

RAPPORT LNR 3784-98

Resipientundersøkelser i Ballangsfjorden 1997

Vannkvalitet, bunnsedimenter,
bløtbunnsfauna og metaller i
tang

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S


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

Tittel Resipientundersøkelser i Ballangfjorden 1997. Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og metaller i tang.	Løpenr. (for bestilling) 3784-98	Dato 10/2-98
	Prosjektnr. Undernr. O-97098	Sider Pris 80
Forfatter(e) John Arthur Berge, Aud Helland, Roger Velvin og Frid Mikkola	Fagområde Marinøkologisk	Distribusjon Fri
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Nikkel og Olivin A/S.	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag Resipientundersøkelser er utført i Ballangfjorden i august 1997 etter 8 års gruvedrift ved Nikkel og Olivin A/S. Undersøkelsene har omfattet analyse av metaller i vann, sediment og grisetang samt undersøkelser av bløtbunnsfauna. Den indre del av fjorden er meget sterkt (overflatevann) til sterkt forurenset (sediment) med metaller og det er bly (Pb) og kobber (Cu) og nikkel (Ni) som bidrar mest til den dårlige miljøtilstanden. I vann, sediment og bløretang ses en avtagende forurensningsgrad fra deponiet på Ballangseira innerst i fjorden og ut til Ofotfjorden. Overflatevannet innerst i fjorden (< 3 km fra deponiet) inneholdt i 1997 vesentlig mere Ni og Cu enn de øvrige år og medførte en forverring av områdets miljøtilstand. Dette skyldes i hovedsak deponeringen av gruveslam på Ballangseira, men også pågående anleggsarbeider under prøvetakingen kan ha medvirket. Sedimentet på de innerste stasjoner inneholdt vesentlig mer Ni i 1997 enn i 1989. Konsentrasjonen av Cu, Pb, sink (Zn) og kadmium (Cd) i sedimentet var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989. For Ni og kobolt (Co) i sediment ble det observert en lokal konsentrasjonsøkning ca. 3 km ut i fjorden. En økning i Ni konsentrasjonen (og andre metaller) ble også observert i bunnvann ca. 3 km ut i fjorden. Deponiet ved Fornes fremstår som en sekundær kilde til metall påvirkning av sediment. Sammensetningen av bløtbunnsfaunaen kan tyde på en øket geografisk utbredelse av belastningseffektene mot Ofotfjorden siden 1989, men kan ikke knyttes direkte til endringer i metallbelastningen. Innholdet av metallene arsen (As), Cd, Cr, Pb og Zn i grisetang var i 1997 lavt, som ved tidligere undersøkelser. Innholdet av metallene Co, Ni og Cu i tang var lavt på stasjoner ytterst i fjorden mens stasjoner innerst hadde noe høyere konsentrasjoner (moderat til markert forurenset). Analysene av grisetang tyder på svakt økende metallkonsentrasjoner, sannsynligvis forårsaket av påvirkning fra begge deponier (Ballangseira, Fornes). Samlet tyder undersøkelsene i 1997 på en økende effekt på miljøet fra gruvedrift til Nikkel og Olivin A/S mens effekter knyttet til tidligere utslipp fra Bjørkåsen gruve er noe redusert.

Fire norske emneord 1. Bergverk 2. Metaller 3. Marint miljø 4. Ballangfjorden	Fire engelske emneord 1. Mines 2. Metals 3. Marin environment 4. Ballangfjord
---	---


John A. Berge
Aud Helland/John Arthur Berge

Prosjektleder

ISBN 82-577-3357-1


Bjørn Braaten
Forskningssjef

O-97098

Resipientundersøkelser i Ballangfjorden 1997.
Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og
metaller i tang.

Forord

NIVA har i samarbeid med Akvaplan-niva gjennomført en marin miljøundersøkelse for Nikkel-Olivin A/S i Ballangfjorden.

Undersøkelsen er en oppfølging av tidligere arbeider i fjorden knyttet til gruvedriften til Nikkel-Olivin A/S (Helland og Rygg 1991, Helland 1992, Nøland og Beck, 1994).

Ved NIVA har Aud Helland hatt ansvaret for utarbeidelse av programforslag/tilbud (datert 10/6-1996) som ble akseptert av Nikkel og Olivin A/S. i brev av 08/04-1997.

Kontaktperson ved Nikkel og Olivin A/S i prosjektperioden har vært Frank Berntsen.

NIVA har hatt ansvaret for analyser av metaller i vannprøver, sediment og tang mens Akvaplan-niva har utført bunnfaunaundersøkelsene.

Ved NIVA har Aud Helland vært hovedprosjektleder frem til alle kjemiske analysedata forelå. Frid Mikkola ved *Akvaplan-niva* har vært prosjektansvarlig for den delen som omhandler bløtbunnsfauna.

Fra november 1997 overtok John Arthur Berge Aud Hellands funksjon som prosjektleder og har hatt ansvaret for utforming av NIVA's rapportbidrag samt sammenstilling av denne med tilsvarende bidrag fra Akvaplan-niva.

Under feltarbeidet deltok Aud Helland fra NIVA og Frid Mikkola fra Akvaplan-niva. Analyse av organisk innhold (TOC) og alle metaller unntatt arsen ble foretatt ved NIVA under ledelse av Arne Godal. Analyser av arsen ble foretatt av SINTEF under ledelse av Nina Gjøs. Kornstørrelsefordeling ble foretatt av Unni Efraimsen.

Følgende personer har deltatt i undersøkelsene av bløtbunnsfauna:

Frid Mikkola- *Akvaplan-niva*. Feltarbeid. Planlegging/koordinering. Felt -og metodikkrapport.

Roger Velvin- *Akvaplan-niva*. Tolkninger. Faunarapport. Identifisering av børstemark og diverse dyregrupper.

Lars-Henrik Larsen- *Akvaplan-niva*. Planlegging og tilbudsdokument.

Rune Palerud- *Akvaplan-niva*. Identifisering av krepsdyr.

Hans-Petter Mannvik- *Akvaplan-niva*. Identifisering av pigghuder.

Terje Velvin- *Hovedfagsstudent/UiTø*. Sortering av bløtbunnsorganismer.

Lise Helen Ofstad- *Hovedfagsstudent/UiTø*. Sortering av bløtbunnsorganismer.

Andrey Sikorsky- *Moskva universitet*. Identifisering av børstemark

Anders Warèn/Olle Israelsson- *Nat.hist.Riks.mus., Stockholm*. Identifisering av bløtdyr.

Lena Ringstad Olsen- *Akvaplan-niva*. Statistiske analyser.

Jens Skei har lest og kommentert rapporten.

Oslo, 10. februar 1998

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	9
2. Materiale og metode	12
2.1 Metaller og suspendert materiale i sjøvann	12
2.2 Metaller og organisk karbon i bunnsedimenter	13
2.3 Bløtbunnsfauna	15
2.4 Metaller i tang	17
3. Resultater og diskusjon	18
3.1 Suspendert materiale i vann	18
3.2 Metaller i sjøvann	18
3.2.1 Overflatevann	18
3.2.2 Vann fra 15m dyp	21
3.2.3 Bunnvann	23
3.2.4 Filtrerte vannprøver	25
3.2.5 Samlet vurdering -metaller i vann	25
3.3 Metaller og organisk karbon i bunnsediment	28
3.3.1 Samlet vurdering - metaller i sediment	35
3.4 Bløtbunnsfauna	36
3.4.1 Arts- og individforhold	36
3.4.2 Geometriske klasser	38
3.4.3 Artssammensetning og faunalikhet	40
3.4.4 Årssammenligning 1989 og 1997- Klusteranalyser	44
3.4.5 Sammenfattende vurdering - bløtbunnsfauna	46
3.5 Metaller i grisetang	46
3.5.1 Sammenfattende vurdering - metaller i grisetang	50
4. Konklusjoner	52
4.1 Sjøvann	53
4.2 Sediment	54
4.3 Bløtbunn	54
4.4 Grisetang	55

5. Referanser	56
6. Vedlegg	58
Vedlegg A. Utdrag av akkrediterte analysemetoder brukt ved NIVA	58
Vedlegg B. Feltjournal-bunnfaunaundersøkelse	61
Vedlegg C. Statistiske analysemetoder - bunnfauna	63
Vedlegg D. Total mengde suspendert materiale i vann	66
Vedlegg E. Målte verdier for metaller i vann på stasjoner der både filtrerte og ufiltrerte prøver ble analysert	67
Vedlegg F. Artslister-bunnfauna	70
Vedlegg G. Bløtbunnsfauna - Statistiske data 1997 og 1991	78

Sammendrag

Resipientundersøkelser er utført i Ballangfjorden i august 1997 etter 8 års gruvedrift ved Nikkel og Olivin A/S. Bjørkåsen Gruver har tidligere (1917 til 1964) drevet utvinning av svovelkis i området. Driften ved begge gruver har medført utslipp av avgang til fjorden. Avgangen fra Bjørkåsen inneholder vesentlig mer Cu, Pb og Zn og vesentlig mindre Ni enn avgangen fra Nikkel og Olivin A/S. Undersøkelsene har omfattet analyse av metaller i vann, sediment og grisetang samt undersøkelser av bløtbunnsfauna. Total mengde suspendert materiale i overflatevannet i indre del tyder på en observerbar men svak partikkelbelastning. Den indre del av fjorden er imidlertid meget sterkt (overflatevann) til sterkt forurenset (sediment) med metaller og det er bly og kobber og nikkel som bidrar mest til den dårlige miljøtilstanden. I vann, sediment og bløretang ble det observert en avtagende forurensningsgrad fra deponiet på Ballangfleira innerst i fjorden og ut til Ofotfjorden. Overflatevannet innerst i fjorden (< 3 km fra deponiet på Ballangfleira) inneholdt i 1997 vesentlig mere nikkel (Ni) og kobber (Cu) enn de øvrige år og medførte en forverring av områdets miljøtilstand og skyldes i hovedsak deponeringen av gruveslam på Ballangfleira. Også pågående anleggsarbeider på deponiet på Ballangfleira under innsamlingen av de analyserte vannprøver kan være en medvirkende årsak til den forverrede miljøtilstand som ble observert i vann innerst i fjorden. Sedimentet på de innerste stasjoner inneholdt vesentlig mer Ni i 1997 enn i 1989. Cu, bly (Pb), sink (Zn) og kadmium (Cd) konsentrasjonene i sediment var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989. For Ni og kobolt (Co) i sediment ble det observert en lokal konsentrasjonsøkning ca. 3 km ut i fjorden. En økning i Ni konsentrasjonen (og andre metaller) ble også observert i bunnvann ca. 3 km ut i fjorden, og kan skyldes utlekking fra sediment. Deponiet ved Fornes fremstår som en sekundær kilde til metall påvirkning av sediment. Sammensetningen av bløtbunnsfaunaen kan tyde på en øket geografisk utbredelse av belastningseffektene mot Ofotfjorden siden 1989, men kan ikke knyttes direkte til endringer i metallbelastningen. Innholdet av metallene Arsen (As), Cd, krom (Cr), Pb og Zn i grisetang var i 1997 lavt, som ved tidligere undersøkelser. Innholdet av metallene Co, Ni og Cu i tang var lavt på stasjoner ytterst i fjorden mens stasjoner innerst hadde noe høyere konsentrasjoner (moderat til markert forurenset). Analysene av grisetang tyder på svakt økende metallkonsentrasjoner, sannsynligvis forårsaket både av påvirkning fra deponiet på Ballangfleira og fra deponiet ved Fornes. Samlet tyder undersøkelsene i 1997 på en økende effekt på miljøet fra gruvedriften i Ballangfjorden og tilsier at miljøforholden i fjorden bør følges nøye.

Nikkel og Olivin A/S startet produksjon av nikkelkonsentrat fra Bruvannsfeltet i Arnesfjellet i 1989. Siden 1991 har Nikkel og Olivin A/S deponert avgang på Ballangfleira oppå tidligere utslipp fra Bjørkåsen gruve. Avgangen fra Bjørkåsen gruver inneholdt i størrelsesorden 20-50 ganger mer Pb, Cu og Zn, men langt mindre Ni (ca 30 ganger) enn tilsvarende fra Nikkel og Olivin A/S. Hele indre del av fjorden ut til marbakken er nå fylt ut. Deponiet utgjør et ca. 600 mål stort område med en høyde på ca. 4 m over gammel sjøbunn. Avgangsmassene går i ledning fra Arnesfjellet til deponiet, og overvannet slippes til sjøen etter sedimentering. Gruvevannet som tidligere gikk ut i Arneselva ble fra midten av 1995 ledet til deponiet ved Fornes for sedimentasjon. Overløpet føres nå til sjøen.

Siden oppstart av virksomheten har Nikkel og Olivin A/S fått gjennomført tre resipientundersøkelser i Ballangfjorden (1989, 1991, 1993). Foreliggende undersøkelse gjennomført i 1997 omfattet analyse av metaller i vann, sediment og grisetang samt undersøkelser av bløtbunnsfauna

Vannprøver

Overflatevannet innerst i fjorden (< 3 km) inneholdt i 1997 vesentlig mere nikkel (Ni) og kobber (Cu) enn de øvrige år og medførte en forverring av områdets tilstand med opptil 3 klasser (sterkt-meget sterkt forurenset). Konsentrasjonen av disse to metaller avtok sterkt i økende avstand fra deponiet innerst i fjorden og lå på eller nær bakgrunnsnivå ca 5 km ut i fjorden. Økningen i konsentrasjonen av Ni og Cu i overflatevann ble registrert fra 1993 til 1997 mens man i perioden fra 1989 til 1993 ikke hadde vesentlige endringer. Konsentrasjonen av bly (Pb) var i hovedsak noe høy (maksimal tilstandsklasse: markert forurenset) i hele perioden fra 1989 til 1997 og en observerte ingen klar endring fra 1993 til 1997 og heller ingen klar gradient i fjorden. Konsentrasjonen av kadmium (Cd) og sink (Zn) har ligget relativt lavt (lavt til moderat forurenset) på alle stasjoner i hele perioden.

I 1997 lå konsentrasjonen av Ni, arsen (As), sink (Zn) og Cd i bunnvann (5 m over bunnen) nær eller på bakgrunnsnivå (ubetydelig til moderat forurenset). Bunnvannet var imidlertid på enkelte stasjoner opptil markert forurenset med Cu og sterkt forurenset med Pb.

De høyeste konsentrasjoner av Ni, Cu og As i vann ble funnet ved overflaten lengst inn i fjorden og langt lavere konsentrasjoner på 15 m dyp og 5 m over bunnen. For flere av metallene ble det i bunnvann observert en maksimalkonsentrasjon ca 3 km ut i fjorden.

Den spesielt høye konsentrasjonen av Ni og Cu i overflatevannet innerst i fjorden skyldes sannsynligvis i vesentlig grad deponeringen av gruveslam på Ballangseira, men anleggsarbeider på Ballangseira kan også ha gitt et visst bidrag. Observerte maksimalkonsentrasjoner noe ut i fjorden kan imidlertid også skyldes en påvirkning fra deponiet ved Fornes.

Sediment

Forhøyede verdier av Ni, Cu, Zn, Pb, Cd og As ble observert i overflatesedimentene innerst i fjorden, spesielt de innerste 3-5 km. Fjordbunnen innerst i fjorden fremstod i 1997 som sterkt forurenset av Pb og Cu og markert forurenset av Zn og til dels As og er fremdeles preget av avgangen fra Bjørkåsen gruve. Innholdet av metaller i overflatesedimentene i den indre del av fjorden tyder imidlertid på en økende påvirkning av avgang fra Nikkel og Olivin A/S.

Utenfor de innerste 5 km av fjorden var sedimentet i 1997 moderat forurenset med Ni og lite forurenset med Cd og Co. For de øvrige metaller (As, Cu, Zn, Cr) kunne sedimentet i ytre deler av fjorden (>5 km) karakteriseres som lite eller moderat forurenset.

De til dels lave konsentrasjoner av metaller og de relativt små konsentrasjonsforskjellene som er observert mellom overflatesediment og dypere liggende sediment (18-20 cm) ytterst i undersøkelsesområdet (9.8 km ut i fjorden) tilsier ikke vesentlige forurensningstilførsler til sedimentet de siste 100 år. Dette betyr at gruvedriften ikke har gitt vesentlig øket metallbelastning ytterst i undersøkelsesområdet.

De innerste stasjonene inneholdt vesentlig mer Ni i 1997 (St 3: 589 µg/g t.v.) enn i 1989 (St 3: 12 µg/g t.v.). Cu, Pb, Zn og Cd konsentrasjonene i sediment var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989. Forandringer i konsentrasjonen av enkelte metaller i sedimentet på de innerste stasjoner (eksempelvis i nedgang for Cu og Zn og økning for Ni) skyldes at de partikler som de senere år er transportert ut av deponiet på Ballangseira og sedimentert i innerste del av fjorden, nå hovedsakelig består av avgang fra Nikkel og Olivin A/S som har en noe annen metallsammensetning en avgangen fra Bjørkåsen gruve.

For Ni og Co ble det observert en spesielt stor konsentrasjonsøkning på stasjon 3 ca. 3 km ut i fjorden. Også metall/litium forholdet økte på dette sted (Ni, Co, Cr, og tildels As). Disse observasjoner antyder at deponiet på Fornes er en sekundær kilde til metallpåvirkning.

Bløtbunn

I 1997 var antallet arter størst på den ytterste stasjonen (st 4) (75 arter) og lavest på den innerste (st. 1) (44 arter). Individtallet var høyest på stasjon 1 (3870 individ) og lavest på stasjon 4 (867 individ). Artsmangfoldet (Shannon-Wiener og Hurlbertsindeksene) varierte relativt lite mellom stasjonene. I henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet kategoriseres stasjonene grovt sett til tilstandsklassene II og III (*God* og *Mindre God*). Under basisundersøkelsen i 1989 (Helland & Rygg 1991) ble det funnet flere arter på stasjon 3 og særlig på stasjon 4 enn i foreliggende undersøkelse. Mens det på stasjon 1 og spesielt på stasjon 2 ble funnet flere arter i 1997.

De innerste tre stasjoner var tydelig påvirket i 1997, og kan i hovedsak klassifiseres til tilstandsklassen Mindre god. På den ytterste stasjonen (ca 8.4 km fra bunnen av fjorden) kan en betegnede faunasamfunnet i 1997 som moderat påvirket.

Effekter viser seg ved redusert arts mangfold og betydelige innslag av forurensningstolerante arter (*Chaetozone setosa* og *Heteromastus filiformis*). I basisundersøkelsen (1989) var de to ytterste stasjonene upåvirket.

Resultatene fra foreliggende undersøkelse kan tyde på at utbredelsen av belastningseffektene har økt ut mot munningen til Ofotfjorden siden 1989 slik at også de to ytterste stasjoner som er undersøkt også er påvirket. De innerste to stasjoner har endret seg lite siden 1989.

Den forverring en har sett i bløtbunnsfaunaen på de to ytterste stasjoner siden 1989 kan ikke ut fra de innsamlede analysedata knyttes direkte til endringer i metallbelastningen.

Grisetang

Innholdet av metallene As, Cd, Cr, Pb og Zn i grisetang var lavt (lite forurenset) på alle stasjoner i 1997 (tabell 7). Tilsvarende ble også funnet ved tidligere undersøkelser (tabell 7).

Også innholdet av metallene Co, Ni og Cu var lavt på stasjoner ytterst i fjorden (lite-moderat forurenset) mens stasjoner innerst (i hovedsak i en avstand av 4 km eller mindre fra deponiet) hadde noe høyere konsentrasjoner (moderat til markert forurenset).

Innenfor en avstand av 5.5 km fra deponiet på Ballangsløira var det for Pb, Cd, Zn en klar lineær korrelasjon ($p=0.05$) mellom konsentrasjonen i overflatevann og konsentrasjonen i tangen i samme område.

Analysene av grisetang tyder på svakt økende metallkonsentrasjoner og at en i 1997 har en metallpåvirkning både fra det nye deponiet innerst i fjorden og fra overløpet fra det gamle deponiet ved Fornes. Til sammen har disse påvirkninger resultert i en moderat metallbelastning i grisetang.

1. Innledning

Nikkel og Olivin A/S startet produksjon av nikkelkonsentrat fra Bruvannsfeltet i Arnesfjellet i mars 1989. Olevinen som benyttes i produksjonen er et magnesiumferrosilikat. Nikkelkonsentratet som produseres inneholder ca. 10 % nikkel (Ni), 3.5 % kobber (Cu) og 0.5 % kobolt (Co) (Iversen et al. 1990).

Fra 1991 har Nikkel og Olivin A/S deponert avgang (olivin) på Ballangfleira (figur 1) og hele indre del av fjorden ut til marbakken er nå fylt ut. Deponiet utgjør et ca. 600 mål stort område med en høyde på ca. 4 m over gammel sjøbunn. Deponiet består av en steinfylling tettet med geotekstil på innsiden mot avgangen. Avgangsmassene går i ledning fra Arnesfjellet til deponiet, og overvannet slippes til sjøen etter sedimentering. Gruvevannet som tidligere gikk ut i Arneselva ble fra november 1995 ledet til deponiet ved Fornes for sedimentering. Overløpet føres nå til sjøen. En del av forurensningstilførslene til Arneselva ble derved fjernet. Bedriften utfører regelmessige kontrollmålinger på begge overløpene.

Totale utslipp av avgang til Fornes og Ballangfleira i perioden 1989-1997 ses i tabell 1 og innholdet av metaller i avgang fra Nikkel og Olivin A/S ses i tabell 2.

Bjørkåsen Gruver drev tidligere (fra 1917 til 1964) utvinning av svovelkis i området. Det var hovedsakelig kobber, sink og jern som fulgte svovelkisen men med spor av andre metaller som kobolt (Co), nikkel (Ni) og arsen (As). Det meste av avgangen fra Bjørkåsen ble sluppet ut i Kisbekken og dermed deponert innerst i fjorden på Ballangfleira (se tabell 2 for innhold av metaller i avgangen). Mesteparten av dette er nå tildekket av det nye deponiet til Nikkel og Olivin A/S. Målinger i Kisbekken tyder på at denne i 1992 var meget sterkt forurenset med nikkel (Ni), sink (Zn) og kobber (Cu) men ikke med arsen (As) (Iversen 1993).

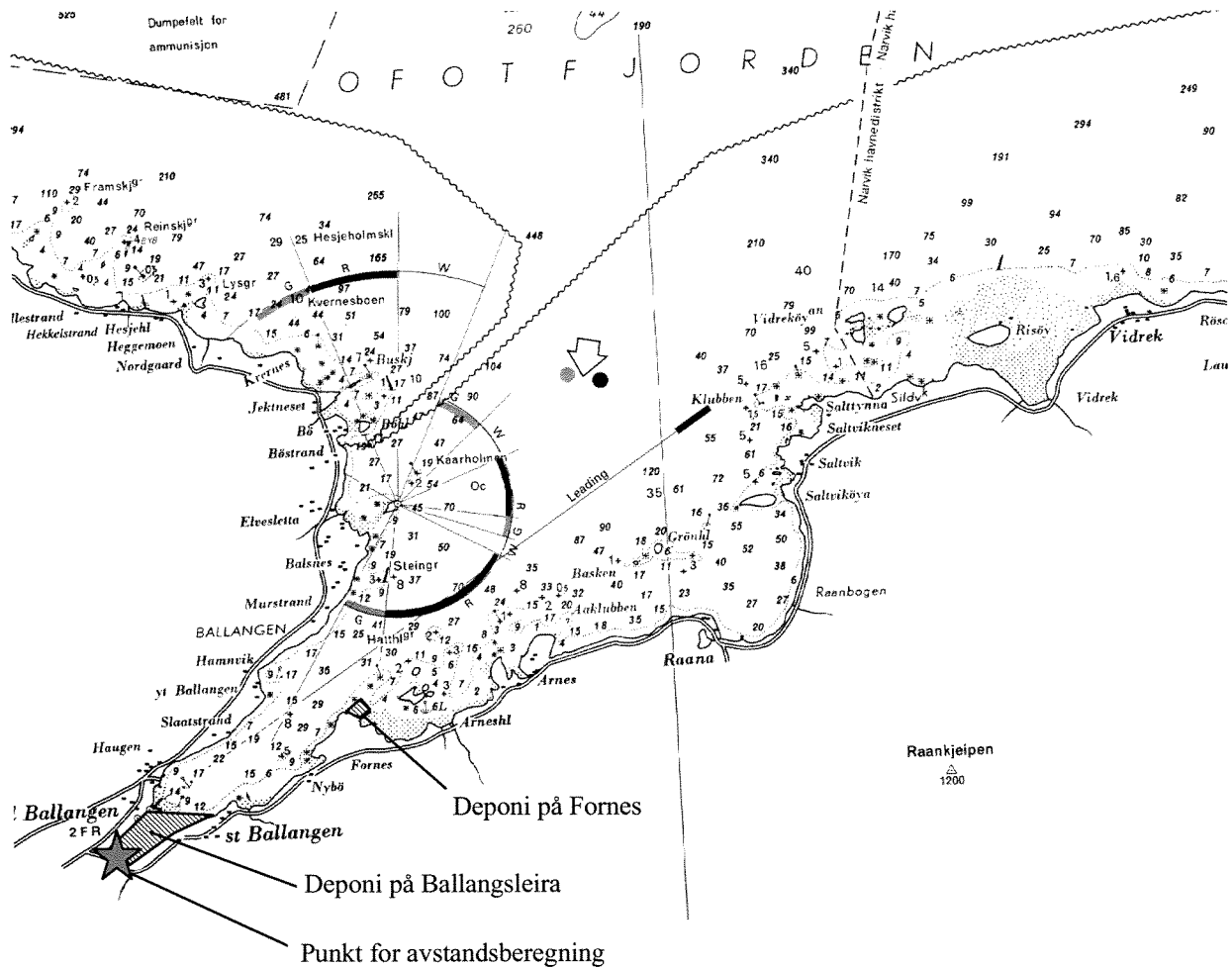
Avgangen fra Bjørkåsen gruver inneholdt i størrelsesorden 20-50 ganger mer Pb, Cu og Zn, men langt mindre Ni (ca 30 ganger) enn tilsvarende fra Nikkel og Olivin A/S (tabell 2).

