



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 612/95

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord

Delrapport 8

Forslag til mulige tiltak



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
92131	7
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3287	Fri

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

Rapportens tittel: Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 8. Forslag til mulige tiltak. (Overvåkingsrapport nr. 612/95). TA-nr. 1227/1995.	Dato: 15.5.1995	Trykket: NIVA 1995
Forfatter(e): Jan Magnusson Roger Konieczny Jens Skei	Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Oslofjorden
	Antall sider: 39	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref.: P-E. Iversen
---	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten gir en kort sammenfatning av miljøgiftsituasjonen i fjorden, tilførsler av miljøgifter fra ulike kilder og deres relative betydning. Bunnsedimentenes rolle som forurensningskilde på kort og lang sikt diskuteres. Brukerkonflikter og hvilke tiltak som kan være aktuelle for å redusere tilførselene fra land og for å dempe sedimentenes rolle som forurensningskilde gjennomgås. Rapporten avsluttes med et forslag til tiltaksplan for indre Oslofjord.

4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. Sedimenter
3. Biologiske effekter
4. Tiltak
5. Indre Oslofjord

4 emneord, engelske

1. Micropollutants
2. Sediments
3. Biological effects
4. Remedial action
- 5 Inner Oslofjord

Prosjektleder

Jan Magnusson

For administrasjonen

John Arthur Berge

ISBN 82-577-2809-8

Norsk institutt for vannforskning

O-92131

Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord

Delrapport 8. Forslag til mulige tiltak

Oslo

Prosjektleder
Medarbeider

Mai 1995

Jan Magnusson
Roger Konieczny
Jens Skei

Forord

Foranlediget av de høye miljøgiftkonsentrasjoner som ble påvist i havnebassenget 1991/92 anmodet Statens forurensningstilsyn Norsk institutt for vannforskning (NIVA) om å utarbeide et program for miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Undersøkelsen skulle omfatte lokalisering av miljøgiftkilder, kartlegging av miljøgiftsituasjonen i hele indre Oslofjord ved undersøkelse av miljøgiftsnivået i sedimenter og i organismer, samt forslag til eventuelle nødvendige tiltak. Prosjektet ble delvis koordinert med tilsvarende undersøkelser planlagt av Fagrådet for vann - og avløpsteknisk samarbeide i indre Oslofjord.

Forskere fra Nansen senter for miljø- og fjernanalyse (NERSC) i Oslo og Biologisk institutt ved Universitetet i Oslo (UiO) har også deltatt i prosjektet.

Det er blitt utgitt 7 delrapporter i løpet av 1993-94, som tar for seg ulike deler av den samlede problemstillingen.

Rapport nr. 1 Simulering av partikkelspredning fra Oslo havnebasseng. (Rudberg, A., Hackett, B., og Røed, L-P. Røed, NERSC).

Rapport nr. 2 Miljøgifter i organismer 1992. (Green, N. og Knuzten, J., NIVA).

Rapport nr. 3 Toksisitetstestning av sedimenter fra indre Oslofjord. (Nygaard, K. og Källqvist, T., NIVA).

Rapport nr. 4 Miljøgifter i sedimenter. (Koniczny, R.M., NIVA).

Rapport nr. 5 Kartlegging av kilder (Stene-Johansen, S., NIVA).

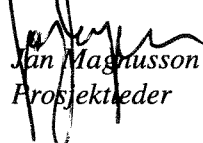
Rapport nr. 6 Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. (Skei, J., NIVA, Oen, H., NIVA, Petterson, O., NIVA, Bryde, J., UiO og Jacobsen Skuggevik, L., UiO).

Rapport nr. 7 Bløtbunnsfauna i Oslo havneområde. (Olsgaard, F., UiO).

Vi vil takke alle deltakere som har bidratt praktisk og faglig ved gjennomføringen av prosjektet.

Foreliggende rapport er den siste rapporten i prosjektet og omhandler mulige tiltak mot ulike miljøgiftkilder. Rapporten er skrevet av Jan Magnusson, Jens Skei og Roger Koniczny.

Oslo den 15.5.1995


Jan Magnusson
Prosjektleder

Innhold

Forord	2
Sammendrag	4
1. Innledning	10
2. Definisjoner og målsetting	11
3. Dagens miljøgiftsituasjon i Oslofjorden basert på resipientdata	11
4. Miljøgiftkilder	17
4.1. <i>Industri</i>	17
4.2. <i>Kommunal kloakk</i>	19
4.3. <i>Deponier</i>	19
4.4. <i>Luftforurensning og forurensninger knyttet til trafikk.</i>	23
5. Vurdering av ulike kilders relative betydning.	24
6. Forurensede sedimenter som sekundær forurensningskilde på kort sikt.	26
7. Bunnsedimentene som framtidig problem	29
8. Brukerkonflikter	30
9. Forslag til tiltak.	31
9.1. <i>Landbaserte kilder</i>	31
9.2. <i>Bunnsedimentene</i>	32
10. Behov for videre undersøkelser.	34
11. Referenser	36

Sammendrag

1. Formål.

Formålet med denne rapporten er:

- *lage en syntese av miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord*
- *vurdere de enkelte kilders relative betydning (inkludert bunnsedimentene)*
- *vurdere brukerkonflikter på kort og lang sikt*
- *sammenfatte forslag til tiltak og deres betydning for miljøgiftsituasjonen*

Tiltaksplanen er å betrakte som et forslag på hvilke typer av tiltak som synes nødvendige og som realistisk antas å kunne gjennomføres. Den omfatter ikke en detaljering av tiltakene.

2. Miljøtilstanden i fjorden.

Undersøkelsene i indre Oslofjord har vist at store deler av fjorden er betydelig påvirket av miljøgifter (Konieczny, 1994, Green og Knuzten, 1994). Det er observert forhøyede konsentrasjoner av PCB, DDT og kvikksølv i fisk og skalldyr. Observerte konsentrasjoner av PCB i torskelerver har fått Statens næringsmiddeltilsyn til å utarbeide kostholdsråd for konsum av torskelerver i fisk fanget innenfor Drøbak. Miljøtilstanden i sedimentene bærer sterkt preg av akkumulering av miljøgifter. Imidlertid viser miljøgiftene avtagende konsentrasjoner med avtagende sedimentdyp. Dette indikerer at nivåene var betydelig høyere i 1960-70-årene enn de er idag.

Konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentene er fortsatt svært høye med tanke på PCB, olje (THC), PAH, kvikksølv og bly. Ut fra SFT's klassifiseringssystem for miljøgifter i sedimenter er havnebassenget/Frognerkilen/Bekkelagsbassenget, Bestumkilen, Holtekilen, Viernbukta, Svestad Marina og et område ved Sætre i Hurum i tilstandsklasse IV-V (dårlig - meget dårlig tilstand). Enkelte områder med tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) ble observert i søndre Bunnfjorden, Breidevika, Blakstadbukta, Vollen, Slemmestad og Sætrepollen.

De økologiske konsekvensene av miljøgiftene i fjordens sedimenter er uklare. Det ble ikke konstatert klare toksiske effekter på bunnlevende organismer på det utvalg av stasjoner fra området Oslo havnebasseng - Nesodden hvor det ble utført økotoksikologiske eksperimenter. På enkelte steder kunne dog moderate effekter observeres. Sammenlignes de økotoksikologiske eksperimentene med analyser av bunnfauna på stasjoner i samme område indikerer resultatene muligens en effekt av kadmium, men resultatene er usikre (Nygaard og Kjällqvist, 1994, Olsgard, 1994).

Det foreligger få kriterier som kan brukes for å vurdere den økologiske effekten av miljøgifter i fjordens sedimenter. Nylig har OSPARCOM (1995) sammenstilt tilgjengelige data på miljøgifter i vann og sedimenter og kjente effekter, i et forsøk på å angi konsentrasjoner under hvilket nivå det ikke kan forventes noen skade på det marine miljø. Sammenlignes overflatekonsentrasjonene i indre Oslofjord med disse kriterier blir konsentrasjonen særlig av PCB, men også kvikksølv, bly og DDT over de grenser som OSPARCOM foreslår.

I store deler av fjorden gjør anoksiske forhold at frigivelse av miljøgifter fra sedimenter begrenset. Der hvor det er rikelig med bunnfauna kan imidlertid miljøgiftene akkumuleres i bunnlevende organismer og derved føres inn i næringskjeden. Det er også mulig å tilføre miljøgifter til vannmassene og organismer når sedimentene forstyrres f.eks. ved mudring eller av propellstrøm fra fartøy. I grunne områder kan også bølgeerosjon ha betydning. Problemet antas i hovedsak å være begrenset til havneområdet i Oslo, hvor også de største konsentrasjoner av miljøgifter er registrert. På tross av gunstige strømforhold i Oslo havnebasseng innebærer den relativt hyppige anløpsfrekvensen av større fartøy en risiko for videre spredning til områder utenfor havnebassenget. I tillegg kan de grunnere områder i Frognerkilen, Bestumkilen og Holtekilen ved småbåttraffik og bølgeerosjon tenkes å tilhøre områder hvor miljøgifter tilføres vannmassene fra sedimentene.

3. Ulike kilders relative betydning.

Å kartlegge landbaserte miljøgiftkilder i et område som Oslo har vært en viktig, men vanskelig oppgave. Noen fullstendig kjennskap til de ulike miljøgiftkildene i området har prosjektet heller ikke kunnet etablere. De største enkeltkildene for tilførsler av miljøgifter til fjorden skjer via utslipp fra renseanleggene, men for enkelte miljøgifter er også tilførslene fra vassdragene betydelige (Stene-Johansen, 1995). PCB tilføres idag i hovedsak via renseanleggene og en mulig årsak kan være innlekking av forurenset overvann, muligens fra sterkt trafikkbeltede områder. Imidlertid tilføres også PCB spesielt fra Loelva, men også fra Akerselva, hvor sannsynlige kilder kan være overvann og lekkasje fra deponier. Relativt høye PCB-konsentrasjoner i sedimentene i Loelva kan være en indirekte kilde ved at sedimentene spyles ut i fjorden i flomsituasjoner.

Kvikksølv og kadmium tilføres fjorden i hovedsak via renseanleggene og opprinnelsen bør spores. Spesielt anmerkningsverdig er også de store tilførslene av krom fra VEAS. Bly tilføres i hovedsak via vassdragene og gateavrenning, sannsynligvis som en følge av blyholdig bensin.

Av direkte industriutslipp har undersøkelsene bare kunnet avsløre en mulig kilde, men betydning og influensområdet er uklart. Dette gjelder de høye PCB-konsentrasjonene i overflatesedimentene i fjorden utenfor Hurum ved utslippet til Dyno Industrier.

En mulig kilde er også langtransporterte forurensninger i luft. En sammenligning med observasjoner på avsetning av PCB og PAH i Sverige (Kosterområdet, IVL pers.medd.), skulle gi en tilførsel i Oslofjordens nedbørfelt på ca 1 kg PCB pr år og ca 200 kg PAH pr. år. Dette utgjør omtrent like mye som de beregnede tilførsler av PCB og 3 ganger så mye PAH som fra vassdrag og renseanlegg.

4. Brukerkonflikter.

Sett ut fra et miljøgiftssynspunkt finnes idag klare brukerkonflikter i indre Oslofjord. Spesielt er dette knyttet til behovet for mudring i ulike gruntområder og konsum av spiselige organismer i fjorden. Mudring er aktuell i flere områder i indre Oslofjord, hvor seilingsdypet anses for dårlig. Mudring fører generelt til behov for deponering av muddermasser. Deponering av forurensede masser i fjorden vil sammen med mudringen bidra til spredning av miljøgifter. I enkelte områder er imidlertid fartøystrafikken så stor at propellstrøm mer eller mindre kontinuerlig virvler opp forurensede sedimenter. Dette gjelder spesielt indre Oslo havn, hvor Havnevesenet ønsker å mudre for å øke seilingsdypet. Oppvirvling av sedimenter kan også tenkes å forekomme i grunne områder med småbåthavner (f.eks. Frognerkilen, Bestumkilen og Holtekilen).

Et spesielt problem utgjør snødumping i havnebassenget (Bækken, 1994 a). Dels tilføres ikke ubetydelige mengder miljøgifter, f.eks. sammenlignet med dagens tilførsler fra Loelva, dels vil med tiden oppgrunning av området fremkalle mudringsbehov på grunn av snøens innhold av sand og grus.

Arealinnvinning (utfyllinger) kan skape behov for mudring ved at utfyllingsmassene kan presse opp bløte sedimenter og mudring blir nødvendig for å opprettholde seilingsdypet.

Ettersom et naturlig miljømål for fjorden er å kunne bruke fjordens organismer til føde uten begrensning m.h.t. miljøgifter, må andre brukere søke løsninger på sine problemer som styrker hovedmålet. Dette syn ligger til grunn for de foreslåtte tiltakene.

5. Områder i fjorden hvor det kan være aktuelt å gjøre tiltak.

Det er i prinsippet kun to tiltak som er aktuelle. Ytterligere tilførsler fra land og aktiviteter som bidrar til spredning av miljøgifter fra sedimenter begrenses.

Idag utgjør sannsynligvis sedimentene i fjorden det største potensielle problemet for fjordens tilstand. Med tiden vil nytt materiale dekke over de forurensede sedimentene og miljøgiftsituasjonen gradvis forbedres. Dette er tilfelle hvis ikke mer miljøgifter tilføres fra land. Der hvor det ikke forekommer aktiv forstyrrelse av sedimentene er det sannsynligvis best å la disse ligge i ro. Tiltak i fjorden vil i første rekke være aktuelle i de områder der det idag skjer en periodevis oppvirvling av sterkt forurensede sedimenter. Stort sett gjelder dette de grunneste områdene med betydelig båttrafikk, hovedsakelig i Oslo havn, men også Frognerkilen, Holtekilen og Bestumkilen. Enkelte andre områder som må vurderes ut fra dette aspekt er Breidevika, Blakstadbukta, Vollen, Slemmestad og områdene ved Sætrepollen. I de sistnevnte områder er det imidlertid nokså få observasjoner, slik at en bedre kartlegging av miljøgiftsituasjonen i disse områdene er nødvendig, spesielt på dyp mindre enn 10 meter. *Ved Svestad Marina er det i løpet av undersøkelsesperioden iverksatt midlertidige tiltak.*

De høye konsentrasjonene i overflatesedimentet av PCB i Viernbukta kan også nødvendiggjøre tiltak. Her er det uklart hvorfor høye konsentrasjoner ble observert.

