

Miljøprojekt Nr. 631 2001

# Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sedimenter

Frank Stuer-Lauridsen, Ole Geertz-Hansen, Carsten Jürgensen  
og Morten Birkved  
COWI Rådgivende Ingeniører 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

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>FORKORTELSESLISTE</b>	<b>6</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>8</b>
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>10</b>
<b>1 INTRODUKTION</b>	<b>12</b>
1.1 VURDERING AF FARLIGE STOFFER I SEDIMENTMILJØET	12
1.2 METODER TIL VURDERING AF SEDIMENTKVALITET	12
1.2.1 Numeriske metoder	13
1.2.2 Ikke-numeriske metoder	14
1.3 SEDIMENTKVALITETSKRITERIER FOR ORGANISKE MILJØFREMMEDE STOFFER	15
1.3.1 Estimering fra vandkvalitet	15
1.4 SEDIMENTKVALITETSKRITERIER FOR METALLER	17
1.4.1 Fordelingskoefficienter for metaller	17
<b>2 ADMINISTRATIV SEDIMENTVURDERING</b>	<b>20</b>
2.1 INTERNATIONALE ANBEFALINGER	20
2.1.1 London Convention 1972	20
2.1.2 OSPAR	22
2.1.3 HELCOM	24
2.2 TOKSIKOLOGISK BASEREDE KRITERIER	24
2.2.1 USA	24
2.2.2 Canada	26
2.2.3 Australien og New Zealand	29
2.3 KRITERIER BASERET PÅ BAGGRUNDSVÆRDIER	30
2.3.1 Norge	30
2.3.2 Sverige	31
2.3.3 Tyskland	33
2.3.4 Holland	34
2.3.5 Storbritanien	36
2.4 DANSKE METODER	36
2.4.1 Århus Amt	36
2.4.2 Vejle amt	38
2.4.3 Konklusion	39
<b>3 VURDERINGSSTRATEGIER FOR SEDIMENT</b>	<b>40</b>
3.1 DE NUVÆRENDE VANSKELIGHEDER FOR KLAPNING	40
3.2 BESLUTNINGSPROCES VED OPTAGNING OG BORTSKAFFELSE	40
3.2.1 Bortskaffelse af sediment	41
3.2.2 Trinvis vurdering og kriterier	43
3.3 EKSEMPLER PÅ VURDERINGSKRITERIER	47
3.3.1 Kriterier baseret på belastning	47
3.3.2 Kriterier baseret på baggrundsværdier	48
3.3.3 Toksicitetsbaserede kriterier	49
3.4 TEST AF VURDERINGSSTRATEGIER	51

3.4.1	<i>Kriterier for baggrundsværdier og toksicitet for tre eksempelstoffer</i>	51
3.4.2	<i>Konsekvens af strategier for tre eksempelstoffer</i>	54
3.5	<b>KRAV OG FORUDSÆTNINGER FOR VURDERINGSSTRATEGIER</b>	54
3.5.1	<i>Prøvetagningsstrategi</i>	54
3.5.2	<i>Nyt regelgrundlag</i>	55
3.5.3	<i>Databehov ved ny strategier</i>	55
3.5.4	<i>Behandlings- og bortskaffelseskapacitet</i>	55
3.5.5	<i>Anvendelse af mål for blandingstoksicitet</i>	56
3.5.6	<i>Anvendelsen af trinvis vurdering</i>	56
3.5.7	<i>Behandling og rensning m.m.</i>	56
	<b>REFERENCER</b>	<b>57</b>
	Bilag A	65
	Bilag B	77

# Forord

Miljøstyrelsen har igangsat en række projekter i år 2000 vedrørende håndtering af forurenede sediment fra havne, marinaer og åbne farvande. Hensigten med projekterne er at skabe et overblik over forureningens karakter, samt over mulighederne for at håndtere, deponere og genanvende sedimentet på en økonomisk og miljømæssig forsvarlig måde.

De følgende fem projekter er en del af indsatsen:

1. Organiske miljøfremmede stoffer og tungmetaller i havnesedimenter
2. Indhold af udvalgte stoffer i sediment
3. Karakterisering af havnesediment vha. biotest
4. Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sediment
5. Projekt for bortskaffelse af havnesediment
6. Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam

Nærværende projekt "Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sediment" gennemgår eksisterende fremgangsmåder ved vurdering og håndtering af (forurenede) sediment i Danmark, vore nabolande og andre lande vi ofte sammenligner os med.

Projektet blev igangsat i august 2000 og afsluttet i januar 2001. Det har været fulgt af en styregruppe bestående af:

Alf Aagaard (formand), Havkontoret, MST  
Kjeld Frank Jørgensen, Havkontoret, MST  
Henrik Søren Larsen, Kemikaliekontoret, MST  
Pia Ølgård Nielsen, Biocidkontoret, MST  
Finn Pedersen, DHI  
Britta Pedersen, DMU-HAV  
Christian Jensen, Århus Amt  
Frank Stuer-Lauridsen, COWI

Som et koordinerende tiltag har Frank Stuer-Lauridsen også siddet i styregruppen for "Karakterisering af havnesediment vha. biotest".

Rapporten er udarbejdet på COWI A/S af en gruppe bestående af Frank Stuer-Lauridsen (projektleder), Ole Geertz-Hansen, Carsten Jørgensen og Morten Birkved.

# Forkortelsesliste

---

AET	Apparent Effects Threshold
ATLAS	Aquatic and Terrestrial Load of Anthropogenic Substances (Miljøstyrelsens database for miljøfremmede stoffer i sedimenter)
AVS	Syreflygtigt sulfid
BaP	benzo(a)pyren
CAD	Confined Aquatic Disposal
CDF	Confined Disposal Facility
COE	US. Army Corps of Engineers
COMMPS	Combined monitoring-based and modelling-based priority setting scheme
DEHP	Diethylhexylphthalat
dw	Dry weight
EC <sub>x</sub>	Effekt koncentration for x procent af population
EPA	Environmental Protection Agency
ERL/M	Effect Range Low/Medium
EP	Equilibrium Partitioning
EPOCL	Summen af <u>E</u> kstraherbart <u>P</u> ersistent <u>O</u> rganisk <u>C</u> lor
EU	European Union
f <sub>oc</sub>	Fraktionen af organisk kulstof
HELCOM	Helsinki Kommissionen
ISQG	Interim Sediment Quality Guideline
K <sub>ow</sub>	Oktanolvand fordelingskoefficient
LC72	London Convention fra 1972
LC <sub>x</sub>	Letal koncentration for x procent af population
NOAA	National Oceanographic and Atmospheric Agency
NOEC	No observed effect concentration
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
OSPAR	Oslo-Paris Konventionen
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbon
PCB	Polychlorinated biphenyl
PEC	Predicted Environmental Concentration
PEL	Probable Effect Level
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
Ppm	Parts per million (e.g. mg/l)
SQT	Sediment Quality Triad
SKK	Sedimentkvalitetskriterie
TBT	Tributyltin
TE	Toksicitets Ekvivalenter for en række dioxiner
TEL	Threshold Effect Level
TIE	Toxicity Identification Evaluation
TOC	Total organisk kulstof
TS	Tørstof
USEPA	United States Environmental Protection Agency

VKK	Vandkvalitetskriterie
VVM	Vurdering af virkninger på miljøet

---

# Sammenfatning og konklusioner

”Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sedimenter” er en litteraturudredning om havbundsmaterialer og havneslam, især når de materialer skal bortskaffes gennem klapping.

Der gennemgås udvalgte fremgangsmåder ved vurdering og håndtering af (forurenede) sediment i Danmark, vore nabolande og andre lande vi ofte sammenligner os med. Metoderne udmønter de internationale konventioner og aftaler på området, som Danmark også er forpligtet af. Forskellige kvalitetskriterier for metaller og organiske miljøfremmede stoffer som gælder i disse lande er præsenteret.

Der er især to tilgange til fastsættelse af kvalitetskriterier til vurdering indholdet af miljøfarlige stoffer i sediment. Værdier fastsættes for enkeltstoffer baseret på indholdet af stoffet i ”uforurenede” sediment: baggrundsværdier. Den anden metode beror på kriterieværdier, også for enkeltstoffer, baseret på information om deres toksicitet i vand eller sediment. For tre eksempel-stoffer (tributyltin, kobber og benzo(a)pyren) er der ikke store forskelle i baggrundsværdierne og ”nul-effekt” niveauet. For tributyltin er der dog store forskelle mellem de få publicerede værdier.

En række mulige kriterier, som kan indgå i en fremtidig revideret vurderingsstrategi for sedimenter i Danmark, er gennemgået. Det vurderes, at anvendelse af kriterier for tilladt belastning af klappladser bør ikke bruges uden fastsættelse af totale belastningsacceptkriterier for miljøet. Stoffer på ”sorte lister” eller med ”nul udledningskrav” kan være vanskelige at indpasse i vurderingsstrategier uden accept af ”bagatelgrænser”. Beregning af samlet toksicitet fra en blanding af enkeltstoffer i sedimenter kan ske på basis af ”predicted no-effect concentration” (PNEC) eller sedimentkvalitetskriterier (SKK). Eksempler viser at (ikke-klappet) materiale fra havne generelt indeholder samlede koncentrationer over de samlede PNEC eller SKK.

I rapporten er det beregnet hvilken konsekvens brugen af forslag til baggrundsbaserede eller toksicitetsbaserede kriterier for de tre ovennævnte eksempelstoffer vil give for bortskaffelsen af sediment i Danmark. Der er defineret tre bortskaffelsesmuligheder: klapping, depoter i kyst eller havområdet, samt bortskaffelse på land.

De valgte kriterieværdier er taget fra eksisterende information og er ikke baseret på omfattende selvstændig udredning, men tjener til at give et billede af konsekvenserne ved kriterier i sandsynlige niveauer. Der er medtaget et eksempel på norske kriterier til sammenligning. Generelt er tributyltinindholdet den afgørende parameter for klapmaterialets skæbne.

Med en baggrundsbaseret strategi forventes det, at kan omkring 65.000 tons/år kan klappes til havs (hertil kommer klapbart materiale fra sejlrender på den jyske vestkyst som ikke medregnes). I kystnære depoter placeres ca. 740.000 tons/år og i kontrollerede lossepladser placeres ca. 20.000 tons/år. Der er indholdet af TBT der virker begrænsende.



Med et toksicitetskriterie forventes at ca. 65.000 tons/år kan klappes til havs (også her tilkommer klapbart materiale fra sejltreder på den jyske vestkyst som ikke medregnes). Med smalle intervaller (kun faktor 10 mellem klappning og deponering) vil intet materiale kunne placeres i kystnære depoter. På kontrollerede lossepladser må placeres ca. 770.000 tons/år. Der er igen indholdet af TBT der virker begrænsende.

Der peges i rapporten på en række behandlings- og deponeringsfaciliteter, krav til prøvetagning, analyser m.m. som vil være en integreret del af overvejselen om en revideret strategi for håndtering af forurenede sediment i Danmark.

# Summary and conclusions

"Evaluation strategies for management of contaminated sediment" is a literature survey on seabed materials and harbour sludge with particular focus on their disposal by means of dredging and dumping.

Selected management approaches used in Denmark, our neighbouring countries and other countries of interest is presented. The methodologies implements the international conventions and agreements on the topic, which Denmark also is a party to. Various quality criteria used for metals and organic micropollutants in these countries are presented.

There has been two principle approaches to the development of criteria quality for the assessment of contaminants in sediment. One rests on the evaluation of the substance content in comparison with pristine sediment: the background concentration approach. The other is based on information on the known toxicity in water or sediment of the individual substances. For three examples (tributyltin, copper and benz(a)pyrene) dramatic differences are not seen between the the background based and the toxicological sediment quality criteria. However, for tributyltin the few publicised values cover a large interval.

A number of possible criteria which may be included in a future revised strategy for sediment management in Denmark, are discussed. It is assessed that the use of acceptable load criteria for dumping grounds should only be used after consideration of acceptable total loads to the environment, substances on "black lists" or with "no emission targets" are difficult to cope with in a strategy without the introduction of "lower limits of concern". Calculation of the toxicity of the mixture of substances in the sediment may be based on "predicted no-effect concentration" (PNEC) or existing sediment quality criteria (SQC). Examples show that (non-dredged) harbour sludge generally contained concentrations of contaminants above the PNCE or SQC.

The consequences of using a background value approach or a toxicity based example criteria value approach are estimated for the annual Danish sediment dredging scenario. Values for three examples (tributyltin, copper and benz(a)pyrene) are developed. The disposal options are defined as dumping at sea, controlled disposal in coastal or sea environment and disposal on-shore.

The selected criteria were taken from the literature and was as such not the target of an assessment. They are provided to to give an image of the consequences in a realistic criteria level. An example of the consequences of using existing Norwegian criteria is provided. The overall conclusion is that the content of tributyltin is the limiting factor.

With a strategy based on backgorund values it is estimated that approx. 65,000 tonnes/year can be disposed at sea (in addition large volumes of sand from navigation channels off the Westcoast of Jutland, which is not included

in the estimate). In disposal facilities at sea or in coastal zone some 740,000 tonnes/year must be placed and on land approx. 20,000 tonnes/year.

With a strategy based on toxicity it is estimated that approx. 65,000 tonnes/year can be disposed at sea (in addition large volumes of sand from navigation channels off the Westcoast of Jutland, which is not included in the estimate). In the selected criteria there is only on order of magnitude to the criteria and no sediment falls in this range, thus no material can be placed in disposal facilities at sea or in the coastal zone. Approx. 770,000 tonnes/year must be placed on land.

In the report a number of issues regarding treatment and disposal facilities are raised, in addition to revised sampling and analysis programmes, which should be included in the revision of the sediment management strategy.

# 1 Introduktion

## 1.1 Vurdering af farlige stoffer i sedimentmiljøet

Miljøfarlige kemikalier tilføres vandmiljøet fra en vifte af punktkilder og diffuse kilder, og en begrænsning af disse stoffers påvirkning af flora og fauna ligger bag arbejdet med kvalitetsmålsætninger. Baseret på stoffernes toksicitet overfor akvatiske organismer og viden om stoffernes nedbrydning, fordeling og bioakkumulering er der i Danmark (baseret på EU-direktiv) vedtaget vandkvalitetsmålsætninger for 132 stoffer og stoffblandinger (Miljø- og Energiministeriet 1993). Der er i USA ligeledes sat vandkvalitetskriterier for cirka 120 forskellige stoffer i løbet af de sidste 20 år (Stephan et al. 1985 og US EPA 1999).

Sammenlignet med vandfasen er sedimentmiljøet betydelig mere komplekst, både kemisk, fysisk og biologisk. Alligevel er de metoder som anvendes til vurdering af sedimenters miljøkvalitet ofte baseret på viden og procedurer, som er opnået ved undersøgelser af disse forhold i vandfasen. Dette skyldes, at der er meget stor viden om miljøfarlighed til rådighed for kemikalier i vandfasen og at det ønskes at udnytte denne vidensbank. Ikke mindst det faktum at, kvalitetsmålsætninger allerede er udarbejdet for vand gennem en årrække betyder at det ofte anses for at være fordelagtigt at bygge videre på disse.

Der er grundlæggende to måder miljøfarlige stoffers påvirkning af sedimentmiljøet vurderes:

- Er prøven ændret ved sammenligning med "upåvirkede områder"?  
Det vurderes f.eks. om koncentrationen over en baggrundsværdi eller om der er ændringer i artsammensætningen i forhold til det forventede.
- Indeholder prøven toksiske stoffer?  
Typisk måles sedimentets koncentrationer af en række stoffer som anses for giftige eller prøvens toksicitet bestemmes direkte med biologiske test.

Sedimentmiljøet betragtes som mere lokalt og inhomogent end det pelagiske vandmiljø og ofte reguleres lokalt, eksisterer der en række forskellige metoder som myndigheder og forskere har udviklet til vurdering af sedimentkvalitet.

## 1.2 Metoder til vurdering af sedimentkvalitet

I det følgende gennemgås kort nogle af de grundlæggende fremgangsmåder for sedimentvurdering som har været anvendt til kvalitetsvurdering. Beskrivelserne er summeret fra bl.a. OECD (1992) og Ingersoll et al. (1997).

Fastsættelse af et sedimentkvalitetskriterie for et stofmå naturligtvis bero på en viden om stoffets toksicitet overfor (bentiske) organismer og om sammenhængen mellem koncentrationen af stoffet i sedimentet og toksiciteten, dvs. biotilgængeligheden af stoffet. Blandt de metoder som

inddrager disse aspekter til vurdering af sedimenters miljøkvalitet, pegede OECD (1992) på metoder, som rummede mulighed for fastsættelse af numeriske kvalitetskriterier, altså en talværdi der kan sammenlignes med. De valgte metoder skulle som minimum give en årsagsammenhæng mellem koncentrationen af det toksiske stof og den toksiske effekt i det biologiske materiale, og de skulle også tillade estimering af teststoffernes koncentration og/eller effekt i sedimentet.

### 1.2.1 Numeriske metoder

#### 1.2.1.1 *Equilibrium partitioning (EP) eller ligevægtsfordeling.*

Under antagelse af eksistensen af en karakteristisk ligevægt for teststoffet mellem vand og sediment beregnes koncentrationen i porevandsfasen, som antages at være den primært biotilgængelige fase også for bentiske organismer. Den beregnede porevandskoncentration sammenlignes med det eksisterende vandkvalitetskriterie eller med økotoksikologiske test data for pelagiske organismer. Sedimentkvalitetskriterier kan udarbejdes på basis af økotoksikologiske testdata fra pelagiske organismer udtrykt i vandkvalitetskriteriet (Di Toro et al., 1989, 1991) eller tilsvarende data (van der Kooij et al., 1991).

#### 1.2.1.2 *Interstitial water quality.*

Dette er en parallel til ovennævnte, bortset fra at koncentrationer i porevandsfasen måles. De to metoder kaldes også samlet for Water quality criteria approach, da de begge anvender eksisterende vandkvalitetskriterier i vurderingen.

#### 1.2.1.3 *Spiked sediment toxicity.*

I denne metode udvikles sedimentkvalitetskriterier på samme måde som vandkvalitetskriterier blot med gennemførelse af økotoksikologiske test på bentiske organismer i sediment, og bestemmelse af koncentration-respons sammenhænge for teststofferne.

#### 1.2.1.4 *Tissue residue approach eller body burden.*

Denne metoden er baseret på, at det er den acceptable dosis (den akkumulerede mængde af stoffet pr. kg kropsvægt) i organismen, snarere end eksponeringskoncentrationen, som er relevant for måling af toksikologisk respons. Med metoden slipper man for en del af de biotilgængelighedsspørgsmål, som kan være vanskelige at få styr på, og det argumenteres, at ved at måle koncentrationen af teststoffet inde i de påvirkede organismer er man nærmere "site of action". Denne tilgang er endnu meget ny og uprøvet i økotoksikologi, men inden for den humane toksikologi anvendes dosis-begrebet til vurdering af belastning med toksiske stoffer på rutinebasis, og det lever op til alle krav om at kunne estimere effekter og årsagssammenhæng.

Traditionelt har dosis ikke været anvendt i den akvatiske økotoksikologi, blandt andet fordi det er meget simpelt at bestemme eksponeringen af de typiske testdyr alger, krebsdyr og fisk, og fordi i al fald de to førstnævnte organismer typisk er så små, at det tidligere var vanskeligt at bestemme den akkumulerede mængde af stoffet i organismen. En del forskere og nogle myndigheder begyndt at arbejde med letale eller effekt dosis (Leuwen, Hermens, 1995), ofte omtalt som "critical body burden" eller tissue residue approach (McCarty et al. 1992).

For stoffer med en kronisk toksicitet ved meget lave koncentrationer kan det også være helt umuligt at måle koncentrationen i et vandige medie (porevand), mens det er betydelig nemmere at måle den akkumulerede koncentration i organismen .

Der er endnu ingen større udbredelse af body burden metoden (dosis-respons princippet), som også især anvendes på pelagiske organismer. Da eksponeringsvejen eller -koncentrationen ikke er central for beregning af en "body burden"-kriterieværdie kan effektkriteriet baseret på dosis undersøges for organismer i deres naturlige miljø.

Det er formodentlig endnu del udviklingsarbejde med denne metode, som dog rummer en række fordele med hensyn til fortolkning af biotilgængelighed og den toksiske dosis. Der er for nyligt udgivet en database over sammenhængen mellem dosis og effekt i akvatiske organismer (Jarvinen, Ankley, 1999).

### 1.2.2 Ikke-numeriske metoder

Der findes også "ikke-numeriske" metoder til vurdering af sedimentkvalitet, som er udførligt omtalt i OECDs monograf nr. 60 (OECD 1992) og referencer deri, men de skal kort nævnes her.

#### 1.2.2.1 Benthisk faunasammensætning.

Artssammensætningen af det benthiske samfund og antallet af individer har været anvendt i mange år til at vurdere et givet benthisk økosystems helbredstilstand. Rummer et stort historisk materiale, men etablerer ingen årsagssammenhæng til kemiske stoffers koncentration. Kendskab til strukturen i det benthiske samfund udnyttes allerede i monitoringsøjemed i Danmark. Omkring offshore platforme udføres store monitoringsprogrammer for at fastlægge en eventuel påvirkning. Here analyseres data for artsdiversitet og biomasse sammen med koncentrationsdata med statistiske programmer og påvirkningsafstande kan beregnes. Dermed kan der i princippet fastlægges en årsagssammenhæng mellem eksponering og effekt. Det er et tilsvarende princip, som ligger til grund for SQT og AET. Det har dog vist sig at parametre som bundforhold, fødetilgang, strøm m.m. også spiller en meget væsentlig rolle, hvorfor metoderne er særlig anvendelige i homogene områder.

#### 1.2.2.2 Baggrundskoncentration.

Reference stationer med baggrundsnivauer eller dybe kerner med præ-industrielt sediment sammenlignes med en aktuel prøve for at bestemme en ændret koncentration af teststoffet. Giver ikke i sig selv en årsagssammenhæng med eventuelle biologiske effekter, men er en ukompliceret og billig metode. Dette er den hyppigste vurderingsmetode i Danmark.

#### 1.2.2.3 Bulk sediment toxicity testing.

Økotoxikologiske sediment test udført på indsamlet sediment giver oplysning om formodet toksicitet i felten. Anvendeligheden af denne tilgang har i et vist omfang været hæmmet af at der især har været akuttoksiske test til rådighed. Et generelt problem ved denne metode er dog, at den ikke giver en årsagssammenhæng til et bestemt stof. Af reguleringsmæssige årsager er der en række fordele ved metoder som gør det i sammenhæng med kildeopsporing, substitution, anvendelsesbegrænsning m.m. I USA har der været arbejdet i nogen tid med metoder til nærmere identifikation af den toksiske fraktion af prøven. Metoderne hvor en prøve deles og testes i stadig mere velkarakteriserede fraktioner (TIE – toxicity identification evaluation) kræver

dog en del testaktivitet og giver sjældent en identifikation af en enkeltstof (Ho et al. 2000)

#### 1.2.2.4 *Sediment quality triad (SQT)*

Triaden er bygget op omkring tre typer informationer som typisk bruges i sedimentvurdering: kemiske analyser, økotoxikologiske (sediment) test, og feltundersøgelser af bentiske samfund og forsøger at sammenholde dem. Sedimentkvalitets triaden giver mulighed for fastsættelse af stedspecifikke SKK for enkeltstoffer, men det kræver dog at et stort data materiale og helst også at en tydelig forureningsgradient er tilstede. Metoden er anvendt i en række områder med forureningsgradienter (Chapman, 1986; Chapman et al., 1991, Andersen & Bjørnstad; 1997) .

#### 1.2.2.5 *Apparent effects threshold (AET)*

Teststoffets koncentration bestemmes i indsamlede sediment prøver og disse testes eventuelt biologisk. Herefter bestemmes det om sedimentets koncentration overskrider det laveste effektniveau observeret i økotoxikologiske (sediment) test eller bestemt ved vurdering af bentisk artssammensætning i felten. Forudsætter eksistensen af en database med felt- og økotokestest data for sediment. Long et al. (1992) har etableret en database, hvorfra et lavt og et middel effektniveau (ERL og ERM) er beregnet for en lang række stoffer er beregnet.

#### 1.2.2.6 *Screening level concentration.*

Gennem analyse af bentisk samfund og kemisk koncentration bestemmes den koncentration af stoffet som 95% af den bentiske fauna kan tolerere. Det er således samme empiriske princip som ovenstående (AET) blot med faunastruktur som basis. Kræver et stort data materiale og helst en tydelig forureningsgradient i et homogent bentisk samfund. Har så vidt vides især været brugt hvor myndigheder har været optaget af en betydelig forurening fra en enkelt kilde (f.eks. en storby) til et relativt homogent lokalområde, og der har ikke været andre områder som krævede beskyttelse (PTI Environmental Services, 1991).

### 1.3 Sedimentkvalitetskriterier for organiske miljøfremmede stoffer

Anvendelse af eksisterende vandkvalitetsdata og -testresultater til beregning af sedimentkvalitets værdier er fra et cost-benefit synspunkt en ønskværdig fremgangsmåde, som muligvis økotoxikologisk er acceptabel. Der følger derfor en mere detaljeret gennemgang af nogle af de centrale ligninger og forudsætninger for organiske stoffer og for metaller (afsnit 1.4).

