bland annat vid muddring av förorenade sediment med efterföljande avvattning, när tillrinnande grundvatten eller nederbörd samlas i schaktgropar vid schaktning av förorenade jordmassor och när grundvattennivån behöver sänkas för att underlätta schaktarbete. Det kan också behövas när föroreningar föreligger löst i eller blandat med vatten, exempelvis vid spill av vätskor som trängt ned i grundvattenakviferen eller vid behandling av magasinerat förorenat ytvatten. I sådana fall kan det finnas behov av att installera en kvalificerad vattenreningsanläggning på plats.

Valet av reningsmetod beror bland annat på vilka föroreningar som kan förväntas i vattnet och i vilken form de föreligger. Dessa faktorer styrs av biogeokemiska förhållanden i den förorenade matrisen och om förhållandena förändras när massorna tas upp, vilket åtgärdsutredningen behöver klarlägga.

Vilka volymer och flöden som behöver tas om hand styrs vid muddringsarbeten huvudsakligen av vilka muddrings- och avvattningsmetoder som väljs, men också av avrinning från upplagda förorenade massor. Vid schaktning av förorenad jord behöver utredningen klarlägga vilken tillrinning av grundvatten som kan förväntas, vilket i sin tur beror av hydraulisk konduktivitet och hydraulisk gradient i jorden och hur dessa påverkas av schaktningen. Vilken avrinning som kan ske till schaktgropar eller från upplagda förorenade massor vid stora nederbörds-mängder, samt i förekommande fall även avrinning vid snösmältning, behöver också utredas. Utredningen bör bland annat klarlägga om avrinnande vatten från upplagda massor kan tillåtas infiltrera i mark eller om mellanlagring bör ske på täta ytor samt hur uppsamling av förorenat vatten bör ordnas.

Slutligen behöver åtgärdsutredningen ange vilka utsläppsvillkor som bör gälla för behandlat (eller eventuellt obehandlat) vatten som släpps ut, under genomförande av efterbehandlingsåtgärderna.

2 Geotuber är långa förslutna textilrör med små porer som är genomträngliga för vatten, men inte för fasta material.

Destruktion av föroreningar *ex situ*

Destruktionsmetoder är endast möjliga att använda på organiska föroreningar. De vanligaste metoderna för destruktion *ex situ* är biologisk behandling (aerob nedbrytning genom kompostering eller anaerob nedbrytning i bioreaktor) och förbränning (inklusive termisk avdrivning med förbränning av rökgaser i efterbrännkammare). Destruktionsmetoder kan ofta kombineras med någon form av separations- eller koncentrationsmetod, se avsnitt längre fram, för att begränsa mängden massor som behöver behandlas. Destruktionsmetoder kan också tillämpas på flytande föroreningar, till exempel föroreningar som avskiljs genom kondensering i samband med saneringar *in situ*.

Avgörande för valet av destruktionsmetod är:

- föroreningens egenskaper; nedbrytbarhet med de olika metoderna, risk för bildning av toxiska metaboliter vid nedbrytning eller uppvärmning m.m.
- i vilken matris föroreningen finns; minerogen jord, organiskt material eller en blandmatris
- de förorenade massornas kornstorleksfördelning, organisk halt och vatteninnehåll.

Med utgångspunkt från denna information är det möjligt att översiktligt bedöma hur massorna kan behandlas samt kostnaderna och tidsåtgången för detta. Ännu bättre underlag om vilka resultat som kan uppnås får man genom pilotförsök.

Biologisk behandling sker företrädesvis satsvis. Avgörande för val av biologiska metoder är att den aktuella föroreningen kan brytas ned tillräckligt inom rimlig tid.

En annan fråga är om det finns plats för anläggning av utrustning och uppläggning av massor under den tid behandlingen tar. Förbränning och kompostering kräver ofta tillgång till stora ytor, medan nedbrytning i reaktor oftast sker i relativt små satsar. Vid behandling på plats behöver åtgärdsutredningen därför också klarlägga möjligheterna att disponera nödvändiga ytor under tillräckligt lång tid.

Vid tillämpning av destruktionsmetoder på annan plats avses användning av fasta anläggningar där utsläpp från behandlingen och andra risker varit föremål för genomlysning och prövning i en tillståndsprocess och där tillståndet förutsätter att vissa villkor uppfylls. Vid behandling på plats behöver motsvarande behandlingsanläggning sättas upp. För tillfälliga behandlingsanläggningar behöver man bara göra en anmälan. Detta dock under förutsättning att behandlingen pågår under maximalt ett år och att behandlingen inte innebär någon form av deponering på platsen (Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd). Åtgärdsutredningen behöver belysa vilka utsläpp och andra risker som kan förväntas (och accepteras).

Destruktion av föroreningar *in situ*

Metoder för destruktion av föroreningar *in situ* innefattar främst olika metoder för stimulerad biologisk eller kemisk nedbrytning. Det sker genom optimering av förutsättningarna för nedbrytning på plats i jorden, med tillförsel av reagenser eller mikroorganismer. Även nedbrytning av föroreningar med hjälp av svampar och växter förekommer. Destruktion av föroreningar *in situ* omfattar också metoder som inkluderar separations- och koncentrationstekniker som ett första steg, till exempel avdrivning av flyktiga föroreningar i gasfas eller pumpning av grundvatten med avskiljning och destruktion av föroreningarna i en behandlingsanläggning ovan jord.

En första förutsättning för att denna typ av metoder ska fungera är naturligtvis att den förorening eller blandning av föroreningar som finns på platsen föreligger i en form som låter sig behandlas med den avsedda metoden. Det är också väsentligt att klarlägga de rådande geokemiska förhållandena i den förorenade matrisen, såsom syretillgång, redoxpotential, organisk halt, tillgång till näringsämnen, pågående nedbrytningsprocesser och förekomst av konkurrerande ämnen eller processer som kan förbruka exempelvis tillförda oxidationsmedel. På samma sätt behöver de risker som är förknippade med behandlingen beskrivas, exempelvis riskerna för reaktioner som ökar spridningsegenskaperna hos föroreningarna. För flera vanliga föroreningar finns en stor erfarenhetsbank av denna typ av behandlingar att falla tillbaka på, medan man i andra fall kan behöva genomföra laboratorieundersökningar eller inledande försök i fält för att klargöra möjligheterna.

Även de fysikaliska förhållandena och egenskaperna, såsom kornstorleksfördelning, hydraulisk konduktivitet och variationer eller hur jämnt fördelade föroreningarna är i den förorenade matrisen, är väsentliga att klarlägga. Sådana förhållanden kan påverka både tiden för att genomföra efterbehandlingen och effekten av denna.

Det finns särskilda svårigheter att behandla så kallade DNAPL³ *in situ*. Det beror på att föroreningarnas rörelser till viss del styrs av andra krafter än hydrauliska gradienter, men även på att ämnena kan vara svårbehandlade utan en avsevärd tillförsel av energi. LNAPL⁴ är oftast något enklare att behandla *in situ*.

Behandlingar *in situ* tar ofta lång tid att genomföra, men innebär relativt små ingrepp i det förorenade området. En utredning av förutsättningarna för att tillämpa behandling *in situ* behöver även omfatta en prognos över hur lång tid behandlingen kommer att ta, att tillräckligt utrymme kan reserveras och i vilken utsträckning eventuella andra verksamheter inom området påverkas.

