



Efterbehandling av förorenade sediment

- en vägledning

Efterbehandling av förorenade sediment

- en vägledning

BESTÄLLNINGAR
Ordertelefon: 08-505 933 40
Orderfax: 08-505 933 99
E-post: natur@cm.se
Postadress: CM-Gruppen
Box 1110 93
161 11 Bromma
Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

NATURVÅRDSVERKET
Tel: 08-698 10 00 (växel)
Internet: www.naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket
106 48 Stockholm

ISBN 91-620-5254-3.pdf
ISSN 0282-7298
Omslagsbilder: Ronald Bergman, Nykvarns kommun (stor bild +
spridningsbild)
Sten-Åke Carlsson, Vattenresurs AB
(liten bild: sedimentspropp med geltäcke)

© Naturvårdsverket 2003

Elektronisk publikation

Förord

Sediment utgör en miljö som ofta innehåller olika slag av föroreningar som släppts ut i recipienter. Dessa föroreningar kommer från jordbruks- och stadsmiljöer, industriella avloppsvatten, läckagevatten och dumpat material. Huvuddelen av föroreningarna är oxider av järn och mangan, sulfider, karbonater och naturligt organiskt material (humus). I recipienter som associeras med antropogena aktiviteter finns kolväten, tungmetaller, bekämpningsmedel och andra organiska ämnen.

Som föroreningsreservoarer är sediment ett problem eftersom de har en stor potential för att avge föroreningarna till det överliggande vattnet där det sedan kan spridas vidare. Kunskap om hur man förhindrar de förorenade sedimenten att avge föroreningarna kräver kännedom om de många växelverkningar som äger rum i sediment/vatten gränsskiktet och inom sedimentvolymen. Det finns även ett behov av en översikt över de metoder som har prövats vid sanering av sediment. Det har mot den bakgrunden bedömts som angeläget att utarbeta en vägledning för att ge en samlad belysning av dessa frågeställningar.

Vägledningen är i första hand till för de myndigheter som beställer och genomför saneringsprojekt och de konsulter som utför utredningar, kontroll m. m..

Vägledningen har i huvudsak utarbetas av Björn Winell på Naturvårdsverkets enhet för miljöfarlig verksamhet. Dessutom har följande personer medverkat: Ronald Bergman, Södertälje kommun, avsnittet om täckning; Ingvar Björklund, tidigare vid Institutet för tillämpad miljöforskning ITM, avsnittet om miljöeffektuppföljning och recipientkontrollprogram; Pär Elander, Envipro Miljöteknik AB, avsnittet om invallning. Därutöver har Per Gullbring, Olov von Heidenstam, Ingrid Hasselsten och Fredrika Östlund, samtliga Naturvårdsverket gett värdefulla synpunkter.

Stockholm i december 2003
Naturvårdsverket

Innehåll

Sammanfattning	9
Summary.....	11
1. Bakgrund.....	13
Historik.....	13
Lagstiftning.....	13
Miljöbalken.....	13
Lagen om transport av farligt gods (SFS 1982:821).....	14
Plan- och bygglagen (SFS 1987:10).....	14
Räddningstjänstlagen (SFS 1986:1102).....	14
Arbetsmiljölagen (SFS 1977:1160).....	14
Förordningen om farligt avfall (SFS 1996:971).....	14
Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512).....	14
Naturvårdsverkets föreskrift om deponering av avfall (NFS 2001:14).....	15
Ansvar.....	15
Branscher och branschtypiska föroreningar.....	15
Föroreningar.....	16
2. Förorenade sediment som miljöproblem.....	17
Sjötyper.....	17
Rinnande vatten.....	17
Bottentyper.....	18
Transportmekanismer.....	18
Fysik, Kemi, Biologi.....	18
Bakgrundshalter.....	19
Läckagemekanismer.....	20
Diffusion.....	20
Extern diffusion.....	21
Bioturbation.....	21
Hydrodynamisk dispersion.....	22
Advektion.....	22
Sedimentation.....	23
Gastransport.....	23
Sammanfattning.....	23
Hälsa- och miljöproblem.....	23
3. Undersökningar och utredningar.....	25
Arbetsgång från undersökning till beslut.....	25
Organisation.....	25
Utredningar.....	25
Ansvar och finansiering.....	25
Undersökningar.....	25

Orienterande studier.....	26
Utvärdering	27
Fältundersökningar	27
Översiktliga undersökningar.....	27
Detaljerade undersökningar	28
Metodik.....	28
Provtagning	28
Scanningmetoder	29
Föroreningsars uppträdande	30
Analyser	31
Referensprov	32
Spridning.....	32
Spridningsförutsättningar.....	34
Omgivningens känslighet och skyddsvärde.....	35
Miljöfarlighet	35
Hälsöfarlighet.....	36
Riskklassning	36
Riskbedömning	36
Bedömning av efterbehandlingsbehov	37
Åtgärds mål	38
Åtgärds krav.....	38
4. Åtgärdsteknik	40
Åtgärdsutredning.....	40
Åtgärder i recipienten.....	40
Täckning	40
Grundläggande förutsättningar	41
Metoder	42
In-situ täckning	42
Plan bottentäckning.....	43
Invallad undervattendeponering	43
Täckningens viktigaste funktioner.....	43
Erosion	44
Kemisk isolering	45
Bioturbation	46
Utläggningsteknik	47
Kostnader	49
Behandling in-situ.....	50
Kemisk behandling	51
Biologisk behandling	51
Stabilisering/solidifiering.....	52
Förbildning.....	52
Kringledning	52
Kulvertering	53
Invallning	53
Sammanfattning	53

Bakgrund.....	54
Hydrogeologi	54
Geotekniska förutsättningar och grundläggning.....	57
Konstruktiv utformning av invallningar	59
Kompletterande åtgärder.....	63
Kontroll	64
Muddring	65
Mekanisk muddring	66
Hydraulisk muddring	66
Svenska sugmudderverk	67
Skyddsåtgärder.....	67
Geotextilskärmar	68
Spontning	68
Omhändertagande	68
Transport av muddermassor.....	68
Förbehandlingsmetoder.....	69
Avvattning	69
Behandling	70
Termisk destruktion	70
Termisk desorption	72
Immobilisering.....	74
Extraktion.....	75
Kemisk behandling	77
Biologisk behandling	78
Deponier.....	82
Svenska erfarenheter	82
Deponering.....	82
Täckning	83
Förbildning.....	84
Invallning	84
Biologisk behandling	84
5. Genomförande och kontroll	85
Projektering.....	85
Tillståndsfrågor	85
Kvalitetsfrågor	85
Kvalitetssäkring	86
Kvalitetsstyrning.....	86
Kvalitetsrevision	86
Miljökontroll	86
Referensundersökningar	87
Val av analyser och testmetoder	87
Provtagningsstationer.....	89
Uppföljande undersökningar.....	89
Slutrapport.....	90
Referenser	91

Bilagor.....	95
Bilaga 1	95
Gruvor.....	95
Primära metallverk.....	95
Sekundära metallverk.....	95
Järn-, stål- och manufakturindustri	95
Ferrolegeringsverk	95
Ackumulatorfabriker.....	95
Ytbehandling av metaller.....	96
Verkstadsindustri	96
Grafisk industri	96
Kloralkali	96
Kloratindustri	96
Gasverk.....	96
Rayontillverkning	96
Textilindustri.....	96
Garverier	96
Film- och fotopapperstillverkning	97
Massa- och papperstillverkning	97
Fiberskivor	97
Impregneringsanläggningar	97
Sågverk	97
Hamnar.....	97
Bilaga 2	98
Tillämpning av efterbehandling genom täckning	98
Plan bottentäckning.....	98
Invallad undervattendeponering (Contained Aquatic Disposal, CAD)	99
Täckning av erosionskänsliga bottnar.....	99
Utläggningsteknik.....	101
Ytlig lossning/dumpning med konventionell utrustning	101
Ytlossning under förflyttning.....	101
Nedsänkt spridning	102
Bilaga 3	107
Ordförklaringar	107

Sammanfattning

Förorening av den yttre miljön från bl. a. industriell och kommunal verksamhet har pågått under åtskilliga år. I vissa fall började den för flera hundra år sedan. Till en början var det synliga föroreningar som uppmärksammades, t. ex. fibrer och färgade avloppsvatten, men på 1960-talet blev man medveten om att även osynliga föroreningar i form av kemikalier kunde orsaka omfattande negativa miljöeffekter. Både industrin och kommuner började rena sina utsläpp vilket medförde en betydande förbättring av den yttre miljön.

Med tiden blev man medveten om att det på många platser fanns föroreningar kvar på grund av spill och andra former av utsläpp till mark och vatten och att dessa föroreningar kunde transporteras vidare genom läckage, avdunstning och vattenströmning. I sjöar och vattendrag uppmärksammades problemet med förorenade sediment när man fann höga halter av kvicksilver och senare PCB i fisk och i andra djur som levde av fisk. Sediment är en reservoar för ämnen som hamnar i recipienter. Om dessa ämnen är farliga kan de utgöra ett allvarligt problem eftersom de riskerar att spridas till det överliggande vattnet och bioackumuleras i vattenlevande organismer.

För att kunna göra en bedömning av behovet av åtgärder i förorenade sediment är det nödvändigt att ha kunskap om olika recipienttyper, sedimentologi, de vanligaste föroreningarna och deras kemi, mekanismer för transport och läckage av föroreningar samt de hälso- och miljöproblem som kan förekomma i samband med förorenade sediment. Dessa frågeställningar behandlas översiktligt i vägledningen.

I den här vägledningen behandlas alla steg som ingår i ett efterbehandlingsprojekt men med anpassning till sediment. Eftersom Naturvårdsverket tidigare har gett ut ett stort antal vägledningar om de flesta av de olika delmomenten redovisas dessa endast översiktligt men med hänvisning till de utförliga vägledningarna.

För efterbehandling av mark finns det ett stort antal metoder utvecklade. Deras tillämpbarhet på sediment är dock ofta mindre väl känd. Ett problem vid sediment-sanering är att det i allmänhet blir stora volymer som på något sätt ska tas om hand till stora kostnader. De mest använda metoderna är därför hittills de enklaste och billigaste. Den här vägledningen tar upp de flesta metoder som har använts i stor skala på sediment och sådana som har prövats i pilotskala eller i mindre försök med målsättningen att utvärdera deras användbarhet för sediment.

Tänkbara metoder kan grovt delas in i sådana som görs i recipienten och sådana som görs efter muddring av förorenade sediment. Åtgärder i recipienten är de enklaste eftersom man då slipper problemet med landtransporter och omhändertagande på land. Två kostnadseffektiva metoder, som görs i recipienten, är täckning och invallning. Båda är aktuella i svenska efterbehandlingsprojekt. I täckningsprojektet prövas en ny teknik där en gel skapas med hjälp av en fällningskemikalie.

Efter muddring till land av sedimenten måste dessa på något sätt tas om hand. Nackdelen är att det finns få bra metoder som destruerar föroreningarna till rimliga kostnader. Det enklaste sättet att omhänderta muddrat sediment är deponering. Detta har genomförts vid flera efterbehandlingsobjekt. Nackdelen med deponering är att föroreningarna finns kvar även om de har flyttats till en från miljösynpunkt bättre plats med bättre skyddsåtgärder. En behandling av sediment är ofta mycket kostnadskrävande

på grund av sedimentens stora vatteninnehåll. Några behandlingsmetoder, t. ex. biologisk behandling, är inte så känsliga för vatteninnehållet, men på grund av de ofta stora volymerna förorenat material krävs stora utrymmen eller snabba processer för att metoden ska vara kostnadseffektiv.

Även uppläggningsen av miljökontrollen och miljöeffektuppföljningen vid sedimentprojekt behandlas eftersom arbete i vattenmiljö kräver annorlunda tillvägagångssätt än vid marksaneringar. Risken för spridning av föroreningar vid själva saneringsarbetet är betydligt större än vid marksaneringar och måste kontinuerligt kontrolleras. När saneringen är avslutad måste bl. a. utvecklingen av recipientens flora och fauna följas upp.

Summary

Pollution of the external environment, from industrial and municipal operations for instance, has been taking place for many years. In some cases it began several hundred years ago. At first it was visible pollution that attracted attention, such as fibres and coloured effluents, but in the 1960s people became aware that invisible pollutants in the form of chemicals could also cause extensive adverse environmental effects. Both industry and municipalities started cleaning up their emissions, leading to a significant improvement in the external environment.

Over the course of time there developed an awareness that in many places pollutants had been left behind by spillages and other forms of emissions to soil and water and that these pollutants could then be dispersed further through leakage, evaporation and water flow. The problem was observed in lakes and watercourses when high concentrations of mercury and later PCBs were found in fish and animals that fed on fish. Sediment is a reservoir for substances that end up in bodies of water. If these substances are hazardous, they may pose a serious problem as there is a risk of them being dispersed in the water above the sediment and bioaccumulating in aquatic organisms.

To be able to make an assessment of the need for action in polluted sediments it is necessary to have a knowledge of different types of bodies of water, sedimentology, the most common pollutants and their chemistry, mechanisms for the transport and leakage of pollutants and the health and environmental problems that can occur in association with polluted sediments. These issues are discussed in broad terms in this guide.

All stages of a remediation project are dealt with in the guide, but with adaptation to sediments. As the Swedish EPA has previously issued a large number of guides on most of the various individual aspects, these are only described in broad terms, but with reference to the detailed guides.

A large number of methods have been developed for the remediation of soil. Their applicability to sediment is, however, less well known. A problem in sediment remediation is that large volumes generally have to be disposed of in some way, at high cost. The most widely used methods to date have therefore been the simplest and cheapest ones. This guide looks at most of the methods that have been used on a large scale on sediments and those that have been tried out at pilot scale or in smaller trials with the objective of ascertaining their applicability to sediments.

Feasible methods can be broadly divided into those that are used in the body of water and those that are performed after dredging polluted sediments. Action in the body of water is simplest, as the problem of transport on land and disposal on land is then avoided. Two cost-effective methods employed in the body of water are capping and diking. Both are relevant in Swedish remediation projects. In the capping project a new technique in which a gel is created using a precipitating chemical is being tried out.

After the sediments have been dredged to land, they must be disposed of in some way. The drawback is that there are few good methods that eliminate the pollutants at reasonable cost. The only way of disposing of dredged sediment is landfilling. This has been carried out in several remediation projects. The drawback of landfilling is that the pollutants remain, despite having been moved to a better place from the environmental

point of view, with better protective measures. Treating sediments is often very costly because of the high water content of the sediments. Some treatment methods, such as biological treatment, are less sensitive to the water content, but owing to often large volumes of polluted material large spaces and rapid processes are required for the method to be cost-effective.

The arrangement of environmental inspection and the follow-up of environmental impact in sediment projects is also discussed, as working in an aquatic environment requires different approaches than those adopted in soil remediation. The risk of dispersing pollutants in the actual remediation work is significantly greater than in the case of soil remediation and has to be continuously monitored. When remediation has been completed, the development of the flora and fauna of the body of water must be monitored.

1. Bakgrund

Historik

Förorening av den yttre miljön från bl. a. industriell verksamhet har pågått under åtskilliga år. I vissa fall, t ex genom gruvverksamhet, började den för flera hundra år sedan. En bit in på 1800-talet inleddes den industriella utvecklingen i Sverige. Tekniken var mycket primitiv och rening saknades till en början helt. Kunskaper och medvetande om de olika utsläppens hälso- och miljöeffekter var obefintliga. Både fasta och flytande processrester av olika slag samt hushållsutsläpp hamnade i närmaste vattendrag eller infiltrerades direkt i marken. Den s k spädningsprincipen ansågs eliminera alla eventuella problem.

Så småningom blev man medveten om att framför allt vattenrecipienter påverkades mycket negativt av synliga utsläpp, t ex fibrer och starkt färgade avloppsvatten. Det visade sig t ex som utarmad fauna och förstörda badställen. Ofta användes också fasta avfall för utfyllnad i vattendrag och i kustvatten med syfte att utvidga tomter för industrier och andra verksamheter eller också lades avfallet i deponier direkt på marken och utan något skydd mot nederbörd med hjälp av täckning och tätning.

Rachel Carsons bok "Tyst Vår" blev den stora väckarklockan där även icke synliga utsläpp i form av kemiska ämnen utpekades som orsak till miljöstörningar. Det medförde att det sattes press på industrier och kommuner att rena sina utsläpp. Till en början inriktade man sig på det fasta avfallet som eliminerades genom sedimenteringsbassänger och senare lösta ämnen som togs bort med hjälp av kemisk eller biologisk behandling.

Med tiden blev man medveten om att det på många ställen finns föroreningar kvar på grund av gamla utsläpp till mark och vatten och att dessa föroreningar kan transporteras vidare genom läckage och andra processer. Problemen uppmärksammades bl. a. när man fann höga halter av kvicksilver och senare PCB i fisk. Föroreningarna visade sig komma från kontaminerade fiberbankar och sediment varifrån de spred sig via näringskedjor till fisk och vidare till fiskätare som t. ex. utter och havsörn.

Lagstiftning

Miljöbalken

Föroreningar i sediment regleras i första hand genom miljöbalken (SFS 1998:808) dels genom hänsynsreglerna i 2 kap dels genom reglerna om förorenade områden i 10 kap. Enligt 2 kap 8 § MB är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som medfört skada eller olägenhet för miljön skyldig att avhjälpa detta tills dess att skadan eller olägenheten upphör i den omfattning som kan anses skäligt enligt 10 kap. I 10 kap MB finns regler om förorenade områden samt byggnader och anläggningar som är förorenade på ett sätt som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller

miljön. Exempel på sådana områden är förorenade sediment. Förutsättningen för att kunna tillämpa 10 kapitlet är att det går att visa att området verkligen är förorenat. Vid bedömningen av huruvida föroreningarna kan medföra skador eller olägenheter räcker det att visa att det finns en risk för sådana skador.

Andra kapitel i MB som är tillämpliga i frågor som rör förorenade sediment är bl. a:

1 kap.	Målsättning och tillämpningsområden
9 kap.	Miljöfarlig verksamhet
11 kap.	Vattenverksamhet
14 kap.	Hantering av kemiska produkter
15 kap. 31 §	Dumpning
16-25 kap.	Prövning
26 kap.	Tillsyn
33 kap.	Saneringsförsäkring

Lagen om transport av farligt gods (SFS 1982:821).

Farligt avfall kan klassas som farligt gods. Särskilda regler om märkning, godsdeklaration m. m. gäller.

Plan- och bygglagen (SFS 1987:10).

Lagen kontrollerar bebyggelse och markanvändning. Det krävs bygglov för att uppföra, komplettera eller förändra byggnader och anläggningar. Vid bygglovsprövningar kan utredningskrav ställas bl. a. om eventuella föroreningar inom det aktuella området. Vid konstaterad förorening av ett område kan användnings- och byggförbud utfärdas.

Räddningstjänstlagen (SFS 1986:1102).

Reglerar åtgärder vid (större) utflöden av skadliga ämnen. Vid utsläpp i vatten träder sjöräddningstjänsten in. Den sköts av staten.

Arbetsmiljölagen (SFS 1977:1160).

Den är tillämplig på personer som utför saneringsarbeten som medför risk för hälsoproblem.

Förordningen om farligt avfall (SFS 1996:971).

Förorenade muddermassor är avfall men kan även vara farligt avfall beroende på halten av föroreningar. Förordningen reglerar transport och omhändertagande av sådant avfall.

Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512).

Förordningen skall inte tillämpas för deponering av icke-farligt mudderslam längs mindre sund, kanaler eller vattenvägar från vilket det muddrats. En utredning pågår för att klarlägga skillnaden mellan farligt och icke-farligt mudderslam

Naturvårdsverkets föreskrift om deponering av avfall (NFS 2001:14).

Förordningen skall tillämpas på deponier som omfattas av förordningen (2001:512) om deponering av avfall.

Ansvar

När det gäller ansvaret för utredning och efterbehandling enligt 10 kap. är detta uppdelat på två grupper, verksamhetsutövare och markägare där verksamhetsutövaren tillhör första ansvarskretsen och markägarna den andra ansvarsgruppen.

Vid förvaring av ämnen eller avfall som kan leda till föroreningar av mark eller vatten är inte bara den ursprungliga förorenaren utan även en fastighetsägare som inte har haft med den förorenande verksamheten att göra, utövare av miljöfarlig verksamhet eftersom vederbörande förvarar avfall o. dyl. inom sin fastighet. Om objektet anses vara ett förvaringsfall kan markägaren tillhöra första ansvarskretsen.

Den som är ansvarig skall i skäligen omfattning utföra eller bekosta de åtgärder som behövs för att förebygga, förhindra eller motverka skador eller olägenheter. Vid bedömningen av vilka åtgärder som skäligen kan krävas skall beaktas hur lång tid som har förflutit sedan föroreningen ägde rum, den ansvariges skyldighet att förhindra framtida skador och övriga omständigheter. Tidsmässigt gäller ansvaret för åtgärder som utförts, eller verksamheter vars aktiva drift pågått, efter 1 juli 1969. Preskriptionslagen (1981:130) är inte tillämplig på efterbehandlingsansvar.

Krav på utredning och utförande av efterbehandlingsarbeten ställs alltid på ansvarig verksamhetsutövare om sådan finns. Om det inte finns någon ansvarig verksamhetsutövare är var och en som har förvärvat fastigheten och vid förvärvet kände till föroreningarna, eller borde ha upptäckt dem, ansvarig för utredningar och utförande av efterbehandlingsarbeten. Detta gäller dock bara vid förvärv efter 31 december år 1998. Om det finns flera ansvariga är dessa solidariskt ansvariga efter vad som är skäligt.

Om det inte är konstaterat att föroreningar finns i ett område, men det kan befaras att en verksamhet har medfört sådana, kan tillsynsmyndigheten tillämpa de allmänna reglerna i MB om utredningsansvar enligt 26 kap. 21 och 22 §§.

Även den som inte har haft något att göra med en tidigare förorenande verksamhet och som inte av andra skäl kan göras ansvarig för efterbehandling kan genom egna aktiviteter, t ex grävning eller muddring, utlösa en risk för förorening i ett område. Vederbörande blir därmed utövare av miljöfarlig verksamhet och skyldig att vidta skyddsåtgärder.

Branscher och branschtypiska föroreningar

Naturvårdsverket har gjort en branschvis kartläggning av landets efterbehandlings-objekt som har presenterats i en rapport, "Branschkartläggningen, NV rapport 4393", där de vid den aktuella tidpunkten kända efterbehandlingsobjekten från de branscher som förväntas ha efterbehandlingsproblem har identifierats. Därifrån har de branscher plockats ut vars utsläpp förväntas ge förorenade sediment. Detta redovisas i bilaga 1.

Föroreningar

De ämnen som förekommer som föroreningar är klassade som hälso- och/eller miljöfarliga. För att underlätta sådana klassningar har Kemikalieinspektionen gett ut en Begränsningslista som innehåller en förteckning över ämnen som är förbjudna eller vars användning är inskränkt. De har senare gjort en Begränsningsdatabas, som är tillgänglig via inspektionens hemsida, med alla ämnen vars användning inskränkts genom inspektionens föreskrifter. Databasen ersätter begränsningslistan. De har också tillsammans med Naturvårdsverket och Arbetsmiljöverket gett ut OBS-listan som innehåller ca 200 ämnen som kräver särskild uppmärksamhet från risksynpunkt med hänsyn både till hälso- och miljöaspekter. OBS-listan uppdateras med några års mellanrum. Kemikalieinspektionen har även givit ut en föreskrift om "Klassificering och märkning av kemiska produkter", KIFS 1994:12, där de kriterier redovisas som skall tillämpas vid bedömning av hälso- och miljöfarlighet. I föreskriften finns även en exempellista med riskklassning för ca 1500 ämnen.

Sammanfattningsvis kan föroreningarna delas in i fem grupper:

- Metaller
De flesta
- Klorerade organiska ämnen
Ex: PCB, klorerade dioxiner och dibensofuraner, klorfenoler
- Aromatiska ämnen
Ex: PAH, fenoler, kinoliner, pyridiner
- Oorganiska salter
Ex: cyanider, fluorider
- Diverse organiska ämnen
Ex: flamskyddsmedel, nonylfenoler, mineralolja, tennorganiska föreningar.

2. Förorenade sediment som miljöproblem

Risken att människors hälsa skadas genom direkt exponering av förorenade sediment är inte lika stor som den är med förorenad mark. Framför allt vid bad kan dock t ex frätskador och allergier riskeras. Det är i första hand de vattenlevande organismerna som kan drabbas på olika sätt eftersom sediment utgör en viktig biotop för många växter och djur. De organismer som lever i sediment tar upp föroreningar som kan bioackumuleras för att sedan föras vidare i olika näringskedjor. På det sättet kan många arter påverkas genom t ex biokemiska effekter eller så att populationsförändringar uppstår. Vikar i Östersjön är ofta viktiga reproduktionsplatser för bl. a. fisk. Även människan och andra arter högre upp i näringskedjan kan påverkas indirekt av sediment genom konsumtion av kontaminerad fisk eller andra vattenlevande organismer.

Sjötyper

Sjöar och kustvatten kan klassificeras enligt deras trofiska nivå beroende på förekomst och tillförsel av organiskt material.

- Oligotrofa sjöar, näringsfattig, har låg tillförsel av organiskt material. Sedimenten består av gyttja och sand. Gyttja är nedbrutet material från döda växter och djur.
- Eutrofa sjöar, näringsrik, har en stor tillförsel av organiskt material från en hög primärproduktion inom sjön. Sedimenten består av lera och gyttja.
- Dystrofa sjöar, näringsfattig, har en stor tillförsel av organiskt material från annat håll som huvudsakligen är humusämnen. Dessa fälls ut tillsammans med kalciumjoner och bildar dy som utgör sedimenten i sjöarna.

Rinnande vatten

Den viktigaste skillnaden mellan ett rinnande vatten och ett stillastående är att inblandningen av syre blir effektivare i rinnande vatten. Detta syretillskott kan användas av t ex mikroorganismer för att bryta ned organiskt material. Detta innebär att organiska föroreningar kan brytas ned snabbare jämfört med i en sjö.

Ett rinnande vatten kan på samma sätt som ett stillastående vatten vara eutroft, dystroft o s v men florans blir mindre riklig eftersom de arter som trivs i lugna vatten sorteras ut. Dessa uppträder dock i sel och vikar där strömningshastigheten avtar.

Marina system

Ett marint system har betydligt högre halter av lösta salter jämfört med sötvatten. Områden där vattnet blandas med sötvatten, t ex Östersjön, får en lägre salthalt. Detta

blandade vatten kallas brackvatten. Havsvatten är oligotrofa vatten eftersom vattenmassan är stor i förhållande till strandlängd och produktion av organiskt material. I vikar och laguner finns mer eutrofa miljöer.

Bottentyper

När man definierar olika bottentyper (bottendynamiska förhållanden) utgår man från det mest lätttrörliga materialet (partikelstorlek $< 0,06$ mm) vilket också är viktigt i ekologiska sammanhang eftersom detta har en stor förmåga att binda föroreningar.

Erosionsbottnar, (E-bottnar), hårbottnar med dominans av grovt material ($>0,06$ mm). Huvudsakligen sten, grus, sand eller lera och silt.

Transportbottnar, (T-bottnar), bottnar med oregelbunden deposition och borttransport av finmaterial och blandade sediment. Varierande material.

Akkumulationsbottnar, (A-bottnar), mjukbottnar med kontinuerlig deposition av det mest lätttrörliga finmaterialet ($<0,06$ mm). Huvudsakligen lera och leryttja. Hög halt organiskt material.

Grovt kan sedimentmaterial delas in enligt följande:

Lera,	partikelstorlek	$< 2 \mu\text{m}$
Silt,	- ” -	$2 - 60 \mu\text{m}$
Sand	- ” -	$> 60 \mu\text{m}$

Transportmekanismer

Grovt partikelbundet material, t ex från en industri avsätts i allmänhet genom sedimentation i närheten av utsläppspunkten. Detta syns tydligt vid t ex skogsindustrier i form av stora fiberbankar. Lösta ämnen fastnar på de fina partiklarna som kan föras vidare. Sedimentationshastigheten för partiklar med stor specifik yta är låg. Dessa kan transporteras ganska långa sträckor utanför närområdet innan de sedimenterar.

Beroende på vattnets strömningshastighet och bottnarnas utseende kan sedimenterat material transporteras genom upprepade resuspensions- och depositionscykler via transport- och erosionsbottnar till ackumulationsbottnar. Dessa begrepp är variabla. En botten kan vara ackumulationsbotten för grovt material men transportbotten för fint material. Fint material kan vid lugna förhållanden sedimentera även på erosions- och transportbottnar men resuspendera vid mera turbulenta förhållanden.

Fysik, Kemi, Biologi

Sedimenten i oligotrof sjö har en högre täthet och lägre vatteninnehåll jämfört med eutrofa sjöar. Det är svårt att generalisera om partikelstorleken men i allmänhet är den mindre i eutrofa sjöar med deras höga andel av organiskt material.

Sedimentens redoxpotential är en viktig parameter. Den är ett mått på den oxiderande förmågan och är för sediment en funktion av tillgängliga elektronacceptorer och respirationsaktiviteten hos mikroorganismerna. Den mikrobiella aktiviteten är störst i sedimentens ytlager där andelen organiskt material är högst. Om syrenivån är hög blir redoxpotentialen hög med en snabb aerob nedbrytning. Allteftersom syrenivån sjunker tar anaeroba processer över och redoxpotentialen minskar. Oorganiska elektronacceptorer utnyttjas: NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 , allteftersom redoxpotentialen minskar. Eftersom det är en vertikal redoxgradient i sediment är flera reaktioner aktiva samtidigt.

I oligotrofa sjöar är den mikrobiella aktiviteten låg eftersom det finns mindre mängder organiskt material. Syretillgången är större än i eutrofa sjöar. Eutrofa sjöar har en hög mikrobiell aktivitet i ytsedimentet med en låg redoxpotential och syretillgång.

För makroorganismer är antalet arter och antalet individer störst i den litorala zonen och minskar med ökande vattendjup allteftersom ljusgenomsläppligheten minskar. I eutrofa sjöar kan det vid anaeroba förhållanden bli en ökning vid större djup av organismer som accepterar syrefria förhållanden. I den profundala zonen lever bottendjur och nedbrytare. De syrerikare sedimenten i oligotrofa sjöar karakteriseras av en större och mer diversifierad bentisk fauna jämfört med eutrofa sjöar. Antalet organismer minskar snabbt med sedimentdjupet. Ungefär 95% av organismerna finns i de översta fem cm.

Bakgrundshalter

Med bakgrundshalten menas den koncentration av ett visst ämne eller ämnesgrupp som beror på den naturliga förekomsten plus ett eventuellt antropogent tillskott på grund av en diffus bakgrundsbelastning. Bakgrundshalter kan variera avsevärt mellan olika områden, även med tiden, beroende på den lokala eller regionala situationen. Nivåerna avspeglar därför det aktuella läget för en viss lokal vid en viss tid. De är inte några nolleffektnivåer eller på annat sätt önskvärda nivåer. För några ämnen, särskilt metaller, finns det redan analyser av bakgrundshalter. När ett bakgrundsvärde skall väljas för ett visst objekt måste data tas från ett likvärdigt område både med hänsyn till geologin och den antropogena belastningen. Ett område betraktas som förorenat när de uppmätta halterna av ett visst ämne överskrider ett relevant bakgrundsvärde.

En sammanfattning av regionala och nationella bakgrundsdata finns bl. a. i Miljö-93 rapporterna nr 4135 och 4136. För sediment finns fördelningar av bakgrundsdata beskrivna i "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" Naturvårdsverket – Allmänna råd 90:4. I bilaga 2 till "Metodik för inventering av förorenade områden", Naturvårdsverkets rapport 4918, finns angivet bakgrundshalter för några metaller och organiska summaparametrar i sediment.

Många av de organiska ämnen som förekommer som föroreningar i sediment finns inte naturligt vilket innebär att de bakgrundshalter som har uppmätts enbart beror på diffus antropogen spridning.

Läckagemekanismer

Av tabell 1 framgår de viktigaste processerna som medverkar vid transport av föroreningar mellan sjövattnet, sediment och grundvattnet.

Tabell 1. Processer som påverkar transporten av föroreningar i vattensystem inklusive reella transportprocesser.

	Vattenfas		Partikelfas
Kemiska	Upplösning Desorption Komplexbildning Salthaltändring	Oxidation Reduktion pH-ändring	Utfällning Adsorption Aggregering
Biologiska	Nedbrytning Cellväggsutbyte Absorption, utlösning	Metabolisering	Näringskedjor Pelletbildning Filtrering, matsmältning Gasproduktion
Fysikaliska	Advektion Diffusion Fotolys Dispersion	Bioturbation Temperatur	Resuspension Sedimentering Täckning

Bottenlevande organismer rör sig i sedimenten vilket medför en omblandning av porvattnet och partiklar. Sammansättningen av den övre delen av sedimenten ändras hela tiden på grund av tillförsel av nedbrutet organiskt material samt sedimentering av nytt material från den överliggande vattenvolymen. Detta innebär att föroreningar begravs under det tillförda materialet men kan även medföra att föroreningar, som nyligen har avgått från sedimenten, återsedimenteras. De nybildade lagren kan förhindra avgång av föroreningar från sedimenten om den uppåtriktade transporten är långsammare än sedimentens tillväxt.

Nedan diskuteras de transportprocesser som nämns i tabell 1.

Diffusion

Diffusion är en process som verkar via en koncentrationsgradient. Den grundläggande mekanismen är molekylernas värmerörelser som leder till spridning av ämnen från områden med hög koncentration till områden med lägre koncentration. I sediment påverkar även den porösa strukturen (beskrivs av diffusiviteten) och mättnadstillståndet. Processen kan delas in i tre steg:

- Diffusion av ämnet från vatten till fast fas (extern diffusion)
- Diffusion till den inre porösa strukturen (intern diffusion)
- Sorptionsprocessen när ämnet binds till mikroporerna (jonbyte, adsorption m. m).

Extern diffusion

Överföring av lösta ämnen från fri vattenfas till partikel- eller sedimentytor betecknas som extern diffusion. Det är en kombinerad flödes- och diffusionsprocess och är tänkt som ett gränslager över sediment - vattengränsytan. I praktiken är processen mycket komplicerad och beror på lokala vattenflöden och bottentopografi.