6. Forslag til tiltak mot landbaserte kilder.

Sett ut fra miljøforholdene i fjorden er det tilførsler av PCB, olje, PAH, DDT, kvikksølv, bly og eventuelt kadmium som er aktuelt å redusere. Av disse stoffer er tilførsler av olje og PAH i hovedsak et problem for Oslo havnebasseng/Bekkelagsbassenget ved lekkasjer fra bl.a. Sjursøya. Øvrige landbaserte tilførsler av PAH (fra renseanlegg og elver) synes å være små, dog indikerer analyser av overløp at avrenning fra gater kan være et problem. De direkte tilførslene av PCB fra renseanleggene er ikke spesielt store sammenlignet med hva som kan tenkes å bli tilført via luft. Allikevel viser undersøkelsene at tilførsel via overvann samt sedimentene i Loelva og tildels Akerselva kan utgjøre et potensielt problem. Det er ikke klarlagt hvilke spesifikke kilder som bidrar med tilførsler av PCB, men en mulig kilde i overvann er trafikkgenerert PCB fra f.eks. forbrenningsmotorer, bilgummi og slitasje fra veidekke. De forhøyede konsentrasjonene i overflatesedimenter i Loelva og Akerselva har muligens sin opprinnelse i eldre deponier langs elvene, men fortsatt gateavrenning kan også bidra til situasjonen. Ettersom prosjektet ikke nærmere har kunnet klarlegge hvilke kilder som er av størst betydning må videre undersøkelser til for å kartlegge de potensielle kilder som det her er rettet oppmerksomhet mot.

Kvikksølv og kadmium tilføres i hovedsak via renseanleggene. De primære kildene er ikke kjent. I denne sammenheng er det verd å påpeke at kromtilførselen fra VEAS er spesielt høy, sammenlignet med tilførselen fra Bekkelaget renseanlegg og hva som normalt tilføres i tilsvarende renseanlegg i Norden (Stene-Johansen, 1995).

Blytilførselen til fjorden kommer i hovedsak via vassdragene og kilden antas i hovedsak være knyttet til biltrafikken.

Det er bare sannsynliggjort ett industriutslipp med mulige konsekvenser for fjorden, men fortsatt er utslippets størrelse og omfang klarlagt. Dette gjelder tilsynelatende utslipp av PCB fra Dyno Industrier.

7. Forslag om tiltak i fjorden (forurensede sedimenter).

De områder hvor sedimentene kan tenkes utgjøre et problem for dagens miljøsituasjon i fjorden er områder som først og fremst påvirkes av fartøytrafikken i Oslo havn og behovet for mudring langs kaiene for å oppnå tilfredsstillende seilingsdyp. Andre områder som kan utgjøre et potensielt problem er Frognerkilen, Bestumkilen, Holtekilen, men her er det uklart hvor store konsekvenser småbåttrafikk og bølgeerosjon har for miljøet. Her bør det først gjennomføres miljøgiftanalyser på stedbundne spiselige organismer, samt lokalt forekommende fisk. Hvis konsentrasjonene av de aktuelle miljøgifter i organismene er lave vil det ikke være behov for tiltak. Imidlertid bør all virksomhet som kan ha en eroderende effekt på sedimentene begrenses. Eventuell mudring og deponering av sedimentmasser fra disse områder bør ikke foretas uten en nærmere vurdering.

Ettersom de største miljøgiftmengder ligger lagret i sedimentene i havnebassenget og det stadig foregår oppvirvling av disse, foreslås at de mest aktuelle sedimentene fjernes. Det totale forventede arealet er på ca. 400000 m² og omfatter sedimenter på grunt vann (<20m). Dette er sedimenter som i tillegg til å være forurenset av

miljøgifter vil ha et høyt innhold av organisk materiale og som i stor grad er anoksisk. Slike sedimenter er lite egnet til landdeponering på grunn av sitt høye vanninnhold, finkornethet og luktproblemer.

Aktuelle metoder for å håndtere de forurensede sedimentene er enten deponering i nye kaiområder (innkapsling), eller deponering på dypere vann i Bekkelagsbassenget. Bekkelagsbassenget er funnet å være det gunstigste område for deponering i indre Oslofjord, ved at det tidligere er dumpet materiale i området. De dårlige oksygenforholdene og generelt dårlige bunnforhold gjør området ikke lengre egnet til fiske (tråling). Ved en tildekking av det forurensede bunnmaterialet etter avsluttet deponering med egnet (uforurenset) masse vil miljøforholdene totalt sett bli bedre sammenlignet med dagens situasjon, og hvis oksygenforholdene skulle forbedres, kan fisket i området gjenopptas.

Imidlertid krever begge typer tiltaksløsninger videre utredning. Metodene med isolering i strandkantdeponier og deponering med etterfølgende overdekking med egnede materialer er utført flere steder i verden (Skei, 1991 a og b), men det vil likefullt være et behov for å tilpasse metodikken til lokale forhold.

8. Behov for videre undersøkelser.

8.1. Undersøkelser i fjorden.

Undersøkelsene har avslørt enkelte områder med spesielt høye konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter på relativt grunt vann. Mulige kilder er omtalt. Imidlertid er det uklart hvor store områder som egentlig er påvirket. Videre er det et behov for å kartlegge nivåene av miljøgifter på organismene i disse områdene. I Bestumkilen, Holtekilen, Breidvika, Blakstadbukta, Vollen, Slemmestad og Sætre er det behov for supplerende sedimentundersøkelser, spesielt mht. PCB. I tillegg bør det foretas analyser av lokale forekomster av enkelte organismer som blåskjell og fisk i disse områdene. Dette er også aktuelt i Viernbukta hvor en mulig tidligere deponering av PCB-holdig materiale bør undersøkes. I denne forbindelse bør det foretas en del sonderende analyser av non-ortho PCB (de giftigste forbindelsene innen gruppen) og dioxin i organismer, slik at det kan beregnes innhold av toksisitetsekvivalenter. Muligheten for at det er dumpet PCB-holdig materiale i dette område bør undersøkes, samt det påvirkede områdets størrelse.

På bakgrunn av den sterke lokale forurensningen med PCB og PAH som er påvist i havnebassengets sedimenter er det behov for en ytterligere kartlegging av miljøgiftinnholdet i spiselige organismer fra de innerste delene av fjorden.

Sedimentenes innhold av PCB ved Sætre bør klarlegges, dels ved analyser av den vertikale fordelingen, dels ved en klarlegging av størrelsen av det påvirkede området. Også her er det aktuelt å analysere på miljøgifter i stedbundne organismer.

Generell overvåking av miljøgiftnivåer i fjordens organismer, spesielt i lever av torsk og nærstående arter (hvitling), er fortsatt nødvendig for å kunne avgjøre utviklingen med tanke på opprettholdelsen av kostholdsrådet.

Det er et klart behov for å utvikle modellverktøy for beregning av transport av forurensninger fra sediment til vannmassene ved erosjon fra fartøytrafikk og bølger. Uten et slikt verktøy blir det vanskelig å sammenligne tilførsler fra land med den indirekte kilden som sedimentene kan tenkes å utgjøre. I denne sammenheng er det også aktuelt å kunne inkludere transporten av miljøgifter via f.eks. torskens næringsdyr.

Ut fra undersøkelser i andre havneområder er det grunn til å mistenke betydelig TBT-forurensning også i de indre deler av Oslofjorden. Det anbefales analyser på blåskjell fra havneområdet og andre områder nær skipsverft og småbåthavner.

8.2. Undersøkelser på land.

Flere spørsmål er reist i dette arbeide vedrørende potensielle kilder til de ulike miljøgiftene. Analyser av avløpsvann fra Dyno Industrier, biltrafikkens indirekte bidrag via overvann samt sporing av deponier er viktigst. I tillegg gjenstår problemet med å spore kildene til kvikksølv som tilføres via renseanleggene og tilførselen av kadmium og krom via VEAS.

1. Innledning

Overkonsentrasjonen av miljøgifter er et alvorlig problem i en rekke havnebassenger både i Norge og i andre land (Dons og Beck, 1993; Skei et al., 1994 a, Pruell et al., 1990). Årsaken er at havnebassenger tilføres forurensning både fra befolkning, samferdsel (avrenning fra gater og veier og skipstrafikk) og industri. Ettersom havner ofte er anlagt i beskyttede områder vil ofte vannutskiftningen være dårlig og vannmassen kan ha lang oppholdstid. Dette fører til at forurensende stoffer som ofte er knyttet til små partikler, sedimenterer i havnebassenger. I tillegg kan ofte tilførselen av organisk materiale være stor til som følge av kloakkpåvirkning. Miljøgiftene sedimenterer derved ut sammen med organiske partikler. Dette gir en stor sedimentakkumulasjon og økt behov for mudring i kaiområder og skipsleder for å opprettholde seilingsdypet (Skei, 1991 a). Når muddermassene er forurenset kan dette føre til ytterligere miljøproblemer knyttet til selve mudringen og til deponeringen av massene (Skei, 1991b, Skei, 1993).

Undersøkelser av miljøgifter i biologisk materiale som fisk og skalldyr (Green og Knutzen, 1993) og bunnsedimenter (Konieczny, 1994) i indre Oslofjord har avslørt at det er en betydelig forurensning både av metaller (kvikksølv, bly og kadmium) og organiske miljøgifter (PCBer og PAHer). Dette er en situasjon som sannsynligvis har vedvart i svært mange år, men som nå først er blitt kartlagt i detalj. Undersøkelsen av bunnsedimentene tyder på at tilførslene av miljøgifter var størst i 1960 - 1970 årene (Konieczny, 1994) og det er grunn til å tro at nivåene av miljøgifter i fisk og skalldyr også var høyest på den tiden. Utviklingen i sedimentene tilsier at tilførslene har avtatt i den siste 10-årsperioden, noe som kan tilskrives sanering av kommunal kloakk, nøyere oppfølging av industriutslipp og f.eks. overgang til mere bruk av bly-fri bensin.

Selv om utviklingen når det gjelder tilførsler av miljøgifter til Oslofjorden er positiv er det grunn til å vurdere dagens belastning mot de mål man setter seg med hensyn til miljøgiftsituasjonen i fjorden. Dagens belastning består av både primære tilførsler (direkte utslipp fra industri, kommunal kloakk) og sekundære tilførsler (avrenning fra veier, gater, deponier og forurenset sjøbunn). Det er viktig å få skalert størrelsen på de ulike bidragene og få vurdert behovet og realismen i ønsket om å få redusert bidragene. Begrensningene kan være både av økonomisk og teknisk art. Selv om målene for miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord ikke er formelt etablert vil det hvertfall være bred enighet om at nivåene av miljøgifter i spiselige organismer (fisk og skalldyr) ikke skal komme i konflikt med næringsmiddelmyndighetenes grenser for kostholdsråd eller at miljøgiftnivåene skal føre til andre brukerkonflikter.

2. Definisjoner og målsetting

Begrepet *tiltaksplan* kan defineres på mange måter og det er derfor viktig at måten dette begrepet blir brukt på i denne rapporten blir avklart. Med en tiltaksplan menes her :

En sammenstilling av det vi vet om tilførsler av miljøgifter og status for miljøgifttilstanden i resipienten. Dette legges til grunn for en vurdering av behov for tiltak.

Tiltaksplanen er å betrakte som et forslag på hvilke typer av tiltak som med utgangspunkt i dagens tilstand synes nødvendige og som realistisk antas å kunne gjennomføres. Den omfatter ikke en detaljering av tiltakene. Et overordnet mål har vært at situasjonen på sikt i fjorden skal være forbedret i forhold til dagens tilstand etter at tiltak er gjennomført.

Konkret har dette delprosjektet følgende mål :

- lage en syntese av miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord
- vurdere de enkelte kilders relative betydning (inkludert bunnsedimentene)
- vurdere brukerkonflikter på kort og lang sikt
- sammenfatte forslag til tiltak og deres betydning for miljøgiftsituasjonen

3. Dagens miljøgiftsituasjon i Oslofjorden basert på resipientdata

Miljøgiftsituasjonen i fisk i indre Oslofjorden har ikke vært påaktet før i 80-årene (Magnusson m.fl., 1984). Av den grunn vet vi f.eks. ikke hvilke nivåer det var av miljøgifter i fisk og skalldyr i 60-70-årene, da man ut fra analyse av sedimentkjerner kan fastslå at miljøgiftpåvirkningen var størst. Dagens resipientdata omfatter analyser av sedimenter, fisk og skalldyr, hvor sedimentdata er mest omfattende med hensyn til antall undersøkte lokaliteter og antall parametre. Overvåkningsdata om miljøgifter i vann eksisterer i liten grad og det er kun gjort sporadiske målinger av metaller i sjøvann (hovedsaklig Universitetet i Oslo).