3 DNAPL = vätska som är tyngre än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten, exempelvis tjära, tri- och perkloretylen (dense, non-aqueous phase liquid).

4 LNAPL = vätska som är lättare än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten, exempelvis bensin och andra lätta oljeprodukter (light, non-aqueous phase liquid).

Separation eller koncentration av föroreningarna *ex situ*

De vanligaste metoderna för separation eller koncentration av föroreningar *ex situ* är termisk avdrivning, med efterföljande avskiljning i en rökgasreningsprocess, samt jordtvätt där finjordsandelen med högre föroreningshalt än grovjorden avskiljs. Det finns även mindre beprövade metoder där föroreningarna avskiljs kemiskt. Metoderna innebär att föroreningarna koncentreras till en mindre volym eller till en annan fas, den så kallade behandlingsresten. Åtgärdsutredningar för dessa metoder bör alltså även beakta det slutliga omhändertagandet av behandlingsresten.

Utredningsbehovet för att klargöra förutsättningarna för termisk behandling omfattar främst den förorenade jordens egenskaper (kornstorleksfördelning, vattenkvot, organisk halt) samt föroreningarnas förekomstformer och behandlingens påverkan på dessa. Vissa föroreningar kan till följd av termisk behandling överföras till en mer lätttrörlig eller mer toxisk förekomstform. Detta gäller exempelvis arsenik och kvicksilver, som avgår i gasfas, och trevärt krom som kan oxideras till sexvärt krom. Detta kan även innebära att en förorening som ursprungligen inte var avgörande för beslutet om efterbehandling kan bli avgörande för hur behandlingsresten ska omhändertas.

Utredningsbehovet för att klargöra förutsättningarna för jordtvätt omfattar främst den förorenade jordens kornstorleksfördelning, föroreningarnas fördelning i olika kornstorleksfraktioner, innehållet av organiskt material och föroreningar bundna till detta samt eventuella möjligheter att förbättra tvättningseffekten med hjälp av andra lösningsmedel än vatten. Vid utredningen bör man även beakta förenklade varianter av jordtvätt där enbart grövre material avskiljs på en sikt med lämplig kornstorlek. Dessa kan vara kostnadseffektiva metoder beroende på jordens kornstorleksfördelning och föroreningarnas fördelning i olika fraktioner. Med utgångspunkt från denna information är det möjligt att översiktligt bedöma hur massorna kan behandlas samt kostnader och tidsåtgång för detta. Ännu bättre bedömningsunderlag får man genom pilotförsök.

Vid behandling på annan plats avses användning av fasta anläggningar där utsläpp från behandlingen och andra risker varit föremål för genomlysning och prövning i en tillståndsprocess och där tillståndet förutsätter att vissa villkor uppfylls. Vid behandling på plats behöver motsvarande behandlingsanläggning etableras. För tillfälliga behandlingsanläggningar behöver man bara göra en anmälan. Detta dock under förutsättning att behandlingen pågår under maximalt ett år och att behandlingen inte innebär någon form av deponering på platsen (Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd). Åtgärdsutredningen behöver belysa vilka utsläpp och andra risker som kan förväntas (och accepteras).

Separation eller koncentration av föroreningar *in situ*

Det finns ett relativt stort antal metoder för separation eller koncentration av föroreningar utan föregående schaktning. De principer som dessa utnyttjar kan vara vitt skilda och omfattar exempelvis avdrivning av flyktiga ämnen i gasfas, termisk avdrivning, elektrokinetisk koncentration⁵, filterbarriärer, reaktiva barriärer och fytoextraktion (upptag i växter). Till dessa metoder räknas också pumpning av grundvatten med efterföljande avskiljning av föroreningar i filter eller liknande.

Avgörande faktorer för tillämpning av dessa metoder är ofta ämnesegenskaper som ångtryck och förekomstform. Även de fysikaliska förhållandena och egenskaperna såsom kornstorleksfördelning, hydraulisk konduktivitet och variationer eller heterogeniteter i den förorenade matrisen är väsentliga att klarlägga. Sådana förhållanden kan påverka både nödvändig tid för att genomföra efterbehandlingen och effekten av denna. Liksom för metoderna som syftar till destruktion *in situ* är det viktigt att klarlägga risken för oönskade konsekvenser av behandlingen, exempelvis ökad risk för spridning av föroreningen under genomförandetiden.

I utredningen av förutsättningar för separation av föroreningar *in situ* ingår också att klarlägga lämpligt omhändertagande av den separerade föroreningen.

Fastläggning av föroreningar

Fastläggning av föroreningar kan ske genom stabilisering. Detta innebär att ett stabiliserings- eller bindemedel, ofta cementbaserat, blandas in i den förorenade jorden. Syftet är antingen att åstadkomma en homogen, tät matris som begränsar vattengenomströmningen (solidifiering) eller att fastlägga föroreningarna i en stabil form (kemisk fixering) som begränsar deras mobilitet eller tillgänglighet för biota (inklusive människan). Gränserna mellan stabilisering, solidifiering och kemisk fixering är inte alltid tydliga. Till exempel innebär solidifiering ofta även en kemisk fixering av många föroreningar.

För att avgöra om fastläggning är tillämplig och kostnadseffektiv behöver försök genomföras med den förorenade matrisen. Försöken avser att klarlägga vilken effekt som kan fås vad avser föroreningens tillgänglighet och lakbarhet, samt vilken bindemedelstillsats som behövs. En viktig aspekt som dessa undersökningar behöver omfatta är metodens långsiktiga hållbarhet, det vill säga att de fastläggningseffekter som uppnås är beständiga. Förhållanden som behöver beaktas är bland andra framtida förändringar av de geokemiska förhållandena som kan leda till ökad mobilitet hos den fastlagda föroreningen (exempelvis ändrade redoxförhållanden), samt kemisk eller fysikalisk vittring av cementbindningar.

5 Vid elektrokinetisk koncentration leds ström mellan elektroder i jorden. Metalljoner och positivt laddade organiska ämnen dras till katoden medan negativt laddade joner som t.ex. klor, cyanid, nitrat och negativt laddade organiska ämnen dras till anoden. De koncentrerade föroreningarna i zonerna runt elektroderna kan tas upp och vidarebehandlas.

I Holm m.fl. 2007 beskrivs lämpligheten och potentialen av stabilisering och solidifiering för att åtgärda förorenad jord och muddermassor i Sverige.

Deponering av förorenade massor i ett slutförvar

Deponering av förorenade massor kan ske hos en extern mottagare i en regional deponi eller i en specialdeponi som anläggs enbart i syfte att omhänderta de förorenade massorna. Det senare kan bli aktuellt i de fall volymen förorenade massor är stor och transportavståndet till en extern mottagningsanläggning är långt.