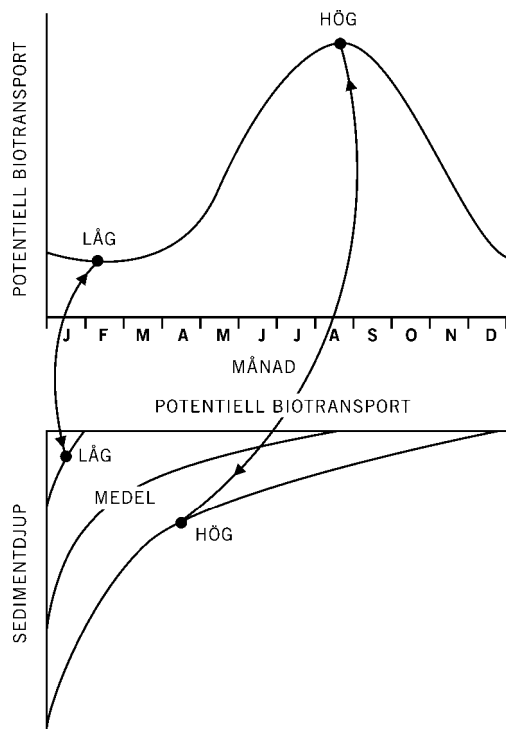
Bioturbation

Bioturbation innebär omrörning och transport av sediment med hjälp av bentiska organismer, huvudsakligen invertebrater. Processen är vanligast i marin miljö, huvudsakligen därför att de aktuella organismerna är färre och mindre i sjöar jämfört med i marina områden. Artantal och populationsstorlek beror på den tillgängliga näringsmängden, redoxpotentialen samt sedimentens lämplighet som substrat. De bentiska organismerna finns mest i litoralzonen och minskar med djupet i den profundala zonen. I oligotrofa sjöar där syreförhållanden är bra är födotillgången begränsande.

Effekterna av bioturbation är:

- Pumpning av anrikat/koncentrerat interstitiellt vatten från sediment.
- Transport av partikelmaterial till ytan från djupare delar av sediment.
- Deponering av fekalpellets på ytan.
- Horisontell och vertikal störning av sediment.

Bioturbation kan påverka sedimenten i svenska sjöar ner till 25 cm men inverkan sker huvudsakligen i de fem översta cm. Bioturbationen är mest frekvent under sensommaren då djurtätheten är störst., se figur 1 Det är en advektionsprocess men brukar i praktiken räknas som en diffusionsprocess. Detta innebär att omblandningen sker slumpvis men till skillnad från vattendiffusion påverkas både partiklar och interstitiellt vatten.



Figur 1. Schematisk illustration av den potentiella bioturbationens variation under året och dess effekt på materialtransporten i sjösediment (från Håkanson och Jansson, 1983).

Hydrodynamisk dispersion

I sediment med dess innehåll av en mängd partiklar av varierande storlek och form kan vattnet röra sig i olika flödesriktningar. Detta medför en blandning och spridning av lösta ämnen. Fenomenet kan betraktas som en slumpartad diffusionsprocess som påverkas av flödes hastighet och transporttid. Resultatet blir att föroreningar sprids över större områden än vad som är möjligt genom hydrologiska förlopp. Dispersionen kan även medföra att en förorening kan få ett tidigare genombrott än om enbart vattnets genomsnittliga transporttid beaktas.

Advektion

Med advektion menas grundvattnets in- och utflöde genom bottensediment. Det är inte den viktigaste transportmekanismen men den kan vara av betydelse t ex i grovkornigt sediment nära stranden där advektion är den dominerande transportmekanismen. I mera kompakta sediment blir advektionen så pass långsam att andra processer tar över. I en studie av sediment med en blandning av sand och gyttja var advektionen ca 1,0 m/år medan den i ett rent gyttjesediment var < 0,1 m/år.

Sedimentation

Sedimentering av material från vattenmassan leder till en uppbyggnad av sediment på botten som begraver äldre sedimentmaterial. Om det nya materialet är fritt från föroreningar kommer det att verka som en barriär och förhindra avgång av föroreningar från det ursprungliga kontaminerade sedimentet. Det sker även en kompaktering av sedimentet. Sedimentering kan tolkas som advektion som motverkar diffusionsavgången från det kontaminerade sedimentet.

Sedimenteringshastigheter varierar avsevärt mellan eutrofa och oligotrofa sjöar. Ett urval litteraturdata visar att oligotrofa sjöar hade en variation på 0,05- 0,2 cm/år medan eutrofa sjöar hade en variation mellan 0,2-1,7 cm/år.

Gastransport

Den anaeroba mikrobiella nedbrytningen av organiskt material i sediment innebär att bl. a. metan, koldioxid och kvävgas bildas. Vid gasproduktion kan så småningom trycket bli så högt att gasbubblor stiger uppåt i sedimenten. Gasavgång från ytsediment dominerar i eutrofa grunda sjöar. Gasbubblorna orsakar vertikala strömmar som transporterar partiklar och lösta ämnen upp genom vattnet. Även flyktiga ämnen transporteras med gasströmmen, t ex kvicksilver. Gasflöden på 637 ml/m² har uppmätts.

Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan flöden delas in i diffusiva flöden som innefattar diffusion, bioturbation och hydrodynamisk dispersion samt advektiva flöden som innefattar advektion, sedimentering och gasflöden. De förra ändras med koncentrationsgradienter medan de senare är direkt proportionella endast mot lokala koncentrationer. Det finns matematiska modeller med vars hjälp man kan beräkna föroreningsutflöden, koncentrationsprofiler samt normaliserade ackumulerade utflöden av föroreningar vid olika förutsättningar. För närmare beskrivning av detta se Rasmuson et al (1990).

Hälsa- och miljöproblem

Hälsa- och miljöfarliga ämnen kan spridas till en recipient antingen genom processutsläpp eller också indirekt från markområden eller deponier varifrån de kan urlakas och spridas via grundvattnet eller ytavrinning till en ytvattenrecipient. Dessa föroreningar binds oftast till suspenderande partiklar i vattnet som sedan bildar sediment.

Sedimentationshastigheten för de partikelstorlekar som har stor specifik yta, och därmed de som fångar upp mest föroreningar, är mycket låg. Det innebär att föroreningarna kan spridas över stora områden. Genom att föroreningarna fastnar på partiklarna kommer halten att minska i vattnet. Sedimenten kommer dock under lång tid framåt att vara en föroreningskälla. Ämnen som är svårnedbrytbara och som är bundna till partiklar kommer att stanna kvar som föroreningar i sedimenten. Eftersom sediment är en viktig biotop för växter och djur kan föroreningarna sedan spridas vidare till dessa

organismer och via olika näringskedjor till högre organismer, även till människan. När föroreningsmängden minskar i vattnet blir koncentrationsgradienten omvänd med återgång av föroreningar till vattnet. Sammantaget är det viktigt att inte betrakta sediment som en slutstation för föroreningar.

Om det förorenade sedimentet är en ackumulationsbotten blir det bara en lokal påverkan men om det är en transportbotten kan det bli en långväga spridning. Ett utsläpp i rinnande vatten medför t ex oftast spridning längs hela systemet ända till mynningen. Påverkansområdets storlek är i många fall tidsrelaterat. Ju längre tid man väntar med åtgärder desto större blir spridningsområdet. Svårnedbrytbara ämnen kan fortsätta att läcka ut i hundratals år. En storskalig spridning innebär visserligen en utspädning så att halterna blir låga på kort sikt men detta motverkas av ett pågående läckage som hela tiden tillför mer föroreningar.

Sedimentationshastigheten varierar som tidigare nämnts grovt mellan 0,05-1,7 cm/år. Övertäckning kan störas genom vattencirkulation under vår och höst samt genom båttrafik eller vågrörelser. I marina miljöer kan tidvatten medföra störningar i strandnära zoner. Det går därför inte att med nuvarande kunskaper ge ett generellt svar på frågan hur lång tid det tar innan ett förorenat sediment är täckt av tillräckligt mycket naturligt icke förorenat material för att förhindra läckage av föroreningar.

3. Undersökningar och utredningar

Arbetsgång från undersökning till beslut

Organisation

Ett efterbehandlingsprojekt behöver en för ändamålet kompetent och beslutsam organisation som kan anpassas till de uppgifter som skall genomföras under projektets olika skeden. Den organisation som används under utredningsskedena kan behöva ändras för att passa som organisation för genomförandeskedena. Det blir i allmänhet fråga om att utnyttja redan känd teknik men det kan ibland krävas utveckling eller forskning inom områden som berör projektet. Det innebär att det måste finnas möjlighet att till projektet knyta kapacitet och kunnande för att täcka upp den kompetens som fordras under olika skeden. En detaljerad vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt finns i Naturvårdsverkets rapport 4803.

Utredningar

Ansvar och finansiering

Ansvarsfrågan är ofta mycket svår och tidsödande att utreda. Den bör påbörjas så tidigt som möjligt. Juridisk kompetens bör vara inkopplad. I första hand bör frivilliga överenskommelser eftersträvas eftersom formella prövningar kan ta lång tid med överklaganden m. m. Om det inte finns någon ansvarig måste statliga medel sökas.

Undersökningar

För en beskrivning av metodiken för översiktlig undersökning av förorenade områden hänvisas till Naturvårdsverkets rapport 4918, "Metodik för inventering av förorenade områden".

Föroreningssituationen kan skilja sig avsevärt när det gäller sediment. Vattenströmmar, typ av botten, tidsfaktorn för tillförsel och spridning av föroreningar m. m. påverkar behovet av och möjligheterna att utföra en efterbehandling till rimliga kostnader för varje enskilt objekt. Undersökningarna skall utgöra underlag för riskbedömningar och beslut om åtgärder.

För att undvika att göra onödigt omfattande undersökningar är det lämpligt att göra dessa i flera steg med avstämning efter varje delsteg. Resultatet av ett delsteg ligger till grund för utformningen av nästa steg. Det är viktigt att allt arbete kvalitetssäkras. Likaså

måste alla berörda t ex grannar, miljömyndigheter m fl. informeras om syftet med undersökningarna, hur de ska genomföras och eventuella olägenheter som kan bli följden. Varje delsteg bör innehålla följande moment:

1. Definiera problemställningen
2. Uppställ mål för undersökningen
3. Informera
4. Undersökningsplan
5. Redovisningsplan
6. Genomförande
7. Databearbetning
8. Utvärdering
9. Dra slutsatser
10. Bestäm behov av och inriktning på ev. fortsatta undersökningar
11. Kvalitetssäkring

Orienterande studier

En orienterande studie görs för att bekräfta förekomsten av föroreningar, inom vilka områden som dessa kan förväntas förekomma samt en spridningsbedömning. Studien bör resultera i en riskklassning och förslag till eventuella ytterligare undersökningar och utredningar.

All väsentlig information om verksamheten som har förorsakat en förorening, omgivningsförhållanden och berörda intressen, skall samlas in i den orienterande studien. Detta görs genom arkivforskning, platsbesök, kartstudier samt om möjligt intervjuer med personer som arbetat på platsen. Utöver myndigheternas arkiv med inspektionsrapporter, miljörapporter, olycksutredningar m. m. har ofta företagen egna arkiv eller en samlad dokumentation om den verksamhet som har bedrivits. Det är särskilt viktigt att identifiera alla tänkbara föroreningar och föroreningskällor även sådana källor som ligger uppströms objektet och från omkringliggande markområden.

När det är fråga om odokumenterade industrier måste i allmänhet en tämligen omfattande provtagning och analys utföras för att få en uppfattning om förekomst och halter av miljöfarliga ämnen.

Platsbesök är en mycket viktig del av de orienterande studierna som lämpligen görs när arkivstudierna är färdiga. Det kan med fördel göras i samband med intervjuer. En detaljerad karta där intressanta fynd kan ritas in är av stort värde.

Uppgifter om det förorenade området och dess omgivning får man från topografiska, ekonomiska, geologiska och hydrogeologiska kartor. En flygbild kan ofta ge en mycket värdefull kompletterande information om objektet.

Utvärdering

När allt tillgängligt material är insamlat skall detta sammanställas och utvärderas. För de föroreningar som finns eller förmodas finnas inom området skall hälso- och miljöfarlighet bedömas liksom föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar, spridningsvägar samt påverkansområdets känslighet och skyddsvärde. Med utgångspunkt från dessa utvärderingar görs en sammanvägd riskklassning för att bedöma om objektet är förorenat och hur stora riskerna är för oönskade effekter. Riskklassningen används för en prioritering mellan olika objekt.

Fältundersökningar

Efter de orienterande studierna bör man ha en mer eller mindre säker hypotes om föroreningssituationen. Det återstår då att genom undersökningar i fält klargöra huruvida det finns föroreningar inom området, hur omfattande utbredningen är, vilka mängder det finns och spridningen.

Beroende på hur omfattande och tillförlitligt materialet från den orienterande studien är kan fältundersökningarna läggas upp på olika sätt. Det är ofta mest kostnadseffektivt att driva undersökningarna i två steg med en inledande översiktlig undersökning som innefattar en riskbedömning. Det är även lämpligt att göra en revidering av riskklassningen. Om riskerna bedöms som stora görs sedan en mera detaljerad undersökning.

För att bedöma föroreningsnivåer kan generella riktvärden användas men behovet av att ta fram platsspecifika riktvärden bör alltid övervägas. Om generella riktvärden saknas, vilket f. n. är fallet för sediment, kan regionala eller nationella bakgrundshalter användas. Platsspecifika bakgrundsnivåer av föroreningarna bör bestämmas i den översiktliga undersökningen. Prov bör tas i varje naturligt medium som är aktuellt i det särskilda fallet, så nära objektet som möjligt men på platser som är garanterat opåverkade av andra utsläpp. För sediment innebär detta punkter uppströms det förorenade området. Prov bör även tas från olika nivåer som representerar olika geologiska tynsnitt.

Översiktliga undersökningar

Den översiktliga undersökningen är en komplettering av den orienterande studien och görs för att fastställas huruvida det finns föroreningar eller inte samt ta fram ett underlag för att åtminstone i stora drag bestämma spridningen. Den bör omfatta en selektiv provtagning i anslutning till tänkbara föroreningskällor även på landområden som kan tänkas bidra till förorening av sedimenten.

Det är lämpligt att använda snabba scanningmetoder med möjlighet att analysera ett stort antal ämnen eftersom det i allmänhet inte är känt i detalj vilka föroreningar som finns inom området. Med hjälp av UV-fluorescens går det snabbt att påvisa förekomst av PAH. För vissa föroreningar, t ex kreosot, klorfenoler och arsenik, kan lukt- och/eller synobservationer vara till stor hjälp. Kreosot ger en svart eller brun färg och har en skarp tjärlukt. Klorfenoler har en typisk fenollukt vid halter som ligger över 0,1 µg/l i vatten. Arsenik ger en grön nyans. Metaller kan analyseras till rimliga kostnader.

Resultaten av den översiktliga undersökningen används för att göra en ny mera tillförlitlig riskbedömning och riskklassning av objektet. Det är viktigt att man är öppen

för möjligheten att efter varje steg i undersökningsprocessen avsluta projektet om riskbedömningen visar att risken är liten eller om miljönyttan inte är tillräcklig för att motivera förväntade kostnader.

Detaljerade undersökningar

Den detaljerade undersökningen skall ligga till grund för bedömningen av efterbehandlingsbehovet. Föroreningarnas utbredning i sediment och andra medier skall bestämmas. Det är viktigt att en avgränsning kan göras så att man vet var opåverkade områden börjar. Det är även viktigt att få en bild av föroreningarnas utbredning på djupet för att få indikationer på läckage till grundvatten. Även vid djupanalyser är det viktigt att man når nivåer som bedöms vara opåverkade.

Vid analys av sediment är det viktigt att välja provtagningsutrustning som möjliggör att bestämma fördelningen av föroreningar mellan det som är bundet till partiklar och det som är löst i porvattnet.

Vid den detaljerade undersökningen görs en ny riskbedömning som får en hög grad av tillförlitlighet. Det skall gå att göra en så säker bedömning av påverkan att det blir möjligt att fastställa efterbehandlingsbehovet och att sedan fortsätta med en åtgärdsutredning och en kostnadsanalys.

Metodik

För ytterligare detaljer om miljötekniska undersökningar hänvisas till Naturvårdsverkets rapporter nr 4310 och 4311.

Provtagning

Den viktigaste delen av en undersökning är provtagningen som utformas på olika sätt beroende på om föroreningarna är homogent spridda eller om de är koncentrerade till mindre områden. Följande aspekter måste beaktas:

1. En eventuell uppdelning av objektet i delområden.
2. Vilket provtagningsmönster som skall användas beror på statistisk bearbetning och behov av modeller för spridningsförlopp.
3. Användning av scanningmetoder.
4. Antalet prov
5. Antalet prov för analys
6. Användning av samlingsprov.
7. Hur djupt skall proven tas.
8. Lämpliga punkter för referensprov.
9. Vilka analyser skall göras.
10. Kvalitetssäkring.

Föroreningar kan vara jämnt fördelade eller också vara koncentrerade till mindre områden (hot spots). Vid förekomst av hot spots är det viktigt att bestämma deras storlek och form.

Ett förorenat medium innehåller upplöst eller partikelbunden förorening som kallas plym eller föroreningsfana. Storlek och form på en förorenad vattenvolym beror på färdriktning och hastighet vilket innebär att provtagningen måste anpassas till spridningsmönstret

Det finns en mängd olika provtagningsmetoder att välja på. Det aktuella ändamålet avgör vilket som skall väljas. Bl. a. bör behovet av statistisk bearbetning av data övervägas eftersom vissa metoder inte medger detta.

Några provtagningsmetoder med för- och nackdelar beskrivs nedan:

Riktad provtagning innebär att man använder uppgifter från arkivmaterialet där läget av förorenade delområden kan preciseras. Metoden medger inte statistisk bearbetning men kan vara användbar för att fastställa förekomst av föroreningar.

Systematisk provtagning utförs i rektangulära nät eller triangelnät eller dubbelt rektangulärt nät med hälften av punkterna förskjutna i förhållande till de övriga. Hela området täcks in och interpolering mellan olika punkter underlättas. Det kan dock uppstå systemfel vid olämpligt val av utgångspunkt för koordinatsystemet eller linjeavståndet.

Slumpmässig provtagning är mycket lämpad för statistisk bearbetning men det finns en risk att vissa områden inte kommer med i undersökningen.

Systematisk slumpmässig provtagning eliminerar de flesta nackdelarna med systematisk eller slumpmässig provtagning. Vid tillämpning placeras en provpunkt slumpmässigt i varje enhetsyta.

Stratifierad provtagning. Området delas in i delområden som provtas slumpmässigt eller systematiskt.

Scanningmetoder

Det kanske största problemet vid miljöundersökningar är att bestämma var proven skall tas. Det blir i praktiken en kompromiss mellan kvalitet och projektets budget. Om inte de inledande orienterande och översiktliga undersökningarna har gett tillräcklig information är ett sätt att öka säkerheten att utnyttja någon scanningmetod. De är snabba och tillräckligt noggranna och finns tillgängliga för många ämnen. Nedan redovisas metoder som kan användas vid sedimentundersökningar.

Geofysiska metoder mäter fysikaliska egenskaper (t ex elektriska, magnetiska, radioaktiva). Metoderna kan användas för att undersöka lagerföljder, bergnivåer, avstånd till grundvattenytan m. m. samt under vissa förutsättningar detektera föroreningar i vatten och sediment. Förutsättningarna för att metoderna skall fungera är att föroreningarna är elektriskt ledande eller magnetiska och att kontrasterna mellan kontaminerat material och omgivningen inte är alltför små.

Georadar kan användas för att upptäcka nedgrävt avfall, ledningar m. m. Förorenat grundvatten eller sediment kan detekteras vid stora kontraster mot omgivningen. Metoden har t ex använts för att kartlägga ett kreosotkontaminerat sediment.

Resistivitmätningar används för kartering av lagerföljder, förorenat grundvatten och avstånd till grundvattenytan. Hög noggrannhet och repeterbarhet men kan vara arbetskrävande.

Sondering är ett snabbt sätt att undersöka olika jordlagers mäktighet och relativa fasthet. Det kan också användas för att upptäcka nedgrävt avfall. Principen är att en sond genom tryck, slag eller vridning förs ned i mark eller sediment samtidigt som motståndet mot neddrivningen registreras. Det finns en mängd sonderingsmetoder för olika ändamål och jordar och med varierande nedträngningsförmåga t ex vikt-, tryck och spetssondering (CPT). Den sistnämnda metoden är ganska ny men tillämpas allt mer i Sverige. Metoden mäter fler parametrar förutom neddrivningsmotståndet.

Kemiska fältmätningar har på senare år börjat användas för att snabbt kunna göra kemiska analyser på plats.

Röntgenfluorescens (XRF) mäter metaller och arsenik med endast homogenisering som förbehandling. Snabb metod men noggrannheten är inte alltid tillfredsställande.

Portabel gaskromatograf kan användas för kvantitativ analys av flyktiga organiska ämnen. Genom att använda olika typer av detektorer kan selektiva analyser göras med hög känslighet. Analyserna kan också göras direkt med detektorer t ex flamjonisation (FID) eller fotojonisation (PID).

Infrarödspektrofotometri är likaså användbart för analys av flyktiga organiska ämnen.

Vatten på olika ställen kan analyseras med hjälp av bärbara instrument som mäter t ex Konduktivitet, pH, temperatur och syrgas. Det ger indikationer var föroreningar och läckage finns.

Kolorimetriska metoder kan semikvantitativt analysera olika ämnen i vattenlösning.

Fiber Optical Chemical Sensors (FOCS) består av fyra delar; ljuskälla, fiberoptisk ledare, sensor och optisk detektor. Sensorerna är känsliga för enstaka ämnen eller ämnesgrupper. Detektionen grundar sig på absorption, fluorescens, refraktion, reflexion eller ramanspektroskopi.

Immunoassay metoder grundar sig på enzymer som reagerar på enstaka ämnen eller ämnesgrupper varvid olika typer av förändringar, t ex färg eller fluorescens, mäts. Det är relativt lätt att ta fram ämnesspecifika enzym. Det finns ett stort urval för de vanligaste föroreningarna. Kompletteringar kan förväntas i framtiden. Metoderna är snabba och enkla att utföra.

Föroreningars uppträdande

Föroreningar uppträder på olika sätt beroende på deras flyktighet och vattenlöslighet. De kan med detta som grund delas in i grupper där ämnena inom varje grupp kan provtas på likartat sätt.

Tabell 2. Indelning av föroreningar utifrån vattenlöslighet och flyktighet
(Naturvårdsverkets rapport nr 4310)

<u>Egenskap</u>	<u>Exempel på ämnesgrupper</u>
flyktiga, mycket vattenlösliga	fenoler, alkoholer
flyktiga, något vattenlösliga	aromater, klorerade lösningsmedel, lågmolekylära oljekomponenter
Icke flyktiga, föga vattenlösliga	metaller, högmolekylära oljekomponenter
Icke flyktiga, något vattenlösliga	PAH, bekämpningsmedel
Icke flyktiga, mycket vattenlösliga	bekämpningsmedel oorganiska salter

Den här indelningen ger ett bra underlag för val av provtagningsmetod och även för att beräkna huruvida föroreningarna kan förväntas finnas i fast fas, vattenfas eller gasfas. Med hjälp av fugacitetsprincipen går det att beräkna fördelningen av ämnen mellan dessa media. Underlaget används sedan för att bestämma var provtagningen skall göras.

Sedimentens sammansättning har stor betydelse för fördelningen mellan olika faser. Lera binder större mängder tungmetaller jämfört med sand och grus. Generellt ökar fastläggningen med minskad partikelstorlek. Fastläggningen ökar också med ökande halter av järn- och manganhydroxider samt kalk och organiskt material (humus). Fastläggningen av opolära organiska ämnen är troligen direkt proportionell mot innehållet av organiskt material.

Geokemin har mycket stor betydelse på fördelningen mellan fast fas och vätska. Lågt pH medför att en större andel av metalljoner övergår till vattenfas. I reducerande miljö är många metalljoner bundna som sulfider medan en oxiderande miljö medför att rörligheten ökar. För arsenik och krom gäller ibland det omvända förhållandet. Kvicksilver, järn och mangan påverkas mycket tydligt av redoxprocesser.

I sediment förekommer huvudsakligen ämnen med lågt ångtryck och hög vattenlöslighet. Det finns dock inga skarpa gränser utan även ämnen med liten vattenlöslighet finns i vattenfaser om än i låga koncentrationer. Ämnen med liten vattenlöslighet kan ibland uppträda som en egen fas. Lösligheten av organiska ämnen ökar dramatiskt om porvätskan utgörs av andra ämnen. Om t ex PAH finns adsorberat till partiklar kan det frigöras och transporteras iväg om lösningsmedel eller olja läcker ut.

I sediment bör i första hand prov tas från ackumulationsbotten där v s i lugnvatten med kontinuerlig sedimentering av finpartikulärt material med en diameter < 0,06 mm. I allmänhet finns den yngsta delen av föroreningarna i de översta skikten. Om sedimentationshastigheten är stor eller om föroreningpåverkan är gammal finns den största andelen föroreningar längre ner i sedimenten. Sediment skall därför alltid provtas på olika djup där varje skikt analyseras separat. Provtagningen skall göras ner till djup som är okontaminerade. Om samlingsprov tas bör delproven vara från samma skikt.

Sedimentprov kan tas av dykare, från båt eller från is genom ett uppborrat hål. Om dykare används kan man om det är någorlunda sikt få en bra översikt av botten vilket är till stor hjälp vid val av provpunkt. Om proven tas från is är det lätt att göra en positionsbestämning. Förhållandena är lugna och kontrollerade jämfört med om båt används, speciellt vid ostadigt väder.

För provtagningen används rörprovtagare, Ekmanhämtare eller bottenhuggare beroende på grovleken på sedimentmaterialet. Det finns även provtagare som specifikt kan ta prov på porvatten.

Analys

Om man inte har ett bra underlag för att avgöra vilka ämnen som finns i det förorenade området bör tungmetaller, PAH, opolära alifatiska kolväten, AOX samt EOX analyseras. För sediment skall dessutom alltid vattenkvoten och halten organiskt material bestämmas för att underlätta jämförelser mellan prover.

För metaller är ICP-analys att föredra eftersom den med en analys kan detektera ca 20 joner. Vid analys av organiska ämnen är det en fördel om något prov kan analyseras med hjälp av GC/MS eller HPLC/MS. Det ger ett mycket säkert bevis för närvaro av ett visst ämne. Enbart GC eller HPLC ger inget entydigt svar eftersom flera ämnen kan döljas under en topp. Kombinationen med MS kan även användas för screeninganalyser.

Vid all provtagning är det av stort värde att kombinera de kemiska analyserna med visuell och sensorisk (lukt) besiktning. Detta kan ge mycket värdefull information vid alla typer av undersökningar.

Vid arbeten i vattenmiljöer kan det vara av värde att göra biogeokemiska undersökningar. De utförs på vattenlevande mossor och växter samt organismer som kan tänkas ta upp kontaminerat vatten. Proven tas både upp- och nedströms det förorenade området. Proven analyseras på aktuella föroreningar. Det ger en bra bild om området läcker och kan även användas vid riskbedömning genom att jämföra halterna med referensmaterialet.

En fullständig kemisk karakterisering av ett förorenat sediment är inte möjlig vare sig ekonomiskt eller praktiskt. En realistisk väg är att använda en kombination av branschspecifika parametrar och summaparametrar som beskriver halter och förekomst av ämnen som är intressanta från hälso- och miljösynpunkt.

De parametrar som är aktuella för sediment är förutom branschspecifika analyser metaller samt summaparametrarna EGOM, EOX, torrsbstans och glödrest. Om EGOM-analysen ger höga halter eller om det finns misstankar om förekomst av bioackumulerbara ämnen bör även PBS analyseras.

Biologiska tester används för att få en uppfattning av toxiska effekter på försöksorganismer i olika typer av media. De är ofta ganska arbetskrävande och dyra men det finns i dag enklare tester t ex Microtox som görs av flera svenska laboratorier. Beroende på typ av objekt kan den kombineras med algtest eller celltest.

För att få så bra garantier som möjligt att alla analyser av olika ämnen, vatten, sediment m. m. är tillförlitliga bör de utföras av ackrediterade laboratorier.

Referensprov

Referensprov bör tas i närheten av det kontaminerade området men på ett sådant avstånd att påverkan är utesluten. Prover bör tas uppströms tänkbara utsläppskällor. Det är viktigt att de geologiska förhållandena är så lika det förorenade området som möjligt.

Spridning

Viktiga faktorer för förorenings-spridning är:

- sammansättning och egenskaper
- geologi och hydrologi
- kemisk miljö

Avgörande för hur en förorening sprider sig är dess fördelning mellan olika media. Transporten kan ske i vatten, gas eller som partiklar. För icke-kohesiva sediment bestäms

förmågan till transport av strömningshastigheten, partiklarnas storlek och densitet, samt sedimentens vattenhalt. Den kritiska vattenhastigheten kan definieras som en funktion av den genomsnittliga partikelstorleken. För värden under den kritiska hastigheten kan det antas att det inte sker någon transport av sediment. Den minsta kritiska hastigheten är 20-30 cm/s för en partikelstorlek på 0,1-0,5 mm om densiteten är av samma storlek som kvarts. Vid partikelstorlekar < 0,1 mm är den lägsta kritiska hastigheten ca 10 cm/s.

För kohesiva sediments finns inga enkla samband med mätbara sedimentegenskaper. Fibersediment kan antas vara kohesiva, särskilt innan det har blivit någon betydande mikrobiell nedbrytning av fibrerna.

I sediment bildas det gaser (t. ex. CH₄ och H₂S) när organiskt material, t ex fibrer, bryts ned. Gaserna transporteras upp genom sedimenten till ytan och för med sig lösta ämnen i porvattnet. Om sedimentet innehåller grovt material kan gasströmmen länkas av horisontellt. Gasbubblorna ger upphov till vertikala strömmar som transporterar organiskt material och lösta ämnen genom vattenpelaren. Även flyktiga ämnen transporteras "lösta" med gasen. Denna transport kan innebära att föroreningar når atmosfären. Gasproduktionen kan vara hög. Värden på 637 ml/m² har rapporterats. I fibersediment kan gasproduktionen vara högre än i naturliga sediment. Vid ett experiment med anaerob cellulosedbrytning uppmättes en gasproduktionshastighet på 13,6 ml/d, kg cellulosa. Nedbrytningshastigheten påverkas av temperaturen och därmed årstiden.

Ett fenomen som har observerats på flera platser i Sverige är att stora stycken av fibrer avgår från fibersediment på grund av en stor gasproduktion. När temperaturen och nedbrytningshastigheten är hög bildas gasfickor inom fibersedimenten som kan medföra att flytkrafterna överstiger de gravitations- och kohesiva krafter som håller sedimenten på plats. Om det finns skikt med låg permeabilitet i sedimenten underlättas uppkomsten av fickor. De frigjorda fiberstyckena kan variera i storlek från någon dm³ till flera m³. Bitarnas gas kan direkt avgå till atmosfären varvid de sjunker till botten igen men ibland kan gasen stanna kvar upp till en vecka med åtföljande långväga transport av fibershoken. Bildning av gasbubblor inuti sedimenten kan även resultera i undanträngning av förorenat vatten inom sedimenten. Det är en mycket komplex process som bl. a. är beroende av sedimentens uppbyggnad.

Gastransport av flyktiga ämnen kan medföra att t ex kvicksilver och PCB, som finns på flera ställen i Sverige i fibersediment, avgår till atmosfären för att sedan falla ned på omgivande mark- och vattenytor. Det innebär att en förorenad sjö eller å kan vara en källa som på sikt även kontaminerar omgivningen.

Vid isläggning kan sediment fastna i isen och sedan transporteras bort vid islossningen. Den effekten avtar med tiden eftersom de mest exponerade sedimenten eroderas först.

Transporter på grund av bioturbation har störst betydelse vid marina sediment. I sötvatten är den mindre viktig (färre organismer) särskilt om det är anaeroba förhållanden, t ex i fibersediment, där bentiska organismer knappast finns.

Transporter som beror på diffusion påverkas av koncentrationsgradienten i vattnet som är närmast sedimentet och vattnets flödeshastighet. Det är en mycket komplicerad process som beror på lokala vattenströmmar och bottenpografien.

Advektion kan spela en ganska stor roll i grovpartikulära strandnära sediment där grundvattenflöden till och från sjön kan vara den dominerande transportmekanismen.

Flöden på ca 1,0 m/år har uppmätts. Mitt i en sjö, där sedimentet utgjordes av gyttja, var grundvattenflödet < 0,1 m/år.

En grov uppskattning av grundvattenrörelser kan också göras med en enkel vattenbalansmodell där förhållandet mellan ytorna på infiltrations- och utströmningszonerna och genomströmningshastigheten används. Detta ger utströmningshastigheter genom botten på 0,1-1 m³/m²,år

Följande parametrar bör utvärderas i samband med spridningsberäkningar i vatten:

- In och utströmningsområden
- Strömningsriktning
- Vattenhastighet
- Flöden
- Utspädning
- Geologi
- Kemisk-fysikaliska processer
- Adsorption/desorption
- Utfällning/upplösning
- Oxidation/reduktion
- Nedbrytning
- Seicher

Spridningsförutsättningar

Bedömning av föroreningars spridning inom ett område baseras på förekomst och spridning av vattenlösliga hälso- och miljöfarliga ämnen i mark, ytvatten och grundvatten till sediment samt spridning från sediment. För lipofila ämnen görs en bedömning om det finns risk att de sprids som separat fas, som gasfas eller med damm. Det bör observeras att ämnen som sprids på land ofta hamnar i sediment. Vid bedömningen skall även hänsyn tas till långväga transporter och långa tidsperspektiv. I normalfallet antas att föroreningarna är vattenlösliga och att spridningen sker med grundvatten, ytvatten samt porvatten. Från en punktkälla sprids föroreningar i sklober med avtagande halter från utsläppspunkten och utåt enligt hydrodynamiska mönster som beror på en mängd komplicerade orsakssamband.

