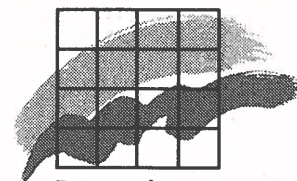


Miljøministeriet



Danmarks
Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser
Afd. for Flora- og Faunaøkologi
Kalø, Grenåvej 12, 8410 Rønde

Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning

Et litteraturstudie om
de biologiske effekter af
råstofindvinding i havet

Faglig rapport fra DMU, nr. 81

Udgivet i samarbejde med
Skov- og Naturstyrelsen

Bent Hygum
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Juli 1993

Datablad

Titel: Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning
Undertitel: Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet
Forfatter: Bent Hygum
Afdelingsnavn: Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 81
Udgiver: Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser ©
Udgivelsesår: 1993
Redaktion: Bent Hygum
Redaktionen afsluttet: juli 1993

Bedes citeret: Hygum, B. (1993): Miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning. Et litteraturstudie om de biologiske effekter af råstofindvinding i havet. Danmarks Miljøundersøgelser. 68 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 81.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Emneord: Råstofindvinding, marin, bundfauna, fisk, rekolonisering.

ISBN: 87-7772-113-6
ISSN: 0905-815X
Papirkvalitet: 115 g hvid offset
Tryk: Dansk Systemtryk A/S
Oplag: 400
Sideantal: 68
Pris: kr. 50,- (incl. 25% moms, ekkl. forsendelse).

Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
Frederiksborgvej 399
4000 Roskilde
TLF. 46 30 12 00

Skov- og Naturstyrelsen
Hav- og Råstofkontoret
Haraldsgade 53
2100 København Ø
TLF. 39 27 20 00

Indhold

Forord 5

Resumé 7

1 Indledning 11

- 1.1 Administration af råstofindvinding i Danmark 12
- 1.2 Hvor indvindes der råstoffer i danske farvande 14

2 Indvindingsmetoder 17

3 Fysiske og kemiske effekter, der opstår ved ral- og sandsugning 19

- 3.1 Bundtopografi 21
- 3.2 Stagnation i sugehuller (iltsvind) 24
- 3.3 Spredning af opslemmet materiale fra overløbsvandet 26
- 3.4 Sedimentændringer 27
- 3.5 Kemiske ændringer i vandmiljøet 27
- 3.6 Sammenfatning på fysiske og kemiske effekter 30

4 Ral- og Sandsugnings effekt på bundfauna og fisk 31

- 4.1 Bundfaunaens rekolonisering i fysisk forstyrrede områder 32
- 4.2 Bundfaunaens rekolonisering i ral- og sandsugningsområder 33
- 4.3 Effekt af indvindingsmetode 36
- 4.4 Effekt af sugehuller og slæberender 36
- 4.5 Effekt af sedimentændringer 38
- 4.6 Effekt af opslemning og sedimentation 39
- 4.7 Effekt på fisk 43
 - Effekt i gydeområder for sild 44
 - Effekt på æg og yngel 45
 - Flugtadfærd 46
 - Effekt på tobis 47
- 4.8 Sammenfatning på biologiske effekter 47

5 Samlet vurdering af ral- og sandsugning 50

6 Konklusion og anbefalinger 59

7 Referencer 61

Danmarks Miljøundersøgelser 68

Forord

Denne rapport er et samarbejdsprojekt mellem Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser og tilhører rækken af faglige rapporter, der indgår i Skov- og Naturstyrelsens videnopbygning om miljøpåvirkninger ved råstofindvinding i havet.

Udnyttelsen af naturforekomster på havområdet foregår i dag mere intensivt end tidligere, blandt andet på grund af en række store anlægsarbejder. Der er samtidig sket en øget erkendelse af, at havmiljøet må opfattes som en helhed, hvor effekter af forskellige aktiviteter ikke kun er afgrænset til lokalområdet, men kan påvirke selv fjertliggende områder.

Biologiske undersøgelser af miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning blev i 1982 belyst gennem udredningen "Sletter havet sporene" udgivet af Miljøministeriet. De miljømæssige og fiskeribiologiske konsekvenser blev heri vurderet til at være beskedne. "Sletter havet sporene" dannede i 1982 grundlaget for den miljømæssige administration af råstofindvinding i havet.

Siden 1982 er der publiceret en række inden- og udenlandske artikler om ral- og sandsugnings effekt på de biologiske samfund. Rapporten udgør en gennemgang og vurdering af denne litteratur med særligt henblik på konsekvenser for bundfauna og fisk.

Rapporten er udarbejdet med faglig støtte fra Stig Helmig, Skov- og Naturstyrelsen og Anders Højgård Petersen, Danmarks Miljøundersøgelser. Rapporten vil indgå i arbejdet med at fastlægge en strategi for Miljøministeriets videnopbygning om miljøeffekter ved råstofindvinding i havet.

Resumé

Kapitel 1

I rapporten beskrives og vurderes den internationale litteratur, der fra starten af 80'erne og frem til i dag belyser hvorledes ral- og sandsugning påvirker det fysiske og kemiske miljø i havet, og hvilke konsekvenser denne påvirkning har på bundfauna og fisk. Problemstillingen har tidligere været afrapporteret i den nu over 10 år gamle udredning "Sletter havet sporene?", der gennem biologiske undersøgelser vurderede miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning i havet. Konklusionen var dengang, at de miljømæssige og fiskeribiologiske følger af ral- og sandsugning i det store hele var beskedne.

Skov- og Naturstyrelsens arbejde med omlægning af tilladelses-systemet til råstofindvinding i havet beskrives. Skov- og Naturstyrelsen har i dag forslag til ca. 150 eksisterende indvindingslokaliteter, der udlægges som tilladte indvindingsområder. Disse indvindingsområder udgør et samlet areal på ca. 530 km². Hovedparten af ral- og sandsugningen foregår i dag på lavtvandsområder med vanddybder fra 4 - 15 meter.

Den samlede produktionsmængde af havbundsmaterialer over en fjortenårig periode beskrives. Indvinding af sand, grus og ral har stort set været konstant gennem perioden, med en gennemsnitlig årlig indvinding på ca. 2 mio. m³. Det er kun fyldsand, dvs. sand og grus som anvendes til kystfodring og opfyldning m.m., der periodevis har haft større udsving i ovennævnte periode.

Kapitel 2

Indvindingsmetoder til ral- og sandsugning beskrives. De to mest anvendte indvindingsmetoder i Danmark er stiksugning og slæbesugning. Stiksugning er den dominerende metode og kan frembringe et op til 10 m dybt hul i havbunden. Slæbesugning frembringer render på havbunden, der kan være ca. 1-2 m brede, 0,5 m dybe og op til 1000 m lange. Fælles for begge indvindingsmetoder er, at der følger en række fysiske og kemiske ændringer af både havbunden og vandmasserne, der kan forandre biotoperne lokalt i indvindingsområderne.

Kapitel 3

De fysiske og kemiske ændringer i det marine miljø beskrives. Langvarige eller permanente forandringer af havbundstopografien ses i indvindingsområder, der kun er svagt eksponerede med hensyn til bølge- og strømpåvirkning eller i indvindingsområder med vanddyber over 15 m. Udligning af sugehuller er meget variabel og kan variere fra 1 år til over 10 år. I de mere eller mindre permanente stiksugehuller og slæberender akkumuleres kun finstof, såsom ler, silt, fint sand og organisk materiale. På grund af stagnerende vandmasser og akkumulering af organisk materiale i bunden af sugehullerne vil der periodevis kunne opstå iltsvind i bunden af disse.

Ved ralsugning på bundtyper med tynde dæklag af grus, ral og

sten vil bølge- og strømgenereret sedimenttransport ikke være i stand til at opkoncentrere samme materialetype i sugeområdet. Råstofindvinding på denne bundtype kan derfor betragtes som en irreversibel proces, der, afhængig af intensitet, omfang af resource og eksponering, vil forandre det grove sediment til en mere blød bundtype.

Ler- og siltpartikler i overløbsvandet vil kunne transporteres i vandmasserne op til flere km før bundfældning. Sandpartikler bundfælder typisk indenfor 500 m fra indvindingsfartøjet. Ral- og sandsugning kan accelerere den naturlige frigivelse af næringssalte fra sedimentet.

Kapitel 4

De biologiske og økologiske konsekvenser for bundfauna og fisk beskrives. Muslinger tåler relativt høje koncentrationer af opslemmet materiale, der ses sågar øgede vækstrater for flere danske muslingearter, når de eksponeres for suspenderet bundmateriale. En vellykket bundfældning af blåmuslingelarver kan blive hæmmet på grund af tildækning af egnet substrat.

I indvindingsområder med kraftig eksponering (bølge, strøm) og begrænset vanddybde vil bundfaunaen rekolonisere sugeområdet i tidsrum fra måneder til mindre end 5 år. En forudsætning er dog, at indvindingsområdet efterlades uden yderligere forstyrrelser og at karakteren af sedimentet og eksponeringen er uforandret. Forandring af bundfaunasamfundet ses særligt i bundtyper med grus, ral og sten, hvor sedimentet i sugeområdet får et højere indhold af finstof end det omkringliggende uforstyrrede sediment. Ved forandring af netop denne bundtype er der risiko for ødelæggelse af sildegydepladser. Kendskabet til sildegydepladser i indvindingsområderne og sildeægs tolerance overfor tildækning i forbindelse med sedimentation af opslemmet materiale er kun i ringe grad kendt. Der er behov for videregående undersøgelser, der mere præcist kan vurdere konsekvenserne af ral- og sandsugning på og omkring gydepladserne. Der findes ikke i dag tilstrækkelig viden om, hvorfor sild vælger specifikke gydeområder, eller hvilke kriterier, der ligger til grund for tobisens valg af specifikke sandbanker at grave sig ned i.

Kapitel 5

Erfaring fra litteraturstudiet anvendes til at vurdere de miljømæssige konsekvenser af ral- og sandsugning under danske forhold. Der er gjort et forsøg på at vurdere de fysiske og kemiske effekters betydning ud fra en økologisk synsvinkel, herunder en vurdering af effekternes areal- og tidsmæssige udstrækning.

Indvindingsmetoderne er årsag til en destruktion af bundfaunaen i det oppumpede bundsediment. Denne effekt må man nødvendigvis acceptere ved ral- og sandsugning. Den direkte letale effekt på bundfaunaen er størst ved slæbesugning på grund af et større mekanisk påvirket havbundsareal. Den større arealmæssige påvirkning ved slæbesugning vil i højere grad end ved stiksugning kunne forvolde skade på potentielle gydeområder for bundgydende fisk. Såfremt stiksugning foregår i havområder med

aktiv sedimenttransport, skønnes denne metode at være den mest skånsomme under danske forhold. Anvendes stiksugning i svagt ekponerede områder eller på dybder over 15 meter vil der opstå permanente sugehuller. Dannelsen af stiksugehuller skønnes årligt at påvirke ca. 1 km² havbund. Forudsættes at råstofindvinding primært forgår på fladvandsområder fra 4 - 15 meters dybde (arealmæssige udstrækning anslået til ca. 14.000 km²) vil den årlige påvirkning af havbunden fra stiksugehuller være mindre end 0,10 ‰. Det er derfor ikke sandsynligt, at produktionen i bundfanuasamfundene i lavtvandsområderne påvirkes i nævneværdig grad af råstofindvinding. Foregår stiksugning i områder, der på forhånd er udpeget til ikke at indholde gydepladser for bundgydende fisk, vil der ud fra en økologisk synsvinkel ikke være forbundet betydelige risici ved stiksugning. Det må dog pointeres, at talrige sugehuller på grunde og rev kan vanskeliggøre fiskeri med bundredskaber.

Forandring af det oprindelige sediment ses i bunden af slæberender og sugehuller, hvor det nuværende sediment er kendetegnet ved et højere indhold af ler, silt, sand og organisk materiale. Det må pointeres, at en habitatforandring i et indvindingsområde, hvor grovere sedimenttyper forandres til mere bløde bundtyper, ikke nødvendigvis er negativ for en fiskeproduktion, idet bundfaunaen på blødbunden kan være velegnet som fiskeføde. Er der imidlertid tale om bundtyper med tynde dæklag af grus og ral, der forandres til sand eller moræneler, vil epifaunaen ikke kunne rekolonisere og potentielle gydeområder for bl.a. sild ødelægges. Man må være opmærksom på, at fjernes grus- og rallaget på havbunden vil bølge- og strømgenereret materialetransport ikke kunne opkoncentrere den samme materialetype igen. Ralsugning kan derfor medføre permanent forandring af en biotop, hvis udstrækning kun i ringe grad er kendt i danske farvande, men som i kraft af sin karakteristiske flora og fauna kan have æstetisk og naturfredningsmæssig interesse. Da arealerne af blotlagte grus- og rallag ikke er udmålt i de åbne havområder og ej heller i de udlagte indvindingsområder er det vanskeligt at konsekvensvurdere effekten af ralsugning på denne bundtype.

Generelt vurderes effekter af opslemmet bundmateriale fra indvindingsprocessen ikke at have væsentlig negativ effekt på bundfauna og fisk på grund af det suspenderede stofs relative korte opholdstid og koncentration i vandmasserne. Der foreligger ikke i dag et tilstrækkeligt videngrundlag om den fysiske bunddynamik i de udlagte indvindingsområder. Derfor er det vanskeligt at konsekvensvurdere effekten af sedimentation omkring indvindingsområdet. Der bør derfor iværksættes undersøgelser, der beskriver fysisk bunddynamik i indvindingsområderne med henblik på at kunne vurdere varighed/omfang af sedimenterende materiale i forbindelse med ral- og sandsugning.

Næringssaltspild i forbindelse med ral- og sandsugning vurderes til at have minimale effekter i åbne havområder på grund af bølge- og strømgenererede fortynding i vandmasserne. Ved større

indvindingsopgaver i beskyttede vandområder, fx Limfjorden, kan man i sommerhalvåret sandsynligvis se lokale produktionsforøgelser i algeplanktonet. Effekten vurderes imidlertid til at være ubetydelig. Svovlbrinte og andre iltforbrugende stoffer frigives under en indvindingsproces, men der er ikke påvist nogen alvorlig effekt ved ral- og sandsugning i åbne havområder. Der vil potentielt kunne frigives tungmetaller til vandfasen under indvindingsprocessen - bidraget skønnes imidlertid at være beskedent.

Kapitel 6

Det konkluderes, at ral- og sandsugning - med den hidtil anvendte teknik, og i det hidtidige omfang - ikke vil påføre lavtvandsområderne væsentlige negative effekter, vurderet på baggrund af lavtvandsområdernes samlede areal. Der er således kun fremkommet få undersøgelser, som kan ændre opfattelsen af hovedkonklusionen i udredningen "Sletter havet sporene?" fra 1982. Det må dog også konkluderes, at ral- og sandsugning lokalt kan medføre langvarige eller permanente ændringer af havbundens fysiske og biologiske forhold. Den største risiko for sådanne forandringer er for bundtyper med tynde dæklag af grus, ral og sten og den dertil knyttede fauna, hvorfor udbredelsen af sådanne områder bør undersøges. Betydningen af eventuelle negative effekter ved ral- og sandsugning i gydeområder for sild er med den eksisterende viden vanskelig at vurdere. Derfor anbefales det, at disse forhold undersøges yderligere.

1 Indledning

Indvinding af ral og sand i danske farvande foregår primært på vanddybder mindre end 20 meter. Indvindingsområderne er spredt fra fladvandede kyst- og fjordområder til grunde og rev i de åbne farvande. I disse lavtvandede havområder findes de mest alsidige og produktive biotoper i danske farvande. På grunde og rev vil der ofte være en alsidig fauna og på stenrevene også en rigt varieret flora og fauna. Lavtvandsområderne er også af stor betydning for vandfugle, der fouragerer i disse områder.

Administration af ral- og sandsugererhvervet i Danmark vil derfor være en balancegang mellem et behov for råstoffer og et hensyn til det marine miljø. Ral- og sandsugning bidrager til en række miljømæssige problemer - det man må klarlægge er, hvad der er skadelige effekter, og hvordan disse kan undgås eller reduceres. Endelig må man tage stilling til hvilke effekter, man vil tolerere.

Det vigtigste formål med denne rapport er ud fra et studie af international litteratur generelt at vurdere ral- og sandsugnings effekt på de biologiske samfund og vurdere disse effekters betydning under danske forhold. Denne problemstilling er tidligere belyst i: "Sletter havet sporene - En biologisk undersøgelse af miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning", Miljøministeriet, 1982. Konklusionen var dengang, at de miljømæssige og fiskeri-biologiske konsekvenser af ral- og sandsugning i det store hele var beskedne.

Selv om formålet med dette arbejde har været at vurdere nye effektundersøgelser fra starten af 80'erne frem til i dag, har det ind imellem været nødvendigt at gå historisk længere tilbage for at opnå en tilfredsstillende viden. På grund af et "begrænset" materiale, der specifikt belyser effekter af ral- og sandsugning, er erfaringer fra effektstudier i sammenhæng med oprensings- og uddybningsarbejder medtaget. Dette materiale har særligt været brugbart i sammenhæng med studier af, hvor hurtigt bundfaunaen rekoloniserer et mekanisk forstyrret område.

Det vil altid være problematisk at sammenligne de specielle forhold, der kendetegner danske farvande med udenlandske forhold, hvor der ofte hersker en fundamental anderledes dynamik med hensyn til bølge- og strømforhold i havområdet. Der er dog foretaget adskillige studier i mere følsomme systemer som for eksempel estuarier (bl.a. fjorde), der til en vis grad kan sammenlignes med danske forhold.

Effekter på organismegrupper af de fysisk-kemiske ændringer, der opstår ved ral- og sandsugning, ses på flere forskellige led i de marine fødekæder. For at afgrænse problemstillingen, er effektstudier på flora og vandfugle udeladt. Denne rapport beskæftiger

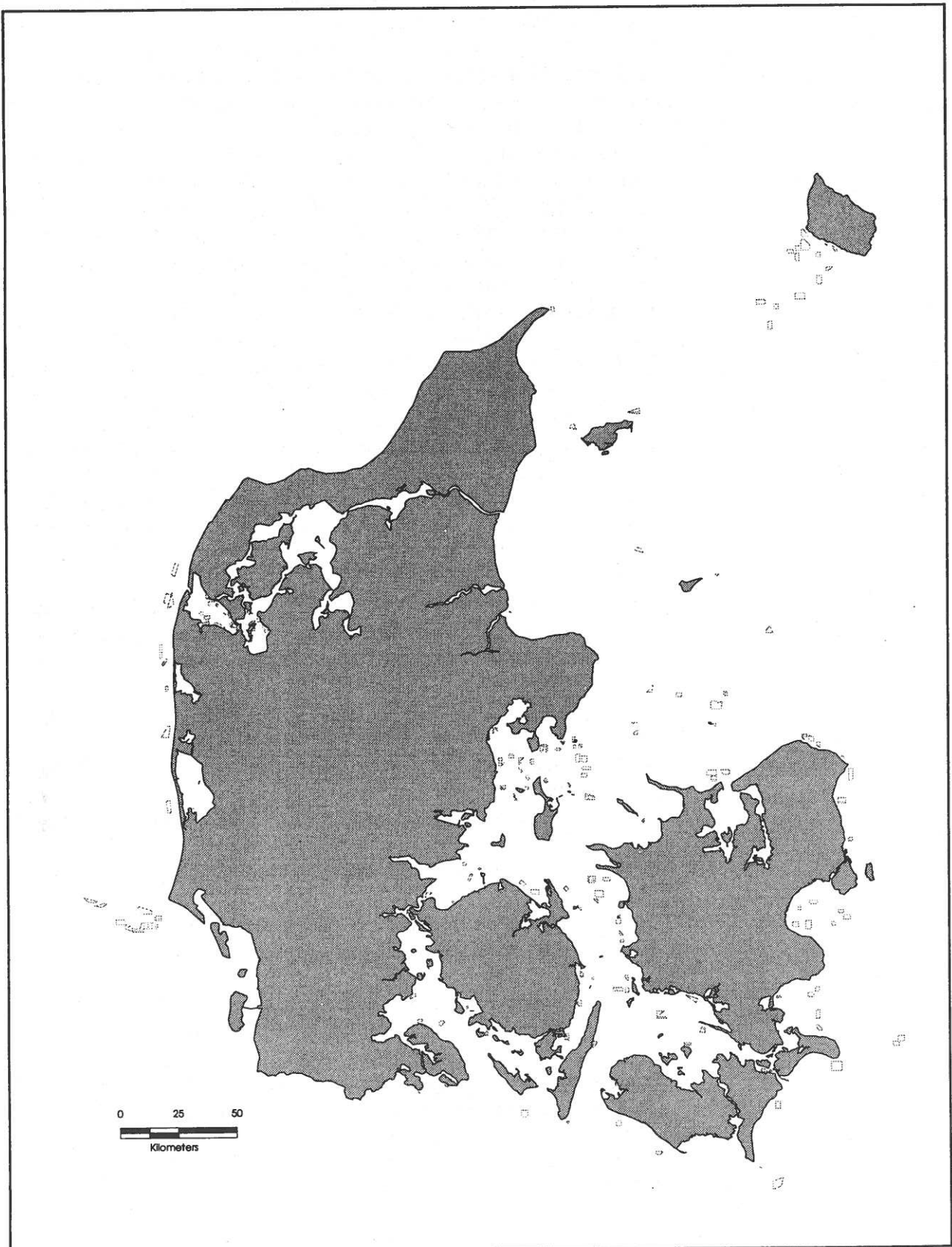
sig med effekter på bunddyrssamfundene og effekter på æg og yngel hos fisk, der er særdeles sårbare for mekaniske forstyrrelser.

