

Vedr. karakteristik af sediment fra havne**Indhold**

0.	Sammenfatning (1)
1.	Baggrund (3)
2.	Karakteristik af havnesediment (3)
2.1.	Generel beskrivelse af havnesediment (3)
2.2.	Karakterisering ud fra forurenende stoffer (4)
2.2.1.	<i>Indhold af forurenende stoffer (5)</i>
2.2.2.	<i>Klassificering af forurenende stoffer (7)</i>
2.2.3.	<i>Karakterisering efter udvaskningsegenskaber (18)</i>
3.	Kilder til forurenende stoffer (19)
4.	Sammenligning med andre restprodukter (21)
5.	Erfaringer fra andre lande (22)
6.	Muligheder for genanvendelse af havnesediment (23)
7.	Konklusion (24)
8.	Referencer (27)
Bilag I	Klassificering af 6 forurenende stoffer i havnesediment (29)

0. Sammenfatning

DAKOFA gennemfører løbende overvågning af realiseringen af initiativerne i regeringens Affaldsstrategi 2005-08, som bl.a. omfatter initiativer på området *havbundssedimenter*.

Nærværende notat opsamler på baggrund af Miljøstyrelsens righoldige analyser og udredningsarbejder den aktuelle viden om specielt *havnesedimenters* indhold af forurenende stoffer, og søger at karakterisere havnesediment dels i forhold til de forskellige regelsæt, der gælder for jord og restprodukter, dels i f.t. andre restprodukter. Øvrige optagne havbundssedimenter, der udgør i størrelsesordenen 75% af de 3 mio m³, der årligt optages, kan som udgangspunkt anses for 'rene' (bestående af sand og sten). Disse 75% behandles ikke yderligere i notatet.

Gennemgangen viser, at havnesediment fra danske havne er meget velundersøgt. Således er 12 typiske sedimenter ved en landsdækkende undersøgelse analyseret for 113 organiske forbindelser (hvoraf 34 blev fundet i koncentrationer over detektionsgrænserne) og optagne sedimenter analyseres løbende for toksiske metaller.

Der er en relativt stor variation i kvaliteten af de forskellige sedimenter, som *ikke* kan tilskrives havnenes anvendelse, men snarere belastningen fra baglandet – først og fremmest punktkilder og regnvandsbetingede overløb. TBT, der for mindst 95% vedkommende stammer fra skibsmaling, er dog en undtagelse, ligesom op mod halvdelen af kobberet kan hidrøre fra bundbehandlede (lyst)både.

Ud af de i alt 34 organiske forbindelser og de toksiske metaller, som er fundet i havnesediment, skærer en for Miljøstyrelsen gennemført risikovurdering antallet af egentlige problemstoffer ned til 6 (bly, cadmium, kobber, kviksølv, PAH og TBT), som bør overvejes ved vurderingen af risici forbundet med sedimenternes disponering. Disse 6 problemstoffer forekommer – når bortses fra TBT - imidlertid i koncentrationer på niveau med koncentrationerne i andre restprodukter, og mellem faktor 40 og 4000 under koncentrationer, der ville klassificere sedimentet som farligt affald.

De mest problematiske stoffer, som gør, at ikke al havnesediment umiddelbart kan klappes eller oplægges i spulefelter, synes at være kobber og de organiske forbindelser (PAH og TBT).

De organiske stoffer nedbrydes med tiden. PAH antages at have en halveringstid under anaerobe, marine betingelser på i størrelsesordenen ½ år, mens halveringstiden for TBT under danske forhold antages at være mellem 3 og 5 år.

Særligt f.s.v.a. PAH kunne den nyligt gennemførte lempelse af jordkvalitetskriteriet give anledning til overvejelser, idet nye sundheds- og miljømæssige betragtninger på tilsvarende vis måske kunne føre til lempelser af aktionsniveauerne i f.t. havnesediment.

Det forekommer i hvert fald ulogisk, at mens 8 ud af 12 sedimenttyper med de nye jordkvalitetskriterier ville kunne anvendes lovligt som topdække i villahaver, må kun 4 ud af 12 frit klappes til havs eller oplægges i spulefelter (uden iagttagelse af reglerne for deponering af affald).

Variationen i indholdet af forurenende stoffer fra havn til havn, der primært må tilskrives variationen i baglandsbelastning, indikerer, at der ikke kan fastlægges ens retningslinier for disponering af al havnesediment, men at disponeringen konkret må vurderes fra havn til havn.

Specielt forekomsten af kobber må vurderes konkret, da der lige så vel kan være tale om meget giftige kobberforbindelser fra biocider påført både, som mere harmløse forbindelser fra først og fremmest kloaksystemet. I sidstnævnte tilfælde burde de langt mere lempelige grænseværdier, som gælder for andre restprodukter, kunne finde anvendelse.

1. Baggrund

Ifølge DAKOFAs handlingsplan for 2005-06 skal DAKOFA bl.a. 'Formidle analyser og løsninger på gennemførelse af resterende initiativer i Affaldsstrategi 2005-08, herunder ajourføre kataloget over 123 initiativer i Affaldsstrategien i den takt, de enkelte initiativer måtte blive aktualiseret.'

Ikke mindre end tre af de 123 initiativer i Affaldsstrategien omhandler havbundssedimenter og deres fremtidige disponering, og eftersom Miljøstyrelsen nu har ladet gennemføre et stort analysearbejde (se *Miljøstyrelsen 2001a-e* og *Miljøstyrelsen 2005a-d*) og udsendt en klapvejledning (*Miljøstyrelsen, 2005e*) samt overvejer konkret udformning af danske acceptkriterier for affald, der må modtages på deponeringsanlæg (herunder kystnære deponier også for havnesedimenter), er det relevant at gøre en status over de gennemførte udredningsarbejder og konkret at vurdere karakteren af havnesedimenter.

Nærværende notat tjener primært til at karakterisere havnesediment, specielt set i f.t. andre affaldstyper og reglerne for disses håndtering.

Notatet baserer sig primært på Miljøstyrelsens arbejdsrapporter og miljøprojekter, samt på materiale stilet til rådighed af Danske Havne.

2. Karakteristik af havnesediment

I forlængelse af OSPAR Konventionen om beskyttelse af havmiljøet i det nordøstlige Atlanterhav har OSPAR-landene vedtaget et sæt retningslinier for karakterisering m.v. af optaget havbundsmateriale, som indebærer dels en fysisk karakterisering, dels en kemisk karakterisering, og, dersom de potentielle virkninger af det optagne havbundsmateriale ikke kan vurderes alene på baggrund heraf, tillige en biologisk karakterisering.

Nedenfor gives nogle generelle fysiske og kemiske karakteristika af danske *havnesedimenter*, ligesom de forurenende stoffers klassificering efter farlighed og udvaskningsegenskaber beskrives.

Øvrige havbundssedimenter, som eksempelvis optagne materialer fra sejlløb, behandles ikke yderligere i nærværende notat, da sådanne som udgangspunkt antages at være 'rene' og uproblematisk at re-allokere i det marine miljø (subsidiært på spulefelter), hvilket bl.a. understøttes af den opgørelse over det gennemsnitlige indhold af toksiske metaller i al optaget havbundssediment (havne- så vel som sejlløbs-sediment) i 1994, som er medtaget i tabel 2.1 nedenfor. Den viser, at indholdet af toksiske metaller for de flestes vedkommende ligger langt under jordkvalitetskriteriet (med cadmium som en undtagelse – men dog stadig under kriteriet).

Af den samlede årlige mængde optagne havbundssedimenter udgør mængden fra sejlløb langt den overvejende del (ca. 2,5 mio m³/år), mens der til sammenligning kun optages ca. 800.000 m³ i havne. Miljøstyrelsen har ladet udføre en beregning af mængden af sediment fra potentielt forurenede områder til i størrelsesordenen 830.000 m³ eller 750.000 tons/år (*Miljøstyrelsen, 2005c*).

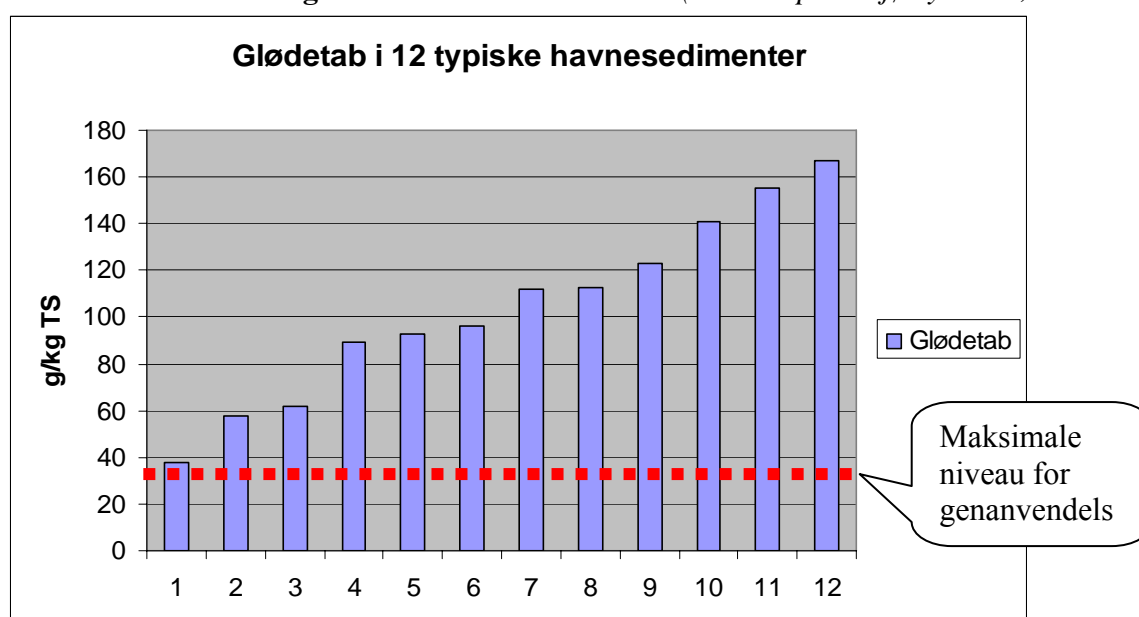
2.1. Generel beskrivelse af havnesediment

Stadig jf. OSPAR bør sediment fysisk karakteriseres efter dets sammensætning i fraktionerne ler, silt, sand, grus og sten, som er hovedbestanddelene, målt i vægt, i sediment. (*Miljøstyrelsen, 2005d*)

Disse forhold varierer selvsagt meget fra havn til havn. Grundet den typisk lave vandtransport i havne er havnesediment karakteriseret ved et relativt højt indhold af de fineste fraktioner (ler og silt) og et relativt højt indhold af organisk stof, hvilket gør havnesediment mindre egnet i råstofsammenhæng end eksempelvis egentlige havbundsmaterialer.

Specielt havnesedimentets indhold af organisk stof, der igen afhænger meget af belastning fra land (spildevandsudløb m.v.), er af stor betydning for anvendelsesmulighederne. Kun sedimenter med et organisk stofindhold <3-4% (30-40 g/kg TS) skønnes ifølge *Miljøstyrelsen, 2001d* egnede til direkte genanvendelse. I en undersøgelse af 12 typiske sedimenter fra danske havne (*Miljøstyrelsen, 2001a*), undersøgtes også glødetabet, der udtrykker det organiske stofindhold. Fordelingen fremgår af figur 2.1.

