

Miljøprojekt Nr. 632 2001

# Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam

Jesper Ansbæk, Mette Selchau, Mogens Terkelsen, Jacob  
Nis Ingerslev og Helge Gravesen

Carl Bro A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

Forord

Sammenfatning og konklusioner

Summary and conclusions

<b>1</b>	<b>REGELSÆT FOR BEHANDLING OG RENSNING AF HAVNESLAM</b>	<b>11</b>
1.1	DANSKE REGLER	11
1.1.1	<i>Havmiljøloven</i>	11
1.1.2	<i>Klapbekendtgørelsen</i>	11
1.1.3	<i>Udnyttelse af råstofforekomsten</i>	11
1.1.4	<i>Strandfodring og kystbeskyttelse</i>	12
1.1.5	<i>Miljøkonsekvensvurdering</i>	12
1.2	INTERNATIONALE KONVENTIONER	13
1.3	UDENLANDSKE REGLER OG POLITIK	13
<b>2</b>	<b>FORURENING AF HAVNESLAM</b>	<b>15</b>
2.1	FORURENENDE STOFFER	15
2.1.1	<i>Tungmetaller</i>	15
2.1.2	<i>Miljøfremmede stoffer</i>	16
2.2	FORURENINGSKILDER OG NIVEAUER AF FORURENENDE STOFFER	17
2.2.1	<i>Landbaserede kilder</i>	17
2.2.2	<i>Ikke-landbaserede kilder</i>	17
2.2.3	<i>Kilder til forurening med tungmetaller</i>	17
2.2.4	<i>Blødgørere (Phthalater)</i>	18
2.2.5	<i>Detergenter (Nonylphenoler, LAS)</i>	19
2.2.6	<i>Polychlorerede Biphenyl (PCB)</i>	19
2.2.7	<i>Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH)</i>	19
2.2.8	<i>Organiske Tinforbindelser</i>	19
2.2.9	<i>Fire cases</i>	20
2.3	FORURENINGSBEGRÆNSENDE FORANSTALTNINGER	26
2.3.1	<i>Kildeopsporing</i>	26
2.3.2	<i>Ikke-landbaserede kilder</i>	26
2.3.3	<i>Optagning af havneslam</i>	26
<b>3</b>	<b>PRØVETAGNINGSTRATEGIER</b>	<b>29</b>
3.1	NUVÆRENDE PRAKSIS	29
3.1.1	<i>Prøvetagning</i>	29
3.1.2	<i>Analyseparametre</i>	30
3.2	ANBEFALINGER VEDRØRENDE FREMTIDIG PRAKSIS	30
3.2.1	<i>Stationsplacering og antal stationer</i>	30
3.2.2	<i>Prøvetagningsmetoder</i>	31
3.2.3	<i>Analyseparametre</i>	31
<b>4</b>	<b>NYTTIGGØRELSE AF SEDIMENT FRA HAVNE OG SEJLRENDER</b>	<b>33</b>
4.1	NYTTIGGJORTE MÆNGDER	33
4.2	ANVENDELSESMULIGHEDER	34
4.3	NYTTIGGØRELSE PÅ LAND	35
4.3.1	<i>Havne</i>	35
4.3.2	<i>Veje</i>	36
4.3.3	<i>Anden anvendelse</i>	37
4.4	NYTTIGGØRELSE TIL HAVS	37
4.4.1	<i>Kystfodring</i>	37
<b>5</b>	<b>OVERSIGT OVER METODER TIL SEPARERING OG RENSNING AF HAVNESLAM</b>	<b>39</b>

5.1	METODER	39
5.2	FREMGANGSMÅDE	39
5.2.1	<i>Separering</i>	39
5.2.2	<i>Afvanding</i>	43
5.2.3	<i>Efterbehandling</i>	43
5.3	ERFARINGER FRA JORDRENSNINGSPROJEKTER	45
5.4	UDVIKLINGSBEHOV	47
<b>6</b>	<b>SEPARERING OG RENSNING AF HAVNESLAM, CASES</b>	<b>49</b>
6.1	MEKANISK BEHANDLING	49
6.2	KEMISK BEHANDLING	52
6.3	BIOLOGISK BEHANDLING	53
6.4	TERMISK BEHANDLING	54
6.5	IN-SITU BEHANDLING	55
6.6	<i>KONKLUSION</i>	55
<b>7</b>	<b>VIDEN OG ERFARINGER VEDR. SEPARERING OG RENSNING AF HAVNESLAM</b>	<b>57</b>
<b>8</b>	<b>UDVIKLINGSPERSPEKTIVER OG ANBEFALINGER</b>	<b>59</b>
8.1	UDVIKLINGSPERSPEKTIVER	59
8.2	STRATEGI FOR UNDERSØGELSE OG OPRENSNING AF FORURENET SEDIMENT	59
8.2.1	<i>Kortlægning af det forurenede havneslams udbredelse</i>	59
8.2.2	<i>Kildekortlægning og reduktion af den eksterne belastning</i>	60
8.2.3	<i>Plan for oprensning og deponering</i>	60
8.2.4	<i>Pilotprojekt for sedimentkortlægning</i>	60
8.3	NYTTIGGØRELSE AF SEDIMENT	60
8.4	ANLÆG TIL SEPARERING OG RENSNING AF HAVNESLAM	60
8.5	MULIGHEDER FOR AT FREMME NYTTIGGØRELSE	61
<b>9</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>63</b>

BILAG A: OPLYSNINGER FRA FIRMAET NCC VEDRØRENDE OPTAGNING AF FORURENET SEDIMENT

# Forord

Dette projekt om nyttiggørelse af havneslam og sediment fra sejlrender er et ud af 5 projekter, som Miljøstyrelsen har igangsat i 2000 med henblik på at belyse karakteren, omfang og kilder til forurening af sediment fra havne og åbne farvande. Titlerne på de øvrige projekter er: Organiske miljøfremmede stoffer og tungmetaller i havsedimenter; Karakterisering af havnesedimenter vha. biotest; Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sedimenter og Projekt for bortskaffelse af havnesediment. Projekterne skal endvidere belyse vurderingsstrategier, biotests, håndtering, deponering, rensning og nyttiggørelse af sedimenterne.

Dette projekt omhandler:

- Status vedrørende nyttiggørelse af sediment fra havne og sejlrender samt viden og erfaringer vedr. separering og rensning af havneslam
- De vigtigste erfaringer, både i Danmark og i udlandet
- Strategi og tekniske løsninger, der kan fremme nyttiggørelsen
- Vurdering af prøvetagningsstrategier i forhold til havne/sejlrender
- Vurdering af hovedkilder til forureningen af havneslam

Projektet er udarbejdet af Carl Bro as og har været fulgt af en styregruppe med repræsentanter fra Fyns Amt, Skov- og Naturstyrelsen, Sammenslutningen af danske Havne og Miljøstyrelsen.

Styregruppens medlemmer takkes for et konstruktivt samarbejde under udførelsen af projektet. Desuden takkes medarbejdere hos en række amter, havne, Vejdirektoratet, Skov- og Naturstyrelsen og Kystinspektoratet for oplysninger.



# Sammenfatning og konklusioner

Nyttiggørelse af sediment fra havne og sejlrender er reguleret af en række love. Generelt er den overordnede intention at fremme nyttiggørelsen.

Ifølge havmiljøloven og råstofloven skal myndighederne arbejde for en nyttiggørelse af materialer fra gravearbejder på havbunden. Dette har bl.a. medført, at sådanne råstoffer er fritaget for den faste råstofafgift (5,00 kr. pr m<sup>3</sup>) i henhold til lov om afgift af affald og råstoffer.

Hvis de havbundsmaterialer, der opgraves, skal nyttiggøres som råstoffer, er der formelt tale om en råstofindvinding på havbunden. Godkendelse og tilladelse kan udstedes af Miljø- og Energiministeriet ved Skov- og Naturstyrelsen.

Hvis uforurenet sediment skal anvendes til kystbeskyttelse, kræver det en tilladelse fra Kystinspektoratet.

I forbindelse med vurdering af forurening af havneslam har der været mest fokus på tungmetaller. En række undersøgelser peger dog på, at belastningen med tungmetaller er aftagende, idet nye tillejringer i en række havne har vist sig at være kun diffust belastede, mens der er et stort problem med belastningen af havneslam med miljøfremmede stoffer, ikke mindst biocider fra skibsmaling.

Der er lavet flere forsøg på opsporing af kilder til forurening af havneslam, men det har været meget vanskeligt at opnå et entydigt billede. Hovedkilden for tungmetaller kan dog ofte henføres til en bestemt aktivitet, f.eks. en bestemt industri, bejdsning af korn eller værftsaktivitet.

Ifølge Klapbekendtgørelsen kan amterne anvise særlige prøveudtagnings- og analysemetoder til at vurdere materialets forureningsgrad. Prøvetagning kan udelades, hvis amtet anser det for åbenbart, at materialet ikke er forurenet.

I næsten alle amter er der foretaget undersøgelse af tungmetaller i havnesedimenter i forbindelse med klaptilladelse. Seks amter har foretaget undersøgelser for antibegroningsmidler. Større undersøgelser af organiske miljøfremmede stoffer er kun blevet foretaget af Lillebæltsamterne og Århus Amt.

Analyseomkostninger til analyse af havne for miljøfremmede stoffer, inkl. biocider og deponering af biocidforurenet havneslam, vil udgøre en væsentlig økonomisk belastning af mange mindre havnes økonomi, idet det må forventes, at kravene til analyse af havnesediment for miljøfremmede stoffer skærpes. Desuden må det forventes, at de nye analyser afdækker nye tilfælde af forhøjede koncentrationer af biocider. Denne problemstilling bør vurderes nærmere, herunder hvilke og hvor mange havne det drejer sig om, hvilke stoffer det drejer sig om, hvad er kilderne, samt hvad kan der gøres for at afhjælpe problemerne.

Den mulige nyttiggørelse er i det væsentlige begrænset til sandede materialer med et organisk indhold på under 3-4%, eksempelvis fra havne og sejlløb på Vestkysten.

Generelt har sand, hentet fra oprensning af sejlrender og havne, vanskeligt ved prismæssigt at kunne konkurrere med sand fra råstofgrave. Anvendelsen begrænses af de forholdsvis få erfaringer med nyttiggørelse og problemet med at koordinere oprensningen med anvendelsen, herunder de komplicerede og fordyrende forhold ved etablering af mellemdepoter.

Transportomkostningerne vurderes at være den vigtigste begrænsende faktor for nyttiggørelsen. Den øvre grænse for rentabiliteten for transport af sand fra oprensning til anvendelse ved bundsikring i.f.m. motorvejsbyggeri, som er en af de væsentligste potentielle

anvendelsesmuligheder, vurderes til at være ca. 30 km. Transportomkostninger til søs er tilsvarende en kraftig begrænsende faktor, idet der regnes med en typisk udgift på ca. 1 kr./m<sup>3</sup>/sømil. Det er således ofte for dyrt at sejle oprenset sand til et eksisterende sandindtagningsanlæg i en anden havn.

Anvendelse af sediment fra oprensning af sejlrender og havne til opfyldninger i havne og kystfodring er mindre kompliceret at gennemføre og er mere udbredt end anvendelse til andre anlægsformål. Det skyldes blandt andet, at nyttiggørelsen mere er drevet af behovet for at ”gøre noget ved” materialet end en efterspørgsel efter det, og at ”problem-ejeren” med krav om uddybning er den samme, som ejer og planlægger udbygningen af havneområderne.

Når havnesediment vurderes som uegnet til at klappe, skal det deponeres miljømæssigt forsvarligt i specialdepot. Ved deponering på land er den optimale deponeringsplacering bag tætte vægge eller dæmninger under vand og uden gennemsivning af sur iltrig nedbør, således at størstedelen af forureningen er bundet i sedimentet. Det er samtidigt vigtigt, at depotområdet afsluttes som et nyttigt landområde. Det bløde slam, som typisk kan have et vandindhold på 200-300 %, konsolideres normalt ved at der successivt overlejres tynde sandlag. Ved afsluttende sandbelastning suppleret med etablering af lodrette dræn i et tæt mønster, kan selv områder med blødt slam ende som nyttige arealer, der kan efterbehandles ved såning af græs eller ved etablering af en belægning.

En fraktionering af sedimentet, i en uforurenset (sand-) fraktion og en finkornet forurenset fraktion til rensning eller deponering, vil indebære et mindre behov for depotkapacitet til det forurenede materiale og en sandfraktion, der nemmere og billigere kan nyttiggøres.

Erfaringer med separering og rensning af havneslam stammer hovedsagelig fra store havne som Hamborg og Rotterdam, hvor der er anvendt mekaniske metoder, mens separering og rensning af havneslam endnu ikke er gennemført i Danmark. Det vurderes, at anlæg til separering og nyttiggørelse under danske forhold også bør baseres på mekanisk behandling.

Det vurderes, at der er behov for et omfattende udviklingsarbejde, før metoderne kan finde udbredt anvendelse i Danmark. Det drejer sig primært om at finde ud af, om det fraseparerede sand er så rent, at det kan bruges vilkårlige steder, eller om det kræver en efterfølgende kemisk behandling for at fjerne den resterende forurening.

Endvidere er omkostningerne i forbindelse med separering og rensning store i forhold til de nuværende deponeringsmetoder. Det er derfor vigtigt, at havnene i så stor udstrækning som muligt reserverer områder til fremtidig nyttiggørelse/deponering af de oprensede materialer fra havnebassiner og sejlrender.

Et mobilt anlæg, som flere havne kan være med til at finansiere, kan være et af midlerne til at gøre separering konkurrencedygtig overfor ”simpel” deponering. Separering må dog antages kun at blive konkurrencedygtig, hvis det kombineres med depotfaciliteter, således at der kan oprenses med effektivt udstyr, når dette kræves, mens separeringen kan foregå i døgndrift.



# Summary and conclusions

Beneficial use of sediments from dredging in harbours, channels and fairways in Denmark is regulated by a number of laws. The general intention is facilitation of beneficial use.

According to the Danish act on the Marine Environment and Raw Materials, the authorities have to encourage beneficial use of sediments from marine dredging. To fulfil this purpose the act on taxes on Waste and Raw Material states that materials from dredging are suspended from the general Danish tax on raw materials (5,00 DKK/m<sup>3</sup>).

If sediment from dredging is used for beneficial purposes, it is raw material reclamation according to the act on Raw Materials and requires permission from the Ministry of Environment and Energy by the National Forest and Nature Agency.

There is also a possibility for beneficial use of unpolluted sediment for coastal protection. This requires a permission form the Directorate of Coastal Protection.

When evaluating the level of pollution in harbour sediment, focus in Denmark has been on heavy metals. However, a number of recent investigations show that the heavy metal load on the harbours is decreasing, as newly sedimented material in harbours only shows signs of diffuse pollution, while the pollution with organic contaminants, not at least biocides from ship paintings, is a major problem.

Many attempts have been made on making a precise description of the sources of pollution, but it is often difficult to get a clear picture. Often the main source of a heavy metal pollution of harbour sediment is an activity in the harbour area, e.g. a specific industry, treatment of seeds with fungicides or shipyards.

According to the Danish Regulation on Marine Disposal of Dredged Material, the regional authorities (Counties) can give instruction on sampling and analysis of sampled material to the parties responsible for dredging and marine disposal, in order to get a picture of the level of pollution of the dredged material. The County can decide that sampling is not necessary, if the possibility of the dredged material being polluted is very low.

Danish Counties normally require analysis for heavy metal in dredged material for marine disposal. Seven counties have completed investigation on biocides from ship paintings. More extensive investigations have been completed by the counties around the Little Belt and Aarhus County.

The cost of making analysis for organic contaminants and biocides from ship paintings is high as is handling and disposal of dredged material polluted by these contaminants. This cost is expected to be a major economical strain on many small harbours, as the requirements for analysis for organic contaminants and biocides in dredged material increase.

It also has to be expected that new investigations of harbour sediments will show that organic contaminants and biocides contaminate more harbours. This problem has to be evaluated further, including topics such as which and how many harbours have the problem, what are the sources of pollution, and which mitigation measures can be used.

The possibilities of beneficial use of sediments from dredging are concentrated on sandy sediments with a low content of organic matter (< 3-4%), e.g. from harbours and fairways on the west coast of Jutland.

In general, sand from dredging of harbours, channels and fairways is more expensive than sand from gravel pits because the cost of handling, transportation and temporary storage.

The beneficial use of dredged material is also limited by the limited experiences and the need for complicated logistics.

Cost of transportation is evaluated as the most limiting factor for beneficial use. An important potential use of sand from dredging is the building of highways, and as a general rule sand from dredging will not be competitive with sand from gravel pits if transport exceeds 30 km. Also at sea, transport cost is a major limiting factor for beneficial use of dredged material - the typical cost is ca. 1 DKK/m<sup>3</sup>/nautical mile.

Use of sediments from dredging in harbours, channels and fairways for the elaboration of new harbour areas and for coastal protection is less complicated and more widespread in Denmark than other types of beneficial use. An explanation is that the beneficial use is more driven of the need "to do something" with the dredged material, than a demand for it. At the same time the person who owns the harbour area and plans the extension of it, is the same who owns the need to do something with the sediment.

When harbour sediment is considered unfit for marine disposal, it has to be disposed at land in a placement site. To ensure that most of the pollutants stay in the sediment, the optimum place is behind sealed walls, under the water level and without infiltration of acid precipitation saturated with oxygen. It is also important to have a beneficial use of the area after its use as a disposal site. Dredged material from harbours normally has a high content of water (2-3 times its content of dry matter). A covering with thin layers of sand can consolidate it. When the final covering of the area with sand is supplemented with vertical drainage tubes, even areas used for disposal of soft dredged material can end as valuable land, after it has been covered with grass or asphalt.

Separation of contaminated dredged material in a sand fraction that meets criteria for beneficial use and a fraction for disposal at a placement site fulfils both an objective of increasing the possibilities of beneficial use of dredged material and an objective of reducing the need for new placement sites.

Some of the largest European harbours, Hamburg and Rotterdam, have practical experience with separation and cleaning of contaminated dredged material, while no installations for separation and cleaning of contaminated dredged material have been made in Denmark until now. It is assessed that an installation for separation and cleaning of contaminated dredged material in Denmark has to be based on mechanical methods as in Hamburg and Rotterdam.

It is evaluated that there is a need for a comprehensive adjustment and elaboration of methods to make them fit for Danish conditions, before an successful plant for separation and cleaning of contaminated dredged material can be reality in Denmark. An important question to answer is whether the sand fraction can meet the criteria for beneficial use, or if a subsequent chemical treatment is necessary before the sand meets the criteria for beneficial use.

Further the costs in connection with separation and cleaning of contaminated dredged material is substantial compared with disposal in a placement site. Also for that reason it is important that harbours reserve areas for the future disposal of contaminated dredged material.

A mobile installation, financed by several harbours could be one of the means to make separation competitive compared to a "simple" disposal in a placement site. There is also a need for areas for temporary storage of cleaned sand from the separation plant, to make it possible to work continuously, as this is a precondition for economical efficiency of such a plant.

# 1 Regelsæt for behandling og rensning af havneslam

## 1.1 Danske regler

De danske regler, der kan få betydning ved håndtering af havnesediment, er mangeartede og afspejler, dels opdelingen mellem søterritoriet på lave og større dybder, dels opdelingen mellem hav og land med de heraf følgende skiftende kompetencer for de forskellige myndigheder.

Af internationale aktiviteter af betydning for håndteringen af havnesediment, skal peges på de internationale havkonventioner, herunder Nordsøkonferencerne samt OSPAR- (Oslo og Paris Konventionerne er slået sammen til en konvention) og Helsingfors Konventionerne. Med disse aftaler har Danmark internationalt forpligtet sig til reduktioner af skadelige stoffer til havmiljøet. Dette gælder også direkte udledninger via klapning af havnesedimenter. (Miljøstyrelsen 1998a)

### 1.1.1 Havmiljøloven

Overordnet regulerer havmiljøloven (Lov 476/1993 om beskyttelse af havmiljøet) aktiviteter, der kan indebære fare for sundheden, havets natur- og kulturværdier, være til gene for anden retmæssig udnyttelse af havet eller forringe rekreative værdier eller aktiviteter. Havmiljøloven indeholder et generelt forbud mod dumpning af stoffer eller materialer (§25), men der gælder dog særlige regler for dumpning (klapning) af optaget havbundsmateriale.

### 1.1.2 Klapbekendtgørelsen

Klapning af optaget havbundsmateriale reguleres efter klapbekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 975 af 19/12 1986, Bekendtgørelse om dumpning af havbundsmateriale/klapning). Klaptilladelse skal foreligge inden gravearbejdet påbegyndes, og behandles af det amt i hvilket klappladsen er beliggende, hvilket bør være det samme amt som gravearbejdet udføres i. Amtsrådet kan meddele tilladelse til klapning, såfremt havbundsmaterialet alene indeholder uvæsentlige mængder og koncentrationer af visse nærmere angivne forurenende stoffer (bilag 1 og 2). I internationale naturbeskyttelsesområder (EF-fuglebeskyttelsesområder og -habitatområder), samt i områder med en vanddybde under 6 meter kræves miljøministerens (Skov- og Naturstyrelsens) samtykke til tilladelsen.

En klaptilladelse kan højst gælde i 5 år.

