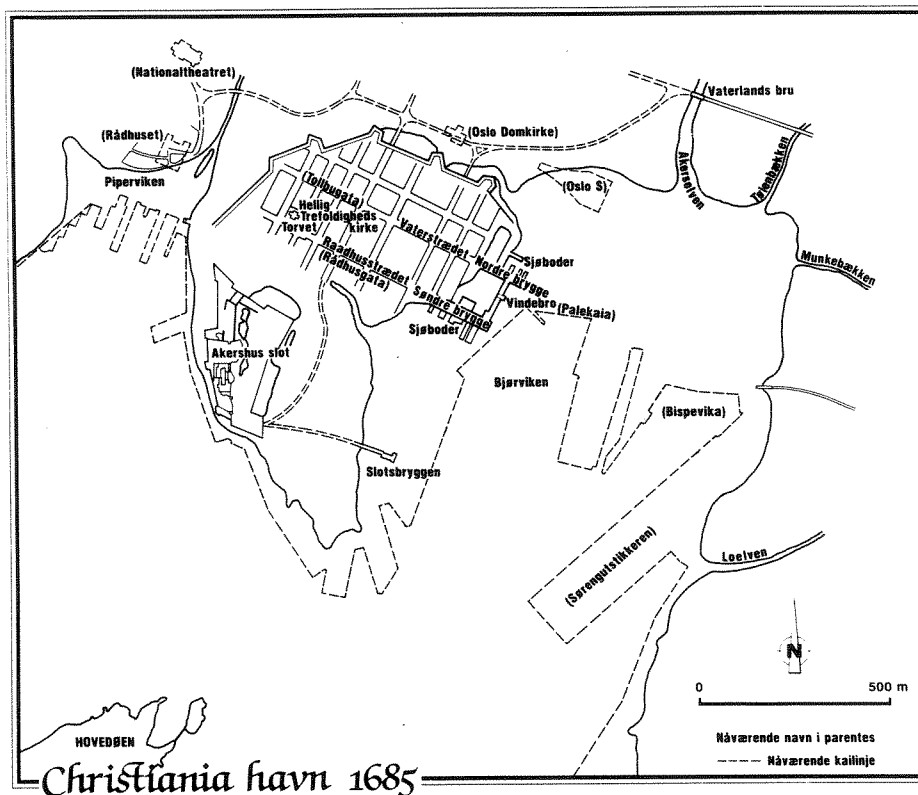


O-94205

Undersøkelser av forurensninger i Grønlibukta, Oslo havn



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-94205	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3163	

Hovedkontor	Søriandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Undersøkelser av forurensninger i Grønlibukta, Oslo havn	Dato: 10/11/94 Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Roger M. Konieczny	Faggruppe: Marinøkologi
	Geografisk område: Oslofjorden
	Antall sider: 43 Opplag: 50

Oppdragsgiver: Oslo Havnevesen (OHV) og Norges Geotekniske Institutt (NGI)	Oppdragsg. ref.: 944053.2/800
--	---

Ekstrakt: Det ble undersøkt innhold av miljøgifter i 18 utvalgte sedimentprøver fra 0-45 cm sedimentdyp i Grønlibukta, Oslo havn. Sedimentene besto i det vesentlige av svært bløtt sort mudder under en tynn oksisk overflate med fauna. Vertikalt i sedimentlagene ble det observert oljeskimmer, gasslommer og kraftig H_2S -lukt, noe som tyder på høyt organisk innhold og stor bakteriell omsetning. Forurensningene var dominert av PAH og olje (THC) med maksimumskonsentrasjoner på hhv. mer enn 290 mg/kg og 12000 mg/kg tørrvekt, tilsvarende forurensningsgrad 5. Det ligger lagret nærmere 1 tonn PAH og mer enn 100 tonn olje i de undersøkte sedimentene av det som er tilført Grønlibukta. Forekomster av klororganiske forbindelser (PCB og DDT) tilsa også at sedimentene var meget sterk forurenset (forurensningsgrad 5). Samlet kom disse forbindelsene opp i en gjennomsnittskonsentrasjon på omkring 400 µg/kg tørrvekt og lageret utgjør ca. 5 kg. Tungmetallforurensningen (Hg, Cd og Pb) var noe mer moderat og indikerte gjennomgående forurensningsgrad 3-4. Samlet ligger det lagret omkring 100 kg Hg og Cd, mens lageret av Pb er mer enn 3 tonn. Det foregår i dag en viss utlekking av miljøgifter fra sedimentene, spesielt i forbindelse med oppvirvling. Denne frigivelsen reduseres av naturlig overlaging av tilnærmet uforurensete sedimenter. Dersom et deponi etableres vil mobiliseringen av miljøgifter i stabiliseringsperioden være redusert til kun å omfatte årlig utlekking av ca. 40 kg olje.

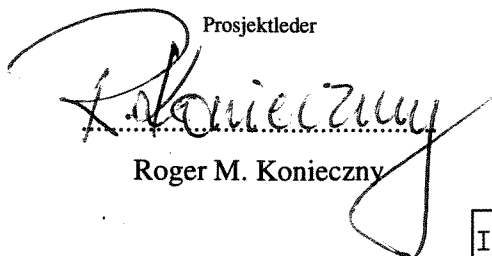
4 emneord, norske

1. Sedimenter
2. Tungmetaller
3. Organiske miljøgifter
4. Miljøtilstand

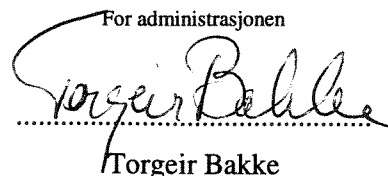
4 emneord, engelske

1. Sediments
2. Heavy metals
3. Organic micro pollutants
4. Environmental quality status

Prosjektleder


Roger M. Konieczny

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2637-0

Norsk institutt for vannforskning

O-94205

**Undersøkelser av forurensninger i Grønlibukta,
Oslo havn**

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Roger M. Konieczny
Aud Helland
Tom Tellefsen

Innhold

Førord	4
1. SAMMENDRAG	5
2. INNLEDNING	7
2.1. Bakgrunn.....	7
2.2. Tidligere undersøkelser	7
2.3. Målsetting	7
3. MATERIALE OG METODER	8
3.1. Undersøkelsesområdet.....	8
3.2. Feltarbeid	8
3.3. Prøvemateriale	8
3.4. Analyseprogram.....	10
3.5. Klassifisering av sedimenter.....	11
3.6. Mengdeberegninger	13
4. RESULTATER	14
4.1. Tungmetaller.....	14
4.2. Polyklorerte bifenyler (PCB).....	15
4.3. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	17
4.4. Totale hydrokarboner (THC).....	19
4.5. Mengdeberegninger	20
4.6. Utlekkingspotensialet	21
5. LITTERATUR	23
VEDLEGG	26

Forord

I møte hos Oslo Havnevesen (OHV) den 10.06.1994 ble det besluttet at gruppen bestående av Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med Aquateam A/S skulle utarbeide en prosjektplan vedrørende utfylling av Grønlibukta og håndtering av forurensede sedimenter i Oslo havn.

Prosjektplanen med delprosjekter ble oversendt oppdragsgiver 16.06.1994. Koordinator i programmet og ansvarlig overfor oppdragsgiver har vært Audun Hauge (NGI).

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Sjefsg. John Nilssen.

Denne rapport omhandler delprosjekt 3.2 - Miljøgifter i sedimenter. Prosjektansvarlig har vært Roger M. Konieczny (NIVA). Feltarbeidet ble utført av Aud Helland og Tom Tellefsen (NIVA).

Analyser er utført ved NIVA's laboratorium under ledelse av Einar M. Brevik, Lasse Berglind og Marit Villø. Eksterne olje-analyser er utført ved Unilab analyse as. under ledelse av Evy Jørgensen.

Oslo den 10 november, 1994

R. Konieczny
Roger M. Konieczny
Prosjektleder

1. SAMMENDRAG

Det er utført miljøgiftanalyser på et utvalg av tungmetaller og organiske forbindelser i totalt 18 prøver fra varierende sedimentdyp (0-45 cm) i Grønlibukta, Oslo havn. To av stasjonene innerst i området var tydelig påvirket av tilførte løsmasser og ble av den grunn ansett som noe atypiske. På bakgrunn av resultatene er det foretatt beregninger av innlagrede miljøgiftmengder og utlekkingspotensialet. Det kan trekkes følgende konklusjoner:

1. De øvre 45 cm av sjøbunnen i Grønlibukta er til dels markert til meget sterkt forurenset av miljøgifter. Visuelle observasjoner og geotekniske undersøkelser antyder at forurensningene trolig kan registreres videre nedover i underliggende sedimentnivåer. Antagelsen understøttes av undersøkelser utført i tilstøtende områder, hvor det bl.a. i Bjørvika/Bispevika ble registrert forurensninger helt ned til ca. 70-80 cm sedimentdyp.
2. Forekomsten av de tre tungmetallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd) og bly (Pb) tilsvarte samlet forurensningsgrad 3-4 og de høyeste konsentrasjonene ble gjennomgående målt fra 25 cm og nedover. Mest markert var sedimenttilstanden mht. Hg hvor tilstandsklasse V ble registrert for 45% av prøvene. Pb viste minst variasjon i forekomsten med tilstandsklasse III for ialt 90% av prøvene.
3. Klororganiske forbindelser og da spesielt polyklorerte bifenyler (PCB) viste en gjennomgående kraftig forurensning, ved at alle de 15 prøvene (ca. 85%) hvor PCB ble detektert tilsvarte en forurensningsgrad 4-5. Variasjonen i total PCB-konsentrasjonene antydte ingen entydig gradient med sedimentdyp, noe som kan ha årsak i ujevn tilførsel over tid fra flere kilder (variasjon i PCB-profiler). Det var et tilnærmet konstant forhold mellom PCB og sum DDT lik 20:1. Andre persistente klororganiske forbindelser ble kun sporadisk registrert.
4. Forekomstene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) var den klart dominerende gruppen av forurensninger i de undersøkte sedimentlagene i Grønlibukta. Med unntak av en atypisk prøve indikerte alle prøver forurensningsgrad 5. Mengden potensielle kreftfremkallende forbindelser (KPAH) var tilsvarende stor og den prosentvise andel (gjennomsnittlig 27%) antyder at det trolig dreier seg vesentlig om PAH-holdig materiale relatert til destillasjonsprodukter av kull (f. eks. kreosot) og uforbrente kullpartikler. Enkelte overflateprøver antydte tilstedeværelse av forbrenningsavledet PAH, mens det i enkelte dypereliggende prøver ble registrert et mindre innslag av oljerelatert PAH. Benzo(a)pyren utgjorde gjennomsnittlig 5% av sum PAH.
5. Oljeforurensningen eller total mengde hydrokarboner (THC) i de undersøkte sedimentene var også svært kraftig og tilsynelatende mer omfattende enn i tilstøtende områder i havnebassenget. Med et gjennomsnitt på mer enn 8000 mgTHC/kg tørt sediment (n=16) kan det antydes en forurensningsgrad 4-5. Det var heller ikke her noen entydig gradient med økende sedimentdyp.
6. På grunnlag av de målingene som er utført og en del kjente størrelser er det gjort beregninger av de totale innlagrede mengder miljøgifter i de øvre 45 cm av sedimentene i Grønlibukta. Beregningene baseres på gjennomsnittsverdier for de respektive miljøgiftene og det er skjønsmessig kompensert for de atypiske deler av sedimentvolumet. Sedimentlaget inneholder (avrundete verdier); til sammen omkring 100 kg kvikksølv og kadmium og mer enn 3 tonn bly. De klororganiske forbindelsene (vesentlig PCB) utgjør i overkant av 5 kg PCB, mens det over tid er tilført nærmere 1 tonn PAH og mer enn 100 tonn olje til sedimentene.

