

Mobilt renseanlæg

Mette Selchau et al.
Carl Bro as og Krüger 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	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
1.1 OVERORDNET GENNEMGANG AF PROBLEMSTILLINGEN	15
1.2 INTERNATIONALE KONVENTIONER	16
1.3 NATIONALE LOVE OG REGELSÆT	16
2 BAGGRUND	17
2.1 OVERORDNET VURDERING AF RELEVANTE HAVNE	17
2.1.1 Overordnet vurdering af årlige sedimentmængder	17
2.1.2 Overordnet vurdering af forureningskomponenter	18
2.1.3 Vurdering af relevante havne mht. separering og rensning af sediment	20
2.2 OVERORDNET INDSAMLING AF ERFARINGER FRA UDLANDET	21
2.2.1 Anlæg til og forsøg med separering og nyttiggørelse af havneslam	21
2.2.2 Vurdering af mulighed for videnoverførsel til et dansk anlæg	22
3 TEKNISK BESKRIVELSE AF ANLÆG	23
3.1 INPUT - SEDIMENTSAMMENSÆTNING	23
3.1.1 Uorganisk materiale	23
3.1.2 Organisk materiale	25
3.2 SEDIMENT EGENSKABER - ADSORPTION/DESORPTION OG MOBILITET	25
3.2.1 De aniondannende metalloider	26
3.2.2 Kationer	26
3.2.3 Mobilitet	27
3.3 HOVEDPRINCIPPER I ET BEHANDLINGSANLÆG	27
3.3.1 Forbehandling	29
3.3.2 Separation	30
3.3.3 Afvanding	30
3.3.4 Vandrensning	30
3.3.5 Opsummering	30
3.4 PRINCIPPER I FLUIDISERING TIL SEPARATION EFTER KORNSTØRRELSER	31
3.4.1 Metode	32
3.4.2 Materiale	32
3.4.3 Størrelse	33
3.5 ANLÆGGETS FYSISKE SAMMENSÆTNING	34
3.5.1 Forbehandling	34
3.5.2 Separation	34
3.5.3 Udvaskning	36
3.5.4 Vandrensning	36
3.6 OUTPUT - EFTERBEHANDLING AF MATERIALERNE	39
4 VURDERING AF ANLÆGGET	41

4.1	VURDERING AF ANLÆGGETS DIMENSIONER OG KAPACITET	41
4.2	VURDERING AF OMKOSTNINGER TIL ANLÆG OG DRIFT	42
4.2.1	<i>Etableringsomkostninger</i>	42
4.2.2	<i>Drift af et anlæg</i>	43
4.2.3	<i>Krav til tilsyn og bemanning</i>	43
4.2.4	<i>Energi- og materialeforbrug samt driftsomkostninger</i>	43
5	VURDERING AF METODEN SAMT ANBEFALINGER	45
5.1	ØKONOMI - SEPARERING/RENSNING KONTRA DEPONERING	45
5.2	DET MOBILE ANLÆGS ANVENDELIGHED	47
5.3	ANBEFALINGER	48
6	REFERENCER	50
	<i>Drikkevand</i>	52
	<i>Spildevand fra røggasrensning</i>	53

BILAGSFORTEGNELSE

- Bilag 1: MetClean™ processen
- Bilag 2: BioClean™ processen
- Bilag 3: BIOSTYR processen

Forord

Miljøstyrelsen har igangsat en række projekter med det formål at skabe overblik over forureningens karakter i havnesedimenter samt at vurdere konkrete løsningsmuligheder for håndtering, deponering og genanvendelse af sedimenterne.

Projekterne skal danne baggrundsmateriale for en handlingsplan vedrørende fremtidig håndtering af forurenede havnesedimenter.

Følgende projekter er igangsat i juni 2001:

- Prøvetagning og analyser
- Fællesdeponerings-/behandlingsanlæg
- Mobilt renseanlæg
- Mindre havne – løsningsforslag
- Omfang og konsekvenser

I denne rapport er projektet Mobilt renseanlæg beskrevet.

Formålet med projektet Mobilt renseanlæg er at afklare, om etablering af et mobilt renseanlæg er teknisk muligt og udgør en realistisk mulighed for rensning af forurenede sediment i mindre havneanlæg. Der eksisterer ikke i dag renseanlæg, der fungerer efter de beskrevne principper, og projektet repræsenterer således en videreudvikling af igangværende overvejelser og forsøg i forbindelse med andre velkendte teknologier, f.eks. vandrensning. En endelig afklaring af muligheden for at etablere et renseanlæg må derfor afvente fuldskalaforsøg af de ikke velkendte delprocesser.

Projektet er udarbejdet af Carl Bro as i samarbejde med Krüger as og har været fulgt af en styregruppe med repræsentanter fra amterne, Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen, Dansk Sejlunion og Sammenslutningen af Danske Havne under ledelse af Miljøstyrelsen.

Sammenfatning og konklusioner

Miljøstyrelsen har igangsat en række projekter, der skal danne baggrundsmateriale for en handlingsplan vedrørende fremtidig håndtering af forurenede havnesedimenter.

Formålet med projektet Mobilt renseanlæg er at afklare, om etablering af et mobilt renseanlæg er teknisk muligt og udgør en realistisk mulighed for rensning af forurenede sediment i mindre havneanlæg. Det beskrevne renseanlæg repræsenterer en videreudvikling af igangværende overvejelser og forsøg i forbindelse med andre velkendte teknologier, f.eks. vandrensning.

Det er karakteristisk for havnesedimenter, at flere af forureningskomponenterne primært er knyttet til de mest finkornede dele af materialet samt de organiske komponenter. De stoffer, som findes som forurening i havneslam, er typisk tungmetaller, TBT, olie, PAH, PCB og andre miljøfremmede stoffer. Der er store variationer i koncentrationerne afhængig af optagningslokaliteten, indhold af organisk materiale og kornstørrelse.

Separering og rensning af sediment kan være en alternativ løsning i havne, hvor det ikke er muligt at klappe, nyttiggøre eller deponere de opgravede havnesedimenter. Mange mindre havne har ikke mulighed for at deponere materiale, da de ikke har areal til rådighed. Den teknik, som det mobile renseanlæg repræsenterer, skulle gøre det muligt, at den grove fraktion efter endt separering/rensning vil kunne karakteriseres som "uforurenet" og vil kunne klappes eller nyttiggøres ved f.eks. tilbageførsel til naturen, opfyldning ved byggeri etc. De finere fraktioner fra havnesedimentet vil stadig være forurenede og kræve yderligere behandling som minimum afvanding. Til gengæld er mængden af materialer, der skal deponeres, reduceret. Der er endvidere mulighed for efterbehandling, så deponering helt undgås.

De allerede kendte erfaringer og forsøg med fraktionering, rensning og nyttiggørelse af forurenede havnesediment viser, at et meget bredt spektrum af metoder er afprøvet. Der findes dog ikke, så vidt vides, i det eksisterende erfaringsmateriale megen information om eventuelle mindre eller mobile anlæg. Der er dog udført nogle mindre fuldskalaforsøg med separering og rensning.

Hovedprincipperne i behandlingsanlægget består af en række delprocesser: forbehandling, separation, afvanding, vandrensning og en efterfølgende efterbehandling af materialerne, der igen kan involvere både afvanding og vandrensning.

Formålet med at anvende et sådant behandlingsanlæg er at få adskilt de forskellige fraktioner af sediment fra hinanden i forventning om, at man får opkoncentreret forureningskomponenterne i en mindre mængde sediment eller udvasket dem til vandfasen. En samlet proces til behandling af bundsedimentet skal opbygges under hensyntagen til de samlede behandlingsomkostninger inkl. slutdisponering af restprodukter, minimering

af restprodukter og anvendelse af simpelt og robust udstyr, der evt. kan flyttes/genanvendes på andre lokaliteter.

Behandlingsanlægget består primært af delprocesser, der er kendt teknologi, eventuelt sammensat på en ny måde, for at opnå den størst mulige effektivitet.

Ved en separation af kornstørrelser kan der anvendes et fluidiseringsprincip. Fordelen ved at anvende fluidisering frem for hydrocyklon og mekanisk separering er, at materialet eksponeres bedre over for en større vandvolumen, og opholdstiden er længere, hvorved vaskningen alt andet lige bliver bedre.

Omkostninger til deponering af forurenede havneslam med de eksisterende metoder varierer mellem 1-2.325 kr./m³. Omkring halvdelen af havnene angiver priser på 50 kr./m³ eller mindre. Et groft overslag over prisen pr. m³ ved separering og rensning, baseret alene på etableringsomkostningerne for et mobilt anlæg, giver for et lille anlæg, der kan behandle 0,5 m³ sediment/time, ca. 274 kr./m³ og for et større anlæg, baseret på 10 m³ sediment/time, ca. 68 kr./m³. I priserne indgår ikke drift og vedligehold af anlægget samt opgravning, transport og evt. slutdeponering af materialet. Udgifterne pr. år til drift formodes at være af samme størrelsesorden som etableringen.

Ideen med et mobilt anlæg er, at anlægget er mobilt og kan transporteres til forureningen, og ikke som det normalt foregår, forureningen der transporteres til anlægget. Et mobilt anlæg kan nå ud til selv meget små havne og mindre sedimentmængder. Mobiliteten sætter dog grænser for flytbarheden af anlægget, da flere af anlægsdelene er meget høje og vil skulle demonteres under transport. Det vil betyde forlænget montage- og demontagetid mellem hver havn og dermed en mindsket effektiv driftstid.

Alternativt kan anlægget placeres på pram/skib. Dette vil muliggøre anvendelsen af større behandlingskapaciteter, men omkostningerne til pram/skib vil forøge investeringsbehovet betydeligt. Samtidig vil de mindste havne vanskeligere kunne betjenes.

Det skal med i betragtningerne, at der for hver ny lokalitet og for hver type bundsediment skal gennemføres en indkørings- og optimeringsperiode af anlægget, som formindsker den effektive driftstid. Disse omstillingsperioder vil kunne minimeres ved et stationært anlæg, hvor der er mulighed for f.eks. en større forbehandlingstank, så der således vil kunne opnås større ensartethed af materialet.

Flere af de valgte delprocesser er velkendt teknologi, og for disse er behovet for efterprøvning begrænset.

Før der tages beslutninger, om det findes realistisk og rentabelt at etablere et mobilt renseanlæg, bør der gennemføres en række pilotforsøg. Det drejer sig primært om at få efterprøvet følgende 2 delprocesser: den kombinerede slæmme-, luftnings- og lagertank og den fluidiserede separationsteknik.

Hos elværkerne og affaldsforbrændings anlæggene gøres der for indeværende visse overvejelser om at udnytte en kombineret fluidiseret separation af restprodukter efter kornstørrelse og opløsning af visse salte.

Det overvejes af ENERGI E2, I/S Vestforbrænding og I/S Amagerforbrænding sammen med AV Miljø, DHI Vand og Miljø og Krüger

A/S at opbygge et mindre forsøgsanlæg hertil i slutningen af 2001 eller begyndelsen af 2002, afhængig af bevillinger og egnet lokalitet. En samkøring med disse forsøg kunne være en mulighed, som bør overvejes

En endelig afklaring af muligheden for at etablere et renseanlæg må derfor afvente fuldskalaforsøg af de mindre velkendte delprocesser.

Summary and conclusions

The Danish Environmental Protection Agency has initiated a number of projects, which will provide the background material for an action plan concerning the future treatment of contaminated sediment from harbours.

The purpose of the project “Mobile Treatment Plant” is to clarify whether it is technically possible to establish a mobile treatment plant, which will constitute a realistic possibility for the treatment of contaminated sediment in small harbours. The described treatment plant represents further development of ongoing considerations and tests in connection with other well-known technologies such as water treatment.

A characteristic feature of contaminated sediment from harbours is that several of the pollution components are primarily linked to the most fine-grained parts of the material and the organic components. The substances that make up the pollution in harbour sludge are typically heavy metals, TBT, oil, PAH, PCB and other substances injurious to the environment. There are great variations in the concentration of the substances depending on the place of origin, the content of organic material and the size of particles.

Separation and purification of contaminated sediment may be an alternative solution in harbours where it is not possible to deposit or utilise the sediment. Many small harbours have no possibility to deposit the sediment, because the necessary space is not available. With the technology of the mobile treatment plant it should be possible after the completion of the separation/purification to characterise the coarse fraction of the material as “non-contaminated” for subsequent dumping, replacement into nature or utilisation as backfilling material etc. The finer fractions of the contaminated sediment will still be polluted and require further treatment, as a minimum dewatering. On the other hand, the volume of materials, which must be deposited, is reduced. Furthermore, with a final treatment of the material it is possible to completely avoid dumping.

The already known experiences and tests with fractionation, purification and utilisation of contaminated sediment show that a wide range of methods has been tested. However, the existing technical literature does not seem to comprise much information on small or mobile plants. Still, a number of small full-scale tests of separation and purification have been carried out.

The main principles of the treatment plant consist of a number of sub-processes: preparatory treatment, separation, dewatering, water treatment and a subsequent final treatment of the material, which may again involve both dewatering and water treatment.

The purpose of the treatment is to separate the various fractions of contaminated sediment from each other in anticipation of concentration of pollution components in a small amount of contaminated sediment or a washout of pollution components to the water phase. A complete process for the treatment of sediment must be established considering the total treatment costs including final disposal of residues, reduction of residues and utilisation

of simple and robust equipment, which, if necessary, can be moved to be used at other locations.

The treatment plant primarily consists of sub-processes, which constitute proven technology, possibly combined in a new manner to gain the highest possible efficiency.

For the separation of various sizes of particles a fluidisation principle can be applied. The advantage of applying fluidisation instead of a hydrocyclone or mechanical separation is that the material is exposed in a more efficient way to a large volume of water and the retention time is longer whereby the washing, all other things being equal, becomes better.

The costs of depositing contaminated harbour sediment with the existing methods vary between DKK 1-2,325/m³. Approximately half of the harbours state prices of DKK 50/m³ or less. A rough calculation of the price per m³ for separation and purification, exclusively based on the establishment costs of a mobile plant, shows a price of approximately DKK 274/m³ for a small plant with a capacity of 0.5 m³ of dredge material per hour, and DKK 68/m³ for a large plant with a capacity of 10 m³ of dredge material per hour. The above prices do not include operation and maintenance costs of the plant, nor costs for removal, transportation and possibly final depositing of the material. The annual operation costs are assumed to equal the establishment costs.

The idea behind a mobile plant is to make it possible to move the plant to the pollution and not, as usual, the other way around. A mobile plant can be carried even to small harbours and small amounts of contaminated sediment. However, the mobility of the plant also has an adverse feature, as a number of the plant components are very high and will have to be disassembled for transport. This will mean prolonged erection and disassembling between harbours a thereby less effective operating time.

Alternatively, the plant can be placed onboard a barge/a ship. This will make high treatment capacities possible, but the costs of the barge/the ship will increase the need for investments significantly. At the same time it will be more difficult to service the smallest harbours.

It should be taken into consideration that for each new locality and for each type of sediment a period of some length for commissioning and optimisation is needed, which reduces the effective operating time. These readjustment periods could be minimised with a stationary plant, which includes the possibility of e.g. a large pre-treatment tank, so that a higher degree of homogeneity can be gained.

A number of the chosen sub-processes constitute proven technology, the need for tests of these processes being limited.

Before any decision is made on the technical and financial feasibility of a mobile treatment plant, a number of pilot tests should be carried out. It is primarily a question of testing the following two component processes: the combined suspension/aeration/storage tank and the fluidised separation technique.

At power plants and waste incineration plants it is currently being considered whether to utilise a fluidised separation of residues according to the size of particles and in combination with dissolution of certain salts.

It is being considered by ENERGI E2, I/S Vestforbrænding and I/S Amagerforbrænding together with AV Miljø, DHI Water and Energy and Krüger A/S, to construct a small test plant for this kind of process to be completed by the end of 2001 or the beginning of 2002 depending on the availability of grants and the identification of an eligible location. Co-ordination with this project could be an opportunity to be considered.

In conclusion it should be stated that final clarification regarding the possibility of establishing a mobile treatment plant will have to await full-scale tests of the less known sub-processes.