Forud for en tilladelse til klapning skal Fiskeridirektoratet, Farvandsvæsenet, samt Skov- og Naturstyrelsen høres.

### 1.1.3 Udnyttelse af råstofforekomsten

Ifølge havmiljøloven (bilag 1, pkt. C4) og råstofloven (formål) skal miljømyndighederne arbejde for en udnyttelse af råstoffer fra gravearbejder på havbunden. Dette har bl.a. medført, at sådanne råstoffer er fritaget for den faste råstofafgift (5,00 kr. pr m<sup>3</sup>) i henhold til lov om afgift af affald og råstoffer.

Ønsket om øget genanvendelse skyldes et ønske om, at der spares på råstofforekomsterne, ligesom havmiljøet spares for de effekter, der kan være en følge af både råstofindvinding og klapning.

Af Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999 fremgår således under overskriften ”Nyttiggørelse af affaldsmaterialer fra havbunden”: Skov- og Naturstyrelsen drøfter i sin sagsbehandling med andre myndigheder og havneejere, hvilke muligheder der er for, at materialer, der optages ved uddybning eller oprensning fra havbunden, sejltreder m.m., kan nyttiggøres som råstof i anlægsarbejder eller industrien (Miljø- og Energiministeriet 1999).

Hvis de havbundsmaterialer, der opgraves, skal nyttiggøres som råstoffer, er der formelt tale om en råstofindvinding på havbunden. Dette indebærer, at en godkendelse af indvindingsmateriel og tilladelse til indvindingsområde (områdetilladelse) efter råstofloven er påkrævet. Godkendelse og tilladelse kan udstedes af Miljø- og Energiministeriet ved Skov- og Naturstyrelsen.

Tilladelse til nyttiggørelse af oprensnings- og uddybningsmateriale meddeles efter de samme bestemmelser som almindelig råstofindvinding, men adskiller sig ved, at indvindingsområdet som regel allerede er påvirket af menneskelig aktivitet, f.eks. i havne og sejltreder. Der er derfor normalt ikke behov for de samme miljømæssige undersøgelser og vurderinger, som ved øvrige indvindingstilladelser. Tilladelse eller afslag meddeles sædvanligvis efter en kulturhistorisk vurdering af indvindingsområdet, og efter det berørte amt og kystinspektoret har vurderet de forurenings- og kystbeskyttelsesmæssige aspekter.

En områdetilladelse kan gives for en periode på indtil 10 år.

Hvis forurenede havsediment anvendes som råstof ved anlægsarbejder, kræves der som udgangspunkt de samme myndighedsbehandlinger, godkendelser og tilladelser som ved deponering.

I forbindelse med en nyttiggørelse som råstof skal sedimentet mellemdeponeres og afvandes, og der stilles store arealkrav til dette formål. Det er vanskeligt at finde arealer til formålet, da aktuelle områder ofte er omfattet af strandbeskyttelseslinier, Naturbeskyttelseslovens §3 mv., så der kræves tilladelse fra amtet.

#### **1.1.4 Strandfodring og kystbeskyttelse**

Uforurenede sediment bestående af sand eller grus kan tænkes anvendt til kystbeskyttelse ved kyst- eller strandfodring, ved udlægning på vanddybder mindre end 6 meter. Dette kræver en tilladelse fra Kystinspektoret i henhold til trafikministeriets bekendtgørelse nr. 352 af 6. maj 1994 om Kystinspektorets beføjelser eller i henhold til statens højhedsret over søterritoriet. Kystinspektoret hører altid amtsrådet i kystfodringsager. Endvidere kræver det en råstofindvindingstilladelse fra Skov- og Naturstyrelsen.

Råstoffer, der indvindes til strandfodring, er fritaget for råstofafgift i henhold til lov om afgift af affald og råstoffer (Lov nr. 838 af 19. december 1998, ff. lovbek. nr. 570 af 3. august 1998.).

#### **1.1.5 Miljøkonsekvensvurdering**

For de anlæg mv., som falder uden for planlovens anvendelsesområde, findes der i varierende omfang andre regler om miljøkonsekvensvurderinger. Dette har siden 1988 været tilfældet, for så vidt angår anlæg på søterritoriet hørende under trafikministerens kompetenceområde - men tilsyneladende med begrænset anvendelse. Nyere krav om miljøkonsekvensvurdering for vandbaserede aktiviteter omfatter råstofindvinding på havet, udnyttelse af råstoffer i undergrunden, klapning, rørledninger og hurtigfærgeruter. (Center for Samfundsvidenskabelig Miljøforskning v. Aarhus Universitet og Forskningscentret for Skov & Landskab September 1998.)

Der skal udarbejdes en vurdering af de miljømæssige konsekvenser ved råstofindvindinger i henhold til bekendtgørelse om miljømæssig vurdering af råstofindvinding på havbunden (VVM), men indvinding af materialer, der fremkommer i forbindelse med oprensning og uddybning, og som nyttiggøres som råstoffer, er specifikt undtaget. Denne redegørelse skal udarbejdes ved råstofindvinding i EF-fuglebeskyttelsesområder, -habitatområder og Ramsarområder, ved indvindinger på mere end 1 mio. m<sup>3</sup> pr år eller 5 mio. m<sup>3</sup> i alt samt ved

indvindinger, der vurderes at påvirke miljøet i væsentlig grad. Det fremgår heraf, at der ikke normalt er krav om en VVM-redegørelse, idet de mulige nyttiggjorte mængder pr. lokalitet er væsentlig mindre end nævnt ovenfor, og idet havne og sejlrender sjældent er omfattet af nogen beskyttelsesområder.

Hvis havneslam skal separeres eller på anden måde behandles på land, vil et sådant anlæg sandsynligvis falde ind under samlebekendtgørelsens krav om udarbejdelse af en VVM-redegørelse som "Anlæg til bortskaffelse af giftigt og farligt affald ved forbrænding, kemisk behandling eller deponering" i VVM-direktivets bilag I (Bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning).

Begrebet "giftigt og farligt affald" er ikke nærmere angivet i direktivet, men i en afgørelse fra Naturklagenævnet om deponering af havneslam øst for Lynetten i Københavns Kommune blev det besluttet, at havneslammet bl.a. på grund af indholdet af tungmetaller måtte betegnes som giftigt og farligt i relation til VVM-bestemmelserne. (NKO nr. 71.1995.)

Oplag, dvs. opbevaring indtil deponering eller anden anvendelse er ikke omfattet af samlebekendtgørelsens bilag 1 (bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning), men af bekendtgørelsens bilag 2, hvilket indebærer, at oplag kun under visse omstændigheder omfattes af VVM-bestemmelserne. (Vejledning om planloven, Miljø- og Energimin. vejl. nr. 187 af 14. november 1996)

Anlæg til behandling af havsediment på landjorden vil desuden skulle godkendes efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 vedrørende forurenende virksomhed.

## 1.2 Internationale konventioner

De internationale havkonventioner omfatter Nordsøkonferencerne, OSPAR Konventionen og Helsingfors Konventionen (HELCOM). Med disse aftaler har Danmark internationalt forpligtet sig til reduktioner af tilførslen af skadelige stoffer til havmiljøet. Dette gælder også en frigivelse af skadelige stoffer via klapning af havnesedimenter (Miljøstyrelsen 1998a).

I London Konventionen nævnes nyttiggørelse af oprenset sediment specifikt. London Konventionen (Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter) fra 1972 er global, med tilslutning fra 75 lande. Der er udarbejdet retningslinier for implementering af konventionen (Dredged Material Assessment Framework), der foreskriver at nyttiggørelse, eller behandling af materialet så nyttiggørelse er mulig, skal indgå i overvejelserne.

I OSPAR Konventionens retningslinier for håndtering af klappmateriale (OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material, 1998) understreges det, at nyttiggørelse af materialet bør overvejes, selvom det er vurderet egnet til klappning.

I retningslinierne for håndtering af klappmateriale i Helsingfors Konventionen (Revised Guidelines for the Disposal of Dredged Spoils) nævnes muligheden for nyttiggørelse af ressourcen, men ikke som et krav ("opportunities should be taken to encourage the productive use of dredged spoil."). Helsingfors Konventionens bilag til retningslinier for håndtering af klappmateriale er, med mindre modifikationer, svarende til bilag til retningslinierne i OSPAR Konventionen.

## 1.3 Udenlandske regler og politik

I Belgien er oprenset materiale fra sejlrender, kanaler og havne betragtet som en speciel form for affald og skal håndteres i henhold til regelsættet for affaldshåndtering.

Den tyske politik går ud på at anvende landdeponering, hvis en vurdering af alternativer viser, at denne form for "slutanbringelse" er den mest acceptable. På den anden side vil en vis belastning af det oprensede materiale ikke udelukke dumpning.

I Hollands reguleres håndteringen af oprenset materiale af den hollandske lov om havforurening. Det generelle princip i denne lov er forbuddet mod tilførsel til havet af affaldsstoffer. Dette betyder, at klappning af let belastet oprenset materiale forudsætter en tilladelse i henhold til loven om havforurening.  
(International Association of Dredging Companies 1997)

## 2 Forurening af havneslam

I dette afsnit gennemgås de stoffer, som findes i havneslam, og kilderne til forureningen.

### 2.1 Forurenende stoffer

De stoffer, der findes som forurening i havneslam, kan opdeles i plantenæringsstoffer, tungmetaller, olie og (andre) miljøfremmede stoffer. Indholdet af plantenæringsstoffer vurderes at udgøre et mindre problem i nyttiggørelsessammenhæng og omtales ikke nærmere.

#### 2.1.1 Tungmetaller

Der udføres i forbindelse med ansøgning om tilladelse til klappning ofte analyser for indholdet af tungmetaller. Tungmetalniveauet varierer meget alt efter havbundens "historie", indhold af organisk materiale, kornstørrelse og optagningsstedets beliggenhed. De højeste værdier findes typisk i de inderste, beskyttede dele af havne, mens sandholdigt materiale har et lavt indhold af tungmetaller.

I tabel 2.1 er angivet de intervaller, som tungmetaller i de fleste klappmaterialer befinder sig inden for. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der er store variationer i tungmetalindholdet inden for et optagningsområde - både fra havneafsnit til havneafsnit og med varierende dybde. Hertil kommer prøvetagnings- og analyseusikkerheder.

**Tabel 2.1**  
**Tungmetaller i klappmateriale angivet som intervaller (Miljøstyrelsen 1994).**

Mg/kg TS	Hg	Cd	As	Cr	Cu	Sn	Ni	Zn	Pb
Min.	0,005	0,02	0,39	0,1	0,71	0,1	0,58	1,6	1,1
Max.	0,32	1,5	55	180	99	26	100	720	100
Middel	0,13	0,45	9,0	17	21	4,1	14	96	21

I tabel 2.2 er den samlede mængde tungmetaller, som deponeres ved klappning i løbet af et normalår, anslået ud fra amternes indberetninger.

**Tabel 2.2**  
**Samlet mængde tungmetaller klappet årligt (i ton) (Miljøstyrelsen 1994).**

Hg	Cd	As	Cr	Cu	Sn	Ni	Zn	Pb
0,7	1,9	25	53	72	10	37	408	88

Mængderne udregnes på basis af overfladeprøver og vil derfor normalt være et meget konservativt skøn, idet koncentrationerne er faldende med dybden. Hertil kommer, at der ved de metoder, der anvendes ved analysering, også medtages en del af det naturlige indhold af tungmetaller. Endelig gælder det, at klappmaterialer, som skønnes at være uforurenede og derfor ikke analyseres, ikke tælles med ved en sådan opgørelse. (Miljøstyrelsen 1994)

Mængden af havbundmateriale, der årligt klappes i danske havområder, varierer mellem 3 og 8 millioner tons. Uanset at klappmaterialet anses for egnet til klappning, vil det indeholde en vis mængde tungmetaller, næringssalte og organisk stof.

Tallene, der er angivet i tabel 2.2, er dog maksimumtal. (Miljøstyrelsen 1994)

### 2.1.2 Miljøfremmede stoffer

I de senere år har der været stigende fokusering på forurening af havmiljøet med miljøfremmede forbindelser, bl.a. blødgøringsmidler, tensider, polyaromatiske kulbrinter (PAH) og biocider i antibegroningsmidler. Forskellige undersøgelser af marine sedimenter i Danmark er bl.a. udført af Lillebæltsamterne, Århus Amt og Sønderjyllands Amt. Disse undersøgelser har påvist stærkt forhøjede koncentrationer af en række miljøfremmede forbindelser. I de undersøgte sedimenter er der fundet forhøjede koncentrationer af bl.a. phthalater, nonylphenol, nonylphenolethoxylater, phosphat-triestere, polyaromatiske hydrocarboner (PAH), biocider bl.a. tributyltin (TBT) og irgarol. Pga. typisk dårlige iltforhold i havnesedimenter vil nedbrydningen af stofferne være langsom, og der vil foregå en ophobning. De højeste koncentrationer af miljøfremmede forbindelser er fundet i havnesedimenter, og samlet kan der være tale om betydelige mængder.

Flere af de fundne stoffer, som forekommer i havnesedimenter, er biotilgængelige og giftige selv ved lave koncentrationer. Der er således bl.a. målt effekter af TBT på snegle og alger ved de lave koncentrationer, som hyppigt måles i miljøet. Flere af de fundne stoffer har egenskaber, som gør, at de er persistente i organismer, og flere stoffer kan have hormonlignende effekter.

I flere amter har man valgt at foretage en deponering på land af de mest forurenede havnesedimenter, bl.a. pga. stærkt forhøjede indhold af antibegroningsmidler. For nærværende findes der ikke en samlet strategi eller kriterier for, hvornår havnesediment kan klappes eller skal deponeres på land (Jensen, A, & Gustavson, 2000).

I en undersøgelse fra 1999/2000, hvor der blev undersøgt for over 100 forskellige stoffer, blev 34 stoffer påvist i havnesedimenterne (over detektionsgrænsen). Det er stort set de samme stoffer, som generelt forekommer i alle havnesedimenterne (Jensen, A, & Gustavson, 2000). De påviste stoffer er opsummeret i tabel 2.3.

**Tabel 2.3**

**Oversigt over påviste stoffer i de 12 sedimentprøver (Jensen, A, & Gustavson, 2000).**

Stofgruppe	Antal parametre målt	Antal parametre påvist	Fundet i antal sedimentprøver
Blødgørere	11	5	2-12
Nonylphenoler	1	1	12
Chlorbenzen	8	1	2
Phenol	14	1	10
PAH	18	18	9 <sup>1</sup>
PCB	7	2	1
LAS	1	1	10
Antibegroningsmidler	8	6	12 <sup>2</sup>
Hydrocarboner	1	1	12

<sup>1</sup> I tre prøver er en eller flere af PAH'er under detektionsgrænsen.

<sup>2</sup> En prøve under detektionsgrænsen for irgarol. Fem prøver under detektionsgrænsen for dibutyltin og 8 prøver under detektionsgrænsen for monobutyltin.

Stofferne P-triestere (3), chlorpesticider (16) og pesticider og diverse (27) i havnesedimenterne var alle under detektionsgrænserne. Antibegroningsmidlerne atrazin og simazin var ligeledes under detektionsgrænsen i alle prøver. (Jensen, A, & Gustavson, 2000).



## 2.2 Forureningskilder og niveauer af forurenende stoffer

Forureningen som tilføres havnene, kommer dels fra kilder på land, dels fra skibe.

Vigtige kilder til belastningen af havnesedimenter er den kontinuerte frigivelse af biocider fra skibe malet med antibegroningsmidler, udledning fra industri og værfter, kloaktilløb samt tilførsel fra istandsættelse og drift af skibe m.m.

### 2.2.1 Landbaserede kilder

De landbaserede kilder udgøres for hovedparten af:

- udløb fra renseanlæg,
- overløb fra fælleskloakerede områder
- regnvand fra separatkloakerede og ikke kloakerede områder (herunder tab af stoffer i.f.m. spild, oplag og aktiviteter i havnen)
- spild i.f.m. lastning og losning
- industrielle udledninger
- værftsaktiviteter
- udsivning fra grunde
- tilførsel fra vandløb
- vaskning og klargøring af lystbåde

Den direkte udledning af spildevand fra kloakerede områder via renseanlæg er ophørt i de fleste havne. Tilbage er overløb, udløb fra separatkloakerede områder, forurening via vandløb og belastning fra aktiviteter på havneområderne.

En væsentlig kilde til den fortsatte forurening af lystbådehavne er vaskepladser. På vaskepladser (vinterpladser) vaskes og afslibes bådene for maling. Dette foregår med højtrykspuling og sandblæsning. Med afstrømmende regnvand fra vaskepladsernes befæstede arealer kan miljøfremmede stoffer således tilledes den marine recipient de steder, hvor spildevandet ikke ledes til lokale renseanlæg. (Sønderjyllands Amt, 1998).

### 2.2.2 Ikke-landbaserede kilder

De ikke-landbaserede kilder udgøres af:

- skibstrafik
  - afgivning af biocider fra malinger
  - oliespild
  - toiletspildevand
- tilførsel fra atmosfære

Den væsentligste forurening fra skibstrafikken består af biocider og tungmetaller, som afgives fra bundmalingen, herunder TBT (tri-butyl-tin) fra erhvervstrafikken.

Kobber afgives fra lystbådenes bundmaling.

Skibstrafikken giver endvidere anledning til olieforurening.

I det efterfølgende er kilder til forurening af sediment fra havne og sejlrender med en række af de stoffer, der er fundet i havneslam fra danske havne, gennemgået på et overordnet niveau. Der er således ikke foretaget en specifik analyse af forureningskilder, herunder en vurdering af konkrete virksomheders rolle, i den enkelte havn.

### 2.2.3 Kilder til forurening med tungmetaller

Den tungmetalforurening, der findes i de danske havne, kan for hovedkomponentens vedkommende ofte henføres til én bestemt industriel udledning, værftsaktiviteter eller bejdsning af korn, dette gælder f.eks. København Havn (kviksølv fra Dansk Soykagefabrik).

Overløb fra fælleskloakerede områder indeholder tungmetaller fra husholdninger og virksomheder. I en undersøgelse blev indholdet af miljøgifte, herunder tungmetaller fra 4 boligområder (tre i København og et i Herning) sammenholdt med indholdet af miljøgifte i indløbet til de renseanlæg, som boligområderne var tilsluttet (Miljøstyrelsen 1997a).

Resultatet af undersøgelsen var, at cadmiumbelastningen fra husholdninger udgør ca. 1/3 af den samlede belastning på de aktuelle renseanlæg. Krom stammer primært fra andre kilder end husholdninger, idet mindre end 5 % af belastningen kommer fra husholdninger. For de øvrige metaller stammer typisk mellem 20 og 50 % af belastningen til de tre renseanlæg fra husholdninger. For bly stammer dog mellem 45 og 83% af belastningen fra husholdninger. (Miljøstyrelsen 1997a)

En undersøgelse af regnvand fra separatkloakerede (Miljøstyrelsen 1997b) områder viser, at niveauerne af visse tungmetaller - bly, zink og kobber - er på niveau med de, som findes i kommunalt spildevand, mens de øvrige er lavere.

Alt i alt må det konkluderes, at virksomheder er den væsentlige kilde til tungmetaller i havneslam.

#### **2.2.4 Blødgørere (Phthalater)**

Der blev fundet 5 blødgørere i havnesedimenterne (Jensen, A, & Gustavson, 2000). Meget høje koncentrationer af DEHP (bis(2-ethylhexyl)-phthalat) blev fundet i sedimenter fra Frederiksholmløbet, Kolding Havn og Odense Havn (alle industrihavne) samt Århus Fiske-rihavn og Svanemølle Lystbådehavn.

For DEHP kan 20-70 % af belastningen til renseanlæg henføres til husholdninger (Miljøstyrelsen 1997a).

Udslip af phthalater til (spildevand) beror primært på brug af blødgjorte produkter, f.eks. blød PVC, lak, maling og trykfarve samt lim. Kun produktion af lim skønnes at bidrage i nævneværdigt omfang med emission af phthalater til spildevand, idet produkter indeholdende phthalater kun sjældent forarbejdes i processer, hvor der direkte indgår vand (undtagelser er anvendelse af kølevand samt fremstilling af vandbaseret lim). Muligheden for emission af phthalater til det akvatiske miljø fra produktionsleddet vurderes derfor at være minimalt. Den estimerede emission til spildevandssystemet skønnes at være i alt 5-80 ton phthalater/år. De vigtigste kilder skønnes at være:

- rengøring i forbindelse med hobbylimning og rengøring af maskiner: 1-40 ton/år
- vask af trykte tekstiler (PVC tryk): 1,3-13 ton phthalater/år
- væg- og gulvfolie: 0,1-11 ton phthalater/år
- brug af "andre produkter": 0-4 ton phthalater/år
- brug af slanger og profiler: 0,03-0,45 ton phthalater/år
- lakerede gulve mv.: 0,02-0,8 ton phthalater/år
- limproduktion: 0,2-2,2
- produktion af produkter af blød PVC: <1 ton phthalater/år

Hertil kommer et ikke kendt bidrag i form af atmosfærisk deposition.