Figur 2.1.: Glødetabet i 12 typiske sedimenter fra danske havne, sammenholdt med det maksimale niveau for genanvendelse af sediment. (Baseret på *Miljøstyrelsen, 2001a og d*)



Da en række forurenende stoffer har en relativ stor affinitet for organisk stof, kunne det antages, at sediment med højt glødetab også ville indeholde større koncentrationer af forurenende stoffer. I undersøgelsen af de 12 sedimenter (*Miljøstyrelsen, 2001a*) gennemførtes en korrelationsanalyse mellem glødetab og 15 organiske stofgrupper, men der fandtes kun en signifikant positiv korrelation for to konkrete stoffer, mens der ikke fandtes at være nogen korrelation for alle de øvrige stoffer og stofgrupper.

2.2. Karakterisering ud fra forurenende stoffer

Når optaget havnesediment skal disponeres, må det vurderes ikke alene ud fra dets materialesammensætning og tekniske egenskaber, men også ud fra dets potentielle miljøbelastning, som er bestemt af dels *indholdet* (faststofkoncentrationerne), dels *udvaskningen* af forurenende stoffer.

Det er alene *faststofkoncentrationerne* der lægges til grund ved klassificering af farligt affald (og for den sags skyld farlige stoffer og produkter), mens det i højere grad er *udvaskningsegenskaberne*, der er af betydning ved vurderingen af miljømæssige risici forbundet med sedimenternes disponering. Der eksisterer ikke en entydig sammenhæng mellem faststofkoncentrationer og udvaskningsegenskaber, da sidstnævnte alene bestemmes af de forurenende stoffers binding i den matrix, hvor de forekommer, samt det kemiske miljø, de opbevares i, og ikke af deres koncentration.

I det følgende karakteriseres havnesediment derfor dels ved dets faststofkoncentrationer, efterfulgt af en klassificering af de farlige stoffer, der forekommer i sediment i koncentrationer, der kan være af betydning for dets disponering, og endelig karakteriseres havnesediment ved dets udvaskningsegenskaber i det begrænsede omfang den aktuelle viden tillader.

2.2.1 Indhold af forurenende stoffer

Dansk havnesediment har været gjort til genstand for grundige analyser af såvel indholdet af toksiske metaller som miljøfremmede organiske forbindelser. Sidstnævnte således i en stort anlagt analyse af sedimenter fra 12 havne og havneløb (*Miljøstyrelsen, 2001a*), repræsenterende stort set alle typer havne, nemlig industrihavne (Frederiksholmløbet, Odense Havn, Vejle Havn, Kolding Havn og Åbenrå Havn), oliehavne (Prøvestenen og Århus Havn), fiskerihavn (Århus Fiskerihavn) og lystbådehavne (Svanemøllen Lystbådehavn, Fåborg Lystbådehavn, Marselisborg Lystbådehavn og Sønderborg Lystbådehavn).

Af de i alt 113 stoffer, der blev analyseret for i havnesedimenterne, blev kun 34 stoffer påvist, og det var stort set de samme stoffer, som forekom i alle havnesedimenterne.

Især er det vigtigt at notere sig, at de persistente organiske forbindelser, som er omfattet af EU's såkaldte POP-forordning, og for hvilke der er på vej til at blive fastsat restriktive grænseværdier i affald, alle har været eftersøgt i undersøgelsen *uden* at kunne påvises ved detektionsgrænser på 10 og 20 µg/kg TS (når bortses fra to former af PCB, som fandtes i sedimentet fra én af de undersøgte 12 havne, men i koncentrationer (hhv. 46 og 22 µg/kg TS), der for summens vedkommende (68 µg/kg) lå mere end faktor 700 under den foreslåede grænseværdi på 50 mg/kg TS i POP-forordningen (dog over klapvejledningens nedre aktionsniveau på 20 µg/kg, men med god luft til øvre aktionsniveau på 200 µg/kg).

Korrelationsanalyser af resultaterne for indholdet af forurenende stoffer i det hele taget i Miljøstyrelsens undersøgelse af 12 havne viste, at der generelt *ikke* var en entydig sammenhæng imellem de fundne koncentrationer og havnenes anvendelse (eller – som nævnt i afs. 2.1. ovenfor – glødetabet). Dette stemmer godt overens med antagelsen om, at en væsentlig del af de toksiske metaller og organiske forbindelser i havnesediment snarere hidrører fra regnvejr-betingede overløb fra kloaknettet end fra egentligt havnerelaterede aktiviteter, hvorfor det i vid udstrækning er baglandsbelastningen og kloakeringsforhold, der er bestemmende for sedimentets sammensætning (se nedenfor i afsnit 3 om kilder til forurening). Endvidere var der også en meget lav eller ingen korrelation mellem koncentrationerne af de forskellige forurenende komponenter. F.eks. er der ingen signifikant korrelation mellem sedimenter, der er forurenede med f.eks. PAH og TBT (*Miljøstyrelsen, 2001a, p. 25*), hvilket betyder, at sedimenter, der f.eks. har et relativt højt indhold af PAH ikke derfor nødvendigvis også har et højt indhold af TBT (og omvendt).

I en for Miljøstyrelsen udført vurdering af eksponeringsrisici ved deponering af forurenede havnesediment (Miljøstyrelsen, 2005a) opsummeres denne og tidligere undersøgelser i udpegningen af 6 problemstoffer, nemlig de toksiske metaller bly, cadmium, kviksølv og kobber samt de organiske forbindelser PAH og TBT, mens alle øvrige kendte, forurenende stoffer i havneslam forekommer i så lave koncentrationer, at man kan se bort fra dem i risikovurderingen.

De gennemsnitlige, aktuelle koncentrationer af de lokaliserede problemstoffer i to typiske, danske havnesedimenter (udvalgt i styrelsens risikoanalyse) og i alle klappede materialer (fra havne og sejløb) i 1994 samt i 23 havne i USA er gengivet i Tabel 2.1. og sammenholdt med dels baggrundsniveauet for de pågældende stoffer i dansk havbund, dels en række gældende danske grænseværdier for jord og affald samt klapvejledningens tilsvarende værdier.

Tabel 2.1.: Baggrunds niveauet samt de gennemsnitlige koncentrationer af forurenende stoffer i havnesediment i to danske havne, middelværdier i dansk klappningsmateriale i 1994 (havne og sejløb) samt gennemsnitskoncentrationen i 23 nordamerikanske havne (1980) sammenlignet med gældende danske afskærings- og grænseværdier, alle værdier i mg/kg TS (Aktuelle danske og ældre amerikanske sedimentkoncentrationer er gengivet efter Miljøstyrelsen, 2005a, mens 1994-data stammer fra Miljøstyrelsen, 1994. Baggrunds niveauerne er fra Miljøstyrelsen, 2005c).

Nedre og øvre aktionsniveau beskriver hhv. niveauet for 'fri klappning' og niveauet for, hvornår sediment som udgangspunkt skal deponeres på land. I det mellemliggende interval kan sediment klappes på eksisterende klapppladser. (Miljøstyrelsen, 2005e)

Jordkval.: Jordkvalitetskriteriet ('rentjordskravet')

Afskær.: Afskæringskriteriet – det niveau, der accepteres førend forurenede jord bør fjernes fra boligområder eller forsegles.

GV, Slam-bekg.: Grænseværdierne i slambekendtgørelsen (Bekg. nr. 623 af 30.06.2003) for slam og kompost, der må anvendes i jordbruget.

GV, farligt: Grænseværdien for, hvornår affald er klassificeret som farligt affald (deduceret ud fra reglerne herom – se afsnit 2.3).

Stof	Baggr. niveau	Sedim Århus havn	Sedim Ringk. havn	Sedim. 1994 (alle)	USA	Ndr. akt.-niv.	Øvre akt.-niv.	Jord-kval.	Af-skær.	GV, Slam-bekg.	GV, Farligt affald
Pb	20	62	21	21	144	40	200	40	400	120 ¹	2.500
Cd	0,38	0,84	0,7	0,45	8,2	0,4	2,5	0,5	5	0,8	1.000
Cu	15	62	43	21	175	20	90 ²	500	1.000	1.000	250.000 ³
Hg	0,11	0,36	0,21	0,13	0,55	0,25	1	1	3	0,8	500
PAH	0,125 ⁴	6,8				3 ⁵	30 ⁵	4 ⁶	40 ⁶	3 ⁷	1.000
TBT	0,0035	0,42				0,007	0,2 ⁸				2.500

1) 60 for anvendelse i haver

2) Hvis >90 da max 200 kg/år/havn eller 600 kg/5 år/havn

3) Dog 2.500 mg Cu/kg TS for stoffer og produkter, der indeholder kobberforbindelser.

4) Kun benzo(a)pyren (BaP)

5) Sum af 9 PAH-forbindelser

6) Sum af 5 PAH-forbindelser (koncentrationsgrænserne pr. 22.12.05)

7) Sum af 9 PAH-forbindelser

8) Hvis >0,2 da max 1 kg/år/havn eller 3 kg/5 år/havn

Det fremgår heraf, at ingen af de angivne gennemsnitskoncentrationer klassificerer havnesediment som 'farligt affald' (alle parametre har meget store marginer med for de flestes vedkommende mere end faktor 100 til forskel, dog med bly som undtagelse i Århus, hvor der er faktor 40 til forskel).

For de danske gennemsnitsværdiers vedkommende overholder kobber og kviksølv 'rentjordskravet' (tillige med bly i Ringkøbing), og alle parameter overholder afskæringsværdierne for, hvornår forurenede jord kræves fjernet (når bortses fra TBT, for hvilken der ikke er fastsat grænseværdi).

Alle danske gennemsnitsværdier overholder tillige slambekendtgørelsens krav til anvendelse i jordbrug når bortses fra cadmium i Århus (overskrider med 0,04 mg, svarende til 5%) og PAH (men forskellige PAH-forbindelser indgår i de forskellige kriterier – se nærmere nedenfor i gennemgangen af de enkelte problemstoffer). Endelig er der ej heller fastsat grænseværdi for TBT i slambekendtgørelsen.

Alle danske gennemsnitsværdier på nær TBT overholder tillige det øvre aktionsniveau i klapvejledningen, indenfor hvilket det fortsat skønnes miljømæssigt forsvarligt at klappe optaget sediment på eksisterende klapppladser, men dog efter nærmere vurdering (overskrides det øvre aktionsniveau skal sedimenterne deponeres på land, eller der må maksimalt klappes 1 kg TBT/år/havn eller 3 kg/5 år/havn). Det bemærkes, at Ringkøbingsedimentet tillige overholder nedre aktionsniveau f.s.v.a. bly og kviksølv. Analysen af de 12 havnesedimenter i Miljøstyrelsens store undersøgelse viste endvidere, at 8 ud af 12 havne overholdt klapvejledningens øvre aktionsniveau for TBT, 2 prøver overskred med 30%, 1 med 80% og en enkelt lå på et niveau 5 gange over aktionsniveauet (se nedenfor i gennemgangen af de enkelte problemstoffer).

Endelig fremgår det tydeligt, at det danske havnesediment generelt er væsentligt mindre belastet end det amerikanske f.s.v.a. de toksiske metaller (ej data om PAH og TBT fra USA), ligesom gennemsnittet af toksiske metaller i alle optagne sedimenter (havne og sejlløb) blot ligger 5-20% over baggrunds niveauet i dansk havbund.

