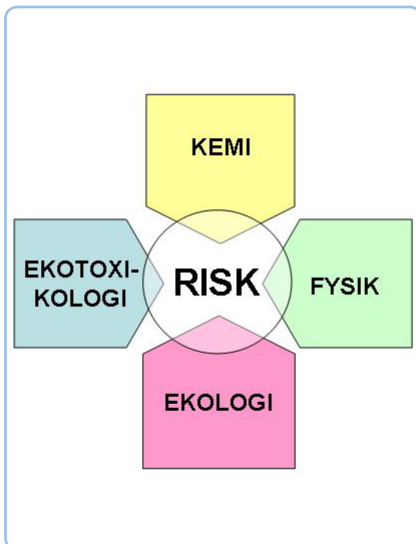


Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment

RAPPORT 5886 • NOVEMBER 2008



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment

John Sternbeck, Karin Aquilonius, Katarina Josefsson,
Fredrick Marelius, Andrew Petsonk.
WSP Environmental

Per Björinger
Envipro

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5886-9.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2008

Elektronisk publikation

Omslag

Stora bilden Mark Elert, Kemakta Konsult AB

Lilla bilden: John Sternbeck

Förord

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

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Rapporten beskriver en generell strategi för att bedöma miljörisker från förorenade sediment. Denna strategi kan användas för olika föroreningstyper i sjöar, vattendrag och kustmiljöer. Arbetet är baserat på en omfattande litteraturgenomgång samt en norsk och ett antal svenska fallstudier. I rapporten redovisas även en övergripande beskrivning av metallers och organiska miljögifters uppträdande och spridning i sediment, exempel på riskfaktorer som är viktiga för att kunna bedöma spridning och exponering av förorenade sediment, en översiktlig genomgång av undersökningsmetoder som kan användas i en riskbedömning, samt exempel på hur den generella strategin kan tillämpas i några fiktiva men vanliga föroreningssituationer.

Arbetet har utförts av konsultföretaget WSP Environmental, i samarbete med Envipro Miljöteknik. Rapporten har författats av John Sternbeck, Andrew Petsonk, Karin Aquilonius, Katarina Josefsson och Fredrick Marelius, samtliga vid WSP Environmental samt Per Björinger vid Envipro. Arbetet har följts upp av en referensgrupp bestående av Mark Elert (Kemakta Konsult AB), Carl Rolff (Länsstyrelsen i Stockholms län) och Tommy Hammar (Länsstyrelsen i Kalmar län) samt Cajsa Wahlberg (Stockholm Vatten, första delen av projektet), och Bertil Engdahl (Miljöförvaltningen i Stockholms Stad, andra delen av projektet). Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Ivars Neretnieks på Kungliga Tekniska Högskolan i Stockholm.

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

Naturvårdsverket november 2008

Innehåll

FÖRORD	3
INNEHÅLL	5
SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	17
1 INLEDNING	26
2 SYFTE	28
3 METODIK OCH AVGRÄNSNINGAR	29
3.1 Kvalitet eller risk?	29
3.2 Metodik och terminologi	29
3.3 Disposition av rapporten	30
3.4 Avgränsningar	30
4 SYSTEMBESKRIVNING: FÖRORENINGAR I SEDIMENT	32
4.1 Sedimentet	32
4.2 Kemiska ämnens uppträdande i sediment	33
4.2.1 Organiska ämnen	33
4.2.2 Metaller	34
4.3 Upptag i organismer	34
4.3.1 Organiska ämnen	35
4.3.2 Metaller	35
4.4 Spridning och effekter	36
4.4.1 Metaller och arsenik	37
4.4.2 Kvicksilver	37
4.4.3 Metaboliserbara organiska ämnen	38
4.4.4 PBT-ämnen	38
5 RISKFAKTORER	40
5.1 Riskfaktorer som begrepp	40
5.2 Teoretiska aspekter	40
5.3 Riskfaktorer som påverkar spridning	41
5.4 Riskfaktorer som påverkar exponering	42
5.5 Kedjor av riskfaktorer	43
6 MILJÖRISKBEDÖMNING AV FÖRORENADE SEDIMENT	46
6.1 Allmänt	46
6.2 Problembeskrivning	49
6.2.1 Avgränsning, övergripande mål och tidsperspektiv	49

6.2.2	Föroreningskälla	50
6.2.3	Beskrivning av skyddsobjekt	51
6.2.4	Spridningsvägar	52
6.2.5	Konceptuell modell	53
6.3	Exponeringsanalys	55
6.3.1	Karakterisering av föroreningskällan	55
6.3.2	Karakterisering av skyddsobjekt	56
6.3.3	Exponering	56
6.3.4	Spridning	57
6.3.5	Mätningar i olika matriser	59
6.3.6	Biotillgänglighet	61
6.4	Effektanalys	62
6.4.1	Ekotoxikologiska riktvärden	62
6.4.2	Ekotoxikologiska tester	66
6.4.3	Biologiska undersökningar	68
6.5	Riskkaraktisering	70
6.5.1	Allmänt	70
6.5.2	Bentiska organismer	72
6.5.3	Fisk	72
6.5.4	Fågel och däggdjur	73
6.5.5	Osäkerhetsanalys	73
6.6	Orsakssamband och åtgärds mål	74
6.6.1	Orsakssamband	74
6.6.2	Åtgärds mål	75
7	UNDERSÖKNINGSMETODER OCH VERKTYG	77
7.1	Metoder för källkaraktisering	77
7.1.1	Analyser	77
7.1.2	Halter i porvattnet	78
7.2	Metoder för exponeringsanalys	78
7.2.1	Partikelspridning till vattenmassan	79
7.2.2	Diffusion och bioturbation	83
7.2.3	Transport i näringskedjan	83
7.2.4	Biotillgänglighet	85
7.3	Metoder för effektanalys	86
7.3.1	Sedimentriktvärden	87
7.3.2	Ekotoxikologiska testmetoder	90
7.3.3	Biologiska undersökningar	93
8	EXEMPEL PÅ TILLÄMPNING AV STRATEGIN	97
8.1	Exempel 1- Dioxiner i en mindre sjö	97
8.2	Exempel 2 - Metaller i hamnsediment	99
9	KONSEKVENSBEDÖMNING	102
10	REFERENSER	103

11 BILAGA 1 - ORDLISTA	113
12 BILAGA 2 - INTERNATIONELLA RAMVERK FÖR RISK- BEDÖMNING AV SEDIMENT	114
12.1 Belgien	114
12.2 Nederländerna	115
12.3 Norge	116
12.4 USA	116
12.5 Kanada	117
12.6 Sammanfattning – internationella ramverk	118
12.7 Referenser	121
13 BILAGA 3. ERFARENHETER FRÅN ENSKILDA PROJEKT	123
13.1 Järnsjön	123
13.1.1 Riskbedömning	125
13.1.2 Riskfaktorer	125
13.1.3 Slutsats	125
13.2 Svartsjöarna	125
13.2.1 Riskbedömning	125
13.2.2 Riskfaktorer	128
13.2.3 Slutsats	128
13.3 Viskan	128
13.3.1 Riskbedömning Viskan	129
13.3.2 Riskfaktorer	130
13.3.3 Slutsats	130
13.4 EKA-Bengtsfors, Bengtsbrohöljen	130
13.4.1 Riskbedömning EKA-Bengtsfors, Bengtsbrohöljen	131
13.4.2 Riskfaktorer	133
13.4.3 Slutsats	133
13.5 Oskarshamns hamn	133
13.5.1 Riskbedömning	133
13.5.2 Riskfaktorer	136
13.5.3 Slutsats	136
13.6 Tromsö hamn	136
13.6.1 Riskbedömning Tromsö hamn	137
13.6.2 Riskfaktorer	137
13.6.3 Slutsats	138
13.7 Sammanfattning av några fallstudier	138
13.8 Referenser	139

Sammanfattning

INLEDNING

Sediment i ett vattenområde utgör en central del av ett akvatiskt ekosystem, bl.a. som habitat för mikroorganismer samt bottenlevande växter och djur. Långsiktigt fungerar sediment även som en sänka för både näringsämnen och giftiga ämnen. Genom mikrobiologiska, biologiska och kemiska processer kan det ske en betydande återtransport av dessa ämnen från sediment till vattenmassan. Om sedimenten innehåller höga halter av giftiga ämnen kan de biologiska funktionerna störas. Sedimentbundna gifter kan även ackumuleras i högre organismer såsom fisk, vilket kan ge negativa effekter på dessa arter eller deras predatorer.

Sediment med förhöjda halter av miljögifter förekommer på ett stort antal platser i Sverige, t.ex. vid industrier med historiska eller pågående utsläpp samt i flertalet hamnar och tätorter. Dessa sediment kan innebära oacceptabla miljörisker i dagsläget eller i framtiden. Sediment kan också spridas genom naturliga processer, båttrafik och i samband med muddring eller andra anläggningsarbeten i ett vattenområde, varvid ökade risker kan uppstå.

Grovt sett innebär förhöjda föroreningshalter i sediment en ökad risk för skadliga effekter. Det är dock svårt att sätta generella gränser för vilka halter som inte är skadliga utan att samtidigt vara väldigt konservativ. Sambandet mellan halt i sediment och risk påverkas också av t.ex. biotillgänglighet, bioackumulation och spridning, faktorer som varierar starkt mellan olika områden och dessutom förändras över tid.

I föreliggande rapport presenteras en generell strategi för att bedöma miljörisker från förorenade sediment. Denna strategi kan användas för olika förorenings typer samt i sjöar, vattendrag och kustmiljöer. Arbetet är baserat på en omfattande litteraturgenomgång samt en norsk och ett antal svenska fallstudier. I rapporten redovisas:

- En övergripande beskrivning av metallers och organiska miljögifters uppträdande och spridning i sediment
- Exempel på riskfaktorer som är viktiga för att kunna bedöma spridning och exponering av förorenade sediment i nutid och i en framtid
- En strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment
- En översiktlig genomgång av undersökningsmetoder som kan användas i en riskbedömning för att kvantifiera föroreningsförekomst, spridning, exponering och effekter
- Exempel på hur den generella strategin kan tillämpas i några fiktiva men vanliga föroreningssituationer

ÖVERGRIPANDE STRATEGI

En miljöriskbedömning av ett förorenat vattenområde ska bl.a. besvara två övergripande frågor:

1. Föreligger ekotoxikologiska effekter, eller risk för sådana effekter?
2. Vilken är sedimentens roll?

Effekter kan uppstå i tre huvudsakliga grupper av skyddsobjekt: i) bottenlevande organismer; ii) pelagiska organismer, särskilt fisk; samt iii) fågel och däggdjur som har sin föda i vattnet eller sedimenten. En utgångspunkt är att bedöma risken där den kan uppstå, dvs. i de för den aktuella föroreningsituationen kritiska skyddsobjekten. På så vis undviks många detaljerade och osäkra processbeskrivningar till förmån för en belysning av själva riskerna. Om risker identifieras ska orsakssambanden till sedimentet bekräftas. Om situationen inte tyder på att oacceptabla risker föreligger ska det bedömas om riskerna kan öka, genom kartläggning av områdets riskfaktorer och hur dessa kan påverka risken.

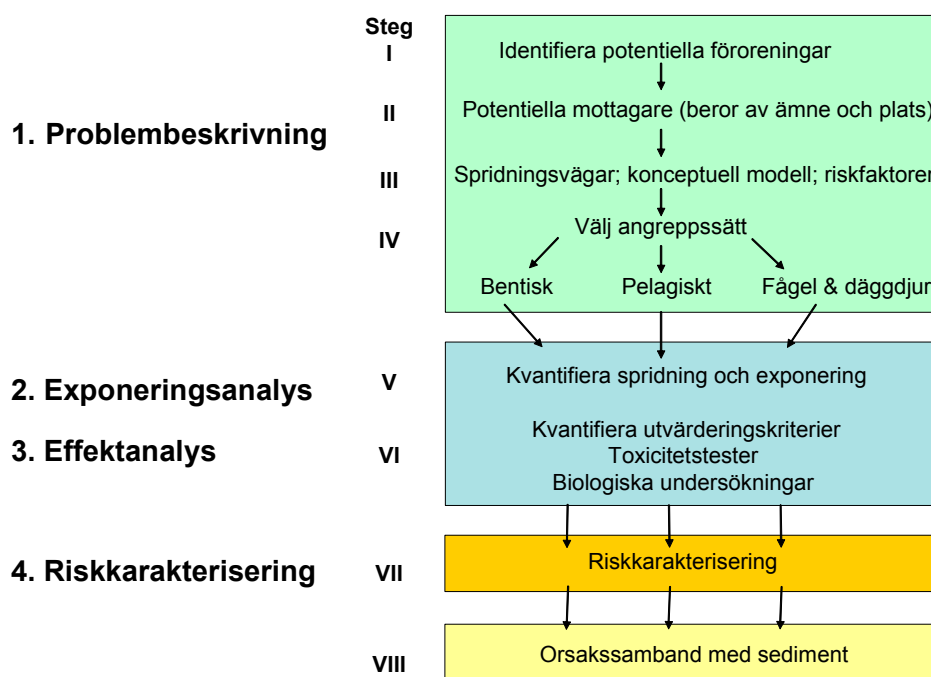
Strategin beskriver en stegvis process och kan sammanfattas enligt följande:

1. Identifiera potentiella föroreningar i sedimenten
2. Upprätta konceptuell modell, med kritiska skyddsobjekt och mottagare
3. Kvantifiera acceptabelt tillstånd för dessa mottagare
4. Kvantifiera rådande tillstånd för dessa mottagare
5. Karakterisera risken
6. Bedöm om risken kan förändras över tid
7. Om risk föreligger, etablera orsakssamband mellan sediment och effekt
8. Om sedimenten har betydelse för risken, etablera åtgärds mål

Arbetet indelas i fyra moment (se figur 1):

1. Problembeskrivning (steg I-IV)
2. Exponeringsanalys (steg V)
3. Effektanalys (steg VI)
4. Riskkarakterisering (steg VII).

Processen kan vara iterativ där lämpliga steg repeteras med ökande precision och minskande konservatism, samt med syfte att bedöma framtida utveckling. Problembeskrivningen kan preciseras i takt med att kunskapen om området ökar. I praktiken genomförs exponeringsanalys och effektanalys vanligen parallellt. Om riskkarakteriseringen mynnar ut i att behov av riskreduktion finns ska orsakssamband först beläggas, dvs. en utredning om sedimenten är orsaken till effekterna eller riskerna. Om så är fallet tillkommer åtgärdsutredning och riskvärdering (dessa moment beskrivs inte i denna rapport).



Övergripande strategi för riskbedömning av förorenade sediment. I praktiken är processen ofta iterativ.

General strategy for risk assessment of contaminated sediment. In practice, the process is often iterative.

Generella sedimentriktvärden anses ha mycket stora osäkerheter vad gäller förmågan att prediktera risk för toxiska effekter. På grund av de många och komplexa samband som råder mellan förekomst av ett kemiskt ämne i sediment och ekotoxikologiska effekter i en eller flera av de tre skyddsobjekten, kan risk och orsakssamband sällan bedömas enbart utifrån bara ett angreppssätt. Vilka angreppssätt som är lämpliga i en viss situation beror av föroreningstyper och spridningsvägarna i det aktuella fallet. Sambandet mellan förorening i sediment och förekomsten av biologiska effekter kan illustreras med en förenklad orsakskedja (figur 2). Den ekologiska relevansen ökar nedåt i kedjan, medan kopplingen till föroreningar i sediment minskar nedåt i kedjan.

I strategin betonas därför starkt vikten av att använda flera parallella angreppssätt i exponerings- och effektanalysen, eftersom varje angreppssätt är behäftat med osäkerheter. Om resultaten från flera angreppssätt pekar åt samma håll stärker det riskbedömningen markant.

Orsakskedja	Exempel på angreppssätt
1. Potentiell förorening	halmätning vs bakgrundshalter
2. Spridning	mätningar, beräkningar
3. Biotillgänglig fraktion	lakteter, extraktion
4. Upptag i mottagare – exponering	mätning eller beräkning av halt i biota; biomarkörer i biota
5. Effekter på individnivåer	biomarkörer; fysiologiska undersökningar; toxtester
6. Effekter på högre nivåer	biologiska undersökningar

Förenklad orsakskedja för systemet föroreningskälla – biologiska effekter, samt exempel på angreppssätt för de olika nivåerna i kedjan.

Simplified causal chain from contaminant source to biological effects, and examples of approaches for assessing various links in the chain.

PROBLEMBESKRIVNING

I en problembeskrivning analyseras ett potentiellt förorenat vattenområde med avseende på

- föroreningskälla
- vilka potentiella föroreningar som finns
- skyddsobjekt
- spridningsvägar

Alla föroreningskällor som kan påverka det akvatiska ekosystemet ska identifieras. Dessutom ska övergripande mål för riskbedömningen sättas upp, i samråd med tillsynsmyndighet och problemägare. Avslutningsvis ska en konceptuell modell upprättas för området.

Redan i problembeskrivningen ska man planera hur resultaten från effekt- och exponeringsanalysen (se nedan) ska utvärderas. Annars finns en uppenbar risk att det vid den slutliga utvärderingen (riskkaraktiseringen) upptäcks att 1) information saknas för att kunna fatta rätt beslut; 2) onödigt många kostsamma undersökningar genomförts; 3) tolkningen styrs av vilken typ av resultat som finns snarare än vilka övergripande mål som formulerats.

Föroreningskällan är i detta fall sediment och området ska avgränsas geografiskt. Detta är särskilt viktigt i allmänt förorenade områden med förhöjda bakgrundshalter. Aktuella föroreningar bestäms genom jämförelse med regionala bakgrundshalter. Detta innebär att man identifierar ämnen som är lokalt förhöjda utan att ta ställning till deras eventuella farlighet eller den risk de kan utgöra. Normalt är halter i ytliga sediment av störst relevans för att bedöma risker.

För att på ett effektivt sätt kunna undersöka och utvärdera risk för effekter från ett förorenat sediment är det väsentligt att kunna bedöma var de kritiska effekterna uppstår, dvs. vilka skyddsobjekt som ska ingå i riskbedömningen. Med kritiska

effekter avses de effekter som torde uppträda vid lägst exponering. Var de kritiska effekterna uppstår beror bl.a. av:

- ekosystemets struktur
- spridningsprocessernas natur och omfattning
- de sedimentbundna föroreningarnas löslighet
- föroreningarnas övriga egenskaper

De tre förstnämnda punkterna är platsspecifika. Föroreningars egenskaper är dock allmängiltiga aspekter. För att förenkla exponeringsanalysen kan vissa tumregler användas för olika typer av kemiska ämnen. Med avseende på riskbedömning i akvatiska ekosystem har följande indelning av kemiska ämnen gjorts:

- METYLKVICKSILVER & PBT¹ (PCB, DDT, dioxiner...):
 - anrikas i näringskedjan
 - kritiska effekter ofta högt upp i näringskedjan
 - halt i organismer motsvarar ofta exponering
- METALLER:
 - sprids via diffusion, resuspension eller i näringskedjan upp till fisk
 - stark geokemisk påverkan på biotillgänglighet och spridning
 - ofta mer giftigt för lägre organismer
- LABILA ORGANISKA ÄMNEN (PAH, oljekolväten, fenoler...)
 - sprids via diffusion, resuspension eller i näringskedjan upp till fisk
 - biotillgänglighet varierar med organiska materialets sammansättning
 - metaboliseras vanligen i högre organismer

Utifrån denna indelning kan olika konceptuella modeller utformas. En konceptuell modell är en beskrivning i ord eller bild av hur föroreningskälla, spridningsvägar och skyddsobjekt förhåller sig till varandra. Av de tre huvudsakliga grupperna av skyddsobjekt bör det bentiska samhället alltid ingå för metaller och metaboliserbara organiska ämnen. Om det förorenade området är stort relativt det lokala ekosystemet (får bedömas från fall till fall) ska det pelagiska samhället ingå, och för metyl-Hg och PBT-ämnen ska även risker för fågel och däggdjur bedömas.

På basis av den konceptuella modellen formuleras ett undersökningsprogram, som härmed följer indelningen i dessa ämnesgrupper. I rapporten redovisas två generella konceptuella modeller som kan användas som utgångspunkt.

¹ Långlivade, bioackumulerande och giftiga kemiska ämnen.

EXPONERINGSANALYS

Exponeringsanalysen syftar till att kvantifiera förekomst av föroreningar samt spridning och exponering mellan föroreningskälla och mottagare, och omfattar följande moment:

1. Karakterisering av föroreningskällan
2. Karakterisering av skyddsobjekt
3. Exponering
4. Spridning
5. Mätningar i olika matriser
6. Biotillgänglighet.

Karakterisering av föroreningskällan ska göras för de föroreningar som identifierats i problembeskrivningen. Föroreningarna ska avgränsas i plan och, med mindre noggrannhet, även i profil. Avgränsning i profil är oftast relevant för åtgärdsutredningen och kan därför göras i mer detalj senare i processen, när riskerna karakteriserats. Föroreningsnivåerna ska beskrivas statistiskt och det bör även utvärderas om det finns trender med t.ex. vattendjup och om det går att indela i delområden.

Karakterisering av skyddsobjektet görs främst i problembeskrivningen men kan ofta bli mer kvantitativt när föroreningars utbredning är bättre känd. Det är viktigt att inse att skyddsobjekten kan befinna sig i ett mycket större område än det som har förhöjda föroreningshalter i sedimentet.

Exponering beskriver det faktiska upptaget av föroreningar hos enskilda djur och växter. I en riskbedömning ska exponering i första hand bestämmas för mottagare som är relevanta för den aktuella föroreningen samt för området. Exponering kan utvärderas mot olika effektmått såsom effektbaserade riktvärden, biologiska data eller toxicitetstester. Härigenom kan risken för negativa effekter från olika föroreningar bedömas. Exponering ska i det generella fallet kunna kvantifieras för alla tre typer av skyddsobjekt. Hur exponeringen kvantifieras varierar mellan de tre ämnesgrupperna. Mätningar kan ske i sediment, vatten eller biota. För vissa metaller och för metaboliserbara organiska ämnen kan biomarkörer utgöra ett bra komplement till mätningar av själva föroreningarna.

Föroreningsspridning från sediment till vattenmassan och det pelagiska ekosystemet kan ske genom molekylär diffusion i porvatten, resuspension (partiklar), bioturbation (porvatten och partiklar) eller biologisk transport i näringskedjan. I mer sandiga eller siltiga sediment kan även advektion spela roll, exempelvis genom grundvattenutströmning. Genom predation av fisk eller bottenfauna kan vissa föroreningar även spridas till fågel eller däggdjur. De olika spridningsprocessernas relativa betydelse varierar mellan de tre ämnesgrupperna.

Spridning av föroreningar från sediment är vanligen dynamiska, särskilt vad avser resuspension. Generellt är det svårt att med tillräcklig precision beräkna föroreningstransport om det inte finns mätningar. Mätningar av transport utformas specifik för varje transportprocess och bör vara långsiktiga. De yttre faktorer som kan påverka spridningens omfattning bör identifieras, för att kunna mäta under relevanta förhållanden.

På grund av de stora osäkerheter som spridningsberäkningar medför är det en styrka om riskbedömningen även baseras på mätningar i ytvatten eller biota. Mätdata från ytvatten och i viss mån även från biota kan utvärderas gentemot effektbaserade riktvärden, och ger därmed en god skattning av risken där den uppstår. För flertalet vanliga föroreningar finns en bakgrundsexponering. Därför bör halter först utvärderas mot bakgrundshalter, och därefter mot effektbaserade riktvärden. Om haltnivåer ska utvärderas mot effektbaserade riktvärden måste man säkerställa att mätningarna är jämförbara med riktvärdet (t.ex. löst eller totalhalt i vatten, muskel eller hel fisk etc.).

Halter i ytvatten varierar ofta över året, beroende på variationer i avrinning och vattenomsättning. Mätningar i ytvatten bör alltid genomföras vid flera tillfällen under ett år, och dessa tillfällen ska variera avseende hydrologiska förhållanden. Halter i fisk eller annan biota kan användas som mått på organismernas exponering om ämnena endast metaboliseras mycket långsamt. För ämnen som är reglerade i organismer (t.ex. många metaller och PAH) kan halter i organismer användas vid beräkning av exponering hos deras predatorer, dvs. som mått på föroreningsintag via födan. Exponering för organismen själv kan i viss mån bedömas med lämpliga biomarkörer. Vid mätningar i fisk är det särskilt viktigt att beakta om arterna är stationära eller vandrande. Dessutom kan födokällan (och därmed trofinivån) förändras över en individs livslängd, vilket också påverkar föroreningsupptaget. För starkt bioackumulerande ämnen såsom metyl-Hg ökar också halten med individens ålder. På grund av dessa faktorer bör man alltid analysera prov som innehåller flera åldersgrupper individuellt och inte som samlingsprov.

Det är väl känt att biotillgängligheten hos många föroreningar är låg i sediment, och kan variera mellan olika sediment. Det finns flera mätmetoder för att försöka skatta den biotillgängliga fraktionen av olika föroreningar. Det saknas dock absoluta utvärderingskriterier för biotillgänglighet, varför det är svårt att utifrån mätningar av biotillgänglighet dra kvantitativa slutsatser om risk. Däremot kan det vara ett mycket bra komplement till andra undersökningar, och kan vägas in i den slutliga sammanvägningen av olika resultat ("weight-of-evidence").

EFFEKTANALYS

Effektanalysen syftar till att belysa ekotoxikologiska effekter för de kritiska skyddsobjekten och är indelat i följande avsnitt:

1. Effektbaserade riktvärden
2. Ekotoxikologiska tester
3. Biologiska undersökningar.

I effektanalysen ska man kvantitativt precisera den önskade toleransen för påverkan, i enlighet med områdets övergripande åtgärds mål. Dessa utvärderingskriterier ska utformas tillsammans med exponeringsanalysen, så att spridning och exponering kan utvärderas mot mätbara mål.

Effektbaserade riktvärden finns för ytvatten och i viss mån för sediment och biota. Riktvärden för ytvatten och biota kan användas vid utvärdering av mätdata

eller modelldata på halter i dessa matriser. Effektbaserade riktvärden för sediment finns från bl.a. Holland, USA och Kanada. Det föreligger mycket stora skillnader mellan dessa olika värden. Konservativa sedimentriktvärden kan underlätta identifiering av områden som inte utgör en risk, men sedimentriktvärden anses generellt ha lågt prediktivt värde för att bedöma negativa toxiska effekter. För att kunna vara mindre konservativ i riskbedömningen krävs därför kompletterande metoder för effektanalys.

Ekotoxikologiska testmetoder kan användas för att testa om sedimenten i ett visst område ger toxiska effekter på en eller flera arter. En fördel är att ”toxtester” kan ge respons på den samlade toxiciteten, och inte bara på de ämnen som analyserats kemiskt i sedimenten. För att undvika över- eller underskattning av föroreningarnas toxicitet i ett sediment bör man vid ett toxtest använda sediment från det aktuella området och inte ett s.k. spikat sediment. Innan en ekotoxikologisk undersökning påbörjas bör man vara klar över vilka föroreningar som ska studeras. Olika typer av föroreningar kräver olika tester och/eller testorganismer eftersom alla arter inte är lika känsliga för alla föroreningar.

Det finns ett antal standardiserade tester som syftar till att undersöka ett ämnes toxicitet i olika matriser. För att underlätta utvärdering av dessa tester i en riskbedömning krävs dock tydligare riktlinjer för tolkning och bedömning av resultaten. Tester kan användas både för akut och kronisk toxicitet. Subletala effekter kan även studeras med flergenerationsstudier som dock kräver längre tid. Rätt använda kan toxtester vara ett bra hjälpmedel vid riskbedömning av ett förorenat sediment. Det krävs dock god kunskap om det aktuella områdets ekologi, sediment samt den förorening som skall studeras för att undvika felaktiga tolkningar av resultaten.

Biologiska undersökningar sammanfattar påverkan från flera olika faktorer och kan vara goda indikatorer på toxiska effekter från föroreningar. Biologiska undersökningar med avseende på toxicitet i sediment kan utföras på olika nivåer:

- Individnivå: t.ex. morfologi, biomarkörer
- Populationsnivå: t.ex. abundans av viktiga arter, åldersstruktur
- Samhällsnivå: t.ex. artsammansättning

Samband mellan effekter och föroreningar är generellt sett lättare att påvisa vid undersökningar på individnivå än på högre organisationsnivåer. Undersökningar i allmänt påverkade områden bör därför fokuseras på individnivå. Många biologiska effektmått kan även påverkas av andra faktorer än föroreningar. Det är därför viktigt att ha relevanta mått på referenstillstånd, t.ex. från lokala referensområden. Man bör också sträva efter att i förväg definiera mål, dvs. vad som är ett acceptabelt tillstånd och vad som inte är acceptabelt.

Eftersom bottenfaunan består av arter med varierande känslighet för toxiska ämnen ger artsammansättningen en bra indikation på påverkan. Tecken på störning/stress kan vara minskad artdiversitet, predominans av toleranta arter, frånvaro av känsliga arter eller fysiologiska förändringar på individnivå. Påverkan från andra faktorer såsom substrat, vattendjup, syreförhållanden mm måste alltid ingå i utvärderingen, för att minska risken att dra felaktiga slutsatser. Även icke botten-

levande organismer, t ex fisk vilka i huvudsak prederar på bottenlevande organismer, kan undersökas för att bedöma toxisk påverkan av föroreningar i ett sediment. Biokemiska och fysiologiska biomarkörer kan vara lämpliga effektmått, och även här är det viktigt att ha representativa referensdata.

RISKKARAKTERISERING OCH OSÄKERHETSANALYS

I riskkarakteriseringen utvärderas resultat från exponeringsanalysen mot resultat från effektanalysen med syfte att bestämma riskens storlek och karaktär. Det finns fyra övergripande angreppssätt för att bedöma risk för effekter från förorenade sediment:

- sedimentkemi
- biologiska undersökningar
- ekotoxikologiska tester
- bioackumulation

Sedimentkemiska mätningar kan utvärderas mot bakgrundshalter eller mot effektbaserade riktvärden. Det senare fallet ger enkla riskkvoter där värden över 1 kan tolkas som risk. Värden över 1 kan dock erhållas i många situationer där risk inte föreligger, beroende på hur konservativa riktvärdena är samt hur biotillgängliga föroreningen är. Små avvikelser från 1 ska alltid tolkas försiktigt. Sedimentkemiska data kan också utvärderas gentemot resultat från biologiska undersökningar eller toxtester.

Riskkarakteriseringen ska också innehålla en diskussion av riskbedömningens styrkor och svagheter. Varje riskscenario från den konceptuella modellen ska utvärderas separat. När flera angreppssätt används för ett scenario ska varje angreppssätt karakteriseras separat, innan en gemensam avvägning presenteras ("weight-of-evidence"). Weight-of-evidence används för att sammanväga resultat från enskilda metoder på ett sätt så att beslut kan fattas även om alla metoder inte pekar åt samma håll. Expertkunskap krävs normalt för att tolka resultat från olika angreppssätt.

Om olika angreppssätt ger olika resultat kan en viktning krävas. Viktning kan göras efter på förhand bestämda kriterier, t.ex. metodens precision och stabilitet, orsakssamband, om exponeringen är realistisk, samt tendensen att över- eller underskatta risker. En styrka hos både toxicitetstester och biologiska undersökningar är att responsen i bästa fall återspeglar den verkliga föroreningssituationen och biotillgängligheten. Detta är en skillnad mot kemiska analyser som bara ger svar på de ämnen man analyserar, som vanligen inte återspeglar biotillgängligheten, och som befinner sig långt från effekter på en orsakskedja (figur 2). Inom sedimentriskbedömning värderas därför biologiska data eller toxicitetstester ofta högre än kemiska mätningar.

I rapporten diskuteras även hur orsakssamband mellan effekt och sediment kan bedömas, och hur åtgärds mål kan kvantifieras utifrån riskbedömningen.

Summary

INTRODUCTION

Sediments play an important role in aquatic ecosystems, as habitat for micro-organisms and for bottom-dwelling flora and fauna. In the long term, sediments also act as a sink for both nutrients and toxic substances. Microbiological, biological and chemical processes can lead to significant transport of these substances from sediments back to the water column. Elevated concentrations of toxic substances in sediments can disturb biological functions. Sediment-bound toxins can also accumulate in higher-level organisms such as fish, which can lead to negative effects on these species or their predators.

Sediments with elevated levels of environmental contaminants can be found at a large number of sites in Sweden, e.g. near industries with historic or ongoing discharges as well as in most harbors and urban areas. These sediments can entail unacceptable environmental risks, now or in the future. Sediments can also be transported through natural processes, as a result of traffic on waterways, and in connection with dredging or construction, all of which can lead to increased levels of risk.

Elevated levels of contaminants in sediments by and large entail increased risk for damaging effects. However, it is difficult to set general limits for what levels are not harmful without being very conservative. The relationship between concentrations in sediments and risk is also affected by factors such as bioavailability, bioaccumulation and transport, factors which vary greatly from place to place and also are subject to change over time.

This report presents a general strategy for evaluation of environmental risks associated with contaminated sediments. The strategy can be used for a variety of contaminants and can be applied to sediments in lakes, rivers and streams, and in coastal marine areas. It is based on a wide-ranging review of national and international literature and a number of Swedish case studies. The report presents:

- A general description of the behavior and transport of metals and organic environmental toxins in sediment
- Examples of risk factors that are important to assess transport and exposure of contaminated sediment, in the present and the future
- A strategy for assessment of environmental risks associated with contaminated sediments
- A general review of investigative tools that can be used as part of a risk assessment to quantify the amount of contamination, transport, exposure and effects
- Examples of how the strategy can be applied in a number of fictional but common contamination situations

GENERAL STRATEGY

An environmental risk assessment of a contaminated water area must answer two important questions:

1. Do ecotoxicological effects exist, or is there a risk for such effects?
2. What role do the sediments play in this regard?

Exposure to contaminated sediments may cause toxicological effects in three main receptor groups: i) benthic organisms; ii) pelagic organisms, especially fish; and iii) birds and mammals that prey on aquatic species. A starting point is to evaluate risk at the point where such effects can occur, i.e. in critical receptors that are particular to the contamination situation. In this manner, it is possible to study the risks themselves, and avoid entanglement in a maze of detailed yet uncertain process descriptions. Once risks are identified, a possible causal relationship to the sediment needs to be confirmed. If there are no indications of current unacceptable risks, an assessment needs to be made if the risks can increase in the future. This is done by studying applicable risk factors and how they affect the risk situation.

The strategy is a step-wise process that is based on a description of the present conditions and can be summarized as:

1. Identify potential contaminants in the sediments
2. Develop a conceptual model, with critical receptors
3. Quantify the acceptable condition for these receptors, i.e. the measurement endpoints
4. Quantify the present condition for these receptors
5. Characterize the risk
6. Assess whether the risk can change significantly over time
7. If a risk cannot be excluded, establish causal relationships between sediments and effects
8. If the sediment has a significant role for the risk, establish management goals

The procedure can be broken down into four stages (see figure 1):

1. Problem description (steps I-IV)
2. Exposure analysis (step V)
3. Effect analysis (step VI)
4. Risk characterization (step VII)

The process is often iterative. Various steps are repeated with increased precision and diminished conservatism, in order to assess future developments. The problem description can be refined as knowledge of the area increases. In practice, the exposure and effect analyses are commonly performed in parallel. If the risk characterization step demonstrates a need for risk reduction, a causal relationship with the sediments must first be established. If such a relationship is demonstrated, the process is usually extended with a remedial feasibility study and risk management, steps which are not included in this report.

Generic guideline values for sediments are considered to be very uncertain tools for prediction of risk for toxic effects. Due to the many complex connections that exist between the presence of a chemical substance in sediment and possible ecotoxicological effects in one or more of the three categories of receptors, risk and causal relationships can seldom be assessed solely by the use of a single assessment method. Which method that is best suited to a given situation depends on the type of contamination and active transport mechanisms. The relationship between sediment contamination and biological effects can be illustrated with a simplified chain of causality (figure 2). The ecological relevance increases farther along the chain. At the same time, the relationship to sediment contaminants decreases farther along the chain.

The strategy there strongly emphasizes the value of applying multiple approaches for assessing exposure, effects and risks, since each approach as its own uncertainties. If results from several approaches all point in the same direction, the risk assessment gains stability.

PROBLEM DESCRIPTION

A problem description for a potentially contaminated water area considers:

- source of contamination
- what contaminants are potentially present
- receptors
- transport pathways

All contaminant sources which can affect the aquatic ecosystem should be identified. An overall objective for the risk assessment should also be formulated, in consultation with enforcement agencies and problem owners. Finally, a conceptual model of the area should be described.

When developing the problem description, it is important to plan how results from the effect and exposure analyses will be evaluated (see below). Otherwise, there is an apparent risk that during the final evaluation (risk characterization), it could be seen that 1) information is missing which is necessary for making an informed judgment; 2) unnecessary (and perhaps costly) investigations have been performed; and 3) the interpretation is dictated by the type of results which are available rather than the overall objectives.

The contaminant source in this instance is the sediment itself. The affected area must be clearly delineated geographically. This is especially important in areas with diffuse contamination and elevated background levels of contaminants. Actual levels of contamination are determined by comparison with regional background concentrations. This identifies substances with locally elevated concentrations without consideration of whether such levels are hazardous or what risks they can entail. In most cases, concentrations in surficial sediments are of greatest relevance when assessing risks.

For effective investigation and evaluation of the risk for effects from contaminated sediments, it is important to assess where the critical effects can appear, i.e.

what receptors should be included in the assessment. The term “critical effects” refers to those effects that appear at the lowest levels of exposure. Where the critical effects appear is, among other things, dependent on:

- the structure of the ecosystem
- the nature and magnitude of transport processes
- the solubility of sediment-bound contaminants
- other characteristics of the contaminants

The first three of these are site-specific. However, contaminant characteristics are general in nature. In order to simplify the exposure analysis, certain rules of thumb can be used for various chemical substances. With regard to risk assessment in aquatic ecosystems, the following categorization of substances has been made:

- METHYL MERCURY & PBT² (PCB, DDT, dioxins...):
 - are concentrated in the food web
 - critical effects often found at high levels in the food web
 - concentrations in organisms often related to degree of exposure.
- METALS:
 - transported via diffusion and resuspension or in the food web up to fish
 - bioavailability and transport heavily dependent on geochemical characteristics
 - often higher toxicity in lower level organisms.
- LABILE ORGANIC SUBSTANCES (PAH, petroleum hydrocarbons, phenols, etc.)
 - transported via diffusion and resuspension or in the food web up to fish
 - bioavailability depends on composition of the organic material
 - are usually metabolized in higher organisms.

On the basis of this categorization, various conceptual models can be expressed. A conceptual model is a verbal and/or visual description of the relationship between contaminant sources, transport pathways and receptors. Of the three main groups of receptors, the benthic community should always be included for metals and labile organic substances. If the contaminated area is relatively large with respect to the local ecosystem (assessed on a case-by-case basis), the pelagic community should also be included. For methyl mercury and PBT-substances, risks for birds and mammals should also be assessed.

A program of investigation should be formulated on the basis of the conceptual model, which therefore follows the characterization of substances. Two general conceptual models are presented in the report; these can be used as a starting point for site-specific models.

² Persistent, Bioaccumulative and Toxic chemicals.

EXPOSURE ANALYSIS

The goal of an exposure analysis is to quantify the amount and location of contaminants as well as the extent of magnitude of transport and exposure of the receptors to the contaminants. The analysis includes the following actions:

1. Characterization of the source of contamination
2. Characterization of receptors
3. Quantification of exposure
4. Quantification of transport
5. Measurements in various matrices
6. Estimation of bioavailability

Characterization of the contamination source is performed for those substances that were identified in the problem description. The presence of each contaminant should be delimited in the horizontal plane, and (with less accuracy) in profile. Vertical delineation usually has greater relevance for a feasibility study and can therefore be studied in greater detail later in the process, after the risks have been characterized. Contaminant levels should be described statistically. The presence of trends and correlations – e.g. relationship to water depth, subareas, etc. – should also be studied.

Receptors are usually fairly well characterized already in the problem description, but the characterization can often become more quantitative once the extent of contamination is known. It is important to understand that potential receptors can usually be found across a much larger area than that which contains elevated contaminant concentrations.

Exposure describes the uptake of contaminants in individual animals and plants. In a risk assessment, exposure is usually determined mainly for those receptors that are relevant for the actual contaminants and the particular area. Exposure can be evaluated against various measures, e.g. effect-based guideline values, biological data or toxicity tests. In this way, the risk for negative effects from various contaminants can be assessed. In the general case, exposure can be quantified for all three receptor groups. How exposure is quantified varies between the three substance groups. Measurements can be made in sediment, water and biota. For some metals as well as for labile organic substances, biomarkers can be a useful complement to direct measurement of contaminants.

Transport from sediment to the water column and the pelagic ecosystem can take place through molecular diffusion into pore water, resuspension of particles, bioturbation (of pore water and particles) or biological transport in the food web. In more sandy or silty sediments, advection, e.g. caused by ground-water discharge, can also play a roll. Predation by fish or benthic fauna can also lead to the spread of some contaminants to birds or mammals. The relative importance of the various transport mechanisms varies between the substance groups.

Transport of contaminants from sediment is usually dynamic, especially with regard to resuspension. In general, if measurements are lacking, it is difficult to calculate contaminant transport with sufficient precision. Measurements must be

designed specifically for each transport process and should be carried out over longer periods of time. External factors which affect the magnitude of transport need to be identified, so that measurements can be carried out under relevant conditions.

Due to the large uncertainties inherent in transport calculation, a sediment risk assessment will be more robust if it is also based on measurements in water and biota. Such measurements can often be evaluated against effect-based guideline values, which provide a good estimate of risk at the point where it arises. For most common contaminants, there is also a certain amount of background exposure. For this reason, measurements should first be evaluated relative to background values, and then against effect-based guideline values. It is also important that measurement data have been obtained in a manner equivalent to the values to which they will be compared (e.g. dissolved or total concentrations in water, muscle or entire fish, etc).

Concentrations in the water column vary throughout the year, due to variations in runoff and flow rates. Measurements in the water column should therefore always be repeated on several occasions throughout a yearly cycle, at times representing a range of hydrological conditions.

Concentrations in fish or other biota can be used to estimate exposure only if the contaminants are metabolized slowly. Concentrations of substances that are regulated in organisms (e.g. many metals and PAH) can be used to calculate exposure in the predators that prey on them, i.e. as an estimate of contaminant dose via food. To a limited extent, exposure in the organisms themselves can be assessed using biomarkers. For measurements in fish, it is important to consider if the species are stationary or mobile. An organism's food source, and therefore its trophic level, can also change over the life of an individual, which affects its uptake of contaminants. The concentration of substances which bioaccumulate (e.g. methyl mercury) also increases with the age of the individual. Due to all of these factors, samples that contain several age groups should always be analyzed individually and not as composite samples.

It is well known that the bioavailability of many contaminants in sediments is low. There are several methods that can be used to estimate the bioavailable fraction. However, since there are no absolute criteria for evaluation of bioavailability, it is difficult to make quantitative assessments of risk on the basis of bioavailability. On the other hand, this information can be a very useful complement to other information, and can be considered in the final weight-of-evidence evaluation.

EFFECT ANALYSIS

An effect analysis is intended to illuminate ecotoxicological effects on the critical receptors and includes the following actions:

1. Determination of effect-based guideline values
2. Ecotoxicological tests
3. Biological investigations

During an effect analysis, one quantifies an acceptable level of tolerance for effects, in accordance with overall objectives for the area. These criteria need to be developed in parallel with the exposure analysis, such that transport and exposure can be evaluated against measurable goals.

Effect-based guideline values are generally available for surface waters and to a limited extent for sediment and biota. Guideline values for surface water and biota can be used to evaluate concentration data or calculated values from models of these matrices.

The Netherlands, USA and Canada have all published effect-based guideline values for sediments. There are large differences between the various values. Conservative values can assist in identification of areas that do not entail risk, but guideline values for sediments are generally considered to be of little use for prediction of negative toxic effects. In order to reduce the level of conservatism, complementary methods of effect analysis are therefore required.

