

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0 - 82/76

KJEMISK/BIOLOGISKE UNDERSØKELSER I
FJORDENE OMKRING STAVANGER-HALVØYA
SEPTEMBER 1976

- Preliminær rapport -

Blindern, 5. juli 1977

Saksbehandler: Cand.real. Tor Bokn

Medarbeider: Jens Skei, Ph.D.

Instituttssjef Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	4
1. FORMÅL	5
2. FELTARBEID	5
3. ANALYSEMETODER	7
4. RESULTATER OG DISKUSJON	8
4.1 Hydrografi	11
4.2 Oksygen og organisk karbon	13
4.3 Næringssalter	14
4.3.1 Fosfor	14
4.3.2 Nitrogen	15
4.3.3 Forholdet mellom nitrogen og fosfor	16
4.4 Siktedyp	16
4.5 Metaller i vannmassen	16
4.5.1 Bly	17
4.5.2 Kopper	17
4.5.3 Jern	17
4.5.4 Sink	17
4.5.5 Kvikksølv	17
4.6 Analyser av bunnsedimenter	18
4.6.1 Visuell betraktning av sedimentene	18
4.6.2 Metaller i sedimentene	21
4.6.3 PCB i sedimentene	26
4.7 Biologi	27
5. FORURENSNINGSTILSTANDEN I DE TRE UNDERSØKTE FJORDER	30
6. SAMMENFATTENDE SYNSPUNKTER	32
7. REFERANSER	34

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Resultater fra vannanalyse	9
Tabell 2. Resultater fra sedimentanalyse	10
Tabell 3. Beskrivelse av sedimentkjernene	20
Tabell 4. Metaller i forurensede og uforurensede sedimenter (ppm, Fe i prosent)	22
Tabell 5. Metallkonsentrasjoner i fastsittende alger	27

- o -

FIGURFORTEGNELSE

Fig. 1. Lokalisering av hydrografi-, sediment- og biologistasjoner	6
Fig. 2. Vertikalprofiler for saltholdighet (S), oksygen (O_2), total organisk karbon (C), ortofosfat (PO_4 -P), nitrat (NO_3 -N), sink (Zn) og kvikksølv (Hg)	12
Fig. 3. Vertikalprofiler for kvikksølv (Hg), sink (Zn), sølv (Ag), bly (Pb) og organisk karbon (C) i sedimenter fra Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden	23

- o -

F O R O R D

Etter henvendelse fra fylkesingeniøren i Rogaland, S. Hatløy, utarbeidet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) et programforslag (datert 5. juli 1976) til en orienterende undersøkelse av fjordene omkring Stavanger-halvøya. Undersøkelsen ble gjennomført 6. - 10. september 1976.

Denne preliminnære rapporten presenterer og behandler data i sin helhet fra den hydrokjemiske og geokjemiske delundersøkelsen, og denne del vil således kunne påregnes å være endelig. Prøvene fra den biologiske delundersøkelsen er imidlertid ikke ferdig bearbeidet, og følgelig må de biologiske vurderinger anses som foreløpige.

Undersøkelsen var av orienterende art, og konklusjonene som kan trekkes ut fra det eksisterende datamateriale, har begrenset omfang.

Siv.ing. F. Ravndal i Stavanger kommune takkes for praktisk tilrettelegging av feltarbeidet. Likeledes rettes en takk til cand.real. S. Melsom, ing. K. Martinsen og cand.real. P. Paus, Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) for metallanalyser i vann og fastsittende alger, samt PCB i sedimenter.

På NIVA har fil. kand. Karin Balmér utført analyser på metaller og organisk materiale i sedimenter. Cand.mag. Norman Green assisterte under så vel kjemitokt som biologisk dykkertokt. Dr. Jens Skei har hatt ansvaret for de kjemiske vurderinger, mens cand.real. Tor Bokn har behandlet det biologiske materiale, samt vært saksbehandler.

Brekke, 5. juli 1977



Tor Bokn

1. FORMÅL

Programforslaget av 5. juli 1976 ble utarbeidet med basis i følgende formål:

1. Få en ajourført oversikt over kjemisk og biologisk forurensningstilstand i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden.

Ut fra dette tilsiktet man å kunne registrere eventuelle forskjeller i forurensningstilstanden i de tre respektive fjorder. Sedimentundersøkelsen ville dessuten gi en indikasjon på den historiske utviklingen med hensyn til forurensningsbelastning i disse fjordene.

2. På grunnlag av resultatene skal en eventuell, mer omfattende resipientundersøkelse programmeres.

Vurderingene i denne foreløpige rapporten skulle langt på vei være grunnlag for en diskusjon med oppdragsgiver om videre arbeid.

2. FELTARBEID

Vannprøver og sedimentprøver ble innsamlet fra M/S "Ferro" fra Hellevik. Vannprøvene ble tatt med 1.7 l Hydrobios vannhenter med vendetermometre. Vannhenterne er fri for metalleder. Sedimentprøvene ble tatt med rustfritt stål gravity corer (Niemistø, 1974).

Lokaliseringen av vannstasjoner og sedimentstasjoner er vist på fig.1. På hver vannstasjon (en i hver fjord) ble det tatt prøver fra 4 måledyp (overflaten, sprangsjiktet, intermediært dyp og dypvannet) til analyse av saltholdighet, oksygen, total organisk karbon, total fosfor, ortofosfat, total nitrogen, nitrat og ammonium. I tillegg ble det tatt ut vannprøver til analyse av metaller (jern, kvikksølv, bly, kobber og sink). Ingen av vannprøvene ble filtrert.

På hver stasjon ble det også utført salinoterm-målinger og siktedypsmålinger. Salinoterm-målingene ble hovedsakelig gjort for å fastslå sprangsjiktets beliggenhet, og data er ikke tatt med i denne rapporten.

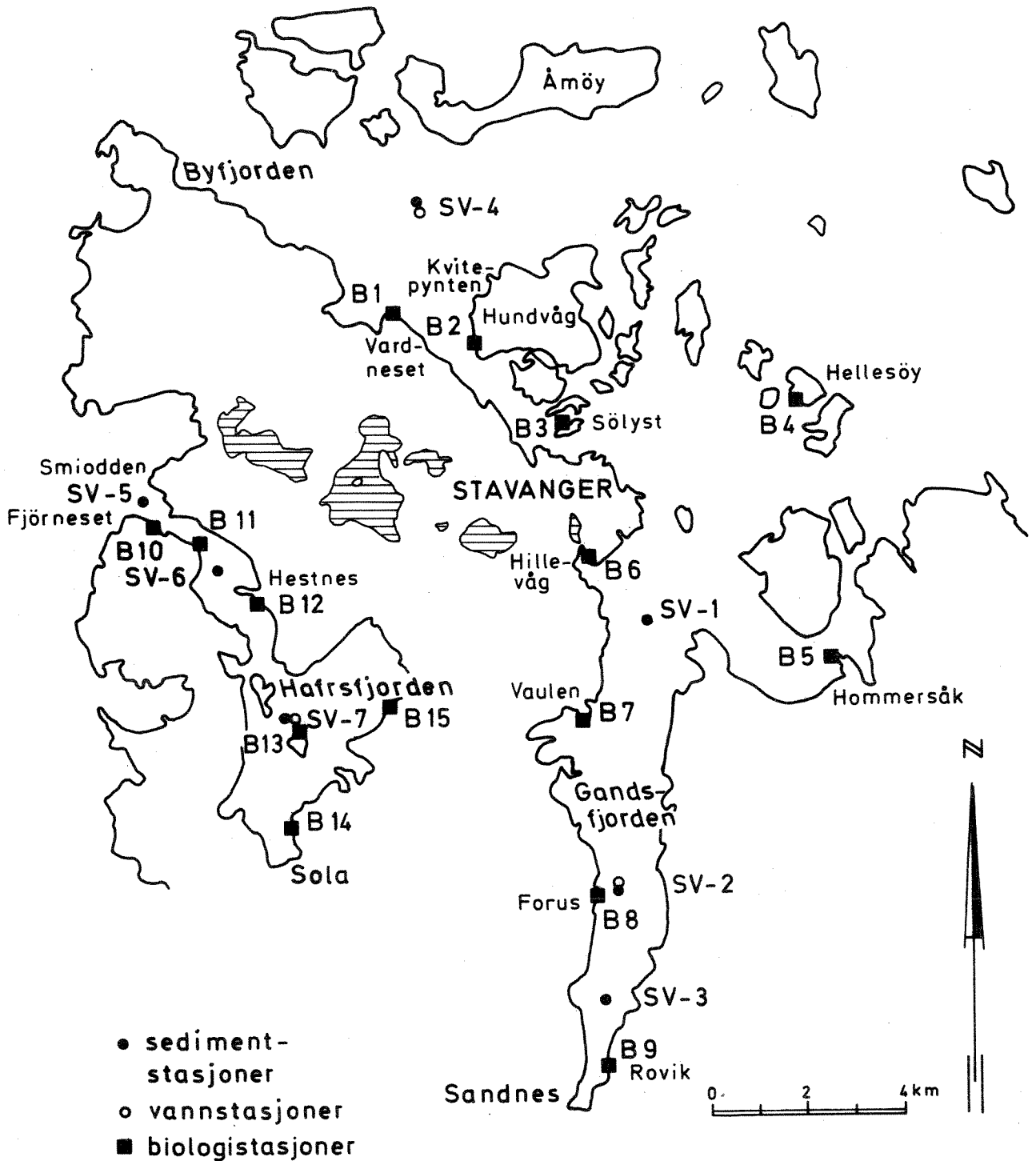


Fig.1 Lokalisering av hydrografi-, sediment- og biologistasjoner

Sedimentkjernene ble snittet ombord i 2 cm skiver og lagt i petriskåler. På tre av stasjonene (SV-1, SV-3 og SV-5) ble det bare tatt overflateprøver (0-2 cm). På de øvrige stasjonene ble sedimentkjernene snittet ned til 25-35 cm dyp, med 5 cm seksjoner dypere enn 10 cm. Alle disse prøvene (totalt: 29 prøver) er analysert for innhold av organisk stoff, kvikksølv, sink, krom, jern, nikkel, bly, sølv og kopper.