#### 1.3.1 Estimering fra vandkvalitet

##### 1.3.1.1 *Non-polære organiske stoffer*

Som nævnt under EP kan vandkvalitetskriterier anvendes til beregning af sedimentkvalitetskriterier (DiToro et al. 1989, 1991). Dette sker under forudsætningerne, 1) at bentiske organismer ligesom pelagiske eksponeres gennem (pore)vandfasen, 2) at bentiske organismer ikke er mere følsomme end pelagiske, og 3) at der eksisterer en ligevægt mellem sedimentkoncentrationen og vandkoncentrationen af stoffet udtrykt i fordelingskoefficienten  $K_d = C_{\text{sediment}}/C_{\text{vand}}$ . Med disse forudsætninger kan der for de organiske miljøfremmede stoffer sættes et SKK baseret på VKK:

$$SKK = K_d * VKK \quad \text{Ligning 1.}$$

Denne ligning gælder principielt for alle stoffer.  $K_d$  for organiske miljøfremmede stoffer beregnes ofte på basis af koncentrationen i sedimentets indhold af organisk kulstof ( $f_{oc}$ ), idet organiske miljøfremmede stoffer sorberes til denne fase (Karickhoff 1981):

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} = C_{oc} * f_{oc} / C_{vand} \quad \text{Ligning 2.}$$

Her er  $K_{oc}$  fordelingskoefficienten til normaliseret til organisk kulstof i sedimentet, og  $C_{oc}$  og  $C_{vand}$  concentrationen af stoffer i sedimentet omregnet til organisk kulstof og i vand.  $K_{oc}$  vil for mange typer af miljøfremmede organiske stoffer kunne beregnes fra stoffets oktanol-vand fordelingskoefficient ( $K_{ow}$ ) (DiToro et al. 1991).

$$K_{oc} = K_{ow} * f_{oc} \quad \text{Ligning 3.}$$

Det medfører at

$$SKK = K_{ow} * f_{oc} * VKK \quad \text{Ligning 4.}$$

Med disse ligninger og normaliseringsfaktoren organisk kulstof vil det være muligt at fastsætte SKK uafhængigt af målinger i vandfase for disse stoffer efterhånden som der fastsættes VKK.

#### 1.3.1.2 Dissociérbare stoffer

Det forudsættes i ovennævnte beregninger, at det er et uladet (non-polært) stof der er tale om. I det tilfælde hvor det relevante stof kan dissociere i vand vil den positive eller negative ladning få adsorptionen til organisk materiale til at falde. Her kan en beregning som indrager stoffets syrestyrke gøre det muligt at estimere fordelingskoefficienten (se f.eks. Pedersen 1994):

$$K_d = \frac{P_{ow} * f_{oc}}{1 + 10^{(pH - pK_a)}} \quad \text{Ligning 5.}$$

Denne ligning gælder dog kun når sedimentets pH  $\leq$  1 forskellig fra stoffets  $pK_a$  værdi.

#### 1.3.1.3 Sammensætningen af sedimentet

Forhold ved sedimentets organiske fase, hvor de miljøfremmede stoffer adsorberes, kan betyde forskelle i effektiviteten eller kapaciteten af sedimenter og jord (Xing et al. 1996). Det er dog ikke så betydningsfuldt at det bør medregnes med mindre der er tale om ret atypiske organiske faser, f.eks. papirmølleudledning og lignende (Stuer-Lauridsen, Pedersen, 1997).

Sedimentets uorganiske fase vil også adsorbere organiske miljøfremmede stoffer. Så længe fraktionen af organisk kulstof ( $f_{oc}$ ) er større end 0,1-0,2% i sedimentet, har den uorganiske fase dog ingen større betydning (Schwarzenbach et al. 1993).

Kornstørrelsesfordelingen i sedimentet har en vis betydning for det forventede indhold af miljøfremmede stoffer. De mindre partikler (silt-fraktionen) indeholder typisk mere forurenende materiale pr. vægt enhed end de større partikler (sand-fraktionen). For de små partikler skyldes det et overflade-



volumen forhold som favoriserer adsorption og at den organiske (primære) sorptive fase er hyppigere blandt små partikler.

#### 1.4 Sedimentkvalitetskriterier for metaller

Metaller binder sig i lighed med organiske fremmedstoffer i stort omfang til sedimentet, når de udledes til vandmiljøet. Der kan derfor optræde økotoksikologiske effekter af metaller i sedimentet, og sedimentet kan eventuelt virke som en kilde til forurening af vandfasen efter ophør af den primære forureningskilde. Derfor arbejdes der på at fastsætte kvalitetskriterier for metaller i sediment, som principielt kan beregnes efter samme retningslinier som gælder for organiske stoffer (ligning 1), hvis der kan beregnes en fordelingskoefficient. Desværre kan metalindholdet ikke relateres til en simpel normaliseringsparameter i sedimentet som forklarer biotilgængelighed m.m., i lighed med indholdet af organisk kulstof for de organiske stoffer, og den totale koncentration af metal i forskellige sedimenter kan ofte ikke relateres til de toksiske effekter observeret i felten eller ved økotoksikologiske test (Luoma 1983).

Årsagen findes i den komplicerede fordeling af metaller til sedimentets faser som styrer ligevægten med vandfasen, og denne speciering af metaller i sedimenter og jord er der gjort mange forsøg på at karakterisere (Kersten & Förstner 1989).

Da de fleste metaller og metalloider er ladede atomer, vil forhold som berører sedimentets ladning og samlede mængde sorptive grupper have stor betydning for  $K_d$  værdierne. Redoxpotentiale, pH og salinitet som kan variere geografisk, med døgnet, årstiden eller med biologiske forhold vil kunne påvirke sorptionsforholdene, ligesom det uorganiske materials indhold af jern, mangan og sulfid kan have bestemmende indflydelse på sedimentets sorptionkapacitet (Förstner 1979). Da saliniteten kun varierer ganske lidt i danske kystsedimenter er det især sedimentets indhold af jern- og manganoxider og sedimentets sulfidindhold, som i takt med ændrede pH- og redoxforhold frigiver eller binder metaller og dermed spiller en rolle ved fordelingen af metaller mellem porevand og partikulær fase. Det er dog endnu ikke muligt at angive en simpel parameter som kontrollerer ligevægten mellem metaller i sediment og vand, og derfor heller ikke at beregne denne.

Metallernes fordeling mellem forskellige opløste former i vandet kan have betydning for sorptionen og for biotilgængeligheden, og dermed for den udtrykte toksicitet. Det ligger udenfor projektet at komme ind på dette, og da det marine miljø er relativt ionrigt og homogent formodes indflydelsen på fordelingen at være næsten uafhængig af, hvilke marine områder der ønskes kvalitetsvurderet. Emnet er beskrevet for det limnisk miljø i bl.a. Stumm og Morgan (1996).

##### 1.4.1 Fordelingskoefficienter for metaller

I mangel af en praktisk og teoretisk velbaseret normaliseringsfaktor anvendes i stedet gennemsnitlige  $K_d$  værdier baseret på måledata, og disse vil kunne anvendes til beregning af metallers vandkoncentration ud fra sedimentkoncentrationen under forudsætning af ligevægt. Koncentrationen af metal i sediment og vandfase er i midlertid ikke nødvendigvis i ligevægt på det tidspunkt prøven indsamles. Derfor kan forholdet mellem metal bundet på suspenderet partikulært materiale og opløst i vandfasen i stedet anvendes som

et bedre udtryk for ligevægtskoncentrationer, idet suspenderede partikler optræder i et oxideret miljø og har en større kontaktflade til vandfasen end sedimentets partikler. Fordelingskoefficienten vil da også være et udtryk for en "worst case" situation, idet mest metal er frigivet til vandfasen under disse omstændigheder.

Anvendelse af empiriske forkelingskoefficienter er blandt de metoder OECD anbefaler til at udarbejde sedimentkvalitetskriterier (OECD 1992). En anden anbefalet metode, som rummer større prediktivt potentiale, er også baseret på ligesvægtsteori, men indeholder en normaliseringsparameter for divalente metaller, som er baseret på sedimentets indhold af syreflygtigt sulfid (Di Toro et al. 1990).

#### *1.4.1.1 Syreflygtigt sulfid (AVS)*

Siden begyndelsen af 1990'erne er der fra især amerikansk side argumenteret for at i anaerobe sedimenter vil alene indholdet af sulfid kontrollere mængden af frie metalioner i porevandet (DiToro et al. 1992) og dermed toksiciteten af sedimentet, når organismen eksponeres gennem porevandet. Metaller findes bundet til organiske faser i sedimentet som f.eks. detritus, levende materiale og makromolekyler adsorberet til sedimentpartiklernes overflade. Under aerobe forhold er dette materiales iltholdige grupper (carboxylsyrer m.m.) vigtige for sorptionen af metaller, men som sedimentet reduceres træder sulfidholdige grupper i stedet, og da de fleste tungmetaller har en høj affinitet for -SH bindingen fjernes frie metalioner fra porevandet. For sedimenter hvor sulfidbindingen kan være den primære er det foreslået af DiToro et al. (1992), at porevandskoncentrationen af metaller er kontrolleret af en målbar fase kaldet Acid Volatile Sulfides (AVS = syreflygtigt sulfid), som ekstraheres med kold saltsyre. Modellen forudsiger, at hvis den molære koncentration af AVS overstiger den molære sum af de samtidigt ekstraherede metaller (SEM) vil der ikke være frie metaller i vandfasen og dermed ingen metalrelateret toksicitet. Metoden er testet for Cd, Cu, Ni og Zn, men gælder formodentlig også for Pb og Hg, som alle har større affinitet for sulfid end jern, som ellers udkonkurrerer metallerne fra sulfidbindingerne (Allen 1993). Metoden blev foreslået som grundlag for amerikanske sediment kvalitetskriterier (US EPA 1994), men er ikke vedtaget, da det har vist sig at andre sorptive faser spiller en væsentlig rolle i sedimenter, som ikke er stærkt anoxiske.

#### *1.4.1.2 Sekventiel ekstraktion*

Da et sediment fra naturens side indeholder metaller både i krystalstrukturen og løsere bundet på overfladen har der været arbejdet en del at forsøge at frembringe metoder, hvormed det kan afgøres om et givet sediment er forurenet med metaller, og om disse er tilgængelige for biota eller kan udveksles med vandfasen (Kersten & Förstner 1989). For eksempel kan der foretages ekstraktioner med flere ekstraktionsmidler efter hinanden (sekventiel ekstraktion) således at metaller frigives fra a) let udvekslelige og kationbytter "sites"; b) karbonater; c) metal oxider og reducerbare; d) organisk og sulfid bundne og e) rest mineral fase (Tessier et al. 1979). Disse metoder er dog meget arbejdsintensive og det har ofte været vanskeligt at sammenkæde biologiske effekter med de kemiske faser. De har derfor endnu ikke fået nogen større udbredelse.

Forskellige målemetoder og ekstraktionsmidler er i anvendelse i forskellige lande, og det har også givet anledning til vanskeligheder med sammenligning af koncentrationer. Nogle lande anvender stærke syrer som flussyre eller kongevand, eller totalanalysemetoder som måler al metal i prøven, inkl. amorft

eller krystalbundet stof. Andre, her i blandt Danmark og de nordiske lande, har tidligere favoriseret en mildere ekstraktionsmetode (halvkoncentreret salpetersyre) som ikke opløser krystalstrukturer.

I det danske NOVA program analyseres sedimenter nu med en stærkere syre end der tidligere anvendtes i danske monitoringsprogrammer for sedimenter. Sedimenter vil derfor, alt andet lige, udvise højere metalkoncentrationer, da hårdt bundet metal frigives. Betydningen af dette bidrag forårsaget af den stærke syre, vil være mindst for forurenede sedimenter, som også før havde høje metalindhold. For baggrundsbelastede sedimenter med lavere indhold af let bundne metaller, kan det ekstra bidrag fra hårdt bundne metaller få betydning for vores generelle opfattelse af baggrundsniveauet for metaller i danske sedimenter. Ved fremtidig vurdering af sedimentkvalitet i forhold til sådanne "nye" baggrunds niveauer skal analysemetoderne derfor være sammenlignelige.

#### *1.4.1.3 Kornstørrelse*

I en given sedimentprøve vil der ofte være kornstørrelser repræsenteret, fra sandkorn til fine lerpartikler, som har forskellige fysiske og kemiske egenskaber. Sedimentets små partikler (<63  $\mu\text{m}$ ) står for den største del af transporten af metaller i vandmiljøet, fordi de er lette og har større overflade til volumen (eller vægt) ratio end store partikler som ellers udgør den største mængde stof (Förstner 1979). For at vurdere et sediments potentiale for at bidrage med materiale til transportprocesser kan det derfor være nødvendigt at dele prøven i størrelsesfraktioner. Analyseres forskellige partikelstørrelsesfraktioner for metalindhold viser det sig typisk, at de mindste fraktioner (<63, < 20 eller < 2  $\mu\text{m}$ ) giver det største bidrag til prøvens samlede metalindhold. F. eks. udgjorde fraktionen < 2  $\mu\text{m}$  20% af en marin sedimentprøve, men indeholdt 75% af prøvens kobber (Horowitz 1991).

#### *1.4.1.4 Normalisering til aluminium eller lithium*

Der er også foreslået normalisering til konservative grundstoffer som Al eller Li, som vil kunne afsløre graden af forurening i forhold til en uforurennet prøve (Förstner 1979). Da disse grundstoffer optræder i stort set samme koncentration overalt, men ikke er særlig almindelige som forurening, kan man ved at beregne metalkoncentrationerne i forhold til f.eks. Al få et udtryk for tilstedeværelsen af metaller, som ikke var i sedimentet fra naturens hånd (se f. eks. Jensen 1995)

## 2 Administrativ sedimentvurdering

### 2.1 Internationale anbefalinger

I en række internationale konventioner indgår begrænsning af havforurening med større eller mindre vægt, bl.a. London Convention 1972, Marpol 73/78 United Nations Convention on Law of the Sea (UNCLOS, 1982), foruden regionale konventioner som HELCOM, OSPAR etc. Tre af disse konventioner behandler dredging og klapping mere specifikt; the London Convention 1972 (LC72), the OSPAR Convention og the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (HELCOM).

#### 2.1.1 London Convention 1972

The London Convention fra 1972 (LC72a) er ratificeret af 78 lande herunder Danmark og de fleste andre europæiske lande. Aftalen har til formål at beskytte havmiljøet ved at regulere dumpning af affald, herunder klapping af sediment. Aftalen gælder både territoriale og internationale havområder. I 1996 blev der, bla. under indtryk af Rio-Conferencen og af den almindelige udviklingen på området siden 1972, vedtaget en protokol der skærper LC72 på en række områder. Denne protokol erstatter LC72 efterhånden som den bliver ratificeret af medlemslandene. Den er foreløbig ratificeret af 13 lande heriblandt Danmark.

LC72 og 1996-Protekkollen foreskriver en grundig karakterisering af sedimentet og dets effekter på miljøet som beslutningsgrundlag for en klaptiladelse (London Convention 1997) (LC72b). I erkendelse af at en sådan fuld karakterisering kan være særdeles bekostelig, anbefales en faseopdelt, trinvis fremgangsmåde, hvor der startes med simple vurderinger på eksisterende materiale, og kun hvis der er tvivl om sedimentets egnethed til klapping fortsættes til næste trin. Vurderingen består af tre trin:

- Fysisk beskrivelse af sedimentet. Medmindre sedimentet består af sand grus eller sten, eller stammer fra upåvirkede geologiske lag, fortsættes med en kemisk beskrivelse af sedimentet
- Kemisk beskrivelse, der inkluderer både den geologiske baggrund og en evt. kontaminering og dennes årsager. Der foretages en vurdering på basis af en række fastsatte kvalitetskriterier (grænseværdier). Hvis ikke der kan tages en beslutning på dette grundlag fortsættes til næste trin:
- Beskrivelse af de forventede biologiske effekter på både miljø og mennesker. Hvis ikke de biologiske effekter kan afgøres på basis af eksisterende data, skal der foretages biologiske tests, herunder måling akut toksiditet, sublethale effekter, bioakkumulerbarhed etc.

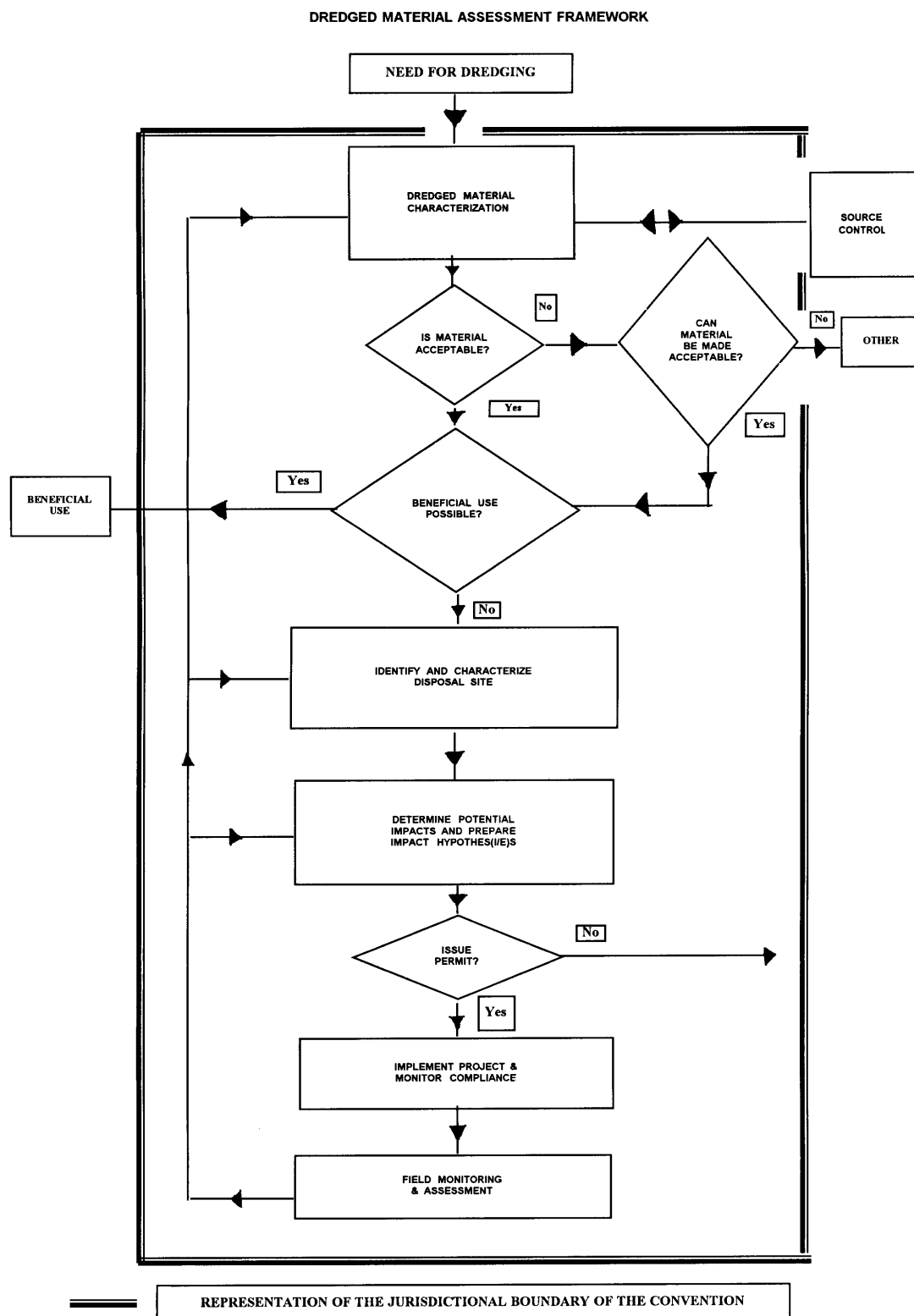
Som støtte til vurdering af de kemiske og biologiske data, skal der på nationalt eller regionalt plan udarbejdes en "Action List", der integrerer viden om biologisk respons, koncentrationsgrænser, miljøkvalitetsstandarder, baggrundsværdier og andre referenceværdier for en række tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Listen bør indeholde to koncentrations- eller effektive niveauer for hvert stof, der fastlægges således, at materiale, der

overskrider det højeste niveau, er uegnet til klappning, mens materiale, der ligger under det laveste niveau, kan betegnes som uproblematisk at klappe. Materiale imellem de to niveauer kræver yderligere vurdering (trin 3, biologisk vurdering).

Ved udvælgelsen af stoffer til listen skal der især lægges vægt på toksiske, persistente og bioakkumulerbare stoffer, f.eks Cd, Hg, organohalogener, olieprodukter, og når det er relevant, også As, Pb, Cu, Zn, Be, Cr, Ni, Va, organosiliconer cyanider fluorider og pesticider. Listen og de tilhørende kvalitetskriterier skal udarbejdes nationalt, men hverken LC72 eller 1996-Protokollen giver forslag til vejledende værdier.

Når deponeringsplads og metode er valgt skal der udarbejdes en "Impact Hypothesis", der er en udtømmende beskrivelse af de forventede konsekvenser af operationen på fysike, kemiske, biologiske og erhvervsmæssige forhold. På basis af denne "Impact Hypothesis" tages den endelige beslutning om tilladelse, og om et evt. monitoringsprogram.

London Konventionens rammer og anbefalinger afspejles i større eller mindre grad i de tilsluttede landes regler og procedurer på området.



Figur 2.1  
En forsimplet udgave af London Konventionens (1996 Protokollens) forslag til beslutningstræ vedrørende klapping af sediment.

### 2.1.2 OSPAR

OSPAR Konventionen er en (regional) konvention om beskyttelse af miljøet i Nordøst-Atlanten. Den trådte i kraft i 1998 og afløste bl.a. Oslo Konventionen fra 1972 om beskyttelse af Nordøst-Atlanten mod dumping af

affald og Paris Konventionen om landbaseret marin forurening. Konventionen dækker både nationalt og internationalt farvand i bl.a. Nordsøen, Skagerak og Kattegat. 14 lande, heriblandt Danmark, har ratificeret konventionen. Kommissionen der administrerer konventionen har udarbejdet en "Guidelines for the Management of Dredged Material" (OSPAR 1998). Kommissionen er stort set i overensstemmelse med LC72 med hensyn til fremgangsmåde ved evaluering af sedimentet, men er væsentlig mere specifik i sine anbefalinger af analyser og procedurer. Der er også væsentlig flere forslag til "Best Practice" og forslag til behandling af kontamineret sediment.

Guidelinen foreskriver at sedimentet som minimum analyseres for Cd, Cu, Hg, Zn, Cr, Pb, og Ni foruden TBT, syv PCB'er og PAH, men foreslår ikke kriterieværdier for stofferne. Oslo og Paris Kommissionen er dog tidligere enedes om baggrunds/referencekoncentrationer og økotoksikologiske bedømmelseskriterier for en række stoffer (OSPAR 1997 a,b), og disse vedtagelser er stadig i kraft.

Tabel 2.1

OSPAR. Baggrundsværdier og økotoksikologiske bedømmelseskriterier for sediment. Kriterierne er ikke udarbejdet med henblik på klapning, men er værdier under hvilke der ikke forventes toksiske effekter. Alle kriterieværdierne betragtes som foreløbige. Baggrundsniveauerne er normaliseret til aluminiumsindholdet (OSPAR 1997a,b).

Parameter	Baggrundsniveau g/g Al*	Økotoksikologisk kriterie mg/kg dw
Hg	0,0034-0,0066 * 10 <sup>-4</sup>	0,05-0,5
Cd	0,007-0,03 * 10 <sup>-4</sup>	0,1-1
Pb	1,8-4,0 * 10 <sup>-4</sup>	5-50
Cu	2,2-5,7 * 10 <sup>-4</sup>	5-50
As	2-4,5 * 10 <sup>-4</sup>	1-10
Ni	4,4-9,1 * 10 <sup>-4</sup>	5-50
Zn	8,8-18 * 10 <sup>-4</sup>	50-500
Cr	9-20 * 10 <sup>-4</sup>	10-100
	<b>µg/kg dw**</b>	<b>µg/kg dw</b>
Acenaphthen	0,5 - 5,8	50-500
Acenaphthylen	0,8 - 3,8	
Anthracen	1,5 - 13,8	
Benzo(a)anthracen	7,7 - 69	100-1000
Benzo(b-k)fluoranthen	46,3 - 433,8	
Benzo(ghi)perylen	30,7 - 189,5	
Benzo(ghi)perylen	30,7 - 189,5	
Benzo(a)pyren	8,8 - 111,6	100-1000
Chrysen	12,8 - 91,3	100-1000
Dibenzo(ah)anthracen	5,6 - 26,5	
Fluoranthen	13,8 - 159,6	500-5000
Fluoren	1,8 - 16,1	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	43,4 - 211,6	
Naphthalen	7,7 - 62,2	50-500
Phenanthren	12,9 - 109,9	100-1000
Pyren	11,3 - 128,4	50-500
Tributyltin		0,005-0,05

\* Baggrundsniveauerne for metaller er normaliseret til aluminiumsindholdet og gælder for fint sediment eller den fine fraktion af et sediment.

\*\* Baggrundsværdierne for de organiske forbindelser gælder for den nordlige Nordsø og Skagerak, for sediment med et organisk kulstofindhold på 0,63 - 2,37%, svarende til et glødetab på ca. 1,4 - 5,3%.

Kriterieværdierne er baseret på tilgængelige kvalitetsvurderede økotoxikologiske data og er beregnet ud fra laveste LOEC eller  $LC_{50}$  eller  $EC_{50}$  koncentrationer. Der er taget hensyn til fordelingskoefficienter, og for eventuelle fødekædeeffekter for stoffer der opkoncentreres gennem fødekæden. Der er anvendt sikkerhedsfaktorer afhængig af datamaterialets omfang, og der er som minimum anvendt data fra 3 arter. Alligevel er kriterierne kun angivet som et range (10x) og nogen af kriterierne er angivet som foreløbige. Kriterierne er kun vejledende og især beregnet til at vurdere monitoringsdata (OSPAR 1996), d.v.s. kriterierne er ikke direkte beregnet til at vurdere klapmateriale.

Det skal understreges at OSPARs baggrunds og kriterieværdierne ikke er analoge med LC72's Action List. Kriterieværdierne er ment som en hjælp til at udpege mulige problemstoffer og de kan derfor måske bedst sammenlignes med det laveste af de to niveauer på LC72's Action List.

### 2.1.3 HELCOM

Helsinki Kommissionen (HELCOM) administrerer konventionen om beskyttelse af havmiljøet i Østersøen. Konventionen der blev vedtaget i 1992 trådte i kraft i 2000 og afløste den tidligere konvention fra 1974. Konventionen er ratificeret af alle lande omkring Østersøen og af EU. Den dækker Østersøen inklusiv Kattegat og en del af Skagerak og lapper således over en del OSPARs dækningsområde i Danmark. Heldigvis er HELCOMs retningslinier for vurdering og klappning af sediment ganske i overensstemmelse med OSPARs, og en del af det tekniske annex er direkte en kopi af Oslo Kommissionens guidelines (HELCOM 1992). I modsætning til OSPAR giver HELCOM ingen fælles retningslinier mht. baggrundskoncentrationer og grænseværdier, men henviser til nationale guidelines.