Rapporten beskæftiger sig også med de fysiske og kemiske konsekvenser af ral- og sandsugning, der ses som direkte/indirekte påvirkninger af havbunden og det omgivende miljø. Ændringer i havets fysiske og kemiske forhold vil, afhængig af ændringernes omfang og karakter, påvirke de biologiske samfund i forskellig retning og grad. For nogle arter vil en given ændring være negativ, i yderste tilfælde akut lethal (dødelig), i andre tilfælde være sublethal (ikke direkte dødelig). Sublethale effekter på organismer kan have en sekundær dødelig effekt ved fx at påvirke sanseapparatet og dermed adfærdsmønstre, som er vigtige for reproduktionen. Viden om, hvor hurtigt et indvindingsområde udlignes og om havbunden skifter karakter og dermed forandring af de oprindelige habitater, er betydningsfuld, når man skal vurdere miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning.

1.1 Administration af råstofindvinding i Danmark

Sømaterialer fra havbunden var oprindelig genstand for fri tilgængelse. Men siden 1971/1972 kræves der i henhold til kontinentalsokkeloven og råstofloven tilladelse fra miljøministeriet til at indvinde sten, grus og sand m.m. Skov- og Naturstyrelsen administrerer Råstofloven. Råstofloven fra 1977 og en tilsvarende ændring af kontinentalsokkeloven gav erhvervet et mere stabilt arbejdsgrundlag. Tidligere kunne tilladelser højst gives for 5 år ad gangen; nu gælder de, så længe de ikke opsiges, og med en opsigelse på 10 år. Med råstofloven af 1991 kan der udstedes dels generelle tilladelser til indvindingsmateriel (§ 19) dels tilladelser til indvindingsområder (§ 22). Skov- og Naturstyrelsen arbejder for tiden med en omlægning af tilladelsessystemet, der skal føre til, at grundlaget for indvinding flyttes fra generelle tilladelser, dvs. indvinding hvor det ikke er forbudt, til at foregå i på forhånd udpegede indvindingsområder. I fig. 1 ses forslag til udlægning af eksisterende indvindingslokaliteter som tilladte indvindingsområder. Dette areal udgør ca. 530 km² og vanddybden i indvindingsområderne strækker sig fra 4-35 meter.

Udpegning af indvindingsområder er sket på baggrund af en sammenfattende vurdering og afvejning af de interesser, der er knyttet til det pågældende område og dets omgivelser (se Skov- og Naturstyrelsen, 1992a).



Figur 1. Skov- og Naturstyrelsen har i henhold til råstofloven i dag forslag til, at ca. 150 eksisterende indvindingslokaliteter udlægges som indvindingsområder.

1.2 Hvor indvindes der råstoffer i danske farvande

Danmarks søterritorium og kontinentalsokkel udgør tilsammen et areal på ca. 106.000 km². Havbundsarealet indenfor 30 meter dybdekurven udgør ca. 43.000 km² (Kiørboe & Møhlenberg, 1982) og er i princippet det potentielle virkefelt for ral- og sandsugning. Det samlede havbundsareal der i dag er udlagt til ral- og sandsugning udgør ca. 530 km². I figur 1 ses de udlagte forslag til indvindingsområder for ral- og sandsugning. Sammenlignes arealet på indvindingsområderne med det potentielle virkefelt for ral- og sandsugning (43.000 km²), vil omkring 1,2 % af dette areal periodevis blive udsat for mekaniske forstyrrelser forårsaget af ral- og sandsugning. Selv om teknologien tillader at indvinde på vanddybder på 30-40 meter, foregår langt hovedparten af indvindingen i dag på fladvandede hav- og fjordområder med vanddybder fra 4 - 15 meter. Den arealmæssige udstrækning af dette havbundsareal er ikke udmålt. Ferdinand (1981) har udmålt fladvandsområderne i fjorde og på havet fra 2 - 10 meters dybde til ca. 14.000 km². Det skønnes at fladvandsområderne fra 4 - 15 meter udgør omtrent samme areal, og at det er i denne zone den primære mekaniske forstyrrelse af havbunden fra ral- og sandsugning foregår.

Skov- og Naturstyrelsen har i forbindelse med udarbejdelse af: "Handlingsplan for Råstofindvinding", 1992, valgt at opdele indvindingsområderne i fig. 1 efter lokalitetstype:

- 1) indvindingsområder for ral- og sandsugning mellem kysten og 6 m dybdekurven;
- 2) indvindingsområder for ral- og sandsugning i EF-fuglebeskyttelsesområder;
- 3) kystfjerne indvindingsområder med lokale vanddybder lavere end 6 m;
- 4) øvrige områder for ral- og sandsugning

Type 1 lokaliteter, udgør 22 områder med et samlet areal på ca. 62 km², heraf er de 15,4 km² på lavere vand end 6 m.

Type 2 lokaliteter, udgør 20 områder med et samlet areal på ca. 29 km², heraf er de 10,6 km² på lavere vand end 6 m.

Type 3 lokaliteter, udgør 29 områder med et samlet areal på ca. 107 km², heraf er de 9,7 km² på lavere vand end 6 m.

Type 4 lokaliteter, udgør 74 områder med et samlet areal på ca. 332 km².

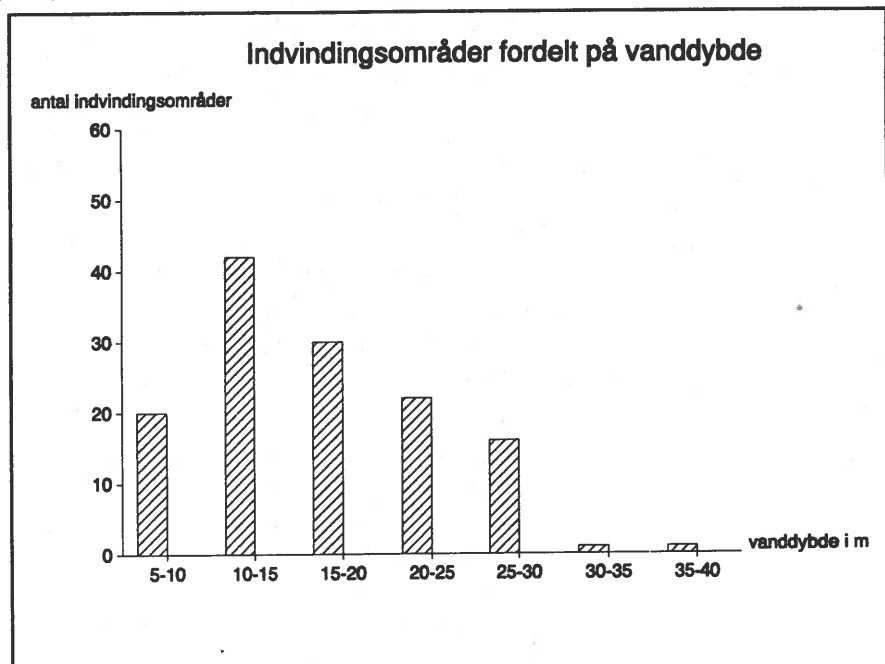
Råstofferne fra havområdet kan opdeles i 3 hovedkategorier:

Kvalitetsmaterialer dvs. sand, grus og ral/sten, der anvendes som tilslagsmaterialer til beton og mørtel samt til vejmaterialer.

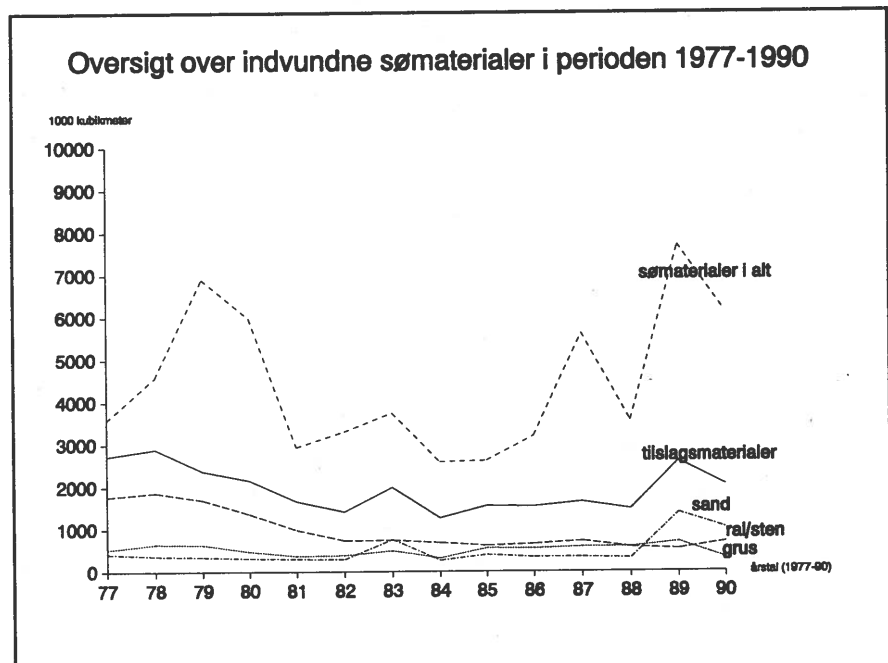
Fyldsandsmaterialer dvs. sand og grus, som anvendes til kystfod-

ring og opfyldning m.m.

Oprensnings- og uddybningsmaterialer dvs. moræneler, sand og mudder, som anvendes i begrænset omfang til fyldmaterialer, mens størstedelen af dette materiale dumpes (klappes) på havbunden.



Figur 2. Ral- og sandsugningsområders fordeling i forhold til den maksimale vanddybde i indvindingsområdet.



Figur 3. Oversigt over indvundne sømaterialer i perioden 1977-1990.

Kilde: Ral- og Sandsugning. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen 1984. Råstofproduktion på hav- og landområdet. Miljøministeriet, DGU, 1984-89. Indberetninger til Skov- og Naturstyrelsen om råstofindvinding, 1989-90.

I fig. 3 er der for perioden 1977 til 1990 angivet de årlige indvindingsmængder af de forskellige råstoftyper på havområdet (sømaterialer). For tilslagsmaterialerne (ral/sten, grus og sand) er der for perioden 1977 til 1990 gennemsnitlig indvundet 2 mio. m³ om året. Under sømaterialer i alt indgår tillige fyldmaterialerne, der primært består af sandfyld. Den gennemsnitlige årlige indvinding af sandfyld er 2,4 mio. m³. Den gennemsnitlige årlige indvinding af samtlige sømaterialer udgør omkring 4,4 mio. m³.

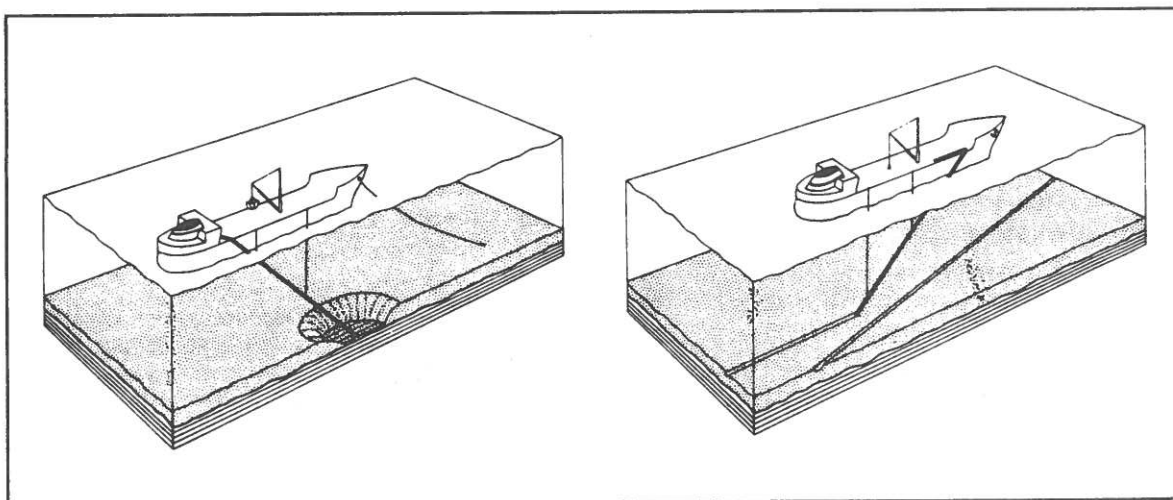
Sømaterialer fra havbunden er en vigtig del af det danske råstofgrundlag. Sammenlignet med bakkematerialer (sand, grus, sten) fra land, udgør sømaterialer omkring 10-20 % af det samlede råstofforbrug til byggeri og anlæg i Danmark. Ser man på udviklingen indenfor udnyttelsen af sømaterialer i andre europæiske lande, skønner De Groot (1986 og ref. deri), at ca. 10 % af de anvendte grusmaterialer er indvundet fra havbunden. Det pointeres også, at når de landbaserede grusmaterialer er ved at være opbrugt, vil der rettes større opmærksomhed mod de marine råstoffer. Fx vurderes de hollandske råstofreserver på land til at være opbrugt indenfor de næste 25 år. Holland importerer allerede grusmaterialer fra nabolande (England, Tyskland). I den engelske del af Nordsøen vurderes forekomsterne af grusmaterialer til kun at kunne dække efterspørgslen alene til London området. De Groot (1986) vurderer, at det ikke vil være muligt at eksportere grus fra England indenfor de næste 45 år.

Indvindingen af sømaterialer i danske farvande vil i de kommende år være stigende på grund af brobyggerierne. På sigt vil der i takt med udtømning og måske yderligere restriktioner for råstofindvinding på land kunne forventes en stigning i forbruget af sømaterialer, dels til den hjemlige byggeindustri, dels eksport til lande som fx. Holland og Tyskland.

2 Indvindingsmetoder

Indvinding af sømaterialer til havs foregår ved hjælp af flere forskellige teknologiske metoder. Uddybningsarbejde samt indvinding af ral og sand sker enten mekanisk eller hydraulisk. Den mekaniske metode er mest anvendt ved uddybningsarbejder i havne og er sammenlignelig med traditionel grusgravning på land. Det optagne materiale kan enten udlosses og deponeres på land eller udlosses til en pram for senere dumpning (klapning) i havet.

Ved ral- og sandindvinding benyttes næsten udelukkende hydrauliske metoder. Ved hjælp af en kraftig centrifugalpumpe suges vand og bundmateriale via et rør op fra havbunden. Materialet kan enten føres i land usorteret (det vil ofte være tilfældet ved uddybningsarbejder) eller undergå en sortering ombord. Den uønskede fraktion føres herefter tilbage i havet sammen med overløbsvandet. Jo dårligere overensstemmelse, der er mellem det ønskede materiale og bundsedimentet, jo mere materiale vil blive ført tilbage i havet, og potentielt vil større miljøeffekter kunne opstå. Under arbejdet kan sugefartøjet enten ligge for anker eller bevæge sig langsomt fremad. De to metoder benævnes henholdsvis stiksugning og slæbesugning, se fig 4.



Figur 4. De to mest anvendte råstofindvindingsmetoder i Danmark. Metoden til venstre er stiksugning og til højre slæbesugning. Fra Christiansen & Pedersen (1984).

Slæbesugning skaber en række lineære spor i indvindingsområdet. Sporene vil have tilfældig orientering, og de udgør derfor et kaotisk mønster af ca. 1-2 m brede og 0,5 m dybe render. Render kan være op til ca. 1000 m lange. Slæbesugning er optimal, hvor forekomsterne er af ringe tykkelse men af stor arealmæssig udbredelse. Teknikken indbærer, at langt større arealer påvirkes end ved stiksugning, men også, at bundtopografien lettere genetableres. Slæbesugningsteknikken finder også anvendelse ved uddybning og vedligeholdelse af sejlrender.

Stiksugning er mere lokaliseret og frembringer sugehuller op til 10 meter dybe og 10-50 meter i diameter. Stiksugning er endvidere den eneste brugbare metode, hvor forekomsten er dækket af uanvendeligt materiale.

I Danmark anvendes næsten udelukkende stiksugning ved ral- og sandindvinding, mens slæbesugning er dominerende i blandt andet Holland og England.

Ral- og sandsugning påvirker miljøet. Der kan være tale om forandring af havbundstopografi og fysiske og kemiske ændringer af sediment og vandmasse. De fysiske og kemiske forandringer kan medføre, at biotoper forandres, og dermed er der risiko for, at ral- og sandsugning forårsager økologiske forandringer i indvindingsområderne. I det følgende beskrives de fysiske og kemiske effekter af ral- og sandsugning.

3 Fysiske og kemiske effekter, der opstår ved ral- og sandsugning

En af de tydeligste effekter af ral- og sandindvinding er selve substratfjernelsen, hvor bundtopografien ændres. Omfanget af denne forandring afhænger af hvilken indvindingsmetode, der har været anvendt, medens varigheden af forandringen afgøres af den fysiske bunddynamik i området. Væsentlige faktorer i denne sammenhæng er vanddybe, sedimentets partikelstørrelse og eksponeringsgraden i indvindingsområdet med hensyn til bølge- og strømforhold (se Aagaard, 1991). En væsentlig indirekte konsekvens af ral- og sandsugning i kystnære områder kan være en forøget erosion langs de tilstødende kyststrækninger.

I det følgende vil vægten blive lagt på fysiske og kemiske ændringer, der direkte eller indirekte påvirker organismerne i det marine miljø. Eksempler på fysiske og kemiske ændringer, der opstår ved ral- og sandsugning, ses i figur 5.

De alvorligste fysiske ændringer forekommer, når der fjernes så store mængder materiale, at havbunden ændrer karakter i sedimentsammensætningen. Selve indvindingsprocessen medfører, at havbunden efterlades med sugehuller og slæbespor, og sugehullerne kan på grund af deres form virke som fælder for partikulært materiale. Indvindingsprocessen er også årsag til, at sediment bringes i suspension, hvilket fører til aflejring af fint partikulært materiale i og udenfor indvindingsområdet. Endelig vil der ved sorteringen af materiale ombord på indvindingsfartøjet kunne forekomme en lokal tilsanding af havbunden.

Potentielle kemiske ændringer i vandmassen forårsaget af ral- og sandsugning fremgår af figur 5. Frigivelsen af opløste stoffer er tæt koblet til selve indvindingsteknikken, hvor sømaterialer blandet med vand suges op fra havbunden til indvindingsfartøjet, hvor det frasorterede materiale skylles overbord igen. Under disse processer, hvor bundsedimentet rodes op og iltes, kan næringssalte og tungmetaller frigives til omgivelserne. Indholdet af ler-, silt-, sand- og detrituspartikler (detritus er dødt organisk materiale) og den fysiske og kemiske tilstand i sedimentet er bestemmende for omsætningen og frigivelsen af næringssalte og tungmetaller. Nogle af de kemiske forbindelser, der frigives til vandfasen, er næringssalte som fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), og i mindre grad tungmetaller; kobber (Cu), jern (Fe), kviksølv (Hg), zink (Zn), cadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni) (se Tramontano & Bohlen, 1984).

EFFEKTER AF RAL- OG SANDSUGNING

FYSISKE ÆNDRINGER

- forandring af bundtopografien
- forandring af kornstørrelsesfordelingen i overfladesedimentet
- opslemning af fint partikulært materiale omkring sugefartøjet
- sedimentering af opslemmet materiale omkring indvindingsområdet
- forandring af strømmønster og dybdeforhold
- forandring af erosionspotentialet af overfladesedimentet

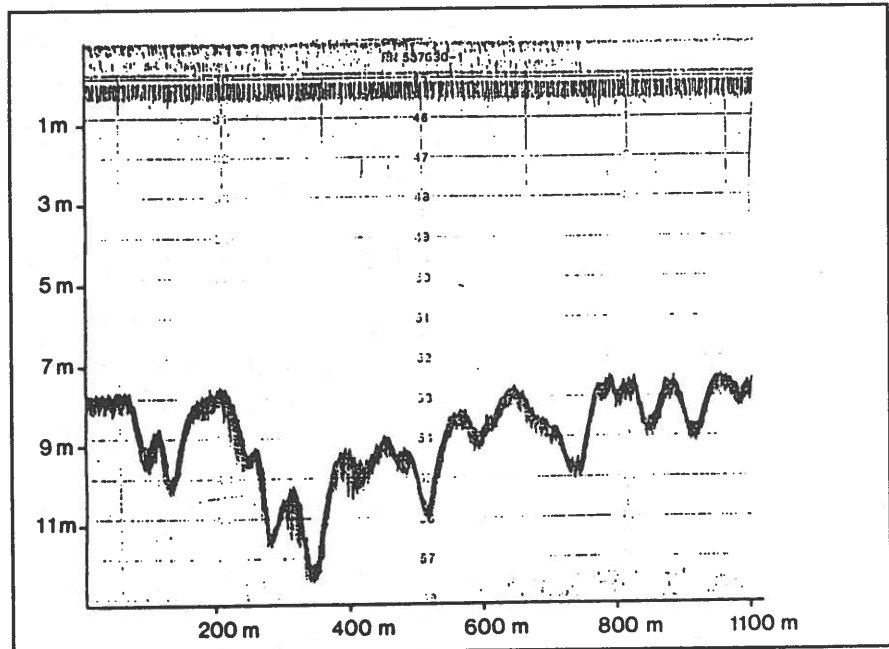
KEMISKE ÆNDRINGER

- frigivelse af næringsalte
- frigivelse af tungmetaller
- frigivelse af organisk materiale (detritus)
- forandring af kemisk stofflux mellem sediment og bundvand

Figur 5. Det marine miljø påvirkes af en række fysiske og kemiske effekter, der opstår ved ral- og sandsugning.

