

RAPPORT LNR 4051-99

**Resipientgranskning i
Lurefjorden 1998**

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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Resipientgransking i Lurefjorden 1998	Løpenr. (for bestilling) 4051-99	Dato 24.08.99
	Prosjektnr. Undernr. O-98171	Sider Pris 50
Forfatter(e) Evy Rigmor Lømsland Eivind Oug Arild Sundfjord	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Nordhordland og Gulen Interkommunale Renovasjonsselskap I/S	Oppdragsreferanse Harald Johansen
---	--------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>I samband med utslipp av sigevatn og overflatevatn frå Kjevikkaldalen avfallsplass, er det gjort ei resipientgransking i nærområdet for utslappa med stasjonar i Lurefjorden, Kråkeosen og Kjevika. Granskinga omfattar blautbotn og miljøgifter i sediment og organismar. Dei hydrografiske forholda i Lurefjorden og Radsundet er og undersøkt. Målseljinga var å gje ein status for miljøforholda i 1998 og sjå på endringar sidan siste gransking i 1995. Det vart ikkje funne kritisk låge oksygenverdiar i Lurefjorden, men i Radsundet var oksygenivået svært lågt med 2,2 ml oksygen/l i djupvatnet i november 1998. Sedimentet på dei to stasjonane nær munninga av sigevassleidninga viste tendens til nedgang i organisk innhald og den negative trenden som vart påvist i 1995, synest å ha stoppa opp. Botndyra var påverka av sigevassutslippet på stasjonen like ved utslippspunktet, men artsforekomstane tyder på ei betring av tilhøva med omsyn på ureining av organisk materiale. I Kråkeosen ca. 500 m frå utslippspunktet var botnfaunaen naturleg og normalt artsrik. Sedimentet på alle dei undersøkte stasjonane var monalege ureina av PAH. PCB fanst i konsentrasjonar over bakgrunnsnivå på stasjonen nærast munningen av sigevassleidninga. Det var og til dels monalege forekomstar av tungmetall i sedimentet. Analysar av organismar tyder på at utslappa frå avfallsplassen bidreg til overkonsentrasjonar av benzo(a)pyren og andre PAH, krom, PCB og moglegvis kopar i noke av dei undersøkte organismane.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljø Sjø Sigevatn Lurefjorden 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environment Seawater Seepage water Lurefjorden
--	--


Evy Rigmor Lømsland
Prosjektleder


Kari Nygaard
Forskningsleder


Bjørn Braaten
Forskningsjef

ISBN 82-577-3655-4

Resipientgransking i Lurefjorden 1998

Forord

Rapporten er utarbeidd av NIVA på oppdrag av Nordhordland og Gulen Interkommunale Renovasjonsverk (NGIR). Rapporten inneheld ei vurdering av miljøforholda av området nær utsleppspunkta for sigevatn og overflatevatn frå Kjevikdalen avfallsplass.

Harald Johansen har vore kontaktperson hos NGIR og ansvarleg for fisking av torsk og fangst av taskekrabbe.

Hos NIVA har følgjande personar vore involverte: Feltarbeidet blei utført av Einar Nygaard, Arild Sundfjord, Torbjørn M. Johnsen og Evy R. Lømsland. Oksygenanalysane er gjort av Camilla Grimsby. Opparbeiding av organismar for kjemiske analysar er utført av Frank Kjellberg og Tom Tellefsen. Unni Efraimsen har gjort kornfordelingsanalysane. Botndyrprøvene er sortert av Jarle Håvardstun. Brage Rygg har identifisert Mollusca og Crustacea og gjort statistiske analysar. Eivind Oug har identifisert Polychaeta og øvrige grupper og vore ansvarleg for rapportering av resultat frå blautbotn. Arild Sundfjord har vore ansvarleg for rapportering av hydrografidelen. Evy R. Lømsland har vore prosjektleiar og ansvarleg for rapportering av dei resterande delane av rapporten. Jon Knutzen har bistått med kommentarer til rapportutkast.

Bergen 24. august 1999

Evy Rigmor Lømsland

Innhald

Samandrag	6
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Mål for granskinga	8
3. Forureiningstilførsler	8
4. Feltarbeid, stasjonar	9
5. Hydrografi	12
5.1 Lurefjorden	12
5.1.1 Måleprogram og metodikk	12
5.1.2 Resultater	12
5.1.3 Diskusjon	14
5.2 Radsundet	17
5.2.1 Måleprogram og metodikk	17
5.2.2 Resultat	17
5.2.3 Diskusjon	21
6. Sediment og botnfauna	22
6.1 Metodikk	22
6.1.1 Prøvetaking	22
6.1.2 Analysemetodar	22
6.1.3 Talhandsaming	22
6.2 Resultat	23
6.2.1 Prøvetaking	23
6.2.2 Botnsediment	23
6.2.3 Botnfauna	25
6.3 Vurdering av resultata	28
7. Miljøgifter i sediment	30
7.1 Generelt om dei aktuelle miljøgiftene	30
7.2 Materiale og metodar	32
7.3 Resultat	32
7.3.1 Polysykliske aromatiske hydrokarbon - PAH i sediment	32
7.3.2 Polyklorerte bifenyl - PCB i sediment	33
7.3.3 Metall i sediment	34
7.4 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i sediment	35
8. Miljøgifter i organismar	37
8.1 Materiale og metodar	37

8.2 Resultat miljøgifter i organismer	37
8.2.1 Polyklorerte aromatiske hydrokarbon - PAH - i organismer	37
8.2.2 Polyklorerte bifenyl - PCB i organismer	39
8.2.3 Metallinnhold i organismer	40
8.3 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i organismer	41
9. Konklusjon	43
10. Referansar	44
Vedlegg A.	46

Samandrag

Målsetjinga med granskninga i 1998 var å gje ein status for miljøforholda i nærområdet til Kjevikdalen avfallsplass sett i samanhang med granskninga i 1995. I tillegg vart det etter tilråding frå Miljøvernavdelinga hjå Fylkesmannen i Hordaland fokusert spesielt på miljøgifter. Innsamlinga av materiale blei gjort hausten 1998.

Dei hydrografiske forholda i Radsundet og på djupaste punkt i Lurefjorden har tidlegare vore undersøkt i 1989/90 og 1995/96. Desse lokalitetane blei på nytt undersøkte hausten/vinteren 1998/99 med spesiell fokus på oksygennivået i djupvatnet.

Det vart ikkje på noko tidspunkt funne kritisk låge oksygenverdiar i Lurefjorden. I Radsundet derimot var oksygenverdiane i djupvatnet låge og Radsundet ser igjen ut til å vere inne i ei negativ utvikling. Ein oksygenkonsentrasjon på 2,2 ml O₂/liter i november 1998 plasserer botnvatnet i Radsundet i SFTs tilstandsklasse IV - "Dårlig". Det er imidlertid ingen ting som tyder på at den negative utviklinga i Radsundet kan setjast i samband med utsleppa frå Kjevikdalen avfallsplass.

Alle dei undersøkte stasjonane i Lurefjorden hadde høgt organisk innhald i botnsedimentet, men det er mest truleg at det høge innhaldet i dei djupe områda i Lurefjorden er eit naturleg fenomen. På stasjonane KJE2 og til dels på KJE4, som ligg på kvar si side av munninga av sigevassleidningen, var det teikn på noko nedgang i organisk innhald og den negative trenden frå først på 90-talet synest å ha stoppa opp. Botndyranalysen frå Kråkeosen (KJE1) viste at botnfauanaen var naturleg og normalt artsrik, men tilhøva på KJE4 låg på grensa mellom tilstandsklasse I - "Meget god" og II - "God" i SFT sitt klassifiseringssystem og viste påverknad frå sigevassutsleppet. Resultata frå KJE4 viste likevel teikn til betring i høve til granskninga i 1995.

Sedimentet på alle stasjonane i indre delen av Lurefjorden var monaleg ureina av PAH og fall inn under tilstandsklasse III - "Markert forurenset". Konsentrasjonen av PAH i Kråkeosen (KJE1) kan ha auka dei siste tre åra og førekomsten av benzo(a)pyren var fire gongar høgare i 1998 enn i 1995. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren i Kråkeosen plasserer sedimentet i tilstandsklasse IV - "Sterkt forurenset".

Berre på stasjon KJE4 låg førekomsten av PCB i sediment over eit høgt bakgrunnsnivå frå berre diffus belastning. Sedimentet var "Moderat forurenset", vel 3 gongar over "antatt høg bakgrunn" frå berre diffus tilførsel.

Metallkonsentrasjonane i sedimentet på dei undersøkte stasjonane kvalifiserer stort sett for nemninga "Markert forurenset" eller "Moderat forurenset" det vil sei tilstandsklasse III/II. Berre førekomstane av jern ligg innanfor eit normalområde på alle stasjonane.

Resultata frå analysar av organismar tyder på at utsleppa frå avfallsplassen bidreg til overkonsentrasjonar av benzo(a)pyren, krom, PCB og moglegvis kopar i nokre av dei undersøkte organismane.

På grunn av dei høge førekomstane av PAH og den negative utviklinga som Lurefjorden synest å vere inne i med omsyn på polysykliske aromatiske hydrokarbon, bør ny resipientgranskning finne stad om tre år. Det bør då vurderast å utvide stasjonsnettlet for å få kartlagt tilstanden i heile Lurefjorden. Mykje kan tyde på at komponentar frå sigevatnet vert spreidd over eit relativt stort område. Det bør derfor gjerast straummålingar nær utsleppspunktet for å få kartlagt straumforholda, særleg i dei djupa som er aktuelle for innlagring av sigevatnet.

Summary

Title: Resipient investigation in Lurefjorden 1998

Year: 1999

Author: Lømsland, E. R., E. Oug & A. Sundfjord

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3655-4

In connection with discharge of seepage water from Kjevikdalen waste disposal site a recipient investigation was carried out in the near vicinity of the disposal site and samples were taken in Lurefjorden, Kråkeosen and Kjevika. The aim of the investigation was to give the environmental status for the area in 1998 and see this in connection with earlier investigations. The investigation covers soft bottom, environmental pollutants (PAH, PCB, metal) in sediment and organisms and the hydrographic condition in both Lurefjorden and Radsundet.

The oxygen conditions in the deep water of Lurefjorden was good, but in Radsundet the level of oxygen was low, only 2,2 ml O₂/l in November 1998. The low level of oxygen in Radsundet can not be connected to the seepage discharge.

The organic content of the sediment at the two stations nearest the mouth of the seepage pipe indicated a reduced level over the last three years and the earlier negative trend of increasing organic content seemed to have reversed. Bottom fauna was negatively affected near the mouth of the pipe, but the community structure suggested improved conditions due to reduced load of organic matter. At Kråkeosen 500 meters away from the discharge point the fauna was natural with a normal number of species.

The sediments at all investigated stations were considerable contaminated with PAH. PCB above "background" level was only detected near the pipe mouth. Contamination with heavy metals (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr) in the investigated area were generally moderate.

Some of the organisms were moderate contaminated with benzo(a)pyren, chromium, PCB and probably copper.

1. Bakgrunn

Bakgrunn for granskinga var ein førespurnad frå Nordhordland og Gulen Interkommunale Renovasjonsselskap I/S (NGIR) om ei resipientgransking i indre del av Lurefjorden, Kråkeosen og Kjevika for kontroll av miljøforholda i nærområdet til sigevassutsleppet frå Kjevikdalen avfallsplass. Avfallsplassen har eksistert sidan årsskiftet 1982/1983. I vilkåret for driftsløyve inngår mellom anna krav til overvakingsprogram. Granskinga er ei oppfølging og vidareføring av den resipientgranskinga som blei gjort av NIVA i 1995 (Lømsland et al. 1995). Resipienten blei også granska i 1989 (Johannessen et al.1990).

I resipientgranskinga denne gongen vart det etter anbefaling frå Miljøvernavdelinga spesielt lagt vekt på kartlegging av miljøgifter i sediment og organismar, men blautbotnfaunaen på dei mest belasta stasjonane blei og undersøkt.

I tillegg skulle dei hydrografiske forholda i Lurefjorden og Radsundet undersøkast på nytt. Dette er ei oppfølging av tidlegare granskingar utført av NIVA i 1989-90 (Golmen, 1991) og 1995-96 (Golmen & Nygaard 1996 a,b).

2. Mål for granskinga

- Granskinga skal :
- 1) Gje status for miljøforholda i 1998 med spesiell fokus på miljøgifter.
 - 2) Sjå om miljøet har endra seg sidan siste gransking.
 - 3) Gje eit referansemateriale for framtidige granskingar.

3. Forureiningstilførsler

Kjevikdalen avfallsplass tar imot avfall frå hushaldningar og næringsverksemd. Det foregår og vraking av bilar på avfallsplassen. Deponeringsmengda dei siste åra har vore ca. 20-25.000 tonn/år. Sidan oppstarten i 1982 fram til 1998 er det totalt deponert 330.000 tonn, inkludert dekkmassar, som utgjer ca. 25 % av avfallsmengda.

Sigevatn frå Kjevikdalen avfallsplass blir tilført resipienten på to ulike måtar. Vatn frå botnen av fyllinga går gjennom eit betongrør (200 mm MUVA-mufferør) ned til ein sigevassdam med kum nedafor fyllinga. Kummen ligg i skråninga inst i Kjevika, og sigevatnet vert herfrå leidd gjennom ein ca. 450 m lang utsleppsleidning (280 mm PEH-rør) ut gjennom Kjevika til Kjeviktangen og sleppt ut på 30 meters djup (jfr. kart fig 3.1). I tillegg blir overflatevatn frå frå områda ovanfor sjølve fyllinga ført ned til Kjevika og sloppe ut i ein bekk der. Dette vatnet vert ført i eit røyr gjennom fyllinga og samla i ein kum før det renn til Kjevika som ein bekk. Analysar av dette overflatevatnet viser at det på vegen gjennom fyllinga vert ureina av sigevatn. Overflatevatn frå sjølve fyllinga vert prøvd samla opp med ein demning og ført bort gjennom sigevassleidningen. NGIR går ut frå at ca. 95 % av

overflatevatnet frå sjøve fyllinga vert fanga opp, resten renn ned i Kjevika. Det førekjem såleis to slags utslepp, eit utslepp inst i Kjevika og eit utslepp på 30 meters djup ved munningen av Kjevika.

Avløpsmengda varierer med nedbøren. Månadsgjennomsnitt for avløpsleidningen ligg hovudsakleg under 10 liter/sek (data frå NGIR). Enkeltregisteringar syner at vassmengda berre sporadisk overstig 50 liter/sek og då berre i korte periodar (timar). Gjennomsnittleg vassføring for åra 1995-1998 låg mellom 4,8 og 7,4 liter/sek. Berekna totalutslepp til Lurefjorden i 1997/98 var for kvikksølv: 511/105 gram, bly: <2,3 kg/<760gram, kadmium: <700/<266 gram, krom: < 3,7/=1,47 kg, kopar: = 2,5/2,2 kg, sink: = 14,6/24 kg, jern: = 7,8/6,5 tonn, PCB: < 500/<48 gram og PAH: = 4,3 kg. Berekningane for 1997/1998 er gjort ut frå eit gjennomsnitt av 11/12 analysar av sigevatnet for kvikksølv, bly, kadmium, krom, kopar og jern, ut frå 5/4 analysar av sigevatnet for sink og ut frå 2/2 analysar av PCB, mens PAH berre vart analysert i to gongar i 1997 (NGIR, Årsrapport for overvåkingsprogram 1997/98). Analysane som berekningane er gjorde ut i frå, er utførte av Alex Stewart Env. Services (ASA).

Mengda overflatevatn som vert sleppt ut, ligg noko høgare, men månadsgjennomsnittet ligg under 20 l/s. Enkeltregisteringar syner at verdiar på 360 l/s kan finnast heilt sporadisk innafør eit særst kort tidsintervall.

Dei kjemiske analysane syner overkonsentrasjonar av både nærings salt og tungmetall, noko som er vanleg i avlaupsvatn frå avfallsplassar. Ut frå eldre data og NGIR sin årsrapport for prøvetakingsprogrammet i 1997/98 er verdiane generelt betydeleg høgare i avlaupsvatnet i sigevassleidningen enn i overflatevatnet i bekken. Dataene syner og at særleg tungmetallkonsentrasjonane varierer sterkt med store forskjellar mellom maksimums- og minimumsverdiane.

4. Feltarbeid, stasjonar

Hovudinnsamlinga blei gjort 24-25.09.99 ved bruk av M/S "Solvik" med Leon Pedersen som skipper. Driftssjef Harald Johansen frå NGIR var med under deler av feltarbeidet. Alle sedimentprøvene blei samla inn og det vart gjort hydrografimålingar i Lurefjorden og Radsundet.

Hydrografimålingar i Lurefjorden og Radsundet blei gjort 26.11.98 og 06.02.99.

Det var planlagt innsamling av blåskjel på stasjonane KJE1, KJE4 og inst i botnen av Kjevika (KJE10, KJE11 og KJE12), men det fanst ikkje blåskjel på desse stasjonane. I staden for blåskjel vart det derfor samla inn strandsnegl. På moloen inne i Kjevika (KJE13) fanst blåskjel og desse vart samla inn for samanliknande analyse. Innsamlinga blei gjort 29.10.98.