2.2.2. Klassificering af forurenende stoffer

Klassificering af farlige stoffer sker i overensstemmelse med reglerne i Rådets direktiv nr. 92/32, af 30. april 1992 om klassificering, emballering og mærkning af farlige stoffer, som er implementeret i dansk lovgivning senest ved bekg. nr. 329 af 16.05.2002 om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter. Det er således nogle veldefinerede egenskaber ved stofferne (f.eks. 'eksplosiv', 'sundhedsskadelig' eller 'miljøfarlig'), der afgør, om de er klassificerede eller ej, og der er fastlagt nøje procedurer for, hvorledes det eftervises, om stofferne besidder de pågældende egenskaber (eksempelvis detonationstests og dyreforsøg).









Ca. 8000 stoffer har undergået en harmoniseret klassificering på EU-niveau. Den harmoniserede klassificering tilpasses/suppleres løbende og publiceres i den til enhver tid gældende liste over farlige stoffer. Den aktuelle liste over farlige stoffer omfatter til og med 29. tilpasning af listen, og den samlede liste er implementeret i dansk ret ved bekg. nr. 923 af 28.09.2005.

Den harmoniserede klassificering af de 6 forurenende stoffer, der indgår i havnesediment i koncentrationer, der gør det relevant at vurdere dem nærmere, fremgår af bilag I.

Flere stoffer har i f.m. den harmoniserede klassificering fået tildelt såkaldte specifikke grænseværdier for, hvornår de gør, at et stof eller produkt, der indeholder disse stoffer, er klassificerede som et farligt stof eller produkt (og dermed også som farligt affald). Grænseværdier for, hvornår de øvrige stoffer gør affald farligt, fremgår af affaldsbekendtgørelsens bilag 4 (bekg. nr. 619 af 27.06.2000 m. senere ændringer – specielt nr. 1329 af 14.12.2005, som ændrer visse grænseværdier) og er oplistet nedenfor i prioriteret orden (Tabel 2.2.):

Tabel 2.2.: Grænseværdier for, hvornår stoffer med givne egenskaber medfører klassificering af affald som farligt, hvis stofferne forekommer i affaldet (omskrevet fra affaldsbekendtgørelsens bilag 4)

Klassificering og R-sætning(er) rangordnet efter grænseværdi

	Klassificering og R-sætning(er)	GV		Klassificering og R-sætning(er)	GV
	T+; R26, R27, R28, R39	0.1%		Mut 3; R68**	1%
	Carc 1/2; R45, R49	0.1%		T; R23, R24, R25	3%
	Mut 1/2; R46	0.1%		C; R34	5%
	Rep 1/2; R60, R61	0.5%		Rep3, R62, R63	5%
	T; R48/23...25, R39*	1%		Xi; R41	10%
	C; R35	1%		Xn; R48/20...22*	10%
	Xn/Xi; R42, R43*	1%		Xi; R36, R37, R38	20%
	Carc 3; R40	1%		Xn; R20, R21, R22	25%

*) DK egenskab (ej medtaget i Rådsbeslutningen fra 2000)

**) Oprindelig R40 – stadig R40 i DK bekendtgørelse, men anvendes nu kun på Carc 3

I det følgende gennemgås klassificeringen af de enkelte stoffer:

Bly

Bly på metallisk form er ikke klassificeret som farligt. Derimod er en række blyforbindelser klassificerede, og det må som udgangspunkt antages, at bly i naturen før eller siden vil indgå i en eller anden forbindelse.

Listen over farlige stoffer klassificerer 'blyforbindelser' under et med: Rep1;R61 Xn;R20/22 R33 Rep3;R62 N;R50/53, dvs:

- Kan skade barnet under graviditeten
- Farlig ved indånding og ved indtagelse
- Kan ophobes i kroppen efter gentagen brug
- Mulighed for skade på forplantningsevnen
- Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Som noget nyt fik blyforbindelser i f.m. 29. tilpasning tildelt en specifik grænseværdi på 0,25% (svarende til 2.500 mg/kg TS) mod tidligere 0,5% (5.000 mg/kg TS). Det er egenskaben miljøfare, der udløser den lavere grænseværdi, mens det tidligere alene var egenskaben reproduktionsskadende, der udløste grænseværdien på 0,5% (jf. i øvrigt Tabel 2.2.)

Som det fremgår af tabel 2.1. er jordkvalitetskriteriet fastsat til 40 mg/kg TS (svarende til nedre aktionsniveau i klapvejledningen). Kriteriet har været revurderet i f.m. den igangværende revision af jordforureningsloven, men er fastholdt, og fremgår nu af bilaget til lovforslaget. Det samme gælder afskæringskriteriet på 400 mg, der ligger dobbelt så højt som øvre aktionsniveau (200 mg).

Cadmium

I f.m. 29. tilpasning blev også metallisk cadmium klassificeret som et farligt stof (tidligere var kun forbindelser klassificeret).

Listen over farlige stoffer klassificerer *stabiliseret cadmium* med Carc2;R45 Tx;R26 T;R48/23/25 Rep3;R62-63 Mut3;R68 N;R50/53, dvs:

- Kan fremkalde kræft
- Meget giftig ved indånding
- Giftig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indånding og indtagelse
- Muligt reproduktionsskadende med R62-63: ' Mulighed for skade på forplantningsevnen og Mulighed for skade på barnet under graviditeten
- Mutagen med mulighed for varig skade på helbred
- Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Ustabiliseret cadmium er der ud over tillige klassificeret med F;R17:

- Selvantændelig i luft.

Såvel stabiliseret som ustabiliseret cadmium er klassificerede som farlige ved koncentrationer på 0,1% (1.000 mg/kg TS) alene som følge af deres kræftfremkaldende effekt.

Cadmiumforbindelser er klassificeret med Xn;R20/21/22 N;R50/53, dvs:

- Farlig ved indånding, ved hudkontakt og ved indtagelse
- Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Cadmiumforbindelser har fået tildelt en specifik grænseværdi på 0,1% (1.000 mg/kg TS).

Som det fremgår af tabel 2.1. er jordkvalitetskriteriet fastsat til 0,5 mg/kg TS (mod 0,4 som nedre aktionsniveau i klapvejledningen). Afskæringskriteriet (5 mg) ligger dobbelt så højt som øvre aktionsniveau (2,5 mg).

Kobber

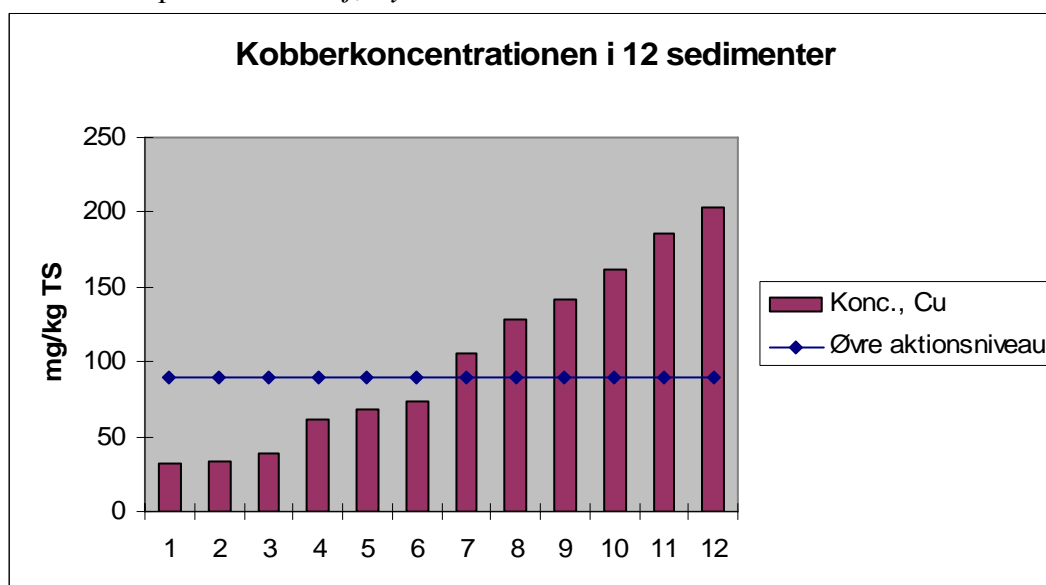
Kobber på metallisk form er ikke klassificeret som farligt, og der findes på listen over farlige stoffer ikke en generel optagelse af 'kobberforbindelser', men der i mod en række specifikke kobberforbindelser, f.eks. *kobber(I)oxid* klassificeret med Xn;R22 N;R50/53, dvs:

- Farlig ved indtagelse
- Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Som det fremgår af tabel 2.2 vil sådanne forbindelser først klassificere et stof eller affald som farligt ved koncentrationer på 25% (250.000 mg/kg TS), idet der dog nu ved 29. tilpasning generelt er fastsat en grænseværdi for stoffer, der er meget giftige for organismer, der lever i vand, og som kan forårsage uønskede langtidsvirkninger på 0,25% (2.500 mg/kg TS). Fra dansk side har man imidlertid valgt alene at tillægge denne grænseværdi betydning, dersom den er optaget som specifik grænseværdi i listen, og ingen af kobberforbindelserne i listen har en sådan specifik værdi. Kobberforbindelser klassificerer således fortsat først affald som farligt i koncentrationer på 25%, mens produkter er klassificeret som farlige produkter i koncentrationer på 2,5% (25.000 mg/kg TS).

Som det fremgår af tabel 2.1. er jordkvalitetskriteriet fastsat til 500 mg/kg TS (eller 25 gange højere end nedre aktionsniveau i klapvejledningen (20 mg)). Afskæringskriteriet (1000 mg) ligger mere end faktor 10 over øvre aktionsniveau (90 mg). Årsagen til den store diskrepans skal søges i, at de kobberforbindelser, der kan forekomme i havnesediment, i f.m. fastsættelse af aktionsniveauerne efter klapvejledningen som udgangspunkt antages at hidrøre fra biocider (f.eks. Irgarol) til bundbehandling af skibe, som er langt mere giftige for (vand)miljøet end de kobberforbindelser, der findes harmoniserede klassificeringer for. I det omfang denne antagelse ikke er gældende i konkrete sedimenter, synes det miljømæssigt velbegrundet at anlægge en grænseværdi, der ligger tættere på jordkvalitetskriteriet. Klapvejledningen angiver imidlertid en anden løsning, nemlig at den totale mængde af kobber, der må klappes pr. år fra en given havn ikke må overskride 200 kg, dersom øvre aktionsniveau er overskredet (eller max 600 kg hvert 5. år).

Figur 2.2. Koncentrationen af kobberforbindelser i 12 havnesedimenter, sammenholdt med klapvejledningens øvre aktionsniveau. Jordkvalitetskriteriet er til sammenligning 500 mg/kg TS. Baseret på data fra *Miljøstyrelsen, 2001a*.



Der gennemførtes en analyse af kobberforbindelser i f.m. Miljøstyrelsens undersøgelse af sediment i 12 havne (*Miljøstyrelsen, 2001a*), og den indikerede, at halvdelen af analyserne lå under øvre aktionsniveau og resten over, men at alle analyser lå mere end faktor 2 under jordkvalitetskriteriet. Af figur 2.2. fremgår fordelingen, sammenholdt med klapvejledningens øvre aktionsniveau.