3.1 Bundtopografi

Ved selve indvindingsprocessen dannes der sugehuller og slæberender i havbunden. Når disse spor først er dannet, vil opfyldningen være afhængig af bølge- og strømforholdenes styrke til at flytte det omgivende sediment. I figur 6 ses et ekkogram af Langgrunden, Århus Bugt, hvor råstofindvinding har forandret havbundstopografien på grund af stiksugning.



Figur 6. Ekkogram af Langgrunden med stiksugningshuller. Fra Fredningsstyrelsen (1986a).

Sediment akkumuleres i disse render eller huller på flere forskellige måder;

- gennem bundtransport (bedload) af mobilt sand, silt, ler og detritus
- ved naturlig aflejring af finkornet suspenderet materiale fra vandsøjlen,
- ved nedskridning fra siderne af sugehullet,
- ved aflejring af materiale fra indvindingsfartøjets overløb.

I det følgende beskrives dynamiske områder, der over relativ kort tid reetableres efter indvindingens ophør, og hvor det ny substrat er identisk med det oprindelige. Der gives også eksempler på indvindingslokaliteter, hvor dynamikken i området ikke er i stand til at udligne sugehuller og slæberender, og hvor følgen er et ændret bundsediment.

Udligning af indvindingsområder i mobile sandforekomster

Den hurtigste og mest dominerende proces, hvormed et sugehul bliver fyldt, er ved bundtransport (bedload) af mobilt sand.

Råstofindvinding i sådanne dynamiske områder har derfor en kortvarig effekt på havbundstopografien. Udligningen af indvindingsområderne foregår med samme type substrat, som der oprindeligt blev fjernet af indvindingsfartøjerne; Van der Veer *et al.* (1985) undersøgte sedimentationsrater i indvindingsområdet i den hollandske del af Vadehavet. Stort set alle sugehuller fyldes igen over et lineært forløb uafhængigt af volumen på sugehullet. Sugehuller i områder, der ligger over laveste vandstandslinie, har en lav fyldningsrate. Selv om hullerne er relativt små, er der 13-16 år efter afsluttet sugning endnu ikke sket en udligning. Store sedimentationsrater ses i huller, der er placeret i tidevandskanalerne, hvor en udligning finder sted efter 1-4 år. Materialesammensætningen i sugehullerne har et større siltindhold end omgivelserne, og der kan måles en gennemsnitlig mindre kornstørrelse i sugehullerne.

Udligning af ralindvindingsområder

Dickson & Lee (1973) og Millner *et al.* (1977) undersøgte udligningen af sugehuller og slæberender i ralområder ved Hastings Shingle Bank og Southwold. De fandt, at slæberender, der oprindeligt var 20-30 cm dybe, tydeligt ses på "sector scan sonar" fem år efter, de blev dannet. "Shear-stress"¹ målinger i begge områder viser, at selv den stærkeste tidevandsstrøm ikke er i stand til at flytte grus fra de omkringliggende områder og ind i sugehullerne eller slæberenderne. Opfyldningen forløber derfor ekstremt langsomt og her primært ved sedimentering af partikler i suspension. Dette giver derved et helt andet bundsubstrat end det oprindelige.

Et lignende eksempel er grusaflejring ved Dieppe i den Engelske Kanal, hvor råstofindvinding har forandret sedimentets karakter. Selv om tidevandsstrømmen er stærk over grusaflejringerne, er denne proces alligevel for svag til at transportere det oprindelige ral-sand sediment. Derfor vil der, når grusforekomsterne fjernes i slæberenderne, kun akkumuleres silt og finsand i renderne (ICES 1990, Annex 4). Råstofindvinding i sådanne områder vil medføre, at havbunden ændrer karakter, med forekomst af huller og render med et mere finkornet sediment end oprindeligt.

Ralindvindingsområder ved Klaverbank i den hollandske del af Nordsøen er bl.a. undersøgt med hensyn til, hvor hurtigt slæbesporene udlignes efter en indvinding (Sips & Waardenburg, 1989; Moorsel & Waardenburg, 1991; De Jong & Van Moorsel, 1992). Side-scan målinger viser, at slæberender fra 1989 er ca. 1500 m lange og 3 m bredde og omkring 0,5 m dybde. Renderne blev udlignet allerede året efter - årsagen var her en ekstrem storm i januar 1990. Efterfølgende slæbespor, der blev dannet i 1990 og 1991, blev ikke udlignet.

¹ "Shear stress" dette begreb dækker en samlet fysisk effekt af bølgepåvirkning og strømforhold.

Udligning af ralindvindingsområder i indre danske farvande

Hovedparten af aflejringer af sten, ral og sand i de indre danske farvande er resultatet af processer, som er foregået gennem de sidste 3 millioner år - den såkaldte kvartærtid. Smeltevandsfloderne, som opstod ved ismassernes smeltning, eroderede, transportererede og sorterede materialer, som dels stammede fra isens indhold af sten, grus, m.v., dels fra de geologiske aflejringer, som udgjorde smeltevandsflodernes underlag. Dette materiale blev afsat som lagdelte aflejringer (Fredningsstyrelsen, 1979 p.37). I dag findes der ingen processer, som er i stand til at opkoncentrere sten og grus på havbunden (Aagaard, 1991).

Aagaard (1991) beregner, at sedimenttransport forårsaget af bølgenes virke kun kan påvirke bunden i indtil ca. 3,5 meters dybde i de indre danske farvande i hovedparten af året. I forbindelse med vestenstorme i Kattegat vil bølgerne kunne påvirke bunden i op til ca. 12 meters dybde. Bølger af denne størrelse er dog relativt sjældent forekommende. Strømme er mindre effektive end bølgerne til at sætte sedimentet i bevægelse. Til gengæld er de mere effektive i transporten af dette på dybt vand (Aagaard, 1991).

Råstofindvinding af grovere sedimentfraktioner på vanddybder større end 15 meter kan derfor betragtes som en irreversibel proces, der, afhængigt af intensitet, omfang af ressource og eksponering, vil forandre det stenede sediment til en mere blød bundtype, der udlignes med resuspenderet finstof.

Floderus (1989) undersøgte hvilke faktorer der er bestemmende for resuspension af finstof på havbunden. Dominerende faktorer for resuspension i Kattegat er dels vindgenererede bølger, som sætter sedimentpartiklerne i bevægelse, dels bundtrawling, hvor sedimentet opslemmes af redskaberne. Floderus beregner, at vindgenererede bølger i det sydvestlige Kattegat i kun 5 % af året er i stand til at resuspendere finstof i 8 - 12 meters dybde. På grund af større bølgelængde og -højde vil finstof i store dele af det nordvestlige Kattegat kunne resuspendes ned til 18 meters dybde. Floderus' beregninger er baseret på den maksimale dybdegrænse, hvor bølger kan resuspendere stof. Det er derfor klart, at i de nævnte dele af Kattegat hvor vanddybden er lavere, vil finstof langt hyppigere resuspendes.

Aagaard (1991) har teoretisk beregnet udfyldningshastigheden af sugehuller og slæberender på 15 meters vanddybde i Kattegat. Et skøn viser, at en typisk slæberende, som har et tværsnitsareal på ca. 1 m², i realiteten vil være flere år om at blive fyldt op. Tilsvarende vil et sugehul fra en stiksugning, med et volumen på 800-1000 m³, være adskillige "stormår" om at blive fyldt op. Aagaard's beregninger er i god overensstemmelse med undersøgelser ved Norsminde Flak (Fredningsstyrelsen, 1986a,b), hvor der har været indvundet ral og sand ved stiksugning på ca. 1,4 km² af havbunden fra 60'erne frem til 1983. Tre år efter at sugeaktiviteten var indstillet, var der markante huller i havbunden. Det

skønnes, at der var ca. 170 huller pr. km² og at sugehullerne var op til 4 meter dybe og 40-60 meter i diameter. Sedimentsammensætningen på siderne af sugehullet varierer med vanddybden. Langs randen af sugehullet samt udenfor, hvor der ikke er foretaget råstofindvinding, består det øverste lag af ral. Sedimentet i sugehullerne består overvejende af finkornet sand med et højt indhold af partikulært organisk materiale (Fredningsstyrelsen, 1986a).

Skov- og Naturstyrelsen (1992 in prep.b) har kortlagt 250 sugehuller i en række eksisterende og tidligere indvindingslokaliteter. Denne pilotundersøgelse viser, at områderne er lokaliseret på mange forskellige vanddyber med varierende bølge- og strømforhold og det skønnes, at sugehuller kan være af meget forskellig alder.

3.2 Stagnation i sugehuller (iltsvind)

Når der sker forandringer af bundtopografien på grund af stiksugning, er der risiko for stagnerende vandmasser, og råstofindvinding kan dermed være årsag til dannelse af lokale iltsvindområder. Denne effekt forstærkes af de specielle hydrografiske forhold i de indre danske farvande. Kattegat modtager vand fra både Østersøen og Nordsøen. Det Østersøvand, der forlader Kattegat som en saltfattig nordgående overfladestrøm, er opblandet med betydelige mængder Nordsøvand, som strømmer ind nordfra under brakvandslaget. Opblandingen er ikke total og derfor opstår en to-lagsstrømning, der er adskilt af et grænselag (haloklin) mellem det brakke overfladevand og det saltrige bundvand. Da det saltrige bundvand er tungere end overfladevandet, vil der ved særlige vind- og strømretninger føres saltrigt Kattegatvand ind gennem bælteerne til Østersøen. Sugehuller i det sydlige Kattegat, Bælteerne og Østersøen kan dermed blive fyldt med tungt saltholdigt vand, hvor opblandingen med overfladevandet er begrænset i områder med svag eksponering. Målinger af skrænthældninger i stiksugehuller viser, at der fx på Langgrunden nordvest for Norsminde Flak (Fredningsstyrelsen, 1986a) er målt skrænthældninger op til 18,5° og i huller ud for Romsø (Storebælt) er målt skrænthældninger op til 28° (DGU, 1992). Det er relativt beskedne skrænthældninger, men da hullerne kan være op til 10 meter dybe, vil der kunne opstå stagnerende vandmasser i hullerne. Da sugehullerne også kan fungere som sedimentfælder for både finkornet uorganisk materiale og løsrevne makroalger (se fx. Fredningsstyrelsen, 1986a,b; Skov- & Naturstyrelsen, 1989; Hanson & Andersson, 1991; Van Der Veer *et al.*, 1985; Bonsdorff, 1983; ICES 1990; DGU, 1992), vil der særligt om sommeren og i det tidlige efterår kunne opstå iltsvind i dele af sugehullet på grund af mikrobiel nedbrydning af organisk materiale.

I tabel 1 er vist eksempler på undersøgelser, der viser at sugehuller og slæberender har ført til en ændret sedimentsammensætning i indvindingsområdet og at sugehuller og slæberender kan med-

føre en langvarig eller permanent ændring af havbunden. Hanson & Andersson (1991) påviser i det sydøstlige Øresund ved Västra Haken iltsvind i sugehullerne. Forfatterne henviser til erfaringer fra andre sugehuller ved Hanöbukten og Disken, hvor der også er konstateret iltsvind. I sugehuller, der kun er 1½ - 2 måneder gamle, er der akkumuleret organisk materiale, og iltsvind er under udvikling. Der er i sugehullerne optaget undervandsvideo, der viser store mængder organisk materiale, iltfrie bundafsnit og at dele af bunden er farvet sort.

Lokalitet	Tidsskala for udligning af sugehul, slæberende (år)	Beskrivelse af sedimentet og konditionen i sugehullet eller slæberenden	Referencer
Hollandske vadehav	1 - 4 (tidevandskanal) 13 - 16 (vadehavslåden)	-stigning i siltindhold, fælder for makroalger. -sort anerobt sediment, højt siltindhold, akkumulering af dødende alger.	Van Der Veer <i>et al.</i> , 1985
Sydøstlige Øresund - Västra Haken - Hanöbukten Nordlige Øresund - Disken	?	anaerobt svolholdigt dynd er akkumuleret i hullet	Hanson & Andersson, 1991
Engelske Kanal - Hastings	evidens for en meget langsom opfyldning af både slæberender og sugehuller. Der vil gå adskillige år måske dekader, før indvindingsområdet er re-etableret.	et mere finkornet sediment forskelligt fra det oprindelige aflejres i både slæberender og sugehuller.	Dickson & Lee, 1973 Shelton & Rolfe, 1972 Millner <i>et al.</i> , 1977
Køge Bugt	sugehuller op til 10 m under oprindelig havbund ses to år efter, at sugeaktiviteten var indstillet	et finkornet lag af organisk materiale ses i bunden af sugehullet. Det er tegn på periodevis iltsvind i hullerne.	Andersen <i>et al.</i> , 1991
Kattegat - Langgrunden	markante sugehuller i havbunden tre år efter at sugeaktiviteten var indstillet.	et mere finkornet sediment med højt siltindhold, fælder for makroalger, periodevis anaerobt sediment.	Fredningsstyrelsen, 1986b

Tabel 1. Eksempler på undersøgelser, der har registreret sugehuller og slæberender efter at indvindingsaktiviteten var indstillet. Bemærk at samtlige undersøgelser har verificeret en ændret substratsammensætning i sugehullerne eller slæberenderne.

3.3 Spredning af opslemmet materiale fra overløbsvandet

Indvindingsprocessen medfører, at opslemmede partikler i overløbsvandet spredes i nærområdet omkring sugefartøjet. I A/S Storebæltforbindelsens spilddatabase er de vejledende spildprocenter ved sandsugning med danske sandsugere ca. 2,0 % under sugning (PKR/lfg1507, 1993 og ref. deri). Spildprocenten er beregnet i forhold til volumen af det indvundne sand i lasten. PKR/lfg1507, 1993 anfører, at der for sandindvinding ved Musholm i Storebælt er målt et spild på ca. 10 % i overløbet, hvoraf dog kun ca. 5 % vurderes til at blive transporteret ud af sandindvindingsområdet.

Partikelfanens udstrækning er relateret til kornstørrelsesfordelingen i det suspenderede materiale i overløbsvandet og spredningen vil afhænge af faktorer som bølgehøjde og bølgelængde, strømhastighed, salinitet og vandtemperatur.

Den naturlige koncentration af partikler i suspension er i Kattegat målt til 1-3 mg/l (Miljøstyrelsen, 1978), i det nordlige Øresund fra 0-6 mg/l (Kiørboe & Møhlenberg, 1981a) og over vaderne i Ho Bugt fra 1 mg/l til 550 mg/l (Pejrup, 1983).

Udenlandske målinger af opslemmet materiale i vandet i forbindelse med forskellige indvindingsaktiviteter viser forøgelse fra otte til firehundrede gange baggrundskoncentrationen (e.g. Collinson & Rees, 1978; Bohlen *et al.*, 1979; Poiner & Kennedy, 1984; Van der Veer *et al.*, 1985; Nichols *et al.*, 1990).

Sedimentfanens udstrækning og koncentration nedenfor et spandkædefartøjs operationsområder er af Bohlen *et al.*, (1979) målt til 200-400 mg/l umiddelbart omkring fartøjet, og 700 m fra fartøjet er baggrundskoncentrationen upåvirket. Bohlen *et al.* finder, at i Thames River estuarieret forhøjes koncentrationen af opslemmet materiale i overfladevandet med to størrelsesordner over den naturlige baggrundskoncentration i en fane 300 m nedenfor fartøjet, men at målinger midt i vandsøjlen og ved bunden viser, at opslemmet materiale først når baggrundskoncentrationen efter 700 m fra fartøjet. Det opgravede sediment består primært af fint sand og silt og kornstørrelsen i det resuspenderede materiale ligger fra 1,8-10 µm.

Kiørboe & Møhlenberg (1981a) undersøgte spredningen af opslemmet materiale forårsaget af sandsugning på 12 meter vand i det nordlige Øresund (Disken). Under indvindingsoperationen måles koncentrationen af opslemmet materiale umiddelbart omkring fartøjet til 3 - 5.000 mg/l, med højeste koncentration i overfladevandet. Størstedelen af det opslemmede materiale sank hurtigt og koncentrationer over 100 mg/l var begrænset til en afstand af ca. 150 m fra sandsugeren. Koncentrationen af opslemmet materiale i bundvandet lå omkring 10 mg/l i en afstand

op til 650 m fra indvindingsfartøjet. På grund af områdets specielle strømforhold viste målinger, at koncentrationen af opslemmet materiale aftog hurtigere i 10 meters dybde end i 8 meters vanddybde. Baggrundskoncentrationen var upåvirket ca. 1 km nedestrøms indvindingsfartøjet.

3.4 Sedimentændringer

Sedimentændringer forårsaget af råstofindvinding kan opstå på forskellig vis i og omkring indvindingsområderne. Dels ved selve indvindingsprocessen, hvor materialet sorteres og dele af materialet føres tilbage til havet med mulighed for tilsanding, dels ved at et grovkornet sediment forandres til et mere finkornet sediment bl.a. på grund af ændringer i strømhastigheder. Undersøgelser, der har dokumenteret sådanne effekter, er omtalt under afsnit "Bundtopografi". I tabel 1 er der vist eksempler fra undersøgelser, der har påvist, at sugehuller og slæberender har ført til en ændret sedimentsammensætning i indvindingsområdet og en mere langvarig eller permanent ændring af havbunden.

De mest åbenlyse eksempler på sedimentændringer ses i forbindelse med oprensings- og uddybningsarbejde (fx Poiner & Kennedy, 1984; Kranck & Milligan, 1989; COWI/VKI, 1991a,b), hvor der opgraves og spildes sedimentmængder af en størrelse, der formodentligt ikke forekommer ved ral- og sandsugning under danske forhold.

Foregår råstofindvindingen kystnært kan det have en række indirekte konsekvenser langs de tilstødende kyststrækninger. Bl.a. vil en sænkning af bundens niveau medføre, at bølgehøjden ved kystlinien øges på grund af et mindre energitab i bølgerne og/eller et ændret refraktionsmønster. Et sugehul nær kystlinien kan forårsage en søværts transport af sediment fra strand og strandplan til opfyldning af sugehullet og dermed genopretning af ligevægtsprofilen (Aagaard, 1991). Endelig kan sugning for tæt på kysten forårsage en omstrukturering af revlesystemerne. Fælles for disse indirekte konsekvenser er, at de alle kan forøge kysterosion. Aagaard (1991) postulerer, at råstofindvinding på Anholts Nordvestrev i det nordlige Kattegat har været en stærkt medvirkende faktor i den aktuelle erosion af Flakket, som er et marint forland på Anholts nordvestspids.

3.5 Kemiske ændringer i vandmiljøet

Når sedimentet resuspenderes under en indvindingsproces, vil næringssaltene i sedimentet kunne frigives i opløst eller bundet form til vandfasen. Målinger i sedimentfanen omkring et uddybningsfartøj viser, at der frigives næringssalte (Tramontano & Bohlen, 1984) og i nogle tilfælde tungmetaller (Rosenberg, 1977) til vandfasen. Frigivelse af sulfidforbindelser og organisk stof kan

ned sætte iltindholdet i vandet (Hanson & Andersson, 1991). I tabel 2 ses eksempler på undersøgelser, der har målt på ændringer af både næringssalte og tungmetaller i vandsøjlen ved råstofindvinding og under oprensings- og uddybningsarbejde.

Reference	Lokalitet	Kemiske ændringer i vandsøjlen
PKR/lfg1507, 1993	Hov Sand, Storebælt (februar) Musholm, Storebælt (juli)	Næringssaltindhold i vandprøver taget i indvindingsfartøjets overløb under sand-sugning viser: Total-N og -P der er biologisk tilgængeligt, hhv. 670 og 107 µg/l. (ca. 5 x baggrundskoncentration for N-uorg. og 3 x for P-uorg. i Storebælts overfladelag). Total-N og -P der er biologisk tilgængeligt, hhv. 1292 og 224 µg/l. (ca. 90 x baggrundskoncentration for N-uorg. og 70-100 x forøgelse for P-uorg. i Storebælts overfladelag).
Biggs, 1968	Chesapeake Bay	50 til 100 x forøgelse i PO ₄ og NH ₄ konc. nær indvindingsfartøjet.
Ingles <i>et al.</i> , 1955*	Mobile Bay, Alabama	Stor forøgelse af PO ₄ omkring indvindingsfartøjet.
Cronin <i>et al.</i> , 1970*	Chesapeake Bay	Forøgelse i total opløst PO ₄ , NO ₃ -N, og NO ₂ -N omkring indvindingsfartøjet.
Windom 1976	Forskellige lokaliteter i sydøst U.S.A.	Forøgelse i NH ₃ . Ingen ændring af PO ₄ og tungmetallerne; Cu, Fe, Hg, Zn, Cd, og Pb.
May, 1973*	Mobile Bay, Alabama	Variable ændringer i PO ₄ , både over og under baggrundsværdien. Ingen forandring i konc. af Cu, Zn, Hg, Fe.
Wakeman, 1977*	San Francisco Bay	Forhøjede konc. af Zn, Pb, Cr og Ni.
Rosenberg, 1977	Byfjord, estuarie	Forhøjede konc. af Hg, Cd, Zn, Cu, Pb og Ni.
Tramontano & Bohlen, 1984	Thames River estuariet	2 til 9 x forøgelse i.f.t. baggrundsværdi for NH ₄ , PO ₄ , H ₄ SiO ₄ og Mn og Cu

* se ref. i Tramontano & Bohlen, 1984

Tabel 2. Undersøgelser der har dokumenteret forhøjede koncentrationer af næringssalte og tungmetaller i vandsøjlen ved råstofindvinding og under oprensings- og uddybningsarbejde.