7. Under dagens situasjon, styrt av tidevann, periodisk propellersosjon, vind- og bølgeaktivitet kan det anslås følgende utlekking av miljøgifter pr. døgn (sum partikulært/løst): omkring 100 g Hg og Cd, 700 g Pb, 10 g PCB, 2 kg PAH og mer enn 200 kg olje. Med denne mobiliserings hastigheten (forutsatt konstant) vil det ta 450-500 år før miljøgiftlageret er tømt. Overlagring med naturlige uforurensede sedimenter vil med tid eliminere problemet. Under etableringen av deponiet (sjeté, motfylling etc.) vil det forventes en anslagsvis økning i utlekkingen på 10% på grunn av at sedimentene periodisk virvles opp. I etterkant under innfylling og stabilisering av deponiet vil utlekkingen være redusert til ca. 5% av dagens situasjon og kun omfatte årlig mobilisering av 40 kg olje. Resterende miljøgifter vil forbli innbundet i deponiet.
8. Som et tiltak for å bedre forholdene, spesielt under etableringen av sjetéen, vil de forurensede sedimentene kunne fjernes forsvarlig og midlertidig deponeres avskjermet innerst i bukta. Dette vil da redusere dagens utlekking og eliminere den forventede økningen under anleggsarbeidet.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

Oslo Havnevesen har planlagt en utfylling for landinnvinding i Lohavna (heretter Grønlibukta) som samtidig åpner muligheten for å etablere et permanent sjødeponi. En eventuell deponiløsningen ved å avskjære bukta med en steinsjeté, vil kunne eliminere forurensningsproblemene lokalt i bukta, men også gi mulighet for innbinding av problemmasser fra andre steder i havneområdet. En lignende løsning er tidligere skissert for området Bispevika (NGI 1992).

Et endelig løsningsforslag for et slik deponi krever primært at det innhentes geotekniske data. Selve etableringen vil medføre at store deler av sjøbunnen påvirkes, eller at det blir nødvendig å fysisk flytte sedimentene. Derfor vil det være nødvendig å øke kjennskapet til kjemiske sedimentkvaliteter, den generelle forurensningssituasjonen og mulige effekter av forstyrrelsene.

2.2. Tidligere undersøkelser

Hovedmengden av undersøkelser i Grønlibukta har vært fokusert på geotekniske grunnundersøkelser. Miljøgiftundersøkelser begrenser seg til en stasjon fra den store Oslofjordundersøkelsen som tidligere er rapportert av NIVA (Konieczny 1994b).

Utover dette finnes det noen relevante sedimentundersøkelser som NIVA har utført de siste 3 årene fra nærområdet (avstand 300-600 m) bl.a. Bjørvika, Bispevika og Kongshavn, som kan belyse den tilstanden som observeres på lokaliteten (Konieczny 1991, 1992a, 1992b, 1994a).

2.3. Målsetting

Hovedmålsetningen med undersøkelsen er å beskrive forurensningen og miljøgiftsituasjonen i Grønlibukta som grunnlag for løsningsforslag vedrørende innbinding og etablering av et deponi. Under etablering av et slikt deponi og i ettertid vil nødvendigvis sedimentene måtte forstyrres i varierende grad, noe som igjen vil kunne føre til spredning av miljøgifter. På grunn av dette må følgende spørsmål besvares (delmål):

- Hva er tilstanden og grad av forurensning mht. utvalgte miljøgifter?
- Hvor store er miljøgiftlagerene i de undersøkte sedimentene?
- Hva er utlekkingspotensialet for tilstedeværende miljøgifter?
- Er det behov for tiltak før og etter etableringen av deponiet?

Det må bemerkes at det ble nødvendig å endre prøvetakingsprogrammet noe dels på grunn av sedimentenes beskaffenhet og dels for bedre å kunne oppfylle målsettingen i prosjektet. Det er derfor noe avvik mellom prøveantallet og sedimentnivåene i rapporten i forholdet til opprinnelig programforslag. Dette har ikke hatt innvirkning på andre deler av undersøkelsen.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Undersøkellesområdet

Undersøkellesområdet er begrenset til Grønlibukta (Lohavna) som ligger mellom Sjøregutstikkeren og Loengkaia - Grønlikaia nordøst i Oslo havn (fig. 1). Grønlikaia ble bygget i perioden 1907-1919 omtrent samtidig med Sjøregkaia og ble forlenget med Grønliutstikkeren (ferdig 1919, påbygd 1949). Sjøregutstikkeren (forlengelsen av Sjøregkaia) ble bygd i perioden 1961-1971. Loengkaia innerst i bukta der Alna (Loelva) hadde sitt utløp ble bygd i 1972. Utløpet ble dermed lagt om til Kongshavn.

Helt fra begynnelsen av 1900-tallet har områdene på begge sider av Grønlibukta vært lagerområder for kull, koks og sinders. Det foregikk frem til 1972 lasting og lossing mellom båter, lager og jernbanevogner (Oslo Havnevesen 1990). Like etter krigen skal det også ha forekommet en omfattende eksplosjon i et av NSB's lagre og store mengder kreosot skal ha rent ut i bukta.

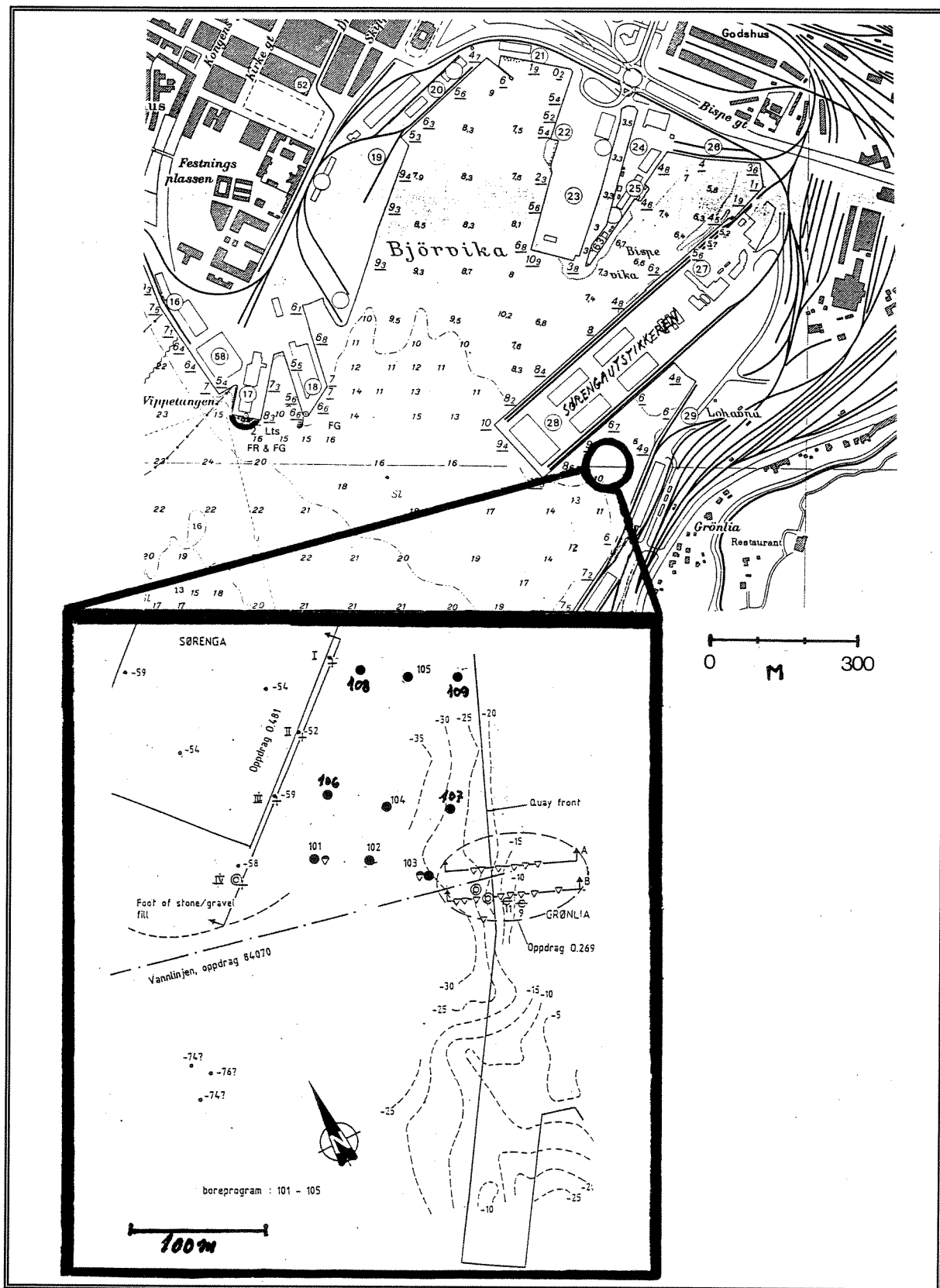
Arealet (sedimentoverflaten) i Grønlibukta er anslagsvis 45000 m², området har en åpen bassengform og vandypet varierer fra ca. 4 m innerst i bukten med jevn økning til ca. 13 m ut mot skipsleia. Sedimentenes beskaffenhet er noe varierende fra et tykt lag (ca. 3m) ekstremt bløte og organisk rike sedimenter sentralt, propelleroderte masser langs kaiene til rene utfyllingsmasser innerst i bukten. For nærmere beskrivelser jevnfør tabell 1.

3.2. Feltarbeid

Prøvetakingen av sedimentene i Grønlibukta ble gjennomført av personell fra NIVA den 13.09.1994. Det ble benyttet Oslo Havnevesen's fartøy "HAUK" med skipper John Stave til innsamlingen. Selve prøvetakingen ble i hovedsak utført ved hjelp av en Niemistö kjerneprovetaaker (Niemistö 1974), med unntak av to stasjoner hvor det benyttet en grabb til formålet (type Day-grabb).

3.3. Prøvemateriale

Totalt ble det prøvetatt 9 stasjoner (prøvepunkt nr. 101-109, fig. 1) i tre transekter innenfor det 45000 m² store undersøkellesområdet. Sedimentkjernene ble etter beskrivelse snittet i ulike dyp og tykkelse fra 0-45 cm (vertikalsnitt). På grunn av sedimentenes beskaffenhet på hhv. prøvepunkt 106 og 108 ble det her benyttet grabb. Tabell 1 gir en oversikt over hvilke sedimentsnitt som er analysert og beskrivelse av sedimentkvaliteter på de respektive stasjoner.



Figur 1. Kart over Oslo havn og Grønlibukta med sedimentstasjoner, 1994.

Tabell 1. Visuell observasjoner og sedimentbeskrivelse, utvalgte sedimentnivåer for miljøgiftanalyser i prøvematerialet fra Grønlibukta, Oslo havn 1994.

Stasjon prøvepkt.	Prøvetaking og sed. nivåer i cm	Sedimentbeskrivelse
101	Kjerne 0-2, 2-25, 25-41	Topp oksisk brunlig overflate med polychaeter og flis over svart bløtt mudder med noe stein og grus ned til 25 cm. Noe fastere, men seig derfra. Oljeskimmer vertikalt og H ₂ S-lukt.
102	Kjerne 0-2, 2-25, 25-45	Topp oksisk brunlig overflate med oljeskimmer over svart bløtt mudder ned til 25 cm. Noe fastere, men seig derfra. Gasslommer vertikalt og H ₂ S-lukt.
103	Kjerne 0-2, 2-25, 25-41	Topp oksisk brunlig overflate over svart bløtt sandig mudder ned til 25 cm. Noe fastere, men seig med gråskjær derfra. Oljeskimmer vertikalt og H ₂ S-lukt.
104	Kjerne 0-25, 25-38	Topp bløtt svart mudder over i gråsvart mudder ned til 25 cm. Derfra noe fastere svart, men seig. Oljeskimmer vertikalt og H ₂ S-lukt.
105	Kjerne 0-25, 25-37	Topp grønnlig brun overflate med polychaeter over bløtt svart mudder over i gråsvart ned til 25 cm. Derfra noe fastere gråsvart. H ₂ S-lukt.
106	Grabb 0-10	Topp oksisk overflate bestående av sandig leire med polychaeter og slangestjerner, grov stein og grus iblandet. Derfra svart grusholdig leire. Lukt av diesel.
107	Kjerne 0-25, 25-42	Topp oksisk brun med polychaeter og blåskjell (juv.) over bløtt svart mudder ned til 25 cm, noe fastere til 40 cm med overgang til gråsort leire. Gasslommer vertikalt. H ₂ S-lukt.
108	Grabb 0-5	Topp oksisk brunlig overflate over i fast mørk grå leire med mye grov stein og klumper av leire (mudrings- eller deponerte masser?).
109	Kjerne 0-18	Topp oksisk brunlig overflate med polychaeter og grov stein over fast grå leire iblandet noe svart mudder. (mudrings- eller deponerte masser?).