Kviksølv

Kviksølv er klassificeret som farligt stof både på metallisk form, som uorganisk forbindelse og som organisk forbindelse med sidstnævnte som den farligste, klassificeret med Tx;R26/27/28 R33 N;R50/53, dvs:

- Meget giftig ved indånding, ved hudkontakt og ved indtagelse
- Kan ophobes i kroppen efter gentagen brug
- Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet

Organiske kviksølvforbindelser er tildelt en specifik grænseværdi på 0,05% (500 mg/kg TS), uorganiske på 0,1% (1000 mg) og metallisk kviksølv vil jf. tabel 2.2 skulle klassificeres som farligt ved en koncentration på 3% (30.000 mg/kg TS) i det omfang den generelle grænseværdi for miljøfare på 0,25% (2.500 mg) ikke skal tages i betragtning (se forklaring ovenfor under kobber).

Som det fremgår af tabel 2.1. er jordkvalitetskriteriet fastsat til 1 mg/kg TS (eller 4 gange højere end nedre aktionsniveau i klapvejledningen (0,25 mg)). Afskæringskriteriet (3 mg) ligger faktor 3 over øvre aktionsniveau (1 mg).

PAH

Et meget bredt register af PAH-forbindelser er klassificeret som farlige stoffer, idet klassificeringen er sket gruppevis efter antal kulstofringe m.v. Fælles for stort set dem alle er imidlertid, at de er klassificeret som kræftfremkaldende med R45:

- Kan fremkalde kræft
- dvs med en grænseværdi på 0,1% (1000 mg/kg TS).

Som det fremgår af tabel 2.1. er jordkvalitetskriteriet fastsat til 4 mg/kg TS (mens nedre aktionsniveau i klapvejledningen er sat til 3 mg), og afskæringskriteriet er 40 mg mod øvre aktionsniveau på 30 mg. Kriteriet har været revurderet i f.m. den igangværende revision af jordforureningsloven, og øgedes i den forbindelse administrativt pr. 22.12.06 fra 1,5 til 4, ligesom afskæringsniveauet øgedes fra 15 til 40.

Mens aktionsniveauerne i klapvejledningen *før* revisionen af jordkvalitetskriterierne således lå på det dobbelte af hhv. kvalitets- og afskæringskriteriet, ligger aktionsniveauerne nu begge *under* de tilsvarende kriterier.

Det er imidlertid ikke umiddelbart muligt at sammenligne grænseværdierne, da de angår summer af forskellige PAH-forbindelser (se Tabel 2.3).

I Miljøstyrelsens analyse af 12 havnesedimenter (*Miljøstyrelsen, 2001a*) er oplyst analyseresultater for samtlige indgåede PAH-forbindelser, og i figurer 2.3-5. er afbildet de aktuelle koncentrationer af

summen af de forbindelser, der indgår i grænseværdierne i hhv. klapvejledningen, jordforureningsloven og slambekendtgørelsen.

Tabel 2.3. Oversigt over PAH-forbindelser, omfattet af hhv. klapvejledningen, jordkvalitetskriterierne og slambekendtgørelsen. De grænseværdier, der gælder i medfør af de respektive bestemmelser, angår summen af de med '+' markerede forbindelser. I jordkvalitetskriteriet indgår der her ud over specifikke grænseværdier (jordkvalitetskriterier) på 0,3 mg/kg TS for Benzo(a)pyren og Di-benz(ah)anthracen, som skal være overholdt samtidig med sumværdien. Den tilsvarende afskæringsværdi er fastsat til 3 mg/kg TS for hvert af de to stoffer.

PAH-forbindelse	Klapvejl.	Jordkval.	Slambekg.
Acenapthen			+
Anthracen	+		
Benzo(a)anthracen	+		
Benzo(bjk)fluoranthen		+	+
Benzo(ghi)perylene	+		+
Benzo(a)pyren	+	+	+
Chrysen/Triphenyl	+		
Di-benz(ah)anthracen		+	
Fluoranthen	+	+	+
Fluoren			+
Indenol(1,2,3-cd)pyren	+	+	+
Phenanthren	+		+
Pyren	+		+
Grænseværdi, Σ (mg/kg TS)	3/30¹⁾	4/40²⁾	3

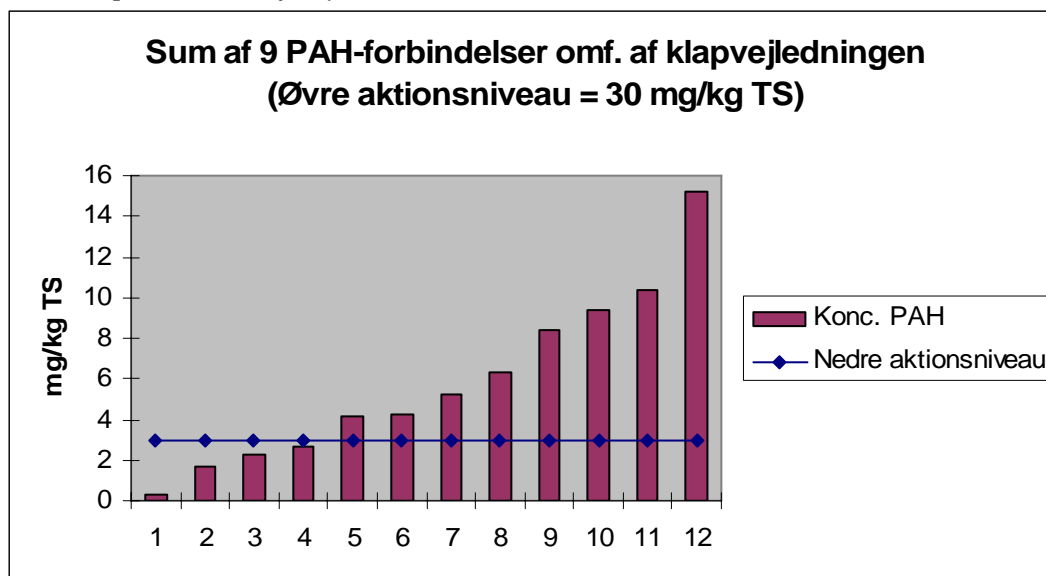
1) Nedre, hhv. øvre aktionsniveau, dvs. 'fri' klapning/deponering på land

2) Jordkvalitetskriterium, hhv. afskæringskriterium, dvs. 'rentjords-kriterium'/kriteriet for, hvornår forurenede jord skal fjernes eller indkapsles (nye kriterier pr. 22.12.05, før da var de tilsvarende kriterier hhv. 1,5 og 15 mg/kg TS).

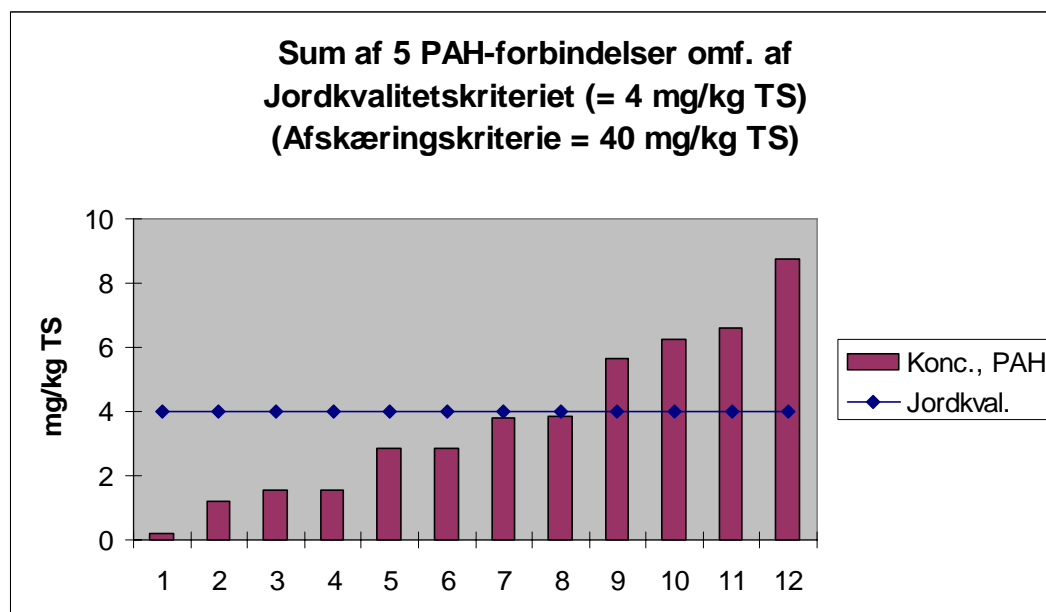
Det fremgår heraf, at mens kun 4 ud af de 12 analyserede sedimentter ville kunne klappes 'frit' efter klapvejledningen og oplægges i spulefelter, ville 8 ud af de samme 12 kunne overholde jordkvalitetskriteriet, hvis de havde ligget på land (og ville derfor frit anvendes i f.eks. haver og frit kunnet flyttes og anvendes som 'ren jord'), og resten ville ligge indenfor afskæringskriteriet med en faktor 4-8 (og ville altså derfor kunnet have blevet liggende som 'lettere forurenede jord', også i villahaver).

Gøres den antagelse, at de samme miljø- og sundhedsmæssige begrundelser, der har været lagt til grund for hævnningen af grænseværdierne for PAH i jord, også kunne gøre sig gældende f.s.v.a. PAH i sediment, ville en langt større andel af sedimentet kunne oplægges i spulefelter og/eller klappes frit, idet der dog synes at være et problem i forhold til PAH-forbindelsen benzo(a)pyren, der, hvis den også fik en specifik grænseværdi på 0,3 mg som tilfældet er det i jordkvalitetskriteriet, ville reducere antallet af sedimenttyper, der ville kunne klappes frit (se figur 2.5.)

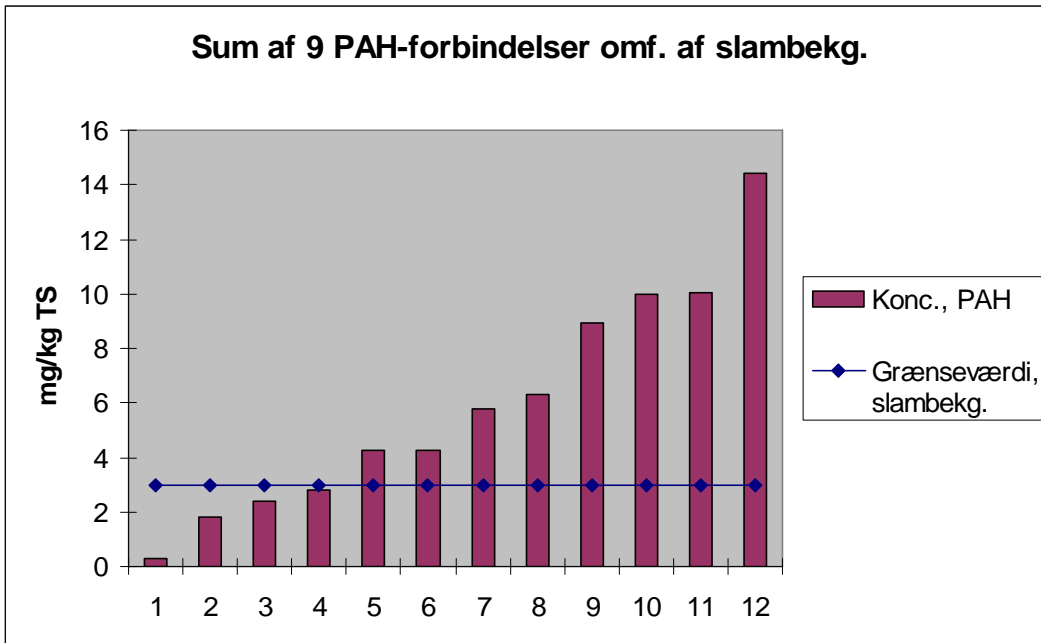
Figur 2.3.: Koncentrationen i 12 sedimentanalyser af de 9 PAH-forbindelser, der indgår i grænseværdierne i klapvejledningen (se Tabel 2.3.), sammenholdt med nedre aktionsniveau. (Baseret på data i Miljøstyrelsen, 2001a)



