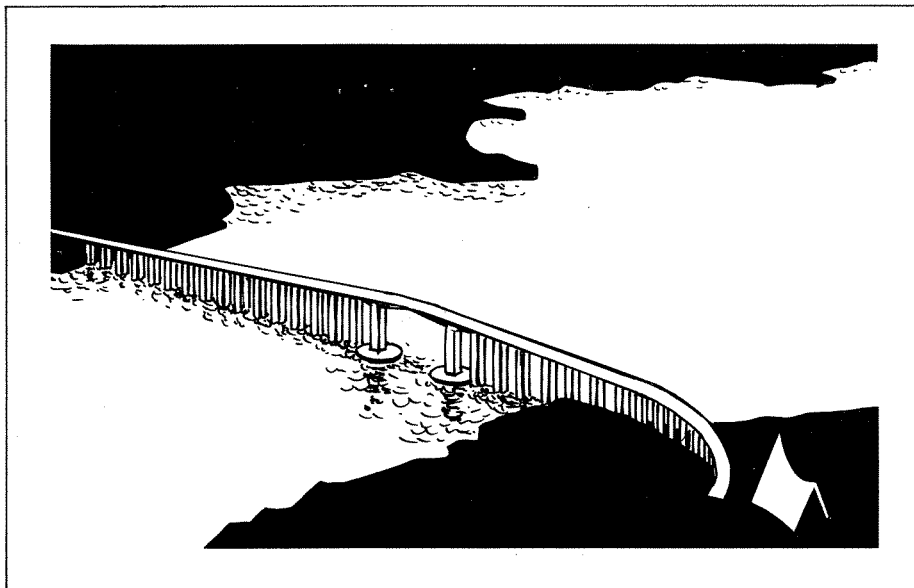




O-90184

Marine resipientundersøkelser i Nordbotn, Sandnessundet og ved Ørndalen, Troms 1990.

Bunnfauna, hydrografi og miljøgifter.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Sørlandsavdelingen Østlandsavdelingen Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll Televeien 1 Rute 866 Breiviken 5
0808 Oslo 8 4890 Grimstad 2312 Ottestad 5035 Bergen-Sandviken
Telefon (02) 23 52 80 Telefon (041) 43 033 Telefon (065) 76 752 Telefon (05) 95 17 00
Telefax (02) 39 41 89 Telefax (041) 43 033 Telefax (065) 78 402 Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O-90148
Undernummer:
Løpenummer: 2559
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: MARINE RESIPIENTUNDERSØKELSER I NORDBOTN, SANDNESSUNDET OG VED ØRNDALEN, TROMSØ, 1990. Bunnfauna, hydrografi og miljøgifter.	Dato: 30. april 1991
Forfatter (e): Børge Holte Jon Knutzen	Prosjektnummer: O-90148
	Faggruppe: Marin økologi
	Geografisk område: Troms
	Antall sider (inkl. bilag): 48

Oppdragsgiver: Tromsø kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
----------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: <p>I forbindelse med Tromsø kommunes fremtidige avløpsplanlegging ble det i perioden juli - november 1990 gjennomført undersøkelser av miljøsituasjonen i Nordbotn, ved Selnes og ved Ørndalen. Det ble ikke påvist alvorlige biologiske miljøeffekter i bunndyrsamfunnene. Resultatene tyder imidlertid på at samfunnene var påvirket av organisk <u>anrikning</u>, noe som var mest tydelig i Nordbotn. Pga. lavt oksygeninnhold synes Nordbotn å befinne seg nær grensen av det den tåler før alvorlige biologiske forurensningseffekter oppstår. Nordbotn synes derfor å ha utviklet seg i negativ retning siden forrige undersøkelser i 1983.</p> <p>Ved Ørndalen, der det også ble foretatt undersøkelser av miljøgifter, ble det generelt ikke påvist vesentlig påvirkning av PAH, klororganiske forbindelser eller metaller. I blåskjell ble det likevel funnet forholdsvis høye verdier for kobber og noe forhøyede konsentrasjoner av krom og nikkel. Noe forhøyede verdier av bly ble registrert i blåskjell og i bunnsedimenter.</p>


4 emneord, norske:

1. Tromsø
2. Bløtbunnssamfunn
3. Hydrografi
4. PAH, klororg. forbindelser, metaller

4 emneord, engelske:

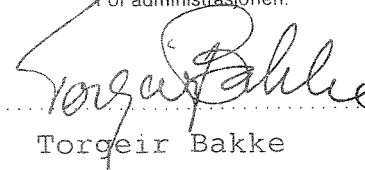
1. Tromsø, Norway
2. Soft-bottom communities
3. Hydrography
4. PAH, organochlorines, metals

Prosjektleder:



Børge Holte

For administrasjonen:



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1880-7

O - 90148

MARINE RESIPIENTUNDERSØKELSER I NORDBOTN, SANDNESSUNDET OG VED
ØRNDALEN, TROMSØ, 1990 - BUNNFAUNA, HYDROGRAFI OG MILJØGIFTER.

Tromsø, april 1991

Prosjektleder: Børge Holte

Medarbeidere: Thomas Andreassen (Universitetet i Tromsø)
Bodil Ekstrøm
Jon Knutzen
Randi Romstad
Brage Rygg

FORORD

I 1982-84 gjennomførte Tromsø kommune og Statens forurensingstilsyn basisundersøkelser i Tromsøysund og Nordbotn (Oug m.fl. 1985). Foreliggende undersøkelser er en oppfølging av basisundersøkelsen når det gjelder bløtbunnssamfunnene i Nordbotn og den lokale resipienten nedenfor Tromsø kommunes avfallsdeponi i Ørndalen. Undersøkelser av miljøgifter ved Ørndalen og faunaundersøkelser i bløtbunn ved Selnes i Sandnessundet, er imidlertid ikke utført tidligere.

Innsamlingen av prøver er foretatt fra Universitetet i Tromsøs fartøyer F/F "Ottar" og F/F "Hyas". Analyser av vannprøver er utført av ingeniør Thomas Andreassen, Universitetet i Tromsø, mens statistiske bunndyrberegninger og artsidentifisering av krepsdyr er utført av seniorforsker Brage Rygg. Bunn sedimentene ble grovsortert av fagassistent Bodil Ekstrøm og forskningsassistent Randi Romstad.

Seniorforsker Jon Knutzen har stått for gjennomføring og skriving av miljøgift-delen. Feltarbeider, artsidentifiseringer (hovedsaklig muslinger og børsteormer) og den øvrige rapportskrivningen er utført av forsker Børge Holte.

Vi takker forsker Eivind Oug som bidro med metodiske innspill under planleggingen av fauna-undersøkelsene, samt konstruktiv kritikk av manus. Videre takkes forsker Lars Golmen som stilte dataprogrammer for beregning av hydrografiske parametre til disposisjon.

Kjemiske analyser ble utført ved NIVAs laboratorium, Oslo.

Undersøkelsene er utført etter oppdrag fra Tromsø kommune.

Tromsø, mars 1991

Børge Holte
Prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE

	side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	1
2. INNLEDNING	3
3. OMRÅDEBESKRIVELSER OG TIDLIGERE UNDERSØKELSER	4
3.1. Nordbotn	4
3.2. Selnes	5
3.3. Ørndalen	5
4. UNDERSØKELSENE FORMÅL	7
5. BUNNFAUNA OG HYDROGRAFI	10
5.1. Metoder	10
5.1.1. Hydrografi	10
5.1.2. Bunnsedimenter og dyresamfunn	10
5.2. Resultater og vurderinger	12
5.2.1. Hydrografi	12
5.2.2. Bunnsedimenter	15
5.2.3. Dyresamfunn	16
5.2.3A. Dominerende organismer	16
5.2.3B. Statistiske analyser	19
6. RESIPIENTKAPASITET OG MILJØUTVIKLING 1983-90	22
7. MILJØGIFTER - ØRNDALEN	24
7.1. Metoder	24
7.2. Resultater og vurderinger	27
7.2.1. PAH i organismer og bunnsedimenter	27
7.2.2. Bestandige klororganiske forbindelser	28
7.2.3. Metaller i organismer og bunnsedimenter	30
8. LITTERATURHENVISNINGER	33
VEDLEGG 1. Kornstørrelsesfordeling	35
VEDLEGG 2. Hydrografi - rådatatabeller	38
VEDLEGG 3: Artslister - bunndyr	41
VEDLEGG 4: Analyseresultater - PAH, sedimenter	46
VEDLEGG 5: Analyseresultater - klororg.forbindelser, blåskjell og snegl	47
VEDLEGG 6: Analyseresultater - klororg.forbindelser, sediment	48

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1. Marine resipientundersøkelser er gjennomført i Nordbotn, ved Selnes i Sandnessundet og ved Ørndalen, Tromsø. Miljøsituasjonen er vurdert ut fra bunndyr-samfunnenes sammensetning. I tillegg ble det gjennomført hydrografiske målinger i Nordbotn og analyser av utvalgte miljøgifter ved Ørndalen.

Belastningen på Nordbotn som resipient, samt miljøutviklingen i Nordbotn og Ørndalen, er vurdert i forhold til undersøkelser i 1983.

2. Hydrografiske undersøkelser (Nordbotn) ble utført månedlig i perioden september - november 1990. Salt-holdighet og temperatur i vannmassene varierte fra 32 til 33.2 ‰ og fra 6.7 til 8.3 °C. Oksygenivået fra overflaten og ned til 15-20 m dyp var fra 6.5 til 7.9 ml/l.

På dypere vann (dypere enn terskeldypet) ble det i stagnasjonsperioden (september - oktober) registrert forholdsvis lave oksygenverdier. Oksygen minimum ble registrert i bunnvannmassene i oktober til 2.4 ml/l (35 ‰ metning).

3. Bunn sedimentene på bunnfaunastasjonene besto av finsand og mudder ("silt"). Innhold av nitrogen og organisk karbon var forholdsvis lavt med liten variasjon i forhold til undersøkelsene i 1983. Høyeste C/N forhold var 8.8 (Nordbotn).
4. Det ble funnet færrest antall arter (28) og individer (432) på midlere dyp i Nordbotn (stasjon N2). Flest arter (91) ble funnet i Sandnessundet (S1) og på en referansestasjon nord for Tromsøya (R2), mens høyeste individantall (3756) ble registrert på grunt vann i Nordbotn (N1).
5. Det ble ikke funnet alvorlige biologiske forurenings-effekter i bunndyr-samfunnene på noen av de undersøkte områdene. Bortsett fra på referansestasjonen, synes samfunnene imidlertid å være utsatt for organisk anrikning. Dette var mest tydelig i Nordbotn (stasjonene N2 og N3).

6. Oksygenmålinger i 1983 (Oug & Holte 1985) og målinger fra foreliggende undersøkelser, tyder på at det har vært økte tilførsler av organisk materiale til Nordbotn. Resipienten synes å befinne seg nær grensen for hva den tåler før alvorlige biologiske effekter oppstår. Risikoen for dødelighet hos bl.a. bunndyr og fisk synes stor i stagnasjonsperioden (september - november). Kloakkutslippene til Nordbotn tilrås redusert slik at de ikke overskrider nivået før 1983. Det vises i den forbindelsen til konklusjoner fra tidligere undersøkelser (Oug & Holte 1985).

Miljøforholdene i resipienten ved Ørndalen (T12B) synes i 1990 å være omtrent som i 1983.

7. Undersøkelsene av miljøgifter i sjøresipienten nedenfor avfallsfyllinga i Ørndalen har ikke kunnet påvise vesentlig PAH-påvirkning eller belastning av bestandige (tungt nedbrytbare) klororganiske forbindelser.

I blåskjell ble det funnet høyt innhold av kobber (mer enn 10 ganger "normalen"), og forhøyede verdier (2-3 ganger "normalen") for krom, nikkel og bly. Forhøyet blyinnhold (2-3 ganger "normalen") ble registrert både i blåskjell og i bunnsedimenter. I tang og tare var det "normale" konsentrasjoner av metaller. Analysene inkluderte 14 metaller i grisetang, sukkertare, blåskjell, neptunsnegl og bunnsedimenter.

2. INNLEDNING

Denne rapporten presenterer resultatene fra undersøkelser i fjordområdet Nordbotn-Selnes, Kvaløya, og ved den kommunale fyllingen for husholdningsavfall i Ørndalen, Tromsøya, Tromsø kommune. Det er foretatt bløtbunns- og hydrografiundersøkelser ved Nordbotn, fauna-undersøkelser i bløtbunnssamfunnet ved Selnes og Ørndalen, samt analyser av miljøgifter i biologisk materiale og marine bunnsedimenter ved Ørndalen.