Estimaterne af vandemissionerne er baseret på skønnede emissionsfaktorer, og usikkerheden på estimaterne kommer til udtryk på bredden af intervallerne. Estimatet af emissionen af phthalater fra anvendelse af lim vurderes at være behæftet med den største usikkerhed. Emissionerne til vand fra produktionsprocesser vurderes at være negligable i forhold til de estimerede emissioner fra brugen af de forskellige produkter indeholdende phthalater. (Miljøstyrelsen 1996).

DIDP (Di(isodecyl)phthalate) anvendes som biocid og anti-corrosions komponent i skibsmalinger. Som følge af denne anvendelse vurderes det, at der frigives 520 tons DIDP til det marine miljø i EU (Pedersen, Finn 2000). DIDP indgår ikke i ovennævnte undersøgelse

(Jensen, A, & Gustavson, 2000) af havnesedimenternes indhold af miljøfremmede organiske forbindelser.

### **2.2.5 Detergenter (Nonylphenoler, LAS)**

Nonylphenol blev i undersøgelsen (Jensen, A, & Gustavson, 2000) fundet i alle de analyserede sedimenter i koncentrationer fra 100-3400 µg/ kg TS. De markant højeste koncentrationer blev fundet i Frederiksholmløbet og Odense Havn, som begge er karakteriseret som industrihavne.

LAS blev fundet i flertallet af de undersøgte havnesedimenter. LAS koncentrationen var markant højest i Frederiksholmløbet (industrihavn). Høje koncentrationer er også fundet i Åbenrå havn, Odense, Kolding (alle industrihavne) og Århus Havn (oliehavn). Relativt lave koncentrationer er fundet i Århus Fiskerihavn, Vejle Havn, Svanemølle Lystbådehavn, Fåborg Lystbådehavn og Marselisborg Lystbådehavn. (Jensen, A, & Gustavson, 2000)

I ovennævnte undersøgelse af husholdningsspildevands andel af belastningen til renseanlæg med miljøfremmede stoffer konkluderes det, at 7-20 % af nonylphenol og 20-70 % af LAS stammer fra husholdninger (Miljøstyrelsen 1997a).

Alt i alt vurderes, at virkninger spiller en væsentlig rolle i forbindelse med forurening af havneslam med Nonylphenoler og LAS.

### **2.2.6 Polychlorerede Biphenyler (PCB)**

PCB blev kun påvist i lave koncentrationer i sedimentet fra én havn, Århus Havn, idet to prøver fra havnen på henholdsvis 46 µg/ kg TS og 22 µg/ kg TS lå over detektionsgrænsen på 10 µg/ kg TS (Jensen, A, & Gustavson, 2000).

### **2.2.7 Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH)**

Samtlige analyserede 18 PAH'er blev fundet i alle havnesedimenter med undtagelse af Sønderborg Lystbådehavn, hvor kun 10 PAH'er blev påvist, og Vejle havn (3 PAH'er ikke påvist) og Fåborg Lystbådehavn (en PAH ikke påvist). Samlet total koncentration af alle PAH forbindelser (sum PAH) var markant højest i Århus Fiskerihavn, Svanemølle Lystbådehavn, Odense havn og Århus Havn. De laveste sum PAH'er er fundet i sedimenter fra Sønderborg Lystbådehavn, Vejle Havn og Åbenrå Havn. (Jensen, A, & Gustavson, 2000)

Ved analyse af husholdningsspildevand er de fleste PAH'er fundet i koncentrationer tæt på eller under detektionsgrænsen (Miljøstyrelsen 1997a). I regnvand fra befæstede arealer er summen af PAH'er fundet til at ligge over 10 µg/l (Miljøstyrelsen 1997b).

Der er en lang række af anvendelse af PAH'er, som bidrager til belastningen til miljøet, herunder træ-impregnering. Betydningen af de enkelte kilder for belastningen af havneslam er vanskelig at vurdere (Benestad, Christel 2000).

### **2.2.8 Organiske Tینforbindelser**

TBT blev fundet i alle havnesedimenter (Jensen, A, & Gustavson, 2000). TBT koncentrationen i havnesediment fra Århus Havn er meget høj, herefter følger Odense Havn, Fåborg Lystbådehavn og Kolding Havn.

Både mono- og dibutyltin fandtes i sedimenterne fra Århus Oliehavn, Frederiksholmløbet, Åbenrå Havn og Marselisborg Lystbådehavn. Dibutyltin blev ligeledes påvist i Svanemølle, Fåborg og Sønderborg lystbådehavne. Di- og monobutyltin er nedbrydningsprodukter fra TBT. TBT nedbrydes ikke eller kun meget langsomt i anaerobe sedimenter (Jensen, A, & Gustavson, 2000).

Den primære anvendelse af mono- og diorganotinforbindelser er som stabilisatorer i PVC, især til tagplader, men også til presenninger, flasker og emballager af PVC. Mono- og diorganotinforbindelser anvendes også i en række lime og malingsprodukter, som indgår i fær-

digvarer som elektronik, fodtøj, biler og møbler. Triorganotinforbindelser anvendes på grund af deres biocidvirkning i skibsmaling og til overflade- eller vacuumimpregnering af træ (Miljøstyrelsen 1997c). Vacuumimpregnering er nu forbudt, men afgivelse af triorganotinforbindelser fra træ, der er imprægneret før forbuddet, kan stadigvæk spille en rolle som kilde til triorganotinforbindelser.

Tilførsel af organiske tinforbindelser til havneslam hidrører fra spildevand, afgivelse fra skibsmaling samt tab i forbindelse med påføring og afrensning af skibsmaling. Det vurderes, at tilførsel af triorganotin med spildevand højst udgør 5 % af den samlede tilførsel til vandmiljøet, og at skibsmaling var kilden til de resterende mindst 95 %. Tilførslen til spildevandet fra skibsværfter er blevet reduceret kraftigt, men spredning med aerosoler fra sprøjtemaling og støv fra sandblæsning vurderes stadig at udgøre en væsentlig del af det samlede tab til danske farvande fra landbaserede kilder. (Miljøstyrelsen 1997c)

Ofte sker der en stor frigivelse af TBT ved oprensning af havneområderne (Miljøstyrelsen 1998b). Der er derfor vigtigt, at man ved oprensning af TBT forureneede havne anvender oprensningsmetoder, der minimerer ophvirvlingen, jf. 2.3.5.

### **2.2.9 Fire cases**

Der er få danske havne, hvor en sammenkobling mellem sedimentets indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer er forsøgt sammenholdt med belastningskilderne til havnene. Nedenfor er der beskrevet fire cases fra henholdsvis Københavns og Kolding havne, havne og fjorde i Sønderjyllands Amt, samt en undersøgelse af TBT i Århus Amt.

#### *2.2.9.1 Københavns Havn*

Sedimentet i Københavns Havn består af marine aflejringer og materiale tilført fra byen. Sedimentlaget er 0-2 m (typisk 0,5 m) tykt og afgrænses i dybden af et kalk- eller lerlag.

Selv om der er stor variation med hensyn til forurening med de enkelte tungmetaller, er sedimentet overalt i havnen forurenet med tungmetaller i sådant et omfang, at klapping af sedimentet umuliggøres (Krüger og Carl Bro, 1999).

Kviksølv mængden på 16 tons udgør kun en lille del af den samlede tungmetalmængde på ca. 1.000 tons, men kviksølvs giftighed betyder, at opmærksomheden samles omkring kviksølv. Kviksølvet overskrider desuden hyppigst de sædvanlige referencekoncentrationer.

Koncentrationen af kviksølv er størst i Sydhavnen og aftager mod nord. I Sydhavnen ligger koncentrationen typisk på 20-25 mg Hg/kg TS, mens den ligger på 5-10 mg Hg/kg TS i Nordhavnen.

Kviksølvet er i stor udstrækning bundet til den fine ler-silt-fraktion, som let resuspenderes.

Kviksølvet stammer hovedsagelig fra Dansk Soyakagefabrik, der gennem årene har udledt 50-55 tons kviksølv i havnen. Også overkoncentrationerne af bly, kobber og cadmium vurderes at skyldes nu ophørte aktiviteter på og i oplandet til havnen (Krüger og Carl Bro, 1999).

Den samlede nuværende belastning af Københavns Havn er anslået i tabel 2.4-2.7 (Krüger og Carl Bro, 1999). Det kan konstateres, at denne opgørelse viser, at overløbene er den dominerende kilde inden for flertallet af forurenende stoffer.

**Tabel 2.4**  
**Den samlede belastning af Københavns Havn med tungmetaller og TBT opgjort på kilder. Alle tal i kg/år.**

Kilde	Kviksølv	Cadmium	Krom	Bly	Kobber	Nikkel	Zink	TBT
Overløb	2,20	1,7	25,0	57,0	152,0	37,0	762	150
Separat kloakering	0,07	0,4	4,0	11,0	31,0	7,0	160	
Industrielle udledninger	0,02	0,02	1,4	0,5	0,5	0,3	0,01	
Erhvervs skibstrafik								
Lystbåde					137,0			
Udsivning fra grunde								
Vandløb								
Atmosfære	0,20	0,6	2,4	21,0	11,0	1,2	108	
I alt	2,49	2,72	32,8	89,5	331,5	45,5	1.030	150,0

Der foregår stadig en væsentlig frigivelse af kviksølv fra sedimentet. Det antages, at bioturbation er væsentlig i denne sammenhæng, idet den kemiske diffusion antages minimal.

Indholdet af tinforbindelser er størst i Nordhavnen, som også er den mest trafikerede (tabel 2.5). Udledningen af TBT (tri-butyl-tin) fra skibe (erhvervsstrafik) i Københavns Havn er beregnet til ca. 150 kg/år (Krüger og Carl Bro, 1999). Der er endnu ikke etableret en oversigt over detailfordelingen af TBT og massetransport af TBT.

**Tabel 2.5**  
**TBT-indhold i havvandsprøver fra Københavns Havn og Øresund.**

Lokalitet	Nordhavn	Sydhavn	Øresund
TBT ng/l	46	19	3,8

I en undersøgelse fra 1993 af TBT i danske erhvervs- og lystbådehavne blev det organiske tin indhold i sedimentet målt fire steder i Orientbassin i Københavns Havn (Københavns Kommune 1993). Værdierne varierede mellem 0,193 og 0,397 mg org-Sn/kg TS og adskilte sig ikke fra resultaterne fra de andre erhvervshavne.

Tungmetalindholdet i de bundmalinger, der anvendes i dag til lystbåde, udgøres næsten udelukkende af kobber. Der er ofte knyttet et biocid til kobberet i bundmalingen. Forureningen med kobber og det mest almindelige biocid er opgjort for de enkelte havneafsnit i tabel 2.6.

**Tabel 2.6**  
**Tabellen viser de tilførte mængder af kobber og biocid, som tilføres havnebassinet ved afgivelse fra lystbådes skibsmaling. Alle tal i kg/år.**

Lystbådehavn	Kobber	Irgarol 1051
Nordhavnen	24	5
Inderhavnen	72	9
Sydhavnen	41	6
Total	137	20

Københavns Havn har en lovpligtig opsamlingsordning for olieholdigt affald. Ordningen fungerer meget tilfredsstillende, og der finder kun mindre udslip af olie sted. I tilfælde af oliespild tilkaldes beredskabsvagten i Miljøkontrollen, Københavns Kommune og Københavns Brandvæsen. Der sker ca. 10-15 uheld pr. år, hvor der gennemsnitlig tabes ca. 200 l

olie pr. gang. Halvdelen af dette er let dieselolie, mens den anden del er svær fuelolie. Dieselolien kan sjældent opsamles, da den er meget flygtig, hvorimod fuelolien kan opsamles. Derved bliver den samlede forurening fra erhvervstrafikken ca. 2-3 tons pr. år.

**Tabel 2.7**

**Den samlede belastning af Københavns Havn med miljøfremmede organiske forbindelser opgjort på kilder. Alle tal i kg/år.**

Kilde	Olie	Anioniske tensider	Toluen	Phenoler	DEPH	DOP
Overløb	133.080	9.505	8	191	191	191
Separat kloakering	5.411				25	1
Industrielle udledninger						
Erhvervs skibstrafik	2.500					
Lystbåde	100					
Udsivning fra grunde	52			0,25		
Vandløb						
Atmosfære						
I alt	141.091	9.505	8	191	216	192

Det kan konkluderes, at spildevandet fra regnvandsbetingede overløb fra kloaksystemet er den dominerende kilde for størsteparten af stofferne, dog undtaget TBT, hvor afgivelse fra skibsmaling domineret og kobber, hvor afgivelse fra skibsmaling spiller en væsentlig rolle.

#### 2.2.9.2 Kolding Havn

I forbindelse med Miljøprojekt nr. 158: Bortskaffelse af havneslam (Miljøstyrelsen 1990) er Kolding Havn gennemgået som en case, hvor tungmetallindholdet i sedimentanalyser er sammenholdt med en vurdering af forureningskilderne og udviklingen i forureningen.

På baggrund af sedimentprøver udtaget i januar 1985 er overskridelsesfaktorer i forhold til niveauet i Lillebælt beregnet som vist i tabel 2.8 (Miljøstyrelsen 1990).

**Tabel 2.8**

**Overskridelsesfaktorer for sediment i Kolding Havn 1985.**

Område	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Zink	Middelfaktor
Inderhavn	3,02	2,28	0,99	1,87	6,60	0,77	2,10	2,52
Yderhavn	0,70	1,82	1,50	1,57	1,76	0,91	1,14	1,34
Sejlrenden vest	0,54	1,70	1,59	1,57	1,72	0,94	0,88	1,28
Sejlrenden øst	0,52	1,63	1,22	1,10	1,00	0,80	0,83	1,01
Lystbådehavnen, nord	0,64	1,07	0,84	1,46	1,85	0,65	1,07	1,08
Lystbådehavnen, syd	1,12	2,18	0,63	1,64	1,37	0,64	1,85	1,35
Gennemsnit	1,09	1,78	1,13	1,53	2,38	0,78	1,31	1,43
Varians	0,94	0,19	0,14	0,06	4,37	0,02	0,28	0,30

Af tabel 2.8 fremgår, at Inderhavnen er det mest belastede område med en gennemsnitlig overkoncentration på en faktor 2,5. De tungmetaller, der forekommer i de største overkoncentrationer i Inderhavnen, er bly, cadmium og kviksølv. For cadmium og kviksølv er dette

også gældende i de øvrige områder, hvorimod bly kun forekommer i forhøjede koncentrationer i Inderhavnen og i Lystbådehavn Syd.

Indtil 1920 løb Kolding Å ud i Inderhavnen. Åen modtog i denne periode alt spildevandet fra byens industri og boligområder.

Efter 1920 blev åen ført uden om Inderhavnen til det område af fjorden, der senere blev til Lystbådehavn Syd. Herefter var Inder- og Yderhavnen recipient for regnvand fra områder omkring havnen, spildevand fra virksomheder i havneområdet og aktiviteter i havnen.

I 1979 blev der etableret en afskærende ledning fra renseanlægget til Lillebælt.

Foruden spildevandet fra renseanlægget modtager havnen regnvand afledt til åen og direkte til havnen. Endvidere afledes regnvand fra kajanlæg og virksomheder i havneområdet til havnebassinet.

Analysen af tungmetaller i slammet fra renseanlægget viser (Miljøstyrelsen 1990):

- Faldende koncentrationer af krom, nikkel og kobber, som må tilskrives begrænsninger i udledningen fra galvano-industrier
- En dalende tendens for cadmiums vedkommende, som bl.a. tilskrives reduceret cadmimering i galvanoindustrien samt substitution af cadmiumholdige pigmenter mv. i maling og plastprodukter
- Tendenser til både stigning og fald i perioden for kviksølv og zinks vedkommende.

I Miljøprojekt 158 konkluderes det, at forureningen af havneslammet i Lystbådehavn Syd skyldes udledninger fra renseanlægget og overløbsbygværker, mens der ikke konkluderes for Inderhavn og Yderhavn, idet der dog peges på, at kviksølvforureningen kan stamme fra håndtering af kviksølvbejdsede frø og korn (Miljøstyrelsen 1990).

De forhøjede koncentrationer for de øvrige tungmetaller i Inderhavnen må skyldes forureninger fra før 1920 samt virksomheder på havnen og aktiviteter i forbindelse med lastning og losning af skibe (Miljøstyrelsen 1990).

### 2.2.9.3 Havne og fjorde i Sønderjyllands Amt

Sønderjyllands Amt har i 1996 gennemført en række målinger for at skabe et overblik over koncentrationsniveauet af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i sedimentet i de sønderjyske havne og fjorde. De foreliggende undersøgelser har omfattet prøver fra det øverste sedimentlag, og der er analyseret for tungmetaller og to grupper af miljøfremmede stoffer: Triaziner og organiske tinforbindelser.

Følgende nærfeltområder er undersøgt:

- Lystbådehavne og erhvervshavne
- Nærfeltområder omkring udløbsledninger/overløbsbygværk for byspildevand
- Referenceområder i fjordene

Referenceområder i fjordene er medtaget for at kunne sammenligne niveauerne i nærfeltområderne med det generelle forureningsniveau i havmiljøet. For hver prøvestation er der analyseret en enkelt prøve, der er sammensat af flere delprøver fra lokaliteten. Undersøgelsen giver således et fingerpeg om belastningsniveauet målt som koncentrationen af stofferne i sedimentet.

I sediment fra havneområder er der målt forhøjede koncentrationer af miljøfremmede stoffer og tungmetaller med de højeste niveauer i lystbådehavnene.

En årsag, til at der er fundet de højeste niveauer i lystbådehavnene, kan være kraftigere strømforhold i de større erhvervshavne, der kan medvirke til at nedbringe sedimentationen af finkornet materiale og således bevirke en øget spredning af stofferne allerede i selve

vandfasen. I lystbådehavnene er der muligvis en mindre og mere begrænset vandudskiftning, som vil kunne forøge belastningen i sedimentet her sammenlignet med sedimentet i erhvervshavne.

Organiske tinforbindelser, triaziner og tungmetaller er målt i koncentrationer, som vurderes at påvirke alger og dyreliv. Det fremgår af tabel 2.9 at de højeste koncentrationer af triazinnet irgarol er målt i lystbådehavnene. TBT er fundet i forhøjede koncentrationer i lystbådehavne på trods af forbudet fra 1991 mod brug af stoffet i bundmalinger til både under 25 m.

**Tabel 2.9**

**Målte koncentrationer i nærfeltområder i de sønderjyske fjorde af TBT, irgarol og Cu, hvis tilledning til havmiljøet primært skyldes skibes bundmalinger**

	Lystbådehavne	Erhvervshavne	Udløbsledninger	Overløbsbygværk	Referencer i fjordene
TBT (µg/kg/TS)	<0,3-409	17-47	<0,3-189	418	<0,3-412
Irgarol (µg/kg/TS)	2,5-380	3,5-18	2,2-12	5,5	<0,3-6,5
Cu (µg/kg/TS)	4,1-82	25-84	12-42	76	0,66-27

I sediment fra nærfeltområder omkring udløbsledninger fra renseanlæg og ved overløbsbygværker er der overraskende også målt forhøjede koncentrationer af irgarol og TBT, der primært forventes at stamme fra bundmalinger. Tungmetalniveaue er her ligeledes højt, og som for de miljøfremmede stoffer, er koncentrationerne højere eller på niveau med havneområderne. De målte koncentrationer af miljøfremmede stoffer i sediment ved udløbsledninger fra renseanlæg og regnvandsudløb kan dels bero på afgivelse af stofferne fra skibes bundmalinger i undersøgelsesområderne og dels på, at stofferne er til stede i spildevandet, der udledes i fjordene.

Sønderjyllands Amt vurderer, at tungmetalbelastningen fra kilder i tilknytning til havneområder især er betydelig for Cu, men også for Zn og Pb.

Ved en række stationer i fjordområderne er der sammenfald mellem de forhøjede koncentrationer af de analyserede stofgrupper, hvilket specielt ses for Cu, TBT og irgarol, som alle stammer fra skibes bundmalinger.

Der er sammenfaldene forhøjede koncentrationer ved en række målestationer i Haderslev Fjord. Dette er tilfældet ved overløbsbygværket (TBT og Cu), ved renseanlæggets udløbsledning (TBT/irgarol) samt i lystbådehavnen (TBT/Cu/irgarol).

I Augustenborg Fjord er der sammenfald mellem de områder, hvor der er fundet højt indhold af Cu og de områder, hvor der er forholdsvis høje koncentrationer af triaziner (lystbådehavn, havn, sejltrede). I havnene er der generelt sammenfaldende høje koncentrationer af TBT, Cu og triaziner.

I Sønderborg Bugt er der sammenfald mellem de forhøjede koncentrationer af henholdsvis Cu, TBT og irgarol i sedimentet fra lystbådehavnen. (Sønderjyllands Amt 1998)

#### 2.2.9.4 TBT i Århus Amts marine miljø

I 1998-1999 gennemførte Århus Amt en undersøgelse af forekomsten af TBT i det marine miljø (Århus Amt, Teknik og Miljø, 2000).

Undersøgelsen omfattede målinger af organiske tinforbindelser: TBT og nedbrydningsprodukterne DBT og MBT samt triphenyltin (TPhT).



Der er foretaget målinger på marint sediment, blåmuslinger, strandsnegle, fisk og vand. Målingerne er udført på prøver indsamlet i og omkring havne og i områder med mere dif-fust belastning. Undersøgelsen omfatter også en kortlægning i forekomsten af deformationer af kønsorganerne hos 3 marine sneglearter (ikke omtalt i dette resume).