## 2.2 Toksikologisk baserede kriterier

### 2.2.1 USA

Klappning til havs er i USA et anliggende for de federale miljømyndigheder (U.S.EPA) i samarbejde med COE (US. Army Corps of Engineers), der foretager langt den meste optagning og klappning af sediment i USA i forbindelse med vedligehold af sejlrender etc. Kystnær klappning hører under den enkelte stats ansvarsområde, og her har U.S.EPA kun en rådgivende rolle.

Der foregår i USA en del arbejde omkring kontaminerede sedimenter, og her udgør klappproblematikken kun en mindre del. Ved vurdering af et sediments egnethed for klappning til havs indgår op til fire niveauer af undersøgelser (Tiers) og fremgangsmåden følger i store træk anbefalingerne fra LC72:

- Tier I. Vurdering på basis af eksisterende data om materialet opfylder de nødvendige vand- og sedimentkvalitetskrav .
- Tier II. Evaluering af vandsøjle- og sedimenteffekter på basis af fysisk-kemiske undersøgelser. F.eks kemisk analyse og beregninger af vandsøjle-



og interstitielvandskoncentrationer på basis af ligevægtsbetragtninger, sammenholdt med kvalitetskrav.

- Tier III. Evaluering af biologiske effekter i sediment og vandsøjle på basis af standardiserede biologiske tests. Der udføres både tests af akut toksiditet og af bioakkumulerbarhed.
- Tier IV. Hvis det efter Tier III-undersøgelserne stadig ikke er klart om sedimentet kan klappes eller f.eks. skal deponeres, kan der udføres yderligere biologiske undersøgelser f.eks. langtidsakkumuleringsforsøg.

De amerikanske miljømyndigheder arbejder, som krævet i LC72, men i modsætning til de fleste europæiske lande, hovedsageligt ud fra vurderingsmetoder der bygger på et toksikologisk grundlag. Der er mange mulige tilgange, men alle metoder stiler mod enten at måle eller forudsige biologiske effekter. Der er ingen faste føderale kriterier, men de lokale myndigheder har ofte udviklet vejledende kriterier bl.a. byggende på ligevægtsbetragtninger mellem interstitialvand og sediment, men de fleste vejledninger forholder sig desuden til kriterieværdier udarbejdet af Long et al. (1992, 1995). De har for NOAA reviewet et stort antal undersøgelser af sammenhængen mellem stofkoncentration og biologiske effekter. Det drejer sig om både felt-, laboratorie- og modelstudier, hvor det for enkeltstoffer har været mulig at måle eller estimere en nedre grænse for biologisk effekt, AET (apparent effekt threshold). Der har været anvendt mange forskellige typer af både sedimenter, metoder og organismer, så spredningen på resultaterne er anselig. For at tage højde for denne spredning er der beregnet to sæt værdier:

- ERL, effect range - low, svarende til 10%-fraktilen; dvs. 90% af undersøgelserne viser højere effektgrænser.
- ERM, effect range - medium, er medianværdien af effektgrænserne, dvs. 50% af undersøgelserne viser højere effektgrænser

Disse kriterier indgår almindeligvis sammen med f.eks. lokale baggrundskoncentrationer, aktuelle biologiske tests etc. i den endelige vurderingen i Tier I og II, således at overskrider ingen stoffer ERL værdierne, er der ingen toksikologiske grunde til at nægte klappning eller kræve yderligere undersøgelser, mens ligger en eller flere værdier mellem ERL og ERM kræves der yderligere undersøgelser og måske særlige forholdsregler som capping, eller andre former for kontrolleret deponering. Overskrides ERM er klappning ikke absolut udelukket, men der kræves grundig dokumentation for at det kan ske forsvarligt og uden biologiske eller sundhedsmæssige risici. Ved toksikologisk begrundede grænseværdier, sker det også, at den naturlige baggrund koncentration overstiger en eller begge kriterieværdier.

Tabel 2.2

USA. Undersøgelse af effektkoncentrationer af toksiske stoffer bliver foretaget på forskellige organismer, med forskellige metoder, og giver resultater med stor spredning. ERL og ERM svarer til hhv 10% fraktilen og medianen af de mange undersøgelser, dvs. der observeres effekter i hhv. 10 og 50% af undersøgelserne ved den angivne koncentration (Long et al. 1995).

Parameter	ERL mg/kg dw	ERM mg/kg dw
Hg	0,15	0,71
Cd	1,2	9,6
Pb	46,7	218
Cu	34	270
As	8,2	70
Ni	20,9	51,6
Zn	150	410
Cr	81	370
	<b>µg/kg dw</b>	<b>µg/kg dw</b>
Acenaphthen	16	500
Anthracen	85,3	1100
Acenaphthylen	44	640
Benzo(a)anthracen	261	1600
Benzo(ghi)perylene		
Benzo(a)pyren	430	1600
Dibenz(ah)anthracen	63,4	260
Chrysen	384	2800
Fluoranthen	600	5100
Fluoren	19	540
Naphthalen	160	2100
Phenanthren	240	1500
Pyren	665	2600

De kemiske kvalitetskriterier tager ikke umiddelbart hensyn til additive, synergistiske eller antagonistiske effekter, men der arbejdes videre med metoden og man har med et vist held forsøgt at opstille regler og kriterier for additive effekter (Long et al. 1998). Dette aspekt bliver nærmere behandlet i kapitel 3.

### 2.2.2 Canada

Canada har ligesom USA fastsat sedimentkvalitetskriterier på basis af målte eller forventede biologiske effekter. For en række stoffer (

Tabel 2.3) er der fastlagt en nedre grænse for biologiske effekter (TEL; Threshold Effect Level), der bliver brugt som et foreløbig sedimentkvalitetskriterie (ISQG; Interim Sediment Quality Guideline). Der er desuden fastlagt et niveau hvor effekter sandsynelivis optræder (PEL; Probable Effect Level). Værdierne er fastsat på basis af laboratorieforsøg og/eller feltundersøgelser. Toksikologisk og administrativt er betydningen af de to sæt værdier er stort set den samme som Long et al.'s (1995) ERL og ERM værdier, og de er også i overensstemmelse med kravene til LC72's Action List.

Tabel 2.3

Canada. Foreløbige sedimentkvalitetskriterier, ISQG (Interim Sediment Quality Guidelines), og PEL (Probable Effect Levels) (Canadian Council of Ministers of the Environment 1999).

Parameter	ISQG mg/kg dw	PEL mg/kg dw
Hg	0,13	0,70
Cd	0,7	4,2
Pb	30,2	112
Cu	18,7	108
As	7,24	41,6
Ni		
Zn	124	271
Cr	52,3	160
	<b>µg/kg dw**</b>	<b>µg/kg dw</b>
Acenaphthen	6,71	88,9
Acenaphthylen	5,87	128
Anthracen	46,9	245
Benzo(a)anthracen	74,8	693
Benzo(a)pyren	88,8	763
Chrysen	108	846
Dibenzo(ah)anthracen	6,22	135
Fluoranthen	113	1494
Fluoren	21,2	144
2-Methylnaphthalen	20,2	201
Naphthalen	34,6	391
Phenanthren	86,7	544
Pyren	153	1398

Værdierne i

Tabel 2.3 er de vejledende føderale kvalitetskriterier, men regionerne kan fastsætte andre kriterier. Stillehavs og Yukon regionen stiller i klapsager krav om en screening af sedimentet for kadmium, kviksølv, klorfenoler, PCB, total PAH og dioxin/furan. For kadmium er kravet 0,6 µg/kg dw, dvs. en smule strengere en det føderale kvalitetskrav på 0,7 µg/kg dw, mens kravet for kviksølv er væsentlig lempeligere, 0,75 µg/kg dw, mod et kvalitetskrav på 0,13 og en effektgrænse på 0,7 µg/kg dw.

### 2.2.3 Australien og New Zealand

Australien og New Zealand følger stort set principperne i LC72's 1996-protokol og bruger den faseopdelte forundersøgelse. De fire undersøgelsesfase (Tiers) er geologisk/historisk, kemisk, simpel biologisk (akut toksicitet) og avanceret biologisk. Kun hvis der ikke kan træffes en klar afgørelse på et givet trin, er det nødvendigt at fortsætte til det næste. Som udgangspunkt for de kemiske bedømmelseskriterier har man valgt at bruge ERL og ERM værdierne fra Long et al. (1995) som sedimentkvalitetskriterier. Disse er gældende indtil egne kriterier er udviklet (ANZECC 1998). Der er dog indført enkelte lokale modifikationer:

- ERL for arsen (As) øges til 20 mg/kg dw pga. høje naturlige baggrundskoncentrationer i det østlige Australien.
- ERL erstattes af 2 gange middelbaggrundskoncentrationen, hvor sådanne data eksisterer lokalt.
- Listen er suppleret med ERL og ERM for Tributyltin (TBT) på hhv. 5 og 72 ng Sn/g dw (=µg/kg dw).

ERL og ERM kaldes også for hhv. Screening Level og Maximum Level i de Australsk/New Zealandske guidelines.

De to sæt værdier giver mindst tre udfaldsrum:

- Hvis alle parametre er lavere end Screening Level er sedimentet klassificeret som ubelastet der skal ikke tages særlige forholdsregler ved klappning.
- Ligger en eller flere værdier mellem Screening Level og Maximum Level klassificere sedimentet umiddelbart som moderat kontamineret og der kræves yderligere biologiske tests. Viser sedimentet sig her ikke at være akut toksisk kan der gives tilladelse til klappning evt. med krav om et monitoringsprogram. Viser sedimentet sig at være akut toksisk klassificeres det som stærkt kontamineret og kræver særlige forholdsregler ved klappning (se nedenfor)
- Er en eller flere parametre højere en Maximum Level betragtes sedimentet som potentielt uegnet til almindelig (unconfined) klappning. Hvis biologiske tests af akutte og sublethale effekter viser, at materialet ikke vil give uacceptable effekter, kan der stadig gives tilladelse til dumpning. Vurderes effekterne at være uacceptable, klassificeres sedimentet som stærkt kontamineret, og der kan stilles krav om klappning på sedimentationsbund, om capping eller landdeponering.

## 2.3 Kriterier baseret på baggrundsværdier

### 2.3.1 Norge

Klassificeringen af sedimenter i Norge bygger på en vurdering af koncentrationer af tungmetaller og organiske miljøgifte i forhold til et baggrundsniveau. Baggrundsniveauet for metaller er koncentrationen i sedimenter som er afsat i førindustriell tid, og niveauet fastsættes på grundlag af analyse af daterede sedimentkerner. For delvis at kompensere for geografiske forskelle, forskelle i mineralogi, kornstørrelse etc. kan metalkoncentrationerne normaliseres til lithium eller aluminium (Statens Forurensningstilsyn 1997).

Baggrundsniveauet for miljøfremmede stoffer (PAH, PCB, DDT etc.) baseres på niveauet i overfladesedimenter fra områder der vurderes at være fri for lokale kilder. Klassificeringssystemet er beregnet på finkornet fjordsediment, og koncentrationer af organiske forbindelser normaliseres om nødvendigt til indholdet af organisk kulstof.

Tabel 2.4

Norge. Vejledende klassificering af finkornede fjordsedimenter. Baggrundsværdien (+standardafvigelsen på målingerne) svarer til grænsen mellem kl. I og II.

Parameter	KL. I mg/kg dw	KL. II mg/kg dw	KL. III mg/kg dw	KL. IV mg/kg dw	KL. V mg/kg dw
Hg	<0.15	0.15 - 0.6	0.6 - 3	3 - 5	> 5
Cd	<0.25	0.25 - 1	1 - 5	5 - 10	> 10
Pb	<30	30 - 120	120 - 600	600 - 1 500	> 1 500
Cu	<35	35 - 150	150 - 700	700 - 1 500	> 1 500
As	<20	20 - 80	80 - 400	400 - 1 000	> 1 000
Ni	<30	30 - 130	130 - 600	600 - 1 500	> 1 500
Zn	<150	150 - 650	650 - 3 000	3 000 - 10 000	> 10 000
Cr	<70	70 - 300	300 - 1 500	1 500 - 5 000	> 5 000
	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw
Benzo(a)pyren	<10	10 - 50	50 - 200	200 - 500	> 500
Sum PAH	<300	300 - 2 000	2 000 - 6 000	6 000 - 20 000	> 20 000
Sum PCB	<5	5 - 25	25 - 100	100 - 300	> 300

Sedimentet inddeles i 5 klasser. Kl. 1 repræsenterer et højt baggrundsniveau (dvs. medianen af målinger på førindustrielt sediment, hhv. langt fra punktkilder, plus standardafvigelsen på målingerne) og kl. 2 - 5 er egentlige forureningsniveauer (moderat, markert, sterkt og meget sterkt forurenset). Selvom det hævdes, at der indgår biologiske overvejelser (Statens Forurensningstilsyn 1997) i klassificeringen, er graddelingen 1-4 ikke fastsat ud fra skøn over biologiske effekter, men mere pragmatisk ud fra deres forekomst. F.eks. er grænsen mellem kl. 3 og 4 beregnet som 20 gange baggrundskoncentrationen (grænsen mellem kl. 1 og 2) (Knutzen & Skei 1990).

Det nævnes, at der i udarbejdelsen af klasserne indgår 10 metaller, TBT, fluorid og 7 organiske forbindelser (eller grupper af organiske forbindelser idet PAH, PCB og DDT hver er summen af en række nærmere definerede stoffer, EPOCL er summen af Ekstraherbart Persistent Organisk CLor og TE er

Toksicitets Ekvivalenter for en række dioxiner). Den nærmere vægtning af disse elementer er dog ikke beskrevet.

Klassificeringen er vejledende, og der bør tages en række specifikke lokale hensyn, men Statens Forurensningstilsyn (1996) giver følgende retningslinier for krav til deponeringen:

- **Ingen specielle krav.** Dette gælder tilnærmelsesvis uforurenede sediment (kl. I og II). Klappingen skal foregå på godkendt klappads, og hvis der er et stort indhold af organisk stof og/eller hydrogensulfid anbefales det at klappe materialet i et naturligt anoxisk område.
- **Krav til teknik og klappads.** Hvis sedimentet er dårligt eller nok så dårligt (kl. III og IV) skal der ved klapping tages forholdsregler for at hindre spredning af sedimentet i vandet (over springlaget). Dette kan gøres ved at deponere vha. af et rørsystem der stikker ned under springlaget eller ved at anvende et "silt-skørt" rundt om området.
- **Krav om indspuling eller capping.** Ved stærk eller meget stærkt forurenede sediment (kl. IV og V) kan ordinær klapping ikke anbefales, men der bør istedet foretages indspuling i afgrænsede bassiner og/eller det klappede sediment dækkes af mindst 0,5 m uforurenede sediment ("capping").
- **Krav om deponering og/eller behandling.** Ved meget stærkt belastede sediment (kl. V+) kan der stilles krav om landdeponering, forbrænding, sintring etc. Det bør overvejes om det overhovedet er forsvarligt at optage et sådant sediment.

Der stilles, bl.a. på basis af ovenstående klassificering, en række tilsvarende krav til dredgingen. Det understreges desuden at klapping kun bør ske på akkumulationsbund, og at sedimentets kornstørrelse på klappadsen derfor ikke må være grovere end i klapmaterialet.

I praksis frarådes landdeponering, med mindre at en særlig velegnet plads er til rådighed (f.eks. en nedlagt mine). Det er Fylkesmannen ("amtet"), der foretager vurderingen, stiller kravene og udsteder tilladelsen.

### 2.3.2 Sverige

Naturvårdsverket udgav i 1985 en vejledning (Almena Råd) om "Muddring och muddermassor" der stadig er gældende. Heri opgøres baggrundskoncentrationen for 12 metaller og afvigelser herfra klassificeres som kontaminering. På baggrund af metalkoncentrationen er der herefter tre niveauer af reaktion:

- Hvis kontamineringen er lav (1-3 gange baggrundskoncentrationen) giver det ikke anledning til særlige forholdsregler.
- Hvis koncentrationen er høj (3 - 10 gange baggrundskoncentrationen) og/eller det drejer sig om store mængder (ikke nærmere defineret) skal materialet klappes på akkumulationsbund,
- Hvis koncentrationen overstiger 10 gange baggrundsværdien skal nærmere (toksikologiske) undersøgelser afgøre om sedimentet må klappes eller skal deponeres.

Naturvårdsverket har i 1999 publiceret en serie "Bedömningsgrunder" (Naturvårdsverket 1999) der indeholder nye og bedre underbyggede baggrundsdata (Tabel 2.5). Baggrundsniveauet for metaller er målt på kerner fra svenske havområder, der betegnes som upåvirkede af punktkilder.

Prøverne er udtaget i 55 cm's dybde og sedimentet antages her at være aflejret i førindustriell tid og dermed stort set upåvirket af mennesker. Baggrundsniveauet defineres som medianværdien af disse målinger.

Tabel 2.5

Sverige. Baggrundsværdi for metaller i sediment (Naturvårdsverket 1999) og deraf følgende øvre koncentrationsgrænse for sediment der tillades klappet (10 gange baggrundskoncentrationen (Naturvårdsverket 1985)). Desuden er anført "Jämförvärden" der er en retningsgivende for hvornår et sediment kan betragtes som forurenet.

Parameter	Baggrundsværdi mg/kg dw	"Jämförvärden" for forurenet sediment mg/kg dw	Grænseværdi for klappning mg/kg dw
Hg	0,04	1	0,4
Cd	0,2	3	2,0
Pb	25	110	250
Cu	15	80	150
As	10	45	100
Ni	30	100	300
Zn	85	360	850
Cr	40	70	400
Sn ( total)	14		
		$\mu\text{g/kg dw}^*$	$\mu\text{g/kg dw}^*$
Anthracen		30	
Benzo(a)anthracen		110	
Benzo(b)kfluoranth en		560	
Benzo(ghi)perylene		350	
Benzo(a)pyren		180	
Chrysen/Triphenylen		180	
Fluoranthren		270	
Indeno(1,2,3- cd)pyren		600	
Phenanthren		100	
Pyren		200	
Sum PAH		2500	
PCB*			
PCB #28		0,6	
PCB #52		0,8	

\*Organiske forbindelser er normaliseret til 1% organisk stof i sedimentet

Naturvårdsverket udsendte i 1999 "Bedömningsgrunder för kust och hav" hvor også afvigelser fra baggrundsniveauet klassificeres inden for et spektrum på fem "afvigelsesklasser", hvor grænsen mellem klasse 1 og 2 udgøres af (medianværdien af) baggrundsniveauet. Grænsen mellem niveau 4 og 5 (stor og meget stor afvigelse) er valgt således, at 5% af de senere års værdier for overfladesediment falder i klasse 5. Denne grænse er desuden valgt som "Jämförvärden", dvs. en slags tommelfingerregel for hvornår et sediment betragtes som forurenet. Klassificeringen er altså rent pragmatisk statistisk - der ligger ingen effektvurdering til grund for niveaudelingen. I modsætning til jord, grund- og overfladevand angiver publikationen ingen grænseværdier for det acceptable indhold af metaller og miljøfremmede stoffer i sediment, men anbefaler i stedet at gå ud fra toksicitetsdata, og her at bruge LOEC (lavest



observerede effektkoncentrationer), eller evt. LC<sub>50</sub> divideret med 1000, som grænse.

For en generel test af om et sediment er forurenet foreslås test af det aktuelle sediment med en Mikrotox (EC<sub>20 eller 50</sub>) på enten porevand eller helprøve, dødelighedstest på *Mytilus* eller en algetest (EC<sub>10 eller 50</sub>).

Disse kriterier og tests er udviklet til at vurdere og klassificere sedimenter, men er ikke direkte beregnet på at vurdere egnetheden til klappning.

Der arbejdes sideløbende med to forskellige målemetoder; "Svensk Standard" og "Totalanalyse", hvor Totalanalysen for metaller giver højere niveauer og lidt andre grænser. De her anførte værdier er fra "Svensk Standard" metode.

### 2.3.3 Tyskland

I Tyskland bruges (også) sedimentkvalitetskriterier ("management values") af den pragmatiske statistiske type, der bygger overkoncentrationer i forhold til målte baggrundsværdier. Der arbejdes med to grænser "Action level 1" der svarer til den gennemsnitlige baggrundsværdi gange 1,5 og "Action level 2" der svarer til level 1 gange 5 (dvs. 7,5 gange baggrundsniveauet). Kriterieværdierne gælder for sedimentfraktionen <20 µm og er udviklet på basis af data fra Nordsøen, men de er også gælder for Østerssøen (Bundesanstalt für Gewässerkunde 1999).

Tabel 2.6

Tyskland. Sedimentkvalitetskriterier, hvor Action Level 1 svarer til de gennemsnitlige koncentrationer i den tyske del af Nordsøen ganget med 1,5. OBS: Kriterierne refererer til sedimentfraktionen mindre end 20 µm.

Parameter	Action Level 1 mg/kg dw*	Action Level 2 mg/kg dw*
Hg	1	5
Cd	2,5	12,5
Pb	100	500
Cu	40	200
As	30	150
Ni	50	250
Zn	350	1750
Cr	150	750
Sn ( total)		
	µg/kg dw*	µg/kg dw*
PAH **	1	3
PCB #28	2	6
PCB #52	1	3

\* Sedimentkvalitetskriterierne gælder fraktionen < 20 µm

\*\* Sum af :Fluoranthen, Benzo(bjk)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren.

På baggrund af metalkoncentrationen er der herefter tre niveauer af reaktion:

- Hvis metalkoncentrationen er lav ( ≤1,5 gange baggrundskoncentrationen) giver det ikke anledning til særlige forholdsregler og kun den fysiske effekt af klappningen skal vurderes

- Hvis koncentrationen er høj (1,5 - 7,5 gange baggrundskoncentrationen) kræves der særlig tilladelse, der skal foretages en vurdering af virkningen på miljøet og der skal planlægges et monitoringsprogram. Desuden skal der gøres foranstaltninger til at reducere effekterne af klappingen (f.eks ved sedimentrensning)
- Hvis koncentrationen overstiger 7,5 gange baggrundsværdien skal der undersøges alternative deponeringsmuligheder, herunder landdeponering, og for hver alternativ der skal udarbejdes undersøgelse af sundhedsrisiko (human), risiko for ved behandling, transport og klapping/deponering, foruden af økonomiske forhold og af den fremtidige brug af arealet. Alt andet lige bør landdeponering foretrækkes, men klapping er ikke udelukket. Nærmere (biologiske) undersøgelser afgør om sedimentet må klappes eller skal deponeres.

#### 2.3.4 Holland

Holland har implementeret LC72 i lovgivningen og baserer i princippet deres sedimentkvalitetskriterier på en blanding af baggrundsniveauer og økotoxikologiske undersøgelser. I vurderingen af dumpningssager indgår en vurdering af både koncentration og mængde af forurenede stoffer.

Sedimentkvalitet bedømmes efter et system bestående af 5 klasser (Tabel 2.7):

- ◆ Target Level, under hvilket risikoen for negative miljøeffekter kan betragtes som neglignel.
- ◆ Limit Value, hvor sedimentet stadig betragtes som forholdsvis rent.
- ◆ Reference Value, der er grænsen for hvornår sediment kan klappes (se dog nedenfor).
- ◆ Intervention Value, over hvilken der kan være risiko for miljø og mennesker.
- ◆ Signal Value indikerer at sedimentet er så forurenat at muligheden for rensning bør undersøges. Niveaue er kun defineret for metaller.

Sediment der skal godkendes til klapping må ikke overskride Intervention Value, mens en overskridelse på op til 50% af Reference Value for et eller to stoffer, bortset fra PAH, accepteres.

Tabel 2.7

Holland. Sedimentkvalitetskriterier for metaller gælder for fraktionen mindre end 2 µm, og for de organiske stoffer gælder de for fraktionen af organisk stof. Tabellens kriterier refererer til et standardsediment indeholdende 10% organisk stof og 25% < 2 µm (IADC/CEDA 1997).

Parameter	Target Level mg/kg dw	Limit Value mg/kg dw	Reference Value mg/kg dw	Intervention Value mg/kg dw	Signal Value mg/kg dw
Hg	0,3	0,5	1,6	10	15
Cd	0,8	2	7,5	12	30
Pb	85	530	530	530	1000
Cu	36	35	90	190	400
As	29	55	55	55	150
Ni	35	35	45	210	200
Zn	140	480	720	720	2500
Cr	100	380	380	380	1000
	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw	µg/kg dw
PAH'er					
Anthracen	50				-
Benzo(a)anthracen	20				-
Benzo(k)fluoranthen	25				-
Benzo(ghi)perylene	20				-
Benzo(a)pyren	25				-
Chrysen	20				-
Fluoranthen	15				-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	25				-
Naphthalen	15				-
Phenanthren	45				-
PCB'er					
PCB #28	1	4	30	-	-
PCB #52	1	4	30	-	-

Afhængig af kvalitetsbedømmelsen, gives en række muligheder for anvendelse/anbringelse af sedimentet:

- ◆ Klasse 0, under Target Value. Sedimentet kan spredes på land uden begrænsninger. Det skal her bemærkes at forholdene i Holland er specielle og at spredning på land er værdsat og kan være et mål i sig selv.
- ◆ Klasse 1, mellem Target og Limit Value. Sedimentet kan spredes på land hvis ikke jordkvaliteten forringes væsentlig.
- ◆ Klasse 2, mellem Limit og Reference Value. Sedimentet kan spredes på land eller klappes under særlige vilkår
- ◆ Klasse 3, mellem Reference og Intervention Value. Sedimentet skal deponeres under kontrollerede forhold.
- ◆ Klasse 4, over Intervention value. Sedimentet skal isoleres fra omgivelserne ved f.eks at deponeres i dybe gruber eller under kontrollerede forhold på land.

For sediment, der er godkendt efter ovenstående koncentrationskriterier, bliver den samlede antropogene belastning for hvert enkelt stof beregnet og

vurderet i forhold til "standstill" princippet (år 1988). I praksis bliver sediment der skal optages opdelt i mindre områder. Hvert enkelt delområde skal opfylde koncentrationskriteriet, mens det er det samlede område der skal opfylde belastningskriteriet.

Det skal bemærkes, at visse vigtige former for dredging/klapning *ikke* kræver vurdering og klassificering. Det gælder f.eks. uddybning af sejlrender, nedgravning af pipelines og kystfodring, da disse aktiviteter kun betragtes som omflytning af sediment inden for for samme vandsystem.