Nordbotn har i årrekker vært benyttet som kommunal avløpsresipient for husholdningsavfall (kloakk). Basisundersøkelsene fra 1982-84 (Oug m.fl. 1985), som ble utført av Universitetet i Tromsø og Norsk institutt for vannforskning, og hydrografiske undersøkelser i 1983-84 (Oug & Holte 1985) viste at resipienten var sårbar og utsatt for miljøstress bl.a. på grunn av utslipp av organisk materiale. Ved Ørndalen ble det ikke påvist biologiske effekter som kunne tilskrives avfallsfyllingen. Foreliggende undersøkelse er en kontroll av miljø-utviklingen i Nordbotn og ved Ørndalen, mens undersøkelsene av miljøgifter ved Ørndalen og bunnfauna ved Selnes skal danne referanse i forhold til fremtidige kontrollundersøkelser og gi informasjon om dagens miljøtilstand.

Undersøkelsene av miljøgifter ved Ørndalen er forholdsvis omfattende. Eventuelle miljøgifter i urbane strøk antas generelt å bli tilført en regional avfallsfylling. Det ble derfor antatt at evt. uønskede forekomster av miljøgifter - i dette tilfellet PAH, PCB og metaller (se Kap. 7) - fra diffuse kilder i/ved Tromsø sannsynligvis ville bli påvist i fyllingas sigevannsresipient. Hensikten med miljøgift-undersøkelsene har imidlertid også vært å registrere det kjemiske forurensingsnivået i resipienten med tanke på eventuelle avbøtende tiltak. Slike tiltak er forøvrig forutsatt vurdert av oppdragsgiver og/eller av offentlig miljøvernmyndighet.

3. OMRÅDEBESKRIVELSER OG TIDLIGERE UNDERSØKELSER

3.1. Nordbotn

Nordbotn kan sammenlignes med en terskelfjord der vannutvekslingen foregår gjennom det relativt vide og åpne området i nord-øst mot Sandnessundet, og et forholdsvis smalt sund mellom indre del av Nordbotn og Sørbotn (Fig. 1 og 2). De dypeste terskeldypene ligger på 12-14 m og har omtrent samme dyp i begge de omtalte vannutvekslingsveiene. Største dyp i Nordbotn er omlag 55 m.

Næser m.fl. (1975) uttaler i sin rapport bl.a. at området ved Sørbotn og Nordbotn er lite egnet for kloakkutslipp i større målestokk pga. liten vannutskiftning. Antall husstander ved Nordbotn har økt med et par hundre enheter siden midten av 80-tallet. Kloakktilførslene som hittil har vært tilført Nordbotn, planlegges i løpet av inneværende år overført til Selnes (se nedenfor).

Universitetet i Tromsø gjennomførte i 1983-84 undersøkelser av de hydrografiske forholdene i Nordbotn og presenterte samtidig et utvidet biologisk datamateriale for dette området i forhold til basisundersøkelsen (Oug & Holte 1985). Det ble bl.a. konkludert med at Nordbotn hadde et artsrikt dyreliv, men at samfunnsstrukturen i bunnsedimentene - spesielt i dypområdet - likevel viste tydelige indikasjoner på miljøforstyrrelser. Dette ble satt i sammenheng med de forholdsvis lave oksygenverdiene (laveste verdi var 3.9 ml O₂ pr liter vann) som ble målt i dypvannmassene i stagnasjonsperioden (august - september). Beregninger av resipientkapasiteten tilsa at Nordbotn som helhet har høy kapasitet overfor organisk materiale, men at lokal oksygenvikt kan opptre selv ved moderat belastning.

3.2. Selnes

Modellforsøk har vist at tidevannsutskiftningen i Sandnessundet generelt er god (Næser m.fl. 1975). Sætre (1972) registrerte midlere strømhastigheter midtsunds på 141 cm/sekund på nordgående, og 73 cm/sekund på sørgående tidevann.

Med tanke på bruk av området som kloakkresipient, kompliseres likevel strømbildet ved at en netto vanntransport løper fra området ved Selnes og sørvestover inn i Nordbotn (Næser m.fl. 1975). Denne strømkomponenten har ført til at området ved Kvaløya, i den sørlige delen av Sandnessundet, er betegnet som en mindre gode avløpsresipient (Næser m.fl. 1975).

Pga. overføringen av kloakk fra Nordbotn vil avløpsmengdene som føres ut ved Selnes i løpet av 1991 øke med omlag 2600 p.e., noe som tilsvarer en økning på 130 % i forhold til dagens utslipp (Tromsø kommune 1979).

Det har ikke tidligere vært gjennomført biologiske resipientundersøkelser i Sandnessundet.

3.3. Ørndalen

Området ved Ørndalen er preget av forholdsvis svake tidevannsstrømmer. Netto strømretning er mot nord, mens sørgående transport i denne delen av Tromsøsundet hovedsaklig løper langs land på fastlandssiden (Næser m.fl. 1975).

Ørndalen har i flere år vært benyttet som deponi-område for våtavfall fra Tromsø kommune. Sigevannet ledes ut i sjøen nedenfor deponiet og føres ut på omlag 8 m dyp ca. 200 m ut fra strandlinjen. Lukt og visuelle observasjoner i fjæresonen tyder imidlertid på at Ørndalens nedslagsvann også dreneres utenom sigevannsledningen.

Bløtbunnssamfunnets struktur i Ørndalen-resipienten ble av Oug m.fl. (1985) studert i forbindelse med gjennomføringen av basisundersøkelsen. Det ble bl.a. konkludert med at det var gode miljøforhold i resipienten, men at det i området også fantes lokale forråtnelsesmiljøer som kunne være påvirket av sigevann.

Resultatene fra Holte & Gulliksens (1987) undersøkelser i 1979-80 indikerte en viss miljøforandring ved Ørndalen. Bunn sedimentenes innhold av tungmetallene kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber viste ikke forhøyede verdier i forhold til registrerte bakgrunsnivåer, mens noe forhøyede verdier derimot forekom i sedimenterende materiale som ble innsamlet ved hjelp av sedimentfeller ved bunnen (Holte m.fl. 1987).

4. UNDERSØKELSENE FORMÅL

Undersøkelsene hadde følgende formål:

A. Nordbotn

Resipientkapasiteten i Nordbotn skal vurderes ut fra hydrografiske målinger og dagens miljøsituasjon mht. organisk belastning.

Miljøsituasjonen skal graderes/vurderes på bakgrunn av eventuelle biologiske effekter i dyresamfunnet på bløtbunn, og på bakgrunn av mulige biologiske og hydrografiske tilstandsendringer i forhold til resipientundersøkelsene fra 1983/84 (Oug m.fl. 1985).

B. Selnes

Den generelle miljøtilstanden ved den lokale utslippsresipienten ved Selnes skal finnes ved registreringer av bløtbunnssamfunnets sammensetning, og resultatene skal danne referanse i forhold til fremtidige overvåkingsundersøkelser.

C. Ørndalen

Hensikten med undersøkelsene ved Ørndalen er å beskrive i hvilken grad sigevannet fra avfallsfyllingen eventuelt påvirker den lokale resipienten. I forbindelse med dette og etter pålegg fra Fylkesmannen i Troms overfor Tromsø kommune, gjennomføres følgende:

- Vurdere graden av eventuelle biologiske forurensnings-effekter i gruntvannssamfunnet.
- Vurdere graden av eventuell akkumulering av tungmetaller og andre miljøgifter i planter, dyr og i det fysiske miljø.
- Angi eventuelle biologiske miljøgift-effekter som kan skyldes sigevannstilførselene fra fyllinga.

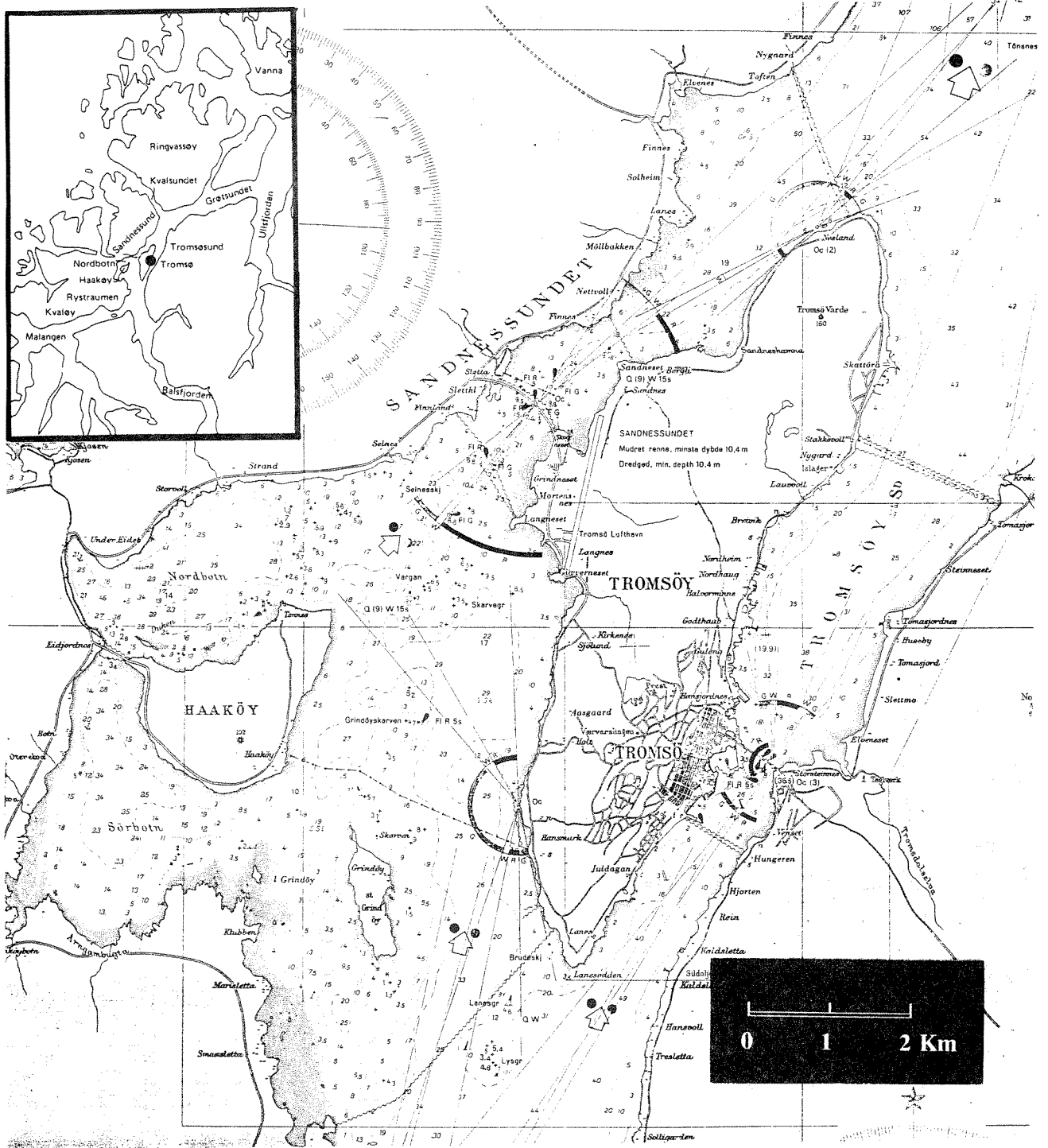


Fig. 1. Områdekart.
Sjøkart nr. 466.

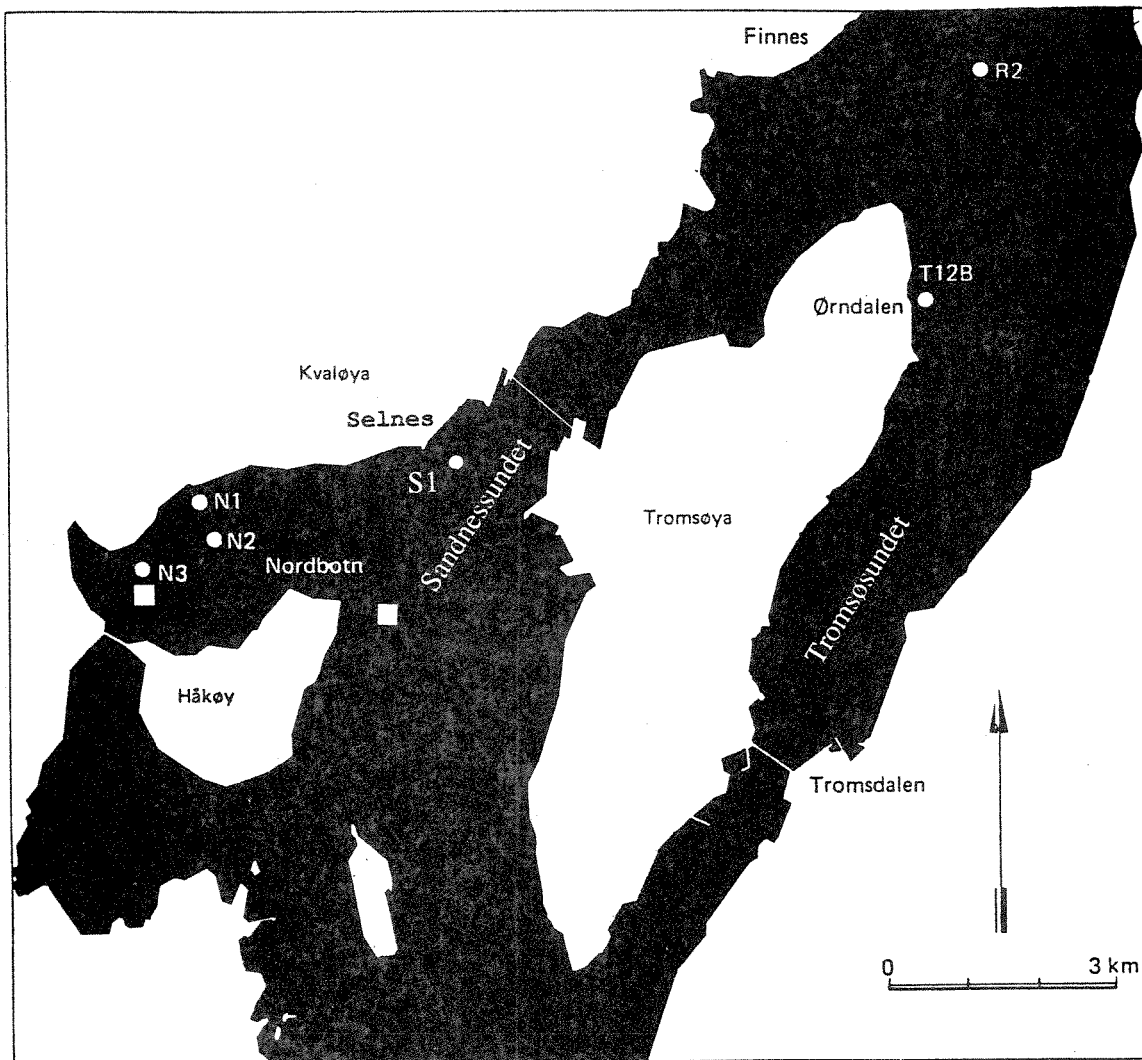


Fig. 2. Stasjoner for innsamling av bunndyr/sedimentprøver (●) og hydrografiske målinger (■).

5. BUNNFAUNA OG HYDROGRAFI

5.1. Metoder

5.1.1. Hydrografi

Hydrografiske målinger ble utført på stasjon N3 i Nordbotn den 5. september, 3. oktober og 1. november 1990, dvs. i den såkalte stagnasjonsperioden da en kan vente minimumsverdier for vannets innhold av oppløst oksygen. Sammenlignende målinger ble samtidig utført i Sandnessundet, like nord for Håkøy (Fig. 2).

Ved hjelp av Nansen vendevannhentere ble vannprøver tatt for hver 5. meter fra overflaten og ned til bunnvannmassene, dvs. inntil 45 m dyp i Nordbotn og 20 m dyp i Sandnessundet. Temperaturer ble avlest i felt, mens analyser av vannprøver for bestemmelse av saltholdighet og oksygeninnhold ble utført ved Marinbiologisk stasjon, Tromsø. Saltholdighet ble bestemt ved induktivitetsmåler som ble kalibrert med standard sjøvann. Oksygen ble bestemt i henhold til "Winkler-metoden".

Vannets tetthet ble beregnet ut fra de målte verdiene for temperatur og saltholdighet. Tetthet gis ved "SIGMA t" (σ_t) verdier som er en omregning av masse(vekt) pr volumenhet vann. En σ_t -verdi på f.eks. 25 representerer således en tetthet på 1,025 kg/liter vann.

Rådatamaterialet er presentert i Vedlegg 2.

5.1.2. Bunnsedimenter og dyresamfunn

Feltinnsamlingene ble foretatt den 19. juli 1990. Stasjonene er vist i Fig. 2. Det ble etablert 3 stasjoner i Nordbotn, én ved Selnes og én ved Ørndalen. Én av stasjonene, R2, er opparbeidet i forbindelse med et annet NIVA prosjekt, og er tatt med som referansestasjon. Feltinnsamlingene på stasjon R2 ble utført den

7. mai 1990. Stasjonene, med unntak for S1, er de samme som i basisundersøkelsen (Oug m.fl. 1985).

På hver stasjon ble det tatt 4 grabbprøver ved hjelp av 0.1 m² van Veen grabb. På stasjon R2 ble det tatt 5 grabbprøver. Prøvene ble siktet i 1 mm sikt og konservert i formalin.

Prøver for analyser av organisk materiale og kornstørrelser ble tatt fra én av grabbprøvene, henholdsvis i sedimentoverflaten og ned til 5-10 cm ned i sedimentene. Målinger av kornstørrelser ble utført av A.S. Geo gruppen, Tromsø. Sedimentene ble våtsiktet for å skille materiale større og mindre enn 0.063 mm. Prøvene ble deretter tørket og fraksjonen større enn 0.063 mm ble tørrsiktet (siktestørrelser: 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125 og 0.063 mm). Resultatene er presentert som kumulativ vektfordeling og finnes i Vedlegg 1.

Totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) ble analysert ved hjelp av "C/N-analysator" ved NIVAs laboratorium, Oslo. Uorganisk karbon (CO₃) ble fjernet i syredamp. Det er antatt at nitrogen-verdiene i hovedsak representerer organisk bundet nitrogen.

De statistiske bunndyranalysene ble gjennomført i henhold til tilsvarende metoder som under basisundersøkelsen (Oug m.fl. 1985).

Følgende statistiske metoder ble benyttet:

- Shannon-Wiener diversitetsindeks
- Hurlberts diversitetsfunksjoner
- Modifiserte "log-normal" kurver
- Bray-Curtis likhetsindeks

Når det gjelder miljøutviklingen i Nordbotn i perioden 1983 - 1990, er resultatene vurdert i forhold til Oug & Holtes (1985) undersøkelser der dataanalysene bygger på 4 grabbprøver pr stasjon (basisundersøkelsen (Oug m.fl. 1985) ble presentert med 3 grabbprøver pr stasjon).

5.2. Resultater og vurderinger

5.2.1. Hydrografi

Vannmassenes vertikale stabilitet er avgjørende for i hvilken grad eventuelle stagnante bunnvannmasser i en terskelfjord blir fornyet av oksygenrikt overflatevann. Økende tetthet nedover i vannet gir liten mulighet for vertikal vannutveksling. Derimot indikerer forholdsvis like tetthetsverdier gode muligheter for vertikal omrøring. Slik omrøring finner vanligvis sted i nord-norske terskelfjorder i perioden fra oktober til april.

Når omrøringen starter, dvs. etter at overflatevannet har oppnådd tilstrekkelig høy tetthet etter avkjølingen om høsten, har oksygenverdiene i dypvannet nådd sitt årvisse minimumsnivå. Denne minimumsverdien opptrer ofte i nord-norske terskelfjorder over en relativt kort periode, men er likevel kritisk for dyresamfunnene. Verdien gir grunnlag for beregning av resipientkapasitet. Samtidig med oksygenregistreringene måles vannmassenes vertikale tetthets-sjiktning slik at omrøringstidspunktet kan bekreftes fysisk.

Tetthetsverdiene i vannmassene i Nordbotn var i september og oktober økende fra overflaten og ned til omlag 20 m dyp (Fig. 3). Dypere enn 20 m var verdiene forholdsvis like med økende dyp. Målingene i oktober tyder på at vannmassene vertikalt var forholdsvis ustabile, og at tidspunktet for vertikal omrøring trolig var nær forestående.

Under målingene i september og oktober var oksygeninnholdet i vannmassene fra overflaten og nedover til 15-20 m dyp fra 8 til 6 ml/l. Dette tilsvarer 125 - 96 % i forhold til full-oksygenert vann (100 %). I de dypere liggende vannmassene var imidlertid oksygennivået forholdsvis lavt med et markert nivåskille fra 15 til 20 meters dyp. Det laveste oksygennivået ble målt på 45 m dyp til 2.4 ml/l (35 % av full-oksygenert vann).

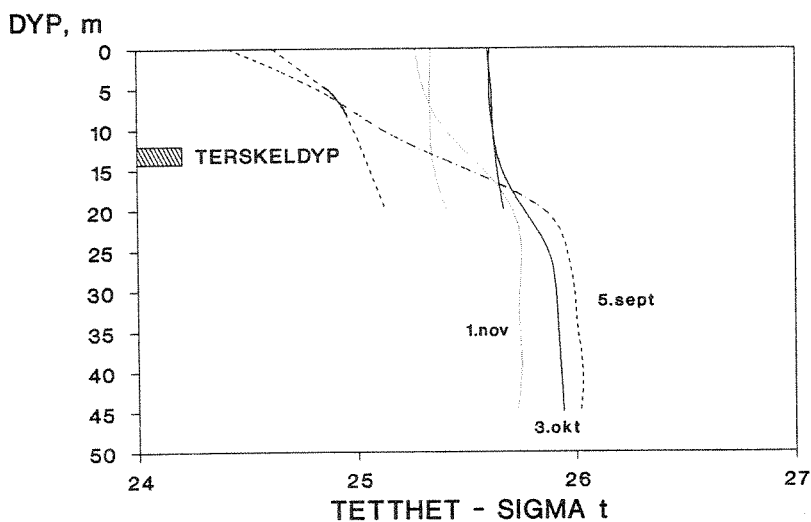


Fig. 3. Beregnete tetthetsprofiler i Nordbotn (45 m dyp) og Sandnessundet (20 m) (se Fig. 2), Tromsø, for perioden september - november 1990.

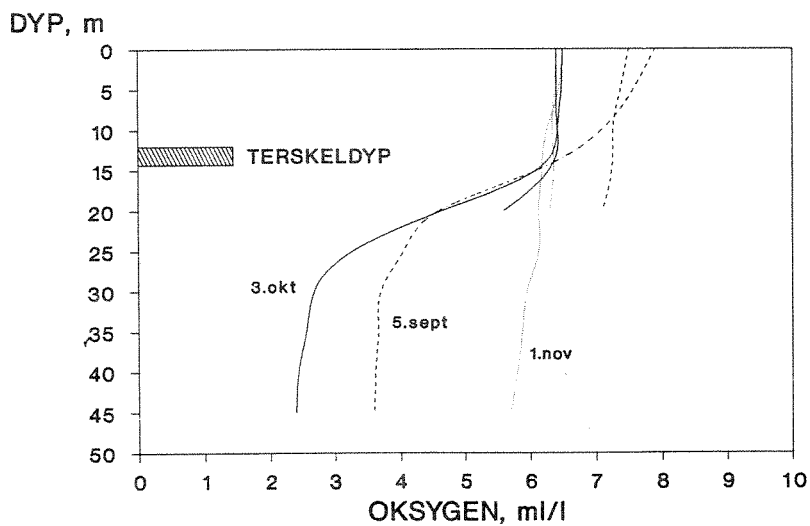


Fig. 4. Oppløst oksygen i Nordbotn (45 m dyp) og Sandnessundet (20 m) (se Fig. 2), Tromsø, for perioden september - november 1990.

Høyeste oksygenverdi dypere enn terskeldypet var i september 4.3 ml/l (63 %) og i oktober 4.6 ml/l (69 %). Begge verdiene ble målt på 20 m dyp. Dypere enn 30 m syntes oksygeninnholdet å stabilisere seg mellom 3.6 og 3.7 ml/l (september) og mellom 2.4 og 2.6 ml/l (oktober).

Under november-målingene hadde vannmassene fra overflaten og ned til dypvannet tilfredsstillende oksygeninnhold. Laveste verdi var i bunnvannet og ble målt til 5.7 ml O₂/liter sjøvann (84 % av full metningsverdi). I overflaten var oksygeninnholdet høyest med 6.5 ml/l (93.6 %).

Resultatene tyder på at oksygenminimum inntrådte mellom målingene som ble utført den 5. september og 1. november. Oug & Holte (1985) fant i 1983 et oksygenminimum i Nordbotn på 3.9 ml/l den 12. september, og i 1984 et minimum den 19. oktober på 4.05 ml/l.

Referansemålingene i Sandnessundet tyder på at vannutvekslingen mellom Sandnessundet og Nordbotn var forholdsvis god fra overflaten og ned til omlag 5 m dyp. Dypere enn 5 m økte ulikhetene i vannmassene mht. tetthet, dvs. at vannblandingen mellom Sandnessundet og Nordbotn - eller evt. mellom Nordbotnens overflatevann og dypere liggende vann - avtok med økende dyp (Jfr. Fig. 3).

5.2.2. Bunnsedimenter

Bunnsedimentenes innhold av organisk karbon og nitrogen er vist i Tabell 1 sammen med en visuell beskrivelse av bunnsedimentene.

Tabell 1. Visuelle observasjoner av bunnsedimenter, sedimentenes innhold av organisk karbon (TOC), org. karbon/nitrogen (C/N) forhold, og vektforhold silt/sand. Verdiene i parentes er fra undersøkelsene i 1983.

STASJON	DYP m	SEDIMENTBESKRIVELSE	TOC %	C/N	SILT/ SAND
N1	10	Grå overflate. Dypere enn 3-4cm sortflekking med H ₂ S. "Teppe" med rørbyggende børstemark. Halvfulle grabber.	1.0 (1.8)	8.8 (9.4)	2/8
N2	35	Grå overflate. Dypere enn 2-3 cm, hyppig svartflekking og H ₂ S. Spredt "rørteppe" av børstemark. Fulle grabber.	3.3 (4.3)	6.7 (8.0)	7/3
N3	55	Mørk grå sedimentoverflate. Sverting av sedimentene med H ₂ S dypere enn 2-4 cm. Fulle grabber.	2.9 (3.7)	6.9 (8.0)	9/1
S1	20	Grå sedimenter. Noe småstein og grus. Halvfulle grabber.	1.5 -	6.3 -	7/3
T12B	10	Grå sedimenter. "Teppe" av rørbyggende børstemark. Fulle grabber.	2.1 (2.6)	7.5 (7.3)	6/4
R2	40	Grå sedimenter. Innslag av stein (2-5 cm). Halvfulle grabber.	- (2.2)	- (7.7)	3/7

Sedimentene på samtlige stasjoner besto av finsand og silt (Vedlegg 1). Siltfraksjonen var høyest på stasjonene N2, N3, S1 og T12B der andelen varierte fra 60 til 90 %. På stasjonene N1 og R2 besto sedimentene av henholdsvis 20 og 30 % silt.

Innholdet av organisk karbon (organisk materiale) var forholdsvis lavt på samtlige stasjoner. Størstedypet i Nordbotn (stasjon N3) hadde høyeste verdi med 3.3 %. Analyser av organisk karbon og nitrogen er ikke utført for stasjon R2.

5.2.3. Dyresamfunn

5.2.3A. Dominerende organismer

Lister over registrerte arter og deres individantall for hver stasjon finnes i Vedlegg 3.

I Nordbotnens grunnområde ble det registrert forholdsvis høye individantall for børsteormene Polydora socialis, P. quadrilobata og Heteromastus filiformis (Tabell 2). Dette er arter som er kjent for å opptre med høye individantall på forurensede områder. Også børsteormene Scoloplos armiger og Eteone longa, samt muslingene Mya arenaria og Macoma calcarea, som også ble registrert som dominerende arter på stasjon N1, opptre ofte med forhøyet individantall i områder som er kjent som "moderat" organisk belastet (Pearson & Rosenberg 1978). Dette synes også å være tilfelle for børsteormene Harmothoe imbricata, Laphania boeckii og Spio filicornis, som av Holte & Gulliksen (1987) undersøkelser syntes å foretrekke organisk berikede områder ved Tromsø.

På de øvrige stasjonene i Nordbotn var antall dominerende arter vesentlig lavere. På midlere dyp var det kun muslingen Macoma calcarea som hadde individantall høyere enn 100. I dypområdet ble det ikke registrert typiske "forurensnings-arter".

I Sandnessundet (stasjon S1) opptrådte Polydora socialis med en indvidtetthet på omlag 2000, dvs. omlag 5000 individer pr m². Dette tyder på at området er utsatt for miljøforandringer. Artsmangfoldet på stasjon S1 var imidlertid sammenlignbart med forholdene på referansestasjonen (R2). Også ved Ørndalen dominerte arten Polydora socialis.

Muslingene, som er spesielt sårbare for lave oksygenverdier, var representert på samtlige stasjoner. Hovedtyngden av individene av muslingen Macoma calcarea var 3-4 år gamle, noe som tyder på at det ikke kan ha forekommet oksygensvikt i bl.a. dypområdet i Nordbotn i tilsvarende periode.

Tabell 2. Dominerende arter og deres individantall (0.4 m²).
Kriteriet for "dominans" er satt til minimum 100 individer på én eller flere stasjoner.
Forholdsvis like stasjonsgrupper er markert ved Bray-Curtis likhetsindeks.

B = Børsteorm

M = Musling

Bray-Curtis indeks:

0.47

0.39

MEST FOREKOMMENDE ARTER	N1	S1	T12B	N2	N3	R2
Polydora quadrilobata B	240	-	-	-	-	-
Parvicardium ovale M	230	-	-	-	-	-
Laphania boeckii B	156	-	-	-	-	-
Mya arenaria M	150	-	-	-	-	-
Thyasira sp. M	145	-	-	-	-	-
Pholoe minuta B	162	116	-	-	-	-
Harmothoe imbricata B	104	84	-	-	-	-
Scoloplos armiger B	220	-	170	-	-	-
Heteromastus filiformis B	184	-	201	-	-	-
Polydora socialis B	960	1984	920	-	-	-
Eteone longa B	-	192	268	-	-	-
Spio filicornis B	118	-	146	-	108	-
Macoma calcarea M	327	-	185	132	173	-
Euchone papillosa B	-	-	-	-	196	-
Owenia fusiformis B	-	-	-	-	172	-

5.2.3B. Statistiske analyser

For å få et inntrykk av biologiske likheter/ulikheter mellom stasjonene ble Bray-Curtis likhetsindeks beregnet. Størst likhet ble funnet mellom stasjonene N2 og N3 (Tabell 2). Omlag samme grad av biologisk likhet ble registrert innen en gruppe bestående av stasjonene N1, S1 og T12B, mens en tredje "gruppe" besto av stasjon R2 (referanse).

Hurlberts diversitetskurver er fremstilt i Fig. 5 og gir et inntrykk av hvor mange arter som kan forventes funnet for et bestemt antall individer. Grovt sett kan figuren tolkes som at jo høyere endepunkt kurvene har, dess mindre påvirket er miljøet. Metoden er uavhengig av prøvestørrelse og er derfor godt egnet til å trekke sammenligninger til andre undersøkelser.

Diversitetskurvene viser at referansestasjonen hadde best miljøforhold. Dernest følger stasjon S1 i Sandnessundet. Stasjonene N2 og N3 har noe nedsatt artsmangfold og synes utsatt for miljøforstyrrelser. I henhold til fortolkning av Rygg (1984) kan miljøforholdene ved S1, N1 og T12B karakteriseres som "normale" for norske kystfarvann, mens Nordbotnens dypereliggende områder (N2 og N3) kan betraktes som moderat påvirket.

ES₁₀₀-verdiene (Tabell 3) representerer antall arter ved 100 "innsamlede" individer og brukes ofte til å sammenligne ulike undersøkelser der Hurlbertsfunksjonene er benyttet. ES₁₀₀ faller for upåvirket kystfarvann oftest mellom 20 og 30. Foreliggende verdier gir tilsvarende inntrykk av forholdene på den enkelte stasjon som diversitetskurvene.

Modifiserte log-normal funksjoner er vist i Fig. 6. Antall individer er fremstilt på "y-aksen" mot antall individer pr art i geometriske klasser på "x-aksen" (x 2 skala).

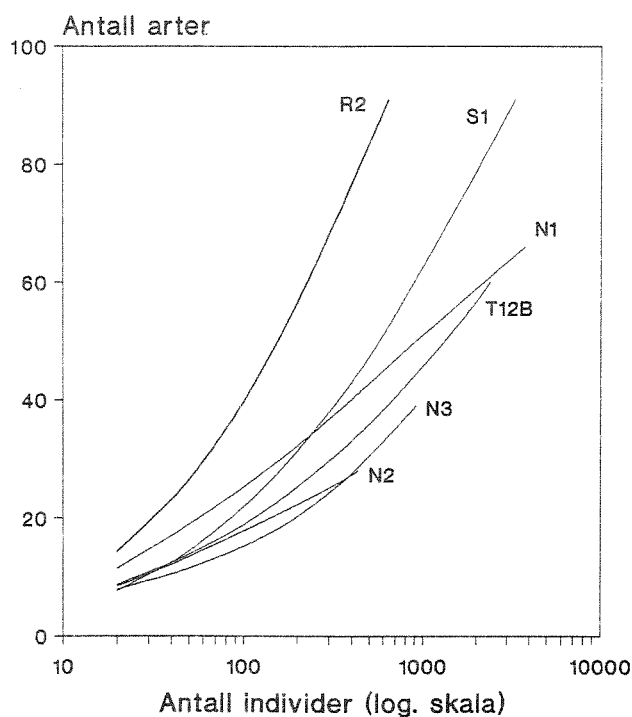


Fig. 5. Hurlberts diversitetskurver. Stasjonsnummer er markert for den enkelte kurve (Jfr. Fig. 2)

Tabell 3: Totalt antall arter, antall individer, Shannon-Wiener diversitetsindeks (H) og Hurlberts ES_{100} -verdi for undersøkelsene i 1983 (Holte & Oug, under bearb.) og 1990. Tallene i parentes er fra undersøkelsene i 1983.

STASJON	ANTALL ARTER	ANTALL INDIV.	SH/W H	HURLBERT ES_{100}
N1	66 (61)	3756 (5248)	4.2 (3.2)	25 (15)
N2	28 (42)	432 (496)	3.3 (3.9)	18 (21)
N3	39 (47)	911 (2282)	3.3 (2.5)	15 (14)
S1	91 -	3297 -	2.9 -	22 -
T12B	60 (52)	2392 (1183)	3.4 (4.0)	19 (22)
R2	91 (83)	635 (1066)	5.3 (4.3)	39 (29)

I upåvirkete samfunn fremstår "log-normal" kurvene med et toppunkt i klasse 1, dvs. det er flest arter med 1-2 individer. Kurven faller så ned mot abscissen. Dette innebærer at forholdsvis få arter er representert med et høyt antall individer. Kurven fra stasjon R2 indikerer et slikt upåvirket dyresamfunn.

Dersom kurven flater ut og strekker seg mot høyre i diagrammet, indikeres økende miljøpåvirkning. Bortsett fra stasjon R2, er denne tendensen i varierende grad fremtredende for de øvrige stasjonene. Stasjonene i Nordbotn faller dårligst ut, mens det altså er tegn til påvirkning også på S1 og T12B.

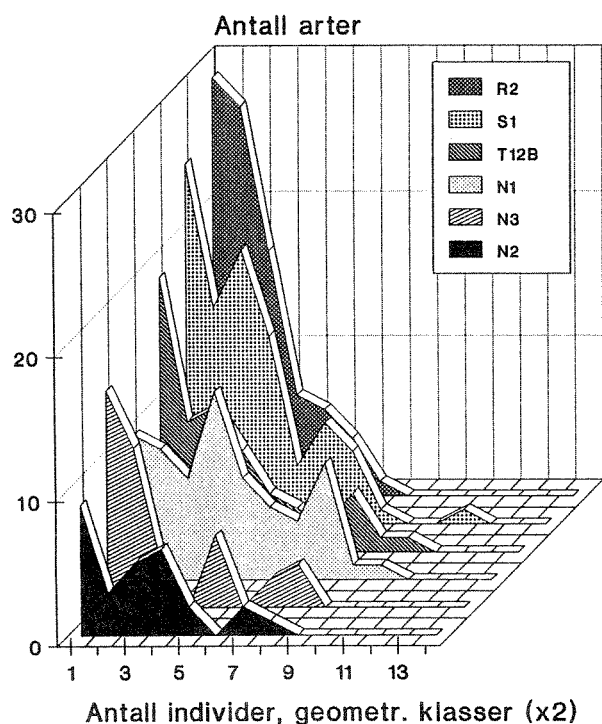


Fig. 6. Plott av antall arter mot antall individer pr art i geometriske arter (x 2 skala) for Nordbotn (N1-N3), Selnes (S1), Ørndalen (T12B) og en referansestasjon nord for Tromsøya (R2), Tromsø.

6. RESIPIENTKAPASITET OG MILJØUTVIKLING 1983-90

Miljøutviklingen i perioden etter Oug m.fl.s. (1985) og Oug & Holtes (1985) undersøkelser i 1983-84 og inntil foreliggende undersøkelser ble gjennomført, er vurdert for resipienten ved Ørndalen (T12B) og for Nordbotn (N1, N2 og N3).

Resultatene fra bunnfauna-analysene tyder på at det ikke har vært vesentlige forandringer mht. biologiske miljøeffekter i bunndyr-samfunnene ved Ørndalen og i Nordbotn. Dette kommer klarest til uttrykk ved Hurlberts diversitetskurver fra 1983 og 1990 (Fig. 7).

Når det gjelder oksygeninnholdet i vannmassene tyder imidlertid resultatene på at Nordbotn var utsatt for høyere miljøbelastning i 1990 enn i 1983. Oksygennivåene var både i september og oktober lavere i 1990 sammenlignet med 1983-84. Minimumsnivået i 1990 var 2.4 ml/l og i 1983/84 omlag 4.0 ml/l. Forøvrig ble det i 1990, i motsetning til 1983, observert flekkvis råttent bunnsediment i Nordbotnens dypområde (Tabell 1). Det antas at disse effektene skyldes økte tilførsler av organisk materiale (kloakk) og derved større forbruk av oksygen.

Foreløpig synes dette ikke å ha ført til alvorlige biologiske konsekvenser. Utviklingen har trolig likevel ført resipienten nær opp til dens maksimale tålegrense for tilførsler av organisk stoff. Fortsatte utslipp på dagens nivå vil opprettholde en antatt høy risiko for dødelighet hos bl.a. fisk og bunndyr, og eventuelt føre til alvorlige biologiske forurensningseffekter. Utslippene til Nordbotn tilrås derfor redusert og bør ikke overskride 1982-nivået (Oug & Holtes 1985).

Ved Ørndalen (T12B) var det tegn til noe dårligere forhold i 1990 enn i 1983. Endringene skyldes hovedsaklig økte forekomster av arter som ved forholdsvis høyt individantall er kjent for å opptre på forurensede lokaliteter (Tabell 2). Undersøkelsene i 1983 viste imidlertid at det var store lokale variasjoner i

området. Prøvene i 1990 ble tatt fra et mer finkornet (silt-
holdig) sediment enn i 1983, noe som kan ha betydning for
resultatet.

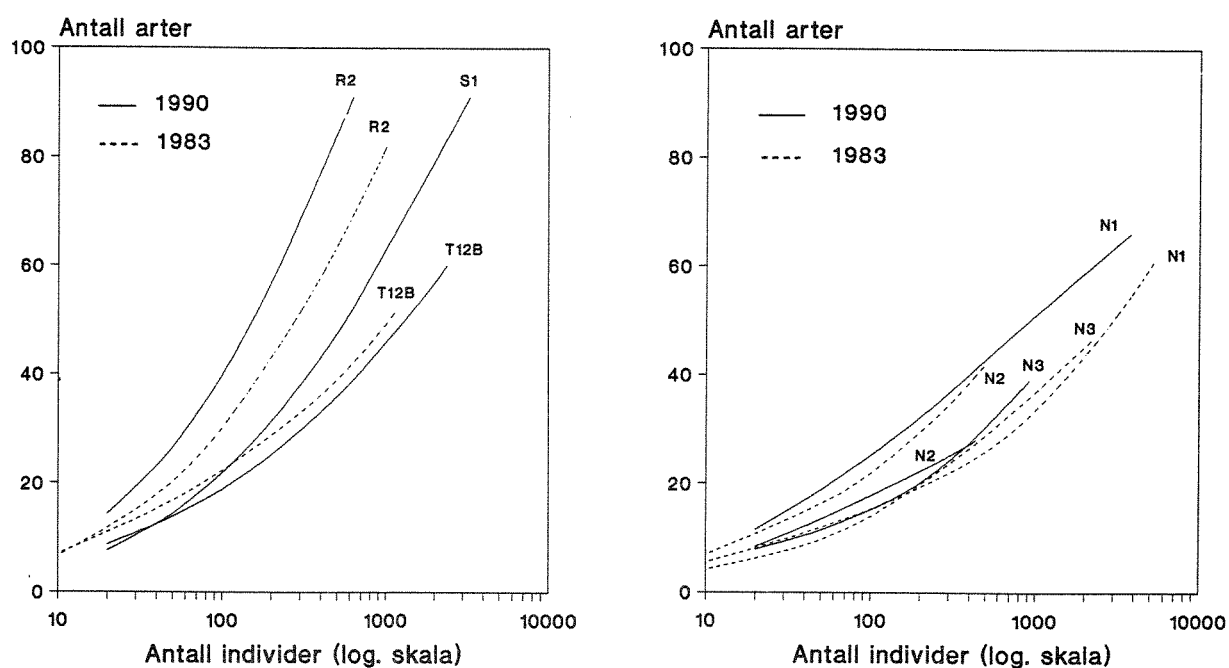


Fig. 7. Hurlberts diversitetsfunksjoner fra basisundersøkelsene i 1983 (Oug m.fl. 1985) og foreliggende kontrollundersøkelser fra 1990 for Nordbotn (N1, N2, N3), Ørndalen (T12B), Selnes (S1) og referansestasjonen nord for Tromsøya (R2).

7. MILJØGIFTER - ØRNDALEN

7.1. Metoder

Fra lokaliteten nedenfor den kommunale avfallsfyllingen i Ørndalen (Fig. 8) ble det den 22. og 29. august 1990 samlet inn følgende prøver (blandprøver) ved hjelp av dykker:

- Overflatesedimenter på 10 tilfeldig valgte punkter. Prøvene ble tatt på fra 4 til 8 m dyp.
- Sukkertare (Laminaria saccharina) og Neptunsnegl (Neptunea antiqua var. despecta).

Den 28. august ble det i fjæresonen samlet inn prøver av

- blåretang (Fucus vesiculosus) og
- blåskjell (Mytilus edulis).

Prøvene ble fraktet og oppbevart i frosset tilstand inntil opparbeidelse og analyse.

Sedimentene besto mye av silt/sand (63 % < 63 µ), men ellers med et betydelig innslag av dels grove skjellfragmenter, dels fiber/planterester.

Blandprøvene ble analysert mht. følgende stoffgrupper:

Blandprøve	PAH	Klororg.forb.	Metaller
Sedimenter	X	X	X
Neptunsnegl	X	X	X
Sukkertare	-	-	X
Blåskjell	X	X	X
Blåretang	-	-	X

Blandprøvene av blåskjell til analyse på hhv. metaller og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)/klororganiske forbindelser ble hver laget til av ca. 50 skjell i størrelsesintervallet 2.5 - 4 (mest 3 - 3.5) cm. Blandprøvene av neptunsnegl besto hver av 10-15 snegl av skall-lengde 6.5 - 9.5 (mest 7 - 8) cm.

Blandprøvene av grisetang besto av skuddspisser kuttet under 2. blære ovenfra. 50-100 skudd fra ca. 10 forskjellige planter ble benyttet. For sukkertare besto prøven av omlag 10 cm remser som ble klippet av like ovenfor stilken (stipes) på 20 eksemplarer.

Metallanalysene er foretatt ved atomabsorpsjon etter oppslutning i salpetersyre (Norsk Standard 4770, 4773, 4783). Kvikksølv er bestemt ved kalddamptechnik.

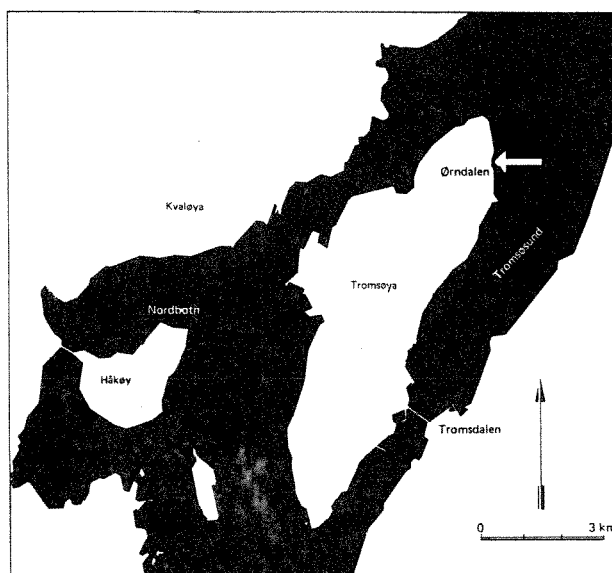


Fig. 8. Lokaltet ved Ørndalen, Tromsø, for inn-samling av prøver for analyser av PAH, klororganiske forbindelser og metaller.

PAH ble bestemt gasskromatografisk med "splitless injektor" og kapillarkolonne. Gasskromatografen var tilkoblet en masseselektiv innstilt i SIM slik at PAH ble identifisert ut fra molekylioner og retensjonstid. Kvantifiseringen er utført ved hjelp av indre standarder. Ekstraksjonsprosedyrer har vært etter Grimmer og Böhnke (1975).

PCB og øvrige klororganiske forbindelser er analysert ved gasskromatografi og "Electron Capture detektor" etter homogenisering og ekstraksjon i cyklohexan:isopropanol/1:1 og videre rensing og opparbeidelse som beskrevet i Knutzen et al. (1986). Før analyse på GC/ECD tilsettes som indre standarder tetraklor-naftalen og oktaklor-naftalen. Ved analysene bestemmes 7 PCB ("the 7 Dutch") + dekalor-bifenyl og bl.a. hexaklorbenzen, lindan og p.p. DDE/DDD. Identifisering og kvantifisering utføres ved et dataprogram lagt i GC-systemets datamaskin.

7.2. Resultater og vurderinger

Analyseresultatene for PAH og klororganiske forbindelser finnes i vedleggene 4, 5 og 6, og i tabellene nedenfor.

7.2.1. PAH i organismer og bunnsedimenter

Hovedresultatene er oppsummert i Tabell 4.

Tabell 4. PAH i blåskjell, neptunsnegl og sediment fra resipienten nedenfor den kommunale fyllinga i Ørndalen, Tromsø, august 1990. Verdiene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt for organismer og $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt for sediment.
Ikke påvist: i.p.

Prøver	Sum PAH	Sum KPAH ¹⁾	B(a)P ²⁾
Blåskjell	80	i.p.	i.p.
Neptunsnegl	7.5	i.p.	i.p.
Sediment	430	118	24

1) KPAH er potensielt kreftfremkallende PAH i henhold til IARC (1987).

2) B(a)P = Benzo(a)pyren (indikatorsubstans, inkludert i KPAH).

PAH-innholdet var meget lavt i neptunsneglene og moderat/lavt i blåskjell. Forbindelsene som vanligvis dominerer PAH-sammensetningen ved bare diffus belastning (dvs. ingen påviselig innflytelse fra punktkilder), opptrådte også i blåskjellene i meget lave konsentrasjoner, idet hovedmengden besto av 2-methylantracen og 1-methylfenantren. Disse finnes vanligvis ikke som særlig fremtredende i en "bakgrunnsprofil" av PAH i skjell, men er mer vanlig ved påvirkning av olje eller oljederivater.

Ser man bort fra ovennevnte to forbindelser var sum PAH i blåskjell mindre enn 1/10 av det som kan betegnes et "høyt bakgrunnsnivå" (Knutzen 1989) og følgelig uvanlig lavt. For

neptunsnegl har man ikke noe tilsvarende erfaringsmateriale, men konsentrasjonene må under alle omstendigheter betraktes som lave. Som man ser av Tabell 4 ble det ikke påvist spor av de potensielt kreftfremkallende PAH-stoffene.

Sedimentenes PAH-innhold lå omkring et "høyt bakgrunnsnivå" i marine bunnnavleiringer, dvs. på et nivå som det ikke er uvanlig å finne uten å kunne peke på bestemte punktkilder som årsak. PAH er ganske bestandig i sedimenter som ikke utsettes for ultrafiolett lys og akkumulerer pga. nedfall fra luft og forurenset nedbør, samt en rekke landkilder (avrenning fra lokale nedbørfelt).

PAH-analysene tyder følgelig ikke på nærliggende punktkilder av betydning, bortsett fra at blåskjellene kan ha vært utsatt for episodisk påvirkning fra f.eks. tilfeldige mindre utslipp av båter eller et nærliggende asfaltverk som ligger i det aktuelle dreneringsfeltet.

7.2.2. Bestandige klororganiske forbindelser

Rådata finnes i vedleggene 7 (skjell, snegl) og 8 (sediment), mens det i Tabell 5 er gitt et sammendrag for registreringene i organismer.

I sedimentprøven lå samtlige verdier for enkeltforbindelser under deteksjonsgrensen på 0.04 µg/kg tørrvekt, dvs. at både for heksaklorbenzen, heksaklorsykloheksaner, DDT med nedbrytningsprodukter og sum PCB (polyklorerte bifenyler) lå verdiene godt under øvre grense for "bakgrunnsnivå" (Knutzen & Skei 1990). Det er derfor vanskelig å forklare en bemerkelsesverdig høy konsentrasjon av EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i bunnsedimentene (målefeil utelukkes ikke).

Tabell 5. Klororganiske forbindelser og EPOCl* i blåskjell og neptunsnegl fra Ørndalen, Tromsø, august 1990. Verdiene er gitt i µg/kg friskvekt.

Forkortelser: Se fotnoter.

Parametre	BLÅSKJELL	NEPTUNSNEGL
5-CB *	< 0.6	< 0.4
HCB *	< 0.6	< 0.4
OCS *	< 0.6	< 0.4
α-HCH *	< 0.6	< 0.4
γ-HCH *	< 0.6	< 0.4
Σ DDT **	~ 5.0	~ 5.0
Σ PCB ***	15.8	24.0
DCB(10-CB) *	< 0.6	< 0.4
EPOCl	1800	240

* 5CB: Pentaklorbenzen, HCB: Heksaklorbenzen, OCS: Oktaklorstyren, α-HCH (isomer av heksaklorsykloheksan, tidl. BHC), γ-HCH (isomer av heksaklorsykloheksan, lindan), DCB: Dekaklorbifenyyl, EPOCl: Ekstraherbart persistent organisk bundet klor.

** Σ DDT: Diklordifenyyltrikloretan med nedbrytningsproduktene DDE og DDD.

*** Σ PCB: Sum av 7 identifiserte polyklorerte bifenyler ("the 7 Dutch", Jfr. Vedlegg 6). Ved verdier under deteksjonsgrensen er halvparten av denne brukt ved summeringen.

Innhold av PCB, etc., i blåskjell (Tabell 5) er av samme størrelsesorden eller bare moderat over det som kan regnes å være "normalnivåer" eller antatt "høye bakgrunnsnivåer" i henhold til sammenstillingen hos Knutzen & Skei (1990). Imidlertid kan man merke seg at Σ PCB og Σ DDT ligger på omkring det dobbelte av de her anførte verdier. Lokale kilder til disse stoffer er lite trolig, med mindre det skulle være noen innflytelse fra fyllplassen med PCB-holdig avfall. Det kan bemerkes at verdiene angitt i Knutzen & Skei (1990) bygger på et begrenset data-

metariable og kan - som antatt "høye bakgrunnsnivåer" - være satt noe lavt. Særlig fra Nord-Norge er det fra før lite opplysninger om miljøgifter i blåskjell.

EPOCl-konsentrasjonene i blåskjell er fra andre undersøkelser kjent å variere en del - 100-2000 µg/kg friskvekt har vært registrert på lokaliteter langt fra punktkilder (forskjellige rapporter innen Statlig program for forurensningsovervåking). Det er også vanlig at summen av klor i identifiserte forbindelser bare utgjør en mindre andel (< 1-5 %) av EPOCl-verdien.

Sett under ett vitner analysene av klororganiske stoffer i sedimenter og skjell/snegl bare om en beskjeden grad av påvirkning, sannsynligvis i det vesentlige bevirket av fjerntransport via havstrømmer og atmosfæren. Imidlertid må det som nevnt tas forbehold for en uforklart høy EPOCl-verdi for sedimentprøvene.

7.2.3. Metaller i organismer og bunnsedimenter

I tillegg til sammenstillingen av metall-verdier i Tabell 6, ble det konstatert lave konsentrasjoner av kobolt (< 1 mg/kg tørrvekt i alger og blåskjell, < 1.5 mg/kg i neptunsnegl), molybden (1.7 mg/kg i blåskjell, ellers < 1 mg/kg tørrvekt) og vanadium (< 1 mg/kg i tang, 1.6/1.7 mg/kg tørrvekt i blåskjell/neptunsnegl).

Alle metallverdiene i grisetang og sukkertare lå under øvre grense for normalvariasjonene på steder uten belastning fra nærliggende punktkilder (Knutzen 1985, Knutzen & Skei 1990).

Tabell 6. Metaller i alger, blåskjell og neptunsnegl fra Ørndalen, Tromsø, august 1990. Verdiene er gitt i mg/kg tørrvekt. Ikke analysert: i.a.

PRØVER	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Fe	Mn	Ag	Cr	Ti
Grisetang	0.04	0.6	0.10	3.4	29	5.0	63	13	0.2	0.4	2.0
Sukkertare	<0.01	0.8	1.6	3.7	16	5.0	113	2.2	0.2	0.5	1.8
Blåskjell	0.06	5.3	0.3	123*	100	11.8	516	7.2	0.2	14.4	20
Neptunsnegl	0.13	1.9	6.8	135*	823	4.3	710	6.7	5.3	2.5	24
Sediment	0.09	53	0.12	25	68	20	15000	i.a.	i.a.	35	i.a.

* Reanalyse ga hhv. 121 og 135 mg/kg tørrvekt.

I blåskjell var det bemerkelsesverdige høye verdier for kobber (10-20 ganger "normalnivået", Jfr. Knutzen & Skei 1990). Kobberverdien for neptunsnegl var i samme størrelsesorden som for blåskjell, men verdier for "normalnivåer" er såvidt vites ikke tilgjengelig for neptunsnegl. Reanalyser av ny delprøve bekreftet kobbernivået for begge artene. Noe tilsvarende utslag som for blåskjell ble ikke funnet i sediment (se nedenfor), og som nevnt heller ikke i tang og tare.

Det er forøvrig verd å merke seg at grisetangen fantes i øvre halvdel av fjæresonen på forholdsvis stor stein, mens blåskjellene ble innsamlet ved vannkanten på fjære sjø og var i fysisk kontakt med bunnsubstratet. Dette kan eventuelt ha ført til ulik eksponering-grad overfor miljøgifter i fjæresonen for nevnte arter.

I skjellene ble det også funnet mindre overkonsentrasjoner (2-3 ganger høyere enn "bakgrunnsnivå") av bly, nikkel, krom, og sannsynligvis også jern og titan. For de to sistnevnte metallene er det sparsomt med referansedata, og i forhold til andre publiserte undersøkelser synes dessuten jerninnholdet å være ganske varierende. Bortsett fra bly som - spekulativt - kan settes i

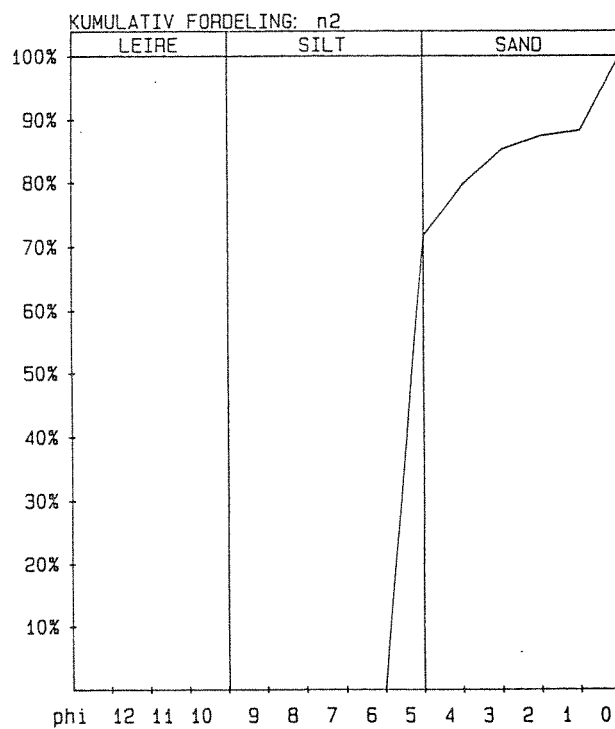
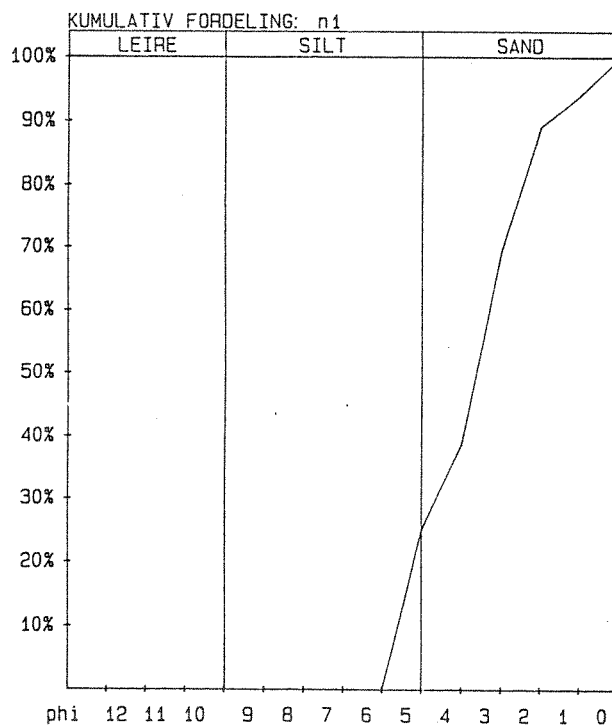
forbindelse med bensin og samferdsel, synes det vanskelig å knytte de forhøyede verdiene for de øvrige metallene til klare kilder.

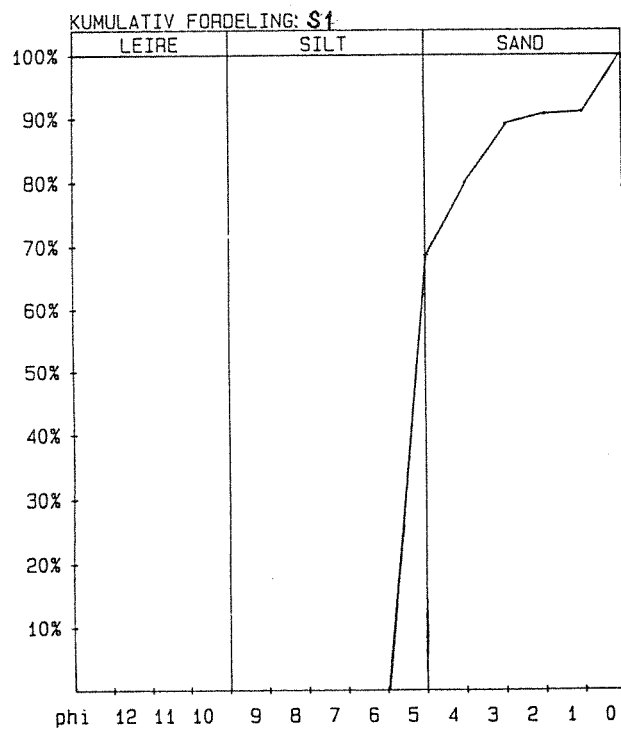
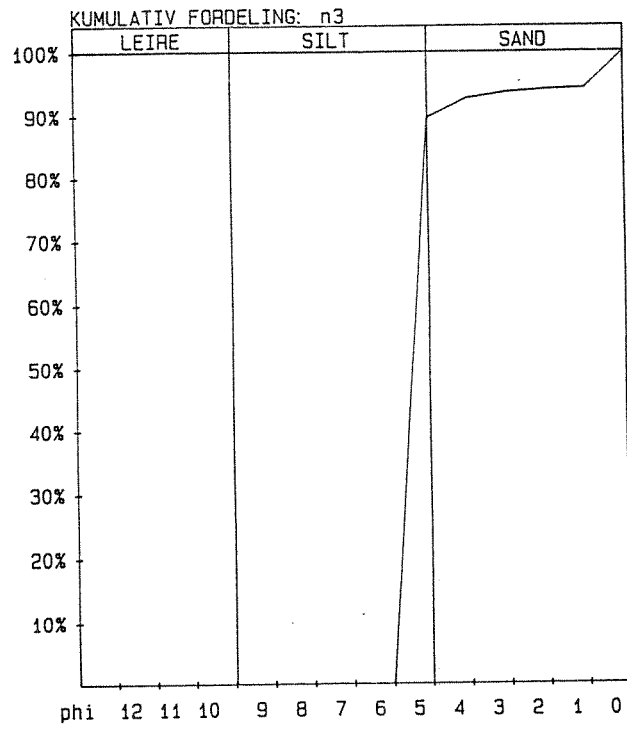
I sedimentene var det bare bly som viste 2-3 ganger forhøyet innhold sammenlignet med "normalverdier" (Knutzen & Skei 1990). Alle øvrige metaller viste vanlige sedimentnivåer.

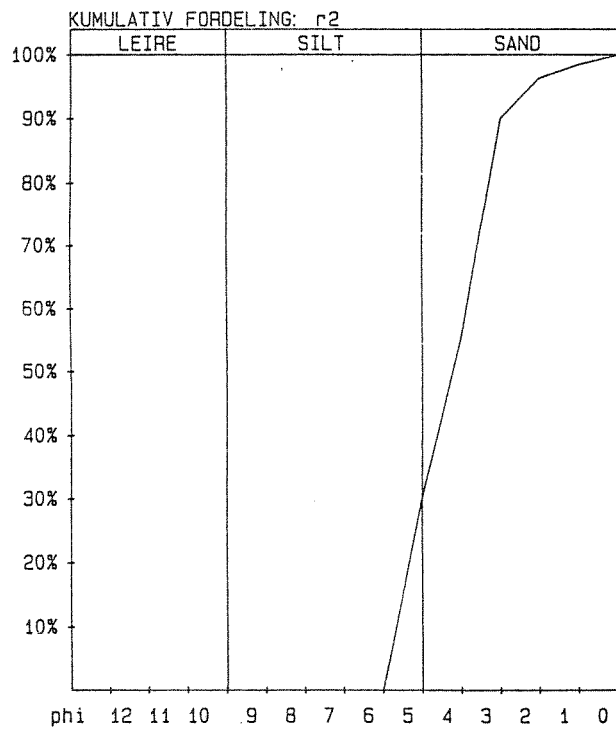
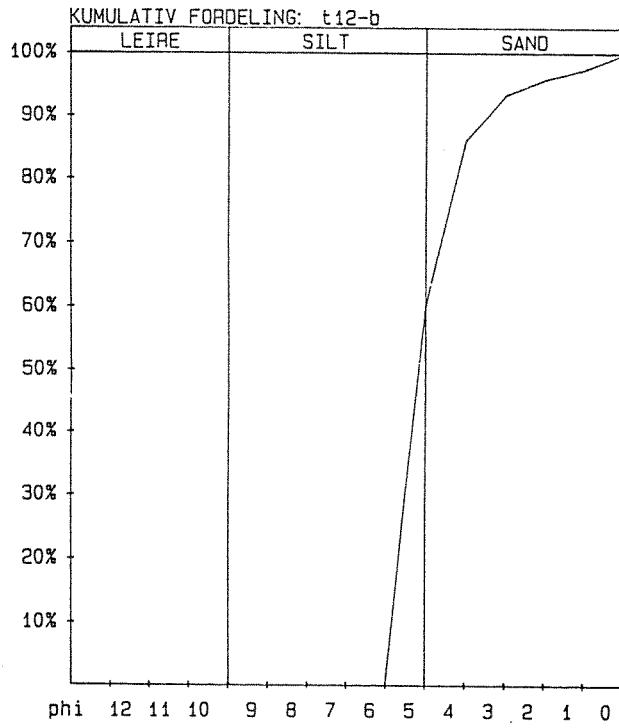
8. LITTERATURHENVISNINGER

- Grimmer, G. & H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. - J.AOAC 58:725-
- Holte, B. & B. Gulliksen, 1987. Benthic communities and their physical environment in relation to urban pollution to the city of Tromsø, Norway. 2. Soft-bottom communities. - Sarsia 72:133-141.
- Holte, B., K.-J. Jakola & B. Gulliksen, 1987. Benthic communities and their physical environment in relation to urban pollution from the city of Tromsø, Norway. 1. The physical environment: Hydrography, plant nutrients, organic enrichment, heavy metals, and redox conditions. - Sarsia 72:125-132.
- IARC (Int. Agency Res. Cancer), 1987. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. - Suppl. 7, Lyon, 440 s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øver grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. - NIVA rapport nr. O-83091 (l. nr. 1733). 121 s.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. - NIVA rapport nr. O-87189/E-88445 (l.nr. 2205). 107 s.
- Knutzen, J., B. Enger & K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i organismer 1982-1984. - Rapport 220/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA rapport nr. O-8000356 (l.nr. 1848). 115 s.
- Knutzen, J. & J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. - NIVA rapport nr. O-860602 (l.nr. 2540). 139 s.
- Næser, H., T. Audunson & T. McClimans, 1975. Resipientundersøkelser ved Tromsø. Spredning og fortykning av avløpsvann i området. Resultater fra modellforsøk. - Vassdrags- og havnelaboratoriet, Trondheim. Rapport nr. STF60 F75042. 100 s.
- Oug, E. & B. Holte, 1985. Resipientundersøkelse i Nordbotn, Kvaløya 1983-84. Hydrografi og bunnfauna. - TROMURA, Tromsø Museums rapportserie, nr. 48. 41 s.

- Oug, E., T.E. Lein, B. Holte, K. Ormerod & K. Næs, 1985. Basisundersøkelser i Tromsøsund og Nordbotn 1983. Bløtbunnsundersøkelser, fjæreundersøkelser, bakteriologi. Fagrapport. - NIVA rapport O-8000317. 160 s.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - *Ocenogr.Mar.Biol.Ann.Rev.* 16:229-311.
- Rygg, B., 1984. - Bløtbunnsfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapport OF-80612 II.
- Sætre, H.J., 1972. Strømmålinger i Tromsøsundet og Sandnessundet, februar 1972. - Vassdrags- og havnelaboratoriet, Trondheim. Oppdragsnr. 600836. 55 s.
- Tromsø kommune, 1979. Avløpsplan. - Ing. Christian F. Grøner A/S. 75 s. Vedleggshefte, 73 s.
- Tromsø kommune, 1991. Hovedplan for avløp. Indre område. - Tromsø kommune, Anleggssjefen. 31 s.

VEDLEGG 1. Kornstørrelsesfordeling.





VEDLEGG 2. Hydrografi - rådatatabeller.

NORDBOTN 5.9.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETTHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. ‰
0	31.98	11.01	24.42	7.9	125.4
5	32.43	10.46	24.87	7.6	119.6
10	32.62	10.20	25.06	7.2	112.8
15	32.97	9.13	25.51	6.3	96.6
20	33.13	7.27	25.91	4.3	63.2
25	33.16	7.10	25.96	4.1	60.1
30	33.17	6.83	26.00	3.6	52.4
35	33.16	6.75	26.00	3.7	53.8
40	33.20	6.73	26.04	3.6	52.3
45	33.17	6.70	26.02	3.6	52.3

SANDNESSUNDET 5.9.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETTHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. ‰
0	32.03	10.11	24.62	7.5	116.8
5	32.40	10.15	24.90	7.4	115.6
10	32.50	10.06	24.99	7.2	112.3
15	32.59	10.07	25.06	7.3	114.0
20	32.70	10.17	25.13	7.1	11.2

NORDBOTN 3.10.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. %
0	32.86	7.87	25.61	6.5	96.8
5	32.87	8.00	25.60	6.5	97.1
10	32.94	8.23	25.62	6.4	96.1
15	32.99	8.28	25.65	6.4	96.2
20	33.07	8.01	25.76	4.6	68.8
25	33.13	7.38	25.89	3.1	45.7
30	33.13	7.25	25.91	2.6	38.2
35	33.13	7.21	25.92	2.6	38.2
40	33.13	7.14	25.93	2.4	35.2
45	33.14	7.11	25.94	2.4	35.2

SANDNESSUNDET 3.10.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. %
0	32.88	8.05	25.60	6.4	95.7
5	32.90	8.02	25.62	6.4	95.6
10	32.92	8.11	25.62	6.4	95.8
15	32.96	8.24	25.64	6.5	97.6
20	33.02	8.33	25.67	5.6	84.3

NORDBOTN 1.11.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETTHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. ‰
0	32.21	6.63	25.27	6.5	93.6
5	32.23	6.57	25.29	6.5	93.5
10	32.36	6.69	25.38	6.2	89.5
15	32.83	7.86	25.59	6.2	92.3
20	32.91	7.34	25.73	6.1	89.7
25	32.95	7.35	25.76	6.2	91.2
30	32.94	7.42	25.74	5.9	87.0
35	32.94	7.40	25.74	5.9	86.9
40	32.97	7.45	25.76	5.8	85.6
45	32.94	7.45	25.73	5.7	84.1

SANDNESSUNDET 1.11.1990

DYP m	SALTH. ‰	TEMP. °C	TETTHET σ_t	O ₂ ml/l	O ₂ -METN. ‰
0	32.34	6.87	25.34	6.4	92.8
5	32.33	6.93	25.33	6.4	92.9
10	32.34	6.91	25.34	6.3	91.4
15	32.35	6.97	25.34	6.4	93.0
20	32.47	7.15	25.41	6.3	92.0

VEDLEGG 3: Artslister.

Norske navn for hovedgruppene finnes bakenfor det latinske navnet. Hovedgruppene er ført opp med store bokstaver.

TROMSØ 1990	N1	N2	N3	S1	T12B	R2
ANTHOZOA - KORALLDYR						
Tealia felina (L.)	-	-	-	-	-	8
NEMERTINEA - SLIMORMER						
Nemertina indet.	78	12	20	8	8	4
POLYCHAETA - MANGEBØRSTEORMER						
Ampharetidae indet.	-	1	-	-	-	-
Amphitrite cirrata O.F.Mueller, 1771	-	-	-	4	-	1
Anaitides groenlandica (Oersted, 1842)	-	-	-	-	1	-
Anaitides maculata (L., 1767)	92	-	-	60	4	-
Anaitides subulifera Eliason, 1962	-	-	-	-	1	-
Aphrodita aculeata L., 1758	-	-	-	-	-	2
Apistobranthus tullbergi (Theel, 1879)	-	-	-	-	1	-
Arenicola sp. juv.	1	-	-	-	-	-
Aricidea suecica Eliason, 1920	-	-	-	44	18	-
Artacama proboscidae Malmgren, 1865	-	-	-	-	-	3
Brada villosa (Rathke, 1843)	6	1	1	6	16	3
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	14	-	1	-	16	-
Chaetozone setosa Malmgren, 1867	36	10	21	28	69	9
Chone infundibuliformis Kroeyer, 1856	-	-	-	12	-	-
Cirratulus cirratus (O.F.Mueller, 1776)	12	-	-	8	1	5
Cossura longocirrata Webster & Benedict	-	-	-	-	11	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren, 1867)	-	-	-	8	-	27
Dorvillidea indet.	-	-	-	2	4	-
Eclysippe vanelli (Fauvel, 1936)	-	-	-	4	-	-
Eteone longa (Fabricius, 1780)	20	-	-	192	268	2
Eteone sp.	2	-	-	-	-	-
Euchone papillosa (M.Sars, 1851)	-	68	196	4	1	-
Euclymene praetermissa (Malmgren, 1865)	12	-	-	-	14	-
Eulalia bilineata (Johnston, 1840)	10	-	-	1	-	2
Eumida sp.	-	-	-	-	-	2
Eupolymnia nesidensis (Delle Chiaje)	-	-	-	-	-	2
Eusyllinae indet.	-	-	-	-	-	1
Flabelligera affinis M.Sars, 1829	-	-	1	1	1	-
Glycera capitata Oersted, 1843	4	-	-	-	-	2
Goniada maculata Oersted, 1843	10	1	-	2	2	46
Harmothoe imbricata (L., 1767)	104	4	3	84	58	3
Heteromastus filiformis (Claparede)	184	19	2	48	201	-
Hydroides norvegica Gunnerus, 1768	-	-	-	-	-	1

TROMSØ 1990	N1	N2	N3	S1	T12B	R2
<i>Laonice cirrata</i> (M.Sars, 1851)	-	-	-	-	1	8
<i>Laonome kroeyeri</i> Malmgren, 1865	22	-	-	-	-	-
<i>Laphania boeckii</i> Malmgren, 1866	156	-	-	44	4	-
<i>Lumbrineris</i> sp.	-	-	-	12	1	6
<i>Maldane sarsi</i> Malmgren, 1865	-	12	-	32	-	5
<i>Microphthalmus sczelkowi</i> Meczikow	-	-	-	-	1	-
<i>Myriochele</i> sp.	-	-	30	-	-	-
<i>Nephtys ciliata</i> (O.F.Mueller, 1776)	4	1	2	3	14	5
<i>Nephtys paradoxa</i> Malm, 1874	-	-	-	5	3	1
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Mueller, 1788)	-	-	-	4	-	4
<i>Nereis</i> sp. juv.	-	-	-	-	-	2
<i>Nicomache lumbricalis</i> (Fabricius, 1780)	24	-	-	20	-	2
<i>Nicomache</i> sp.	2	-	-	-	-	-
<i>Notomastus latericeus</i> Sars, 1851	-	-	-	4	-	-
<i>Onuphis conchylega</i> M.Sars, 1835	-	-	-	-	-	68
<i>Ophelia acuminata</i> Oersted, 1843	4	13	3	-	4	-
<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje, 1841	26	2	172	8	-	10
<i>Pectinaria auricoma</i> (O.F.Mueller, 1776)	-	-	-	-	-	1
<i>Pectinaria hyperborea</i> (Malmgren, 1865)	-	-	1	-	-	-
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren, 1865	4	-	1	-	2	-
<i>Petaloproctus tenuis</i> Arwidsson, 1906	8	-	-	-	-	-
<i>Pherusa plumosa</i> (O.F.Mueller, 1776)	10	-	4	5	-	-
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius, 1780)	162	-	2	116	38	31
Phyllodocidae indet.	2	-	-	1	-	-
<i>Polycirrus medusa</i> Grube, 1850	-	-	-	2	-	-
<i>Polycirrus norvegica</i> (Wollebaek, 1912)	-	-	-	-	-	3
<i>Polydora quadrilobata</i> Jacobi, 1861	240	14	3	80	67	-
<i>Polydora socialis</i> (Schmarda, 1861)	960	4	16	1984	920	4
<i>Prionospio</i> sp.	-	-	-	-	-	1
<i>Proclea malmgreni</i> (Ssolowiew, 1899)	-	1	-	6	-	-
<i>Rhodine gracilior</i> Tauber, 1879	-	-	-	-	-	12
<i>Sabella crassicornis</i> M.Sars, 1851	-	-	-	1	-	-
Sabellidae indet.	-	1	-	-	-	1
<i>Sabellides borealis</i> M.Sars, 1865	-	86	97	-	-	1
<i>Scalibregma inflatum</i> Rathke, 1843	2	-	-	1	1	4
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Mueller, 1776)	220	3	2	96	170	37
<i>Sphaerodoridium minutum</i> (Webster & Ben)	-	-	-	2	1	-
<i>Sphaerodorum gracilis</i> Oersted, 1843	-	-	-	4	1	2
<i>Spio filicornis</i> (O.F.Mueller, 1766)	118	5	108	4	146	61
Syllidae indet.	1	-	-	-	-	-
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars, 1835	8	3	-	36	2	1
<i>Thelepus cincinnatus</i> (Fabricius, 1780)	-	-	-	-	-	5
<i>Travisia forbesi</i> Johnston, 1840	24	-	-	-	-	-
<i>Trichobranchus glacialis</i> Malmgren	-	-	-	4	-	-
<i>Typosyllis</i> sp.	-	-	-	24	4	23

TROMSØ 1990	N1	N2	N3	S1	T12B	R2
OLIGOCHAETA - FÅBØRSTEORMER						
Oligochaeta indet.	-	1	-	-	36	-
PROSOBRANCHIA - FORGJELLESNEGLER						
Buccinum undatum L.	1	-	-	1	-	-
Cyclostrema trochoide (Jeffreys)	-	-	-	-	1	-
Eulima stenostoma Jeffreys	-	-	-	-	-	4
Lepeta caeca (Mueller)	-	-	-	1	-	-
Moelleria costulata (Moeller)	9	-	-	-	-	-
Natica clausa Broderip & Sowerby	1	-	-	2	1	-
Natica fusca (Blainville)	-	-	-	-	-	1
Natica pallida Broderip & Sowerby	1	-	1	4	-	1
Puncturella noachina (L.)	-	-	-	1	-	-
Rissoella globularis (Jeffreys)	1	-	-	-	-	-
Taranis moercki (Malm)	-	-	-	-	-	1
Velutina velutina (Mueller)	-	-	-	1	-	-
OPISTOBRANCHIA - BAKGJELLESNEGLER						
Cylichna cf. alba (Brown)	1	-	-	-	-	-
Diaphana minuta (Brown, 1827)	-	-	-	-	-	1
Opistobranchia indet	3	-	-	6	-	-
Philine cf. quadrata (S.Wood)	-	-	-	-	-	2
Philine cf. scabra (O.F.Mueller, 1776)	-	-	-	-	-	1
Philine sp.	-	-	-	6	-	-
POLYPLACOPHORA - SKALLUS						
Lepidopleurus acellus (Spengler)	-	-	-	5	-	-
CAUDOFOVEATA - UFUREDE ORMEBLØTDYR						
Chaetoderma indet	-	-	2	1	-	-
BIVALVIA - MUSLINGER						
Arctica islandica (L., 1767)	8	-	-	2	-	-
Astarte borealis (Schumacher, 1817)	21	-	-	3	-	1
Astarte elliptica Brown, 1827	-	-	-	10	-	-
Astarte montagui Dillwyn, 1817	36	-	-	26	1	-
Chlamys islandica (Mueller)	-	-	1	-	-	-
Crenella decussata (Montagu)	63	-	-	11	6	-
Dacrydium vitreum (Holboell)	-	-	-	-	-	4
Macoma calcarea (Gmelin, 1790)	327	132	173	12	185	4
Modiolus modiolus (L.)	-	-	-	3	-	-
Musculus discors (L.)	9	6	1	2	4	-
Musculus niger (Gray, 1824)	-	-	-	1	1	1
Mya arenaria L., 1758	150	17	24	8	18	-
Mya truncata L., 1758	-	-	-	-	1	-
Nuculana pernula (Mueller, 1776)	-	-	-	2	-	-

TROMSØ 1990	N1	N2	N3	S1	T12B	R2
<i>Panopea norvegica</i> (Spengler)	1	-	1	-	-	-
<i>Parvicardium ovale</i> (Sowerby)	230	4	3	82	14	3
<i>Thracia myopsis</i> (Moeller)	46	-	-	-	-	-
<i>Thyasira</i> sp.	145	1	2	3	-	10
<i>Yoldiella fraterna</i> Verrill & Bush	-	-	-	-	-	1
<i>Yoldiella lenticula</i> (Mueller, 1842)	-	-	1	-	-	-
<i>Yoldiella lucida</i> (Loven, 1846)	-	-	-	-	-	10
PYCNOGONIDA - HAVEDDERKOPPER						
<i>Pycnogonum littorale</i>	-	-	-	-	-	2
OSTRACODA - MUSLINGKREPS						
<i>Philomedes globosus</i> Lilljeborg	1	-	-	12	-	25
NEBALIACEA - tilhører krepsdyrrekken						
<i>Nebalia bipes</i> Fabricius	-	-	-	-	3	1
CUMACEA - tilhører krepsdyrrekken						
<i>Brachydiastylis resima</i> (Kroeyer, 1846)	-	-	-	1	-	-
<i>Campylaspis costata</i> Sars, 1865	-	-	-	-	-	1
<i>Campylaspis rubicunda</i> Lilljeborg	-	-	-	1	-	-
<i>Cumacea</i> indet	-	-	-	-	-	1
<i>Diastylis rathkei</i> Kroeyer	2	9	1	5	-	-
<i>Diastylis scorpioides</i> (Lepechin)	-	-	-	1	-	1
<i>Leucon nasica</i> (Kroeyer)	-	-	-	-	-	2
<i>Leucon nasicooides</i> Lilljeborg	9	-	-	4	-	2
ISOPODA - tilhører krepsdyrrekken						
<i>Apseudes spinosus</i> (M.Sars)	-	-	-	1	-	6
<i>Gnathia</i> sp.	-	-	-	1	-	-
<i>Ianira maculosa</i> Leach	-	-	-	-	-	1
AMPHIPODA - tilhører krepsdyrrekken						
<i>Amphelisca eschrichti</i> Kroeyer	-	-	-	-	-	3
<i>Amphipoda</i> indet.	-	1	-	-	-	-
<i>Anonyx lilljeborgi</i> Boeck	-	-	-	-	-	1
<i>Caprella</i> sp.	-	-	-	-	-	4
<i>Centromedon pumilus</i> (Lilljeborg)	-	-	-	1	-	-
<i>Corophium</i> sp.	7	-	-	5	5	-
<i>Dexamine thea</i> Boeck	1	-	-	-	3	-
<i>Dulichia monacantha</i> Metzger	-	-	-	3	-	-
<i>Eriopisa elongata</i> Bruzelius	-	-	-	-	-	1
<i>Gammaropsis melanops</i> G.O.Sars	-	-	-	1	-	5
<i>Gitanopsis arctica</i> G.O.Sars	-	-	1	-	-	-
<i>Halimedon brevicular</i> (Goes)	9	-	-	9	1	-
<i>Halirages fulvocinctus</i> (M.Sars)	-	-	1	-	-	-
<i>Haploops tubicola</i> Lilljeborg	-	-	-	-	-	2
<i>Harpinia</i> sp.	5	-	-	1	-	33

TROMSØ 1990	N1	N2	N3	S1	T12B	R2
Hippomedon cf. holboelli (Kroeyer)	-	-	-	-	7	-
Leptostylis macrura G.O.Sars	-	-	-	1	-	3
Lilljeborgia fissicornis (M.Sars)	-	-	-	-	-	2
Lysianassidae indet sp. a	2	-	-	2	-	-
Lysianassidae indet sp. b	-	-	-	-	-	1
Lysianassidae indet sp. c	-	-	-	-	8	-
Melphidippa borealis Boeck	-	-	3	-	-	-
Metopa longicornis Boeck	-	-	1	-	-	-
Monoculodes borealis Boeck	3	-	-	-	-	-
Monoculodes tubercularis Boeck	-	-	-	-	3	-
Oediseropsis brevicornis Lilljeborg	-	-	1	-	-	-
Onesimus pleutus Kroeyer	-	-	-	1	-	-
Paratylus nordlandicus (Boeck)	-	-	-	-	-	2
Paroediceros lynceus (M.Sars)	-	-	4	-	1	-
Pleustes panoplus (Kroeyer)	-	-	-	1	-	-
Protomedeia fasciata Kroeyer	3	-	-	1	3	5
Stegocephaloides christianiensis Boeck	-	-	-	-	-	2
Tmetonyx cicada (Fabricius)	-	-	-	-	-	2
Unciola planipes Norman	-	-	-	-	-	23
Westwoodilla caecula (Sp.Bate)	-	-	-	-	-	1
DECAPODA - TIFOTKREPS (krabber)						
Hyas araneus (L.)	-	-	-	-	-	2
Pagurus bernhardus L.	-	-	-	3	2	1
SIPUNCULIDA - PØLSEORMER						
Golfingia sp.	-	-	-	-	-	2
Phascolion strombi (Montagu, 1804)	-	-	-	11	-	5
PRIAPULIDA - PØLSEORMER						
Priapulus caudatus Lamarch, 1816	18	-	4	1	5	-
OPHIUROIDEA - SLAGESTJERNER						
Ophiura albida Forbes	60	-	-	20	-	-
Ophiura robusta Ayres	-	-	-	2	-	1
Ophiura sarsi Leutken	-	-	-	1	-	-
HOLOTHUROIDEA - SJØPØLSER						
Chiridota laevis (Fabricius)	-	-	-	-	8	1
ASCIDIACEA - SJØPUNGER						
Tunicata indet	-	-	-	-	-	25

VEDLEGG 4: Analyseresultater - PAH, sedimenter

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : #rndalen
 Oppdragsnr. : 90148
 Prøve mottatt : :
 Lab. kode : GUG
 Jobb.nr. : 90148
 Prøvetype : sediment
 Kons. i : ug/kg tørrvekt
 Dato : 19.12.90
 Analytiker : Brg

1: #rndalen prøve 2 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren		10				
Antracen		22				
2-M-Antracen						
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						
Fluoranten		90				
Pyren		82				
B(a)A*		34				
Trif/Chry.		60				
B(b)fluoranten*		39				
B(j,k)fluoranten*		21				
B(e)F		48				
B(a)F*		24				
Ind. (1,2,3-cd) pyr. *						
Dibenz. (a,c/a,h) ant. * 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM		430				
Derav KPAH(*)		118				
%KPAH		~ 27				
%Tørrstoff						

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

VEDLEGG 5: Analyseresultater - klororg.forbindelser, blåskjell og snegl

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Ørndalen

Oppdragsnr. : 90148
 Prøver mottatt : 20/9-90
 Lab.kode : GOM 1-2
 Jobb nr. : 90/120
 Prøvetype : Blåskjell og Neptunsnegl
 Konsentrasjoner i : ug/kg fettbasis (1-2) og µg/kg friskvektsbasis (3-4)

Prøvebetegnelse

1/3 - Ørndalen Blåskjell 27/8-90
 2/4 - " Neptunsnegl 22/8-90

Parameter	Fettbasis		Friskvektsbasis		5	6	7
	Blåskj.	N.snegl	Blåskj.	N.snegl			
5-CB	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
α-BHC	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
HCB	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
γ-BHC (Lindan)	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
p,p-DDE	210	229	4.6	3.7			
p,p-DDD	<28	85	< 0.6	7.4			
OCS	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
PCB-28	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
PCB-52	<28	28	< 0.6	0.5			
PCB-101	<28	45	< 0.6	0.7			
PCB-118	155	241	3.4	3.9			
PCB-153	285	552	6.2	8.9			
PCB-138	216	466	4.7	7.5			
PCB-180	<28	130	< 0.6	2.1			
PCB-209	<28	<24	< 0.6	< 0.4			
EPCL mg/kg våtv.	~ 83	~ 15	1.80	0.24			
% Tørrstoff	16.8	19.8	16.8	19.8			
% Fett	2.17	1.63	2.17	1.63			

Dato : 8/1-91
 Analytiker: SIG/BRG

VEDLEGG 6: Analyseresultater - klororg.forbindelser, sediment

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

48

Navn/lokalitet : Ørndalen

Oppdragsnr. : 90148
 Prøver mottatt : 9/10-90
 Lab.kode : GUG1
 Jobb nr. : 90/129
 Prøvetype : Sediment
 Konsentrasjoner i : ug/kg tørrvekt

Prøvebetegnelse

1 - Ørndalen Pr.2

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	<0.04						
α-	<0.04						
HCB	<0.04						
γ- (Lindan)	<0.04						
p,p-DDE	<0.04						
p,p-DDD	<0.04						
OCS	<0.04						
PCB-28	<0.04						
PCB-52	maskert						
PCB-101	<0.04						
PCB-118	<0.04						
PCB-153	<0.04						
PCB-138	<0.04						
PCB-180	<0.04						
PCB-209	<0.04						
EPOCL	68.1						
EPOBr	—						
% Fett	—						
% Tørrstoff	41.7						

Dato : 26/2-91
 Analytiker: SIG/BRG

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577 -1880-7