Spridningen kan även ske med sedimentpartiklar som rör sig mycket olika beroende på storlek. Uppehållstiden för vattnet och det suspenderade materialet är viktiga faktorer för spridningen. I kapitel 2 redovisas olika läckagemekanismer från sediment. Grova partiklar avsätts genom sedimentation i utsläppets närhet medan det finpartikulära materialet rör sig långa sträckor och kan föras ut i öppet hav eller fjärdar. Sedimentationshastigheten minskar drastiskt med minskande partikelstorlek. Finsand med en partikelstorlek på 0,2-0,06 mm sedimenterar med en hastighet av 0,6-0,25 m/min medan finler (<0,0006 mm) sedimenterar 1 m/mån-1 m/år. Genom upprepade resuspensions- och deponicykler transporteras sedimenterat material via erosions- och

transportbottnar till ackumulationsbottnar. Dessa begrepp är dock dynamiska. En viss botten kan vara ackumulationsbotten för grovt material men samtidigt vara transportbotten för fint material.

Det partikulära materialets horisontella transportvektorer är i allmänhet mycket större än de vertikala (10-10 000 gånger större). Det finpartikulära materialet har ofta en stor föroreningsuppfångande yta vilket på grund av dessa partiklars hydrodynamiska och sedimentologiska egenskaper innebär att föroreningar kan transporteras över vidsträckt områden.

Akkumulationen är väderleksberoende. Finmaterial kan vid lugna förhållanden sedimentera även på erosions- och transportbottnar för att resuspenderas vid turbulenta förhållanden.

En annan faktor av betydelse för transporter är strandförskjutningar. Dessa kan variera över året med hög- och lågvatten men kan även vara permanenta som t ex i Bottniska viken med en årlig sänkning av vattenytan på 5-9 mm. Strandförskjutningar medför en kontinuerlig erosion och omlagring av sedimentmaterial. En liknande mycket betydelsefull faktor är transporter på grund av vågrörelser orsakade av vindar eller båttrafik.

Stående vågor där vattenytan växelvis höjs och sänks i vardera ändan på en sjö kan förekomma. Dessa svängningsfenomen kallas seicher. De kan t. ex. uppkomma när vinden lägger sig efter att under en längre tid blåst i samma riktning. Överskottsvatten pressas då upp i ena ändan och strömmar tillbaka när vinden avtar.

Omgivningens känslighet och skyddsvärde

Beroende på hur ett område skall användas gör man en bedömning av vilken känslighet som den eller de grupper av människor, djur eller växter har som exponeras för föroreningarna. Föroreningarnas lokalisering och tänkbara spridning avgör exponeringen. För sediment spelar den indirekta spridningen via olika näringskedjor en stor roll. Detta har betydelse om sjön används för fiske. Om den används för bad kan hudexponering befaras.

När det gäller skyddsvärdet görs en bedömning av vilka arter eller ekosystem som påverkas samt vilket skyddsvärde dessa har. Det är viktigt att utreda alla förekommande näringskedjor från bottenlevande organismer till vattenlevande do. Grunda havsvikar i Östersjön kan ha stor betydelse som reproduktionsplats för fisk och även generellt ha stor betydelse för den biologiska mångfalden.

Miljöfarlighet

Miljöfarlighet för ett ämne är dess skadeeffekter på individer och populationer inom ekologiska system. Vid bedömningen beaktas ämnets toxicitet, nedbrytbarhet och potentiella bioackumulerbarhet. Ekotoxikologiska undersökningar är av stort värde vid utvärdering och riskbedömning av förorenade sediment. Det finns standardiserade metoder för undersökning av akvatiska system. Se Naturvårdsverket: Allmänna Råd: 94:2 och Naturvårdsverket: rapport 4695 och 4947.

Hälsosfarlighet

Ett ämne betraktas som hälsosfarligt om det efter exponering vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan ge övergående eller bestående skador. Storleken på effekterna kan variera beroende på ämnets kemiska form. Hälsosfarlighet bedöms enligt flera kriterier t ex toxicitet, frätande, irriterande, allergiframkallande m. m.

Exponering kan ske genom:

- inandning av partiklar och gaser
- intag av jord och sediment
- intag av vatten
- intag av växter
- intag av fisk eller animalieprodukter
- kontakt med eller upptag genom huden

Vid förorenade sediment exponeras sedimentlevande organismer. Spridning till vatten medför att även vattenlevande organismer exponeras. Dessa kan även utsättas för indirekt påverkan via olika näringskedjor där upptag och anrikning sker av föroreningar.

Om de förorenade sedimenten ligger vid eller nära en badplats är exponering genom hudkontakt en tänkbar risk.

Effekterna kan visa sig direkt efter exponering (akuttoxiska) eller ge upphov till kroniska skador vid upprepad exponering under lång tid.

Risiklassning

Risiklassning innebär en sammanvägd bedömning av föroreningarnas farlighet, föroreningsnivåer, spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde. Underlaget är det material som har tagits fram i den orienterande studien. Om det finns flera föroreningar görs bedömningen för det ämne som medför störst risker men även den totala risken med hänsyn till synergieffekter mellan olika ämnen skall vägas in. Resultatet av bedömningen skall bli att området tilldelas någon av fyra risiklasser enligt MIFO-modellen.

Risikbedömning

Risikbedömning innebär att de risker som ett objekt kan ge upphov till identifieras och kvantifieras. Först bör man avgöra om objektet är förorenat på grund av lokal påverkan, storskalig spridning eller av naturliga orsaker. Detta görs genom att jämföra uppmätta halter från objektet med lokala/regionala bakgrundshalter. Om objektets halter påtagligt överskrider dessa bakgrundshalter betraktas det som påverkat.

En viktig parameter vid risikbedömningar är riktvärden. Det finns ännu inga svenska riktvärden framtagna för sediment. I stället måste lokala bakgrundshalter från områden som liknar det aktuella objektet användas. Om det av något skäl inte går att ta fram lokala bakgrundshalter kan regionala eller nationella bakgrundshalter användas. Dessa måste

väljas så att de är representativa med avseende på t ex geologi, trofigrad, förorening, vattenflöden m. m.

Det finns riktvärden för sediment från andra länder som kan vara till hjälp vid riskbedömningen. Dessa måste användas med stor försiktighet eftersom de inte är anpassade för svenska förhållanden.

Om bakgrundsdata inte finns uppmätta kan en utvärdering göras med hjälp av toxikologiska och ekotoxikologiska data. Den lägsta effektkoncentrationen kan uppskattas från LC50-värden. Den erhålls generellt genom att dividera LC50-värdet med 100. Till detta läggs en säkerhetsmarginal på en 10-potens för eventuella mellanartsvariationer. Sammanfattningsvis skall således LC50-värdet divideras med 1000.

I många fall kan ett område vara förorenat av en mängd organiska ämnen. Det är då inte rimligt av kostnads- och tidsskäl att analysera enskilda ämnen utan i stället välja någon summaparameter t ex AOX, EOX, EGOM och PBS. Det finns emellertid naturligt förekommande ämnen som ger utslag för dessa summaparametrar varför ett positivt analysvärde indikerar att organiska ämnen förekommer men även att bakgrundshalterna kan vara höga.

En riskbedömning skall ge svar på två frågor. Den första är att bedöma riskerna med nuvarande och framtida situation om inga åtgärder vidtas. Den andra är att avgöra hur låga föroreningsnivåerna bör vara efter vidtagna åtgärder för att någon risk för hälsa eller miljö inte skall finnas kvar.

Riskbedömningen innebär att sannolika risker för hälso- och miljöeffekter skall identifieras och konsekvenserna av exponering bedömas så realistiskt och noggrant som är motiverat i det enskilda fallet. Viktiga parametrar är föroreningarnas inneboende egenskaper, halter, mängder, spridningsvägar, exponering samt omgivningens känslighet och skyddsvärde. Det är i allmänhet en viss osäkerhet vid riskbedömningar på grund av brister i bedömningsunderlaget. Enligt den allmänna försiktighetsprincipen bör riskbedömningar vara konservativa d v s hellre övervärdera än undervärdera riskens storlek och omfattning vid oklarheter.

Riskbedömningar kan göras förenklade eller fördjupade. Vid en förenklad bedömning tillämpas generella riktvärden medan den fördjupade bedömningen görs när det inte finns riktvärden för de aktuella föroreningarna eller om riktvärden inte kan användas. Det innebär i praktiken att det f n inte går att göra förenklade riskbedömningar vid sedimentefterbehandling eftersom svenska riktvärden saknas. Riskbedömningen skall ge svar på frågor om föroreningsgrad och behov av åtgärder samt i så fall till vilka föroreningsnivåer.

Bedömning av efterbehandlingsbehov

En bedömning av efterbehandlingsbehovet innebär ett viktigt beslutstillfälle där man skall ta ställning till huruvida objektet skall saneras eller inte. Vid behovsutredning av sediment måste man ta hänsyn till den sedimentering (övertäckning) som sker med varierande hastighet i olika vattensystem. Om lång tid gått från det ett föroreningsutsläpp har upphört tills dess efterbehandling blir aktuell kan vidare åtgärder vara överflödiga. Detta kräver troligen att det finns ett okontaminerat sedimentlager på minst 0,5 m över

förorenade sediment. I övrigt är det utfallet av riskbedömningen som ligger till grund för behovsprövningen.

Om det finns risk för människors hälsa måste en sanering alltid göras. Andra viktiga aspekter är föroreningarnas tillgänglighet och spridning samt mängden av föroreningar.

Om det bedömts nödvändigt att genomföra åtgärder görs en riskvärdering vilket innebär att risken med att inte göra någonting alls jämförs med olika alternativ att utföra mer eller mindre omfattande åtgärder. Därvid värderas riskreduktionen för åtgärderna mot kostnader, tillgänglig teknik, myndighetspolicy m. m. Om det finns andra föroreningskällor som påverkar objektet måste en bedömning göras av den nytta som uppnås genom att enbart åtgärda det aktuella objektet.

Åtgärds mål

Vid alla efterbehandlingsprojekt skall övergripande mål fastställas som bör kunna bestämmas kvantitativt. Som utgångspunkt för detta skall den framtida användningen av området, områdets känslighet, relevanta riktvärden samt tillgänglig efterbehandlingsteknik beaktas. Därefter görs en riskvärdering där riskerna ställs mot miljövinst, möjlig teknik, kostnader och politiska mål. Det är ofta lämpligt att utvärdera flera alternativ för att komma fram till ett förslag som är optimalt med avseende på hälsa och miljö samt ekonomiska aspekter och politiska mål.

Riskvärderingen är grunden för att ta fram åtgärds mål. Dessa kan revideras under projektets framskridande i takt med att nya kunskaper om teknik och kostnader kommer fram. Om det finns flera allvarliga föroreningar bör åtgärds mål tas fram för samtliga. Det går även att använda summaparametrar, t ex AOX, som åtgärds mål. Eftersom summaparametrar omfattar en mängd olika ämnen bör de endast användas i kombination med andra parametrar som indikerar förekomst av viktiga föroreningstyper. Om det inte är möjligt att åtgärda ett objekt ner till en nivå som eliminerar risken för hälso- och miljöeffekter måste restriktioner för den framtida användningen av området eller delar därav införas.

Åtgärds krav

För att konkretisera åtgärds målen skall åtgärds krav tas fram. Dessa preciserar vad som är nödvändigt att göra för att uppnå åtgärds målen och därmed kunna avgöra när efterbehandlingen rent praktiskt är färdig. Kraven måste vara kvantitativa, mätbara och entreprenadanpassade.

Följande åtgärds krav bör finnas för förorenade områden:

1. Maximal nivå på resthalter och kvarvarande mängder av föroreningar när saneringen har avslutats.
2. Hur mycket sediment och eventuellt andra medier som skall åtgärdas samt den teknik som skall användas.
3. Hur skall restprodukter och restmassor omhändertas.
4. Hur och med vilken säkerhet det garanteras att det som anges under punkt 1 uppnås.

Det bör även bedömas vilken riskreduktion som uppnås med åtgärderna samt kostnaderna för att genomföra dem. Punkt nr fyra är en kravspecifikation som skall vara utformad så att entreprenören vet exakt vad som skall göras (arbetspraktiska saneringskrav). För närmare detaljer se Naturvårdsverkets rapport nr 4807 "Åtgärdskrav vid efterbehandling".

4. Åtgärdsteknik

Åtgärdsutredning

Åtgärderna syftar till att ta bort, reducera, destruera eller immobilisera föroreningarna inom det aktuella området. Förutsättningarna för detta har tagits fram i de tidigare undersökningarna. Ambitionen bör i första hand vara att destruera föroreningarna eller i andra hand att koncentrera dem till mindre volymer för eventuell återvinning. Metoder som ger permanenta och långsiktiga lösningar bör prioriteras. Metoder som enbart flyttar föroreningarna eller som innebär att de ligger kvar (t ex övertäckning) bör endast väljas om volymen på det material som skall behandlas är så stor att andra metoder blir orimligt dyra.

Under förutsättning att behandlingsbarheten är tillfredsställande skall en lämplig metod väljas efter en genomgång av känd och tillgänglig teknik. Vid utvärderingen skall beaktas möjligheterna att uppfylla saneringsmålen, ekonomisk rimlighet, omhändertagande efter behandling, behandlingsanläggningarnas tillgänglighet m. m.

I viss fall kan det finnas ett akut behov att agera för att förhindra spridning av föroreningar genom olika provisoriska åtgärder. Det är viktigt att se till detta inte försvårar de slutliga och långsiktiga saneringsåtgärderna.

Åtgärder i recipienten

Åtgärder i recipienten (in-situ) innefattar efterbehandling på plats. De tekniklösningar som är tänkbara är: täckning, kemisk och biologisk behandling, kemisk och termisk stabilisering, förbiledning samt invallning. Med kemisk och biologisk behandling oskadliggörs föroreningarna i de förorenade sedimenten, medan övriga metoder minimerar kontakten mellan vatten och förorenade sediment. Under den här rubriken tas även muddring upp. Det är ingen behandling utan kan betraktas som en del av en transport till en efterföljande behandling men den försiggår i recipienten.

In-situ metoder är enstegs alternativ. De kräver inte sedimentupptagning, transporter eller förbehandling förutom täckning och invallning som kan göras med upptagning och kortare transporter inom recipientområdet. De är därför mindre komplexa och billigare än flerstegsalternativ som innefattar upptagning transport, behandling och deponering. Av dessa skäl är in-situ metoder mycket attraktiva, särskilt i ekonomiskt kärva tider, men förutsättningen är att saneringsmålen kan uppnås.

Täckning

På många håll i världen har täckning av sediment på plats med rent material blivit en viktig saneringsmetod. Härigenom reduceras föroreningarnas diffusion och botten-

levande organismer förhindras att gräva fram de förorenade sedimenten till bottenytan. En invändning mot täckning är att problemet egentligen finns kvar med den skillnaden att föroreningarna inte längre är tillgängliga. Det behövs sannolikt en viss pedagogisk insats för att förklara för allmänheten att problemet inte ”är sopat under mattan”.

Grundläggande förutsättningar

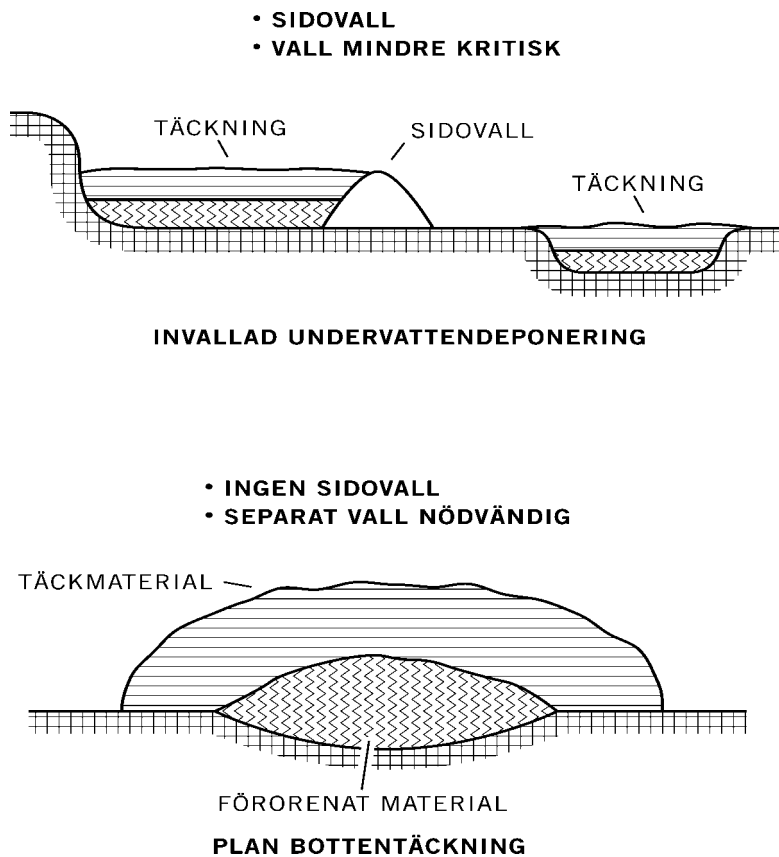
Det är viktigt att undersöka hydrodynamiken på de sedimenttytor som kan bli aktuella för täckning. Täckning bör genomföras inom lågenergiområden d.v.s. på ackumulationsbottnar. Ett sådant område måste karteras noggrant genom olika precisionsmätningar (batymetri, fotografering med specialinstrument m. m.) så att djupförhållanden, mäktigheten och de exakta positionerna för den planerade deponeringen av täckningsmassor kan kontrolleras löpande under företaget. Geotekniska egenskaper, t ex vattenhalt, konsolideringsegenskaper och skjuvhållfasthet bör undersökas för det bottenområde som man överväger att utnyttja för täckning (Palermo, 1991a och 1998). Område där grundvatten strömmar ut skall undvikas (EPA, 1994). En täckning, särskilt i grunda sjöar och i mindre vattendrag, medför att förutsättningarna för sedimentation/erosion förändras vilket måste beaktas vid projekteringen.

Såsom täckningsmaterial utnyttjas i de allra flesta fallen muddermassor av varierande slag där silt, siltig lera, siltig sand eller sand av olika kornstorlekar brukar komma ifråga. I USA är det ganska vanligt att dessa muddermassor kan tas från sk underhållsmuddring i kanaler och hamnbassänger om de är tillräckligt rena. Det är viktigt att de valda täckmassornas fysikaliska och kemiska egenskaper, t ex erosions- och konsolideringsegenskaper är väl undersökta. Kornstorleksfördelning, porositet och organogehalt är normalt också viktiga att känna till. Täckmaterialen genomgår ibland olika tester för att kunna förutsäga eventuell adsorption, diffusionshastighet m. m. för de föroreningar som man avser att isolera. Förutom rena naturmaterial kan ibland också övertäckning med betong och bentonit komma ifråga och även avfallsprodukter såsom flygaska från kolkraftverk har förekommit. Ibland kan det vara praktiskt att lägga ut geotextilier eller täta membran över en kontaminerad sedimentyta innan övertäckning sker med något naturmaterial, vilket innebär en distinkt avgränsning mellan kontaminerade sediment och täcklager. Om de kontaminerade sedimenten utvecklar gaser kan inte täta membran användas. Däremot kan det ibland vara ändamålsenligt att lägga ut permeabla geotextilier över både sediment som är lösa och gasbildande innan slutlig övertäckning sker med tyngre massor (Palermo, 1991a). Vid användning av geotextilier som täckmaterial måste man beakta att dessa inte är särskilt långtidsbeständiga varför de endast bör användas som komplement till andra material och där deras beständighet inte är viktig.

Av mycket stor betydelse vid alla täckningsprojekt är kännedom om bioturbationen på den aktuella lokalen, d.v.s. den omblandning av bottensediment som orsakas av alla slags djur som bearbetar eller gräver i sedimenten. När täcklagrets tjocklek ska bestämmas har det i de allra flesta projekt som genomförts i världen visat sig att bioturbationen blir dimensionerande.

Metoder

Definitionsmässigt brukar man skilja på tre olika täckningsmetoder nämligen: 1) In-situ täckning, d.v.s. täckning på plats utan att flytta de förorenade sedimenten. 2) Plan bottentäckning samt 3) Invallad undervattensdeponering. De tre metoderna beskrivs närmare nedan och principen för de två sistnämnda illustreras av nedanstående skiss.



Figur 2. Schematisk illustration av invallad undervattensdeponering samt plan bottentäckning (från Palermo, 1991b)

In-situ täckning

Målet med in-situ täckning är att innesluta föroreningarna på den plats där de ligger genom att använda ett överlagrande material som väsentligt fördröjer föroreningarnas mobilitet. In-situ täckning av kontaminerade bottenar med rena täckmaterial genomförs i första hand på ackumulationsbottenar. Sedimenten på sådana bottenar har normalt starka sorptionsegenskaper, vilket bl. a. innebär förmåga att också ackumulera hydrofoba ämnen och metaller. Därför förefaller det logiskt att tillämpa en teknik som syftar till att behålla föroreningarna stabilt inneslutna inom dessa zoner. Om en varsam täckningsteknik utnyttjas kan spridningen av förorenade partiklar begränsas kraftigt och endast orsaka måttlig eller liten miljöbelastning. Utnyttjas denna täckningsmetod på

akkumulationsbottnar så efterliknas naturens egen sedimentationsdynamik med den skillnaden att det utlagda täcklagret momentant kan motsvara 20-200 års naturlig sedimentation.

In-situ täckning kan också i begränsad utsträckning användas på bottnar där högre strömhastighet och vattenrörelser förekommer. Emellertid krävs då att täckningen utförs så att den kan motstå de erosionskrafter som uppträder. I Thoma, 1993b, finns några förslag på erosionsskydd som bedöms ha god långtidsstabilitet. Täckningen förutsätts här bli utsatt för strömmande flodvatten eller tidvatten, vindinducerade strömmar eller propellerströmmar och beräkningsexempel och formler för dimensionering av erosionsskydd redovisas.

I bilaga 2 redovisas exempel på tillämpningar av efterbehandling genom täckning

Plan bottentäckning

En metod som är relativt flitigt använd i USA är att flytta förorenade sediment från exempelvis trafikerade hamnområden med hjälp av pråmar som töms i ett lämpligt område följt av övertäckning med rena muddermassor. Det här enkla förfarandet brukar kallas plan bottentäckning (eng. Level Bottom Capping, LBC). För att deponeringsområdet skall kunna betraktas som lämpligt så måste det emellertid ligga inom en ackumulationsbotten och helst inte ligga djupare än 30 m så att spridningen i sidled av de förorenade muddermassorna inte ska bli så stor. För att kunna erhålla en så koncentrerad deponeringsbank som möjligt är det alltid grävuddring som utnyttjas, varigenom de förorenade sedimenten i stort sett bibehåller sin in-situ densitet under hela operationen. Behovet att täcka den tunna sidokappan vid sidan om den kontaminerade huvudbanken till full täckningshöjd diskuteras i fackkretsar (Clausner, 1994). Sidokappan som ofta sträcker sig hundratals meter vid sidan om huvudbanken har visat sig innehålla mellan 5-15 % av totalmängden.

Invallad undervattendeponering

Den tredje metoden brukar kallas invallad undervattendeponering (eng. Contained Aquatic Disposal, CAD). Den här metoden används ganska mycket i USA. Principen är den att man antingen utnyttjar en naturlig bottenfördjupning eller anlägger en vallformation som bildar en gryta eller muddrar fram en fördjupning, vars volym avpassas att inrymma först de förorenade sedimenten samt de täckningslager som läggs ovanpå. Vid denna typ av täckningsprojekt kan områden med något högre vattenrörelser accepteras, det är inte ovanligt att grunda tidvattenpåverkade bottnar utnyttjas.

Täckningens viktigaste funktioner

Vid bedömningen av miljöpåverkan i samband med täckningsprojekt bör både den momentana och den långsiktiga belastningen uppskattas (EPA, 1996). Till de momentana räknas den förorenings-spridning som inträffar i vattenmassan t ex när en pråm tömmer muddermassor eller den resuspension och omblandning av förorenade sediment som äger rum när täckmaterialet träffar botten. Miljöbelastningen av dessa momentana faktorer kan påverka valet av tekniskt utförande men tyngdpunkten bör läggas vid de bedömningar som rör den långsiktiga säkerheten och effektiviteten hos en täckning.

Föroreningstransporten från sediment till det överlagrande vattnet och till biota bestäms av ett flertal processer t ex erosion, advektion och resuspension, porvattenrörelser genom påtvingad konsolidering, adsorptions- och desorptionsprocesser, molekylär diffusion samt bioturbation. Det är viktigt att beakta dessa aspekter när förutsättningarna för ett täckningsprojekt ska utredas. Erosionsaspekterna, den kemiska isoleringsförmågan (adsorption/desorption samt diffusion) samt bioturbationen anses vara de viktigaste funktionerna att ta hänsyn till. I de följande tre avsnitten diskuteras dessa funktioner och en rad praktiska exempel redovisas

För att kunna bedöma täckningens långsiktiga effektivitet kan det vara lämpligt att genomföra någon form av läckageberäkning. Användbara beräkningsmodeller för hydrofoba föroreningar och vanliga täckningsmaterial finns bl. a. i Thoma, 1993b och EPA, 1996. Här presenteras formler för beräkning av den molekylära diffusionen, advektionen samt transporten genom bioturbationsskiktet.

Erosion

I alla täckningsprojekt har erosionsfrågorna hög prioritet. Hydrodynamiken (vågbildning, vattenströmmar m. m.) måste undersökas väl innan det är möjligt att börja diskutera täckningsmaterial, metoder etc.

I exponerade strandområden är erosionskrafterna stora och kan bidra till omfattande materialtransporter. Erosionsskadorna utefter våra större farleder med intensiv fartygstrafik är väl kända. Sådana områden liksom områden som ständigt utsätts för tidvattenströmmar, som knappast förekommer i Sverige, bör inte komma ifråga för täckning av förorenade sediment.

Som vägledning vid diskussioner om strömhastigheter vid erosion kan följande siffror tjäna (McCave, 1994 och Postma, 1967):

Grus eroderar vid >30 cm/s	grovgrus: 20-6 mm fingrus: 6-2 mm
Sand eroderar vid ca 20-30 cm/s Mo:	grovsand: 2-0,6 mm mellansand: 0,6-0,2 mm grovmofinsand: 0,2-0,06 mm
Silt eroderar vid ca 15-20 cm/s Mjåla:	finmo: 0,06-0,02 mm grovmjåla: 0,02-0,006 mm finmjåla: 0,006-0,002 mm
Ler & silt/finsediment vid 0,001 mm med:	< 50% vattenhalt eroderar vid ca 200 cm/s 75 % vattenhalt eroderar vid ca 50 cm/s 90 % vattenhalt eroderar vid ca 10-15 cm/s > 90 % vattenhalt eroderar vid < 10 cm/s
Ler & silt/finsediment vid 0,01 mm:	< 50 % vattenhalt eroderar vid ca 60 cm/s 75 % vattenhalt eroderar vid ca 40 cm/s 90 % vattenhalt eroderar vid ca 10-15 cm/s > 90 % vattenhalt eroderar vid < 10 cm/s
Ler & silt/finsediment vid 0.1 mm	< 50 % vattenhalt eroderar vid ca 15-20 cm/s 75 % vattenhalt eroderar vid ca 15-20 cm/s 90 % vattenhalt eroderar vid ca 10-15 cm/s

	90 % vattenhalt eroderar vid < 10 cm/s
--	--

Kemisk isolering

Ett flertal undersökningar har genomförts för en rad föroreningar för att ta reda på olika täckmaterials adsorptionsförmåga samt transporthastigheter och transportmekanismer. Finkorniga material har högre adsorptionsförmåga än grövre material. Vidare ökar adsorptionen med ökande halt organiskt kol. Försök med inblandning av flygaska som innehöll höga halter restkol har visat sig ge en märkbar höjning av adsorptionsförmågan (Mott, 1992).

Transporten av olika föroreningar genom 1 cm tunna täcklager har bl. a. undersökts i sk simuleringsceller vilka visade att täckningen bromsade den initiala transporten jämfört med en otäckt kontrollcell (Murray, 1994). Man använde dessa mycket tunna täcklager för att kunna göra täta uppföljande provtagningar. Föroreningstransporten via täcklagret var noll då försöken startade, och efter det kemiska "genombrottet" så ökade transporten med tiden tills dess täckmaterialets sorptionskapacitet var uttömd. En steady state transport uppnåddes när inga sorptionsställen längre fanns kvar och transporten endast berodde på täcklagrets tjocklek, porositet och diffusivitet. Transporthastigheter beräknades för Cu genom att använda diffusionskoefficienten för Cu i sjövattnet. Man valde en metall för beräkningarna dels därför att det finns relativt mycket mätdata på metaller dels därför att metaller ansågs vara mer rörliga och föreligger i högre halter än t ex organiska ämnen.

Det bedömdes mest realistiskt att betrakta föroreningstransporten som tillfällig, där de enda processerna som bestämmer koncentrationen är diffusion och adsorption, ett förlopp som är typiskt för rörelserna hos hydrofoba ämnen, exempelvis organiska föroreningar. Steady state uppnås först sedan alla sorptionsställena i sedimenttäckningen intagits. Genom att använda en sådan ansats för koppar och definiera genombrottet som den tid det tar att nå 5 % av steady state transporten vid ytan på täcklagret visar det sig att det skulle ta mer än 500 år innan genombrott inträffar på ett 50 cm tjockt täcklager. En slutsats av dessa beräkningar är att i ett depositionsbottnområde räcker oftast den normala sedimentationshastigheten mer än väl för att förhindra ett diffusionsgenombrott av föroreningar till de organismer som lever i täcklagret.

I försök som genomförts av NIVA i Norge testades tre slag av täckningsmaterial, 2 mm sand, kalk från ett smältverk samt grovt askavfall från ett kraftverk, vardera med en tjocklek på 30 cm. Vid testningen jämförde man med icke täckt sediment samt ett kontrollsediment från ett okontaminerat vattenområde. Efter fyra månader visade mätningar i de övre 5 cm av täcklagret aeroba förhållanden i både sand och kalkskikten medan förhållandena var starkt reducerade i askan ($E_h = -270$ mV) och med kraftig gasutveckling. Tungmetalläckagen som mättes (Cu, Pb, Zn och Cd) under försöken visade emellertid att askan fungerade bäst, vilket antas dels bero adsorptionen på kolpartiklar dels på att flera metaller binds som sulfider i reducerad miljö. Följande effektivitet i procent kunde mätas upp genom försöken:

Täckmaterial	Cu	Pb	Zn	Cd
Sand	80	100	96	82
Kalk	95	100	98	98

Aska	99	100	99	10
------	----	-----	----	----

I teoretiska studier i samband med New Bedford □ projektet i USA uppskattades att ett 45 cm täcklager skulle minska frigörelsehastigheten med 99,9 % sett i ett mycket långt tidsperspektiv innefattande även perioden efter den s k genombrottstiden på 900 år (Thibodeaux, 1994). Andra simuleringar som genomförts har visat att det hydrofoba bekämpningsmedlet 2,4,6 □ triklorfenol (TCP) kan isoleras effektivt genom en 35 cm tjock täckning med ett organiskt kolinnehåll på 4 % utan att hänsyn tas till den avgiftning/nedbrytning som förväntas inträffa inom loppet av några decennier (Thoma, 1993a). Det är känt att en anaerob miljö skapar förutsättningar för naturliga nedbrytningsprocesser som avgiftar eller bryter ned många av föroeningarna och t o m kan bidra till en förbättrad nedbrytning av vissa klorerade substanser t ex PCB. Halveringstiderna för olika miljögifter är dåligt kända varför det tills vidare är lämpligt att anlägga ett konservativt synsätt och utnyttja denna plusfaktor med försiktighet.

Ett flertal genomförda experiment har sålunda visat att en täckning kan vara ett mycket effektivt sätt att isolera föroeningar om endast diffusionen styr läckaget genom täcklagret. De bästa resultaten uppnås vid användning av täckningsmaterial som är finkorniga och rika på organiskt material vilket bidrar till en förbättrad sorptionsförmåga. Siltiga sediment kan emellertid vara svåra att lägga ut noggrant och utsätts lätt för resuspension och kolonisering av grävande bottenfauna. Täckning med sand ger ett gott ytskydd men har å andra sidan relativt lite sorptionskapacitet vilket innebär en minskad långtidseffekt. Av den anledningen kan det vara fördelaktigt att använda en täckning bestående av flera lager, där lagret närmast de förorenade sedimenten bör vara ett finkornigt material med hög sorptionsförmåga och överst läggs lämpligen ett lager sand.

Vid täckning av mycket lösa och vattenhaltiga sediment med tyngre täckmassor t ex sand är det svårt att undvika resuspension och inblandning av de förorenade sedimenten i täckmassorna. Denna inblandning tillsammans med den efterföljande konsolideringen av de lösa sedimenten kan snabbt fylla täcklagrets hålrum med förorenat porvatten. Denna effekt hade fram till 1994 bara studerats i begränsad utsträckning i samband med täckningsprojekt.

Slutsatsen av ovanstående exempel och tester visar att det går att skapa effektiva kemiska barriärer genom täckning med lämpliga material. Om naturmaterial, såsom silt eller kombinationer silt och finsand, gärna förstärkta med inslag av organiskt material, bildar dessa barriärer, sker en mycket långsam transport av förorenat porvatten genom täcklagret dels därför att den molekylära diffusionen och porvatten-advektionen är mycket låg dels därför att adsorptionen i silt och eventuellt organiskt material bidrar till att hejda transporten. Om dessutom den täckta botten är en depositionsboten så räcker oftast den normala sedimentationen av partiklar för att förhindra ett diffusionsgenombrott.

Bioturbation

Merparten av de undersökningar som gjorts om bioturbationens betydelse i samband med täckningsprojekt har rört marina miljöer, t ex kusten utanför New York och Boston på USAs östkust samt delar av Puget Sound på USAs norra västkust. Även i de Stora Sjöarna i USA och Canada har bioturbationen studerats. Några exempel på genomförda undersökningar med anledning av täckningsprojekt redovisas nedan.

Brannon genomförde en serie försök med sediment, som var starkt kontaminerat av metaller, PCB och PAH (Brannon, 1987). Sedimenten täcktes dels med ren silt dels med tvättad mursand samt slutligen med siltigt sediment från New Haven, som betraktades som måttligt förorenad. Studien visade att storvuxna och djupgrävande flerborstmaskar penetrerade täcken som var 5 resp. 50 cm tjocka. Försök med musslor visade att en signifikant bioackumulation inträffat i 5 cm täckningen redan efter 10 dygn och denna blev högre efter 40 dygn. Ren silt respektive New Haven silt hade bättre förmåga att minska bioackumulationen i musslor av PCB och PAH. Vid 50 cm täckningshöjd kunde ingen ökning alls noteras.