På stasjonene SV-2, SV-4 og SV-8 ble det dessuten tatt overflateprøver av sedimentene (0-2 cm) for analyse av poly-klorerte bifenyler (PCB). 20 sedimentprøver ble overlevert byveterinæren i Stavanger for Cs¹³⁴-dateringer.

Registrering og innsamling av biologisk materiale ble utført på 15 stasjoner (B1-B15). Lokaliseringen er vist på fig. 1. Alle makroskopiske arter ned til 2-3 m dyp ble enten registrert på stedet eller innsamlet til senere identifisering på laboratoriet. Dessuten ble dypeste voksested for benthosalgene registrert på hver stasjon, hvor det også ble innsamlet en algeprøve til metallanalyser (2 prøver på st. B8).

3. ANALYSEMETODER

Analyser av næringssalter ble utført etter standard prosedyre (se f.eks. NIVA, 1976a). Metallene i vannprøvene ble analysert etter MIBK-APDC ekstraksjon og flammeatomabsorpsjon, med unntak av kvikksølv som ble analysert ved flammeløs atomabsorpsjon etter oppslutning i H₂SO₄ og KMnO₄.

Sedimentprøvene ble etter tørking ved 80°C i 24 timer oppsluttet i HNO₃ i ett døgn ved 60°C. Denne oppslutningsmetoden løser ikke metaller bundet i silikatmineraler. Imidlertid er metaller bundet på denne måten av mindre interesse i forurensningssammenheng, ettersom de ikke inngår i noen omdannelse, og transport/spredning i miljøet er av relativt lite omfang. Bestemmelsen av metallkonsentrasjonene ble gjort ved atomabsorpsjon.

I de samme sedimentprøvene ble det også målt gløderest, etter gløding ved 550°C i 2 timer og mengden organisk materiale ble estimert ut fra differensen mellom tørrvekt og gløderest. En omregningsfaktor på 0.58 ble brukt for å regne om verdiene fra organisk materiale til organisk karbon (Loring, 1975). Dette gir kun en omtrentlig verdi for organisk karbon.

20 gram vått sediment ble ekstrahert to ganger med 120 ml cyclohexan/isopropanol (1:1) og analysert for PCB ved gasskromatografi og electron capture detektor. På forhånd var ikke-persistente forbindelser fjernet ved å behandle prøvematerialet med kons. H₂SO₄. Disse analysene ble utført ved Sentralinstitutt for industriell forskning.

Metallanalysene i fastsittende alger er utført ved hjelp av atomabsorpsjon. For tre prøver (st. B3, St. B8 - *Fucus vesiculosus* - og st. B14) er det utført en ekstraksjon for å øke følsomheten ved bestemmelse av nikkel, kopper, kadmium og bly.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Resultatene av de hydrokjemiske undersøkelsene er gitt i tabell 1 og resultatene av sedimentanalysene i tabell 2.

Stasjon nr.	Dyp (m)	T °C	S ‰	σ_T	O ₂ ml/l	TOT-P µg/l	PO ₄ -P µg/l	TOT-N µg/l	NO ₃ -N µg/l	NH ₄ -N µg/l	TOC mg/l	Fe µg/l	Hg µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
SV-2	0.5	14.98	31.37	23.22	6.56	19	9	190	<10	25	2.55	14.1	2.38	4.3	2.5	10.3
	6.0	13.14	33.01	24.86	6.67	14	7	155	<10	<10	1.50	12.3	0.18	<1.0	1.3	
	50.0	7.27	34.76	27.23	4.43	41	37	340	210	<10	0.70	8.8	0.44	<1.0	1.0	5.5
	120.0	6.97	34.95	27.42	3.99	56	46	385	240	10	0.85	37.2	0.27	<1.0	1.0	1.8
SV-4	0.5	13.81	32.17	24.08	6.38	13	7	115	<10	<10	1.35	61.3	0.79	<1.0	1.4	3.6
	12.0	10.01	33.95	26.17	6.63	17	12	155	20	15	0.85	9.7	0.71	2.4	1.0	2.0
	50.0	6.97	34.99	27.46	6.01	28	25	220	130	34	0.40	59.4	0.48	<1.0	0.9	2.3
	110.0	6.70	35.05	27.54	5.94	30	27	250	140	40	0.50	19.1	0.48	<1.0	0.9	1.6
SV-7	0.5	13.47	32.61	24.48	6.08	20.5	10.5	230	<10	<10	2.05	14.0	0.12	<1.0	1.3	2.6
	12.0	10.72	33.09	25.39	4.69	28	21.5	245	60	15	1.73	14.3	0.12	<1.0	0.9	2.3
	30.0	4.66	32.79	26.00	2.79	59	54	450	290	<10	1.10	23.9	0.14	<1.0	1.6	3.2
	50.0	3.53	32.92	26.12	1.21	45	38	475	330	<10	0.85	38.7	0.41	<1.0	1.1	2.6

Tabell 1. Resultatene fra vannanalysene 6.-7.9.1976

(σ_T = vannets tetthet som funksjon av S og T)

Tabell 2. Resultatene fra sedimentanalysene
(uttrykt i tørrvekt)

Stasjon nr.	Dyp i sedimentet (cm)	Hg ppm	Zn ppm	Cr ppm	Fe %	Ni ppm	Pb ppm	Ag ppm	Cu ppm	C %
SV-1	0-2	0.82	245	39	3.4	37	127	0.64	34	2.96
SV-2	0-2	0.48	91	27	1.8	26	54	0.40	24	4.23
	2-4	0.51	97	28	1.8	11	49	0.34	24	4.18
	4-6	0.45	83	25	1.7	16	44	0.32	15	4.18
	6-8	0.36	77	23	1.6	21	38	0.35	15	4.18
	8-10	0.16	74	24	2.0	20	29	0.37	13	3.65
	10-15	0.17	72	23	1.9	22	26	0.35	13	3.65
	15-20	0.12	80	25	2.5	30	23	0.37	14	3.71
	20-25	0.08	103	29	3.5	25	28	0.40	20	2.26
SV-3	0-2	1.0	134	50	1.2	10	87	0.85	36	4.29
SV-4	0-2	0.50	57	16	1.0	9	38	0.50	13	3.65
	2-4	0.35	54	14	1.0	14	32	0.21	13	3.42
	4-6	0.26	51	15	1.0	7	29	0.22	10	3.19
	6-8	0.30	46	11	0.9	10	30	0.17	10	3.48
	8-10	0.26	46	12	0.8	10	26	0.13	10	3.02
	10-15	0.21	39	13	0.8	7	18	0.12	9	3.02
	15-20	0.05	31	14	1.0	10	11	0.18	8	2.84
SV-5	0-2	0.06	50	12	0.8	9	31	0.22	15	4.76
SV-7	0-2	0.29	355	32	4.0	11	98	2.4	40	12.64
	2-4	0.25	365	28	3.4	17	94	1.25	35	12.99
	4-6	0.15	270	29	3.6	26	88	0.72	28	12.82
	6-8	0.06	180	31	3.1	15	74	0.20	22	12.76
	8-10	0.07	150	34	2.5	21	69	0.28	21	12.99
	10-15	<0.05	130	36.5	2.2	30	68	0.30	20	13.27
	15-20	<0.05	110	34	2.2	23	52	0.29	24	13.55
	20-25	<0.05	85	40	2.7	24	38	0.27	20	13.79
	25-30	<0.05	88	43	30.1	30	33	0.24	26	14.34

4.1 Hydrografi

Saltholdighet (S) og temperatur (T) ble målt i alle vannprøver som ble tatt i tillegg til salinotermmålinger i de øvre 40 m av vannmassen.

Saltholdigheten i overflatevannet var lavest i Gandsfjorden ($31.3^{\circ}/\text{oo}$), noe høyere i Byfjorden ($32.1^{\circ}/\text{oo}$) og høyest i Hafrsfjorden ($32.6^{\circ}/\text{oo}$). Saltholdighetsprofilene indikerer ulike hydrografiske forhold i de tre fjordene (fig.2). Stabiliteten i de øvre vannlag var størst i Byfjorden hvor det var et markert sprangsjikt (11-14 m dyp) som skilte overflatelaget fra de intermediære vannmasser. (I Gandsfjorden lå sprangsjiktet på 5-8 m dyp.) Vannmassene i Hafrsfjorden var betydelig mere ustabile i september 1976 og der ble det ikke registrert noe veldefinert sprangsjikt. I stedet ble det påvist en inversjon i saltholdighet ved at vannmasser mellom 9 og 18 m hadde en høyere saltholdighet enn vannmassen under. Tettheten (σ_T) derimot øket som normalt fra overflaten ned til bunnen pga. vannets høye temperatur mellom 9 og 18 m. Denne vannmassen hadde ikke en kjemisk sammensetning som karakteriserer "gammelt" dypvann (lavt oksygeninnhold, lav temperatur og høyere nærings-saltinnhold). Mest sannsynlig skyldes saltholdighetsinversjonen en innstrømning av salt, men varmt vann over terskelen til Hafrsfjorden. Slike intermediære innstrømninger av forholdsvis varmt vann er vanlig sent på sommeren i de fleste norske fjorder (Svines 1970). Målinger av saltholdighet i dypbassenget i Hafrsfjorden i juli 1964, viste også en saltholdighetsinversjon mellom 12 og 20 m dyp (NIVA 1966).