Tramontano & Bohlen (1984) undersøgte frigivelsen af opløste næringssalte og tungmetaller i sedimentfanen fra et uddybningsfartøj. Koncentrationerne i vandfasen lå 2 til 9 gange over baggrundsværdien. Forøgelse af næringssaltene (NH₄, PO₃, H₄SiO₄) kunne måles op til 180 m nedstrøms fartøjet, med størst koncentration indenfor 50 m. Forøgelse af tungmetallerne (Mn og Cu) kunne måles op til 12 m nedstrøms fartøjet, med højest koncentration indenfor de første 6 m.

I Byfjord i Sverige påviste Rosenberg (1977), at tungmetaller var akkumuleret i bundfaunaen i dele af fjorden. Rosenberg konkluderer

derer, at klappning af uddybningsmateriale fra et skibsværft var årsag til forhøjede koncentrationer af Hg, Cd, Cu, Pb og Ni i bundsedimentet i fjorden.

Kemiske ændringer i vandmiljøet, der opstår ved ral- og sandsugning i indre danske farvande

Frigives der næringssalte fra det suspenderede sediment og er næringssaltene tilgængelige for planktonalger, vil ral- og sandsugning særligt i sommerhalvåret kunne give anledning til en nyproduktion i algeplanktonet. Næringssaltspild er undersøgt i forbindelse med indvinding af sand i Storebælt (se PKR/lfg1507, 1993 og ref. deri). I vandprøver taget i overløbet fra indvindingsfartøjet er koncentrationen af næringssalte målt, se tabel 2. I Storebælt er sandindvinding årsag til væsentlige koncentrationsforøgelser af uorganiske næringssalte i overløbsvandet i juli når der sammenlignes med baggrundskoncentrationen i Storebælts overfladelag. Det må dog pointeres, at næringssaltmålingerne er taget direkte i overløbet og medregner ikke fortyndingseffekten i vandmasserne nedenstrøms indvindingsfartøjet. Yderligere skønnes en sandindpumpning til højst at vare 5 timer. Frigivelse af næringssalte til havområdet forårsaget af sandsugning er derfor af relativ beskeden karakter. I lukkede havområder som fx Limfjorden kan næringssaltspild fra ral- og sandsugning antagelig resultere i en mindre produktionsforøgelse i algeplanktonet. Denne produktion skønnes ikke at have negativ effekt. De næringssalte, der spildes under indvindingsprocessen til vandmasserne, ville sandsynlig for hovedparten være blevet frigivet på et senere tidspunkt, idet der naturligt foregår et næringssaltflux mellem sedimentet og vandfasen i løbet af året. Hastigheden hvormed fx kvælstof frigives fra sedimentet er reguleret af flere forskellige faktorer, som er en balance mellem de mikrobielle og fysiske processer. De vigtigste faktorer er variationen i den organiske stoftilførsel (sedimentationen), mineraliseringen i sedimentet og vandmassernes transport, herunder bundvandets koncentration af urea-N, $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, NO_3^- og O_2 (Lumstein & Blackburn, 1992).

Råstofindvindingsområderne i de indre danske farvande belastes ikke betydeligt af bidrag fra kontamineret materiale fra fx forurenede fjord- og åsystemer. Derfor vil tungmetalfrigivelsen forårsaget af ral- og sandsugning sandsynligvis ikke påvirke den naturlige baggrundskoncentration væsentligt. En undtagelse vil være, hvis der indvindes på gamle, ikke registrerede, klappladser, der fx har modtaget uddybnings- og oprensningsmaterialer fra havne. Omfanget af dette problem er ikke undersøgt.

Frigivelse af iltforbrugende stoffer, fx sulfidforbindelser og organisk materiale i forbindelse med indvinding vil være et problem på lokaliteter, hvor råstofforekomsten ligger begravet under et lag dynd. Her vil der frigives betydelige mængder iltforbrugende stoffer til vandmiljøet. Kiørboe & Møhlenberg (1981a) kunne ikke påvise nogen ændring i iltindholdet og svovlbrintekoncentrationen i Øresund i forbindelse med indvindingsaktivitet.

3.6 Sammenfatning på fysiske og kemiske effekter

Gennemgangen af de potentielle fysiske og kemiske effekter, der opstår ved ral- og sandsugning, viser, at de forekommende effekter dels er afhængige af beliggenheden af indvindingsområdet, dels af faktorer som: Indvindingsteknik, vanddybde, eksponeringsgrad med hensyn til bølge- og strømstyrke, mobiliteten af sedimentet og bundtopografien.

De direkte fysiske konsekvenser af ral- og sandsugning er ændringer af topografien i indvindingsområdet, der efterlades med sugehuller og slæberender. Vanddybden i indvindingsområdet vil stige, og det lokale strømmønster og bølgeklime kan dermed ændres. Et fald i strømhastighed vil medføre, at fine partikler kan sedimentere. En indirekte effekt af råstofindvindingen bliver dermed, at partikler nu kan sedimentere i indvindingsområdet med en partikelstørrelse, der er mindre end det omkringliggende substrat. På sigt kan dette føre til en mere eller mindre permanent ændring af sedimentets karakter i indvindingsområdet.

Sugehullerne kan på grund af deres form virke som sedimentfælder. Derfor er sedimentet i bunden af sugehullerne ofte kendetegnet ved et højt indhold af fint partikulært materiale med stort organisk indhold. Dette kan medføre periodevis iltvind i sugehullerne. Udligning af sugehullerne er meget variabel og kan variere fra 1 år til over 10 år.

Under indvindingsprocessen opslemmes betydelige mængder partikler i vandfasen. Der er målt partikelkoncentrationer i vandfasen fra 8 til 400 gange baggrundskoncentrationen. Ved aflejring af dette materiale kan sedimentets karakter ændres, i nogle tilfælde kan grovere sedimentfraktioner blive dækket af et lag fint partikulært materiale.

Hvis kystnær råstofindvinding er årsag til en sænkning af bundens niveau, kan der opstå en række indirekte konsekvenser, bl.a. at bølgehøjden ved kystlinien øges på grund af et mindre energitab i bølgerne og/eller et ændret refraktionsmønster. Et sugehul nær kystlinien kan forårsage en søværts transport af sediment fra strand og strandplan til opfyldning af sugehullet og dermed genopretning af ligevægtsprofilet. Endelig kan sugning for tæt på kysten forårsage en omstrukturering af revlesystemerne. Fælles for disse indirekte konsekvenser er, at de alle kan forøge kysterosion.

Ral- og sandsugning kan accelerere den naturlige frigivelse af næringssalte og tungmetaller fra sedimentet til de overliggende vandlag. Dette kan medføre mindre produktionsforøgelse i algeplanktonet lokalt omkring indvindingsområdet, særligt i sommerhalvåret. Frigivelse af tungmetaller vurderes ikke generelt at være noget problem under ral- og sandsugning.

4 Ral- og Sandsugnings effekt på bundfauna og fisk

Ral- og sandsugning kan påvirke bundfauna og fisk på flere forskellige måder. Den direkte effekt af ral- og sandsugning vil ofte være en destruktion af bundfaunaen i sugeområdet (Van Der Veer, 1985; BEON, 1991). Efterfølgende vil det oprindelige samfund være forandret. Det kan være midlertidige ændringer for en mindre del af havbunden, hvor samfundet ændres til de arter, der ankommer tidligt i rekolonisationsforløbet eller i det mere ekstreme tilfælde permanente ændringer, herunder eliminering af forskellige arter (Bonsdorff, 1980, 1983; De Groot, 1986).

Opslemning af partikulært materiale under indvindingsprocessen kan hæmme biologiske processer som fx respiration, fødeoptagelse og klæknings- og settlingssucces hos nogle organismer (fx Collinson and Rees, 1978; Messieh *et al.*, 1981; Rees, 1987; Appleby and Scarratt, 1989). Fysiske ændringer i indvindingsområdet kan forandre habitater således, at oprindelige grove sedimentfraktioner forandres til mere bløde sedimenttyper med højt indhold af silt og sand, hvilket fører til forandring af den oprindeligt hjemmehørende bundfauna (ICES, 1990 Annex 4). Ved massiv sedimentation omkring indvindingsområdet vil organismer, der ikke er i stand til at flygte, blive kvalt.

De indirekte effekter kan påvirke fiskeriinteresseområder, særligt hvor der er sammenfald mellem råstoffer og gydebanks (De Groot, 1979b). Hermed er der risiko for at æg og yngel forstyrres eller ødelægges (Messieh *et al.*, 1981). Nogle fiskearter vil udvise flugtadfærd (avoidance) overfor opslemmet materiale og udelukkes dermed fra indvindingsområdet (Messieh *et al.*, 1981; COWI/VKI, 1990). Bundlevende fisk kan få forringede fødevilkår på grund af udslettelse eller forandring af bunddyrssamfundene (De Groot, 1979a, 1986).

Ral- og sandindvindingsområderne i de danske farvande er spredt ud over meget rigt varierede biotoper (fig.1). Områderne spænder fra det beskyttede fjordsystem Limfjorden, til indelukkede farvande som fx det Sydfynske Øhav og Smålandsfarvandet til åbne havområder, som dele af Vestkysten, Skagerrak, Kattegat, bælteerne og Østersøen. Indvindingsområderne er generelt placeret i forholdsvis lavtvandede havområder med varierede bund- og dybdeforhold. Indvindingsområderne i Kattegat og ned gennem bælteerne udgør overgangsområder med en meget kompliceret hydrografi. De biologiske samfund i sådanne overgangsområder er tilpasset til at leve i et stadigt skiftende miljø med hensyn til salinitet, temperatur, turbiditet og iltforhold. Denne variation af naturlige miljøfaktorer betyder, at samfundene i de indre danske farvande kan opfattes som et mere stress-tolerant system sammenlignet med økosystemer i åbne havområder, hvor salinitet, temperatur, turbiditet og iltforhold er mere konstant. På trods af

økosystemets evne til at klare skiftende miljøer i de indre danske farvande kan fysiske og kemiske ændringer, der opstår ved ral- og sandsugning, være årsag til skader af kortere eller længere varighed på biotoperne i indvindingsområderne. Hovedparten af de nuværende indvindingsområder (figur 1) er domineret af bundtyper med sand med et mindre indhold af grus, ral og sten. Disse områder er som helhed betragtet mindre sårbare overfor mekaniske forstyrrelser, fordi bundfaunaen er tilpasset et miljø med fysiske forstyrrelser fra stadige sedimentomlejninger (De Groot, 1979a). Indvindingsområder med grovere sedimentfraktioner kan være sårbare, særligt når der er tale om stenrev, der ofte repræsenterer et rigt og artsmæssigt varieret samfund både hvad angår fauna og flora. Disse bundtyper er også gydepladser for flere af vore fiskearter.

I det følgende beskrives de biologiske og økologiske effekter på bundfauna og fisk forårsaget af fysiske og kemiske ændringer, der opstår ved mekaniske forstyrrelser af havbunden, bl.a. gennem ral- og sandsugning. De biologiske effekter af kemiske forandringer i vandsøjlen er omtalt under kapitel 3, afsnit "kemiske ændringer i vandmiljøet".

4.1 Bundfaunaens rekolonisering i fysisk forstyrrede områder

I kystnære områder vil der være en række fysiske forstyrrelser, der påvirker både bundfauna og fisk. Bundfaunasamfundene udsættes for naturlige forstyrrelser fra storm-bølger og tidevandsstrøm (Millner *et al.*, 1977). Menneskeskabte fysiske forstyrrelser i havmiljøet opstår bl.a. ved installation af pipelines, dumpning af materiale, råstofindvinding og ved fiskeri med fx trawl (BEON, 1991) eller organisk forurening (Pearson & Rosenberg, 1978). Fysiske forstyrrelser af havbunden fører ofte til en beskadigelse eller destruktion af både epifaunaen (dyrelivet på vegetationen, på sten, skaller m.m.) og infaunaen (dyrelivet i grus-, sand- og mudderbunde) (BEON, 1991).

Bundfaunaens rekolonisering i fysisk påvirkede områder, hvad enten påvirkningen er naturlig eller menneskeskabt, forløber ofte efter samme mønster. Først ses en indvandring af enårige arter med et livsforløb, der kan karakteriseres ved en hurtig spredningsrate og høj reproduktionsrate (opportunist). Dette gør individerne i stand til at kolonisere de forstyrrede områder hurtigt og indenfor en begrænset tidsperiode (timer til måneder) at producere nyt afkom. Der ses ofte dramatiske svingninger i individualitet i de enårige samfund og de udkonkurreres senere af flerårige arter, der bedre kan udnytte den tilgængelige føde (Thistle, 1981). Genindvandringen af organismer til områder, der på grund af diverse forstyrrelser er lagt øde, vil derfor over tid føre til stigende artsdiversitet og dermed et mere stabilt økologisk samfund, forudsat området ikke udsættes for forstyrrelser igen.

Som nævnt er bundfaunasamfundene udsat for forstyrrelser, men ikke alle i samme grad. Arterne, der dominerer i samfund med høj frekvens af forstyrrelser, vil være arter der er morfologisk tilpasset og/eller arter, der er gode kolonisatorer og derfor har mange træk til fælles med de arter, der ankommer tidligt i rekolonisationsforløbet. Undersøgelser, der har fokuseret på effekten af mekaniske forstyrrelser på sådanne samfund, indikerer at organismerne bedre er i stand til at tilpasse sig til de forstyrrelser fx graveaktivitet forårsager. Fx påviste McCauley *et al.* (1977) i et område, hvor der var foretaget en oprensning af en trafikeret sejlrende i Coos Bay, Oregon, at effekten på infaunaen var begrænset, idet sejlrenden var koloniseret efter 28 dage. Denne hurtige rekolonisering af samfundet skyldes sandsynligvis, at området var et "stressområde", der var påvirket af tidevandsudvaskning, strømninger fra skibspropeller og udledning af spildevand. Disse effekter medførte, at samfundet var adapteret til et stærkt stresspåvirket miljø.

Et lignende eksempel er infaunaen, der lever i skiftende sandformationer som fx sandbølger (sand waves) og sandrevler. Dette samfund er tilpasset et miljø, der ændrer karakter efter storme og vil derfor lide mindre skade under en indvinding sammenlignet med samfund, der lever på mere faste substrater (se De Groot, 1979a).

4.2 Bundfaunaens rekolonisering i ral- og sandsugningsområder

Litteraturen viser, at rekoloniseringstiden for bundfaunaen i råstofindvindingsområder kan forløbe over én måned til 15 år eller mere (Bonsdorff, 1983; Van Der Veer *et al.*, 1985; De Groot, 1986). De Groot (1986) konkluderer, at såfremt sedimentsammensætningen ikke er ændret væsentligt efter råstofindvindingen, vil bundfaunaen inden for nogle måneder påbegynde at rekolonisere området og efter 2-3 år vil faunaen være reetableret i området. Bonsdorff (1983) påviser, at i lavtvandede brakvandsområder, hvor der foregår sandsugning, er bundfaunaens rekoloniseringspotentiale høj. Rekoloniseringen kan forsinkes eller forandres ved en sekundær effekt, fx ved periodevis iltsvind i bundvandet. Generelt reetableres artssammensætningen hurtigere end det interspecifikke dominansmønster. Bonsdorff (1983) så et skift i samfundene fra organismer med kort livscyklus (r-strateg) til organismer med lang livscyklus (K-strateg) i sandindvindingsområder i Raisio Bugten og i Gloet Bugten, Finland. Østersømuslingen (*Macoma balthica*), der er kendetegnet ved en livscyklus over adskillige år, blev langsomt dominerende og udkonkurrerede dermed oppoturnister med kort livscyklus (r-strateger). Selv om rekoloniseringen foregår hurtigt, kan der gå op til 5 år eller mere, før et lavtvandssamfund er stabiliseret.

Lokalitet	Rekoloniseringsperiode (måneder)	vanddybde (meter)	Mekanisk forstyrrelse	Reference
Køge Bugt	17 mdr.	13-16 m	slæbesugning	Andersen, O.G.N. <i>et al.</i> (1991)
Wadden Sea, Holland	12-36 mdr. 60-120 mdr.*	-tidevandskanal -udenfor tidevandskanalen	stiksugning stiksugning	Van Der Veer <i>et al.</i> (1985)
Chesapeake Bay	< 1 mdr.	10-15	uddybning	Nichols, M. <i>et al.</i> (1990)
Goose Creek, New York California	> 11 mdr.* 4-10 mdr.		uddybning uddybning	Kaplan <i>et al.</i> , (1975) og ref. deri
Chesapeake Bay	11 mdr.*		uddybning	
Boca Ciega Bay, Florida	> 120 mdr.*		uddybning	
Raisio Bay	< 24 mdr.	2-5	uddybning	Bonsdorff, (1980)
Store Bælt, Sprogø	24-60 mdr.*		uddybning	COWI/VKI, (1992)

Tabel 3. Eksempler på tidsperiode hvormed bundfaunaen reetableres i et mekanisk forstyrret område. Bemærk at i flere af undersøgelserne (mærket med *) er der påvist et forandret bundfaunasamfund end oprindeligt hjemmehørende i området.

Når organismerne skal rekolonisere mekanisk forstyrrede områder, er den stående pulje af koloniserende arter, fødetilgængeligheden, karakteren af sedimentet og organismernes afstande til området af vital betydning for dannelsen af bundfaunasamfundet (Wildish, 1977; Bonsdorff, 1983). I tabel 3 ses eksempler på rekoloniseringsstider for bundfaunaen i områder, der har været udsat for mekaniske forstyrrelser. Det er vigtigt at understrege, at selv om et mekanisk forstyrret område er koloniseret, er det ikke altid ensbetydende med, at artssammensætningen er identisk med den oprindeligt hjemmehørende fauna i området (McCauley, 1977). Ofte vil havbunden skifte karakter efter grave- eller indvindingsaktivitet og sedimentet ændres til at indholde mere ler, silt og organisk materiale end oprindeligt. Den oprindelig bundfauna forandres i retning af arter, der er karakteristisk for et mere mudret sediment (se COWI/VKI, 1992a) eller omvendt (se De Groot 1979a). Det fremgår af tabel 3, hvor sådanne ændringer af samfundet er iagttaget. De efterfølgende rekoloniseringsstadier, forudsat at der ikke foregår yderligere indvinding, vil foregå gennem opportunistiske arter og koloniseringsmønstret vil gå i retning af et mere divers og stabilt samfund, domineret af større og flerårige arter. Fortsætter indvindingsaktiviteten periodevis, sættes bundfaunasamfundet tilbage til et ungt stadium i den naturlige succession og dermed fortsætter opportunistiske arter med at dominere (Millner *et al.*, 1977).

Den præcise sammensætning af samfundet vil afhænge af tilstrømningen af larver og adulte organismer til indvindingsområdet og deres evne til at tilpasse sig området (Wildish, 1977; Bonsdorff, 1983). Arter, der umiddelbart er i stand til at koloni-

sere et indvindingsområde, vil være predatorer fra den mobile epifauna, særligt decapoder (fx rejer, hummer, krebs og krabber) og echinodermer (fx. søstjerner, slangestjerner og søpindsvin) fra nærliggende uforstyrrede sedimenter. En forudsætning er dog, at der er et fødegrundlag (Rees, 1987). Når rekrutteringen foregår via et larvestadie, vil potentialet for en kolonisering i mindre grad være afhængig af nærheden af et uforstyrret samfund og den pågældende habitat for arterne. En bred vifte af bundfaunaarter er planktoniske i deres larvestadie, og derfor er migrationen til et råstofindvindingsområde for sådanne arter mere afhængig af den for området gældende strømretning og styrke. Det nye sediments egnethed til settling (bundfældning af fritsvømmende larver) er også af stor betydning; studier har vist at larverne selektivt udvælger et specifikt substrat før de setter, og at metamorfosen kan forsinkes indtil betingelserne er opfyldt (se Dickson, 1975 og ref. deri; Wildish, 1977).

Rees (1987) påpeger, at hydroider og mosdyr sandsynligvis vil rekolonisere et nyligt eksponeret substrat(ral) inden for den første vækstsæsonen. Men for arter som fx mosdyret *Flustra foliacea* og dødningshånden (*Alcyonium digitatum*) vil der gå flere år før en adult population er etableret. På blødbunden vil koloniseringen forløbe primært via et larvestadie for flere forskellige infaunaarter (særligt børsteorme og muslinger) inden for uger eller måneder afhængig af årstid (Rees, 1987). Reetableringen af en adult population af flerårige muslingearter vil tage flere år (Rees, 1987; De Jonge & Van Moorsel, 1992).