Siden oppstart av virksomheten har Nikkel og Olivin A/S fått gjennomført tre resipientundersøkelser i Ballangfjorden. Den første ble utført av NIVA i 1989 (Helland og Rygg, 1991) og omfattet undersøkelser av bunnsedimenter, bløtbunnsfauna, vannkjemi og metaller i tang. De to øvrige ble utført i 1991 av NIVA (Helland 1992) og 1993 av Det Norske Veritas Industry A/S (Nøland og Beck, 1994). Disse undersøkelsene omfattet vannkjemi og metaller i tang.

Undersøkelsene i 1989 ble utført fire måneder etter oppstart av virksomheten for å få et inntrykk av situasjonen i fjorden nær det tidspunkt hvor Nikkel og Olivin A/S startet opp sin virksomhet. Undersøkelsene viste at bunnsedimentene og bløtbunnsfaunaen var påvirket av den tidligere gruvedriften ved Bjørkåsen. Vannanalysene viste både i 1989, 91 og 93 varierende overkonsentrasjoner av metaller.

Målet med undersøkelsene som her rapporteres er å:

1. beskrive resipientens miljøtilstand
2. knytte resipientens miljøtilstand til vannkvalitetskriterier
3. vurdere eventuelle miljøendringer siden 1989.



Figur 1. Kart over Ballangen (kartet er modifisert på grunnlag av et utsnitt av sjøkart nr. 230). Deponiet på Ballangleira og ved Fornes samt målepunkt for bestemmelse av avstand fra deponiet til de enkelte stasjoner er vist.

Tabell 1. Totale mengde avgang deponert av Nikkel og Olivin A/S på Fornes og Balangleira i perioden 1989-1997.

År	Mengde avgang deponert (1000 tonn)	Deponeringsted
1989	150	Fornes
1990	461	Fornes
1991	480	Ballangleira ¹⁾
1992	650	Ballangleira
1993	654	Ballangleira
1994	637	Ballangleira
1995	721	Ballangleira
1996	708	Ballangleira
1997	587	Ballangleira

¹⁾Hovedmengden av den avgang som i 1991 først ble deponert ved Fornes ble senere fraktet med lastebil til Ballangleira.

Tabell 2. Innholdet av metaller (%) i avgang fra Bjørksen gruve og Nikkel og Olivin A/S (data fra Nikkel og Olivin A/S). Forholdet mellom konsentrasjonen i avgang fra Bjørkåsen gruve og fra Nikkel og Olivin A/S er også vist.

Metall	Bjørkåsen	Nikkel og Olivin A/S ¹⁾	Nikkel og Olivin A/S ²⁾	Forhold
Ni	0,005	0.14	0.13	0,035
Cr			0,01	
Cu	0.3 ³⁾	0.01	0,01	30
Co	0,012	0.01	0,01	1
Zn	0.5 ³⁾	0.01		50
Pb	0,07 ³⁾	0,003		23
As		0.01		

¹⁾Avgang deponert på Ballangleira i 1996

²⁾Avgang lagret på Fornes

³⁾Middelverdi av 2-3 sedimentprøver tatt 10 cm ned i sedimentet på lokaliteter på Ballangleira i 1993.

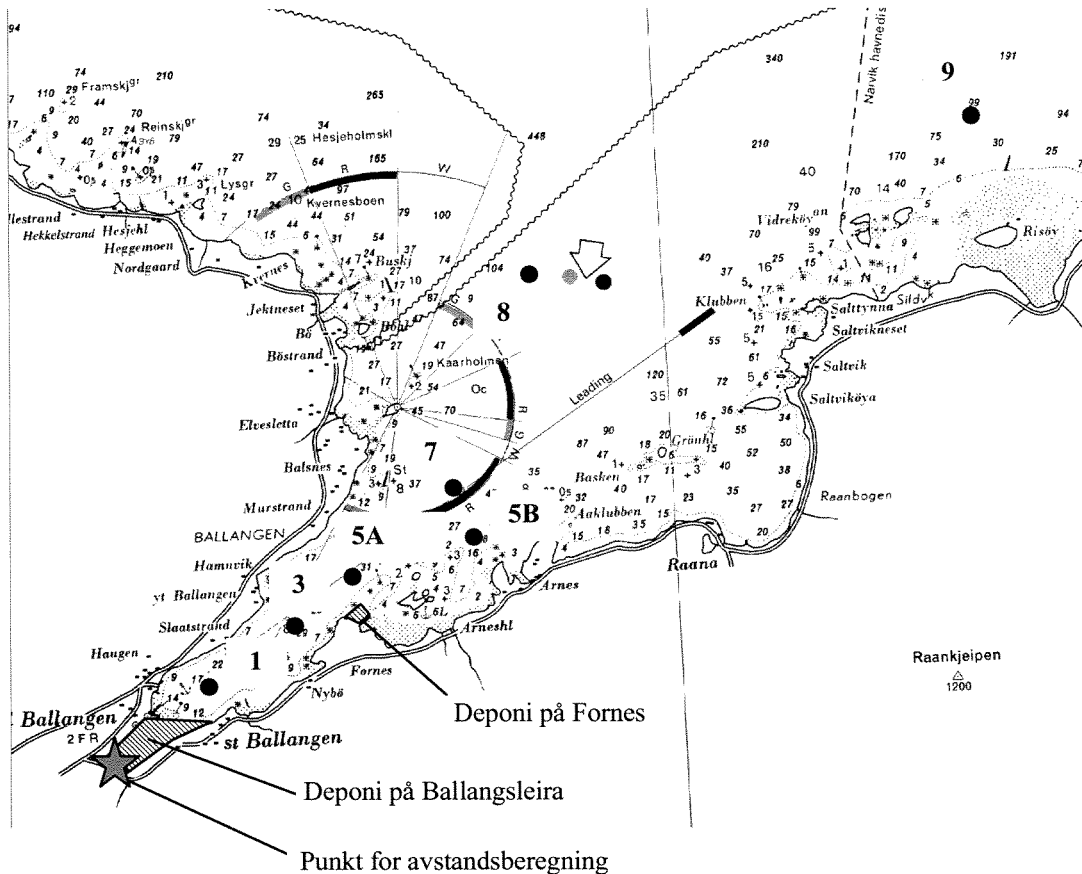
2. Materiale og metode

Innsamling av vannprøver, sediment, og grisetang (*Ascophyllum nodosum*) for analyse av metaller samt sediment for fauna analyser (bløtbunnsfauna) ble gjennomført i perioden 5-7 august 1997. I forbindelse med en utvidelse av deponiet på Ballangsløira ble det både før og etter feltarbeidet foretatt tilkjøring og tipping av steinmasser i ytterkant av deponiet. Denne aktiviteten kan ha ført til en oppvirling av partikkulært materiale. Feltarbeidet ble foretatt fra F/F Hvas innleid fra Universitetet i Tromsø.

2.1 Metaller og suspendert materiale i sjøvann

En vannanalyse gir et øyeblikksbilde av situasjonen i vannmassene i motsetning til bunnsedimenter som gir et integrert bilde av situasjonen over flere år, avhengig av sedimentasjonshastigheten.

Det ble i 1997 gjennomført innsamling på et mindre antall vannprøvestasjoner enn i 1991 og 1993, men noe mer enn i 1989. Posisjonene er de samme som tidligere år. Men en har også lagt en stasjon opp mot Arneselva for å fange opp evt. tilførsler fra denne, eller fra avsetningene i dette området. Det ble tatt prøver av sjøvann på tre forskjellige dyp (overflatevann, 15 m dyp, 5 m over bunnen) på 7 stasjoner (Figur 2). Prøvene ble tatt vha. en 5l Niskin vannhenter og overført til spesialvaskede 1l plastflasker. På overflatevann fra st. 1, st. 7 og st. 9 og på vann fra 15 m dyp fra st.7 og 9 ble analysene utført på både filtrert og ufiltrert vannprøve (tatt fra samme vannhenter). Trykkfiltrering (N_2 gass) ble foretatt under feltarbeidet i en Sartorius trykkfilteroppsats gjennom spesialvaskede 0.4 μm Nucleopor membranfilter. De øvrige vannanalyser ble utført på ufiltrerte prøver. Mengden suspendert materiale ble bestemt i alle prøver. Prøvene ble analysert for metallene nikkell (Ni), arsen (As), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd). Alle analyser av metaller i sjøvann untatt As, ble utført etter freonekstraksjon (se metode E 11 i vedlegg A). Analyse av As ble utført av SINTEF ved hjelp av hydrid-atomabsorpsjonsspektroskopi (HG-ASS).



Figur 2. Kart over stasjoner der det ble tatt vannprøver (kartet er modifisert på grunnlag av et utsnitt av sjøkart nr. 230).

2.2 Metaller og organisk karbon i bunnsedimenter

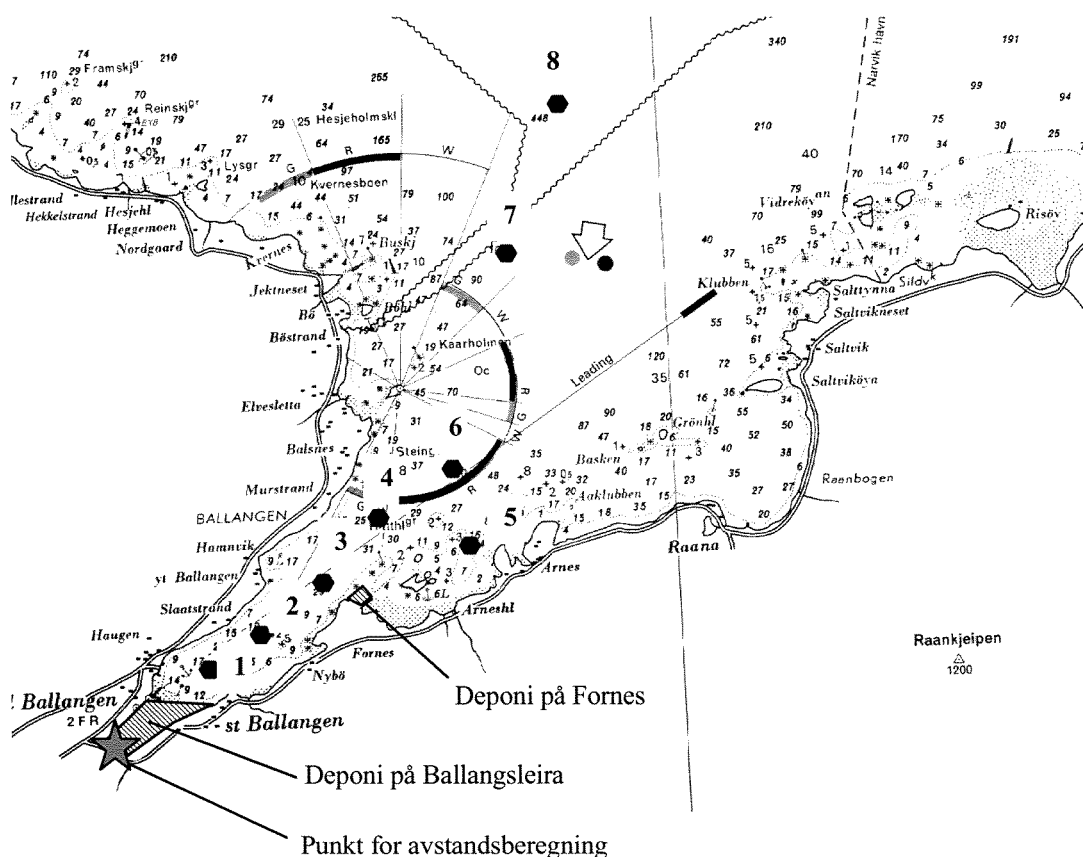
Bunnsedimenter dannes av partikulært materiale i vannmassene som sedimenterer. Den naturlige sedimentasjonshastigheten i et område som Ballangfjorden vil sannsynligvis være 1-2 mm/år. Tilførsler av avgang fra gruvedrift vil kunne øke sedimentasjonshastigheten. Prøver fra den øvre 1 cm av bunnsedimentene vil derfor representere sedimenter avsatt etter oppstart av bedriften. Analyse av slike prøver vil derfor gi et inntrykk av hvordan driften ved Nikkel og Olivin A/S har påvirket fjorden siden 1989. Avgangen til Nikkel og Olivin A/S har en noe annen sammensetning enn den gamle avgangen til Bjørkåsen gruver (tabell 2).

Sediment ble innsamlet fra et mindre antall stasjoner enn i 1989 (se figur 3). Stasjonene ble lagt i dypområdet i fjorden, i økende avstand til Ballangleira. En stasjon ble plassert inn mot utløpet av Arneselva for å fange opp eventuelle tilførsler derifra. Stasjonene har samme posisjoner som i 1989, med unntak av stasjon 4, i dyprenna utenfor Fornes, som ikke ble analysert i 1989. Det ble tatt prøver av den øvre 0-1 cm av sedimentene på 8 stasjoner. På den ytterste stasjonen (st. 8) ble det også analysert en prøve 18-20 cm ned i sedimentene, dvs. sediment avsatt før gruvevirksomheten startet i området. Denne prøven er ment å gi informasjon om bakgrunnskonsentrasjonen i området.

Innsamling av sediment ble foretatt med en Niemistö-corer der sedimentet var egnet til dette (st. 5, 6, 7, 8) og en Van Veen grabb (med luke på oversiden) på de øvrige stasjoner (st. 1, 2, 3, 4).

Prøvene ble analysert for metallene kobber (Cu), bly (Pb), sink (Zn), nikkel (Ni), arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobolt (Co) og litium (Li). I 1989 og tidligere år var det standard å analysere metaller i sedimenter etter salpetersyreoppslutning (se metode E 10-1 i vedlegg A for metodebeskrivelse). I de senere år er blitt vanlig å benytte totaloppslutning med flussyre (se metode E 10-2 i vedlegg A for metodebeskrivelse). En har derfor benyttet sistnevnte metode ved denne undersøkelsen. For bedre å kunne sammenligne med tidligere undersøkelser ble to prøver (st. 3 og st. 8) analyseres etter oppslutning både med salpetersyre og flussyre. Selve analysen er foretatt ved hjelp av atomabsorpsjonsspektroskopi etter atomisering i grafittovn for metallene Cd, Co, Cr, Cu, Ni og Pb (se metode E 2 i vedlegg A for metodebeskrivelse) og uten grafittovn for Zn og Li (se metode E 1 i vedlegg A for metodebeskrivelse). As ble analysert ved atomabsorpsjonsspektroskopi etter atomisering i grafittovn og kalibrering ved standard addisjon (ikke akkreditert metode). Resultater av metallanalyser er oppgitt på tørrstoffbasis ($\mu\text{g/g t.s.}$).

I tillegg til metallanalyser ble innholdet av organisk karbon og andel sediment med kornstørrelse finere enn $63\mu\text{m}$ bestemt ved våtsikting. Innholdet av organisk ved hjelp av katalytisk forbrenning Zn (se metode G6 i vedlegg A for metodebeskrivelse) etter forbehandling med saltsyre for å fjerne uorganisk karbon.



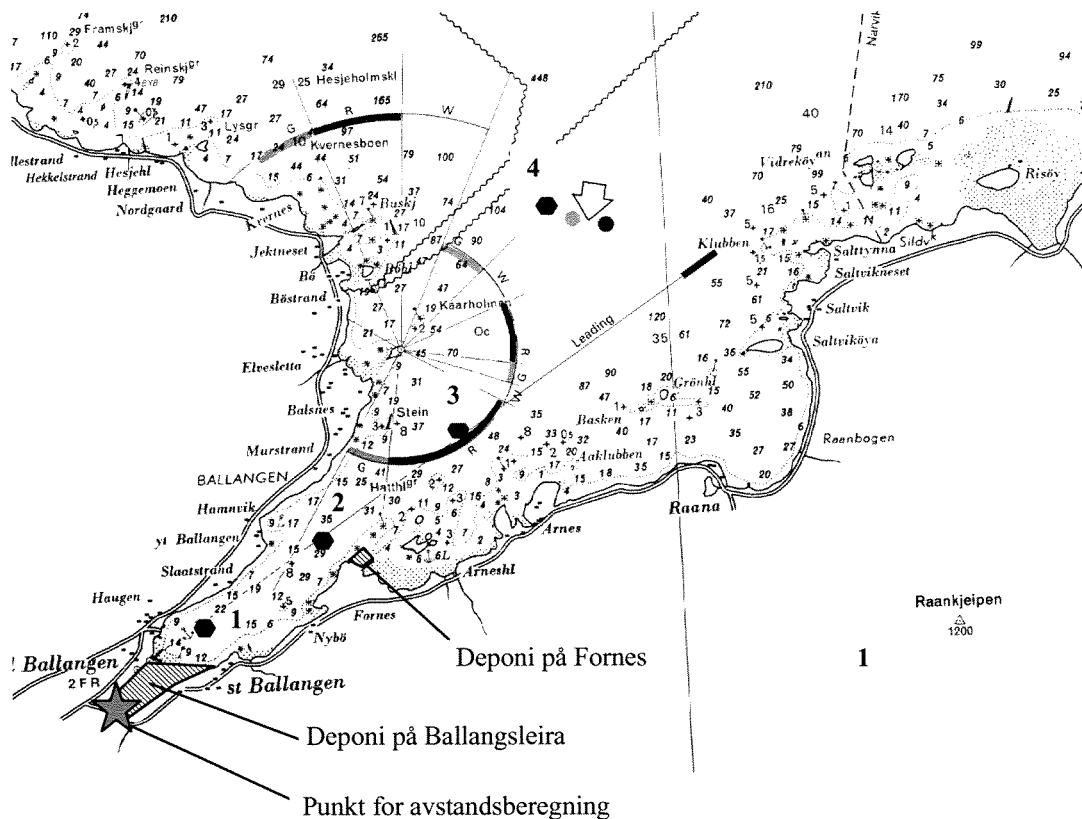
Figur 3. Kart over stasjoner der det ble tatt sedimentprøver i 1997 (kartet er modifisert på grunnlag av et utsnitt av sjøkart nr. 230).

2.3 Bløtbunnsfauna

Faunastasjonene i Ballangen ble plassert i henhold til NIVAs tidligere stasjonsnett (Helland og Rygg 1991), der 4 stasjoner ble lagt langs fjordens midtlinje, fra innerst i Ballangen til munningen mot Ofotfjorden (figur 4). På hver stasjon ble det samlet inn 4 parallelle grabbprøver (replikater) med en $0,1 \text{ m}^2$ van Veen grabb for bunnfauna analyser.

Vekten av grabben kan reguleres ved hjelp av blylodd. På oversiden er det hengslet inspeksjonsluker, kledd med $0,5 \text{ mm}$ netting, der delprøver fra sedimentet kan tas ut. Over nettingen er det festet gummilapper som muliggjør vanngjennomstrømning i grabben under nedsenkingen og dermed reduserer sjokkbølgen foran grabben når den treffer bunnsedimentet (Lie & Pamatmat 1965). For ytterligere å redusere forstyrrelse av sedimentoverflaten senkes hastigheten på grabben til maks. $0,2 \text{ m/sek.}$ når den nærmer seg bunnen. Når grabben heises opp gjennom vannsøylen, lukker gummilappene for nettingen og hindrer dermed forstyrrelser av sedimentet i grabben.

Når grabben kom opp på dekk, ble den satt på siktebord, inspeksjonslukene åpnet og vannet forsiktig drenert bort. Grabben ble inspisert og innholdet vasket ned i en sikt med 1 mm runde hull (Hovgaard 1973). For å gi dyrene en mest mulig skånsom behandling var sikten delvis nedsenket i en balje med sjøvann. Materialet som var igjen etter vasking ble fiksert i 4% formaldehydopløsning nøytralisert med borax. Dyrene ble senere sortert ut fra gjenværende materiale, identifisert og antallet individer pr. art/ takson registrert.



Figur 4. Kart over stasjoner der det ble tatt sediment prøver for bestemmelse av bløtbunnsfauna (kartet er modifisert på grunnlag av et utsnitt av sjøkart nr. 230).

En detaljert beskrivelse av prøvetakingen på hver stasjon er gitt i feltjournalen (Vedlegg B).

I beskrivelsen av bunndyrssamfunnet er følgende statistiske parametre brukt:

- Antall arter
- Antall individer
- Dominante arter
- Shannon-Wiener diversitetsindeks (H')
- Pielou's jevnhetsindeks (J)
- Hurlberts indeks ES_{100} (forventet antall arter pr. 100 individ)
- Hurlberts diversitetskurve
- Geometriske klasser
- Clusteranalyser og MDS

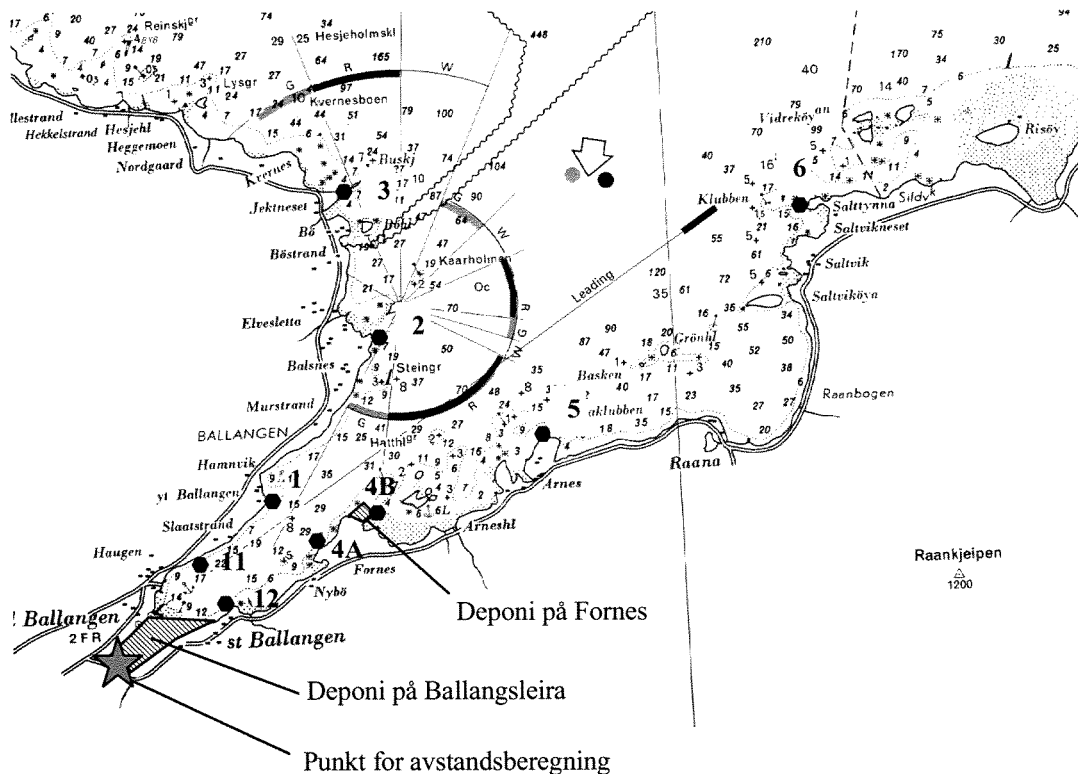
En detaljert beskrivelse av de statistiske metodene er gitt vedlegg B. Vurdering av miljøtilstand på lokalitetene er utført iht. SFTs miljøklassifisering av fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997).

For å utføre sammenlignende statistikk (mellom rapportene fra 1991 og 1997) ble artslistene fra rapporten i 1991 punchet for statistisk behandling iht. foreliggende analysemetoder. Statistikken henviser derfor til data fra 1991. Artene i den tidligere rapporten beskrives ut fra det året data-innsamlingen foregikk (1989). Observasjonene av hvor store mektigheter av sedimenter som er avsatt etter 1989 vil være viktig for tolkningen av bløtbunnsfaunaen. Hvis det bare er avsatt 1 cm med nytt sediment siden 1989 vil dette sannsynligvis ha en mindre betydning for faunaen i forhold til om det er avsatt flere cm.

2.4 Metaller i tang

Analyser av metaller i tang gir informasjon, med en annen tidsoppløsning, enn vann- og sedimentprøver. Skuddspissene av tang representerer siste års tilvekst og reflekterer derved konsentrasjonen av metaller i vannmassene det siste året.

Antall stasjoner for innsamling av grisetang (*Ascophyllum noidosum*) var de samme som i 1991 og 1993 (se figur 5). Stasjonen ved Jektneset ble imidlertid erstattet av en stasjon nærmere deponiet ved Ballangisleira. Skuddspissene av grisetang (50 skuddspisser, 10 eksemplarer) ble samlet fra 7 stasjoner (Figur 5). Prøvene ble analysert for de samme metallene som i sedimentene med unntak av litium. Alle prøvene ble oppløst med salpetersyre (se metode E 10-1 i vedlegg A for metodebeskrivelse). Selve analysen ble foretatt som for sediment ved hjelp av atomabsorpsjonsspektroskopi etter atomisering i grafittovn for metallene Cd, Co, Cr, Cu, Ni og Pb (se metode E 2 i vedlegg A for metodebeskrivelse) og uten grafittovn for Zn (se metode E 1 i vedlegg A for metodebeskrivelse). As ble analysert ved atomabsorpsjonsspektroskopi etter atomisering i grafittovn og kalibrering ved standard addisjon (ikke akkreditert metode). Resultater av metallanalysene er oppgitt på tørrstoffbasis ($\mu\text{g/g t.s.}$).

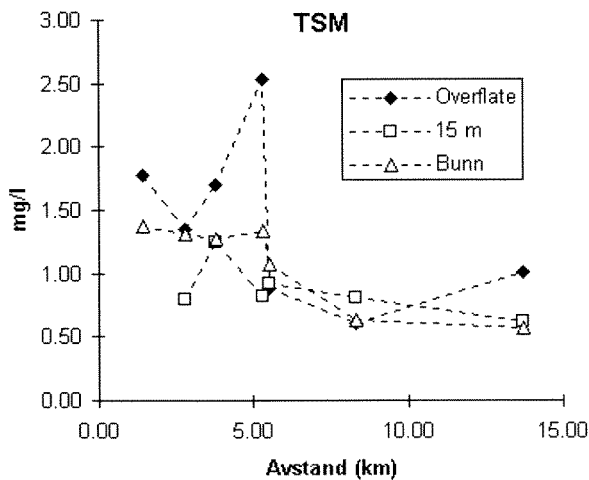


Figur 5. Kart over stasjoner der det ble innsamlet grisetang (kartet er modifisert på grunnlag av et utsnitt av sjøkart nr. 230).