Vid NIVAs laboratorier i Norge genomförde Jens Skei en serie undersökningar med anledning av saneringen av Eitheimsviken i Indre Sörfjord (Skei, 1987). Sediment från tre olika stationer kring viken samt sediment från en ren kontrollstation i Oslofjorden användes i dessa tester.

Under försöksperioden mättes läckaget av metaller ut i ovanliggande vatten och jämförelser gjordes mellan sediment med och utan bioturbatorer. En kraftig ökning av läckaget uppmättes efter tillsats av eremitkräftor i synnerhet på de mest förorenade sedimenten. Men skillnaden var stor mellan de metaller som studerades. Det rörde sig om en ökning på 40 gånger för bly och hela 250 gånger för kvicksilver medan ökningen för kadmium bara uppgick till 1,3 och för zink 2,1. Emellertid visade en mätserie under en månad efter tillsats av eremitkräftor att den initiala halten bly och kvicksilver (d.v.s. strax efter tillsatsen av kräftorna) efter 14 dagar gått ned till 84 % för bly och 62 % för kvicksilver och efter en månad var halterna nere i 54 % respektive 35 %. En rimlig förklaring till dessa resultat kan vara att en viss mängd mobiliserbara tungmetaller i de översta mm av sedimenten snabbt frigjordes när kräftorna tillsattes.

Slutsatsen av de gjorda undersökningarna är att sedimenten läcker förhållandevis lite när de ligger orörda men att fysiska aktiviteter t ex bioturbation leder till en mångdubbling av läckagen av metaller. När övertäckningen av delar av Eitheimsviken skulle projekteras bedömdes skalsand med en täckningstjocklek på mellan 30-50 cm vara tillräckligt säker för att erbjuda en godtagbar kemisk isolering.

Utläggningsteknik

Om förorenat material skall flyttas till en bestämd plats för övertäckning så gäller det att få de förorenade massorna väl samlade med minsta möjliga sidoutbredning, vilket innebär minsta möjliga exponering av föroreningarna mot biota. För att få de förorenade muddermassorna vid plan bottentäckning så samlade och kompakta som möjligt så väljer man i allmänhet mekanisk muddring, som gör att muddermassorna i stort sett bibehåller sin in-situ densitet under hela operationen. Det gäller att minimera grumlingen i vattnet under utläggningen, vilket kan innebära krav på att utnyttja någon form av nedsänkt sluten spridare. Vid invallad undervattensdeponering kan i vissa fall även sugmuddrade massor deponeras.

Normalt föredrar man att använda täckningsmassor med en densitet som är lika eller något lägre än de kontaminerade massorna, vilket gör det lättare att få till stånd en successiv och jämn övertäckning utan att orsaka omblandning och därmed kontaminering med underliggande massor. Den grumling som inträffar i det omgivande vattnet när täckmassorna faller ned mot botten orsakar normalt endast begränsade miljöstörningar.

Utläggningen av både förorenade sediment och täckningsmaterial måste emellertid kontrolleras noggrant oavsett vilken utrustning och utläggningsteknik som valts. Elektronisk positionering, GPS-navigering, markeringsbojar, diverse akustiska datoriserade hjälpmedel för positionering, laserinstrument mm är några exempel på navigationsutrustning som utnyttjats i samband med olika täckningsprojekt.

Kännedomen om sedimentens natur (kohesiva kontra icke-kohesiva), muddringsmetoden (mekanisk kontra hydraulisk, d.v.s. sugmuddring), deponeringsmetoden (momentan dumpning från släpmudderverk eller pråm kontra kontinuerlig utpumpning via ledning), deponeringsnivån (direkt från vattenytan eller nedsänkt utläggning), utläggningstakt och en del andra faktorer avgör om materialet skall bilda en sammanhållen bank, blandas med befintliga sediment eller flyta ut. Nedanstående tabell ger en viss vägledning vid valet av utläggningsmetoder (Palermo, 1991b):

<u>Muddermassornas karaktär</u>	<u>Utläggningssmetod</u>	
	<u>Momentandumpning</u>	<u>Ut-/Nedpumpning</u>
Icke kohesiva massor: Mekaniskt muddrat Sugmuddrat	Bildar bank Flyter ut	Inte tillämpbar Bildar bank
Kohesiva massor: Mekaniskt muddrat Sugmuddrat	Bildar bank Flyter ut	Inte tillämpbar Flyter ut*)

*) Kan endast utnyttjas vid invallad deponering och genom riktad utläggning med diffusor nära botten.

Tekniska tillämpningar redovisas i Bilaga 2.

Kostnader

In-situ täckning är normalt sett en billigare metod än exempelvis invallad under-vattensdeponering, som beräknas innebära en merkostnad på 25 - 110 SEK per kubikmeter muddrat material (Thibodeaux, 1994). De nämnda merkostnaderna bygger på amerikanska erfarenheter och dyrast blir det naturligtvis när invallningen måste anläggas och billigast när det går att utnyttja en naturlig invallning eller fördjupning. Andra faktorer som kan påverka kapitalkostnaderna är att täckningen kan utformas på många olika sätt och med många olika slags material. Vattendjupet och strömnings-förhållanden liksom dispositionsrätten till det berörda området är andra viktiga faktorer (EPA, 1994).

Till drift- och underhållskostnader räknas också miljökontroll och långtidsövervakning. I USA beräknas den grundläggande och rutinmässiga övervakningen med djupmätningsskontroller och profilfotografering, vilken upprepas vartannat eller vart tredje år, kosta ca 250 000 SEK. Därutöver tillkommer miljökontroll med sedimentprovtagning, biologisk testning m. m. under en lång följd av år och till mycket varierande kostnader.

Ibland slår man ihop kapitalkostnaderna samt drift- och underhållskostnaderna i samband med kalkylering men delar upp kostnaderna i två kategorier, direkta respektive indirekta kostnader (EPA, 1994). De direkta kostnaderna är de som är direkt kopplade till konkreta arbetsinsatser såsom arbete, utrustning, material, energi och reservdelar. Till de indirekta kostnaderna räknas projektering, avgifter, registreringar och tillståndskostnader, igångsättning och testning samt garantiåtaganden. I USA brukar de indirekta kostnaderna för den här typen av projekt ligga i storleksordningen 10-15 % av de direkta kostnaderna (EPA, 1994).

Här följer några exempel på redovisade kapitalkostnader för några täckningsprojekt in-situ:

<u>Typ och plats</u>	<u>Omfattning, utförande</u>	<u>Kostnad per m²</u>
In-situ demoprojekt <i>Hamilton Harbour, Canada</i>	En yta på 10 000 m ² täcktes med 0,5 m sand, som lades ut med hjälp av s k Tremie-tub. 1995	64,8 am\$ eller ca 650 SEK
In-situ täckning <i>Denny Way, Seattle, USA</i>	Totalt täcktes 12 000 m ² . Täckningsmaterial erhöles från underhållsmuddringar och spreds från pråmar som långsamt släppte ned materialet. 1989	4 \$ per m ³ (kostnader för muddring och transporter är inte inräknade)
In-situ täckning <i>Eagle Harbor, USA</i>	Totalt täcktes en yta på 22 000 m ² med 0,9 m rena massor från underhållsmuddringar. I område A spreds massorna långsamt med pråm och i B genom sprinkling. 1993-4	64-110 \$ totalkostnad eller 650-1100 SEK. Kostnaden för själva spridningen varierade mellan 1,45 \$/m ³ (A) resp. 3,17 \$/m ³ (B)
In-situ täckning <i>Eitrheimsviken, Norge</i>	Totalt täcktes ca 90000 m ² först med geotextilduk följt av ett 30-50 cm lager skal sand. 1992.	Drygt 100 SEK vilket inkluderar erosionsskydd på ständerna.
In-situ täckning <i>Vansbro, Sverige</i>	En yta på 6800 m ² täcktes med geotextilduk följt av ett 30 cm sandlager. 1991-92	1 400 SEK
In-situ täckning <i>Turingen, Sverige</i>	En yta på ca 800 000 m ² täcktes med en gel som bildas av en aluminiumbaserad fällningskemikalie. 2001-2002	25 SEK 625 SEK/m ³ gel

Behandling in-situ

In-situ behandling har åtskilliga begränsningar. Det är stora svårigheter med processkontroll. Effektiviteten av en in-situ behandling i sediment är svår att bestämma beroende på den ojämna fördelningen av föroreningar och sedimentens fysikaliska egenskaper. Ett annat problem är att åstadkomma en jämn fördelning av reagens och tillsatser i sedimenten. Det medför att delar av sedimenten kan bli obehandlade medan andra blir överbehandlade. Med hänsyn till dessa faktorer kan in-situ behandling vara mindre kostnadseffektiv än ex-situ behandling.

En av de allvarligaste begränsningarna med in-situ behandling är dess påverkan på vattenmassan. Processer som avger föroreningar, reagens eller värme eller har någon annan negativ påverkan på den ovanliggande vattenmassan är inte acceptabla vid in-situ behandling av förorenade sediment. Lämpliga in-situ behandlingar är i allmänhet sådana

som ger minimala störningar på sediment/vattengränsytan eller sådana där processen isoleras fysikaliskt från vattnet.

Det finns två generella tillvägagångssätt för in-situ metoder som uppfyller dessa krav: ytpåläggning och isolering av sedimentet före behandlingen. Vid ytpåläggning tillförs ett eller flera av tillsatserna (reagens, näringsämnen m. m.) på sedimentytan genom spridning eller sedimentering, eller genom injektion i sedimenten med hjälp av rör eller munstycken.

Behandlingsmetoderna reducerar en förorenings koncentration, rörlighet och/eller sedimenttoxicitet genom en eller flera av nedanstående principer:

- Bryter ner föroeningen eller överför den till mindre toxiska metaboliter.
- Separerar eller extraherar föroeningen från sedimentpartiklarna.
- Fysikalisk och/eller kemisk stabilisering av föroeningar så att dessa fixeras så hårt till sedimentpartiklarna att de inte kan avgå genom lakning, erosion, förångning eller på något annat sätt.

När sedimenten isoleras från omgivningen kan processer och reagens användas som i annat fall skulle åstadkomma negativa effekter i vattnet. Som exempel på utrustning kan nämnas kasuner, spontning, rör eller lådor. Med hjälp av dessa kan vattnet pumpas bort varefter behandlingsreagens tillsätts och blandas med sediment. När behandlingen är avslutad tas inneslutningsutrustningen bort eller flyttas till en närliggande yta.

Kemisk behandling

De praktiska problemen som är förknippade med kemisk in-situ behandling (effektiv inblandning är en förutsättning) har medfört att det finns mycket få tillämpningar på sediment. Det enda kända metoden är en baskatalyserad dekloreringsprocess. Det är en hydreringsreaktion där vätekällan är en högkokande olja. Metoden har använts både för vätskor och fasta ämnen.

Biologisk behandling

En effektiv biologisk behandling in-situ är svår. Den begränsas av tillgången på lämpliga mikroorganismer, toxiska metaller, pH utanför intervallet 4.5-8.5, begränsade tillväxtfaktorer samt ojämn fördelning av föroeningar. Det fungerar inte på höga koncentrationer av vätskor som inte är i vattenfas.

En variant av biologisk behandling har utförts på PAH kontaminerade sediment i Ontario. Löst kalciumnitrat injicerades i sedimenten. Detta oxiderade ungefär 80 % av svavelvätet och stimulerade nedbrytningen av lågmolekylära ämnen (79 % reduktion). PAH reduktionen blev endast 25 %.

Vid en träimpregneringsanläggning i Canada erhöles en reduktion på 51 % för PAH samt 72 % för pentaklorfenol. Försöket avbröts sedan varför det är möjligt att effektiviteten kan vara högre.

Stabilisering/solidifiering

Stabilisering innebär att sedimentens fysikaliska och/eller kemiska karakteristiska ändras så att föroreningarnas potential för att avgå från sedimenten till omgivande media reduceras. Det är huvudsakligen läckage till grundvatten och/eller ytvatten som kan påverkas genom stabilisering. Det går inte att generellt säga att vissa sediment kan stabiliseras på ett visst sätt. Varje sediment måste utvärderas och testas för sig.

Injektion av ett reagens med fullständig omblandning in-situ i sediment är svårt och har inte gjorts i stor skala. En demonstration av tekniken har gjorts i Manitowoc Harbor i Wisconsin, USA där en slurry av cement/flygaska injicerades med hjälp av stålrör som kördes ner i sedimenten. Det uppstod problem med stabilisering av vissa sediment samt hanteringen av frigjort porvatten.

Termisk behandling in-situ har såvitt känt aldrig prövats.

Förbildning

Förbildning kan göras på två sätt, antingen med kringledning eller med kulvertering. Båda metoderna förutsätter att insatsen görs i vattendrag. Det kan ifrågasättas huruvida dessa förfaringsätt utgör en efterbehandling i dess egentliga betydelse. Visserligen förhindras en fortsatt föroreningsspridning men både föroreningsskällan och sedimenten finns kvar i oförändrat skick efter behandlingen.

Kringledning

Kringledning innebär att vattnet leds i en kanal förbi det förorenade området. En stor fördel med metoden är att den helt bygger på schaktning som är en konventionell teknik. Det innebär att de flesta entreprenörer kan utföra arbetet. Detta leder till konkurrens vilket bör pressa kostnaderna

Ett problem vid kringledning är alltför stora flöden i vattendraget eftersom kornfördelningen hos jordmaterialet är dimensionerande för tvärsnittsarean på kanalen. Vid flöden över 0,5 m/s kan erosionsproblem förväntas om kanalen skall grävas genom lera, silt och sand. En kanal behöver i princip ha en tvärsnittsarea som är dubbelt så stor som det förväntade flödet. Som alternativ kan erosionsbegränsade åtgärder vidtagas t ex spontning utläggning av makadam eller geotextilmattor.

För både makadam och geotextil gäller att de har en övre gräns för vattnets strömningshastighet över vilken erosion sker. Den är ca 3 m/s för makadam och ca 5 m/s för geotextil. Den varierar dock med typ av geotextilmatta. Om en kringledning skall utföras i permeabla sediment kan grundvattenförhållandena påverkas. Detta kan medföra krav på infiltrationsbegränsade åtgärder vilket innebär avsevärda fördyringar.

Erosionsbegränsade åtgärder medför generellt höga kostnader. Spontning görs med trä (2" plank) eller stål. Kostnaden är ca 500-800 kr/m². För makadam kan kostnaden för ett skikt på ca 3 dm uppskattas till ca 30 kr/m² medan en geotextilmatta kostar ca 350 kr/m². Den sistnämnda måste ha ett jämnt underlag, förankringsdiken m. m.

Sammanfattningsvis beror metodens tillämpbarhet på områdets geotekniska egenskaper och om åtgärden är en acceptabel lösning.

Kulvertering

Metoden innebär att man uppströms och nedströms ett förorenat område bygger dammar som förbinds med kulvertar. En fördel jämfört med kringledning är att kulvertering orsakar mindre störande ingrepp i naturen med endast dammarna synliga.

Metoden kan inte användas i alltför starkt strömmande vatten, i praktiken endast i bäckar och åar. Det är även risk för igensättning av kulvertarna samt läckage. Kostnaderna är dock tämligen låga.

Invallning

Sammanfattning

Invallning av ett förorenat område är ofta en kostnadseffektiv åtgärd att minska föroreningsutbredningen. Metoden är lämplig att använda för områden där en vall är en tillräcklig åtgärd för att begränsa vattenomsättningen i det förorenade området. För områden där tillströmningen av vatten från andra källor är stor, t ex där ytvattendrag mynnar eller utströmningen av grundvatten är stor är metoden mindre lämplig, alternativt måste den kompletteras med andra åtgärder. Invallningar bör också undvikas om återkommande underhållsåtgärder eller reparationer kan bli nödvändiga.

Innan en invallning genomförs måste de hydrogeologiska förhållandena inom området undersökas så att tillströmningen av grund- och ytvatten samt läckagevägar klarläggs. Undersökningarna utgör sedan underlag för en hydrogeologisk modellering av området och den hydrauliska dimensioneringen av dammvallen.

Även de geotekniska förutsättningarna för anläggande av invallningen måste klarläggas och dess konsekvenser för stabilitetsförhållanden och sättningsförlopp analyseras. Skall invallningen kombineras med muddring och deponering innanför det invallade området har de geotekniska förutsättningarna också betydelse för valet av muddringsutrustning och deponeringsförfarande.

Följande krav bör alltid ställas på en permanent invallning:

- Invallningar utförs normalt till en sådan höjd och utformas så att överströmning undviks. Därvid skall hänsyn även tas till sättningar som uppkommer efter invallningens färdigställande.
- Invallningar skall grundläggas och utformas så att stabiliteten vid ogynnsammaste lastfall är tillfredsställande, såväl mot brott i underlagande jord som mot dammbrott eller släntras.
- Invallningar skall skyddas mot erosion av vågkrafter, is m. m.
- Invallningar skall utformas så att inre erosion inte uppkommer i dammkroppen vid de tryckskillnader som kan bli aktuella under invallningens livslängd.
- Invallningar skall konstrueras så att vattenomsättningen begränsas i tillräcklig utsträckning.

I många fall torde relativt enkla homogena invallningar av välgraderad jord medföra en tillräcklig begränsning av vattenomsättningen. I de fall där högre krav måste ställas på

tätheten kan vallarna kompletteras med en tät kärna eller en tätskärm i invallningen, alternativt kompletteras vallen med ett tätskikt på insidan. Det är viktigt att det inte är någon gradient över invallningen. Därutöver måste vallarna förses med erosionskydd och vid behov filter för att förhindra inre erosion i materialet.

Om området bakom invallningen används för deponering bör även kraven för deponering enligt förordningen om farligt avfall (SFS 2001:512) samt Naturvårdsverkets föreskrift om deponering av avfall (NFS 2001:14) uppfyllas.

En förutsättning för att invallningar skall vara kostnadseffektiva är att området är avgränsat av strandlinjer eller liknande så att invallningarnas längd och höjd kan begränsas. Kostnaderna för en invallning beror, förutom av dess längd och höjd, av vilka krav som ställs på invallningarnas täthet och beständighet, behov av grundförstärkning samt tillgång på material. Kostnaderna kan alltså variera kraftigt beroende på de lokala förutsättningarna.

Bakgrund

Genom invallning av ett område med förorenade sediment kan föroreningstransporten från området begränsas. En invallning medför normalt att eventuell transport av suspenderat material från området med strömmar etc. förhindras och att vattenutbytet mellan det invallade området och den utanför liggande vattenmassan minskar.

Invallningar kan vara lämpliga att utföra för områden som till stor del redan är avgränsade genom en strandlinje, och där man genom utbyggnad av en vall med en begränsad insats kan "stänga in" det förorenade området. Invallningar kan utföras för att avgränsa hela det förorenade området, men även användas för en del av ett större område. Om t ex de förorenade sedimenten är utbredda över en stor yta i förhållande till mängden sediment kan det vara mera kostnadseffektivt att kombinera invallningen med muddring. Detta förfarande innebär att ett begränsat område, som omfattar de största mängderna eller de mest kontaminerade sedimenten, vallas in och att de förorenade sediment som återfinns utanför invallningen muddras och deponeras innanför invallningen.

Invallade, förorenade sediment utgör normalt en föroreningspotential under så lång tid att de efterbehandlingsåtgärder som utförs i så stor utsträckning som möjligt bör vara "underhållsfria". Invallningar är därför olämpliga på sådana platser där de utsätts för så stora nedbrytande krafter av t ex vågerosion och is att återkommande underhållsåtgärder och/eller reparationer blir nödvändiga.

De vallar som byggs kan utformas på olika sätt beroende på vilket eller vilka syften som invallningen skall uppfylla. Normalt ställs alltid krav på att vallarna skall förhindra materialtransport från det invallade området och att de skall vara beständiga, d v s att vallbrott inte skall kunna uppstå till följd av erosion, stabilitetsproblem etc. Därutöver behöver ofta ytterligare krav ställas, t ex på begränsning av vattenflödena till och från det invallade området.

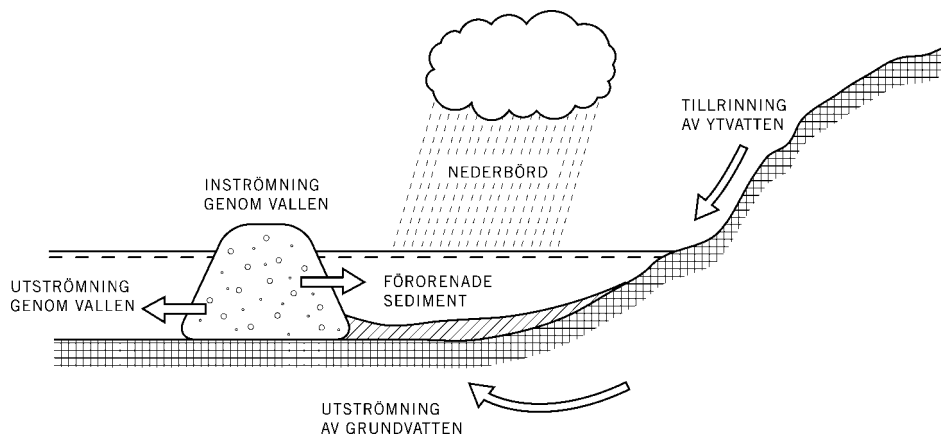
Hydrogeologi

Transport av föroreningar från sediment inom ett invallat område kan ske dels genom transport med vatten som strömmar genom området, dels genom diffusion. När vatten strömmar genom det invallade området kan transporten ske både med suspenderade partiklar och i löst form i vattenfasen. I stagnanta vatten, d v s när vattengenom-

strömningen är av underordnad betydelse, kan föroreningar transporteras genom diffusion i vattenfasen.

För att minska föroreningsläckaget är det generellt önskvärt att vattenflödet genom det invallade området begränsas. I vilken utsträckning särskilda åtgärder måste vidtas för detta bestäms av föroreningsens mobilitet. Eftersom allt vatten som tillförs området på lång sikt också måste lämna detta, begränsas vattenomsättningen effektivast genom att inströmningen av vatten begränsas. Förutom direkt tillförsel via eventuella vattendrag kan vatten tillföras genom utströmning av grundvatten inom området, nederbörd samt inflöde genom vallen (se även figur 3).

Invallning av områden som tillförs vatten direkt via ytvattendrag bör normalt undvikas. Direkt genomströmning av ytvatten medför ökad risk för suspendering av förorenat material som kan transporteras bort med vattenströmmen. Vidare ökar risken för erodering av vallar och eventuella andra skyddskonstruktioner.



Figur 3. Vattenomsättningen inom ett invallat område kan påverkas av flera olika faktorer.

Tillskottet av vatten med nederbörd bestäms av de lokala klimatförhållandena. Man bör också ta hänsyn till den avdunstning som erhålls. Beroende på var i landet området är beläget kan avdunstningen vara av stor betydelse.

Vattenområden är normalt utströmningsområden för grundvatten, vilket innebär att grundvattenströmningen i underlagande mark och angränsande landområden i de flesta fall är riktad mot det invallade området. Detta behöver dock inte innebära att inflödet av grundvatten är av någon större betydelse för vattenomsättningen på alla platser. Ofta avgränsas vattenmassan från underlagande grundvattenakviferer av tätande lager av lera och organogena sediment som effektivt begränsar utflödet av grundvatten till vattenområdet. I de fall sådana lager saknas, eller ställvis är genombrutna, och vattenmassan inom det invallade området har direkt kommunikation med mer permeabla och grundvattenförande lager, kan inflödet dock bli betydande. Detsamma gäller om vattenförande sprick- eller krosszoner är exponerade. För att klarlägga omfattningen av

grundvatteninströmning till ett aktuellt område måste geotekniska och hydrogeologiska undersökningar utföras.

Den svenska geologin domineras av moränmark med relativt tunna jordtäcken på berget. I sådana områden har ofta den ytliga grundvattenavrinningen och ibland även den diffusa ytavrinningen, som avbördas direkt från omgivande landområden till ytvattnet, större betydelse för tillrinningen än den djupare grundvattenströmningen. Storleken av denna ytliga tillrinning beror främst på det lokala avrinningsområdets storlek samt på klimatfaktorer (nederbörd och avdunstning). Storleken hos det avrinningsområde som tillför sådant ytligt vatten till det aktuella vattenområdet bestäms ofta av topografin.

En faktor som kan få mycket stor betydelse för vattenomsättningen inom ett invallat område är in- och utflöden genom vallen som kan genereras av fluktuerande vattenstånd utanför det invallade området. Vid vallbyggnader av grova material med hög hydraulisk konduktivitet, t ex sprängsten, kan fluktuerande vattenstånd ge upphov till betydande vattenomsättning i det invallade området. Störst risk för sådana effekter föreligger vid invallningar i havet, där vattenståndsvariationer är ofta förekommande.

Vallen som avgränsar det invallade området bör dimensioneras med hänsyn till de vattenflöden som tillförs området men även med hänsyn till andra faktorer, t ex beständighetskrav (vågerosion m m). Vallen bör vara utformad så att risken för inflöden av vatten vid höga vattenstånd utanför vallen blir liten, samtidigt som genomträngligheten för vatten bör vara tillräckligt hög för att det vatten som tillförs det invallade området skall kunna avbördas utan att översvämningar eller överspolning av vallen inträffar. Dessa förhållanden kan åstadkommas genom en lämplig konstruktion av vallen enligt avsnitt ”konstruktiv utformning av invallningar”.

Ett invallat område är i princip en deponi. I förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512 och Naturvårdsverkets föreskrift om deponering av avfall (NFS 2001:14) ställs ett antal krav på miljöskyddsåtgärder vid deponier. Deponierna delas in i tre klasser, beroende på vilka olika krav som ställs, baserade på de deponerade avfallens egenskaper (föroreningstyp, halt, mängd och mobilitet). Vissa av dessa krav avser de hydrogeologiska förhållandena. Ett sådant är kravet på begränsning av lakvattenläckaget från deponin. Med lakvatten avses nederbörd eller annat tillfört vatten som infiltrerar i och transporteras genom deponin innan det avbördas till omgivningen. Det ställs dessutom krav på lakvattnets transportväg från deponin. Allt lakvatten som inte samlas upp (efter det att deponin avslutats innebär detta allt bildat lakvatten) skall passera en s. k. geologisk barriär innan det når den första recipienten. Den geologiska barriären kan utgöras av naturliga jordlager eller av konstruerade barriärer. Syftet är att den geologiska barriären skall utgöra en säkerhetszon i vilken föroreningar skall kunna brytas ner och fastläggas innan lakvattnet når recipienten. Kravet på geologisk barriär är formulerat som en beräkningsmässig "nominell genomströmningstid" genom barriären för en vattenpartikel. Alternativt kan särskilda krav på fastläggning formuleras, om barriären byggs av material med dokumenterat god fastläggningskapacitet för de aktuella föroreningarna. För ett invallat område kommer ett barriärkrav att ställas på vallen, eftersom denna normalt utgör den enda barriären mellan det förorenade området och recipienten. Detta innebär ett ytterligare krav på vallens hydrogeologiska egenskaper som man måste ta hänsyn till vid dimensioneringen.

För ett invallat område måste dock deponikraven tillämpas med hänsyn till att de hydrogeologiska förhållandena ofta är annorlunda än för en deponi. För en deponi som ligger ovan mark innebär redan infiltrationen av nederbörd att föroreningar löses i perkolerande vatten och att lakvatten bildas. Den nederbörd och det ytvatten som tillförs ett invallat område, där förorenade sediment ligger under vatten, perkolerar normalt inte genom sedimenten, utan blandas med den fria vattenmassan inom området och avbördas genom vallen. Föroreningstransporten sker därmed i första hand genom diffusion av föroreningar från sedimenten till vattenmassan, varifrån de vidaretransporteras med fortsatt diffusion och vattenströmning ut genom vallen. Det vatten som transporteras genom ett invallat område bildar således inte lakvatten på samma sätt som det vatten som infiltrerar i en deponi. Det är därför inte rimligt att ställa lika hårda krav på ett invallat område som på en landdeponi. Ett undantag utgörs av områden med betydande inströmning av grundvatten som genomströmmar sedimenten.

Skillnaderna mellan deponier och invallade områden avseende geohydrologiska förhållanden innebär att de krav som ställs på en deponi inte direkt kan överföras till ett invallat område. Bedömningar av vilka krav som skall ställas på begränsning av vattenomsättningen inom invallningen och på förekomsten av en geologisk barriär måste därför göras utifrån förutsättningarna i det enskilda fallet.

Ett särskilt fall utgör invallade områden där sediment läggs upp över vattenytan. I sådana fall blir de geohydrologiska förhållandena likartade deponins och samma typ av skyddsåtgärder blir aktuella.

Geotekniska förutsättningar och grundläggning

Innan en invallning utförs måste även de geotekniska förutsättningarna för vallbyggnad utredas. Således bör undersökningar utföras för att klarlägga jorddjup och jordlagerföljd samt hållfasthet och deformationsegenskaper hos jorden i den tänkta vallinjen med omgivning. Dessa undersökningar samordnas lämpligen med undersökningarna av de hydrogeologiska förhållandena.

På basis av undersökningsresultaten kan sedan stabilitetsförhållanden och förväntade sättningsförlopp beräknas för olika geometrisk utformning på vallen och behovet av grundförstärkningsåtgärder utredas. Det är viktigt att hänsyn tas till alla belastningsfall som kan förekomma under såväl uppbyggnadsperioden som därefter. Detta innebär att även dimensionerande vattenståndsskillnader och portrycksvariationer som kan uppkomma av vattenståndsfluktuationer måste utredas. Består grunden av fasta jordlager som grus, morän eller berg är grundläggningsproblemen normalt små. Stabilitetsproblem och sättningar kan främst förväntas där vallar skall byggas ut på finkorniga lösa sediment som lera och organisk jord. Sådana jordlagerförhållanden uppträder ofta på sedimentationsbottnar där förorenade sediment avlagrats vilket innebär att grundläggningsproblem är vanligen förekommande och att förstärknings-åtgärder kan behöva tillgripas.

I de fall sättningar kan accepteras och inte bedöms skada invallningens funktion är det ofta tillräckligt att säkerställa stabiliteten för invallningen genom en lämplig geometrisk utformning. Så är ofta fallet vid utförande av enkla homogena invallningar. Vid behov kan den egentliga invallningen också kompletteras med stabiliserande tryckbankar. Denna typ av åtgärder är normalt tillräckliga för att invallningarna skall vara stabila och

riskerna för skred undvikas. De innebär dock inte någon reduktion av sättningarnas storlek. Behov av att begränsa sättningarna föreligger främst i de fall då vallarna skall förses med tät kärna eller tätskikt. Utbildas stora sättningar i sådana invallningar riskerar man att tät kärna/tätskikt förlorar sin tätande effekt.

För att samtidigt begränsa sättningarna och förbättra stabilitetsförhållandena kan särskilda förstärkningsåtgärder av underlagande lösa jordlager tillgripas. Vanliga sådana grundläggningsmetoder vid invallning i vatten är direkt nedpressning av vallen genom lösa jordlager, urgrävning av lösa jordlager med återfyllning av fastare material eller kombinationer av dessa metoder.

Nedpressning av en invallning innebär i princip att den fylls ut till så stor höjd att de befintliga lösa jordlagren pressas undan och ersätts med fyllningsmassor. Vanligen sjunker inte banken ned ända till fast botten, utan man får ett skikt kompressibel jord kvar under fyllningen. Detta innebär att eftersättningar normalt inträffar under lång tid efter utfyllningen. För att nedpressning skall vara en ur teknisk synvinkel lämplig grundläggningsmetod krävs att erforderligt nedpressningsdjup inte är alltför stort och att jordlagrens hållfasthet är tillräckligt låg för att markgenombrott skall kunna åstadkommas. Tumregler för dimensionering av nedpressningar återfinns i Vägverkets skrift TU 139, Nedpressning av vägbank. En stor nackdel vid användning av denna metod i vattenområden är att de markrörelser som inträffar vid nedpressningen leder till uppgrumling och suspendering av lösa sediment i omgivande vattenmassa. Detta innebär att metoden oftast är olämplig inom områden med förorenade sediment. En ytterligare nackdel är att de stora jordrörelser som nedpressningen medför kan orsaka skador på eventuella närliggande konstruktioner, ledningar etc.

Urgrävning av lösa jordlager och successiv återfyllning med lämpliga jordmassor ger bättre möjligheter till kontroll av resultatet från teknisk synpunkt och mindre risk för störningar under genomförandet. Grumlingen beror till stor del på vilka schaktningar och fyllningsmetoder som används och är därmed lättare kontrollerbart. I praktiken är det dock omöjligt att helt undvika uppgrumling vid utfyllnadsarbete på lösa sediment i vatten. Arbete under vatten medför också större svårigheter vid utförandekontroll vilket medför en viss risk för ofullständig schaktning och materialblandning. Rekom-mendationer för konstruktiv utformning och utförande av urgrävningar återfinns i Vägverkets Publ. 1991:06, Urgrävning för vägbank.

Djupstabilisering med skalk/cementpelare är en förstärkningsmetod som ofta utnyttjas vid vägbyggnad men som är i stort sett oprövad under vatten. En pelare tillverkas genom att ett blandningsverktyg skruvas ned i jorden till önskat djup. Därefter skruvas verktyget upp igen samtidigt som ett bindemedel tillsätts. De vanligaste bindemedlen är kalk och cement eller blandningar av dessa. Bindemedlet reagerar med porvattnet i leran och med lermineralen vilket ger en tidsberoende hållfasthetstillväxt i den stabiliserade jordvolymen (pelaren). Hållfasthetstillväxten innebär förbättrade stabilitetsförhållanden och att jorden blir mindre sättningsbenägen. Effekten av en djupstabilisering beror främst på bindemedlets förmåga att reagera med den aktuella jorden samt valet av pelardiameter, pelardjup, avstånd mellan pelare och sättningens mönster. Möjligheterna att åstadkomma en djupstabilisering och en lämplig dimensionering av denna måste utredas genom provningar i projekteringskedet och i produktionsskedet måste kontroll av uppnådd effekt utföras på ett antal tillverkade pelare.