Ecotoxicological test methods can be used to test if sediments from a certain area cause toxic effects on one or more species. An advantage of such methods is that they provide a response regarding total toxicity, and not just toxicity of the individual substances that are found in chemical analyses of the sediment. In order to avoid over- or underestimation of contaminant toxicity, ecotoxicological tests should be performed on sediments from the area itself rather than on “spiked” sediments.

Prior to performing an ecotoxicological investigation, it must be made clear just which contaminants are of interest. Various substances require different types of tests and/or test organisms, since not all species are equally sensitive for all potential contaminants.

There are a number of standardized tests intended to investigate the toxicity of a substance in various matrices. However, in order to facilitate evaluation of such tests as part of a risk assessment, there is a need for clear guidance for interpretation and assessment of results. Tests can be used for both acute and chronic toxicity. Sublethal effects can also be looked at by multigenerational studies, which take much longer to carry out. When used properly, toxicity tests can be a useful tool for risk assessment of contaminated sediment. However, good knowledge of the particular area’s ecology, sedimentologi and contaminants is necessary to avoid incorrect interpretations of results.

Biological investigations summarize the effects of a range of factors and can be good indicators of toxic effects from sediment contamination. Such investigations can be carried out on a number of different levels:

- Individual level: e.g. morphology, biomarkers
- Population level: e.g. abundance of important species, age structure
- Community level: e.g. range and diversity of species

A relationship between effects and contamination is generally easier to demonstrate by investigations at the individual level than at higher levels of organization. Investigations in areas that are affected by many sources should therefore focus on the

individual level. Many measures of biological effects are also influenced by factors other than contamination. It is therefore important to have relevant reference data, e.g. from local reference areas. One should also strive to define biological objectives in advance, i.e. what constitutes acceptable conditions and what is not acceptable.

Since benthic fauna comprises species with various degrees of sensitivity for toxic substances, the range and diversity of species can be a good indicator of effects. Signs of disturbance or stress include reduced diversity, predominance of tolerant species, absence of sensitive species, and physiological changes to individuals. In order to avoid incorrect conclusions, consideration must also be given to effects resulting from other factors such as substrate, water depth, oxidation conditions, etc. Other organisms, e.g. fish that primarily prey on benthic flora and fauna can also be investigated as part of an assessment of toxic effects from sediment contamination. Biochemical and physiological biomarkers can also provide appropriate indications of effects; they also require representative reference data.

RISK CHARACTERIZATION AND UNCERTAINTY ANALYSIS

In a risk characterization, results from the exposure analysis are evaluated against results from the effect analysis, in order to determine the size and character of the risk. There are four overall methods of approach for determining the risk associated with contaminated sediments:

- Sediment chemistry
- Biological investigations
- Ecotoxicological tests
- Bioaccumulation

Measurements of sediment chemistry can be evaluated against background concentrations or effect-based guideline values. In the latter case, the evaluation produces simple risk quotients, in which values greater than 1 are supposed to indicate the presence of risk. However, values greater than 1 can often be obtained in instances where there is no risk, depending on how conservative the guideline values are and how biologically available the contaminants are. Small deviations from 1 should therefore always be interpreted with caution. Data regarding sediment chemistry can also be evaluated against results from biological investigations or toxicity tests.

A risk characterization should also include a discussion of the strengths and weaknesses of the risk assessment. Each risk scenario from the conceptual model should be evaluated separately. When several approaches are used for a given scenario, each approach should be characterized separately, before a common weight-of-evidence analysis is applied. Sufficient expertise is normally required for interpretation of results from several approaches.

If various approaches lead to different results, it may be necessary to assign weights. Weighting of the methods can be done according to predefined criteria, e.g. precision and stability, cause-and-effect relationships, if calculated exposure is realistic, and tendency to over- or underestimate risk. Results from both toxicity

tests and biological investigations at best mirror the actual contamination situation and bioavailability. This is in contrast to chemical analyses, which only describe the substances that have been analyzed, and that are far from actual effects on a causal effect chain (figure 2). For this reason, biological data and results from toxicity testing are usually given greater credence as part of a sediment risk assessment.

The report also discusses how the causal relationship between sediment and effects can be evaluated, and how remedial goals can be quantified using the risk assessment as a basis.

1 Inledning

Sediment utgör en central del av ett akvatiskt ekosystem som habitat för mikroorganismer samt bottenlevande växter och djur. Sediment verkar ofta som en sänka för ämnen som tillförs ekosystemet genom atmosfärisk deposition, punktutsläpp eller diffus spridning. Näringsämnen och föroreningar kan genom mikrobiologiska och kemiska processer återcirkulera mellan sediment och vattenmassan. Om sedimenten innehåller höga halter av giftiga ämnen kan de biologiska funktionerna störas.

Sediment med förhöjda halter av miljögifter förekommer på ett stort antal platser i Sverige, t.ex. vid industrier med historiska eller pågående utsläpp samt i flertalet hamnar och tätorter. Dessa sediment kan innebära oacceptabla risker för arter och ekosystem i dagsläget eller i framtiden. Sediment kan också spridas genom naturliga processer, båttrafik och i samband med muddring eller andra anläggningsarbeten i ett vattenområde, varvid ökade risker kan uppstå.

Några av de vanligaste föroreningarna i sediment är metaller, PAH, PCB, klorerade dioxiner och oljekolväten. Dessa ämnen har egenskaper som kan vara skadliga för enskilda individer och arter samt i vissa fall även potentiellt påverka hela ekosystem. Miljögifter såsom kvicksilver och PCB anses främst kunna orsaka effekter högt upp i näringskedjan, medan t.ex. bly och PAH kan påverka bottenlevande organismer och koppar är starkt toxiskt för alger. Eftersom effekter kan uppstå på olika nivåer i näringskedjan, följer att betydelsen av kemiska, biologiska och fysikaliska processer för dessa risker skiljer sig för olika ämnen.

Riskbedömning av förorenad jord baseras i Sverige vanligen på s.k. riktvärden (Naturvårdsverket 1997a, b) som utgår från att alla processer mellan föroreningskälla och mottagare kan beräknas, att processerna fungerar linjärt samt att återkopplingar saknas. Många av dessa aspekter gäller inte för förorenade sediment, och även andra skäl talar för att riskbedömning av förorenade sediment kräver andra angreppssätt:

- i) Dynamiska biogeokemiska processer medför att förekomstformer och biotillgänglighet av metaller varierar markant;
- ii) Föroreningar som sprids från sediment till vattenmassan kan återföras till sedimenten;
- iii) Sedimentens roll i risk för effekter på pelagiska organismer beror av hur transport sker från sediment till organismerna. Denna transport styrs av biologiska, kemiska och fysikaliska faktorer som varierar mellan olika lokaler.
- iv) Endast de övre ca 10 cm av sediment är normalt betydande för risken. Till följd av kontinuerlig överlagring kan exponering och risk minska över tiden. Om sediment utsätts för pågående belastning gäller inte detta, men då krävs också att hela området och inte bara sedimenten riskbedöms.

Förorenade sediment utgör inte alltid en påvisbar risk för ekosystemet. Det har även påvisats att åtgärder såsom muddring, förutom stora kostnader och miljöpåverkan från transporter m m, kan leda till en ökad risk på kort sikt eller att

risksituationen i varje fall inte förbättrats (Weston m.fl., 2002; National Academy of Science, 2007). Det finns därför motiv för att noggrant utreda om det finns oacceptabla risker, innan beslut om sanering av sediment tas.

Sediment anses vara förorenade om uppmätta halter av något ämne påtagligt överskrider relevanta *jämförvärden*, oftast lokala eller regionala bakgrundshalter (Naturvårdsverket, 1999a, b). Denna definition har dock ingenting att göra med förekomst av risker för ekosystemet. Även om Naturvårdsverket i många andra situationer (t.ex. beträffande förorenade markområden) definierar risknivåer bland annat genom att jämföra uppmätta halter med effektbaserade värden (*tillstånd*), konstaterar man att det för sediment inte finns tillräckligt väl underbyggda effektbaserade värden som en indelning av tillstånd kan utgå ifrån (Naturvårdsverket, 1999a, b). Många internationella utvärderingar har senare dragit liknande slutsatser (t.ex. Chapman m.fl., 1999; Jones-Lee och Lee, 2005; Simpson och Batley, 2007). Det är helt enkelt så att sådana värden vanligen är beräknade på osäkra grunder, ofta har svaga orsakssamband, inte beaktar biotillgänglighet, och dessutom saknar större relevans för det pelagiska ekosystemet och dess predatorer. Därmed är de endast i undantagsfall användbara för att bedöma risker för akvatiska ekosystem.

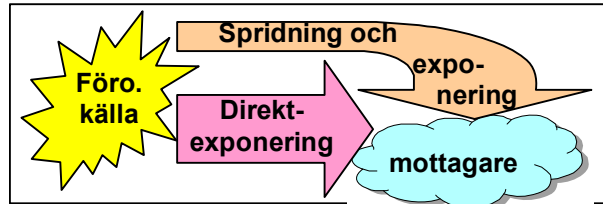
För närvarande saknas en nationell strategi för hur riskerna med förorenade sediment ska bedömas. Ett antal svenska sedimentområden är dock eller har varit föremål för diskussioner om efterbehandling till följd av föroreningar i sediment. Eftersom utförande av erforderliga åtgärder i vattenområden oftast är både komplicerad och kostsam är det viktigt att ett beslut om åtgärder föregås av en ordentlig riskbedömning. Naturvårdsverket (2003) har publicerat en vägledning om efterbehandling av förorenade sediment. Denna vägledning är dock främst inriktad på åtgärdstekniker. Någon annan mer djupgående svensk vägledning finns inte på området. I Norge finns ett mer utvecklat system som är främst inriktad på riskbedömning och hantering av förorenade havssediment (SFT, 2004, 2005).

Även om ett övergripande system för bedömning av förorenade sediment saknas har det gjorts många försök att utveckla metoder som kan bidra till en sådan bedömning. Exempelvis utvecklades ekotoxikologiska testmetoder som kan användas som underlag för beslut om efterbehandling av förorenade sediment i det s.k. RAFS-projektet inom Hållbar Sanering (Persson et al, 2006). Det har också gjorts mer specifika djupdykningar, till exempel att identifiera och kvantifiera kritiska faktorer vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment (Skjällberg et al, 2006).

2 Syfte

Syftet med denna rapport är att beskriva en strategi – ett strukturerat arbetssätt – som länkar samman undersökning och utvärdering av förorenade sedimentområden, så att risken för negativa biologiska effekter låter sig bedömas. Strategin utgår från begreppen föroreningskälla och skyddsobjekt (mottagare) samt de processer som länkar samman dessa två begrepp: spridning och exponering.

Spridning definieras här som de fysiska händelser som leder till massflöden av föroreningar. Spridning sker huvudsakligen i form av partiklar, lösta ämnen eller gaser, men kan även omfatta separata faser och biologiska matriser.



Exponering definieras här som den kontakt mellan förorening och levande organismer som kan leda till upptag i biota. Exponering sker huvudsakligen genom intag som föda eller genom direkt kontakt med externa cellmembraner.

Den föreslagna strategin omfattar bl.a. en metodik som grundas på att en konceptuell modell byggs upp för det aktuella området. Grundläggande för strategin är också att det krävs resultat från ett flertal typer av undersökningar för att adekvat beskriva de aktuella tillstånden och processerna (eng. ”multiple lines of evidence”).

Framtagandet av strategin vilar på följande aktiviteter som har utförts inom ramen för detta projekt:

- En systemanalys av de faktorer som avgör om förorenade sediment utgör en ekologisk risk, på platsen eller genom spridning till områden nedströms
- Inventering och utvärdering av hur dessa frågor har hanterats i ett urval av svenska och utländska fallstudier
- Utveckling av en metodik så att riskbedömning sker systematiskt och på ett jämförbart sätt, samt med naturvetenskaplig trovärdighet
- En översiktlig inventering och kategorisering av specifika undersöknings- och utvärderingsmetoder som kan användas vid bedömning av påverkan ”on-site” och ”off-site” samt av spridning, ackumulation, effekter och skyddsvärde
- Tillämpning av metodiken på några fiktiva fallstudier

3 Metodik och avgränsningar

3.1 Kvalitet eller risk?

I den engelskspråkiga litteraturen är begreppet ”kvalitet” vanligare än ”risk” när det gäller förorenade sediment. Orsaken till detta kan vara att det är svårare att beräkna eller fastställa omfattningen av ”risk” än att göra motsvarande sak för ”kvalitet”.

Kvalitet avser vanligtvis sådana aspekter som avvikelser från jämförvärden eller tillstånd (jfr diskussionen i Kapitel 1) och är därmed relativt lätt att precisera. Kvalitet kan dock även omfatta lämpligheten av ett sediment med avseende på en viss sorts ekosystem, vilket ligger något närmare riskbegreppet. I den engelskspråkiga litteraturen om förorenade sediment används ofta begreppet *Sediment Quality Guidelines (SQG)*, vilka vanligen är baserade på risk för biologiska effekter och inte avvikelser från ett jämförvärde.

Med *risk* avser vi i denna rapport en situation eller en händelse som kan påverka enskilda arter eller ekosystem negativt, och som beror på exponering för toxiska ämnen. De negativa effekterna kan normalt beskrivas genom ett samband mellan dos och respons. I begreppet risk ligger även sannolikheten för att denna påverkan ska kunna inträffa i framtiden, vilket då skulle innebära att den negativa effekten ännu inte kommit till uttryck. Det finns också olika typer av risker med förorenade sediment som behöver bedömas, bland annat ekologisk risk (den risk som ett visst förorenat sediment medför för en viss organism eller ekosystem) och åtgärdsrisk (den risk som följer av att en viss åtgärd genomförs).

3.2 Metodik och terminologi

För utarbetande av strategin har vi utgått från internationella ramverk för ekologisk riskbedömning, samt erfarenheter från enskilda (huvudsakligen svenska) efterbehandlingsprojekt. Genomgången av lämpliga undersökningsmetoder för exponering och effektanalys baseras på personliga erfarenheter från vitt skilda verksamhetsområden samt omfattande litteraturstudier.

Metodik och terminologi är till största del anpassade till Naturvårdsverkets praxis när det gäller riskbedömning av förorenade markområden. Se även bilaga 1.

Med *sediment* avses här i första hand fast material fallande ur vätska, vilket omfattar både de partiklar som uppehåller sig i vattenmassan och de som ansamlas på vattendrags-, sjö-, eller havsbotten, eller utmed stränderna intill sådana vattenområden. I begreppet sediment ingår även *porvatten*, dvs. vatten som förekommer i porerna mellan intilliggande fasta partiklar när dessa ligger på vattenområdets botten.

3.3 Disposition av rapporten

Återstoden av denna rapport är upplagd enligt följande:

- Kapitel 4 innehåller en naturvetenskaplig beskrivning av hur metaller och organiska miljögifter uppträder i sediment. Bland annat beskrivs dessa ämnens förekomstformer, hur de kan spridas till ekosystemets olika delar samt hur exponering sker. Kapitlet presenterar även en indelning av kemiska ämnen i fyra grupper, baserat på ämnenas spridningsegenskaper och kritiska effekter
- I kapitel 5 beskrivs s.k. *riskfaktorer*, dvs. faktorer som är viktiga för att kunna bedöma spridning och exponering av förorenade sediment i nutid och i en framtid
- Strategin för riskbedömning av förorenade sediment presenteras i kapitel 6. Strategin inriktas främst på hur man väljer vad som behöver undersökas samt hur utvärdering av undersökningsresultaten ska ske för att risken ska kunna bedömas
- Kapitel 7 innehåller en genomgång av olika undersökningsmetoder (mätningar, beräkningar, osv.) som kan användas för att kvantifiera föroreningsförekomst, spridning, exponering och effekter. Fokus är på metoder som kan användas i riskbedömning och kapitlets innehåll är starkt kopplat till kapitel 6
- I kapitel 8 exemplifieras kortfattat hur den generella strategin kan tillämpas i några fiktiva men vanliga föroreningssituationer
- I den sista rapportdelen, kapitel 9, ges några reflektioner över den föreslagna strategin kontra rådande praxis

Rapporten har ett antal bilagor som redovisar ordlista för i rapporten vanliga termer (bilaga 1), en redovisning av existerande internationella ramverk för riskbedömning av förorenade sediment (bilaga 2), samt erfarenheter och praxis från några huvudsakligen svenska fallstudier (bilaga 3).

3.4 Avgränsningar

Den föreslagna strategin omfattar inte:

- Bedömning av hälsorisker från förorenade sediment. Direktexponering av människor för förorenade sediment har vanligtvis en låg frekvens. Dessutom finns redan en relativt bra förståelse för hur exponering fungerar i nästa led, t.ex. från konsumtion av fisk
- Fördjupade studier av enskilda undersökningsmetoder. Rapporten handlar främst om generell metodik och problemställningar. Enskilda metoder som är centrala för riskbedömning belyses däremot

- Hur man utvärderar ett områdes skyddsvärde eller skyddsvärdets ”riktighet”. Hur skyddsvärdet i enskilda fall har betraktats i relation till påverkansgrad, spridning och riskerna för exponering ingår dock i fallstudierna
- Olika typer av åtgärder eller riskvärderingsfrågor, dvs. balansen mellan å ena sidan risker och å andra sidan kostnader, genomförbarhet och samhällsnytta
- I vissa sammanhang talar man ibland om *in situ*- och *ex situ*-risker kopplade till förorenade sediment. *In situ* avser risker kopplade till sedimentet när det ligger orört på platsen där föroreningen tillförts sedimentet. *Ex situ* avser risker när ett sediment flyttats från platsen efter exempelvis muddring i samband med en saneringssituation. I denna rapport diskuteras endast risker *in situ*

4 Systembeskrivning: föroreningar i sediment

I detta kapitel ges en kortfattad och översiktlig genomgång av hur kemiska ämnen uppträder i sediment och hur de kan spridas och exponeras i näringskedjan. Dessutom berörs kortfattat ekotoxikologiska effekter av vissa ämnesgrupper. För mer detaljerade beskrivningar hänvisas till den vetenskapliga litteraturen.

4.1 Sedimentet

Sediment är ofta relativt väl sorterade avseende kornstorlekar. Vilka kornstorlekar som dominerar sediment på en viss plats beror främst av strömhastigheterna, topografin samt partiklarnas ursprung. Man skiljer ofta på ackumulations-, transport- och erosionsbottnar. Med ackumulationsbotten avses vanligen botten där finmaterial såsom lera kan ackumuleras. Transport- och erosionsbottnar kännetecknas av mer grovkorniga sediment (silt-sand). Föroreningar transporteras huvudsakligen med finmaterial varför ackumulationsbottnar ofta uppvisar betydligt högre föroreningshalter än andra botten. Finkorniga sediment innehåller också mer organiskt material och är i högre grad syrefattiga.

Akkumulationsbottnar i svenska sjöar och kustnära miljöer växer vanligen till med ca 2-10 mm/år i de översta skikten. De översta centimetrarna består ofta till ca 95 % av vatten. Vattenhalten avtar sedan med ökande sedimentdjup pga. kompaktion. Därför avtar även tillväxthastigheten (mm/år) med ökande sedimentdjup. Ett mindre djupberoende mått på sedimenttillväxt är därför mg TS/dm²/år.

Ytsediment kan utsättas för omblandande processer. Bentiska (bottenlevande) organismer kan orsaka en omblandande effekt på både partiklar och porvatten, s.k. *bioturbation*. *Resuspension* innebär att partiklar och dess föroreningar virvlar upp i vattenmassan. Processen styrs främst av strömhastigheten och sedimentens egenskaper. Spåren efter ett pulsutsläpp som inlagras i sedimentytan kommer därför, efter några års översedimentation, att ha sin mittpunkt några cm ned i sedimentet. Haltförhöjningen kommer även synas både över och under mittpunkten, och därmed ha en större vertikal utbredning än vad som var fallet vid inlagringen.

Sedimentytan belastas bl.a. av organiskt material som har sitt ursprung i den pelagiska biomassan och i avrinningsområdet. När detta material bryts ned av mikroorganismer konsumeras löst syrgas. Särskilt i näringsrika miljöer är därför sedimentet vanligen syrefritt redan vid sedimentytan eller några mm ned. Nedbrytningen fortskrider med andra elektronacceptorer såsom Fe(OH)₃, MnO₂ och SO₄²⁻. Vid dessa anaeroba processer upplöses vissa partiklar medan andra nybildas. Eftersom olika partiklar har olika förmåga att binda föroreningar har dessa redoxprocesser betydelse för metallers löslighet och transport.

Redoxförhållanden kan även påverka vissa organiska ämnen. Exempelvis kan reduktiv deklorering av klorbensener och vissa PCB ske under reducerande förhållanden. Oxidativa nedbrytningsprocesser sker däremot oftast långsammare under reducerande förhållanden.

4.2 Kemiska ämnens uppträdande i sediment

I ett sediment återfinns kemiska ämnen både i den fasta fasen och i porvattnet. Halten i porvatten är i vissa fall ett bättre mått (än halt i sediment) på biotillgänglighet av organiska ämnen. Porvattnets koncentration är också styrande för den diffusiva transporten mellan ytsediment och den ovanliggande vattenmassan.

4.2.1 Organiska ämnen

För många organiska ämnen är det komplicerat att mäta halter i porvatten, varför det finns behov av metoder för att kunna beräkna dessa. Organiska ämnens haltfördelning mellan porvatten (C_{pw}) och sediment (C_s) beskrivs ofta som:

$$C_s/C_{pw} = K_{OC} \cdot f_{OC}, \quad (1)$$

där K_{OC} beskriver ämnets fördelning mellan organiskt kol och vatten, och f_{OC} är halten organiskt kol i sedimentet. K_{OC} kan mätas eller uppskattas utifrån ämnets fördelningskoefficient mellan vatten och oktanol (K_{OW})³. Under senare år har många studier visat att förhållandet mellan K_{OC} och K_{OW} inte är konstant, utan varierar markant mellan olika sedimenttyper framförallt beroende på det organiska materialets ursprung och egenskaper. Av särskild betydelse är sotpartiklar och liknande, starkt ordnade, kolstrukturer, som har visats binda opolära organiska ämnen flera tiopotenser starkare än vad amorft kol av biogent ursprung gör (t.ex. Burgess m.fl., 2003; Cornelissen m.fl., 2005; Lohmann m.fl., 2005). Effekten är starkare för plana organiska ämnen såsom PAH, PCDD/F och non-orto PCB, än för mer "bulkiga" molekyler, t.ex. många PCB-kongener.

Sedimentens kolinnehåll kan alltså betraktas som bestående av två komponenter med olika sorptionsförmåga. För att beskriva organiska ämnens löslighet i porvatten vid närvaro av två kolfraktioner (sotliknande kolpartiklar och biogent kol) har Accardi-Dey och Gschwend (2002) föreslagit följande ekvation:

$$C_s/C_{pw} = K_{OC} \cdot f_{OC} + K_{BC} \cdot f_{BC} \cdot C_{pw}^{n-1}, \quad (2)$$

där K_{BC} är ämnets fördelning mellan sot ("black carbon") och vatten, f_{BC} är halten sot i sedimentet, och n är en empirisk exponent för adsorption. För att kunna ta hänsyn till denna effekt krävs att sotinnehållet mäts.

Många undersökningar har också visat att lösligheten och biotillgängligheten av opolära organiska ämnen kan minska över tiden i sediment (t.ex. Alexander, 2000). Flera processer antas bidra till denna minskande biotillgänglighet, t.ex. diffusion in till nanoporer. Om sedimentet innehåller olika typer av sorbenter vars affinitet för lösta organiska ämnen varierar, kommer en förskjutning mot starkare bindningar (dvs. lägre biotillgänglighet) ske över tiden.

³ För mer polära organiska ämnen (t.ex. fenoliska ämnen eller syror) är adsorption på laddade mineraltyper av stor betydelse. För sådana ämnen kan adsorption istället beskrivas med uppmätta K_D -värden.

4.2.2 Metaller

Metaller som inlagras i sediment uppträder i olika partikeltyper, som har varierande förmåga att binda metaller. De partiklar som sedimenterar är vanligen stabila i en syrerik miljö. Vid inlagring i sediment löses successivt järn- och manganoxider upp till följd av gradvis mer anaeroba förhållanden. Det organiska materialet bryts ned av mikroorganismer. Dessa partikelfraktioner innehåller metaller som därmed frigörs till porvattnet. De frigjorda metallerna kan diffundera ut till vattenmassan, adsorbera på andra partikelytor, eller fällas ut i andra fasta faser. I de fall där sedimentytan är oxisk fastläggs många metaller effektivt på järn- och manganoxider.

När halten av löst syrgas är noll bildas svavelväte, vilket brukar ske ca 0.5-5 cm under sedimentytan. Många metaller reagerar med svavelväte genom utfällning av sulfidmineral, varvid metallernas löslighet i porvatten kan minska.

För metaller i jord används ofta följande enkla modell för att beskriva förhållandet mellan halt i markvatten och fast fas:

$$C_j/C_{PW} = K_D, \quad (3)$$

där C_j är halt i jord, och K_D är en ämnesspecifik parameter vars värde varierar med t.ex. kornstorlek. Mätningar av porvattensammansättningen i ytliga sediment har visat att metallhalterna kan variera med sedimentdjupet inom några få millimeter och även att K_D -värdena varierar systematiskt med de allmänna geokemiska parametrarna (t.ex. Yu m.fl., 2000). Detta illustrerar att metallhalter i ytliga porvatten i hög grad regleras av ovan nämnda biogeokemiska processer, snarare än av generella adsorptionsjämvikter. Därför är denna enkla adsorptionsmodell vanligen otillräcklig för att beskriva metallers fördelning mellan fast sediment och porvatten. Exempelvis varierar K_D för Hg och metyl-Hg nästan 1000 gånger mellan olika svenska Hg-förorenade sediment (Skylberg m.fl., 2006).

Sammanfattningsvis innebär detta att en god beskrivning av metallers fördelning och uppträdande i sediment-porvatten system förutsätter att de allmänna geokemiska förhållandena är kända.

4.3 Upptag i organismer

Kemiska ämnen kan ackumuleras i djur och växter som lever i sediment genom exponering från sedimentets fasta fas, porvattnet eller det ovanliggande bottenvattnet. Upptag från vatten brukar benämnas biokoncentration, medan upptag från både vatten och föda benämns bioackumulation. Upptaget kan beskrivas med en biokoncentrationsfaktor, BCF:

$$BCF=C_B / C_W, \quad (4)$$

där C_B är halten i organismen ($\mu\text{g}/\text{kg}$) och C_W är halten i vatten ($\mu\text{g}/\text{l}$). Upptaget påverkas av såväl ämnesspecifika egenskaper, av faktorer i omgivningen och av organismernas födostrategi och fysiologi. Betydelsen av olika faktorer skiljer sig mellan metaller och organiska ämnen.

4.3.1 Organiska ämnen

Opolära organiska ämnen tas upp passivt över cellmembranen och bioackumuleringen har i den enklaste modellen beskrivits som en passiv jämviktsprocess, styrd av termodynamiska faktorer. Teorin benämns ofta EqP ("equilibrium partitioning"). Enligt denna teori styr den ämnesspecifika konstanten K_{oc} (avsnitt 4.2.1) ett ämnes fördelning mellan organiskt kol i sediment (eller jord), vatten, och lipiderna i organismer. För persistenta organiska ämnen ökar BCF-värdet med $\log K_{ow}$ upp till $\log K_{ow} \approx 6$, varefter det vanligen sjunker. Många ämnen kan dock omvandlas enzymatiskt i organismer eller utsöndras aktivt (se avsnitt 4.4.3), och för sådana ämnen blir BCF-värden lägre än vad som kan förväntas utifrån $\log K_{ow}$.

Eftersom EqP-teorin förutsätter att jämvikt råder, så spelar exponeringsvägen ingen roll för de halter som råder i en organism vid jämvikt. Halten i organismer kan under dessa förutsättningar predikteras utifrån halten i vatten och lipidhalten i organismen, och det faktum att många organismer omsätter sedimentpartiklar i sin tarm behöver inte beaktas.

Om halten i porvatten alltid kunde beräknas utifrån ekvation 1 skulle även förhållandet mellan halt i sediment och halt i organismer vara konstant. Undersökningar i många områden har visat att halterna av opolära organiska ämnen varierar mellan olika arter av bottenfauna (Kukkonen m.fl., 2005) sannolikt beroende på fysiologiska orsaker, metabolism eller varierande upptag av föroreningar via födan. Det har också visats att upptag via föda (sedimentet) leder till högre bioackumulering än om porvattnet var den enda källan (t.ex. Loonen m.fl., 1997; Moermond m.fl., 2005). Sammantaget indikerar dessa studier att jämvikt inte alltid råder. EqP-teorin kan användas som en första bedömning av bioackumulering, men mätningar eller bioackumuleringstester är alltid att föredra.

För ämnen som endast mycket långsamt utsöndras eller omvandlas enzymatiskt kan halten i vävnad användas som ett mått på exponeringen. Detta gäller t.ex. metyl-Hg, PCB och PCDD/F i flertalet organismer. Många PAH-föreningar omvandlas effektivt i t.ex. fisk (Jonsson m.fl. 2004) men mindre effektivt i många lägre organismer. Förmågan att metabolisera PAH varierar markant mellan olika släkter av evertebrater (Rust m.fl., 2004).

4.3.2 Metaller

Upptaget av metaller kan hos många akvatiska organismer bäst beskrivas som en funktion av den fria metalljonen i vattnet. På grund av komplexbildning med olika organiska och oorganiska ligander utgör den fria metalljonen bara en del av den totala lösta metallhalten. Upptaget i organismer påverkas även av förekomsten av andra metaller och H^+ , som konkurrerar om samma bindningsplatser på organismerna. För att kompensera för dessa effekter har den s.k. "biotic ligand model" utvecklats (se t.ex. USEPA, 2007).

Sedimentlevande organismer kan exponeras för metaller från porvattnet, bottenvattnet och från upptagna sedimentpartiklar. Tidigare ansågs det att metall-exponering huvudsakligen skedde via porvattnet. Vid överskott av svavelväte (AVS) blir porvattenhalterna av tvåvärt laddade metalljoner (Cd, Cu, Ni, Pb och Zn) låga. Så länge SEM/AVS är mindre än ett (SEM är simultant extraherade

metaller) blir då biotillgängligheten och upptaget lågt. Detta har verifierats experimentellt genom tillsatser av metaller till sediment (t.ex. Di Toro m.fl. 1990). Synsättet har kritiserats för att inte representera naturliga förhållanden, och flera undersökningar har visat betydelsen av upptagna sedimentpartiklar på bioackumuleringen (t.ex. Lee m.fl., 2000; Erickson-Wiklund och Sundelin, 2002). Sammantaget påverkas upptaget av metaller från sediment av (Simpson och Batley, 2007):

1. metallernas förekomstformer i fast fas
2. metallernas löslighet
3. organismernas fysiologi och födostrategi

4.4 Spridning och effekter

För att kunna bedöma om ett område med förorenade sediment kan utgöra en risk för negativa effekter på individ-, population- eller ekosystemnivå, krävs kunskap om var i ekosystemet som negativa effekter skulle kunna uppstå. Detta kan skilja något mellan olika platser beroende på vilka spridningsprocesser som har betydelse samt på det lokala ekosystemets struktur. Var effekter kan uppstå är även starkt relaterat till typ av ämne. Syftet med detta avsnitt är att kort förklara de viktigaste spridningsprocesserna samt belysa hur olika ämnesgrupper transporteras och kan ge negativa effekter i akvatiska ekosystem.

Föroreningsspridning från sediment till vattenmassan och det pelagiska ekosystemet kan ske genom molekylär diffusion (porvatten), resuspension (partiklar), bioturbation (porvatten och partiklar) eller biologisk transport i näringskedjan. I mer sandiga eller siltiga sediment kan även advektion spela roll, exempelvis genom grundvattenutströmning eller flöden genom ripplar.

Den transport som orsakas av molekylär diffusion styrs bl.a. av haltgradienten mellan porvatten och bottenvatten. Diffusionskoefficienten är ämnesspecifik men varierar inom relativt snäva gränser. Processen kontrolleras bl.a. av haltgradienter och porositet i sedimentets översta centimeter. Den diffusiva transporten påverkas av olika processer i sedimenten. Bioturbation ökar porvattentransporten genom både diffusiva och advektiva processer (t.ex. Timmermann m.fl., 2003). Strömhastigheten i bottenvattnet kan i viss mån påverka haltgradienten, men effekten av bioturbation torde ha större betydelse för flödet.

Resuspension styrs främst av strömhastigheten och sedimentens egenskaper. Beroende på de hydrologiska förhållandena på en viss plats kan resuspension vara en ständigt pågående process (t.ex. i miljöer med grunt vattendjup) eller uppträda oregelbundet vid t.ex. extrema vattenföringar eller stormar.

Biologisk transport innebär att ämnen transporteras i näringskedjan genom födan. Exempelvis kan en sedimentbunden förorening ackumuleras i bentiska evertebrater. När dessa konsumeras av t.ex. skaldjur eller bentisk fisk transporteras även föroreningarna till dessa organismer. Från fisk kan föroreningarna spridas vidare till fåglar och däggdjur. Denna process är av stor betydelse för ämnen som bioackumuleras starkt, dvs. som har höga BCF-värden. Ämnen som är svåra att metabolisera kan anrikas i varje steg av näringskedjan (s.k. biomagnifikation)

varmed högst halter ofta uppträder högst upp i näringskedjan. Eftersom förorenade områden ofta är relativt begränsade arealmässigt, har även respektive arts födoområde betydelse: om t.ex. fiskpredatorer bara utnyttjar ett förorenat område till en viss del av sitt födointag, är det troligt att de högsta halterna uppträder i mer stationär fisk än i dess predatorer.

För att på ett effektivt sätt kunna undersöka och utvärdera risk för effekter från ett förorenat sediment är det väsentligt att kunna bedöma var de kritiska effekterna uppstår. Med kritiska effekter avses de effekter som torde uppträda vid lägst exponering, dvs. de första effekter som uppstår i ett förorenat system. Var de kritiska effekterna uppstår beror bl.a. av

- ekosystemets struktur
- spridningsprocessernas natur och omfattning
- föroreningarnas löslighet i sedimentet
- föroreningarnas egenskaper

De tre förstnämnda punkterna är plats specifika. Föroreningars egenskaper är dock allmängiltiga aspekter. För att förenkla exponeringsanalysen kan vissa tumregler användas för olika typer av kemiska ämnen. I följande avsnitt har en indelning gjorts med avseende på hur olika ämnen typiskt transporteras i akvatiska system. Denna indelning återkommer i kapitlet om strategi för riskbedömning (kapitel 6).

4.4.1 Metaller och arsenik

Flertalet metaller bioackumuleras endast måttligt, och många organismer kan dessutom påverka sitt innehåll av metaller genom t.ex. ökad utsöndring vid ökad exponering. Därför uppvisar flertalet metaller vanligen ingen anrikning uppåt i näringskedjan (Suedel m.fl., 1994). Många metallers fördelning mellan porvatten och partiklar påverkas av pH, redoxpotential och förekomst av H_2S . Löslighet och transport från sediment styrs därför mer av kemiska och fysikaliska processer än av biologiska. Den relativa betydelsen av diffusion kontra resuspension varierar med metallernas löslighet, och generellt avtar betydelsen av diffusion till förmån för resuspension i följande ordning:

$Ni > Cd, Zn > Cu > Pb > Hg$

Många metaller utgör följaktligen störst risk för organismer som permanent befinner sig i det förorenade området, dvs. bentiska evertebrater, plankton och stationär fisk.

4.4.2 Kvicksilver

Oorganiskt kvicksilver, Hg^{2+} , binds mycket starkt i de flesta sediment varför utläckaget till vattenmassan genom diffusion vanligen är lågt eller obefintligt (Gill m.fl., 1999). I ytliga sediment kan oorganiskt kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver, som vanligen utgör mindre än ca 1 % av totalkvicksilver i sediment. Metylkvicksilver kan i något högre utsträckning än oorganiskt kvicksilver

diffundera ut ur sedimenten (Gagnon m.fl., 1996). Metyleringen gynnas av bakteriell sulfatreduktion (Skylberg m.fl., 2006). Jämfört med oorganiskt kvicksilver har metylkvicksilver lägre K_D -värden, högre bioackumulationsfaktorer och genomgår dessutom biomagnifiering i näringskedjan. Andelen metylkvicksilver i fisk är därför vanligen högre än 90 % av totalkvicksilver.

Metylkvicksilver är avsevärt mer toxiskt än oorganiskt kvicksilver. Metylkvicksilver i fisk är i första hand skadligt för djur och människor som äter mycket fisk, och först i högre halter även för fisken själv. I akvatiska system finns många likheter mellan metyl-Hg och PBT-ämnena (avsnitt 4.4.4).

4.4.3 Metaboliserbara organiska ämnen

Med metaboliserbara organiska ämnen avses organiska ämnen som relativt effektivt omvandlas enzymatiskt i organismer. Rent kemiskt är detta en heterogen grupp som ofta kännetecknas av icke-halogenerade kolväten, t.ex. PAH, BTEX, alifatiska kolväten och ftalater. Vattenlösligheten varierar markant mellan dessa ämnen.

Den enzymatiska kapaciteten att metabolisera organiska ämnen varierar mellan olika biologiska grupper. Ofta är kapaciteten lägre långt ned i näringskedjan (t.ex. alger och evertebrater) och högre i rovdjur som befinner sig högst upp i näringskedjan (Livingstone, 1998). Även mellan olika arter av exempelvis evertebrater varierar förmågan till att metabolisera organiska ämnen markant (Rust m.fl., 2004).

Metabolisk nedbrytning har bl.a. betydelse för den biologiska transporten av föroreningar i näringskedjan. Många PAH-föreningar omvandlas betydligt mer effektivt i fisk än i många evertebrater. Detta medför att PAH kan spridas genom näringskedjan från bentiska organismer till pelagisk fisk, men inte vidare till fiskätande däggdjur eller fåglar. Särskilt för ämnen med låg vattenlöslighet (t.ex. 5- och 6-ringade PAH) kan spridning från evertebrater till fisk utgöra en viktig spridningsväg. Betydelsen av transport i vatten och i näringskedjan varierar därför mellan olika ämnen inom denna grupp.

Även om fåglar och däggdjur oftast inte exponeras för dessa ämnen via den akvatiska miljön så finns vissa specifika biologiska transportvägar. Exempelvis ackumuleras sedimentbundna PAH starkt i blåmussla, som kan utgöra föda åt vissa plattfiskar samt ejder. Saknas dessa predatorer på en plats är fåglar och däggdjur inte en kritisk mottagare för PAH från sediment. Metaboliserbara ämnen kan alltså utgöra en risk för många arter under toppredatorerna, men det är mindre sannolikt att toppredatorerna själva exponeras för dessa ämnen via näringskedjan.

4.4.4 PBT-ämnena

Organiska föreningar som har mycket låg vattenlöslighet, är starkt lipofila (opolar) och som endast långsamt bryts ned av enzymatiska eller oorganiska reaktioner benämns ofta PBT-ämnena: hög Persistens, hög Bioackumulerbarhet och hög Toxicitet. För att ett ämne ska klassificeras som PBT ska vissa kriterier på dessa parametrar överskridas (tabell 1). I vissa fall har det tagit väldigt lång tid innan de toxiska egenskaperna kunnat karakteriseras tillräckligt väl. Eftersom erfarenheterna

visar att denna typ av ämnen ofta har allvarliga toxiska egenskaper har även begreppet vPvB⁴ införts, där kravet på påvisad toxicitet tagits bort.

Tabell 1. Kriterier för PBT och vPvB enligt EC (2003)

Kriterium	PBT	vPvB
P	Halveringstid > 60 dygn i havsvatten eller > 40 dygn i sötvatten; Halveringstid > 180 dygn i marina sediment eller > 120 dygn i sötvattensediment	Halveringstid > 60 dygn i havsvatten eller sötvatten; > 180 dygn i marina sediment eller sötvattensediment
B	BCF > 2,000	BCF > 5,000
T	Kronisk NOEC < 0.01 mg/l eller CMR eller hormonstörande egenskaper	Ej tillämpligt

Ämnen i denna grupp tillhör de allvarligaste miljögifterna och en gemensam egenskap är att de transporteras i näringskedjan. Typiska PBT-ämnen är PCB, DDT, DDE, klorerade dioxiner och furaner samt vissa andra klorerade bekämpningsmedel. Förutom dioxiner brukar dessa ämnen anrikas uppåt i akvatiska näringskedjor, s.k. biomagnifiering (Suedel et al., 1994, Wan m.fl., 2005).

Metylkviksilver och tennorganiska ämnen (butyl- och fenyltenn) har många likheter med dessa ämnen. Metylkviksilver och trifenyltenn biomagnifieras i akvatiska näringskedjor, medan tributyltenn inte förefaller göra det (Hu m.fl., 2006). Detta förklarar att anrikningen mellan halter i sediment och i fisk är betydligt högre för trifenyltenn än för tributyltenn (Hu m.fl., 2006; Sternbeck m.fl., 2006).

Många av PBT-ämnenas toxiska effekter uppträder högt upp i näringskedjan. För att kunna bedöma miljörisker med dessa ämnen på en viss plats krävs därför en förståelse för näringskedjans struktur i detta system. Halterna av biomagnifierande ämnen i t.ex. en viss rovfisk tenderar att öka med ökande position i näringskedjan (t.ex. Vander Zanden och Rasmussen, 1996; Hebert och Weseloh, 2006). Denna position kan variera för en och samma art mellan olika ekosystem, eller över tiden i ett visst vattensystem.

Vad gäller PBT-ämnenas toxicitet så är akuttoxiciteten ofta avsevärt lägre än den kroniska toxiciteten. Vid kronisk exponering för högre organismer kan dessa ämnen ge allvarliga effekter såsom reproduktionsstörningar och nedsatt immunförsvar. Klorerade dioxiner och furaner förefaller inte vara skadliga för evertebrater (West m.fl., 1997) och PCB uppvisar låg toxicitet mot evertebrater (Fuchsman m.fl., 2006). Dessa ämnesgrupper är betydligt mer toxiska mot fisk, fågel och däggdjur. Eftersom metabolismen är långsam är halten i biota ofta ett bra mått på dess exponering för ämnet, och halter i biota kan därför användas för riskbedömning. Generellt uppstår de kritiska effekterna snarare i fisk eller dess predatorer, än i sedimentlevande organismer. Tributyltenn, som möjligen kan räknas till denna grupp, är dock extremt giftigt även för vissa lägre organismer.

⁴ very persistent, very bioaccumulative.

5 Riskfaktorer

5.1 Riskfaktorer som begrepp

Enligt kapitel 2 bygger den föreslagna strategin för riskbedömning av förorenade sediment på begreppen *föroreningskälla* och *skyddsobjekt* (mottagare) samt de processer som länkar samman dessa två begrepp: *spridning* och *exponering*. Vid en fullständig riskbedömning bör pågående spridning och exponering, liksom konsekvensen av förändrad framtida spridning och exponering, värderas.

Med begreppet *riskfaktor* avses i denna rapport en faktor eller process som i ett sediment-akvatiskt ekosystem i en framtid, med en subjektivt bedömd sannolikhet, kan komma att förändra spridningen av en sedimentbunden förorening och/eller en mottagares exponering för föroreningen. För bedömning av framtida riskutveckling krävs att man identifierar de riskfaktorer som påverkar spridning och exponering och om dessa faktorer kan förändras till följd av naturliga eller antropogena processer. Det betyder att områdets naturliga utveckling och tekniska användning måste beskrivas både i nutid och enligt kända prognoser och planer.

I de flesta fall kommer en yttre påverkan av ett sediment, t.ex. mekanisk omblandning, leda till att spridningsförutsättningar påverkas tillsammans med att förutsättningarna för exponering påverkas. Vi har dock valt att hålla isär begreppen under avsnitt 5.3 och 5.4 eftersom vi tror att vi då lättare kan tydliggöra vad vi avser.

I vissa fall kan riskfaktorer kvantifieras, och i andra sannolikt inte, i synnerhet då en betydande förändring, t.ex. mekanisk omblandning, ofta leder till ett antal olika förändringar i olika skalor och eventuellt med olika tidsförlopp.