För att klarlägga förutsättningarna för en lokal deponi behöver en lokaliseringsutredning genomföras. En lokaliseringsutredning syftar till att hitta den lämpligaste platsen med hänsyn till såväl geologiska, geotekniska och hydrogeologiska förutsättningar som transportavstånd och andra intressen. Ofta kan det vara en fördel att anlägga en sådan deponi inom det förorenade området om det är möjligt med hänsyn till andra intressen, eftersom åtgärden innebär en förbättring av situationen på den aktuella platsen utan att man belastar ett tidigare obelastat område. Vid utredning av alternativet lokal deponi ska reglerna i förordningen (2001:512) om deponering av avfall med därtill hörande föreskrifter för mottagning av avfall på deponier (NFS 2004:10) beaktas. Detta innebär att specificerade funktionskrav ställs på deponin och att kraven bland annat beror på föroreningsinnehåll, innehåll av organiskt material och lakbarhet. Anläggning av deponier ska vidare tillståndsprövas enligt miljöbalken, vilket vanligtvis innebär långtgående utredningskrav även beträffande andra faktorer.

Vid anläggning av en specialdeponi är det dessutom av stor vikt att klarlägga de framtida ansvarsförhållandena för deponin. Möjligheterna att framöver upprätthålla en fungerande övervakning av deponin och kunna vidta eventuella reparativa åtgärder av barriärer och dylikt behöver utredas, liksom hur kostnaderna för övervakning och underhållsåtgärder ska finansieras. Frågan om vilka administrativa åtgärder som behöver vidtas för att säkra den framtida funktionen behöver också klarläggas. Syftet med de administrativa åtgärderna är att säkerställa den framtida markanvändningen och förhindra framtida ingrepp som ökar exponeringsrisken.

Även vid omhändertagande i externa deponier bör de förorenade massorna karakteriseras med avseende på bland annat föroreningsinnehåll, organiskt material och utlakningsegenskaper (för farligt avfall). Var massorna kan deponeras styrs förutom av deponeringsförordningens regler också av anläggningarnas tillstånd och villkor som är förknippade med detta.

Inneslutning av föroreningar *in situ*

Barriärer installerade på plats innebär att förorening lämnas kvar, men att exponering för och spridning av föroreningen som kan orsaka skada eller olägenhet förhindras av barriärerna. I praktiken innebär inneslutning en deponering av föroreningarna utan föregående schaktning. De barriärer som utnyttjas kan vara fysiska, hydrauliska, geologiska eller

biogeokemiska barriärer som fastlägger föroreningen på ett sådant sätt att spridningen begränsas. Eventuellt minskar också tillgängligheten för biota. Exempel på barriärer är installation av vertikala tätskärmar (slitsmurar), täckning av det förorenade området med eller utan tätskikt, partikelfilter och så kallade reaktiva barriärer (som behandlar föroreningar i genomströmmande vatten). Ett typiskt exempel på en situation när denna typ av barriärer kan vara lämpliga är när föroreningen är svåråtkomlig och ligger på större djup under mark- och grundvattenytan.

I samband med anläggningen av barriärer är det ofta nödvändigt att anlägga avskärande diken eller andra konstruktioner som förhindrar eller minimerar vattenströmningen genom det förorenade området. Barriärer kan också orsaka vattenansamlingar, till exempel när en tätspont anläggs utmed en strand för att förhindra utströmning av grundvatten. I sådana fall kan det finnas ett behov av att samla in och rena vattnet i vattenansamlingarna. Eventuellt kan en del av barriären fungera som ett filter för detta ändamål.

De tekniska förutsättningar som behöver klarläggas i en åtgärdsutredning för denna typ av metoder är främst vilka spridningsvägar som förekommer. Ska exempelvis vertikala tätskärmar användas för att förhindra spridning av föroreningen behöver djupet till täta jordlager eller tät berg och möjligheterna att föra ned en tätskärm till nödvändigt djup undersökas, liksom var dessa bör placeras. Föroreningar i flytande form som är tyngre än vatten (DNAPL) kan sjunka ned till berg och sedan transporteras längs bergytan, som ibland kan vara riktad åt ett annat håll än grundvattnets strömningsriktning. Vid denna typ av föroreningar blir det också viktigt att kontrollera förekomst av sprick- och krosszoner i berg, som kan fungera som transportvägar för föroreningen.

Ett specialfall av inneslutning är täckning av förorenade sediment. Sådan övertäckning kan utföras med hjälp av naturliga jord- eller sedimentmaterial, konstgjorda material (t.ex. dukar eller membraner) och konstgjorda sediment⁶, eller med en kombination av dessa. Vid täckning av förorenade sediment är det viktigt att också klarlägga risken för och konsekvenser av erosion och annan fysisk påverkan (exempelvis gasbildning och bioturbation⁷ som kan skapa lokala hål och omblandning av förorenade sediment och överlagrande täckning). Det är också viktigt att klarlägga vilken omfattning spridning till följd av diffusion av föroreningar genom täckningslagret kan få.

En nackdel med barriärer är att de kan förändra de fysikaliska och kemiska förhållandena, till exempel genom att orsaka lägre syrehalter och reducerande förhållanden. Detta kan leda till ökad utlakning, omvandling av föroreningar till mer rörliga eller giftigare ämnen osv. Dessa förändringar bör beaktas när inneslutningsåtgärder planeras.

I och med att inneslutning i flera avseenden motsvarar deponering bör man eftersträva skyddsåtgärder som reducerar riskerna i motsvarande mån eller har motsvarande skyddseffekt. Kraven på inneslutningen behöver dock i större grad anpassas till typ av föroreningar, lakbarhet osv.

6 Konstgjorda sediment skapas genom tillförsel av täckningsmaterial tillsammans med fällningskemikalier, som skapar ett nytt lager sediment över de förorenade sedimenten.

7 Bioturbation är den omrörning och omblandning av sediment som huvudsakligen orsakas av bottenlevande organismer.

Eftersom inneslutningsåtgärder i praktiken innebär att en deponeeringsliknande situation behöver upprätthållas i framtiden bör de fysiska åtgärderna kompletteras med administrativa åtgärder för området. Dessa behöver bland annat se till att ingrepp som äventyrar barriärernas funktion inte sker och att förändringar av markanvändning och liknande händelser inte är av sådan karaktär att de förhindrar framtida efterbehandlingsåtgärder.

När föroreningar lämnas kvar och riskerna kontrolleras med hjälp av barriärer eller administrativa åtgärder bör också de framtida ansvarsförhållandena för övervakning av området klarläggas. Möjligheterna att framöver upprätthålla en fungerande övervakning och vid behov kunna vidta reparationsåtgärder på barriärerna behöver analyseras, liksom hur kostnaderna för övervakning och underhållsåtgärder bör finansieras.

Åtgärder för förorenade byggnader och anläggningar

När byggnader och anläggningar är förorenade eller inrymmer byggnadsmaterial som innehåller miljöstörande ämnen (till exempel PCB i fogmassor, impregnerat trä eller asbest), kan man i princip välja mellan att riva byggnaden eller anläggningen och omhänderta det förorenade byggnadsmaterialet, eller att sanera byggnaden för att möjliggöra fortsatt användning. Saneringen kan vidare delas upp på metoder som syftar till att avlägsna föroreningen (torrsugning, högtrycksspolning, blästring, bortbilning) och metoder som syftar till inkapsling av föroreningen (tätning av förorenade byggnadsdelar i kombination med nya innerväggar). Faktorer som behöver klarläggas för att alternativen och konsekvenser av dessa ska kunna beskrivas är främst:

- Byggnadens konstruktion.
- Vilka föroreningar som finns, förekomstform och inträngningsdjup i olika byggnadsdelar.
- Ventilationssystemets funktion och förekomst av föroreningar i ventilationskanaler och andra ledningar, installationer m.m.
- Möjligheter att avlägsna föroreningen utan rivning eller med selektiv rivning.
- Risker för spridning av föroreningen vid sanering eller rivning.
- Hur en rivning bör utföras för att rivningsmaterialet ska kunna sorteras i olika fraktioner, både med hänsyn till föroreningsinnehåll och avfallsklassificering och med hänsyn till fortsatt omhändertagande i övrigt.
- Omhändertagande av förorenat rivningsmaterial.
- Framtida risker för spridning av inkapslade föroreningar.
- Möjligheterna att ventileras bort (inkapslade) föroreningar som kan spridas i gasfas. Detta gäller även vid förekomst av föroreningar under byggnaden.