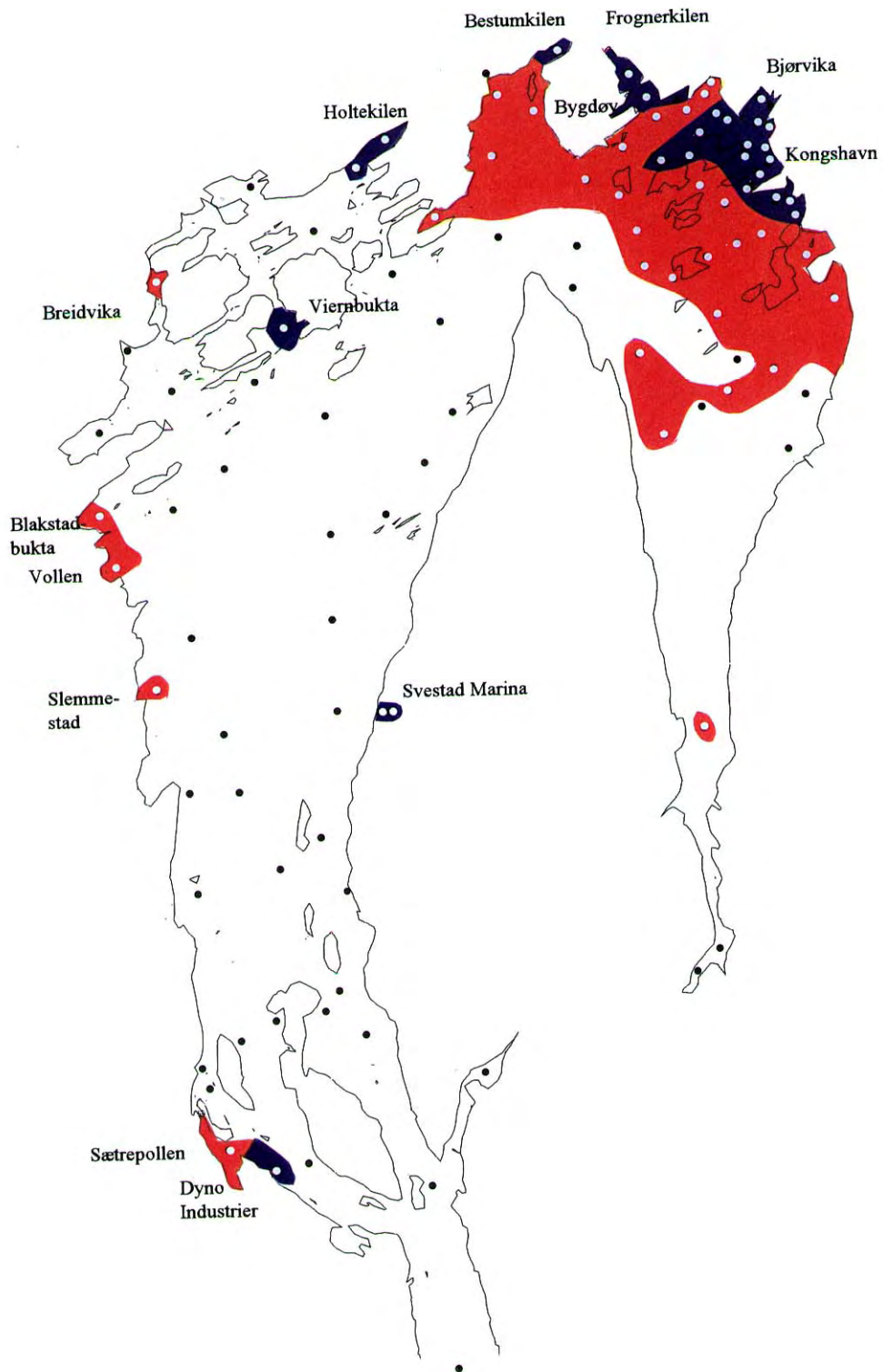
Tidstrender med hensyn til miljøgifter i biologisk materiale er studert i forbindelse med Joint Monitoring Programme (JMP) og Oslo-Paris -Konvensjonen siden 1984 (Green og Rønningen, 1995). I indre Oslofjord er prøver innsamlet ved Akershuskaia, Ormøya, Malmøya, Gressholmen, Gåsøya, Lysaker og Håøya (blåskjell) og fra Vestfjorden (fisk).

Data fra 1993 viser moderate overkonsentrasjoner av PCB i blåskjell, torskelever og torskefilet i indre Oslofjord (Green og Knutzen, 1993). I perioden 1987 - 1993 har det ikke vært noen endringer i trenden for PCB i blåskjell. Det har heller ikke vært noen signifikante endringer av nivået av PCB i torsk i perioden 1990-1993, da målinger pågikk i indre Oslofjord. Det er også registrert moderate overkonsentrasjoner av DDT i torskelever og kvikksølv i fiskefilet i indre Oslofjord. Kvikksølvverdiene har økt noe i perioden 1984 til 1993 (Green, 1993). Konklusjonen på dette blir at det er registrert akkumulering av PCB, DDT og kvikksølv i fisk og skalldyr i indre Oslofjord som må skyldes lokale forurensningstilførsler. Nivået er ikke alarmerende høyt, men det er en uønsket tilstand som fortsatt bør overvåkes med tanke på kostholdsråd og muligheter for tiltak.

Miljøtilstanden på bunnen av indre Oslofjord bærer sterkt preg av akkumulering av miljøgifter (Konieczny, 1994). Nivåene i overflatesedimentene var etter all sannsynlighet betydelig høyere i 1960-70-årene enn de er i dag, men konsentrasjonene er fortsatt svært høye med tanke på PCB, olje (THC), PAH og for enkelte spormetaller. Figur 2 viser forurensningssituasjonen i overflatesedimentene i indre Oslofjord etter klassifiseringsystemet til SFT (Rygg og Thélin, 1993)

Det er spesielt havnebassenget, Bekkelagsbassenget og enkelte av kilene som er sterkt forurenset i tillegg til noen enkeltobservasjoner som tyder på lokale kilder. I den grad sedimentene er anoksiske og abiotiske og ligger i områder hvor de ikke utsettes for fysisk forstyrrelse, representerer miljøgiftene i sedimentene neppe noe stort problem. Miljøgifter i oksiske sedimenter derimot kan forårsake akkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr, med mulighet for overføring av miljøgifter til fisk. Forurensede sedimenter som forstyrres fysisk kan også betraktes som en potensiell kilde til omgivelsene, mens direkte "lekkasje" (diffusjon) av miljøgifter til vannet over neppe kan vurderes som en betydelig kilde.

De mengdene av miljøgifter som ligger lagret i sedimentene er meget store. Selv om det er vanskelig å anslå hvor stor del av dette lageret som potensielt kan bli frigjort er det grunn til å betrakte sedimentene som en sannsynlig viktigere bidragsyter enn dagens tilførsler via vassdrag og renseanlegg. Som eksempel kan nevnes at elver og renseanlegg bidrar med 1-2 kg PCB. I sedimentene som ligger lagret i Bispevika, Bjørvika og Grønlibukta befinner det seg alene ca. 100 kg PCB (beregnet ned til 1 meters sedimentdyp). Hvis 1% av dette lageret ble frigjort hvert år ville det tilsvare bidraget fra de landbaserte kildene. En enkel beregning av miljøgiftlagret i overflatesedimenter (0-2 cm) i fjorden innenfor Drøbak er gjort ved å bruke mediankonsentrasjoner av miljøgiftene for fem områder og overflateareal fra 10 meters dyp. Totalt (inklusive tidligere beregninger for Bispevika i havnebassenget (Konieczny, 1992)) er det lagret ca. 65 kg PCB, 760 kg kvikksølv, 300 kg kadmium, 115 tonn bly og ca 4 kg DDT. Det er ikke gjort forsøk på å beregne det totale lageret av miljøgifter i sedimentene innenfor Drøbak, etter som det er gjort få observasjoner av miljøgifter dypere enn de øverste 2 cm. Sammenlignet med dagens utslipp pr. år fra renseanlegg og elver (1-2 kg PCB, 40 kg kvikksølv, 115 kg kadmium, 8400 kg bly, (Stene-Johansen, 1995)) er det sannsynliggjort at sedimentene bidrar vesentlig til opprettholdelsen av forhøyede nivåer av miljøgifter i organismer i fjorden. Kadmium synes her å være et unntak.



Figur 2. Forurensnings situasjonen i dagens overflatesedimenter i indre Oslofjord vist ved tilstandsklassene IV (rød markering = dårlig) og V (blå markering = meget dårlig). (Konieczny, 1994).

Forurensningstilstanden, bedømt ut fra SFT's klassifiseringssystem, varierer i overflatesedimentene. Tilstanden varierer noe for de enkelte variable. For kvikksølv i overflatesedimentene er det kun få observasjoner som ligger lavere enn tilstandsklasse nokså dårlig (ca. 20 %). Tilstandsklasse dårlig (IV) til meget dårlig (V) ble registrert i Oslo havnebasseng/Forgnerkilen/Bekkelagsbassenget, Ljansbruket, søndre Bunnefjorden, SO for Nakkholmen, Bestumkilen og Svestad Marina. For kadmium var de fleste observasjonene i tilstandsklasse mindre god (II) eller høyere tilstandsklasser. Observasjoner i tilstandsklasse nokså dårlig (III) og dårlig (IV) var omtrent de samme som de dårligste områdene for kvikksølv. For bly var hovedvekten av observasjonene i tilstandsklasse mindre god (II) til nokså dårlig (III), med de dårligste tilstandsklasser i Oslo havnebasseng, Bekkelagsbassenget, Bærumsbassenget, Lysakerfjorden, nordre Bunnefjorden, og enkelte steder i Vestfjorden. For de øvrige metaller (Cu, Zn, Ni, Cr, As, V, W), var antallet observasjoner lavt (n= 6-8) og konsentrasjonen i overflatesedimentene lå i tilstandsklasse I (god) eller II (mindre god), unntatt kobber hvor de fleste observasjonene lå i tilstandsklasse III (nokså dårlig).

PCB-konsentrasjonen i overflatesedimenter lå for det meste i tilstandsklasse III (nokså dårlig) til IV (dårlig), og kun få observasjoner i tilstandsklasse II (mindre god). De mest belastede områdene var Oslo havneområde/Frognerkilen, Bestumkilen, Holtekilen, Galteskjær - Hovedøya, Viernbukta ved Ostøya og syd i Gråøysundet (tilstandsklasse III-IV). DDT ble observert i forhøyde konsentrasjoner i omtrent samme områder som PCB (tilstandsklasse II).

Andre persistente klororganiske forbindelser er av underordnet betydning hva konsentrasjoner angår. Forhøyde konsentrasjoner av PAH ble registrert lokalt i Oslo havneområde (tilstandsklasse V). På steder hvor det fortsatt behandles olje og petroleumsprodukter ble det registrert svært høye konsentrasjoner av THC (mer enn 200 ggr bakgrunnsnivå). Områdene utenfor Filipstad, Kongshavn, Sjursøya, Svestad Marina og Oslo havn var mest belastet.

De økologiske konsekvensene av de forhøyde konsentrasjonene av miljøgifter i fjordens sedimenter er vanskelig å vurdere. I et arbeidsdokument fra en Workshop i Scheveningen 15-16.11.1993 er det satt opp økotoksikologiske bedømmelseskriterier for enkelte tungmetaller og organiske mikroforurensninger (OSPARCOM, 1995). Ettersom kjennskapen til enkelte stoffers effekt på miljøet varierer, opererer dokumentet med to typer kriterier - foreløpige og faste kriterier. Som andre slike kriterier anslås konsentrasjonsnivåer som skal ligge under grensen for skade på det marine miljøet. Ut fra kjente effekter settes denne grense som en faktor på 10, 100 eller 1000 avhengig av antall arter og mengde data som foreligger for hvert stoff.

Sammenlignes observasjonene fra indre Oslofjord med de øvre grenser for ulike stoffer som OSPARCOM - notatet opererer med, ligger de fleste konsentrasjonene for kvikksølv og bly klart over grensen for at ikke noen skade skal oppstå på fjordens økosystem. For kadmium er det kun tre stasjoner som ligger over denne grensen, mens de få observasjonene av kobber, sink og krom som foreligger (6 stasjoner), alle har konsentrasjoner over denne grensen. For PCB foreligger kun et foreløpig bedømmelseskriterie, men samtlige observasjoner fra overflatesedimentene i indre Oslofjord ligger klart over denne grensen. For DDE er det også satt foreløpige

grenseverdier, men her er det kun enkelte områdene som overskrider den aktuelle verdien (Oslo havnebasseng og Bekkelagsbassenget). Ut fra disse bedømmelseskriterier er det således ut fra et økotoksikologisk synspunkt konsentrasjonen av kvikksølv, bly og PCB i fjordens overflatesedimenter som er mest alvorlige.

Testing av giftighet av bunnsedimenter fra fem stasjoner med tre typer av testorganismer (*Skeletonema costatum*, *Acartia tonsa* og *Nitocra spinipes*) gav en mulig moderat respons for sedimentet fra Grønnlikaia S, Nesoddtangen og Kongshavn, men ingen effekt for lokaliteten Filipstad (Nygaard og Källqvist, 1994). Fra Bekkelaget viste algetesten (*S. costatum*) en tydelig effekt, men det var ingen effekt for krepsdyrtestene (*A. tonsa*, *N. spinipes*). Felles for de tre stasjonene hvor det ble funnet en moderat respons var høye verdier for enten kvikksølv eller kadmium. Generelt var det ikke mulig å påvise noen klar sammenheng mellom nivåer av enkelte forurensningskomponenter og toksisitet i sedimentene ved kortvarig eksponering (Källqvist, 1993), noe som er i samsvar med hva som er funnet i andre forurensede lokaliteter. Dette tyder på at den biologiske tilgjengeligheten har en avgjørende betydning for miljøgiftenes toksisitet.

Undersøkelser av bløtbunnsfauna på 9 stasjoner i samme område viste at på 5 av stasjonene inne i havneområdet var faunaen særlig påvirket av dårlige oksygenforhold, og at et anoksisk og løst bunnsediment hindrer forekomst av mer normal bunnfauna (Olsgaard, 1994). Nivåer av miljøgifter på stasjonene innenfor havnområdet er ikke så høyt at dette isolert sett skulle hindre etablering av rikerer fauna. Imidlertid viste en analyse (DCA-ordinasjon av fauna etterfulgt av en korrelasjon mellom fauna og miljøvariable) at de viktigste forklarende miljøvariable var henholdsvis kadmium i sedimentet og stasjonsdyp. Imidlertid er antall observasjoner (stasjoner) lavt og analysen er ikke slik at noe entydig bevis for forklaringen til bløtbunnfaunens tilstand foreligger. Derimot viste også toksisitetstestene på enkelte av stasjonene en moderat respons på bl.a. kadmium.

Sett ut fra miljømål og undersøkelser som nå er gjennomført er det PCB, olje (THC), DDT, kvikksølv, bly og tildels kadmium som peker seg ut som de generelt sett mest problematiske miljøgiftene i indre Oslofjord.

4. Miljøgiftkilder

Det er ikke tidligere gjennomført noen kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra ulike kilder til indre Oslofjord. I dette prosjektet ble det derfor nødvendig å først gjennomføre en nokså grov kartlegging for å få innsikt i hvor store tilførslene av enkelte miljøgifter er i dag (Stene-Johansen, 1995). Derfor ble de potensielt største utslippene til fjorden valgt ut og komplettert med enkelte innledende undersøkelser der hvor det forelå indikasjoner på mulige kilder. Arbeidet startet parallelt med sedimentundersøkelsene i fjorden og disse avslørte enkelte "nye" potensielle kilder som det ikke har vært mulig å vurdere nærmere som kilder.

Tilførsel av miljøgifter til indre Oslofjord skjer idag via industri, kommunal kloakk, eldre deponier og via luft/nedbør. For tilførsel via luft/nedbør finnes ulike kilder som langtransporterte luftforurensninger og lokale kilder som industriutslipp til luft, trafikk på land og på sjøen. Imidlertid finnes mange potensielle kilder i Oslofjordområdet og kartleggingen har ikke kunnet bli fullstendig. En potensiell kilde som ikke er med er tilførselen fra skipstrafikken inklusive småbåter. Enkelte kilder har også vært vanskelige å beregne størrelsen av, når antall observasjoner er av begrenset omfang og den generelle kjennskapen til dem er ufullstendig. Dette gjelder til dels tilførselen via elver, hvor det var nødvendig med en fokusering på de potensielt mest forurensede elvene. Etersom nye potensielle kilder ble oppdaget ved sedimentundersøkelsene mangler bl.a. beregninger av disse kilders betydning i forhold til andre tilførsler.