### 2.3.5 Storbritanien

Dumpning er reguleret af den britiske miljøbeskyttelseslov og administreres i England og Wales af The Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) og af tilsvarende organer i Skotland og Nordirland. Der findes ikke specifik lovgivning om optagning og klapning af sediment, og der er heller ingen officielle guidelines. Vurderinger af ansøgninger om licens til dredging og klapning bliver foretaget fra sag til sag under hensyntagen til bl.a. OSPARs retningslinier.

## 2.4 Danske metoder

Klapning af sediment i Danmark følger principielt retningslinierne fra LC72 og er reguleret af "Lov om beskyttelse af havmiljøet" fra 1993 og den dertil hørende "Bekendtgørelse om dumpning af optaget havbundsmateriale (klapning)" fra 1986. Bekendtgørelsen fastslår bl.a., at det er amterne der administrerer loven og giver tilladelserne, med mindre det drejer sig om internationalt farvand, og det fastlås desuden, at amterne som hovedregel skal finde klappladsen inden for amtets egne grænser. Hvis en klapansøgning omfatter mere end 10.000 tons materiale, skal der udføres analyser for indholdet af forurenende stoffer, med mindre det er åbenbart, at materialet er uforurenat. Bekendtgørelsen har i bilagene en oversigt over stoffer, herunder tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer, der ikke må være i klapmaterialet i "væsentlige mængder", men den giver ingen retningslinier for, hvordan vurderingen af indholdet foretages, eller hvad der skal ske med materiale, der indeholder disse stoffer i væsentlige mængder.

Amterne har i betydeligt omfang administreret efter Miljøstyrelsens vejledning i udkast (Miljøstyrelsen 1995), der fastslår at sediment der indeholder mere end 2 gange baggrundskoncentrationen af tungmetaller ikke bør klappes. Hvis ikke der findes lokale baggrundsværdier bruges ofte de af Miljøstyrelsen (1983) publicerede værdier for diffust belastet overfladesediment i danske farvande. Indholdet er normaliseret til glødetab (Tabel 2.9).

### 2.4.1 Århus Amt

Amtet har udarbejdet egne retningslinier (Århus Amt 1997) for vurdering af klapmateriale på basis af tungmetalindholdet. Hovedprincippet er, at klapmateriale betragtes som belastet når koncentrationen (med 95% sikkerhed) overstiger 2 gange baggrundsniveauet. Baggrundsniveauet er fastlagt og koblet til det organiske indhold i sedimentet vha. lineær regression på lokale data. Der er anvendt data fra de øverste 2 centimeter sediment fra områder der kun er diffust belastet (Århus Amt 1995). Belastet sediment må

ikke klappes frit, men skal enten landdeponeres eller klappes i et beskyttet klapbassin i Århus Havn.

Tabel 2.8

Århus Amt. Øvre koncentrationsgrænse for metaller i sediment, der tillades klappet (Århus Amt 1997). Som eksempel er beregnet grænseværdierne ved et organisk indhold (glødetab) på 10%.

Metal	Beregning mg/kg dw	Ved 10% glødetab, mg/kg dw
Hg	$0,015 \times \text{glødetab}^* + 0,122$	0,272
Cd	$0,03 \times \text{glødetab} + 0,71$	1,01
Pb	$4,3 \times \text{glødetab} + 26$	69
Cu	$1,85 \times \text{glødetab} + 13,2$	31,7
As	$0,7 \times \text{glødetab} + 11,9$	18,9
Ni	$1,8 \times \text{glødetab} + 7,2$	25,2
Zn	$10,3 \times \text{glødetab} + 73$	176
Cr	$2,7 \times \text{glødetab} + 12,7$	39,7
Sn ( total)	$0,11 \times \text{glødetab} + 2,7$	3,8

\*Glødetabet regnes i procent af tørvægten

Både koncentration og mængde (netto-) tages i betragtning, når belastet materiale skal klappes. Sediment med et naturligt højt tungmetalindhold kan tillades klappet, såfremt ikke andre forhold taler imod.

Der er ikke udarbejdet retningslinier for miljøfremmede organiske stoffer.

#### 2.4.2 Vejle amt

Vejle Amt har udarbejdet retningslinier (Vejle Amt 1996) der også følger miljøstyrelsens vejledning hvor sedimentets forureningsgrad vurderes på basis af er indholdet af en række metaller. Retningslinierne indeholder faste grænseværdier der bygger på en kombination af et af Miljøstyrelsens tidligere udkast til vejledning og "2 x baggrundskoncentrationen" -kriteriet. Grænseværdierne er normaliseret til sedimentets organiske indhold (glødetab). Grænseværdierne er udarbejdet til brug for finkornet sediment, og kan fraviges ved meget sandet eller gruset sediment.

Tabel 2.9

Vejle Amt. Øvre koncentrationsgrænse for metaller i sediment, der tillades klappet (Vejle Amt 1996). Grænseværdierne er baseret på sedimentets glødetab, og er for sammenligningens skyld desuden omregnet til sediment med 10% glødetab. Værdierne svarer til Miljøstyrelsens anbefalinger i recipientkvalitetsvejledningen (Miljøstyrelsen 1983).

Metal	mg/kg glødetab	Ved 10% glødetab, mg/kg dw
Hg	4	0,4
Cd	20	2
Pb	700	70
Cu	500	50
As		
Ni		
Zn	2600	260
Cr	300	30
Sn		

Efter en omfattende analyse for en lang række miljøfremmede stoffer i sedimenter i Lillebæltområdet (Lillebæltsamarbejdet 1998) blev amtet klar over at grundlaget for vurderingen var ufuldstændigt. Alle klaptilladelser blev derfor efterfølgende blevet inddraget og revurderet. Amtet har endnu ikke udarbejdet et sæt faste grænseværdier for de øvrige stoffer (TBT, organiske forbindelser).

### 2.4.3 Konklusion

London Konventionen 1972 er den samlede ramme for stort set al senere regulering af optagning og klappning af sediment. Der er dog stor forskel på hvordan de enkelte lande udfylder denne ramme.

Fastsættelse af kvalitetskriterier og grænseværdier kan ske på basis af

- Faste eller vejledende grænseværdier fastlagt på basis af baggrundskoncentrationer i regionen/lokalområdet. Dette er langt den mest udbredte metode. Det kan gøres ved at gange en fast faktor på baggrundskoncentrationen, (faktoren varierer fra 2 (Danmark) til 20 (Norge)), men faktoren kan også være stofafhængig (Sverige).
- Faste eller vejledende grænseværdier fastlagt på basis af toksikologiske kriterier. Her er Australien/New Zealand og Canada de mest konsekvente, mens USA ikke har helt klare regler, men dog i høj grad inddrager toksikologiske overvejelser i vurderingen.
- En toksikologisk test af det konkrete sediment. Det er en mulighed, der er foreskrevet i LC72, og som i princippet er tilstede i de fleste lande, men som i praksis benyttes sjældent eller aldrig.

Kvalitetskriterierne kan være vanskelige at sammenligne, da de ofte refererer til forskellige fraktioner af sedimentet. Kriterieværdier kan udtrykkes på basis af :

- Tørvægt
- Organisk indhold
- Aluminiums- eller Lithiumindhold
- Fraktionen mindre en 20 µm
- Fraktionen mindre en 2 µm.

De kemiske analysemetoder er forskellige. Især er der for metaller to principielt forskellige former for oplukning af sedimentet, dvs. ekstraktion med:

- Salpetersyre, der især ekstraherer organisk bundne og adsorberede metaller, d.v.s. metaller der er eller vil kunne gøres biotilgængelige
- Flussyre, der også opløser den mineralske basis af sedimentet.

Desuden er der både i tekst og i praksis forskel på om kriterierne er blot er vejledende, eller der er tale egentlige kravværdier.

## 3 Vurderingsstrategier for sediment

### 3.1 De nuværende vanskeligheder for klappning

Hovedformålet med at anlægge en havn er at skabe beskyttede liggepladser for fartøjer, så der kan lastes og losses forsvarligt og dertil, at de kan ligge beskyttet i stort set al slags vejr. Langt de fleste havne er derfor anlagt således, at der er minimal vandudskiftning. Af samme grund er der en naturlig aflejring af sand og silt som altid har været havnenes problem. Denne tilslamning af havnebassinerne har været betragtet som et nødvendigt pris at betale for beskyttelsen mod elementerne og der vil derfor med de kendte konstruktionsprincipper altid være et behov for bortskaffelse af bundmateriale.

Hvis det forudsættes at den mest fordelagtige løsning for havnene og miljøet ved bortskaffelse af bundmateriale er klappning eller genbrug, bør mest muligt materiale have en kvalitet der tillader dette. Der kan nævnes tre muligheder, som kan øge klappning og genbrug:

- A. Stoppe tilledning af farlige stoffer
- B. Rense det forurenede materiale (remediering) og forøge genbrug
- C. Opkoncentrere forurening og bortskaffe den forsvarligt

Som det fremgår af A. kan klappmateriale betragtes som en del af affaldsproblematikken, hvor "affaldet" (klappmaterialet) kan bortskaffes med relativt billige metoder, hvis det er fri for visse kemiske stoffer. Den typiske fremgangsmåde i Danmark er at mindske tilledningen af disse stoffer ved ændrede forbrugsmønstre og kildekontrol. Vurderingsstrategien må derfor støtte dette arbejde, og det er derfor ikke ønskeligt, at en vurderingsstrategi alene baseres f.eks. på toksicitetstest eller fysiske egenskaber, da mulighederne for at kontrollere tilledning af kemiske stoffer på det grundlag er ringe.

I andre delprojekter i "Sedimentpakken" rapporteres om de metoder og muligheder der er for at opnå forbedringer på punkt B og C, inkl. rensning, miljøvenlig klappning m.m.

### 3.2 Beslutningsproces ved optagning og bortskaffelse

Når der er erkendt et behov for oprensning af sediment og derfor en "håndtering af forurenede sediment" vil der være følgende elementer i en samlet vurderingsstrategi:

1. Fremskaffelse af relevant information.
2. Vurdering af "farlighed".
3. Valg af optagnings- og bortskaffelsesmetode(r).

Der er klart at disse elementer hænger sammen. Man kan ikke få foretaget analyser uden at vide hvilke parametre, der skal vurderes, og man kan ikke vælge metode uden at kende de kritiske forhold som afgør om materialet kan klappes, skal renses eller destrueres.



Valget af kriterier for vurdering af "farlighed" ved sedimentet er på det overordnede niveau givet i London Conventionen (1996), regionale konventioner og nationale aftaler og omfatter fysiske og kemiske parametre og karakterisering af forventede biologiske effekter. Omfanget af disse analyser varierer afhængig af eksisterende information og forventninger til materialets sammensætning, og undersøgelserne afvikles oftest i niveauer af stigende kompleksitet og omkostning. Forskellige kriterier gennemgås i sektion 3.3.

### 3.2.1 Bortskaffelse af sediment

En vurderingsstrategi vil kun vanskeligt fungere i praksis uden at være koblet til de mulige bortskaffelsespraksis som er praktisk anvendelige. Det vil sige at hvis strategiens afskæringskriterie for en løsning overskrides, bør den næste anviste bortskaffelsesløsning være reel og praktisk mulig.

Det falder udenfor dette projekt at vurdere optagnings- og bortskaffelsesløsninger for forurenede sediment, og der henvises til andre projekter i projektpakken, men her nævnes blot ganske kort nogle overordnede metoder til at nedbringe koncentrationen af betænkelige stoffer i et allerede forurenede sediment

- Fraktionering (lav koncentration i det meste, men opkoncentrering i en rest)
- Rensning og/eller bioremediering
- Forbrænding og/eller udsintring
- Ovennævnte kombineret med genanvendelse

Hvis der vælges andre deponeringsstrategier kan de f.eks. omfatte

- deponering af let forurenede materiale i sedimentationsområder
- Anvendelse af skårter ved dumpning
- deponering med kapning til havs (f.x. i eksisterende sugehuller)
- kystnær deponering (moler, landindvinding)
- landdeponering (lossepladser, landsdelsdepoter)

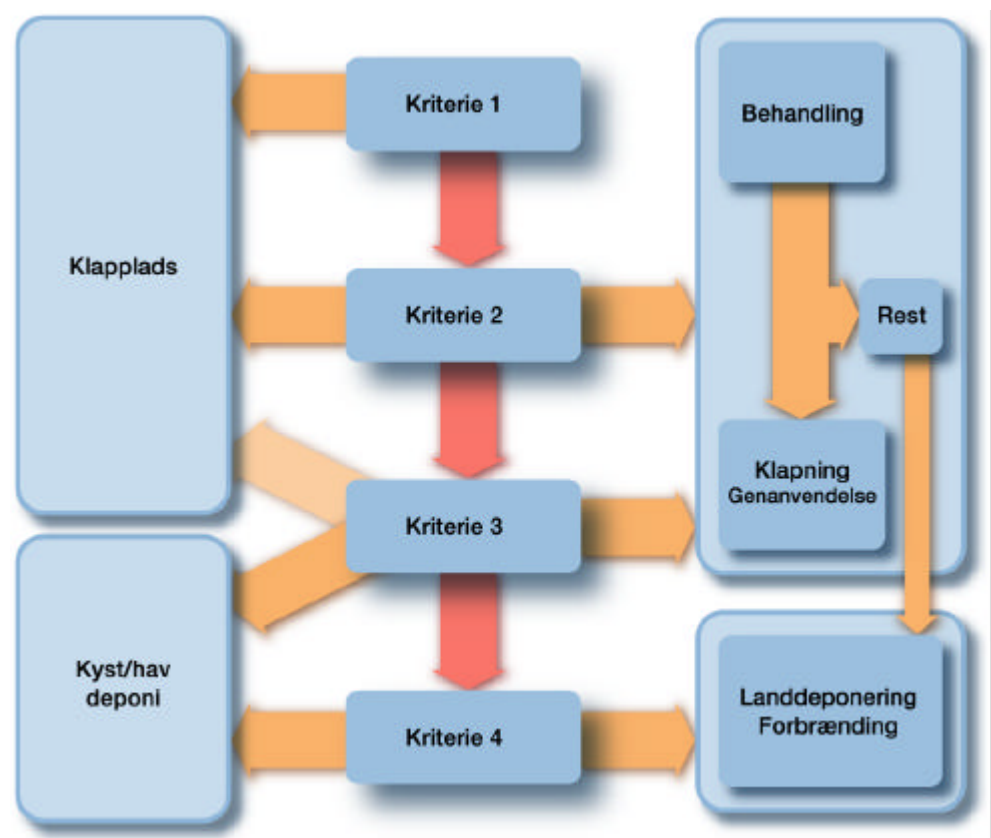
Bortskaffelsesmåderne der medtages i vurderingsstrategien omfatter kendte metoder fra praksis i Danmark, dog er der tilføjet en samlet måde som dækker kystnær deponering og klappning med kapning.

- Klappning til havs  
Denne placering er den traditionelle klappning fra skib/pram på anviste klapppladser. Der gennemføres ingen afdækning af det klappede materiale. Klapppladserne ligger både i sedimentations- og i erosionsområder.
- Kyst/hav depoter  
Her placeres materialet i begrænsede kystnære områder, f.eks. i inddæmmede arealer, områder med ophørt råstofindvinding til havs, e.l. Ved permanent placering dækkes sedimenterne over ("capping"), ved foreløbige placeringer afvandes og konsolideres sedimentet for senere at blive flyttet. I Holland anvendes store kunstige deponeringsøer, Confined Disposal Facilities (CDFs), mens der i USA begyndes med anvendelse af Confined Aquatic Disposal (CAD) som er tildækkede opfyldninger under vand i havne- eller kystområdet.

- Depoter på land (Kontrollerede lossepladser)  
I kontrollerede lossepladser er der både kontrol med mængderne og kontrol med perkolatet, dvs. der foregår ikke udvaskning af miljøfarlige stoffer med grundvandsstrømmene til det omgivende miljø.

Muligheden for destruktion af stærkt forurenede sediment er ikke medtaget i denne analyse. Denne option er naturligvis til stede og i fremtiden vil der muligvis være fuldskala rensemetoder til rådighed, men i dag anvendes disse metoder ikke i betydende omfang og de er ikke medtaget i analysen. Datagrundlaget til konsekvensvurderingerne omfatter både opgivelser over sedimenternes indhold af relevante stoffer og en oversigt over havnenes behov for at kunne placere sediment. De anvendte referencer er Miljøstyrelsen (2000a) og Miljøstyrelsen (2000b). Da ikke alle parametre er målt i alle havne er det nødvendigt at indføre estimater hvor der mangler koncentrationsmålinger. Den dermed indførte usikkerhed er søgt belyst ved en sensitivitetsanalyse. Disse data er præsenteret i bilag B, og der refereres i sektion 3.4 til resultaterne.

En generel fremgangsmåde til vurdering af sediment i Danmark er vist i Figur 3.1. Forslaget er baseret på LC72 og tilsvarende strategier i andre lande (Holland, USA m.fl.).



Figur 3.1  
Generel vurderingsstrategi med bortskaffelsesmuligheder.

I de følgende sektioner præsenteres nogle muligheder for valg af kriterier, men det skal understreges at der ikke tages anbefales specifikke kriterier, men gives eksempler. Det sediment, havneslam, havbundsmateriale eller lignende som

ønskes optaget og bortskaffet bliver i gennemgangen af vurderingsstrategien for læsevenligheds skyld omtalt som klapmaterialet, også selvom det eventuelt ikke kan klappes.

I strategien indgår en type deponering (kyst/hav) som anvendes eller er blevet anvendt i et vist omfang i Danmark, og som bruges i forskellige udgaver i udlandet. Både ved konferencer om klappning i Rotterdam i 1997 og i Boston i 2000 var sådanne faciliteter populære som løsningsmodeller for det problem de fleste industrialiserede lande oplever med forurenede havneslam.

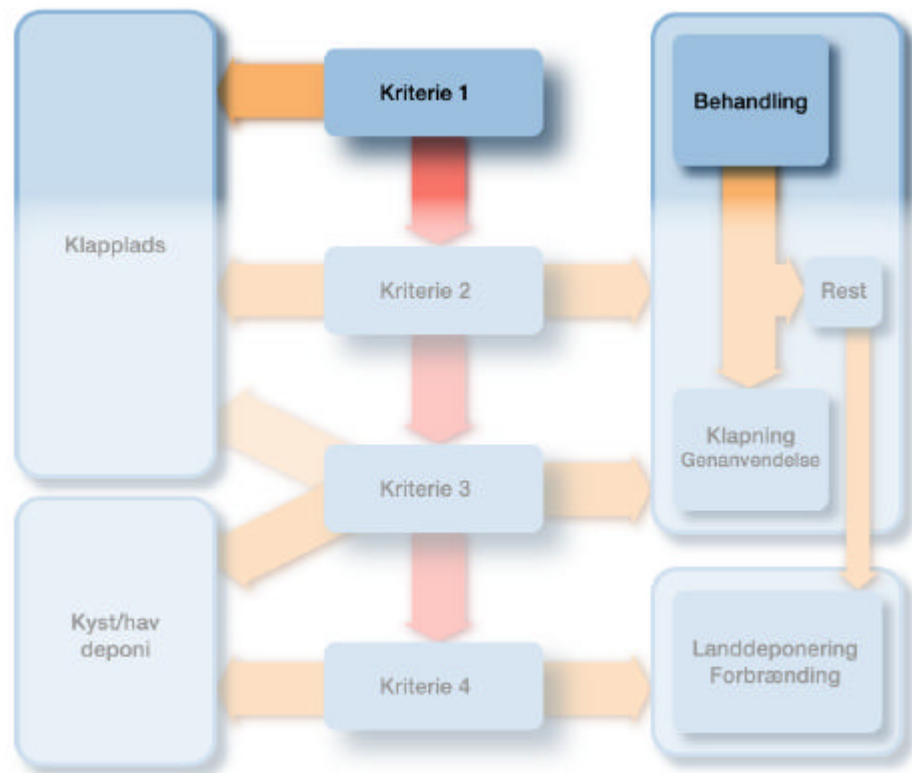
Kyst/hav vil blive anvendt som et eksempel på bortskaffelse, men det skal understreges, at der er mange andre potentielle løsninger på bortskaffelse som ikke medfører klappning af "mellemløst" materiale. De indebærer alle landdeponering eller behandling.

### 3.2.2 Trinvis vurdering og kriterier

Forud for trin 1 vil der ofte være information tilgængelig om tidligere niveauer af stoffer i sediment fra lokaliteten og ændringer i lokalområdet med eventuelle konsekvenser for koncentrationer af stoffer. Hvis sedimentet er f.eks. er sand fra en hyppigt tilsandet sejlrende vil der ikke være behov for yderligere vurdering og materialet kan klappes. Det forudsættes i det følgende, at de eksisterende fysiske analyser og ønsket om overensstemmelse mellem klapmaterialer og klappladsmateriale fastholdes.

#### 3.2.2.1 Trin og kriterie 1

Der gennemføres kemiske og fysiske analyser på dette trin. Med mindre der gennemføres en vurderingsstrategi som kræver toksicitetstest af al klapmateriale, vil der alene være behov for kemiske analyser til sammenligning med kendte baggrundsværdier eller toksicitetsniveauer. I den danske praksis er kriteriet, at koncentrationen af en række stoffer i klapmaterialet ikke må overstige to gange de respektive baggrundsværdier. Der kan på dette niveau knyttes "bagatelniveauer" eller "nul-koncentrationer" til eventuelle sortlistede stoffer, således at materialet kan klappes med indhold som ikke overstiger "nul-niveauet".

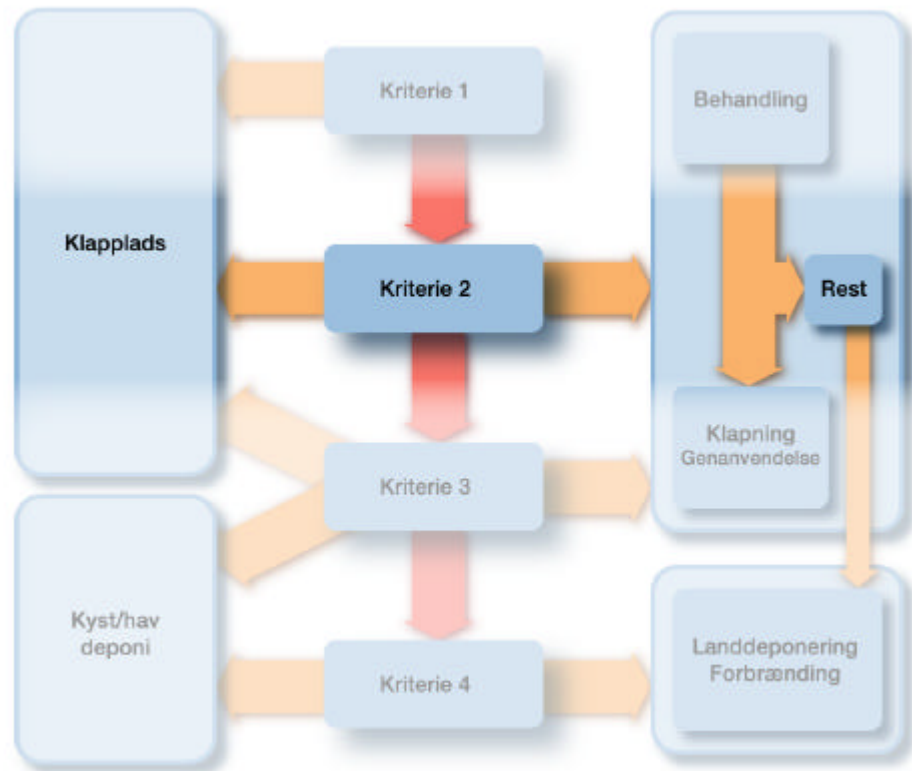


Figur 3.2  
 Generel vurderingsstrategi med bortskaffelsesmuligheder. Kriterie 1.

Som det fremgår af Figur 3.2 kan materialet klappes, hvis kriteriet overholdes ellers vurderes det efter det næste kriterie. I sektion 3.4 og bilag B er regnet på konsekvenser af eksempler på kriterieværdier baseret på baggrundskoncentration og toksicitet.

#### 3.2.2.2 Trin og kriterie 2

På Figur 3.3 er der indsat et kriterie 2 for det tilfælde at der f.eks. foretages en opdeling af klappiads i erosions- og sedimentationsområder. Kriterie 2 kan dirigere en "let forurenede" andel af det samlede klappmateriale til sedimentationsområder, hvis materialet ikke spredes derfra og f.eks. overholder et belastningskriterie (pil mod venstre). Et indhold over "nulkoncentrationen" af sortlistede stoffer vil på dette niveau sende klappmaterialet til behandling (pil mod højre) hvorefter det helt eller delvist kan klappes eller genanvendes. En eventuel restfraktion må sandsynligvis sendes til landdeponering eller forbrænding.

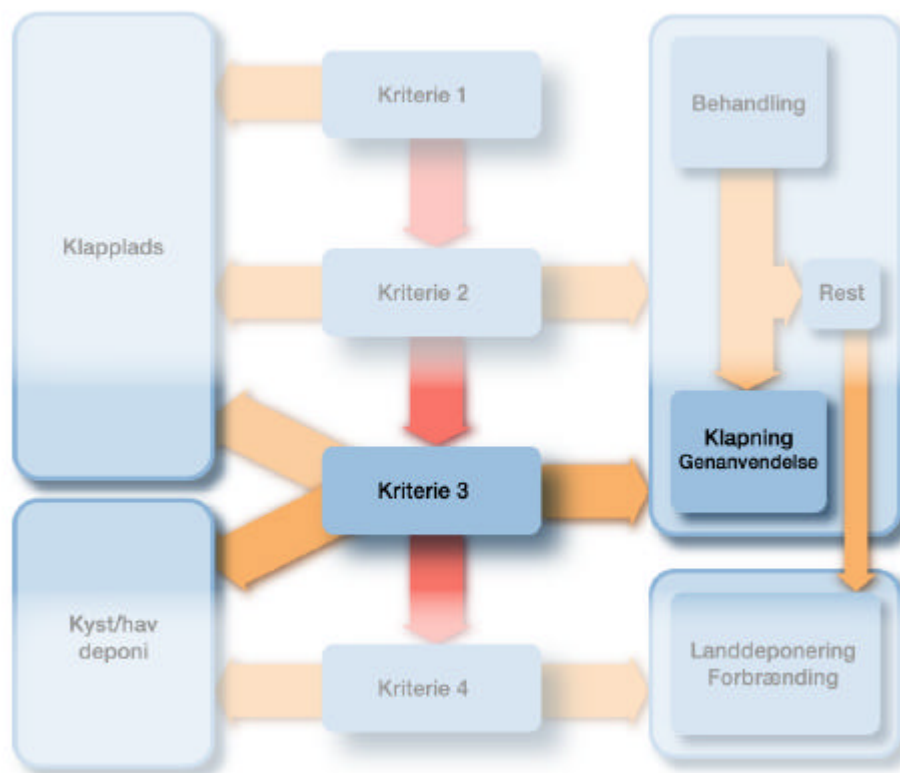


Figur 3.3  
Generel vurderingsstrategi med bortskaffelsesmuligheder. Kriterie 2.

