



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 496|92

Oppdragsgiver

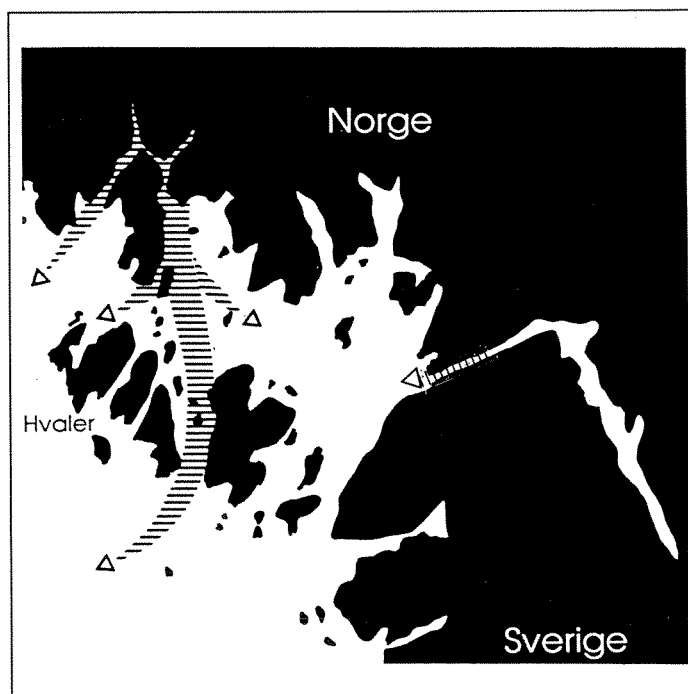
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA

Overvåking av Hvaler-Single- fjorden og munningen av Iddefjorden 1990

Sedimenterende materiale,
bunnsedimenter, bløtbunns-
fauna og diagnostisk
undersøkelse av skrubbe



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	
O-900342	O-900343
O-900349	O-900347
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2791	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Brevikveien 5	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 95 21 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. (Overvåkingsrapport nr. 496/92) TA - 871/1992	Dato: 26.6.92	Trykket: NIVA 1992
Forfatter(e): Halvor Hektoen Aud Helland Kristoffer Næs Brage Rygg	Faggruppe: Marinøkologisk	Geografisk område: Østfold
	Antall sider: 95	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	---

Ekstrakt: Foreliggende undersøkelse omfatter fire delundersøkelser innenfor Hvalerøyene i 1990. De samme undersøkelsene skal gjentas i 1994. Undersøkelser av sedimenterende materiale og bunnsedimenter viste moderat overkonsentrasjon av metallene krom, kobber, jern, sink, bly og kvikksølv. Belastningen økte sørover ut Løperen. Innholdet av organiske miljøgifter i bunnsedimentene var også moderat. Sammenlignet med undersøkelser fra 1980 er innholdet av de fleste metallene redusert. Analyser av en aldersdatert sedimentkjerne viste at området innenfor Hvalerøyene hadde de høyeste metallkonsentrasjonene på 1960 - 70 tallet. Sedimentene i munningen av Iddefjorden var markert forurenset av kadmium og organiske miljøgifter. Bløtbunnsfaunaen viste markert til sterk forurensningspåvirkning i de dype bassengene i nordlige del av Løperen. Påvirkningen avtok sørover ut Løperen. Faunasammensetningen indikerte dårlige oksygenforhold. Årsaken til sårddannelser, hale og finneråte på skrubbeflyndre antas å ha vært en infeksjons epidemi. Hyppigheten av infisert fisk avtok utover sommeren og høsten.

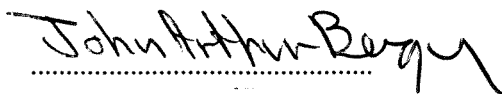
5 emneord, norske

1. Overvåking
2. Sedimenterende materiale
3. Bunnsedimenter
4. Bløtbunnsfauna
5. Skrubbeflyndre

5 emneord, engelske

1. Monitoring
2. Settling matter
3. Sediments
4. Soft bottom fauna
5. Flounder

Prosjektleder



John Arthur Berge

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2168-9

Forord

Denne rapporten er en del av et større undersøkelsesprogram underlagt Statlig program for forurensningsovervåking (SFT) for Hvaler - Singlefjordområdet.

Det endelige innholdet i dette programmet ble etter en høringsrunde fastlagt i NIVA's programforslag til SFT av 9.5.1990. Dette programmet omfatter i alt 8 delundersøkelser som NIVA skal gjennomføre i perioden 1990-1995:

- (i) Hydrografi og satellittdata (prosjektleder J. Magnusson)*
- (ii) Sedimentundersøkelser (prosjektleder A. Helland)*
- (iii) Sedimenterende materiale (prosjektleder K. Næs)*
- (iv) Bløtbunnsfauna (prosjektleder B. Rygg)*
- (v) Gruntvannssamfunn (prosjektleder F. Møy)*
- (vi) Dykkerundersøkelser (prosjektleder M. Walday)*
- (vii) Miljøgifter i organismer (prosjektleder J.A. Berge)*
- (viii) Diagnostisk undersøkelse av skrubbe (prosjektleder H. Hektoen)*

Denne rapporten omhandler resultatene fra delundersøkelse ii, iii, iv og viii. Delrapport for undersøkelser av "miljøgifter i organismer" er tidligere rapportert (rapport 446/91 i statlig program for forurensningsovervåking) Tilsvarende undersøkelser vil bli utført i 1994 med sluttrapportering i 1995.

Administrativ prosjektleder for samtlige delprosjekter er J.A. Berge.

En takk rettes til Tjärnö marinbiologiske stasjon og manskapet på Nereus for godt samarbeid i forbindelse med utsetting og opptak av sedimentfeller.

NIVA, 26 juni 1992

Halvor Hektoen - Aud Helland - Kristoffer Næs - Brage Rygg

Innhold

Forord.....	2
Konklusjoner og sammendrag.....	4
INNLEDNING	8
MÅLSETTING.....	9
STASJONSVALG, FELTARBEID OG METODER	10
Sedimentfellemålinger.....	10
Bunnsedimenter	12
Bløtbunnsfauna.....	15
Diagnostisk undersøkelse av skrubbe.....	17
RESULTATER OG DISKUSJON	18
Sedimentfellemålinger.....	18
Mengde sedimentert materiale.....	18
Kjemisk sammensetning av sedimentfelle materialet.....	18
Årlig sedimentasjon.....	25
Bunnsedimenter	26
Visuell beskrivelse av sedimentene	26
Parallele prøver på utvalgte stasjoner	27
Sedimentenes kornfordeling.....	28
Organisk innhold, pH og Eh.....	29
Metallinnhold	32
Innhold av metaller i overflatesedimentene innenfor Hvalerøyene. .	33
Innhold av metaller i overflatesedimentene utenfor Øra.....	42
Innhold av metaller i overflatesedimentene i Iddefjorden.....	42
Vertikalfordeling av metaller i sedimentene.....	43
Innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	48
Innhold av klororganiske forbindelser	48
Pentaklorbenzen (5-CB).....	48
Heksaklorbenzen (HCB)	48
Polyklorerte bifenyler (PCB).....	49
Alfa-heksaklorcykloheksan (α-HCH), lindan (γ-HCH), p,p-DDE og p,p-DDD	49
Oktaklorstyren (OCS)	50
Harpikssyrer, klorfenoler og klorguajakoler.....	50
Sedimentenes akkumulasjonshastigheter - basert på bly-210 datering..	54
Bløtbunnsfauna	57
Sedimenter.....	57
Faunaens artssammensetning og likhet blant stasjonene	58
Artsmangfold, individtetthet, biomasse	63
Klassifisering av tilstand	67
Sammenligning med tidligere undersøkelser	68
Diagnostiske undersøkelser av skrubbe.....	69
Generelt	69
Observasjoner på skrubbe i Hvaler-området	70
Tolking og diskusjon av undersøkelsen	72
REFERANSER	75

Konklusjoner og sammendrag

Undersøkelser av sedimenterende materiale fanget opp vha. sedimentfeller i Løperen og Singlefjorden i 1990 viste en svak overkonsentrasjon av krom og noe sterkere for kobber. Materiale var nær uforurenset av jern og titan. Belastningen av jern og krom viste en reduksjon siden 1983. Sedimenteringen av jern, aluminium, titan, krom og kobber var større i Løperen enn i Singlefjorden.

Basert på forslag til klassifisering av forurensningsgrad kunne bunnsedimentene innenfor Hvalerøyene i 1990 karakteriseres som moderat forurenset av jern, sink, kobber, bly og kvikksølv med generelt økende verdier utover i Løperen. Området var ikke forurenset av krom, nikkel og kadmium. Sammenlignet med analyser fra 1980 var innholdet av de fleste metallene markert redusert. Historisk sett startet metallforurensningen innenfor Hvalerøyene rundt århundreskiftet og nådde et maksimum på 1960 til 1970 tallet. Sedimentene ytterst i Iddefjorden var i 1990 markert forurenset av kadmium og organiske miljøgifter. Innholdet av organiske miljøgifter innenfor Hvalerøyene var moderat, flere klororganiske forbindelser var markert redusert siden 1980. Innholdet av stoffer spesifikke for celluloseindustrien var lavt i forhold til sammenlignbare resipientområder.

Bløtbunnfaunaen var markert til sterkt forurensningspåvirket i nordlige del av Løperen, moderat påvirket i midtre del, og lite påvirket i sørlige del. Østover i det sentrale Hvalerområdet var påvikningen moderat til markert, men liten i Skjebergkilen. De belastede områdene hadde fauna med tolerante arter typisk for høyt organisk innhold og dårlige oksygenforhold.

Skrubbeflyndre fanget i Øraområdet våren 1990 hadde hyppig forekomst av sårdannelser, mens flyndre fra Singlefjorden hadde hyppig forekomst av hale- og finneråte. Årsaken antas å være en infeksjøs epidemi. Hyppigheten avtok markert utover sommeren og høsten.

Basert på sedimentfellemålinger, prøver av bunnsedimenter og bløtbunnsfauna søker denne rapporten å gi en oversikt over dagens forurensningssituasjon innenfor Hvalerøyene og sammenligne dette med situasjonen i 1980 (1983). I tillegg er det gjort diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Disse resultatene skal danne grunnlaget for å vurdere effekter av planlagte utslippsreduksjoner ved bedrifter i området de nærmeste årene.

1. Sedimentfellemålinger ble utført på 4 stasjoner. Det sedimenterende materialet var ikke påvirket av jern eller titan forurensning. Krom- og kobber-innholdet var forhøyet i forhold til uforurensete sedimenter, henholdsvis 2 og 4-6 ganger høyere enn bakgrunn. Sammenlignet med målinger i 1983 har belastningen av jern og krom avtatt, krombelastningen var halvert. Kobberinnholdet var imidlertid uforandret.

Sedimentasjonsratene var høyere i 1983 enn i 1990. Fellemålingene viser en reduksjon fra ca. 10 g/m²/døgn til 3-5 g/m²/døgn. Løperen har større sedimenttilvekst enn Singlefjorden. Sedimentasjonsratene av jern, aluminium, titan, krom og kobber var betydelig høyere i Løperen enn i Singlefjorden. Det prosentvise innholdet av karbon var imidlertid lavest i Løperen, pga. fortykning av uorganisk materiale. Det organiske materialet var i hovedsak av marin opprinnelse.

2. Bunnsedimentene bestod i hovedsak av finkornet materiale med lite innhold av sand. Sedimentene viste lavest innhold av organisk materiale i Glommas munningsområde, pga. størst tilførsel av leire til dette området. Andelen av organisk karbon som kommer fra land var som ventet størst i Glommas munningsområde.
3. Ved å klassifisere sedimenter etter økende innhold av metaller eller organiske miljøgifter fra ikke forurenset, via moderat, via markert, til sterkt forurenset, kan sedimentene innenfor Hvalerøyene karakteriseres som moderat forurenset av jern sink og kobber. Dette gjaldt også kvikksølv med unntak av en stasjon ytterst i Løperen som kan betegnes som markert forurenset. Området kan betegnes som ikke forurenset til moderat forurenset av bly, og uforurenset av krom, nikkel og kadmium. Sedimentene utenfor Øra var grovkornete og hadde derfor lavt innhold av metaller. Regner man med at alt av metaller var knyttet til finfraksjonen av sedimentet, hadde dette området de høyeste metallverdiene. Øra området kan da karakteriseres som markert forurenset av bly og moderat forurenset av de øvrige analyserte metallene. Sammenlignes forurensningssituasjonen med situasjonen i 1980 var innholdet av sink, bly, krom, kadmium og kvikksølv markert redusert, mens innholdet av jern, titan og kobber var uendret. Dette stemmer godt overens med reduksjonene i utslipp de siste 5 år fra Kronos Titan A/S og Borregaard A/S.
Sedimentene i ytre deler av Iddefjorden kan karakteriseres som markert forurenset av kadmium, og moderat forurenset av bly, sink, kobber og kvikksølv.
4. Sedimentene innenfor Hvalerøyene kan karakteriseres som uforurenset til moderat forurenset av tjærestoffer (PAH), og er derved ikke vesentlig forandret siden 1980. Verdiene innenfor Hvalerøyene var lavere enn verdier registrert utenfor øyene og sørover mot Väderöarna i 1989.
5. Sedimentene kan karakteriseres som svakt til moderat forurenset av klororganiske forbindelser. Innholdet av 5-CB, HCB og PCB er markert redusert siden 1980 (med forbehold om analytiske usikkerheter for PCB). Verdiene var i samme størrelsesorden som registreringer utenfor øyene og sørover mot Väderöarna i 1989. Sedimentene i Iddefjorden kan karakteriseres som moderat forurenset til markert forurenset av klororganiske forbindelser.
6. Innholdet av harpikssyrer og fenolære forbindelser (klorfenoler, klorcatekoler og klorguajakoler), alle stoffer spesifikke for celluloseindustrien, var lavt i sedimentene. Nivåene lå lavere enn tilsvarende registreringer gjort i Oslofjorden. Det totale innholdet av fenolære forbindelser var høyest i sentrale deler av Løperen, mens innholdet av harpikssyrer var høyest i Singlefjorden. Klorfenoler har en tendens til å knytte seg til relativt store partikler, og når derfor ikke så langt fra utslippet før de sedimenterer. Harpikssyrer kan ha samme egenskap som andre mikroforurensninger og knytte seg til små partikler. Disse vil derved nå lenger før de sedimenterer. Borregaard A/S har en større påvirkning på sedimentene i Løperen enn Iddefjorden med Saugbrugsforeningen har på Singlefjorden. Forekomsten av harpikssyrer kan imidlertid tyde på en tilførsel fra Iddefjorden.
7. Sedimenttilveksten basert på aldersdatering av kjerner ble beregnet til ca. 3 kg/m²/år både i Løperen og Singlefjorden.
8. Metallinnholdet nedover i sedimentene ble analysert på den ene kjernen som ble aldersdatert. Innholdet av alle analyserte metaller har økt siden århudreskiftet, med

unntak av nikkel som lå på samme nivå som for \approx 300 år siden. Innholdet av kvikksølv, kadmium, bly og sink begynte å øke rundt århundreskiftet og nådde maksimumkonsentrasjoner på 1960 - 70-tallet. Fra 1970-tallet har nivåene sunket til dagens nivåer. Kobber viser en noe annen opptreden med jevn økning opp til dagens nivå fra århundreskiftet. Krom, jern og titan viser nok en annen opptreden, - innholdet av disse metallene begynte først å øke på 1960 -70-tallet.

9. Undersøkelsene av bløtbunnfauna i 1990 viste markert til sterk forurensningspåvirkning i nordlige del av Løperen, moderat påvirkning i midtre del, og liten påvirkning i sørlige del av Løperen. På to av stasjonene var tilstanden bedre i 1990 enn i 1980-82, men lokale stedsgradienter eller naturlige variasjoner i det estuarine systemet kan også være forklaringer på forskjellene.

I området mellom Ramsøy og Singløy (det sentrale Hvalerområdet) var det en moderat eller markert påvirkning. På den ene stasjonen like øst for Ramsøy var det en betydelig forbedring sammenlignet med tilstanden i 1980, da det bare fantes to forurensningstolerante arter der. Forskjellen i faunaen tyder på bedre oksygenforhold i 1990. Dette kan skyldes mindre organisk belastning enn i 1980, men kan også ha vært forårsaket av gunstigere hydrografiske betingelser. Sedimentfelldata fra Løperen viste (ca. 3 ganger) høyere sedimentasjon i 1983 enn i 1990.

I det dypeste partiet i Singlefjorden (stasjonen øst for Singløy) var artsmangfoldet forholdsvis normalt i 1980, men var redusert i 1990. Dette kan tyde på dårligere oksygenforhold i 1990.

På stasjonen i Skjebergkilen og utenfor munningen av Iddefjorden var det en forholdsvis upåvirket fauna både i 1980 og 1990.

På stasjonen i Leira vest for selve Hvalerområdet var artsmangfoldet normalt i 1980, men redusert i 1990.

10. Skrubbeflyndre ble fanget fra to områder innefor Hvalerøyene samt Øraområdet og i Singlefjorden våren 1990. Endel av fisken ble prøvetatt på stedet, og endel ble fraktet til NIVA Marin forskningsstasjon Solbergstrand for å følge utviklingen av sårdannelse over tid.

I undersøkelsesperioden var det forskjellig opptreden av skadene i og med at sårdannelse var dominerende på fisk fra Øraområdet, og hale- og finneråte var mest utbredt på fisk fra Singlefjorden. Det ble imidlertid fanget inn for lite fisk til å kunne si om dette representerer sikre forskjeller.

Fra begge områder var fisken avmagret. Det ble målt lave blodsukkerverdier som også tyder på dårlig ernæringstilstand og utmattethet, verdiene var forskjellig på fisk med og uten sår. Sårdannelene var både ferske med begynnende småblødninger i og under huden, større velavformede ferske, blodrøde sår, samt mer kroniske stadier av sår. Hos enkelte fisk kunne det ses arrdannelser etter gamle sår.

Fisk som ble fanget utover sommeren og høsten manglet de typiske sårene, men det var relativt hyppig å se arrdannelser på fisk som sannsynligvis hadde overlevd sårskaden.

Avtagende sykdomstegn tolkes som en endring i styrken på årsaksforholdet(ene) eller at fisken etterhvert har opparbeidet motstand mot årsaksforholdene.

Undersøkelsene viser at *Vibrio* spp. var den mest sannsynlige årsaken til sårdannelse på skrubbeflyndre innenfor Hvalerøyene.

Årsaksforholdene til utbrudd av epidemier som i dette tilfellet i Hvalerområdet, er ofte sammensatte. Det kan være både ytre og indre forhold hos fisken som medfører masseutbrudd. Av indre forhold kan nevnes svekket motstand pga. dårlig ernæring og "stresstilstander" som ved kjønnsmodning og gyting. Ytre miljøfaktorer som spiller inn på forekomsten av sykdom (prevalensen) kan være både naturlige miljøvariasjoner og forurensningskilder. Høy fisketetthet som ved gyting og hos stimfisk vil medføre bedre forhold for spredning av smitte. Det var markant redusert frekvens av sår på flyndrene utover sommeren og høsten. Årstidsvariasjonene støtter antagelsen om at lidelsen skyldes en infeksjøs epidemi.

14. I området innenfor Hvalerøyene, hvor de miljømessige variasjonene er godt overvåket, samt at det er foretatt omfattende registreringer mht. fremmedstoffer i villfisk, burde videre undersøkelser på relasjoner mellom miljøforhold, forurensning og sårforekomst på viltlevende fisk ligge godt til rette.

1. INNLEDNING

Denne undersøkelsen tar for seg sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnfauna i et 240km² stort område innenfor Hvaler's skjærgård, som omfatter områdene Leira, Løperen og Singlefjorden. I tillegg er det gjort orienterende analyser av bunnsedimenter i ytre deler av Iddefjorden, og undersøkelser av skrubbeflyndre fra Øra området og Singlefjorden med tanke på å granske den sår-dannelsen som tidligere er blitt observert på skrubbe i dette området.

Partikler som svever i vannmassen vil før eller siden sedimentere og bygge opp sedimentene på bunnen som danner livsgrunnlag for bløtbunnsfauna og bunnfisk. Materiale som sedimenterer kan fanges opp i sedimentfeller over en periode, og gi informasjon om tilførselen av forurensningskomponenter over perioden. Sedimentene på bunnen lagrer materialet som er tilført i kronologisk rekkefølge, forutsatt at de ikke forstyrres etter avsetning, og kan gi en historisk beskrivelse av forurensningstilførselen. Forurensningsbelastning på sedimentene vil kunne gi seg utslag i bløtbunnsfaunaen og i sykdomsbildet hos bunnfisk.

NIVA har tidligere gjort undersøkelser i Hvalerområdet som omfattet vannmassene, bunnen og biologiske forhold (Knutzen og medarb., 1974), (Skei, 1984), (Næs, 1983) og (Skei, 1987). Glommas munningsområde, Øra-området og øvre del av Løperen ble den gang karakterisert som sterkt forurenset. Denne karakteristikken må ikke forveksles med klassifiseringssystemet som brukes i dag.

Siste tilstandsrapport om Iddefjorden forelå i 1986 (Knutzen, 1986). Vannkvaliteten ble karakterisert som ikke tilfredstillende, med råttent bunnvann og redusert organismsamfunn.

Det har vært rapportert høy frekvens av sår og finneråte på skrubbeflyndre i Hvalerområdet. I en undersøkelse utført av Monfelt og Lindestrøm (1989) ble frekvensen av sår på skrubbeflyndre funnet å være opp mot 30%.

Det foreligger en plan for nedre Glomma fra Miljøverndepartementets side som vil medføre betydelige belastningsreduksjoner i Hvalerområdet. Endel tiltak er allerede igangsatt. Kronos Titan A/S har redusert sine utslipp av tynn-syre og metaller med ca. 90% (iverksatt 1/5-90). Borregaard A/S er pålagt å redusere sine utslipp av organisk stoff og klororganiske stoffer med 50%. Ved Saugbrugsforeningen i Halden opphørte utslippet av klororganiske forbindelser til vann etter nedleggelsen av cellulosefabrikken juni 1991. I forbindelse med igangsettelsen av den nye papirfabrikken vil utslippet av KOF (kjemisk oksygen forbruk) bli redusert med 75% i forhold til utslippsnivået i 1990. Utslippet av suspendert stoff vil bli redusert med 50% i forhold til utslippsnivået i 1990. Det kommunale renseanlegget for kloakk for Sarpsborg og Fredrikstad ble igangsatt november 1989, og reduserte belastningen på resipienten fra 110.000 p.ekv. til 35.000 p.ekv. Landbrukets bidrag av næringssalter til Glomma forventes også å bli redusert de nærmeste årene. Det er ventet at alle disse endringene totalt sett vil gi en betydelig belastningsreduksjon på Hvalerområdet, og at dette vil kunne registreres i bedret miljøkvalitet de nærmeste årene.

2. MÅLSETTING

Undersøkelsen av sedimenterende materiale (sedimentfellemålinger), bunnsedimenter og bløtbunnfauna og skrubbe har hatt følgende mål:

- (i) Sedimentfellemålingene skal gi et kvantitativt og kvalitativt mål for belastning av utvalgte forurensningskomponenter på området i dag.
- (ii) Bunnsedimentundersøkelsene har tre delmål:
 - a) Beskrive resipientens miljøtilstand.
 - b) Klarlegge eventuelle forandringer fra 1980 til 1990 og videre til 1994, som følge av planlagte reduksjoner i forurensningsbelastningen i området.
 - c) Gi en regional og historisk beskrivelse av miljøgiftforekomstene ved å se på horisontale og vertikale gradienter i sedimentkjerner de siste 100 år, og på dette grunnlag spore eventuelle kilder.
- (iii) Bløtbunnfaunaundersøkelsene har tre delmål:
 - a) Beskrive resipientens miljøtilstand.
 - b) Spore eventuelle endringer i bløtbunnfaunaen fra 1980 til 1990 og videre fram til 1994 som følge av planlagte reduksjoner i forurensningsbelastningen i området.
 - c) Klarlegge hvilke forurensningstyper som påvirker faunaen mest.
- (iiii) Undersøkelse av skrubbeflyndre har som mål:
 - a) Beskrive eksisterende skader på skrubbe.
 - b) Om mulig diagnostisere de observerte skader.

Resultatene fra denne undersøkelsen skal vurderes opp mot undersøkelsene i 1994, for å kunne dokumentere effekter av utslippsreduksjoner som bedriftene i området skal gjennomføre.

3. STASJONSVALG, FELTARBEID OG METODER

3.1. Sedimentfellemålinger

Sedimentfellerigger ble satt ut på 4 stasjoner, fig.1, tabell 1. Fellene hadde indre diameter på 10 cm, høyde på 100 cm og ble plassert på 20m dyp. Konsentrert frossen formalin (50 ml) ble tilsatt som konserveringsmiddel i hver felle for å hindre nedbrytning av organisk materiale når fellene står ute. Tilsetningsmåten sikrer at formalinet ikke vaskes ut under utsetting av fellene. Tidspunkt for utsetting og innsamling av sedimentfellene ses i tabell 2. Fellene ble tømt ca. månedlig.

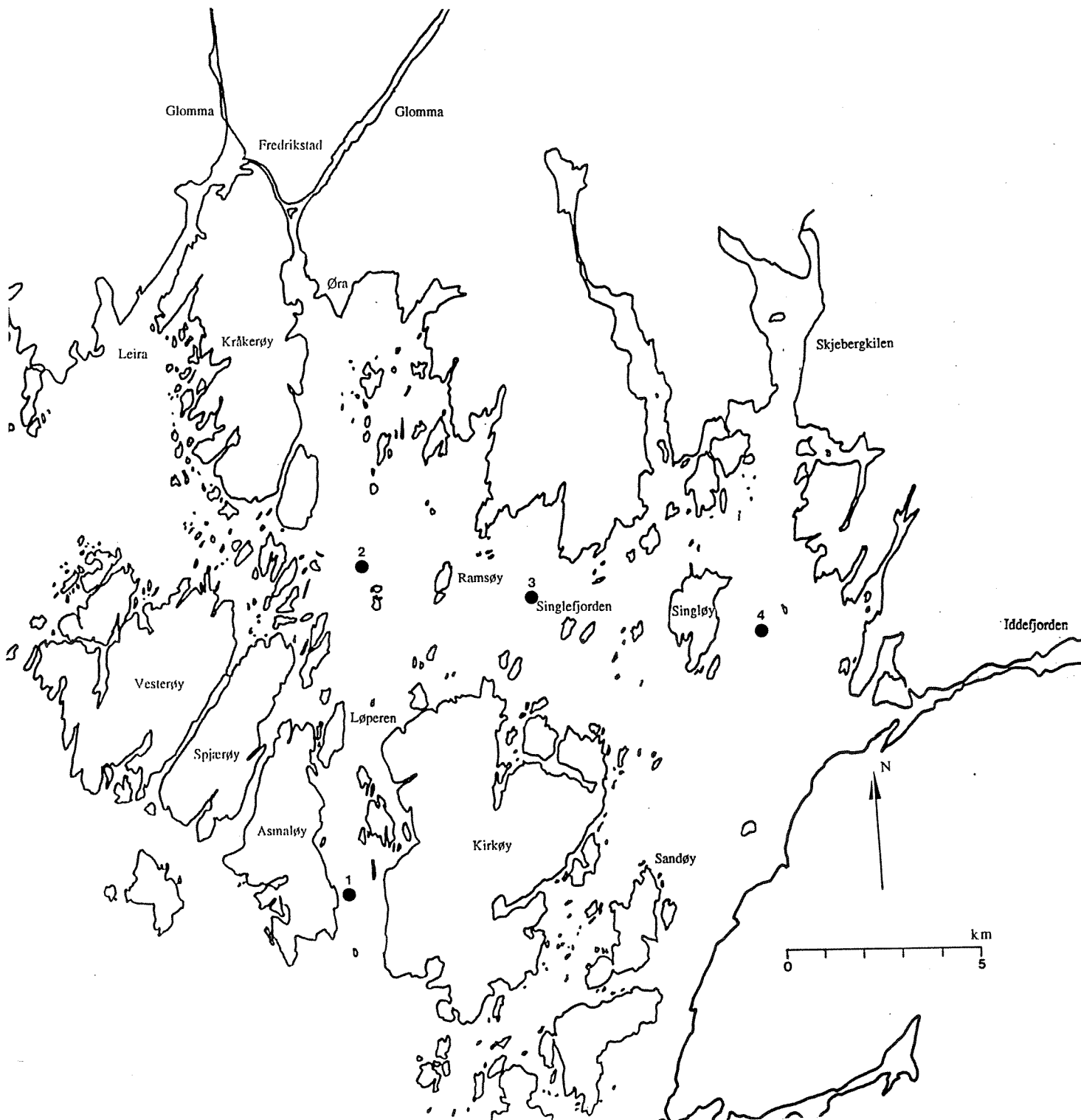
Tabell 1. Oversikt over stasjonsposisjoner og bunndyp. Stasjonsbetegnelsen i parantes er bunnsedimentstasjoner med samme posisjon.

Stasjon	Nordlig bredde	Østlig lengde	Bunndyp
1 (G27)	59 02.78	10 58.41	64 m
2 (G10)	59 07.19	10 58.38	56 m
3 (G30)	59 07.03	11 03.12	35 m
4 (G34)	59 06.91	11 09.66	97 m

Tabell 2. Oversikt over innsamling av sedimentfellemateriale i 1990.

Ut dato	Inn dato	Dager	Stasjon
26.4.90	7.6.90	42	1
7.6.90	2.7.90	25	1
2.7.90	1.8.90	30	1
1.8.90	10.9.90	40	1
10.9.90	8.10.90	28	1
26.4.90	7.6.90	42	2
7.6.90	2.7.90	25	2
2.7.90	1.8.90	30	2
1.8.90	10.9.90	40	2
10.9.90	8.10.90	28	2
26.4.90	7.6.90	42	3
7.6.90	2.7.90	25	3
2.7.90	1.8.90	30	3
1.8.90	10.9.90	40	3
10.9.90	8.10.90	28	3
26.4.90	7.6.90	42	4
7.6.90	2.7.90	25	4
2.7.90	1.8.90	30	4
1.8.90	10.9.90	40	4
10.9.90	8.10.90	28	4

Alle prøver fra sedimentfellene ble opparbeidet og analysert for innhold av organisk karbon (karbonater fjernet i syredamp) og total nitrogen ved Carlo Erba Elementanalysator, modell 1106. Jern, aluminium, titan, kobber og krom ble analysert med atomabsorpsjon etter oppslutning i flussyre og kongevann (salpetersyre + saltsyre).



Figur 1. Sedimentfellestasjoner innenfor Hvalerøyene 1990.

3.2. Bunnsedimenter

Feltarbeidet ble gjennomført med "F/F Trygve Braarud" i tidsrommet 5.3 - 7.3.1990.

Det ble totalt samlet inn 95 kjerner fordelt på 18 stasjoner (fig. 2). To stasjoner NV av Vesterøy ble ikke prøvetatt grunnet for dårlige værforhold.

Prøvetakingen ble utført vha. en "Niemistö gravity corer" (Niemistö, 1974) samt en kjerneprøvetaker utlånt ved Geologisk institutt, Universitetet i Oslo, som gjorde det mulig å ta kjerner med lengder opptil 1.80m .

I felt ble pH og redox-potensialet målt i overflaten av en kerne fra hver stasjon før snitting i 1 eller 2 cm skiver. Prøvene ble frosset ned umiddelbart etter prøvetaking.

Tabell 3 gir en oversikt over hvilke parametere som er analysert på sedimenter fra de enkelte stasjonene. Stasjonene refererer seg til figur 2.

Sedimentene ble frysetørret og deretter homogenisert, for så å analyseres for jern (Fe), titan (Ti), krom (Cr), sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb), nikkel (Ni), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg). På utvalgte stasjoner ble 4 parallelle prøver analysert. Sluttbestemmelse ble gjort ved flammeatomabsorpsjon etter oppslutning i 50% salpetersyre (NS-4780 1-88, NS-4781 1-88 og NS-4768 1-89). Denne oppslutningsmetoden gir ikke totalinnholdet av metallene og vil spesielt gi for lave verdier sammenlignet med totaloppslutning for jern, titan, krom og nikkel. Metoden ble likevel valgt for å kunne sammenligne med tidligere resultater. Metoden ble benyttet ved undersøkelsene i 1980.

Bestemmelse av nitrogen og karbon ble gjort på frysetørret materiale i en Carlo Erba Elementanalysator modell 1106.

Klororganiske forbindelser ble analysert i en gass kromatograf med electron capture detector (ECD) på vått sediment i en blandprøve av 3 paralleller (Berglind et al., 1980). De analyserte forbindelser var pentaklorsykloheksan (5-CB), alfa hexaklorsykloheksan (α -HCH), heksaklorbenzen (HCB), lindan (γ -HCH), nedbrytningsprodukter av diklordifenyltrikloretan = DDT (p,p-DDE og p,p-DDD), oktaklorstyren (OCS) samt 8 kongenerer av polyklorerte bifenyler (PCB) CB-28, CB-52, CB-101, CB-118, CB-153, CB-138, CB-180 og CB-209 = (10CB, dekalorbifenylyl).

Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble bestemt ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne og flammeionisasjonsdetektor på frysetørrede sedimenter.

En forenklet kornfordelingsanalyse, dvs. andelen av silt og leire i sedimentene ble bestemt ved våtsikting gjennom en 63 μ m sikt, type Endecote . Alle de nevnte analyser ble utført ved NIVA.

Analyser av harpikssyrer og klorfenoler ble utført ved Senter for industriforskning (SI).

Harpikssyrer ble analysert på vått sediment i blandprøver av 3 paralleller. Analysen er basert på ekstraksjon med metyltertiærbutyleter, etter tilsetning av karbonatbuffer med pH 9, og en indre standard, heptadekansyre. Etter inndampning ble ekstraktet metylert med diazometan og renses opp på en florisilkolonne. Ekstraktet ble analysert på en gasskromatograf med flammeionisasjonsdetektor (GC/FID).

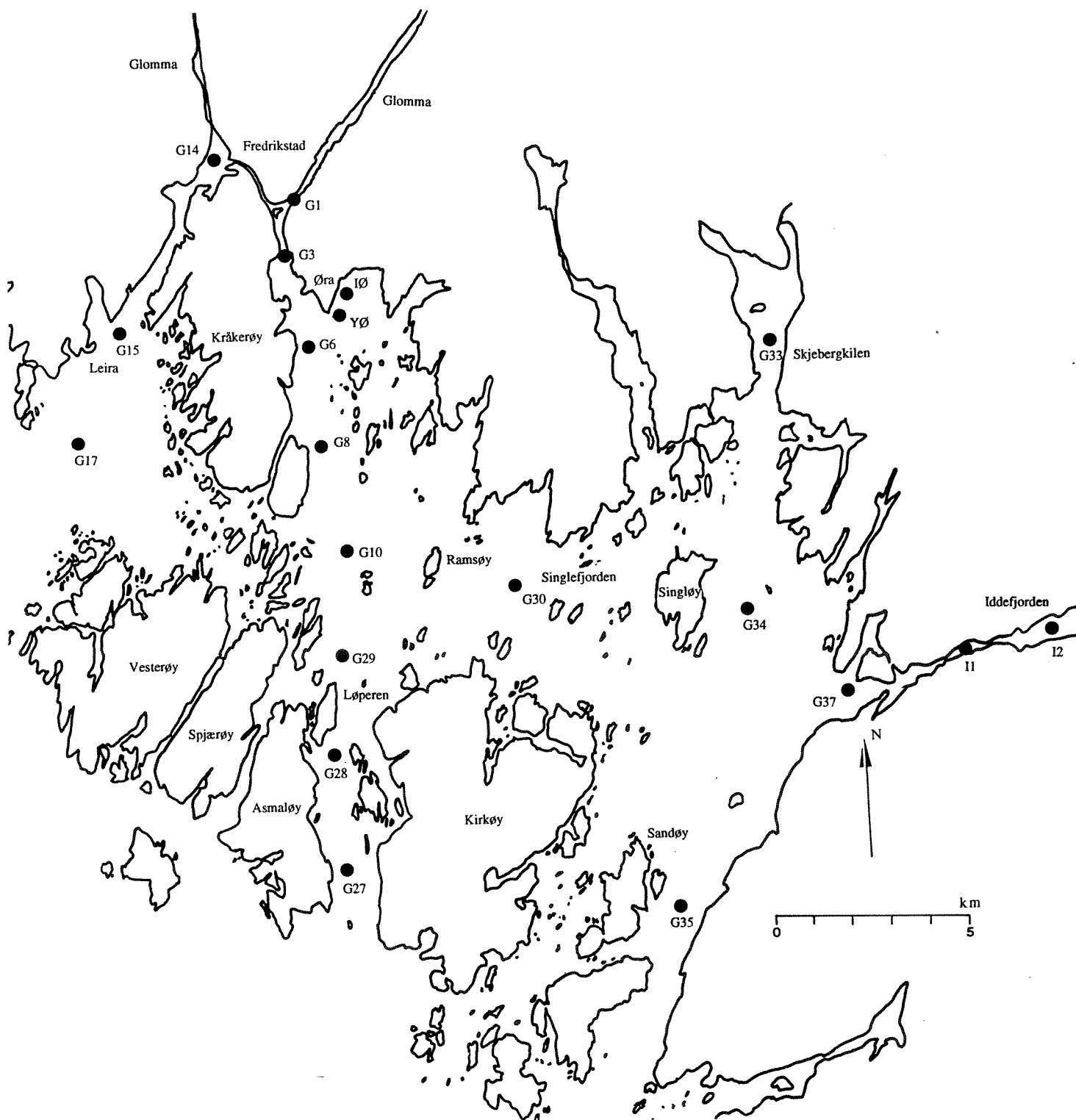
Klorfenoler og klorguajakoler ble analysert på vått sediment i blandprøver av 3 paralleller. Vannet ble sentrifugert fra, prøven tilsatt ascorbinsyre, MeOH og 10 M KOH og inkubert ved 75°C i 1 time. Sedimentet ble deretter ekstrahert suksessivt med KOH/MeOH og KOH. Luftfasene ble kombinert, tilsatt en intern standard og ekstrahert med cyklohexan ved pH 2. Cyklohexan ble tilsatt K₂CO₃, ascorbinsyre og eddiksyreanhydrid. Eventuelle fenoler ble acetyleret og overført til cyklohexan. Klorfenoler og klorguajakoler ble analysert i en gasskromatograf med electron capture detector (ECD).

Bly-210 datering ble utført ved Isotopcentralen i Brønby, Danmark. Frysetørret sediment destrueres med en blanding av saltsyre og salpetersyre, og elektrolyseres ut på en sølvplate for α -telling, som gir et mål for isotopaktiviteten.

Tabell 3. Oversikt over hvilke analyser som er utført på de forskjellige stasjonene.

Stasjoner	Metaller	pH, TOC Nitrogen	PAH	Klororg.	Klorfen. Harpikss.	Pb-210	Redox	Fraksjon <63 μ m
G1	x	x					x	x
G3	x	x		x			x	x
G6	x	x		x	x		x	x
G8	x	x	x	x			x	x
G10	x	x		x	x	x	x	x
G14	x	x					x	x
G15	x	x		x	x		x	x
G17	x	x	x	x			x	x
G27	x	x		x	x		x	x
G28	x	x		x			x	x
G29	x	x		x			x	x
G30	x	x		x			x	x
G33	x	x					x	x
G34	x	x		x	x	x	x	x
G35	x	x		x			x	x
G37	x	x		x			x	x
YØ	x	x ¹						x
IØ	x	x ¹						x
I1	x	x		x			x	x
I2	x	x		x			x	x

¹ pH og Nitrogen ble ikke analysert.



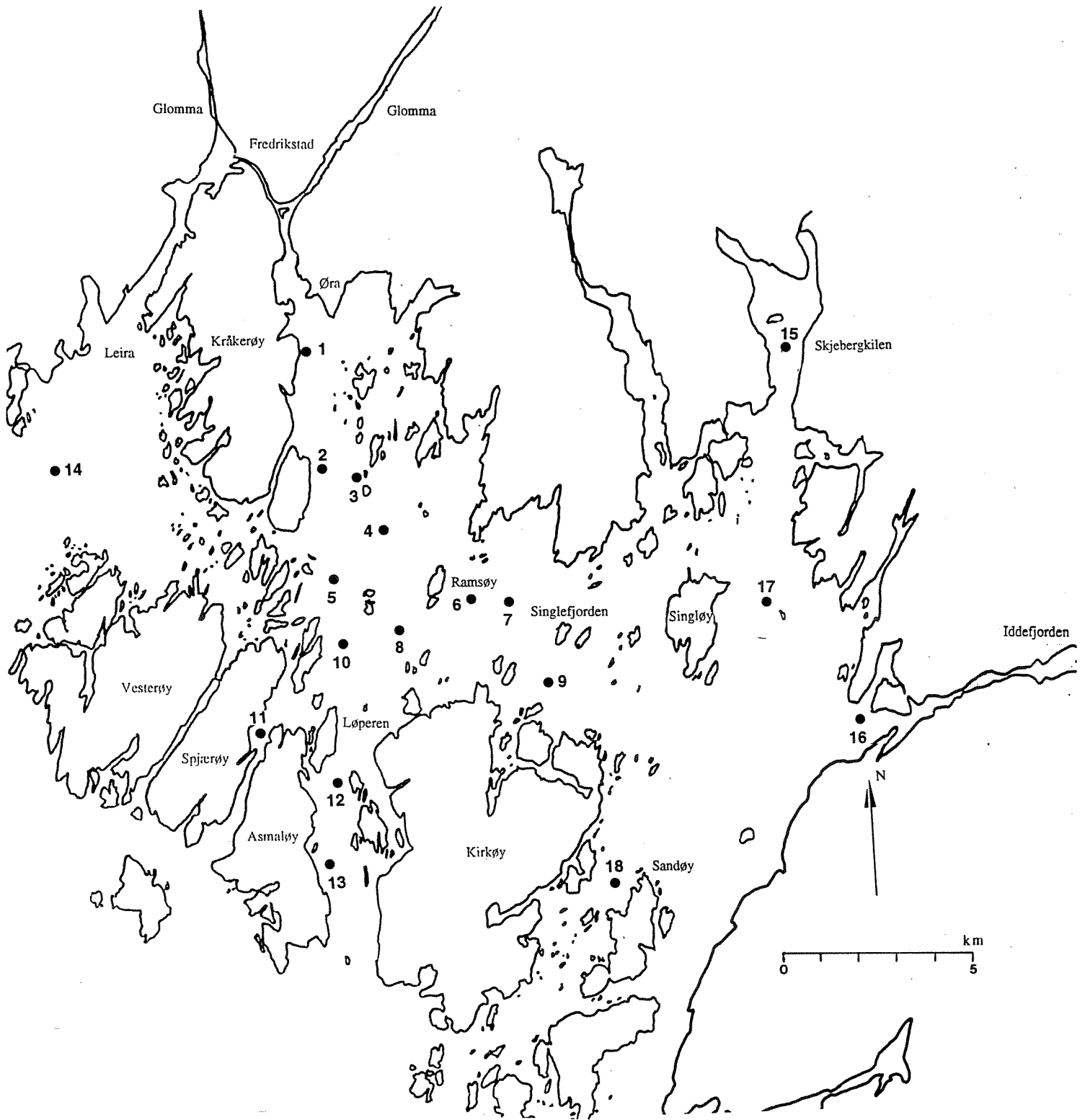
Figur 2. Bunn sedimentstasjoner innenfor Hvalerøyene 1990.

3.3. Bløtbunnfauna

Bløtbunnfaunaen er godt egnet til å skille mellom miljøtilstanden på forskjellige lokaliteter og på forskjellige tidspunkter på samme lokalitet. Organismene er stedbundne og forholdsvis langlivete og gir et integrert bilde av forholdene.

Feltarbeidet ble gjennomført 5-7.3.1990. Til innsamlingen av bunnmateriale ble det benyttet en 0.1 m² Day-grabb. Det ble tatt to parallelle prøver på hver av 18 stasjoner (Fig. 3). Stasjonene er i hovedsak de samme som ble undersøkt i 1980 eller 1982 (Vedleggstabell 3e). Prøvene siktes gjennom 1.0 mm. Materialet gjennomgås under lupe. Dyrene sorteres ut, artsbestemmes og telles.

Sedimentparametre som sedimentets finhet og innhold av organisk karbon og nitrogen indikerer sedimentasjonsforholdene og er dessuten støtteparametre ved tolkningen av faunaresultater. Prøver til analyse av total organisk karbon og nitrogen ble tatt fra grabbprøvene for fauna (ca. 10-20 cm³ av de øverste 2 cm av sedimentet).



Figur 3. Bløtbunnfaunastasjoner innenfor Hvalerøyene 1990.

3.4. Diagnostisk undersøkelse av skrubbe

Skrubbeflyndre ble fanget i 2 områder innenfor Hvalerøyene, - i Øraområdet og i Singlefjorden. Fisk med sårddannelser og finneråte ble sortert og samlet for undersøkelser.

Det ble fanget fisk i 2 perioder, april og september 1990. Tilsammen ble 85 fisk undersøkt, hvorav 42 er undersøkt som beskrevet nedenfor, mens de resterende har vært holdt til observasjon på NIVA, Marin forskningstasjon Solbergstrand. Intensjonen var at undersøkelsen skulle følges opp med enda ett uttak, men utover våren 1991 sank frekvensen av sår på skrubbeflyndre drastisk, slik at det var vanskelig å få tak i syk fisk.

De bakteriologiske og histopatologiske undersøkelsene har vært utført i samarbeid med Norges veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet.

Det er ikke i denne undersøkelsen gjort forsøk på å beregne prevalensen av skadet fisk, dvs. hvor stor andel av skrubbeflyndrene som har sårskader.

Følgende undersøkelser er foretatt:

- A. Obduksjon, veiing, makroskopisk beskrivelse.
- B. Histopatologisk undersøkelse (mikroskopisk undersøkelse av vevssnitt).

Prøver fra hudsår, lever, bak nyre og milt ble fiksert på 10% formalinløsning, innstøpt i parafin, snittet og farget med HE for mikroskopisk undersøkelse.

- C. Bakteriologisk undersøkelse.

Utstryk fra hudsår, finneråteområder og nyre ble sådd ut på blodagar med 2% NaCl for bakteriologisk undersøkelse og Saboraus medium for forekomst av sopp. Agarskålene ble inkubert i henholdsvis 22 og 15 grader i 48 timer. De bakteriologiske- og histopatologiske undersøkelsene er gjort i samarbeid med Norges veterinærhøgskole / Veterinærinstituttet.

- D. Differensialtelling av hvite blodlegemer.
- E. Hematokritt.

Hematokrittverdien er forholdet mellom volumet av de ulike blodlegemene og volumet av blodserum. Ved f.eks. væsketap, dehydrering, blodtap, hemolyse av røde blodlegemer og skrumpning av blodlegemene, vil hematokrittverdien forandres. Hematokrittmålinger vil således kunne gi holdepunkt for eventuelle forandringer i væskebalansen i kroppen.

- F. Måling av glukose i blodet.
- G. Mikroskopisk undersøkelse av blodutstryk.

Heparinisert blod ble strøket i et tynt lag på et objektglass og fiksert i metanol. Ved undersøkelse i mikroskop kan man påvise såkalte inklusjonslegemer i celleytoplasma eller kjernen.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Sedimentfellemålinger

Alle rådata finnes i vedlegg 1.

4.1.1. Mengde sedimentert materiale.

Sedimentfellene fanger opp det partikulære materialet som faller gjennom vannmassene og som etter eventuelle kjemiske forandringer, til slutt danner bunnsedimentene. Sedimentasjonen gjennom et dyppnivå er gitt av den totale partikulære fluksen (TPF) uttrykt som vekt pr arealenhet og tidsenhet (milligram eller gram pr. kvadratmeter og døgn, eventuelt år). Fellene fanger også opp materiale som oppvirvles fra bunnen (resuspendert materiale). Det kan ofte være vanskelig å skille mellom primært og sekundært sedimenterende materiale (Blomquist, 1992).

TPF-verdiene bestemmes av hva som transporteres med elver, her i all vesentlig grad Glomma, generell avrenning fra land, produksjonsforhold i vannmassene og resuspenderte eller oppvirvlede bunnsedimenter bragt inn i området med strøm. Fluksen vil derfor variere over tid og sted. Figur 4 viser variasjonene over de fem måleseriene for stasjonen nederst i Løperen, mens figur 5 viser forskjellene mellom stasjonene i perioden 26. april til 7. juni.

I alle periodene ble den høyeste sedimentasjonen målt på stasjon 2 i sentrale Løperen med verdier mellom ca. 3-5 g/m²/d. De laveste verdiene (0,4-0,8 g/m²/d) ble målt på stasjon 4 øst for Singløya.

Undersøkellesperioden dekket et tidsrom med vannføringer i Glomma fra ca. 400 til ca. 1700 m³/s målt ved Solbergfoss, figur 6. Variasjoner i partikkeltransport i Glomma (figur 7) kan imidlertid bare delvis forklare de periodevise forskjellene i sedimentasjon.

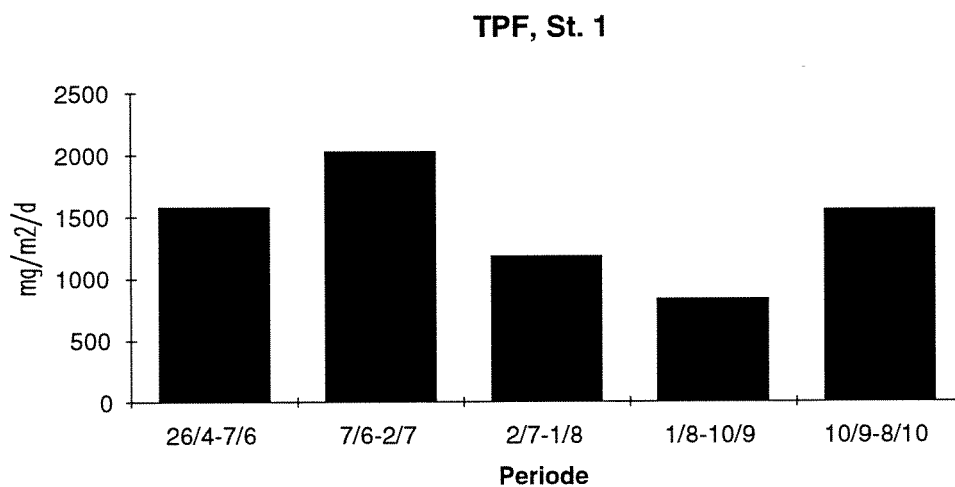
Figur 8 viser årlig fluks som tidsveid middel. Den varierer fra 190 g/m²/år på stasjon 4 i Singlefjorden til 1470 g/m²/år på stasjonene i sentrale Løperen (st.2). Bortsett fra stasjonen i Singlefjorden er dette verdier i samme størrelsesområde som ble målt i svensk/norskt grensefarvann i 1989 (Helland et al., 1990).

4.1.2. Kjemisk sammensetning av sedimentfelle materialet.

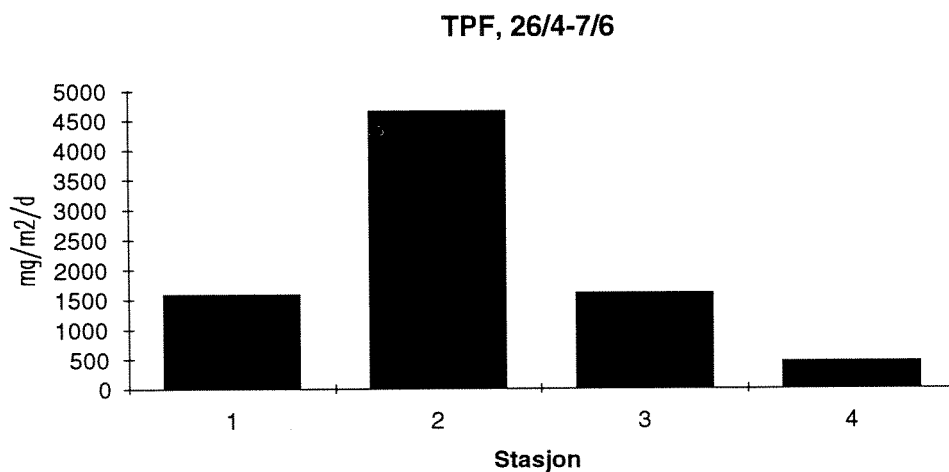
Det organiske materiale som samles i fellene er både produsert i vannmassene (i hovedsak marint plankton) og tilført med elvevannet (fra avrenning fra land, industritilførsler osv.). Stasjonen i nedre del av Løperen (st.1) og den øst av Ramsøy (st.3) hadde nær det samme prosentvise organiske innholdet (hhv 6.2 og 6.9 som gjennomsnitt over måleperioden) mens stasjon 2 i sentrale Løperen hadde lavere konsentrasjoner (gj.sn. 3.7). Det siste skyldes at mere uorganisk materiale sedimenterer her (se fig. 8). Materialet i fellene i Singlefjorden var rikt på organisk karbon, 16.5 % som et gjennomsnitt for måleperioden. Tabell 4 summerer opp dette.

Tabell 4. Variasjon, gjennomsnitt (5 måleserier) og standardavvik av totalt organisk karboninnhold (%) i felle materialet.

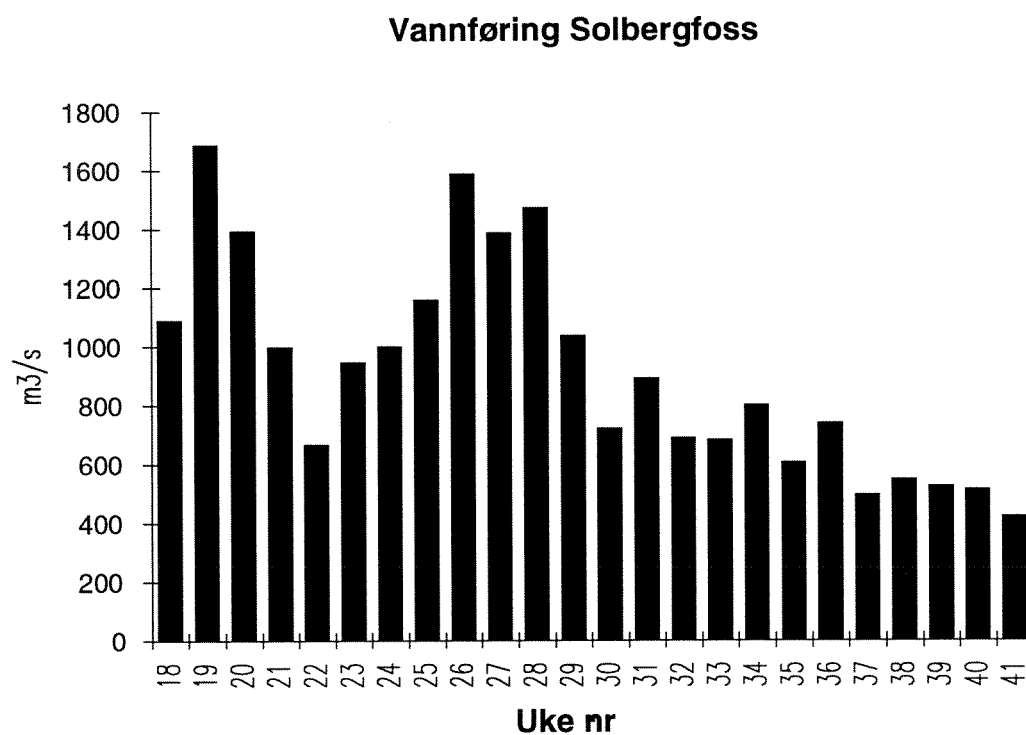
Stasjon	Variasjon	Gjennomsnitt	Standardavvik
1	3,7-10,1	6,2	2,4
2	2,8-4,6	3,7	0,6
3	4,4-10,1	6,9	2,,3
4	11,0-25,6	16,5	6,0



Figur 4. Sedimentasjon av totalt partikulært materiale på stasjon 1 nederst i Løperen

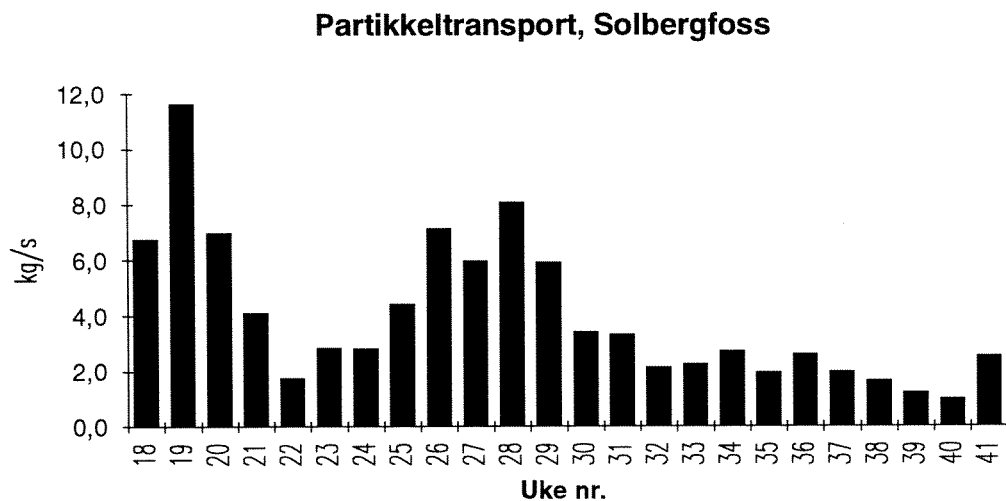


Figur 5. Sedimentasjon av totalt partikulært materiale på stasjon 1 til 4 i perioden 26.april - 7.juni.



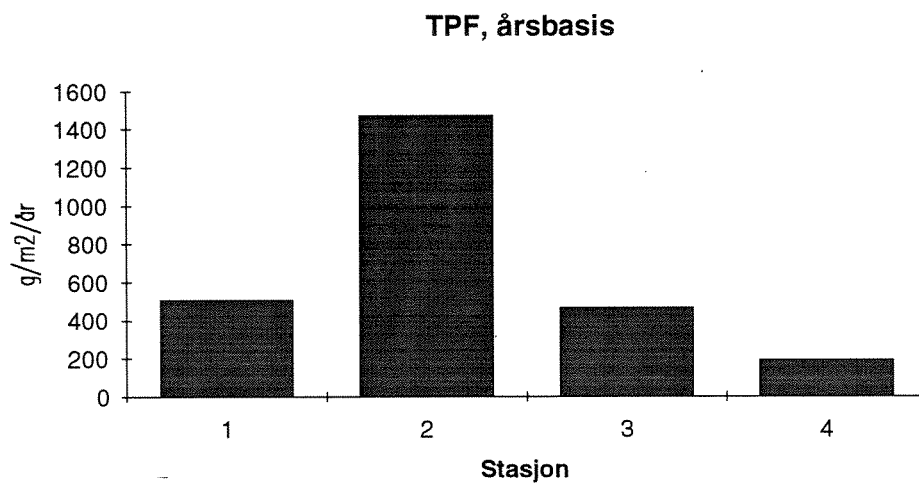
Dato: 26/4 - 7/6 7/6 - 2/7 2/7 - 1/8 1/8 - 10/9 10/9 - 8/10

Figur 6. Ukentlige middelvannføringer i Glomma ved Solbergfoss i undersøkelsesperioden.



Dato: 26/4 - 7/6 7/6 - 2/7 2/7 - 1/8 1/8 - 10/9 10/9 - 8/10

Figur 7. Partikkeltransport (ukentlige midler) i Glomma ved Solbergfoss i undersøkelsesperioden



Figur 8. Tidsveid, årlig sedimentasjon (1990) av totalt partikulært materiale på stasjon 1 til 4 i Hvalerområdet .

Forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) gir informasjon om opprinnelsen til det organiske materialet. I marint plankton oppgis det gjerne til 106 : 16 (=6.6) på atombasis eller 5.8 på vektbasis (det såkalte Redfield-forholdet). Materiale fra avrenning fra land er fattig på nitrogen (ligninrikt). Økende innslag av lignin medfører derfor økende C/N-forhold. I felle materialet varierte forholdstallet mellom 5.3 til 7.7 (alle data). Gjennomsnittlig var det i området 6-7 avhengig av stasjon. Dette er i god overenstemmelse med sedimentverdiene som hadde C/N-tall fra 6.9-8.5 på de samme stasjonene. Normalt vil verdiene i sedimentene ha noe høyere forholdstall på grunn av at nitrogenrike forbindelser brytes relativt hurtig ned.

En sammenheng (regresjon) mellom innholdet av organisk karbon som funksjon av nitrogenkonsentrasjonene for alle stasjonene, er vist i figur 9. Denne sammenhengen ga regresjonsligningen (statistisk signifikant):

$$\text{TOC} = 0.77 + 5.6 \times \text{TN} \quad (r=0.99, p \text{ (stigningskoeff.)} < 0.001, p \text{ (skjæringspkt.)} < 0.01)$$

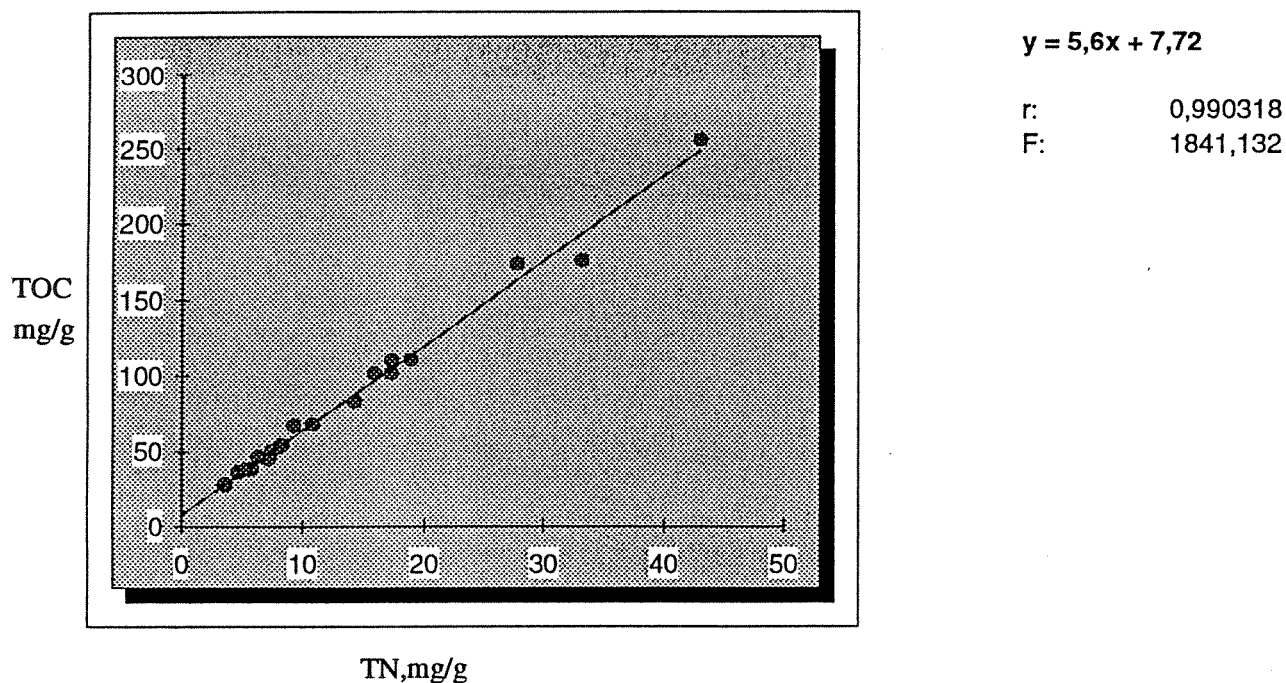
hvor TOC og TN (%) henholdsvis er totalt organisk karbon og totalt nitrogen. Ligningen estimerer en TOC-del som er lineært assosiert til TN med et forholdstall (stigningskoeffisienten) på 5,6 på vektbasis eller 6.5 omregnet til atomvektbasis. Dette svarer godt til Redfield-forholdet som beskriver forholdet for marint plankton. Videre gir ligningen et konstantledd (0.77) hvor TOC ikke kan beskrives som en lineær variasjon av TN. Dette delen av det organiske materialet, som ikke er assosiert til variasjonene i nitrogen, er liten, 0.77 % som middel over alle stasjonene. Beregningene viser derfor at det organiske materialet i fellene i hovedsak var av marin opprinnelse.

En regresjon av TOC mot TN på resultater fra stasjon 2 i sentrale Løperen alene (som hadde de laveste TOC-konsentrasjonene), ga nær samme ligning. Konstantleddet (skjæringspunktet med Y-aksen) var imidlertid ikke signifikant forskjellig fra null (imidlertid hadde en et lite dataomfang sammenlignet med resultatene fra alle stasjonene under ett). Dette antyder at i det tidsrommet fellene har vært utplassert, var stasjonene lite påvirket av organisk materiale fra Glomma. Det kan enten skyldes at det var lite partikulært terrestrisk organisk materiale i elva, at materiale har sedimentert lengere opp i estuaret eller at det ble transport med brakkvannsstrømmen til området utenfor skjærgården.

