



RAPPORT LNR 5154-2006

Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn



Foto: Kai Sørensen, NIVA.

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

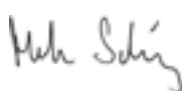
Tittel Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn	Løpenr. (for bestilling) SNO 5154-2006	Dato 10.10.2005
	Prosjektnr. Undernr. O-25195	Sider Pris 38
Forfatter(e) Morten Thorne Schaanning Aud Helland Oddvar Lindholm Hans Christer Nilsson Christian Vogelsang	Fagområde Miljøgifter marint	Distribusjon
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Oslo og Akershus	Oppdragsreferanse Simon Haraldsen
---	--------------------------------------

Sammen drag

Denne rapporten presenterer oppdaterte beregninger av tilførsler av miljøgifter til Oslos sjøområder fra elver, tette flater og Bekkelaget renseanlegg. De eksterne tilførslene ble sammenlignet med 1) sedimentasjonen i ulike deler av sjøområdet målt ved hjelp av sedimentfeller og aldersdaterte kjerner, og 2) utlekking fra sedimentene beregnet med SFTs risikoveileder. Dataene ble sammenstilt i enkle regnskaper for kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), benzo-a-pyren (B(a)P, PCB og PAH for tre av de mest aktuelle tiltaksområdene i Oslo havn. Regnskapene viste at avrenning fra tette flater bidro lite til den totale tilførselen av miljøgifter. Tilførslene fra Bekkelaget renseanlegg og estimerte tilførsler via luft var viktigste kilder til sedimentasjon av miljøgifter i Bekkelagsbassenget. I Bjørvika/Bispevika var elvetilførslene dominerende, men for det større Havnebassenget var tilførsler via luft like viktig som tilførsler via elvene. Det ble også presentert data som viste at tilførslene via Akerselva i 2004/2005 er betydelig mindre enn de var da de mest forurensete sedimentene ble avsatt. Beregningene basert på SFTs risikoveileder viste at de store arealene i Havnebassenget bidrar mer til total utlekking av organiske miljøgifter enn de mindre, men sterkt forurensete arealene i Paddehavet, Bestumkilen, Bjørvika og Bispevika. Det ble konkludert at risikoveilederen er et egnet verktøy for å sammenligne de relative bidragene til utlekking fra ulike områder av sedimentene. Imidlertid ser det ut til at veilederen overestimerer utlekking av PCB og PAH fra sedimentene med 2-3 størrelsesordener. Hovedkonklusjonen var at utlekking fra sedimentene er liten sammenlignet med summen av de eksterne tilførslene til fjorden. Hvis målet med tiltak er å redusere innholdet av miljøgifter i organismer som torsk og krabbe kan tiltak mot utlekking fra sedimentene likevel være mer effektivt enn ytterligere tiltak for å redusere eksterne tilførsler.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Marine sedimenter 2. Oslo havn 3. Miljøgifter 4. Massebalanse 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Marine sediments 2. Oslo harbour 3. Micropollutants 4. Mass balance
--	--



Morten Schaanning
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Miljøgiftregnskap
for tiltaksområder i Oslo Havn

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Fylkesmannen i Oslo og Akershus i henhold til vårt prosjektforslag 12.01.2005 og kontrakt 708/05/O-2519 datert 16.06.2005. Simon Haraldsen var kontaktperson for oppdragsgiver. Rapporten bygger på elvetilførsler målt av Aquateam i 2004/2005 og partikkeltransport i området ved Akerselvas utløp målt av NGI og NIVA i samme periode. Vi har også benyttet data for vannføring og partikkeltransport i perioden 1981-2004 stilt til rådighet fra vann- og avløpsetaten i Oslo kommune. I tillegg inngår vurderinger basert på aldersbestemte sedimentkjerner fra 6 stasjoner mellom Bispevika og Bunnefjorden og utlekking fra Bjørvikasedimenter målt ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Vi har lite data for atmosfæriske tilførsler som ble anslått på grunnlag av målinger i Ytre Oslofjord og antatte gradienter inn mot byområdet. Hans Christer Nilsson har hatt ansvaret for det kart-tekniske arbeidet og alle beregninger basert på SFTs risikoveileder og sedimentkonsentrasjoner fra NIVAs database. Odvar Lindholm og Christian Vogelsang har hatt ansvaret for beregning av tilførsler fra hhv tette flater og Bekkelaget renseanlegg. Aud Helland har bidratt med viktige data fra sedimentfelleundersøkelsen og aldersbestemte kjerner og forøvrig vært en sentral medvirker gjennom hele prosjektet.

Oslo, 08.02.2006

Morten Thorne Schaanning

Innhold

Sammendrag	5
Summary	9
1. Innledning	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Målsetting og avgrensning	10
1.3 Modell og definisjoner	11
1.4 Inndeling av sjøområdet	12
2. Tilførsler	15
2.1 Tilførsler fra Bekkelaget renseanlegg	15
2.2 Tilførsler fra elver	17
2.3 Tilførsler fra tette flater	19
2.4 Sedimentasjon og innlagring	21
2.4.1 Sedimentfeller i Bjørvika og Bispevika	21
2.4.2 Sedimentasjon beregnet fra aldersbestemte sedimentprøver	23
3. Utlekking fra sedimenter	25
3.1 Metode	25
3.2 Beregnet utlekking av metaller	25
3.3 Beregnet utlekking av organiske miljøgifter	27
3.4 Målt utlekking	27
4. Massebalanse for tre utvalgte områder	31
4.1 Bjørvika/Bispevika	31
4.2 Bekkelagsbassenget	33
4.3 Havnebassenget	33
5. Konklusjoner i forhold til tiltak	36
6. Referanser	37

Sammendrag

Som en del av en tiltaksplan (fase 2) for forurensede sedimenter i Oslofjorden, har Fylkesmannen i Oslo og Akershus initiert flere arbeider for å kartlegge tilførsler av miljøgifter fra landbaserte kilder til Oslos sjøområder. Målsettingen med foreliggende rapport var å sette sammen et utlippregnskap for å sammenligne de viktigste tilførslene fra eksterne kilder med utlekking fra sedimentene slik at betydningen av sedimentene som kilde kan bli vurdert.

Regnskapet bygger på nye data for tilførsler av metaller fra Akerselva, Hovinbekken og Alna målt i 2004 og 2005. I tillegg til disse målingene utført av Aquateam er det også gjort nye tilførselsberegninger av organiske miljøgifter på grunnlag av data for månedlig partikkeltransport (Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten) og analyser av partikler innsamlet med sedimentfeller ved Akerselvas utløp i 2004 og 2005 (Norges Geotekniske Institutt (NGI) og NIVA). Det er utført oppdaterte beregninger for tilførsler fra Bekkelaget renseanlegg og avrenning fra tette flater i området fra Frognerkilen til Sjursøya. Atmosfæriske tilførsler ble estimert på grunnlag av målinger i Ytre Oslofjord og antatte gradienter inn mot bykjernen. I tillegg til de eksterne tilførslene ble tilførslene til sedimentene (sedimentasjonen) beregnet med to uavhengige metoder (sedimentfelleundersøkelser og aldersbestemte sedimentkjerner). Utlekking fra sedimentene ble beregnet ved hjelp av SFTs risikoveileder og sedimentkonsentrasjoner fra NIVAs sedimentdatabase.

Det vil være stor usikkerhet knyttet til mange av enkeltpostene i et slikt regnskap. Den største ligger trolig i beregningen av de eksterne tilførslene. For å få et bedre grep om noe av denne usikkerheten ble det valgt å kontrollere summen av de eksterne tilførslene mot tilførslene til sedimentene (sedimentasjon). Grunnlaget for dette er:

1. Dersom de tilførte miljøgiftene hovedsaklig er bundet eller bindes til partikler som sedimenterer innenfor det definerte sjøavsnittet, burde tilførslene til sedimentet stemme overens med tilførslene fra eksterne kilder, dvs saldoen i regnskapet er null.
2. Hvis sedimentasjonen er større enn tilførslene, vises dette i regnskapet som en positiv saldo. Positiv saldo kan skyldes underestimerte eller ukjente tilførsler eller overestimert sedimentasjon.
3. Hvis tilførslene er større enn sedimentasjonen, vises dette i regnskapet som en negativ saldo. Negativ saldo kan skyldes overestimerte tilførsler, underestimert sedimentasjon eller at tilførslene transporteres videre i vannmassene til tilstøtende områder.

Egne regnskap ble utarbeidet for følgende forbindelser:

- kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), benzo(a)pyren (BaP), PAH-(polysykliske aromatiske hydrokarboner, 16 EPA) og PCB (polyklorerte bifenyler, "seven dutch")

og områder

- Bekkelagsbassenget (5.4 km²),
- Bjørvika/Bispevika (2.4 km²) og
- Havnebassenget inklusiv Bjørvika og Bispevika (7.4 km²).

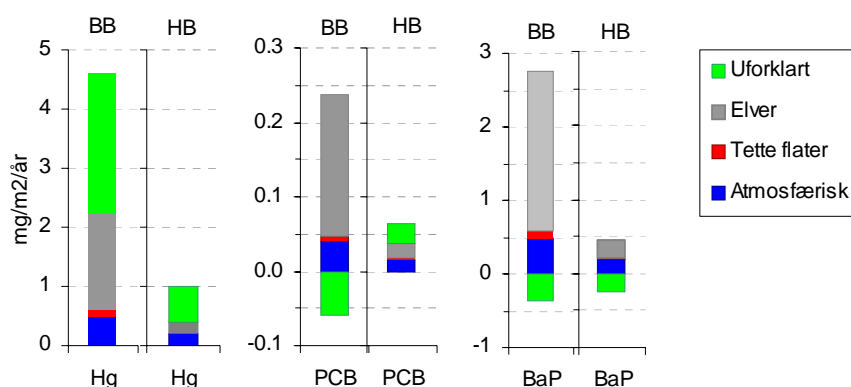
Havnebassenget ble definert som hele sjøområdet innenfor en linje trukket langs tersklene fra Bygdøy over Nakkholmen, Lindøya, Gressholmen, Bleikøya og inn til Kongshavn.

Hovedkonklusjonene er

- For Bekkelagsbassenget var det rimelig god overenstemmelse mellom sedimentasjon og summen av tilførslene fra Bekkelaget renseanlegg og atmosfæren (elvetilførsler antatt null). Dette gir grunnlag for å tro at tilførslene fra atmosfæren er riktig skalert.
- For Bispevika/Bjørvika (søylene til venstre i figuren under) dominerte elvetilførslene med mindre bidrag fra atmosfære og tette flater. For B(a)P og PCB var saldoene negative

(”uforklart”) og utgjorde hhv 13 og 24% av de eksterne tilførslene. Dette ble ansett å være lite sammenlignet med usikkerheten i regnskapet og kan lett forklares med at en større andel av elvetilførslene enn antatt i regnskapet (dvs 20%), sedimenterer utenfor området. For Hg kunne de tre kildene imidlertid ikke forklare mer enn 49% av sedimentasjonen. Regnskapet synes derfor å tilsi at tilførslene av Hg fra elver og/eller atmosfære er underestimert eller eventuelt at det finnes en lokal kilde i området.

- For Havnebassenget (søylene til høyre i figuren) bidro atmosfæren og elvene med ca 50% hver, mens bidraget fra tette flater var nærmest ubetydelig. Regnskapet viste positiv saldo for PCB og negativ saldo for BaP, men det er ikke grunnlag for å tro at disse avvikene skyldes annet enn usikkerhet. Den positive saldoen for Hg var imidlertid konsistent med regnskapet

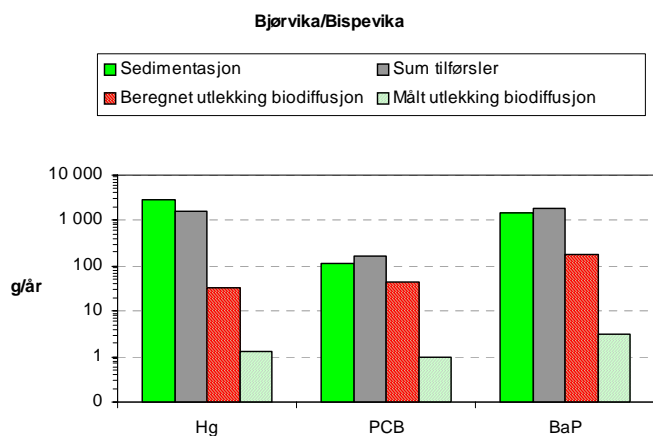
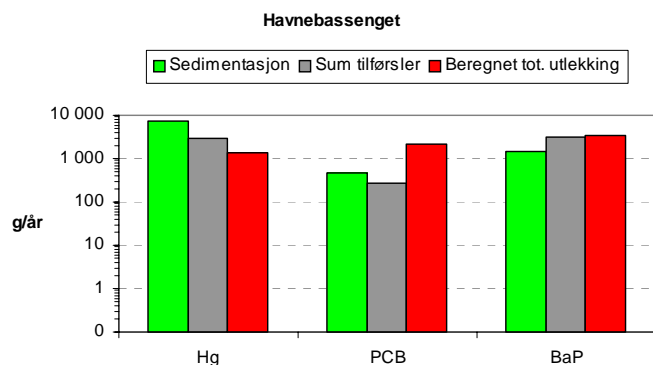


Tilførsler av kvikksølv (Hg), PCB og benzo(a)pyren til Bjørsvika/ Bispevika (BB) og Havnebassenget (HB) fra elver, atmosfære og tette flater. ”Uforklart” viser forskjellen mellom eksterne tilførsler og sedimentasjon og er negativ når sedimentasjon er større enn tilførsler.

for Bjørsvika/ Bispevika og synes derfor å bekrefte at tilførslene av Hg er underestimert. Tilførslene målt pr kvadratmeter sedimentflate mye lavere enn i Bispevika/ Bjørsvika. Dette skyldes bare at arealet av Havnebassenget var vesentlig større enn arealet av Bjørsvika/ Bispevika.

Utlekking fra sedimentene ble beregnet i henhold til SFT’s risikoveileder. Der inngår summen av utlekking via opptak i organismer, biodiffusjon og utløsning fra partikler som virvles opp i propellstrømmen fra store båter. Figuren under viser at for Havnebassenget var utlekking beregnet på denne måten i samme størrelsesorden som sedimentasjon og tilførsler. Hvis, imidlertid, utlekking skulle være like stor som tilførslene er det vanskelig å forstå hvordan sedimentene kan være forurenset. Som vist i den nederste figuren, er eksperimentelt målt utlekking 10-100x lavere enn utlekking beregnet i hht risikoveilederen. Det kan derfor se ut som om risikoveilederen beregner en urealistisk høy utlekking fra sedimentene. Dette problemet har vært påpekt tidligere og skyldes trolig at risikoveilederen baserer seg på en overdrevet konservativ beregningsmåte, spesielt i forhold til anbefalte fordelingskoeffisienter for organiske miljøgifter.