Der er ikke forsøgt angivet koncentrationsniveauer for "let forurennet" klapmateriale og følgelig heller ikke foretaget beregninger af konsekvenser af et indskudt kriterie 2 i bilag B.

### 3.2.2.3 Trin og kriterie 3

På det tredje niveau af en trinvis vurdering (Figur 3.4) kan klapmateriale, som kun egner sig til deponering under "låg" skilles ud. Typen af deponering som her antages at være muligheder er eksempelvis indeslutning i moler og andre havneanlæg eller dumpning og kapping til havs. Materiale med koncentrationer af kemiske stoffer over kriterie 1 (og eventuelt 2) vil kunne deponeres på denne måde (pil ned mod venstre til "kyst/hav deponi"), og der er i sektion 3.4 og bilag B, som eksempel, sat en øvre grænse på 50x baggrundsværdien eller ca. 10x toksicitetsbaserede kvalitetskriterier.



Figur 3.4  
Generel vurderingsstrategi med bortskaffelsesmuligheder. Kriterie 3.

Pilen op mod venstre antyder muligheden af at anvende et kriterie, som kan give mulighed for klappning af materialet, hvis der, efter nærmere angivne biotest, ikke kan konstateres akutte eller kroniske effekter i klappmaterialet på trods af overskridelsen af kriterie 1 (og 2). Materiale som ikke kan overholde "sortlistekriteriet" i niveau 2 (der vil gælde på niveau 3, hvis niveau 2 ikke medtages) må stadig ikke klappes og går mod højre i figuren til behandling m.m. eller direkte til landdeponering/forbrænding.

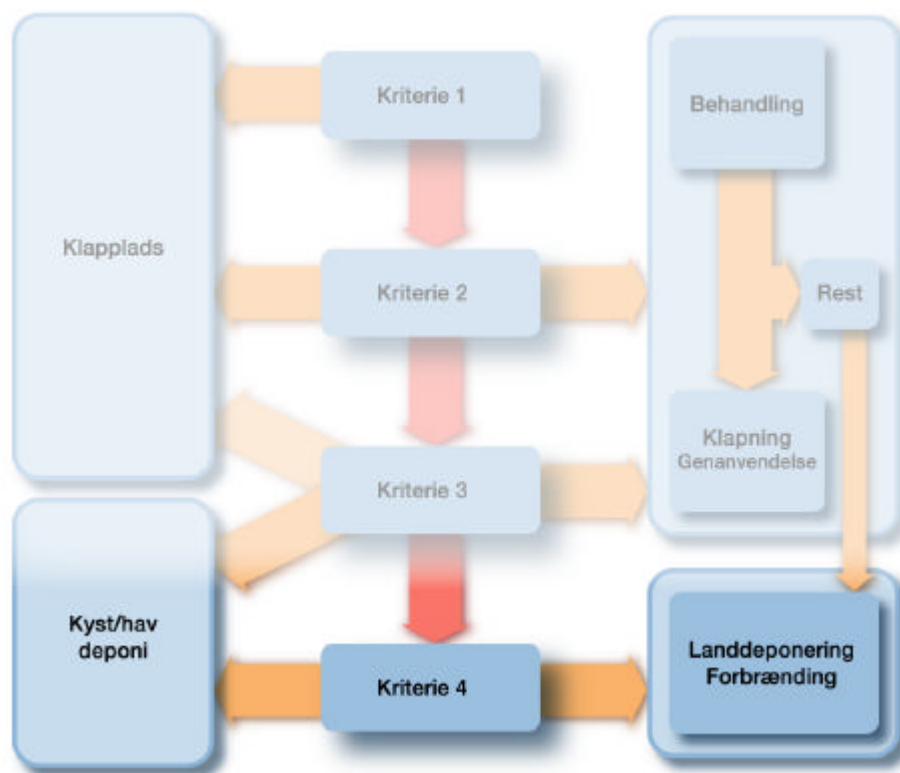
Der kan tænkes muligheden af flere "sortlister" med forskellig status. Der kan være en række stoffer som i OSPAR, HELCOM eller andre konventioner underlægges restriktioner, der direkte får indflydelse på udledninger med klappmateriale. Med en anden status kan andre (grå-)lister påvirke reguleringen af klappning, f.eks. gennem reduktionsmål for udledning af kemikalier.

#### 3.2.2.4 Trin og kriterie 4

Der sidste kriterie gælder det mest belastede klappmateriale og kriterieværdien er en nedre grænse, som i sektion 3.4 og bilag B svarer til kriterie 3's øvre grænse. Materiale som overstiger denne grænse deponeres kontrolleret på land eller slutbehandles, f.eks. ved forbrænding (pil mod højre på Figur 3.5).

Der kan eventuelt opereres med et acceptkriterie, som omhandler mangel på toksicitet. Hvis der, efter nærmere angivne biotest, ikke kan konstateres akutte eller kroniske effekter i klappmaterialet kan kyst/hav deponering være en mulighed. Dette bør i så fald være afhængig af nærmere specificering af kravene til kyst/hav deponier. Forekomsten af "sortliste stoffer" i materialet

bør også vurderes i forhold til et eventuelt acceptkriterie for deponering på dette niveau.



Figur 3.5  
Generel vurderingsstrategi med bortskaffelse muligheder. Kriterie 4.

### 3.3 Eksempler på vurderingskriterier

”Farligheden” ved et givet sediment materiale kan vurderes med afsæt i en række forskellige egenskaber ved materialet og/eller dets destination. Der kan anlægges f.eks. den betragtning at miljøet (eller klappadsen) kan tåle en vis belastning med klappmateriale eller stoffer, at der ikke må være mere end en vis afvigelse fra baggrundskoncentrationen, eller at der ikke må være giftighed forbundet med materialet. I det følgende diskuteres disse muligheder og især for det toksicitetsbaserede kriterie gennemgås flere muligheder.

#### 3.3.1 Kriterier baseret på belastning

##### 3.3.1.1 Tilført mængde klappmateriale pr. år

På baggrund af en vurdering af klappadsens kapacitet, og med hensyntagen til fysiske effekter så som vanddybde, kystmorfologi, sejlads, strømningsforhold, etc. kan der sættes et kriterie for tilladt klappning som alene bygger på modtagepladsens kapacitet. Det vil være et forholdsvis simpelt kriterium, der let lader sig formulere og kontrollere ved opmåling og genopmåling af klappadsens dybdeforhold. Opgørelsen over klappadser i Danmark (Miljøstyrelsen, 2000a) har vist, at de fleste klappadser i Danmark

har stor kapacitet, dvs. i "mange" år, "mere end 100 år", e.l. Årsagen til den store kapacitet er, at klappladserne overvejende ligger i erosionsområder.

Med dette kriterie alene vil der imidlertid ikke være nogen form for beskyttelse af miljøet mod uønskede stoffer, giftvirkninger eller tilførsel af andre miljøforstyrrende egenskaber ved klapmaterialet, som f.eks. højt organisk indhold, ler eller kalk-kolloider.

### 3.3.1.2 *Belastning med stoffer pr. år*

Belastningen med forurening betegner produktet af koncentration ganget med sedimentmængden som tilføres i det givne tidsrum, f.eks. år (dvs. kg/år). Et tilsvarende kriterie anvendes på næringsalte i eutrofieringssammenhæng, og elementet indgår i recipientkvalitetsplanlægning. Princippet anvendes ikke i forbindelse med klapningstilladelser.

Det er imidlertid problematisk at definere et belastningskriterium, der udelukkende er baseret på en for havmiljøet kritisk belastning. For eksempel er en stor mængde let forurenede (ugiftigt) sediment ikke umiddelbart kritisk for miljøet, hvorimod en lille mængde af højgiftigt sediment kan have betydelig miljøpåvirkning, selvom de to situationer repræsenterer samme mængde forurening per tid, dvs. samme belastning. I Holland er tidligere anvendt en kombination af koncentration af stoffer i klapmaterialet (baseret på baggrundsværdier) og "tålegrenser" for forskellige dele af miljøet (baseret på "standstill"-værdier i 1988).

I Danmark anvendes i visse specielle tilfælde et "load"-kriterie, når der ved klapningstilladelsen tages højde for både en grænseværdier for koncentration (målt i kg stof per kg sediment) og en grænse for sedimentmængde (kg sediment per år). Dermed opereres der de facto med et belastningskriterium, med dimensionen kg stof/år, hvor koncentrationen er bestemt ud fra baggrundsværdi og mængden er bestemt ud fra fysiske forhold.

### 3.3.2 *Kriterier baseret på baggrundsværdier*

Kriteriet bygger på grænseværdier, der er relateret til den generelle koncentration i sedimentmiljøet af de stoffer, som klapmaterialet indeholder. I klapmaterialet tillades typisk to gange baggrundskoncentrationen. Der stilles visse krav til sammenlignelige analysemetoder for at opnå en ensartet vurdering

Der er i sektion 3.4 refereret et eksempel for konsekvensen af anvendelse af baggrundsbaserede kriterieværdier på klapmaterialedeponering.

Danmarks strategi for klapning af havnesedimenter har i en årrække været, at klapmaterialet ikke må overstige 2 x baggrundskoncentrationen for stoffet. Da de fleste danske klappladser ligger i erosionsområder vil den tilførte mængde over en periode spredes og koncentrationen på klappladser ligger ofte i "normalområdet" for et givet stof.

Imidlertid er der for mange af de stoffer, som i dag vækker bekymring, ingen naturlige baggrundskoncentrationer. Det gælder for eksempel nonylphenoler, phthalater (især DEHP), bromerede flammehæmmere, og ikke mindst tributyltin (TBT). Stoffer, som i særlig grad findes i havnesediment pga. deres anvendelsesmønster (især antibegroningsmidler), vil ofte have en meget lav baggrundsværdi i overfladesediment, og det lave generelle forureningsniveau med sådanne stoffer vil derfor udelukke klapning af



materiale med selv en let forurening med disse stoffer. Den situation eksisterer i dag for flere af denne type stoffer.

For Nordsøen er det også vedtaget at udledningsmålet for stoffer er at nærme sig ophør med udledning i løbet af en generation (Ministry of Environment and Energy, 1995), forstået som "nær baggrundsværdier" for naturlige stoffer og "næsten nul"-koncentration for menneskeskabte stoffer. Disse "næsten nul" niveauer er endnu ikke definerede.

### 3.3.3 Toksicitetsbaserede kriterier

#### 3.3.3.1 Test af aktuelle prøver

Hvis en fysisk karakterisering kombineret med en kemisk analyse følges op af en biologisk effekt undersøgelse, skulle der være givet de bedste forudsætninger for en vurdering af et materiales egnethed til klappning. Dette element indgår da også i de fleste strategier, men ofte er de økotoksikologiske test dog først inde på et ret sent tidspunkt. Disse test er sjældent obligatoriske, hvilket især skyldes at testmetoderne først i de seneste 5-10 år er blevet tilstrækkelig validerede og ikke mindst at biologiske test opfattes som omkostningstunge.

I de strategier som er omtalt i kapitel 2, er der ikke fundet accept- eller afvisningskriterier for resultatet af økotoksikologiske test i forhold til klappning. Der er altså ingen som afslører, hvor (lidt) toksisk et sediment må være for at opnå tilladelse til klappning.

#### 3.3.3.2 Toksicitet vurderet på basis af enkeltstofkoncentration

De toksicitetsbaserede metoder, som hviler på databaser med resultater fra sedimenttest (ERL, ERM og tilsvarende) eller på et beregnet sedimentkvalitetskriterie (oftest fra VKK) er attraktive set fra et administrativt synspunkt, idet sagsbehandling bliver simpel og transparent med tydelige og offentlige kriterier.

Det er stort set kun de empiriske ERL/ERM m.m. som anvendes til kvalitetsvurdering af sedimenter, og det kun i Canada og Australien/New Zealand. OSPARs økotoksikologiske kriterier, som er udviklet til brug for sammenligning med monitoringsdata, anvendes ikke (officielt) til vurderinger af klappmateriale eller sedimenters forurening. Da der ikke findes en samlet dansk database med resultater fra sedimenttest, er det vanskeligt umiddelbart at estimere ERL/ERM på lokale eksisterende data.

Den tidligere omtalte metode til at omregne toksicitetsdata fra vandfasetest til effekt i sediment (sektion 1.3.1) anvendes bl.a. i Holland til fastsættelse af kvalitetskriterier for sediment (RIVM 1999) og er også undersøgt med dette formål i Danmark (Pedersen 1994). Disse beregnede værdier kan ændres efterhånden som et tilstrækkelig omfattende datasæt fra sedimenttest genereres.

Begge ovennævnte metoder giver en talværdi for et enkeltstof, til markerering af et kriterie. I sektion 3.4 refereres en gennemregning af et eksempel for konsekvensen af toksicitetsbaserede kriterieværdier på klappmateriales deponering.

#### 3.3.3.3 Toksicitet vurderet på samlet stofblanding

Et forureningsbelastet sediment, som mange havnesedimenter, vil kun meget sjældent være belastet med blot et enkelt stof. Der vil typisk være en lang

række stoffer til stede, som samlet kan give en giftvirkning på biota. Toksiciteten af komplekse blandinger kan udtrykkes simpelt, hvis der er tale om additive effekter, som f.eks. narkotisk virkende stoffer (Leeuwen, Hermens, 1995; Kristensen et al., 1992). Metoden har især været anvendt på resultater fra test med pelagiske organismer, og endnu kun i få tilfælde på sedimenter (f.eks. Swartz et al. 1995, Boese et al. 1999).

I risikovurdering af kemikalier anvendes ofte begrebet "predicted no-effect concentration" (PNEC), som ved hjælp af sikkerhedsfaktorer kan afledes fra akutte og kroniske effektundersøgelser (typiske anvendte sikkerhedsfaktorer er 100-1000). PNEC er en (formodet) beskyttelseskoncentration for økosystemet, som normalt sammenlignes med en målt eller beregnet koncentration af stoffet i miljøet – "predicted environmental concentration" (PEC) – i en ratio som kan være over en (risiko) eller under en (ikke risiko). Hvis der for hvert kemikalie i stedet for akut giftighed anvendes PNEC (eller et SKK) og forholdet til koncentrationen i miljøet (PEC) kan det vises om et "samlet" beskyttelsesniveau overskrides.

Her vises resultatet af beregning af den samlede belastning med organiske stoffer og med metaller i havneslam fra nogle få danske havne som grundlag for eksemplerne (se iøvrigt Bilag A). Det skal understreges at ratioen PEC/PNEC ikke betegner akut eller umiddelbar fare for miljøet, ligesom der i et aktuelt valg af acceptniveauer for forurenede sediment, må indføres faktorer svarende til de forskellige bortskaffelsesmetoder. Det kan f.eks. vælges faktorer på x10 eller x100 over PNEC, som acceptable overskridelsesfaktorer. En udledning af sådanne faktorer er ikke medtaget i nærværende projekt.

Tabel 3.1

"Risiko" fra indholdet af analyserede organiske forbindelser i sediment fra 10 havne. PNEC-værdier for sediment fra COMMPS procedurernes rapport (EU Commission 2000). Forekomstdata fra DHI 2000).

Havne	Ratio
Århus havn	18962
Århus fiskerihavn	26988
Marselisborg lystbådehavn	8819
Vejle havn	3461
Kolding havn	10922
Frederiksholmløbet	9216
Svanemølle havn	17020
Prøve-stenen	4000
Sønderborg Lystbådehavn	456
Åbenrå	3950
Fåborg lystbåde havn	6950
Odense havn	17829

Det er bemærkelsesværdigt, at selvom der indføres en acceptfaktor på 100x PNEC der kun slam fra en enkelt havn (Sønderborg), som ligger i nærheden af en risikokvotient på en. Det skal understreges, at disse sedimenter ikke er klappet.

"Toksicitetsbidraget" fra enkeltstoffer er størst fra ret få stoffer. Det er fire PAH'er, som tilsammen typisk udgør >75% af den samlede overskridelse af PNEC. Der mangler dog også PNEC værdier for flere fundne biocider.

### 3.3.3.4 Metaller

Der har ikke været muligt at lave samlede beregninger for for metaller og organiske forbindelser i de samme sedimentprøver. I stedet er der anvendt koncentrationer som stammer fra Miljøstyrelsens database over metaller i klappede havnesedimenter (Miljøstyrelsen 2000). Disse sammenlignes med OSPARs økotoksikologiske kriterier for sediment, hvor det konservativt er valgt at tage intervallerens nedre grænse som "PNEC".

Tabel 3.2

Risiko fra stofsammensætning fra 3 havne PNEC er baseret på OSPAR Agreed Background/Reference Concentrations og Agreed ecotoxicological assessment criteria (EAC). Forekomstdata er fra Miljøstyrelsen (2000).

Havne	Ratio
Vejle havn	61,5
Esbjerg havn	39,4
Arhus havn	51,6

Der gøres opmærksom på at disse sedimenter er klappet med tilladelse og derfor kan have et "naturligt" lavere forureningsniveau end de ovenfor anvendte data. Der er dog stadig tale om en overskridelse af PNEC, men ikke hvis en acceptfaktor på 100 blev anvendt. De fire metaller Hg, Pb, Cd og Cu udgør typiske mellem 50 og 75% af det samlede toksicitetsbidrag.

## 3.4 Test af vurderingsstrategier

I dette afsnit beskrives en beregning af konsekvenserne ved tre vurderingsstrategier: et eksempel baseret på eksisterende norske retningslinier og to eksempler på strategier for vurdering af havnesedimenter (klapmateriale) baseret på den nuværende praksis i Danmark og den anden baseret på udenlandske grænseværdier for toksicitet. Der er anvendt TBT, kobber og benz(a)pyren som eksempelstoffer.

### 3.4.1 Kriterier for baggrundsværdier og toksicitet for tre eksempelstoffer

Kriterierne som anvendes må opfattes som eksempler på niveauer for de tre eksempelstoffer (TBT, Cu og BaP) og er ikke et udtryk for en omfattende særskilt vurdering. Der er for klappning til havs anvendt ~2 x median-værdier fra ATLAS databasen (Miljøstyrelsen 2001). Grænseværdierne til brug for afprøvning af faste baggrundsværdier i en vurdering er vist i Tabel 3.3.

Tabel 3.3

Eksempler på grænseværdier for stofkoncentrationer anvendt ved strategi baseret på baggrundsværdier. Forkortelsen BaP er for stoffet benzo(a)pyren, der er valgt som eksempel stof for PAH.

	Klapning til havs	Kyst/hav depot *	Deponering på land
TBT (g/kgTS)	<6	<300	300
Cu (mg/kgTS)	<30	<1500	1500
BaP (g/kgTS)	<250	<12500	12500

\* ca. 50 x baggrundsværdierne.

Ved anvendelse af toksicitet som kriterie er der her brugt internationale grænseværdier (se

Tabel 3.4). Valget af grænseværdierne bygger på undersøgelser fra USA (Long et.al., 1995) og Australien (Batley, 1997). Der gøres opmærksom på, at der ikke er tale om forslag til danske kravværdier, men eksempler på afskæringsværdier.

Tabel 3.4

Eksempler på grænseværdier for stofkoncentrationer ved strategi baseret på toksicitetsdata. Forkortelsen BaP er for stoffet benzo(a)pyren, der er valgt som eksempel stof for PAH.

	Klapning til havs	Kyst/hav depot	Deponering på land
TBT ( $\mu\text{g}/\text{kgTS}$ )	<1,0*	<10	10
Cu ( $\text{mg}/\text{kgTS}$ )	<50	<500	500
BaP ( $\mu\text{g}/\text{kgTS}$ )	<500	<5000	5000

\*Øvre grænse for kvalitetskriterie foreslået i VKI (1998)

Kriteriet for TBT kan være afgørende for, hvor meget materiale der kan klappes. En værdi svarende til OSPAR Ecotoxicological Assessment Criteria's øvre grænse på  $0,05 \mu\text{g}/\text{kg TS}$  kan sandsynligvis overholdes i mere sandet sediment, men let belastet materiale og havnesediment vil ikke kunne klappes. I Australien/New Zealand gælder en ERL for TBT, som er  $5 \mu\text{g}/\text{kgTS}$ . Kobberværdien for klapning er øvre grænse fra OSPAR Ecotoxicological Assessment Criteria, mens BaP er sat til halvdelen af denne øvre grænse i lyset af en ERL-værdi på  $430 \mu\text{g}/\text{kgTS}$ . Som for afgrænsning til kyst/hav deponering ganges med 10.

### 3.4.2 Konsekvens af strategier for tre eksempeloffer

Der er med forsæt valgt to ret forskellige intervallbredder mellem kriterierne for klapning og deponering i baggrundsstrategien (faktor 50) og toksicitetsstrategien (faktor 10), idet der ikke er ret stor forskel på de værdier som i udgangspunktet vil tillade klapning.

#### 3.4.2.1 Anvendelse af norske grænseværdier

Det forventes, at intet materiale kan klappes til havs. I kystnære depoter etc. placeres ca. 625.000 tons/år og i kontrollerede lossepladser placeres ca. 200.000 tons/år. Der er her PAH indholdet som virker begrænsende.

#### 3.4.2.2 Baggrundsværdier

Det forventes, at omkring 65.000 tons/år kan klappes til havs. I kystnære depoter placeres ca. 750.000 tons/år og i kontrollerede lossepladser placeres ca. 20.000 tons/år. Der er indholdet af TBT der virker begrænsende.

#### 3.4.2.3 Toksicitetsværdier

Det forventes, at ca. 65.000 tons/år kan klappes til havs. Med smalle intervaller (kun faktor 10 mellem klapning og deponering) vil intet materiale kunne placeres i kystnære depoter. På kontrollerede lossepladser må placeres ca. 760.000 tons/år. Der er igen indholdet af TBT der virker begrænsende.

## 3.5 Krav og forudsætninger for vurderingsstrategier

### 3.5.1 Prøvetagningsstrategi

En grundlæggende information for en optagning af bundmateriale, der vil koste vidt forskellige beløb at bortskaffe afhængig af indholdsstoffer, vil være en god kortlægning af "problemets" udbredelse vertikalt og horisontalt i materialet. Den kan føre til, at kun begrænsede mængder må bortskaffes dyrt, mens andet kan klappes. Der er derfor en række emner vedrørende

fastlæggelse af det præcise omfang af klapbehovet i en given havn (prøvetagningsstrategier), som ikke er et udredningsemne for nærværende rapport, men med fordel kan iagttages og følgende eksempler kan kort nævnes:

- placering af potentielle kilder og udledninger
- kendskab til særlige forbrugsmønstre
- kendskab til lokale strøm og sedimentationsforhold
- behovet for analyse af dybdeprofiler
- kombination af kornstørrelsesfordeling og indholdsstoffer.

Denne information kan, hvis den kombineres med relevant valg af optagningsmetode de relevante steder i havnen, i bedste fald spare havne og myndigheder for mange ressourcer.

### 3.5.2 Nyt regelgrundlag

Klappladser er ikke i dag opdelt i erosions- og sedimentationsområder. Vurderingsstrategier, som anvender kriterier til adskillelse af materialer med de deponeringsvalg for øje må medføre et behov for kravspecifikationer til og udpegning af disse områder.

I det omfang en ny vurderingsstrategi opererer med et udvidet behov for deponier i kyst og hav, vil dette formodentlig lokalt betyde flere VVM udarbejdelser. Det er dog muligt, at en fastsættelse af kriterierne for denne type deponering og analyse af deponeringsbehovet kan pege på at få regionale deponeringsfaciliteter vil være ønskelige fra en "cost benefit" synsvinkel i lighed med landsdelsdepoterne.

Det eksisterende udkast til vejledning for området vil skulle modificeres.

### 3.5.3 Databehov ved ny strategier

Informationsbehovet i den tidlige fase af vurderingen bedres løbende i disse år, hvor flere analyser foretages. Anvendelse af baggrundsværdier understøttes at ATLAS databasen, og på længere sigt af afrapporteringen af NOVA programmet. Det kan også være en fordel at gøre eksisterende indrapporterede data for klappet materiale tilgængelig for brugerne via internet.

Data for toksicitet målt i sedimentprøver kan være relevante i en sagsbehandling og adgang til databaser med sådanne data for forskellige vil være en fordel ved indførsel af en toksicitetsbaseret strategi. Deciderede sedimentkvalitetskriterier kan også opfylde dette behov.

Konsekvensen af Esbjerg deklARATIONEN eller en eventuel indførsel af en "sortliste" for stoffer i klapmaterialer kan blive et øget behov for kemiske specialanalyser.

### 3.5.4 Behandlings- og bortskaffelseskapacitet

På længere sigt kan det formodentlig lade sig gøre at bringe koncentrationerne af miljøfarlige stoffer i havnesediment ned på et niveau, hvor klappning vil en naturlig bortskaffelsesmetode. I tiden indtil da, vil metoder som tillader en del af materialet at blive "renset" være attraktive. Det kan f.eks. være udfraktionering af de grove partikler (sand) som pr. vægtenhed typisk ikke er

så forurenede og som udgør et stort volumen af materialet. Sådanne anlæg findes enkelte steder i verden, placeret på lokaliteter med et stort oprensningsbehov. I Danmark vil der formodentlig ikke på en enkelt lokalitet være et lokalt behov af tilsvarende størrelse, og løsninger som indebærer transportable anlæg eller sejlads med klapmateriale til en central facilitet kan bringes til overvejelse.