- Byggnadens användning och bevarandevärde.
- Byggnadens förväntade livslängd.
- Möjligheterna att genom administrativa åtgärder förhindra oavsiktliga skador på tätskikt etc. vid inkapsling och säkerställa att föroreningen tas om hand vid en framtida rivning eller ombyggnad.

I praktiken finns inga möjligheter att behandla förorenat byggnadsmaterial *in situ*. För minerogent rivningsmaterial som är förorenat (sten, tegel, betong m.m.) utreds omhändertagandet i princip på samma sätt som vid omhändertagande av förorenad jord och sediment *ex situ*. En väsentlig skillnad som behöver beaktas är dock att föroreningar som trängt långt in i porösa byggnadsmaterial (exempelvis tegel och ibland betong) kan vara svåråtkomliga för behandling. Man kan inte heller förvänta sig någon korrelation mellan kornstorlek och föroreningsinnehåll. Förorenat organiskt material (trä, plast, gummi m.m.) behöver i praktiken förbrännas. I byggnader finns också annat material som bör omhändertas selektivt oavsett föroreningsinnehållet, såsom exempelvis kabelskrot och asbest.

En angränsande problemställning som man bör utreda i samband med utredning för byggnaderna är hur föroreningar som finns under en befintlig byggnad ska omhändertas. Om byggnaden ska rivas hanteras lämpligen dessa massor på samma sätt som övrig förorenad jord. Om byggnaden har högt bevarandevärde behöver man utreda om föroreningarna kan tas bort, fastläggas eller på annat sätt oskadliggöras och på vilket sätt detta i så fall kan göras. I vissa fall kan en värdefull byggnad nedmonteras tillfälligt, för att byggas upp igen på nytt efter genomförd sanering.

Administrativa åtgärder

Administrativa åtgärder omfattar i första hand restriktioner beträffande framtida markanvändning och grundvattenuttag, till exempel förbud mot bebyggelse av bostadshus och schaktarbeten samt anläggning av trädgårdar eller dricksvattentäkter. De administrativa åtgärderna angriper inte föroreningen eller dess spridning i sig, men kan däremot skydda omgivningen mot exponering. Därför omfattas även skyltning och anläggning av staket i begreppet administrativa åtgärder.

Naturvårdsverket anser att administrativa åtgärder inte är efterbehandlingsåtgärder eller avhjälpandeåtgärder i lagens mening. Administrativa åtgärder bör inte godtas som annat än tillfälliga skyddsåtgärder, om de inte kombineras ihop med mer konkreta åtgärder. Att enbart använda administrativa åtgärder som en permanent lösning (utan några andra åtgärder) är en sista utväg, som bara tillämpas i undantagsfall. Däremot rekommenderar Naturvårdsverket temporära administrativa åtgärder i form av staket, varningsskyltar och liknande om akuta risker föreligger på platsen. Administrativa åtgärder kan också användas i syfte att uppmärksamma på en föroreningsförekomst vid framtida angrepp, även om riskbedömningens slutsats är att riskreduktion inte behövs.

I dagsläget finns endast ett fåtal relevanta verktyg för att på ett enkelt och praktiskt sätt säkra genomförande och upprätthållande av administrativa åtgärder. Fysisk planering är ett sätt att hantera administrativa åtgärder. Enligt plan- och bygglagen omfattar fysisk planering flera olika verktyg:

- regionplaner
- översiktsplaner
- områdesbestämmelser
- detaljplaner.

Ett förorenat område som berör flera kommuner kan omnämnas i en regionplan, som vägledning vid beslut om översiktsplaner, områdesbestämmelser och detaljplaner. Lagen kräver dock inte att regionplaner upprättas och sådana planer har också begränsad giltighetstid.

Kommuner är skyldiga att upprätta (och uppdatera) översiktsplaner, som underlag för beslut om användning av mark- och vattenområden. Även om översiktsplaner inte är bindande anser Naturvårdsverket att en redovisning av förorenade områden hör hemma i dessa planer. Planen kan då fungera som underlag inför kommande detaljplanering.

Genom områdesbestämmelser kan vissa frågor kring mark- och vattenanvändning regleras, även om bestämmelserna inte medför någon skyldighet att genomföra åtgärder. Förutsatt att markanvändningen har stöd i en översiktsplan kan områdesbestämmelser användas för att reservera ett förorenat område för en viss användning i framtiden. På så sätt kan oönskade förändringar undvikas. När den framtida markanvändningen ska aktualiseras sker detta genom detaljplanering.

Ett områdes lämplighet för viss användning prövas genom detaljplanering. Detaljplaner är dock inte anpassade till att spara information om användningsområden för vilken marken inte är lämplig. Enligt plan- och bygglagen ska lämplighetsbedömningen ta hänsyn till bland annat hälsa samt jord-, berg- och vattenförhållanden. Förorenade områden är en fråga som främst berör de boendes och övrigas hälsa och säkerhet. Utgångspunkten i lämplighetsbedömningen är att marken ska ha naturliga förutsättningar för den aktuella användningen. Även om ett område är förorenat och därmed mindre lämpligt för bebyggelse kan det ändå finnas skäl att använda förorenad mark. Några sådana skäl kan vara omsorgen om marken som naturresurs, miljöpolitiska mål samt att en exploatering kan bidra till att finansiera efterbehandlingsåtgärden av föroreningarna.

Lämplighetsbedömningen som sker i planärendet underlättas om efterbehandlingsåtgärden slutförts innan planen antas. Det är dock ofta inte rationellt för exploitören att etablera sig på platsen både vid efterbehandlingsåtgärden och senare vid genomförandet av planen. Även den osäkerhet som kommunen eller exploitören upplever om vad som får byggas på platsen, innan planen vunnit laga kraft, talar för att utföra efterbehandlingsåtgärden när planen är klar. För att detta ska vara möjligt måste föroreningens frågan tydligt synliggöras i planhandlingarna och föroreningarna vara av den art och omfattning att åtgärden kan ske inom en

begränsad tid. Detta betyder att kommunen redan vid planläggningen behöver göra de utredningar som krävs för att det ska gå att bedöma om marken efter efterbehandlingsåtgärden är lämplig att bebygga. De föreslagna efterbehandlingsåtgärderna bör redovisas i planhandlingarna. Det kan finnas skäl att även reglera åtgärderna i de civilrättsliga avtal (genomförandeavtal), som normalt upprättas mellan kommunen och aktuella markägare och exploatörer. Tillsynsmyndigheten kan enligt miljöbalken begära undersökning och åtgärder utöver vad som redovisats i planhandlingarna eller reglerats i eventuella avtal. Det är därför angeläget att åtgärderna preciseras i samråd mellan berörda myndigheter.