5.2 Teoretiska aspekter

I kapitel 1 diskuterades varför traditionella metoder för riskbedömning av mark inte är lämpliga för sediment. Bl.a. nämns att sediment kontinuerligt tillförs organiskt material som vid sin nedbrytning påverkar allmänna egenskaper såsom redoxpotential, pH och DOC. Annorlunda uttryckt innebär tillförseln av organiskt material att kemiskt bunden energi tillförs sedimentet samt att om detta material bryts ner i samma takt som det tillförs så råder en typ av balans i systemet. Rubbas balansen genom t.ex. förändrad tillförsel av organiskt material så kommer energi att lagras i sedimentet. Även andra former av energi tillförs sediment. Uppvärmning genom ökad solstrålning eller t.ex. tillförsel av kylvatten ökar kemiska reaktionshastigheter och påverkar biologisk tillväxt och kolonisering av ekosystem. Båttrafik, strömmar och vågrörelser i kombination med minskande vattendjup tillför sedimenten rörelseenergi momentant och bidrar till mekanisk omblandning, spridning av sedimentpartiklar och ofta syresättning. Med syresättning följer redoxprocesser och omvandling, och därmed ofta ändrade spridningsförutsättningar av föroreningar och exponering av biologiska system.

5.3 Riskfaktorer som påverkar spridning

I kapitel 4 diskuterades processer som bidrar till spridning av föroreningar i ett sediment-akvatiskt system:

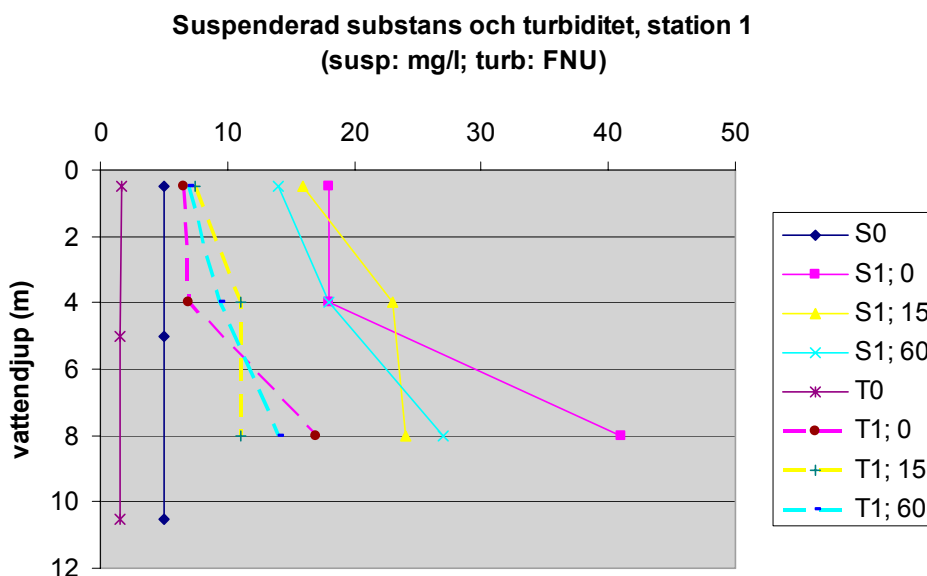
1. Diffusion
2. Resuspension
3. Transport i näringskedjan

Molekylär *diffusion* utjämnar koncentrationsgradienter och kan leda till riktade flöden av ämnen i löst fas över en sediment-vatten-gränsyta. Diffusionshastigheten beror på föroreningsspecifika egenskaper uttryckta som diffusionskoefficienter, föroreningens vertikala haltgradient, samt förhållandena i det medium som diffusionen/spridningen sker i. Diffusionskoefficienten är specifik för ett ämnes förekomstform. Eftersom många ytor är elektriskt laddade kommer elektrostatiska krafter störa diffusionen av joner vilket innebär att i teorin kan endast ren diffusion gälla för inerta ämnen, dvs. ädelgaser. Ett och samma ämne kan därför diffundera med olika hastigheter beroende på dess valens och jonkomplex. Förändras ett ämnes förekomstform kan man därför förvänta att diffusionshastigheten förändras.

Bioturbation, dvs. den omblandande effekten av grävande organismer, betraktas ibland som ett specialfall av diffusion. De bakomliggande processerna är dock annorlunda och det finns mer biologiskt baserade modeller som även beaktar bioturbationens advektiva processer (t.ex. Timmermann m.fl., 2003). Djupet och omfattningen till vilket sedimenten omblandas beror på vilka organismer som är aktiva. Generellt är det omblandade djupet större i marina miljöer än i sötvatten eller brackvatten. Om förutsättningarna för kolonisering förändras kan man förvänta att den mekaniska omblandningen genom bioturbation förändras. Förutom i strikt anoxiska miljöer, där endast anaeroba bakterier lever, kommer bioturbation alltid att stå för en avsevärt mycket större materialförflyttning än molekylär diffusion.

Resuspension avser här mekanisk/fysisk omblandning som leder till förlängd uppehållstid i vattenmassan, som i sin tur möjliggör omfördelning av partikulära och suspenderade faser. I miljöer som påverkas av vågrörelser, propellerrörelser eller annan omblandning och samtidigt påverkas av strömmar kan resuspension leda till effektiv spridning av partikelbundna föroreningar.

Inom ramen för en huvudstudie i Oskarshamns hamn (se bilaga 3) genomfördes undersökningar med målsättningen att undersöka i vilken omfattning och med vilken varaktighet större båtar (Gotlandsfärjan) genom sina propellerrörelser blandar om sedimenten och för upp sedimentmaterial till vattenmassan (Östlund, 2005). I figur 1 visas hur fördelningen av suspenderat material infångat på filter samt mätt som turbiditet varierar med tiden efter passage av Gotlandsfärjan i hambassängen. Fartygets påverkan på partikelinnehållet över tiden i vattenmassan är tydlig. Andra faktorer som kan påverka resuspension är strömmar och vågor. Förändrat väder i form av stormar leder till stranderosion, ökat vågdjup och omblandning av vattenmassan.



Figur 1. Fördelning av suspenderat material på olika djup i vattenmassan i Oskarshamns hamn, mätt som partikulärt material infångat på filter samt som turbiditet före passage av färjan (S0, T0) samt direkt efter passage (S1;0, T1;0) samt efter 15 respektive 60 minuter (från Östlund, 2005).

Låg löslighet i vatten, stor löslighet i fett och stark adsorption till ytor är förutsättningen för effektiv transport i näringskedjan. Växtplankton betraktas som den första länken i näringskedjan, följt av djurplankton och sedan av fisk där rovfisk som lax eller torsk betraktas som toppredatorer. Biomagnifieringen av POP (t ex PCB, DDT och HCH) från djurplankton via planktonätande fisk upp till toppredatorer ökar typiskt 10-30 ggr (Klungsoyr, 2000). På senare tid har dock mikroorganismer (virus, bakterier, flagellater samt celiater) i vattenmassan tillmätts en allt större betydelse som tidiga länkar i näringskedjan, främst på grund av deras stora antal, och därmed stora sammanlagda yta, och korta generationstid i akvatiska miljöer. Miljögifter kan därför effektivt transporteras från vattenmassan till sedimentytan där de genom mineralisering av det organiska materialet frisätts. Efter frisättning kan ämnena adsorberas, biomagnifieras och transporteras vidare. I en miljö där sedimentets påbyggnadshastighet är stor kan mineraliseringen av organiskt material vara låg. Detta kan medföra en större inlagring av organiska miljögifter i sedimenten. I en situation då mineraliseringen ökar kan ämnena bli tillgängliga för bentiska organismer och spridas vidare i näringskedjan.

Det finns även faktorer som kan leda till minskad spridning över tiden. I sedimentsystem är sedimenttillväxten en uppenbar faktor som på relativt kort sikt kan leda till minskad spridning.

5.4 Riskfaktorer som påverkar exponering

Exponering är en förutsättning för upptag och effekter på biologiska system. Utöver spridning kan även upptag i organismer, varaktighet och toxicitet av olika ämnen i biologiska system förändras till följd av förändringar i miljön.

En situation som kan påverka rörlighet och exponering av metaller är då reducerade bottnar med metaller bundna som sulfider oxideras. Resuspension eller bioturbation kan leda till exponering för syresatt vatten, vilket i sin tur leder till oxidation av sulfider med bildning av svavelsyra och sänkt pH som möjligt resultat (Sternbeck et al., 1999). Lågt pH leder till minskande adsorption av många metaller och därmed potentiellt ökad spridning och exponering. Vissa studier antyder dock att bioackumuleringen av sedimentbundna metaller i en amfipod, *M. affinis*, inte ökar vid syresättning (Erickson-Wiklund och Sundelin, 2001).

Kvicksilver är ett exempel på ett ämne vars kemiska förekomstformer och därmed egenskaper, t ex beträffande spridning och toxicitet, förändras när den yttre miljön förändras. I en sediment-akvatisk miljö kan Hg metyleras eller demetyleras till följd av huvudsakligen mikrobiologiska processer. Metylerat Hg (MeHg) är mer rörligt i miljön, tas upp mer effektivt i biologiska system och är mer toxiskt än icke metylerade former. Metyleringen anses företrädesvis äga rum i syrefattiga miljöer.

I en jämförande studie med syftet att identifiera faktorer som styr bildning, ackumulering och löslighet av MeHg i kvicksilverförorenade sediment framkom att s.k. neutrala lösta Hg-sulfid-komplex tillsammans med tillgången på energirik kolföreningar bestämmer både metyleringshastighet och ackumulering av MeHg (Skjällberg m.fl., 2006). Resultaten visade att, utöver totalhalten Hg och MeHg, bör halten av lösta sulfider och en kvantifiering av primärproduktionen ingå som en del av underlaget vid riskbedömning av Hg-förorenade sediment. Detta innebär att riskerna är lägre i ett Hg-förorenat sediment om det är väl syresatt. Processer som leder till ökad primärproduktion eller anoxi bör därför betraktas som riskfaktorer för kvicksilver.

Även andra ämnen och ämnesgrupper påverkas av mikrobiologiska processer. Vissa mikroorganismer har förmågan att använda klorerade organiska ämnen som terminal elektronacceptor i andningskedjan och bidrar därigenom till att minska riskerna med dessa ämnen. Processen kallas reduktiv dehalogenering och har visats ske *in-situ* för bl.a. klorbensener, PCB och klorerade dioxiner. Hastigheten varierar mellan olika kongener. En syrefri miljö gynnar dessa processer. På samma sätt som vid andra nedbrytningsförlopp med aktiva mikroorganismer påverkar näringstillgången förloppet (Fountain, 1998).

Processerna metylering av Hg samt reduktiv dehalogenering av klorerade organiska ämnen är exempel på hur tillgången på syre, organiskt material och näringsämnen kan påverka exponeringsförutsättningarna och därmed riskerna.

5.5 Kedjor av riskfaktorer

Generellt förekommer ett stort antal riskfaktorer i sediment-akvatiska ekosystem och de kan ofta samverka. Som exempel på en kedja av riskfaktorer kan landhöjning nämnas. Minskande vattendjup leder till större effekter av t.ex. vågor eller propellerrörelser nära botten, vilket leder till ökade vattenrörelser som resuspenderar och blandar om sedimentet. På längre sikt kan landhöjning ändra en botten från ackumulationsbotten till erosionsbotten. I vissa situationer leder landhöjningen

till en avsnörning av en havsvik, varmed förutsättningarna för sedimentackumulation istället kan öka. Vattenrörelserna leder också till transport av sedimentbundna föroreningar, och därigenom exponering av nya organismer. Omblandningen resulterar i förändrade kemiska gradienter i sediment och porvatten av lösta ämnen. Ljusförhållanden och bottensubstratets sammansättning förändras, vilket påverkar koloniseringen av botten. Förändrad kolonisering i mikro- eller makroskala kan leda till omvandling samt ökad eller minskad nedbrytning av föroreningar samt förändrade förutsättningar för transport i näringskedjan.

I tabell 2 ges exempel på yttre riskfaktorer, vad riskfaktorerna påverkar och med vilka enheter hur de kan kvantifieras. Listan gör inte anspråk på att vara komplett utan bör ses som exempel på yttre faktorer som primärt leder till ökad transport, samt på faktorer som leder till ökad exponering.

Tabell 2. Exempel på riskfaktorer

Riskfaktor	Påverkar	Enhet
landhöjning	vattenrörelser, vågor, strömmar	mm/år
vattenrörelser	transport, syrenivå, redoxmiljö, kolonisering	vågdjup, m
diffusion (bioturbation)	transport, syresättning, redoxmiljö	g/cm ² /år (m)
sedimentation	nedbrytning, syrenivåer, exponering	mg/år, mm/år
näringstillstånd	nedbrytning, syrenivå, växt i vattenmassan	DOC, TOC
syrenivå	redoxmiljö, nedbrytning	mg/l
pH	löslighet, mobilitet	pH-enheter
redoxmiljö	speciering, löslighet	mV, Eh
temperatur	nedbrytningshastighet	°C

Gemensamt för riskfaktorerna i tabellen är att de är uttryck för förändrad energi, antingen kemiskt bunden eller genom mekanisk påverkan. Ett systems stabilitet är som störst när energinivån är som lägst. Tillförd energi kommer därför förr eller senare frigöras eller omvandlas och därigenom förändra systemet, även riskbilden. Energitillskottet kan i detta sammanhang vara drivna av både naturliga och antropogena mekanismer.

Konsekvenserna av nya eller förändrade riskfaktorer kan vara stora, vilket innebär att en identifiering av riskfaktorer är en förutsättning för en bra riskbedömning. Som stöd för att kartlägga och prioritera de processer som har störst betydelse för spridning och exponering, och därmed även riskfaktorer som kan påverka extremförhållanden, kan en interaktionsmatris användas. I figur 2 har riskfaktorer som påverkar spridning av föroreningar från ett sediment till toppredatorer, t.ex. människa, sammanställts i en interaktionsmatris. Antalet föreslagna diagonal-element (boxar som rymmer delmängder av föroreningen) är i figuren litet. Med kännedom om ett visst ekosystem i en recipient kan matrisen sannolikt göras avsevärt mer komplicerad, bl.a. beroende på näringskedjornas struktur.

Förutsett att relevanta riskfaktorer och effekter av miljövariabler identifierats enligt ovan kan ”the worst case” av en förorening beträffande spridning och exponering i ett sediment-akvatiskt ekosystem bedömas. Sannolikt bör dessutom riskfaktorers beroende av miljövariationer betraktas som en risk *per se*. I figur 2, liksom i texten ovan, framställs spridning och exponering som en pågående

succession i ett sediment-akvatiskt ekosystem i balans. Utöver detta kan tillfälliga riskfaktorer påverka ett ekosystem varvid obalans råder, t.ex. vid påverkan av intermittenta eller oförutsatta processer såsom översvämning eller flodvågor.

sediment	Löslighet, desorption	Intag, bio-koncentration	Resuspension, desorption, löslighet		
Löslighet, adsorption omvandling	porvatten	Intag, bio-koncentration	Diffusion, advektion		
Sedimentation	Utsöndring, omvandling	sedimentlevande organismer		Intag, bioakkumulation	
			ytvatten	Intag, bioakkumulation	Intag, bioakkumulation, biomagnifikation
Sedimentation			Utsöndring	pelagiska organismer	Intag, bioakkumulation, biomagnifikation
Sedimentation			Utsöndring		(topp) predatorer

Figur 2. Interaktionsmatris med ett förenklat ekosystems huvudkomponenter som diagonalelement. Interaktionerna mellan huvudkomponenterna utgörs av möjliga riskfaktorer. Processerna ska läsas medsols.

Det optimala arbetsgången är därför att i riskbedömningen identifiera riskfaktorer som:

- Är av stor betydelse för den risk man avser bedöma
- Kan undersökas med rimliga ansträngningar och god precision (mätning eller beräkning)
- Kan utvärderas mot oberoende kriterier, eller behandlas kvantitativt i exponeringsanalysen
- Kan påverka systemet på rimlig sikt, dvs. riskfaktorernas tidsberoende (beakta riskbedömningens varaktighet över tiden)

6 Miljöriskbedömning av förorenade sediment

6.1 Allmänt

Målet med en miljöriskbedömning av förorenade sediment är att avgöra om ett akvatiskt ekosystem, och de arter som har sin föda i detta system, påverkas negativt som en konsekvens av kemiska ämnens förekomst i sedimentet. Påverkan kan avse en viss biologisk art, släkte eller familj, eller vissa processer i ekosystemet. Vilken påverkan som är acceptabel på en viss plats bör bestämmas i de övergripande åtgärdsmålen för varje enskilt fall.

Riskbedömning av sediment bör vanligtvis genomföras enligt metodik för fördjupad riskbedömning. Att enbart jämföra halter i sediment med riktvärden är sällan tillräckligt för att beskriva och kvantifiera de risker som föroreningar kan utgöra. Om man är beredd att utan vidare sanera till t.ex. bakgrundshalter eller konservativt sätta riktvärden finns naturligtvis inget behov av en omfattande riskbedömning. Eftersom åtgärder kan medföra risker och vid muddring även generera stora mängder förorenade massor som måste omhändertas, finns det ett behov av plats specifika, riskbaserade åtgärds mål.

Skyddsobjekt och mottagare i akvatiska ekosystem kan indelas i åtminstone tre huvudsakliga samhällsgrupper:

1. Bentiska växter och djur (exkl. fisk)
2. Pelagiskt ekosystem: växtplankton, zooplankton och fisk
3. Fåglar och däggdjur.

På grund av de många och komplexa samband som råder mellan förekomst av ett kemiskt ämne i sediment och ekotoxikologiska effekter i en eller flera av dessa samhällsgrupper, kan risk och orsakssamband sällan bedömas enbart utifrån bara ett angreppssätt. Stegen från förorening i sediment till förekomsten av biologiska effekter kan illustreras med en förenklad orsakskedja (figur 3).

En strategi där man utgår från föroreningshalter i sediment och stegvis beräknar sig fram till risken för mottagaren är ofta svår att använda för förorenade sediment, eftersom spridningen ofta är svår att kvantifiera och osäkerheterna ökar mellan varje steg från sedimentet till effekter. En mer effektiv strategi är att inledningsvis fokusera på de effekter som de potentiella föroreningarna kan åstadkomma, och karakterisera risken där den kan uppstå. Därefter kvantifieras sambandet mellan föroreningar i sediment och effekter. En utgångspunkt i strategin är att flera angreppssätt normalt krävs för att kunna bedöma om risk föreligger. De fyra övergripande angreppssätten är:

- Sedimentkemi
- Biologiska undersökningar
- Ekotoxikologiska tester
- Bioackumulation

Orsakskedja	Exempel på metoder
1. Potentiell förorening	haltmätning vs bakgrundshalter
2. Spridning	mätningar, beräkningar
3. Biotillgänglig fraktion	laktester, extraktion
4. Upptag i mottagare – exponering	mätning eller beräkning av halt i biota; biomarkörer i biota
5. Effekter på individnivåer	biomarkörer; fysiologiska undersökningar; toxtester
6. Effekter på högre nivåer	biologiska undersökningar,

Figur 3. Förenklad orsakskedja för systemet föroreningskälla – biologiska effekter, samt exempel på angreppssätt för de olika nivåerna i kedjan.

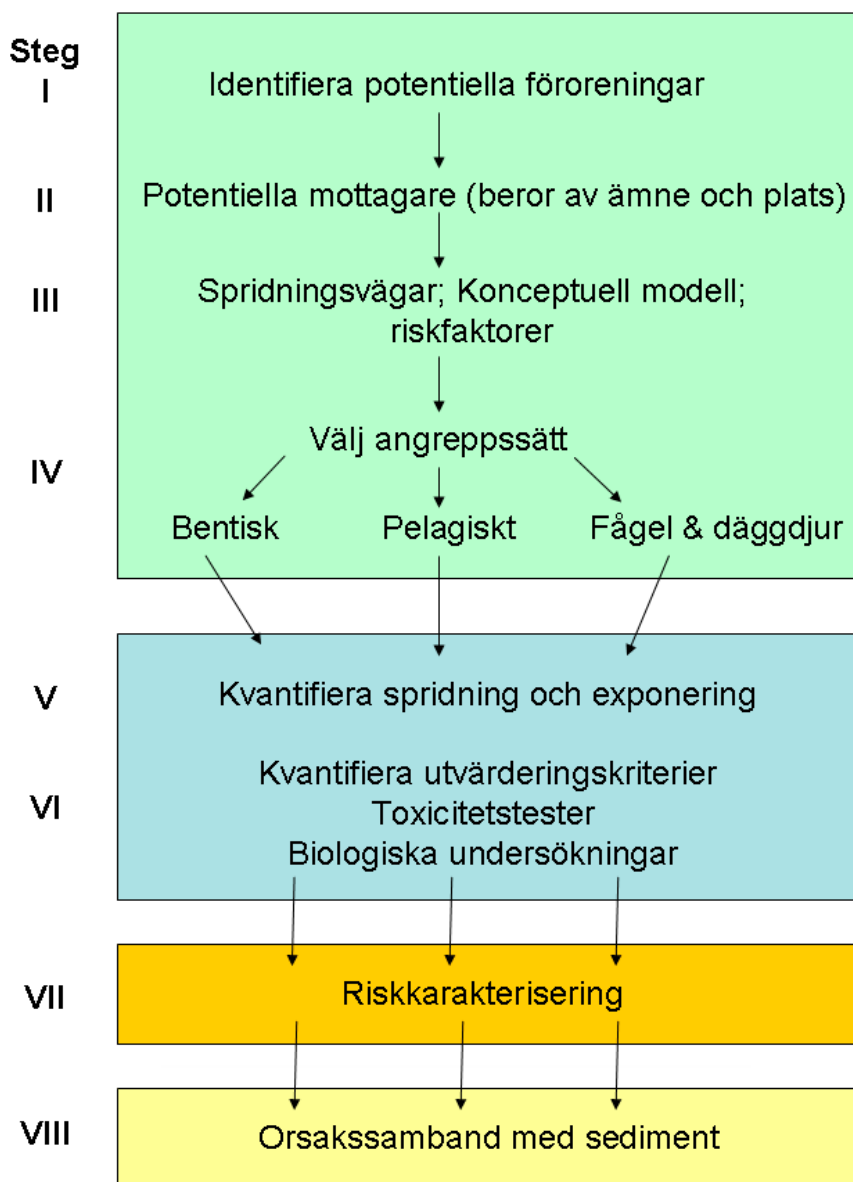
Den övergripande strategin för miljöriskbedömning av sediment som föreslås här visualiseras i Figur 4 och består av fyra huvudmoment:

1. Problembeskrivning (steg I-IV)
2. Exponeringsanalys (steg V)
3. Effektanalys (steg VI)
4. Riskkaraktisering (steg VII).

Processen kan vara iterativ där lämpliga steg repeteras med ökande precision och minskande konservatism, samt med syfte att bedöma framtida utveckling. Problembeskrivningen kan preciseras i takt med att kunskapen om området ökar. I praktiken genomförs exponeringsanalys och effektanalys vanligen parallellt. Om riskkaraktiseringen mynnar ut i att behov av riskreduktion finns ska orsakssamband först beläggas, dvs. om sedimenten är orsaken till effekterna eller riskerna. Om så är fallet tillkommer åtgärdsutredning och riskvärdering.

I den första omgången bedöms risker i nuläget, vilket gör att både modeller och mätningar kan användas. Beroende på utfallet i riskkaraktiseringen kan steg V-VII upprepas med syfte att undersöka om risken kan öka, eller om och när den kan minska eller upphöra.

För var och en av de tre samhällen som redovisas i steg IV (figur 4) kan flera angreppssätt väljas för att genomföra exponerings- och effektanalysen. Exempel på vilka angreppssätt som är lämpliga ges i tabell 3. Om man för ett visst angreppssätt kan definiera ett exakt mål benämns detta utvärderingskriterium i rapporten. Det finns angreppssätt där man inte på förhand kan sätta kvantitativa mål, varför utvärderingskriterierna kan vara kvantitativa eller kvalitativa.



Figur 4. Övergripande strategi för riskbedömning av förorenade sediment. Steg I-IV motsvarar problembeskrivning och steg V och VI motsvarar exponerings- och effektanalys.

Resultat från olika angreppssätt sammanvägs i riskkaraktiseringen (avsnitt 6.5). Varje angreppssätt har sina begränsningar och osäkerheter, men om flera angreppssätt används parallellt och pekar åt samma håll stärker det slutsatserna markant. Ämnesspecifika och platsspecifika aspekter gör att ingen kombination av angreppssätt och utvärderingskriterier är optimal för alla föroreningssituationer. Utifrån den konceptuella modell som upprättas för ett visst område kan en lämplig kombination av angreppssätt och utvärderingskriterier upprättas i det enskilda fallet.

Vilken ambitionsnivå som är lämplig vid riskbedömning avgörs av områdets storlek och karaktär, föroreningarnas egenskaper och föroreningsnivån. Beviskrav på att föroreningarna inte orsakar en oacceptabel skada ökar allmänt sett med ökande föroreningsnivå, föroreningsmängder och med områdets storlek. Strategin

som presenteras ska användas med detta i åtanke; alla angreppssätt ska inte användas vid varje enskilt fall. Däremot är processen lämplig att följa.

Tabell 3. Exempel på angreppssätt för olika typer av mottagare. Angreppssätt för exponeringsanalys är kursiverade och de för effektanalys är angivna med normalt typsnitt. Ett X avser en metod som allmänt sett är mer lämplig än en metod som är markerad med ett O.

Angreppssätt	Bentiska	Pelagiska	Fågel och däggdjur
<i>Sedimentkemi</i> och riktvärden	O		
Toxicitetstester	X	O	
Biologiska inventeringar	X	O	O
Fysiologiska undersökningar	X	X	
<i>Halter i organismer</i> och motsvarande riktvärden	O	X	X
Biomarkörer	O	O	

6.2 Problembeskrivning

Problembeskrivningen ska utgöra en beskrivande analys av området med avseende på föroreningskällan, vilka potentiella föroreningar som finns, skyddsobjekt och spridningsvägar. Dessutom ska övergripande mål för riskbedömningen sättas upp i samråd med tillsynsmyndighet och problemägare.

Redan i problembeskrivningen ska man planera hur resultaten ska utvärderas (se avsnitt 6.5). Annars finns en uppenbar risk att det vid riskkarakteriseringen upptäcks att information saknas för att kunna fatta rätt beslut, att onödigt många kostsamma undersökningar genomförts, eller att tolkningen styrs av vilken typ av resultat som finns snarare än vilka övergripande mål som formulerats för området.

6.2.1 Avgränsning, övergripande mål och tidsperspektiv

Ett vattensystem kan fungera både som fälla och källa till föroreningar varför det kan vara svårt att bedöma risker utan att samtidigt göra bedömningar som sträcker sig utanför det aktuella sedimentet både geografiskt och över tiden. Många sediment i sjöar, sjösystem eller kuststräckor innehåller föroreningar från olika källor. Som en konsekvens måste därför det aktuella sedimentets systemgränser bestämmas. Systemgränser kan upprättas efter t.ex. källan eller det förväntade påverkansområdet, dvs. effekten. Källan kan avse t.ex. det sediment som förorenats av en viss verksamhet, eller det område som kännetecknas av en viss förorening. Påverkansområdet kan vara avsevärt större än det primärt förorenade området, eftersom föroreningar kan spridas med organismer. Erfarenheter från genomförda och pågående efterbehandlingsprojekt omfattande förorenade sediment visar att olika valda systemgränser kan leda till väsensskilda åtgärdsföreslag, och ibland till radikalt olika kostnader.

För att undersöka samband mellan sedimentets föroreningar och risker i ekosystemet, måste andra föroreningskällor i området identifieras. Huruvida andra

källors bidrag behöver kvantifieras beror på utfallet i riskkaraktiseringen; i problembeskrivningen räcker det att identifiera dessa.

I problembeskrivningen ska också områdets övergripande åtgärds mål bestämmas. Dessa åtgärds mål är slutligen vad som definierar om en viss risk eller påverkan är acceptabel eller ej.

Tidsperspektivet för risker från förorenade sediment skiljer sig från motsvarande för förorenad jord. Anledningen är att om ingrepp i sedimentmiljön (t.ex. farledsmuddring) inte är aktuellt och utsläpp till sedimenten har upphört, minskar spridningsrisken vanligen över tiden. Detta beror på att de förorenade sedimenten överlagras av renare sediment, och föroreningarna förlorar successivt kontakt med ekosystemet. Hur lång tid det tar beror av sedimentationshastigheterna och eventuell bioturbation. I många ackumulationsområden kan 15-25 år vara en rimlig tid.

6.2.2 Föroreningskälla

Beroende på när i den övergripande processen som problembeskrivningen genomförs kan tillgången på uppgifter om föroreningar och föroreningsnivå variera. I vissa fall finns endast kunskap om vilken verksamhet som bedrivits och misstänkta föroreningar; i andra fall har det redan genomförts omfattande mätningar och karakteriseringar av potentiella föroreningars koncentrationer och rumsliga utbredning. En stegvis undersökningsmetodik är ofta lämpligt, där man i den första problembeskrivningsfasen har tillgång till ett mindre antal analysresultat av alla föroreningar som överhuvudtaget är tänkbara på området. Det måste alltid säkerställas att rapporteringsgränserna är lägre än tänkbara bakgrundshalter.

Ämnen som är potentiella föroreningar identifieras genom jämförelse av uppmätta halter mot bakgrundshalter. Bakgrundshalter är inte detsamma som naturligt förekommande halter. En exakt gräns för vad som är bakgrundshalt och vad som är en lokal förorening kan vara svårt att avgöra av bl.a. följande skäl:

- Halterna varierar med sedimentens kornstorlek och botten typ (erosion / ackumulation)
- Metallhalter kan vara naturligt anrikade p.g.a. redoxprocesser. Detta gäller särskilt metaller såsom Cd, As, Mo och U
- Metallhalter kan vara regionalt förhöjda av geologiska orsaker
- Ämnen som sprids genom storskalig atmosfärsdeposition uppvisar ofta avtagande bakgrundshalter med ökande latitud

Av dessa skäl ska man alltid sträva efter representativa *regionala* bakgrundshalter. I brist på sådana uppgifter kan jämförvärdena i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999a; 1999b) användas. För organiska ämnen saknas dock nationella bedömningsgrunder för sediment i sötvatten. Undersökningar av organiska ämnens förekomst i sediment från Stockholmsregionen innefattar några ”lågpåverkade sjöar” (Östlund m.fl., 1998; Sternbeck m.fl., 2003). Som mått på bakgrundshalter bör minst fem prov tas och som gräns för bakgrundshalter kan maxvärdet eller det näst högsta värdet användas (se även jämförvärden i Naturvårdsverket, 1999c).

Vid fler än 10 prov kan en beräknad 95-percentil användas om provtagningen varit slumpvis:

$$X_{95} \approx X + 1.65s, \quad (5)$$

där X är medelvärdet och s är standardavvikelsen för halter i bakgrundsprov. Vid starkt högerjusterade fördelningar kan logaritmerade halter användas, eller så kan data beskrivas med en lognormal fördelning (t.ex. Sternbeck m.fl., 2008).

I problembeskrivningen är det viktigt att inte missa någon potentiell förorening. Eftersom antalet tillgängliga mätdata från det potentiellt förorenade området kan vara lågt i detta skede bör man för problembeskrivningen (men inte för riskkarakteriseringen) använda det som är högst av maxhalten eller en beräknad 95-percentil, X_{95} . Detta värde jämförs med bakgrundshalter enligt ovan, och alla ämnen där bakgrundshalten överskrids definieras som potentiella föroreningar. Alla enskilda provpunkter som har halter överstigande bakgrundshalten kan analogt klassas som förorenade.

När de potentiella föroreningarna identifierats ska det bedömas om det föreligger risk för biomagnifikation eller om andra PBT-ämnen förekommer (se avsnitt 4.4.2 och 4.4.4). Om biomagnifierande ämnen förekommer som potentiella föroreningar kan fiskätande fåglar och däggdjur vara viktiga mottagare. Om sådana ämnen inte förekommer behöver fågel och däggdjur inte inkluderas i riskbedömningen.

6.2.3 Beskrivning av skyddsobjekt

Skyddsobjektets mottagare både inom och nedströms det förorenade området ska beskrivas. Det är särskilt viktigt att identifiera påverkansområden utanför det primärt förorenade sedimentområdet. Spridning kan ske med vatten eller organismer och påverkan kan avse både vattenmassan och sedimentområden nedströms. Föroreningarnas egenskaper ska särskilt vägas in vid beskrivning av skyddsobjekten, eftersom olika ämnen tenderar att orsaka effekter på olika nivåer i näringskedjan (se avsnitt 4.4). Varje ämne kan i problembeskrivningsfasen ha kritiska effekter på flera av dessa grupper. Det är dock i varje enskilt fall inte nödvändigt att karakterisera risken för varje grupp. Vilka grupper som är relevanta beror på föroreningarnas karakteristik samt på skyddsobjektens karaktär. En tumregel för vilka nivåer som är mest centrala för olika föroreningar illustreras i figur 5.

	<i>Bentiska</i>	<i>Pelagiska</i>	<i>Fågel & däggdjur</i>
Metaller			
Kvicksilver			
Metaboliserbara organiska ämnen			
PBT-ämnen			

Figur 5. Kritiska skyddsobjekt för olika föroreningstyper. Figuren visar en allmän bild men i enskilda fall kan andra prioriteringar krävas. Svart: Primärt skyddsobjekt; Grått: skyddsobjekt som kan vara viktigt; Vitt: skyddsobjekt som vanligen inte är kritiskt för föroreningstypen.

Beskrivningen ska innefatta nuvarande status för de enligt ovan relevanta samhällsgrupperna. Samhällen som inte är relevanta för riskerna behöver inte beskrivas. För ämnen som sprids i näringskedjan är det särskilt viktigt att beskriva näringskedjans struktur och nyckelarter. Dessutom beskrivs förekomst av särskilt skyddsvärda arter. För alla ämnen som kan påverka pelagiska arter (särskilt fisk) eller fågel och däggdjur (via intag av fisk eller akvatiska växter), beskrivs betydelsen som reproduktions- och föryngringsområde. Här ska även beskrivas om fisk är stationär eller rörlig. För PBT-ämnen och kvicksilver ska även betydelse som rast-, födo- och häckningslokal för sjöfågel eller däggdjur samt betydelsen för fiskerinäring beskrivas.

För biomagnifierande ämnen (se avsnitt 4.4 och 6.2.2) bör man också väga in om området är tillräckligt stort för att kunna utgöra en betydande födoresurs för potentiellt känsliga fiskpredatorer, t.ex. tärna, lom, dopping, fiskgjuse eller utter. Härvid ska man ta hänsyn till områdets storlek relativt mottagarnas revirstorlek, samt förväntad eller känd vistelsetid.

6.2.4 Spridningsvägar

Samtliga spridningsvägar från sediment till skyddsobjekt ska identifieras och beskrivas kvalitativt. Beskrivningen bör vara på processnivå, dvs. bygga på en mekanistisk förståelse, och innefatta processer för frisättande, transport, och upptag. Frisättande medför att bentiska organismer exponeras, och är också en förutsättning för vidare spridning. Föroreningsspridning från sediment kan ske till vattenmassan och det pelagiska ekosystemet genom molekyllär diffusion (porvatten), resuspension (partiklar) eller biologisk transport i näringskedjan (avsnitt 4.4). Spridning i näringskedjan är särskilt betydelsefull för s.k. PBT-ämnen och metylkvicksilver. Effekter kan uppträda i det primärt förorenade området och nedströms detta.

Vid prioritering av spridningsvägar ska även risk för förändrad framtida spridning värderas. Till stöd för denna analys kan principerna om riskfaktorer användas (kapitel 5). Dessutom ska områdets tekniska användning beskrivas både i nutid och enligt kända planer, för att kunna bedöma om eventuella framtida arbeten eller nyttjande av området kan förändra exponeringsförhållandena.

6.2.5 Konceptuell modell

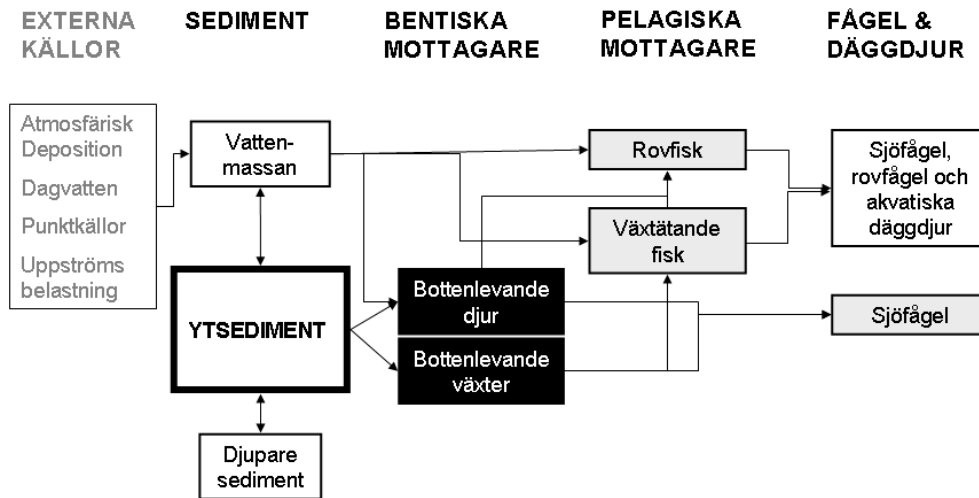
Problembeskrivningen sammanfattas i en konceptuell modell där de kritiska riskscenarierna beskrivs med avseende på:

- Föroreningskälla
- Spridnings- och exponeringsväg
- Mottagare
- Skyddsobjekt

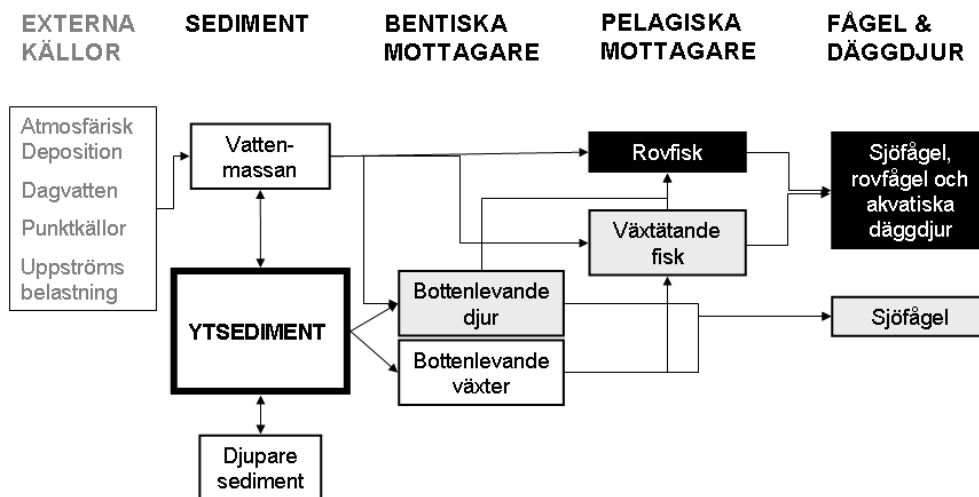
Den konceptuella modellen kan redovisas i bild som återger spridnings- och exponeringsvägarna, eller som en boxmodell. För de kritiska mottagarna ska även utvärderingskriterier ("measurement endpoints") definieras. Mottagare och skyddsobjekt som är känsliga för de potentiella föroreningar som identifierats (Figur 5) ska särskilt betonas. Vid val av angreppssätt och utvärderingskriterier ska följande aspekter beaktas:

- Vilken matris som bäst återspeglar risken skiljer sig för olika ämnen
- Utvärderingskriterierna ska vara relevanta för de för ämnet kritiska skyddsobjekten
- Genom mätningar och/eller modeller ska parametrarna kunna kvantifieras och deras osäkerheter kunna beskrivas statistiskt
- Om halter mäts i andra matriser än sediment bör relevanta ekotoxikologiskt baserade riktvärden vara tillgängliga

På basis av den konceptuella modellen formuleras ett undersökningsprogram, som i detalj preciserar vilka mätningar och beräkningar som krävs för att utvärdera de valda kriterierna. I figur 6 och figur 7 ges förenklade exempel på konceptuella modeller med identifierade mottagare för olika föroreningstyper (jfr avsnitt 4.4). Figuren omfattar inte alla spridningsvägar i ekosystemet utan illustrerar de huvudsakliga mottagare som normalt ingår i en miljöriskbedömning. Risker för växt- och djurplankton bedöms vanligen via riktvärden för akvatiska ekosystem. Om riskbedömningen innefattar bottenlevande djur och växter så kommer växt- och djurplankton indirekt omfattas, eftersom dessa grupper kan förväntas ha likartad känslighet för föroreningar men lägre exponering. I syfte att förenkla bilden har dessa mottagare därför inte ritats in. Varje figur innefattar flera riskscenarier som karakteriseras av det förorenade sedimentet, mottagarna (grå eller svarta rutor) samt spridnings- och exponeringsvägar mellan dessa objekt.



Figur 6. Konceptuell modell för spridning från förorenade sediment av metaller och metaboliserbara organiska ämnen. De mest kritiska mottagarna är svartmarkerade, och de sekundärt betydelsefulla mottagarna i grått. Varje pil motsvarar en eller flera transportprocesser.



Figur 7. Konceptuell modell för spridning från förorenade sediment av PBT-ämnen och kvicksilver. De mest kritiska mottagarna är svartmarkerade, och de sekundärt betydelsefulla mottagarna i grått. Varje pil motsvarar en eller flera transportprocesser.

6.3 Exponeringsanalys

Exponeringsanalysen syftar till att kvantifiera förekomst av föroreningar samt spridning och exponering mellan föroreningskälla och mottagare. Kapitlet är indelat i följande avsnitt:

1. Karakterisering av föroreningskällan
2. Karakterisering av skyddsobjekt
3. Exponering
4. Spridning
5. Mätningar i olika matriser
6. Biotillgänglighet

En mer detaljerad genomgång av olika metoder som kan användas inom exponeringsanalysen redovisas i avsnitt 7.2.

6.3.1 Karakterisering av föroreningskällan

Här förutsätts att potentiella föroreningar är identifierade, annars hänvisas till avsnitt 6.2.2. Sedimentbundna föroreningars halter och utbredning bör karakteriseras beträffande:

1. Potential för spridning och exponering
2. Åtgärder
3. Föroreningsmängder

För spridning är föroreningsnivåerna i ytsediment normalt avgörande. Om riskbedömningen leder till en rekommendation att åtgärder krävs så måste även föroreningarnas avgränsning nedåt vara känd, för att kunna bedöma omfattningen på eventuella åtgärder. För spridning under naturliga förhållanden kan följande indelning användas som riktlinje:

- De översta ca 0-3 cm: Ytsediment som har störst betydelse för den bestående spridningen av föroreningar
- Från ytan och ned till ca 10 cm djup: kan bidra till bottenlevande djurs exponering, och kan bidra till temporär spridning vid extremförhållanden

I områden där man kan förvänta sig fysiska ingrepp eller kraftigt ökade vattenrörelser kan naturligtvis sediment på större djup komma att bidra till spridning.

Det är väsentligt att identifiera och karakterisera de områden som härbärgerar de största föroreningsmängderna. Som vägledning för att identifiera dessa kan man utgå från var utsläppet skedde, var ackumulationsbottnar finns i området, hur strömmarna rör sig samt när utsläppet ägde rum. Med ledning av det sistnämnda samt en skattning av sedimentationshastigheten kan man grovt identifiera på vilka

sedimentdjup som de högsta halterna bör uppträda. Denna kunskap krävs om åtgärder såsom muddring är tänkbara.

Föroreningsnivåerna beskrivs statistiskt och av störst intresse är medel, median, max och t.ex. 90-percentilen, samt konfidensintervall för dessa mått. Här ska särskilt uppmärksammas att föroreningshalter vanligen är lognormalfördelade. Om det förorenade området kan indelas i geografiska delobjekt kan riskerna ofta preciseras bättre avseende karaktär, omfattning och åtgärdsbehov. Sådan indelning kan baseras på en eller flera av följande aspekter:

- Halter
- Föroreningstyper
- Spridningsrisk
- Läge i förhållande till skyddsobjekt

6.3.2 Karakterisering av skyddsobjekt

I många fall behöver skyddsobjekten inte karakteriseras mer än vad som görs i problembeskrivningen (avsnitt 6.2.3). Vid bedömning av exponering hos fisk, fågel eller däggdjur måste dock individernas vistelsetid samt (för fågel och däggdjur) även betydelsen som födolokal kvantifieras. Det ska också betonas att skyddsobjektens storlek kan vara avsevärt större än de förorenade sedimentområdet.