### 3.5.5 Anvendelse af mål for blandingstoksicitet

Opgørelse af blandingstoksicitet påvirkes stærkt af hvilke stoffer der analyseres for (og naturligvis hvilke der konstateres). Sammenligninger af samlet toksicitet mellem sedimenter, som ikke har været analyseret på samme måde, kan let give et misvisende billede af en eventuel miljøfare.

Det må også understreges, at den grundlæggende forudsætning om, at stoffernes virkning skal være additiv sandsynligvis ikke overholdes for de analyserede stoffer. Der kan være behov for en nærmere udredning af implikationerne ved anvendelse af denne type kriterie, hvis det inddrages som en del af en vurderingsstrategi.

### 3.5.6 Anvendelsen af trinvis vurdering

Den trinvise vurderingsstrategi er den mest omkostningseffektive og dette princip er også knæsat i konventionen. Afhængig af de behandlings- og bortskaffelsesmetoder, der kan bringes i anvendelse i praksis, kan det være ønskeligt, at knytte metoderne tættere på de kriterier, som skal gælde i de enkelte niveauer.

### 3.5.7 Behandling og rensning m.m.

I den generelle strategi opereres med eksistensen af metoder til behandling og/eller rensning af forurenede havneslam. Der findes anlæg til behandling (fraktionering) af slam, hvor en renere grovkornet fraktion skilles fra til genanvendelse og en højkoncentreret organisk rig fraktion bortskaffes kontrolleret. Der er dog kun få fuldskalaanlæg, i Hamborgs havn, ved "Slufter" deponeringsfaciliteten ved Rotterdam og for nylig i New York/New Jersey havneområdet.



# Referencer

Allen, H.E. (1993) The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *Sci. Total Environ. Supplement* 1993, 23-45.

Andersen H.V. & E. Bjørnstad (1997). Sedimentkvalitet i Liepaja havn. *Vand & Jord* **4**, 142-144.

Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. 1998. Interim Ocean disposal Guidelines. ANZECC Secretariat, Canberra.

Batley, 1997, "Australian Ocean Disposal Guideline", pers. com. i Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. 1998. Interim Ocean disposal Guidelines. ANZECC Secretariat, Canberra.

Boese, B.L., Ozretich, R.J., Lamberson, J.O., Swartz, R.C., Cole, F.A. Pelletier, J. Jones, J.. (1999) Toxicity and phototoxicity of mixtures of highly lipophilic PAH compounds in marine sediment: Can the ΣPAH model be extrapolated? *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **36**, 270-280.

Bundesanstalt für Gewässerkunde 1999. Personlig kommentar.

Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environment quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Chapman P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* **5**, 957-964.

Chapman P.M., E.A. Power, R.N. Dexter & H.B. Andersen (1991). Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. *Environmental Toxicology and Chemistry* **10**, 407-424.

DiToro D.M., H.E. Allen, C.E. Cowan, D.J. Hansen, P.R. Paquin, S.P. Pavlou, A.E. Steen, R.C. Swartz, N.A. Thomas & C.S. Zarba (1989). Briefing report to the EPA Science Advisory Board on the equilibrium partitioning approach to generating sediment quality criteria. EPA Office of Water, 440/589002.

Di Toro,DM; Mahony,JD; Hansen,DJ; Scott,KJ; Hicks,MB; Mayr,SM; Redmond,MS (1990): Toxicity of Cadmium in Sediments: The Role of Acid Volatile Sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* **9**, 1487-1502.

Di Toro,DM; Mahony,JD; Hansen,DJ; Scott,KJ; Carlson,AR; Ankley,GT (1992): Acid Volatile Sulfide Predicts the Acute Toxicity of Cadmium and Nickel in Sediments. *Environ. Sci. Technol.* **26**, 96-101.

Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A., Paquin, P.R. (1991)

Technical Basis for Establishing Sediment Quality Criteria for Nonionic Organic Chemicals Using Equilibrium Partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 1541-1583.

Förstner, U. (1979). Metal transfer between solid and aqueous phases. In: *Metal pollution in the aquatic environment*. (Eds: Förstner, U; Wittmann, GTW) Springer-Verlag, Berlin, 488 p.

HELCOM. 1992. Prevention of dumping. Incl Annex V. HELCOM Convention, Article 11.

HELCOM. 1992. Disposal of dredged spoils. Incl. Revised guidelines for the disposal of dredged spoils. Recommendation 13/1

Ho, K., Kuhn, K.A., Pelletier, M., McGee, F. Burgess, R.M., Serbst, J. (2000) Sediment toxicity assessment. Comparison of standard and new testing design. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 462-468.

van Leuwen, C. J., Hermens, J.L.M. (1995) *Risk Assessment of Chemicals. An Introduction*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 373 p.

IADC/CEDA. 1997. *Convention Codes and Conditions: Marine Disposal*. International Association of Dredging Companies (IADC) and Central Dredging Association (CEDA): *Guides on Environmental Aspects of Dredging, V: 2a*, 71 pp.

Ingersoll, C.G., Dillon, T. Biddinger, G.R. editors (1997) *Ecological risk assessment of contaminated sediments, SETAC Pellston Workshop on Sediment Ecological Risk Assessment: 1995 April 23-28, Pacific Grove, CA*. SETAC special publications series, 390 p.

Jarvinen, A.W., Ankley, G.T. (2000) *Linkage of effects to tissue residues: Development of a comprehensive database for aquatic organisms exposed to inorganic and organic chemicals*. SETAC Publication ISBN 1-880611-13-9, 364 p.

Jensen, C.A. (1995) *Tungmetaller i Århus amts kystvande. Udvikling og status 1974 til 1994*. Århus Amt – Natur og miljø. 78 p.

Karickhoff S.W., D.S. Brown & T.A. Scott (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research* 13, 241-248.

Karickhoff, S.W. (1981) Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10, pp 833-846.

Kersten, M. & U. Förstner (1989). Speciation of trace elements in sediments. In: *Trace element speciation: Analytical methods and problems*. (Ed: Batley, GE) CTC Press, Boca Raton, Florida, 350.

Knutzen, J., Skei, J. 1990. *Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet*. NIVA-rapport 0-862602.

Lillebæltsamarbejdet. 1998. Miljøfremmede stoffer i havbunden. Fyns Amt, Sønderjyllands Amt og Vejle Amt.

London Convention 1972. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972.  
<http://www.londonconvention.org/>

London Convention (1996). 1996 Protocol to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972 and Resolutions adopted by the special meeting.  
<http://www.londonconvention.org/>

London Convention 1997. Specific guidelines for assessment of dredged material. 22/14 Annex 3. <http://www.londonconvention.org/>

Long E.R., Morgan D.D., Smith S.L. and Calder F.D. 1995. Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. Environmental Management. 19:81-97.

McCarthy, L.S., Mackay, D., Smith, A.D., Ozburn, G.W., Dixon, G.D. (1992) Residue-Based Interpretation of Toxicity and Bioconcentration QSARs From Aquatic Bioassays: Neutral Narcotic Organics. Environmental Toxicology & Chemistry 11, 917-930.

Miljøstyrelsen, 2000,a: "Forekomst af miljøfremmede stoffer i havnesedimenter", Ikke offentliggjort rapport udført af DHI for MST.

Miljøstyrelsen, 2000,b: "Data over tungmetalkoncentrationer ved klaptilladelser i Danmark", pers. Kommunikation med Kjeld Jørgensen.

Ministry of Environment and Energy (1995) Esbjerg Declaration. 144 p.

Miljøstyrelsen. 1983. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande. Vejledning fra Miljøstyrelsen, 2/1983.

Miljøstyrelsen. 1995. Dumpning af optaget havbundsmateriale - klapping. Udkast til Vejledning fra Miljøstyrelsen, 1995.

Naturvårdsverket. 1985. Dredging and disposal of dredged material (English version of: Muddring och muddermassor. Almene Råd 85:4)

Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för kust och hav. Rapport 4914

OSPAR. 1992. The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. OSPAR Commission.

OSPAR. 1996. Sediment Quality Criteria. Working Group on Sea-based Activities, SEBA, 96/9/4-E.

OSPAR. 1997a. Agreed Background/Reference Concentrations for Contaminants in Sea Water, Biota and Sediment 1997-14

OSPAR. 1997b. Agreed Ecotoxicological Assessment Criteria for Trace Metals, PCBs, PAHs, TBT and some Organochlorine Pesticides 1997-15

OSPAR. 1998. OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material. Ministerial Meeting of the OSPAR Commission, 1998. Annex 43.

OSPAR. 2000. Decisions, Recommendations and Other Agreements Applicable within the Framework of the OSPAR Convention. OSPAR Commission.

OSPAR, Oslo-Paris Convention: "Dredged material assessment framework", LC2/Circ.368, Annex, p4.

OSPAR, 1997: "Agreed ecotoxicological assessment criteria for trace metals, PCBs, PAHs, TBT and some organochlorine pesticides", Annex 6, (Ref.§ 3.14), Brussels, 2-5 September, 1997.

Pedersen, F. (1994) Økotoksikologiske kvalitetskriterier for overfladevand. Principper for fastsættelse af kvalitetskriterier for overfladevand og sediment. Miljøprojekt fra Miljøstyrelsen nr. 250.

PTI Environmental Services (1991) citeret i Ingersoll, C.G., Dillon, T. Biddinger, G.R. editors (1997) Ecological risk assessment of contaminated sediments, SETAC Pellston Workshop on Sediment Ecological Risk Assessment: 1995 April 23-28, Pacific Grove, CA. SETAC special publications series, 390 p.

RIVM (1999). Environmental risk limits in the Netherlands. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven

Swartz, R.C., Schults, D.W., Ozretich, R.J., Lamberson, J.O., Cole, F.A., DeWitt, T.H., Redmond, M.S., Ferraro, S.P. (1995) citeret i Ingersoll, C.G., Dillon, T. Biddinger, G.R. editors (1997) Ecological risk assessment of contaminated sediments, SETAC Pellston Workshop on Sediment Ecological Risk Assessment: 1995 April 23-28, Pacific Grove, CA. SETAC special publications series, 390 p.

Statens Forurensningstilsyn. 1996. Retningslinier vedrørende mudring og dumpning i marine områder. Veileder for miljøvernmyndighed. Udkast.

Statens Forurensningstilsyn. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03.

Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J., Gentile, J.H. Chapman, G.A., Brungs, W.A. (1985) Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms. US EPA PB84-227049.

Stuer-Lauridsen, F. & F. Pedersen (1997) On the Influence of the Polarity Index of Organic Matter in Predicting Environmental Sorption of Chemicals. Chemosphere, vol 35, pp 761-773.

Stuer-Lauridsen, F., M. M. Larsen & G. Pritzl (1996): Fordeling af metaller i sediment og vand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr 70 (in Danish). English title: Partitioning of selected metals in sediment and water.

Stumm, W., Morgan, J.J. (1996) Aquatic Chemistry. 3<sup>rd</sup>. ed. Wiley & Sons, New York, NY.

US EPA (1999) National Recommendation. WQC – Correction. Publication from EPA 822-Z-99-001.

van der Kooij, L.A., van de Meent, D. , van Leuwen, C.J., Bruggenman, W.A. (1991) Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: Application of the equilibrium partitioning method. Wat. Res. 25, 697-705.

Vejle Amt 1996. Retningslinier for bortskaffelse af optagne havbundsmaterialer. Vejle Amt, Udvalget for Teknik og Miljø.

VKI (1998) Kortlægning og vurdering af antibegroningsmidler til lystbåde i Danmark. Miljøprojekt nr. 384 fra Miljøstyrelsen.

Århus Amt. 1997. Vandkvalitetsplan for Århus Amt 1997. Bind 4: Kystvande.

Århus Amt. 1995. Tungmetaller i Århus Amts kystvande. Udvikling og status 1974 til 1994.

Personkontakter:

Gro Andersen & Per Anthonsen, Statens forurensningstilsyn, Norge  
Anders Widell, Naturvårdsverket, Sverige  
Birgit Schubert, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Tyskland  
Henk Kersten, Rijkswaterstaat, Holland  
Torben Vang, Vejle Amt, Danmark  
Christian Andersen Jensen, Århus Amt, Danmark









# 1 Beregning af blandingstoksicitet

## 1.1 TOKSICITET AF STOFBLANDING – SUMTOX

Et forureningsbelastet sediment, som mange havnesedimenter, vil kun meget sjældent være belastet med blot et enkelt stof. Der vil typisk være en lang række stoffer til stede, som samlet kan give en giftvirkning på biota. Toksiciteten af komplekse blandinger kan udtrykkes på en række typiske måder afhængig af stoffernes måde at samvirke på, f.eks. om der er synergistiske, antagonistisk eller simpelt additive effekter (se Leeuwen, Hermens, 1995, Kristensen et al., 1992, og original litteratur deri). Her vil det være tilstrækkeligt at konstatere, at hvis stoffernes virkning er additive (typisk narkotisk virkende stoffer) kan den samlede toksicitet af blandingen beregnes som summen af alle enkelte toksicitetsbidrag:

$$TU_{\text{Blanding}} = \sum TU_i = \sum \frac{C_i}{LC_{50_i}}$$

Her er en væsentlig forudsætning, at testresultaterne stammer fra samme art og er opnået under sammenlignelige testbetingelser. Koncentrationen af hvert stof ( $C_i$ ) ganges på og hver brøk afslører hvor nær koncentrationen af det enkelte kemikalier er ved akut toksiske effekter. Dette har ikke været anvendt ret meget på sedimenter endnu (Schwartz et al. 1994 og 1995, Boese et al. 1999).

I risikovurdering af kemikalier anvendes ofte begrebet ”predicted no-effect concentration” (PNEC), som ved hjælp af sikkerhedsfaktorer kan afledes fra akutte og kroniske effektundersøgelser. PNEC er en (formodet) beskyttelseskoncentration for økosystemet, som normalt sammenlignes med en målt eller beregnet koncentration af stoffet i miljøet – ”predicted environmental concentration” (PEC) – i en ratio som kan være over (risiko) eller under en (ikke risiko). Hvis PNEC indsættes i ligning 6 for  $LC_{50}$  fås et udtryk for det bidrag hvert kemikalie yder den samlede beskyttelse af økosystemet via additive PNEC. Denne ratio for PEC/PNEC kaldes normalt Risk Quotient og kan her kaldes blandingsrisikokvotient ( $BRK = C_i/PNEC_i$ ):

$$BRK = \sum \frac{C_i}{PNEC_i} = \frac{C_1}{PNEC_1} + \frac{C_2}{PNEC_2} + \dots + \frac{C_n}{PNEC_n}$$

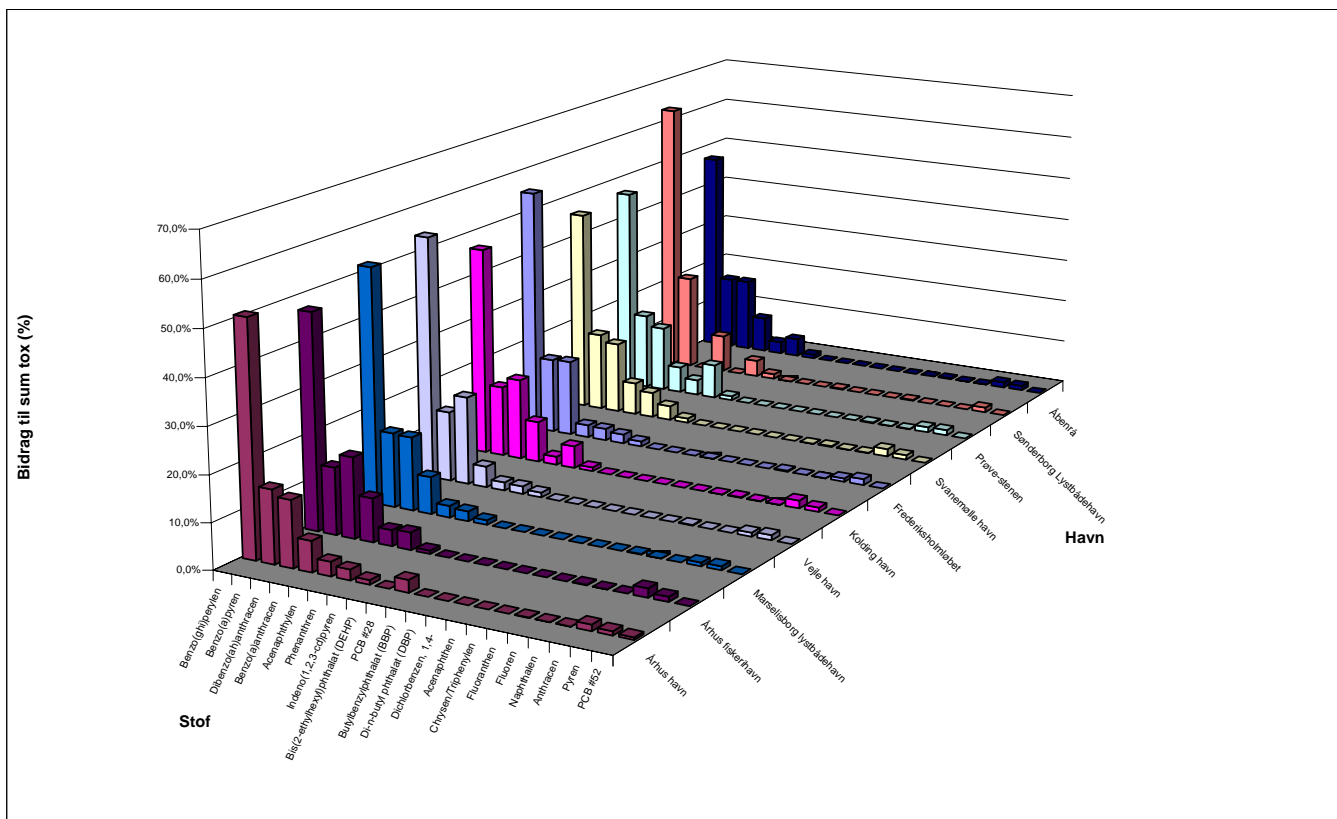
I de to følgende afsnit anvendes disse ligninger til beregning af den samlede belastning med organiske stoffer og med metaller. Der er valgt nogle få danske havne som grundlag for eksemplerne. Det skal understreges at ratioen PEC/PNEC eller BRK ikke betegner akut eller umiddelbar fare for miljøet. BRK kan ikke anvendes direkte i forbindelse med klapmateriale, men må

forsynes med faktorer relativt til de niveauer som betragtes som acceptable for klappning under forskellige omstændigheder, for deponering osv. For organiske stoffer kan PNEC for en lang række af de for sedimenter relevante kemikalier kan findes i COMMPS procedurens rapport (EU Commission 2000).

TABEL 1.1  
RISIKO FRA STOFSAMMENSÆTNING FRA 10 HAVNE (DATA FRA DHI 2000)

Havne	Ratio
Århus havn	18962
Århus fiskerihavn	26988
Marselisborg lystbådehavn	8819
Vejle havn	3461
Kolding havn	10922
Frederiksholmløbet	9216
Svanemølle havn	17020
Prøve-stenen	4000
Sønderborg Lystbådehavn	456
Åbenrå	3950
Fåborg lystbåde havn	6950
Odense havn	17829

Til sammenligning af "toksicitetsbidrag" er de enkelte stoffer TU andel (PNEC andel) opgjort (Figur 1.1). Hvis toksicitetsbidraget fra de organiske stoffer betragtes isoleret ses det, at det er ret få stoffers koncentration som især bidrager til den samlede "toksicitet". Det er benz(a)anthracen, benz(ghi)perylene, dibenz(ah)anthracen og benzo(a)pyren, som tilsammen udgør >75% af den samlede overskridelse af PNEC.



FIGUR 1.1  
 BIDRAG, OPJORT SOM ANDEL AF SUMTOX, FRA ENKELTSTOFFER TIL ALLE HAVNE.

### 1.1.1.1 Metaller

Der er desværre ikke PNEC'er for metaller i sedimenter i ovennævnte rapport, da COMMPS sediment-PNEC er baseret på omregning af vand-PNEC via fordelingskoefficienter og sådanne ikke umiddelbart kan sættes for metaller. Der er derfor ikke muligt at lave samlede beregninger for de samme sedimentprøver.

I stedet anvendes koncentrationer som stammer fra Miljøstyrelsens database over metaller i klappede havnesedimenter (Miljøstyrelsen 2000a). Disse sammenlignes med OSPARs økotoksikologiske kriterier for sediment, hvor det konservativt er valgt at tage intervallerens nedre grænse som "PNEC".

Der gøres opmærksom på at disse sedimenter er klappet med tilladelse og derfor kan have et "naturligt" lavere forureningsniveau end de ovenfor anvendte data, som stammer fra ikke-klappet havnesediment. At metallerne er betydeligt nærmere ratioens kriteriekrav skal ikke i sig selv tages som et udtryk for at metaller generelt har mindre økotoksikologisk betydning i havneslam end organiske stoffer. Det har ikke været muligt her, men baggrundsværdiens bidrag til PNEC bør retteligt fratrækkes inden udregningen af RUQ for naturligt forekommende stoffer.

### 1.1.2 Sønderborg Lystbådehavn

Her vises et gennemregnet eksempel på samlet toksicitet. Bemærk at der er en række stoffer, som der ikke er toksicitetsdata for.

TABEL 1.2  
SAMLET RISIKO FRA BLANDING, GENNEMREGNET EKSEMPEL FRA SØNDERBORG HAVN.

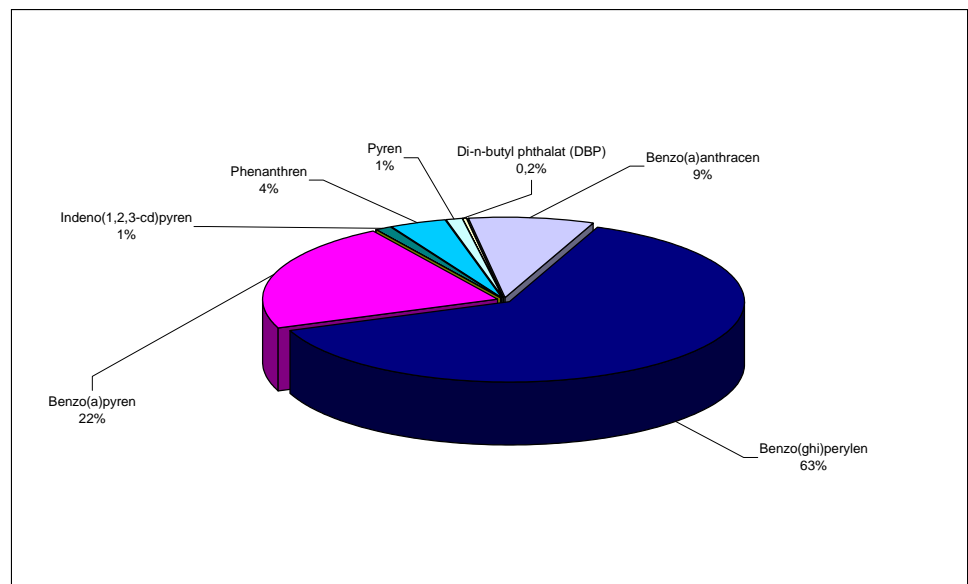
STOFFER	PNEC (COMPPS)	KONCENTRATION I HAVNESEDIMENT	RATIO	Samlet BRK
<b>BLØDGØRERE</b>	<b>µG/KG</b>	<b>µG/KG</b>	-	-
BIS(2-ETHYLHEXYL)PHTHALAT (DEHP)	31550	610	0,02	
BUTYLBENZYLPHthalAT (BBP)	1200	INGEN DATA	INGEN DATA	
DIETHYL PHTHALAT	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
DIMETHYL PHTHALAT	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
DI-N-BUTYL PHTHALAT (DBP)	639	530	0,83	
<b>NONYLPHENOLER NPE</b>	-	-	-	
NONYLPHENOL (+ETHOXYLATER)	INGEN DATA	100	INGEN DATA	
<b>CHLORBENZENER M.M.</b>	-	-	-	
DICHLORBENZEN, 1,4-	154	INGEN DATA	INGEN DATA	
<b>PHENOLER</b>	-	-	-	
METHYLPHENOL, 3/4-	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
<b>PAH</b>	-	-	-	
ACENAPHTHEN	115	INGEN DATA	INGEN DATA	
ACENAPHTHYLEN	0,2546	INGEN DATA	INGEN DATA	
ANTHRACEN	1,1482	INGEN DATA	INGEN DATA	
BENZO(A)ANTHRACEN	0,58	23	39,42	
BENZO(BJK)FLUORANTHEN	INGEN DATA	59	INGEN DATA	
BENZO(GHI)PERYLEN	0,06	17	287,65	
BENZO(A)PYREN	0,43	43	99,65	
CHRYSEN/TRIPHENYLEN	216	34	0,16	
DIBENZO(AH)ANTHRACEN	0,04	INGEN DATA	INGEN DATA	
FLUORANTHEN	76,3	67	0,88	
FLUOREN	18,7	INGEN DATA	INGEN DATA	
INDENO(1,2,3-CD)PYREN	3,37	17	5,05	
NAPHTHALEN	33,0	INGEN DATA	INGEN DATA	
METHYLNAPHTHALENER (C1)	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
DIMETHYLNAPHTHALENER (C2)	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
PHENANTHREN	1,56	27	17,27	
PYREN	11,3	56	4,94	
TRIMETHYLNAPHTHALENER (C3)	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
SUM PAH	INGEN DATA	343	INGEN DATA	
<b>PCB INDIVIDUEL CHLORBIPHENYLER</b>	-	-	-	

STOFFER	PNEC (COMMPs)	KONCENTRATION I HAVNESEDIMENT	RATIO	Samlet BRK
PCB #28	0,09	INGEN DATA	INGEN DATA	
PCB #52	0,22	INGEN DATA	INGEN DATA	
LAS	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
<b>ANTIBEGRONINGSMIDLER</b>	-	-	-	
DIURON	INGEN DATA	4,3	INGEN DATA	
IRGAROL	INGEN DATA	22	INGEN DATA	
MONOBUTYLTIN	INGEN DATA	INGEN DATA	INGEN DATA	
DIBUTYLTIN	INGEN DATA	99	INGEN DATA	
TRIBUTYLTIN	INGEN DATA	96	INGEN DATA	

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Sønderborg Lystbådehavn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Fluoranthren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 456$$



FIGUR 1.2  
BIDRAG TIL SUMTOX FOR SØNDERBORG LYSTBÅDEHAVN FORDELT PÅ ENKELTSTOFFER.  
KUN STOFFER DER BIDRAGER MED MERE END 0,1% ER VIST I FIGUREN

### 1.1.3 Århus havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Århus havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Butylbenzylphthalat (BBP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren, PCB #28, PCB #52:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 18962$$

### 1.1.4 Århus fiskerihavn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Århus fiskerihavn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren, :

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 26988$$

### 1.1.5 Marselisborg lystbådehavn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Marselisborg lystbådehavn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 8819$$

### 1.1.6 Vejle havn

TABEL 1.3  
SAMLET RISIKO FRA BLANDING AF METALLER, GENNEMREGNET EKSEMPEL FRA VEJLE  
HAVN.