Selv om beregnet utlekking er systematisk overestimert, kan beregningene brukes til å sammenligne det totale bidraget til fjordens vannmasser fra hvert enkelt delområde. For metallene var utlekking via oppvirvlete sedimenter viktig. Sedimentene langs kaiene mellom Filipstad og Sjursøya er mest utsatt for skipsoppvirvling og bidro følgelig forholdsvis mye til total utlekking av metaller. For de organiske miljøgiftene skjer utlekking mest som følge av diffusjon og opptak i organismer og øker følgelig med økende sedimentkonsentrasjon og areal. Beregningene viste derfor at de store, moderat-sterkt forurensete sedimentflatene i Havnebassenget bidro mer til total utlekking av PAH og PCB enn de mer forurensete, men mindre arealene i Paddehavet, Bestumkilen, Bjørsvika og Bispevika. Enkle tiltak, som f.eks. tynnsjikt tildekking, kan derfor tenkes å gi større total reduksjon av utlekking, enn kostbare tiltak på små arealer.



Sammenligning av tilførsler og sedimentasjon med utlekking fra sedimentene beregnet med SFT's risikoveileder og målt eksperimentelt ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. OBS logaritmisk skala på y-aksen.

fremdeles er større enn utlekking fra sedimentene. Hvis derimot målet med tiltak er å redusere risiko tilknyttet fjordens økosystem, forurenset sjømat og human helse, er det nødvendig å vurdere hvor og hvordan miljøgiftene tas opp i organismer. Det er da viktig å legge merke til at miljøgiftene som tilføres fra eksterne kilder er bundet til partikler med kort oppholdstid i vannmassene. Både målt og beregnet utlekking fra sedimentene er derimot 100% biotilgjengelige fraksjoner og derfor ikke

Innhold av miljøgifter på partikler ved Akerselvas utløp 2004/2005 i prosent av innholdet i sedimenter i Bjørsvika

Cd	Hg	Pb	PCB7	BaP	PAH16
14 %	17 %	32 %	15 %	14 %	17 %

sedimenter må derfor baseres på en avklaring av hvorvidt målet med tiltakene er å redusere tilførslene til fjordens vannmasser eller å redusere innholdet av miljøgifter i organismer i fjorden.

Kort oppsummert er de viktigste konklusjonene fra dette arbeidet:

- Utlekking av miljøgifter fra sedimenter i Oslos sjøområder er liten sammenlignet med eksterne tilførsler og sedimentasjon.
- Utlekking av miljøgifter fra sedimenter kan likevel utgjøre en betydelig risiko for skader på fjordens økosystem og human helse.
- Vurdering av tiltak må derfor baseres på hvorvidt målet med tiltaket er reduserte tilførsler til fjordens vannmasser eller redusert innhold av miljøgifter i fjordens organismer.

En vesentlig konklusjon fra miljøgiftregnskapet var at tilførselen fra eksterne kilder var stor sammenlignet med utlekking fra sedimentene. I forhold til tiltak er det samtidig viktig å vite om tilførslene er mindre enn de var da de mest forurensete sedimentene ble tilført fjorden. Det er tidligere vist at konsentrasjonen av miljøgifter i det øverste laget av sedimentene (0-1 cm) generelt var lavere enn i sedimentene under. I tillegg viser tabellen nedenfor at partiklene som sedimenterte i Bjørsvika i 2004/2005 hadde et betydelig lavere innhold av miljøgifter enn partiklene i sedimentenes topplag (ca 0-30 cm). Dersom de forurensete sedimentene fjernes eller overdekkes med rene masser kan en derfor med rimelig sikkerhet konkludere at de nye sedimentene som avsettes etter tiltaket vil være mindre forurenset enn de som ble fjernet eller tildekket.

Hvis målet er å redusere tilførslene til fjordens vannmasser vil tiltak på sedimentsiden være lite effektivt så lenge tilførslene fra eksterne kilder

egentlig sammenlignbar med eksterne tilførsler og sedimentasjon. De vanligste modeller som beregner opptak i organismer (f.eks. DIG, SEDFLEX) viser at fisk får mesteparten av sitt miljøgiftinnhold via næringsopptak fra byttedyr eksponert i sedimentene. Prioriteringer mellom tiltak rettet mot landbaserte kilder eller

- Tilførsler av miljøgifter i 2004/2005 er vesentlig mindre enn de var da de mest forurensete sedimentene ble avsatt i Oslo havn.
- Enkle tiltak på store, moderat forurensete flater kan ha større effekt enn kostbare tiltak på små sterkt forurensete flater.
- Eksisterende versjon av SFT's risikoveileder gir for høy beregnet utlekking og bør fortrinnsvis benyttes til vurdering av relative bidrag fra ulike sedimentområder.

Summary

Title: Mass balance budgets for pollutants in sediment remediation areas in Oslo Harbour

Year: 2005

Authors: Morten Thorne Schaanning, Aud Helland, Oddvar Lindholm, Hans Christer Nilsson, Christian Vogelsang

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

Contaminant inputs from atmosphere, rivers, municipal sewage plants and impermeable surfaces were estimated and compared with sedimentation rates determined from sediment traps and dated sediment cores from various points in the fjord area. In addition recycling from the contaminated sediments was calculated using the risk assessment tool developed by SFT. The results were compared in simple mass balance budgets for the trace metals mercury (Hg), lead (Pb) and cadmium (Cd) and the persistent organic pollutants benzo(a)pyren (BaP) as well as the total sum of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB). The budgets indicated that impermeable surfaces were the least important source in all three areas considered. In Bekkelagsbassenget the sedimentation could be reasonably well accounted for by atmospheric input and the discharge from the local sewage plant. In Bjørvika/Bispevika and the larger area Havnebassenget, sedimentation was accounted for primarily by river discharge with smaller contributions from atmosphere and impermeable surfaces. Release from the sediments was small compared to sedimentation rates and input from external sources, but because of the bioavailability of this fraction the release from the sediments including desorption from resuspended particles, uptake in organisms and diffusion was still considered to represent a larger risk for the fjord system and human health. Discharge from one of the major rivers in 2004/2005 was shown to be considerably less than during previous periods when the most contaminated sediments were deposited in Oslo harbour. Comparison of contaminant release from sediments in subsections of the Oslo sea area, indicated that the large and slightly less polluted areas in Havnebassenget contributed with more organic contaminants to the fjord environment than the small, but very strongly polluted areas in Paddehavet, Bestumkilen, Bjørvika and Bispevika. Thus simple remediation methods on larger areas may contribute more to total reduction of contaminant release than highly efficient, but expensive, methods on smaller hot spot areas.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

For å kunne gjøre mest mulig presise og kostnadseffektive tiltak mot forurensete sedimenter er det viktig å ha en kvantitativ forståelse av eksterne tilførsler, sedimentasjon og utlekking av miljøgifter fra sedimentene tilbake til fjordsystemet. For Oslos sjøområder finnes det en hel del spredt informasjon om tilførsler av miljøgifter fra kilder på land, om sedimentasjon og sedimenttilvekst i bynære deler av fjorden, om konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter og organismer og om utlekking fra sedimentene. Transporter av miljøgifter er vesentlig vanskeligere å måle enn konsentrasjoner og det er grunn til å anta at mange av de transportratene som kan estimeres vil inneholde betydelige feil. Ved å samle og sammenstille eksisterende informasjon i enkle massebalanseregnskaper er det mulig å sammenligne og vurdere relative bidrag og ikke minst oppnå en kvalitetssikring av realismen i de ulike estimatene.

Miljøgifter tilføres vannmassene i fjorden fra atmosfæren, elver (bekker), utslipp fra renseanlegg, overvannutslipp og avrenning fra faste flater. En del av disse tilførslene vil transporteres ut av tiltaksområdet, og en del vil holdes igjen ved sedimentasjon og innlagring i bunnsedimentene eller opptak i stasjonære organismer. De fleste miljøgifter er i stor grad bundet til partikler som har en tendens til å aggregere når saltholdigheten øker i blandingssonen nær ferskvannsutløpene. Sedimentene i havneområdet dannes kontinuerlig ved utsynking av partikler og innholdet av miljøgifter på disse partiklene utgjør tilførselen til sedimentet.

En del av miljøgiftene som tilføres sedimentene vil lekke tilbake til fjorden (resirkuleres) ved utløsning til porevannet og diffusjon til vannmassen over, ved direkte opptak i sedimentlevende dyr og ved utløsning fra oppvirvlede partikler. Resten vil over tid begraves i dypereliggende sedimentlag og kan anses permanent fjernet fra det biogeokjemiske kretsløp og altså utilgjengelig for opptak i organismer i fjorden. SFTs risikoveileder (Bredeveld m.fl. 2005) er et viktig hjelpemiddel til å beregne utlekking av miljøgifter fra forurensete sedimenter. Beregningene kan brukes både til å sammenligne risiko knyttet til utlekking fra ulike områder for å vurdere hvor tiltak mest hensiktsmessig kan settes inn og til å sammenligne bidraget fra sedimentene med tilførsler fra andre kilder. Et sentralt punkt ved vurdering av risiko er tilstandsform og biotilgjengelighet. I forhold til risiko og vurdering av tiltak er det derfor utilstrekkelig å sammenligne en fluks av hovedsaklig partikkelbundet og lite biotilgjengelige miljøgifter i sedimenterende partikler med utlekking via diffusjon av løste forbindelser fra sedimentet til vannmassen over. Tilførselsratene estimert i denne rapporten kan derfor ikke brukes til vurdering av risiko uten samtidig å vurdere tilstandsform og biotilgjengelighet.

Episodiske hendelser som snøsmelting, flom og plutselige regnskyll etter lange tørkeperioder kan ha stor betydning for tilførslene til fjorden og er ofte vanskelig å fange opp i måleprogrammer som tar sikte på å beskrive tilførslene. Grunne havneområder er dynamiske miljøer der både storm-, flom- og propell-genererte vannstrømmer vil kunne gi episodisk oppvirvling av betydelige mengder sedimenterte partikler. Også andre menneskelige aktiviteter som grunnstøtinger, undervanns byggearbeider og mudring vil kunne representere viktige episodiske hendelser som ikke bare kan ha stor betydning for utlekking av miljøgifter, men som også kan vanskeliggjøre tolking av historiske data (sedimentkjerner).

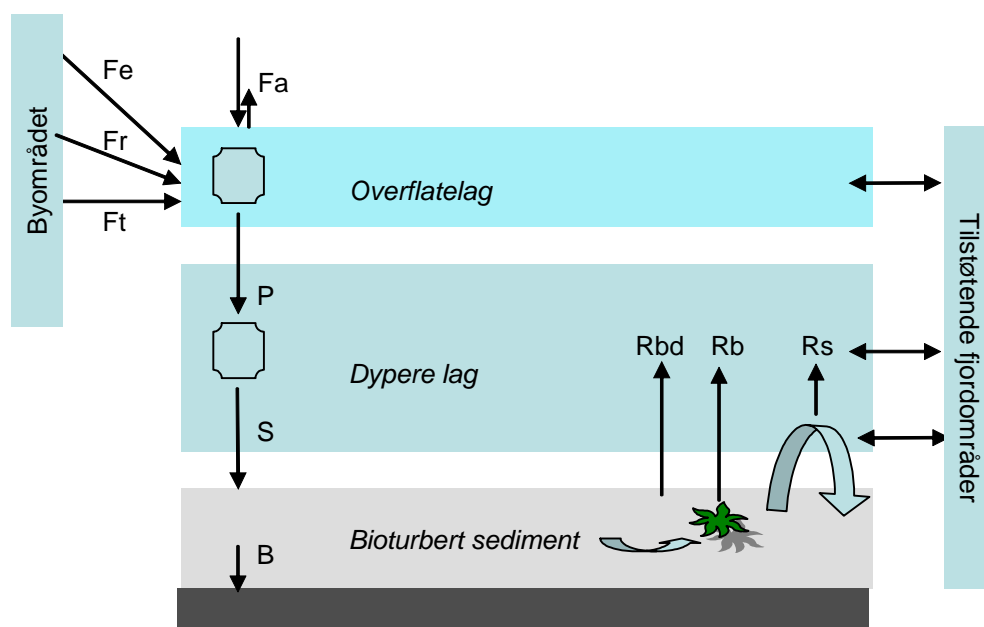
1.2 Målsetting og avgrensning

Målsettingen med dette arbeidet var å identifisere og skalere de viktigste fluksene av miljøgifter i et enkelt massebalanseregnskap for Oslos sjøområder. Regnskapene er avgrenset til å gjelde

forbindelsene polyklorete bifenyler (sumPCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (sumPAH), PAH-komponenten benzo(a)pyren (BaP) og tungmetallene bly (Pb), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg).

1.3 Modell og definisjoner

Den konseptuelle modellen benyttet i denne rapporten er illustrert i Figur 1. Modellen er sterkt forenklet, men antas å fange opp de viktigste fluksene av miljøgifter i de bynære områdene. Horisontal



Fa = tilførsler fra luft direkte til sjø overflate (netto inn)
 Fe = tilførsler fra elver
 Fr = tilførsler fra renselanlegg, her Bekkelaget
 Ft = avrenning fra tette flater
 P = partikkelutsynking fra overflate til dypere lag
 S = sedimentasjon
 R = resirkulering
 Rbd = bioturbasjonsdrevet diffusjon
 Rb = opptak i sedimentlevende organismer
 Rs = desorpsjon fra resuspendert sediment
 B = S - R = varig innlagring i dypere sedimentlag

Figur 1. Omsetning av miljøgifter i Oslos sjøområder.

utveksling mellom tilstøtende områder er ikke forsøkt kvantifisert utover enkle antagelser om hvor tilførselene vil sedimentere. Modellen forsøker heller ikke å kvantifisere biotilgjengelighet av miljøgifter som tilføres overflatelaget, men antar at alt bindes til partikler som overføres til sedimentet hvorfra resirkulering utgjør risikoen for skader på fjordens økosystem via opptak i marine organismer. Resirkulering (eller utlekking) fra sedimentet beskrives i hht til SFTs risikoveileder med en bioturbasjonsdrevet diffusjon fra sediment til vannmasse (R_{bd}), opptak i organismer (R_b) og utløsning fra oppvirkvete sedimenter (R_s). Med resuspensjon menes den totale oppvirkvling av partikler fra sedimentet. Med resirkulering ved resuspensjon (R_s) menes kun den fraksjonen av miljøgifter som frigjøres fra det oppvirkvete sedimentet og som antas utgjøre en risiko for marine organismer. R_s fra annen type resuspensjon enn skipsoppvirkvling anses ubetydelig i havneområder.

I denne rapporten skal vi estimere F_a , F_r , F_t og F_e og sammenligne med målt sedimentasjon (S) i forskjellige deler av Oslos sjøområder:

$$S = F_a + F_r + F_t + F_e + D \quad (\text{Formel 1})$$

Differensen (D) mellom summen av tilførselene og målt sedimentasjon gir et mål på hvor god massebalansen er. D inneholder usikkerheter, feilestimater og ikke kvantifiserte kilder. I sammendraget er differensen omtalt som saldo i miljøgiftregnskapet.

I tillegg skal vi beregne varig innlagring på grunnlag av massebalansen:

$$B = S - R_{bd} - R_b - R_s \quad (\text{Formel 2})$$

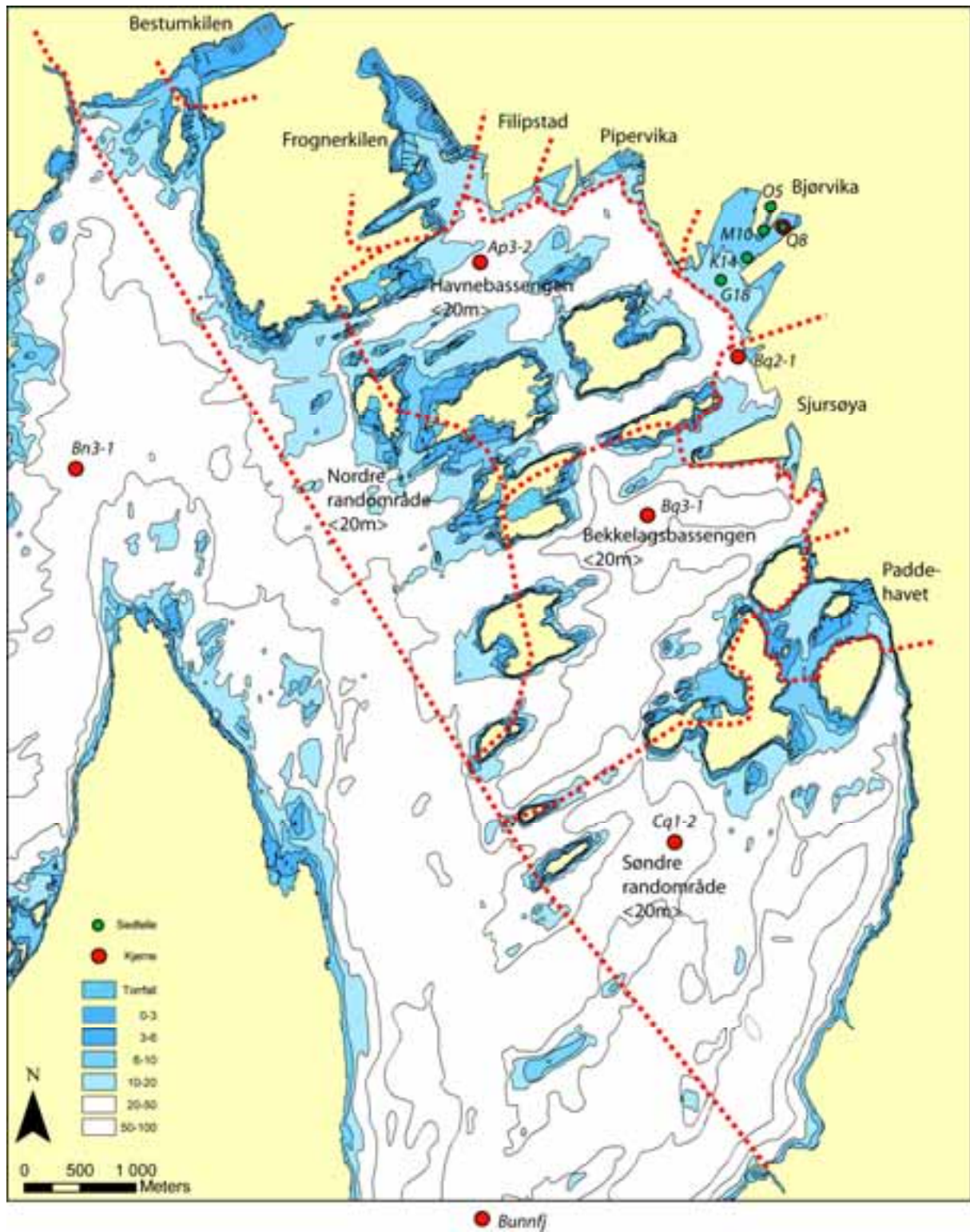
Hensikten med denne øvelsen er å vurdere hvor stor utlekking fra sedimentet er eller rimeligvis kan være sammenlignet med tilførselene.

1.4 Inndeling av sjøområdet

Inndelingen av sjøområdet er vist i Figur 2 og areal, vandndyp og antatt skipstrafikk er spesifisert i Tabell 1. Inndelingen er gjort i forhold til den detaljeringsgraden som datagrunnlaget for sedimenter muliggjør i forhold til beregning av utlekking. Dataene gir ikke grunnlag for tilsvarende detaljering av tilførsler og sedimentasjonshastighet. Massebalansene i kap. 4 er utført med utgangspunkt i underinndelinger som "Kaiområder indre havn" som omfatter arealene nærmest land fra og med Frognerkilen til og med Sjursøya" og det større arealet "Havnebassenget m/kaiområder" som omfatter hele Havnebassenget med tilstøtende strandsoner og kaiområder. Kartet viser også plassering av stasjoner for måling av sedimentasjon med sedimentfeller utført i 2004/2005 og for stasjoner for aldersbestemte kjerner (^{210}Pb datering) som trolig representerer den sikreste metoden for bestemmelse av sedimentasjonsrater.

Tabell 1. Areal, gjennomsnittlig dyp og antatt skipstrafikk for de 14 delområdene av Oslos sjøområder. Summerte arealer for strand- og kai-områder (se tekst) er markert med kursiv.

Område	Kort- navn	Areal (m²)	Dyp (m)	Skipsanløp (år⁻¹)
Bestumkilen	BES-K	347 690	2.2	-
Frognerkilen	FRO-K	783 617	11.5	-
Filipstad	FILIPST	112 451	15.7	720
Pipervika	PIP-V	277 265	14.1	365
Bjørvika og Bispevika	BJØR-V	628 443	9.1	720
Sjursøya	SJU-Ø	601 516	22.0	720
<i>Kaiområder indre havn</i>		<i>2 403 114</i>		
Havnebassenget <20m	HB<20m	2 395 964	18.5	-
Havnebassenget >20m	HB>20m	2 589 909	23.3	-
<i>Havnebassenget m/kaiområder</i>		<i>7 388 987</i>		
Bekkelagsbassenget <20m	BB<20m	831 940	13.0	-
Bekkelagsbassenget >20m	BB>20m	4 605 160	50.0	-
Paddehavet	PADDA	678 366	1.6	-
Nordre randområde <20m	NR<20m	2 969 149	10.9	-
Nordre randområde >20m	NR>20m	3 062 957	37.6	-
Søndre randområde >20m	SR>20m	7 168 738	72.8	-



Figur 2. Inndeling av Oslos sjøområder anvendt i denne rapporten og stasjoner for målinger av sedimentasjon med sedimentfeller (grønne sirkler) og aldersbestemte kjerner (røde sirkler).

2. Tilførsler

2.1 Tilførsler fra Bekkelaget renseanlegg

Beregningene av utslipp fra Bekkelaget renseanlegg har tatt utgangspunkt i det nye anlegget som har vært operativt med avansert biologisk/kjemisk rensing siden 2001. Ved en hydraulisk belastning opp til ca. 1,7 m³/s går alt vannet gjennom den biologisk/kjemiske delen. Ved høyere belastning vil det overskytende bli renset i et eget kjemisk trinn (opp til ca. 3,0 m³/s) eller kun grov rist/sand-/fettfang (opp til ca 6,0 m³/s), men blir belastningen høyere enn ca. 6,0 m³/s går det overskytende urensset ut i overløp. **Tabell 2** viser hvor mye vann Bekkelaget renseanlegg har mottatt for årene 2002 - 2004 og hvilken grad av behandling dette vannet har gjennomgått. Det biologisk/kjemisk og kjemisk rensede avløpsvannet tilføres fjorden gjennom den nye rørledningen med diffusor på 50 m dyp i Bekkelagsbassenget. Vann som kun har gått gjennom grov rist/sand-/fettfang slippes ut via det gamle utløpsrøret på 25 m dyp. Overløpet med urensset avløpsvann renner ut i Alna.

Tabell 2. Vannmengder behandlet ved Bekkelaget renseanlegg i perioden 2002 - 2004 med fordeling på ulike grad av behandling.

Grad av behandling	Vannmengder (mill. m ³ /år)		
	2004	2003	2002
Totalt behandlet	40,9	41,4	41,7
Biologisk/kjemisk	37,3	37,4	35,4
Kjemisk	2,3	1,9	2,0
Grov rist/sand-/fettfang	1,3	2,1	4,3
Overløp til Alna	0,07	0,6*	2,5*

* Sannsynligvis noe overestimert pga problemer med mengdemåleren.

Undersøkelser fra 2002 og 2004 (Vogelsang 2005, Liltved m.fl. 2005) med prøvetaking på inn- og utgående vann og interne vann- og slamstrømmer ved Bekkelaget renseanlegg viste at graden av behandling hadde stor betydning for hvor mye PAH (sum PAH16) som ble fjernet ved anlegget. Fra vann som gjennomgikk full biologisk/kjemisk rensing ble ca 94 % fjernet, mens grov rist/sand-/fettfang ga ca. 4 % fjerning av PAH. De typisk partikkelbundne (hydrofobe) PAH-forbindelsene (4-, 5- og 6-ring) ble naturlig nok noe mer fjernet enn de lettere 2- og 3-ring-PAH-forbindelsene på grov rist/sand-/fettfang (h.h.v. 8 % og 2 % fjerning). For ren kjemisk behandling har vi ikke tall for Bekkelaget, men tall fra norske kjemiske anlegg (Vogelsang 2005, Liltved m.fl. 2005) viser at PAH-fjerningen er noe dårligere her enn ved full biologisk/kjemisk behandling; 61-68 % fjerning av sum PAH16, 82-100 % fjerning av 4-, 5- og 6-ring-forbindelsene og 29-59 % av 2- og 3-ring-forbindelsene. Snittet av disse estimatene danner grunnlaget for beregningene av utslippene av PAH ved kun kjemisk behandling ved Bekkelaget.

I undersøkelsene i 2004 (Vogelsang 2005) ble det også analysert for PCB i innløp og utløp og interne vann- og slamstrømmer ved Bekkelaget renseanlegg. Ved begge prøvetakinger lå konsentrasjonen av alle enkelt-kongenerer i utløpsprøvene under deteksjonsgrensen (0,5 ng/l). Ved å benytte et estimat på 50 % av deteksjonsgrensen i utløp, ble det beregnet en rensegrad på 61 %, noe som sannsynligvis er en underestimert av rensegraden. Grov rist/sand-/fettfang ga ingen signifikant endring i PCB-konsentrasjonen. For kjemisk behandling har vi tall kun fra ett renseanlegg, som ga en nedgang på i størrelsesorden 20 %. Disse estimatene er benyttet for beregningene av utslippene av PCB fra Bekkelaget renseanlegg.

Avrenning fra faste overflater i byen er en viktig kilde til PAH og tungmetaller og ledes inn på Oslos fellesnett for overvann og kommunalt avløpsvann. Selv om vannmengdene inn på renseanlegget vil kunne øke i perioder med regn, vil fortynningseffekten kunne oppveies av andre faktorer knyttet til nedbørshyppighet og ”first flush”. Konsentrasjonen av PAH og tungmetaller vil således kunne øke i de samme periodene. Datagrunnlaget er imidlertid for spinkelt til å gjøre noen kvantitativt gode estimater for slike episodiske hendelsers bidrag til de totale tilførslene til renseanlegget. Beregningene for PAH er derfor basert på gjennomsnittet av målinger foretatt på 4 ulike tidspunkt under både typiske tørrværs- og våtværsperioder. For tungmetallene (Cd, Cr og Pb) har vi benyttet renseanleggets egne beregninger av årlige utslipp til fjorden, basert på ukentlige ukeblandprøver gjennom hele året.

Resultatene er oppsummert i **Tabell 3-Tabell 6**.

Tabell 3. Gjennomsnittlig årlig mengde PAH inn til Bekkelaget renseanlegg og utslipp til Oslofjorden etter ulik grad av behandling.

	n	Inn til Bekkelaget	Utslipp biologisk/kjemisk rensert (50 m)		Utslipp kjemisk rensert (50 m)		Utslipp over grov rist/sand-/fettfang (25 m)		Samlet utslipp
			kg/år	kg/år	% fjernet	kg/år	% fjernet	kg/år	
Sum PAH16	4	33 ± 15	2,1	96	0,57	65	1,2	4	3,9
Fenantren	4	5,1 ± 2,1	0,12	99	0,14	45	0,19	8	0,45
Fluoranthen	4	2,6 ± 1,3	0,07	99	0,011	91	0,09	2	0,17
Pyren	4	3,1 ± 2,2	0,09	99	0,014	91	0,11	2	0,21
Benzo(a)antracen	4	0,7 ± 0,5	0,07	95	0,003	91	0,02	2	0,09
Benzo(a)pyren	4	0,5 ± 0,4	0,07	94	0,002	91	0,02	2	0,09
Benzo(g,h,i)perylene	4	0,6 ± 0,6	0,07	96	0,003	91	0,02	2	0,09

Tabell 4. Gjennomsnittlig årlig mengde PCB inn til Bekkelaget renseanlegg og utslipp til Oslofjorden etter ulik grad av behandling.

	n	Inn til Bekkelaget	Utslipp biologisk/kjemisk rensert (50 m)		Utslipp kjemisk rensert (50 m)		Utslipp over grov rist/sand-/fettfang (25 m)		Samlet utslipp
			kg/år	kg/år	% fjernet	kg/år	% fjernet	kg/år	
Sum PCB7	2	0,13-0,18	0,04-0,06	61	0,005-0,007	20	0,005-0,007	0	0,05-0,07

Tabell 5. Samlede årlige tilførsler av Cd, Cr og Pb til Oslofjorden fra Bekkelaget renseanlegg.

	2004	2003	2002
	kg/år	kg/år	kg/år
Cd	2	2	3
Cr	<275*	<275*	262
Pb	15	24	21

* Konsentrasjonene i prøvene har vært under deteksjonsgrensen på 7 µg/l.

Tabell 6. Estimerte årlige utslipp av PAH, PCB, Cr, Cd og Pb til Alna via ubehandlet overløp fra Bekkelaget rensesanlegg.

	Utslipp ubehandlet overløp (Alna)		
	kg/år		
	2004	2003	2002
Sum PAH16	0,05	0,48	2,0
Fenantren	0,008	0,07	0,31
Fluoranthen	0,004	0,04	0,15
Pyren	0,005	0,04	0,19
Benzo(a)antrasen	0,001	0,01	0,04
Benzo(a)pyren	0,001	0,007	0,03
Benzo(g,h,i)perylene	0,001	0,009	0,04
PCB7	0,0002	0,002	0,009
Cr	0,0002	0,002	0,009
Cd	0,00002	0,0001	0,0006
Pb	0,0003	0,003	0,012

2.2 Tilførsler fra elver

Ubehandlet overløp fra Bekkelaget rensesanlegg går sammen med Alna og Loelva før utløp i Lohavn. Tilførslene fra Alna regnes derfor som summen av disse tre bidragene. Hovinbekken går sammen med Akerselva til utløp i Bjørvika. Frognerelva har utløp i Frognerkilen, men bidrar lite i forhold til de to andre tilførslene (**Tabell 7**).

Elvetilførslene er tidligere sammenstillet av Schaanning og Bjerkeng (2001) etter data i Holtan m.fl. 1998 og av Helland m.fl. (2003). Disse er gjengitt i **Tabell 7**. Det er store usikkerheter knyttet til disse estimatene. Prøvematerialet er svært begrenset slik at sesongvariasjoner og episodiske tilførsler i liten grad er fanget opp. I tillegg er konsentrasjonene av Hg og PCB ofte lave sammenlignet med deteksjonsgrensen for de kjemiske analysene. Ved beregning av tilførsel som produktet av en lav konsentrasjon (ofte nær deteksjonsgrensen) og vannføringen, er det avgjørende at den absolutte feilen i konsentrasjonsestimatet er liten.

Direkte målinger av tilførsler av PCB, PAH og metaller fra Akerselva, Alna og Hovinbekken er utført av Aquateam i løpet av vinterhalvåret 2004/2005. Vi har fått tilgang til to foreløpige rapporter for en prøveserie utført 23.11. - 06.12.04 (Weideborg og Bruås, 2005a) og en prøveserie utført 04.04. - 18.04.05 (Weideborg og Bruås, 2005b) samt utkast til sluttrapport (Weideborg m.fl. 2005). Sistnevnte gir årlige tilførsler inkludert overvann og angir i tillegg en fordeling mellom løst og partikulært bundet fraksjon. Disse tilførslene er gjengitt i **Tabell 7** under.

Det nye med disse målingene er forsøket på å måle den løste, mest biotilgjengelige fraksjonen av PAH og PCB vha passive prøvetakere. Det ble benyttet en ny type passiv prøvetaker som vi ikke har hatt tilstrekkelig grunnlag for å vurdere kvaliteten av, men en del fremgår av de nevnte rapportene. Passive prøvetakere integrerer vannkonsentrasjon over tid og er generelt godt egnet til å måle nivåforskjeller i ulike vannmasser. Omregningen fra den analyserte fasen i prøvetakeren til sann vannkonsentrasjon er imidlertid ikke triviell. Den er bl.a. avhengig av eksponeringstid, diffusjonsegenskapene for hver

Tabell 7. Tilførsler fra elver til Oslo indre havneområde. nd = mindre enn deteksjonsgrense. Enhet = kg år⁻¹.

	Holtan	Helland	Aquateam 2004/05*			Partikkeltransport 2004 x kons. på partikler i Akerselva/Bjørvika 2004/2005			
	m fl., 1998	m.fl. 2003	løst	part	sum	Alna	Akers-elva	Frogner-elva	sum
Cd	20	36	4	7	11	2.80	1.62	0.19	4.6
Pb	580	791	50	282	332	267	154	18	439
Hg	1.3	2	0.17	1.13	1.3	2.25	1.30	0.16	3.7
BaP	-	-	nd	nd	nd	1.033	0.597	0.071	1.7
SumPAH	-	11	nd	7.9	7.9	13.22	7.64	0.91	21.8
SumPCB	0.04	0.078	0.04	0.56	0.6	0.0905	0.052	0.0062	0.15

*Tilførslene inkluderer overvann som kan utgjøre 3-15% av totalverdiene.

enkelt forbindelse og konsentrasjonsgradienten gjennom diffusjonslaget i prøvetakeren. Sistnevnte vil variere tilfeldig avhengig av reelle variasjoner i vannet og systematisk ved at konsentrasjonen i prøvetakeren forventes å øke i løpet av eksponeringstiden.

De rapporterte analysene av *diskene*, som gir konsentrasjoner av PAH/PCB i prøvetakeren etter en tids eksponering i elvevannet var for mange komponenters vedkommende ikke detekterbare eller lavere enn blank-verdien (Weideborg og Bruås, 2005a,b). Dette resulterte i at etter blank-korreksjon, ble sumPAH dominert av noen få komponenter (i hovedsak naftalen, antracen, fenantren og pyren) mens mange komponenter som f.eks. benzo(a)pyren ikke ble detektert i noen av prøvene. For høy deteksjonsgrense er ofte et problem ved målinger av PAH og særlig PCB i naturlige vannforekomster og det er vanskelig å se at metoden benyttet her har bidratt til å redusere dette problemet. For PAH og PCB har vi derfor i regnskapene nedenfor valgt å benytte estimatene lengst til høyre i **Tabell 7**.

Vann og avløpsetaten i Oslo har siden 1987 relativt gode data for partikkeltilførsler. Disse er stilt til rådighet for dette arbeidet (STS-excelark). De største tilførslene kommer fra Alna/Loelva med et gjennomsnitt på 2380 tonn (tørrstoff) for perioden 1987-2004 (ekstremåret 2000 unntatt) sammenlignet med 590 tonn fra Akerselva. I 2004 var tilførslene tilnærmet lik gjennomsnittet med hhv 2410 og 630 tonn. 2004 kan derfor anses som et normalår. Som nærmere beskrevet i kap. 2.4.1 har sedimentfeller utplassert i Akerselva, Bjørvika og Bispevika gitt en god beskrivelse av årsgjennomsnitt for 2004/2005 av miljøgiftinnholdet i partikler som kan antas representativt for tilførslene via Akerselva. I **Tabell 7** er det antatt at konsentrasjonen på partiklene i alle elvene er den samme som konsentrasjonen på partiklene innsamlet i 2004/2005 ved Akerselvas utløp. Multiplisert med partikkeltransporten målt av kommunen i 2004 gir dette etter vår vurdering de mest pålitelige estimatene for tilførslene av organiske miljøgifter fra elver til Oslo indre havn.

Metoden vil underestimere løste fraksjoner som ikke fanges opp i sedimentfellene. Både Hg (Leermakers m.fl., 1995, Coquery m.fl., 1995), PCB og de fleste PAH forbindelsene har partisjonskoeffisienter som tilsier meget små konsentrasjoner i løst fase. Også bly er normalt dominert av partikkelbundete fraksjoner, men kadmium kan i større grad foreligge som løst. Aquateams målinger viste at mer enn 1/3 av dette metallet forelå i løst fraksjon.

Begge metodene benyttet i 2004/2005 ga betydelig lavere tilførsler av Cd sammenlignet med de eldre estimatene gjengitt til venstre i tabellen. For de øvrige forbindelsene gir ikke dataene for elvetilførsler noen indikasjon på avtagende trender. Dette antas hovedsaklig å skyldes meget stor usikkerhet knyttet til tilførselsdataene fra tiden før 2004. Andre tilnæringsmåter har gitt klare indikasjoner på at dagens tilførsler er lavere enn tidligere. Bl.a. er konsentrasjonen av miljøgifter generelt høyere i eldre sedimenter i havneområdet enn i sedimentenes topplag (Berge og Skei, 2001). Konsentrasjonen av

miljøgifter i sedimentene er også betydelig høyere enn konsentrasjonen var i de partiklene som ble samlet i sedimentfellene i 2004/2005 (kap. 2.4.1).

I regnskapene i kap.4 har vi valgt å benytte dataene fra Aquateam for metalltilførsler og dataene basert på sedimentfeller og total partikkeltransport for tilførslene av organiske miljøgifter.

2.3 Tilførsler fra tette flater

Generelt beregningsgrunnlag for overvann og overløpsvann

Tabell 8 viser forslag til sjablongkonsentrasjoner av miljøgifter for overvann i separatsystemene og overløpsvann i fellesavløpssystemene (Larm 2004, Lindholm 2004).

Overløpsvannet i fellesavløpssystemene består av overvann fra flatene, spillvann fra husholdninger, næringsliv og offentlige etater, samt rørsedimenter som spyles ut i våtværperioder. Disse rørsedimentene kompliserer konsentrasjonsantakelsene en god del fordi partikler i spillvannet sedimenterer i rørsystemet i tørrvær. Det kan ligge store slammengder i rørene bygget opp i tørrværperiodene som så spyles plutselig ut i korte episoder i regnvær.

Verdiene for overløp er ikke referert fra Larm (2004), men vi har valgt å bruke de samme verdiene som for sentrumsområder. Verdiene for PCB referer til rapport av Lindholm (2004) som foreslår 0,01 $\mu\text{g l}^{-1}$. Nylige målinger fra Sandefjord (Bakke, 2005), viste en konsentrasjon på 0,006 $\mu\text{g l}^{-1}$ og vi har valgt å gå ned til denne verdien.

Tabell 8. Forslag til sjablong-konsentrasjoner i overvann fra tette flater ($\mu\text{g l}^{-1}$)

Utslippskilde	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Sentrumsområder	1	5	30	0,1	10	40	140	0,6	0,1	0,006
Boligområder	0,7	12	60	0,1	15	20	140	0,6	0,1	0,006
Kaiområder, industri	1	5	70	0,1	10	40	330	0,6	0,1	0,006
Overløp	1	5	30	0,1	10	40	140	0,6	0,1	0,006

Volumavrenning fra tettflateareal

For å kunne beregne avstrømmet mengde miljøgifter i kg/år må man i tillegg til en gjennomsnittlig konsentrasjon også ha den overvannsmengden som miljøgiften ligger utblandet i. I det følgende beskrives en metode hvor man bruker arealene til de tette flatene direkte.

Statens Naturvårdsverk (1983) foreslår følgende metode:

$$Q_{\text{år}} = a \cdot A \cdot (P-b) \cdot 10^{-3}$$

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over året ($\text{m}^3 \text{år}^{-1}$)

a = andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet. (En del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter. For eksempel hustaks avløp direkte ut i egen have.)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m^2 .

P = Total nedbør over et middelår (mm år^{-1}).

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning (mm år^{-1}).

For områder med stor helning $> 1,5 \%$ kan man bruke b ca. 50 mm år^{-1} , og for flatere områder ca. 100 mm år^{-1} .

Dersom man ikke har arealet av de tette flatene eller dersom man ikke vil bruke den nødvendige tid på å beregne dette, kan man bruke en overslagsberegning basert på bruk av verdier fra **Tabell 9**. Denne gir en antydning på andelen av tette flater (%) i ulike typer feltområder, samt andelen av disse som drenerer direkte til avløpsledningsnett.

I Oslo er nedbør ifølge Det norske meteorologiske institutt 763 mm år⁻¹ i gjennomsnitt. Fra Oslos Vann og avløpsverk har vi fått følgende opplysninger for området som drenerer til strandsonen mellom Frognerkilen og Sjursøya:

Overløp:

For overløpene på den aktuelle strekningen har vi ikke noen modellberegninger, men vi har manuelle beregninger som er gjort for noen år siden (hovedplan avløp). Spillvannsmengden i overløp i et normalår er summert for alle overløpene: 17 286 m³.

Overvannsutslipp:

Totalt areal er 180 ha. Fordeling mellom type områder er:

- bolig: 15 %
- friareal: 5 %
- næring (kaiområder): 9 %
- sentrums: 41 %

Tabell 9. Normale verdier for for andel tette flater og andel deltagende tette flater i "rendyrkede" typeområder i byer i forhold til arealbruk Lindholm 2004.

Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltagende tette flater
Villa / eneboliger	10-20	0,55
Rekkehus	20-40	0,6
Blokk	40-50	0,65
Sentrumsområder	80-90	0,9
Veger	100	Vurderes lokalt

Beregnet tilførsel fra tette flater

De årlige midlere utslippene langs strekningen fra Frognerkilen til Sjursøya blir da som vist i **Tabell 10**.

Tabell 10. Totale utslipp i kg år⁻¹ fra overvann og overløpsvann langs strekningen fra Frognerkilen til Sjursøya.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Overløp	0.02	0.09	0.52	0.00	0.17	0.69	2.42	0.01	0.00	0.0010
Overvann	0.55	3.48	24.23	0.06	6.20	21.50	101.81	0.35	0.06	0.0035
SUM	0.57	3.56	24.75	0.06	6.38	22.19	104.23	0.36	0.06	0.0045

2.4 Sedimentasjon og innlagring

2.4.1 Sedimentfeller i Bjørvika og Bispevika

I motsetning til foregående kapitler der tilførslene i stor grad er basert på usikre målinger eller sjablongverdier gir sedimentfeller tilstrekkelig prøvemateriale slik at analysene kan utføres med god margin til deteksjonsgrenser. Det samme er tilfellet med prøver av bunnsedimentene som kan tas med kjerner og seksjonerer svært presist i forhold til dyp (og alder) nedover i sedimentene.

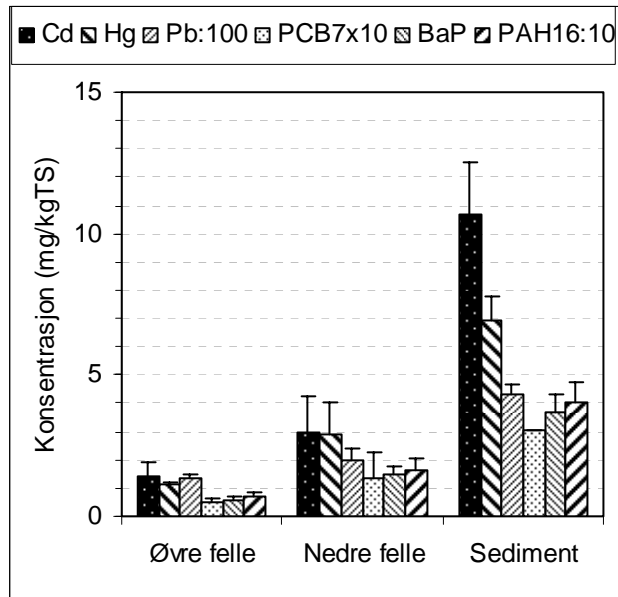
Sedimentfellene som omtales i dette kapitlet stod utplassert i to dyp i Akerselva, Bispevika og Bjørvika (Figur 2) i tilsammen sju måneder i perioden 01.06.04 - 25.05.05. Fellene vil dermed i stor grad ha fanget opp sesongvariasjoner slik at prøvene kan anses å være representative for den årlige utsynking av partikler på de gitte stasjonene.

Figur 3 viser middelverdier og standardavvik for konsentrasjoner målt i sedimentfeller i Akerselva, Bispevika og Bjørvika i 2004/2005 og tre replikate prøver av topplaget 0-1 cm i sedimentene (3 prøver fra området mellom Bjørvikautstikkeren og Havnelageret innsamlet i 2001). Figuren viser at konsentrasjonen i sedimentfellene nærmest overflaten (Akerselva inkludert) er betydelig lavere enn konsentrasjonen i sedimentenes topplag. Dette er som ventet i en historisk periode med avtagende tilførsler av miljøgifter fra Akerselva. Figuren viser også at konsentrasjonen i de nederste fellene var mindre enn konsentrasjonen i sedimentene, men større enn konsentrasjonen i de øverste fellene. I tillegg ble det samlet opp betydelig større mengder partikler i de nederste fellene. Tilsammen tydet dette på at de nederste fellene har fått et tilskudd fra oppvirkete (resuspenderte) sedimenter med høyere konsentrasjon av miljøgifter.

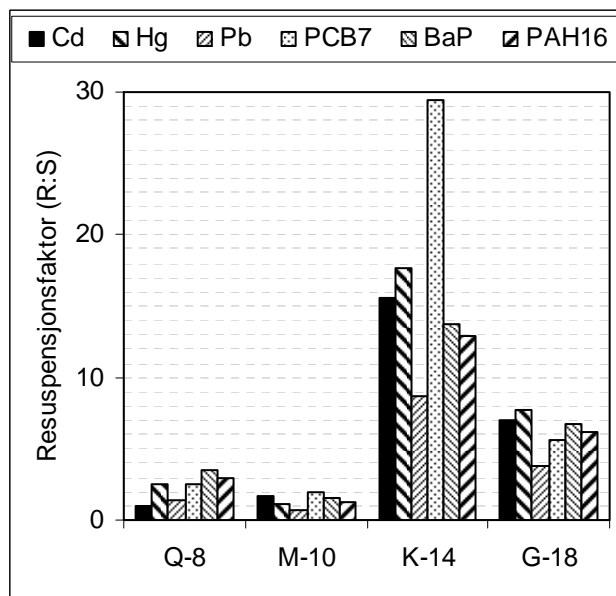
Fra sedimentfellene nærmest overflaten i Bjørvika og Bispevika ble det beregnet en midlere sedimentasjon (S) som anses representativ for området og lite påvirket av oppvirkete partikler. Resultatet er vist i **Tabell 11**. Fellene nærmest bunnen ga betydelig høyere flukser. I **Figur 4** har vi fremstilt forholdet mellom vertikal transport av miljøgifter målt med fellene nærmest bunnen og vertikal transport av miljøgifter målt med fellene nærmest overflaten. Dette forholdet kan kalles en oppvirvlingsfaktor i det den angir hvor mye fluksene øker nær bunnen som følge av propelloppvirvling. Figuren viser transporter nær bunnen opptil 29x større enn transporten ved overflaten. Differensen ble antatt å representere oppvirvling fra skipstrafikken i området og figuren viser at denne er mye lavere på de to innerste stasjonene Q-8 i Bispevika og M-10 rett utenfor Bjørvika-utstikkeren enn på stasjonene K-14 og G-18 ytterst ved Sørenga der danskefergen har daglig ankomst/avgang. Bare en liten del av sedimentene som virvles opp av propellstrømmen vil bli værende i vannmassen lenge nok til å bidra til økt risiko for marine organismer. F_{skip} beregnet fra risikoveilederen (se f.eks. **Tabell 13**) er derfor langt mindre enn total oppvirvling gitt ved differensen mellom vertikal transport av partikler målt nær overflaten og ved bunnen.

Tabell 11. Tilførsler til sedimentet i Bjørvika og Bispevika målt med sedimentfeller i 2004/2005. Middelverdi for tre stasjoner \pm et standard avvik. (Enhet $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$).

Cd	Hg	Pb	PCB7	B(a)P	PAH16
$5.4 \pm 3,6$	$4.6 \pm 1,5$	526 ± 208	$0.18 \pm 0,13$	$2.4 \pm 1,1$	29 ± 14



Figur 3. Konsentrasjon i sedimentfellemateriale og overflatesediment fra Bjørvika. Merk skalering av konsentrasjoner Pb:100, PCBx10 og PAH:10. Hatt på søylene (= ett standard avvik) viser variasjon mellom lokalitetene .



Figur 4. Oppvirvlingsfaktor (= sedimentasjon av oppvirvlet materiale : netto sedimentasjon) i sedimentfeller nærmest bunnen langs en gradient fra innerst i Bispevika (Q-8) til ytterst på Sørenga (G-18). Danskefergene dreier 180° i området ved stasjon K-14.

2.4.2 Sedimentasjon beregnet fra aldersbestemte sedimentprøver

Blydatering (^{210}Pb) av sedimentkjerner er en veletablert metode for å beregne sediment-tilvekst og innlagring av miljøgifter i sedimentene. Dataene fra slike dateringer utført på sedimentkjerner fra indre Oslofjord (**Tabell 12**, stasjonsplassering Figur 2) viste god overenstemmelse med målingene utført med sedimentfeller (**Tabell 11**). Samtidig viser dateringene at det er store gradienter fra de kaimære områdene i Bispevika og Kongshavn til Havnebassenget (Fillipstad) og de dypere områdene i Bekkelagsbassenget og langt syd i Bunnefjorden. De sistnevnte er minst påvirket av elvetilførsler og andre kilder tilknyttet byområdene og sammen med målte flukser ved Koster, ytre Oslofjord (Palm m.fl. 2004) har vi latt disse målingene danne grunnlaget for våre anslag av tilførsler fra luft til Oslos sjøområder. I områder fjernt fra landbaserte-kilder antas det meste av bakgrunnstilførslene til sedimentene å tilsvare netto tilførsel fra atmosfæren til sjøens overflate.

Palm m.fl. (2004) benyttet forskjellige teknikker for å måle den vertikale fluksen av PCB og PAH fra atmosfæren til varig innlagring i sedimentene:

1. atmosfære til havoverflaten (gassutveksling, tilførsel via svevestøv og nedbør),
2. gjennom vannmassene (konsentrasjon målt på partikler i vannet, synkehastighet for partiklene beregnet med ^{234}Th -metode)
3. sedimentasjonshastighet (sedimentfeller) og
4. innlagingshastighet i sedimentene (^{210}Pb datering).

Resultatene viste at alle disse fluksene varierte i samme størrelsesorden. Fluksene gjengitt nederst i **Tabell 12** representerer ytterpunktene og er antakelig de beste målte verdier vi har for naturlige transporter fra atmosfæren til vannmasse og sedimenter i våre områder. Stasjonen ligger langt fra punktkilder og de målte fluksene antas representative for europeiske bakgrunnsverdier. Jaward et al. (2004) har vist at luftkonsentrasjonene i mange store byer er i størrelsesorden 100x høyere enn i omkringliggende landområder. Den vertikale fluksen fra atmosfære til innlagring i sedimentet kan derfor antas å være større i Oslos sjøområder enn ved Koster og vi har i tillegg antatt ytterligere økning nærmest kaiområdene nær bykjernen. Såvidt vites finnes det ikke målinger som gir grunnlag

Tabell 12. Innlagring i sediment målt ved ^{210}Pb datering av sedimentkjerner fra ulike lokaliteter i indre Oslofjord. Kjernene fra Bispevika og Bunnefjorden ble innsamlet i hvv 2004 og 2002. Øvrige kjerner ble innsamlet i 1992. (Enhet $\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$, vandndyp i m).

Stasjon	Dyp (m)	Cd	Hg	Pb	PCB7	B(a)P	PAH
Bispevika	6	6.62	4.96	356	0.147	1.510	28(?)
Kongshavn	12	5.27	1.43	181	0.182	0.576	14.7
Fillipstad	26	1.12	1.03	112	0.064		
Bekkelaget	58	0.32	0.15	24	0.0088	0.0603	2.9
Malmøya syd	75	0.16	0.11	11			
Bunnefjorden	150	0.28 ¹	0.07	17	0.0007		
<i>Målt bakgrunn ytre Oslofjord (Palm et al., 2004)</i>							
					0.0007-	0.003-	0.04 -
					0.0055 ⁴	0.120	0.80 ²
<i>Bakgrunn for indre Oslofjord anslått på grunnlag av ovenstående data</i>							
		0.1	0.05	5	0.004	0.05	1

¹noe forhøyet verdi kan skyldes bidrag fra utfelling av $\text{CdS}_{(s)}$ i det anoksiske miljøet i Bunnefjorden
²=sum{Phenantren, Fluoranten, Pyren, Benzo(a)anthrasen, Benzo(a)pyren, Perylen}
⁴=sum{PCB 28, 52, 153, 138, 180}

for å kvantifisere slike gradienter og vannbevegelser vil bidra til å jevne ut horisontale variasjoner før partiklene når bunnen. Bakgrunnsverdiene anslått i **Tabell 12** antas å gjelde for alle sjøområdene i Oslo med unntak av områdene langs kaier og strandsone mellom Frognerkilen og Sjursøya, der den antas å være 10x større.

3. Utlekking fra sedimenter

3.1 Metode

I den konseptuelle modellen (Figur 1) antas det at tilførslene er bundet eller bindes fullstendig til partikler som sedimenterer i nærheten av elveutløpene. Biotilgjengelighet og risiko er dermed utelukkende knyttet til utlekking (resirkulering) fra sedimentet slik dette beregnes i risikoveilederen utarbeidet for SFT av NGI og NIVA (Bredeveld m.fl. 2004). Veilederen beregner de tre fluksene på grunnlag av konsentrasjoner i sedimentene. Disse er hentet fra NIVAs sediment-database. Figur 5 viser omfanget av data benyttet samt forurensingsnivået i ulike deler av fjordavsnittet. Figuren viser samtidig at dekkningen er dårlig i enkelte områder, spesielt Paddehavet og Søndre randområde. Beregningene ble utført separat for alle 14 delområder som tilsammen utgjør Oslos sjøområder (Tabell 1, Figur 2). For hvert enkelt område ble det beregnet median konsentrasjon av miljøgiftene ΣPCB_7 , ΣPAH_{16} , Hg, Pb og Cd samt organisk karbon (TOC) som dannet grunnlaget for beregningene av arealspesifikk og total fluks til vannmassen fra hvert enkelt område.

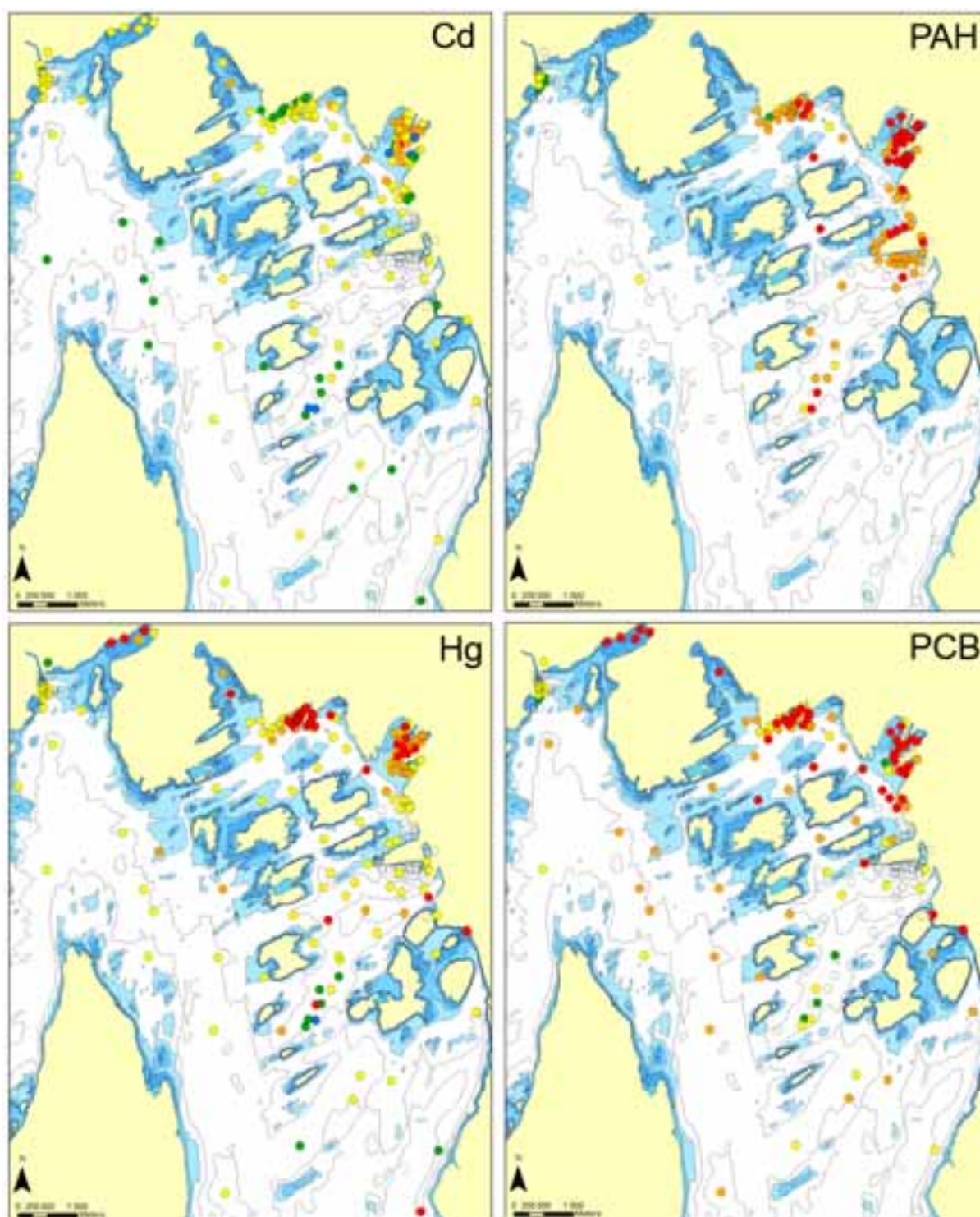
Det er viktig å understreke at det er betydelig usikkerhet heftet ved alle disse beregningene. Ikke minst gjelder dette for skipstrafikken (R_s) der oppvirvlingen avhenger av en rekke faktorer som det ikke er tatt hensyn til i den relativt enkle modellen anvendt i risikoveilederen, herunder skipsstørrelse, manøvrering, dybde-forhold og sedimentenes beskaffenhet i manøvreringsområdet. Hvert skipsanløp antas enkelt å virvle opp 400 kg sediment. Det meste av dette faller raskt tilbake til sedimentene. Fluksen til vannmassen tilsvarer innholdet i finfraksjonen (20% av partiklene $< 2 \mu\text{m}$) pluss en mengde beregnet på grunnlag av fordelingskoeffisientene ($K_d = C_{\text{sed}}/C_{\text{vann}}$) for hvert enkelt stoff gitt i veilederen. Skipsoppvirvling ble bare antatt å forekomme i de områdene der større fartøyer legger til kai, dvs Pipervika med et anløp per dag og Filipstad, Bjørvika og Sjursøya med to anløp per dag. En doubling av antall skipsanløp medfører en doubling av R_s . Andre bidrag til oppvirvling er ikke forsøkt kvantifisert. Disse kan ha betydning i områder der oppvirvling fra skipstrafikken er antatt null.

Biodiffusjonsfluksen (R_{bd} ; Figur 1) beregnes fra median konsentrasjon i sedimentet. V.h.a. stoffspesifikke K_d verdier (fra risikoveilederen) beregnes konsentrasjon i porevannet. V.h.a. stoffspesifikke molekylærdiffusjonskoeffisienter, som multipliseres med 10 for å ta hensyn til bioturbasjon, og en antatt diffusjonslengde på 1 cm beregnes utlekking til vannmassen. De naturlige variasjonene i sedimentenes fysiske egenskaper vil innenfor undersøkelsesområdet ha relativt liten innflytelse på beregningene og vi har brukt konstant porositet (=0,7) og tortuositet (=3) som angitt i veilederen.

Transport via organismer (R_b ; Figur 1) beregnes på grunnlag av en antatt karbontilførsel til sedimentet på $200 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, hvorav det dannes ny biomasse på $75 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ tilsvarende $300 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ regnet som vevsmateriale (tørrvekt). Denne biomassen får en konsentrasjon av miljøgifter beregnet på grunnlag av sedimentkonsentrasjon og stoffspesifikke bioakkumulasjonsfaktorer (BCF/K_d) gitt i veilederen.

3.2 Beregnet utlekking av metaller

Resultatet av beregningene utført i hht risikoveilederen er vist i Figur 6 og Figur 7. Beregningene kan tyde på at skipstrafikken (R_s) har en dominerende innflytelse på utlekking av metaller. Et skipsanløp i Bjørvika gir omtrent like store tilførsler av metaller til vannmassene som summen av biodiffusjon og opptak i organismer fra hele arealet (Figur 7). Opptak av metaller i organismer synes å ha relativt liten



Figur 5. Stasjoner for sedimentprøver anvendt i denne rapporten. Fargene viser forurensningsnivå basert på konsentrasjon i sedimentenes topplag. Klassifisering i hht Molvær et al., 1997: Rød = Klasse V "Meget sterkt forurenset"; Orange = Klasse IV "Sterkt forurenset"; Gul = Klasse III "Markert forurenset"; Grønn = Klasse II "Moderat forurenset"; Blå = Klasse I "Ubetydelig-lite forurenset".

betydning. Hvis det ses bort fra tilførslene fra skipsoppvirvlingen kommer de største tilførslene av metaller via diffusjon fra de store arealene i Havnebassenget og dypområdene i Bekkelagsbassenget og Nordre og Søndre randområde.

3.3 Beregnet utlekking av organiske miljøgifter

Skipsoppvirvling (R_s) ga en ikke ubetydelig tilførsel av benzo(a)pyren, men generelt viste R_s langt mindre relativt bidrag til tilførsler av organiske miljøgifter enn metaller. Opptak i organismer var viktigste transportvei for PCB og også for benzo(a)pyren, men mindre viktig for de kvantitativt dominerende PAH forbindelsene. Databasen inneholder ingen målinger av PAH i Bestumkilen, Frognerkilen, Paddehavet og Havnebassenget < 20 m, men PCB-dataene viste betydelige bidrag fra disse områdene, både arealspesifikt (Figur 6) og totalt (Figur 7). Usikkerheten her er imidlertid stor fordi datadekningen er dårlig også for PCB i disse områdene, og spesielt for Frognerkilen og Paddehavet. Også i Søndre randområde er datadekningen svært dårlig. Den store tilførslen av PAH beregnet fra dette relativt store området er basert på en enkelt prøve og bør ikke tillegges avgjørende betydning før representativiteten er bekreftet med flere prøver. I forhold til PCB viste beregningene at de arealmessig mest effektive tiltakene vil kunne settes inn i Paddehavet og Bestumkilen. Figur 7 viser imidlertid at tiltak på de store, men noe mindre forurensete områdene i Havnebassenget har et større potensiale i forhold til å redusere den totale utlekking av PCB.

Tabell 13. Utlekking av miljøgifter fra sedimenter i Bjørvika/Bispevika beregnet i hht risikoveilederen ($\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$).

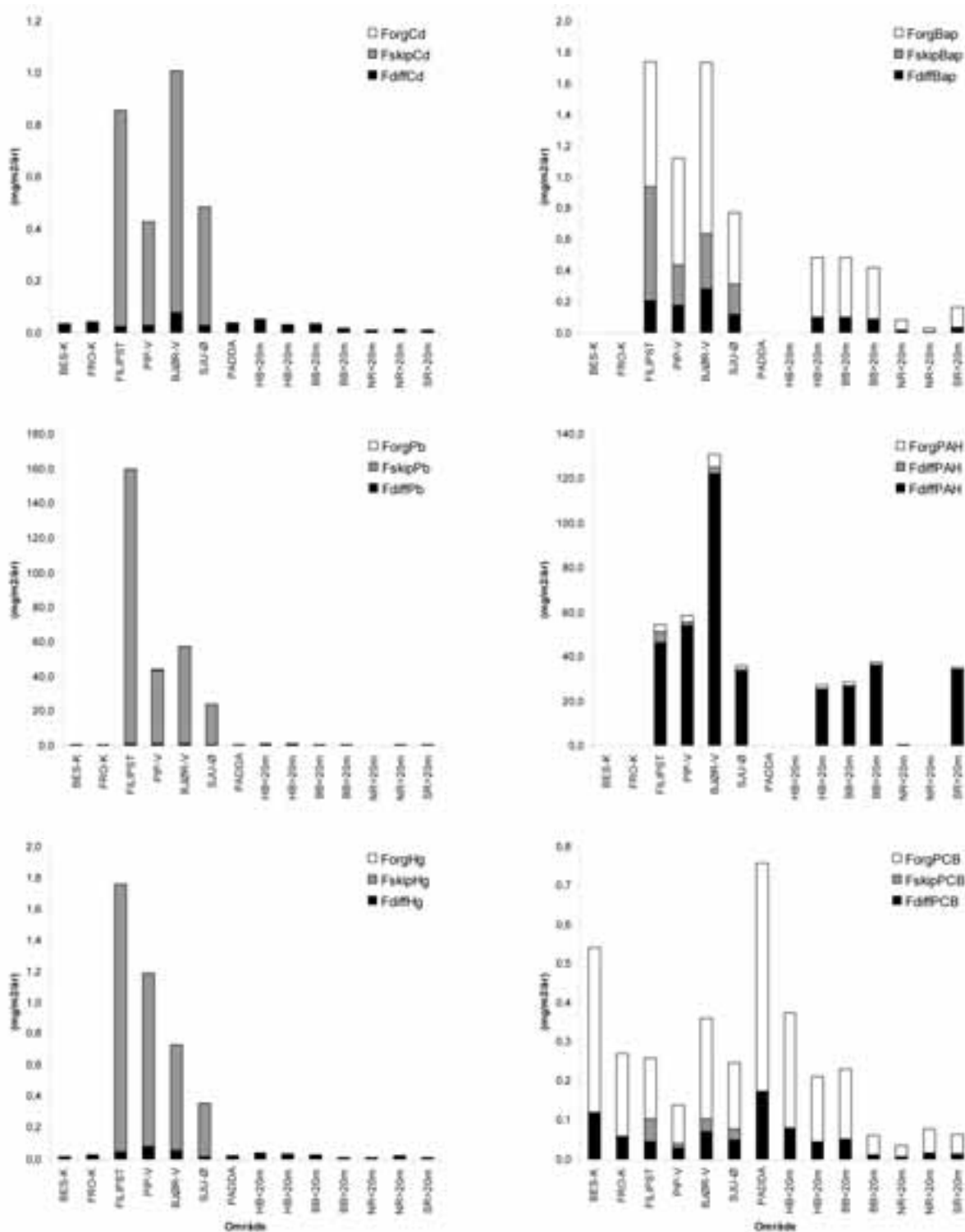
	Cd	Pb	Hg	PCB	B(a)P	PAH
Fdiff	0.079	1.2	0.052	0.069	0.29	122.3
Fskip	0.400	55.9	0.671	0.032	0.35	2.9
Forg	0.00004	0.03	0.0002	0.259	1.09	5.7

3.4 Målt utlekking

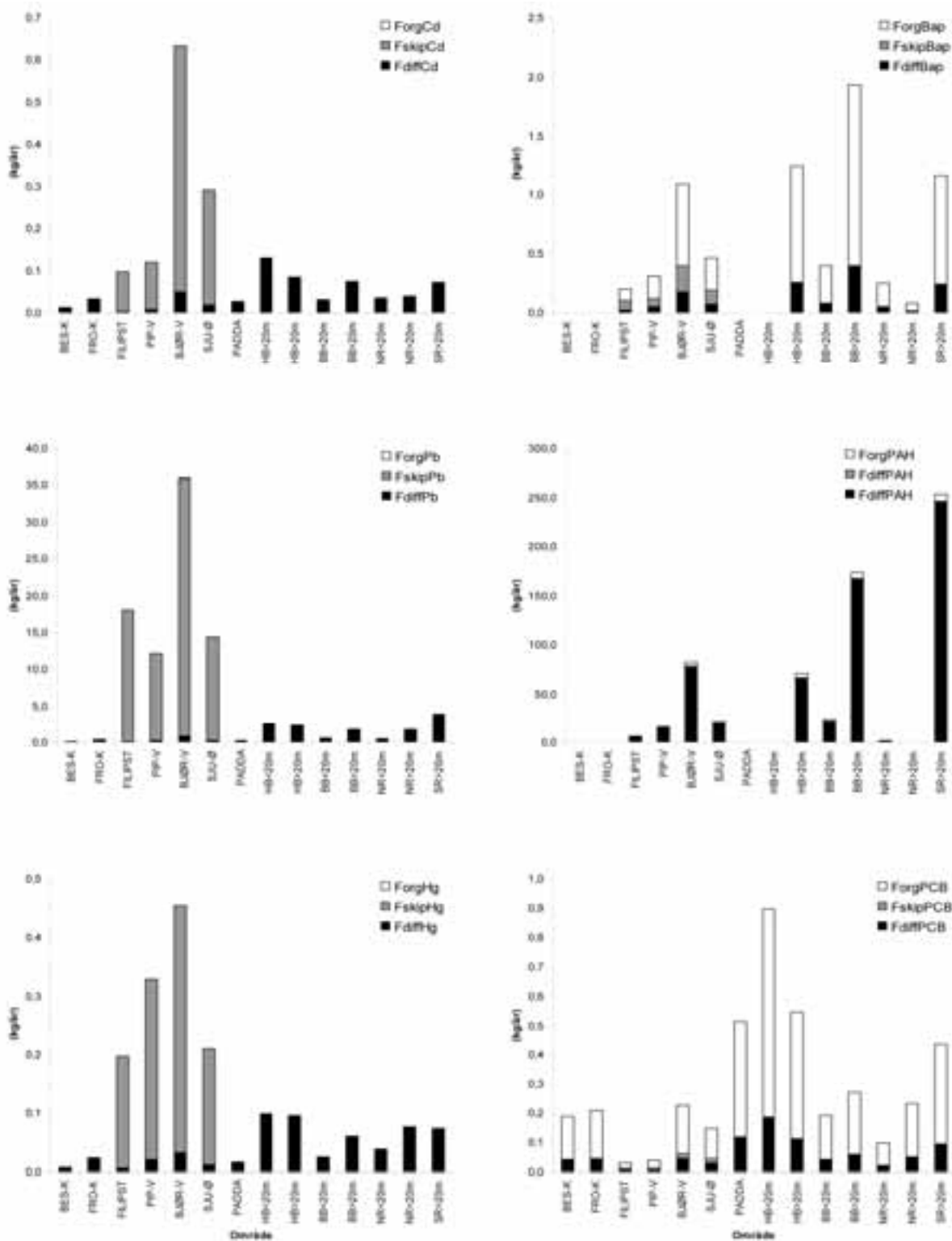
Utlekking fra sedimentene kan måles direkte som konsentrasjonsøkningen i en vannmasse i kontakt med sedimentoverflaten. Slike målinger er nylig utført i et forsøk med sedimenter fra Bjørvika på Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Forsøkene pågikk over en periode på nesten tre år og utlekking ble målt ved opptak i passive prøvetakere i vannfasen over sedimentene (Schaanning m.fl. 2005). Utlekking av metaller ble målt som opptak i DGTer, organiske miljøgifter som opptak i SPMDer. Utlekkingen ble målt gjentatte ganger under anoksiske forhold og under oksiske forhold med og uten tilstedeværelse av bioturberende organismer i sedimentet.

Målingene er sammenlignet med tilsvarende utlekking beregnet vha risikoveilederen og vist i **Tabell 14** i neste avsnitt. Målingene benyttet her er maksimumsutlekking bestemt når dyr var tilstede i sedimentene. Tabellen viser tildels store forskjeller mellom målt og beregnet fluks (R_{bd}).

Beregnet og målt utlekking (R_{bd}) av Pb var i rimelig god overenstemmelse, mens målt utlekking av Hg og de organiske miljøgiftene var 1-3 størrelsesordener lavere enn utlekking beregnet med



Figur 6. Areal spesifikk fluks av miljøgifter fra sedimenter til vann i de 14 delområdene av Oslos sjøområde. Søylen viser total transport av hhv Cd, Pb, Hg, benzo(a)pyren, ΣPAH_{16} og ΣPCB_7 fordelt på biodiffusjon (F_{diff} =sort), skipsoppvirvling (F_{skip} =grå) og opptak i bunndyr (F_{org} =hvit). Beregnet iht risikoveilederen (Bredeveid et al. 2004). I andre deler av rapporten er $F_{\text{diff}}=R_{\text{bd}}$, $F_{\text{skip}}=R_s$, $F_{\text{org}}=R_b$.



Figur 7. Total fluks av miljøgifter fra sedimenter til vann i de 14 delområdene av Oslos sjøområde. Søylen viser total transport av hhv Cd, Pb, Hg, benzo(a)pyren, ΣPAH_{10} og ΣPCB_7 fordelt på biodiffusjon ($F_{\text{diff}}=\text{sort}$), skipsoppvirvling ($F_{\text{skip}}=\text{grå}$) og opptak i bunndyr ($F_{\text{org}}=\text{hvit}$). Beregnet iht risikoveilederen (Bredeveld et al. 2004). I andre deler av rapporten er $F_{\text{diff}}=R_{\text{bd}}$, $F_{\text{skip}}=R_{\text{s}}$, $F_{\text{org}}=R_{\text{b}}$.

risikoveilederens forutsetninger. Tilsvarende uoverenstemmelse er også funnet av Ruus m.fl. (2005) og Nilsson og Næs (in prep) som har rapportert at utlekking beregnet med lokalt bestemte fordelingskoeffisienter har gitt flere størrelsesordener lavere utlekking av PAH enn utlekking beregnet med koeffisientene anbefalt i risikoveilederen.

Målt utlekking av Cd var derimot to størrelsesordener større enn beregnet fluks. Under den første fasen av forsøket var vannmassen over sedimentene anoksisk og det ble da observert perioder med reversert utlekking, dvs opptak av Cd fra vannmassen til sedimentet trolig som følge av utfelling og sedimentasjon av kadmiumsulfid ($\text{Cd}^{2+} + \text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{CdS}_{(s)} + 2\text{H}^+$). Dersom denne prosessen er reversibel vil det under etterfølgende perioder med reoksydasjon av anoksisk sediment kunne forventes forhøyet utlekking av kadmium ($\text{CdS}_{(s)} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Cd}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$). Utlekking av kadmium er i motsetning til de andre miljøgiftene undersøkt i denne rapporten svært variabel og kan endres hurtig ved endrede redoksforhold i grensesjiktet mellom vann og sedimenter.

4. Massebalanse for tre utvalgte områder

På grunnlag av tilførslene beregnet og diskutert i foregående avsnitt var det mulig å sette opp noen enkle regnskap for å se hvordan de ulike bidragene var egnet til å forklare målte sedimentasjonsrater (Formel 1) og utlekking (Formel 2) slik disse er definert og omtalt i kap. 1.3 og Figur 1. Regnskapene er satt opp for de tre områdene Bjørvika/Bispevika (**Tabell 14**), Bekkelagsbassenget (**Tabell 15**) og Havnebassenget inkludert Bjørvika, Bispevika og kaiområdene fra Frognerkilen til Sjursøya (**Tabell 16**). Eksemplene dekker dermed de mest aktuelle tiltaksområdene i Oslo. Tilsvarende detaljering for de øvrige områdene er ikke utført fordi datagrunnlaget er utilstrekkelig og gjentatte regnskapsoppstillinger ikke ville gi vesentlig innsikt utover det som fremkommer av de tre eksemplene.

Det vil være stor usikkerhet knyttet til mange av enkeltpostene i et slikt regnskap. Den største ligger trolig i beregningen av de eksterne tilførslene. For å få et bedre grep om noe av denne usikkerheten ble det valgt å kontrollere summen av de eksterne tilførslene mot tilførslene til sedimentene (sedimentasjon). Grunnlaget for dette er:

- Dersom de tilførte miljøgiftene hovedsaklig er bundet eller bindes til partikler som sedimenterer innenfor det definerte sjøavsnittet, burde tilførslene til sedimentet stemme overens med tilførslene fra eksterne kilder, dvs differensen (saldoen) i regnskapet er null ($S \approx F_a + F_r + F_t + F_e$).
- Hvis sedimentasjonen er større enn tilførslene, vises dette i regnskapet som en positiv saldo. Positiv saldo kan skyldes underestimerte eller ukjente tilførsler eller overestimert sedimentasjon.
- Hvis tilførslene er større enn sedimentasjonen, vises dette i regnskapet som en negativ saldo. Negativ saldo kan skyldes overestimerte tilførsler, underestimert sedimentasjon eller at tilførslene transporteres videre i vannmassene til tilstøtende områder.

Den viktige kontrollen i regnskapet er sedimentasjonen (S) målt med sedimentfeller i Bjørvika og Bispevika 2004/2005 eller aldersbetsetme kjerner. Sedimentfelledataene viste god overenstemmelse med aldersbestemte kjerner fra Bispevika. Aldersbestemte kjerner fra 58 m dyp i Bekkelagsbassenget og 26 m dyp ved Phillipstad er lagt til grunn for estimert sedimentasjon i de to andre områdene, men det må tas høyde for betydelig usikkerhet knyttet til hvorvidt de punktene der de respektive kjernene ble innsamlet er representative for området som helhet.

Utlekking beregnet v.h.a. risikoveilederen er vist nederst i tabellene. Differensen mellom sedimentasjon (S) og summen av de tre utlekkingstermene ($R_{bd}+R_b+R_s$) blir varig innlagret i sedimentene (B i hht Formel 2). Utlekking forventes å utgjøre en liten del av tilførslene. I dette ligger også at varig innlagring (B) er omtrent like stor som sedimentasjon (S). Hvis ikke ville ikke sedimentene vært forurenset. Forventningen om at $B \approx S$ blir dermed den andre kontrollen i regnskapene.

4.1 Bjørvika/Bispevika

I dette regnskapet ble det antatt at 80% av tilførslene fra elvene (F_e) sedimenterer i området. Videre ble det antatt at tilførslene direkte til sjøoverflaten (F_a) var 10x høyere enn i øvrige deler av Indre Oslofjord (kap. 2.4.2). Avrenningen fra tette flater ble antatt jevnt fordelt langs hele kaiområdet fra

Frognerkilen til Sjursøya og en forholdsmessig andel av totalavrenningen ble innregnet på grunnlag av strandlinjens lengde.

Tabell 14 viser at summen av tilførslene av Pb, PCB, B(a)P og PAH var i overenstemmelse med sedimentasjonen ± 1 standard avvik. Det oppgitte standardavviket uttrykker ikke variasjon mellom sesonger, men mellom målepunktene i nærheten Akerselvas utløp. Overenstemmelsen viser at for disse forbindelsenes vedkommende kunne sedimentasjonen (fra **Tabell 11**) rimelig forklares med målte tilførsler fra elver (**Tabell 7**) pluss antatt atmosfærisk tilførsel. Bidraget fra tette flater (fra **Tabell 10**) var relativt ubetydelig.

For Cd var de eksterne tilførslene betydelig større enn sedimentasjonen. Imidlertid viste Aquateams målinger at en betydelig andel (ca 1/3) av Cd i elvene foreligger i løst fraksjon. I **Tabell 14** ble det konsekvent regnet med total elvetransport, dvs partikkelbundet pluss løst fraksjon. Dersom vi hadde regnet med at kun partikkelbundet kadmium sedimenterer i området, ville sum eksterne tilførsler reduseres til $10.8 \text{ mg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ og uoverenstemmelsen i regnskapet ville blitt mindre. Større tilførsler enn sedimentasjon er uansett enkelt å forklare som videre transport til tilstøtende fjordområder.

For Hg var det imidlertid vanskelig å forklare hvorfor sedimentasjonen i Bjørvika/Bispevika var større enn tilførslene. Import fra tilstøtende områder er lite sannsynlig så regnskapet tyder på at det er en ukjent eller underestimert kilde til Hg som sedimenterer i området.

Utlekking beregnet med risikoveilederen viste at i størrelsesorden 10 % av metallene resirkuleres, for det meste ved skipsoppvirvling. For de organiske miljøgiftene ga beregningene en utlekkning på 70 % B(a)P og sumPAH og mer enn 100 % for sumPCB. Netto fluks fra sediment til vannmasse vil over tid

Tabell 14. Regnskap Bjørvika/Bispevika. I dette regnskapet har vi antatt at alt som tilføres fra tette flater sedimenterer jevnt over kaiområdene fra Frognerkilen til Sjursøya (2.4 km^2) og at 90% av elvetilførslene sedimenterer i området (0.6 km^2). Regnskapet er satt opp etter forutsetningene gitt i kap. 1.3 (Figur 1). Enhet = $\text{mg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$.

	Cd	Hg	Pb	PCB	B(a)P	PAH
<i>Eksterne tilførsler</i>						
fra luft (F_a)	1.0	0.50	50	0.040	0.50	10.0
+ fra tette flater (F_t)	0.9	0.10	35	0.007	0.09	0.57
+ fra elver (F_e)	14.0	1.66	423	0.191	2.16	27.7
= sum ekst. tilførsler	15.9	2.25	508	0.238	2.76	38.3
Sedimentasjon (S)	$5.4 \pm 3,6$	$4.6 \pm 1,5$	526 ± 208	$0.18 \pm 0,13$	$2.4 \pm 1,1$	29 ± 14
<i>Beregnet utlekkning</i>						
biodiffusjon (R_{bd})	0.079	0.052	1.2	0.069 ³	0.29	16.4 ¹
+ oppvirvling (R_s)	0.4	0.671	55.9	0.032	0.35	2.9
+ biol. opptak (R_b)	0.00004	0.0002	0.03	0.259	1.09	5.7
= sum utlekkning (R)	0.48	0.72	57	0.360	1.73	25.0
Innlagring (B=S-R)	4.9	3.9	469	-0.18	0.67	4
Forventet B \approx S	OK	OK	OK	ikke OK	ikke OK	ikke OK
Målt utlekkning (R_{bd}) ⁵	12,2	0,002	0,62	0,0016 ⁴	0,0049	0,26 ²

¹=sum{Phenantren, Fluoranten, Benzo(a)anthrasen, Benzo(a)pyren, Perylen}

²=sum{Phenantren, Fluoranten, Pyren, Benzo(a)anthrasen, Benzo(a)pyren, Perylen}

³=sum{PCB 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180}

⁴=sum{PCB 28, 52, 153, 138, 180}

⁵ fra Schaanning m.fl., 2005

føre til avtagende innhold i sedimentene og kan eventuelt bare forstås som en historisk periode der fluksen opprettholdes av gamle lagre i sedimentene. Dette synes tvilsomt og det er mer trolig at risikoveilederen overestimerer utlekkingen av de organiske forbindelsene (jfr. målt utlekking kap.3.4).

4.2 Bekkelagsbassenget

I dette regnskapet (**Tabell 15**) ble det antatt at 100% av utslippene fra Bekkelaget renseanlegg sedimenterer i området. Sammen med tilførslene fra atmosfæren (F_a) var dette grovt sett tilstrekkelig til å forklare sedimentasjonen (S). Sedimentasjonen ble her beregnet på grunnlag av en aldersbestemt sedimentkjerne fra Kongshavn (**Tabell 12**). Hvis løste fraksjoner av Cd også for utslippene fra renseanlegget utgjør en vesentlig del av total Cd, kan differensen mellom eksterne tilførsler og sedimentasjon skyldes at løste fraksjoner transporteres til områder utenfor Bekkelagsbassenget. Forøvrig er det ikke grunnlag for å anta at regnskapsdifferensen skyldes annet enn usikkerhet i datagrunnlaget. Beregnet utlekking i størrelsesorden 10% for metallene synes rimelig godt skalert ($B \approx S$), mens utlekking av de organiske miljøgiftene virker urealistisk høy ($B < 0!$) både m.h.t. biodiffusjon og opptak i organismer. Denne urimeligheten diskuteres nærmere under.

Tabell 15. Regnskap for Bekkelagsbassenget (5.4 km²). Regnskapet er satt opp etter forutsetninger gitt i kap. 1.3 (Figur 1). Enhet = mg m⁻² år⁻¹.

	Cd	Hg	Pb	PCB7	B(a)P	PAH16
<i>Eksterne tilførsler</i>						
Fra luft (F_a)	0.1	0.05	5	0.004	0.05	1
+ fra renseanlegget (F_r)	0.37	0.1*	15	0.011	0.02	0.7
= sum ekst. tilførsler	0.47	0.15	19	0.015	0.07	2.2
Sedimentasjon (S)	0.32	0.15	24	0.009	0.06	2.9
<i>Beregnet utlekking</i>						
biodiffusjon (R_{bd})	0.01930	0.016	0.423	0.018	0.089	34.8
+skipsoppvirvling (R_s)	0.00000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.0
+opptak i organismer (R_b)	0.00001	0.000	0.009	0.067	0.340	1.4
=sum utlekking (R)	0.019	0.016	0.43	0.085	0.429	36.2
Innlagring (B) (= $S - R$)	0.30	0.13	23.6	-0.076	-0,37	-33,3
Forventet $B \approx S$	OK	OK	OK	ikke OK	ikke OK	ikke OK

*gjetning (ingen tilgjengelige data)

4.3 Havnebassenget

For Havnebassenget inkludert Bjørvika, Bispevika og kaiområdene fra Frognerkilen til Sjursøya (Figur 2) ble det antatt at 100 % av elvetilførslene (F_e) sedimenterer i området. Bakgrunntilførselen (F_a) langs kaiområdene (1/3 av hele arealet) ble antatt 10x større enn på resten av arealet (jfr kap. 2.4.2). Sedimentasjonen ble beregnet på grunnlag av en sedimentkjerne fra Filipstad (**Tabell 12**).

Sammenlignes regnskapene for Bjørvika/Bispevika (**Tabell 14**) og Havnebassenget (**Tabell 16**) ses at bidraget fra atmosfæren (F_a) blir relativt mer betydelig når arealet øker. For Havnebassenget var tilførslene fra atmosfæren omtrent like viktig som tilførslene fra elvene, mens tilførslene fra tette flater bidro lite til totale tilførsler av miljøgifter til sedimentene.

Tabell 16. Regnskap for Havnebassenget inklusive arealene langs kaiene fra Frognerkilen til Sjursøya (7.4 km²). Regnskapet er satt opp etter forutsetninger gitt i kap. 1.3. Enhet er mg m⁻² år⁻¹.

	Cd	Hg	Pb	PCB	B(a)P	PAH
<i>Eksterne tilførsler</i>						
Fra luft (F _a)	0.40	0.20	20	0.016	0.200	4.00
+ tette flater (F _t)	0.12	0.01	5	0.001	0.013	0.08
+ elver (F _e)	1.49	0.18	45	0.020	0.231	2.96
= sum ekst. tilførsler	2.02	0.39	70	0.037	0.444	7.04
Sedimentasjon (S)	1.10	1.00	112	0.064	0.20*	5.0*
<i>Beregnet utlekking</i>						
biodiffusjon (R _{bd})	0.044	0.039	0.9	0.058	0.079	24.8
+ oppvirvling (R _s)	0.144	0.152	10.7	0.006	0.067	0.49
+ biol. opptak (R _b)	0.000	0.000	0.019	0.219	0.302	1.39
= sum utlekking (R)	0.188	0.191	11.6	0.283	0.448	26.6
Innlagring (B) (=S-R)	0.9	0.8	100	-0,22	-0,25	-22
Forventet B≈S	OK	OK	OK	ikke OK	ikke OK	ikke OK

*Antatt 1/3 av sedimentasjon på stasjon Kongshavn (**Tabell 12**)

For Pb og PAH viste regnskapet at sedimentasjonen var omtrent like stor som summen av de eksterne tilførslene. Tilførslene av Cd var, som for de andre regnskapene, større enn sedimentasjonen. Dette tydet igjen på at løste fraksjoner kan transporteres til områder utenfor Havnebassenget. PAH og B(a)P ble ikke bestemt i den aldersbestemte kjernen fra Filipstad. Differensen mellom eksterne tilførsler og sedimentasjon kan derfor like gjerne skyldes underestimert sedimentasjon som at løste fraksjoner eller fraksjoner bundet til partikler med liten synkehastighet transporteres ut av området.

Tilførslene av Hg og PCB var små sammenlignet med sedimentasjonen (S). Det er tidligere vist spesielt høye konsentrasjoner av Hg i Filipstad området (Konieczny, 1994) og analyser av kjerner innsamlet etter en flomsituasjon i 2000 viste høyere konsentrasjoner i sedimentenes topplag (0-1 cm) enn i underliggende lag (1-2 cm og 2-3 cm) (Berge og Skei, 2001). Det kan derfor ikke utelukkes at en lokal kilde ved Filipstad kan ha bidratt til at den beregnede sedimentasjonen av Hg for hele Havnebassenget (**Tabell 16**) er overestimert. Imidlertid viste regnskapet for Bjørvika/Bispevika en tilsvarende mangel på tilført Hg. Dette kan tyde på at underestimerte tilførsler både fra luft og elver kan være en vel så viktig årsak til regnskapsdifferensen som ukjente lokale kilder.

Aquateams målinger av PCB (**Tabell 7**) kunne brukes som en begrunnelse for å øke F_e fra 0.15 til 0.60 kg PCB år⁻¹. Dette ville gitt sum eksterne tilførsler på 0.098 mg PCB m⁻² år⁻¹ i Havnebassenget og resultert i tilførsler om lag 0.5x større enn sedimentasjonen. Samtidig ville tilførslene til Bjørvika/Bispevika blitt 4.5x større enn sedimentasjonen i det området. Regnskapene balanserte derfor bedre med tilførslene av PCB basert på konsentrasjonene målt i sedimentfellene og kommunens data for total partikkeltransport.

Selv om regnskapet for Havnebassenget kunne tyde på at tilførslene av Hg og PCB er underestimert, så er det viktig avslutningsvis å poengtere at dette ikke betyr at tilførslene har økt. Tvertimot viser sedimentfelledataene (**Figur 3, Tabell 17**) at tilførslene er klart avtagende. Dette bekreftes også av sedimentkjerner som med unntaket for Hg ved Filipstad (ref. 2 avsnitt over) generelt viste lavere konsentrasjoner av både Hg, Pb, Cd, PCB og PAH i 0-1 cm laget enn i lagene under (Berge og Skei, 2001).

Tabell 17. Innhold av miljøgifter på partikler ved Akerselvas utløp 2004/2005 i prosent av innholdet i sedimenter i Bjørvika i 2001 (0-1 cm).

Cd	Hg	Pb	PCB7	BaP	PAH16
14 %	17 %	32 %	15 %	14 %	17 %

Beregnet utlekking av metaller i størrelsesorden 20 % av sedimentasjon var noe større enn for de andre områdene og skyldtes i hovedsak bidraget fra skipsoppvirvlingen langs kaiområdene. Beregnet utlekking av PCB og PAH var, imidlertid, ca 4x større enn sedimentasjonen ($B < 0!$). Enkle overslagsberegninger viser at de øvre 5 cm av sedimentene i Havnebassenget inneholder ca 5 mg PCB m^{-2} og ca 200 mg PAH m^{-2} . Med netto utlekking som vist i **Tabell 16** ville disse reservoarene være uttømt i løpet av 10-20 år. Reservoaret av PCB og PAH i sedimentene er derfor ikke tilstrekkelige til å kunne opprettholde så stor utlekking over tid. Dersom utlekkingshastigheten er 10x lavere vil utlekkingen fortsatt utgjøre ca 50 % av tilførslene til sedimentet og en ville derfor forvente at konsentrasjonen i sedimentene var lavere enn konsentrasjonen i partiklene som tilføres. Dataene presentert i **Figur 3** og **Tabell 17** viste at så ikke var tilfelle. Med 100x lavere utlekking ville konsentrasjonsendringen i de sedimenterte partiklene lett kunne maskeres av andre prosesser. Historisk avtagende konsentrasjon i tilførte partikler kan da enkelt forklare både vertikale gradienter i topplaget (Berge og Skei, 2001) og konsentrasjonsforskjellene mellom sedimentfeller nærmest overflaten og sedimentfeller nærmere bunnen og påvirket av resuspendert sediment (**Figur 3**, **Figur 4**). Regnskapet synes derfor å bekrefte tidligere antagelser (Ruus m.fl. 2005, Nilsson og Næs, 2005) om at risikoveilederen overestimerer utlekkingen av organiske miljøgifter i størrelsesorden 10x-100x.

5. Konklusjoner i forhold til tiltak

De tre første konklusjonene fra dette arbeidet er:

1. Første versjon av SFT's risikoveileder gir for høy beregnet utlekking, men er like fullt et egnet verktøy til vurdering av relative bidrag fra ulike sedimentområder.
2. Foutsatt at den første konklusjonen er riktig, tyder regnskapene på at utlekking av miljøgifter fra sedimentene i Oslos sjøområder er mye mindre enn eksterne tilførsler og sedimentasjon.
3. Utlekking målt eksperimentelt ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand bekrefter at utlekking må være liten sammenlignet med tilførslene til sedimentet.

Spørsmålet er hva dette betyr i forhold til tiltaksplaner. Hvis målet med tiltakene er å redusere tilførslene til fjordens vannmasser vil tiltak på sedimentsiden være lite effektivt så lenge tilførslene fra eksterne kilder fremdeles er større enn utlekking fra sedimentene. Hvis derimot målet med tiltak er å redusere risiko tilknyttet fjordens økosystem, forurenset sjømat og human helse, er det nødvendig å vurdere hvor og hvordan miljøgiftene tas opp i organismer.

Målingene utført på Solbergstrand (Schaanning m.fl., 2006) ble utført ved å henge opp passive prøvetakere i vannet over sedimentene. Disse prøvetakerne virker mye som en naturlig organisme og tar kun opp fraksjoner som er løst i vannet eller som løses lett ut fra partikler som legger seg utenpå prøvetakeren. Utlekking målt på denne måten anses derfor å være 100% biotilgjengelig.

Både målingene på Solbergstrand og risikoveilederen beskriver mao utelukkende utlekking av biotilgjengelige fraksjoner. Regnskapsestimatene for eksterne tilførsler og sedimentasjon gjelder derimot i hovedsak fraksjoner som er sterkt bundet til partikler og dermed lite biotilgjengelige. Derfor er utlekking fra sedimentene ikke uten videre sammenlignbare med eksterne tilførsler og sedimentasjon. I tillegg til ulik biotilgjengelighet av fluksene sammenstilt i regnskapet har de eksterne tilførslene kort oppholdstid i vannmassen sammenlignet med den tiden de befinner seg i den delen av sedimentenes topplag som er eksponert mot organismer. De mest brukte modeller som beregner opptak i organismer (f.eks. DIG, SEDFLEX) viser at fisk får mesteparten av sitt miljøgiftinnhold via næringsopptak fra byttedyr eksponert i sedimentene.

Prioriteringer mellom tiltak rettet mot landbaserte kilder eller sedimenter må derfor baseres på en avklaring av hvorvidt målet med tiltakene er å redusere tilførslene til fjordens vannmasser eller å redusere innholdet av miljøgifter i organismer i fjorden. Vi kan derfor konkludere videre at:

4. Selv om transporten av miljøgifter ut av sedimentene er mye mindre enn tilførslene fra eksterne kilder, kan likevel utlekking fra sedimentene utgjøre en større risiko for skader på fjordens økosystem og human helse.
5. Vurdering av tiltak må baseres på en avklaring av hvorvidt målet med tiltaket er
 - å redusere tilførslene til fjordens vannmasser eller
 - å redusere innholdet av miljøgifter i fjordens organismer.

Ytterligere to konklusjoner som har stor betydning i forhold til tiltak:

6. Tilførsler av miljøgifter i 2004/2005 er vesentlig mindre enn de var da de mest forurensete sedimentene ble avsatt i Oslo havn.
7. Enkle tiltak mot utlekking fra store, moderat forurensete flater (som for eksempel tildekking med tynne sjikt rene masser), kan gi større total reduksjon av utlekking enn mer kostnadskrevenne tiltak (f.eks. mudring) på små, sterkt forurensete flater.

6. Referanser

- Bakke, T., Pettersen, A., Kibsgaard, A., Skarbøvik, E., Lindholm, O., Molvær, J., 2005. Oppfølgende undersøkelser knyttet til sedimentiltak i Kamfjordkilen. NIVA rapport in prep.
- Berge, J.A., Skei, J. 2001. Miljøgifter i sedimenter fra Oslo havn mars 2001. Effekter av flomsituasjonen høsten 2000. NIVA rapport 4407, 15s.
- Coquery, M., Cossa, D., Martin, J.M. 1995. The distribution of dissolved and particulate mercury in three Siberian estuaries and adjacent Arctic coastal waters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80: 1-4.
- Helland, A., Lindholm, O., Traaen, T., Uriansrud, F., Rygg, B., 2003. Tiltaksplan for forurensete sedimenter i Oslofjorden. Fase 1. Miljøtilstand, kilder og prioriteringer. NIVA rapport 4742, 102s.
- Holtan, G., D.Berge, H.Holtan og T.Hopen, 1998. Oslo and Paris Comissions (OSPAR). Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1997. A.Principles, results and discussions. B.Data report. NIVA rapport LNR 3952-98. SFT rapport 750/98.
- Larm, T. 2004. "Schablonhalter- StormTac". SWECO.
- Leermakers, M., Meuleman, C., Baeyens, W. 1995. Mercury speciation in the Scheldt Estuary. *Water, Air, & Soil Pollution*, 80:641-652.
- Liltved H., Vogelsang C., Tollefsen K.E., Grung M. og Jantsch T.G. (2005) Hva skjer med organiske miljøgifter i norske avløpsrensaneanlegg? Resultater basert på kjemiske analyser av innløps- og utløpsvann. Sendt inn for publisering i VANN.
- Lindholm, O. 2004. NIVA-rapport L.nr. 4775-2004. "Miljøgifter i overvann"
- Nilsson, H.C., Næs, K., 2005. Risikovurdering PAH i Farsund. NIVA rapport in prep.
- Palm, A., Cousins, I., Gustafsson, Ö., Axelmann, J., Grunder, K., Broman, D., Brorström-Lundén, E., 2004. Evaluation of sequentially-coupled POP fluxes estimated from simultaneous measurements in multiple compartments of an air-water-sediment system. *Environmental Pollution* 128, 85-97.
- Ruus, A., Molvær, J., Uriansrud, F, Næs, K., 2005. Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand. NIVA rapport 5042, 118s.
- Saloranta, T.M., Andersen, T. and Næs, K. 2006. Flows of Dioxins and Furans in Coastal Food Webs: Inverse Modeling, Sensitivity Analyses and Applications of System Theory. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 253-264.
- Schaanning, M.T, Bjerkeng, B., 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4438, 49 s.
- Schaanning, M., Breyholz, B., Skei, J., 2005. Experimental results on effects of capping on fluxes of persistent organic pollutants (POPs) from historically contaminated sediments. *Marine Chemistry*, in press.

Statens Naturvårdsverk. 1983. "Dagvattenhantering. Planering och miljöeffekter". Meddelande 1/1983. ISBN 91-38- 07325-0. Stockholm.

Vogelsang (2005) Hva skjer med ulike miljøgifter i biologiske og kjemiske renseanlegg? Foredrag under Fagtreff i Vannforeningen 14.02.05, VEAS.

Weideborg, M., Bruaås, L. 2005a. Foreløpig rapport. Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo Indre Havn. Delrapport 1. Elvetilførsler vinteren 2004. Aquateam, Rapport nr. 05-013. 31s.

Weideborg, M., Bruaås, L. 2005b. Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo Indre Havn. Resultater fra våren 2005. Aquateam, notat O-04075, 09.09.05. 11s.

Weideborg, M., Storhaug, R., Bruaås Henninge, L. 2005. Utkast til rapport. Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo Indre Havn. Aquateam, rapportnummer 05-054. 62s.