Forskjellene i saltholdighet i de øvre vannlag i de tre fjordene må ses i sammenheng med ferskvannstilførselen. Hafrsfjorden får tilført gjennomsnittlig $4721 \text{ m}^3/\text{mnd.}$ ferskvann, mens tilførselen til Gandsfjorden er dobbelt så stor ($9453 \text{ m}^3/\text{mnd.}$) (NIVA 1966). Ferskvannspåvirkningen i Byfjorden antas å skyldes tilførsler fra tilliggende fjorder.

I dypere vannlag (30 m til bunnen) var saltholdigheten avtakende i rekkefølgen Byfjorden, Gandsfjorden, Hafrsfjorden. Mest markert var forskjellen mellom Hafrsfjorden og de to øvrige. I Hafrsfjorden var saltholdigheten $\sim 2^{\circ}/\text{oo}$ lavere ved 50 m dyp enn i de andre to fjordene. Dette kan skyldes

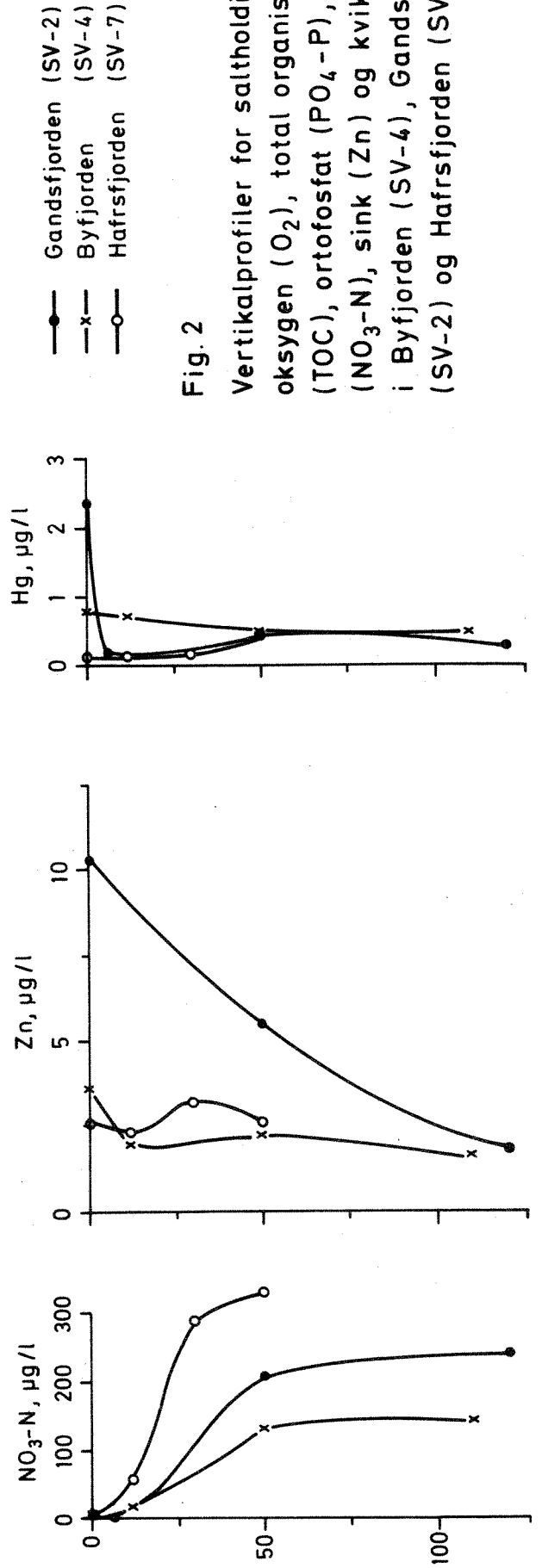
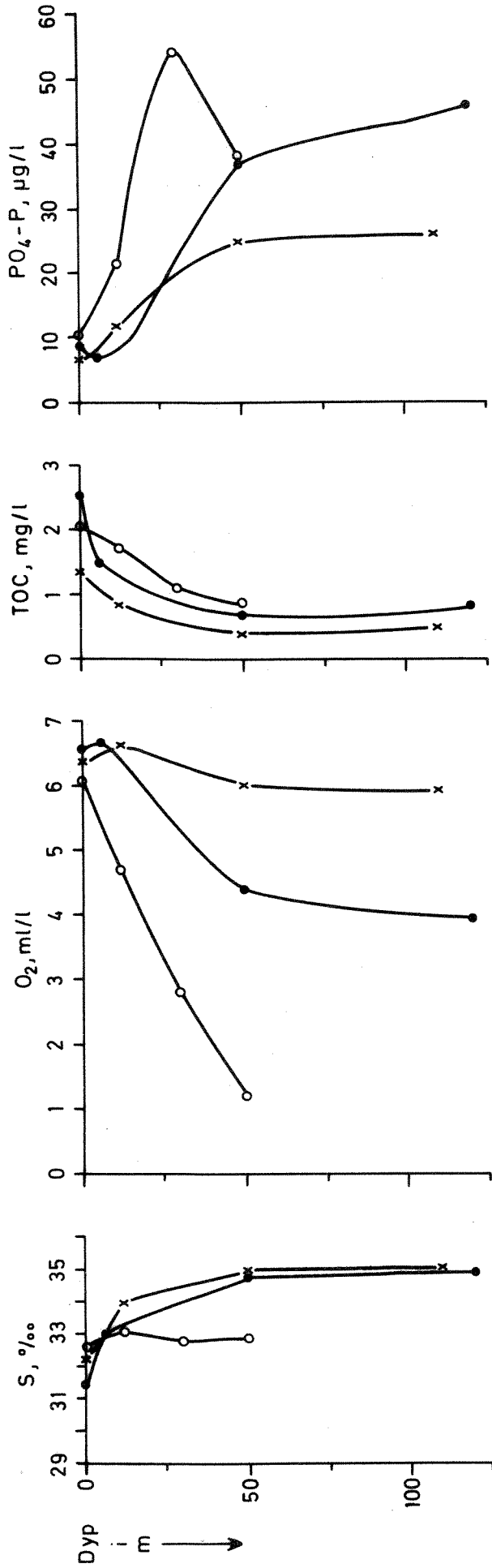


Fig. 2
 Vertikalprofiler for saltholdighed (S),
 oksygen (O₂), total organisk karbon
 (TOC), ortofosfat (PO₄-P), nitrat
 (NO₃-N), sink (Zn) og kvikksölv (Hg)
 i Byfjorden (SV-4), Gandsfjorden
 (SV-2) og Hafrsfjorden (SV-7)

at Hafrsfjorden er en utpreget terskelfjord med lang oppholdstid på dypvannet, mens Byfjorden og Gandsfjorden er relativt åpne fjorder, hvor det skjer raskere skiftninger i dypvannet. Den lave saltholdigheten på dypvannet i Hafrsfjorden kan enten skyldes at vannet som skiftet ut dypvannet opprinnelig hadde lav saltholdighet eller at de vertikale diffusjonsprosesser har vært store.

Temperaturene i de dypere vannlag viser på samme måte som saltholdigheten store forskjeller mellom Hafrsfjorden og de øvrige fjordene. I Hafrsfjorden var temperaturen på 50 m dyp 3.5°C lavere enn i Byfjorden og Gandsfjorden. Terskeldypet på 3-4 m i Hafrsfjorden tilsier at vannmassen som fornyer bassengvannet må ha lav saltholdighet og dessuten være kald for å synke til bunns.

Det bør påpekes at de hydrografiske målingene kun omfatter en enkel observasjonsserie på en stasjon i hvert fjordavsnitt. Dypvannsutskiftningen i disse fjordene er ikke tilstrekkelig klarlagt og det er ikke dokumentert hvor ofte dypvannet i Hafrsfjorden skiftes ut selv om det er blitt antydnet at utskiftningen foregår årlig på etterjulsvinteren (Kjos-Hansen 1976). Strømundersøkelser har vist at utskiftningen i de øvre vannlag er betydelig bedre i Byfjorden enn i Gandsfjorden (VHL 1976).

4.2 Oksygen og organisk karbon

Oksygenprofiler fra de tre fjordene er vist på fig.2. Det er her klare forskjeller både ved intermediære dyp og i dypvannet. De beste oksygenforholdene ble som ventet påvist i Byfjorden og de dårligste i Hafrsfjorden. Ved 50 m dyp i Byfjorden og Gandsfjorden ble det registrert en forskjell på 1.6 ml/l oksygen, mens nær bunnen var forskjellen 1.9 ml/l. Det antyder en betydelig større belastning av organisk materiale på Gandsfjorden enn Byfjorden eller at utskiftningen av vannmasser i Byfjorden er mere effektiv enn i Gandsfjorden. Det siste er i overensstemmelse med resultatene fra strømundersøkelser (VHL 1976).

I Hafrsfjorden er mengdene av oksygen lavere i alle dyp enn i de øvrige fjorder. Dette må ses i sammenheng med de grunne tersklene (3 og 12 m dyp) som adskiller det innerste bassenget i Hafrsfjorden fra det ytre området. På grunn av de naturgitte forhold og tilførsel av kloakk vil det raskt oppstå mangel på oksygen i vannmassen når organisk materiale nedbrytes.