Det sedimenterte materialet ble også analysert på innhold av aluminium, jern og titan. Aluminium er i all hovedsak en bestanddel av uorganiske partikler (leire). Det samme er også tilfelle med jern og titan, men disse kan også ha tilførsler fra forurensningskilder. Fram til sommeren 1989 var det betydelige jern og titanutslipp fra Kronos Titan A/S. I tillegg finnes betydelige mengder jern bundet i humuspartikler i elvemunningsområder (Sholkovitz and Price 1980). Det var små forskjeller i jern og titankonsentrasjonene i materialet fra de tre stasjonene i Løperenområdet (st.1, 2, 3), men en tydelig lavere jern- og titan-konsentrasjon på stasjon 4 i Singlefjorden, tabell 5.

Tabell 5. Konsentrasjoner av jern (Fe) og titan (Ti) i prosent samt forholdstall mellom jern/aluminium (Fe/Al) og titan/aluminium (Ti/Al) som gjennomsnitt over måleperioden (n=5). Standard avvik i parentes.

Stasjon	Fe	Al	Ti	Fe/Al	Ti/Al
1	4,7 (0,4)	7,1 (0,8)	0,49 (0,03)	0,66 (0,03)	0,07 (0,010)
2	4,9 (0,5)	7,9 (0,4)	0,64 (0,1)	0,63 (0,04)	0,082 (0,017)
3	5,0 (0,5)	7,2 (0,8)	0,47 (0,04)	0,7 (0,04)	0,066 (0,009)
4	3,0 (1,0)	4,5 (1,5)	0,27 (0,07)	0,70 (0,04)	0,061 (0,005)



Figur 9. Regresjon av totalt organisk karbon (TOC, mg/g, Y-akse) mot totalt nitrogen (TN, mg/g, X-akse) (alle måleperioder fra alle stasjonene inkludert).

For å kunne skille mellom "naturlig" jern og titan bundet til leirepartikler og de samme forbindelsene introdusert som forurensninger, er det hensiktsmessig å anvende forholdstall til aluminium (elementene normalisert til aluminium). Tabell 5 ovenfor viser relativt konstante Fe/Al-verdier fra 0.63-0.70 og Ti/Al-verdier på 0.061-0.082. Undersøkelser i Skagerrak har vist Fe/Al-tall mellom 0.56 og 0.95 (Eisma et al., 1984). I følge Hölemann and Wirth (1988) er det gjennomsnittlige Fe/Al-forholdet i partiuklært materiale i Nordsjøen 0.6.

Ti/Al-forholdet i kvartære leirer i Sør-Norge er målt til 0.06 (Roaldset, 1972), i Skagerrak-partikler til 0.06 (Eisma et al. 1984) og i Nordsjøen 0.04-0.08 (Hölemann and Wirth 1988).

Forholdstallene viser at det sedimenterte materialet i hovedsak ikke var påvirket av jern eller titan-forurensninger. Dette støttes også av regressjonsanalyser av jern og titan mot aluminium, i det det ikke ble funnet signifikante mengder Fe og Ti som ikke var assosiert med Al (skjæringskoeffisienten ikke signifikant forskjellig fra null).

Variasjonen i konsentrasjonen av kobber og krom i det sedimenterte materialet på de fire stasjonene er vist i tabell 6.

Tabell 6. Konsentrasjoner av kobber (Cu) og krom (Cr) i $\mu\text{g/g}$. (Parentes: se tekst).

Stasjon	Cu	Cr
1	118-636 (-195?)	69-107
2	110-179	66-127
3	107-153	78-109
4	120-520 (-324?)	39-80

Tabellen viser at det var liten forskjell i kromkonsentrasjonene på de tre stasjonene i Løperen, men med lavere verdier i felle materialet fra Singlefjorden. Det var også relativt liten variasjon mellom de forskjellige måleperiodene (variasjon med en faktor på 1.5-2). Kobberkonsentrasjonen på stasjon 1 nederst i Løperen og stasjon 4 i Singlefjorden varierte imidlertid mye. På stasjon 1 var 4 av 5 observasjoner i konsentrasjonsområdet 119-195 $\mu\text{g/g}$, med en observasjon på 636 $\mu\text{g/g}$. Likeledes på stasjon 4 var 4 av 5 verdier i området 120-324 $\mu\text{g/g}$, med en observasjon på 520 $\mu\text{g/g}$. De to høye verdiene på stasjon 1 og 4 samt den høyeste på stasjon 2 (179 $\mu\text{g/g}$) ble observert i samme innsamlingsperiode, 2.7-1.8 (1990). Årsaken til de høye verdiene kan skyldes ukjente episodiske hendelser i vannmassene, og eller analysefeil. Det vil bli gjort reanalyser på prøvematerialet for om mulig avklare dette til neste undersøkelse i 1994.

Tungmetaller har generelt en tendens til å binde seg til organisk materiale. Variasjonene i spesielt kobberkonsentrasjonene kunne derfor tenkes å være styrt av varierende organisk karboninnhold i felle materialet. En slik samvariasjon forekom imidlertid ikke. Observasjonene av kobber og krom tyder derfor på forurensningstilførsler. Sammenlignet med uforurensede bunnsedimenter var konsentrasjonene av krom opp til 2 ganger forhøyet, mens kobberkonsentrasjonene 4-6 ganger. Det er da ikke regnet med de to høye verdiene på henholdsvis stasjon 1 (ca. 20 ganger forhøyet) og stasjon 4 (ca. 15 ganger forhøyet).

Over en periode på ca. tre måneder fra 16.6-21.9 1983 ble det satt ut en sedimentfelle på 15 meters dyp i sentrale Løperen nær stasjon 2. Sammenlignes resultatene fra 1990-undersøkelsen med den i 1983 ble det i 1983 målt betydelig høyere total sedimentasjon (gjennomsnittlig ca. 10 $\text{g/m}^2/\text{døgn}$).

Konsentrasjonen av kobber i felle materialet fra 1983 (gj.sn. 167 µg/g) var imidlertid svært likt det som ble målt i 1990. Konsentrasjonene av krom i 1990 var ca. halvparten av de i 1983. Jernkonsentrasjonen i 1983 ble målt til gjennomsnittlig 7.7 % mot 4,9 på st. 2 i 1990. Dette var imidlertid etter oppslutning i salpetersyre som gir lavere verdier enn totaloppslutning som i 1990-undersøkelsen. Resultatene bekrefter dermed reduksjoner i jernbelastning fra 1983 til 1990.

4.1.3. Årlig sedimentasjon.

På grunnlag av sedimentasjonen av totalt partikulært materiale og konsentrasjonen av de enkelte elementene, er de årlige tidsveide sedimentasjonsraten beregnet i tabell 7.

Tabell 7. Tidsveid sedimentasjon av totalt partikulært materiale (TPF), jern (Fe), aluminium (Al), titan (Ti), kobber (Cu), krom (Cr) og partikulært organisk karbon (POC).

Stasjon	TPF	PFe	PAI	PTi	PCu	PCr	POC
	g/m ² /år	mg/m ² /år	mg/m ² /år	mg/m ² /år	mg/m ² /år	mg/m ² /år	mg/m ² /år
1	507	738	1118	77	3,6	1,4	1023
2	1471	2179	3506	286	6,1	3,9	1629
3	465	720	1041	68	1,8	1,3	967
4	190	181	261	16	1,7	0,4	957

Som det framgår av tabellen observeres nær samme sedimentasjonsrate på stasjon 1 og 3, mens den er betydelig større på stasjon 2 og lavere på stasjon 4 i Singlefjorden. Dette gjelder for elementene jern, aluminium, titan, kobber og krom og er i hovedsak styrt av variasjoner i TPF-verdiene. Imidlertid var sedimentasjonen av partikulært organisk karbon på stasjon 4 lite avvikende fra de andre stasjonene, spesielt fra stasjon 1 og 3. Dette skyldes at konsentrasjonene av organisk karbon var betydelig høyere på stasjonen i Singlefjorden.

4.2. Bunnsedimenter

4.2.1. Visuell beskrivelse av sedimentene

Før sedimentkjernene ble snittet og overført til prøveskåler ble kjernelengden målt og forskjellig karakteristika notert, som sedimentstruktur, laminasjon, lagdeling, horisonter osv., farge samt eventuell lukt og biologisk aktivitet. Tabell 8 gir en oversikt over stasjoner, vanddypet på hver stasjon, type analyse som er utført, kjernelengde, samt en kort beskrivelse av sedimentet.

Tabell 8. Stasjon og kjerneoversikt.

Under metaller, Cl.-org. (klororganisk), Cl-fenoler (klorfenoler) og harpikssyrer angis hvilke dybdeintervall av sedimentkjernen (i cm) som ble analysert for de respektive elementene, og hvor mange kjerner det ble tatt på hver stasjon.

Stasjon	Metaller	Cl.-org.	Cl.-fenoler Harpikssyre	Kjerne- lengde (cm)	Vanddyp (m)	Bemerkninger
G1	0-1	-	-	11.5	22	Brunt topplag med mye pellets gikk over til grå leire med endel sand- og grus-linser
G3	0-1x4	0-1x3	-	10-20	10	Brunt topplag ellers svart, forskjellige kjerner dvs. varierende innh. av grus-, sand-, trefiber-horisonter, bioturbert.
G6	0-1	0-1x3	0-1x3	20-30	11	Brungrå topp ellers svart, mye trefiber/biter i leire med innslag av sand/grus
G8	0-1x4	0-1x3	-	50	54	Brungrå topp ellers løs svart leire pga.gassbobler
G10	0-1	0-1x3	-	40-50	55	Som G8
G14	0-1	-	-	35	5	Brungrå topp, svart fra 10-20cm, skallrester
G15	0-1x4	0-1x3	0-1x3	35-60	27	Brungrønn topp gikk over i grå til svart i bunn, mye bioturbasjon
G17	0-1	0-1x3	0-1x3	35-50	35	Brungrønn topp går over i grå med svarte linser, løs bioturbert leire.
G18						For grov sjø for prøvetaking
G19						Som G18
G27	0-1x4	0-1x3	0-1x3	30-40	64	Brungrå topp går over i grå leire med innslag av sand og grus, skallrester, børstemark og muslinger
G28	0-1	0-1x3	-	35-40	50	Brungrønn topp går over i grå leire, børstemark
G29	0-1x4	0-1x3	-	30	45	Brungrå topp går over i gråsvart leire, børstemark, bioturbert

Tabell 8. Forts.

G30	0-1	0-1x3	-	35-60	35	Brungrønn topp går over i grå leire, børstemark, bioturbert ned til 35 cm
G33	0-1	-	-	45	49	Brungrønn topp går over i homogen grå leire
G34	0-1x4	0-1x3	0-1x3	45-65	97	Som G33
G35	0-1	0-1x3	-	30-45	147	Som G33
G37	0-1	0-1x3	-	45-60	65	Som G33, bioturbert, mye pellets
YØ	0-2	-	-	2	1-2	Direkte prøvetaking-uten corer. Relativt grovt sandig sediment.
IØ	0-2	-	-	2	1-2	Som YØ
I1	0-1	0-1x3	-	24-30	27	Tynt brunt topplag ellers svart løs noe sandig leire med skallrester og noe børstemark
I2	0-1	0-1x3	-	20-30	41	Øvre 5cm endel skallfragmenter, går over i svart til grå leire

4.2.2. Parallele prøver på utvalgte stasjoner

Det ble tatt 4 parallelle prøver på stasjon 3, 8, 15, 27, 29 og 34 (figur 2) for å undersøke om det var store variasjoner i metallinnholdet i sedimentene innen samme stasjon (patchiness), og på den måten avgjøre om man får representative verdier ved bare å ta en prøve på hver stasjon. Standardavviket (Sd) ble beregnet for hvert metall på hver stasjon. Standardavvik ble også beregnet som prosent av gjennomsnittsverdien (%Sd).

Sammenlignes %Sd i dette materialet med tilsvarende verdier utarbeidet av NIVA's laboratorium for spredning i verdier med årsak i analysemetoden (LSd), ligger alle verdiene i denne undersøkelsen innenfor variasjonen ved analysemetoden, med unntak av sink, kobber og kvikksølv.

Tabell 9 viser at det var små variasjoner i metallinnholdet i sedimentene innen de forskjellige stasjonene. Sink og kobber viste større spredning i verdiene enn hva man kan anta skyldes analysemetoden, men bare på stasjon 3 (dvs. %Sd>LSd på stasjon 3). Denne stasjonen ligger i utløpet av Glomma og ved prøvetaking kunne man se at det var stor forskjell på sedimentkjernene pga. veksling mellom sand- og leirlinser (punkt 4.2.1 og tabell 8).

Kvikksølv derimot skilte seg ut ved å ha gjennomgående større variasjon i verdiene. Metaller som forekommer i små konsentrasjoner i sedimentene viser større prosentvise variasjoner enn metaller som forekommer i høye konsentrasjoner. I det undersøkte materialet viser derfor kadmium og kvikksølv de største variasjonene innen samme stasjon (tabell 9). Når man nærmer seg deteksjonsgrensen for metaller i sedimenter vil også dette øke variasjonsbredden i verdiene.

Ut fra den lave spredningen i verdiene (tabell 9) kan det konkluderes at de fleste metallene ikke opptrer flekkvis i sedimentene i dette området. Man vil derfor få representative verdier ved å ta en sedimentprøve pr. stasjon. Når det gjelder metaller med lave konsentrasjoner som kadmium og kvikksølv, er det behov for flere paralleller på hver stasjon. Dette gjelder også stasjoner som ligger i utslippsnære områder, hvor erfaring viser at metallene har en flekkvis opptreden.

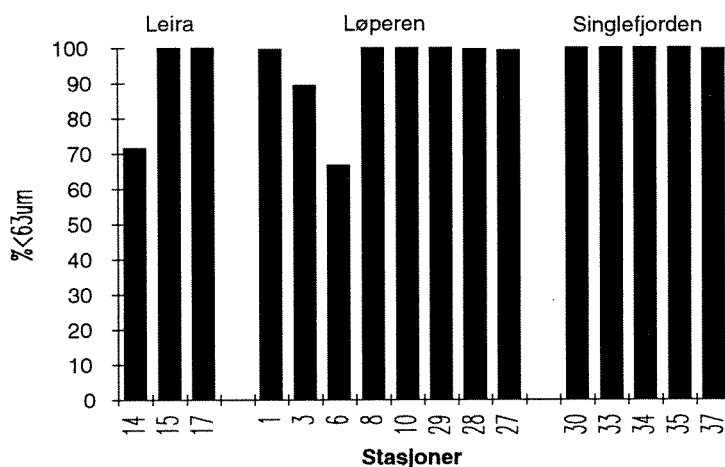
Tabell 9. Relativt standardavvik (%Sd) , dvs. standardavvik i prosent av gjennomsnittsverdien, basert på 4 prøver fra hver stasjon.

Stasjon	Fe	Ti	Cr	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd	Hg
3	5,1	7,8	2,2	21,1	11,5	3,4	16,4	14,3	61,9
8	2,5	6,3	2,7	2,3	2,7	4,5	12,6	0	5
15	1,3	19,2	0,8	1,7	3,9	6,2	24,1	28,6	7,6
27	2,0	9,0	0,9	1,1	2,7	5,0	2,1	14,3	15,2
29	4,2	9,0	4,0	2,8	5,1	2,3	2,7	8,6	60
34	5,2	5,2	2,6	0,6	2,4	3,0	6,2	10	13,2

4.2.3. Sedimentenes kornfordeling

Sedimentene på de fleste stasjonene innenfor Hvalerøyene bestod i hovedsak av silt og eller leire (figur 10), (dvs. 90% eller mer av materialet i prøvene hadde kornstørrelse $<63\mu\text{m}$). På stasjon 6 og 14 som ligger ved utløpet av Glomma, hadde sedimentene en større andel sand, henholdsvis 66% og 71% av prøven hadde kornstørrelse $<63\mu\text{m}$. Disse stasjonene samt stasjon 1 og 3, som ligger lenger oppstrøms Glomma enn stasjon 6, var karakterisert av vekslende lag av sand og silt/leire med innslag av planterester (jfr. tab. 8). Dette er typiske sedimenter i en elvemunning, hvor det kan foregå en betydelig bunntransport som følge av vekslingen mellom flo og fjære og pga. episodiske hendelser (storm, flom), og dermed en sortering av sand og biologisk materiale langs bunnen av elven.

Stasjon 1 og 2 i Iddefjorden hadde også noe grovere sediment enn det som var typisk innenfor Hvalerøyene (henholdsvis 80% og 35% av sedimentet hadde kornstørrelse $<63\mu\text{m}$).



Figur 10. Andel av sediment med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$ fra stasjonene innenfor Hvalerøyene (stasjonene utenfor Øra og Iddefjorden er ikke illustrert her)

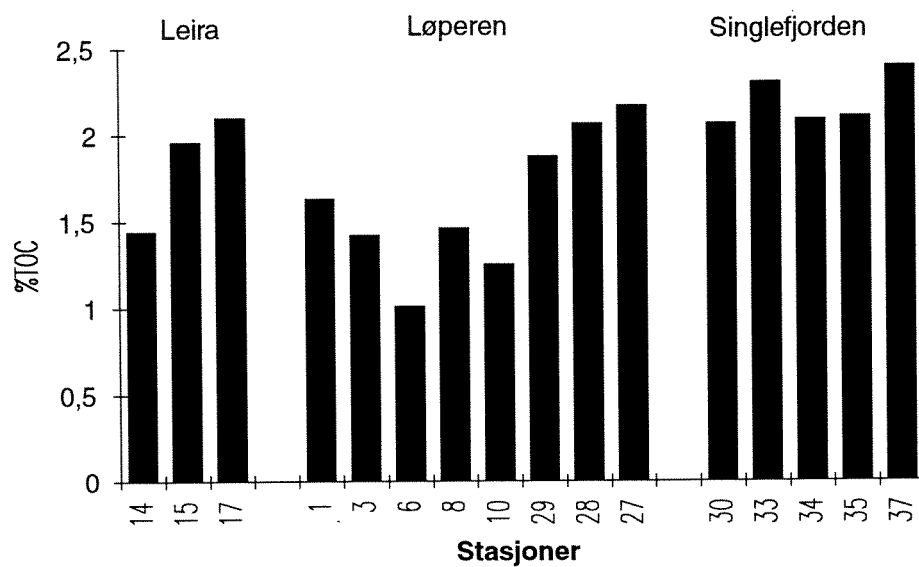
4.2.4. Organisk innhold, pH og Eh.

Innholdet av organisk karbon i sedimenter har ofte sammenheng med hvor finkornet sedimentet er. En regresjonsanalyse av prosent organisk innhold mot prosent finfraksjon i sedimentene viste en signifikant lineær sammenheng ($p=0.0007$).

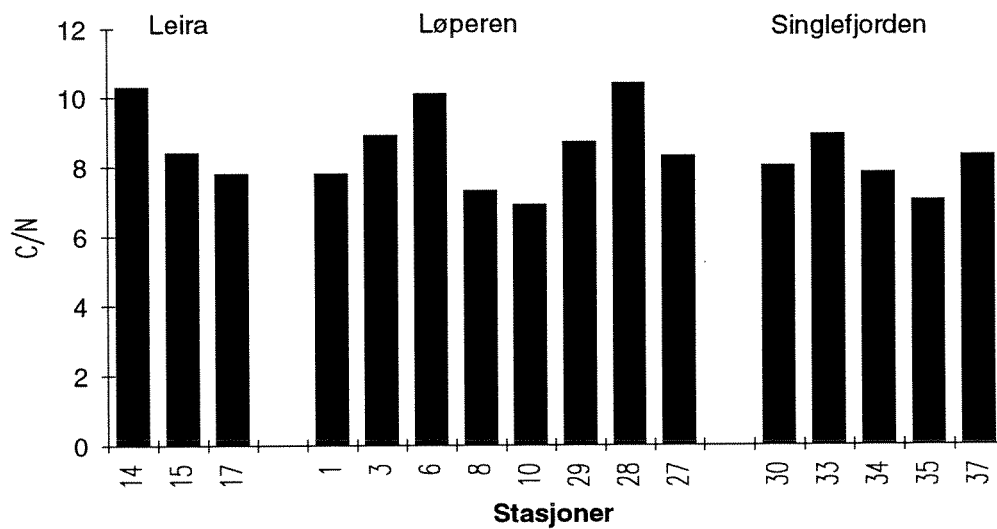
Innholdet av total organisk karbon (TOC) lå mellom 1.0% og 2.4%. Dette er relativt lave verdier. Innholdet varierte med avstanden fra Glomma med lavere verdier på de mest elveinfluerte stasjonene (figur 11). Figur 11 viser at stasjon 14 i Leira og stasjon 1, 3, 6, 8 og 10 i Løperen hadde TOC verdier under 1,6%. Glomma transporterer store mengder mineralogisk materiale som fortynner innholdet av organisk karbon. Dette er mest merkbart i de områdene som er mest påvirket av elva.

For å få et inntrykk av hvor stor andel av organisk karbon som kommer fra land, kan det sees på forholdet mellom karbon (C) og nitrogen (N). Terrestrisk organisk karbon er fattig på nitrogen, slik at forholdstallet øker med økende innslag av organisk materiale tilført fra land. C/N-forholdet i marint plankton er ca. 6. I sedimenter er forholdstallet noe høyere fordi nitrogenforbindelser nedbrytes hurtigere enn karbonforbindelser. I det undersøkte området lå forholdstallene mellom 6,9 og 10,4 på vektbasis hvilket indikerer at området ikke mottar mye terrestrisk organisk materiale (figur 12). Dette er i overensstemmelse med sedimentfelleundersøkelsene (jfr. kap. 4.1.2.). De høyeste C/N tallene ble registrert på stasjon 14 i Leira og 6 øverst i Løperen samt stasjon 28 i dyppartiet ytterst i Løperen. De relativt høyere verdiene på stasjon 14 og 6 er sammenfallende med en relativt større andel av grove partikler på disse stasjonene. Grove partikler som trefiber og trebiter faller ut og sedimenterer i Glommas munningsområde (jfr. tabell 8 og figur 10), mens finkornet organisk materiale transporteres lenger ut. Når ferskvannet med et stort innhold av leirpartikler blandes med sjøvann vil det skje et flokkulering som øker sedimentasjonen. Under denne prosessen knyttes også endel organisk materiale, som humussyrer seg til leirpartiklene og felles ut. Hvis en relativt større andel leirpartikler felles ut i forhold til organiske partikler vil det organiske materiale fraktes enda lenger ut i estuaret før sedimentasjon.

pH målinger ble foretatt på hver stasjon i vannfasen umiddelbart over sedimentoverflaten. Verdiene lå mellom 7,8 og 7,9. Dette er normale verdier i sjøvann, hvor pH ligger mellom 7,8 og 8,2. Stasjon 2 i Iddefjorden (I2) skilte seg ut ved noe lavere verdi med $pH=7,5$. Tidligere målinger utført i utløpet av Glomma - øvre del av Løperen viste pH mellom 6,68 og 7,33 i sedimentoverflaten (Skei, 1987). Lave verdier indikerer økende grad av nedbrytning av organisk materiale. Undersøkelsene til Skei (1987) viste at verdiene varierte i løpet av året med høyere pH verdier etter vårfloppen, hvor store deler av de organisk rike toppsedimentene ble fraktet lenger ut i Løperen.



Figur 11. Innhold av organisk karbon i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden.



Figur 12. Forholdet mellom organisk karbon og nitrogen i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden.

Redox målinger ble foretatt på hver stasjon i de øvre 5 cm av sedimentet. Den øverste cm av sedimentene hadde oksyderende forhold i alle analyserte prøver. De aller fleste stasjonene hadde oksyderende bunnforhold helt ned til 5 cm, med unntak av stasjon G3, 6, 8 og 10 hvor forholdene ble reduserende mellom 1 og 3 cm (tabell 10). Nedbrytning av organisk materiale forbruker oksygen og kan ved høy belastning gi reduserende forhold. Figur 11 viser imidlertid at de fire nevnte stasjonene hadde relativt lavt organiske innhold sammenlignet med de øvrige stasjonene. Stasjon 3 og 6 hadde svært varierende sedimenter nedover i sedimentkjernene med lag av trefiber og -biter (jfr. tab. 8). Terrestrisk organisk materiale, cellulose er tyngre nedbrytbart (nedbryningshastigheten er langsommere) enn marint organisk materiale og vil følgelig kreve mer oksygen for total omsetting. Stasjon 8 og 10 representerer et dypområde hvor bløtbunnsfaunaundersøkelsene viste typisk fauna som tolererer høy organisk belastning og lite oksygen (jfr. pkt. 4.3.2).

Tabell 10. Redox målinger, Eh (mV) i sedimentoverflaten (ned til 5cm) på stasjoner innenfor Hvalerøyene samt stasjonene i Iddefjorden.

Stasjoner	Sedimentdyp (cm)					
	0,5	1	2	3	4	5
G1	+469,2	+251,4	+175,7	+143,7	+48,7	+10
G3	+195,3	+14	-8,1	-77,4	-58,4	-53,2
G6	+451	+29	+4,5	-58,5	-92,1	-104,7
G8	+369,3	-6	-26,5	-48,6	-59,4	-49,1
G10	+244,8	+126,7	+9,3	-34,9	-35,8	-34,4
G14	+462,1	+359,3	+243	+134,9	-31,8	+40,1
G15	+483	+433,1	+367,7	+274,2	+203	+138,7
G17	+487	+454,2	+274,5	+171,4	+147,8	+90,5
G27	+462,5	+73,1	+36,5	+24,1	+10,8	+5,7
G28	+457,9	+172,2	+58,2	+16,4	+7,6	+3,1
G29	+391					
G30	+478	+57,4	+15,4	+35,1	+51,9	+55,8
G33	+490,6	+436,2	+92,7	+40,6	+30,7	+27,2
G34	+518,3	+532,7	+496,3	+431	+311,5	+218,1
G35	+465,1	+490,6	+510,4	+502,8	+466,4	+468,8
G37	+503,3	+514,4	+475	+228,2	+270,6	+222,8
I1	+460,6	+397,8	+324,4	+309,6	+178	+161
I2	+361,1	+166	+117,3	+106,1	+97	+65,1

4.2.5. Metallinnhold

Innholdet av tungmetaller i sedimenter, på samme måte som organisk karbon, varierer med andelen finstoff i en prøve, dvs. andelen av sediment med kornstørrelse <63µm. Jo mer finstoff, jo generell høyere konsentrasjon. Bare to stasjoner innenfor Hvalerøyene samt to stasjoner utenfor Øra, hadde sedimenter hvor andelen av finstoff var <90%. De fleste stasjonene kan derfor sammenlignes.

Alle metallverdier er tørrvekt verdier. Metallverdiene er sammenholdt med normalkonsentrasjoner gitt i et foreløpig forslag til klassifisering av fjordsedimenter for å vurdere grad av forurensning (tabell 11) (Knutzen og Skei, 1990). Hvor ikke annet er nevnt, refererer normalverdiene seg til arbeidet til Knutzen og Skei (1990). Det gjøres oppmerksom på at forslaget til Knutzen og Skei er basert på det totale innholdet av metaller i sedimentene, dvs. sedimenter oppsluttet med fluss-syre. Foreliggende materiale er oppsluttet med salpetersyre og vil følgelig gi noe lavere verdier enn total oppslutning. Videre er verdiene sammenlignet med resultatene fra "Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden" (Næs, 1983) for å avgjøre om belastningen har avtatt de siste 10 årene. I den grafiske presentasjonen av metallkonsentrasjonene i sedimentene er stasjonene ordnet i tre områder: Leira, Løperen og Singlefjorden, hvor økende stasjonsnummer er enstydende med økende avstand fra Glomma (jfr. fig 2).

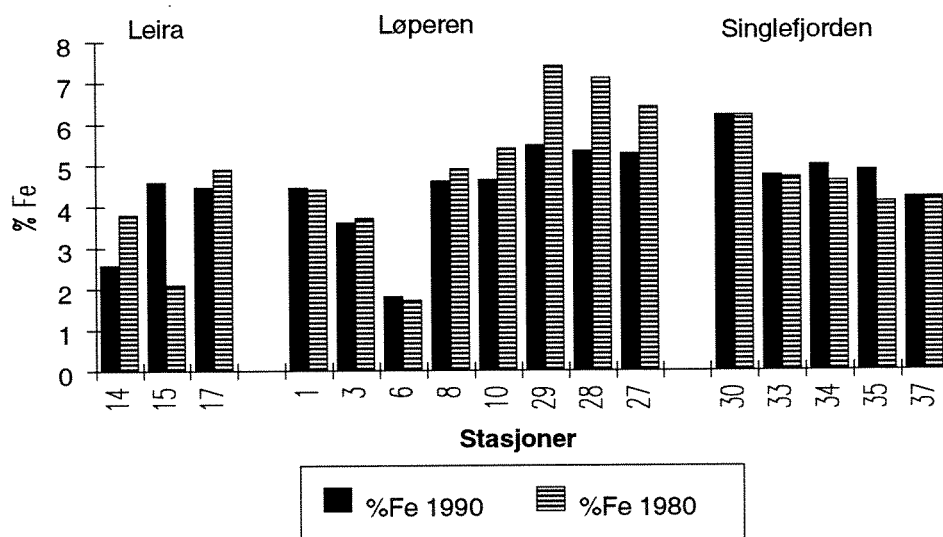
Tabell 11. Maksimumkonsentrasjoner av metaller i sedimenter (tørrvekt) fra Hvalerområdet (1990). Normaliserte verdier (til fraksjon <63µm) fra Øra og verdiene fra Iddefjorden er ikke tatt hensyn til i de gitte maksimumkonsentrasjonene. Verdiene fra disse to områdene finnes i tabell 11 og 12. *Klasse 1: Svakt forurenset. Klasse 2: Moderat forurenset. Klasse 3: Markert forurenset. (Klasseinndeling etter Knutzen og Skei, 1990) **Antatt bakgrunnsnivå i området, fremkommet ved analyse av prøver fra 1.40-1.50m sedimentdyp på stasjon 10.

Metall	Maks. kons 1990	Stasjon	Bakgrunn** (1.40m)	Klasse 1.*	Klasse 2.*	Klasse 3.*
Fe (%)	6,2	30	4,12	<4	4-17	17-80
Ti(mg/g)	4,62	27	1,75	<5	5-20	20-100
Cr(µg/g)	65,5	27	36,3	<70	70-300	300-1400
Zn "	262	17	112	<150	150-650	650-3000
Cu "	103	29	37,9	<35	35-150	150-700
Pb "	96,4	37	38,8	<30	30-120	120-600
Ni "	52,2	15	43	<30	30-130	130-600
Cd "	0,18	6	0,04	<0,25	0,25-1	1-5
Hg "	0,75	29	<0,1	<0,15	0,15-0,6	0,6-3

4.2.5.1. Innhold av metaller i overflatesedimentene innenfor Hvalerøyene.

Jern (Fe)

Innholdet av jern i sedimentene varierte fra 1.8% på stasjon 6 til 6.2% på stasjon 30 (figur 13). Tas det hensyn til det relativt lave innholdet av finkornet materiale på stasjon 6, og det regnes som om alt jern var bundet i finfraksjonen ville jerninnholdet vært 2.7%. Dette er fortsatt minimumsverdien i området. De fleste verdiene lå mellom 4 og 5%. Dette regnes som moderat forurenset. Jerninnholdet i uforurenset fjordsediment regnes å ligge under 4% (jfr. tabell 11).



Figur 13. Innhold av jern (Fe, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet i 1990 og 1980.

Figur 13 viser at jern-verdiene var lavere i 1990 i sentrale og ytre deler av Løperen sammenlignet med 1980. Ser man området som helhet er det imidlertid ingen signifikante forskjeller fra 1980 til 1990 ($p=0,3768$)

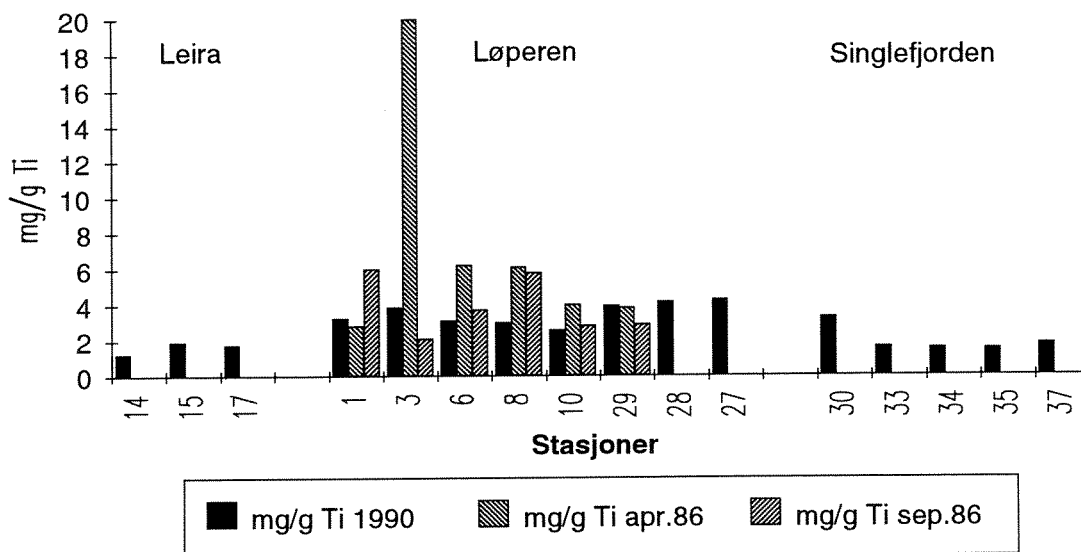
På stasjon 27 i Løperen ble det under grabbing funnet steiner i sedimentene med tykke belegg av jernhydroksyd. Utslipp av jern fra Kronos Titan A/S besto av toverdige jernsulfat. Dette ble oksydert under transporten fra utslippstedet, og ble felt ut som treverdige jernhydroksyd lenger ned i Løperen.