Hall *et al.*, 1990 fremhæver betydningen af adult migration, hvor arter af polychaeter og krebsdyr svømmer op i vandmasserne om natten. Denne vandring er ofte uafhængig af reproduktionsadfærd. Aktiv migration er sammen med passiv transport (translocation) af den adulte infauna gennem vind- og tidevandsgenereret sedimenttransport, af stor betydning når mekanisk forstyrrede områder rekoloniseres.

Et yderligere potentiale for kolonisering, for både den adulte og juvenile bundfauna, er gennem overløbsvandet fra selve indvindingsfartøjet (Van der Veer *et al.*, 1985). Det er sandsynligt, at små organismer, der er omgivet af en skal, som forskellige muslinger og snegle, vil være mere resistente over for den turbulens, der opstår i selve indvindingsprocessen og derfor vil have en større mulighed for at overleve.

Bundfaunaens evne til at kolonisere et indvindingsområde vil således afhænge af arternes:

- Individtæthed (abundans) i de omgivende uforstyrrede områder.
- Evne til at kolonisere området som adulte eller via et pelagisk larvestadie. Ved larvesetting kræves et egnet substrat.
- Tilpasning til at leve i det nye sediment.

Generelt vil råstofindvinding påvirke havbunden således, at habitater enten ødelægges eller påvirkes voldsomt. Hvis et flerårigt bundsamfund skal reetableres i et indvindingsområde, er det derfor først en forudsætning, at indvindingen ophører. Derefter, at karakteren af sedimentet er identisk med det oprindelige, og at der er en tilstrækkelig rekruttering af adulte individer fra omgivende uforstyrrede områder, eller at der foregår settling af pelagiske larver i indvindingsområdet. Først da kan den endelige genetablering af samfundet finde sted.

4.3 Effekt af indvindingsmetode

De anvendte metoder ved råstofindvinding er tidligere beskrevet under kapitel 2. Den øjeblikkelige effekt af stiksugning på havbunden og dens fauna er voldsom, men af begrænset udstrækning, hvorimod slæbesugning udbreder sig på et større areal, der efterlades med slæberender i et tilfældigt mønster (Dickson and Lee, 1973; Cruickshank and Hess, 1975). Stiksugning danner ofte kegleformede huller i havbunden og der kan forekomme perioder med iltsvind af kortere eller længere varighed i bundvandet af sugehullet, som forhindrer udviklingen af en flerårig bundfauna (Bonsdorff, 1983; Fredningsstyrelsen, 1986b; Andersen *et al.*, 1991). Rees (1987) fremhæver slæbesugning som den mest skånsomme metode, forudsat at slæberenderne ikke trænger igennem det egentlige rallag og dermed forandrer biotopen.

Slæbesugning vil som regel efterlade havbunden med uberørte områder, og faunaen kan dermed lettere rekolonisere området. McCauley *et al.*, 1977 undersøgte bundfaunaens rekolonisering efter en oprensning af en sejlrende i Coos Bay, Oregon. Oprensningen var ikke præcis, hvilket resulterede i, at dele af bunden ikke var påvirket af selve slæbesugningen. Bundfaunatællinger fra grab-prøver taget i grænseområderne mellem uberørt og påvirket bundsediment viste en meget varieret individtæthed i prøverne. Fx ved replikat udtagning var der henholdsvis 6 organismer/1000 cm³ og 937 organismer/1000 cm³ sediment. Fra de uberørte områder kunne bundfaunaen kolonisere slæberenderne, hvilket medførte en dobbelt så hurtig kolonisering, sammenlignet med områder, hvor slæbesugningen var mere præcis og derfor havde efterladt færre uforstyrrede områder.

4.4 Effekt af sugehuller og slæberender

Under kapitel 3 er de fysiske effekter af ral- og sandsugning beskrevet, konsekvensen er bl.a. at indvindingsområdet efterlades med adskillige render og huller i havbunden. Fx fandt Shelton & Rolfe (1972) og Millner *et al.* (1977) i bundfaunaundersøgelser i grusindvindingsområder i den sydlige Nordsø og den Engelske Kanal, at sugehuller og slæberender, der var op til fire år gamle, stadig var registrerbare på "side-scan" optagelser, selvom nogle af

slæberenderne kun var 30 cm dybe, da de blev dannet. Aflejringerne i hullerne og slæberenderne bestod typisk af silt og sand. Shelton & Rolfe (1972) fandt, at den koloniserende fauna på det nye substrat adskilte sig fra bundfaunaen i de ikke indvindingspåvirkede grusområder. Lignende sammenhæng er også rapporteret fra et grusindvindingsområde ved Dieppe (ICES 1990, Annex 4).

Bundfaunaundersøgelser efter slæbesugning (ral- og sandindvindning) på Klaverbank i den hollandske del af Nordsøen viser, at på to udvalgte stationer i indvindingsområdet var artsantal og individtæthed reduceret sammenlignet med referenceområder. Individtætheden på de to stationer i indvindingsområdet er reduceret med henholdsvis 40% og 73%. Artsantallet er på begge stationer reduceret med ca. 40%. Den samlede biomasse er reduceret med mindst 80 % i indvindingsområderne. Dette tillægges destruktion af et stort antal muslinger (De Jong & Moorsel, 1992). Indvindingsområderne blev rekoloniseret indenfor 8 måneder men kun med små polychaeter, krebsdyr og pighude (Moorsel & Waardenburg, 1991). Muslinger (fx *Dosinia exoleta*, *Acropagia crassa*, *Arctica islandica*) der før indvindingen var repræsenteret med stor individtæthed og udgjorde 70 % af den samlede biomasse på Klaverbank (Sips & Waardenburg, 1889), reduceres til kun 5% af den oprindelige individtæthed to måneder efter indvindingen (Van Moorsel & Waardenburg, 1991). Målinger på muslingernes skallængde viser, at der to år efter, at indvindingen er ophørt, ikke er rekrutteret individer til området (De Jong & Van Moorsel, 1992).

I et ral- og sandindvindingsområde ved Langgrunden, nordvest for Norsminde Flak, er der, tre år efter at indvindingen er ophørt, talrige huller i havbunden (Fredningsstyrelsen, 1986a,b). Sammenlignende undersøgelser i sugehullerne på Langgrunden i henholdsvis en forårs- og sensommersituation (Fredningsstyrelsen, 1986a,b) påviser en betydelig akkumulering af organisk materiale i sugehullerne. Der konstateres svovlbakterier på sedimentet i sensommeren. Bundfaunaen i sugehullet bærer præg af at være et ungt samfund med mange individer, der kun er få måneder gamle. Dette indikerer, at de periodiske iltsvind påvirker bunddyrene i en sådan grad, at der ikke udvikles et samfund med flerårige arter.

Undersøgelser af den biologiske tilstand efter intensiv slæbe- og stiksugning i Køge Bugt i perioden 1987-88, hvor der i alt er indvundet 3 millioner m³ fyldsand, er beskrevet af Skov- og Naturstyrelsen, (1988, 1989) og Andersen *et al.*, (1991). I indvindingsområdet er der efterladt sugehuller med dybder på op til 10 m under oprindelig havbund. Der er tegn på reducerede forhold i overfladesedimentet i bunden af sugehullerne. Bundfaunaen er rekoloniseret i sugehullerne 17 måneder efter at indvindingen er ophørt, men kun ned til 6 - 7 meters dybde i sugehullet. Dette skyldes sandsynligvis periodevis iltsvind i hullerne, som et resultat af akkumulering af iltforbrugende organisk materiale i huller-

ne. Dette forstærkes yderligere af de hydrografiske forhold, der er gældende for området (Andersen *et al.*, 1991). I slæbesugeområdet er den oprindelige havbund i store områder helt fjernet, og der er efterladt en stærkt uregelmæssig bund med tætliggende sugespor på en bredde af 1,5 - 2 m. Det anslås, at havbunden i større områder generelt er sænket 1,5 - 2 m under oprindeligt niveau. Bundfaunaens samlede biomasse er reduceret centralt i slæbesugeområdet, sammenlignet med referencestationer. Der er ingen negativ effekt på individtæthed og artsdiversitet, 17 måneder efter at indvindingen er ophørt (Andersen *et al.*, 1991).

4.5 Effekt af sedimentændringer

Sedimentsammensætningen før og efter en indvinding er afgørende for, om den oprindelige bundfauna kan reetableres i indvindingsområdet. Efterlades indvindingsområdet med en sedimenttype og karakter som den oprindelige, kan der forventes de samme bundfaunasamfund, som oprindeligt kendetegnede området (fx Windom, 1976; McCauley *et al.* 1977; Nichols *et al.*, 1990). Dette kan forekomme, hvis der fjernes et sedimentlag af begrænset tykkelse, således at den karakteristiske sedimenttype for området stadig er intakt, og at eksponering (strømforhold, bølgepåvirkning og dybde) i indvindingsområdet ikke er forandret væsentligt.

I forbindelse med uddybningsarbejde til broforbindelsen i Storebælt er det oprindelige bundfaunasamfund omkring Sprogø ændret. Det nuværende samfund er karakteristisk for et mere mudret sediment og bundfaunaen er domineret af deposit- og suspensionsædere (COWI/VKI, 1992a).

De Groot (1979a) beskriver effekter af sandindvinding, hvor der sker en forandring af sedimentsammensætningen og dermed en påvirkning af bundfaunaen. I et lille område af Seine Bay, Frankrig, fjernede man sand og grus så det underliggende substrat (sten og klippe) blev blotlagt, herefter blev rekoloniseringsforløbet fulgt. Der fandt ikke nogen sedimentation sted på det nye substrat og som konsekvens af dette, var den nye fauna kendetegnet ved arter fra hårbundsfaunaen. Denne fauna havde ringere fødeværdi for demersale (bundsøgende) fiskearter end den tidligere blødbundsfauna. Fra dette eksempel blev det konkluderet, at omfattende indvindingsaktivitet i dette område ville påvirke de lokale fiskefangster alvorligt.

Som kontrast til eksemplet, hvor råstofindvinding fører til forandring af sedimentets karakter, vil der ved indvinding af materiale fra områder med mobilt sand forekomme en mere kortvarig effekt på havbundstopografien (omtalt under kapitel 3, afsnit "bundtopografi"). Udligning af sugehullerne og slæberenderne foregår her med samme type substrat, som der oprindeligt blev fjernet af indvindingsfartøjerne, og derfor koloniserer de samme arter som i det oprindelige samfund. Fx undersøgte Van der Veer *et al.* (1985) rekoloniseringen af den makrobentiske infauna i indvindingsom-

råder ud for den hollandske kyst. Placeringen af indvindingsområdet er her af stor betydning, idet sugehuller i tidevandskanalerne på grund af en kraftig strøm udlignes og rekoloniseres hurtigt. Sugehuller uden for tidevandskanalerne er derimod kun svagt påvirket af strøm, og der ses et skift i den oprindelige sediment-sammensætning, idet fint partikulært organisk materiale langsomt akkumuleres. Den oprindelige fauna rekoloniserer ikke dette område.

4.6 Effekt af opslemning og sedimentation.

Under kapitel 3, afsnit 3.3 gives der konkrete eksempler på spredningsafstanden af opslemmet materiale omkring indvindingsområdet. Opslemningen af materiale i vandsøjlen og efterfølgende sedimentation forårsager en række biologiske effekter. Ved sedimentation af finkornet materiale er der risiko for tildækning af fiskeæg på gydebanks for især sild og tobis (De Groot, 1979b), og der kan ske kvælning af suspensionsernærende organismer, fx muslinger (se Collinson & Ress, 1978). Opslemmet materiale fra indvindingsprocessen kan i nogen tilfælde bidrage med øget fødemængde. Fx viser laboratorieforsøg, at blåmusling *Mytilus edulis* kan udnytte dele af materialet i de opslemmede partikler og dermed opnå en større vækstrate (Kiørboe *et al.*, 1980;1981b). For visse krebsdyr, fx hummer vil der være en risiko for at deres levesteder ødelægges, fordi deres huller tildækkes. Ægbærende hunner af taskekrabbe (*Cancer pagurus*) koncentrerer sig i sandområder, hvor de vil være meget følsomme overfor sedimentation, fordi hunnerne under dette stadie er sløve eller befinder sig i en dvaletilstand og dermed er der risiko for, at de kan blive kvalt under sedimenterende partikler (Howard, 1982).

Nichols *et al.* (1990) undersøgte omfanget af opslemmet materiale i vandsøjlen og effekten af sedimenterende partikler på bundfaunaen efter, at der var foretaget uddybning af sejlrende (slæbesugning) i Chesapeake Bay (Nord Amerika's største estuarie). Uddybningsarbejdet påvirkede det omkringliggende miljø med estimeret 100.000 tons sediment (siltet ler) eller 12% af den totale mængde opgravede sediment. Opslemmet stof kunne spores i vandfasen i et 5.7 km² stort område og partiklerne sedimenterede i et 19 cm's tykt lag på et 6,4 km² stort område af fjordbunden langs den udgravede sejlrende. Koncentrationen af opslemmet materiale blev målt i en afstand mindre end 300 m fra indvindingsfartøjet til 840 - 7.200 mg/l eller 50 til 400 gange den normale baggrundskoncentration. I en afstand større end 300 m fra indvindingsfartøjet var koncentrationen 5 til 8 gange baggrundsværdien. Nichols *et al.* (1990) fandt, at der ikke var nogen betydelig effekt på bundfaunaen, dette tillagde man at:

- Uddybningsområdet ikke var belastet med fremmedstoffer.
- Kornstørrelsesfordelingen i uddybningsmaterialet var

identisk med baggrundssedimentet.

- Sedimentation af materiale i de nærliggende områder var lille og forløb over flere måneder.
- Bundfaunasamfundene i fjordområdet er domineret af polychaeter(67%) og snegle(17%). Disse samfund er i fjorden kendetegnet ved en høj reproduktionsrate og kort livscyklus (opportunist). Faunaen er derfor i stand til at genetablere og tilpasse sig hurtigt efter tildækning.

De biologiske og økologiske konsekvenser af opslemmet materiale og sedimentation forårsaget af uddybningsarbejdet i Chesapeake Bay vurderes derfor til at være minimale og kortvarige.

Poiner and Kennedy (1984) undersøgte effekten af uddybningsarbejde på en sublittoral sandbanke i Moreton Bay, Queensland, Australien. Studiet skulle klarlægge effekten af storskala-indvinding, (14 mio. m³ sand indvindes på et 5 km² stort område over en 2 årig periode), på bundfaunaen i og uden for det mekanisk forstyrrede område. Undersøgelsen viste, at der indenfor selve graveområdet var et fald i både artsrigdom og individtæthed. Uventet var der en forøgelse i faunaen i en afstand fra 1500 til 2000 meter op til graveområdet. Der var en signifikant forøgelse i både artsdiversitet og individtæthed. Årsagen til denne forøgelse af bundfauna tillagde forfatterne en forøgelse af føderessourcer forårsaget af det nye input af sedimenterende partikler. Sedimentationen forløb med en hastighed, der ikke overdækkede organismene og de øgede føderessourcer var tilstrækkelige til at forandre bundfaunaen. Koncentrationen af opslemmet stof var gennemsnitlig 3 mg/l før indvindingsoperationen og steg til 25 mg/l under arbejdet.

Appleby & Scarratt (1989) vurderer på baggrund af et litteraturreview om effekter af suspenderet stof på bl.a. muslinger, at adulte muslinger (i korttidforsøg) er i stand til at overleve koncentrationer af suspenderet stof, der langt overstiger koncentrationer, der ses i naturen. Korttidseksponering af suspenderet materiale fra oprensings- og uddybningsarbejde og råstofindvinding har ikke nogen skadelig effekt på adulte muslinger. Appleby & Scarratt (1989) finder at inden for samme art, vil æg og larver være mere følsomme overfor suspenderet stof end adulte.

Kjørboe & Møhlenberg (1981b) har i laboratorieforsøg undersøgt partikelselektion hos 10 forskellige suspensionsernærende muslingearter. Undersøgelsen skulle klarlægge muslingernes evne til at sortere alger ud af en blanding bestående af alger og opslemmet bundmateriale. Alle de undersøgte arter var i stand til at selekttere algeceller ud af blandingen af algeceller og opslemmet bundmateriale, men med forskellig selektionseffektivitet. Muslingearter med høj selektionseffektivitet lever i naturlige miljøer med høje koncentrationer af opslemmet materiale som fx i Vadehavet. Eventuelle negative effekter fra opslemmet materiale på

fødeoptagelsen hos muslinger vil derfor i nogen udstrækning modvirkes ved muslingernes evne til selektere algecellerne. Kiørboe *et al.* (1980) finder i laboratorieforsøg, at opslemmet bundmateriale i koncentrationer på 5 - 20 mg/l øger vækstraten hos blåmuslingen *Mytilus edulis* sammenlignet med væksten i rene algeopslemninger. Blåmuslinger i Øresund, der lever i et miljø, hvor suspenderet stof sjældent overstiger 10 mg/l, er adapteret til at leve i koncentrationer af opslemmet bundmateriale på op til 55 mg/l (Kiørboe *et al.*, 1980).

I forbindelse med forundersøgelser til broprojekter i Øresund er effekten af suspenderet kalkmaterialer undersøgt på blåmuslinger (*Mytilus edulis*) i laboratorieforsøg (Petersen, 1993). Forsøgene der udføres over 21 døgn viser, at blåmuslinger (*Mytilus edulis*) der udsættes for suspenderet kalkmateriale (kornstørrelser fra 1 µm - 30 µm) i op til 80 mg/l ikke påvirkes negativt med hensyn til vækst og ernæringsforhold. Der ses negative effekter ved koncentrationer af suspenderet kalk på ca. 150 mg/l, hvor muslingerne hæmmes i vækst og kondition. Petersen (1993) pointerer, at de opstillede eksperimenter udelukkende belyser effekten af kalk som suspenderet materiale i vandfasen. Dette har bl.a. betydet, at det under forsøgsperioden har været nødvendigt at tømme og rense alle akvarier hver 3 - 4 dag for at hindre, at muslingerne begraves i kalkholdigt pseudofæces². Effekten af pseudofæces og sedimentation kan have negativ effekt på muslingerne i naturen - denne problemstilling er ikke undersøgt.

Suspensionsernærende muslinger er tilsyneladende i stand til at kompensere for den negative effekt af opslemmet bundmateriale gennem partikelselektion. Blåmuslinger er tilpasset til langt højere koncentrationer af suspenderet materiale end der forekommer i deres naturlige miljø. Der er imidlertid også eksempler på at muslingearter der lever i områder der er kendetegnet ved lave koncentrationer af suspenderet materiale er følsomme overfor tilførsel af opslemmet materiale. Fx undersøgte Cranford & Gordon (1992) i laboratorieforsøg effekten af opslemmet bentonit (naturligt forekommende ler, der anvendes som smøremiddel på boreplatforme) på kammuslingen *Placopecten magellanicus*. Bentonits gennemsnitlige partikelstørrelse i forsøgene var mindre end 2 µm. Direkte dødelig effekt af opslemmet bentonit ses ved koncentrationer på 10 mg/l (eksponering i 12 timer pr. dag), hvor 60 % af kammuslingerne i forsøgene dør inden for 34 dage. Til sammenligning er dødeligheden i kontrolforsøg kun 7%. Ved samme koncentration ses et signifikant vægttab i bløddele og manglende udvikling af gonader. I forsøg med bentonit i koncentrationer på 2 mg/l

² *Pseudofaeces*. Hvis tarmsystemets kapacitet i blåmuslingen overskrides, vil en del af det frafiltrerede opslemmede materiale afstødes inden føden optages gennem munden. Materialet afstødes gennem muslingernes indstømmningsåbning i modsætning til "ægte faeces", der afstødes gennem udstrømningsåbningen. Partiklerne i pseudofaeces er "løst indpakket" i slim (Kiørboe & Møhlenberg, 1982).

halveres filtrationsraten, sammelignet med kontrolforsøg.

Cranford & Gordons resultater er overraskende fordi der ses alvorlige effekter ved relativt lave koncentrationer af opslemmet materiale (under 10 mg/l). Det fremgår ikke klart, hvorfor kammuslingen har lav tolerance over for opslemmet bentonit, men det kan skyldes, at partikelselektionsprocessen hæmmes når bentonitpartikler optræder i vandet. Om det er særlige negative egenskaber ved bentonitpartikler er ukendt. Beslægtede arter af kammusling i danske farvande viser, at jomfruøsters (*Aequipecten opercularis*) er i stand til at selektere fødepartikler i opslemninger med algeplankton og opslemmet bundmateriale (Kiørboe & Møhlenberg, 1981b).

I forbindelse med uddybningsarbejde til broforbindelsen i Storebælt er blåmuslingers (*Mytilus edulis*) larvesetling undersøgt (COWI/VKI, 1992b, 1992c). Laboratorieforsøg, hvor muslingelarverne settler på et kunstigt substrat, der påvirkes af forskellige sedimentationsrater af partikulært materiale, viser, at der er direkte korrelation mellem en negativ setlings succes og sedimentationsraten (COWI/VKI, 1992b). En succesfuld larvesetling er derfor ikke kun afhængig af et egnet substrat, som fx sten eller gamle skaller, men også af koncentrationen af opslemmet sediment i bundvandet. Risiko for tildækning af egnet substrat og sedimentation fra kontinuerligt resuspenderet materiale kan skabe nogle dårlige vilkår for larvesetling (COWI/VKI, 1992c). Sedimentationsrateberegninger i forbindelse med uddybningsarbejde i østrenden af Storebælt viser, at setling af muslingelarver (foregår i perioden juni-oktober) i dele af sedimentationsområdet ikke vil kunne finde sted, og at der generelt vil være forringede vilkår for larvesetling omkring uddybningsområdet på grund af resuspension af materiale (COWI/VKI, 1992C).