6.3.3 Exponering

Exponering beskriver det faktiska upptaget av föroreningar hos enskilda djur och växter. I en riskbedömning ska exponering i första hand bestämmas för mottagare som är relevanta för den aktuella föroreningen (figur 5 – figur 7) samt för området. Exponering kan utvärderas mot olika effektmått såsom effektbaserade riktvärden, biologiska data eller toxicitetstester (avsnitt 6.4) och härigenom kan risken för negativa effekter från olika föroreningar bedömas. Exponering ska i det generella fallet kunna kvantifieras för 1) bentiska växter och djur; 2) pelagiska arter, särskilt fisk; 3) fågel och däggdjur som tar sin föda i området.

För bentiska organismer sker exponering utan att spridning behöver beaktas. Exponering för bentiska organismer kan följaktligen kvantifieras genom mätning i organismer från fält eller kontrollerade bioackumulationsstudier. Om man misstänker att föroreningen i fråga metaboliseras i de organismer man undersöker kan biomarkörer vara ett lämpligt komplement (avsnitt 7.3.3). I vissa fall kan exponeringen även skattas utifrån halter i sedimenten eller i porvattnet. Totalhalten i sediment är sällan ett bra mått på exponeringen, men vissa lagningsmetoder ger ett bättre mått på den biotillgängliga fraktionen (avsnitt 7.2.4).

För fisk, fågel och däggdjur föregås exponeringen av spridningsprocesser. Av tidigare nämnda skäl rekommenderas att i första hand skatta exponering där den sker, och som ett nästa steg beräkna de spridningsprocesser som knyter samman sedimentbundna föroreningar med exponering hos mottagaren. Tabell 4 kan användas som rekommendation för lämpliga mått på exponering för olika ämnesgrupper. För metaboliserbara organiska ämnen liksom för många metaller är halten i biota vanligen ett otillräckligt mått på exponeringen, varför riskbedömning

vanligen baseras halter i omgivning. För att stärka antagandet att förhöjda halter i t.ex. vatten leder till ökad exponering kan biomarkörer användas. Några biomarkörer som kan vara lämpliga diskuteras i avsnitt 7.3.3.

Tabell 4. Relevanta mått på exponering för fisk eller fiskätande fågel och däggdjur

Ämnesgrupp	Exponering fisk	Exponering fiskätande fågel/däggdjur
Metaller	Halt i ytvatten	Ej relevant
Kvicksilver	Halt i fisk	Beräkna dos utifrån halt i fisk
Metaboliserbara organiska ämnen	Halt i ytvatten och ev. i föda	Ej relevant
PBT-ämnen	Halt i fisk	Beräkna dos utifrån halt i fisk

För PBT-ämnen, och i viss mån kvicksilver, kan exponeringen kvantifieras på olika sätt. Normalt är mätningar i fisk den rekommenderade metoden, men om en stegvis process är önskvärd kan tabell 5 följas. I medelstora eller stora projekt kan dock steg 1 förbigås, eftersom steg 2 ger en högre säkerhet. BSAF (biota-sediment ackumulationsfaktor) är en parameter som beskriver förhållandet mellan halter i biota och i sediment, och metodaspekter kring BSAF och olika modeller presenteras i avsnitt 7.2.3. Om PBT-ämnen bedöms enligt steg 1 ska konservativa BSAF-värden användas, utan hänsyn till eventuell låg biotillgänglighet. Steg 2 genomförs om steg 1 indikerar att risk kan föreligga. Om steg 2 också visar att risk föreligger men sedimentens roll kontra andra källor är oklar, kan även steg 3 genomföras. Normalt är dock steg 3 bara relevant vid större områden. För kvicksilver kan steg 1 generellt inte rekommenderas, eftersom fördelningen mellan fisk och sediment är starkt påverkad av platsspecifika faktorer som reglerar bildningen av metylkvicksilver. Om BSAF-värden används för kvicksilver ska värdena baseras på metylkvicksilverhalter.

Tabell 5. Stegvis strategi för att bedöma exponering av Hg och PBT-ämnen för fisk

Ämnesgrupp	Steg 1	Steg 2	Steg 3
PBT-ämnen	Beräkna halter med BSAF-värden	Mätningar i fisk	Näringskedjemodellering
Hg	–	Mätningar i fisk	Näringskedjemodellering

6.3.4 Spridning

Spridningsprocesser kan orsaka att pelagiska arter, eller deras predatorer, exponeras för föroreningar från sedimentet (t.ex. figur 6 och figur 7). Att kvantifiera spridningsprocesser kan krävas för att bedöma orsakssamband, som en oberoende metod för att validera mätningar, eller för att kunna prognostisera framtida utveckling.

Beräkning av halter i ytvatten kräver kvantifiering av spridning samt omräkning till halter via massbalansmodeller. Att beräkna föroreningars spridning från sediment till vattenmassan är mer komplicerat än från jord, och metoder har inte utvecklats i samma omfattning. I avsnitt 7.2 ges mer detaljerade hänvisningar till olika metoder.

En generell ekvation för att beräkna halter i ytvatten kan ges som:

$$C_w = \frac{\sum_{i=1}^n F_i}{Q}, \quad (6)$$

där C_w är halt i ytvatten ($\mu\text{g/l}$), F_i är tillförsel ($\text{mg}/\text{år}$) för n delflöden, och Q är vattenomsättning ($\text{m}^3/\text{år}$). De delflöden som kan vara av betydelse är diffusion, resuspension, atmosfärisk deposition, uppströms belastning, dagvatten och punktkällor. Om delflödena anges som årsmedelflöden blir även C_w en årsmedelhalt. Eftersom spridning från sediment är starkt dynamiska processer är det en styrka om beräkningar kan göras med bättre tidsupplösning än årsmedelvärden.

Spridning kan vara temporär eller mer bestående. Temporär spridning kan t.ex. ske som resuspension vid kraftiga stormar. Mer bestående spridning har betydelse för den långsiktiga kroniska exponeringen.

Resuspension på grund av vågverkan styrs av vågklimat, djupet, och bottenmaterialens densitet och form. Risken för våginducerad resuspension kan utvärderas genom att beräkna den så kallade ”*depth of closure*” som beskriver det djup som avgränsar vågens inverkan på botten. På grundare vatten flyttas bottenmaterialet regelbundet och formar på sandiga kuster stranddyner eller revlar beroende på vågklimat. Utanför den punkt som anger ”*depth of closure*” har vågen ingen inverkan på bottenmaterialet. Djupet kan för friktionsmaterial lämpligen beräknas från sambandet (Hallermier (1981) återgiven i Cayocca och Gardin, 2003).

$$d = H_{sm} T_s \sqrt{\frac{g}{5000 D_{50}}}, \quad (7)$$

där H_{sm} är det årliga medelvärdet på vågdjupet, T_s är periodiciteten och D_{50} är medelkornstorleken.

För kohesionsmaterial (leror) varierar den kraft som krävs för att erodera sedimentet bl.a. med sedimentets konsolideringsgrad. En hårt packad lera är avsevärt mer resistent mot erosion än vad en nyligen deponerad lera är. För dessa sediment finns inget entydigt sätt att bestämma ett givet djup där ingen påverkan från vågor sker. Däremot kan fältundersökningar av bottenmaterialet ge indikationer på om materialet tidigare påverkats av erosion. Typiska sådana tecken är att andelen grövre material (sand och grus) i ytliga sedimentlager är högre än i underliggande lager (tendenser till så kallad stenpälbildning eller harneskbildning) eller att sedimenten är mer omblandade i grunda områden än i djupare delar av vattenmassan.

Resuspension orsakad av vattenströmmar begränsas inte av vattendjupet utan beror av balansen mellan destabiliserande strömkrafter och sedimentens erosionsbeständighet. Vanligen kan dessa parametrar antingen beräknas eller undersökas i fält genom mätningar av exempelvis bottentransporten och mängden suspenderat

material i sedimentfällor. För kohesionssediment är beräkningsmetoder ofta komplicerade och kräver mycket platsspecifika data om sedimentets egenskaper.

Den fysiska spridningsrisken kan översiktligt beskrivas utifrån sedimentationsförhållandena. Beroende på områdets karaktär, t.ex. avgränsad havsvik, hamn, flod eller sjö, kan olika sedimentationsförhållanden råda inom ett område. Vid val av provpunkter bör man klassa förhållandena som 1) ackumulationsområde; 2) erosionområde, eller 3) transportområde. Gränserna mellan 2) och 3) kan vara flytande eller variera över tiden. Resuspension som orsakas av förhöjda strömhastigheter eller extrema vågor kan främst ha betydelse för tillfälliga episoder. Den fysiska spridningen påverkas i många fall av människors aktiviteter, t.ex. fartygstrafik och muddring i hamnar och farleder. I SFT (2002) finns enklare modeller för beräkning av uppvirvling av sediment p.g.a. fartygstrafik och transport via bioturbation och via upptag i organismer. För kohesionssediment krävs att den erforderliga skärspänningen bestäms genom platsspecifika mätningar.

Exempel på miljöer där resuspension av sediment får större betydelse för spridningen är vattenområden där spridningen sker direkt (exempelvis i floder). Resuspension av sediment i en sjö resulterar inte nödvändigtvis i en spridning eftersom sedimenten kan återsedimentera på samma eller närliggande botten.

Transport via näringskedjan (avsnitt 4.4) sker stegvis och är av stor betydelse för många lipofila organiska ämnen samt metyl-Hg och tributyltenn. Föroreningar i partiklar eller porvatten ackumuleras i bentiska organismer. Dessa organismer äts av fisk eller sjöfågel som i sin tur kan ätas av vissa fåglar eller däggdjur. Förutsättningarna för denna spridning kan alltså förändras markant om abundansen av bottenfauna förändras, t.ex. till följd av förändrade syreförhållanden.

Eftersom fisk vanligen har högre enzymatisk kapacitet än lägre organismer innebär detta att s.k. metaboliserbara ämnen kan transporteras i näringskedjan upp till fisk men sällan högre upp i näringskedjan. För mer persistenta ämnen kan spridning även ske till fiskätande fåglar och däggdjur (figur 6 och figur 7). Transport i näringskedjan kan baseras på mätningar (avsnitt 6.3.5) eller beräkningar (avsnitt 7.2.3). Om beräkningar ska ge en god precision krävs vanligen omfattande kunskaper om lokala biologiska förhållanden.

Spridningen via diffusion beskrivs i avsnitt 4.4 och 7.2.2.

För bedömning av den framtida utvecklingen krävs att man identifierar de riskfaktorer som påverkar exponering. Riskfaktorer presenteras i kapitel 5. Därefter analyseras om dessa faktorer kan förändras över tid p.g.a. t.ex. förändring i användning av området, avrinning, byggnationer, landhöjning etc.

6.3.5 Mätningar i olika matriser

Beräkningar av förorenings-spridning kan, som framgår i avsnitt 6.3.4, ofta kräva ett antal förenklingar. Även om osäkerheter hanteras genom att redovisa konfidenstervall m.m. är det alltid en styrka om halter i andra matriser än sedimenten mäts. För vissa ämnen är dessutom halter i ytvatten eller biota ett direkt mått på exponeringen (Tabell 4). Mätningar i ytvatten eller pelagisk biota ger även ett mått på spridning och exponering som inkluderar påverkan från andra källor.

6.3.5.1 YTVATTEN

Halter i ytvatten varierar ofta över året, beroende på variationer i avrinning och vattenomsättning. För att utvärdera den kroniska exponeringen krävs uppgifter om ett långsiktigt medelvärde och dess övre 95 procentiga konfidensgräns ("UCLM"⁵). Medelvärdet bör alltså baseras på mätningar från flera tillfällen under en period av ett år, och gärna längre. Om detta av tidsskäl inte är möjligt, ska en förväntad variabilitet skattas (se Sternbeck m.fl., 2008). Ytvattenprov bör analyseras både filtrerade och ofiltrerade. Vid jämförelse med effektbaserade riktvärden måste det beaktas att riktvärden ibland avser totalhalt och ibland halt i filtrerat prov. Ett aktuellt exempel är de s.k. EQS-värdena (avsnitt 6.4.1.2) där metaller ska analyseras som löst (dvs. filtrerad) fas och organiska föroreningar ska analyseras som totalhalt. Halter i ytvatten kan även mätas med s.k. passiva provtagare (se avsnitt 7.2.4.2). Resultaten från dessa mätningar kan generellt inte jämföras med riktvärden.

6.3.5.2 BIOTA

För flera ämnen som kan orsaka allvarliga miljöskador uppträder de kritiska effekterna vanligen högre upp i näringskedjan. Ju fler steg som spridningen omfattar, desto osäkrare blir spridningsberäkningarna. Mätningar är därför ofta en säkrare och mer lättillgänglig metod för att nå kunskap om rådande föroreningshalter i fisk. Mätningar kan genomföras på individer insamlade i fält eller genom standardiserade bioackumulationstester. Uppmätta halter är också ett mått på den totala exponeringen från samtliga (i förekommande fall) exponeringskällor.

Halter i fisk eller annan biota kan användas som mått på organismernas exponering om ämnena endast metaboliseras mycket långsamt och inte påverkas av aktiv reglering. För ämnen som är reglerade i organismer (t.ex. många metaller och PAH) kan halter i organismer användas vid beräkning av exponering hos deras predatorer, dvs. som mått på föroreningsintag via födan. Däremot kan det inte användas som mått på exponering för organismen själv.

En utgångspunkt är att sådan fisk undersöks som är ekologiskt relevant för det som man avser att skydda. Vad gäller fisk är det särskilt viktigt att beakta om arterna är stationära eller vandrande. Dessutom kan födokällan (och därmed trofivån) förändras över en individs livslängd, vilket också påverkar föroreningsupptaget. För starkt bioackumulerande ämnen såsom metyl-Hg ökar också halten med individens ålder. På grund av dessa faktorer bör man alltid analysera prov som innehåller flera åldersgrupper individuellt och inte som samlingsprov.

För flertalet vanliga föroreningar finns en bakgrundsexponering. Därför bör halter först utvärderas mot bakgrundshalter, och därefter mot effektbaserade riktvärden. Kunskap om bakgrundshalter kan erhållas genom mätningar i regionala referensområden eller från t.ex. den nationella miljöövervakningen.

Om haltnivåerna ska utvärderas mot effektbaserade riktvärden (avsnitt 6.4.1.3) måste man också säkerställa att mätningarna utförs på samma del av organismen som riktvärdet avser. Om riktvärdet avser skydd av organismens predatorer är det

⁵ Vid beräkning av UCLM ska man ta hänsyn till hur data är fördelade, t.ex. normal eller lognormal

vanligen hela individen som avses. I de fall riktvärdet avser skydd av organismen själv kan riktvärden även avse enskilda organ.

Liksom för ytvatten kan medelvärdets övre 95 procentiga konfidensgräns användas som mått på kronisk belastning hos artens predatorer. För effekter på arten själv kan fördelningen av halter mellan olika individer utgöra underlag för att beräkna frekvensen av individer som kan överskrida en viss effektnivå.

6.3.6 Biotillgänglighet

Biotillgänglighet kan beskrivas som den del av föroreningshalten som bidrar till exponering. Mycket forskning har ägnats åt att med kemiska metoder försöka mäta den biotillgängliga fraktionen i sediment. Slutsatsen hittills är att ingen metod generellt kan mäta den biotillgängliga fraktionen av metaller, medan det finns flera goda exempel för organiska ämnen. Mer kvalitativt måste det konstateras att kemiska faktorer kan förklara många skillnader mellan exponering för en viss förorening i olika sediment (avsnitt 4.3). Därför finns det ett stort värde av att söka karakterisera föroreningarnas löslighet och bindningsförhållanden i sediment.

Exempel på olika metoder för att belysa biotillgängligheten ges i avsnitt 7.2.4.1. Det finns inga exakta utvärderingskriterier för dessa metoder varför de inte kan användas som primärt beslutsunderlag i en riskbedömning. Däremot kan de användas som ett kompletterande angreppssätt och utvärderas i en beviskedja (avsnitt 6.5). En mer direkt metod för att skatta biotillgängligheten är att analysera föroreningar i de organismer som exponeras under verkliga förhållanden (avsnitt 6.3.5 och 6.4.1.3). Denna metod ger dock bara ett mått biotillgängligheten för ämnen som inte snabbt omvandlas eller utsöndras.

6.4 Effektanalys

Effektanalysen syftar till att belysa ekotoxikologiska effekter för de kritiska skyddsobjekten. Kapitlet är indelat i följande avsnitt:

1. Ekotoxikologiska riktvärden
2. Ekotoxikologiska tester
3. Biologiska undersökningar

Det är i effektanalysen som man kvantitativt preciserar den önskade toleransen för påverkan, i enlighet med områdets övergripande åtgärds mål. Utvärderingskriterierna ska utformas i samråd med exponeringsanalysen. Mer detaljerade metod aspekter diskuteras i avsnitt 7.3.

6.4.1 Ekotoxikologiska riktvärden

Utifrån dos-respons samband för ett visst ämne och en viss art kan bl.a. den högsta halt som inte ger en påvisbar negativ effekt identifieras, det s.k. NOEC-värdet. Utifrån NOEC-värden för flera olika organismgrupper kan en halt beräknas som inte bedöms utgöra en effekt i ekosystemet. Detta bygger på en extrapolering av NOEC-värden, vilken kan göras med säkerhetsfaktorer eller med s.k. "species-sensitivity distributions" (SSD, t.ex. EC, 2003) om tillräckligt stora dataunderlag föreligger. Vilken praxis som används kan variera mellan olika länder. Statistiskt kan man med SSD även beräkna de halter som motsvarar en viss skydds nivå, där en vedertagen praxis är att 95 % av alla arter är skyddade, dvs. NOEC för 5 % av arterna överskrids.

Man ska även skilja på om effekter orsakas av akut eller kronisk exponering. Riktvärden för akut toxicitet är vanligen avsevärt högre och är relevanta vid bedömning av kortvariga förhållanden med förhöjd exponering.

Merparten av alla NOEC-värden och därur härledda riktvärden är framtagna för vatten. För vissa ämnen kan även halt i biota (t.ex. muskel, lever, njure) vara ett mått på risk för effekter.

6.4.1.1 RIKTVÄRDEN FÖR SEDIMENT

Internationellt föreligger ett stort antal effektbaserade "riktvärden" för olika föroreningar i sediment. En vanlig engelskspråkig term är "sediment quality guidelines" (SQG). Fördelarna med att använda sedimentriktvärden är uppenbara, t.ex. för att enkelt kunna identifiera potentiella riskområden, för att etablera kvantitativa åtgärds mål, och för att kontrollera måluppfyllelse. I detta avsnitt diskuteras hur sedimentriktvärden kan användas i riskbedömning. En mer utförlig diskussion om riktvärden för sediment återges i avsnitt 7.3.1.

Den absoluta merparten av existerande sedimentriktvärden avser skydd för det bentiska ekosystemet, men inte för pelagiska organismer. Orsaken är att pelagiska organismers exponering för de föroreningar som finns i sediment inte är generell proportionell mot halten i sedimentet, eftersom spridningsvägar,

spridningshastigheter och utspädning i vattenmassan varierar platsspecifikt. Under följande förhållanden kan sådana sedimentriktvärden även användas för att bedöma risk för pelagiska organismer:

- Spridning och exponering sker främst via vatten (ringa transport i näringskedjan). Detta innebär att exponering (och därmed risk) är lägre i vattenmassan än i det bentiska systemet
- De pelagiska organismerna är inte mer känsliga än de bentiska organismerna för den aktuella föroreningen

Merparten av de riktvärden som är publicerade beaktar inte biotillgänglighet eller hur denna varierar mellan olika sedimenttyper. Detta bidrar till mycket stora skillnader mellan olika systems riktvärden (se avsnitt 7.3.1). Det prediktiva värdet är därför begränsat. Det betonas ofta att riktvärden för sediment inte är ett absolut mått på risk, och att de fungerar bättre för att avfärda än för att påvisa risker (t.ex. Ludwig och Iannuzzi, 2005; Hull och Swanson, 2006).

Riktvärden för sediment används därför huvudsakligen med syftet att avfärda risker för bentiska organismer i första steget av en riskbedömning (t.ex. Chapman m.fl., 1999; SFT, 2005; Chapman och Anderson, 2005; Hull och Swanson, 2006). För ämnen som är mer toxiska för högre organismer kan generella sedimentriktvärden inte användas på detta sätt.

Effektbaserade riktvärden har i flera länder publicerats i två nivåer: en lägre nivå under vilken effekter inte är troliga, och en övre nivå över vilka effekter är troliga. Dessa benämns t.ex. TEL (threshold effect level) respektive PEL (probable effect level). Vanligen är den lägre nivån betydligt lägre än den högre nivån. Denna skillnad illustrerar det faktum att skarpa gränser inte är realistiska. När riktvärden används i en första problembeskrivning och identifiering av potentiella föroreningar bör man använda värden motsvarande begreppet TEL.

Platsspecifika riktvärden kan beräknas utifrån samband mellan föroreningsnivåer och 1) toxicitetstester av sediment från området (USEPA, 1998), eller 2) biologiska undersökningar av artsammansättningen (t.ex. CCME; 2003b). Jämfört med generella riktvärden kommer sådana riktvärden ha betydligt större precision vid bedömning av risker i ett visst område. De kan även användas vid utformning av lokala åtgärdsplaner (avsnitt 6.6).

Det pågår utveckling av mer nyanserade metoder för att beräkna riktvärden som tar hänsyn till faktorer som påverkar biotillgängligheten. Årligen publiceras ett stort antal artiklar. Att presentera en kritisk granskning av dessa arbeten och deras relevans för svenska förhållanden ligger inte inom ramen för detta projekt. För ytterligare information hänvisas till Wenning m.fl. (2005) samt Simpson och Batley (2007).

En metod för att beräkna riktvärden är den s.k. ”equilibrium partitioning” (EqP), som utgår från 1) att toxiciteten av ett visst ämne är lika för akvatiska och bentiska organismer; 2) att exponering sker via porvattnet; 3) att halten i porvatten kan beräknas utifrån halten i fast sediment. Som framgår av avsnitt 4.2 är det tredje antagandet mer rimligt för opolära organiska ämnen än för metaller, även om

organiskt material med särskilt hög affinitet för opolära ämnen (t.ex. sotpartiklar) kan leda till minskade halter i porvattnet. Platsspecifika riktvärden för opolära organiska ämnen i sediment kan utifrån ekvation 2 i avsnitt 4.2 då beräknas som

$$C_{sed}^{crit} = K_{OC} * f_{OC} * C_{aq}^{crit} + K_{BC} * f_{BC} * (C_{aq}^{crit})^n, \quad (8)$$

där C_{sed}^{crit} är riktvärdet för sediment och C_{aq}^{crit} är motsvarande riktvärde för ytvatten. Övriga parametrar anges i avsnitt 4.2. Den andra termen i högerledet motsvarar effekten av sot. Även dessa riktvärden gäller dock främst för det bentiska systemet.

6.4.1.2 RIKTVÄRDEN FÖR YTVATTEN

Effektbaserade riktvärden för metaller i ytvatten återfinns i t.ex. CCME (2003a) och RIVM (2001). Inom EU har även s.k. ”environmental quality standards” (EQS) föreslagits för kadmium, nickel, bly och kvicksilver (EC, 2006). Dessa kommer att få status som miljö kvalitetsnormer. Sverige tar med motsvarande metodik fram värden även för koppar, krom och zink. Eftersom metaller är naturligt förekommande är ekosystem anpassade för viss metallexponering. I RIVM (2001) hanterar man detta genom den s.k. ”added-risk approach” (se även EC, 2003), varigenom det verkliga riktvärdet erhålls genom att addera bakgrundshalter till det effektbaserade riktvärdet. På så vis undviks också problemet att riktvärden kan vara lägre än naturligt förekommande halter. Det har diskuterats huruvida denna princip för bakgrundshalter ska tillämpas på EQS-värdena, och i skrivande stund är detta inte beslutat.

Metallers toxicitet i ytvatten beror starkt av de kemiska förekomstformerna, s.k. speciering. Avancerade metoder finns för att mäta de biotillgängliga formerna av vissa metaller (avsnitt 7.2.4.2). Dessa kan dock inte användas i rutinmässiga mätningar och riktvärden sätts inte heller för dessa fraktioner. Detta är en osäkerhet man får acceptera. Vissa enklare justeringar kan dock göras. Toxiciteten av många metaller minskar starkt med ökande hårdhet i vattnet, samt med ökande salinitet. Detta hanteras explicit för vissa metaller i t.ex. CCME (2003a) och EC (2006).

6.4.1.3 RIKTVÄRDEN FÖR BIOTA

Halten i olika organ eller i hela organismer används ofta som ett mått på den biotillgängliga fraktionen. Mätningar i t.ex. fiskmuskel eller fisklever är vanliga inom miljögiftsövervakningen, där det används för att beskriva hur miljötillståndet förändras över tiden med avseende på metaller och organiska miljögifter (t.ex. Bignert m.fl., 1998).

För ämnen som bioackumuleras starkt, som har långsam utsöndring och inte är markant påverkade av metaboliska processer, är dessa halter ett mycket bra mått på den exponering som organismen utsätts för. För vissa persistenta ämnen finns effektgränser eller riktvärden uttryckta som halt i vävnad eller i hela organismen. Sådana riktvärden kan avse dels organismen själv, t.ex. fisk, men även de organismer åt vilka fisken utgör föda, t.ex. fiskgjuse eller mink. Även bentiska djur såsom blåmusslor kan utgöra en viktig födobas för sjöfågel. Genom att använda

halt i organismen som utvärderingskriterium kommer man ifrån problemen med att uppskatta biotillgänglighet och exponering från flera källor. Metoden är främst använd för opolära organiska ämnen. För metaller förefaller halt i organism vara ett sämre mått på toxicitet (USEPA, 2007).

Metodik för att beräkna riktvärden för biota med avseende på skydd av organismerna själva eller deras predatorer ges i CCME (1998), Beckvar m.fl. (2005) och Oregon DEQ (2007). Ett begränsat urval med exempel på effektgränser och riktvärden för halter i biota ges i tabell 6, men betydligt mer data återfinns i litteraturen.

Tabell 6. Exempel på litteratur som redovisar effektnivåer och riktvärden för halter i organismer

Referens	Biologiska grupper	Vilka organismer avser skyddas?	Ämnen
Oregon DEQ (2007)	Fisk, skaldjur	Fisk, skaldjur och fiskätande fågel & däggdjur	Många organiska ämnen och vissa metaller
Jarvinen och Ankley (1999)	Fisk och evertebrater	Organismerna själva (inte deras predatorer)	Stort antal organiska och oorganiska ämnen
CCME (2001)	Fisk	Fiskätande fågel & däggdjur	metyl-Hg, DDT, PCB, PCDD/F
Steevens m.fl. (2005)	Fisk	Fisk	Dioxiner; riktvärden anges som SSD-fördelning
Landrum m.fl. (2003)	Evertebrater	Evertebrater	PAH
Beckvar m.fl. (2005)	Fisk		Hg och DDT
EC (2006)	Fisk	Fiskätande fågel & däggdjur	Hg och hexaklorbensen

Att använda sådana riktvärden för predatorer är ett generellt sätt att bedöma riskerna. En mer platsspecifik metod är att genomföra dosberäkningar utifrån halt i födan, födointag och kroppsvikt, på liknande sätt som i hälsoriskbedömning. Den beräknade dosen får jämföras med den referensdos som är acceptabel, t.ex. NOAEL ("no observed adverse effect level"). Dosen, D [mg/kg /dag] beräknas som:

$$D = C \cdot I / M, \quad (9)$$

där C är föroreningshalt i födan [mg/kg], I är födointag [kg/dag] och M är kroppsvikt [kg]. Ekvationen gäller för en typ av föda. I verkliga situationer får man summerna för de olika födotyper som en viss organism äter. Alla dessa parametrar har en variabilitet som bör beaktas, t.ex. genom felfortplantningsberäkningar och angivande av D som en övre konfidensgräns.

För de organiska ämnen som metaboliseras är riktvärden i biota inte lika användbart. Exempelvis kan PAH i musslor användas som mått på dess exponering, medan halter i högre organismer vanligen är låga pga. enzymatisk nedbrytning (t.ex. Jonsson m.fl., 2004). Eftersom flertalet organismer kan reglera de intracellulära halterna av essentiella metaller såsom Cu och Zn, är halter av dessa metaller i

vävnad inte heller ett bra mått på exponering (t.ex. Simpson och King, 2005; McGeer m.fl., 2003).

För predatorer kan exponering sällan undersökas genom direkta mätningar i t.ex. vävnad eller ägg. Det har diskuterats om kvicksilverexponering hos fåglar (från fiskföda) skulle kunna bedömas utifrån Hg-halten i fjädrar, vilket skulle möjliggöra bedömning av risker utan att påverka djuret i fråga. Wolfe m.fl. (1998) sammanfattar olika studier och drar slutsatsen att halten Hg i fjädrar inte står i relation till exponeringen. Sammanfattningsvis är halten i födan f.n. den bästa metoden för att bedöma risker hos predatorer utan att behöva ta organ eller ägg från individer.

6.4.2 Ekotoxikologiska tester

I detta stycke ges en allmän diskussion om toxicitetstester som ett hjälpmedel vid riskbedömning av sediment. Det finns idag ett stort antal standardiserade tester som syftar till att undersöka ett ämnes toxicitet i olika matriser. För att underlätta utvärdering av dessa tester i en riskbedömning krävs dock tydligare riktlinjer för tolkning och bedömning av resultaten. I avsnitt 7.3.2 beskrivs olika toxtester för sediment mer detaljerat.

Rätt använda kan toxtester vara ett bra hjälpmedel vid riskbedömning av ett förorenat sediment. Det krävs dock god kunskap om det aktuella områdets ekologi, sediment samt den förorening som ska studeras för att undvika felaktiga tolkningar av resultaten. Det är även viktigt att de tester som används är anpassade till de förhållanden som råder på det aktuella området. Hänsyn bör tas till sedimentets fysiska och kemiska egenskaper och hur föroreningen kan ha påverkats av dessa. Vissa föroreningar blir med tiden hårt bundna till sedimentet och deras toxicitet kan därför vara lägre än en kemisk analys indikerar pga. låg biotillgänglighet. Det kan även finnas okända nedbrytningsprodukter i sedimentet som inte upptäcks vid den kemiska analysen.

För att undvika över- eller underskattning av ett ämnes toxicitet i ett sediment bör man vid ett toxtest därför använda sediment från det aktuella området och inte ett s.k. spikat sediment. Vid användning av ett spikat sediment förlorar man de egenskaper som föroreningen har i den aktuella miljön, det blir även svårare att bedöma synergieffekter. Man bör vid alla toxtester även använda kontrollsediment med lägre föroreningshalt, allra helst ett ”rent” sediment, än det sediment man vill testa. Det kan i vissa fall vara svårt att hitta rena sediment i samma område. Man bör i dessa fall överväga att acceptera ett något förorenat sediment från samma område istället för att använda ett rent sediment från en annan lokal. Anledningen till att man bör undvika att blanda sediment från olika områden är att biotillgängligheten kan variera mellan olika lokaler, och därmed kommer ett eventuellt förhållande mellan halt och toxicitet att förloras.

Innan en ekotoxikologisk undersökning påbörjas bör man vara klar över vilka föroreningar som ska studeras. Olika typer av föroreningar kräver olika tester och/eller testorganismer eftersom alla arter inte är lika känsliga för alla föroreningar. I en studie där olika organismgrupper (insekter, kräftdjur, plattmaskar, ringmaskar och blötdjur) känslighet till metaller och organiska ämnen jämförts med den i

toxtester vanligt förekommande *Daphnia magna*, framkom skillnader i känslighet. Exempelvis är kräftdjur och insekter bland de känsligare för organiska ämnen medan blötdjur är minst känsliga. Även vid exponering för metaller är kräftdjur den mest känsliga gruppen medan insekter är de minst känsliga. Den mest känsliga arten för både metaller och organiska ämnen var *Ceriodaphnia dubia*. (Von der Ohe och Liess, 2004) Om föroreningen tillhör de s.k. PBT-ämnena är det troligen framförallt organismer på högre trofiska nivåer som påverkas. För att påvisa effekt orsakad av PBT-ämnena i sediment kan det vara lämpligare med annat angreppssätt än toxtester.

För att undvika att testorganismen stressas av testmiljön, t.ex. annorlunda kornstorlek, DOC eller liknande, bör man om möjligt välja en art som finns naturligt i liknande område/sediment som det man undersöker. Organismen bör vara lätt att hantera, ha känd livscykel och om den ska användas till flergenerationstest, ha en relativt kort reproduktionscykel. Vid undersökning av ett förorenat sediment bör man om möjligt använda testorganismer på olika trofnivåer för att undersöka olika effekter. Att göra toxtester med olika artgrupper kan dock vara mycket kostsamt och är inte alltid ekonomiskt möjligt.

Om man efter en inledande undersökning med kemiska analyser misstänker att sedimentet är förorenat bör man börja med enklare biotillgänglighetstester (se avsnitt 7.2.4). I dessa inledande toxtester bör man undersöka de organismgrupper som i det enskilda fallet är de mest känsliga för föroreningen. I ett grunt område med mycket mekanisk störning och hög turbiditet kan en förorening från ett sediment i större grad spridas ut i vattenfasen och därmed exponeras pelagiala organismer, exempelvis fisk. I ett djupare område med mindre mekanisk störning ligger troligen föroreningen mer stilla i sedimentet och de bentiska organismerna exponeras i större utsträckning. Känsligheten hos pelagiala arter jämfört med de bentiska kan variera beroende på förorening. Faktorer som dessa bör beaktas vid val av testorganism.

Vid en riskbedömning är det viktigt att inte bara undersöka hur ett förorenat sediment påverkar mortaliteten hos en population eller ett ekosystem utan även effekter som på längre sikt kan ha skadliga effekter. Eftersom olika föroreningar har olika effekter på ekosystem är det viktigt att studera ”rätt” endpoint. Det finns exempel på tester där varken tillväxt eller mortalitet påverkats men där reproduktionen skadats allvarligt (Jones m.fl., 2006). En förorening kan alltså ha hög kronisk toxicitet som inte identifieras i en undersökning med kort exponeringstid.

För att undersöka kroniska effekter av en förorening bör flergenerationstester användas. Det är särskilt relevant om sediment innehåller föroreningar med t.ex. mutagena eller reproduktionsstörande egenskaper. I en jämförelse mellan toxtester för olika livsstadier hos fisk fann man att ungefär 80 % av långtidseffekterna kunde påvisas vid test av tidiga livsstadier såsom ägg och yngel. Då det är viktigt att studera subletala effekter på organismer kan detta vara ett bra angreppssätt vid test av fisk (Braunbeck and Lammer 2006). Ett akuttoxtest kan vara relevant vid undersökning av ett kraftigt förorenat sediment men mindre relevant vid riskbedömning av måttligt förorenade sediment (USEPA, 2002). I avsnitt 7.3.2 listas ett antal olika tester för akut och kronisk toxicitet.

För att följa upp toxtester där en effekt påvisats, eller om man redan *in situ* har påvisat effekter på organismer utifrån t.ex. biologiska undersökningar (avsnitt 6.4.3), kan man för att undersöka vilket/vilka ämnen som orsakar effekten genomföra en s.k. ”Toxicity Identification Evaluation” (TIE). Vid en TIE fraktioneras provet efter kemiska/fysikaliska egenskaper och de enskilda fraktionerna toxtestas. En jämförelse med effekter från helsediment ger ledtrådar till vilka ämnen eller ämnesgrupper som kan orsaka effekterna. Denna metod tar hänsyn till toxicitet orsakad av exempelvis metaller, organiska ämnen, ammoniak och sulfider i sedimenten. (SAMPLE 2007; Jones m.fl., 2006; Golder, 2006).

6.4.3 Biologiska undersökningar

Biologiska undersökningar sammanfattar i många fall påverkan från flera olika faktorer och kan vara goda indikatorer på toxiska effekter från föroreningar (figur 3 i avsnitt 6.1). Bottendjur är stationära och relativt långlivade (upptill ibland flera år), vilket gör att sammansättningen av faunan integrerar miljöförhållandena över en längre tid. På så vis kan de ge ett mått på kronisk exponering, i motsats till prover av t.ex. vattenkemin som ger en ögonblicksbild av tillståndet. Eftersom bottenfaunan består av arter som är olika känsliga för miljöstörning ger artsammansättningen en bra indikation på påverkan. Tecken på störning/stress kan vara minskad artdiversitet, predominans av toleranta arter, frånvaro av känsliga arter eller fysiologiska förändringar på individnivå.

Biologiska undersökningar med avseende på toxicitet i sediment kan utföras på olika nivåer:

- Individnivå: t.ex. morfologi, biomarkörer
- Populationsnivå: t.ex. abundans av viktiga arter, åldersstruktur
- Samhällsnivå: t.ex. artsammansättning

I vissa fall kan även ej bottenlevande organismer, t ex fiskar vilka i huvudsak prederar på bottenlevande organismer, undersökas för att bedöma toxisk påverkan av föroreningar i ett sediment.

Vanligast är kanske undersökningar på samhällsnivå, t.ex. artsammansättning i ett förorenat sediment. Sådana undersökningar visar vanligen på stress/störning i allmänhet. Undersökningar på lägre nivåer, såsom fysiologiska subletala förändringar, liksom närvaro eller frånvaro av s.k. indikatorarter är till skillnad från studier på samhällsnivå ofta mer specifika för toxiska effekter och kan därför också användas i allmänt påverkade områden, t.ex. hamnar, tätorter, industriområden m.m. (se avsnitt 7.3.3). Många förorenade sediment är belägna i områden som är allmänt påverkade. I sådana miljöer är undersökningar på samhällsnivå av tveksamt värde (t.ex. Chapman och Anderson, 2005).

Det finns dock många andra orsaker till att artsammansättning hos bottenfauna kan variera, t.ex. varierande syrenivåer, närsalthalt, grumlighet, vattendjup, pH-värde, kornstorlek, födotillgång och biologiska faktorer som mellan- och inomarts-konkurrens och predatortryck. Detta medför att en för regionen normal artsammansättning kan användas som argument för att toxiska effekter inte föreligger, medan

en avvikande artsammansättning inte med nödvändighet beror på toxiska effekter från föroreningar. Det är därför ett krav att om biologiska undersökningar används i en riskbedömning, ska även allmänna parametrar undersökas och ingå i den utvärderande analysen. Man bör sträva efter att samla in både bottenfaunaprov och material för andra analyser vid samma provtagningstillfälle.

Det finns vanligen inga absoluta utvärderingskriterier. Kunskap om det förväntade tillståndet är därför nödvändigt. Detta kan erhållas genom studier i lokala referensområden. Ett referensområde bör i största möjliga grad vara opåverkat av miljögifter, men ha likartade allmänna betingelser som det förorenade området (t.ex. vattendjup, kornstorlek, syrehalt, pH etc.). Fler aspekter presenteras i avsnitt 7.3.3.

Resultaten från en bottenfaunaundersökning kan omsättas i olika bottenfauna-index för utvärdering (Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, 1999b; 2003). Eftersom känsligheten för olika toxiska ämnen varierar mellan olika ordningar bland evertebrater (Von der Ohe och Liess, 2004), kan det förväntas att olika föroreningar påverkar artsammansättningen på olika sätt. Detta medför att ett generellt index för att identifiera toxisk påverkan inte blir särskilt kraftfullt. Data från en bottenfaunaundersökning bör därför hellre analyseras med multivariata statistiska metoder. Dessa är känsligare verktyg för att påvisa skillnader i organismsamhällets kvalitativa och kvantitativa sammansättning och kan inkludera föroreningsnivåer och allmänna tillståndsp parametrar (se även avsnitt 7.3.3).

Prov för analys av föroreningsnivåer och andra relevanta parametrar bör väljas ifrån sådana sedimentdjup där tätheten av bottenfauna normalt är störst, varför halter i sediment djupare än 10 cm inte ska ingå i sådan utvärdering. Följande undersökningsstrategi för biologiska undersökningar föreslås:

1. **Inventera kunskapsläget för aktuellt område**, vilka arter förekommer normalt i denna miljö, ta fram lämplig referenslokal, t.ex. ifrån det nationella miljöövervakningsprogrammet eller liknande, har biologiska undersökningar genomförts tidigare i området eller dess närhet?
2. **Litteraturstudie** avseende förekommande arters känslighet för aktuella föroreningar och vilka allmänna parametrar kan eventuellt påverka abundansen hos dominerande arter
3. **Välj utvärderingskriterier** - planera provtagning
4. **Genomför undersökning**
5. **Utvärdera resultat** m.h.a. punkt 1 och 2 och försök fastställa statistiska samband med föroreningsnivåer och artsammansättning/artantal (jmf med referensområde, multivariatanalys) och/eller skadefrekvens

6.5 Riskkarakterisering

I riskkarakteriseringen utvärderas resultat från exponeringsanalysen mot resultat från effektanalysen med syfte att bestämma riskens storlek och karaktär. Riskkarakteriseringen ska också innehålla en diskussion av riskbedömningens styrkor och svagheter.

Det första avsnittet beskriver allmänna aspekter. Därefter ges förslag på hur risken kan karakteriseras för de tre huvudsakliga mottagarna. Slutligen diskuteras osäkerheter.

6.5.1 Allmänt

I riskkarakteriseringen bedöms om risker föreligger och i så fall av vilken karaktär, baserat på en jämförelse av resultat från exponeringsanalysen och effektanalysen, t.ex. undersökningar och exponeringsberäkningar mot de valda utvärderingskriterierna. Detta sker för varje riskscenario som beskrivits i den konceptuella modellen. Det är i detta moment som riskernas storlek för de enskilda skyddsobjekten kvantifieras, och områdets risk härmed karakteriseras. I riskkarakteriseringen ska även invägas varje angreppssätts känslighet och inneboende osäkerhet för den aktuella hotbilden.

När flera angreppssätt används ska dessa karakteriseras separat, innan en gemensam avvägning presenteras. De fyra övergripande angreppssätten för att bedöma risk för effekter från förorenade sediment är:

- sedimentkemi
- biologiska undersökningar
- ekotoxikologiska tester
- bioackumulation

Kemiska mätningar i sediment eller ytvatten kan utvärderas mot bakgrundshalter eller mot effektbaserade riktvärden. Det senare fallet ger enkla riskkvoter där värden över 1 kan tolkas som risk. Värden över 1 kan dock erhållas i många situationer där risk inte föreligger, beroende på hur konservativa riktvärdena är samt hur biotillgänglig föroreningen är. Små avvikelser från 1 ska alltid tolkas försiktigt. Det finns ingen linjär relation mellan riskkvoter och riskens verkliga omfattning. Därför är inte en riskkvot på 100 exakt 20 gånger värre än en kvot på 5.

Om halter mäts i organismer för utvärdering mot riktvärden för biota (avsnitt 6.4.1.3), så undviks problemet med biotillgänglighet eftersom man utvärderar just den fraktion som faktiskt bioackumulerat. Detta ger ett högt bevisvärde i en samlad utvärdering.

När resultat från olika metoder ska sammanvägas krävs en systematisk utvärderingsprincip. Expertkunskap krävs normalt för att tolka resultat från olika angreppssätt. En i USA och Kanada vanlig metod för tolkning av resultaten är den s.k. "weight-of-evidence" (WOE). WOE används för att sammanväga resultat från enskilda metoder på ett sätt så att beslut kan fattas även om alla metoder inte pekar

åt samma håll. Weight of evidence kan användas för parallell utvärdering av olika angreppssätt, men även för sekventiell utvärdering vilket passar i en stegvis process där man gradvis blir mindre och mindre konservativ (Hull och Swanson, 2006).