4.1. Industri

Tilførselen av miljøgifter fra industrien er ikke kartlagt spesielt. Sedimentundersøkelsene i Oslofjorden har imidlertid avslørt noen lokale "hot spots". Det ble ikke ansett som nødvendig i en første fase å foreta direkte undersøkelser på enkeltbedrifter for et overslag av tilførselen til fjorden totalt sett var gjort.

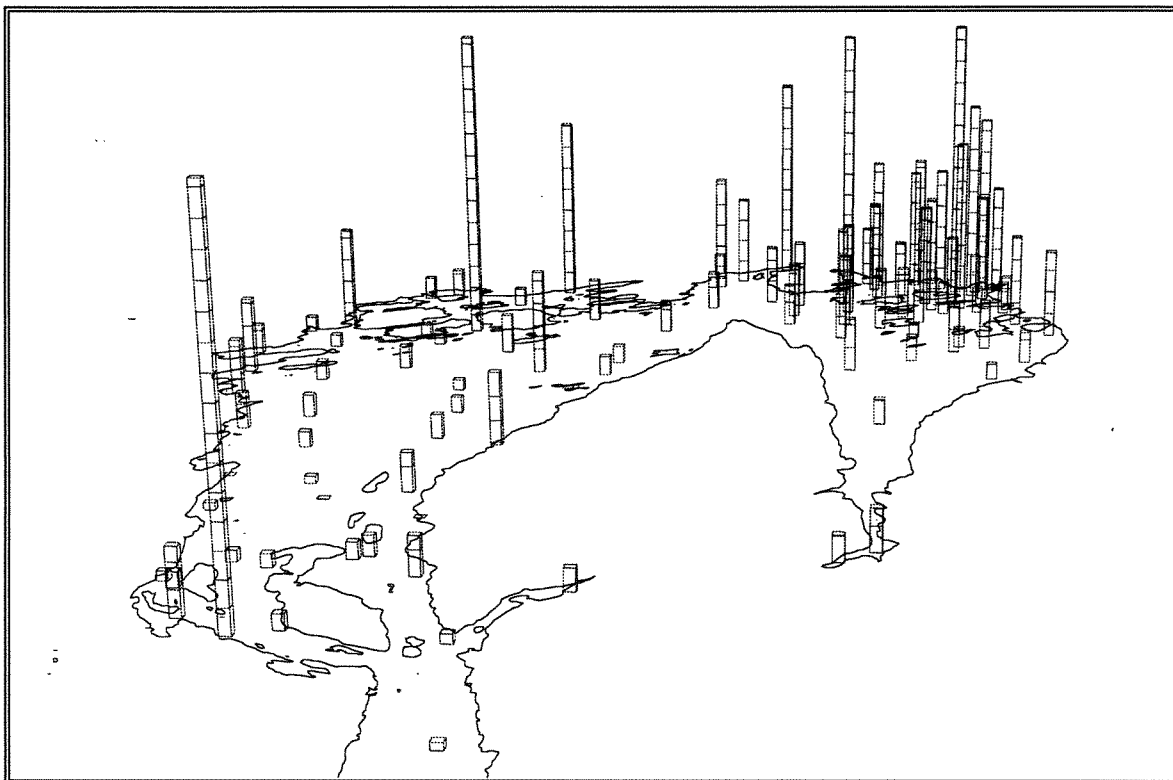
Observasjoner fra sedimentundersøkelsene viste at det var klart større konsentrasjoner av PCB i overflatesediment i sjøen ved Sætre i Hurum og meget høy nitrogenkonsentrasjon (og TOC-konsentrasjon) på samme sted (figur 3). Stasjonen ligger ved et utslipp fra Dyno Industrier. Litteraturstudier og toksisitetstester ble gjennomført på avløpsvannet fra bedriften i 1984 (Haugen.m.fl., 1984), men forekomsten av PCB ble ikke hverken vurdert eller analysert. Andre forklaringer på de høye PCB-konsentrasjonene i overflatesedimentet kan være at det blitt dumpet PCB-holdig materiale i området.

Fra andre undersøkelser vet vi at skipsverksteder og marinaer er potensielle forurensningskilder. Fra sedimentundersøkelsene finnes det indikasjoner på slike lokale kilder ved forhøyde konsentrasjoner av PCB i sundet vest for Nesøya, Blakstadbukta, Bestumkilen, Holtekilen og Paddehavet. I småbåthavnene i Holtekilen og Paddehavet ble det observert samme type PCB-blanding (Konieczny, 1994).

Av annen industrivirksomhet som påvirker miljøgiftsituasjonen i fjorden er oljeindustrien på Sjursøya i Bekkelagsbassenget (forhøyde konsentrasjoner av olje og PAH i sedimenter, Konieczny (1994)). Forhøyde konsentrasjoner av PAH er også observert utenfor Slemmestad, samt THC (olje) ved Svestad Marina. Svestad Marina

er et område som også har lokalt kraftig forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn og Ni).

Av de her påpekte mulige "industri"-kilder, er sannsynligvis ikke alle aktive idag. Forholdene ved Svestad Marina er betinget av tidligere tilførsler (Konieczny 1994). De andre områdene som fortsatt kan ha aktive kilder er de som ligger nær skipsverksteder og småbåthavner. Der kan det til dels være et fortsatt tilsig fra dagens aktiviteter, men også fra deponier eller tidligere håndteringer av miljøgiftsholdig avfall som diffust tilføres fjorden.



Figur 3. Konsentrasjon av PCB i overflatesedimenter i indre Oslofjord (1 delstrek = 50 µg/kg tørrvekt). (Konieczny, 1994).

4.2. Kommunal kloakk

Det kommunale ledningsnett rundt indre Oslofjord har i hovedsak vært felles for industri og kommunal kloakk. Ledningsnettets tilstand er også delvis gammelt og i så dårlig forfatning at betydelige mengder fremmedvann og overvann tilføres. Oslo vann- og avløpsverk (OVA) regner med at ca. 55% av tilrenningen til rensanleggene er fremmedvann (Moland, 1985,1988). Fremmedvannet er innlekket vann (48%) og overvann (7%) som kommer via gatesluk. I enkelte områder foregår også utlekking fra avløpsystemene med drenering til overvannsledninger og utslipp til vassdrag.

Kloakkutslippene har vært en punktkilde for miljøgifter, historisk og idag. Totalt er ca. 740.000 personer tilknyttet rensanlegg og derav bare 4 % til de mindre anleggene. De største bidragene kommer idag fra de to største rensanleggene (Vestfjordens avløpsselskap (VEAS) og Bekkelaget r.a. (BRA)). Tilførsel av miljøgifter fra rensanleggene fremgår av tabell 1. Det er enkelte ulikheter i tilførslene fra VEAS og BRA. VEAS bidrar med større tilførsler av krom og kobber, mens BRA bidrar med de største tilførslene av sink og PAH, til dels også bly. Det er uklart hvorfor det er en slik forskjell. Konsentrasjonene av kobber, krom og sink i sedimentene i indre Oslofjord synes generelt ikke å være så høye at disse stoffene kan anses å tilhøre de mest problematiske miljøgiftene i fjorden. Imidlertid bør det undersøkes hvorfra krom som tilføres VEAS kommer fra. Sammenlignet med utslipp fra andre byer i Norden er krominnholdet i utslippet fra VEAS spesielt høyt, men også kvikksølvinnholdet er relativt høyt. Innholdet av bly og sink ligger på omtrent samme nivå som noen andre byer i Norden (Stene-Johansen, 1995). Blytilførslene antas å stamme fra biltrafikken (via fremmedvann og overvann). Observasjoner av PCB i overvann fra Vestbanen/Rådhusområdet tyder på at dette kan være en betydelig kilde til PCB tilførselen til rensanleggene, såvel som direkte til fjorden ved avrenning.

4.3. Deponier

Deponier med industriavfall ved indre Oslofjord er konsentrert omkring Oslo, men enkelte mindre deponier kan finnes også andre steder (f.eks. ved verkstedsindustrier, båtverksteder). På Langøya har Oslo kommune fylt ut et område med masser som var forurensede. Ut fra sedimentundersøkelsene ser det ut til at deponier ved Akerselva og Loelva er de som idag er mest aktuelle å se nærmere på. Slike deponier (figur 4) er kartlagt av NGU (1990 a og b).

Det er ikke gjennomført noen systematisk gjennomgang av ulike deponier. Observasjoner av miljøgifter i vann og sedimenter i noen av elvene ble foretatt for å se på tilførsler til fjorden. Slike observasjoner vil kunne avsløre lekkasjer fra deponier, men disse kan ikke skilles fra direkte utslipp eller tilførsler via avrenning fra forurenset grunn.

Tabell 1. Tilførsler av miljøgifter fra avløpsanlegg til indre Oslofjord (avrundede tall).
BRA= Bekkelagtes renseanlegg, VEAS= Vestfjordens avløpsseksjon.

Avløps- anlegg	Kvikksølv kg/år	Kadmium kg/år	Bly kg/år	Krom kg/år	Kopper kg/år	Sink kg/år	PAH kg/år	PCB kg/år
BRA	13	26	45	196	3027	9199	18.24	0.4
BRA overløp	4	9	15	67	1041	3128	6.20	0.1
VEAS	17	31	74	557	5762	3457	12.84	0.6
VEAS overløp	2	3	7	56	576	346	1.28	0.1
Øvrige anlegg	2	4	19	56	608	640	1.8	0
SUM	38	73	160	932	11014	16770	40.36	1.2

Tabell 2. Tilførsler av miljøgifter fra vassdrag til indre Oslofjord (avrundede tall).

Vassdrag	Kvikksølv kg/år	Kadmium kg/år	Bly kg/år	Krom kg/år	Kopper kg/år	Sink kg/år	PAH kg/år	PCB kg/år
Ljans- elva	0.03	1.3	39	32	78	320	0.9	$6.59 \cdot 10^{-3}$
Loelva	0.15	7.3	116	65	236	1450	6.1	$63.83 \cdot 10^{-3}$
Akers- elva	0.13	6.5	91	33	104	1300	4.3	$12.34 \cdot 10^{-3}$
Frogner-elva	0.05	1.2	23	12	35	470	0.8*	$2.21 \cdot 10^{-3}$
Hoffs- elva	0.01	0.4	8	4	10	123	0.3*	$0.78 \cdot 10^{-3}$
Mærradals- bekken	0.00	0.3	7	3	8	80	0.2*	$0.50 \cdot 10^{-3}$
Lysaker-elva	0.16	8.0	56	80	104	803	5.1	Neglisjerbart
Sandvikselva	1.19	17.0	340	255	595	3400	11.3	$32.30 \cdot 10^{-3}$
SUM	1.72	42	680	484	1170	7946	29.0	$118.25 \cdot 10^{-3}$

Sedimentundersøkelser er gjennomført i Loelva (Voie, 1994, Stene-Johansen, 1995) og Akerselva (Lingsten m.fl., 1989, Bækken, 1994b). I Akerselva ble det funnet meget høye konsentrasjoner av tungmetaller, spesielt kvikksølv, kobber og bly. Også høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter ble funnet. De høyeste konsentrasjonene ble observert nederst ved kulverten i elven. Basert på klassifiseringsystemet for *marine* sedimenter var tilstanden meget dårlig for PAH og nokså dårlig til dårlig for PCB. Observasjoner av PAH og PCB i ulike sedimentsjikt viser at konsentrasjonen i overflatesedimenter var lavere enn i de dypere liggende lag. Dette indikerer at tilførselen av PAH og PCB til elven har blitt redusert.

Basert på enkelte observasjoner av tungmetaller, PAH og PCB i vann nær elvenes utløp til fjorden er tilførselene til fjorden beregnet (tabell 2) (Stene-Johansen, 1995).

Akerselva har vært betydelig påvirket av industriforurensninger. Fortsatt påvirkning fra nedlagt industri kan ikke utelukkes (Spigerverket, Gassverket, m.fl.). Overvann og lekkasjer fra ledningsnett kan bidra til ytterligere belastning, på tross av tiltak som blitt gjennomført langs elva i den senere tiden.

Langs Loelva har det også vært en betydelig industrivirksomhet og her finnes mange eldre industrideponier og fyllplasser (Rasmussen, 1992 og Rosland, 1992). Loelva tilføres også kloakkvann (overløp) og overvann. Sedimentundersøkelser og observasjoner fra vannmassen i Loelva viser at vassdraget er forurenset med både tungmetaller, PAH og PCB. Ut fra det marine klassifiseringsystemet for sedimenter (Rygg og Thélin, 1994), er nedre del av Loelva markert til sterkt forurenset av PCB og til dels også av PAH. Sammenlignes konsentrasjonene av tungmetaller i vann med klassifiseringsystemet for vassdrag er også vannet meget sterkt forurenset (Holtan og Rosland, 1992).