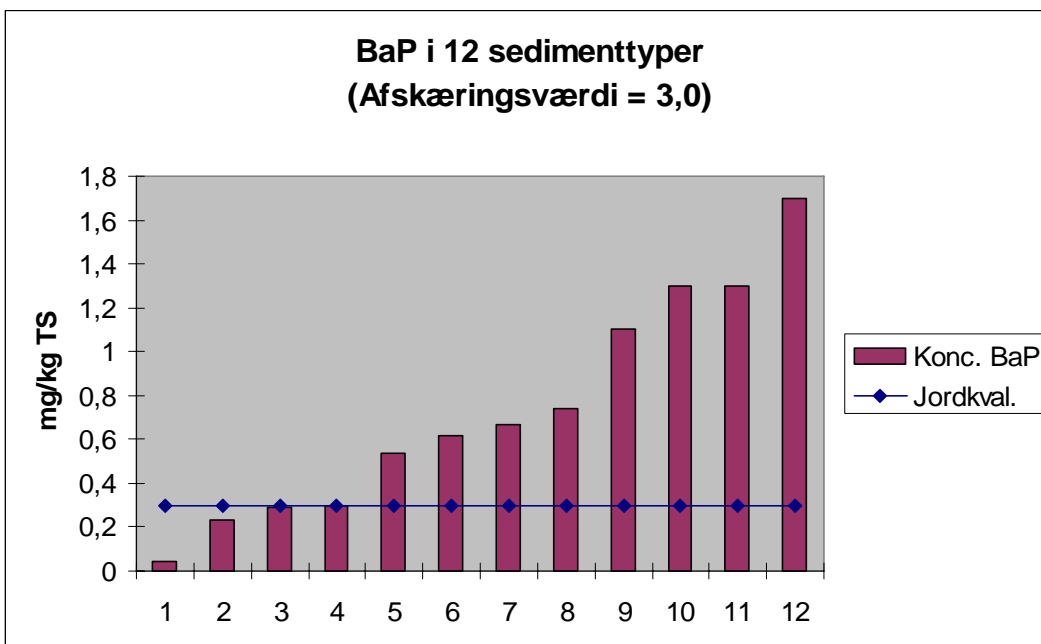
Figur 2.4.: Koncentrationen i 12 sedimentanalyser af de 5 PAH-forbindelser, der indgår i grænseværdierne i jordkvalitetskriteriet (se Tabel 2.3), sammenholdt med jordkvalitetskriteriet (pr. 22.12.05). (Baseret på data i Miljøstyrelsen, 2001a)



Figur 2.4.: Koncentrationen i 12 sedimentanalyser af de 9 PAH-forbindelser, der indgår i grænseværdierne i slamvejledningen (se Tabel 2.3.), sammenholdt med grænseværdien for anvendelse i jordbrug. (Baseret på data i Miljøstyrelsen, 2001a)



Figur 2.5.: Koncentrationen af benzo(a)pyren i 12 sedimenter, sammenholdt med grænseværdien for ren jord (jordkvalitetskriteriet) på 0,3 mg/kg TS (Baseret på data fra Miljøstyrelsen, 2001a)

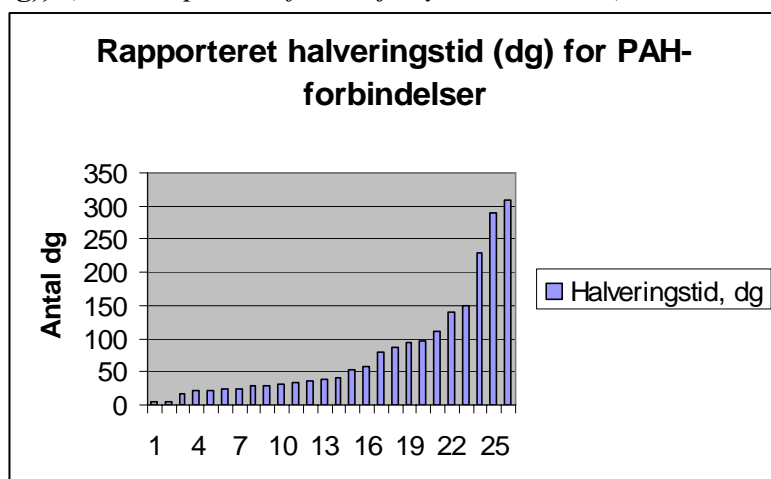


PAH-forbindelser nedbrydes i naturen

Et væsentligt element i f.t. de organiske forureninger som PAH og TBT er, at de til forskel for de toksiske metaller undergår en vis nedbrydning i naturen. Miljøstyrelsen har ladet udarbejde et litteraturstudie over eksisterende viden om nedbrydningen (*Miljøstyrelsen, 2005b*). F.s.v.a. nedbrydningen af PAH konkluderes det, at datamaterialet er meget beskedent, men at der dog er indikationer af, at nedbrydningen af PAH'er i marine sedimenter går hurtigere end i jord. Der er fundet vidt divergerende halveringstider for forskellige PAH-forbindelser i sediment (bortset fra benzo(a)pyren), og de spænder under anaerobe forhold mellem 6 og 310 dg, idet 23 ud af 26 konkrete undersøgelser peger på halveringstider under 150 dg (se figur 2.6.). For benzo(a)pyren ligger de fundne halveringstider imidlertid helt oppe på mellem 200 og >2600 dage.

Sammenholdes en konservativ vurdering af de gennemsnitlige halveringstider for alle PAH'er (som sættes til 1/2 år) og de aktuelle koncentrationer i f.t. klapvejledningen, ses det, at 4 ud af 12 sedimenter vil kunne klappes frit straks efter optagning, yderligere 3 efter 1/2 års 'oplagring' i marint miljø under anaerobe forhold, yderligere 4 efter 1 års lagring og alle efter 1 1/2 års lagring (under forudsætning af, at benzo(a)pyren udgør en mindre andel af den samlede PAH-belastning).

Figur 2.6.: 26 rapporterede halveringstider under anaerobe forhold i sediment for forskellige PAH-forbindelser (undtagen benzo(a)pyren, som har halveringstider mellem 200 og >2600 dg)). (Baseret på data fra Miljøstyrelsen, 2005b).



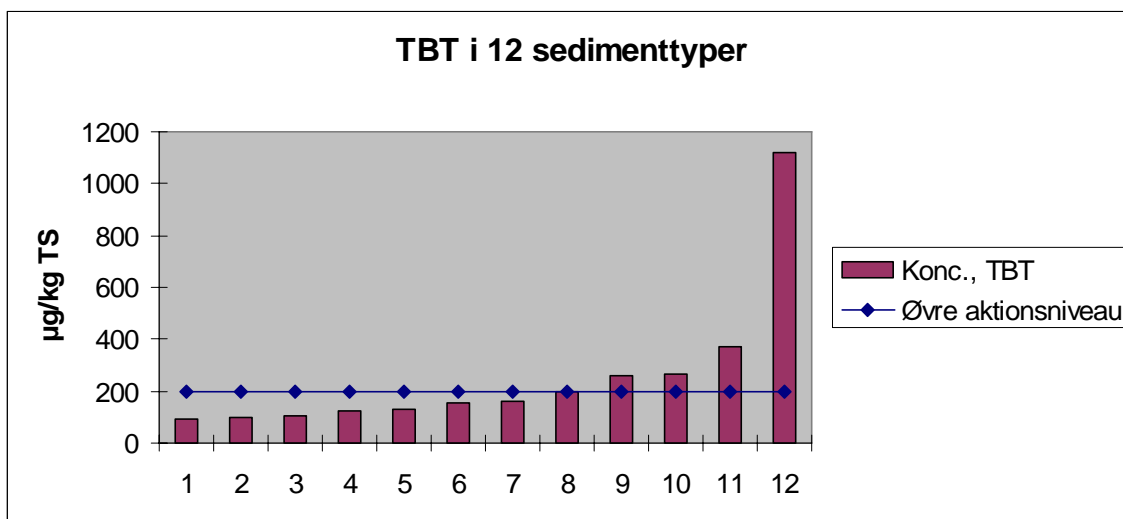
Tinforbindelser er klassificeret med en specifik grænseværdi på 0,25% (2.500 mg/kg TS) i 29. tilpasning. Nedre aktionsniveau er i klapvejledningen fastsat til 7 µg/kg TS og øvre aktionsniveau til 200 µg/kg TS. Såfremt øvre aktionsniveau overskrides, må der maksimalt klappes 1 kg TBT/år/havn (eller 3 kg hvert 5. år/havn).

Der er ikke fastsat grænseværdier efter andre regelsæt, men TBT og andre organiske tinforbindelser opført på EU's liste over stoffer med dokumentation for hormonforstyrrende effekt. Er bl.a. derfor optaget på den officielle danske liste over uønskede stoffer (*Miljøstyrelsen, 2004a*).

TBT er langt den mest giftige af de organiske tinforbindelser, specielt er den langt giftigere end dens nedbrydningsprodukter (DBT og MBT). NOEC-værdien (No Observed Effect Concentration) angives således i litteraturen at være på hhv. <125 og 0,06 µg/l for DBT og TBT overfor røde tandkarper (*Oryzias latipes*), og hovedfokus lægges derfor på TBT. Der er gennemført et forbud mod anvendelse af TBT-holdige malinger på skibe hjemmehørende i EU-lande.

I Miljøstyrelsens undersøgelse af sedimenter fra 12 havnetyper (*Miljøstyrelsen, 2001a*) fandtes TBT i stærkt varierende mængder, hvor 8 ud af 12 sedimenter overholdt øvre aktionsniveau (se figur 2.7).

Figur 2.7.: Koncentrationen af TBT i 12 sedimenter, sammenholdt med klapvejledningens øvre aktionsniveau (nedre aktionsniveau ligger på 7 µg/kg TS). (Baseret på data fra Miljøstyrelsen, 2001a)



TBT nedbrydes i naturen

Ligesom PAH nedbrydes også TBT i naturen. Det ovenfor citerede for Miljøstyrelsen udførte litteraturstudie af viden om nedbrydning af PAH og TBT (*Miljøstyrelsen, 2005b*) finder et bredt register af halveringstider for TBT i sedimenter (fra 1/3 til godt 8 år), men 10 ud af 12 studier viser dog halveringstider på 5 år og derunder (se figur 2.8.), ligesom litteraturstudiet er suppleret med danske undersøgelser, som indikerer halveringstider i spulefelter under danske forhold på mellem 3 1/2 og 5 år.

I en vurdering af analysemetoder for organotinforbindelser, som Miljøstyrelsen har fået udført (*Miljøstyrelsen, 2005f*), er konkret gennemført en lang række analyser på optaget sediment i et spulefelt ved Odense havn, og endskønt projektets hovedsigte var at vurdere analysemetoder, har projektet som sidegevinst genereret en del data om sammenhæng mellem TBT-koncentrationer og reduktionsforhold og alder m.v.