3. Resultater og diskusjon

3.1 Suspendert materiale i vann

Total mengde suspendert materiale i vann prøver ses i figur 6 (rådata ses i vedlegg D). Overflatevannet og bunnvann inneholdt mer suspender materiale i den innerste del av fjorden (<5.5 km) sammenlignet med med det en fant lenger ut. Høyeste verdi ble funnet i overflaten ca. 5 km fra deponiet innerst i fjorden. Ingen av de observerte verdier i ytre del av fjorden (>5.3 km fra Ballangleira) tyder på partikkelbelastning som avviker fra det en skulle forvente i norsk kystvann uten påvirkning av forurensning eller elver. Overflatevannet i indre del tyder på en observerbar men svak partikkelbelastning, som blant annet kan skyldes oppvirvling i forbindelse med anleggsarbeidene knyttet til utvidelsen av deponiet på Ballangleira (se side 12).



Figur 6. Total mengde suspendert materiale (TSM) i vannprøver fra 3 dyp innsamlet i Ballangfjorden i 1997.

3.2 Metaller i sjøvann

3.2.1 Overflatevann

Konsentrasjonen av metaller i overflatevann ses i tabell 3. Overflatevannet innerst i fjorden (< 3 km) inneholdt i 1997 vesentlig mere Ni og Cu enn de øvrige år og medførte en forverring av områdets tilstand med opptil 3 klasser (tabell 3). Konsentrasjonen av disse to metallene avtok sterkt i økende avstand fra deponiet innerst i fjorden og lå på eller nær bakgrunnsnivå ca 5 km ut i fjorden (figur 7). Økning i konsentrasjonen av Ni og Cu i overflatevann ble registrert fra 1993 til 1997 mens man i perioden fra 1989 til 1993 ikke hadde vesentlige endringer (tabell 3). Konsentrasjonen av bly har i hele perioden fra 1989 til 1997 vært noe høy og en så ikke noen klar endring fra 1993 til 1997 og heller ingen klar gradient ut fjorden (tabell 3 Ib). Konsentrasjonen av Cd og til dels også Zn har ligget relativt lavt i hele perioden (tabell 3C).

Tabell 3. Konsentrasjoner av arsen (As), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) i ufiltrerte vannprøver (overflatevann) innsamlet i 1997. Analyseresultater fra tilsvarende undersøkelser i 1989 (Helland og Rygg, 1991), 1991 (Helland 1992), 1993 (Nøland og Beck, 1994) er også presentert. Analyseresultatene er klassifisert i tilstandsklasser i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997). XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon (ufiltrert prøve). i.a. = ikke analysert. A. = Avstand fra deponeringsområdet på Ballangseira innerst i fjorden.

Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	God/lite forurenset	
II	Mindre god/moderat forurenset	
III	Nokså dårlig/markert forurenset	
IV	Dårlig/sterkt forurenset	
V	Meget dårlig/Meget sterkt forurenset	

A: Overflatevann

Stasjon	A. (km)	Ni jun. 1989	Ni okt 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As jun. 1989	As okt 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 1	1.4	0,33	1,10	0,92	0,68	6,2	i.a.	i.a.	4,6	<2	1,8
St 3	2.8	0,33	1,48	1,03	0,60	2,10	i.a.	i.a.	4,6	<2	1,3
St 5a	3.8	i.a.	i.a.	2,97	1,05	0,96	i.a.	i.a.	9,5	<2	0,9
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,83	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,8
St 7	5.5	0,32	0,97	0,4	0,84	0,42	i.a.	i.a.	5,1	<2	0,7
St 8	8.3	0,33	0,54	0,46	0,44	0,42	i.a.	i.a.	5,5	<2	0,5
St 9	13.7	0,32	0,40	0,44	0,59	0,45	i.a.	i.a.	1,7	<2	0,6
XB		<1	2	6	<1	12.4			4.8	<1	<1
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/l)		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<2	<2	<2	<2	<2

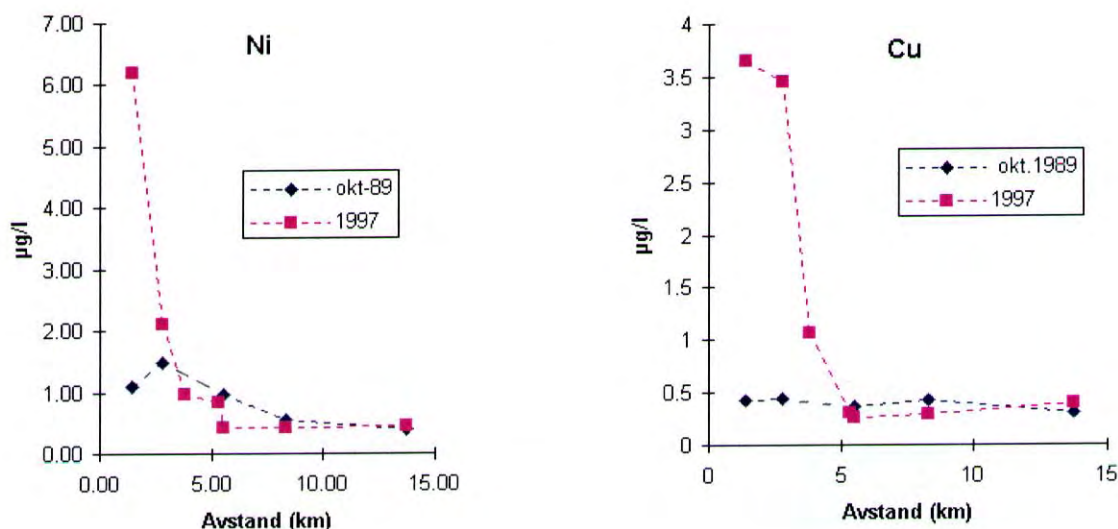
Tabell 3 (fortsettelse)

B: Overflatevann

Stasjon	A (m)	Pb jun. 1989	Pb okt. 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu jun. 1989	Cu okt. 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 1	1.4	0,340	0,18	0,27	0,116	0,16	0,63	0,42	0,54	0,66	3,65
St 3	2.8	0,185	0,62	0,4	0,074	0,12	0,64	0,44	0,68	0,76	3,45
St 5a	3.8	i.a.	i.a.	0,86	0,144	0,083	i.a.	i.a.	1,4	0,78	1,06
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,065	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,30
St 7	5.5	0,173	0,080	0,1	0,065	0,048	0,56	0,36	0,33	0,54	0,26
St 8	8.3	0,098	0,085	0,047	0,051	0,13	0,49	0,42	0,34	0,67	0,29
St 9	13.7	0,058	0,045	0,051	0,174	0,22	0,47	0,31	0,32	0,77	0,39
XB		6.8	12.4	17.2	3.5	4.4	<1	<1	4.7	2.6	12.2
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/l)		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

C: Overflatevann

Stasjon	A (m)	Zn jun. 1989	Zn okt. 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd jun. 1989	Cd okt. 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 1	1.4	2,67	2,05	2,4	2,40	3,70	0,018	0,015	0,016	0,011	0,020
St 3	2.8	2,81	2,90	2,9	1,20	2,35	0,015	0,060	0,018	0,013	0,015
St 5a	3.8	i.a.	i.a.	5,9	3,20	1,60	i.a.	i.a.	0,026	0,026	0,013
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1,05	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,010
St 7	5.5	1,99	3,15	1,04	3,52	0,88	0,012	0,050	0,031	0,019	0,013
St 8	8.3	1,58	1,75	0,8	4,08	1,40	0,013	0,038	0,013	0,016	0,013
St 9	13.7	2,53	1,65	1,35	2,56	5,35	0,015	0,025	0,012	0,017	0,018
XB		1.9	2.1	3.9	2.7	3.6	<1	2	1	<1	<1
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/l)		<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03



Figur 7. Konsentrasjonen av nikkell og kobber i overflatevann i 1989 og 1997 i ulike avstand fra deponiet på Ballangleira innerst i fjorden.

3.2.2 Vann fra 15m dyp

Konsentrasjonen av metaller i vann innsamlet fra 15 m dyp ses i tabell 5. Konsentrasjonen av Ni, Zn og Cd lå på alle stasjoner i hele perioden 1991-1997 under eller nær bakgrunnsnivå. Også innholdet av As og Cu lå på eller nær bakgrunnsnivå i 1997 mens det tidligere år (1991 for As og 1993 for Cu) på enkelte stasjoner er observert noe høyere konsentrasjoner (tilstandsklasse III) (se tabell 4).

Konsentrasjonen av Ni og Cu avtok noe i økende avstand fra deponiet innerst i fjorden (figur 8) og gjenspeiler således det som ble observert i overflatevannet i 1997 (figur 7).

Konsentrasjonen av Pb var noe forhøyet (tilstandsklasse III) på enkelte stasjoner og lå i 1997 omtrent som i overflatevannet. Ingen åpenbare trender i tid eller rom kunne detekteres for Pb i vann fra 15 m dyp.

Tabell 4. Konsentrasjoner av arsen (As), bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) i ufiltrert vannprøver fra 15 m dyp innsamlet i 1997. Analyseresultater fra undersøkelser i 1989 (Helland og Rygg, 1991), 1991 (Helland 1992), 1993 (Nøland og Beck, 1994) er også presentert. Analyseresultatene er klassifisert i tilstandklasser i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997). XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon (ufiltrert prøve). i.a. = ikke analysert. A. = Avstand fra deponeringsområdet innerst i fjorden. U=ufiltrert prøve, F=filtrert prøve. Fargekode se tabell 3. HB=Høyt bakgrunnsnivå.

A: Vann fra 15 m dyp.

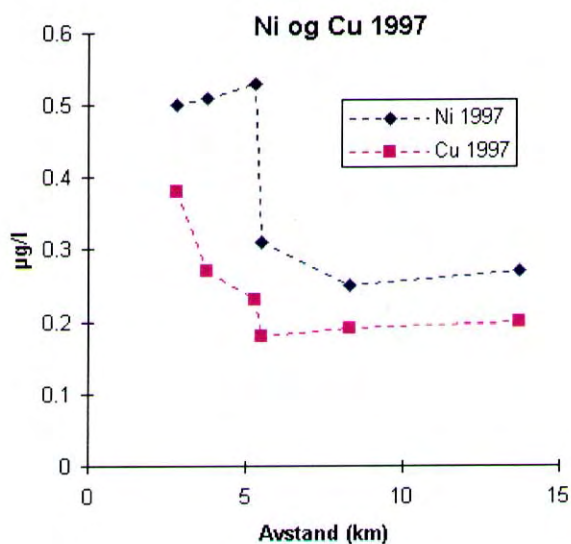
Stasjon	A (m)	Ni 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 3	2.8	i.a.	0,83	0,74	0,50	i.a.	4,4	<2	0,8
St 5a	3.8	i.a.	0,96	0,38	0,51	i.a.	6,5	<2	0,7
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	0,53	i.a.	i.a.	i.a.	0,7
St 7	5.5	i.a.	0,48	0,49	0,31	i.a.	3,7	<2	0,6
St 8	8.3	i.a.	0,41	0,37	0,25	i.a.	5,8	<2	0,4
St 9	13.7	i.a.	0,34	0,37	0,27	i.a.	1,9	<2	0,7
XB			1.9	1.5	1.1		3.3	<1	<1
HB (µg/l)		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<2	<2	<2	<2

B: Vann fra 15 m dyp.

Stasjon	A (m)	Pb 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 3	2.8	i.a.	0,3	0,067	0,15	i.a.	0,48	0,74	0,38
St 5a	3.8	i.a.	0,25	0,079	0,15	i.a.	0,41	0,55	0,27
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	0,12	i.a.	i.a.	i.a.	0,23
St 7	5.5	i.a.	0,18	0,071	0,045	i.a.	0,4	0,75	0,18
St 8	8.3	i.a.	0,072	0,045	0,025	i.a.	0,24	0,73	0,19
St 9	13.7	i.a.	0,21	0,118	0,13	i.a.	0,27	0,84	0,20
XB			6	2.4	3		1.6	2.8	1.3
HB (µg/l)		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

C: Vann fra 15 m dyp.

Stasjon	A (m)	Zn 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 3	2.8	i.a.	0,98	1,12	0,97	i.a.	0,021	0,010	0,013
St 5a	3.8	i.a.	1,01	1,68	1,02	i.a.	0,017	0,020	0,015
St 5b	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	0,78	i.a.	i.a.	i.a.	0,013
St 7	5.5	i.a.	1,8	2,64	0,57	i.a.	0,021	0,023	0,013
St 8	8.3	i.a.	1,1	2,56	0,53	i.a.	0,019	0,012	0,013
St 9	13.7	i.a.	1,0	2,32	1,35	i.a.	0,039	0,014	0,015
XB			1.2	1.8	<1		1.3	<1	<1
HB (µg/l)		<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03



Figur 8. Konsentrasjonen av kobber og nikkell i vann fra 15 m dyp i ulike avstand fra deponiet innerst i fjorden.

3.2.3 Bunnvann

Bunnvannet ble innsamlet 5 m over bunnen på stasjoner med et totaldyp som varierer fra 12m (st 1) til 195 m (St 8). Dette betyr at prøvene hydrografisk sett er ulike, men har det felles at de kan være noe påvirket av metaller i sedimentene.

Konsentrasjonen av metaller i bunnvann ses i tabell 5. I 1997 lå konsentrasjonen av Ni, As, Zn og Cd nær eller på bakgrunnsnivå (tilstandsklasse I og II), mens det for bly og i noe mindre grad for Cu ble registrert til dels betydelige (tabell 5B) overkonsentrasjoner (St 3).

Tabell 5. Konsentrasjoner av i ufiltrerte vannprøver innsamlet 5 m over bunnen i 1997. For ytterligere forklaring se tabell 4.

A: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	A (m)	Ni jun. 1989	Ni okt. 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As jun. 1989	As okt. 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 1/12m	1.4	0,28	6,50	1,46	0,83	0,38	i.a.	i.a.	7,4	<2	0,7
St 3/29	2.8	0,27	5,00	1,17	1,61	1,05	i.a.	i.a.	4	<2	1,0
St 5a/31	3.8	i.a.	i.a.	1,46	0,70	0,80	i.a.	i.a.	6,9	<2	1,1
St 5b/17	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,31	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,8
St 7/65	5.5	0,24	0,34	0,46	0,39	0,28	i.a.	i.a.	5,6	<2	1,0
St 8/195	8.3	0,21	0,24	0,29	0,43	0,25	i.a.	i.a.	6,4	<2	1,2
St 9/99	13.7	0,21	0,29	0,37	0,47	0,23	i.a.	i.a.	2,8	<2	1,0
XB		<1	13	2.9	3.2	2.1			3.7	<1	<1
HB (µg/l)		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<2		<2	<2	<2

B: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	A (m)	Pb jun. 1989	Pb okt. 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu jun. 1989	Cu okt. 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 1/12m	1.4	0,835	0,27	0,71	0,458	0,093	0,72	0,63	1,0	0,91	0,25
St 3/29	2.8	0,285	0,26	0,24	0,545	0,66	0,70	0,57	0,41	0,70	0,77
St 5a/31	3.8	i.a.	i.a.	0,29	0,223	0,39	i.a.	i.a.	0,54	0,66	0,53
St 5b/17	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,068	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,22
St 7/65	5.5	0,045	0,10	0,13	0,147	0,050	0,29	0,38	0,33	0,55	0,18
St 8/195	8.3	0,043	0,035	0,049	0,419	0,028	0,23	0,21	0,18	0,41	0,19
St 9/99	13.7	0,033	0,035	0,15	0,103	0,030	0,23	0,21	0,34	0,69	0,16
XB		16.7	5.4	14.2	10.9	13.2	2.4	2.1	3.3	3	3
HB (µg/l)		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3

C: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	A (m)	Zn jun. 1989	Zn okt. 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd jun. 1989	Cd okt. 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 1/12	1.4	2,04	6,85	2,7	4,72	0,88	0,014	0,80	0,021	0,013	0,013
St 3/29	2.8	1,51	2,60	1,01	1,44	2,52	0,014	0,020	0,016	0,012	0,018
St 5a/31	3.8	i.a.	i.a.	0,65	2,96	1,25	i.a.	i.a.	0,022	0,013	0,015
St 5b/17	5.3	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,62	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,013
St 7/65	5.5	0,99	1,45	0,78	1,60	0,86	0,017	0,035	0,021	0,018	0,018
St 8/195	8.3	1,54	1,15	0,79	3,28	0,79	0,022	0,025	0,021	0,019	0,023
St 9/99	13.7	0,94	1,50	0,55	1,84	0,72	0,017	0,023	0,014	0,022	0,018
XB		1.4	4.5	1.8	3.1	1.7	<1	27	<1	<1	<1
HB (µg/l)		<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03

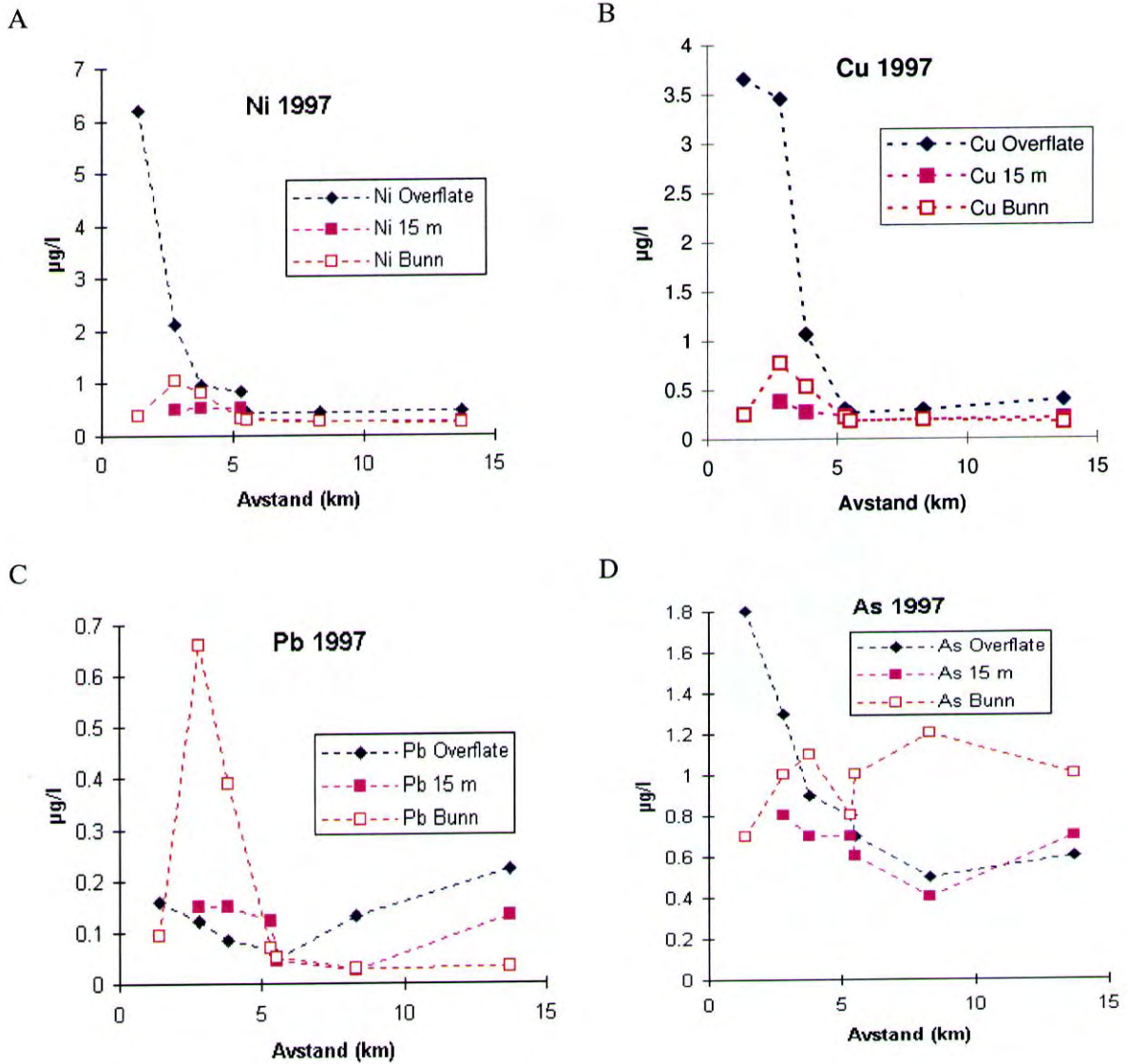
3.2.4 Filtrerte vannprøver

Filtrerte vannprøver fra 3 stasjoner er analysert for metaller. Hensikten med å analysere både filtrert og ufiltrert vann er et at en da kan få et bilde av hvor mye av metallene som er løst i vannet (dvs. når partikler > ca. 0.4 µm frafiltreres). Analyser av nikkel og arsen viser (se vedlegg E) at resultatene fra de filtrerte prøver ligger tett opp til de ufiltrerte prøvene og skulle derfor tyde på at det meste av disse metallene foreligger i løst form. Imidlertid finner en for Pb, Cu, Zn og Cd, at de filtrerte prøvene tilsynelatende har et høyere innhold av metaller enn de ufiltrerte. Dette er ulogisk og skyldes sannsynligvis at det har skjedd en kontaminering under filtreringsprosessen. En konkluderer derfor med at analyseresultatene fra de filtrerte prøvene sannsynligvis er for høye og en vil derfor ikke kommentere disse resultater nærmere.

3.2.5 Samlet vurdering -metaller i vann

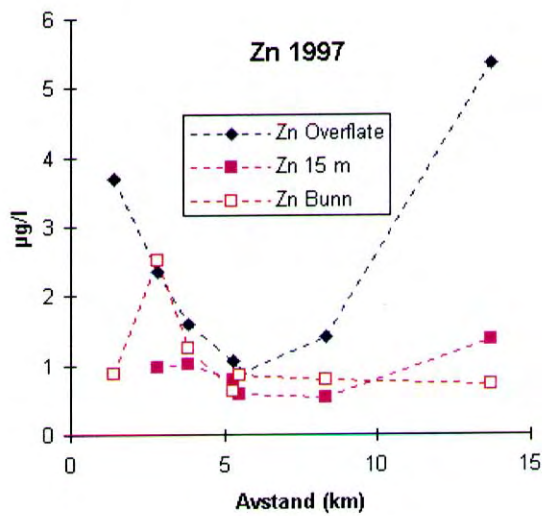
Overflatevannet i indre del tyder på en observerbar men svak partikkelbelastning. For Ni, Cu og As ble de høyeste konsentrasjoner funnet i overflatevannet lengst inn i fjorden og langt lavere konsentrasjoner på 15 m dyp og 5 m over bunnen (figur 9). For flere av metallene ble det i bunnvann observert en maksimumkonsentrasjon ca 3 km ut i fjorden.

Metallinnholdet i vann tyder på en sterk metallpåvirkning (Ni, Cu) av overflatevannet innerst i fjorden (figur 9). En økning i metallinnholdet i vann kunne i 1997 i hovedsak spores ca. 3-5 km ut fjorden. Denne påvirkningen synes å ha økt siden 1993 (figur 7) og skyldes mest sannsynlig den økende deponeringen av gruveslam på Ballangsløira innerst i fjorden. Også anleggsarbeidene knyttet til utvidelsen av deponiet på Ballangsløira kan ha gitt en øket mobilisering av metaller. Økningen i metallinnholdet kan skyldes både direkte utlekking fra avgangen fra Nikkel og Olivin A/S og utpressing av porevann fra den underliggende avgangen fra Bjørkåsen gruve. På bakgrunn av metallinnholdet i avgangen fra de to gruver (tabell 2) skyldes økningen i Ni i hovedsak deponering av avgang fra Nikkel og Olivin A/S mens økningen i Cu i større grad også kan skyldes utlekking fra den gamle avgangen fra Bjørkåsen gruver. De relativt høye konsentrasjoner av Pb som er observert i hele området antas i vesentlig grad å være forårsaket av avgangen fra Bjørkåsen gruve.

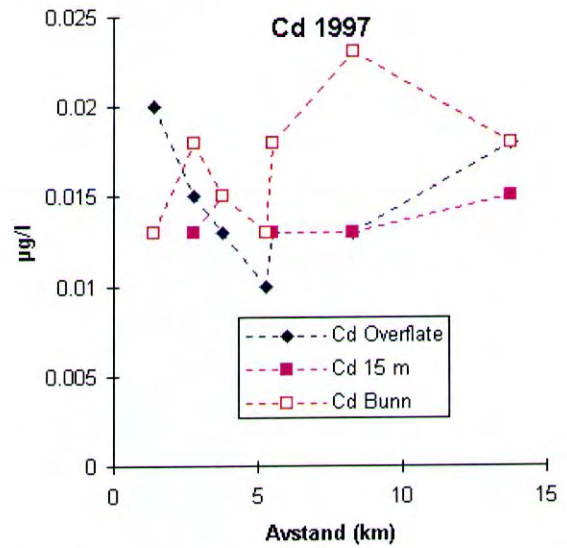


Figur 9. Konsentrasjonen av nikkell (Ni), kobber (Cu), bly (Pb) og arsen (As) i tre dyp i ulike avstand fra deponiet på Ballangseira innerst i fjorden.

A



B



Figur 10. Konsentrasjonen av sink (Zn) og kadmium (Cd) i tre dyp i ulik avstand fra deponiet på Ballangleira innerst i fjorden.

Forurensningsgraden i vann på hver stasjon kan karakteriseres ut fra det metallet som viser høyeste forurensningsgrad (tabell 6).