1 Indledning

1.1 Overordnet gennemgang af problemstillingen

Havnesedimenter består dels af marine aflejringer og dels af udskyllet materiale fra å-udløb og udledninger. Havnesedimenter indeholder forurening. Forureningsgraden varierer afhængig af de hydrografiske forhold, indhold af organisk materiale, kornstørrelsesfordeling og optagningssted i forskellige havne og havneafsnit. Graden af forurening er typisk afhængig af sedimentets beskaffenhed, således at sandede sedimenter har lavere indhold af f.eks. tungmetaller, mens det finkornede materiale, der typisk lejrer sig i rolige indre havneafsnit, indeholder mere forurening.

Forureningen stammer dels fra landbaserede kilder såsom diverse udløb fra industri, værftaktivitet, renseanlæg og kloak, udsivning fra forurenede grunde, tilførsel fra vandløb og vaske- og klargøringsarealer til lystbåde, og dels fra ikke-landbaserede kilder som oliespild, spildevand, frigivelse af biocider og atmosfærisk tilførsel.

Ud over egentlige forureningskomponenter vil havnesedimenterne indeholde tungmetaller, der er tilført ad naturlig vej. Almindeligt grundvand, især fra de øvre jordlag, kan på grund af den kemiske forvitring af jordarterne indeholde relativt store koncentrationer af tungmetaller. Ved udsivning af grundvand i de kystnære områder og til åer vil en del af grundvandet strømme op gennem havbunden, og ved gennemstrømning af bundsedimenterne indeholdende organisk materiale og de deraf følgende reducerede forhold, vil størstedelen af tungmetallerne blive omdannet til sulfider sammen med jernet og manganen i vandet. Over en årrække vil denne proces betyde en stor opkoncentrering af visse metaller i sedimenterne. I havnene og disses omgivelser vil bundsedimenterne blive berørt direkte, og ved erosion og transport vil sedimenter fra åer og lignende blive tilført de kystnære områder.

Mange havnesedimenter er så forurenede af naturlige årsager og fra menneskelige aktiviteter, at de ikke kan klappes, og sedimenterne må derfor deponeres. Bortskaffelse af forurenede havnesedimenter udgør et stigende problem økonomisk og pladsmæssigt i Danmark. Specielt mindre havne og lystbådehavne uden deponeringsfaciliteter har vanskeligt ved at skaffe sig af med de forurenede havnesedimenter.

Bortskaffelse er generelt et økonomisk og pladsmæssigt problem i Danmark. For de havne, der ikke allerede har sikret plads, kan fremtiden bringe store problemer. Det er derfor nødvendigt primært at bringe sedimenterne på en sådan form, at mest muligt kan genbruges, sekundært at det materiale, der skal deponeres er stabiliseret, så udsivning/forurening herfra er minimeret, og tertiært, at de forureningsbelastende komponenter kan viderebehandles på en tilfredsstillende måde. For danske havne er det typisk følgende stoffer der er de mest belastende; Hg, Cu, Pb, Cr, olie, PAH og TBT.

Anvendelse af et mobilt behandlingsanlæg kan, hvor mængderne er små, som i f.eks. lystbådehavne, være en mulighed.

1.2 Internationale konventioner

De danske farvande dækkes af flere forskellige internationale konventioner, som Danmark har forpligtet sig til at overholde. Konventionerne indeholder regler og anbefalinger for miljømæssig forsvarlig håndtering af klappmaterialer.

De internationale havkonventioner omfatter OSPAR-konventionen og Helsingfors-konventionerne (HELCOM) samt Nordsø-konferencerne. Med disse aftaler har Danmark internationalt forpligtet sig til at reducere tilførslen af skadelige stoffer til havmiljøet. Dette gælder også en frigivelse af skadelige stoffer via klappning af havnesedimenter (Miljøstyrelsen 1998a).

OSPAR-konventionen dækker både nationale farvande (Kattegat, Skagerak og Nordsøen) og internationale farvande. HELCOM-konventionen dækker Østersøområdet. Begge konventioner foreskriver enslydende retningslinier for behandling og vurdering af sediment. Således foreskrives, at sedimentet analyseres for de normalt forekommende tungmetaller som kviksølv (Hg), cadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), bly (Pb), arsen (As), nikkel (Ni) og zink (Zn) samt tributyltin (TBT), og derudover skal der analyseres for tjæreprodukter (PAH) og PCB.

I London-konventionen (Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter) nævnes nyttiggørelse af oprenset sediment specifikt. London-konventionen fra 1972 er global med tilslutning fra 77 lande, og dens formål er at beskytte havmiljøet ved at regulere dumpning af affald. Der er udarbejdet retningslinier for implementering af konventionen (Dredged Material Assessment Framework), der foreskriver, at nyttiggørelse af oprenset sediment skal indgå i overvejelserne.

1.3 Nationale love og regelsæt

Overordnet regulerer havmiljøloven (Lov 476/1993 om beskyttelse af havmiljøet) aktiviteter omkring udnyttelse og forvaltning af havmiljøet i Danmark. Loven indeholder et generelt forbud mod dumpning af stoffer eller materialer, men der gælder dog særlige regler for dumpning (klappning) af optaget havbundsmateriale.

Klappning af optaget havbundsmateriale reguleres efter klappbekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 975 af 19/12 1986, bekendtgørelse om dumpning af havbundsmateriale/klappning). Klaptilladelse skal foreligge, inden gravearbejdet påbegyndes, og behandles af det amt, i hvilket klapppladsen er beliggende. Klappning kan tillades, såfremt havbundsmaterialet alene indeholder uvæsentlige mængder og koncentrationer af visse nærmere angivne forurenende stoffer. I internationale naturbeskyttelsesområder (EF-fuglebeskyttelsesområder og –habitatområder) samt i områder med en vanddybde under 6 m kræves tillige miljøministerens (Skov- og Naturstyrelsens) samtykke til tilladelsen.

Det er således ikke i dag muligt på lovlig vis at klappe andet end sedimenter forurenede i størrelsesordenen svarende til diffust belastet i havet.

2 Baggrund

2.1 Overordnet vurdering af relevante havne

2.1.1 Overordnet vurdering af årlige sedimentmængder

Sammenslutningen af danske havne (2000) har behandlet statistisk materiale indsamlet fra 48 havne vedrørende de fremtidige behov for oprensning samt måder, hvorpå sedimentet deponeres, og muligheder for deponering. Det følgende er bl.a. baseret på disse data.

Det fremgår af materialet, at de fleste havne skønner, at de står over for et akut problem. Dette gælder både store og små havne, fjordhavne såvel som havne ud til mere åbent vand, om end problemerne i fjordhavnen synes meget store. Det er stærkt varierende hvilket behov havnene har for oprensning, og hvilke muligheder der er for at klappe eller deponere sediment.

Over de næste 10 år vurderer de adspurgte havne i gennemsnit at skulle oprense mellem 2,5-3 mio. m³ materiale årligt, heraf de ca. 70 % fra sejlløb. Størstedelen af mængden, der skal oprenses fra sejlløb, udgøres dog af materiale fra havnene Esbjerg, Hanstholm og Aalborg. Lidt under halvdelen af havnene forventer således slet ingen oprensning i sejlløb. Omkring 82 % af den totale mængde oprensede materiale forventes at skulle klappes (2,25 mio. m³), 11 % landdeponeres (0,3 mio. m³) og 7 % nyttiggøres (0,2 mio. m³), Sammenslutningen af danske havne (2000).

Klapning

40 % af de adspurgte havne har adgang til en godkendt klapplads, men de fleste tilladelser rækker kun ganske kort frem i tiden. Resten har enten ikke angivet en evt. godkendt klapplads eller svaret, at de ikke har adgang til nogen godkendt klapplads. Østersø-konventionen og andre miljøregulerende bestemmelser og bekendtgørelser, som beskrevet tidligere, tillader kun klapning af uforurenet materiale. Amterne giver således flere og flere afslag på klappansøgninger, da bundsedimenterne kan indeholde miljøgifte, hvis egenskaber endnu ikke er klarlagt.

I få havne som f.eks. havnene på Jyllands vestkyst, der ligger ud til mere åbent vand, hvor der ved bestemte vindretninger og usædvanlige storme vil ske aflejring af sand i indsejlingerne til havnene, kan oprensning af sådanne rene sandaflejringer klappes uproblematisk. Vesterhavshavnene Esbjerg og Hanstholm har da også begge store godkendte klappladser.

Størstedelen af de danske havne har oprensningsbehov for materialer, der ikke kun består af rent sand, men også indeholder andre finere og ofte forurenede fraktioner.

Det må derfor formodes, at en del af de omkring 2,25 mio. m³, der i følge undersøgelsen forventes klappet pr. år i de næste 10 år, skal omdirigeres til en eller anden form for nyttiggørelse via en behandling i form af separering/rensning e.l. I fagblad nr. 6 (dec. 2000) fra Danske Havne

konkluderes det, at det forventes, at omkring 1 mio. m³ sediment, der normalt vil blive klappet, kan komme til at udgøre et problem pga. forureningen, så der fremover kan blive stillet krav om bortskaffelse på andre måder end ved simpel klappning.

Landdeponering

Den relativt lille mængde sediment, der forventes landdeponeret i havnene de kommende år, vil formodentlig ikke kunne forøges yderligere pga. omkostningerne forbundet med dette samt manglen på egnet areal.

Nyttiggørelse

Kun ca. 20 % af de adspurgte havne kan nyttiggøre materiale og heraf står Aalborg og Esbjerg for over 80 % af den totale nyttiggjorte mængde. Blandt de havne, der nyttiggør materiale, er der for 3 havnes vedkommende tale om engangshændelser i forbindelse med havneudbygning.

2.1.2 Overordnet vurdering af forureningskomponenter

Det er karakteristisk for havnesedimenter, at flere af forureningskomponenterne primært er knyttet til de mest finkornede dele af materialet samt de organiske komponenter.

Forureningskomponenter

De stoffer, som findes som forurening i havneslam, er typisk tungmetaller, TBT, olie, PAH, PCB og andre miljøfremmede stoffer.

Tungmetalindholdet i havnesedimenter er vurderet på baggrund af analyser udført på klappmateriale (Miljøstyrelsen, 1994). Metallerne Hg, Cd, As, Cr, Cu, Sn, Ni, Zn og Pb er alle fundet i målbare koncentrationer. Der er store variationer i koncentrationerne afhængig af optagningslokaliteten, indhold af organisk materiale og kornstørrelse. De højeste værdier vil typisk være at finde i det finere materiale, der lægger sig i stille områder af havnen, mens grovere sandholdigt materiale, der aflejres i mere urolige havneafsnit, har et lavt indhold af tungmetaller. Dette skal også ses i lyset af, hvor og hvordan metallerne ender i havmiljøet - dels sker det som udledninger fra kloak o.l., industriudledninger og forurenede grunde i havnefronterne, og dels bringes metallerne til havmiljøet med grundvandet og lejes i havne og de kystnære områder. Det antages, at mængden af tungmetaller i de danske havnesedimenter er aftagende, da udledningen til miljøet er begrænset som følge af de senere års generelle miljøbevidsthed og miljøpolitik. Det forventes dog ikke, at udledningerne helt ophører, da gamle eksisterende forureninger og den naturlige afstrømning altid vil bidrage lidt.

Olie, BTEX (benzen, tuloen, etylbenzen og xylen, stoffer der findes i olieprodukter) og andre tilsvarende stoffer tilføres havneområderne dels fra land, ved spild på havnearealerne, dels ved udledning gennem regnvandsledninger o.l., da disse især tidligere blev ledt til havnen, samt ved spild fra skibe og både i havnen.

Miljøfremmede stoffer er bl.a. blødgøringsmidler, tensider, polyaromatiske kulbrinter (PAH) og biocider i antibegroningsmidler. Ved en undersøgelse af marine sedimenter udført af Lillebæltsamterne, Århus Amt og Sønderjyllands Amt viste det sig, at de højeste koncentrationer af miljøfremmede stoffer findes i havnesedimenter. Dette skyldes typisk dårlige iltforhold, reducerende forhold og begrænset vandudskiftning og en dertil hørende langsom

nedbrydning af stofferne, der således resulterer i en ophobning. Problematikken er selvforstærkende. Flere af de fundne stoffer er giftige selv ved lave koncentrationer, og der er målt effekter af f.eks. TBT i lave koncentrationer på snegle og alger.

Der er i en undersøgelse af havnesedimenter (Jensen, A. & Gustavson, 2000) påvist 34 stoffer over detektionsgrænsen, og det er stort set de samme stoffer, som generelt forekommer i alle havnesedimenter. Følgende stoffer er således typiske i havnesedimenter: blødgørere, nonylphenoler, chlorbenzen, phenol, PAH, PCB, LAS, antibegroningsmidler og hydrocarboner.

Erkendelsen af forekomsten af miljøfremmede stoffer i havnesedimenter vurderes at være voksende på grund af den stigende fokusering på disse stoffer. Der forventes således, at den registrerede forekomst af TBT og andre stoffer, der kan anvendes i stedet for TBT, forøges, da der foretages et øget antal analyser samt at et bredere spektrum af stoffer undersøges.

Udløb og overløb til havne belaster havnesedimenter. Skibstrafikken giver anledning til væsentlig forurening i form af biocider og tungmetaller, som afgives fra bundmalingen, samt endvidere olieforurening. Herunder afgives TBT nu hovedsageligt fra erhvervstrafikken (et forbud mod at bruge TBT på lystbåde under 25 m trådte i kraft i 1991) og kobber fra lystbåde. En anden væsentlig kilde til forurening af lystbådehavne er vaskepladser, hvor både vaskes og afslibes før maling, og hvor der derfor er ophobet TBT fra gammel bundmaling..

Koncentrationer

De fleste amter opererer med en grænseværdi for tungmetal på ca. 2 x baggrundsværdien af det pågældende stof, baseret på tørstof. Denne værdi ligger i intervallet mellem diffust belastet sediment og forurenat sediment. Nogle skeler dog til størrelsen af glødetabet og anvender forskellige grænseværdier for glødetab < eller > 10 %. Nogle steder f.eks. Vestsjællands Amt anvendes 1 x baggrundsværdien for særlige kritiske metaller som f.eks. Hg og Cd.

Et tungmetal som Cu, der forventes at udgøre et problem i en del lystbådehavne, er fundet i enkelte maksimumkoncentrationer på omkring 600-700 mg/kg TS, Frederiksborg Amt et al (1999/2000). De store koncentrationer er fundet både i erhvervs- og lystbådehavne. Grænseværdien er typisk en faktor 10 lavere.

For de øvrige forureningskomponenter som olie og miljøfremmede stoffer er der ikke fastlagt nogle egentlige grænseværdier i de forskellige havne. Baggrundsværdien for miljøfremmede stoffer er i princippet nul, og klapning må således kun ske, såfremt materialet ikke indeholder væsentlige mængder af disse stoffer. På grund af den generelle diffuse belastning vil der dog oftest være et vist lavt niveau af disse svært nedbrydelige stoffer. De fleste anvender således disse baggrundsværdier som sammenligningsgrundlag.

De indberettede maksimale koncentrationer af kulbrinter svinger mellem 770-4.300 mg/kg TS, for PAH mellem 11,5-15.800 µg/kg TS og for olie mellem 26-2.300 mg/kg TS. De højeste værdier er typisk fundet i erhvervshavne. For f.eks. TBT er der fundet værdier mellem 2,5-1.844 µg/kg TS. De maksimale værdier er fundet både i erhvervs- og lystbådehavne, Frederiksborg Amt et al (1999/2000).

En undersøgelse fra Sønderjyllands Amt (1998) viste, at både TBT og et andet antibegroningsmiddel, Irgarol, fandtes i højere koncentrationer i lystbådehavne i forhold til i erhvervshavne. I denne sammenhæng skal tilføjes, at TBT har været forbudt i bundmalinger til både under 25 m siden 1991.

Undersøgelser fra Århus Amt (2000) viste da også, at tilførslen af det TBT, der fandtes i de undersøgte lystbådehavne, var af ældre dato, hvilket formodes at hænge sammen med det nævnte forbud. I modsætning til dette var sedimentet i erhvervshavnen Århus Havn belastet på en sådan måde, at det må være sandsynligt, at der stadigvæk frigives TBT fra bundmalingen fra skibe, der besejler denne havn.