3.4. Analyseprogram

Alle prøver ble analysert for innholdet av de tre tungmetallene; kvikksølv (Hg), kadmium (Cd) og bly (Pb). Metodikk for opparbeidelse og analyse er gitt i vedlegg 1.

Metodikk for opparbeidelse og analyse av polyklorerte bifenyler (PCB) er gitt i vedlegg 2. PCB-analysene er supplert med bestemmelse av andre utvalgte persistente klororganiske forbindelser; penta- og heksaklorbenzen (5CB og HCB), oktaklorstyren (OCS), α - og γ -heksaklorsykloheksan (α -HCH og γ -HCH/Lindan) og sum diklorfenyltrikloretan inklusive metabolitter og isomerer (Σ DDT = DDT + DDE + DDD).

Analysemetoden for PCB fokuserer på de antatt 7 viktigste/vanligste av de 209 teoretiske enkeltforbindelsene (PCB-kongener) som kan være til stede (Ballschmiter et al. 1989). De 7 kongener omfatter PCB IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (Ballschmiter og Zell 1980, Ballschmiter et al. 1989, Ahlborg et al. 1992). Summen av disse blir i det følgende angitt som sum

PCB-7 (angitt som sum seven dutch PCB i vedlegg 2). I tillegg til PCB-7 kvantifiseres ytterligere 3 kongener; PCB IUPAC nr. 105, 156 og 209 (= 10CB eller dekaloribifeny). Summen av de ti kongenene angis som PCB-10.

Normalt utgjør PCB-7 omkring 40-60 % av den tilstedeværende kommersielle PCB-blandingen som observeres i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Dette forhold er også observert i norske resipienter (se f.eks. Skei og Klungøy 1990, Bjerknes et al. 1992). Martinsen et al. (1991) foreslår total PCB = 1.5 x PCB-7, mens Berge (1991) foreslår faktoren 2.4 for biologisk materiale. I blåskjell fra diffust belastede stasjoner fra JMG-programmet 1988-90 (felles overvåkingsprogram innen Oslo/Paris kommisjonen) var forholdet total PCB:sum PCB-7 ca. 2 (NIVA upublisert). Det er ikke klarlagt om forholdstallet kan brukes for sedimenter. Likevel er det valgt å multiplisere PCB-7-verdiene med 2 (middelverdien av de ovennevnte) som en antatt verdi for sedimenter.

Analysemetodikk for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er gitt i vedlegg 3. Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler som har tre eller flere aromatiske ringer av karbon og hydrogen. Imidlertid medregnes ofte naftalener og andre disykliske og heterosykliske forbindelser. Analysene er sammenlignet med en standard som inneholder 26 komponenter, selv om antallet tilstedeværende forbindelser ofte er langt høyere (Thrane 1988). Av de kvantifiserte forbindelsene regnes 6 komponenter (+ dibenzopyren) i samlegruppen "potensielle kreftfremkallende forbindelser" og betegnes sum KPAH (jfr. vedlegg 3 og IARC 1987). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Analyse av THC er en kvantifisering av totalmengden oljehydrokarboner som avgrenses av ulike kokepunktområder og omfatter kun de upolare forbindelsene i prøvematerialet. Metodikk for analysen er gitt i vedlegg 4.

3.5. Klassifisering av sedimenter

Miljøgifter som metaller og PAH har et naturlig bakgrunnsnivå (som følge av erosjon av berggrunnen, vulkanutbrudd, skogbrann o.l.). Andre, f. eks. DDT og PCB, stammer utelukkende fra menneskelige aktiviteter og skal ha en forventet null-forekomst i omgivelsene. Imidlertid har også slike stoffer nå fått en global spredning. Dette er årsaken til at det kan være formålstjenlig å operere med et "antatt høyt bakgrunnsnivå" også for disse. Med andre ord skjønsmessige øvre grenser for konsentrasjoner ("normalverdier"), som kan ventes i ulike medier ved bare diffus belastning (utenfor innflytelse av punktkilder).

"Antatt høyt bakgrunnsnivå" er et upresist begrep med varierende innhold avhengig av f. eks. nærhet til industrialiserte områder, men muliggjør å anslå forurensningsgrad som grad av avvik fra det "normale" f. eks. langs kysten av Norge. I tabell 2 gis de anvendte "bakgrunnsverdier" for de respektive miljøgiftene og det er benyttet øvre grense ved beregning av overkonsentrasjoner i diskusjonen. Det bemerkes at det for enkelte av de målte komponentene ikke foreligger tilfredsstillende mengde data for å angi sikre normalverdier. Det er likevel angitt som usikre verdier, hentet fra litteraturen for orientering.

Tabell 3 viser grenseverdiene for angivelse av tilstandsklasser og forurensningsgrad. Ved klassifisering av tilstand skilles det ikke mellom naturtilstanden og menneskelig påvirkning, men summen av disse er den observerte tilstand. Det opereres med fem tilstandsklasser, fra god (kl. I) til meget dårlig (kl. V) for sedimenter. Videre representerer forurensningsgradene som benyttes avviket mellom den observerte tilstand (tilstandsklassene) og den forventede naturtilstand ("antatt bakgrunnsnivå"). Også her benyttes en femdeling, fra lite forurenset - grad 1 til meget sterkt forurenset - grad 5 (nedre del av tabell 3).

Tabell 2. Antatte/foreslåtte bakgrunnsverdier/normalverdier for de undersøkte tungmetaller og organiske miljøgiftene i finkornige marine sedimenter. * usikre angivelser p.g.a. manglende eller lite entydige data.

Komponent	Konsentrasjon	Kommentar	Referanse
Kvikksølv-Hg	0.1 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Kadmium-Cd	0.2 ± 0.05 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Bly-Pb	20 ± 10 mg/kg t.v.	Øvre grense benyttes	① ②
Tot. PCB	<5 µg/kg t.v.		① ②
ΣDDT*	<0.3-0.5 µg/kg t.v.	Foreløpig anslag	⑤
5CB*	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB	④
HCB	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB	① ②
OCS*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB	④
α-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB?	⑥
γ-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB?	⑥
ΣPAH	<300 µg/kg t.v.		① ②
B(a)P	<10 µg/kg t.v.	Normalt 3-5% av sum PAH	① ②
THC	5-10 mg/kg t.v.	Bakgrunnsnivå i Nordsjøen	③

① Knutzen et al. 1993, ② Rygg og Thélin 1993b, ③ Kaarstad og Tefler 1991, ④ Næs og Oug 1991, ⑤ Konieczny 1992b, ⑥ Knutzen pers. med.

Tabell 3. Klassifisering av tilstand og forurensningsgrad i marine sedimenters øvre lag med hensyn til utvalgte miljøgifter modifisert etter Knutzen 1992, Knutzen og Skei 1990, Knutzen et al. 1993, Rygg og Thélin 1993a, 1993b, Kaarstad og Tefler 1991, Næs og Oug 1991. Usikre angivelser p.g.a. manglende eller entydige data er merket *.

Komponent	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	"God"	"Mindre god"	"Nokså dårlig"	"Dårlig"	"Meget dårlig"
Hg (mg/kg)	<0.15	0.15-0.6	0.6-3	3-5	>5
Cd (mg/kg)	<0.25	0.25-1	1-5	5-10	>10
Pb (mg/kg)	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
ΣPCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
ΣDDT (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
5CB (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
HCB (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
OCS (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
α-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
γ-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
ΣPAH (mg/kg)	<0.3	0.3-2	2-6	6-20	>20
B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500
THC (mg/kg)	<10	10-100	100-1000	1000-10000	>10000
Forurensningsgrad	Grad 1	Grad 2	Grad 3	Grad 4	Grad 5
	"Lite"	"Moderat"	"Markert"	"Sterk"	"Meget sterk"
Overkons. ca.	<1x	1-4x	4-20x	20-80x	>80x

3.6. Mengdeberegninger

Prinsippet for beregning av størrelsen på innlagrede miljøgifter i sedimenter er gjengitt i punktene 1-6 nedenfor og baseres dels på målte, dels beregnede og ellers kjente størrelser. Nødvendige rådata er gitt i tabeller under avsnitt 4.

1. Et sedimentlags våtvolum (V) i m^3 beregnes utfra et estimert sedimentareal (A) i m^2 og tykkelsen på det aktuelle lag (h) i meter:

$$V = A \cdot h$$

2. Sedimentlagets vanninnhold (w) i % beregnes fra et målt eller gjennomsnittlig tørrstoffinnhold (t) i % (for n antall verdier/prøver). K er verdien 100 ved beregning av %-andeler:

$$w = K - t$$

3. Beregning av tettheten av vått sediment (D_w) i g/cm^3 er basert på anslagsvis tetthet tørre sedimenter (D_t). Spesifikke tettheter for de vanligste sand- og leirmineraler ligger 2.0-3.0 g/cm^3 og ved å kompensere for normalt innhold av total organisk karbon fås en $D_t = 2.3 g/cm^3$:

$$D_w = K / [w + (K - w) / D_t]$$

4. Beregning av det aktuelle sedimentlagets våtvekt (M_w) i tonn baseres på sedimentlagets volum (V) i m^3 og tettheten (D_w) i g/cm^3 :

$$M_w = V \cdot D_w$$

5. Beregning av sedimentlagets tørrvekt (M_t) er basert på det aktuelle lagets våtvekt (M_w) i tonn og % tørrstoffinnhold (t):

$$M_t = M_w \cdot \frac{t}{K}$$

6. Beregning av mengde innlagret miljøgift (L) i kg baseres på sedimentlagets tørrvekt (M_t) i tonn og miljøgiftens konsentrasjon (C) pr. vekt enhet minus antatt bakgrunnsnivå (b):

$$L = M_t (C - b)$$

4. RESULTATER

4.1. Tungmetaller

Det ble ut fra tidligere undersøkelser valgt å begrense analysene av tungmetaller til de 3 antatt mest utbredte i havnebassenget; kvikksølv (Hg), kadmium (Cd) og bly (Pb). Rådata for sedimentenes tungmetallinnhold og gjennomsnittsverdier for undersøkte prøver er samlet i tabell 4.

To av stasjonene hhv. St. 108 og St. 109, lokalisert langs kaiene på hver side innerst i området, viste gjennomgående de laveste verdiene (under eller like over antatt bakgrunnsnivå). De visuelle sedimentbeskrivelsene (tabell 1) antyder at de to prøvepunktene er noe atypiske i forholdet til resten av Grønlibukta. Det kan dreie seg om tilførte løsmasser, mudringsmasser eller på annen måte påvirkede sedimenter med lavt innhold av finfraksjon. Manglende finfraksjon innvirker normalt på innholdet av miljøgifter. De to prøvene er ikke tatt med i beregninger senere i rapporten.

Hg-konsentrasjonene viste størst variasjon, både mellom prøvestasjonene og vertikalt i sedimentene. Konsentrasjoner lå mellom 0.04-5.23 mg/kg tørrvekt og tilsvarte overkonsentrasjoner opptil 35 ganger et antatt bakgrunnsnivå (jfr. tabell 2). Sedimentene kan karakteriseres fra uforurenset og opp til tilstandsklasse V ("meget dårlig" for ca. 45% av prøvene). Det var en generell gradient i konsentrasjonene med økende sedimentdyp. Gjennomsnittlig konsentrasjon var 3.27 mg/kg tørrvekt (n=16) og både denne verdien og konsentrasjonsintervallet for Hg er sammenlignbare med områder andre steder i Oslo havn (Konieczny 1994b).

Tabell 4. Konsentrasjoner av tungmetallene Hg, Cd og Pb gitt i mg/kg tørrvekt i ulike sedimentnivåer (0-45 cm) fra Grønlibukta, Oslo havn 1994. Prøve 108 og 109 er ikke inkludert i gjennomsnittsverdiene.

