



RAPPORT 2650-1991

Undersøkelser av miljø-
forhold i Borgundfjorden,
Ellingsøyfjorden og
Eikenosvågane i 1990

**NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO**

O-90004

**UNDERSØKELSER AV MILJØFORHOLD I BORGUNDFJORDEN,
ELLINGSØYFJORDEN OG EIKENOSVÅGANE I 1990**

Oslo, oktober 1991

Prosjektleder: Jarle Molvær

Medarbeidere : Torgeir Bakke, NIVA

Trygg Barnung, KV

Unni Efraimsen, NIVA

Olav Rune Godø, HI

Frank Kjellberg, NIVA

Torbjørn Nerland, FVS

FORORD

Den foreliggende rapporten presenterer resultater fra en undersøkelse av miljøforhold i Borgundfjorden, Ellingsøyfjorden og Eikenosvågane utført i 1990 for Ålesund og Sula kommuner, Møre og Romsdal. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt det faglige og økonomiske ansvaret for gjennomføringen.

Spesielt nevnes at prosjektet har omfattet undersøkelser av Borgundfjorden som gyte- og oppvekstområde for torsk. Denne delen har blitt utført som konsulenttjeneste av forsker Olav Rune Godø, som til vanlig arbeider ved Havforskningsinstituttet i Bergen. En spesiell ros går til elever og lærere ved Fagerlia Videregående Skole (FVS) for stor entusiasme og vel gjennomført arbeid med sortering av egg og innsamling av yngel med strandnot. Per Bratland ved Havforskningsinstituttet, Bergen, takkes for sin arts- og stadiebestemmelse av fiskeeggene.

Lektor Torbjørn Nerland, Fagerlia Videregående Skole, Ålesund, har deltatt i undersøkelsene av strandsonen og bearbeidet det botaniske materialet foruten å være lokal koordinator for de fiskeribiologiske undersøkelsene

Forurensningslaboratoriet i Møre og Romsdal, Molde, har utført det meste av vannkjemiske analyser, og vi takker i første rekke kjemiingeniør Merete Sundstrøm for godt samarbeid.

Fiskeridirektoratets kontrollverk i Ålesund utførte de bakteriologiske analysene på dypstasjonene, og foresto for en stor del også prøveinnsamlingen. Avdelingsingeniør Arve Henningsen takkes for godt samarbeid. Prøver for analyse av bakteriologisk vannkvalitet på en rekke badeplasser ble innsamlet av tekniske etater ved Sula og Ålesund kommuner, og analysene ble utført ved Næringsmiddeltilsynet i Ålesund.

Vi ønsker å takke avdelingsingeniør Per Walderhaug, Ålesund kommune, avdelingsingeniør Hallbjørn Leira, Sula kommune, og fisker Jens Molvær, Langevåg, for god innsats under de hydrokjemiske og hydrofysiske undersøkelsene.

Ved NIVA har Torgeir Bakke hatt ansvaret for gjennomføring og rapportering fra undersøkelsene av biologiske forhold og miljøgifter i organismer og sedimenter. Unni Efraimsen og Frank Kjellberg har gjennomført EDB- og primærbehandling av dataene. Jarle Molvær har vært prosjektleder med spesielt ansvar for undersøkelser av vannutskiftning og vannkvalitet.

INNHold

FORORD	2
HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	8
1.1 Mål for undersøkelsen	8
1.2 Hovedelementene i arbeidsprogrammet	9
1.3 Beskrivelse av området	10
2. FORURENSNINGSTILFØRSLER	13
2.1 Formål	13
2.2 Gjennomføring	13
2.3 Resultater og diskusjon	14
3. VANNUTSKIFTNING I VEGSUNDET OG STEINVÅGSUNDET	19
3.1 Formål	19
3.2 Gjennomføring	19
3.3 Vegsundet	23
3.4 Steinvågsundet	27
3.5 Sammenfatning	32
4. HYGIENISKE FORHOLD I FJORDOMRÅDET	33
4.1 Formål	33
4.2 Gjennomføring	33
4.3 Resultater og diskusjon	35
4.4 Sammenfatning	44
5. NÆRINGSSALTER, ALGEVEKST OG OKSYGENFORHOLD	45
5.1 Formål	45
5.2 Gjennomføring	45
5.3 Resultater og diskusjon	47
5.3.1 Næringssalter og algevekst	47
5.3.2 Oksygen i dypbassengene	63
5.4 Sammenfatning	69
6. LITTORALSONEN	71
6.1 Formål	71
6.2 Gjennomføring	71
6.3 Foreløpige resultater og diskusjon	73
6.4 Sammenfatning. Hovedinntrykk av strandsone	76

7. BLØTBUNNSFAUNA	78
7.1 Formål	78
7.2 Gjennomføring	78
7.3 Foreløpige resultater og diskusjon	80
7.4 Sammenfatning. Hovedinntrykk av bløtbunnsfauna	81
8. MILJØGIFTER I BLÅSKJELL, TANG OG BUNNSEDIMENTER	83
8.1 Formål	83
8.2 Gjennomføring	83
8.3 Resultater og diskusjon	85
8.3.1 TOC, fosfor og nitrogen i sediment	85
8.3.2 Metaller i sediment	87
8.3.3 Metaller i organismer	92
8.4 Samlet vurdering av metallforurensningen i fjordsystemet	96
9. BORGUNDFJORDEN SOM GYTE- OG OPPVEKSTOMRÅDE FOR TORSK - 1990	100
9.1 Bakgrunn og formål	100
9.2 Gjennomføring	101
9.3 Resultater og diskusjon	103
9.4 Sammenfatning	111
10. ANBEFALINGER OM VIDERE UNDERSØKELSER OG TILTAK	113
10.1 Miljøforhold som bør overvåkes eller utredes	113
10.2 Tiltak	114
11. LITTERATUR	117
VEDLEGG	122

HOVEDKONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Den foreliggende rapporten presenterer resultater fra en undersøkelse av miljøforhold i Borgundfjorden, Ellingsøyfjorden og Eikenosvågane utført i 1990 for Ålesund og Sula kommuner samt Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernnavdelingen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt det faglige og økonomiske ansvaret for gjennomføringen, som skjedde i samarbeid med Olav Rune Godø, Havforskningsinstituttet, Bergen, Fagerlia Videregående skole, Ålesund, og Sula og Ålesund kommuner.

Formålet med undersøkelsen var i korthet:

- *Gi status for forurensingssituasjonen.*
- *Vurdere effekten av gjennomførte tiltak.*
- *Vurdere effekten av framtidige tiltak med hensyn til sanering/overføring av kloakkutslepp, rensing av kommunalt spillvatn og evt. prosessavløp.*
- *Vurdere Borgundfjordområdet som område for gyting/oppvekst av torsk.*
- *Gi status for hygienisk vasskvalitet og vurdere bruk av sjøvatt i området til næringsmiddelproduksjon.*

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsen kan sammenfattes slik:

- 1. I forhold til undersøkelsene på 70- og 80-tallet har belastningen mht. næringssalter og organisk stoff i hovedtrekkene endret seg lite. Veddevika og Mauseidvågen har imidlertid blitt avlastet.***
- 2. Det er stor netto gjennomstrømning både i Vegsundet og i Steinvågsundet, og gjennomsnittlig "enveis" transport på 50m³/s over 1-2 døgn er vanlig. I korte perioder ble gjennomstrømningen i Steinvågsundet målt til ca. 250 m³/s. Gjennomstrømningen har stor betydning for vannutskiftningen i Aspevågens vestre del og området på begge sider av Vegsundet.***
- 3. Konsentrasjonen av termostabile koliforme bakterier fra de fleste sjøbadeplassene viser varierende innvirkning fra kommunal kloakk. På nordsiden av fjorden hadde Slinningen, Prinsen, Geileberget og trolig også***

Nakkevika og Sveneset periodevis mindre godt badevann etter gjeldende kriterier. På sørsiden av fjorden gjaldt det samme for Sandvika, Molvær, Klubben og Lillevågen.

Målestasjonene på dypt vann representerer mer den generelle vannkvaliteten i fjordområdet, og viste stort sett lave konsentrasjoner av termostabile koliforme bakterier. Utenfor Djupvika var det imidlertid en klar påvirkning av kommunalt avløpsvann, og dette bør vurderes i forhold til nærliggende fiskeforedlingsbedrifters bruk av sjøvann.

De planlagte økningene av kloakkutslippene til området ved Molvær og Sveneset vil forverre forholdene.

4. *I hovedsak var konsentrasjonen av næringsalter og klorofyll i vannmassen uendret siden undersøkelsene på 70- og 80-tallet. Dette er i samsvar med at belastningen på fjorden i alt vesentlig var den samme. Lavere konsentrasjoner enn på 80-tallet ble imidlertid målt i Åsefjorden, og kan dermed tyde på en mindre forbedring i overflatelaget. Utenfor Spjelkavika ble det målt høye konsentrasjoner av fosfat, men noe lavere enn ved tidligere undersøkelser. Dette skyldes lokale utlipp.*

Oksygenforholdene i fjordområdets dypbasseng viste også i hovedtrekk samme tilstand som før - eller noe bedre for Heissafjorden, Borgundfjorden og Åsefjorden. I Mauseidvågen var tilstanden fortsatt kritisk mot slutten av stagnasjonsperioden, og det ser derfor ikke ut til at avlastningen hittil har redusert oksygenforbruket vesentlig. I dypbassenget i Eikenosvågane kan man vente dårlige-kritiske oksygenforhold som følge av økt belastning.

5. *Foreløpig analyse av data fra strandsoneundersøkelsen gjennomført i juni 1990 indikerer jevnt over rike samfunn, og at forurensningstilførslene ikke har hatt virkning av betydning. Strendene langs Åsefjorden er svakt nedslammet. Bedringen av forholdene i Veddevika, påvist fra 1976 til 1982, synes å ha fortsatt.*
6. *Foreløpig bedømmelse av bløtbunnsprøver tatt april 1990 viste at dypområdene i Aspøvågen, Mauseidvågen og Veddevika er hardt belastet, med oksygenmangel og hydrogensulfid i bunnslammet. Prøvene viste videre at sedimentforholdene i Aspøvågen var betydelig bedre øst for Bålholmen. Dypområdene i Åsefjorden, Borgundfjorden (nord for Gåsholmen) og Hessafjorden ga inntrykk av stabile forhold siden forrige undersøkelse. Stasjonene i Valderhaugfjord og ved Bingsa var friske og ga inntrykk av en variert fauna.*

7. *Analyse av bunnsedimenter viser at bunnslammet i dypet av Aspøvågen var klart metallbelastet, med sterk overkonsentrasjon av kvikksølv, markert belastning med bly og kobber, og moderat belastning med kadmium og sink. Metallinnholdet i blåskjell og tang langs vågens vest og sørside var i hovedsak normalt. Analyse av metallinnhold i blåskjell og tang viste at strandområdet på nordsiden av Aspøya var klart bly-belastet og svakt sink-belastet. Noe forhøyet kobber- og sinknivå i blåskjell fra Gangstøvika kan skyldes sigevann fra det gamle søppeldeponiet på Flatholmen. Det er intet som tyder på at sigevann fra Bingsa har gitt metallakkumulering i gruntvannsorganismer og bunnsedimenter utenfor.*
8. *Undersøkelsene i 1990 var en direkte oppfølging av tidligere studier av Borgundfjorden, og resultatene bekrefter det tidligere arbeid har vist. Større innsig av gytetorsk til fjorden vil skje i forbindelse med vannutskiftinger, noe som sikrer vannkvaliteten under gyteprosessen. Lokal kysttorsk vandrer imidlertid inn i fjorden uavhengig av hydrografiske forhold. Forurensning kan ha en viss betydning for oppvekst av lokal torsk i fjorden. De mest uheldige effektene oppstår om en får perioder med opphoping av forurensning og egg/ungel i bakevejeområder på grunn av vær og hydrografi, f.eks. i Aspevågen.*

Det var et bra innsig av torsk til Borgundfjorden i 1990, selv om den hydrografiske situasjonen ikke var helt gunstig. Man registrerte en betydelig gyting og klekking, men noe av kjønnsproduktene kan ha blitt ført ut av fjorden. Ungelundersøkelser i august tyder på at 1990-årsklassen i fjorden trolig blir liten.

Datamaterialet fra 1990 er lite, men gir et bilde som samsvarer med inntrykket fra tidligere undersøkelser. Grunnlaget for senere vurderinger av effekten av miljøforbedringer er dermed styrket.

9. *Undersøkelsen bør følges opp av forurensningsbegrensende tiltak og overvåking. Det bør gjennomføres tiltak for å unngå forverring/forbedre den hygieniske vannkvaliteten utenfor Molvær og Djupvika, samt reduksjon av fosforutslippet fra Brødrene Sunde.*

Videre foreslås undersøkelser av kvikksølvkonsentrasjoner i fisk i Aspevågen, overvåking av miljøforhold i Eikensvågane og av oksygenforhold i Mauseidvågens dypvann.

Konsekvensene av økte utslipp til Veddevika kan bli alvorlige, men er vanskelig å bedømme på grunn av få opplysninger om miljøforhold i dypvann og på bunn. Det bør eventuelt utredes spesielt.

1. INNLEDNING

1.1 Mål for undersøkelsen

Borgundfjordområdet er ett av de fjordområdene i Møre og Romsdal som mottar største utslipp av kommunal kloakk og prosessavløp fra industri. På den annen side er det omfattende friluft- og naturverninteresser knyttet til fjordområdet. Videre er det et viktig gyte- og oppvekstområde for torsk.

Undersøkelser av miljøforholdene i 1976-77 og i 1980-82 viste klare forurensningseffekter i Aspevågen, Åsefjorden og Veddevika.

Målet for undersøkelsen er gitt i prosjektskisse av 31.8.89 fra Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelingen:

"Mål for granskinga:

- *Gi status for forureiningssituasjonen i utvalde område i Mauseidvågen, Åsefjorden og Aspevågen samt evt. Veddevika.*
- *Gi status for forureiningssituasjonen i utvalde område i Ellingsøyfjorden.*
- *Vurdere bidraget av forureiningssituasjonen i området frå både sanitæravløp og prosessavløp*
- *Vurdere effekten av gjennomførte tiltak i desse områda. Dette gjeld og dei einskilde aktuelle industriverksemdene.*
- *Vurdere effekten av framtidige tiltak med omsyn til sanering/overføring av kloakkutslepp, reinsing av kommunalt spillvatn og evt. prosessavløp.*
- *Vurdere Borgundfjordområdet som område for gyting/oppvekst av torsk.*
- *Gi status for hygienisk vasskvalitet og vurdere bruk av sjøvatn i området til næringsmiddelproduksjon, til bading m.v."*

1.2 Hovedelementene i arbeidsprogrammet

I samsvar med det vedtatte arbeidsprogrammet (Molvær og medarb., 1989) har følgende oppgaver blitt gjennomført:

Arbeidsoppgave	Utført av	Tidsrom
Forurensnings-tilførsler	Ålesund og Sula kommuner	1990-91
Strøm i Vegsundet og Steinvågsundet	NIVA	Juni - august 1990
Hygienisk vannkvalitet	NIVA, Fiskeridir. kontrollverk, Næringsmiddeltilsynet i Ålesund	Febr. - desember 1990
Næringssalter, algevekst og oksygen	NIVA	Febr. - desember 1990
Gruntvannssamfunn	NIVA, Fagerlia videregående skole	Juni 1990
Bløtbunnsfauna	NIVA	April 1990
Bunnsedimenter	NIVA	April 1990
Fjordområdet som gyte- og oppvekstområde for torsk	Godø, Fagerlia videregående skole	Mars - august 1990

Fra starten av var det meningen at undersøkelsen skulle beskrive endringer i vannkvaliteten i deler av fjordområdet som følge av overføringer av kommunal kloakk fra Aspevågen til Valderhaugfjorden, fra indre del av Åsefjorden til Eikenosvågane, og fra området omkring Nørvevika - Larsgården til Ellingsøyfjorden. På grunn av forsinkelser i disse overføringene måtte denne delen av målsettingen sløyfes, og det hydrokjemiske måleprogrammet ble tilsvarende redusert.

1.3 Beskrivelse av området

Et oversiktskart over undersøkelsesområdet er vist på fig. 1.1. Langsgående bunnprofiler fra Breisundet til Spjelkavik og for Aspevågen er vist på fig. 1.2. Stasjoner for innsamling av vannprøver er avmerket på alle figurer.

I fig. 1.1 er området inndelt i flere underområder. Tabell 1.1 gir en del topografiske data for områdene.

Tabell 1.1 Topografiske data for delområdene.

Område	Areal km ²	Volum 10 ⁶ m ³	Største dyp meter	Terskel meter
Heissafjorden	11.85	604	107	78
Borgundfjorden	8.95	488	142	78
Aspevågen	2.55	55	42	28
Åsefjorden	7.95	406	110	80
Mauseidvågen	3.70	73	58	15
Eikenosvågane	2.1	37	37	29

Overflatearealet for hele Borgundfjordområdet er ca. 35 km². Volumet er ca. 1626 *10⁶ m³. Avstanden fra Breisundet til Spjelkavik er ca. 16 km.

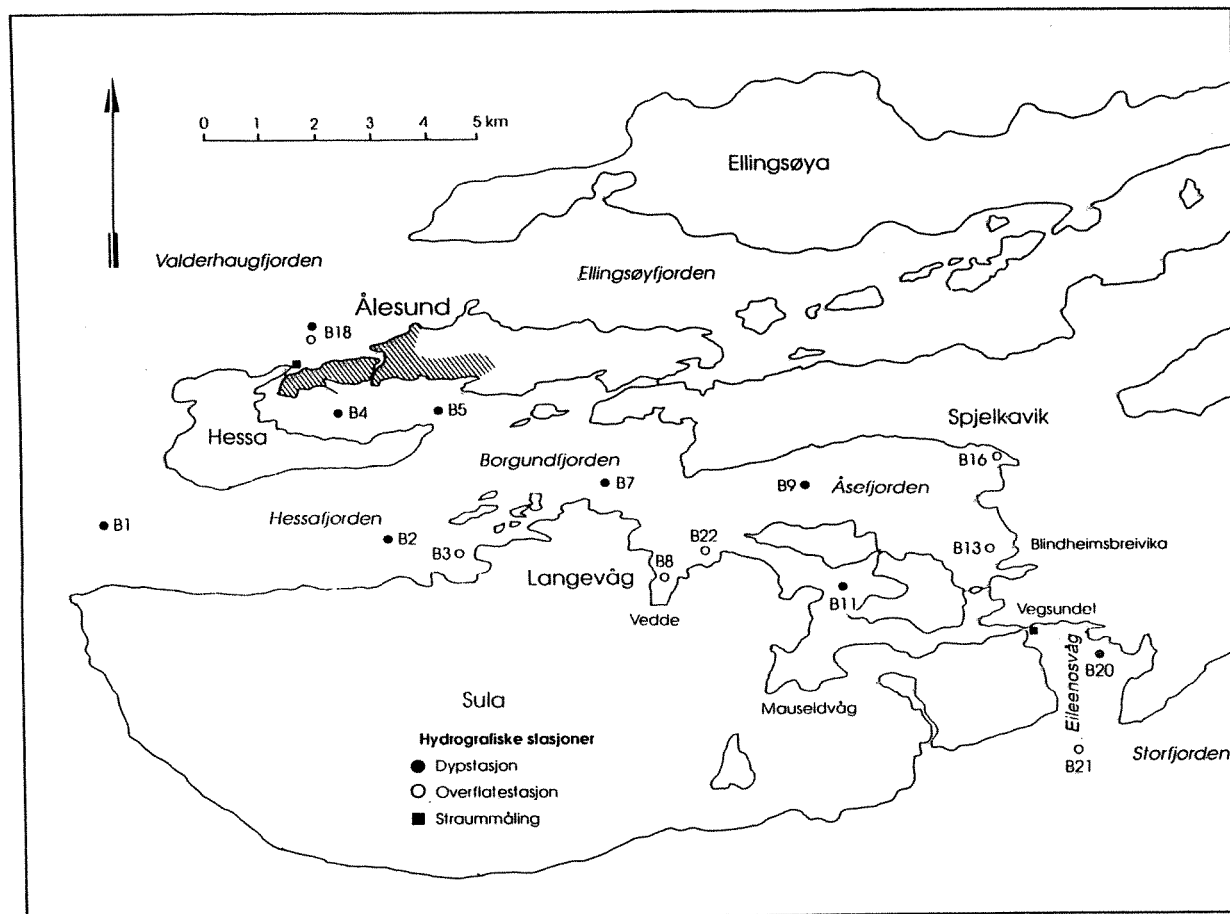


Fig. 1.1 Oversikt over undersøkelsesområdet.