I 1995 vart det samla inn blåskjel både frå KJE2 og KJE4. Kvifor det ikke vart funne blåskjel på desse stasjonane i 1998 er det vanskeleg å seia noko om. Det er svært verhardt i Lurefjorden og eit relativt ubetydeleg luftdrag set raskt opp betydelege bølger. Dei blankskurte bergja på desse to stasjonane viser tydeleg at bølgjene bryt. Lavbeltet av *Verrucaria maura* går høgt noko som er og typisk for utsette lokalitetar. Det kan derfor hende at uver har hindra setlinga av blåskjellarvar dei siste åra, men det forklarar ikkje kvifor dei blåskjela som var etablert i 1995 er borte. Sniglane som vart samla inn sat alle gøymt i sprekkjer.

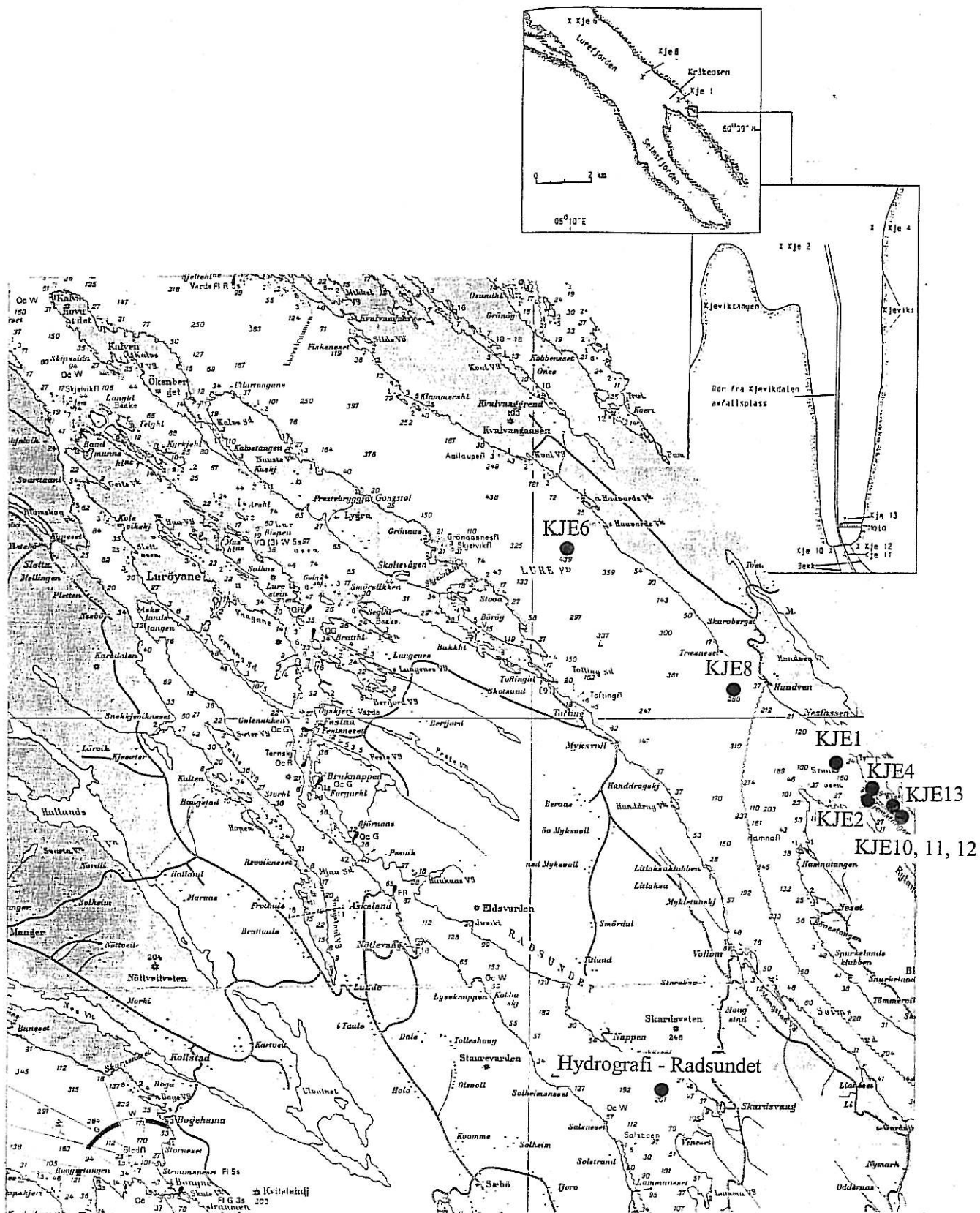
Fangst av krabbe og torsk blei gjort av lokal fiskar og gjekk føre seg heile hausten. Krabbane (20 stk.) vart fanga i perioden september-oktober. Lite torsk ført til tre månaders fangstperiode (september-november) for å få fanga 18 torskar.

Stasjonane er dei same som i dei tidlegare granskingane i Lurefjorden (Johannessen et al. 1990, Lømsland et al 1995). For å få ein betre oversikt over influensområdet til avfallsplassen vart det imidlertid oppretta ein ny stasjon ca. 1 km frå stasjon KJE1 nordaust for utsleppspunktet.

Oversikt over stasjonane er vist i **Figur 1**.

Stasjonane har dei same symbola som i granskinga i 1989 (Johannessen et al. 1990). Dette er gjort for å lette samanlikninga mellom dei ulike granskingane. Det er viktig i vere merksam på at nummerrekkefølgen på stasjonane ikkje har samanhang med avstanden frå utsleppsstaden. KJE2 og KJE4 ligg like ved og på kvar si side av utsleppspunktet. Stasjonane KJE1, KJE8 og KJE6 kjem i aukande avstand frå munninga av sivevassleidningen.

Metodikk vert omtalt under dei ulike hovudkapitla.



Figur 1. Kart over området (kopi fra draft med stasjonar merka med ● og skjematisk figur frå Johannessen et al. 1990).

5. Hydrografi

5.1 Lurefjorden

5.1.1 Måleprogram og metodikk

Målingar frå 1989-90 (Golmen, 1991) viste fallande oksygenverdiar i Lurefjorden frå september og til over årsskiftet. Ein kunne tenkja seg at dette var ein typisk trend for denne fjorden og det vart derfor gjort målingar i september og november 1995 og januar 1996 for å detektere O₂-minimum (Golmen & Nygaard 1996). For å kunne gjera ei samanlikning med desse målingane ynskte NGIR å gjera tilsvarande målingar hausten 1998 og vinteren 1999. Målingane blei gjort 25.09.98, 26.11.98 og 06.02.99 i den djupaste delen av fjorden (60°41.048N, 05°10.343E).

Kvar måling omfattar ein hydrografisk profil tatt med Sea-Bird SBE19 CTD-sonde. Temperatur, konduktivitet og trykk vert målt automatisk mens sonden vert senka ned til botnen med ein vinsj. Avstanden mellom registreringane blei sett til 0,5 sekund, og verdiane vart i ettertid midla til kvar andre meter for plotting.

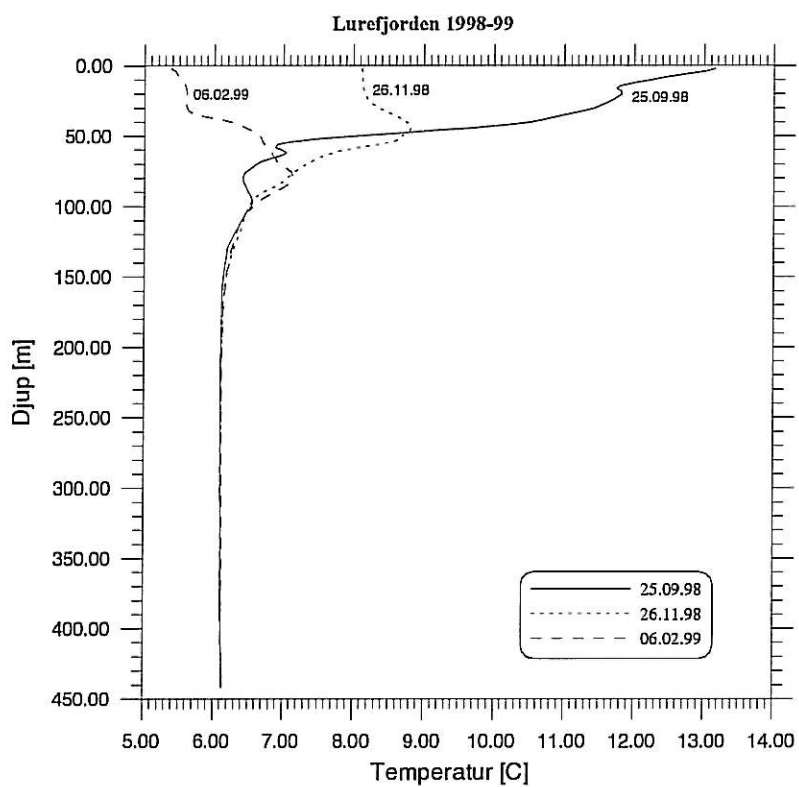
Det blei vidare tatt vassprøver for oksygenanalyse i faste djup frå overflatelaget og ned til 400 m djup (6 prøvedjup: 20 m, 50 m, 100 m, 200 m, 300 m og 400 m), etter same mønster som tidlegare år. Vassprøvene blei i ettertid analysert ved NIVA-Vest. Oksygenanalysane er gjort etter Winklers metode.

5.1.2 Resultater

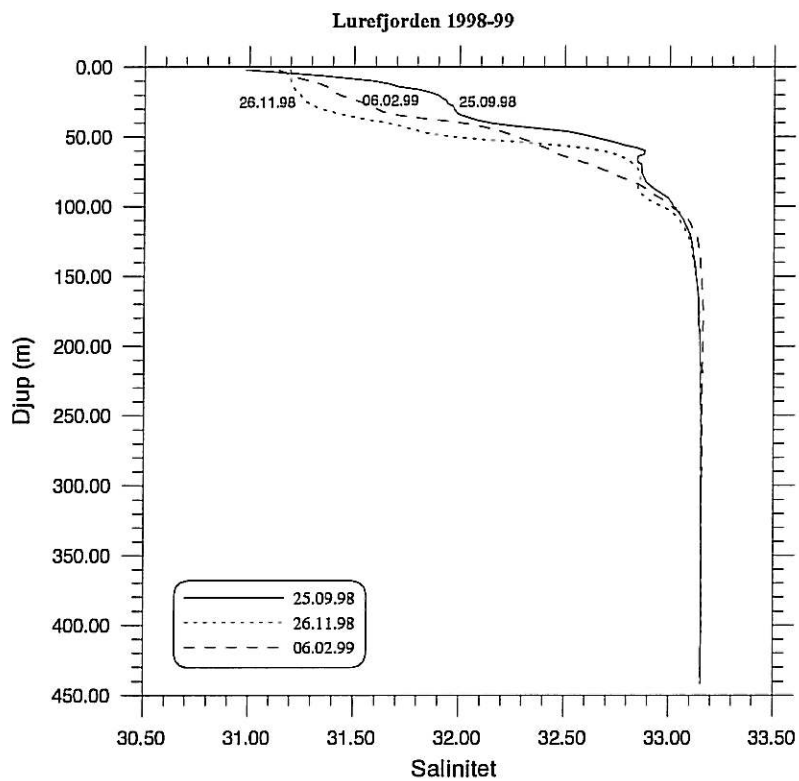
Figur 2 og **Figur 3** viser vertikalprofilar av temperatur og salinitet frå målingane gjort i Lurefjorden hausten 1998/vinteren 1999. Målingane viser at temperaturen (**Figur 2**) blir lågare i dei øvste 50 m av vassøyla utover hausten/vinteren. Dette skuldast avkjøling frå atmosfæra. Effekten av sommaroppvarminga er tydeleg som eit temperaturmaksimum, som stadig trengjer seg djupare ned i vassøyla samstundes som det minkar i "styrkje". I november finn ein dette temperaturmaksimumet rundt 50 m djup, mens det i februar har trengt ned til omlag 80 m djup.

Saliniteten (**Figur 3**) i dei øvste 40-50 m av vassøyla var lågast i slutten av november, som følgje av sterk ferskvatnavrenning frå land om hausten. Denne trenden minkar utover vinteren.

Temperatur og salinitet (og dermed også tettleik) i djup større enn 200 m varierer marginalt gjennom perioden. Dette tyder på svak utskifting av dei djupe vassmassane i Lurefjorden, og er i samsvar med tidlegare observasjonar.



Figur 2. Temperatur i djupaste delen av Lurefjorden haust 1998 - vinter 1999.



Figur 3. Salinitet i djupaste delen av Lurefjorden haust 1998 - vinter 1999.

Tabell 1 viser resultatene frå dei siste oksygenmålingane i Lurefjorden. Oksygenmetnings-verdiane er rekna ut frå temperatur og salinitet. Det er høg metningsprosent (70-90 % metning) i dei øvste 100 m gjennom heile perioden. I dei djupare vassmassane ligg oksygenmetninga rundt 50-60%. Dei absolutt lågaste verdiane finn ein for alle måletidspunkta i 200 meters djup, mens oksygeninnhaldet igjen aukar mot botnen.

I alle djup unntatt 20 og 200 m er oksygeninnhaldet lavast i målinga 26.11.98. Merk at sjølv om oksygenmengda i 20 m djup aukar frå månad til månad er det samstundes ein nedgang i metningsgrad som følgje av det store temperaturfallet i perioden. Det er generelt meir oksygen i prøvene i februar enn ved dei fyrste målingane i september. Unntaket her er prøven frå 100 m djup, der det er ein svak nedgang i oksygeninnhald frå september til februar.

Resultat frå oksygenmålingane gjort av NIVA i Lurefjorden i 1992 og 1995/96 er vist i **Tabell 2**. Målingane frå november 1992 viste ein oksygenverdi på bare 2,94 ml/l i 400 m djup. Det var generelt litt lågare oksygeninnhald i november 1992 enn hausten 1995/vinteren 1996.

Også resultatene frå 1989-90 (Golmen, 1991) viser lavast oksygeninnhald utover hausten/vinteren. Her ligg verdiane for 200 og 400 m på omlag samme nivå, ca. 3,5 - 4,0 ml/l, gjennom det meste av årssyklusen. I 200 m djup er det ein auke i oksygeninnhaldet i desember som kan vera årsaka av indre bølger (eller reell utskifting), mens oksygeninnhaldet i 400 m aukar til over 5,0 ml/l i juli 1990. Det må her merkast at målingane i 1989-90 blei tekne lenger ute i fjorden enn i 1998-99.

5.1.3 Diskusjon

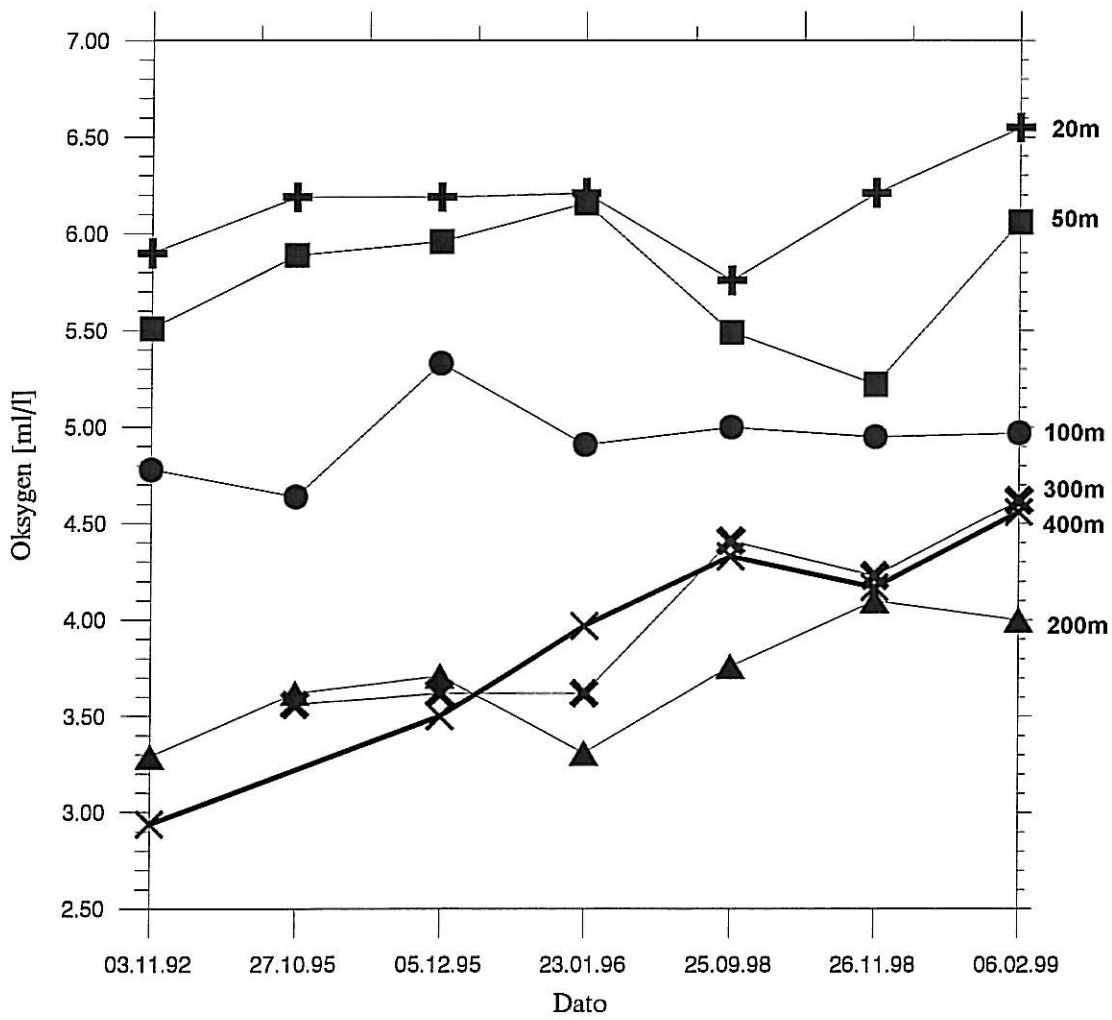
I den djupaste delen av vassøyla (200-400 m) blei det i 1989-90 og 1992 funne svært lave oksygenverdiar. Målingane frå 1995-96 viser ei viss betring i forhold til dette. **Figur 4** viser kordan oksygeninnhaldet har endra seg frå 1992-99 i dei ulike måledjupa. Resultata frå den siste undersøkinga (1998-99) viser ein klar auke i oksygeninnhaldet i 3-400 m djup, med minsteverdi på 4,17 ml/l 26.11.98. Dette tilsvarer 59,7% oksygenmetning. I 200 m djup var verdiane framleis låge, med eit minimum på 3,76 ml/l (53,8% metning) i september 1998, men likevel høgare enn i de tidlegare måleseriane. Det er altså ikkje på noko tidspunkt i dette måleprogrammet funne kritisk låge oksygenverdiar i vassøyla i Lurefjorden. I forhold til SFTs kriterium for klassifisering (Molvær et al. 1997) er tilstanden i alle djup og ved alle målingar "God" eller "Meget god".