En närmare beskrivning av metoden och anvisningar för utförande återfinns i Rapport 2:2000, Sveriges Geotekniska Förening.

En ytterligare möjlighet är att grundlägga vallen med hjälp av bankpålning, varvid lasten överförs till djupare jordlager eller berg med hjälp av pålar. Denna metod används oftast för tillfartsbankar till broar, där kraven på att sättningarna skall begränsas är mycket höga. Metoden är kostsam och torde endast i undantagsfall bli aktuell för invallningar.

Konstruktiv utformning av invallningar

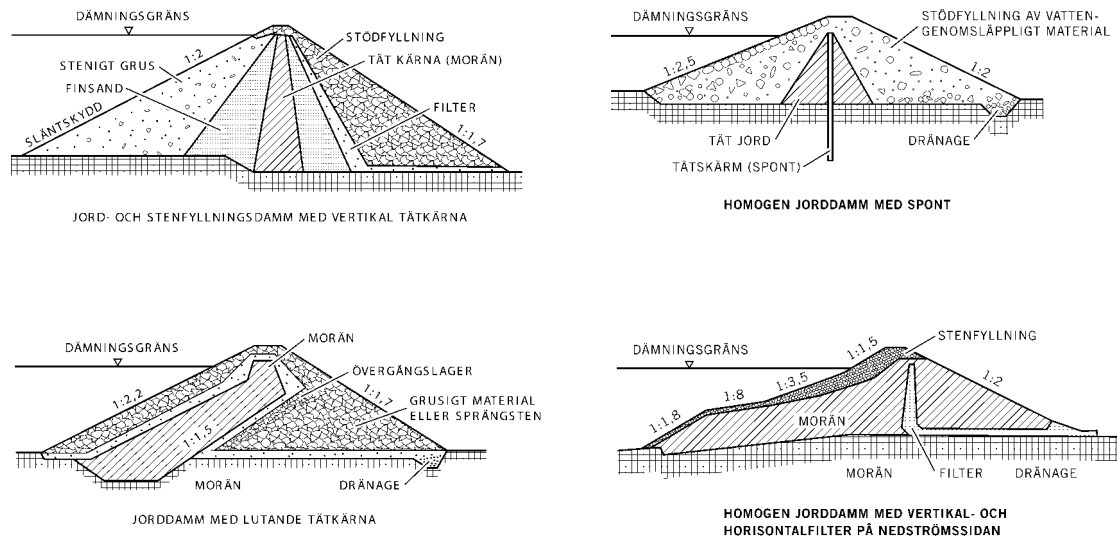
Som framgått tidigare kan flera olika krav ställas på en invallning beroende främst på karaktären hos det förorenade område som skall avskärmas.

De grundläggande krav som måste ställas på alla invallningar av denna typ är att den skall kunna förhindra materialtransport samt vara stabil och beständig. Med stabil avses att invallningen skall vara så konstruerad att inget förutsebart lastfall, inklusive vattenstånds- och portrycksfluktuationer, kan orsaka dammbrott. Med beständig avses att invallningen skall vara så utformad att den skall kunna motstå förutsebara nedbrytningsprocesser t ex erosion av strömmar och vågor, iskrafter m. m. För invallningar av förorenade sediment krävs ofta en mycket lång livstid. Detta innebär att man vid dimensioneringen måste ta hänsyn till extrema påfrestningar med mycket långa statistiska återkomsttider, liksom till förutsebara förändringar av förhållandena som landhöjning eller landsänkning.

Permanent invallningar utförs praktiskt taget uteslutande av betong eller som sk fyllningsinvallningar med packad jord- eller stenfyllning. Med hänsyn till kostnaderna torde i första hand fyllningsinvallningar vara aktuella för invallningar av områden med förorenade sediment.

Den enklaste invallningstypen är den homogena jordinvallningen som i princip består av ett enda material. Möjligheterna för vattengenomströmning och transport av suspenderat material genom en sådan invallning är helt beroende av fyllnings-materialets kornstorleksfördelning och hydrauliska konduktivitet. I en mer utvecklad variant av den homogena invallningen har fyllningsmaterialet kompletterats med en tät kärna av annat material. Den kan också kompletteras med en tätskärm, t ex spont, se figur 2. Denna typ av invallningar är bäst lämpade för begränsade fyllningshöjder.

Inom vattenbyggnadstekniken, där invallningarna ofta byggs till relativt höga höjder och där nivåskillnaderna mellan vattenytan på ömse sidor om invallningen är stora utförs oftast zonerade invallningar som innehåller flera konstruktionselement, se figur 4. De olika konstruktionselementen fyller olika funktioner med de gemensamma syftena att begränsa vattenströmningen genom vallen och förhindra att erosionsskador, såväl till följd av inre erosion som yttre påverkan uppkommer.



Figur 4. Olika typer av fyllningsinvallningar (från Handboken Bygg del V).

Vid dimensionering av jordinvallningar för vattenbyggnadsändamål ligger följande huvudprinciper till grund för dimensioneringen (Handboken Bygg, delen Väg- och vattenbyggnader):

- Invallningens krön skall ligga så högt och utskoven eller skibord ha sådan kapacitet att överströmning inte är möjlig.
- Invallningen måste utföras så att tillräcklig säkerhet mot dammbrott föreligger vid ogynnsammaste lastfall.
- Läckagevägarna under invallningen och i själva invallningskroppen skall vara så långa att erosion, s k piping, inte uppkommer.
- Materialet i invallningen skall i huvudsak vara fördelat så att permeabiliteten ökar i den riktning som vattnet strömmar, d v s filterverkan skall eftersträvas.
- Invallningsslänterna får inte vara brantare än att tillräcklig säkerhet mot släntras förefinns vid hastig avsänkning av vattenytan.
- Slänterna skall skyddas av material som är beständigt mot vågerosion och åverkan av is.

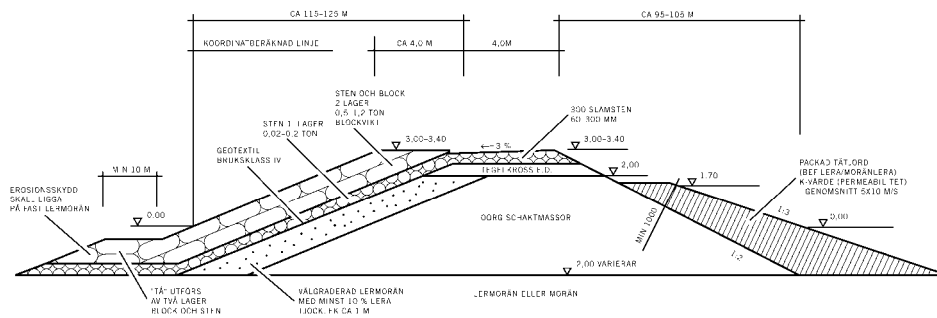
Dessa grundprinciper bör beaktas även vid konstruktion av invallningar av ett område i vatten. Påfrestningarna på en sådan invallning blir dock normalt mindre eftersom invallningshöjderna och framför allt nivåskillnaderna mellan vatten på upp- respektive

nedströmssidan oftast blir avsevärt lägre. Detta innebär att homogena jordinvallningar som skyddas mot erosion och överströmning i de flesta fall är tillräckliga för att uppfylla kraven på stabilitet och beständighet. Erfarenheter har visat att den homogena invallningen är mera känslig för inre erosion, vilket kan leda till otäthet och i värsta fall dammbrott. Risken för sådana effekter är påtagliga för vattenkraftsdammar där nivåskillnaderna mellan vattenytorna på ömse sidor är stora. Vid invallningar i vatten där nivåskillnaderna är små kan dessa risker normalt bemästras. Vid tveksamhet om byggnadsmaterialets motståndskraft mot inre och yttre erosion bör invallningen förses med filter och erosionsskydd.

Vid invallningar av förorenade vattenområden ställs ibland något annorlunda krav på invallningens hydrogeologiska funktion som framgår av avsnitt ”geotekniska förutsättningar och grundläggning”. Sådana krav kan innebära att invallningen måste förses med tät kärna eller tätskikt för att inflöden på vattenståndsvariationer skall kunna begränsas, samtidigt som utströmningen av vatten måste säkerställas så att överströmning av vällen undviks. Detta kan åstadkommas genom att vällen dras upp till betryggande höjd över det högsta högvattenståndet och utförs av material med hög vattengenomtränglighet i den övre delen, alternativt förses med särskilda utskov. För att klarlägga vallens funktionssätt och optimera konstruktionen bör en hydrogeologisk modellering av vattenbalansen för det invallade området och vällen genomföras. Eftersom vallarna normalt dimensioneras för en mycket lång livslängd bör modelleringen även ta hänsyn till förutsebara förändringar till följd av landhöjning-landsänkning. Även konsekvenserna av klimatförändringar bör belysas.

I flertalet fall torde en enkel homogen jordinvallning utförd av ett välgraderat relativt tätt material, t ex en silt- eller en sandmorän, vara tillräcklig även för att uppfylla hydrogeologiska krav på begränsning av vattenutbytet mellan det invallade området och utanför liggande recipient. Det är dock viktigt att även denna typ av enkla invallningar förses med tillräckliga erosionsskydd och filter för att den skall vara beständig. Samma funktion kan erhållas med en sprängstensinvallning med en kärna av tätare jord.

Vid behov av hög täthet kan den enkla invallningen kompletteras med en mer avancerad tätskärn/tät kärna på det sätt som visas i figur 4. Därvid bör vertikal tät kärna användas om man kan befar att sättningar uppkommer i underlagrande jord. Beroende på användningsområde och påkänningar kan även alternativet med ett yligt tätskikt övervägas. På sådana relativt tunna konstruktioner kan mycket höga krav på tätheten ställas. Ett exempel på en sådan konstruktion är den vall som utförts för invallning av SYSAVs deponeringsområde Spillepengen i Malmö, se figur 5. Denna har en kärna av ospecificerade oorganiska schaktmassor. Insidan av vällen har försetts med ett tätskikt av lermorän för att begränsa utströmningen av lakvatten från deponin. Eftersom området bakom vällen skall fyllas upp med avfall och inte kommer att exponeras för öppet vatten har inget erosionsskydd anlagts på denna sida. Utsidan av vällen har försetts med välgraderad lermorän på vilken lagts först ett stenfilter och sedan två lager grovsten och block som skall utgöra erosionsskydd. Även invallningskrönet har försetts med ett erosionsskydd som här består av tegelkross som täckts med slamsten.



Figur 5. Principsektion genom invallningen för SYSAVs deponi Spillepengen i Malmö.

Om uppfyllning med förorenat material sker bakom invallningen till en nivå över vattenytan, t ex om det invallade området används som deponi för muddermassor, bör invallningen också uppfylla de krav som ställs i förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) och Naturvårdsverkets föreskrift om deponering av avfall (NFS 2001:xx). För förorenade sediment som efterbehandlas torde de aktuella kraven motsvara antingen farligt avfall eller icke-farligt avfall. De huvudsakliga kraven på deponins funktion i dessa deponiklasser omfattar gränsvärden för det tillåtna lakvattenläckaget, förekomsten av en geologisk barriär som utläckande lakvatten skall passera, begränsning av transporttiden för lakvattnet genom barriären och skydd mot ojämna sättningar, skred eller ras. Beträffande det förstnämnda kravet skiljer sig deponin i ett invallat område i princip inte från en deponi på land. Skydd mot skred eller ras medför större svårigheter i utsatta lägen där invallningen kan utsättas för kraftig erosion av vågor och is. Med en riktigt utförd dimensionering av vällen avseende släntlutningar, materialval och erosionsskydd kan sådana svårigheter dock bemästras i de flesta fall. Kravet på förekomsten av en geologisk barriär kan däremot vara svårt att uppfylla vid deponering i vatten.

För en landdeponi utgörs den geologiska barriären normalt av det jordlager som underlagrar en deponi och genom vilket lakvattnet transporteras innan det når den första recipienten. Syftet med den geologiska barriären är att den skall utgöra en säkerhetszon i vilken föroreningar kan brytas ned och/eller fastläggas. Lakvatten-läckaget från en deponi i vatten sker normalt genom vällen som avskiljer deponin från vattenområdet (recipienten). Därmed utgör vällen också den geologiska barriären. I en underlagsrapport (Naturvårdsverket rapport 4654) som redovisar ett antal exempel på konsekvenser av barriärkravet visas bl. a. att de nominella genomströmningstider som krävs framför för deponier för farligt avfall och icke farligt avfall är svåra att uppnå med normala konstruktioner. Möjligheterna att åstadkomma den geologiska barriären beror förutom på vällens konstruktion också på vilka vattenmängder som skall avbördas och hur stor vällens yta är. I vissa fall med gynnsamma geohydrologiska förhållanden och gynnsam geometri bör det vara möjligt att uppfylla kraven, åtminstone för deponi för icke farligt avfall. För att dimensionera vällen och deponins utformning med hänsyn till dessa krav måste en hydrogeologisk modellering av deponins vattenbalans genomföras.

Ett alternativ till att utforma vällen för att tillgodose barriärkraven är att använda material med tillräckligt låg permeabilitet i vällen. Förordningen om deponering av avfall

(SFS 2001:512) medger att konstgjorda geologiska barriärer används om kraven på permeabilitet och mäktighet uppfylls.

Behovet av underhåll av vallar, t ex reparationer och förstärkning av erosionsskydd, varierar beroende på vilka påfrestningar invallningen utsätts för av t ex vågkrafter, is, och hur pass robust konstruktionen är. Årliga inspektioner bör utföras för att behovet av eventuella åtgärder skall upptäckas i tid. Med hänsyn till att de förorenade sedimenten innanför invallningen normalt utgör en föroreningspotential under mycket lång tid bör vallarna dimensioneras så att underhållsarbeten i princip blir överflödiga. Kontroller och inspektioner kan då glesas ut med tiden under förutsättning att inga skador eller reparationsbehov uppkommer. På platser där en vall kommer att utsättas för stora nedbrytande krafter bör i första hand andra åtgärder än invallningar komma i fråga.

Utförligare beskrivningar av invallningar, utformning, byggande, kontroll och underhåll återfinns i "Jord- och stenfyllningsdammar", Vattenfall 1988.

Kompletterande åtgärder

Som berörts under avsnittet om geotekniska förutsättningar och grundläggning är risken för uppgrumling av sediment vid utförande av invallningen ganska stor. Särskilt vid grundläggning på förorenade sediment kan det finnas behov av att anordna något skydd för spridning av suspenderat material från arbetsplatsen. I de flesta fall är det sannolikt tillräckligt att skärma av arbetsplatsen med en skiltskärm, dvs en geotextil som hängs i flytkroppar och förankras i botten. Goda erfarenheter av geotextilskärmar som skydd vid muddring finns bl. a. från Järnsjöprojektet (Hultsfreds kommun).

Det kan ibland vara lämpligt att kombinera invallning med täckning. Syftet med invallningen är att begränsa vattenomsättningen och transport av suspenderat material i området medan syftet med täckningen i sådana fall är främst att begränsa diffusionen av föroreningar till vattenmassan innanför invallningen. Det kan t ex bli aktuellt att använda täckning i kombination med en enkel vall som ett alternativ till en mer komplicerad tät konstruktion.

Vid muddring och uppfyllning inom ett invallat område tillkommer ytterligare moment som måste utredas, särskilt vid uppfyllning över vattenytan. Överföringen av muddermassor innebär normalt att betydande mängder vatten behöver avbördas från det invallade området. I de flesta fall innebär detta att vatten med höga halter av suspenderat material måste pumpas ut från området, vilket kan innebära en föroreningsrisk. Innan arbetena påbörjas bör man analysera riskerna för att förorenat överskottsvatten uppkommer, och vid behov anordna rening av överskottsvattnet innan det leds till recipient. Lämpliga metoder för omhändertagande av överskottsvatten redovisas i kapitlet om omhändertagande.

Vid uppfyllning över vattenytan med finkorniga muddermassor som inte avvattnas erhålls ett vattensjukt område med mycket dålig bärighet innanför invallningen. Detta gäller främst om muddermassorna består av gyttja, lera och silt. I takt med att överskottsvattnet i massorna dräneras ut och massorna avvattnas erhålls en tillväxt i hållfasthet och bärighet. Det kan dock ta mycket lång tid innan massorna dränerats ut i tillräcklig omfattning för att den nya markytan skall kunna belastas och eventuell täckning läggas på. När en täckning sedan utförs uppkommer sannolikt ytterligare sättningar. Skall då en avancerad täckning med tätskikt etc. anläggas är risken stor att

sådana skador uppkommer att täckningen delvis sätts ur funktion om inte särskilda åtgärder vidtas. En tänkbar åtgärd är att avvattna massorna före deponering inom det invallade området på samma sätt som vid deponering på land, se kapitlet om omhändertagande. En annan åtgärd är att påskynda konsolideringsförloppet och ta ut sättningarna innan tätskikt och andra känsliga konstruktioner anläggs.

Genom att dränera muddermassorna kan avvattningen och konsolideringsförloppet påskyndas. En möjlighet är att bygga in horisontella dräneringar med dräneringslager och/eller dräneringsrör under uppfyllnadstiden. Genom att successivt bygga in dräneringslager förkortas vattnets transportväg ut till en drän och tiden för avvattning begränsas därmed. En annan möjlighet är att utföra en vertikaldränering i efterhand, en metod som används för att påskynda sättningsförloppet vid vägbyggnad på lös jord. Installation av dräner innebär att konsolideringsförloppet påskyndas, men inte att sättningarna reduceras till sin storlek. Risken för sättningsskador på täckningen kvarstår fortfarande eftersom varje tillskottslast kommer att medföra nya sättningar. Genom att kombinera vertikaldräneringen med förbelastning kan sättningarna tas ut innan täckningen färdigställs. Förbelastning inför en täckningsåtgärd innebär i princip att täckningen förs på och att sättningarna får utbildas varefter man schaktar av hela eller delar av täckmassorna för att i efterhand lägga in ett tätskikt och åter föra på skyddstäckning. Detta förfarande medför omfattande massförflyttningar med åtföljande höga kostnader.

I princip kan även andra förekommande grundförstärkningsåtgärder tillämpas, se avsnittet geotekniska förutsättningar och grundläggning. Grundförstärkningar är dock normalt förenade med höga kostnader.

Problem med avvattning och stabilisering av invallade områden som används för deponering av muddermassor kan ofta förebyggas om de uppmärksammas innan arbetena påbörjas och arbetsmetoder och utförande anpassas efter de lokala förutsättningarna. Det är därför viktigt att sedimentens geotekniska egenskaper utreds och efterbehandlingen av området planeras och anpassas efter dessa likväl som efter de miljömässiga egenskaperna.

Kontroll

Kontroll av invallningar av förorenade sediment omfattar normalt utförandekontroll, funktionskontroll och recipientkontroll.

Utförandekontrollen omfattar kontrollerna i byggnadsskedet, d v s kontroll av att de material som används i vallen motsvarar ställda krav, att vallens utförande motsvarar specifikationerna och att eftersträvat resultat uppnås t ex för permeabilitet hos eventuella tätskikt. Viktiga moment som bör ingå i utförandekontrollen är verifiering och dokumentation av kravspecifikationer, de använda materialens kvalitet, arbetsutförandet och uppnådda resultat. För att säkerställa att avsedda resultat uppnås bör arbetsbeskrivningar och en kvalitetsplan upprättas innan arbetena utförs. I kvalitetsplanen specificeras bl. a. ansvarsförhållanden, vilka kontroller som skall utföras, vilka krav som skall uppfyllas, hur provningsresultat skall dokumenteras och hur ändringar och avvikelser skall hanteras.

Funktionskontrollen innebär kontroll av konstruktionens funktion efter färdigställandet. Sådana kontroller kan t ex omfatta fältmätningar för bestämning av vattenutbytet genom vallen och mätningar av vattenstånd m. m. för att verifiera resultaten av den

geohydrologiska modellering som utförts i projekteringsskedet. Funktionskontrollen omfattar även kontroll av förekomsten av eventuella läckage. Ett sätt att snabbt upptäcka eventuella läckage är att utföra provtagning av "grundvatten" i vallen. En föroreningsfront kan på det sättet upptäckas innan läckaget nått recipienten.

Recipientkontrollen omfattar kontroll och uppföljning av spridningen av föroreningar till omgivningen och eventuella effekter av denna spridning. Eftersom utspädnings-effekterna oftast är stora kan det vara svårt att påvisa läckage från det invallade området enbart genom vattenprovtagning i den utanförliggande recipienten. Känsligheten blir större om provtagningen kompletteras med andra typer av provtagningar, t ex provtagning i sedimentfällor eller SPMD (Semi-Permeable Membrane Device). Vid valet av provtagningsmetoder måste även hänsyn tas till typen av förorening. När invallningen avser en efterbehandling av ett förorenat område är recipientkontrollen snarare ett sätt att följa upp de positiva effekterna av efterbehandlingen än att detektera effekter av förorenings-spridning från det invallade området. De metoder som används är dock i huvudsak desamma.

Muddring

Muddring är en gammal beprövad teknik som används generellt för att ta bort sediment t ex vid fördjupningsarbeten i kanaler eller hamnar. På senare år har "miljömuddring" blivit ett begrepp eftersom tekniken är mycket användbar vid förflyttning av förorenat sediment. Behandlingsmomentet efter muddringen kan ske vanligen på land men kan även i vissa fall avse omhändertagande i recipienten vid täckning och invallning. Miljömuddring kan definieras som ett sätt att ta bort sediment med kända föroreningar optimalt vilket innebär att avlägsna allt oönskat sediment med så små miljökonsekvenser som möjligt. Skillnaden gentemot rutinmuddring är att miljöskyddet är betydligt viktigare än ekonomiska aspekter.

Föroreningsavgång till omgivande vatten eller atmosfären är den viktigaste aspekten vid muddring av förorenade sediment. Eftersom föroreningar i allmänhet är bundna till finpartikulärt material, som återsuspenderas lättast, är det viktigast att minimera återsuspensionen genom lämplig utrustning och bra kontroll av arbetsmetodiken t ex med barriärer omkring muddrområdet eller genom användning av sådan muddrutrustning som minimerar omrörning av sediment.

Muddring kan delas in två kategorier, mekanisk där sedimenten grävs, skrapas eller skärs ut samt hydraulisk där sedimenten sugas upp antingen med eller utan någon form av grävning/skärning. Den största skillnaden mellan mekanisk och hydraulisk muddring är konsistensen på det sediment som tas bort. Vid mekanisk muddring får sedimentet i stort samma konsistens som in-situ materialet eftersom mycket lite vatten tillförs under operationen. Det innebär att innehållet av fast material och därmed sedimentvolymen är ungefär densamma före och efter muddringen. Vid hydraulisk muddring transporteras materialet i slurryform där innehållet av fast material är mindre efter muddringen. Det innebär att sedimentvolymen blir avsevärt större och det krävs i allmänhet någon form av avvattning före fortsatt behandling.

De två typerna av muddrutrustning finns tillgängliga i en mängd olika utformningar av tekniska lösningar, storlek, flyttbarhet m. m. Det varierar mellan mycket stora

utrustningar som bara kan användas i havsmiljö och små portabla som kan användas var som helst. Den tekniska utformningen av skopor och skärverktyg kan varieras i stort sett obegränsat. Det går därför inte att redovisa alla tillgängliga utrustningstyper utan bara sådant som kan förväntas vara av intresse vid miljömuddring tas upp.

Mekanisk muddring

Vid mekanisk muddring tas sedimenten bort med en enkel grävskopa eller en gripskopa med två eller flera armar. Det uppgrävda materialet lyfts över vattenytan med mekaniska lyftanordningar och dumpas i en pråm eller direkt på land. Mekanisk muddring är ofta långsammare än hydraulisk men opererar på små ytor utan nämnvärda störningar för sjöfart.

Grävmaskin

Grävmaskiner kan vara fast monterade eller flyttbara och då temporärt monterade på någon flytanordning. De temporärt monterade är särskilt lämpade för mindre arbeten i lugna och grunda vatten. De fast monterade kan användas vid krävande förhållanden t ex där bottenmaterialet varierar mellan sediment och stora stenar. De har också en större räckvidd och kapacitet än de flyttbara. Det finns utrustning som kan lyfta upp till 16 m³ från ett djup på 23 m.

Eftersom skopan alltid är öppen medför dess användning en betydande partikelspridning i vattnet. Metoden kräver därför alltid skyddsåtgärder. En fast monterad maskin medför en hög etableringskostnad.

Gripskopor

En gripskopa består av två eller flera delarmar som kan slutas med wirar alternativt på elektrisk eller hydraulisk väg. Skopan är upphängd på en arm som manövreras med en svängbar kran. Eftersom skopan är sluten blir partikelspridningen mindre jämfört med grävskopor. Den är därför mer lämpad för saneringsarbeten.

Paternosterverk

Paternosterverk är i princip ett antal grävskopor som är fästade vid en lina som är sammanfogad till en loop. Genom att cirkulera loopen kommer skoporna att fyllas, lyftas och tömmas kontinuerligt. Genom att förflytta verket i sidled och efterhand framåt kan stora bottenytor relativt snabbt muddras. Eftersom skoporna är öppna blir det en stor partikelspridning som kräver skyddsåtgärder. En förutsättning är att saneringsområdet kan nås på vatten.

Hydraulisk muddring

Hydraulisk muddring eller sugmuddring är den som är bäst lämpad för miljömuddring. Sedimentet tas bort och transporteras som en slurry i slutna system med minimal partikelspridning. Metoden har använts vid ett stort antal saneringsprojekt både i Sverige och utomlands. Det finns ett antal utrustningar som har tagits fram speciellt för efterbehandlingsarbeten. Metoden är ett ekonomiskt bra alternativ att snabbt ta bort stora

mängder förorenat sediment. Kapaciteten definieras vanligen genom diametern på pumputkastet och kan variera från 10 cm till närmare 1 m.

Sugmuddring kan delas in i två kategorier, beroende på om sugningen kombineras med en grävande/skärande del eller inte. Det finns en mängd lösningar på utformningen av gräv- och skärhuvuden. Materialet transporteras alltid med hjälp av vatten. En grävande/skärande del är en förutsättning vid muddring av t ex styv lera eller morän. Det är även möjligt att använda en vattenstråle för detta ändamål.

Inblandning av vatten är en stor nackdel eftersom volymen blir stor efter muddring och det krävs avvattning. Torrhalten är oftast 10-20 %. Rejektvattnet måste renas separat. Det uppluckring som blir följderna kan också medföra att massorna blir svåra att deponera på grund av instabilitet och dålig kompakterbarhet.

På grund av den sugverkan som uppstår vid munstycket minimeras partikelspridningen. Sugeffekten kan också varieras beroende på om man vill ha större eller mindre vattenintag med motsvarande mindre eller större sedimentintag. Stort vattenintag ger mindre partikelspridning medan större sedimentintag ger snabbare muddringstakt. Sugmuddring ger en möjlighet att via en pipeline pumpa materialet till en behandlingsanläggning. Kostnaderna för avvattning och rejektivattenrening kompenseras av obefintliga transport- och omlastningskostnader.

Sugmuddringsutrustningar finns i varierande storlekar och utföranden. Det finns självgående mudderverk som tar hand om muddermassorna ombord. Dessa lämpar sig bra för stora muddrarbeten i öppen sjö. Många utrustningar kan demonteras och transporteras t ex på lastbil till insjöar eller åar. Det finns även bärbara utrustningar som kan kopplas till bilburna vakuumbankar.

Svenska sugmudderverk

Det finns ett demonterbart sugmudderverkverk med en datoriserad utrustning som övervakar arbetsprocessen. Bl. a. kan mudderdjupet ställas in. Det kan muddra ner till 14 m. Sedimenten frigörs med hjälp av en skruv som är omgiven av justerbara längsgående plåtar för att underlätta materialintag och minska partikelspridning. Med hjälp av den datoriserade instrumenteringen kan mudderverket känna av när önskat mudderdjup har uppnåtts.

Det finns ett liknande mudderverk med i princip samma kapacitet. Några skillnader finns. Bl. a. har skruven modifierats samt försetts med en plog som motverkar att sediment rasar ned i redan muddrade delar. Samma tillverkare har även ett mindre verk med ett maximalt mudderdjup på 6 m.

En finsktillverkad utrustning som finns i Sverige har en fast monterad grävskopa som är försedd med två skärhuvuden varifrån muddermassorna pumpas. Verket är försett med stödben med vars hjälp det kan röra sig i och ur vattnet. Maximalt mudderdjup är 6 m.

Skyddsåtgärder

Vid framför allt muddrarbeten men även andra undervattenoperationer behövs det ofta skyddsåtgärder för att förhindra partikelspridning.

Geotextilskärmar

Geotextilskärmar är flexibla barriärer som hänger ner från vattenytan och som förankras med insydda kättingar i skärmens bottendel. De geotextilier som används är vanligen gjorda av permeabelt material t ex polyester eller polyeten. Även täta material (liners) har använts. De är dock mindre lämpade eftersom det lätt uppstår gradientskillnader med risk för läckage. En annan nackdel är att det alltid blir uppgrumling vid flyttning och upptagning av skärmar. Det blir också problem vid användning i vatten med kraftiga vågrörelser, strömmar och vindar.

Spontning

Med spontning avskärmas ett vattenområde effektivt. Den kan användas i lugna vatten som inte är alltför djupa. Spontning kan kombineras med geotextilier som då hängs över sponten. Nackdelen är förhållandevis höga kostnader, omrörning vid slagning samt att fartygstrafik förhindras.

Omhändertagande

Transport av muddermassor

När förorenade sediment ska behandlas på land måste de först transporteras till behandlingsanläggningen. Transportmetoder är vattenburna, landbaserade eller en kombination. Vattenburna metoder är pipeline eller med pråmar. Landbaserade metoder inkluderar pipeline, järnväg, lastbil/dumpers samt bandtransportör. I allmänhet är transporten vattenburn till en början såvida inte själva upptagningen av sediment sker från land. Hydraulisk muddring producerar en slurry som enklast pumpas genom en pipeline medan mekanisk muddring ger ett fastare material som kan transporteras med pråm, järnväg, lastbil/dumper eller band.

Vid transport med pipeline undviks dyrbara omlastningar och landtransporter samt anläggning av temporära transportvägar. En pipeline kan användas för mycket långa transporter. Den hittills längsta är 24 km men teoretiskt är det möjligt att nå över 200 km genom att använda förstärkningspumpar med lämpliga intervall.

Val av transportmetod görs vanligen sist i en beslutsprocess vid efterbehandling. I många fall finns det då bara ett alternativ. Om man t ex fastnat för sugmuddring är pipeline ett givet alternativ medan det vid mekanisk muddring är lämpligast att välja andra sätt. Det är givetvis möjligt att använda pipeline men det kräver tillförsel av vatten så att en slurry bildas. Transportfrågor är tekniskt sett inte så viktiga men transporter utgör en inte obetydlig del av kostnaden vid efterbehandlingsarbeten varför det lönar sig att noga beakta dessa frågor. Det finns kostnadsuppskattningar från USA enligt nedanstående tabell. Priserna är från 1993.

<u>Transportsätt</u>	<u>Kostnad, kr/ton, km</u>
Pipeline	0,03-0,09
Pråm	0,03-0,27
Järnväg	0,09-0,72
Landsväg	0,36-1,35

Förbehandlingsmetoder

Förbehandling är ett moment där förorenat material bearbetas före den slutliga behandlingen eller deponeringen. Det finns två skäl till förbehandling. Det första är att konditionera materialet så att det uppfyller de krav som behandlingsteknologin ställer. I allmänhet måste materialet vara relativt homogent och dess fysikaliska egenskaper (t ex torrhalt och partikelstorlek) bör ligga inom vissa intervall för ett optimalt resultat. Metoder som arbetar kontinuerligt har generellt mera exakta krav än sådana som matas batchvis. Alltför stora partiklar kan t ex blockera en kontinuerlig inmatning medan stora fluktuationer i torrhalt kan förändra processförhållanden. Förbehandlingskrav för olika behandlingsmetoder (för sediment) framgår av nedanstående tabell.

<u>Metod</u>	<u>Max. partikelstorlek(cm)</u>	<u>Optimal torrhalt(%)</u>
Extraktion	0.6	>20
Termisk desorption	0.6	50-100
Förbränning	15	95-100
Kemisk behandling	2.5	>80
Immobilisering	15	>60

Det andra skälet för förbehandling är att reducera volymen och/eller vikten på sediment som behöver transporteras eller som har särskilda behandlingskrav. Vattenhalten får t ex inte vara för hög enligt tabellen ovan.

Avvattning

Sediment som grävs upp har den torrhalt som gäller för in-situ sediment eller ca 50 % medan sugmuddrat sediment har en torrhalt på ca 20 %. Det senare kräver i allmänhet avvattning för att kunna behandlas medan uppgrävt sediment ofta kan behandlas utan eller med mycket liten avvattning. Avvattning minskar också sedimentens vikt och ibland volymen vilket gör vidare hantering billigare. Det vatten som tas bort vid avvattning kan vara förorenat och kräver då särskild behandling. Det finns tre olika principer för avvattning: passiv, mekanisk samt aktiv.

Passiv avvattning

Principen innebär användning av naturlig avdunstning och dränering för att minska vattenmängden. Passiv avvattning utförs vanligen i bassänger där partiklarna sedimenterar (kan påskyndas genom tillsats av flockningskemikalier) och vattnet kan avdunsta och dränera till omgivningen via bassängens periferi. Detta sker till stor del under den fria vattenytan och kan underlättas t ex genom att ha vallar av genomsläppligt material, installera vakuumpumpar eller använda osmos. Det finns även slangar (wicks) av ett speciellt polymermaterial som förs ned i deponin. Porvattnet som står under tryck kan transporteras både vertikalt och horisontellt ur deponin med deras hjälp. Passiv avvattning är enkel och billig, okänslig för grövre fraktioner som stenar m. m. men är långsam.

Mekanisk avvattning

Mekanisk avvattning kräver tillförsel av energi för att pressa, centrifugera eller suga ut vattnet från sedimenten. Det finns en mängd tekniska lösningar. De är oftast känsliga för t ex stenar varför någon form av grovgallring kan behövas. Generellt kan mekanisk avvattning öka torrhalten upp till 70 vikt %. Utrustningen är av samma typ som används för avvattning av avloppsslam. Sediment har dock delvis andra egenskaper än avloppsslam. Sediment är mindre sammantryckbara, mindre gelatinösa, har lägre halt organisk substans, högre torrhalt och är lättare att avvattna.