Genom en ändring i plan- och bygglagen den 1 januari 2008 har det tillkommit en möjlighet att i detaljplan som avser en väsentlig ändring av markens användning bestämma att en markförening ska ha avhjälpts innan bygglov får ges (5kap. 8§ PBL). Det ger kommunen ett verktyg att ställa krav på vissa åtgärder vid planläggning av förorenad mark. En förutsättning för att kommunen ska kunna ställa ett sådant krav i detaljplanen är att det i samband med planläggningen kan visas att åtgärderna kommer att leda till att marken kommer att bli lämplig att bebygga. Omfattningen av de åtgärder som krävs för att villkoret ska anses vara uppfyllt anges lämpligen i genomförandebeskrivningen. Även här finns det skäl att reglera åtgärderna i civilrättsliga avtal (genomförandeavtal) mellan kommunen och aktuella markägare och exploatörer. Inom områden med äldre planer kan kommunen inte använda bygglovsförfarandet för att försöka hindra eller skjuta upp byggverksamhet med hänvisning till att marken är förorenad. Detsamma gäller inom områden med planer som antagits efter 2008 och som saknar villkor för lov om avhjälpande av markförening.

Ett annat sätt att sköta administrativa åtgärder är genom notering i fastighetsregistret. För närvarande kan noteringar i fastighetsregistret enbart göras genom bestämmelser för miljöriskområden, se bilaga 2, eller med fastighetsbundna förelägganden. Det sistnämnda kan användas i förelägganden som riktas mot markägare, men inte i förelägganden som riktas mot verksamhetsutövare. Det är dock tänkbart att sådana förelägganden kan användas för att belasta en fastighet med restriktioner om markanvändning, utan att fastigheten förklaras som miljöriskområde, om förutsättningar för ett sådant föreläggande eller förbud är uppfyllda (Naturvårdsverket, 2006).

Lantmäteriet (2003) har konstaterat att det utöver ovanstående noteringar finns ett behov av att kunna använda fastighetsregistret för att lagra bland annat domstolars och myndigheters förbud eller beslut om begränsningar i markens användning samt miljöriskbedömningar avseende skred, översvämning, markkemisk förorening, bullerstörningar etc.

För att syftet med administrativa åtgärder ska kunna uppnås är det viktigt att underlaget för beslut om administrativa åtgärder finns allmänt tillgängligt. Dessutom behöver man ofta rutiner och verktyg för att implementera och upprätthålla åtgärderna. Dessa kan exempelvis omfatta instruktioner till personal på plats och regelbundna inspektioner.

Förbehandling och kompletterande behandling av fasta massor

I samband med behandling av förorenade massor behövs ofta vissa typer av förbehandling, för att anpassa massorna till en viss åtgärds teknik. Det kan också finnas ett behov av kompletterande behandling efter det att den huvudsakliga behandlingen har genomförts. Några typiska sådana tekniker är:

- siktning
- harpning
- krossning
- avvattning.

Siktning innebär att man sällar bort oönskat material och storleks-sorterar det i ett antal fraktioner. Ett skäl till att sikta förorenad jord är att föroreningarna oftast sitter på ytan av finare partiklar, medan större partiklar har en lägre föroreningsgrad. Ett annat skäl kan vara att någon fraktion inte är lämplig för den vidarebehandling som behövs. Den minsta fraktionen som i normal verksamhet kan avskiljas genom siktning är cirka 15 mm.

Harpning är en enkel grovsiktningss metod för att avskilja block, rivningsrester och annat material som är större än cirka 100 mm. Dessa stora material är ofta olämpliga att behandla med avseende på föroreningar. Dels är de på grund av sin storlek svårhanterade, dels har de ofta (men inte alltid) en relativt låg föroreningsgrad. Rena naturmaterial, exempelvis block, kan därför vara lämpliga för återanvändning, till exempel vid återfyllning. Ur det avskiljda materialet måste dock byggnadsrester, skräp, asfaltklumpar och annat material som inte lämpar sig för återfyllnad utsorteras.

Krossning används för att dela upp jordklumpar och för att krossa block, sten och betong ner till mindre storleksfraktioner.

Avvattning behövs för att kunna hantera förorenade sediment innan behandling och för att kunna omhänderta eller vidarebehandla restprodukter från jordtvätt, sedimenteringsanläggningar etc. Det finns flera olika avvattningss metoder. De huvudteknikerna som används är passiv och mekanisk avvattning samt aktiv evaporation (Håkansson, 2001). Vid passiv avvattning används naturliga avvattningstekniker såsom avdunstning och dränering. Processen kan drivas med hjälp av solenergi, frysning eller gravitation. För mekanisk avvattning finns centrifuger, silbandspressar och kammarfilterpressar. Passiv avvattning är vanligen billigare och lättare att sköta men tar längre tid och tar ett större markområde i anspråk än mekanisk avvattning. För att förbättra det behandlade materialets avvattningsegenskaper kan olika konditioneringstekniker användas, exempelvis tillsatts av oorganiska ämnen, polymerer eller värme.

Återfyllning och återanvändning av fasta massor

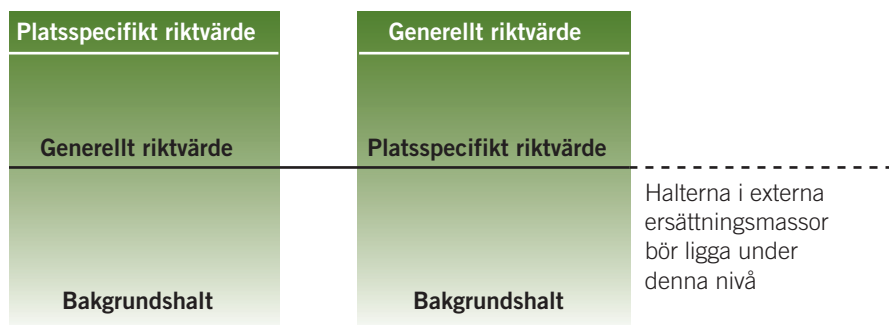
Återfyllning efter schakt sker med hjälp av återfyllningsmassor. Dessa kan antingen vara uppgrävda massor från det aktuella området (behandlade eller obehandlade) eller ersättningsmassor från en annan källa (inklusive återanvända restprodukter). Vid återfyllning av massor, oberoende av källan, måste det ske en nettominskning av den totala föroreningsmängden inom området, inte bara ett utbyte eller omfördelning av massor. En reduktion av föroreningshalterna genom utblandning med renare massor är inte acceptabelt. Man behöver vara medveten om att haltrelaterade åtgärds mål är en nivå ner till vilken ett förorenat område bör renas och inte en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. Det innebär bland annat att halterna i återfyllningsmassorna inte får bidra till ökade föroreningshalter i någon del av området.