En oversikt over tilførselene av organisk materiale til de respektive fjordene er gitt i NIVA (1974). Selv om disse tallene er anslagsmessige, vil de gi opplysninger om relative utslippsmengder til de tre fjordene. Byfjorden fikk i 1973-74 tilført gjennomsnittlig 52 000 p.e. pr. produksjonsdøgn (se s. 56, NIVA 1974), Gandsfjorden 211 000 p.e. og Hafrsfjorden 133 000 p.e. Volumene av vannmassene i de tre respektive fjorder er henholdsvis $233 \times 10^6 \text{ m}^3$, $1171 \times 10^6 \text{ m}^3$ og $254 \times 10^6 \text{ m}^3$. Selv om man ikke tar forskjeller i vannutskiftning i betraktning er det klart at Hafrsfjorden er mest belastet med lett nedbrytbart organisk materiale av de tre undersøkte fjordene. Når Hafrsfjorden i tillegg fra naturens side har meget dårlige utskiftningsforhold, vil periodevis alt oksygenet i dypvannet forbrukes og det dannes hydrogensulfid. I september 1976 ble det imidlertid ikke registrert hydrogensulfid i vannmassen, heller ikke i vannet like over sedimentflaten.

4.3 Næringssalter

Det ble analysert både fosforforbindelser og nitrogenforbindelser for å registrere eventuelle gjødslingseffekter.

4.3.1 Fosfor

Ortofosfat er den dominerende form av fosfor i sjøvann og er tilgjengelig for planteplanktonet. Ortofosfat tilføres de øvre vannlag både direkte ved avrenning og forurensning og ved diffusjon fra de dypere vannlag, hvor det frigjøres ved nedbrytning av planteplankton og - i oksygenfritt vann - også ved kjemiske reaksjoner.

I overflatevann fra de undersøkte områdene varierte mengdene av ortofosfat mellom 7 og 10.5 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dette er en god del mere enn hva som er målt i overflatevann fra fjorder i Flekkefjord-området i september 1973 (NIVA, 1976a), men betraktelig mindre enn høstverdier fra Frierfjorden og Oslofjorden (NIVA, 1976c).

Hafrsfjorden viste de største mengdene av ortofosfat både i overflaten og i dypvannet (fig.2). De høye fosfatverdiene i dypvannet kan delvis skyldes frigivelse av ortofosfat fra de anoksiske sedimentene (Hallberg et al., 1975) og delvis nedbryting av organisk materiale i vannmasser med lang oppholdstid. Den markerte reduksjonen i ortofosfat mellom 30 og 50 m dyp i Hafrsfjorden skyldes muligens en utfelling og sedimentering av fosfat under oksygenerte forhold i bunnvannet (Schippel et al., 1973).

Mengden av total fosfor (= løst/partikulært, organisk/uorganisk fosfor) viser stort sett samme bilde som ortofosfat. Differensen mellom total fosfor og ortofosfat, som blir betegnet organisk fosfor, utgjør en betydelig del av total fosfor i overflatelaget (ca. 50%). I dypvannet derimot eksisterer en overveiende del av fosfor som ortofosfat. Organisk fosfat i de øvre vannlag er trolig knyttet til plankton.

4.3.2 Nitrogen

I sjøvann foreligger oppløste nitrogenforbindelser vesentlig som nitrat, nitritt, ammonium og knyttet til organiske molekyler. Ved de kjemiske analysene er det ikke skilt mellom nitrat og nitritt. Nitrat og ammonium er planteplanktonets viktigste nitrogenkilder.

Mengdene av nitrat i overflatelaget var svært små i alle de tre fjordene (<10 µg/l) og ligger stort sett lavere enn verdiene målt i overflatevann fra Flekkefjords-området i september (NIVA, 1976a). Det er vanlig å finne de laveste nitratkonsentrasjonene i overflatevann om høsten, slik at de målingene som ble utført i september 1976 ikke gir noe representativt bilde av mengdene av næringssalter i fjordene gjennom året. Spørsmålet om et av elementene nitrogen eller fosfor er en potensiell minimumsfaktor for algevekst har bl.a. interesse for vurderingen av rensetekniske tiltak. Hvis f.eks. en vannforekomst preges av rikelig tilgang på nitrogen, mens det er lite av fosforforbindelser, vil tilførsel av de sistnevnte kunne stimulere til økt produksjon av planktonalger. For å kunne vurdere disse forholdene nærmere er det nødvendig med måling av næringssalter flere ganger over ett år og spesielt før oppblomstringen av planteplankton om våren. I vann med nær full saltholdighet er det imidlertid en vanlig erfaring at nitrogen er minimumsfaktor, mens fosforforbindelser kan være det i markert ferskvannspåvirkede områder.

Den vertikale fordelingen av nitrat (fig. 2) viste samme trend som ortofosfat med de høyeste konsentrasjonene i Hafrsfjorden og de laveste i Byfjorden og en generell økning mot bunnen. Det samme gjaldt total nitrogen.

Ammonium ble bare påvist i noen grad i overflatevannet i Gandsfjorden og i de dypere deler av Byfjorden. Mesteparten av nitrogenforbindelsene forelå som organisk bundet nitrogen i overflatevannet i fjordene i september 1976 og som nitrat i de dypere vannlag.

4.3.3 Forholdet mellom nitrogen og fosfor

Det er vanskelig å måle tilførslene av fosfor og nitrogen til fjordene. Imidlertid er det gjort forsøk på å estimere teoretisk hva som tilføres hver fjord av næringssalter (NIVA 1974). Av fosfor tilføres (1973) gjennomsnittlig henholdsvis 120, 900 og 100 kg fosfor pr. dag til Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden. De store tilførslene av fosfor til Gandsfjorden skyldes utslipp fra Rørvalseverket (NIVA 1974). Av nitrogen får de samme fjordene tilført 530, 1100 og 470 kg nitrogen pr. dag. Vektforholdene mellom nitrogen og fosfor i tilførslene blir derfor 4.4, 1.2 og 4.7 i henholdsvis Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden. Forholdene mellom total nitrogen og total fosfor i fjordvannet varierte mellom 7 og 11 (vektforhold) eller 16 og 25 (atomforhold).

4.4 Siktedyp

På hver hydrografisk stasjon ble det målt siktedyp. Selv om det er en rekke usikkerhetsmomenter angående denne parameteren, vil det gi informasjon om siktbarheten i overflatelaget i det øyeblikk målingen utføres.

Siktedypet i Byfjorden, Gandsfjorden og Hafrsfjorden ble målt til henholdsvis 8.5 m, 3.5 m og 4.9 m. Det er betydelige forskjeller mellom disse fjordene. Om det dårlige siktedypet i Gandsfjorden skyldes utslipp fra industri eller kommunale utslipp er uvisst, men den betydelige industriaktiviteten i området kan være en viktig årsak.

4.5 Metaller i vannmassen

Metallanalysene ble utført for å undersøke om ett av fjordområdene var vesentlig mer belastet av metallutslipp enn et annet. Det er et spinkelt datagrunnlag og resultatene (tabell 1) må karakteriseres som rent orienterende.

4.5.1 Bly

Det ble målt lave og normale verdier i alle prøver bortsett fra i overflatevannet i Gandsfjorden (4.3 µg/l). Selv om det er bare én prøve er det sannsynlig at det foregår et utslipp av bly (NIVA 1974) fra industri i Sandnes-området.

4.5.2 Kopper

Ingen av kopper-verdiene er høyere enn hva man vanligvis finner i kystvann. Det kan likevel bemerkes at den høyeste verdien i overflatevann ble målt i Gandsfjorden.

4.5.3 Jern

Mengdene av jern i sjøvann varierer vanligvis mye. Dette skyldes delvis at jern er assosiert med partikulært materiale. De høyeste konsentrasjonene av jern ble målt i overflatevann og ved intermediære dyp i Byfjorden (~ 60 µg/l). De største kjente utslippene av jern i området stammer fra Rørvalseverket.

4.5.4 Sink

Også verdiene av sink i sjøvannsprøvene er normale, men også her ble maksimumsverdiene målt i Gandsfjorden, som utpeker seg som det området som tilfører resipienten metaller (fig.2).

4.5.5 Kvikksølv

Det ble målt overraskende høye kvikksølv-verdier i hele undersøkelsesområdet. I følge Dyrssen et al. (1972) betegnes verdier opp til 0.2 µg/l som normalt i kystvann. Mere enn 60% av de målte verdiene overskred denne grensen. Overflatevann i Gandsfjorden og Byfjorden utmerket seg med verdier på henholdsvis 2.38 og 0.79 µg/l kvikksølv. Også ved intermediære dyp i disse to fjordene ble det målt høye kvikksølv-verdier (0.4 µg/l) (fig. 2). Disse verdiene tyder på at Gandsfjorden er kilden for kvikksølvet og at det skjer en uttransport både i overflaten og ved intermediære dyp. Det bør tilføyes at strømundersøkelsene indikerte en utgående strøm i Gandsfjorden under kompensasjonsstrømmen (VHL 1976). Selv om datamaterialet er lite

og ufullstendig, er det grunn til å anbefale at kvikksølv overvåkes i dette området. I følge Kjos-Hanssen (1974) slippes det ut metallisk kvikksølv fra Rørvalseverket, men at mengden er ukjent. Det er påvist at selv om utslippet omfatter metallisk kvikksølv gjenfinnes kvikksølvet i det akvatiske miljø i form av andre uorganiske forbindelser (klorider, Fimreite 1970) eller som organiske forbindelser (Jensen & Jerneløv 1969, Wood et al. 1968). Oksyderingen av metallisk kvikksølv til ionisk kvikksølv er avhengig av redoks-potensialet i mediet og tilstedeværelsen av organiske forbindelser (Fagerstrøm & Jerneløv 1972). Løsligheten av metallisk kvikksølv i vann er 25 µg/l, mens løsligheten er større i sjøvann pga. dannelsen av kvikksølvklorid (Gavis & Ferguson 1972).