2.1.3 Vurdering af relevante havne mht. separering og rensning af sediment

Separering og rensning af sediment formodes at være en alternativ løsning i havne, hvor det ikke er muligt at klappe, nyttiggøre eller deponere de opgravede havnesedimenter. Mange mindre havne har ikke mulighed for at deponere materiale, da de ikke har areal til rådighed. Endvidere er landdeponering af havnesedimenter ved at blive en bekostelig affære, specielt når sedimentet er forurenet. En del havne har et mindre deponeringsareal, men det vil stadig være ønskeligt at reducere mængden, der skal deponeres.

Da det almindeligvis formodes, at den grove fraktion efter endt separering/rensning vil være "uforurenet", vil denne fraktion kunne klappes eller nyttiggøres ved f.eks. tilbageførsel til naturen, opfyldning ved byggeri etc.

De finere fraktioner fra havnesedimenter vil stadig være forurenede og kræve yderligere behandling, som minimum afvanding. Til gengæld er mængden af materialer, der skal deponeres, således reduceret. Der er endvidere mulighed for efterbehandling, så deponering helt undgås.

I afsnit 4 er overvejelser over de kornstørrelsesfordelinger, der vurderes at være bedst egnede til teknikkerne gennemgået, hvorfor der henvises til dette afsnit for detaljer. Her skal blot nævnes, at en vis del af sedimentet nødvendigvis skal være en grov fraktion for at opnå en forholdsvis simpel opbygning af anlægget samt udbytte af separeringen.

Metoden er således relevant for havne, hvor sedimentet indeholder en vis mængde sandede materialer. De i afsnit 4 angivne dimensioner for anlægget vil formentlig være egnede for sedimenter, hvor den grove fraktion ligger i intervallet $> 30 \%$ og $< 70 \%$.

Eksempler på havne

I en undersøgelse fra Sønderjyllands Amt i 1998 er såvel lystbådehavne som erhvervshavne i amtet gennemgået for at skabe et overblik over koncentrationsniveauet af tungmetaller og miljøfremmede stoffer i sedimentet. Der er målt forhøjede koncentrationer af såvel tungmetaller som miljøfremmede stoffer. De højeste niveauer blev fundet i lystbådehavnene. Det vurderes i undersøgelsen, at en årsag til de højere niveauer i lystbådehavnene kan skyldes, at der er mere rolige forhold sammenlignet med de kraftigere strømforhold i de større erhvervshavne. Kraftigere strømforhold vil give anledning til mindre sedimentation af finkornet materiale og således bevirke en øget spredning af stofferne allerede i selve vandfasen. Ved kraftigere strømforhold vil det kun være de grovere fraktioner, der vil kunne

sedimentere. Således vil materialer, der er sedimenteret i sejløb, typisk være grovere end materiale, der er sedimenteret i mere rolige dele af havnebassinet.

Endvidere er der i lystbådehavnene en mindre og mere begrænset vandudskiftning, som vil kunne forøge tendensen til sedimentation og dermed forøge belastningen sammenlignet med erhvervshavne med større vandudskiftning.

Disse forhold er selvfølgelig afhængige af de overordnede hydrodynamiske forhold i området samt besejlings- og manøvreringsforhold. Det er således vanskeligt at give et overordnet bud på havne, hvor det vil være relevant at anvende separering osv.

En lille lystbådehavn er typisk en havn med plads til under eller omkring 100 både. Eksempler på mindre lystbådehavne er Sundby Sejlforening, Hellerup Havn og Stubbekøbing Havn.

Større lystbådehavne rummer typisk ca. 1.000 både, og eksempler er Helsingør Havn, Rungsted Havn, Svanemøllen Lystbådehavn og Egå Marina.

Eksempler på mindre erhvervshavne er Mariager Havn, Hobro Havn, Bønnerup Havn. Mellemstore erhvervshavne er Køge Havn og Åbenrå Havn og større erhvervshavne Københavns Havn, Esbjerg, Århus, Grenå, Fredericia og Kalundborg havne. Opdelingen mellem mindre, mellemstore og større havne beror på subjektive skøn af erhvervsaktiviteten og den tilhørende skibstrafik i den pågældende havn.

Det vides, at følgende mindre havne, der for de flestes vedkommende er både lystbåde- og erhvervshavne, har akutte problemer med forurenet slam: Søby Industrihavn, Marstal Industrihavn, Æreskøbing Havn, Bagenkop Havn, Ballen Havn.

2.2 Overordnet indsamling af erfaringer fra udlandet

2.2.1 Anlæg til og forsøg med separering og nyttiggørelse af havneslam

De allerede kendte erfaringer og forsøg med fraktionering, rensning og nyttiggørelse af forurenet havnesediment viser, at et meget bredt spektrum af metoder er afprøvet.

CATS 4 (1999) beskriver de nyeste offentliggjorte tiltag inden for separering og rensning af havneslam, og den sidste nye viden på området vil blive præsenteret på en konference i Venedig i efteråret 2001.

Af anlæg i udlandet er det mest kendte nok det store anlæg METHA i Hamborg Havn, der processerer omkring 500.000-600.000 m³ tørstof om året. I Holland findes et stort projekt (6 mio. m³ pr år.), de Slufter, hvor der i forbindelse med et pilotforsøg dagligt er blevet separeret ca. 400 m³ materiale. Separeringen sker enten hydraulisk (sedimentationsbassin) eller mekanisk (vibrerende sigte og hydrocykloner), inden den fine fraktion deponeres, CATS 4 (1999).

I det eksisterende erfaringsmateriale findes der, så vidt vides, ikke megen information om eventuelle mindre eller mobile anlæg. Der er dog udført nogle mindre fuldskalaforsøg med separering og rensning.

Et hollandsk firma (Mosman bv) har udført fuldskalaforsøg med separering og rensning af forurenede sediment. Sedimentet indeholdt mellem 40-50 % tørstof og blev efter afgravning ført med transportbånd (ca. 3 tons pr. time) til en sigte. Der blev anvendt mekaniske metoder som vibrerende sigter, hydrocykloner og omrøring for at opnå en "skrubbet" effekt mellem kornene (en slags vask). Det anvendte sediment er karakteristisk ved at indeholde en høj procentdel af fine og organiske partikler, og den største del af tungmetallerne er koncentreret i fraktionen $< 16 \mu\text{m}$. Forsøgene viser, at ved at anvende en hydrocyklon med et cutpoint på $16 \mu\text{m}$ opnås 20 % mere genanvendeligt sand end ved brug af det almindeligvis anvendte cutpoint på $63 \mu\text{m}$. Renseprocessen vurderes at koste mellem 70-100 kr. pr. m^3 in situ sediment, afhængig af den specifikke sedimentsammensætning med tilhørende restprodukt og tørstofindhold. Endvidere konkluderes, at en separering skal resultere i mindst 50 % genanvendeligt sand, for at processen er konkurrencedygtig i forhold til deponering (hvis denne vurderes at koste ca. 135 kr. pr. m^3), CATS 4 (1999). Det skal dog bemærkes, at denne deponeringspris forudsætter, at der er kystarealer til rådighed for depotet.

I forbindelse med bygning af en kaj i Bergen har NCC gennemført en fraktionering af 450 m^3 sediment forurenede med PCB og tungmetallerne bly, kobber og zink. Sedimentet blev delt i fire fraktioner (fra 0,03 mm - 60 mm), og materiale finere end dette blev udledt direkte sammen med procesvandet. Der blev anvendt mekaniske metoder som vask, spuling og sedimentationsbassiner. Omkostningen pr. optaget og behandlet m^3 sediment var omkring 200 kr., Hartmann, L. (2000).

Firmaet Simon Moos A/S har indpumpet 4-5 m^3 slam indeholdende TBT fra havnebunden i Marstal Fiskerihavn. Oprensningen foregik ved et mammutpumpesystem, der støvsuger bunden. Ved denne metode opsuges en del vand, og dette medfører, at en forholdsvis stor mængde vand efterfølgende skal afvandes fra slammet. Der blev tilsat et flokkuleringsmiddel til det opslåmmede slam, og derefter blev slammet afvandet ved et filter. Fyns Amt vurderer metoden som velegnet til oprensning af forurenede havneslam. Resultaterne fra det afvandede slam samt rejeckt vand viser, at TBT-indholdet i det afvandede slam er lavere end indholdet af TBT i det opslåmmede sediment. Dette tyder på, at en del af det TBT, der er bundet i sedimentet, frigives til rejeckt vandet, Natur- og Vandmiljøafdelingen (1999). Det bør vurderes, om det er acceptabelt at sprede en del TBT med rejeckt vandet.

2.2.2 Vurdering af mulighed for vidensoverførsel til et dansk anlæg

Da det i det eksisterende erfaringsmateriale ikke har været muligt at finde information om eventuelle mindre og/eller mobile anlæg hverken i Danmark eller andre steder, kan muligheden for vidensoverførsel ikke vurderes. Der er dog som nævnt udført en del fuldskalaforsøg rundt omkring i Europa, som der kunne drages nytte af ved gennemførelse af et dansk fuldskalaforsøg.

3 Teknisk beskrivelse af anlæg

3.1 Input - Sedimentsammensætning

Bundsedimenterne fra havne, sejlrender m.m. der ved oprensning skal håndteres, består af en blanding af finkornet sand, silt og ler samt organisk materiale. Fordelingen mellem de forskellige fraktioner er bestemt af de enkelte lokaliteter, tilførselsforhold, strømforhold, bølgestørrelser osv. Det er ikke hensigten her nærmere at belyse dette.

Bundsedimenterne i havnene er forurenet med forskellige miljøfremmede stoffer af såvel metallisk som organisk oprindelse, dette igen afhængigt af de lokale sedimentationsforhold, industrisammensætning og urbanisering, skibstrafik osv. jf. foranstående afsnit.

Karakteristisk for havnesedimenter er, at de fleste af de forurenende komponenter er knyttet til de mest finkornede dele af det inerte materiale og til de organiske stoffer.

Det vil sige, at mængden af de miljøbelastende materialer eventuelt kan reduceres og oparbejdes gennem en sortering efter kornstørrelser, mens en anden del efter en efterbehandling vil kunne genanvendes på betryggende vis.

3.1.1 Uorganisk materiale

De uorganiske komponenter i bundsedimenterne har en sammensætning, der stort set svarer til den generelle mineralsammensætning i området, kun med en begrænset højere koncentration af visse tungmetaller. Denne del af sedimenterne vil bestå af metallerne silicium (Si, 25-30 %), aluminium (Al, 8-10 %), jern (Fe, 5-6 %), kalcium (Ca, 4-5 %), natrium (Na, 2-3 %), magnesium (Mg, 2-3 %) og kalium (K, 2-3 %). Sammen med ilt vil denne gruppe udgøre omkring 95-99 % af det samlede inerte materiales gennemsnitlige sammensætning, selvfølgelig med mange variationer.

Andre grundstoffer som brint (H), fosfor (P), mangan (Mn), fluor (F) og svovl (S) udgør normalt yderligere ca. 0,5-1 %. Mængden af de grundstoffer, der i daglig tale benævnes tungmetaller, og som kan udgøre en forureningsrisiko, er derfor begrænsede, men ikke mindre belastende, hvis de ved opgravning m.m. frigives. Det er i nogle prøver af havneslam konstateret, at tungmetallerne udgør omkring 0,13 % af tørstoffet, en forsvindende lille del, men tilstrækkeligt til at karakterisere sedimentet som stærkt forurenet.

Det er derfor af stor betydning, om mængderne af forurenet sediment kan reduceres og/eller stabiliseres, så de ikke belaster det omgivende miljø.

Mange naturlige danske jordarter, især de der geologisk set skyldes gamle marine- og ferskvandsaflejringer, indeholder større mængder tungmetaller, jf. Rud Friborgs undersøgelser i Sønderjyllands Amt. Disse jordarter er udvaskningsmæssigt rimeligt stabile og afgiver først tungmetaller efter kemisk forvitring. Det er i denne sammenhæng, at indholdet af nikkel i grundvandet,

især i Københavns Vestegn og i Vestjylland, og en del af tungmetaltilskuddet fra grundvandet i den kystnære zone skal ses.

De fleste mineraler er bundet sammen kemisk, som f.eks. kvarts (SiO_2) og pyrit (FeS_2). Disse forbindelser er relativt stabile og nedbrydes kun ved kemisk forvitring - en proces, der forløber i alle naturlige miljøer.

Tungmetallerne, der findes i bundsedimenterne, vil dels være kemisk bundet, dels udfældede salte, dels ionbyttet med lermineralernes naturlige overflademineraler og dels bundet til især lermineralerne og det organiske materiale ved adsorption.

Som eksempler på kemisk bundne metaller er de metaller, der sammen med svovl danner sulfider. Disse sulfider opstår/dannes ved sulfatreduktion i bundsedimenterne og er en velkendt geologisk proces. Den vigtigste af disse sulfidmineraler er FeS_2 pyrit, men sammen med denne i såvel nydannede som geologisk gamle pyritter findes sulfidmineraler med nikkel, bly, mangan, arsen, kadmium og mange flere. Andre eksempler på kemisk bundne metaller i mineraler er de mange sammensatte mineraler med Na, K, Ca og Al (feltspat, biotit, ilit), hvor tungmetallerne erstatter et eller flere af disse i et forskelligt omfang.

De kemisk bundne tungmetaller vil være stabile, så længe aflejringstilstanden forbliver stabilt. Ændres miljøet, ved f.eks. at sedimentet flyttes og/eller tilføres ilt eller et andet oxidationsmiddel, f.eks. nitrat, vil en kemisk forvitring af bl.a. sulfidmineraler, der er de mindst stabile, iværksættes, og metaller kan blive frigivet. Når iltindholdet igen reduceres ved gendeponering under vand, vil der på grund af iltforbruget til nedbrydning af de organiske stoffer ske en sulfatreduktion, og en del af sulfidmineralerne vil blive gendannet.

Udfældede tungmetalsalte er sjældne i naturlige miljøer og vil kræve en overmætning der, hvor det sker. Sådanne salte findes kun i inddampningsbassiner og i zoner med vulkansk aktivitet. Saltene kan findes som evaporitter (f.eks. mineralsk salt), sulfater (f.eks. gips, barium- og strontiumsulfat), karbonater (f.eks. kalk) og hydrotermale aflejringer.

I havne og tilsvarende steder kan sådanne udfældninger kun forventes ved helt specielle og yderst sjældne og stærkt belastede udledninger.

Salte som f.eks. karbonater af bly og kadmium, udfældede tungmetalsulfater o.l. kan genopløses i vand, afhængig af bl.a. pH, ionstyrke og opløselighedsprodukt. Der dannes en ligevægt mellem de opløste ioner og de ioner, der stadig er bundet i saltene. I bundsedimenterne er denne ligevægt for længst opnået, og der sker kun en begrænset ændring ved en eventuel omlejring/fjernelse fra de specielle udledningsområder eller ved ændringer i udledningernes sammensætning/ophør.

Nært beslægtet med de bindinger, der holder saltene sammen, er de metaller og metalloider, der ved ionbytning har erstattet mere almindelige salte i mineralerne, især i lermineralerne. Denne ionbytningsproces kan især erkendes i grundvandszonen på overgangen mellem saltvand og ferskvand. Normalt er det dog således, at de høje saltkoncentrationer i saltvandet har reduceret indholdet af de ved ionbytning mulige indbyggede metaller og metalloider til mineralerne til et minimum.

3.1.2 Organisk materiale

Det organiske materiale i havnesediment består af nedbrudte planter, dyr, alger, plankton osv. samt naturligvis de organiske stoffer, der skyldes menneskers tilstedeværelse.

I bundsedimenterne vil der findes en del tungmetaller kemisk bundet til de organiske sedimenter. Disse metaller er optaget af levende organismer enten i vandfasen eller i bundmiljøet og er ved disse organismers død indbygget i bundsedimentet. Især bundsedimenternes indhold af kviksølv og flere tinforbindelser vil kun findes her. Ud over de organisk bundne metaller findes metaller adsorberet til det organiske materiales overflader.

De organiske forbindelser er i uberørt stand stabile, det vil sige, når iltningsskapaciteten er lav i sedimentet og ikke hæves. Øges iltningsskapaciteten, nedbrydes de organiske forbindelser og metallerne frigives. Metylkviksølvet er nok eneste undtagelse herfra.