Meta l	Økotoksikologisk kriterie <sup>1</sup>	Koncentration i havnesediment (1996) <sup>2</sup>	Brøk	Samlet
	ug/kg	ug/kg	-	-
Hg	50	300	6	
Cd	100	1900	19	
Pb	5000	41000	8,2	
Cu	5000	46000	9,2	
As	1000	9100	9,1	
Ni	5000	18000	3,6	
Zn	50000	213000	4,26	
Cr	10000	21000	2,1	

<sup>1</sup> OSPAR. Agreed Background/Reference Concentrations og Agreed ecotoxicological assessment criteria (EAC). <sup>2</sup> Miljøstyrelsen (2000).

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Vejle havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Butylbenzylphthalat (BBP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthren, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 3461$$

### 1.1.7 Kolding havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Kolding havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Butylbenzylphthalat (BBP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthren, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 10922$$

### 1.1.8 Frederiksholmløbet

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Frederiksholmløbet:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Dichlorbenzen, 1,4-, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren,

Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 9216$$

#### 1.1.9 Svanemølle havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Svanemølle havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Dichlorbenzen, 1,4-, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 17020$$

#### 1.1.10 Prøvestenen

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Prøvestenen:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 4000$$

#### 1.1.11 Åbenrå

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Åbenrå:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Butylbenzylphthalat (BBP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren:

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 3950$$

#### 1.1.12 Fåborg lystbåde havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Fåborg lystbåde havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Di-n-butyl phthalat (DBP), Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren, :



$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 6950$$

### 1.1.13 Odense havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Odense havn:

Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Butylbenzylphthalat (BBP), Di-n-butylphthalat (DBP), Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(ghi)perylene, Benzo(a)pyren, Chrysen/Triphenylen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren, :

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 17829$$

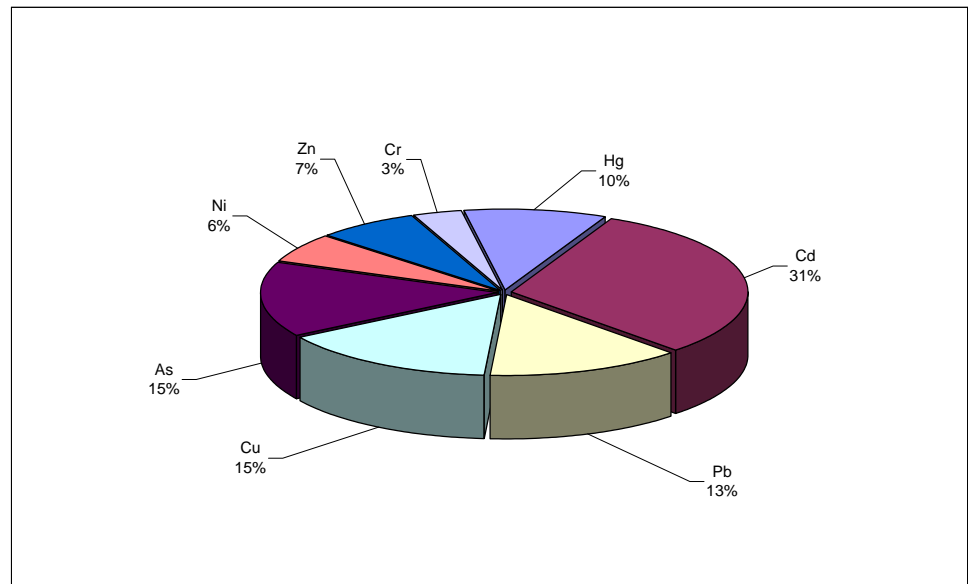
## 1.2 METALLER

### 1.2.1 Vejle havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Vejle havn:

Hg, Cd, Pb, Cu, As, Ni, Zn, Cr

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 62$$



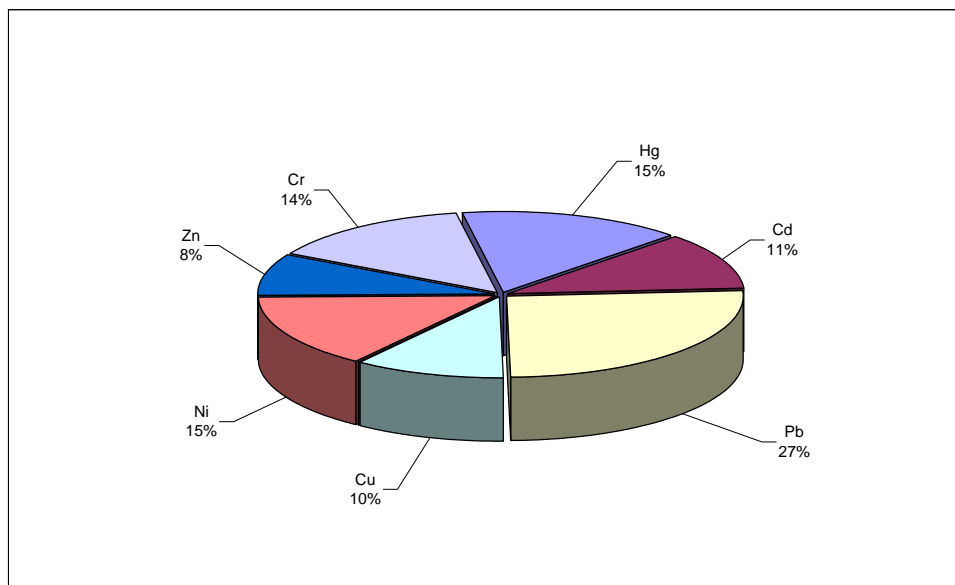
FIGUR 1.3  
BIDRAG TIL SUMTOX FOR VEJLE HAVN FORDELT PÅ ENKELTSTOFFER. KUN STOFFER DER BIDRAGER MED MERE END 0,1% ER VIST I FIGUREN.

### 1.2.2 Esbjerg havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Esbjerg havn:

Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 39$$



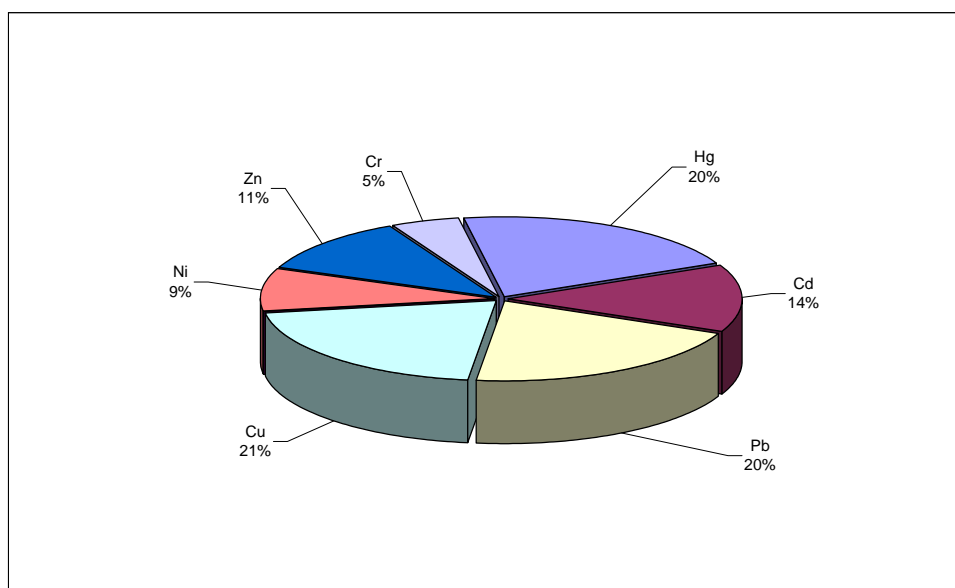
FIGUR 1.4  
BIDRAG TIL SUMTOX FOR ESBJERG HAVN FORDELT PÅ ENKELSTOFFER. KUN STOFFER DER BIDRAGER MED MERE END 0,1% ER VIST I FIGUREN.

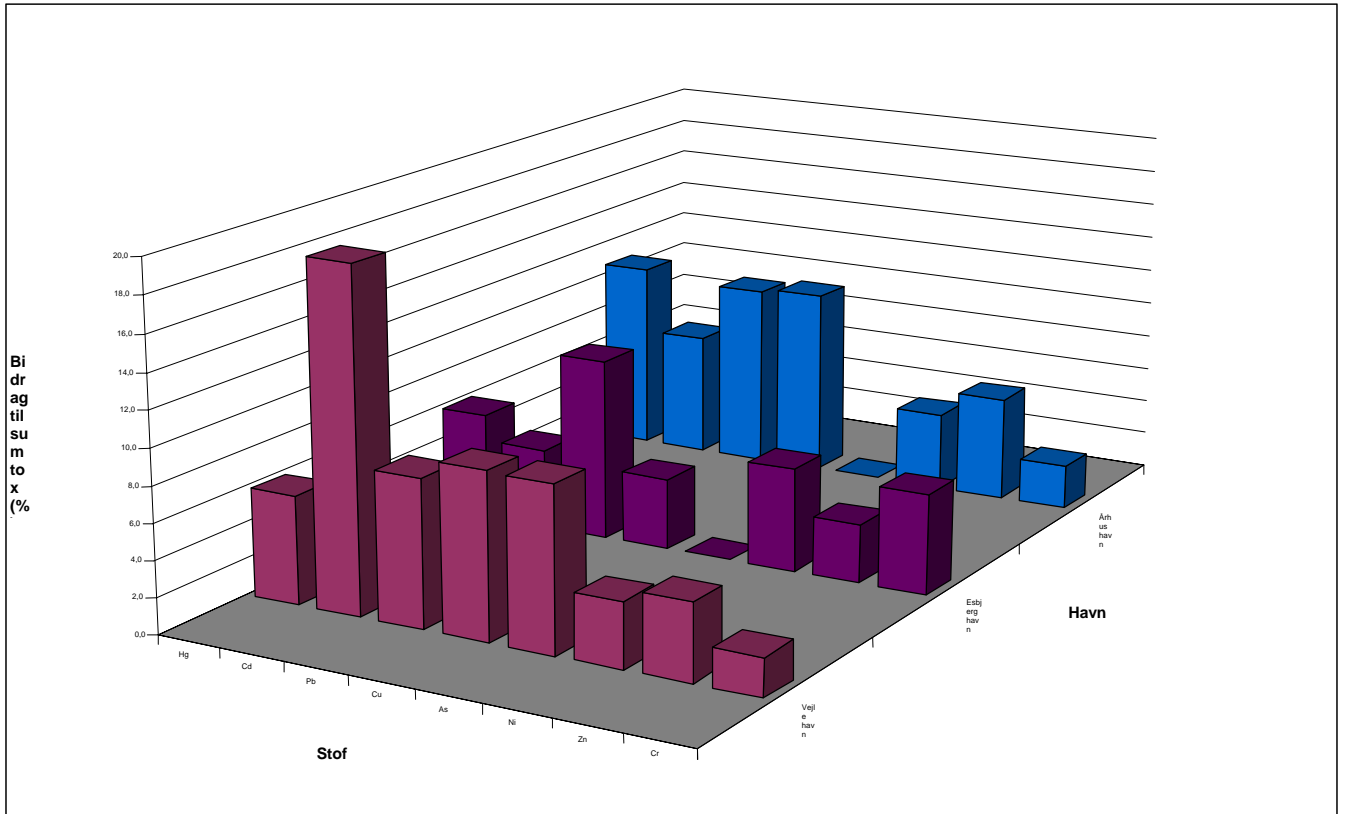
### 1.2.3 Århus havn

Følgende stoffer er inkluderet (krav: PNEC og PEC fundet) i sumtox for Esbjerg havn:

Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr

$$\sum \frac{PEC}{PNEC} = 52$$





FIGUR 1.5  
 BIDRAG TIL SUMTOX FOR ESBJERG HAVN FORDELT PÅ ENKELTSTOFFER. KUN STOFFER DER  
 BIDRAGER MED MERE END 0,1% ER VIST I FIGUREN.



# 1 Konsekvensvurdering mht. voluminer

## 1.1 INDLEDNING TIL AFPRØVNING

Der er gennemført en opgørelse over placeringsbehovet for havnesedimenter i Danmark. Sedimenter fra sejlrenderne til Hirtshals, Hanstholm og Esbjerg er dog ikke medtaget i opgørelsen. Der er anvendt to strategier (baggrundskoncentration og toksicitetsbaseret), og analysen viser krav til datamaterialet og giver en vurdering af sedimentmængderne acceptable bortskaffelse ved klappning til havs, til kystnære depoter og til kontrolleret opbevaring på land.

Der er valgt tre eksempelstoffet ud (kobber, benz(a)pyren og TBT), som indgår med kriterier i undersøgelsen af konsekvenserne af et eksempel og to strategier:

1. Som et eksempel på faste kriterieværdier er norske kriterier anvendt
2. Anvendelse af eksisterende grænseværdier i alle amter (ca. 2x baggrund)
3. Anvendelse af grænseværdier for toksisk virkning.

Datagrundlaget for analysen er Miljøstyrelsens databaser over indholdet af metaller og miljøfremmede stoffer i klappmateriale. Datagrundlaget for især de miljøfremmede stoffer er meget sparsomt og udgør det største bidrag til usikkerhed for vurderingen af strategiernes betydning for klappingspraksis. Fastsættelsen af kriterieværdier er gennemført på baggrund af litteraturen. Der er fundet meget få værdier for TBT og meget forskellige kriterieværdier i øvrigt (se kapitel 2).

Der er gennemført en sensitivitetsanalyse, hvor sensitiviteten af de beregnede placeringsbehov med hensyn til varierende grænseværdier er beskrevet. Det er fundet, at sensitiviteten på kravene til TBT er meget stor, mens sensitiviteten for kravene til de andre stoffer er tydelig mindre.

Da ikke alle parametre er målt i alle havne er det nødvendigt at indføre estimater hvor der mangler koncentrationsmålinger. Den dermed indførte usikkerhed er søgt belyst ved en sensitivitetsanalyse.

For at kunne vurdere en given strategi med hensyn til de praktiske implikationer er det nødvendigt at konkretisere den overordnede retningslinje (strategi) og derved konkret at angive et skøn på hvor mange tons sediment per år der på landsplan henføres til de valgte placeringstyper.

Til det formål er der udarbejdet en model i form af et regneark, som omfatter en database og en beregningsdel.

Databasen indeholder datagrundlaget og omfatter et katalog over:

- 1 Havnesedimenternes indhold af kritiske stoffer.
- 2 Forventet fremtidigt klapbehov for hver havn.

Databasedelen indeholder beregningerne, der giver vurderingen af behovet inden for de tre valgte placeringsmuligheder.

### **1.1.1 Datagrundlag**

#### *1.1.1.1 Havnesedimenternes indhold af kritiske stoffer.*

Koncentrationerne af tungmetaller og miljøfremmede stoffer og det forventede fremtidigt klapbehov er angivet i (Miljøstyrelsen, 2000,a) og i (Miljøstyrelsen, 2000,b).

En opgørelse over koncentrationernes niveau i de forskellige amter Danmark er givet som medianværdier i Tabel 1.1.

For de havnebassiner, hvor der mangler målinger er der gennemført et skøn af koncentrationen for dermed at opnå et skøn over alle amternes samlede behov. Da der fra (Miljøstyrelsen, 2000,a) fremgår, at der på nationalt plan ikke findes en anvendelig sammenhæng mellem koncentration af forurende stof og glødetab, havnetype etc. anvendes i denne analyse den relativ simple model, at et amts medianværdi for et bestemt stof kan anvendes som estimat på den tilsvarende koncentration i samme amt eller et amt der ligner mht. sandvandring og stofeksponering. Havne ved østkysten af Jylland og på øerne antages forskellige fra havne fra Vesterhavet/Bornholm. De anvendte modelkoncentrationer fremgår af markeringen (\*<sup>\*</sup>) i nedenstående Tabel 1.1. Ved at anvende medianer til denne modellering vil ekstremværdier, ikke præge analysen i særlig grad.

Det samlede antal målinger er derimod vigtigt for usikkerheden af skønnet, fordi et stort antal vil nedbringe antallet af havne, hvor det er nødvendigt at bruge modellerede (mindre sikre) værdier for koncentrationen.

TABEL 1.1  
 MEDIANVÆRDIER AF MÅLINGER SIDEN 1995 I HAVNESEDIMENTERNE SAMLET PER AMT.  
 FOR VÆRDIER MÆRKET MED \* FORELIGGER DER INGEN MÅLINGER I DEN AKTUELLE  
 DATABASE, DERFOR ER VÆRDIER FRA AMTER SKØNNET SAMMENLIGNELIGE INDSAT OG  
 BRUGT VED ANALYSEN.

Analyser i havnesedimenter	µg/kgTS	mg/kgTS	µg/kgTS	%	(g/kg TS)
Havn	TBT	Cu	PAH Benz(a)pyren	tørstof	Glødetab
Bornholms Amt	0,2*	9,0*	166,5*		
Frederiksborg Amt	191	3,4	670	75,0	46,8
Fyns Amt	318,5	19	820	52	84
Københavns Amt	126,5	186	670	46	113
Nordjyllands Amt	0,2	9,0	167*	75,0	22,5
Ribe Amt	50	88,4	167*	50,1	106,5
Roskilde Amt	162*	68,0*	485*		
Storstrøms Amt	162*	20,2	485*	54,4	72,0
Sønderjyllands Amt	87	19	167	64	54
Vejle Amt	162	68	485	29	155
Viborg Amt	50*	12,9	166,5	72,0	95,0
Århus Amt	155	2	1300	80	30

#### 1.1.1.2 Forventet fremtidigt klapbehov for hver havn.

Amternes og havnenes har gennemført en vurdering over de forventede klappmængder i årene 2001-2003. Middelværdien over disse tre år anvendes til vurderingen. En oversigt per amt er givet i Tabel 1.2.

Det bemærkes, at Københavns Amt ikke har behov for klappning da amtet deponerer alt sediment. Det bemærkes desuden, at der ikke foreligger værdier fra Vestsjællands og Roskilde Amt for klappningsbehov i perioden 2001-2003. Mængderne for sejlrenderne til Hirtshals, Hanstholm og Esbjerg havne er ikke medtaget i denne opgørelse, da det forudsættes, at disse sedimenter har koncentrationer som ligger på baggrundsniveau.

I Miljøstyrelsen (2000a) nævnes at amternes behov for klappning i fremtiden vil variere mellem 1,5 og 0,8 millioner tons/år. I nærværende undersøgelse arbejdes med en mængde på ca. 0,8 millioner tons/år. Dette tal vurderes at ligge indenfor intervallet opgivet af amterne og er dermed egnet som grundlag. Indberetningerne fra amterne til Miljøstyrelsen over klappede mængder har normalt ligget i intervallet 3-5 millioner tons/år. Der antydes i samme rapport at der i opgørelserne muligvis ligger en fejl fra omregning mellem m<sup>3</sup> og ton. Der kan dog ligeledes være tale om forskellen mellem forurenede havnesediment og mængden af sediment fra de hurtigt tilsandende sejlrender ved Vestkysten. Denne mængde fra sejlrenderne er, som tidligere nævnt, ikke medtaget i nærværende analyse.

Behovet for deponering i perioden 2001-2003 skønnes tilsvarende til 240.000 tons/år

TABEL 1.2  
AMTERNES ÅRLIGE KLAPBEHOV FOR HAVNESEDIMENTER UDTRYKT SOM GENNEMSNITTET FOR DET SKØNNEDE BEHOV FOR ÅRENE 2001-2003. RIBE AMT ER EKSKL. OPRENSNING I GRÅDYB.

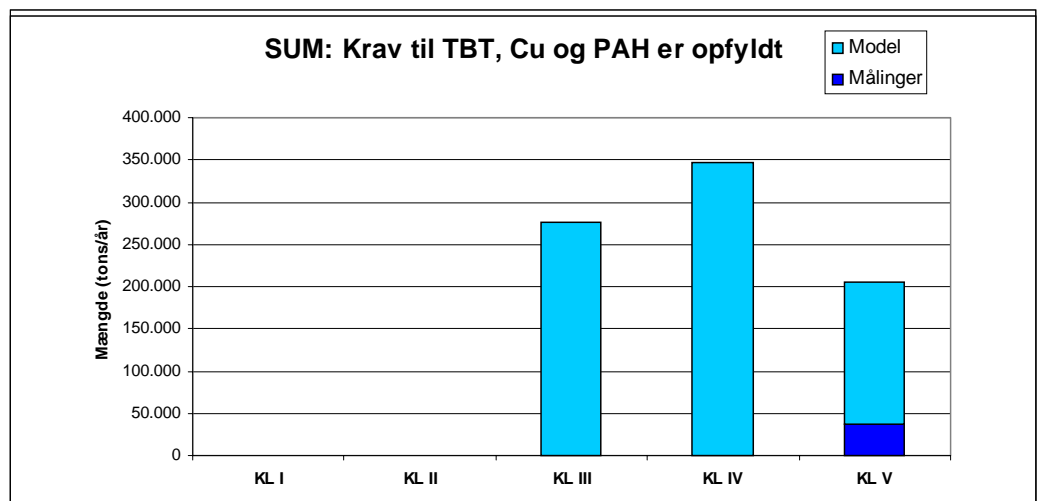
Amt	Klapbehov (ton/år)
Bornholm	10.000
Frederiksborg	45.067
Fyn	4.647
Københavns	0
Nordjyllands	56.317
Ribe	2.500
Storstrøms	186.000
Sønderjylland	195.467
Vejle	150.700
Viborg	25.000
Århus	151.400

### 1.1.2 Konsekvenser ved strategier og kriterier

#### 1.1.2.1 Konsekvenser, eksemplificeret ved norske grænseværdier

I det følgende anvendes grænseværdierne fra Norge på konsekvensmodellen for at give et eksempel på hvordan konsekvensmodellen reagerer på konkrete og operationelle værdier fra et naboland. Grænseværdierne og systemet for klassifikation i Norge er beskrevet i afsnit 2.2.4. Opbygningen og virkemåden for beregningsmodellen for behovet inden for forskellige placeringsmetoder (klapning, deponering, etc) er beskrevet i de følgende afsnit og i bilagene.

Grænseværdierne og de resulterende mængder fremgår af følgende Figur 1.11 og Tabel 1.3



FIGUR 1.1: KLAPBEHOV FOR BÅDE TBT, CU OG PAH (BENZ(A)PYREN) BASERET PÅ KLASSEKATION OG GRÆNSEVÆRDIER FRA NORGE .

Fra den nedenstående tabel ses, at det er PAH, benz(a)pyren, der stiller de hårdeste krav til placeringen. Kravene til TBT, som ikke er specificeret i Norge, er i denne analyse overtaget fra den danske praksis, som beskrives senere.



Det bemærkes, at de norske værdier give anledning til krav om landdeponering for ca. 200.000 tons/år (Klasse V). Derudover forventes der i dette eksempel ikke materiale, der er så lidt forurennet, at det svarer til Klasse 1 eller Klasse II.

TABEL 1.3

TABEL OVER RESULTATER FOR EKSEMPELLET FRA NORGE

"FRAKTIL", KONC": SAMHØRENDE VÆRDIER FOR PROCENTDEL AF ALLE MÅLINGER, DER HAR EN KONCENTRATION, DER ER MINDRE END DEN ANGIVNE I RÆKKEN FOR "KONC".

F.EKS. GÆLDER FOR TBT AT 9% AF ALLE MÅLINGER ER MINDRE END 10,6 µG/KGTS.

"BEHOV" ANGIVER DET FORVENTEDE PLACERINGSBEHOV (I TONS/ÅR) UD FOR HVER AF DE

TRE PLACERINGSMETODER; "REL ANDEL" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL FOR HVER

PLACERINGSMETODE; "DÆKNING" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL AF MÅLINGER I

FORHOLD TIL DET SAMLEDE BEHOV.

Norge		KL I	KL II	KL III	KL IV	KL V	i alt
<b>TBT</b>							
Fraktil	%	9	20	60	76	100	
Konc.	ug/kgTS	10,6	48,8	201	522	5201*	
Behov	ton/år	66.617	175.833	559.200	10.180	15.567	827.397
rel andel	%	8	21	68	1	2	100
dækning	%						36
<b>Cu</b>							
Fraktil	%	79	95	100	100	100	
Konc.	ug/kgTS	35	149	203*	203*	203*	
Behov	ton/år	636.447	180.950	10.000	0	0	827.397
rel andel	%	77	22	1	0	0	100
dækning	%						51
<b>PAH</b>							
Fraktil	%	0	0,4	8	35	100	
Konc.	ug/kgTS	43	51	199	501	1700*	
Behov	ton/år	0	0	283750	342533	201113	827.397
rel andel	%	0	0	34	41	24	100
dækning	%						7
<b>TBT+Cu+PAH</b>							
Behov, i alt	ton/år	0	0	275.417	347.533	204.447	827.397
rel andel	%	0	0	33	42	25	100
dækning	%						4

\*maximum værdi.

#### Strategi 1 (baggrundsværdier)

Denne strategi er valgt med udgangspunkt i grænseværdier for stofkoncentration, der traditionelt er blevet anvendt af danske amter ved udstedelser af tilladelser. Værdierne er oftest valgt som 2 gange baggrundsværdien eller som 1-3 gange detektionsgrænsen. Da disse værdier ikke eksisterer for alle amter og da de ikke er ens i de amter, der anvender grænseværdier, er der i denne analyse anvendt de hyppigste værdier.