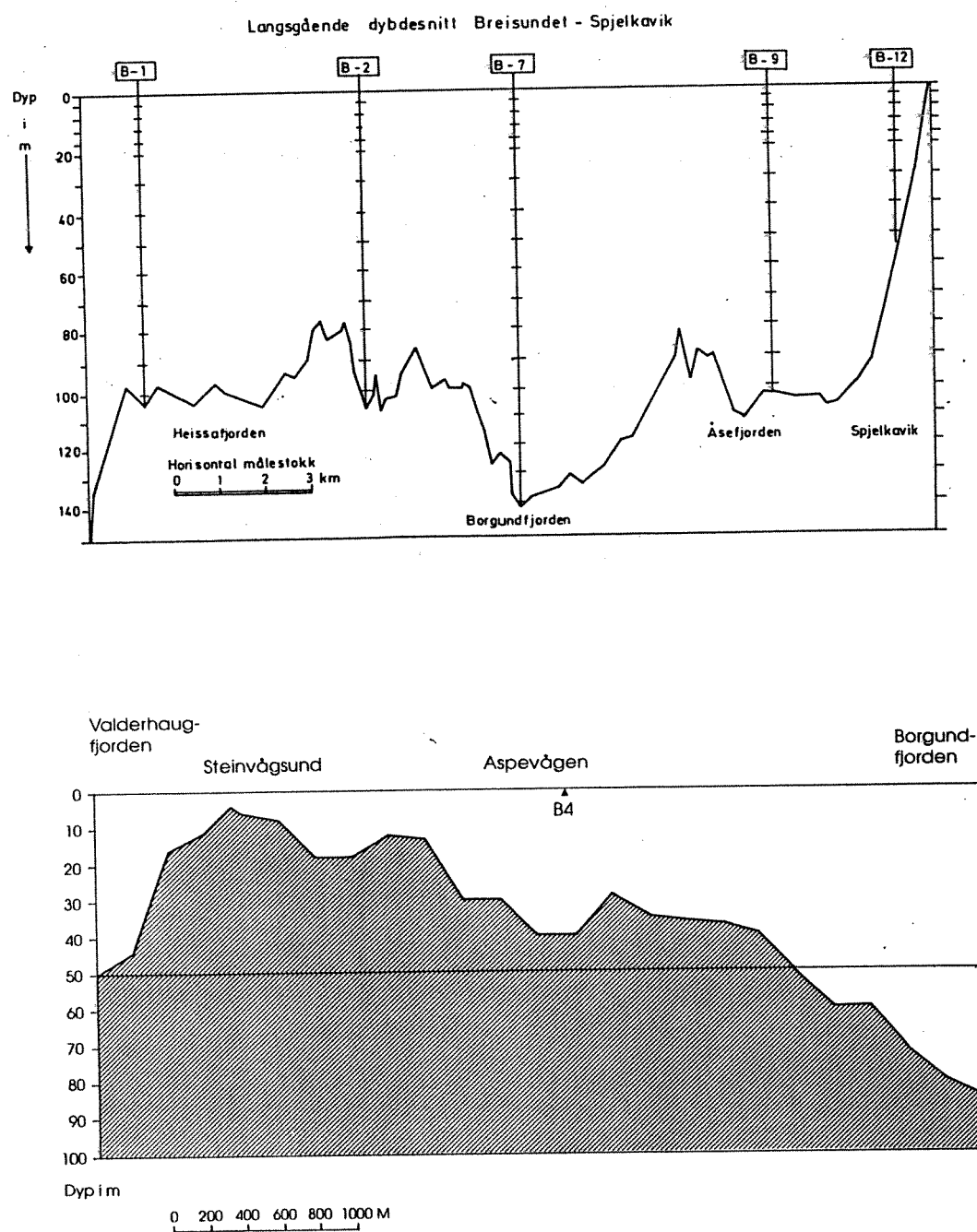


Fig. 1.2 Langsgående bunnprofiler. Øverst Breisundet - Spjelkavik.
Nederst Aspevågens bunnprofil.

2. FORURENSNINGSTILFØRSLER

2.1 Formål

Utslippene av fosfor, nitrogen, organisk stoff og til en viss grad metaller ble kartlagt og kvantifisert i forbindelse med undersøkelsen av Borgundfjordområdet i 1976-77.

Dette delprosjektet har som formål å ajourføre utslippstallene, både for å kunne vurdere tilstanden, effekten av gjennomførte tiltak mot eventuelle endringer i tilstanden, og for å kunne vurdere effekten av framtidige utslippsreduserende tiltak.

For vurderinger av de hygieniske forholdene i fjordområdet er plasseringen (utslippssted og dyp) av utslippene av kommunal kloakk av spesiell interesse.

2.2 Gjennomføring

Arbeidet er gjennomført av Ålesund og Sula kommuner i samarbeid med Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelingen. Hovedvekten er lagt på næringsalter og organisk stoff fra utslipp av kommunalt avløpsvann og industriavløp. Opplysningene stammer fra kommunenes kloakkrammeplaner og skal være representative for 1989-belastningen. Resultatene beskriver altså situasjonen før Ålesund kommune overfører avløpsvann fra Aspevågen til Valderhaugsfjorden, fra Åsefjorden til Eikenosvågane mm. Belastningsberegningene er bare i liten grad bygd på målinger av avløpsvannets innhold av de aktuelle stoffene. I stedet er antall personekvivalenter (p.e.) bestemt for de enkelte utslipp, og utslippsmengden beregnet etter følgende koeffisienter:

Fosfor:	1 p.e. = 2 gP/døgn
Nitrogen:	1 p.e. = 12 gN/døgn
Org. stoff:	1 p.e. = 46 gO/døgn

Videre er belastningen fordelt på de enkelte fjordområdene: Heissafjorden,

Borgundfjorden, Aspevågen, Åsefjorden og Eikenosvågane. For vurdering av effekter i overflatelag og i strandsonen har også sjøføringen (avstand fra land, utslippsdyp) stor betydning. Dette er ikke registrert i detalj. De fleste mindre utslipp ledes ut på 2-10 m dyp, mens utslipp fra renseanlegg ledes for det meste ut på 25-35 m dyp i god avstand fra land. Ved slike utslippsdyp vil avløpsvannet i mange tilfeller ikke nå overflaten, men innlagres dypere nede. Om det når overflaten vil fortynningen vær stor, typisk 50-100 ganger.

Da analysene av bunnsedimentene i Aspevågen viste høye konsentrasjoner av kvikksølv, tok Ålesund kommune den 5.6.91 en serie vannprøver fra 6 kloakkutslipp på strekningen Blixvalen - Skarbøvikane. Prøver ble tatt ved midnatt, ca. kl. 10, kl. 13 og kl. 16. De ble analysert på innhold av kvikksølv, kopper og sink ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Det ble ikke gjort noe inngående kartlegging av industriutslipp, men nye opplysninger ble innhentet om utslipp fra Vedde Sildoljefabrikk og Brødrene Sunde i Spjelkavik.

2.3 Resultater og diskusjon

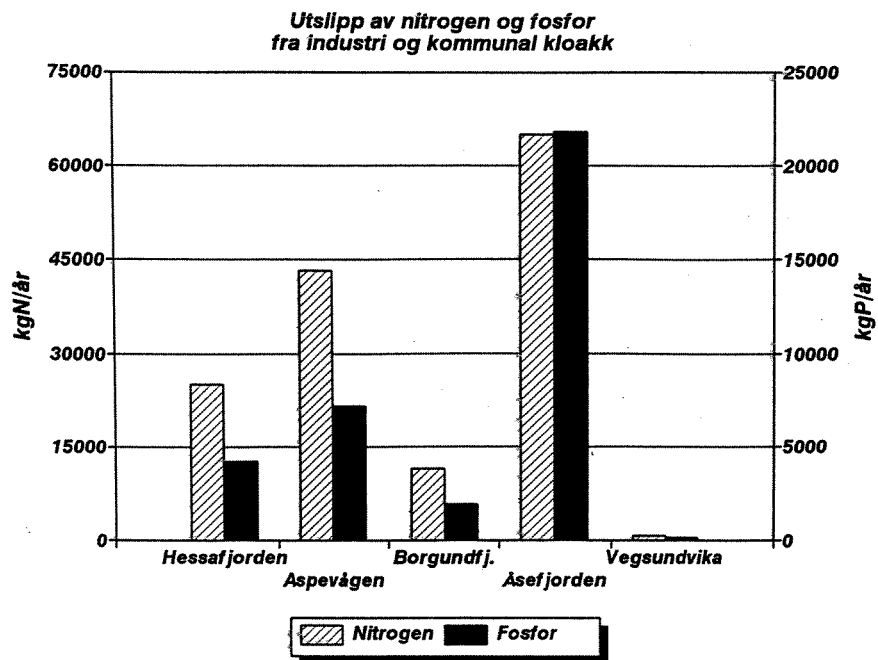
Resultater for fosfor og nitrogen er vist i fig. 2.1, som totalbelastning for området og som belastning pr. km² fjordoverflate. Åsefjorden og Aspevågen peker seg klart ut som de mest belastede områdene.

I tilknytning til dette nevnes at Vedde Sildoljefabrikk på årsbasis bidrar med ca. 50 tonn nitrogen. Utslipet av fosfor er dårlig kjent og langt mindre - trolig av størrelsesorden 3-4 tonn/år. Utslipet av organisk stoff regnet som Total organisk karbon (TOC) er ca. 120 tonn/år. En sammenligning mellom dette utslippet og innholdet av nitrogen, fosfor og organisk stoff i kommunalt avløpsvann er vanskelig og usikker, men det er sannsynlig at nitrogen og organisk stoff tilsvarer 12-15000 pe.

Brødrene Sunde i Spjelkavik står for et annet stort punktutslipp: ca. 22 tonn fosfor. På

a)

15



b)

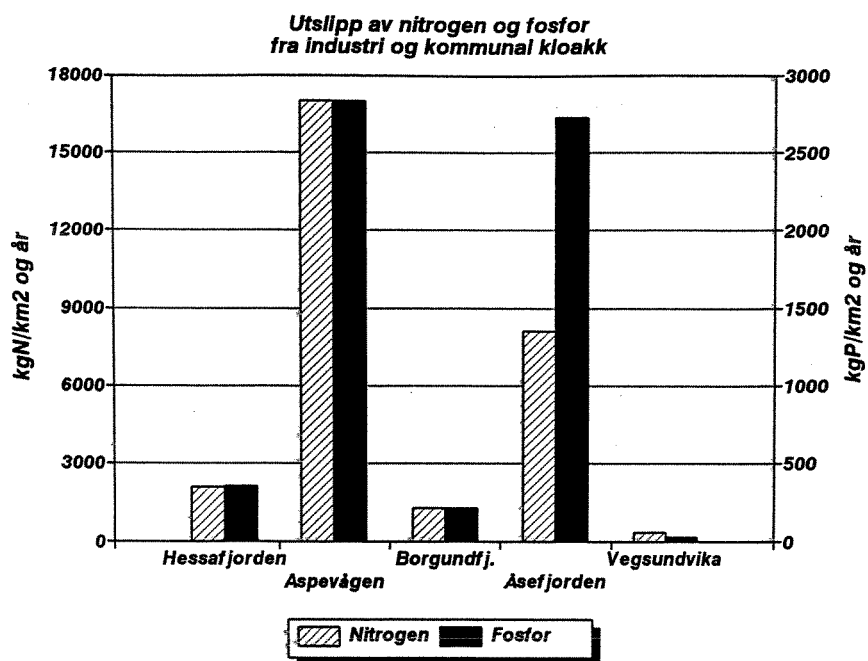


Fig. 2.1 Utslipp av nitrogen og fosfor fra kommunal kloakk og fra industriutslipp til de enkelte fjordområdene.

A: Totalutslipp

B: Belastning pr. km² fjordoverflate.

samme måte som for Vedde er en sammenligning med fosfor i kommunal kloakk usikker, men 20000-30000 pe er sannsynlig.

I tillegg gjøres oppmerksom på at en finere oppdeling av fjordområdene ville ha vist mindre delområder som er mer belastet.

Resultater av metallanalysene i kommunal kloakk til Aspevågen er sammenfattet i tabell 2.1-2.2. Fordi analysene viste store forskjeller mellom dag og natt, er det gjort beregninger for to 12-timers perioder (dag og natt). Ålesund kommunes tekniske etat har anslått gjennomsnittlig vannmengde (overvann Q_0 og spillvann Q_s) for den 5.juni 1991. Spillvannsmengden vil variere over døgnet, og vi har regnet vannforbruket kveld - natt til ca. halvparten av forbruket på dagtid.

Tabell 2.1 Beregning av kvikksølvtilførsel fra seks kommunale kloakkutslipp til Aspevågen 5.6.1991.

Sted	pe	Tidsrom	Q_0 l/s	Q_s l/s	Q_{tot} l/s	Kvikksølv ng/l	Kvikksølvutsl. mg/12timer	Kvikksølvutsl. mg/døgn
Blixvalen	1900	Natt	8,5	4	12,5	5	2,7	
		Dag	3,7	8	11,7	40	20,2	22,9
Rådhuset	300	Natt	2	0,6	2,6	20	2,2	
		Dag	1	1,2	2,2	140	13,3	15,6
Prestebrygga	320	Natt	0,8	0,6	1,4	52	3,1	
		Dag	0,4	1	1,4	35	2,1	5,3
Skutvikpiren vest	290	Natt	1,6	0,6	2,2	10	1,0	
		Dag	0,7	1,2	1,9	20	1,6	2,6
Skutvikpiren øst	330	Natt	1,4	0,6	2	3	0,3	
		Dag	0,6	1,4	2	28	2,4	2,7
Aarsether	300	Natt	9,5	1	10,5	11	5,0	
		Dag	4,1	2	6,1	23	6,1	11,1
SUM	3440							60

Vi vil sterkt understreke at beregningene er usikre, i første rekke fordi vannmengden er usikker og at det tross alt er relativt få målinger. Men resultatet tyder på at disse kloakkutslippene den dagen tilførte Aspevågen ca. 60 milligram kvikksølv.

Tabell 2.2 Beregning av tilførsel av kopper og sink fra seks kommunale kloakkutslipp til Aspevågen 5.6.1991.

Sted	Tidsrom	Kopper mg/m ³	Kopperutsl. g/12 timer	Kopperutsl. g/døgn	Sink mg/m ³	Sink-utsl. g/12 time	Sinkutsl. g/døgn
Blixvalen	Natt	17	9,2		60	32	
	Dag	55	27,8	37,0	157	79	112
Rådhuset	Natt	60	6,7		100	11	
	Dag	80	7,6	14,3	133	13	24
Prestebrygga	Natt	23	1,4		100	6	
	Dag	65	3,9	5,3	117	7	13
Skutvikpiren vest	Natt	9	0,9		40	4	
	Dag	14	1,1	2,0	50	4	8
Skutvikpiren øst	Natt	130	11,2		12600	1089	
	Dag	20	1,7	13,0	1177	102	1190
Aarsether	Natt	90	40,8		350	159	
	Dag	397	104,6	145,4	4060	1070	1229
SUM				217			2576

Målingene omfattet avløpsvann fra 3440 pe, mens Ålesund kommune har beregnet at Aspevågen tilføres avløpsvann fra 9150 pe. Det er helt klart at metallkonsentrasjonen i avløpsvannet både varierer mye fra sted til sted og med tiden. For å få fram en størrelsesorden av utslippet vil vi forutsette at de utslippene som måleprogrammet ikke omfattet inneholder like mye metaller, og multipliserer det totale døgnutslippet med 365 (døgn) som gir et årsutslippet. Resultatene kan tyde på at kommunalt avløpsvann tilførte Aspevågen 50-60 g kvikksølv, 200-210 kg kopper og 2000-2500 kg sink.

Til analyseresultatene vil vi ellers bemerke at kvikksølvkonsentrasjonene er relativt lave. Med unntak for utslippene ved Skutvikpiren Øst og Aarsether gjelder det også for kopper og sink. På midten av 80-tallet regnet man med disse "normalkonsentrasjonene" i urensset kommunalt avløpsvann (Myhrstad, 1985):

	Kvikksølv	Kopper	Sink
Byer	1.0	140	170
Tettsteder	0.5	140	170

Grunnen til at metallkonsentrasjonene i avløpsvannet var relativt lavt kan ha mange årsaker: relativt stor andel av overvann eller små bidrag mht. metaller til akkurat disse utslippene, men en vesentlig grunn kan også være at kommunal kloakk nå inneholder mindre metaller enn for 10 år siden.

Vi vil eller påpeke at denne undersøkelsen ikke har omfattet noen detaljert kartlegging og kvantifisering av andre kilder for utslipp av metaller til fjordområdet. Eventuelle bidrag fra industriutslipp utenom det som går inn på det kommunale avløpsnettet og avrenning fra f.eks. fyllplasser er ikke vurdert.

3. VANNUTSKIFTNING I VEGSUNDET OG STEINVÅGSUNDET

Det er stor netto gjennomstrømning både i Vegsundet og i Steinvågsundet, og gjennomsnittlig "enveis" transport på 50m³/s over 1-2 døgn er vanlig. I korte perioder ble gjennomstrømningen i Steinvågsundet målt til ca. 250 m³/s. Gjennomstrømningen har stor betydning for vannutskiftningen i Aspevågens vestre del og området på begge sider av Vegsundet.

3.1 Formål

Konsentrasjon og effekter av forurensende utslipp er i stor grad avhengig av vannutskiftningen i den aktuelle resipienten. Ved siden av Breisundet er Vegsundet og Steinvågsundet de to passasjene som er viktigst for vannfornyelsen i overflatelaget i henholdsvis Mauseidvåg - Vegsundet og Aspevågen.

Formålet med dette delprosjektet var å gi grunnlag for beregning av nettostrømmen ut/inn av fjordsystemet gjennom disse sundene.

3.2 Gjennomføring

Begge sundene er ca. 60 m brede. I det grunneste området er Steinvågsundet ca. 6 m på det dypeste. Tilsvarende har Vegsundet ca. 4 m som minste dyp.

Målingene ble gjennomført ved bruk av selvregistrerende strømmålere av typen Aanderaa RCM-4 i tidsrommet 5.7 - 29.8 1990. I begge sundene ble det plassert en måler i 1.5-2 m dyp på begge sider (fig. 3.1). Målerne registrerte strømretning, strømhastighet, temperatur og saltholdighet med 10 minutters mellomrom.

Målinger i trange sund som dette kan være vanskelig pga. risiko for at drivende tang, plast, tauverk o.l. setter seg fast i målerens bevegelige deler, eller skade fra skipstrafikk. Dette viste seg i høy grad å slå til i dette tilfellet, spesielt i Vegsundet. Tabell 3.1 nedenfor oppsummerer resultatet.

Målingene er bearbejdet av dataprogram. Foruten oppsummerende statistikk, er strømkomponenten og volumtransport i sundenes lengderetning beregnet. Fordi det halvdaglige tidevannet innvirker sterkt på strømmen gjennom sundene, er også strømhastighet uten tidevann beregnet ved bruk av 25-timers glidende middel.

Tabell 3.1. Måleserier i Vegsundet og Steinvågsundet. Varighet, defekt serie og årsak til problemene.

Sted	Tidsrom	Defekt serie	Problem
Vegsund Nord	5.7-3.8	11.7-3.8	Tang på rotor
	3.8-29.8	4.8-29.8	Tang på rotor
Vegsund Syd	5.7-3.8	14.7-3.8	Tang på rotor
	3.8-29.8	4.8-29.8	Skadet bøye
Steinvågen Vest	5.7-3.8	2.4-3.8	Tang på rotor
	3.8-29.8	23.8-29.8	Tang på rotor
Steinvågen Øst	5.7-3.8	30.7-3.8	Tang på rotor
	3.8-29.8	17 -29.8	Tang på rotor

Vinden kan påvirke strømmen gjennom slike trange sund. Fig. 3.2a,b viser oppsummering av vindretning på Vigra Flyplass, og vindkomponenten i nord-sør og øst-vest retningen.