Ved gendeposering og ved udelukkelse af yderligere adgang af ilt vil ny stabilitet opstå ud over den naturlige mineralogiske omlejring, der som diagenese normalt vil finde sted.

Ovenstående bindinger af tungmetallerne vil således kun i et begrænset omfang bidrage til en mobilisering af tungmetaller ved en opgravning og senere gendeposering.

De metaller, der derimod er adsorberet til mineralerne, vil kunne mobiliseres. Adsorption er en svagere binding, idet grundstofferne ikke indgår i egentlige kemiske forbindelser, men kun fæstes ved den svage elektriske binding som molekylernes dipolaritet betinger. Denne bindingsform vil blive behandlet nærmere i afsnit 3.2.

3.2 Sediment egenskaber - adsorption/desorption og mobilitet

Mange mineraler besidder adsorptive egenskaber i større eller mindre grad.

Nogle af de mineraler, der bedst adsorberer tungmetaller, er lermineralerne, men også ferrihydroxid, mangandioxid, aluminiumhydroxid og organiske stoffer har gode adsorptive egenskaber.

Mindre adsorptiv er eksempelvis kvarts og de andre bjergartsdannende mineraler, der normalt udgør de større korn i et sediment. Da også det relative overfladeareal er af afgørende betydning, i og med dette har betydning for antallet af de tilgængelige adsorptionspladser, er de fleste metaller og metalloider, der adsorberes, knyttet til de mindste korn.

Adsorptionen/desorptionen til mineralkornsoverfladerne er styret af forhold som ionstyrke, pH, kompleksbindinger og konkurrence mellem de enkelte ioner. Alle de aniondannende metalloider udviser samme adsorptive grundtræk, kun adskilt af gradforskelle, ligesom alle kationmetallerne følger ensartede principper.

3.2.1 De aniondannende metalloider

De aniondannende metalloider er de metaller, der med bl.a. ilt i en kemisk forbindelse danner negative ioner. Som eksempler herpå er metalloiderne arsen (As), krom (Cr), molybdæn (Mo), antimon (Sb), selen (Se), vanadium (V) og uran (U).

Disse metalloider optræder i flere forskellige iltningsstrin, f.eks. findes arsen både som As(III) og As(V) og selen som Se(IV) og Se(VI). Andre af metalloiderne optræder i forskellige iltningsstrin, hvor den ene danner en negativ ion og følger de negative metalloider, og den anden ikke danner en kemisk forbindelse med ilt og derfor i stedet optræder som en positiv ion og følger principperne for disse. Dette gælder specielt krom, der som Cr(VI) danner den negative kromation og som Cr(III) er en kation.

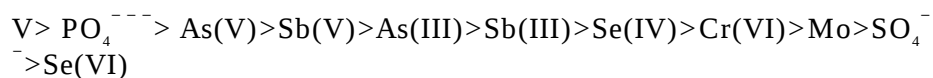
Som angivet følger adsorptionen af disse metalloider de samme principper, men hver af dem absorberes/desorberes under forskellige vilkår og med forskellige styrker.

Symptomatisk for de aniondannende metalloider er at de er adsorberet/bundet ved lave pH-værdier, generelt ved pH under 7,5 og desorberet/opløst ved pH-værdier over.

Nogle af de salte, der findes opløst i bl.a. havvand, f.eks. sulfat, kan også adsorberes. Dette kendes fra gennembrudskurver for saltvand, når det strømmer gennem f.eks. lerlag. Klorid observeres længe før sulfat, idet noget af sulfaten bindes ved adsorption undervejs, mens klorid næsten ikke adsorberes.

På grund af bl.a. sulfats og fosfats adsorptive egenskaber konkurrerer disse med metalloiderne om adsorptionspladserne og kan helt eller delvis forhindre metalloidernes adsorption. I andre tilfælde er der endda set en fortrængning af tidligere adsorberede metalloider, hvis materialerne udsættes for miljøer med højere ionstyrke af sulfat. Det modsatte ses naturligvis også. Denne egenskab kunne forveksles med en slags ionbytning, men er det ikke.

Indbyrdes konkurrerer metalloiderne også, nogle adsorberes lettere og bedre end andre, og der kan derfor ses forskydninger mellem de adsorberede metalloider. Nedenfor er anført en adsorptionsrækkefølge for metalloiderne. Rækkefølgen kan dog skifte afhængig af koncentrationer og pH.



3.2.2 Kationer

Kationmetallerne er de tungmetaller, der i vandige opløsninger danner positive ioner. Til denne gruppe hører de fleste metaller såsom sølv (Ag), barium (Ba), kadmium (Cd), kobolt (Co), kobber (Cu), cæsium (Cs), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), tin (Sn), strontium (Sr), titan (Ti) og zink (Zn).

Generelt for disse metaller gælder, at de adsorberes ved høje pH og findes opløst ved lave pH.

Ligesom ved de negative ioner besidder de forskellige kationer forskellige adsorptionsegenskaber. Nogle adsorberes allerede ved relativt lave pH og er derfor generelt rimeligt stabile, mens andre metaller kræver høje pH for at adsorberes.

Nedenfor er anført en rækkefølge af kationer med aftagende adsorptionsegenskaber. Denne rækkefølge kan skifte afhængig af koncentrationer og pH.

$\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Co} > \text{Sn} > \text{Ni} > \text{Ba} > \text{Sr} > \text{Mg} > \text{Ca}$

Kationadsorptionen udsættes også for konkurrence, her specielt fra magnesium (Mg) og calcium (Ca), idet koncentrationerne af disse to metaller som regel er høje set i forhold til tungmetalkoncentrationerne. Adsorptionsevnen kan blive nedsat for nogle metaller, specielt Hg og i meget mindre grad Cd, idet disse metaller kompleksbinder med klorid (Cl^-). For kviksølv betyder denne kompleksbinding, at opløst Hg først adsorberes ved pH omkring 9-11 i vand med højt kloridindhold som havvand.

3.2.3 Mobilitet

Som det fremgår af foranstående, er det af overordnet betydning, om de enkelte metaller og metalloider mobiliseres fra bundsedimenterne, hvilken pH det omgivende havvand har, og pH i selve bundsedimenterne.

De kemiske processer, der forløber i sedimenterne, når de findes uforstyrrede på bunden, især sulfatreduktionen, hæver pH, hvilket mobiliserer de aniondannende metalloider. De udvaskes derfor til porevandsfasen og transporteres langsomt rundt i sedimentet, indtil de igen udfældes i toppen, udvaskes til vandfasen i havnen eller indgår i sulfiddannelsen.

Nogle af kationerne vil blive mobiliseret ved en opgravning, da der igen kommer ilt til sedimenterne. Noget af det organisk bundne metal vil blive frigivet ved den nedbrydning, der igangsættes, ligesom den kemiske forvitring af sulfiderne, en pyritoxidation, kan forløbe. Der frigives metaller, samtidig med at pH sænkes. Hvor meget og hvordan er afhængig af selve opgravningen og slammets opholdstid under oxiderende forhold.

3.3 Hovedprincipper i et behandlingsanlæg

Hovedprincipperne i et behandlingsanlæg består af en række delprocesser:

- Forbehandling
- Separation
- Afvanding
- Vandrensning

Derefter følger en efterbehandling af materialerne, der igen kan involvere både afvanding og vandrensning.

Formålet med at anvende et sådant behandlingsanlæg er at få adskilt de forskellige fraktioner af sediment fra hinanden i forventning om, at man får opkoncentreret forureningskomponenterne i en mindre mængde sediment eller udvasket dem til vandfasen. Ud over den umiddelbare gevinst, der opnås

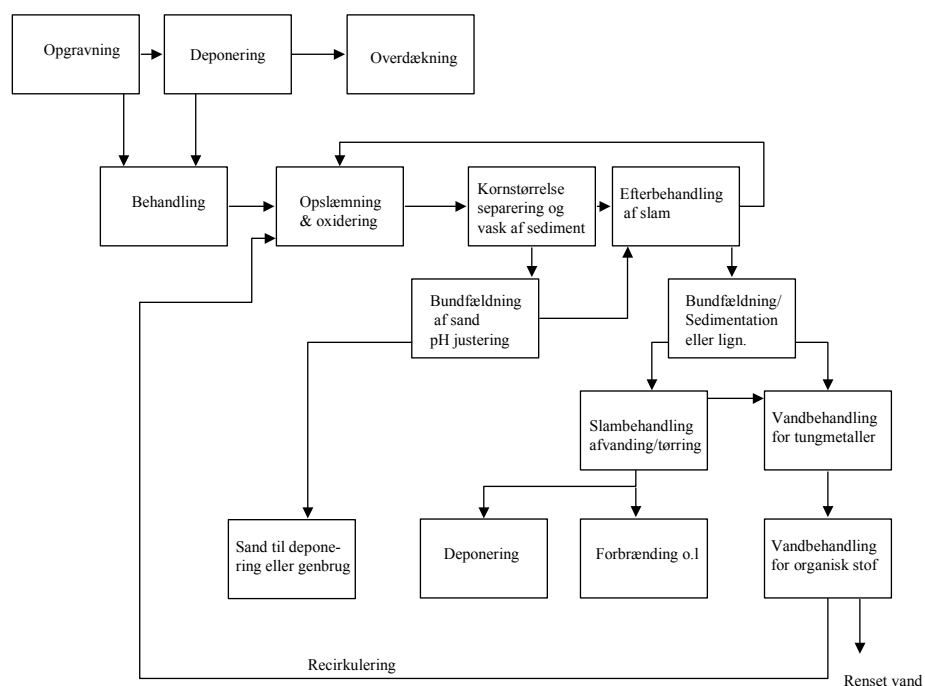
ved at opkoncentrere forureningskomponenterne, formodes det endvidere, at den grove fraktion efter disse processer vil kunne betragtes som ren og derfor kan nyttiggøres. Den finere fraktion eller vandet vil således indeholde hovedparten af forureningskomponenterne, og disse kan opkoncentreres yderligere for endelig deponering, afbrænding eller anden slutbehandling.

I nedenstående Figur 3.3.1 er vist hovedprincipperne i et sådant behandlingsanlæg således som det med den nuværende viden om bundsedimenternes sammensætning kan tænkes udformet.

Der er i tidens løb foreslået forskellige procesopbygninger, og hovedparten af disse er baseret på samme hovedprincipper, men med mindre forskelle. Hovedprincipperne er en forbehandling med oxidation efterfulgt af separation og efterbehandling. Under separationen er der i de forskellige procesprincipper anvendt forskellige kemikalier til at mobilisere de miljøfremmede stoffer.

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

- De samlede behandlingsomkostninger inkl. slutdisponering af restprodukterne må ikke forøge de samlede omkostninger væsentligt i forhold til omkostningerne til deponering, når den miljøforbedring, der ved behandlingen kan opnås, samtidig tages i betragtning.
- Mængden af restprodukter til slutdeponering i havnenes depoter eller eventuelle fælles depoter skal minimeres mest muligt, og i et omfang, der er praktisk muligt, og under generering af mest muligt restprodukt til genbrug.
- De restprodukter der ikke kan slutdeponeres på havnenes arealer og i specialdepoter her skal minimeres mest muligt.
- Der anvendes det simplest mulige og det mest robuste udstyr, der evt. kan flyttes/genanvendes på andre lokaliteter.
- Anlægget skal primært bestå af delprocesser, der er kendt teknologi, men eventuelt sammensat på en ny måde, så den størst mulige effektivitet opnås.



Figur 3.3.1 Principielle overordnede enhedsoperationer i et anlæg til behandling af bundsedimenter.

3.3.1 Forbehandling

Forbehandlingen består af en delproces, hvor bundsedimenterne opslæmmes og gennemløbes i et omfang, der er praktisk muligt. Herved vil det være muligt at videretransportere og håndtere sedimenterne i de efterfølgende delprocesser.

Det er forudsat, at de største fraktioner i sedimentet er fraserteret: sten, cykeldele o.l. Kort sagt, alle de genstande, der ikke kan passere gennem pumper, rør etc.

Iltningen af sedimentet på første procestrin skal, i det omfang det er muligt, nedbryde og delvis mobilisere de organiske forbindelser, der primært binder kviksølv (methylkviksølv) og tin (TBT), således at disse i videst muligt omfang kan fjernes fra de organiske forbindelser. Det vil ikke inden for en økonomisk realistisk ramme være muligt med en fuldstændig iltning af disse forbindelser.

Samtidig vil det være hensigtsmæssigt, men ikke strengt nødvendigt, på dette procestrin at regulere pH i sedimentet. Det skal dog ikke ske i et større omfang end det, der er økonomisk realistisk og hensigtsmæssigt i forhold til det 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. Det er dog vigtigt, at pH-reguleringen ikke er større end nødvendigt set i forhold til de senere naturlige pH-varationer, sedimentet udsættes for, og det, der giver et acceptabelt arbejdsmiljø ved behandlingen af sedimenterne.

3.3.2 Separation

Næste fase i processen er en separering af materialet efter kornstørrelsen, så de groveste materialer kan frasorteres og genanvendes til praktiske formål. Denne separering kan enten ske i en fluid bed, en hydrocyklon, i en separeringslagune eller ved mekanisk separation. I afsnit 3.4 er en separation i en fluid bed nærmere beskrevet

3.3.3 Afvanding

Efter separeringen skal både det frasorterede grove materiale og det finkornede materiale i videst muligt omfang skilles fra det vand, der anvendtes til opslæmningen og i separeringen, idet dette vil indeholde opløste tungmetaller og organiske forbindelser.

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, før pH igen reguleres i sedimentet. Materialet kan eventuelt vaskes på ny med en ændret/modsat pH-værdi, og restprodukterne vil herefter være rimeligt stabiliseret. Yderligere stabilisering kan foretages, men vil kræve supplerende og fordyrende processer.

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

3.3.4 Vandrensning

Vandet fra separationen og fra en eventuel eftervask af materialerne skal renses for dets indhold af metaller og organiske stoffer, førend det kan ledes til recipient.

Traditionelt vil der til metallerne kunne anvendes en kemisk fældning, men denne proces producerer uforholdsmæssigt meget kemikalieslam. Derfor vil det være mest hensigtsmæssigt at anvende den nye MetClean™ vandrenseproces (se Bilag 1), idet denne hovedsagelig kun producerer granulat, der let kan afvandes, og som er mere stabilt end det kemiske slam. Granulatet udgør kun 10–20 % af det volumen, som det kemiske slam udgør, og det endda efter en efterbehandling af slammet. Restproduktet fra MetClean™ processen kan tillige, dersom de samlede mængder er tilstrækkelige, indgå i en metallurgisk proces og metallerne genudvindes.

Tilsvarende kan der anvendes traditionelle biologiske processer til rensning af vandet for organisk stof, men der skal tages højde for vandets høje indhold af salte. Erfaringer med salt kraftværksspildevand viser, at aktive slam anlæg og fluidiserede processer som BioClean™ processen (se Bilag 2), kan anvendes.

3.3.5 Opsummering

Det er ikke muligt i detaljer at fastlægge et samlet behandlingsanlæg. Hertil er der for mange ubekendt og det er nødvendigt at udføre en række forsøg med de enkelte proceskomponentdele for at finde de optimale parametre bl.a.:

- Behovet for iltning under forbehandling
- pH-justering ved separation
- Fældninger
- Metalrensning
- Behandling af vandet for organisk indhold
- Hvor lille L/S (liquid/solid) forhold er det muligt at benytte i slæmning/luftnings-forbehandlingen
- Nødvendig opholdstid og mængde tilsat luft
- Sammenhæng mellem ekspansion, kornfordeling og materialeudtagets betydning for separationens effektivitet
- Optimering af efterbehandlingen af især det fineste materiale, og om dette kan oparbejdes til forbrænding.

Ligeledes skal der for hver lokalitet og for hver type bundsediment (med forskellige kornfordelingskurver), der skal behandles, gennemføres en kortere eller længere indkørings og optimeringsperiode, afhængig af de lokale forhold og sammenligneligheden fra havn til havn, så processen er optimal for det aktuelle materiale.