Resultaterne af undersøgelsen viser, at TBT forekommer i både vand, sediment, snegle, muslinger og fisk. Tabel 2.10 viser de fundne niveauer for TBT.

**Tabel 2.10**

**Indhold af TBT i vand, sediment, snegle, muslinger og fisk fra havneområder og områder uden for havne i Århus Amt 1998/99. \* 1 prøve**

	Uden for havne	I havne	Enheder	Antal målinger
Vand	0,57-1,11	87*	µg TBT-Sn pr. liter	4
Sediment	2,3-65,8	97-2221	µg TBT-Sn pr. kg tørstof	16
Snegle	6,6-8	67-235	µg TBT-Sn pr. kg vådvægt	8
Muslinger	1,6-20,7	94-342	µg TBT-Sn pr. kg vådvægt	25
Fisk	0,3-6,6		µg TBT-Sn pr. kg vådvægt	7

De fundne koncentrationer overskrider vandkvalitetskriteriet på 0,4 ng TBT-Sn pr. liter, som er fastsat i bekendtgørelse nr. 921 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer. Indholdet af TBT i sediment overskrider den vejledende grænse på 0,002-0,02 µg TBT-Sn pr. kg tørstof, som er anbefalet i Oslo-Paris Konventionen (OSPARCOM).

TBT-indholdet i sedimentet fra 7 lystbådehavne i Århus Bugt viser, at der efter forbudet mod at anvende TBT-holdigt bundmaling til mindre skibe fortsat er et højt indhold af TBT (97-2221 µg TBT-Sn pr. kg tørstof).

I de undersøgte snegle og muslinger fra havne er der 10-100 gange højere koncentration af TBT end i dyrene uden for havnene.

Indholdet af TBT, DBT og MBT målt i sediment fra 6 havne i Århus Bugt er højt i sammenligning med sediment fra referencestationen ved Kalø Slotsruin (tabel 2.11).

**Tabel 2.11**

**Indholdet af TBT, DBT og MBT som µg XBT-Sn pr. kg tørstof fra 6 havne i Århus Bugt samt fra referencestation ved Kalø Slotsruin 1999.**

	TBT	DBT	MBT	Tørstof (%)	Glødetab (% af TS)
Strudstrup Lystbådehavn	97	54	84	65,2	3,6
Marselisborg Lystbådehavn	104	41	9,4	37,5	12,5
Egå Marina	2221	410	191	20,8	19
Nappedam Lystbådehavn	116	40	36	53	5,2
Århus Fiskerihavn og Lystbådehavn	121	34	9,2	42,5	10,9
Århus Havns Klappassin	1225	64	11	54,5	7
Kalø Slotsruin (Kalø Vig)	2,3	<1	<1	84,5	0,8

Forholdet mellem TBT-indholdet og nedbrydningsprodukterne DBT og MBT giver et indtryk af tilførslens tidsmæssige karakter. Et højt indhold af TBT i forhold til DBT og MBT tyder på, at tilførslen af TBT er af nyere dato.

Sedimentet fra Århus Havn har et TBT : DBT + MBT forhold på 16:1, hvilket sandsynligvis hænger sammen med, at de skibe, der besejler Århus Havn, til stadighed frigiver TBT fra bundmalingen.

For lystbådehavnene ligger forholdet fra 3,5 i Egå til under 1 i Marselisborg og Strudstrup.

Dette forhold indikerer, at TBT-tilførslen primært er af ældre dato, hvilket sandsynligvis hænger sammen med forbudet mod brugen af TBT-holdigt bundmaling.

#### 2.2.9.5 Konklusion på cases

Alt i alt må det konkluderes, at kildeopsporing for tungmetaller sjældent vil give et helt entydigt billede, men at en stor del af belastningen med tungmetaller må tilskrives land-baserede forureninger, som er ophørt eller reduceret, således at der igen vil være mulighed for klappning eller nyttiggørelse af sedimentet (uden separering og rensning), når det tungmetalbelastede sediment er fjernet. I en række havne findes at nytillejret sediment ikke er belastet mere af tungmetaller.

Meget tyder derimod på, at forureningen med miljøfremmede stoffer, herunder biocider fra skibsmalinger, er langt fra at være under kontrol. Dog har forbudet mod anvendelse af TBT i bundmalingen til skibe, mindre end 25 meter, der blev indført i Danmark i 1991 tilsyneladende båret frugt i form af en reduceret belastning af lystbådehavnene med TBT. Det er dog usikkert, i hvor høj grad der er et efterslæb i form af lagerindkøb før 1991 og illegal import fra andre lande siden. Der er fra år 2000 desuden forbud imod anvendelse af Diuron og Irgarol og et generelt forbud imod miljøskadelige stoffer i bundmaling fra år 2003.

## 2.3 Forureningsbegrænsende foranstaltninger

### 2.3.1 Kildeopsporing

I kildeopsporingen vil det være hensigtsmæssigt at fokusere på havnevirksomheder og aktiviteter på havnen. Baseret på viden om kloaksystemet (f.eks. omfanget af udløb fra fælleskloakerede industriområder) og analyser af tungmetaller og organiske miljøgifte i spildevandsslammet vurderes, om der er væsentlige forureningskilder i oplandet, der skal sættes ind overfor. Der kan dog stadig findes forurenede slam opmagasineret i kloaksystemet, som først ledes ud ved kraftigt regnskyl og overløb.

### 2.3.2 Ikke-landbaserede kilder

For den erhvervsmæssige skibstrafik regnes der med, at der i dag for 70 % vedkommende anvendes TBT-holdig bundmaling.

Problemerne omkring afgivelsen af biocider fra skibsbundmaling skal løses på internationalt plan.

FN's søfartsorganisation (IMO) har vedtaget en hensigtserklæring om et forbud mod påførsel af bundmalinger indeholdende TBT på alle skibe fra år 2003.

Der er desuden i havnene etableret opsamlingsordninger for olierester og olieholdigt affald.

### 2.3.3 Optagning af havneslam

I forbindelse med optagning af havneslammet vil der ske tab af materialer og stoffer afhængig af, hvor forsigtigt der arbejdes, og hvilket udstyr der anvendes. Oprensningen må derfor betragtes som en potentiel intern forureningskilde. Ved optagning af forurenede materiale stilles der ofte krav om minimering af denne spredning, f.eks. at tabet af materialer holdes under på 1-2 %.

Der er i de senere år udviklet udstyr som kan suge sedimentet op med stor nøjagtighed og med ringe spild. I lukkede havneområder er der endvidere mulighed for at anvende siltgardiner. Anvendelse af effektivt udstyr er dog ikke tilstrækkeligt alene. Det er lige så vigtigt, at udstyret anvendes af erfarne operatører.



# 3 Prøvetagningsstrategier

Ifølge Klapbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen 1986) må klappning ikke finde sted uden forud indhentet tilladelse fra amtet. Amtet kan forlange, at ansøgeren på et godkendt laboratorium lader foretage analyser for indhold af forurenende stoffer mv. Amtet kan anvise særlige prøveudtagnings- og analysemetoder. Prøvetagning kan dog udelades, hvis amtet anser det for åbenbart, at materialet ikke er forurennet.

## 3.1 Nuværende praksis

### 3.1.1 Prøvetagning

I mange tilfælde udtager amterne prøverne, især for de mindre havne, selv om det er muligt at pålægge ansøgeren at gøre det. På den måde sikrer amterne sig et førstehåndskendskab til sedimentets udseende og lugt, prøvetagningspositioner, prøvetagningsmetode og udtaget sedimentlag. Der anvendes Haps eller Kajak bundhentere, der muliggør udtagelse af intakte sediment søjler, eller van Veen prøvetager.

Der er, så vidt det kan vurderes, kun mindre forskelle på de enkelte amters strategi for udlægning af prøvetagningsstationer og prøvetagning (Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte, 1999/2000). I det følgende er Fyns Amt brugt som eksempel.

Fyns Amt udtager selv prøverne med Haps eller Kajak bundhentere. Årsagen angives til, at Amtet har udstyr til disse prøvetagninger og derved kan yde denne service for havnene. Amtets fordel er til gengæld, at de ved hvor og hvordan prøverne er taget og kan foretage en visuel vurdering af prøven.

Fyns Amt udtager typisk 10 jævnt fordelte delprøver fra det område, der skal oprenses. De øverste 5 cm sediment tages fra og puljes til en blandingsprøve, der analyseres.

Prøvetagningen tilrettelægges under hensyn til eventuelle forureningskilder. Afhængig af en vurdering af kilder og evt. tidligere analyseresultater udtages der normalt prøver til analyse for indhold af tørstof, organisk stof, tungmetaller, TBT, Olie, PCB og kornstørrelsesfordeling. Desuden kan de øvrige stoffer, som er nævnt i bilag 1 og 2 i klapbekendtgørelsen, (Miljøstyrelsen 1986), f.eks. andre antibegroningsmidler, komme på tale.

Hvor der er optaget belastet sediment, stiller Fyns Amt ofte krav om, at der efterfølgende udtages en prøve, der kan belyse forureningen af det tilbageværende sediment. I de havne, hvor der findes moræneler under det forurenede sedimentlag, stilles der evt. vilkår om dokumentation for (f.eks. ved dykkerinspektion), at det forurenede sedimentlag er oprenset tilfredsstillende, før det rene lerlag opgraves, klappes eller genanvendes.

Sammen med de øvrige Lillebælts-amter har Fyns Amt anskaffet udstyr til udtagning af komplette søjler på op til 1½ meter med henblik på at vurdere lagdelingen i sedimentet og tykkelsen af et eventuelt belastede sedimentlag.

Vejle Amt oplyser, at Amtet indledningsvis søger at afgrænse en evt. forurening. Skønnes sedimentet at være uforurennet, udtages ikke sedimentprøver. Ved uforstyrret bund, f.eks. ved uddybning af sejlrunde udtages 1-2 Haps prøver efter samråd med den pågældende havn. Analyse materialet forsøges udtaget i de øverste centimeter af overfladelaget.

Rekvirenten betaler analyseudgifter og leje af Amtets skib samt mandskab ud over 1 person. I lystbådehavne udtager Amtet ligeledes sedimentprøverne. Lystbådehavnen betaler kun for analyseudgifterne.

### 3.1.2 Analyseparametre

I forbindelse med en undersøgelse af havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser udsendte Miljøstyrelsen et spørgeskema om amternes strategi vedr. klappning/deponering af havnesedimenter (Jensen, A, & Gustavson 2000). Alle amter har efterfølgende besvaret spørgeskemaet (Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte, 1999/2000).

I næsten alle amter er der foretaget undersøgelse af tungmetaller i havnesedimenter i forbindelse med klaptilladelser. Seks amter har undersøgt indholdet af antibegroningsmidlet TBT (DBT og MBT) i havnesedimenter; men kun Sønderjyllands Amt har rapporteret analyser af antibegroningsmidlet Irgarol. Undersøgelser af organiske miljøfremmede stoffer er kun blevet foretaget af Lillebæltsamterne og Århus Amt. Fem amter har undersøgt indholdet af total hydrocarboner i havnesedimenter (Jensen, A, & Gustavson, 2000).

De tungmetaller, som bliver analyseret, er typisk cadmium, krom, kobber, kviksølv, bly, zink, nikkel og tin.

For småhavne i strømfyldte farvande udtager Fyns Amt kun prøve til analyse for tørstof/glødetab og kornstørrelsesfordeling.

I Storstrøms Amt kræves der analyser af oprensingsmateriale for tungmetaller, men ikke antibegroningsmidler og andre miljøfremmede stoffer. Baggrunden er, at krav om analyser for miljøfremmede stoffer vil vælte mange (små-)havnes økonomi. Amtet nævner, at én TBT analyse alene koster i størrelsesordenen 6.000 kr. (Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte, 1999/2000). De relativt høje omkostninger til analyse af f.eks. TBT er en af de væsentligste årsager til, at der hidtil er udført relativt få analyser og at kendskabet til detailfordeling i havnene dermed er begrænset.

Nordjyllands Amt stiller ligeledes krav om analysering for tungmetaller og TBT, hvis sedimentet kommer fra områder med en generel høj forureningsbelastning, f.eks. i indsejling til eller i havnebassiner. Rekvirenten betaler analyseomkostningerne. Hvis sedimentet stammer fra formodede ubelastede områder, udtages der ikke prøver.

## 3.2 Anbefalinger vedrørende fremtidig praksis

### 3.2.1 Stationsplacering og antal stationer

Den nuværende praksis, hvor stationsantal og placering fastlægges af amterne ud fra kendskabet til materialets forureningsgrad, forureningskilder samt havnens og oprensingsområdet karakter, vurderes som god og ansvarlig.

Tabel 3.1 angiver retningslinier for antallet af stationer nødvendige for at opnå repræsentative resultater, forudsat at sedimentet i oprensingsområdet er rimeligt ensartet (OSPAR 1998).

**Tabel 3.1**

**Retningslinier for antal prøvestationer baseret på mængden af oprenset sediment.**

<u>Oprenset mængde (m<sup>3</sup>)</u>	<u>Antal Stationer</u>
Up to 25 000	3
25 000 - 100 000	4 - 6
100 000 - 500 000	7 - 15
500 000 - 2 000 000	16 - 30
>2 000 000	ekstra 10 pr million m <sup>3</sup>

Flere stationer er nødvendige, hvis det oprensede område har et uensartet sediment.

Normalt skal der analyseres en prøve fra hver station. Men hvis den visuelle vurdering af prøverne viser, at sedimentets tekstur og lagdeling er homogent, kan et antal prøver puljes, så de afspejler den gennemsnitlige forureningsgrad i området. De oprindelige prøver skal dog gemmes, så de kan analyseres, hvis der opstår tvivl om, at forudsætningen, om at området er homogent, holder.

### **3.2.2 Prøvetagningsmetoder**

Ved prøvetagning bør der fortrinsvist anvendes materiel, som muliggør en visuel vurdering af prøverne, herunder lagdelingen af sedimentet. Under prøvetagning og håndtering af prøverne, bør det sikres, at sedimentprøverne ikke kommer i kontakt med plast- eller gummi-materiale for at undgå forurening af prøven (specielt DEHP kan let afgives fra disse materialer), såfremt prøvematerialet skal anvendes til analyse for miljøfremmede stoffer.

### **3.2.3 Analyseparametre**

Analyseomkostninger til analyse af havne for miljøfremmede stoffer, inkl. biocider og deponering af biocidforurenede havneslam, vil udgøre en væsentlig økonomisk belastning af mange havnes økonomi, idet det må forventes, at kravene til analyse af havnesediment for biocider skærpes, og at de nye analyser afdækker nye tilfælde af forhøjede koncentrationer af biocider (Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte, 1999/2000, Sammenslutningen af danske Havne, 2000a). Denne problemstilling bør vurderes nærmere, herunder hvilke og hvor mange havne det drejer sig om, hvilke stoffer det drejer sig om, hvad er kilderne, samt hvad kan der gøres for at afhjælpe problemerne.

De store havne har økonomiske midler til at foretage undersøgelser af sedimenter, inden de fremsender en klaptilladelse. Herved belyses omfanget af forureningen af det sediment, som skal opgraves. Derimod har små havne, som ofte har mindre områder at oprense, vanskeligt ved at finansiere prøvetagning og de dyre kemiske analyser.

På baggrund af at omfanget af forureningen med miljøfremmede stoffer, herunder biocider fra skibsmalinger, endnu ikke er helt afklaret, må det anbefales, at der fremover lægges mere vægt på analyse af disse stoffer.

Det anbefales, at havneslam analyseres for tungmetaller (cadmium, krom, kobber, kviksølv, bly, zink, nikkel og tin) samt følgende organiske miljøgifte: TBT, Diuron, Irgarol, blødgørelse (bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), butylbenzylphthalat, diethylphthalat, dimethylphthalat og di-n-butylphthalat), nonylphenol, PAH (sum PAH) og LAS. Anbefalingerne for organiske miljøgifte er baseret på fundne koncentrationsniveauer (Jensen, A, & Gustavson 2000).





## 4 Nyttiggørelse af sediment fra havne og sejlrender

I dette afsnit gennemgås mulighederne for at nyttiggøre havneslam og sediment fra sejlrender.

### 4.1 Nyttiggjorte mængder

Der er foretaget et udtræk for 1998 og 1999 fra Skov- og Naturstyrelsens register af havbaserede råstofindvindinger, som er fritaget for den faste råstofafgift, da de nyttiggøres. Dette udtræk, er vist i tabel 4.1

**Tabel 4.1**  
*Nyttiggjorte materialer fra gravearbejder på havbunden i 1998 og 1999*

	1998	1999
Sand	153.806 m <sup>3</sup>	105.918 m <sup>3</sup>
Fyldsand	694.039 m <sup>3</sup>	1.070.082 m <sup>3</sup>
Ler	332.183m <sup>3</sup>	833.129 m <sup>3</sup>

Sand, eksempelvis sand fra Hals Barre, er brugt til cementproduktion. Fyldsand stammer oftest fra uddybning af havne og bruges f.eks. til kystfodring, ikke at forveksle med Kystinspektoratets kystfodringer, som er almindelig indvinding.

Dette kan sammenlignes med resultaterne fra en spørgeskemaundersøgelse foretaget af Sammenslutningen af danske Havne (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b). Sammenslutningen udsendte den 13. oktober 2000 et spørgeskema til medlemshavnene, Foreningen af Danske Privathavne og Statshavnsadministrationerne.

48 havne har returneret skemaet. Nogle af havnenes svar omhandler også uddybning og ikke blot oprensning. Data er forsøgt korigeret for dette, således at undersøgelsen kun omfatter oprensning, tabel 4.2.

De 48 havne forventer, at der i de næste 10 år skal oprensnes mellem 600.000 og 860.000 m<sup>3</sup>/årligt fra havnebassinerne. Esbjerg Havn skiller sig klart ud ved at forvente oprensninger på 455.000 m<sup>3</sup>/årligt.

**Tabel 4.2**  
*Oprensset mængde fra havnebassiner*

År	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1000 m <sup>3</sup>	813	760	678	857	644	636	657	804	604	731

14 havne forventer ikke noget behov for at foretage oprensning i havnebassinerne over 10 års perioden.

Oprensset mængde fra sejlløb er vist i tabel 4.3

**Tabel 4.3**  
*Oprensset mængde fra sejlløb*

År	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1000 m <sup>3</sup>	1867	1837	1868	2253	2014	1830	1810	2185	1801	1987

Også for oprensning i sejløb skiller en række havne sig markant ud, idet Esbjerg, Hanstholm og Aalborg tilsammen forventer at skulle oprense ca. 1,7 mio. m<sup>3</sup>/årligt. 22 havne har indikeret, at de ikke forventer oprensning i sejløb. (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b)

Sammenslutningen af danske Havne har i spørgeskemaundersøgelsen også spurgt om materialet klappes, deponeres eller nyttiggøres. Det fremgår, at størstedelen af materialet deponeres ved klappning på søterritoriet, tabel 4.4. (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b)

**Tabel 4.4**  
**Klappning på søterritoriet:**

År	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1000 m <sup>3</sup>	2218	2161	2135	2319	2440	2159	2180	2247	2131	2513

Igen vejer Esbjerg tungt, da Esbjerg alene står for klappning af ca. 1.800.000 m<sup>3</sup>/årligt.

Store mængder deponeres dog også på land, tabel 4.5.

**Tabel 4.5**  
**Deponering på land:**

År	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1000 m <sup>3</sup>	254	333	278	701	131	153	131	784	156	163

De store udsving i 2004 og 2008 skyldes landdeponering af materiale fra Randers (405.000 m<sup>3</sup>). Odense har store mængder materiale i 2003 og 2008 (140.000 m<sup>3</sup>), der må landdeponeres. København og Esbjerg har løbende betragtelige mængder, der deponeres på land. (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b)

Kun 9 havne har kunnet svare positivt på, at materialet kan nyttiggøres, tabel 4.6 (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b).

**Tabel 4.6**  
**Nyttiggørelse af materialet:**

År	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1000 m <sup>3</sup>	190	226	193	171	162	160	172	170	162	190

Heraf nyttiggøres 100.000 m<sup>3</sup> fra Aalborg, og 50.000 m<sup>3</sup> fra Esbjerg årligt. Derudover er der tale om mindre og svingende mængder fra andre havne. Blandt de havne, der nyttiggør materialet, har 3 angivet, at der er tale om en engangshændelse i forbindelse med havneudbygning. (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b)

## 4.2 Anvendelsesmuligheder

Den væsentligste parameter ved vurdering af mulig nyttiggørelse er materialesammensætningen.

Groft taget er det kun muligt at opnå en samfundsmæssig nyttevirkning, når det drejer sig om sand med begrænset organisk indhold, idet materialet så kan erstatte brug af andet sand. Den mulige nyttiggørelse er yderligere afhængig af kornfordelingen, idet det alt andet lige er nemmere at nyttiggøre groft sand end fint siltholdigt sand.

Normalt benyttes en deponering af ler og gytje i stedet for klappning, fordi det økonomisk eller tidsmæssigt set er fordelagtigt, eller fordi materialet på grund af forureningsindhold eller manglende klappads til sådanne materialetyper kun kan bortskaffes, ved at det deponeres.