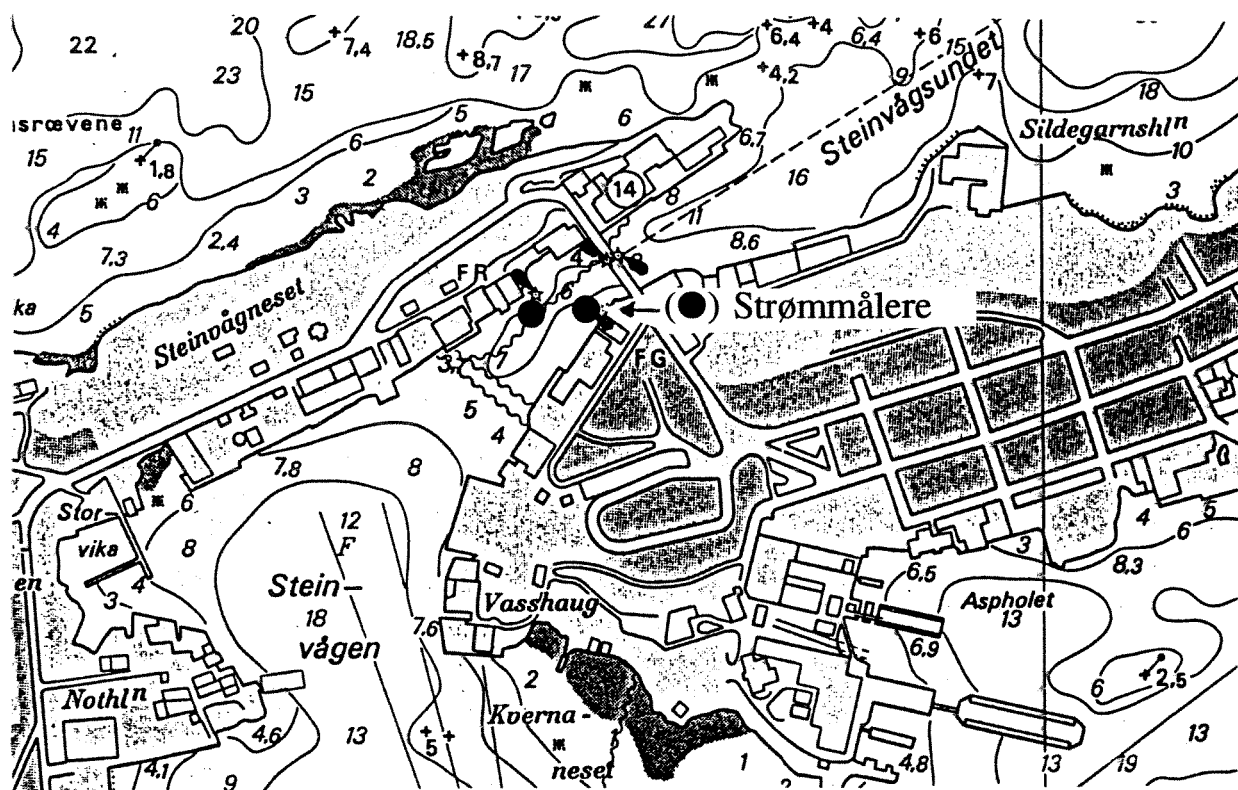
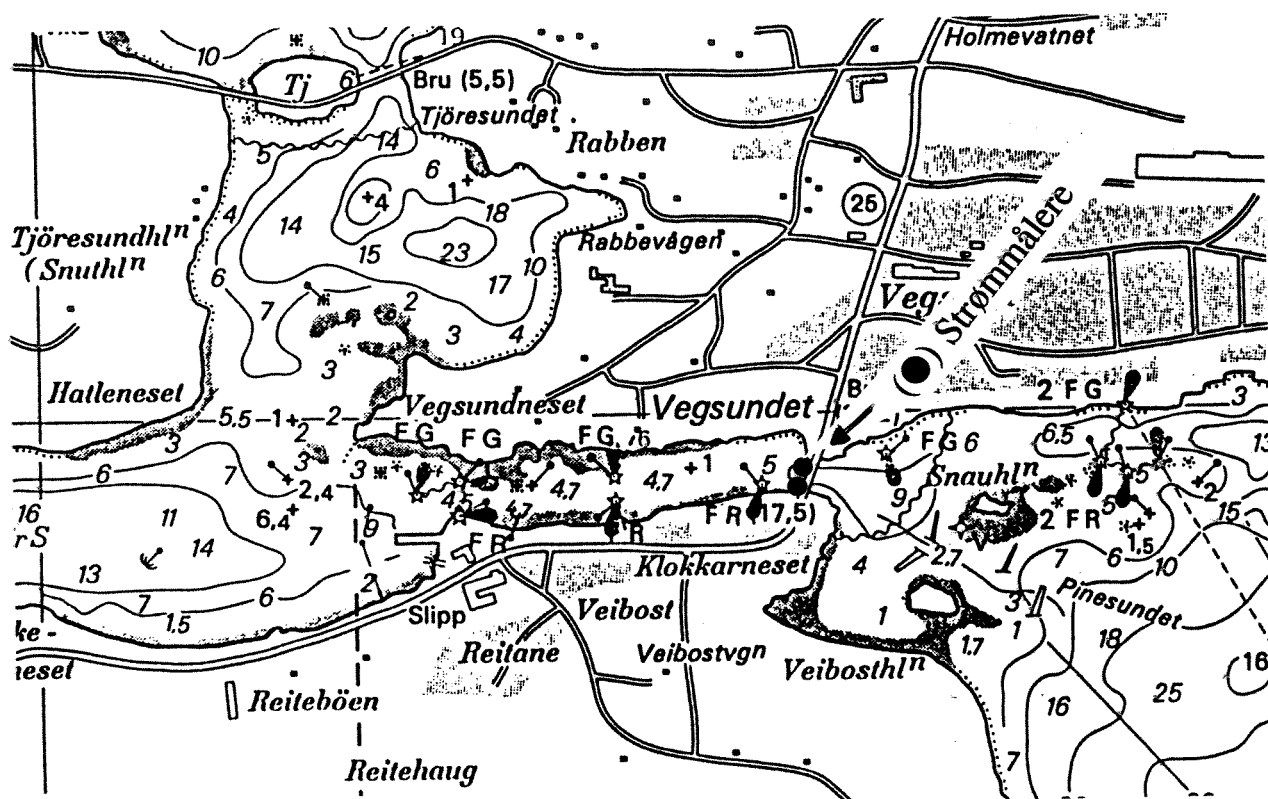


Fig. 3.1 Posisjoner for strømmålere i Vegsundet og i Steinvågsundet.

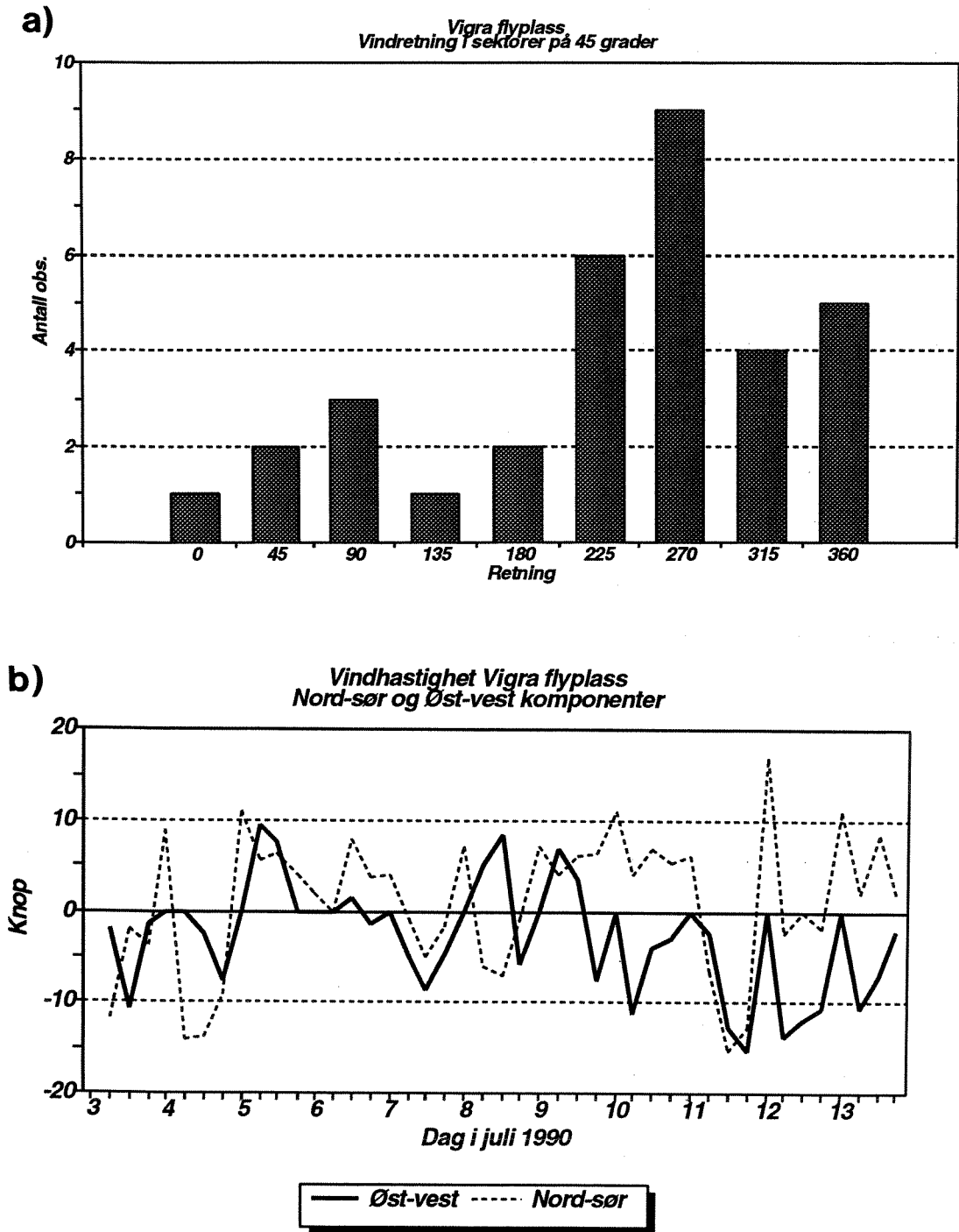


Fig. 3.2 Vind på Vigra flyplass 3.-13.7 1990

A: Retningsfordeling, overveiende vestlig vind

B: Hastighet i nord-sør og øst-vest retningen

3.3 Vegsundet

Strømforholdene

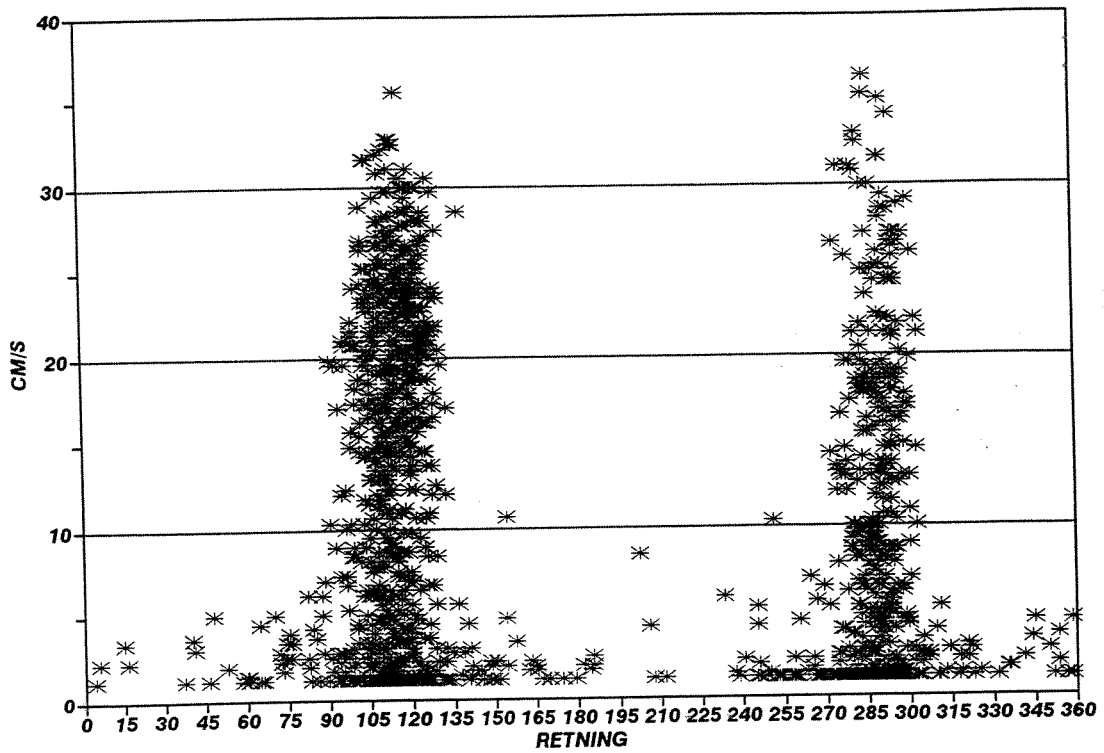
En statistisk oppsummering av resultatene for sør- og nordsiden av sundet er vist i fig. 3.3, der strømhastighet er plottet mot strømretning fordelt på 15 graders sektorer. På begge sider var det en viss overvekt på østlig strøm, mens høyest hastighet gjennomgående ble registrert ved vestlig strøm. Maksimum hastighet var ca. 35 cm/s.

Fig. 3.4 viser strømmens øst (positiv) og vest (negativ) komponent, både som originalmålinger og som 25 timers glidende middel der det halvdaglige tidevannet er filtrert bort. Resultatene viser klart at strømmen gjennom sundet i dette - relativt korte tidsrommet - ble dominert av perioder på 3-4 dager, og ikke av det halvdaglige tidevannet. Slike lange perioder er knyttet til skiftende vind- og lufttrykksforhold. I stille perioder er det imidlertid sannsynlig av gjennomstrømningen i Vegsundet domineres av det halvdaglige tidevannet.

Volumtransport gjennom sundet

Vi regner sundets bredde til 60 m og midlere dyp til 4 m. Tverrsnittsarealet blir dermed 240 m. Gjennomsnittlig vanntransport har blitt beregnet for seks tidsrom med noenlunde konstant strøm i den ene eller andre retningen (Tabell 3.2). Tabellen viser at man over perioder på 1-2 døgn kan ha gjennomsnittlig "en-veis" transport på 10-50 m³/s gjennom Vegsundet. Over kortere tidsrom vil midlere gjennomstrømning bli større. Høyeste verdi over 10 minutter var 85 m³/s.

a)



b)

Vegsundet Nord
Strømhastighet mot strømretning

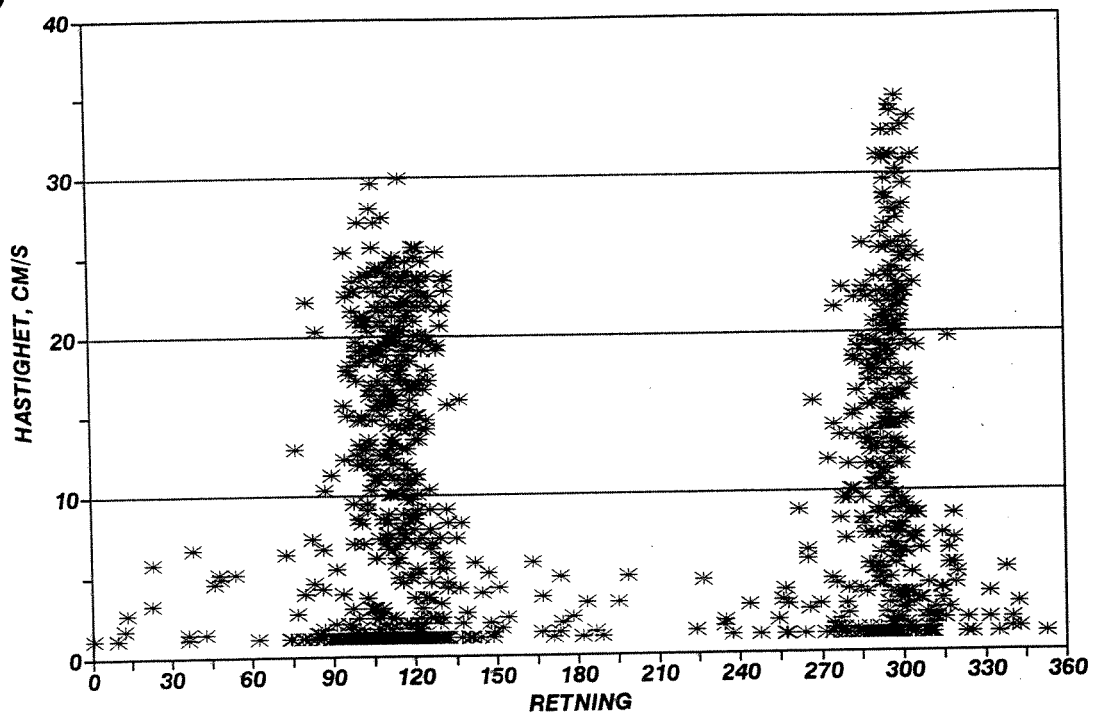


Fig. 3.3 Strømhastighet fordelt på 15 graders sektorer i strømretning.

A: sundets sørside

B: sundets nordside

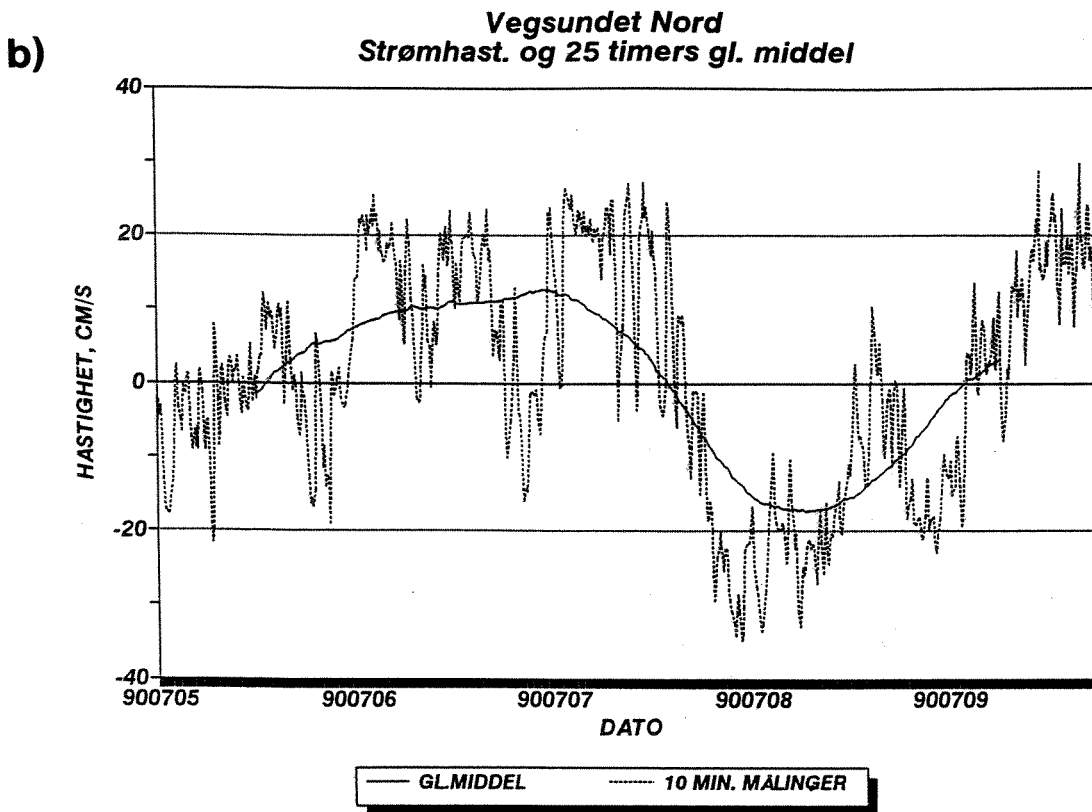
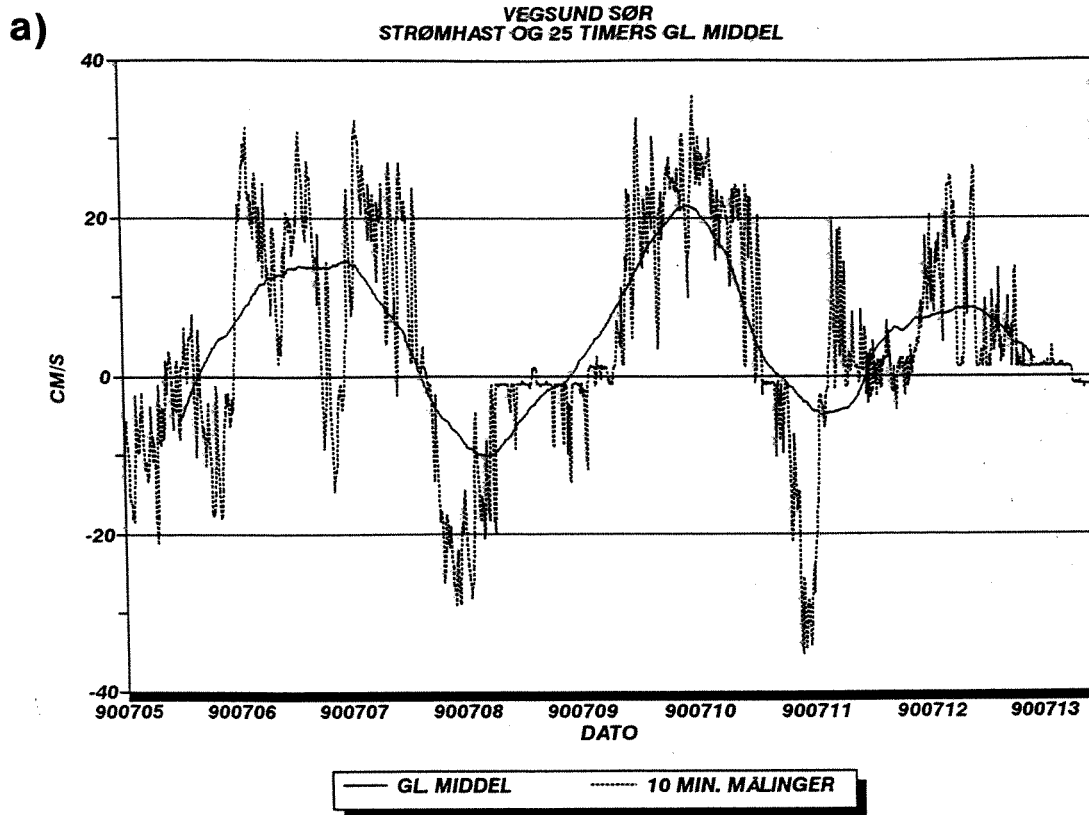


Fig. 3.4 Strømmens østlige (positiv) og vestlige (negativ) komponent, både som målinger hvert 10 minutt og som 25 timers glidende middel, der tidevannet er fjernet. Relativt liten effekt fra tidevannet.

Tabell 3.2. Beregning av volumtransport gjennom Veggundet for seks utvalgte tidsrom.

Startdato	Kl.	Sluttdato	Kl.	Transport m ³ /s
5.7	12	6.7	12	-15
6.7	12	8.7	06	35
8.7	06	9.7	18	-18
9.7	19	11.7	03	42
11.7	03	11.7	17	-28
11.7	17	13.7	08	15

3.4 Steinvågsundet

Strømforholdene

En parvis statistisk oppsummering av resultatene for øst- og vestsiden av sundet er vist i fig. 3.5-3.6, der strømhastighet er plottet mot strømretning fordelt på 15 graders sektorer for de fire tidsseriene. Naturlig nok fulgte strømmen i hovedsak sundets lengderetning. På begge sider av sundet var det en liten overvekt på sørvestlig strøm. Høyeste hastighet ble gjennomgående registrert ved sørvestlig strøm. Maksimum hastighet var ca. 80 cm/s, dvs. langt sterkere enn det som ble registrert i Vegsundet. Første måleserie på vestsiden skiller seg ut ved relativ lav strømhastighet og varierende retning. Dette skyldes sannsynligvis at strømmåleren da stod i nærheten av en stein.