Tabell 6. Karakterisering av de enkelte stasjoner ut fra det/de metaller som viser høyeste forurensningsgrad (se tabell 3, tabell 3 og tabell 5 for karakterisering basert på enkeltmetaller). Metallene som gir høyeste tilstandsklasse er angitt. Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

Tilstandsklasse		Markering
I	God	
II	Mindre god	
III	Nokså dårlig	
IV	Dårlig	
V	Meget dårlig	

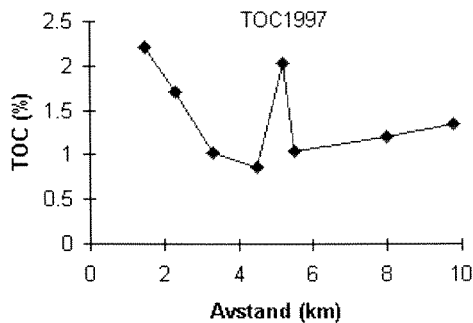
Stasjon	A (km)	Overflatevann	Vann fra 15 m	Bunnvann
St 1	1.4	Cu		Pb,
St 3	2.8	Cu	Ni, Pb, Cu	Pb
St 5a	3.8	Cu	Ni, Pb,	Pb
St 5b	5.3	Cu, Ni, Pb,	Ni, Pb	Pb
St 7	5.5	Alle analyserte metaller	Alle analyserte metaller	Pb
St 8	8.3	Pb	Alle analyserte metaller	Alle analyserte metaller
St 9	13.7	Pb	Pb	Alle analyserte metaller

3.3 Metaller og organisk karbon i bunnsediment

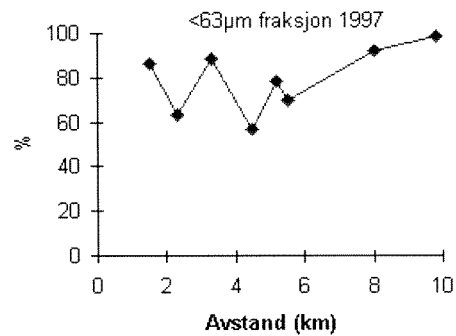
Innholdet av metaller i sediment i fjorden inn til Ballangen ses i tabell 7. Prøver innsamlet i 1997 ble hovedsakelig analysert etter oppslutning med flussyre, som er et sterkere oppslutningsmiddel enn saltpetersyre, som ble benyttet på materialet innsamlet i 1989. Sediment prøver, som inneholder hardt mineralogisk bundet metall, vil derfor vanligvis etter oppslutning med flussyre, gi høyere verdier enn dersom saltpetersyre hadde vært benyttet. Disse forhold må tas i betraktning når en sammenligner resultatene fra 1989 med tilsvarende fra 1997. Prøvene innsamlet fra stasjon 3 og 8 i 1986 ble imidlertid analysert etter oppslutning med begge typer oppslutningsmiddel. En sammenligning av resultatene viser at for Ni, As, Cu, Zn, Li og Co så gir de to oppslutningsmetoder relativt like resultater (tabell 7), mens en for Pb og Cd kan observere opptil ca. en dobling i konsentrasjon og for Cr ca. en 8 dobling i konsentrasjon etter oppslutning med flussyre. Med unntak av for Cr ligger således de konsentrasjonsforskjeller som er observert etter oppslutning med de to metodene innefor det som kan forventes i samme tilstandsklasse og skulle derfor ikke ha vesentlig betydning for sammenligning av forurensningsgrad.

Innholdet av TOC i sediment varierer fra ca. 1 til 2.2 % og må anses som normalt for en fjord uten organisk belastning. TOC innholdet var høyest innerst i fjorden og avtok ut til ca. 5m (St 5), der en har en topp, for så å holde seg relativt konstant i ytre del av fjorden (figur 11A). Konsentrasjonstoppen på St 5 skyldes sannsynligvis at denne stasjon ikke er plassert i fjordens dyprene men noe nærmere land mot Arnes (figur 3). Andelen av sedimentet med en partikkelstørrelse mindre enn 63µm (dvs. silt/leire fraksjonen) var relativt høy (figur 11B).

A



B



Figur 11. Innholdet av organisk karbon (TOC) (A) og andelen av sedimentet som har en partikkelstørrelse på mindre enn 63 µm (B).

Forhøyede verdier av nikkell, kobber, sink, bly, kadmium og arsen ble observert i overflatesedimentene innerst i fjorden, spesielt de innerste 3-5 km. Bunnsedimentene innerst i fjorden fremstod i 1997 som sterkt forurenset av bly og kobber og markert forurenset av sink og til dels arsen (tabell 7).

Utenfor de innerste 5 km av fjorden var sedimentet i 1997 moderat forurenset med nikkell og lite forurenset med kadmium og kobolt. For de øvrige metaller (As, Cu, Zn, Cr) kunne sedimentet i ytre deler av fjorden (>5 km) karakteriseres som lite eller moderat forurenset (tabell 7).

Der en har forhøyede konsentrasjoner i sedimentet kan konsentrasjonsforskjeller mellom overflatesediment og sediment lenger ned i bunnmaterialet si noe om eventuelle endringer i forurensningstilførsler. For metallene As, Cu, Cd var konsentrasjonen i overflatesediment og fra 18-20 cm nede i sedimentet på stasjon 8 lav (lite forurenset) og tilsier ingen vesentlige forurensningstilførsler til sedimentet så langt ute i fjorden. For metallene Ni, Pb, Zn og Cr kunne en spore konsentrasjoner som til dels lå svakt over bakgrunnsnivå. En sammenligning av analyseresultatene for Ni, Zn og Cr fra de to prøver innsamlet på stasjon 8 tyder på sedimentet inneholder omtrent like mye av disse metaller i overflaten som lenger ned. Dette tyder på at tilførselene av disse metaller til dels har vært svakt forhøyet men relativt konstante over lang tid (ca 100 år, forutsetter en sedimentering på ca 2 mm pr. år). Svakt forhøyede tilførsler langt tilbake i tid kan være en funksjon av geologien i området. Tilførselen av Pb på stasjon 8 kan imidlertid ha økt noe. Som hovedkonklusjon må en imidlertid slå fast at de til dels lave konsentrasjoner av metaller og de relativt små konsentrasjonsforskjeller som er observert mellom de to prøver fra stasjon 8 ikke tilsier vesentlige forurensningstilførsler på stasjon 8 eller endringer i slike de siste 100 år. Dette betyr at gruvedriften ikke har gitt vesentlig øket metallbelastning på stasjon 8.

Tabell 7. Innhold av metaller ($\mu\text{g/g t.s.}$), total mengde organisk karbon (TOC) (%) i bunnsedimenter fra stasjoner i Ballangen - (se for stasjonshenvisning). Analysene er utført etter oppslutning med salpetersyre (angitt som S) og fluss-syre (angitt som F). Klassifisering etter SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997) (Co etter Knutzen og Skei, 1990). i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra deponeringsområdet på Ballangseira innerst i fjorden.

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	God/lite forurenset	
II	Mindre god/moderat forurenset	
III	Nokså dårlig/markert forurenset	
IV	Dårlig/sterkt forurenset	
V	Meget dårlig/meget sterkt forurenset	

A:

Oppslutnings metode		S	S	F	S	S	F	S	S	F	S	S	F
Stasjoner/metall	A	Ni	Ni	Ni	As	As	As	Pb	Pb	Pb	Cu	Cu	Cu
	(km)	1989	1997	1997	1989	1997	1997	1989	1997	1997	1989	1997	1997
		(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)
St 1	1.5	21,3	i.a.	128	101	i.a.	88	790	i.a.	672	1630	i.a.	1450
St 2	2.3	20,2	i.a.	117	115	i.a.	68,1	680	i.a.	391	1550	i.a.	850
St 3	3.3	12,0	690	589	38,1	64,2	82,5	240	95,1	119	440	285	260
St 4	4.5	i.a.	i.a.	187	i.a.	i.a.	44,0	i.a.	i.a.	111	i.a.	i.a.	180
St 5	5.2	19,8	i.a.	84,0	19,6	i.a.	29,3	250	i.a.	137	420	i.a.	250
St 6	5.5	11,1	i.a.	49,4	9,07	i.a.	20,7	70	i.a.	86,5	100	i.a.	120
St 7	8.0	10,9	i.a.	30,7	5,57	i.a.	16,0	60,4	i.a.	70,0	50,5	i.a.	50
St 8	9.8	i.a.	35,2	37,3	i.a.	17,3	17,7	i.a.	21,8	50,0	i.a.	32	30
St 8 (18-20 cm)	9.8	i.a.	i.a.	35,7	i.a.	i.a.	6,2	i.a.	i.a.	26,9	i.a.	i.a.	20
F/S St 3			0.85			1.3			1.3			0.9	
F/S St 8			1.1			1.0			2.3			0.9	
Høyt bakgrunnsnivå" ($\mu\text{g/g t.v.}$)		<30	<30	<30	<20	<20	<20	<30	<30	<30	<35	<35	<35

Tabell 7 (fortsettelse)

B:

Oppslutnings metode			S	S	F	S	S	F	S	S	F	S	S	F
Stasjoner/metall	A		Zn	Zn	Zn	Cd	Cd	Cd	Co	Co	Co	Cr	Cr	Cr
	(km)		1989	1997	1997	1989	1997	1997	1989	1997	1997	1989	1997	1997
			(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-2)	(0-1)	(0-1)
St 1	1.5		1900	i.a.	1320	2,16	i.a.	1,00	21,3	i.a.	20,2	37,6	i.a.	184
St 2	2.3		1590	i.a.	850	1,52	i.a.	0,60	20,2	i.a.	16,4	40,3	i.a.	149
St 3	3.3		370	200	240	0,14	0,14	0,32	10	44,5	68,0	18,1	70,8	555
St 4	4.5		i.a.	i.a.	170	i.a.	i.a.	0,12	i.a.	i.a.	21,4	i.a.	i.a.	178
St 5	5.2		290	i.a.	200	0,26	i.a.	0,15	9,89	i.a.	14,6	29,7	i.a.	124
St 6	5.5		110	i.a.	130	0,07	i.a.	0,09	4,05	i.a.	8,5	18,2	i.a.	71
St 7	8.0		85,2	i.a.	120	0,06	i.a.	0,07	9,91	i.a.	9,8	23,8	i.a.	65
St 8	9.8		i.a.	140	150	i.a.	0,08	0,08	i.a.	16,6	16,6	i.a.	41,8	89
St 8 (18-20 cm)	9.8		i.a.	i.a.	140	i.a.	i.a.	0,11	i.a.	i.a.	13,9	i.a.	i.a.	102
F/S St 3				1.2			2.3			1.5			7.8	
F/S St 8				1.1			1			1			2.1	
Høyt bakgrunnsnivå" (µg/g t.v.)			<150	<150	<150	<0,25	<0,25	<0,25	25	25	25	<70	<70	<70

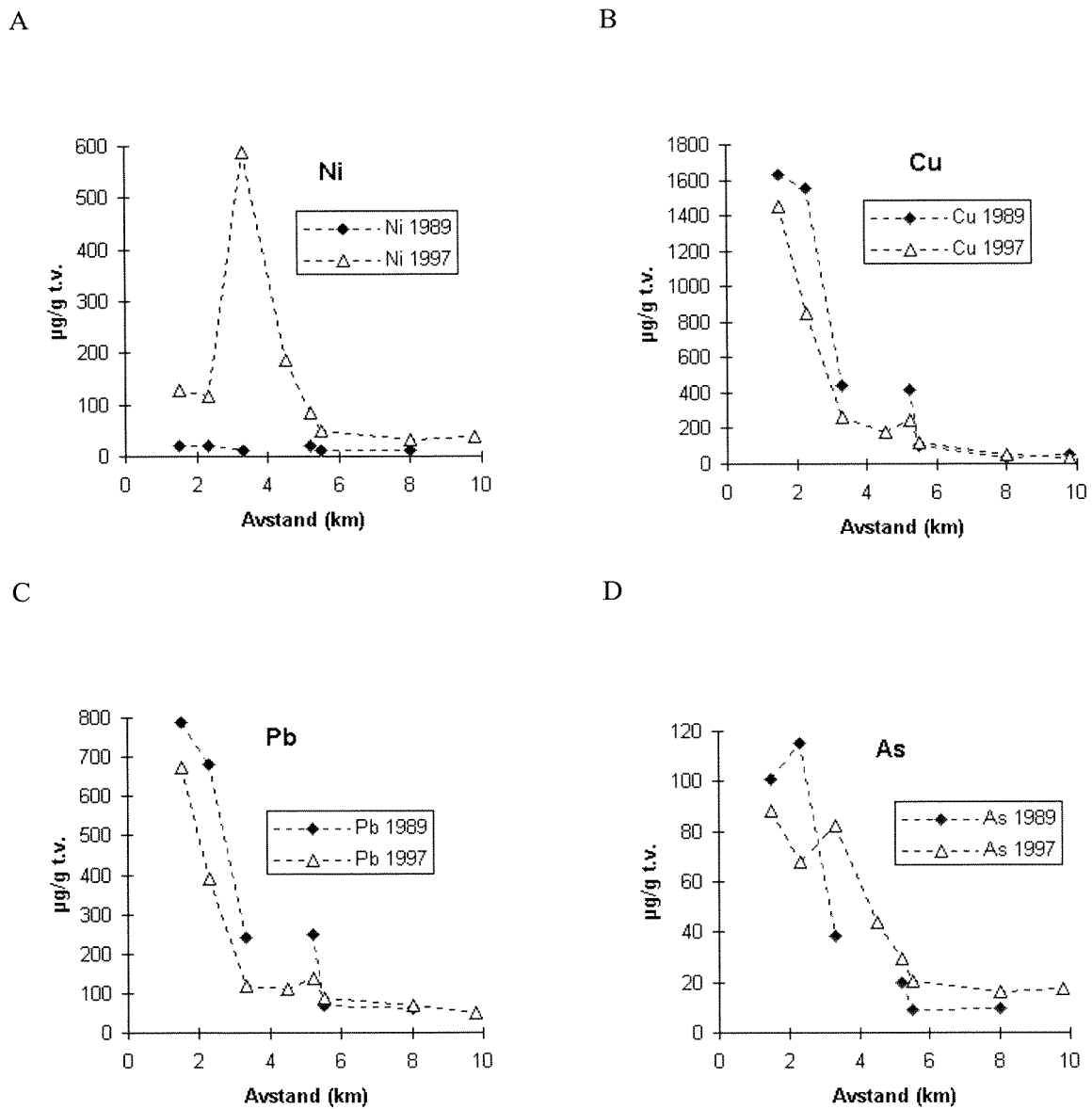
C:

Oppslutnings metode			S	S	F				
Stasjoner/metall	A		Li	Li	Li	TOC	<63µm	<63µm	<63µm
	(km)		1989	1997	1997	1997	1997	1997	1997
			(0-2)	(0-1)	(0-1)	(0-1)	(0-1)	(1-2)	(2-4)
St 1	1.5		i.a.	i.a.	23	2,22	86,29	81,80	85,83
St 2	2.3		i.a.	i.a.	20	1,70	63,57	61,21	51,16
St 3	3.3		i.a.	12	16	1,03	88,69	84,63	86,56
St 4	4.5		i.a.	i.a.	15	0,87	57,16	56,28	57,45
St 5	5.2		i.a.	i.a.	30	2,04	78,20	79,16	80,27
St 6	5.5		i.a.	i.a.	20	1,05	69,89	61,75	60,28
St 7	8.0		i.a.	i.a.	33	1,20	91,73	89,48	88,29
St 8	9.8		i.a.	47	56	1,35	98,75	98,50	
St 8 (18-20)	9.8		i.a.	i.a.	56	0,99	97,41		
F/S St 3				1.3					
F/S St 8				1.2					

De innerste stasjoner inneholdt vesentlig mer nikkel i 1997 enn i 1989 (figur 12A). Kobber, bly, sink og kadmium konsentrasjonene i sediment var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989 (figur 12). Ni konsentrasjonen i overflatesedimentene i indre del av fjorden var til dels vesentlig høyere enn i avgangen fra Bjørkåsen (dvs. ca. 50 µg/g t.v., tabell 2) men mindre enn i avgangen fra Nikkel og Olivin A/S (dvs. ca. 1400 µg/g t.v., tabell 2). Dette tyder på en spredning av avgang fra Nikkel og Olivin til den indre del av fjorden. Lenger ut i fjorden (> ca 5 km) for alle de analyserte metaller ble det fra 1989 til 1997 kun observert ubetydelige forskjeller i konsentrasjon i sedimentet (figur 12, figur 13).

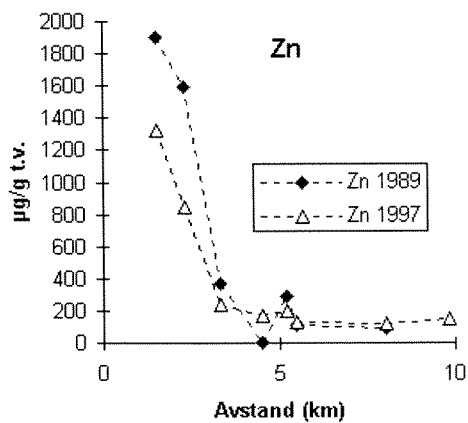
For nikkel og kobolt ble det observert en spesielt stor konsentrasjonsøkning på stasjon 3 ca. 3 km ut i fjorden (St. 3). En økning i Ni konsentrasjonen (og andre metaller) ble også observert i bunnvann ca. 3 km ut i fjorden (figur 9, figur 10) og kan skyldes en påvirkning fra det gamle deponiet ved Fornes.

En lokal kilde for påvirkning av Ni, Co, Cr og til dels As antydes når metallinnholdet i sediment normaliseres mot innholdet av litium (figur 13A). For de øvrige metaller antydes en jevn avtagende påvirkning med økende avstand fra deponiet innerst i fjorden (figur 13B).

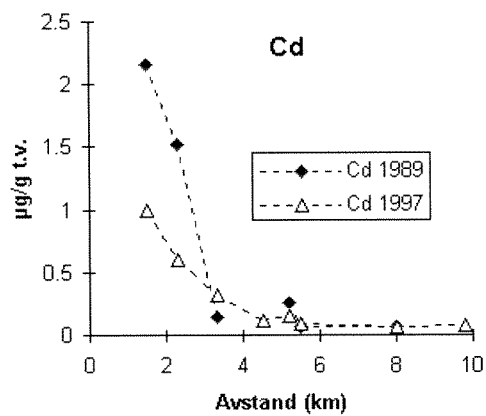


Figur 12. Konsentrasjonen av nikkel (Ni), kobber (Cu), bly (Pb) og arsen (As) i sediment i 1989 og 1997 i ulike avstand fra deponiet innerst i fjorden.

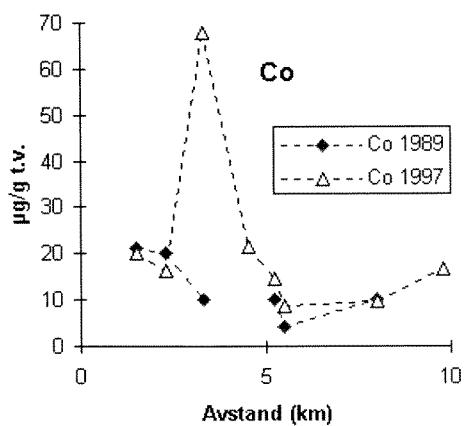
A



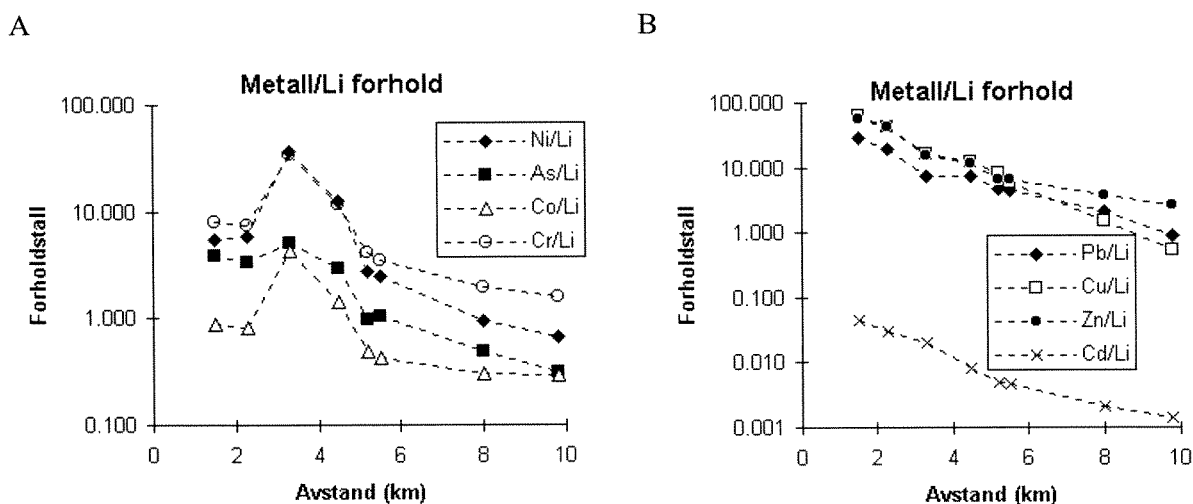
B



C



Figur 13. Konsentrasjonen av sink (Zn), kadmium (Cd) og kobolt (Co) i sediment i 1989 og 1997 i ulike avstand fra deponiet innerst i fjorden.



Figur 13. Metall/Litium forhold i sediment i ulike avstander fra deponiet innerst i fjorden i 1997. A: Ni, As, Co, Cr. B: Pb, Cu, Zn, Cd

3.3.1 Samlet vurdering - metaller i sediment

Fjordbunnen innerst i fjorden (innerste 3-5 km) fremstod i 1997 som sterkt forurenset av Pb og Cu og markert forurenset av Zn og til dels As (tabell 8). De høye verdier av Pb, Cu og Zn viser at overflatesedimentene i fjordbunnen fremdeles er sterkt påvirket av avgangen fra Bjørkåsen gruve. Utenfor de innerste 5.2 km av fjorden var sedimentet i 1997 moderat forurenset med Ni og lite forurenset med Cd og Co (tabell 8). For de øvrige metaller (As, Cu, Zn, Cr) kunne sedimentet i ytre deler av fjorden (>5.2 km) karakteriseres som lite eller moderat forurenset.

De innerste stasjoner inneholdt vesentlig mer nikkel i 1997 enn i 1989. Kobber, bly, sink og kadmium konsentrasjonene i sediment var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989 (figur 12).

Metallsammensetningen i avgangen fra Bjørkåsen gruve og Nikkel og Olivin A/S er forskjellig (tabell 2). Eksempelvis inneholdt avgangen fra Bjørkåsen vesentlig mer Cu, Pb og Zn og vesentlig mindre Ni enn avgangen fra Nikkel og Olivin A/S. Nedgangen i Cu, Pb og Zn konsentrasjonen i sedimentet på de innerste stasjoner (figur 12B, figur 13A) og økningen i Ni konsentrasjonen kan således skyldes at de partikler som de senere år er transportert ut av deponiet på Ballangsløira og sedimentert i innerste del av fjorden, nå hovedsakelig består av avgang fra Nikkel og Olivin A/S. En slik transport vil medføre høyere konsentrasjoner av de metaller som er typiske for avgangen fra Nikkel og Olivin A/S (eksempelvis Ni) og en fortykning av de metaller som er mer fremtredende i avgangen fra Bjørkåsen gruve (eksempelvis Cu, Zn, Pb).

Mindre God). Under basisundersøkelsen i 1989 (Helland & Rygg 1991) ble det funnet flere arter på stasjon 3 og særlig på stasjon 4 enn i foreliggende undersøkelse. Mens det på stasjon 1 og spesielt på stasjon 2 ble funnet flere arter i 1997.

Hurlbert-indeksene danner grunnlaget for diversitetskurvene som er fremstilt i figur 14. Rygg (1984) har utviklet et klassifiseringssystem basert på diversitetskurver, hvor artsmangfoldet (diversiteten) kategoriseres fra *Svært lavt* til *Høyt*. Diversitetene i de undersøkte bløtbunnsamfunn ligger innenfor kategorien *Moderat* til *Normal diversitet*. Diversitetsindeksene fra 1989 viser at artsmangfoldet da var betydelig høyere på stasjonene 3 og 4, enn i foreliggende undersøkelse (Figur 15).

Pielous indeks (J) for jevnhet var i foreliggende undersøkelse gjennomgående lave på alle fire stasjonene (0.4-0.6). Verdier under 0.8 indikerer liten grad av samdominans (jevnhet) av flere arter i bunndyrsamfunnet. Enkelte arter viser klar dominans. I 1989 var Pielous indeks også lav på de tre første stasjonene, og noe høyere på stasjon 4.