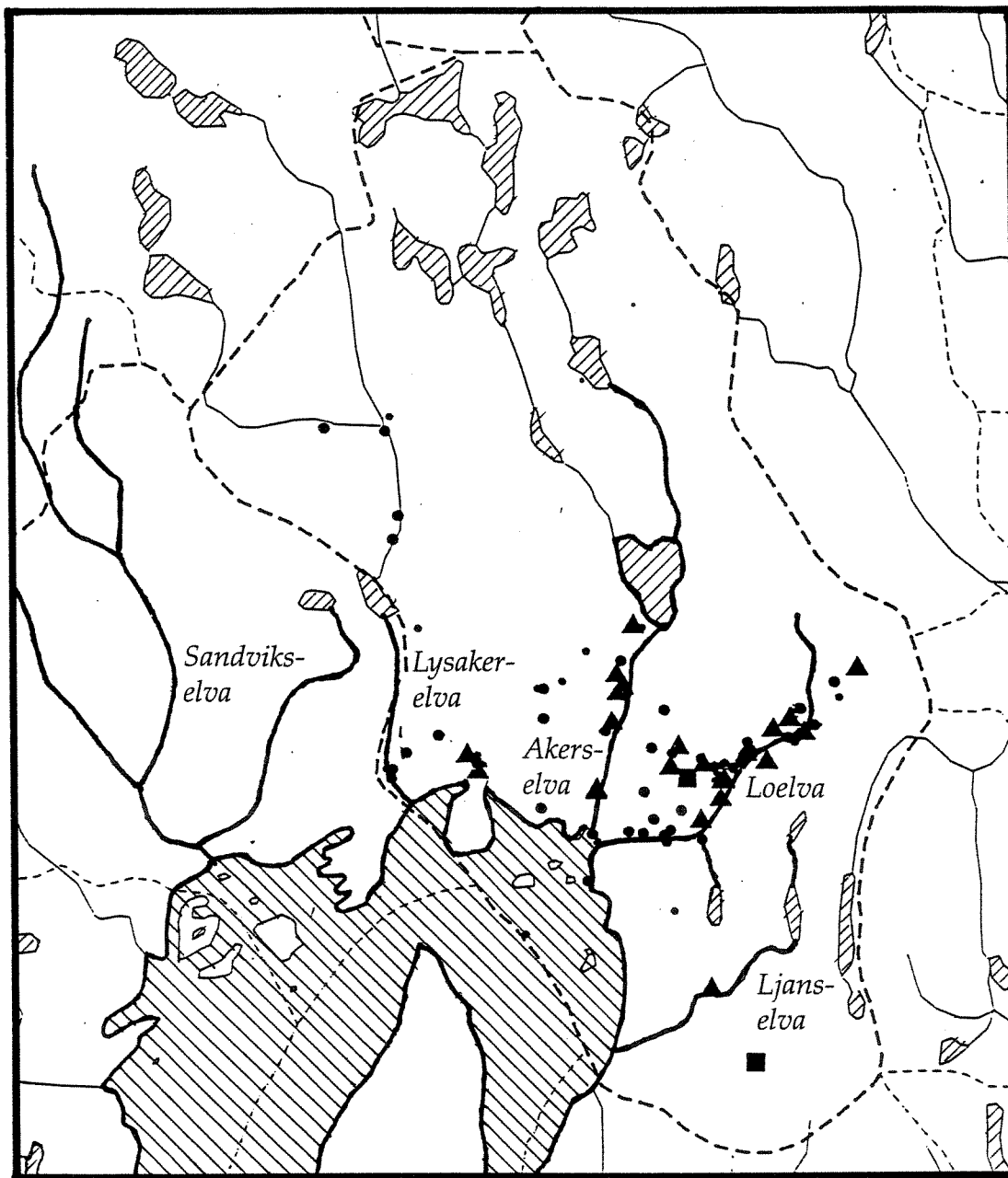
Loelva bidrar idag med de største tilførselene av PCB sammenlignet med de vassdrag som det foreligger observasjoner fra (Ljanselva, Akerselva, Frognerelva og Lysakerelva)(figur 5).

Analyser av PCB i overflatesedimenter tyder på at det kan finnes enkelte større kilder langs elven. Det er ikke klarlagt hvilke kilder dette er, men kartleggingen av bl.a. deponier og kjennskap til tidligere avfallshåndtering i området, sannsynliggjør at forurensningen kan stamme fra slike kilder. Observasjoner fra stasjonen nederst i elven peker på at en relativt betydelig kilde kan ligge nedstrøms Østensjøbekkens utløp i Loelva eller i nedbørsfeltet til Østensjøbekken. PAH-analysene tyder på flere ulike typer kilder (forbrenning og oljerelaterte kilder). En vanskelighet ved tolkingen av sedimentanalyser langs elven er at sedimentene forflytter seg og at sedimentasjonsgrunnlaget varierer. Dette kan gi et diffust bilde, hvor kilden kan ligge langt fra det sted hvor overkonsentrasjoner ble registrert.

Transporten ut i Oslofjorden ble beregnet ut fra observasjoner i vann, men sedimentene vil også utgjøre en sekundær kilde for tilførselene til fjorden. Observasjoner viser at sedimenter spyles ut i flomperioder (Voie, 1994). Det er ikke beregnet hvor store mengder som på denne måten tilføres fjorden.

For Loelva er deponier og fyllplasser sannsynligvis viktige kilder for tilførsel av miljøgifter til fjorden og det bør undersøkes hvilke deponier som idag gir de største bidrag, spesielt gjelder dette for PCB og kvikksølv.

Andre elver som bør undersøkes i lys av dette er Lysakerelva (kvikksølv) og Sandvikselva. Tilførselene fra Sandvikselva ble i denne undersøkelsen beregnet på grunnlag av tidligere observasjoner for tungmetaller, mens det mangler observasjoner på PAH og PCB.



- Gruppe 1: Behov for tiltak
- ▲ Gruppe 2: Behov for undersøkelse
- Gruppe 3: Behov for undersøkelse ved endret arealbruk
- Gruppe 4: Ingen undersøkelse behøves

Figur 4. Avfallsfyllinger og forurenset grunn i Oslo (NGU 1990).

4.4. Luftforurensning og forurensninger knyttet til trafikk.

Miljøgiftforurensning via luft og nedbør skyldes direkteutslipp til luft ved blandt annet forbrenning, både fra industri og bil- og skipstrafikk. Videre kan muligens slitasje av asfaltdekke bidra til forurensning av overvann. Trafikkens betydning kan illustreres med at blytilførslen til indre Oslofjord domineres av tilførslene via vassdrag (Stene-Johansen, 1994). Det er også påvist forhøyede konsentrasjoner av PCB og PAH i snø i veikanten. Konsentrasjonene var avtakende med økende avstand fra veiene klart relatert til trafikk tetthet (Bækken, 1994a).

Observasjoner av overvann fra to steder i Oslo (Vestbanen, sterkt trafikkert område og Vestli, mindre trafikkert område) ga også klare forskjeller i konsentrasjonen av PCB, PAH og bly, samt andre tungmetaller. Det er trolig at de høyere PAH- og blykonsentrasjonene ved Vestbanen skyldes trafikken, men det er vanskeligere å forklare kilden til de høyere konsentrasjonene av PCB. Vannprøvene (som var meget partikkelholdige) ble innsamlet ved en pumpestasjon som fører overvann fra Vestbaneområdet til ledningsnett som går til VEAS. Det kan tenkes at avfall fra tidligere virksomheter i området også kan bidra (f.eks. Akers Mek, NSB-Vestbanen m.m.). Det foreligger få observasjoner som knytter PCB til trafikk. Det er registrert overkonsentrasjoner i biltunnelluft (Granier & Chevreuil, 1991), samt avtakende konsentrasjoner med økende avstand fra vei i trafikkpåvirket jord (Benefanati et.al., 1992). Observasjoner av PCB i snø langs veier i Oslo viste også avtakende konsentrasjoner med økende avstand fra veien (Bækken (1994a). Analyser av PCB fra motorveier i Connecticut (Hoag and Alexander, 1986) viser at PCB kan forekomme i asfalt-veidekke. Det er således av stor betydning å få en bedre kartlegging av dette, både med tanke på overvann som direkte eller via elvene tilføres fjorden, men også for at dette kan være en viktig kilde for det som blir observert i avløpsvannet fra renseanleggene.

Langtransporterte forurensninger av PCB og PAH kan også bidra til situasjonen i Oslofjorden. Det foreligger ikke observasjoner av hvor mye PCB som kan tenkes å bli tilført på denne måten. Imidlertid foreligger enkelte observasjoner av PCB fra andre områder. Fra Kosterområdet i Sverige er det beregnet en deponering fra luft på mellom 2-3 ng/m²/døgn (IVL, pers. medd.). Med et nedbørsfelt til indre Oslofjord på ca. 1384*10⁶ m² vil dette bety en årlig tilførsel av PCB (PCB-7) på ca. 1 kg pr år. I tillegg vil overflaten i indre Oslofjord motta ca. 0.1 kg pr.år fra atmosfæren. Sammenlignes dette med beregnet transport fra renseanlegg og elver (tabell 1 og 2) kan tilførslen ved langtransporterte forurensninger være av omtrent samme størrelse.

Nedfallet av PAH i Kosterområdet er observert til ca. 400-500 ng/m²/døgn (IVL, pers.medd.). Brukes dette tallet for å beregne langtransporterte luftforurensningers tilførsler på Oslofjordens nedbørsfelt blir dette en årlig tilførsel på ca. 200 kg pr. år. Dette er ca 3 ganger mer enn beregnet lokal tilførsel fra elver og renseanlegg.

5. Vurdering av ulike kilders relative betydning.

En relativ sammenligning av de ulike kildenes betydning for tilførselen til indre Oslofjord kan ikke bli fullstendig, når enkelte tilførsler og kilder er ukjente. Til kategorien av kilder som ikke er direkte målt hører overvann (trafikk), samt sekundærbelastningen fra utspyling av sedimenter fra elvene i flomperioder. For organiske miljøgifter er også antall observasjoner i elvene begrenset og for noen elver mangler vi observasjoner. Direkte utslipp fra industri av organiske miljøgifter (Hurum og Slemmestad) er ukjent. Sammenligningen som er vist i figur 5 og 6 bygger på observerte og beregnede tilførsler fra renseanlegg, overløp og elver (Stene-Johansen, 1995).

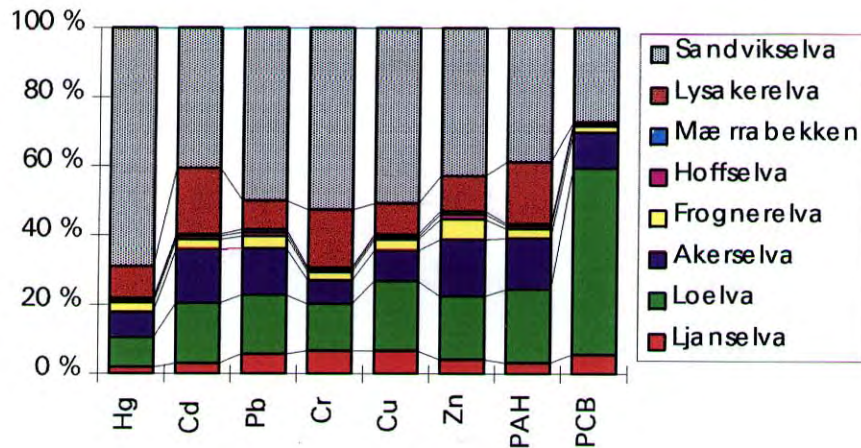
De største tilførslene av kvikksølv, kadmium, krom, kobber, sink, PAH og PCB skjer via renseanleggene. Belastningen er i dag størst på Vestfjorden og Bekkelagsbassenget. De største tilførslene av bly kommer via vassdragene og belastningen er størst på Oslo havn og Bærumsbassenget. Av vassdragene bidrar Loelva med de største tilførslene av PCB. Tilførsel av PAH er ikke ubetydelig fra vassdragene i forhold til totaltilførslene (figur 6). De største tilførslene er fra Loelva, Akerselva, Lysakerelva og Sandvikselva.

Totalt sett er det forbausende lite PAH som tilføres fjorden via vassdrag og renseanlegg. Av øvrige miljøgifter, som det er foretatt direkte observasjoner av i renseanlegg og elver, er det kun dagens tilførsel av PCB, kvikksølv, bly og muligens kadmium som kan bli betraktet som aktuelle stoffer å gjøre tiltak mot.

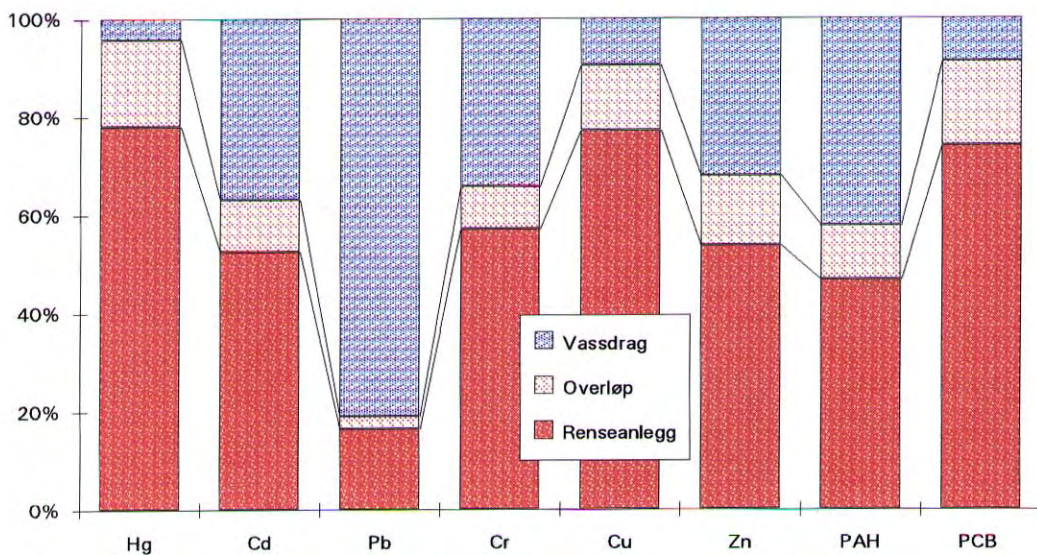
PCB-kildene er ukjente, men mulige kilder kan være deponier, fyllinger og trafikken (veidekket).

Av ikke kvantifiserbare tilførsler er de høye sedimentkonsentrasjonene av PCB utenfor Sætre i Hurum som er oppsiktsvekkende, samt en enkeltobservasjon av PCB i overflatesedimentet mellom Ostøya og Brønnøya (figur 3). Den sistnevnte observasjonen er det ikke noen egentlig forklaring på, muligens kan det være dumpet noe i området. Forhøyede konsentrasjoner av PCB i sedimentene i noen av småbåthavnene og i nærheten av båtverksteder er andre eksempler på mulige kilder. Videre er sekundærforurensning fra sedimenter i elvene, spesielt Loelva og Akerselva sannsynligvis av betydning for forholdene i nærområdene i fjorden. Også sedimentene i havneområdet er en sekundærkilde ved at propellstrøm virvler opp sedimenter og bidrar til forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassen, og muligheten for en videre spredning til nærområdene til havnebassenget (Magnusson, 1995). Det er ikke gjort noen forsøk på å kvantifisere denne transporten.

Ytterligere en faktor av betydning for forholdene er den snødumping som skjer i området. Bækken (1994) har anslått mengder miljøgifter som kan tenkes tilført Oslo havnebasseng i løpet av en vinteren 1993/94 og sammenlignet dette med tilførslene via vassdrag og renseanlegg i løpet av et år. Han konkluderer med at mengden forurensninger som tilføres Bispevika og havnebassenget er lav i forhold til de totale tilførslene fra andre kilder.



Figur 5. Relativ tilførsel av miljøgifter fra ulike vassdrag ved indre Oslofjord (Stene-Johansen, 1995).