Aktiv avvattning

Vid aktiv avvattning tillförs värme för att avdunsta vattnet. Det är kostsamma metoder men mycket effektiva. Torrhalter på ca 90 % kan uppnås. Tekniken har endast använts på avloppsslam men bör fungera på sediment.

Behandling

Det finns ett stort antal metoder för att behandla förorenad jord. Många av dessa metoder kan tillämpas vid efterbehandling av förorenade sediment. Metoderna reducerar halten av föroreningar, föroreningarnas rörlighet, och/eller toxicitet genom ettdera av nedanstående sätt:

- Förstör föroreningen eller överför den till ett mindre toxisk ämne.
- Separerar eller extraherar föroreningen från sedimentpartiklarna.
- Reducerar volymen av förorenat material genom att separera renare sedimentpartiklar från sådana med större affinitet för föroreningar.
- Fysikalisk eller kemisk stabilisering av föroreningar så att dessa fixeras till partiklarna utan att frigöras genom läckage, erosion, avdunstning eller på annat sätt.

Termisk destruktion

Förbränning

Förbränning är en vanlig metod för att bryta ned organiska ämnen i industriavfall. Processen innebär upphettning i närvaro av syre för att förbränna eller oxidera organiskt material inklusive organiska ämnen. Det är viktigt att ha en bra emissionskontroll eftersom oorganiska föreningar inte bryts ned utan hamnar antingen i askan eller avgår med rökgaserna.

Förbränning används sällan för destruktion av vått material som sediment eftersom allt vatten måste drivas av innan det kan brinna. Detta kräver stora energimängder vilket gör processen mycket dyr. Det bildas stora mängder förbränningsgaser som måste renas. Förbränning är dessutom kontroversiellt på grund av omkringboendes oro för miljöfarliga utsläpp. Det finns risk för bildning av klorerade dioxiner och furaner.

Förbränning destruerar inte metaller. I allmänhet ökar lakbarheten av metaller genom oxidationsprocessen vilket är en fördel om den resulterande askan ska behandlas genom att använda metalextraktion. I annat fall är den ökade lakbarheten en nackdel.

Förbränning lämpar sig bra för sediment med stor andel organiskt material t ex fibrer men direkt olämplig för sediment med höga kvicksilverhalter på grund av risken för luftemissioner.

Pyrolys

I motsats till förbränning innebär pyrolys upphettning av fast material i frånvaro av syre. Ett pyrolyssystem består av en primär och en sekundär förbränningskammare samt utrustning för föroreningskontroll. Hög temperatur (540-7600C) medför att stora komplexa molekyler sönderdelas till mindre molekyler. De gaser som bildas kan sedan samlas upp eller destrueras i en efterbrännare vid 12000C. Metoden har större destruktionseffektivitet än konventionell förbränning men kräver långtgående torkning och sållning. Metodiken är på utvecklingsstadiet. Den är dyrare än vanlig förbränning.

Pyrolys har prövats i en pilot plant anläggning Hamilton, Ontario, USA för att destruera PAH och PCB i sediment med en torrhalt på 5-10 %. I processen, som heter "Thermal Gas Phase Reduction Process" tillförs vätgas som reduceringsmedel för att ta bort klor. Effektiviteten var mycket hög med en reningseffekt på 99.9 % för PAH och PCB.

Högtrycksoxidation

Högtrycksoxidation innefattar våtluftsoxidation eller superkritiskt vattenoxidation. Båda processerna använder en kombination av hög temperatur och tryck för att bryta ner organiska ämnen. Någon avvattning eller torkning av sedimenten före behandling behövs inte. Kostnaden är lägre än för förbränning.

Våtluftsoxidation har använts för att behandla kommunalt avloppsvatten. Processen bryter ner kolväten (bl. a. PAH), vissa bekämpningsmedel, fenoler, cyanider och andra organiska ämnen. En laboratorietest på sediment från Indiana Harbor gav 99 % nedbrytning av PAH medan PCB endast 35 % nedbrytning. Det går att förbättra nedbrytningen genom att använda katalysator.

Superkritisk vattenoxidation är en relativt ny teknik som har testats på laboratorium och i pilot plantanläggning. Försöken har gett i stort sett fullständig nedbrytning av PCB och andra svårnedbrytbara ämnen.

Förglasning

Förglasning är en utvecklingsteknologi där elektricitet används för att upphetta och destruera organiska ämnen samt immobilisera inerta föroreningar. Utrustningen består av en reaktor som är delad i två delar. I den övre förbränns materialet varefter resten förs ned i den undre delen där det förglasas genom att elektrisk ström får passera genom materialet. Temperaturer på ca 16000 C uppnås. Som slutprodukt bildas en glasliknande massa som är mycket motståndskraftigt mot läckage. Om stora mängder förglasas tar avsvälningen flera månader eller år. Metoden är dyrare än konventionell förbränning. Det finns en metod för in-situ förglasning av jord som borde kunna användas för behandling av muddrat sediment.

Termisk desorption

Termisk desorption innebär att ämnen som är flyktiga eller delvis flyktiga avskiljs genom att upphetta sediment. Vatten, organiska ämnen och flyktiga metaller förångas och kan sedan kondenseras och samlas upp som vätska, adsorberas på aktivt kol eller destrueras i en efterbrännkammare. För att undvika oxidation och antändning av organiska ämnen samt bildning av dioxiner och furaner upprätthålls vanligen en inert atmosfär i upphettningsteget.

Termiska desorptionsprocesser har flera fördelar jämfört med termiska destruktionsprocesser. De kräver mindre energi, har lägre potential för bildning av toxiska emissioner samt avger mindre volymer gaser. På den negativa sidan finns krav på omhändertagande av flyktiga organiska ämnen samt reducerad effektivitet för svårflyktiga ämnen. Kohesiva leror kan aggregera och orsaka kakkbildning. Torrhalten bör överstiga 40 % annars krävs alltför stora energimängder vid upphettningen. Flyktiga metaller (t ex Hg) kräver emissionskontroll. Om föroreningarna är svårflyktiga krävs hög temperatur vid upphettningen. Maximal partikelstorlek är 5 cm.

Högtemperatur termisk processor

ReTec (Remediation Technologies, Inc) är en högtemperatur termisk processor där en upphettad skruvtransportör värmer sedimentet och driver av flyktiga ämnen. Upphettningen sker med en saltsmälta som cirkulerar både genom skruven och skruvhuset. Saltet är en blandning med KNO₃ som huvudkomponent. Temperaturer upp till 4500 C i förorenat material kan förekomma. Genom skruvens rörelse blandas sedimentet med åtföljande förbättrad värmeöverföring. Emissionsgaser tas om hand med hjälp av cykloner, kondensatsystem och aktivt kol. Metoden har demonstrerats i pilot plant skala för sediment från Ashtabula floden, USA. Effektiviteten för PAH var 96 % och för PCB 90 %.

Lågtemperatur termisk processor

En lågtemperatur termisk processor från Roy F Weston har samma typ av utrustning som ReTec. Skillnaden är att Weston använder olja för upphettning. Temperaturer upp till 2900 C i förorenat material kan förekomma. Den temperaturen räcker knappast för att ta bort PCB men för mer lättflyktiga organiska ämnen har avdrivningseffektivitet på 99 % uppnåtts och för PAH ca 90 %. De avdrivna ämnena tas om hand med hjälp av partikelfilter, kondensatsystem, aktivt kol eller förbränning. Kapaciteten för ett fullskalesystem är 6.8 ton/t.

X*TRAX

I detta system används en roterande ugn för att upphetta förorenat material till temperaturer mellan 90-4800 C. Vatten och organiska ämnen drivs av och transporteras vidare till gasbehandlingssystemet med en kvävgasström. Först tar en skrubber bort partiklar och 10-30 % av de organiska ämnena. De återstående flyktiga ämnena kyls och kondenseras. Ca 90-95 % av kondensatet upphettas åter och återgår till ugnen medan den resterande delen leds genom ett partikelfilter och aktivt kol innan de släpps ut. Avdrivningseffektiviteter på 99 % har uppnåtts för flyktiga organiska ämnen,

bekämpningsmedel och PCB. Vid behandling av kvicksilverkontaminerad jord reducerades halten från 5100 ppm till 1,3 ppm.

Desorption och ångfasextraktion

I DAVES processen drivs föroreningar och vatten av med hjälp av en fluidicerad bädd som har en temperatur på ca 1600 C och en luftström på 540-7600 C. De avdrivna gaserna tas om hand med cykloner, skrubber, counter-current tvätt samt koladsorbition. Det är även möjligt att göra on-site behandling av föroreningar i flytande form. Den mobila DAVES utrustningen har en kapacitet på 10-66 ton/t. Den är användbar för de flesta flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen och PCB. Vid test med ett sediment från Waukegan Harbor, Illinois erhöles en reduktion av PCB från 250 ppm till <2 ppm.

RagnSells/Ecotechnik-termisk avdrivning

Metoden bygger på avdrivning genom indirekt uppvärmning med varmluft och är inriktad på organiska föroreningar och flyktiga metaller t ex kvicksilver.

Det förorenade materialet förs in i en svagt lutande roterande ugn som är delad i två åtskilda delar. I den första, torkzonen, förvärms jorden så att vattenånga drivs av. I den andra delen, förångningszonen, uppnår materialet temperaturer på 500 -650 0C varvid organiska föroreningar och flyktiga metaller avgår. De avdrivna ämnena suges från ugnen genom en tvåstegs stoftavskiljare och sedan genom en värmeväxlare till en efterbrännkammare där gaserna förbränns vid minst 1200 0C. Rökgaserna från efterbrännkammaren leds via en värmeväxlare till en rökgaskylare, ett stoftfilter, ett reaktorfilter och en våtskrubber för att slutligen släppas ut till atmosfären. Det behandlade materialet tas ur ugnen och kyls ner.

Metoden har inte testats på sediment men med jord har en reduktion på ca 99 % uppnåtts för PAH och opolära alifater och ca 92 % för kvicksilver. Kostnaden är ca 750 kr/ton

Greensoil-termisk avdrivning

Metoden bygger på avdrivning genom indirekt uppvärmning med varmluft och är inriktad på organiska föroreningar. Den får inte användas för avdrivning av flyktiga metaller eftersom den saknar reningsutrustning.

Det förorenade materialet förs in i svagt lutande roterande ugn där det värms upp till ca 400 0C. De organiska föroreningarna drivs av och leds genom en stoftavskiljare till en efterbrännkammare där gaserna förbränns vid ca 850 0C och släpps sedan ut till atmosfären. Det behandlade materialet tas ur ugnen och kyls ner.

Metoden har ej testats på sediment men med jord har en reduktion på ca 99 % uppnåtts för PAH, ca 95 % för opolära alifater och ca 95 % för kvicksilver (ej tillåten användning). Kostnaden är ca 650 kr/ton.

RDP-metoden--termisk avdrivning med vattenångdestillation

Metoden är inriktad på organiska föroreningar och flyktiga metaller. Den har testats på sediment. Det är en tvåstegsprocess som sker i en vertikal cylinder. I det första steget cirkuleras överhettad vattenånga (upp till 300 0C) flera gånger genom det förorenade materialet. Föroreningarna och vatten samdestilleras. I det andra steget avleds ett delflöde

av destillatet och blåses tillsammans med luft genom två seriekopplade katalysatorer där föroreningarna förbränns. Förbränningsgaserna kyls och kondensatet passerar ett kolfilter och återgår till kylaren i ett slutet recirkulerande vattensystem. Ej kondenserbara gaser leds genom ett kolfilter innan de släpps ut till atmosfären.

I en pilotanläggning har en reduktion på 94-99 % uppnåtts för PAH och 98 % för opolära alifater. Kostnaden är ca 1000 kr/ton

Anaerob termisk process

Den anaeroba termiska processen från SoilTech ATP Systems även kallat AOSTRA-Taciuk processen består av fyra processzoner. Förorenat material förs in i en förvärmningszon där temperaturen är 200-3400 C där vatten och lågkokande organiska ämnen avskiljs. Fast material förs sedan in i en 480-6200 C retortzon där högkokande organiska ämnen avskiljs och kolväten krackas till koks och lågmolekylära gaser. Koksen förbränns sedan i nästa zon. Den sista zonen är en avsvalningszon för förbränningsgaserna. De organiska ämnena i gasfas samlas upp för partikelavskiljning och återvinning eller adsorbition på aktivt kol. Systemet har använts för sanering av sediment och jord i Waukegan Harbor, Illinois. I en fullskaleanläggning med kapaciteten 23 ton/t togs PCB bort med en effektivitet på 99.98 %.

Immobilisering

Genom immobilisering eller den mer allmänna termen stabilisering ändras sedimentens kemiska och/eller fysikaliska egenskaper så att potentialen för föroreningsläckage reduceras när sedimenten placeras i en deponi. De viktigaste läckagevägarna är till yt- eller grundvatten men även föroreningsavgång från sedimentytan kan reduceras genom stabilisering. Tabellen visar de faktorer som på- verkar immobiliseringsprocesser.

<u>Faktor</u>	<u>Effekt</u>
Organiska ämnen	Stör bindning av material
Oljor och fett	Stör hydratisering av cement, reducerar slutproduktens styrka, försvagar bindningar mellan partiklar
Cyanider	Påverkar bindningar mellan föroreningar
Oorganiska salter	Reducerar slutproduktens styrka och påverkar härdningshastigheten
Halider	Retarderar härdning och läcker lätt
Partikelstorlek	Små partiklar kan täcka större partiklar och försvaga bindningar
Flyktiga organiska ämnen	Kan ge emissioner till luft på grund av värmebildning vid härdning
Torrhalt	Låg torrhalt kräver stora mängder reagens

Fysikalisk stabilisering förbättrar de tekniska egenskaperna hos sedimenten såsom tryckhållfasthet, bärförmågan, tålighet mot slitage och vittring samt permeabilitet.

Förändring av de fysikaliska egenskaperna reducerar föroreningarnas åtkomlighet för vatten och kapslar in fasta föroreningar i en stabil matris. Eftersom de flesta föroreningar i sediment är partikelbundna är fysikalisk stabilisering en viktig immobiliseringsmekanism.

Kemisk stabilisering innebär en förändring av föroreningarnas kemi så att de inte kan lakas ut med vatten. Utlakning av metaller minimeras genom att kontrollera pH och alkalinitet. Kemisk stabilisering av organiska ämnen är möjlig att göra men mekanismerna är inte särskilt väl utredda. Bindemedel som används för immobilisering av föroreningar i sediment är cement, pozzolaner och termoplast.

Immobilisering av sediment har prövats både i sötvatten och saltvatten med varierande resultat. Rörligheten av föroreningar har både minskat och ökat. I Buffalo River användes tre bindemedel: Portlandcement, kalkflygaska och förbränningsstoff. Läckage av bly, nickel och zink reducerades av cementprocessen medan läckage av koppar var avsevärt högre från solidifierade sediment jämfört med obehandlade sediment. Immobilisering av organiska ämnen i sediment antas generellt vara mindre effektiva än metaller men i New Bedford Harbor reducerades PCB-läckage genom en immobiliseringsprocess. Det går inte att säga generellt huruvida en viss immobiliseringsmetod kommer att lyckas. Relevanta laboratorieförsök måste utföras innan en lämplig metod väljs.

Extraktion

Lösningsmedelsextraktion används för att separera förorenat sediment i tre fraktioner: partiklar, vatten och en koncentration av organiska ämnen. Behandlingen innebär att ett lösningsmedel blandas noggrant med det kontaminerade sedimentet. Efter extraktionen erhålls en föroreningsfas med avsevärt mindre volym än tidigare. Det är möjligt att uppnå 20-faldiga volymsreduktioner eller mer beroende på föroreningens initial-koncentration och separationseffektiviteten. En annan fördel är att det mesta av föroreningarna överförs till vätskefas som är lättare att hantera i den fortsatta processen. I första hand används lösningsmedelsextraktion för att separera organiska ämnen som PCB, VOC, halogenerade lösningsmedel och kolväten. Det går även att extrahera metaller och oorganiska ämnen, men dessa applikationer, som oftast innebär sur extraktion, är dyrare än extraktion av organiska ämnen. Kostnaden för lösningsmedel kan vara avsevärd men den kan reduceras genom att återvinna lösningsmedlet och återanvända detta i extraktionsproceduren. Det krävs vanligen flera extraktionscykler för att uppnå saneringsmålet.

Det är viktigt att sortera bort stora partiklar eller reducera dess storlek vid extraktion. Partiklarna får inte heller vara för små. Rekommenderad maximal storlek är 0.5-2.5 cm. Torrhalten kan däremot variera inom vida gränser, vanligen 20-60 %. Processen kan göras satsvis eller kontinuerligt. Extraktet förs över till en separationsdel där lösningsmedel och organiska ämnen separeras från vatten varefter föroreningarna separeras från lösningsmedlet genom att förändra tryck eller temperatur eller skillnader i densitet.

Basic Extractive Sludge Treatment (B.E.S.T.)

I B.E.S.T. processen används en kombination av tertiära aminer, vanligen trietylamin (TEA). Extraktionen utförs vid temperaturer under 40 C där TEA är vattenlösligt och vid ett pH över 10. Kolväten och vatten från sediment löser sig i TEA till en homogen

blandning. Sedan separeras partiklar genom sedimentering. Vatten separeras från vätskefasen genom upphettning till en temperatur över blandbarhetspunkten (ca 540 C). Organiska ämnen separeras från TEA genom destillation varefter TEA återförs till processen. Metoden har testats i pilot plant skala och laboratorieförsök. För PCB har avskiljningseffektiviteter på över 99 % uppnåtts och för PAH 65-99 % med sediment från Grand Calumet River, USA.

CF-extraktion

CF-processen är en superkritisk extraktion med komprimerad propan som lösningsmedel. Det blandas med sedimenten under normalt tryck och högt tryck. Organiska ämnen löses i propanet som sedan avdunstar genom att reducera trycket. Efter förnyad kompression återförs propanet till processen. Effektiviteter på 90-98 % har uppnåtts.

Carver-Greenfield processen

Olja med en kokpunkt på ca 2040 C används som extraktionsmedel. Efter extraktionen avskiljs vatten genom indunstning varefter oljan separeras med hjälp av centrifugering och en hydroextraktionsprocess där varm kvävgas används för att strippa av oljan. Föroreningar skiljs från oljan genom destillation. Eftersom metoden fungerar bra med finpartikulärt vått material är den väl lämpad för sedimentbehandling.

NCC/Swanson-kemisk lakning

Metoden är inriktad på extraktion av kolväten men fungerar även på vissa metaller. I ett pilotförsök utfördes processen i en liggande cylindrisk behållare där det förorenade materialet behandlas i flera steg. Efter tillsats av vatten pumpas en slurry runt under inblandning av kemikalie nr 1 som frigör olja och PAH till en emulsion. Under fortsatt pumpning tillsätts kemikalie nr 2 för att reducera metaller. Sedan blandas en tredje kemikalie in som reagerar med kemikalie nr 1 och 2, vilket gynnar emulgering av kolväten och upplösning av metaller, samtidigt som värme avges. När reaktionen är avslutad och materialet har sedimenterat avskiljs vätskefasen. Sedan tillsätts mer vatten och kemikalie nr 3 med upprepning av proceduren ett antal gånger. Detta kan även göras med enbart vatten. Eventuella flyktiga ämnen tas upp i våt- och torrskrubbar. De tre kemikaliernas identitet är konfidentiell.

Pilotförsöket avbröts innan de avslutande sköljningarna var färdiga. Reduktionen av PAH var då 85 - 95 %, av olja 64 %, koppar 86 % och av zink 73 %.

Soil Techs jordtvättningsteknik

Tvättvätskan tas fram för att passa det enskilda fallet. Man utgår huvudsakligen från vegetabiliska oljor som raps- eller linolja eventuellt med tillsats av etanol och rapsbaserade tensider. Jordtvätten sker i ett antal mekaniska enheter som kombineras till ett system. Olika enheter används beroende på typ av förorening och jord samt vilka volymer som ska tvättas. Tvättvätskan separeras från jorden varefter föroreningarna avskiljs. Tvättvätskan återanvänds sedan i processen.

Jordtvätt

Jordtvätt används generellt för att beskriva metoder där vatten används som extraktionsmedel. I många av dessa processer reduceras volymen av förorenat material genom partikelseparation. I andra löses eller suspenderas föroreningarna i en vattenbaserad vätska. Eftersom de flesta sedimentföroreningar är partikelbundna är inte enbart vatten särskilt lämpligt som extraktionsmedel. Tensider, syror eller komplexbildare kan tillsammans med vatten fungera för sediment. Vid jordtvätt är partikelstorlek och typ av förorening viktiga faktorer.

Det finns en stor mängd andra extraktionsmetoder som har en potential för att ta bort organiska och även oorganiska ämnen från sediment. En förteckning finns i EPA 905 - R94 - 003

Kemisk behandling

Kemisk behandling definieras här som behandling med kemikalier i syfte att förstöra föroreningarna. Flera av termiska, extraktions och immobiliseringsmetoderna innefattar också kemikalietillsats men ändamålet är att förändra föroreningarnas tillstånd för att underlätta avskiljning eller fastläggning av föroreningarna. Det är emellertid inte alltid lätt att dra en distinkt gräns mellan de olika kategorierna.

Först blandas sediment med kemikalierna. Detta görs vanligen i en satsvis process. Kemisk behandling kan förstöra föroreningarna, omvandla dem så att de kan destrueras med andra metoder eller optimera processbetingelserna för andra behandlingsmetoder. Det vidare ödet för behandlat sediment beror på dess egenskaper inklusive reagens och föroreningar. Det finns teoretiskt många kemiska reaktioner som är lämpliga för efterbehandling. Tre av dem, kelatering, dehalogenering och oxidation är mest lovande.

Kelatering

Vid kelatering bildas ett stabilt komplex mellan en metallkation och liganderna på en komplexbildare. Detta kan även anses vara en immobilisering. Några extraktionsmetoder använder också komplexbildare. Ett metallkomplex är ofta otillgängligt för reaktioner med andra reagens i kemiska eller biologiska system. Stabiliteten hos komplexet ökar med antalet ligandbindningar. En ligand med fler än två bindningar kallas polydentat. EDTA är ett exempel på en polydentat. Effektiviteten vid kelatering varierar beroende på typ av komplexbildare och metall. pH är en av de viktigaste parametrarna vid behandlingen.

Kommersiellt tillgängliga metoder är ENSOL och LANDTREAT processerna där ett polysilikat används som adsorberande ämne för att solidifiera det metallhydroxid silikatkomplex som bildas av ENSOL.

Dehalogenering

Vid dehalogenering (vanligen deklorering) tas halogenatomer bort genom tillsats av ett reagens under alkaliska betingelser vid förhöjd temperatur (110-3400 C). Vid reaktionen avges ånga och flyktiga ämnen. Flyktigt material kondenseras och behandlas med aktivt kol. Den fasta återstoden tvättas för att få bort reaktionsbiprodukter och reagens före vidare behandling. Processvattnet kan kräva behandling. Vid behandling av material med

låg torrhalt, t ex sediment, krävs större mängder reagens och större energiinsats. Vidare produceras större mängder processvatten.

APEG-processen (alkalisk metallhydroxid/polyetylenglykol)

I processen används kaliumhydroxid och polyetylenglykol som bildar en polymer alkoxid (kaliumpolyetylenglykol) för att bryta ned aromatiska halogenerade föreningar. En annan blandning är kalium- eller natriumhydroxid/tetraetylenglykol som är effektivare för halogenerade alifatiska föreningar. Dimetylsulfoxid kan tillsättas för att öka reaktionshastigheten. Avvattning till 93 % torrhalt krävs. En PCB reduktion från 45000 ppm till <2 ppm har uppnåtts.

Hydrering

Både katalytisk och icke katalytisk hydrering finns beskriven. Föreningarna bryts ned till lågmolekylära kolväten saltsyra och vatten. Reduktion av PCB och klorerade dioxiner till nästan 100 % har uppnåtts.

Ultraljudassisterad nedbrytning

Föreningar kan brytas ned genom att använda ett aprotiskt lösningsmedel, reagens samt ultraljudbehandling. Ultraljudets funktion är att alstra värme för att underlätta reaktionen. Dehalogenering av PCB med ultraljud antas ske genom en nukleofil substitutionsreaktion. Mer än 99 % reduktion av PCB vid haltnivåer på 25-1700 ppm har uppnåtts.

Oxidation

Vid oxidationsreaktioner tillförs ett oxidationsmedel, t ex ozon, väteperoxid, kaliumpermanganat, kalciumnitrat eller syrgas. Reaktionen används för att överföra föreningarna till ämnen som är mindre toxiska, mer rörliga eller biologiskt nedbrytbara. Teoretiskt kan organiska ämnen överföras till koldioxid och vatten. Bra kontroll av pH, temperatur och reaktionstid är viktigt för att förhindra bildning av icke önskvärda reaktionsprodukter, t ex trihalometaner, epoxider eller nitrosaminer beroende på ofullständig oxidation.

Oxidationsbenägenheten varierar beroende av föreningens kemiska natur. Tabellen visar vilka ämnesgrupper som lämpar sig för oxidativ nedbrytning.

<u>Oxidationsbenägenhet</u>	<u>Ämnesgrupp</u>
Hög	Fenoler, aldehyder, aminer, vissa svavelföreningar
Medium	Alkoholer, ketoner, organiska syror, alkylsubstituerade aromater, aromatiska nitroföreningar, kolhydrater
Låg	Halogenerade kolväten, mättade alifatiska kolväten, bensen


Oxidation är en oselektiv reaktion vilket innebär att alla oxiderbara ämnen i sediment förbrukar oxidationsmedel.

Biologisk behandling

Biologisk behandling har sedan länge använts för att rena avloppsvatten från hushåll och industrier. Det innebär att naturligt förekommande eller tillförda mikroorganismer

används för att bryta ned icke önskvärda ämnen till koldioxid och vatten eller överföra dem till icke toxiska metaboliter. Mikroorganismer måste ha tillgång till närsalter och kolkällor för sin tillväxt. Nedbrytning av naturligt förekommande ämnen ger den nödvändiga födan för att mikroorganismer skall kunna leva i jord, slam och sediment. Vid användning av biologisk teknik utnyttjas dessa naturliga processer genom att gynna enzymproduktion och den mikrobiella tillväxt som behövs för att bryta ned föroreningar till icke toxiska slutprodukter.

Biologisk nedbrytning i sediment är en mycket komplex process som kräver rätt samspel mellan mikrobiologi, biokemi, genetik, metaboliska processer. All biologisk behandling måste därför betraktas individuellt. Vid biologisk nedbrytning bör temperaturen ligga mellan 15-350 C men det finns organismer som uppvisar metabolisk aktivitet utanför detta intervall. Det är få mikroorganismer som tolererar pH under 4 eller över 9. Organiska ämnens kemiska struktur har stor betydelse för dess förmåga att brytas ned. Nedbrytningspotentialen för några grupper av organiska ämnen framgår av tabellen.

Ämnesgrupp	Exempel	
Ogrenade alifatiska kolväten	Oktan	Hög potential  Låg potential
Aromatiska kolväten	Bensen	
Klorerade ogrenade ämnen	Triklöretylen	
Klorerade aromatiska ämnen	PCB	

Flera av de persistenta föroreningarna, t ex PCB och PAH bryts inte ned av vissa mikroorganismer på grund av: ämnets toxicitet, andra substrat föredras som föda, organismens genuppsättning omöjliggör att föroreningen används som föda, ogynnsamma betingelser i sediment omöjliggör förökning av lämpliga bakteriestammar. Livsbetingelserna för mikroorganismer kan förändras för att stimulera tillväxt av lämpliga organismer som kan bryta ned föroreningar.

De flesta biologiska metoder som används idag är aeroba processer, vilket innebär att syre fungerar som elektronmottagare (oxidant) vid de redoxreaktioner som är aktiva vid nedbrytningen. Aeroba reaktioner kräver att fritt syre finns tillgängligt. I allmänhet är vatten och koldioxid slutprodukter. Det finns även anaeroba metoder där något annat ämne än syre, t ex nitrat, sulfat eller koldioxid, fungerar som oxidant. Metan, sulfider och organiska syror är vanliga slutprodukter. Aeroba processer är generellt snabbare och ger en mer fullständig nedbrytning jämfört med anaeroba processer. Vissa ämnen, t ex högklorerade PCB-molekyler, kan bara brytas ned anaerobt. Lågklorerad PCB kan däremot brytas ned aerobt. En anaerob behandling följt av en aerob process kan därför vara en effektiv destruktionsmetod för PCB.

Ex-situ bionedbrytning görs i landdeponier utan särskild utrustning eller i slurryreaktorer samt rektorerna med fluidiserad bädd. Det finns även olika sätt att stimulera den mikrobiologiska tillväxten: torkade bakterier, tillsats av näringsämnen, tillsats av tensider som ökar lösligheten av föroreningar samt sammetabolisering, vilket innebär att vissa organismer bryter ned föroreningar "av bara farten" när andra ämnen bryts ned. Genom tillsats av de ämnen som den aktuella organismen bryter ned kan sammetabolisering av föroreningar stimuleras.

När en *ex-situ* behandling skall göras är det viktigt att ha kontroll på lakvattnet annars skapas ett nytt problem. Vattnet kan samlas in med perforerade PVC-rör ovanpå ett

tättskikt som kan bestå av packad lera eller en tjock plastduk (geomembran). Som skydd av tättskiktet täcks detta med ca tre dm sand och grus.

Ett annat sätt att kontrollera lakvattnet är att göra behandlingen på en betongplatta. Metoden används med fördel om en sådan finns kvar efter en rivet byggnad eftersom kostnaden för att gjuta en platta är hög. Av tättskikten är lera billigast, geomembran dyrare och betong dyrast

Bioslurry

Bioslurryreaktorer har använts i många år för behandling av förorenade massor. Metoden ger större möjligheter att påverka processens betingelser jämfört med vanliga landdeponier. Metodens *fördelar* är:

- Bättre processkontroll
- Bättre upplösning av organiska ämnen
- Sönderdelning av större partiklar
- Bättre kontakt mellan föroreningar och mikroorganismer
- Möjlighet att öka föroreningars löslighet genom tillsats av tensider
- Bättre fördelning av näringsämnen, oxidant och substrat
- Snabbare nedbrytning

Nackdelar:

- Större energiförbrukning
- Större mängder vatten att ta hand om
- Separation av vatten och jord
- Kräver mer materialhantering

Bioslurry är bäst lämpad för behandling av finpartikulärt material som lätt kan hållas i suspension. Den är därför speciellt lämplig för sedimentbehandling samt av följande skäl: All sedimentbehandling kräver avvattnings. Detta innebär inte någon merkostnad vid slurrybehandling eftersom detta ingår i metoden.

Sediment kan pumpas direkt till reaktorn vilket ger minskade kostnader.

Sediment är i allmänhet lätt att separera från vattenfasen efter avslutad behandling.

De flesta sediment är lämpade för mekanisk blandning.

Sedimentspecifika nackdelar

Sandiga sediment är svåra att suspendera.

Muddring går fortare än behandling vilket resulterar i uppbyggnad av muddrat sediment eller outnyttjad muddrutrustning.

I ett bioslurrysystem blandas en sediment/vatten slurry kontinuerligt med näringsämnen i en bassäng eller tank. Aeroba betingelser uppnås genom tillförsel av syre vilket är det vanligaste men anaeroba betingelser kan lätt uppstå. Det går även att göra sekventiell anaerob/aerob behandling. Processen görs vanligen satsvis med

behandlingstider på 8-12 veckor. Torrhalter på 15-40 % är lämpliga varför förbehandling av sediment har marginell betydelse.

Nedbrytning av PCB på 35-55 % av ursprunglig mängd vid en 10-veckors behandling har rapporterats. I Canton, Mississippi sanerades jord och slam som var förorenade med kreasot med hjälp av bioslurrymetoden. Halten av PAH låg mellan 8000- 15000 mg/kg.

Materialet siktades och delades upp i tre fraktioner före den biologiska behandlingen. Reaktorererna arbetade satsvis med 150-170 ton per sats under 8-12 dagar tills åtgärds målet (950 mg/kg) var uppnått. Effektiviteten av behandlingen var ca 95 % till en kostnad på ca 1400 kr per ton.

Landbehandling

Landbehandling är en av de äldsta och enklaste biologiska behandlingsmetoderna. Det förorenade materialet sprids ut på marken och behandlas med hjälp av jordbruksutrustning. En stor nackdel med metoden är svårigheten att kontrollera avdunstningen av flyktiga ämnen. Det går att lösa genom att göra behandlingen under tak. Detta medför högre kostnader men ger bättre möjligheter att kontrollera temperatur och fukthalt. Metoden har såvitt känt inte använts för sedimentsanering men i USA har totalt ca 14500 ton förorenad jord från Superfund tomter behandlats.

Kompostering

Vid kompostering tillförs träflis, barkbitar, sågspån el dyl. för att adsorbera fukt, öka porositeten samt att vara en nedbrytbar kolkälla. Syre och näringsämnen tillförs för att underlätta den mikrobiella aktiviteten. Avvattning av sediment kan behövas i vissa fall. Använd teknik är strängkompostering där materialet läggs ut i strängar som är ca 1.5 m höga och 3.5 m breda. Strängarna vänds med jämna mellanrum för att behålla aeroba förhållanden. Materialet kan även läggas upp i högar där syre tillförs genom att blåsa in luft eller genom att suga ett vakuum (statisk metod).

I USA finns specialiserade företag som tillverkar utrustning för kompostering. H&H Eco System har specialiserat sig på strängkompostering med ett patenterat system som kombinerar fysikalisk, kemisk och biologisk behandling. Det kan behandla mellan 300-450 m³ jord per timme. Den kemiska delen är en tillsats av ett emulgeringsmedel som överför föroreningarna till en emulsion där kontaktytan blir mycket större med åtföljande bättre effektivitet vid den biologiska behandlingen. För att påskynda denna tillförs en blandning av organiska och oorganiska näringsämnen.