Exakt vilken metod för sammanvägning som är lämplig i ett enskilt fall kan vara svårt att peka ut (Jones m.fl., 2006). Om bara två angreppssätt används kan enkel regression eller rankning (rangordning) tillämpas. Exempelvis kan en studie omfatta haltmätningar och beskrivning av bottenfaunans sammansättning. Lämpligen undersöks då om något mått på bottenfaunan samvarierar med halterna. Eftersom bottenfaunans variabilitet inte behöver vara normalfördelad kan man utvärdera i vilken utsträckning som de båda parametrarna samvarierar genom att rangordna varje parameter. Därefter undersöks om provpunkterna rangordnas lika för de bägge angreppssätten.

Om fler än två angreppssätt används krävs andra metoder för sammanvägning. En relativt enkel metod är att resultaten från varje angreppssätt rankas (1-n) från högst till lägst av n antal provpunkter. Exempelvis ges provet med de lägsta halterna värdet 1, och provet med de högsta halterna ges värdet n . Detta upprepas för andra angreppssätt, t.ex. toxtester. Därefter summeras utfallet från de olika angreppssätten. Provpunkter som erhåller höga eller låga värden har generellt god samstämmighet mellan de olika angreppssätten, dvs. liten eller stor risk. Sedimentföroreningar utgör sannolikt en risk i prov som erhållit värdet n eller strax därunder för alla angreppssätt. Provpunkter med intermediära värden kan antingen ha erhållit intermediära värden för alla angreppssätt, eller erhållit motsägande resultat.

Om olika angreppssätt ger olika resultat kan en viktning krävas. Viktning kan göras efter på förhand bestämda kriterier. Några kriterier som bör ingå är:

- Metodens precision och stabilitet
- Orsakssamband
- Om exponeringen är realistisk

En styrka hos både toxicitetstester och biologiska undersökningar är att responsen i bästa fall återspeglar den verkliga föroreningssituationen och biotillgängligheten. Detta är en skillnad mot kemiska analyser som bara ger svar på de ämnen man analyserar, som vanligen inte återspeglar biotillgängligheten, och som befinner sig långt från effekter på en orsakskedja (figur 3). I flera system för sedimentriskbedömning värderas därför biologiska data eller toxicitetstester högre än kemiska mätningar (Chapman och Anderson, 2005; Wenning m.fl., 2005).

Hull och Swanson (2006) betonar att riskkvoter som baserats på halter i sediment eller vatten kan användas för att utesluta risker, men att de inte fungerar väl för att verkligen påvisa risker. Olika utvärderingsmatriser har föreslagits för hur resultat från flera angreppssätt kan tolkas (t.ex. Chapman och Anderson, 2005; CCME 2003c). Ett förslag för bentiska organismer återges i tabell 7.

Tabell 7. Förslag på utvärderingsmatris för bentiska organismer: tre angreppssätt för att bedöma risk. – betyder negativ respons, t.ex. ingen skillnad mot kontroll; + betyder positiv respons, t.ex. förhöjda halter eller avvikande artsammansättning.

Sedimentkemi vs riktvärden	Toxtester	Biologi	Tolkning
-	-	-	Sedimenten utgör inte en risk
+	-	-	Föroreningarna utgör inte en risk
-	+	-	Potentiell risk, fördjupad utvärdering av exponering och effekter i fält; identifiera orsak till toxicitet
-	-	+	Föroreningar utgör sannolikt inte en risk, identifiera orsaken till biologisk avvikelse
+	+	-	Potentiell risk, fördjupad utvärdering av exponering och effekter i fält
-	+	+	Risk påvisad; identifiera orsaker till biologisk avvikelse och toxicitet, t.ex. Icke-analyserade ämnen
+	-	+	Potentiell risk; identifiera orsaken till biologisk avvikelse
+	+	+	Risk från sedimentföroreningar påvisad

6.5.2 Bentiska organismer

Ingen metod är normalt tillräcklig för att på egen hand påvisa om bentiska organismer skadas till följd av exponering för kemiska föroreningar, och i så fall vilka dessa föroreningar är. En vanlig tillämpning av ”weight-of-evidence” för bentiska organismer är den s.k. triaden, där resultat från sedimentkemi viktat mot riktvärden, artsammansättning och toxicitetstester sammanvägs. Sammanvägningen kan ske med eller utan viktning (avsnitt 6.5.1). I tabell 7 ges en utvärderingsmatris för att tolka effekter på bottenfauna utifrån tre angreppssätt.

Statistiska metoder är viktiga för att avgöra styrkan i eventuella samband mellan effekter, artsammansättning och föroreningsnivåer. Tröskeffekter kan förekomma, t.ex. att artsammansättningen minskar vid visst haltintervall men inte försämras ytterligare vid halter däröver. I vissa fall kan data transformeras till normalfördelning. I andra fall kan icke-parametriska statistiska metoder användas. Eftersom icke-parametriska tester ofta har lägre teststyrka än parametriska tester bör det dock alltid undersökas om data genom t.ex. log-transformering kan erhålla normalfördelning. Multivariata metoder är särskilt användbara vid dessa flerdimensionella dataset. Vid dessa statistiska utvärderingar ska även allmänna parametrar användas (se avsnitt 6.4.3). Om resultaten från olika metoder är samstämmiga, t.ex. genom rumslig variation eller statistiska samband, anses det bevisa att orsakssamband föreligger.

6.5.3 Fisk

För att bedöma risk för skador på fisk är mätningar av halter i fiskens organ mycket lämpliga för PBT-ämnen och kvicksilver, medan andra ämnen bättre undersöks med andra metoder. I de fall som mätningar kan ske i fisken är bevisvärdet starkt för effekter, och det viktiga är då att identifiera orsaken och kopplingen till sedimentet (avsnitt 6.6).

6.5.3.1 PERSISTENTA ÄMNEN

För ämnen som bioackumulerar starkt i fisk och för vilka metabolisk omvandling är långsam (PBT-ämnen och Hg) kan halter i vävnad jämföras direkt mot vävnadsbaserade riktvärden för fisk (avsnitt 6.4.1.3) och riskkvoter beräknas. Andra angreppssätt som kan användas är t.ex. olika fysiologiska undersökningar, biomarkörer, toxtester eller TIE (avsnitt 6.4.2).

6.5.3.2 ÖVRIGA ÄMNEN

För reglerade metaller och metaboliserbara organiska ämnen är halt i vävnad inte ett bra mått på exponering. Vanligast är att använda halt i vatten som mått på exponering och jämföra med motsvarande riktvärden för akvatiska ekosystem, eller för fisk specifikt. För ämnen som bioackumuleras i fiskens föda kan halter i dessa arter användas som delmått på exponering.

Biomarkörer kan vara ett effektivt verktyg för att påvisa exponering, och olika fysiologiska undersökningar kan användas för att påvisa om exponeringen är skadlig (avsnitt 7.3.3). Även toxicitetstester kan användas. TIE kan öka möjligheten att identifiera de ämnesgrupper som orsakar effekterna (avsnitt 6.4.2).

6.5.4 Fågel och däggdjur

Risker för däggdjur och fågel behöver normalt bara bedömas för PBT-ämnen och kvicksilver. Riskbedömning baseras på halter i födan – dosberäkning eller omräknat som kritisk referenskoncentration (jfr avsnitt 6.5.3) fast baserat på TDI⁶ eller motsvarande för däggdjur/fågel. En mer platsspecifik metod är att beräkna dosen för predatorer och den föda som finns (eller skulle kunna finnas) på området (se avsnitt 6.4.1.3).

Många förorenade sedimentområden är ytmässigt små i förhållande till predatorernas födointagsområde, vilket skulle tala för en nedjustering av exponeringen i förhållande till andelen föda som kommer från just det aktuella området. Detta är något av en policyfråga som Naturvårdsverket (oss veterligen) inte har tagit ställning till. Allmänt är det dock rimligt att födan inte i något delområde får vara så förorenad att den skulle utgöra en risk vid långsiktig exponering.

Risker på dessa nivåer är svåra att verifiera med alternativa angreppssätt. Dosberäkning utifrån halter i föda är ett relevant mått på exponeringen men som kan ha betydande osäkerhetsintervall. Eftersom effektnivåer eller acceptabelt intag kan beräknas utifrån olika principer krävs dock en kritisk granskning i effektanalysen. Dessutom är sambanden mellan sediment och exponering viktiga att belysa (avsnitt 6.4.2 och 6.6).

6.5.5 Osäkerhetsanalys

I en miljöriskbedömning finns många typer av osäkerheter. Den övergripande osäkerheten gäller om den konceptuella modellen verkligen representerar de risker som det förorenade området utgör. Om t.ex. vissa mottagare som påverkas utelämnas i riskbedömningen, spelar det ingen roll om övrig exponering är beskriven

⁶ TDI: tolerabelt dagligt intag; i USA används också termen RfD.

med hög precision. Fel i den konceptuella modellen är svårt att kontrollera. Risken att göra sådana fel ökar dock om man inte har god förståelse för områdets ekosystem och hydrologi, samt sedimentens och föroreningarnas egenskaper.

Fel kan också uppstå på grund av otillräcklig eller olämplig statistisk hantering av data. Ofta kan man göra en känslighetsanalys där osäkerheten för varje enskild parameter som används i riskkaraktärisering skattas. Härigenom kan man dels skatta den totala osäkerheten och dels identifiera vilka parametrar som bör studeras bättre för att minska den totala osäkerheten. Riktlinjer för statistiska metoder faller dock utanför ramen för denna rapport.

En tredje typ av fel beror på otillräckligheten i de metoder som används. Ingen enskild metod kan otvetydigt visa hur stor en risk är och hur stor sedimentets roll är. I det följande diskuteras några principiella aspekter. När olika angreppssätt och utvärderingskriterier ("lines of evidence") används är det inte ovanligt att de ger olika resultat. Vid sammanvägningen ska det beaktas att olika utvärderingskriterier skiljer avseende tendensen till att överskatta eller underskatta risker. Exempelvis är många riktvärden konservativt satta och utgår normalt från NOEC-värden. Överskridande av NOEC-värden medför därför inte per automatik att effekter uppträder. I sediment förstärks denna effekt av att biotillgängligheten sällan beaktas, utan risker baseras på totala halter.

Toxicitetstester ger däremot bara respons när en tydlig toxisk effekt uppstår, och är vanligen begränsade till en eller ett fåtal arter. Även biologiska undersökningar ger respons när effekter föreligger. Det är alltså en principiell skillnad mellan kemi kontra biologi eller toxtester. I ett enskilt fall kan därför föroreningsnivån indikera risk, medan andra angreppssätt inte gör det. Detta illustrerar behovet av flera angreppssätt och utvärderingskriterier för att avgöra om toxiska effekter råder, och vilka orsakssambanden är.

Även om osäkerhetsanalysen ofta redovisas i samband med riskkaraktäriseringen, så måste osäkerheter beaktas under hela riskbedömningsprocessen.

6.6 Orsakssamband och åtgärds mål

6.6.1 Orsakssamband

Sedimentens roll kontra andra källor (t.ex. atmosfärsdeposition) är inte alltid uppenbar vad gäller risk för effekter, särskilt inte om högre trofinivåer är påverkade (t.ex. Stapleton m.fl., 2001). Att reda ut orsakssamband mellan föroreningar och effekter är en svårighet som är genomgående för sedimentriskbedömningar, men som är viktig om man ska bedöma konsekvenser av en existerande föroreningsituation eller en planerad åtgärd (muddring, sanering, osv.). Beroende på föroreningarnas karaktär och hur risken har undersökts kan två typer av orsakssamband behöva etableras:

1. Orsak till effekter
2. Källa till förorening

Steg 1 är aktuellt vid bentiska mottagare samt vid t.ex. metaller eller organiska metaboliserbara ämnen i pelagiska arter såsom fisk. I dessa fall har man ofta belyst risken via toxtester, biologiska eller fysiologiska undersökningar. Orsaken kan bl.a. belysas med TIE. Några generella kriterier som bör uppfyllas för att etablera orsakssamband mellan förorening och effekter är (Adams m.fl., 2005)

- effekter ska systematiskt uppträda tillsammans med höga halter
- exponering ska kunna mätas i mottagare (t.ex. förorening eller biomarkör)
- samma effekt ska kunna reproduceras i relevanta testorganismer genom exponering

För bentiska organismer kan orsakssambanden bedömas direkt i riskkarakteriseringen (avsnitt 6.5.2). För övriga mottagare är spridningsprocesser inblandade, varför sambanden mellan effekter, exponering och sedimenten bedöms separat från riskkarakteriseringen.

Om effekterna misstänks påverka fisk eller dess predatorer kan det krävas att man först genomförs steg 1 och därefter steg 2. Steg 2 kan även behöva bedömas om det är t.ex. Hg eller PBT-ämnen som påträffats i fisk. I vissa fall finns inga andra lokala föroreningskällor i området, t.ex. inga industrier, reningsverk eller urbana dagvatten. Det bör ändå säkerställas att halter i, eller exponering för, fisk inte beror på uppströms belastning eller på atmosfärsdeposition. Detta kan exempelvis bedömas utifrån mätningar i fisk från en uppströms referensstation. I de Stora Sjöarna i USA har stabila isotoper (^{15}N , ^{13}C) använts för att karakterisera näringskedjan och bedöma om ursprunget till PCB i fisk var atmosfären eller sedimenten (Stapleton m.fl., 2001).

I det generella fallet kan mass-balans användas men det kräver kvantifiering av alla relevanta flöden. När exponering sker via ytvatten kan ekvation 6 (avsnitt 6.3.4) användas för att kvantifiera den relativa betydelsen av sedimentet kontra andra källor. Detta förutsätter att utsläpp från sedimenten kan kvantifieras samt att andra föroreningskällor i området, inklusive atmosfärsdeposition, har kartlagts. För kvicksilver kan även utlakning av metyl-Hg från våtmarker i avrinningsområdet ha stor betydelse för förekomsten av Hg i fisk (t.ex. Greenfield m.fl., 2001).

6.6.2 Åtgärds mål

Om åtgärder krävs för att minska risken krävs kvantitativa och mätbara åtgärds mål. Om åtgärden är sanering uttrycks åtgärds målen vanligen som halt i sedimenten. Vid en sanering kan även kompletterande åtgärds mål upprättas, t.ex. något mått på bottenfaunakvalitén. Om andra åtgärds tekniker som t.ex. övertäckning väljs krävs andra åtgärds mål. Detta kan exempelvis vara halt i fisk eller något mått på art-sammansättningen av bottenfauna. För denna typ av mål måste det beaktas att tiden innan målen uppnås är längre än vid en sanering. Detta avsnitt är fortsättningsvis inriktat på åtgärds mål för sanering, dvs. där åtgärds målet uttrycks som halt i sediment.

Eftersom den föreslagna strategin fokuserar på att undersöka riskerna där de uppträder, kan sambandet mellan risken och föroreningsnivåerna i sedimenten vara oklart. I det följande förutsätts att orsakssamband är upprättade. Det ska också betonas att mätbara åtgärds mål ofta inte bestäms enbart på basis av riskbedömningen. Tillkommande aspekter i åtgärdsutredning och riskvärdering invägs ofta vid upprättandet av åtgärds mål.

6.6.2.1 ÅTGÄRDSMÅL FÖR BENTISKA ORGANISMER

Effekter på bentiska organismer förutsätter ingen spridning varför åtgärds mål kan uttryckas direkt som en halt i sediment. Det finns flera metoder för att bestämma den halt som då kan anses acceptabel. Om det finns sedimentriktvärden som har visats vara relevanta för området kan dessa användas som riktvärden. Eftersom generella sedimentriktvärden sällan är ett precist mått på risk kan kompletterande metoder användas. En utvärdering av samband mellan föroreningshalter och effektmått (t.ex. bottenfauna eller toxtester) kan användas för att beräkna den halt vid vilken en acceptabel påverkan föreligger.

6.6.2.2 ÅTGÄRDSMÅL FÖR PELAGISKA ORGANISMER

Om de kritiska effekterna uppstår i fisk kan samma principer användas som för fiskätande däggdjur och fåglar för kvicksilver eller PBT-ämnena, se nedan. Skillnaden är det valda riktvärdet för halt i fisk ska skydda fisken själv (avsnitt 6.4.1.3). För andra ämnen måste samband mellan exponering i fisk och halt i sediment upprättas.

6.6.2.3 ÅTGÄRDSMÅL FÖR FISKÄTANDE DÄGGDJUR OCH FÅGLAR

Om risken för effekter på fiskätande däggdjur eller fåglar är styrande krävs en omräkning av halt i fisk (dvs. deras föda) till halt i sediment. Om man som halt i föda väljer en halt som skyddar dess konsumenter (avsnitt 6.4.1.3) kan en högsta acceptabel halt med motsvarande skyddsnivå beräknas för sediment. Omräkning mellan halt i sediment och halt i fisk kan i princip genomföras med två metoder (BSAF eller näringskedjemodeller; se avsnitt 7.2.3). Genom att använda dessa för baklängesberäkningar där man sätter det önskade riktvärdet för biota som halt i fisk, kan motsvarande acceptabla halter i sediment beräknas. Baklängesberäkningar med näringskedjemodeller har använts av t.ex. USEPA (1998).

Sådana beräkningar har visats sig komplicerade och kräva mycket platsspecifik data för kalibrering (Burkhard m.fl., 2004). I en utvärdering av olika metoder för att sätta åtgärds mål eller riktvärden för dioxiner rekommenderar Wenning m.fl. (2004) att BSAF-värden i kombination med riktvärden för acceptabel halt i biota används (se avsnitt 7.2.3). Angreppssättet rekommenderas även av USEPA (2002).

7 Undersökningsmetoder och verktyg

Det finns ett antal tekniker som används för att kvantifiera olika moment som kan ingå i en riskbedömning av förorenade sediment. I överensstämmelse med strategin har detta kapitel indelats i metoder för exponeringsanalys och metoder för effektanalys. Kapitlet syftar till att ge en överblick över några vanligare metoder, men inte att ge en fördjupad eller heltäckande utvärdering. Det mycket stora antal artiklar som årligen publiceras inom dessa fält är en indikation på att ingen enstaka nuvarande metod är fullständig vad avser möjligheten av att bedöma miljörisker från sediment. En översikt av metoder ges också i Adams m.fl. (2005).

7.1 Metoder för källkaraktisering

Att undersöka föroreningar i sediment kan genomföras i en gradvis ökande detaljnivå, där man successivt närmar sig metoder för exponeringsanalys. I detta kapitel ges en kort introduktion till metoder för att karakterisera halter i fast fas och i porvatten.

7.1.1 Analyser

Metoder för kemisk analys av sediment är allmänt tillgängliga och kräver ingen noggrannare genomgång här. Avsnittet syftar endast till att lyfta fram vissa kvalitetsaspekter.

Metaller analyseras numera vanligen med ICP-AES och ICP-MS. Detta innefattar ett uppslutningssteg. På marknaden finns flera olika uppslutningssteg som i varierande grad extraherar de mer svårslösliga fraktionerna. Olika uppslutningsmetoder kan därför ge stor skillnad i totalhalt av vissa metaller, t.ex. krom. Vid jämförelse med t.ex. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är det därför viktigt att även beakta vilka uppslutningsmetoder som använts.

Metallers bindningsförhållanden har stor betydelse för biotillgänglighet och löslighet, och kan studeras med olika metoder. XRD är en etablerad metod för att identifiera kristallina faser. Metoden kräver mycket höga halter. Under senare år har EXAFS använts i miljösammanhang, främst avseende förorenad jord. EXAFS ger specifika svar på bindningsavstånd utan att kräva kristallina faser. I Sverige har EXAFS använts för kvicksilver (Skylberg m.fl. 2006) men kan knappast betraktas som en rutinmetod ännu. Många andra tekniker finns också för att skatta hur metaller är bundna, t.ex. lakteter.

Organiska ämnen analyseras oftast genom extraktion i organiska lösningsmedel, upprensning av extraktet, separation på GC eller LC, och slutligen detektion och kvantifiering. Flera system för detektion används, t.ex. ECD, MS, MS-MS och NPD. Många led bidrar följaktligen till den sammanlagda osäkerheten. Även om enskilda analyser anges med en viss precision, t.ex. $\pm 20\%$, kan det absoluta värdet variera avsevärt mer, t.ex. beroende på olika extraktionsförfaranden. Provningsjämförelser mellan olika svenska laboratorier har, såvitt vi vet, inte genomförts för

organiska föroreningar i sediment. Både för metaller och särskilt för organiska ämnen bör certifierade referensmaterial användas i största möjliga omfattning.

7.1.2 Halter i porvattnet

Halter i porvattnet har betydelse för bioackumulation, exponering och toxicitet samt för diffusiv spridning till vattenmassan. Att mäta föroreningshalter i porvatten ställer dock särskilda krav på renhet, noggrannhet och att sedimenten påverkas så lite som möjligt under och efter provtagning. Exponering för luft medför att reducerade faser såsom svavelväte och vissa sulfidmineral snabbt oxideras. Detta förändrar kemin på ett sätt som gör att åtminstone metalldata inte kan användas. Exempelvis har det visats att halterna av metyl-Hg i porvatten genomgående var avsevärt lägre (upp till 340 ggr) vid extraktion i luft jämfört med extraktion under N₂ (Skjällberg m.fl., 2006).

En jämförande utvärdering av olika metoder för att extrahera porvatten för kvicksilveranalys ges i Mason m.fl. (1998). Passiva provtagare har använts för metaller med mycket hög vertikal upplösning (t.ex. Montelica-Heino m.fl., 2003). Även opolära organiska ämnen i porvatten kan provtas med hjälp av passiva provtagare (t.ex. Mayer m.fl., 2000).

7.2 Metoder för exponeringsanalys

I detta kapitel ges en kort översikt över några metoder för att undersöka spridning och exponering. I tabell 8 listas några av de vanligast förekommande, med en summering av fördelar och begränsningar. I en riskbedömning är det vanligt att använda flera metoder som kompletterar varandra. I princip kan man säga att alla metoder för att beräkna spridning och exponering är behäftade med stora osäkerheter, och värdet av kompletterande angreppssätt är därför stort.

Tabell 8. Översikt av olika tekniker som kan användas vid exponeringsbedömning

Teknik	Styrka	Svaghet
Mätning av halter i vattenmassan	Relativt enkelt	Ger en ögonblicksbild
Spridningsberäkningar	Kan användas för att bedöma exponering i vattenmassan, samt påverkan i t.ex. nedströms områden. Kan användas för beräkning av källbidrag	Många metoder är komplicerade. Omräkning till halt krävs för att ge mått på exponering
Halter i organismer	För vissa ämnen ett direkt mått på exponering, dvs. hänsyn till biotillgänglighet krävs inte	Kopplingen till sediment måste bedömas separat. Fungerar mindre väl för många metaller och organiska ämnen som metaboliseras
BSAF	Enkel beräkning för att kvantifiera samband mellan halt i sediment och biota, t.ex. fisk. Kan också användas för åtgärds mål	Betydande osäkerheter, om inte platsanpassat
Näringskedjemodeller	Dynamisk beskrivning av samband mellan halt i sediment och biota, samt biologisk transport av föroreningar	Ofta komplicerade och kräver mycket fältdata. Främst relevant för mycket stora områden
Selektiv lakning	Kan i varierande grad ge en god uppfattning om biotillgänglighet	Svår att utvärdera i absoluta termer

7.2.1 Partikelspridning till vattenmassan

Partikulär spridning av föroreningar sker genom resuspension av förorenade sediment som i sin tur beror av att de destabiliserande krafterna orsakade av vattenrörelser är större än sedimentens stabiliserande egenskaper.

7.2.1.1 MOBILISERING AV SEDIMENT

Den kraftbalans som avgör huruvida en sedimentyta eroderar eller är stabil beror av ett flertal parametrar. Vattenrörelser verkar destabiliserande på sedimentytan och inverkan sammanfattas vanligen genom att beräkna den skjuvspänning som vattnets rörelse påverkar botten med. För sedimenten är dock situationen mer komplicerad och de parametrar som har betydelse för eroderbarheten beror av sedimentens sammansättning. Ur erosionshänseende delas vanligen sedimenten in i två grupper efter egenskap: friktionsmaterial och kohesionsmaterial. Det är dock vanligt att ett sediment utgör en blandning av bägge materialtyper.

Friktionsmaterial

Friktionsmaterial karakteriseras av att krafterna mellan de enskilda kornen endast utgörs av kontaktkrafter och att det enskilda kornet relativt enkelt sätts i rörelse i det fall de destabiliserande krafterna blir alltför stora. Som en jämförelse bildas vid ras i torrt material en given rasvinkel som endast beror av kornens form, vilken i sin tur avgör läget för kontaktkrafterna i jordmatrisen.

För friktionsmaterial kan oftast en uppskattning av kritisk skjuvspänning (dvs. den skjuvkraft som krävs för att mobilisera kornen) göras beräkningsmässigt. Ett flertal olika metoder med varierande detaljeringsgrad avseende främst

anpassningen till kornstorleksfördelning och bottenpografi existerar (form och ytmostånd, jfr. rippelbildning i strömmande vatten).

Enklare mätningar för att undersöka om det sker en mobilisering av sedimenten kan göras med exempelvis sedimentfällor avsedda för att mäta bottenransport (i princip nedgrävda behållare med behållarens överkant i nivå med sedimentytan för att fånga eventuell bottenransport) eller spårämnesförsök.

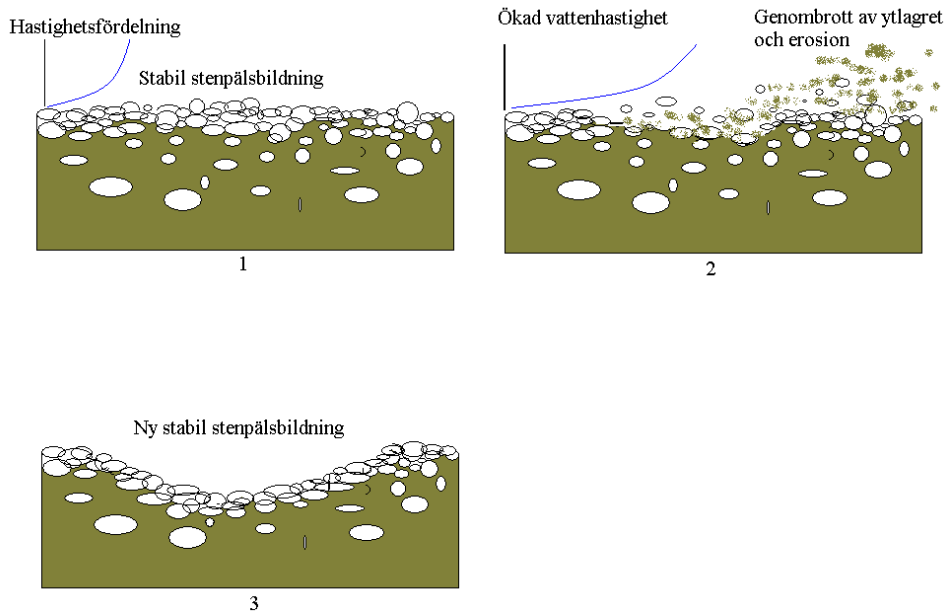
Kohesionsmaterial

Kohesionsmaterial karakteriseras av att bindningen mellan de enskilda kornen även beror av elektrokemiska krafter. I ett omättat tillstånd (delvis vattenmättade porer) kan krafter mellan kornen som liknar de kohesiva krafterna även bero av kapillära krafter/ytpänning, exempelvis ändras rasvinkeln för sand drastiskt om den är delvis blöt och sanden beter sig mer som ett kohesivt material.

Bestämning av kritisk skjuvspänning för kohesionsmaterial görs lämpligen i laboratoriemiljö då det inte finns någon enhetlig metod för att beräkna densamma. Anledningen är att den kritiska skjuvspänningen hos kohesiva material beror på ett flertal parametrar såsom konsolideringsgrad, förekomsten av elektrolyter, pH, temperatur, mineralogi m.m. Undersökningar av erosionsbenägenheten görs lämpligen genom bottenundersökningar.

Blandmaterial

Många jordarter består av en blandning av grövre friktionsmaterial och finare kohesivt material. Erosionen kan i det här fallet ge upphov till en sortering av material där finmaterialet lättare eroderas varpå det kvarlämnade grövre materialet bildar en så kallad stenpäls eller harnesk (Figur 8). Det överliggande grövre materialet är då som regel i jämvikt med vattenrörelsens destabiliserande inverkan. I det fall ytterligare erosion ändå initieras kan ett genombrott av det ytliga grövre materialet ske varpå det underliggande finare materialet eroderar jämförelsevis snabbt tills dess att tillräckligt med grovt material ”vaskats” fram för att bilda en ny mer motståndskraftig stenpäls.



Figur 8. Schematisk skiss av erosionsförloppet vid stenpälsbildning.

7.2.1.2 KARAKTERISERING AV BOTTNAR UR EROSIONSHÄNSEENDE

Direkt spridning av föroreningar till vattenmassan i partikulär form sker främst genom erosion orsakad av vattenrörelser. De flesta naturliga vattensystem befinner sig vanligen i ett dynamiskt tillstånd där stabiliserande (bottenmaterialets erosionsbeständighet) och destabiliserande krafter (vattenrörelser) är nära jämvikt. Medan exempelvis erosion av juvenil mark där marken inte tidigare varit påverkad av vattenrörelser (översvämningar, skred o.d.) eller erosion orsakad av mänsklig påverkan (propellerströmmar, spridning vid muddring eller dumpning av material o.d.) kan beskriva ett relativt våldsamt förlopp.

Botten i sig delas vanligen in efter bottenens tillstånd:

- Ackumulationsbottnar – kännetecknas av en tillväxt av sedimentens mäktighet
- Erosionsbottnar – kännetecknas av att sedimentens mäktighet minskar
- Transportbottnar - pendlar mellan att vara ackumulations- respektive erosionsbottnar

Utöver tillståndsbeskrivningen ovan som i egentlig mening beskriver samverkan mellan vattenrörelsen och bottenmaterialet görs vanligen en åtskillnad mellan bottnar av friktionsmaterial och kohesivt material. Denna indelning är av en mer teknisk karaktär och grundar sig på de materialparametrar som styr sedimentens hållfasthet.

7.2.1.3 TRANSPORT

Transporten av material delas också vanligen in i bottentransport och transport av suspenderat material beroende på hur materialet transporteras. En kvantifiering av

transporten kan uppskattas antingen genom att göra beräkningar eller genom direkta mätningar. De metoder som finns för att beräkna transporten är som regel komplicerade och förknippade med relativt grova antaganden främst avseende materialets egenskaper och sammansättning. Bland de mer kända sambanden för att kvantifiera bottentransporten finns:

- *Shields* ekvation – som baseras på skillnaden mellan kritisk skjuvspänning (då partiklar sätts i rörelse) och verklig skjuvspänning
- *Schloklitsch* ekvation – som baseras på flödet relativt det kritiska flödet
- *Kalinskes* ekvation – som relaterar transporten till förhållandet mellan den kritiska och verkliga vattenhastigheten
- *Meyer-Peter och Mullers* samband – som skiljer på bottenformmotstånd och flödesmotståndet som orsakas av bottenytans råhet (kornen)
- *Einsteins* ekvation – som introducerar sannolikhetskoncept i beräkningen av transporten
- m.fl. vilka som regel återfinns i textböcker i ämnet

För transporten av suspenderat material finns liknande ekvationer framtagna av bl.a. *Rouse*, samt *Lane* och *Kalinske*. Dessa formler syftar främst till att uppskatta den suspenderade mängden material. Generellt beskriver dessa samband transporten i rinnande vatten under kvasistationära förhållanden och gäller i ett begränsat flödesspann.

7.2.1.4 UNDERSÖKNINGSMETODER

Innan man genomför undersökningar för att försöka beskriva spridningsrisken behövs en processbeskrivning. Processbeskrivningen ska klargöra vilka processer som påverkar spridningen och hur de påverkar samt vilka mätbara parametrar som är användbara för att påvisa processerna. En lämplig utgångspunkt för processbeskrivningen är att försöka

1. Identifiera möjliga pådrivande mekanismer såsom vågklimat och strömmar
2. Beskriv tidsförloppet, dvs. är spridningen konstant eller sker den endast vid extrema händelser, exempelvis höga flöden eller stormar
3. Uppskatta sedimentens erosionsbeständighet
4. Karakterisera spridningen, kommer resuspenderat material att spridas vidare i en given riktning eller sker spridningen mer stokastiskt eventuellt med en återsedimentering i samma område.

Punkt 1) beror av platsen, 2) av karaktären på de pådrivande mekanismerna, 3) av sedimentens parametrar. Mätningar av partikelspridning från sediment kan t.ex. göras med sedimentfällor utsatta på olika vattendjup.

7.2.2 Diffusion och bioturbation

Diffusion kan ha betydelse som transportprocess för ämnen som har högre halter i porvattnet än i vattenmassan. För att kvantifiera diffusiva flöden krävs antingen mätningar av halter i porvatten med en vertikal upplösning av en cm eller tätare i ytsedimenten, eller flödesmätningar via speciella boxar som monteras på bottnarna. Transport genom diffusion, F ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) kan beräknas som:

$$F = -\frac{\phi D}{\theta^2} \frac{dC}{dz}, \quad (10)$$

där ϕ är porositeten, D är den ämnesspecifika diffusionskoefficienten, θ är "tortuosity", C är halten i porvatten och z är sedimentdjupet. Ekvationen gäller vid steady-state, dvs. stationära förhållanden, och för en ackumulationsbotten. Vid varierande förhållanden används Ficks 2:a lag, där halten tillåts variera både med djup och med tid.

Om ytsedimenten inte är starkt reducerade kommer bentiska djur att orsaka en omblandning av sedimenten (bioturbation). Effekten av denna omblandning har ofta beskrivits som en diffusiv process, varigenom D i ekvationen ovan ersätts med en bioturbationskoefficient, D_B ("enhanced diffusion"; Matisoff och Wang, 1998). Således kommer det diffusiva utbytet av i porvattnet lösta föreningar att öka om bioturbation förekommer. Det finns även mer exakta modeller för bioturbationens påverkan på porvattentransporten, där även advektiva processer kvantifieras (t.ex. Timmermann m.fl., 2003).

Om halter i porvatten inte finns tillgängliga kan de för organiska ämnen skattas utifrån K_{OC} (avsnitt 4.2). Om sedimenten kan misstänkas innehålla sotpartiklar ska löslighetsberäkningar justeras för detta (avsnitt 4.2). Mätningar av porvattensammansättning kräver särskild hänsyn men är alltid att föredra (avsnitt 7.1.2).

7.2.3 Transport i näringskedjan

Detta avsnitt syftar till att illustrera hur spridning i näringskedjan kan beräknas. Mätningar i biota diskuteras i avsnitt 6.3.5.2. Det finns primärt två metoder för att beräkna transport mellan sediment och biota (t.ex. Burkhard m.fl., 2004):

1. Näringskedjemodeller
2. Biota-sediment ackumulationsfaktorer (BSAF)

Näringskedjemodeller är dynamiska och kvantifierar flöden och halter, medan BSAF är en statisk metod som enbart beräknar halter.

7.2.3.1 NÄRINGSKEDJEMODELLER

Spridning av föroreningar i näringskedjan kan kvantifieras dynamiskt genom modeller som beskriver flöden mellan varje steg i näringskedjan. Sådana modeller kräver mycket platsspecifika data om ekosystemet och är knappast användbara eller motiverade i mindre områden. Att redogöra för dessa modellers uppbyggnad

faller utanför syftet med denna rapport, men referenser till några olika studier ges i tabell 9. Dessa exempel är mycket omfattande och kräver detaljerade och kvantitativa data om arter på olika nivå i näringskedjan.

Tabell 9. Exempel på undersökningar där modeller över näringskedjan använts för att beräkna ackumulering i fisk.

Referens	Område	Föroreningar	Kommentar
Hope (2003)	Willamette River Basin	Kvicksilver	Beskriver ett mycket stort område
Gobas och Wilcockson (2003)	San Francisco Bay	PCB	
USEPA (1998)	Sheboygan river	PCB mm	

7.2.3.2 BSAF

BSAF har huvudsakligen använts för organiska ämnen och vissa metallorganiska föreningar, både för bottenfauna och för fisk. BSAF beräknas som:

$$BSAF = \frac{C_f / f_l}{C_s / f_{oc}}, \quad (11)$$

där C_f är föroreningshalt i biota (ng/g vv), f_l är lipidhalten i biota; C_s är föroreningshalt i sediment (ng/g ts) och f_{oc} är halten av organiskt kol i sedimenten. Utifrån jämviktsteori kan det förväntas att i kontakt med ett vatten med halten C_w , kommer både C_f och C_s öka med ökande $\log K_{ow}$. Därför blir BSAF teoretiskt sett oberoende av ämnets lipofilitet och ett teoretiskt förväntat värde bör ligga runt 1.7 (Burkhard m.fl., 2004). I praktiken kan värdet vara lägre på grund av låg biotillgänglighet i sediment, metabolism eller att jämvikt inte uppnåtts. Värdena kan också vara högre om det gäller ämnen som biomagnifieras. För icke-biomagnifierande ämnen är 1.7 ett konservativt värde som kan användas i en första bedömning (jämför tabell 5).

Att använda BSAF-värden som mått på förhållandet mellan halt i fisk och i sediment är avsevärt enklare än att använda näringskedjemodeller, men kan innefatta stora osäkerheter. Två faktorer som påverkar det verkliga BSAF-värdet är:

- 1) biotillgänglighet
- 2) näringskedjans struktur och längd

Inga BSAF-värden kan därför vara generellt användbara på alla platser. Biotillgängligheten varierar mellan olika sedimenttyper (t.ex. beroende på sothalt för organiska ämnen, eller sulfider för vissa metaller) och kan även förändras över tiden (t.ex. Moermond m.fl., 2005). Näringskedjans struktur och längd har också stor betydelse för föroreningshalterna i fisk, där en längre näringskedja kan ge högre halter. Det finns därför förslag på metoder där BSAF kan justeras platsspecifikt (Burkhard m.fl. 2006). Moermond m.fl. (2005) har också visat hur BSAF för PAH och PCB kan baseras på den förmodat biotillgängliga fraktionen i sedimentet, istället för på totalhalter.

BSAF kan även beräknas utifrån mätningar på platsen. Exempelvis beräknar An m.fl. (2006) ett gränsvärde för DDE i sediment med avseende av skydd på en lokal tärnpopulation, utifrån lokalt bestämda BSAF-värden. Ett annat exempel ges i USEPA (1998). Med platsspecifikt beräknade BSAF-värden kan även åtgärds mål för halter i sediment beräknas för ämnen vars effekter sker på fisk eller högre nivåer. Vid beräkning av platsspecifika BSAF-värden för fisk eller andra pelagiska organismer måste en medelhalt i sedimenten användas. Sedimentdata ska baseras på ett område som motsvarar respektive fiskes födointagsområde. På grund av att föroreningshalterna i sediment ofta varierar en tiopotens eller mer krävs noggrann hantering av medelvärdenets osäkerheter och hur detta påverkar BSAF-värdets osäkerheter. Denna osäkerhet gäller dock även om halter i biota beräknas med en näringskedjemodell.

Mer information om biota-sediment ackumulationsfaktorer finns i exempelvis van der Oost (2003).

7.2.4 Biotillgänglighet

7.2.4.1 SEDIMENT

Det finns flera olika metoder som ”selektivt” extraherar vissa fraktioner ur jord eller sediment. Olika metoder har olika syften.

”Bioextraherbar” lakning är en relativt ny metod som kan användas för att bedöma ett ämnes biotillgänglighet. Lakvätskan består av en artificiell magsaft som är utvecklad för att simulera en bentiskt levande organisms upptag av förorening i mage-tarm. De förorenade sedimentet inkuberas och skakas med den artificiella magsaften innan analys. Denna metod är fortfarande under utveckling men har i studier visat god överensstämmelse med gängse biotillgänglighetsstudier (Weston m.fl. 2001, Voparil och Mayer 2004). En fördel med denna metod är att den är tidseffektiv och relativt billig att genomföra. I en riskbedömning skulle denna metod vara lämplig att använda efter den kemiska analysen för att få en uppfattning om föroreningens biotillgänglighet. Om en stor andel av föroreningen lakats ut i den artificiella magsaften finns anledning att gå vidare med fler tester.

Utifrån teorin om att opolära organiska ämnen binds till två typer av sorbenter i sediment (eller jord), och att den s.k. sotsorbenten inte är biotillgänglig (kapitel 4), har även en relativt enkel extraktionsmetod för den biotillgängliga fasen utvecklats (Cornelissen m.fl., 2001). Metoden utnyttjar s.k. TENAX-kulor. Metoden har använts i flera olika studier och visats ge ett bättre mått än totalhalt på vad som faktiskt bioackumulerat i bentiska organismer (t.ex. Kraaij m.fl., 2005; You m.fl., 2007).

Det finns även metoder för lakning som är baserade på geokemiska principer. Sådana metoder kan användas för att öka förståelsen för i vilka kemiska former som metaller föreligger. En vanlig indelning i olika fraktioner med gradvis minskande tillgänglighet är 1) adsorberat; 2) karbonater; 3) järn- och mangan-oxider; 4) sulfider och organiskt material; 5) mineralbundet.

En sammanställning av vissa laktester ges även i Jones m.fl. (2006).

7.2.4.2 YTVATTEN

För metaller i ytvatten är komplexbildning och vattnets hårdhet exempel på faktorer som starkt påverkar biotillgängligheten, som oftast är lägre i naturliga vatten än i de tester som utgör underlag för att sätta riktvärden. Ett antal olika tekniker har utvecklats för att mäta koncentrationen av olika metallfraktioner i vatten (t.ex. Sigg m.fl., 2006), av vilka t.ex. DGT⁷ är kommersiellt tillgänglig. Dessa metoder kan ofta ge ett bättre mått än totalhalter på den biotillgängliga fraktionen av metaller i ytvatten.

För opolära organiska ämnen är SPMD ("semipermeable membrane devices") en etablerad passiv provtagare som relativt väl återspeglar den biotillgängliga fraktionen (t.ex. Gourlay m.fl. 2005). Dessa provtagare bygger på liknande principer som TGD (se ovan) och anses mäta den lösta biotillgängliga fraktionen. På grund av fysiologiska reaktioner är BCF-värdet inte alltid oberoende av exponeringen, varför upptaget i SPMD kan skilja sig från det i organismer (t.ex. Huckins m.fl., 2004). SPMD-provtagarna missar även eventuellt upptag av partikelbundna föroreningar.

För att dessa metoder ska kunna användas effektivt i en riskbedömning krävs att det finns effektnivåer som är baserade på samma analytiska fraktion. Liksom laktesterna har metoderna, vad gäller riskbedömning, än så länge störst värde som ett kompletterande angreppssätt.

7.3 Metoder för effektanalys

I detta kapitel ges en kort översikt över olika metoder som kan användas för effektanalysen, med en översikt i tabell 10. Utvecklingen är stark inom flera av dessa arbetsfält och detta kapitel är bara tänkt som en mycket översiktlig introduktion, med fokus på användbarhet vid riskbedömning av sediment.

⁷ DGT: Diffusive Gradient in Thin films, är en passiv provtagare som genom diffusion anrikar analyten i en gel, som efteråt analyseras med t.ex. ICP-MS. Det finns olika typer av DGT-provtagare. Mer information återfinns i den vetenskapliga litteraturen samt på www.dgtresearch.com.

Tabell 10. Översikt av olika tekniker som kan användas vid effektbedömning.