Det innebär vidare att höga krav bör ställas beträffande externa ersättningsmassor. Man bör sträva efter att föroreningshalterna i sådana massor ligger under eller så nära de lokala bakgrundshalterna som möjligt. De bör dock minst ligga under de lägsta av riktvärdena som gäller för aktuell markanvändning. Om Naturvårdsverkets generella riktvärde är lägre än det platsspecifika använder man det generella och om det platsspecifika är lägre än det generella riktvärdet använder man det platsspecifika, se figur. Lokala bakgrundshalter som riktlinje kan användas under förutsättning att de inte är markant högre än de nationella bakgrundshalterna och att de inte heller kan innebära hälsorisker.

Om halterna i återfyllningsmassor överskrider kriterierna för återanvändning av avfall i anläggningsändamål (eller bakgrundshalterna för ämnen som inte finns med på kriterielistan) kan anmälan till tillsynsmyndigheten komma att behövas (gällande från det att kriterierna publiceras). Dessutom kan det finnas behov av att använda administrativa åtgärder i syfte att begränsa och reglera framtida ingrepp i och användning av sådana massor.

Det är viktigt att se till att ersättningsmassor inte innehåller andra föroreningar än de som har konstaterats i ett område som efterbehandlas. Detta för att nya föroreningar inte ska tillföras området. Föroreningsinnehållet i ersättningsmassorna bör alltid dokumenteras avseende typ, mängd, omfattning och fördelning i rymd samt i vissa fall även avseende biotillgänglighet och lakbarhet av föroreningarna.

Figur. Föroreningshalter i externa ersättningsmassor bör minst ligga under de lägsta av riktvärdena som gäller för aktuell markanvändning.



Det kan även finnas andra krav som behöver ställas på återfyllnings- och ersättningsmassor, till exempel beträffande jordart, packbarhet, genomsläpplighet och bärförmåga.

Vid bedömning av om massor från ett förorenat område (behandlade eller obehandlade) kan användas på annan plats än på området där dessa schaktades upp, bör bakgrundshalterna i området där massorna ska användas utgöra en utgångspunkt. Detta under förutsättning att bakgrundshalterna i området av de aktuella ämnena inte är markant högre än de nationella bakgrundshalterna, och inte heller kan innebära hälsorisker. Anmälan kan komma att krävas om halterna överskrider kommande kriterier för återanvändning av avfall i anläggningsändamål.



BILAGA 5

Åtgärdskostnader



Efterbehandlingsåtgärderna bör reducera riskerna för miljön och för vår hälsa, så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

Denna bilaga beskriver faktorer som påverkar kostnaderna för schaktning av förorenad jord, muddringsarbeten samt avvattning av förorenade fasta massor. Dessutom tas kostnadsslag upp som är gemensamma för de flesta åtgärdsmetoder.

Schaktning av förorenad jord

Kostnaderna för schaktning av förorenad jord kan variera kraftigt beroende på de lokala förutsättningarna. Faktorer som påverkar kostnaderna för schaktning är bland annat:

- Schaktbarheten som styrs av den förorenade matrisens sammansättning, jordlagerföljd, lagringstäthet, inslag av block och grovt fyllningsmaterial, förekomst av grundkonstruktioner osv.
- Förekomst av ledningar, rör m.m. och hanteringen av dessa.
- Behovet av schaktning av rent material för att komma åt de förorenade massorna.
- Om massor ska sorteras i samband med schaktning.
- Grundvattenytans läge och behovet av skyddsåtgärder såsom spontning och länshållning vid schaktning under grundvattenytan eller i anslutning till ytvattendrag.
- Risken för stabilitetsproblem och behovet av stödkonstruktioner på grund av dessa (exempelvis spontning eller terrasserade schaktgropar).
- Behovet av skyddsåtgärder mot spridning av damm, vatten och dylikt.
- Behovet av kontroll, provtagning och analys av föroreningshalter innan eller i samband med upptagning. Syftet med kontrollprovtagning och analys är att styra massor till rätt hantering samt att klassa rena områden.
- Återfyllning och återanvändning av massor.

Logistiken för kontroll av föroreningshalter och styrning av schaktning och masshantering kan påverka kostnadsbilden. Normalt hanterar man inte dessa frågor i utredningsskedet, utan en noggrannare analys görs i samband med projekteringen då fullständiga åtgärdskrav formuleras. För kostnadsberäkningen i utredningsskedet är det en fördel om man har tillgång till erfarenhetskalkyler från redan genomförda objekt med liknande förhållanden. Beräkningar bör också baseras på egna bedömningar av personal- och maskinbehov, kapacitet och timkostnader.

Vid bedömning av kostnaderna för schaktning och hantering av jordmassor behöver också det eventuella behovet av att anlägga ytor för mellanlagring och bearbetning beaktas, liksom kraven på deras funktion (materialeparering, täthet, uppsamling av vatten osv.)

Muddringsarbeten

Vid kostnadsbedömningar för muddringsarbeten behöver bland annat följande faktorer analyseras:

- Sedimentegenskaper (torrsubstanshalt, kornstorleksfördelning, organisk halt, densitet, skjuvhållfasthet).
- Vattendjup inom muddringsområdet.
- Avstånd mellan muddringsområde och arbetsområden på land.
- Möjligheter för sjösättning av mudderverk m.m.
- Vilken muddringsmetod som bör tillämpas.
- Förekomst av muddringshinder i form av bryggor och andra anläggningar samt ledningar och främmande föremål i muddringsområdet.
- Förekomst av bottenvegetation, vass och rotfilt.
- Behov av skyddsåtgärder för att begränsa spridning av partiklar och föroreningar under muddringen.
- Eventuellt behov av åtgärder för att säkra stabilitetsförhållanden under och efter muddring.

Vid bedömningar av kostnaderna för muddring och hantering av muddermassor behöver också det eventuella behovet av att anlägga ytor för mellanlagring och bearbetning beaktas, liksom kraven på deras funktion (materialeparering, täthet, uppsamling av vatten osv.).

Avvattning och vattenrening

Kostnader för avvattning och vattenrening beror främst på:

- vilka föroreningar som reningen avser
- vilka halter som uppkommer i vattnet
- vilka resthalter som kan tillåtas
- vilka flöden som anläggningen behöver dimensioneras för
- vilka volymer som ska behandlas totalt.

Beräkningarna kan exempelvis grundas på uppgifter om investeringsbehov eller hyreskostnader för pumpar, utjämningsmagasin, maskinutrustning och andra anläggningsdelar. Vidare kan i beräkningarna ingå driftkostnader såsom energiförbrukning, kemikalieförbrukning, förbrukning av filtermassa och jonbytare samt personalkostnader för tillsyn och kontroll. Uppgifter om detta kan ofta inhämtas från leverantörer av utrustningar för vattenrening.

Kostnader gemensamma för de flesta åtgärdsmetoder

I översiktliga kostnadskalkyler brukar ofta så kallade byggherrekostnader (projektledning, projektering, tillståndsansökningar, byggledning och kontroll m.m.) beräknas som ett schablonpåslag på entreprenadkostnaderna. I ”vanliga” bygg- och anläggningsentreprenader utgör de erfarenhetsmässigt i storleksordningen 20 till 30 procent av entreprenadkostnaden (Rehnberg och Schwertner 2005) men det är troligt att byggherrekostnaderna i efterbehandlingsprojekt är något lägre, uppskattningsvis mellan 10 och 20 procent. Schabloner kan dock inte tillämpas okritiskt varför en analys av relevansen och justeringar av påslaget bör göras i varje enskilt fall. Till exempel kan kostnader för miljökontroll vid arbeten i känsliga miljöer innebära att större reservationer behöver göras för byggherrekostnader än vad en traditionell entreprenadkontroll medför. Om efterbehandlingskostnaden till stor del utgörs av höga kostnader för extern behandling och omhändertagande av massor och till mindre del av arbeten på plats kan byggherrekostnaderna i stället bli lägre än vad ett sådant schablonpåslag indikerar.