Det ses af ovennævnte studier, at biologiske effekter af suspenderet bundmateriale på bundfauna, forårsaget af ral- og sandsugning, er beskedne. Parametre, der må tillægges at have indflydelse på potentielle effekter af suspenderet stof, vil være: sammensætning af partikler, indhold af fremmedstoffer, koncentration og opholdstid i vandsøjlen i forhold til områdets naturlige turbiditet. Endelig vil bundfaunasamfundets tolerance overfor suspenderet stof have betydning.

De biologiske konsekvenser af sedimentation på bundfaunaen er også beskedne i forbindelse med ral- og sandsugning. Infaunaen tåler tildækning, og det er kun i det centrale indvindingsområde, at sedimentationen kan være så voldsom at organismene kan blive kvalt. Derimod vil den fastsiddende epifauna være mere udsat ved sedimentation, igen, særligt i det centrale indvindingsområde. Effekter uden for dette område vil afhænge af spildet i overløbet fra indvindingsfartøjet samt de tidligere nævnte parametre. Muslingelarver kan få forringede setlingsmuligheder på grund af samspillet mellem suspension og sedimentation af partikler. Undersøgelsen der belyser denne effekt er en laboratorieopstilling og omfanget af denne effekt relateres til et om-

fattende uddybningsarbejde i Storebælt. Ved råstofindvinding kan tilsvarende effekter sandsynligvis forekomme, men i mindre målestok.

4.7 Effekt på fisk

De fysiske og kemiske forandringer der ses i forbindelse med ral- og sandindvinding, kan have negativ effekt på fisk og deres gydeområder. Effekterne kan deles op i:

Fysisk effekt på gydepladser:

- forandring af havbundstopografien og dermed forandring af strømhastighed og sedimentationsmønstre
- fjernelse, tildækning af egnet substrat hvor gydningen kan foregå på.

Biologisk effekt på adulte fisk, yngel og æg.

- letale effekter forårsaget af suspenderet materiale
- letale effekter på æg forårsaget af tildækning og sedimentation
- subletale effekter, fx hæmning af embryonudvikling og fødesøgning hos ynglen forårsaget af suspenderet og sedimenterende materiale
- adfærdsmæssige effekter, nogle arter udviser flugtdadfærd overfor suspenderet materiale.

De direkte letale effekter af suspenderet materiale på fisk er undersøgt af Appleby & Scarratt (1989) gennem et litteraturreview. Letale effekter på fisk forårsaget af suspenderet materiale afhænger af: art (fisk); partikeldensitet og dermed opholdstid i vandsøjlen; størrelsesfordelingen af partikler og kantetheden; mineralsammensætningen; partiklens evne til at adsorbere og absorbere stof på overfladen og ilt- og temperaturforhold.

I LC₅₀-forsøg, hvor den letale effekt af opslemmet naturligt bundmateriale er undersøgt på "spot" (intet dansk navn) og "white perch" (aborreagtige fisk) ses effekter ved koncentrationer mellem 10.000 - 88.000 mg/l efter 24 timers eksponering. Til sammenligning vil juvenile forsøgsfisk, "white Perch" og "Striped Bass" (aborreagtige fisk) i forsøg over 48 timers eksponering have en LC₅₀ værdi ved samme sedimenttype på henholdsvis 3.411 mg/l og 2.679 mg/l (se O'Connor *et al.*, 1976 og Morgan *et al.*, 1973 i Appleby & Scarratt, 1989).

Ud fra ovenstående resultater, hvor den letale effekt først ses ved meget høje koncentrationer af suspenderet materiale og efter 24 timers eksponering, er det ikke sandsynligt at suspenderet materiale forårsaget af ral- og sandsugning vil have nogen direkte letal effekt på adulte fisk.

I det følgende vil vægten blive lagt på potentielle effekter i gyde-

områder for sild og tobis, da der kan være sammenfald mellem råstofinteresser og gydepladser; fx gyder sild primært på grovere sedimentfraktioner og tobis i sandområder. Råstofindvinding kan derfor skade disse arters gydeområder. Betydningen af fysiske forandringer i gydeområderne diskuteres. Endelig omtales og diskuteres undersøgelser, der belyser subletale og adfærdsmæssige effekter forårsaget af suspenderet og sedimenterende stof.

Effekt i gydeområder for sild

Sildens (*Clupea harengus*) gydeområder i Nordsøen, Skagerrak, Kattegat og Østersøen er sammenfaldende med råstofinteresser (ICES, 1975, 1977; Rosenberg, 1982). Silden gyder typisk i områder med grovere sedimentfraktioner og gydeområderne ligger på vanddyber fra 2-54 meter med hovedparten på 16-25 meter (Rosenberg, 1982). Dorel and Maucorps (1976) sammenlignede sedimentsammensætningen i flere gydeområder i den Engelske Kanal og Seine Bay. De fandt en gennemsnitlig sedimentsammensætning: 42,2 % sten, 34% grus og 23,8 % sand.

Sild lægger deres æg på bunden, hvor de klæber til sten eller grus (Bolster and Bridger, 1957; Parish *et al.* 1959; Hemmings, 1965; Drapeau, 1973; Messieh *et al.*, 1981) eller på alger (Tibbo *et al.*, 1963; Messieh *et al.*, 1981; Rosenberg, 1982) og deres gydeområder er arealmæssigt små. Fx fandt Bowers (1969), at to gydepladser ved Isle of Man arealmæssigt udgjorde 200 x 100 m og 100 x 60 m. Bolster and Bridger (1957) fandt, at sildeæg i den Engelske Kanal hovedsageligt var klæbet til flintestykker i størrelsen 2,5-25 cm, når disse forekom oven på gruset; den største koncentration af æg var inden for et område på 3,2 km x 0,35 km.

Drapeau (1973) fandt, at sildegydepladserne lå i højenergiområder med betydelig strømpåvirkning. Dette kan have to formål. Bundstømmen forhindrer fint partikulært materiale i at sedimentere mellem stenene, derved klæber sildeæggene lettere til gruset og ikke mindst, æggene bliver ikke kvalt under inkubationen. Yderligere vil vandcirkulationen over æggene tilføre den nødvendige ilt og evt. fjerne metabolitter (Hempel, 1971)

Det er ikke kun af betydning, at silden vælger grusområder til deres gydepladser, men også, at de i selve grusområdet udvælger et bestemt område, hvori de gyder år efter år. Harden Jones (1968) konkluderer ud fra et reviewstudie, at hovedparten af de kønsmodne sild vender tilbage og gyder i det samme område, hvor de oprindeligt er klækket fra, men at data ikke er konklusive og at det vil være svært at påvise. Det er særdeles vanskeligt at bestemme, hvordan silden er i stand til at genfinde det gamle gyde-(klæknings)område. Det er påvist at ral- og sandforekomsterne i den Engelske Kanal er kendetegnet ved deres egen specifikke lydkaraktistik. Ved at lytte med en hydrofon nær bunden er det muligt at registrere ændringer i tidevandsmønstret på grund af ændringer i strømmønstret over ralforekomsterne. Hver

sedimenttype og hvert enkelt grusområde er kendetegnet ved deres egen specifikke lydspektrum (De Groot, 1979c). Sild er ekstremt følsomme over for lyd (se De Groot, 1979c), og man mener derfor at silden udnytter den specifikke lydkarakteristik for et sediment, når den vender tilbage til et gydeområde.

Når der foregår råstofindvinding i ralområder, er det velkendt, at der vil forekomme en lokal forøgelse i vanddybde og dermed en ændring af strømmønstret. Den svagere strøm vil medføre et svagere akustisk lydbillede for området, og silden vil dermed have sværere ved at genkende et sådant område. Når silden vender tilbage for at gyde i det oprindelige klækningsområde, er der en risiko for at den ikke er i stand til at finde gydeområdet på grund af en ændret sedimentstruktur forårsaget af råstofindvinding, og at gydningen dermed finder sted på et mindre optimalt sted (De Groot, 1979c).

Effekt på æg og yngel

Laboratorieundersøgelser på bl.a. sild (*Alosa aestivalis*, *A. pseudoharengus*, *A. sapidissima*) fra Chesapeake Bay, hvor æg har været eksponeret for opslemmet materiale i koncentrationer fra 1 mg/l til 1000 mg/l viser, at klækningssuccéen begyndte at blive påvirket af partikulært materiale ved koncentrationer mellem 500-1000 mg/l (Auld & Schubel, 1978).

Kjørboe *et al.* (1981a) har i en laboratorieopstilling undersøgt effekten af suspenderet sediment på embryonudvikling og klækningssuccé for sildens (*Clupea harengus*) æg. Koncentrationen af suspenderet silt er i forsøgene fra 5-300 mg/l og i et enkelt forsøg 500 mg/l, hvilket er realistiske koncentrationer omkring et indvindingsfartøj. Der konkluderes, at partikulært materiale i suspension ikke har nogen effekt på hverken embryonudviklingen eller dødsraten og at koncentrationer af partikulært materiale, der typisk forekommer i forbindelse med ral- og sandindvinding, derfor ikke har nogen skadelig effekt på udvikling og klækning af fiskeæg, der afsættes på bunden.

Der er imidlertid en række kritikpunkter på både Auld & Schubel (1978) og Kjørboe *et al.* (1981a) undersøgelsesmetode. Det er velkendt, at simulering af *in situ* situationer i laboratoriet altid er vanskeligt. I begge forsøgsopstillinger er et begrænset antal æg enten hængt op eller lagt på et net, hvor de er hævet op i vand-søjlen i akvariet. I Kjørboe *et al.* forsøg holdes silt i suspension ved hjælp af magnetomrørere og vandet gennembobles kontinuerligt. På gydepladserne vil sildeæggene ofte ligge i klumper og bestå af flere lag æg oven på hinanden. Vandudskiftningen og ikke mindst iltkoncentrationen mellem æggene er derfor særdeles følsom overfor skift i strømhastighed og øget sedimentation af partikulært materiale. Fx påviser Messieh *et al.* (1981) i laboratorieforsøg, at sildeæg, der var dækket af et tyndt lag sediment, havde nedsat klækningssucces. Braum påviser (1973) negative

effekter på sildeæggs klækningssucces og embryonudvikling ved forskellig iltmætning (8-100%). Laboratorieforsøg viser, at der ikke foregår klækning ved en iltmætning mellem 15% og 20%. Ved iltmætning over 20% var der larveklækning, men kropslængde var negativt påvirket af iltkoncentrationen. Abnorm embryonudvikling kunne ses fra æg, der umiddelbart efter befrugtning var udsat for lave iltkoncentrationer.

Det kan derfor ikke udelukkes, at koncentrationer af opslemmet og sedimenterende materiale, der typisk forekommer i nærområdet af en ral- og sandindvinding kan påvirke udviklingen og klækningen af fiskeæg, der afsættes på bunden.

Laboratorieforsøg med suspenderet sediment i koncentrationer på få ppm (parts per million) hæmmede sildelarvernes fødeindtag og kan resultere i nedsat udvikling af larverne og dermed risiko for øget dødelighed (Messieh *et al.*, 1981). Hvorvidt sildelarverne i de naturlige omgivelser påvirkes af suspenderet materiale og af løstlejret sediment der let bringes i suspension er ikke undersøgt. Batty (1987) beskriver sildelarvernes vertikale vandring *in situ*. Larverne er nær overfladen om natten og ved daggry, om dagen befinder de sig på 20 - 40 meters vanddybe - man kan derfor formode at sildelarverne kun i ringe grad påvirkes af ral- og sandsugning.

Flugtadfærd

Messieh *et al.* (1981) undersøger i laboratorieforsøg flugtadfærd hos sild der påvirkes af suspenderet sediment fra Miramichi estuariet, Canada. Juvenile sild udviser signifikant flugtadfærd ved koncentrationer større end 12 mg/l. Messieh *et al.* omtaler flugtadfærdsforsøg udført af Wildish *et al.* 1977 (se ref. i Messieh *et al.*, 1981) med juvenile sild. Sild udviser også her flugtadfærd overfor suspenderet sediment; kritiske grænseværdier for finkornet sediment er omkring 19 mg/l og for et mere sandholdigt sediment er grænseværdien omkring 35 mg/l. Johnston & Wildish (1981) finder, at sild (*Clupea harengus*) udviser flugtadfærd overfor suspenderede partikler over 12 mg/l. Messieh *et al.* (1981) pointerer, at flugtadfærd hos juvenile sild sandsynligvis er tillært og at flugtadfærd bl.a. påvirkes af lys. Derfor vil grænseværdier bestemt fra laboratorieforsøg være påvirket af forsøgsopstillingen og tidsperioden for de enkelte forsøgskørsler. Man skal derfor være forsigtig med at ekstrapolere laboratorieresultater til felten fordi flugtadfærd hos fisk kan være påvirket af modelopstillingen. I forbindelse med broprojektet i Storebælt er effekter af suspenderet stof på fisk undersøgt (COWI/VKI, 1990). Undersøgelsen, der er baseret på et litteraturstudie, konkluderer, at fisk udviser flugtreaktioner ved koncentrationer af opslemmet sediment over 10 mg/l. Der konkluderes, at opslemmet sediment fra uddybningsarbejder i Storebælt vil holde fisk (torsk, fladfisk, sild og brisling) væk fra et område på ca. 60 km². Effekter af opslemmet materiale og sedimentation fra brobyggeriet er beskrevet gennem dykkerobservationer (COWI/VKI, 1991a). På potentielle silde-

gydepladser omkring Sprogø er der sedimenteret finkornet materiale i lagtykkelser fra 6 cm og helt op til 90 cm i et ca. 2 km² stort område. Disse områder er ikke længere egnede som gydepladser for sild. Det skønnes, at betydelige havbundsarealer uden for de meget hårdt belastede sedimentationsområder også er påvirket af sedimenterende materiale i lagtykkelser på 1-5 cm (COWI/VKI, 1991b). I sedimentationsområderne vil det øverste bundmateriale kunne bringes i suspension ved strøm- eller bølgepåvirkning. Denne effekt er observeret med dykker (COWI/VKI, 1991b). Forsøgsfiskeri efter sild i disse områder før og efter, at de blev påvirket af resuspenderet materiale, viser aftagende fangster. Dette tillægges, at silden flygter fra områder, der er påvirket af opslemmet materiale. Det pointeres, at så længe bundsedimentet omkring gydepladserne for sild ikke konsoliderer sig, vil sildegydning ikke kunne finde sted (COWI/VKI, 1991a).

Effekt på tobis

Tobisens adfærd gør denne art følsom overfor råstofindvinding (De Groot, 1979b). Fødesøgnings- og svømmeaktivitet er begrænset af lys og hvis tobis ikke kan søge føde befinder de sig i sandet enten fuldstændigt eller delvist begravet (Winslade, 1974; De Groot, 1979b). Tobis er en ikke-migrerende art, der gyder på sand, hvor æggene klæbes til sandkorn i en vis størrelse. Æggene er følsomme overfor tildækning af partikulært materiale, der vil hæmme embryonudviklingen (jf. diskussion under afsnit "effekt i gydeområder for sild"). Sedimentation af fint partikulært materiale forårsaget af en indvindingsproces kan derfor resultere i en mindre succesfuld klækning. Når der foregår råstofindvinding på tobisens habitat, er der altså risiko for at skade både den adulte tobis, når den ligger nedgravet i sandet og tobisens æg i gydeperioden.

4.8 Sammenfatning på biologiske effekter

De potentielle biologiske og økologiske effekter af ral- og sandsugning opstår dels som følge af indvindingsprocessen dels gennem direkte og indirekte fysiske og kemiske forandringer i og omkring indvindingsområdet. Indvindingsprocessen knuser eller skader organismer i det opgravede sediment. Omkring indvindingsområdet kan dele af bundfaunaen blive tildækket på grund af kraftig sedimentation, og dermed er der risiko for, at de bliver kvalt. Det fremstår ikke klart, hvilken indvindingsmetode der er mest skånsom overfor bundfaunaen og dermed hvilken metode der kan anbefales. Stiksugning er koncentreret i kegleformede huller på havbunden og med begænset arealmæssig udstrækning. Slæbesugning breder sig over et større arealer og efterlader havbunden med render. I litteraturen vurderes slæbesugning til at være den mest skånsomme metode, forudsat, at slæbesugningen ikke fjerner den karakteristiske sedimenttype.

De direkte og indirekte fysiske og kemiske forandringer i og omkring indvindingsområdet (se kapitel 3) er årsag til en række biologiske og økologiske effekter. Omfanget og varigheden af disse effekter er tæt koblet til indvindingsområdernes eksponering (bølger, strøm), vanddybde, sedimentkarakter og hydrografi.

Undersøgelser, der har fulgt bundfaunaens rekolonisering i mekanisk forstyrrede områder (oprensings- og uddybningsarbejde, råstofindvinding), finder følgende karakteristiske træk.

- Kortvarige biologiske effekter ses i områder, der er karakteriseret ved kraftig eksponering (bølge, strøm) og begrænset vanddybde. Er karakteren af sedimentet og eksponeringen uforandret efter indvindingen, vil bundfaunaen rekolonisere på tidsrum fra få måneder til mindre end 5 år. En forudsætning for en reetablering af et flerårigt samfund er dog, at indvindingsområdet efterlades uden yderligere forstyrrelser. Foregår der regelmæssig indvinding vil kun arter med opportunistisk livsmønster kunne kolonisere området.
- Forandring i de oprindelige bundfaunasamfund ses i indvindingsområder, der efterlades med et forandret sediment. Såfremt den fysiske bunddynamik ikke er i stand til at transportere samme materialetype til indvindingsområdet vil bundfaunaen forandres, ofte til blødbundsarter. Bundfaunaen koloniserer på tidsrum fra få måneder til mindre end 5 år.
- I indvindingsområder med svag eksponering vil bundvandet og sedimentet i sugehullerne periodevis være iltfrie. Herved udelukkes den flerårige bundfauna i bunden af sugehullet.

Korttidseksponering af suspenderet stof vurderes ikke at have skadelig effekt på adulte muslinger og fisk. Der ses sågar øget vækstrate hos suspensionsernærende muslinger, der eksponeres for opslemmet bundmateriale. Generelt vil fiskeæg og -larver være mere følsomme over for suspenderet stof end adulte inden for samme art. I en række laboratorieforsøg, hvor effekten af naturligt suspenderet sediment er undersøgt ses: At nogle fiskearter udviser flugtadfærd overfor suspenderet materiale i koncentrationer over 10 mg/l; at sildeæg ikke påvirkes negativt af høje koncentrationer af suspenderet stof; at sildelarver hæmmes i fødesøgning ved koncentrationer omkring få mg/l af suspenderet stof.

Negative biologiske effekter kan opstå ved koncentrationer i vandsøjlen, der er realistiske under ral- og sandsugning. Det må dog pointeres, at varigheden af opslemmet materiale fra en ral- og sandsugning vil være kortvarig (mindre end 5 timer), når der er tale om sedimenttyper uden indhold af ler og silt. Derimod vil et ler- og siltholdigt sediment kunne holdes i suspension over adskillige dage, men fortyndingseffekten fra strøm og bølger vil

sandsynligvis føre til koncentrationer i vandmasserne, der ikke er skadelige for organismer på kort sigt.

Der er få undersøgelser, der belyser effekten af sedimenterende materiale på bundfauna og fisk. Ved ral- og sandsugning vil sedimenterende partikler kunne påvirke bunden i en fane op til ca. 1.000 meter fra indvindingsfartøjet i en given strømretning. De mobile bundfaunaarter kan flygte, hvorimod den fastsiddende epifauna og æg fra bundgydende fisk kan blive tildækket. Laboratorieforsøg har dokumenteret, at sildeæg har nedsat klækningssucces efter en svag tildækning, og at muslingelarver har nedsat settlingssucces på grund af sedimenterende materiale. Det tyder således på, at der kan opstå negative effekter ved sedimentation. Hvorvidt dette er et problem i indvindingsområderne vil afhænge af omfanget og varigheden af tildækningen samt indvindingsområdets fysiske bunddynamik. Der foreligger ikke i dag et tilstrækkelig videngrundlag om den fysiske bunddynamik i de udlagte indvindingsområder. Derfor er det usikkert, om effekten af sedimentation (omfang/varighed) skal ses som en korttidseffekt, der eksempelvis udlignes indenfor timer/dage, eller en langtidseffekt der udlignes over måneder/år.