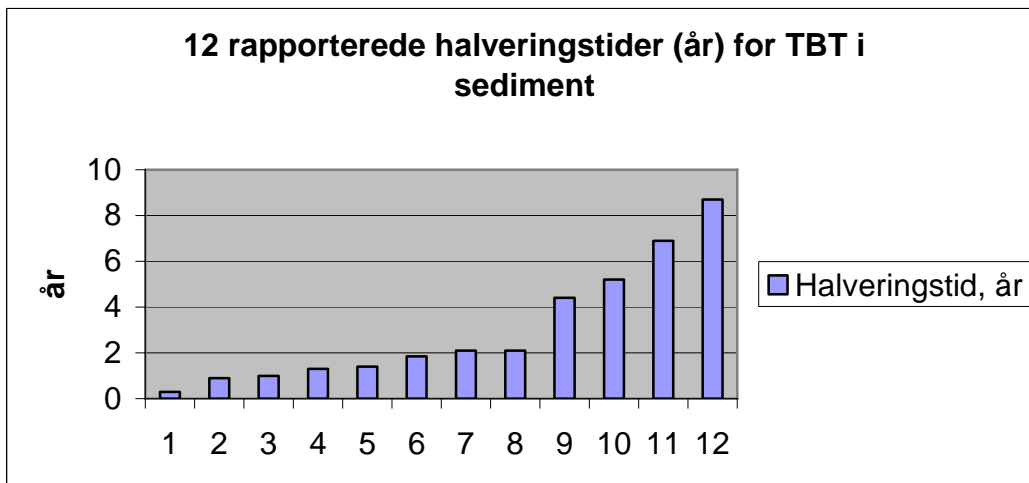
Således konkluderes det, at det gennem en omfattende prøvetagning har været muligt at afsløre tydelige forskelle mellem niveauerne af organotinforbindelser i forskellige områder af depotet, og det har været muligt at karakterisere depoter gennem opstillingen af koncentrationsgradienter.

Fordelingen af TBT i spulefeltet er ifølge undersøgelsen således karakteriseret ved at:

- niveauerne i den nordlige (tørre) ende af depotet er ca. 40 – 300 µg/kg tørstof, mens de i den sydlige (våde) ende af depotet er ca. 300 – 1600 µg/kg tørstof
- niveauerne er generelt højest i de øverste lag, og der ses jævnt faldende niveauer ned mod depotets bund
- organotin-forbindelserne er bundet til sedimentets organiske fraktion
- i den intakte bund er der ikke fundet indhold af organotinforbindelser
- fordelingen mellem niveauerne af organotin-forbindelserne er generelt TBT > DBT > MBT
- nedbrydningen af TBT er mest fremskreden i den nordlige (tørre) ende af depotet.

Undersøgelsen indikerer således, at der sker en nedbrydning i spulefeltet, og at denne er størst under aerobe forhold. Ligeledes indikerer resultaterne også, at der tydeligvis ikke sker en nævneværdig udvaskning af TBT, eftersom koncentrationen falder ned gennem depotet (idet den faldende gradient er udtryk for, at TBT i det senest oplagte sediment endnu ikke har undergået en nævneværdig nedbrydning, mens der i de dybere lag har fundet en nedbrydning sted). Havde der fundet en *udvaskning* sted, måtte man have forventet en stigende gradient og ikke mindst en stærkt forhøjet koncentration ved den oprindelig bund.

Figur 2.8.: Rapporterede halveringstider (i år) for TBT i sediment. (Baseret på data fra *Miljøstyrelsen, 2005b*)



Sammenholdes halveringstiden, sat konservativt til 5 år, med de fundne koncentrationer i dansk havnesediment, ses det, at 8 ud af 12 sedimenter overholder øvre aktionsniveau umiddelbart, mens

yderligere 3 vil kunne overholde efter 5 års lagring, mens den højeste værdi vil forudsætte lagring i 10-15 år, førend øvre aktionsniveau nås.

Disse data skal ses i sammenhæng med, at TBT er under udfasning i skibsmalinger, hvorfor tilførslen må formodes at klinge af, og koncentrationerne derfor vil falde i havnesediment i de kommende år, eftersom op mod 95% af forekomsterne som nævnt antages at hidrøre fra skibsmalinger.

Der er således nu forbudt at påsmøre EU-skibe TBT, og Forordningen herom går i øvrigt endnu videre end den internationale konvention, idet man fra 1. juli 2003 ikke har måttet påføre eller genpåføre TBT-holdig maling på:

- skibe under EU-flag
- skibe, der ikke er under EU-flag, men som drives under en medlemsstats myndighed, og
- skibe, som *anløber* en medlemsstats havn eller offshore terminal, men som ikke falder ind under de to første.

Det vil sige, at TBT burde være under udfasning i DK, uanset om konventionen er trådt i kraft eller ej. Det er Miljøstyrelsen og Søfartsstyrelsen, der i fællesskab påser, at dette forbud overholdes.

Eftersom der derfor må antages at ske en kraftig reduktion af TBT-indholdet i sedimenter i de kommende år, vil den løsning, der skal findes for de nu belastede sedimenter være af midlertidig karakter, og det vil være miljømæssigt forsvarligt at basere dem også på lavteknologiske metoder, der blot udnytter den naturlige nedbrydning.

2.2.3. Karakterisering efter udvaskningsegenskaber

Ved traditionel vurdering af affaldsprodukters mulige påvirkning af omgivelserne ved deponering eller i f.m. genanvendelse fokuseres typisk på affaldsprodukternes udvaskningsegenskaber, og de er det centrale omdrejningspunkt i hele set up'et for de acceptkriterier for affald, der er udarbejdet i forlængelse af deponeringsdirektivet.

Princippet er enkelt og logisk, idet affaldsprodukterne forestilles deponeret under veldefinerede konditioner, hvor de udsættes for perkolerung af nedbør i veldefinerede mængder, hvorefter det ud fra kendskabet til affaldets udvaskningsegenskaber, de miljøbeskyttende foranstaltninger (membraner m.v.) samt kendskabet til tilbageholdelse og transport af udvaskede forurenende stoffer i hhv. umættet og mættet zone er muligt at beregne koncentrationen i et givent punkt nedstrøms deponeringsanlægget – ligesom det teoretisk er muligt at regne baglæns og ud fra krav til kvaliteten i et sådant punkt er muligt at definere de acceptable udvaskningsegenskaber ved det affald, der må deponeres det pågældende sted.

Der er fastlagt specifikke modeller og metoder herfor, ligesom der er fastlagt analysemetoder for fastlæggelse af udvaskningsegenskaber ved fast affald under standardbetingelser.

Der er imidlertid endnu ikke fastlagt metoder til bestemmelse af udvaskningen fra marine sedimenter, men gennemført en række undersøgelser baseret på metoder, der ikke er verificeret for marine sedimenter.

Disse undersøgelser viser, at der for alle undersøgte stoffer er fundet stor variation i udvaskningen fra marine sedimenter, og at der ikke på nuværende tidspunkt er et tilfredsstillende forklaringsgrundlag for disse udsving (*Miljøstyrelsen, 2005b*).

På basis af den tilgængelige litteratur og konkrete data fra danske havne har Miljøstyrelsen imidlertid ladet udarbejde en undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af sporelementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter (*Miljøstyrelsen, 2005b*).

Undersøgelsen viser meget store variationer f.s.v.a. sorption, for PAH's vedkommende typisk variationer på 2-3 størrelsesordner og for metaller er datamaterialet for vurdering af sorption til marine sedimenter og dæmningsmaterialer beskedent og variationen i det fundne materiale er stor, i størrelsesordenen en faktor 100-1000.

I en undersøgelse af eksponeringsrisici ved deponering af forurenede havnesediment (*Miljøstyrelsen, 2005a*) er gennemført forskellige simuleringer af disponeringsformer for havnesediment med en sammensætning som sedimentet i Århus havn (se Tabel 2.1.), herunder deponering af havnesediment i traditionel deponeringsenhed.

Undersøgelsen indikerer, at perkolat fra sediment kan forventes at indeholde koncentrationer af toksiske metaller samt PAH og TBT, som er af samme størrelsesorden som 'typisk' lossepladsperkolat fra 'blandet affald' (dvs. ikke-farligt affald), men vurderingen angives at bero på modelberegninger.

3. Kilder til forurenende stoffer

Der foreligger en systematisk gennemgang af kilder til forureningen af havnesediment i Miljøprojekt 632/2001 (*Miljøstyrelsen, 2001d*), som finder, at det væsentligste bidrag f.s.v.a. tungmetaller er enkelt-kilder i form af virksomheder og deres udløb (idet dog kobber i en vis udstrækning også kan stamme fra skibstrafikken, specielt fra lystbåde).

F.s.v.a. PAH konkluderes det, at 'der er en lang række anvendelser af PAH'er, som bidrager til belastning af miljøet, herunder træ-imprægnering. Betydningen af de enkelte kilder for belastningen af havneslam er vanskelig at vurdere'.

For TBTs vedkommende konkluderes, at mindst 95% stammer fra skibsmaling.

Der gennemgås tre cases, herunder Københavns havn, hvor kilderne til belastning er opgjort. Det bemærkes, hvorledes skibstrafik udgør en minimal del når bortses fra TBT og til dels kobber (se tabel 3.1. og 3.2.).

Tabel 3.1.: Kilder til belastning af havnesediment i Københavns havn, toksiske metaller og TBT (kg/år). (Efter Miljøstyrelsen, 2001d).

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

Tabel 3.2.: Kilder til belastning med organiske forbindelser (kg/år), Københavns havn. (Efter Miljøstyrelsen, 2001d).

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

F.s.v.a. de organiske forureninger konkluderer rapporten, at spildevandet fra regnvandsbaserede overløb fra kloaksystemet er den overhovedet væsentligste kilde til belastning med organiske forbindelser, når bortses fra TBT, og af tabel 3.1. ses det, at det samme stort set gør sig gældende f.s.v.a. toksiske metaller – med kobber som en undtagelse, hvor det dog fortsat er over halvdelen, der er overløbs- og udløbsbetinget

4. Sammenligning med andre restprodukter

Affaldsprodukter til jordbrug reguleres af bekg. nr. 623 af 30.06.2003, der fastsætter grænseværdier for såvel toksiske metaller som fire organiske forbindelser (DEHP, NPE, PAH og LAS). Alle fire organiske stoffer har været eftersøgt i Miljøstyrelsens store undersøgelse af 12 sedimenttyper (*Miljøstyrelsen, 2001a*), men kun PAH er fundet i koncentrationer af størrelsesorden, der er relevante i f.t. slambekendtgørelsens grænseværdier (se figur 2.4 f.s.v.a. PAH), og af de toksiske metaller er det kun Cd, der når kritiske koncentrationer (se tabel 2.1).

Andre restprodukter, så som forbrændingsslagge og nedknust byggeaffald, der almindeligvis anvises til genanvendelse (f.eks. ved havneopfyld), reguleres f.s.v.a. slagge efter restproduktbekendtgørelsen (bekg. nr. 655 af 27.06.2000), som alene fastsætter grænseværdier for toksiske metaller og nogle salte (men ikke organiske forbindelser), mens nedknust byggeaffald alene reguleres efter et cirkulære (nr. 94 af 21.06.1995) om kommunale regulativer om sortering af bygge- og anlægsaffald med henblik på genanvendelse.