I Hafrsfjorden var konsentrasjonene av kvikksølv normale, bortsett fra i dypvannet hvor det ble målt 0.41 µg/l. ¹⁾

4.6 Analyser av bunnsedimenter

Analysene omfatter metaller, organisk materiale og PCB og ble utført for å kunne påvise eventuelle forskjeller i forurensning av bunnen i de tre fjordområdene. Sedimenter er velegnet i forurensningsstudier da deres kjemiske sammensetning kan gi informasjon om spredning av forurensningsstoffer fra en bestemt kilde og dessuten belyse den historiske utviklingen mht. forurensning. Mens prosesser i vannmassen skjer raskt, vil tilsvarende prosesser i sedimentene skje mye langsommere, slik at tidsgradienter er nyttige i sedimentundersøkelser.

4.6.1 Visuell betraktning av sedimentene

En generell beskrivelse av sedimentkjernene er gitt i tabell 3.

1)

Siden disse undersøkelsene ble gjort, er det blitt påvist en delvis kontaminering fra plastflaskene som prøvene ble oppbevart på. Det er derfor grunn til å tro at det generelle nivået av kvikksølv i Stavangerfjordene er noe lavere enn rapportert, men at trenden i resultatene er riktig.

Hovedtrekkene viste at i Gandsfjorden består sedimentene ytterst av fin siltig leire, mens kornstørrelsen øker innover fjorden. På den innerste stasjonen (SV-3) var sedimentene sandige. Ellers viste sedimentene en brun oksyderende overflate, som indikerer rikelig med oksygen i bunnvannet i Gandsfjorden.

I Byfjorden ble det bare tatt en sedimentkjerne, slik at denne vanskelig kan sies å være representativ for hele dette fjordområdet.

Denne sedimentkjernen viste homogent silt-materiale. Forholdene i havnebassenget må antas å være annerledes.

I Hafrsfjorden var sedimentforholdene variable. Ytterst (SV-5) var bunnen så hard at det ikke lot seg gjøre å ta en prøve. Dette skyldes trolig kraftig bunnerosjon i området pga. sterk strøm. I dypbassenget innerst i Hafrsfjorden var sedimentene rike på organisk stoff og inneholdt store mengder hydrogensulfid.

Tabell 3. Beskrivelse av sedimentkjernene

Kjerne nr.	Vanddyb (m)	Kjernelengde (cm)	Beskrivelse
SV-1	240	53	2 cm brun, oksyderende overflate. Mørkt, organisk lag under og overgang til lys leire ved 10-15 cm dyp. Skjelllag på 30 cm dyp. Svak H ₂ S-lukt fra leira.
SV-2	135	38	Øvre 14 cm siltig/sandig, brunt sediment. Overgang til bløtere leire ved 15 cm dyp. Skarp overgang til lyseblå leire ved 23 cm dyp.
SV-3	50	14	5 cm brun overflate med sort sand under. Sedimentet var generelt svært grovt. Alle sedimentkjernene fra Gandsfjorden (SV-1, SV-2 og SV-3) hadde polychaeterrør i overflaten.
SV-4	120	24	Gråbrun silt, svært løst i overflaten. Polychaeterrør på toppen. Homogene sedimenter
SV-5	35	-	Sandig sediment med mye skjellfragmenter.
SV-6	20	-	Hard bunn. Ingen prøve.
SV-7	60	39	De øverste par mm var oksydert (brunt). Under sort og anoksisk (H ₂ S) ned til 15 cm. Underliggende grå-brun, gytjeaktig, H ₂ S-holdig sediment.

4.6.2 Metaller i sedimentene

Konsentrasjonene av metaller i sedimentene fra undersøkelsesområdet (tabell 2) er ikke spesielt høye, men enkelte prøver viser nivåer av bly, kvikksølv, sink og sølv som må tilskrives forurensning. Tabell 4 gir en oversikt over konsentrasjonsnivåer av metaller i sedimenter fra andre områder, forurensede og uforurensede.

Gandsfjorden

Konsentrasjonene av bly og kvikksølv var her betydelig høyere enn i Byfjorden. De største mengdene ble målt i overflatesedimentene og overflateanrikningen var særlig klar for kvikksølv (fig.3). Det er ikke direkte relevant å sammenlikne konsentrasjonene på de tre stasjonene innbyrdes, ettersom kornstørrelsen i sedimentene varierer betydelig innen selve Gandsfjorden. Vanligvis øker konsentrasjonene av metaller med minkende kornstørrelse i sedimentene (Calvert 1976).

Økningen av kvikksølv og bly mot sedimentoverflaten på stasjon SV-2 kan ikke skyldes en økning i organisk materiale i de øvre deler av sedimentene (tabell 2). Det er derfor vanskelig å kunne forklare de forhøyede metallkonsentrasjonene med noe annet enn økende tilførsel via forurensning de senere år. Gandsfjorden skilte seg også ut når det gjaldt bly og kvikksølv i vannmassen, i forhold til de andre fjordene. Dette styrket troen på at det har foregått og fortsatt foregår utslipp av bly og kvikksølv til Gandsfjorden. Undersøkelser utført i Gandsfjorden (Kjos-Hanssen 1974) indikerte at kvikksølv slippes ut fra Rørvalseverket. I så fall har utslippet pågått i 20 år. Sedimentkjernen tatt utenfor Fiskåneset (SV-2, ca 1 km fra Rørvalseverket) viste kontaminering med bly og kvikksølv i de øvre 8 cm (fig.3). Dette indikerer en gjennomsnittlig sedimentasjonshastighet på 4 mm pr. år, betydelig høyere enn i Hafrsfjorden (s. 24).

Av de andre metallene analysert viste kopper, nikkel, jern og krom normale verdier og ingen overflateanrikning. Sink var noe høyere i overflatesedimentene på stasjon SV-1. Tatt i betraktning de sandige sedimentene på denne lokaliteten, skulle man derfor forvente konsentrasjoner mellom 20-50 ppm. Det er derfor grunn til å tro at Gandsfjorden blir tilført sink i de indre deler,

Tabell 4. Metaller i forurensede og uforurensede sedimenter (ppm, unntatt Fe i %)

Lokalitet	Referanse	Pb	Hg	Zn	Cr	Fe	Ni	Ag	Cu
Frierfjorden	NIVA 1976b	8-704	0.11-12.8	65-870	-	0.27-7.45	9-107	-	12-129
Ranafjorden	NIVA 1977	11-865	-	45-1665	15-91	1.6-6.7	-	-	19-318
Oslofjorden	Doff 1969	16-598	-	151-1940	77-298	-	25-81	-	19-766
Bolstadfjorden	Taylor 1974	13-124	-	41-174	-	-	15-48	-	6-36
Saanich Inlet, British Columbia	Gross 1967	20	-	88	-	-	33	-	38
Østersjøen	Manheim 1961	25	-	110	-	-	43	-	78
Card Sound, Florida	Segar & Pellenbarg 1973	1	-	4	-	0.19	<2	0.5	2
Turkey Point, Florida	"	3	-	12	-	0.26	25	0.4	11
Dyphavsleire	Riley & Chester 1971	80	-	165	-	6.5	225	0.11	250
Kystsedimenter	"	20	-	-	-	-	55	-	48
Gandsfjorden	dette arbeidet	23-127	0.08-1.0	72-245	23-50	1.2-3.5	10-37	0.34-0.85	13-36
Byfjorden	"	11-38	0.05-0.50	31-57	11-16	0.8-1.0	7-14	0.12-0.50	8-13
Hafrsfjorden	"	26-98	<0.05-0.29	80-365	28-45	2.0-4.0	11-30	0.2-2.4	19-40