Teknik	Styrka	Svaghet
Sedimentriktvärden	Relativt lätt att kontrollera tillstånd och måluppfyllelse vid sanering	Ingen generell relation till toxicitet
Riktvärden för biota	Kan utvärdera risk utifrån verklig exponering	Fungerar bara för vissa ämnen; koppling till sediment behöver etableras.
Ekotoxikologiska tester	Mäter effekter från den blandning av föroreningar som finns i sediment; kan ta hänsyn till biotillgänglighet	Svårt med standardisering; begränsad ekologisk relevans
Biomarkörer	Kan visa om exponering orsakar respons på biokemisk nivå	Ofta oklar koppling till effekter på fysiologisk eller populationsnivå, samt till enskild förorening; kan påverkas av icke-toxiska parametrar
Biologisk undersökning, t.ex. artsammansättning	Kan visa om störning på populations- eller ekosystemnivå föreligger	Oklar koppling till enskilda föroreningar; variationer behöver inte bero på toxiska effekter
Toxicitet av extrakt (TIE)	Stöd för att identifiera de ämnesgrupper som orsakar toxicitet	Exponering inte representativ för naturliga förhållanden
Fysiologiska undersökningar	In situ, dvs. beskriver effekter av den verkliga exponeringen	Orsakssamband kan vara svåra att utröna

7.3.1 Sedimentriktvärden

Det föreligger ett stort antal gränsvärden eller riktvärden för enskilda ämnen i sediment. Internationellt benämns dessa ofta ”sediment quality guidelines” (SQG) eller liknande. Vi kommer i det följande använda begreppet sedimentriktvärden. De svenska bedömningsgrunderna för sediment (NV, 1999a, b) är baserade på rådande tillstånd i Sverige, eller på en förmodat opåverkad miljö. Detta är en viktig skillnad mot de flesta sedimentriktvärden, som är relaterade till risk för toxikologiska effekter. Det råder dock stora skillnader mellan effektbaserade värden från olika länder eller studier. En sammanställning visar att även för de vanligaste metallerna varierar effektgränserna ofta mer än en faktor 100 mellan olika system (Chapman m.fl., 1999). Detta illustrerar svårigheten i att bestämma sådana värden, och visar också att om denna typ av riktvärden används måste man veta vilka principer som ligger till grund för värdena och därmed vilken skyddsnivå de avser.

Omfattningen av föroreningars spridning från sediment till vattenmassan styrs i hög grad av fysikaliska och biologiska faktorer och inte bara av föroreningshalten i sediment. Därför kan generella effektbaserade riktvärden inte användas för att bedöma risk för effekter på andra organismer än de som lever i sedimenten. Detta är en viktig principiell aspekt. För föroreningar som främst utövar sina biologiska effekter högre upp i näringskedjan, t.ex. kvicksilver och klorerade dioxiner, är sedimentriktvärden vanligen av lägre betydelse vid riskbedömning.

Det finns flera typer av sedimentriktvärden, beroende på hur värdena härletts. I USA och Kanada är det vanligt med empiriska riktvärden som utgår från samband mellan effekter och halter från fältundersökningar. I Europa används oftare

riktvärden framtagna med EqP-metoden eller toxicitetstester på sediment (RIVM, 2001; EC, 2006).

Empiriska sedimentriktvärden är framtagna genom statistiska samband mellan föroreningsnivåer och påvisade effekter från olika förorenade områden (t.ex. CCME 2003b). Vanligen utgörs effektparametern av biologiska undersökningar om artsammansättningen. I dessa empiriska studier finns sällan detaljerad kunskap om betydelsen av olika exponeringsvägar. Det finns en stark kritik mot de sedimentriktvärden som framtagits genom empiriska samband mellan artsammansättning och föroreningshalter (t.ex. Jones-Lee och Lee, 2005; Fuchsman m.fl., 2006). Några viktiga begränsningar med dessa värden är att orsakssambanden kan vara svaga, att deras prediktiva förmåga i andra miljöer är begränsad, och att riktvärdenas storlek med nödvändighet hamnar inom det haltområde som förekommer i de undersökta områdena. Variationer i bottenfaunans sammansättning kan bero på många faktorer förutom miljögifter. Det finns dock även studier som stödjer tillämpandet av denna typ av riktvärden (t.ex. MacDonald m.fl., 2000). De används i strategier för riskbedömning i Canada och USA (CCME, 2003; Chapman och Anderson, 2005), men inte för att på egen hand påvisa risker.

EqP-metoden baseras på antagandet att bentiska organismer har samma känslighet som akvatiska organismer. Ett riktvärde i sediment beräknas utifrån riktvärde för ytvatten med hjälp av K_D -värden (se avsnitt 6.4.1.1).

Mekanistiska riktvärden erhålls genom experimentella studier och uppnår rimligen högre precision och ger en förklaringsmodell som kan tillåta extrapolering till sediment med olika egenskaper. En betydande nackdel är att de inte är parameteriserade i tillräcklig grad för att vara generellt användbara i riskbedömningar. Vanligen utförs dessa experiment vid avsevärt högre metallhalter i porvattnet än vad som förekommer i naturen. Därför anses sådana studier överskatta exponering via porvatten (Simpson och Batley, 2007).

Genom de mekanistiska studierna har teoretisk kunskap utvecklats som är principiellt viktig vid all tillämpning av sedimentriktvärden. Simpson och King (2005) har visat att bentiska organisms ackumulation av metaller från sediment beror inte bara av total metallhalt utan även av fördelning av metall mellan porvatten och fast fas (K_d) samt organismens födostrategi och fysiologi. Inte minst K_d -värdet kan variera mångfalt mellan olika sedimenttyper. Konsekvensen blir att toxiciteten av metaller i sediment kommer att variera mellan olika platser och svårigen kan bedömas utifrån en jämförelse mellan total metallhalt och ett experimentellt bestämt riktvärde.

En jämförelse av kanadensiska och holländska riktvärden görs i tabell 11. De Holländska värdena är beräknade med EqP-metodiken och representerar ett av RIVM (2001) definierat standardsediment. I en platsspecifik riskbedömning kan värdena därför justeras avseende kolhalt (organiska ämnen) eller bakgrundshalt (metaller). Tabellen inkluderar även exempel på de europeiska s.k. EQS-värdena som kommer att få status som miljökvalitetsnormer. Dessa värden är beräknade med metodik som närmast motsvarar RIVM:s metodik. Som diskuteras ovan illustrerar tabellen de skillnader i riktvärden som delvis beror på olika metoder för att beräkna riktvärden. Skillnaderna är ofta större än en faktor 10 och vissa fall större

än 100. Detta illustrerar den betydande osäkerhet som sedimentriktvärden har, och motiverar starkt att kompletterande angreppssätt används för riskbedömning.

Tabell 11. Exempel på riktvärden för sediment (mg/kg ts). ISQG motsvarar ungefär MPC, medan PEL ungefär motsvarar SRC. EQS avser samma skyddsvärde som MPC.

	CCME ISQG ³	CCME PEL ⁴	RIVM MPC ⁵	RIVM SRC ⁶	EQS ⁷ (EC, 2006)
antracen	0,047	0,245	0,039	1,6	0,31 (EqP)
benso(a)pyren	0,089	0,76	0,19	28	2,5 (EqP)
As	5,9	17	160	5900	
Pb	35	91	4500	63000	53 + Cb (tox)
Cd	0,6	3,5	29	820	2,3 + Cb (tox)
Co	--	--	12	3200	
Cu	36	197	36	660	
Cr	37	90	1700	43000	
Ni	--	--	10	2600	
Zn	123	315	530	6600	

³ ISQG = Interim Sediment Quality Guideline value. CCME 2002.

⁴ PEL = Probable effect level. CCME 2002.

⁵ MPC = Maximum permissible concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 95 % av arterna eller de ekologiska processerna. RIVM 2001.

⁶ SRC = Serious risk concentration. Koncentration där inga negativa effekter är förväntade för 50 % av arterna eller ekologiska processer. Säkerhetsfaktor mellan 1-10. RIVM 2001.

⁷ Värdena beräknade med EqP-metoden eller från toxtester på sediment (tox). Cb avser regional bakgrundshalt.

Så vitt vi känner till finns inga svenska effektbaserade riktvärden för sediment framtagna. Om man använder etablerade riktvärden bör man eftersträva att de i möjligaste mån representerar en miljö som liknar det aktuella området. Viktiga aspekter i denna kontroll är bl.a.:

- Typ av ekosystem (marint, bräckt, sötvatten)
- För sötvatten spelar hårdhet, pH och näringsstatus stor roll för biotillgängligheten

Dessutom måste man vara uppmärksam på vilken skyddsnivå som värdena avser (se tabell 11). Riktvärdena kan inte heller utan vidare användas för pelagiska arter (se avsnitt 6.4.1.1), och definitivt inte för fågel och däggdjur. För t.ex. PCB är riktvärden för bentiska organismer sannolikt avsevärt högre än för ett motsvarande skydd av högre organismer (Fuchsman m.fl., 2006).

Eftersom de s.k. EQS-värdena kommer att få status som miljö kvalitetsnormer rekommenderas att i första hand använda dessa, eller värden framtagna med motsvarande metodik. I de fall som riktvärden för organiska ämnen är framtagna med EqP-metoden kan man även justera för kolhalten och även för sothalten, med hjälp av ekvation 8 (avsnitt 6.4.1.1). För ämnen som kan ge effekter högt upp i näringskedjan kan platsspecifika riktvärden utvecklas om bioackumulation beaktas (se avsnitt 6.6.2 och 7.2.3).

7.3.2 Ekotoxikologiska testmetoder

I tabell 12 finns förteckning över toxtester som undersöker både akut och kronisk toxicitet.

Akut toxicitet

Tester som undersöker ett sediments akuta toxicitet brukar avse en tidsperiod som är mindre än 10 % av testorganismens livslängd. En vanlig endpoint är mortalitet eller i vissa fall orörlighet. Antal replikat samt kontroller, referenssediment, är viktiga aspekter som bör beaktas. En eller flera kontroller måste alltid ingå, hur många replikat som behövs beror på experimentupställningen. Efter avslutat försök jämförs resultaten från det förorenade sedimentet med kontrollen. Vid tester med olika koncentrationer av föroreningen kan exempelvis LC50, EC50 eller NOEC beräknas.

Fördelar med akuttoxtester är att de på ett förhållandevis enkelt sätt visar sedimentets toxicitet för den valda testorganismen, övrig negativ påverkan kan utelämnas då testet ofta utförs i en kontrollerad labmiljö (detta kan även vara en svaghet då man inte får med stressorer som kan finnas i den naturliga miljön) samt att man vid ett akuttoxtest undersöker den samlade toxiciteten av föroreningarna i sedimentet. En svaghet med akuttoxtest är att de i de flesta fall inte visar några subletala effekter på testorganismen. Akuttoxtest bör därför användas framförallt till kraftigt förorenade sediment.

Kronisk toxicitet

Kronisk toxicitet undersöks i tester där exponeringsfasen överstiger 10 % av testorganismens livslängd alternativt täcker en känslig del av organismens utveckling. Ett toxtest som mäter kronisk toxicitet liknar akuttoxtestet med skillnaden att andra endpoints än mortalitet kan undersökas. T.ex. kan reproduktion, tillväxt eller utveckling studeras. Utifrån resultaten kan exempelvis LCxx och ECxx beräknas.

För- och nackdelar med toxtest som undersöker kroniska effekter är liknande de för akuttoxiska tester. En fördel med kroniska tester är att det är möjligt att studera subletala effekter samt att testerna kan utföras in situ. Toxtester som undersöker reproduktion kan dock vara svåra att genomföra och utvärdera då de pågår under en längre tid och under flera generationer. Vid riskbedömning av sediment är ändå kroniska toxtester att föredra då exponeringar i fält till största delen är långsiktiga.

Vid en dansk undersökning jämfördes några av dessa tester vid undersökning av fem olika sediment, inkl. ett referenssediment. Vid de akuttoxiska testerna med ormsjärna och mussla uppvisades större effekt på ormsjärna än mussla. Detta beror troligen på att musslor inte exponeras i samma utsträckning som ormsjärnan. Ormsjärnan försökte undvika det förorenade sedimentet så mycket som möjligt medan musslorna i de flesta fall grävde ner sig i det område de blev tillsatta. I porvattentest med plankton (*Skeletonema costatum*) uppvisas signifikanta skillnader mellan referenssedimentet och det förorenade sedimentet (Pedersen et al. 2001).

Tabell 12. Översikt av toxicitetstester som kan användas vid riskbedömning av förorenade sediment.

Varaktighet	Organism	Endpoint	Standard	Matris	Beskrivning	Referens
Akuttoxicitet						
7 d	Märkräffa (<i>Co-rophium volutator</i>)	Överlevnad	ja	havssediment	Organismerna placeras i kärl med sediment och havsvatten. Kräftdjuren observeras och efter 7 dagar registreras antal döda individer. *	Pedersen m.fl. 2001
6 d	Mussla (<i>Macoma baltica</i>)	Överlevnad	nej	havssediment	I halva testkärlet finns förorenat sediment och i den andra halvan finns referenssediment. Musslornas överlevnadsgrad samt var de gräver ner sig observeras. *	Pedersen m.fl. 2001
6 d	Ornstjärna (<i>Ophiura albidal</i>)	Överlevnad	nej	havssediment	Som föregående. *	Pedersen m.fl. 2001
48 h	Hoppkräffa (<i>Acartia tonsa</i>)	Överlevnad	ja	Porvatten från havssediment	Organismen utsätts för porvatten i olika utspädning och efter 24 och 48 timmar antal döda individer registreras. LCxx och NOEC beräknas utifrån resultaten. *	Pedersen m.fl. 2001
Kronisk toxicitet						
72 h	Plankton (<i>Skeletonema costatum</i>)	Tillväxt	ja	Porvatten från havssediment	Porvatten med olika utspädning huserar plankton vars tillväxt registreras dagligen med fluoroscens under ett 72 timmars test. NOEC och LOEC beräknas utifrån resultaten.	Pedersen m.fl. 2001;
10-14 d	Fjädermygglarv (Chironomus tentans)	Överlevnad, flyktbeteende, tillväxt	Ja	Sötvattenssediment	100 ml sediment, 175 ml vatten. Vattnet byts varje dag och organismerna matas. Efter 10-14 dagar avslutas försöket.	USEPA 2000 600/R-99/064
50-64 d	Fjädermygglarv (Chironomus tentans)	Överlevnad, flyktbeteende, tillväxt och reproduktion	Ja	Sötvattenssediment	se ovan Efter 50-64 dagar avslutas försöket.	USEPA 2000 600/R-99/064
28-42 d	Amfipod (Hyalella azteca)	Överlevnad, tillväxt, reproduktion	ja	Sötvattens- & bräcksediment (>15 ‰)	se ovan Efter 28-42 dagar avslutas försöket.	USEPA 2000a 600/R-99/064
10-14 d	Amfipod (Hyalella azteca)	Överlevnad, tillväxt	ja	Sötvattens- & bräcksediment (>15 ‰)	se ovan Efter 10-14 dagar avslutas försöket.	USEPA 2000a 600/R-99/064
28 d	Amfipod (Leptocheirus plumulosus)	Mortalitet, tillväxt och reproduktion.	?	porvatten	Flergenerationstest där föräldragenerationens reproduktionsförmåga bedöms.	USEPA, 1996

Varaktighet	Organism	Endpoint	Standard	Matris	Beskrivning	Referens
Tregenerations-test	Daphnia (Ceriodaphnia dubia)	Mortalitet, tillväxt och reproduktion	?	porvatten	Flergenerationstest där föräldragenerationens reproduktionsförmåga bedöms.	Golder, 2006
14 d	Kräftdjur (Nitocra spinipes)	Tillväxt, reproduktion	nej	Extrakt från havssediment	Äggbärande kräftdjurshonor exponeras för spikat kiselgel. Efter 16 dagar avbryts exponeringen och som mått på metabolisk aktivitet kvantifieras RNA mängden. Även ämnen med låg löslighet i vatten kan undersökas.	Persson m.fl., 2006
Tidigt livsstadie-test	Fisk ex. Oncorhynchus mykiss, pimephales promelas	Tillväxt, överlevnad, beteende	ja	Sötvatten	Befruktade ägg exponeras och försöket pågår tills ynglen är frilevande och söker föda.	OECD, 1992
28 d	Ologochaete (Tubifex tubifex)	Tillväxt, reproduktion	ja	Sötvattenssediment		ASTM (2001)
Övrigt						
	Bakterie (Vibrio fischeri)	Ljusemission	ja	Porvatten från havssediment	Bakterien placeras i porvatten (olika utspädningar) från det förorenade sedimentet. Bakteriens lysemission mäts sedan mha fluorescens. Ju mer störning desto mindre emission. *	Pedersen m.fl. 2001
28 d	Ologochaete (Lumbriculus variegatus)	Bioackumulation	Ja	Sötvattenssediment	1-2 l sediment med 1-4 l vatten. Vattnet byts dagligen och efter 28 dagar avbryts exponeringen.	USEPA 2000 600/R-99/064
12-28 d	Polychaeter (Nereis/Neanthes sp., Arenicola marina)	Mortalitet tillväxt	?	havssediment		Persson m.fl., 2006
	Regnbågsägg (Oncorhynchus mykiss)	Mortalitet, missbildningar	nej	Extrakt från havssediment	Nybefruktade ägg injiceras med sedimentextrakt löst i triolein (fettsyra). Överlevnad och utveckling av embryona studeras. Även ämnen med låg löslighet i vatten kan undersökas. Exponeringsvägen är dock inte den naturliga.	Persson m.fl., 2006

7.3.3 Biologiska undersökningar

Biologiska undersökningar är ett angreppssätt som kräver att man har bra referensområden och goda kunskaper om förekommande ekosystem för att kunna utvärdera resultaten på ett bra sätt. Men har man det kan det ge starkt stöd i en indiciekedja.

Det är av stor vikt att jämföra med en relevant referenslokal/område. Det ideala är att ha information för både biologiska och kemiska parametrar, ifrån samma område och habitat innan föroreningspåverkan uppstod. Saknas det, vilket för det mesta är fallet, får man försöka hitta data ifrån ett ostört område som är så likt som möjligt och använda som referens. Olika lokaler inom samma område kan variera t.ex. med avseende på vattendjup, substratets karaktär eller strömningsförhållanden. Detta bör också beaktas i största möjliga utsträckning när man väljer referenslokal. Därför kan flera referenslokaler krävas, t.ex. representerande olika vattendjup (då artsammansättning och abundans varierar med vattendjup) och olika inom området förekommande habitat (t.ex. mjuk- och hårbottenfauna).

I första hand bör man använda referenslokaler från det förorenade områdets närregion, t.ex. uppströms. Om det inte är möjligt kan olika källor inventeras för att få fram bra en bra referens. Information ifrån den nationella miljöövervakningen innehåller t.ex. en avsevärd datamängd avseende bottenfauna. Lokala kontrollprogram för olika verksamheter, t.ex. för utsläpp av kylvatten eller industriverksamhet, kan innehålla data ifrån biologiska undersökningar i ett område. Länsstyrelser och kommuner kan också ha utfört inventeringar.

pH toleransen hos vissa bottenlevande sötvattensorganismer, finns dokumenterad i Naturvårdsverkets rapport 5235. Men känslighet/tolerans för specifika föroreningar hos olika arter är ofta mindre kända. Allmänt anses t.ex. maskar (oligochaetes) och mygglarver (chironomidae) ofta som toleranta, och dominerar de ett bottenfaunasamhälle är det en indikation på påverkan/stress. Liksom frånvaron av arter som är allmänt kända som känsliga, t.ex. kräftdjur – amphipoder, dagsländor (*Ephemeroptera*), bäcksländor (*Plecoptera*) och nattsländor (*Tricoptera*).

Von der Ohe och Liess (2003) har jämfört känsligheten för föroreningar hos olika akvatiska evertebrater, relativt känsligheten hos det lilla kräftdjuret *Daphnia magna* (hinnkräfta, en amphipod). Detta resulterade i en känslighetsdistribution för släkten av akvatiska organismer för olika föroreningar. De föreslår att man använder förhållandet mellan olika förekommande släkten för att bedöma hur påverkat dess livsmiljö är av föroreningar.

I de nya bedömningsgrunderna för Kust och hav (Naturvårdsverket, 2007) finns listor baserade på expertkunskap, med känslighetsvärden avseende eutrofierande ämnen och syrehalt för olika bottenlevande organismer, i Västerhavet respektive Östersjön. Det utesluter inte att de även kan användas för att utvärdera toxiska effekter av andra föroreningar, men bör beläggas statistiskt vid varje riskbedömning.

7.3.3.1 INDIVIDNIVÅ

Många organiska föreningar och metaller inducerar i celler vissa ämnen, s.k. biomarkörer. Biomarkörer kan indikera exponering eller toxiska effekter. Biomarkörer kan dock också induceras av temperatureffekter, födobrist, sjukdomar och andra

”naturliga” stressfaktorer. Biomarkörer är oftast mått på normala processer i onormala nivåer. Levande organismer har olika system (såsom enzymssystem, cellulära skyddssystem och metallbindande proteiner) för att skydda sig mot främmande ämnen.

Ett välkänt exempel är det s.k. CYP-systemet (CYtochrome P450) som induceras vid metabolism av plana organiska ämnen som PAH och dioxiner. Hos en fisk exponerad för någon av dessa föroreningar, kan man uppskatta graden av exponering genom att mäta halten av enzymet EROD (ethoxyresorufin-O-deethylase), som ingår i CYP-systemet. Det finns även en rad andra biomarkörer för olika organiska ämnen, t.ex. vitellogenin som visar påverkan från hormonstörande ämnen och inhibering av acetylkolinesteras som visar påverkan från neurotoxiska ämnen.

Metalltoxicitet kan i många djur reduceras med proteinet metallothionein som i cellerna ”fångar upp” och oskadliggör metalljonerna. Proteinet induceras dock i olika grad av olika metaller. Halten metallothionein kan analyseras för att uppskatta graden av metallexponering. På motsvarande sätt finns i många växter s.k. fytochelatiner som skyddar mot metallexponering.

Biomarkörer kan vara ett mycket effektivt mått på exponering för ämnen som metaboliseras (vissa organiska ämnen och de flesta metaller), eftersom halter i vävnad i dessa fall inte är ett bra mått på exponering (se avsnitt 6.3.3). Det kan dock vara svårt att hitta samband mellan biomarkörer och enskilda föroreningar och det finns inga specifika gränsvärden eller riktlinjer för att bedöma den subletala påverkan med hjälp av biomarkörer (Naturvårdsverket, 2003).

Olika fysiologiska undersökningar såsom skadefrekvens hos bottenlevande organismer ger ofta mer specifik information om ett sediments toxicitet. Tydliga samband finns t.ex. mellan skadefrekvens hos fjädermygglarvens mundelar och förorenade sediment. Fjädermygglarver är en djurgrupp som är mycket föroreningstålig och som finns i de flesta vattenmiljöer, och som har visat sig vara en användbar indikator på toxiska effekter. Undersökningar av sambandet mellan föroreningsnivå och frekvens av subletala effekter kan vara användbara för att bedöma ett sediments toxicitet. Hos släktet fjädermygglarver (*Chironomidae*) finns väl dokumenterade effekter av föroreningshalt och skadefrekvens hos mundelarna (t.ex. Wiederholm, T., 1984 eller Rosenberg och Resch, 1993), där andelen skador ökar med ökad halt av förorening i sedimentet, i svårt förorenade sediment ända upp till 80 %. I opåverkade miljöer är skadefrekvensen nära noll. En mycket specifik fysiologisk biomarkör är imposex som uppstår i vissa snäckor vid exponering för tributyltenn. Imposex är dels specifik för tributyltenn och dels tecken på allvarliga toxiska effekter eftersom reproduktionsförmågan påverkas.

I vattendrag kan man även titta på frekvensen av felspunna nät som en nattsländeart (*Hydropsychidae*), vattenande, har i ett visst område jämfört med en referenslokal. Denna nattslända är vanligt förekommande i de flesta vattendrag och återfinns ofta i relativt påverkade vatten och olika grupper av föroreningar har vistats ge olika störningar vid spinnande av nätet (Petersen, 1987, Tessier, m.fl., 2000). En svårighet med metoden är att insamlingen är begränsad till vissa kortare perioder under året.

Naturvårdsverket (2006) har tagit fram en vägledning för att bedöma hälsotillståndet och subletala effekter hos fisk. Sedan 1988 samlar man i den svenska miljöövervakningen in data avseende biokemi, fysiologi och histopatologiska biomarkörer, såväl som täthet, tillväxt m.m. Dessa data kan användas som referenser vid en undersökning av toxiska effekter i ett område. Undersökningar av fisk används bäst för större områden och med kunskap om de olika fiskarternas beteende och födoval i olika åldrar.

7.3.3.2 SAMHÄLLS- OCH POPULATIONSNIVÅ

En indikatorart kan antingen genom sin närvaro/frånvaro påvisa effekt respektive ingen effekt av en förorening, ett exempel är de ovan nämnda bäcksländorna (*Plecoptera*) som brukar saknas i metallförorenade vattendrag. De kan också vara så att en indikatorart reagerar specifikt på en viss typ av förorening. I marina miljöer kan nätsnäcka vara ett exempel på en indikatorart för en specifik förorening. Nätsnäcka är en snäcka med stor spridning och har visat sig mycket känslig även för väldigt låga halter (1 ng/l) av tributyltenn (TBT). Nätsnäcka är relativt tålig såtillvida att den inte dör, däremot reagerar redan vid mycket låga koncentration genom att honorna utvecklar hanliga könskaraktärer s.k. imposex, dessa förändringar kan användas som indikator på effekter av TBT i miljön.

Naturvårdsverket föreslår egentligen inga specifika index för att identifiera påverkan ifrån toxiska ämnen, utan de flesta är främst framtagna för att bedöma påverkan ifrån organisk belastning eller påverkan ifrån försurande ämnen, samt för att fastställa ekologisk status. De kan dock ge en bra bild om ett bottenfaunasamhälle är påverkat/stressat och tillsammans med statistisk analys av övriga parametrar (se kapitel 6.4.3) och föroreningsnivå kan man få goda orsakssamband.

Naturvårdsverket (1999b; 2003) föreslog användandet av sex typer av index för tillståndsklassning av bottenfauna i sjöar och vattendrag. Två av dessa (Shannons diversitetsindex och ASPT-index) karaktäriseras som allmänna föroreningsindex. De övriga ger främst en indikation på graden av påverkan från försurande ämnen och belastning av organiskt material. Nya bedömningsgrunder har sedan dess tagits fram för klassificering av status för sjöar, vattendrag och kustvatten, baserat på de krav som ställs i EU:s ramdirektiv för vatten, i dessa har Shannons diversitetsindex utgått. För bedömningar av bottenfauna i sjöar- och vattendrag (Remissförslag på nya Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag Johansson & Goedkoop, 2007) är det egentligen bara ASPT-index ("Average Score Per Taxon") som är ett renvattensindex och avser att påvisa föroreningspåverkan, se Tabell 13.

För bottenfauna i kust- och hav har ett bottenfaunaindex för svenska förhållanden tagits fram (Blomquist m.fl., 2007): BQI ("Benthic Quality Index"). Det baserar sig på fördelningen mellan känsliga och toleranta arter, antalet arter och antal individer. BQI är specifikt för väst- och östkusten i Sverige. Även BQI för kust och hav, är främst utformat för att utvärdera effekter av eutrofiering som organisk belastning och syreförhållande, vilket det visat sig vara ett bra mått på. Det har också visats ett samband mellan akuta och långsiktiga förändringar av bottenfaunan vid oljeutsläpp, men är inte vidare studerat med avseende på andra föroreningar än eutrofierande.

Tabell 13. Översikt över förslag till bottenfauna index för bedömning av Sjöar och vattendrag och Kust och hav, enligt nya bedömningsgrunder ifrån Naturvårdsverket.

Påverkanstyp	Sjöar - littoral	Sjöar - profun- dal	Vattendrag (strömsträckor)	Kust- och Hav
Allmän ekologisk kvalitet	ASPT	-	ASPT	BQI
Försurning/surhet	MILA	-	MISA	
Eutrofiering	ASPT	BQI _{Sjöar och vattendrag}	DJ-index	BQI _{Kust och hav}

Det finns också andra index som kan vara användbara, t ex EPT-index (vattendrag) (Lenat, 1988), som omfattar grupperna dag-, bäck- och nattsländor (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* och *Trichoptera*), av vilka speciellt bäcksländorna verkar känsliga för metallföroreningar. Vid en undersökning bör man också titta på totala antalet taxa (släkten), medelantal taxa/prov, individtäthet och diversitet för att få en så bra bild av ekosystemet som möjligt. För sötvatten har t.ex. Medin m.fl. (2002) föreslagit en tillståndsklassning för dessa parametrar.

Svårigheten att använda generella index för att bedöma toxisk påverkan gör att man helst bör använda sig av expertkunskap. Regionalt baserade index kan vara mer specifika än generella index. I många fall kan ett bättre alternativ till att använda färdiga index vara multivariat utvärdering av alla data (abundans av varje art, antal arter, allmänna parametrar, och halter av varje potentiell förorening).

I Canada använder man ett verktyg för biologiska undersökningar kallat BEAST ("Benthic Assessment of Sediment") (Reynoldson et. al., 1995) som är en modell där man kan relatera habitatspecifika egenskaper till ett förväntat ostört bottenfaunasamhälle med dessa egenskaper. Man jämför sedan det befintliga bottenfauna samhället med det förväntade och får en uppskattning av påverkansgraden. I BEAST ingår toxicitetstester för att ytterligare verifiera att störningen härrör från föroreningar (Environment Canada, 2003).

8 Exempel på tillämpning av strategin

I detta avsnitt ges några fiktiva exempel för att illustrera hur strategin kan tillämpas i några vanliga föroreningssituationer. Exempelen är avsiktligt mycket enkla och kortfattade, för att tydliggöra beslutsgången.

8.1 Exempel 1- Dioxiner i en mindre sjö

PROBLEMBESKRIVNING

Ytsedimenten i en mindre sjö innehåller polyklorerade dioxiner och furaner ("dioxiner") i halter som i genomsnitt överstiger de regionala bakgrundhalterna tio gånger. Ett förslag till process för riskbedömning återges i figur 9. Utifrån dioxinernas egenskaper kan de kritiska mottagarna i sjön avgränsas till fisk och dess predatorer (jämför figur 7). Sedimentlevande organismer ska inte beaktas eftersom dioxiner inte är toxiska för evertebrater (West m.fl., 1997). Likaså är inte växter känsliga för upptag av dioxiner. Skyddsobjekten är sjön samt angränsande vattensystem upp- och nedströms, som håller gemensam fiskpopulation.

Dioxiner har mycket låg vattenlöslighet. Exponering hos fisk sker via födan. Som konceptuell modell kan i detta fall den generella modellen för PBT-ämnen användas (figur 7).

Lämpliga angreppssätt är att karakterisera fiskens exponering och jämföra med effektbaserade riktvärden för biota. Utifrån kunskap om halter i fisk kan även exponering för fiskens predatorer bedömas.

EXPONERINGSANALYS

Som mått på exponering genomförs mätningar av dioxinhalter i fisk. Fisk insamlas uppströms, på området samt nedströms. Eftersom fisk kan röra sig både uppströms och nedströms kan inte uppströms användas för att bedöma regional bakgrundsexponering. Därför används data från den nationella miljöövervakningen (t.ex. Sternbeck m.fl., 2004).

För skyddsobjektet fiskpredatorer ska de fiskarter undersökas som är representativa som föda för de arter som ska skyddas. För att skydda själva fiskarna ska man säkerställa att de individer som har högst halter i systemet undersöks. För många PBT-ämnen är detta vanligen rovfisk.

EFFEKTANALYS

Som utvärderingskriterium för skydd av fisk väljs riktvärde för 2,3,7,8-TCDD i helfisk (Stevens m.fl., 2005) och för fiskpredatorer väljs ett generellt riktvärde för dioxiner i helfisk (dvs. predatorernas föda) enligt CCME (2001).

Risk för människa kan i detta fall bedömas på samma sätt som för predatorer, men med jämförelse mot EU:s gränsvärde för dioxiner i fisk.

RISKKARAKTERISERING

I riskkarakteriseringen jämförs uppmätta halter i olika fiskgrupper med motsvarande riktvärden för fisk respektive deras predatorer, och risken för skador karakteriseras. Två utfall kan erhållas: A) ingen risk; B) risk (se figur 9).

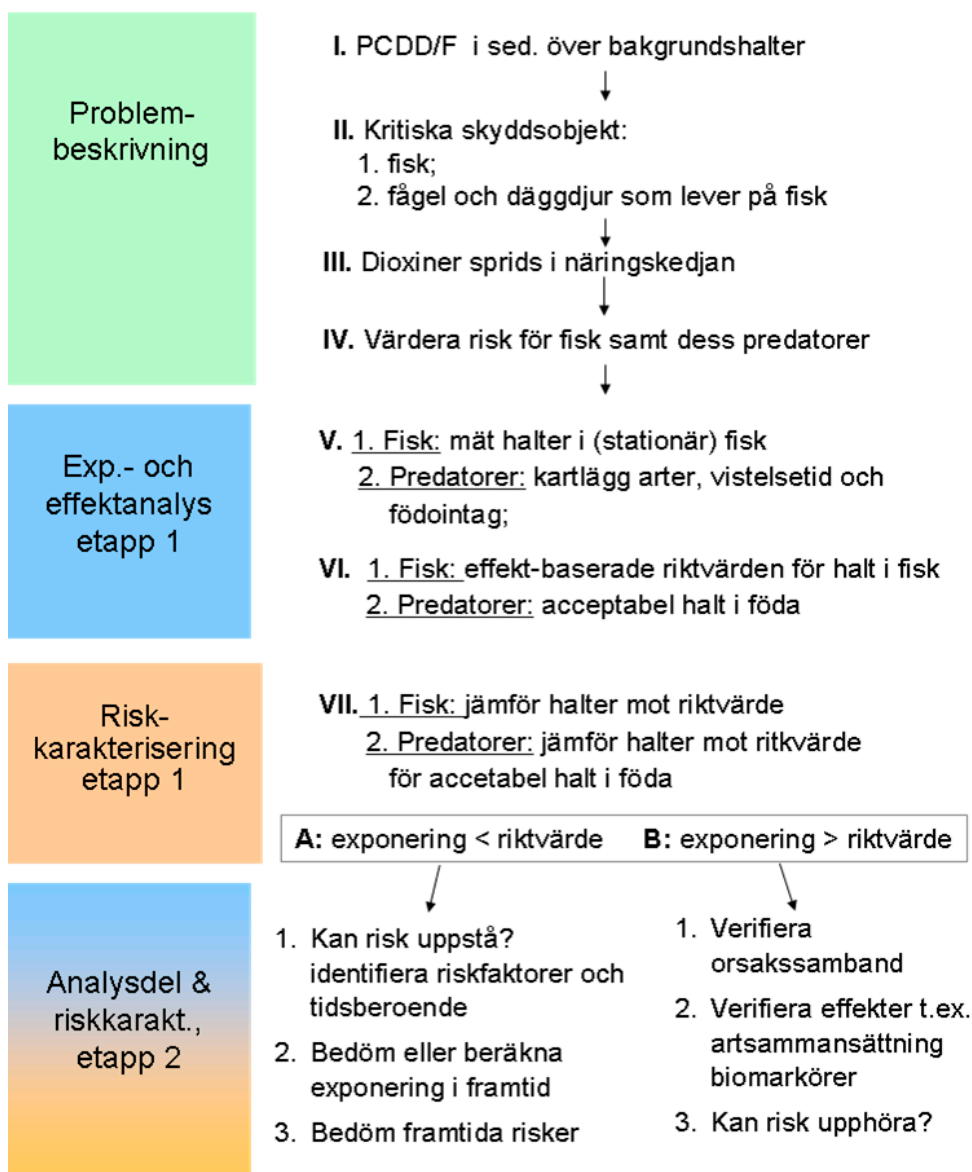
En osäkerhetsanalys ska ingå i riskkarakteriseringen. Förutom en kvantitativ hantering av t.ex. variabilitet i halter m.m. bör denna inriktas på en diskussion om slutsatserna i fall A och B kan vara fel eller om risken kan förändras över tid. I viss mån innebär detta en förnyad exponeringsanalys.

Om risken är låg (fall A) ska man bedöma om riskerna under rimliga antaganden kan öka i en sådan omfattning att riskkvoterna blir större än ett. Detta kan innefatta en analys av om 1) biotillgängligheten i sedimenten kan öka; 2) predationen på bottenlevande djur, eller deras abundans, kan öka; 3) förändringar i den pelagiska näringskedjan kan påverka halterna i fisk.

Om risken för effekter inte kan uteslutas (fall B) ska man först bedöma om förekomsten av dioxiner i fisk beror på dioxiner i sedimenten. Det innefattar en jämförelse med halter i t.ex. bakgrundsfisk samt en kartläggning av andra tänkbara dioxinkällor i området. Om sedimenten befinner sig vara orsaken kan man antingen gå vidare till åtgärdsutredning och riskvärdering, eller ytterligare verifiera risken för effekter med t.ex. biomarkörer eller biologiska undersökningar. Det är också relevant att diskutera hur långvarig risken kommer att vara. Detta beror bl.a. av hur fort som sedimenten överlagras av renare sediment, vilket kan belysas genom bestämning av sedimenttillväxten med ^{210}Pb eller ^{137}Cs .

Det kan i många fall vara svårt att göra en kvantitativ bedömning av utvecklingen. I de fall då inga risker föreligger kan då ett långsiktigt kontrollprogram vara ett kostnadseffektivt alternativ till att sanera med hänsyn till försiktighetsprincipen. Kontrollprogrammet kan t.ex. inriktas på att mäta dioxiner i ung och äldre fisk.

Exempel PCDD/F i sjösediment



Figur 9. Exempel på tillämpning av strategi för riskbedömning av dioxiner i sjösediment.

8.2 Exempel 2 - Metaller i hamnsediment

PROBLEMBESKRIVNING

Sedimenten i en hamn innehåller förhöjda halter av metaller, främst koppar och zink. Föroreningarna återfinns på större vattendjup än 10 meter och några sedimentlevande växter finns inte. Halterna ökar med sedimentdjupet och är som högst vid ett sedimentdjup av ca 15 cm. Särskilt koppar är starkt toxiskt för växter. Utifrån dessa metallers egenskaper kan de kritiska mottagarna avgränsas till bottenlevande djur och dess predatorer, samt växt- och djurplankton i vattenmassan.

Skyddsobjekten är alltså främst sedimentens närområde, samt angränsande vattenområden som kan ha högre skyddsvärde.

Spridning kan ske både genom diffusion av i porvattnet lösta metaller, genom upptag i bottenlevande djur och vidare predation, och genom resuspension. En konceptuell modell kan utgå från figur 6 men får kompletteras med växt- och djurplankton, samt spridning via vattenmassan till mer skyddsvärda närområden.

Eftersom det är flera mottagare krävs olika angreppssätt. Ett förslag på upplägg kan vara följande:

- Bottenfauna: biologiska undersökningar samt toxtester
- Växt- och djurplankton: exponering via vattenmassan

EXPONERINGSANALYS

För bottenfaunan kan exponeringen karakteriseras genom mätningar av totalhalter i sedimenten. Detta kan även kompletteras med metoder som avser att återspegla metallernas biotillgänglighet. Halter ska mätas i samma provpunkter som biologiska undersökningar genomförs.

För växt- och djurplankton kan exponering skattas genom mätningar av metallhalter i vattenmassan. Detta genomförs både i området, i dess närområden nedströms, samt i regionala referensområden för att skatta bakgrundsexponering. Mätningar genomförs normalt som stickprov vilket innebär att mätningar bör pågå under ca ett år, med t.ex. månatlig provtagning. Vattenproven analyseras både avseende totalhalt och löst halt och bör även omfatta allmänna parametrar såsom suspenderat material mm. De allmänna parametrarna bör väljas så att de återspeglar tänkbara spridningsvägar för metaller, dvs. resuspension och diffusion.

EFFEKTANALYS

Biologiska undersökningar av bottenfaunan omfattar i detta fall både inventering av arter (abundans och diversitet) och morfologiska/fysiologiska studier på individnivå. Eftersom det är ett hamnområde kan man förvänta sig att bottenfaunan är påverkad av allmänna parametrar såsom grumlighet och syrenivåer. Därför bör undersökningar i hamnområdet i huvudsak vara inriktade på individ- och populationsnivå.

Metallerna kan även spridas från hamnområdet till omgivande vatten med högre skyddsvärde. För att studera effekter i omgivande vattenområden har artsammansättningen troligen större värde än studier på individnivå, eftersom den allmänna påverkan kan förväntas vara lägre där. Dessutom krävs ett regionalt referensområde. Effektstudierna av bottenfaunan kan kompletteras med toxicitetstester.

För växt- och djurplankton är biologiska undersökningar sannolikt av lägre värde, om vattenmassan i hamnområdet omsätts snabbt i förhållande dessa arters generationstid. I första hand bedöms därför dessa risker med hjälp av riktvärden för akvatiska ekosystem i ytvatten.

RISKKARAKTERISERING

I riskkarakteriseringen för bottenfauna utvärderas de biologiska undersökningarna i syfte att identifiera tecken på störningar. Dessutom ställs dessa resultat i relation till exponeringen (dvs. totala eller biotillgängliga halter i sedimenten) samt till allmänna parametrar såsom substratkvalitet, syrenivåer, svavelväte, grumlighet i vattenmassan m.m. Utvärderingen kan t.ex. genomföras med hjälp av multivariat statistik. Härigenom kan det bedömas om eventuella biologiska avvikelser beror på förekomst av koppar och zink eller på en allmänt störd hamnmiljö.

För växt- och djurplankton jämförs uppmätta halter med riktvärdena. Eftersom endast stickprov från ett år är tillgängliga kan man statistiskt beräkna t.ex. 95- eller 99-percentilen samt medelvärdenas övre konfidensgräns. De senare utvärderas för kroniska effekter medan ”extremvärdena” utvärderas mot akuta effekter.

Två utfall kan erhållas: A) ingen risk; B) risk (jämför dioxiner i figur 9). En osäkerhetsanalys ska ingå i riskkarakteriseringen. Förutom en kvantitativ hantering av t.ex. variabilitet i halter m.m. bör denna inriktas på en diskussion om slutsatserna i fall A och B kan vara fel eller om risken kan förändras över tid. I viss mån innebär detta en förnyad exponeringsanalys.

Om risken är låg (fall A) ska man bedöma om riskerna under rimliga antaganden kan öka i en sådan omfattning att riskkvoterna blir större än ett. För bottenfaunan kan detta innefatta en analys av om biotillgängligheten i sedimenten kan öka. För växt – och djurplankton kan det innefatta en analys av om 1) det diffusiva läckaget kan öka; 2) resuspensionen kan öka.

Om risk för effekter inte kan uteslutas (fall B) kan man för bottenfauna ytterligare söka verifiera att effekterna beror på metallexponering, t.ex. genom att mäta metallhalter eller biomarkörer i lämpliga bentiska arter. För växt- och djurplankton kan man t.ex. söka karakterisera metallernas biotillgänglighet i ytvattnet eller undersöka om effekter på dessa samhällen kan mätas. För de senare bör man också försäkra sig om att det verkligen är sedimenten som är orsaken till metallhalterna i ytvattnet. I ett hamnområde finns vanligen flera olika spridningskällor av dessa metaller.

Om effekterna anses verifierade och sedimenten befinns vara orsaken kan man gå vidare till åtgärdsutredning och riskvärdering. Det är också relevant att diskutera hur långvarig risken kommer att vara. Detta beror bl.a. av hur fort som sedimenten överlagras av renare sediment, vilket kan belysas genom bestämning av sedimenttillväxten med ^{210}Pb eller ^{137}Cs .

Det kan i många fall vara svårt att göra en kvantitativ bedömning av utvecklingen. I de fall då inga risker föreligger kan då ett långsiktigt kontrollprogram vara ett kostnadseffektivt alternativ till att sanera med hänsyn till försiktighetsprincipen.

9 Konsekvensbedömning

Den föreslagna strategin betonar att vid riskbedömning av förorenade sediment så bör undersökningarna omfatta fler aspekter än föroreningsnivåer i sedimenten. Som framgår av bilaga 3 har flera tidigare svenska studier genomförts med metoder som passar väl in i den föreslagna strategin. Det är dock minst lika vanligt, särskilt i mindre projekt, att undersökningarna är avgränsade till just föroreningsnivåer i sedimenten.

Rapporten visar också att ett för riskbedömning lämpligt upplägg på undersökningar och utvärderingar skiljer sig mellan olika föroreningstyper. Genomgången av olika fallstudier visar att det ofta finns en medvetenhet kring detta. Oss veterligen har det däremot inte tidigare presenterats en systematisk strategi kring dessa aspekter.