Restproduktbekendtgørelsen omfatter alene restprodukter og jord, der *ikke* er 'forurenede med andre stoffer end de i bilag 4 nævnte' (som er toksiske metaller samt saltene chlorid, sulfat og natrium). Dvs. der forudsættes ikke at være f.eks. PAH i affaldet.

Byggeaffaldscirkulæret fastsætter i §3, at kun rene sten- og teglmaterialer samt rent beton må genanvendes, og at der ved 'rene' forstås, at affaldet ikke må indeholde 'forurenende stoffer, herunder stoffer, der kan give anledning til forurenende nedsivning til jord eller grundvand: For eksempel træ og andet organisk materiale, PCB-fugemasse, tjære, sod, rester af maling og lak.'

På et møde i DAKOFAs arbejdsudvalg for genanvendelse og affaldsforebyggelse den 8. september 2004 redegjordes imidlertid for et igangværende projekt ('Kortlægning af forurenende stoffer i bygge og anlægsaffald', der endnu ikke er offentliggjort), som konkluderede, at de blandede fraktioner af genbrugsmaterialer ofte er dårligt forsorterede (det gælder specielt affald fra genbrugsstationer) og indeholder organiske stoffer, kulbrinter og PAH (asfalt, især), hvorfor PAH og kulbrinter forekommer almindeligt i koncentrationer, der overstiger kriterierne for klasse II (lettere forurenede jord (dengang m. grænseværdi på 15 mg/kg TS). *Udvaskningen* af miljøfremmede stoffer fra genbrugsmaterialer synes dog begrænset.

I Tabel 4.1. er oplyst fundne koncentrationer af de fire toksiske metaller samt PAH og TBT i hhv. havnesediment, slagge og spildevandsslam (dog kun TBT i havneslam), blot for at illustrere niveauerne for andre restprodukter, der genanvendes.

Det ses, at de fundne koncentrationer i havnesediment fra Århus havn (der generelt ligger i øvre niveau m.h.t. indhold af forurenende stoffer) ligger på niveau med eller under gennemsnitskoncentrationerne i spildevandsslam i 2002 når bortses fra parameteren PAH og til dels bly, og under koncentrationerne i forbrændingsslagge f.s.v.a. bly, cadmium og kobber, men derimod markant over f.s.v.a. kviksølv og PAH.

Som anført forekommer PAH ofte i koncentrationer over 15 mg/kg TS i bygge- og anlægsaffald (specielt dersom det er forurenede med asfalt).

Tabel 4.1.: Sammenligning af koncentrationer af toksiske metaller og organiske forbindelser i havnesediment, forbrændingsslagge og spildevandsslam. PAH i bygge- og anlægsaffald er til sammenligning rapporteret i koncentrationer, der ofte overstiger 15 mg/kg TS.

Stof	Havnesediment ¹		Forbrændingsslagge ² <i>Interval</i>	Spildevandsslam ³	
	<i>Interval</i>	<i>Snit</i>		<i>Vægtet snit</i>	<i>95% fraktil</i>
Bly	32-170	62	420-3340	51,5	96
Cadmium	0,32-2,1	0,84	1,0-4,7	1,5	3,2
Kobber	32-170	62	1.700-7.500	241	449
Kviksølv	0,11-1,2	0,36	< 0,1	1,3	3,2
PAH	1,65-19,30	6,77	0,000013-0,000021	3,6	5,7
TBT	0,11-0,88	0,42	-	-	-

1) Sedimentprøver – blandprøver fra flere bassiner i Århus havn. (*Miljøstyrelsen, 2005a*)

2) Data fra 20-25 anlæg, præsenteret på DAKOFA-konference den 21.01.2000 (*DAKOFA, 2001*). Data om PAH dog baseret på *C-RES (2003a)*

3) Data fra nyeste publicerede slamstatistik (*Miljøstyrelsen, 2004b*).

C-RES har i et studie om marin anvendelse af forbrændingsslagge konkluderet, at der kan opstå problemer i f.t. udvaskning af sporelementerne Cu og Cr, som kan forekomme i koncentrationer faktor 10 over grænseværdierne for udledning til hav, dersom slagen anvendes til kajkonstruktioner bag spunsvægge eller til regulær opfyldning af havnebassiner. C-RES anbefaler yderligere forskning til vurdering af, hvorledes udvaskningen kan minimeres.

Det skal i den forbindelse bemærkes, at kobberkoncentrationerne i havnesediment ligger mindst faktor 40 under koncentrationen i slagge, mens udvaskningsegenskaberne ikke er kendt med sikkerhed.

5. Erfaringer fra andre lande

Miljøstyrelsen lod i 2001 udføre en kortlægning af bortskaffelsesmetoder i Danmark og andre lande (*Miljøstyrelsen, 2001e*), og både Miljøstyrelsen og Danske Havne har efterfølgende søgt at få afklaret, hvorledes holdingen er til deponeringsdirektivet f.s.v.a. oplægning på land af havnesediment (såvel i spulefelter som i egentlige depoter).

Der tegner sig dog ikke noget entydigt billede, idet alle lande (selvfølgelig) erklærer, at de håndterer sedimenterne i overensstemmelse med deponeringsdirektivet, men i praksis synes det som om der findes pragmatiske metoder, der primært har karakter af klappning i internationalt farvand.

Ingen europæiske havne er endnu blevet mødt med krav om at etablere egentlige deponeringsenheder, der honorerer deponeringsdirektivets krav.

Der sker i nogen udstrækning genanvendelse af sediment, der ikke kan klappes. Det anvendes til diger, i f.m. landvinding eller etablering af kunstige kystanlæg som laguner etc.

Danske Havne gennemførte via sin internationale organisation, ESPO, i juni 2005 en opfølgende spørgeskemaundersøgelse blandt havnene af, hvordan andre europæiske lande forholder sig til

sedimenthåndtering i f.t. deponeringsdirektivet. den indikerede, at Belgien, Irland og Tyskland betragter kystnære sedimentdeponier som omfattet af deponeringsdirektivet, mens Holland, Spanien, Sverige og Finland *ikke* gør. Tilsvarende er der forskelle i opfattelsen af, hvorvidt drænvand fra afvandingsfelter er omfattet af EU's regler i direktiv 76/464 (om udledning af farlige stoffer til havmiljøet). Det er tilfældet i Holland, Sverige og Tyskland, men ikke i Spanien og Irland.

6. Muligheder for genanvendelse af havnesediment

Miljøstyrelsen har i 2001 ladet gennemføre en udredning om genanvendelsesmulighederne for havnesediment (*Miljøstyrelsen, 2001d*). Fra sammenfatningen af denne udredning kan citeres følgende:

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

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

Transportomkostningerne vurderes at være den vigtigste begrænsende faktor for nyttiggørelsen. Den øvre grænse for rentabiliteten for transport af sand fra oprensning til anvendelse ved bundsikring i.f.m. motorvejsbyggeri, som er en af de væsentligste potentielle anvendelsesmuligheder, vurderes til at være ca. 30 km. Transportomkostninger til søs er tilsvarende en kraftig begrænsende faktor, idet der regnes med en typisk udgift på ca. 1 kr./m³/sømil. Det er således ofte for dyrt at sejle oprenset sand til et eksisterende sandindtagningsanlæg i en anden havn.

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

Når havnesediment vurderes som uegnet til at klappe, skal det deponeres miljømæssigt forsvarligt i specialdepot.

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

Erfaringer med separering og rensning af havneslam stammer hovedsagelig fra store havne som Hamborg og Rotterdam, hvor der er anvendt mekaniske metoder, mens separering og rensning af havneslam endnu ikke er gennemført i Danmark.

Det vurderes, at anlæg til separering og nyttiggørelse under danske forhold også bør baseres på mekanisk behandling.

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

Endvidere er omkostningerne i forbindelse med separering og rensning store i forhold til de nuværende deponeringsmetoder.'

7. Konklusion

Dansk havnesediment er meget velundersøgt og analyseret for såvel toksiske metaller som 113 organiske forbindelser, herunder samtlige de POP-forbindelser, som POP-forordningen er på vej til at fastsætte grænseværdier for i f.m. nyttiggørelse af affald.

Af samtlige undersøgte POP-forbindelser er kun 2 PCB-former fundet i koncentrationer, der oversteg detektionsgrænsen, men faktor 700 under den foreslåede grænseværdi i POP-forordningen.

For alle øvrige forurenende stoffer er der kun seks, der forekommer i koncentrationer, der kan give anledning til miljømæssige risici. Det er de fire toksiske metaller bly, cadmium, kobber og kviksølv samt to organiske stoffer, nemlig PAH og TBT.

Ingen af disse problemstoffer forekommer i koncentrationer, der klassificerer havnesediment som farligt, idet de gennemsnitlige koncentrationer ligger mellem faktor 40 og 4000 under grænseværdien.

De aktuelle, gennemsnitlige koncentrationer overholder jordkvalitetskriteriet f.s.v.a. kviksølv og kobber samt til dels bly, og alle værdier overholder afskæringskriteriet (dog ikke fastsat jordkvalitetskriterium for TBT).

De aktuelle koncentrationer i typisk dansk havnesediment ligger på niveau med eller under gennemsnitkoncentrationerne i spildevandsslam (bortset fra parameteren PAH) og i forbrændingsslagge (bortset fra kviksølv og PAH), mens der er rapporteret væsentligt højere koncentrationer af PAH i bygge- og anlægsaffald.

De aktuelle, gennemsnitlige koncentrationer af de 6 problemstoffer overholder klapvejledningens øvre aktionsniveau (dvs. kan klappes på hidtidige klappadser) når bortses fra TBT, hvor 4 ud af 12 sedimenttyper overskrider. Eftersom TBT nedbrydes i naturen (især under aerobe forhold), kan det ud fra kendskab til halveringstiden for TBT sandsynliggøres, at 3 af disse sedimenttyper vil overholde øvre aktionsniveau efter oplagring i 5 år (den sandsynlige, maksimale halveringstid under danske forhold) og den sidste type efter yderligere 5-10 år.

For øvrige parametre kan forekomme overskridelser af øvre aktionsniveau for de toksiske metaller kobber og (sjældent – og kun ved punktkildebelastninger) kviksølv, mens 4 ud af 12 sedimenttyper faktisk overholder grænseværdien for nedre aktionsniveau f.s.v.a. PAH.

Kobber

F.s.v.a. kobber, der altså lokalt kan overskride øvre aktionsniveau, bemærkes det, at aktionsniveauerne i klapvejledningen er sat meget lavt i ft. grænseværdierne for kobber i f.eks.

jordkvalitetskriteriet og i slambekendtgørelsen samt ikke mindst i f.t. grænseværdien for farligt affald (nedre aktionsniveau er således 20 mg/kg TS mens jordkvalitetskriteriet er 500, slam-grænseværdien 1000 og grænseværdien for klassificering som farligt affald er 250.000 mg/kg TS).

Dette skyldes primært en antagelse om, at kobberforbindelserne i havnesediment hidrører fra kobberholdige biocider (anvendt til bundbehandling af først og fremmest lystbåde), der er farligere end de kobberforbindelser, der findes harmoniserede klassificeringer for.