Det overvejes af ENERGI E2, I/S Vestforbrænding og I/S Amagerforbrænding sammen med AV Miljø, DHI vand og miljø og Krüger A/S at opbygge et mindre forsøgsanlæg hertil i slutningen af 2001 eller begyndelsen af 2002, afhængig af bevillinger og egnet lokalitet. En samkøring med disse forsøg kunne være en mulighed, som bør overvejes, da metoden består af separation af restprodukter med tilsvarende eller næsten tilsvarende kornstørrelsessammensætning som havneslam. Forsøg med stabilisering af disse restprodukter er tillige under planlægning, og dersom det besluttes at gennemføre disse forsøg, vil det være hensigtsmæssigt at inkorporere relevante forsøg med havnesedimenter, eventuelt ved at disse indgår i et samlet pilotprojekt. Formålet med disse forsøg vil være:

- At skaffe et endeligt dimensioneringsgrundlag
- At dokumentere, at den foreslåede sammensætning af delprocesser kan håndtere bundsedimenterne så de opfylder de satte målsætninger
- Samt eventuelt at definere, hvilke rensegrader der kan/skal opnås på de forskellige trin i processen.

3.4 Principper i fluidisering til separation efter kornstørrelser

Ved en separation af kornstørrelser kan der anvendes et fluidiseringsprincip. Fordelen ved at anvende fluidisering frem for hydrocyklon og mekanisk separering er, at materialet eksponeres bedre over for et større vandvolumen, og opholdstiden er længere, hvorved vaskningen bliver bedre.

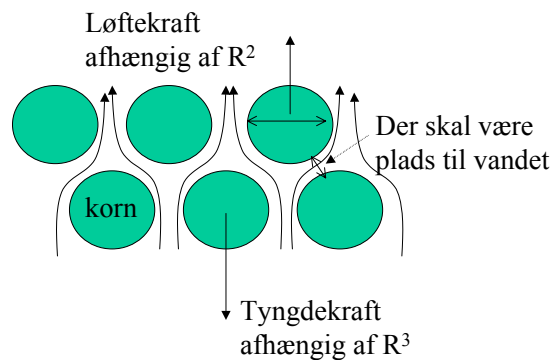
For hydrocykloner gælder det, at opholdstiden i hydrocyklonen er meget kort og at sorteringen er lidt mindre effektiv end den der forventes i fluidiseringen.

For mekanisk separering med små partikelstørrelser i havneslammet gælder det, at det for mange mindre havnetyper vil være en u hensigtsmæssig løsning af benytte mekanisk separering, da separeringslagunerne er pladskrævende og separationen svær at styre. En af fordelene er dog at metoden er prisbillig i anlæg.

Nyere undersøgelser har bekræftet, at det er mere optimalt at separere ved et fluidiseringsprincip i stedet for ved hydrocycloner. I det følgende beskrives derfor denne metode.

3.4.1 Metode

Med en opadrettet vandstrøm i en kolonne med en passende vandhastighed kan et inert materiale holdes i suspension, dels ved den vertikale kraft, der påvirker hvert enkelt korn efter størrelsen af tværsnitsarealet (Stokes lov), dels ved kornenes gensidige påvirkning af hinanden ved sammenstød, og dels ved at der ved fluidiseringen er plads nok, til at vandet kan passere mellem kornene, ekspansionen.



Figur 3.4.1 Fluidiseringsmetode.

Som den nedadrettede kraft fungerer tyngden, der er bestemt af massen og således afhængig af massefylden og voluminet af kornet, radius i tredje potens.

Samspillet mellem den opadrettede kraft og den nedadrettede tyngdekraft vil bevirke, at de tungeste korn i en ligevægtssituation vil befinde sig i bunden af fluid bed-kolonnen, og de mindste og letteste korn vil findes øverst i kolonnen.

3.4.2 Materiale

Bundsedimenterne består af finkornet sand, silt og ler med massefylder på typisk mellem 2 og 3 samt organiske materialer med typiske massefylder omkring 1-1,5. Det materiale, der er lettere end 1 vil aldrig kunne findes i bundsedimenterne, hvis det ikke direkte er dannet in situ i bundsedimentet.

Principielt vil der derfor ved en ligevægt i en fluid bed dannes en kornfordeling med det største sand nederst, med silt herover og øverst ler og de organiske materialer.

Fluidiseringen vil som anført medføre en vis ekspansion af sedimentet, vandet skal kunne passere. Tilsættes der derfor løbende nyt sediment, skal der hele tiden fjernes en tilsvarende mængde, ellers vil der ske et overflow af sediment.

Udtages der en passende mængde materialer i bunden af en kolonne, en mængde materiale i et højere niveau, og forlader resten af materialet kolonnen ved overflow, vil der kunne etableres en ligevægt/kornstørrelsesseparation af det tilførte materiale, dersom der tillades en tilstrækkelig opholdstid for sedimentet i kolonnen. Størrelsen af de mængder materialer, der skal udtages i

de forskellige niveauer, er alene bestemt af sammensætningen af bundsedimenterne og valget af de kornstørrelser, der ønskes efter sorteringen.

3.4.3 Størrelse

Nedenfor findes formler til beregning af ekspansionen som en funktion af vandhastighed, vægtfylde og diameter, samt et teoretisk beregnet eksempel, hvor der er anvendt de fluidiseringshastigheder, der foreløbigt må forventes anvendt.

Ekspansionen:

$$E = (1-p_0)/(1-p)$$

Porøsitet:

$$p^3/(1-p)^{0,8} = 130 \times (v^{0,8}/g) \times (\rho_w/(\rho_p - \rho_w)) \times (v^{1,2}/d^{1,8})$$

Hastigheder:

Mindstehastighed for at fluidisere materialet:

$$v_{\min}^{1,2} = p^3/(1-p) / (\rho_w/(\rho_p - \rho_w)) / (v^{0,8}/d^{1,8}) \times (g/130)$$

Maksimal fluidiseringshastighed:

$$v_{\max} = 1/10 \times ((g/v) \times (\rho_w/(\rho_p - \rho_w)))^{0,8} \times d^{1,4}$$

p_0 : porøsitet ved stilstand/ufluidiseret

p : aktuel porøsitet

ρ : densitet

ρ_p : densitet af granulat

ρ_w : densitet af vand

v : viskositet

g : gravitation

d : diameter af granulat

	Korn diam. mm	$v_{\min}$ m/h	$v_{\max}$ m/h	$v_{\text{beregning}}$ m/h	Porøsitet	Ekspan- sion
Finsilt	0,005	0,001	3	0,5	0,964	8
Mellem silt	0,01	0,2	7	5	0,994	50
Mellem silt	0,01	0,2	7	2	0,978	13
Grov silt	0,05	1,9	64	10	0,937	4,8
Finsand	0,1	5,3	170	15	0,874	2,4

Tabel 3.4.1 Eksempler på anvendelse af formlerne

Der er i Tabel 3.4.1 regnet på to forskellige $v_{\text{beregning}}$ for materialet mellemsilt dvs. to forskellige fluidiseringshastigheder. Dette har betydning for enten kolonnediameter eller behandlingskapacitet, og sidste ende dermed prisen.

Minimumshastigheden udtrykker den vandhastighed, der mindst skal til for at fluidisere materialet, mens maksimumshastigheden udtrykker den hastighed, hvor alt materialet vil følge vandstrømmen. Ekspansionen udtrykker i princippet, hvor langt der er mellem kornene ved en bestemt hastighed og dermed behovet for kolonnehøjder.

Er ekspansionen eksempelvis 5, vil der med 1 m materiale i bunden af en kolonne ved stilstand kræves en 5 m høj kolonne for at kunne indeholde dette materiale.

3.5 Anlæggets fysiske sammensætning

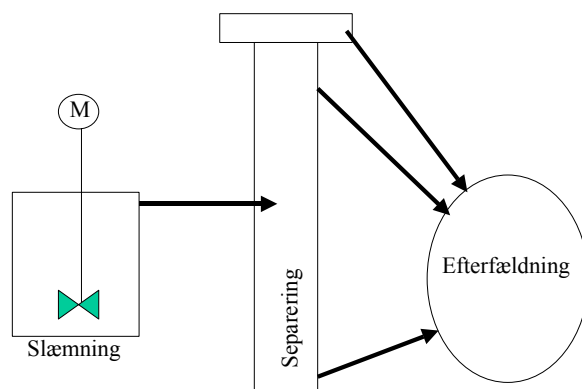
Som beskrevet tidligere vil en typisk behandlingsproces bestå af følgende delprocesser:

- Forbehandling
- Separation
- Udvaskning
- Vandrensning
- Efterbehandling

Den forventede fysiske udformning af disse er beskrevet på skitseplan i det følgende.

3.5.1 Forbehandling

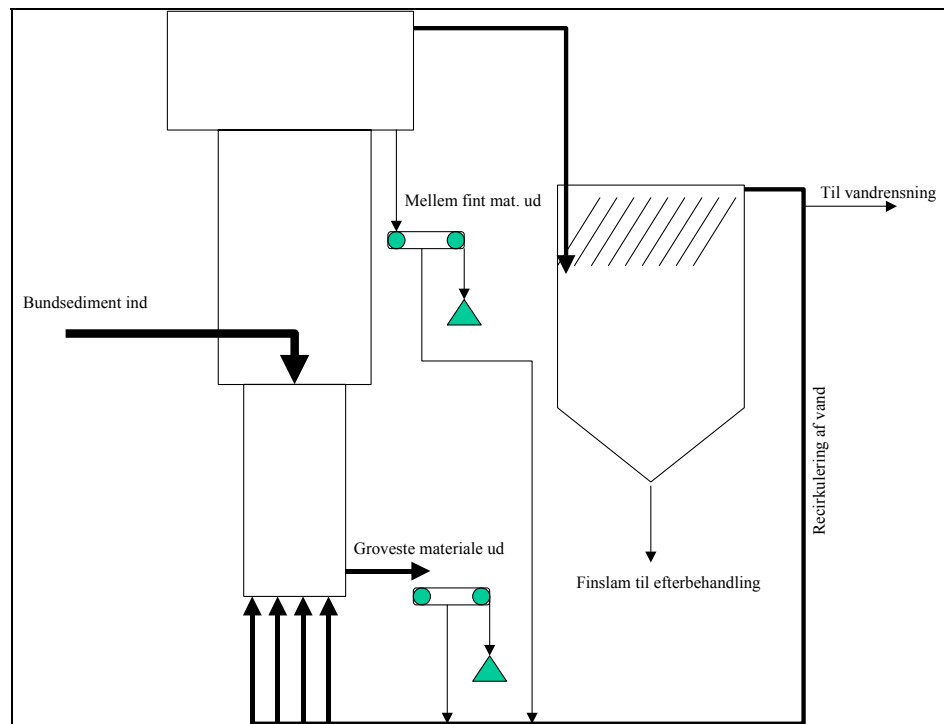
For at sedimentet skal kunne tilføres en fluid bed-kolonne, skal det bringes på en form, så det kan pumpes ind i kolonnen. Samtidig kan/skal der blæses luft igennem, således at en iltning er mulig. Dette forudsætter en slæmning af sediment før tilførsel til separationskolonne. Ved slæmningen er det af afgørende betydning, at vandindholdet er mindst muligt, men stadig tilstrækkeligt, til at materialet fysisk opfører sig som en væske, om end tyktflydende. Der skal derfor etableres et slæmmeanlæg, enten som en beholder med omrøring og vandtilførsel eller en suspension umiddelbart før indsugningen til pumpen, potentielt efter principperne i en mammutpumpe.



Figur 3.5.1 Grov principskitse af et behandlingsanlægs opbygning

3.5.2 Separation

Sedimentet, der skal separeres, tilføres kolonnen et stykke over bunden, mens vandet, der skal holde materialet i suspension, tilføres i bunden af kolonnen. Da materialet tilføres lidt højere oppe i kolonnen, øges vandhastigheden her, hvilket kompenseres med en udvidelse af kolonnens diameter. Ligeledes varieres diameteren under hensyntagen til den varierende kornstørrelse i sedimentet og den deraf varierende ekspansion og mindste fluidiseringshastighed, jf. Tabel 3.4.1.



Figur 3.5.2 Principperne i separationsdelen af behandlingsprocessen.

En passende mængde materiale skal kontinuert udtages af systemet, i ligevægt med tilført materiale. Hvor og hvor meget der skal udtages i hvert niveau er afhængigt af kornstørrelsesfordelingen. Det groveste sand udtages i bunden og må antages næsten vasket rent. Højere oppe tages det finere sand og silt, ligeledes rimeligt vasket. Som overflow forlader vandet kolonnen med de fineste og mest forurenede materialer.

Som anført er driften af en sådan fluid bed-kolonne afhængig af sammensætningen af det materiale, der skal separeres. Er der kun lidt grovkornet materiale til stede, kan der kun udtages små mængder i bunden, og fluidiserings-hastigheden skal muligvis reduceres. Ved at reducere hastighederne kan ekspansionen i kolonnens bund mindskes, hvorved større mængder fra bunden kan udtages. Derved mindskes også den kornstørrelse, hvor cuttet (afgrænsningen) lægges, hvilket kan give mindre rent og/eller mindre genanvendeligt materiale. Der skal udføres et kvalitativt valg af driftskonstellation.

Skal der modsat udtages meget materiale i bunden, eller er sedimentet relativt groft, kan fluidiseringshastigheden forøges. Dette vil give et højere kornfordelingscut, og kan derved sætte en grænse for, hvor groft et materiale der kan være i sedimentet, hvis alt det genanvendelige materiale skal udtages. Den mængde, der udtages, skal være væsentlig mindre end vandhastigheden i kolonnen, hvis der skal opnås noget, der ligner ligevægt.

Det er ikke muligt uden forsøg at fastlægge kolonnernes endelige dimensioner og fluidiseringshastigheder. Erfaringerne fra drift af MetClean™ kolonner tilsiger, at der ikke kan udtages mere end 1- 2 m³/h pr. tappested, hvis en kornstørrelsesfordeling i kolonnebunden skal fastholdes. Dog forventes det, at denne ydelse kan øges lidt ved at styre aftapningen gennem en såkaldt "arkimedes-snegl". Tilsvarende vil gøre sig gældende ved udtag af materiale højere oppe i systemet.

Mængden af det helt finkornede materiale er ikke en begrænsende faktor. Det vil blot følge med overflowet. Her er det derimod den efterfølgende sedimentering, der kan sætte grænser.

3.5.3 Udvaskning

På grund af den konstante fluidisering vil materialet blive vasket, og de opløselige stoffer vil blive overført til væskefasen. Dette kan forstærkes ved at tilsætte kemikalier, men ud over en vis pH-regulering i mindre målestok må det forventes urealisabelt at tilsætte forskellige stærkere kompleksbindere som EDTA o.l. Vaskevandet renses og genbruges i kolonnen, som beskrevet i afsnit 3.5.4.

Inden denne vandrensning finder sted, skal de fineste partikler dog fjernes fra vandfasen, hvortil der anvendes hydrocykloner eller simpel fældning. Potentielt kan vand og finsediment tilføres store bassiner, og vandet kan ved en dekantering skummes af.

Det fineste sediment kan enten deponeres eller afvandes, f.eks. efter metoder, der anvendes af fa. Silt i Antwerpen, CATS (1999). Efter afvanding vil sedimentet potentielt kunne afbrændes f.eks. i de kulfyrede kraftværker og den resterende aske deponeres. Materialets kloridindhold er her af afgørende betydning idet det påvirker bindingsforhold og røggasrensningsmulighederne.

3.5.4 Vandrensning

Vandet vil efter vask af sedimentet indeholde opløste stoffer, af inorganisk og organisk karakter. De fleste salte vil være harmløse for miljøet, men de opløste tungmetaller vil som oftest være uacceptable. Tungmetallerne vil kunne adsorberes på enten ferrioxhydroxid eller mangandioxid i den fluid bed-baserede MetClean™ proces, der producerer et næsten vandfrit granulat, og hvorfra metallerne kan genudvindes med almindelige metallurgiske processer. Forudsætningen er, at der produceres nok pr. år.

De opløste organiske komponenter kan i flere tilfælde reduceres ved almindelig biologisk rensning, men på grund af de forventelige små koncentrationer vil processen skulle designes hertil, og der kan anvendes biologiske processer som aktive slam anlæg, BioClean™ eller BioStyr™ (se Bilag 3). Disse processer er i en vis udstrækning blevet afprøvet på saltvand, f.eks. i forbindelse med forsøgsrensning på kraftværksspildevand.

Tungmetakrensning

Vand indeholdende opløste tungmetaller kan principielt behandles med flere forskellige metoder.