Figur 6. Relativ tilførsel av utvalgte miljøgifter til indre Oslofjord fordelt på renseanlegg, overløp fra renseanleggene og vassdragene. (Stene-Johansen, 1995)

Sammenlignes snødumpingen med tilførslene i Loelva på årsbasis er det imidlertid ikke ubetydelige mengder av bly (25 %), krom (30%), PAH (136%) og PCB (35 %) som tilføres. Her er dog ikke medregnet det som idag tilføres fra Loelva ved utspyling av forurensede sedimenter til fjorden, samt bidraget fra Akerselva.

6. Forurensede sedimenter som sekundær forurensningskilde på kort sikt.

Det er gjort en meget detaljert undersøkelse av sedimentene i indre Oslofjord (Konieczny, 1994). Denne undersøkelsen har vist at store mengder miljøgifter er lagret i sedimentene i havnebassenget (Bjørvika, Bispevika, Lohavna, Kongshavna og Sjursøya). Forurensning av tungmetaller ser ut til å ha startet ca. 1920 og har nådd sitt maksimum ca. 1960 - 1970. En stor del av sedimentene i havnebassenget er råtne (anoksiske) og mangler fauna. Det samme gjelder de dypere deler av Bunnfjorden. Det kan også være sedimenter som periodevis påvirkes av oksygenfrie forhold i tilknytning til vannutskiftninger, men som vanligvis er oksiske. Dette er spesielt sedimenter som befinner seg ved intermediære dyp. I Vestfjorden er forholdene permanent oksiske og sedimentene inneholder en rik bunnfauna (Olsgaard, 1994).

Når forurensede sedimenter skal vurderes som potensiell forurensningskilde er det ikke tilstrekkelig å vurdere bare grad av forurensning. Av andre viktige faktorer kan nevnes redoksforhold (oksisk eller anoksiske), tilstedeværelse av gravende dyr (bioturbatorer), grad av eksponering (påvirkning av strøm eller annen fysisk forstyrrelse (f.eks. propellerrosjon) som forårsaker oppvirvling), kornstørrelse og organisk innhold. Vanligvis kjenner vi for dårlig til de faktorer som innvirker på sedimentene som sekundær forurensningskilde, men en del erfaring er blitt innhentet både fra feltstudier og fra eksperimentelt arbeid (Skei, 1992 a, Skei et al., 1994 b). Basert på NIVAs egen eksperimentvirksomhet på Marin forskningsstasjon Solbergstrand og utenlandske erfaringer ser det ut til at redoksforhold i sedimentene har stor betydning for metallers mobilitet (Rasmuson et al., 1990) og at oppvirvling av sedimenter øker frigivelse av både organiske og uorganiske miljøgifter fra sedimentene til vannet over (Konieczny et al., 1991; Skei et al., 1994 b). Hvilke faktorer som påvirker miljøgiftenes biotilgjengelighet og overføring til næringskjeder er fortsatt nokså uklart, men sedimentets innhold av organisk materiale kan spille en viktig rolle (Kersten og Krøncke, 1991).

Det er flere måter sedimentene kan påvirke omgivelsene på :

1. Fysisk transport av forurensede partikler fra et forurenset område til et uforurenset område.
2. Frigivelse av miljøgifter fra oppvirvlede sedimenter (resuspensjon og desorpsjon fra partikler og/eller frigivelse av forurenset porevann).
3. Direkte opptak i sedimentlevende dyr som følge av inntak av forurensede partikler eller eksponering overfor forurenset porevann. Miljøgiftene kan transporteres videre i næringskjeden ved at forurensede dyr spises av fisk som ernærer seg på sedimentlevende dyr.

Sedimenter i havneområder blir ofte betraktet som "hot spots" for miljøgifter (Skei, 1992 a) og spørsmålet reiser seg om disse sedimentene forblir i havneområdet eller om

de kan fysisk forflytte seg til utenforliggende områder. Når finkornige sedimenter befinner seg på bunnen er det vanligvis et tegn på at dette er et sedimentasjonsområde hvor liten erosjon og (bort)transport av sedimenter skjer. Imidlertid viser kornfordelingsanalyser av sedimenter i indre Oslofjord en stor variasjon i kornstørrelse (13 - 94 % < 63 μm , Konieczny, 1994) og at det også ble registrert høyt forurensningsnivå selv i sedimenter med et betydelig innslag av sand. Dette er sedimenter fra grunne områder i havnebassenget. Dette kan indikere at det skjer en aktiv transport av finpartikulært materiale fra disse grunnområdene (< 20 m dyp) til områder lenger ute i Oslofjorden. Eksperimenter med oppvirvling av sedimenter for å simulere effekten av propellturbulens (Skei et al., 1994 b) viste klart at partikler holder seg svevende i vannmassen lenge etter at oppvirvlingen opphører (> 3 timer). Ettersom sedimentene i havnebassenget har et høyt innhold av organisk materiale vil egenvekten på partiklene være liten og de vil oppføre seg som svevepartikler. Hvor langt partiklene kan holde seg svevende under naturlige omstendigheter i Oslofjorden vil avhenge om partiklene befinner seg over sprangsjiktet. Et sprangsjikt vil oppføre seg som en falsk bunn for små svevepartikler og partiklene vil kunne transporteres svært langt før de sedimenterer. Sedimentundersøkelsen i indre Oslofjord har vist at store deler av indre Oslofjord er kontaminert, selv langt ute i Vestfjorden (Konieczny, 1994). Sannsynligheten er stor for at årsaken til denne omfattende kontamineringen er transport av forurensning fra havnebassenget i tillegg til bidrag fra de kjente utslippene (f.eks. VEAS), samt dumping av forurensede muddermasser.

Det vil være komplisert å kvantifisere transporten av oppvirvlede, forurensede sedimenter fra havnebassenget til det utenforliggende området. Det skyldes at transporten vil variere sterkt over tid (vind, strøm, skipstrafikk, anleggsarbeid som forårsaker forstyrrelser av bunnen etc.). De partiklene som transporteres vekk fra det forurensede havneområdet vil ha konsentrasjoner av miljøgifter som langt overskrider nivåene i bunnsedimentene. Det skyldes en selektiv oppvirvling og transport av de minste partiklene som har de høyeste miljøgiftkonsentrasjonene. For å kunne kvantifisere dette nærmere måtte det utføres et omfattende måleprogram på suspendert partikulært materiale (mengde og sammensetning), koblet til strømundersøkelser. En orienterende undersøkelse av effekten av oppvirvling som følge av skipstrafikk ble gjort høsten 1994 (Magnusson, 1995). Målinger av mengden partikler og kvikksølv i vannmassen i nærheten av en av ferjekaiene før, under og etter skipsanløp bekreftet de eksperimentelle undersøkelsene på Solbergstrand. Store mengder partikler oppvirvles som følge av propellturbulens, noe som fører til økt innhold av kvikksølv (og bly) i vannmassen. Partiklene sedimenterte relativt raskt etter at propellene ble stoppet, men overkonsentrasjoner av metallene ble observert i vannmassene i flere timer, sannsynlig på grunn av forurensede svevepartikler. I hvilken grad disse partiklene resedimenterer i oppvirvlingsområdet eller transporteres ut av havneområdet gir denne undersøkelsen ikke svar på. Vi må imidlertid anta det som sannsynlig at under spesielle vind - og strømforhold vil partikler fra kaiområdene transporteres langt ut i havnebassenget før de sedimenterer. Imidlertid vil mesteparten av de oppvirvlede sedimentene etter oppvirvling kun forflyttes innenfor havneområdet og kun en mindre del bli utsatt for videre spredning. Simulering av vinddrevne strømmer i havneområdet viser også at partikler som tilføres vannmassene i havnebassenget i stor grad oppkonsentreres i området (lang oppholdstid) ved normale vindforhold og når vannføringen i Akerselva og Loelva er moderat (Rudberg m. fl., 1994).

Når forurensede sedimenter blir utsatt for fysiske forstyrrelser (resuspensjon) vil de fysio-kjemiske rindt hver enkelt partikkel som oppvirvles endres. Sedimentpartiklene blir eksponert for sjøvann som har en annen kjemi enn porevannet i sedimentet. Dette kan føre til at miljøgifter som er knyttet til partikler avgis (desorberes) til sjøvannet i bestrebelsene på å opprette en ny kjemisk likevekt mellom partikler og vann. Dette er ikke nødvendigvis en irreversibel prosess og miljøgifter som avgis kan adsorberes til partikler igjen og bli en del av sedimentet. En god del av kunnskapen om desorpsjon av miljøgifter ved oppvirvling av forurensede sedimenter er innhentet ved eksperimenter utført på NIVA's marine forskningsstasjon Solbergstrand (Skei et al., 1987; 1989, Konieczny et al., 1991). Slike eksperimenter beskriver de prosesser som skjer nær grenseflaten mellom sedimenter og vann og vil ikke nødvendigvis gi et riktig bilde av sedimentene som potensiell forurensningskilde til hovedvannmassene i en fjord.

Ved oppvirvling av sedimenter vil også porevannet som befinner seg i den delen av sedimentet som oppvirvles (begrenser seg vanligvis til de øvre 1-2 cm) frigis til vannet over sedimentet. Selv om konsentrasjonene av miljøgifter kan være betydelig høyere i porevann enn i normalt sjøvann, vil de porevannsmengdene det er snakk om være såvidt små at det neppe har noen innvirkning på kvaliteten av hovedvannmassene, men kan influere på kjemien til vannet i grenseflaten mellom vann og sediment. Det er også grunn til å anta at sedimenter som oppvirvles hyppig neppe har et høyt innhold av miljøgifter i porevannet ettersom porevannet skiftes ut ofte.

Konklusjonen må bli at et forurenset sediment i liten grad påvirker miljøet som følge av direkte "lekkasje" av miljøgifter i løst form, enten i form av desorpsjon fra partikler eller frigivelse av forurenset porevann. Årsaken er at miljøgifter i stor grad er partikkelbundet. Spredning av ørsmå partikler med høyt forurensningsnivå som følge av oppvirvling av bunnsedimenter anses derimot som et betydelig større problem.

En annen viktig effekt er den rolle som sedimentlevende dyr har til å akkumulere miljøgifter (Campbell et. al., 1988). Dyr som lever i grenseflaten vann-sediment eller som lever nedgravd i sedimentet eksponeres direkte for det kjemiske miljøet i sedimentet. Avhengig av dyrenes levesett og måte å ernære seg på, vil de kunne akkumulere miljøgifter direkte fra porevann og/eller ved opptak via partikler (Luoma, 1993). Det er relativt liten kunnskap om sedimentlevende dyrs evne til å akkumulere (Knezovich et al., 1987). NIVA utfører bioakkumulerings-tester på Solbergstrand som vil gi et innblikk i hvilken grad uorganiske og organiske miljøgifter tas opp av sedimentlevende dyr. I den grad sedimentlevende dyr utgjør en del av næringskjeden til bunnlevende fisk eller krepsdyr, kan man forvente at sedimentlevende dyr representerer et mellomlager for miljøgifter og en forbindelse mellom miljøgifter i sedimenter og miljøgifter i fisk.

I indre Oslofjord er en stor del av sedimentene anoksiske. Sedimentundersøkelsen som ble gjennomført i 1992, viste at ca. halvparten av lokalitetene hvor prøver ble tatt hadde anoksiske sedimenter (Konieczny, 1994). Disse lokalitetene befinner seg hovedsaklig nord og øst for Nesodden-tangen og sammenfaller med lokaliteter med høy forurensningsgrad. På grunn av mangel på oksygen inneholder disse sedimentene ikke makroskopiske dyr. Dette innebærer at for store deler av området med høyt forurensningsnivå i sedimentene finnes det ikke dyr (abiotiske sedimenter) og transport av forurensing via sedimentlevende dyr og til fisk er utelukket. Under forutsetning av

at de anoksiske forholdene vedvarer i framtiden, vil disse sedimentene representere en liten risiko forutsatt at de ikke transporteres til områder hvor oksygen er til stede. Hvis derimot den organiske belastningen på havnebassenget avtar eller at vannutskiftningen øker slik at bunnområder som er døde og råtne i dag blir oksygenert, vil situasjonen være en annen. Da vil endring i redoksforholdene i sedimentene kunne føre til at tungmetaller som tidligere var bundet i sulfider eller organisk materiale bli oksydert og metallene blir frigitt til vannmassen. I tillegg vil de råtne bunnområdene bli rekolonisert av organismer, med muligheter for overføring av miljøgifter fra sedimenter via sedimentlevende dyr til fisk.

Forsøk med eremittkreps på Solbergstrand som ble satt ut på forurensede sedimenter fra indre Oslofjord, akkumulerte lite PCB i løpet av 3 måneder, mens kvikksølvinnholdet i krepsen økte med en faktor på 1.5 (Skei et al., 1994 b). Lite opptak av PCB i eremittkreps kan skyldes at krepsens fettinnhold var lavt (0.8 - 3.8 %). Opptak av PCB og kvikksølv i børstemark (*Glycera alba*) i sedimenter fra indre Oslofjord er målt i forbindelse med to cand.scient-oppaver (Lene Jacobsen Skuggevik og June Bryde, Universitetet i Oslo) og viser at akkumuleringen i dyrene er avhengig av nivået i sedimentene og dyrenes fettinnhold.

Det kan konkluderes med at de forurensede sedimentene i indre Oslofjord representerer først og fremst et problem hvis miljøgiftene transporteres til andre deler av Oslofjorden hvor oksygenforholdene er gode og hvor det er en rik bunnfauna. I tillegg representer de forurensede sedimentene som er oksiske et problem ved at miljøgifter akkumuleres i sedimentlevende dyr og at miljøgiftene spres videre i næringskjeden til fisk. De verst forurensede bunnområdene i dag som er anoksiske og abiotiske representerer et litet problem forutsatt at de ikke blir fysisk forstyrret eller at disse bunnområdene blir oksiske i framtiden som følge av mindre eutrofiering og mindre sedimentering av organisk materiale som forbruker oksygen.

Et spesielt problem er utfylling i sjøen for arealinnvinning. Utfyllingsmassene kan presse opp bløte sedimenter og mudring blir nødvendig for å opprettholde seilingsdypet. Forstyrrelsen av bunnen kan også gi en økt tilførsel av miljøgifter til vannmassen.

7. Bunnsedimentene som framtidig problem

Forurensede sedimenter er i enkelte tilfeller blitt karakterisert som "chemical time bombs" (Schmidt, 1990). Noen mener at lagrene av miljøgifter i bunnsedimenter kan bli frigjort og forårsake store økologiske ødeleggelser. Det er neppe realistisk å tro at noe slikt kan skje raskt ettersom de aller fleste miljøgiftene som vi kjenner til er sterkt partikkelbundet og har en liten vannløslighet. Selv om spørsmålet om biotilgjengelighet ennå ikke er helt forstått, er det allmen enighet om at miljøgifter i løst form er mere biotilgjengelig enn i partikulær form (Luoma, 1993). Sedimentene representerer hovedsaklig en felle for miljøgifter og ikke en kilde.