BILAGA 6

Exempel på formulering av åtgärdskrav



Åtgärdsmålen blir till
åtgärdskrav för entreprenaden.

I denna bilaga ges exempel på formulering av åtgärdskrav för följande aktiviteter:

- klassificering av föroreningar
- hantering av förorenade medier och massor vid åtgärd
- sekundäreffekter vid masshantering
- behandling av förorenade medier och massor
- hantering av ersättningsmassor
- kontrollerad naturlig självrening
- hantering av andra förorenade medier (vatten, luft)
- anläggning och utformning av barriärer, renings- och behandlingsanläggningar samt tillfälliga skyddsåtgärder
- administrativa begränsningar och restriktioner
- utförandekontroll och omgivningskontroll
- informationsinsatser och kommunikation.

Klassificering av föroreningar

En grundläggande uppsättning åtgärdskrav bör bland annat beskriva vilka massor som ska åtgärdas (klassificering av föroreningar) samt hur de förorenade massorna bör hanteras.

Ofta formuleras mätbara åtgärds mål som acceptabel resthalt, det vill säga den högsta halt som får förekomma i aktuellt medium efter utförda åtgärder. Utifrån den acceptabla resthalten sätts då åtgärdskrav upp för vilka massor som bör åtgärdas inom området. De acceptabla resthalterna kan behöva definieras som åtgärdskrav för en viss skala, delområde, djupintervall eller volym, beroende på vilka faktorer som är styrande. Exempel på styrande faktorer är spridningsförutsättningar, skyddsobjektets läge (kan vara utanför själva efterbehandlingsobjektet) m.m. Det behöver även preciseras med vilken säkerhet klassificeringen bör göras. Åtgärdskraven bör ange hur provtagning bör ske, provtagningstäthet och provtagningfrekvens, hur uttagna prover bör analyseras, analysparametrar, metod, analysgräns, mätosäkerhet, svarstid samt hur data bör behandlas för att verifiera att åtgärds målen har uppfyllts. Närmare information finns bland annat i Naturvårdsverket, 1997c.

Hantering av förorenade medier och massor vid åtgärd

Åtgärdskraven avseende masshantering omfattar vanligen föreskrifter för schaktning, muddring, rivning, sortering, mellanlagring, pumpning, förbehandling (exempelvis avvattning, harpning eller siktning) samt lastning, lossning och transport. Åtgärdskraven av denna typ ställs samman i en masshanteringsplan som beskriver hela kedjan från upptagande till slutligt omhändertagande för de olika typerna av massor som kan

uppkomma. Det är viktigt att undvika onödig hantering av massor för att minimera spridnings- och exponeringsrisker och minimera kostnader. Olika massor (olika medier och olika föroreningsgrader) bör därför så långt som möjligt hållas åtskilda vid hanteringen för att hindra att rena massor förorenas eller att behandlingsbara massor blandas med massor som inte kan behandlas. Krav bör också ställas beträffande arbetsmiljö samt störningar genom bland annat luft, förångning, avgaser, buller, damning, lakvatten, förändrade grundvattennivåer eller grundvattenströmning.

Vanligtvis formuleras både allmänna masshanteringskrav och specifika krav för hantering av olika medier.

Sekundäreffekter vid masshantering

I samband med åtgärder inom ett förorenat område kan sekundäreffekter uppstå, till exempel i form av emissioner genom lukt, damm, förångning, vattenavrinning eller spridning av föroreningar på annat sätt. Specifika åtgärdskrav bör ställas beträffande exempelvis hantering av flyktiga ämnen (storlek på öppna schakter, mellanlagringsytor och upplag) samt utsläpp från maskiner. Utöver detta formuleras krav som gör den ansvarige entreprenören skyldig att se till att arbetsmiljön säkerställs, att hygieniska gränsvärden innehålls och att gällande normer för buller uppfylls.

Behandling av förorenade medier och massor

Behandling av förorenade medier och massor kan utföras på plats eller vid extern anläggning och kan ske med hjälp av många olika behandlingstekniker, såväl *in situ* som *ex situ*. Om åtgärdsalternativet innebär att förorenade massor behandlas bör åtgärdskraven anpassas till den aktuella typen av behandling.

Vid fastställande av åtgärdskrav för massor eller medier som behandlas och deras hantering inom ett efterbehandlingsprojekt beaktas följande aspekter:

- Behandlingsförutsättningar; vilka krav som ställs på massornas eller mediernas kvalitet och föroreningsgrad för den aktuella åtgärdstekniken.
- Återanvändning; vilka krav som ställs på de renade massorna eller medierna utifrån den plats där det eventuellt är aktuellt att återanvända massorna efter behandling.
- Arbetsmiljö och sekundära effekter; fördelning av ansvaret för arbetsmiljön och sekundära effekter som kan uppstå inom ett efterbehandlingsobjekt.

Åtgärdskraven för massor eller medier som behandlas på extern anläggning eller *ex situ* borde även formuleras för effekter som kan uppkomma i hela hanteringskedjan (till exempel under transporter), det vill säga så långt huvudmannen eller entreprenören är ansvarig för massorna. Då

massor tagits över för slutomhändertagande, till exempel för behandling eller deponering på en tillståndsgiven avfallsanläggning, omfattas de där- efter av de krav som ställs i anläggningens tillstånd. Efterbehandlings- huvudman har dock ett ansvar att se till att den som transporterar mas- sorna samt anläggningen dit massorna skickas har det tillstånd som be- hövs.

Behandling på extern anläggning

Material som ska transporteras till extern mottagare för behandling eller omhändertagande bör uppfylla de krav som mottagaren ställer. Kraven som ställs kan till exempel avse vattenkvot, halt av föroreningar, halt organiskt material eller kornstorleksfördelning. Vilka krav som ställs är till exempel beroende på vilken behandling som ska utföras, mottagarens tillstånd eller avsett användningsområde. Detta medför att den som transporterar bort massor från ett förorenat område be- höver kunna redovisa massornas innehåll och sammansättning. Är de förorenade massorna av sådan art att de bör deponeras behöver de genomgå en grundläggande karaktärisering innan de kan tas emot av en deponi. Karaktäriseringen ska göras i enlighet med förordningen om deponering av avfall och Naturvårdsverkets allmänna råd om depone- ring av avfall (Naturvårdsverket, 2002), föreskriften om gränsvärden för mottagning av avfall vid deponier (Naturvårdsverket, 2005) och Naturvårdsverkets handbok och allmänna råd för karaktärisering av avfall (Naturvårdsverket, 1993, 2007).