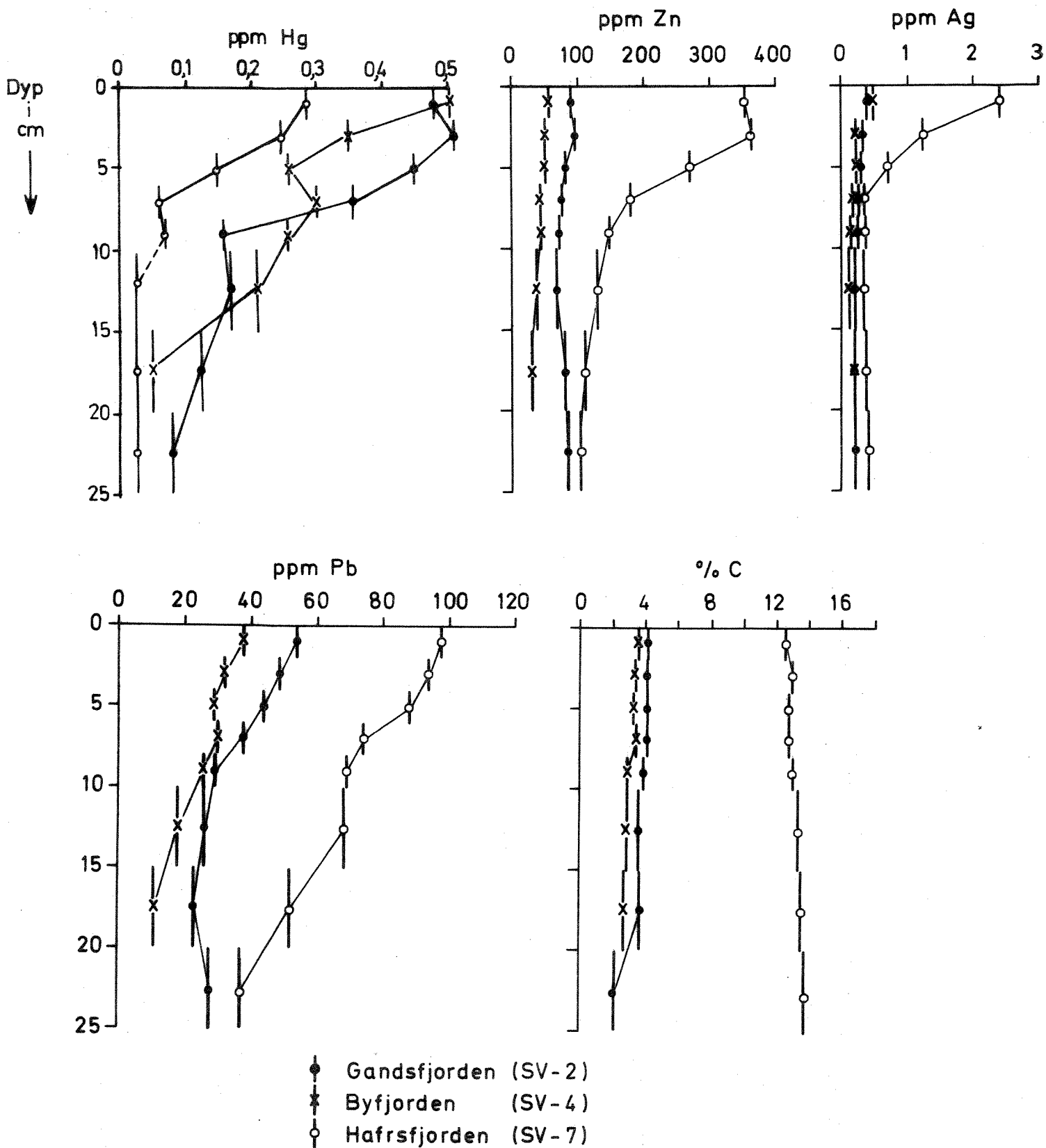


Fig. 3 Vertikalprofiler for kvikksölv (Hg), sink (Zn), sölv (Ag), bly (Pb) og organisk karbon (C) i sedimenter fra Byfjorden, Gandsfjorden og Hafsfjorden

noe som også de få vannanalysene til en viss grad viser. Det samme gjelder sølv, som viser høyere konsentrasjoner i overflatesedimentene enn hva som kan betegnes normalt. Det antas at kontamineringen av sølv skyldes utslipp fra fotolaboratorier. Kontamineringen omfatter bare det øverste sjiktet av sedimentene, og bekrefter således at sølvutslipp av betydning bare har pågått fra begynnelsen av 1970-årene.

Byfjorden

Metallkonsentrasjonene i sedimentkjernen fra Byfjorden (SV-4) viste en overflateanrikning av kvikksølv og sølv, mens de øvrige metaller var tilstede i normale konsentrasjoner. På samme måte som i Gandsfjorden var sølv tilstede i høyere konsentrasjoner bare i overflatesjiktet, mens anrikningen av kvikksølv ble påvist lenger ned i sedimentet (fig.3). Om kvikksølvkontamineringen her stammer fra utslipp til Gandsfjorden eller det eksisterer andre tilførsler av kvikksølv i dette området, er uvisst. De jevnt over høye kvikksølvkonsentrasjonene i vannmassene på stasjon SV-4 antyder også at Byfjorden er noe belastet med kvikksølv.

Hafrsfjorden

Her var konsentrasjonene av sink, bly og sølv tildels høye i sedimentene, mens de øvrige metaller var stort sett normale. Et unntak er stasjonen i innløpet til Hafrsfjorden (SV-5), hvor sedimentene var sandige og derfor viste lave metallkonsentrasjoner.

I dypbassenget i Hafrsfjorden var sedimentene meget rike på organisk materiale (fig. 3) og svært sulfidholdige. Den sorte fargen på de øvre 15 cm skyldes sannsynligvis tilstedeværelsen av jern-monosulfid og reflekterer ikke innholdet av organisk materiale. Det underliggende sediment var også sulfidholdig, og konsentrasjonen av organisk materiale var like høy som i de øvre 15 cm. Overgangen mellom sort sediment og grå-grønt gytjeaktig sediment ved 15 cm dyp representerer derfor ikke overgang mellom anoksisk og oksisk sediment, men trolig mellom jern-monosulfid (FeS) og pyritt (Fe_2S_3).

Den kjemiske sammensetningen av anoksiske sedimenter skiller seg fra oksiske spesielt når det gjelder mangan, fosfor, svovel og karbon og i noen grad jern (Calvert 1976). Ellers er det kjent at kopper, bly og sink viser noe høyere konsentrasjoner i anoksiske enn oksiske sedimenter (Doff 1969). Det er blitt antydnet at dette skyldes medfelling med sulfider (Krauskopf 1967) eller adsorpsjon til organisk materiale.

Hvis anrikningen av sink, bly og sølv skyldtes assosiasjon med organisk materiale, ville man vente å finne en viss korrelasjon mellom metall og karbon. Dette er ikke tilfelle. Mens innholdet av karbon i sedimentkjernen var nokså konstant (12.6-14.4%, fig.3) var det en tydelig økning av metaller i de øvre 15 cm av kjernen. Hvis økningen i metallkonsentrasjonene var et resultat av utfelling av metallsulfider, ville man vente høyere kopperkonsentrasjoner ettersom løslighetsproduktet for koppersulfider er betraktelig lavere enn for sink- og blyulfid (Hallberg 1974). Videre ville man vente høyere konsentrasjoner av metaller i de dypere deler av sedimentet, hvor sulfidkonsentrasjonen trolig er høyest. (En slik antakelse bygger på at jern-monosulfid (FeS) erstattes av pyritt (Fe_2S_3) under 15 cm dyp i kjernen). Dette innebærer at både for bly, sink og sølvs vedkommende er det mye som tyder på at anrikningen i de senere år skyldes en økende tilførsel via forurensning. Dette gjelder spesielt sølv, som viser 10 ganger økning i overflaten relativt til dypere deler av kjernene. Man må anta at kontamineringen av sølv skyldes utslipp fra eksisterende og tidligere fotolaboratorier. Sedimentasjonshastigheten i dypbassenget i Hafrsfjorden er målt ved Pb-210 dateringer til 2.1 - 2.5 mm pr. år (Kjos-Hanssen 1976). Anrikningen av sølv er observert i de øvre 6 cm, slik at man ut fra dette kan sannsynliggjøre at Hafrsfjorden er blitt tilført sølv siden begynnelsen av 1950-tallet.

4.6.3 PCB i sedimentene

Konsentrasjonene av PCB i sedimentene varierte mellom 0.01 - 0.25 ppm (tørrvekt) i de øverste 2 cm. Høyest var konsentrasjonen i Hafrsfjorden, og PCB-mønsteret indikerte en blanding av Aroclor 1254 og Cophen A60-forbindelser. Forskjellen mellom PCB-innhold i sedimenter fra Hafrsfjorden og de øvrige områder kan muligens skyldes forskjeller i innhold av organisk materiale. Choi & Chen (1976) har påpekt at konsentrasjonene av PCB i sedimenter øker med økende organisk innhold. Analyser av PCB i anoksiske sedimenter fra Santa Barbara Basin, California, viste at PCB-konsentrasjonene var <0.03 ppm før 1945, men at de økte gradvis i sedimentene fram til 1967 (Wilson et al. 1974). Overflatesedimentene viste da en konsentrasjon på 0.1 ppm, som er halvparten av den påviste mengden i overflatesedimentet i Hafrsfjorden.

Undersøkelser fra utlandet nær utslipp av kloakk har imidlertid vist overveiende høyere verdier enn hva som ble funnet i Hafrsfjorden (Young & McDermott & Ehrlich 1976).

4.7 Biologi

Hoveddelen av det biologiske materiale er identifisert og foreligger som rådata på konseptstadium. Disse resultatene vil således ikke bli presentert i tabellform i foreliggende rapport.

I tabell 5 er det satt opp metallkonsentrasjonene i 16 algeprøver. Primært ble det forsøkt å samle inn *Fucus vesiculosus* (blæretang) som prøvemateriale. Hvor denne algen ikke var til stede i tilstrekkelige mengder, ble det samlet inn alger tilhørende samme slekt (*F. serratus* (sagtang) og *F. spiralis* (spiraltang)). Unntak fra dette er stasjonene B13-B15, hvor grønnalgen *Codium fragile* (pollpryd) ble brukt.

Tabell 5. Metallkonsentrasjoner i fastsittende alger.