Der kan skelnes mellem anvendelse, hvor klapmaterialet anvendes på land, f.eks. til:

- Opfyld i havne
- Kyst- og strandfodring
- Bundlag i veje
- Cementfremstilling

Og anvendelse til havs, typisk til kystfodring.

Fra de centrale myndigheder er der lagt op til, at amterne ved administration af klapsager skal lade nyttiggørelse indgå i overvejelserne. Som anført i afsnit 1, fremgår det af Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999, at Skov- og Naturstyrelsen i sin sagsbehandling drøfter med andre myndigheder og havneejere, hvilke muligheder der er for, at materialer, der optages ved uddybning eller oprensning fra havbunden, sejlrender m.m., kan nyttiggøres som råstof i anlægsarbejder eller industrien (Miljø- og Energiministeriet 1999).

I Fyns Amt indgår eksempelvis et vilkår om, at muligheder for genanvendelse skal undersøges, før klapping finder sted i alle klaptilladelser, hvor sedimentet kan genanvendes (uforurenet sand med et indhold af organisk stof <3-4 % af tørstof).

### 4.3 Nyttiggørelse på land

Kommunen kan give tilladelse til et anlæg til afvanding af sand, der ikke kræver tilladelser efter ovennævnte lovgivninger, f.eks. fordi det er placeret på havnens område.

#### 4.3.1 Havne

Anvendelse af sediment fra oprensning af sejlrender og havne til opfyldninger i havne og kyst- og strandfodring er mindre kompliceret at gennemføre og er mere udbredt end anvendelse til andre anlægsformål. Det skyldes blandt andet, at nyttiggørelsen mere er drevet af behovet for at ”gøre noget ved” materialet end en efterspørgsel efter det, og at ”problemejeren” med krav om uddybning er den samme, som ejer og planlægger udbygningen af havneområderne.

Når havnesediment vurderes som for belastet til at klappe, skal det deponeres. Ved deponering på land er den optimale deponeringsplacering bag tætte vægge eller dæmninger under vand og uden gennemsivning af sur iltrig nedbør, således at størstedelen af forureningen er bundet i sedimentet. Det er samtidigt vigtigt, at depotområdet afsluttes som et nyttigt landområde.

Det bløde slam, som typisk kan have et vandindhold på 200-300 %, konsolideres normalt ved, at der successivt overlægges tynde sandlag. Ved afsluttende sandbelastning suppleret med etablering af lodrette dræn i et tæt mønster kan selv områder med blødt slam ende som nyttige arealer, der kan efterbehandles ved såning af græs eller ved etablering af en belægning.

Materialet fra havnene anvendes typisk til fyld bag spunsvægge eller til opfyldning på pladser og i moler. Følgende faktorer fremmer nyttiggørelsen:

- At materialet i sig selv (fordi det er sandet) er velegnet
- At nyttiggørelse kan gennemføres hurtigere end klapping
- At manglende alternative bortskaffelses muligheder gør, at havnene er tvunget til at bruge det.

Som det fremgår af ovenstående, er der en glidende overgang mellem decideret nyttiggørelse af sediment i havne, og deponering af forurenet sediment uden at der indgår et nyttiggørelsesaspekt. Hvis der ønskes etableret et specialdepot for deponering af forurenet sediment, skal amtet ansøges om en tilladelse i henhold til Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 før etablering af depotet. Hvis der udledes overskudsvand og/eller drænvand fra depotet, skal der søges om en udledningstilladelse hertil hos amtet.

### 4.3.2 Veje

Statens Vejlaboratorium har i 1990 gennemført en foreløbig vurdering af klappaterialers anvendelighed ved vejbygning. Rapporten konkluderer, at materialerne kan anvendes som fyld til indbygning i dæmnings- og møntmaterialer, svarende til størsteparten af de undersøgte prøver, ikke er anvendeligt til vejmaterialer som cementbundet sand, cementbundet grus, stabilt grus, filtergrus, varmbladet asfalt og sand til glatførebekæmpelse. Rapporten konkluderer videre, at nyttiggørelse af uforurenede sand fra sejltreder i områder med større materialetransport er mest relevant, mens oprensingsmaterialer fra strømbeskyttede områder, især fjorde, generelt er mindre egnede til vejbygning, fordi materialerne her er mere finkornede. (Vejdirektoratet 1991).

Sediment fra indsejlingen til Hirtshals er blevet anvendt ved motorvejsbyggeri. Hirtshals Havn oplyser, at de oprensede indsejlingen på samme vis som altid med samme entreprenør. Forskellen var, at entreprenøren førhen sejlede ind i havnen og pumpede oprensingsmaterialet gennem en rørledning til et område på stranden, hvor det lå og afvandede, før Vejdirektoratet sørgede for, at det blev kørt bort. For Hirtshals Havn var den eneste forskel i forhold til den tidligere bortskaffelse ved klappning, at der var et ekstra tidsforbrug, som dog ikke havde givet problemer, da oprensningen ikke blev foretaget akut.

Projektet er igangsat i december 1999. Indtil i dag er der gravet ca. 370.000 m<sup>3</sup> op til nyttiggørelsen i.f.m. motorvejsbyggeri.

Nyttiggørelsen vil stoppe, når der ikke længere er behov for sand til motorvejsbyggeriet i Vendsyssel, dvs. i sommeren 2001.

Hirtshals Havn vurderer, at de sandmængder, der bliver fjernet fra indsejlingen, er så store, at der ikke findes andre relevante aftagere i Nordjylland.

Vejdirektoratet oplyser, at sandet fra indsejlingen til Hirtshals kvalitetsmæssigt er meget godt, med et meget ringe indhold af filler (silt), en god dræningsevne (som er vigtig i.f.m. anvendelse som bundlag/bundmateriale), og at det er regulært sandmateriale i den finere del (finkornet til fin/mellemkornet).

Sandet er kørt fra oplaget på stranden (afdræningen sker pga. den gode dræningsevne meget hurtigt) til mellemdepoter.

Sandet er hovedsagelig blevet brugt på den nordlige del af den vestlige gren af den nordjyske motorvej (nærmest Hirtshals).

Transportafstanden er sammen med kvaliteten de afgørende faktorer for, om det kan betale sig at nyttiggøre sediment fra havne og sejltreder. Prisniveauet på sand i Nordjylland er forholdsvis højt, da der er få råstofgrave.

Vejdirektoratet oplyser, at der i tilladelsen er lagt vægt på, at det kun er rent sand, dvs. sand fra indsejlingen/sejltrede og ikke sand fra havnebassinerne, der må anvendes.

Det er Vejdirektoratets erfaring, at der i udbudsmaterialet skal stilles præcise krav til afvanding- og håndtering/opbevaringsteknik på indpumpningsstedet.

Når sandet deponeres ved anvendelsesstedet, skal det overdækkes for at undgå sandflugt, da det ensartede finkornede materiale let blæser væk.

I Vendsyssel er der forholdsvis få råstofgrave, og sandet fra indsejlingen til Hirtshals bliver derfor prismæssigt mere konkurrencedygtigt. Grænsen for, hvor langt man ud fra en økonomisk betragtning i dette område kan transportere sandet, ligger på ca. 20 - 30 km.

Det forventes, at der ud over de ca. 370.000 m<sup>3</sup> materialer, som allerede er nyttiggjort, vil blive nyttiggjort 50-100.000 m<sup>3</sup> i sommeren 2001.

I Midtjylland, hvor udbuddet af sand fra råstofgrave er større, vil sand fra sejlrender næppe kunne konkurrere prismæssigt med sand fra råstofgrave på grund af omkostninger med at transportere sand.

#### **4.3.3 Anden anvendelse**

Aalborg-Portland indvinder og anvender sand til cementproduktionen fra oprensningen af sejlrenderne ved indsejlingen til Limfjorden og fra sejlrenderne ved Løgstør og Marbjerg, i alt 50-150.000 m<sup>3</sup>/år gennem en indtil nu 8-årig periode. Der er indgået en for begge parter økonomisk fordelagtig aftale med Kystinspektoret, som er ansvarlig for oprensningen af sejlrenderne.

Med hensyn til kyst- og strandfodring oplyser Kystinspektoret, at anvendelsen af oprensningsmateriale til strandfodring er begrænset. Kystinspektoret indvinder selv 2½-3 mio. m<sup>3</sup> sand årligt til dette formål. Årsagerne til at de ikke anvender oprenset materiale i større omfang er, dels at det ofte er for finkornet, dels at transportafstandene er for store til, at det økonomisk kan betale sig.

### **4.4 Nyttiggørelse til havs**

#### **4.4.1 Kystfodring**

Kystinspektoret oplyser, at anvendelse af materiale oprenset fra indsejlinger og sejlrender hyppigt bliver anvendt til kystbeskyttelse (forbipassage/by-pass), ikke mindst af de mindre havne.

Anvendelse af materiale, der tidligere ville have været klappet, til kystbeskyttelse er tiltaget op igennem 90'erne.

Også de ændrede regelsæt på området i den nye kystbeskyttelseslov har medvirket til at fremme nyttiggørelsen af oprensningsmateriale til kystbeskyttelse.

Kystinspektoret stiller krav om at materialet deponeres så tæt ved land som muligt (få meters vanddybde), og fordeles langs kysten for at opnå den størst mulige erosionsdæmpende effekt.

I

# 5 Oversigt over metoder til separering og rensning af havneslam

Oplysningerne i dette afsnit bygger på projektet ”Københavns Havn, Forbedring af vandmiljøet, Fase 1”, Krüger og Carl Bro, 1999.

## 5.1 Metoder

Slambehandling har som oftest til formål at reducere slammængden til deponering, at udvinde genanvendelige fraktioner og/eller at reducere slammets forureningsindhold. Der kan anvendes en af følgende behandlingsformer, evt. flere i kombination:

- Mekanisk (f.eks. frasortering af ”ren” sandfraktion ved brug af hydrocycloner mv.)
- Kemisk (f.eks. ekstraktion af tungmetaller)
- Biologisk (f.eks. nedbrydning af organiske forurenninger)
- Termisk (forbrænding af organiske forbindelser, afgangning af kviksølv, termisk binding af forureningskomponenter til lerminerale, f.eks. ved produktion af mursten, leca etc.).

Behandlingen foretages både på stationære og mobile behandlingsanlæg. Der findes dog også referencer på kemisk in-situ behandling. Som hovedregel indgår mekanisk behandling altid, enten som eneste behandlingsform (i helt overvejende omfang) eller som første trin i en række af behandlingsprocesser.

Behandling af slammet indebærer som oftest væsentligt højere omkostninger end deponering. Værdien af udvundne genanvendelige fraktioner modsvarer ofte ikke behandlingsomkostningerne. Motivet for slambehandling er således normalt ikke at reducere de samlede omkostninger ved håndtering af slammet, men derimod oftest at reducere deponeringsbehovet og/eller at reducere slammets miljøbelastning. Mekanisk behandling er relativt simpel og dermed også relativt billig, men omkostningerne overskrider stadig meget deponering med konsolidering og afsluttende sandoverdækning. Videregående kemisk, biologisk eller termisk behandling er ofte dyr.

Valg af behandlingsform ved de mange forskellige havneslamsprojekter, der er udført i såvel Danmark som i udlandet, er således baseret på de meget forskellige lokale forhold med hensyn til deponeringsmuligheder, miljøforhold, myndighedskrav etc.

I det følgende er redegjort for en række erfaringer fra forskellige projekter med behandling af havneslam.

## 5.2 Fremgangsmåde

### 5.2.1 Separering

En grundlæggende betingelse for genanvendelse af havneslam som alternativ til den traditionelle deponeringsmetode er en indledende separering af slammet i fraktioner.

Det første trin er en udskillelse af fremmedelementer, typisk genstande, der er henkastet eller ligefrem kørt ud i havnen. Disse kan spænde fra biler til storskrald, men kan også bestå af tidligere bygningskonstruktioner som bolværker, pæle e.l., der ikke er fjernet i forbindelse med ændringer af havnebassinerne. I forbindelse med optagningen af slammet og transporten til et mellem- eller slutdeponi vil sådanne genstande skulle fjernes manuelt.

Næste trin i separeringen vil være udskillelse af fraktioner, der i kraft af partikelstørrelsen ikke vil kunne håndteres i de efterfølgende separeringstrin. Her kan være tale om større sten eller mindre fremmedelelementer. Ved deponering i et mellemdapot vil denne separering finde sted, i kraft af at der til viderebehandlingen anvendes optagningsmetoder, eksempelvis pumpning, der ikke tillader passage af de større fraktioner.

Disse trin kan betegnes som grovrensningen og er en betingelse for at gennemføre separering af slammet i genanvendelige fraktioner. Ved grovrensningen reduceres forureningen af havneslammet ikke mærkbart, og de herefter udskilte genstande skal deponeres/bortskaffes som en affaldsfraktion.

Første trin i separeringen er en ristning, der reducerer kornstørrelsen i slammet til den for den videre separering nødvendige. Sammen med eller i stedet for ristningen kan der foretages en udskillelse af større og tunge fraktioner i et sandfang/udskillelsesbassin. De udskilte fraktioner vil i princippet være rene, da der ikke knyttes forurening til så store partikler.

Forureningen med tungmetaller er erfaringsmæssigt overvejende til stede i finere partikler. Ved separering i fraktioner med veldefinerede kornstørrelser kan det forventes, at der kan udskilles en grovere, lavt- eller uforurenet del fra den finkornede stærkere forurened. Denne adskillelse kan finde sted i hydrocykloner, og dette princip er da også særdeles hyppigt anvendt, og erfaringerne er veldokumenterede i faglitteraturen. Funktionen er dog afhængig af lokale forhold og karakteren af såvel sedimenterne som forureningens karakter.

En avanceret metode til adskillelse af finere slamfraktioner fra det opslemmede slam er Actiflo™. Denne er interessant, hvis der forud er foretaget en meget vidtgående separation, og restproduktet til behandling skulle renses før deponering, medens den vil ofte være for dyr, medmindre det drejer sig om en næsten ren fraktion. Dette stemmer overens med erfaringer fra andre havne, hvor lignende rensemetoder er afprøvet.

En mere simpel metode end Actiflo™ til rensning af de udseparerede fraktioner kan udføres i bassiner, som kan være et simpelt jordbassin eller et egentligt bygværk. Under opholdet i bassinet foretages en spuling ved anvendelse af en ejektor med vand eller vand/luftblanding eller en beluftning med trykluft. Dette kombineres med en flotering og udskillelse af de finere partikler, der er fastsiddende på de separerede fraktioner.

Man kan etablere et indspulingsbassin, hvori opgravet havneslam indspules som en forfase til en finere separering. Der er gode chancer for, at en efterfølgende separering med hydrocykloner kan blive væsentlig nemmere, ved at en stor del af det fine materiale fjernes allerede før en efterfølgende finere separering i hydrocykloner.

#### *5.2.1.1 Ristning*

På grund af de stærkt slidende og tunge materialer i havneslam skal der anvendes særdeles robuste risteaggregater. Der findes en del forskellige konstruktioner af rotortromler og båndriste, som anvendes f.eks. i stenindustrien, og sådanne vil umiddelbart kunne anvendes i dette tilfælde.

For at fjerne forureningen fra de udskilte materialer forsynes ristanlægget med vaskeanordninger, som kan benytte havvand til skylningen. Skyllevandet vil være forurenet med de afskyllede finere partikler og udledes derfor i det depot, hvorfra slammet optages til ristning.

#### *5.2.1.2 Sandfang/udskillelsesbassiner*

Princippet i disse anlæg er, at slammet ledes igennem et volumen med en fremadgående strømningshastighed, og at partiklerne i opslæmningen har forskellig synkehastighed, bestemt af såvel partiklens rumvægt som dens størrelse. Materialerne vil i konsekvens heraf aflejres med en mere eller mindre kontinuert variation i kornstørrelsen, men ikke med en skarp adskillelse mellem fraktioner.



Bassinernes funktion kan forbedres ved valsebeluftning og eller valseinjektion af vand eller en luft/vand blanding, hvorved de bundfældede materialer renses for de mest forurenede små partikler, men denne metode kan næppe anvendes til andet end en grovsortering.

### 5.2.1.3 Hydrocykloner

Anvendelse af hydrocykloner til separering af partiklerne i det opgravede havnesediment kan være en effektiv metode til at udskille partikelfraktioner, der er mere eller mindre rene og således vil kunne anvendes til andre formål. Mængden af sediment til deponering kan herved reduceres, og behovet for deponeringsareal reduceres tilsvarende.

Den opgravede suspension kan groft opdeles i vand, organisk stof og partikler, f.eks. ler, silt, sand samt grovere partikler. I separeringen af disse komponenter kan hydrocykloner blive anvendt til at udskille dele af specielt sandpartiklerne fra den øvrige del af suspensionen.

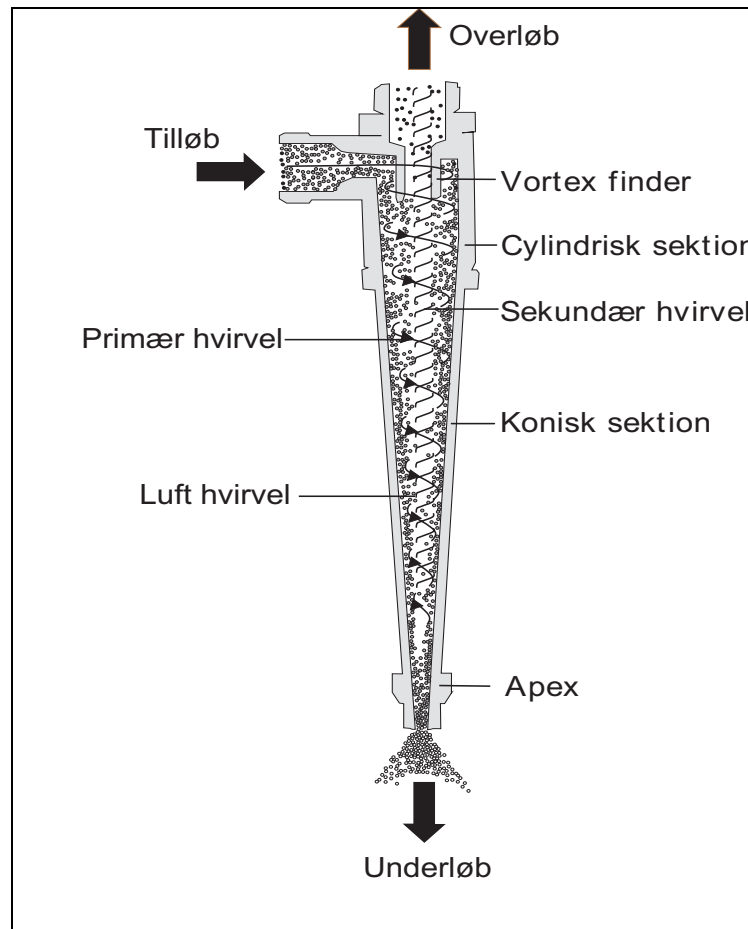
Hvilke fraktioner, der skal separeres i mht. antal og partikelstørrelser, afhænger af det aktuelle sediment og specielt, hvilke partikelfraktioner forureningen i sedimentet følger. Designet af hydrocykloner kan således tilpasses de aktuelle målinger af partikelfordelingen og forureningsgraden i de enkelte partikelfraktioner.

Hvis hydrocykloner anvendes til behandling af havnesediment er der typisk et behov for en fortynding af suspensionen inden tilledning til disse. Fortyndingen sikrer et korrekt tørstofniveau, nødvendigt for at opnå en god separering. Ligeledes skal større partikler i suspensionen fjernes inden tilledning til hydrocykloner for at forhindre en tilstopning af disse.

Hydrocykloner anvendes typisk til at fraskille og sortere partikler mellem 40 til 400  $\mu\text{m}$ . Med en udskillelse af sandpartikler kan vandet med det organiske stof og mindre partikler renses i andre processer. De sorterede sandpartikler evt. opdelt i forskellige størrelsesfraktioner kan evt. renses til en kvalitet, der kan genanvendes til f.eks. uforurenede fyldmateriale.

Funktionen af en hydrocyklon er vist på Figur 5.1.

Af Figur 5.1 ses at tilløbet til hydrocyklonen kommer ind i toppen i et indløbskammer under tryk. Typisk anvendes et tryk mellem 1-2 bar. Indløbskammeret leder tilløbet enten tangentielt eller via en logaritmisk spiral ind i hydrocyklonen, så der dannes en hvirvelbevægelse i hydrocyklonen - den primære hvirvel. I indløbskammeret sidder også en "vortex finder", som forhindrer, at der sker en kortslutning direkte fra tilløbet til overløbet.



**Figur 5.1**  
**Funktion af hydrocyklon.**

Hvirvelbevægelsen fra indløbskammeret fortsætter ned gennem en cylindrisk sektion og en konisk sektion, hvor de tunge partikler slynges ud mod væggen af hydrocyklonen via en kraftig centrifugalkraft. I den koniske sektion begynder der en dannelse af en sekundær hvirvel i midten af hydrocyklonen med en modsat retning op gennem hydrocyklonen.

De tunge partikler fortsætter langs væggen af hydrocyklonen og løber ud i bunden med underløbet ved "apex" delen af hydrocyklonen. Slam, partikler med en densitet tæt på vands og små partikler følger den sekundære hvirvel op gennem hydrocyklonen og ud gennem "vortex finder" til overløbet. Både overløb og underløb skal ske til atmosfærisk tryk. Fordelingen mellem overløbet og underløbet kan variere, men typisk løber ca. 80 % af tilløbet ud ved overløbet og således 20 % af tilløbet ud ved underløbet. Fordelingen bestemmes af forholdet mellem de valgte diametre for henholdsvis "vortex finder" og "apex" i hydrocyklonen. I mange tilfælde er centrifugalkraften så kraftig i hydrocyklonen, at der helt fra underløbet ved "apex" trækkes en lufthvirvel op gennem hydrocyklonen og med overløbet ud gennem "vortex finder".

#### 5.2.1.4 Separering i bassin

Et indspulingsbassin, hvori opgravet havneslam indspules, kan anvendes som en forfase til en finere separering. Der er gode chancer for at en efterfølgende separering med hydrocykloner kan blive væsentlig nemmere, ved at en stor del af det fine materiale fjernes allerede før en efterfølgende finere separering i hydrocykloner. For mindre havne med begrænset belastning kan en bassinseparering vise sig at være tilstrækkeligt. Det vil oftest være nemmere og billigere at udføre en bassinseparering for mindre mængder end at anvende et hydrocyklonanlæg.

### 5.2.2 Afvanding

I forbindelse med optagning, behandling og deponering/genanvendelse af havneslam kan det i visse tilfælde være ønskeligt at foretage en koncentrering og afvanding af slammet. Slammet kan afvandes på slambede eller i mekanisk slamafvandingsudstyr. Afhængig af den valgte metode kan det være nødvendigt at forbehandle slammet, således at større partikler fjernes inden afvandingen.

Slambede kan placeres både under vand, i kystnære områder og på land. Slammet kan fjernes fra slambedet efter endt afvanding, således at slambedet kan bruges igen. Alternativt kan slambedsafvandingen foregå på selve deponeringsstedet.

Mekanisk slamafvanding kan foretages i centrifuger, sibåndspreser eller kammerfilterpresser. Hvis slammet efter separering og/eller rensning har et meget lavt tørstofindhold, kan det være en fordel at foretage en koncentrering før den egentlige afvanding.

I forbindelse med mekanisk koncentrering og mekanisk afvanding vil det sandsynligvis være nødvendigt at konditionere slammet ved tilsætning af både anionisk og kationisk polymer og samtidig overveje de miljømæssige konsekvenser.

Vandfasen fra afvandingen må kontrolleres og evt. renses inden udledning til recipient.

### 5.2.3 Efterbehandling

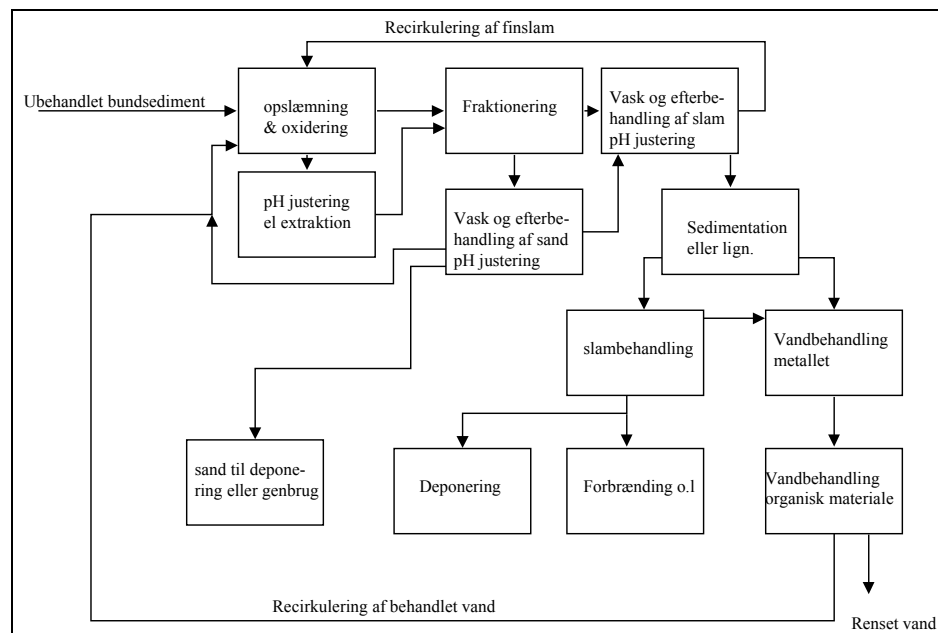
Det havneslam, der ikke kan klappes eller genbruges, skal deponeres.

For at spare deponeringsvolumen, subsidiært at gøre en del af havneslammet genanvendeligt til andre formål, f.eks. opfyldninger, kan bundsedimenterne i større eller mindre grad efterbehandles og renses.

I nedenstående figur 5.2 er vist, hvordan et sådant behandlingsanlæg kan tænkes udformet.

En samlet proces til behandling af havneslam skal opbygges under hensyntagen til nedenstående:

- De samlede behandlingsomkostninger inkl. slutdeponering af restprodukterne må ikke forøge de samlede omkostninger væsentligt i forhold til omkostningerne til deponering, når den miljøforbedring, der kan opnås ved behandlingen, samtidig er taget i betragtning.
- Mængden af restprodukter til slutdeponering i depot minimeres, og mest muligt materiale genbruges.
- Restproduktet i form af belastet materiale til deponering skal minimeres.
- Der anvendes det simplest mulige og det mest robuste udstyr, der evt. kan flyttes og anvendes på andre lokaliteter.
- For at sikre størst mulig driftsstabilitet bør anlægget primært bestå af delelementer, der er kendt teknologi.



**Figur 5.2**  
**Principskitse af enhedsoperationer i et anlæg til behandling af bundsedimenter.**

I behandlingsanlæggets første delproces opslæmnes og gennemiltes bundsedimenterne. Herved forbedres mulighederne for at videretransportere og håndtere sedimenterne i de efterfølgende delprocesser.

I dette procestrin skal også de største fraktioner i sedimentet frasorteres: sten, cykler, barnevogne o.l. Kort sagt alle de genstande, der ikke kan passere gennem en hydrocyklon.

Iltningen af sedimentet på dette stadie skal, i det omfang det er muligt, nedbryde de organiske forbindelser, der primært binder kviksølv (methylkviksølv) og tin (TBT).

Samtidig vil det være hensigtsmæssigt på dette procestrin at regulere pH i sedimentet for at få frigivet flest mulige metaller til den opløste fase. Hvorvidt der skal tilsættes syre eller base er afhængig af, hvad der er mest hensigtsmæssigt set i forhold til bl.a. iltningen og den efterfølgende behandlingsproces.

Næste fase i processen er en separering af materialet efter kornstørrelsen, så de groveste materialer kan frasorteres og genanvendes. Både det frasorterede grove materiale og det finkornede materiale skal i videst muligt omfang tillige skilles fra det vand, der anvendes til opslæmningen, idet dette pga. pH-justeringen vil indeholde tungmetaller.

Da nogle metaller frigives ved lav pH (syre) og andre ved høj pH (base), og da begge typer ikke kan være opløst samtidigt, hvis der er adsorptive partikler til stede i vandet, er det nødvendigt at skille vand og suspenderet materiale, førend pH igen reguleres i sedimentet. pH reguleres nu til den modsatte yderlighed (syre/base) af det, der anvendes i første trin. Herefter vaskes de to typer materialer, det grove og det fine med denne nye pH-værdi.

Det grove materiale genanvendes, og det fine deponeres eller gennemgår i ny serie processer med henblik på en efterfølgende brænding i et kraftværk e.l. Ved deponering eller forbrænding vil en eventuel opkoncentrering af faststofvoluminet kunne blive nødvendigt.

Vandet, dels fra separationen, og dels fra eftervasken af materialerne med den modsatte pH-værdi skal efterfølgende renses for dets indhold af metaller. Traditionelt vil der kunne anvendes en kemisk fældning, men denne proces producerer uforholdsmæssigt meget kemikaliesslam. Derfor vil det være mest hensigtsmæssigt at anvende den nye MetClean™ vandrensningproces, idet denne hovedsagelig kun producerer granulat, der let kan afvandes, som er mere stabilt end det kemiske slam og kun udgør 10-20 % af det volumen, som det kemiske slam udgør og det endda efter en efterbehandling af slammet.

### 5.3 Erfaringer fra jordrensningsprojekter

Der foregår i Danmark løbende et arbejde med at forbedre eksisterende og udvikle nye metoder til rensning af forurenede jord (Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4, 2000).

Der er både forskelle og ligheder mellem problemstillingen i.f.m. forurenede jord og forurenede havneslam.

Af lighederne kan nævnes:

- Forureningerne er bundet til et materiale bestående af en blanding af mineralsk og organisk materiale, som forekommer i en forskellige blandingsforhold og kornstørrelser afhængigt af oprensningssstedet.
- Tungmetaller er ofte et problem i begge situationer.

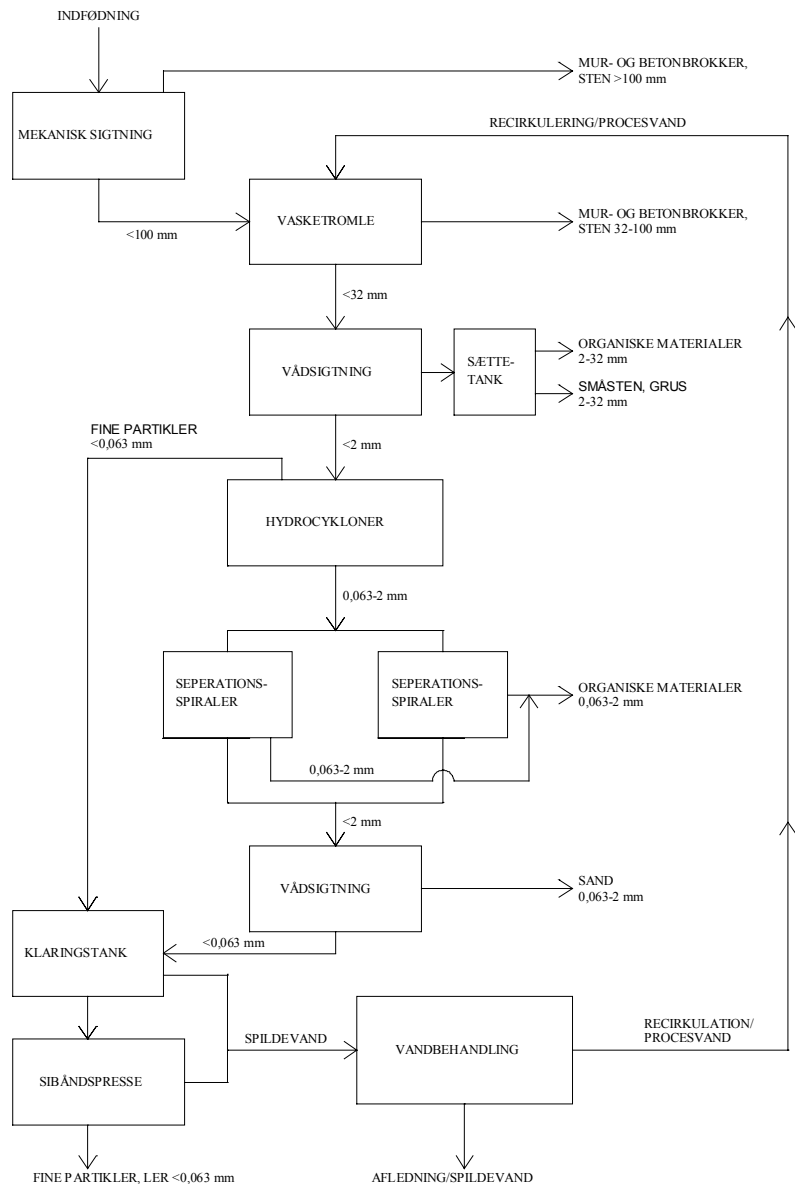
Af forskellene kan nævnes:

- Forurenede jord har ofte en mere heterogen partikkelsammensætning end havneslam.
- Der er meget fokus på olieforureninger og forureninger med chlorerede opløsningsmidlet i forurenede jord, men der er fokus på biocider i havneslam.

I Danmark er der gennemført et forsøg med et mobilt vaskeanlæg, indlejet fra det tyske firma Werner Frantzen Bau GmbH og opstillet hos K.K. Miljøteknik A/S (Miljøstyrelsen 2000c).

**Figur 5.3**

**En oversigt over den kombination af procesenheder, der udgør jordvaskeanlægget, der i 1999 var opstillet på K.K. Miljøteknik's anlæg i Rødby (Miljøstyrelsen 2000c)**



Princippet i dette anlæg (Miljøstyrelsen 2000c) er i hovedtrækkene de samme, som gennemgået i afsnit 5.2. Rapporten vurderer, at der er et potentiale for jordvask i Danmark, men at der er brug for yderligere forsøg til at vise, om resultaterne kan forbedres i et anlæg evt. opbygget med supplerende enhedsoperationer, i forhold til anlægget fra Werner Frantzen. Der var ingen markant forskel på resultaterne af rensning for tungmetaller og for tunge olieprodukter.

Det vurderes at mange af de problemer, der blev identificeret var forårsaget af det meget heterogene materiale, og det må forventes at et anlæg opbygget efter lignende principper anvendt på havneslam, vil give en bedre separation i en forurenede og en ikke-forurenede fraktion.

I et projekt fra 1998 er den seneste viden indsamlet om fire hovedtyper af metoder til oprensning af jord forurenede med tungmetaller: Elektrokinetisk rensning, oprensning ved hjælp af planter, jordvask og stabilisering af tungmetallerne i jorden. Det vurderes, at der næppe

er én metode, der kan rense alle jordtyper for alle metaller. Rensningsmetoderne skal indrettes således, at de er effektive over for bestemte metaller eller bestemte jordtyper. Projektet konkluderer, at jordvask især vil kunne anvendes ved sandede jorde, hvor en efterfølgende oprensning af de fine partikler måske kunne ske ved elektrokinetisk rensning (Miljøstyrelsen 1998c).

## 5.4 Udviklingsbehov

Ulemperne ved en separering og rensning af havneslam er, at metoden teknisk set er kompliceret og dyr, samt at den kræver et udviklingsarbejde med henblik på at etablere et eller flere anlæg, som kan anvendes under danske forhold.

Af forhold som taler for en separering kan nævnes:

- Reduktion af de mængder, der skal placeres i depot
- Mulighed for nyttiggørelse af sandfraktionen

Der eksisterer ikke danske erfaringer med separering og rensning af havneslam, og der er behov for et omfattende udviklingsarbejde, før metoderne kan finde udbredt anvendelse.

Endvidere er omkostningerne i forbindelse med separering og rensning store i forhold til de nuværende deponeringsmetoder. Det er derfor vigtigt, at havnene i så stor udstrækning som muligt reserverer områder til fremtidig nyttiggørelse/deponering af de oprensede mængder fra havnebassiner og sejlrender. Disse områder kunne samtidig være mellemdpoter for nyttiggørelse af de sandede oprensningsmateriale.

Det drejer sig primært om at undersøge, om det fraseparerede sand er så rent, at det kan bruges vilkårlige steder, eller om det kræver en efterfølgende kemisk behandling for at fjerne den resterende forurening. Der udføres p.t. forundersøgelser vedrørende dette i Københavns Havn i forlængelse af de allerede udførte vurderinger af mulighederne for at forbedre vandkvaliteten (Krüger og Carl Bro, 1999).

Et mobilt anlæg, finansieret af flere havne, kan være et af midlerne til at gøre separering konkurrencedygtig over for ”simpel” deponering, og det bør fra centralt hold overvejes at undersøge mulighederne for at igangsætte et fuldskalaforsøg. Separering må antages kun at blive konkurrencedygtig, hvis det kombineres med et midlertidigt depot. Separeringen kan derefter foregå i døgndrift i en længere periode. Det vurderes, at etableringen af et anlæg kræver et udviklingsprojekt, hvor oprensningsbehov (havne, sedimentmængder, sediment-sammensætning, indhold af forurenende stoffer), teknik, økonomi og afsætningsmuligheder udredes.





# 6 Separering og rensning af havneslam, cases

Oplysningerne i dette afsnit bygger på projektet "Københavns Havn, Forbedring af vandmiljøet, Fase 1", Krüger og Carl Bro, 1999. Under overskrifterne:

- Mekanisk behandling
- Kemisk behandling
- Biologisk behandling
- Termisk behandling
- In-situ behandling

er refereret en række cases med angivelse af en reference, hvor nærmere oplysninger kan skaffes.

## 6.1 Mekanisk behandling

*METHA-anlægget, Hamborg Havn, 1*

I Hamborg Havn har man, på baggrund af næsten et årtis forskning med forsøg både på laboratorie- og pilotskala-niveau, udviklet et storskala anlæg, der kan separere sediment mekanisk. Dette anlæg (METHA), som kan processere omkring 500.000-600.000 m<sup>3</sup> tørstof om året (Pröpping 1997), er det eneste af sin slags på verdensplan.

Havnesedimentet i Hamborg Havn indeholder tungmetaller, mineralske olier, PCB og PAH. Mellem 40 og 98 % af sedimentet har en kornstørrelse < 63 µm og indeholder mellem 12 til 30 % organisk stof. Indholdet af tungmetaller og organisk stof viste sig at være tæt sammenhængende med kornstørrelsesfordelingen. Jo finere partikler og jo højere indhold af organisk stof, jo højere var forureningsindholdet. Derfor er første led i behandlingen af det afgravede materiale en separation i en silt-fraktion (<63 µm) og en sand-fraktion (>63 µm).

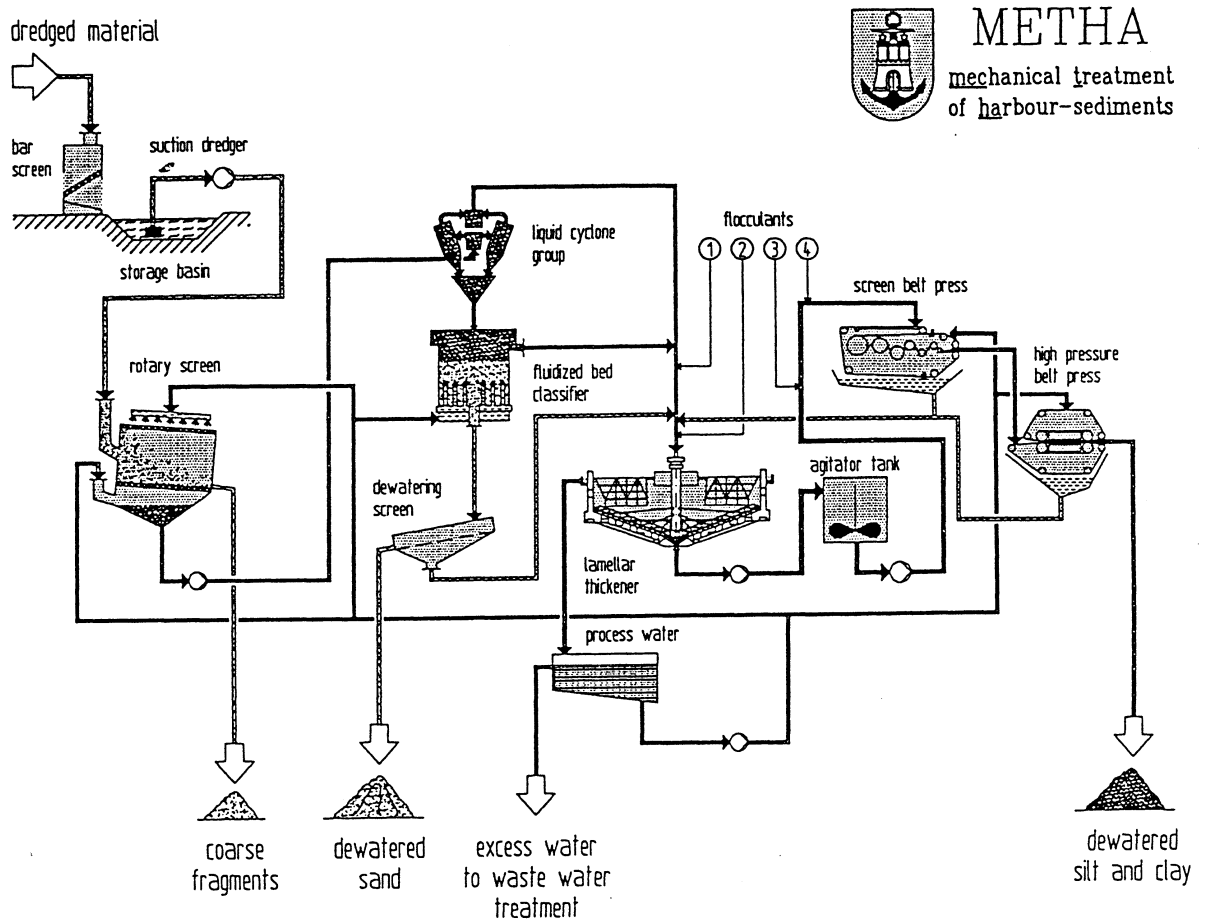
METHA fungerer, som vist på figur 6.1. Det afgravede sediment ankommer i pramme, disse tømmes med sugepumper og sedimentet lagres i et bassin med 300.000 m<sup>3</sup> kapacitet, der virker som tids- og planlægningsbuffer. Grove fraktioner >80 mm sorteres fra vha. en "bar sizer" for at undgå tilstopninger længere fremme i systemet. Vha. to "cutter suction" gravemaskiner overføres materialet til forberedelsesprocessen ved hydraulisk transport. Som en yderligere beskyttelse af den efterfølgende proces sorteres alle partikler >10 mm fra vha. en cylinder sold. Den screenede suspension udfældes i en beholder og homogeniseres som forberedelse til sand/silt-separationen.

Separation af sand og silt foregår i to parallelle forløb med en total kapacitet på 200 tons/t (tør) og i to niveauer. I den første separationsfase, hydrocyclonen, bliver partikler <63 µm separeret fra vha. harmløse, adhæsive substanser. I den nedre ende af hydrocyclonen bringes sandet til den anden separationsfase, sortering vha. opadstigende flow. Sandet, der er blevet tilført dette opadstigende vand, separeres nu fra de fine partikler, der ikke blev separeret fra i første fase. Det rene sand afdrænes på en vibrationsrist til et vandindhold på ca. 10-15 % af vægten. I tilfældet i Hamborg Havn kunne dette sand genbruges til byggematerialer.

Mens afdræning af sand ikke udgør noget egentligt problem, er afdræningsprocessen af silt med høje mængder af organisk substans ekstrem problematisk. Den videre behandling og dræning forløber i mange etaper, der ikke skal beskrives i detaljer her. Investeringsprisen

for METHA midt i 90'erne var 135 mio. DM, de årlige driftsomkostninger 40 mio. DM og bemanningen var 96 personer.

*Detzner H.D. (1993): Mechanical treatment of the dredged material from the Hamburg harbour, CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*



**Figur 6.1**  
**Skitse af METHA-anlæg fra 1993.**

#### METHA-anlæg i Hamborg Havn, 2

I 1996 blev det allerede eksisterende METHA-anlæg i Hamborg Havn udbygget med endnu en klassificeringsenhed baseret på den samlede erfaring. Denne enhed vil gøre det muligt at opnå endnu en sediment-fraktion, nemlig en grov silt-fraktion (20-100 µm), som har vist sig at have en markedsværdi som et industriaggregat. Se Detzner (1998) for en mere uddybende beskrivelse.

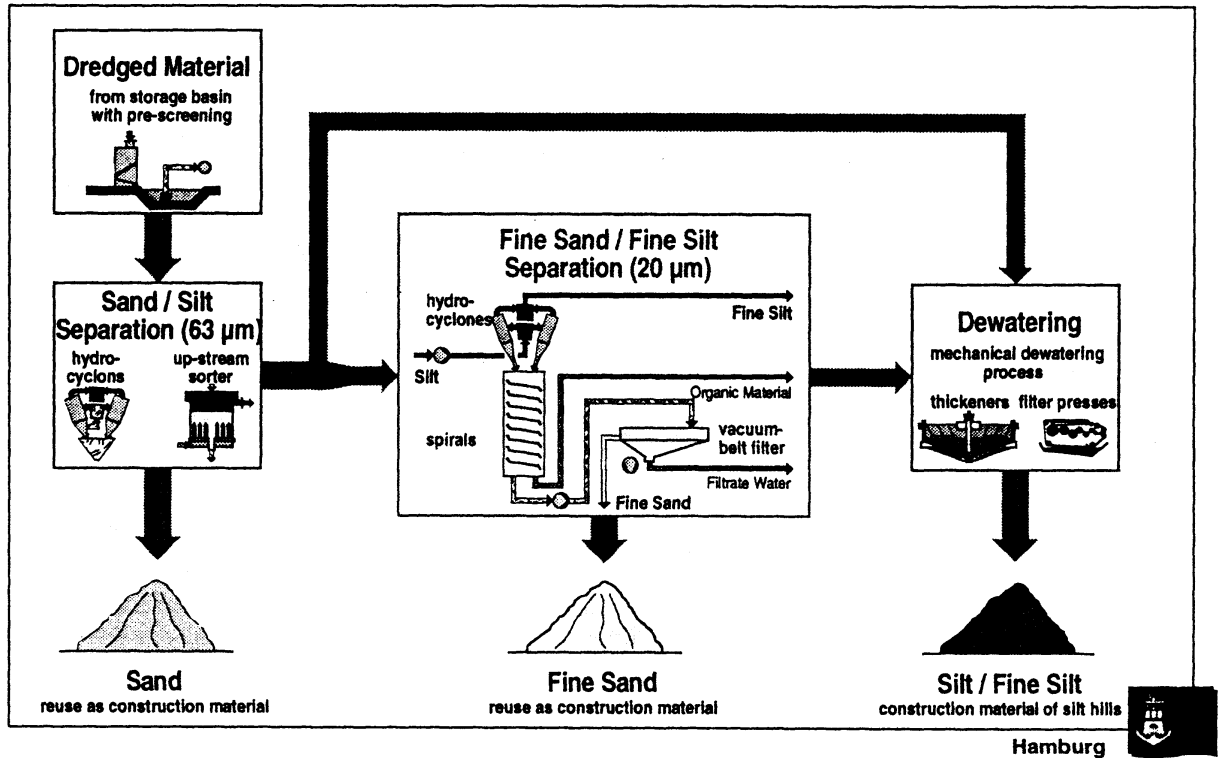
*Prøpping K. (1997): Dredged material management at the Port of Hamburg, Copenhagen Waste and Water 1997)*

#### METHA-anlæg i Hamborg Havn, 3

Yderligere laboratorie- og pilotskala-forsøg har vist, at det er muligt at separere yderligere ved 20 µm i forbindelse med METHA-anlægget i Hamborg Havn. Det bedste resultat blev opnået med en tottrins separation vha. af hydrocycloner og spiraler. Den producerede fraktion (20-150 µm) består hovedsageligt af kvartsmateriale med et lavt niveau af forurening. I 1996 blev METHA-anlægget udbygget med et forsøgsanlæg med en kapacitet på 50 t/t baseret på tørstof. De essentielle procedurer og tekniske komponenter består af følgende: hydrocycloner til separation ved 20 µm, spiraler til separering af fine organiske materialer

og vakuumbåndfilter til afvanding af den fine sand-fraktion. Se figur 6.2 for det endelige udseende af METHA-anlægget.

Målet er at kunne genbruge den ekstra fraktion til byggemateriale eller som tilsætning til disse. Tilladelse til at bruge fraktionen som tilsætning ved vejbyggeri overvejes allerede. Yderligere muligheder for nyttiggørelse, både for den almindelige silt og den fine silt, er produktion af mursten. Et firma i Hamborg har efter mange års planlægning og udvikling bygget et storskala teknisk anlæg, hvor det er muligt at producere høj kvalitet mursten ud af sedimenter fra Elben. Kapaciteten af anlægget er ca. 5 mio. mursten om året.



**Figur 6.2**  
**Skitse af METHA-anlæg fra 1998.**

Investeringsudgifterne i forbindelse med METHA-anlægget var ca. US\$ 80 mio., driftsomkostningerne beløber sig til ca. US\$ 9 mio. pr. år inklusive ca. 100 ansatte på METHA-anlægget. Investeringsomkostningerne for vandbehandlingsanlæggene beløb sig til ca. US\$ 6 mio. uden skyllevands-cirkulations-system, og de totale omkostninger for behandling og deponering var ca. US\$ 50 mio. i 1994, PIANC (1997).

*Detzner H.D., Schramm W., Döring U. and Bode W. (1998): New technology of mechanical treatment of dredged material from Hamburg harbour, Wat. Sci. Tech. Vol. 37, No. 6-7, pp. 337-343, 1998.*

*PIANC (1997): Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways "CDM", Vol. II, Suppl. to Bulletin No. 89, 1997.*

#### Rotterdam Havn

Forurenet afgravet materiale fra Rotterdam Havn placeres i et stort depotområde kaldet "de Slufter". Noget af dette materiale indeholder en del sand, og en undersøgelse blev udført for at undersøge metoder til at separere sand fra det fine materiale for at reducere den mængde, der kræver specielle deponeringsforhold.

Undersøgelsen resulterede i etablering af et storskala forsøgsområde. Afgravet materiale, der også indeholder sand, føres ind i testbassinet, der rummer 15.000 m<sup>3</sup>, hvorved det grove

materiale separeres fra det fine. Hvis nødvendigt, blev vandindsprøjtning (water injection) brugt til at forbedre separationsprocessen.

Det forurenede fine materiale deponeres i et depot, og det rene sand bruges til opbygning af Slufter's ringdæmning.

Forsøget gik ud på at optimere prisen på separeringen i forhold til det udbytte, man kunne få for det rensede sand og muligheden for at deponere den fine fraktion af det forurenede materiale (afhænger af materialets natur). Materialet, der sendes til separation, skal gennemsnitlig indeholde ca. 52 % >63 µm for at opnå en rentabel ligevægt.

*Deibel I.K. et al (1993): Separation from sand out of sludge; a large scale test, CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*

#### *Reduktion af forureningen af sand-fraktionen*

Forurenede sediment fra fem forskellige lokaliteter er blevet separeret på grundlag af partikelstørrelse. Materialet separeres i en serie af hydrocycloner, hvor det "rene" sand fjernes fra det forurenede fine sediment.

I disse forsøg viste den "rene" sand-fraktion sig at være relativt lille for alle fem lokaliteter.

Derfor blev yderligere behandling ved gravitation og flydeteknikker udført. Dette gav meget gode resultater for de grove sedimenter, men effekten formindskes for faldende partikelstørrelse.

Afvanding med flokkuleringsmidler blev afprøvet på den fine fraktion af sedimentet. Pga. fjernelsen af de grove fraktioner fra det forurenede sediment er konsolideringsevnen af den fine fraktion forringet. Tilsætning af flokkuleringsmiddel (single) til det suspenderede materiale forårsagede en acceleration af sedimentationen. Konsolideringsevnen blev dog yderligere forringet. Ved tilsætning af et duo-flokkuleringsmiddel blev konsolideringsevnen derimod af samme størrelsesorden, som den var i det oprindelige ikke-separerede sediment. Dvs. at midlet havde en positiv effekt på konsolideringsevnen, der forinden var blevet forringet pga. separationen.

Det konkluderes, at det er vigtigt at bruge det samme udstyr til separering ved forundersøgelserne, som skal bruges i storskala. Ved brug af hydrocycloner er det muligt at opnå en betydelig reduktion i forureningen af sand-fraktionen. Det er dog nødvendigt, at sand-fraktionen er tilstrækkelig stor (hvor stor er ikke nævnt i artiklen). Da forureningen i finfraktionen øges, kan det stille ekstra krav til deponering af denne mindre mængde.

*Rijt C. van (1993): Cleaning contaminated sediments by separation on the basis of particle size, Wat. Sci. Tech., vol. 28, pp. 283-295.*

## **6.2 Kemisk behandling**

### *Ekstraktion med kompleksdannere*

Baseret på laboratorieundersøgelser er en teknik til ekstraktion af tungmetaller med kompleksdannere blevet udvalgt til videreudvikling. Følgende ekstraktionsstoffer er blevet testet: saltsyre (HCl), biokemisk produceret fosforsyre (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), citronsyre og "ethylene diamine tetra acetic acid" (EDTA). Ekstraktion med citronsyre resulterede i meget lave fjernelsesprocenter. Ekstraktion med HCl ved pH = 0,5 og 1,0 resulterede også i lave fjernelsesprocenter, men i dette tilfælde steg procenten ved beluftning. På trods af de rimelige resultater med HCl blev dette ikke udviklet yderligere, først og fremmest pga. den store mængde syre, der skulle bruges, da sedimentet var meget kalkholdigt. Ydermere pga. de forventede problemer med håndtering og deponering af det behandlede sediment og forurenede syre. Biokemisk ekstraktion med fosforsyre viste lovende resultater for fjernelse af metaller specielt for bly. Beluftning var nødvendig for at sikre de aerobe vækstbetingelser for de bakte-

rier af slægten Thiobacillus, som blev anvendt. Kompleksdannerne viste meget lovende resultater i forbindelse med beluftning af slammet.

*Schotel F.M. and Rienks J. (1993): Chemical treatment and immobilization of contaminated sediment in the Dutch development programme sediment treatment processes DPTP phase II (1992-1996), CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*

#### *Syreekstraktion*

En oxidativ syreekstraktion til fjernelse af tungmetaller blev optimeret. Forurenet slam blev ekstraheret ved pH-værdier mellem 0 og 7. Den største mængde tungmetal blev ekstraheret ved de laveste pH-værdier, men en lav pH er ikke velegnet hverken teknisk eller kommercielt. Det blev valgt at gennemføre den oxidative syreekstraktion en pH-værdi på 2, da forskellen mellem den ekstraherede mængde ved pH-værdier mellem 1 og 4 var ret lille. På baggrund af forsøgene blev en ekstraktionstid på 2 timer valgt som det optimale. For at forøge effektiviteten af ekstraktionen blev hydrogenperoxid tilsat slammet inden syreekstraktionen. Desorptionen af Cd, Cu og Zn steg hurtigt for den dichromate-oxiderbar fraktion mellem 1 og 10 % oxidation, og Fe blev uopløseligt. Ved pH = 2 blev følgende mængder ekstraheret uden oxidation: 0,6 % Cu, 22 % Cd, 31 % Zn og 15 % Fe og med oxidation: 62 % Cu, 95 % Cd, 76 % Zn og 0,16 % Fe.

*Demeyer A. et al (1993): Extraction of metals from contaminated dredged sediments using a combination of acid and oxidative treatment, CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*

#### *Stabilisering af sedimentet*

Stabilisering af oprenset sedimentet, således at metallerne ikke frigives, er undersøgt. Finfraktionen fra Hamborg Havn blev tilsat kalk, cement, flyveaske fra kul og gips, og udvaskning af metaller undersøgte. De bedste resultater opnås ved tilsætning af kalksten (kalciumkarbonat). Bedste stabilisering opnås ved tilsætning af en blanding af flyveaske og speciel cement.

*NKT Research (1991): Havneslam, fase 1: Karakterisering og behandlingsmuligheder for sediment fra Københavns havn, Rapport til Kbh. Miljøkontrol.*

*Calmano W. et al (1985): Behaviour of dredged mud after stabilisation with different additives, 1<sup>st</sup> Int. TNO Conf. on Contaminated Soil, Utrecht, 11-15 Nov., pp.737-746.*

*Khorasani R. et al (1988): Stabilization of dredged sludge by chemically and mineralogically different additives, 2<sup>nd</sup> Int. TNO/BMFT Conf. on Contaminated Soil, Hamborg, 11-15 April, pp.1431-1434.*

### **6.3 Biologisk behandling**

#### *Biologisk oprensning af havnesediment*

Et modelskalaforsøg er blevet udført for at studere effekten af forskellige teknologier af biologisk oprensning, dvs. nedbrydning af organiske miljøgifte ved hjælp af mikroorganismer, af havnesediment forurenet med PAH, mineralske olier og TBT. Evnen til at nedbryde forureningskomponenter er testet ved tilsætning af kunstig inokula. Endvidere er evnen til at stimulere den naturlige mikrobiologiske population i sedimentet til biodegradering blevet undersøgt. Biodegradering forekommer i alle prøver, som er blevet forsynet med oxygen. Resultater antyder, at nogle mikrobiologiske sammensætninger er mere effektive end andre. Mineralske olier fjernes sammen med PAH med op til 10-30 % af den oprindelige koncentration.

*Dumon G. and Brabandere J. de (1993): Definition of the limiting boundary conditions for the bioremediation of PAH, mineral oil and tri-butyl-tin contaminated harbour sediments, CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*

## 6.4 Termisk behandling

### *Immobilisering af tungmetaller og en destruktion af organiske forbindelser*

Havneslam fra fire forskellige hollandske havne er blevet undersøgt for muligheden af at opnå en immobilisering af tungmetaller og en destruktion af organiske forbindelser vha. termisk behandling. Det krystalliske resulterende produkt kan sammenlignes med naturlig basal sten og kan bruges til konstruktionsformål. Havneslammet separeres først i en relativ ren sand/silt-fraktion og en forurenede ler-fraktion. Den forurenede fraktion opvarmes ved temperaturer omkring 1.350 °C afhængig af den kemiske sammensætning, der påvirker smeltepunktet (alle prøver var smeltet efter 30 min. ved 1.300 °C). Temperaturer på 1.350 °C sikrer afgasningen af havneslammet. Efter smeltningen blev stoffet krystalliseret ved afkøling. Over hundrede prøver med forskellige sammensætninger blev smeltet og derefter krystalliseret ved forskellige nedkølingskurver. Forskellige nedkølingskurver giver forskellige strukturer af det krystalliske materiale. Det krystalliske materiale opnåede samme mineralogi som naturlig basal sten. Strukturen og mineralogien indikerer meget gode fysiske egenskaber.

*Versteeg H.P. et al (1993): Thermal treatment of contaminated harbour sludge, CATS II Congress, Antwerp, 15-17 Nov., 1993.*

### *Great Lakes*

To pilotforsøg med termisk behandling blev udført. Formålet med forsøgene var at afprøve metoden til rensning af Great Lakes-områder. Resultaterne viste, at raten af kviksølv, der fjernes fra sedimentet ved termisk behandling, ligger mellem 60 og 99,9 %, og resultatet var afhængigt af opholdstid og afslutningstemperatur. For Cd, Zn og Pb ligger fjernelsesraterne mellem -30 til 55,8 %. De flygtige klorforbindelsers fjernelsesprocent lå mellem 81 og >99 %, og resultatet var afhængigt af opholdstid og afslutningstemperatur. Næsten alt det fjernede stof blev opfanget af en carbon absorber. Det meste af kviksølvet blev også opfanget af carbon absorbereren, og kun værdier under det tilladelige blev målt i luftemission. Det gennemsnitlige indhold af kviksølv i emissionen lå på 0,001 % af det oprindelige indhold i sedimentet.

Pilotskala-forsøg viste for én slags sediment, at gennemsnitlig 78 % af PAH, >57 % af PCB og >71 % af kviksølvet blev fjernet fra sedimentet ved termisk behandling. For en anden slags sediment, der indeholdt langt flere PCB-forbindelser, var fjernelsesraten fra >79 % til >97 %. Ved væskeekstraktion fjernes fra 96-99,3 % af PAH og fra 99-99,7 % af PCB.

*Kenna B.T., Conboy D., Leithner J., Averett D. and Yaksich S. (1994): Pilot-scale demonstrations of thermal desorption for the treatment of contaminated river sediment, Dredging 1994, ASCE, Proc. of the 2nd Int. Conf. on dredging and dredged material placement, pp. 474.*

*Garbaciak S. Jr. (1994): Laboratory and field demonstrations of sediment treatment technologies by the USEPA's assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program, Dredging 1994, ASCE, Proc. of the 2nd Int. Conf. on dredging and dredged material placement, pp. 567.*

### *METHA-projektet, 4*

Nyttiggørelse ved termisk rensning af finfraktion som alternativ til deponering er undersøgt i forbindelse med METHA-projektet. Formålet var at undersøge muligheden for at nyttiggøre finfraktionen ved, dels at destruere den organiske forurening, dels fiksere de uorganiske forureninger ved reaktioner med lerminerale.

Ved fremstilling af mursten konkluderes at op til 50 % (w/w TS) kan tilsættes til murstensler uden at forringe den tekniske kvalitet. Derimod vil især kviksølvafrigivelsen under brændingen af murstenene kræve omfattende luftrenseforanstaltninger.

Endvidere undersøges produktion af glasfibre - ved 1.300-1.350 °C kan finfraktionen trækkes til fibre med diameter ca. 20 µm (kan anvendes til isolationsformål). Kræver forudgående effektiv tørring, idet materialet til processen højst må indeholde 5 % vand. Der blev udført et pilotprojekt med produktion af 10-15 mm piller (LECA) til brug for frostsikringslag i vejbygning ved termisk behandling ved 900 °C, hvor uorganiske forureninger blev hårdt bundet i en keramisk struktur.

*Hampel et al (1988): Thermal treatment of dredged material, 2<sup>nd</sup> Int. TNO/BMFT Conf. on Contaminated Soil, Hamborg, 11-15 April, pp.1305-1314.*

## **6.5 In-situ behandling**

Pga. myndighedskrav blev blyforurenede sediment, der var planlagt til at blive fjernet, rensede in-situ inden det blev afgraved. Rensningen foregik i en sænkekasse, hvor spunsvæggene var rammet ned til -4,5 m. For at undgå dispersion af kemiske stoffer eller sediment under rensningsprocessen, opretholdes en indadrettet hydraulisk gradient ved at pumpe vand væk fra sænkekassen. Det indpumpede vand blev efter sedimentering af suspenderet materiale ført til kloakken under opsyn, der betød daglige målinger. Behandlingen foregik lagvis, hvor det rensede lag afgraves med grab gravemaskine, og behandlingen fortsætter med det næste lag. Det behandlede sediment blev anbragt i vandtætte bassiner, hvor det blev drænet.

*Wible L., McAnulty S., Stanforth R., Chowdhury A. and Warner M. (1994): In-situ treatment of hazardous sediment, Dredging 1994, ASCE, Proc. of the 2nd Int. Conf. on dredging and dredged material placement, pp. 468.*

## **6.6 Konklusion**

De gennemgåede erfaringer og forsøg med fraktionering, rensning og nyttiggørelse af forurenede havnesediment viser, at et meget bredt spektrum af metoder er afprøvet. Praktiske erfaringer med separering og rensning af havneslam stammer hovedsagelig fra store havne som Hamborg og Rotterdam, hvor der er anvendt mekaniske metoder. Det vurderes, at anlæg til separering og nyttiggørelse under danske forhold også bør baseres på mekanisk behandling, idet det dog kan vise sig relevant at inddrage andre metoder som delprocesser i et samlet anlæg.





## 7 Viden og erfaringer vedr. separering og rensning af havneslam

Der har ikke kunnet identificeres konkrete eksempler, hvor separering og rensning af havneslam er blevet gennemført i Danmark.

F.eks. oplyser Nordjyllands Amt, at fraktionering og rensning af forurenede havneslam med henblik på nyttiggørelse af den rensede sandfraktion ikke, så vidt det vides, har været overvejet af havnene i Amtet.

Fyns Amt ser et mobilt anlæg til at separere og rense forurenede sediment som en mulighed, såfremt det kan gøres inden for en økonomi, der er overkommelig for havnene.

I forbindelse med projektet ”Københavns Havn, Forbedring af vandmiljøet” overvejes p.t., om der skal gennemføres en vurdering af eksisterende anlæg og teknologi med henblik på at separere og rense forurenede sediment fra havnen.

NCC's norske afdeling har udført et forsøg med optagning og in-situ separering af forurenede havneslam, der var forurenede med PCB og tungmetaller (bly, kobber og zink), som nærmere er beskrevet i bilag A.

NCC konkluderer, at pilotprojektet viste, at det kan lade sig gøre at optage forurenede sediment og separere det i fraktioner, der er uforurenede og forurenede. NCC har på denne baggrund iværksat et projekt i samarbejde med forskningsinstitutioner i Norge for at optimere processen og udvikle den til at kunne fungere i stor skala.

NCC konkluderer videre:

- Sedimentanalyser viser, at koncentrationen af miljøgifte øges, når partikelstørrelsen i det separerede materiale mindskes
- Optimeringen og opskaleringen skal ske både ud fra miljømæssige, tekniske og økonomiske parametre
- Processen er i sin nuværende form for energikrævende, således at en samlet miljøvurdering ikke falder ud til processens fordel

Processen er så dyr, at det vurderes, at den ikke er konkurrencedygtig i forhold til et miljø-sikkert deponi på land.



# 8 Udviklingsperspektiver og anbefalinger

## 8.1 Udviklingsperspektiver

Det vurderes, at belastningen af havnesedimenter med tungmetaller er aftagende, idet størsteparten af denne forurening er forårsaget af virksomheder, hvor det forbedrede miljøtilsyn fra myndighedernes side og den større miljøbevidsthed hos virksomhederne har ført til at taget af tungmetaller til havmiljøet er ophørt eller stærkt aftagende.

Problemstillinger i forbindelse med miljøfremmede organiske stoffer vurderes derimod som voksende. Dette skyldes i første række, at det må forventes, at der fremover vil blive foretaget analyser af miljøfremmede organiske stoffer i havnesediment i flere havne end tilfældet er i dag, og at der vil blive analyseret for et bredere spektrum end i de hidtidige undersøgelser, hvoraf de fleste har fokuseret på TBT. Disse analyser må videre forventes at afdække, at sedimentet i en række havne er forurenet med miljøfremmede organiske stoffer.

I anden række er belastningen af havnesediment med miljøfremmede organiske stoffer i mindre grad under kontrol end belastningen med tungmetaller. Viden om kilderne til belastningen er meget mangelfuld, mange kilder har diffus karakter og anvendelsen af de miljøfremmede stoffer er meget udbredt både i produktionsprocesser, i tekniske anlæg og i forbrugsartikler (og dermed spildevand og affald).

## 8.2 Strategi for undersøgelse og oprensning af forurenet sediment

Det foreslås, at miljø- og havnemyndigheder i havne med havneslam, som er så forurenet, at det ikke kan klappes, i god tid før der opstår behov for klappning udarbejder en strategi for løsning af problemet. Denne strategi foreslås at bestå af en kortlægning af det forurenede havneslams udbredelse og forureningsgrad, en kildekortlægning, en plan for reduktion af den eksterne belastning, en plan for oprensning, der så vidt som muligt fjerner det forurenede havneslam, samt en plan for en håndtering af sedimentet.

### 8.2.1 Kortlægning af det forurenede havneslams udbredelse

Både forureningsgrad for de stoffer, der er identificeret som relevante, og udbredelse af forureningen bør kortlægges.

Det foreslås, at der udlægges repræsentative stationer, hvor der udtages prøver for at kortlægge indholdet af de for det pågældende sediment relevante tungmetaller og miljøfremmede stoffer såvel horisontalt som vertikalt. Miljømyndigheden afgør, hvilke stoffer det er relevant at analysere for, ud fra tidligere analyser af slammet fra den pågældende havn samt analogbetragtninger i forhold til kendskabet til indholdet af forurenende stoffer i tilsvarende havne, med lignende aktiviteter i havnene og lignende belastning fra oplandet.

Lagdelingen af sedimentet beskrives visuelt, og der foretages en kornstørrelsesanalyse og tørstof/glødetabsanalyse af sedimentprofilen, som skal omfatte hele det sedimentlag, som vurderes som belastet, plus en del af det underliggende uforurenede lag. En aldersbestemmelse af de udtagne sedimentsøjler kan være en hjælp i at bestemme grænsen mellem belastet og ubelastet sediment.

### 8.2.2 Kildekortlægning og reduktion af den eksterne belastning

Tidligere punktkilder og deres belastning af havnesedimentet vurderes (stoffer og mængder). Der lægges vægt på skibsværfter, virksomheder for behandling eller forarbejdning af korn og frø, maskinfabrikker, maskinværksteder og overfladebehandlingsanlæg samt vaskepladser (vinterpladser) for lystbåde og stejlepladser, hvor der har været foretaget tjæring af garn.

Nuværende kilder, typer af forurenende stoffer, betydning af udledningen og muligheder for at begrænse den, beskrives.

Såfremt det vurderes, at kilderne til nogle af de stoffer, der er identificeret i sedimentet, ikke kan kontrolleres, vurderes, hvilke konsekvenser det bør få for oprensningsstrategien. Det samme gælder for stoffer, hvor kilderne ikke kan identificeres

### 8.2.3 Plan for oprensning og deponering

Oprensningen tilrettelægges således, at resuspension af sediment og frigivelse af miljøgifte minimeres.

I størst muligt omfang identificeres og afsættes velegnede områder til deponering. Det vurderes, om havneslammet bør separeres i en fraktion, der kan nyttiggøres og en fraktion til deponering, eller om konventionel deponering/nyttiggørelse er at foretrække.

### 8.2.4 Pilotprojekt for sedimentkortlægning

Det foreslås, at der udvælges en havn, hvor ovennævnte program gennemføres, og der udarbejdes en teknisk - økonomisk vurdering af forløbet samt en ”køgebog” for lignende projekter.

## 8.3 Nyttiggørelse af sediment

Der oprenses årligt over 2 mio. m<sup>3</sup> uforurennet/svagt forurennet sediment fra havne og sejlrender som klappes (Sammenslutningen af danske Havne, 2000b). Størsteparten af dette sediment stammer fra de store havne på Jyllands vestkyst (Esbjerg, Hanstholm, Hirtshals) samt Ålborg og er velegnet til nyttiggørelse, da det er sandet materiale og uforurennet..

Det har ikke været muligt inden for rammerne for denne rapport at foretage en detaljeret gennemgang og analyse af eksisterende databaser og spørgeskemaundersøgelser.

Det foreslås, at eksisterende databaser over klapmateriale og råstoffer på havbunden samt spørgeskemaundersøgelser gennemgås og sammenholdes med henblik på så præcist som muligt at vurdere det fremtidige potentiale for nyttiggørelse af uforurennet oprensningsmateriale og behovet for deponering/separering og rensning af forurennet havneslam. I disse vurderinger bør de undersøgelser, der er foretaget af kornstørrelsesfordelingen, sammenholdes med anvendelsesmuligheder for sandet materiale (Vejdirektoratet 1991).

Endvidere bør behovet for lokaliteter til afvanding og mellemdenonering af sediment og sand vurderes. Sluttelig bør det vurderes, hvordan der gives yderligere økonomiske incitamenter til nyttiggørelse.

## 8.4 Anlæg til separering og rensning af havneslam

Det foreslås, at mulighederne for at etablering anlæg til separering og rensning undersøges. Herunder:

- vurdering af, hvilke havne, hvilke mængder af sediment fra de enkelte havne, sedimentets sandfraktion, forureningskomponenter i de enkelte havne,
- forundersøgelse af fordelingen af de forurenende stoffer på de separerede fraktioner, med henblik på at vurdere renhedsgraden af det sand, der kan nyttiggøres,

- forslag til teknik og opbygning af anlæg,
- vurdering af mulighederne for at etablere dette anlæg som et mobilt anlæg,
- økonomisk vurdering,
- forslag til finansiering,
- udarbejdelse af udbudsmateriale.

## 8.5 Muligheder for at fremme nyttiggørelse

De største mængder af sediment der klappning, stammer fra havne og sejlrender/indsejlinger på Jyllands vestkyst (Rømø, Esbjerg, Hanstholm, Hirtshals) og Rødbyhavn på Lolland. Mindre, men stadig betydelige mængder, klappes fra havne på Jyllands østkyst (Haderslev, Frederikshavn). (Jensen, A, & Gustavson, 2000). Odense Havn oprensner ca. 120.000-150.000 m<sup>3</sup> havnesediment pr. 4-5 år for at holde dybden i sejlrenden: Det oprensede sediment klappes ikke, men pumpes ind på et inddæmmede område på ca. 25 ha. For Haderslev og Odenses vedkommende er materialet for fint til en mulig reel nyttiggørelse.

Nyttiggørelsen vil kunne fremmes af en præcis beskrivelse af det oprensede materiale og dets egenskaber, herunder anvendelse af de hidtidige erfaringer med oprensning.

Desuden er koordineringen mellem oprensningsbehov/oprensning og anvendelsesbehov vigtig, herunder muligheden for at etablere midlertidig oplagring.

Hensigtsmæssige arealer til oplagring og afvanding af sedimentet og en god indretning af disse er ligeledes vigtigt.

Generelt har sand fra oprensning af sejlrender og havne vanskeligt ved prismæssigt at konkurrere med sand fra råstofgrave. Anvendelsen begrænses af de forholdsvis få erfaringer og problemet med at koordinere oprensningen med anvendelsen, herunder det komplicerede forhold ved etablering af mellemdepoter. Problemerne i forbindelse med nyttiggørelse vurderes som mindst ved store mængder uforurenet sand, eksempelvis fra Vestkystens havne og indsejlinger.

Transportomkostningerne vurderes som den vigtigste begrænsende faktor for nyttiggørelsen. Den øvre grænse for rentabiliteten for transport af sand fra oprensning til bundsikring i.f.m. motorvejsbyggeri, som er en af de væsentligste anvendelsesmuligheder, vurderes til ca. 30 km. En form for tilskud til at dække disse transportomkostninger kunne være et vigtigt incitament til at fremme nyttiggørelsen. For søtransport gælder også, at transportudgifterne er betragtelige (i størrelsesorden 1 kr./m<sup>3</sup>/sømil).

For at fremme afsætningen af sediment fra havne og sejlrender skal potentielle aftagere have let adgang til oplysninger om:

- sedimentets kornstørrelsesfordeling
- mængden af sediment
- tidspunkt for oprensningen

Det foreslås derfor, at der oprettes en hjemmeside, hvor disse oplysninger registreres i forbindelse med hver klappansøgning.

Ansvarlig for at etablere hjemmesiden med tilhørende database og for at inddatere og opdatere oplysningerne kan ligge hos en central myndighed (Skov- og Naturstyrelsen og/eller Miljøstyrelsen). Alternativt kan der udpeges en person i hver amt, blandt dem, der behandler amtets klapsager, med ansvar for at inddatere og opdatere oplysningerne.

Endvidere bør hjemmesiden rumme oplysninger om havnemyndighed og den entreprenør, der er ansvarlig for oprensningen.

Henvendelse om køb af sediment kan f.eks. rettes til havnemyndigheden, som underretter den ansvarlige for opdateringen af hjemmesidens oplysninger om salget, når en skriftlig aftale er truffet. Kontaktpersonen registrerer derefter salget på hjemmesiden.

Det foreslås endvidere, at der udlægges arealer til opfyldning af fremtidige havnearealer, som også kan være mellemdepoter for overskudssand.

## 9 Referencer

Benestad, Christel 2000. Draft OSPAR Background Document on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)

Bortskaffelse af havneslam , 1990. Miljøprojekt nr. 158. Miljøstyrelsen.

Carl Bro (1992): Fraktionering og mobilisering af tungmetaller fra havneslam. Udarbejdet for Statshavsadministrationen i Frederikshavn

Dansk Vandbygningsteknisk Selskab (1989): Havnesediment. Seminar i Ebeltoft

Center for Samfundsvidenskabelig Miljøforskning v. Aarhus Universitet og Forskningscentret for Skov & Landskab September 1998. Integreret kystzoneforvaltning. Kystzone. Delrapport 2 Udført for Miljø- og Energiministeriet, Landsplanafdelingen af Helle Tegner Anker

Gravesen, H., Grevy, P. and Daugaard Jensen, E. (1992): Deposition of contaminated dredged materials from selected Danish harbours. 10<sup>th</sup> Int. Harbour Conf., Antwerp, Belgium.

International Association of Dredging Companies 1997: Conventions, Codes and Conditions: Marine Disposal. Environmental Aspects of Dredging No 2a.

Jensen, A, & Gustavson 2000. Havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser - Kortlægning af nuværende og fremtidigt behov for klappning og deponering, DHI - Institut for Vand og Miljø, rapport til Miljøstyrelsen.

Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte, 1999/2000. Besvarelser af et spørgeskema udarbejdet og fremsendt af Miljøstyrelsen til alle amterne, Miljøkontrollen og Statshavneadministrationen, den 28. oktober 1999.

Krüger og Carl Bro 1999. Københavns Havn. Forbedring af vandmiljøet. Fase 1 - Forundersøgelse. Hovedrapport. Udarbejdet for Københavns Havn i samarbejde med Miljøkontrollen.

Københavns kommune 1993. Kortlægning af forureningsforholdene fra lystbådehavne og vinterpladser i Københavns Kommune. Undersøgelse af lystbådehavne og vinterpladser for lystbåde i Københavns Kommune, til brug for en miljømæssig vurdering. Rådgivende biolog, Jan Burgdorf Nielsen.

Miljøstyrelsen 1986. Bekendtgørelse om dumpning af optaget havbundsmateriale (klappning). BEK nr 975 af 19/12/1986

Miljø- og Energiministeriet 1999. Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999

Miljøstyrelsen 1990. Bortskaffelse af havneslam. Miljøministeriet. Miljøprojekt nr. 158

Miljøstyrelsen 1994. Vandmiljø-94. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 2 1994.

Miljøstyrelsen 1996. Massestrømsanalyse for phthalater. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt 320.

Miljøstyrelsen 1997a. Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt 357.

Miljøstyrelsen 1997b. Miljøfremmede stoffer i afstrømning fra befæstede arealer. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt 355.

Miljøstyrelsen 1997c. Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser. Miljø- og Energiministeriet. Arbejdsrapport nr. 7.

Miljøstyrelsen 1998a. Bly - anvendelse, problemer, den videre indsats. Brønnum, Jacob; Hansen, Erik. Miljøprojekt 377.

Miljøstyrelsen 1998b. Kortlægning og vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt 384

Miljøstyrelsen 1998c. Oprensning af tungmetalforurenet jord. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt 407

Miljøstyrelsen, 2000a. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening: Oprensning af blandingsforurenet jord. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt nr. 503

Miljøstyrelsen, 2000b. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening: Afprøvning af jordvask. Miljø- og Energiministeriet. Miljøprojekt nr. XX.

Miljøstyrelsen, 2000c. Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening 2000. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4.

OSPAR 1998. OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material

Pedersen, Finn 2000. OSPAR background document on phthalates

PIANC (1998): Management of aquatic disposal of dredged material. International Navigation Association.

PIANC (1997): Dredged material management guide. Permanent international association of navigation congresses.

PIANC (1996): Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways. Permanent international association of navigation congresses.

Rambøll, Cowiconsult, Carl Bro (1989): Bortskaffelse af havneslam. Udredningsrapport til Statshavnsadministrationen i Frederikshavn

Sammenslutningen af danske Havne, 2000a. Pressemeddelelse: Forurenet bundmateriale truer havnes eksistens.

Sammenslutningen af danske Havne, 2000b. Notat: Forurenet bundmateriale truer havnes eksistens.

Sønderjyllands Amt, Teknisk Forvaltning, Miljøområdet, 1998. Tungmetaller og miljøfremmede stoffer i havne og fjorde.

Vejdirektoratet. 1991. Klapmaterialers anvendelighed ved vejbygning. Notat 229. Per Ahrentzen. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Statens Vejlaboratorium

Århus Amt, Natur og Miljø, 2000. Tributyltin (TBT) i det marine miljø og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-1999.



# Oplysninger fra firmaet NCC vedrørende optagning af forurenede sediment

## Optagning af forurenede sediment

NCC har gennemført en fraktionering af forurenede sediment i forbindelse med bygning af en ny kaj i Bergen. Fra to flåder blev der optaget 450 m<sup>3</sup> sediment spredt over ca. 1.300 m<sup>2</sup>. Dette sediment blev in situ fraktioneret i følgende kornstørrelses fraktioner:

1. 8-60 mm
2. 2-8 mm
3. 0,2-2 mm
4. 0,03-0,2 mm

Mere finkornet materiale blev udledt direkte sammen med procesvandet. Omkostningen pr. optaget og behandlet kubikmeter sediment var 200 kr.

Der blev anvendt følgende teknikker:

1. 8-60 mm: Sedimentet blev højtryksspulet og tromlet i en partikelvasker.
2. 2-8 mm: Grovsedimentering i grovsedimentkammer, hvor fraktionen på 2-8 mm blev bundfældet. De bundfældede masser blev ført ud af kammeret og spulet med rent vand. Denne fraktion vurderes at være ren og at kunne genbruges på land.
3. 0,2-2 mm: Fraktionen på 0,2-2 mm blev udskilt i et finsedimentkammer.
4. 0,03-0,2 mm: partiklerfraktionen på 0,03-0,2 mm blev tilbageholdt i et filterkammer.

Endvidere henvises til ref. 1.

### Resultater

Resultaterne kan sammenfattes som følger:

- Krav til vandkvalitet under optagning og separering blev overholdt.
- I alt blev 450 m<sup>3</sup> sediment spredt over 1.300 m<sup>2</sup> hurtig afvandet til 21 m<sup>3</sup>.
- Fraktionen fra partikelvaskeren (ca. 20 % af afvandet) konstateres uforurenede og ledes tilbage til havet.
- De øvrige fraktioner blev deponeret i et sikret deponi. Fraktionen fra grovsedimentkammeret var så ren, at den kunne genbruges, men da der var god plads i deponiet blev også denne fraktion placeret i deponi.
- Omkostningen pr. optaget og behandlet kubikmeter sediment var 200 kr./m<sup>2</sup>.

### Vurdering af fremtidige muligheder for separering af forurenede sediment

Ovnevnte pilotprojekt viste, at det kan lade sig gøre at optage forurenede sediment og separere det i fraktioner, der er uforurenede og forurenede. NCC har på denne baggrund iværksat et projekt i samarbejde med forskningsinstitutioner i Norge for at optimere processen og udvikle den til at kunne fungere i stor skala.

Der er i denne proces konstateret en række forhold, som det er væsentligt at bearbejde, inden processen kan fungere i stor skala:

- Optimeringen og opskaleringen skal ske både ud fra miljømæssige, tekniske og økonomiske parametre. Det er vurderingen, at processen i sin nuværende form er for ener-

gikrævende, så en samlet miljøvurdering ikke falder ud til processens fordel. Endvidere er processen så dyr, at det vurderes, at den ikke er konkurencygtig i forhold til et miljøsikret deponi på land.

- Der er ved nogle enkeltmålinger, som ikke er rapporteret, rejst spørgsmål om, hvorvidt separations- og vaskeprocessen medfører, at de organiske forureningskomponenter går i opløsning i et omfang, der er uacceptabelt. En vurdering af dette spørgsmål kan betyde, at man må tage konkret stilling til forureningsniveau og sammensætning i det aktuelle sediment, og på denne basis vurdere, om det overhovedet er miljømæssigt formålstjenligt at foretage separationsprocessen. Dette spørgsmål belyses i det projekt, som NCC har iværksat. Udredningsdelen, der bl.a. omfatter dette spørgsmål, forventes afsluttet omkring årsskiftet 2000/2001.

Lene W. Hartmann, Kjell Petter Solhaug

#### *Referencer*

1. Miljøudring Haakonsvern, Bergen. Vurdering af utført miljøudring ved bygging av ny minerydderkai. NGI rapport, marts 1997.
2. Ambio vol. XXXVI, no.5, august 1998, special issue, The Järnsjön Projekt, Sveden