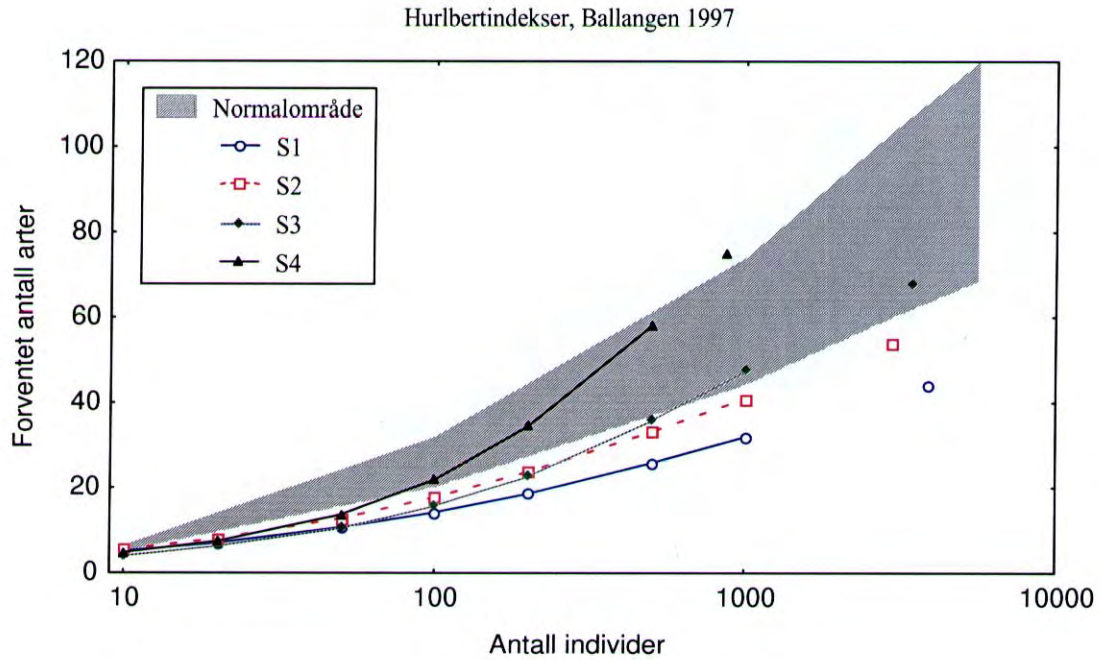
Artssammensetningen omtales i et senere avsnitt (3.4.3)

Tabell 9. Antall arter og individer, diversitetsindekser og jevnhet for bunnfauna i Ballangfjorden 1997. Klassifisering av tilstandsklasser iht. SFT-veiledning (Molvær et al. 1997). A: Avstand fra deponiet på Ballangleira innerst i fjorden. Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

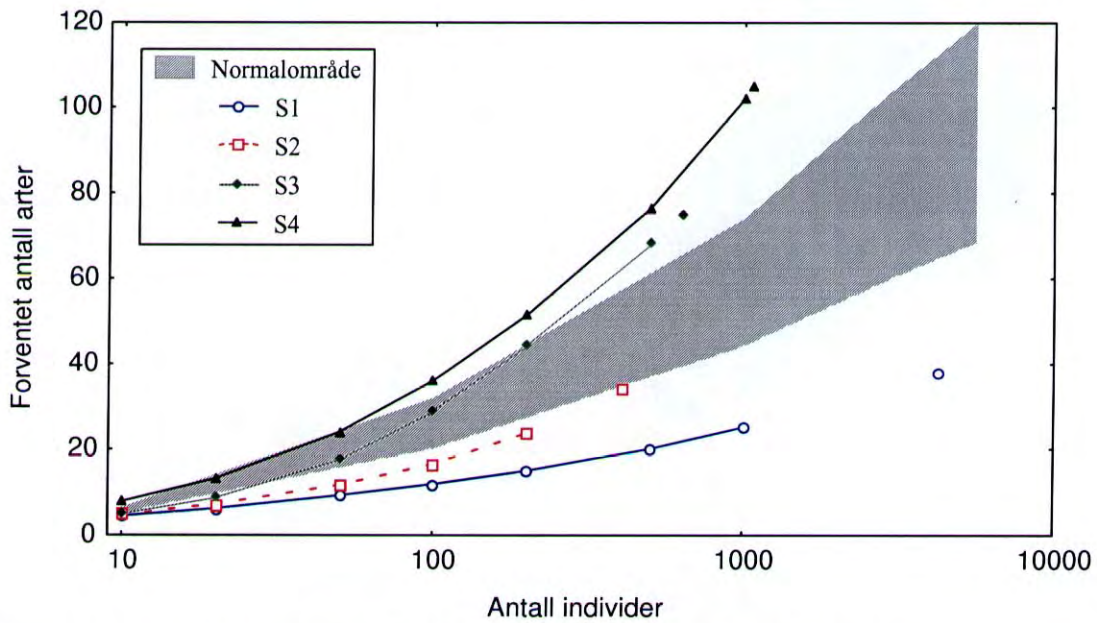
Tilstandsklasse	Tilstand	Markering
I	Meget god	
II	God	
III	Mindre god	
IV	Dårlig	
V	Meget dårlig	

Stasjon	År	A (km)	Antall arter	Antall individ	Pielou (J)	Shannon-Wiener (H)	Hurlbert (ES ₁₀₀)
1	1997	1,4	44	3870	0.5	3.0	14.2
1	1989	1,4	38	4219	0.5	2.6	11.9
2	1997	3,4	54	2983	0.6	3,3	17.7
2	1989	3,4	34	404	0.6	2.9	16.6
3	1997	5.6	68	3446	0.4	2.7	15.9
3	1989	5,6	75	632	0.5	3.4	29.2
4	1997	8,4	75	867	0.5	3.1	21.9
4	1989	8,4	105	1068	0.7	5.0	36.1

* Tilstandsklassifisering er basert på Shannon-Wiener indeks (H) og Hurlberts indeks (Esn=100).



Figur 14. Hurlberts diversitetskurver for faunastasjonene i Ballangfjorden, 1997



Figur 15. Hurlberts diversitetskurver for faunastasjonene i Ballangfjorden, 1989

3.4.2 Geometriske klasser

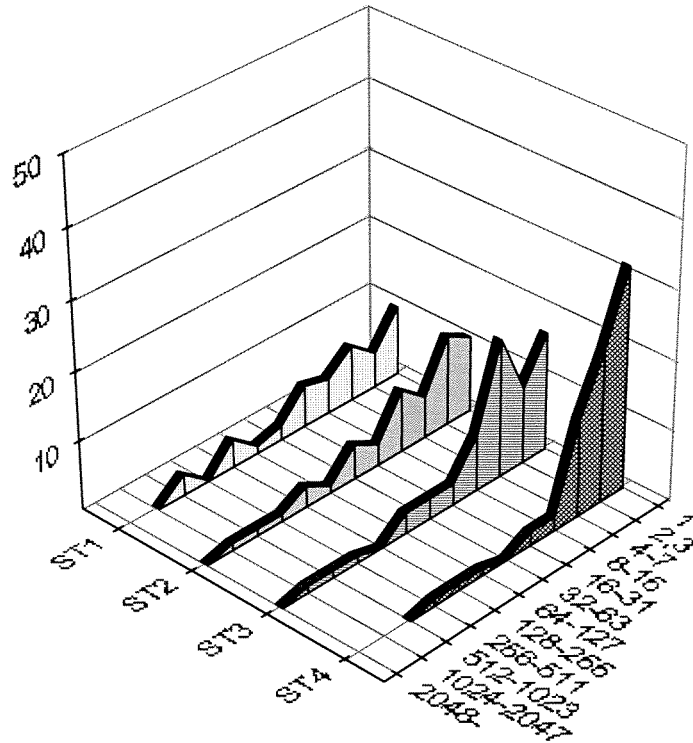
Fordelingen av arter i geometriske klasser i 1997 er vist i figur 16. 1989-resultatene er presentert i figur 17.

Belastninger (forstyrrelser) i bunndyrssamfunnene reduserer forekomsten i de lavere geometriske klasser (antall arter representert med få individer er lavt) og øker antallet i de midtre og høyere klasser (Gray & Pearson 1982).

1997-resultatene i figur 16 viser at stasjonene 1, 2 og 3 har relativt lave startpunkter (< 20 arter), samtidig som de høyeste klassene er godt representert. Stasjon 4 viser en mer normal fordeling av arter, med høyt startpunkt (> 30 arter). De høyere klassene er mindre representert.

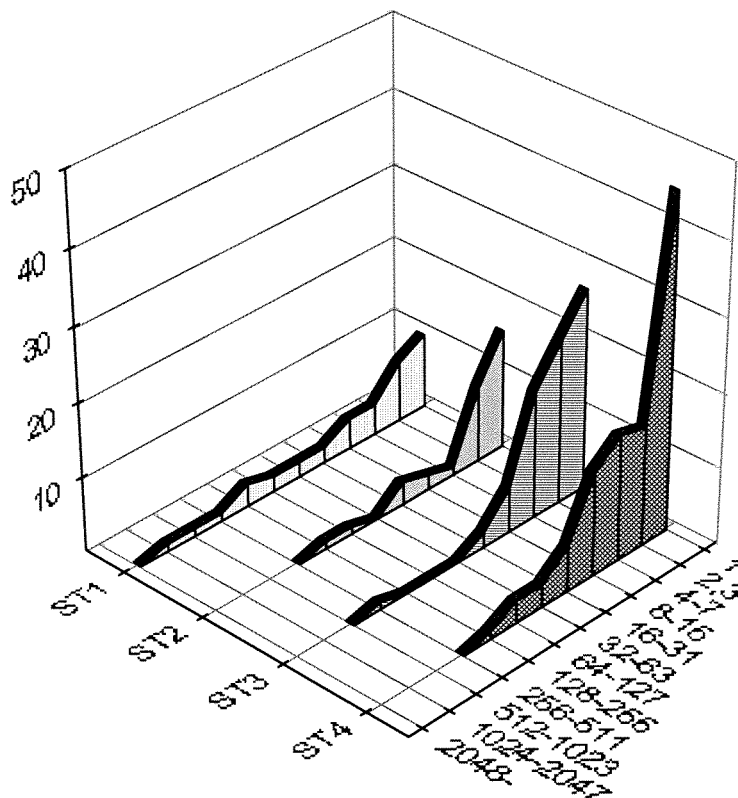
1989-resultatene i figur 17 viser høye startpunkter og ellers tilnærmet normal fordeling på stasjonene 3 og 4. Stasjon 2 har noe lavere startpunkt, men uten unormal fordeling utover i klassene. Stasjon 1 er klart belastet med en fordeling relativ lik 1997 fordelingen.

Plott av geometriske klasser



Figur 16. Fordeling av arter i geometriske klasser for hver stasjon i Ballangfjorden, 1997.

Plott av geometriske klasser



Figur 17. Fordeling av arter i geometriske klasser for hver stasjon i Balangfjorden 1989

3.4.3 Artssammensetning og faunalikhet

Individtall for de 10 mest forekommende arter på hver stasjon i 1997, samt akkumulert prosentandel er vist i tabell 10.

Børstemark dominerer bløtbunnsamfunnene på samtlige stasjoner. Børstemarken *Spio filicornis*, som dominerer på stasjon 1 og 2, er ikke spesielt tolerant for belastninger og er ved lavt artsmangfold mindre utpreget opportunistisk (Rygg 1995). På de samme to stasjonene er børstemarkene *Chaetozone setosa* og *Heteromastus filiformis* meget godt representert. Begge er utpreget tolerante og opportunistiske ved lav diversitet, og indikerer at stasjonene er utsatt for påvirkninger som gir belastningseffekter i bunndyrssamfunnet. Høye forekomster av *H. filiformis* på stasjon 3, og en klar økning av antallet av den samme arten på stasjon 4 i forhold til 1989, viser at bunndyrssamfunnene også her er utsatt for uheldige påvirkninger. Forholdene på stasjon 4 kan karakteriseres som labile. Bløtbunnsamfunnet er i forandring og inneholder fortsatt organismer som er utpreget ømfintlige for negative påvirkninger, her representert ved børstemarken *Brada spp.* og amphipoden *Eriopisa elongata*.

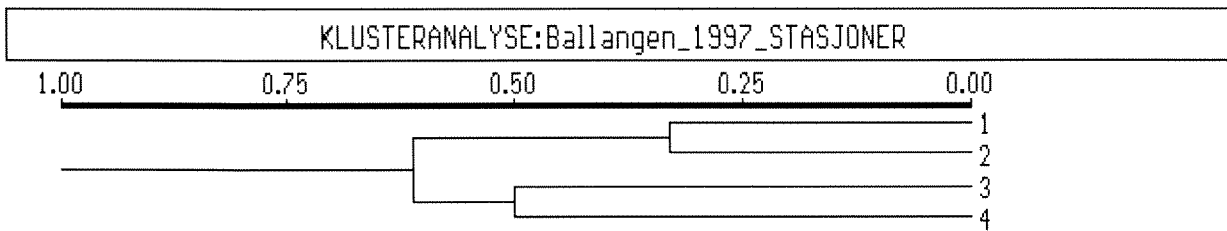
Det er foretatt klusteranalyser av likheten mellom de enkelte stasjoner, likheten mellom de enkelte grabbprøvene (replikatene) på hver stasjon og mellom replikater fra ulike stasjoner. For nærmere beskrivelser av metoden vises til vedlegg B. Likheten mellom stasjonene er vist som dendrogram i figur 18.

Resultatene viser at det er to hovedgrupper av stasjoner. Den første utgjøres av stasjon 1 og 2. Den andre av stasjon 3 og 4. Graden av ulikhet innenfor disse to gruppene er større mellom stasjon 3 og 4 enn mellom stasjon 1 og 2.

I forrige undersøkelse (1989) ble de samme to gruppene identifisert (Helland & Rygg 1991), men ulikheten mellom dem var da større enn i foreliggende undersøkelse.

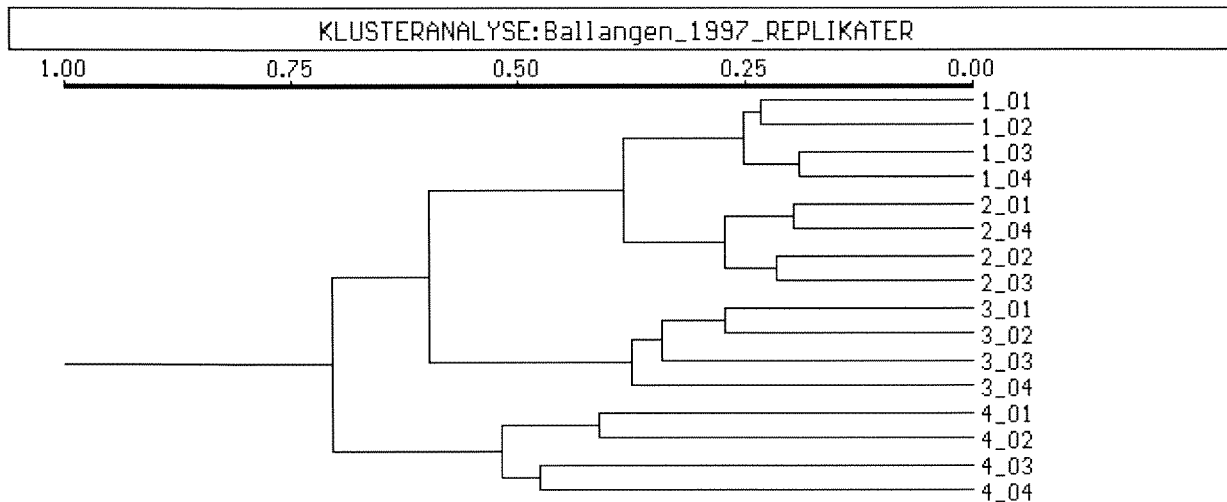
Tabell 10. Individtall (pr. 0.4 m²) og akkumulert prosentandel for de 10 mest forekommende arter på hver stasjon i Ballangfjorden 1997.

STASJON 1			STASJON 3		
Art	Antall	Akk. prosent	Art	Antall	Akk. prosent
1. <i>Spio filicornis</i>	1020	26 %	1. <i>Heteromastus filiformis</i>	1650	48 %
2. <i>Chaetozone setosa</i>	1019	53 %	2. <i>Myriochele oculata</i>	807	71 %
3. <i>Heteromastus filiformis</i>	826	74 %	3. <i>Prionospio cirrifera</i>	285	80 %
4. <i>Phyllodoce maculata</i>	175	79 %	4. <i>Scoloplos armiger</i>	112	83 %
5. <i>Myriochele oculata</i>	169	83 %	5. <i>Thyasira sp.</i>	75	85 %
6. <i>Scoloplos armiger</i>	138	86 %	6. <i>Polydora cornuta</i>	72	87 %
7. <i>Polydora quadrilobata</i>	136	90 %	7. <i>Maldane sarsi</i>	52	89 %
8. <i>Eteone flava/longa</i>	72	92 %	8. <i>Goniada maculata</i>	42	90 %
9. <i>Phyllodoce groenlandica</i>	49	93 %	9. <i>Spio filicornis</i>	34	91 %
10. <i>Protomedeia fasciata</i>	37	94 %	10. <i>Macoma calcarea</i>	29	92 %
STASJON 3			STASJON 4		
1. <i>Heteromastus filiformis</i>	1650	48 %	1. <i>Heteromastus filiformis</i>	444	51 %
2. <i>Myriochele oculata</i>	807	71 %	2. <i>Prionospio cirrifera</i>	130	66 %
3. <i>Prionospio cirrifera</i>	285	80 %	3. <i>Chaetozone setosa</i>	74	75 %
4. <i>Scoloplos armiger</i>	112	83 %	4. <i>Myriochele oculata</i>	27	78 %
5. <i>Thyasira sp.</i>	75	85 %	5. <i>Caudofoveata indet.</i>	16	80 %
6. <i>Polydora cornuta</i>	72	87 %	6. <i>Echinocardium flavescens</i>	11	81 %
7. <i>Maldane sarsi</i>	52	89 %	7. <i>Brada sp.</i>	8	82 %
8. <i>Goniada maculata</i>	42	90 %	8. <i>Antalis sp.</i>	7	83 %
9. <i>Spio filicornis</i>	34	91 %	9. <i>Eriopisa elongata</i>	7	84 %
10. <i>Macoma calcarea</i>	29	92 %	10. <i>Leucon nasicooides</i>	6	84 %



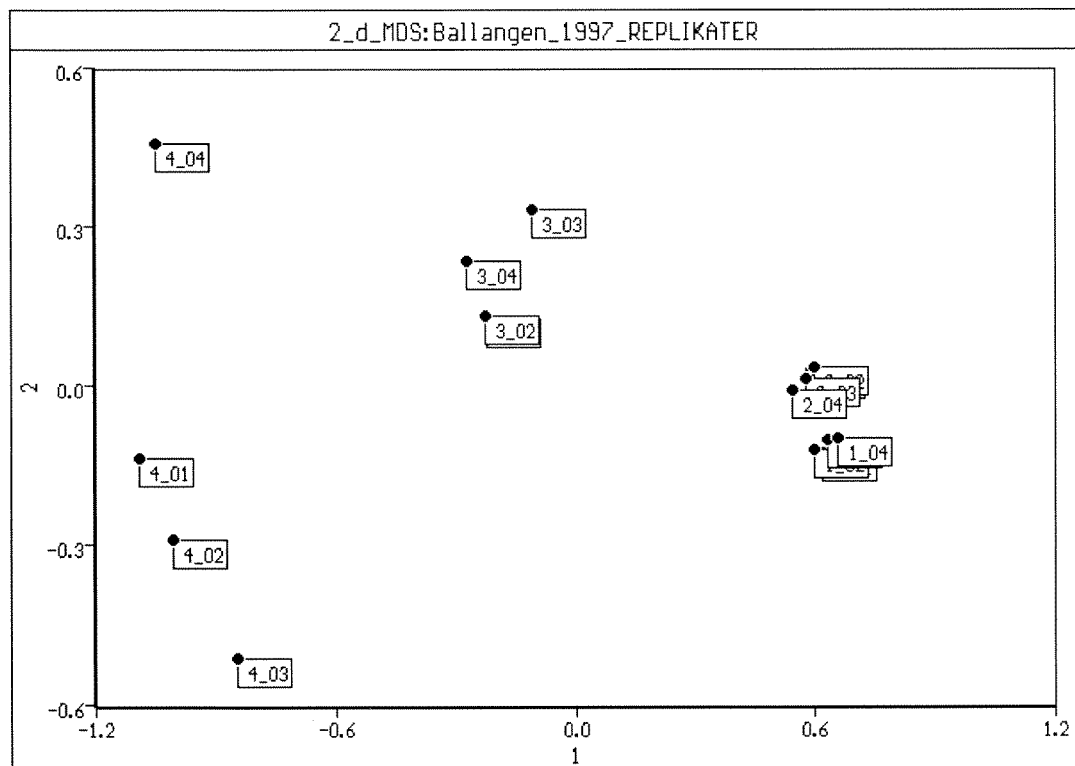
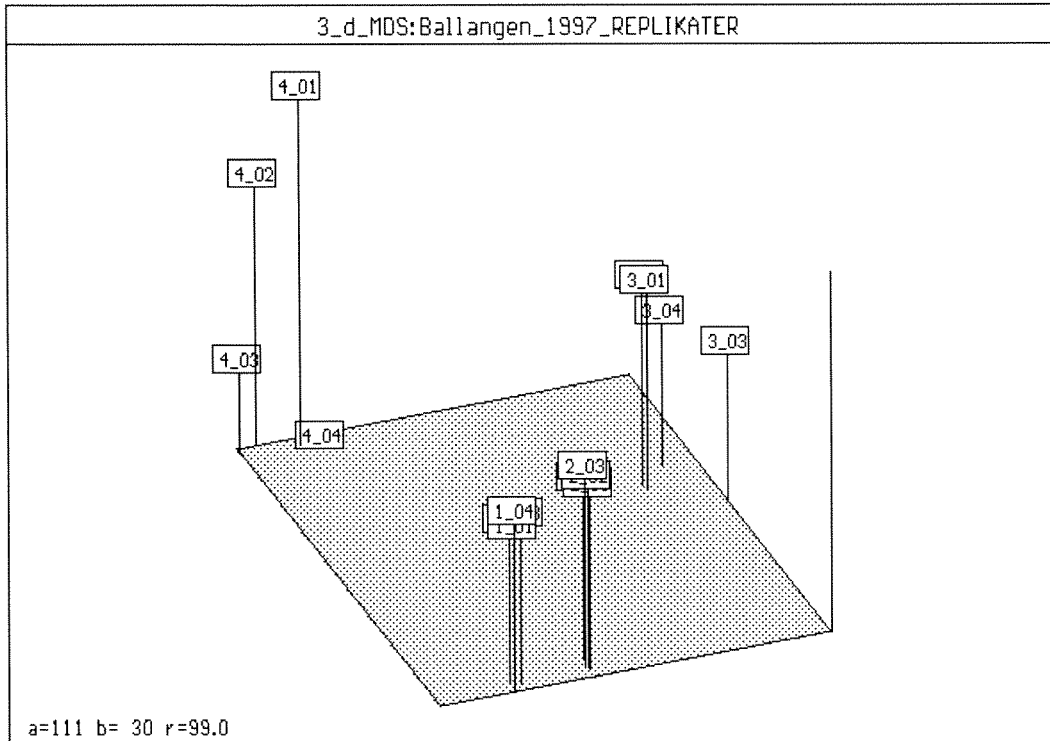
Figur 18. Klusteranalyse av stasjoner. Stasjonsnummer er angitt i loddrett tallkode. Skalaen langs den vannrette aksene viser grad av ulikhet. Lavest tall viser størst likhetsgrad.

Likheten mellom replikatene på hver stasjon og mellom replikatene fra ulike stasjoner er vist i dendrogrammet i figur 19. Her fremgår at det er større likhet mellom grabbprøver på samme stasjon enn mellom grabbprøver fra forskjellige stasjoner. Likheten er størst innenfor stasjon 1 og 2 og minst innenfor stasjon 4. Grabbprøvene på stasjon 3 er mer lik prøvene på stasjon 1 og 2 enn stasjon 4. De enkelte prøvene må betegnes som representative for sin stasjon, som derved viser sin egenart.



Figur 19. Klusteranalyse av grabbprøver (replikater). Stasjonsnummer og replikatnummer er angitt i loddrett tallkode. Skalaen langs den vannrette aksene viser grad av ulikhet. Lavest tall viser størst likhetsgrad.

Ved hjelp av MDS analyse (Multidimensjonal skaleringsanalyse) kan en maksimalisere forskjellene som fremkommer i datasettene. For nærmere beskrivelse av metoden henvises det til vedlegg B. Resultatet fra analysen er vist både i 2- og 3-dimensjonal fremstilling i figur 20. Avstanden mellom stasjons/replikat symbolene angir grad av faunalikhet. Her ser vi at grupperingen i hovedtrekk samsvarer med klusteranalysene.

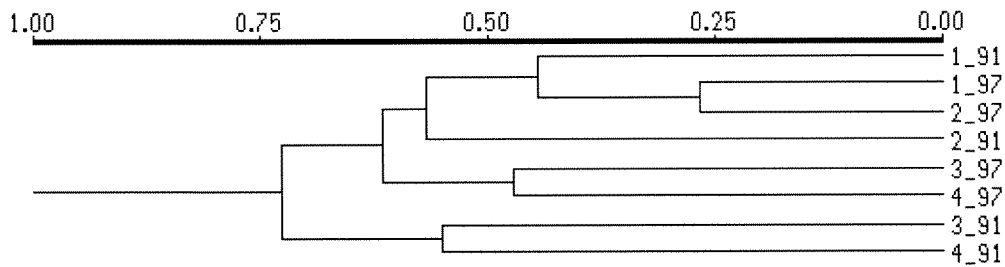


Figur 20. Multidimensjonal skalering (MDS) av datasettene fra 1997. Stasjonsnummer og replikatnummer er vist i symbolene. Avstanden mellom symbolene viser graden av faunalikhet/ulikhet. Øverst 3-dimensjonalt koordinatsystem. Nederst 2-dimensjonalt koordinatsystem.

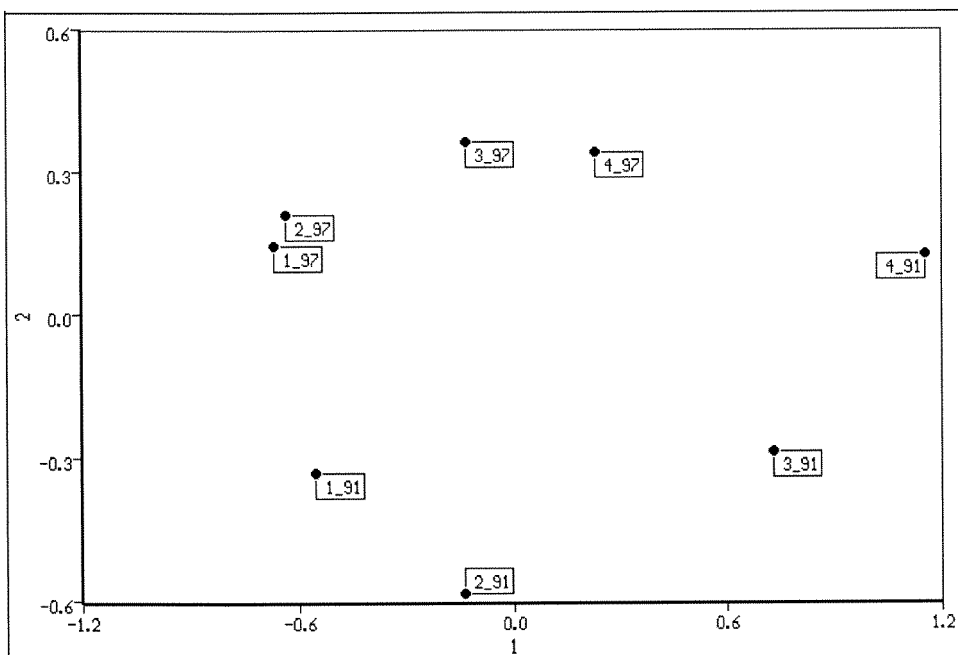
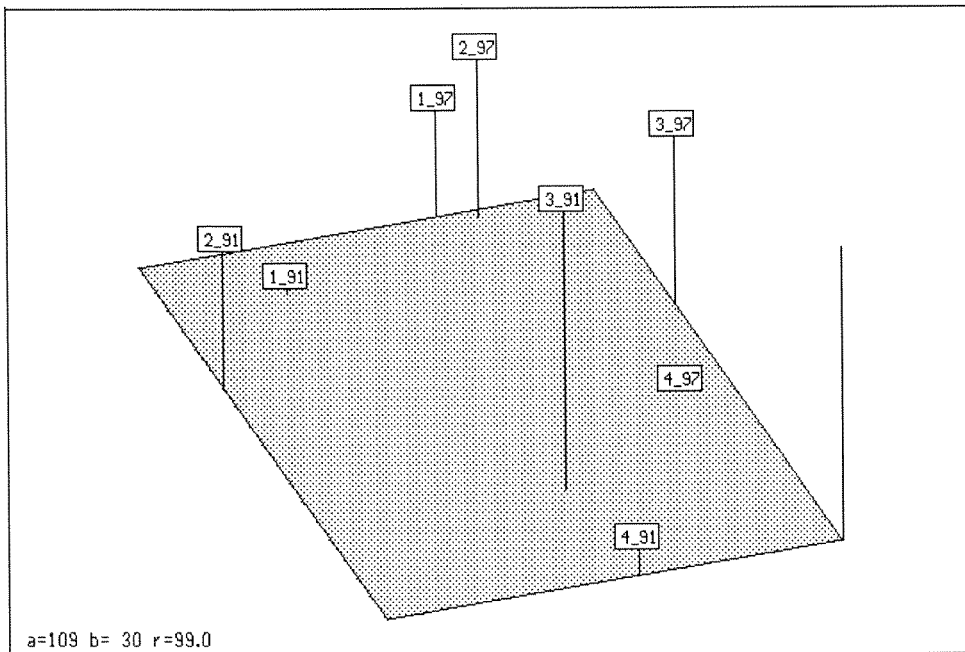
3.4.4 Årssammenligning 1989 og 1997- Klusteranalyser

Datasettene fra 1989 (Helland og Rygg 1991) og 1997 er sammenlignet ved hjelp av klusteranalyser (figur 21) og MDS analyser (figur 22).