Prøve- type	Stasjon	Hg	Cu	Mn	Zn	Cd	Ni	Fe	Pb	Cr	Ag
F.v.	B 1	0.04	28	110	250	< 1	< 10	250	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 2	0.03	5	80	160	< 1	< 10	50	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 3 x)	0.06	11.6	65	180	1.1	10.1	60	3.6	< 5	< 10
F.v.	B 4	0.02	4	65	85	< 1	< 10	25	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 5	0.02	3	60	90	< 1	< 10	25	< 10	< 5	< 10
F.sp.	B 6	0.04	10	90	200	< 1	< 10	70	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 7	0.03	8	115	150	< 1	< 10	60	< 10	< 5	< 10
F.s.	B 8	0.17	9	105	350	< 1	< 10	210	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 8 x)	0.20	5.5	100	220	0.5	9.2	210	1.9	< 5	< 10
F.sp.	B 9	0.03	31	90	300	< 1	< 10	300	< 10	8	< 10
F.v.	B 10	0.02	2	100	65	< 1	< 10	45	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 11	0.02	23	120	60	< 1	< 10	55	< 10	< 5	< 10
F.v.	B 12	0.03	8	150	60	< 1	< 10	150	< 10	< 5	< 10
C.f.	B 13	0.02	4	40	12	< 1	< 10	400	< 10	< 5	< 10
C.f.	B 14 x)	0.02	5.5	110	25	0.5	4.7	900	4.7	< 5	< 10
C.f.	B 15	0.02	6	70	13	< 1	< 10	600	< 10	< 5	< 10

Prøvetyper: F.v. = *Fucus vesiculosus* - blæretang
 F.s. = *Fucus serratus* - sagtang
 F.sp. = *Fucus spiralis* - spiraltang
 C.f. = *Codium fragile* - pollpryd.

Resultater er angitt i µg/g tørr vekt.

x) Prøvene er ekstrahert.

Følgende vurderinger bygger på et lite datamateriale innsamlet under en orienterende undersøkelse en uke i september 1976.

Byfjorden

Generelt sett bar algevegetasjonen på de tre undersøkte lokalitetene i Byfjorden (st. B1-B3) preg av klare, salte vannmasser med god bevegelse og liten eller ingen næringssaltpåvirkning. Unntatt fra dette var st. B3 i Havnebassenget, hvor algene i fjæresonen gjenspeilte en liten eutrofierings-effekt.

Algene på alle de tre undersøkte stasjoner syntes å inneholde sink-konsentrasjoner noe over forventede bakgrunnsverdier. Dessuten kan kadmium- og nikkelinholdet i alger fra Sølyst tyde på en viss kontaminering av disse to metaller i Havnebassenget.

Gandsfjorden

Algevegetasjonen syntes å være påvirket av lokale forhold, og varierte således fra stasjon til stasjon. Forholdene ytterst i fjorden (st. B4 og B5) må karakteriseres som bra, sett i relasjon til organismesamfunnene i de øverste vannmasser. St. B7 på Vaulen oppviste også forhold som tyder på relativt friske vannmasser.

Lokaliteten på Hillevågsneset (st. B6) bar imidlertid tydelig preg av stor tilførsel av næringssalter. Nedslamming av algene tyder på liten vannbevegelse og høyt partikkelinnhold i vannet. Siktedypet ble målt til 6 m, og algenes nedre grense ble funnet å være helt nede på 18 m dyp, hvilket er et overraskende stort dyp, sammenholdt med den øvrige tilstand på stasjonen.

St. B8 gjenspeilte turbide vannmasser, men bare en meget svak eutrofierings-effekt. Imidlertid var metallbelastningen i algene fra Forus det mest fremtredende. På grunn av tidligere resultater (Kjos-Hanssen 1974) ble det samlet inn to algeprøver til metallanalyser fra denne stasjonen. Analysene viser at så vel kvikksølv- som krominnholdet lå noe høyere enn forventede bakgrunnsverdier.

Generelt viste prøvene fra st. B6-B9 en svak sink-kontaminering. Dessuten lå kopper-verdien fra st. B9 (Rovik) noe høyt.

Samme stasjon utmerket seg ved ekstremt dårlig siktedyp: 1,0-1,2 m. Algevegetasjonen ble imidlertid funnet ned til 14 m dyp. Til sammenlikning kan nevnes at nedre grense for benthosalgene på st. B1 og B2 i Byfjorden var ca. 50 m. Eutrofieringseffekten gav seg tydelig utslag i stor grønnalgebegroing - *Enteromorpha* sp. (tarmgrønske), samt kraftig nedslamming av bunn og organismer.

Hafrsfjorden

St. B10 utenfor terskelen (Hafrsfjordbroen) skilte seg klart ut fra de øvrige stasjoner. Stasjonen var karakterisert av en rik flora av rød- og brunalger, mens grønnalgene bare utgjorde ca. 11% av artsantallet. Dette indikerer at vannmassene i området er bra.

I midtre basseng kunne det påvises en middels belastning, og kan i påvirkningsgrad (næringssalter og nedslamming) sammenliknes med midtre partier av Gandsfjorden.

Siktedypet i indre basseng varierte mellom 4,3 og 6,0 m, mens algenes dypeste voksested fantes i intervallet 7-12 m dyp. Grønnalgesamfunnene var imidlertid beskjedne. Derimot var det rikelig med noen varmekjære (vanlige i sydligere farvann) brunalger. (Disse arters autøkologi er foreløpig ukjent for forfatteren av den biologiske rapportdelen.) Sammensetningen av de fastsittende algesamfunn i Hafrsfjorden skilte seg klart ut fra tilsvarende samfunn i Gands- og Byfjorden. Sammen med små siktedyp og grunne grenser for benthosalgens voksested indikerer dette ufordelaktig miljø for mange marine arter i midtre og indre basseng av Hafrsfjorden.

Metallanalyser av benthosalgene viste ingen metallbelastning i fjorden.

5. FORURENSNINGSTILSTANDEN I DE TRE UNDERSØKTE FJORDER

Denne delundersøkelsen som omfatter hydrokjemii, sediment-geokjemii og biologi, er orienterende, og de slutninger som trekkes, må betraktes som foreløpige. Selv om datamaterialet er spinkelt, er det likevel enkelte klare forskjeller i de kjemiske og biologiske forhold i de tre fjordavsnittene.

Den primære og sekundære belastningen på dypvannet, belyst ved målinger av oksygen, total organisk karbon og næringssalter, syntes størst i Hafrsfjorden, mindre i Gandsfjorden og minst i Byfjorden. Dette samsvarer både med naturgitte forhold (topografi og vannutskiftning) og data om forurensningstilførsler til de respektive resipienter (NIVA 1974).

Ut fra en enkel måleserie kan man imidlertid ikke slutte noe om gjødslingsgraden og næringssaltene innflytelse på planktonbestanden. En mer omfattende undersøkelse er nødvendig for nærmere utredning om resipientkapasiteten (sammenhengen mellom belastning, naturgitte faktorer og lavt oksygeninnhold i dypvannet etc.).

Resultatene av metallanalysene indikerer at Gandsfjorden i dag tilføres nok bly, sink og kvikksølv til å heve nivåene av disse metallene over det normale i overflatevannet. Konsentrasjonene av bly og sink er likevel ikke så store at det kan tenkes å ha noen miljøkonsekvenser for Gandsfjorden som helhet. Imidlertid kan man ikke se bort fra at nivåene nær utslippsstedet kan være høyere og således representere en belastning i nærmiljøet. Det er derfor viktig å få kartlagt kildene til disse metallene og undersøke eventuelle nærsonenivåer og -effekter.

Kvikksølvkonsentrasjonene i Gandsfjorden var til dels flere ganger høyere enn det normale i sedimenter og noe høyt i fastsittende alger ved Forus, men markert lavere enn verdier funnet i andre forurensede fjorder (f.eks. Sørfjorden og Frierfjorden). De registrerte konsentrasjoner kan antas å skyldes utslipp fra Rørvalseverket (Kjos-Hanssen 1974). Imidlertid ble høye nivåer også målt i sedimentene i Byfjorden. Således kan ikke andre kilder utelukkes. I motsetning til kvikksølvkonsentrasjonene i sedimentene var nivåene i fastsittende alger lave. Disse forhold bør bringes på det rene, og kvikksølvinnholdet både i vann og organismer overvåkes.

Sedimenter er en del av det akvatiske miljø, som står i nær kontakt med vann og organismer. Virkningen av forurensning av sedimenter kan være tosidig:

1. Opptak av forurensningsstoffer direkte fra sedimentene av organismer som lever i eller på sedimentoverflaten (Bryan & Hummerstone 1973, Ayling 1974) og videre transport gjennom næringskjeder.
2. Frigivelse av forurensningsstoffer fra sedimentene ved kjemiske/biokjemiske prosesser og videre opptak i fisk som lever i vannmassene (Delisle et al. 1975).

Disse prosessene vil i stor grad være avhengig av konsentrasjonene av metaller i sedimentene. Metallkonsentrasjonene målt i undersøkelsesområdet er trolig for lave til at prosess 2. har noen betydning. Opptak av metaller i f.eks. børstemark og høyere organismer som lever i sedimentet kan spille en viss rolle når det gjelder bly, sink, sølv og kvikksølv. Dette vil i stor grad være avhengig av tilstandsformen til de respektive metaller i sedimentene.

Ellers bekrefter sedimentanalysene at Gandsfjorden og i noe grad Byfjorden er blitt tilført kvikksølv i de senere år. Konsentrasjonene av bly og sink var høyest i Hafrsfjorden og Gandsfjorden, det siste er i samsvar med vannanalysene. Mengdene av bly og sink i vannmassene i Hafrsfjorden var derimot normale, og det er grunn til å tro at anrikning av disse metallene i sedimentene her skyldes fiksering av disse metallene i sterkt sulfidholdige sedimenter.

Oppkonsentreringen av sølv i de øvre 2 cm av sedimentene i Gandsfjorden og Byfjorden og i de øvre 6 cm av Hafrsfjorden illustrerer sannsynligvis tidligere utslipp av sølv til Hafrsfjorden og nåværende utslipp til Gandsfjorden fra et fotolaboratoriuø. Sølv er et meget toksisk metall (Calabrese et al. 1973), men danner raskt tungtløslige forbindelser (sulfid). Hvorvidt de mengdene av sølv som er påvist i sedimentene i undersøkelsesområdet representerer noen miljøtrusel er vanskelig å si, men det må antas at sølv i sedimentene i Hafrsfjorden foreligger som sølvsulfid, som er stabilt.