Tabell 1. Tabellen viser dato, djup, temperatur, salinitet, oksygen, oksygenmetningspunkt og oksygenmetning for prøvene frå Lurefjorden hausten 1998/vinteren 1999.

Dato	Djup (m)	Temperatur (°C)	Salinitet (ppt)	Oksygen (ml/l)	Metnings-Punkt (ml/l)	Metning (%)
25/09-98	20	11,82	31,90	5,76	6,19	93,1
"	50	7,99	32,63	5,49	6,71	81,8
"	100	6,54	33,02	5,00	6,92	72,3
"	200	6,10	33,15	3,76	6,99	53,8
"	300	6,10	33,15	4,41	6,99	63,1
"	400	6,11	33,15	4,33	6,99	61,9
26/11-98	20	8,16	31,25	6,21	6,75	92,0
"	50	8,68	31,98	5,22	6,63	78,7
"	100	6,50	32,96	4,95	6,93	71,4
"	200	6,12	33,15	4,10	6,98	58,7
"	300	6,11	33,15	4,23	6,99	60,5
"	400	6,11	33,16	4,17	6,99	59,7
06/02-99	20	5,61	31,43	6,55	7,15	91,6
"	50	6,67	32,27	6,06	6,94	87,3
"	100	6,57	33,01	4,97	6,92	71,8
"	200	6,13	33,16	4,00	6,98	57,3
"	300	6,12	33,16	4,62	6,99	66,1
"	400	6,12	33,15	4,56	6,99	65,2

Tabell 2. Oksygeninnhald (ml/l) i alle måledjup i djupaste del av Lurefjorden, 1992 og 1995/96.

Dato	21.05.92	03.11.92	27.10.95	05.12.95	23.01.96
Djup (m)					
20	7.36	5.90	6.19	6.19	6.21
50	6.87	5.51	5.89	5.96	6.16
100	5.69	4.78	4.64	5.33	4.91
200	3.78	3.29	3.62	3.71	3.31
300	3.42	* ikkje målt	3.56	3.62	3.62
400	3.34	2.94	* ikkje målt	3.50 (NB! 370 m)	3.97



Figur 4. Endring i oksygeninnhald i Lurefjorden haust/vinter 1992-1999.

5.2 Radsundet

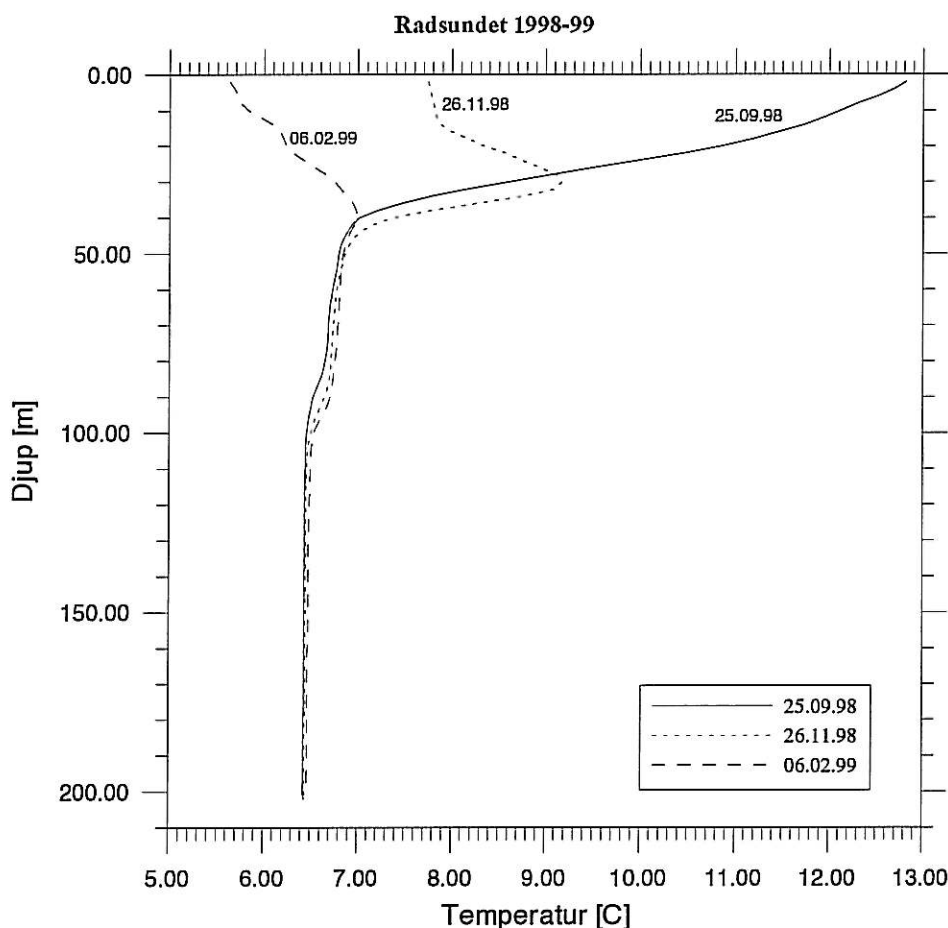
5.2.1 Måleprogram og metodikk

På same måte og til same tid som i Lurefjorden blei det hausten 1998 og vinteren 1999 tatt hydrografiske profilar med Sea-Bird CTD og oksygenprøver i djupa 20, 50 100 og 200 m i Radsundet. Målingane blei gjort der sundet er djupast, i overkant av 200 m (60°36.313N, 05°11.688E).

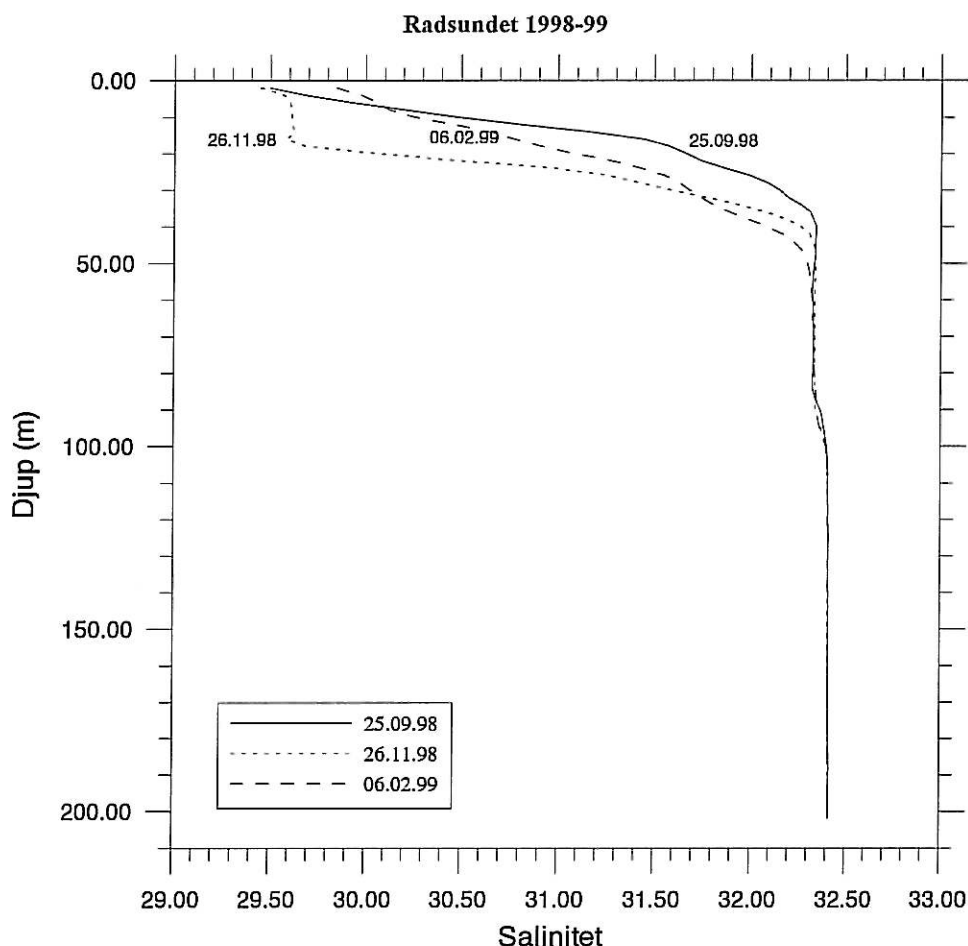
Handsaminga av datamaterialet er elles den same som omtalt i kapittel 5.1.1.

5.2.2 Resultat

Figur 5 og **Figur 6** viser korleis temperatur og salinitet endra seg i måleperioden. Som i Lurefjorden fall temperaturen (**Figur 5**) i det øvste vasslaget utover vinteren, mens sommaroppvarminga gjorde seg gjeldande lenger ned i vassøyla etter kvart som tida gjekk. Lågast salinitet (**Figur 6**) blei registrert i november. Det var berre små variasjonar i temperatur og salinitet i djup større enn 100 m.



Figur 5. Temperatur i djupaste del av Radsundet haust 1998 - vinter 1999.



Figur 6. Salinitet i djupaste delen av Radsundet haust 1998 - vinter 1999.

Oksygenmålingane (**Tabell 3**) i den djupaste delen av Radsundet viste jevnt over låge verdier. Ingen av prøvene frå djup større enn 20 m hadde metning på over 55% i perioden. I 20 m var det ein markert auke frå september (4,72 ml/l eller 74,6%) til februar (6,18ml/l - 87,5%). I 50 m djup vart oksygenmengda noko redusert i måleperioden, mens det i 100 og 200 m var lågast oksygeninnhald i novembermålingane. I 200 m djup er det likevel lågare verdier i februar enn i september.

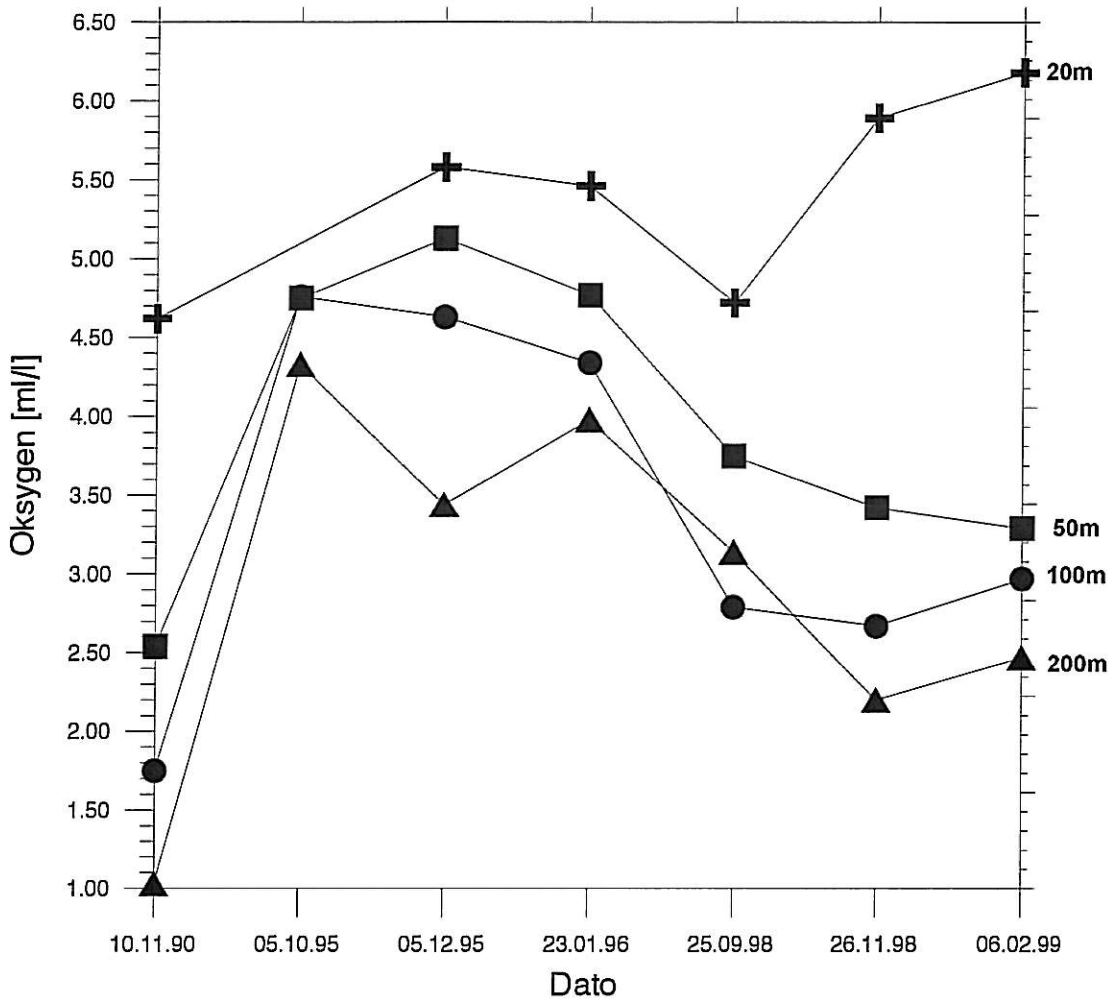
Tabell 4 viser målingar gjort i den djupaste delen av Radsundet i 1990, 1992 og 1995-96. Verdiane frå november 1990 (Golmen 1991) er svært lave, spesielt frå 50 m og nedover i vassøyla. Seinare målingar gjort av NIVA sommaren 1992 viste ei klar betring i området, sjølv om oksygeninnhaldet framleis var lavt nær botnen. Ein meir omfattande måleserie gjort hausten 1995/vinteren 1996 viste at betringa hadde halde fram og at det var brukande oksygentilhøve i alle måledjup. Samanlikna med desse målingane viser dei nye verdiane frå 1998-99 (**Tabell 3**) at tilstanden i djuplaget i Radsundet har vorte verre. I 20 m djup er oksygeninnhaldet omtrent det same. På 50 m djup er lågaste verdi i 1995/96 4,75 ml/l mens det i 1998/99 ble registrert oksygeninnhald heilt ned i 3,29 ml/l. Likeins fell minimumsverdiane i 100 m frå 4,34 ml/l til 2,67 ml/l og rundt 200 m frå 3,44 ml/l til 2,20 ml/l.

Tabell 3. Tabellen viser dato, djup, temperatur, salinitet, oksygen, oksygenmetningspunkt og oksygenmetning for prøvene frå Radsundet hausten 1998/vinteren 1999.

Dato	Djup (m)	Temperatur (°C)	Salinitet (ppt)	Oksygen (ml/l)	Metta oksygen (ml/l)	Metning (%)
25/09-98	20	10,86	31,66	4,72	6,33	74,6
"	50	6,81	32,34	3,75	6,91	54,3
"	100	6,46	32,40	2,79	6,96	40,1
"	200	6,43	32,42	3,14	6,97	45,1
26/11-98	20	8,34	30,05	5,89	6,77	87,0
"	50	6,87	32,34	3,42	6,90	49,6
"	100	6,50	32,39	2,67	6,96	38,4
"	200	6,44	32,42	2,20	6,97	31,6
06/02-99	20	6,24	31,07	6,18	7,06	87,5
"	50	6,85	32,30	3,29	6,91	47,6
"	100	6,53	32,40	2,97	6,95	42,7
"	200	6,46	32,42	2,47	6,96	35,5

Tabell 4. Oksygeninnhald (ml/l) i alle måledjup i djupaste delen av Radsundet, 1990, 1992 og 1995/96.

Dato	10.11.90	27.06.92	05.10.95	05.12.95	23.01.96
Djup (m)					
20	4,62	* ikkje målt	* ikkje målt	5,58	5,46
50	2,54	4,15	4,75	5,13	4,77
100	1,75	4,49	4,76	4,63	4,34
180 ⁽¹⁾ /195 ⁽²⁾	1,03 ⁽¹⁾	2,38 ⁽¹⁾	4,33 ⁽¹⁾	3,44 ⁽²⁾	3,98 ⁽²⁾



Figur 7. Endring i oksygeninnhold i djup 20, 50, 100 og 200 m, i den djupaste delen av Radsundet, haust/vinter frå 1990-1999.

5.2.3 Diskusjon

Det er tydeleg at Radsundet som har klare topografiske hindringar for utskifting av vassmassane, går gjennom store variasjonar i oksygeninnhald og då spesielt i den djupare delen av vassøyla. I **Figur 7** visest endringane i oksygeninnhald haust/vinter frå 1990 til 1999 .

I 1990 blei det funne oksygenmetning heilt ned i 15% i 180 m djup og 20% i 100 m djup. Måleserien i 1995-96 viste ei klar betring til 60% metning i djupvatnet (195m) og mellom 60% og 70% i intermediært djup (100 m). I datamaterialet frå 1998-99 framgår det at metningsverdiane i dei same djupa har blitt redusert til høvesvis 30-45% og ca. 40%. I 50 m djup blei det registert ein nedgang på omlag 20%, frå ca. 70% i 1995/96 til rundt 50% i 1998/99. Verdiane i 20 m er i same størrelsesorden i begge måleseriane. Minimumsverdien i 1998 på 2,2 ml oksygen/l fell inn under tilstandsklasse IV - "Dårlig" etter SFTs tilstandskriterium.

Kor mykje av desse svingingane som kan tilskrивast lokal påverking (tilførsjar frå land, lokalt oksygenforbruk osv.) eller variasjonar i vassutveksling med omliggande fjordområde er uklart. Ut frå dei målingane som er omtala her, er det ikkje grunnlag for å seie at det er nokon samanheng mellom utsleppa av organisk materiale inst i Lurefjorden og oksygentilhøva i djupvatnet i Radsundet.

6. Sediment og botnfauna

6.1 Metodikk

6.1.1 Prøvetaking

Det blei tatt botnprøver på i alt fem stasjonar KJE1, KJE2, KJE4, KJE6 og KJE8 (**Figur 1**). Alle stasjonane KJE1-KJE6 blei og prøvetatt og opparbeidd ved granskingane i 1989 og 1995 (Johannessen et al. 1990, Lømsland et al. 1995). KJE8 er ein ny stasjon.

Prøvene blei tatt med ein 0.1 m² 'van Veen' type botngrabbb. På alle stasjonar blei det tatt delprøver av overflatesediment (0-2 cm) for analyse av kornstorleik (% silt og leir) og organisk innhald. Det blei laga ei blandprøve frå tre parallelle grabbhogg til analysene. Sediment for alle stasjonane, med unntak for KJE2, vart og analysert for miljøgifter (Kapittel 7). Under prøvetakinga blei det gjort ei visuell vurdering av botnsedimentet som og blei kontrollert for innhald av hydrogensulfid (H₂S).

Prøver av botnfauna blei tatt på KJE1 og KJE4. På baa stasjonane blei det tatt fire parallelle grabbhogg. Dei fire hogga vart sikta på 5 og 1 mm sifter og restmaterialet frå siktinga blei konservert i 4 % nøytralisert formaldehydløysing.

Prøvetakinga blei utført 24. september 1998.

6.1.2 Analysemetodar

Kornstorleiken i sedimentet (% silt og leir, partiklar < 0.063 mm) blei bestemt ved våtsikting. Det organiske materialet i sedimentet vart bestemt som glødetap, totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Glødetapet er vekttafet av prøven mellom tørking ved 105°C og brenning ved 550°C. Analysane av TOC og TN blei gjort ved bruk av ein elementanalysator etter at uorganisk karbonat i prøvene var fjerna med saltsyre.

Prøvene av botnfauna blei opparbeidd ved at dyra blei sortert frå siktematerialet under lupe ved 4-10 x forstørring, identifisert og telt. Dei fleste artene blei identifisert til art.

Prøvene frå KJE4 inneheldt mykje skjelsand og organisk detritus. Ved opparbeidding av desse blei det lettaste materialet, dvs. organisk detritus og små lette organismar, skylt ut frå skjelsanden og tilverka separat. Denne fraksjonen inneheldt mesteparten av arter og individ. I to prøver (grabbhogg 1 og 3) blei alle større dyr plukka ut og 1/4-del av restmaterialet gjennomsoekt, mens i dei to andre prøvene blei hele fraksjonen opparbeidd kvantitativt. For alle prøvene vart 1/10-del av skjelsandfraksjonen opparbeidd.

6.1.3 Talhandsaming

Botnfaunaen på kvar av stasjonane blei karakterisert ved total mengd artar, individmengde for artane, mål for artsmangfald (= diversitet) og artssamansetjing. Dei same måla vart og nytta ved dei tidlegare granskingane. Måla for artsmangfald er veiledande for karakterisering av miljøtilstand saman med kunnskap om biologien til dei einskilde artane.

Artsmangfald reknast ut ved indeksar eller funksjonar. Det er brukt to mål for å uttrykkje artsmangfald:

Shannon-Wiener indeks (H'). Indeksen har eit verdiområde som varierer frå null til ca. 5. Talverdien aukar ved aukande tal arter og når individa er jamt fordelt mellom artene. Låge verdiar markerer dårlege forhold, mens verdiområdet 3-5 indikerer normale til gode forhold. I SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet er 'meget god tilstand' representert ved verdiar > 4 (Molvær et al. 1997).

Hurlberts indeks $E(S_{100})$ er ein indeks som gir forventa tal på arter i prøver ved ei individmengd standardisert til 100 individ. Indeksen bereknes frå ein funksjon som relaterer tal på arter og individmengd i prøvene. I SFTs veiledning er 'meget god tilstand' representert ved indeksverdi (mengd arter) > 26 (Molvær et al. 1997).

I tillegg til artsmangfald er det også rekna ut ein artsindeks (*AI*) som gir eit mål for forkomst av arter som er følsame for forureining (Rygg 1995). Verdiar lågare enn 5 syner dominans av arter som tolererer forureining, mens høgare verdiar (> 6) syner at følsame arter dominerer.

6.2 Resultat

6.2.1 Prøvetaking

Samanfattande data for prøvetaking er gjeve i **Tabell 5**. På stasjonane KJE1, KJE6 og KJE8 var det normalt fjordsediment med litt restar av skjel og synlege dyr. På KJE2 og KJE4 i Kjevika var det sand og skjelsand med mudder og plantemateriale frå land. I sikteresten frå KJE4 vart det og observert noko sagflis og boss. Det var svak lukt av hydrogensulfid i ei prøve frå den djupaste stasjonen, men elles var sedimentet utan lukt.

6.2.2 Botnsediment

Analysane av botnsediment er vist i **Tabell 6**. Det var finkorna sediment med høgt innhald av silt og leir på dei tre djupe stasjonane (KJE1, KJE6, KJE8), mens det naturleg nok var lågare innhald av finmateriale på stasjonane med skjelsand i Kjevika. Innhaldet av organisk materiale var etter måten høgt på alle stasjonane. Dei høgaste verdiane for organisk karbon (TOC) blei målt på KJE4, KJE6 og KJE8. Verdien var også høg for KJE2 sett i høve til at stasjonen var prega av sand og grovare fragment.

Sett ut frå SFT sitt klassifiseringssystem med omsyn på TOC kommer alle stasjonane i kategorien "meget dårlig tilstand". I dette systemet vert verdien for TOC normert ved å rekna om til teoretisk 100% silt og leir i sedimentet (Molvær et al. 1997). Omrekninga har liten innverknad for finkorna sediment. Ved tidlegare granskningar har det og vert nytta eit system for klassifisering med omsyn på glødetap (Bjerknes et al. 1988). Etter dette systemet vert glødetapet på KJE6 og KJE8 karakterisert som "svært høg belastning", mens verdiane på KJE1 og KJE4 svarer til "høg belastning". Glødetapet på KJE2 ligg innanfor kategorien "middels belastning".

Forholdstalet mellom organisk karbon og nitrogen (C/N-forholdet) hadde høg verdi for KJE2 og KJE4. Dette forholdstalet indikerer noe om materialet sin art. I sediment kor det organiske materialet i hovudsak har marint opphav (f. eks. daudt plankton), ligg C/N-forholdet på vektbasis i området 6-10, mens det i sediment som vert tilført store mengder materiale frå land, vil liggje over 10. C/N-verdiane indikerer derfor at KJE2 og KJE4 er påverka av organiske tilførsler frå land.

Tabell 5. Prøvetaking i Lurefjorden 24. september 1998: Stasjonar, djup og visuell utgreiing av botnsediment. Sikteresten blei granska i prøvene for botnfauna

Stasj.	Djup (m)	Observasjonar	Sikterest (materiale > 1 mm)
KJE 1	180	Brunleg mudder med litt skjelrestar. Inga lukt. Fulle grabbprøver. Like parallellprøver.	Volum ca. 0.1 liter i kvar prøve. Litt plantefragment, bladrestar og trebitar. Noe sagflis. Mye skal av store muslingar (<i>Thyasira</i>) og muslingar med tynt skal. Litt sand, sandinkrusterte foraminiferer. Mudderrør og mye småbitar av rør av børstemarken <i>Spiochaetopterus</i> .
KJE 2	30	Mørk skjelsand blanda med mudder. Inga lukt. Litt skjel og mark. ¾ fulle grabbprøver.	--
KJE 4	37	Mørk grått mudder med skjelsand og knuste skjel. Inga lukt. Omtrent fulle grabbprøver. Like parallellprøver.	Volum 4-5 liter i kvar prøve. For det meste sterkt forvittra skjelsand av muslinger og snigel (mye rissoider, <i>Bittium</i>), litt rester av rur og kråkeballar. Mye findelte plantefragment. Noe sagflis. Rester av plastmateriale og nylontrådar.
KJE 6	440	Mørkt grått mudder, litt mark og restar av kråkeballar. Litt lukt av H ₂ S i ei prøve. Fulle grabbprøver.	--
KJE 8	280	Mørk gråleg finkornet sediment. Slangestjerne. Inga lukt. Fulle grabbprøver.	--

Tabell 6. Kornstorleik, tørrstoff og innhald av organisk materiale (glødetap, TOC, TN, C/N-forhold) i overflatesediment i Lurefjorden 1998. Tilstandsklasse i høve til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist (klasse V 'meget dårlig tilstand') (Molvær et al. 1997). Resultat frå granskinga i 1995 (Lømsland et al. 1995) er vist for samanlikning.

Stasjon	Silt-leir %	Tørrstoff mg/g	Glødetap %	TOC mg/g	TN mg/g	C/N- forhold	Norm. TOC	SFT klasse
KJE 1 1995	79	315 285	19.1 19.9	61.6 49.3*	5.9 6.3	10.4 7.8	65.3	V
KJE 2 1995	24	407 264	9.6 15.9	32.4 45.9*	2.0 4.5	16.2 10.2	46.1	V
KJE 4 1995	55	258 191	21.9 30.5	106.0 104.0*	7.0 7.4	15.1 14.1	114.1	V
KJE 6 1995	98	219 189	28.4 29.3	97.6 77.4*	10.3 10.5	9.5 7.6	97.9	V
KJE 8	82	225	28.0	97.2	10.1	9.6	100.4	V

*Metoden for bestemming av TOC ved NIVAs lab vart endra i 1996 og gir no noko høgare verdiar. Eldre verdiar må aukast med 13% for samanlikning med nye målingar.

Samanlikna med resultatata frå 1995, synest det å ha vore ei auke i organisk innhald (TOC) på dei djupe stasjonane KJE1 og KJE6, mens det har vore ei nedgang på KJE2 i nærleiken av utsleppet for sigevatnet. Endringane på KJE1 og KJE6 var imidlertid ikkje store (tatt omsyn til korreksjon av verdiane) og kan tenkjast å representere naturleg variasjon. På KJE2 var endringa tydelegare. Her var det og ein tydeleg reduksjon i glødetapet. På den andre stasjonen nær utsleppet (KJE4) var det og nedgang i glødetap, mens karboninnhaldet viste inga endring. Resultata kan vere teikn på noko lågare tilførselar av organisk materiale i Kjevika.

6.2.3 Botnfauna

Tabell 7 gjev ein oversikt over artstal, individtal og berekna verdiar for artsmangfald for stasjonane. Verdiane for granskinga i 1995 er tatt med for samanlikning. **Tabell 8** viser tettleik for dei viktigaste artene i prøvene. Fullstendige artslister er gjeve i vedlegg.

Det var normale artstal i alle prøvene. Individtala var normale på KJE1, men nokså høge på KJE4. Artsmangfaldet var normalt til høgt på baa stasjonane. Det var nokså like resultat for dei parallelle prøvane. Vurdert etter SFT sine kriterium for klassifisering av miljøkvalitet fell KJE1 i tilstandsklasse I 'meget god tilstand', mens KJE4 fell på grensa mellom klasse I og klasse II 'god tilstand' (**Tabell 7**). Artsindeksen AI fekk høg verdi for KJE1. Dette visar at faunaen på denne stasjonen var prega av mange arter som er følsame for ureining.

Mange av artene på KJE1 er vanleg å finne i djupe fjordar på Vestlandet (**Tabell 8**). Botnfaunaen på KJE1 må derfor kunne karakteriserast som normal. Men faunaen har også eit klart særpreg som skil Lurefjorden frå andre fjordar. Det kan her kommenterast at fleire av dei dominerande artane av fleirbørstemark truleg ikkje er vitskapeleg beskrivne (t.d. *Aphelochaeta* sp., *Heteromastus* sp., *Tharyx* sp.). Dette kan ha samanheng med at Lurefjorden er ein topografisk avstengd fjord med grunne tersklar som hindrar utveksling av botnfauna med andre fjordområde.

Tabell 7. Mengd artar, individual, individtettleik og artsmangfald i prøvene av botnfauna i Lurefjorden 24. september 1998. Tilstandsklasse i høve til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist (klasse I 'meget god tilstand, klasse II 'god tilstand') (Molvær et al. 1997). Resultat frå granskninga i 1995 (Lømsland et al. 1995) er vist for samanlikning.

Stasjon	Prøve	Areal	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	ES ₍₁₀₀₎	AI	SFT Klasse
KJE 1 ¹⁾	1	0.1	39	166					
	2	0.1	36	177					
	3	0.1	39	193					
	4	0.1	41	174					
	Sum 1-4	0.4	64	710	1775	4.9	33.4	7.2	I
	1995	0.4	52	381	953	4.7	32.3		I
KJE 4 ¹⁾	1	0.1	41	871					
	2	0.1	34	418					
	3	0.1	46	666					
	4	0.1	39	437					
	Sum 1-4	0.4	69	2392	5980	4.0	22.4	6.1	I/II
	1995	0.4	57	5414	13535	3.4	19.0		II

1) Gruppa Nematoda (rundmark) er ikkje tatt med i berekninga fordi disse ikkje samlas kvantitativt ved prøvetaking.

Botnfaunaen på KJE4 hadde ei uvanleg samansetjing, særleg på grunn av dominansen av børstemarken *Typosyllis*, som er ei rovlevande form og berre sjeldan finst med høg tettleik. Mange av dei andre framståande artene finnes ofte ved høg organisk belastning (*Thyasira sarsi*, *Chaetozone*). Arten *Raricirrus beryli* kan og nemnast. Denne arten er vanleg omkring oljeplattformer i Nordsjøen, men har knapt vore registrert i norske farvatn før. Faunaen ber derfor preg av påverknad. Lokaliteten er klart rika opp av organisk materiale, men det kan og synast som om andre komponentar i utsleppa påverkar miljøet.

Samanlikna med prøvetaking i 1995 var resultatata ganske like for KJE1. I hovudtrekk dominerte dei same artene begge åra (Tabell 9), tatt omsyn til at nokre av dei 'ukjende' artene kan ha vorte registrerte med anna namn i 1995. Mengd artar og artsmangfald var og likt (Tabell 7). Individtettleiken økte, men ikkje meir enn kva som ofte kan finnast i botnfauna. På KJE4 blei også mange av dei same artene funne ved begge granskningane. Men fleirbørstemarken *Capitella capitata*, som var særst vanleg i 1995, vart knapt funne. Dette er ein karakterart for tung organisk oppriking, men den kan og variere sterkt i mengd. Som følgje av reduksjonen av *Capitella* vart individtettleiken lågare og artsmangfaldet høgare. Dette gir inntrykk av noko betre tilstand i 1998 enn i 1995.

Tabell 8. Dei viktigaste artene i botnprøver frå Lurefjorden i 1998. Alle arter med individtettleik > 40 ind/m² på ein eller begge stasjonar er tatt med.

	KJE 1 ind/m ²	KJE 4 ind/m ²
NEMERTINEA indet (båndmark)	43	25
NEMATODA indet (rundorm)	83	100
POLYCHAETA (fleirbørstemark)		
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (McIntosh, 1868)	235	3
<i>Pholoe baltica</i> Oersted, 1843	3	310
<i>Exogone hebes</i> (Webster & Benedict, 1884)	-	73
<i>Exogone verugera</i> (Claparede, 1868)	45	-
<i>Typosyllis cornuta</i> (Rathke, 1843)	10	1285
<i>Augeneria</i> sp	40	-
<i>Paradoneis eliasoni</i> Mackie, 1991	40	-
<i>Paradoneis lyra</i> (Southern, 1914)	-	225
<i>Prionospio cirrifera</i> Wiren, 1883	83	38
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> Czerniaavsky	10	113
<i>Spiophanes kroeyeri</i> Grube, 1860	45	3
<i>Raricirrus beryli</i> Petersen & George, 1991	-	693
<i>Aphelochaeta</i> sp	153	503
<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren, 1867	43	268
<i>Chaetozone</i> sp	-	65
<i>Tharyx</i> sp	110	215
<i>Heteromastus</i> sp	138	-
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973	-	268
Ampharetidae indet	58	18
<i>Polycirrus</i> cf. <i>norvegicus</i> (Wollebaek, 1912)	-	118
<i>Chone</i> cf. <i>duneri</i> Malmgren, 1867	-	88
<i>Jasmineira caudata</i> Langerhans, 1880	-	208
BIVALVIA (muslinger)		
<i>Thyasira equalis</i> (Verrill & Bush)	70	-
<i>Thyasira sarsi</i> (Philippi, 1845)	-	940
<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	-	58
CRUSTACEA (krepssdyr)		
<i>Cypridina norvegica</i> Baird	115	-
<i>Philomedes globosus</i> Lilljeborg	-	43
<i>Eriopisa elongata</i> Bruzelius	55	-
ECHINODERMATA (pigghudar)		
Ophiuroidea juv. Indet	50	-

Tabell 9. Dei 10 viktigaste artene på KJE1 og KJE4 i 1998 og 1995. Artene er lista i rekkjefølgje etter individmengd (mengd individ pr 0.4 m²). Grupper: B= børstemark, K = krepsdyr, M = musling, R = rundorm.

KJE 1 1998		ind	KJE 1 1995		ind
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	B	94	<i>Heteromastus filiformis</i>	b	46
<i>Aphelochaeta</i> sp.	B	61	<i>Tharyx</i> sp.	b	40
<i>Heteromastus</i> sp.	B	55	<i>Cypridina norvegica</i>	k	35
<i>Cypridina norvegica</i>	K	46	<i>Paradoneis lyra</i>	b	33
<i>Tharyx</i> sp.	B	44	<i>Thyasira equalis</i>	m	21
<i>Nematoda</i> ind.	R	33	<i>Eriopisa elongata</i>	k	19
<i>Prionospio cirrifera</i>	B	33	<i>Yoldiella fraterna</i>	m	14
<i>Thyasira equalis</i>	M	28	<i>Thyasira</i> sp.	m	13
<i>Ampharetidae</i> ind.	M	23	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	12
<i>Eriopisa elongata</i>	K	22	<i>Nucula</i> cf. <i>tumidula</i>	m	11
KJE 4 1998		Ind	KJE 4 1995		ind
<i>Typosyllis cornuta</i>	B	514	<i>Capitella capitata</i>	b	2188
<i>Thyasira sarsi</i>	M	376	<i>Typosyllis cornuta</i>	b	562
<i>Raricirrus beryli</i>	B	277	<i>Dodecaceria concharum</i>	b	420
<i>Aphelochaeta</i> sp.	B	201	<i>Tharyx</i> sp.	b	360
<i>Pholoe balthica</i>	B	124	<i>Caulleriella</i> sp.	b	325
<i>Chaetozone setosa</i>	B	107	<i>Thyasira sarsi</i>	m	320
<i>Mediomastus fragilis</i>	B	107	<i>Chaetozone setosa</i>	b	261
<i>Paradoneis lyra</i>	B	90	<i>Paradoneis lyra</i>	b	132
<i>Tharyx</i> sp.	B	86	<i>Polycirrus norvegicus</i>	b	100
<i>Jasmineira caudata</i>	B	83	<i>Exogone</i> sp.	b	83

6.3 Vurdering av resultatata

Alle stasjonane hadde svært høgt organisk innhald i botnsedimentet. Det er eit vanleg fenomen i mange fjordar at det naturleg kan vere eit høgt innhald av organisk materiale. I finkorna fjordsediment er det vanleg å observere 20-50 mg/g TOC, med høgst verdi i dei djupaste områdene. Ofte får fjordsediment derfor dårleg karakteristikk i samsvar med SFT sine kriterium for sediment. I straumpåverka sand- og skjelsandhaldige botnar kor finmateriale transporterast bort, er innhaldet lågare, ofte under 10 mg/g.

Det er mest truleg at det høge organiske innhaldet i dei djupe områdene av Lurefjorden er naturleg. På KJE1 og KJE6 var det berre mindre endringar i organisk innhald frå 1995. Samanlikna med tidlegare målingar (1989), då berre glødetap vart bestemt (Johannessen et al. 1990) var det mest inga forskjell. C/N-forholdet, som og var normalt for fjordsediment med noko tilførsel av plantemateriale frå land, støtter opp under dette.

I Kjevika (KJE2 og KJE4) var det teikn til noko nedgang i organisk innhald, særleg på KJE2. På desse stasjonane viste dei tidlegare granskingane at det var ei klar forverring med omsyn til organisk materiale frå 1989 til 1995 (Lømsland et al. 1995). På KJE4 økte glødetapet frå 9% i 1989 til 30% i 1995, mens verdiane på KJE2 vart omtrent fordobla. Resultata tyder på at utsleppa i sigevatnet har blitt redusert, i alle høve har den negative trenden frå først på 90-talet stoppa opp.

Botnfaunaen på stasjon KJE1 var naturleg og normalt artsrik, og stasjonen fekk "meget god" karakteristikk med omsyn på fauna etter SFT sine kriterium. Miljøtilhøva må derfor karakteriserast som gode. Resultata var ganske like samanlikna med granskingane i 1989 og 1995 både med omsyn på artsmangfald og samansetjing av arter. Dette tyder på at tilhøva er stabile i dei djupare områdene av Lurefjorden.

På KJE4 var botnfaunaen artsrik og fekk god karakteristikk etter SFT sine kriterium, men samansetjinga av arter synte at stasjonen var påverka av utsleppa frå sigevatnet. Resultata tyder på at tilhøva var noko betre enn i 1995, då stasjonen var sterkt prega av arter som ofte finst ved organisk oppriking. I hovudtrekka var dei same artene vanlege også i 1989 (Johannessen et al. 1990), men individmengda av arter som kan tolerere forureining var ikkje like stor som i 1995. Granskingane tyder derfor på at tilhøva vart dårlegare frå 1989 til 1995, men at dei no kan ha blitt noko betre igjen. Dette biletet av utviklinga er og i samsvar med resultata for botnsedimenta.

Stasjonane fekk svært ulike karakteristikk for botnsediment og fauna når SFT sitt system for miljøkvalitet vert lagt til grunn. Forskjellen er størst for KJE1 som fell i dårlegaste tilstandsklasse (V) for sediment og beste tilstandsklasse (I) for fauna. Slike ulike karakteristikk har, etter at systemet vart teken i bruk, blitt observert i ein rekke fjordar og kystområde (sjå t.d. Kroglund et al. 1998). I ein samanstilling av data synte Moy et al. (1996) at basseng og fjorder med lokal ly på Vestlandet ofte har høgt organisk innhald. Truleg har mykje av dette sitt opphav i plantemateriale frå land. Dette er i stor grad materiale som vert brote langsamt ned og som har liten innverknad på botnfaunaen. I røynda er nok kriteria med omsyn på TOC meir eit uttrykk for mengda av organiske komponenter i sedimenta, enn en generell miljøtilstand. Til samanlikning representerer faunaen et betre mål for miljøtilhøva, i og med at artane må vere tilpassa miljøet der dei lever. Artsmangfaldet er ein grunnleggjande parameter, men for sikker karakteristikk må og verte teke omsyn til samansetjinga av arter og individmengd av særlege karakterarter.

7. Miljøgifter i sediment

7.1 Generelt om dei aktuelle miljøgiftene

Kjelder: Knutzen 1989a (PAH), 1995, Dons og Beck 1993

PAH-polysykliske aromatiske hydrokarbon

Dette er ei stoffgruppe som består av mange ulike sambindingar. Nokre av desse er giftige, mutagene og kreftframkallande. Dei potensielt kreftframkallande PAHane er samla i gruppa KPAH (gr. "A og "B i IARC 1987). Enkelte PAH-sambindingar kan påverke organismar ved svært lave konsentrasjonar. PAH kan og verka negativt på immunforsvaret.

PAH har på same måte som metall eit naturleg bakgrunnsnivå i naturen, som ei følge av naturlege fenomen som for eksempel skogbrann, vulkanutbrott og sig frå oljeførekomstar. Ved sidan av råolje er den primære kjelda for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale. Fyringsanlegg, bileksos, vegslitasje og oljespill er nokre eksempel på PAH-kilder.

Dei mindre flyktige PAH-komponentane er ofte bundne til partiklar. Stoffa er nedbrytbare både bakterielt og i organismar i men i djupsediment er nedbrytinga langsam. I enkelte grupper av blautdyr (muslingar, sniglar osv.) er omsetjingshastigheita lav og PAH vert akkumulert. Det skjer ingen oppkonsentrering av PAH i næringskjeda.

I Noreg har dei observerte økologiske effektane av PAH vore avgrensa til utsleppet si nærone, dvs. innanfor ein avstand av 1 - 2 km eller mindre. Effektar i form av reduserte fjøreltesamfunn og forringa dyreliv på blautbotn har berre late seg knytta til PAH som medverkande i eit kompleks av årsaker. Den mest sannsynlege forklaringa på at førekomstane av PAH ikkje har skapt dei heilt store problema er at stoffa har vore bundne til partiklar. Dette gjev mindre grad av biotilgjengelegheit og dermed mindre giftverknad enn det som same PAH-konsentrasjon i løyst/dispersert form ville ha gjeve.

PCB-polyklorerte bifenyyl

PCB er ei gruppe på 209 ulike klororganiske sambindingar med svært ulike gifteffektar. Mange av dei er tungt nedbrytbare, vert akkumulerte i organismar og vert oppkonsentrerte i næringskjeda.

PCB har høg akutt giftigheit på marine organismar, mens den akutte giftigheita overfor pattedyr er relativt lav. PCB har kroniske giftverknader overfor akvatiske og terrestriske organismar sjølv i små konsentrasjonar. PCB vert sett i samband med reproduksjons-forstyrningar, adferdsforstyrningar og nedsett immunforsvar og kan vera kreftframkallande.

Førekomstane av PCB i naturen skuldast i det heile menneskeleg aktivitet og skal i prinsippet ikkje finnast i miljøet. Ny bruk vart forbode i Noreg i 1980. Dessverre har no slike stoff ei global spreining og ein opererer med eit "antatt høgt bakgrunnsnivå" som er ei skjønsmessig øvre grense for "normalførekomstar", dvs. langt frå punktkjelda.

PCB-haldige oljer har blitt brukt som flammebestandig olje, isolasjons- og kjølemiddel i transformatorar, kondensatorar og kablar. PCB blei vidare brukt som tilsetjing i hydraulisk olje, maling og som mjuknar i plast og i fugemasse.

Kjelder til PCB-ureining kan være søppelfyllingar, forbrenningsanlegg, kraftstasjonar, transformatorstasjonar, elektrometallurgisk industri, malingsfabrikkar, skipsverft og større mekaniske verkstader. Økologiske konsekvensar av PCB-ureining i Noreg er ikkje kjende, men effektar på fiskeetande pattedyr kan ikkje utelukkast.

Hg – kvikksølv

Kvikksølv har ingen rolle i det normale stoffskiftet til organismar og kan danne svært giftige organiske sambindingar slik som til dømes metylkvikksølv. I pattedyr og fisk kan kvikksølv verte akkumulert hovudsakleg i nyrene, medan metylkvikksølv vert lagra i hjernen. Kvikksølv vert og oppkonsentrert i næringskjeda. Sambindingar med kvikksølv verkar akutt giftige på mange organismar i vatn og på pattedyr og sjølv små konsentrasjonar kan gje kroniske giftverknader. Kvikksølv skader nyrene og sentralnervesystemet.

Cd – kadmium

Kadmium er eit giftig, metallisk grunnstoff som vert funne i mange kjemiske sambindingar. Stoffet vert lett akkumulert i både fisk og pattedyr. Sambindingar med kadmium er akutt giftige for organismar i vatn (særleg i ferskvatn) og for pattedyr, og små konsentrasjonar kan gje kroniske giftverknader. Hos pattedyr vert kadmium hopa opp i nyrene og kan gje kroniske nyreskader. Mange av sambindingane med kadmium er kreftframkallande. I akvatiske næringskjeder er få indikasjonar på biomagnifikasjon.

Pb – bly

Bly er eit metallisk grunnstoff som vert akkumulert i fisk og pattedyr. Det er akutt giftig overfor vatnlevande organismar og pattedyr. Bly kan i lave konsentrasjonar gje kroniske giftverknader overfor mange organismar. Kronisk blyforgifting kan ha nevrotoksiske, immunologiske og kreftframkallande verknader. Bly kan også gje skader på det bloddannande system hos varmblodige dyr. Bly vert ikkje oppkonsentrert i næringskjeda i vesentleg grad.

Cu – kopar

Kopar er eit metallisk grunnstoff som er sterkt akutt giftig overfor vatnlevande organismar og akutt giftig overfor pattedyr. Kopar har kroniske giftverknader overfor mange vatnlevande organismar sjølv i låge konsentrasjonar. Samtidig er kopar eit nødvendig stoff for dei fleste organismar i små mengder. Kopar vert i akkumulert i vatnlevande plantar og virvellause dyr, men ikkje i fiskefilet. Det har ikkje tendens til å verte oppkonsentrert i næringskjeda.

Zn – sink

Sink er eit giftig metallisk grunnstoff som vert akkumulert i organismar, men oppkonsentrering i næringskjeda kjem føre berre i svært liten grad. I høge konsentrasjonar er sink akutt giftig overfor vasslevande organismar og nokre plantar og pattedyr. Låge konsentrasjonar av sink kan gje kroniske giftverknader overfor vasslevande organismar. Sink er samtidig eit nødvendig stoff for alt liv.

Cr – krom

Krom er eit giftig metallisk grunnstoff som vert akkumulert i vassplanter, virvellause dyr og fisk, men vert ikkje oppkonsentrert i næringskjeda. Krom kan framkalle allergi hos pattedyr og menneskje. Seksverdige kromsambindingar er sterkare giftige enn treverdige og kan framkalle kreft ved innanding.

7.2 Materiale og metodar

Frå stasjonane KJE1, KJE4, KJE6 og KJE8 vart det tatt prøvar for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarbon - PAH, klororganiske komponentar inkludert polyklorerte bifenyly - PCB og tungmetall. Det blei tatt tre grabbhogg på kvar stasjon der delprøver til analysar av organiske miljøgifter og tungmetall blei tatt ut frå dei to øvste centimeterane av sedimentet. Prøvene er såleis blandprøver frå tre hogg og analyseresultatet ein gjennomsnittsverdi for desse tre grabbhogga. Prøvene blei samla inn 24.-25. oktober 1998. Bortsett frå tinn og kvikksølv som er analysert med salpetersyreoppslutning, er tungmetallanalysene gjort med flussyreoppslutning.

7.3 Resultat

7.3.1 Polysykliske aromatiske hydrokarbon - PAH i sediment

I granskinga i 1995 blei det analysert på PAH på ein stasjon, KJE1 i Kråkeosen. Analysane blei den gongen utført av Havforskningsinstituttet. Komponentane det blei analysert på i 1995 skil seg litt frå dei som NIVA rutinemessig analyserer på. Summen av eigentlege PAH-komponentar (eksklusiv naftalen) som det vart analysert på både i 1995 og 1998 var 1.206 µg/kg tørrvekt i 1995 og 2.035 µg/kg tørrvekt i 1998. Konsentrasjonen var såleis nesten 70 % høgare i 1998 enn i 1995. Dette kan vere indikasjon på ein auke, men det må takast atterhald for effektar av flekkvis fordeling og lokal variasjon. Σ PAH etter SFT sine kriterium (Molvær et al. 1997) (Tabell 10), kvalifiserer til tilstandsklasse III - "Markert forurenset". Mengda av det potensielt kreftframkallande stoffet benzo(a)pyren var med ein konsentrasjon på 220 µg/kg tørrvekt fire gongar høgare no enn i 1995 då konsentrasjonen av benzo(a)pyren var 50 µg/kg tørrvekt og låg på grensa mellom tilstandsklasse II og III. Ein konsentrasjon på 220 µg/kg tørrvekt plasserer sedimentet i tilstandsklasse IV "Sterkt forurenset".

Resultata frå dei andre stasjonane viser at sedimentet i heile den indre delen av Lurefjorden er forureina av PAH (jfr. Tabell 10). Ureininga er så stor i dette området at ut frå SFT sine kriterium kvalifiserer summen av PAH og mengda benzo(a)pyren til tilstandsklasse III - "Markert forurenset" på alle tre stasjonane (KJE4, KJE8 og KJE6).

Sjølv om konsentrasjonen var høgast ved utsleppspunktet KJE4, blei det ikkje funne nokon klar avtakande gradient av PAH frå utsleppspunktet og ut til KJE6. Dei to høgaste verdiane av Σ PAH vart funne på KJE4 og KJE6. Mengda av dei meir flyktige oljerelaterte komponentane, var derimot høgare på dei to stasjonane nærast utsleppspunktet (KJE1, KJE4) enn på dei to ytste stasjonane (KJE6, KJE8). Når det samstundes opptrer mykje forbrenningsrelatert PAH, tyder dette på at førekomsten i sedimentet mellom anna har samanhang med brukt olje frå bilskrottingsaktiviteten på avfallsplassen.

Tabell 10. Polysykliske aromatiske hydrokarbon PAH i sediment. I parentes SFTs tilstandsklasse. * markerer karakteristiske komponentar i olje, ** markerer potensielt kreftframkallande stoff. I følgje SFT sine kriterium omfattar Σ PAH summen av sambindingar med 3-6 ringar.

PAH-komponentar	KJE1 Sediment $\mu\text{g/kg torrvekt}$	KJE4 Sediment $\mu\text{g/kg torrvekt}$	KJE6 Sediment $\mu\text{g/kg torrvekt}$	KJE8 Sediment $\mu\text{g/kg torrvekt}$
Naftalen *	36	135	52	61
2-M-naftalen *	117	123	37	38
1-M-naftalen *	81	61	26	25
Bifenyl	83	53	19	16
2,6-Dimetylnaftalen *	131	83	37	23
Acenaftalen	90	25	16	18
Acenaften	13	25	7	8
2,3,5-Trimetylnaftalen *	17	21	23	20
Fluoren	34	49	52	46
Fenantren *	78	211	100	84
Antracen	14	55	58	24
1-Metylfenantren *	7	32	26	62
Fluoranten	55	144	173	125
Pyren	54	120	151	57
Benz(a)antracen **	49	146	76	52
Chrysen/trifenylen	232	422	133	103
Benzo(b,j,k) fluoranten **	303	434	566	571
Benzo(e)pyren	414	314	218	226
Benzo(a)pyren **	220 (IV)	171 (III)	134 (III)	120 (III)
Perylen	43	73	48	58
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	308	190	494	504
Dibenz(a,c+a,h)antracener **	21	24	81	83
Benzo(ghi)perylene	210	188	335	327
Σ PAH	2042 (III)	2573 (III)	2645 (III)	2448 (III)
KPAH	901	965	1351	1330
% KPAH	42,0	36,6	51,2	53,9
Σ Oljerelaterte komponentar	467	634	275	251

7.3.2 Polyklorerte bifenyl - PCB i sediment

Berre på stasjon KJE4, som ligg like ved munninga av sigevassleidningen, låg førekomstane av polyklorerte bifenylyl - PCB (Tabell 11) over det som kan sjåast på som eit diffust bakgrunnsnivå. Ut frå SFT sine kriterium ligg summen av dei 7 enkeltforbindelsane av PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, som utgjer Σ PCB7, innanfor tilstandsklasse II - "Moderat forurenset" på denne stasjonen. Nivåa på dei andre stasjonane ligg innanfor det konsentrasjonsområdet som karakteriserer tilstandsklasse I - "Ubetydelig-Lite forurenset". Konsentrasjonen av Σ PCB7 på stasjon KJE1 var 2,5 i 1995 og 3,8 i 1998. Sett i samanheng med den lave verdien og naturleg variasjon er det kanskje tale om ein svakt, høgare verdi ved den siste granskninga, men dette er usikkert. KJE1 var den einaste stasjonen som blei analysert med omsyn på polyklorerte bifenylyl i 1995.

Tabell 11. Klororganiske komponentar inkludert polyklorerte bifenylyl - PCB i sediment. SFTs tilstandsklasse står i parentes.

Klororganiske komponentar	KJE1 Sediment <i>µg/kg torrvekt</i>	KJE4 Sediment <i>µg/kg torrvekt</i>	KJE6 Sediment <i>µg/kg torrvekt</i>	KJE8 Sediment <i>µg/kg torrvekt</i>
QCB - Penta-klorbenzen	0,3	0,4	0,3	0,3
HCB - Hexa-klorbenzen	0,1	0,3	0,2	0,2
HCHA - Alfa-hexakl.cyclohex.	0,1	0,2	0,1	0,1
HCHG-Gamma-hexakl.cyclohex.	<0,1	0,3	<0,1	<0,1
CB28 - Polyklorert bifenylyl 28	0,1	1,3	0,2	0,2
CB52 - Polyklorert bifenylyl 52	<0,1	0,8	<0,1	0,2
OCS - Oktaklorstyren	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
CB101 - Polyklorert bifenylyl 101	0,6	2,3	0,4	0,5
DDEPP - 4,4-DDE	1,3	4,0	1,4	1,5
CB118- Polyklorert bifenylyl 118	0,4	2,2	0,5	0,5
CB153 - Polyklorert bifenylyl 153	1,0	3,8	1,0	1,2
TDEPP - 4,4-DDD	1,3	5,4	1,4	1,8
CB105 - Polyklorert bifenylyl 105	<0,1	0,5	<0,1	<0,1
CB138 - Polyklorert bifenylyl 138	1,2	4,5	1,3	1,3
CB156 - Polyklorert bifenylyl 156	0,2	0,8	0,2	0,2
CB180 - Polyklorert bifenylyl 180	0,5	2,7	0,6	0,7
CB209 - Polyklorert bifenylyl 209	0,1	0,1	0,1	0,1
Sum PCB	4,1	19	4,3	4,9
ΣPCB7	3,8 (I)	17,6 (II)	4,0 (I)	4,6 (I)

7.3.3 Metall i sediment

I Tabell 12 kan ein sjå utviklinga for metallinnhaldet i sedimentet frå 1995 til 1998. På stasjon KJE4 viser resultatane ein mogleg tendens til auke av sedimentet sitt innhald av bly, sink og krom. Auken er 63 % for bly, 41 % for sink og 36 % for krom. For dei andre metallane er nivået omtrent som i 1995. For stasjonane KJE1 og KJE 6 er imidlertid tungmetallinnhaldet i sedimentet uendra eller viser ein tendens til reduksjon i konsentrasjonsnivået. Den nye stasjonen KJE8 skil seg ikkje spesielt ut.

Årsaka til at metallførekomstane på KJE1 er klart lågare enn på stasjonane lenger ute i Lurefjorden (KJE8, KJE6), kan ha samband med at det organiske innhaldet (TOC) i sedimentet på KJE1 er ca. 40 % lågare enn på dei andre stasjonane (Tabell 6). Metallførekomstane i sedimentet heng saman med mengd organisk innhald, og resultatet har vist at konsentrasjonen av kvikksølv, kadmium, bly og kopar aukar når mengd totalt organisk karbon aukar (Skei et al. 1994).

Ut frå SFT sine kriterium ligg sedimentet på stasjonen KJE4 like ved munninga av sigevassleidninga i tilstandsklasse III - "Markert forurenset" med omsyn på kvikksølv, kadmium, bly og kopar. Sink og krom ligg innanfor tilstandsklasse II - "Moderat forurenset".

På stasjon KJE1 ligg metallinnholdet innanfor tilstandsklasse I - "Ubetydelig - Lite forurenset" for krom, sink og kadmium og tilstandsklasse II - "Moderat forurenset" for kvikksølv, kopar og bly.

På KJE6 ligg metallforekomstane innanfor tilstandsklasse II for alle metalla med unntak av bly som ligg i tilstandsklasse III. På KJE8 er tilstanden omtrent som på KJE6.

Verdiane for jern ligg alle under 4 % som må sjåast på som eit bakgrunnsnivå for sediment (Knutzen og Skei 1990).

Tabell 12. Oversikt over metallinnhold i sedimentet i 1995 og 1998. I parentes SFTs tilstandsklasse. Resultata er eit gjennomsnitt av prøver frå tre grabbhogg.

Metall	KJE1		KJE4		KJE6		KJE8
	1998	1995	1998	1995	1998	1995	1998
Totalt tørrstoff %	31,5	34,9	25,8	20,0	21,9	20,8	22,5
Kvikksølv-Hg Mg/kg tørrstoff	0,21 (II)	0,17 (II)	0,73 (III)	0,81 (III)	0,35 (II)	0,39 (II)	0,33 (II)
Kadmium-Cd Mg/kg tørrstoff	0,20 (I)	0,35 (II)	1,13 (III)	1,10 (III)	0,50 (II)	0,73 (II)	0,32 (II)
Bly-Pb Mg/kg tørrstoff	114 (II)	116 (II)	125 (III)	76,7 (II)	194 (III)	221 (III)	177 (III)
Kopar-Cu Mg/kg tørrstoff	42 (II)	40 (II)	165 (III)	157 (III)	73 (II)	72 (II)	66 (II)
Sink-Zn Mg/kg tørrstoff	142 (I)	147 (I)	491 (II)	348 (II)	349 (II)	379 (II)	264 (II)
Krom-Cr-total Mg/kg tørrstoff	53 (I)	67 (I)	72 (II)	53 (I)	70 (II)	78 (II)	69 (I)
Tinn-Sn Mg/kg tørrstoff	<5	<30	<5	<30	<5	<30	<5
Jern Fe %	2,30	2,50	2,70	3,39	3,60	3,57	2,70

7.4 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i sediment

Ureiningskomponentar med opphav i sigevassutsleppet skulle ein forvente ville finnast med ein avtagande gradient frå utsleppspunktet og utover fjorden. Resultata viser at konsentrasjonane av PAH, PCB og dei ulike metalla, med unntak av bly og jern, er høgast nærmast utsleppspunktet.

Konsentrasjonane på dei andre stasjonane er relativt like. Unntaket er metallforekomstane på KJE1 i Kråkeosen, som er klart lågare enn på dei andre stasjonane lenger ute. Dette kan ha si årsak i monaleg lågare forekomstar av totalt organisk karbon på denne stasjonen. Etersom metallinnhald i sediment heng saman med mengd organisk innhald er det vanskeleg å samanlikne absolutte verdiar direkte.

Samanhengen mellom metallinhald og mengd organisk karbon har synt seg å vere tilnærma lineær (Skei et al. 1994). Normaliserer ein metallkonsentrasjonane på dei ulike stasjonane til TOC-verdien på stasjon KJE6 (jfr. **Tabell 6**), framkjem tala som vist i **Tabell 13**.

Kvikksølv, kadmium, kopar og sink synest knytta til komponentar i sigevatnet som sedimenterer nær utsleppspunktet (KJE4), mens bly, krom og jern synest knytta til partiklar som er lettare og vert frakta lenger før sedimentering finn stad. Resultata viser stort sett ei relativt jamn fordeling av tungmetall på stasjonane KJE1, KJE8 og KJE6, sjølv om ein kan sjå tendens til ei viss ophoping av enkelte metall på KJE6 som er det djupaste området i Lurefjorden. Det er heilt naturleg at forbindelsar som ikkje kan brytast ned, vert seint nedbrotne eller er tungt omsettelege, hopar seg opp i dei djupaste delane av ein fjord. Eit skrånande sediment ligg ikkje i ro, men flyttar seg sakte ned mot djupet.

Resultata for metallanalysane viste ikkje aukande konsentrasjonar over tid på stasjon KJE6. På grunn av sedimentasjon av naturlege førekomstar av organisk materiale, vil eit ureina sediment som ikkje vert utsett for nye tilførsar, over tid få ein reduksjon i metallkonsentrasjonen i dei øvre centimeterane av sedimentet. I fjordar med lite ferskvannstilførsel kan ein rekne med ein sedimentasjon på 2-5 mm/år (Skei pers. medd.). Relativt konstante overkonsentrasjonar av tungmetall over tid i dei øvre centimeterane av sedimentet indikerer at tungmetall stadig vert tilført systemet.

Tabell 13. Metallkonsentrasjonen på dei ulike stasjonane normalisert til TOC-konsentrasjonen på stasjon KJE6.

Metall	Hg mg/kg tørstoff	Cd Mg/kg tørstoff	Pb mg/kg tørstoff	Cu mg/kg tørstoff	Zn Mg/kg tørstoff	Cr Mg/kg tørstoff	Fe %
KJE4	0,67	1,04	115	152	452	66	2,49
KJE1	0,33	0,32	181	67	225	84	3,64
KJE8	0,33	0,32	178	66	265	69	2,71
KJE6	0,35	0,50	194	73	349	70	3,60

Mangelen på ein klar gradient utover i Lurefjorden kan ha si årsak i at det er svært verhard i Lurefjorden kor eit relativt svakt luftdrag raskt skaper bølger. Blankskurte berg på stasjon KJE2 og KJE4 viser tydeleg at bølgjene bryt. Lavbeltet av *Verrucaria maura* går høgt og er bredt, noko som er typisk for eksponerte lokalitetar. Det kan vere at vertilhøve, hydrografiske tilhøve og topografi gjer at utsleppet frå sigevassleidningen i stor grad vert spreidd over eit stort område. Både førekomstane av PAH, PCB og tungmetall på stasjonane KJE1, KJE8 og KJE6 tyder på det.

I følgje SFT sine kriterium er alle dei undersøkte stasjonane "Markert forurenset" av PAH og den potensielt karsinogene komponenten benzo(a)pyren viser i tillegg verdiar som kvalifiserer til nemninga "Sterkt forurenset" på stasjon KJE1. Verdien av sum PAH på KJE1 var ca. 70 % høgare i 1998 enn i 1995, mens førekomsten av benzo(a)pyren var firedobla sett i høve til registreringa i 1995. Mogelegvis kan skrotinga av bilar som går føre seg på avfallsplassen, ha samanheng med denne auken.

Førekomsten av PCB kjem inn under nemninga "Moderat forurenset" på stasjon KJE4, like ved utsleppspunktet for sigevassleidningen, mens førekomstane på dei andre stasjonane fell inn under kategorien "Ubetydelig-Lite forurenset".

Metallkonsentrasjonane i sedimentet på dei undersøkte stasjonane kvalifiserer stort sett for nemninga "Markert forurenset" eller "Moderat forurenset". Berre førekomstane av jern ligg innanfor eit normalområde på alle stasjonane.

8. Miljøgifter i organismar

8.1 Materiale og metodar

Det vart opparbeidd 65 strandsniglar – *Littorina littorea* - frå stasjon KJE1, KJ4 og inst i botnen av Kjevika (KJE10, KJE11, KJ12). Resultata er såleis eit gjennomsnitt av 65 dyr. Sniglane inst i Kjevika var direkte utsette for vatn frå bekkeutlaupet. Skalet på desse sniglane var sprøare enn på dei andre stasjonane. Størrelsen på desse sniglane låg mellom 1,5 og 2,0 cm.

60 % av blåskjela – *Mytilus edulis* - frå moloen (KJE13) som ligg 15-20 meter ut i Kjevika, hadde skal som var sterkt forvittra og 18-20 % var deformert innvendig på skalet. Mange av skjela hadde lite innmat og ein gråleg farge på innmaten. Blåskjela lukta olje. Innmat frå 50 blåskjel vart opparbeidd etter standard JAMP/MILJOS prosedyre. Størrelsen på blåskjela låg mellom 4,6 og 5,8 cm.

Det vart opparbeidd krabbesmør frå 20 taskekrabbar – *Cancer pagurus* - fanga på stasjon KJE4. 18 av desse var hokrabbar. Lengda på krabbane varierte mellom 15 og 21 cm.

18 taretorskar fanga på stasjon KJE4 vart opparbeidd. Lengda varierte mellom 29,5 og 55 cm og vekta mellom 249 og 1553 g.

Alle organismane vart analyserte med omsyn på polysykliske aromatiske hydrokarbon PAH og klororganiske komponentar inkludert polyklorerte bifenyl - PCB. Det blei og gjort metallanalysar av blåskjela frå moloen og krabbane frå stasjon KJE4.

8.2 Resultat miljøgifter i organismar

8.2.1 Polyklorerte aromatiske hydrokarbon – PAH – i organismar

Det totale PAH-innhaldet og innhaldet av KPAH i strandsnigel og blåskjel (Tabell 14) ligg innanfor det konsentrasjonsområdet som ut frå SFT sine kriterium (Molvær et al 1997) er tilstandsklasse I - "Ubetydelig-Lite forurenset", men blåskjela lukta olje og var generelt i dårleg form. Ser ein på førekomstane av Benzo(a)pyren, som er potensielt kreftframkallane, viser innhaldet i blåskjel frå moloen inst i Kjevika overkonsentrasjon av denne komponenten tilsvarande tilstandsklasse II - "Moderat forurenset".

Verdien av PAH i strandsnigel frå KJE4 var lågare enn det som vart funne i blåskjel frå same stasjon i 1995. Etersom analysane er gjort på ulike artar, kan ikkje resultatet direkte tolkast som ein reell nedgang. Konsentrasjonane i snigel og blåskjel frå indre delen av Kjevika kan tyde på at blåskjel akkumulerer meir PAH enn strandsnigel. Konsentrasjonen var lågast i sniglane som tross alt vart utsette for meir konsentrert overflatevatn/sigevatn enn blåskjela, som vaks 10-15 m lenger ute i Kjevika. Det fins lite av smanliknbare data frå stadar med begge artane representerte. Resultat frå Sunndalsfjorden (Knutzen 1989 b, Konieczny & Knutzen 1992) viser ikkje eintydig høgare grad av

akkumulering i blåskjel. SFT sine kriterium omfattar ikkje PAH i torsk og krabbe. I torskefilet vart det i ikkje påvist PAH og konsentrasjonane var lave i torskelever og krabbe.

Tabell 14. PAH i strandsnigel, blåskjel, taskekrabbe og torsk. Romertala i parentes gjev tilstandsklasse ut frå SFT-kriteria. * markerer karakteristiske komponentar i olje, ** markerer potensielt kreftframkallande stoff. I følgje SFT sine kriterium omfattar Σ PAH summen av sambindingar med 3-6 ringar.

PAH-komponentar/stasjon <i>µg/kg våtvekt</i>	KJE1 Strand- snigel	KJE4 Strand- Snigel	Kjevika Botn KJE10, 11, 12 Strand- snigel	Kjevika Molo KJE13 Blåskjel	KJE4 Torsk Filet	KJE4 Torsk Lever	KJE4 Krabbe- Smør
Naftalen *	5,2	0,9	1,6	0,5	<0,5	<0,5	8
2-M-naftalen *	1,4	1,9	3,5	0,9	<0,5	0,5	4,8
1-M-naftalen *	0,8	0,7	1,0	0,7	<0,5	1,2	2,7
Bifenyl	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,5	<0,5
2,6-Dimetylnaftalen *	0,7	<0,5	1,4	0,7	<0,5	0,8	1,6
Acenaftylene	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,8	0,9
Acenaften	0,7	0,5	0,9	<0,5	<0,5	<0,5	0,5
2,3,5-Trimetylnaftalen *	0,7	0,5	1,3	2,2	<0,5	<0,5	<0,5
Fluoren	0,5	<0,5	0,9	1,1	<0,5	0,8	0,9
Fenantren *	2,3	1,9	4,6	1,9	<0,5	<0,5	0,8
Antracen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1-Metylfenantren *	0,6	0,9	3,4	2,4	<0,5	<0,5	<0,5
Fluoranten	1,6	1,1	2,1	3,1	<0,5	0,6	0,5
Pyren	1,9	1,3	2,2	4,1	<0,5	<0,5	<0,5
Benz(a)antracen **	0,6	0,5	0,9	1,0	<0,5	<0,5	<0,5
Chrysen/trifenylene	1,6	1,8	2,5	3,6	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(b,j,k) fluoranten **	1,2	1,3	1,7	2,0	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(e)pyren	<0,5	0,5	0,7	2,0	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren **	<0,5 (I)	0,5 (I)	<0,5 (I)	2,1 (II)	<0,5	<0,5	<0,5
Perylen	1,0	<0,5	0,9	1,9	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	<0,5	<0,5	<0,5	0,7	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenz(a,c+a,h)antracener **	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	0,6	<0,5	<0,5	0,6	<0,5	<0,5	<0,5
Σ PAH	12,6 (I)	10,3 (I)	20,8 (I)	26,5 (I)	-	2,2	3,6
KPAH	1,8(I) (I)	2,3 (I)	2,6 (I)	5,8 (I)	-	-	-
% KPAH	14,3	22,3	12,5	21,9			
Σ Oljerelaterte komponentar	11,7	6,8	16,8	9,3	<0,5	2,5	17,9

8.2.2 Polyklorerte bifenylyl - PCB i organismar

Analyseresultatene viser at PCB førekomstane i strandsnigel og blåskjel låg innanfor nivåa for tilstandsklasse I "Ubetydelig - Lite forurenset". Sjølv om verdien av Σ PCB tilsynelatande er høgast i sniglane inst i Kjevika der sniglane til dels vert direkte utsette for vatn frå bekken med overflatevatn og sigevatn, så var nivået likevel relativt lågt. Polyklorerte bifenylyl er feittløselege komponentar. Dersom ein normaliserer Σ PCB7 til feittinnhald var ulikskapen liten mellom blåskjela og sniglane inst i Kjevika, mens sniglane frå stasjon KJE1 i Kråkeosen hadde dei høgaste verdiane.

Tabell 15. Klororganiske komponentar inkludert polyklorerte bifenylyl - PCB i organismar. Romertala i parentes gjev tilstandsklasse ut frå SFT-kriteria.

Klororganiske komponentar <i>µg/kg våtvekt</i>	KJE1 Strand- snigel	KJE4 Strand- snigel	Kjevika Botn KJE10, 11, 12 Strand- snigel	Kjevika Molo KJE13 Blåskjel	KJE4 Torsk Filet	KJE4 Torsk Lever	KJE4 Krabbe- Smør
% feitt	1,1	1,3	1,8	0,8	0,38	10,7	13,4
QCB - Penta-klorbenzen	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,02	<0,1	<0,5
HCB - Hexa-klorbenzen	0,16	0,21	0,34	<0,05	0,06	2,4	<0,5
HCHA - Alfa-hexakl.cyclohex.	0,57	0,50	0,15	0,10	<0,04	0,8	1,3
HCHG-Gamma-hexakl.cyclohex.	1,2	0,89	0,26	0,25	0,08	2,8	<0,5
CB28 - Polyklorert bifenylyl 28	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,03	1,3	2,1
CB52 - Polyklorert bifenylyl 52	<0,05	<0,05	0,09	<0,05	<0,06	1,8	<0,5
OCS - Oktaklorstyren	<0,05	0,12	<0,05	<0,05	<0,02	<0,1	<0,5
CB101 - Polyklorert bifenylyl 101	1,1	0,48	0,45	0,19	0,18	7,1	9,8
DDEPP - 4,4-DDE	0,80	0,60	0,53	0,29	0,95	38	28
CB118- Polyklorert bifenylyl 118	0,21	0,18	0,34	0,12	0,79	32	7,5
CB153 - Polyklorert bifenylyl 153	0,80	0,82	1,2	0,63	2,3	110	43
TDEPP - 4,4-DDD	0,31	0,20	0,50	0,20	0,34	22	1,6
CB105 - Polyklorert bifenylyl 105	0,07	0,07	0,16	0,07	0,33	9,8	4,3
CB138 - Polyklorert bifenylyl 138	0,57	0,52	0,76	0,44	1,3	54	31
CB156 - Polyklorert bifenylyl 156	0,05	0,05	0,09	<0,05	0,21	5,9	1,5
CB180 - Polyklorert bifenylyl 180	0,18	0,17	0,35	<0,05	0,98	35	10
CB209 - Polyklorert bifenylyl 209	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,03	0,9	<0,5
Sum PCB	2,98	2,29	3,44	1,45	6,09	257,8	109,2
Seven Dutch Σ PCB7 <i>µg/kg våtvekt</i>	2,86 (I)	2,17 (I)	3,19 (I)	1,38 (I)	5,55 (II)	241,2 (I)	103,4
Seven Dutch Σ PCB7 <i>µg/kg feitt</i>	260	167	191	181	1.461	2.254	772

Torsk som er ein stasjonær fisk, og særleg taskekrabbe, vil imidlertid bli påverka av dei komponentane i sigevatnet som fell til botn. Analyseresultata viste at det var svake/moderate overkonsentrasjonar av PCB i krabbe. Ei gransking på referansestasjonar (stasjonar som ein reknar med berre vert utsette for diffus ureining) langs norskekysten viste at det diffuse bakgrunnsnivået ligg under $75 \mu\text{g } \Sigma \text{ PCB}_7/\text{kg}$ våtvekt (Knutzen et al. 1999), mens tidlegare data har indikert ei grense på $100 \mu\text{g } \Sigma \text{ PCB}_7/\text{kg}$ våtvekt (Knutzen et al. 1995 med referansar).

ΣPCB_7 i torskelever ligg innanfor det nivået som er karakteristisk for tilstandsklasse I etter SFT sine kriterium, mens verdiane i filet ligg innanfor tilstandsklasse II - "Moderat forurenset". Feittprosenten i lever av taretorsk var unormalt lav, berre 10,7 %, mens det vanlege er ca. 40 %. Dersom vi reknar ut ΣPCB_7 /kg feitt vil dette gje ein verdi på 2,3 mg/kg feitt, mens grensa for tilstandsklasse I i Molvær et al. (1997) på 0,5 mg/kg våtvekt ved ein normal fettprosent ikkje vil tilsvare meir enn ca. 1,5 mg/kg feitt. Resultata frå både torsk og krabbe tyder følgjeleg på ei viss lokal belastning med PCB, utover det som vert tilført diffust ved langtransport.

8.2.3 Metallinnhald i organismar

Verdiane for metallførekomstar i blåskjela frå moloen (Tabell 16) viser at konsentrasjonane med unntak av krom, ligg innanfor eit naturleg bakgrunnsnivå. Gjeve 20 % tørrvekt i blåskjel vil bakgrunnsnivået for krom ut frå SFT sine kriterium liggje på $<0,6 \text{ mg/kg}$ våtvekt. Konsentrasjonen av krom i blåskjela tyder på at skjela er moderat ureina med omsyn på krom. Kjelda til denne ureininga er høgst sannsynleg utsleppet av overflatevatn/sigevatn inst i Kjevika.

Det finst eit relativt avgrensa materiale på metallførekomstar i krabbe. Samanlikna med tilsvarende verdier frå Bergensområdet representert ved Puddefjorden og Byfjorden og som låg innanfor intervalla av nivå observert andre stader (Skei et al. 1994 med referansar), ligg konsentrasjonen av kopar og sink og noko høgare i Lurefjorden. Lurefjordkrabbane sitt innhald av kopar og sink ligg likevel innanfor det andre har registrert på stadar utan kjent ureining (Jfr. referansar i Skei et al 1994).

Krabbeverdiane kan og samanliknast med data frå registreringar frå ei rekkje referansestasjonar undersøkt av Barland (1996). Med atterhald for at Barland sitt materiale gjeld heile skalinnmaten og ikke berre krabbesmørfraksjonen (krabbesmøret utgjer ca. 50 % av heile skalinnmaten), kan det konstaterast at krabbane frå stasjon KJE4 låg innanfor intervallet av Barland sine observasjonar med omsyn til innhald av kvikksølv, bly og sink og noko høgare når det galt kopar og kadmium.

Samanliknar ein resultata frå Lurefjorden med internasjonale grenseverdier for metallførekomstar i skaldyr til konsum, er verdiane for både kadmium og kopar langt over grensa. Krabbesmør har eit naturleg høgt innhald av kadmium og krabbar frå heilt upåverka områder kan ha verdier som ligg høgt over det nivå som er generelt tilrådeleg for sjømat til konsum (Skei op. sit.). Ein kan såleis ikkje slutta at sigevassleidningen er årsaka til det høge innhaldet av kadmium, men krabbane frå stasjon KJE4 synest å vere utsette for ei mogleg ureining av kopar som høgst sannsynleg kan tilskrivast utsleppet av sigevatn.

Tabell 16. Oversikt over metallinnhald i blåskjel frå molo i Kjevika og krabbe frå stasjon KJE4 like ved munningen av sivevassleidningen. Til samanlikning er gjevne verdiar tidlegare analysar av krabbar i Bergensområdet (Skei et al. 1994) og analysar av heile skalinnmaten i krabbar frå referansestasjonar (Barland 1996). I parentes øvre grense for "høgt bakgrunnsnivå" for metallførekomster i blåskjel relatert til våtvekt (Green 1997 tilsvarande grenser for klasse I i Molvær et al. 1997 og antatt tørrvekt 20 % av våtvekt). Bakgrunnsverdien for krom i blåskjel er berekna ut frå 20 % tørrvekt og SNT sine kriterium for tilstandsklasse I - "Ubetydelig-Lite forurenset". For krabbesmør gjev tala i parentes utanlandske grenseverdiar for innhald av tungmetall i skaldyr for konsum (Jfr. referansar i Skei et al 1994). Den relativt høge verdien for kvikksølv representerer dansk aksjonsgrense.

Metall	KJE4 Krabbesmør	Barland 1996 Krabbe – heile skalinnmaten Referanseverdiar <i>Gj.sn./Intervall</i>	Byfjorden- Puddefjorden 1993 Krabbesmør	KJE13 Kjevika-molo Blåskjel
Kvikksølv-Hg mg/kg våtvekt	0,055 (0,3)	0,10 0,04-0,23	0,07-0,09	0,022 (0,04)
Kadmium-Cd mg/kg våtvekt	4,8 (0,3)	1,4 0,3-3,4	6,4-7,1	0,12 (0,4)
Bly-Pb mg/kg våtvekt	0,1 (0,5)	0,11 0,03-0,28	0,14-0,15	0,2 (0,6)
Kopar-Cu mg/kg våtvekt	58,5 (20)	19 8-32	23,9-13,7	1,4 (2)
Sink-Zn mg/kg våtvekt	42 (50)	45 27-63	29,2-25,9	14 (40)
Krom-Cr-total mg/kg våtvekt	<0,3	0,4 0,3-0,5	0,11-0,17	1,5 (0,6)
Tinn-Sn mg/kg våtvekt	<0,3			<0,3
Jern Fe %	13,2			5,8

8.3 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i organismer

Med unntak av PAH analysar av blåskjel frå stasjonane KJE4 og KJE 2 har det ikkje tidlegare vore gjort analysar av organismer i Lurefjorden med omsyn på organiske miljøgifter. Analysar av metall i krabbe frå munninga av sivevassleidningen og i blåskjel frå moloen inst i Kjevika er heller ikkje gjort tidlegare. Analysane av miljøgifter i organismane hadde som føremål å visa mogleg ureining av organismer som ei følge av utslepp av sivevatn og overflatevatn frå avfallsplassen.

Strandsnigel frå inst i botnen av Kjevika og blåskjela frå moloen inne i Kjevika, ca.15-20 m lenger ut, vil vere påverka både av både overflatevatn frå området ovanfor avfallsplassen og sivevatn. Dette

utsleppet gå ut som eit overflateutslepp i botnen av Kjevika. Strandsnigel får KJE4 og KJE1 vil ein forvente vil vera mest påverka av komponentar frå sigevassutsleppet som er uløselege i vatn og lettare enn sjøvatn og derfor stig opp til overflatelaget. Ut frå modellberekningar og tidlegare målingar (Lømsland et al. 1995) er det lite truleg at sigevatnet i seg sjølv vil trengja opp til overflatelaget så ofte at strandsona vert påverka i nokon særleg grad.

Til tross for forhøga konsentrasjon av PAH i sedimentet i heile indre delen av Lurefjorden og påvising av PAH i sigevatnet med eit kalkulert utslepp til Lurefjorden på 4,3 kg/år (Årsrapport NGIR 1997), blei det ikkje påvist overkonsentrasjonar av sum PAH i nokre av dei undersøkte organismane. For fisk og krabbe kan dette forklarast med at desse organismane, spesielt fisk, kan omsetje PAH relativt raskt. Konsentrasjonen av både sum PAH og kPAH var høgast for blåskjel som vart samla inn inst i Kjevika og det potensielt kreftframkallande stoffet benzo(a)pyren, som inngår i SFT sitt klassifiseringssystem, blei funne i overkonsentrasjon (tilstandsklasse II-”Moderat forurenset”) i skjela frå moloen inst i Kjevika. Skjela som vart samla inn var i dårleg form og lukta olje.

Utsleppet av PCB vert i NGIR sin årsrapport for 1997 kalkulert til å liggje under 0,5 kg/år, mens det i årsrapporten for 1998 er kalkulert til å liggje under 48 gram/år. Det vart funne konsentrasjonar av Σ PCB7 svakt over bakgrunnsnivå både i krabbe, torskelever og torskefilet. Organismane vart fanga på stasjon KJE4 og verdiane må høgst sannsynleg kunne relaterast til utsleppet av sigevatn. Blåskjel og strandsnigel frå strandsona i botnen av Kjevika og stasjonane KJE4 og KJE1 hadde ikkje konsentrasjonar over det som kan karakteriserast som eit høgt bakgrunnsnivå.

Blåskjela frå moloen inst i Kjevika var ureina av krom og krabbane frå stasjon KJE4 var moglegvis svakt overbelasta med kopar. I følge årsrapporten til NGIR for 1997 ligg dei kalkulerte utsleppa frå sjøve sigevassleidningen under 3,7 kg/år for krom og rundt 2,5 kg/år for kopar, men dei kalkulerte utsleppa for 1998 ligg på 1,47 kg/år for krom og 2,2 kg/år for kopar.

Resultata tyder på at utsleppet inst i Kjevika bidreg til overkonsentrasjonar av benzo(a)pyren og krom, mens utsleppet av sigevatnet frå sigevassleidningen bidreg til overkonsentrasjonar av PCB og moglegvis kopar i dei undersøkte organismane. Overkonsentrasjonar av kadmium kan skuldast sigevassutsleppet, men kan og vere eit naturleg fenomen.

9. Konklusjon

Det vart ikkje på noko tidspunkt i dette måleprogrammet funne kritisk låge oksygenverdiar i Lurefjorden. I Radsundet derimot var oksygenverdiene i djupvatnet låge og Radsundet ser igjen ut til å vere inne i ein negativ trend. Verdien på 2,2 ml O₂/liter i november 1998 plasserer botnvatnet i Radsundet i SFTs tilstandsklasse IV - "Dårlig". Det er imidlertid ingen ting som tyder på at den negative trenden i Radsundet kan setjast i samband med utsleppa frå Kjevikdalen avfallsplass.

Alle dei undersøkte stasjonane i Lurefjorden hadde høgt organisk innhald i botnsedimentet. Høgt innhald av organisk materiale er eit vanleg fenomen i mange fjordar og det er mest truleg at det høge innhaldet i dei djupe områda i Lurefjorden er eit naturleg fenomen. Analysane av gødeta på stasjonane KJE2 og KJE4 som ligg på kvar si side av munninga av sivevassleidningen, viste teikn på noko nedgang i organisk innhald, mens i analysane av totalt organisk karbon (TOC) kom dette fram berre på stasjon KJE2. Verdien av TOC på KJE4 var imidlertid uendra, men totalt sett synest den negative trenden frå først på 90-talet å ha stoppa opp.

Botndyranalysen frå KJE1 i Kråkeosen viste at botnfaunaen var naturleg og normalt artsrik og fell inn under tilstandsklasse I - "Meget god". Tilhøva ved munninga av sivevassleidningen (KJE4) låg på grensa mellom tilstandsklasse I og II - "God" og viste påverknad frå sivevassutsleppet. Resultata frå KJE4 viste likevel teikn til betring i høve til granskinga i 1995.

Sedimentet på alle stasjonane indre delen av Lurefjorden var markert ureina av PAH (tilstandsklasse III - "Markert forurenset"). Konsentrasjonen av PAH i Kråkeosen (KJE1) kan ha auka dei siste tre åra og førekomsten av benzo(a)pyren var fire gongar høgare i 1998 enn i 1995. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren i Kråkeosen plasserer sedimentet i tilstandsklasse IV - "Sterkt forurenset". Moglegvis kan skrotinga av bilar som går føre seg på avfallsplassen, ha samanhang med denne auken.

Førekomsten av PCB låg berre på stasjon KJE4 over eit naturleg høgt bakgrunnsnivå (tilstandsklasse II - "Moderat forurenset").

Metallkonsentrasjonane i sedimentet på dei undersøkte stasjonane kvalifiserer stort sett for nemninga "Markert forurenset" eller "Moderat forurenset". Berre førekomstane av jern ligg innanfor eit normalområde på alle stasjonane.

Resultata frå analyser av organismer tyder på at utsleppet inst i Kjevika bidreg til overkonsentrasjonar av PAH-komponenten benzo(a)pyren og krom, mens utsleppet av sivevassleidningen bidreg til overkonsentrasjonar av PCB og moglegvis kopar i dei nokre av dei undersøkte organismane. Høg konsentrasjon av kadmium i krabbesmør kan delvis skuldast utsleppet av sivevatnet, men er og eit naturleg fenomen.

På grunn av dei høge forekomstane av PAH og den negative utviklinga som Lurefjorden synest å vere inne i med omsyn på polysykliske aromatiske hydrokarbon, bør ny resipientgransking finne stad om tre år. Det bør då vurderast å utvide stasjonsnett for å sjå på miljøtilhøva i heile Lurefjorden.

Mykje kan tyde på at komponentar frå sivevatnet vert spreidd over eit relativt stort område. Det bør derfor gjerast straummålingar nær utsleppspunktet for å få kartlagt straumforholda, særleg i dei djupa som er aktuelle for innlagring av sivevatnet.

10. Referansar

Barland, K. 1996. Tungmetaller i skalldyr. SNT-rapport 9, 1996. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 24 pp.+ vedlegg.

Bjerknes, V., L.G. Golmen, A. Pedersen & K. Sørgaard. 1988. Kapasitet for fiskeoppdrett i Skogsvågen og i fjordområdet kring Toftarøy på Sotra. NIVA rapport 2072. 122 pp.

Dons, C. & P. Å. Beck. 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr. 93:22. 115 pp.

Golmen L.G. 1991. Vassutskifting i Lurefjorden og Seimfjorden. Resultat frå granskingar i 1989 - 1990. NIVA-rapport nr. 2541. Oslo.

Golmen, L. G. og E. Nygaard. 1996 a. Hydrografiske observasjonar i Radsundet hausten og vinteren 1995/96. NIVA-notat nr. V96/04. Bergen.

Golmen, L. G. og E. Nygaard. 1996 b. Kontroll av djupvasskvalitet i Lurefjorden hausten 1995/vinteren 1996. NIVA-notat nr. V96/06. Bergen.

Green, N. W. 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments to the Norwegian Data for 1996. NIVA-rapport 3730. 129 pp.

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

Johannessen, P. J., K. Sjøtun & Ø. Tvedten. 1990. Resipientundersøkingar i Lurefjorden og Seimsfjorden, Lindås kommune. Institutt for marinbiologi, Univ. i Bergen, rapport nr. 6, 1990. 39 pp.

Knutzen, J. 1989 a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivå. NIVA-rapport 2205. Oslo. 107 pp.

Knutzen, J. 1989 b. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2273. Oslo. 34 pp.

Knutzen, J. & J. Skei. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport 2540. Oslo. 139 pp.

Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. *Vann* nr. 2/1995, side 248-285.

Knutzen, J., J. Skei, T. M. Johnsen, K. Hylland, J. Klungsøyr & M. Schlabach. 1995. Miljøgiftundersøkingar i Byfjorden/Bergen og tiliggende fjordområder. Fase 2. Observasjonar i 1994. NIVA-rapport 3351. Oslo. 163 pp.

Knutzen, J., G. Becker, L. Berglind, E. M. Brevik, M. Schlabach & J. U. Skåre. 1999. Undersøking av polyklorerte dibenzo-furaner/dibenzo-p-dioksiner, dioksinlignende PCB, andre persistente klororganiske stoffer og PAH i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra referansestasjonar fra Østfold til Møre 1996. Rapportunder utarbeidelse.

Konieczny R. & J. Knutzen. 1992. Overvåkning av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåkning. NIVA-rapport 2818. Oslo. 28 pp.

Kroglund, T., E. Dahl & E. Oug. 1998. Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. NIVA rapport nr. 3908. 58 pp.

Lømsland, E. R., T. Jacobsen, J. Molvær & E. Oug. 1995. Resipientgransking i Lurefjorden. NIVA-rapport 3367. Oslo. 60 pp.

Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning. TA-1467/1997, SFT, Oslo, 36 pp.

Moy, F.E., S. Fredriksen, J. Gjøsæter, S. Hjohlman, T. Jacobsen, T. Johannessen, T.E. Lein, E. Oug & Ø.F. Tvedten. 1996. Utredning om benthos-samfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stad. NIVA rapport, nr. 3551. 84 pp.

Rygg, B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taxa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA rapport, nr. 3347. 68 pp.

Skei, J., J. Knutzen & J. Klungsøyr. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport 3018. Oslo. 88 pp.

Vedlegg A.

Lurefjorden 1998 - Fullstendige artslister over blautbotnfauna

GRUPPENR	GRUPPENAVN	FAMILIENR	FAMILIENAVN	ARTSNAVN	KODE	KJ1G1	KJ1G2	KJ1G3	KJ1G4	KJ4G1	KJ4G2	KJ4G3	KJ4G4
373	ANTHOZOA		Edwardsiidae	Paraedwardsia arenaria Carlgren	PARA.ARE				2				
400	NEMERTINEA			Nemertinea indet	NEMERTIN	3	4	6	4	6	2		2
417	NEMATODA			Nematoda indet	NEMATODA	2	5	16	10	14	5	16	5
426	POLYCHAETA		1 Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	PARA.JEF	19	19	32	24			1	
426	POLYCHAETA		5 Polynoidae	Harmothoe sp	HARMOTHZ							1	
426	POLYCHAETA		7 Sigalionidae	Pholoe batlica Oersted, 1843	PHOL.BAL	1				50	16	42	16
426	POLYCHAETA		7 Sigalionidae	Pholoe inornata Johnston, 1839	PHOL.INO							1	
426	POLYCHAETA		7 Sigalionidae	Pholoe sp	PHOLOE.Z				1				
426	POLYCHAETA		9 Phyllodoceidae	Eteone cf. longa (Fabricius 1780)	ETEO?LON							1	
426	POLYCHAETA		9 Phyllodoceidae	Phyllodoce mucosa (Oersted 1843)	PHYL.MUC							2	
426	POLYCHAETA		13 Hesionidae	Kefersteinia cirrata (Keferstein 1862)	KEFE.CIR					5	2	3	3
426	POLYCHAETA		13 Hesionidae	Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje 1822)	OPHI.FLE					5	2	3	1
426	POLYCHAETA		14 Pilargiidae	Synelmis klatti (Friedrich 1950)	SYNE.KLA			1					
426	POLYCHAETA		15 Syllidae	Exogone hebes (Webster & Benedict 1894)	EXO.G.HEB					18	4	5	2
426	POLYCHAETA		15 Syllidae	Exogone verugera (Claparede 1866)	EXO.G.VER	2	7	7	2				
426	POLYCHAETA		15 Syllidae	Sphaerosyllis sp	SPHAERIZ							7	
426	POLYCHAETA		15 Syllidae	Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	TYPQ.COR			3	1	195	62	166	91
426	POLYCHAETA		16 Nereidae	Ceratocephale loveni Malmgren 1867	CERA.LOV	2	1	5	2				
426	POLYCHAETA		18 Sphaerodoridae	Sphaerodorum gracilis (Rathke 1843)	SPHA.GRA					1	1	1	1
426	POLYCHAETA		19 Glyceridae	Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	GLYC.ALB					5	2	1	2
426	POLYCHAETA		21 Onuphidae	Nothria conchylega (M.Sars 1835)	NOTH.CON								2
426	POLYCHAETA		23 Lumbrineridae	Augeneria sp	AUGENARZ								
426	POLYCHAETA		23 Lumbrineridae	Augeneria tentaculata Monro 1930	AUGE.TEN	5		6	5	5			
426	POLYCHAETA		23 Lumbrineridae	Lumbrineris cf. gracilis (Ehlers 1868)	LUMB?GRA					4			1
426	POLYCHAETA		23 Lumbrineridae	Lumbrineris fragilis (O.F.Mueller 1766)	LUMB.FRA							1	1
426	POLYCHAETA		25 Arabeliidae	Drlionereis cf. brattstroemi Fauchald, 1972	DRIL?BRA	1	1	1	2				1
426	POLYCHAETA		26 Dorvilleidae	Ougia maclianta (Oug. 1978)	OUGI.MAC								1
426	POLYCHAETA		26 Dorvilleidae	Parougia eliasoni (Oug. 1978)	PARO.ELI							1	
426	POLYCHAETA		28 Orbiniidae	Phylo norvegica (M.Sars 1872)	PHYL.NOR	2	2		3				
426	POLYCHAETA		28 Orbiniidae	Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)	SCOL.ARM					5	1		
426	POLYCHAETA		30 Paraonidae	Arctides catharinae Laubier 1967	ARIC.CAT	5	2	4	3				
426	POLYCHAETA		30 Paraonidae	Paradoneis eliasoni Mackie, 1991	PARA.ELI	9	3		4				

426 POLYCHAETA	30	Paranoidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)	PARALYR					19	13	30	28
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Polydora quadrilobata Jacobi 1883	POLY.QUA								1
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Polydora sp	POLYDORZ	3				4			
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Pronospio cirrera Wren 1883	PRIO.CIR	5	11	7	10	4	6	5	
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Pronospio fallax Soederstroem 1920	PRIO.MAL					1		6	2
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Pseudopolydora paucibranchiata Czerniaevsky	PSEU.PAU		1	2	1	14	24	2	5
426 POLYCHAETA	33	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	SPIO.KRO	7	6	1	4		1		
426 POLYCHAETA	35	Chaetopteridae	Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856	SPIO.TYP		2	1	1				
426 POLYCHAETA	36	Ctenodrilidae	Raricirrus beryli Petersen&George, 1991	RARIBER					134	45	75	23
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Aphelochaeta sp	APHELCOZ	14	19	19	9	96	26	55	24
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	CHAE.SET	6	5	1	5	30	31	20	26
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Chaetozone sp	CHAEZOZ					4	2	14	6
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Cirratulus cirratus (O.F.Mueller 1776)	CIRR.CIR							6	
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Cirratulus sp	CIRRATUZ					1			
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Macrochaeta clavicornis (Sars 1835)	MACR.CLA							1	1
426 POLYCHAETA	37	Cirratulidae	Tharyx sp	THARYX.Z	9	14	13	8	20	14	30	22
426 POLYCHAETA	38	Cossuridae	Cossura longocirrata Webster & Benedict 1887	COSS.LON							1	
426 POLYCHAETA	41	Scalibregmidae	Polyphysia crassa (Oerstied 1843)	POLY.CRA						2	1	
426 POLYCHAETA	44	Capitellidae	Capitella capitata (Fabricius 1780)	CAPL.CAP					1			1
426 POLYCHAETA	44	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	HETE.FIL			1	2		1		
426 POLYCHAETA	44	Capitellidae	Heteromastus sp	HETEROMZ	9	12	14	20				
426 POLYCHAETA	44	Capitellidae	Mediomastus fragilis Rasmussen 1973	MEDI.FRA					28	19	25	35
426 POLYCHAETA	44	Capitellidae	Notomastus latericeus Sars 1851	NOTO.LAT	2							
426 POLYCHAETA	47	Maldanidae	Clymenura borealis (Arwidsson 1906)	CLYM.BOR		1	1	1				
426 POLYCHAETA	47	Maldanidae	Euclymene sp	EUCLYMEZ			3					
426 POLYCHAETA	47	Maldanidae	Euclymeninae indet	EUCLYMEY	2	2		2				
426 POLYCHAETA	47	Maldanidae	Praxillella praetermissa (Malmgren, 1865)	PRAAX.PRA					5	2	1	1
426 POLYCHAETA	50	Pectinariidae	Pectinaria koreni Malmgren 1865	PECT.KOR	1							
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Ampharete sp	AMPHAREZ					2			
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Ampharetidae indet	AMPHAREX	1	9	3	10			5	2
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)	ANOB.GRA								1
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Melina cristata (M.Sars 1851)	MELL.CRI	4		1	1	2			
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Melina elizabetae McIntosh, 1885	MELL.ELI					1	1	1	3
426 POLYCHAETA	51	Ampharetidae	Samytha sexcirrata M.Sars 1856	SAMY.SEX			1					

426 POLYCHAETA	52 Terebellidae	Polycirus cf. norvegicus (Wolfebaek 1912)	POLY?NOR					22	4	11	10
426 POLYCHAETA	53 Trichobranchiidae	Terebellides stroemi M.Sars 1835	TERE.STR			1		5			
426 POLYCHAETA	53 Trichobranchiidae	Trichobranchus glacialis Malmgren 1865	TRIC.GLA					1			
426 POLYCHAETA	55 Sabellidae	Chone cf. duneri Malmgren 1867	CHON?DUN					16	7	7	5
426 POLYCHAETA	55 Sabellidae	Jasminera caudata Langerhans 1880	JASM.CAU					12	18	22	31
OPISTHOBANCHI											
461 A	6 Philinidae	Philina scabra (O.F.Mueller 1776)	PHIL.SCA			1				1	
484 CAUDOFOVEATA		Caudofoveata indet	CAUDOFOV			2				1	
489 BIVALVIA		Bivalvia indet	BIVALVIA							1	
489 BIVALVIA	1 Nuculidae	Nucula tumidula (Malm)	NUCU.TUM			2		3		3	
489 BIVALVIA	1 Nuculidae	Nucula turgida Leckenby & marshall	NUCU.TUR			1		2		3	
489 BIVALVIA	2 Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	YOLD.FRA			1		1		1	
489 BIVALVIA	2 Nuculanidae	Yoldiella lucida (Loven 1846)	YOLD.LUC					2		1	
489 BIVALVIA	5 Arcidae	Arca pectunculoides Scacchi	ARCA.PEC							1	
489 BIVALVIA	9 Limnidae	Limnula gwyni (Sykes)	LIMA.GWY								1
489 BIVALVIA	13 Lucinidae	Lucinoma borealis (Linne 1767)	LUCI.BOR					6	2	4	3
489 BIVALVIA	14 Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	THYA.EQU			13		3		5	
489 BIVALVIA	14 Thyasiridae	Thyasira flexuosa (Montagu 1803)	THYA.FLE					3		3	
489 BIVALVIA	14 Thyasiridae	Thyasira obsoleta (Verrill & Bush)	THYA.OBS			3		4		3	
489 BIVALVIA	14 Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	THYA.PYG							2	
489 BIVALVIA	14 Thyasiridae	Thyasira sarsi (Phillippi 1845)	THYA.SAR								135
489 BIVALVIA	19 Astartidae	Astarte elliptica Brown 1827	ASTA.ELL			2		2		2	
489 BIVALVIA	23 Tellinidae	Macoma calcarea (Gmelin 1790)	MACO.CAL							1	1
489 BIVALVIA	26 Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	ABRA.NIT								1
489 BIVALVIA	33 Myidae	Mya arenaria Linne 1758	MYA.ARE					1			
489 BIVALVIA	34 Corbulidae	Corbula glbba (Olivi 1792)	CORB.GIB					4		11	2
489 BIVALVIA	45 Cuspidaridae	Cuspidaria obesa (Loven 1846)	CUSP.OBE			1		1		1	6
534 OSTRACODA		Cythereis echinata G.O.Sars	CYTH.ECH							2	
534 OSTRACODA	1 Cypridinidae	Cypridina norvegica Baird	CYPR.NOR			10		15		13	8
534 OSTRACODA	1 Cypridinidae	Philomedes globosus Liljeborg	PHIL.GLO								2
573 CUMACEA	2 Leuconidae	Eudorella truncatula Sp.Bate	EUDO.TRU								14
573 CUMACEA	2 Leuconidae	Leucon nasica (Kroeyer)	LEUC.NAS								4
573 CUMACEA	7 Diastylidae	Diastylis cornuta Boeck	DIAS.COR								1