Af disse er metoder som omvendt osmose, ionbytning og elektrolytiske metoder lidet relevante, idet mængden af almindelige, opløste salte er så store, at disse helt vil dominere processerne.

Heller ikke inddampning er særlig relevant. Vandmængderne er for store og indholdet af de metaller, der ønskes fjernet, er for små.

En proces som den hollandske Crystalactor® er heller ikke relevant, da koncentrationerne er for små.

Tilbage findes kun to rensemetoder, der med rimelighed vil kunne anvendes - den traditionelle kemiske fældning, eventuelt forbedret med en Actiflo™ proces, eller en adsorptiv proces som MetClean™.

Rensning for opløst organisk materiale

Det forventes, at indholdet af opløst organisk materiale er lille, i størrelsesordenen under 100 mg/l. Dette betyder, at traditionelle biologiske procesanlæg, især da det er saltvand, der skal behandles, vil være meget store, hvis tilstrækkelig opholdstid skal sikres.

Det er derfor nødvendigt at anvende mere kompakte anlægstyper, hvor der anvendes biologisk aktive overflader, der i højere grad eksponeres over for vandet og dermed de opløste organiske stoffer.

Der findes to sådanne procestyper med varianter afhængig af leverandør.

BioStyr™ processen er baseret på et kontaktfiler opbygget af specielt udformede plastikmaterialer, hvorpå der kan dannes en biologisk aktiv film. Der findes en del anlæg, der er baseret på denne teknik, især i Frankrig. I Danmark findes der 1–2 anlæg, hvoraf det ene er placeret i Nyborg.

BioClean™ er en fluid bed-proces, hvor biofilmen dannes på overflader af fluidiseret sand. Processen er benyttet i USA, og i Danmark er der gennemført pilotforsøg med rensning af grundvand indeholdende henholdsvis BTEX, terpentiner og phenol.

Kemisk fældning

En kemisk fældning består af en eller flere eller alle af følgende procestrin.

En hydroxidfældning, hvor pH hæves til mellem 8,5 og 9, hvorved de fleste kationmetaller fældes som hydroxider. Hæves pH for meget, risikeres det, at især magnesium også fældes og øger restproduktmængden.

Herefter gennemføres en sulfidfældning ved det høje pH, således at bl.a. kviksølv og enkelte andre metaller danner de tungt opløselige sulfider.

De ved de to foranstående procestrin dannede udfældede salte og sulfider i suspension flokkuleres ved hjælp af jern- og aluminiumsalte. Også deacetylprodukter som Chitosan, forskellige lerarter eller specielle organiske adsorbenter, der kan adsorbere nogle af metallerne, især eventuelle rester af kationer, kan anvendes. Disse er dog ofte for dyre. Processen afsluttes med tilsætning af polymer for at øge flokkenes størrelse, således at de lettere bundfældes i et efterfølgende bundfældningsanlæg. Polymererne er generelt skadelige, men biologisk nedbrydelige. De er dog næppe skadelige i de koncentrationer, der anvendes og som vil være opløst i vandet. Derimod er de koncentrationer, der vil optræde i det afvandede slam muligvis miljøskadelige. Slammet indeholder dog i forvejen de opkoncentrerede forureningskomponenter.

Afprøvede procesvilkår

Den kemiske fældningsproces er anvendt i Danmark i flere forbindelser. Især anvendes processen til rensning af flere typer industrispildevand. Som eksempler kan nævnes papirindustri, SWEWI garveriet, Danfoss og Superfos.

Ovennævnte spildevandstyper er generelt ikke sammenlignelige med havvand. Derimod er de spildevandstyper, der opstår i forbindelse med rensning af røggasser på elværkerne og affaldsforbrændingerne, direkte sammenlignelige med havvand, dog blot med tungmetaller, især kationer.

Der er i Danmark etableret flere sådanne renseanlæg, både på elværkerne og på affaldsforbrændingsanlæg.

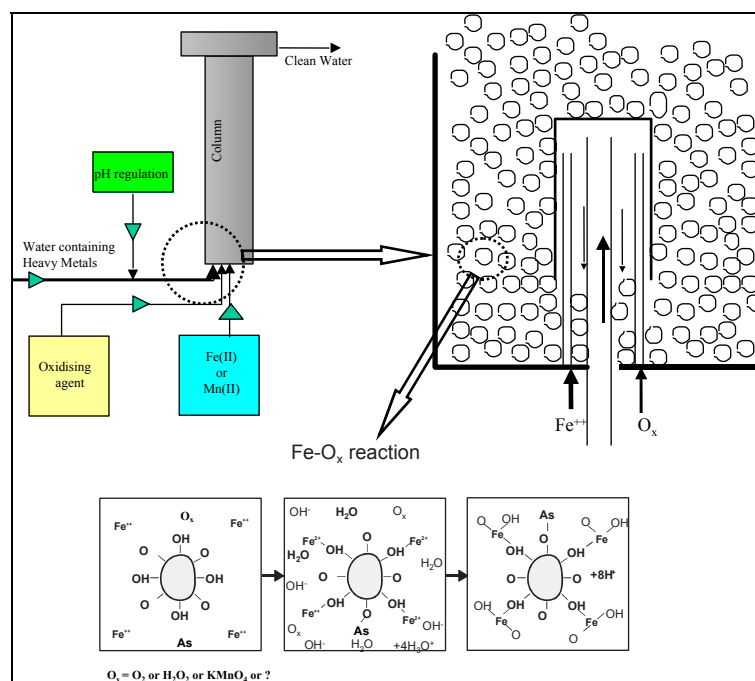
MetClean™

Metaller og metalloider kan adsorberes, og specielt i forbindelse med MetClean™ processen udnyttes adsorption til ferrioxhydroxid og mangedioxid.

I et almindeligt sandfilter adsorberes Fe(II) og Mn(II) til allerede udfældet jern og/eller mangan, hvorefter det iltes af vandets indhold af ilt og danner de kendte jern- og manganbelægnings og slam i filtersandet.

I de patenterede og patentsøgte MetClean™ processer gennemføres denne adsorption/oxidationsproces mere effektivt i en fluidiseret bed.

På overfladerne af et fluidiseret bæremateriale, fluidiseret af det vand, der skal renses, adsorberes Fe(II) henholdsvis Mn(II). Her iltes det til henholdsvis Fe(III) eller Mn(IV) af et iltningsmiddel, der afhængig af pH er enten O_2 , O_3 , H_2O_2 eller $KMnO_4$. Hvor CrO_4^{2-} naturligt findes i vandet, som f.eks. i flyveaskeperkolat, udnyttes dette iltningsmiddel. Da den kemiske iltningsproces forløber hurtigst som en overflade - faststof - reaktion, vil den samlede slamproduktion, der skyldes homogen iltning i vandfasen, være yderst begrænset.



Figur 3.5.3 Principerne i MetClean™ processen.

Principerne i procesopbygningen fremgår af Figur 3.5.3.

Er der opløst metaller eller metalloider i vandet, indbygges disse på denne måde i den langsomt voksende granulatoverflade.

Kationmetallerne adsorberes bedst til mangandioxid ved pH >7 eller højere afhængig af metallet, og de aniondannende metalloider adsorberes bedst til ferrioxhydroxid ved pH <8 og for nogle ved pH <6. Derfor er valget af proces kun bestemt af, hvilke metaller/metalloider der skal renses for.

Afprøvede procesvilkår

Der er gennemført adskillige pilotforsøg med MetClean™ processen under flere forskellige forhold.

Således er processen afprøvet på asenat-, kromat-, molybdat- og vanadiumholdigt perkolat:

- fra deponering af restprodukter fra affaldsforbrænding med et indhold af bl.a. bly og kadmium,
- på røggasvaskevand indeholdende kadmium, nikkel og zink,
- på forurenede grundvand fra nedlagt træimprægneringsvirksomhed indeholdende arsen,
- samt på flere andre vandtyper indeholdende f.eks. en eller flere metaller som nikkel, arsen, uran og radium.

3.6 Output - Efterbehandling af materialerne

Efterbehandling vil typisk bestå af processer, der har for øje at afvande de pågældende fraktioner, så evt. nyttiggørelse bliver aktuel.

Første led i efterbehandlingen vil således være en adskillelse mellem væske- og sand/slam-fasen.

Grov fraktion

Det fraseparerede sand afvandes på et båndfilter, evt. efter en hydrocyklon. Vandet returneres til overflowet fra kolonnen. Eventuelle finkornede materialer, der alligevel vil følge vandet, vil således blive tilbageført til toppen og det fine restprodukt.

Sandet forventes rent nok til genanvendelse inden for f.eks. indbygning i kajanlæg og opfyldninger ved havne.

Mellemfraktion

Det mellemste materiale afvandes tilsvarende, men vil være vanskeligere at håndtere. En forbehandling med hydrocyklon vil formentlig være nødvendig. Det er tvivlsomt, om materialet kan genanvendes til indbygningsarbejder, da det primært vil være i fraktionen silt, men til landvindingsformål uden nævneværdige krav til belastning kan det muligvis anvendes. Mængderne her er alene bestemt af sammensætningen, og det skal undgås, at materialet belastes af lerfraktioner og organiske komponenter. Under forudsætning om, at denne fraktion er rimelig rensat kan den indbygges med accelereret dræning for sandbelastning og evt. etablering af lodrette dræn.

Fin fraktion

Det fineste materiale vil fremkomme sammen med overflow, og vandmængderne vil være store.

Dette materiale skal fældes ved sedimentation, enten med eller uden tilsætning af fældemidler som polymer. Dette vil kræve en lamelseparator med en vertikal vandhastighed på 0,5-1 m/h.

Slammet, der udtages i bunden af lamelseparatoren, skal efterbehandles med yderligere afvanding og evt. vask med ferskvand. Det sidste, hvis det skal slutbehandles med indfyring i kraftværker eller affaldsforbrændinger.

Afvandingen kan ske i centrifuger, der dog er meget kapitalkrævende. Alternativt kan der anvendes afvanding og fordampning i laguner, en metode, der anvendes i Belgien. Denne metode er arealkrævende og forudsætter et centralt behandlingsanlæg herfor.

Ved en laguneafvanding med komprimering og vendinger af materialet vil der ske en nedbrydning af nogle af de organiske stoffer, således at sedimenterne i hvert fald i Belgien kan spredes på visse marker.

Et mere ultimativt alternativ er afbrænding, men da klorid er en begrænsende faktor her, dels af hensyn til korrosion og røggasrensningen, er det af betydning, at slammet indeholder så lidt klorid som muligt. Resultatet af en forbrænding vil være en aske/slagge, hvor de fleste organiske komponenter er afbrændt og de resterende tungmetaller er glasificeret. Det forventes, at brændværdien er så lille, at materialet er at betragte som affald.

Alternativt kan det være nødvendigt at deponere denne fraktion.

DHI og DTU arbejder p.t. med processer til stabilisering af restprodukterne fra affaldsforbrændingerne. Disse stabiliseringsprocesser er meget lovende og vil muligvis også kunne benyttes over for de slamtyper, der vælges at skulle slutdeponere.

4 Vurdering af anlægget

4.1 Vurdering af anlæggets dimensioner og kapacitet

I nedenstående Tabel 4.1.1 er anført nogle dimensioner for nogle af nøglekomponenterne ved behandling af forskellige mængder havneslam pr. time.

Forventet forhold mellem indflow og opflow er 1:10

Skal der eksempelvis sorteres 5 m³/h, svarer dette ca. 50 m³/h vand. Det må antages, at vandudskiftningen er 2-3 m³/h.

De i Tabel 4.1.1 angivne dimensioner for anlægget vil forventelig være egnede for sedimenter, hvor den grove fraktion ligger i intervallet > 30 % og < 70 %. Andre sedimenttyper forventes også at kunne behandles i et sådant anlæg, men dette vil kræve ændringer i den beskrevne opbygning af anlægget.

Vandkapacitet			5 m ³ /h	10 m ³ /h	50 m ³ /h	100 m ³ /h
Slammængde	Korn diam.	V _{beregning}	0,5 m ³ /h	1 m ³ /h	5 m ³ /h	10 m ³ /h
	mm	m/h				
Mellem silt	0,01	2	1,87 m	3,5 m	5,9 m	8,4 m
Mellem silt	0,01	5	1,2 m	1,67 m	3,74 m	5,29 m
Grov silt	0,05	10	0,84 m	1,18 m	2,65 m	3,74 m
Finsand	0,1	15	0,68 m	0,97 m	2,16 m	3,06 m
Fortank			20 m ³	40 m ³	200 m ³	400 m ³
MetClean kol.			0,5 m	0,7 m	1,5 m	2,2 m
BioClean kol.			0,6 m	0,8 m	1,9 m	2,6 m
Lamelsepa- rator	dimen- sion		1,6x1,6 m	2x3 m	5x5 m	7x7 m
Tot. foot print			33 m ²	48 m ²	330 m ²	650 m ²
Overslag	mio. kr.		8 - 10	15 - 20	20 - 30	40 - 50

Tabel 4.1.1 Dimensioner for nøglekomponenter.

I overslagspriserne indgår ikke containere, skib m.m. og heller ikke lagerkapacitet, laguner m.m. til efterbehandling af slammet.

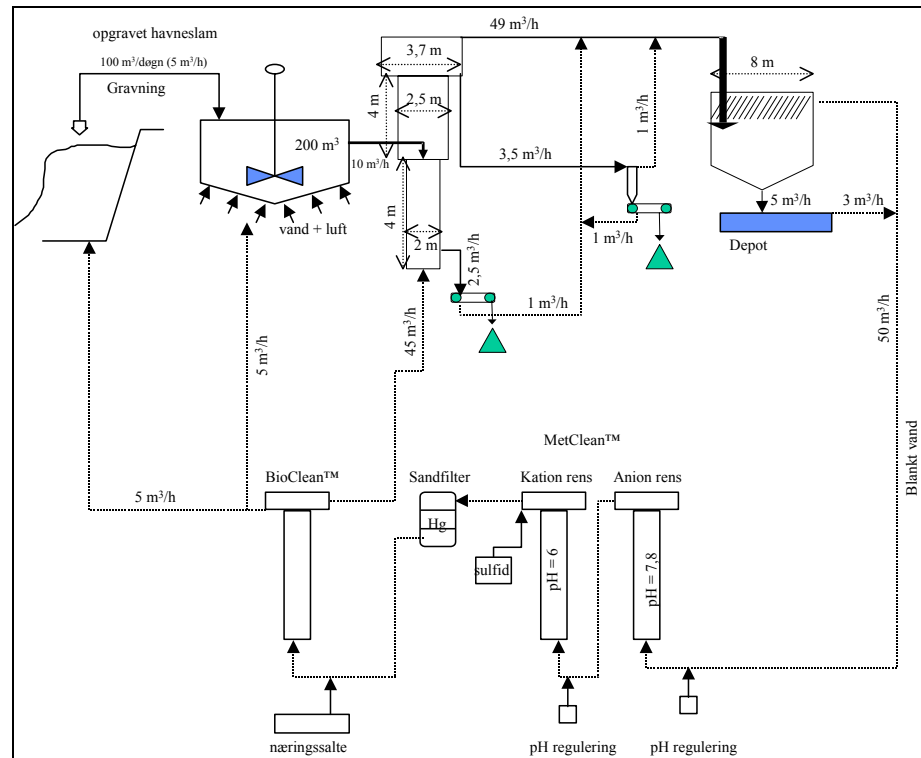
Som forventet vil anlægsstørrelsen vokse med øget kapacitet. For at et anlæg skal være mobilt, skal det kunne flyttes i en sektion eller i flere sektioner, der let vil kunne samles.

På AV Miljø på Avedøre Holme er der etableret et perkolat behandlingsanlæg baseret på dette princip. I to standard containere er der etableret et MetClean™ anlæg til behandling af op til 7,5 m³/h perkolat med bly og kadmium. Set i lyset af ovenstående anlæg er dette anlæg simpelt og svarer til vandbehandlingsdelen. Dette anlæg kunne opstilles og samles og idrifttages på 48 timer, mens indkøringen tog 7 døgn.

Et anlæg meget større end dette vil ikke kunne baseres på containere. Da forbehandling, separationskolonne og efterbehandling af sedimentet hver kræver sin container, vil et anlæg til håndtering af mere end 20-30 m³/døgn bundsediment være urealistisk.