Av figurene fremgår det tydelig at det har skjedd faunaendringer på samtlige stasjoner. De største endringene har funnet sted på stasjon 3 og 4.



Figur 21. Klusteranalyser av stasjoner i 1989 (data fra Helland og Rygg 199) og 1997. Stasjonsnummer og årstall er angitt i loddrett tallkode (for data fra 1989 er publiseringsår angitt). Skalaen langs den vannrette aksene viser grad av ulikhet. Lavest tall viser størst likhetsgrad.



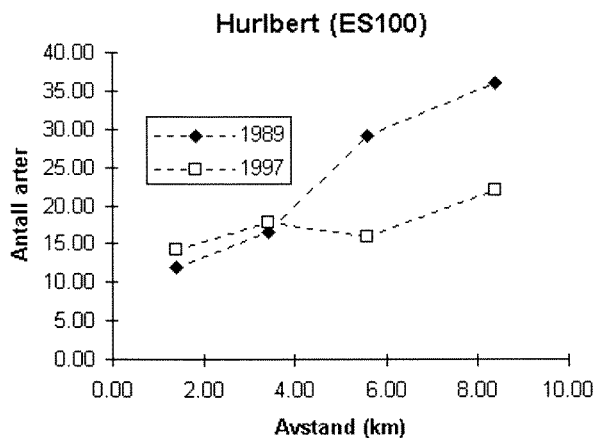
Figur 22. Multidimensjonal skalering (MDS) av datasettene fra 1989 og 1997. Stasjonsnummer og årstall er vist i symbolene (for data fra 89 er publiseringsår 91 angitt). Avstanden mellom symbolene viser graden av faunalikhet/ulikhet. Øverst 3-dimensjonalt koordinatsystem. Nederst 2-dimensjonalt koordinatsystem.

3.4.5 Sammenfattende vurdering - bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfaunaen vil påvirkes av bunnsedimentene den lever på og i, og reflektere på denne måten kvaliteten på sedimentene og vannet umiddelbart over dette. Bløtbunnsamfunnet på alle fire stasjoner var påvirket i 1997 (Tilstandsklasse II-III). Effekter viser seg ved redusert artsmangfold og betydelige innslag av forurensningstolerante arter. Stasjon 1, 2 og 3 var tydelig påvirket i 1997, og kan i hovedsak kategoriseres til tilstandsklassen *Mindre god* (tabell 9). På stasjon 4 betegnes faunasamfunnet i 1997 som moderat påvirket. I basisundersøkelsen (1989) var de to ytterste stasjonene upåvirket, mens stasjon 2 ble karakterisert som moderat påvirket.

Resultatene fra foreliggende undersøkelse kan tyde på at utbredelsen av belastningseffektene har økt ut mot munningen til Ofotfjorden slik at også de to ytterste stasjoner som er undersøkt (opptil ca. 8 km fra deponiet på Ballangsløira innerst i fjorden) også er påvirket (figur 23). De innerste stasjoner har endret seg lite siden 1989 og til og med en ubetydelig forbedring antydes (figur 23). Fremdeles har en imidlertid en gradient i påvirkning fra stasjon 1 (innerst) mot stasjon 4 (ytterst).

Avgangen til gamle Bjørkåsen Gruver var kobberholdig hvilket ble satt i sammenheng med den reduserte bløtbunnsfaunaen som ble påvist innerst i fjorden i 1989 (Helland og Rygg, 1991). Innholdet av de fleste metaller med unntak av nikkel og til dels kobolt endret seg lite eller var gått noe ned (eksempelvis Cu) på de innerste stasjoner i fjorden i 1997 (figur 12 og figur 13). Dette kan være en forklaring på at faunen i sedimentet innerst i fjorden også har endret seg lite i samme periode (figur 23). På den annen side var metallkonsentrasjonene stabile og relativt lave i sedimentet også i områder der en ut fra bløtbunnsfauna kunne påvise en forverring av miljøforholdene (stasjon 3 og 4). Også konsentrasjonen av løste metaller i bunnvannet var lav i de ytterste deler av fjorden. Den forverring en har sett i bløtbunnsfaunaen på de to ytterste stasjoner siden 1989 kan derfor ikke ut fra de innsamlede analysedata knyttes direkte til endringer i metallbelastningen.



Figur 23. Hurlberts diversitetsindeks i ulike avstander fra deponiet innerst i fjorden.

3.5 Metaller i grisetang

Innholdet av metallene As, Cd, Cr, Pb og Zn i grisetang var lavt (lite forurenset) på alle stasjoner i 1997 (tabell 11). Tilsvarende ble også funnet ved tidligere undersøkelser (tabell 11).

Også innholdet av metallene Co, Ni og Cu var lavt på stasjoner ytterst i fjorden (lite-moderat forurenset) mens stasjoner innerst (i hovedsak i en avstand av 4 km eller mindre fra deponiet på Ballangleira) hadde noe høyere konsentrasjoner (moderat til markert forurenset). Tilsvarende ble ikke observert for As (figur 24).

Selv om konsentrasjonene av metallene Cd, Cr, Pb og Zn i grisetang var generelt lave på alle stasjoner i 1997 kunne en spore en tendens til noe høyere konsentrasjoner innerst i fjorden (figur 24). Kadmiumkonsentrasjonen i grisetang var også noe høyere i 1997 og 1993 sammenlignet med 1989 og 1991, og kan tyde på en svakt økende metallkonsentrasjon uten at dette har gitt seg utslag som forverring av forurensningsgrad (tabell 11). Også for Ni (figur 25) og til dels Cr (tabell 11) kunne det observeres en tendens til økende konsentrasjon over tid. De høyeste konsentrasjonene av Ni og Cr ble observert innerst i fjorden og på stasjon 4B ved Fornes ca. 4 km ut fjorden. Konsentrasjonen av Co var høyest på stasjon 4B ved Fornes og hadde øket siden 1991, men kun ubetydelig siden 1993 (tabell 6).

Tabell 11. Metaller i griselang ($\mu\text{g/g t.v.}$) fra stasjoner i Ballangen. Stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser [Zn, Cu, Ni, Cd i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997), Co i følge foreløpig forslag i Knutzen og Skei, 1990] etter innholdet av de ulike metaller i blæretang. XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon. i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra deponeringsområdet innerst i fjorden. Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	God/lite forurenset	
II	Mindre god/moderat forurenset	
III	Nokså dårlig/markert forurenset	
IV	Dårlig/sterkt forurenset	
V	Meget dårlig/meget sterkt forurenset	

A:

	A (km)	Metall og årstall											
		As 89	As 91	As 93	As 97	Cd 89	Cd 91	Cd 93	Cd 97	Co 89	Co 91	Co 93	Co 97
St 12	1.5	i.a.	i.a.	i.a.	24,6	i.a.	i.a.	0,17	0,34	i.a.	i.a.	1,07	1,01
St 11	1.6	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,30	i.a.	i.a.	i.a.	1,40	i.a.
St 1	2.8	i.a.	i.a.	i.a.	19,3	0,12	0,08	0,19	0,20	<0,5	0,3	0,86	0,90
St 4A	3.0	i.a.	i.a.	i.a.	24,0	0,13	0,08	0,18	0,22	0,62	0,6	1,25	1,28
St 4b	4.0	i.a.	i.a.	i.a.	22,9	i.a.	0,06	0,20	0,14	i.a.	1,3	2,71	3,29
St 2	5.4	i.a.	i.a.	i.a.	18,2	0,13	0,1	i.a.	0,16	<0,5	<0,3	i.a.	0,44
St 5	6.2	i.a.	i.a.	i.a.	21,3	0,11	0,07	i.a.	0,13	<1,3	<0,3	i.a.	1,69
St 3	7.6	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,12	0,1	0,15	i.a.	<0,5	0,2	0,62	i.a.
St 6	10.4	i.a.	i.a.	i.a.	19,6	0,10	0,08	0,15	0,17	<0,6	<0,6	0,5	0,57
XB					<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,37	1,64
"Høyt bakgrunnsnivå" ($\mu\text{g/g t.v.}$)		<50	<50	<50	<50	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<2	<2	<2	<2

B:

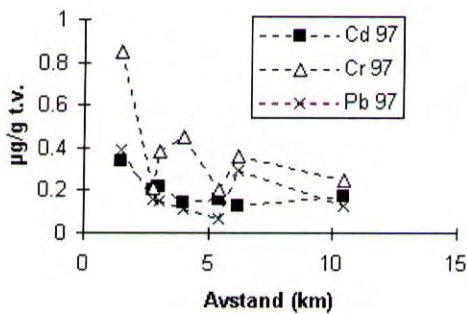
	A (km)												
		Cr 89	Cr 91	Cr 93	Cr 97	Cu 89	Cu 91	Cu 93	Cu 97	Ni 89	Ni 91	Ni 93	Ni 97
St 12	1.5	i.a.	i.a.	0,39	0,85	i.a.	i.a.	10,9	14,1	i.a.	i.a.	2,57	6,25
St 11	1.6	i.a.	i.a.	0,64	i.a.	i.a.	i.a.	14,1	i.a.	i.a.	i.a.	4,34	i.a.
St 1	2.8	0,19	i.a.	0,64	0,21	24,0	6,92	10,1	6,92	<0,5	1,69	2,16	1,87
St 4A	3.0	0,38	i.a.	0,62	0,38	17,8	11,34	11,7	10,1	2,67	4,7	2,84	5,38
St 4b	4.0	i.a.	i.a.	0,56	0,45	i.a.	6,19	15,7	6,85	i.a.	5,05	13,2	11,0
St 2	5.4	0,19	i.a.	i.a.	0,20	2,75	1,67	i.a.	1,37	<0,5	1,01	i.a.	1,72
St 5	6.2	0,29	i.a.	i.a.	0,36	5,64	3,57	i.a.	3,79	<1,3	1,11	i.a.	3,51
St 3	7.6	0,17	i.a.	0,45	i.a.	1,76	1,15	2,17	i.a.	<0,5	0,6	1,03	i.a.
St 6	10.4	0,23	i.a.	0,59	0,25	4,34	1,56	4,10	1,36	<0,6	0,87	1,25	1,56
XB		<1		<1	<1	4,8	2,3	3,1	2,8	<1	1	<1	2,2
"Høyt bakgrunnsnivå" ($\mu\text{g/g t.v.}$)		<1	<1	<1	<1	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5

C: Tabell 11 (fortsettelse)

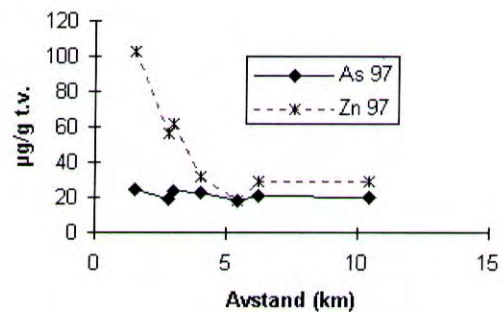
	A (km)	Pb 89	Pb 91	Pb 93	Pb 97	Zn 89	Zn 91	Zn 93	Zn 97
St 12	1.5	i.a.	i.a.	0,15	0,39	72,6	i.a.	i.a.	103
St 11	1.6	i.a.	i.a.	0,37	i.a.	159	i.a.	i.a.	i.a.
St 1	2.8	0,75	0,48	0,12	0,16	68,0	76,3	76,7	56,1
St 4A	3.0	0,71	0,5	0,26	0,15	79,8	87,7	123	61,8
St 4b	4.0	i.a.	0,28	0,27	0,11	58,1	44,2	i.a.	32,2
St 2	5.4	0,38	0,28	i.a.	0,07	i.a.	27,8	26,4	18,1
St 5	6.2	0,29	0,18	i.a.	0,29	i.a.	33,2	36,7	29,3
St 3	7.6	0,31	0,28	<0,05	i.a.	31,1	20,1	19,1	i.a.
St 6	10.4	0,35	0,24	<0,05	0,13	27,9	23,9	25,4	29,2
XB		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/g t.v.)		<1	<1	<1	<1	<150	<150	<150	<150

Analysene av grisetang tyder på at en i 1997 har en metallpåvirkning både fra det nye deponiet innerst i fjorden og fra overløpet fra det gamle deponiet ved Fornes. Til sammen har disse påvirkninger resultert i en moderat metallbelastning i grisetang.

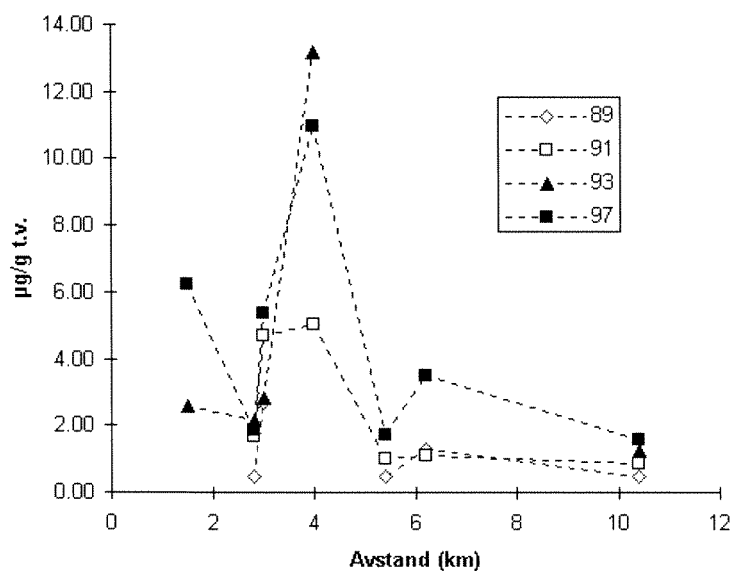
A



B



Figur 24. Konsentrasjonen av Cd, Cr, Pb (A) og As og Zn (B) i grisetang i ulik avstand fra deponiet innerst i fjorden.



Figur 25. Konsentrasjonen av nikkel (Ni) i grisetang i ulike avstand fra deponiet innerst i fjorden på fire ulike år.

3.5.1 Sammenfattende vurdering - metaller i grisetang

Grisetang vokser i fjæra og er i hovedsak eksponert for de løste metallene som til enhver tid måtte befinne seg i overflatevannet. Tang tar opp metaller over tid og konsentrasjonen vil derfor representere en akkumulert respons forårsaket av de varierende konsentrasjoner en har i vannet på hver lokalitet. Konsentrasjonen av metaller i vann gir imidlertid i hovedsak et øyeblikksbilde som vil kunne variere mer over tid, avhengig av lokale vind og strømforhold, enn tang.

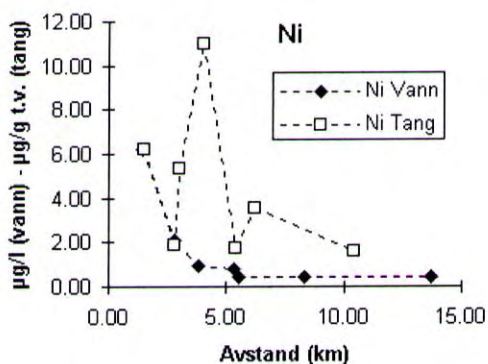
Hovedtendensen for flertallet av metallene (Cu, Pb, Zn, Cd) er at konsentrasjonen i både tang og overflatevann avtar med økende avstand fra deponiet ut til ca 5 km (figur 26B, C og figur 27B, C). Også for Ni observeres de høyeste konsentrasjoner i begge medier i den innerste delen av fjorden (figur 26A). Disse forhold kan tyde på en lokal, men moderat påvirkning fra utlekking av metaller innerst i fjordbunnen (tabell 12). Denne påvirkning er såpass fremtredende at den overskygger variabiliteten i vannmassene forårsaket av lokale vind og strømforhold. Selv om en ser tendenser til økede metallkonsentrasjoner i grisetang i innerste del av fjorden de siste år så kan området innenfor ca. 4 km fremdeles samlet karakteriseres som moderat forurenset (tabell 12).

Innenfor en avstand av 5.5 km har en for Pb, Cd og Zn (figur 26C og figur 27B, C) en klar lineær korrelasjon ($p=0.05$) mellom konsentrasjonen i overflatevann og konsentrasjonen i tangen i samme område. Utenfor 5.5 km avviker posisjonen for innsamling av vann og tangprøver vesentlig slik at en korrelasjonsanalyse blir problematisk.

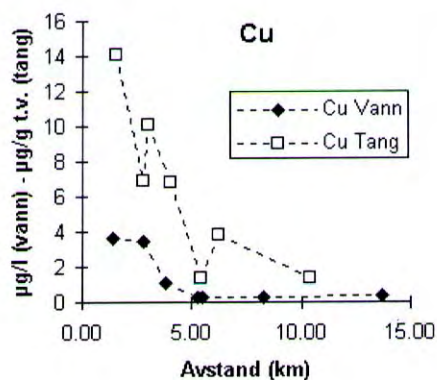
Tabell 12. Karakterisering av forurensningsgrad på de enkelte stasjoner ut fra det metallet som i 1997 viste dårligst tilstand i grisetang (se tabell 11 for karakterisering basert på enkeltmetaller). Metall(er) som gir høyeste tilstandsklasse er angitt. Analyseresultatene er klassifisert i tilstandsklasser i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997). Se tabell 11 for fargekode.

Stasjon	Avstand (km)	Tang
St 12	1.5	Cu, Ni
St 1	2.8	Cu, Ni
St 4A	3.0	Cu, Ni
St 4b	4.0	Cu, Ni, Co
St 2	5.4	Alle analyserte metaller
St 5	6.2	Alle analyserte metaller
St 6	10.4	Alle analyserte metaller

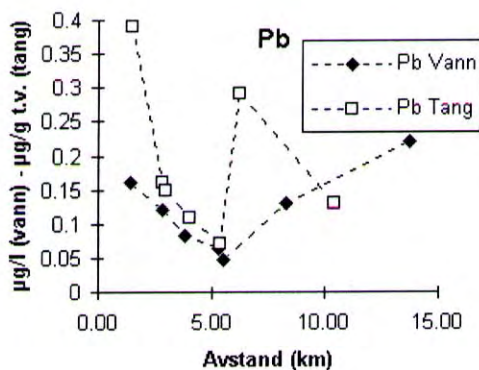
A



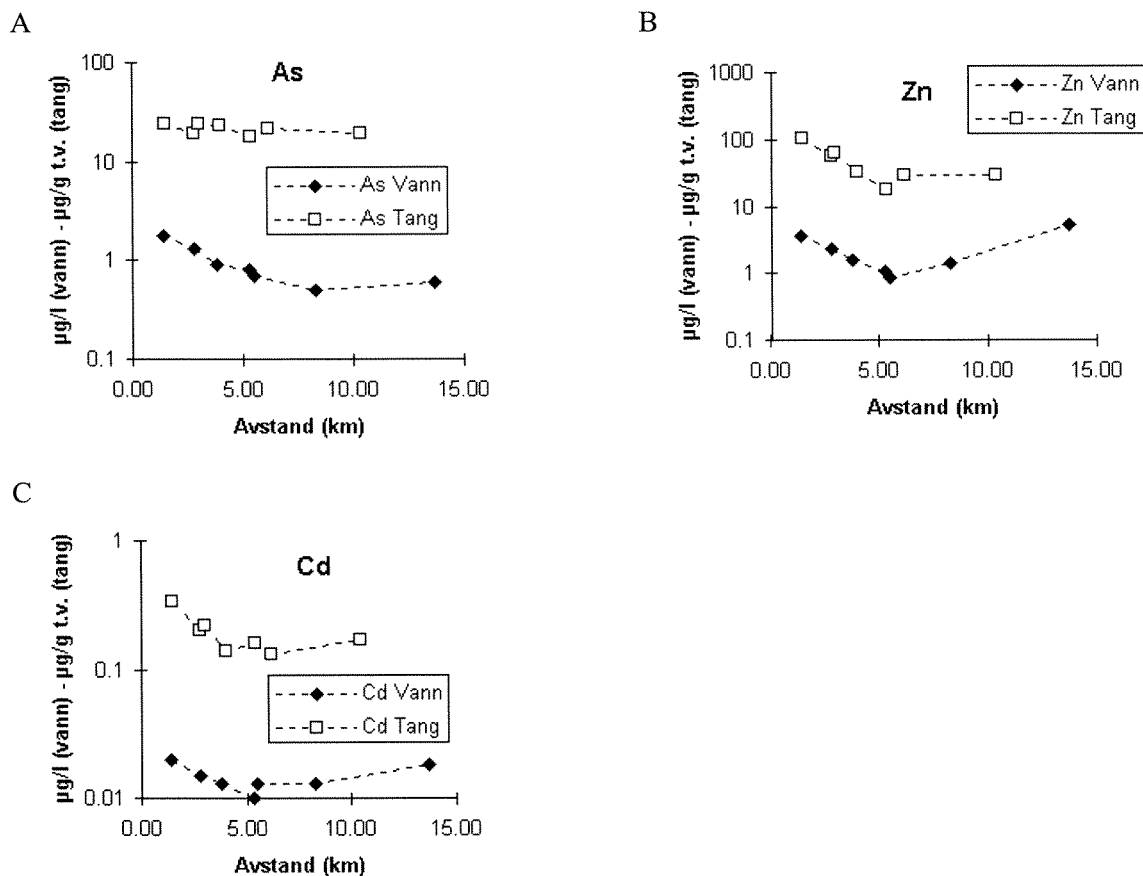
B



C



Figur 26. Metallene nikkel (Ni), kobber (Cu) og bly (Pb) i grisetang og overflatevann i ulike avstand fra deponiet innerst i fjorden.



Figur 27. Metallene arsen (As), sink (Zn) og kadmium (Cd) i grisetang og overflatevann i ulik avstand fra deponiet innerst i fjorden. Merk at konsentrasjonsaksen er logaritmisk.

4. Konklusjoner

Samlet tyder undersøkelsene i 1997 på en økende effekt på miljøet fra gruvedriften i Ballangfjorden. En oversikt over samlet forurensningsgrad/tilstand i undersøkelsesområdet ses i (tabell 13). Den indre del av fjorden er meget sterkt (overflatevann) til sterkt forurenset (sediment) med metaller og det er bly og kobber og nikkel som bidrar mest til den dårlige miljøtilstanden (tabell 13). En antar at tidligere (1917-1964) utslipp av avgang fra Bjørkåsen gruve er hovedårsaken til den sterke forurensningspåvirkningen knyttet til Pb og Cu mens det er utslippet fra Nikkel og Olivin A/S som hovedårsaken til den dårlige miljøtilstanden knyttet til Ni (tabell 13).

I vann, sediment og blæretang ses en avtagende forurensningsgrad fra deponiet innerst i fjorden. Denne trenden blir forsterket dersom en ser bort i fra bly i overflatevann og vann fra 15 m dyp (tabell 13) hvor konsentrasjonene er relativt høye (markert til moderat forurenset) både innerst og ytterst. Nikkel og kobolt er typiske metaller i avgangen fra gruvedriften (Helland 1992, se også tabell 2). Til forskjell fra Ni ble det ikke observert overkonsentrasjoner av Co i sediment, mens en i grisetang fra Fornes kunne spore en moderat kobolt påvirkning. Den økende effekten på miljøet fra gruvedrift i Ballangfjorden tilsier at miljøforholdene i fjorden bør følges nøye.

Tabell 13. Karakterisering av forurensningsgrad på de enkelte stasjoner ut fra den parameter som viser dårligst tilstand i vann, sediment (flussyreopplutning), bløtbunnsfauna og grisetang. For vann, sediment og bløretang er metallet som gir høyeste tilstandsklasse angitt. Karakteriseringen av bløtbunnsfauna baserer seg på Hurlbert diversitet (H). Analyseresultatene er klassifisert i tilstandsklasser i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997). Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

Tilstandsklasse	Tilstand/forurensningsgrad	Markering
I	God/lite forurenset	
II	Mindre god/moderat forurenset	
III	Nokså dårlig/markert forurenset	
IV	Dårlig/sterkt forurenset	
V	Meget dårlig/meget sterkt forurenset	

Avstand (km)	Overflatevann	Vann fra 15 m	Bunnvann	Sediment	Bløtbunn	Grisetang
<2	Cu		Pb	Pb, Cu	H	Cu, Ni
2-3	Cu	Ni, Pb, Cu	Pb	Cu	i.a.	Cu, Ni
3-4	Cu	Ni, Pb,	Pb	Ni, As, Cu, Cr	H	Cu, Ni
4-<5.4	Cu, Ni, Pb,	Ni, Pb	Pb	Ni, Cu	i.a.	Cu, Ni, Co
5.4-6	Alle analyserte metaller	Alle analyserte metaller	Pb	Ni, As, Pb, Cu, Cr	H	Alle analyserte metaller
6-<8	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	Alle analyserte metaller
8-9	Pb	Alle analyserte metaller	Alle analyserte metaller	Ni, Pb, Cu	H	i.a.
9-11	i.a.	i.a.	i.a.	Ni, Pb, Zn, Cr	i.a.	Alle analyserte metaller
11-14	Pb	Pb	Alle analyserte metaller	i.a.	i.a.	i.a.