Titan (Ti)

Innholdet av titan i sedimentene varierte mellom 1,25 mg/g på stasjon 14 og 4,62 mg/g på stasjon 27. De høyeste verdiene ble registrert i Løperen (figur 14). Innholdet av titan i uforurensede fjordsedimenter regnes å ligge under 5mg/g. En av årsakene til de relativt lave titanverdiene i det undersøkte materialet er at analysene er gjort etter oppslutning med salpetersyre. Oppslutning med fluss-syre ville gitt det totale innholdet av titan, dvs. også titan som var bundet i silikatfraksjonen. For å kunne sammenligne resultatene med analyser gjort i 1986 (Skei, 1987) ble oppslutning med salpetersyre valgt (titan ble ikke analysert ved undersøkelsene i 1980 (Næs, 1983)).

Sammenlignes 1990-verdiene med 1986-verdiene, var 1986 april-verdier høyere. Figur 14 viser at det var store variasjoner i titanverdiene fra april til september 1986 som følge av masseforflytning av toppsedimentene under vårfloppen. Verdiene i 1990 ligger på stasjon 1 og 3 innenfor denne sesongvariasjonen, mens det på stasjon 3 og 8 ser ut som en har hatt en reduksjon

Reduksjonen i utslippene fra Kronos Titan A/S, gjennomført mai 1990 bør kunne registreres ved neste sedimentundersøkelse. Med en sedimentasjon på 1cm pr. år bør en kunne registrere betydelige endringer i 1994.

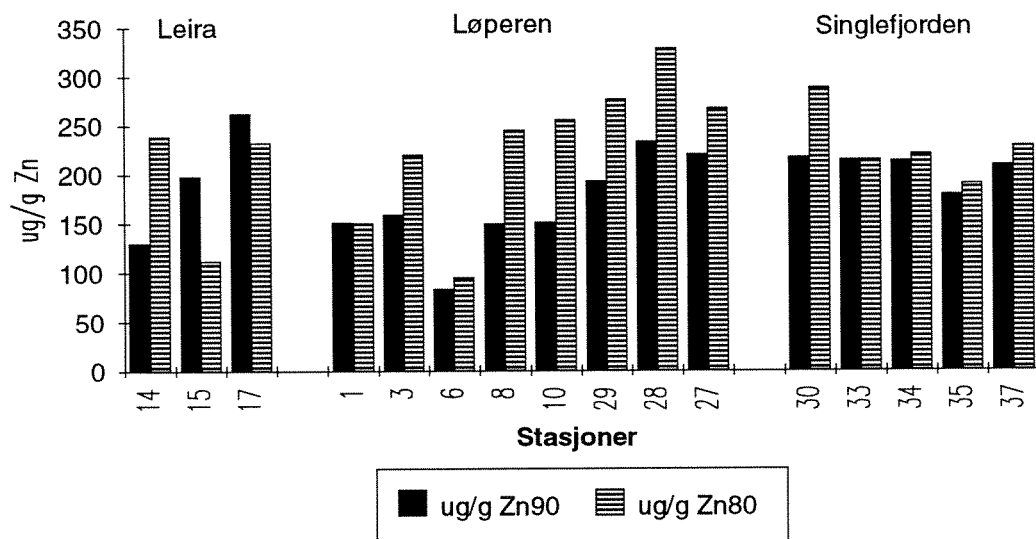


Figur 14. Innhold av titan (mg/g, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990, april og september 1986.

Sink (Zn)

Innholdet av sink varierte mellom 83 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 6 og 262 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 17. De fleste stasjonene hadde verdier over 150 $\mu\text{g/g}$ sink, som kan regnes som moderat forurenset (jfr. tabell 11). De ytre delene av Leira og Løperen samt Singlefjorden hadde de høyeste verdiene (figur 15).

Sammenlignes resultatene fra 1990 med verdiene fra 1980 har det vært en signifikant reduksjon i sinkinnholdet ($p=0,0155$) de siste 10 årene. Det er særlig i sentale og ytre delene av Løperen at reduksjonen er markert. Reduksjonen de siste 10 årene kan forklares ved utslippsreduksjoner gjennomført ved Kronos Titan A/S og Borregaard A/S Foreløpige tall viser en reduksjon fra 9,5 tonn i 1985 til 1,5 tonn i 1990 ved Kronos Titan A/S og fra 1,5 tonn i 1985 til 0,1 tonn i 1990 ved Borregaard A/S (Berge, 1991).



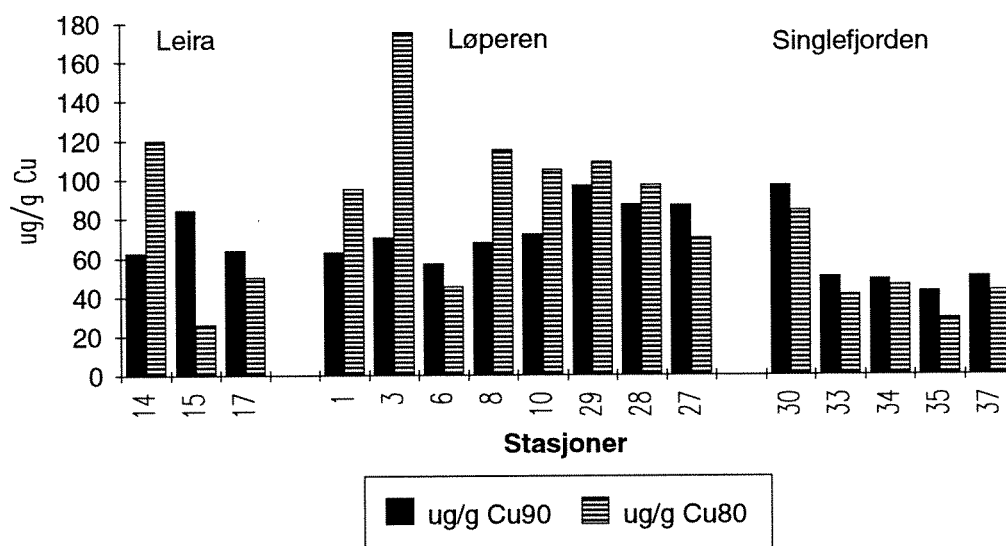
Figur 15. Innhold av sink ($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980.

Kobber (Cu)

Innholdet av kobber varierte mellom 43 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 35 og 103 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 29. Leira og Løperen hadde verdier over 60 $\mu\text{g/g}$. Singlefjorden, med unntak av stasjonen nærmest Løperen, hadde verdier på ca 50 $\mu\text{g/g}$ eller lavere. Innholdet av kobber i uforurensede fjordsedimenter regnes å være $<35\mu\text{g/g}$. Hele det undersøkte området kan derfor karakteriseres som moderat forurenset av kobber (jfr. tabell 11). De sentrale og ytre delene av Løperen hadde den største belastningen (figur 16).

Kobber og sink i sedimenter er ofte assosiert med jernoksyder. I dette tilfellet var det ingen sammenheng mellom kobber og sink ($p=0.3422$), mens kobber og jern viste en signifikant lineær sammenheng ($p=0.0133$). Kobber viste ikke den samme utpregede økningen i konsentrasjon i økende avstastand fra Glomma som f.eks. sink, bly og jern. Figur 16 viser at kobber i større grad følger løpet til hovedvannmassene, dvs. felles ut og sedimenterer i Løperen.

Ser man på området som helhet og sammenligner 1990 verdiene med verdiene fra 1980 var det ingen signifikante forskjeller ($p=0,3385$), selv om det på enkelte stasjoner kan være store forskjeller (figur 16). Tall fra Kronos Titan A/S og Borregaard A/S viser at utslippene av kobber har vært relativt stabile de siste 5 år, henholdsvis ca. 0.5 og 70 tonn/år. Borregaard halverte sine utslipp i 1990 (Berge, 1991), effektene av dette bør kunne registreres ved neste sedimentundersøkelse i 1994.



Figur 16. Innhold av kobber($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980.

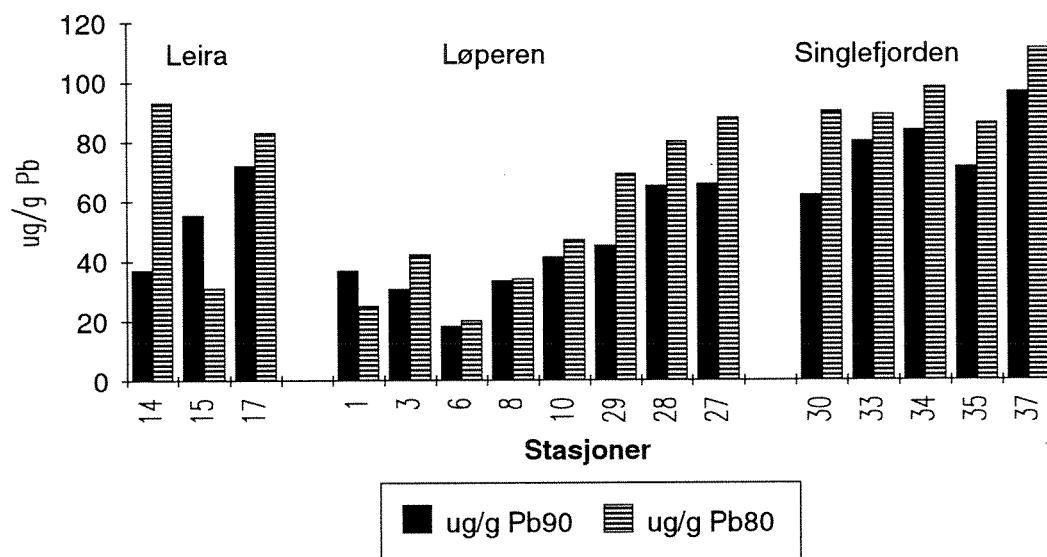
Bly (Pb)

Innholdet av bly varierte mellom 18 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 6 i Løperen og 96 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 37 i Singlefjorden. Innholdet av bly i uforurensede fjordsedimenter regnes å være $<30\mu\text{g/g}$ (jfr. tabell 11). Hele det undersøkte området kan derfor karakteriseres som moderat forurenset av bly, med unntak av noen få stasjoner som kan regnes som svakt forurenset (figur 17).

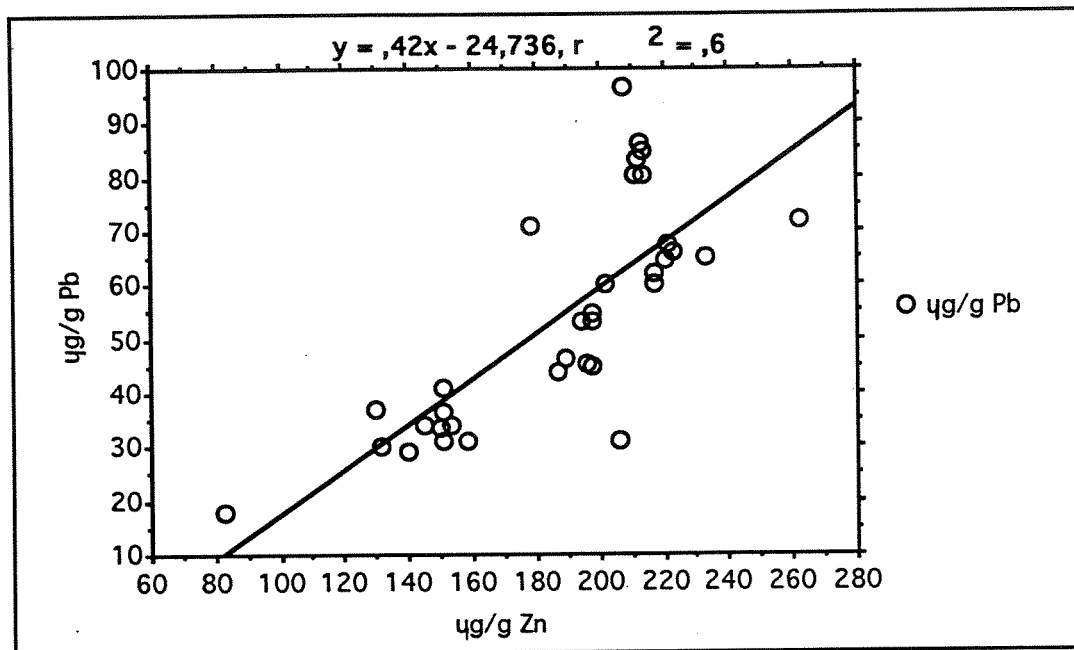
Innholdet av bly i sedimenter har vist en global økning siden 1940-50 årene som følge av økt forbruk av bensin (Olausson, 1975). I tillegg til diffus tilførsel av bly via atmosfæren og Glomma bidrar Borregaard A/S med bly til området. Foreløpige utslippstall viser en utslippsreduksjon fra 1985 til 1990 fra 300 kg til 161 kg (Berge, 1991).

Innholdet av bly i sedimentene i det undersøkte området viste samme utbredelsesmønsteret som i 1980, dvs. innholdet økte i økende avstand fra utløpet av Glomma, med de høyeste verdiene i ytre delene av Leira og Løperen samt Singlefjorden. Ved neste undersøkelse i 1994 bør andelen av sediment $<20\mu\text{m}$ beregnes for å klarlegge om den klare konsentrasjonsøkningen utover Løperen kan ha sammenheng med leirfraksjonen i sedimentene. Evt. bør totaloppslutning med fluss-syre utføres og verdiene normaliseres med lithium.

Sammenlignes 1990 verdiene med verdiene fra 1980 er det en signifikant nedgang ($p=0,0149$). Dette kan ha sammenheng med Borregaard's utslippsreduksjoner. Figur 15 og 17 viser at sink og bly har samme utbredelse i området. En regressjonsanalyse av sink mot bly viste en signifikant liniær sammenheng ($p=0.0001$) (figur 18). Dette tyder på at bly og sink har samme kilde. Som nevnt under punktet sink, inngår også dette metallet i utslippene til Borregaard A/S, og er et av metallene hvor utslippene er redusert fra 1985 til 1990.



Figur 17. Innhold av bly($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980

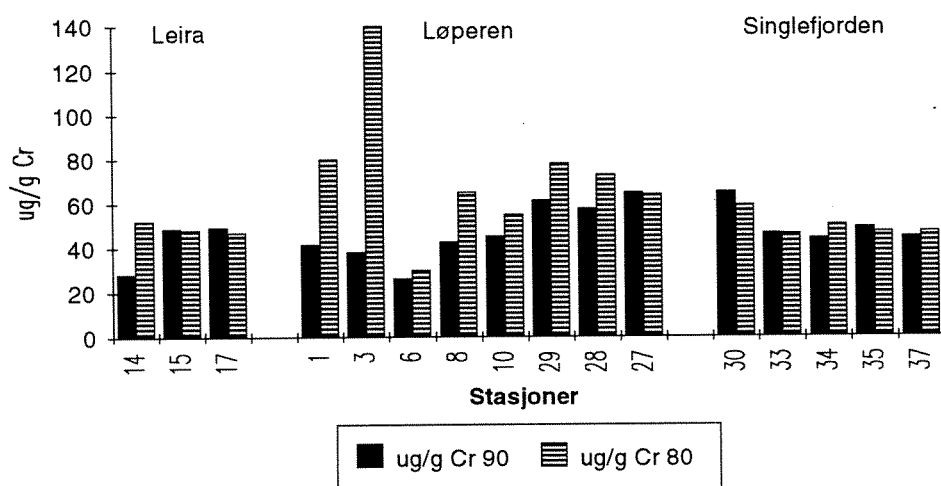


Figur 18. Regresjonsanalyse av sink mot bly i overflatesedimenter (0-1cm) fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990.

Krom (Cr)

Innholdet av krom varierte mellom 26 µg/g på stasjon 6 og 66 µg/g på stasjon 27. Innholdet av krom i uforurensede fjordsedimenter regnes å være <70µg/g. På samme måte som titan er kromverdiene avhengig av oppslutningsmetoden. Total oppslutning med fluss-syre ville gitt høyere verdier. De analyserte verdiene tyder likevel på at området har liten krombelastning. Analyser nedover i sedimentet (jfr. pkt. 4.2.4.5) viser at bakgrunnsnivået for krom i dette området kan regnes som ca 35µg/g. Tar man dette i betraktning hadde ytre deler av Leira og Løperen samt Singlefjorden noe høyere verdier (figur 19).

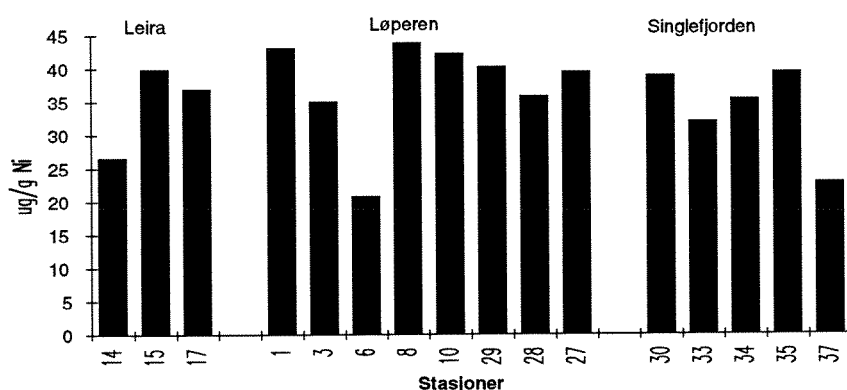
Sammenlignes verdiene fra 1990 med verdiene fra 1980 har det vært en signifikant nedgang ($p=0,0466$). Reduksjonen var størst i Løperen. Særlig stasjonene ved utløpet av Glomma hadde høye verdier i 1980, opptil 140µg/g som kan betegnes som moderat forurenset. Konsentrasjonsnedgangen kan tilskrives Kronos Titan's utslippsreduksjoner fra 19 tonn løst krom i 1980 (NIVA, 1981) til 32kg i 1985 og 1.0kg i 1990.



Figur 19. Innhold av krom ($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980.

Nikkel (Ni)

Innholdet av nikkel i sedimentene varierte mellom 21 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 6 og 50 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 8. Normalverdier for fjordsedimenter regnes å være $<30\mu\text{g/g}$. Stasjonene i Løperen hadde generelt det høyeste nikkelinholdet (figur 20). I følge Knutzen og Skei's forslag til klassifisering av fjordsedimenter karakteriseres de fleste stasjonene som moderat forurenset av nikkel. Analysene av nikkel nedover i sedimentet på stasjon 10, viser at bakgrunnsnivået ligger på ca. $40\mu\text{g/g}$ (kap. 4.2.4.5, tab. 9). Dette tilsier at området er minimalt forurenset av nikkel. Nikkel ble ikke analysert i 1980. Det kan derfor ikke si noe om eventuelle forandringer i nikkelinholdet i sedimentene de siste 10 årene. Foreløpige tall fra Kronos Titan A/S viser reduserte utslipp fra 1985 til 1990 fra 4,3 tonn/år til 0,4 tonn/år (Berge, 1991).

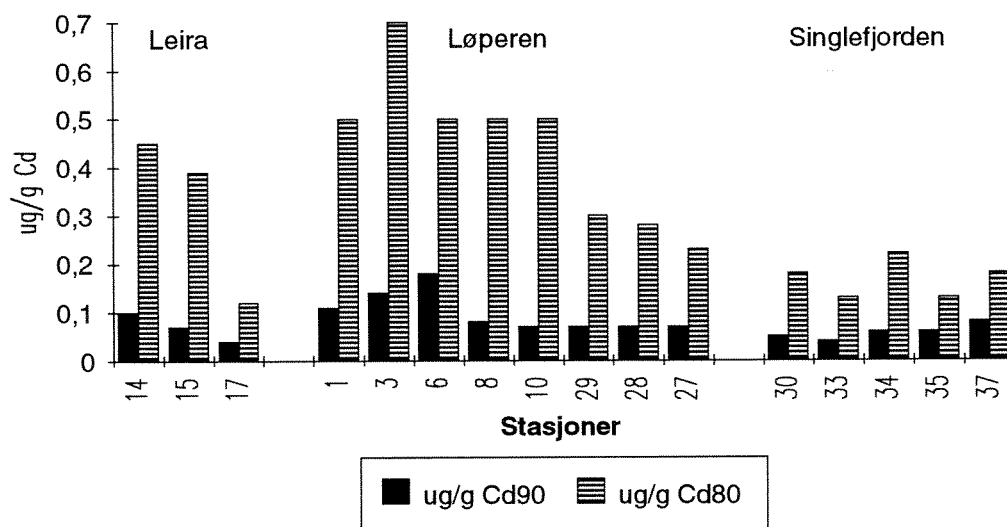


Figur 20. Innhold av nikkel ($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990.

Kadmium (Cd)

Innholdet av kadmium varierte mellom $0,04\mu\text{g/g}$ på stasjon 17 og $0,18\mu\text{g/g}$ på stasjon 6. Normalinnholdet av kadmium i fjordsedimenter regnes å være $<0,25\mu\text{g/g}$. Hele det undersøkte området kan karakteriseres som uforurenset med hensyn til kadmium.

Analyser av prøver et stykke ned i sedimentene viser at bakgrunnsnivået i området er ca. $0,04\mu\text{g/g}$ (jfr. tabell 11). Tas dette i betraktning har området nærmest utløpet av Glomma noe høyere verdier (figur 21). Sammenlignes 1990 verdiene med 1980 verdiene har det vært en signifikant nedgang ($p=0,0117$). Det gjøres oppmerksom på at 1980 verdiene på stasjon 1, 6, 8 og 10 var på $<0,5\mu\text{g/g}$. Verdiene på disse tre stasjonene kunne altså være like lave som på andre stasjoner med lavere konsentrasjoner. Det indre området av Løperen og Leira har de siste 10 årene utviklet seg fra moderat til uforurenset av kadmium. Dette tyder på at utslippet av kadmium er redusert de siste årene.



Figur 21. Innhold av kadmium ($\mu\text{g/g}$, tørrvekt) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980.

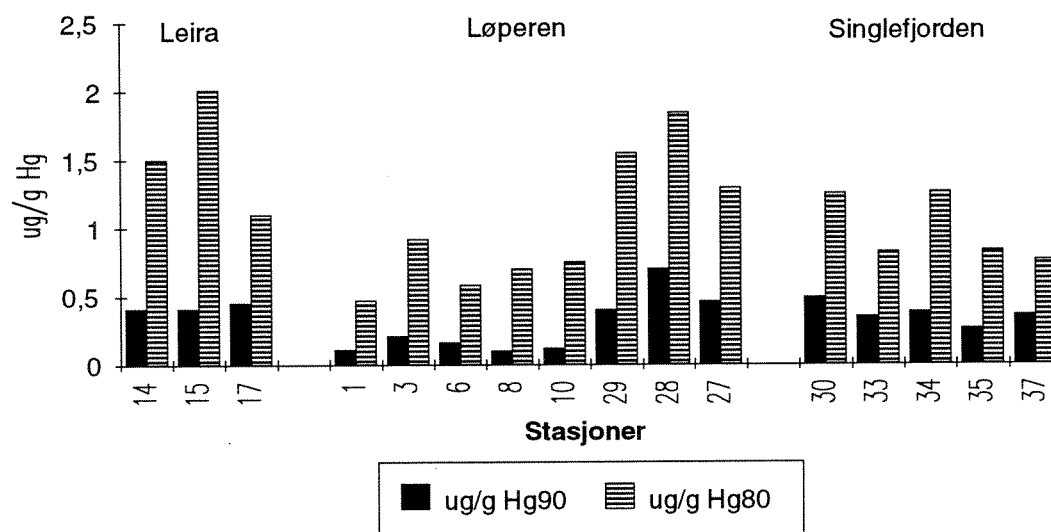
Kvikksølv (Hg)

Innholdet av kvikksølv varierte mellom 0,10 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 8 og 0,70 $\mu\text{g/g}$ på stasjon 28 (figur 22). Normalverdiene for kvikksølv i fjordsedimenter regnes å være <0,15 $\mu\text{g/g}$.

Analysen av prøver et stykke ned i sedimentene viste at bakgrunnsnivået i området er <0,1 $\mu\text{g/g}$ (jfr. tabell 11). Øvre del av Løperen hadde minst kvikksølvbelastning (med unntak av en av parallellene på stasjon 3). Hele det undersøkte området kan karakteriseres som moderat forurenset av kvikksølv, med unntak av stasjon 28 som var markert forurenset.

Sammenlignes 1990 verdiene med verdiene i 1980 har det vært en signifikant nedgang i belastningen de siste 10 årene ($p=0,0001$). Store deler av området kunne i 1980 karakteriseres som markert forurenset. Nedgangen kan tilskrives reduksjoner i utslippene av kvikksølv fra Borregaard A/S fra 485 kg i 1985 til 8,1 kg i 1990 (Berge, 1991).

Kvikksølv er ofte adsorbent til organiske partikler, og regresjonsanalyse av kvikksølv mot organisk karbon viste en signifikant lineær sammenheng ($p=0,0001$). Figur 22 viser økende konsentrasjon utover Løperen. Dette kan som antatt for bly skyldes en assosiasjon til leirfraksjonen.



Figur 22. Innhold av kvikksølv($\mu\text{g/g}$) i sedimenter fra Hvalerområdet og Singlefjorden 1990 og 1980.

4.2.5.2. Innhold av metaller i overflatesedimentene utenfor Øra

Det ble tatt sedimentprøver fra to stasjoner utenfor Øra fyllplass (figur 2). Den ene stasjonen ble lagt inne i Gansrødbukta og den andre lenger ut mot Østerelva. Begge stasjonene hadde sedimenter med en relativ stor andel av sand eller grovere partikler. Bare 16% og 40% (vekt) av prøvene hadde kornstørrelse $<63\mu\text{m}$ (se vedlegg 2). Det høye sandinnholdet viser at området eroderes og at små partikler derfor blir vasket ut og transportert lenger ut i estuariet. Metaller i sedimenter er gjerne knyttet til små partikler. Det grovkornede sedimentet på stasjonene kan derfor være årsaken til at analysene av metaller på total sediment viste svært lave verdier (se vedlegg 2). For å kunne sammenligne de grove sedimentene utenfor Øra med de finkornete sedimentene i Hvalerområdet forøvrig kan man normalisere verdiene. Dvs. man kan regne som om alt av metaller samt organisk karbon var knyttet til finfraksjonen, dvs. sediment med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$. Da ville sedimentene ha langt høyere metallverdier (tabell 12). Stasjonen nærmest fyllplassen (IØ) hadde da høyere verdier enn stasjonen lenger ut (YØ), og også høyere verdier enn registreringene i Hvalerområdet og Singlefjorden forøvrig, med unntak for kvikksølv. Sedimentene nærmest fyllplassen kunne klassifiseres som moderat forurenset av alle metaller med unntak av bly. Blyverdiene var så høye at sedimentet kunne klassifiseres som markert forurenset.

Tabell 12. Innhold av metaller i sedimenter fra Øra. (I. Øra = Gansrødbukta og Y. Øra er stasjonen lenger ut mot Østerelva. Verdiene er normalisert, dvs. som om alt av metaller var knyttet til sediment med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$.)

Stasjon	Fe $\mu\text{g/g}$	Ti $\mu\text{g/g}$	Cr $\mu\text{g/g}$	Zn $\mu\text{g/g}$	Cu $\mu\text{g/g}$	Pb $\mu\text{g/g}$	Ni $\mu\text{g/g}$	Cd $\mu\text{g/g}$	Hg $\mu\text{g/g}$	TOC %
I. Øra	62,4	5,55	78,8	346,7	134,3	143,3	67,1	0,58	0,39	9,1
Y. Øra	24,7	3,09	28,1	100,0	36,7	52,6	21,7	0,077	0,10	1,6

4.2.5.3. Innhold av metaller i overflatesedimentene i Iddefjorden

Siste sedimentundersøkelser i Iddefjorden ble gjort i 1977 (NIVA, 1978). I 1990 ble det tatt sedimentprøver fra to stasjoner i fjorden (figur 2). Analysene fra disse stasjonene kan til en viss grad sammenlignes med analyser fra stasjon ID5 og ID6 i 1977. Det gjøres oppmerksom på at stasjonsplasseringen ikke var den samme i 1977 og 1990, men stasjon I1 og ID6 ligger i samme basseng og det samme gjør I2 og ID5. Sedimentene på stasjon I2 hadde et større innhold av sand enn stasjon I1, slik at man her kan forvente å finne lavere metallverdier. Det antas at sedimentene fra ID5 og ID6 var finkornet, i samme grad som I1. Forskjellene i metallverdier på stasjon I2 og ID5 er derfor sannsynligvis ekstra store pga. det store sandinnholdet på stasjon I2.

Analysene i 1990 viste lave verdier av jern, titan, krom og nikkel. Innholdet av bly, sink, kobber og kvikksølv var derimot høyere og sedimentene kan klassifiseres som moderat forurenset. Kadmium viste de høyeste verdiene og kan klassifiseres som markert forurenset. Sammenlignet med undersøkelsene i 1977 var innholdet av metaller redusert (tabell 13).

Fra 1970 til 1978 stoppet Saugbrugsforeningen sine utslipp av kisaske, som var kilde til forhøyede verdier av kadmium, bly, kobber og sink, og kvikksølv-holdig slimbekjempningsmiddel. Når det fortsatt registreres forhøyede verdier av de nevnte metaller kan dette delvis skyldes remobilisering av metaller fra gamle sedimenter.

Tabell 13. Innhold av metaller i overflatesedimenter fra Iddefjorden i 1990 og 1977 (Fe og Ti i mg/g, de øvrige metallene i µg/g, TOC% for 1990 og glødetap % for 1977).

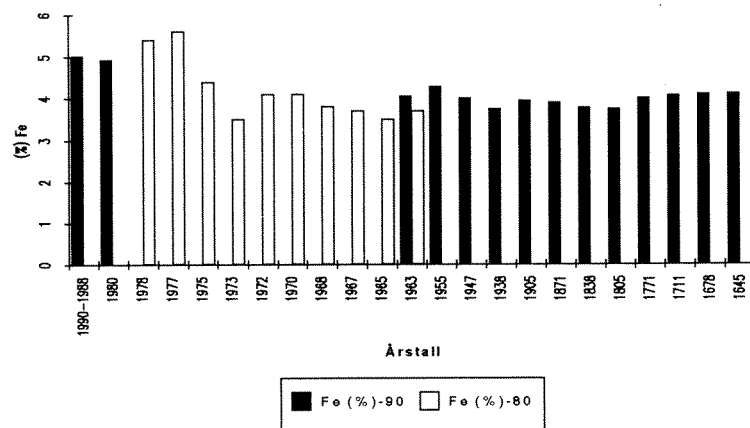
Stasjon	Fe	Ti	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	TOC
I1-90	29,1	1,32	35,8	22,8	238	79,5	111	1,07	0,44	5,61
ID6-77	-	-	-	-	716	152,1	335,1	3,27	0,67	16,8
I2-90	10,0	0,41	9,4	7,12	45,5	16,3	24,9	0,06	0,07	0,68
ID5-77	-	-	-	-	807	129,6	219,0	2,87	0,53	5,6

4.2.5.4. Vertikalfordeling av metaller i sedimentene

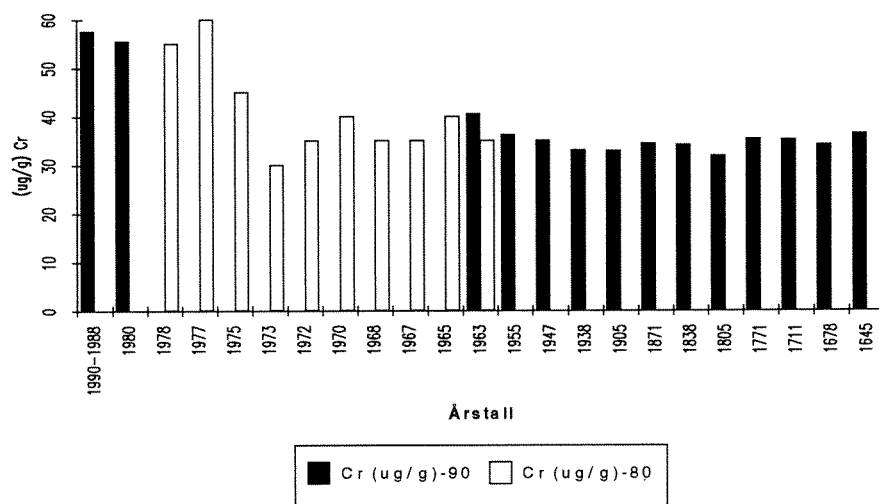
I 1980 ble det analysert for metaller ned til 6 cm dyp i sedimentet på en rekke stasjoner. På to stasjoner ble det analysert ned til 10 cm og på en stasjon ned til 20 cm (G10) uten at verdier ned mot bakgrunnsnivå ble registrert (Næs, 1983). Ved undersøkelsen i 1990 ble det tatt en kjerne på 1.40 m's lengde på stasjon G10, for å være sikker på at man skulle nå sedimenter fra førindustriell tid. Den samme kjernen ble aldersdatert ved hjelp av bly-210 metoden (jfr. kap. 4.2.7). Ved prøvetakingen i 1980 ble sjikt på 2 cm analysert, mens kjernen fra 1990 ble analysert i 10 cm intervaller. Pb-210 metoden kan datere sedimenter 120 år tilbake i tid, dvs. mot slutten av 1800 tallet. I det følgende er det ekstrapolert lenger bakover i tid for å vise at verdiene er stabilt lave.