Et større anlæg (på over 20–30 m³/døgn) vil evt. kunne baseres på en pram og slæbes fra havn til havn. Dette vil i øvrigt også løse problemerne med at skaffe de nødvendige arealer og opbevaringsvoluminer.

Figur 4.1.1 viser indretning og dimensioner af et anlæg med en kapacitet på 5 m³ slam /h.



Figur 4.1.1 Samlet principielt procesdiagram. Detaljer som pumper, ventiler etc. er udeladt.

Det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at udtale sig om, hvilken effektivitet det skitserede anlæg måtte have. Anlæggets effektivitet skal eftervises i praksis i pilotstørrelse.

4.2 Vurdering af omkostninger til anlæg og drift

4.2.1 Etableringsomkostninger

Som nævnt vil de i Tabel 4.1.1 angivne dimensioner for anlægget, forventelig være egnede for sedimenter, der minimum indeholder en grov fraktion > 30 % og maksimum < 70 %. Øvrige sedimenter forventes også at kunne behandles, men dette vil kræve ændringer i den beskrevne opbygning af anlægget.

Et overslag på etableringsomkostningerne er angivet i nederste linie i tabellen og det ses, at omkostningerne varierer mellem ca. 10 og 50 mio. kr. afhængig af den forventede kapacitet (slammængde mellem 0,5 og 10 m³/h). Det skal her bemærkes, at de angivne overslagspriser i tabellen alene er etableringsomkostninger af anlæg, dvs. at der ikke er taget højde for drift og vedligehold af anlægget samt opgravning, transport samt evt. slutdeponering af materiale.

4.2.2 Drift af et anlæg

Anlæggets driftstid sættes til 20 timer/døgn, da der skal være plads til vedligehold, uforudsete driftsstop m.m. Det betyder, at der over 8 normale arbejdstimer og med en behandlingskapacitet på 5 m³/time opgraves 100 m³ bundsediment, der deponeres i en 200 m³ forbehandlingstank, hvor der tilsættes luft og vand. Herfra pumpes der med 10 m³/h slæmmet sediment til efterbehandlingen ved en excentersnekkepumpe. Der er således afsat 1/6 døgn til reparation og vedligehold.

Hele anlægget skal kunne fungere automatisk, når det er indkørt og optimeret. Dog skal det overvåges og løbende efterjusteres i dagtimerne.

Ligeledes skal de frasorterede materialer overføres til deponering eller oplagring, således at ophobning af restprodukter undgås.

4.2.3 Krav til tilsyn og bemanning

Som ovenfor anført forventes det, at anlægget skal køre også uden for normal arbejdstid. Når der ved arbejdstids ophør er opgravet, hvad der svarer til en døgnproduktion, vil der i forbehandlingstanken findes opslået materiale nok til resten af døgnets behandlingskapacitet.

Dette materiale vil være rimeligt homogent, og anlægget skal optimeres til den aktuelle sammensætning.

Materialet er således homogeniseret, og det vil pr. automatik kunne pumpes videre i systemet. Forholdet mellem tilførsel af materiale og materialeudtag er justeret således, at det vil kunne køre ubemandet videre.

I løbet af en almindelige arbejdsdag skal de sorterede materialer være fjernet, så der er plads til en fortsat automatisk drift.

I den normale arbejdstid må der påregnes tid brugt til mindre justeringer af diverse flow og opblanding af nødvendige kemikalier til dels pH-justeringer og vandrensningen.

Det vil derfor kunne påregnes, at der vil medgå arbejdstid svarende til 1 til 2 manddag pr. arbejdsdag.

Der er påregnet en effektiv driftstid på 20 timer pr. døgn, da der må påregnes en ikke ubetydelig tid til driftsstop, til vedligehold og til udbedring af delkomponenter, her specielt maskinel til slæmningen, båndfiltre og andet afvandingsudstyr.

Hvorvidt ovenstående vil kunne klares under den daglige drift er uklart og vil først endelig kunne fastlægges gennem en række forsøg med et mindre pilotanlæg.

4.2.4 Energi- og materialeforbrug samt driftsomkostninger

Energiforbruget til anlægget vil primært være til slæmningen og afvandingen, især hvis denne baseres på centrifuger, samt til transport af materialerne ud af anlægget.

Energiforbruget til selve fluidiseringen i separationskolonnen og i vandbehandlingskolonnerne vil være begrænset. Vandet vil kun skulle løftes til det dobbelte af kolonnehøjderne, og udnyttes kolonnernes højde optimalt, vil vandet stort set kun skulle løftes 40-50 m.

Forbruget af syre/base kan ikke fastlægges, idet det ikke er fastlagt, til hvilke niveauer der skal reguleres, ligesom materialernes alkalinitet er ukendt og vil variere fra sted til sted.

Ved pilotforsøg skal dette fastlægges bedre.

Forbruget af kemikalier til vandrensningen kan, ud fra erfaringer fra rensning af perkolater fra deponering af restprodukter, fra affaldsforbrænding og fra rensning af spildevand fra røggasrensningen, vurderes til i størrelsesordenen 2-5 kr. pr. m^3 , hvilket vil svare til 20-50 kr. pr. m^3 behandlet bundsediment. Disse tal er dog meget usikre og skal eftervises i pilotforsøg.

Samlet set må der forventes en driftsomkostning på anlægget i størrelsesordenen 100 kr./ m^3 , men usikkerheden er betydelig. Hertil kommer kapitalomkostningerne.

5 Vurdering af metoden samt anbefalinger

5.1 Økonomi - Separering/rensning kontra deponering

I rundspørgen blandt 48 havne har Miljøstyrelsen (2001) fået tilbagemeldinger vedrørende priser på deponering fra 23 havne.

Der er angivet priser på indbringningsomkostninger på mellem 7,5-200 kr./m³, heraf angiver omkring halvdelen af de adspurgte havne priser under 50 kr./m³. Der er ikke noget geografisk mønster i omkostningerne.

Deponeringsomkostningerne varierer mellem 1-2.325 kr./m³, heraf angiver omkring halvdelen af de adspurgte havne priser på 50 kr./m³ eller mindre. Fire af havnene angiver priser i intervallet 50-200 kr./m³ og den resterende del mellem 400-500 kr./m³, bortset fra en enkelt havn, der angiver prisen til 2.325 kr./m³.

I det følgende opstilles et groft overslag af prisen pr. m³ ved separering og rensning baseret på tallene i Tabel 4.1.1. Det skal her bemærkes, at de angivne overslagspriser i tabellen alene er etableringsomkostninger af anlæg, dvs. at der ikke er taget højde for drift og vedligehold af anlægget samt opgravning, transport samt evt. slutdeponering af materiale. Beregningen udføres for de to undersøgte yderkapaciteter på hhv. 0,5 m³ og 10 m³ slam/time gennem anlægget.

0,5 m³ slam/time:

Ved 20 timers drift året rundt fås en årlig kapacitet på 3.650 m³ sediment. Hvis anlæggets etableringsomkostninger er ca. 10 mio. og der forventes en afskrivning af anlægget over 10 år, er den årlige afskrivning ca. 1 mio. kr. Det giver en gennemsnitspris på = 274 kr./m³.

10 m³ slam/time:

Ved 20 timers drift året rundt fås en årlig kapacitet på 73.000 m³ sediment. Hvis anlæggets etableringsomkostninger er ca. 50 mio. og der forventes en afskrivning af anlægget over 10 år, er den årlige afskrivning ca. 5 mio. kr. Det giver en gennemsnitspris på = 68 kr./m³.

Udgifterne pr. år til drift og vedligehold formodes at være af samme størrelsesorden som etableringen ca. 100 kr./m³.

De samlede udgifter fremgår af Tabel 5.1.1.

	0,5 m ³ slam/time	10 m ³ slam/time
	kr./m ³	kr./m ³
Etablering/afskrivning (afrundet)	300	100
Drift/vedligehold	100	100
Opgravning	30	30
Transport (1 kr./m ³ /sømil)	20	20
Deponering	50-500	50-500
IALT (afrundet)	500-950	300-750

Tabel 5.1.1 Omkostningsoverslag for anlæg med kapaciteterne 0,5 og 10 m³/time, hvor sedimentet skal sejles 20 sømil.

Hvis evt. genanvendeligt sand fra rensningsprocessen skal sælges, skal det være til en konkurrencedygtig pris. Til sammenligning kan det oplyses, at sand indpumpet fra råstofgrave til havs koster ca. 30 kr./m³.

5.2 Det mobile anlægs anvendelighed

I forbindelse med behandlingen i det mobile renseanlæg vil der ske en opkoncentrering af den forurenede del af havnesedimentet, og den rene del af havnesedimentet kan skilles fra. Formålet med behandlingen i anlægget er at reducere den forurenede del af sedimenterne, således at den del, der kan genbruges, bliver så stor som muligt. De reducerede forurenede dele af sedimentet skal derefter slutdeponeres, slutbehandles eller afbrændes.

Ideen med et mobilt anlæg er, at det er anlægget, der transporteres til forureningen, og ikke som det normalt foregår, forureningen der transporteres til anlægget. Et mobilt anlæg kan nå ud til selv meget små havne og mindre sedimentmængder. Derved undgås det at sejle rundt med pramme og andre fartøjer med forurenede havnesediment.

Formålet med dette projekt har været at afklare, om det er teknisk muligt og økonomisk realistisk at benytte et sådant anlæg til behandling af havnesedimenter. Det skal understreges, at der i dag ikke eksisterer anlæg af den beskrevne type, og at de enkelte delprocesser, som det er anført i beskrivelserne, ikke har været efterprøvet ved pilotforsøg. På baggrund af gennemgangen af den tekniske beskrivelse af anlægget tegner der sig det billede, at det sandsynligvis vil være teknisk muligt at konstruere et anlæg, der er mobilt, men at kravet til mobilitet sætter grænser for anlæggets kapacitet.

I Tabel 4.1.1 er der anført et forventet foot print af et sådan anlæg. Som det kan forventes, vil arealbehovet vokse med anlægsstørrelsen.

Anlæggets mobilitet – flytbarhed – er bl.a. afhængig af den metode, der vælges til transport.

Er anlægget containeriseret, skal det i flytbarhedsbetragtningerne også medtages, at flere af anlægsdelene er meget høje og vil skulle demonteres under transport. Det vil igen betyde en forlænget montage- og demontagetid mellem hver havn og dermed en mindsket effektiv driftstid. Denne såkaldte udetid vil kunne reduceres ved at konstruere anlægget med henblik herpå, men erfaringer med perkolatrenseanlæg til restprodukter fra affaldsforbrændingerne viser en betydelig forøgelse af anlægsprisen med 20-30%.

Alternativt kan anlægget placeres på pram/skib. Dette vil muliggøre anvendelsen af større behandlingskapaciteter, men omkostningerne til pram/skib vil forøge investeringsbehovet betydeligt. Samtidig vil de mindste havne vanskeligere kunne betjenes.

Det skal med i betragtningerne, at der for hver ny lokalitet og for hver type bundsediment (med forskellige kornfordelingskurver), skal gennemføres en længere indkørings- og optimeringsperiode af anlægget og dermed igen en mindsket effektiv driftstid. På nuværende stadie forventes 2–3 uger pr. nystart, men med tiden og erfaringerne reduceres denne tid nok til en uge.

Disse omstillingsperioder vil kunne minimeres ved et stationært anlæg, hvor der er mulighed for f.eks. en større forbehandlingstank, og der således vil kunne opnås større ensartethed af materiale, som skal behandles i anlægget.

Valget er vanskeligt og bør udskydes, til efter de nødvendige pilotforsøg er gennemført.

5.3 anbefalinger

Før der tages beslutninger, om det findes realistisk og rentabelt at etablere et mobilt renseanlæg, bør der gennemføres en række pilotforsøg.

Flere af de valgte delprocesser er velkendt teknologi, og for disse er behovet for efterprøvning begrænsede.

Udstyr til vandrensning baseret på forskellige fluid bed-teknologier er velkendte, og teknologien bør kunne overføres, vel vidende at det vandige medie er saltvand, der vanskeliggør især de biologiske processer. Mindre pilotforsøg med de biologiske processer kan muligvis komme på tale.

Teknologierne til afvanding er tilsvarende velkendte, men det er som omtalt et nyt medie, der kan skabe vanskeligheder.

Vigtigst af alt er at få efterprøvet følgende 2 delprocesser:

- Den kombinerede slæmmetank, luftningstank og lagertank. Denne tank skal afprøves og tilpasses. I forbindelse med affaldsforbrændingernes forsøg med stabilisering af restprodukterne fra røggasrensningen er der arbejdet med mulige løsninger, som bør inddrages.
- Den fluidiserede separationsteknik. Denne teknik er prøvet i Holland, men erfaringerne er meget få.

I forbindelse med de fluidiserede vandrenseprocesser er der efterhånden samlet en del erfaringer om håndtering af fluidisering i Danmark og dette bør udnyttes.

Hos elværkerne og affalds forbrændingsanlæggene gøres der for indeværende visse overvejelser om at udnytte en kombineret fluidiseret separation af restprodukter efter kornstørrelse og opløsning af visse salte. Samtidig overvejes det at kombinere denne proces med de allerede, dog kun i lille skala, udviklede restproduktstabiliseringsprocesser.

Det overvejes af ENERGI E2, I/S Vestforbrænding og I/S Amagerforbrænding sammen med AV Miljø, DHI vand og miljø og Krüger A/S at opbygge et mindre forsøgsanlæg hertil i slutningen af 2001 eller begyndelsen af 2002, afhængig af bevillinger og egnet lokalitet. En samkøring med disse forsøg kunne være en mulighed, som bør overvejes.

6 Referencer

Bekendtgørelse nr. 975 af 19/12 1986, bekendtgørelse om dumpning af havbundsmateriale/klapning.

CATS 4 (1999): Characterisation and treatment of sediments, Proceedings, Antwerpen.

Christensen, T. C. (2001): Treatment of leachate from tipped residues from incineration, Symposium (ISWA, International Solid Waste Association)

Danske Havne, 2000: Nr. 6, december 2000.

Frederiksborg Amt et al (1999/2000): Kortlægning af havnesedimenters indhold af organiske miljøgifte.

Hartmann L.W. (2000): Miljørigtig oprensning af forurenede havnesedimenter, NCC.

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

Lov 476/1993 om beskyttelse af havmiljøet.

Miljøstyrelsen, 2001: Brev fra MST vedr. spørgeundersøgelse til 48 havne fra 2000.

Miljøstyrelsen, 2000: Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam, rapport 7.

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

Miljøstyrelsen, 1994: Vandmiljø-94. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2 1994.

Natur- og Vandmiljøafdelingen (1999): Metode til oprensning og afvanding af sediment, Simon Moos A/S.

Sammenslutningen af danske havne, notat, 21. november 2000.

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

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

MetClean™ processen

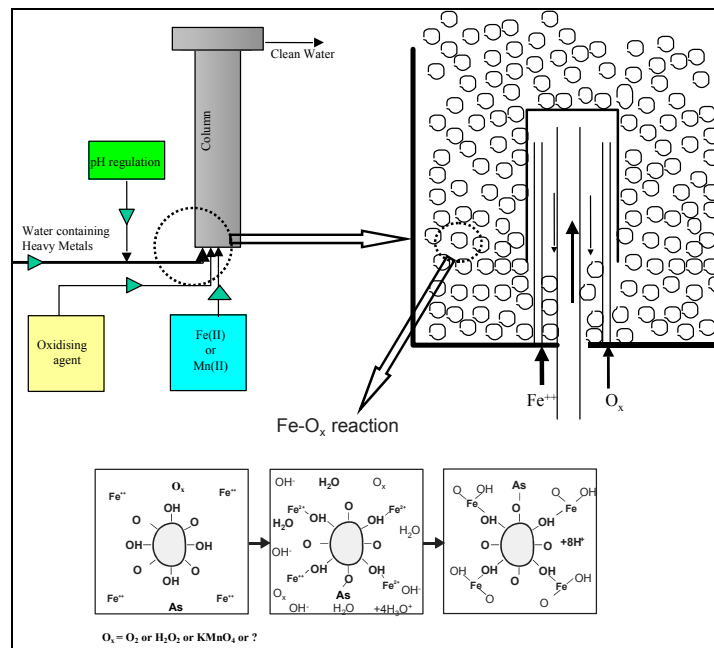
MetClean™ processen er primært beregnet til at rense vand med et indhold af opløste tungmetaller på mindre end 10 mg/l. Dette vand kan renses til meget lave værdier, til under 5 µg/l for de fleste metaller, og kan i mange tilfælde erstatte traditionelle fældningsprocesser. Processen vil kunne anvendes ved højere koncentrationer end 10 mg/l i råvandet, med flere proceskolonner i serie, eller med en recirkulering over proceskolonnen.