4.1 Sjøvann

Overflatevannet i indre del tyder på en relativt klart observerbar men svak partikkelbelastning. Overflatevannet innerst i fjorden (< 3 km) inneholdt i 1997 vesentlig mere Ni og Cu enn de øvrige år og medførte en forverring av områdets tilstand med opptil 3 klasser. Konsentrasjonen av disse to metallene avtok sterkt i økende avstand fra deponiet innerst i fjorden og lå på eller nær bakgrunnsnivå ca 5 km ut i fjorden. De spesielt høye konsentrasjonene av Ni og Cu i overflatevannet innerst i fjorden skyldes trolig deponeringen av gruveslam på Ballangseira. Anleggsarbeider på Ballangseira kan imidlertid også ha gitt et visst bidrag. Økningen i metallinnholdet kan skyldes både direkte utlekking fra avgangen fra Nikkel og Olivin A/S og utpressing av porevann fra den underliggende

avgangen fra Bjørkåsen gruve. Økningen i konsentrasjonen av Ni og Cu i overflatevann ble registrert fra 1993 til 1997 mens man i perioden fra 1989 til 1993 ikke hadde vesentlige endringer. Konsentrasjonen av bly var noe høy i hele perioden fra 1989 til 1997 og en så ikke noen klar endring fra 1993 til 1997 og heller ingen klar gradient ut fjorden. Konsentrasjonen av Cd og til dels også Zn har ligget relativt lavt i hele perioden.

For Ni, Cu og As ble de høyeste konsentrasjoner funnet i overflatevannet lengst inn i fjorden og langt lavere konsentrasjoner på 15 m dyp og 5 m over bunnen. For flere av metallene ble det i bunnvann observert en maksimumkonsentrasjon ca 3 km ut i fjorden. Dette kan skyldes en påvirkning fra deponiet på Fornes.

4.2 Sediment

Forhøyede verdier av nikkel, kobber, sink, bly, kadmium og arsen ble observert i overflatesedimentene innerst i fjorden, spesielt de innerste 3-5 km. Fjordbunnen innerst i fjorden fremstod i 1997 som sterkt forurenset av bly og kobber og markert forurenset av sink og til dels arsen. Utenfor de innerste 5 km av fjorden var sedimentet i 1997 moderat forurenset med nikkel og lite forurenset med kadmium og kobolt. For de øvrige metaller (As, Cu, Zn Cr) kunne sedimentet i ytre deler av fjorden (>5 km) karakteriseres som lite eller moderat forurenset.

De til dels lave konsentrasjoner av metaller og de relativt små konsentrasjonsforskjeller som er observert mellom overflatesediment og dypere liggende sediment (18-20 cm) på stasjon 8 (9.8 km ut i fjorden) tilsier ikke vesentlige forureningsstilførsler eller endringer i slike de siste 100 år til dette området av Ofotfjorden. Dette betyr at gruvedriften ikke har gitt vesentlig øket metallbelastning ytterst i undersøkelsesområdet.

De innerste stasjoner inneholdt vesentlig mer nikkel i 1997 enn i 1989. Kobber, bly, sink og kadmium konsentrasjonene i sediment var derimot i 1997 lavere eller i samme nivå som i 1989 (figur 12) og kan skyldes overdekking/fortynning av gammel avgang fra Bjørkåsen gruve. For nikkel og kobolt ble det observert en spesielt stor konsentrasjonsøkning på stasjon 3 ca. 3 km ut i fjorden. En økning i Ni konsentrasjonen (og andre metaller) ble også observert i bunnvann ca. 3 km ut i fjorden (figur 9, figur 10). En kilde for påvirkning av Ni, Co, Cr og til dels As antydes når metallinnholdet i sediment normaliseres mot innholdet av litium (figur 13A) og kan skyldes en påvirkning fra deponiet ved Fornes.

4.3 Bløtbunn

Bløtbunnsamfunnet på alle fire stasjoner avvok fra det en skulle forvente i et upåvirket område. Dette viste seg ved redusert arts mangfold og betydelige innslag av forureningsstolerante arter. De innerste tre stasjoner var tydelig påvirket i 1997, og kan i hovedsak klassifiseres til tilstandsklassen *Mindre god*. På den ytterste stasjonen (ca 8.4 km fra bunnen av fjorden) kan en betegne faunasamfunnet i 1997 som moderat påvirket. I basisundersøkelsen (1989) var de to ytterste stasjonene upåvirket.

Resultatene fra foreliggende undersøkelse kan tyde på at utbredelsen av belastningseffektene har økt ut mot munningen til Ofotfjorden siden 1989 slik at også de to ytterste stasjoner som er undersøkt (opptil ca. 8 km fra deponiet innerst i fjorden) også er påvirket. De innerste to stasjoner har endret seg lite siden 1989 og til og med en ubetydelig forbedring antydes (figur 23).

Den forverring en har sett i bløtbunnsfaunaen på de to ytterste stasjoner siden 1989 kan ikke ut fra analysedata knyttes direkte til endringer i metallbelastningen.

4.4 Grisetang

Innholdet av metallene As, Cd, Cr, Pb og Zn i grisetang var lavt (lite forurenset) på alle stasjoner i 1997 (tabell 11). Tilsvarende ble også funnet ved tidligere undersøkelser (tabell 11).

Også innholdet av metallene Co, Ni og Cu var lavt på stasjoner ytterst i fjorden (lite-moderat forurenset) mens stasjoner innerst (i hovedsak i en avstand av 4 km eller mindre fra deponiet) hadde noe høyere konsentrasjoner (moderat til markert forurenset).

Analysene av grisetang tyder på svakt økende metallkonsentrasjoner og at en i 1997 har en metallpåvirkning både fra det nye deponiet innerst i fjorden og fra overløpet fra det gamle deponiet ved Fornes. Til sammen har disse påvirkninger resultert i en moderat metallbelastning i grisetang.

5. Referanser

- Gray, J.S. & T.H. Pearson, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9, 111-119.
- Helland, A. og Rygg, B. 1991. Måleprogram i Ballangfjorden. Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og metaller i tang. NIVA-rapport nr. 2523, 72s.
- Helland, A. 1992. Resipientundersøkelser i Ballangfjorden 1991. Vannkvalitet og metaller i tang. NIVA-rapport nr. 2774, 51s.
- Hovgaard, P., 1973. A new system of sieves for benthic samples. *Sarsia* 53: 15-18.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-consept of the species diversity: A critique and alternative parameteres. *Ecology* 52: 577-586.
- Iversen, E., Kjærstad, E., Lindgren, K. og Rasmussen, S. 1990. Nikkel Olivin A/S. Konsekvensanalyse for mineralbryting ved Bruvannsfeltet, Ballangen. NIVA-rapport nr. 2433, 64s.
- Iversen, E., 1993. Nikkel og Olivin A.S Kontrollundersøkelser 1992. NIVA-rapport nr. 89070, 12s.
- Iversen, E.R., 1997. Nikkel og Olivin AS Kontrollundersøkelser 1996. NIVA notat av 9/4-1997 (O-94028), 13s.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. 2540, 239s.
- Lie, U. & M.M. Pamatmat, 1965. Digging characteristics and sampling efficiency of the 0.1 m² van Veen grab. *Limnol. Oceanogr.* 10:379-384.
- Molvær, J. & J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei, J.Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. *Statens forurensningstilsyn*. ISBN-nummer 82-7655-367-2. 36s.
- Nøland, S.-A. og Beck, P.Å. 1994. Resipientundersøkelser i Ballangfjorden, Teknisk Rapport nr. 94-3231 fra Det Norske Veritas Industry CD, 24s.
- Rygg, B., 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipient- vurderinger. *NIVA-rapport OF 80612*. 29 sider.

Rygg, B., 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. *NIVA-rapport nr. 3347-75*, 68 s.

Rohlf, F.J. 1989. NTSYS-pc. Numerical Taxonomy and Multivariate Analyses System. *Exeter Publishing LTD.*, New York.

6. Vedlegg

Vedlegg A. Utdrag av akkrediterte analysemetoder brukt ved NIVA

E 11. METALLER, FREONEKSTRAKSJON

Denne metoden skal benyttes når konsentrasjonen av de aktuelle metaller er for lav til at de kan bestemmes direkte, eller hvis prøven inneholder så mye løste salter at de forstyrrer ved den direkte bestemmelsen. Ved denne metoden bestemmes kadmium, kobolt, kobber, nikkel, bly og sink i sjøvann eller brakkvann. Ved tyve gangers oppkonsentrering oppnås følgende deteksjons-grenser:

Cu/Fr-Sj	25 ng	Co/Fr-Sj	5 ng
Ni/Fr-Sj	25 ng	Cd/Fr-Sj	5 ng
Pb/Fr-Sj	25 ng	Zn/Fr-Sj	1000 ng

Prøvenes pH må ikke avvike fra naturlig vann i vesentlig grad. Jerninnhold på mer enn 2 mg/l forstyrrer ved ekstraksjonen. Prøver av sterkt forurenset vann kan fortynnes og kjøres direkte på grafittovn uten ekstraksjon. Prøvene må fortynnes minst 1:100 for å unngå salteffekt ved analyse av Pb og Cd.

Prinsipp: Mange tungmetallioner danner komplekser med ammoniumpyrrolidin-1-ditio-karbamat ($C_5H_{12}N_2S_2$) (APDC) og dietylammmonium-N,N-dietylditio-karbamat ($C_9H_{22}N_2S_2$) (DDTC), som ved pH = 4 - 5 kan ekstraheres over i freon. Etter oppkonsentrering, og tilbakeekstraksjon til fortynnet salpetersyre, er prøvene stabile, og kan om nødvendig lagres over lengre tid. Selve bestemmelsen utføres med atomabsorpsjon på grafittovn.

G 6. TOTALKARBON, FORBRENNINGSMETODE

Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser

0.1% nitrogen	-	1.0 µg/mg N
0.1% karbon	-	1.0 µg/mg C

For filtre er deteksjonsgrensen avhengig av blindfilterverdiene og mengde filtrert prøve.

Prinsipp: Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N_2 -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N_2 - og CO_2 -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-programm. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

E 10-1. METALLER, SALPETERSYREOPPSLUTNING I AUTOKLAV

Denne metoden skal anvendes ved oppslutning av avløpsvann, slam og sedimenter, samt biologisk materiale. Metoden brukes for alle metaller unntatt Titan.

Prinsipp: En innveid, eller utpipetert, mengde prøve oppsluttes med salpetersyre i autoklav ved 120 °C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

E 10-2. METALLER, FLUSSYREOPPSLUTNING

Denne metoden skal anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller. Metoden brukes for følgende metaller (ikke kvikksølv): Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, V og Zn.

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme eller med grafittovn.

E 1. METALLER, FLAMME ATOMABSORPSJON

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene er så høye at de kan bestemmes direkte i flamme. Metoden omfatter bestemmelse av litium, kalium, natrium, kalsium, magnesium, sølv, aluminium, kadmium, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, nikkel, bly, og titan. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale, se forøvrig oversikten i tabell E-1. Nedre grense er bestemt delvis av øvre grense for bestemmelse med grafittovn.

Tabell E-1. Konsentrasjonsområdet for direkte bestemmelse i flamme (µg/l).

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.05	1	Li	0.005	10
Al	1.0	50	Mg	0.01	10
Ca	0.01	10	Mn	0.05	10
Cd	0.05	5	Na	0.05	10
Co	0.1	10	Ni	0.2	10
Cr	0.05	10	Pb	0.2	20
Cu	0.05	10	Sr	0.01	10
Fe	0.1	10	Zn	0.01	5
K	0.02	10			

Prinsipp: Prøver konserverte med salpetersyre, eventuelt tilsatt cesiumklorid (K) eller lantanklorid (Ca), suges inn i en luft/acetylen - lystgass/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en

"electrodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløsningers absorbanans.

E 2. METALLER, ATOMABSORPSJON GRAFITTOVN

Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering (se tabell E-1). Atomisering i grafittovn omfatter bestemmelse av sølv, aluminium, kadmiom, kobolt, krom, kobber, jern, mangan, molybden, nikkel, bly, sink, strontium og vanadium. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale. Denne forskriften skal brukes sammen med NIVA's bruksanvisning for Perkin-Elmer 2380/HGA-500. Eventuell forbehandling av prøvene er beskrevet i egne forskrifter. Tabell E-2 nedfor angir nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av de enkelte metaller med grafittovn, når det injiseres et prøvevolum på 20 μl direkte i grafittrøret.

Tabell E-2. Nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av metaller i vandige løsninger når prøven injiseres direkte i grafittovn.

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
Ag	0.5	50	Mn	0.5	50
Al	5.0	1000	Mo	5.0	100
Cd	0.1	5	Ni	5.0	100
Co	5.0	100	Pb	0.5	200
Cr	0.5	50	V	5.0	500
Cu	0.5	50	Zn	0.5	20
Fe	5.0	200	Sr	0.5	100

Prinsipp: En passende mengde prøve (20-50 μl), konservert med salpetersyre, overføres til et grafittrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøls lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløsningers absorbanans.

Vedlegg B. Feltjournal-bunnfaunaundersøkelse

Feltjournal bunnfaunaundersøkelse

Feltarbeidet i Ballangen ble utført fra F/F Hvas, innleid fra Universitetet i Tromsø, den 5-7.august 1997. Bunnfaunaundersøkelsen ble utført den 6.august. På de 4 bunnfauna stasjonene ble det tatt 4 grabbprøver (replikater) med en 0,1m² van Veen grabb. De stasjonene som lå innerst i fjorden ble tatt først.

Været var pent, lettskyet, særlig bris- ingen bølger eller nedbør. Vi hadde ingen problemer med grabben.

Stasjon 1.

17 m dyp.

Posisjon N-68° 20,649'
 E-16° 51,385'

Start/slutt: 08:20/ 09:00

- Grabb 1: Biologiprøve 1-1. Leireaktig, siltig sediment med litt skjellsand og grus. ¼ fylling, ingen lukt. Overflate lysere brun, 1-1,5cm under overflate er sedimentet mørk grå til oliven. Mye børstemark og lite av andre dyr. Olje i skyllevann.
- Grabb 2: Biologiprøve 1-2. Sediment som over. ½ fylling. Børstemark og bløtdyr. Olje i skyllevann.
- Grabb 3: Biologiprøve 1-3. Som grabb 1. ¼ fylling. Olje i skyllevann.
- Grabb 4: Biologiprøve 1-4. Som over. Børstemark, bløtdyr, eremittkreps.

Generellt for feltet; Meget finkornet og siltig sediment. Mye børstemark, lite av andre dyr. 2 bomskudd

Stasjon 2

32 m dyp.

Posisjon N-68° 21,272'
 E-16° 53,508'

Start/slutt: 09:15/ 09:35

- Grabb 5: Biologiprøve 2-1. Leireaktig, siltig sediment med litt skjellsand og grus. 1/10 fylling, ingen lukt. Overflate lysere brun, 1-1,5cm under overflate er sedimentet mørk grå til oliven. Lengre ned i sedimentet vises et klart gråblått parti. Mye børstemark og lite av andre dyr.
- Grabb 6 Biologiprøve 2-2. Sediment som over, men litt større innslag av skjellsand. 1/10 fylling. Mye børstemark.
- Grabb 7: Biologiprøve 2-3. Sediment som over med med større innslag av skjellsand.. 1/10 fylling. Mye børstemark
- Grabb 8: Biologiprøve 2-4. Som over, men større innslag av leireaktig sediment. Mye børstemark

Generellt for feltet; Stort sett liten fylling i grabben. Mulig at sediment er så hardt at grabben setter seg skjevt. Veldig finkornet sediment,- lite igjen etter skylling. Mye børstemark. Tydelig innslag av et gråblått sjikt i sedimentet, 5-8 cm ned i sedimentet. Sedimentet så og oppførte seg som leire under behandling.

Stasjon 3

91 m dyp.

Posisjon N-68° 21,940'

E-16° 56,260'

Start/slutt: 09:50/ 10:40

Grabb 9: Biologiprøve 3-1. Leireaktig, siltig sediment, overflate lysere brun, 1-1,5cm under overflate er sedimentet mørk grå til oliven. . 8/10 fylling, ingen lukt. Mindre børstemark, *Nephtys* sp., sjømus, lite dyr

Grabb 10: Biologiprøve 3-2. Sediment som over, 4/10fylling. Børstemark- bl.a. *Nephtys* sp., sjømus.

Grabb 11: Biologiprøve 3-3. Sediment som over, 8/10 fylling. Børstemark.

Grabb 12: Biologiprøve 3-4. Som over, 9/10 fylling. Børstemark, sjømus

Generelt for feltet; 3 bomskudd p.g.a. stein i kjeft. Siltig, lys brun overflate, grå-oliven under. God fylling i alle grabbene. Børstemark og sjømus tilstede.

Stasjon 4

103 m dyp.

Posisjon N-68° 23,310'

E-16° 56,756'

Start/slutt: 11:10/ 11:50

Grabb 13: Biologiprøve 4-1. Siltig sediment, overflate lysere brun, under overflate er sedimentet mørk grå til oliven. 6/10 fylling, ingen lukt. Børstemark

Grabb 14: Biologiprøve 4-2. Sediment som over, 8/10fylling. Børstemark, sjømus, kråkebolle.

Grabb 15: Biologiprøve 4-3. Sediment som over, 8/10 fylling. Børstemark,kråkebolle, slangestjerner, sjøtenner.

Grabb 16: Biologiprøve 4-4. Lys brun leireaktig sediment, ingen sjiktning. 7/10 fylling. Børstemark, sjømus, div. Pigghuder.

Generelt for feltet; 2 bomskudd p.g.a. stein i kjeft. Siltig, lys brun sediment, med overgang til leireaktig konsistens, gir en solid "kake" i grabben. God fylling i alle grabbene. Større mangfold enn lengre inn i fjorden, med et større innslag av hårdbunnsarter

Vedlegg C. Statistiske analysemetoder - bunnfauna

Faunaundersøkelse på bløtbunn- statistiske analysemetoder

Diversitetsmål

Diversitet er et begrep som uttrykker mangfoldet i dyre- og plantesamfunnet på en lokalitet. Matematisk beregnes diversiteten ved forholdet mellom antall arter og antall individer for artene. Det finnes en rekke ulike mål for diversitet. Noen tar mest hensyn til artsrikheten (mål for artsrikheten), andre legger mer vekt på inividfordelingen mellom artene (mål for jevnhet og dominans). Ulike mål uttrykker derved forskjellige sider ved dyresamfunnet. Diversitetsmål er "klassiske" i forurensningsundersøkelser fordi miljøforstyrrelser alltid påvirker samfunnets sammensetning.

Diversitetsindekser

Shannon-Wiener indeks er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

der p_i = andel individ av art i i prøven

s = antall arter.

Indeksen tar hensyn både til antall arter og mengdefordelingen mellom artene, men det synes som indeksen er mest følsom for inividfordelingen.

Hurlberts diversitetskurver

Grafisk kan diversiteten uttrykkes i form av antall arter som funksjon av antall individer. Med utgangspunkt i totalt antall arter og individer i en prøve søker man å beregne hvor mange arter man ville vente å finne i delprøver med færre individer. Diversitetsmålet blir derved uavhengig av prøvestørrelsen og gjør at lokaliteter med ulik inividtetthet kan sammenlignes direkte. Hurlbert (1971) har gitt en metode for å beregne slike diversitetskurver basert på sannsynlighetsberegning.

Formelen er

$$ES_n = \sum_{i=1}^s \left[1 - \frac{\binom{N-N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

der N = totalt antall individ i prøven

N_i = antall individ av art i

n = antall individ i en gitt prøve

s = totalt antall arter i prøven

Log-normalfordelingen - Geometriske klasser

Log-normalfordelingen er en teoretisk funksjon. I upåvirkede samfunn har individfordelingen mellom artene vist god tilpasning til denne funksjonen. Artene arrangeres etter individantall i klasser som øker i bredde med en gitt faktor. Det vanlige er å sette klasse I = 1 individ pr art, klasse II = 2-3 individer, klasse III = 4-7 individer, klasse IV = 8-15 individer, osv., slik at klassegrensene følger en geometrisk rekke med faktor 2. Når antall arter (eller prosentandel) plottes med klassene på en lineær skala, fremkommer det en kurve som uttrykker individfordelingen mellom artene i samfunnet. I prøver fra upåvirkede samfunn er det mange arter med lavt individantall, slik at kurven starter høyt på y-aksen.

En del arter har moderat individantall, mens bare noen få arter er dominerende. Det har vist seg at slike kurver fra svært ulike økosystemer faller jevnt mot x-aksen og viser god tilpasning til en avkuttet normalfordeling (Gray & Pearson, 1982). Denne fordelingen kalles "log-normal" (modifisert log-normal) fordi klassene er geometriske. Ved moderat forurensning forsvinner en del av de individfattige artene, mens noen som blir begunstiget, øker i antall. Slik flater kurven ut, og strekker seg mot høyere klasser eller den får ekstra topper.

Ved sterk forurensning blir det bare noen få, men ofte svært tallrike arter tilbake. Under slike forhold mister kurven enhver likhet med den statistiske normalfordelingen. Avvik fra normalfordelings-formen må derfor tolkes som resultat av en påvirkning, og det har vist seg at denne metoden tidlig gir utslag ved miljøforstyrrelse (forurensning).

Cluster-analyse

Analysen gir et mål på den faunistiske likheten mellom to stasjoner/replikater eller mellom to grupper av stasjoner. Likheten tar ikke hensyn til hvilke arter som opptre, men derimot til individantall og de antallmessige variasjoner mellom artene.

Analysen bygger på Bray-Curtis indeks:

$$d_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n |X_{ki} - X_{kj}|}{\sum_{k=1}^n (X_{ki} + X_{kj})}$$

der n = antall arter sammenlignet

X_{ki} = antall individ av art k på stasjon i

X_{kj} = antall individ av art k på stasjon j

Dersom indeksen er lik 1 betyr det at stasjonene som sammenlignes er helt ulike.

Indeksen ble beregnet etter at rådatamaterialet var dobbelt kvadratrot transformert. Deretter sorteres stasjoner og siden grupper av stasjoner etter graden av likhet. Forholdsvis like stasjoner danner en gruppe (cluster). Resultatet presenteres i form av en såkalt dendrogram der stasjonsmarkeringene plasseres langs X-aksen og graden av likhet/ulikhet langs Y-aksen.

Multidimensjonal skalering (MDS-analyse)

Denne metoden bygger på Bray-Curtis indeksene nevnt ovenfor og ordner likhetene/ulikhetene mellom stasjonene i et 2 eller 3 dimensjonalt koordinatsystem.

Avstanden mellom stasjonspunktene i systemet markerer den faunistiske likheten. Dess mindre avstanden mellom stasjonspunktene er, dess større er den faunistiske likheten.

Ordningen av stasjonene i koordinatsystemet starter først ved at stasjonene plasseres tilfeldig i et tenkt koordinatsystem. Deretter beregnes den egentlige avstanden, eller ulikheten, mellom stasjonene. Beregningene gjentas inntil forskjellen mellom stasjonene i konfigurasjonen er minimal i forhold til de beregnede ulikhetene. Denne forskjellen mellom den fysiske fremstillingen i koordinatsystemet, og den beregnete ulikheten bør være minst mulig og måles ved hjelp av en såkalt "stress-faktor". Metoden er beskrevet i detalj av Rohlf (1989).

Vedlegg D. Total mengde suspendert materiale i vann

Stasjon 1997	Avstand (km)	Overflate (mg/l)	15 m (mg/l)	Bunn (mg/l)
St 1	1.40	1.78		1.38
St 3	2.80	1.35	0.80	1.31
St 5a	3.80	1.70	1.25	1.27
St 5b	5.30	2.53	0.82	1.34
St 7	5.50	0.88	0.92	1.07
St 8	8.30	0.61	0.81	0.63
St 9	13.70	1.01	0.62	0.57

Vedlegg E. Målte verdier for metaller i vann på stasjoner der både filtrerte og ufiltrerte prøver ble analysert

Alle konsentrasjoner oppgitt som µg/l.

F=filtrerte prøver, U=ufiltrerte prøver

A1:Overflatevann

Stasjon	Prøve-type	A. (km)	Ni jun. 1989	Ni okt. 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As jun. 1989	As okt. 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 1	U	1.4	0,33	1,10	0,92	0,68	6,2	i.a.	i.a.	4,6	<2	1,8
St 1	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	0,61	5,25	i.a.	i.a.	i.a.	<2	1,1
St 7	U	5.5	0,32	0,97	0,4	0,84	0,42	i.a.	i.a.	5,1	<2	0,7
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	0,84	0,42	i.a.	i.a.	i.a.	<2	0,7
St 9	U	13.7	0,32	0,40	0,44	0,59	0,45	i.a.	i.a.	1,7	<2	0,6
St 9	F	13.7	i.a.	i.a.	0,42	0,54	0,50	i.a.	i.a.	5,8	<2	0,9

A2:Overflatevann

Stasjon	Prøve-type	A (m)	Pb jun. 1989	Pb okt. 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu jun. 1989	Cu okt. 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 1	U	1.4	0,340	0,18	0,27	0,116	0,16	0,63	0,42	0,54	0,66	3,65
St 1	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	0,045	0,16	i.a.	i.a.	i.a.	0,35	1,06
St 7	U	5.5	0,173	0,080	0,1	0,065	0,048	0,56	0,36	0,33	0,54	0,26
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	0,061	0,11	i.a.	i.a.	i.a.	0,45	0,80
St 9	U	13.7	0,058	0,045	0,051	0,174	0,22	0,47	0,31	0,32	0,77	0,39
St 9	F	13.7	i.a.	i.a.	0,055	0,154	0,21	i.a.	i.a.	0,37	0,77	8,90

A3:Overflatevann

Stasjon	Prøve-type	A (m)	Zn jun. 1989	Zn okt. 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd jun. 1989	Cd okt. 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 1	U	1.4	2,67	2,05	2,4	2,40	3,70	0,018	0,015	0,016	0,011	0,020
St 1	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	2,59	6,20	i.a.	i.a.	i.a.	0,010	0,023
St 7	U	5.5	1,99	3,15	1,04	3,52	0,88	0,012	0,050	0,031	0,019	0,013
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	2,08	2,20	i.a.	i.a.	i.a.	0,019	0,025
St 9	U	13.7	2,53	1,65	1,35	2,56	5,35	0,015	0,025	0,012	0,017	0,018
St 9	F	13.7	i.a.	i.a.	1,25	4,20	2,65	i.a.	i.a.	0,017	0,014	0,025

Vedlegg E (fortsettelse)

F=filtrerte prøver, U=ufiltrerte prøver

B1: Vann fra 15 m dyp.