Videngrundlaget til forudsigelse af biologiske langtidseffekter af ral- og sandsugning, der måske først indtræder efter flere års påvirkning, er begrænset. De mest åbenlyse eksempler ses, hvor indvindingen har ændret habitatet således, at tidligere hådbundsarter nu er erstattet af blødbundsarter eller omvendt. Evt. negative effekter i form af et nedsat fødegrundlag for fisk vil afhænge af de koloniserende arters egnethed som føde. Foregår indvindingen på grovere sedimenttyper er det risiko for at gydeområder for sild forandres eller ødelægges. Indvinding i sandområder kan forstyrre tobisgydepladser. Adulte muslinger destrueres eller beskadiges under indvindingsprocessen og potentielt kan fx blåmuslingelarver udelukkes fra indvindingsområdet i en periode på grund af manglende settlingmuligheder. Afhængigt af årstid kan en adult muslingepopulation således udelukkes fra et mekanisk forstyrret område i en periode på mindst et år. En eventuel økologisk effekt i form af nedsat muslingeproduktion må ses i forhold til det lokale økosystems samlede produktion og effekten i fødekæden gennem manglende fødegrundlag for fx fisk og havfugle.

5 Samlet vurdering af ral- og sandsugning

Litteraturstudiet har dokumenteret, at ral- og sandsugning kan være årsag til en række kort- og langtidseffekter på såvel havbundstopografien som på bundfauna og fisk. I figur 7 ses de mest alvorlige direkte/indirekte biologiske effekter af ral- og sandsugningsaktivitet og der er gjort et forsøg på at vurdere de potentielle økologiske effekter. I det følgende vil de fysiske og kemiske ændringer, der opstår ved ral- og sandsugning, blive vurderet i forhold til potentielle effekter på bundfauna og fisk i de danske farvande. For at kunne vurdere den arealmæssige udstrækning og varighed af sedimentfaner og sugehuller etc., anvendes i mangel af dokumenterede undersøgelser, hypotetiske eksempler. Disse konsekvensvurderinger er angivet med henblik på at få et skøn over potentielle effekter, der kan opstå under mere ekstreme forhold.

Bundtopografi. Med den nuværende indvindingsteknik i Danmark, hvor stiksugning er mest dominerende, vil der særligt i områder med svag eksponering eller vanddybder over 15 meter, opstå længerevarende eller permanent forandring af havbundstopografien i indvindingsområderne. Undersøgelser bekræfter da også, at udfyldningshastigheden af sugehullerne i svagt eksponerede områder forløber langsomt, typisk fra 2-15 år - eller helt udebliver. De nuværende registreringer af sugehullerne i de danske farvande viser, at de forekommer på vidt forskellige lokaliteter med hensyn til vanddybde og bølge- og strømforhold.

Et skøn over hvor mange sugehuller der årligt opstår i danske farvande kan beregnes ud fra data fra figur 3. Den gennemsnitlige årlige indvinding af sømaterialer udgør omkring 4,4 mio m³. Forudsættes at alle sømaterialer er indvundet ved stiksugning, og at et typisk sugehul har et areal på 200 m² og et volumen på 1.000 m³ (16 m i diameter og 10 m dybde), vil der årligt opstå 4.400 sugehuller i indvindingsområderne, svarende til et areal på 0,88 km². Beregningen tager ikke forbehold for at nogle sugehullerne sandsynligvis udlignes forholdsvis hurtigt, at sugehullerne kan være klumpet sammen og at en del af indvindingen er foregået med slæbesugning. Omvendt, kan der regnes med et spild på op til 10 % af de indvundne materialer i overløbsvandet. Anvendelse af data fra den samlede sømaterialeproduktion (fig. 3) vil derfor være en underestimering af de samlede opgravede sømaterialer, idet spild ikke medregnes. Forudsættes at ral- og sandsugning primært forgår på fladvandsområder fra 4 - 15 meters dybde (arealmæssige udstrækning anslået til ca. 14.000 km²) vil den årlige påvirkning af havbunden fra stiksugehuller være mindre end 0,07 ‰. Antages at sugehullerne ikke udlignes i perioden 1977 - 1990, er mindre end 0,1 ‰ af havbundstopografien i fladvandsområderne påvirket. Den samlede effekt af sugehuller på havbundstopografien vurderes derfor til at være ubetydelig.

Indgreb	Fysisk-kemisk effekt	Biologisk effekt	Vurdering Økologisk ; Arealmæssig
Ral- og sandsugning i marine områder	Bundtopografi	Vanskeliggør sildens orienteringsevne Udelukkelse af fauna i dele af sugehullet	? ; C A ; C
	Materialebalance	Erosion af kystlinier Bunderosion i ralforekomster	B ; C
	Sediment- sammensætning	Forandring af habitat/samfund Ødelæggelse af fiskegydepladser	A ; B A ; B
	Mekanisk påvirkning	Destruktion af fauna -stiksugning -slæbesugning	C ; C B ; C
	Opslemmet materiale og sedimenterende materiale	Hæmning af klækningssucces i fiskeæg	? ; B
		Hæmning af fiskelarve udvikling	? ; B
		Hæmning af larvesætling	? ; B
		Negative effekter på filtrerende organismer	C ; B
		Øget fødegrundlag for bundfauna	B ; B
		Avoidancereaktion hos fisk	C ; A
Tildækning af organismer	B ; B		
Næringssalte	Forøget primærproduktion	C ; A	
Svovlbrinte	Akut lethal effekt på organismer	C ; C	
Tungmetaller	Lethal, sublethal effekt på organismer	C ; C	

Figur 7. Oversigt over fysiske og kemiske effekter, der opstår ved ral- og sandsugning og som kan påføre skade på bundfauna og fisk. Der er foretaget en graduering af effekterne - en økologisk graduering, der vurderer varigheden af de økologiske effekter lokalt i farvandet omkring indvindingsområdet, og en arealmæssig graduering, der beskriver arealet der påvirkes. Den økologiske graduering er delt op i tre kategorier, hvor A er den alvorligste. A-effekter kan medføre økologisk forandring på længere sigt (større end 5 år). B-effekter kan medføre økologisk forandring af kortere eller længere varighed (fra 1 til 36 måneder). C-effekter er kortvarige økologiske forandringer (timer/dage). Den arealmæssige graduering er ligeledes delt op i tre kategorier, hvor A kendetegner den mest omfattende arealmæssige påvirkning: A-effekter ses op til 1000 meter fra sugesområdet. B-effekter ses op til 500 meter fra sugesområdet. C-effekter ses centralt i sugesområdet. Et ? angiver at der ikke er tilstrækkelig viden til at negligere denne påvirkning.

På grund af sugehullernes form virker de som sedimentfælder. Akkumulering af organisk materiale i bunden af hullerne er årsag til periodevise iltsvind i bundvandet. Undersøgelser viser, at den flerårige bundfauna oftest udelukkes fra at kolonisere bunden af sugehullet, hvorimod dele af siderne på sugehullerne rekoloniseres. I sammenhæng med ovenstående arealberegning vurderes sugehuller derfor til ikke at have nogen betydelig negativ effekt på bundfaunaen.

Stik- og slæbesugning i gydeområder for bundgydende fisk kan forandre bundtopografien og i værste tilfælde ødelægge gydeområdet. Enkelte undersøgelser indikerer at sildens orienteringsevne påvirkes ved forandring af bundtopografien, og at silden dermed udelukkes fra det oprindelige gydeområde. Men der findes ikke i dag tilstrækkelig viden om, hvorfor sild vælger specifikke gydeområder eller hvilke kriterier, der ligger til grund for tobisens valg af specifikke sandbanker at grave sig ned i (De Groot, 1986). Da gydeområderne kun i ringe grad er kendt i indvindingsområderne kan det anbefales at disse kortlægges og at der indføres restriktioner for ral- og sandsugning i områder med gydepladser. Der findes i dag restriktioner der tilgodeser de fiskerimæssige interesser i nogle af indvindingsområderne. Fx har Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med råstofindvinding på Vyl Grund (syd for Blåvands Huk) lavet aftale om, at der på en del af grunden ikke må suges ral og sand i perioden 1. april til 15. juli på grund af tobisfiskeriet. For ral- og sandsugning i den sydlige del af Køge Bugt foreligger der også en regulering i forhold til tobisfiskeriet. Der er forbud mod råstofindvinding på strækningen fra bølgebryderen ved Strøby Ladeplads til Køge Sønakke ud til 500 meter uden for bundgarnsgrænsen i Køge Bugt. Lignende initiativer i indvindingsområder med kendte eller potentielle gydeområder bør iværksættes.

Materialebalance. Kysterosion, der menes at kunne tilskrives kystnær råstofindvinding, er bl.a. set ved Anholts Nordvestrev, hvor råstofindvinding sandsynligvis har været medvirkende til at Flakket er under erosion. For at undgå kysterosion opereres der i Danmark med flere forskellige grænser. Generelt er der et krav om en mindsteafstand til kysten for råstofindvinding på 300 m. Dog er der for Skagerrak og Vesterhavet en mindsteafstand til kysten på 3 sømil og for nordkysten af Sjælland er mindsteafstanden til kysten 1000 m. Disse beskyttelseszoner for råstofindvinding burde i dag forhindre at ral- og sandsugning er årsag til kysterosion.

Langtidsforandring af grovere sedimenttyper, fx residual sedimenter med dæklag af sand, grus eller sten, kan forekomme når det stabile overladelag fjernes ved råstofindvinding. Eksponering af underliggende og dårligere sorteret materiale kan medføre at finkornet materiale resuspenderes under storm (Messieh *et al.*,

1991). Er der tale om korttidseffekter af resuspenderede partikler vurderes effekten at være ubetydelig, men hvis bundvandet periodevis eller permanent får et forhøjet indhold af partikulært materiale i indvindingsområdet, kan oprindelige bundfaunasamfund, der er adapteret til at leve i "klarvandsområder" som fx ralbanker i mere åbne farvande, forandres.

Sedimentsammensætning. I forbindelse med ralsugning vil der være risiko for at grovere sedimenttyper i sugeområdet forandres til mere finkornede sedimenter eller at underliggende moræneler blotlægges i takt med fjernelse af dæklag af sand, grus og sten (Sips & Waardenburg, 1989). Disse effekter er ikke set ved råstofindvinding i danske farvande. Der er dog konstateret forandring af både sediment og bundfauna i forbindelse med uddybningsarbejde til broprojektet i Storebælt. Den oprindelige havbund, der var karakteriseret som blødbund, med et varieret indhold af dynd og fine partikler, ændres efter uddybningsarbejdet til at have et større indhold af ler, silt og organisk materiale. Blødbundssamfundet ændres til at være domineret af deposit- og suspensionsædere (COWI/VKI, 1992a). Hvorvidt denne forandring vil være permanent må tiden vise. Uddybningsarbejdet har også ødelagt potentielle gydeområder for sild omkring Sprogø på grund af et forandret sediment.

En habitatforandring, hvor grovere sedimenttyper erstattes af mere bløde bundtyper, er ikke nødvendigvis negativ for fiskeproduktionen, idet bundfaunaen på blødbunden kan være velegnet som fiskeføde. Er der imidlertid tale om bundtyper med tynde dæklag af grus og ral, der forandres til sand eller moræneler, vil epifaunaen ikke kunne rekolonisere og potentielle gydeområder for bl.a. sild ødelægges. Da arealerne af blotlagte grus- og rallag ikke er udmålt i de åbne havområder ej heller i de udlagte indvindingsområder er det vanskeligt at konsekvensvurdere effekten af ralsugning på denne bundtype. Man må imidlertid være opmærksom på at fjernes grus- og rallaget på havbunden vil bølge- og strømgenereret materialetransport ikke kunne opkoncentrere samme materialetype igen. Ralsugning kan derfor medføre permanent forandring af en biotop hvis udstrækning kun i ringe grad er kendt i danske farvande, men som i kraft af sin karakteristiske flora og fauna kan have æstetisk og naturfredningsmæssig interesse.

Mekanisk påvirkning. Selve indvindingsprocessen er så hårdhændet, at med undtagelse af små tykskallede muslinger og snegle vil al anden fauna blive beskadiget eller knust. For at få et skøn over tabet af bundfauna ved de to indvindingsteknikker kan følgende regneeksempel opstilles. Råstofindvindingsområdet Hesbjerg Grund (sydlige del af Århus Bugt) er arealmæssigt vurderet til ca. 1,9 km² (Skov- og Naturstyrelsen, 1992c). Der er i 1991 indvundet ca. 176.000 m³ sand (0-4 mm) og 103.000 m³

sandfyld (Skov- og Naturstyrelsen, 1992d) i alt 279.000 m³ sand. Forudsættes at der udelukkende anvendes stiksugning og at sugehuller har et areal på 200 m² og et volumen på 1.000 m³ vil omkring 0,056 km² af havbunden blive mekanisk påvirket. Er bundfaunaen på Hesbjerg Grund kendetegnet ved et Abra-samfund med en anslået biomasse på omkring 200 g/m², vil 11,2 ton biomasse blive knust ved stiksugning. Er der udelukkende anvendt slæbesugning, hvor slæberenderne er ca. 1,5 m bredde og 0,4 m dybe og forudsættes, at de enkelte slæberender ikke er sammenfaldende, påvirkes 0,7 km² havbund. Ved slæbesugning knuses omkring 140 ton biomasse eller over 10 gange større "mekanisk biomasseskade" end ved stiksugning. Den samlede potentielle destruktion af bundfauna forårsaget af råstofindvinding i 1991 på Hesbjerg Grund vil med stiksugning og slæbesugning være hhv. under 3 % og omkring 30 % af den samlede bundfaunabiomasse i indvindingsområdet, idet den stående bundfaunabiomasse estimeres til 380 ton på Hesbjerg Grund.

Den faktiske indvinding er hovedsageligt foregået med stiksugning og biomassetabet vurderes derfor ikke til at have nogen negativ effekt på fødeudbudet for fx fisk eller havfugle. Der er en ikke ubetydelig effekt af slæbesugning på bundfaunaen - hvorvidt dette kan ses som en negativ effekt på fisk og havfugle må afhænge af nærliggende områders egnethed som fourageringsområde. Efterfølgende kolonisering af både slæberender og dele af sugehullerne forløber relativt hurtigt, fra måneder til mindre end 5 år. Det må dog pointeres, at en forudsætning for rekolonisering af et flerårigt samfund er, at indvindingsområdet efterlades uden yderligere forstyrrelser og at karakteren af sedimentet er identisk med det oprindelige. Foregår der regelmæssig indvinding, vil kun organismer med opportunistisk livsmønster kunne kolonisere området. Ofte vil de tidlige kolonisateurer være kendetegnet ved store biomasser og er disse arter egnede som fiskeføde vil de mekaniske effekter være begrænsede over for fisk. Havfugle og fisk, der lever af muslinger, udelukkes fra at fouragere i de mekanisk påvirkede indvindingsområder i mindst 1-2 år, da rekoloniseringen af flerårige muslinger primært foregår via larvesetling.

Sammenfattende kan det siges, at destruktion af bundfauna i det indvundne sediment er en effekt man nødvendigvis må acceptere ved ral- og sandsugning. Den direkte letale effekt på bundfaunaen er størst ved slæbesugning på grund af et større mekanisk påvirket havbundsareal. På grund af den større arealmæssige udstrækning vil slæbesugning i højere grad end stiksugning kunne forvolde skade på potentielle gydeområder for bundgydende fisk. Såfremt stiksugning foregår i havområder med aktiv bundtransport, vurderes denne metode at være den mest skånsomme under danske forhold. Anvendes stiksugning i svagt ekponerede områder eller på dybder over 15 meter vil der opstå permanente sugehuller. Den arealmæssige udstrækning af disse huller er som

nævnt begrænset, og det er ikke sandsynligt at den samlede produktion i bundfaunasamfundene i lavtvandsområderne påvirkes i nævneværdig grad. Foregår stiksugning i områder der på forhånd er udpeget til ikke at indholde gydepladser for bundgydende fisk vil der ud fra en økologisk synsvinkel ikke være forbundet betydelige risici ved stiksugning. Det må dog pointeres at talrige sugehuller på grunde og rev kan vanskeliggøre fiskeri med bundredskaber (De Groot, 1979b).

Opslemmet materiale. Sedimentspild i overløbet under sandsugning i danske farvande udgør fra 1 - 10 % af det samlede indvundne materiale. Partiklerne vil ofte kunne ses som en sedimentfane nedenstrøms indvindingsfartøjet i op til 1000 meter fra fartøjet. Generelt vurderes suspenderet stof ikke have væsentlig negativ effekt på bundfauna og fisk på grund af det suspenderede stofs relative korte opholdtid i vandsøjlen. Når det opslemmede materiale sedimenterer vil den mobile bundfauna kunne flygte eller grave sig fri, men den fastsiddende epifauna og æg fra bundgydende fisk kan blive tildækket. Laboratorieforsøg har dokumenteret, at sildeæg har nedsat klækningssucces efter en svag tildækning og at muslingelarver har nedsat settlingssucces på grund af sedimenterende materiale. Laboratorieforsøg med suspensionsernærende muslinger viser dog også, at flere danske muslingearter kan have øget vækstrate når de eksponeres for opslemmet materiale. Udenlandske *in situ* undersøgelser har også dokumenteret øget artsdiversitet og individtæthed for bundfaunaen i sedimentationsområdet fra et større uddybningsarbejde.

For at opnå et indtryk af den horisontale spredning af partikulært materiale fra indvindingsfartøjernes overløbsvand er der foretaget en simpel beregning af opholdtid i vandet og tilbagelagt horisontale spredningsafstand for sedimentkorn med karakteristiske diametre. Resultaterne fremgår af tabel 4. For at opnå et indtryk af et potentielt dæklag på havbunden af sedimenterende materiale fra spild ved sandindvinding forudsættes følgende: Volumen af det indvundne sand i lasten er 500 m^3 , sedimentspild udgør 10% af den indvundne last = 50 m^3 . Vægtfylde af sand sættes til 2600 kg/m^3 . Indvindingen finder sted på 15 metres vanddybde og strømhastigheden er $0,3 \text{ m/sek}$.

Er fint sand dominerende (125-250 μm) i det spildte sediment og er middeldkornstørrelsen $150 \mu\text{m}$ vil den horisontale spredning af fint sand fra overløbsvandet udgøre ca. 360 meter (jf. tabel 4). Antages at sedimentfanen har en udstrækning på maksimalt $500 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ og at partiklerne sedimenterer jævnt, vil havbunden få tilført et dæklag af fint sand på $3,3 \text{ mm}$ i sedimentationsområdet (det spildte sediment udgør 50 m^3 (ca. 130 ton) og fordeles på $15.000 \text{ m}^2 = 8,6 \text{ kg/m}^2$. Omregnes til volumen = $0,33 \text{ cm}^3/\text{cm}^2$ (omregningsfaktoren fra vægt til volumen 2,6) hvilket svarer til et dæklag på $3,3 \text{ mm}$).

Korndiameter	150 µm (fint sand)	50 µm (silt)
Faldhastighed	1,3 cm/sek *	0,5 mm/sek #
Opholdstid i vandsøjle:	20 min.	510 min.
Afstand tilbagelagt inden bundfældning: vanddybde = 15 m strømhastighed = 0,3 m/sek	360 m	9.000 m

* Gibbs *et al.*, 1971

Stokes lov reduceret til $V = 215 \times a^2/\text{sek}$ (a = partiklens diameter i mm)

Tabel 4. Teoretiske faldhastigheder, opholdstid i vand og horisontal spredning af sedimentkorn med karakteristiske diametre.

Den potentielle skadelige effekt af fint sand vil primært være i form af tildækning, hvorimod effekt af fint sand i suspension vil være kortvarig og derfor uden biologisk betydning.

Er ler og silt dominerende (2-63 µm) i det spildte sediment og er middelkornstørrelsen 50 µm vil den horisontale spredning af ler og silt fra overløbsvandet udgøre ca. 9 km. Det er et betydeligt areal der påvirkes når ler og silt er opslemmet i vandsøjlen, men det må forventes at fortyndingseffekten fra bølger og strøm vil begrænse potentielle biologiske effekter af det suspendede materiale. Potentielt vil der kunne opstå korttidseffekter i nærområdet af indvindingsfartøjet i form af avoidance reaktion hos fisk. Effekten vurderes til at være ubetydelig på grund af relativ kortvarig eksponering. Såfremt ler- og siltpartiklerne sedimenterer uden for naturlige sedimentationsområder vil partiklerne periodevis resuspenderes gennem bølge- og strømgenererede bevægelser.

Negative effekter af sedimentation på bundfauna og fiskeæg vil naturligvis afhænge af omfang og varighed af tildækningen men også af havbundstypen. Er indvindingsområdet udelukkende domineret af sand vil sedimentation sandsynligvis ikke have nogen negativ effekt på bundfaunaen, hvorimod hårdbunde med dæklag af grus, ral og sten er mere udsat. Hårdbundsfaunaen kan potentielt blive påvirket af sedimenterende materiale når der indvindes lokalt i området men også ved indvinding i grænseområder, hvorved spild føres ind over biotopen på grund af strøm- og bølgebevægelser. Der foreligger ikke i dag et tilstrækkelig videngrundlag om den fysiske bunddynamik i de udlagte indvindingsområder. Derfor er det usikkert om effekten af sedimentation (omfang/varighed) skal ses som en korttidseffekt, der eksempelvis udlignes inden for timer/dage og derfor med begrænsede biologiske skader eller en langtidseffekt, der udlignes over måneder/år og derfor med risiko for biologiske skader. Da der er tale om relativt store områder, der potentielt påvirkes, bør omfanget af denne effekt belyses.