Det restprodukt, der kommer ud af processen, er et sandlignende granulat med korndiametre mellem 0,35 og 0,45 mm og med stærke og stabile bindinger af metallerne. De tungmetaller, der ønskes fjernet fra vandet, er ved adsorption og/eller medrivning og/eller kemisk reaktion blevet indbygget i granulatet. Dette granulat er uden nævneværdigt vandindhold og med et volumen, der kun udgør mellem 1 og 30% af det traditionelle slamindholds volumen, afhængig af valget af efterbehandlingsproces for slammet i den traditionelle proces. Det væsentligste ved dette granulat er, at sammensætningen af metaller og koncentrationen af tungmetallerne er af en sådan størrelse, at det ved metallurgiske processer er muligt at udvinde metallerne og derved returnere dem til genbrug. En forudsætning herfor er dog, at restproduktmængderne er tilstrækkeligt store, svarende til mindst 10 - 15 t pr. år.

Metaller og metalloider kan adsorberes til ferrioxhydroxid og mangandioxid, hvilket udnyttes i forbindelse med MetClean™ processen. I et almindeligt vandværks sandfilter adsorberes Fe(II) og Mn(II) til allerede udfældet jern og/eller mangan, hvorefter det iltes af vandets indhold af ilt og danner de kendte jern- og manganbelægninger samt okkerslam i filtersandet. I den patenterede MetClean™ proces gennemføres adsorptionen/oxidationen i 5 - 7 m høje proceskolonner med et fluidiseret granulat.

På overfladerne af det fluidiserede granulat, fluidiseret af det vand, der skal renses, adsorberes Fe(II), henholdsvis Mn(II). Her iltes det til henholdsvis Fe(III) eller Mn(IV) af et iltningsmiddel der, afhængig af pH, enten er O₂, O₃, H₂O₂ eller KMnO₄. Hvor CrO₄⁻ naturligt findes i vandet, som f.eks. i flyveaske perkolat, udnyttes dette iltningsmiddel. Da den kemiske iltningsproces forløber hurtigst som en overflade-/ faststofreaktion, vil den samlede slamproduktion, der skyldes homogen iltning i vandfasen, være yderst begrænset. Er der opløst metaller eller metalloider i vandet, indbygges disse på denne måde i den langsomt voksende granulatoverflade.

I figur 1 er principperne i processen skitseret. I figurens øverste venstre hjørne ses en proceskolonne med tilhørende kemikaliedosering. Øverst til højre ses en skitse af kolonnens bund med dyser til indføring af det vand, der skal renses, samt de anvendte kemikalier. Desuden er de fluidiserede granulat-korn skitseret.



Figur 1. MetClean™ processen

Nederst i figuren findes en illustration af processen. Til venstre ses et granulat-korn med en overflade af O og OH samt opløst jern og ilt. I den midterste del ses Fe(II) og As adsorberet til overfladen. Til højre ses den færdigreagerede situation, hvor granulatoverfladens O og OH er gendannet. En tilsvarende reaktion mellem Mn(II) og KMnO₄ kan opstilles.

Kationmetallerne adsorberes bedst til mangan-dioxid (manganprocessen) ved pH > 7 eller højere afhængig af metallet, og de aniondannende metalloider adsorberes bedst til ferrioxhydroxid (jernprocessen) ved pH < 8 og for nogle ved pH < 6. Derfor er valget af proces bestemt af, hvilke metaller/metalloider der skal renses for.

Drikkevand

Det er ikke ualmindeligt at grundvand og overfladevand, der bruges til drikkevandsfremstilling, indeholder større eller mindre koncentrationer af tungmetaller.

I Danmark har den geologiske proces, der forårsager pyritoxidation, foranlediget udvaskning af flere forskellige tungmetaller, f.eks. As, Cd, Pb og Zn, men det er kun for Ni og Zn, der er konstateret koncentrationer, der overskrider de tilladte grænseværdier. I andre lande og regioner er det andre metaller, der er de problematiske, og i nogle egne er det blot indholdet af jern og/eller mangan, der er så højt, at det kniber med at traditionelle behandlingsmetoder er tilstrækkelige.

Her er det, at MetClean™ processen kan benyttes med fordel. I Danmark er der bl.a. installeret et fuldskalaanlæg til nikkelfjernelse. Det er i dette anlæg vist, at der kan renses for indhold af nikkel i råvandet på omkring 80 µg/l til under 5 µg/l i én kolonne. Levering af det nye anlæg til forbrugerne af nikkelbehandlet vand er påbegyndt i august 2001. Tilsvarende er det ved pilotforsøg vist, at As på over 1 mg/l kan renses til under 10 µg/l i en kolonne. I foråret 2001 er der i Tucson, Arizona i et pilotanlæg (4 m³/t) rensset grundvand, således at vandet efter behandling indeholder under 3 µg/l As.

Perkolater fra affaldsdeponeringer

Deponering af restprodukter fra forbrænding af kul i kraftværker eller fast affald giver anledning til perkolater med et indhold af tungmetaller. Fra kulflyveaske udvaskes der især Cr(VI) og Mo samt i lidt mindre grad V og As. I et fuldskalaanlæg på et indlands flyveaskedeponi ved Robdrup, hvor Cr(VI) udnyttes som oxidationsmidlet, renses vandet fra et indhold på 1 mg/l Cr(VI) til under 50 µg/l, og i et midlertidigt fuldskala forsøgsanlæg er der renses til under 20 µg/l.

I et forsøgsanlæg på et deponi ved Køge Havn, hvor der deponeres flyveaske, er det vist, at også As, Mo og V kan renses til koncentrationer, der matcher drikkevandskvalitetskravene.

Perkolat fra et deponi for restprodukter fra affaldsforbrænding med uacceptable koncentrationer af Pb og Cd behandles i et containeriseret flytbart anlæg. I dette anlæg er det vist muligt at reducere indholdet af Pb til under 5 µg/l fra et indhold på op imod 3 mg/l og indholdet af Cd i de samme kolonner fra ca. 100 µg/l til under 3 µg/l.

Spildevand fra røggasrensning

Rensning af kulfyrede kraftværkers røggasser for svovl medfører, at spildevandet indeholder bl.a. tungmetallerne Cd, Ni, og Zn samt Hg. Ved forsøg i et fuldskala demonstration og forsøgsanlæg er det vist, at der i et MetClean™ anlæg med en efterfældning for Hg kan opnås rensning for disse metaller til lavere niveauer end det traditionelle fældningsanlæg, der er installeret på kraftværket. Restproduktet, lige dele granulat og slam fra efterfældningen, udgør kun ca. 20% af den mængde slam, der efter behandling i en kammerfilterpresse produceres i det traditionelle fældeanlæg. Efterbehandles slammet ikke, udgør det udvidede MetClean™ anlægs restprodukt under 5% af slammet fra fældningen.

Andre Vandtyper

Der findes flere andre vandtyper, der kan indeholde tungmetaller. Eksempelvis kan nævnes spildevand og drænvand fra minedrift og oparbejdning af malmene. Deponering og/eller efterbehandling af opgravet havneslam kan ligeledes afgive tungmetaller, ligesom spildevand fra industrier og forurenede grunde fra nedlagte industrier kan give anledning til uacceptable koncentrationer af tungmetaller.

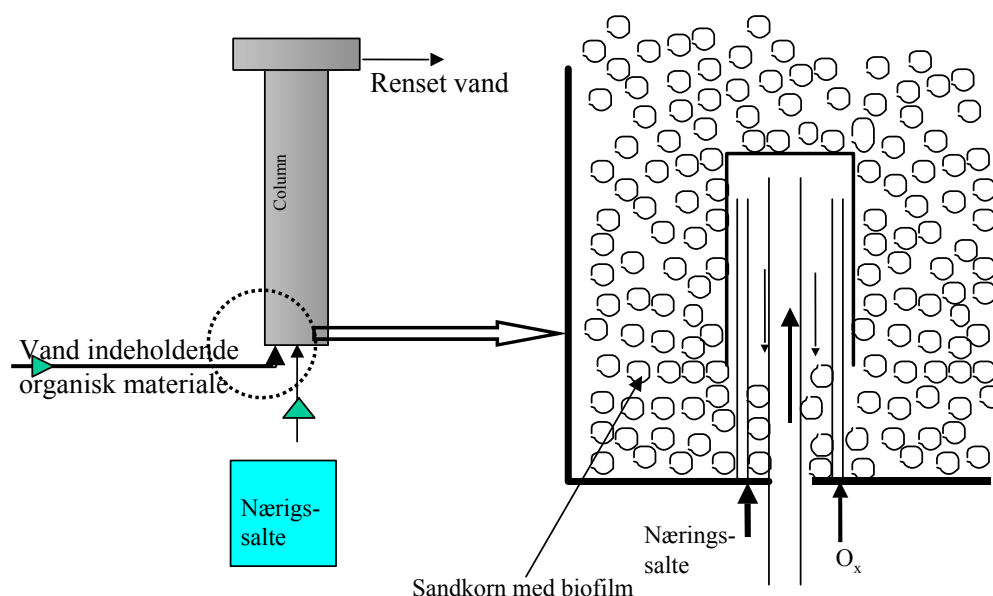
Enkelte forsøg, især som batchforsøg, er gennemført, bl.a. på garverispildevand (Cr(III)), på forurenede grundvand fra en virksomhed i Tessenderloo i Belgien (As) og fra en gammel industrigrund i Holbrook nær Boston USA (As). I Frankrig er der udført forsøg med rensning af grundvand indeholdende U og Ra. Disse forsøg vil blive fulgt op af pilotforsøg i begyndelsen af 2002.

BioClean™ processen

BioClean™ processen er primært beregnet til rensning af vand, der indeholder relativt lave koncentrationer af opløste organiske stoffer, der kan nedbrydes i biologiske processer.

BioClean™ processen er baseret på fluid bed kolonner, identisk med MetClean™ kolonnerne, og kan ofte med fordel anvendes i kombination med MetClean™ processen, hvor denne anvendes til forrensning af vandets indhold af jern, mangan og tungmetaller, der kan virke hæmmende på den biologiske proces. Fordelen ved at anvende ens kolonner er, at der kan skiftes mellem processerne blot ved at variere tilsætningen.

BioClean™ er en areal- og volumeneffektiv proces, hvilket skyldes det meget høje overfladeareal pr. volumen, der opstår ved fluidiseret fint sand.



Figur 1. BioClean™ processen

På overfladerne af det fluidiserede sand opbygges en biologisk aktiv film. Vandet, der skal renses, passerer mellem de fluidiserede sandkorn, og på grund af fluidiseringens natur, vandhastighed og kornstørrelse vil det organiske materiale opløst i væskefasen hurtigt og let komme i kontakt med den biologiske aktive overfladefilm. Det ved processen dannede organiske slam vil ved fluidiseringen blive transporteret ud af kolonnen.

Ved processen skal vandhastigheder, kornstørrelse, koncentrationer, kolonnehøjder, opholdstider, slamproduktion etc. nøje afstemmes.

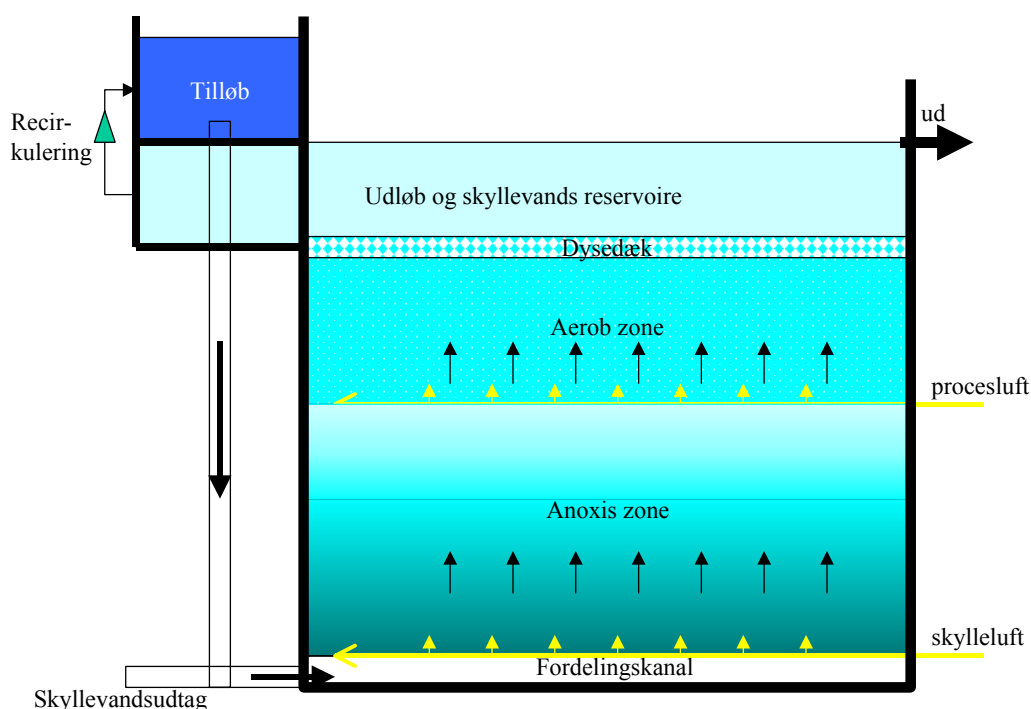
Processen er i Danmark kun afprøvet i mindre pilotforsøg over for specielle stoffer. Der er således udført forsøg med drikkevand tilsat BTEX, hvorefter det er renses i en kolonne. På en farve- og lakfabrik er der gennemført pilotforsøg med rensning af grundvand indeholdende terpentin, og i Vejen med rensning af grundvand for tjærestoffer og phenol. I et samarbejde med hollændere er der i Holland gennemført forsøg med nitrificering og denitrificering på spildevand fra kraftværker i en fluid bed proces med tilsat let omsætteligt organisk materiale. Her er der anvendt to kolonner i serie, en med nitrificering og en med denitrificering.

Ved de udførte forsøg er det vist muligt at opnå rensning af vandet for de opløste organiske materialer til niveauer, der kan tilfredsstille gældende drikkevandskrav.

BIOSTYR processen

BIOSTYR processen er udviklet til almindelig spildevandsrensning for opløste organiske forbindelser og næringssalte.

Processen er som BioClean™ processen baseret på en fastfilm biologisk renseteknik, men adskiller sig fra denne ved at være en opstrøms filtreringsproces, hvor filtrerings- og fastfilmbæremediet er polystyrenkugler med en vægtfylde mindre end vands.



Figur 1. BIOSTYR processen

Principperne i procesopbygningen er, at det vand, der skal behandles, pumpes til en fordelerkanal. Herfra ledes vandet til bunden af filtret og fordeles. Vandet passerer først gennem den anoxiske zone, hvor evt. nitrat denitrificeres. Herefter følger tilsætning af luft og en aerob proces forløber, bl.a. nitrifikation af ammonium til nitrat.

Vandet recirkuleres således, at det nitrificerede vand også bliver denitrificeret.

I henholdsvis de anoxiske (anaerobe) og aerobe zoner nedbrydes/omsættes de organiske forbindelser, som vandet skal renses for og samtidig omsættes næringssaltene. Under visse omstændigheder skal der enten suppleres med flere næringssalte eller let omsættelige organiske forbindelser alt efter, hvilke stoffer vandet skal renses for.

Processen er lidt mere pladskrævende end BioClean™ processen, men væsentlig mere kompakt end traditionelle spildevandsprocesser. BIOSTYR processens fordel frem for BioClean™ er, at den er væsentlig mere gennemprøvet i fuld skala. I Frankrig og USA anvendes processen udbredt, og i Danmark findes der allerede flere fuldskala anlæg, bl.a. på renseanlæggene i Frederikshavn, Hobro og Nyborg.