Undersøkelsene viste som forventet at innholdet av alle de analyserte metallene har økt siden preindustriell tid, med unntak av nikkellinnholdet i sedimentene har ligget på ca. 40µg/g de siste 300 år på denne stasjonen. Dette er noe høyere enn verdiene foreslått i klassifikasjon av miljøkvalitet for uforurensete eller diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990). Bakgrunnsverdien i et område er avhengig av den lokale geologien og kan derfor variere mye fra område til område.

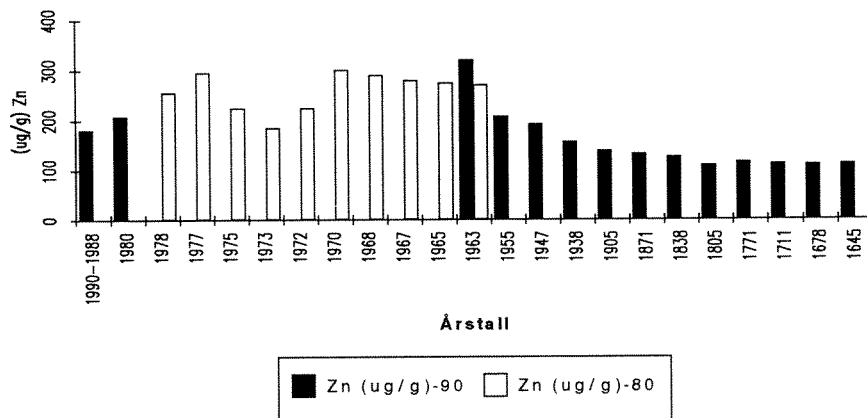
Jern hadde en bakgrunnsverdi på ca. 4% i området, og hadde øket til maksimum ca. 6% (fig. 23). Titan hadde en bakgrunnsverdi på i underkant av 2mg/g, og hadde på det meste økt til ca. det dobbelte. Det samme sees for krom og sink, en økning med i underkant av 50% de siste 300 år (fig. 24 og 25). For de fleste metallene skjer det en markert konsentrasjonsøkning ved ca. 50 cm sedimentdyp, dette tilsvarer ca. 1940 årene. Belastningen økte fram til slutten av 1960 tallet, begynnelsen av 1970 tallet, hvilket er i overensstemmelse med utslippsforhold. Først på 1970 tallet ble industrien pålagt utslippsrestriksjoner etter at SFT ble etablert i 1974. Dette illustreres ved kvikksølv (figur 26), hvor man ser at konsentrasjonen lå på <0.05µg/g fram til århundreskifte, for så å øke svakt til slutten av 1950 tallet, for videre å skyte fart til maksimumkonsentrasjoner mot slutten av 1960 tallet. Sedimentasjonshastigheten er beregnet til 3kg sediment/m²/år (jfr. kap. 4.2.7), dette tilsvarer en naturlige tilførselen av kvikksølv til sedimentene på ca. 90 µg/m²/år. Når belastningen var som størst var tilførselen ca. 9 mg/m²/år. Dette tilsvarer en økning på 100 ganger naturlig bakgrunn.



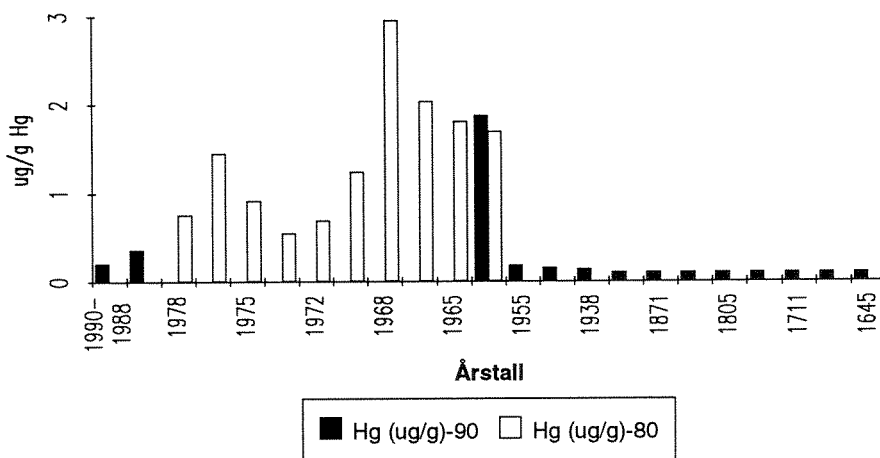
Figur 23. Vertikalfordeling av jern i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.



Figur 24. Vertikalfordeling av krom i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.

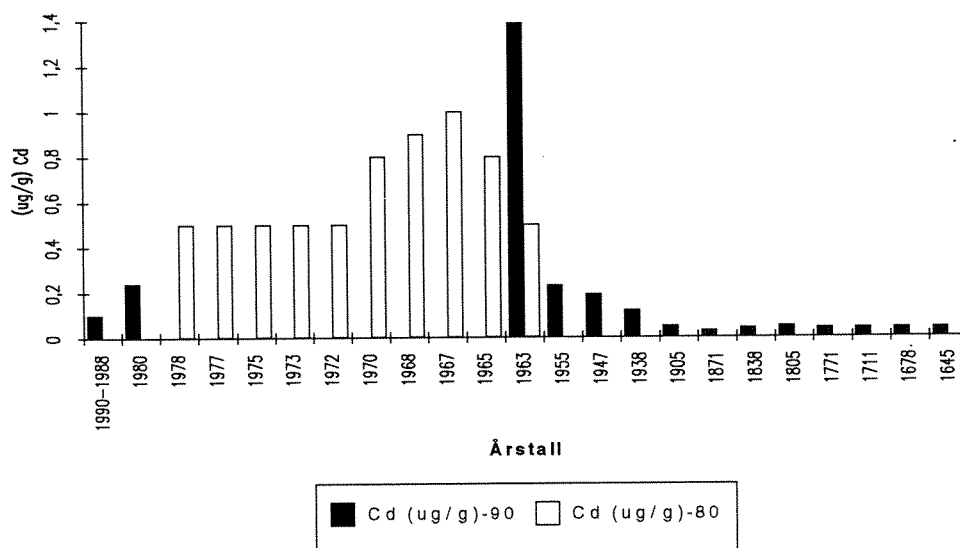


Figur 25. Vertikalfordeling av sink i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.

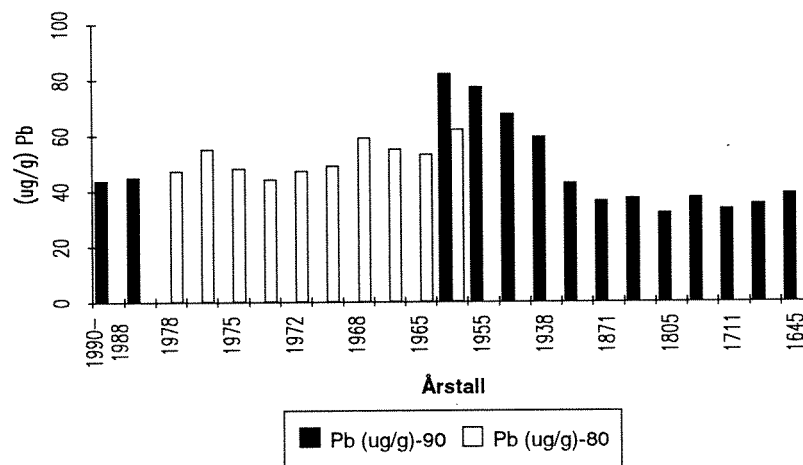


Figur 26. Vertikalfordeling av kvikksølv i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.

Innholdet av kadmium og bly i sedimentene viste samme tendensen som kvikksølv. Innholdet begynte å øke ved århundreskiftet, og nådde et maksimum på 1960 tallet for så å avta mot dagens nivå (figur 27 og 28).

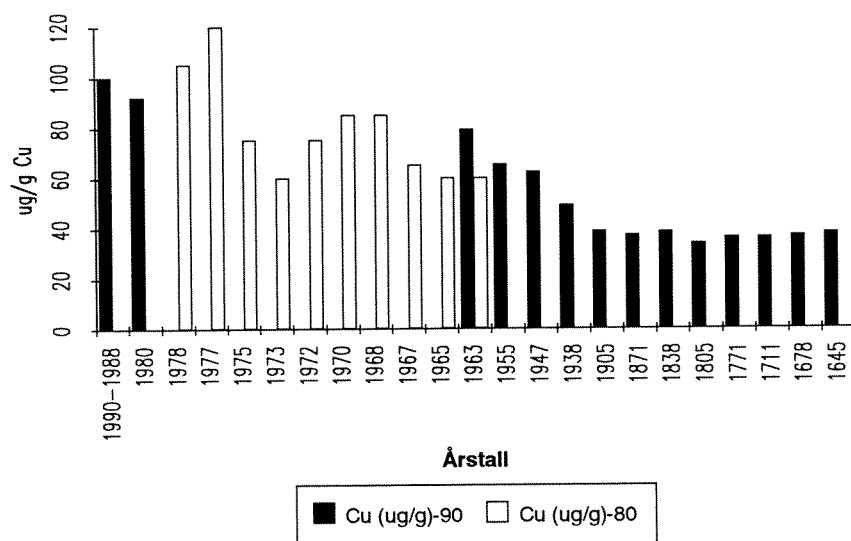


Figur 27. Vertikalfordeling av kadmium i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.



Figur 28. Vertikalfordeling av bly i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.

Kobber og krom har hatt en noe annen utvikling. Økningen startet også for dette metallet etter århundreskiftet, men innholdet har vært relativt jevnt økende opp til dagens nivå (figur 29 og 24).



Figur 29. Vertikalfordeling av kobber i sedimenter fra stasjon 10 i Hvalerområdet. Hvite søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1980. Svarte søyler representerer verdier fra en kjerne tatt i 1990.

4.2.6. Innhold av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Innholdet av PAH ble analysert i overflatesedimenter fra en stasjon i Leira (st.17) og en stasjon i Løperen (st.8) (se vedlegg 2).

Innholdet av PAH i uforurensede fjordsedimenter regnes å være $<300\mu\text{g}/\text{kg}$ (Knutzen og Skei, 1990). Analyser av sediment fra førindustriell tid utenfor Hvalerøyene har vist et PAH-innhold på $133\mu\text{g}/\text{kg}$ (Helland et al., 1990).

Sedimentet fra Leira viste verdier på $109\mu\text{g}/\text{kg}$, og kan således regnes som uforurenset. Sedimentet fra Løperen viste verdier på $885\mu\text{g}/\text{kg}$, dvs. moderat forurenset (Knutzen og Skei, 1990). Analyser av PAH i sedimenter fra to stasjoner i Løperen utført i 1980 viste verdier mellom 700 og $1200\mu\text{g}/\text{kg}$ (Næs, 1983). Det var altså ingen vesentlige forandring i PAH-innholdet i sedimentene fra Løperen siden 1980. Til sammenligning viste analyser av overflatesedimenter utenfor Hvalerøyene i 1989 overkonsentrasjoner av PAH, med nivåer rundt $1500\mu\text{g}/\text{kg}$ (Helland et al., 1990). Det ble imidlertid ikke observert noen nord-sør-gradient, som kunne indikere punktkilder.

En del av komponentene i PAH er potensielt kreftfremkallende (KPAH, se vedlegg 2). Sedimentene fra Leira hadde ca. 6% KPAH, mens sedimentet fra Løperen hadde ca. 30% KPAH. Tilsvarende undersøkelser i Årdalsfjorden og utenfor Hvalerøyene har vist andeler av KPAH på ca. 40% (Næs og Rygg, 1990), (Helland et al., 1990).

4.2.7. Innhold av klororganiske forbindelser

Det ble analysert på en rekke klororganiske komponenter i overflatesedimenter fra 15 stasjoner innenfor Hvalerøyene, herunder to stasjoner utenfor Øra fyllplass, og to stasjoner i Iddefjorden (figur 2). Stasjonene var de samme som for metallanalysene. Alle data finnes i vedlegg 2.

Generelt lå de fleste verdiene under deteksjonsnivå (angitt som "<" verdier). Deteksjonsnivå kan variere alt etter hvor mye materiale som veies inn til analyse, samt hvor mye "bakgrunnstøy" det er i materiale. Dette gjelder spesielt lave verdier ned mot bakgrunnsnivå.

4.2.7.1. Pentaklorbenzen (5-CB)

Innholdet av 5-CB varierte fra $<0.3\mu\text{g}/\text{kg}$ til $<0.96\mu\text{g}/\text{kg}$, dvs. alle verdiene lå under deteksjonsnivå. Disse verdiene var langt lavere sammenlignet med sedimentundersøkelsene i 1980, som viste verdier i øvre del av Løperen fra 2 til $10\mu\text{g}/\text{kg}$ (Næs, 1983). Nivåene registrert i 1990 var i samme størrelsesorden som verdiene registrert utenfor Hvalerøyene i 1989, som lå fra 0.1 til $0.5\mu\text{g}/\text{kg}$ (Helland et al., 1990).

4.2.7.2. Heksaklorbenzen (HCB)

Innholdet av HCB i foreliggende undersøkelser varierte fra $<0.3\mu\text{g}/\text{kg}$ til $<0.96\mu\text{g}/\text{kg}$ på de fleste stasjonene. Stasjon 28 i Løperen og stasjon 1 i Iddefjorden hadde verdier på $1.1\mu\text{g}/\text{kg}$. Innholdet av HCB i uforurensede finkornete fjordsedimenter regnes å være $<0.5\mu\text{g}/\text{kg}$ (Knutzen og Skei, 1990).

Øra fyllplass som ligger mot Glomma består av deponerte masser av kommunalt avfall sammen med industri- og spesialavfall (Hermansen et al., 1990). Man antar at fyllplassen er en betydelig kilde til forurensning. Det ble tatt to prøver utenfor Øra fyllplass (figur 2) for å se om verdiene var høyere her enn lenger ute. Analysene viste verdier under deteksjonsnivå, $<0.08\mu\text{g}/\text{kg}$. Årsaken til

de lave verdiene som ble funnet i 1990 kan være det høye innholdet av sand på de to stasjonene (jfr pkt 4.2.2). Det har ingen hensikt å normalisere for sandinnholdet i disse to prøvene da HCB-verdiene ligger under deteksjonsnivå. Ved undersøkelsene i 1980 antok man at fyllplassen kunne være årsak til de høye verdiene av HCB og andre organiske mikroforurensninger i Løperen. Verdiene av HCB i Løperen i 1980 lå fra 20 til 100µg/kg (Næs, 1983). Sedimentene som da ville klassifiseres som sterkt forurensset, har således de siste 10 årene fått et redusert innholdet av HCB fra sterkt til moderat forurensset.

Verdiene innenfor Hvalerøyene kan sammenlignes med verdier utenfor øyene, som ligger fra 0.1 til 1.6µg/kg (Helland et al., 1990). Disse kystnære sedimentene har høyere HCB-innhold enn sedimenter fra Nordsjøen, hvor nivåene ligger fra 0.001 til 0.26µg/kg (Knickmeyer og Steinhart, 1988). Nivåene innenfor Hvalerøyene er lave sammenlignet med f.eks. Frierfjorden og tilgrensende områder hvor innholdet av HCB varierte fra 0.1 til 1881 µg/kg og 5CB varierte fra 0.1 til 327 µg/kg (Næs og Oug, 91).

4.2.7.3. Polyklorerte bifenyler (PCB)

Det ble analysert på 8 PCB-komponenter (jfr. pkt.3.2 og vedlegg 2). Av disse antas PCB-28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180 å være de viktigste av de totalt 209 komponentene som teoretisk kan være tilstede (Ballschmiter og Zell, 1980). Ved analyser av disse syv PCB komponentene (PCB₇) i biologisk materiale har erfaring vist at det kan multipliseres med en faktor på 1.5 for å få totalt innhold av PCB (PCB₂₀₉) dvs. $1.5 \times \text{PCB}_7 = \text{PCB}_{209}$ (Martinsen et al., 1991). (Det foreligger foreløpig ikke en tilsvarende faktor for sedimenter.)

Alle analysene innenfor Hvalerøyene viste verdier under deteksjonsnivå (0,3 - 0,96µg/kg). Stasjonene utenfor Øra viste også lave verdier, <0.08µg/kg (jfr. pkt. 4.2.2). Multipliseres disse verdiene med faktoren 1.5 (for å få totalt innhold av PCB (PCB₂₀₉), ligger konsentrasjonene innenfor Hvalerøyene likevel innefor normalen for fjordsedimenter. Sammenlignet med undersøkelsene i 1980 er PCB-innholdet kraftig redusert. Sedimenter fra Løperen viste dengang totalverdier av PCB fra 160 til 1800µg/kg. I Singlefjorden og Leira var innholdet på ca. 20µg/kg (Næs, 1983). En så kraftig reduksjonen synes lite realistisk og skyldes trolig analytiske forskjeller. Verdiene fra Løperen i 1990 kan klassifiseres som uforurensset (Knutzen og Skei, 1990).

PCB-innholdet i sedimentene innenfor Hvalerøyene kan sammenlignes med sedimenter fra Nordsjøen, hvor innholdet ligger mellom 0.3 og 4.4 µg/kg (Knickmeyer og Steinhart, 1988). PCB-innholdet i sedimentene utenfor Hvalerøyene og sørover langs svenskekysten har vist seg å være noe høyere. Verdiene her ligger stort sett mellom 10 og 12 µg/kg (Helland et al., 90). Også her må man ta i betraktning at PCB verdiene fra Nordsjøen omfatter summen av 24 komponenter og verdiene utenfor Hvalerøyene omfatter Clophen-A60 (som er total mengde PCB med Clophen-A60 som standard).

Innholdet av PCB på stasjon I1 og I2 i Iddefjorden lå henholdsvis mellom 42.2µg/kg - 42.9µg/kg og 3.6µg/kg - 4.2µg/kg. De relativt store forskjellene i verdiene har som tidligere nevnt sammenheng med sandinnholdet i sedimentene. Sedimentene på stasjon I1 kan klassifiseres som markert forurensset (Knutzen og Skei, 1990).

4.2.7.4. Alfa-heksaklorcykloheksan (α-HCH), lindan (γ-HCH), p,p-DDE og p,p-DDD

α-HCH, γ-HCH, p,p-DDE og p,p-DDD er typiske stoffer i plantevernmidler. Innenfor Hvalerøyene lå verdiene av p,p-DDE og p,p-DDD samt γ-HCH under deteksjonsnivå fra <0.3 til <0.96µg/g.

Nivåene av γ -HCH er lavere i dette området enn i sedimentene utenfor Hvalerøyene, hvor verdiene ligger fra 0.1 til 2.0 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Helland et al., 90), men høyere enn verdier registrert i Nordsjøen, hvor verdiene ligger mellom 0.001 og 0.06 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Knickmeyer og Steinhart, 1988). Innholdet av α -HCH ligger også under deteksjonsnivå fra <0.3 til <0.96 $\mu\text{g}/\text{kg}$ på endel av stasjonene. Høyeste konsentrasjon registrert (st. 28) var 2.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette er relativt lave verdier, lavere enn tilsvarende registreringer i indre Oslofjord hvor det er målt verdier på 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Konieczny, NIVA-rap. under arbeid).

Sedimentene fra Iddefjorden viste høyere verdier av alle stoffene. Særlig α -HCH-innholdet var høyt med 40.8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ på stasjon I1. På stasjon I2 var innholdet betraktelig lavere med 1.85 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette skyldes trolig som tidligere nevnt, det høye sandinnholdet i sedimentet (jfr. pkt.4.2). Tilsvarende registreringer i Oslofjorden har vist ca. halvparten (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$) av den høyeste verdien registrert i Iddefjorden (Konieczny, 1992). Verdiene i Iddefjorden var imidlertid 400 ganger høyere enn verdier registrert i Nordsjøen (pers. med. Havforskningsinstituttet v/ J. Klungesøyr).

Undersøkelser av α -HCH og γ -HCH i luft har vist at α -HCH alltid opptrer i høyere konsentrasjoner enn γ -HCH, fortrinnsvis mellom 10 til 50 ganger høyere. Dette skyldes at γ -HCH (Lindan) er den ustabile formen av disse to. Med tiden går γ -HCH over i den stabile formen α -HCH (Malaiyandi & Shah, 1984). De reaktive egenskapene til γ -HCH er grunnen til at det er denne som brukes i plantevernmidler og ikke α -HCH. α -HCH gjenspeiler således tidligere tiders bruk av Lindan.

4.2.7.5. Oktaklorstyren (OCS)

Innholdet av OCS lå under deteksjonsnivå som varierte fra <0.3 til <0.96 $\mu\text{g}/\text{kg}$ på alle stasjonene innenfor Hvalerøyene.

På stasjonene I1 og I2 i Iddefjorden var verdiene henholdsvis 1.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og <0.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette regnes som lave verdier. Verdier fra diffust belastede områder kan regnes som 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Næs og Oug, 1991). Eksempelvis er det registrert verdier i Frierfjorden på over 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Næs og Oug, 1991).

4.2.7.6. Harpikssyrer, klorfenoler og klorguajakoler

Harpikssyrer, klorfenoler og klorguajakoler inngår i blekeriavløp fra celluloseindustrien. Forbindelsene dannes ved reaksjoner mellom lignin og forskjellige klorforbindelser som brukes i prosessen, for å fjerne overskudd av lignin. Lignin har en kompleks struktur og gir derfor opphav til mange klorerte organiske forbindelser. Opptil 200 forskjellige forbindelser er registrert i blekeriavløp (Carlberg et al., 1988) og en rekke av disse når det akvatiske miljø selv etter behandling og rensing. Mengde og sammensetning av de forskjellige stoffene er avhengig av prosessene i hver enkelt fabrikk, og vil også variere alt etter hvilken tremasse som blir benyttet (Neilson et al., 1989). Det har vist seg at 3, 4, 5 TKG (triklorguajakol) isomeren har tendens til å forekomme i langt større mengder sammenlignet med 4, 5, 6 TKG isomeren.

På grunn av den varierte sammensetningen av stoffene er analyseresultatene svært avhengig av typen ekstraksjonsmiddel som blir benyttet. Ved bruk av sterke ekstraksjonsmidler kan strukturelle forandringer av stoffene forekomme (Neilson et al., 1989). Forsøk med forskjellige typer ekstraksjonsmidler på sedimenter fra Østersjøen har gitt store konsentrasjonsforskjeller av klorguajakoler og katekoler (jfr. tabell 14)

Tilsvarende analyser av sedimenter for harpikssyrer har vist at disse bare foreligger i "fri" form (Remberger et al., 1989).

I foreliggende undersøkelse ble det analysert for harpikssyrer og klorerte fenoler i overflateprøver (0-1 cm) på 5 stasjoner (st. 6, 10, 15, 27 og 34).

Forbindelser som ikke ble detektert var triklorfenoler (TKF) og katekoler (DKK og TKK). Av klorguajakoler ble tetraklorguajakol (TKG) og 3,4,5-triklorguajakol (3,4,5-TKG) registrert på alle de undersøkte stasjonene, verdiene av TKG lå mellom 3 og 6 ng/g. Innholdet av 3,4,5-triklorguajakol lå på 10 og 40 ng/g, denne isomeren var også hyppigere enn 4,5,6-TKG isomeren (jfr. tabell 15). Alle de registrerte forbindelsene forekom med maksimum noen titalls ng/g med unntak av 2,4-diklorfenol (2,4-DKF) som lå mellom 80 og 500ng/g.

Tabell 14. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$) av "fritt" og "bundet" klorguajakoler og klorcatekoler i sedimentprøver fra tre lokaliteter (A, B, C) i Østersjøen (etter Neilson et al., 1989). ("fritt" verdiene er fremkommet ved direkte ekstraksjon av sedimentet, mens "bundet" verdiene er fremkommet ved alkali-ekstraksjon.)

Stoff	Lokalitet					
	A		B		C	
	Fritt	Bundet	Fritt	Bundet	Fritt	Bundet
3,4,5-TKG	210	2400	<10	1870	<10	7170
TKG	180	1590	<10	550	<10	2840
3,4,5-TKK	270	3700	<10	1050	14700	25800
TKK	<10	8250	<10	1250	7300	63200

Tabell 15. Innhold av fenolære forbindelser i overflatesedimenter (0-1cm) fra Hvalerområdet i 1990. I.D= ikke detektert.

Fenolære forbindelser (ng/g)	Deteksjonsgrense (ng/g)	Stasjoner				
		G 6	G10	G15	G27	G34
2,4-DKF	5	I.D	500	200	I.D	80
2,3,5-TKF	1	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D
2,4,6-TKF	1	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D
2,3,4,6-TKF	1	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D
PKF	0,5	7	4	4	1	I.D
4,5-DKG	5	60	I.D	30	30	40
3,4,5-TKG	1	40	10	10	10	10
4,5,6-TKG	2	10	I.D	I.D	I.D	I.D
TKG	0,8	5	3	6	4	4
4,5-DKK	4	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D
3,4,5-TKK	2	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D
TKK	2	I.D	I.D	I.D	I.D	I.D

Ser man på summen av de fenolære forbindelsene hadde stasjon G10 i Løperen den høyeste verdien (517 ng/g). Innholdet avtar utover i Løperen da stasjon G27 hadde den laveste verdien med 45 µg/g. Stasjon G34 som ligger nærmest utløpet av Iddefjorden hadde lavere verdier og ferre forekomster av fenolære forbindelser sammenlignet med de øvrige stasjonene. De relativt høyere verdiene i Løperen sammenlignet med Singlefjorden viser at Borregaard A/S påvirker sedimentene i Løperen i større grad enn Iddefjorden med Saugbrugsforeningen påvirker Singlefjorden. Alle de registrerte verdiene i området kan regnes som lave. Tilsvarende undersøkelser gjort i Sverige ved Iggesund viste verdier av 4,5-DKG og 3,4,5-TKG på henholdsvis ca. 2500 og 4000 ng/g i kystnære områder og opptil 250 ng/g i sedimenter fra åpent hav (Södergren et al., 1988).

Sedimentene i Iddefjorden er tidligere undersøkt for innhold av fenolære forbindelser uten at disse ble påvist (Källqvist og Carlberg, 1987 og Abrahamsson og Klick, 1989). I de samme undersøkelsene ble vannprøver analysert. En del fenolære forbindelser ble påvist i små mengder, selv nær utslippet. Og det ble antatt at stoffene sedimenterte raskt nær utslippet, og at klorfenoler ikke lot seg påvise i anoksiske sedimenter som var fremherskende i Iddefjorden, pga. dehalogenering. Bidraget av fenolære forbindelser fra Iddefjorden til Singlefjorden kan derfor antas å være beskjedent, noe som vises av de lave verdiene på stasjon 34. Innhold av PKF i vannmassene har vist seg å forekomme i like store mengder både i og utenfor Iddefjorden (Abrahamsson og Klick, 1989). Denne forbindelsen har også andre kilder enn treforedlingsindustri som Borregaard og Saugbrugsforeningen. Andre kilder kan være fungicider og treimpregneringsmidler (Abrahamsson og Klick, 1989).

Det er gjort svært få undersøkelser av harpikssyrer i sedimenter. Det finnes derfor få data å sammenligne med. En sammenligning av forskjellige områder vanskeliggjøres også fordi som nevnt er stoffene i utslippene fra hver enkelt bedrift prosess- og masse-spesifikke.

Undersøkelser fra Oslofjorden og Bottenvika (Sverige) har vist at de "frie" klororganiske forbindelsene i sedimentene er dominert av klorerte langkjedete alkansyrer og klorerte harpikssyrer (Remberger et al., 1989). Innholdet av forskjellige abietinsyrer var som tabell 16 viser.

Tabell 16. Innholdet av abietinsyre (µg/g) i sedimenter fra Bottenvika (A og B) og Oslofjorden (C). Tallene i parentes angir µg Cl/g (etter Remberger et al., 1989).

STOFF	LOKALITET		
	A	B	C
12-Chlorodehydro abietinsyre	28 (6.4)	32 (15)	31 (5)
14-Chlorodehydro abietinsyre	70 (9)	66 (8)	66 (7)
12.14-Chlorodehydro abietinsyre	350 (90)	181 (31)	35 (8.8)

Dehydroabietinsyre var den harpiksyren som forekom med høyest konsentrasjon i sedimentene fra Hvalerområdet. Innholdet varierte fra 1,6 til 4,4µg/g (jfr. tabell 17), hvilket er langt lavere enn verdiene registrert i sedimenter fra Oslofjorden (tabell 16). Konsentrasjonen var høyest på stasjon G-34 i Singlefjorden og avtok mot Løperen (G-6 og G-27) og Leira (G-15), hvilket kan skyldes påvirkning fra Iddefjorden.

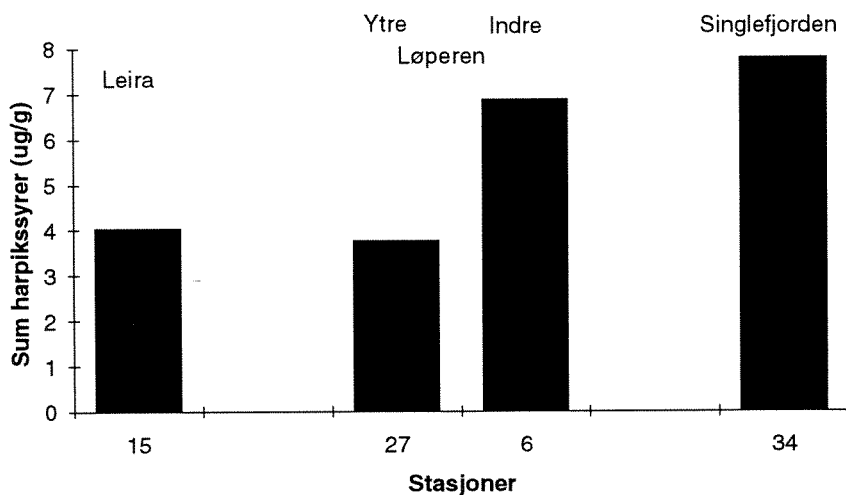
Den synkende konsentrasjonen langs avstandsgradienten fra munningen av Iddefjorden til Leira var ikke gjeldene for alle de analyserte harpikssyrene (jfr. tabell 17). Sett under ett, (dvs. summen av alle harpiksyrene) finner man imidlertid den høyeste konsentrasjonen i Singlefjorden (figur 30).

Harpikssyrer kan ha en annen affinitet til partikler enn klorfenoler. Klorfenoler har ved tidligere undersøkelser vist seg å assosiere med relativt store partikler og får derved en rask sedimentasjon (Abrahamsson og Klick, 1989). Hvis harpikssyrer adsorberes til små partikler i vannmassen, noe som er vanlig for andre mirkoforurensninger, vil de lettere kunne transporteres over større avstander før de sedimenterer.

Tabell 17. Innholdet av harpiksyre i overflatesedimenter (0-1cm) fra Hvalerområdet i 1990.

Harpikssyrer	µg/g tørt materiale				
	G 6	G 10	G 15	G 27	G34
Prøver :					
Pimarsyre	I.D.	I.D.	I.D.	I.D.	I.D.
Sandarakopimarsyre } Nonadecan (C ₁₉) }	0.09	I.D.	0.08	0.07	0.3
Isopimar	1.0	I.D.	0.6	0.4	1.0
Palustren } Levopimar }	I.D.	I.D.	I.D.	I.D.	I.D.
Dehydroabietin	3.3	I.D.	1.6	1.9	4.4
Abietin	1.6	I.D.	0.6	0.6	1.4
Neoabietin	0.7	I.D.	0.9	0.6	0.5
Tricosan	0.2	I.D.	0.3	0.2	0.2
Kvantifiserings- grense	0.06	0.1	0.09	0.09	0.09
Våtvekt g	22.14	9.29	29.02	30.68	24.86
tørrestoff %	55	40	32	35	25

I.D. = Ikke detektert



Figur 30. Innholdet av Σ harpiksyre ($\mu\text{g/g}$) analysert i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene i 1990.