Syftet med en miljöriskbedömning är att bedöma risken för biologisk påverkan, inte att bedöma om totala föroreningshalter är höga eller inte. Kunskap om det biologiska tillståndet på ett visst område, och vad som är ett förväntat respektive acceptabelt tillstånd, har därför ett stort bevisvärde i en miljöriskbedömning av förorenade sediment. Det är vår uppfattning att sambandet mellan *in situ* exponering för toxiska ämnen och det biologiska tillståndet inte är generellt välstuderat i Sverige. För att öka användbarheten och robustheten vid undersökning och tolkning av biologiska data i dessa sammanhang krävs

- 1) att biologiska metoder används i enskilda projekt och att erfarenheter insamlas och utvärderas
- 2) utvecklingsarbete kring mer precisa riktlinjer

Strategin belyser också behovet av toxicitetstester. Här finns behov av nationella riktlinjer för olika typer av föroreningssituationer. Hur toxicitetstester kan användas i miljöriskbedömningar diskuteras också i tidigare rapporter inom Hållbar Sanering (Persson m.fl., 2006; Jones m.fl., 2006).

Effektbaserade riktvärden för biota (dvs. uttryckta som halt i biota) kan vara ett mycket värdefullt redskap för att riskbedöma många ämnen. Internationellt sett finns god tillgång på effektbaserade riktvärden, men olika principer och dataurval kan leda till olika riktvärden. För en icke-expert kan det vara svårt att bedöma vilka riktvärden som är lämpliga. Det finns därför ett stort behov av en samlad utvärdering och rekommendation i denna fråga.

10 Referenser

- Accardi-Dey, A. och Gschwend P.M. (2002) Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 21-29.
- Adams W.J. m.fl. (2005) Using sediment assessment tools and a weight-of-evidence approach. i *Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments* (Wenning m.fl. red.). SETAC, 163-225.
- Alexander M. (2000) Aging, bioavailability and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4259-4265.
- An W., Hu J., Wan Y, An L. ch Zhang Z. (2006) Deriving Site-Specific 2,2-Bis(chlorophenyl)- 1,1-dichloroethylene Quality Criteria of Water and Sediment for Protection of Common Tern Populations in Bohai Bay, North China. *Environ. Sci. Technol.* 40, 2511-2516.
- ASTM (2001) Standard guide for designing biological tests with sediments. E1525-94a. In: *ASTM 2001 Annual Book of Standards Volume 11.05*. West Conshohocken, Pennsylvania. American Society for Testing and Materials.
- Beckvar N., Dillon T.M. och Read L.B. (2005) Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. *Environ. Tox. Chem.* 24, 2094–2105.
- Bignert, A., Olsson, M., Persson, W., Jensen, S., Zakrisson, S., Litzén, K., Eriksson, U., Häggberg, L. and Alsberg, T. (1998) Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environmental Pollution* 99:177-198.
- Blomqvist, M., Cederwall, H., Leonardsson, K. & Rosenberg Rutger, 2007. *Bedömningsgrunder för kust och hav. Rapport till Naturvårdsverket 2007-04-11*
- Braunbeck och Lammer (2006). *Fish embryo toxicity assays*. German federal environmental agency.
- Burgess R.M. m.fl. (2003) An overview of the partitioning and bioavailability of PAHs in sediments and soils. i *PAHs: An Ecotoxicological Perspective* (Ed. P.E.T. Douben) Wiley.
- Burkhard L., Ells S. Greenberg M. (2004) Issue Paper on Using Bioaccumulation Information to Develop Risk-based Sediment Remediation Goals for Superfund Sites. US EPA Sediment Risk Meeting in Dallas, March 15 - 18, 2004.
- Burkhard L. , Cook P.M. och Lukasewycs M. (2005) Comparison of Biota-Sediment Accumulation Factors across Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5716-5721.

- Burkhard L. , Cook P.M. och Lukasewycs M. (2006) A hybrid empirical-mechanistic modeling approach for extrapolating biota–sediment accumulation factors and bioaccumulation factors across species, time, and/or ecosystems. *Environ. Tox. Chem.* 25, 1946-1952.
- Cayocca F. och Gardin B. (2003) Assessing the impact of sand extraction on the shore stability : project for a methodological framework. European marine sand and gravel – shaping the future, EMSAGG Conference, 20-21 February 2003, Delft University, The Netherlands.
- CCME (1998) Protocol for the Derivation of Canadian Tissue Residue Guidelines for the Protection of Wildlife that Consume Aquatic Biota. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2001) Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife consumers of aquatic biota: Summary Table. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2003a) Summary of existing Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2003b) Chemical-Specific Sediment Quality Guidelines - Factsheet 2. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2003c) Basic Concepts and Program Highlights – Factsheet 1. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chapman P.M., Wang F., Adams W.J. och Green A. (1999) Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environ. Sci. Technol.* 33, 3937-3941.
- Chapman P.M. och Anderson J. (2005) A Decision-Making Framework for Sediment Contamination. *Int. Environ. Ass. Man.* 1, 163–173.
- Cornelissen G., Gustafsson Ö., Bucheli T.D., Jonker M.T.O., Koelmans A.A. och van Noort P.C.M. (2005) Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environ. Sci. Technol.*, 6881 -6895.
- Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott K, Hicks MB, Mayr SM, Redmond MS. (1990) Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environ Toxicol Chem* 9,1487–1502.
- EC (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Commission.
- EC (2006) Förslag till EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG. Bryssel den 17.7.2006, KOM(2006) 397.

- Eriksson-Wiklund A.K. och Sundelin B. (2002) Bioavailability of metals to the amphipod *Monoporeia affinis*: Interactions with authigenic sulfides in urban brackishwater and freshwater sediments. *Environ Toxicol Chem* 21:1219–1228.
- Fountain, J. (1998) Technologies for dense nonaqueous phase liquid source remediation. GWRTAC. Technology Evaluation Report. TE-98-02. www.gwrtac.org.
- Fuchsman F.C., Barber T.R., Lawton J.C., och Leigh K.B. (2006) An evaluation of cause–effect relationships between polychlorinated biphenyl concentrations and sediment toxicity to benthic invertebrates. *Environ. Tox. Chem.* 25, 2601–2612.
- Gagnon C., Pelletier É., Mucci A. and Fitzgerald W.F. (1996) Diagenetic behavior of methylmercury in organic-rich sediments. *Limnol. Oceanogr.* 41, 428-434.
- Gill G.A. et al. (1999) Sediment-water fluxes of mercury in Lavaca Bay, Texas. *Environ. Sci. Technol.* 33, 663-669.
- Gourlay C, Miege C, Noir A, Ravelet C, Garric J, Mouchel JM. (2005) How accurately do semi-permeable membrane devices measure the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*? *Chemosphere* 61, 1734-1739.
- Gobas F. och Wilcockson J. (2003) San Francisco Bay PCB Food-Web Model. SFEI Contribution 90, December 2003. San Francisco Estuary Institute.
- Golder (2006) Guidance for DERA in British Columbia.
- Greenfield B.K., Hrabik T.R., Harvey C.J. och Carpenter S.R. (2001) Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1419–1429.
- Hebert C.E. och Weseloh D.V.C. (2006) Adjusting for temporal change in trophic position results in reduced rates of contaminant decline. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5624-5628.
- Hope B. (2003) A basin-specific aquatic food web biomagnification model for estimation of mercury target levels. *Environ. Tox. Chem.* 22, 2525–2537.
- Huckins J.N. m.fl. (2004) Overview and comparison of lipid-containing semi-permeable membrane devices and oysters (*crassostrea gigas*) for assessing organic chemical exposure. *Environ. Tox. Chem.* 23, 1617–1628.
- Hu J m. fl., (2006) Trophic magnification of triphenyltin a marine food web of Bohai bay, north China: comparison to tributyltin. *Environ. Sci. Tech.* 40, 3142-3147.
- Hull R.N. och Swanson S. (2006) Sequential Analysis of Lines of Evidence—An Advanced Weight-of-Evidence Approach for Ecological Risk Assessment. *Int. Environ. Ass. Man.* 2, pp. 302–311.

- Jarvinen A.W. och Ankley G.T. (1999) Linkage of effects to tissue residues: Development of a comprehensive database for aquatic organisms exposed to inorganic and organic chemicals. Pensacola (FL), USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- Johansson, M. 2003. Chlorinated ethenes in the groundwater of Malmö. Lund Institute of Technology.
- Johansson, R.,K. och Goedkoop, W, 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument. Institutionen för miljöanalytisk, SLU Rapport 2007:4.
- Jones C. , Allard A.S., Bengtsson B.E., Gilek M. och Gunnarsson J. (2006) Förbättrade miljöriskbedömningar. Naturvårdsverket, rapport 5538.
- Jones-Lee A. och Lee F. (2005) Unreliability of co-occurrence-based sediment quality guidelines for contaminated sediment evaluations at Superfund/hazardous chemical sites. Remediation Journal 15, 19-33.
- Jonsson G., Bechmann R.K., Bamber S.D. och Baussant T. (2004) Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. Environ. Tox. Chem., 23, 1538–1548.
- Klungsoyr, J. (2000) Persistent organochlorines (OCs) in the pelagic foodweb in the Barents Sea. Final Report to the Effect Program. Norsk Polarinstitut.
- Kraaij R., Mayer P., Busser F.J.M. m.fl. (2003) Measured pore-water concentrations make equilibrium partitioning work – a data analysis. Environ. Sci. Technol. 37, 268-274.
- Kukkonen JVK, Mitra S, Landrum PF, Gossiaux DC, Gunnarsson J och Weston D. (2005) The contrasting roles of sedimentary plant-derived carbon and black carbon on sediment-spiked hydrophobic organic contaminant bioavailability to *Diporeia* species and *Lumbricus variegatus*. Environ. Tox. Chem. 24, 877–885.
- Landrum P.F., Lotufo G.R. Gossiaux D.C., Gedeon M.L. och Lee J-H. (2003) Bioaccumulation and critical body residue of PAHs in the amphipod, *Diporeia* spp.: additional evidence to support toxicity additivity for PAH mixtures. Chemosphere 51, 481–489.
- Lee BG, Griscom SB, Lee JS, Chou HJ, Koh CH, Luoma SN, Fisher NS. (2000) Influences of dietary uptake and relative sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. Science 287, 282–284.
- Lenat, D.R. 1988. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. J.N. Am. Benthological Soc. 7: 222-233.

- Livingstone, D.R. (1998) The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comp. Biochem. Phys.* 120, 43-49.
- Lohmann R., MacFarlane J.K. och Gschwend P.M. (2005) Importance of black carbon to sorption of native PAHs, PCBs and PCDDs in Boston and New York harbor sediments. *Environ. Sci. Technol.* 39, 141-148.
- Loonen H., Muir D.C.G., Parsons J.R., och Govers H.A.J. (1997) Bioaccumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins in sediment by oligochaetes: influence of exposure pathway and contact time. *Environ. Tox. Chem.* 16, 1518–1525.
- Ludwig D.F. och Iannuzzi T.J. (2005) Incremental ecological exposure risks from contaminated sediments in an urban estuarine river. *Int. Environ. Ass. Man.* 1, pp. 374-390.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2004) Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i Viskan nedströms Borås. Rapport nr Viskan 2003:7.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA. (2000) Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol* 39, 20–31.
- Mason, R.; Bloom, N.; Cappellino, S.; Gill, G.; Benoit, J.; Dobbs, C. (1998) Investigation of Porewater Sampling Methods for Mercury and Methylmercury. *Environ. Sci. Technol.* 32, 4031-4040.
- Matisoff G. och Wang X. (1998) Solute transport in sediments by freshwater infaunal bioirrigators. *Limnol. Oceanogr.* 43, 1487-1499.
- Mayer, P.; Vaes, W. H. J.; Wijnker, F.; Legierse, K. C. H. M.; Kraaij, R. H.; Tolls, J.; Hermens, J. L. M. (2000) Sensing Dissolved Sediment Porewater Concentrations of Persistent and Bioaccumulative Pollutants Using Disposable Solid-Phase Microextraction Fibers. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5177-5183.
- McGeer J.C. et al. (2003) Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ. Tox. Chem.* 22, 1017-1037.
- Medin M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I. och Nilsson, P.A. (2002) Bedömningsgrunder för bottenfauna, Medins Sjö- och Åbiologi AB, 2002-03-27.
- Moermond C.T.A., Zwolsman J.J.G. och Koelmans A.A. (2005) Black carbon and ecological factors affect in situ biota to sediment accumulation factors for hydrophobic organic compounds in flood plain lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 3101-3109.
- Motelica-Heino, M.; Naylor, C.; Zhang, H.; Davison, W. (2003) Simultaneous Release of Metals and Sulfide in Lacustrine Sediment. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4374-4381.

National Academy of Sciences (2007) Sediment dredging av superfund megasites: assessing the effectiveness.

Naturvårdsverket (1997a) Generella riktvärden förorenad mark. Rapport 4638.

Naturvårdsverket (1997b) Development of generic guideline values. Rapport 4639.

Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav.

Naturvårdsverket rapport 4914.

Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.

Naturvårdsverket (1999c) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – metodik för inventering av förorenade områden. Naturvårdsverket rapport 4918.

Naturvårdsverket (2003) Bottenfauna i sjöars profundal och sublitoral, Version 1:1: 2003-05-09.

Naturvårdsverket (2006) Naturvårdsverkets undersökningstyp: Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå. Version 1:1, 2006-02-10. www.naturvardsverket.se.

OECD (1992). Fish, Early-life Stage Toxicity Test. OECD guideline for testing of chemicals guideline No 210.

Oregon DEQ (2007) Guidance for assessing bioaccumulative chemicals of concern in sediment. Oregon Department of Environmental Quality.

Pedersen, Helweg C., Rasmussen H.B. och Bjørnstad E. (2001) Karakterisering af havnesediment ved hjælp af biotest. Miljøstyrelsen Danmark, MST 629.

Persson N.J., Breitholtz M. m.fl (2006) Riskbedömning av förorenade sediment - ekotoxikologiska metoder som underlag för beslut om hållbar sanering. Rapport 5596 September 2006. Naturvårdsverket

Petersen, L.B.-M. 1987. Field and Laboratory studies of the biology of three species of Hydropsyche (Trichoptera:Hydropsychidae) Ph. D. Dissertation, Limnology Institute, University of Lund. Sweden, 140 p.

RIVM (2001) Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020, National institute of public health and the environment, The Netherlands.

Rosenberg, D. M. & Resch, V. H. (1993) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. London.

Rust A.J., Burgess, R.M., Brownawell B.J., och McElroy A.E. (2004) Relationship between metabolism and bioaccumulation of benzo[a]pyrene in benthic invertebrates. Environ. Tox. Chem. 23, 2587–2593.

- SAMPLE (2007) Toxicity Identification Evaluation (TIE); A Short Review, SAMPLE No. 5 February 2005. Reimer Analytical & Associated Inc.
- SFT (2002) Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk - Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. TA-nr. 1869/2002. Statens Fororeningstilsyn, Norge.
- SFT (2005) Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Statens Fororeningstilsyn, Norge.
- Sigg L. m.fl. (2006) Comparison of Analytical Techniques for Dynamic Trace Metal Speciation in Natural Freshwaters. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1934-1941.
- Simpson S.L. och King C.K. (2005) Exposure-pathway models explain causality in whole-sediment toxicity tests. *Environ. Sci. Technol.* 39, 837-843.
- Simpson S.L. och Batley G.E. (2007) Predicting metal toxicity in sediments: a critique of current approaches. *Int. Environ. Ass. Man.* 3, 18-31.
- Skyllberg U., Drott A., Lambertsson L. och Björn E. (2006) Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Naturvårdsverket, Rapport 5629.
- Stapleton H.M., Masterson C., Skubinna J., Ostrom P., Ostrom N.E. och Baker J.E. (2001) Accumulation of Atmospheric and sedimentary pcbs and Toxaphene in a Lake Michigan Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3287-3293.
- Steevens J.A., Reiss M.R. och Pawlisz A.V. (2005) A methodology for deriving tissue residue benchmarks for aquatic biota: a case study for fish exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and equivalents. *Int. Environ. Ass. Man.* 1, 142-151.
- Sternbeck J., Skei J., Verta M. och Östlund P. (1999) Mobilisation of sedimentary trace metals following improved oxygen conditions. *TemaNord* 1999:594.
- Sternbeck J., Brorström-Lundén E., Remberger M., Kaj L., Palm A, Junedahl E. och Cato I. (2003) WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL B1538.
- Sternbeck J, Kaj L, Remberger M, Palm A, Junedahl E, Bignert A, Haglund P, Lindkvist K, Adolfsson-Erci M, Nylund K och Asplund L. (2004) Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler. IVL-rapport B1576.
- Sternbeck J., Fäldt J. och Österås A.H. (2006) Screening of organotin compounds on the Swedish Environment. WSP, rapport till Naturvårdsverket.
- Sternbeck J., Land M., Rahmberg M., Jonelind C. och Arnér M. (2008) Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder. Naturvårdsverket rapport 5803.
- Suedel B.C., Boraczek J.A., Peddicord R.K., Clifford P.A., Dillon T.M. (1994) Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems. *Rev Environ Contam Toxicol.* 136, 21-89.

Tessier, L.J.L., Biosvert, L.B.-M., Vought and Lacoursière, J. O. (2000) Effects of 2,4-Dichlorophenol on the net-spinning Behavior of *Hydropsyche slossonae* larvae (Trichoptera:Hydropsychidae), an Early warning signal of chronic toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46:207-217.

Timmermann K., Banta G.T., Larsen J. och Andersen O. (2003) Modelling particle and solute transport in sediments inhabited by *Arenicola Marina*, effects of pyrene on transport processes. *Vie Milieu* 53, 187-200.

USEPA (1996) Assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. EPA 905/R-96/008. Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois. United States Environmental Protection Agency.

USEPA (1998) Sheboygan river and harbor – Aquatic ecological risk assessment. United States Environmental Protection Agency.

USEPA (2000) Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Second edition. EPA 600/R-99/064. Office of Research and Development. Washington, District of Columbia. United States Environmental Protection Agency.

USEPA (2002) A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems, EPA 905-B02-001-C December 2002. U.S. Environmental Protection Agency.

USEPA (2007) Framework for Metals Risk Assessment. EPA 120/R-07/001 March, 2007. U.S. Environmental Protection Agency.

Vander Zanden M.J. och Rasmussen J.B. (1996) A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecol. Monogr.* 61, 451-477.

Von der Ohe P. och Liess M. (2004) Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environ. Tox. Chem.* 23, 150-156.

Voparil I.M. och Mayer L.M. (2004) Commercially available chemicals that mimic a deposit feeder's (*Arenicola marina*) digestive solubilization of lipids. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4334-4339.

Wan Y., Hu J., Yang M., An L., An W., Jin X., Hattori T. och Itoh M. (2005) Characterization of trophic transfer for polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, non- and mono-ortho polychlorinated biphenyls in the marine food web of Bohai Bay, North China. *Environ. Sci. Technol.* 39, 2417-2425.

Wenning R.J., Martello L., och Iannuzzi T. (2004) Review of approaches used to establish sediment benchmarks for PCDD/Fs. *Organohalogen Compounds* 66, 3497-3503.

Wenning R.J., Batley G.E., Ingersoll C.G. och Moore D.W. (2005) Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. SETAC, 783 pp.

West C.W., Ankley G.T., Nichols J.W., Elonen G.E. och Nessa D.E. (1997) Toxicity and bioaccumulation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in long-term tests with the freshwater benthic invertebrates *chironomus tentans* and *lumbriculus variegatus*. *Env. Tox.Chem.* 16, 1287–1294.

Weston et al. (2001) Predicting bioavailability and bioaccumulation with in vitro digestive fluid extraction. *Environ Tox Chem.* 5, 962-971.

Weston D.P., Jarman W.J., Cabana G., Bacon C. och Jacobson L.A. (2002) An evaluation of the success of dredging as remediation at a DDT-contaminated site in San Francisco Bay, California, USA. *Environ. Tox. Chem.* 21, 2216–2224.

Wiederholm, T. (1984) Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologica* 109:243-249.

Wolfe M.F., Schwarzbach S. och Sulaiman R.A. (1998) Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environ. Tox. Chem.* 17, 146-160.

You J., Landrum P.F. och Lydy M.J. (2007) Comparison of chemical approaches for assessing bioavailability of sediment-associated contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6348-6353.

Yu K.T., Lam M.H.W., Yen Y.F. och Leung A.P.K. (2000) Behavior of trace metals in the sediment pore waters of intertidal mudflats of a tropical wetland. *Environ. Tox. Chem.* 19, 535-542.

Östlund P., Sternbeck J. och Brorström-Lundén E. (1998) Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm. IVL B1297.

Östlund, P. (2005) Oskarshamns hamn Rapport 2004:15 Kompletterande undersökningar i källområdet - Gotlandsfärjans påverkan på metaller i vattenmassan. Oskarshamns kommun 2005.

11 Bilaga 1 - Ordlista

Begrepp	Förklaring
Bentisk	Bottenlevande, dvs. organism som lever i eller på sedimentet
Bioackumulation	Upplagring av ett ämne i en organism från vatten och föda
Biokoncentrationsfaktor, BCF	Kvoten mellan halten i vävnad och halten i omgivande medium, under en viss tidsperiod
Biokoncentration	Upplagring av ett ämne i högre halt i vävnad än i omgivande medium, t ex vatten
Biomagnifikation	Föroreningshalter i biota ökar med ökande position i näringskedjan
BSAF	Biota-sediment ackumulationsfaktor
DGT	Diffusive gradient in thin films (typ av provtagare)
EqP	Equilibrium partitioning: en teori om hur opolära organiska ämnen fördelas mellan olika matriser
EQS	Environmental Quality Standards
Exponering	Upptag av förorening i biota
Förorening	Kemiskt ämne som uppträder i halter som överstiger naturlig halt plus eventuellt diffust tillskott.
Kritiska effekter	De toxikologiska effekter från ett kemiskt ämne som uppträder vid lägst exponering
Metabolism	Ämnesomsättning. I föroreningssammanhang avser metabolism vanligen hur en viss förorening bryts ned och utsöndras i organismer.
Mottagare	Art eller väldefinierad biologisk grupp, t.ex. fisk, växtplankton
NOAEL	No observed adverse effect level
NOEC	No observed effect concentration
PBT	Persistenta, bioackumulerbara och toxiska ämnen
Pelagisk	Organism som lever i fria vattenmassan
Persistens	Ett persistent ämne är ett ämne som endast långsamt bryts i ned i miljön. Definieras vanligen genom jämförelse mot specifika kriterier.
Porvatten	Det vatten som återfinns mellan sedimentens partiklar
Predator	Rovdjur
Riskscenario	Kombination av föroreningskälla, spridningsväg och mottagare eller skyddsobjekt.
SPMD	Semi-permeable membrane device (typ av provtagare)
Spridning	Transport av förorening, orsakat av fysikaliska eller biologiska processer
TIE	Toxicity Identification Evaluation; en metod för att karakterisera toxicitet i olika extrakt från t.ex. ett sediment.

12 Bilaga 2 - Internationella ramverk för riskbedömning av sediment

En genomgång har gjorts av fem internationella system och ramverk. Dessa avser undersökning och utvärdering av förorenade sediment med syftet att påvisa ett eventuellt åtgärdsbehov. Genomgången omfattar Belgien, Nederländerna, Norge, USA och Kanada och har syftat till att belysa följande aspekter:

- Vilka strategier används?
- Vilka riskfaktorer beaktas?
- Används toxicitetstester?
- Hur är riskbedömning kopplat till åtgärder?

Allmänt kan det konstateras att de bakomliggande drivkrafterna för riskbedömningar är antingen tekniska åtgärder (muddring av t ex farleder) eller riskhantering för människa och miljö till följd av misstänkta eller konstaterade föroreningar. När drivkraften är åtgärder hanteras oftast stora volymer sediment med lägre föroreningshalter och vi har därför valt att i första hand titta närmare på system där drivkraften är risker för människa och miljö.

12.1 Belgien

Sedan år 2000 insamlar och utvärderar den flamländska miljömyndigheten varje år sediment från 600 lokaler under en 4-årscykel, dvs. 150 lokaler per år, vilket upprepas var fjärde år (den Besten *et al.*, 2003). Undersökningsprogrammet omfattar tre parallella beviskedjor där fysikaliska/kemiska, ekotoxikologiska samt biologiska utvärderingar ingår med samma vikt ("triad") (*ibid.*). Tolv av stationerna utgör referenslokaler och medelvärden från de uppmätta halterna i dessa utgör riktvärden (Babut *et al.*, 2003). Syftet är att påvisa avvikelser i förhållande till referensförhållanden.

De fysikaliska/kemiska utvärderingarna baseras på kemiska analyser av icke-polära kolväten (NPHC), extraherbara halogenerade organiska ämnen (EOX), klorerade pesticider (SOCP), summa PCB-7, summan av 6 enskilda PAH, metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Hg, Zn) samt As. Koncentrationerna normaliseras till halt organiskt kol och kornstorlek.

Tre olika tester används för de ekotoxikologiska utvärderingarna. Två organismer används för att utvärdera inhibering av tillväxt (*Raphidociles subcapitata*) respektive akuttoxicitet (*Thamnocephalus platyurus*) i porvatten och en (*Hyalella azteca*) används beträffande akuttoxicitet i helsediment.

De biologiska utvärderingarna baseras på två olika index för att beskriva kvalitet hos sediment, dels "Biotic Sediment Index" (De Pauw & Heylen, 2001) samt andelen fjädermyggor (*Chironimus sp.*) med mundeformationer (De Deckere *et al.* 2000).

Resultaten från de tre delarna ställs sedan samman, vilket resulterar i en klassning av sedimentet, se tabell 14. Det belgiska systemet är att betrakta som ett miljöövervakningssystem och har därför inte legat till grund för åtgärder (2003) (den Besten *et al.*, 2003).

Tabell 14. Sammanställning av resultaten från kemisk/fysikalisk, ekotoxikologisk och biologisk utvärdering av sedimentkvalitet enligt det belgiska systemet.

Kemi	Ekotoxikologi	Biologi	Klass
3 eller 4	2, 3, eller 4	2, 3, eller 4	4
1 eller 2	2, 3, eller 4	2, 3, eller 4	3
3 eller 4	2, 3, eller 4	1	3
3 eller 4	1	2, 3, eller 4	3
1 eller 2	1	2, 3, eller 4	2
1 eller 2	2, 3, eller 4	1	2
3 eller 4	1	1	2
1 eller 2	1	1	1

Klass 1 är bra kvalitet, klass 2 är måttlig, 3 är dålig och 4 är mycket dålig kvalitet (de Deckere *et al.*, 2000)

12.2 Nederländerna

Olika uppsättningar sedimentriktvärden har utvecklats i Nederländerna för att klassificera sediment och sedimentkvalitet på en skala från 0-4. Syftet har varit att antingen beskriva acceptabel eller oacceptabel risk. I ena fallet då ett ämnes halt är lägre än dess riktvärde så skyddas ≥ 95 % av samtliga teoretiskt förekommande arter, vilket innebär en tolerabel risk (van der Gaag *et al.*, 1991). I det andra fallet då ett ämnes halt är högre än riktvärdet så skyddas ≤ 50 % av arterna, vilket indikerar oacceptabel risk (van de Guchte *et al.*, 2000). Den senare formen ligger till grund för nederländska s.k. ”intervention values”, se nedan.

Det nederländska systemet för att utvärdera sedimentkvalitet och risker till följd av föroreningar bygger på ett stegvis förfarande (”tiered approach”). I steg 1 analyseras halten av prioriterade föroreningar (”priority pollutants”) (den Besten *et al.*, 2003). Halterna normaliseras efter innehåll av organiskt material och kornstorlek, och jämförs med nationella riktvärden enligt ovan. I fall där halterna överskrider riktvärden (”intervention values”), dvs. klass 4 på en skala från 0 till 4, genomförs nästa steg (steg 2). Utgångsläget inför steg 2 är att risk förutsätts förekomma tills annat påvisats.

Inom steg 2 betraktas tre huvudsakliga exponeringsvägar (*ibid*):

1. Modellering av humanexponering genom födointag eller fysisk kontakt vid rekreation, enligt generella antaganden om födoval och exponeringstider
2. Modellering av spridning av föroreningar från sedimentet till yt- eller grundvatten

3. Biologiska effektbaserade undersökningar med hjälp av en triad av arter, i första hand, typiska för lokalen och/eller typiska testorganismer. Syftet är även att belysa skillnader i respons mellan makrozoobentos (t.ex. *Daphnia* eller Chironomider), och andra typer av organismer, t ex Microtox. Sedi-mentets klassas beträffande risk enligt den känsligaste organismen

Visar steg 2 att risk inte förekommer, föreligger heller inget åtgärdsbehov. Före- kommer risk genomförs steg 3, i vilket möjliga åtgärdsalternativ undersöks (den Besten *et al.*, 2003).

12.3 Norge

SFT (2005) har tagit fram en vägledning för riskbedömning av sediment i *marina* områden. Riskbedömningen bygger på ett stegvis förfarande (Steg 1-3) grundat på både koncentrationer av föroreningar samt *ex situ* effekter av förorenade sediment. Steg 1 avser bedömning av ”potentiell” risk, steg 2 avser bedömning av ”aktuell” risk medan steg 3 riktas mot ”reell risk”.

Steg 1 bygger på bedömning av koncentrationer av vissa standardkomponenter, t.ex. metaller och PAH, samt utfall av toxicitetstester syftande till att påvisa toxiska effekter till följd även av föroreningar som inte analyseras, i förhållande till givna effektbaserade gränsvärden. Gränsvärdena omfattar både koncentrationer och resultat från toxicitetstester. Vart och ett av de uppmätta värdenas förhållande till gränsvärdet ger ett ”riskbidrag” som kan sammanräknas.

Om något gränsvärde överskrids eller om antalet analyserade prov för den aktuella lokalen är för litet (< 5) övergår man till steg 2, vilket bygger på tre oberoende värderingar:

- risk för spridning
- risk för humanhälsa
- risk för ekosystemet

Spridning utvärderas efter vilka konsekvenser det ger, varför det på sätt och vis kan sägas vara en riskbedömning. Även steg 2 bygger på generella standardiserade förhållanden och beräkningsmodeller med ingen eller liten bäring mot de aktuella kemiskt/fysikaliska förhållandena på platsen. Om samtliga värderingar inom steg 2 ska göras beror på vilka miljömål som gäller för området.

Det sista steget, steg 3, genomförs om beslut om åtgärder inte kan fattas på grundval av resultaten från steg 2. I steg 3 tas en större hänsyn till platsspecifika förhållanden. Det exakta innehållet och omfattningen av steg 3 föreslås specifikt för varje aktuellt område.

12.4 USA

Den amerikanska miljömyndigheten (USEPA) har tagit fram vägledningar för hälsoriskbedömningar att användas vid s.k. ”Superfund sites” (eg. USEPA 1989) samt inom ramen för program riktade mot specifika geografiska områden, t.ex. de

stora sjöarna (USEPA 1993), vilka kan användas även för andra förorenade områden. I korthet baseras dessa på 4 steg:

1. Karaktärisering av det förorenade området samt jämförelser av föroreningshalter med bakgrundshalter
2. Utvärdering av toxicitet med utgångspunkt från USEPA:s databas IRIS
3. Utvärdering av exponering; spridningsvägar, exponerade grupper och upptagna mängder/halter
4. Riskkaraktärisering där uppskattad exponering och toxicitet uttrycks som hälsorisk.

För bedömning av ekologiska risker har USEPA föreslaget en generell metodik som omfattar (1992, 1998):

1. Problembeskrivning med befintlig information om föroreningar, ekosystemet och möjliga effekter
2. Analys och beskrivning av skyddsvärden, exponeringsvägar och ekologiska effekter vid förändringar över tiden samt i vissa fall toxicitetstester. Med förändringar över tiden avses här hur ekosystem och exponeringsvägar varierar över tiden som ett resultat av t ex äggkläckning, häckning eller översvämningar, men inte till följd av kemiska förändringar av föroreningen.
3. Riskkaraktärisering inkl modell av möjliga risker för skyddsobjekten idag och över tiden samt vid behov osäkerhetsanalys

Den metodmässiga skillnaden mellan bedömning av hälsorisk och av ekologisk risk utgörs väsentligen av att toxicitetstester används då ekologiska risker bedöms. Vägledningarna är generella och statuerar inte vad som skall ingå utan snarare vad som kan ingå i bedömningarna.

12.5 Kanada

Enligt den kanadensiska miljömyndigheten, Environment Canada (2007a), kan sedimentkvalitet undersökas genom tre parallella och principiellt skiljda angreppssätt eller beviskedjor ("triad):

1. Kemi, dvs. innehåll av kända föroreningar i förhållande till riktvärden (CCME 1999)
2. Biologiska utvärderingar, dvs. innehåll, kondition och sammansättning av bentiska samhällen och organismer, enligt vägledning av Environment Canada (Reynoldson & Day, 1998)
3. Toxicitetstester där respons hos individer från relevanta grupper respons vid exponering till insamlat helsediment, porvatten, extrakt etc. undersöks under standardiserade förhållanden (Bombardier & Blasie 2000).

De tre angreppssätten ges samma vikt och hur undersökningarna ska genomföras, vilka tester, analyser eller biologiska system som ska ingå beror på de mål som satts upp för undersökningen. Till detta lägger Environment Canada även undersökningar av föroreningens eller föroreningarnas förmåga till:

4. Bioackumulation, där upptag av ett ämne ur föda, omgivande vatten och sediment undersöks (Borgmann et al. 2001).

Orsaken till att även bioackumulation bör undersökas är att det är en förutsättning för biomagnifiering, dvs. för att bedöma risker för det pelagiska ekosystemet och dess predatorer.

Det förutsätts även att en kemisk/fysikalisk karaktärisering av sedimentet genomförs (Environment Canada, 2007b).

12.6 Sammanfattning – internationella ramverk

Kraven på genomförande och detaljeringsnivå varierar stort mellan olika länders ramverk, från att vara vägledande till att vara absoluta. De flesta system bygger antingen på ett stegvis ("tiered") genomförande (figur 10) eller på tre parallella beviskedjor ("sediment quality triad")⁸ vilkas resultat ges samma tyngd eller viktas i förhållande i förväg uppsatta kriterier, och summeras efter genomförandet (figur 11).

Vid stegvisa genomföranden görs i de tidiga stegen ofta jämförelser med någon form av referenshalter (t ex SQG) medan toxicitetstester genomförs i sena steg. I många fall ingår undersökningar av halter/mängder samt biologiska effekter *in situ* på ekosystemnivå och *ex situ* i form av toxicitetstester.

Fyra typer av beviskedjor kan identifieras från de olika studierna:

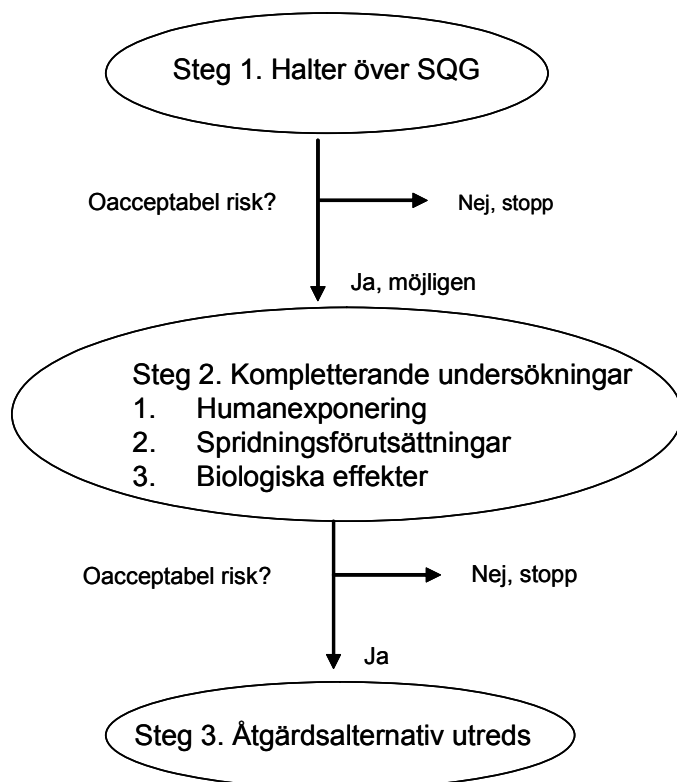
1. Föroreningshalter, sedimentkemi och sedimentfysikaliska parametrar
2. Artantal och artrikedom av bentiska organismer (ofta evertebrater)
3. Sedimenttoxicitet
4. Bioackumulation och biomagnifikation

De tre första punkterna ingår i de flesta triadssystem. Den fjärde beviskedjan, bioackumulation och biomagnifikation, ger information om negativa effekter på organismer i högre trofnivåer. Denna information hanteras sällan eller aldrig i steg 1-3.

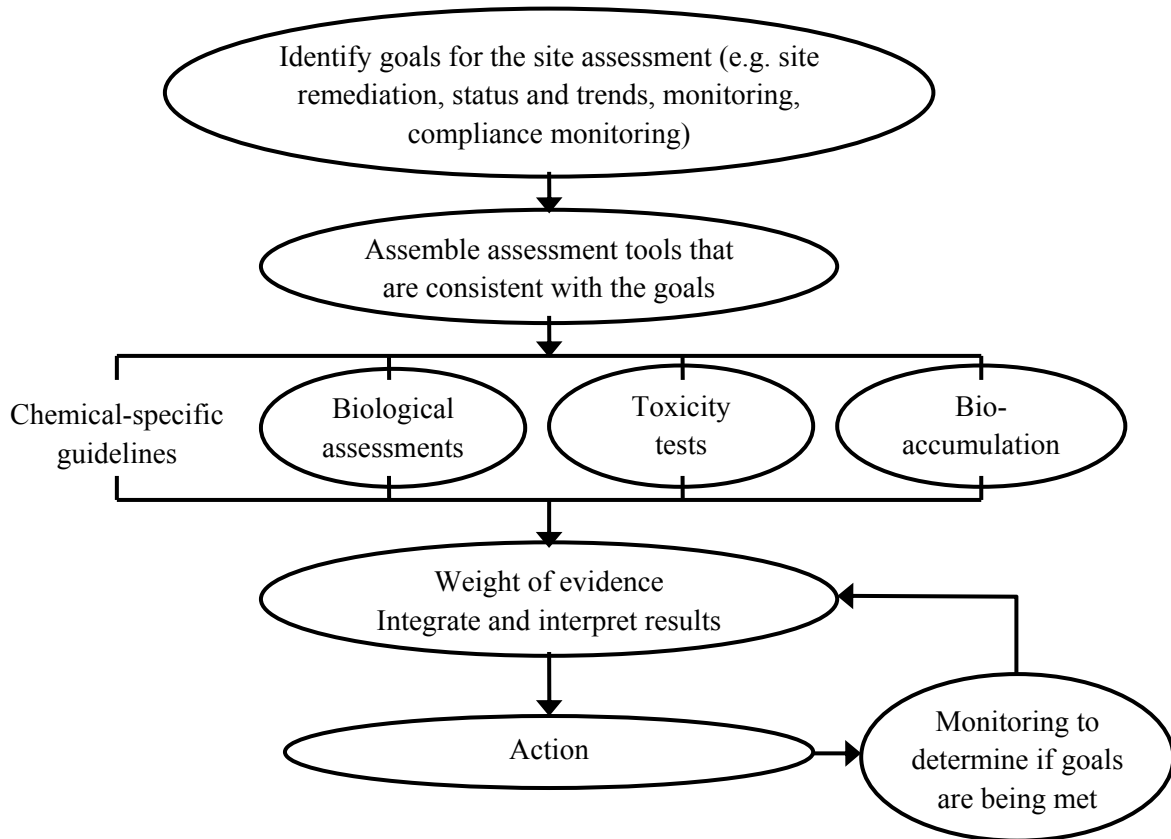
Syftet med riskbedömning av sediment, så som den redovisas i denna rapport, är att påvisa risker för biologiska system. Det allra enklaste systemet omfattar endast en beviskedja, t.ex. ett toxicitetstest eller jämförelser med riktvärden. Oavsett om ett stegvis förfarande används eller om beviskedjor utvärderas parallellt, är det sannolikt viktigt att definiera vilken vikt olika former av bevis ges, i synnerhet om resultaten pekar i olika riktningar. Detta är ett av flera moment som bör ingå i

⁸ I det kanadensiska systemet (Environment Canada, 2005) finns fyra parallella beviskedjor.

en strategi för riskbedömning av sediment. I de flesta riskbedömningsmetoder ligger denna diskussion i de steg som föregår själva riskbedömningen, nämligen själva problembeskrivningen och målformuleringen, t.ex., se figur 11.



Figur 10. Riskbedömning av sediment enligt stegvis ("tiered") genomförande, fritt efter det holländska systemet (de Besten et al., 2005)



Figur 11. Konceptuell metod för att bedöma sedimentkvalitet (Environment Canada, 2007a.)

12.7 Referenser

Babut M. P., Ahlf W., Batley G. E., Camusso M., de Deckere E. och den Besten P. J. 2003. International overview of sediment quality guidelines and their uses. Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments (Wenning m.fl. red.). SETAC, 163-225.

Bombardier, M., and C. Blaise. 2000. Comparative study of the Sediment-Toxicity Index, benthic community metrics and contaminant concentrations. *Water Qual. Res. J. Can.* 35: 753-80.

Borgmann, U., W.P. Norwood, T.B. Reynoldson, and F. Rosa. 2001. Identifying cause in sediment assessments: bioavailability and the Sediment Quality Triad. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 950-60

CCME, 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Winnipeg, MB: CCME

de Deckere E.M.G.T., De Cooman W., Florus M. och Devroede-Vanderlinden M.P. 2000. Handboek voor de karakterisatie van de boden van de Vlaamse waterlopen, volgens de Triad, 2de versie. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL/afdeling Water, Brussel.

De Pauw N. och Heylen S. 2001. Biotic index for sediment quality assessment in watercourses in Flanders, Belgium. *Aquatic Ecology* 35:121-133.

den Besten P. J., de Deckere E., Babut M. P., Power B., DeValls t. A., Zago C., Oen A. M. P och Heise S. 2003. Biological Effect-based Sediment Quality in Ecological Risk Assessment for European Waters. *J. Soils & Sediments* 3: 144-162.

Environment Canada, 2007a. http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Html/SAS/factsheet_1.cfm

Environment Canada, 2007b (http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Html/SAS/factsheet_2.cfm).

USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund vol. 1. Human Health Evaluation Manual.

USEPA, 1992. Preceedings of EPA's Contaminated Sediment Management Strategy Forums

USEPA, 1993. ARCS, Assessment and Remediation of Contaminated Sediment program

USEPA, 1998. EPA's Contaminated Sediment Management Strategy.

Reynoldson, T.B., and K.E. Day. 1998. *Biological guidelines for the assessment of sediment quality in the Laurentian Great Lakes*. NWRI Contribution Number 98-232. Burlington, ON: Environment Canada.

STF 2005. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. TA-2085/2005.
Oslo

Van de Guchte C., Beek M., Tuinstra J. och Rossenberg M. 2000. Quality guidelines for the management of water systems. Commission for integral water management, The Hague.

Van der Gaag M.A., Stortelder P.B.M., Van der Kooij L.A. och Bruggeman W.A. 1991. Setting environmental quality criteria for water and sediment in the Netherlands: a pragmatic ecotoxicological approach. *Europ. Poll. Control* 1:13-20.

13 Bilaga 3. Erfarenheter från enskilda projekt

Med syftet att identifiera vilka strategier som använts vid undersökningar och utvärdering, vilka riskfaktorer som beaktats samt vilka riskfaktorer som styr beslut om åtgärd, har ett antal genomförda svenska (och en norsk) riskbedömningar studerats.

Inom ett efterbehandlingsprojekt diskuteras riskbedömningsaspekter vanligen under flera av projektets inledande faser, från inventering till huvudstudie med åtgärdsförslag, vilket gör riskbedömningen till en iterativ process. Det är därför vanligt att riskbedömningen omfattar fler riskaspekter än de som slutligen presenteras i riskbedömningsrapporten. Det är i denna studie dock inte möjligt att beskriva mer än de aspekter som dokumenterats i riskbedömningsrapporterna. I tabell 15 listas ett antal projekt med väl dokumenterat genomförande. I de genomgångna riskbedömningarna (referenser i tabell 15 och tabell 1) ges i sin tur ett antal referenser, vilkas relevans och riktighet inte bedömts i detta sammanhang och läsaren hänvisas därför till dessa.