Med den statiska metoden kan betydligt större mängder behandlas än med strängkompostering. Det går också att täcka över och isolera högen för att få bättre kontroll över viktiga parametrar t ex temperatur och fuktighet. Den optimala temperaturen är 40-50°C. Tekniken är beprövad med många tillämpningar. I Quebec har 100 000 ton PAH förorenad jord behandlats och i Montreal finns planer på att behandla 500 000 ton jord från ett nedlagt oljeraffineri.

Efterbehandling med växter

Under senare år har växter prövats som ett sätt att sanera mark och vatten. Det går under samlingsnamnet fytoefterbehandling. Det är ett mycket brett begrepp som omfattar bl. a. vass som kan absorbera metaller ur lakvatten från gruvor eller i sediment. Saneringen

sker genom tre olika mekanismer: upptag av föroreningar, utsöndring av ämnen som stimulerar mikrobiell nedbrytning eller genom nedbrytning i området närmast växtens rötter(rhizosfären).

Ämnen som har logKow värden mellan 0.5-3.0 kan tas upp av växter. Mera vattenlösliga ämnen (logKow <0.5 adsorberas inte särskilt bra till rötterna medan mera lipofila ämnen (logKow >3.0) binds så starkt vid rötterna att de inte kan transporteras upp i växten. Ämnen som tas upp bryts antingen ned helt eller delvis eller också släpps de ut i atmosfären.

Växter utsöndrar olika ämnen genom rötterna som kan hjälpa till att bryta ned föroreningar. de viktigaste bland dessa ämnen är enzymer som kan bryta ned olika organiska ämnen.

I rhizosfären växer mycorrhizasvampar i symbios med växtens rotsystem. Dessa svampar är kapabla att bryta ned ämnen som bakterier inte klarar av.

Det är även möjligt att använda växter för att avlägsna metaller eftersom alla växter kan ta upp de metaller som krävs för deras tillväxt eller i vissa fall ackumulera tungmetaller som inte fyller någon biologisk funktion. Det finns tre mekanismer: fytoextraktion, där metallen tas upp och binds i biomassan; rhizofiltration, där metallen binds i växtens rotsystem; samt fytostabilisering där växten används för att stabilisera växtmediet vilket hindrar spridning genom erosion.

Fytoefterbehandling är en oprövad metod varför det är svårt att bedöma dess potential. Om den räcker som åtgärd torde metoden vara mycket kostnadseffektiv eftersom enda kostnaden är för planteringen.

Deponier

Deponering är egentligen ingen behandling eftersom det enbart innebär en förflyttning av kontaminerat material men är ofta ett attraktivt alternativ eftersom den kan vara kostnadseffektiv. Detta förutsätter att en lämplig deponiplats finns tillgänglig som uppfyller de krav som måste ställas m a p läckage m. m. Relevanta frågeställningar om deponering tas upp mycket utförligt i "Deponering av avfall - allmänna råd" varför något ytterligare resonemang inte förs i denna vägledning.

Svenska erfarenheter

Deponering

Redan på 1970-talet gjordes de första arbetena med sediment men kvaliteten på dessa projekt var inte sådan att de kan betecknas som riktiga efterbehandlingsarbeten. T. ex. i Örserumsviken i Västervik muddrades kvicksilverförorenat fibersediment och lades på en deponi i strandkanten. Avsikten var att återanvända fibrerna i pappersproduktionen vid det pappersbruk som hade släppt ut fibrerna i viken. Deponin började emellertid ganska snart efter upptaget att läcka kvicksilver och även PCB som vid senare undersökningar visade sig finnas i samma fibersediment. Det fanns även både kvicksilver och PCB kvar i vikens sediment. I början av 1990-talet startades ett projekt med målsättningen att sanera

viken, brukets gamla sedimenteringsbassäng, deponin och ett förorenat landområde vid bruket.

Man har undersökt möjligheterna att destruera eller avlägsna föroreningarna från fibrerna men kostnaderna är alltför höga varför ett billigare alternativ har valts. Den befintliga vallen som avgränsar den gamla sedimentationsbassängen från viken förstärks. De förorenade sedimenten muddras och läggs på det gamla fiberupplaget och i bassängen innanför invallningen tillsammans med förorenad jord. Massorna kommer sedan att täckas över för att förhindra avdunstning av PCB och kvicksilver men även för att förhindra att regnvatten tränger ner i de förorenade massorna och lakar ut föroreningarna. Deponin kommer att uppfylla kraven för en deponi för farligt avfall.

Den första riktiga efterbehandlingen var saneringen av Järnsjön som är en del av Emåns vattensystem. Sedimenten i sjön var förorenade av PCB genom utsläpp från ett uppströms beläget pappersbruk som använt självkopierande papper vid framställning av returmassa. Det blev ett pilotprojekt där Naturvårdsverket, Länsstyrelsen och kommunen lade ner ett mycket stort arbete för att fullända alla delar av metodiken i ett efterbehandlingsprojekt inklusive upphandlings- och entreprenaddelen. Där användes sugmuddring för upptagning av sedimenten och geotextilier som skydd mot föroreningsspridning under muddringen. Möjligheterna att destruera PCB genom behandling undersöktes men befanns vara alltför dyr och osäker metod. Projektet har dokumenterats i ett stort antal rapporter från Naturvårdsverket (se referenslistan)

Täckning

Sedimenten i sjön Turingen i Nykvarns kommun (t. o. m. år 1998 i Södertälje kommun) är förorenade med kvicksilver. Sjöns yta är ca 100 ha och den genomsnittliga halten kvicksilver i de ytliga sedimenten varierar mellan 2,5 - 8 mg/kg TS. Turingen och dess tillflöde Turingean kontaminerades under åren 1946-1966 av ett år 1971 nedlagt pappersbruk. I början på 1990-talet inleddes ett projektarbete i samverkan med Naturvårdsverket och Länsstyrelsen, vilket syftade till att finna lämpliga metoder att sanera sjön. Som en tänkbar lösning diskuterades möjligheterna att täcka större delen av sjöns botten med ett artificiellt sediment. Läckaget och transporten av kvicksilver från sediment i Turingen domineras av fysikaliska processer (t ex resuspension/uppvirvling och bioturbation/uppvirvling av grävande organismer) snarare än kemiska processer.

Sjöns mynningsområde, d. v.s. det grunda området utanför Turingeåns utlopp i sjön Turingen, identifierades som det mest förorenade och resuspensionskänsliga delen av sjön, varför adekvata åtgärder bedömdes ge de största effekterna där. Genom att ”isolera” detta ca 40 000 m² stora område skulle en reduktion av kvicksilverspridningen på ca 75 % kunna uppnås i förhållande till spridningen inom hela sjön. Under åren 1999-2000 genomfördes det första entreprenadskedet i saneringsplanen, vilket innebar en begränsad muddringsinsats samt övertäckning av sjöns mynningsområde på 40 000 m² med gasgenomsläpplig geotextil överlagrad av ca 20 cm mosand samt som erosionsskydd minst 20 cm bergkross på de bottenar där djupet understiger fyra m. I det avslutande entreprenadskedet avses ca 80 % (800 000 m²) av sjöns bottenyta bli behandlad genom s k geltäckning, eller täckning med ett artificiellt sediment, som i första hand bildas av en aluminiumbaserad fällningskemikalie med inblandning av

strukturerande material. Metoden, som kallas Covermetoden, har utvecklats av Vattenresurs AB. Projekt Turingen har medverkat aktivt (förberedelser, provtagningar, utvärdering) i flera av de försök som genomförts vid metodutvecklingen. Geltäckningen avses bli avslutad under år 2002.

Det artificiella sedimentet sprids nära botten med en successiv uppbyggnad av ett täckande skikt som hindrar uppvirvling av sedimentytan och spridning av föroreningarna i ekosystemet. I Turingen kommer i genomsnitt ett fyra cm geltäcke att läggas ut på ca 80 % av botten. Det lager som bildats ligger sedan kvar som en barriär mellan det gamla förorenade sedimentet och det nya som bildas genom naturlig sedimentation. Det har bedömt att fyra cm geltäckning är tillräcklig för att förhindra spridningen av kvicksilver. Bioturbationsdjupet minskar sannolikt avsevärt efter gelläggningen. Bioaktiviteten inuti geltäcket blir sannolikt låg under lång tid även om aktiviteten ovanpå gelytan och på nysedimenterat material skulle öka.

I Vansbro täcktes tre sedimenttytor som var kraftigt förorenade av kreosot med en geotextilduk med grus ovanpå. Geotextilduken var av tjock filtad polypropylen

Förbildning

Tidigare har Turingeån, som var pappersbrukets recipient och som mynnar ut i Turingen, sanerats genom att gräva upp förorenat sediment och deponera det i en avsnörd del av ån. En ny fåra skapades bredvid avsnörningen.

Invallning

I Skutskär har kvicksilverförorenade sediment i hamnen muddrats och deponerats i en vik som är en del av hamnbassängen. Innan deponeringen täcktes invallningens botten med lera för att dämma upp perkolerande vatten så att de förorenade sedimenten kom att ligga under grundvattennivån även på lång sikt. Även läckaget från deponin begränsas på detta sätt.

Biologisk behandling

I Vansbro gjordes en strängkompostering av kreosotförorenat sediment efter inblandning av två delar bark till en del sediment. Strängarna luftades. Det totala PAH-innehållet reducerades med mer än 90%.

5. Genomförande och kontroll

Projektering

Efterbehandlingsprojekt är oftast mycket komplexa och kräver en noggrann planering av de aktiviteter som ska ingå. Detta beskrivs utförligt i Naturvårdsverkets rapport 4803, "Efterbehandling av förorenade områden"

Tillståndsfrågor

Vid efterbehandling av sediment är det i första hand miljöbalken som skall tillämpas. Tillståndsplikt kan behövas om muddermassor behandlas, mellanlagras eller deponeras på ett sådant sätt att luft, mark, ytvatten eller grundvatten kan förorenas. Tillstånd enligt förordningen om farligt avfall kan krävas om sedimenten klassas som farligt avfall. Även om efterbehandlingen inte bedöms som tillståndspliktig kan MB tillämpas genom råd och förelägganden.

Miljöbalken är tillämplig på vattenföretag som bl. a. omfattar bortledning av vatten, grävning, eller rensning. Under begreppen grävning och rensning faller även muddring. Om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen kommer till skada genom ett vattenföretag behövs inget tillstånd för åtgärderna. Om det däremot inte kan uteslutas att skada kan inträffa föreligger tillståndsplikt.

För att göra en sanering krävs att utföraren har rådighet över vattnet inom det område som berörs. Huvudprincipen är att fastighetsägaren råder över vattnet på sin fastighet. Rådighet kan även tillkomma andra, t ex staten, kommuner och vattenförbund som kan tillerkännas rådighet för att utföra vattenföretag som är önskvärda från hälsosynpunkt, allmän miljövardssynpunkt eller som främjar fisket. I begreppet "allmän miljövardssynpunkt" infattas både naturvårds- och miljövårdsintressen och gäller alla slags vattenföretag för dessa ändamål. Det är tillåtet för företrädare för allmänna intressen att t ex restaurera en sjö eller utföra underhållsåtgärder och andra miljövårdsbefrämjande åtgärder.

Om ett efterbehandlingsprojekt innefattar olika typer av anläggningsarbeten, rivning av byggnader m. m. kan lov enligt plan- och bygglagen fordras.

Kvalitetsfrågor

För att uppnå de mål som har fastställs för efterbehandlingen och få fram data med en relevant kvalitet måste alla inblandade vara överens om kvalitetsnivån innan arbetet påbörjas. Följande frågor bör beaktas:

- Avsikten med projektet. Vilka problem skall lösas?
- Vilka beslut skall fattas på grundval av resultaten?

- Vilket underlag behövs för att fatta rätt beslut?
- Kan undersökningen avgränsas utifrån befintlig information om t ex föroreningskällor, spridningsvägar och skyddsobjekt?
- Tidplan och budget.

Om de fyra första punkterna inte kan innefattas i tidsplan och budget måste justeringar göras så att allt stämmer överens.

För en mer detaljerad redogörelse om hur kvalitetsfrågor skall hanteras vid efterbehandlingsprojekt se Naturvårdsverkets rapport nr 4667 "Rätt Datakvalitet".

Kvalitetssäkring

Det innebär att man med hjälp av förebyggande åtgärder skapar rätt förutsättningar, gör rätt saker i rätt tid, ser till att insamlade mätdata uppfyller rätt datakvalitet m m. För varje projekt måste en KVALITETSPLAN utarbetas.

Kvalitetsstyrning

Det innebär att upprätta rutiner i form av checklistor manualer m m för att genomföra provtagningsprogram, analyser, åtgärder och uppföljning så att rätt datakvalitet uppnås och upprätthålls.

Kvalitetsrevision

Det innebär en uppföljning av kvalitetsplanen och kvalitetsstyrningen för att få veta huruvida intentionerna har lyckats samt vid behov korrigera felaktigheter.

Miljökontroll

Allt efterbehandlingsarbete är förenat med potentiella risker för skador på den näraliggande miljön. För att kunna kontrollera att detta inte sker måste arbetet övervakas så att en eventuell spridning av föroreningarna kan upptäckas och åtgärder vidtagas. Det innebär att rikt- och gränsvärden fastställs för alla viktiga parametrar t ex för de aktuella föroreningarna, turbiditet, suspenderat material m. m.

Miljökontrollen skall alltid göras efter samråd med och godkännande av tillsynsmyndigheten. Den skall innefatta utförarens egenkontroll och huvudmannens miljökontroll enligt ett miljökontrollprogram och skall göras både löpande under arbetet (utförandekontroll) och av uppnådda resultat (resultatkontroll). Vid de flesta efterbehandlingsprojekt är det nödvändigt med en långsiktig miljökontroll eftersom det oftast inte är möjligt att avläsa effekterna i miljön direkt efter det att åtgärderna är genomförda.

För ytterligare detaljer se Naturvårdsverkets Allmänna Råd 92:1, Kvalitetssäkrad miljökontroll.

Referensundersökningar

Inför sanering av ett förorenat sedimentområde förutsätts att en noggrann kartläggning har genomförts av sedimentens innehåll av förorenade ämnen och av föroreningarnas utbredning i djup- och vertikalled (se vidare "Detaljerade undersökningar").

Efter beslut om efterbehandling rekommenderas genomförande av en referensundersökning. Syftet med referensundersökningen är att belysa föroreningsituationen i direkt anslutning till efterbehandlingsarbetet. Resultaten skall sedan utgöra underlag för upprättande av recipientkontrollprogram under pågående saneringsarbete samt utgöra jämförelsematerial för uppföljande studier av återhämtningsförlopp efter genomförd sanering.

Referensundersökningen skall omfatta de ytvattenområden samt mark- och grundvattenområden som bedöms bli påverkade av efterbehandlingsarbetet. I referensundersökningen skall även ingå lämpliga områden utanför påverkansområdet, s.k. referensstationer, omfattande berörda media. Undersökningen bör som ett minimum omfatta de analyser som ingick i "Detaljerade undersökningar" och kompletterande analyser av ämnen och tester av effekter som bedöms motiverade för att allsidigt belysa föroreningspåverkan under en kommande sanering. Omfattningen av referensundersökningen bör dock alltid ställas i relation till föroreningens allvarlighetsgrad.

Vid ett efterbehandlingsarbete finns risk för spridning av föroreningar i anslutning till flera moment under genomförandeskedet. Vid upptagning av föroreningspåverkade sediment finns risk för spridning av förorenat suspenderat material och förorenat porvatten samt utlösning av föroreningar till vattenfasen i samband med uppslamning av sediment. Vid behandling av upptaget sediment kan spridning förekomma av föroreningar till ytvatten vid avvattning och sedimentering samt vid uppläggning och deponering eller genom rejektvatten från reningsanläggning. Vid uppläggning av behandlade eller avvattade sedimentmassor kan spridning ske av föroreningar genom utlakning och infiltration till mark och spridning via grundvatten. Under hela saneringsskedet finns dessutom risk för spridning av flyktiga föroreningar till luft.

Störst risk för påverkan på omgivande vattenområden finns i samband med upptagning av förorenat sediment samt vid avvattning eller avledning av rejektvatten. Förekomst i sediment av höga halter av persistenta miljöstörande ämnen såsom metaller, organiska miljögifter, toxiska och potentiellt bioackumulerbara ämnen, närsalter etc. kan under vissa betingelser i hög grad påverka den biologiska aktiviteten i angränsande ytvatten. Ämnen med stor spridningsbenägenhet och stor föroreningspotential skall behandlas med särskild försiktighet. Uppgifter om kemiska ämnens fysikaliska egenskaper kan hämtas ur kemikaliehandböcker. Kemiska ämnens miljöfarlighet och hälsofarlighet finns bl. a. beskrivna i Kemikalieinspektionens klassningslistor, t ex Kemikalieinspektionens föreskrifter klassificering och märkning av kemiska produkter, Solnedgångslistan, OBS-listan, Begränsningslistan etc.

Val av analyser och testmetoder

Vid planering av effektstudier av ytvatten och sediment bör sådana arter av organismer väljas som förekommer frekvent inom vattenområdet samt arter som är intressanta ur

födoämnessynpunkt. Vid val av metoder för effektstudier bör organismer väljas på olika trofinivåer. Exempel på undersökningar är bestämning av metallhalter i fisklever och/eller muskel, fysiologiska undersökningar av fisk, bottenfauna, zoo- och fytoplankton etc på cell-, organ-, individ eller populationsnivå såsom reproduktionsstörningar, morfologiska och patologiska skador eller toxikologiska effekter etc.

Andra exempel på effektstudier av ytvatten och sediment är kvantitativa och kvalitativa analyser av zoo- och fytoplankton, påväxtalger och bottenfauna. Föroreningspåverkan av ett vattenområde kan ge upphov till förändringar i artsammansättning såsom utslagning av känsliga arter eller massförekomst av andra arter etc.

Till effekterelaterade referensundersökningar bör vissa vattenkemiska undersökningar genomföras, dels som stödanalyser för biologiska parametrar, dels haltbestämningar av specifika ämnen. Exempel på sådana undersökningar i ytvatten är vattenföring, vattenståndsvariationer, temperatur, pH, syrehalt, konduktivitet, suspenderat material/turbiditet, närsalter, metaller och specifika föroreningar som påvisats inom området.

I kombination med specifika organiska analyser bör, om detta ej har gjorts i de "Detaljerade undersökningarna", organiska summaparametrar såsom EGOM, EOX, SPOT test, PBS etc ingå i referensundersökningar för att säkerställa att okända miljöstörande ämnen ej förekommer inom saneringsområdet. Erfarenheter från föreslagna eller genomförda efterbehandlingsprojekt visar att det mera ofta är en regel än undantag att okända organiska miljöstörande ämnen förekommer. I många fall kan organiska summaparametrar vara ett värdefullt komplement vid uppföljning av utbredning av specifika organiska föroreningar.

Möjlighet finns även att spåra förekomst av okända organiska miljöstörande ämnen genom att jämföra toxicitet hos fraktionerade extrakt från olika matriser med specifika analyser. Skillnader i t ex toxiska ekvivalenter (TEQ) mellan toxicitetstester och analyser av specifika ämnen kan indikera förekomst av andra okända toxiska ämnen. Dessa undersökningar är dock förhållandevis kostnadskrävande, varför de endast rekommenderas i anslutning till efterbehandlingsarbeten vid mycket komplexa och allvarliga föroreningssituationer.

För kraftigt förorenade områden finns även möjlighet att utföra effektstudier med hjälp av akuttoxiska och/eller kroniska biologiska tester av ytvatten och sediment. Närmare beskrivning av dessa lämnas i "Metodik för inventering av förorenade områden. Analys- och testmetodik. NV rapport 4947". Exempel på biologiska tester är microtox, algtester, cell EROD, blåmusseltest, gentoxiska tester etc. Sammanfattande beskrivning av organiska summaparametrar och toxicitetstester finns utgivna i "Organiska summaparametrar och toxicitetstester för screening av förorenade områden". ITM rapport 46 (1996).

Vid referensundersökning av sediment bör analyser och tester som regel inriktas på ytliga sediment, dvs. de skikt som står i kontakt med ovanförliggande vattenmassor och som påverkas av bioturbationen. Kontroll av djupare liggande avlagringar belyses i "Detaljerade undersökningar". Som exempel på undersökningar av sediment är bestämning av torrhalt och glödrest/glödförlust, organiskt kol, redoxförhållande, metaller, närsalter, specifika förorenande ämnen som påverkat området. Även här kan organiska summaparametrar vara till god hjälp.

Insamling av suspenderat material, seston, genom utsättning av sedimentfällor ger dels ett mått på pågående omfördelning av föroreningar inom vattenområdet, dels utgör dessa en bra metod för insamling av material för effektrelaterade undersökningar, kemiska analyser etc.

I de fall flyktiga föroreningar förekommer bör referensundersökningar även omfatta luftmätningar av utvalda ämnen.

Vid en planerad deponering av muddermassor på land finns anledning att genomföra markkemiska undersökningar inom och i anslutning till det tilltänkta deponiområdet. Samma analyser och tester kan oftast användas för markprover och grundvatten som för sediment och ytvatten.

Generella förslag till program för referensundersökningar utöver ovan angivna stödanalyser är ej möjligt att ge. Utformningen av dessa program måste alltid ske utifrån den speciella föroreningssituation som råder samt typ av saneringsmetod, behandling av muddermassor, metoder för efterbehandling av rejektvatten, deponering samt i övrigt områdets topografiska förhållanden. För utformning av referensundersökningsprogram bör expertis inom aktuella områden kontaktas.

För närmare beskrivning av analys- och testmetoder hänvisas till "Biologisk - kemisk karakterisering av industriella avloppsvatten" NV Allm. råd 89:5, "Recipientkontroll vatten", NV rapport 3108 och 3109 och "Naturvårdsverkets metodhandbok, VATTEN" G. Rosén.

Provtagningsstationer

En referensundersökning skall omfatta minst två provtagningslokaler uppströms det tilltänkta saneringsområdet (referensstationer), ett antal provpunkter inom och nedströms saneringsområdet samt någon eller några stationer inom områden där effekterna av efterbehandlingsarbetet förmodas bli marginella. Inom påverkansområdet bör någon eller några provpunkter vara placerade där maximala effekter kan förväntas samt några stationer nedströms det tilltänkta arbetsområdet för att belysa en förväntad avklingning av effekter och föroreningshalter. I anslutning till ett eventuellt deponeringsområde för upptaget sediment väljs provpunkter för mark- och grundvattenprovtagning inom deponeringsytan samt uppströms och nedströms deponin i grundvattnets strömningsriktning.

Uppföljande undersökningar

Efter genomförd sanering skall en kontroll av arbetet göras. Syftet är att kunna utvärdera resultatet av saneringen och hur den har påverkat miljön. De uppnådda resultaten skall beskrivas och jämföras med givna målsättningar. Eventuella restriktioner för områdets framtida användning skall finnas med. Eftersom det tar tid innan tillståndet i en recipient stabiliseras efter sedimentarbeten är det inte meningsfullt att göra uppföljningen innan detta har skett. Det är i allmänhet lämpligt att vänta åtminstone ett år. En uppföljning är även ett utmärkt sätt att få en erfarenhetsåterföring eftersom det alltid är lättare att upptäcka eventuella fel och brister i efterhand.

Några år efter en genomförd sanering rekommenderas en eller flera uppföljande effektundersökningar som skall omfatta de mest relevanta analyserna och testerna som

tidigare ingick i referensundersökningen och i recipientkontrollprogrammet. Antalet undersökningsstationer kan oftast reduceras vid efterföljande undersökningar. Erfarenheter och resultat från tidigare referensundersökning och recipientkontrollen får ligga till grund för stationsval uppströms (referensstationer), inom påverkansområdet och nedströms referenser. För att underlätta utvärderingen av återställningseffekter är det dock av vikt att flertalet utvalda stationer sammanfaller med de stationer som ingick i referensundersökningen.

Lämpliga tidpunkter för uppföljande undersökningar kan variera mellan olika objekt. I de flesta fall kan dessa undersökningar genomföras två - tre år efter slutförd sanering. Vid sanering av mycket kraftigt förorenade områden, där avklingning av föroreningspåverkan nedströms det sanerade området är av speciellt intresse, finns skäl att genomföra ytterligare uppföljande undersökningar med förslagsvis fem års mellanrum för att mera i detalj följa tillfriskningsförloppet i det berörda sjö- eller vattendragssystemet.

Slutrapport

När arbetet är avslutat bör allt viktigt sammanfattas i en slutrapport, med titeln ”Slutrapport och erfarenhetsåterföring”. Det är särskilt viktigt om ny teknik har använts eller om annat nytänkande har förekommit.

Referenser

- Andersson E, 2001: Colonisation and PAH degradation by wood-rotting fungi in contaminated soil. Akademisk avhandling Lunds Universitet
- ASTM STP 1293, 1995: Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments
- Brannon J M m. fl., 1987: Capping Contaminated Dredged Material. Marine Pollution Bulletin 18, 4, sid. 175.
- Clausner J E, 1994: Physical Design Aspects of Capping Projects. Dredging 94. Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1132.
- EPA 625 6-91 028. April 1991: Handbook. Remediation of contaminated sediments.
- EPA 905-R94-003. October 1994: Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program.
- EPA 905-B96-001. March 1996: Estimating Contaminant Losses from Components of Remediation Alternatives for Contaminated sediments (ARCS). Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.
- Forsman M, m. fl., 1994: Biologiska metoder för sanering av förorenade markområden. Avfallsforskningsrådet-rapport 55
- Förstner U, 1987: Sediment - associated contaminants - an overview of scientific bases for developing remedial options. Hydrobiologia 149, sid. 221.
- Förstner U m. fl., 1993: Sediment quality objectives and criteria development in Germany. Water sci. tech., Vol. 28, No 8-9, sid. 307
- Greges M, 1994: Ocean Disposal with Capping of Dioxin Contaminated Sediment: New York Case History. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1278.
- Guieysse B, 2001: Innovative Bioreactors for the Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Akademisk avhandling Lunds Universitet.
- Halka J m. fl., 1994: Assessing the Fate of Dredged Sediments Placed in Open Water Sites, Northern Chesapeake Bay. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1162.
- Herbich J B, 1992: Handbook of Dredging Engineering. McGraw-Hill, Inc
- Håkanson L och Jansson M, 1983: Principle of Lake Sedimentology. Springer-Verlag
- Instanes D m. fl., 1989: Kontraktutvalget for Miljöspørsmål, Prosjekt Indre Sørfjord, Fase III - Forprosjekt. Sivilingenjör Bjarne Instanes A/S.
- Instanes D, 1994: Pollution Control of a Norwegian Fjord by Use of Geotextiles. Fifth International Conference on Geotextiles, Singapore sid. 1053.
- International Conference on Contaminated sediments, 1997: Water Sci. Tech. Vol 37, No 6 -7
- McCave, 1984: Erosion, Transport & Deposition of Fine – Grained Marine Sediments. Geol. Soc. London. Spec Publ. 15, sid. 35
- Mott H V m. fl., 1992: Sorption of Low Molecular Weight Organic Contaminants by Fly Ash: Considerations for Enhancement of Cutoff barrier Performance. Environ. Sci. Technol 26, 6, sid. 1234.

- Murphy T P et al, 1994: Spatial variation in sediment toxicity and potential methods of in situ treatment. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25, 2036
- Murray P m. fl., 1994: Chemical Flux of Pore Water Through Sediment Caps. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1008.
- Naturvårdsverket 1990: Release of Contaminants from Sediments as compared to Remedial Actions involving Dredging and Land Disposal. Rapport 3871.
- Naturvårdsverket 1991: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. - Allmänna råd 90:4
- Naturvårdsverket, 1992: Sanering av Järnsjön i Emån. Åtgärder och överväganden. rapport 3997.
- Naturvårdsverket, 1992: Sanering av Järnsjön. Metoder för sedimentsanering i industriellt förorenade vattenområden. rapport 4001
- Naturvårdsverket, 1992: Release of PCB and Mercury from Fibre Sediments. Rapport 4076.
- Naturvårdsverket, 1992: Sanering av Järnsjön. Huvudstudie. Rapport 4117-7
- Naturvårdsverket, 1993: Vansbro. Behandling och övertäckning av kreosotförorenade sediment. Naturvårdsverket Informerar.
- Naturvårdsverket 1993: Miljö 93. Metallerna och miljön. Rapport 4135.
- Naturvårdsverket 1993: Miljö 93. Långlivade organiska ämnen. Rapport 4136.
- Naturvårdsverket 1994: Vattenkontroll vid skogsindustrier. Allmänna Råd 94:2
- Naturvårdsverket, 1994: Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 1: Strategi. Rapport 4310.
- Naturvårdsverket, 1994: Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 2: Fältarbete. Rapport 4311.
- Naturvårdsverket, 1994: Vem har ansvaret. Rättsläget idag och förslag för framtiden. Rapport 4354-4
- Naturvårdsverket, 1995: Branschkartläggningen. Rapport 4393.
- Naturvårdsverket, 1995: Föroreningar i deponier och mark. Ämnens spridning och omvandling. Rapport 4473
- Naturvårdsverket, 1996: Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638.
- Naturvårdsverket, 1996: Bakgrundshalter i mark. Rapport 4640.
- Naturvårdsverket, 1996: Rätt datakvalitet. Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar. Rapport 4667.
- Naturvårdsverket 1996: Miljöpåverkan av skogsindustriella utsläpp. Rapport 4695.
- Naturvårdsverket, 1997: Efterbehandling av förorenade områden. Vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt. Rapport 4803
- Naturvårdsverket, 1997: Åtgärdskrav vid efterbehandling. Rapport 4807.
- Naturvårdsverket, 1998: Teknik för efterbehandling av förorenad jord i Norden. Rapport 4856.
- Naturvårdsverket, 1998: Kvicksilver i Rolfstaån-Delångersån. Undersökningar och modellering av ackumulation och transport. Rapport 4868
- Naturvårdsverket 1999: Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918
- Naturvårdsverket 1999: Metodik för inventering av förorenade områden, Analys-metoder. Rapport 4947.

- Naturvårdsverket 1999: sanering av Järnsjön i Emån. Slutrapport och erfarenhetsåterföring. Rapport 4991
- Naturvårdsverket, Miljöteknikdelegationen, Stockholms gatu- och fastighets-kontor 1999: Lyftkranen- teknikdemonstration för efterbehandling
- Nelson E E, 1994: Eagle Harbour Superfund Project. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1122.
- Otis M J m. fl., 1989: A Pilot Study of Dredging and Dredging Material Disposal Methods, New Bedford, Massachusetts, Superfund Site. Wetland/Waterways and their remediation sid. 347.
- Otis M J, 1990: A Pilot Study of Dredging and Disposal Alternatives for the New Bedford Harbour, Massachusetts, Superfund Site. Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, Proceedings of the 14th US/Japan Experts Meeting, Yokohama.
- Palermo M R, 1990: Un update of Dredged Material, Capping Experience in USA. Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, Proceedings of the 14th US/Japan Experts Meeting, Yokohama sid. 73.
- Palermo M R, 1991a: Design Requirements for capping. Dredging Research, Technical Notes DRP-5-03.
- Palermo M R, 1991b: Equipment and Placement Techniques for Capping. Dredging Research, Technical Notes DRP-5-05.
- Palermo M R, 1994: Placement Techniques for capping Contaminated sediments. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1111.
- Palermo M R, 1998: Design considerations for in-situ capping of contaminated sediments. Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No 6-7, sid. 315
- Postma H, 1967: Sediment Transport and Sedimentation in the Estuarine Environment. Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci. Washington DC sid. 158.
- Randall R E m. fl., 1994: Modelling Cap Placement at New York Mud Dump Site. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1295.
- Skei J m. fl., 1986: Indre Sörfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. fase 1. Teoretisk utredning om rehabilitering. NIVA-rapport Nr 1/86.
- Skei J m. fl., 1987: Indre Sörfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensete sedimenter. NIVA-rapport Nr 1/87.
- Skei J m. fl., 1989: Indre Sörfjord, Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 3. Tiltaksanalyse. NIVA-rapport Nr 1/89.
- Skei J 1992: A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. Hydrobiologia 235/236, sid. 629.
- Skei J m. fl., 1995: Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sörfjorden og Hardangerfjorden 1994, Delrapport 1 Vannkjemi. NIVA-rapport Nr 607/95

- Stivers C E m. fl.; 1994: Restoration and Capping of Contaminated Sediments. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1017.
- Thibodeaux L J m. fl.; 1994: Capping Contaminated Sediments - The Theoretical Basis and Laboratory Experimental Evidence for Chemical containment. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1001.
- Thoma G J m. fl., 1993a: Efficiency of Capping Contaminated Sediments in Situ, 2. Mathematics of Diffusion - Adsorption in the Capping Layer. Environ. Sci. Technol. 27, sid. 2412.
- Thoma G J m. fl., 1993b: DRAFT Selection and Design of a Cap for Containment of Contaminated Sediments. Annual Risk Reduction Engineering Laboratory Hazardous Waste Research Symposium, Cincinnati, USEPA sid. 1.
- Wiley M B m. fl.; 1994: Dredged Material Accumulation at Dispersive Disposal Site. Dredging 94, Proceedings of the Second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement sid. 1172.
- Zeman A J, 1994: Subaqueous capping of very soft contaminated sediments. Canadian Geotechnical Journal 31, 4, sid. 570.
- Zeman A J, 1995: Results of Baseline Geotechnical Chemical and Biological Tests for a Proposal in Situ Sediment capping Site in Hamilton Harbour. National Waste Research Institute, Canada Report No. 95-03.

Bilagor

Bilaga 1

Gruvor

Vid alla gruvor finns stora avfallsupplag med nermald malm och gråbergskross. Dessa massor är tillgängliga för luftens syre och kan ge upphov till försurat och metallhaltigt lakvatten som kan medföra förorenade sediment i den mottagande recipienten. De viktigaste föroreningarna är arsenik, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink som vanligen förekommer bundna till svavel, cyanider, kolväten.

Primära metallverk

Från metallverkens avfallsdeponier(stoft, slagg, slam och askor) släpps ut metaller, fluorider, cyanider, fenoler,PAH och klordioxiner. De vanligaste metallerna är arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver men även antimon, beryllium, gallium, germanium, indium, mangan, molybden, nickel, niob, selen, strontium, tellur, tenn, titan, vanadin, wolfram, zink och zirkonium.

Sekundära metallverk

Sekundära metallverk har samma typ av avfall som primära metallverk och har vattenutsläpp i form av aluminium, bly, kadmium, koppar, tenn, zink, olja, PCB och klordioxiner.