Parametrene, som den her gennemførte analyse baserer sig på, er valgt ud fra det eksisterende datamateriales omfang og parametrenes potentielle virkning på havmiljøet. Parametrene er TBT, kobber (Cu) og benzo(a)pyren, som er en PAH.

Kriterier for placeringsmetode:

Ved at definere koncentrationsgrænseværdier for hver placeringsmetode dannes et hierarki af placeringstyper, som spænder fra klappning i havområder over kyst/hav deponering til deponering på land under kontrollerede forhold (kontrollerede deponier). For hver koncentration anvises der dermed én placeringsmetode. Grænseværdierne for klappning til havs er valgt efter amternes opgivelser som svarer til ca. 2 gange baggrundsniveauet.

Grænseværdien for kontrolleret deponering til lands er ikke angivet for de danske forhold og den er derfor valgt på baggrund af klassifikationer fra USA og Australien (Long et.al., 1995), (Batley, 1997). For TBT, Cu og PAH ligger disse værdier 50 gange højere end grænseværdien for klappning til havs.

De valgte grænseværdier er givet i nedenstående Tabel 1.4.

TABEL 1.4

GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFKONCENTRATIONER VED STRATEGI 1 (BAGGRUNDSVÆRDIER). FORKORTELSEN BAP ER FOR STOFFET BENZO(A)PYREN, DER ER VALGT SOM EKSEMPELSTOF FOR PAH.

	Klappning til havs	Kyst/hav depot	Kontrolleret deponering til lands
TBT (g/kgTS)	<6	<300	300
Cu (mg/kgTS)	<30	<1500	1500
BaP (g/kgTS)	<250	<12500	12500

Andre stoffer:

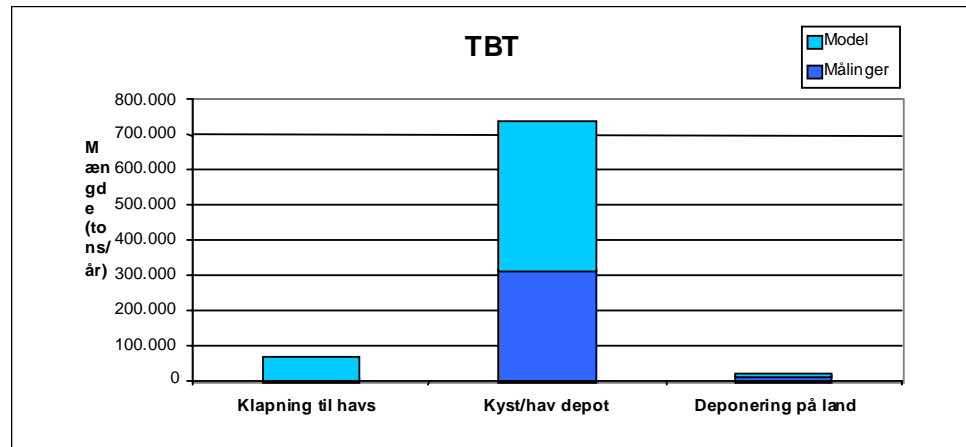
Kun kendte og målte stoffer kan indgå i en vurdering. Andre stoffer og ukendte stoffer skal, så snart der består behov derfor, indarbejdes i vurderingen. Indtil da må de parametre, der indgår i vurderingen, være udvalgt på en sådan måde, at de kan antages at være indikatorparametre for en bred vifte af stoffer.

Konsekvenser, strategi 1 (baggrundsværdier).

I dette afsnit gøres rede for valget af grænseværdier og for de deraf følgende konsekvenserne for mængderne.

TBT

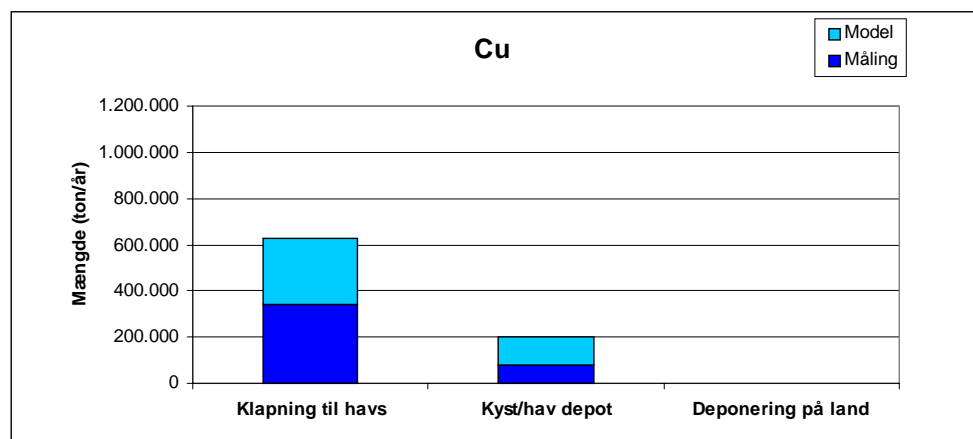
Grænseværdien for klappning i erosionsområde er sat til 6 µg/kgTS, svarende til 2 gange baggrundsværdien ved 10% glødetab. Grænseværdien for kontrolleret deponering på land er valgt til 300 µg/kgTS, svarende til ca 100 gange baggrundskoncentrationen. Resultatet er illustreret på og fremgår af Tabel 1.5. Det ses at en betydelig del på ca. 700.000 tons/år forudses skulle deponeres på i kystnære depoter. Da andelen af modelleret mængde er relativ stor, skal skønnet tages med forbehold.



FIGUR 1.2 KLAPBEHOV FOR TBT EFTER STRATEGI 1.

### Kobber

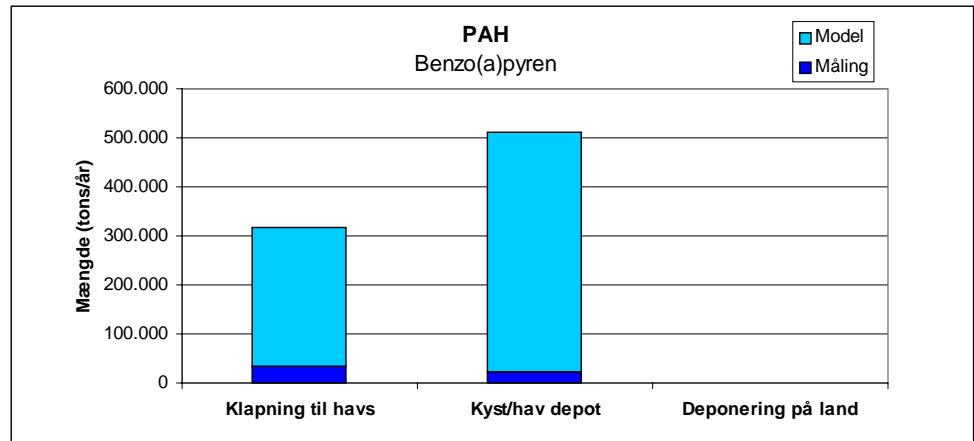
Grænseværdien for klappning til havs er sat til 30 mg/kg TS, svarende til 2 gange baggrundsværdien på 15 mg/kg TS. Grænseværdien mellem klappning og deponering til lands er sat til 100 gange baggrundsværdien, nemlig 1500 mg/kg TS. Ingen af de indmeldte prøver udviste så høje koncentrationer. Maximum har været 203 mg/kgTS . Resultatet er illustreret på Figur 1.3 og fremgår af Tabel 1.5. Der forudses at ca. 600.000 tons kan klappes og at ca. 200.000 tons skal deponeres kystnært.



FIGUR 1.3 KLAPBEHOV FOR KOBBER EFTER STRATEGI 1.

### PAH

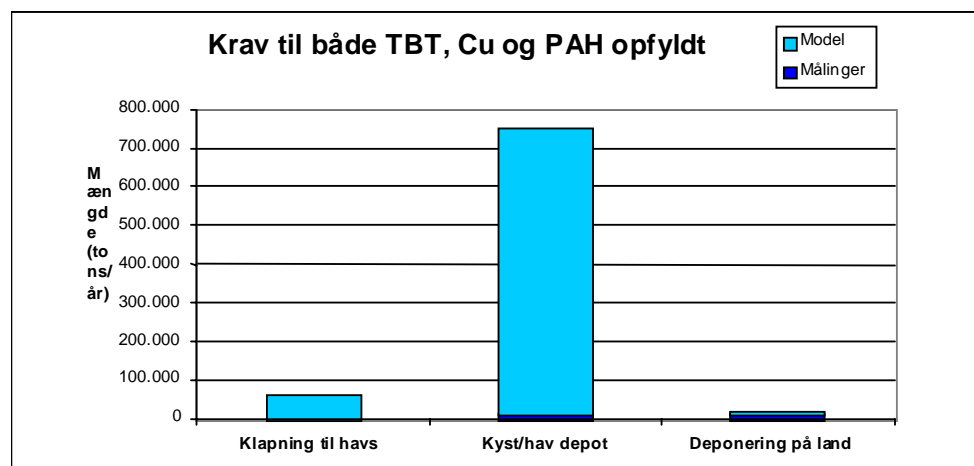
Grænseværdien for klappning til havs er sat til 250 µg/kgTS, svarende til 2 gange baggrundskoncentrationen. Grænseværdien for kontrolleret deponering på land er valgt til 12500 µg/kgTS, svarende til ca. 100 gange baggrundsværdien. Den maksimale koncentration fundet i Danmark har været på 1.700 µg/kgTS. Resultatet er illustreret på Figur 1.4 og i Tabel 1.5. Der forudses at ca. 320.000 tons kan klappes til havs, og at ca. 510.000 tons deponeres kystnært, under forudsætning at PAH kriterierne for benzo(a)pyren gælder alene. Da denne vurdering kun er baseret på 7% målte mængder skal dette resultat tages med forbehold.



FIGUR 1.4 KLAPBEHOV FOR PAH EFTER STRATEGI 1.

Samtidig opfyldelse af TBT-, Cu- og PAH kriteriet:

En opgørelse over behovene ved opfyldelse af både TBT- Cu- og PAH kriteriet er givet i Figur 1.5. Det findes, at der ved den kombinerede opgørelse eksisterer 3% målte og tilsvarende 97% modellerede mængder. I alt stiller dette kombinerede kriterie mulighed for ca. 65.000 tons til havs, samt krav om ca. 740.000 tons i kystnært deponeret og ca. 20.000 tons til deponering på land.



FIGUR 1.5 KLAPBEHOV FOR BÅDE TBT, CU OG PAH(BENZO(A)PYREN) EFTER STRATEGI 1.

Tabel 1.5

TABEL OVER RESULTATER FOR STRATEGI 1.

"FRAKTIL", KONC": SAMHØRENDE VÆRDIER FOR PROCENTDEL AF ALLE MÅLINGER, DER HAR EN KONCENTRATION, DER ER MINDRE END DEN ANGIVNE I RÆKKEN FOR "KONC".

F.EKS. GÆLDER FOR TBT AT 9% AF ALLE MÅLINGER ER MINDRE END 11 µG/KGTS.

"BEHOV" ANGIVER DET FORVENTEDE PLACERINGSBEHOV (I TONS/ÅR) UD FOR HVER AF DE TRE PLACERINGSMETODER, "REL ANDEL" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL FOR HVER PLACERINGSMETODE, "DÆKNING" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL AF MÅLINGER I FORHOLD TIL DET SAMLEDE BEHOV.

STRATEGI 1		Klapning til havs	Kyst/hav depot	Deponering på land	i alt
<b>TBT</b>					
Fraktil	%	9	72	100	
Konc.	ug/kgTS	6,0	300,0	5.201*	
Behov	ton/år	66.617	741.567	19.213	827.397
rel andel	%	8	90	2	100
dækning	%				40
<b>Cu</b>					
Fraktil	%	74	100	100	
Konc.	ug/kgTS	30	1.500	203*	
Behov	ton/år	626.447	200.950	0	827.397
rel andel	%	76	24	0	100
dækning	%				51
<b>PAH</b>					
Fraktil	%	12	100	100	
Konc.	ug/kgTS	250	12.500	1.700*	
Behov	ton/år	317.083	510.313	0	827.397
rel andel	%	38	62	0	100
dækning	%				7
<b>TBT+Cu+PAH</b>					
Behov	ton/år	60.617	747.567	19.213	827.397
rel andel	%	7	90	2	100
dækning	%				3

\* maximum værdi.

#### Usikkerhed, strategi 1

Den største usikkerhed ligger i manglende analyse data især for PAH (benzo(a)pyren) men også for TBT. For disse to stoffer kendes der kun målte koncentrationer for hhv. 3% og 40% af de forventede sedimentmængder.

Analysen for det kombinerede kriterie for alle tre parametre er domineret af usikkerheden på PAH, i dette tilfælde bemnzo(a)pyren. Derfor må datagrundlaget for denne parameter udbygges som første prioritet. Som anden prioritet skal flere analyser af TBT i databasen. Den mindst kritiske parameter er kobber. At der ikke findes kobber-koncentrationer i det meget høje regime, skyldes sandsynligvis, at analyserne er fra sedimenter, der har opnået en klappingstilladelse. Flere eksisterende kobber målinger kan tilføjes databasen, men ændrer næppe på sediment placeringen. Andre tungmetaller som bly og krom kan medtages og kan forventes at have betydning i enkelte havne. For den nationale opgørelse forventes mindre påvirkning.

Derudover ligger der en usikkerhed i stoffet LAS, som slet ikke er medtaget i denne analyse fordi det er antaget, at miljøvirkningen af LAS er af mindre graverende art end for de andre tre valgte stoffer.

Sensitivitet, strategi 1

Den gennemførte opgørelse er præget af parameteren PAH. Det påpeges, at sensitiviteten evt. kan ændre sig betydeligt når et større datagrundlag er etableret.

Opgørelsen udviser næststørst afhængighed af TBT. Grænseværdier for kyst/hav deponering er meget lidt sensitiv i intervallet mellem 200 og 1500 µg/kgTS.

For kobber udvises en moderat sensitivitet for grænseværdien for klapning. En moderat ændring af grænseværdien vil have en sammenlignelig relativ ændring af den klappede sedimentmængde til følge. Da alle koncentrationer ligger under grænsen for landdeponering har denne grænseværdi ingen sensitivitet.

I alt er sensitiviteten af analysen relativ lille overfor moderate ændringer af grænseværdierne.

#### 1.1.2.2 Strategi 2 (toksicitet)

Denne strategi anvender som grænseværdier eksisterende viden om giftvirkning på relevante organismer i havmiljøet - stoffets toksiske virkning. Valget af grænseværdierne bygger på undersøgelser fra USA (Long et.al., 1995) og Australien (Batley, 1997), samt VKI (1998). For TBT, Cu og PAH ligger værdierne for deponering i kyst/hav zonen 10 gange højere end grænseværdien for klapning til havs.

De valgte grænseværdier er givet i nedenstående Tabel 1.6:

TABEL 1.6  
GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFKONCENTRATIONER VED STRATEGI 2 (TOX). FORKORTELSEN PAH ER I DENNE TABEL BRUGT FOR STOFFET BENZO(A)PYREN.

	Klapning til havs	Kystnært depot (CAD/CDF)	Kontrolleret deponering til lands
TBT (g/kgTS)	<1*	<10	10
Cu (mg/kgTS)	<50	<500	500
PAH (g/kgTS)	<500	<5000	5000

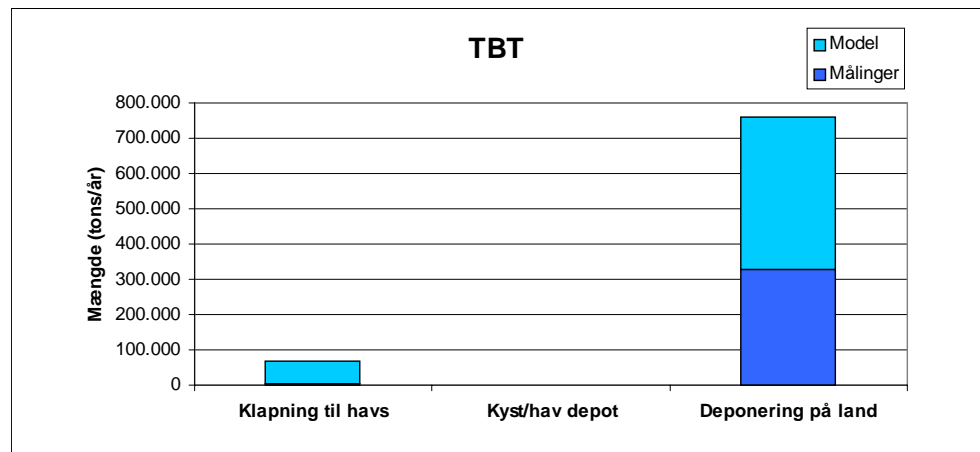
\* foreslået SKK for Danmark

Beskrivelsen af datakrav og deponering er de samme som for strategi 1.

Konsekvenser, strategi 2 (toksicitet)

TBT

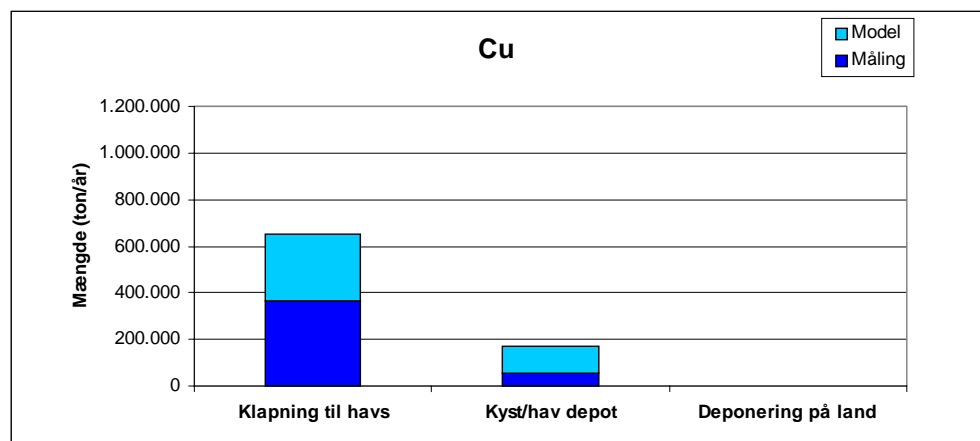
Resultatet er illustreret på Figur 1.6 og Tabel 1.. Det ses at en mindre del på ca. 65.000 tons/år forudses deponeret til havs mens ca. 760.000 tons/år skal landdeponeres.



FIGUR 1.6 KLAPBEHOV FOR TBT EFTER STRATEGI 2.

### Kobber

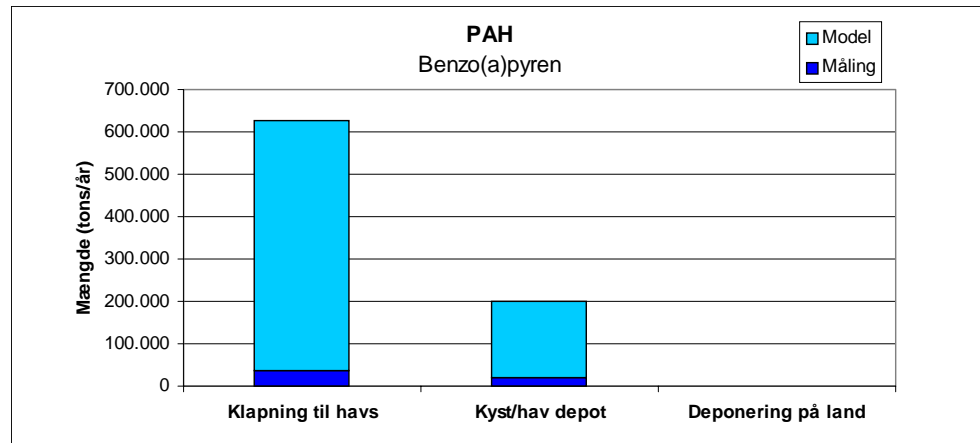
Resultatet er illustreret på Figur 1.7 og fremgår af Tabel 1.7. Der forudses at ca. 650.000 tons kan klappes og at ca. 175.000 tons skal deponeres kystnært.



FIGUR 1.7 KLAPBEHOV FOR KOBBER EFTER STRATEGI 2.

### PAH

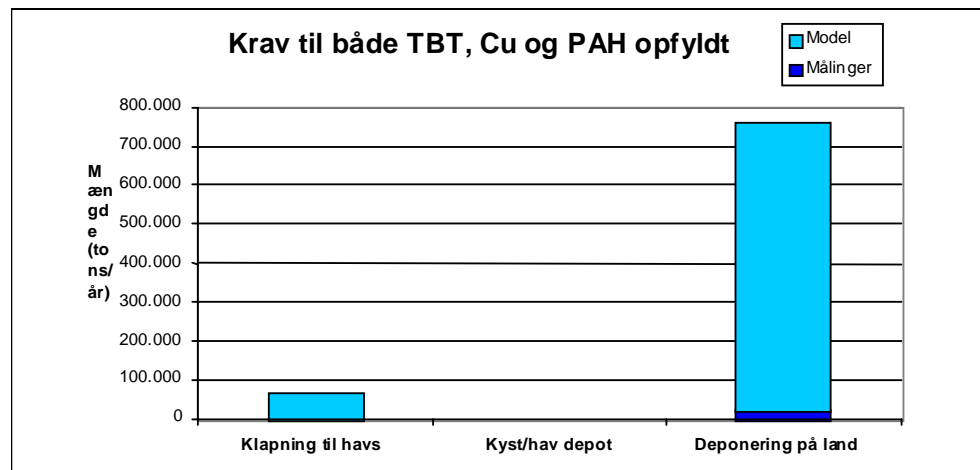
Resultatet er illustreret på Figur 1.8 og i Tabel 1.7. Der forudses at ca. 625.000 tons kan klappes til havs, at 200,000 tons kan klappes i kystnære depoter, og der forudses ingen deponering på land, under forudsætning at PAH kriterierne for benzo(a)pyren alene gælder. Da denne vurdering kun er baseret på 7% målte mængder skal dette resultat tages med forbehold.



FIGUR 1.8 KLAPBEHOV FOR PAH EFTER STRATEGI 2.

Samtidig opfyldelse af TBT-, Cu- og PAH kriteriet:

En opgørelse over behovene ved opfyldelse af både TBT- Cu- og PAH kriteriet er givet i Figur 1.9. Det findes, at der ved den kombinerede opgørelse eksisterer 2% målte og tilsvarende 98% modellerede mængder. I alt stiller dette kombinerede kriterie krav om ca. 65.000 tons til klappning til havs og ca. 760.000 tons til kontrollerede landdepoter per år.



FIGUR 1.9 KLAPBEHOV FOR BÅDE TBT, CU OG PAH(BENZO(A)PYREN) EFTER STRATEGI 2.



Tabel 1.7

TABEL OVER RESULTATER FOR STRATEGI 2.

"FRAKTIL", KONC": SAMHØRENDE VÆRDIER FOR PROCENTDEL AF ALLE MÅLINGER, DER HAR EN KONCENTRATION, DER ER MINDRE END DEN ANGIVNE I RÆKKEN FOR "KONC".

F.EKS. GÆLDER FOR TBT AT 9% AF ALLE MÅLINGER ER MINDRE END 11 µG/KGTS.

"BEHOV" ANGIVER DET FORVENTEDE PLACERINGSBEHOV (I TONS/ÅR) UD FOR HVER AF DE TRE PLACERINGSMETODER, "REL ANDEL" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL FOR HVER PLACERINGSMETODE, "DÆKNING" ANGIVER DEN RELATIVE ANDEL AF MÅLINGER I FORHOLD TIL DET SAMLEDE BEHOV.

STRATEGI 2	Enhed	Klapning til havs	Kyst/hav depot	Deponering på land	i alt
<b>TBT</b>					
Fraktil	%	4	9	100	
Konc.	ug/kgTS	1,0	10,0	5.201*	
Behov	ton/år	66.617	0	760.780	827.397
rel andel	%	8	0	92	100
dækning	%				40
<b>Cu</b>					
Fraktil	%	86	100	100	
Konc.	ug/kgTS	50	203*	203*	
Behov	ton/år	654.197	173.200	0	827.397
rel andel	%	79	21	0	100
dækning	%				51
<b>PAH</b>					
Fraktil	%	35	100	100	
Konc.	ug/kgTS	500	1700*	1.700*	
Behov	ton/år	626.283	201.113	0	827.397
rel andel	%	76	24	0	100
dækning	%				7
<b>TBT+Cu+PAH</b>					
Behov, begge	ton/år	66.617	0	760.780	827.397
rel andel	%	8	0	92	100
dækning	%				2

\* maximum værdi.

## Usikkerhed, strategi 2

I modsætning til strategi 1 ligger den største usikkerhed her i manglende analyse data især for TBT men også for PAH (benzo(a)pyren). For disse to stoffer kendes der kun målte koncentrationer for hhv. 40% og 7% af de forventede sedimentmængder. Grænseværdierne for TBT er så lave, at en stor del af sedimentmængderne skal i kystnær depot.

Analysen for det kombinerede kriterie for alle tre parametre er domineret af usikkerheden på TBT. Derfor må datagrundlaget for denne parameter udbygges som første prioritet. Som anden prioritet skal flere analyser af PAH i databasen. Den mindst kritiske parameter er kobber.

## Sensitivitet, strategi 2

Sensitiviteten er styret af de lave grænseværdier for TBT. Næsten alle målinger ligger over disse niveauer. Derfor reagerer grænseværdien for klapning meget sensitivt overfor en hævnning af grænseværdien, hvorimod en yderligere sænkning ikke vil have store konsekvenser. Grænseværdien for landdeponering udviser samme høje sensitivitet. For PAH viser det sig, at

sensitiviteten ikke er stor, selv om usikkerheden er betydelig på grund af det lille datagrundlag. For kobber udvises en moderat sensitivitet for grænseværdien for klappning. En moderat ændring af grænseværdien vil have en sammenlignelig relativ ændring af den klappede sedimentmængde til følge. Da alle koncentrationer ligger under grænsen for landdeponering har denne grænseværdi ingen sensitivitet. I alt er sensitiviteten af analysen relativ stor overfor små ændringer af grænseværdierne især på TBT.