Tabell 15. Studerade riskbedömningar / efterbehandlingsprojekt

Objekt	Riskbedömning genomförd år	Föroreningar	Areal, förorenat	Beslut om åtgärd	Referens
Järnsjön	1991	PCB	25 ha	Ja, har muddrats	NV 3997, 3999, 4117
Svartsjöarna	1998, rev 2002	Hg, metyl-Hg	två sjöar, 12 + 25 ha	Ja, har muddrats	Styrgruppen, 2002
Viskan	2004	Metaller, dioxin, dieldrin, PAH	3 sjöar, totalt 26 ha	Ja, ska muddras	Lst V. Götaland 2004
EKA-Bengtstors Bengtsbrohöljen	2004, rev 2005	Hg, dioxiner	120 ha	Ja, ingen i sediment	EKA 2002:15 EKA 2005:5
Oskarhamns hamn	2005	Metaller, dioxiner	75 ha	Nej, inget beslut fattat	Oskarshamn 2004:14
Tromsö hamn (Norge)	2005	Pb, Cd, Cu, Hg, PAH, PCB, TBT	okänt	Ja skall åtgärdas	NGI 2005, SFT 2005

13.1 Järnsjön

PCB i Emån konstaterades första gången 1981 och det konstaterades först 1986 att sedimenten i Järnsjön var den dominerande källan. Föroreningen kom ursprungligen från Nyboholms bruk 5 km uppströms Järnsjön. På bruket hade man under 1970- och 1980-talet tagit emot självkopierande returpapper med baksidan bestruken med PCB. Enligt provtagningar och beräkningar innehöll sedimenten ca 400 kg PCB, och ca 8 kg per år lämnade sjön.

Under perioden 1981-1988 genomfördes ett stort antal undersökningar riktade mot halter PCB (och i viss omfattning även Hg och andra metaller) i sediment,

fiberslam och fisk. Sammanlagt gjorde ca 150 PCB-analyser. Det bedömdes att mellan 138 och 276 kg PCB fanns i Järnsjöns sediment samt att ca 8 kg läckte från sjön varje år.

Mot bakgrund av Emåns höga skyddsvärde och föroreningssituationen tog länsstyrelsen i Kalmar samt Hultsfreds, Högsby och Mönsterås initiativ till en sanering genom att uppvakta miljö- och energidepartementet 1989. Naturvårdsverket ansåg att, mot bakgrund av behovet av fördjupade kunskaper och sanering av förorenade sediment, en förstudie borde göras. Enligt naturvårdsverkets projektmål för förstudien är saneringens målsättning att åtgärda de förorenade sedimenten i Järnsjön. Projektet organiserades i 4 skeden, varav förstudie och huvudstudie omfattar skede 1. Huvudstudiens syfte vara att skapa ett underlag för detaljprojektering. Huvudstudien omfattade i sin tur 8 olika aktiviteter varav var av ”Undersökning av nuvarande miljöförhållanden samt framtagning av ett program för undersökning under och efter sanering samt uppföljande kontroll”, var en. Inom ramen för denna genomfördes ett stort antal moment omfattande undersökningar av bottenfauna, fisk och fysikalisk-kemiska förhållanden i vatten och sediment. Bl.a. annat genomfördes:

- Allmänna undersökningar av grumlighet, vattenflödes- och vattenståndsmätningar
- I förhållande till ett basprogram (NV, 1989) utökade mätningar av PCB i vatten, i syfte att belysa variationer i flöden
- Mätningar av metaller (inkl. Hg) i vatten
- Insamling av suspenderat material i sedimentfällor eller filter för analys av PCB och metaller
- Kvantitativ och kvalitativ analys av bottenfauna. Analys av PCB och metaller
- Insamling av fisk (gädda, abborre, lake) för PCB och Hg-analys
- Histologisk och patologisk undersökning av fiskorgan samt jonbalans av blodplasma
- Fiskfysiologiska undersökningar, förändringar av lipidoxidering och fortplantningsfunktioner

Fisk i sjön uppvisade starkt förhöjda halter och det förelåg även tecken på skador hos fisk i sjön. De förhöjda halterna nedströms medförde att man kunde räkna med betydande fysiologiska störningar på fisk under lång tid, om inget gjordes. På lab genomfördes även toxicitetstester av sedimentextrakt. Dessa visade att toxiciteten var betydligt högre i sediment från Järnsjön än från andra sjöar i området.

Det bedömdes inte föreligga någon risk för akuttoxiska effekter på evertebrater eller fisk. Halter i fiskmuskel var dock så höga att subletala effekter på fisk skulle kunna uppträda både i Järnsjön och i sjöar nedströms.

13.1.1 Riskbedömning

Eftersom huvudstudiens syfte vara att generera underlag för detaljprojektering och att undersökningsparametrarna i punktsatserna ovan gjordes efter förslag om saneringsåtgärder, fattades beslut om sanering utan föregående riskbedömning, enligt vedertagen metod och/eller terminologi.

Enligt Naturvårdsverket (rapport 4117) som skrevs efter genomförd huvudstudie utgör Emåns naturvärden, riksintresse för friluftsliv, belastningen av PCB och Hg samt risken för skador på organ, utveckling, och reproduktion, särskilt på stationära arter, motiv för sanering.

13.1.2 Riskfaktorer

Enligt definitionen i kap 5 avses med begreppet riskfaktor en process som i ett sedimentakvatiskt ekosystem påverkar en mottagares exponering för en förorening. Inom Järnsjöprojektet fördes ingen diskussion som faller inom definitionen.

13.1.3 Slutsats

Beslut om åtgärd baserades främst på spridning, påverkan nedströms och halter i fisk. Höga halter av PCB i sediment var i sig troligen inte orsaken till sanering.

13.2 Svartsjöarna

Svartsjöarna ligger i Pauliströmsåns mynning i Emån, och har under lång tid fungerat som sedimentationsbassänger för cellulosafiber som släppts ut från Pauliströms bruk ca 3 km uppströms sjöarna. Längs ån har industriella anläggningar påverkat vattenkvaliteten åtminstone sedan 1700-talet. Övre Svartsjön är belägen strax uppströms Nedre Svartsjön. Sjöarna är relativt små (12 respektive 25 ha) och är ursprungligen klarvattensjöar.

Före 1960-talet saknade skogsindustrierna utrustning för att rena processavloppsvattnet från fiber. Stora mängder cellulosafiber släpptes därmed ut till angränsande vattendrag och fiberbankar har ansamlats på många platser. De totala fiberutsläppen från Pauliströms bruk har uppskattats till 15 000 – 20 000 ton. Större delen av detta har sedimenterat i Övre Svartsjön, men fiber har även transporterats vidare till Nedre Svartsjön.

Under en period från början av 1940-talet till mitten av 1960-talet användes (fenyl)-kvicksilver vid många bruk för att impregnera mekanisk massa och förhindra slembildning i processen. Flera av fiberbankarna, inklusive de i Svartsjöarna, innehåller därför betydande kvicksilvermängder.

13.2.1 Riskbedömning

Riskbedömning genomfördes enligt den s.k. MIFO-modellen, med hänsyn till:

1. föroreningens farlighet,
2. föroreningsnivån,
3. spridningsförutsättningar och
4. påverkansområdets känslighet och skyddsvärde.

Mot bakgrund av nedanstående genomgång av de olika bedömningsfaktorerna placerades de förorenade sedimenten i Svartsjöarna i klass 1, mycket stor risk.

13.2.1.1 FARLIGHET

Det är allmänt accepterat att kvicksilver och i synnerhet metylkvicksilver är ett mycket potent miljögift. Föroreningsens farlighet bedömdes därmed som mycket stor.

13.2.1.2 FÖRORENINGSNIVÅ

Riskbedömningen hänvisar till Naturvårdsverkets tillståndsklassning utgående från kvicksilverhalter i sediment:

Tillståndsklass 1:	Mycket låga halter	≤0,15 mg/kg TS
Tillståndsklass 2:	Låga halter	0,15-0,3 mg/kg TS
Tillståndsklass 3:	Måttligt höga halter	0,3-1,0 mg/kg TS
Tillståndsklass 4:	Höga halter	1,0-5 mg/kg TS
Tillståndsklass 5:	Mycket höga halter	>5 mg/kg TS

Mot bakgrund av dessa generella bedömningsgrunder kunde halterna av totalkvicksilver i de samlingsprover av sediment som analyserades vid karteringen av Övre Svartsjön i huvudsak klassificeras som låga till måttligt höga medan halterna i Nedre Svartsjön ansågs vara låga.

Denna klassificering kontrasterade mot de uppmätta halterna i biota, bl.a. fisk. Enligt samma bedömningsgrunder betecknades halter som är högre än 1 mg/kg VS som mycket höga. Detta värde avser enkilosgädda. Normering av de uppmätta halterna i Svartsjöarna gäddor mot denna jämförelse visade att halterna i Svartsjöes fisk i huvudsak borde betecknas som mycket höga.

Klassificeringen av föroreningsnivån blev således olika beroende på om man utgick från halterna i sedimenten eller i fisk. Orsaken var metyleringen av kvicksilver i Övre Svartsjöns bottenvatten under sommarstagnationen, vilket ledde till att en större andel av kvicksilvret än vad som är normalt förelåg som metylkvicksilver tillgängligt för upptag i biota.

Föroreningsnivån bedömdes även med stöd av kanadensiska SQG för kvicksilver i sötvattensediment. Dessa värden betecknas TEL ("Threshold Effect Level") och PEL ("Probable Effects Level"). TEL-värdet för kvicksilver i sediment överskreds i Övre Svartsjöns och i större delen av Nedre Svartsjöns sediment. PEL-värdet för sediment i sötvatten överskreds i större delen av Övre Svartsjön och tangerades i Nedre Svartsjön. Riktvärden för halter i vatten, motsvarande de kanadensiska TEL- och PEL-värdena för sediment, saknas. Resultat från toxicitetstester i laboratorium (NOTEL, "No Observed Toxic Effects Level") användes därför som bedömningsgrund.

Merparten av de uppmätta halterna av totalkvicksilver i vatten i ån ligger klart under de halter som anges som gräns för när vattenlevande organismer påverkas. Däremot var de halter som uppmätts i Övre Svartsjöns bottenvatten i nivå med de halter som anges ge effekter på evertebrater och fisk. Sjöns organismer påverkades

av detta bottenvatten främst under vår- och höstcirkulationen och även genom höga MeHg-halter i språngskiktet under sommaren. Detta innebar att det tidvis förekom toxiska effekter på t ex zooplankton och fiskyngel till följd av direkt exponering för MeHg i vattnet.

Metylkvicksilver tas effektivt upp av människa både via luft och via föda. Ett långvarigt dagligt intag av 0,2-0,4 mg MeHg har bedömts kunna öka förekomsten av tidiga skador på det centrala nervsystemet hos vuxna med 5 %. Foster och små barn utgör särskilda riskgrupper WHO/FAO har beräknat ett ”tolerabelt veckointag” för totalkvicksilver och MeHg. De höga halterna i gäddor och stor abborre innebär att fisk från Svartsjöarna absolut inte bör ätas. Även fisken i Emån närmast nedströms Pauliströmsåns mynning innehåller så mycket kvicksilver att den är olämplig som föda.

Mot bakgrund av det konstaterade upptaget av kvicksilver i biota och därmed förknippade risker för hälsa och miljö medförde en platsspecifik bedömning att föroreningsnivån betraktades som hög till mycket hög.

13.2.1.3 SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Kvicksilver kunde spridas från Svartsjöarna främst med vatten till Pauliströmsån nedströms sjöarna och vidare till Emån. De förorenade sedimenten var direkt exponerade för vattenmassan i sjöarna, samtidigt som omsättningstiden för vatten i sjön under 1996 var endast i genomsnitt 4 dygn i Övre Svartsjön och 11 dygn i Nedre Svartsjön.

Spridning av totalkvicksilver sker i första hand med suspenderade partiklar. Även om passagen genom Svartsjöarna innebär att transporten av kvicksilver i Pauliströmsån minskade något till följd av sedimentation när strömhastigheten avtog var reduktionen avsevärt mindre än vad som kunde förväntas under normala förhållanden. Detta indikerade pågående läckage av kvicksilver från bottensedimenten och/eller resuspension av kontaminerade sediment, framför allt från Övre Svartsjön. Ungefär 40 % av den årliga kvicksilvertransporten från Pauliströmsån till Emån, vilket motsvarar ca 5 % av transporten i Emån, beräknades härröra från detta läckage. De kontaminerade sedimenten i Övre Svartsjön hade ännu större betydelse för transporten av metylkvicksilver. Läckaget av metylkvicksilver beräknades utgöra ca 50 % av transporten från Pauliströmsån till Emån och ca 10 % av transporten av metylkvicksilver i Emån.

Spridningen till Emån bidrog troligen till att även fisken i Emån hade förhöjda halter av kvicksilver. Halterna av totalkvicksilver i gädda fångad i Emån uppströms och nedströms Pauliströmsåns mynning visade högre kvicksilverhalter i gädda fångad nedströms mynningen.

De genomförda undersökningarna visade således att förutsättningarna för spridning av kvicksilver från de förorenade sedimenten till den akvatiska miljön i Svartsjöarna och Pauliströmsån betecknades som mycket stora, medan förutsättningarna för spridning till Emån betraktades som stora.

13.2.1.4 KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE

Såväl påverkansområdets känslighet som dess skyddsvärde bedömdes vara högt.

Pauliströmsån med omgivning är en miljö av vildmarks karaktär med stora naturvärden. Den har placerats i klass 1 i länsstyrelsens översikt över naturmiljöer i Kalmar län och utgör ett riksintresse för naturvård. Nedströms Pauliström är ån ett av de få större vattendrag som inte rensats på sten för att underlätta flottning och är därför mycket sten- och blocklik.

Naturvärdena omfattar både växt- och djurlivet. Vid en undersökning av 500 vattendrag i södra och mellersta Sverige visade sig Pauliströmsån vara ett av de artrikaste, framför allt när det gäller djurliv i vattnet. Särskilt värdefulla är bestånden av flodpärlmussla och öring. Flodpärlmussla finns bara i ett fåtal sydsvenska vattendrag och är helt beroende av att det finns ett bestånd av öring i samma vatten, eftersom öringen är värddjur för flodpärlmusslans larver. Flodpärlmusslan, som kan bli mycket gammal, tycks ha överlevt industriutsläppen. Det är dock oklart i vilken omfattning den fortfarande förökar sig. Den öring som finns i Pauliströmsån är en stationär öring som bildar lokala bestånd. Även utter, som annars är starkt tillbakaträngd av mänskliga ingrepp och miljögifter, finns i ån.

Pauliströmsån mynnar i Emån som är ett av de mest värdefulla vattendragen i södra Sverige vad gäller geologi, biologi och landskapsbild. Naturen i avrinningsområdet är mycket varierad vilket ger förutsättningar för en god biologisk mångfald både på land och i vatten. Av dessa anledningar har hela Emåns huvudfåra och flera biflöden, däribland Pauliströmsån, utpekats som riksintresse för naturvården enligt 2 kap 6 § naturresurslagen. I Emån finns en rad värdefulla fiskarter, bl.a. mal som finns endast på tre ställen i landet och en population av särskilt storvuxen öring.

13.2.2 Riskfaktorer

Enligt definitionen i kap 5 avses med begreppet riskfaktor en process som i ett sedimentakvatiskt ekosystem påverkar en mottagares exponering för en förorening. I den genomförda riskbedömningen i Svartsjöprojektet identifierades en riskfaktor som tydligt faller inom definitionen, metylering av kvicksilver. Metyleringen medför att kvicksilvrets egenskaper avseende exponering och påverkan på biologiska systemförändras dramatiskt vilket också resulterat i att separata bedömningsgrunder har använts för total- respektive metyl-Hg. Riskfaktorn metylering påverkas i sin tur av riskfaktorer listade i tabell 2 i kapitel 5, syrenivå och redoxmiljö.

13.2.3 Slutsats

Riskbedömning för Svartsjöarna var väl underbyggd men genomfördes huvudsakligen enligt en modell framtagen för marksystem (MIFO). Den baserades till stor del på en riskfaktor, metylering av kvicksilver.

13.3 Viskan

Utsläpp från olika verksamheter i Borås har under mer än 100 år belastat Viskan. Nedströms Borås utvidgas Viskan i tre sjöar/sjösystem, Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna där stora mängder av både metaller (främst zink, krom och bly) och organiska föroreningar (främst DDT och dess nedbrytningsprodukter samt dieldrin) ackumulerat i sedimenten.

Området har under perioden 1999-2000 undersökts avseende föroreningshalter och mängder i sedimenten. Uppföljande studier har sedan bekräftat resultaten, vilket lett till att en huvudstudie genomförts under 2003-2004.

Olika studier har genomförts inför, och inom ramen för, huvudstudien. Till underlag för riskbedömning undersöktes och beskrevs miljösituationen på området, främst i de tre sjöarna Djupasjön, Guttasjön och Rydboholmsdammarna med avseende på:

- Sedimentens föroreningsinnehåll, mängder och halter. Halter jämfördes med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder eller kanadensiska kriterier för sötvattenssediment (CCME, PEL)
- Porvattenanalyser och lakteter
- Ytvatten och bottenvatten uppströms, inom och nedströms de aktuella sjöarna provtogs och analyserades. Metallhalter jämfördes med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder
- Fisk undersöktes med avseende på fysiologisk påverkan i form av biomarkörer, förhöjd EROD-aktivitet i abborre och regnbågsforell inducerad av PAH och/eller plana klorerade ämnen, samt vitellogeninnivåer i regnbåge till följd av exponering för östrogenliknande ämnen
- Föroreningsupptag i fisk. Halter i fisk från de aktuella sjöarna jämfördes med halter i referenssjöar nedströms och/eller uppströms
- Bottenfauna, artsammansättning och individtäthet
- Mundelsskador på fjädermygglarver
- Vattenväxter, upptag av metaller och dioxiner
- Spridning, historisk, idag och vid extrema förhållanden

13.3.1 Riskbedömning Viskan

I huvudstudiens miljö- och hälsoriskbedömning bedömdes risker för fisk- och växtätande fåglar, för vattenlevande organismer, för människor som vistas inom området eller äter fisk från sjöarna samt för negativa effekter nedströms området.

Risker för fisk- och växtätande fåglar kvantifierades genom att beräkna mängder föroreningar fåglarna exponeras för via födan. De beräknade upptagen av olika föroreningar har sedan jämförts med toxikologiska referensdoser, NOAEL eller LOAEL ("No Observed Adverse Effect Levels" respektive "Lowest Observed Adverse Effect Levels"). För bedömning av risk för fiskätande fåglar gjordes jämförelser med kanadensiska riktvärden för DDT och dess nedbrytningsprodukter i biologiskt material för skydd av i näringskedjan stående djur.

Risker för vattenlevande organismer bedömdes efter undersökningar av:

- Halter av föroreningar i sediment och i sedimentens porvatten
- Halter av föroreningar i yt- och bottenvatten
- Förekomst och artrikedom samt skador på bottenfauna
- Fysiologiska störningar på upptag av föroreningar i fisk

För den slutliga bedömningen av risk sammanvägdes resultaten från ovanstående undersökningspunkter.

Hälsorisker bedömdes med avseende på bad och bevattning samt förtäring av fisk. För användning av vatten för bevattning gjordes jämförelser med kanadensiska lågrisknivåer. Doser till följd av förtäring av fisk beräknades genom att multiplicera mängden fisk som enligt Livsmedelsverkets kostråd kan förtäras med uppmätt föroreningshalt i fisken (uttryckt som mg ämne per kg kroppsvikt och dag). Bedömningen vägde även in den återhämtning som sker genom översedimentation av nytt material som pågår inom området.

Miljö- och hälsorisker nedströms området vägdes in. Förekomsten av sediment, i sig, bedömdes kunna utgöra en risk eftersom föroreningar lägg fast i sådana. Sammanhängande ackumulationsområden saknas i nedre delarna av Viskan. Enligt vattenanalyser nedströms avtar föroreningshalterna med avståndet.

13.3.2 Riskfaktorer

Förändrad vattenföring kunde leda till förändrad sedimenttransport. Periodvis låga syrehalter, vilket betraktades som positivt då utbredningen av aeroba organismer begränsades och därmed minskade risken för exponering för sedimentens föroreningsinnehåll. Framtida sedimentation av nytt material vägdes in som en positiv riskfaktor.

13.3.3 Slutsats

Ambitiös riskbedömningen utan referens till befintligt system eller metoder för riskbedömning.

13.4 EKA-Bengtsfors, Bengtsbrohöljen

I nordligaste delen av Bengtsbrohöljen är Bengtsfors och EKA-området beläget. På nordligaste delen av EKA-området drivs ett kraftverk, vilket uppfördes i slutet på 1800-talet. På området, strax söder om kraftverket, var en elektrokemisk kloralkalifabrik (EKA) i drift mellan 1897 och 1925. Till följd av kloralkaliproduktionen har stora mängder kvicksilver och dioxiner lagrats upp i området. Området är också belastat med klorerade lösningsmedel från en kemtvätt som var i drift i den gamla kloralkalifabriken mellan 1955 och 1976. Konstaterade förekomster av PAH och fenoler indikerade att olika typer av träindustrier som bedrivit såg- och impregneringsverksamheter har också varit verksamma på området. Den dokumenterade föroreningssituationen har föranlett en rad undersökningar i mark, vatten och sediment, samt riskbedömningar och bedömning av åtgärdsbehov.

Tidigare undersökningar visade att en spridning av föroreningar hade skett och sker från EKA-området ut till Bengtsbrohöljens vatten och sediment. Även föroreningskällor uppströms Bengtsbrohöljen bidrar till belastningen med avseende på både kvicksilver och dioxiner.

Bengtsbrohöljen är omgiven av skogsklädda eller kala bergsryggar med ett tunt jordtäck. Sjöytan är ca 1,2 km² med ett medeldjup av 12 m och ett största djup på ca 28 m. Medelvattentillflödet är ca 25 m³/s och den teoretiska utbyttestiden 1 vecka. I norr gränsar sjön via en kanal samt ett kraftverksgenomsläpp till sjön

Lelång. Lelång gränsar i norr, i sin tur, till nästa sjö uppströms, Foxen, även där via ett reglerat genomsläpp. I riktning söderut mynnar Bengtsbrohöljen via Dalslandskanal ut i Laxsjön.

Notera att Bengtsbrohöljen utgör recipient till markområdet där EKA-fabriken stod. Markområdet har undersökts i omgångar och omfattats av riskbedömning som inte beskrivs i denna rapport. Efterbehandlingsåtgärder har beslutats och påbörjats på markområdet. Uppdelningen av redan genomförd riskbedömning i två delar (Bengtsbrohöljen och övrigt) har skett på initiativ av författarna till föreliggande rapport. Det är inte uteslutet att uppdelningen kan komma att ifrågasättas av författarna till den ursprungliga riskbedömningen, med komplettering, omfattande både mark och sedimentområden (EKA 2002:15, EKA 2005:5)

13.4.1 Riskbedömning EKA-Bengtfors, Bengtsbrohöljen

Den genomförda miljö- och hälsoriskbedömningen genomfördes enligt följande:

- Beskrivning av området med känslighet och skyddsvärde (vilket har beskrivits som betydande)
- Föroreningssituationen med halter och mängder
- Spridningsförutsättningar
- Sammanfattande miljö- och hälsoriskbedömning

13.4.1.1 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Vattenmassan

Föroreningshalterna i vattenmassan bedömdes som låga och skillnaderna mellan inlopp och utlopp små. Medianhalterna låg under effektbaserade internationella bedömningskriterier och dricksvattennormer.

Sedimenten

Föroreningshalterna beträffande metaller i Bengtsbrohöljens sediment var höga jämfört med bakgrundshalter (Naturvårdsverket) och nivåer där negativa effekter kan förväntas (ISQG, ”Interim sediment quality guideline values”, CCME; PEL, ”Probable Effect Level”, CCME), men lägre (As, Pb, Cd, Cr, Zn) eller i nivå (Co, Cu, Ni, Hg) med halter där inga negativa effekter kan förväntas på 95 % av populationen (MPC, RIVM). I samtliga fall var halterna lägre än halter där negativa effekter på 50 % av arterna eller ekologiska processer kan förväntas (SRC, RIVM).

Höga halter av dioxiner har påträffats i Bengtsbrohöljens sediment. Den högsta halten uppmättes till 12 600 mg TEQ/kg TS. Förhöjda halter av PAH, klorfenoler, PCB eller andra semivolatila organiska ämnen kunde inte påvisas.

13.4.1.2 SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Det årliga inflödet från uppströms källor har beräknats till ca 0,7 kg Hg och ca 20 mg TEQ dioxiner, vilket är 2-3 ggr större än det beräknade läckaget från landområdet EKA-Bengtfors. Totalt uppskattades föroreningsmängderna till

ca 150 kg Hg och 6 g dioxin. Halterna bedömdes avta generellt mot ytan vilket visade att spridningen minskat med tiden.

13.4.1.3 MILJÖ- OCH HÄLSORISKBEDÖMNING

De exponeringsvägar som beaktats vid hälsoriskbedömningen är direktkontakt med sjövattnen och sediment, intag av sjövattnen och intag av fisk. Svenska riktvärden för dioxiner i dricksvatten saknades och jämförelser gjordes med holländska ”Serious Risk Concentration”-nivån för grundvattnen och amerikanska dricksvattenkriterier. Jämförelser gjordes även med EU:s angivna maximala intag av dioxiner i dricksvatten. Halter i fisk (Hg och dioxiner i abborre) jämfördes med livsmedelsverkets gränsvärden. För Hg överträffades gränsvärdet i gamla abborrar, men inte i unga. För dioxiner överträffades gränsvärdet i inget fall. FAO & WHO:s rekommenderade tolerable veckointag kan överträffas vid intag av äldre abborre 1 gång i veckan. På liknande sätt kan EU:s rekommenderade tolerabla veckointag av dioxiner komma att överträffas.

Bedömningen av miljörisker baserades huvudsakligen på:

- Jämförelser mellan föroreningshalter i vatten och sediment med internationell effektbaserade värden (se ovan under 1.3.1.1)
- Bottenfaunaundersökningar (art- och individförekomst, diversitet, missbildningsfrekvens)
- Provfiske (art- och individförekomst, längdfördelning, missbildningsfrekvens)
- Undersökning av nattsländelarver
- Föroreningshalter i fisk

Resultatet av miljö- och hälsoriskbedömningen var att en begränsad åtgärd i form av upptag av ca 1 200 m³ sediment rekommenderades (2004-02-20). Åtgärdsförslaget kom sedan att revideras till att inga åtgärder rekommenderades i Bengtsbrohöljen. Argumenten för detta var dock inte nya (2005-11-11, EKA 2005:5);

- Föroreningsmängderna i sjön är väsentlig mindre i sjön än på land samt fördelade över en större yta, vilket resulterar i en större kostnad per reducerad mängd förorening
- Ytliga sediment har lägre föroreningshalt vilket tyder på långsam förbättring
- I delar av närområdet där föroreningshalterna är större indikerar undersökningar att sedimenten är opåverkade av omblandningsprocesser och erosion och påverkade av nysedimentation av material med lägre halter
- Miljöstörande effekter har noterats på subcellulär- och individnivå, men det akvatiska systemets struktur bedöms inte avvika från jämförbara sjöar med lägre halter. Sannolikt kan därför ekosystemets processer uppehållas på en acceptabel nivå
- Inflödet från uppströms källor är i samma storleksordning eller större än vad som beräknats komma från landområdet

- Större halter och mängder på land föreslår prioritering av åtgärder till land

13.4.2 Riskfaktorer

Ett antal riskfaktorer har hanterats. Dessa är (fritt hämtade från lista omfattande även landområdet):

- Naturkatastrofer och förändrat klimat
- Ökad närsaltbelastning på sjösystemet. Kan leda till högre biologisk produktion, lägre syrehalter, ökad metylering, ökad toxicitet och ackumulering, men även till biologisk utspädning.
- Framtida sedimentation av nytt material vägs in som en positiv riskfaktor

13.4.3 Slutsats

Riskbedömning utan referens till befintligt system eller metod. En rad biologiska undersökningar på individ- och populationsnivå genomfördes men dessa omfattade inte toxicitetstester. Risker bedömdes motivera en begränsad muddringsinsats. Beslut om att inte genomföra åtgärder fattades i viss mån på ekonomiska argument snarare än riskbaserade argument.

13.5 Oskarshamns hamn

Sedimenten i hamnbassängen i Oskarshamn är förorenade av verksamheter som pågått i anslutning till hamnen sedan mitten av 1850-talet. De föroreningar som finns i sedimenten är dels metaller som bly, koppar, zink och kadmium, dels organiska miljögifter som dioxiner. Föroreningsmängderna och föroreningshalterna kan betecknas vara mycket stora respektive höga.

Undersökningar har visat att tungmetaller och troligen också dioxiner sprids från sedimenten i hamnbassängen till Oskarshamns kustområde. I Oskarshamnsområdet resulterar spridningen i förhöjda upptag av tungmetaller i musslor och blåstång och förhöjda halter av främst tungmetaller i sediment utanför hamninloppet. Större delen av föroreningarna som sprids ackumuleras dock troligen inte i kustområdet utan sprids vidare med vattenmassan i Kalmarsund och vidare till Östersjön där de medverkar till de miljö- och hälsorisker som är förknippade med diffus spridning av tungmetaller och dioxiner. Källan är så stor att spridning av föroreningar beräknats kunna ske i hundratals år om inga åtgärder vidtas.

Det åtgärdsalternativ som i första hand förordas (huvudförslaget) innebär att alla förorenade sediment, drygt 770 000 m³ i hamnbassängen, muddras. Det övergripande åtgärds målet som ligger till grund för åtgärdsförslag är att pågående spridning av prioriterade (särskilt farliga) tungmetaller och organiska miljögifter från sedimenten i hamnbassängen ska minska.

13.5.1 Riskbedömning

Miljöriskbedömningen delades upp i bedömning av 4 påverkansområden; hamnbassängen, kustområdet med ackumulationsbottnar på stort vattendjup öster och

söder om hamninloppet, grunda fjärdar i hamnens närhet, samt södra Östersjön. Inga ekotoxikologiska effektstudier har genomförts

13.5.1.1 MILJÖRISKER INOM HAMNORÅDET

Sedimentlevande organismer

Uppmätta halter av flera metaller, dioxiner och organiska tennföreningar överstiger allmänt de nivåer där någon form av effekt troligen uppträder på känsliga organismer (CCME PEL). Utifrån jämförelser med holländska riktvärden för sediment, överstiger halterna av allmänt av **koppar** och **dioxiner** de nivåer där allvarliga effekter kan förväntas (RIVM, SRC_{Eco} – en nivå där 50 % av arterna eller de ekologiska processerna i ett ekosystem kan påverkas).

Vattenlevande organismer

Uppmätta halter av metaller i vattenmassan underskrider under större delen av tiden de nivåer där påverkan av de mest känsliga arterna kan ske (CCME, ”Marine Aquatic life”). Temporärt och lokalt till följd av fartygstrafik kan dock möjligen halterna av vissa metaller nå sådana nivåer att akuttoxiska effekter uppträder.

Semiakvatiska djur

Med semiakvatiska djur menas i detta fall huvudsakligen fåglar som vistas och som söker föda inom hamnområdet. Med hänsyn till de förhöjda upptag av flera metaller som uppmätts i musslor och blåstång kan risken för påverkan av fåglar som regelbundet söker föda i hamnbassängen inte uteslutas. Troligen är dock såväl antalet arter och individer som regelbundet söker föda i hamnbassängen begränsat.

13.5.1.2 MILJÖRISKER I KUSTOMRÅDET

Inga biologiska undersökningar har genomförts i de mjuka bottenar med höga föroreningshalter som påvisats på relativt stora vattendjup (ca 20 m) dels ca 5 km söder om Oskarshamns hamn, dels öster om hamninloppet.

I Oskarshamnsområdet, liksom längs hela Kalmar läns kust, har blåstångens djuputbredning och förekomst minskat, vilket bedöms orsakas av storskalig eutrofiering. Under senare år har förändringarna i Oskarshamnsområdet varit små och en viss förbättring i täthet och utbredning indikeras. Metallspridningen från Oskarshamns hamn bedöms inte inverka på blåstången utanför hamnområdet.

En nedgång i de kustnära bestånden av abborre och gädda har noterats de senare åren längs Kalmar län. Återigen anges eutrofieringen som den troliga orsaken till tillbakagången. Både norr och söder om hamninloppet finns flera grunda avsnörda vikar som enligt uppgift är viktiga lek- och uppväxtområden för abborre och gädda. Utifrån genomförda undersökningar kan inga förhöjda upptag av tungmetaller noteras varför påverkan knappast orsakas av hamnbassängens tungmetallförorenade sediment.

Den påverkan av metaller på bottenarna i ackumulationsområden öster och söder om hamninloppet med tillhörande riskbild som konstateras kommer troligen bestå under överskådlig tid om inga åtgärder i hamnbassängen genomförs. Även om en

åtgärd genomförs i hamnbassängen kommer riskbilden att bestå under mycket lång tid.

13.5.1.3 MILJÖRISKER I GRUNDA FJÄRDAR

Det finns för närvarande ett begränsat underlag för att bedöma huruvida de grunda vikar som finns norr och söder om hamninloppet påverkas av sedimentföroreningar från hamnbassängen. Den översiktliga undersökning av sediment som genomförts i Kättilfjärden, ca 1 km söder om hamninloppet, indikerar dock att nuvarande belastning är förhållandevis liten men att påverkan sannolikt förut var betydligt större. Detta kan möjligen förklaras av att förorenat vatten från hamnbassängen ofta strömmade ut mer kustnära innan småbåtshamnen anlades i början av 70-talet. Uppmätta metallhalter i fisk styrker hypotesen om att belastningen av metaller numera är liten och knappast i sig skadlig.

13.5.1.4 MILJÖRISKER I SÖDRA ÖSTERSJÖN

Södra Östersjön belastas av föroreningar från flera länder, däribland Sverige. De sammanlagda utsläppen av föroreningar till södra Östersjön är mycket stora. Alla punktkällor blir vid en sådan jämförelse mer eller mindre obetydliga. För att belysa betydelsen av den spridning av metaller som uppskattas ske från Oskarshamns hamn jämförs transporter av ett urval metaller från större svenska ytvattendrag som mynnar i Kalmarsund och vattenområdet strax söder där om. De beräknade utsläppen av metaller från Oskarshamns hamn motsvarar 10 – 20 % av de metalltransporter som sker från stora svenska ytvattendrag till området. Dvs. spridningen av metaller från Oskarshamns hamn kan sägas motsvara de transporter som sker från ett relativt stort ytvattendrag i Kalmar län. Därför är det rimligt att förmoda att en mätbar påverkan finns i Oskarshamns kustområde, något som undersökningarna också bekräftar.

Sett i ett större Östersjöperspektiv är de beräknade utsläppen av metaller från Oskarshamns hamnbassäng praktiskt taget obetydliga. I ett svenskt perspektiv är det dock en betydande punktkälla.

13.5.1.5 HÄLSORISKER

Människor exponeras normalt inte direkt för föroreningar som finns bundna i bottensediment. I Oskarshamns hamnbassäng vistas regelbundet endast de som arbetar i verksamheter kring hamnen. Vid nuvarande användning av hamnområdet bedöms den viktigaste exponeringsvägen för människor vara intag av fisk som vistas i aktuella vattenområden och som därigenom kan ta upp föroreningar från sedimenten. Det finns inga svenska hälsoriskbaserade riktvärden för föroreningar i sediment. En enkel jämförelse mellan uppmätta föroreningshalter i sediment i och utanför hamnbassängen med holländska hälsoriskbaserade riktvärden (RIVM, 2001) visar att dioxinhalterna i ungefär hälften av analyserade prover (> 210 ng/kg TS) och de högst uppmätta blyhalterna (> 3 200 mg/kg TS) i hamnbassängen kan utgöra en potentiell hälsorisk. De holländska riktvärdena är baserade på att människor badar och äter fisk från områden där de förorenade sedimenten finns.

Kemiska analyser av fiskar från hamnbassängen tyder inte på att människor kan ta skada vid konsumtion. Enligt riskbedömningen underskrider uppmätta halter av tungmetaller och dioxiner i fisk med god marginal Livsmedelsverkets gränsvärden för fiskkonsumtion. Risken för att de förorenade sedimenten direkt eller indirekt orsakar negativa hälsoeffekter vid nuvarande användning bedöms således som liten. Riskbilden förväntas kvarstå under överskådlig tid.

13.5.2 Riskfaktorer

I den genomförda riskbedömningen diskuteras processer som enligt definitionen i kapitel 5 kan betraktas som riskfaktorer, båttrafik i hamnområdet, den pågående storskaliga eutrofieringen av Östersjön samt i viss mån utbredningen av syrefattiga bottenar med kapacitet att binda metaller. I sammanhanget är det dock tveksamt att betrakta dem som riskfaktorer eftersom konsekvensen av dem i form av förändrad exponering inte uttrycks eller diskuteras i riskbedömningen.

13.5.3 Slutsats

I Oskarhamnsprojektet har koncentrationsbaserad riskbedömning baserad på olika typer av jämförvärden (bakgrundshalter, kanadensiska troliga effektnivåer i marina, Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav, OSPAR:s effektnivå för tributyltenn i havssediment samt holländska effektnivåer (RIVM)) genomförts utan referens till befintligt system eller metod.

Förslag om åtgärder fattades inte som en konsekvens av påvisade risker utan sannolikt på grundval av övergripande miljömål, t ex en giftfri miljö, eller andra politiska ställningstaganden i regionen, såsom utbyggnad och flyttning av terminalen för Gotlandsfärjan, från en punkt långt inne i hamnområdet till en punkt nära hamnområdets mynning.

13.6 Tromsö hamn

Tromsö hamn i Nordnorge är förorenad av olika föroreningskällor:

- Kommunalt utsläpp
- Utsläpp från skeppsvarv
- Lakvattenutsläpp från avfallsdeponier
- Utsläpp från fartyg, inkl båtbottnfärger
- Ytavrinning från hårdgjorda ytor
- Nederbörd och dumpning av snö
- Punktutsläpp
- Utsläpp från gamla synder
- Läckage från förorenad mark
- Olovliga utsläpp
- Tillförsel med havsvatten
- Tillförsel med bäckar och älvar

Föroreningssituationen i hamnen har föranlett sedimentundersökningar och en riskbedömning enligt STF:s vägledning. Metoden bygger på ett stegvis förfarande

(1-3) och har genomförts i 5 delområden med hänsyn till genomförd provtagning, koncentrationsnivåer av metaller och organiska ämnen, naturliga avgränsningar samt trafik och strömningsförhållanden. Resultaten har lett till en åtgärdsplan för Tromsö hamn där åtgärder för de olika delområdena prioriterats.

13.6.1 Riskbedömning Tromsö hamn

För beskrivning av metod, se bilaga 2, Internationella ramverk för riskbedömning av sediment.

13.6.1.1 RESULTAT FRÅN STEG 1

- I förhållande till gränsvärden för metaller kunde delområde III och IV inte friskrivas
- Gränsvärdet för PAH överskreds av minst ett prov per område
- Proverna från delområde III och IV överskred gränsvärde för PCB-7, medan antalet prover var för litet i delområde I och II
- Prov från delområde III, IV och V överskred gränsvärdet för TBT, medan antalet analyserade prover från delområde I och II var för litet
- Porvattnets toxicitet samt toxicitet av ett sedimentextrakt (båda EC₅₀) undersöktes genom test av tillväxthämning av *Skeltonema costatum*. Både porvatten och sedimentextrakt från samtliga områden var mycket toxiska. Sedimentextraktets toxicitet undersöktes även med avseende på inducering av EROD-aktivitet i regnbågslox och jämfördes med gränsvärde för EROD. Enligt jämförelsen överskred 2 av 6 stationer gränsvärdet.

Eftersom halterna av minst ett ämne/ämnesgrupp överskreds gränsvärdena i samtliga delområden, samt att i flera fall var antalet analyserade prov för litet, kunde inget av delområdena friklassas.

13.6.1.2 RESULTAT FRÅN STEG 2

Riskbedömningen i steg 2 visade att föroreningarna i samtliga delområden utgör oacceptabla risker för hälsa och miljö. Beräkningar visade att risken kopplad till exponering för PCB var mycket hög. Steg 2 visade även på en pågående spridning av bly från delområde III och IV samt spridning av lätta PAH från samtliga delområden förutom delområde I. Med utgångspunkt från hälsorisker har de olika områdenas åtgärdsbehov rangordnats.

Steg 3 genomfördes inte.

13.6.2 Riskfaktorer

Riskfaktorer enligt definitionen i kapitel 5 diskuteras inte.

13.6.3 Slutsats

Riskbedömningen följer en väl genomarbetad och ambitiös metod.

13.7 Sammanfattning av några fallstudier

I två av riskbedömningarna finns referenser till befintliga system eller metoder för riskbedömning, MIFO (Svartsjöarna) samt SFTs Vägledning för riskvärdering av förorenade sediment (Tromsö hamn). Fyra av bedömningarna följer inte någon refererad metodik eller strategi (Järnsjön, Viskan, EKA-Bengtstors och Oskarhamn). MIFO-metoden är inte framtagen för sediment.

Risikfaktorer i den mening som diskuteras i kapitel 5 identifieras i begränsad omfattning. Förändrad temperatur och ökad närsaltbelastning på sjösystem kan leda till högre biologisk aktivitet och förändrade syrehalter och sekundärt till förändrad metylering av kvicksilver, men även till biologisk utspädning. Förändrad sedimentation av nytt material, liksom förändra vattenföring, vägs in som en riskfaktor med både positiva och negativa förtecken. Värt att notera är att i ett fall (Viskan) påtalas låga syrenivåer som en positiv effekt genom att de bidrar till att förhindra exponering av organismer för förorenade sediment, medan det i ett annat (Svartsjöarna) kopplas till en icke önskad ökad metylering av kvicksilver.

Föroreningarnas förekomstformer som funktion av den kemiska miljön diskuteras inte alls, möjligen med undantag för metyleringen enligt ovan, och därför heller inte förändrade spridningsegenskaper till följd av förändrad miljö.

Det är uppenbart att andra hänsynstaganden utöver resultaten från riskbedömningarna är styrande för beslut om åtgärder. Möjligen kan detta vara en följd av att allmänt vedertagna metoder används i begränsad omfattning. Det är inte svårt att föreställa sig att en vedertagen metod ger tyngd åt erhållna resultat och påvisade risker.

13.8 Referenser

- Naturvårdsverket (1992) Rapport 3997. Sanering avjärnsjön i Emån, Förstudie.
- Naturvårdsverket (1992) Rapport 3999. Sanering avjärnsjön i Emån, Huvudstudie.
- Naturvårdsverket (1992) Rapport 4117. Sanering avjärnsjön i Emån, Åtgärder och överväganden.
- Hultsfredskommun (2002). Svartsjöprojektet Huvudstudie. Styrgruppens sammanfattande rapport med åtgärdsförslag 1998, reviderad 2002.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2004). Rapport Viskan 2003:13 Projektrapport 1. Riskbedömning med åtgärdsalternativ inklusive kostnadsberäkningar.
- Bengtsfors kommun (2004). EKA 2002:15 Projektrapport 1, Miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning.
- Bengtsfors kommun (2005). EKA 2005:5 Projektrapport 3, Komplettering av miljö- och hälsoriskbedömning samt åtgärdsutredning med riskvärdering av åtgärdsalternativ.
- Oskarshamns kommun (2005). Rapport Oskarshamn 2004:14 Preliminär miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i sediment inom hamnbassängen.
- Norges Geotekniska Institut, NGI (2005). Opprydding av forurensede sedimenter i Tromsø hamn, Risikovurdering av forurnset sediment.

Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment

RAPPORT 5886

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5886-9
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver en generell strategi för att bedöma miljörisker från förorenade sediment. Strategin kan användas för olika föroreningstyper i sjöar, vattendrag och kustmiljöer. Arbetet är baserat på en omfattande litteraturgenomgång samt en norsk och ett antal svenska fallstudier. I rapporten redovisas även en övergripande beskrivning av metallers och organiska miljögifters uppträdande och spridning i sediment, exempel på riskfaktorer som är viktiga för att kunna bedöma spridning och exponering av förorenade sediment, en översiktlig genomgång av undersökningsmetoder som kan användas i en riskbedömning, samt exempel på hur den generella strategin kan tillämpas i några fiktiva men vanliga föroreningssituationer.

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

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