4.2.8. Sedimentenes akkumulasjonshastigheter - basert på bly-210 datering

Det ble tatt to kjerner à 1.40m's lengde fra to stasjoner til blydatering. Den ene kjernen var fra sentrale deler av Løperen (G-10) og den andre var fra Singlefjorden (G-34). Kjernen fra stasjon G-10 ble også analysert for metaller (jfr. pkt. 4.2.4).

Akkumulasjonsraten ble beregnet til $2.9 \pm 0.31 \text{ kg/m}^2/\text{år}$ på stasjon G-10. Dette gir en lineær akkumulasjonsrate på 1.2 cm/år i øvre del av kjernen (0-1 cm), og 0.3 cm/år ved 72 cm dyp. Tilsvarende akkumulasjonsrater på stasjon G-34 ble beregnet til $3.4 \pm 0.31 \text{ kg/m}^2/\text{år}$, som gir en lineær akkumulasjonsrate på 0.8 cm/år i øvre del av kjernen (0-1 cm), og 0.4 cm/år ved 50 cm dyp. Resultatene viser tilnærmet samme sedimentasjon i sentrale Løperen som i Singlefjorden. Forskjellen i resultatene er ikke større enn at de kan forklares ved den angitte usikkerheten ved dataene.

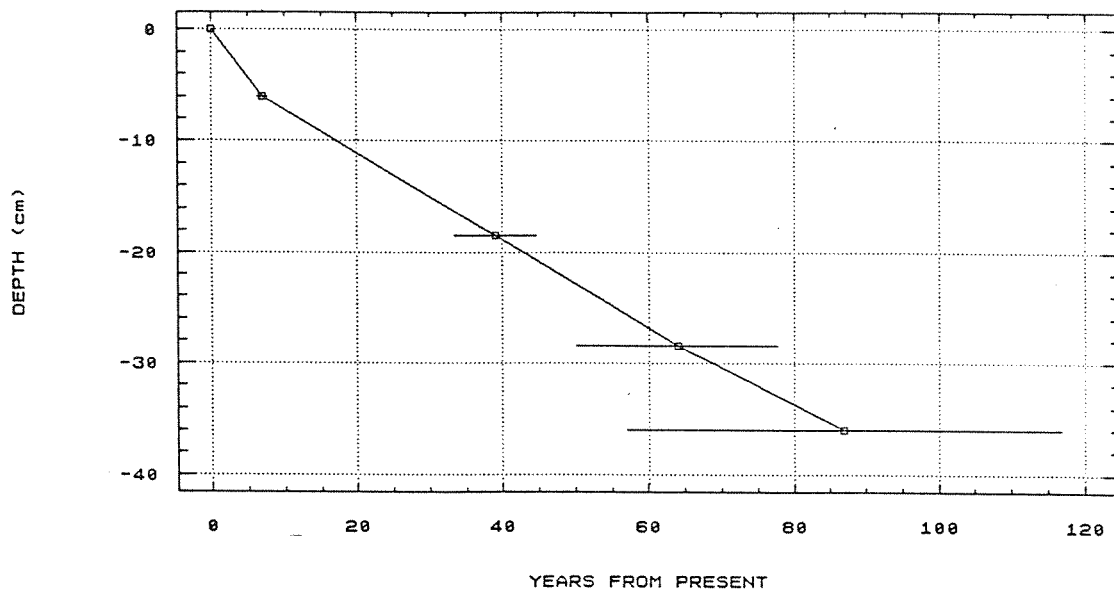
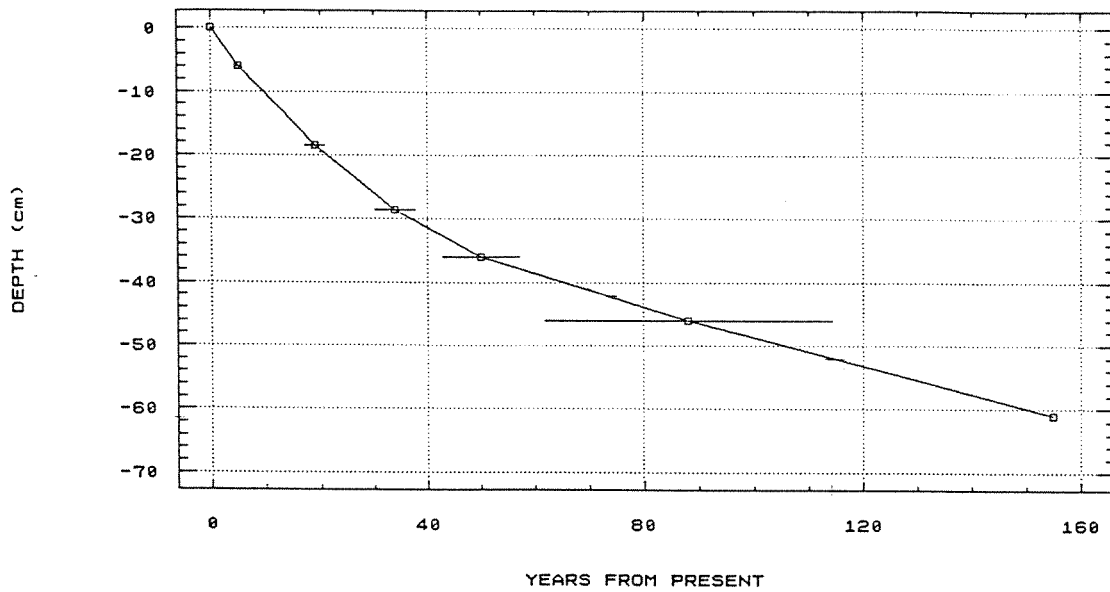
De øvre 12 cm av sedimentet fra kjerne G-10 var omrørt, enten som følge av forstyrning ved prøvetaking, eller biologisk aktivitet. Dette gir en større usikkerhet ved dateringen i den øvre delen av kjernen, og kan bety at flukstallene skulle vært noe høyere. Det er rimelig å anta at Løperen har høyere sedimentasjon i dypområdene enn Singlefjorden pga. kortere avstand til utløpet av Glomma. Metallanalysene fra 0-2cm og 10-12cm fra samme kjerne kan pga. omrøring vise likere verdier enn det som er reelt (jfr. 4.2.4.5). Kjerne G-34 var lite eller ikke forstyrret, og dateringene regnes derfor som gode i hele kjernelengden.

Sammenlignes fluksberegningene fra Pb-210 dateringene med fluksberegningene fra sedimentfellemålingene er det store forskjeller. Fellene viste høyere sedimentasjon i Løperen enn Singlefjorden, hvilket sannsynligvis er riktig. Sedimentasjonen var henholdsvis $1.5 \text{ kg/m}^2/\text{år}$ på stasjon G-10 og $0.19 \text{ kg/m}^2/\text{år}$ på stasjon G-34. Årsaken til at fellene viste lavere fluks enn bunnsedimentene kan komme av at fellene var utplassert på 20m dyp og følgelig ikke fanger opp materiale som fraktes langs bunnen. Vanddyptet på stasjon G-10 var 55m og på stasjon G-34, 98m.

Figur 31 viser sedimenttilveksten basert på Pb-210 datering de siste 100 til 150 år på stasjon G-34 og G-10. De glatte kurvene viser at tilførselen av sediment til området har vært stabil i denne perioden. Kornfordelingsanalysene viste homogen kornstørrelse (silt / leire) nedover i sedimentet. Dette ved siden av at vanninnholdet er jevnt avtagende, tilsier også at sedimentasjonsforholdene har vært stabile i perioden. Kompaksjon av sedimentene er årsaken til at kurvene flater ut. Dvs. de øvre 10 cm i sedimentet representerer et kortere tidsintervall enn 10 cm av kjernen et stykke ned i sedimentet.

Prøver fra 40 til 50cm sedimentdyp vil altså gi oss bakgrunnsverdier av forskjellige elementer i området.

Sedimenttilveksten innenfor Hvalerøyene er relativt høy som årsak av Glommas transport av suspendert materiale. Verdiene er likevel ikke høyere enn de høyeste verdiene registrert i deler av Skagerrak, hvor sedimenttilveksten varierer fra 2 til 15 mm/år (Pederstad, 1982).



Figur 31. Sedimentdyp relatert til alder på stasjon 10 (øvre kurve) og stasjon 34 (nedre kurve) i henholdsvis Løperen og Singlefjorden.

4.3. Bløtbunnsfauna

4.3.1. Sedimenter

Sedimentene i grabbprøvene besto for det meste av leire og silt. Bare på stasjon 1 i elvemunningen og stasjon 13 ytterst i Løperen var det innslag av grovere partikler (Vedleggstabell 3a og 3b). Konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (N) er vist i Vedleggstabell 3b. Fordi konsentrasjonen av TOC i usiktet (bulk) prøve er sterkt avhengig av andelen av finstoff (<63µm) i prøven, er TOC-verdiene omregnet (normalisert) til forventet verdi i finstoff-fraksjonen: $\text{NormTOC} = \text{BulkTOC} + 18.35(1-F)$; (Rygg 1991). F = andelen av finstoff i prøven.

De normaliserte TOC-verdiene var svært jevne over hele undersøkelsesområdet. Forholdstallene mellom karbon og nitrogen var også svært jevne. Høyest TOC-konsentrasjon hadde stasjon 16 ved munningen av Iddefjorden (Vedleggstabell 3b). Nivået av TOC i Hvalerområdet var nærmest identisk med nivået i sedimentene langs Skagerrakkysten (Rygg 1991) (Tab. 18). At konsentrasjonen ikke var høyere innenfor Hvalerøyene enn i Skagerak kan skyldes større total sedimentasjon med en større andel uorganiske partikler innenfor Hvalerøyene. Forholdet mellom TOC og N (C/N) lå fra ca. 7 til 9. Dette tyder på relativt lite innslag av terrestrisk organisk materiale, hvilket er i overensstemmelse med bunnsediment-undersøkelsene (jfr. pkt. 4.2.3)

Tabell 18. Sammenligning av TOC-verdier i sedimenter fra Skagerrak og Hvaler.

NormTOC (mg/g)	Frekvensfordeling Skagerrak	Frekvensfordeling Hvaler
12	**	
14	***	
16	***	***
18	*****	*****
20	*****	*****
22	*****	****
24	*****	****
26	***	**
28	***	*
30	*	
Median	19.24	19.90
Middel	19.77	20.40
St.av.	3.14	2.82

4.3.2. Faunaens artssammensetning og likhet blant stasjonene

Tabell 19 gir en oversikt over de tallrikeste artene på hver stasjon.

Vedleggstabell 3d viser de komplette artslistene og artenes individantall.

Tabell 19. Individantall pr. 0.2 m² av de fem tallrikeste artene på hver stasjon i 1990 (for en grov sammenligning) og de to tallrikeste i 1982 og 1980.

STA	ART	1990	1982	1980
1	Prionospio cirrifera	472	.	.
	Goniada maculata	54	.	.
	Corbula gibba	45	.	.
	Ampharete lindstroemi	38	.	.
	Oligochaeta indet	36	554	.
	Nereis sp		64	.
2	Corbula gibba	9		
	Capitella capitata	2		
	Chaetozone setosa	1		
	Heteromastus filiformis	1		
	Oligochaeta indet		1468	
	Nereis sp		2	
	Capitella capitata			2
Glycera alba			1	
3	Chaetozone setosa	461	.	.
	Nemertinea indet	37	.	.
	Diplocirrus glaucus	16	.	.
	Heteromastus filiformis	10	.	.
	Cossura longocirrata	9	.	.
	Amphiura filiformis		218	.
	Thyasira sp		100	.
4	Amphiura filiformis	223	306	.
	Anobothrus gracilis	51	.	.
	Amphiura chiajei	45	50	.
	Labidoplax buski	38	.	.
	Mysella bidentata	13	.	.
5	Corbula gibba	4		
	Notomastus latericeus	1		
	Polyphysia crassa	1		Dødt
	Heteromastus filiformis		4	
	Chaetozone setosa		2	

STA	ART	1990	1982	1980
	Polydora caulleryi	40	.	243
	Thyasira sp	24	.	
6	Heteromastus filiformis	18	.	
	Lanassa venusta	14	.	
	Phyllodoce groenlandica	9	.	
	Corbula gibba		.	11
	Polydora caulleryi	97	.	
	Maldane sarsi	48	.	
	Chaetozone setosa	14	.	
7	Corbula gibba	13	.	
	Glycera alba	4	.	
	Scalibregma inflatum		.	25
	Heteromastus filiformis		.	23
8	Amphiura filiformis	96		.
	Chaetozone setosa	96		.
	Polyphysia crassa	49		.
	Amphiura chiajei	36		.
	Heteromastus filiformis	34	120	.
	Nuculoma tenuis		54	.
9	Polydora caulleryi	70	.	
	Maldane sarsi	23	.	
	Thyasira sp	10	.	17
	Brada villosa	5	.	
	Corbula gibba	3	.	
	Heteromastus filiformis		.	10
10	Chaetozone setosa	403		
	Amphiura filiformis	81		
	Anobothrus gracilis	49		
	Nemertinea indet	45		
	Thyasira sp	38		
	Corbula gibba		4	
	Capitella capitata			144
	Polydora caulleryi			132
11	Abra nitida	105	.	
	Terebellides stroemi	35	.	
	Labidoplax buski	32	.	
	Polyphysia crassa	21	.	
	Amphiura filiformis	21	.	180
	Rhodine gracilior		.	30

STA	ART	1990	1982	1980

	Amphiura filiformis	36	.	.
	Caulleriella sp	29	.	.
12	Polyphysia crassa	26	.	.
	Amphiura chiajei	22	.	.
	Heteromastus filiformis	19	.	.

	Chaetozone setosa	481	.	.
	Diplocirrus glaucus	32	.	.
	Thyasira sp	22	.	.
13	Anobothrus gracilis	16	.	.
	Caulleriella sp	15	.	.
	Maldane sarsi	.	.	44
	Melinna cristata	.	.	32

	Amphiura filiformis	97	.	67
	Amphiura chiajei	61	.	.
14	Lumbrineris scopa	13	.	.
	Cirratulus cirratus	8	.	.
	Polyphysia crassa	8	.	.
	Mysella bidentata	.	.	15

	Rhodine loveni	11	.	.
	Amphiura chiajei	8	.	.
	Glycera rouxii	6	.	.
15	Prionospio multiobranchiata	4	.	.
	Lumbrineris scopa	3	.	.
	Nemertinea indet	.	.	15
	Tharyx sp	.	.	14

	Heteromastus filiformis	26	.	106
	Rhodine loveni	18	.	.
16	Glycera rouxii	12	.	.
	Chaetozone setosa	11	.	104
	Thyasira sp	11	.	.
	Amphiura chiajei	11	.	.

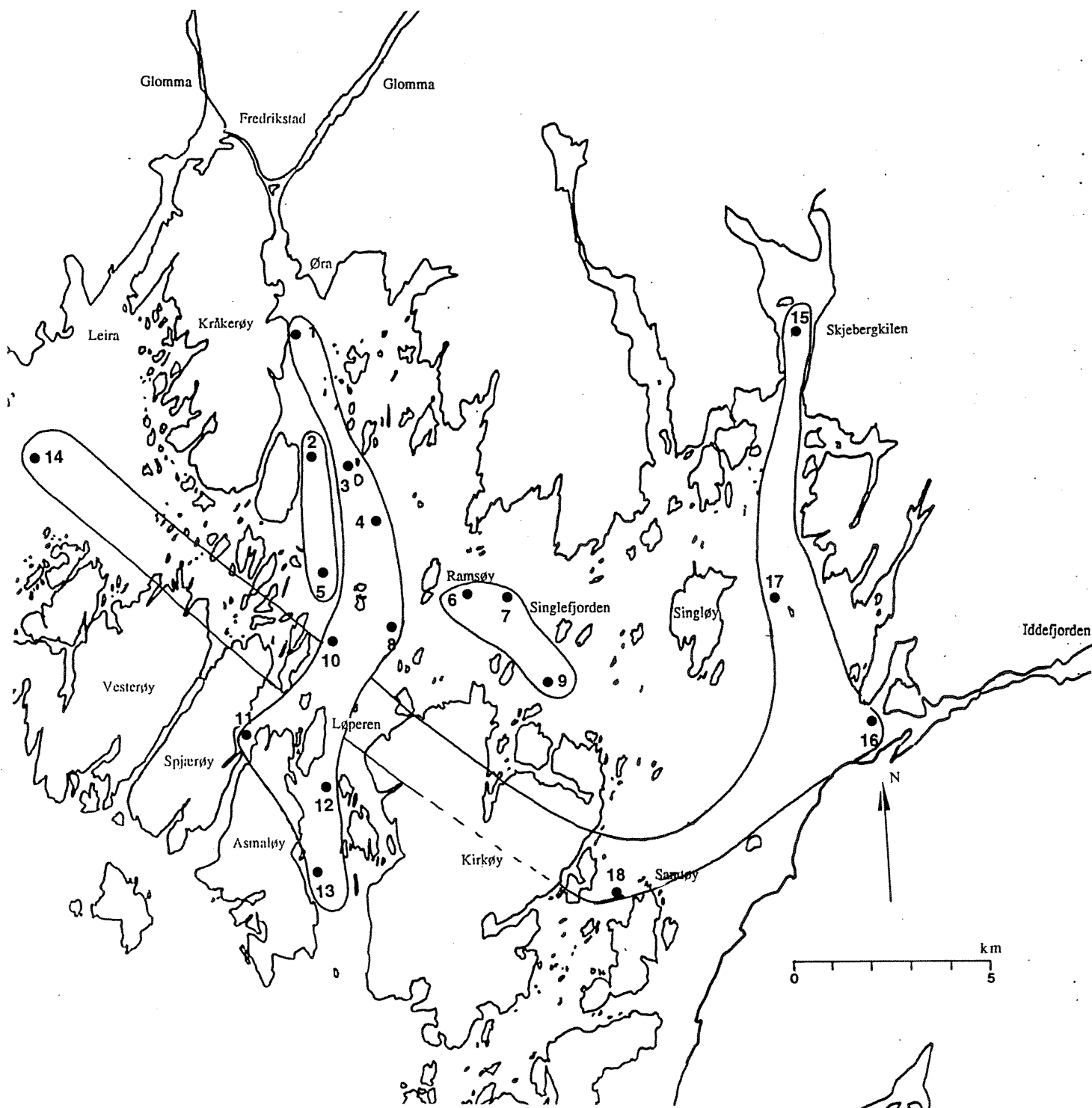
	Heteromastus filiformis	304	.	93
	Melinna cristata	13	.	.
17	Thyasira sp	12	.	.
	Tharyx sp	9	.	56
	Rhodine loveni	8	.	.

	Amphiura filiformis	108	.	37
	Amphiura chiajei	63	.	46
18	Lumbrineris scopa	7	.	.
	Rhodine loveni	6	.	.
	Nephtys incisa	5	.	.

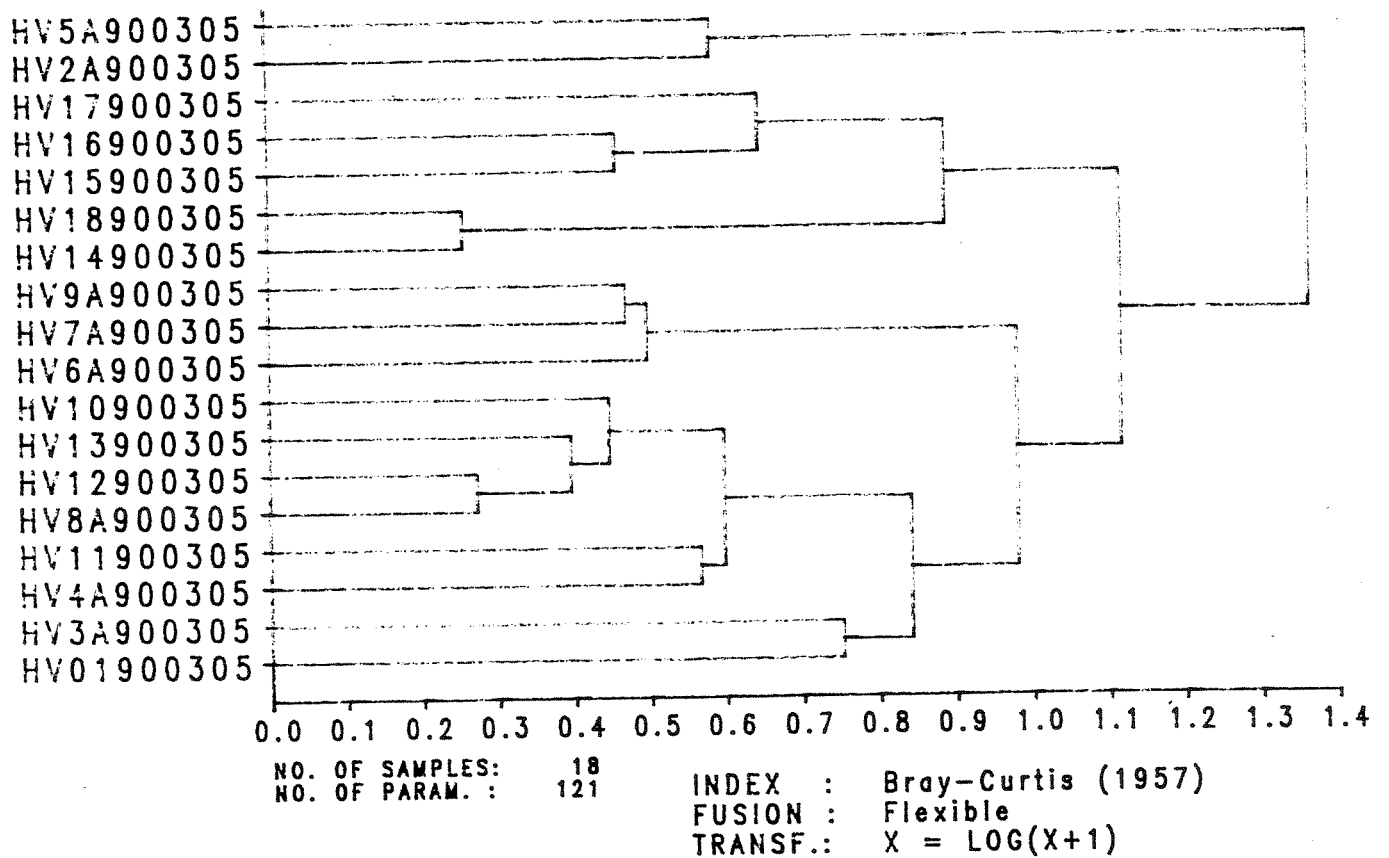
• = ikke undersøkt

Det er gjort en analyse av graden av likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene. Analysene er utført ved å beregne likhetsindeks (Bray-Curtis indeks) for alle par av stasjoner i 1990. Deretter er stasjonene gruppert ved clusteranalyse for å få fram grupper med høy indre likhet.

På stasjonskartet i Fig. 32 er det vist fire grupper av stasjoner med forholdsvis lik fauna innenfor hver gruppe. Grunnet for grupperingen framgår av dendrogrammet i Fig. 33.



Figur 32. Gruppering av stasjonene mht. faunalikhet. Gruppering basert på 1990-data.



Figur 33. Clusteranalyse av de 18 stasjonene i Hvaler i 1990. Dendrogrammet viser grupperinger av innbyrdes like stasjoner. De mest like stasjonene grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Kodene langs den loddrette akse angir stasjon. Verdiene langs den vannrette akse angir grad av ulikhet.

På stasjon 2 og 5 i Løperen var dyrelivet svært fattig. Foruten muslingen *Corbula gibba* fantes det bare ett og annet individ av forurensningstolerante arter av børstemark. Den fattige faunaen tyder på oksygenmangel.

På noen av stasjonene i Løperen (3, 10 og 13) dominerte børstemarken *Chaetozone setosa*. Denne arten er vanlig å finne på forurensete lokaliteter i norske fjorder (Rygg 1985). På tre andre stasjoner i Løperen (4, 8, 12) dominerte slangestjernen *Amphiura filiformis*. På stasjon 8 var både *Amphiura filiformis* og *Chaetozone setosa* vanlig (tabell 19). På stasjon 1 var børstemarken *Prionospio cirrifera* og på stasjon 11 muslingen *Abra nitida* vanligst. *Amphiura filiformis*, *Prionospio cirrifera* og *Abra nitida* er mindre forurensningstolerante enn *Chaetozone setosa*, men kan være vanlige på næringsrike lokaliteter hvis det er tilstrekkelig oksygen til stede.

Stasjonene i området mellom Ramsøy og Singløy (6, 7, 9) utmerket seg ved at de var dominert av børstemarken *Polydora caulleryi*. Arter av slekten *Polydora* kan opptre i høye individtettheter i områder med organisk belastning og nedsatt oksygeninnhold, som f.eks. i indre Oslofjord og Frierfjorden.

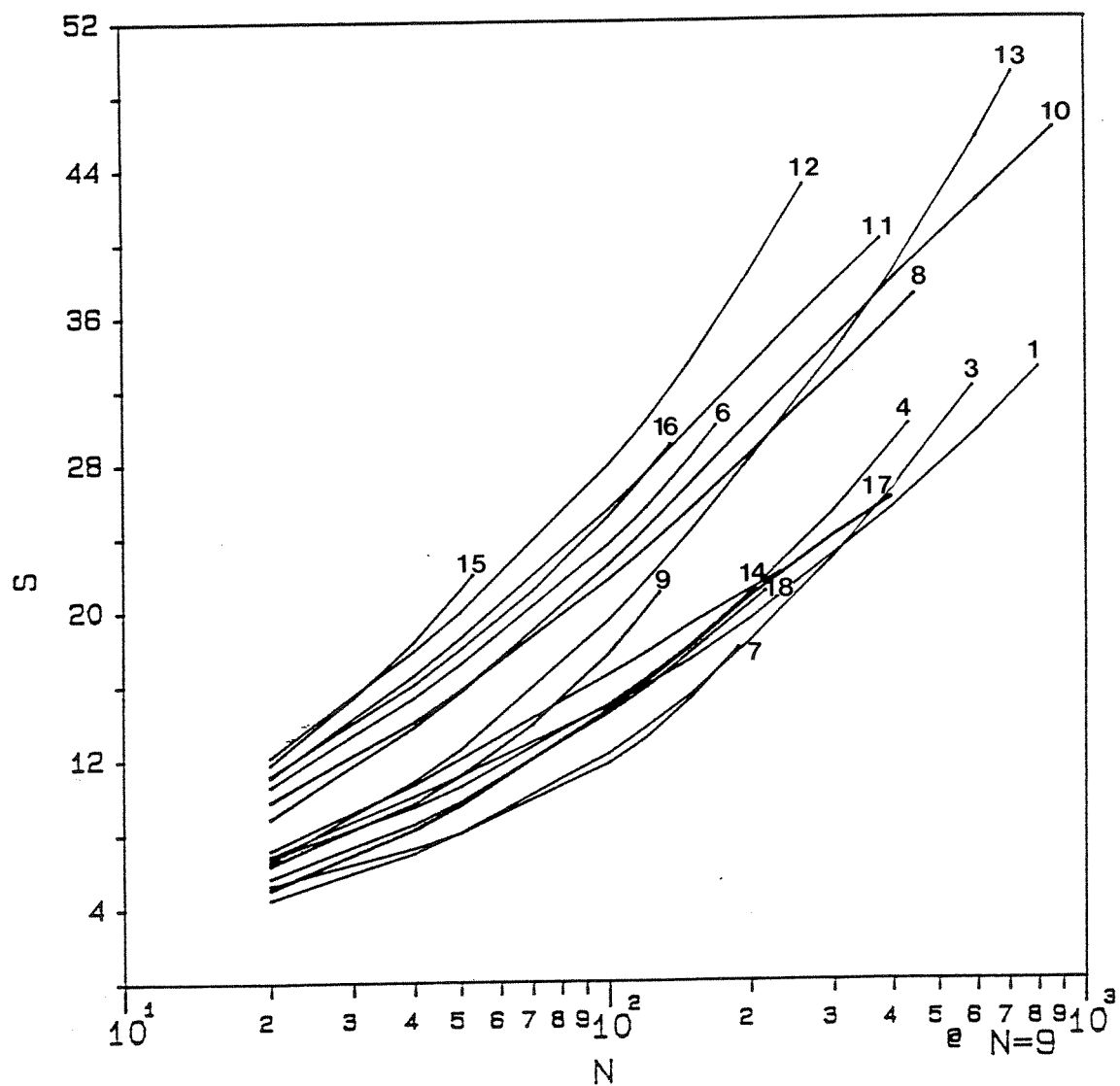
På stasjonene vest og øst for selve Hvalerområdet (14, 15-18) var det stort sett slangestjernene *Amphiura filiformis* og *Amphiura chiajei* (14, 15, 18) og børstemarken *Heteromastus filiformis* (16, 17) som var de dominerende artene. *Heteromastus filiformis* kan opptre i høyt antall på organisk belastete lokaliteter, særlig på noe dypere vann.

4.3.3. Artsmangfold, individtetthet, biomasse

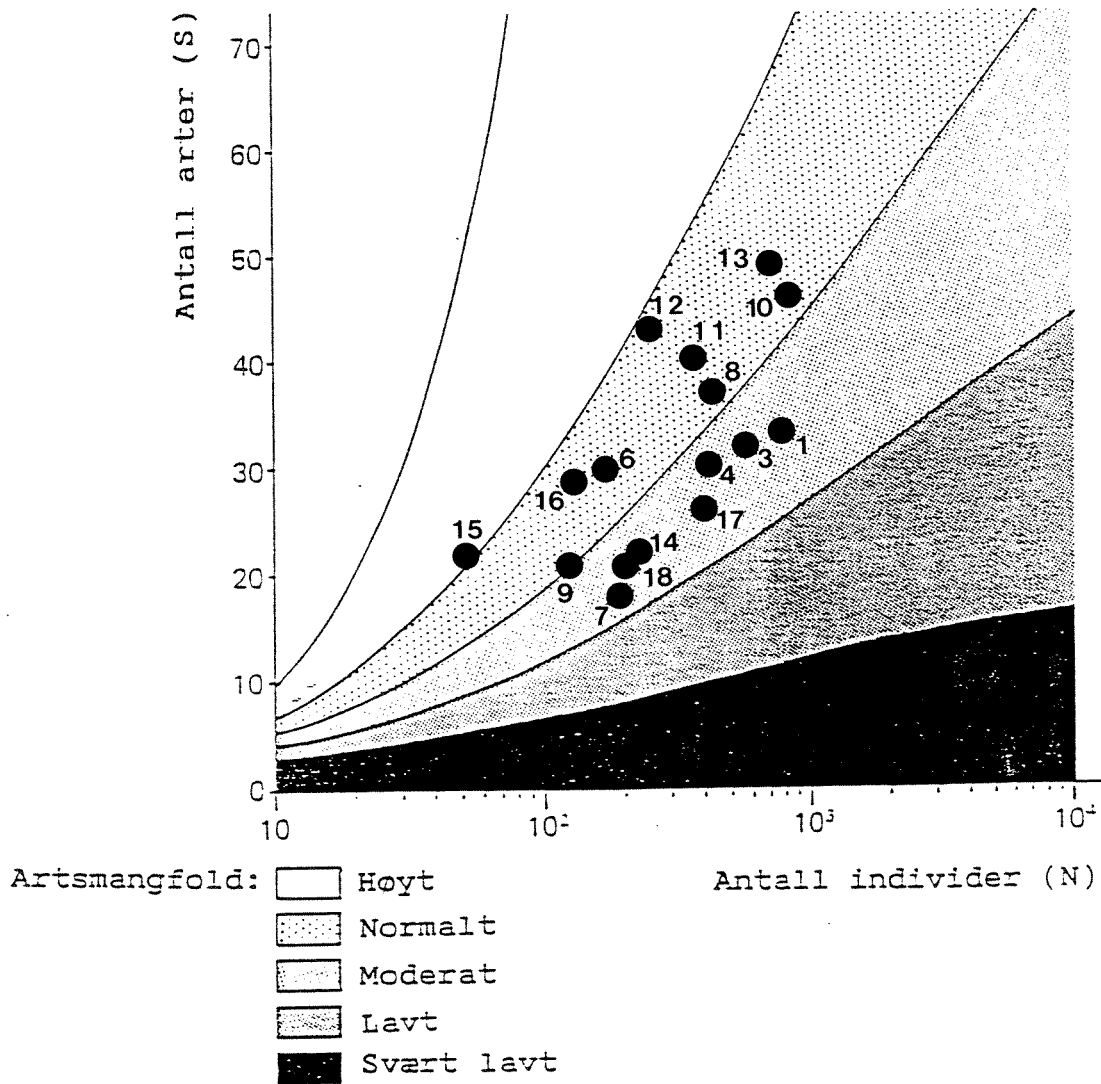
Artsmangfoldet avhenger av artsantallet og hvordan individmengden er fordelt blant artene. Mange arter og jevn fordeling blant artene betyr høyt artsomangfold. Omvendt gir lavt artsantall og dominerende individantall hos en eller få arter lavt artsomangfold. Artsomangfoldet går ned ved forurensningspåvirkning, mens det holder seg høyt ved naturlige, upåvirkete forhold.