Behandling på plats *ex situ*

Vid val av åtgärdsteknik går det ofta inte från början att vara säker på vilken renhetsgrad som kan uppnås vid behandling med vald teknik. För att säkerställa att uppsatta åtgärdskrav kan nås är det därför en fördel om pilot- eller fullskaleförsök kan utföras med avsedd metod innan åtgärdskraven definitivt fastställs.

Utöver krav som ställs på massorna som behandlas kan det för vissa metoder vara aktuellt med åtgärdskrav kopplade till själva tekniken. Dessa kan till exempel avse emissioner från en termisk anläggning eller utsläppskriterier för vatten från en jordtvätt eller avvattningsanläggning.

Behandling *in situ*

Med behandling *in situ* avses åtgärder av föroreningar i mark och grund- vatten på plats i marken utan upptagning. Exempel på detta är mark- ventilering av flyktiga ämnen, air sparging och pump and treat. Dessa metoder ställer särskilt höga krav på uppföljning och bekräftelse av uppnådda mål. Innan beslut tas om att använda *in situ*-metoder är det därför viktigt att utreda om det är möjligt att bekräfta resultatet.

Hantering av ersättningsmassor

Inom efterbehandlingsprojekt behövs vanligen stora mängder massor för återfyllnad, övertäckning m.m. Förutom krav på massor som behandlas bör därför även åtgärdskrav ställas på massor som förs till projektet, till exempel behandlade jordmassor som återanvänds eller införskaffade ersättningsmassor. Kraven bör omfatta såväl föroreningsinnehåll som

teknisk kvalitet och anpassas till de mål som finns för området efter åtgärder, exempelvis beträffande:

- Framtida markanvändning. Den planerade markanvändningen ställer ofta krav på ersättningsmassors geotekniska och biologiska egenskaper och ibland även på utseendet.
- Ägarförhållanden. En ägare som planerar att avyttra området kan till exempel själv välja att ställa extra höga krav på ersättningsmassor för att minimera risken för framtida ansvar för fastigheten.
- Områdets topografi och geologi. Kraven på massorna kan behöva anpassas till områdets och omgivningens topografiska och geologiska förhållanden.
- Hushållning med naturresurser. Användning av återvunna massor bör normalt prioriteras framför användning av jungfruliga massor (t.ex. naturgrus).
- Föroreningsgrad och typ av föroreningar inom området. Kraven på renheten för ersättningsmassor bör generellt vara högre än kraven på massor från platsen som återanvänds (med eller utan behandling). Det bör krävas en redovisning av sådana massors ursprung och eventuellt en karakterisering av massorna. Se vidare i bilaga 4, avsnitt om återfyllning och återanvändning av fasta massor.

Kontrollerad naturlig självrening

I vissa fall, till exempel om föroreningarna inte utgör något omedelbart hot och ingen förändrad markanvändning planeras eller förväntas, kan det vara lämpligt att låta naturen själv ta hand om nedbrytning av exempelvis lättare organiska ämnen. Detta förutsätter naturligtvis även att spridningen till opåverkade områden har avstannat, som en konsekvens av den pågående naturliga självreningen. Självreningprocesserna bör utvärderas och övervakas för att utreda om den riskreduktion som kan uppnås är tillräcklig för att detta ska vara ett lämpligt åtgärdsalternativ (Törneman m.fl., 2008). I dessa fall krävs därför ett välutvecklat miljökontrollprogram. Åtgärdskraven avser främst att bevisa att naturlig självrening pågår, kontroll av nedbrytnings- eller reningstakten, samt kontroll av att ingen ytterligare spridning sker varken idag eller i framtiden.

Hantering av andra förorenade medier (vatten, luft)

Eftersom det är vanligt att efterbehandlingsåtgärder genererar vatten- och luftföroreningar (antingen som primära medier eller som ett resultat av åtgärder avseende fasta massor), behöver krav ställas på hur dessa bör samlas in, behandlas och till sist släppas ut. Beträffande vatten kan kraven handla om utformning av uppsamlingsdiken, brunnar, pumpgropar, pumpar, länsar och mellanlagringsanläggningar. Vidare kan kraven innefatta typ av behandling, kapacitet, vattenkvalitet efter be-

handling, godkända recipienter och så vidare. När det gäller luft handlar kraven exempelvis om att anlägga tält över schaktgropar, filtrering och utsläpp via skorsten.

Barriärer, renings- och behandlingsanläggningar samt tillfälliga skyddsåtgärder

Åtgärdskraven behöver anpassas efter vald teknik och förhållanden på platsen. För en barriär eller tätskärm kan det till exempel vara aktuellt med åtgärdskrav för täthet i barriären, krav på material eller barriärens storlek. För inneslutningar av föroreningar kan det vara aktuellt med åtgärdskrav kring täthet på täckande material, grundvattennivåer eller tjocklek och kvalitet på överliggande massor.

Avseende renings- och behandlingsanläggningar behöver särskilda krav ställas för att inte riskera att skapa ytterligare förorenade områden. Typiska krav avser bland annat var och hur anläggningarna får byggas upp samt vilka skyddsåtgärder som behövs, till exempel belagda ytor, uppsamling av dagvatten, rening eller uppsamling av emissioner, biprodukter och avfall. Vidare behöver krav ställas på driften och även på hur avvecklingen av anläggningarna bör gå till.

Krav på tillfälliga skyddsåtgärder kan behövas för att hindra spridning av föroreningar till eller från efterbehandlingsobjektet under åtgärdernas genomförandetid. Det kan handla om till exempel sponter, skyddsskärmar, hydrauliska barriärer och fördröjningsmagasin. Därför avser åtgärdskraven främst placering, berörda områden, kapacitet, effektivitet, täthet och skapade gradienter.

Administrativa begränsningar och restriktioner

Åtgärdskrav avseende administrativa begränsningar och restriktioner kan exempelvis avse utformning av staket, skyltning, förbud mot schakt, begränsning av tillträde, begränsning av transportkorridorer, användning av särskilda bränslen och kemikalier samt avfallshantering.

Utförandekontroll och omgivningskontroll

Utförandekontrollen är mycket viktig för att säkra resultatet av en efterbehandlingsåtgärd. Förutom sedvanliga krav på mätparametrar, provtäthet, noggrannhet och mätfrekvens bör krav bland annat ställas på vem som utför mätningarna (entreprenören genom egenkontroll eller beställaren genom en kontrollant), statistisk bearbetning av data, tolkning (rikt- och gränsvärden), åtgärder vid avvikelse och rapporteringsform.

Krav på omgivningskontroll utformas på liknande sätt som för utförandekontroll, men kompletteras med villkor för bland annat mätperiodens längd.

Informationsinsatser och kommunikation

Utförande av efterbehandlingsåtgärder främjas av god kommunikation med alla berörda intressenter, verksamma inom området, grannar och allmänheten. Åtgärdskrav behövs därför för framtagande av en kommunikationsplan som beskriver tidpunkt för samt antal och typ av informationsinsatser som avses användas i projektet. Det kan exempelvis vara möten, broschyrer, filmer, utställningar, demonstrationer och platsbesök.

Se även avsnitt 7.4, samt Andersson-Sköld m.fl., 2006, Asplund m.fl., 2007 och Warg m.fl., 2008.

Att välja efterbehandlingsåtgärd

RAPPORT 5978

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5978-1
ISSN 0282-7298

En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål

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.