Prøve nr.	Sed. nivå i cm	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg
101	0-2	3.27	5.10	268
	2-25	2.82	4.10	270
	25-41	4.88	5.30	251
102	0-2	3.47	5.00	260
	2-25	3.38	6.40	295
	25-45	5.00	6.80	303
103	0-2	2.66	4.00	216
	2-25	3.22	6.40	273
	25-41	5.23	3.60	314
104	0-25	2.16	3.60	243
	25-38	4.10	7.60	355
105	0-25	2.80	3.60	260
	25-37	2.91	2.40	257
106	0-10	2.27	4.00	298
107	0-25	1.60	2.00	191
	25-42	2.58	3.20	284
108	0-5	0.04	0.15	30
109	0-18	0.86	0.50	74
Gjennomsnitt n = 16		3.27	4.57	271

Det ble tilsvarende registrert høye konsentrasjoner for Cd i Grønlibukta. Variasjonen var mellom 0.15-7.60 mg/kg tørrvekt og tilsvarer på det meste 30 ganger overkonsentrasjon (tabell 2 og 4). På samme måte som for Hg tilsvarer dette sedimentilstander fra lavere enn antatt bakgrunnsnivå til opp i tilstandsklasse V (tabell 2 og 3). Det var også for Cd en generell gradient i konsentrasjonene med økende sedimentdyp og ca. 40% av prøvene ble klassifisert i tilstandsklasse IV eller dårligere. Gjennomsnittlig konsentrasjon for Cd var 4.57 mg/kg tørrvekt (n=16) og forekomstene i Grønlibukta er sammenlignbar med store deler av Oslo havnebasseng (Konieczny 1994b).

Forekomstene av Pb viste liten variasjon mellom stasjonene og vertikalt i sedimentene, et forhold som også tidligere er registrert andre steder i havnebassenget (Konieczny 1992b, 1994b). Konsentrasjonene lå mellom 30-355 mg/kg tørrvekt og dette representerer opp til 12 ganger overkonsentrasjon (tabell 4). På bakgrunn av dette kan Grønlibukta karakteriseres som tilnærmet uforurenset (to prøver) til maksimalt tilstandsklasse III ("nokså dårlig") for de resterende (ca. 90%) av prøvene (tabell 3).

Tabell 5 oppsummerer forurensningstilstanden for tungmetaller i to sjikt av sedimentene i Grønlibukta.

Tabell 5. Forurensningsgrader basert på utvalgte tungmetaller i ulike sedimentnivåer (0-45 cm) i Grønlibukta, Oslo havn 1994. Skala; 1 = lite, 2 = moderat, 3 = markert, 4 = sterkt og 5 = meget sterkt forurenset (etter Rygg og Thélin 1993b).

Stoff	Sed. nivå, cm	St. 101	St. 102	St. 103	St. 104	St. 105	St. 106	St. 107	St. 108	St. 109
Hg	0-25	4	4	4	3	3	3	3	2	3
	25-45	4	5	5	4	3	-	3	-	-
Cd	0-25	4	4	4	3	3	3	3	1	2
	25-45	4	4	3	4	3	-	3	-	-
Pb	0-25	3	3	3	3	3	3	3	2	2
	25-45	3	3	3	3	3	-	3	-	-

4.2. Polyklorerte bifenyler (PCB)

Rådata for analyse av PCB (inkludert andre utvalgte persistente klororganiske forbindelser) er gitt i vedlegg 2.

Tabell 6 viser beregnede og målte størrelser for de viktigste grupper og komponenter. Beregnet total PCB varierte mellom 98-1272 µg/kg tørrvekt, noe som tilnærmet indikerer tilstandsklasse IV-V i alle nivåer hvor PCB ble detektert (83% av prøvene). Maksimumsverdien på lokaliteten representerer en antatt overkonsentrasjon på noe mer enn 250 ganger bakgrunnsnivået (tabell 2). Til tross for den noe massive PCB forurensningen her så er dette klart sammenlignbart med store områder i havnebassenget og indre fjord for øvrig (Konieczny 1992b, 1994b).

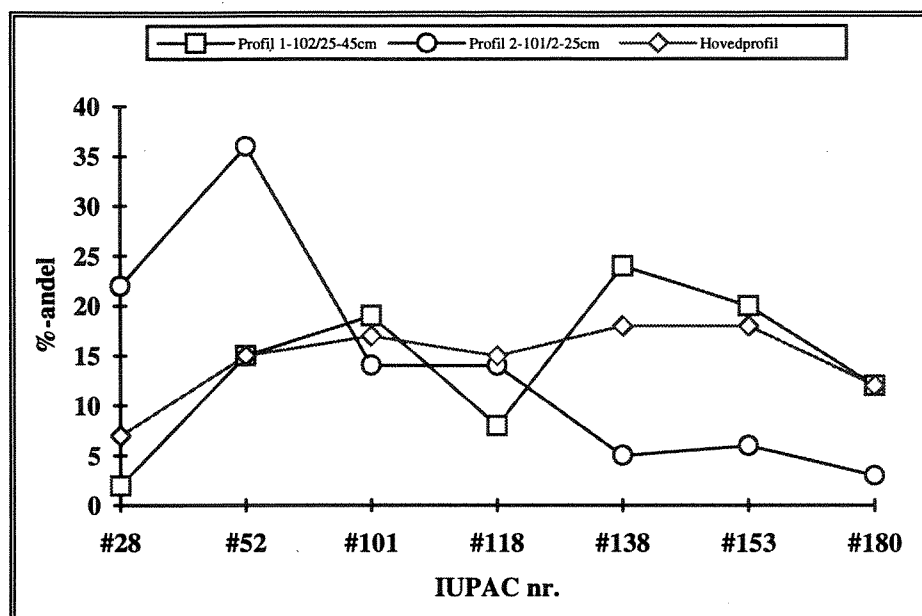
Tabell 6. Forekomst av beregnet total PCB, sum DDT og målt HCB gitt i $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt i ulike sedimentnivåer (0-45 cm) fra Grønlibukta, Oslo havn 1994. M = komponent maskert, i.d. = ikke detektert.

Prøve nr.	Sed. nivå i cm	Tot. PCB $\mu\text{g/kg}$	sum DDT $\mu\text{g/kg}$	HCB $\mu\text{g/kg}$
101	0-2	378	29	1
	2-25	490	22	11
	25-41	98	12	i.d.
102	0-2	350	22	1
	2-25	1272	12 ^M	2
	25-45	118	32	i.d.
103	0-2	300	18	1
	2-25	446	32	2
	25-41	i.d.	i.d.	i.d.
104	0-25	302	15	4
	25-38	726	29	3
105	0-25	300	15	i.d.
	25-37	114	7	1
106	0-10	258	15	i.d.
107	0-25	176	9	i.d.
	25-42	354	14	1
108	0-5	i.d.	i.d.	i.d.
109	0-18	i.d.	i.d.	i.d.
Gjennomsnitt n = 15		379	19	-

Forekomstene av sum DDT varierte mellom 7-32 $\mu\text{g/kg}$ tørrvekt og dette representerer inntil 64 ganger et antatt bakgrunnsnivå (tabell 2 og 6). Forekomstene av PCB og DDT synes å følge hverandre i forholdet ca. 20:1, men det var ingen generelle gradienter i konsentrasjonene med økende sedimentdyp. Både PCB og HCB ble registrert i sedimentene, uten at disse videre vektlegges. Det bemerkes at ikke ble registrert klororganiske forbindelser på stasjonene 108 og 109 til tross for lav deteksjonsgrense.

PCB-profilene antyder at det dreier seg om flere historiske kilder til den PCB-forurensningen som registreres i Grønlibukta i dag. Figur 2. illustrerer variasjonen i kongenersammensetningen av tilstedeværende PCB. Den tilnærmet flate hovedprofilen (ca. 10-15% andel for enkeltkongener) fremkommer som gjennomsnittet for 13 av prøvene og tyder på blanding av flere PCB-typer.

Oppsiktsvekkende er den ekstremt lavklorerte PCB-profilen (>50% tri- og tetraklorerte) i bunnen (25-45 cm) på stasjon 101. Denne skiller seg klart fra hovedprofilen (gjennomsnitt av resterende prøver) og ikke minst den observerte PCB-typen i sedimentlaget over (2-25 cm). I dette laget opptrer en tilsvarende høyklorert variant med omkring 60% hekso- og heptaklorerte kongener. Historisk kan det anslås, basert på gjennomsnittlig sedimentasjon i indre havnebasseng på 5 mm/år (Konieczny 1994b), at dette markerte skifte i tilført PCB-type har skjedd i perioden 1940-1945.



Figur 2. Utvalgte PCB-profiler (enkeltkongener som %-andeler av PCB-7) i sedimentene fra Grønlibukta, Oslo havn, 1994. Hovedprofilen er gjennomsnittet av reterende prøver.

Tabell 7 oppsummerer forurensningssituasjonene mht. utvalgte klororganiske forbindelser i de to undersøkte sjikt i sedimentene i Grønlibukta.

Tabell 7. Forurensningsgrader basert på utvalgte klororganiske miljøgifter i ulike sedimentnivåer (0-45 cm) i Grønlibukta, Oslo havn 1994. Skala; 1 = lite, 2 = moderat, 3 = markert, 4 = sterkt og 5 = meget sterkt forurenset (etter Rygg og Thélin 1993b).

Stoff	Sed. nivå, cm	St. 101	St. 102	St. 103	St. 104	St. 105	St. 106	St. 107	St. 108	St. 109
Total	0-25	5	5	5	5	5	4	4	1	1
PCB	25-45	4	4	1	5	4	-	5	-	-
Sum	0-25	5	5	5	5	5	5	4	1	1
DDT	25-45	5	5	1	5	4	-	5	-	-
	0-25	4	2	2	3	1	1	1	1	1
HCB	25-45	1	1	1	3	2	-	2	-	-

4.3. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Rådata for analyse av PAH er gitt i vedlegg 3. Tabell 8 viser beregnede og målte størrelser for de viktigste grupper og komponenter.

Mengden sum PAH varierte mellom 1.5-291 mg/kg tørrvekt, noe som tilnærmet indikerer tilstandsklasse V i alle prøver og sedimentnivåer (95% av prøvene). Maksimumsverdien på lokaliteten representerer en antatt overkonsentrasjon på ca. 970 ganger bakgrunnsnivået (tabell 2).

Til tross for den massive PAH forurensningen her så er dette langt fra enestående for disse områder i havnebassenget og indre fjord for øvrig (Konieczny 1991, 1992a, 1992b, 1994a, 1994b).

Konsentrasjonene av kreftfremkallende forbindelser (KPAH) lå mellom 0.3-52 mg/kg tørrvekt og utgjorde i andel gjennomsnittlig 27% av sum PAH og antyder at kun noen få overflateprøver er påvirket av forbrenningsavledet PAH (normalt omkring 40% KPAH). Summen av de flyktige forbindelsene som angis som summen av di- og heterosykliske forbindelser utgjorde til sammenlikning gjennomsnittlig 8% av sum PAH. Dette tyder på at sedimentene heller ikke er særlig påvirket av oljerelatert PAH. Trolig domineres derfor tilstedeværende PAH av både destilasjonsprodukter av kull som f. eks. kreosot, lett- og mellomolje o.l. og uforbrent kull.

Tabell 8. Forekomst av beregnet sum PAH, sum KPAH, sum di-/heterosykliske forbindelser og målt B(a)P gitt i mg/kg tørrvekt, samt deres %-andeler i ulike sedimentnivåer (0-45 cm) fra Grønlibukta, Oslo havn 1994. M = komponent maskert, i.d. = ikke detektert.

Prøve nr.	Sed. nivå i cm	sum PAH			B(a)P		Di/hetero	
		mg/kg	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
101	0-2	29.3	10.4	36	2.0	7	2.0	7
	2-25	29.3	9.3	32	1.6	5	2.1	7
	25-41	195.5	35.1	18	4.6	2	6.4	3
102	0-2	23.8	8.2	35	1.6	7	1.9	8
	2-25	33.1	10.1	30	1.7	5	2.2	7
	25-45	76.2	17.7	23	2.5	3	3.0	4
103	0-2	32.9	8.9	27	1.5	5	2.8	9
	2-25	85.3	20.0	24	2.7	3	4.1	5
	25-41	290.6	51.8	18	6.2	2	24.6	8
104	0-25	22.5	7.4	33	1.3	6	2.2	10
	25-38	116.1	24.6	21	3.3	3	7.3	6
105	0-25	46.6	13.3	29	2.0	4	3.6	8
	25-37	137.4	28.6	21	4.1	3	11.2	8
106	0-10	36.2	11.9	33	2.2	6	2.5	7
107	0-25	24.2	7.9	33	1.4	6	2.4	10
	25-42	65.3	17.9	27	3.1	5	5.9	9
108	0-5	1.5	0.3	22	0.1	7	0.1	9
109	0-18	37.5	6.4	17	1.0	3	3.9	10
Gjennomsnitt n = 17		75.39	17.02	27	2.51	5	4.9	8

Sedimentenes innhold av benzo(a)pyren var svært høyt mellom 0.1-6.2 mg/kg tørrvekt noe som alene fører til at sedimentene i Grønlibukta må klassifiseres i tilstandsklasse V (tabell 3 og 8).