Der er ikke dokumenteret sublethale effekter *in situ* i forbindelse

med suspenderet og sedimenterende bundmateriale; en effekt som fx hæmning af klækningssucces eller fødesøgning for æg og larver hos bundgydende fisk vil være vanskelige at påvise. Messieh *et al.* (1991) pointerer, at suspenderet materiale fra bl.a. råstofindvinding sandsynligvis ikke har nogen akut letal effekt på fisk eller bundfauna. Men kroniske sublethale effekter på essentielle biologiske processer som fx respiration, fødeoptagelse og fødesøgning etc. kan påvirke reproduktionssuccesen hos adulte og overlevelsessevnen for æg og larvestadier for nogle arter. Dette kan føre til langtidsforandring af de biologiske samfund.

Næringsalte. I forbindelse med brobyggeriet i Storebælt er der foretaget adskillige målinger af næringsaltspild i overløbet fra sandsugere under arbejde. Erfaring fra disse målinger i overløbsvandet har givet følgende grove skøn over enhedsværdier for spildte frigivelige næringsalte (biologisk tilgængelige) pr. afgravet m^3 sand: $11,4 \text{ g N}/m^3$ og $0,3 \text{ g P}/m^3$ ved sandsugning (PKR/lfg1507, 1992).

Med udgangspunkt i Hesbjerg Grund (nævnt under mekanisk påvirkning) hvor der i 1991 i alt er indvundet 279.000 m^3 kan følgende regneeksempel om potentiel næringsaltfrigivelse opstilles. Under antagelse af at næringsaltfrigivelsen er identisk med ovenstående data fra Storebælt beregnes den samlede N og P frigivelse for den samlede årlige indvinding til 3.180 kg N og 84 kg P . Forudsættes at næringsaltene omsættes af algeplanktonet uanset årstid og at C:N forholdet i algecellerne er 5,7 og at N er begrænsende for vækst omkring indvindingsområdet vil algeplanktonet med de frigivne næringsalte kunne producere en kulstofbiomasse på omkring 18.130 kg C . Den årlige algeplanktonproduktion i det sydlige Århus Bugt skønnes at udgøre ca. $200 \text{ g C}/m^2$. Antages at kulstofbiomassen, der dannes på baggrund af næringsaltfrigivelse fra råstofindvinding, er stationær på Hesbjerg grund, der arealmæssig udgør $1,9 \text{ km}^2$, vil den ekstra producerede kulstofbiomasse fra råstofindvinding påvirke den årlige produktion på Hesbjerg grund med under 5 %. Denne produktion skønnes ikke at have væsentlig negativ effekt lokalt for Hesbjerg Grund. I praksis ville de frigivne næringsalte sandsynligvis være fordelt over et større areal på grund af bølge- og strømgenererede fortynding i vandmasserne. Næringsaltspild i forbindelse med ral- og sandsugning vurderes derfor til at have minimale effekter i åbne havområder. Ved større indvindingsopgaver i beskyttede vandområder, fx Limfjorden, kan man i sommerhalvåret antageligt måle en mindre forøgelse i algeplanktonproduktionen lokalt omkring indvindingsområdet. Den økologiske effekt vurderes imidlertid til at være ubetydelig.

Svovlbrinte, tungmetaller. Det skønnes, at i hovedparten af indvindingsområderne vil det organiske indhold i sedimentet være relativt beskedent. Negative effekter fra svovlbrinte og andre

iltforbrugende stoffer på økosystemet vurderes derfor at være minimale. Suges der ral og sand i forekomster, der er dækket af dynd, må man være opmærksom på, at der kan frigives både næringssalte og svovlbriente. Dette er set i forbindelse med skallegravning i Roskilde fjord.

Der vil potentielt kunne frigives tungmetaller til vandfasen under indvindingsprocessen - bidraget skønnes imidlertid til at være beskedent.

6. Konklusion og anbefalinger

Litteraturstudiet har dokumenteret, at ral- og sandsugning kan være årsag til en række kort- og langtidseffekter på såvel havbundstopografien som på bundfauna og fisk. Generelt vil de fysiske og kemiske ændringer af havbunden og vandmasserne centreres lokalt omkring indvindingsområdet. Det er også her, de alvorligste biologiske effekter er påvist.

Er indvindingsområdet gydeplads eller habitat for sild og tobis vil der kunne opstå alvorlige skader, især i gydeområder for sild. Det er imidlertid yderst vanskeligt at vurdere omfanget af dette problem, fordi sildegydepladsernes lokalisering i de indre danske farvande er mangelfuldt og dårligt dokumenteret. Det kan anbefales, at der iværksættes nærmere undersøgelser af sildegydepladsernes lokalisering med henblik på at afdække geografiske overlap mellem gydepladser og råstofindvindingsområder.

I selve sugeområdet vurderes råstofindvinding at kunne påføre væsentlige biologiske skader, særligt på bundtyper med tynde dæklag af grus, ral og sten, hvor sugningen potentielt kan fjerne dæklaget. Herved vil habitater for epifaunaen og potentielle gydepladser for sild gå tabt. Da udstrækningen af bundtyper med blotlagt grus, ral og sten kun i ringe grad er kendt i de åbne farvande, bør man overveje at iværksætte nærmere undersøgelser af denne naturtypes udbredelse og vurdere de tilknyttede biologiske samfunds sårbarhed over for ralsugning.

Det kan anbefales fortsat at anvende stiksugning som den dominerende indvindingsteknik i danske farvande. Det mekanisk påvirkede havbundsareal er langt mindre ved stiksugning end ved slæbesugning. Omfanget af såvel den øjeblikkelige bundfaunadestruktion som potentiel ødelæggelse af gydeområder er derfor mere begrænset ved stiksugning.

I indvindingsområder med ringe fysisk bunddynamik vil havbunden efterlades med slæberender og sugehuller, der kun i ringe grad udlignes. For sugehullernes vedkommende vil der periodevis kunne opstå iltsvind. Arealet af disse huller skønnes imidlertid til at være begrænset og udgør derfor ikke nogen væsentlig økologisk effekt i de indre danske farvande.

Opslemmet og sedimenterende materiale fra overløbet på indvindingsfartøjet kan medføre biologiske effekter omkring indvindingsområdet. I laboratorieforsøg er der påvist effekter fra sedimenterende materiale, hvor klækningssucces hos sildeæg hæmmes ved en svag tildækning og muslingelarver får nedsat settlingssucces på grund af tildækning af egnet substrat. Det bør overvejes at efterprøve ovennævnte forsøg, men man må være opmærksom på, at det er forbundet med stor usikkerhed at ekstrapolere laboratorieresultater til indvindingsområder, hvor bund-

dynamikken kun i ringe grad er kendt. Det kan derfor anbefales, at den fysiske bunddynamik i de udlagte indvindingsområder beskrives.

Sammenfattende må det konkluderes, at ral- og sandsugning - med den nuværende teknik og i det hidtidige omfang - ikke vil påføre lavtvandsområderne væsentlige negative effekter - vurderet ud fra lavtvandsområdernes samlede areal. Der er således kun fremkommet få undersøgelser, som kan ændre opfattelsen af hovedkonklusionen i "Sletter havet sporene" fra 1982. Det må dog stå klart, at ral- og sandsugning lokalt kan medføre langvarige eller permanente ændringer af havbundens fysiske og biologiske forhold.

7. Referencer

Aagaard, T. (1991): Sandsugning og det fysiske miljø. Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet. 50 s. - HAV-serien nr. 1.

Andersen, O.G.N., Nielsen, P.E., Leth, J. (1991): Effects on seabed, benthic fauna and hydrography of sand dredging in Køge Bugt, Denmark. Baltic Marine Biologist, Symposium.

Appleby, J.A., & Scarratt, D.J. (1989): Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish, with special reference to ocean dumping: A literature review. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. No. 1681.

Auld, A.H., Schubel, J.R. (1978): Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. Estuarine and Coastal Marine Science 6: 153-164.

*Batty, R.S. (1987): Effect of light intensity on activity and food-searching of larval herring, *Clupea harengus*: a laboratory study. Marine Biology 94: 323-327.*

BEON (1991): Studies of the effect on the benthos of physical disturbance of the sea floor. A report prepared for ACMP by the Benthos Ecology Working Group.

Bohlen, W.F., Cundy, D.F., Tramontano, J.M. (1979): Suspended material distributions in the Wake og Estuarine Channel Dredging Operations. Estuarine and Coastal Marine Science 9: 699-711.

Bolster, G.C. and Bridger, J.P. (1957): Nature of the spawning area of herring. Nature 179: 638.

Bonsdorff, E. (1980): Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. Ophelia, Suppl. 1: 144-155.

Bonsdorff, E. (1983): Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. Oceanologica Acta, Spec. Vol., Proc. 17th European Symposium on Mar. Biol.: 27-32.

Bowers, A.B. (1967): Spawning beds of Manx autumn herrings. J. Fish Biol. 1: 355-359.

*Braum, E. (1973): Einflüsse chronischen exogenen sauerstoffmangels auf die embryogenese des herings (*Clupea harengus*). Netherlands Journal and Sea Research 7: 363-375.*

Christiansen, H. & Pedersen, J.K. (1984): Ral- og sandsugerne. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen. 48 s.

Collinson, R.I. and Rees, C.P. (1978): Mussel mortality in the Gulf of La Spezia, Italy. *Mar. Pollut. Bull.* 9: 99-101.

COWI/VKI (1990): Effects of suspended sediments on juvenile and adult fish in the Great Belt. Document no. 90/036/1.

COWI/VKI (1991a): Herring Spawning - April 1991. Document no. 91/014/2.

COWI/VKI (1991b): Video survey February and March 1991. Document no. 91/009/1.

COWI/VKI (1992a): Recovery of soft bottom fauna following dredging activities, with special reference to the construction works in the Great Belt. Document No. 92/014/2.

COVI/VKI (1992b): Settling of mussel spat in the central Great Belt June-August 1991. Report to A/S Storebæltsforbindelsen. COWI/VKI 91/017/1.

COWI/VKI (1992c): Possible impact from sediment on settlement of mussel spat in the central part of the Great Belt. Document No. 92/013/3.

Cranford, P.J. & Gordon, D.C (1992): The influence of dilute clay suspensions on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) feeding activity and tissue growth. *Netherlands Journal of Sea Research* 30: 107-120.

Cruickshank, M.J. & Hess, H.D. (1975): Marine sand and gravel mining. *Oceanus* 19: 32-44.

De Groot, S.J. (1979a): An assessment of the potential environmental impact of large scale sand dredging for the building of artificial islands in the North Sea. *Ocean Manage.* 5: 211-232.

De Groot, S. J. (1979b): The potential environmental impact of marine gravel extraction in the North Sea. *Ocean Manage.* 5: 233-249.

De Groot, S.J. (1979c): The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* Linné. *J. Fish Biol.* 16: 605-611.

De Groot, S.J. (1986): Marine sand and gravel extraction in the North Atlantic and its potential environmental impact, with emphasis on the North Sea. *Ocean Manage.* 10: 21-36.

De Jong, S.A. & Van Moorsel, G.W.N.M. (1992): Short- and long-term recovery of geomorphology and macrobenthos of the Klaverbank (North Sea) after gravel extraction; 1988-1991. ICES BENTHOS ECOLOGY WORKING GROUP. Bergen: 4 - 8 May, 1992. Report NZ-N-92.xx.

DGU (1992): Romsø II. Monitering af sandindvindingsområder. DGU Kunderapport nr. 49.

Dickson, R.R. (1975): A review of Current European Research into the effects of Offshore Mining on the Fisheries. Offshore Technology Conference. Paper Number OTC 2159.

Dickson, R. & Lee, A. (1973): Gravel extraction: effects on seabed topography. Offshore Serv. 6: 32-39, 56-61.

Drapeau, G. (1973): Sedimentology of herring spawning grounds on Georges Bank. ICNAF Res. Bull. 10: 151-162.

Ferdinand, L. (1981): Beskyttelse af de danske vådområder. I: Nørrevang A. & Lundø J. (red.): Danmarks Natur, Bd. 10 - Mennesket og naturen. ISBN 87-567-3258-9.

Floderus, S. (1989): The effects of sediment resuspension on nitrogen cycling in the Kattegat, -variability in organic matter transport. Departement of Physical Geography, Uppsala University. UNGI Rapport Nr. 71, Uppsala. ISBN 91-506-0702-0.

Fredningsstyrelsen (1979): Råstofindvinding på havbunden - lovgivning - geologi - teknik. 154 s.

Fredningsstyrelsen (1986a): Biologisk vurdering af råstofindvinding (sugehuller) ved Norsminde Flak. 14 s.

Fredningsstyrelsen (1986b): Opfølgende undersøgelser af råstofindvinding (sugehuller) ved Norsminde Flak. 23 s.

Gibbs, R.J., Matthews, M.D., Link, D.A. (1971): The relationship between sphere size and settling velocity. Journal of Sedimentary Petrology 41: 7-18.

Hall, S.J., Basford, D.J., Robertson, M.R. (1990): The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis sp.* on an infaunal community. Netherlands Journal of Sea Research 27(1): 119-125.

Hanson, H. & Andersson, K. (1991): Effekter av sandtäkt på västra haken och sandflyttan. Lunds Tekniska Högskola/Lunds Universitet. 19 pp.

Harden Jones, F.R. (1968): Fish Migration. Ch. 6: The Herring. Edward Arnold, London, pp 86-143.

Hempel, G. (1971): Egg production and egg mortality in herring. Rapp. P-v. Réun. Cons. perm. int. Explor. Mer. 160: 8-11.

Hemmings, C.C. (1965): Underwater observations on a patch of herring spawn. Scott. Fish. Bull. 23: 21-22.

Howard, A.E. (1982): The distribution and behaviour of ovigerous edible crabs (*Cancer pagurus*), and consequent sampling bias. J. Cons. perm. Int. Explor. Mer. 40: 259-261.

ICES (1975): Report of the Working Group on Effects on Fisheries of Marine Sand and Gravel Extraction. Coop. Res. Rep., 46. 57 pp.

ICES (1990): Draft cooperative research report on effects of marine aggregate extraction on fisheries. CM 1990/E:35

Johnston, D.W. & Wildish, D.J. (1981): Avoidance of dredge spoil by Herring (*Dlupea harengus harengus*). Bull. Environm. Contam. Toxicol. 26: 307-314.

Kaplan, E.H., Welker, J.R., Kraus, M.G. & McCourt, S. (1975): Some factors affecting the colonization of a dredged channel. Mar. Biol. 32: 193-204.

Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C. & Sørensen, G., (1981a): Effects of suspended sediment on development and hatching of Herring (*Clupea harengus*) eggs. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 13: 107-111.

Kjørboe, T. & Møhlenberg, F. (1981a): Dispersion of suspended material from an operating sand suction dredge in the Øresund (Denmark). Vatten 4: 303-309.

Kjørboe, T. & Møhlenberg, F. (1981b): Particle selection in suspension-feeding bivalves. Marine Ecology - Progress Series 5: 291-296.

Kjørboe, T. & Møhlenberg, F. (1982): Sletter havet sporene? - En biologisk undersøgelse af miljøpåvirkninger ved ral- og sandsugning. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen. 95 s. ISBN 87-503-4247-9.

Kjørboe, T., Møhlenberg, F. & Nøhr, O. (1980): Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. Ophelia 19 (2): 193-205.

Kjørboe, T., Møhlenberg, F. & Nøhr, O. (1981b): Effect of suspended bottom material on growth and energetics in *Mytilus edulis*. Marine Biology 61: 283-288.

Kranck, K. & Milligan, T.G. (1989): Effects of a major dredging program on the sedimentary environment of Mirimichi Bay, New Brunswick. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences, No. 112, 61 pp.

Lumstein, B.Aa. & Blackburn, T.H. (1992): Havbundens kvælstofomsætning i Århus Bugt. Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr 16. 74 s.

McCauley, J.E., Parr, R.A. & Hancock, D.R. (1977): Benthic infauna and maintenance dredging: a case study. *Water. Res.* 11: 233-242.

Messieh, S.N., Roswell, T.W., Peer, D.L. & Cranford, P.J. (1991): The effects of trawling, dredging and ocean dumping on the eastern Canadian continental shelf seabed. *Continental Shelf Research*. Vol. 11, Nos 8-10: 1237-1263.

Messieh, S.N., Wildish, D.J. & Peterson, R.H. (1981): Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1008.

Millner, R.S., Dickson, R.R. and Rolfe, M.S. (1977): Physical and biological studies of a dredging ground off the east coast of England. *ICES C.M.* 1977/E:48.

Miljøstyrelsen (1978): Danish marine monitoring. Methods and data. Part IV. Sediment data from marine areas between the Skagerrak and the western Baltic.

Moorsel, G.W.N.M. & Waardenburg, H.W. (1991): Short-term recovery of geomorphology and macrobenthos of the Klaverbank (North Sea) after gravel extraction. bureau waardenburg. 26 pp.

Nichols, M., Diaz, R.J. & Schaffner, L.C. (1990): Effects of hopper dredging and sediment dispersion, Chesapeake Bay. *Environ. Geol. Water Sci.* 15 (1): 31-43.

Parrish, B.B., Saville, A., Craig, R.E., Baxter, I.G. & Priestley, R. (1959): Observation on herring spawning and larval distribution in the Firth of Clyde in 1958. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 38: 445-453.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R. (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

Pejrup, M. (1983): Et metodestudium af den suspenderede sedimenttransport i et vadehavsmiljø. *Meddelelser fra Skalling-Laboratoriet*. 178 s. Bind XXIX. ISBN 87-421-0514-5.

Petersen, A.H. (1993): Effekter af suspenderet kalkmateriale på blåmuslingers vækst, kondition og klorofylindhold. Intern rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser: 25 s., Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi.

PKR/lfg1507 (1993): Vurdering af sedimentspild fra dansk sandsuger ved Hov Sand den 19 feb. 93. Internt notat, A/S Storebæltsforbindelsen, juni 1993.

Poiner, I.R. & Kennedy, R. (1984): Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. 1. Community analysis. *Mar. Biol.*, 78: 335-352.

- Rees, H.L. (1987): A survey of the benthic fauna inhabiting gravel deposits off Hastings, southern England. ICES C.M. 1987/L:19.
- Rosenberg, R. (1977): Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. Mar. Pollut. Bull. 8(5): 102-104.
- Rosenberg, R. (1982): Några lekplatser för sill i Skagerrak och Kattegatt. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet - Lysekil. nr. 283.
- Shelton, R.G.J. & Rolfe, M.S. (1972): The biological implications of aggregate extraction: recent studies in the English Channel. ICES C.M. 1972/E:26
- Sips, H.J.J. & Waardenburg, H.W. (1989): The macrobenthic community of gravel deposits in the Dutch part of the North Sea (Klaverbank): ecological impact of gravel extraction. bureau waardenburg bv. 34 pp.
- Skov- og Naturstyrelsen (1988): Havbundsundersøgelser. Køge Bugt - Monitering af indvindingsområder, maj 1988.
- Skov- og Naturstyrelsen (1989): Havbundsundersøgelser. Køge Bugt - Monitering af indvindingsområder, marts 1989.
- Skov- og Naturstyrelsen (1992a): Handlingsplan for Råstofindvinding, 1992. Miljøministeriet.
- Skov- og Naturstyrelsen (1992b in press.): Kortlægning af sugehuller.
- Skov- og Naturstyrelsen (1992c): Handlingsplan for Råstofindvinding, 1992. Ral- og Sandsugning. Skalleindvinding. Forslag til indvindingsområder for Ral- og Sandsugning mellem kysten og 6 m dybdekurven. Miljøministeriet.
- Skov- og Naturstyrelsen (1992d): Råstofproduktion i Danmark. Havområdet 1991. Miljøministeriet.
- Thistle, D. (1981): Natural physical disturbances and communities of marine soft bottoms. Mar.Ecol.Prog.Ser. 6: 223-228.
- Tibbo, S.N., Scarratt, D.J. & McMullon, P.W.G. (1963): An investigation of herring (*Clupea harengus* L.) spawning using free-diving techniques. J. Fish. Res. Board. Can. 20: 1067-1079.
- Tramontano, J.M. & Bohlen, W.F. (1984): The nutrient and trace metal geochemistry of a dredge plume. Estuarine Coastal and Shelf Science. 18: 385-401.
- Van Der Veer, H.W., Bergman, M.J.N. & Beukema, J.J. (1985): Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macro-benthic fauna. Neth. J. Sea Res. 19: 183-190.

Wildish, D. J. (1977): Factors controlling marine and estuarine sublittoral macrofauna. *Helgolander Meeresunters.*, 30: 445-454.

Windom, H. L. (1976): Environmental aspects of dredging in the coastal zone. *Critical Rev. envornm. Control* 6: 91-110.

Winslade, P. (1974): Behavioural studies on the lesser sand-eel, *Ammodytes marinus* (Raitt). II. The effects of light intensity on activity. *J. Fish Biol.* 6: 577-586.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelse kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser *Direktionen og Sekretariat*
Postboks 358 *Forsknings- og Udviklingssekretariat*
Frederiksborgvej 399 *Afd. for Forureningskilder og*
4000 Roskilde *Luftforurening*
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Tlf. 46 30 12 00 *Afd. for Miljøkemi*
Fax 46 30 11 14 *Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Ferskvandsøkologi*
Postboks 314 *Afd. for Terrestrisk Økologi*
Vejlsovej 25
8600 Silkeborg

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 14 14

Danmarks Miljøundersøgelser *Afd. for Flora- og Faunaøkologi*
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønne

Tlf. 89 20 14 00
Fax 89 20 15 14

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, og Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.