Fig. 3.7-3.8 viser strømmens komponent i sundets lengderetning både som originalmålinger og som 25 timers glidende middel der det halvdaglige tidevannet er filtrert bort. Strøm mot nordøst regnes som positiv, og sørvestlig strøm er negativ. Resultatene viser klart at strømmen gjennom sundet preges av det halvdaglige tidevannet, men også perioder på 3-4 dager setter preg på gjennomstrømningen. Slike lange perioder er knyttet til skiftende vind- og lufttrykksforhold.

Volumtransport gjennom sundet

Vi regner sundets bredde til 60 m og midlere dyp til 6 m. Tverrsnittsarealet blir dermed 360 m². Gjennomsnittlig vanntransport har blitt beregnet for seks tidsrom med noenlunde dominerende strøm i den ene eller andre retningen (Tabell 3.3). Tabellen viser at man over perioder på 1-2 døgn kan ha gjennomsnittlig "enveis" transport på 10-70 m³/s gjennom Steinvågsundet. Over kortere tidsrom kan gjennomsnittstransporten være betydelig større. Høyeste transport beregnet over en 10 minutters periode var 255 m³/s.

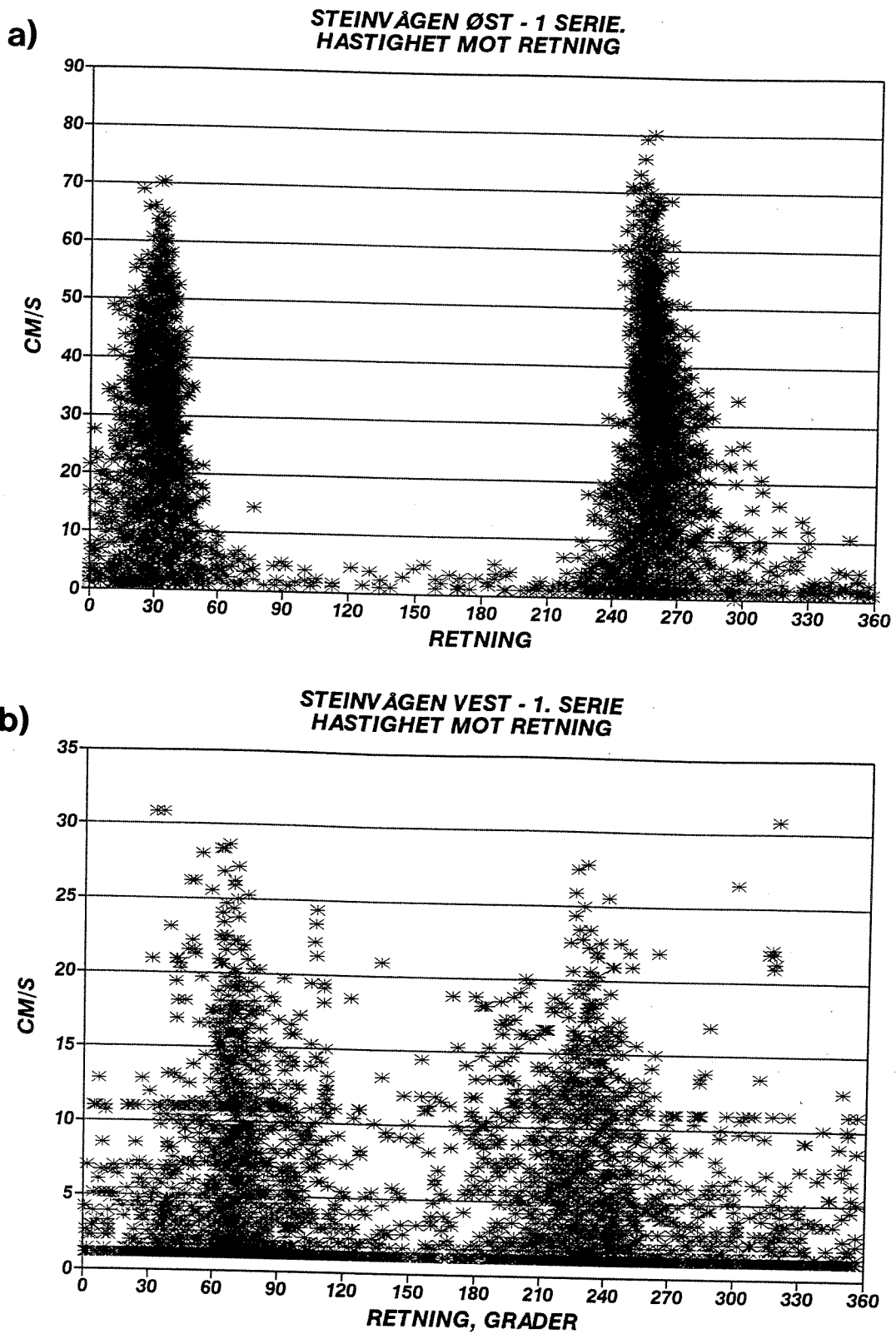


Fig. 3.5 Første måleserie. Strømhastighet fordelt på 15 graders sektorer i strømretning.

A: sundets østside

B: sundets vestside

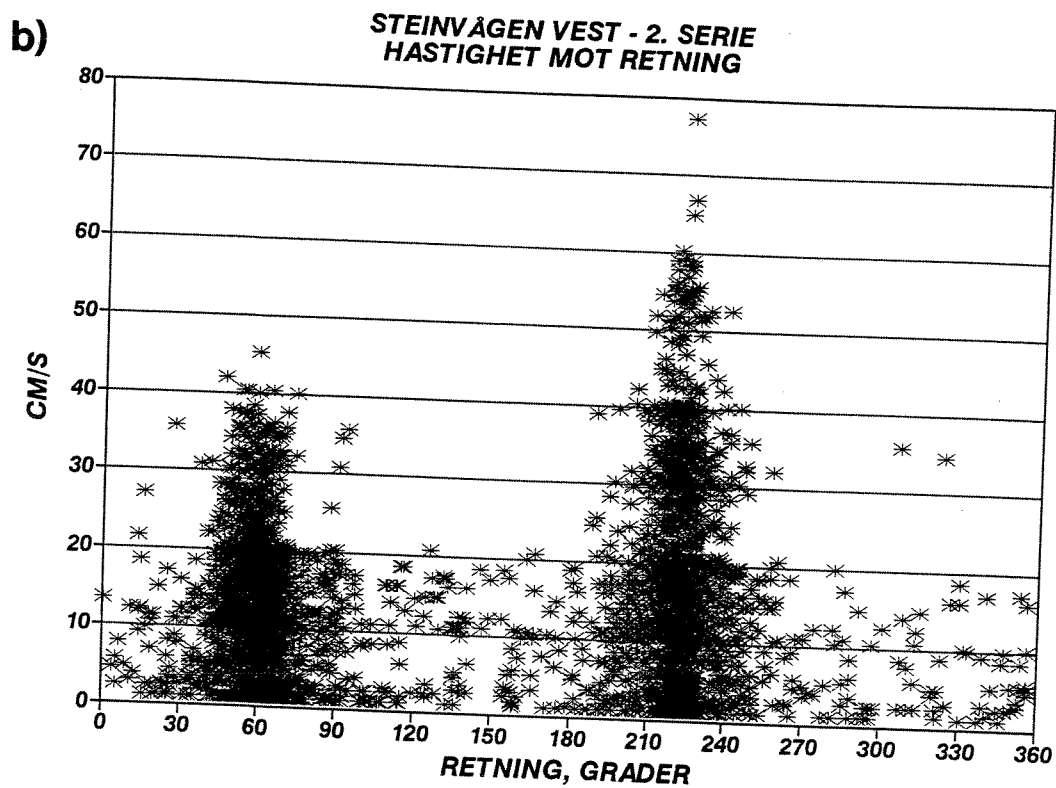
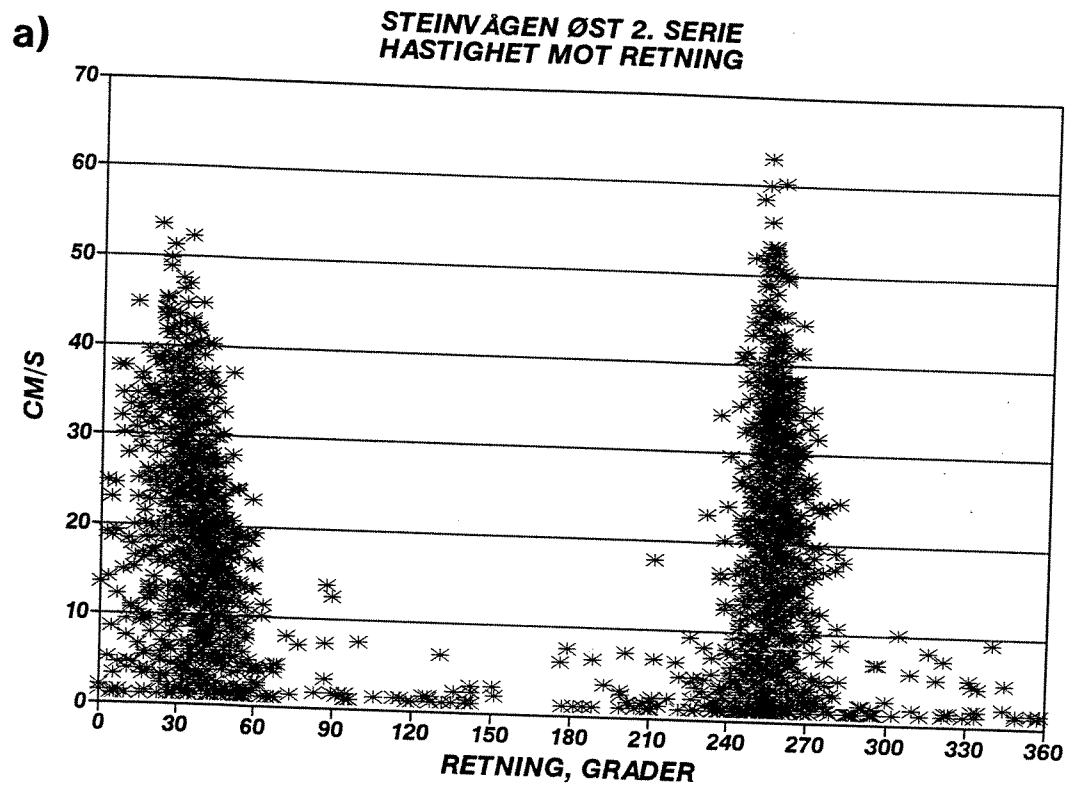


Fig. 3.6 Andre måleserie. Strømhastighet fordelt på 15 graders sektorer i strømretning.

A: sundets østside

B: sundets vestside

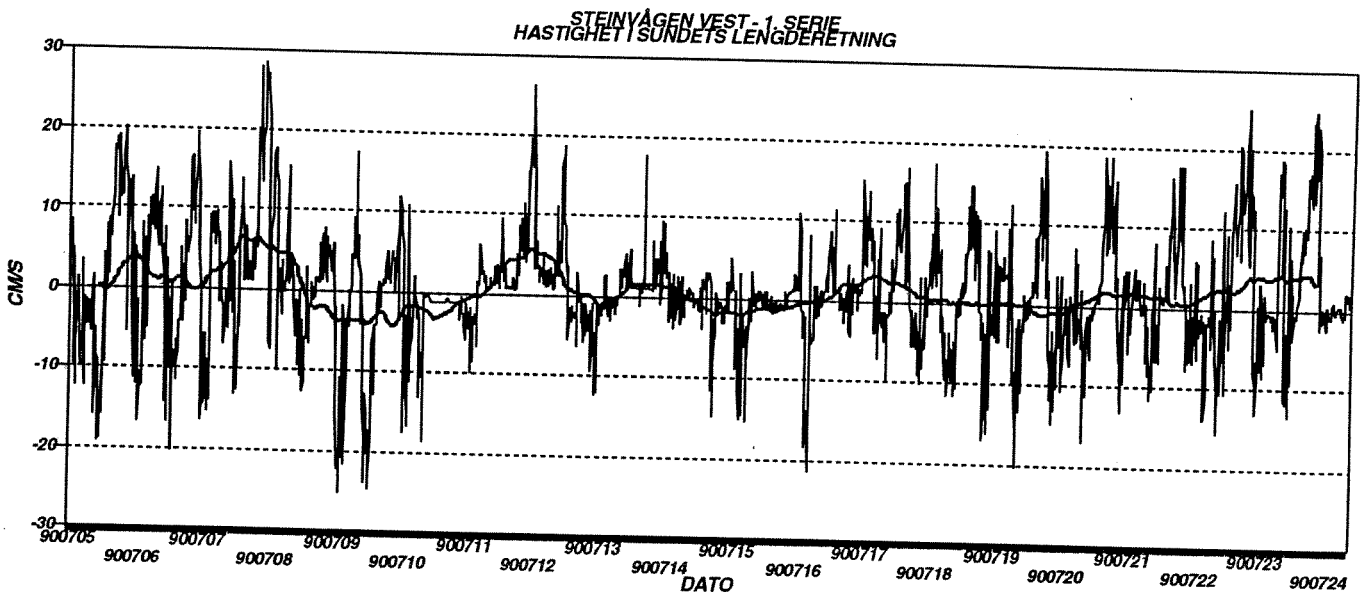
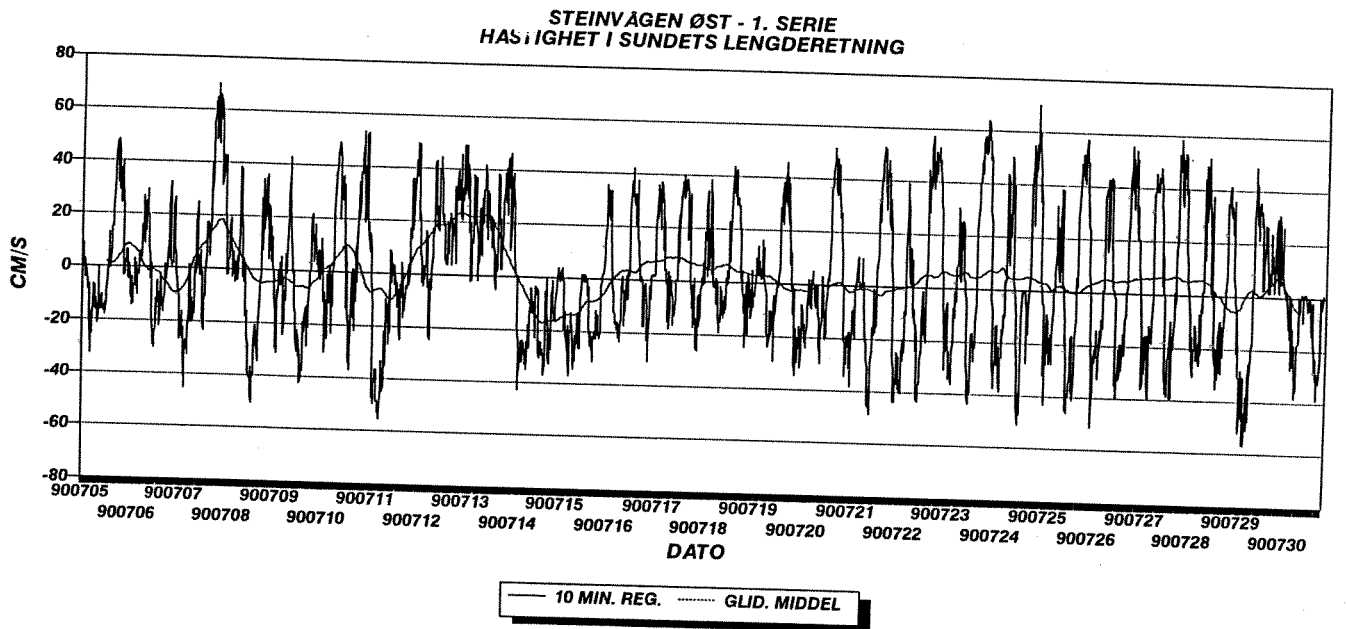


Fig. 3.7 Første måleserie. Strømmens nordøstlige (positiv) og sørvestlige (negativ) komponent, både som målinger hvert 10 minutt og som 25 timers glidende middel, der tidevannet er fjernet. Stor påvirkning fra det halvdaglige tidevannet.

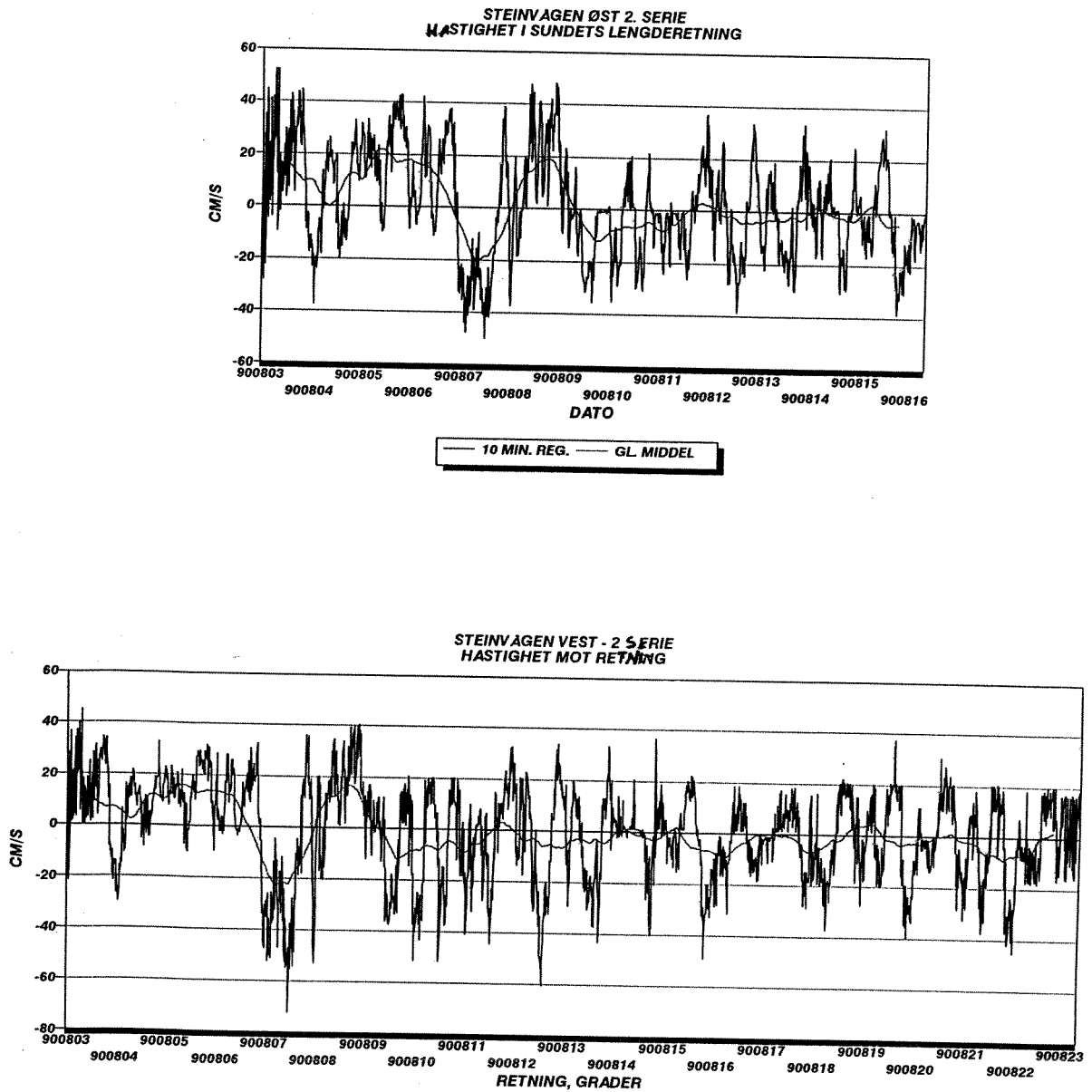


Fig. 3.8 Andre måleserie. Strømmens nordøstlige (positiv) og sørvestlige (negativ) komponent, både som målinger hvert 10 minutt og som 25 timers glidende middel, der tidevannet er fjernet. Stor påvirkning fra det halvdaglige tidevannet.

Tabell 3.3. Beregning av volumtransport gjennom Steinvågsundet for seks utvalgte tidsrom.

Startdato	Kl.	Sluttdato	Kl.	Transport m ³ /s
3.8	1230	4.8	0930	48
4.8	10	5.8	07	-7
5.8	07	7.8	10	44
7.8	10	9.8	21	-2
9.8	21	12.8	05	-21
12.8	05	12.8	2230	22

3.5 Sammenfatning

Strømmålingene har vist at det er en stor netto gjennomstrømning både i Vegsundet og i Steinvågsundet. I begge sund kan man over perioder på minst 1-2 døgn ha en gjennomsnittlig enveis transport på 50 m³/s eller mer. I korte perioder ble gjennomstrømningen i Steinvågsundet målt til ca. 250 m³/s. Arealet av hele Aspevågen er ca. 2.5 km². Volumet for vannmassen i 0-5 m dyp blir da 12.5 mill. m³. Et gjennomsnitt på 50 m³/s betyr at gjennom Steinvågsundet alene kan da ca. 1/3 av dette vannet utskiftes pr. døgn. Oftest vil gjennomstrømningen være mindre, men helt klart avgjørende betydning for vannutskiftningen i Aspevågens vestre del.

På samme måte viser målingene at gjennomstrømningen i Vegsundet er av stor betydning for vannutskiftningen i området. For området mellom Mauseidvågen og selve Vegsundet vil gjennomstrømningen bety svært mye.

4. HYGIENISKE FORHOLD I FJORDOMRÅDET

Målingene fra de fleste sjøbadeplassene viser varierende innvirkning fra kommunal kloakk. På nordsiden av fjorden hadde Slinningen, Prinsen, Geileberget og trolig også Nakkevika og Sveneset mindre godt badevann etter gjeldende kriterier. På sørsiden av fjorden gjaldt det samme for Sandvika, Molvær, Klubben og Lillevågen. Målestasjonene på dypt vann representerer mer den generelle vannkvaliteten i fjordområdet, og viste stort sett lave konsentrasjoner av termostabile koliforme bakterier. Utenfor Djupvika var det imidlertid en klar påvirkning av kommunalt avløpsvann, og dette bør vurderes i forhold til nærliggende fiskeforedlingsbedrifters bruk av sjøvann.

De planlagte økningene av kloakkutslippene til området ved Molvær og Sveneset vil forverre forholdene.

4.1 Formål

Kommunalt avløpsvann vil bl.a. føre med seg bakterier og virus som kan være sykdomsfremmende. Helsemyndighetene er spesielt oppmerksom på muligheten for slike problemer i forbindelse med bading og bruk av sjøvann i industrien. Formålet med denne delundersøkelsen var å karakterisere den hygieniske vannkvaliteten i områder med større utslipp av kommunal kloakk mht. badevannskvalitet, og i områder der sjøvann brukes av fiskeforedlingsbedrifter.

4.2 Gjennomføring

Prøver ble innsamlet på badeplasser i tidsrommet 19.6-8.8 1990. Stasjonsplasseringen framgår av fig. 4.1. Prøvene ble i litt varierende omfang innsamlet av personale fra tekniske etater i Sula og Ålesund kommuner. De ble tatt i 1 m dyp, og analysert av Næringsmiddeltilsynet, Ålesund.

På utvalgte hydrokjemistasjoner ble også bakteriologiske prøver innsamlet som en karakteristikk av den generell hygieniske vannkvalitet for et område, eller for

vannkvaliteten i nærheten av bedrifter som bruker sjøvann i produksjonen (st. B3, B9, B18, B20 og B22, fig. 1.1). De fleste av prøvene fra de hydrokjemiske stasjonene ble analysert av Fiskeridirektoratets Kontrollverk, Ålesund. Fiskeridirektoratets Kontrollverk stilte også med mannskap ved innsamling av mange av prøveseriene. Prøvene ble analysert mht. innhold av koliforme og termostabile koliforme bakterier (TKB) pr. 100 ml, og totalkim pr. ml.

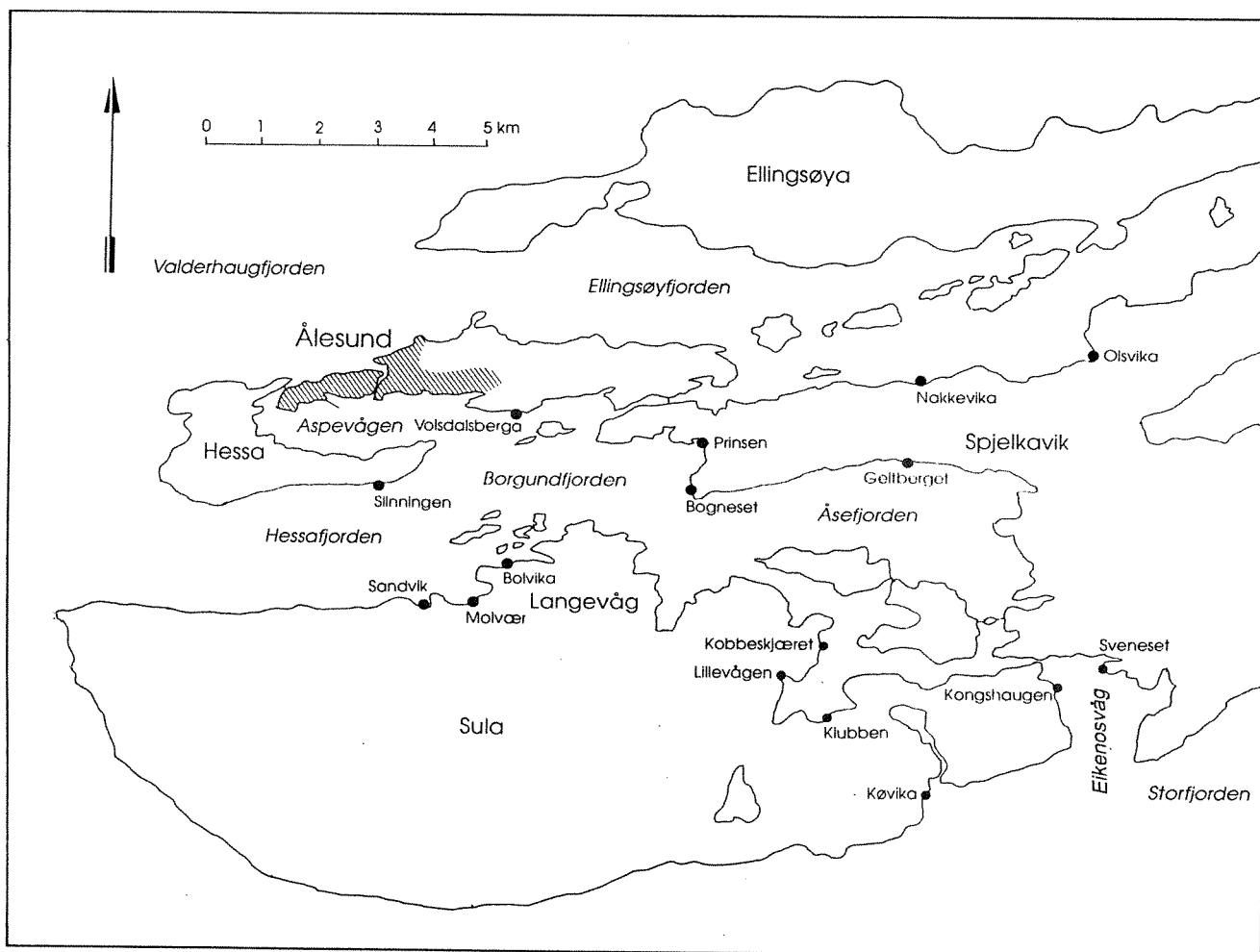


Fig. 4.1 Sjøbadeplasser hvor bakteriologiske prøver ble innsamlet.

4.3 Resultater og diskusjon

Vurderinger av badevannskvaliteten er helsemyndighetenes ansvar. I tilknytning til resultatene fra de bakteriologiske målingene, vil vi imidlertid gjøre en enkel sammenligning med Statens forurensningstilsyns vannkvalitetskriterier for ferskvann - som inntil videre også brukes for sjøvann (SFT 1989), jfr. tabell 4.1 Den høyeste observasjonsverdi legges til grunn for klassifiseringen.

Tabell 4.1 SFTs kriterier for hygieniske forhold i badevann

Klasse	Intervall, TKB/100 ml	Klassifisering
1	0-50	Godt egnet for bading
2	50-500	Egnet for bading
3	500-1000	Mindre egnet for bading
4	>1000	Ikke egnet for bading

Til sammenligning er Helsedirektoratets krav til godt badevann (noe forenklet) at gjennomsnittlig innhold av TKB ikke skal overstige 50, og inntil 10% av prøvene kan ha opptil 100 TKB/100 ml (Helsedirektoratet, 1976).

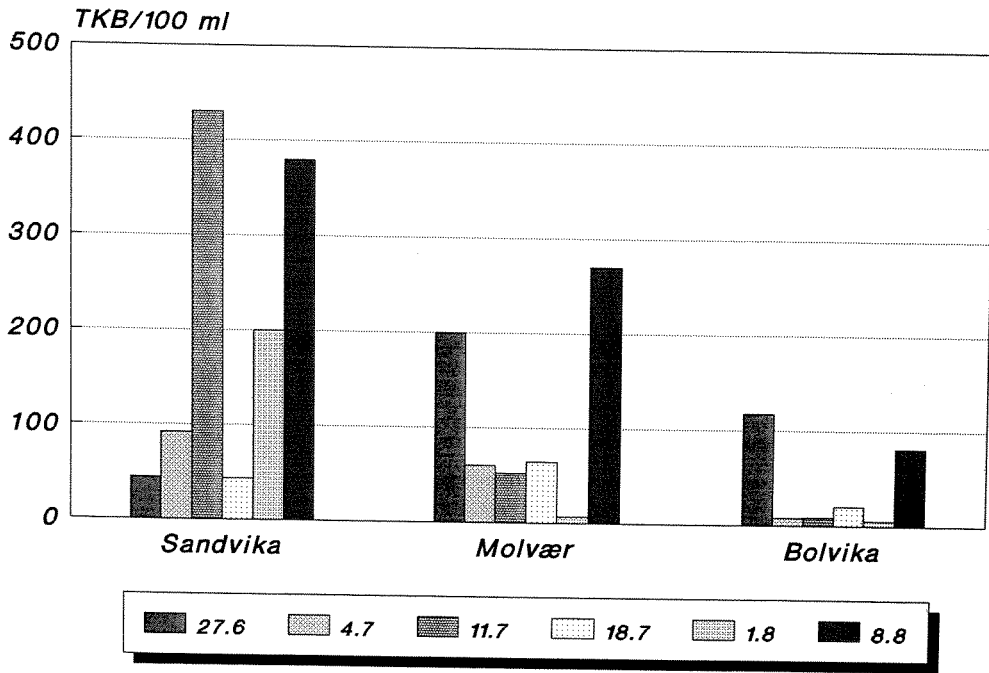
Sjøbadeplasser

Resultatene fra sjøbadeplassene er vist i fig. 4.2 - 4.3. Variasjonene er store fra prøveserie til prøveserie. Stor variasjoner er karakteristisk for nivåer av TKB - variasjoner med en faktor på 20-100 mellom høyeste og laveste verdi er vanlig. Med ned til 4 prøveserier, blir vurderingene vanskelig. Nedenfor har vi oppsummert resultatene i forhold til badevannskriteriene (Tabell 4.2). Mht. Helsedirektoratets kriterie for godt badevann, har vi bare anmerket når det er oppfylt.

Tabell 4.2 Oppsummering av resultater, jamnført med SFTs og Helsedirektoratets vannkvalitetskriterier.

Sted	Klasse SFT	Klasse Helsedir.
Slinningen	4	
Voldsdalsberga	2	Godt
Prinsen	3	
Bogneset	1	Godt
Geileberget	4	
Sveneset	2	
Olsvika	1	Godt
Nakkevika	2	
Sandvika	2	
Molvær	2	
Bolvika	2	
Kobbeskjøret	1	Godt
Lillevågen	4	
Klubben	4	
Kongshaug	1	Godt
Køvika	2	Godt

Termostabile koliforme bakterier



Termostabile koliforme bakterier

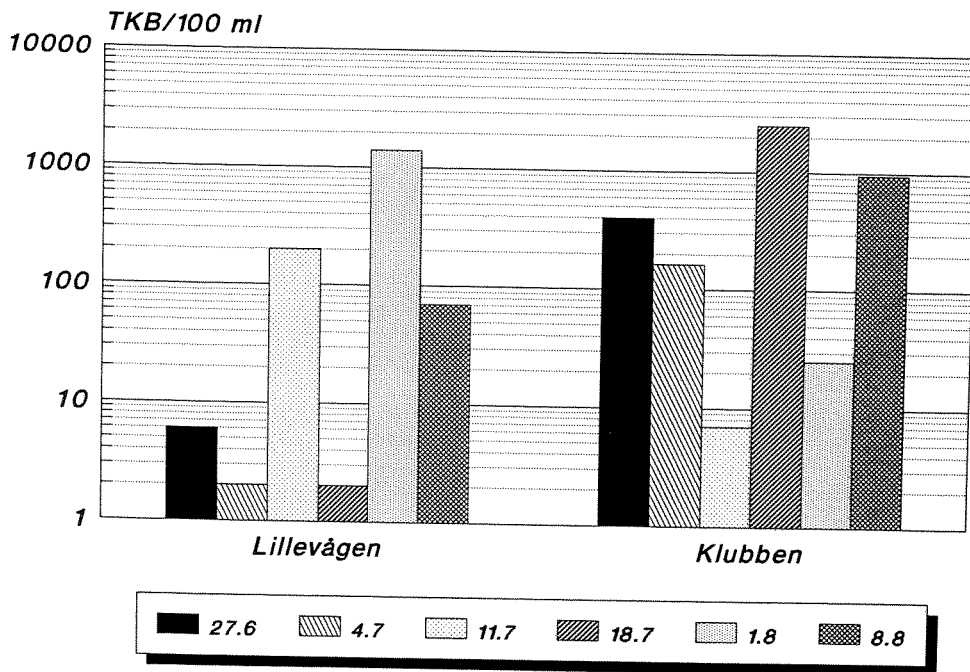


Fig. 4.2 Målinger av termostabile koliforme bakterier (TKB) på sjøbadeplasser sommeren 1990. Merk forskjellig skala på de to figurene.

Termostabile koliforme bakterier

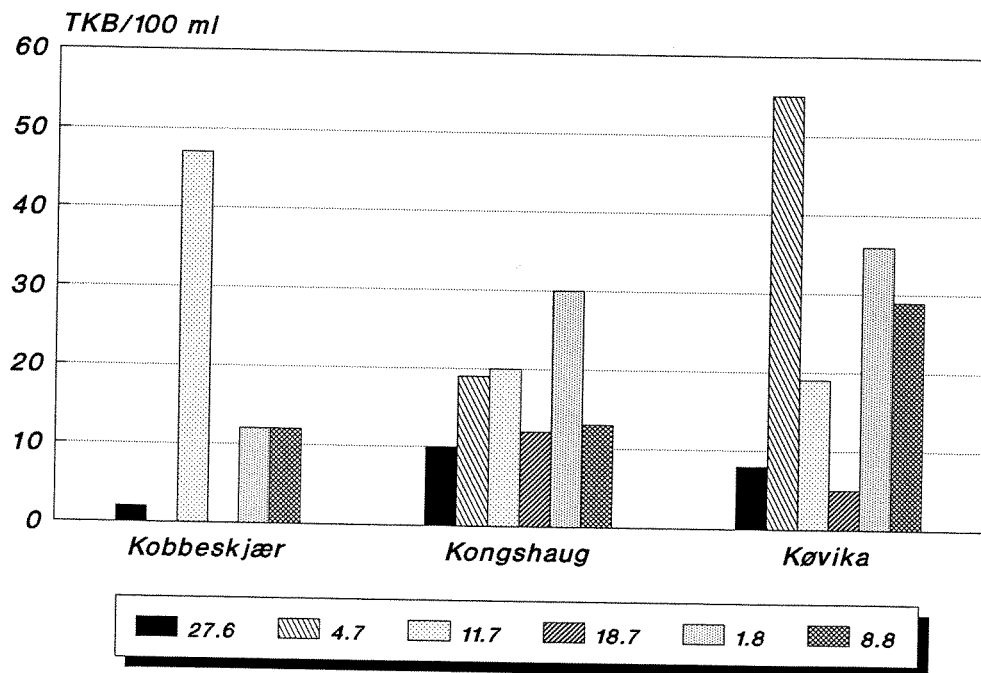
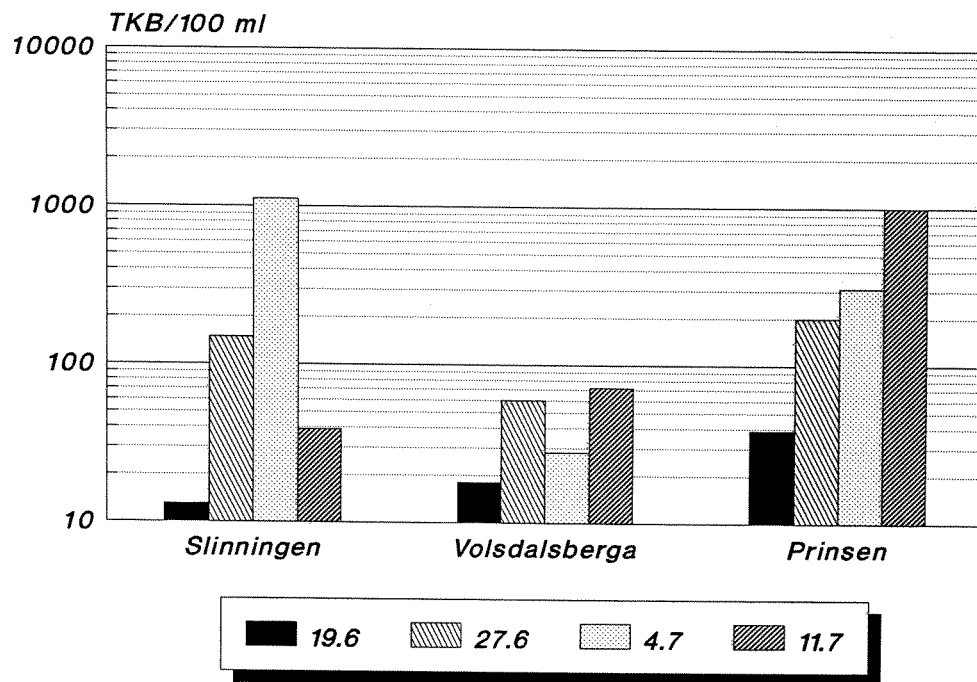


Fig. 4.2 forts. Merk annen skala enn på foregående figurer.

Termostabile koliforme bakterier



Termostabile koliforme bakterier

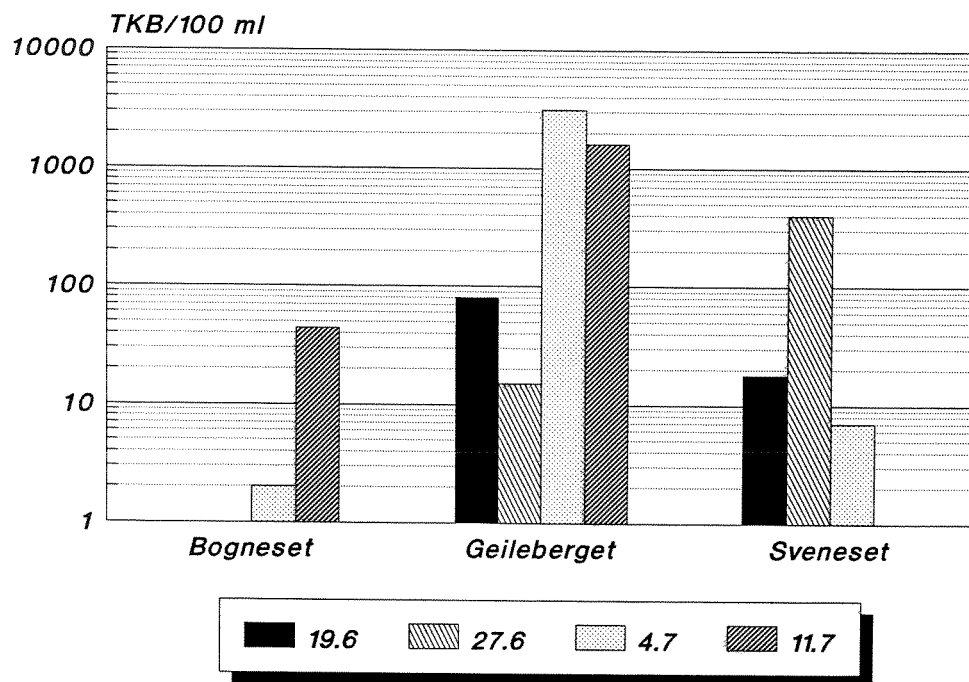


Fig. 4.3 Målinger av termostabile koliforme bakterier (TKB) på sjøbadeplasser sommeren 1990. Merk forskjellig skala på de to figurene.

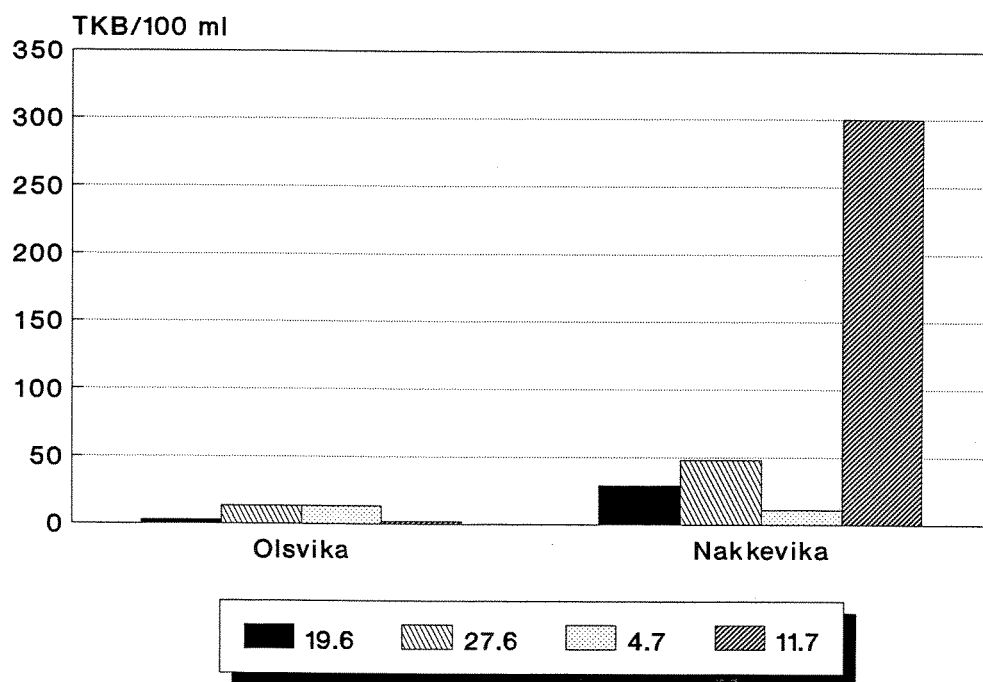
Termostabile koliforme bakterier

Fig. 4.3 forts. Merk annen skala enn på foregående figurer.