Nivåene av PCB i sedimentene gjenspeiler en alminnelig og diffus sivilisatorisk påvirkning i området, og konsentrasjons-variasjonene skyldes hovedsakelig ulike mengder organisk materiale i sedimentene.

Det ble også målt PCB i overflatesedimentene fra de tre områdene. Konsentrasjonene var lave, men det bør påpekes at sedimentene fra Hafrsfjorden inneholdt ca. 8 ganger mer PCB enn gjennomsnittet for Byfjorden og Gandsfjorden. PCB-mønstret indikerte en blanding av Aroclor 1254 og Clophen A60-forbindelser.

Forskjellen mellom PCB-innhold i sedimenter fra Hafrsfjorden og de øvrige områder, kan muligens skyldes forskjeller i innhold av organisk materiale. Choi & Chen (1976) har påpekt at konsentrasjonene av PCB i sedimenter øker med økende organisk innhold. Analyser av PCB i anoksiske sedimenter fra Santa Barbara Basin, California, viste at PCB-konsentrasjonene var <0.03 ppm før 1945, men at de økte gradvis i sedimentene fram til 1967 (Wilson et al. 1974). Overflatesedimentene viste da en konsentrasjon på 0.1 ppm, som er halvparten av den påviste mengden i overflatesedimentet i Hafrsfjorden.

6. SAMMENFATTENDE SYNSPUNKTER

En fullstendig diskusjon, hvor resultatene fra de tidligere undersøkelser blir trukket inn i sin helhet, vil bli gjennomført i den endelige rapport. Etter de foreløpige vurderinger, basert på undersøkelsen 6.-10. september 1976, vil vi antyde følgende sammenfattende synspunkter:

1. Hafrsfjorden innenfor terskelen (Hafrsfjordbroen) må ikke benyttes som resipient. Vi vil heller ikke anbefale at ytre Hafrsfjord, innenfor en grense Fjørneset-Smiodden brukes som resipient. Dette området bør imidlertid underkastes en mer detaljert undersøkelse.

2. Bruk av Gandsfjorden som resipient for industri og større befolkningsgrupper synes lite egnet. Resultatene av biologiske registreringer har påvist store lokale forskjeller og til dels synlige påvirkninger på organismesamfunnene. En samlet vurdering av Gandsfjorden som helhet kan imidlertid vanskelig gjøres med basis i foreliggende datamateriale.

3. Byfjorden utenfor Havnebassenget i Stavanger synes å ha god utveksling av vannmassene. Dette er basert på biologiske kriterier og sedimentgeokjemiske data. Hvor vidt et eventuelt utslipp i dette fjordavsnitt vil belaste tilliggende fjorder, kan imidlertid ikke forutsies med basis i tilgjengelige data.

7. REFERANSER

Ayling, G.M. 1974

Uptake of cadmium, zinc, copper, lead and chromium in the Pacific oyster, *Crassostrea Gigas*, grown in the Tamar river, Tasmania. Water Res., 8, 729-738.

Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G. 1973

Adaption of the polychaete *Nereis diversicolor* to manganese in estuarine sediment.

J.Mar.Biol.Assoc.U.K., 53, 859-872.

Calabrese, A., R.S. Collier, D.A. Nelson & J.R. MacInnes 1973

The toxicity of heavy metals to embryos of the american oyster. Marine Biology, 18, 162-166.

Calvert, S.E. 1976

The mineralogy and geochemistry of near-shore sediments.

In: Riley & Chester (eds.) Chemical Oceanography, vol.5., 187-271.

Choi, W.-W. & K.Y. Chen 1976

Associations of chlorinated hydrocarbons with fine particulates and humic substances in near-shore surficial sediments.

Environmental Science and Technology, 8, 782-786.

Delisle, C.E., B. Hummel & K.G. Wheeland 1975

Uptake of heavy metals from sediment by fish.

Inter.Conf. on Heavy Metals in the Environment.

Toronto, Ontario, Canada, 1975, C - 262-264.

Doff, D.H. 1969

The geochemistry of Recent oxic and anoxic sediments of Oslofjord, Norway.

Unpubl.Ph.D.Thesis, Univ. of Edinburgh, 245p.

Dyrssen, D., C. Patterson, J.Vi & G.F. Wichart, 1972

Inorganic chemicals.

In: Goldberg, E.D. (ed.). A guide to marine pollution.

Gordon and Breach Science Publ., London, 41-58.

Gross, M.G. 1967

Concentrations of minor elements in diatomaceous sediments of a stagnant fjord.

In: Estuaries (Lauff, G.H. ed.). Am.Ass.Adv.Sci.Publ. 83,

Washington, D.C. 273-282.

Fagerstöm, T. & A. Jerneløv. 1972

Some aspects of the quantitative ecology of mercury.

Water Res., 6, 1193-1202.

Fimreite, N. 1970

Mercury uses in Canada and their possible hazards as sources of mercury contamination.

Environ.Pollut., 1, 119.

Gavis, J. & J.F. Ferguson 1972

The cycling of mercury through the environment.

Water Res., 6, 989-1008.

Hallberg, R.O. 1974

Paleoredox conditions in the eastern Gotland Basin during the recent centuries.

Havforskningsinst. Skr. no 238, 3-16.

Hallberg, R.O., Bågander, L.E. & A.-G. Engvall 1975

Dynamics of phosphorus, sulfur and nitrogen at the sediment water interface.

Paper presented at the Second International Symposium on Environmental Biochemistry, Burlington, Ontario, Canada, April 8.-11., 1975 22p.

Harris, E. & G.A. Riley, 1956

Oceanography of Long Island Sound, 1952-54. VIII Chemical Composition of the plankton.

Bull. Bingham Oceanogr. Coll., 15, 315-323.

Jensen, S. & A. Jernelöv 1969

Biological methylation of mercury on aquatic organisms.

Nature, 223, 753.

Kjos-Hanssen, B. 1974

Punktutslipp av metallisk kvikksølv i marint miljø (Gandsfjorden).

Industri og Miljø, 6, 9-11.

Kjos-Hanssen, B. 1976

Hafrsfjord er uegnet for kloakkutslipp.

Artikkel i Stavanger Aftenblad 21.6.1976.

Krauskopf, K.B. 1967

Introduction to geochemistry.

McGraw Hill, New York, 721p.

Loring, D.H. 1975

Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence.

Can.Jour.of Earth Sci., 12, 1219-1237.

Manheim, F.T. 1961

A geochemical profile in the Baltic Sea.

Geochim. Cosmochim. Acta, 25, 52-70.

Niemistö, L. 1974

A gravity corer for studies of soft sediments.

Havforskningsinst. Skr. 238, 33-38.

NIVA 1966

En resipientundersøkelse av Gandsfjord og Hafrsfjord 1964/65.

0-11/64.

Saksbehandlere: T. Simensen & S. Stene Johansen.

Stensilert, 46s.

NIVA 1974

Resipientundersøkelser i sjøområdene i Stavanger-regionen.
Rapport nr. 1. Generelle forhold. Forurensningstilførsler -
tidligere undersøkelser. 0-197/71.

Saksbehandler: E. Andreassen.

Stensilert, 136s.

NIVA 1976a

Resipientundersøkelse av fjordsystemet i Flekkefjordregionen.
0-123/72.

Saksbehandler: S. Kolstad.

Stensilert, 159s.

NIVA 1976b

Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og til-
liggende fjordområder. Rapport nr. 3. Framdriftsrapport fra de
sedimentgeokjemiske undersøkelsene i juli 1975. 0-111/70.

Forfatter: J. Skei.

Stensilert, 60s.

NIVA 1976c

Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre
Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1974.

Saksbehandlere: J. Magnusson, T. Bokn og T. Källquist.

Stensilert, 165s.

NIVA 1977

Resipientundersøkelse i Ranafjorden.

Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske
undersøkelser.

Saksbehandler: L.A. Kirkerud.

Stensilert, 141s.

Riley, J.P. & R. Chester 1971

Introduction to marine chemistry.

Academic Press, London & New York, 465pp.

Schippel, F.A., Hallberg, R.O. & S. Odén 1973

Phosphate exchange at the sediment-water interface.

Oikos Supplementum, 15, 64-67.

Segar, D.A. & R.E. Pellenbarg 1973

Trace metals in carbonate and organic-rich sediments.

Mar. Pollut. Bull., 4, 138-142.

Svines, P. 1970

Hardangerfjordens hydrografi september 1955 - september 1956.

Hovedoppgave i geofysikk.

Stensilert, 112s.

Taylor, J.H. 1974

The geochemistry of fjords of south-west Norway.

Ph.D.-thesis, University of Edinburgh, 138pp. (unpublished).

VHL 1976

Resipientundersøkelser ved Stavanger. Del 2. Innledende marinfysiske vurderinger av utslipp i Byfjorden og Gandsfjorden.

Saksbehandlere: J. Aure og A. Nittve.

Stensilert, 56s.

Young, D.R. & D. McDermott-Ehrlich 1976

Sediments as sources of DDT and PCB.

Coastal Water Research Project Annual Report 1976.

Southern California Coastal Water Research Project, California.

49-57.

Wilson, H., R.W. Risebrough, A. Soutar & D.R. Young 1974

Deposition of DDE and Polychlorinated Biphenyls in dated sediments of the Santa Barbara Basin.

Science, 184, 1197-1199.

Wood, J.M., Kennedy, F.S. & C.G. Rosen 1968

Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium.

Nature, 220, 173.

---o0o---

SKE/KAR
BOK/OFA
6.7.1977