4.4. Totale hydrokarboner (THC)

Mengden THC i sedimenter er et mål for oljeforurensning. Forekomster av THC-forurensning har tidligere vært kartlagt og funnet å være ganske omfattende i Oslo havnebasseng. Av totalt 60 tidligere analyser inneholdt 75% mer enn 1000 mgTHC/kg tørrvekt. Eksempelvis ble det beregnet en gjennomsnittskonsentrasjon for den øvre meteren av sedimentene i Bjørvika-området på 4750 mg/kg tørrvekt (Koniczny 1992b). Gjennomsnittet for 25 overflatestasjoner (0-2 cm) rundt Sjursøya oljehavn var likeledes 1537 mg/kg tørrvekt (Koniczny 1994a).

Tabell 9. Konsentrasjoner gitt i mg/kg tørrvekt og forurensningsgrader mht. innholdet av THC i sedimenter fra Grønlibukta 1994. Gjennomsnittet basert på n = 16.

Prøve nr.	Sed. nivå i cm	THC i mg/kg t.v.	Prøve nr.	Sed. nivå i cm	THC i mg/kg t.v.
101	0-2	10451	104	0-25	5659
	2-25	8205		25-38	12326
	25-41	10323	105	0-25	8369
102	0-2	11926		25-37	9507
	2-25	9518	106	0-10	8061
	25-45	6639		107	0-25
103	0-2	8991	25-42		589
	2-25	6068	108	0-5	34
	25-41	11435		109	0-18
Gjennomsnitt					8374

Tabell 10. Forurensningsgrader basert på PAH og THC i sedimentnivåer (0-45 cm) i Grønlibukta, Oslo havn 1994. Skala; 1 = lite, 2 = moderat, 3 = markert, 4 = sterkt og 5 = meget sterkt forurenset (etter Rygg og Thélín 1993b).

Stoff	Sed. nivå, cm	St. 101	St. 102	St. 103	St. 104	St. 105	St. 106	St. 107	St. 108	St. 109
Sum	0-25	5	5	5	5	5	5	5	2	5
PAH	25-45	5	5	5	5	5	-	5	-	-
Sum	0-25	5	5	5	4	5	5	4	2	4
KPAH	25-45	5	5	5	5	5	-	5	-	-
B(a)P	0-25	5	5	5	5	5	5	5	3	5
	25-45	5	5	5	5	5	-	5	-	-
THC	0-25	5	5	4	4	4	4	4	2	4
	25-45	5	4	5	5	4	-	3	-	-

Resultatene fra Grønlibukta var klart i samsvar med tidligere observasjoner og konsentrasjonene lå mellom 34-12326 mg/kg tørrvekt (tabell 9), som gir et gjennomsnitt (n = 16) på 8374 mg/kg tørrvekt og 7640 mg/kg tørrvekt (alle prøver). Det er ikke etablert endelige kvalitetskriterier for THC i marine sedimenter, men basert på overkonsentrasjoner iht. antatt bakgrunnsnivå kan det angis en forurensningsgrad 4-5 (tabell 2 og 3). Det ble ikke observert noe entydig økning med sedimentdypet.

4.5. Mengdeberegninger

Prinsippet for beregninger av innlagrede mengder miljøgifter er normalt beheftet med usikkerhet. Usikkerheten er bl.a. grunnet i miljøgiftenes ujevne fordeling i et område som styres av varierende tilførsler og omsetning over tid. Det er av den grunn benyttet en gjennomsnittsverdi for hver av komponentene som basis i beregningene. Gjennomsnittsverdiene baserer seg på de 15-17 prøver som anses å beskrive de reelle forurensningssituasjonen i området. Prøver hvor en parameter ikke opptrer over deteksjonsgrensen eller antatt bakgrunnsnivå er ikke tatt med i beregningene. Det er kompensert for det areal og volum disse stasjoner/prøvenivåer utgjør. De endelige mengdeangivelsene er gitt som avrundete verdier.

Prinsippet for beregningene er beskrevet i avsnitt 3.7 og nødvendige størrelser for beregning av innlagrede mengder miljøgifter i Grønlibukta er som følger:

- Sedimentenes overflateareal (A) er ca. 45.000 m²
- Sedimentlagets tykkelse (h) er 0.45 m
- Sedimentenes våtvolum (V) er ca. 20250 m³
- Konstant (K) for prosentandeler er 100
- Sedimentenes gjennomsnittlige (n=16) tørrstoffinnhold (t) er 47%
- Sedimentenes vanninnhold (w) er 53%
- Sedimentenes gjennomsnittlige (n=16) tetthet (D_t - tørrvektsbasis) er 2.3 g/cm³
- Sedimentenes tetthet (D_w - våtvektsbasis) er 1.36 g/cm³
- Sedimentenes våtvekt (M_w) er 27.575 tonn
- Sedimentenes tørrvekt (M_t) er 12.960 tonn
- Gjennomsnittskonsentrasjoner (C) gitt mg/kg tørrvekt (jfr. tabell 4, 6, 8 og 9)
- Bakgrunnsverdier (b) gitt i mg/kg tørrvekt (jfr. tabell 2)

Beregningene viser at det ligger lagret til sammen omkring 100 kg kvikksølv og kadmium og mer enn 3 tonn bly i sedimentenes øvre lag. Av de klororganiske forbindelsene (hovedsaklig PCB) utgjør anslagsvis 5 kg, mens det er tilført nærmere 1 tonn PAH og mer enn 100 tonn olje (jfr. tabell 10). De innlagrede mengdene miljøgifter er i samme størrelsesorden som beregninger gjort for 0-100cm laget i Bjørvika/Bispevika-området (Konieczny 1992b).

Tabell 10. Sedimentkonsentrasjoner, beregnet miljøgiftlager og teoretisk utlekkingspotensialet i sedimenter fra Grønlibukta, Oslo havn 1994. Etableringen referer til planlagt depони. Merk! ulike enheter for mengder og at enkelte av verdiene er avrundet.

Mobilisert stoff/gruppe	Miljøgifter		Transport ut pr. døgn			
	Konsentrasjon pr. kg tørrvekt	øvre 0-45 cm av sedimentene	Dagens situasjon	Tillegg ved etablering	Totalt under etablering	Etter etablering
Hg	3.27 mg	40 kg	240 mg	20 mg	260 mg	12 mg
Cd	4.57 mg	56 kg	340 mg	30 mg	370 mg	17 mg
Pb	271 mg	3120 kg	2g	0.2g	2.2g	0.1g
PCB	0.379 mg	5 kg	28 mg	3 mg	31 mg	1.4 mg
DDT	0.019 mg	0.2 kg	1.4 mg	0.1 mg	1.5 mg	0.07 mg
THC	8375 mg	108000 kg	620g	62 g	682 g	31 g
PAH	75.4 mg	975 kg	5.5g	0.6g	6.1g	0.23g
KPAH	17 mg	220 kg	1.3g	0.1g	1.4g	0.07g
B(a)P	2.5 mg	33 kg	200 mg	20 mg	220 mg	10 mg

4.6. Utlekkingspotensialet

Det er tidligere gjort flere forsøk på å kvantifisere utlekking av miljøgifter fra forurensede sedimenter. De fleste av disse har vært av eksperimentell art, andre er utført direkte i resipienten. Felles for dem alle er at frigivelsen i varierende grad lar seg måle (Skei et al. 1987, 1989, Konieczny og Næs 1991, Konieczny et al. 1991, Næs 1991, Konieczny 1992c, Molvær et al. 1992). Hovedkonklusjonene er at det skjer varierende utlekking fra uforstyrrede sedimenter (avhengig av stoff og konsentrasjon) og denne frigivelsen mangedobles når sedimentene påvirkes fysisk.

Den potensielle utlekkingen fra sedimentene i Grønlibukta kan beskrives i 3 situasjoner; dagens situasjon, situasjonen under etableringen av et eventuelt deponi og perioden hvor deponiet gjennomgår en stabilisering mot permanenttilstanden. Når sedimentene ligger "uforstyrret" i Grønlibukta i dag påvirkes de hovedsaklig av tidevannsstrømninger, men også i noen grad av periodevis strømmer drevet av vind og lufttrykk, samt bølger på grunt vann. Den dominerende tidevannseffekten skyldes forskjellen mellom lav- og høyvann i Oslo havn som er ca. 0.6 m. Dette medfører at det strømmer ca. 27000 m³ inn og ut av området i løpet av 6.5 timer, noe som gir en strømmengde (volum pr. tidsenhet) på 1.2 m³/s over utstrømsarealet på ca. 2000 m² (tverrsnittet på 200m bredde x 10 m vanddyb). Den midlere strømhastighet i en tidevannsamplitude over dette arealet blir da 0.06 cm/s. To perioder i døgnet vil hastigheten være opptil 3 ganger høyere dvs. ca. 0.15-0.20 cm/s.

Det finnes ingen entydig verdi for partikkelmengden i vannmasser fordi konsentrasjonene styres av en rekke samvirkende faktorer. Kombinasjonen av f. eks. sedimentenes beskaffenhet, bioturbasjon, tetthet, strømhastigheter vil kunne bidra til at partikler havner i suspensjon. Molvær og Skei (1986) angir partikkelmengder mellom 0.5-5.0 mg/l som normalt for norske fjorder. Observasjoner gjort både under ulike eksperimentelle betingelser, men også under situasjoner i felt, viser også at partikkelmengder på 0.3-5.0 mg/l ofte forekommer i vannet over sedimentene (se f. eks. Skei et al. 1989, Næs 1991, Konieczny et al. 1991, Konieczny 1992c). Fra observert faunaaktivitet i Grønlibuktas overflatesedimenter og sedimentenes øvrige karakter kan det antas at 1 mg/l er en sannsynlig partikkelmengde her. Målinger som nylig er utført i det tilstøtende Bjørvika/Bispevika-området bekrefter dette (J. Magnusson pers. med.). En vesentlig andel av dette vil være "svevepartikler" eller kolloider ($\Phi < 45 \mu$).

Teoretisk antas det at 1 mg/l representerer kun lokalt oppvirvlede små partikler med forurensning, selv om partikler både blir generert i vannmassene og tilført fra land, luft eller fjorden utenfor. Hjulstrøms diagram (vedlegg 5) viser at beregnet tidevannsbevegelse (0.06 cm/s) ligger 3 tierpotenser lavere enn det som generelt er nødvendig for å erodere sedimentene. Dette gjelder for alle sannsynlige kornfordelinger i Grønlibukta. På en annen side er maksimal tidevannsstrøm (0.15-0.20 cm/s) nok til å holde finfraksjonen ($\Phi < 63\mu$) i suspensjon og transportere den dersom partiklene først er virvlet opp. Sterk vind og bølgepåvirkning og i hovedsak skipstrafikk i grunne områder kan generere de nødvendige strømhastigheter for erosjon.

Fra gjennomsnittskonsentrasjonene og beregnet strømmengde kan det estimeres mulig transport av miljøgifter ut av Grønlibukta (tabell 10). I tillegg vil det normalt komme et bidrag fra løste forbindelser som følge av likevektsbalansen mellom forurenset porevann og vannmassene like over sedimentene (diffusjon). Erfaringer viser også at partiklenes oppholdstid i vannsøylen ved oppvirvling er begrenset og det skjer vanligvis en rask resedimentasjon (Konieczny 1992c, Molvær et al. 1992). Det vil også foregå en spontanutlekking av løste forbindelser når sedimentene forstyrres, men det meste av dette vil returnere til sedimentene p.g.a. readsorpsjon til sedimenterende partikler. Tilbake i vannmassene blir kolloidfraksjonen (som i praksis oppfattes som løst) og som til gjengjeld kan transporteres lagt. Basert på disse forholdene er estimatene for

transport av miljøgifter ut av Grønlibukta (jfr. tabell 10) rimelige som samlet resultat av periodisk oppvirvling, naturlig og spontan utlekking. Under denne frigivelseshastigheten (forutsatt konstant) vil lageret av miljøgifter i de øvre 45 cm tømmes i løpet av 450-500 år. Det er ikke kompensert for sedimenttilveksten, men over tid vil overlaging med tilnærmet uforurensede sedimenter begrense utlekkingen.

Under de ulike faser av etableringen av deponiet (stabilisering av sjøbunn, tildekking, utfylling osv.) forventes det en økt mobilisering av miljøgifter. Det forutsettes at det iverksettes tiltak for å hindre spredning av forurensede partikler, men likevel anslås økningen til 10% av dagens situasjon (tabell 10). På det tidspunkt da Grønlibukta er avsnørt og nødvendig tetting er etablert antas det at miljøgifter unnslipper kun via kolloidfraksjonen (nødvendige vannbevegelser). Utlekkingen vil da være omkring 5% (antatt vektandel kolloider) av dagens situasjon (tabell 10).

Siste stadium i utlekkingsprosessen vil være utlekking av det forurensede porevannet inne i deponiet. I perioden med innfylling av steinmasser og forsegling av sedimentene vil presset øke og porevann frigis. Et stykke under sedimentoverflaten er det reduserende forhold, noe som forårsaker sulfidbinding av tilstedeværende metaller og dermed lav vannløslighet. De klororganiske forbindelsene er i utgangspunktet lite vannløslige og PAH så sterkt knyttet til partikler at kun olje vil komme opp i nevneverdige konsentrasjoner (dvs. over bakgrunnsnivåer) i det utpressede vannet. En mettet løsning som representerer "det verste tilfelle" kan gi konsentrasjoner på opptil 10 mgTHC/l (Tissot og Welte 1984). Det undersøkte laget (0-45 cm) inneholdt ca. 14000 m³ vann, slik at noe avhengig av setningshastigheten i deponiet vil det de første årene lekke ut til sammen 140 kg olje løst i vann i tillegg til ca. 11 kg/år via kolloidfraksjonen. Dersom det antas at første fase av kompaksjonen av det aktuelle laget mot permanenttilstanden vil ta anslagsvis 5 år blir den årlige lekkasjen til fjorden utenfor ca. 40 kg olje.

5. LITTERATUR

Henvisninger som refererer til vedlegg er merket *.

Ahlborg, U.G, A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD* 1992:26, Nordisk Ministerråd, København, 99s. ISBN 92-9120-075-1

Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.

Ballschmiter, K., C. Rappe og H.R. Buser, 1989. Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.), Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomed. Div.), 47-69.

Berge, J. A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Overvåkingsrapport SFT nr. 446/91, TA nr. 744/1991. NIVA-rapport nr. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s. ISBN 82-577-2011-9.

Bjerknes, W., N. Green, J. Klungsøyr og S. Wilhelmsen, 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. NIVA-rapport nr. O-92008, l.nr. 2789, 29s. ISBN 82-577-2175-1.

De Voogt, P. og U.A.Th. Brinkman, 1989. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *In: R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division), 3-43.

Green, N., 1988. Felles europeisk overvåkingsprogram (JMP) i Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjord-området, Sørkjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjord-området 1984-1985. NIVA-rapport nr. O-80106, l.nr. 2139, 76s. (*)

Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils and Fats by Gas Chromatography. *J. of the AOAC*, 58 no.4, 725-733. (*)

IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon.

Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991. 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.

Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine organisms. A review. NIVA-rapport nr. E-90408/O-91943, l.nr. 2717, 40s. ISBN 82-577-2079-8.

Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvaliteter. NIVA-rapport nr. O-862602, l.nr. 2540, 139s. ISBN 82-577-1855-6

- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Effects of micropollutants). SFT-veiledning Nr. 93:03, TA-923/1993, 20s. ISBN 82-7655-103-3.
- Konieczny, R.M., 1991.** Undersøkelser av tungmetall- og PAH-forurensede bunnsedimenter fra Bispevika, Indre Oslofjord, i forbindelse med snøtipping fra Bispekaia. NIVA-rapport, O-91099, l.nr. 2654, 19s. ISBN 82-577-2004-6.
- Konieczny, R.M., 1992a.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområde. NIVA-rapport nr. O-91150, l. nr.2696, 52s. ISBN 82-577-2054-2.
- Konieczny, R.M., 1992B.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, l. nr. 2808, 87s. ISBN 82-577-2076-3.
- Konieczny, R.M., 1992c.** Overvåking av steinmasseutfylling ved KMV-vest, Kristiansand havn. NIVA-rapport nr. O-91194, l. nr. 2801, 39s. ISBN 82-577-2187-5.
- Konieczny, R.M., 1994a.** Undersøkelse av oljeforurensning i sedimentene utenfor Sjørsøya oljehavn Indre Oslofjord 1993. NIVA-rapport nr. O-93120, l. nr. 3064, 72s. ISBN 82-577-2525-0.
- Konieczny, R.M., 1994b.** Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. SFT-overvåkingsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rapport nr. O-921311, l. nr. 3094, 134s. ISBN 82-577-2564-1.
- Konieczny, R. M. og K. Næs, 1991.** Utlekking av krom fra sedimenter i Grisefjorden, Vest-Agder - En eksperimentell undersøkelse. NIVA-rapport nr. O-90134, l. nr. 2642, 49s. ISBN 82-577-1997-8.
- Konieczny, R.M., J. Knutzen og J. Skei, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport nr. O-895902/E-90406, l. nr. 2572, 80 s. ISBN 82-577-1896-3.
- Martinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991.** Levels of environmental pollutants in male and female Flounder (*Platichthys flesus* L.) and Cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20, 353-360.
- Molvær, J. og J. Skei, 1986.** Undersøkelser av spredning av kvikksølv i vannmassene etter mudring i Porsgrunn Fabrikkers havneområde. NIVA-rapport nr. O-86106, l. nr. 1882, 30s. ISBN 82-577-1099-7.
- Molvær, J., A. Helland og J. Skei, 1992.** Semikvantitativt estimat av hvor mye KHK og Hg som tilføres Frierfjorden fra Gunnekleivfjorden i forbindelse med episoder med sterk vind og propellerrosjon fra småbåttrafikk. NIVA-notat nr. O-92016, 20s.

- NGI, 1992.** Oslo Havnebasseng - Forurensning. Plan for utfylling av Bispevika. NGI-rapport nr. 924006-2 (Rev.1), 21s + vedlegg.
- Niemisö, L., 1974.** A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr., Helsinki, 238, 33-38.
- Næs, K., 1991.** Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport nr. O-894801, l. nr. 2667, 74s. ISBN 82-577-2021-6.
- Næs, K. og E. Oug, 1991.** Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1. Konsentrasjoner og mengde klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport, O-895903/E-90406, l.nr. 2570, 193s. ISBN 82-577-1885-8.
- Oslo Havnevesen, 1990.** Oslo Havnevesen - Kjenn din havn. Annen utgave, O. Brovold (ed.), Oslo 1990, 41 s.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993a.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Generell del. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. General part). SFT-veiledning Nr. 93:01, TA-921/1993, 20s. ISBN 82-7655-101-7.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993b.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version). SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s. ISBN 82-7655-102-5.
- Skei, J. og J. Klungsoyr, 1990.** Kartlegging av PCB i sedimenter fra Indre Sørfjord. NIVA-rapport nr. O-90180, l.nr. 2528, 16s. ISBN 82-577-1842-4.
- Skei, J., A. Pedersen, T. Bakke og J.A. Berge, 1989.** Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (Eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport nr. O-8806804, l. nr. 2196, 114s. ISBN 82-577-1486-0.
- Skei, J., A. Pedersen, J.A. Berge, T. Bakke og K. Næs, 1987.** Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensete sedimenter. NIVA-rapport nr. O-87005, l. nr. 2067, 101s. ISBN 82-577-1328-7.
- Thrane, K. E., 1988.** A study of the impact of the aluminium industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Dr. Phil. Thesis, Univ. Oslo, 80s + vedlegg.
- Tissot, B.P. og D.H. Welte, 1984.** Petroleum formation and occurrence. 2nd revised and enlarged edition. Springer-Verlag Berlin Heidelberg NewYork Tokyo, 699p. ISBN 0-387-13281-3.

VEDLEGG

Analysemetodikk metaller - NIVA

Akkreditert metode E 10-2 NIVA - Metaller, flussyreoppslutning.

Denne metoden anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres mht. metaller. Metoden benyttes for følgende metaller (ikke kvikksølv, Hg): aluminium (Al), kalsium (Ca), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), jern (Fe), kalium (K), litium (Li), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V), og sink (Zn).

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

Akkreditert metode E 4-2 NIVA - Kvikksølv, kalddamp atomabsorpsjon.

Denne metoden anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørking i varmeskap over 80 °C bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølvforbindelser og fordampning av metallisk kvikksølv. Deteksjonsgrense for avløpsvann er 0.1 µg/l, og for faste prøver ved innveiging av 1 g tørket materiale 0.01 µg/g.

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksyderes til toverdig kvikksølv i ioneform (Hg⁺⁺). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvartskyvetten hvor absorpsjonen måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

As- bestemmelse i sediment ved bruk av grafittovnatomabsorpsjonspektrofotometri.

Sedimentprøver oppsluttes med salpetersyre i autoklav og fortynnes med ionebyttet vann. til bestemmelse av As benyttes grafittovn av typen Perkin Elmer 4100 ZL (med Zeeman bakgrunnskorreksjon). Det benyttes standard addisjon av hver prøve som kalibreringsteknikk. Metodens nøyaktighet blir indikert ut fra bestemmelse av det sertifiserte referansematerialet BCSS-1, som foruten å ha sammenlignbar matriks (sediment) også lå i samme konsentrasjonsområde som prøvene:

NIVAs bestemmelse av ref. materialet, mg As/kg tørt sediment, lå innenfor referansematerialets usikkerhetsnivå.

Bestemmelse av klororganiske mikroforurensninger i sedimenter og biologisk materiale (til *eksternt* bruk) - NIVA

Det følgende er en oppdatering etter den mal som har vært benyttet i en oversikt over analysemetoder benyttet av JMP i Norge 1981-1987. Det følgende blir således en noe generell oversikt som de enkelte saksbehandlere skal kunne benytte deler av i sine eksterne rapporter, dersom det er nødvendig med en såvidt stor detaljeringsgrad. Generell omtale av metodikk (Green 1988).

Rensing/kontroll av kjemikalier og utstyr.

Gassutstyret legges i vannbad tilsatt såpe (3% RBS/Deconex). Det skylles deretter med springvann, så med ionebyttet vann og lufttørkes. Til slutt skylles utstyret med aceton og lufttørkes i avtrekk for deretter å oppvarmes til 500 ° C

Alle partier av løsemidler blir kontrollert. Dette gjøres ved å oppkonsentrere løsemidlet 200 ganger og analysere konsentratet på gasskromatograf for identifisering/kvantifisering av forbindelser som kan interferere med komponenter i prøvene. Dersom dette skulle være tilfelle blir analyseresultatene korrigert for bidraget fra løsemiddelet. Nå er noen løsemiddelkvaliteter blitt så god at den kvalitet vi kjøper kan benyttes til analyser uten ekstra rensing/destillering.

Alle kjemikalier/forbruksartikler som f.eks natriumsulfat, svovelsyre, dest. vann og ulik emballasje blir rensset/ekstrahert med løsemidler som deretter blir kontrollert som angitt foran. I tillegg til ekstraksjon med løsemiddel blir natriumsulfat oppvarmet til 550°C før bruk. Generelt foretas hyppig blindprøvekontroll som omfatter kontroll av hele opparbeidingsprosedyren, inkludert alt glassutstyr og alle kjemikalier.

Homogenisering.

Biologisk materiale: Til homogenisering benyttes nå en food prosessor med en plastbeholder på 0.5 l (Plastbeholderen er vasket/ekstrahert med org. løsemiddel som så er analysert som beskrevet foran). Sedimenter: Sedimentprøvene frysetørres og homogeniseres/knuses i agatmølle før analyse.

Ekstraksjon-prøvemengder.

Sedimenter: 1.0 g eller 2.5 g frysetørret materiale, avhengig av antatt nivå/ønsket deteksjonsgrense for sedimentprøven. Biologisk materiale: 1 til 10 g fiskefilet (avhengig av art), 10 g blåskjellhomogenat og 2 g torskelever/krabbesmør.

Ekstraksjon -prosedyre.

Prøven tilsettes indre standard og ekstraheres to ganger med 35 ml aceton/sykloheksan (20:15 v/v) ved bruk av ultralyd-desintegrasjon (Maks. effekt 475 W). Ekstraksjonstiden varierer fra 2 til 10 min avhengig av prøvetype (biologisk materiale 2 - 5 min, sedimenter 10 min). Ekstraksjonseffektivitet er uttestet/kontrollert ved bruk av internasjonalt standardisert referansemateriale. Prøven sentrifugeres og de to ekstraktene slås sammen og dampes inn til "tørhet". Biologiske prøver: Prøvene settes i varmeskap ved 105 °C til konstant vekt og fettmengden bestemmes. Klorpesticid- og PCB-nivået påvirkes ikke av denne prosedyren. Presisjonen til fettbestemmelsen anslås til 10%.

Opprensing av ekstrakter.

Biologiske prøver: 0.1 g fett løses i 2 ml sykloheksan og ristes med 6 ml konsentrert svovelsyre.
Sedimenter: Prøven løses i diklormetan og renses for blant annet svovel ved bruk av gelkromatografi (Waters HPLC-GPC clean-up kolonne). Deretter behandles prøven med svovelsyre.

Gasskromatografiske betingelser.

Hewlett-Packard 5890 Serie II med elektroninnfangningsdetektor (ECD). Splitless injeksjon ved 90 °C og programmert temperaturøkning med 3°/min til 280°C. Kolonne: 60 m x 0.25 mm I.D. 0.25µm 95% dimetyl 5% diphenyl polysiloxan (cross bound) fused silica kapillærkolonne. Bæregass: Hydrogen, 37 cm/sek.

Kvantitativ analyse.

Ekstraktet inndampes til ønsket volum på glødede prøveglass. De enkelte forbindelser identifiseres utfra deres spesifikke retensjonstider. Retensjonstidene finnes ved analyse av kjente standarder/standardblandinger og det benyttes kun enkeltkongener av PCB-komponentene. Med sum-PCB menes derfor et nærmere angitt antall av de enkelte PCB-komponenter. Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurve og konsentrasjonsnivået til alle parametere justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område. Rutinemessig kvantifiseres (pr. 1. des. 1992): 5-CB, α-HCH, Lindan (γ-HCH), HCB, pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD, OCS og PCB-kongen nr.: 28, 52, 101, 118, 153, 105, 138, 156, 180 og 209 .

Kvalitetssikring.

Analysene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifiserte referansematerialer. Videre analyseres minst en blindprøve for hver større prøveserie, vanligvis for hver tiende prøve. Alle analyseserier blir således korrigert for blindprøvebidrag relatert til de aktuelle prøvers opparbeidingsstidspunkt.

921204/emb

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 14.09.94
 Lab.kode : EPA1-6
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 18.10.94
 Analytiker : EMB

1: EPA1, St.101, 0-2cm
 2: EPA2, St.101, 2-25cm
 3: EPA3, St.101, 25-41cm

4: EPA4, St.102, 0-2cm
 5: EPA5, St.102, 2-25cm
 6: EPA6, St.102, 25-45cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<1	1	<1	1	<1	<1
a-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB	1	11	<1	1	2	<1
g-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 28	8	9	4	8	143	1
PCB 52	19	26	10	18	229	9
OCS	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 101	34	45	8	31	87	11
p,p-DDE	7	8	3	7	Mask	6
PCB 118	27	38	6	26	90	5
p,p-DDD	22	14	9	15	12	26
PCB 153	38	47	8	34	31	14
PCB 105	10	14	2	10	53	1
PCB 138	40	52	7	37	40	12
PCB 156	7	9	1	6	7	2
PCB 180	23	28	6	21	16	7
PCB 209	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SUM PCB	206	268	52	191	696	62
SUM SEVEN DUTCH PCB	189	245	49	175	636	59
%Fett						
%Tørrstoff	38.7	43.1	44.9	38.5	41.2	47.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 14.09.94
 Lab.kode : EPA7-12
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 18.10.94
 Analytiker : EMB

1: EPA7, St.103, 0-2cm
 2: EPA8, St.103, 2-25cm
 3: EPA9, St.103, 25-41cm
 4: EPA10, St.104, 0-25cm
 5: EPA11, St.104, 25-38cm
 6: EPA12, St.105, 0-25cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	1	<1	<1	1	<1	<1
a-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB	1	2	<1	4	3	<1
g-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 28	7	11	<1	6	21	10
PCB 52	16	27	<1	16	45	22
OCS	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 101	25	39	<1	25	61	26
p,p-DDE	6	10	<1	6	12	6
PCB 118	22	32	<1	23	49	22
p,p-DDD	12	22	<1	9	17	9
PCB 153	31	43	<1	30	69	26
PCB 105	8	13	<1	9	19	9
PCB 138	31	44	<1	33	72	28
PCB 156	6	8	<1	6	12	5
PCB 180	18	27	<1	18	46	16
PCB 209	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SUM PCB	164	244	0	166	394	164
SUM SEVEN DUTCH PCB	150	223	0	151	363	150
%Fett						
%Tørrstoff	39.5	46.7	51.3	48	47.5	49.5

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 14.09.94
 Lab.kode : EPA13-18
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sed.
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 18.10.94
 Analytiker : EMB

1: EPA13, St.105, 25-37cm
 2: EPA14, St.106, 0-11cm, grabb
 3: EPA15, St.107, 0-25cm
 4: EPA16, St.107, 25-42cm
 5: EPA17, St.108, 0-5cm, grabb
 6: EPA18, St.109, 0-18cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<1	<1	<1	<1	<1	<1
a-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
HCB	1	<1	<1	1	<1	<1
g-HCH	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 28	5	5	4	14	<1	<1
PCB 52	11	15	8	26	<1	<1
OCS	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PCB 101	9	24	14	29	<1	<1
p,p-DDE	3	7	4	6	<1	<1
PCB 118	8	20	13	24	<1	<1
p,p-DDD	4	8	5	8	<1	<1
PCB 153	9	24	18	32	<1	<1
PCB 105	3	8	5	10	<1	<1
PCB 138	9	26	20	33	<1	<1
PCB 156	2	5	4	6	<1	<1
PCB 180	6	15	11	19	<1	<1
PCB 209	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SUM PCB	62	142	97	193	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	57	129	88	177	0	0
%Fett						
%Tørrstoff	56.7	52.2	51.4	52.4	65.3	64.7

Bestemmelse av PAH i sedimenter og biologisk materiale - NIVA

Prøveopparbeiding.

Sedimenter

Frysetørket materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med syklohexan. Ekstraktet renses som beskrevet av Grimmer og Bøhnke (1975) ved partisjonering med DMF:vann. Deretter foretas ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Hvis svovelinnholdet er høyt, blir dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi (GPC).

Biologisk materiale.

En noe modifisert utgave av Grimmer og Bøhnkes metode benyttes. Etter homogenisering tilsettes indre standarder og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med syklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Gasskromatografi

I perioden 1980 til 1989 ble PAH analysert på gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjonsdetektor (GC/FID). I 1989 ble også masseselektiv detektor (MSD) tatt i bruk.

Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført v.h.a.de indre standardene.

Kvalitetssikring.

Analysemetodene kontrolleres ved analyse av referansematerialer for sedimenter og blåskjell med sertifiserte konsentrasjoner for PAH. Gasskromatografene recalibreres regelmessig og blir dessuten kontrollert ofte ved analyse av standarder.

14.1.93

Brg

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 13.9.94
 Lab.kode : EPA 1-6
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : Brg

- 1: EPA 1
- 2: EPA 2
- 3: EPA 3
- 4: EPA 4
- 5: EPA 5
- 6: EPA 6

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	476	561	1964	518	598	916
2-M-Naf.	166	218	542	201	260	273
1-M-Naf.	133	165	438	158	229	279
Bifenyl	64	70	119	79	77	73
2,6-Dimetylnaftalen	117	117	289	104	114	122
Acenaftalen	90	79	187	85	88	87
Acenaften	494	427	1244	446	435	687
2,3,5-Trimetylnaftalen	73	67	127	69	79	82
Fluoren	356	349	1466	277	334	519
Fenantren	1688	1264	3970	1020	1273	1683
Antracen	561	893	7834	465	733	1985
1-Metylfenantren	250	242	3146	223	308	972
Fluoranten	3889	3985	74900	3695	6140	25760
Pyren	4661	6031	43000	3410	6400	15600
Benz(a)antracen*	1847	2123	13900	1519	2585	6318
Chrysen	1933	2281	13200	1578	2653	5321
Benzo(b)fluoranten*	3288	2945	9680	2599	3027	4546
Benzo(j,k)fluoranten*	1046	988	3220	882	1081	1595
Benzo(e)pyren	1668	1452	4200	1400	1466	1969
Benzo(a)pyren*	1986	1628	4550	1583	1684	2486
Perylen	737	614	1300	571	565	634
Ind. (1,2,3cd)pyren*	1802	1358	3260	1358	1356	1964
Dibenz. (a, c/a, h) ant.* 1	414	273	488	287	350	748
Benzo(ghi)perylene	1543	1136	2440	1264	1297	1622
SUM	29282	29266	195464	23791	33132	76241
Derav KPAH(*)	10383	9315	35098	8228	10083	17657
%KPAH	35.5	31.8	18.0	34.6	30.4	23.2
%Tørrstoff						

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 13.9.94
 Lab.kode : EPA 7-12
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : Brg

1: EPA 7
 2: EPA 8
 3: EPA 9
 4: EPA 10
 5: EPA 11
 6: EPA 12

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	531	1269	3949	620	1931	880
2-M-Naf.	265	413	953	270	1067	383
1-M-Naf.	204	412	1237	243	543	348
Bifenyl	80	143	392	72	197	90
2,6-Dimetylnaftalen	151	189	773	115	349	183
Acenaftylene	88	114	421	74	142	100
Acenaften	626	665	6200	414	961	714
2,3,5-Trimetylnaftalen	112	95	555	70	93	97
Fluoren	738	832	10140	363	1969	809
Fenantren	4129	2305	25950	1275	4433	2244
Antracen	628	2711	13960	434	6516	2237
1-Metylfenantren	380	805	6244	205	1351	1133
Fluoranten	5922	23900	75900	2624	34240	7473
Pyren	4755	19750	63600	3952	23740	9433
Benz(a)antracen*	2281	7500	23540	1627	9617	4162
Chrysen	2383	6930	18950	1850	8826	3381
Benzo(b)fluoranten*	2508	5195	11700	2127	5841	3789
Benzo(j,k)fluoranten*	880	1804	4171	785	2264	1245
Benzo(e)pyren	1192	2222	4604	1034	2420	1716
Benzo(a)pyren*	1497	2734	6225	1287	3318	1993
Perylen	526	808	1738	487	914	645
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1331	2050	4408	1152	2492	1604
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	447	729	1783	404	1028	515
Benzo(ghi)perylene	1226	1697	3157	1033	1861	1466
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	32880	85272	290550	22517	116113	46640
Derav KPAH(*)	8944	20012	51827	7382	24560	13308
%KPAH	27.2	23.5	17.8	32.8	21.2	28.5
%Tørrstoff						

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : OSLOFOX
 Oppdragsnr. : 94205
 Prøver mottatt : 13.9.94
 Lab.kode : EPA 13-18
 Jobb.nr. : 94/161
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørket materiale
 Dato : 19.10.94
 Analytiker : Brg