Målestasjoner på dypt vann

Resultatene fra målestasjonene på dypt vann er vist i fig. 4.4-4.5. I Valderhaugfjorden og i Eikenosvågane (utenfor Sveneset) og i Åsefjorden var konsentrasjonene lave og badevannskvaliteten god.

Utenfor Djupvika, nær utslippet for Sula kommunes RA2, var forholdene varierende. I overflaten ble mer enn 100 TKB/100 ml påvist i oktober og november. Dette er utenfor badesesongen, men indikerer at forholdene ikke er helt gode. Mer interessant er imidlertid resultatene fra 10 m dyp. Konsentrasjonene var her betydelig høyere enn i overflaten. Grunnen er at avløpsvannet fra RA2 oftest ikke stiger helt til overflaten, men innlagres dypere nede. Innlagringsdypet og fortynningen vil variere med tiden, men det er klart at vannprøvene i april og november har vært tatt i nærheten av innlagringdypet. Denne fordelingen av avløpsvannet bør vurderes i lys av vanninntakene til fiskeforedlingsbedriftene i nærheten.

Utenfor Molvær ble det også noen ganger tatt prøver i overflaten og i 5 m dyp. Gjennomgående var konsentrasjonen høyest i overflaten. Grunnen er utslipp på grunt vann lenger inne på vågen og dels at flytestoffer fra utslipp av råkloakk på ca. 20 m dyp bringer med seg bakterier til overflatelaget. I sommerhalvåret var vannkvaliteten god.

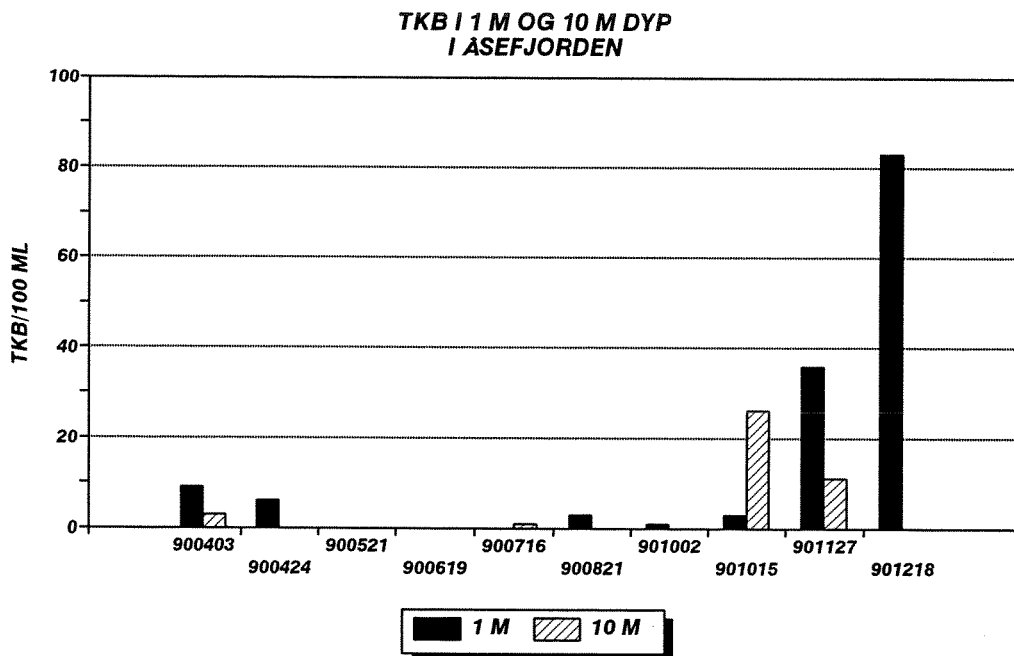
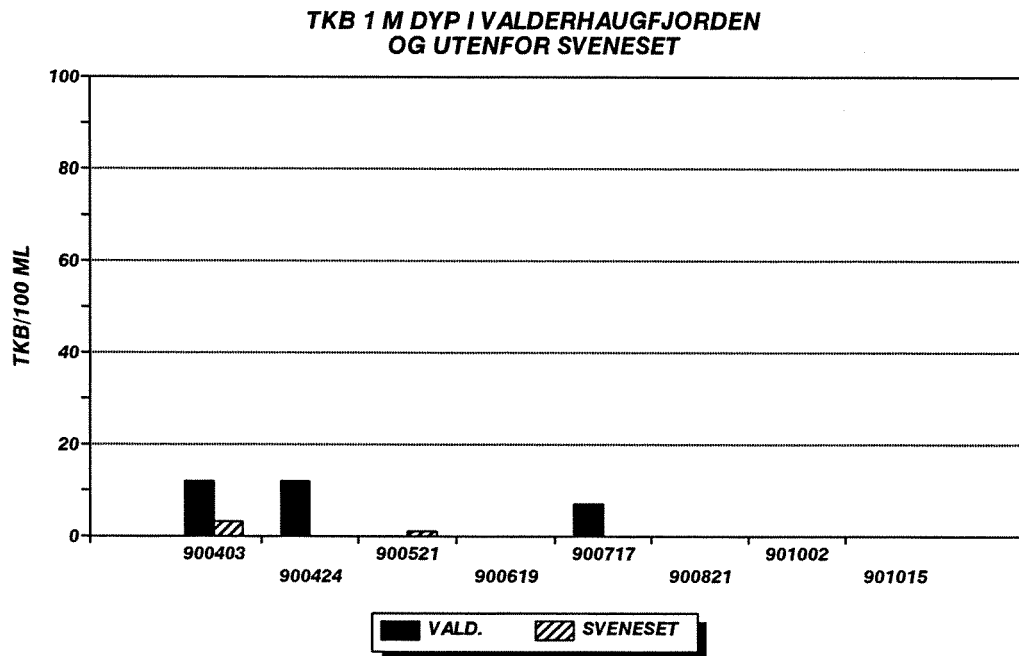


Fig. 4.4 Målinger av termostabile koliforme bakterier på stasjoner på dypt vann i 1990.

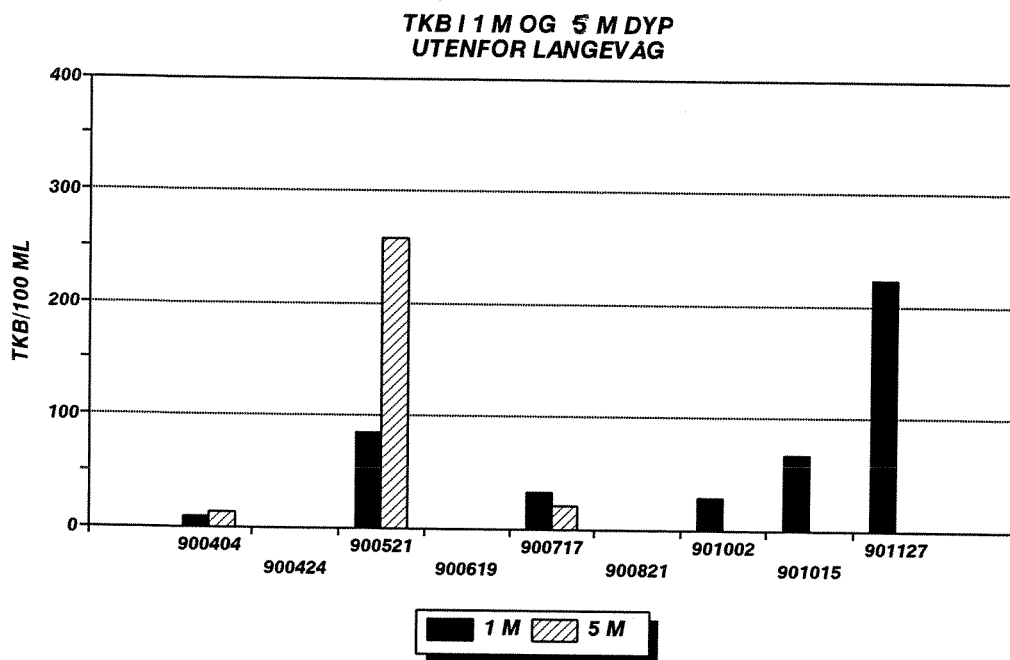
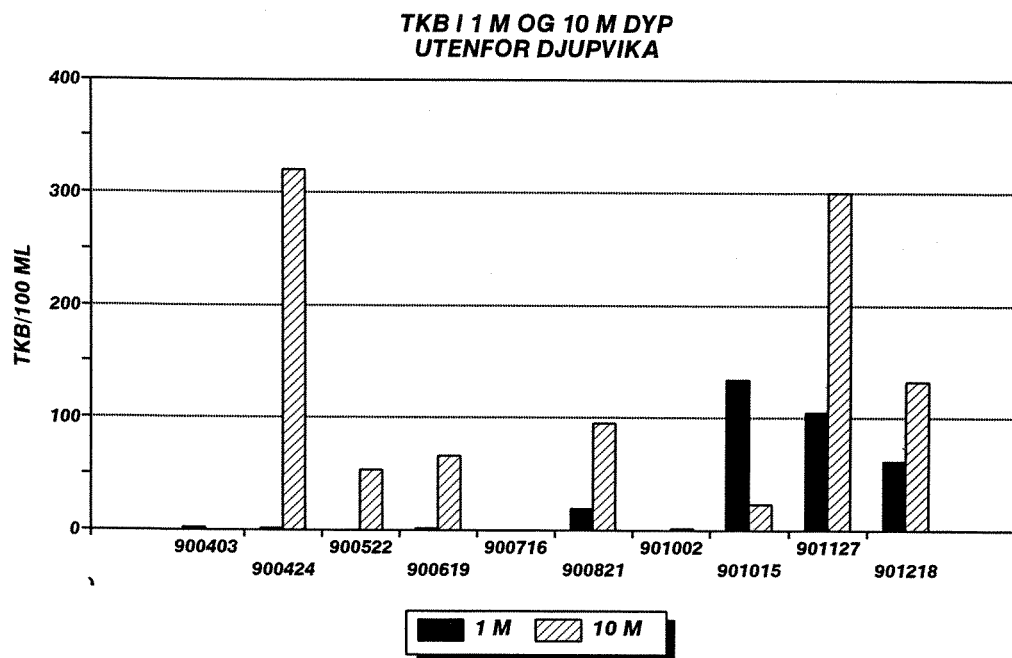


Fig. 4.5 Målinger av termotabile koliforme bakterier (TKB) på stasjoner på dypt vann i 1990. Merk annen skala enn på figur 4.4.

4.4 Sammenfatning

Resultatene fra sjøbadeplassene (tatt på 1 m dyp i strandsonen) viste store variasjoner, både stasjonene imellom og fra prøveserie til prøveserie for den enkelte stasjon. Dette er vanlig, og viser behovet for mange prøver for å kunne karakterisere tilstanden. Anvendes SFTs badevannskriterier på "Ålesunds-siden" av fjorden, viste Slinningen, Prinsen og Geileberget mindre god eller dårlig hygienisk badevannskvalitet. Etter Helsedirektoratets kriterie ville også Sveneset og Nakkevika komme i søkelyset pga. enkeltstående verdier på hhv. 400 og 300 TKB/100 ml.

På "Sula-sida" var vannkvaliteten på Klubben og Lillevågen ikke egnet for bading. Anvendes Helsedirektoratets badevannskriterie, gjør enkelte høye verdier at heller Sandvik og Molvær har godt badevann.

Årsaken til denne situasjonen er lokale utslipp av kloakk.

Målestasjonene på dypt vann skal karakterisere den generell vannkvaliteten i de enkelte områdene. I Valderhaugsfjorden, Åsefjorden og i Eikenosvågane (utenfor Sveneset) var konsentrasjonene lave og vannkvaliteten god. Utenfor Djupvika fant man en klar påvirkning av kommunalt avløpsvann, både i overflaten og på 10 m dyp. Dette kan være av betydning for kvaliteten av sjøvannet som brukes av de nærliggende fiskeforedlingsbedriftene.

Utenfor Molvær var bakteriekonsentrasjonen varierende og opptil 250 TKB/100 ml som viser klar påvirkning av kommunal kloakk. Ved den planlagte sterke økningen av utslippet til området kan man imidlertid vente en markert forverring av tilstanden.

5. NÆRINGSSALTER, ALGEVEKST OG OKSYGENFORHOLD

I hovedsak var konsentrasjonen av næringssalter og klorofyll i vannmassen uendret siden undersøkelsene på 70- og 80-tallet. Dette er i samsvar med at belastningen på fjorden i alt vesentlig var den samme. Lavere konsentrasjoner enn på 80-tallet ble imidlertid målt i Åsefjorden, og tyder dermed på en mindre forbedring. Utenfor Spjelkavika ble det målt høye konsentrasjoner av fosfat, men noe lavere enn ved tidligere undersøkelser. Dette skyldes lokale utslipp. Oksygenforholdene i fjordområdets dypbasseng viste også i hovedtrekk samme tilstand som før. I Mauseidvågen var tilstanden fortsatt kritisk mot slutten av stagnasjonsperioden, og det ser derfor ikke ut til at avlastningen hittil har redusert oksygenforbruket vesentlig. I dypbassenget i Eikenosvågane kan man vente dårlige-kritiske oksygenforhold som følge av økt belastning.

5.1 Formål

Undersøkelsene av næringssalter, algevekst i vannmassene og oksygenforhold i dypvannet skal sammen med de biologiske undersøkelsene bidra til en helhetsvurdering av tilstanden i fjordområdet.

Sammen med tall for utslipp av forurensende stoff og opplysninger og vannutskiftningen, skal undersøkelsene også bidra til vurdering av effekten av gjennomførte belastningsendringer - og nytteverdien av framtidige endringer.

5.2 Gjennomføring

I alt 14 prøvetakingsstasjoner ble opprettet i forbindelse med de hydrokjemiske undersøkelsene (fig. 1.1). Stasjonene ble inndelt i to typer:

- * overflatestasjon, hvor det bare ble gjort målinger i 0-2 m eller 0-5 m dyp.
- * dypstasjon, hvor prøveinnsamlingen også omfattet dypvannet.

I overflatelaget ble det gjort målinger av temperatur, saltholdighet og siktedyp, samt innsamling av vannprøver for analyse av fosfat, nitrat, ammonium og klorofyll a (ikke klorofyllprøver i vinterhalvåret). Temperatur og saltholdighet ble målt med salinoterm. I dypvannet ble det gjort målinger av temperatur med vendetermometer og innsamling av vannprøver for analyse av saltholdighet og oksygeninnhold. Vedlegg 1 gir en kort oversikt over metoder og målenøyaktighet.

I utgangspunktet ble det lagt mindre vekt på stasjonene B3, B8, B20 og B21, og disse ble ikke alltid besøkt (reduisert prøveinnsamling). Som nevnt innledningsvis ble prøvinnsamlingen sterkt redusert fra august 1990 da det viste seg at de planlagte overføringene av kommunal kloakk ikke lot seg gjennomføre i måleperioden. Man fant det hadde mindre hensikt å gjenta målinger i områder der tilstanden allerede var tilstrekkelig godt dokumentert. Det gjaldt spesielt Aspevågen, Borgundfjorden og Heissafjorden.

Til slutt kan nevnes at man under de tre siste prøveseriene fikk mange usikre resultater mht. oksygenbobler i prøveflaskene. Disse resultatene er utelatt i diskusjonen. Tabellen på neste side gir en kort oversikt over tidspunkt og omfang av prøveinnsamling.

Tabell 5.1 Oversikt over tidspunkt for hydrokjemiske prøver og omfang av prøveinnsamling.

Dato	Overflate	Dypvann	Stort (S) eller Lite (L) program	Kommentar
27.2.90	X	X	L	Innledende prøveserie
3-4.4.90	X		S	
24.4.90	X		L	
21.5.90	X		S	
19.6.90	X		L	
16.7.90	X	X	S	
21.8.90	X	X	L	
15.10.90	X	X	S	Delvis mislykket
27.11.90	X	X	L	Redusert program
18.12.90	X	X	S	Redusert program

5.3 Resultater

5.3.1 Næringsalter og algevekst i overflatelaget

I det etterfølgende gjennomgås resultatene først mht. næringsalter og algevekst ned til maksimum 10 m dyp for alle stasjoner, og deretter oksygenforhold i dypvannet. Det vil bli lagt vekt på vurdering av nivåer og eventuelle endringer i forhold til tidligere målinger. Resultatene fra alle stasjonene blir kommentert, også de som høsten 1990 ble kuttet ut.

Molvær (st. B3):

Stasjonen ligger i vågen som mottar utslippene fra Langevåg sentrum og fra Devold fabrikker. De kommunale utslippene er ledet ut på 10-20 m dyp, mens industriutslippene går til overflaten. Målinger i 1976-77 viste periodevis forhøyede

konsentrasjoner av fosfor og nitrogenforbindelser i overflatelaget (opptil 19 $\mu\text{gP/l}$ som fosfat og 375 $\mu\text{gN/l}$ som ammonium, (Bokn og medarb., 1979). Overvåkingen i 1980-82 viste gjennomgående lavere ammoniumkonsentrasjoner, men tildels høyere konsentrasjoner av nitrat (90-100 $\mu\text{gN/l}$) og fosfat (≤ 24 $\mu\text{gP/l}$).

I 1990 ble innsamlet prøver både i 0-2 m dyp og i 5 m dyp. Resultatene mht. næringssalter er vist i fig. 5.1a,b. Næringssaltene viser er karakteristiske tidsforløp med høyeste konsentrasjoner i vinterhalvåret (liten algevekst, stor omblending i vannmassene), og lavere sommerstid da næringssaltene for en stor del er tatt opp av planteplankton.

Maksimal konsentrasjon av fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp lå i hovedsak på samme nivå som for tidligere år - ikke høyere. Vesentlige endringer i forhold til tidligere år er dermed lite sannsynlige.

Forskjellen mellom 0-2 m og 5 m var gjennomgående liten, og ikke signifikant.

Det ble registrert en situasjon med minimalt av fosfat i vannmassen, men det alene er ikke tilstrekkelig for å si at det da var fosfatbegrensning i algeveksten.

Antall målinger av klorofyll a er lite og gir ikke grunnlag for noen detaljert vurdering av algeveksten i området. I 1976-77 ble gjort 8 måleserier, med 2.35 $\mu\text{g/l}$ som høyeste verdi, og 1.2 $\mu\text{g/l}$ som laveste verdi. Resultatene for 1990 ligger innenfor dette intervallet og tyder derfor ikke på noen vesentlig endring i noen retning (fig. 5.2).

Valderhaugfjorden (st. B18):

Stasjonen ligger i det området hvor det avløpsvannet som tidligere ble ledet til Aspevågen skal slippes ut. Vi kjenner ikke til tidligere vannkjemiske målinger i dette området.

Fig. 5.3 viser resultatene for 0-2 og 5 m dyp fra 1990. Konsentrasjonene i 5 m dyp var gjennomgående litt høyere enn i 0-2 m, uten at det kan tillegges større vekt. I begge

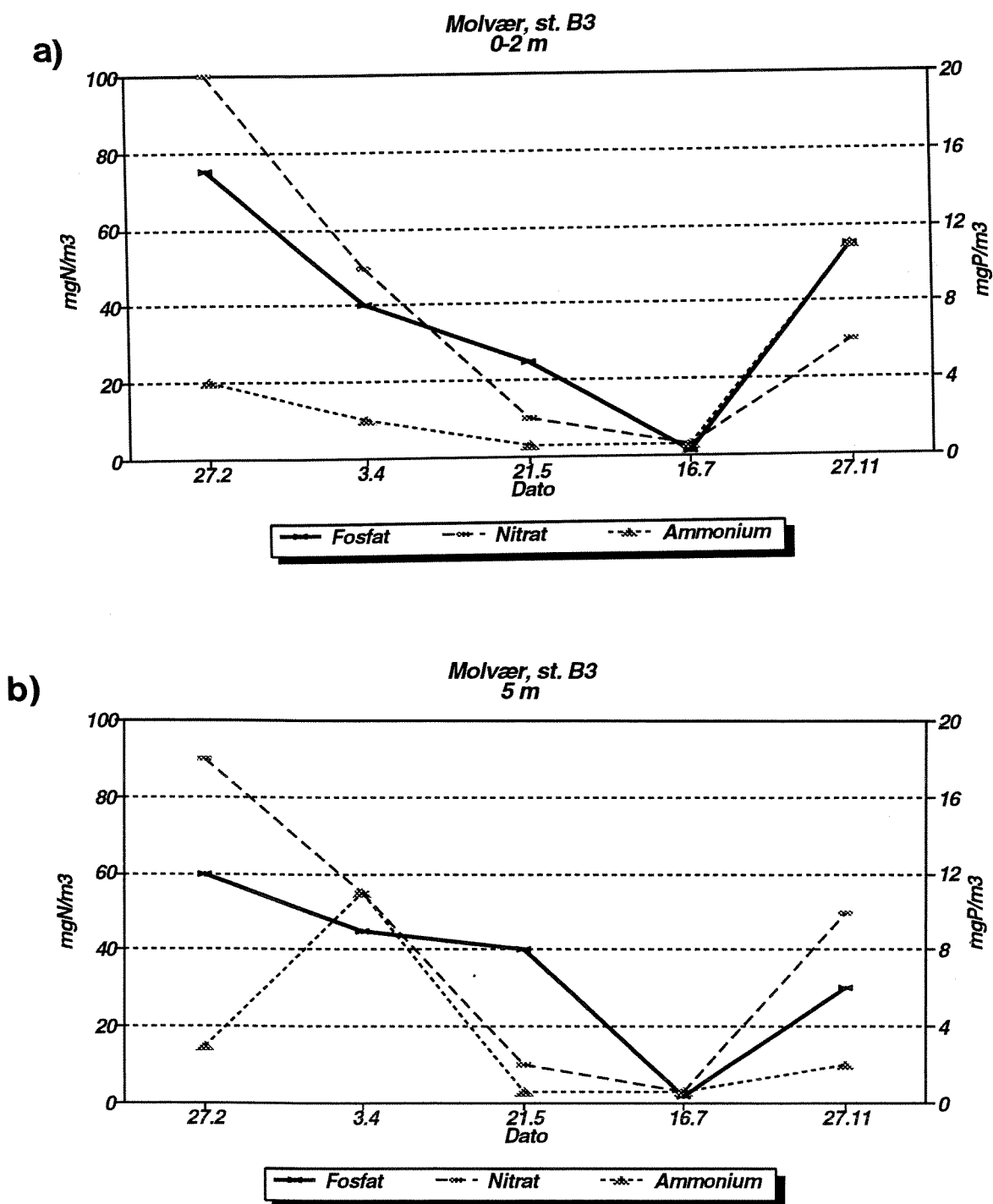


Fig. 5.1 Molvær, st. B3. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium.

A: 0-2 m dyp.

B: 5 m dyp

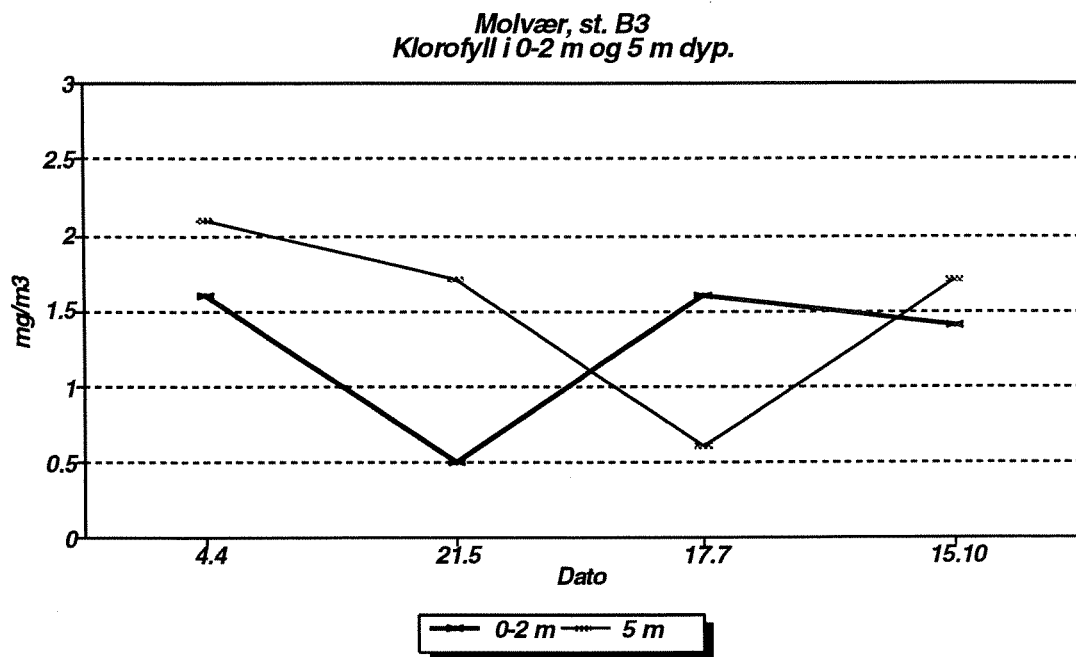


Fig. 5.2 Molvær, st. B3. Klorofyll a i 0-2 m og 5 m dyp.

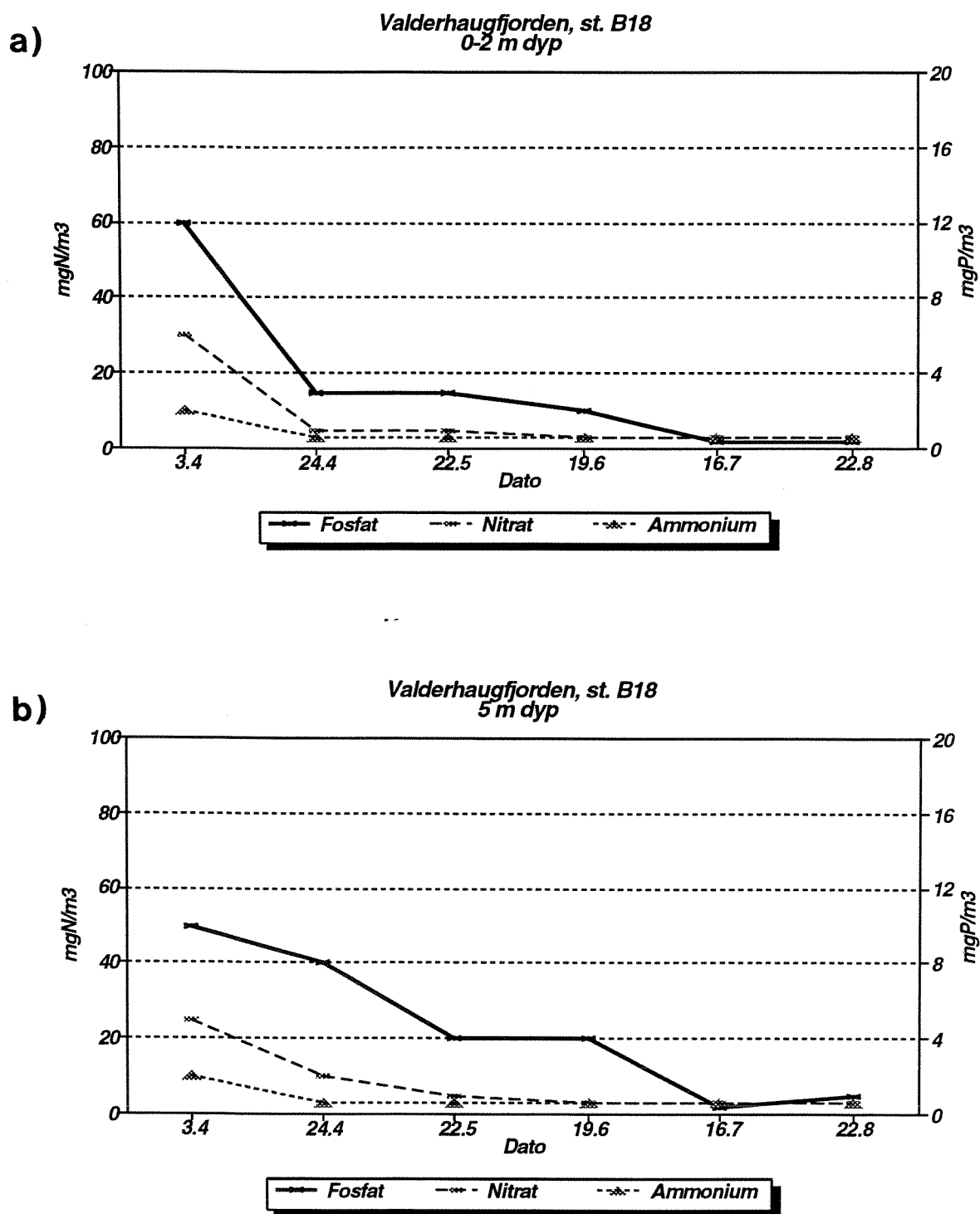


Fig. 5.3 Valderhaugfjorden, st. B18. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium.

A: 0-2 m dyp.

B: 5 m dyp

Borgundfjorden (st. B7):

Stasjonen ligger midtfjords, og representerer dermed nivåene i hovedvannmassene i fjorden. Stasjonen har blitt brukt både i 1976-77 og dels under overvåkingen i 1980-82. Fig. 5.4 viser resultatene fra 1990. Nivåene er moderate - lave, og som foran nevnt i alt vesentlig lik de som ble påvist i Valderhaugfjorden.

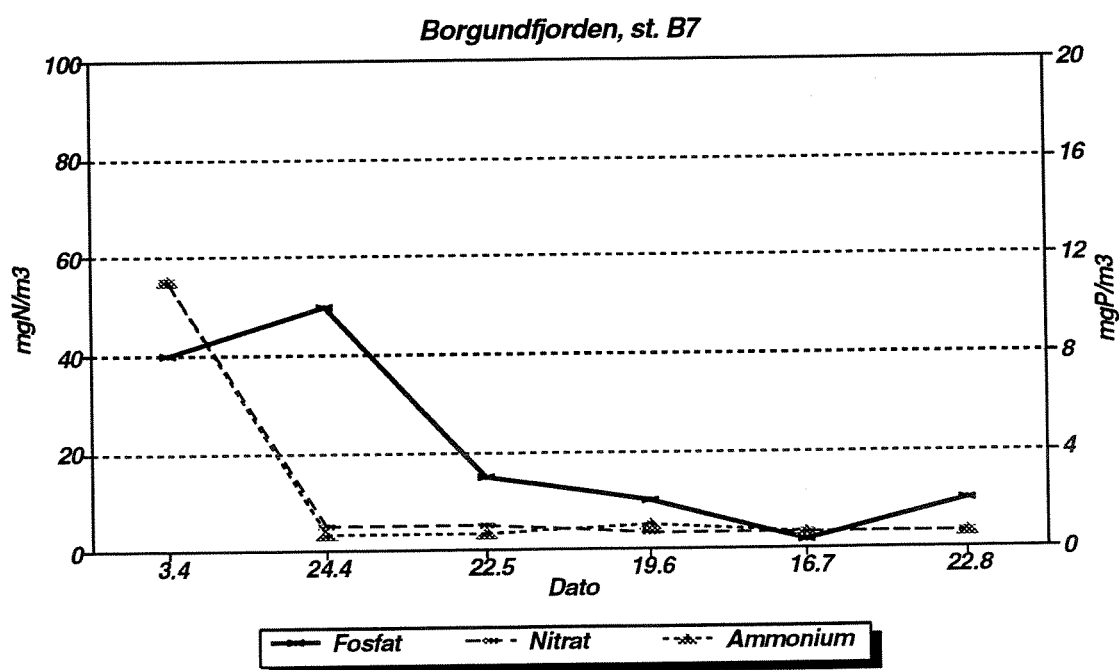


Fig. 5.4 Borgundfjorden, st. B7. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

Veddevika (st. B8):

Stasjonen ligger på Veddevika, hvor utslipp fra Vedde Sildoljefabrikk har vært den dominerende forurensningskilden (jfr. kap. 2). Undersøkelser i 1976-77 og i 1980-82 viste høye konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og organisk stoff i overflatelaget. Omkring 1980 ble avløpsvannet ledet ut på ca. 20 m dyp etter rensing i fettfang, flotasjon og sil. Det er imidlertid vanlig at avløpsvannet stiger helt opp til overflaten.

Resultatene fra 1990 framgår av fig. 5.5. Datamaterialet er lite, men de høyeste fosfat- og ammoniumkonsentrasjonene ligger på samme nivå som det var kommet ned på i 1982. For nitrat var også konsentrasjonene på samme nivå som under overvåkingen i 1980-82. Man kan forøvrig gå ut fra at vannkvaliteten i området i stor grad varierer med produksjonen på Vedde sildoljefabrikk.

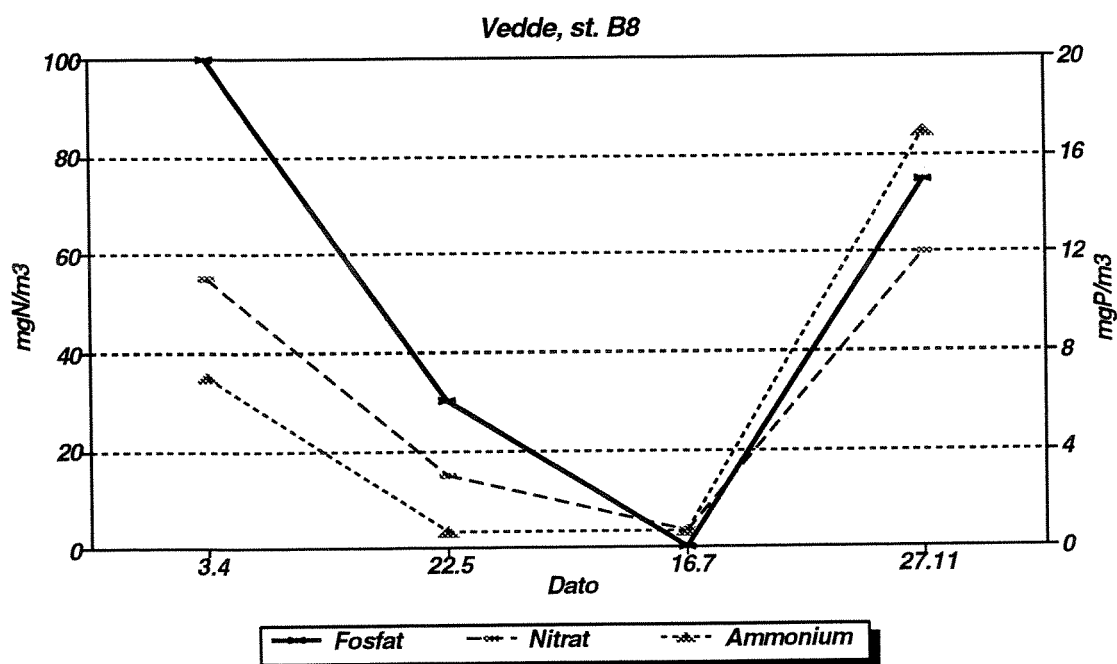


Fig. 5.5 Vedde, st. B8. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

Djupvika (st. 22):

Stasjonen ligger i et område med utslipp av urensset avløpsvann fra ca. 1600 pe. Avløpsvannet slippes ut på ca. 30 m dyp, og kan til tider trenge igjennom til overflaten.

Resultatene fra prøvene i 0-2 m og 5 m dyp framgår av fig. 5.6A,B.

Konsentrasjonene var gjennomgående moderate. De relativt høye fosfatkonsentrasjonene i mai og juni kan skyldes gjennombrudd til overflaten av kommunalt avløpsvann (fra det planlagte RA2) i nærheten. På den annen side var bakterieinnholdet i 1 m dyp lavt på de samme tidspunktene, noe som ikke tyder på nevneverdig kloakkvannspåvirkning.

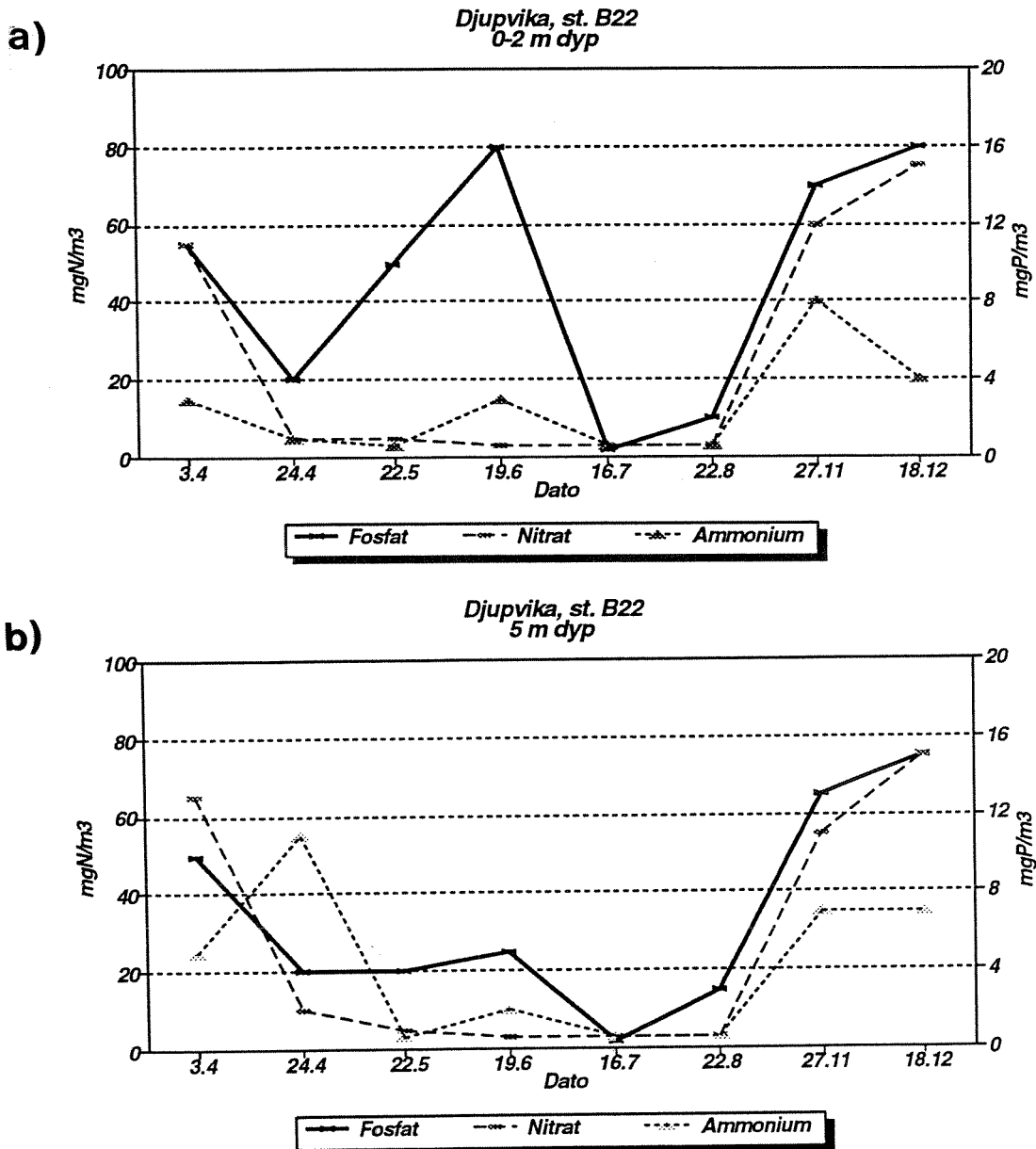


Fig. 5.6 Djupvika, st. B22. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium.

A: 0-2 m dyp.

B: 5 m dyp

Åsefjorden (st. B9):

Stasjonen ligger midtfjords, noe vest for Fylkessykehuset, på samme sted som prøver ble tatt i 1976-77 og i 1980-82. Prøver ble innsamlet fra 0-2 m, 5 m og 10 m dyp. Resultatene framgår av fig. 5.7A,B,C og viser den typiske forskjellen i konsentrasjon mellom sommer som tidligere er omtalt.

Sammenlignet med målingene i 1976-77 og 1980-82 var konsentrasjonen av fosfat vinterstid noe lavere (maksimum 12-16 $\mu\text{gP/l}$ i 1990 mot 15-23 $\mu\text{gP/l}$ tidligere). For nitrat lå vinternivået i 1990 på 55-100 $\mu\text{gN/l}$ mot 70-100 $\mu\text{gN/l}$ tidligere.

Datamaterialet er for lite til at forskjellene kan sies å være statistisk signifikante, men fosforkonsentrasjonen bør likevel tas som en indikasjon på at belastningen på overflatelaget kan ha avtatt siden begynnelsen på 80-tallet.

Klorofyll-konsentrasjonene i 0-2 m, 5 m og 10 m dyp er vist i fig. 5.8. Med ett unntak var alle verdier under 2 $\mu\text{g/l}$. Dette er samme intervall som i 1976-77 da høyeste verdi var 1.95 $\mu\text{g/l}$. I 1981-82 ble målt klorofyll i 0-2 m dyp, med alle verdier i intervallet 1.6-2.9 $\mu\text{g/l}$ begge årene. Resultatet er en indikasjon i samme retning som fosfat: forholdene i 1990 kan ha vært bedre enn tidlig på 80-tallet.

Spjelkavika (st. B16) og Blindheimsbreivika (st. B13):

Stasjon B16 ligger utenfor Spjelkavika i innerste del av Åsefjorden, og undersøkelser i 1976-77 og i 1980-82 viste høye konsentrasjoner av fosfor som følge av kommunalt og industrielt avløpsvann.

Resultatene av prøvene i 1990 framgår av fig. 5.9A,B. Konsentrasjonene av fosfat er klart høyere utenfor Spjelkavika enn i Blindheimsbreivika, i gjennomsnitt 13.4 $\mu\text{gP/l}$ mot 6.0 $\mu\text{gP/l}$. Det er ikke signifikante forskjeller mht. nitrat og ammonium. En sammenligning av fosfatkonsentrasjonene i 0-2 m dyp mellom st. B9 og B16 viser det samme (fig. 5.10). Forskjellen mht. fosfat må skyldes nærliggende utslipp av industrielt avløpsvann og/eller kommunal kloakk.