Sedimentene er et stort lager for miljøgifter. Bare i området Bispevika, Bjørvika og ved utløpet av Akerselva har man beregnet at det ligger lagret ca. 40 tonn bly, 0.7 tonn kadmium og 0.4 tonn kvikksølv (Konieczny, 1992) i den øverste meteren. Når

betydningen av slike lagre skal vurderes er det viktig å skille mellom hva som befinner seg i de øvre 10 cm ("hurtiglageret") og det som befinner seg i de underliggende sedimentene ("langtidslageret"). I det øverste laget vil det foregå en betydelig biologisk aktivitet (forutsatt at sedimentet er oksisk) og omrøringen av sediment vil forårsake at de miljøgifter som befinner seg lagret her vil potensielt være et miljøproblem. Miljøgifter lagret under ca. 10 cm dyp i sedimentet vil i liten grad kunne påvirke vann og organismer og vi kan derfor betrakte disse sedimentene som et permanent lager av kun historisk interesse. Et unntak er hvis man ønsker å mudre de forurensede sedimentene. Da vil også miljøgifter i de underliggende sedimentene ha en stor betydning. I området Bjørvika - Bispevika har man beregnet at ca. 18% av mengdene med bly, kadmium og kvikksølv i sedimentene er lagret i de øvre 10 cm (Konieczny, 1992).

Analysen av sedimentkjerner fra indre Oslofjord viser at i enkelte tilfeller er de høyeste konsentrasjonene av miljøgifter målt i de øvre 10 cm av sedimentet og i andre tilfeller dypere enn 10 cm, avhengig av sedimentasjonsraten på stedet (Konieczny, 1994). Forutsatt at de primære tilførselene av miljøgifter til indre Oslofjord avtar i fremtiden så vil mengden miljøgifter i det biologisk aktive hurtiglageret (0-10 cm) være størst i de områdene av fjorden hvor sedimentasjonsratene er lavest. Et typisk eksempel på dette er tungmetallforurensningen i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Fem år etter at utslippene av tungmetaller ble dramatisk redusert er konsentrasjonene av metaller i overflatesedimentene lavere i nærheten av forurensningskilden (Odda) enn lenger ute i fjorden (Skei, 1992b). Det skyldes at tilveksten av naturlige sediment er dobbelt så høy nær Odda som lenger ute i fjorden. I dypbassenget i Hardangerfjorden (850 m dyp) var nivået av kvikksølv i overflatesedimentene i 1991 nesten 2 mg/kg. Med en sedimentasjonsrate på mindre enn 1 mm/år vil det ta mere enn 100 år før et sedimentlag på 10 cm bygger seg opp. Det betyr at det kvikksølvet som er lagret i hurtiglageret i dag vil være et potensielt problem i svært mange år fremover før det blir en del av det permanente lageret. Dette er et eksempel på at det er viktig å vurdere sedimentasjonsrater når vi skal vurdere forurensede sediment som et fremtidig problem.

I indre Oslofjord er det gjort bly-210 dateringer av sedimentkjerner på fire lokaliteter i 1992 og som viser en variasjon i sedimenttilvekst mellom 1.5 mm/år til 11 mm/år (Konieczny, 1994). I havneområdet er det anslått en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på 7 mm/år, i Bunnefjorden 4-5 mm/år og i Vestfjorden ca. 2 mm/år. Dette er relativt høye sedimentasjonsrater med tanke på at det er få elver med stor sedimenttransport som munner ut i indre Oslofjord. Innholdet av organisk karbon i sedimentene varierer stort sett mellom 2 og 6 %.

8. Brukerkonflikter

Statens næringsmiddelstilsyn har tilrådt kostholdsrad for konsum av torskelever i området innenfor Drøbak. Rådet baserer seg på observerte konsentrasjoner av PCB (Green og Knutzen, 1993). Dette forholdet står i åpenbar konflikt med miljømål og krav fra ulike brukere av fjorden (spesielt yrkesfiske og fritidsfiske), og forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv, PCB og PAH i blåskjell gjør det også ønskelig å begrense tilførselen av disse stoffene. Oppvirvling av sediment i havneområdet fra fartøy og krav til mudring i havnebassenget og andre deler av fjorden medfører økt

risiko for spredning av miljøgiftene via selve mudringsvirksomheten og ved deponering av muddermasser. Deponering av muddermasser i områder med bunnfauna risikerer å øke spredningen av disse stoffene videre i næringskjeden. Problemet er størst i Oslo havn, hvor behovet for mudring for å sikre havnens dyp er aktuell. Her ligger også, med noen unntak, de største mengder miljøgifter. Dagnes tilførsel fra land er for enkelte av miljøgiftene heller ikke ubetydelig på tross av at de har vært større tidligere. Samtidig som havnevesenet ønsker å mudre i havnen tilføres partikler og miljøgifter ved snødumping. Oppgrunningen p.g.a. dette øker risikoen for oppvirvling av sedimentene og bidrar dessuten til økt behov for mudring. Disse forhold vil vedvare og utgjøre en konflikt med andre brukerinteresser hvis ikke snødumpingen opphører og de forurensede sedimentene fjernes.

Ved deponering (dumping) av forurenset bunnmasse i fjorden vil valg av dumpested kunne komme i konflikt med yrkesfisket, hvis ikke sted og metode velges nøye. Med de miljømål som stilles til fjorden vil også områder som i dag ikke brukes til fiske være aktuelle for slik bruk i fremtiden. Derfor bør en forutsetning være at dumping skal skje på en slik måte at forholdene på dumpestedet etter en kort tid helst vil bli noe bedre enn de er idag.

Ved valg av tidspunkt for mudring og deponeringsarbeide er det viktig å unngå de deler av året hvor dyreliv og badeliv er mest ømfintelig for effektene av slik virksomhet.

9. Forslag til tiltak.

9.1. Landbaserte kilder

Ut fra bruken av fjorden og de effekter som er registrert er det mest aktuelt å gjennomføre tiltak mot de kilder som forårsaker tilførsler av PCB, DDT, olje (THC), kvikksølv, bly og muligens kadmium. Andre tungmetaller anses i denne sammenheng et mindre problem (se kapitel 3). Av landbaserte kilder som det bør foretas tiltak mot er de kilder som bidrar til transportene via renseanleggene viktigst for fjorden (unntatt bly, som i hovedsak tilføres via vassdrag). Dernest er tiltak for begrense tilførselen via Loelva og Akerselva aktuelt. Et spesielt problem kan være utspyling av forurensede sedimenter i elvene.

Det er fortsatt uklart hvilke kilder som ligger bak tilførslene av PCB fra renseanleggene, og her er det nødvendig med en nærmerer undersøkelser. Noen kilder er sannsynliggjort, som slitasje fra veidekke eller overvann fra sterkt trafikkerte områder (Stene-Johansen, 1994, Bækken, 1994). Kildene til tilførslene av PCB via Loelva og Akerselva bør søkes blant deponier og fyllplasser i elvenes nedbørfelt.

Tilførsler av PCB til fjorden fra industri er ut fra sedimentundersøkelsene sannynligvis begrenset til Dyno Industrier i Sætre. Her må det foretas direkte observasjoner på avløpsvann for å se på om det er utslipp fra industrien som er årsaken til den observerte konsentrasjonen i fjordens sediment. Det må også gjennomføres kompletterende sedimentundersøkelser for å avgjøre hvor stort nærområde som er påvirket. Det er også et behov for å karlegge miljøgiftsnivået i organismer i området.

Snødumpingen i havnebassenget utgjør et spesielt problem. Sammenlignet med tilførselen fra Loelva er ikke tilførselen av miljøgifter ved snødumpingen uvesentlig. Hvis de forurensede sedimentene i området skal fjernes, vil en fortsatt snødumping dels tilføre forurensninger til området, dels med tiden kunne forårsake et nytt behov for mudring. Det bør derfor søkes en annen løsning på deponering av snø.

Noen kilder har ikke blitt kartlagt eller undersøkt i dette arbeide. Som eksempel kan nevnes forurensning fra skip.

9.2. Bunn sedimentene

Tiltak i resipienter for å redusere forurensning er kostnadskreven og det er viktig å se slike tiltak i sammenheng med andre formål, slik at kost-nytte-effektiviteten øker. Det er også viktig at sedimentene som forurensningskilde er kvantifisert, slik at denne kilden kan sammenlignes med primære utslipp. Videre er det nødvendig å nøye vurdere den teknologien som er tilgjengelig og hva slags effektivitet som kan påregnes, på grunnlag av eksisterende erfaring.

Generelt er det lite erfaringsmateriale når det gjelder tekniske tiltak for å redusere forurensning fra miljøgiftholdige sedimenter. Det mest omfattende opprydningsarbeidet i Skandinavia er sanering av Järnsjön i Sverige, hvor sedimentene var forurenset av både PCB, kvikksølv og andre metaller (Statens naturvårdsverk, 1992). Selv om dette er en innsjø er problemstillingene aktuelle i forbindelse med vurdering av tiltak i indre Oslofjord. Det ble påvist høye nivåer av PCB og kvikksølv i sedimentene (maksimum 31 mg/kg tørrvekt PCB og 0.6 mg/kg tørrvekt Hg) og i fisk i Järnsjön og det ble også anslått en lekkasje på ca.5 kg PCB fra sedimentene pr. år. Da planleggingen av oppryddingen startet anslo man en kostnad på 30-50 millioner kroner. Innsjøens areal er 250.000 m² og volumet med sediment man ønsket å sanere var 150.000 m³. Mengden av PCB og Hg i dette sedimentvolumet ble beregnet til 400 kg PCB og 20 kg Hg. Til sammenligning er det i indre Oslofjord målt konsentrasjoner av PCB som ligger godt under 10 mg/kg i de mest forurensede sedimentene og en total mengde som i området Bjørvika, Bispevika og Grønnlibukta utgjør ca 100 kg PCB. Beslutningen om å rydde opp i Järnsjön ble gjort ut fra en vurdering av at det skjer en aktiv transport av PCB fra sedimentene i Järnsjön til vassdrag nedstrøms og at dette i verste fall ville fortsette til år 2060 (Statens naturvårdsverk, 1992). Det ble vurdert ulike miljøscenarier om hva som ville skje uten tiltak og ved mudring og dermed økning av transporten av PCB ut av sjøen under mudring. Det ble også gjort en gjennomgang av alternative saneringsmetoder (behandling på stedet, overdekning, kjemisk/mikrobiell behandling) og hva man egentlig kunne gjøre med massene hvis mudring ble tatt i bruk. Det er således et grundig materiale som foreligger i tilknytning til Järnsjön-prosjektet og som det bør tas hensyn til ved en eventuell opprydning i Oslo havnebasseng. Saneringen i Järnsjön er gjennomført ved sugemudring og massene er lagt på land.

Det er enklere å beregne tilførselene av miljøgifter fra sedimenter i et innsjøsystem hvor man kan måle transport oppstrøms og nedstrøms innsjøen. Indre Oslofjord har en komplisert topografi med mange øyer, bassenger og små bukter.

Forurensingssituasjonen i sedimentene må i første rekke ta utgangspunkt i overflatesedimentene. Denne viser at det befinner seg sterkt forurensete sedimenter i Holtekilen, Bestumkilen, Frognerkilen, Pipervika, Bjørvika, Bispevika, Grønlibukta, Kongshavn, Sjursøya og Bekkelagsbassenget. I tillegg er det observert spesielt høye konsentrasjoner av PCB ved Sætre i Hurum og vest for Ostøya. Man kjenner ikke til hva sedimentene bidrar med av forurensning i detalj, men ettersom noen av områdene i stor grad representerer sedimenter som er anoksiske (dvs. uten dyreliv) vil det potensielle forurensningsbidraget være knyttet til fysiske forstyrrelse (oppvirvling) og transport av forurensete partikler til andre deler av Oslofjorden. Uansett vil det ikke være realistisk å vurdere tiltak på alle disse lokalitetene. Hvis man skal ta utgangspunkt i de områdene som er mest utsatt for forstyrrelser vil det være naturlig å velge de områdene i Oslo havn som har størst skipstrafikk. I disse områdene vil det også være behov for å fjerne sedimenter (mudre) for å opprettholde seilingsdyp, slik at det vil være en kombinasjon av formål (miljømål og praktiske mål). Et tredje formål i Oslo havneområde vil være behov for kaiarealer (landegjenvinning).

Konkret synes det å være mest aktuelt å gjennomføre tiltak i Bjørvika, Bispevika og Grønlibukta. Totalt snakker vi om et areal på ca. 400.000 m² med sterkt forurensete sedimenter som ligger på grunt vann (< 20m). Dette vil være sedimenter som i tillegg til å være forurenset av miljøgifter vil ha et høyt innhold av organisk materiale og i stor grad anoksiske. Slike sedimenter er lite egnet til landdeponering på grunn av sitt høye vanninnhold, finkornethet og luktproblemer. Hvis mudring må foretas av praktiske årsaker er det bedre å anlegge et sjødeponi bak en spuntvegg. En utredning om alternative deponeringslokaliteter for forurensete muddermasser i Oslofjorden (Helland, 1995) konkluderte med at av de lokalitetene som ble vurdert (totalt 6 lokaliteter) ville Bekkelagsbassenget egne seg best. Dette ville i så fall bety transport med lekter av massene til Bekkelagsbassenget og overdekning med uforurenset masse etter endt dumping. I denne utredningen ble deponering i Bispevika eller Grønlibukta ikke vurdert. Ved å spunte inn både Bispevika og Grønlibukta ville man oppnå følgende :

- Forurensete sedimenter i Bispevika og Grønlibukta isoleres fra resten av havnebassenget og potensiell transport av forurensete partikler som følge av oppvirvling stanses.
- Bjørvika sugemudres og kondisjoneres ned til et nivå i sedimentene hvor forurensning ikke lenger gjør seg gjeldene. De forurensete muddermassene pumpes bak spuntvegg i Bispevika eller Grønlibukta (avhengig av lagringsvolum). Ved eventuell behov for mudring i framtida må vi anta at massene er såvidt lite forurenset at de lar seg deponere i et av de forurensete bassengene i indre Oslofjord (f.eks. Bekkelagsbassenget).
- Ved innspunting av Bispevika og Grønlibukta og en gradvis gjenfylling vil arealer kunne benyttes til andre formål. Det må imidlertid forventes at dette vil ta noe tid. Det foreligger allerede geotekniske vurderinger av anleggelse av sjetø og gjenfylling av Grønlibukta (NGI, 1994 a) og planer vedrørende innspunting av Bispevika (NGI, 1992).