- 1: EPA 13
 2: EPA 14
 3: EPA 15
 4: EPA 16
 5: EPA 17
 6: EPA 18

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	1827	676	862	1507		829
2-M-Naf.	703	280	256	772		250
1-M-Naf.	819	235	216	472		338
Bifenyl	165	63	79	155		107
2,6-Dimetylnaftalen	467	160	108	274		161
Acenaftylen	260	77	85	137	10	140
Acenaften	3170	400	318	840	65	1075
2,3,5-Trimetylnaftalen	538	112	70	100	4	163
Fluoren	3266	542	373	1608	59	862
Fenantren	9500	2370	1604	5373	111	3440
Antracen	5127	675	567	3705	23	1225
1-Metylfenantren	2500	348	214	672	13	682
Fluoranten	37400	6753	2824	9761	187	11330
Pyren	26370	4777	3848	11770	142	5617
Benz(a)antracen*	10310	2735	1785	5218	63	1990
Chrysen	9860	2696	2233	5312	78	2747
Benzo(b)fluoranten*	7075	3365	2395	5005	102	1993
Benzo(j,k)fluoranten*	2711	1161	873	1938	40	755
Benzo(e)pyren	3100	1674	1155	2125	53	968
Benzo(a)pyren*	4093	2183	1400	3133	72	953
Perylen	1233	672	563	990	363	614
Ind. (1,2,3cd)pyren*	3116	1954	1078	2248	54	612
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	1286	463	361	345		71
Benzo(ghi)perylene	2482	1787	971	1834	53	553

SUM	137378	36158	24238	65294	1492	37475
Derav KPAH(*)	28591	11861	7892	17887	331	6374
%KPAH	20.8	32.8	32.6	27.4	22.2	17.0
%Tørrstoff						

Anm.: Deteksjonsgrense 2-10 ug/kg tørrvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Strandtorget 2B
9008 Tromsø

Tromsø, 10. oktober 1994

Rapport nr.: UA 94.12 B

Kunde:	NIVA v/ Roger M. Konieczny
Prosjekt:	94205 Oslo Fox
Adresse:	Postboks 173, Kjelsås
Postnr./sted:	0411 Oslo
Tlf.og fax.nr:	22 18 51 00 / 22 18 52 00

For Unilab Analyse AS

Oppdragsnr. (vår ref.):	
Dato mottak:	20.09.94
Antall prøver:	18
Analyseparameter(e)	THC
Ansvarlig:	Evy Jørgensen

ANALYSE AV SEDIMENTPRØVER

Vedlagt oversendes analyseresultatene på de innsendte sedimentsprøvene fra NIVA prosjekt 94205 OSLO FOX. samt en beskrivelse av de benyttede analysemetodene.

Med vennlig hilsen


Evy Jørgensen
Faglig leder

Prøvetype	Kundens id.	Prøvens beskaffenhet	Prøvens beskaffenhet
Sediment	101 0-2	tynn grøt	
“	101 2-25	Tynn svart grøt, lukt av hydrogensulfid	Sprukket glass. Pakket inn i folie
“	101 25-41	Svart grøt. lukt av hydrogensulfid	
“	102 0-2	Tynn grøt	Sprukket glass. Pakket inn i folie
“	102 2-25	Tynn, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	Sprukket glass. Pakket inn i folie
“	102 25-45	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	Sprukket glass. Pakket inn i folie
“	103 0-2	Tynn grøt	
“	103 2-25	Svart grøt, lukt av hydrogensulfid	
“	103 25-45	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	
“	104 0-25	Svart grøt, lukt av hydrogensulfid	
“	104 25-38	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	
“	105 0-25	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	Knust. Prøven lå åpen. Samla den sammen, pakka i folie
“	105 25-37	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	
“	106 0-10	Tykk, svart grøt	Knust. Glasset delt I to. Prøven overført til folie
“	107 0-25	Tykk, svart grøt, lukt av hydrogensulfid	Knust. Glasset delt I to. Prøven overført til folie
“	107 25-42	Tykk, grå grøt	
“	108 0-5	Tykk, gråsvart grøt	
“	109 0-18	Tykk, gråsvart grøt	

Alle prøvene var tint ved ankomst til Unilab Analyse A/S. De ble frosset ned umiddelbart etter ankomst.

Analyse av sedimenter

Prøvepreparering

Prøvene ble tint i kjøleskap natta over og deretter homogenisert med en metallskje.

Tørrstoff

Ca 3-5 g av den homogeniserte prøven ble veid inn nøyaktig og tørket i varmeskap til konstant vekt (104° C i et døgn). Etter avkjøling i eksikator, ble prøvene veid igjen. Tørrstoff er beskrevet ved tørrvekt/våttvekt.

Opparbeiding

20-30 g av den homogeniserte prøven ble veid nøyaktig inn og tilsatt en blanding av metanol (100 ml) og kalium hydroksid (3 g) sammen med kokstein. Prøven ble refluksert i 1.5 t, og avkjølt. Ved filtrering ble kolben og filteret skylt med 2x10 ml metanol, deretter med 10.0 ml pentan. De løste hydrokarbonene ble ekstrahert med 2x25 ml pentan i 2x10 min. Pentanfraksjonene ble så oppkonsentrert og rensert på Bond-Elut fast fase ekstraksjons kolonne (Varian LRC, A1211 - 3036) med 3x2ml pentan Uvasol før eluatet ble oppkonsentrert, overført til vial, dampet forsiktig inn og tilsatt 100 µl heksan Uvasol.

Prøveoppbevaring

Prøvene er blitt lagret mørkt og ved ca -20° C før og etter opparbeiding.

Ekstern standard

Som ekstern standard for de kvantitative analysene ble Esso Marine Special olje brukt. Standard kurve for THC analysene ble oppnådd ved GC/FID-analyse av den eksterne standarden som var rensert på samme måte som sediment prøvene.

Instrumentering - instrumentparametre

- GC/FID: Chrompack CP9000 med
- splitless injektor
 - autosamper Chrompack Automatec Liquid Sampler Model 911
 - Chrompack Control og PCI-integrasjonssystem

Instrumentparametre

- GC-kolonne: CP-Sil 8 CB, 25 m, 0.32 mm ID og 0.25 µm filmtykkelse
- Bæregass: H₂, 2.3 ml/min
- Splitless injeksjon
- Injektortemperatur: 300° C
- Detektortemperatur: 300° C
- Injeksjon 1 ml, splitløs i 30 s
- GC-temperaturprogram:
55° C i 2 min - 25° C/min - 280° C i 5 min

Autosampler betingelser:

- Fillstroke: 3
- Clean mode: 4
- Inj/vial: 1
- Fast inj: 0
- Air plug: 0
- Front: 1

Analysene gjelder bare for de prøver som er analysert her og som har de påførte prøvenummer som vist på side 2. De oppgitte analyseresultat omfatter ikke feil som måtte følge av prøvetagningen, inhomogenitet eller andre forhold som kan ha påvirket prøven før den er mottatt av Unilab Analyse as. Utdrag av rapporten kan ikke gjengis uten tillatelse fra Unilab Analyse as.

Kvalitetskontroll

Kjemikalier:

Alle kjemikalier som er brukt er av p.a. eller kromatografi kvalitet og er ellers i overensstemmelse med spesifikasjoner referert i Anon, 1982.

Glassutstyr:

Alt glassutstyr er grundig rengjort før bruk. Nytt glassutstyr er rengjort i henhold til Anon., 1982.

Kvalitetssikringsprøver:

Kvalitetssikringsprøver er inkludert i opparbeidings- og analyseprogrammet med jevne mellomrom. Dette inkluderer blindprøver, et hus-standard sediment, og "spiked"-sediment prøver.

Nøyaktighet og reproduserbarhet:

For kontroll av nøyaktighet og reproduserbarhet er tre prøver av ikke-kontaminert sediment tilsatt kjente mengder av standard olje og deretter opparbeid og analysert for totalt hydrokarbon innhold. Gjenvinningen er 97 ± 4 %. Reproduserbarheten av analysene er videre bekreftet ved opparbeiding av en serie parallelle prøver av hus-standard sedimentet.

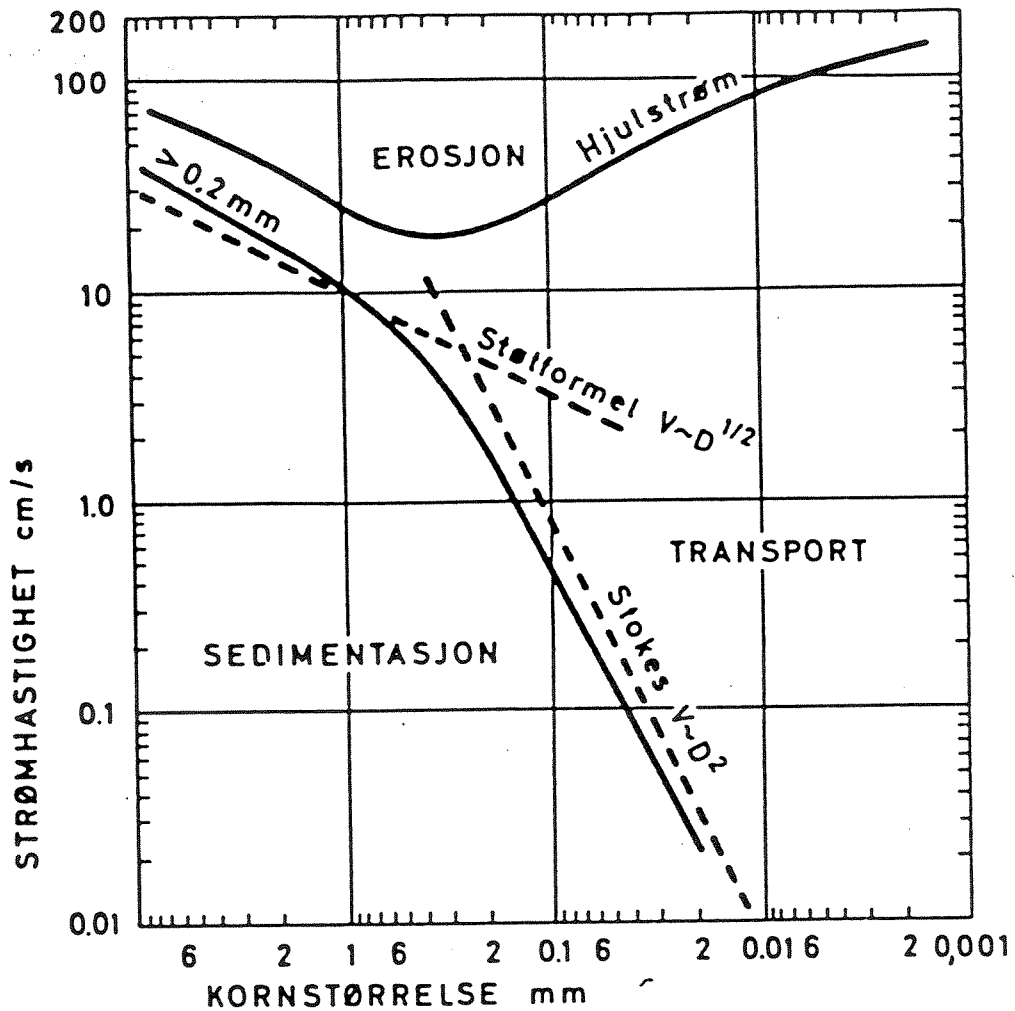
Instrumentets stabilitet og respons ble sjekket daglig og minst etter hver 20. prøve ved analyse av kontroll-løsninger med kjente mengder ekstern standard olje. Under hele opparbeidingsperioden ble blindprøver opparbeidet og analysert for kontroll av eventuell kontaminering.

Anon., 1982. Manual and Guides No.11. The determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO.

Resultater: Totalt hydrokarboninnhold (THC) i sedimentprøvene.

Prøve nr.	mg THC / kg tørrvekt
101/0-2	10451
101/2-25	8205
101/25-41	10323
102/0-2	11926
102/2-25	9518
102/25-45	6639
103/0-2	8991
103/2-25	6068
103/25-41	11435
104/0-25	5659
104/25-38	12326
105/0-25	8369
105/25-37	9507
106/0-10	8061
107/0-25	5921
107/25-42	589
108/0-5	34
109/018	3499

Hjulstrøms diagram



Erosjon, transport og sedimentasjon i vann som funksjon av kornstørrelse og strømhastighet. (Modifisert Hjulstrøms diagram).

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2637-0