Järn-, stål- och manufakturindustri

Branschens avfallsdeponier består av slagg, slam, stoft. Tidigare släpptes betbad och sköljvatten ut direkt i recipienter varför sedimenten kan ha höga halter av metaller. Vanligaste föroreningarna är bly, krom, kvicksilver, nickel, zink, klordioxiner och olja.

Ferrolegeringsverk

Deponierna innehåller slagg och stoft. Dessa har även använts som utfyllnad. Vanligaste föroreningarna är krom, molybden och wolfram

Akkumulatorfabriker

Tidigare har stoft, slagg och slam deponerats med bly, kadmium och nickel som föroreningar.

Ytbehandling av metaller

På grund av spill, läckage från deponier med slam, dumpning av processbad samt utlakning av nyförzinkat gods kan framför allt koppar, krom, nickel, zink, cyanider, fluorider, kolväten, klorerade lösningsmedel, fenoler, PAH, PCB ha spridits till bl. a. vattendrag och sediment.

Verkstadsindustri

Process- och dagvatten med innehåll av metaller, olja samt svårnedbrytbara och toxiska ämnen har avletts till vattendrag vilket kan medföra förorenade sediment.

Grafisk industri

Tidigare har troligen metallutsläpp till vattendrag förekommit men i okänd omfattning. Förorenade sediment kan förväntas.

Kloralkali

Förorenade sediment finns sannolikt vid samtliga anläggningar. De viktigaste föroreningarna är kvicksilver samt klorerade dioxiner/dibensofuraner.

Kloratindustri

Sediment kan vara förorenade av klorerade dioxiner/dibensofuraner och eventuellt krom.

Gasverk

Sediment kan vara förorenade. Viktigaste föroreningarna är PAH, fenoler, pyridiner, kinoliner, fenoler, cyanider och tungmetaller. Få objekt undersökta.

Rayontillverkning

Sedimenten är troligen förorenade av zink. Endast två anläggningar.

Textilindustri

Sediment är troligen förorenade av en mängd ämnen t ex bekämpningsmedel, nonylfenol, flamskyddsmedel, mineralolja, metaller, fenoler, cyanider och halogenerade och icke halogenerade kolväten.

Garverier

Sediment kan vara förorenade av krom, kvicksilver och kolväten.

Film- och fotopapperstillverkning

Sediment kan vara förorenat av silver, kadmium, krom samt diverse organiska ämnen. Endast en anläggning.

Massa- och papperstillverkning

Vid ca 55 bruk finns sediment (fiberbankar) som är förorenade av kvicksilver. Vid de flesta returmassatillverkare finns sediment som är förorenade av PCB. Vid många massatillverkare är sedimenten troligen förorenade av metaller och klorerade organiska ämnen t ex klorfenoler.

Fiberskivor

Metaller, lösningsmedel, kolväten och fenoler

Impregneringsanläggningar

Det kan finnas sediment som är förorenade av PAH, arsenik, koppar samt krom

Sågverk

Dopningskemikalier t ex pentaklorfenol, kvicksilver och fluorider.

Hamnar

Sedimenten kan vara förorenade av PAH, PCB, tennorganiska ämnen, olja samt tungmetaller.

Bilaga 2

Tillämpning av efterbehandling genom täckning

Eagle Harbor projektet i delstaten Washington på USA:s nordvästkust genomfördes 1993-94 och innebar övertäckning av kreosotkontaminerade sediment med tillgängliga muddermassor från underhållsarbeten. Ett 22 ha stort område på mellan 9-15 m djup täcktes med 0,9 m rena muddermassor (Nelson, 1994). Ett annat exempel på in-situ projekt är Denny Way projektet, även det i delstaten Washington nära Seattle. Här täcktes ett 1,2 ha stort område utanför ett stort avloppsutsläpp där tidigare förekommit utsläpp av metaller och PAH. Området täcktes med ett 0,9 m tjockt sandtäckte (Palermo, 1990).

I Hamilton Harbour i anslutning till Lake Ontario i södra Kanada genomfördes 1995 ett mindre pilotprojekt. Ett 1 ha stort område på ca 15 m djup täcktes här med 0,5 m sand. Sedimenten i det stora hamnområdet är på många ställen kraftigt kontaminerade med diverse organiska föroreningar och metaller i likhet med många andra hamnstäder i Nordamerika (Zeman, 1994, 1995).

På USA:s nordvästkust har Simpson Tacoma Kraft genomfört en in-situ täckning i ett erosionspåverkat mycket grunt strandområde, som kontaminerats med fenoler, naftalener och lågmolekylära PAH. Saneringen genomfördes 1987 och omfattade ett område på 6,9 ha, varav 4,5 ha var belägen under tidvattenlinjen. Med hänsyn till de kraftiga strömningarna och erosionsriskerna samt en avsevärd bioturbation täcktes detta område med ett mer än 1,3 m tjockt täcklager (Palermo, 1990; Stivers, 1994).

I Norge finns ett annat exempel på in-situ täckning nämligen täckningen av den svårt förorenade Eitrheimsviken i Indre Sörfjord, som under drygt 50 år fått ta emot metallföroreningar från Norges stora zinkfabrik Norzink AS (Skei, 1986, 1992). Saneringen genomfördes 1991-92 då ett ca 9 ha stort område från strandlinjen till 10 m djup först täcktes med en geotextilduk, som i sin tur täcktes med 30-50 cm skalsand (sand med krossade musselskal). Även i Sverige har täckning med geotextilduk och sand genomförts i Vansbro-projektet. I Vanån strax utanför ett f d impregneringsverk täcktes 1991-92 tre delar på totalt 6800 m² kreosotförorenad botten med geotextilduk omedelbart följt av täckning med minst 30 cm sand (Naturvårdsverket, 1993).

Plan bottentäckning

Det första kontrollerade täckningsprojektet av detta slag i USA genomfördes 1979 då förorenade siltiga och leriga sediment från Stamford Harbor i Connecticut på USAs Atlantkust placerades i två skilda bankar i ett område i Long Island Sound där vattendjupet var ca 22 m vid den södra banken och ca 19,5 m vid den norra (Clausner, 1994). Den södra ca 2,5 ha stora deponiplatsen täcktes med mekaniskt muddrad kohesiv silt med en täckningstjocklek på nästan 4 m. Det norra området på ca 1,8 ha täcktes med ca 2 m sand från en kanalmuddring i New Haven.

Under 1980-talet har flera liknande täckningsprojekt genomförts huvudsakligen på USAs östkust i Long Island Sound och utanför New York och Sandy Hook inom ett stort område känt som New Yorks muddertippningsområde (Mud Dump Site), som använts för

dumpning av muddermassor ända sedan 1914. Fram till 1994 hade över 49 Mm³ muddermassor tippats i detta 6,5 km² stora havsområde i Atlanten.

Ett av de mer spektakulära täckningsprojekten var när dioxinkontaminerade sediment från hamnbassänger i Newark/Elisabeth utanför herbicidfabriken Diamond Shamrock muddrades, dumpades och täcktes på en noggrant undersökt plats i New Yorks muddertippningsområde. Omkring 450 000 m³ dioxinhaltiga muddermassor dumpades på ca 22,5 m djup i en trekantsformation och täcktes med totalt 1,9 Mm³ sand med minst 1 m täcktjocklek även över den tunna men förorenade sidokappan (Greges, 1994).

Invallad undervattendeponering (Contained Aquatic Disposal, CAD)

I närheten av Seattle i nordvästra USA konstruerade man 1984 en demonstrationsanläggning i Lower Duwamish River. Projektet innebar utläggning av 840 m³ förorenade sediment i en befintlig fördjupning genom att använda en konventionell bottenbottman-depråm (Palermo, 1990). Täckningen bestod av ren sand med en tjocklek på 1,5-2 m. Fem år efter färdigställandet av deponin kunde inga föroreningar indikeras i täcklagrets yta. Ett annat CAD-projekt genomfördes i samma delstat vid One Tree Island Marina. Detta projekt innebar urgrävning av 2 980 m³ kontaminerat material med konventionell gripskopa som tippades i en nygrävd grop som täcktes med 1,2 m rent material (Palermo, 1990)

Ytterligare ett exempel på CAD-projekt som genomförts i USA var pilotdeponin i hamnområdet i New Bedford i Massachusetts på USA:s östkust (Otis, 1989, 1990). De förorenade sedimenten innehöll höga halter av PCB och tungmetaller såsom Cu, Cr, Zn och Pb. I en liten avskild vik invallade man en 5 800 m² cell drygt 1,8 m djup, vilken fylldes med 1 900 m³ kontaminerat material som täcktes med ca 0,6 m rena muddermassor (1 900 m³). När de rena täckmassorna lades på skedde en relativt omfattande omblandning med de underliggande förorenade sedimenten, vilket man inte riktigt hade förutsett. F.n. förbereds en in-situ täckning på sammanlagt 76 ha i flodmynningen utanför New Bedford, varvid ett 1 m täcklager av sand läggs ut ovanpå en geotextilduk enligt de utarbetade planerna (EPA, 1994).

Täckning av erosionskänsliga bottnar

Erosionskänsliga bottnar har varit föremål för täckning i USA exempelvis vid Simpsons Tacoma Kraft i Puget Sound på USA:s västkust (Palermo, 1990; Stivers, 1994). Trots kända erosionsrisker genomfördes detta in-situ projekt med vidtagande av en rad genomtänkta försiktighetsåtgärder. Platsen ligger långt från all normal båt- och fartygs- trafik. Det som i första hand skapar erosion här är vågaktivitet och tidvattenrörelser. Det 6,9 ha stora strandområdet har naturliga skydd från öster, söder och väster. Vid nordliga stormar kunde vågor upp till 1,1 m genereras med en vågfrekvens på 3,9 sekunder, varigenom genereras en horisontell vattenström på ca 30 cm/s. Med dessa uppgifter som dimensioneringsunderlag uppskattades att de ytliga sedimenten kunde bli störda ned till 5 m vattendjup. Emellertid var platsen känd för att ha depositions-karaktär sett i ett längre tidsperspektiv. Av dessa anledningar bedömdes ett konstruktionsdjup på 4 m vara tillräckligt för att förhindra stormar att erodera täcklagret och därmed exponera det underliggande sedimentet. Om ett flertal stormar eller vågstörningar inträffar i framtiden har man övervägt att antingen lägga ut nytt täckmaterial eller något slag av armering.

Några sådana situationer har inte inträffat under de första fem åren efter genomförandet. Emellertid har både erosion och pålagring av material inom området ägt rum men ingen egentlig materialtransport ut från täckningsområdet har konstaterats. Täckmaterialet, som bestod av ren sand från en närliggande flod, hade i huvudsak bibehållit sin täckningshöjd på ca 2,6 m över ett större område med ända upp till 6,6 m tjocklek på något ställe. Den dimensionerande tjockleken som inte får underskridas är 1,3 m.

Det norska täckningsprojektet i Eitrheimsviken i Sörfjorden ligger också i ett område som påverkas av erosion och tidvatten (Instanes, 1989; Skei, 1986). De förorenade sedimenten utsattes för ständig erosion och resuspension innan saneringen kom till stånd 1992. Genom att först lägga ut en geotextilduk (med specifik vikt tyngre än vatten) följt av sandtäckning till 30-50 cm tjocklek skapades en erosionstålig ny botten på den ca 9 ha stora ytan (Instanes, 1994; Skei, 1992).

I utredningarna som föregick täckningen av en mindre yta (1 ha) i Hamilton Harbor i Canada valdes sand som täckningsmaterial (Zeman, 1994). Olika sandfraktioners erosionsstabilitet testades vid 8, 10 och 12 m djup, tester som visade att sand med 0,1 mm diameter (finsand) inte var erosionsstabil medan sand 0,5 mm visade sig vara stabil vid djup på mer än 10 m. Strömmarna under perioder med kraftig vind är störst längs stränderna och de är starkare vid ytan än vid botten. För 0,5 mm sanden krävs en medelhastighet på ca 30 cm/s mätt ca 15 cm ovan botten för att erosion skall inträffa. Man bedömde att 0,5 mm sanden motstår strömhastigheter på ca 45 cm/s.

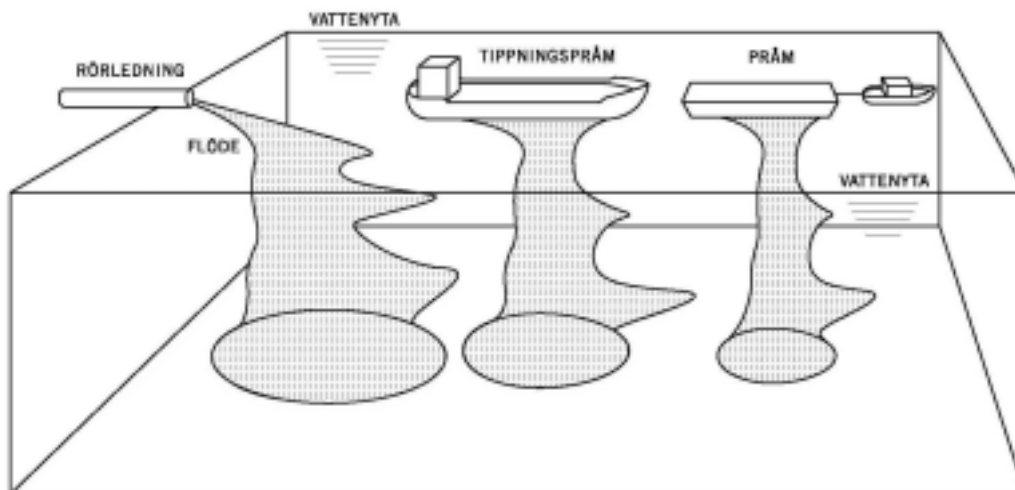
I ett kustområde utanför Connecticut kallat Cornfield Shoals Disposal Site har muddermassor dumpats under flera år. Området är ett högenergiområde varför erosion och dispersion av dumpade muddermassor äger rum här. Huvudsakligen har sandigt material dumpats i området. I samband med muddringsarbeten 1991 då drygt 105 000 m³ finkornigt kohesivt material grävdes upp och dumpades följde man noggrant erosionsförloppet under ungefär ett halvår (Wiley, 1994). Strömhastigheterna i området var högre under perioder med flod då den maximala hastigheten kunde uppgå till 80 cm/s medan hastigheten vid ebb normalt inte översteg 40 cm/s nära botten. Under alla förhållanden är strömmarna så kraftiga att erosion av finsand och sand förekommer. Ca fem månader efter dumpningen av de finkorniga sedimenten uppmättes 35 800 m³ ligga kvar på platsen. Det kunde konstateras att sandmaterial från omgivande bottenområde hade lagt sig över delar av det kohesiva materialet som armering och därmed fördröjt erosionen.

Vid en sk underhållsmuddring i norra Chesapeake Bay, Maryland, USA, studerades bl a konsolidering, erosion och transport av sugmuddrade kohesiva sediment, som placerades i en fördjupning vars överkant låg på ca 3 m vattendjup (Halka, 1994). Volymen på muddermassorna uppmättes till 1,7 gånger in-situ volymen omedelbart sedan deponeringen avslutats på platsen som var utsatt för tidvattenströmmar och vindinducerade vågrörelser. I medeltal reducerades volymen på muddermassorna med 44 % på sex månader och 54 % på ett år. Av den totala volymreduktionen uppskattades grovt 1/3 till 1/2 bero på konsolidering och mellan 1/2 till 2/3 på resuspension och erosion.

Utläggningsteknik

Ytlig lossning/dumpning med konventionell utrustning

Användning av konventionell ytlig lossning kan övervägas för både kontaminerade sediment och rena täckmassor om utbredningen på botten och grumlingen i vattenmassan i samband med lossningen miljömässigt kan accepteras. Ytlossning av mekaniskt muddrade sediment med bottentömmande pråmar resulterar i en snabbare sjunkning, en tätare bank och väsentligt mindre partikelspridning i vattenmassan jämfört med ytlossning av pumpade muddermassor. I samband med täckningsprojekt i Long Island Sound och mudderdumpningsområdet utanför New York på USA:s östkust där förorenade kohesiva sediment muddrats mekaniskt och lossning skett med bottentömmande pråmar har sedimenten bibehållit sin karaktär och lätt bildat stabila bankar, som sedan varit relativt lätta att täcka. Nedanstående illustration visar grovt skillnaden mellan de tre vanligaste ytlossningsmetoderna.



Figur 6. Konventionell ytlossning vid täckning (från Palermo, 1991b)

Ytlossning under förflyttning

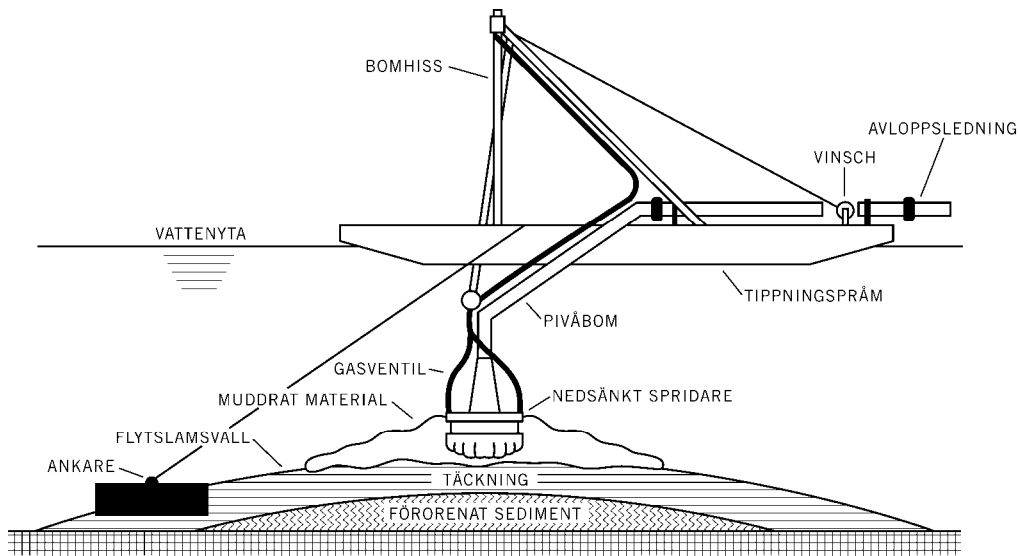
Vid täckning kan det vara ändamålsenligt att sprida ut materialet gradvis genom att öppna pråmens bottenluckor långsamt samtidigt som pråmen förflyttas över täckningsområdet. Denna teknik, som förutsätter att relativt grovt sandmaterial utnyttjas, kan åstadkomma en hyggligt jämn och väl kontrollerad täckning och har framgångsrikt utnyttjats i flera projekt i USA. Metoden har t ex använts i Lower Duwamish Waterway utanför Seattle (Palermo, 1990) samt vid Eagle Harbor i samband med in-situ täckning där man också spred täckmaterial genom att sprinkla ut materialet med hjälp av högtryck (Nelson, 1994). Denna teknik i modifierad form utnyttjades också vid övertäckningen av dioxinkontaminerade sediment från New Yorks hamnområden i Newark/Elisabeth (Randall, 1994). Här utprovades utläggningstekniken genom en serie av tester och modellsimuleringar, vars mål var att hitta en lösning som gjorde att partiklarna helst nådde botten med sin naturliga fallhastighet. Det täckningsmaterial som användes var

mellansand, vars specifika vikt var 2,7 och hade en naturlig fallhastighet på 0,6 m/s genom vattnet, som spreds med hjälp av ett framåtriktat spridarrör. En annan teknik för ytspridning av täckmassor är med hjälp av pipeline. För att dämpa rörelseenergin i den utpumpade vanligtvis sandiga slurryn ansluter man normalt en vertikal bromsplatta eller en horisontell sandlåda eller gallerdurk. När slurryn träffar bromsplattan så sprids materialet ut radiellt varefter den långsamt sjunker till botten. Genom att vrida plattan är det möjligt att i stället rikta spridningen av sanden antingen i sidled eller rakt ned. Funktionen är relativt likartad då utpumpningen av slurryn sker över sandlåda. Denna utrustning består av en platta perforerad av ett stort antal tätt liggande hål och fungerar som en diffusor där rörelseenergin bromsas effektivt när materialet strilar ned genom de små hålen. De här två spridningsmetoderna kan utnyttjas vid täckningsoperationer när det är viktigt att sprida mycket tunna lager över områden med känslig botten t ex då de förorenade sedimenten är extra lösa (Palermo, 1991b, 1994).

Nedsänkt spridning

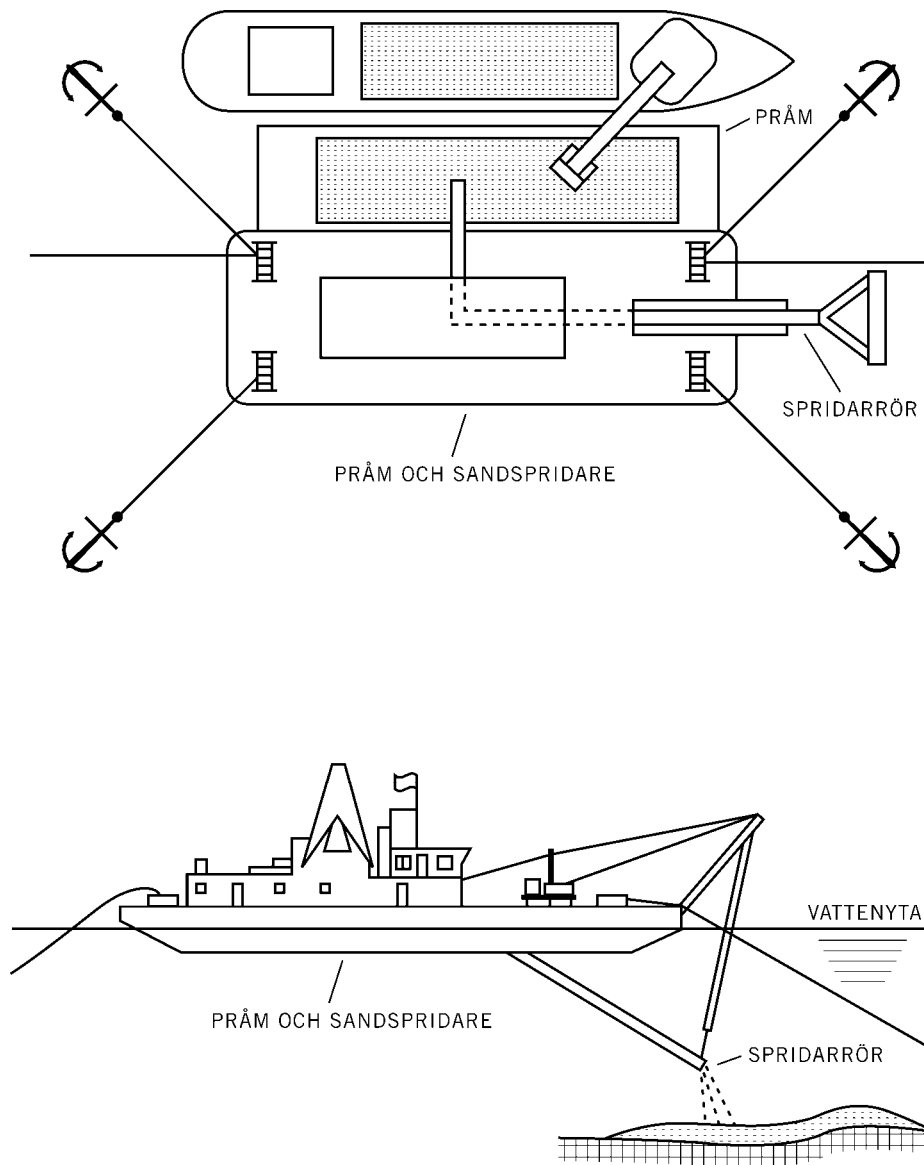
Om utläggningen av förorenade sediment genom ytspridning skulle resultera i en oacceptabel störning av biota eller någon annan påtaglig miljöpåverkan där grumlingen av vattenmassan bedöms allvarlig så kan man behöva ta till någon form av nedsänkt spridarutrustning (Palermo, 1991b, 1994). Sådan teknik kan då användas både för de förorenade sedimenten och vid behov även för täckmassorna. Genom att föra ned massorna till ett bestämt djup via någon form av rör innan de släpps ut sker ingen grumling av de övre delarna av den fria vattenmassan, vilket ibland kan vara en angelägen åtgärd i områden med skiktat vatten t ex då sött vatten överlagrar saltvatten i flodmynningar.

En alternativ utrustning är s k nedsänkt diffusorspridare, som kan utnyttjas om man vill pumpa ned materialet mot deponeringsplatsen. Diffusorn i änden av det nedsänkta röret består av en stående konisk sektion där hastigheten dämpas. Vid behov kan också längst ned anslutas en spridningsplatta för ytterligare reduktion av hastigheten och en långsam utflytning av materialet parallellt med botten. En principskiss av en nedsänkt diffusorspridare visas nedan.



Figur 7. Nedsänkt diffusorspridare med spridningsplatta (från Palermo, 1991b)

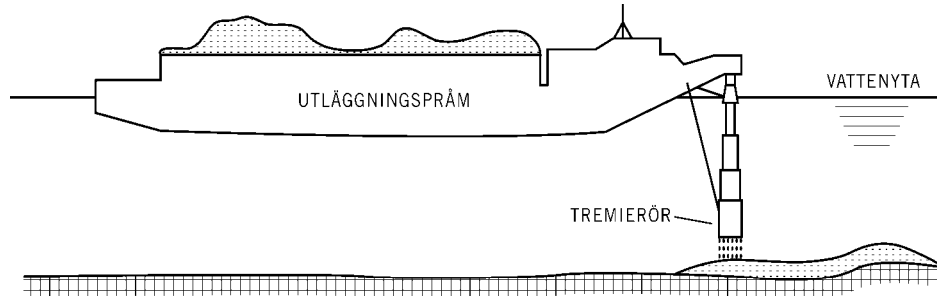
I Japan har använts en annan typ av nedsänkt spridare för sandtäckning. Sanden förs över till spridaren från en intilliggande pråm, varefter vatten tillsätts till en slurry, som pumpas ned via en rörledning till lämpligt men relativt begränsat spridningsdjup. Principutförandet framgår av nedanstående figur.



Figur 8. Nedsänkt japansk sandspridare (från Palermo, 1991b)

Ytterligare en typ av nedsänkt spridarteknik har använts i några täckningsprojekt. Utrustningen brukar kallas Tremie teknik eller tyngdkraftsmatad sänktratt, en utrustning som också brukar användas vid undervattensgjutningar. Denna utrustning kan utnyttjas för antingen mekaniskt eller sugmuddrat material. Utrustningen består av ett antal kopplade rörsektioner med större och större diameter ned mot botten. Om materialet är mekaniskt muddrat bibehåller i regel det lossade materialet sin rörelseenergi när det faller genom det vertikala schaktet medan det sugmuddrade bromsas upp något bättre. Utrustningen är tung och styv, vilket gör den relativt känslig för strömmar och vågkrafter. Denna teknik har använts i några täckningsprojekt dels i Japan dels vid försökstäckningen

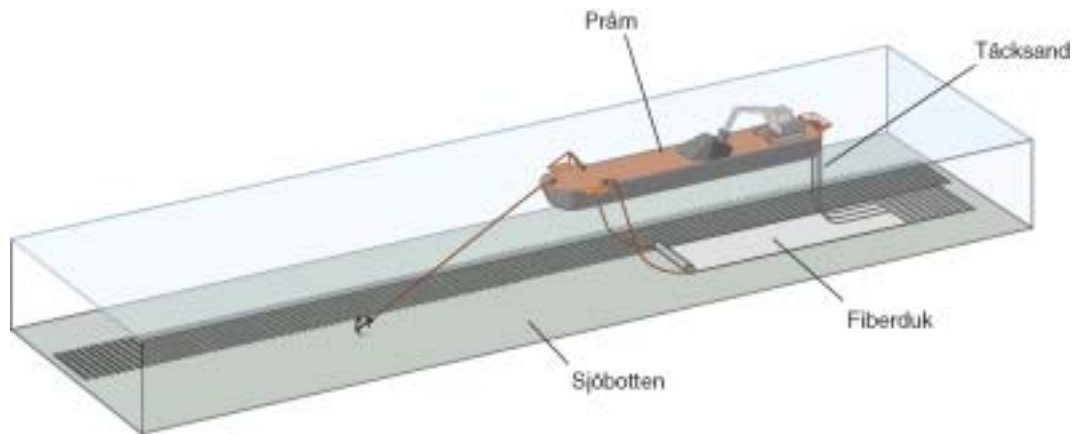
i Hamilton Harbour i Lake Ontario, Canada (52). De teleskopformade rörsektionerna når ett djup på maximalt 12 m. Nedan visas en skiss på denna typ av spridare.



Figur 9. Utläggingspråm utrustad med s k tremie rör (från Palermo, 1991b) Utläggning av geotextilier eller armerande lager

Användning av geotextilier kan övervägas som en komponent av täcklagret då man vill undvika eller i varje fall minska riskerna för omblandning och omlagring av kontaminerade sediment med rena täckmassor. Oftast används permeabla geotextilier, om möjligt tyngre än vatten, vid denna typ av operationer. Täta membran eller liners har också använts i några få täckningsprojekt, men kan endast användas om sedimenten inte är gasbildande (Naturvårdsverket, 1992). Som exempel på en sådan täckning kan nämnas en liten försökstäckning som genomfördes i Ministique Harbor i Lake Michigan i USA (Palermo, 1994).

Erfarenheter av permeabla geotextilier (vävda, smältspunna eller nålfiltade mattor av polyester, polyeten eller polypropen) i samband med täckningsprojekt finns numera på flera håll i världen. Ett av de största projekten är täckningen av Eitrheimsviken i Indre Sörfjord i Norge (Instanes, 1989, 1994; Skei, 1992). Här användes en geotextilduk, vars specifika vikt var större än vattnets, och våderna som var 5,2 m breda syddes ihop med polyestergarn innan de sänktes till botten varefter täckning utfördes med sand. Nedan visas en principskiss över använd utläggningsteknik.



Figur 10. Utläggningssätt för fiberduk (från Instanes, 1989)

Utläggning av grovt material med armerande mattor som täckningslager kan övervägas om området är utsatt för riskabel erosion. Vid sådan utläggning krävs emellertid att underlaget är fast. En typ av matta som använts i några mindre projekt består av dubbelsydda geotextilier som fylls med flytande betongmassa. Primärt används sådana mattor för att skydda mot erosion men ibland kan mattan också fungera som täckning, vilket utnyttjades i mindre skala i Klarälven där kreosotförorenade sediment täcktes (Naturvårdsverket, 1992).

Inom erosionsutsatta områden kan den ytliga armeringen också bestå av grov makadam och ännu grövre stenmaterial, vågbrytande betongklossar m. m. Ett exempel på ett sådant projekt är försökstäckningen i Sheboygan River, Wisconsin där djupet endast uppgår till 1,5 m (Thoma, 1993,; EPA, 1994). Här täcktes fyra mindre PCB-kontaminerade strandnära områden med geotextil samt ett sandlager. Därefter täcktes med ytterligare ett geotextillager följt av ett avslutande lager med grova och erosionståliga stenar.

Bilaga 3

Ordförklaringar

Akvifer	Underjordisk vattenvolym
Antropogen	Naturfrämmande
AOX	Adsorberbar organiskt bunden halogen
Bentisk fauna	Djur som lever på eller nära sjö- eller havsbotten
Biota	Levande organismer
EGOM	Extraherbart gaskromatograferbart organiskt material
EOX	Extraherbar organiskt bunden halogen
EROD	Leverenzymaktivitet
Ex-situ	Utanför platsen
Fugacitet	Ett ämnes fördelning mellan olika media
GC	Gaskromatograf
HPLC	Högtrycks vätskekromatograf
ICP	Multielementanalys av metalljoner
In-situ	På plats
Interstitialt vatten	Vatten mellan partiklar i sedimenttytor
Invertebrater	Ryggradslösa djur
Kohesivt sediment	Löst finkornigt sed., partiklarna hålls ihop av ytkrafter
Lipofil	Fettlöslig
Litoralzon	Strandzon från högsta högvatten till lägsta lågvatten
MS	Masspektrometer
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PBS	Potentiellt bioackumulerbar substans
PCB	Polyklorerade bifenyler
Profundalzon	Djupområde och bottenområde som endast bebos av heterotrofa organismer (kan inte själva producera näring för sitt energibehov)
Seicher	En form av stående våg där vattnet växelvis stiger och sjunker i vardera ändan av en sjö
TOC	Totalt organiskt kol
Trofinivå	Näringsnivå i en näringskedja
VOC	Flyktiga organiska ämnen

Efterbehandling av förorenade sediment

- en vägledning

Efterbehandling av förorenade sediment skiljer sig delvis från efterbehandling av förorenad mark. För att underlätta arbetet med att utreda behovet av efterbehandling och bestämma lämplig åtgärds teknik för förorenade sediment har en sedimentanpassad vägledning tagits fram. Efterbehandlingsmoment som är mera generella berörs endast ytligt.

Den relevanta lagstiftningen behandlas liksom mera grundläggande kunskaper såsom olika recipienttyper, sedimentologi, de vanligaste föroreningarna och deras kemi, mekanismer för transport och läckage av föroreningar samt hälso- och miljöproblem som är förknippade med förorenade sediment.

För efterbehandling av jord finns många metoder utvecklade men alla passar inte för sedimentarbeten. Ett problem är att det ofta blir stora volymer, inklusive mycket vatten, som ska tas om hand till stora kostnader. Tänkbara metoder är dels sådana som görs i recipienten dels sådana som görs efter muddring av de förorenade sedimenten. Två kostnadseffektiva metoder, som görs i recipienten, är täckning och invallning. Efter muddring till land måste sedimenten tas om hand till rimliga kostnader. Enklast är deponering men då finns föroreningarna kvar om än på ett bättre ställe än tidigare. Ett antal behandlingsmetoder beskrivs även sådana som bara har prövats i pilotskala.

Även uppläggningsmetoden av miljökontrollen och miljöeffektuppföljningen behandlas eftersom arbete i vattenmiljö kräver ett annorlunda tillvägagångssätt än vid marksaneringar.

ISBN 91-620-5254-3

ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET