



RAPPORT LNR 5072-2005

Oppfølgende undersøkelser knyttet til sedimenttiltak i Kamfjordkilen Sandefjordsfjorden



Foto: T. Bakke

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 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Oppfølgende undersøkelser knyttet til sedimentiltak i Kamfjordkilen, Sandefjordsfjorden	Løpenr. (for bestilling) 5072-2005	Dato 2005.10.21
	Prosjektnr. Undernr. 24242	Sider Pris 108
Forfatter(e) Torgeir Bakke Anne Kibsgaard, NGI Oddvar Lindholm Jarle Molvær	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn	Oppdragsreferanse Kontrakt 5004035
---	---------------------------------------

Sammendrag

Det er gjennomført oppfølgende undersøkelser knyttet til pilotprosjektet på mudring og deponering av forurensede sedimenter i Kamfjordkilen. Dannelse av det løse overflatesjiktet påvist etter mudring er vedvarende. Netto tilførsel av partikler til Kilen er ca 1,5 tonn/døgn som i stor grad sedimenterer. Innholdet av kvikksølv og TBT i sedimenterende materiale har ikke endret seg over tid mens PCB-innholdet er redusert. Overløp og avrenning fra land bidrar med 6 % og 5 % av totalt tilført kvikksølv, og til sammen like mye som netto tilført PCB. Hegnabekken bidrar med tilsvarende mengde PCB. Propellslag fra fergene står for 45% av partikkeltilførselen, ca 10 % av kvikksølvtilførselen, 12 % av PCB-tilførselen og 58 % av TBT-tilførselen til vannet i Kilen. Mye av dette transporteres ut igjen. Resuspensjon i Kilen bidrar med 50 % av partikkeltilførselen til vannmassene. Indre del av Kilen bidrar med mer enn 50 % av sannsynlig spredning fra sedimentene av bly, PAH, PCB, og TBT. Søndre område bidrar tilsvarende for kvikksølv, Nordre område bidrar minst. Videre tiltak bør primært søke å dempe partikkeltransporten utenfra. En PCB-kilde øst for Hegnabekken bør elimineres. Det kan også være behov for mer stedegne beregninger av miljøgiftbidraget fra overløp og overvann.

Fire norske emneord 1. Sedimentiltak 2. Miljøgiftkilder 3. Partikkelspredning 4. Risikovurdering	Fire engelske emneord 1. Sediment remediation 2. Contaminant sources 3. Particle dispersion 4. Risk analysis
--	--



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

**Oppfølgende undersøkelser knyttet til sedimenttiltak
i Kamfjordkilen, Sandefjordsfjorden**

Forord

Denne oppfølgende undersøkelsen etter miljømudring i Kamfjordkilen, Sandeffjord havn er utført av NIVA i samarbeide med NGI på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn SFT (SFT-kontrakt nr 5004035). Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Magny Eggestad, Kari Kjønigsen og Harald Solberg.

Medarbeidere hos NIVA har vært Oddvar Lindholm (ansvarlig for kapittel 2) Eva Skarbøvik (ansvarlig for kapittel 3), Jarle Molvær (ansvarlig for kapittel 7), John A. Berge (feltarbeid) og Aud Helland (feltarbeid).

Medarbeidere hos NGI har vært Arne Pettersen og Anne Kibsgaard (ansvarlig for kapittel 5, 9, 10 og 11).

Sandeffjord kommune ved Ole Jakob Hansen og Øystein Tranvåg har bistått med prøvetaking av Hegnabekken.

Torgeir Bakke, NIVA, har vært prosjektleder, kontaktperson overfor SFT, ansvarlig for utforming av øvrige kapitler av rapporten og for endelig redigering.

Oslo, 21 oktober 2005

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	7
1. Innledning, bakgrunn og målsetning	11
2. Miljøgiftinnhold i kommunalt avløp og overvann/avrenning fra faste flater	13
2.1 Bakgrunn og målsetning	13
2.2 Generelt beregningsgrunnlag.	13
2.2.1 Erfaringstall (sjablongverdier) for miljøgiftkonsentrasjoner.	13
2.2.2 Analyser av miljøgifter i overvann fra avløp	14
2.2.3 Volumavrenning fra tettflateareal	14
2.3 Tilførsler av overvann og overløpsvann til Kilen.	15
2.3.1 Spillvannsproduksjon i fellesavløpssystemområdene pr. år:	16
2.3.2 Avrenningskoeffisienter i fellesavløpssystemene.	16
2.3.3 Overløpenes fortynningsfaktor n ved ikrafttreden kan anslåes til:	16
2.3.4 Årlig avlastning av spillvann i overløpene i fellesavløpssystemene.	16
2.3.5 Nødoverløp fra Kilen pumpestasjon.	17
2.3.6 Utslipp av avløp fra overløpene i fellesavløpssystemene.	17
2.3.7 Overvann fra separatavløpssystemene.	17
2.4 Oppsummering – kommunale overløp og avrenning fra faste flater	19
3. Forurensningstilførsler fra Hegnabekken	21
3.1 Målsetning	21
3.2 Kort beskrivelse av Hegnabekken	21
3.3 Prøvetaking av vann og sedimentert materiale	23
3.4 Estimert av vannføring	23
3.5 Hegnabekkens bidrag til partikkelsedimentering i Kilen	23
3.6 Karakterisering av materiale sedimentert i kummene	27
3.6.1 Mengde materiale	27
3.6.2 Miljøgiftinnhold i de tre nederste kummene mot Kamfjordkilen	28
3.6.3 Hvor stammer miljøgiftene i de nederste kummene fra?	28
3.7 Konklusjoner – Hegnabekken	30
4. Sedimentforurensning og spredning av miljøgifter fra småbåthavner i Kilen	31
4.1 Målsetning	31
4.2 Gjennomføring	31
4.3 Resultater	32
4.4 Vertikalfordeling av miljøgifter i den nye bunnen	35
4.4.1 Resultater	35
4.5 Konklusjoner	38
5. Nye miljøgifter	39
5.1 Bakgrunn og målsetning	39

5.2 Gjennomføring	39
5.3 Resultater og konklusjoner	39
6. Utvikling i partikkelsedimentering	41
6.1 Bakgrunn	41
6.2 Gjennomføring	41
6.3 Resultater	42
6.4 Konklusjoner	43
7. Partikkeltransport inn og ut av Kilen	45
7.1 Bakgrunn og formål	45
7.2 Feltnålinger	45
7.3 Data	47
7.4 Resultat og vurderinger	50
7.4.1 Normalnivå av turbiditet	50
7.4.2 Turbiditet i forhold til nedbør	50
7.4.3 Turbiditet i forhold til fergeavganger	52
7.5 Konklusjoner	57
8. Estimater av partikkeltransport og prognoser for miljøkvalitet	59
8.1 Bakgrunn og målsetning	59
8.2 Utvikling i partikkeltilstanden i Kilen over tid	59
8.3 Bidrag fra Hegnabekken	60
8.4 Overløp og diffus avrenning fra faste flater	60
8.5 Ferge-generert tilførsel fra havna utenfor	61
8.6 Fluks av vann og partikler ut av Kilen	61
8.7 Sedimentering til bunnen i Kilen	62
8.8 Resuspensjon fra sedimentet i Kilen	62
8.9 Partikkelbudsjett	63
8.10 Budsjett for miljøgifter	64
8.11 Konklusjoner	67
9. Effekter av de gjennomførte sedimentiltakene	69
9.1 Bakgrunn	69
9.2 Spredning av miljøgifter fra sedimentene	69
9.2.1 Metode	69
9.2.2 Inngangsdata og forutsetninger	69
9.3 Oppsummering	73
10. Vurdering av tiltakskostnader i forhold til effekter	75
10.1 Beregningsverktøy	75
10.2 Beregning av spredning av miljøgifter	75
10.3 Kostnader	78
10.4 Oppsummering	79
11. Erfaringsoverføring til andre sedimentiltak	81
11.1 Innledning	81
11.2 Vedlikeholdsmudring ved Herøya	81
11.2.1 Gjennomføring	81
11.2.2 Resultater	82
11.3 Resultater fra andre mudringsprosjekter	83
11.3.1 Trondheim havn	83

11.3.2 Haakonsvern orlogsstasjon	83
11.4 Erfaringsoverføring fra Kilen	83
11.5 Oppsummering	84
12. Konklusjoner	87
12.1 Kildeidentifikasjon	87
12.2 Forurensningsspredning knyttet til partikkeltransport	87
12.3 Effekter av de gjennomførte tiltakene	88
12.4 Anbefalinger om videre tiltak	88
13. Referanser	91
Vedlegg A. Bakgrunnstabeller og –figurer for beregning av miljøgifttilførsel via kommunalt avløp og overvann	93
Vedlegg B. Datautskrifter fra AnalyCen for analyse av nye miljøgifter.	101
Vedlegg C. Beregningstabeller for spredning av miljøgifter fra sedimentene i Kilen	107
Vedlegg D. Analyseprosedyrer NIVA	121

Sammendrag

NIVA og NGI har gjennomført oppfølgende undersøkelser knyttet til pilotprosjektet på mudring og deponering av forurensede sedimenter i Kamfjordkilen (heretter kalt Kilen), Sandefjord havn. Pilotprosjektet ble gjennomført høsten 2002 til høsten 2003 og de oppfølgende undersøkelsene høsten 2004 – våren 2005. Målet med undersøkelsene var å finne årsakene til det forurensede overflatesjiktet som ble påvist etter mudringen, å bedømme miljøeffektene av tiltakene og å vurdere kostnadene i forhold til tiltakseffekter. En rekke delprosjekter ble gjennomført.

Opprinnelsen til det forurensede overflatesjiktet etter mudring

Sedimentfelleundersøkelse gjort høsten 2004 viste at det foregår en like stor partikkelsedimentering som sommeren 2003. Dette indikerer at dannelse av det løse overflatesjiktet er en vedvarende prosess, ikke bare en etterdønning etter mudringsarbeidet. Sjiktet dannes ved sedimentering, og kildene til sedimenterende materiale i Kilen er derfor også kilde(r) til sjiktet.

Det foregår en netto tilførsel av partikler til Kilen på anslagsvis 1,5 tonn/døgn, som i stor grad sedimenterer. Innholdet av kvikksølv og TBT i de sedimenterende partiklene har ikke endret seg over tid siden sommeren 2003, mens det var en signifikant reduksjon i innholdet av PCB.

Partikkelforekomsten i vannmassene i Kilen styres av resuspensjon og sedimentering fra/til sedimentene i Kilen og tilførsel av partikler fra havna utenfor forårsaket av propellslagseffekten fra fergene. Hegnabekken, overløp fra avløpssystemet og avrenning fra faste flater bidrar til sammen med ca 11 % av partikkeltilførselen.

Overløp og overvann som miljøgiftkilde. Tilførsel fra overløp og diffus avrenning fra land er kvantifisert ved bruk av et standardisert beregningsverktøy og målte konsentrasjoner eller erfaringstall for miljøgifter. Overløpstilførsel medregnet spillvann ble beregnet ca 81 000 m³/år. Tilførsel av overvann fra tette flater er i tillegg beregnet til 100 611 m³/år. For kvikksølv bidrar lokale overløp med ca 16 gram/år og overvann med 14 gram/år. Dette tilsvarer hhv 6 % og 5 % av den totalt beregnede årlige netto tilførselen av kvikksølv til Kilen etter tiltak. Tilsvarende for PCB er henholdsvis 0,8 gram/år fra overløp og 1 gram/år fra overvann. Til sammen tilsvarer dette omtrent like mye som den beregnede netto tilførsel av PCB til Kilen.

Hegnabekken som miljøgiftkilde. Bekkens betydning som tilførselskilde er relativt liten. Det er sannsynlig at bekken bidrar med mellom 2 og 10 % av de sedimentene som blir tilført bunnen. En sammenlikning med miljøgiftinnholdet i sedimentfeller viser at bekken ikke kan være kilde til kvikksølv eller TBT i Kilen. Høye nivåer av PCB i de nederste kummene langs bekken indikerer at det kan være en lokal PCB-kilde øst for bekken, og beregnede tilførsler av PCB fra bekken tilsvarer omtrent de samlede tilførslene fra overløp og overvann.

Miljøgifter utenfra transport til Kilen av propellstrøm fra fergetrafikken. Eksisterende datamateriale fra målerigger for bl.a. turbiditet, er brukt for å vurdere partikkeltransport til Kilen i forhold til ankomst/avgangstider for de store fergene og statistikk for nedbør og vind. Fergene har en markert virkning på turbiditet og vannbevegelser i ytre del av Kilen og pumper vann og partikler innover, mest på sørsiden av Kilen. Denne transporten står for anslagsvis 11 % av kvikksølvtilførselen, 12 % av PCB-tilførselen og 60 % av TBT-tilførselen til vannet i Kilen. Denne tilførselen er også større enn hele nettotilførselen av både kvikksølv, PCB og TBT til Kilen, noe som betyr at en del av miljøgiftene som transporteres inn også transporteres ut igjen med utgående vann Dette gjelder spesielt for PCB. Det synes som om påvirkningen er størst fra den største av fergene.

Miljøeffekter av tiltakene

Fjerning av miljøgifter fra videre omsetning. Gjennom mudringstiltakene ble grovt sett 90 – 95 % av miljøgiftlageret i øvre 50 cm lagt i deponi, noe mindre for PCB (ca 85 %) og TBT (ca 50 %).

Sedimentenes nåtilstand. Analyse av overflatesedimenter langs sørsiden av Kilen viser at forurensningstilstanden i sedimentene under småbåthavnene ikke har endret seg entydig siden like etter mudringen, bortsett fra at nivåene av tributyltinn i ytre del av området synes å ha gått noe ned. Intern resuspensjon bidrar med ca 50 % av partikkeltilførselen til vannmassene i Kilen og det er sannsynlig at de løse overflatesedimentene blir vedvarende virvlet opp av småbåtrafikken.

Kvikksølv-forurensningen i enkelte deler av Kilen stikker fortsatt dypere enn bare overflatelaget.

Sedimentkonsentrasjonene av PCB etter mudringen tilfredsstillende sannsynligvis kravene om SFT klasse III eller bedre i alle deler av Kilen, unntatt i det bevegelige overflatesjiktet. På grunn av dette sjiktet er tiltakseffektiviteten (% endring i total sannsynlig spredning) for PCB negativ, men måling av PCB i SPMDer i vannmassene viser likevel en forbedring på 94 % siden 1997, og PCB i sedimenterende materiale har gått ned. Dette viser at det ikke er noen god sammenheng mellom beregnet sannsynlig spredning av PCB fra sedimentene og målt forekomst av PCB i vannmassene.

Det indre området av Kilen har en TBT-forurensning som stikker 10-20 cm ned under overflatesjiktet. Lenger ute og spesielt på nordsiden synes TBT-forurensningen å være mer knyttet til overflaten av sedimentene. Det synes å foregå en svak positiv utvikling av TBT i vannmassene, som samsvarer med tendensen til reduksjon i sedimentkonsentrasjonene ytterst i Kilen. Innerst i Kilen vises ingen forbedring i TBT.

Risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene. SFTs risikovurderingsverktøy for forurensede sedimenter er brukt på sedimentdata fra fire valgte delområder av Kilen før og etter tiltak. Verktøyet beregner sannsynlig spredning av miljøgifter fra sedimentene til vann og organismer. I Indre Kilen var sannsynlig spredning til vannmassene større etter tiltak enn før tiltak for alle miljøgiftene unntatt kobber og kadmium som ikke viste noen endring. I Nordre og Søndre Kilen var spredningen av de fleste metaller og PAH lavere etter tiltak, men høyere for PCB. Det indre området bidrar alene med mer enn 50 % av total sannsynlig spredning av bly, TBT og de fleste PAH-forbindelser og PCB-kongenerer. Søndre område bidrar alene med omtrent halvparten av sannsynlig spredningen av kvikksølv, PCB 138 og PCB 153. Nordre område bidrar generelt minst til sannsynlig spredning.

I Nordre og Søndre del av Kilen har tiltaket redusert sannsynlig spredning av PAH med henholdsvis 12 og 25 %.

Etableringen av tildekket deponi har redusert spredningen av PAH og PCB fra dette området med mer enn 98 %. Det er mulig at dette også er medvirkende årsak til de reduserte PCB-konsentrasjoner i vannmasser og sedimenterende materiale ved at området som lekker PCB er blitt mindre.

Forekomst av andre miljøgifter enn tidligere analysert

Et bredere utvalg av miljøgifter (klorerte naftalener, bromerte flammehemmere, alkyl-fenoler og klorerte pesticider) ble analysert i sedimenter tatt langs Kilens sørside. Ingen av de analyserte miljøgiftene ble påvist over deteksjonsgrensen i noen av prøvene. Deteksjonsgrensene var relativt høye, men resultatene indikerer likevel at det ikke er vesentlig tilførsel av de analyserte stoffene til Kilen.

Erfaringer fra tiltaket

Teknisk gjennomføring. Prosjektet har vist at det er mulig å utføre en kontrollert mudring og deponering under vann av bløte, forurensede masser, men forekomst av skrot på bunnen virker sterkt inn på effektiviteten av mudringen.

Førundersøkelser Førundersøkelser av sedimentene før mudringstiltak bør omfatte analyserer i detalj også dypere enn det skal mudres til. Slik kartlegging bør gjøres før man bestemmer deg for mudringsdyp. Likeledes bør man på forhånd estimere bidraget til sedimenterende partikler fra potensielle kilder for å bedømme den varige nytten av et mudringstiltak. Vurdering av tiltakseffekt ble hemmet av mangel på samme førinformasjon for TBT som for de øvrige miljøgiftene.

Miljøkontroll Kontinuerlig kontroll av partikkelspredning ut av anleggsområdet under anlegg er nyttig. Den bør baseres på stasjonære batteridrevne rigger. Kabler langs bunnen bør unngås. Turbiditetssensorer er sårbare for begroing og må rengjøres hyppig.

Sammenlikning med andre sedimenttiltak

Mudringsprosjektene utført i Sandefjord, langs kaiene ved Herøya, i Trondheim Havn og Haakonservern orlogsstasjon har alle erfart at mudring kan gi et overflatelag av materiale med lik eller høyere konsentrasjon av miljøgifter. De uventede høye konsentrasjonene etter mudring kan forklares ved resuspensjon av forurenset finstoff under mudringen, tilførsel fra eksterne partikkelkilder, utglidning av nærliggende forurensede masser, mektigheten av det forurensede laget er tykkere enn først antatt, og grove masser på sjøbunnen kan gjøre det vanskelige å fjerne det forurensede finstoffet. Ved å ettermudre en eller flere ganger er det i noen tilfeller mulig å oppnå tilfredsstillende resultater.

Kostnader

Totalt kostet pilotprosjektet i overkant av 26 millioner kroner, inklusive moms. I følge NCC og Sandefjord kommune er merkostnader som følge av at dette var et pilotprosjekt vanskelig å trekke ut, men vurderes til å være relativt ubetydelige.

Anbefalinger om videre tiltak i Kilen

Resultatene viser at den største videre forbedring av miljøkvaliteten i vannmassene i Kilen sannsynligvis oppnås ved å redusere tilførselen av forurensede partikler fra havna utenfor. Dette krever at pumpeeffekten fra fergene reduseres, for eksempel gjennom endringer i manøvreringsmønsteret i havneområdet. Dempet resuspensjon av forurensede partikler fra sedimentene i selve Kilen vil også bidra til bedret vannkvalitet. Resultatene for TBT indikerer at man først og fremst bør vurdere sedimentstabilisering (ettermudring, tildekking) i indre del av Kilen.

Uviklingen av PCB-forholdene i vannmassene er positiv, og gjennom naturlig sedimentasjon bør både PCB- og PAH-forurensningen i overflatesedimentene på sikt bli redusert uten videre tiltak. For å akselerere denne utviklingen for PCB bør den antatte PCB-kilden på land øst for Hegnabekken elimineres. Man bør også få mer pålitelig anslag for PCB-tilførselen fra overløp og overvann enn det som har vært mulig i prosjektet (på grunn av bare en overvannsperiode), for å avgjøre om tiltak her er nyttige. I forhold til fergepumping er likevel bidraget fra landkildene små.

1. Innledning, bakgrunn og målsetning

NIVA har fått i oppdrag av SFT å gjennomføre oppfølgende undersøkelser knyttet til de sedimenttiltakene som ble gjennomført i perioden høsten 2002 til høsten 2003 i Kamfjordkilen (heretter kalt Kilen), Sandefjord havn. Tiltaket var et av pilotprosjektene som SFT satte i gang for å vinne erfaring med tiltak på forurenset sediment i norske havner og fjordområder. I Kilen gjennomførte NCC miljø- og farledsmudring av i alt ca 40 000 m³ forurenset sediment ved at de øvre 50 cm av bunnen grunnere enn 4 m ble tatt opp og deponert i et gruntvannsdeponi sentralt i Kilen. Samtidig med mudringen ble det gjennomført et miljøkontrollprogram som besto av kartlegging av sedimentenes forurensningstilstand før mudring, kartlegging av partikkeltransport inn og ut av tiltaksområdet under mudring og kartlegging av forurensningsgrad på den ”nye” bunnen etter hvert som mudringen skred fram.

Etter gjennomført mudring ble det konstatert at overflatesedimentene fortsatt var like forurenset som før tiltaket. Til dels var miljøgiftkonsentrasjonene i de øvre 2 cm høyere enn det som ble målt før mudringen. Det ble satt fram flere mulige forklaringer på dette, og myndighetene ønsket å gjennomføre oppfølgende undersøkelser for å avklare forholdene. Målet med undersøkelsene har vært:

- å finne årsakene til det forurensete overflatesjiktet som ble liggende igjen i tiltaksområdet etter mudring,
- å bedømme miljøeffektene av tiltakene som er gjennomført i Kilen og betydningen av det forurensete sjiktet som ligger igjen
- å vurdere kostnadene i forhold til effektene av gjennomførte tiltak.

Resultatene fra undersøkelsene vil også være et innspill i arbeidet tiltaksplan for Sandefjordsfjorden som skal utarbeides av Fylkesmannen i Vestfold.

De oppfølgende undersøkelsene er gjennomført i perioden september 2004 til mai 2005. De omfatter 3 hovedaktiviteter som hver har en til flere underaktiviteter.

Hovedaktivitet 1 var å identifisere eventuelle aktive kilder for miljøgifttilførsler til Kamfjordkilen med særlig vekt på PCB og TBT. Hovedpunktet bygger på mistanken om at det forurensete overflatelaget som er påvist etter mudring, kan ha en annen opprinnelse enn bare oppvirvlet materiale fra mudringen. Identifikasjon av eventuelle aktive kilder av betydning er viktig for å kunne forutsi den langsiktige miljøgevinsten av mudringstiltaket. Aktiviteten omfatter flere delundersøkelser:

- analysere miljøgiftinnhold i kommunalt avløp og overvann/avrenning fra faste flater og vurdere eventuelle bakenforliggende kilder,
- avklare eventuell fortsatte forurensningstilførsler fra Hegnabekken,
- undersøke sedimentforurensning og eventuell forurensningsspredning knyttet til småbåthavner innerst i Kilen og
- analysere sedimentprøver for å klarlegge om det skjer tilførsel av betydning av andre stoffer enn hittil undersøkt.

Hovedaktivitet 2 var å klarlegge omfang, betydning og årsaker til forurensningsspredning knyttet til partikkeltransporten i tiltaksområdet. Aktiviteten omfatter følgende delundersøkelser:

- klargjøre i hvilken grad det forurensete overflatesjiktet etter mudring har sammenheng med partikkeltransport til området,
- klargjøre hva partikkeltransporten betyr for miljøkvaliteten i området på sikt, og
- vurdere årsakene til eller mekanismene bak partikkeltransporten på bakgrunn av tidligere partikkelmålinger (mudringens kontrollprogram) og resultater fra prosjektet på effekter av propellslag fra fergetrafikken.

Hovedaktivitet 3 var å gjennomføre nødvendige undersøkelser for å kunne konkretisere nærmere effektene av de gjennomførte tiltakene i Kilen.

Undersøkelsen skulle i tillegg ha som siktemål å skaffe fram resultater og konklusjoner som har betydning for arbeidet med forurensede sedimenter generelt, og skulle gi en vurdering av tiltakskostnader i forhold til effekter.

Denne rapporten presenterer de samlede resultater av disse undersøkelsene. Rapporten er organisert slik at hver hoved- og delundersøkelse er gitt egne kapitler.

2. Miljøgiftinnhold i kommunalt avløp og overvann/avrenning fra faste flater

2.1 Bakgrunn og målsetning

Kommunalt avløpssystem har flere overløp til havneområdet og overløpet til sentrum pumpestasjon kan påregnes å kunne påvirke Kilen-området. Dette overløpet er anslått til ca 1800 m³/døgn som snitt over året. Overløpsvannmengdene har vist økende tendens de senere årene. Man har hatt mistanke til at overløpene kan være en betydningsfull kilde til miljøgifter, men det er ikke foretatt lokale analyser. Direkte avrenning fra faste flater som kilde til forurensede partikler til Kilen, er først og fremst aktuelt for området på sørsiden av Kilen. Dette siden hele området på nordsiden langs Kilgata og også innerst rundt utløpet av Hegnbekken, i følge kommunen er isolert mot sjøen ved spuntvegger.

Målsetning med delprosjektet er å kvantifisere tilførselen av miljøgifter til Kilen via overløp fra det kommunale avløpssystemet og via diffus avrenning fra faste, urbane flater. Dette er gjennomført ved bruk av et standardisert beregningsverktøy som benytter enten sjablongverdier for miljøgifter i overvann, eller direkte målte konsentrasjoner der slike er tilgjengelig. Begge deler er anvendt her.

2.2 Generelt beregningsgrunnlag.

2.2.1 Erfaringstall (sjablongverdier) for miljøgiftkonsentrasjoner.

Vedleggstabell A1 viser forslag til sjablongkonsentrasjoner av miljøgifter for overvann i separatsystemer. 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. Når det gjelder overløpsvannets forurensningsmengder så kan disse rørsedimentene være meget dominerende for utslippet. Av overløpets totalmengde er overvannets andel betydelig større enn spillvannets andel.

Det er svært få analyser på miljøgiftkonsentrasjoner i overløpsvann i fellesavløpssystemer. Noen referanser er vist i Vedleggstabell A2. Målingene vist der er til dels gamle og dels ligger det meget få enkeltanalyser bak tallene. Det er derfor nærliggende også å legge vekt på sjablongkonsentrasjonene vist i Vedleggstabell 3, som er satt opp på basis av svenske og amerikanske data fra Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M., 1985. Denne referansen "Bräddavlopp" er gitt ut av Statens råd för byggnadsforskning BFR i Stockholm, og var ment som en oppsummering av informasjon på det tidspunktet og som en veiledning til svenske kommuner. Etter 1985 er det imidlertid utført svært få representative målinger, slik at dette likevel blir en aktuell referanse.

Dersom man har ledningsnett med meget god selvrensing, det vil si at man ikke har røravlagringer, kan man bruke de lavere konsentrasjonene. Har man avløpsledningsnett med dårlig selvrensing og dermed mye røravlagringer, bør man bruke de høyere konsentrasjonen.

Tabell 1 viser de verdier som foreslås som sjablongverdier for overløpsvann i Sandefjord.

Tabell 1. Forslag til sjablongverdier for miljøgiftkonsentrasjoner i overløpsvann i Sandefjord.

Parameter	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
µg/l	1,0	8	75	0,2	10	15	140	0,9	0,1	0,01

Kadmiumkonsentrasjonene vist i Tabell 1 er høye i forhold til overvannskonsentrasjonene og spillvannskonsentrasjonene. På grunn av røravlagringer i fellesavløpssystemene er det likevel mulig at overløpsvann kan ha høyere konsentrasjoner enn begge de først nevnte.

2.2.2 Analyser av miljøgifter i overvann fra avløp

Fordi man har svært lite målinger på PCB i overvann ble det besluttet å ta ut prøver fra avløpssystemet i Sandefjord. Dessverre fikk vi bare tak i overvann fra ett regn som falt 7 april.

Nedbøren i Sandefjord er i måneden før prøveuttaket målt og gjennomgått. Det har vært tørt i hele perioden bortsett fra 12 mars da det falt 8,2 mm og til sammen ca 9 mm fra 13 mars til 17 mars. Etter det var det tørt fram til 7 april hvor det falt 9,5 mm nedbør. Prøveuttaket skjedde 7 april 2005. Det var med andre ord helt tørt i tre uker før prøveuttaket. Dette betyr at deponiene på overflatene har rukket å bygge seg helt opp på et høyt nivå. Man bør derfor kunne vente seg høye konsentrasjoner.

Det ble tatt uttak i en overløpskum i Fjellvik sør for Kamfjordkilen og i overløpet til Sentrum pumpestasjon. Oppstrøms den sistnevnte stasjonen er det betydelig mer urbanisert og mer trafikk, og konsentrasjonene her vil derfor være høyere. Tabell 2 viser de målte verdiene sammenlignet med de som ble brukt i de teoretiske analysene.

Tabell 2. Brukte sjablong-konsentrasjoner i overløpsvann fra overløp i Sandefjord og resultater fra målinger gjennomført i prosjektet ($\mu\text{g/l}$). Måleverdier fra prosjektet er skyggelagt.

Utslippskilde	Hg	PAH	BaP	PCB
Sjablongverdi	0,2	0,9	0,1	0,01
Sandefjord Fjellvik (kum 4016)	0,3	0,6	0,02	0,003
Sandefjord sentrum (kum 67)	0,3	2,0	0,07	0,006

Verdiene fra Sentrum pumpestasjon (kum 67) er mest representative for den største mengden av overløpsvann som kommer til Kilen.

I Vedleggstabell A4 er databasen StormTacs verdier for miljøgifter i overvann vist. Overløpsvann er normalt litt mer forurenset enn StormTacs verdier for overvann. De tre tabellene er delt inn i middels, lave og høye verdier. Man ser at BaP-verdiene målt i Sandefjord synes å ligge innenfor representative verdier i tabellen med de lave verdiene, mens kvikksølv og PAH ligger innenfor verdiene vist i tabellen med de høye verdiene.

PCB ble i Sandefjord i sentrumsområdene målt til 6,19 nanogram/l mens man i beregningene har brukt 10 nanogram/l.. Tatt i betraktning at man bare har fått tatt ut en prøve pr. stasjon og at det var hele 3 uker tørkeperiode før prøveuttaket, synes målingene å ligge i et område som stemmer rimelig bra med de antatte beregningsverdiene.

2.2.3 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 (foreslått av Statens Naturvårdsverk 1983) for hvordan man bruker arealene til de tette flatene direkte til å beregne overbannsmengden:

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

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over året i m³

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 m².

P = Total nedbør over et middelår. (mm)

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning. (mm). For områder med stor helning > 1,5 % kan man bruke b ca 50 mm, og for flatere områder ca 100 mm.

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 Vedleggstabell A5. Denne gir et estimat av andelen av tette flater (%) i ulike typer feltområder, samt andelen av disse som drenerer direkte til avløpsledningsnettet.

2.3 Tilførsler av overvann og overløpsvann til Kilen.

Det må skilles mellom overvannsavrenning som går via fellesavløpssystemet, som medfører at overvannet havner i avløpsrenseanlegget eller i overløp og overvannstilførsler til separatavløpssystemet som betyr at overvannet går direkte urensset til resipientene. Tabell 3 viser data for tre separatavløpssystem som drenerer via Hegnabekken til Kilen. Tabell 4 viser data for to fellesavløpssystemer som har overløpsutslipp til Kilen.

Tabell 3. Separatavløpssystemet i de tre delfeltene 4.1, 4.3 og 4.4.

Delfelt	Areal [ha]	Ant pe	Areal separert [ha]	Andel flater separert del [%], anslag				
				Vei	Tak	Fjell	Permeable	Merknad
4..1	32,7	319	32,7	8	5	20	67	
4..3	26,2	299	6,8	30	30	0	40	Næringsomr
4..4	32,4	551	23,8	10	10	15	65	
SUM	91,3	1169	63,3					

Tabell 4. Fellesavløpssystemet i de to delfeltene 4.3 og 4.4.

Delfelt	Areal fellessyst [ha]	Ant pe til overløp (ca)	Q videre l/s	Andel flater fellessystemdel [%], målt				
				Vei	Tak	Fjell	Permeab	Merknad
4..3	19,4	260	20	5	6	25	64	Næringsområde
4..4	8,6	70	7	8	5	28	58	
SUM	28	330	27					

2.3.1 Spillvannsproduksjon i fellesavløpssystemområdene pr. år:

Det antas at tørrværsavrenningen i gjennomsnitt er 400 l/person og døgn.

$$\text{Felt 4.3: } 260 \times 0,4 \text{ m}^3/\text{pd} \times 365 = 38\,000 \text{ m}^3/\text{år}$$

$$\text{Felt 4.4: } 70 \times 0,4 \text{ m}^3/\text{pd} \times 365 = 10\,200 \text{ m}^3/\text{år}$$

2.3.2 Avrenningskoeffisienter i fellesavløpssystemene.

Avrenningen varierer mye fra et enkelt regn til et annet selv om det er i samme felt. For eksempel kan avrenningskoeffisienten variere fra 0,0 til 0,95 selv ved en andel tette flater på 90 %. Dette har sammenheng med regnets intensitet og varighet. Det er derfor nødvendig å bruke den samlede avrenningskoeffisienten for et helt år, nemlig volumavrennings-koeffisienten. I tabeller oppgis normalt bare avrenningskoeffisienten for svært store regn med meget sjelden gjentaksintervall (for eksempel hvert 10.de år). Disse kan selvsagt ikke brukes til å beregne volumet som renner av et felt i løpet av et normalt år. I Vedleggsfigur A1 er volumavrenningskoeffisienten for et helt år plottet mot et felts andel av tette flater. Denne verdien kan brukes for å bestemme volumavrenningen når man vet feltets andel tette flater. Vedleggstabell A6 viser en sammenstilling av resultater fra ulike referanser for volumavrennings-koeffisienter. Siste rad i tabellen gir en indikasjon på et skjønn av hva som kan anses å være representativt.

I felt 4.3 har man 11 % tak og veier og 25 % fjell. Dersom vi antar at dette tilsvarer 35 % tette flater gir Vedleggsfigur A1 en avrenningskoeffisient ϕ på ca 0,35. Felt 4.4 har tilsvarende 41 % tette flater som gir ca 0,4 i avrenningskoeffisient.

2.3.3 Overløpenes fortynningsfaktor n ved ikrafttredden kan anslås til:

$$\text{Felt 4.3: } n = Q_{\text{videreført}}/Q_{\text{tørrvær}} = 20 / ((260 \times 400)/24 \times 60 \times 60) = 16,6$$

$$\text{Felt 4.4: } n = Q_{\text{videreført}}/Q_{\text{tørrvær}} = 7 / ((70 \times 400)/24 \times 60 \times 60) = 21,9$$

Det er da antatt at vi kan sette overløpet i felt 4.3 til å ha en videreført vannføring på 20 l/s og at dette ene overløpet representerer overløp i hele feltet.

2.3.4 Årlig avlastning av spillvann i overløpene i fellesavløpssystemene.

Vedleggsfigur A2 viser et nomogram for beregning av % spillvann som går i overløp. Figuren er basert på nedbørdata fra Time kommune. Sandefjord har ikke tilsvarende nomogram, så man velger å bruke nomogrammet som et utgangspunkt for anslag på tapt spillvann i overløpene pr. år.

Nomogrammet antyder at ca 1,5 % av spillvannet avlaster i felt 4.3 og at ca 1,2 % av spillvannet avlaster i felt 4.4. Nedbøren i Sandefjord er mer preget av innlandsklima enn den i Time, så det er naturlig å regne med høyere regnintensiteter i Sandefjord. Man antar derfor at ca 2 % av spillvannet avlaster i overløpene.

$$\text{Felt 4.3: Avlastet volum: } 260 \times 0,4 \times 365 \times 0,02 = 759 \text{ m}^3 / \text{år}$$

$$\text{Felt 4.4: Avlastet volum: } 70 \times 0,4 \times 365 \times 0,02 = 204 \text{ m}^3 / \text{år}$$

2.3.5 Nødoverløp fra Kilen pumpestasjon.

Det ble ikke registrert noe utløp fra nødutløpet i år 2002 eller år 2003. Vi velger da å anta at det i et normalt år ikke går noe ut fra Kilen pumpestasjon til Kilen.

2.3.6 Utslipp av avløp fra overløpene i fellesavløpssystemene.

For å finne denne mengden trenger man å vite kritisk regnintensitet I_{kr} for overløpene i fellesavløpssystemene. Dette er den regnintensiteten som bevirker at overløpet akkurat trer i kraft. Den er $I_{kr} = (Q_{videreført} - Q_{spillvann}) / (A_{real} \times \varphi)$

Felt 4.3 $I_{kr} = (20 - 1,2) / (19,4 \times 0,35) = 2,8 \text{ l/s og ha}$

Felt 4.4. $I_{kr} = (7 - 0,32) / (8,6 \times 0,4) = 1,94 \text{ l/s og ha}$

Den årlige nedbørmengden i Sandefjord er i følge Det Norske Meteorologiske Institutt 909 millimeter pr. år. Dette er snittet fra 1960 til 1991. Ved hjelp av en varighetskurve for regnintensiteten kan man da finne antall mm nedbør pr. år som går i overløp. En slik kurve finnes ikke nå for Sandefjord. Basert på kurven for Time kommune i Vedleggsfigur A3 kan man imidlertid anslå at ca 140 mm nedbør pr. år i felt 4.3 går til avløpsrensaneanlegg og at resten går ut i overløp. I felt 4.4 kan det anslås at ca 100 mm nedbør går til avløpsrensaneanlegg og resten ut i overløp.

Overvann fra overløp i felt 4.3 = $194000 \times (0,909 - 0,140) \times 0,35 = 52215 \text{ m}^3 / \text{år}$

Overvann fra overløp i felt 4.4 = $86000 \times (0,909 - 0,100) \times 0,4 = 27830 \text{ m}^3 / \text{år}$

Til sammen fra begge felter med overvann kommer fra overløpene = ca 80 000 m³/år. Medregnet spillvannsmengden på 963 m³/år blir totalt overløp på ca 81 000 m³/år.

2.3.7 Overvann fra separatavløpssystemene.

Tabell 3 viser data fra de tre separatavløpsfeltene. Felt 4.3 har næringsvirksomhet. Dette er forretninger med lager, kontorer, legesenter, vaskehall for biler, trevareindustri, bowlinghall, bilforetning med verksted og noe mekanisk industri. Det antas at fjellområdene ikke gir bidrag med miljøgifter selv om nedbør inneholder noe langtransporterte stoffer. Konsentrasjonene er valgt å legges på nivået for sentrums- og næringsområder i Vedleggstabell 1.

Tabell 5 viser beregninger fra et regneark. Man ser her inngangsdata på totalt areal, % tette flater som medregnes, andelen deltagende flater som er koblet til ledningsnett, nedbør, årlig fordampning fra de tette flater, antatte konsentrasjoner og beregnet avrenning i m³ pr. år, samt beregnet stoffmengde pr. år fra overvann.

Tabell 5. Beregninger fra et EXCEL regneark.

Data om tette flater						Antatte konsentrasjoner i overvann										Avrent overvann fra tette flater m ³ /år	
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel deltagende flater	nedbør mm/år	Tap i mm/år	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB		
Fylkesvei	0	100	1	909	100	0.5	5	60	0.1	10	20	140	1.5	0.1	0.01	0	
Andre trafikkarealer	0	100	1	909	100	0.25	3	30	0.1	4	10	62	0.3	0.1	0.01	0	
Sentrum-og næring 4.1	0.327	13	0.95	909	100	0.5	5	30	0.1	10	20	140	0.6	0.1	0.01	32671	
Sentrum-og næring 4.3	0.068	60	0.95	909	100	0.5	5	30	0.1	10	20	140	0.6	0.1	0.01	31357	
Sentrum-og næring 4.4	0.238	20	0.95	909	100	0.5	5	30	0.1	10	20	140	0.6	0.1	0.01	36583	
Enebolig	0	18	0.55	909	100	0.15	4	10	0.05	6	4	30	0.2	0.1	0.01	0	
Produsert i kg pr. år fra tette flater															SUM	100611	m³ avrent
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB							
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år							
Fylkesvei	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0.000	Kontaktperson for Sandefjord						
Andre trafikkarealer	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0.000	Øystein Tranvåg						
Sentrumsområder	0.02	0.16	0.98	0.003	0.3267	0.653	4.574	0.02	0.003	0.000							
Sentrumsområder	0.02	0.16	0.941	0.003	0.3136	0.627	4.39	0.02	0.003	0.000							
Sentrumsområder	0.02	0.18	1.097	0.004	0.3658	0.732	5.122	0.02	0.004	0.000							
Enebolig	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0.000							
SUM	0.05	0.5	3.0	0.01	1.0	2.0	14	0.06	0.01	0.0010							

Tabell 6 viser utslippsberegningene for overløpene og summen av utslipp fra overvann og overløpssvann.

Tabell 6. Beregninger fra et EXCEL regneark. Overløpsutslipp og totale utslipp.

Utslipp fra lokale overløp i Sandefjord											
Sted	Tusen x										m ³ /år
											81.0
SUM											81.0 tusen m³ pr. år
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Konsentrasjon i overløp	1	8	75	0.2	10	15	140	0.9	0.1	0.01	
Utslipp	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	
Utslipp	0.081	0.648	6.075	0.016	0.81	1.215	11.34	0.07	0.008	0.0008	
Sum utslipp fra overvann og overløpssvann til Kilen											
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB	
	0.13	1.15	9.09	0.03	1.82	3.23	25.43	0.13	0.02	0.0018	

2.4 Oppsummering – kommunale overløp og avrenning fra faste flater

Målsetning har vært å kvantifisere tilførselen av miljøgifter til Kilen via overløp fra avløpssystemet og via diffus avrenning fra faste flater. Dette er gjennomført ved bruk av et standardisert beregningsverktøy på basis av både sjablongverdier og målte konsentrasjoner av miljøgifter i overvann. Avløpssystemet har flere overløp til havneområdet og overløpet til sentrum pumpestasjon kan påregnes å kunne påvirke Kilen-området. PCB i overvann fra avløpssystemet er målt ved en anledning, fra en overløpskum i Fjellvik sør for Kamfjordkilen og i overløpet til Sentrum pumpestasjon. Målingene stemmer rimelig bra med de antatte beregningsverdiene.

Til sammen er overvannsmengden fra overløpene medregnet spillvannsmengden beregnet ca 81 000 m³/år. Overvann fra tette flater er beregnet til 100 611 m³/år. Miljøgifttilførselen i kg/år er gitt i tabellene over. For kvikksølv bidrar lokale overløp med ca 16 gram/år og overvann med 30 g/år. Tilsvarende for PCB er henholdsvis 0,8 gram/år og 1,8 gram/år.

3. Forurensningstilførsler fra Hegnabekken

3.1 Målsetning

Undersøkelsene av sedimentasjon av materiale i Kamfjordkilen sommeren 2003 viste et forhøyet innhold av enkelte miljøgifter etter mudring. Det var uklart om sedimentene kom fra land eller sjøsiden.

Hensikten med undersøkelsene av Hegnabekken har vært å vurdere bekkens betydning som tilførselskilde for forurenset organisk og uorganisk partikulært materiale til Kamfjordkilen.

3.2 Kort beskrivelse av Hegnabekken

Hegnabekkens nedbørfelt er kun på ca 1 km², og store deler av bekken er lagt i rør, jf. kartskissen over rør- og kulvertsystem i bekkens nedre deler i Figur 1. Kart over Hegnabekkens nedre deler, prøvetakingskummer markert med rød sirkel.. Fallet i de nedre deler er lite og vannstanden her følger tidevannsforskjellene i Sandefjordsfjorden. Ved flo sjø blir det derfor oppstuvning av vann i bekken. En miljøteknisk undersøkelse av grunnen rundt bekken i 2001 viste at denne bestod av ca 3 m fylling over 3 m gytjeholdig leire (Noteby 2001a). Massene var bløte, nesten flytende, og var forurenset av olje og tungmetaller. Deler av massene var også svakt forurenset med PAH og PCB. En undersøkelse av materialet i den nederste delen av kulverten (Noteby 2001b), viste at sedimentene var betydelig forurenset med olje og PCB og inneholdt også mindre mengder tungmetaller og PAH. I prøvetakingskummene var det da et ca 20 cm tykt lag med sedimenter. Den åpne delen av Hegnabekken innerst i Kilen ble i 2002 lukket og lagt i rør (Sandefjord kommune 2002). I mai 2003 ble massene i de to nederste parallelle kulvertene ut mot Kilen fjernet med sugebil (Åge Haraldsen, pers. medd.).

Vinteren 2004/2005 gjennomførte Sandefjord kommune en undersøkelse om dumping av trafikkforurenset snø kan ha bidratt til å forurense sedimentene i indre Sandefjord havn. Analysene viste svært lave konsentrasjoner av miljøgifter i snøen, og det ble derfor konkludert med at dumping av snø har ubetydelig virkning på forurensingssituasjonen i havnebassenget (Sandefjord kommune, Teknisk etat 2005).

I 1989 ble det foretatt en gjennomgang av avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall i Vestfold fylke (Misund m.fl. 1989). Tre deponi ble registrert i nedre deler av Hegnabekken:

- "Kamfjordkilen fyllplass" med spesialavfall fra både Jotun og Framnes, samt galvaniseringsverksted og med en driftsperiode 1945-62. Mektigheten er anslått til å være ca 1,5-2 meter (Fevang 2003) og fyllplassen ble senere overdekket og området omgjort til industriformål.
- Skraphandler ved Brå, i drift fra 1964-76.
- Jahredammen ved Gokstad, benyttet på 50-tallet til bygningsavfall og etter 1958 vesentlig til husholdningsavfall.

Det er også rapportert om ulovlig dumping av forurenset materiale i Hegnabekken, bl.a. ble det i juni 2004 dumpet olje i en av kummene i bekken (Sandefjords Blad 10. juni 2004).

3.3 Prøvetaking av vann og sedimentert materiale

Det ble tatt vannprøver fra Hegnabekken i perioden 14. desember 2004 til 7. april 2005. Prøvene ble analyserte for suspendert organisk og uorganisk partikulært materiale og konduktivitet. Prøvene ble tatt fra kummene 4053, 223 og 122. I de to første kummene står det vann uavhengig av nedbørsepisoder pga at disse er påvirket av vannstanden i Kamfjordkilen, og det ble derfor samlet inn vann her uavhengig av nedbør. Prøven i kum 122 ble tatt etter 9,5 mm nedbør den 7. april 2005. Denne ble i tillegg analysert for kvikksølv og PCB.

På grunn av få nedbørsepisoder av betydning ble det tatt færre vannprøver enn opprinnelig planlagt, og det ble derfor i stedet tatt flere analyser enn budsjettert av sedimentert materiale i kummene. Følgene kummer ble prøvetatt: 30, 122, 223, 4053, 4034, 4036 og 4054 (se Figur 1 for kummenes plassering). De tre siste kummene er doble, og prøver ble tatt både i høyre og venstre rør.

Sandefjord kommune ved Ole Jakob Hansen og Øystein Tranvåg har bistått med prøvetaking av bekken.

3.4 Estimat av vannføring

Det finnes ingen vannføringsmålinger i Hegnabekken, og budsjettet tillot ikke opprettelse av noen målestasjon. Vannstandsskala ble ikke satt opp av følgende årsaker:

- Nedbørfeltet er lite (1 km²) og store deler av det er dekket av harde flater. Derfor vil en nedbørsepisode gi rask vannføringsøkning, og en vannstandsskala ville ha fordret svært hyppig oppfølging av observatør.
- Bekken forgrener seg ut i tre ulike rør allerede ved kum nr. 4053 (Kamfjordgata); nedenfor denne kummen er tidevannspåvirkningen så stor at en vannstandsskala ville reflektert tidevann og ikke tilførsel av bekkevann. Det ville følgelig vært nødvendig å sette opp flere vannstandsskalaer i tilførselsrørene, og det ville vært utenfor prosjektets ressursrammer å sørge for hyppig avlesning av disse. I tillegg måtte vannstanden ha blitt omsatt til vannføring, noe som ville ha økt ressursbehovet ytterligere.

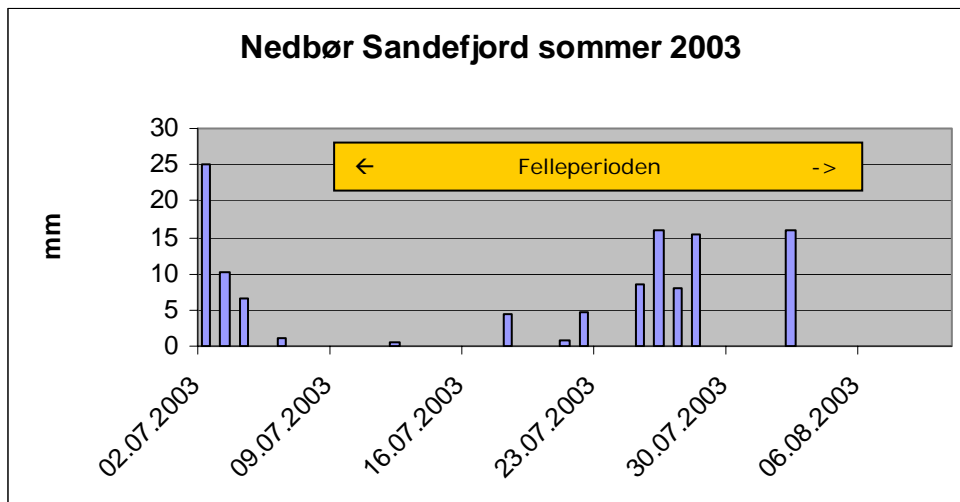
I stedet ble vannføringen vurdert ut fra nedbørdata og NVEs avrenningskart. Avrenningen i Hegnabekken ble da anslått til ca 15 l/s/km² som gir en årsavrenning på ca 473 mm/år. Det må påpekes at slike estimater er forbundet med usikkerhet, generelt øker usikkerheten med minkende nedbørfelt.

3.5 Hegnabekkens bidrag til partikkelsedimentering i Kilen

Mudring av Kamfjordkilen ble utført fra høsten 2002 til oktober 2003, med et opphold i fellesferien 2003. Sedimentfelleundersøkelsene som NIVA gjennomførte i fellesferien viste høy sedimentering og at sedimenterende materiale hadde høyere innhold av miljøgifter enn massene som ble fjernet i tiltaket. Tilsvarende høy sedimentering ble målt i dette programmet (se kapittel 6).

Vi har forsøkt å anslå hvor stort det sannsynlige bidraget fra Hegnabekken har vært til denne sedimenteringen. I de 28 dagene fellene stod ute i Kamfjordkilen sommeren 2003 regnet det 74 mm ved Meteorologisk institutts klimastasjon nr. 27600 Sandefjord. Fordelingen av nedbør per dag i denne perioden er vist i Figur 2. Hele 2003 regnet det 924 mm som er noe lavere enn 10-års snittet (jf. Tabell 7). I tabellen er også nedbøren for perioden 1. juli (da mudringen ble avsluttet) til 7. august (da fellene

ble tatt inn) vist for siste 5-årsperiode, dette ble gjort for å vurdere om sommeren var spesielt våt eller tørr. Som det fremgår av tabellen var sommeren 2003 relativt normal sammenlignet med siste femårsperiode.



Figur 2. Nedbør ved Meteorologisk institutts klimastasjon nr. 27600 sommeren 2003; sedimentfellene sto ute i fjorden i perioden 10.07-07.08.2003.

Tabell 7. Årlig nedbør over 10-årsperioden 1995-2004 ved Meteorologisk institutts klimastasjon nr. 27600 Sandefjord, samt for perioden 1. juli – 7. august for 5-årsperioden 2000-2004.

År	Hele året (mm nedbør)	Perioden 01.07 – 07.08 (mm nedbør)
1995	771	
1996	741	
1997	774	
1998	875	
1999	1285	
2000	1527	119
2001	1090	119
2002	937	132
2003	924	117
2004	1092	73
Snitt	1002	112
Snitt per døgn	2,75	2,95

Som beskrevet i avsnitt 3.4 ble årsavløpet i Hegnabekken anslått til 15 l/s, eller 473 mm i året. Hvis man går ut fra at denne årsavrenningen er riktig, tilsvarer dette 47 % av den gjennomsnittlige årsnedbøren på 1002 mm (beregnet ut fra de siste 10 år). Når nedbøren i felleperioden var 74 mm gir dette følgelig en totalavrenning på ca 35 mm (47% av 74 mm), eller 14,4 l/s i felleperioden. Samlet vannmengde tilført Kilen fra Hegnabekken i felleperioden tilsvarer dermed ca 35.000 m³.

Samlet mengde sedimenter tilført i samme periode er ikke lett å bestemme. Grunnet få nedbørepisoder i undersøkelsesperioden 2004/2005 ble det samlet inn svært få vannprøver fra bekken (Tabell 8 og Tabell 9). Suspendert tørrstoff (organisk og uorganisk) i de innsamlete prøvene varierte mellom 1,1 og 252 mg/l, bl.a. avhengig av hvilken kum prøvene ble tatt i og nedbørforhold under prøvetakingen. Den høyeste partikkelkonsentrasjonen på 252 mg/l ble målt i kum 122 etter 9,5 mm nedbør den 7. april 2005 (Figur 1 Figur 1 viser kummenes plassering). Samtidig ble det målt 25 mg/l i kum 223 og 8 mg/l i kum 4053 (lengst ned mot Kilen). Med andre ord har det sannsynligvis foregått en betydelig sedimentering nedover i rørene, noe som ikke er overraskende da vannet i de nederste kulvertene er tilnærmet stillestående, særlig ved flo sjø.

Tabell 8. Resultat av analyser av vannprøver fra kummer i Hegnabekken. Generelle parametre.

Dato	Kl.	Kum nr	STS Mg/l	SGR Mg/l	KOND mS/m	Salinitet %	Nedbør ved klimastasjon 27600 Sandefjord
14.12.2004	09:00	4053	1,1	<0,6	189,1	0,7	0,1 mm nedbør etter 9 dager uten nedbør
18.01.2005	13:45	4053	8	2,3	398	2	1,3 mm nedbør, 0,1 og 1,4 de to foregående dager
01.02.2005	12:40	4053	5,2	2,2	3810	23,6	Ingen nedbør, ingen to dager før.
21.03.2005	11:50	4053	5	<5	2960		Ingen nedbør siden 18/3.
07.04.2005	10:20	4053	8	<5	554		9,5 mm nedbør, ingen nedbør dagen før
14.12.2004	09:00	223	108	46,7	27,7	0,6	0,1 mm nedbør etter 9 dager uten nedbør
18.01.2005	13:45	223	5,6	1	421	2	1,3 mm nedbør, 0,1 og 1,4 de to foregående dager
01.02.2005	12:50	223	8,2	1	1047	5,6	Ingen nedbør, ingen to dager før.
21.03.2005	11:50	223	7	<5	468		Ingen nedbør, ingen to dager før.
07.04.2005	10:50	223	25	14	51,7		9,5 mm nedbør, ingen nedbør dagen før
07.04.2005	10:55	122	252	115	17,1		9,5 mm nedbør, ingen nedbør dagen før

Tabell 9. Resultat av analyser av vannprøver fra kummer i Hegnabekken. Miljøgifter.

Dato	Kl.	Kum	Hg	PCB	PCB7	HCB-V
			µg/l	ng/l	ng/l	ng/l
07.04.2005	10:55	122	0,14	0	0	21

Forklaring forkortelser:

STS: Suspendert tørrstoff (organisk og uorganisk)

SGR: Gløderest, dvs. andelen av suspendert tørrstoff som er uorganisk

KOND: Konduktivitet

Hg: Kvikksølv

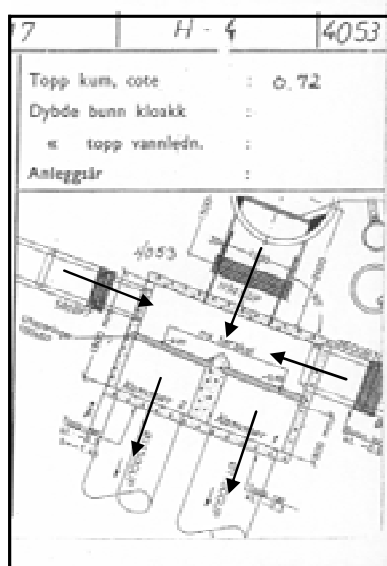
HCB-V: Heksaklorbenzen

For å kunne si noe om sannsynlig partikkeltransport ut av Hegnabekken i 2003 er det forutsatt at forholdene i bekken i 2003 ikke var vesentlig annerledes enn i 2004/2005. Dette innebærer igjen at det forutsettes at konsentrasjonen av partikler i vannet i 2004/2005 under ellers like forhold ville ha vært som i 2003.

I det følgende er transporten av partikulært materiale ut fra Hegnabekken beregnet med utgangspunkt i tre ulike antakelser som gir et lavt, et middels og et høyt estimat av partikkeltransporten ut av Hegnabekken sommeren 2003:

- i) *Gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon i den nederste av de tre kummene det ble tatt vannprøver fra (kum 4053,) gjenspeiler transporten ut av Hegnabekken:*
Gjennomsnittskonsentrasjonen for de fem prøvene fra kum 4053 var på 5,46 mg/l. Med en beregnet gjennomsnittlig avrenning i felleperioden i 2003 på 14,4 l/s gir dette en sedimenttransport på ca 79 mg/s, eller ca 6,8 kg/døgn. I hele 28-dagers perioden fra 10. juli til 7. august blir fluksen da ca 190 kg.
- ii) *Gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon fra alle kummene gjenspeiler transporten ut av Hegnabekken:*
Gjennomsnittlig konsentrasjon var på 40 mg/l, da kan transporten ut av Hegnabekken beregnes til 50 kg/døgn, eller 1400 kg i felleperioden.
- iii) *Partikkeltransporten ut av Hegnabekken i 2003 foregikk først og fremst under de fem kraftigste nedbørepisodene, og transporten under disse episodene er sammenlignbar med transporten den 7. april 2005:*
Under felleperioden sommeren 2003 inntraff fem nedbørepisoder med mer enn 5 mm nedbør per døgn. Tre av disse var på ca 15 mm mens to var på ca 8 mm. Om man antar at avrenningen etter disse er på 47 % av nedbøren, og man tar utgangspunkt i høyeste partikkelkonsentrasjon i kum 122 den 7. april 2005 etter 9 mm nedbør (252 mg/l), kan man beregne en partikkeltransport som følger:
For hver 15 mm nedbørepisode: $7000 \text{ m}^3 \text{ avløp} \times 252 \text{ mg/l}$ gir en transport på ca 1.760 kg.
For hver 8 mm nedbørepisode: $3.760 \text{ m}^3 \text{ avløp} \times 252 \text{ mg/l}$ gir en transport på ca 950 kg..
Til sammen gir dette en sedimenttransport på ca 7000 kg for hele perioden, eller ca 250 kg/døgn.

Den siste beregningen er altså basert på partikkelkonsentrasjon målt i kum 122 og tar dermed ikke hensyn til at det sannsynligvis sedimenterer mye materiale i de nedre delene av Hegnabekken. I tillegg til at vannet er tilnærmet stillestående i denne nederste delen av bekken fungerer enkelte av kummene i rørsystemet som sedimentasjonskammer, jf. skissen av kum 4053 (Figur 3).



Figur 3. Skisse av kum 4053. Vannet ledes inn i kummen fra tre kanter og føres ut gjennom den doble kulverten nederst i bildet (se piler).

De tre beregningene viser at transporten ut av Hegnabekken under felleperioden i 2003 kan ha ligget et sted mellom 7 og 250 kg/døgn. Det siste estimatet er nok noe for høyt da sedimentasjon i bekkens nedre deler ikke er innregnet. Hvis vi så ser på daglig sedimentasjon i fellene innerst i fjorden ble det målt en sedimentasjon på ca 2-3 *tonn per døgn* i bukten (jf. Tabell 10). Hegnabekkens totale tilskudd til denne sedimentasjonen kan følgelig neppe ha vært på mer enn 2-10 %.

Ut fra dette kan det konkluderes at det er lite trolig at Hegnabekken var en avgjørende faktor i den økningen av miljøgiftinnhold som ble observert i sedimentert materiale i Kilen etter mudringen.

Tabell 10. Sedimentasjon i Kamfjordkilen sommeren 2003 basert på sedimentfellemålinger.

	Totalfluks
Sted:	kg/bukt/døgn
V. Nettbygg 1 m*	2155
V. Nettbygg 10 cm* 1	2242
V. Nettbygg 10 cm* 2	3319
Snitt:	2572
Bunn, innerst 1 m*	1631
Bunn, innerst 10 cm* 1	3654
Bunn, innerst 10 cm* 2	1820
Snitt:	2368

* Angir fellenes avstand over bunnen

Dette innebærer imidlertid ikke at Hegnabekken kan frikjennes som forurensingskilde til Kamfjordkilen, noe som vises av analysene av sedimentert materiale i bekkens kummer, jf. avsnitt 3.6, og av den vannprøven som ble analysert for miljøgifter (Tabell 9). Prøven ble hentet fra kum 122 den 7. april, etter 9,5 mm nedbør og inneholdt 0,14 µg kvikksølv per liter, noe som er syv ganger høyere enn øverste grense for "Meget sterkt forurenset vann" ifølge SFTs miljøklassifiseringssystem (SFT 1997). Prøven inneholdt ikke PCB, men en del heksaklorbenzen. Som nevnt tidligere var det få nedbørsituasjoner hvor det gikk tilstrekkelig med vann i rørsystemet til Hegnabekken, og det ble derfor ikke tatt flere prøver for analyse av miljøgifter.

Tabell 8 viser også at andelen organisk materiale i vannet er høyt, og varierer fra 44 til 87%. Videre varierer konduktivitet og salinitet kraftig, antakelig avhengig av tidevannspåvirkningen.

3.6 Karakterisering av materiale sedimentert i kummene

3.6.1 Mengde materiale

Som også Noteby observerte i 2001 (Noteby 2001b), er det vanskelig å fremskaffe en oversikt over mengden av materiale som er avsatt langs bunnen av Hegnabekken. I enkelte av kummene besto materialet av relativt grov sand og grus, og når vannet i kummene var dypt var det ikke lett å stikke en stang gjennom sedimentene for å sjekke dybden. Det var svært varierende materiale i de ulike kummene, både med hensyn til mengde, kornfordeling, og utseende på massene.

3.6.2 Miljøgiftinnhold i de tre nederste kummene mot Kamfjordkilen

På strekningen fra Kamfjordgata og ned til Kamfjordkilen ble det tatt prøver av de samme tre kummene som Noteby (2001b) prøvetok høsten 2001 (kum nr. 4054; 4036 og 4034, Figur 1). Forutsatt at den påfølgende slamsugingen var effektiv kan vi anta at de sedimentene som nå finnes i disse kummene ble avsatt *etter at* slamsugingen ble utført. Alle disse kummene har to kammer (østre og vestre) Prøvene ble blandet på samme måte som Noteby gjorde, dvs. at sedimentmateriale fra de tre vestre kamrene ble slått sammen og analysert samlet, tilsvarende for de tre østre kamrene. Resultatene for både Notebys og egne prøver er vist i Tabell 11 og Tabell 12.

Tabell 11. Samleprøver fra kummene 4054; 4036 og 4034, hhv vestre og østre kammer, før slamsuging (fra Noteby 2001 a). Fargene tilvarer fargekodene på SFTs miljøklassifiseringssystem (SFT 1997).

Samleprøve	Prøvedato	PAH	PCB	Bly	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
		µg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Vestre kammer	07.09.2001	1300	50	58	0,54	73	15	12	250
Østre kammer	07.09.2001	3500	190	110	1,5	160	28	22	510

Tabell 12. Samleprøver fra kummene 4054; 4036 og 4034, venstre og høyre side, tatt to år etter slamsuging. Fargene tilvarer fargekodene på SFTs miljøklassifiseringssystem (SFT 1997). Konsentrasjon av miljøgifter i sedimenterende materiale innerst i Kilen høsten 2004 er tatt med for sammenlikningens skyld.

Samleprøve	Prøvedato	TTS	TOC/F	PCB	PCB7	Hg	TBT
		%	µg/mg C	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg
Vestre kammer	01.02.2005	44,6	42,6	35,77	32,67	0,67	440
Østre kammer	01.02.2005	37,5	48,3	166,6	153,3	0,62	530
Sedimentfeller innerst i Kilen	Høst 2004	-	-	-	31,2	1,52	6300

Resultatet viser at innholdet av PCB i forkant av og to år etter slamsuging er tilnærmet likt. Særlig er verdiene av PCB i de østre kamrene høye. Det ble også funnet høye TBT-verdier i begge rør.

3.6.3 Hvor stammer miljøgiftene i de nederste kummene fra?

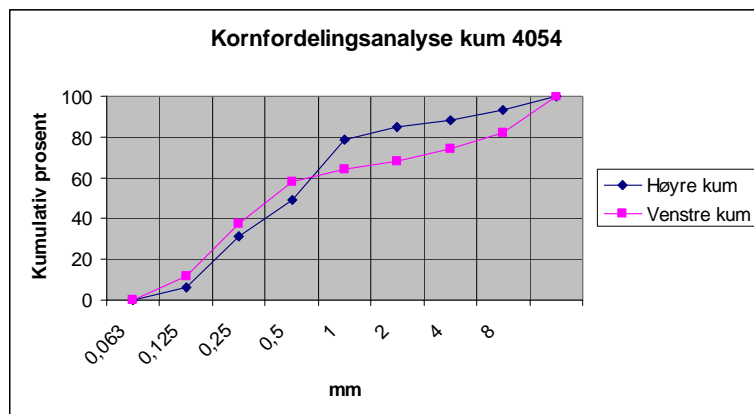
Høye verdier av PCB og TBT i de tre nederste kummene kan enten stamme fra deponier eller annen forurensing i Hegnabekkens nedbørfelt, eller fra oppvirvlet materiale fra Kamfjordkilen som er tilført Hegnabekkens nedre deler fra tidevannsstrømmer. PCB-konsentrasjonen i sedimenterende materiale er for lavt til å forklare den høye verdien i de østre kamrene, så mye tyder derfor på at det her er en landbasert kilde til PCB. Siden konsentrasjonen av TBT i sedimenterende materiale rett utenfor munningen av bekken er ca 10 ganger høyere enn konsentrasjonen i kummene er det sannsynlig at TBT i kummene stammer fra Kilen.

Det må antas at tidevannsbevegelsene ikke er kraftige nok til å bevege grovkornet materiale inn i kulverts-systemene. Med andre ord vil det være sannsynlig at kun fin silt og leire vil stamme fra Kilen. For å belyse dette ble det tatt prøver til kornfordelingsanalyser av materialet i kummene 4054 og 4034. Resultatene er vist i Tabell 13 og Figur 4 for kum 4054. Det var ikke mulig å gjøre

kornfordelingsanalyse av materialet i kum 4034. Prøven bestod av en blanding av minerogent og organisk geleaktig materiale som ikke lot seg spyle gjennom siktene, til tross for at det tydeligvis var mer finkornet enn maskevidden. Imidlertid ble det opplyst fra laboratoriet at verken vestre eller østre kammer hadde *minerogent* materiale finere enn 0,5 mm.

Tabell 13. Kornfordeling av materialet i kum 4054.

mm	4054 Øst		4054 Vest	
	gram	%	gram	%
8	8,9	7,0	8,0	18,1
4	6,4	5,0	3,4	7,7
2	3,9	3,1	2,6	5,9
1	7,7	6,0	1,7	3,9
0,5	38,1	29,9	2,7	6,1
0,25	22,5	17,6	9,2	20,9
0,125	32,0	25,1	11,4	25,9
0,063	8,0	6,3	5,1	11,6
<0,063	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM:	127,5	100,0	44,1	100,0



Figur 4. Kornfordeling av materialet i kum 4054, vist som kumulativ prosent (høyre: østre kammer; venstre: vestre kammer).

Materialet i kum 4054 bestod hovedsakelig av fin sand med diameter 0,1-0,5 mm. Materialet i vestre kammer besto av to hovedfraksjoner, fin sand og grus, mens østre kammer hadde hovedfraksjonen i sand. På samme måte som prøvene fra kum 4034 inneholdt vestre kammer mye organisk materiale, men andelen minerogent materiale var såpass stort at det var mulig å gjennomføre kornfordelingsanalysen. Gitt mangelen på silt og leire i prøvene ansees det ikke som sannsynlig at det uorganiske, minerogene materialet stammer fra suspenderte partikler tilført fra Kamfjordkilen. Imidlertid inneholdt prøvene svært høye verdier av TOC. Dette kan ha blitt tilført fra Kilen.

For videre å vurdere hvor materialet stammer fra ble det tatt prøver av flere av de oppstrøms kummene. Tre av disse ble analysert, jf. Tabell 14. Analysene viser at bare kum 225 hadde innhold av

PCB, og at både PCB- og kvikksølvinnhold i disse tre kummene var betydelig lavere enn i de tre nedre kummene. I disse øvre delene av rørsystemet vil alt sedimentert materiale stamme fra tiden etter at røret ble lagt, altså etter 2002. Den vedvarende høye konsentrasjonen av PCB i østre kammer (cf Tabell 11 og Tabell 12) må derfor sannsynligvis ha en kilde nedenfor Kum 30, dvs nedenfor Kamfjordgata.

Tabell 14. Hegnabekken: Analyser av sedimenter i tre kummer oppstrøms Kamfjordgata. Fargene tilvarer fargekodene på SFTs miljøklassifiseringssystem (SFT 1997).

Kum	Dato	TTS	TOC/F	Hg-Sm	SUM PCB	SUM PCB7
		%	µg/mg C	µg/g	µg/kg	µg/kg
Kum 225	30.09.2004	m	102	0,21	9,81	8,9
Kum 223	30.09.2004	m	3,7	0,019	0	0
Kum 30	03.05.2005	80,5	3,6	0,17	0	0

3.7 Konklusjoner – Hegnabekken

Resultatene fra undersøkelsen av Hegnabekken tyder på at bekken ikke kan ha vært hovedårsaken til de økte verdiene av miljøgifter i felle materialet i Kamfjordkilen sommeren 2003. Få nedbørepisoder medførte at det ble tatt få vannprøver, men basert på beregninger av bekkens avløp og sedimenttransport i felleperioden er det sannsynlig at bekken kun har bidratt med mellom 2 og 10 % av de partiklene som ble tilført fellene ute i Kilen.

Imidlertid kan ikke bekken frikjennes som forurensingskilde til Kamfjordkilen på generell basis, da analysene av materiale sedimentert i kummene viser forhøyede verdier av PCB, TBT og kvikksølv. Dette gjelder særlig de tre nederste kummene. Hvis forurensingen i disse tre kummene stammer fra Kamfjordkilen gjennom tidevannspåvirkning må miljøgiftene først og fremst være bundet til organisk partikulært materiale, da det minerogene materialet ansees som for grovt til å være tilført fra Kilen. For TBT synes det som om sedimenterende materiale fra Kilen kan være kilde til TBT i kummene. For PCB er dette lite sannsynlig, og resultatene indikerer en PCB-kilde til Hegnabekken i grunnen på østsiden nedenfor Kamfjordgata. Imidlertid er også materialet i tre kummer oppstrøms Kamfjordgata noe forurenset. Kum 225 har svært høyt TOC-nivå og noe innhold av kvikksølv og PCB. Denne kummen har sannsynligvis høye PAH-verdier da sedimentet var sort og oljeaktig. Kum 30 har noe kvikksølv i massene, men ellers har kummene 30 og 223 lave miljøgiftverdier og også lite organisk karbon. Videre viste en vannprøve tatt under en nedbørepisode i april 2005 høye kvikksølvverdier.

4. Sedimentforurensning og spredning av miljøgifter fra småbåthavner i Kilen

4.1 Målsetning

Målsetningen var å analysere miljøgiftinnholdet i overflatesedimentene under småbåthavnene innerst i Kilen. Kontrollprogrammet etter mudringen (sedimentfelle-forsøket) tydet på at de er dynnaktige og lett mobiliserbare under manøvrering inn og ut av havnene og derfor også ville være en kilde til partikkelskyen som synes å bevege seg langs bunnen i Kilen.

4.2 Gjennomføring

Innsamling av sedimenter ble gjort 04.11.04 fra 3 stasjoner langs sørsiden av Kilen (Figur 5). På alle disse stedene var det mudret ned til minimum 50 cm under pilotprosjektet. Størst innsamling ble gjort på stasjon 1 ved den innerste båthavnen. Etter ønske fra SFT var innsatsen fokusert på dette området som også før mudringen var en meget brukt småbåthavn. Her ble det tatt 8 kjerneprøver (5 korte og 3 lange). Etter mudringen er det langs hele sørsiden av Kilen etablert et større nett av flytebrygger for småbåter enn tidligere, så også på stasjon 2 og 3. På stasjon 2 ble det tatt 2 (lange) kjerneprøver og på stasjon 3 ble det tatt 5 prøver (2 korte og 3 lange). Oversikt over prøvematerialet, snitting av prøvene og fordeling til analyser er gitt i Tabell 15.



Figur 5. Stasjonsplassering for sedimentfeller (St 1 og 3) og prøvetaking av bunnsedimentene (St 1, 2 og 3) i Kilen oktober 2004.

Prøven ble tatt av dykker ved bruk av håndholdte, transparente perspex-rør med diameter 50 og 60 mm. Prøvetakingen var til dels vanskelig på grunn av det meget bløte sedimentet som lett ble virvlet opp og ødela sikten, men prøvetakingsprosedyren sikret likevel at oppvirvlet sediment ikke forurenset selve prøvene. Målet med de lange prøvetakerne var å få tatt kjerner ned til 50 cm sedimentdyb, men dette viste seg ikke å være mulig fordi plugging av prøvetakerne gjorde at de sannsynligvis bare skjøyte det dypere sedimentet til side. De lengste kjerneprøvene dekker derfor bare de øverste ca 30 cm av sedimentet.

Tabell 15. Oversikt over sedimentprøver og prøvebehandling. Delprøver som har blitt analysert er merket med uthevet skrift.

Stasjon	Kjerneprøve	Lengde	Delprøver/snitt	Kommentarer
1	1	-	0-2 cm	H ₂ S
	2	-	0-2 cm	H ₂ S
	3	-	0-2 cm	H ₂ S
	4	-	0-2 cm	H ₂ S
	5	-	0-2 cm	H ₂ S
	6	21 cm	0-2, 2-4, 10-12, 19-21 cm	H ₂ S i alle sjikt
	7	28 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22, 26-28 cm	H ₂ S i alle sjikt
	8	10 cm	0-2, 2-4, 8-10 cm	H ₂ S i alle sjikt
2	1	22 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22 cm	Ca 3 cm okerfarget toppsjikt. Ikke H ₂ S i øvre 0-4 cm
	2	25 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22 cm	Som kjerne 1
3	1	22 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22 cm	Ca 3 cm okerfarget toppsjikt. Ikke H ₂ S i øvre 0-2 cm
	2	30 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22, 27-29 cm	Ikke H ₂ S i øvre 0-2 cm
	3	25 cm	0-2, 2-4, 10-12, 20-22, 22-24 cm	H ₂ S i alle sjikt
	4	-	0-2 cm	

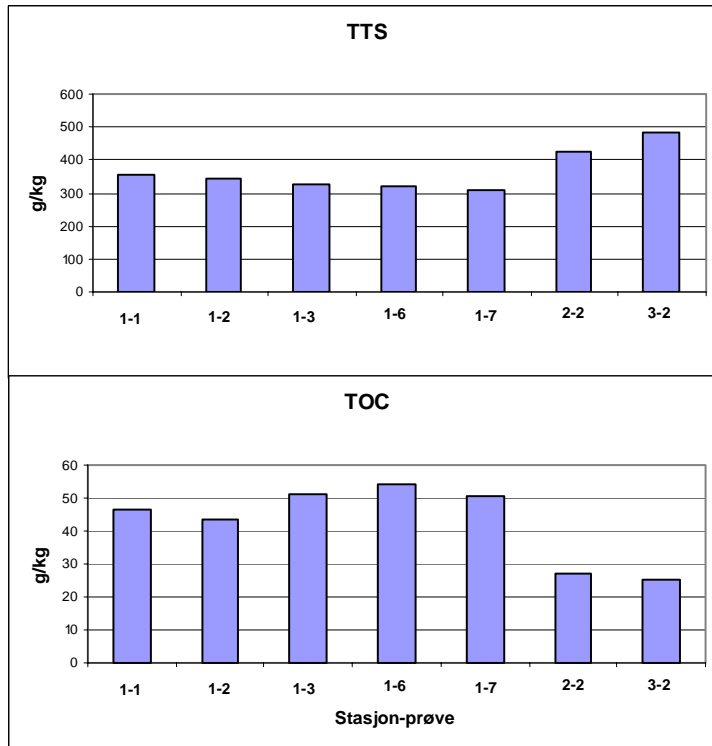
Prøvene for karakterisering av den nåtidige sedimentforurensningen ble tatt fra de øvre 0-2 cm av kjerneprøvene. Fem parallelle kjerner fra stasjon 1 og en kjerne fra hver av de andre stasjonene ble analysert for totalt tørrstoffinnhold, organisk karbon (TOC), kvikksølv, 7 utvalgte PCB-kongenerer (PCB₇ eller seven Dutch), og 6 tinnorganiske forbindelser (mono-, di- og tributytinn, mono-, di- og tri-fenyltinn). Analyseprosedyren er beskrevet i Vedlegg.

4.3 Resultater

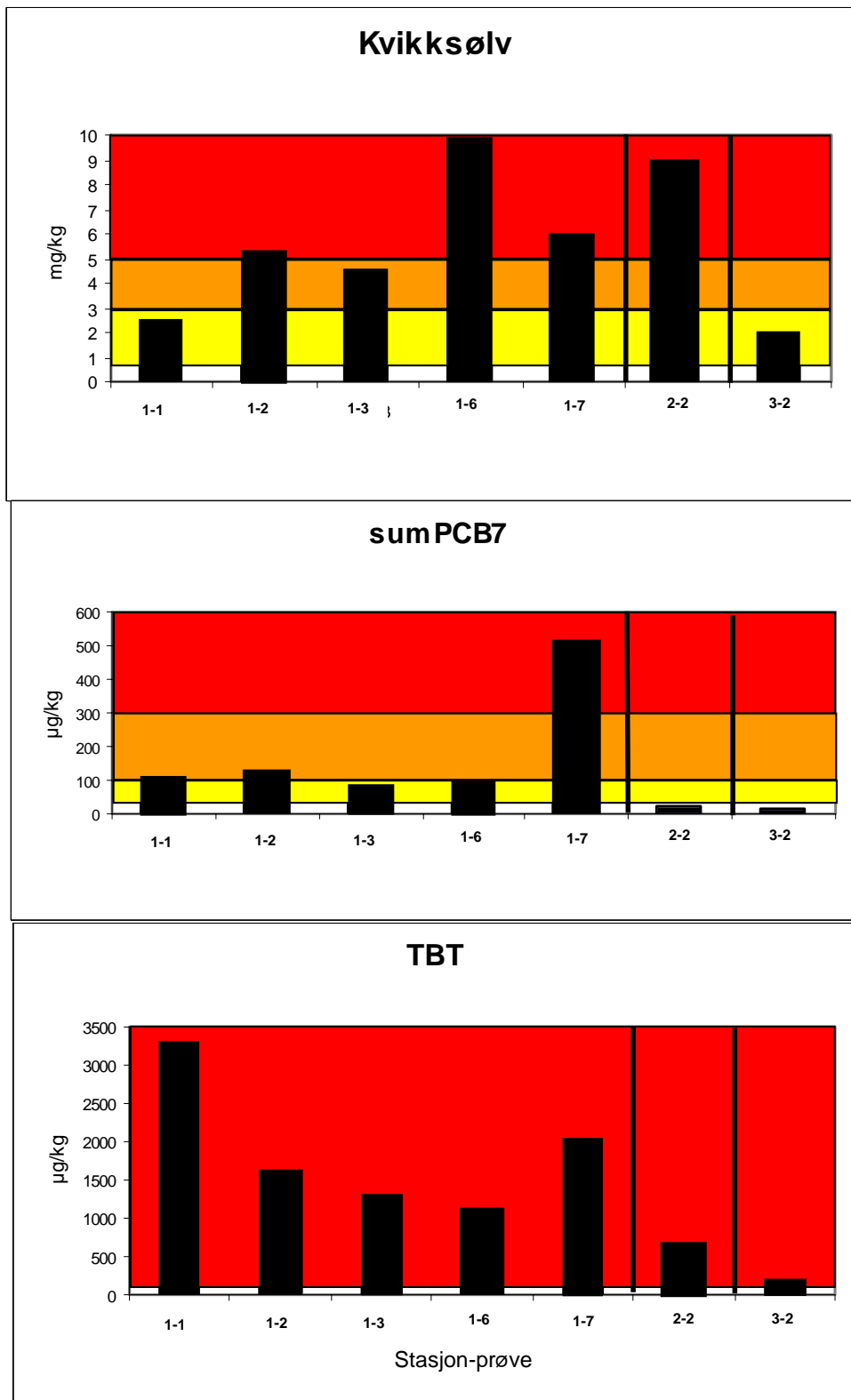
Tørrstoffinnholdet varierte fra 310 til 486 g/kg (69 – 51 % vann) (Figur 6). Stasjon 1 hadde høyest vanninnhold i overflatesedimentet, gjennomsnittlig 67 %, mens stasjon 2 og 3 hadde hhv 57 og 51 % vann. Organisk innhold varierte fra 25,1 til 54,4 g/kg (2 – 5 %). Stasjon viste et gjennomsnittlig TOC-innhold på 49,3 g/kg, stasjon 2 og 3 hadde klart lavere TOC-innhold, hhv 27,3 og 25,1 g/kg. Tørrstoffinnhold og karboninnhold var omvendt korrelert.

Gjennomsnittlig kvikksølvinnhold var 5,57 (2,49 – 9,74, SD: ± 2,26) mg/kg tørrvekt på stasjon 1 (klasse V i SFTs sedimentkvalitetskriterier) og hhv 8,99 mg/kg (klasse V) og 1,88 mg/kg (klasse III) på stasjon 2 og 3 (Figur 7). Målingene viser en flekkvis fordeling av kvikksølv, men ingen klar

gradient utover Kilen. I kontrollprogrammet etter selve mudringen ble det målt fra 3,1 til 12,1 mg/kg kvikksølv i de øvre 0-2 cm, dvs omtrent de samme nivåene som nå. Den geografiske fordelingen av kvikksølv rett etter mudringen viste også at sedimentene på sørsiden av Kilen stort sett lå i klasse IV og V. Det er derfor ingenting som tyder på en endring i kvikksølvinnholdet siden mudringen ble avsluttet.



Figur 6. Totalt tørrstoff (g/kg) og organisk innhold (gTOC/kg) i øvre 0-2 cm av bunnsedimentene på 3 stasjoner langs sørsiden av Kilen.



Figur 7. Innhold av kvikksølv (mg/kg tørrvekt), sumPCB7 og TBT (µg/kg tørrvekt) i øvre 0-2 cm av bunnsedimentene på 3 stasjoner langs sørsiden av Kilen. Fargene angir fargekoder i SFT's miljøkvalitetsklassifisering av sedimenter.

SumPCB₇ varierte fra 84,4 til 513,8 µg/kg tørrvekt på stasjon 1 (gj.snitt 182,4 ± 185,8 µg/kg). Som vist i Figur 7 er det kun en prøve som lå i klasse V, resten i klasse IV og på grensen til klasse III. På stasjon 2 og 3 var sumPCB₇ –innholdet i klasse II. En sammenlikning med den geografiske fordelingen av PCB i sedimentene rett etter mudring indikerer at tilstanden på stasjon 1, 2 og 3 ikke har forandret seg entydig. Også da var det et område innerst i Kilen med høye konsentrasjoner, og (med visse unntak) lavere konsentrasjoner lenger ute langs sørsiden.

Innholdet av tributyltinn (TBT) på stasjon 1 varierte fra 1100 til 3300 µg/kg tørrvekt (gj.snitt 1860 ± 873 mg/kg). Til sammenlikning varierte TBT-konsentrasjonene i indre del av Kilen i øvre 2 cm like etter mudring fra 415 til 11692 µg/kg tørrvekt (gjennomsnitt 4131 µg/kg tørrvekt). Forskjellen mellom de to gjennomsnittene var ikke statistisk signifikant.

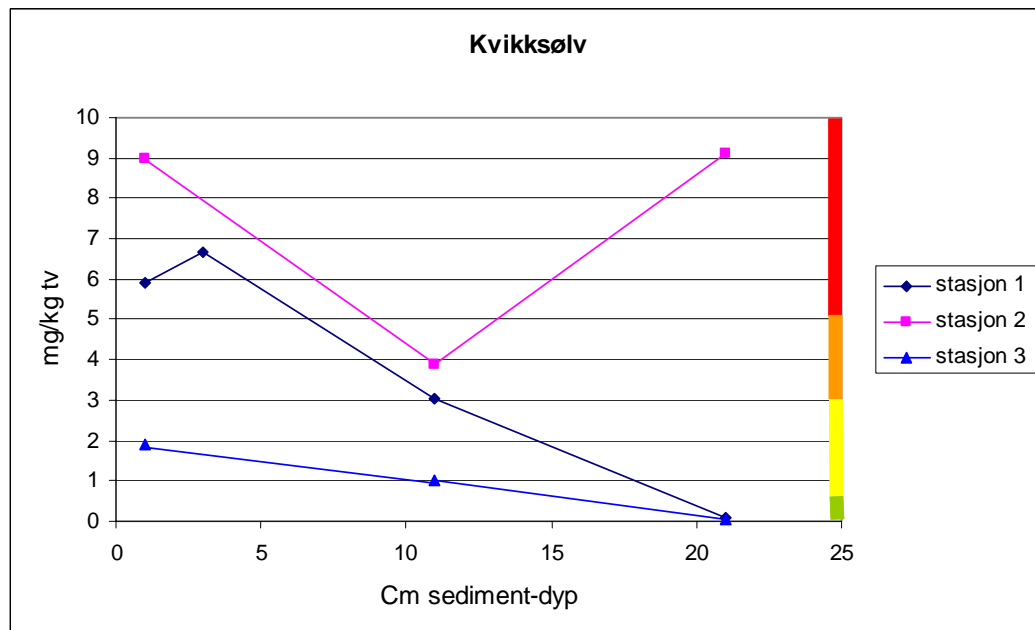
Stasjon 2 og 3 hadde betydelig lavere konsentrasjoner, hhv 630 og 190 µg/kg tørrvekt, men sedimentene var fortsatt i klasse V (>100 µg/kg tørrvekt). En gradvis avtagende TBT-konsentrasjon fra innerst mot ytterst i Kilen ble også påvist rett etter avsluttet mudring, men det kan også synes som om nivåene på stasjon 2 og 3 har gått noe ned i tiden etterpå. F eks viste blandprøver tatt rett etter mudring fra de 5 lokalitetene nærmest stasjon 3 et gjennomsnittlig TBT-innhold på 539 (161 – 1022) mg/kg. Denne reduksjonen har funnet sted samtidig med at småbåttrafikken sannsynligvis har øket på stasjon 2 og 3, noe som indikerer at forbudet mot bruk av tinnorganiske forbindelser i bunnstoff på småbåter blir respektert.

4.4 Vertikalfordeling av miljøgifter i den nye bunnen

I kontrollprogrammet under mudringen ble vertikalfordelingen av utvalgte miljøgifter kartlagt ned til ca 30 cm dyp i 4 kjerner. Alle disse var fra Kilens NV område. I oppfølgingsprogrammet ble det tatt nye kjerner fra Stasjon 1, 2 og 3 langs Kilens sørside for tilsvarende profilkartlegging av kvikksølv, PCB og TBT (se Figur 1). Hvordan prøvene ble delt i horisontale sjikt og hvilke prøver som er analysert fremgår av Tabell 15. Analyseprogrammet omfattet en kjerneprøve fra hver av de tre stasjonene og ble gjennomført som beskrevet i kapittel 4.2.

4.4.1 Resultater

Sedimentprofilene for kvikksølv viser at konsentrasjoner i SFT klasse IV og V forekommer helt ned til vel 20 cm i den nye bunnen langs sørsiden av Kilen (Figur 8). Profilene fra stasjon 1 og 3 viser klasse II fra 10-12 cm og nedover, mens kjerneprøven fra stasjon 2 ikke viser reduksjon i konsentrasjonen med sedimendyp. Hele profilen fra stasjon 3 lå i klasse III eller lavere. I de 4 profilene tatt nordvest i Kilen (ved Kilen brygge) rett etter mudringen var ingen av konsentrasjonene høyere enn klasse III og 3 av 4 profiler var i klasse II på 10-12 cm dyp. Dette førte til antakelsen om at forurensningen var begrenset til toppsjiktet av det nye sedimentet, kanskje først og fremst knyttet til det løse overflatesjiktet. Resultatene fra sørsiden av Kilen viser at kvikksølvforurensningen i enkelte deler av Kilen fortsatt stikker dypere enn bare overflatelaget. Den beskrevne forskjellen mellom nordlige og sørlige område av Kilen stemmer overens med fordelingen av kvikksølv i de øvre 50 cm før mudringen ble gjennomført. Fra det nordvestlige området lå kvikksølvnivåene i klasse III og til dels I, mens de langs sørsiden lå i klasse III til V. Samme tendens, men ikke fullt så entydig, ble påvist også i de øvre 0-2 cm etter mudringen.

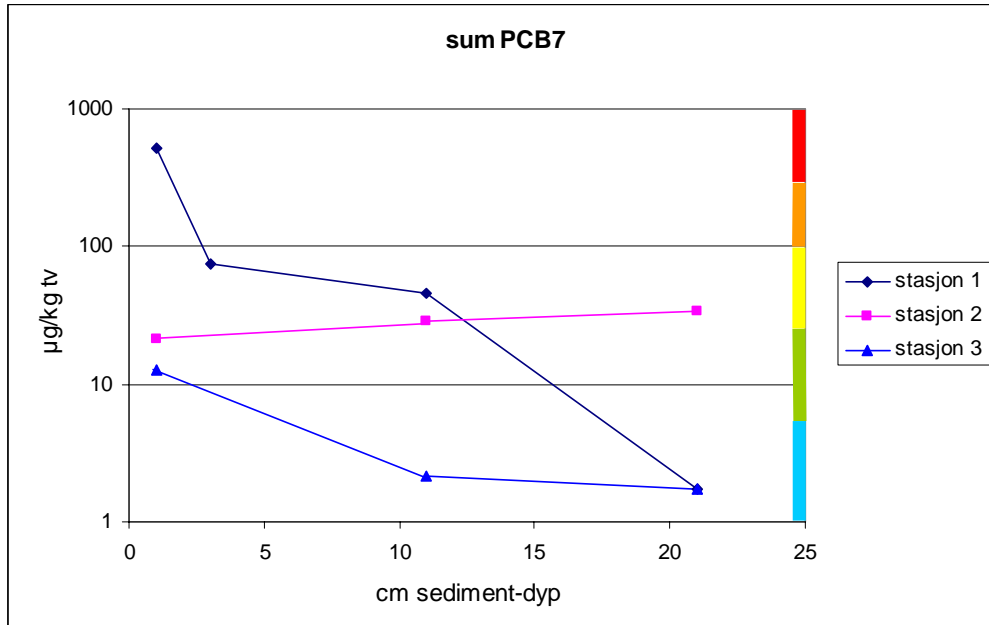


Figur 8. Vertikalprofiler av kvikksølv i sediment (mg/kg tørrvekt) på stasjon 1, 2 og 3 på sørsiden av Kilen oktober 2004. Fargene langs høyre kant angir SFTs tilstandsklasser.

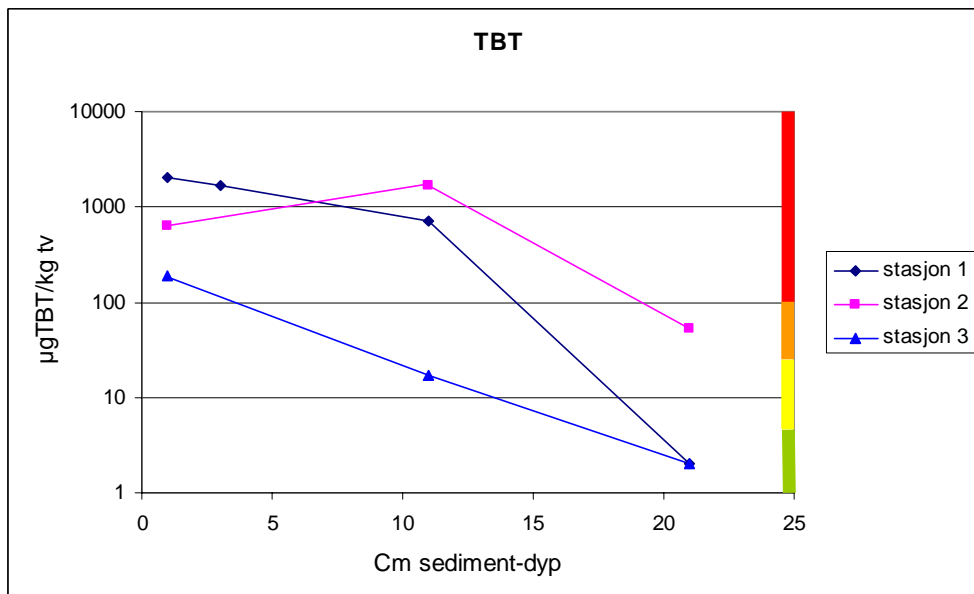
Profilene for sumPCB₇ (Figur 9) lå med unntak av de øvre 0-2 cm på stasjon 1, alle i klasse I – III. Profilene på stasjon 1 viste gradvis fallende konsentrasjoner med sedimentdyp helt ned to 20-22 cm. Profilen på stasjon 2 viste svakt økende konsentrasjon med dypet fra klasse II i overflaten til klasse III lenger nede. På stasjon 3 ble PCB-forurensning bare påvist i de øvre 0-2 cm (klasse I på 10-12 cm dyp). De tidligere profilene fra nordvestområdet av Kilen viste også konsentrasjoner i klasse I – III. For tre av disse fire profilene indikerte analysene at PCB-forurensningen var begrenset til overflatesjiktet (klasse I – II på 10-12 cm dyp). Før mudringen ble det analysert et utvalg prøver fra 50 – 70 cm sedimentdyp, dvs tilsvarende det som profilene dekker. Noen av disse prøvene ble tatt i samme posisjon som stasjonene 1, 2 og 3. De viste alle sumPCB₇-konsentrasjoner i klasse I. For stasjon 3 stemmer dette godt overens med profilen målt i denne undersøkelsen, mens stasjon 1 og 2 hadde noe høyere PCB enn forventet ut fra de tidligere 50 – 70 cm målingene. En forklaring kan være at fjerningen av de øvre 50 cm også førte til en viss forstyrrelse og omveltning av de gjenværende sedimentene. Samlet viser likevel profilene at konsentrasjonene av PCB etter mudringen sannsynligvis tilfredsstillende kravene om klasse III eller bedre i alle deler av kilen, hvis man ser bort fra det bevegelige overflatesjiktet.

Profilene av TBT viser fortsatt betydelig forurensning i de øvre ca 20 cm av det nye sedimentet (Figur 10). Profilen fra stasjon 1 viser et gradvis fall i konsentrasjon, men var fortsatt i klasse V på 10-12 cm dyp. I 20-22 cm dyp lå imidlertid konsentrasjonen i klasse I eller II (< 4 µgTBT/kg). Profilen på stasjon 2 viste ikke så entydig fall med dyp, og her var konsentrasjonen fortsatt i klasse IV på 20-22 cm dyp. Stasjon 3 var klart mindre forurensnet. Her lå TBT så vidt i klasse V på 0-2 cm, i klasse II på 10-12 cm og klasse I eller II på 20-22 cm dyp. Profilene målt nordvest i Kilen rett etter mudringen viste en mer entydig reduksjon i TBT-konsentrasjon under de øvre 0-2 cm. På 10-12 cm dyp var 2 av profilene fortsatt i klasse IV, de andre i klasse I – II. På 20-22 cm var alle unntatt en profil i klasse I – II. Det finnes dessverre ingen analyser av TBT fra de dypere sjiktene av sedimentene (50-70 cm) før mudring slik som for PCB, men samlet viser resultatene ovenfor at det indre området av Kilen har en

TBT-forurensning som stikker 10-20 cm ned under overflatesjiktet. Lenger ute og spesielt på nordsiden synes TBT-forurensningen å være mer knyttet til overflaten av sedimentene.



Figur 9. Vertikalprofiler av sumPCB₇ i sediment (µg/kg tørrvekt) på stasjon 1, 2 og 3 på sørsiden av Kilen oktober 2004. Fargene langs høyre kant angir SFTs tilstandsklasser.



Figur 10. Vertikalprofiler av TBT i sediment (µg/kg tørrvekt) på stasjon 1, 2 og 3 på sørsiden av Kilen oktober 2004. Fargene langs høyre kant angir SFTs tilstandsklasser.

4.5 Konklusjoner

Undersøkelsene av overflatesedimenter langs sørsiden av Kilen, der det i dag er store flytebryggeanlegg og betydelig småbåttrafikk viser at forurensningstilstanden ikke har endret seg entydig siden mudringen ble avsluttet, bortsett fra at nivåene av tributyltinn (TBT) i ytre del av området synes å ha gått noe ned. Overflatesedimentene er fortsatt svært løse og dynnaktige og det er stor sannsynlighet for at de fortsatt blir vedvarende virvlet opp av småbåttrafikken. Samlet viser dette at potensialet for utlekking av miljøgifter fra sedimentoverflaten til overliggende vannmasser i småbåtområdet ikke har endret seg vesentlig som følge av tiltaket, muligens med et lite unntak for TBT (se også kapittel 9.2).

Undersøkelse av vertikalfordeling av miljøgifter i sedimentene på sørsiden av Kilen viser at kvikksølvforurensningen i enkelte deler av Kilen fortsatt stikker dypere enn bare overflatelaget. Sedimenter i SFT klasse IV og V ble funnet ned til 20 cm sedimentdyp. Resultatene viser videre at konsentrasjonene av PCB etter mudringen sannsynligvis tilfredsstiller kravene om klasse III eller bedre i alle deler av Kilen, hvis man ser bort fra det bevegelige overflatesjiktet. resultatene for TBT viste at det indre området av Kilen har en TBT-forurensning som stikker 10-20 cm ned i sedimentet. Lenger ute og spesielt på nordsiden synes TBT-forurensningen å være mer knyttet til overflaten av sedimentene.

5. Nye miljøgifter

5.1 Bakgrunn og målsetning

Som ledd i den generelle kartleggingen av miljøtilstanden i Kilen ønsket SFT at det ble gjennomført sonderende analyser av et større utvalg av miljøgifter i sedimentene enn det som er blitt dekket av de tidligere undersøkelsene. Målsetningen var å vurdere hvorvidt det skjer tilførsel av betydning av disse stoffene til Kilen.

5.2 Gjennomføring

Kjerneprøver for dette formålet ble tatt samtidig med sedimentprøvetakingen for miljøgifter i småbåthavnene. Det ble laget en blandprøve av de øvre 0-2 cm fra 3 kjerneprøver fra stasjon 1 (kjerne 4, 5 og 8, Tabell 15) og stasjon 3 (kjerne 1, 3 og 4). Prøvene er analysert ved AnalyCen for klorerte naftalener, bromerte flammehemmere (PBDE, PBB, TBBFA, HBCDD, bromcylen og heksabrombensen) nonyl- og oktyl-fenoler og klorerte pesticider. Detaljer om metode, måleusikkerhet, deteksjonsgrense og akkrediteringsstatus er gitt i analyserapportene fra Analycen (Vedlegg 2).

5.3 Resultater og konklusjoner

Resultatene (Vedlegg 2) viser at ingen av de nevnte miljøgiftene ble påvist over deteksjonsgrensen i noen av prøvene. Selv om deteksjonsgrensene for analysene ved AnalyCen er høyere enn de som er rapportert av NIVA/NILU i tidligere undersøkelser, indikerer resultatene at det ikke er vesentlig tilførsel av de analyserte stoffene til Kilen.

6. Utvikling i partikkelsedimentering

6.1 Bakgrunn

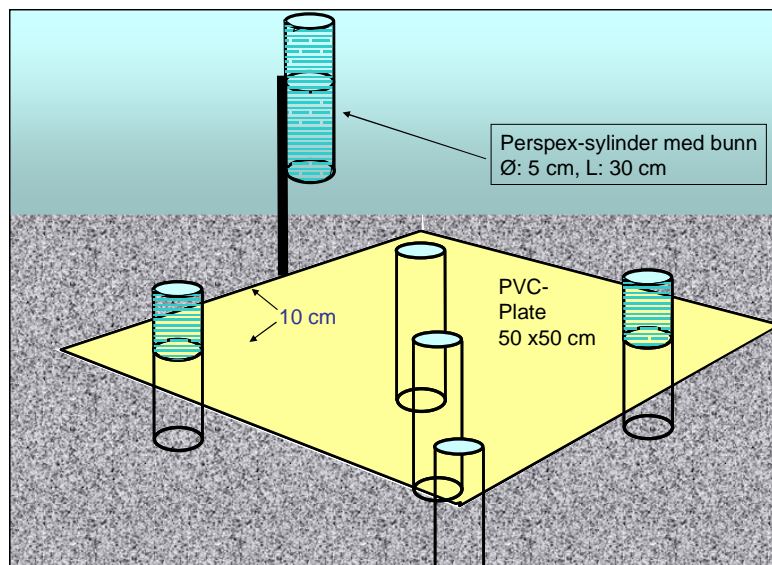
Kontrollprogrammet i etterkant av mudringen tydet på at et overflatesjikt av lett bevegelige partikler synes å dekke bunnen etter mudringsarbeidet. Det er stilt spørsmål til opprinnelsen av sjiktet, om det er midlertidig eller kan forventes å forbli i Kilen som et fortsatt overflateproblem, eventuelt om det vil bygge seg opp over tid.

Det som indikerte at et slikt lett bevegelig lag fantes, var først og fremst resultatene fra en sedimentfelle-undersøkelse gjort ca 1 mnd etter avsluttet mudring sommeren 2003. Denne viste at det foregikk en betydelig horisontal transport av partikler langs bunnen og at disse partiklene hadde høyere miljøgiftinnhold enn sedimentene forøvrig, også høyere enn det teoretiske miljøgiftinnholdet i finfraksjonen av sedimentet gitt at alt miljøgiftinnholdet var samlet i denne fraksjonen. Samtidige dykkeobservasjoner viste også at bunnmaterialet svært lett ble virvlet opp og forble i vannmassene over lang tid.

Som innledning til en vurdering av kildene til dette sjiktet og hva man eventuelt kan gjøre med det, var det behov for å fastslå om sjiktet fortsatt fantes. De oppfølgende undersøkelsene omfattet derfor et gjentak av sedimentfelleundersøkelsen. Undersøkelsen ble gjort høsten 2004, litt over 1 år etter at mudringen var avsluttet.

6.2 Gjennomføring

Fellerigger av samme type som ble brukt sommeren 2003 ble satt ut i to posisjoner på sørsiden av Kilen, stasjon 1 og 3. Hver rigg besto av en sedimentfelle ca 1 m over bunnen, to feller 10 cm over bunnen og 3 feller jevnt med bunnen (Figur 11). Parallele feller ble brukt for å sikre nok materiale for miljøgiftanalysene. Fellene var montert på en plate (50 x 50 cm) som ble festet jevnt med bunnen med enkle braketter. Hver felle besto av en gjennomsiktig perspex-sylinder med indre diameter 50 med mer og lengde 350 mm.



Figur 11. Skjematisk skisse av sedimentfellerigg på bunnen.

Utplassering og opptak av fellene ble gjort av dykker. På stasjon 1 ble fellene satt ut på svakt skrånende bunn på 4 m dyp. Stasjonen lå litt lenger ute i Kilen enn i 2003 og nærmere slippen på sørsiden (cf. Figur 5). Sedimentet var meget løst og det skulle svært lite til for å virvle opp sediment slik at sikten ble tilnærmet lik null. Arbeidet med utsetting av fellene måtte av denne grunn gjøres i flere omganger. Fellene på stasjon 3 ble satt på ca 3 m dyp, på tilnærmet horisontal bunn, med noen svakt grunnere områder i nærheten. Utsetting av fellene måtte også her gjøres i flere omganger på grunn av oppvirvlet sediment. Prosedyren sikret likevel at dette oppvirvlede sedimentet ikke ble fanget i fellene.

Fellene ble satt ut 30.09.04 og sto ute til 04.11.04. Etter opptak ble fellene plassert vertikalt i kjølerom slik at materialet samlet seg i bunnen og mesteparten av det overliggende vannet ble sugd forsiktig av. Prøvene ble deretter vasket med destillert vann tre ganger med etterfølgende sentrifugering for å fjerne salt, deretter frysetørret før bestemmelse av netto tørrvekt. Materialet fra hvert dybdenivå på hver stasjon ble deretter slått sammen før kjemisk analyse av totalt organisk karbon (TOC), kvikksølv, PCB og tinnorganiske forbindelser. Analyseprogrammet omfatter bare analyse av materialet fra fellene i 0 og 10 cm avstand fra bunnen. Analyseprosedyren var den samme som for sedimentene og er gitt i Vedlegg.

6.3 Resultater

Fluks av materiale til fellene var ikke entydig endret siden den første undersøkelsen (Tabell 16). I fellene som samlet 1 m over bunnen var fluksen omtrent lik i de to periodene. Fellene som samlet 10 cm over bunnen viste en noe høyere partikkelfluks enn de på 1 m, og også her var det omtrent samme fluks i oktober 2004 som i juli 2003. Fellene som samlet ved sedimentoverflaten hadde en ca 10 ganger høyere fluks enn fellene høyere oppe. Gjennomsnittlig fluks i oktober 2004 var klart høyere enn i juli 2003, på ytterste stasjon nesten dobbelt så høy, men variasjonen mellom de enkelte fellene var såpass stor at forskjellen ikke var statistisk signifikant.

Tabell 16. Gjennomsnittlig fluks av materiale (g tørrvekt pr m² og dag) til sedimentfeller på bunnen av Kilen juli 2003 og oktober 2004. Verdier i parentes angir fluks i hver felle.

Posisjon	Høyde over bunnen (cm)	juli 2003	oktober 2004
Stasjon 1	100	20	22
	10	34 (23, 46)	38 (37, 39)
	0	200 (108, 240, 251)	268 (204, 332)
Stasjon 3	100	27	19
	10	35 (28, 41)	37 (36, 38)
	0	181 (122, 145, 276)	356 (191, 298, 580)

Konsentrasjonen av kvikksølv i felle materialet (Tabell 17) var ikke signifikant forskjellig i de to måleperiodene. Det var en antydning til at kvikksølvkonsentrasjonen var høyest i materialet samlet helt nede ved bunnen, men forskjellene med dyp var heller ikke signifikant.

Konsentrasjonene av sumPCB₇ i felle materialet fra oktober 2004 var under halvparten av konsentrasjonene i juli 2003 (Tabell 17). Forskjellen var signifikant (parvis t-test, p<0,05). Det var også her en tendens til høyest sumPCB₇ i materialet samlet ved bunnen i begge periodene.

Tributyltinn (TBT) viste tendens til høyere konsentrasjoner i felle materialet fra oktober 2004 enn fra juli 2003, spesielt på den innerste stasjonen (Tabell 17). Forskjellen var likevel ikke statistisk signifikant. Siden fellene samler sedimenterende partikler over et lengre tidsrom (ikke et øyeblikksbilde) og økningen i TBT-nivå var opp til 3,5 ganger i en av fellene, mener vi det likevel er god grunn til å konkludere at TBT-innholdet i sedimenterende partikler i oktober 2004 var høyere enn i juli 2003. Dette er i så fall en motsatt tendens av det som ble funnet i overflatesedimentene i indre del av Kilen fra 2003 til 2004 (cf kapittel 4.3).

Tabell 17. Konsentrasjon av miljøgifter i materiale samlet i sedimentfeller ved bunnen i Kilen i juli 2003 og oktober 2004. Siste kolonne viser forholdet mellom konsentrasjonene i de to forsøkene.

Kvikksølv Stasjon	Høyde over bunnen cm	juli 2003 mg/kg tv	oktober 2004 mg/kg tv	Forhold okt04/jul03
St. 1	100	1,14	i.a.	
	10	1	1,52	1,52
	0	1,71	1,66	0,97
St. 3	100	1,14	i.a.	
	10	2,32	1,62	0,70
	0	3,29	2,5	0,76

SumPCB7 Stasjon	Høyde over bunnen cm	juli 2003 µg/kg tv	oktober 2004 µg/kg tv	Forhold okt04/jul03
St. 1	100	104,6	i.a.	
	10	163	31,2	0,19
	0	179,5	45,8	0,26
St. 3	100	73,5	i.a.	
	10	115,4	27,3	0,24
	0	99,6	49,5	0,50

TBT Stasjon	Høyde over bunnen cm	juli 2003 µg/kg tv	oktober 2004 µg/kg tv	Forhold okt04/jul03
St. 1	100	2090	i.a.	
	10	1780	6300	3,54
	0	2080	3000	1,44
St. 3	100	1770	i.a.	
	10	1330	1600	1,20
	0	996	620	0,62

6.4 Konklusjoner

Felleundersøkelsen viste at det fortsatt foregår en like stor partikkelsedimentering som sommeren 2003, og at det finnes et lett mobiliserbart overflatelag av meget løst sediment som forflytter seg langs bunnen i Kilen. Dette materialet hadde bare i liten grad endret karakter siden juli 2003. Innholdet av kvikksølv i det lett bevegelige materialet hadde ikke endret seg over tid, mens det var en signifikant minking av materialets innhold av PCB. For TBT var det en klar (men ikke signifikant) tendens til økning i konsentrasjon over tid. Dette kan indikere at de gjennomførte tiltakene til en viss grad har brakt PCB-belastningen i Kilen under kontroll, mens tilstanden mht mobiliserbart kvikksølv og TBT ikke er bedret.

7. Partikkeltransport inn og ut av Kilen

7.1 Bakgrunn og formål

Vannmassene i Kilen kan bli tilført partikler fra flere kilder. Vi anser de mest sannsynlige og viktigste for å være:

- partikler som følger med avrenning fra land, både fra Hegnabekken, overløp i avløpssystemet og mer diffus overflateavrenning,
- oppvirvling og spredning fra selve mudringsoperasjonen,
- oppvirvling og spredning som følge av effekten av skipspropeller. I denne sammenhengen ansees ankomst og avgang for Color Lines ferger som de eneste av betydning. Sannsynligheten for partikkeltilførsel er størst ved fergeavgang fordi båtene først bakker ut fra kai og dreier akterenden østover mot Kilen, for så å sette fart mot sørøst. Under denne akselerasjonen over relativt grunt vann kan effekten fra propellen medføre oppvirvling av bunnsedimenter, som så transporteres østover mot Kilen.

I tillegg er det mulig at sterk vind kan medføre oppvirvling av forurensede bunnsedimenter i den grunne Kilen. Slike episoder vil ofte falle sammen med episoder med nedbør og det kan være vanskelig å skjelne mellom virkningene av disse to mekanismene. Vi har best datamateriale for nedbør, og i det følgende vil vi derfor særlig ha fokus på virkningen av fergetrafikk og nedbør.

Småbåtmanøvrering inn og ut fra flytebryggeanleggene på grunt vann kan også virvle opp det løse bunnsedimentet.

I tiltaksperioden ble vannkvaliteten i grenseområdet mellom Kamfjordkilen og havna utenfor overvåket over ca 12 mnd ved bl.a. bruk av to rigger med automatiske registrering av turbiditet, strøm (retning og hastighet), temperatur og saltholdighet.

Formålet med denne delutredningen har vært å benytte dette datamaterialet for å vurdere partikkeltransport/turbiditet i Kilen i forhold til ankomst/avgangstider for de store fergerne og statistikk for nedbør og vind.

7.2 Feltnmålinger

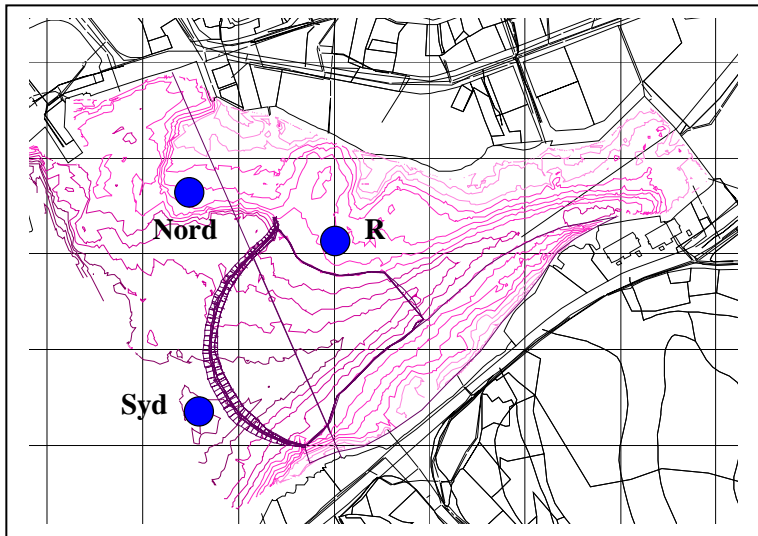
Partikler forårsaker turbiditet som enkelt kan måles med fast plasserte eller mobile optiske sensorer. Disse kan kombineres med andre fysiske målinger som saltholdighet, temperatur, strøm etc.

I Kamfjordkilen ble det benyttet 2 målerigger (Aanderaa RCM9) som registrerer følgende parametere:

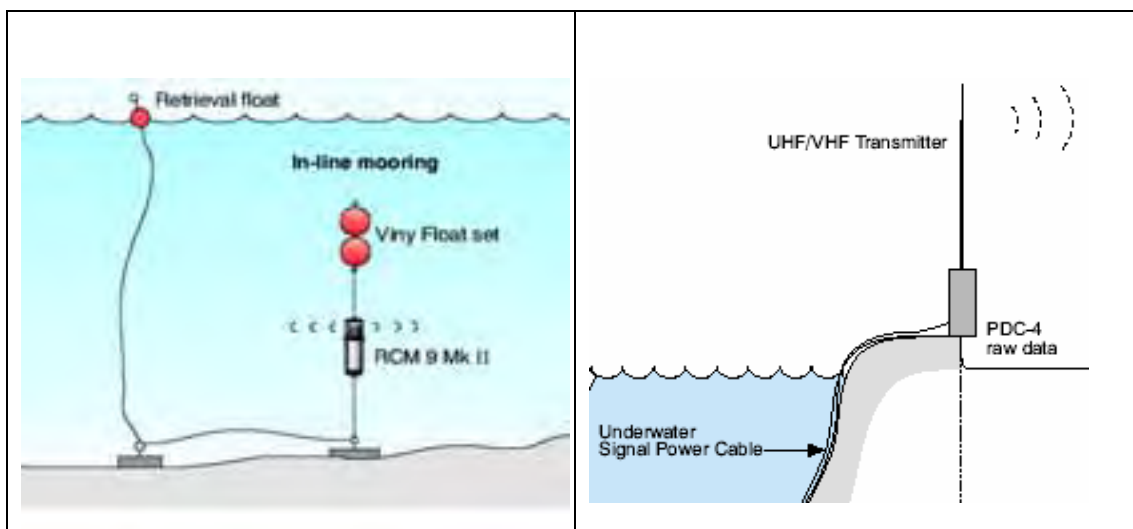
- Turbiditet
- Strømhastighet
- Strømretning
- Temperatur
- Konduktivitet (mål for saltholdighet)
- Instrumentdyp.

En målerigg ble først plassert i området over en kort tid før mudringen startet for å etablere referanseverdier for turbiditet (R i Figur 12). Denne ble flyttet ved oppstart og sammen med ytterligere en målerigg ble de plassert utenfor barriereposisjonen som vist i Figur 12. Riggene ble plassert i vannmassene omtrent slik som vist i Figur 13, med en bøye i overflaten påmontert lys. Instrumentene ble tilkoblet en kombinert strøm/signalkabel til land som ga driftsspenning og overførte kontinuerlig

måledata. Ilandføringen av strøm/signalkabelen ble gjort til vestsiden av fjorden. En VHF sender ble montert med omtrent fri sikt til anleggskontor og hver målerigg registrerte data hvert 5-10 min. Ved anleggskontoret ble montert en VHF-mottager som mottok måledata. Måledata ble overført til en datamaskin.



Figur 12. Kamfjordkilen. Posisjonene for automatisk registrering av turbiditet, strøm, temperatur og saltholdighet er vist som hhv. Nord og Syd. Målerigg Syd hadde koordinatene (posisjon) $X = 125212,8$ $Y = -27841,2$ og Målerigg Nord $X = 125425,9$ og $Y = -27851,6$. Måleriggen for bakgrunn R, sto ute kun kort periode før mudring sommer 2002.



Figur 13. Prinsippskisse for montering av RCM9 målerigg (venstre), og ilandføring av signaler og dataoverføring til anleggskontor (høyre).

Utenom de automatiske registreringene ble det til utvalgte tidspunkt og ved spesielt interessante situasjoner utført manuelle målinger med en vertikalprofilerende sonde av type SensorData 204. Sonden registrerte tid, temperatur, saltholdighet, trykk(dyp) og turbiditet med 1 sekunds intervall.

7.3 Data

Vi har 5 typer av datamateriale som er sett i sammenheng:

Målinger av turbiditet, strømretning, strømhastighet, temperatur og saltholdighet med selvregistrerende strømmålere i tidsrommet 5.9.2002-15.9.2003.

Det finnes ca 9 mnd strømdata og hydrografidata fra de to riggene på 2,5 m dyp i grenseområdet mellom Kilen og havna. Dette er data fra den kontinuerlige kontrollmålingen under mudringen, som primært ble gjort for å ha en alarmfunksjon for partikkelspredning ut av området, men som ikke er bearbeidet. Dataene vurderes nå mot nedbørs- og vindstatistikk og i forhold til ankomst/avgangstider for de store fergene. Dette vil vise om det er sammenhenger mellom partikkeltransport inn og ut av Kilen og fergetrafikk og/eller vind og om transporten er ulik på nordsiden og sydsiden av Kilen.

Målingene ble utført med Aanderaa strømmålere av typen RCM9 som registrerte hvert 5-10. minutt. En enkel oversikt over registreringene er vist i Figur 14.

Vedlikehold og isforhold gjorde at målingene i blant måtte avbrytes. Data og NCCs logg viser at det er en betydelig andel kortvarige høye utslag på turbiditet som ikke skyldes høy partikkeltetthet. Dette skyldes dels søppel og slam som har havnet på sensoren (eksempler fra NCCs logg), men sannsynligvis ikke minst begroing på sensoren i sommerhalvåret. Dette er et vanlig problem som kan minimeres ved hyppig rengjøring av sensoren (ukentlig – hver 14. dag). I Kamfjordkilen ble sensoren rutinemessig rengjort ved ettersyn av målerne med 4-5 ukers mellomrom. I dataseriene er tydelige feilregistreringer (pga begroing, slam og søppel på sensorer, defekte sensorer) fjernet, men trolig gjenstår en god del tvilsomme data.

Målinger av turbiditet med sonde, som vertikalprofiler på utvalgte stasjoner og til spredte tidspunkt.

Disse målingene ble utført ved en SensorData 204 sonde, med sensorer for turbiditet, trykk, temperatur og saltholdighet. Sonden var innstilt på registrering hvert sekund. Hensikten var å vurdere representativiteten av de to faste målestasjonene. En vurdering er gitt av NCC m fl. (2003, vedlegg A).

Opplysninger om fergeankomster og –avganger for tidsrommet 1.9.2002-1.9.2003.

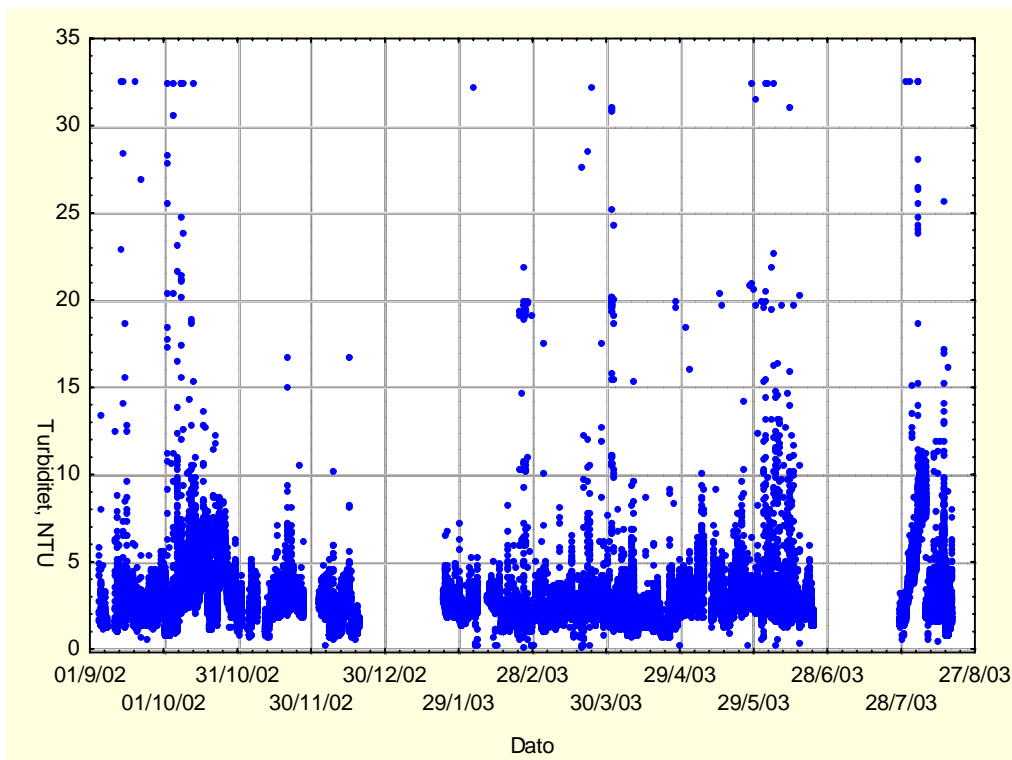
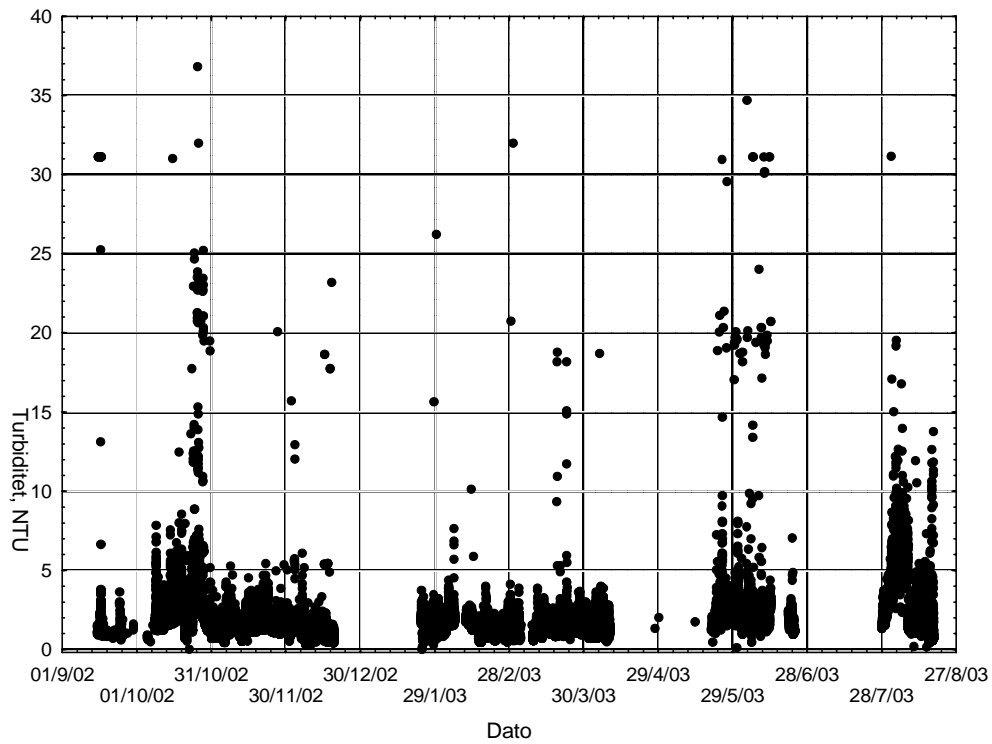
Tabeller med tidspunkt for ankomst og avgang er stilt til rådighet av Color Line, se Tabell 18.

Nedbørsmålinger

Vi har tilgang til døgnverdier for nedbør fra Sandefjord i tidsrommet 1.9.2002-1.9.2003 . En oversikt er gitt i Figur 15.

Loggen til NCCs driftansvarlig

Denne loggen inneholder opplysninger om instrumentene, registreringer, mudringsoperasjonen, isforhold, vær og vind, og er et meget nyttig dokument. Loggen viser at en betydelig del av de høye turbiditetsverdiene som ble registrert kan skyldes begroing og nedslamming av sensoren eller tekniske feil, og ikke høy partikkelkonsentrasjon i vannmassen. Ved en første gjennomgang av dataene ble helt åpenbart gale verdier fjernet fra dataseriene. I den grad det finnes faktiske opplysninger er dette vurdert nærmere under gjennomgangen av resultatene.



Figur 14. Måling av turbiditet ved den nordre (øverst) og den søndre (nederst) posisjonen i tidsrommet 5.9.02-17.8.03. En del målinger er fjernet pga. åpenbare feil.

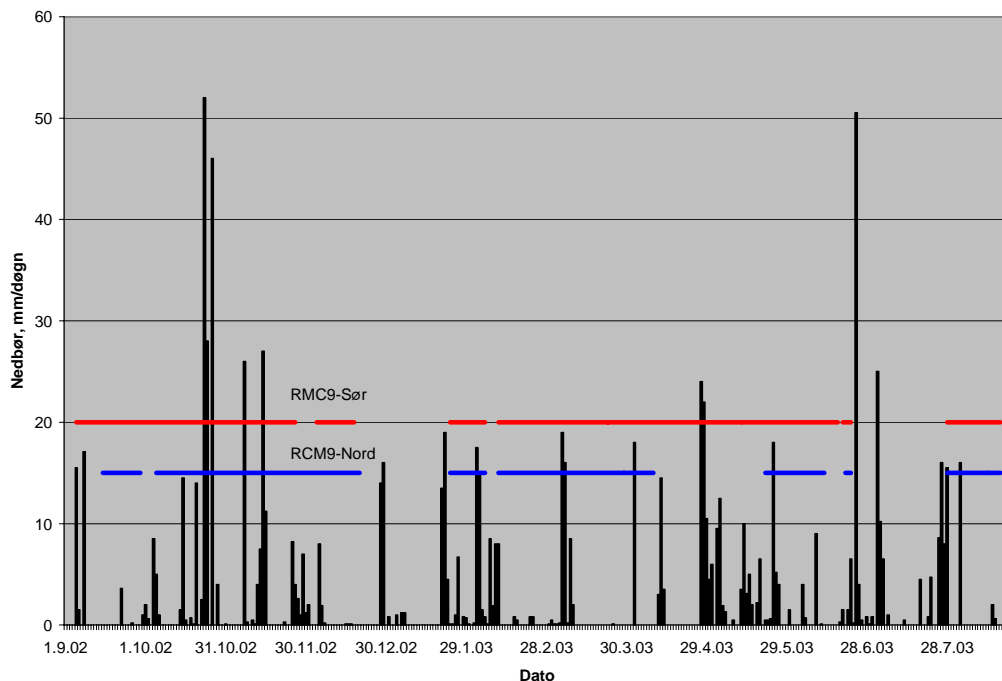
Tabell 18. Tidspunkt for fergeavganger og –ankomster ved Sandefjord (opplysninger fra Color Line)

	Man - Tors		Fredag		Lørdag			Søndag		
2/1 -22/1										
Fra Sandefjord	1000	1630	1000	1930	1000	1630	2230	1000	1630	
til Strømstad	1230	1900	1230	2200	1230	1900	0100*	1230	1900	
Fra Strømstad	1300	1930	1630	2230	1300	1930		0700	1300	1930
til Sandefjord	1530	2200	1900	0100*	1530	2200		0930	1530	2200

23/1 - 24/6	Man - Lørdag						Søndag			
9/8 - 23/12										
Fra Sandefjord	0700	1000	1300	1630	1930	2230 a)	1000	1300	1630	1930
til Strømstad	0930	1230	1530	1900	2200	0100*	1230	1530	1900	2200
Fra Strømstad	1000	1300	1630	1930	2230		1000	1300	1630	1930
til Sandefjord	1230	1530	1900	2200	0100*		1230	1530	1900	2200
										0100*

a) Avgang kun lørdager

25/6 - 8/8	Alle dager						
Fra Sandefjord	0700	1000	1330	1700	2000	2300	
til Strømstad	0930	1230	1600	1930	2230	0130	
Fra Strømstad	0630	1000	1330	1700	2000	2300	
til Sandefjord	0900	1230	1600	1930	2230	0130	
Ingen avgang SN 25/6 kl 0630 og NS 8/8 kl 2300							



Figur 15. Døgnverdier av nedbør i Sandefjord i tidsrommet 10.9.02 – 20.8.03. Tidsrom med måling av turbiditet med de to selvregistrerende instrumentene (RMC9-målere) er vist med horisontal linje.

7.4 Resultat og vurderinger

7.4.1 Normalnivå av turbiditet

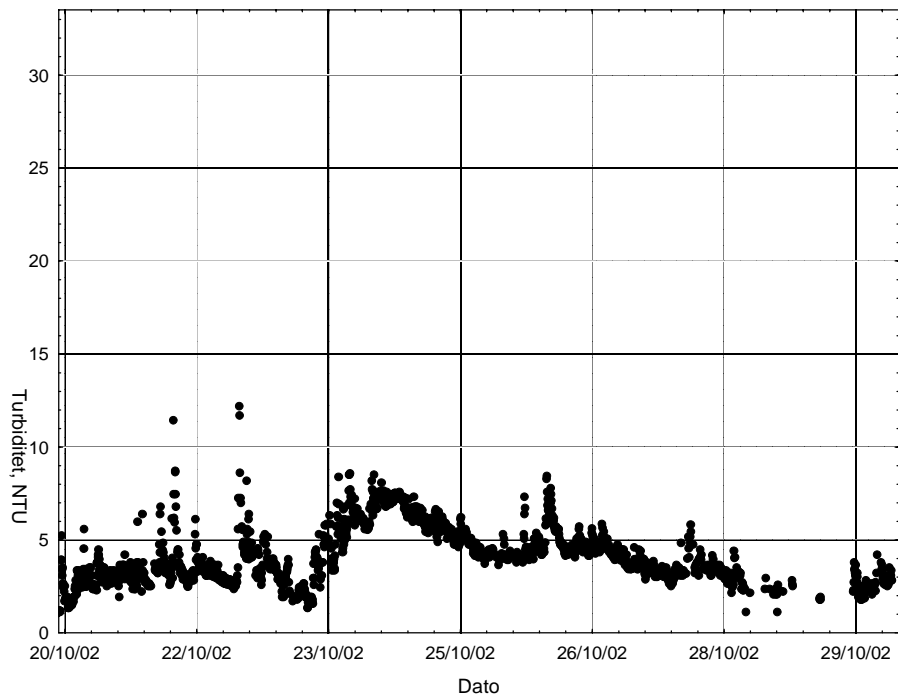
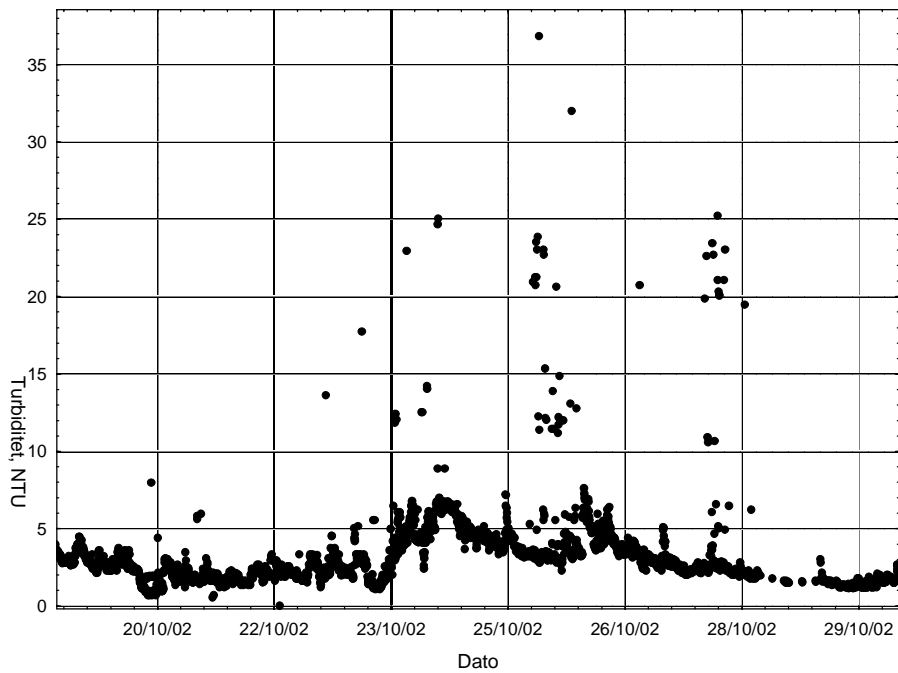
Normal turbiditet for vannmassene i Kilen vil variere som følge av flere faktorer eksempelvis algeoppblomstring, nedbørsavrenning fra land og oppvirvling av grunne sedimenter ved bølger og småbåter. Ut fra Figur 14 og resultater gitt i erfaringsrapporten fra tiltaket (NCC m. fl. 2003) kan man grovt anslå et normalnivå på rundt 2 - 5 NTU.

7.4.2 Turbiditet i forhold til nedbør

Erfaringsmessig vil episoder med stor nedbør medføre økt avrenning og økt transport av partikler til fjordområder. For Kamfjordkilen gjelder dette dels tilførsel fra Hegnabekken og dels som overflateavrenning. Døgnverdier av nedbøren i Sandefjord i tidsrommet 10.9.2002-20.8.2003 er vist i Figur 15. I dette tidsrommet ble registrert nedbør (>0 mm) i 177 døgn, med maksimum 52 mm og gjennomsnitt 5,9 mm (for døgn med nedbør).

I Figur 16 er vist resultater av turbiditet-målinger med de to selvregistrerende RMC9-målerne for tidsrommet med størst nedbør, i slutten av oktober 2002. Utvalget av tidsrom er ikke spesielt nøyaktig fordi nedbørsmålingene registreres som døgnverdier og vi vet ikke hvordan nedbøren fordelte seg over døgnnet (som jevn nedbør eller en eller flere kortvarige byger om natta eller om dagen) eller om nedbøren var kombinert med sterk vind. Vi har forutsatt at nedbøren er merkbar på turbiditeten i Kilen den dagen nedbøren er registrert. Ved sterk nedbør har vi regnet med at den er merkbar 1-1,5

døgn etterpå (forsinket avrenning fra landarealer+oppholdstid for vannet i Kilen). Ved liten-moderat nedbør er ettervirkningen satt til 12 timer.



Figur 16. Målinger at turbiditet i forbindelse med sterk nedbør (se Figur 15). Måler RCM9-nord øverst og RCM9-sør nederst.

Hovedinntrykkene er at

1. nedbøren med tilhørende avrenning fra land førte til økt turbiditet på begge målepunktene, dvs. i hele Kamfjordkilen.
2. det typiske intervallet var ca 4-8 NTU, men med et betydelig antall målinger i intervallet 10-37 NTU.
3. maksimalverdiene var høyere på nordsiden enn på sørsiden av Kilen, noe som kan passe med at nordsiden har størst avrenning fra landarealer.

Tatt i betraktning at avrenning fra landarealer (ferskvann) trolig fordelte seg i 0-1 m dyp mens målerne var i plassert i 2,5 m dyp, er dette er rimelig bilde.

7.4.3 Turbiditet i forhold til fergeavganger

De to selvregistrerende målerne var utplassert til overvåking av partikkelspredning og ikke for å samle opplysninger om virkningen av fergeavganger og ankomster. Fra den sistnevnte synsvinkelen kunne det være ønskelig med annen plassering av instrumentene og måleintervall betydelig kortere enn 10 minutter.

I denne sammenhengen er det fergeavgangene (se Tabell 18) som er av interesse. Grunnen er at når fergene bakker ut fra kai, vender de østover inn mot Kilen før de setter fart framover og sørover. Under akselerasjonen vil en forvente at propellen setter vannmasser i bevegelse østover og nordøstover mot Kilen og at bunnsedimenter samtidig virvles opp og transporteres inn mot Kilen.

Måleintervallet kan da være vesentlig fordi det er grunn til å tro at effekten av en båtpropell i forhold til økt turbiditet og strømhastighet er kortvarig, og registrering med 10 minutters mellom innebærer en betydelig sjanse for at virkningen ikke blir registrert – eller eventuelt blir registrert bare en gang.

Virkningen av skipspropeller i forbindelse med fergeavganger kan altså ventes å være mest synlig som kortvarige maksima for strømhastighet og for turbiditet. Sett i forhold til tidspunktene for avgang vil vi tro at en eventuell økning i turbiditet vil sees i løpet av de etterfølgende 30-45 minutter. Dataene fra målerne viser en del slike situasjoner der en fergeavgang uten tvil medførte en markert økning av strømhastighet og av turbiditet (Figur 17). På den annen side er det flere avganger i samme tidsrom som ikke har samme virkningen, slik at datamaterialet viser ikke noen entydig sammenheng mellom økning av turbiditet/strømhastighet og propelleffekt. Årsaken kan være at det ikke har vært noen oppvirvling – eller for eksempel den har vært så kortvarig at instrumentene ikke har registrert den.

Det norske Veritas (DnV 2005) har nylig gjort en detaljert undersøkelse av oppvirvling fra fergene og har også konkludert med at de ofte medfører en oppvirvling av bunnsedimenter. I tillegg fant de at ulike ferger hadde ulik virkning, som stemmer med at mange fergeavganger tilsynelatende ikke har medført noen oppvirvling.

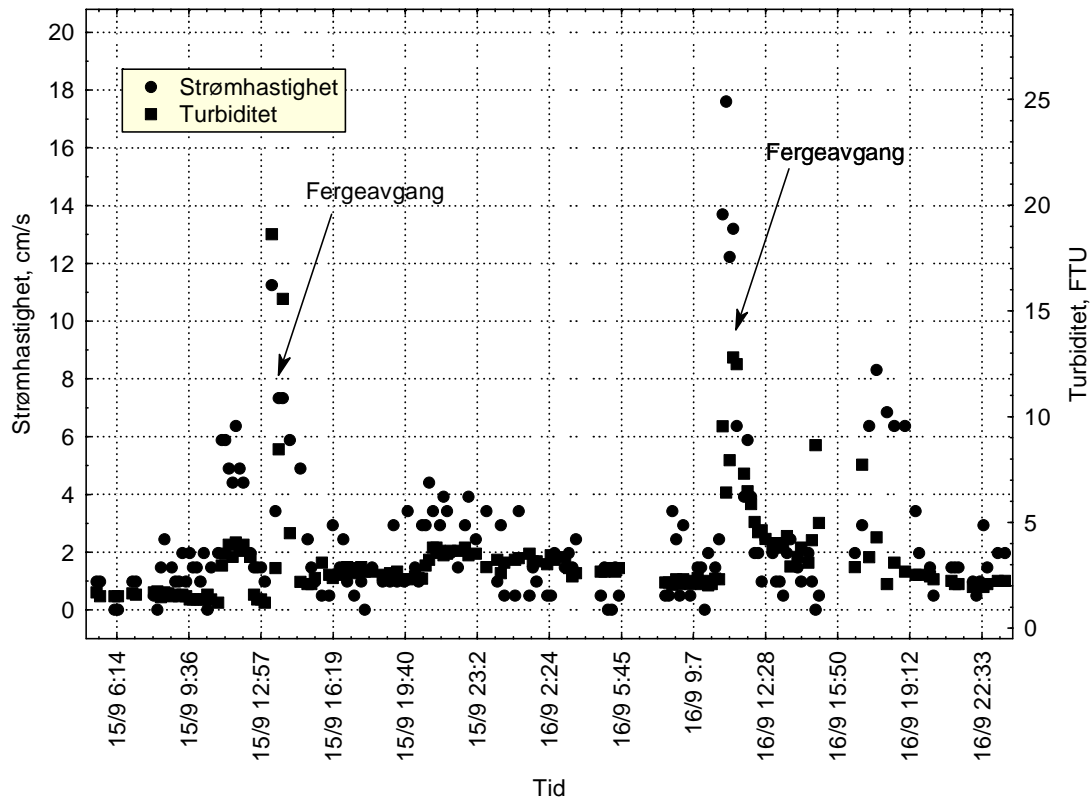
En annet forhold er at hvis fergene flere ganger for dag manøvrerer på samme vis over samme område så blir bunnen etter hvert ”renspylt” for fine sedimenter. Bare det som sedimenterer mellom hver avgang (sedimentering av materiale som ble virvlet opp ved foregående avgang – og av stoff som tilføres området for eksempel fra land) ligger klart for å bli virvlet opp på nytt.

For bedre å se etter situasjoner der propelleffekten har virkning har vi derfor filtrert bort situasjoner som kan være preget av betydelig nedbør. Deretter er dataseriene sortert etter klokkeslett og det er beregnet middelveier og konfidensintervall for hver time. Tidspunktene for fergeavganger var kl. 07, 10, 1330, 1630-17, 1930-20 og kl. 2230-23¹. Resultatene for nordre og søndre målepunkt viser at

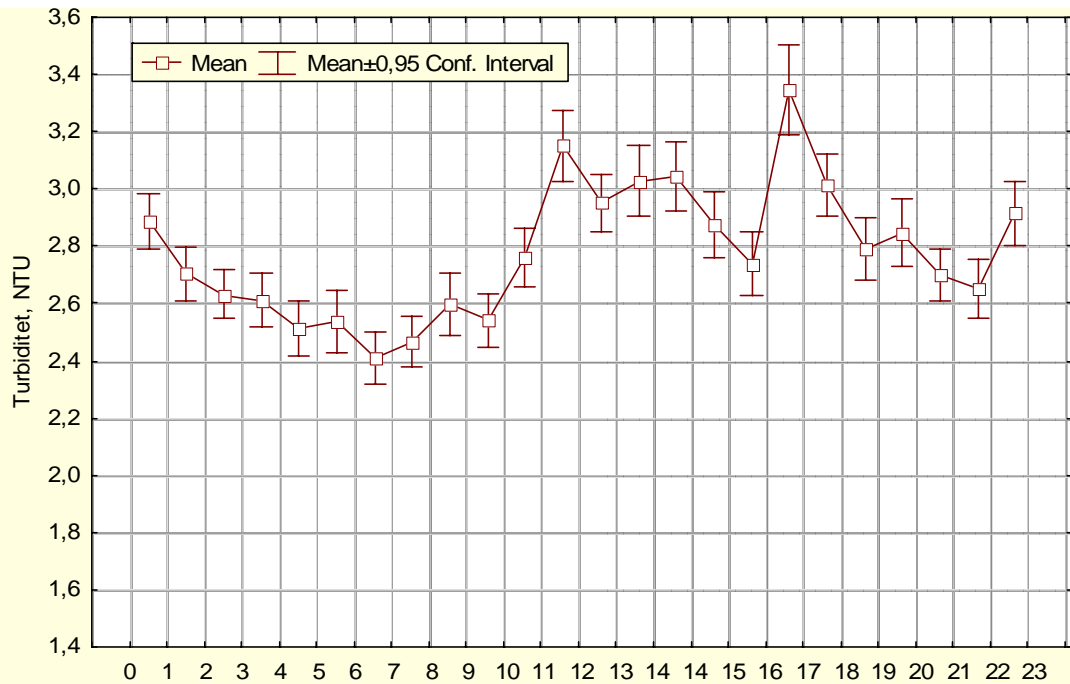
¹ I tidsrommet 26.6-8.8.2003 var det avgang kl. 17, 20, 23.

turbiditeten ved den søndre måleren jevnt over var noe høyere enn ved den nordre, men at variasjonene i hovedsak fulgte hverandre i tid (Figur 18 og Figur 20). Årsaken til denne forskjellen kan være den måten ferga manøvrerer ved avgang: når ferga begynner å gå forover er akterenden (propellstrømmen) rettet mot Kilens søndre del. Etter hvert svinger ferga sørover og akterenden rettes mot Kilens nordre del, men avstanden er da betydelig større og propellens virkning i Kilen tilsvarende svakere (Figur 19).

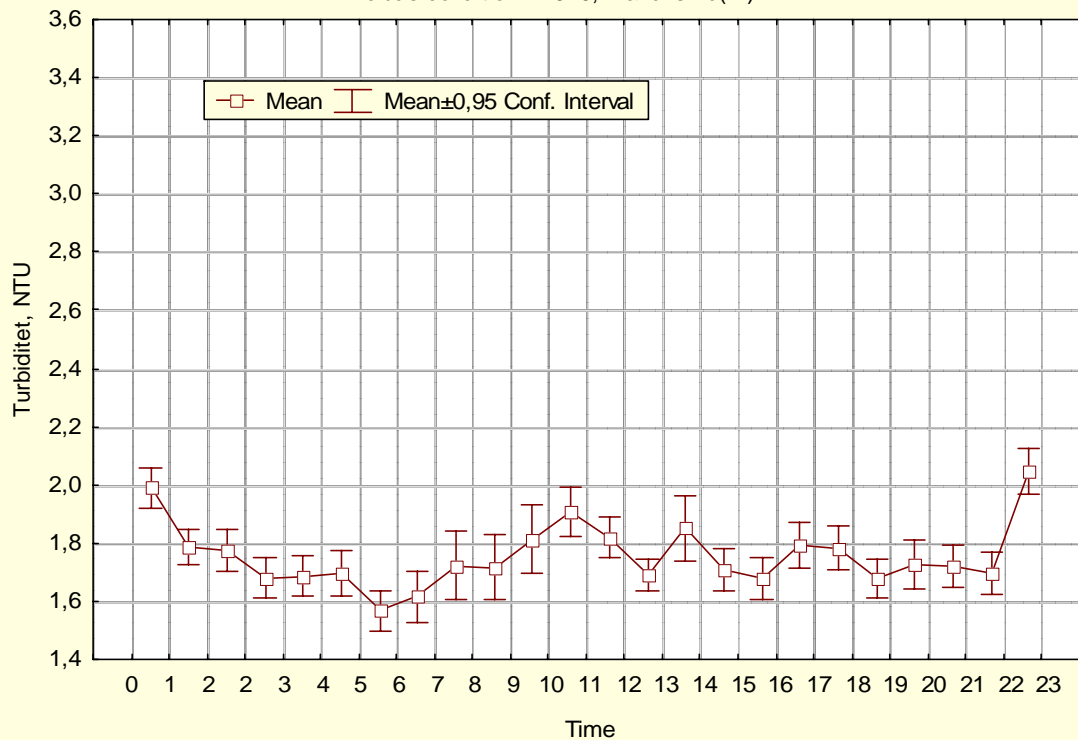
Både turbiditet og strømhastighet tyder dermed på at fergene har en markert virkning på turbiditet og på vannbevegelsene i Kilen. Enkelt sagt så viser resultatene at etter siste fergeavgang omkring kl. 23"faller Kilen til ro" fram til første avgang kl. 07. Deretter øker strømhastighet/vannbevegelse og turbiditet til betydelig høyere nivå. Nivåene varierer over dagen og noe av forklaringen kan være at avgangene til "Bohus" (tonnasje 9150 BRT) og "Color Viking" (tonnasje 19700 BRT) gir forskjellig virkning i Kilen. Til eksempel kan maksimum i turbiditet og strømhastighet etter kl. 1630 skyldes "Color Viking". Imidlertid ser en ikke samme tydelige signal etter avgangen kl. 10, men i stedet et maksimum i tidsrommet kl. 11-12. I en del tilfeller, men ikke alltid, har økningen i turbiditet og strømhastighet også vært ledsaget av endring i strømretning, fortrinnsvis en dreining til strøm fra vest. Dette viser også at fergene generer en vanntransport innover mot Kilen.



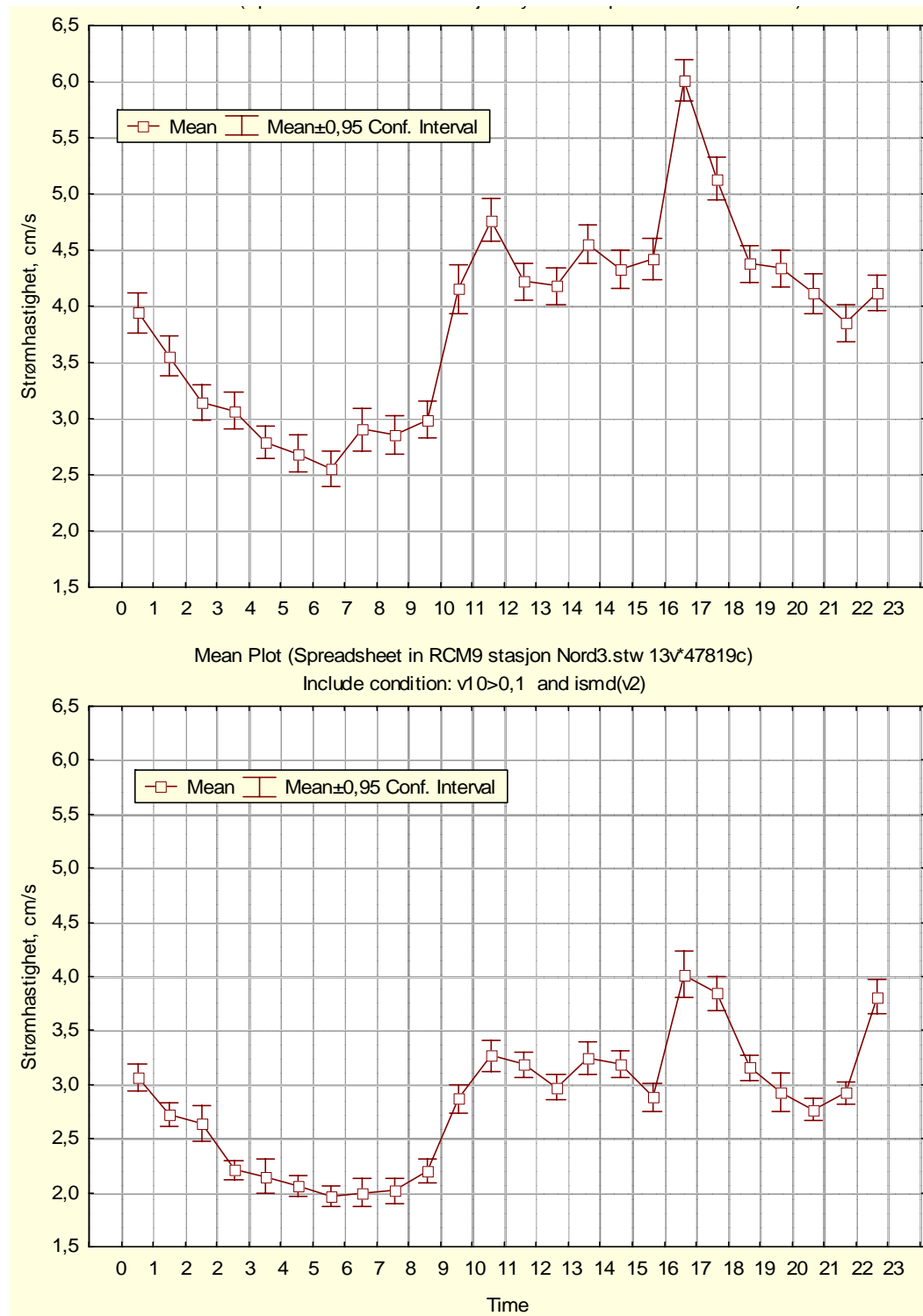
Figur 17. Strømhastighet og turbiditet ved to fergeavganger i tidsrommet 15.-16.9.2002. I dette tidsrommet var det 12 fergeavganger, men bare 2-3 av disse ble registrert med økt turbiditet. Strømretningen var da østover – dvs. rettet inn Kilen



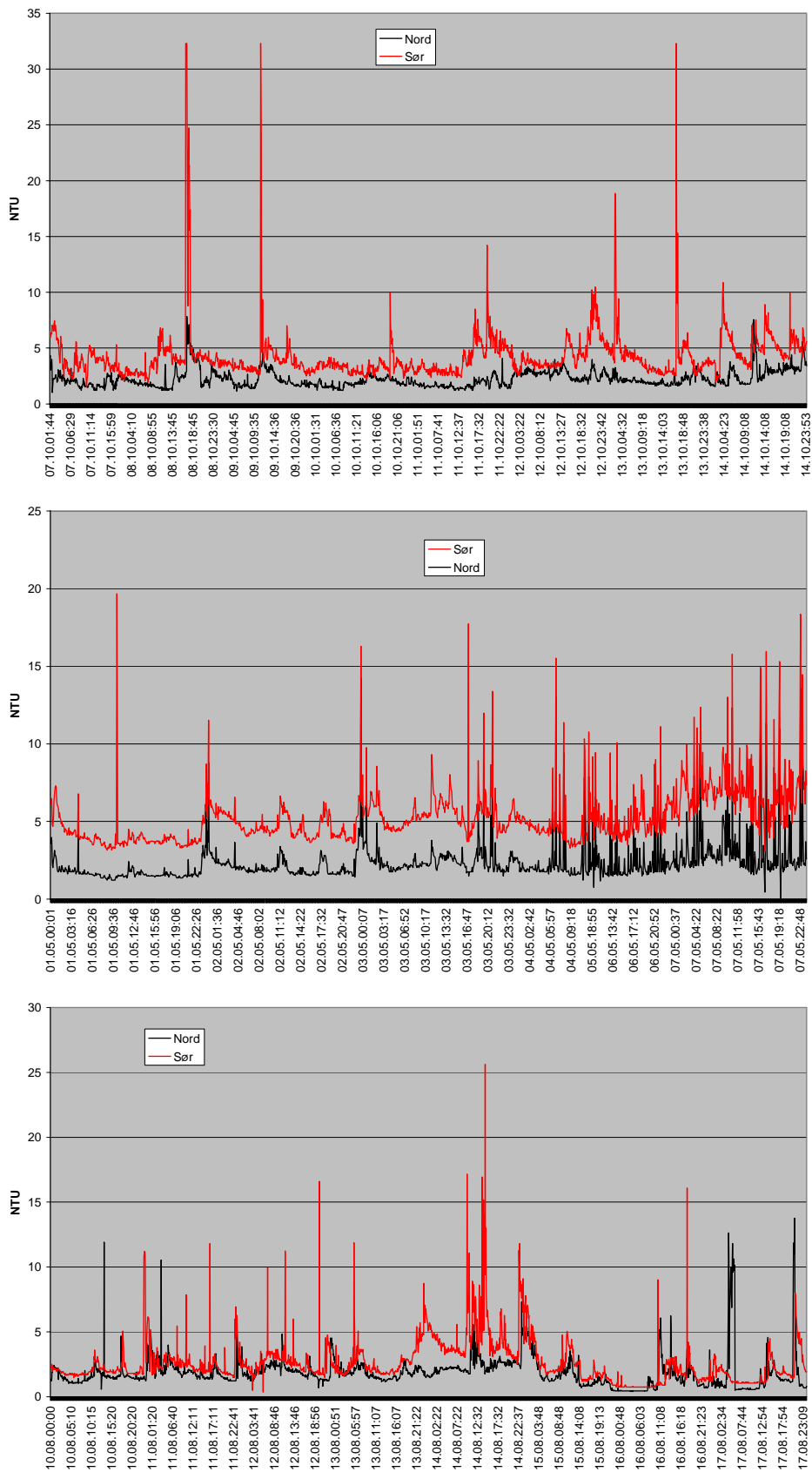
Mean Plot (Spreadsheet in RCM9 stasjon Nord3.stw 13v*47819c)
 Include condition: v10>0,1 and ismd(v2)



Figur 18. Turbiditet ved stasjon RCM9-Sør (øverst) og RCM9-Nord (nederst) sortert etter klokkeslett, Turbiditeten gjelder situasjoner med lite eller ingen nedbør. Turbiditeten er markert høyere i Kilens søndre del.



Figur 19. Målinger av strømhastighet ved stasjon RCM9-Sør (øverst) og RCM9-Nord (nederst) sortert etter klokkeslett. Strømhastigheten (vannbevegelsene) er markert raskere i Kilens søndre del.



Figur 20. Turbiditet målt ved RCM9-Nord og RCM9-Sør i tidsrommene 7.-14.10.02, 1.-7.5.03 og 10.-17.8.03. Både i forhold til maksima og som gjennomsnitt ligger RCM9-sør høyest.

7.5 Konklusjoner

Formålet med denne delutredningen har vært å benytte eksisterende datamaterialet for å vurdere partikkeltransport/turbiditet i Kilen i forhold til ankomst/avgangstider for de store fergene og statistikk for nedbør og vind. I tiltaksperioden ble tilstanden i Kamfjordkilen overvåket ved bruk av to rigger med automatiske registrering av turbiditet, strøm (retning og hastighet), temperatur og saltholdighet.

Nedbørsepisoder med tilhørende avrenning fra land førte til økt turbiditet på begge målepunktene, dvs. i hele Kamfjordkilen. Maksimalverdiene var høyere på nordsiden enn på sørsiden av Kilen, noe som kan passe med at nordsiden har størst avrenning fra landarealer.

Både turbiditet, strømhastighet og strømrretning tyder på at fergene har en markert virkning på turbiditet og vannbevegelser i ytre del av Kilen og at de forårsaker en inngående transport. Det er likevel flere avganger i samme tidsrom der denne virkningen ikke vises av loggedataene. Årsaken kan være at det ikke har vært noen oppvirvling, eller for eksempel at den har vært så kortvarig at instrumentene ikke har registrert den. Det synes også som om avgangene til de to fergene gir forskjellig påvirkning. Påvirkningen synes størst for den største av fergene. Fergegenerert turbiditet var jevnt over høyere ved den søndre måleren enn ved den nordre, men variasjonene fulgte hverandre i tid.

8. Estimerer av partikkeltransport og prognoser for miljøkvalitet

8.1 Bakgrunn og målsetning

Et sentralt punkt i vurderingen av hvordan miljøtilstanden i Kilen vil bli på sikt er det bevegelige overflatesjiktet av løst materiale som synes å dekke bunnen etter mudringsarbeidet. Det er stilt spørsmål til opprinnelsen av sjiktet, om det er midlertidig eller kan forventes å forbli i Kilen som et fortsatt overflateproblem, eventuelt om det vil bygge seg opp over tid. Det er også satt fram flere mulige forklaringer til hvor sjiktet kommer fra.

En forklaring var at det løse laget var oppvirvlet finfraksjon av massene som ble fjernet under mudringen. Dette materialet beveger seg rundt i Kilen uten egentlig å slå seg til ro noen steder på grunn av båttrafikken i området.

En annen forklaring var at materialet ble tilført fra land, enten fra Hegnabekken, overløp i avløpssystemet eller via avrenning fra land. Siden konsentrasjonen av enkelte miljøgifter var høyere i sedimenterende materiale enn det man ville forvente om alle miljøgiftene i mudringsmaterialet var i finfraksjonen ($< 63 \mu\text{m}$), indikerte dette tilførsel av nytt materiale. Tilførsel av nytt materiale kunne også komme fra havneområdet forøvrig, transportert innover av fergene som snur i havneområdet.

En fjerde forklaring som ble satt fram, er at materialet kommer fra oppvirvling av deponimateriale i sentrum av Kilen. Kontrollmålingene som gjennomføres av NGI på deponimassene, tyder imidlertid ikke på at dette er noen kilde av betydning.

Målsetningen med delprosjektet var å sette opp et grovt partikkel- og miljøgift-budsjett for Kilen (avgrenset til tiltaksområdet) på basis av det som kom fram i de øvrige delprosjektene, og ut fra dette sannsynliggjøre/avkrefte betydningen av de nevnte kildene. Budsjettet baseres på en enkel modell av transportrutene for partikler og miljøgifter som vist i Figur 21, og der vi har forsøkt å kvantifisere de ulike pilene.

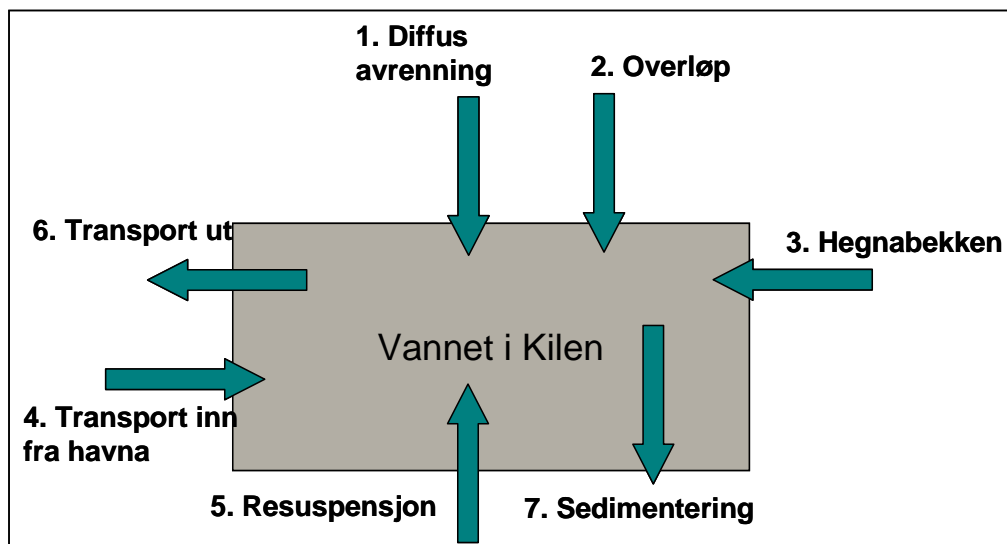
En andel av pilene 4 og 6 utgjøres av en diffus og lik utvekslingen av vann begge veier over grenseflaten mellom Kilen og havneområdet utenfor, som ville foregå selv om det ikke var andre tilførsler. Vi vet ikke hvor stor denne fluksen er. Siden dataene tyder på at det ikke er entydig forskjell i bakgrunnsturbiditet innenfor og utenfor denne grenselinjen, kan vi også regne at denne utvekslingen gir en omtrent like stor partikkeltransport i begge retninger. Denne diffuse utvekslingen er derfor ikke tatt med i budsjettet.

Et slikt transportbudsjett bygger på en rekke forutsetninger som det i mange tilfeller ikke har vært informasjonsgrunnlag for å bedømme gyldigheten av. Det understrekes derfor at det bare er størrelsesordens forskjeller som er aktuelt å legge vekt på. Beregninger og forutsetninger er gitt nedenfor.

8.2 Utvikling i partikkeltilstanden i Kilen over tid

Utviklingen i partikkeltilstand i Kilen over tid siden mudringen ble avsluttet er beskrevet gjennom de to sedimentfelleprosjektene, juli 2003 og oktober 2004 (Kapittel 6). Disse viste at det fantes like mye sedimenterende materiale i vannmassene i oktober 2004 som rett etter mudring. Dette betyr altså at det har vært og er en tilnærmet balanse mellom fluks av partikler til og fra vannmassene i tiltaksområdet.

Miljøgiftinnholdet i de sedimenterende partiklene var heller ikke entydig endret. Målingene viser nedgang i innholdet av PCB, muligens en økning i innholdet av TBT og uforandret innhold av kvikksølv.



Figur 21. Forenklet modell av transportforhold i Kilen. Pil for nedbør direkte på vannoverflaten er ikke tegnet inn.

8.3 Bidrag fra Hegnabekken

I kapittel 3.5 ble midlere vanntilførsel fra Hegnabekken til Kilen estimert til 15 l/s, eller ca 1300 m³/døgn. Som også nevnt vil transporten av partikulært materiale ut av Hegnabekken være sterkt avhengig av omfang, varighet og frekvens av nedbørsperioder. For felleperioden i 2003 ble transporten estimert til å ligge et sted mellom 7 og 250 kg/døgn, avhengig av forutsetninger og regnemåte. Det siste estimatet er nok noe for høyt da sedimentasjon i bekkens nedre deler ikke er innregnet. Et midlere estimat ga en fluks på ca 50 kg/døgn. Dette er brukt i budsjettet som en middelvei over året. For beregning av miljøgiftfluks har vi multiplisert partikkelfluksen med gjennomsnitt av de konsentrasjoner av Hg, sumPCB₇ og TBT som er gitt i Tabell 12.

8.4 Overløp og diffus avrenning fra faste flater

Det er tidligere beregnet at det totalt går 1219 kg/døgn suspendert materiale i overløp til hele Sandefjordsfjorden (Bakke m. fl. 2001). Samtidig vannførsel i overløp var på 5347 m³/døgn, noe som gir en midlere konsentrasjon av suspendert materiale i overløpene på 228 mg/liter. Antar vi at denne konsentrasjonen gjelder for overløpene til Kilen og bruker estimert vannmengde i overløp mot Kilen på 81 000 m³/år (se kapittel 2), er gjennomsnittlig total partikkelfluks via overløpene ca 51 kg tv/døgn. Legger vi til grunn den samme konsentrasjon av suspendert materiale i overvann fra tette flater (100 611 m³/år, se kapittel 2) vil partikkelfluksen via overvannet være ca 63 kg tv/døgn. Samlet gir dette et totalt bidrag til partikkeltilførselen til Kilen på ca 113 kg tv/døgn via overvann og overløp. Disse tallene er brukt i budsjettet. Videre har vi beregnet fluksene av kvikksølv og PCB fra estimatene som er gitt i Tabell 6. Vi har videre antatt at det ikke tilføres TBT med overvann og overløp.

8.5 Ferge-generert tilførsel fra havna utenfor

Transporten ut av Kilen tilsvarer summen av alle tilførsler som gitt i Tabell 19. Den viktigste tilførselen utenfra forårsakes episodisk av fergene. Vi har derfor valgt å anslå partikkeltilførselen fra havneområdet som den fluks fergene forårsaker.

Varighet av propellfluksen synes som oftest å være under 10 minutter, siden logging hvert 10 minutt ikke alltid påviste respons knyttet til avgangene. Som nevnt i kapittel 7 kan dette skyldes at loggefrekvensen har vært så lav som hvert 10 minutt. Dette betyr at en transportepisode forbi loggeren har hatt kortere varighet. Ut fra dette har vi forutsatt at hver propellepisode ikke varer mer enn 5 minutter.

Figur 17 indikerer at turbiditeten under propellepisodene kom opp i størrelsesorden 10 - 15 FTU. Det er tidligere vist (NCC m. fl. 2003) at 1 FTU tilsvarer omtrent 1,15 mg/liter TSM (totalt suspendert materiale). Vannet som presses innover mot Kilen vil derfor ha et maksimumsinnhold av TSM på ca 12 - 17 mg/l (snitt 14 mg/l).

Strømhastighet viste også klar økning i de samme periodene, og høyeste hastighet var ca 11 - 25 cm/s. Regner vi at topphastigheten på 18 cm/s varer ca 1 minutt og er rettet mot Kilen og bakgrunnshastighet er 4 cm/s, vil vannet som pumpes inn i Kilen i snitt over 5 minutter ha en hastighet på ca 10 cm/s når det passerer barrieren. Dette er brukt videre.

Loggedataene viser også at den søndre strømmåleren hadde sterkere utslag på propelloppvirvling enn den nordre. I flere tilfeller ga nordre logger intet utslag, når den sydlige ga klar respons. Vi har derfor antatt at den propellgenererte strømmen innover bare foregår over den sørlig halvdelen av grensen for tiltaksområdet, eller over en bredde på 225 meter. Dybden ned til barrieren i samme området er jevnt over 4 meter. Dette gir en grenseflate for transport innover på grunn av propellvirkningen på ca 900 m² og en total vanntilførsel utenfra pr fergeepisode på 27 000 m³. Etter rutetabellen er det 2017 fergeavganger pr år (Tabell 18). Selv om vi ikke vet om alle disse forårsaker en pumpeepisode, har vi som verste tilfelle antatt at det. Under disse forutsetninger vil fergetrafikken generere en gjennomsnittlig vanntransport inn i Kilen på 149 200 m³/døgn. Med et gjennomsnittlig TSM-innhold på 14 mg/L (se ovenfor) gir dette en tilsvarende partikkeltransport inn i Kilen på 2 090 kg/døgn, eller ca 2 tonn/døgn.

Til sammenlikning estimerte DnV (2005) at partikkelskyen generert av den største fergen inneholdt ca 2 800 kg suspendert sediment, dvs pr avgang. Oppvirvling fra den minste fergen var minimal. Med to fergeavganger pr døgn for den største fergen og siden man kan regne at ikke hele partikkelskyen transporteres over grenselinjen til Kilen synes DnVs estimat for partikkeltransport å samsvare bra med vårt.

Som anslag for fluks av miljøgifter via denne transportvegen har vi multiplisert partikkelfluksen med gjennomsnittet av konsentrasjonen av kvikksølv, sumPCB₇ og TBT målt i øvre 2 cm av sedimentene i havneområdet utenfor (NIVA 1998a, stasjon 13 og 15).

8.6 Fluks av vann og partikler ut av Kilen

Ensrettet vanntransport ut tilsvarer summen av flukser fra overløp, overvann, Hegnabekken, fergevirksomheten og nedbør direkte over arealet i Kilen. Det er tidligere (kapittel 3) anslått at nedbøren i Sandefjord i gjennomsnitt er 2,75 mm/døgn, som gir en total nedbørstilførsel over hele arealet i Kilen (110 000 m², NCC m. fl. 2003) på ca 300 m³/døgn. Den samlede gjennomsnittlige vanntransporten ut av Kilen er ut fra dette ca 151 300 m³/døgn (Tabell 19), hvorav det alt vesentligste forklares av innpumpingen fra fergene.

Turbiditetsmålingene gjort under mudringsarbeidet (NCC 2003) viser at vannet i Kilen generelt har FTU-verdier i området 3-5. Hvis vi forutsetter at vannet fra de ulike kildene blandes slik at Kilen får en tilnærmet homogen vannmasse mht partikler, og at det vannet som transporteres ut av Kilen derfor har en FTU på 4, tilsvarende 4,6 mg/liter TSM, vil netto partikkelfluks ut bli ca 700 kg/døgn. Estimat av fluks av kvikksølv og PCB via denne transportvegen er gjort ved å multiplisere vanntransporten med gjennomsnittskonsentrasjoner av disse stoffene målt i vannet i Kilen under tiltaksperioden (NCC m. fl. 2003). Estimatet for TBT er gjort ved å multiplisere partikkelfluksen med gjennomsnittskonsentrasjonen i øvre 2 cm av sedimentet i Kilen etter mudring (NCC m. fl. 2003).

Tabell 19. Kilder til vanntilførsel til Kilen

Kilde	Vanntransport inn i Kilen (m ³ /døgn) som gjennomsnitt over året
Hegnabekken	1 300
Overløp	222
Diffus avrenning fra faste flater	276
Ferge-generert tilførsel til Kilen	149 200
Nedbør på overflaten av Kilen	302
Samlet tilførsel	151 300

8.7 Sedimentering til bunnen i Kilen

Sedimenteringsrater er estimert på basis av fra sedimentfelleforsøkene (kapittel 4). Disse viste at det ikke var forskjell i sedimentering mellom år (2003 mot 2004) eller sesong (juli mot oktober). Vi har antatt at fellene som fanget partikler 10 cm over bunnen er mest representative for det materialet som havner på bunnen. Totalarealet av tiltaksområdet er 110 000 m², og dette gir en total daglig sedimentering til bunnen i Kilen på mellom 3740 og 4180 kg tv/døgn (Tabell 20), gjennomsnittlig 3960 kg tv/døgn som er brukt i modellen. Miljøgiftfluksen er estimert ved å multiplisere denne partikkelfluks med miljøgiftkonsentrasjonen partiklene samlet 10 cm over bunnen i felleforsøket.

Tabell 20. Estimert total sedimentering til bunnen i Kilen juli 2003 og oktober 2004 (kg/døgn). Tall brukt i beregningene er skyggelagt.

Posisjon	Cm over bunnen	juli 2003	oktober 2004
Innerst	100	2200	2420
	10	3740	4180
	0	22000	29480
Ytterst	100	2970	2090
	10	3850	4070
	0	19910	39160

8.8 Resuspensjon fra sedimentet i Kilen

Vi må gå ut fra at det foregår en kontinuerlig resuspensjon av partikler fra sedimentene i Kilen, generert gjennom bølger og småbåttrafikk. Vi har ikke data som gjør oss i stand til å estimere hvor stor denne partikkelfluksen er, så i budsjettet er den beregnet som differensen mellom partikkelfluks til vannmassene fra alle kilder og partikkelfluks fra vannmassene (ut av kilen og ved sedimentering). Miljøgiftfluksen til vannet fra resuspensjon er estimert ved å multiplisere denne partikkelfluksen med

gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv, PCB og TBT i øvre 2 cm av sedimentet etter mudring (NCC m. fl. 2003).

8.9 Partikkelbudsjett

Beregningene ovenfor gir grunnlaget for et partikkelbudsjett for vannmassene i Kilen som vist i Tabell 21 og Figur 22.

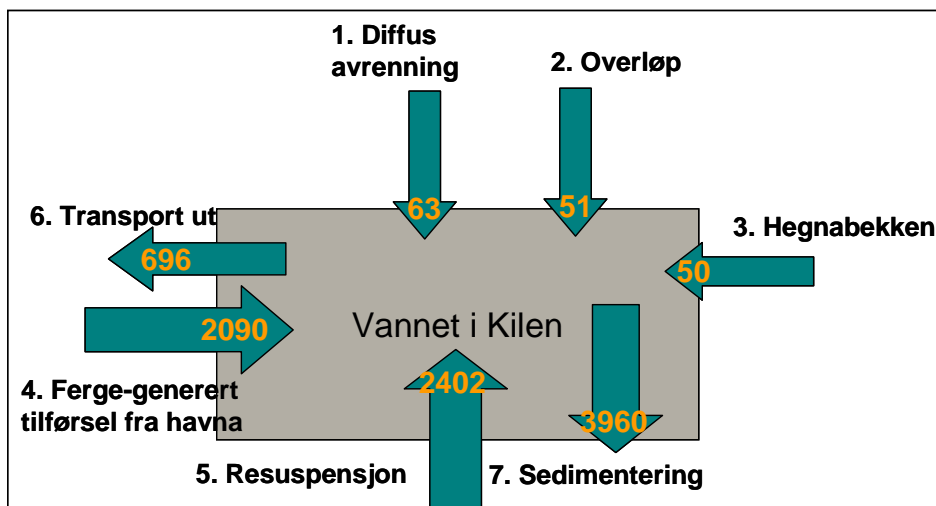
Ser en bort fra resuspensjon og sedimentering som er interne prosesser i Kilen viser estimatene ovenfor at det foregår en netto transport av partikler til vannet i Kilen på i størrelsesorden ca 1550 kg/døgn. Ca 90 % av tilførselen er partikler fra havnesedimentene utenfor, resuspendert og pumpet inn i Kilen av propellslagseffekten fra fergetrafikken.

Estimatene viser også at sedimenteringen til bunnområdene i Kilen er vel dobbelt så stor som ekstern tilførsel av partikler til vannmassene. Hvis alt som sedimenterte var nytt materiale tilført Kilen ville vannmassene derfor etter hvert bli utarmet av partikler. Den stabile sedimenteringen over tid påvist i sedimentfellemålingene viser at så ikke er tilfelle. Dette kan forklares ved at anslagsvis 2400 kg/døgn av den målte sedimenteringen må være materiale som er resuspendert i Kilen for så å sedimentere igjen. Slik resuspensjon kan lett forklares ved vinddrevne bølger og småbåttrafikken i Kilen.

Beregningene viser at det foregår en netto tilførsel av partikler til Kilen på anslagsvis 1,5 tonn/døgn, som i stor grad sedimenterer (og kan senere igjen resuspenderes). Hegnabekken, overløp fra avløpssystemet og avrenning fra faste flater tilsvarende til sammen med ca 11 % av dette. Tilførsel utenfra generert av fergene er alene større enn hele nettotilførselen.

Tabell 21. Gjennomsnittlig partikkelfluks til og fra vannmassene i Kilen (kg/døgn). Estimat for resuspensjon (i parentes) kommer fram som differens mellom de andre estimatene.

	Kilde	Partikkelfluks (kg/døgn)
Tilførsel	Hegnabekken	+50
	Overløp	+51
	Diffus avrenning fra faste flater	+63
	Ferge-generert tilførsel til Kilen	+2090
	Nedbør på overflaten av Kilen	0
	Resuspensjon fra sedimentene i Kilen	(+2402)
	Samlet tilførsel til vannet i Kilen	+4656
Tap	Transport med vannet ut fra Kilen	-696
	Sedimentering inne i Kilen	-3960
	Samlet tap fra vannet i Kilen	-4656



Figur 22. Skjematisk oversikt over partikkelbudsjett for Kilen. Tallene er partikkelflukt i kg tv/døgn som gjennomsnitt over året. Partikkelflukt fra nedbør direkte på vannoverflaten er regnet som 0 og ikke tegnet inn.

8.10 Budsjett for miljøgifter

Vi har på tilsvarende måte gjort et forsøk på å beregne tilførsel og tap av de tre viktigste miljøgiftene, Hg, PCB og TBT fra vannmassene i Kilen (Tabell 22 og Figur 23). Grunnlaget for beregningene er beskrevet tidligere (Kapittel 8.3 - 8.8).

Tabell 22. Estimert døgntilførsel og -tap av kvikksølv, sumPCB₇ og TBT via ulike transportveger til og fra vannmassene i Kilen.

	Kilde	Fluks av kvikksølv (mg/døgn)	Fluks av sumPCB ₇ (mg/døgn)	Fluks av TBT (mg/døgn)
Tilførsel	Hegnabekken	+33	+4,6	+24
	Overløp	+44	+2,2	0
	Diffus avrenning fra faste flater	+38	+2,7	0
	Ferge-generert tilførsel til Kilen	+972	+38,7	+3662
	Nedbør på overflaten av Kilen	0	0	0
	Resuspensjon fra sedimentene i Kilen	+8167	+278,8	+2402
	Samlet tilførsel til vannet i Kilen	+9253	+327,1	+6088
Tap	Transport med vannet ut fra Kilen	-378	-43,9	-696
	Sedimentering inne i Kilen	-6395	-551,2	-9814
	Samlet tap fra vannet i Kilen	-6774	-595,1	-10510
	Netto tilførsel til Kilen 1)	708	4,5	2990

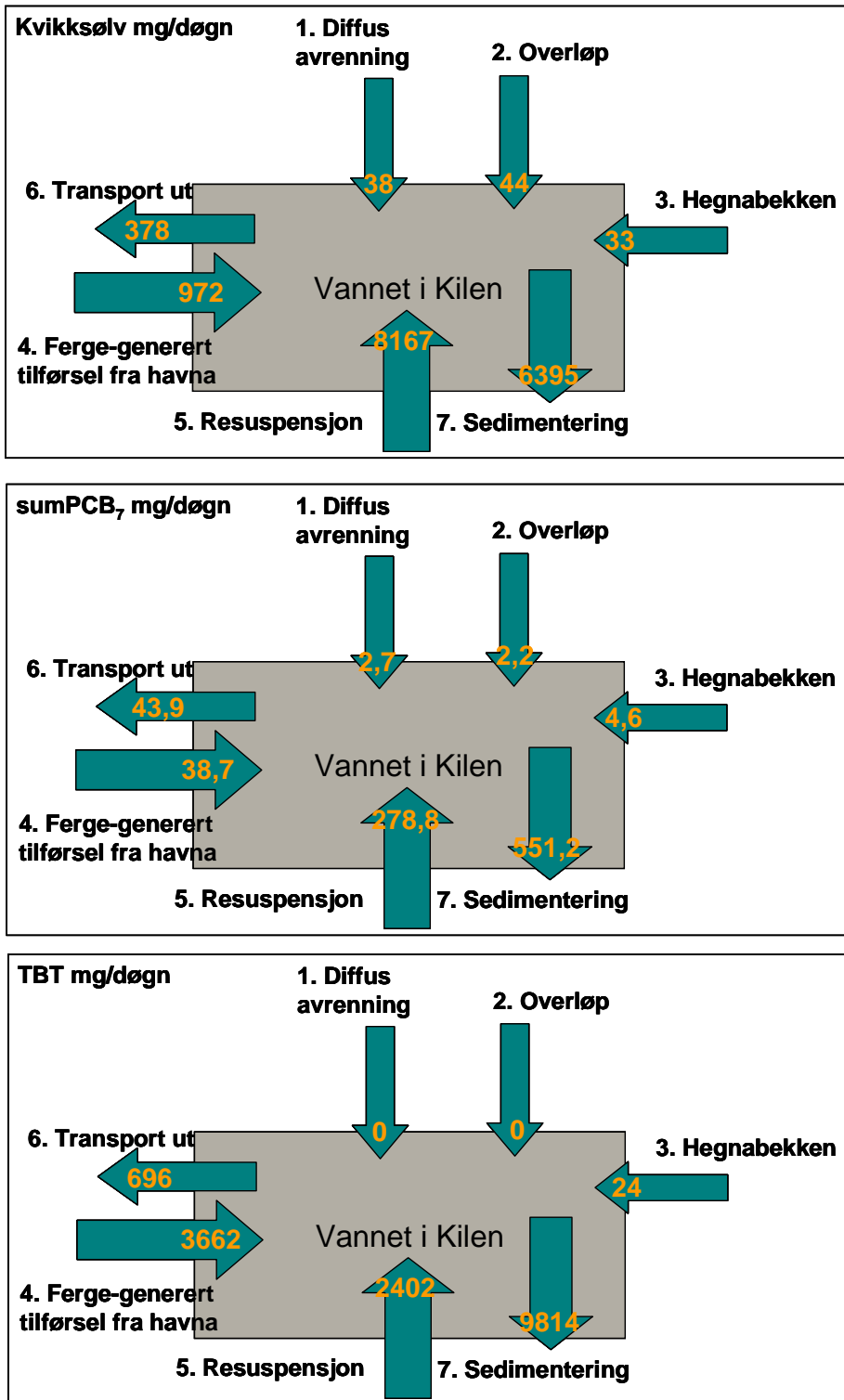
1) Regnet som Hegnabekken+overløp+diffus avrenning+fergegenerert – transport med vannet ut

For kvikksølv viser beregningene at samlet tilførsel og tap til vannmassene ligger omtrent på samme nivå hhv 9 og 7 g/døgn. Netto tilførsel til Kilen totalt sett (dvs til hele Kilen, ikke bare til vannet i Kilen) er positiv og viser at Kilen får tilført ca 700 mg Hg/døgn. Tilførsel utenfra generert av fergene er alene større enn hele nettotilførselen. Med de grove tilnærmingene som er gjort er dette svært

usikkert, men estimatet støtter inntrykket fra sedimentfellene av at kvikksølv-situasjonen iallfall ikke har bedret seg siden mudringen ble avsluttet. Den synes stort sett uendret. Under de rådende forhold det ikke grunnlag for å forvente bedring i kvikksølvbelastningen i Kilen.

For PCB viser beregningene at samlet tilførsel til vannmassene er omtrent halvparten av samlet tap. Fergegenerert tilførsel utgjør den klart største eksterne kilden. Netto tap til vannmassene stemmer med målingene av lavere PCB-forurensning i sedimenterende materiale i oktober 2004 enn i juli 2003, og med at opptaket av PCB i passive prøvetakere satt ut i Kilen har gått ned med over 90 % fra før tiltaket (september 1997) til etter tiltaket (november 2003 – oktober 2004) (Tabell 30). Samlet tyder resultatene på at PCB-belastningen i vannmassene i Kilen er i ferd med å reduseres betydelig gjennom de tiltakene som til nå er gjennomført. Beregningene viser likevel en netto tilførsel av PCB til hele Kilen (ikke bare vannmassene) på ca 4,5 mg PCB/døgn som sedimenterer, men med de grove antakelser som er gjort i beregningene bør ikke en så liten tilførsel tillegges særlig vekt. Om man eksempelvis fordeler denne tilførselen på hele arealet i Kilen vil den utgjøre en årlig økning i konsentrasjonen av PCB i de øvre 2 cm av sedimentet på rundt 1 µg/kg som er under 1 % av PCB-konsentrasjonen som er målt i sedimentet etter mudringen.

Budsjettberegningene for TBT er mer upålitelige enn for Hg og PCB fordi vi har et dårligere utvalg analysedata for TBT som kan anvendes på de ulike kildestrømmene. Med dette i minne indikerer beregningene at det foregår en netto tilførsel av TBT til Kilen på ca 3 g/døgn. Dette samsvarer med at sedimenterende materiale ser ut til å ha høyere TBT-nivå i oktober 2004 enn i juli 2003, men ikke med at konsentrasjonene av TBT i overflatesedimentene i ytre del av Kilen på sørsiden synes å ha minket i løpet av ca ett år etter avsluttet mudring. Utviklingen av TBT i vannmassene er derfor fortsatt uklar. Ferge-generert transport er klart den største eksterne kilden og tilsvarer alene nettotilførselen.



Figur 23. Skjematisert oversikt over miljøgiftbudsjett for Kilen. Tallene angir døgnfluks av kvikksølv, sumPCB₇ og TBT som gjennomsnitt over året. Miljøgiftfluks fra nedbør direkte på vannoverflaten er regnet som 0 og ikke tegnet inn.

8.11 Konklusjoner

Budsjettberegningene viser at partikkelforekomsten i vannmassene i Kilen styres av resuspensjon og sedimentering fra/til sedimentene i Kilen og tilførsel av partikler fra havna utenfor forårsaket av propellslagseffekten fra fergene. Beregningene viser at det foregår en netto tilførsel av partikler til Kilen på anslagsvis 1,5 tonn/døgn, som i stor grad sedimenterer. Hegnabekken, overløp fra avløpssystemet og avrenning fra faste flater bidrar til sammen med ca 11 % av dette. Tilførsel utenfra generert av fergene er alene større enn hele nettotilførselen.

Netto tilførsel av kvikksølv til Kilen er positiv og beregnet til 708 mg/døgn. Med de grove tilnærmingene som er gjort er dette svært usikkert, men estimatet støtter inntrykket fra sedimentfellene av at kvikksølvsituasjonen ikke har bedret seg siden mudringen ble avsluttet. Den synes stort sett å være uendret. Tilførsel utenfra generert av fergene er alene større enn hele nettotilførselen. Under disse forholdene det ikke grunnlag for å forvente bedring i kvikksølvbelastningen i Kilen.

For PCB viser beregningene at samlet tilførsel til vannmassene er omtrent halvparten av samlet tap. Dette indikerer at det må foregå en gradvis bedring i PCB-forurensningen i Kilen noe som også indikeres av andre deler av undersøkelsen. Beregningene viser imidlertid også en netto tilførsel av PCB til hele Kilen (ikke bare vannmassene) på ca 4,5 mg PCB/døgn, men med de grove antakelser som er gjort i beregningene bør ikke en så liten tilførsel tillegges særlig vekt. Tilførsel av PCB utenfra generert av fergene er alene ca 8 ganger større enn nettotilførselen, så mye transporteres ut igjen. Samlet tyder resultatene på at PCB-belastningen er i ferd med å reduseres betydelig gjennom de tiltakene som til nå er gjennomført.

Budsjettberegningene for TBT er mer upålitelige enn for Hg og PCB fordi vi har et dårligere utvalg analysedata for TBT som kan anvendes på de ulike kildestrømmene. Med dette i minne indikerer budsjettberegningene at det foregår en netto tilførsel av TBT til Kilen på ca 3 g/døgn. Tilførsel utenfra generert av fergene tilsvarer omtrent nettotilførselen. Budsjettberegningene samsvarer med tidsutviklingen i sedimenterende materiale, men ikke i konsentrasjonene av TBT i overflatesedimentene i ytre del av Kilen. Utviklingen av TBT i Kilen er derfor fortsatt usikker.

Miljøgiftransporten innover fra havna utenfor, generert av propellslag fra fergetrafikken, er altså større enn hele nettotilførselen av både kvikksølv, PCB og TBT til Kilen. Dette betyr at en del av miljøgiftene som transporteres inn også transporteres ut igjen med utgående vann. Dette synes spesielt å gjelde for PCB.

9. Effekter av de gjennomførte sedimenttiltakene

9.1 Bakgrunn

Dette kapitlet fokuserer på de sannsynlige effektene av den gjennomførte mudringen på det omgivende miljø. Gjennom mudringstiltakene er grovt sett 90 – 95 % av miljøgiftlageret i øvre 50 cm lagt i deponi, noe mindre for PCB (ca 85 %) og TBT (ca 50 %). Formålet med delundersøkelsen har vært å konkretisere effektene av tiltakene ved å anvende SFTs risikovurderingsverktøy for forurenset sediment (SFT 2005). Formålet med beregningene er å vurdere tiltakseffektiviteten for de gjennomførte arbeidene ved å se hvordan risikobidraget fra sedimentene har endret seg.

9.2 Spredning av miljøgifter fra sedimentene

9.2.1 Metode

Beregningene er utført for arsen, bly, kadmium, kobber, kvikksølv, PAH og PCB. For TBT foreligger det ikke datagrunnlag til å gjøre sammenliknbare beregninger av risiko, fordi det kun finnes data fra 0-50 cm sjikt før tiltaket og 0-2 cm etter.

Risikovurderingsverktøyet fokuserer på spredning av miljøgifter fra sedimentene til vann og organismer. Total spredning av miljøgifter fra sedimentene finnes ved å beregne og addere følgende tre bidrag:

- Spredning som følge av diffusjon og bioturbasjon (biodiffusjon), F_{diff} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]
- Spredning som følge av oppvirvling fra skip, F_{skip} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]
- Spredning som følge av opptak i organismer, F_{org} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]

F_{diff} er gitt av porevannskonsentrasjonen (måles eller beregnes), hvor man tar hensyn til blant annet porøsitet, miljøgiftenes molekylære diffusjon og diffusjonslengden.

F_{skip} er gitt av sedimentkonsentrasjonen, antall skipsanløp, mengde oppvirvlet sediment per skipsanløp, arealet av området, samt fraksjon løst og suspendert stoff.

F_{org} er gitt av vevskonsentrasjon i fauna (måles eller beregnes ut fra sedimentkonsentrasjon), samt omsatt og tilført karbon i sedimentet.

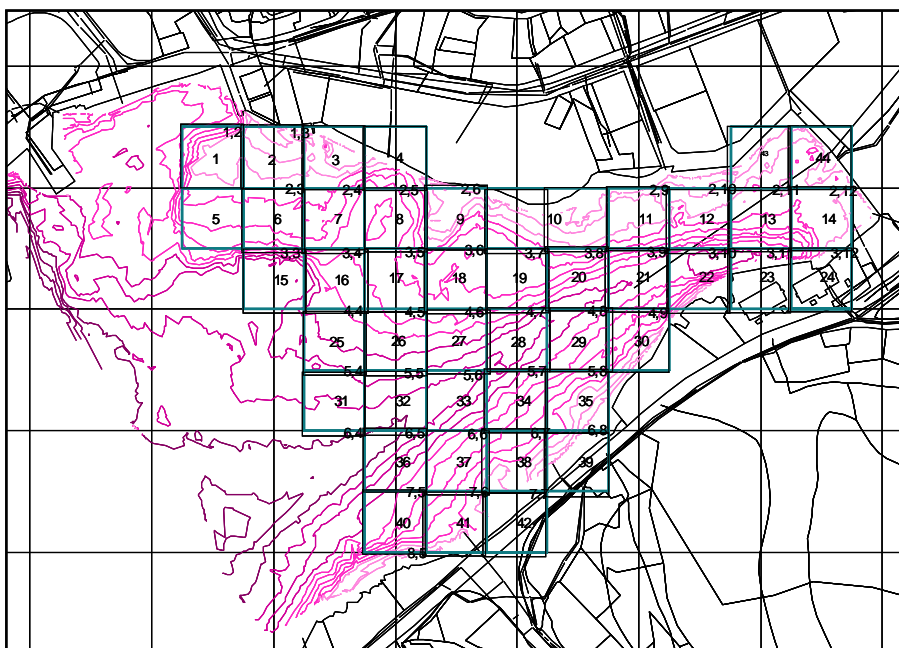
Total spredning, F_{total} [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$], oppnås ved å kombinere de tre bidragene nevnt ovenfor. Dersom man skal vurdere to områder opp mot hverandre, bør områdenes arealer være noenlunde like store. Spredningstall for ulike områder kan så sammenlignes med hverandre eller med satte miljømål.

9.2.2 Inngangsdata og forutsetninger

Spredning er beregnet før og etter tiltak, og er utført for fire valgte delområder av Kamfjordkilen. Områdene er gitt i Tabell 23 og Figur 24, sammen med tilhørende areal og TOC-innhold. Fordelingskoeffisientene øker ved økende innhold av TOC i sedimentene. Dette innebærer at spredning fra miljøgifter med høyt TOC innhold er mindre enn fra sediment med lavt TOC innhold med samme konsentrasjon av miljøgifter. TOC innholdet varierer i de ulike områdene, og det er valgt å ta hensyn til dette i beregningene.

Tabell 23. Areal og TOC-innhold i delområder det er beregnet spredning fra.

Delområde	Areal	TOC før tiltak	TOC etter tiltak
Indre Kilen	11 250	6,04	5,84
Nordre Kilen	50 000	3,97	4,34
Søndre Kilen	23 750	4,43	5,21
Deponiet	28 000	3,02	



Figur 24. Inndeling av Kilen i delområder for spredningsberegninger. Blått: nordre; rødt: indre; gult: søndre; grønt: deponi.

Da det ikke forgår nevneverdig skipstrafikk i området, bare småbåtaktivitet, er antall skipsanløp satt til 0. Dette innebærer at risiko for total spredning kun er basert på spredning som følge av biodiffusjon, og opptak i organismer.

Anvendte analyseresultater og fordelingen av disse i delområder er gitt i vedlegg C, tabell C1 og C2. For PCB er beregningene først utført for hver av de 7 kongenerene, og deretter summert for å angi spredning av sumPCB₇. Dette er gjort da risikoveilederen oppgir stoffdata for hver enkelt kongener, ikke sumPCB₇.

I Tabell 24 er prøvedekningen vist for de ulike delene av Kamfjordkilen. Tabellen viser at prøvedekningen for indre Kilen er lav, og at man for alle delområder og miljøgifter har bedre informasjon om tilstanden etter tiltak enn før tiltak.

TBT ble i forundersøkelsen analysert på blandprøver fra 0-50 cm, mens det etter tiltak ble analysert på de øvre 0-2 cm av den nye sjøbunnen. Dette medfører sannsynligvis en sterk underestimering av TBT-innholdet før tiltak i forhold til hva man forventer å finne i de øverste 2 cm av sedimentet. Dette betyr at målt konsentrasjon og beregnet spredning av TBT ikke kan sammenliknes for situasjonen før og etter tiltaket. For alle de øvrige miljøgiftene er samtlige analyser utført på de øvre 0-2 cm av sedimentet både før og etter tiltaket.

I deponiet er det litt for lite data på konsentrasjoner av miljøgifter etter tiltak til å kunne beregne spredning. Det foreligger imidlertid mye data fra spesielle diffusjonsforsøk med SPMD-membraner i spesiallagde oppsatser. Disse dataene er brukt ved beregning av tiltakseffektivitet.

Beregningene av miljøgiftspredning før og etter tiltaket er først og fremst brukt i kapittel 10.2 for å bedømme tiltakseffektivitet.

Tabell 24. Prøvedekningen for Kamfjordkilen (prøver av de øvre 0-2 cm av sedimentet). Prøvene før tiltak er enkeltkjerneprøver, prøvene etter tiltak er samleprøver av 4 kjerneprøver.

Delområde	Tungmetaller		PAH		PCB		TBT	
	Før	Etter	Før	Etter	Før	Etter	Før	Etter
Indre Kilen	2	6	2	6	2	6	3	6
Nordre Kilen	10	18	10	18	10	18	11	18
Søndre Kilen	7	11	7	11	7	11	0	11
Deponiet	6	1	6	1	6	1	0	1

Beregnet spredning i indre Kilen

Beregnet total spredning og bidrag fra biodiffusjon og transport via organismer før og etter tiltak, er vist i Vedleggstabell C3 og C4. Kolonner merket med grått angir total spredning for både høyeste og gjennomsnittlige konsentrasjoner i sedimentene. Med unntak av kobber og kadmium som ikke viste noen endring, var total middelspredning til vannmassene større etter tiltak enn før tiltak for alle stoffene analysert.

Beregnet spredning i nordre Kilen

Beregnet total spredning og bidrag fra biodiffusjon og transport via organismer før og etter tiltak, er vist i Vedleggstabell C5 og C6. For de fleste metaller og PAH-forbindelsene var total middelspredning til vannmassene lavere etter tiltak enn før, mens det var omvendt for alle PCB-kongenerene (unntatt PCB153, som ikke viste endring).

Beregnet spredning i søndre Kilen

Beregnet total spredning og bidrag fra biodiffusjon og transport via organismer før og etter tiltak, er vist i Vedleggstabell C7 og C8. For de fleste metaller og PAH-forbindelsene var total middelspredning til vannmassene lavere etter tiltak enn før, mens det var omvendt for alle PCB-kongenerene (unntatt PCB101 som ikke viste endring).

Beregnet spredning i deponiområdet

Beregnet total spredning og bidrag fra biodiffusjon og transport via organismer før tiltak, er vist i Vedleggstabell C9. Da det kun foreligger analyser fra ett prøvepunkt i deponiområdet etter tiltak, er det ikke gjort tilsvarende spredningsberegning etter tiltak.

Sammenlikning av områdenes bidrag til total spredning

Delområdenes bidrag til total miljøgiftspredning til vannmassene etter tiltak er vist i Tabell 25. Resultatene viser at det indre området alene bidrar med mer enn 50 % av total spredning av bly, alle PAH'er unntatt benso(ghi)perylene, PCB-kongenerene unntatt PCB 138 og 153, sumPCB₇, og TBT. Søndre område bidrar alene med omtrent halvparten av spredningen av kvikksølv, PCB 138 og PCB 153. Nordre område bidrar generelt minst til spredningen.

Områdenes relative bidrag til spredning via organismer

På samme måte har vi beregnet det relative bidraget til spredning av miljøgifter fra sedimentet til organismer (fra F_{org} -verdiene i Vedleggstabell C3 – C9). Her er også brukt tallene for middels spredning. Resultatene er vist i Tabell 26. For kvikksølv står søndre Kilen for halvparten av tilførselen, for de øvrige metallene er det mer jevnt fordelt. For PAH, PCB og TBT er det klart størst bidrag fra Indre Kilen. For alle stoffene er bidraget minst fra nordre Kilen.

Tabell 25. Delområdenes relative bidrag (%) til total middelspredning av miljøgifter til vannmassene Kilen.

Stoff	Indre område	Nordre område	Søndre område
Arsen	36	30	34
Bly	52	17	31
Kadmium	33	33	33
Kobber	39	24	37
Kvikksølv	23	31	46
Antracen	65	7	28
Benso(a)antracen	61	12	27
Benso(a)pyren	57	14	29
Benso(ghi)perylene	38	21	41
Benso(k)fluoranten	56	15	28
Fenantren	64	13	22
Fluoranten	64	10	26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	50	18	31
Krysen	63	13	24
Naftalen	53	17	30
PCB 28	50	25	25
PCB 52	58	18	24
PCB 101	50	25	25
PCB 118	100	0	0
PCB 138	33	22	44
PCB 153	33	17	50
PCB 180	50	25	25
Sum PCB7	53	19	28
TBT	78	11	10

Tabell 26. Bidrag (%) til spredning av miljøgifter til organismer fra de tre delområdene i Kilen

Delområde	Hg	Øvrige metaller	PAH	PCB	TBT
Indre	17	41	57	50	78
Nordre	33	26	14	17	12
Søndre	50	32	29	34	10

9.3 Oppsummering

Gjennom mudringstiltakene ble grovt sett 90 – 95 % av miljøgiftlageret i øvre 50 cm lagt i deponi, noe mindre for PCB (ca 85 %) og TBT (ca 50 %).

Spredningsberegninger ved bruk av SFTs risikovurderingsverktøy for forurensede sedimenter er brukt til å vurdere tiltakseffektiviteten ved å se hvordan risikobidraget fra sedimentene hadde endret seg. Beregningene er utført for fire valgte delområder av Kamfjordkilen før og etter tiltak.

I Indre Kilen var total middelspredning til vannmassene større etter tiltak enn før tiltak for alle stoffene analysert, med unntak av kobber og kadmium som ikke viste noen endring. I Nordre og Søndre Kilen (nord og sør for deponiet) var spredningen av de fleste metaller og PAH-forbindelsene lavere etter tiltak enn før, mens det var omvendt for de fleste PCB-kongenerene.

Det indre området bidrar alene med mer enn 50 % av total spredning av bly, alle PAH-forbindelser unntatt benzo(ghi)perylen, PCB-kongenerene unntatt PCB 138 og 153, sumPCB₇, og TBT. Søndre område bidrar alene med omtrent halvparten av spredningen av kvikksølv, PCB 138 og PCB 153. Nordre område bidrar generelt minst til spredningen.

Søndre Kilen står for halvparten av tilførselen av kvikksølv via organismer, for de øvrige metallene bidrar områdene mer jevnt. For PAH, PCB og TBT er det klart størst bidrag via organismer fra Indre Kilen. For alle stoffene er bidraget minst fra nordre Kilen.

10. Vurdering av tiltakskostnader i forhold til effekter

10.1 Beregningsverktøy

NGI har i forskningsprosjektet "System for kost-nytte vurderinger av tiltak i forurenset grunn og forurensede sedimenter" utviklet et verktøy for kvantifisering av tiltakseffektivitet basert på spredning av miljøgifter før, under og etter tiltak (NGI, 2003). Denne analysen består av to elementer, Det første er å beregne tiltakseffektiviteten, som er forholdet mellom beregnet spredning av miljøgifter etter tiltak, og beregnet spredningen av miljøgifter i samme tidsperiode uten tiltak. Dette uttrykkes som:

$$\text{Tiltakseffektivitet} = 1 - \frac{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{etter tiltak}}}{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{uten tiltak}}}$$

Tiltakseffektiviteten beregnes for hvert enkelt aktuelt stoff.

Hvis kostnadseffektivitet skal beregnes divideres tiltakseffektiviteten med tiltakskostnadene:

$$\text{Kostnadseffektivitet}_{Alt.i} = \frac{\text{Tiltakseffektivitet}_{Alt.i}}{\text{Tiltakskostnader}_{Alt.i}}$$

10.2 Beregning av spredning av miljøgifter

Spredningen av miljøgifter fra de ulike delområdene før tiltak er beregnet fra SFTs veileder for risikovurdering, der konsentrasjonen i faststoff (her: de øvre 0-2 cm av sedimentet) er in-data. Tilsvarende er spredningen beregnet for de samme delområdene etter tiltak. Dataene er hentet beregningene i kapittel 9. Disse spredningstallene er gitt som fluks pr. kvadratmeter. Ved å multiplisere opp for delområdet areal beregnes total spredning fra dette delområdet.

Tiltakseffektiviteten beregnes for ulike forbindelser. Her er det først og fremst brukt PAH og PCB. For disse finnes sammenliknbare data fra før og etter tiltak. Det er også gjort en beregning av spredning av TBT før og etter tiltak, men siden datagrunnlaget før og etter tiltak ikke er sammenliknbart, er tiltakseffektivitet ikke beregnet (se nedenfor).

Både PAH, PCB og TBT forelå i høye konsentrasjonene i sedimentene.

Datagrunnlaget for deponiområdet etter tiltak er begrenset når det gjelder analyser av øvre 0-2 cm, som dessuten er tildekket med rene masser. Det er imidlertid gjennomført direkte målinger av spredning av PAH og PCB fra området med spesielle "bentic landers", der en passiv prøvetaker (SPMD-membran) er montert i en lukket sylinder med åpning mot sjøbunnen. Denne metoden og alle resultater fra målingene i Sandefjord er presentert i NGI (2005a). Resultatene er benyttet til å estimere spredning etter tiltak i deponiområdet (Tabell 27 og Tabell 28). Spredningsestimatet før og etter tiltak for deponiområdet er derfor beregnet på ulikt sett slik at tiltakseffektiviteten her ikke er direkte sammenliknbart med de tiltakseffektiviteten i de andre delområdene av Kilen.

Tabell 27. Tiltakseffektivitet beregnet fra spredning av PAH-10.

Delområde	Spredning før tiltak (mg/m ²)	Spredning etter tiltak (mg/m ²)	Areal (m ²)	Total spredning før tiltak (mg)	Total spredning etter tiltak (mg)	Tiltaks-effektivitet (%)
Nordre Kilen	30,89	23,04	50000	1544500	1152000	25
Søndre Kilen	49,83	44,05	23750	1183463	1046188	12
Indre Kilen	29,43	72,44	11250	331088	814950	-146
Deponiområdet	39,66	0,4*	28000	1110480	11200	99
Sum hele området	149,81	139,93	113000	16928530	15812090	7
Sum hele området unntatt Indre Kilen	120,38	67,49	101750	12248665	6867108	44

*PAH-16 målt med SPMD i spesielle diffusjonskamre

Tabell 28. Tiltakseffektivitet beregnet fra spredning av PCB-7.

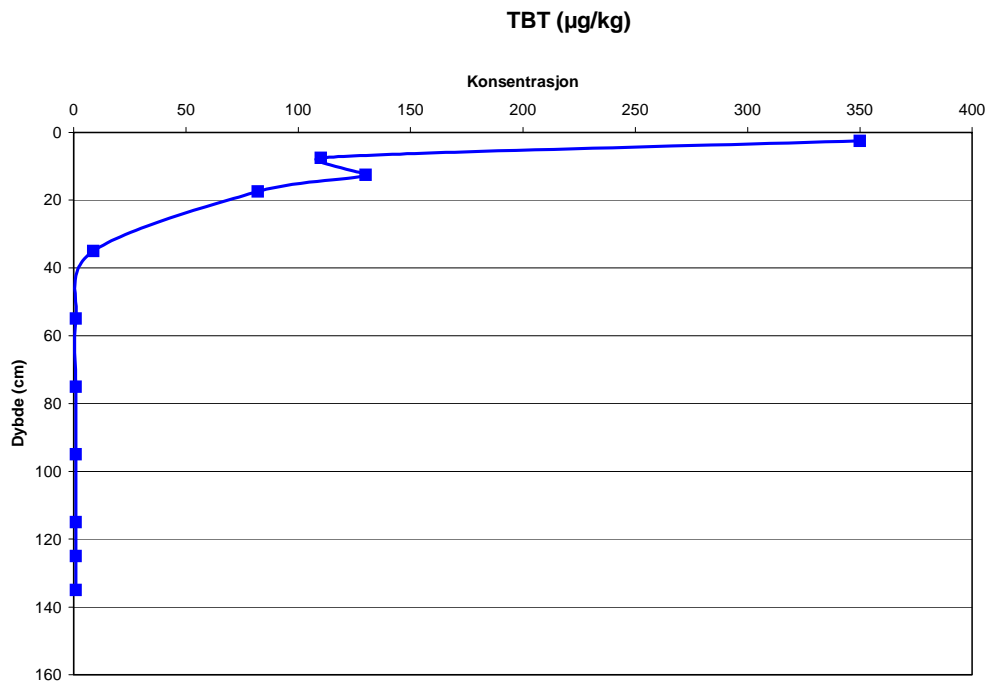
Delområde	Spredning før tiltak (mg/m ²)	Spredning etter tiltak (mg/m ²)	Areal (m ²)	Total spredning før tiltak (mg)	Total spredning etter tiltak (mg)	Tiltaks-effektivitet (%)
Nordre Kilen	0,10	0,18	50000	5000	9000	-80
Søndre Kilen	0,15	0,25	23750	3563	5938	-67
Indre Kilen	0,12	0,50	11250	1350	5625	-317
Deponiområdet	0,14	0,003*	28000	3920	84	98
Sum hele området	0,51	0,933	113000	57630	105429	-83
Sum hele området unntatt Indre Kilen	0,39	0,433	101750	39683	44058	-11

*Målt med SPMD i spesielle diffusjonskamre

I tiltaket for Kamfjordkilen er det PCB som nærmest kan betegnes som styringsparameter selv om dette ikke er uttrykt eksplisitt i tiltaksplanen. Kostholdsråd for fjorden er basert på dioksinliknende PCB i organismer, og den overordnede målsetning for tiltaket var å bidra til at kostholdsrådet på sikt kan fjernes. I tillegg har det vært ønskelig å gjøre noe med de høye nivåene av PAH og kvikksølv i sedimentene.

Etterkontrollprogrammet for tiltaket førte også til en økt oppmerksomhet på TBT. Dette har gitt forskjeller i datagrunnlaget for TBT i sedimentene før og etter gjennomført tiltak. Analysene av TBT som ble gjennomført før tiltak er gjort på blandprøver av de øvre 0-50 cm i et mindre område, mens analysene etter tiltak er gjort på blandprøve av de øvre 0-2 cm i hele mudringsområdet.

Vertikalfordelingen av TBT i sedimentet er normalt svært ujevn, med de høyeste konsentrasjonene i toppsjiktet av sedimentet. Dette er funnet bl.a. i sedimentkjerner fra Bispevika i Oslo Havn (NGI, 2005b) og er vist i Figur 25. Konsentrasjonene i øvre 0-50 cm i Kilen var også ca 10 ganger lavere enn det som tidligere er funnet i øvre 0-2 cm i Sandefjord havn (NIVA 1998a), noe som indikerer liknende forhold som i Bispevika. En tiltakseffektivitet basert på disse ulike datasettene før og etter tiltak vil derfor gi et sterkt underestimat av forventet spredning før tiltak og følgelig en urealistisk negativ tiltakseffektivitet. Vi har derfor ikke grunnlag for å beregne tiltakseffektivitet med hensyn på TBT.



Figur 25. Konsentrasjon av TBT i sedimentkjerne fra Bispevika

Tabell 29. Tiltakseffektivitet beregnet fra spredning av TBT

Delområde	Spredning før tiltak (mg/m ²)*	Spredning etter tiltak (mg/m ² **	Areal (m ²)	Total spredning før tiltak (mg)	Total spredning etter tiltak (mg)	Tiltaks-effektivitet (%)
Nordre Kilen	2,34	12,60	50000	117000	630000	Ikke grunnlag for å beregne tiltaks-effektivitet
Søndre Kilen	i.a.	11,41	23750	-	270988	
Indre Kilen	1,39	86,38	11250	15638	971775	
Deponiområdet	i.a.	i.a.	28000	-	-	
Sum hele området	-	-	113000	-	-	

i.a er ikke analysert. * Basert på blandprøve 0-50 cm. **Basert på blandprøve av 0-2 cm.

En annen tilnærming for å kvantifisere spredningen av miljøgifter før og etter tiltak er å benytte data fra overvåkning med SPMD i de frie vannmasser før og etter tiltak. SPMDer akkumulerer løste organiske forbindelser fra vannfasen, og opptaket er proporsjonalt med konsentrasjonen i vannet. Ved å gå ut fra at vannkonsentrasjonen av disse stoffene er styrt av spredning fra sedimentet kan tiltakseffektivitet beregnes ved å se på konsentrasjon i SPMDer like over bunnen før og etter tiltak.

NIVA utførte en undersøkelse med SPMD membraner i Sandefjordsfjorden i 1997 (NIVA, 1998b). En av SPMD membranene ble satt ut i Kamfjordkilen i perioden 28. august til 29. september 1997. Resultatene viste et opptak av sumPCB₇ på 140,1 ng/SPMD etter 31 dager, dvs. 4.51 ng/dag. NGI har utført tilsvarende SPMD undersøkelse i perioden etter at tiltaket er gjennomført. I tidsrommet november 2003 til oktober 2004 har det stått SPMDer ute i fem perioder. I snitt har disse tatt opp 0,28 ng sumPCB₇/dag (Tabell 30).

Tabell 30. Tiltakseffektivitet for PCB målt med SPMD-membraner i åpent vann nær bunnen.

Metode	Spredning før tiltak	Spredning etter tiltak	Tiltakseffektivitet (%)
Akkumulering i SPMD, Kamfjordkilen	4,51 ng sumPCB ₇ /dag/SPMD	0,28 ng sumPCB ₇ /dag/SPMD	94

Data fra SPMD-undersøkelsene i 1997 har størst usikkerhet da det kun er basert på en måleperiode. Målingen var imidlertid en av flere samtidige SPMD-analyser i en gradient utover fjorden og resultatene viser at den er representativ for PCB-konsentrasjonen i vannmassene på den tiden. Resultatene viser som tidligere nevnt (kapittel 8.10) at kilder til PCB er redusert og at miljøsituasjonen i området totalt sett er klart forbedret for PCB. Dette samsvarer med resultatene som viser redusert PCB-innhold i sedimenterende materiale (Kapittel 6.3) og med stoffbudsjettet i Kapittel 8.9, men står i klar kontrast til resultatene vist i Tabell 28 som viste negativ tiltakseffektivitet for PCB i hele Kilen.

Motsetningsforholdet kan forklares ved at løst og partikkelbundet PCB i vannmassene ikke er entydig avhengig av konsentrasjonen i øvre 0-2 cm av sedimentet. Tiltakseffektiviteten er kun basert på beregning av risiko for spredning fra sedimentet og tar bare hensyn til sedimentforholdene i øvre 0-2 cm. Målt PCB i vannet er også funksjon av vannutskiftning og kvalitet på de partikler som tilføres vannet (f.eks fra oppvirvling av dypere og renere sedimenter). Resultatene i Kapittel 6.3 og 8.10 viser at denne kvaliteten er bedret. Vi kan imidlertid ikke si noe om hvorvidt denne bedringen skyldes mudringstiltaket eller andre forhold.

En mulig tilleggsforklaring er at selve deponiet utgjør en tildekking med positiv effekt i det området som deponiet dekker og at dette har redusert den reelle oppvirvlingen av forurensede partikler. Forundersøkelsen indikerte svakt at de mest PCB-forurensede sedimentene lå i deponiområdet.

10.3 Kostnader

Totalt kostet prosjektet i overkant av 26 millioner kroner, inklusive moms (Tabell 31). Kostnadene er hentet fra NCC m. fl. (2003) og fra samtale med Ole Jacob Hansen i Sandefjord Kommune. Største usikkerhet i kostnadsestimatene før gjennomføring i forhold reelle kostnader gjaldt i hvilken grad nedgravd skrot ville forhindre/forsinke mudringen, forsinkelser på grunn av håndtering og reparasjon av siltgardiner, samt værforhold gjennom vinteren. Prosjektet holdt likevel total kostnadsramme og fremdrift og målsetningen om fjernet masse. I følge NCC og Sandefjord kommune er merkostnader som følge av at dette var et pilotprosjekt vanskelig å trekke ut, samtidig som de vurderes til å være relativt ubetydelige.

Tabell 31. Utgifter og finansiering

Utgifter	Beløp (mill. kr)
Opprinnelig kontraktssum	17,2
Prisregulering*	0,6
Klargjøring til opprydding	0,2
Prosjektledelse og kontroll	0,35
Uforutsett og skrotplukking	2,8
SUM uten mva	21,15
SUM med mva	26,226

Finansiering	Beløp (mill. kr)
Sandefjord kommune	4,7
Næringsliv i Sandefjord	1,45
SFT	15,0
SUM uten mva	21,15
SUM med mva	26,226

*Grunnet senere oppstart av prosjektet

10.4 Oppsummering

Tiltaket som er gjennomført i Sandefjord har gitt følgende effekter:

- Etableringen av deponi tildekket med rene masser har redusert spredningen av PAH og PCB fra selve deponiarealet med 98-99 %.
- I Nordre og Søndre del av Kilen har tiltaket tilsynelatende redusert spredningen av PAH med henholdsvis 12 og 25 %. For PCB er tiltakseffektiviteten negativ i disse delområdene.
- I Indre Kilen er tiltakseffektiviteten negativ for PAH og PCB.
- Totalt sett har tiltaket gitt positiv tiltakseffektivitet for PAH.
- Tiltakseffektiviteten for PCB er negativ bortsett fra i selve deponiområdet. Måling av oppløst PCB i vannmassene viser likevel en forbedring på 94 % sammenliknet med situasjonen i 1997, og innholdet av PCB i sedimenterende partikler er signifikant redusert. Motsetningsforholdet kan forklares ved at tiltakseffektivitet beregnes ut fra endring i risiko for spredning som igjen kun er basert på sedimentforholdene i øvre 0-2 cm, mens målt PCB i vannet også er funksjon av vannutskiftning og kvalitet på de partikler som tilføres vannet. Vi kan derfor ikke avklare om bedringen mht PCB i vannmassene skyldes mudringstiltaket eller endringer i andre tilførselskilder.
- Konsentrasjonen av TBT i sedimentet før tiltaket ble startet er bare kjent fra blandprøver av de øverste 0-50cm av sedimentet som er ca 10 ganger lavere enn tidligere målinger av TBT i øvre 0-2 cm i Sandefjord havn. Konsentrasjonen av TBT målt etter tiltaket er gjort på blandprøver av 0-2 cm. Det er derfor ikke grunnlag for å beregne tiltakseffektivitet for TBT.

- Totalt kostet prosjektet i overkant av 26 millioner kroner, inklusive moms I følge NCC og Sandefjord kommune er merkostnader som følge av at dette var et pilotprosjekt vanskelig å trekke ut, samtidig som de vurderes til å være relativt ubetydelige.

11. Erfaringsoverføring til andre sedimenttiltak

11.1 Innledning

Det er gjennomført flere andre prosjekter i Norge der utført tiltak mot forurensede sjøsedimenter, og hvor mudring har blitt benyttet som metode.

- Haakonsvern orlogsstasjon
Mudring med sugemudring av forurensede sedimenter med etablering av strandkantdeponi.
- Trondheim havn
Mudring med miljøgrabb av sjøsedimenter med deponering i strandkantdeponi.
- Herøya Porsgrunn Industripark
Vedlikeholdsmudring med miljøgrabb av kaiene langs Skienselva for å oppnå større seilingsdyp. Deponering av massene i strandkantdeponi i Gunneklevfjorden.

I dette kapitlet har vi oppsummert en del erfaringer fra pilotprosjektet i Kilen som kan være nyttig for senere tiltak andre steder. I tillegg er resultatene og erfaringene fra vedlikeholdsmudringen utenfor Herøya utdypet, med fokus på konsentrasjoner av miljøgifter i overflatesediment før og etter gjennomført mudring. Kapitlet presenterer også enkelte nyttige erfaringer fra mudringsprosjektene på Haakonsvern og i Trondheim havn.

11.2 Vedlikeholdsmudring ved Herøya

11.2.1 Gjennomføring

Mudringen av kaiarealene er gjort av Skanska, og ble gjennomført i perioden oktober 2004 til mars 2005. Totalt er det mudret ca 25000 m³ masser som er deponert i strandkantdeponi etablert i Gunneklevfjorden. De mudrede massene ble fraktet fra mudringsområdet til deponiet med lekter, der lekteren ble tømt med gravemaskin. Det ble gjennomført et omfattende overvåkningsprogram etter krav fra SFT. Dette overvåkningsprogrammet omfatter

1. Daglig målinger av turbiditet utenfor deponiet i Gunneklevfjorden
2. Kjemisk analyse av vann utenfor deponiet hver 14. dag.
3. Kjemisk analyse av prøver fra 4 overvåkningsbrønner rundt deponiet to ganger pr. uke mens innfylling av masser pågår.
4. Måling av turbiditet nedstrøms mudringsapparat i Skienselva tre ganger pr. dag under mudring.
5. Kjemisk analyse av vannprøver fra Skienselva en gang pr. uke under mudring.
6. Etterkontroll av de mudrede områdene

Overvåkningen har vist at alle krav til spredning av miljøgifter under arbeidene er oppfylt med god margin. Det er også beregnet tiltakseffektivitet for arbeidene, der resultatet er positivt for alle aktuelle stoffer (Heksaklorbensen og kvikksølv).

11.2.2 Resultater

Det er her fokusert på konsentrasjonen av HCB og kvikksølv i sedimentene før og etter gjennomført vedlikeholdsmudring. Resultatene er oppsummert i Tabell 32, der høyeste og laveste konsentrasjon fra kaiavsnittene er gitt.

Tabell 32. Miljøgifter i overflatesediment før og etter mudring

Kaiavsnitt	Sjøbunn før mudring		Sjøbunn etter 1 mudring		Sjøbunn etter 2 mudring		Sjøbunn etter 3 mudring	
	Hg	HCB	Hg	HCB	Hg	HCB	Hg	HCB
Vestre kai	5,4-27	<0,010-0,69	7,8	4	0,0577-12,6	0,048-2,44	<0,5-1,0	<0,0050-0,13
Dypvannskaia	0,67-1,5	<0,010-0,043	0,749	0,082				
Eramet	0,12-1,1	0,060	0,711	0,072				
Farleden utenfor Eramet	0,36-1,2	<0,010	0,091-1,25	0,008-0,11				
Krankaia/ Tinfoss	0,67-1,5	<0,010-0,043	0,72-2,1	0,046-0,10				

Resultatene viser at det etter gjennomført mudring var konsentrasjoner av HCB og Hg som var høyere enn før mudring. Utenfor Vestre kai ble det utført ytterligere to runder med mudring. Denne mudringen var begrunnet både ut fra konsentrasjonen av miljøgifter i overflatelaget, men også for å fjerne grovere steinmasser.

Utenfor de andre kaiavsnittene ble konsentrasjonen i ny sjøbunn vurdert som tilfredsstillende. Generelt var konsentrasjonen av HCB rundt en faktor 2 høyere enn før mudring, men konsentrasjonen av kvikksølv etter mudring var lik eller lavere enn før mudring.

Mudringen utenfor Herøya viste at det etter førstegangs mudring kan bli igjen sedimenter med forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter etter mudring. Ved å ettermudre er imidlertid dette fjernet, og tilfredsstillende kvalitet på den nye sjøbunnen er oppnådd.

11.3 Resultater fra andre mudringsprosjekter

11.3.1 Trondheim havn

I Trondheim havn er det gjennomført mudring med grabb i Ilsvika og Nyhavna. Massene er overført til deponi ved utløpet av Nidelven, der det i tillegg er gjennomført en stabilisering med sement og flyveaske.

SCC/DNV/Skanska/Trondheim Havn (2003) presenterer resultater for konsentrasjonen av miljøgifter før og etter mudring i Ilsvika. Resultatene viser at det etter mudring er et gjenværende slamlag med finkornet materiale opp til 4 cm mektighet med konsentrasjon av tungmetaller og organiske miljøgifter i samme størrelsesorden som før mudring. Det samme er observert etter mudring i Nyhavna.

SCC/DNV/Skanska/Trondheim Havn antar at dette skyldes en kombinasjon av resedimentering av oppvirvlet materiale under mudring, og utglidning av forurensede masser fra de omkringliggende områdene hvor det ikke er utført mudring. Under dette slamlaget var konsentrasjonen av miljøgifter i tilstandsklasse I og II, og ansett som rene.

11.3.2 Haakonsvern orlogsstasjon

Utenfor Haakonsvern orlogsstasjon var det før sanering sedimenter forurenset av bl.a. PCB. Mudringen ble utført av NCC med fartøyene Miljøhav og Miljøbas, de samme som ble benyttet i Sandefjord. Sedimentet ble transportert til strandkantdeponi via pumpeledninger.

Konsentrasjonen av PCB i sedimentet før mudring var gjennomsnittlig 385 µg/kg ts. Etter gjennomført tiltak er konsentrasjonen redusert til 35µg/kg ts i gjennomsnitt, men det er observert konsentrasjoner over 100 µg/kg ts i rundt 10 % av målepunktene for etterkontrollen. (Multiconsult/NCC/Forsvarsbygg, 2003).

Enkelte av delområdene ble mudret en eller flere ganger for å oppnå de fastsatte miljømålene. Det er antatt at saneringskravet ved første gangs mudring ikke ble oppfylt fordi mektigheten av det forurensede laget var tykkere enn først antatt, eller at mudringen og masseforflytting under vann hadde ført til en omrøring av massene. I enkelte områder der sjøbunnen består av grovt materiale var det dessuten vanskelig å mudre bort det forurensede finstoffet.

11.4 Erfaringsoverføring fra Kilen

Prosjektet har vist at det er mulig å utføre en teknisk kontrollert mudring av bløte, forurensede masser ved hjelp av sugemudring og kontrollert deponering under vann både i geotekstilposer og direkte bak siltgardin (NCC m. fl. 2003). Arbeidet fungerte tilfredsstillende selv med mye båttrafikk, mens forekomst av skrot og andre gjenstander på bunnen virker sterkt inn på effektiviteten av mudringen. Informasjonen om forurensningstilstanden i sedimentene før mudring ansees som tilfredsstillende for å kunne avgjøre om hele området eller bare delområder skulle mudres. Ut fra resultatene fra forundersøkelsen ble hele området i Kilen mudret.

Utstyret for kontinuerlig kontroll av turbiditet under anlegg hadde ikke vært prøvet ut før. Det fungerte etter hensikt, men krevde mer reparasjon og vedlikehold enn forventet. Ved fremtidig bruk bør kabelforbindelse på bunnen mellom loggere i sjø og sender/strømforsyning på land unngås ved at riggen er batteridrevet og med sender på overflaten. Sensorene var også sårbar for begroing og drivende søppel. Slik begroing kan man ikke sikre seg mot, men problemet kan minimeres gjennom hyppig stedlig kontroll.

I og med at mudringsdyp var bestemt før forundersøkelse av sedimentene var gjennomført, ble denne primært en karakterisering av de 50 cm som skulle fjernes. Hva som lå rett under dette sjiktet var det

liten oppmerksomhet om. Det siste skulle gjøres i etterundersøkelsen, og områder som da måtte ligge over SFT Klasse III planla man å dekke til. Det ble av denne grunn vanskelig å bedømme om den høye forurensningen man fant etterpå skyldtes sedimentet som allerede var der eller tilførsel av nytt forurenset materiale. I siste tilfelle ville det også være fare for at det samme kunne skje etter tildekking med rene masser. En anbefaling for senere førundersøkelser er derfor at man analyserer sedimentet i større detalj også dypere enn det skal mudres til. Slik kartlegging bør gjøres før man bestemmer deg for mudringsdyp.

Etter tiltaket satt man igjen med et overflatesjikt av fine partikler med høy forurensning, til dels høyere enn i overflaten før tiltak og med usikker opprinnelse. Kilden kunne være finstoff virvlet opp under mudringen eller fortsatt tilførsel fra andre kilder som kloakkoverløp, elveløp, diffus avrenning fra land, eller transport inn fra havna utenfor gjennom propellslagseffekten fra fergetrafikken. Nærmere måling/estimering av bidraget fra disse potensielle kildene ble gjort i etterkant som følge av den uventede ettersituasjonen, men dette kunne og burde vært gjort på forhånd. Derved ville man vite at de viktigste partikkelkildene til vannet i Kilen var fergenes pumping av vann innover, og oppvirvling i selve Kilen, og man kunne på forhånd bedømme den varige nytten av mudringstiltaket.

I førundersøkelsene ble analyse av tinnorganiske forbindelser tonet ned og prioritert bak de andre miljøgiftene for å spare penger. Blant annet anså fagfolkene at med TBTs relativt korte historie var det lite sannsynlig at forurensningen stakk dypere enn 50 cm, men ingen analyser ble gjort for å belyse dette. Etterundersøkelsene viste at TBT var den miljøgift som hadde de høyeste konsentrasjonene på den nye overflaten, og også det stoffet man hadde lykkes minst i å fjerne lageret av. Mangelen på tilsvarende førdata for TBT som for de andre miljøgiftene gjorde at det i etterhånd ble ekstra vanskelig å vurdere hvor vellykket mudringen var.

Aktiv måloppnåelse av SFT klasse III eller bedre i sedimentene betyr tildekking eller ettermudring. Ettermudring har vært vellykket Ved Herøya og i Trondheim. I enkelte områder av Kilen ble det mudret betydelig dypere enn 50 cm; enkelte steder ned til ca 2 m i følge NCC. Fortsatt var sedimentene meget bløte og overflaten var klart forurenset. Det er derfor usikkert om ettermudring er nyttig metode under slike forhold med dynnaktige sedimenter av stor mektighet.

11.5 Oppsummering

Mudringsprosjektene utført i Sandefjord, langs kaiene ved Herøya, i Trondheim Havn og Haakonsværn orlogsstasjon har erfart at

- Det er mulig å utføre en kontrollert mudring av bløte, forurensete masser ved hjelp av sugemudring og kontrollert deponering under vann både i geotekstilposer og direkte bak siltgardin.
- Bygging av undervannsdeponi med barriere av steinfylling på bløt grunn og tildekking av bløte masser med geotekstiler og ren sand, er gjennomførbart.
- Mudring kan gi et overflatelag av materiale med lik eller høyere konsentrasjon av miljøgifter enn før.
- Måling/estimering av bidraget av forurensete partikler fra sedimentene og fra andre potensielle kilder bør gjøres på forhånd før man planlegget tiltak. Derved vil man på forhånd bedømme den varige nytten av et mudringstiltak.
- Førundersøkelser bør gjøres før man bestemmer deg for mudringsdyp, man bør analysere sedimentet i større detalj også dypere enn det skal mudres til.
- Ved å ettermudre en eller flere ganger er det mulig å oppnå tilfredsstillende resultater
- Nytten ved ettermudring er usikker i områder med stor mektighet av dynnaktige sedimenter.

De uventede høye miljøgiftkonsentrasjonene etter mudring flere steder kan forklares ved

- Resuspensjon av forurenset finstoff under mudring som sedimenterer på ferdig mudret område. Hvis dette er eneste kilden til det forurensete overflatelaget kan man forvente at området vil restituere seg selv over tid ved at disse partiklene fortynnes med nytt sedimentert materiale og gjennom gradvis innblanding med underliggende rene sedimenter
- Utglidning av forurensete masser fra nærliggende områder. Geoteknisk forundersøkelse bør gi grunnlag for å velge avbøtende tiltak mot slik utglidning.
- Mektigheten av det forurensete laget er tykkere enn først antatt. Mektigheten kan avklares ved en fylldig nok forundersøkelse med dype kjerneprøver. Dette vil gi grunnlag for valg mellom fjerning og/eller tildekking.
- Grove masser på sjøbunnen kan gjøre det vanskeligere å fjerne det forurensete finstoffet.

12. Konklusjoner

12.1 Kildeidentifikasjon

På grunnlag av målinger, analyser og beregninger av vanntilstrømning, partikkelfluks og tilførsel av miljøgifter fra de antatte kildene til forurensning av Kamfjordkilen ble det utarbeidet et budsjett for tilførsel av partikulært materiale og utvalgte miljøgifter. Resultatene viser at pumpingen av vann med resuspenderte partikler fra havneområdet utenfor drevet av propellslag i det fergene forlater havna, er den absolutt største eksterne bidragsyteren til forurensete partikler i vannmassene i Kilen.

Overslagsberegninger viser at den alene står for over 90 % av den eksterne partikkeltilførselen. Til sammenlikning er altså både Hegnabekken, overløp fra Sentrum pumpestasjon og diffus avrenning fra land ubetydelige partikkelkilder. I tillegg synes resuspensjon av sedimenter inne i Kilen å være en partikkelkilde av samme størrelsesorden som ferge-effekten.

Målingene viser at Hegnabekken neppe er kilde til de høye TBT-nivåene i sedimentet i innerste del av Kilen, men at bekken kan være en kilde til PCB til Kilen. Målingene indikerer at Hegnabekken får tilført PCB fra en kilde på østsiden av bekken nedenfor Kamfjordgata.

Sonderende analyser av en rekke nye miljøgifter indikerte at ingen av disse stoffene tilføres sedimentene i Kilen i betenkelig grad.

12.2 Forurensningsspredning knyttet til partikkeltransport

Resultatene viser at det løse sjiktet av partikler på overflaten av sedimentet fortsatt er til stede, og det er ikke noe som tyder på at det har minket over tid i løpet av tiden etter at tiltaket var ferdig.

Partikkelbudsjettet viser at drivkraften til partikler i vannet først og fremst er intern resuspensjon og sedimentasjon, supplert med import styrt av fergetrafikken. Så lenge disse prosessene går som nå er det liten grunn til å forvente at partikkelforholdene endres i Kilen. Det som kan endres er imidlertid partiklens innhold av miljøgifter.

Et grovt massebalansebudsjett viste at den største kilden til kvikksølv i vannmassene i Kilen synes å være intern resuspensjon. Beregningene viser at den står for anslagsvis 90 % av total kvikksølv-fluks til vannmassene. Blant de eksterne kildene alene bidrar fergetrafikken klart mest (ca 90 % av de eksterne bidragene). Resultatene viser også at totalt tap av kvikksølv gjennom sedimentering og eksport ut til havneområdet omtrent balanserer total tilførsel. Det er derfor liten grunn til å forvente bedring i kvikksølvforurensningen av Kilen så lenge nåværende kilder ikke endres. Det er vanskelig ut fra de tilgjengelige resultatene å bedømme om dette er i ferd med å skje, men beregningene gjort ved bruk av risikoveilederens regneverktøy indikerte at teoretisk spredning av kvikksølv fra sedimentene ikke var redusert fra før til etter tiltaket i noen del av Kilen. Både sedimentanalysene fra etterundersøkelsen og de supplerende analysene gjort nå, indikerte at det først og fremst er den sørlige delen av Kilen som har et kvikksølvproblem. Her viser sedimentprofilene også at forurensingen stikker dypere enn det løse overflatesjiktet.

Massebalansebudsjettet viste også at den største kilden til PCB i vannmassene er internt resuspenderte sedimenter med anslagsvis ca 85 % av den totale tilførselen. Bidragene fra land utgjør bare rundt 10 % av de eksterne bidragene, resten kommer av fergetrafikken. Til forskjell fra kvikksølv er imidlertid tapet av PCB gjennom eksport og sedimentering nesten dobbelt så høyt som tilførselen, noe som på sikt tilsier en bedring av PCB-forurensningen i vannmassene uten ytterligere tiltak. En slik forbedring i vannmassene er også faktisk vist av resultatene dels ved at det sedimenterende materialet hadde lavere PCB-innhold i oktober 2004 enn i juli 2003, dels ved at opptaket av PCB i passive prøvetakere i vannet i 2004 var bare ca 10 % av hva opptaket var i 1997. PCB-forurensningen i

overflatesedimentene viste likevel ikke noen bedring i løpet av vel ett år etter mudring, og dette samsvarer med at massebalansebudsjettet indikerer en lav netto tilførsel av PCB til Kilen som sedimenterer. Spredningsberegningene ved bruk av risikoveilederen, som kun baserer seg på konsentrasjonene i overflatesedimentene, tilsa også at tiltakseffektiviteten for PCB var negativ i hele Kilen. Dette viser at det i Kilen ikke er noen god kobling mellom den målte tidsutviklingen av PCB-nivået i vann og sedimenterende materiale og den beregnete tidsutviklingen gjort ved bruk av risikoveilederen. Hvis man ser bort fra det løse overflatesjiktet synes PCB-nivåene nå likevel å tilfredsstille kravet om SFT tilstandsklasse III eller bedre over det meste av Kilen.

Spredningsberegningene gjort med risikoverktøyet viser at videre at indre del av Kilen teoretisk bidrar med ca 50 % eller mer av spredningen av de fleste PCB-kongenerene fra sedimentet, og at nordre del av Kilen bidrar minst. Eventuelle nye tiltak i form av ettermudring eller tildekking bør derfor først og fremst fokusere på den indre del av Kilen.

Fergetrafikken og intern resuspensjon synes å bidra omtrent like mye til fluksen av TBT til vannmassene i Kilen. Disse utgjør over 95 % av total tilførsel. Beregningene viste også at det foregår en netto tilførsel av TBT til Kilen etter mudring, men grunnlaget for beregningene er for upålitelig til at dette kan tillegges særlig vekt. Utviklingen av TBT i vannmassene i Kilen er fortsatt uklar.

12.3 Effekter av de gjennomførte tiltakene

Kontrollmålinger i selve grunnvannsdeponiet sentralt i Kilen har vist at spredningen av PAH og PCB fra dette arealet er redusert med over 98 % (NGI upublisert). Forsøk med passive prøvetakere og sedimentfeller har også konkret vist at PCB-innholdet i vannmassene og sedimenterende materiale er betydelig redusert i Kilen generelt. Det er vanskelig å bedømme hvor mye av denne reduksjonen som skyldes mudringen og hva som skyldes andre tiltak rundt Kilen. Forurensningen av kvikksølv og TBT i sedimenterende materiale er ikke blitt noe lavere etter tiltaket.

Beregningene av teoretisk spredning ved bruk av risikoveilederen viser at tiltaket tilsynelatende har redusert spredningen av PAH med 12 og 25 % i henholdsvis nordre og søndre del av Kilen, mens tiltakseffektiviteten har vært negativ for PCB i de samme delområdene. I Indre Kilen er tiltakseffektiviteten negativ både for PAH og PCB. Det synes derfor som om bedringen i PCB skyldes andre faktorer enn fjerningen av de øvre 50 cm forurenset sediment. En mulighet er at selve deponiet har hatt en positiv effekt ved at området som nå lekker er blitt mindre.

12.4 Anbefalinger om videre tiltak

Periodevis pumping av vann og partikler til Kilen forårsaket av propellslag fra fergene gir det klart største eksterne bidraget til miljøgifter i Kilen. Både dette prosjektet og DnV (2005) har vist at ikke alle fergeavganger gir denne effekten, og man bør derfor vurdere om endringer i manøvreringsrutinene for fergene kan redusere pumpeeffekten.

Et tilsvarende stort bidrag til miljøgifter i vannmassene utgjøres av den hyppig resuspensjon de dynnaktige sedimentene i selve Kilen. Her bør man eventuelt vurdere tiltak for å stabilisere sedimentene mot slik resuspensjon (f eks tildekking).

Utviklingen i PCB-forurensning er positiv og det synes ikke være behov for ytterligere tiltak motivert av PCB-forholdene. Dette skulle også innebære at Kilen ikke lenger er en negativ faktor i utviklingen av PCB-situasjonen i indre Sandefjordsfjorden. Indikasjonen av en PCB-kilde på land øst for Hegnabekken bør følges opp, selv om beregningene tilsier at bekken ikke er en PCB-kilde av betydning i forhold til andre tilførsler av PCB til Kilen

Kvikksølvsituasjonen i sedimenter og vannmasser synes relativt stabil og forurensningen stikker i enkelte områder dypere enn bare sedimentoverflaten. Beregningene indikerer en moderat netto tilførsel av kvikksølv til Kilen og med partikkeltransporten fra havna utenfor som sannsynlig hovedkilde. Dette tilsier at det ikke er behov for ytterligere tiltak i selve Kilen.

TBT-nivåene i sediment og til dels i sedimenterende materiale indikerte at situasjonen muligens er blitt forverret etter tiltaket, men sammenlikningsgrunnlaget er ikke tilfredsstillende. Beregningene viser en klar netto tilførsel av TBT til Kilen, i hovedsak via partikkeltransporten fra havna utenfor, men siden de klart høyeste konsentrasjonene i sediment og sedimentfeller ble funnet innerst i Kilen etter tiltaket er det mulig at dette området også er en kilde for resten av Kilen. Man bør derfor overveie om det skal gjennomføres supplerende tiltak i form av ettermudring eller tildekking i dette delområdet.

PAH-forurensningen har ikke vært i fokus i denne etterundersøkelsen, men informasjonen fra førundersøkelsen og kontrollprogrammet under tiltak viste at denne forurensningen jevnt over stakk dypere enn det sjiktet som ble mudret. Til forskjell fra de øvrige miljøgiftene førte ikke mudringen til noe klar anrikning av PAH i den nye sediment overflaten, bortsett fra i indre del av Kilen. Tiltakseffektiviteten var derfor også positiv for PAH med unntak av dette området. PAH i sedimenterende materiale var heller ikke anrikt i forhold til de øvre 2 cm av sedimentet etter mudring, slik at ny sedimentering på sikt burde redusere PAH-forurensningen i de øvre sedimentlagene. PAH-situasjonen alene utløser derfor ikke behov for videre tiltak.

Samlet viser dette at den største videre forbedring av miljøkvaliteten i vannmassene i Kilen sannsynligvis oppnås ved å redusere tilførselen av forurensede partikler fra havna utenfor. Dette krever at pumpeeffekten fra fergene reduseres, for eksempel gjennom endringer i manøvreringsmønsteret i havneområdet. Dempet resuspensjon av forurensede partikler fra sedimentene i Kilen kan også bidra til bedret vannkvalitet. Resultatene for TBT indikerer at man først og fremst bør vurdere slike tiltak (ettermudring, tildekking) i indre del av Kilen. Uviklingen i PCB-forholdene i vannmassene er positiv, og på sikt bør både PCB- og PAH-forurensningen i overflatesedimentene bli redusert uten videre tiltak. For å akselerere denne utviklingen for PCB bør den antatte PCB-kilden på land øst for Hegnabekken elimineres, og man bør få mer pålitelig mål for PCB-tilførselen fra overløp og overvann enn det som har vært mulig i prosjektet (på grunn av få overløpepisoder).

13. Referanser

- Aquateam, 2002 Nedland, K.T. Organiske miljøgifter i avløps slam. Resultater fra ny undersøkelse 2001-02. O-01031, datert 31.05.02.
- Bakke, T., Nordal, O., Mohn, H. og Schaanning, M., 2001. Forurensningstilstand i indre Sandefjordsfjorden og kartlegging av forurensningskilder. NIVA rapport nr 4344-2001. 49 s.
- DnV 2005. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment fra Color Line sin fergetrafikk i Sandefjordsfjorden. Det norske Veritas rapport 2005-0565.
- Finsrud, R. 1971. "Avløpsteknikk" Norske sivilingeniørers forening.
- Haraldsen, Å. (pers.medd. 2005). Teknisk etat, Sandefjord kommune.
- Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1984. Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge". Third international conference on urban storm drainage. CTH. Göteborg.
- Hogland, W., Berndtsson, R. and Larsson, M. 1985. "Bräddavlopp" Byggeforskningsrådet ISBN 91-540-4580-0 Stockholm.
- Lindholm, O. 2004. NIVA-rapport L.nr. 4775-2004. "Miljøgifter i overvann"
- Misund, A., Flaa, R og Næss, G. 1989. Avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall i Vestfold fylke. NGU Rapport 89.069.
- Multiconsult/NCC/Forsvarsbygg, 2003. Haakonsværn orlogsstasjon, Bergen. Forurensede grunn og sjøbunnsedimenter. Utførte undersøkelser og tiltak på land og sjø. Sluttrapport. Rapportnr. 610012-1, datert 11. august 2003.
- NCC, NGI og NIVA 2003. Kamfjordkilen, Sandefjord. Erfaringsrapport fra miljømudring i Kamfjordkilen. Sluttrapport utarbeidet for Sandefjord kommune 17 november 2003. 62 s.
- NGI, 2003. System for kostnuttvurdering av tiltak i forurenset grunn og forurensede sedimenter. Tiltakseffektivitet basert på spredning av miljøgifter. NGI rapport 20011027-1, datert 30. juni 2003.
- NGI, 2005a. Stabilitet av forurensede sedimenter. Diffusjonsfluks fra forurenset sediment, Laboratorieforsøk og feltmålinger. NGI rapport 20031020-3, datert 4. mai 2005.
- NGI, 2005b. Stabilitet av forurensede sedimenter. Grunnleggende kartlegging av Bispevika. NGI rapport 20031020-2, datert 6. mai 2005.
- NIVA 1994. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Miljøgifter i sedimenter fra Sandefjordsfjorden. TA-1158/1994, prosjektnr 93177. NIVA løpenr 3180. 48 s.
- NIVA 1998a. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-98. Delrapport 2 Miljøgifter i sediment. TA-1585/1998, prosjektnr. 97015-3, NIVA løpenr 3933-98. 35 s.
- NIVA, 1998b. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-98. Delrapport 4. Kartlegging av kilder til miljøgifter. TA-1587/1998, prosjektnr. 97015-4, NIVA løpenr 3935-98. 37 s.
- NIVA 2003. "Strategisk instituttprogram om organiske miljøgifter". Oslo.
- NIVA, 2004 Kartlegging av nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol a og triclosan. TA-2006/2004.
- Noteby 2001a. Hegnabekken – Miljøteknisk grunnundersøkelse. Rapp.nr. 101927-1; 20. juni 2001.
- Noteby 2001b. Hegnabekken – Miljøteknisk undersøkelse av kulvert. Rapp.nr. 101927-2; 28. sept. 2001.
- Sandefjord kommune 2002. Årsrapport.
- Sandefjord kommune 2005. Datainnsamling utført av Øystein Tranvåg.
- Sandefjord kommune, Teknisk etat 2005. Trafikkforurenset snø – analysering av miljøgifter. Notat fra Ole Jacob Hansen, Sandefjord 9. mars 2005.
- SCC/DNV/Skanska/Trondheim Havn (2003). Utførte arbeider 2003. Rapportnr. 2004-014, datert 28.02.2004
- Schueler, T. 1987. "Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban Best Management Practices". MWCOC. Washington, D.C.
- SFT 1997. Veiledning 97:04. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. ISBN 82-7655-368-0. 31 s.

**Vedlegg A. Bakgrunnstabeller og –figurer for
beregning av miljøgifttilførsel via kommunalt avløp
og overvann**

Vedleggstabell A1. Forslag til sjablong-konsentrasjoner i overvann fra tette flater ($\mu\text{g/l}$)
Lindholm 2004.

Utslippskilde	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Sentrumsområder	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
Bolig-Villaområder	0,15	4	10	0,05	6	4	30	0,2	0,1	0,01
Bolig-Rekkehusområder	0,20	5	15	0,05	7	5	40	0,25	0,1	0,01
Bolig-Blokkbebyggelse	0,25	6	20	0,05	9	7	45	0,6	0,1	0,01
Næringsområder	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
Veger 5000 kj/d	0,25	1	38	0,1	1,2	13,5	62	0,3	0,01	0,01
Veger 30000 kj/d	0,44	5	72	0,1	4,4	31	197	1,5	0,04	0,01

Vedleggstabell A2. Konsentrasjoner i urensset overløpsvann. Norske målinger ($\mu\text{g/l}$). Lindholm 2004.

Referanse	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH	BaP	PCB
Stene Johansen m. fl 1995. Oslo	1,5	11	174	0,7		2,5	521	1,1		0,02
Lindholm, O 1977 Blokker/sentrumsomr. Oslo			170			450	1070			
Lindholm, O 1977 Rekkehus Sandefjord			110			80	640			

Vedleggstabell A3. Hoglands m. fl. 1985, forslag til sjablongverdier for overløpsutslipp, samt spesifikke målinger i flere land, rapport av Hogland m. fl. "Bräddavlopp", 1985. (µg/l)

Parameter	Minimal verdi (µg/l)	Verdi hvor 25 % ligger lavere (µg/l)	Mid-del-verdi (µg/l)	Verdi hvor 25 % ligger høyere (µg/l)	Maks-imal verdi (µg/l)
Cd BFR-Sjablongverdi	0	5		9	2200
Cr BFR-Sjablongverdi	1	7,5		10	570
Cu BFR-Sjablongverdi	0	80		210	580
Pb BFR-Sjablongverdi	10	50		220	440
Zn BFR-Sjablongverdi	50	170		490	6700
Cd -Ekonomigatan Malmö	5		85		237
Cr -Ekonomigatan Malmö	10		14		50
Cu -Ekonomigatan Malmö	220		250		440
Ni -Ekonomigatan Malmö	20		56		80
Pb -Ekonomigatan Malmö	90		140		230
Zn -Ekonomigatan Malmö	330		420		600
Cd Tre svenske byer	< 0,3		4,3		2200
Cr Tre svenske byer	<10		< 20		570
Cu Tre svenske byer	50		180		570
Hg Tre svenske byer	< 0,1		< 0,2		0,4
Ni Tre svenske byer	7		< 44		210
Pb Tre svenske byer	10		100		360
Zn Tre svenske byer	80		350		2100
Cd Fire referanser fra USA	8,7		23		350
Cr Fire referanser fra USA	350		737		6000
Cu Fire referanser fra USA	250		384		600
Hg Fire referanser fra USA	0,2		1,1		2,2
Ni Fire referanser fra USA	80		290		500
Pb Fire referanser fra USA	140		510		1280
Zn Fire referanser fra USA	460		560		1000

Vedleggstabell A4 (neste side). Sjablongverdier for overvann fra databasen StormTacs (kilde: cf øverst til høyre i tabell).

Schablonhalter, StormTac, version 2003-02														http://hem.passagen.se/larm007/page2	
Median (riktvärden)															
Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP		
Urban	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l		
Vägar (30 000 fordon/dygn)	0.24	2.4	31	72	197	0.44	5.0	4.4	0.1	115	1.0	1.5	0.04		
Parkeringar	0.1	1.1	30	40	140	0.45	15	4	0.1	140	0.8	1.7	0.06		
Villor	0.2	1.5	10	35	100	0.5	4	6	0.1	45	0.2	0.6	0.1		
Radhus	0.2	1.5	15	40	110	0.6	6	15	0.1	45	0.25	0.6	0.1		
Flerfamiljshus	0.25	1.65	20	80	140	0.7	12	15	0.1	70	0.3	0.6	0.1		
Fritidshus	0.6	3.3	5	20	80	0.5	2	5	0.05	50	0.1	0.3	0.05		
Koloniområden	0.15	5	5	15	50	0.2	0.2	1	0.03	38	0	0	0		
Centrum	0.35	2.1	40	30	140	1	5	10	0.1	200	0.8	0.6	0.1		
Industrier	0.4	2	40	70	330	1	5	10	0.1	200	1.5	1	0.15		
Park	0.12	5	5	15	18	0.3	0.7	2	0.02	70	0	0	0		
Golfbanor	1.3	5	5	15	18	0.3	0.7	2	0.02	55	0	0	0		
Atmosfärisk deposition	0.02	2.4	3	5	30	0.11	0.17	0.4	0.01	0	0	1.9	0.01		
Rural															
Skogar	0.03	0.9	6	6.5	15	0.2	0.1	0.5	0.03	40	0	0	0		
Jordbruksmarker	0.15	4	9	14	20	0.1	0.1	0.5	0.03	190	0	0	0		
Gräs- och ängsmarker	0.1	3	3	15	25	0.3	0.3	0.5	0.03	140	0	0	0		
Våtmarker	0.05	0.9	6	7.5	12.5	0.15	0.15	0.5	0.015	16	0	0	0		
röd fet stil: uppdaterad data sedan version 2002-10, blå: 2003-01.															
Minimum															
Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP		
Urban	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l		
Vägar (5 000 fordon/dygn)	0.15	1.65	14	38	62	0.24	1.0	1.2	0.1	82	0.2	0.3	0.007		
Parkeringar	0.07	0.6	11	25	50	0.2	3	1	0.1	40	0.5	0.4	0.04		
Villor	0.1	1	2	20	50	0.3	1	2	0.05	20	0.1	0.5	0.03		
Radhus	0.1	1	6	20	60	0.3	1	5	0.06	20	0.15	0.5	0.03		
Flerfamiljshus	0.2	1	8	30	100	0.3	5	5	0.08	40	0.2	0.5	0.03		
Fritidshus	0.13	1.7	2	5	40	0.15	0.5	2	0.05	20	0.1	0.25	0.015		
Koloniområden	0.03	1.7	2	5	10	0.03	0.1	0.4	0.01	15	0	0	0		
Centrum	0.2	1.2	10	20	60	0.5	4	5	0.1	69	0.3	0.5	0.03		
Industrier	0.28	1.5	20	20	130	0.5	3	5	0.1	50	0.5	0.55	0.04		
Park	0.09	1.2	1	5	10	0.1	0.4	0.08	0.01	10	0	0	0		
Golfbanor	0.3	1.5	1	5	10	0.1	0.4	0.08	0.01	10	0	0	0		
Atmosfärisk deposition	0.002	0.8	2	2.5	6	0.03	0.1	0.1	0.01	0	0	0.12	0.01		
Rural															
Skogar	0.015	0.4	1	4	10	0.1	0.1	0.03	0.01	10	0	0	0		
Jordbruksmarker	0.05	2.3	1	5	10	0.1	0.1	0.03	0.01	40	0	0	0		
Gräs- och ängsmarker	0.08	2.4	1	10	15	0.1	0.1	0.03	0.01	40	0	0	0		
Våtmarker	0.013	0.4	0.5	5	5	0.05	0.1	0.015	0.005	5	0	0	0		
röd fet stil: uppdaterad data sedan version 2002-10, blå: 2003-01.															
Maximum															
Markanvändning	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP		
Urban	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l		
Vägar (100 000 fordon/dygn)	0.31	4.5	80	94	575	1.0	16.2	13.5	0.1	206	3.4	2.3	0.14		
Parkeringar	0.16	1.5	50	50	230	1	20	7	0.2	300	1.1	2.1	0.08		
Villor	0.3	2	50	60	200	1	8	11	0.2	60	0.6	0.8	0.2		
Radhus	0.4	2.2	55	80	200	1.2	10	20	0.3	60	0.8	0.8	0.2		
Flerfamiljshus	0.4	2.2	75	315	350	1.5	20	20	0.4	150	1	0.8	0.2		
Fritidshus	4	12	50	60	150	1	6	15	0.2	60	0.2	0.4	0.1		
Koloniområden	0.4	10	50	30	100	0.2	1.2	3	0.1	80	0.15	0	0		
Centrum	0.7	2.5	230	60	400	2	20	20	0.4	840	2	0.8	0.2		
Industrier	0.6	2.7	300	130	600	3	20	30	0.5	400	4	3	0.3		
Park	0.16	10	50	50	40	0.8	6	5	0.2	150	0	0	0		
Golfbanor	5	12	50	50	40	0.8	6	5	0.2	240	0	0	0		
Atmosfärisk deposition	0.04	4.5	40	60	50	0.3	0.3	0.9	0.01	0	0	6.8	0.011		
Rural															
Skogar	0.09	3	40	20	60	0.9	10	6	0.1	70	0	0	0		
Jordbruksmarker	0.6	9	60	20	40	0.8	10	10	0.1	240	0	0	0		
Gräs- och ängsmarker	0.7	10	40	30	40	0.8	10	5	0.1	340	0	0	0		
Våtmarker	0.2	1.8	20	15	20	0.4	5	2.5	0.05	20	0	0	0		

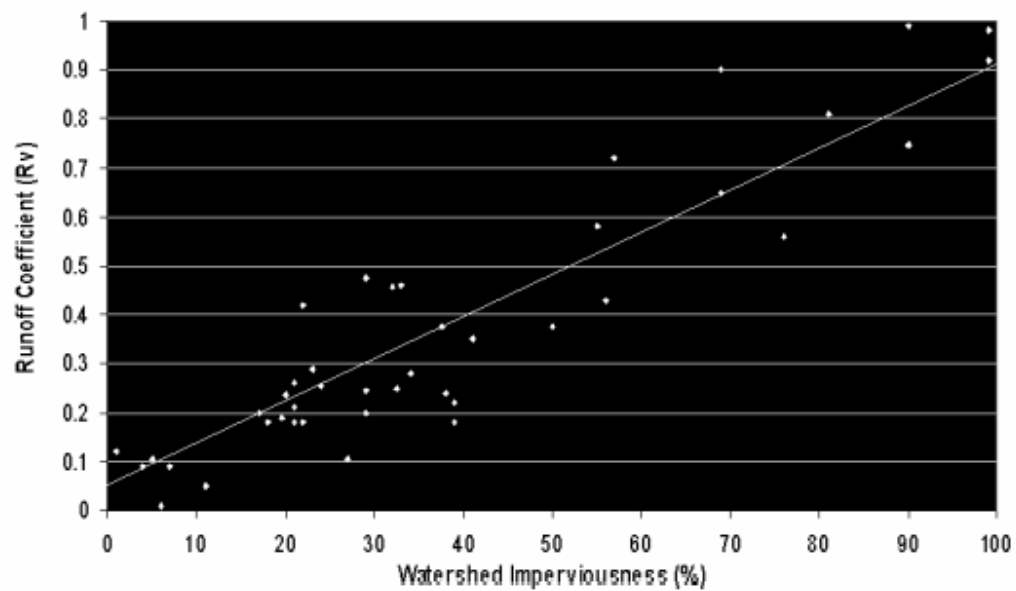
Vedleggstabell A5. Normale verdier for andel tette flater og andel deltagende tette flater i "rendyrkede" typeområder i byer i forhold til arealbruk Lindholm 2004.

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

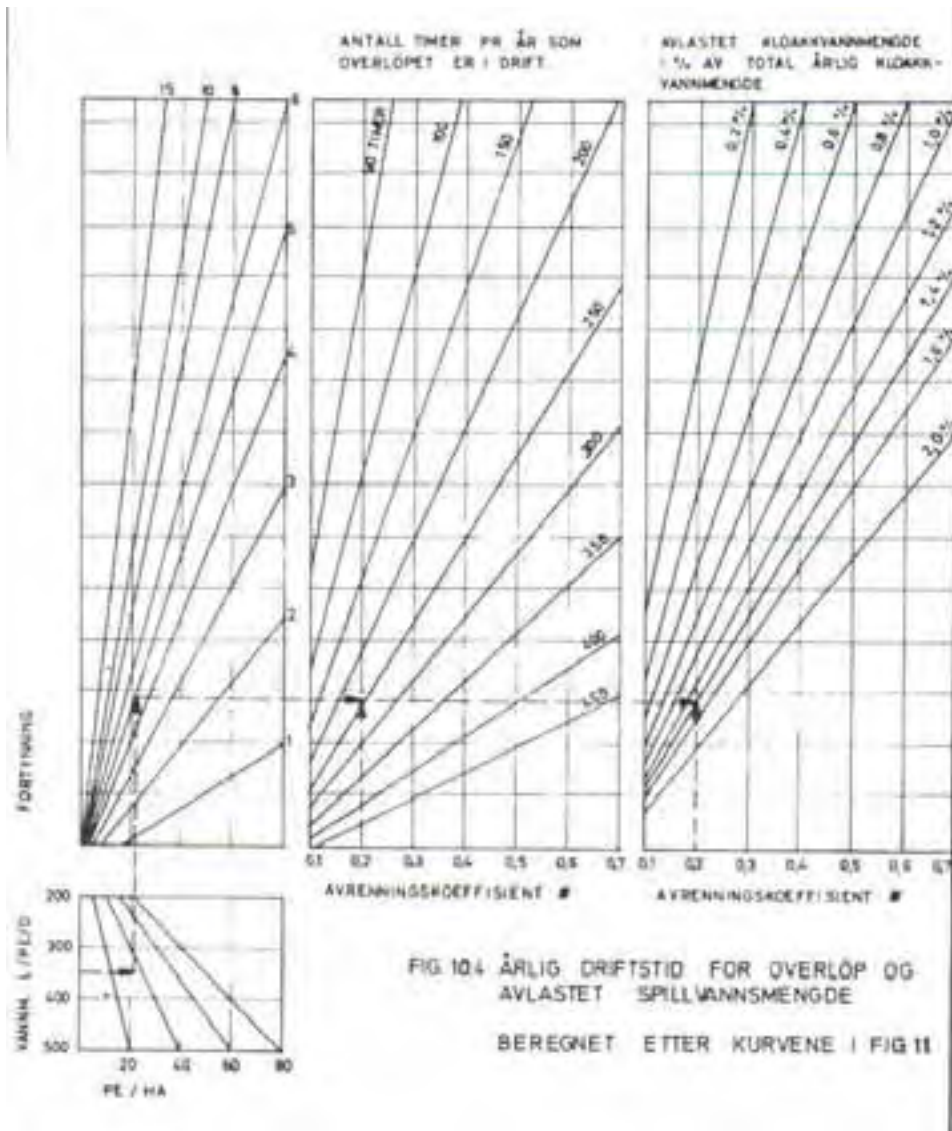
Vedleggstabell A6. Ulike forslag til volumavrenningskoeffisienter ϕ for ulike arealbruk. Lindholm 2004.

Referanse	Sentrum	Bolig Villa	Bolig Rekkehus	Bolig Blokk	Næringsområder / Industri		Betong-Asfalt	Veger med asfalt
					Lett	Tung		
Larm 2002		0,3	0,45	0,5				0,9
Olivera 2003	0,6	0,1	0,2	0,3				0,9
EPA SMRS	0,74	0,18	0,3	0,45				0,9
Thorolfsson 2003	0,55	0,25	0,35	0,45				0,9
VAV	0,5-0,7		0,4	0,4 - 0,6			0,8 - 0,9	
Forslag	0,55	0,18	0,3	0,4	0,5	0,65		0,9

Relationship Between Watershed Imperviousness (I)
and the Storm Runoff Coefficient (Rv)
(Source: Schueler, 1987)



Vedleggsfigur A1. Volumavrenningskoeffisientens ϕ (R_v) avhengighet av andel tette flater i feltet. Schueler 1987.



Vedleggsfigur A2. Nomogram for beregning av spillvannstap i overløp. Finsrud 1971.

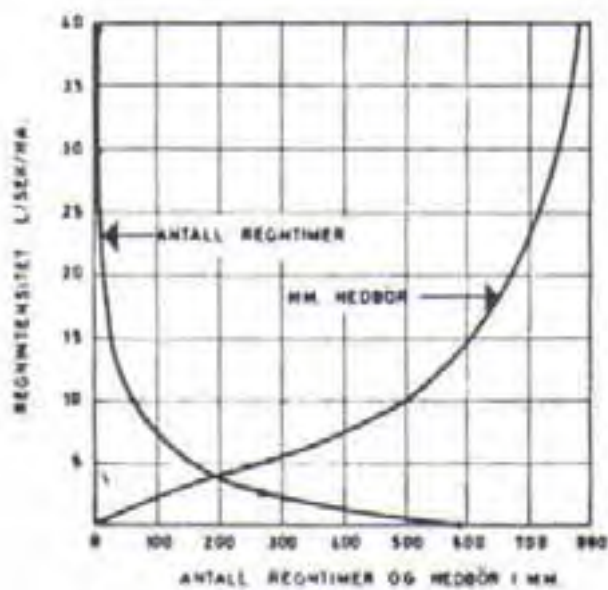


FIG. 83. VARIHETSURVE FOR INTENSITET, OG DE FORSKJELLIGE INTENSITETERS BIDRAG TIL DEN SAMLEDE ÅRSNEDBØR. FLUYDIOGRAFMÅLINGER PÅ BRYNE, TIME KOMMUNE I TIDEN 26-8-65 - 20-8-66.

Vedleggsfigur A3. Varighetskurve for nedbør i Time kommune. Finsrud, R. 1971.

**Vedlegg B. Datautskrifter fra AnalyCen for analyse
av nye miljøgifter.**

Analyserapport

Moss

NGI Norges Geotekniske institutt
Arne Pettersen
Sognsveien 72
0855 Oslo

AnalyCen

Rapport utført av
akkreditert laboratorium

Report issued by
Accredited Laboratory



Lab.nr.	NOV004367-05	Side 1 (2)
Kundenummer	8183218-739923	
Prøvetype	Miljøprøve	
Oppdragets merking	20041702	
Sted for prøvetaking	Stasjon 3	
	Tatt ut	08.04.2005
	Prøve mottatt	11.04.2005
	Analyserapport klar	28.04.2005
Merket	Kjerne 1+3+4	

Parameter	Resultat	Enhet	Måleu.	Ref/Metode basert på	Lab
1-Klor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Triklornaftalen	<30	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Tetraklor-naftalen	<20	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Pentaklor-naftalen	<30	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Heksaklor-naftalen	<50	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Heptaklor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Oktaklor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Tetrabrombifenol A, TBBFA	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tetrabrombifenyl, PBB-52	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabrombifenyl, PBB-101	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabrombifenyl, PBB-153	<10	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tribromdifenyleter, PBDE-28	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tetrabromdifenyleter, PBDE-47	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter, PBDE-99	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter, PBDE-100	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter (sum)	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-138	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-153	<20	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-154	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heptabromdifenyleter, PBDE-183	<20	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heptabromdifenyleter, PBDE-190	<100	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Octabromodifenyleter (sum)	<50	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Dekabromdifenyleter, PBDE-209	<100	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Bromcyclen	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabrombenzen	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromcycloodekan	<200	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
4-t-Oktylfenol	<20	µg/kg TS	± 10 %	derivatisering	O
4-n-Nonylfenol	<20	µg/kg TS	± 10 %	derivatisering	O
iso-Nonylfenol (teknisk)	<200	µg/kg TS	± 10 %	derivatisering	O
alpha-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
beta-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
gamma-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
delta-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
epsilon-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O

Analyserapport

Moss

AnalyCen

 Rapport utført av
akkreditert laboratorium

 Report issued by
Accredited Laboratory


Lab.nr.	NOV004367-05	Side 2 (2)
Kundenummer	8183218-739923	
Provetype	Miljøprøve	
Oppdragets merking	20041702	
Sted for prøvetaking	Stasjon 3	

Parameter	Resultat	Enhet	Måleu.	Ref/Metode basert på	Lab
o,p-DDE	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDE	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
o,p-DDD	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDD	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
o,p-DDT	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDT	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Methoxychlor	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Aldrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Dieldrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Heptachlor	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
alpha-Heptaklorepoxyd	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
beta-Heptaklorepoxyd	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endosulfan I	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endosulfan II	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O

Analyserapport

Moss

NGI Norges Geotekniske institutt
Arne Pettersen
Sognsveien 72
0855 Oslo

AnalyCen 

Rapport utført av
akkreditert laboratorium

Report issued by
Accredited Laboratory



Lab.nr.	NOV004368-05	Side 1 (2)
Kundenummer	8183218-739923	
Prøvetype	Miljøprøve	
Oppdragets merking	20041702	
Sted for prøvetaking	Stasjon 1	
	Tatt ut	08.04.2005
	Prøve mottatt	11.04.2005
	Analyserapport klar	28.04.2005
Merket	Kjerne 4+5+8	

Parameter	Resultat	Enhet	Måleu.	Ref/Metode basert på	Lab
1-Klor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Triklor-naftalen	<30	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Tetraklor-naftalen	<20	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Pentaklor-naftalen	<30	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Heksaklor-naftalen	<50	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Heptaklor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Oktaklor-naftalen	<10	µg/kg TS		Heksan;GC-MSD	L
Tetrabrombifenol A, TBBFA	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tetrabrombifenyl, PBB-52	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabrombifenyl, PBB-101	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabrombifenyl, PBB-153	<10	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tribromdifenyleter, PBDE-28	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Tetrabromdifenyleter, PBDE-47	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter, PBDE-99	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter, PBDE-100	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Pentabromdifenyleter (sum)	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-138	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-153	<20	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromdifenyleter, PBDE-154	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heptabromdifenyleter, PBDE-183	<20	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heptabromdifenyleter, PBDE-190	<100	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Octabromodiphenylether (sum)	<50	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Dekabromdifenyleter, PBDE-209	<100	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Bromcyclen	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabrombenzen	<5	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
Heksabromcyclododekan	<200	µg/kg TS	± 20 %	DCM;GC-MSD	Galab
4-t-Oktylfenol	<20	ng/L	± 10 %	derivatisering	O
4-n-Nonylfenol	<20	ng/L	± 10 %	derivatisering	O
iso-Nonylfenol (teknisk)	<200	ng/L	± 10 %	derivatisering	O
alpha-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
beta-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
gamma-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
delta-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
epsilon-HCH	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O

Analyserapport

Moss

AnalyCen

 Rapport utført av
akkreditert laboratorium

 Report issued by
Accredited Laboratory


Lab.nr.	NOV004368-05	Side 2 (2)
Kundenummer	8183218-739923	
Prøvetype	Miljøprøve	
Oppdragets merking	20041702	
Sted for prøvetaking	Stasjon 1	

Parameter	Resultat	Enhet	Måleu.	Ref/Metode basert på	Lab
o,p-DDE	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDE	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
o,p-DDD	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDD	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
o,p-DDT	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
p,p-DDT	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Methoxychlor	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Aldrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Dieldrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endrin	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Heptachlor	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
alpha-Heptaklorepoxyd	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
beta-Heptaklorepoxyd	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endosulfan I	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O
Endosulfan II	<10	µg/kg TS		GC-MSD	O

 Bjørn Tore Kildahl
Lab.leder

Vedlegg C. Beregningstabeller for spredning av miljøgifter fra sedimentene i Kilen

Vedleggstabell C1a. Innhold av tungmetaller(0-2 cm) og TBT (0-50 cm) i sedimentene før tiltak.

Rute nr	Område	TTS g/kg	TOC %	As mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Pb mg/kg	TBT (0-50 cm) mg/kg
St. 1,2	Nordre								0,163
St. 1,3	Nordre	750	0,59	3	0,4	67,5	3,37	84,8	0,132
st. 2,3	Nordre								0,178
St. 2,4	Nordre	376	5,47	11	1,8	129	3,07	150	0,0011
St. 2,5	Nordre								0,006
St. 2,6	Nordre	354	5,51	11	1,9	132	2,57	140	
St. 2,9	Nordre								0,203
St. 2,11	Indre	268	6,03	14	2,5	330	1,89	153	0,029
st. 2,12	Indre								0,137
St. 3,3	Nordre	442	2,73	10	0,6	76,7	1,07	59,7	
St. 3,4	Nordre	393	3,59	10	1,1	118	3,1	127	
St. 3,5	Nordre								0,095
St. 3,6	Nordre	305	4,79	10	0,83	106	1,36	86	0,015
St. 3,7	Nordre								0,016
St. 3,8	Nordre	276	5,58	13	1,3	169	2,84	135	0,027
St. 3,9	Nordre								0,005
St. 3,10	Søndre	306	5,34	13	1,5	218	2,4	140	
St. 3,12	Indre	327	6,17	13	2,1	291	1,7	151	0,041
St. 4,4	Deponi	452	3,05	9,8	0,81	178	1,42	82,8	
St. 4,5	Nordre	432	2,62	10	0,5	94,3	1,16	71,2	
St. 4,6	Nordre	376	4,34	14	1,2	152	2,51	136	
St. 4,7	Nordre	366	4,52	12	1,5	183	2,98	147	
St. 4,8	Søndre	361	4,57	14	1,6	255	2,99	169	
St. 5,4	Deponi	444	3,17	12	0,83	235	1,24	99,8	
St. 5,5	Deponi	390	3,84	14	1,3	145	2,64	148	
St. 5,6	Deponi	417	3,07	11	0,74	131	1,41	91,7	
St. 5,7	Søndre	366	4,22	12	1,3	178	2,82	152	
St. 6,4	Deponi	473	2,36	11	0,77	102	2,14	238	
St. 6,5	Deponi	419	2,65	13	0,6	174	1,46	85	
St. 6,6	Søndre	399	3,77	15	1,3	199	3,56	215	
St. 6,7	Søndre	413	5,54	22	2,9	224	8,74	1710	
St. 7,5	Søndre	447	3,56	15	1,2	218	6,47	473	
St. 8,5	Søndre	480	3,98	14	1,5	177	3,46	304	
Gjennomsnitt		401,3	4,17	12,3	1,28	171,3	2,74	214,0	0,075
Maksverdi		750	7,1	22	2,9	330	8,74	1710	0,203
Min.verdi		268	0,59	3	0,4	67,5	1,07	59,7	0,0011
Antall analyser		25	25	25	25	25	25	25	14

Vedleggstabell C1b. Innhold av PCB(0-2 cm)i sedimentene før tiltak.

Rute nr	Område	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-180	Σ PCB ₇
St. 1,3	Nordre	0,0039	0,011	0,01	0,0096	0,011	0,0096	0,0046
St. 2,4	Nordre	0,0043	0,0079	0,0057	0,0056	0,0067		0,0059
St. 2,6	Nordre	0,003	0,0086	0,011	0,0098	0,012		0,006
St. 2,11	Indre	0,0036	0,011	0,014	0,014	0,016	0,021	0,013
St. 3,3	Nordre	0,0005	0,0018	0,0047	0,0046	0,0067		0,0034
St. 3,4	Nordre	0,0027	0,007	0,0089	0,0081	0,012		0,0061
St. 3,6	Nordre	0,00078	0,002	0,0031	0,0033	0,0047		0,0035
St. 3,8	Nordre	0,0021	0,0052	0,0098	0,0075	0,016	0,025	0,02
St. 3,10	Søndre	0,0015	0,0041	0,006	0,0067	0,0084		0,0059
St. 3,12	Indre	0,0036	0,013	0,016	0,016	0,017	0,019	0,011
St. 4,4	Deponi	0,00071	0,0032	0,0065	0,0057	0,0076		0,0029
St. 4,5	Nordre	0,00065	0,0022	0,0045	0,0044	0,0067		0,0046
St. 4,6	Nordre	0,0014	0,0059	0,0097	0,0082	0,015		0,015
St. 4,7	Nordre	0,0015	0,0065	0,011	0,0099	0,012		0,0054
St. 4,8	Søndre	0,0027	0,008	0,011	0,01	0,013		0,0092
St. 5,4	Deponi	0,00054	0,0044	0,01	0,0092	0,013		0,0062
St. 5,5	Deponi	0,0018	0,0086	0,014	0,012	0,018		0,012
St. 5,6	Deponi	0,00094	0,0025	0,0041	0,0043	0,0057		0,0035
St. 5,7	Søndre	0,0022	0,0063	0,0083	0,008	0,012		0,0097
St. 6,4	Deponi	0,0026	0,011	0,017	0,014	0,029	0,03	0,019
St. 6,5	Deponi	0,00078	0,0026	0,0055	0,0051	0,0073		0,0035
St. 6,6	Søndre	0,0025	0,0081	0,013	0,011	0,019		0,013
St. 6,7	Søndre	0,0064	0,014	0,012	0,01	0,014	0,019	0,0097
St. 7,5	Søndre	0,0038	0,014	0,024	0,018	0,036		0,031
St. 8,5	Søndre	0,004	0,011	0,016	0,012	0,024	0,029	0,018
Gjennomsnitt		0,0023	0,0072	0,0102	0,0091	0,0137	0,0218	0,0097
Maksverdi		0,0064	0,014	0,024	0,018	0,036	0,03	0,031
Min.verdi		0,0005	0,0018	0,0031	0,0033	0,0047	0	0,0029
Antall analyser		25	25	25	25	25	7	25

Vedleggstabell C1c. Innhold av PAH (0-2 cm) i sedimentene før tiltak.

Rute nr	Område	ANT	BAA	BAP	BGHIP	BKF	FEN	FLU	IND	KRY	NAF
St. 1,3	Nordre	0,11	0,566	0,675	0,26	0,422	0,121	0,98	0,253	0,684	0,051
St. 2,4	Nordre	0,849	1,256	1,839	0,748	0,956	1,007	2,525	0,7	1,05	0,16
St. 2,6	Nordre	0,432	0,961	1,733	0,695	0,963	0,575	1,483	0,658	0,839	0,11
St. 2,11	Indre	0,261	0,736	0,957	0,449	0,588	0,252	1,342	0,397	0,624	0,116
St. 3,3	Nordre	0,122	0,257	0,37	0,155	0,446	0,2	0,642	0,165	0,26	0,044
St. 3,4	Nordre	0,204	0,554	0,829	0,341	0,485	0,265	0,959	0,318	0,503	0,061
St. 3,6	Nordre	0,168	0,323	0,473	0,208	0,297	0,21	0,711	0,219	0,324	0,063
St. 3,8	Nordre	0,219	0,487	0,753	0,325	0,4	0,297	1,007	0,34	0,537	0,079
St. 3,10	Søndre	0,239	0,518	0,765	0,319	0,464	0,393	1,105	0,293	0,524	0,08
St. 3,12	Indre	0,715	1,652	1,741	0,594	1,026	1,03	2,825	0,579	1,335	0,123
St. 4,4	Deponi	0,187	0,411	0,628	0,25	0,35	0,249	0,88	0,235	0,388	0,057
St. 4,5	Nordre	0,104	0,243	0,396	0,174	0,24	0,14	0,481	0,174	0,244	0,042
St. 4,6	Nordre	0,549	0,792	1,132	0,431	0,606	1,022	1,723	0,395	0,696	0,169
St. 4,7	Nordre	0,244	0,62	0,916	0,366	0,565	0,403	1,407	0,34	0,638	0,082
St. 4,8	Søndre	0,322	0,698	1,011	0,427	0,603	0,347	1,284	0,393	0,605	0,085
St. 5,4	Deponi	0,393	0,281	0,415	0,188	0,49	0,192	1,098	0,2	0,357	0,042
St. 5,5	Deponi	0,299	0,715	0,923	0,37	0,53	0,531	1,43	0,338	0,567	0,09
St. 5,6	Deponi	0,224	0,7	0,772	0,303	0,453	0,233	1,158	0,316	0,625	0,053
St. 5,7	Søndre	0,199	0,625	0,77	0,346	0,472	0,289	1,159	0,35	0,466	0,074
St. 6,4	Deponi	0,1	0,279	0,425	0,185	0,51	0,145	0,49	0,189	0,25	0,039
St. 6,5	Deponi	0,117	0,295	0,426	0,18	0,518	0,14	0,571	0,189	0,268	0,047
St. 6,6	Søndre	0,204	0,601	0,985	0,329	0,559	0,293	1,028	0,422	0,544	0,081
St. 6,7	Søndre	1,303	1,939	2,858	1,089	1,575	1,433	4,025	1,022	1,649	0,34
St. 7,5	Søndre	1,258	2,91	3,459	1,198	1,796	1,606	5,056	1,172	2,058	0,158
St. 8,5	Søndre	1,162	2,159	3,032	1,037	1,532	1,561	4,138	1,002	1,788	0,15
Gjennomsnitt		0,399	0,823	1,131	0,439	0,674	0,517	1,580	0,426	0,713	0,099
Maksverdi		1,303	2,91	3,459	1,198	1,796	1,606	5,056	1,172	2,058	0,34
Min.verdi		0,1	0,243	0,37	0,155	0,24	0,121	0,481	0,165	0,244	0,039
Antall analyser		25	25	25	25	25	25	25	25	25	25

ANT: antracen, BAA: benso(a)antracen, BAP: benso(a)pyren, BGHIP: benso(ghi)perylene, BKF: benso(k)fluoranten, FEN: fenantren, FLU: fluoranten; IND: indeno(123cd)pyren, KRY: krysen, NAF: naftalen

Vedleggstabell C2a. Innhold av tungmetaller (0-2 cm) og TBT (0-2 cm) i sedimentene etter tiltak.

Rute nr	Område	TTS g/kg	TOC %	As mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Pb mg/kg	TBT (0-50 cm) mg/kg
Rute 01	Nordre	545	2,37	6,5	0,94	102	2,78	125	0,732
Rute 02	Nordre	416	4,15	13	2,0	121	4,95	191	0,512
Rute 03	Nordre	332	4,28	11	1,8	155	3,29	187	0,756
Rute 04	Nordre	562	2,02	5,3	0,63	42	0,96	80	0,903
Rute 06	Nordre	348	4,46	8,5	1,1	65	1,35	71	0,439
Rute 07	Nordre	287	4,9	14	1,4	130	1,86	110	0,464
Rute 08	Nordre	281	5,17	8,3	1,1	59	1,03	54	0,781
Rute 09	Nordre	349	4,11	12	1,5	136	2,25	139	0,098
Rute 10	Nordre	466	4,49	10	1,5	140	2,54	187	0,342
Rute 11	Nordre	301	5,84	15	2,7	206	4,02	202	0,022
Rute 12	Nordre	283	5,55	13	2,3	163	2,62	156	0,183
Rute 13	Indre		5,63	11	1,8	88	1,57	86	0,415
Rute 14	Indre	283	6,47	13	2	280	1,78	174	11,692
Rute 15	Nordre	441	2,98	8,6	0,84	79	1,52	85	0,781
Rute 16	Deponi	357	4,71	14	1,7	110	4,89	198	0,39
Rute 17	Nordre	326		14	1,7	212	5,62	175	0,51
Rute 18	Nordre	379		6,7	1,1	64	1,35	69	0,40
Rute 19	Nordre	287		17	2,5	307	4,8	490	0,31
Rute 20	Nordre	297	5,48	17	2,7	186	4,72	234	0,10
Rute 21	Nordre	364	5	13	2,3	88	1,79	158	0,012
Rute 22	Søndre	366	5,45	19	2,4	599	3,25	238	0,23
Rute 23	Indre		6,27	34	3,5	429	4,35	3190	2,68
Rute 24	Indre		6,21	24	2,9	405	4,28	393	3,42
Rute 28	Nordre	325		14	2,1	141	3,57	237	0,73
Rute 29	Søndre	376	5,24	14	2	90	2,42	160	0,015
Rute 30	Søndre	358	4,97	18	2,3	810	5,03	284	1,29
Rute 34	Søndre	366	5,08	14,5	2,13	193	6,26	298	0,5
Rute 35	Søndre	309	5,73	10	1,62	81	1,33	102	0,36
Rute 37	Søndre	280	6,2	13,2	1,64	85	1,75	238	0,16
Rute 38	Søndre	302	5,22	17,9	2,38	268	4,21	318	0,54
Rute 39	Søndre	652	4,59	6	1,5	113	8,66	146	0,27
Rute 40	Søndre	410	4,12	18	2,02	194	6,22	471	0,4
Rute 41	Søndre	350	4,48	23,1	2,86	193	12,1	1546	0,57
Rute 42	Søndre	292	6,21	15	2,1	149	4,32	209	1,02
Rute 43	Indre		5,43	12	2,1	281	2,23	139	2,68
Rute 44	Indre		5,02	15	1,7	290	2,46	139	3,90
Gjennomsnitt		353	4,93	13,9	1,91	196,0	3,56	313,3	1,07
Maksverdi		652	6,47	34	3,5	810	12,1	3190	11,7
Min.verdi		593	2,02	5,3	0,63	42	0,96	54	0,012
Antall analyser		40	41	45	45	45	45	45	40

Vedleggstabell C2b. Innhold av PCB (0-2 cm) i sedimentene etter tiltak.

Rute nr	Område	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	Σ PCB ₇
Rute 01	Nordre	0,0044	0,013	0,017	0,015	0,021	0,020	0,01	0,1004
Rute 02	Nordre	0,0097	0,021	0,021	0,02	0,030	0,030	0,014	0,1457
Rute 03	Nordre	0,0096	0,02	0,019	0,017	0,025	0,036	0,019	0,1456
Rute 04	Nordre	0,0011	0,0025	0,0035	0,0027	0,0059	i.p.	0,0046	0,0203
Rute 06	Nordre	0,0017	0,0031	0,0027	0,0026	0,0035	i.p.	0,0028	0,0164
Rute 07	Nordre	0,0021	0,0044	0,0039	0,0038	0,0048	i.p.	0,0046	0,0236
Rute 08	Nordre	0,0029	0,0055	0,0069	0,0072	0,01	i.p.	0,004	0,0365
Rute 09	Nordre	0,0028	0,0059	0,0075	0,0068	0,0094	i.p.	0,0047	0,0371
Rute 10	Nordre	0,005	0,016	0,019	0,016	0,022	0,023	0,017	0,118
Rute 11	Nordre	0,0086	0,021	0,028	0,022	0,042	i.p.	0,046	0,1676
Rute 12	Nordre	0,0057	0,014	0,014	0,012	0,022	i.p.	0,029	0,0967
Rute 13	Indre	0,0026	0,013	0,018	0,015	0,018	0,016	0,01	0,0926
Rute 14	Indre	0,0081	0,027	0,031	0,029	0,032	0,035	0,032	0,1941
Rute 15	Nordre	0,0015	0,0042	0,0061	0,0051	0,0094	i.p.	0,0084	0,0347
Rute 16	Deponi	0,0025	0,0034	0,0037	0,0035	0,006	i.p.	0,0025	0,0216
Rute 17	Nordre	0,0012	0,0021	0,0022	0,0024	0,0029	i.p.	0,0014	0,0122
Rute 18	Nordre	0,00099	0,0018	0,0025	0,0023	0,005	i.p.	0,0037	0,01629
Rute 19	Nordre	0,0067	0,012	0,015	0,0099	0,026	i.p.	0,017	0,0866
Rute 20	Nordre	0,019	0,05	0,034	0,031	0,028	i.p.	0,024	0,186
Rute 21	Nordre	0,0016	0,0039	0,0056	0,0037	0,0064	i.p.	0,0078	0,029
Rute 22	Søndre	0,0034	0,012	0,013	0,012	0,016	0,017	0,015	0,0884
Rute 23	Indre	0,015	0,044	0,05	0,044	0,061	0,064	0,054	0,332
Rute 24	Indre	0,015	0,047	0,058	0,047	0,073	0,081	0,086	0,407
Rute 28	Nordre	0,0049	0,013	0,012	0,011	0,014	i.p.	0,0095	0,0644
Rute 29	Søndre	0,0026	0,0066	0,0071	0,0058	0,0082	i.p.	0,0065	0,0368
Rute 30	Søndre	<0,001	i.p.	<0,001	<0,001	i.p.	i.p.	<0,001	0
Rute 34	Søndre	0,004	0,0098	0,014	0,0098	0,017	i.p.	0,012	0,0666
Rute 35	Søndre	0,00075	0,00067	0,0029	0,0022	0,0033	i.p.	0,0032	0,01302
Rute 37	Søndre	0,0012	0,003	0,0039	0,0035	0,0056	i.p.	0,0029	0,0201
Rute 38	Søndre	0,0073	0,042	0,072	0,066	0,073	0,074	0,015	0,3493
Rute 39	Søndre	0,014	0,032	0,063	0,032	0,15	0,2	0,25	0,741
Rute 40	Søndre	0,004	0,014	0,022	0,018	0,027	i.p.	0,014	0,099
Rute 41	Søndre	0,0025	0,0056	0,0065	0,0057	0,0089	i.p.	0,0057	0,0349
Rute 42	Søndre	0,026	0,062	0,027	0,023	0,034	0,044	0,051	0,267
Rute 43	Indre	0,016	0,044	0,042	0,032	0,047	0,050	0,049	0,28
Rute 44	Indre	0,029	0,13	0,086	0,077	0,066	0,063	0,062	0,513
Gjennomsnitt		0,0070	0,0203	0,0211	0,0176	0,0306	0,0394	0,0257	0,1359
Maksverdi		0,029	0,13	0,086	0,077	0,15	0,2	0,25	0,741
Min.verdi		0	0	0	0	0	0	0	0
Antall analyser		36	36	36	36	36	36	36	36

Vedleggstabell C2c. Innhold av PAH (0-2 cm) i sedimentene etter tiltak.

Rute nr	Område	ANT	BAA	BAP	BGHIP	BKF	FEN	FLU	IND	KRY	NAF
Rute 01	Nordre	0,061	0,3	0,375	0,265	0,162	0,154	0,477	0,313	0,283	0,051
Rute 02	Nordre	0,145	0,853	0,818	0,576	0,366	0,379	1,44	0,818	0,673	0,095
Rute 03	Nordre	0,068	0,225	0,267	0,212	0,133	0,224	0,468	0,267	0,242	0,04
Rute 04	Nordre	0,067	0,453	0,372	0,25	0,164	0,12	0,59	0,215	0,324	0,023
Rute 06	Nordre	0,139	1,189	1,316	0,98	0,576	0,438	1,973	0,968	0,907	0,066
Rute 07	Nordre	0,071	0,229	0,274	0,269	0,147	0,308	0,691	0,245	0,256	0,05
Rute 08	Nordre	0,126	0,541	0,624	0,568	0,293	0,322	1,055	0,525	0,49	0,088
Rute 09	Nordre	0,022	0,108	0,114	0,108	0,062	0,075	0,246	0,1	0,076	0,019
Rute 10	Nordre	0,013	0,074	0,076	0,077	0,05	0,046	0,166	0,081	0,053	0,015
Rute 11	Nordre	0,026	0,131	0,126	0,122	0,083	0,108	0,286	0,121	0,099	0,023
Rute 12	Nordre	0,051	0,42	0,279	0,226	0,158	0,211	0,814	0,255	0,263	0,029
Rute 13	Indre	0,13	0,498	0,417	0,269	0,209	0,289	1,07	0,386	0,371	0,077
Rute 14	Indre	2,23	6,46	3,74	0,33	1,93	4,53	12,2	2,93	3,14	0,262
Rute 15	Nordre	0,046	0,291	0,268	0,292	0,164	0,19	0,545	0,271	0,275	0,046
Rute 16	Deponi	0,437	2,23	1,49	1,22	0,77	1,18	4,16	1,26	1,56	0,303
Rute 17	Nordre	0,147	0,861	0,609	0,618	0,36	0,494	1,63	0,613	0,725	0,12
Rute 18	Nordre	0,09	0,513	0,444	0,418	0,247	0,354	1,048	0,404	0,5	0,076
Rute 19	Nordre	0,175	0,75	0,745	0,763	0,45	0,635	1,61	0,727	0,649	0,238
Rute 20	Nordre	0,029	0,176	0,176	0,168	0,104	0,115	0,34	0,175	0,12	0,031
Rute 21	Nordre	0,217	0,792	0,477	0,331	0,245	0,782	1,99	0,371	0,402	0,055
Rute 22	Søndre	0,076	0,478	0,354	0,278	0,19	0,33	0,951	0,304	0,301	0,033
Rute 23	Indre	1,37	4,74	3,85	1,75	1,94	3,36	11,2	2,48	4,43	0,481
Rute 24	Indre	2,13	6,59	4,87	2,28	2,29	4,83	13,5	3,26	5,57	0,685
Rute 28	Nordre	0,1	0,642	0,657	0,752	0,424	0,478	1,542	0,714	0,769	0,115
Rute 29	Søndre	0,015	0,078	0,082	0,075	0,051	0,073	0,196	0,073	0,06	0,014
Rute 30	Søndre	2,57	5,79	3,51	2,47	1,52	2,78	11,2	2,76	2,84	0,34
Rute 34	Søndre	0,218	0,916	1,06	0,95	0,621	0,851	2,2	0,918	0,768	0,199
Rute 35	Søndre	0,112	0,468	0,723	0,329	0,24	0,235	1,17	0,368	0,682	0,06
Rute 37	Søndre	0,304	1,01	0,766	0,676	0,471	0,617	1,72	0,629	0,667	0,303
Rute 38	Søndre	0,41	1,41	1,4	1,27	0,718	1,01	3,01	1,27	1,01	0,183
Rute 39	Søndre	0,039	0,289	0,433	0,516	0,231	0,112	0,685	0,522	0,254	0,031
Rute 40	Søndre	0,362	2,22	1,88	1,66	0,962	0,951	3,91	1,75	1,35	0,203
Rute 41	Søndre	0,213	1,04	1,18	1,04	0,604	0,774	2,1	1,09	0,701	0,134
Rute 42	Søndre	0,113	0,65	0,529	0,619	0,364	0,368	1,5	0,653	0,376	0,051
Rute 43	Indre	0,21	0,768	0,629	0,464	0,341	0,436	1,82	0,607	0,612	0,131
Rute 44	Indre	0,128	0,651	0,565	0,426	0,359	0,922	2,67	0,514	0,703	0,089
Gjennomsnitt		0,35	1,25	0,99	0,66	0,50	0,92	2,67	0,51	0,70	0,13
Maksverdi		2,57	6,59	4,87	2,47	2,29	0,81	2,56	0,80	0,90	0,69
Min.verdi		0,013	0,074	0,076	0,075	0,05	4,83	13,5	3,26	5,57	0,014
Antall analyser		36	36	36	36	36	0,046	0,166	0,073	0,053	36

ANT: antracen, BAA: benso(a)antracen, BAP: benso(a)pyren, BGHIP: benso(ghi)perylene, BKF: benso(k)fluoranten, FEN: fenantren, FLU: fluoranten; IND: indeno(123cd)pyren, KRY: krysen, NAF: naftalen

Vedleggstabell C3. Spredning i indre Kilen før tiltak.

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	2,32	2,31	0	0,001	2,23	2,23	0	0,001
Bly	0,42	0,41	0	0,01	0,42	0,41	0	0,01
Kadmium	0,03	0,03	0	0,00001	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	8,66	8,61	0	0,05	8,15	8,10	0	0,05
Kvikksølv	0,02	0,02	0	0,0001	0,02	0,02	0	0,0001
Antracen	3,22	2,97	0	0,25	2,19	2,02	0	0,17
Benso(a)antracen	0,42	0,19	0	0,23	0,30	0,13	0	0,17
Benso(a)pyren	0,82	0,17	0	0,65	0,64	0,13	0	0,51
Benso(ghi)perylene	9,17	1,80	0	7,37	8,05	1,58	0	6,47
Benso(k)fluoranten	0,18	0,04	0	0,15	0,15	0,03	0	0,12
Fenantren	5,47	5,03	0	0,44	3,40	3,13	0	0,28
Fluoranten	2,08	1,41	0	0,67	1,53	1,04	0	0,49
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,17	0,03	0	0,14	0,14	0,03	0	0,12
Krysen	0,58	0,18	0	0,41	0,43	0,13	0	0,30
Naftalen	12,96	12,90	0	0,06	12,59	12,53	0	0,06
PCB 28	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0	0,01
PCB 52	0,08	0,02	0	0,06	0,07	0,01	0	0,06
PCB 101	0,01	0,003	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 118	0,002	0,0004	0	0,002	0,002	0,0004	0	0,002
PCB 138	0,01	0,002	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 153	0,01	0,001	0	0,01	0,01	0,001	0	0,01
PCB 180	0,004	0,001	0	0,003	0,004	0,001	0	0,003
Sum PCB7	0,13	0,03	0	0,11	0,12	0,03	0	0,10
TBT*	*				*			

* Ikke grunnlag for å beregne fordi det kun finnes analyser av blandprøve fra 0-50 cm.

Vedleggstabell C4. Spredning i indre Kilen etter tiltak

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	5,83	5,83	0	0,001	3,12	3,11	0	0,001
Bly	9,12	8,92	0	0,19	1,96	1,92	0	0,04
Kadmium	0,04	0,04	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	11,67	11,61	0	0,07	8,04	8,00	0	0,05
Kvikksølv	0,04	0,04	0	0,0002	0,03	0,03	0	0,0001
Antracen	10,40	9,59	0	0,81	4,82	4,44	0	0,37
Benso(a)antracen	1,72	0,77	0	0,95	0,86	0,38	0	0,47
Benso(a)pyren	2,39	0,49	0	1,89	1,15	0,24	0	0,91
Benso(ghi)perylene	36,52	7,18	0	29,33	14,73	2,90	0	11,83
Benso(k)fluoranten	0,43	0,09	0	0,34	0,22	0,05	0	0,17
Fenantren	26,60	24,44	0	2,16	13,18	12,12	0	1,07
Fluoranten	10,31	7,00	0	3,31	5,41	3,67	0	1,74
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,00	0,20	0	0,80	0,52	0,10	0	0,42
Krysen	2,53	0,76	0	1,76	1,12	0,34	0	0,78
Naftalen	74,84	74,49	0	0,35	30,43	30,29	0	0,14
PCB 28	0,12	0,05	0	0,08	0,06	0,02	0	0,04
PCB 52	0,82	0,16	0	0,67	0,32	0,06	0	0,26
PCB 101	0,08	0,01	0	0,07	0,04	0,01	0	0,04
PCB 118	0,01	0,002	0	0,01	0,01	0,001	0	0,005
PCB 138	0,04	0,007	0	0,04	0,03	0,01	0	0,02
PCB 153	0,03	0,006	0	0,03	0,02	0,004	0	0,02
PCB 180	0,03	0,004	0	0,02	0,02	0,002	0	0,01
Sum PCB7	1,14	0,24	0	0,91	0,50	0,10	0	0,39
TBT	244,38	237,10	0	7,29	86,38	83,80	0	2,58

Vedleggstabell C5. Spredning i nordre Kilen før tiltak.

Stoff	Beregnet maks [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]				Beregnet middel [$\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	3,52	3,52	0	0,001	2,62	2,62	0	0,001
Bly	0,63	0,62	0	0,01	0,48	0,47	0	0,01
Kadmium	0,03	0,03	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	7,31	7,26	0	0,04	4,90	4,87	0	0,03
Kvikksølv	0,05	0,05	0	0,00	0,03	0,03	0	0,00
Antracen	5,81	5,36	0	0,45	2,05	1,89	0	0,16
Benso(a)antracen	0,48	0,22	0	0,27	0,23	0,10	0	0,13
Benso(a)pyren	1,32	0,27	0	1,05	0,66	0,14	0	0,52
Benso(ghi)perylene	17,57	3,46	0	14,12	8,70	1,71	0	6,99
Benso(k)fluoranten	0,26	0,05	0	0,21	0,15	0,03	0	0,12
Fenantren	8,26	7,59	0	0,67	3,43	3,15	0	0,28
Fluoranten	2,83	1,92	0	0,91	1,34	0,91	0	0,43
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,31	0,06	0	0,25	0,16	0,03	0	0,13
Krysen	0,70	0,21	0	0,49	0,38	0,12	0	0,27
Naftalen	27,09	26,96	0	0,13	13,80	13,74	0	0,06
PCB 28	0,03	0,01	0	0,02	0,01	0,00	0	0,01
PCB 52	0,10	0,02	0	0,08	0,05	0,01	0	0,04
PCB 101	0,01	0,003	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 118	0,002	0,0004	0	0,002	0,001	0,0003	0	0,001
PCB 138	0,01	0,002	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 153	0,02	0,003	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 180	0,009	0,001	0	0,008	0,003	0,001	0	0,003
Sum PCB7	0,18	0,04	0	0,15	0,10	0,02	0	0,08
TBT*	*				*			

* Ikke grunnlag for å beregne fordi det kun finnes analyser av blandprøve fra 0-50 cm.

Vedleggstabell C6. Spredning i nordre Kilen etter tiltak.

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	3,91	3,91	0	0,001	2,65	2,65	0	0,001
Bly	1,88	1,84	0	0,04	0,63	0,62	0	0,01
Kadmium	0,04	0,04	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	11,22	11,15	0	0,06	4,86	4,84	0	0,03
Kvikksølv	0,07	0,07	0	0,0003	0,04	0,04	0	0,0002
Antracen	1,36	1,25	0	0,11	0,55	0,51	0	0,04
Benso(a)antracen	0,42	0,19	0	0,23	0,17	0,07	0	0,09
Benso(a)pyren	0,87	0,18	0	0,69	0,29	0,06	0	0,23
Benso(ghi)perylene	21,07	4,15	0	16,92	8,36	1,64	0	6,71
Benso(k)fluoranten	0,14	0,03	0	0,11	0,06	0,01	0	0,05
Fenantren	12,05	11,07	0	0,98	2,75	2,52	0	0,22
Fluoranten	2,04	1,39	0	0,66	0,82	0,56	0	0,26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,66	0,13	0	0,53	0,19	0,04	0	0,15
Krysen	0,55	0,17	0	0,39	0,24	0,07	0	0,17
Naftalen	34,91	34,74	0	0,16	9,62	9,57	0	0,05
PCB 28	0,11	0,04	0	0,07	0,03	0,01	0	0,02
PCB 52	0,43	0,08	0	0,34	0,10	0,02	0	0,08
PCB 101	0,04	0,01	0	0,03	0,02	0,00	0	0,01
PCB 118	0,01	0,001	0	0,00	0,00	0,000	0	0,002
PCB 138	0,03	0,00	0	0,02	0,02	0,00	0	0,01
PCB 153	0,02	0,00	0	0,02	0,01	0,002	0	0,01
PCB 180	0,02	0,003	0	0,02	0,01	0,001	0	0,00
Sum PCB7	0,65	0,14	0	0,51	0,18	0,04	0	0,14
TBT	25,34	24,58	0	0,76	12,60	12,22	0	0,38

Vedleggstabell C7. Spredning i søndre Kilen før tiltak.

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	4,97	4,97	0	0,001	3,39	3,39	0	0,001
Bly	6,44	6,30	0	0,14	1,70	1,67	0	0,04
Kadmium	0,04	0,04	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	9,14	9,09	0	0,05	7,52	7,48	0	0,04
Kvikksølv	0,11	0,11	0	0,00	0,06	0,06	0	0,00
Antracen	8,00	7,38	0	0,62	4,11	3,79	0	0,32
Benso(a)antracen	1,00	0,45	0	0,55	0,46	0,21	0	0,26
Benso(a)pyren	2,24	0,46	0	1,77	1,19	0,25	0	0,94
Benso(ghi)perylene	25,27	4,97	0	20,30	14,30	2,81	0	11,49
Benso(k)fluoranten	0,44	0,09	0	0,35	0,25	0,05	0	0,19
Fenantren	11,65	10,70	0	0,95	6,14	5,64	0	0,50
Fluoranten	5,09	3,45	0	1,63	2,56	1,74	0	0,82
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,47	0,09	0	0,38	0,27	0,05	0	0,21
Krysen	1,23	0,37	0	0,86	0,65	0,20	0	0,45
Naftalen	48,94	48,71	0	0,23	19,90	19,81	0	0,09
PCB 28	0,04	0,01	0	0,02	0,02	0,01	0	0,01
PCB 52	0,12	0,02	0	0,09	0,08	0,01	0	0,06
PCB 101	0,03	0,005	0	0,02	0,02	0,003	0	0,01
PCB 118	0,003	0,0006	0	0,003	0,002	0,0004	0	0,002
PCB 138	0,03	0,005	0	0,02	0,01	0,002	0	0,01
PCB 153	0,02	0,003	0	0,01	0,01	0,002	0	0,01
PCB 180	0,013	0,002	0	0,011	0,006	0,001	0	0,005
Sum PCB7	0,24	0,05	0	0,19	0,15	0,03	0	0,12
TBT	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a.: ikke analysert

Vedleggstabell C8. Spredning i søndre Kilen etter tiltak.

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{total, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{total, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	4,43	4,43	0	0,001	2,94	2,94	0	0,001
Bly	4,95	4,84	0	0,10	1,17	1,14	0	0,02
Kadmium	0,03	0,03	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	24,67	24,53	0	0,14	7,68	7,64	0	0,04
Kvikksølv	0,13	0,13	0	0,0006	0,06	0,06	0	0,0003
Antracen	13,42	12,37	0	1,04	2,10	1,94	0	0,16
Benso(a)antracen	1,69	0,76	0	0,94	0,38	0,17	0	0,21
Benso(a)pyren	1,93	0,40	0	1,53	0,59	0,12	0	0,47
Benso(ghi)perylene	44,28	8,71	0	35,57	16,11	3,17	0	12,94
Benso(k)fluoranten	0,32	0,07	0	0,25	0,11	0,02	0	0,09
Fenantren	17,14	15,75	0	1,39	4,54	4,17	0	0,37
Fluoranten	9,58	6,50	0	3,08	2,23	1,51	0	0,72
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,94	0,19	0	0,76	0,32	0,06	0	0,26
Krysen	1,44	0,44	0	1,01	0,42	0,13	0	0,29
Naftalen	41,59	41,39	0	0,20	17,25	17,16	0	0,08
PCB 28	0,12	0,05	0	0,08	0,03	0,01	0	0,02
PCB 52	0,44	0,08	0	0,36	0,13	0,03	0	0,11
PCB 101	0,07	0,01	0	0,06	0,02	0,00	0	0,02
PCB 118	0,01	0,002	0	0,01	0,00	0,000	0	0,002
PCB 138	0,09	0,02	0,00	0,08	0,04	0,01	0,00	0,03
PCB 153	0,09	0,01	0	0,06	0,03	0,004	0	0,02
PCB 180	0,09	0,014	0	0,07	0,01	0,002	0	0,01
Sum PCB7	0,93	0,19	0,00	0,74	0,26	0,05	0,00	0,21
TBT	30,25	29,35	0	0,90	11,41	11,07	0	0,34

Vedleggstabell C9. Spredning i deponiområdet før tiltak.

Stoff	Beregnet maks [mg/m ² /år]				Beregnet middel [mg/m ² /år]			
	F _{tot, maks}	F _{diff, maks}	F _{skip, maks}	F _{org, maks}	F _{tot, middel}	F _{diff, middel}	F _{skip, middel}	F _{org, middel}
Arsen	4,43	4,43	0	0,001	2,94	2,94	0	0,001
Bly	4,95	4,84	0	0,10	1,17	1,14	0	0,02
Kadmium	0,03	0,03	0	0,00002	0,02	0,02	0	0,00001
Kobber	24,67	24,53	0	0,14	7,68	7,64	0	0,04
Kvikksølv	0,13	0,13	0	0,0006	0,06	0,06	0	0,0003
Antracen	13,42	12,37	0	1,04	2,10	1,94	0	0,16
Benso(a)antracen	1,69	0,76	0	0,94	0,38	0,17	0	0,21
Benso(a)pyren	1,93	0,40	0	1,53	0,59	0,12	0	0,47
Benso(ghi)perylene	44,28	8,71	0	35,57	16,11	3,17	0	12,94
Benso(k)fluoranten	0,32	0,07	0	0,25	0,11	0,02	0	0,09
Fenantren	17,14	15,75	0	1,39	4,54	4,17	0	0,37
Fluoranten	9,58	6,50	0	3,08	2,23	1,51	0	0,72
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,94	0,19	0	0,76	0,32	0,06	0	0,26
Krysen	1,44	0,44	0	1,01	0,42	0,13	0	0,29
Naftalen	41,59	41,39	0	0,20	17,25	17,16	0	0,08
PCB 28	0,12	0,05	0	0,08	0,03	0,01	0	0,02
PCB 52	0,44	0,08	0	0,36	0,13	0,03	0	0,11
PCB 101	0,07	0,01	0	0,06	0,02	0,00	0	0,02
PCB 118	0,01	0,002	0	0,01	0,00	0,000	0	0,002
PCB 138	0,13	0,02	0	0,11	0,03	0,01	0	0,02
PCB 153	0,07	0,01	0	0,06	0,03	0,004	0	0,02
PCB 180	0,09	0,014	0	0,07	0,01	0,002	0	0,01
Sum PCB7	0,94	0,19	0	0,75	0,25	0,05	0	0,20
TBT*	30,25	29,35	0	0,90	11,41	11,07	0	0,34

* Beregningene er basert på blandprøve fra 0-50 cm, hvilket gir en sterk underestimering i forhold til forventet TBT-innhold i de øvre cm av sedimentmassen.

Vedlegg D. Analyseprosedyrer NIVA

NIVA-metode nr.	Analysevariable:	Måleenhet:	LIMS-kode:
E 4-3	Kvikksølv	ng/l µg/g	Hg/L Hg-Sm Hg-B
<p>Tittel</p> <p>Bestemmelse av kvikksølv i vann slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin- Elmer FIMS-400.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden omfatter bestemmelse av kvikksølv i renvann samt avløpsvann biologisk materiale slam og sedimenter oppsluttet i salpetersyre. Biologiske prøver slam og sediment frysetørres fortrinnsvis. Ved tørking av prøver i varmeskap må ikke temperaturen overstige 80°C. Nedre grense er for renvann 1.0 ng/l oppsluttet renvann 10 ng/l avløpsvann 0.1 µg/l</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet (SnCl₂) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølvet omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem.</p>			
<p>Måleusikkerhet:</p> <p>6 målinger av Drøbaksjøvann tilsatt 20 ng/l Hg ga middelerdi 21.1 og standardavvik 0.52 ng/l. Tilsvarende for faste materialer: 10 målinger av DORM-1 (fiskemuskel) 0.798 ± 0.074 µg/g ga 0.835 og 0.054 µg/g 7 målinger av MESS-2 (sediment) 0.092 ± 0.009 µg/g ga 0.086 og 0.003 µg/g.</p>			
<p>Referanser:</p> <p>B. Welz M. Melcher H.W. Sinemus D. Maier: Pico-trace determination of mercury using the amalgamation technique. Norsk Standard NS 4768. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989.</p>			
<p>Instrumenter:</p> <p>Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosamplere og P-E amalgamsystem.</p>			

NIVA-metode nr.	Analysevariable:	Måleenhet:	LIMS-kode:
H 3-3	Polyklorerte bifenyler	µg/kg t.v.	PCB-Sm PCB7-Sm
<p>Tittel</p> <p>Ekstraksjon og opparbeiding av klororganiske forbindelser i sedimentprøver.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden benyttes for bestemmelse av klororganiske forbindelser i sedimenter og slam . Med klororganiske forbindelser menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorerte bifenyler (PCB).</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gaskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor GC/ECD. De klor- organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.</p>			
<p>Måleusikkerhet:</p> <p>Se NIVA-dokument nr. Y – 3.</p>			
<p>Måleområde:</p>			
<p>Referanser:</p> <p>Brilis G.M. & J.Marsden: Chemosphere 21 91- 98 (1990). Brevik E.M.: Bull. Environ. Cont. Toxicol. 19 281 - 286 (1978). Harvey A & A.Loomis.: J. Gen. Physiol. 15 147</p>			
<p>Instrumenter:</p> <p>Hewlett Packard modell 5890 Series II med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).</p>			

NIVA-metode nr.	Analysevariable:	Måleenhet:	LIMS-kode:
H 14-1*	Tinnorganiske forbindelser	µg/kg Sn t.v.	SnOrg-Sm
<p>Tittel</p> <p>Opparbeidelse og analyse av tinnorganiske forbindelser i sedimenter.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden benyttes til bestemmelse av tinnorganiske forbindelser i sedimenter de forbindelsene som bestemmes rutinemessig er butyl- og fenyl-tinnforbindelser.</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsnings- midler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.</p>			
<p>Måleusikkerhet:</p> <p>Se referanse.</p>			
<p>Måleområde:</p>			
<p>Referanser:</p> <p>Metoden er beskrevet i hovedoppgave av N. Følsvik Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas-chromatography – microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and efforts of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Dept. of Chemistry</p>			
<p>Instrumenter:</p> <p>Hewlett Packard 5890 Series II gass kromatograf med HP 7673 autoinjektor og HP 5921 A atomemisjons-detektor.</p>			

* : Analysemetoden er ikke akkreditert

NIVA-metode nr.	Analysevariable:	Måleenhet:	LIMS-kode:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F TN/F TOC/F
<p>Tittel</p> <p>Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige tungt- flytende væsker samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 *g/mg N</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent skrives ut og lagres på diskett.</p>			
<p>Måleusikkerhet:</p> <p>84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelverdi 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 % og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.</p>			
<p>Referanser:</p> <p>CARLO ERBA STRUMENTAZIONE ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS Elemental analysis lab Carlo Erba. January 1987.</p>			
<p>Instrumenter:</p> <p>Carlo Erba Elementanalysator 1106 med prøveveksler AS 400 LS.</p>			