Arts-/individkurvene (fig. 34) gjengir beregnet artsantall som funksjon av innsamlet individantall (Hurlbert 1971). Høye kurver betyr høyt artsomangfold. Lave kurver betyr lavt artsomangfold. På figur 35 er artsantallet plottet mot individantall i en grafisk framstilling for klassifikasjon av artsomangfold (Rygg, 1984b).

Stasjon 2 og 5 utmerket seg ved å være nesten livløse (svært få arter og individer). Den fattige faunaen forteller at tilstanden var svært dårlig, og stasjonene er derfor ikke tatt med i figurene 34 og 35.



Figur 34. Forventet antall arter (s) som funksjon av innsamlet antall individer (N) på de enkelte stasjonene innenfor Hvalerøyene. Stasjon 2 og 5 er ikke med pga. for få individer i prøvene.



Figur 35. Klassifisering av arts mangfold på stasjonene innenfor Hvalerøyene, med unntak av stasjon 2 og 5 (for få individer).

Det er beregnet to indekser for arts mangfold: Shannon-Wiener indeks (H) (Shannon & Weaver 1963) og artsantall blant 100 individer (ES_{100}) (Hurlbert 1971).

Tabell 20 viser verdiene for de viktigste faunaparametrene på hver stasjon i 1990, 1982 og 1980.

Vedleggstabell 3c viser de viktigste faunaparametre for hver enkelt grabb i 1990.

Tabell 20. Faunaparametre på stasjonene innenfor Hvalerøyene i 1990 og på tilsvarende stasjoner i 1980 og 1982. Prøvetatt areal pr. stasjon var 0.2 m² i 1980 og 1990; 0.1 m² i 1982.

STA	ARTSANTALL			INDIV. ANTALL			ARTSMANGFOLD H			ES100		
	90	82	80	90	82	80	90	82	80	90	82	80
01	33	8	*	803	360	*	2.54	1.29	*	14.9	6.3	*
02	4	2	2	13	735	3	1.35	0.01	0.92	-	1.1	-
03	32	39	*	587	295	*	1.58	3.38	*	12.3	22.2	*
04	30	27	*	432	247	*	2.65	2.34	*	15.0	17.9	*
05	3	2	0	6	3	0	1.25	0.92	-	-	-	-
06	30	*	2	170	*	254	3.86	*	0.26	23.6	*	2
07	18	*	15	189	*	109	2.18	*	3.28	11.8	*	15
08	37	35	*	445	147	*	3.74	3.42	*	21.7	27.6	*
09	21	*	14	128	*	57	2.43	*	3.16	17.7	*	17
10	46	1	12	861	2	378	3.36	0.00	1.85	22.5	-	6
11	40	*	43	377	*	396	4.06	*	3.34	25.5	*	22
12	43	*	*	261	*	*	4.38	*	*	27.9	*	*
13	49	*	50	711	*	274	2.44	*	4.54	19.5	*	31
14	22	*	32	232	*	202	2.80	*	3.59	16.6	*	23
15	22	*	34	53	*	124	3.86	*	4.34	30.7	*	30
16	29	*	35	135	*	316	3.98	*	3.05	25.1	*	20
17	26	*	42	396	*	378	1.75	*	3.59	14.7	*	22
18	21	*	30	216	*	157	2.30	*	3.73	14.5	*	25

*: Ingen observasjon

-: For få dyr til at indeksen kunne beregnes

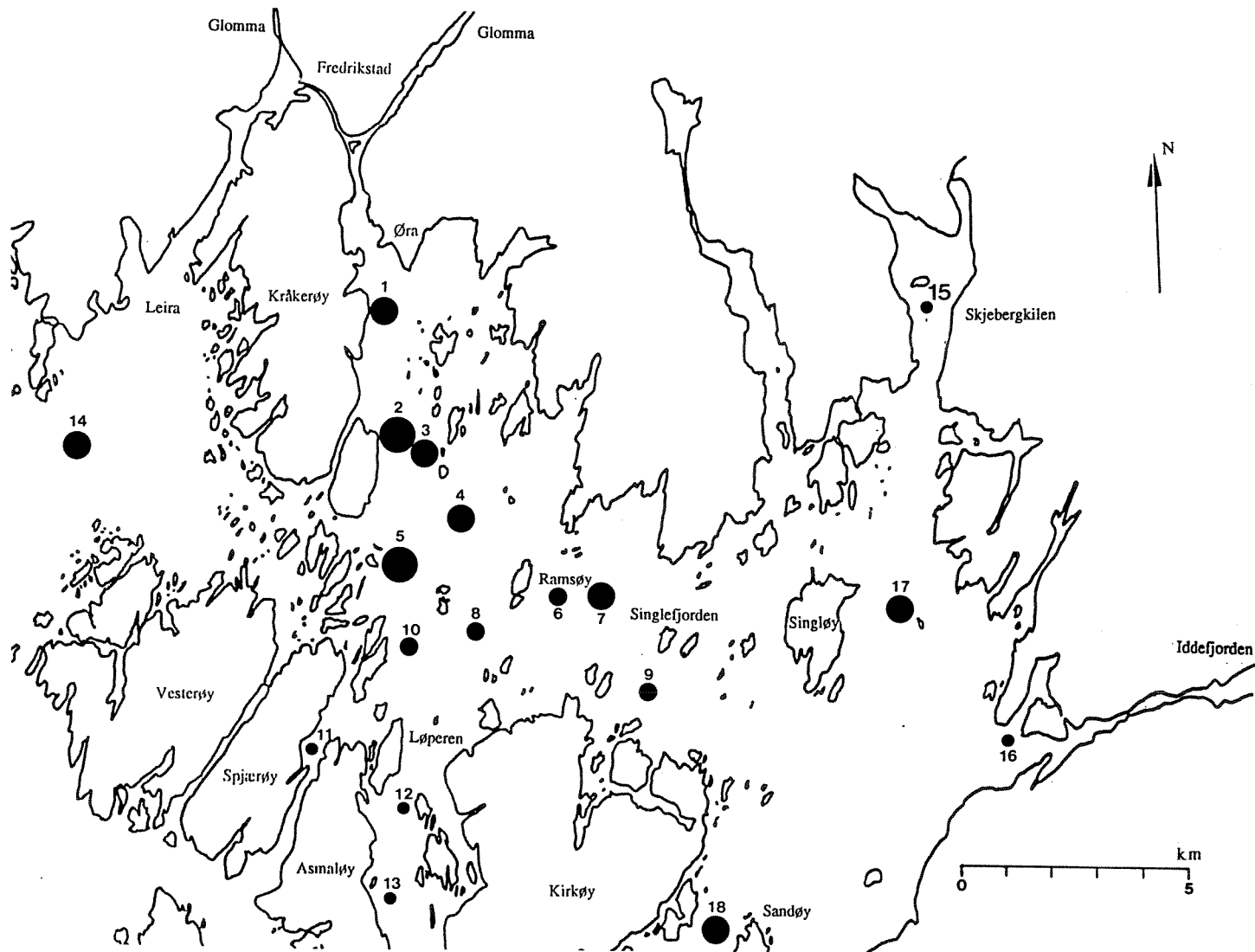
4.3.4. Klassifisering av tilstand

Stasjon 2 og 5 utmerket seg ved å være nesten livløse (svært få arter og individer). Den fattige faunaen forteller at tilstanden var svært dårlig.

Hurlbert-kurvene (Fig. 34) og klassifiseringen av artsmangfold (Fig. 35) indikerer at tilstanden var dårligere på stasjon 1, 3, 4, 7, 9, 14, 17 og 18 enn på stasjon 6, 8, 10, 11, 12, 13, 15 og 16. Imidlertid var faunaen på stasjon 6, 8 og 10 dominert av arter som er typiske for forurensningspåvirkete lokaliteter (*Polydora* og *Chaetozone*). Også på stasjon 13 dominerte *Chaetozone*, men artsantallet var høyt og Hurlbertkurven hadde en bratt stigning, noe som tyder på gode forhold.

Alt i alt må stasjon 2 og 5 klassifiseres som sterkt forurensningspåvirket; stasjon 1, 3, 4, 7, 14, 17 og 18 som markert; 6, 8, 9, og 10 som moderat; og 11, 12, 13, 15 og 16 som lite påvirket.

På kartet i Fig. 36 er tilstanden på de forskjellige stasjonene klassifisert ved fylte sirkler med forskjellig størrelse.



Figur 36. Klassifisering av tilstanden på de 18 bløtbunnfaunastasjonene i 1990. Graden av påvirkning varierte fra stor (●) i dyppartier i indre Løperen, via markert (●), moderat (●) til liten (●) i ytre og østlige områder.

4.3.5. Sammenligning med tidligere undersøkelser

I Løperen er det stor variasjon i dyp og bunnforhold og tilstandsgradientene kan være bratte. Det betyr at selv små stedsavvik kan medføre store ulikheter i prøvematerialet. Sammenligningen av forholdene på disse stasjonene i 1980, 1982 og 1990 kan derfor bli noe usikker.

På stasjon 1 i elvemunningen var artsmangfoldet betydelig høyere i 1990 enn i 1982. Også artsammensetningen, med *Prionospio cirrifera* som dominerende art istedet for fåbørstemark (*Oligochaeta*) viser en mindre forurensningspåvirket lokalitet i 1990. De sterkt varierende forhold i en elvemunning gjør det imidlertid usikkert å hevde at forskjellen skyldes redusert forurensning.

Stasjon 2 og 5 var sterkt påvirket både i 1980, 1982 og 1990, trolig som følge av stor sedimentasjon og oksygenmangel. Sedimentfelledataene og sedimentdateringen viste høy sedimentasjon i dette området.

På stasjon 3 var tilstanden forverret fra 1982 til 1990. Artsmangfoldet var lavere og *Chaetozone* dominerte istedet for *Amphiura*.

På stasjon 4 var faunaen svært lik i 1982 og 1990, med moderat artsmangfold og *Amphiura filiformis* som dominerende art begge år.

På stasjon 6 var det stor forbedring fra 1980 til 1990. Artsmangfoldet var mye høyere og dominansen av den forurensningsindikerende børstemarken *Polydora* var mye svakere.

På stasjon 7, 8 og 9 var det ingen markerte endringer fra 1980(82) til 1990. Artsmangfoldet på stasjon 7 var lavere som følge av en sterkere dominans av *Polydora*.

En markert forbedring hadde skjedd på stasjon 10. I 1980 var denne stasjonen markert, og i 1982 sterkt påvirket. I 1990 var det en forholdsvis rik fauna på stasjonen.

Stasjon 11 var lite forurensningspåvirket både i 1980 og 1990.

Stasjon 12 ble ikke prøvetatt i 1980 eller 1982.

På stasjon 13 lengst sør i Løperen var artsmangfoldet lavere i 1990 enn i 1980, men artsantallet var like høyt og Hurlbert-kurven steg brattere. Tilstanden må klassifiseres som forholdsvis god både i 1980 og 1990.

Stasjon 14 i det vestlige området viste noe lavere artsmangfold i 1990 enn i 1980. *Amphiura filiformis* var vanligste art både i 1980 og 1990.

På stasjon 15 i Skjebergkilen og stasjon 16 utenfor munningen av Iddefjorden var tilstanden forholdsvis god både i 1980 og 1990.

På stasjon 17 i det dypeste partiet i Singlefjorden var tilstanden dårligere i 1990 enn i 1980, med lavere artsmangfold og sterkere dominans av *Heteromastus filiformis*.

På stasjon 18 lengst sør i Singlefjorden var faunaen nokså lik i 1980 og 1990, med *Amphiura filiformis* og *A. chajei* som de vanligste artene, men artsmangfoldet var noe lavere i 1990 enn i 1980.

4.4. Diagnostiske undersøkelser av skrubbe

4.4.1. Generelt

Sårdannelser på viltlevende fisk har vært påvist som tilfeldige funn ved fiske eller ved større undersøkelsesprogram om sykdomstilstanden hos fisk. I flere tilfeller er det rapportert om epidemiske utbrudd på villfisk og tilsvarende stor dødelighet (Egidius et al., 1983, Möller, 1979).

Ut fra utseende og hvor skadene er lokalisert og når på året de har oppstått, er sårskadene gitt forskjellige betegnelser, - vintersår, ulcus disease, spring ulcer disease, hudsår, finne- og haleråte, sidelinje nekrose, osv.

Årsaken til sårdannelsene kan skyldes flere forhold enten alene eller i kombinasjon ("multifaktoriell"). Forskjellige bakterier, sopp og parasitter har vært påvist i forbindelse med hudsår (Anderson og Conroy, 1970, Egidius et al., 1983, Levin, 1972). Ulike miljøforhold har også vært forbundet med økt forekomst av sår som stigende og høy vanntemperatur, variasjoner i salinitet og høyt innhold av næringssalter (Möller, 1981 og 1984, Jensen, 1983). Også forurensning med klororganiske forbindelser fra industriområder har vært satt i sammenheng med hudsår og finneråte (McDermott-Erlich et al., 1977, Mincher og Yarbrough, 1977, Sherwood og Mearns, 1977). Mekaniske skader, f.eks. fra fiskeredskap, kan også være årsak til denne type skader. Dårlig ernæringstilstand har forekommet i områder med høy sårfrekvens (Möller, 1984).

Sekundært til miljøbetingede eller mekaniske skader utvikles det infeksjøs betennelser. Det kan derfor være vanskelig å angi med sikkerhet hva den primære årsaken er og hva som er kommet til mer sekundært. Det vil som regel være opportunistiske mikroorganismer fra fiskens miljø som vil blomstre opp ved slike sekundære infeksjoner.

Selv om sårdannelser kan forekomme hos de fleste fiskearter, synes lidelsen å forekomme hyppigst hos flatfisk, torsk og sei i våre farvann.

Som nevnt kan hudsår og finnesår/finneråte gi seg utslag i forskjellige former.

Hudsår

Typisk er runde sår med blodrødt senter som er omgitt med en hvitaktig ring av dødt vev (nekrose) og begynnende reparasjonsprosesser. Såret kan gå i dybden og penetrere ned i underliggende muskulatur. Ved alvorlige tilfeller kan sårene gå inn til beinet eller perforere bukveggen, slik at innvollsorganer kommer til syne. Sårene kan bli flere cm i diameter. Arrdannelser etter gamle sår kan også observeres. Ofte kan en finne både ferske sår og arr etter gamle sår på samme fisken.

Hudsår er observert fra de fleste hav- og kystområder og på viltlevende fisk såvel som oppdrettsfisk. I farvannene rundt Nordsjøen har en observert de høyeste frekvensene hos torsk, flyndre, ål og sei. Hos frittlevende fisk har hudsår oftest vært satt i forbindelse med bakterieinfeksjoner, særlig med *Vibrio* bakterier (Anderson og Conroy, 1970).

Finne- og haleråte

Typisk for finne- og haleråte er mer eller mindre skader på huden mellom finnestrålene og delvis tap av strålene. Lidelsen er svært vanlig hos oppdrettsfisk og blir i den sammenheng sett på som et symptom på et mangelfullt miljø. Som for sårdannelser regner en med at lidelsen både kan skyldes infeksjon med ulike mikroorganismer og en primær miljøbetinget lidelse som gir grunnlag for en sekundær betennelsestilstand.

Sidelinjenekrose

Denne lidelsen gir seg utslag i nekrose (dødt vev) og sårddannelser lokalisert til sidelinjen. Det er særlig på torsk at dette er funnet. Årsaken til lidelsen er ukjent, men ut fra de undersøkelser som har vært gjort, synes det å være betennelsesreaksjoner langs nervebanene frem til hjernen.

Lymfocystis

I denne sammenheng vil det også være riktig å nevne sykdommen Lymfocystis som kan finnes i relativt høye frekvenser hos flyndre i Oslofjord-området, men som ikke gir typiske sår. Lidelsen skyldes et virus (iridovirus) som forårsaker hvite svulstaktige knoppdannelser fortrinnsvis på huden, men kan også ses på gjeller og på innvendige organer. Det er særlig på flyndrearter en ser denne lidelsen. I enkelte områder har frekvensen av fisk med lymfocystis kommet opp i over 10%. Sykdomsfrekvensen viser klare årstidsvariasjoner (Reiersen og Fugelli, 1984).

Forekomst av forskjellige nydannelser kan også gi sår og lesjoner i huden på fisk, men som regel vil det arte seg som svulstaktige dannelser som promoterer ut.

4.4.2. Observasjoner på skrubbe i Hvaler-området

Obduksjon

Flyndrene var svært avmagret med muskelsvinn og utstående ryggrad. Gjennomsnittsvekten på fisken fra Øra var 312 g, mens den fra Singlefjorden var 247 g.

Det kliniske bildet på fisken fanget ved Øra og ute i Singlefjorden varierte noe. På fisk fra Singlefjorden var det overveiende finne- og haleråte, mens ved Øra var skadene dominert av sårddannelser.

Finneråten omfattet både rygg-, bukfinne og halen. På enkelte fisk var store deler av vevet mellom strålene råtnet bort, mens andre fisk hadde mer moderate forandringer. Det var sjelden å finne sår og haleråte på samme fisken.

Sårene varierte i størrelse fra 3 - 4 mm til 3 cm. De var lokalisert både på den hvite og pigmenterte overflaten. De største sårene gikk ned i dybden til underliggende skjellmuskulatur, mens de minste penetrerte huden til hudmuskellaget. Det kunne også observeres områder med blødninger i huden og moderat prominente hudoverflate. Sårene kunne variere fra helt ferske og blodig- nekrotisk til eldre sår med begynnende arrdannelse og bindevevsinnvekst fra randen. Enkelte fisk hadde større og mindre pigmenterte arrdannelser fra gamle sår. Figur 37 viser eksempel på typisk bilde av sårskadene og finneråte.

Histopatologisk undersøkelse

Det var kun moderate makroskopiske forandringer på indre organ som mørk liten lever og moderat forstørret milt hos enkelte fisk.

I leversnitt fra fisk med sår ble det påvist store områder med vakuoliserte leverceller som kunne tyde på begynnende leverdegenerasjon, og i nyre, milt og lever var det økt pigmentering. Det kunne ikke påvises betennesceller i indre organ. I snitt fra huden med sårddannelser var det områder med forøket mengde hvite blodlegemer (nøytrofile celleinfiltrasjoner, betennesceller) og forekomst av enkelte stavbakterier.

Bakteriologisk undersøkelse

Ved utsåing fra hud og nyrer vokste det fra flere av fiskene en ubestemmelig blandingsflora og ikke nødvendigvis de samme kolonier fra de to organene. Dette blir tolket slik at infeksjonen domineres av sekundærinfeksjoner som ikke er primærårsaken.

For et titall fisker fra Øraområdet var det samsvar mellom bakteriekoloniene fra sår og nyre. Disse koloniene ble videre diagnostisert ved hjelp av Gram-farging, oksydasereaksjon 0/129 vibriostat og ALO (arginin, lysin, ornithinsyre)-test, samt forsøk på typebestemmelse (serologisk typing).

Bakteriekulturene var alle Gram - stavbakterier, oksydase +, og følsom for vibriostat 0/129. Reaksjonsmønsteret for ALO-testen var delvis +/- og -/-. Serologisk testing av disse med 01 og 02 antiserum ga negativt resultat.

Ut fra denne undersøkelsen synes det å foreligge en infeksjon med *Vibrio* spp. i og med samsvaret mellom dyrking fra hudsår og nyre og at det fra disse fiskene var relativt renkultur av disse stammene.

Differensialtelling av hvite blodlegemer

De hvite blodlegemene utgjør en del av immunforsvaret, og en svekkelse av dette vil kunne føre til at fisk lettere blir rammet av infeksjonssykdommer. Det er videre beskrevet en reduksjon av andelen av lymfocytter (en type hvite blodlegemer) i områder med utslipp fra tremassefabrikker hvor det benyttes klorbleking (Wandere et al., 1984, Statens naturvårdsverk, 1988). Det er imidlertid stor variasjon i oppgitte normalverdier for forholdet mellom de ulike hvite blodlegemer. Det blir derfor stor usikkerhet i tolking av denne undersøkelsen. Et forholdstall mellom blodplater (trombocytter) og lymfocytter hos flyndre som det kan refereres til er 1.4 : 1.

I blod fra fisk fra Øraområdet var forholdstallet mellom trombocytter og lymfocytter 6 : 1 (n = 20), mens for fisk fra Singlefjorden var forholdstallet 2.25 : 1 (n = 18). Det høye forholdstallet kan tyde på en relativ reduksjon i antall lymfocytter.

Hematokrittmålinger

Hematokrittverdien angir volumet av de ulike cellene i blodet i forhold til volumet av blodserum. Ved f.eks. væsketap, dehydrering, blodtap, hemolyse av røde blodlegemer og skrumping av blodlegemene vil hematokrittverdiene forandres. Hematokrittmålinger vil således kunne gi holdepunkt for eventuelle forandringer i væskebalansen i kroppen.

Den gjennomsnittlige hematokrittverdien for fisk fanget i Øraområdet var 16.4 (n = 24), mens fisk fra Singlefjorden hadde en gjennomsnittlig hematokritt på 17.4 (n = 17). Verdiene er ikke statistisk forskjellig. En burde kanskje ha ventet en høyere hematokrittverdi hos fisk fra Øraområdet i og med større sårddannelser og dermed større væsketap med påfølgende dehydrering. Imidlertid ligger begge grupper lavt i hematokrittverdi.

Blodutstryk

Ved enkelte virussykdommer kan det påvises såkalte inklusjonslegemer i celler som er et uttrykk for celledskade påført av viruspartiklene. I blodutstryk fra rubbeflyndra kunne det ikke påvises inklusjonslegemer.

Måling av blodsukker (glukose)

Blodsukker verdien kan gi informasjon om graden av utmattethet i forbindelse med anstrengelser og sykdom. Det foreligger imidlertid lite litteratur om normalverdier for skrubbeflyndre.

Målingene viser en gjennomsnittlig blodglukose hos fisk fra Øra på 1.6 mg/100 ml, mens det hos fisk fra Singlefjorden var 4.3 mg/100 ml. Hos fisk uten sår eller finneråte ble gjennomsnittsverdien målt til 9.5 mg/100 ml.

4.4.3. Tolking og diskusjon av undersøkelsen

I den perioden skrubbeflyndre ble fanget inn (våren 1990) var det forskjellige former for skader som dominerte i Øraområdet og Singlefjorden med henholdsvis sår-dannelser og hale- og finneråte. Det er imidlertid fanget inn for lite fisk til å kunne si om dette representerer sikre forskjeller.

Fra begge områder var fisken avmagret. Det ble målt lave blodsukker verdier som også tyder på dårlig ernæringsstilstand og utmattethet. Det finnes imidlertid ikke normalverdier fra skrubbeflyndre, men det var forskjell mellom fisk med og uten sår.

Sår-dannelsene var både ferske med begynnende småblødninger i og under huden, større velavformede ferske, blodrøde sår, samt mer kroniske stadier med fortykket bindevevs-vold i randsonen. Hos enkelte fisk kunne det ses arr-dannelser etter gamle sår.

Utover sommeren og høsten ble det vanskelig å fange skrubbeflyndre med de typiske sårene, mens det var relativt hyppig å påvise arr-dannelser på fisk som sannsynligvis hadde overlevd sårskaden.

Det at sykdomstegnene etterhvert avtar, tyder på at det har skjedd en endring i styrken på årsaksforholdet(ene) eller at fisken etterhvert har opparbeidet seg motstand mot årsaksforholdene.

Undersøkelsen av vevssnittene (histologisk undersøkelse) viser en moderat leverdegenerasjon, samt en forøket mengde pigmentholdige (betennelsesceller) makrofager i milt og nyrer. Dette kan tyde på en hemolysetilstand (ødeleggelse av de røde blodlegemene) med opphopning av pigmentholdige nedbrytningsprodukter fra blod (hemosiderin). Den lave hematokritten som ble målt kan også indikere at det har forekommet en hemolysetilstand. Blodundersøkelsen viste en relativ reduksjon i hvite blodlegemer (lymfozytter) i forhold til blodplater (trombocytter) og lave hematokrittverdier. Ved en bakteriell infeksjon vil som regel antall hvite blodlegemer øke i den akutte fasen. Ved kroniske infeksjonstilstander og ved enkelte virusinfeksjoner kan antall hvite blodlegemer være normalt eller redusert. Det er imidlertid også aktuelt å vurdere de lave leukocyttdiene i forhold til utslipp fra papirindustri som referert. Et lavt leukocyttdantall vil normalt svekke motstandskraften mot infeksjonssykdommer. Ved hemolyse- og blødningstilstander vil hematokrittverdien synke. Ved ulike infeksjonstilstander bl.a. med vibriobakterier er det ofte lave hematokrittverdier.

Den bakteriologiske undersøkelsen viste at hoveddelen av sårene var infisert med en blandingsflora. Hos 10 fisk var det imidlertid samsvar mellom bakterieveksten fra hudsår og nyre, og det ble diagnostisert *Vibrio* spp. Infeksjon med *Vibrio* species og ofte *Vibrio anguillarum* er angitt å være den mest vanlige årsak til sår-dannelser hos villevende fisk.

Vibrio spp. forekommer vidt i kystfarvann og hører også til normalfloraen i frisk fisk.

Ut fra disse funnene synes det mest sannsynlig at sår-dannelsene på skrubbeflyndre i dette området er forårsaket av *Vibrio* spp.

Årsaksforholdene til utbrudd av epidemier som i dette tilfellet i Hvalerområdet, er ofte sammensatte. Smittestoffet er i dette tilfellet utbredt i fiskepopulasjonen. Det kan være både ytre og indre forhold hos fisken som medfører masseutbrudd.

Av indre forhold kan nevnes svekket motstand eller naturlig immunitet mot infeksjonssykdommer. I dette tilfellet ble det målt et noe skjevt forhold mellom lymfocytter og trombocytter som har vært satt i sammenheng med nedsatt immunforsvar. Materialet er imidlertid for lite til å konkludere noe om dette. Nedsatt immunforsvar hos fisk har vært diskutert i forbindelse med forskjellig industriutslipp, bl.a. fra tremasseproduksjon med klorbleking. Imidlertid vil også andre forhold som dårlig ernæring og "stresstilstander" påvirke immunforsvaret.

Av ytre miljøfaktorer som spiller inn på forekomsten av sykdom (prevalensen) kan det nevnes både naturlige miljøvariasjoner og forurensningskilder.

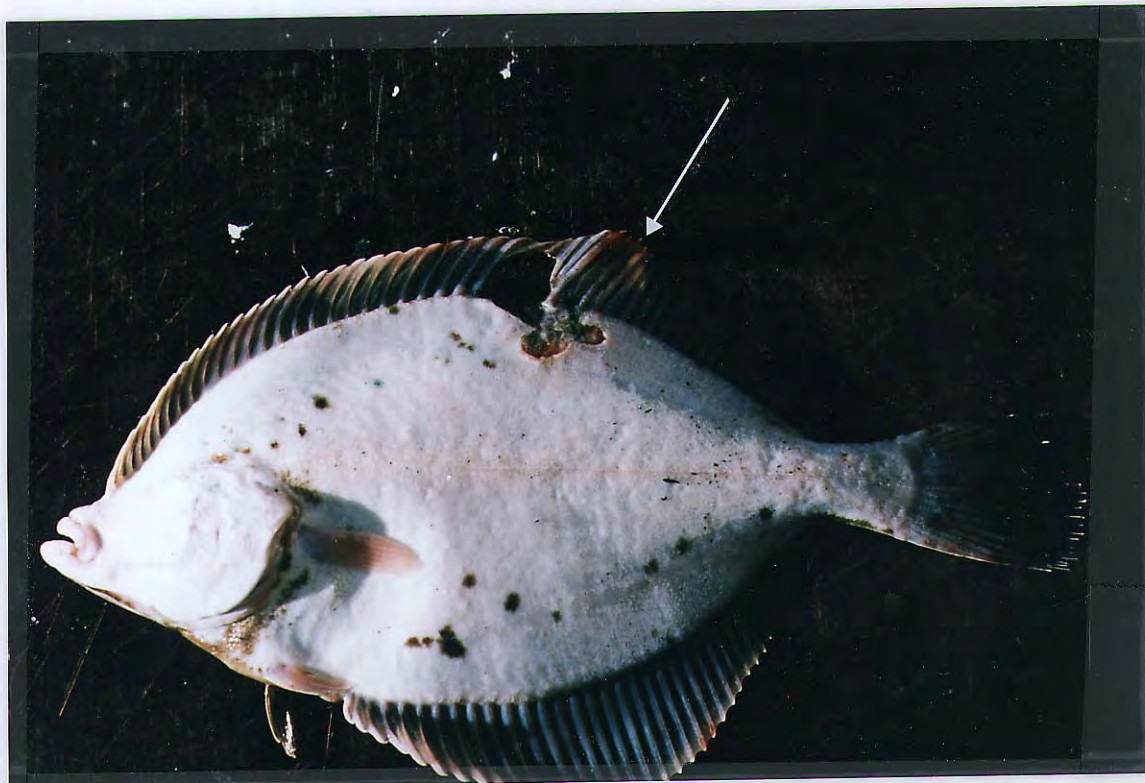
Høy fisketetthet vil medføre bedre forhold for spredning av smitte. Dette vil kunne observeres f.eks. ved gyteplasser hvor fisk kommer sammen eller hos stimfisk. Kjønnsmodning og gyting vil også i seg selv medføre stress, slik at fisken er lettere mottagelig for sykdom.

Variasjoner i salinitet og stigende og høye vanntemperaturer har medført økt forekomst av hudsår og finneråte. Det samme kan sees i vann med høyt innhold av næringssalter. I eutroft vann vil bakteriantallet øke, dette øker igjen smittepresset.

Den observerte årstidsvariasjonen som medførte at det utover sommeren og høsten var markant redusert frekvens av sår på flyndrene, støtter antagelsen om at lidelsen skyldes en infeksjons epidemi.

Når det gjelder ulike industriutslipp, foreligger det en rekke motstridende undersøkelser om hvilken effekt dette har på sykdomsforekomsten i en fiskepopulasjon. I de fleste tilfeller har industriforurensning vært satt i sammenheng med økt frekvens av nydannelser av svulster på fisk. Når det gjelder sår-dannelser og finneråte, foreligger det stor usikkerhet mht. industriforurensning.

I området innenfor Hvalerøyene, hvor de miljømessige variasjoner er godt overvåket, samt at det er foretatt omfattende registreringer mht. fremmedstoffer i villfisk, burde videre undersøkelser om relasjoner mellom miljøforhold, forurensning og sårforekomst på villlevende fisk ligge godt til rette.



pl 1



pl 2

Figur 37. Fotografier av finneråte (1) og hudsår (2) på skrubbeflyndre fanget innenfor Hvalerøyene.

5. REFERANSER

- Abrahamsson, K. and Klick, S., 1989. Distribution and Fate of Halogenated Organic Substances in an Anoxic Marine Environment. *Chemosphere*, Vol. 18, Nos. 11/12, pp. 2247-2256. Printed in Great Britain.
- Anderson, J.I. og D.A. Conroy, 1970. *Vibrio* disease in marine fishes. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 5: 266-272.
- Ballschmiter, K. og Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302. 20-31.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Kosterområder. Statlig program for forurensningsovervåking, rapp. nr. 446/91, TA-744/1991. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2560), 192 s.
- Berglund, L., R.T. Arnesen, E. Gjessing, J. Knutzen og B. Silde, 1980. Uprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Rapp. A3-25, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 48 s.
- Blomqvist, S., 1992. Geochemistry of Coastal Baltic Sediments: Processes and Sampling Procedures. *Stockh. Univ. Inst. Geol. & Geochem. N:r 285*, 304 s.
- Carlberg, G., S. Johnsen, L.H. Landmark, B.-E. Bengtsson, J. Skramstad og H. Sotrflor, 1988. Investigations of chlorinated thiophenes: a group of bioaccumulable compounds identified in the effluents from kraft bleaching. *Water Sci. Technol.* 20(2): 37-48.
- Carlberg, G.e., H. Drangsholt og G. Tveten, 1981. Analyse av klororganiske forbindelser i vann, sedimenter og fisk fra Iddefjorden. SI-rapport 800806-1 9/2 1981. 30 s. ISBN 82-7267-304-5.
- Dalsgaard, I., 1981. Spring ulcer disease in eels. *Bull. Eur. Fish Patol.*, 1: 18-19.
- Dethlefsen, V., 1980. Observation on fish disease in the German Bight and their possible relation to pollution. *Rapp.P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 179: 110-117.
- Egidius, E., B. Braaten, K. Andersen og S. Lohne Gokstad, 1980. Vibriosis in saithe (*Pollachius virens*) population of the Norwegian coast. *Rapp.P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 192: 103-105.
- Eisma D., Skei, J., Westerlund S., Magnusson, B., Næs, K. og Sørensen K., 1984. ICES Working Group on Marine Sediments. In relation to pollution and published documents. Rostock Meeting.
- Helland, A., K. Næs og J. Skei, 1990. Undersøkelser av partikler i vannmassen, sedimentasjon og bunnsedimenter i svensk/norsk grensefarvann. Statlig program for forurensningsovervåking, rapp. nr. 432/90. NIVA-rapport O-89055 (l.nr. 2494), 117 s.
- Hermansen, R., Brunstad, H. og Folkestad, B., 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Østfold fylke. NGU rap. 90.083 / ØK rap. 2552.001. ISSN 0800-3416. 130 s.

- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- Hölemann, J. og H. Wirth, 1988. Concentration, major element ratios and scanning electron microscopy of suspended particulate matter from the North Sea, spring 1986. *Mitt.Geol.-Paläont.Inst., Univ. Hamburg, Heft* 65.
- Knickmeyer, R. og H. Steinhart, 1988. The distribution of cyclic organochlorines in North Sea sediments. *Dt.hydrogr. Z.*, 41: 1-21.
- Knutzen, J, Bokn, T og Rygg, B., 1974. Undersøkelse av bløtbunnfauna og fastsittende alger i Hvalerområdet 18 - 20/9-1973. NIVA-rap. O-229/60, 38 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s.
- Knutzen, J., 1986. Utredning om Iddefjordens tilstand og aktuelle tiltak ved Saugbrugsforeningen. NIVA-rapport O-86055 (l.nr. 1924), 88 s.
- Knutzen, J., J. Magnusson og J. Skei, 1978. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Iddefjorden 1977. NIVA-rapport O-38/75. 74 s.
- Konieczny, R.M., J. Knutzen og J. Skei, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Frosøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902/E-90406 (l.nr. 2572), 80 s.
- Konieczny, R.M., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområde. NIVA-rapport O-91150. (l.nr. 2696), 52s.
- Källqvist, T. og G. Carlberg, 1987. Økotoksikologisk karakterisering av miljøgifter. Fagrapport 1/87; Innledende karakterisering av avløpsvann fra sulfittcelluloseindustri med klorblekeri (Saugbrugsforeningen i Halden). NIVA-rapport O-84035 (l.nr. 1961), 48 s.
- Levin, M.A., R.E. Wolke og V.J. Cabelli, 1972. *Vibrio anguillarum* as a cause of disease in winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Can. J. Microbio.*, 18: 1585-1592.
- Malaiyandi & Shah, 1984. Transformation reactions in the atmosphere. Isomerization of Lindane (γ -HCH) to α -HCH. *J. Environ. Sci. Health A19*, 887.
- Marthinsen, I., Staveland, G., Skaare, J.U., Ugland, K.I. og Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female Flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river in Norway. I. Polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20, 353-360.
- Monfelt, C. og L. Lindeström, 1989. Undersökning av skrubbeskadda (*Platichthys flesus*) Fångad i Hvaler och Singlefjordsområdet hösten 1988. Rapp. F9/037, Svenska Miljöforskargruppen AB.

- Myhr, E., 1989. Bakterielle infeksjoner hos fisk. Oversikt over aktuelle fiskepatogene bakterier og gjennomgang av bakteriologisk undersøkelse av fisk. Norsk Vet. Tidsskr., 101: 419-437.
- Møller, H. og K. Anders, 1986. Diseases and parasites of marine fishes, 365 pp. Verlag Moller, Kiel.
- Møller, H., 1985. A critical review on the role of pollution as a cause of fish diseases. In: Ellis, e.a. (ed.): "Fish and shellfish pathology", 169-182. London, Academic Press.
- Neilson, A.H., H. Blanck, L. Förlin, L. Landner, P. Pärt, A. Rosemarin og M. Söderström, 1989. Advanced Hazard Assessment of 4,5,6-Trichloroquaiacol in the Swedish Environment. In: Landner, L. (ed.): Chemicals in the Aquatic Environment, Advanced Hazard Assessment. Springer-Verlag Berlin. S. 329-374.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst., Skr. Helsinki, 238: 33-38.
- Næs, K. og b. Rygg, 1990. Overvåking av Årdalsfjorden. Sedimenter og bløtbunnsfauna i 1989. NIVA-rapport O-89095502/03, 51 s.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimenter, 1980 - 81. Statlig program for forurensningsovervåking nr. 70/83. NIVA-rapport O-80000303. 100 s.
- Olausson, E., 1975. Man-made effect on sediments from Kattegat and Skagerrak. Geologiska Föreningen i Stockholms Förhandlingar, Vol. 97, pp. 3-12. Stockholm.
- Pederstad, K., 1982. Sedimentologiske, mineralogiske og geokjemiske undersøkelser av sedimenter fra Oslofjorden og Skagerrak. Upubl. Dr.scient.-oppgave i geologi ved Universitetet i Oslo. 149 s.
- Reiersen, L.O. og K. Fugelli, 1984. Annual variation in lymphocystis enfection frequency in flounder (*Platichthys flesus*). J. Fish. Biol., 24: 187-191.
- Remberger, M., P.-Å. Hynning and A.H. Neilson, 1990. Gas chromatographic analysis and gas chromatographic-mass spectrometric identification of components in the cyclohexane-extractable fraction from contaminated sediment samples. In: Chromatogr. 508 (1990): 159-177.
- Roaldset, E., 1972. Mineralogy and geochemistry of Quarternary clays in the Numedal area, southern Norway. Norsk geol. tidsskrift, 52: 335-369.
- Roberts, R.J. (ed.), 1989: Fish pathology. Bailliere Tindal. London.
- Rygg, B., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Bløtbunnsfauna 1980. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 69/83, 34 s. (NIVA 1505).
- Rygg, B., 1984a. Hvalerområdet. Bløtbunnsfauna 1980. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 131/84, 20 s. (NIVA 1611).

- Rygg, B., 1984b. Bløtbunnfaunaundersøkelser - et godt verktøy ved marine resipientvurderinger, 29 s. (NIVA F.481).
- Rygg, B., 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. *Mar. Poll. Bull.* 16: 469-474.
- Rygg, B., 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kyrstvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1990. Årsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 444A/91. (NIVA), 42 s.
- Shannon, C.E. og W. Weaver, 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana. 117 pp.
- Sholkovitz, E.R. og Price N.B., 1980. The major element chemistry of suspended matter in the Amazon Estuary- *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44: 163-171.
- Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden, 1080 - 83. Konklusjonsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking, rapp. nr. 171/84. NIVA-rapport O-8000303 (l.nr. 1688), 43 s.
- Skei, J., 1987. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre glomma (Greåker - Løperen), april - september 1986. NIVA-rapport O-86063.
- Södergren A., 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. Slutrap. Miljø / Cellulosa I. Naturvårdsverket rap. 3498, 134 s.

VEDLEGG 1**Sedimentfeller**

Stasjon	Periode	Utdato	Inndato	Dager	Stasjon	Periode	TPM	TPF	Fe	PFe	AI	PAI	Ti
							mg	mg/m ² /d	mg/g	mg/m ² /d	mg/g	mg/m ² /d	mg/g
1	26/4-7/6	26.4.90	7.6.90	42	1	26/4-7/6	2085	1580	49,9	79	80,4	127	4,7
2	26/4-7/6	26.4.90	7.6.90	42	2	26/4-7/6	6149	4660	48,0	224	83,0	387	5,5
3	26/4-7/6	26.4.90	7.6.90	42	3	26/4-7/6	2125	1610	51,2	82	79,9	129	4,6
4	26/4-7/6	26.4.90	7.6.90	42	4	26/4-7/6	614	465	39,9	19	56,1	26	3,2
1	7/6-2/7	7.6.90	2.7.90	25	1	7/6-2/7	1591	2026	40,6	82	62,2	126	5,2
2	7/6-2/7	7.6.90	2.7.90	25	2	7/6-2/7	3642	4637	46,9	217	76,2	353	7,6
3	7/6-2/7	7.6.90	2.7.90	25	3	7/6-2/7	1390	1770	46,5	82	66,8	118	5,3
4	7/6-2/7	7.6.90	2.7.90	25	4	7/6-2/7	526	670	28,8	19	44,1	30	3,0
1	2/7-1/8	2.7.90	1.8.90	30	1	2/7-1/8	1115	1183	50,8	60	75,6	89	5,2
2	2/7-1/8	2.7.90	1.8.90	30	2	2/7-1/8	3911	4150	49,6	206	79,7	331	5,8
3	2/7-1/8	2.7.90	1.8.90	30	3	2/7-1/8	1079	1145	55,0	63	78,9	90	5,0
4	2/7-1/8	2.7.90	1.8.90	30	4	2/7-1/8	358	380	42,0	16	61,7	23	3,4
1	1/8-10/9	1.8.90	10.9.90	40	1	1/8-10/9	1047	833	44,1	37	64,6	54	5,0
2	1/8-10/9	1.8.90	10.9.90	40	2	1/8-10/9	4468	3556	45,0	160	72,9	259	7,4
3	1/8-10/9	1.8.90	10.9.90	40	3	1/8-10/9	1008	802	42,8	34	62,4	50	4,5
4	1/8-10/9	1.8.90	10.9.90	40	4	1/8-10/9	529	421	18,6	8	25,3	11	1,6
1	10/9-8/10	10.9.90	8.10.90	28	1	10/9-8/10	1365	1552	48,8	76	70,4	109	4,4
2	10/9-8/10	10.9.90	8.10.90	28	2	10/9-8/10	2726	3099	57,4	178	82,2	255	5,9
3	10/9-8/10	10.9.90	8.10.90	28	3	10/9-8/10	1006	1144	55,3	63	72,7	83	4,3
4	10/9-8/10	10.9.90	8.10.90	28	4	10/9-8/10	676	768	26,5	20	36,6	28	2,3

Stasjon	Periode	PTI mg/m2/d	Cu µg/g	PCu mg/m2/d	Cr µg/g	PCr mg/m2/d	TOC mg/g	POC mg/m2/d	TN mg/g	PN mg/m2/d	C/N	Fe/Al	Ti/Al
1	26/4-7/6	7,4	118	0,19	78,4	0,12	37,4	59	5,6	8,8	6,7	0,62	0,058
2	26/4-7/6	25,6	117	0,55	81,2	0,38	35,6	166	4,7	21,9	7,6	0,58	0,066
3	26/4-7/6	7,4	107	0,17	87,3	0,14	51,9	84	7,9	12,7	6,6	0,64	0,057
4	26/4-7/6	1,5	120	0,06	69,9	0,03	176	82	33,2	15,4	5,3	0,71	0,057
1	7/6-2/7	10,5	119	0,24	69,2	0,14	101	205	17,3	35,0	5,8	0,65	0,083
2	7/6-2/7	35,3	123	0,57	66,4	0,31	37,9	176	5,8	26,9	6,5	0,62	0,100
3	7/6-2/7	9,3	153	0,27	85,9	0,15	82,3	146	14,2	25,1	5,8	0,70	0,079
4	7/6-2/7	2,0	324	0,22	70,9	0,05	174	117	27,8	18,6	6,3	0,65	0,068
1	2/7-1/8	6,2	636	0,75	99,3	0,12	49,7	59	7,5	8,9	6,6	0,67	0,069
2	2/7-1/8	23,9	179	0,74	89,7	0,37	27,8	115	3,6	14,9	7,7	0,62	0,072
3	2/7-1/8	5,7	120	0,14	100	0,11	44,4	51	7,2	8,2	6,2	0,70	0,063
4	2/7-1/8	1,3	520	0,20	80	0,03	110	42	18,9	7,2	5,8	0,68	0,055
1	1/8-10/9	4,1	165	0,14	87,4	0,07	67,6	56	10,8	9,0	6,3	0,68	0,077
2	1/8-10/9	26,2	110	0,39	89,6	0,32	45,9	163	6,3	22,4	7,3	0,62	0,101
3	1/8-10/9	3,6	137	0,11	78	0,06	101	81	15,9	12,8	6,4	0,69	0,072
4	1/8-10/9	0,7	196	0,08	39,1	0,02	256	108	43,1	18,1	5,9	0,74	0,061
1	10/9-8/10	6,8	195	0,30	107	0,17	53,8	83	8,3	12,9	6,5	0,69	0,063
2	10/9-8/10	18,3	166	0,51	127	0,39	37,5	116	5,3	16,4	7,1	0,70	0,072
3	10/9-8/10	5,0	119	0,14	109	0,12	66,5	76	9,3	10,6	7,2	0,76	0,060
4	10/9-8/10	1,7	279	0,21	69,7	0,05	110	85	17,3	13,3	6,4	0,72	0,062

VEDLEGG 2
Bunnsedimenter

Analysér av bunnsedimenter (tørrvekt) (0-1 cm) innenfor Hvalerøyene 1990, samt to stasjoner i Iddefjorden (IDDE 1 og 2)(A, B, C og D representerer flere kjerner på samme stasjon)

Stasjoner	Fe %	Tl mg/g	Cr µg/g	Zn µg/g	Cu µg/g	Pb µg/g	Ni µg/g	Cd µg/g	Hg µg/g
G1	4,45	3,23	41,3	151	62,8	36,7	43,1	0,11	0,11
G3 A	3,49	4,27	37,2	131	82,4	30,1	29,2	0,13	0,14
G3 B	3,55	3,87	38,6	206	64,8	31,3	32,4	0,16	0,39
G3 C	3,46	3,67	37,4	158	67,6	31,2	42,6	0,12	0,18
G3 D	3,86	3,6	38,8	140	66,9	29,1	35,8	0,14	0,11
G6	1,8	3,08	26,2	83	56,9	18,1	20,8	0,18	0,16
G8 A	4,59	3,04	43,1	151	67,4	31	49,7	0,08	0,11
G8 B	4,75	3,01	43,2	153	69,4	34,2	42,2	0,08	0,1
G8 C	4,47	3,22	41	145	66	34	37	0,08	0,1
G8 D	4,61	2,75	43,5	150	67,5	33,7	46,8	0,08	0,1
G10	4,64	2,58	45,1	151	71,9	41,2	42,2	0,07	0,12
G14	2,57	1,25	28,3	130	62,6	36,9	26,6	0,1	0,41
G15 A	4,62	1,68	48,4	198	83,5	53,2	39,9	0,08	0,39
G15 B	4,63	2,48	48,8	198	83,3	54,7	38,7	0,07	0,45
G15 C	4,5	1,82	49,2	202	89,1	60,4	28,7	0,09	0,41
G15 D	4,6	1,72	48,4	194	81,6	53,2	52,2	0,05	0,38
G17	4,47	1,75	49,2	262	63,6	71,8	36,9	0,04	0,45
G27 A	5,17	3,71	64,1	219	86,1	60,1	39	0,06	0,4
G27 B	5,35	4,62	65,2	223	84,5	66,2	40,4	0,06	0,46
G27 C	5,36	4,29	65,5	221	86,4	67,5	39,7	0,08	0,41
G27 D	5,18	4,34	64,7	220	90,1	64,7	38,5	0,06	0,56
G28	5,35	4,15	57,5	233	86,9	65,1	35,8	0,07	0,7
G29 A	5,42	3,81	62,8	196	103	45,6	40,5	0,06	0,31
G29 B	5,27	3,46	58,6	187	92,1	43,9	38,7	0,06	0,75
G29 C	5,81	4,1	64	198	98,2	44,7	40,4	0,07	0,28
G29 D	5,41	4,26	60	189	93,5	46,3	41,3	0,07	0,25
G30	6,2	3,28	65,2	217	96,8	62,1	38,9	0,05	0,49
G33	4,74	1,6	46,4	214	50,1	80,1	31,9	0,04	0,35
G34 A	4,98	1,59	48,3	213	48,3	86,3	37,1	0,05	0,45
G34 B	5,04	1,46	49,3	212	48,4	83,4	33,2	0,05	0,36
G34 C	5,29	1,45	50,5	214	50,5	84,8	37,3	0,06	0,35
G34 D	4,66	1,6	47,9	211	47,9	80,5	33,6	0,06	0,35
G35	4,84	1,47	48,9	178	42,5	71,2	39,3	0,06	0,26
G37	4,2	1,77	44,7	208	50	96,4	22,8	0,08	0,36
IDDE 1	2,91	1,32	35,8	238	79,5	111	22,8	1,07	0,44
IDDE 2	1	0,41	9,4	45,5	16,3	24,9	7,12	0,06	0,07
I. ØRA	0,97	0,86	12,2	53,7	20,8	22,2	10,4	0,09	0,06
Y. ØRA	0,97	1,21	11	39,2	14,4	20,6	8,52	0,03	0,04

Analyser av bunnsedimenter innenfor Hvalerøyene (0-1 cm) forts.

Stasjoner	%<63 µm	TOC %	TN %
G1	99,62	1,63	0,21
G3 A	86,29	1,53	0,15
G3 B	90,13	1,5	0,17
G3 C	90,37	1,29	0,15
G3 D	90,69	1,36	0,17
G6	66,7	1,01	<0,1
G8 A	100	1,4	0,19
G8 B	100	1,41	0,19
G8 C	100	1,34	0,19
G8 D	100	1,32	0,18
G10	100	1,25	0,18
G14	71,6	1,44	0,14
G15 A	100	1,97	0,24
G15 B	100	2,01	0,23
G15 C	100	2,02	0,24
G15 D	100	1,84	0,22
G17	100	2,1	0,27
G27 A	99,47	2,11	0,25
G27 B	98,34	2,22	0,26
G27 C	99,79	2,19	0,26
G27 D	99,77	2,16	0,28
G28	99,57	2,07	0,2
G29 A	99,64	1,88	0,21
G29 B	100	1,87	0,21
G29 C	100	1,73	0,21
G29 D	100	1,84	0,21
G30	100	2,07	0,26
G33	100	2,31	0,26
G34 A	100	2,01	0,27
G34 B	100	2,04	0,27
G34 C	100	2,14	0,27
G34 D	100	2,18	0,26
G35	100	2,11	0,3
G37	99,68	2,4	0,29
IDDE 1	80,47	5,61	0,46
IDDE 2	36,5	6,8	0,12
I. ØRA	15,49	1,41	
Y. ØRA	39,19	0,61	

Analyser av bunnsedimenter (tørrvekt) ned til 1.40m dyp på stasjon G-10 innenfor Hvalerøyene i 1990.

Dyp i cm	Fe %	Ti mg/g	Cr μ g/g	Zn μ g/g	Cu μ g/g	Pb μ g/g	Ni μ g/g	Cd μ g/g	Hg μ g/g
0-2	5,02	3,25	57,7	181	100	43,7	41	0,1	0,2
10-12	4,93	4,16	55,5	208	92,1	44,7	40	0,24	0,35
20-22	-								
30-32	4,05	1,76	40,5	321	79,2	82	44	1,39	1,87
40-42	4,29	1,44	36,2	208	65,1	77,1	45	0,23	0,18
50-52	4	1,67	35	192	62,2	67,4	52	0,19	0,15
60-62	3,75	1,7	33	156	49,1	59,3	36	0,12	0,14
70-72	3,94	2,16	32,9	138	38,7	42,6	34	0,05	0,05
80-82	3,9	1,79	34,3	132	37,2	36,2	39	0,03	0,04
90-92	3,77	1,95	34,1	126	38,3	37,2	37	0,04	0,03
100-102	3,75	1,76	31,8	109	33,8	31,8	35	0,05	0,04
110-112	4	1,94	35,3	115	36,2	37,3	41	0,04	0,03
120-130	4,07	1,61	35,1	112	36	33,4	42	0,04	0,03
130-140	4,11	2,22	34,1	111	36,9	35,1	41	0,04	0,02
140-150	4,12	1,75	36,3	112	37,9	38,8	43	0,04	0,03

Dyp i cm	TOC%	TN%	%<63 μ m
0-2	1,72	0,19	100
10-12	1,44	0,14	96,47
20-22			
30-32	2,19	2	96,7
40-42	1,83	17	100
50-52	1,52	0,14	100
60-62	1,37	0,14	100
70-72	1,07	0,13	100
80-82	1,04	0,12	100
90-92	1,03	0,13	100
100-102	1	0,12	100
110-112	0,96	0,11	100
120-130	0,9	0,11	99,86
130-140	0,83	0,11	99,84
140-150	0,85	0,11	99,54

Analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene i 1990.

Prøvebetegnelse:

1 : G8 0-1 cm	4 :
2 : G17	5 :
3 :	6 :

Konsentrasjoner i: ng/g tørket materiale (Sedimentprøver)

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen		38				
2-Metylnaftalen		13				
1-Metylnaftalen		5				
Bifenyl						
Acenaftalen						
Dibenzofuran		1				
Fluoren		1				
Dibenzotiofen						
Fenantren	37	68				
Antracen		6				
2-Metylantracen	2	6				
1-Metylfenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	28	145				
Pyren	ca 20	110				
Benz(a)antracen *	1	28				
Trifenyl/Chrysen	13	70				
Benzo(b)fluoranten *	5	x) 173				
Benzo(j+k)fluoranten *	1					
Benzo(e)pyren	2	69				
Benzo(a)pyren *		46				
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *		ca 46				
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)						
Benzo(ghi)perylene		60				
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *						
Sum	109	885				
Derav KPAH (*)	7	2 47				
% KPAH	6,4	27,9				
% Tørrstoff						

x) Inkl. benzo(j,k)fluoranten

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

1) Bare (a,h)-isomerer *

Analyser av klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene og to stasjoner i Iddefjorden i 1990.

Konsentrasjoner i : ug/kg tørrvekt

Prøvebetegnelse

1 - G 3 0-1cm
 2 - G 6 " "
 3 - G 8 " "
 4 - G10 " "
 5 - G15 " "
 6 - G17 " "
 7 - G27 " "

Parameter	G 3	G 6	G 8	G10	G15	G17	G27
5-CB	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
α-BHC	1.17	<0.30	<0.52	<0.52	1.55	<0.38	0.93
HCB	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
γ-BHC (Lindan)	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
p,p-DDE	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
p,p-DDD	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
OCS	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-28	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-52	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-101	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-118	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-153	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-138	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
PCB-180	<0.36	Maskert	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	Maskert
PCB-209	<0.36	<0.30	<0.52	<0.52	<0.30	<0.38	<0.50
EOPCL							
% Tørrstoff	42.4	55.8	38.3	39.9	37.0	32.9	37.6
% Fett							

Analysér av klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene og to stasjoner i Iddefjorden i 1990 forts.

Konsentrasjoner i : ug/kg tørrvekt

Prøvebetegnelse

1 - G28 0-1cm
 2 - G29 " "
 3 - G30 " "
 4 - G34 " "
 5 - G35 " "
 6 - G37 " "
 7 - IDDE 1 " "

Parameter	G28	G29	G30	G34	G35	G37	IDDE 1
5-CB	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	<0.7
α-BHC	2.18	<0.70	1.95	<0.96	1.17	<0.82	40.8
HCB	1.08	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	1.1
γ-BHC (Lindan)	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	1.5
p,p-DDE	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	1.3
p,p-DDD	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	<0.7
OCS	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	1.9
PCB-28	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	4.3
PCB-52	<0.32	<0.70	<0.88	<0.96	<0.92	<0.82	3.0
PCB-101	<0.32	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	8.1
PCB-118	<0.32	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	11.5
PCB-153	0.36	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	5.6
PCB-138	<0.32	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	8.9
PCB-180	<0.32	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	0.8
PCB-209	<0.32	<0.70	<0.80	<0.96	<0.92	<0.82	<0.7
EOPCL							
% Tørrstoff	33.7	31.0	25.1	22.1	22.2	26.1	25.5
% Fett							

Analysér av klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene og to stasjoner i Iddefjorden i 1990 forts.

Konsentrasjoner i : ug/kg tørrvekt

Prøvebetegnelse

1 - Idde 2 0-2cm

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	<0.30						
α-BHC	1.85						
HCB	<0.30						
γ-BHC (Lindan)	<0.30						
p,p-DDE	<0.30						
p,p-DDD	<0.30						
OCS	<0.30						
PCB-28	0.48						
PCB-52	0.41						
PCB-101	0.52						
PCB-118	0.97						
PCB-153	0.39						
PCB-138	0.57						
PCB-180	<0.30						
PCB-209	<0.30						
EOPCL							
% Tørrstoff	58.6						
% Fett							

Analyser av klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-1cm) innenfor Hvalerøyene og to stasjoner i Iddefjorden i 1990 forts.

Konsentrasjoner i : ug/kg tørt materiale

Prøvebetegnelse

1 - Indre Øra 0-1cm 14/8-90

2 - Ytre Øra " " 14/8-90

Parameter	Indre Ø	Ytre Ø	3	4	5	6	7
5-CB	<0.07	<0.08					
α-BHC	<0.07	<0.08					
HCB	<0.07	<0.08					
γ-BHC (Lindan)	<0.07	<0.08					
p,p-DDE	<0.07	<0.08					
p,p-DDD	<0.07	<0.08					
OCS	<0.07	<0.08					
PCB-28	<0.07	<0.08					
PCB-52	<0.07	<0.08					
PCB-101	<0.07	<0.08					
PCB-118	<0.07	<0.08					
PCB-153	<0.07	<0.08					
PCB-138	<0.07	<0.08					
PCB-180	<0.07	<0.08					
PCB-209	<0.07	<0.08					
EOPCL							
% Tørrstoff	71.5	67.6					
% Fett							

VEDLEGG 3

Bløtbunnsfauna

Vedleggstabell 3a. Sedimentbeskrivelser.

-
- 1: 11 m. Løs mørkegrå/svart leire/silt iblandet trefiber. Den fineste sikten (1 mm) tettset seg og prøven var vanskelig å vaske ut.
 - 2: 54 m. Løs svart leire/silt med tynt lyst gråbrunt topplag.
 - 3: 35 m. Løs svart leire/silt med lyst gråbrunt topplag.
 - 4: 30 m. Løs mørkegrå (nesten svart) leire/silt med lyst gråbrunt topplag.
 - 5: 55 m. Løs gråsvart leire/silt med tynt lyst gråbrunt topplag.
 - 6: 50 m. Løs grå leire/silt med grågrønt topplag.
 - 7: 35 m. Løs gråbrun leire/silt med tynt lysebrunt topplag.
 - 8: 45 m. Løs grå leire/silt med grågrønt topplag.
 - 9: 51 m. Løs grå leire/silt med grågrønt topplag.
 - 10: 46 m. Løs gråbrun leire/silt med tynt lysebrunt topplag.
 - 11: 19 m. Fastere leire med grågrønt topplag.
 - 12: 50 m. Gråbrun fastere leire med løsere lysebrunt topplag.
 - 13: 71 m. Gråblå fast leire med sandinnblanding. Gråbrunt topplag.
 - 14: 35 m. Gråbrun leire/silt med løst brunlig topplag.
 - 15: 50 m. Løs gråbrun leire/silt uten markert topplag.
 - 16: 65 m. Løs gråbrun leire/silt uten markert topplag.
 - 17: 90 m. Løs gråbrun leire/silt uten markert topplag.
 - 18: 33 m. Gråbrun leire/silt med løst brungrått topplag.
-

Vedleggstabell 3b. Sedimentparametre for hver enkelt grabb. *=ikke målt.

St	Gr	Dyp	%<63 μ	BulkTOC	N	C/N	NormTOC
1	1	11	26.24	5.5	*	*	19.03
1	2	11	33.26	7.3	*	*	19.54
2	1	54	98.80	19.0	2.1	9.04	19.21
2	2	54	98.84	18.6	2.0	9.30	18.81
3	1	35	99.75	15.4	1.9	8.10	15.44
3	2	35	99.34	15.3	1.9	8.05	15.42
4	1	30	98.99	18.0	2.2	8.18	18.18
4	2	30	97.85	17.9	2.1	8.52	18.29
5	1	55	97.81	16.5	2.1	7.85	16.90
5	2	55	99.78	17.7	2.0	8.85	17.73
6	1	50	97.88	20.0	2.5	8.00	20.38
6	2	50	99.13	20.7	2.4	8.62	20.85
7	1	35	98.12	20.7	2.6	7.96	21.04
7	2	35	98.73	22.9	2.7	8.48	23.13
8	1	45	99.43	19.8	2.4	8.25	19.90
8	2	45	99.72	18.5	2.0	9.25	18.55
9	1	51	97.97	22.8	2.7	8.44	23.17
9	2	51	98.88	21.9	2.7	8.11	22.10
10	1	46	99.71	17.0	2.1	8.09	17.05
10	2	46	99.72	18.1	2.1	8.61	18.15
11	1	19	98.71	22.9	2.9	7.89	23.13
11	2	19	93.20	22.0	2.7	8.14	23.24
12	1	50	99.49	18.8	2.3	8.17	18.89
12	2	50	98.23	19.0	2.3	8.26	19.32
13	1	71	41.19	8.6	1.0	8.60	19.39
13	2	71	59.74	12.7	1.5	8.46	20.08
14	1	35	98.29	19.9	2.7	7.37	20.21
14	2	35	99.02	19.9	2.8	7.10	20.07
15	1	50	98.51	22.4	2.6	8.61	22.67
15	2	50	98.85	20.9	2.5	8.36	21.10
16	1	65	95.30	26.5	3.0	8.83	27.36
16	2	65	95.13	25.7	2.9	8.86	26.59
17	1	90	98.34	19.6	2.5	7.84	19.90
17	2	90	99.46	19.5	2.7	7.22	19.59
18	1	33	98.62	23.7	3.3	7.18	23.95
18	2	33	95.69	25.0	3.3	7.57	25.79

Vedleggstabell 3c. Faunaparametre for hver enkelt grabb (0.1 m²) i 1990.

STASJON	GRABB NR	S	N	H log2
1	1	20	271	2.82
1	2	26	532	2.16
2	3	2	2	1.00
2	4	3	11	0.87
3	5	14	150	1.61
3	6	27	437	1.48
4	7	19	151	2.17
4	8	24	281	2.74
5	9	2	5	0.72
5	10	1	1	0.00
6	11	18	72	3.15
6	12	22	98	3.78
7	13	12	121	2.03
7	14	11	68	2.19
8	15	29	289	3.58
8	16	29	156	3.78
9	17	14	79	2.34
9	18	10	49	2.10
10	19	27	540	2.16
10	20	39	321	4.24
11	21	32	170	4.19
11	22	31	207	3.73
12	23	28	101	4.13
12	24	31	160	3.96
13	25	38	396	2.35
13	26	30	315	2.34
14	27	12	96	2.34
14	28	21	136	2.89
15	29	17	37	3.68
15	30	9	16	2.95
16	31	19	62	3.71
16	32	20	73	3.69
17	33	15	140	1.54
17	34	21	256	1.72
18	35	19	111	2.66
18	36	11	105	1.68

TOTALT ANTALL ARTER: 121

HVALER 1990	Stasjon nr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
DECAPODA																			
<i>Calocaris macandreae</i> Bell 1846		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	3	3	-	-
<i>Carcinus maenas</i> (L.)		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Philocheirus bispinosus</i> Hailstone		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SIPUNCULIDA																			
<i>Golfingia</i> sp		-	-	-	4	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phascosion strombi</i> (Montagu 1804)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Sipunculida</i> indet		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
PRIAPULIDA																			
<i>Priapulus caudatus</i> Lamarck 1816		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OPHIUROIDEA																			
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes		-	-	-	45	-	-	-	36	-	14	1	22	7	61	8	11	1	63
<i>Amphiura filliformis</i> (O.F.Mueller)		-	-	-	223	-	1	-	96	-	81	21	36	7	97	1	2	-	108
<i>Ophiura albida</i> Forbes		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Ophiura cf. sarsi</i> Luetken		34	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
ECHINOIDEA																			
<i>Brissopsis lyrifera</i> (Forbes)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	1	1	1	1
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant)		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
HOLOTHUROIDEA																			
<i>Cucumaria elongata</i> Dueben & Koren		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Labidoplax buski</i> (McIntosh)		-	-	-	38	-	-	-	2	-	13	32	1	-	2	-	-	-	1
<i>Leptosynapta</i> sp		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Vedleggstabell 3e. Stasjonsnumre og (dyp) for 1990-stasjonene og numre og (dyp) på de tilsvarende stasjonene i 1980 (Rygg 1983) og 1982 (Rygg 1984a).

	1990	1982	1980
1	(11)	4 (12)	-
2	(54)	7 (45)	6 (53)
3	(35)	8 (35)	-
4	(30)	12 (31)	-
5	(55)	11 (56)	7 (63)
6	(50)	-	14 (53)
7	(35)	-	15 (35)
8	(45)	16 (45)	-
9	(51)	-	16 (50)
10	(46)	14 (51)	8 (52)
11	(19)	-	9 (19)
12	(50)	-	-
13	(71)	-	11 (68)
14	(35)	-	2 (27)
15	(50)	-	17 (57)
16	(65)	-	19 (76)
17	(90)	-	18 (95)
18	(33)	-	21 (32)

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2168-9