Hvis man ønsker å bevare Bipevikas strandlinje og kaianlegg slik den er i dag ville alternativet være å sugemudre denne på samme måte som Bjørvika og pumpe det forurensede slammet til Grønlibukta, forutsatt at dette ikke ville skape problemer med hensyn til lagringskapasitet. Beregninger som NGI (1994 b) har gjort viser at lagringskapasiteten i Grønlibukta er ca. 100.000 m³.

Tildekking av masser vil ikke være aktuelt i det indre havneområde så lenge havna skal brukes i forbindelse med skipstrafikk. Dekkmasser vil lett bli erodert bort og eventuell bruk av membran vil være u hensiktsmessig så lenge det er skipstrafikk og eventuelt ankringsbehov. Det betyr at tiltak for å redusere faren for forurensning fra bunnsedimenter i dette området begrenser seg til mudring og eventuelt innspunting. I forbindelse med opprydning av Eitrheimsvågen ved Odda ble det benyttet en kombinasjon av innspunting og overdekning med membran og dekkmasse (Skei et al., 1989). For å få full effekt av tildekkingen har man nedlagt forbud mot båttrafikk i det området hvor tildekkingen har skjedd.

Ved en mudring av havnebassenget bør videre spredning ut fra havneområdet begrenses ved å ta hensyn til strømforholdene i området. Den modell som ble brukt for å simulere vindstrøm og partikkeltransport i overflatelaget viste at store deler av et utslipp av partikler i Bjørvika oppkonsentreres i området uansett vindforhold (Rudberg m.fl., 1993). Stor betydning for videre spredning har vannføringen i Akerselva. Høy vannføring i elven vil drive partikler ut av Bjørvika. Ved nordavind, nordøstvind og østanvind spres partikler fra Bjørvika vest-nordvestover og påvirker området mellom Pipervika og Hovedøya. Ved vedvarende vinder fra disse retninger påvirkes også områdene ved Huk og Bygdøy. Med vind fra sør og vest er influensområdet hovedsakelig Bekkelagsbassenget, men ved vedvarende vinder spres partikler videre sørover mot Langøya. Innenfor en simuleringstid på en til to uker er det bare svært små mengder partikler som når områdene vest for øyene i Oslo havnebasseng (f.eks. vest for Nakkholmen). I simuleringen av partikkelspredning er det imidlertid ikke tatt hensyn til vannstandsvariasjoner og tidevann. Hurtig synkende vannstand, eller svakt synkende vannstand over tid vil øke transporten av partikler ut fra havneområdet.

Valg av tidspunkt kan bety mye i denne sammenheng. Det er ikke å anbefale mudring når det er høy vannføring i Akerselva og Loelva. Videre bør tidspunkter med sterke og varige østlige vinder unngås, samt større vannstandsforandringer. Gunstige forhold er ved generelt svake vinder uansett vindretning.

10. Behov for videre undersøkelser.

10.1. Undersøkelser i fjorden.

Undersøkelsene har avslørt enkelte områder med spesielt høye konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter på relativt grunt vann. Mulige kilder er omtalt. Imidlertid er det uklart hvor store områder som egentlig er påvirket samt vertikalutbredelsen i sedimentene. Videre er det et behov for å kartlegge nivåene av miljøgifter på organismene i disse områdene. I Bestumkilen, Holtekilen, Breidvika, Blakstadbukta, Vollen, Slemmestad og Sætre er det behov for supplerende sedimentundersøkelser,

spesielt mht. PCB. I tillegg bør det foretas analyser av lokale forekomster av enkelte organismer som blåskjell og fisk i disse områdene. Dette er også aktuelt i Viernbukta hvor en mulig tidligere deponering av PCB-holdig materiale bør undersøkes. I denne forbindelse bør det foretas en del sonderende analyser av non-ortho PCB (de giftigste forbindelsene innen gruppen) og dioxin, slik at det kan beregnes innhold av toksisitetsekvivalenter.

På bakgrunn av den sterke lokale forurensningen med PCB og PAH som er påvist i havnebassengets sedimenter er det behov for en ytterligere kartlegging av miljøgiftinnholdet i spiselige organismer fra de innerste delene av fjorden.

Miljøgiftforholdene i sedimentene ved Sætre bør klarlegges, dels ved analyser av den vertikale fordelingen, dels ved en kartlegging av størrelsen av det påvirkede området. Også her er det aktuelt å analysere på miljøgifter i stedsbundne organismer.

Generell overvåking av miljøgiftsnivåer i fjordens organismer, spesielt i lever av torsk og nærstående arter (hvitling), er fortsatt nødvendig for å kunne avgjøre utviklingen med tanke på opprettholdelsen av kostholdsrådet.

Det er et klart behov for å utvikle modellverktøy for beregning av transport av forurensninger fra sediment til vannmassene ved erosjon fra fartøytrafikk og bølger. Uten et slikt verktøy blir det vanskelig å sammenligne tilførsler fra land med den indirekte kilden som sedimentene kan tenkes å utgjøre. I denne sammenheng er det også aktuelt å kunne inkludere transporten av miljøgifter via f.eks. torskens næringsdyr.

Ut fra undersøkelser i andre havneområder er det grunn til å mistenke betydelig TBT-forurensning også i de indre deler av Oslofjorden. Det anbefales analyser på blåskjell fra havneområdet og andre områder nær skipsverft og småbåthavner.

10.2. Undersøkelser på land.

Flere spørsmål er reist i dette arbeide vedrørende potensielle kilder til de ulike miljøgiftene. Analyser av avløpsvann fra Dyno Industrier, trafikkens indirekte bidrag via overvann samt sporing av deponier er viktigst. I tillegg gjenstår problemet med å spore kildene til kvikksølv som tilføres via rensanleggene og tilførselen av kadmium via VEAS.

11. Referenser

- Benfaniti, E, Valzacchi, S, Mariani, G, Airoidi, L. & Fanelli, R. (1992). PCDD, PCDF, PCB, PAH, cadmium and lead in roadside soil: relationship between road distance and concentration. *Chemosphere* 24 (8): 1077-1083.
- Bækken, T. (1994a). Trafikkforurenset snø i Oslo. NIVA-rapport O-94047. (l.nr. 3131). 60s.
- Bækken, T. (1994b). Miljøgifter i sedimenter fra nedre deler av Akerselva. NIVA-notat. 12.4.94.9s.
- Campbell, P.G.C., A.G.Lewis, P.M. Chapman, A.A. Crowder, W.K.Fletcher, B.Imber, S.N. Luoma, P.M.Stokes and M.Winfrey (1988). Biologically available metals in sediments. National Research Council of Canada (NRCC), No. 27694, 298 p.
- Dons, Chr. og P.Å.Beck (1993). Miljøgifter i Norge. SFT-rapport 985/1993, 115 s.
- Granier, L. og Chevreuil,M. (1991). Automobile traffic: A source of PCBs to the atmosphere. *Chemosphere* 23 (6): 785-788.
- Green, N. og J. Knutzen (1993). Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Overvåkningsrapport nr. 541/93., 54 s.
- Green, N. and Rønningen, A. (1995). Summary statistics contaminants in shellfish and fish 1981-92. Joint Monitoring Programme (JMP). Norwegian biota data. Monitoring report nr. 584/94. (l.nr. 3176). 167 p.
- Haugen, I., Efraimsen, H., Hagne, I., Johansen, S., Kirkerud, L., Källqvist, T., Magnusson, J., Tryland, Ø. (1984). Avløpsvann fra Dyno industrier A/S. Litteraturstudier, biologisk karakterisering og spredningsundersøkelse. NIVA-rapport O-83077. 59s.
- Helland, A. (1995). Vurdering av deponilokaliteter i indre Oslofjord for Oslo Havnevesen. NIVA-rapport (foreløpig utkast).
- Hoag, G.E og Alexander, S. (1986). Polychlorinated biphenyls in Bituminous materials. *Journal of Transportation Engineering*. Vol. 112 (3).
- Holtan, H. og Rosland, D.S. (1992). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. Statens forurensningstilsyn. Ta-nr. 905/1992. 32s.
- Kersten, M. og I. Krøncke (1991). Bioavailability of lead in the North Sea sediments. *Helgoländer Meeresunters.*, 45 : 403-409.
- Knezovich, J.P., F.L. Harrison and R.G. Wilhelm (1987). The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals : A review. *Water , Air and Soil Pollut.*, 32, 233-245.
- Konieczny, R. (1992). Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport O-92024, (l.nr. 2808), 87 s.

Konieczny, R., Knutzen, J. og Skei, J. (1991). Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensede områder. Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902/E-90406, (l.nr. 2572), 80 s.

Konieczny, R. (1994). Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport.4. Miljøgifter i sedimenter. Overvåkningsrapport nr. 561/94. (l.nr. 3094), 134 s.

Källqvist, T. (1993). Toksitetester for karakterisering og klassifisering av forurensede sedimenter. NIVA-rapport O-91003.

Lingsten, L. Brabrand, T. Bremnes, T., Brittain, J., Efraimsen, H., Källqvist, T., Saltveit, S.J., Økland, B. (1989). Undersøkelse i Akerselva 1988. Kartlegging av glødeskallenes beliggenhet og mektighet. Sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter samt effekten på bunndyr og fisk. NIVA-rapport O-88066. (l.nr. 2342). 84s.

Luoma, S.N. (1993). Modeling bioavailability of metals from particulate sources. Sixth Int. Symp. The Interactions Between Sediments and Water, Santa Barbara, California, December 5-8 1993 (abstract).

Magnusson, J., Kirkerud, L., Källqvist, T., Norheim, G., Pedersen, A., Tangen, K. (1984). Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord 1983. Overvåkningsrapport nr. 169/84. (l.nr. 1681), 111 s.

Magnusson, J. (1995). Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo havn. Norsk institutt for vannforskning (l.nr. 3218), 18 s.

Moland, T. (1985). Spillevannsforurensninger i overvannsnett. Saneringsplan for avløpsnett i Oslo. OVA-rapport nr. 3.

Moland, T. (1988). Inlekking til avløpsnett. Saneringsplan for avløpsnett i Oslo. OVA-rapport nr. 6.

NGI (1992). Oslo Havnebasseng - forurensning. Plan for utfylling av Bispevika. 924006-2.

NGI (1994 a). Landinnvinning og massedeponier i Oslo Havn. Utfylling av Grønlibukta. Grunnundersøkelser og geotekniske vurderinger. 944053-3.

NGI (1994 b). Landinnvinning og massedeponier i Oslo Havn. Vurdering av deponi i Grønlibukta. 944053-5.

NGU. (1990 a). Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn - Oslo. Norges geologiske undersøkelser. Rapport nr. 89.145.

NGU. (1990 b). Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Akershus fylke. Norges geologiske undersøkelser. Rapport nr. 90.084.

Nygaard, K. og Källqvist, T. (1994). Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 3. Toksitetestning av sedimenter fra indre Oslofjord. Overvåkningsrapport nr. 540/93. (l.nr. 2988). 11s

Olsgard, F. (1994). Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport nr.7. Bløtbunnsfauna i Oslo havneområde. Overvåkningsrapport nr. 563/94, (l.nr. 3104), 23 s.

OSPARCOM (1995). Ecotoxicological assessment criteria for trace metals and organic microcontaminants in the north-east Atlantic. (WGBEC 1995/8/1). Oslo and Paris Commissions 1994.

Pruell, R.J., Norwood, C.B., Bowen, R.D., Boothman, W.S., Rogerson, P.F., Hackett, M. and B.C. Butterworth (1990). Geochemical study of sediment contamination in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Mar. Environ. Res.*, 29, 77- 101.

Rasmuson, A., M. Lindgren og C. Jones (1990). Release of contaminants from sediments as compared to remedial actions involving dredging and land disposal. *Kemakta AR 90-02*, 65 p.

Rasmussen, T.Fr., et.al. (1992). Forundersøkelse om jordforurensning i Oslo - en byplanmessig, juridisk og toksikologisk vurdering av jordforurensning innenfor byggesonen i Oslo. Oslo kommune, Miljøetaten.

Rosland, P. (1992). Jordforurensning i Groruddalen, Oslo kommune, Miljøetaten.

Rudberg, A., Hackett, B., Røed, L.P. (1994). Miljøgiftsundersøkelser i Indre Oslofjord. delrapport 1. Simulering av partikkelspredning fra Oslo havn. Overvåkningsrapport nr. 593/93. (l.nr. 2991). 19 s.

Rygg, B. og Thélín, I. (1993). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. Statens forurensningstilsyn. Ta-nr. 922/1993. 20s.

Schmidt, G.R.B. (1990). A report of a European workshop on chemical time bombs. De Bilt, Utrecht, Netherland, June 21 - 23 1990.

Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. 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 forurensede sedimenter. NIVA-rapport O-87005 (l.nr. 2067), 101s.

Skei, J., Pedersen, A., Bakke, T. og Berge, J.A. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport nr. 4. Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport O-8806804 (l.nr. 2196), 114 s.

Skei, J. (1991 a). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 1. Evaluering av dagens kunnskap. NIVA-rapport O-91002, (l.nr. 2560), 26s.

Skei, J. (1991 b). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 2. Utredning om alternative mudrings- og deponeringsmetoder. NIVA-rapport O-91002, (l.nr. 2614), 19 s.

Skei, J. (1992 a). A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. *Hydrobiologia*, 235/236: 629-638.

Skei, J. (1992 b). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport nr. 500/92. (l.nr. 2804), 53 s.

Skei, J. (1993). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 3. Oppdatert kunnskapsstatus og fremtidsperspektiver. NIVA-rapport O-92203, (l.nr. 2870), 29 s.

Skei, J. Knutzen, J. og J. Klungsøyr (1994 a). Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport O-93017 (l.nr. 3018), 88s.

Skei, J., Oen, H., Pettersen, O., Bryde, J. og L.J. Skuggevik (1994 b). Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport nr. 6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. Overvåkningsrapport nr. 562/94, (l.nr. 3070), 46 s.

Statens naturvårdsverk (1992). Sanering av Jærnsjøen i Emån. Naturvårdsverkets rapporter No.3997-4002.

Stene-Johansen, S. (1995). Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. Overvåkningsrapport nr. 611/95.

Voie, Ø.A. (1994). Toksikologisk kartlegging av Alna. V. Toksisitet av vann fra Alna testet ved Microtox. VI. Toksisitet av sedimenter fra Alna testet ved Microtox. VII. Kjemiske analyser av sedimenter fra Alna. Høverfagsoppgave for cand.scient. graden utført ved Avdeling for molekylær cellbiologi, Biologisk institutt. Universitetet i oslo.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2809-8