Imidlertid tyder meget på, at under halvdelen af det kobber, der forekommer i havnesediment, stammer fra havnerelaterede aktiviteter, mens resten i lighed med de øvrige toksiske metaller i sedimentet i al væsentlighed hidrører fra regnvandsbaserede overløb fra kloaksystemer. Jf. OSPAR bør der anvendes også en biologisk karakterisering, dersom det ikke alene ud fra den fysiske og kemiske karakterisering er muligt at vurdere sedimentets potentielle virkning på miljøet. Hvor øvre aktionsniveau for kobber overskrides, er det derfor relevant at overveje en biologisk karakterisering til vurdering af, om den tilstedeværende kobber findes i meget giftige forbindelser eller ej.

PAH-forbindelser

F.s.v.a. PAH-forbindelser, der altså i 4 ud af 12 tilfælde overholder nedre aktionsniveau (og altid øvre), bemærkes det, at sammenholdes koncentrationerne af de PAH-forbindelser, der indgår i jordkvalitetskriteriet, ses det, at 8 ud af 12 sedimenttyper faktisk overholder jordkvalitetskriteriet og de resterende 4 overholder afskæringskriteriet med mellem faktor 4 og 8.

Det vil i princippet betyde, at de 8 sedimenttyper lovligt ville kunne udlægges som 'ren jord' i f.eks. villahaver (f.s.v.a. PAH-kravet), og resten ville – hvis de lå der i forvejen – kunne blive liggende og blot klassificere grunden som 'lettere forurenede'.

Henses endvidere til, at nedre aktionsniveau i klapvejledningen (nemlig 3 mg PAH/kg TS) før lempelsen af jordkvalitetskriteriet den 22.12.06 (fra 1,5 til 4 mg/kg TS) lå faktor 2 *over* jordkvalitetskriteriet (men altså nu *under*), og gøres den antagelse, at de samme miljø- og sundhedsmæssige begrundelser, som har betinget lempelsen af PAH-kriteriet for jord også kan gøres gældende f.s.v.a. sediment, og nedre aktionsniveau på tilsvarende vis fortsat kunne begrundes at skulle være det dobbelte af jordkvalitetskriteriet (dvs. 8 mg/kg TS), ville ligeledes 8 sedimenttyper ligge under nedre aktionsniveau, idet dog PAH-forbindelsen benzo(a)pyren kan blive en problemvolder, dersom der fastsættes en specifik grænseværdi for denne i lighed med grænseværdien i jordkvalitetskriteriet (med mindre en fordobling også her ville kunne begrundes miljø- og sundhedsmæssigt).

Eftersom også PAH nedbrydes i naturen (med omtrentlige halveringstider på i størrelsesordenen ½ år i anaerobt, marint miljø), kan det sandsynliggøres, at af de 8 sedimenttyper, som ikke umiddelbart overholder nedre aktionsniveau vil 3 overholde efter ½ års lagring i marint miljø, yderligere 4 efter 1 års lagring og alle efter 1 ½ års lagring – men dog kun under forudsætning af, at benzo(a)pyren kun udgør en mindre andel af PAH-forbindelserne, eftersom benzo(a)pyren synes at have en noget længere halveringstid end de øvrige PAH-forbindelser.

Sammenfattende konklusion

Havnesediment fra danske havne er meget velundersøgt, og der er en relativt stor variation i kvaliteten, som *ikke* kan tilskrives havnenes anvendelse, men snarere belastningen fra baglandet –

først og fremmest regnvandsbetingede overløb. TBT er dog en undtagelse, ligesom en relativt stor andel af kobberet kan hidrøre fra havneaktiviteter, men næppe mere end halvdelen.

Der er lokaliseret 6 problemstoffer, som dog forekommer i koncentrationer på niveau med koncentrationerne i andre restprodukter, og hvor de mest problematiske er kobber og de organiske forbindelser (PAH og TBT), som dog begge nedbrydes med tiden.

Særligt f.s.v.a. PAH bør den nyligt gennemførte lempelse af jordkvalitetskriteriet give anledning til overvejelser, idet nye sundheds- og miljømæssige betragtninger på tilsvarende vis måske kunne føre til lempelser af aktionsniveauerne i f.t. havnesediment.

Det forekommer i hvert fald ulogisk, at mens 8 ud af 12 sedimenttyper med de nye jordkvalitetskriterier ville kunne anvendes lovligt som topdække i villahaver, må kun 4 ud af 12 frit klappes til havs eller oplægges i spulefelter.

Variationen fra havn til havn, der primært må tilskrives variationen i baglandsbelastning, indikerer, at der ikke kan fastlægges ens retningslinier for disponering af al havnesediment, men at disponeringen konkret må vurderes fra havn til havn, herunder må specielt forekomsten af kobber vurderes konkret, da der lige så vel kan være tale om meget giftige kobberforbindelser fra både, som mere harmløse forbindelser fra først og fremmest kloaksystemet.

8. Referencer

C-RES (2003a): Udvaskning af organisk stof og kobber fra bundslagge. C-RES Udviklingsprojekt UR 1, maj 2003 (tilgængelig på www.c-res.dk)

C-RES (2003b): Marin anvendelse af forbrændingsslagge. Miljømæssige konsekvenser. C-RES Udviklingsprojekt B&A-2 og Værktøjsprojekt V-2, november 2003.

DAKOFA (2001): Er jorden farlig? – en guideline til vurdering af, om metalforurenet jord og restprodukter skal klassificeres som farligt affald. Tilgængelig på www.dakofa.dk

EUDA (2001): Organotins and TBT: Facts and Figures. European Dredging Association.

EUDA (2002): Recommendation for Establishing TBT Limit Values for Disposal of Dredged Material. European Dredging Association, September 2002.

Miljøstyrelsen (1994): Vandmiljø-94. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 2 1994.

Miljøstyrelsen (2001a): Havnesediments indhold af miljøfremmede organiske forbindelser. Miljøprojekt Nr. 627, 2001

Miljøstyrelsen (2001b): Karakterisering af havnesediment ved hjælp af biotest. Miljøprojekt Nr. 629, 2001

Miljøstyrelsen (2001c): Vurderingsstrategier i forbindelse med håndtering af forurenede sedimenter. Miljøprojekt Nr. 631, 2001

Miljøstyrelsen (2001d): Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam. Miljøprojekt Nr. 632, 2001

Miljøstyrelsen (2001e): Bortskaffelse af havnesediment. Miljøprojekt Nr. 633, 2001

Miljøstyrelsen (2004a): Listen over uønskede stoffer, 2004. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8, 2004.

Miljøstyrelsen (2004b): Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg, 2002. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2004.

Miljøstyrelsen (2005a): Eksponeringsrisici ved deponering af forurenet havnesediment. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 24, 2005

Miljøstyrelsen (2005b): Undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af sporelementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 33, 2005

Miljøstyrelsen (2005c): Omfang og konsekvenser af forskellige strategier for håndtering af forurenede sedimenter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 34, 2005

Miljøstyrelsen (2005d): Havnesedimenter – Prøvetagning og analyser. Arbejdsrapport Nr. 35, 2005

Miljøstyrelsen (2005e): Vejledning om dumpning af optaget havbundsmateriale – klapning. Vejledning Nr. 8, 2005.

Miljøstyrelsen (2005f): Analyse af organotin i sedimenter. Arbejdsrapport Nr. 31, 2005

Klassificering af 6 forurenende stoffer i havnesediment (på basis af 29. tilpasning af listen over farlige stoffer som indført i dansk ret ved bekg. nr. 923 af 28.09.2005)

Cadmium

cadmiumforbindelser, med undtagelse af cadmium-sulfoselenid (xCdS.yCdSe) og blandinger af cadmiumsulfid med zinksulfid (xCdS.yZnS), og blandinger af cadmiumsulfid med kviksølv-sulfid (xCdS.yHgS) såvel som cadmiumforbindelser opført andetsteds i dette bilag

Xn;R20/21/22
N;R50/53

konc. ≥ 25%

Xn;R20/21/22
N;R50/53

2,5% ≤ konc. < 25%

Xn;R20/21/22
N;R51/53

0,25% ≤ konc. < 2,5%

Xn;R20/21/22
R52/53

0,1% ≤ konc. < 0,25%

Xn;R20/21/22

cadmium (stabiliseret)

Carc2;R45
Tx;R26
T;R48/23/25
Rep3;R62-63
Mut3;R68
N;R50/53

cadmium (ustabiliseret)

Carc2;R45
F;R17
Tx;R26
T;R48/23/25
Rep3;R62-63
Mut3;R68
N;R50/53

Bly

Blyforbindelser, undtagen sådanne nævnt andetsteds i dette bilag

Rep1;R61
Xn;R20/22
R33
Rep3;R62
N;R50/53

konc. ≥ 25%

Rep1;R61
Xn;R20/22
R33 Rep3;R62
N;R50/53

5% ≤ konc. < 25%

Rep1;R61
Xn;R20/22
R33 Rep3;R62
N;R51/53

2,5% ≤ konc. < 5%	Rep1;R61 Xn;R20/22 R33 N;R51/53
1% ≤ konc. < 2,5%	Rep1;R61 Xn;R20/22 R33 R52/53
0,5% ≤ konc. < 1%	Rep1;R61 R33 R52/53
0,25% ≤ konc. < 0,5%	R52/53

Kviksølv

kviksølv	T;R23 R33 N;R50/53
kviksølvforbindelser, organiske undtagen sådanne nævnt andetsteds i dette bilag	Tx;R26/27/28 R33 N;R50/53
konc. ≥ 25%	Tx;R26/27/28 R33 N;R50/53
2,5% ≤ konc. < 25%	Tx;R26/27/28 R33 N;R51/53
1% ≤ konc. < 2,5%	Tx;R26/27/28 R33 R52/53
0,5% ≤ konc. < 1%	T;R23/24/25 R33 R52/53
0,25% ≤ konc. < 0,5%	Xn;R20/21/22 R33 R52/53
0,05% ≤ konc. < 0,25%	Xn;R20/21/22 R33
kviksølvforbindelser, uorganiske undtagen kviksølv(II)sulfid (cinnober) samt sådanne nævnt andetsteds i dette bilag	Tx;R26/27/28 R33 N;R50/53
konc. ≥ 25%	Tx;R26/27/28 R33 N;R50/53
2,5% ≤ konc. < 25%	Tx;R26/27/28 R33 N;R51/53
2% ≤ konc. < 2,5%	Tx;R26/27/28 R33 R52/53
0,5% ≤ konc. < 2%	T;R23/24/25 R33 R52/53
0,25% ≤ konc. < 0,5%	Xn;R20/21/22 R33 R52/53

0,1% ≤ konc. < 0,25% Xn;R20/21/22
R33

Kobber

kobber(I)oxid Xn;R22
N;R50/53

kobbersulfat Xn;R22
Xi;R36/38
N;R50/53

TBT

tributyltinforbindelser, undtagen sådanne nævnt andetsteds i Xn;R21
dette bilag T;R25-
48/23/25
Xi;R36/38
N;R50/53

konc. ≥ 25% Xn;R21
T;R25-
48/23/25
Xi;R36/38
N;R50/53

2,5% ≤ konc. < 25% Xn;R21
T;R25-
48/23/25
Xi;R36/38
N;R51/53

1% ≤ konc. < 2,5% Xn;R21
T;R25-
48/23/25
Xi;R36/38
R52/53

0,25% ≤ konc. < 1% Xn;R22-
48/20/22
R52/53

PAH

aromatiske carbonhydrider, C₆₋₁₀-, C₈-rige Carc2;R45

aromatiske carbonhydrider, C₇₋₁₂, C₈-rige Carc2;R45
Xn;R65

konc. ≥ 10% Carc2;R45
Xn;R65

0,1% ≤ konc. < 10% Carc2;R45