Stasjon	Prøve- type	A (m)	Ni 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 7	U	5.5	i.a.	0,48	0,49	0,31	i.a.	3,7	<2	0,6
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	0,54	0,31	i.a.	i.a.	<2	0,6
St 9	U	13.7	i.a.	0,34	0,37	0,27	i.a.	1,9	<2	0,7
St 9	F	13.7	i.a.	0,31	0,45	0,25	i.a.	6,3	<2	1,0

B2: Vann fra 15 m dyp.

Stasjon	Prøve- type	A (m)	Pb 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 7	U	5.5	i.a.	0,18	0,071	0,045	i.a.	0,4	0,75	0,18
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	0,044	0,22	i.a.	i.a.	0,33	0,59
St 9	U	13.7	i.a.	0,21	0,118	0,13	i.a.	0,27	0,84	0,20
St 9	F	13.7	i.a.	0,074	0,099	0,22	i.a.	0,33	0,68	1,22

B3: Vann fra 15 m dyp.

Stasjon	Prøve- type	A (m)	Zn 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 7	U	5.5	i.a.	1,8	2,64	0,57	i.a.	0,021	0,023	0,013
St 7	F	5.5	i.a.	i.a.	2,16	1,0	i.a.	i.a.	0,015	0,033
St 9	U	13.7	i.a.	1,0	2,32	1,35	i.a.	0,039	0,014	0,015
St 9	F	13.7	i.a.	1,55	3,42	1,70	i.a.	0,026	0,012	0,018

Vedlegg E (fortsettelse)

F=filtrerte prøver, U=ufiltrerte prøver

C1: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	Prøve- type	A (m)	Ni jun. 1989	Ni okt. 1989	Ni 1991	Ni 1993	Ni 1997	As jun. 1989	As okt. 1989	As 1991	As 1993	As 1997
St 1/12m	U	1.4	0,28	6,50	1,46	0,83	0,38	i.a.	i.a.	7,4	<2	0,7
St 1/12	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	0,58	0,38	i.a.	i.a.	i.a.	<2	0,6
St 7/65	U	5.5	0,24	0,34	0,46	0,39	0,28	i.a.	i.a.	5,6	<2	1,0
St 7/65	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	0,27	0,28	i.a.	i.a.	i.a.	<2	1,0
St 9/99	U	13.7	0,21	0,29	0,37	0,47	0,23	i.a.	i.a.	2,8	<2	1,0
St 9/99	F	13.7	i.a.	i.a.	0,29	0,47	0,26	i.a.	i.a.	5,9	<2	1,0

C2: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	Prøve- type	A (m)	Pb jun. 1989	Pb okt. 1989	Pb 1991	Pb 1993	Pb 1997	Cu jun. 1989	Cu okt. 1989	Cu 1991	Cu 1993	Cu 1997
St 1/12m	U	1.4	0,835	0,27	0,71	0,458	0,093	0,72	0,63	1,0	0,91	0,25
St 1/12	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	0,168	0,21	i.a.	i.a.	i.a.	0,40	1,05
St 7/65	U	5.5	0,045	0,10	0,13	0,147	0,050	0,29	0,38	0,33	0,55	0,18
St 7/65	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	0,083	0,17	i.a.	i.a.	i.a.	0,30	0,51
St 9/99	U	13.7	0,033	0,035	0,15	0,103	0,030	0,23	0,21	0,34	0,69	0,16
St 9/99	F	13.7	i.a.	i.a.	0,055	0,082	0,18	i.a.	i.a.	0,27	0,64	0,91

C3: Vann innsamlet 5 m over bunnen.

Stasjon/ totaldyp (m)	Prøve- type	A (m)	Zn jun. 1989	Zn okt. 1989	Zn 1991	Zn 1993	Zn 1997	Cd jun. 1989	Cd okt. 1989	Cd 1991	Cd 1993	Cd 1997
St 1/12	U	1.4	2,04	6,85	2,7	4,72	0,88	0,014	0,80	0,021	0,013	0,013
St 1/12	F	1.4	i.a.	i.a.	i.a.	2,56	5,30	i.a.	i.a.	i.a.	0,011	0,033
St 7/65	U	5.5	0,99	1,45	0,78	1,60	0,86	0,017	0,035	0,021	0,018	0,018
St 7/65	F	5.5	i.a.	i.a.	i.a.	2,32	1,35	i.a.	i.a.	i.a.	0,016	0,053
St 9/99	U	13.7	0,94	1,50	0,55	1,84	0,72	0,017	0,023	0,014	0,022	0,018
St 9/99	F	13.7	i.a.	i.a.	1,33	3,24	1,15	i.a.	i.a.	0,018	0,017	0,023

Vedlegg F. Artslister-bunnfauna

Ballangen 1997

Stat 1

Phylum	Class	Order	Species	01	02	03	04	Sum
CNIDARIA	Hydrozoa		Hydrozoa indet.	-1				
	Anthozoa		Edwardsiidae indet.			2	1	3
NEMERTINI			Nemertini indet.		3	1	2	6
ANNELIDA	Polychaeta							
		Orbiniida	Scoloplos armiger	52	5	44	37	138
		Cossurida	Cossura longocirrata	3			2	5
		Spionida	Polydora flava	1				1
			Polydora quadrilobata	74	36	21	5	136
			Spio filicornis	328	248	136	308	1020
			Chaetozone setosa	798	184	28	9	1019
			Cirratulus cirratus			1	9	10
		Capitellida	Capitella capitata	8	2	2	4	16
			Heteromastus filiformis	340	246	160	80	826
		Phyllodocida	Eteone flava/longa	28	9	28	7	72
			Phyllodoce groenlandica	7	12	12	18	49
			Phyllodoce maculata	49	43	43	40	175
			Harmothoe imbricata	7	4	6	8	25
			Pholoe inornata	3		1	1	5
			Pholoe synopthalmica	9	2	2	3	16
			Nereimyra punctata	1		2	1	4
			Syllis sp.				1	1
			Glycera alba	1	1	1	1	4
			Goniada maculata	2	3	12	6	23
			Nephtys kersivalensis		1			1
		Eunicida	Parogia sp.	2		1		3
		Oweniida	Myriochele oculata	69	22	63	15	169
		Terebellida	Pectinaria hyperborea	2	3	1		6
		Sabellida	Euchone papillosa	7	8	2	4	21
			Laonome kroeyeri	4	1	1	2	8
CRUSTACEA								
	Copepoda							
		Calanoida	Calanoida indet.		1			1
	Malacostraca							
		Amphipoda	Corophium bonnellii				1	1
			Protomeдея fasciata		9	9	19	37
			Dyopetos porrectus			1	3	4
			Phtisica marina	1				1
		Isopoda	Pleurogonium rubicundum			1		1
		Decapoda	Pagurus bernhardus				1	1

<i>Stat</i>	<i>1 (Continued)</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>				<i>Species</i>	
<i>Phylum</i>		<i>01</i>	<i>02</i>				<i>03</i>	
		<i>04</i>	<i>Sum</i>					
MOLLUSCA	Prosobranchia	Neogastropoda						
		Buccinum undatum			1		1	
		Oenopota sp.	1				1	
	Opisthobranchia	Cephalaspidea						
		Philine sp.	2		6	3	11	
	Bivalvia	Veneroida						
		Thyasira sarsi			1	1	2	
		Parvicardium ovale	1			1	2	
		Macoma calcarea	5	6	3	2	16	
		Arctica islandica	1	4	2	6	13	
		Myoida						
		Mya arenaria	3	2	1	3	9	
		Corbula gibba				1	1	
ECHINODERMATA	Ophiuroidea	Ophiurida						
		Ophiura robusta	1	1	3		5	
		Ophiuroidea indet. juv.	2				2	
			Max:	798	248	160	308	1020
			Count:	31	26	33	34	46
			Sum:					3871

Stat 2

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Species</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>03</i>	<i>04</i>	<i>Sum</i>
CNIDARIA	Anthozoa		Edwardsiidae indet.			1		1
			Cnidaria indet.				1	1
NEMERTINI			Nemertini indet.	1	2	2		5
SIPUNCULIDA			Sipunculida indet.			1		1
ANNELIDA	Polychaeta							
		Orbiniida						
		Spionida	Scoloplos armiger	37	24	32	40	133
			Apistobranchus tullbergi				1	1
			Polydora coeca	3	1	1	1	6
			Polydora flava	2				2
			Pseudopolydora paucibranchiata	2	1			3
			Spio filicornis	402	80	184	392	1058
			Chaetozone setosa	78	8	36	34	156
		Capitellida						
			Heteromastus filiformis	85	32	20	224	361
			Rhodine loveni	4	1		2	7
			Praxillella gracilis	5		2	3	10
			Euclymeninae indet.	2			1	3
		Phyllodocida						
			Eteone flava/longa	12	12	2	8	34
			Phyllodoce groenlandica	5	12	4	17	38
			Phyllodoce maculata	42	24	32	56	154
			Harmothoe imbricata	2	16	8	2	28
			Pholoe inornata	6	1	1	2	10
			Pholoe synopthalmica	7	1		3	11
			Syllis sp.	2				2
			Glycera alba	1	1	4	9	15
			Goniada maculata	3	1	4	20	28
			Nephtys kersivalensis	1			1	2
		Eunicida						
			Parougia sp.	1	1	1	3	6
			Scoletoma fragilis				2	2
		Oweniida						
			Myriochele oculata	256	100	96	138	590
			Owenia fusiformis	2	2	1	2	7
		Terebellida						
			Pectinaria hyperborea	5	3	3	6	17
			Pectinaria koreni	1	1	1		3
			Melinna cristata	1	1	1		3
			Sabellides borealis	9		1	1	11
		Sabellida						
			Euchone papillosa	7	2	3	1	13
			Laonome kroeyeri	12			1	13
CRUSTACEA								
	Copepoda							
		Calanoida						
			Calanoida indet.	8	13			21
	Malacostraca							
		Amphipoda						
			Protomedeia fasciata	3	4		3	10
			Hippomedon denticulatus		1			1
			Westwoodilla caecula	1	2			3
			Dyopodos porrectus	10	2	1		13
		Decapoda						
			Decapoda indet. juv.	1				1
MOLLUSCA								
	Caudofoveata							
			Caudofoveata indet.				1	1

Stat 2 (continued)

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Species</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>03</i>	<i>04</i>	<i>Sum</i>
	Prosobranchia							
		Mesogastropoda	Polinices montagui	1		2	1	4
		Neogastropoda	Oenopota sp.	1			1	2
	Opisthobranchia							
		Cephalaspidea	Philine sp.	13	8	15	9	45
	Bivalvia							
		Nuculoida	Nuculoma tenuis	8	8	11	11	38
		Mytiloida	Musculus niger			2		2
		Veneroida	Thyasira pygmaea	1		2		3
			Thyasira sarsi	11	17	18	25	71
			Parvicardium minimum			1		1
			Macoma calcarea	14	18	8	6	46
			Arctica islandica	1				1
		Myoidea	Mya arenaria	1				1
BRYOZOA								
			Bryozoa indet.		-1	-1		
ECHINODERMATA								
	Ophiuroidea							
		Ophiurida						
			Ophiura affinis		1	1		2
			Ophiura carnea	1			1	2
			Ophiura robusta		1			1
			Ophiuroidea indet. juv.			1		1
			Max:	402	100	184	392	1058
			Count:	45	35	36	36	58
			Sum:					3005

Stat 3

Phylum	Class	Order	Species	01	02	03	04	Sum
CNIDARIA			Cnidaria indet.	1	3			4
			NEMERTINI					
SIPUNCULIDA			Nemertini indet.	4	3	4	2	13
			Phascolion strombus				1	1
ANNELIDA	Polychaeta							
		Orbiniida						
			Scoloplos armiger	4	42	39	27	112
			Aricidea sp.	2	4			6
		Cossurida						
			Cossura longocirrata	1				1
		Spionida						
			Polydora coeca				6	6
			Polydora cornuta	10	16	29	17	72
			Polydora quadrilobata				6	6
			Prionospio cirrifera	12	74	56	143	285
			Pseudopolydora paucibranchiata	1				1
			Spio filicornis	5	28	1		34
			Chaetozone setosa	4	3			7
			Tharyx sp.			1		1
		Capitellida						
			Heteromastus filiformis	98	1052	196	304	1650
			Rhodine loveni	7	5	3		15
			Petaloproctus tenuis	3	1	1		5
			Maldane sarsi	5	7	18	22	52
			Maldane sp.	6	5	3		14
			Praxillella gracilis	1				1
		Opheliida						
			Scalibregma inflatum	1				1
		Phyllodocida						
			Eteone flava/longa	2				2
			Phyllodoce maculata	1				1
			Harmothoe imbricata	2		2		4
			Pholoe inornata	3	1	1		5
			Pholoe synopthalmica		3			3
			Exogone verugera	4	9			13
			Syllis sp.				1	1
			Goniada maculata	3	22	4	13	42
			Nephtys kersivalensis	2	4	9	3	18
			Nephtys sp.	5			2	7
		Eunicida						
			Scoletoma fragilis	1				1
		Oweniida						
			Myriochele oculata	205	258	168	176	807
			Owenia fusiformis	2	1	4		7
		Terebellida						
			Pectinaria hyperborea	5	3	4	3	15
			Amage auricula	3			2	5
			Samythella neglecta	3	7	2	4	16
		Sabellida						
			Chone sp.	1		1		2
			Euchone papillosa	2	1	1		4
			Sabella sp.	2	1			3
			Sabellidae indet.	2	3	1	2	8
CRUSTACEA								
	Ostracoda							
			Ostracoda indet.				1	1
	Copepoda							
		Calanoida						
			Calanoida indet.	1		1		2
	Malacostraca							
		Cumacea						
			Eudorella sp.		1	1	1	3
			Leucon nasicooides	3	1		3	7
			Diastylodes biplicata	3	1		3	7
			Diastylodes serrata			1		1
		Amphipoda						

Stat 3 (continued)

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Species</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>03</i>	<i>04</i>	<i>Sum</i>
			Hippomedon denticulatus		6		1	7
			Tryphosites longipes	1	1	1	2	5
			Melphidippa borealis			1		1
			Arrhis phyllonyx			2		2
			Monoculodes sp.	1	1			2
			Dyopodos porrectus	1			1	2
			Laetmatophilus tuberculatus	7	1			8
		Decapoda						
			Paguridae indet.		1		1	2
			Decapoda indet. juv.		1			1
MOLLUSCA								
	Caudofoveata							
			Caudofoveata indet.	1	1		4	6
	Opisthobranchia							
		Cephalaspidea						
			Philine sp.	1		1	1	3
	Bivalvia							
		Nuculoida						
			Nuculoma tenuis	2	6	2	1	11
			Nuculana minuta	1				1
			Yoldiella philippiana	1		1	2	4
		Veneroida						
			Thyasira ferruginea			1		1
			Thyasira pygmaea	1	4	3	2	10
			Thyasira sarsi	17	16	25	6	64
			Macoma calcarea	10	13	4	2	29
			Abra sp.	2				2
	Scaphopoda							
		Dentaliida						
			Antalis sp.		1			1
ECHINODERMATA								
	Ophiuroidea							
		Ophiurida						
			Ophiura carnea			1		1
			Ophiura robusta				1	1
			Ophiuroidea indet. juv.	2	3		2	7
	Echinoidea							
		Spartangoida						
			Brisaster fragilis		1			1
			Echinocardium flavescens	1	2		2	5
			Max:	205	1052	196	304	1650
			Count:	53	43	36	36	72
			Sum:					3449

Stat 4

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Species</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>03</i>	<i>04</i>	<i>Sum</i>
FORAMINIFERA								
			Foraminifera indet.				-1	
NEMERTINI								
			Nemertini indet.	2	1			3
NEMATODA								
			Nematoda indet.	1				1
SIPUNCULIDA								
			Phascolion strombus		1	1	2	4
ANNELIDA								
	Polychaeta							
		Orbiniida						
			Aricidea sp.	1				1
			Paraonis gracilis		1			1
		Spionida						
			Polydora quadrilobata	1	1			
			Prionospio cirrifera	12	9	92	17	130
			Spio filicornis	2				2
			Chaetozone setosa	13	9	44	8	74
			Cirratulus cirratus	4				4
			Tharyx sp.			1		1
		Capitellida						
			Heteromastus filiformis	63	173	152	56	444
			Rhodine loveni		1		1	2
			Petaloproctus tenuis			1		1
			Maldane sp.		1			1
		Opheliida						
			Polyphysia crassa		1			1
		Phyllodocida						
			Eteone flava/longa		1			1
			Phyllodoce groenlandica		1	1		2
			Polynoidae indet.		1			1
			Pholoe inornata	1	1			2
			Pholoe synophthalmica	1			1	2
			Goniada maculata	3	2			5
			Nephtys hombergi	1	1	1		3
			Nephtys kersivalensis	1	2	1	2	6
			Nephtys sp.	2				2
			Sphaerodorum gracilis	1				1
		Amphinomida						
			Paramphionome jeffreysii	1	1		1	3
		Eunicida						
			Nothria conchylega		6			6
			Lumbrineris sp.				1	1
		Oweniida						
			Myriochele oculata	5	6	8	8	27
		Flabelligerida						
			Brada sp.	2	4	1	1	8
		Terebellida						
			Pectinaria hyperborea			1	1	2
			Amage auricula	1	1			2
			Amphicteis gunneri	1	1	1		3
			Sabellides borealis	1	2			3
			Samythella neglecta	1	1		1	3
			Terebellidae indet.	1				1
		Sabellida						
			Sabella sp.	2	2		2	6
CRUSTACEA								
	Copepoda							
		Calanoida						
			Calanoida indet.	1				1
	Malacostraca							
		Cumacea						
			Eudorella sp.		1			1
			Leucon nasicooides	1	1	2	2	6
			Diastylis sp.	2	2			4
			Diastylodes biplicata				1	1
			Diastylodes serrata				1	1

Stat 4 (continued)

<i>Phylum</i>	<i>Class</i>	<i>Order</i>	<i>Species</i>	<i>01</i>	<i>02</i>	<i>03</i>	<i>04</i>	<i>Sum</i>
		Amphipoda						
			Ampelisca aequicornis				1	1
			Ampelisca macrocephala	1				1
			Erichthonius sp.			1		1
			Lysianassidae indet.		1			1
			Eriopisa elongata	4	3			7
			Harpinia sp.	1			1	2
			Laetmatophilus tuberculatus	3			1	4
			Phtisica marina	1			1	2
		Isopoda	Gnathia sp.	3	1	1		5
		Decapoda						
			Paguridae indet.	1				1
			Decapoda indet. juv.	2				2
MOLLUSCA								
	Caudofoveata							
			Caudofoveata indet.	1	6	2	7	16
	Prosobranchia							
		Mesogastropoda						
			Polinices montagui		1		1	2
		Heterogastropoda						
			Haliella stenostoma	1				1
	Opisthobranchia							
		Cephalaspidea						
			Philine sp.			3		3
	Bivalvia							
		Nuculoida						
			Nuculana minuta			2		2
			Yoldiella philippiana				1	1
		Mytiloida						
			Musculus niger			1		1
		Ostreoidea						
			Delectopecten vitreus				1	1
		Veneroidea						
			Thyasira ferruginea	2				2
			Astarte sulcata			1		1
			Macoma calcarea			1	1	2
			Abra sp.	1				1
	Scaphopoda							
		Dentaliida						
			Antalis sp.	3	2	2		7
BRACHIOPODA								
			Brachiopoda indet.				1	1
BRYOZOA								
			Bryozoa indet.				-1	
ECHINODERMATA								
	Ophiuroidea							
		Ophiurida						
			Amphiura chiajei				1	1
			Amphiura filiformis		1			1
			Ophiura affinis	1				1
			Ophiura sarsii			1	1	2
			Ophiuroidea indet. juv.		3	2		5
	Echinoidea							
		Echinoida						
			Strongylocentrotus droebachiensis		1			1
		Spartangoida						
			Echinocardium cordatum		1	2	2	5
			Echinocardium flavescens	2	3	3	3	11
			Max:	63	173	152	56	444
			Count:	42	40	27	33	79
			Sum:					870
						TOTALS:	Max:	1650
							Sum:	11195

Vedlegg G. Bløtbunnsfauna - Statistiske data 1997 og 1991

Statistiske data 1997:

Hurlberts indekser:	St 1	St. 2	St. 3	St. 4
ES10	5,1	5,5	4,4	4,8
ES20	7,1	8,1	6,5	7,5
ES50	10,7	12,8	10,8	13,7
ES100	14,2	17,7	15,9	21,9
ES200	18,6	23,8	23,1	34,5
ES500	25,9	33,2	36,1	58,0
ES1000	31,9	41,0	47,7	75,0

Geometrical classes:

interv.	stations. classes	St.1	St.2	St.3	St.4
1	1	10	11	17	32
2,3	2	5	13	11	22
4-7	3	8	6	20	14
8-15	4	5	9	8	2
16-31	5	6	3	3	2
32-63	6	2	5	3	0
64-127	7	1	1	3	1
128-255	8	4	3	0	1
256-511	9	0	1	1	1
512-1023	10	3	1	1	0
1024-2047	11	0	1	1	0
2048-	12	0	0	0	0

BRAY-CURTIS:

Stasjoner (1997)

OTU	Level
1	0.330
2	0.611
3	0.501
4	-----

	1	2	3	4
1	0.00			
2	0.33	0.00		
3	0.59	0.48	0.00	
4	0.69	0.68	0.50	0.00

Tests for association:

Matrix correlation: r = 0.83642
 (= normalized Mantel statistic Z)

Replikater (1997)

OTU	Level
1_01	0.235
1_02	0.253
1_03	0.193
1_04	0.384
2_01	0.199
2_04	0.275
2_02	0.218
2_03	0.599
3_01	0.273
3_02	0.342
3_03	0.377
3_04	0.706
4_01	0.412
4_02	0.520
4_03	0.477
4_04	-----

	1_01	1_02	1_03	1_04	2_01	2_02	2_03	2_04	3_01	3_02	3_03	3_04	4_01	4_02	4_03	4_04
1_01	0.00															
1_02	0.23	0.00														
1_03	0.23	0.22	0.00													
1_04	0.28	0.28	0.19	0.00												
2_01	0.37	0.36	0.35	0.38	0.00											
2_02	0.42	0.39	0.31	0.39	0.24	0.00										
2_03	0.43	0.45	0.36	0.42	0.27	0.22	0.00									
2_04	0.39	0.36	0.35	0.42	0.20	0.30	0.28	0.00								
3_01	0.63	0.63	0.61	0.63	0.51	0.51	0.52	0.49	0.00							
3_02	0.64	0.63	0.63	0.67	0.57	0.54	0.58	0.51	0.27	0.00						
3_03	0.65	0.64	0.61	0.66	0.54	0.53	0.55	0.50	0.35	0.33	0.00					
3_04	0.67	0.67	0.63	0.68	0.64	0.61	0.63	0.63	0.40	0.35	0.38	0.00				
4_01	0.78	0.74	0.72	0.72	0.74	0.73	0.73	0.72	0.57	0.56	0.71	0.64	0.00			
4_02	0.74	0.72	0.74	0.75	0.73	0.76	0.73	0.70	0.61	0.59	0.69	0.60	0.41	0.00		
4_03	0.71	0.71	0.73	0.78	0.76	0.76	0.71	0.71	0.65	0.63	0.67	0.59	0.58	0.47	0.00	
4_04	0.78	0.75	0.80	0.82	0.77	0.77	0.81	0.73	0.62	0.61	0.68	0.61	0.52	0.51	0.48	0.00

Stasjoner 1991 og 1997

OTU	Level
1_91	0.445
1_97	0.268
2_97	0.567
2_91	0.616
3_97	0.472
4_97	0.727
3_91	0.550
4_91	-----

	1_91	2_91	3_91	4_91	1_97	2_97	3_97	4_97
1_91	0.00							
2_91	0.51	0.00						
3_91	0.75	0.65	0.00					
4_91	0.80	0.75	0.55	0.00				
1_97	0.35	0.58	0.77	0.87	0.00			
2_97	0.55	0.60	0.76	0.87	0.27	0.00		
3_97	0.65	0.68	0.55	0.71	0.54	0.47	0.00	
4_97	0.65	0.67	0.66	0.59	0.63	0.65	0.47	0.00

Statistiske data 1991:

Ballangen 1991

<i>st.nr.</i>	1	2	3	4
no. ind.	4219	404	632	1068
no. spe.	38	34	75	105
A/S	111	12	8	10
Pielou	0,5	0,6	0,5	0,7
Shannon-Wiener:	2,6	2,9	3,4	5,0
ES10	4,5	5,0	5,1	7,9
ES20	6,3	7,2	8,8	13,2
ES50	9,3	11,6	17,9	24,1
ES100	11,9	16,6	29,2	36,1
ES200	15,0	23,9	44,4	51,5
ES500	20,2	34,0	68,6	76,6
ES1000	25,2	34,0	75,0	102,1

Geometrical classes

int.	<i>st. cla.</i>	1	2	3	4
	1	10	16	27	45
2,3	2	8	10	22	16
4- 7	3	4	1	17	17
8- 15	4	4	2	6	14
16- 31	5	2	3	2	6
32- 63	6	2	0	0	3
64-127	7	2	1	0	3
128-255	8	3	1	0	1
256-511	9	1	0	1	0
512-1023	10	1	0	0	0
1024-2047	11	1	0	0	0
2048-	12	0	0	0	0

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3784-98

ISBN 82-577-3357-1