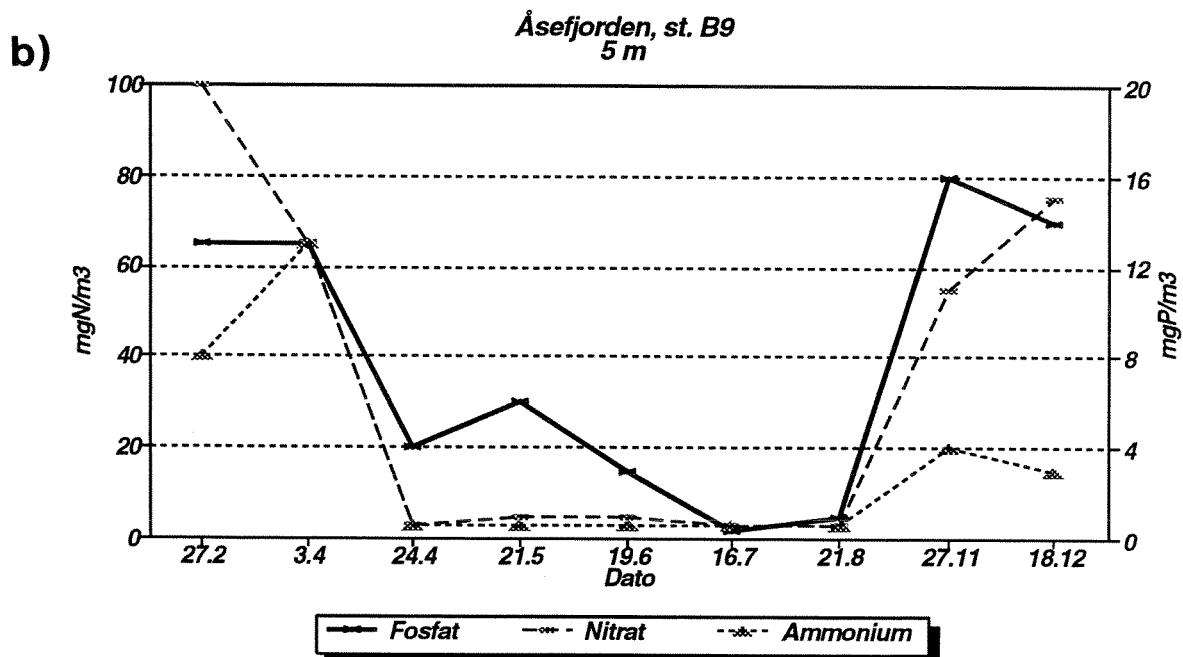
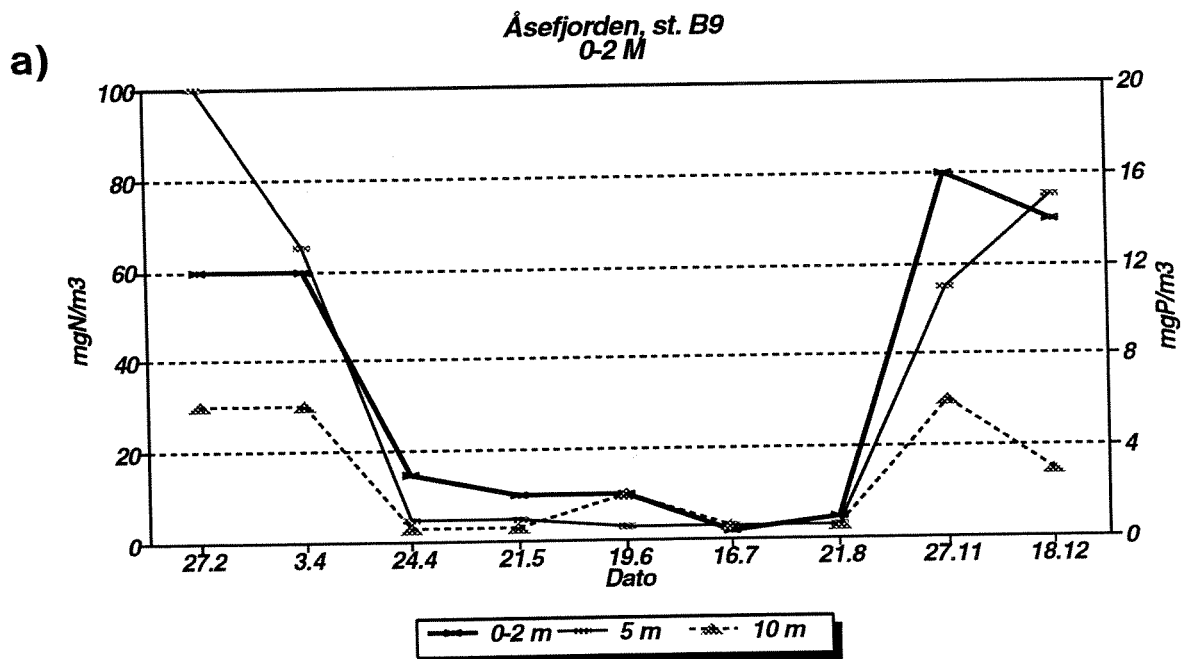


Fig. 5.7 Åsefjorden, st. B9. Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium.

A: 0-2 m dyp.

B: 5 m dyp

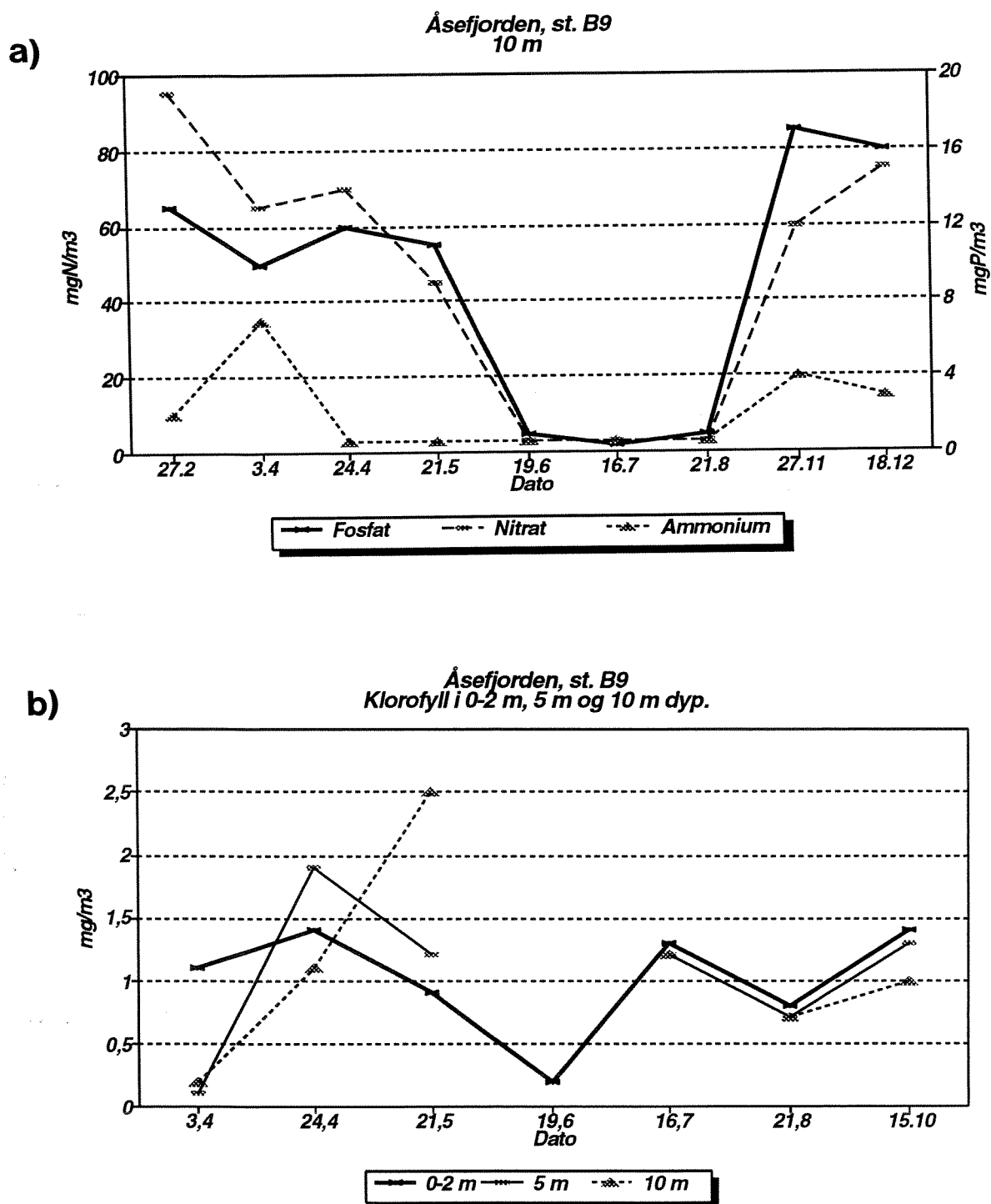


Fig. 5.8 Åsefjorden, st. B9. Konsentrasjoner av
A: fosfat, nitrat og ammonium i 10 m dyp
B: klorofyll a i 0-2 m, 5 m og 10 m dyp

Sett i forhold til tidligere års undersøkelser er maksimumkonsentrasjonene på st. B16 lavere. På 70- og 80-tallet var fosfatkonsentrasjoner på 20-50 $\mu\text{gP/l}$ forholdsvis vanlig, og nitrat og ammoniumkonsentrasjoner kunne komme opp i 200-300 $\mu\text{gN/l}$. Årsaken til lavere konsentrasjoner i 1990 er neppe tilfeldigheter, men sannsynligvis lavere belastning eller at prøvene ikke helt kan ha vært tett i samme posisjon.

For Blindheimsvika lå vinterkonsentrasjonene i samme området som tidliger er målt, og vitner ikke om noen endring av betydning siden overvåkingen på 80-tallet.

Eikenosvågane (st. B20) og Storfjorden (st. B22):

Stasjon 20 ligger i et område som kan tenkes å bli påvirket av Ålesund kommunes utslipp fra Sveneset. Resultatene av prøvene i 1990 framgår av fig. 5.11A,B.

Konsentrasjonene var gjennomgående lave: $\leq 2\mu\text{gP/l}$ og $\leq 20\mu\text{gN/l}$. Det er ingen forskjell av betydning mellom stasjonene, og resultatene viser dermed at næringssaltkonsentrasjon og algevekst på Eikenosvågane gjennomgående var på samme nivå som i Storfjorden.

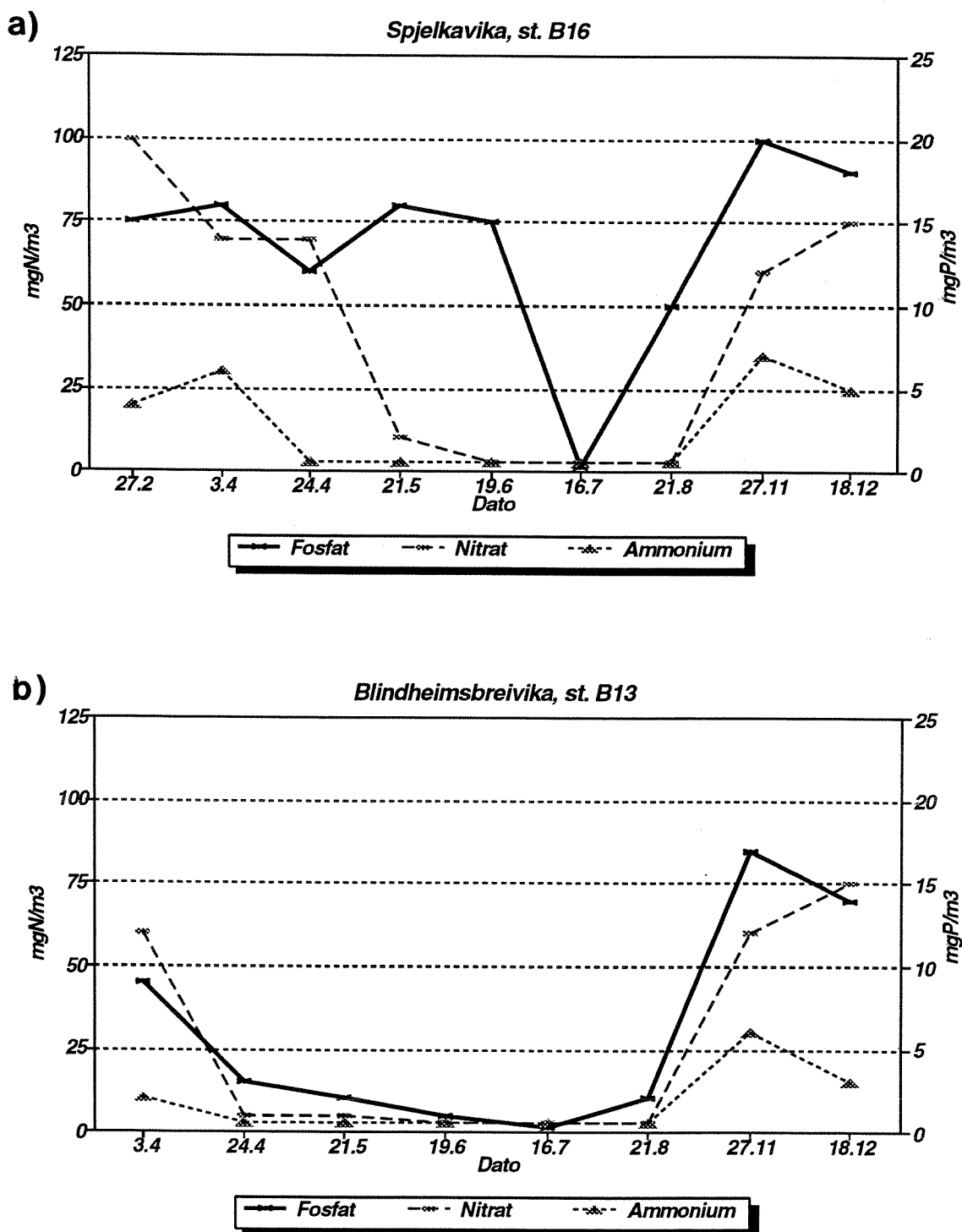


Fig. 5.9 Spjelkavika (st. B16) og Blindheimsbreivika (st. B13). Konsentrasjoner av fosfat, nitrat og ammonium i 0-2 m dyp.

A: Spjelkavika

B: Blindheimsbreivika

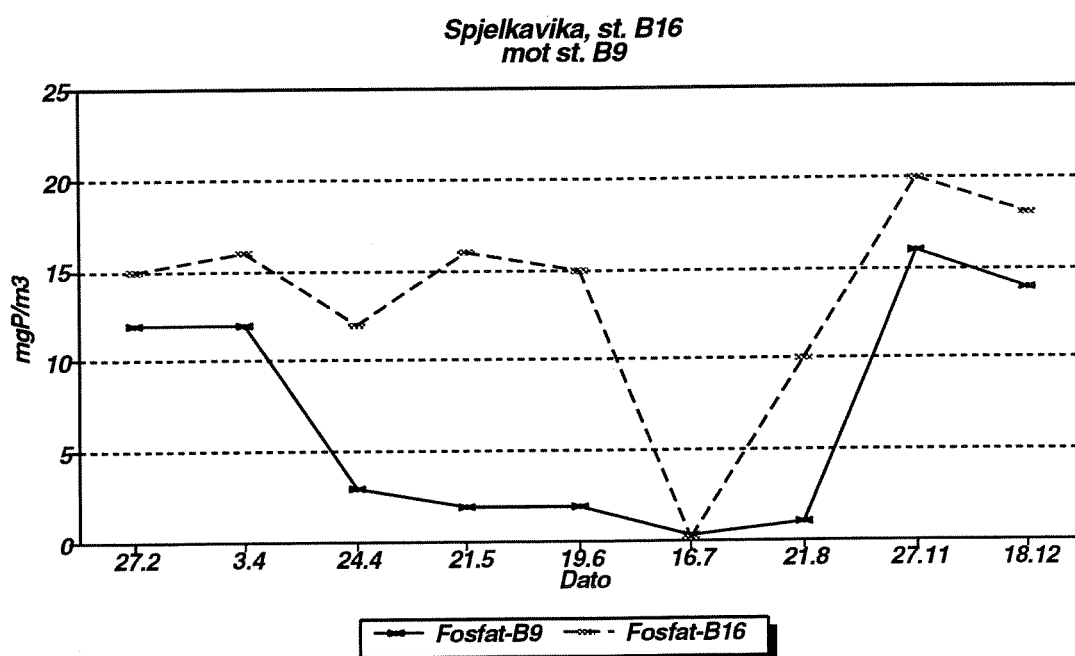


Fig. 5.10 Fosfat i 0-2 m dyp utenfor Spjelkavika og i selve Åsefjorden.

Siktedyp i fjordområdet

Siktedypet er et mål på vannets klarhet, og måles ved å senke et hvit skive ned i vannet til den ikke lenger kan sees med det blotte øyet. Siktedypet varierer med mengden av partikler, oppløst materiale, lysforholdene da målingen ble gjort og påvirkes også av bølgehøyden. Tidligere undersøkelser (Bokn og medarb., 1979) har vist at siktedypet i dette fjordområdet i stor grad bestemmes av mengden planteplankton i vannmassen.

Helsemyndighetenes krav til godt badevann er at siktedypet ikke skal være mindre enn 2-3 m (Helsedirektoratet, 1976). Fig. 5.12 viser resultat av målingene for fire av stasjonene i Borgundfjordområdet. Siktedypet varierte mellom 12-18 m vinterstid og typisk 5-8 m sommerstid. Dette er i alt vesentlig samme nivå som funnet tidligere og er godt badevann.

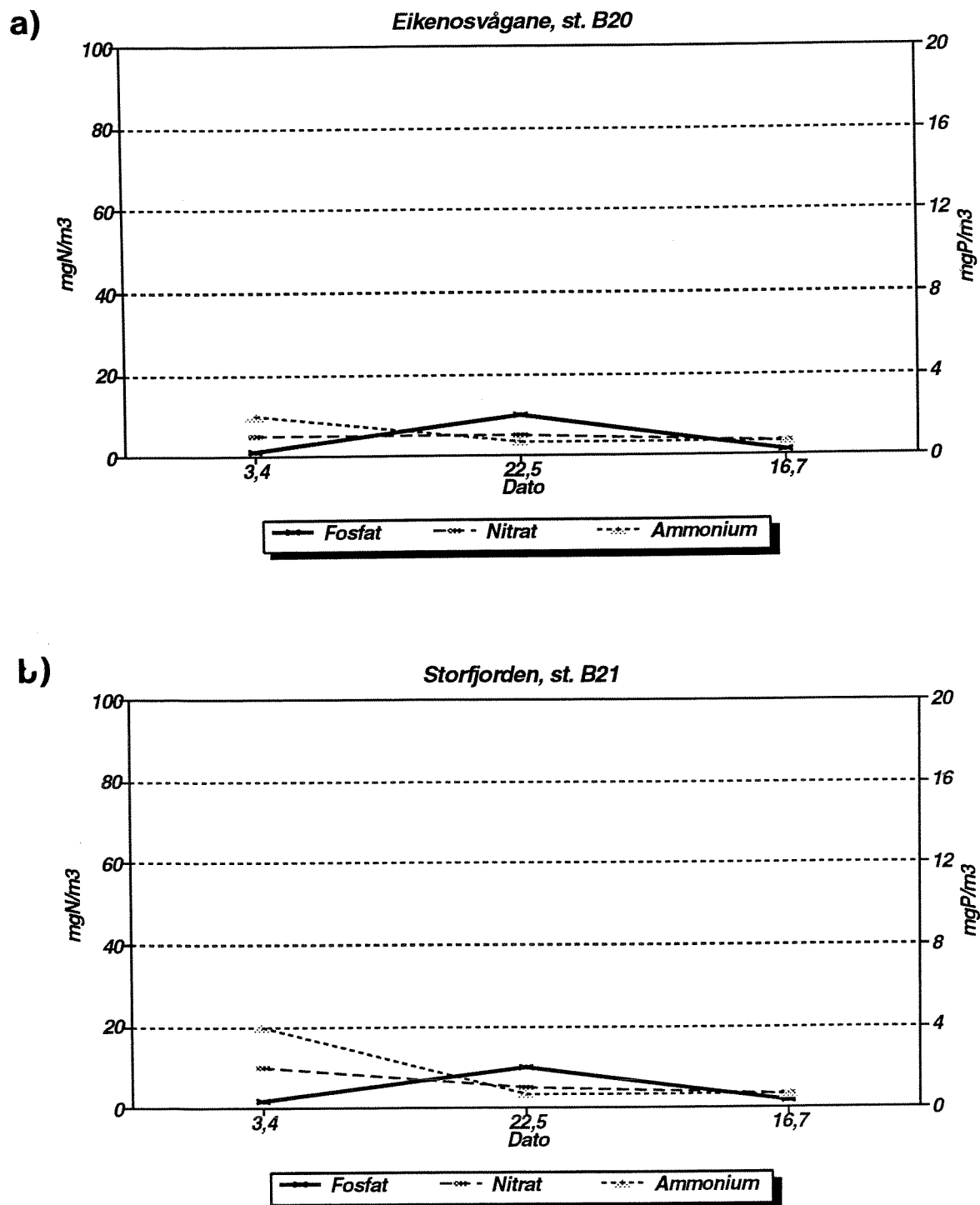


Fig. 5.11 Eikenosvågane (st. B20) og Storfjorden (st. B21). Næringssalter i 0-2 m dyp.

A: Eikenosvågane

B: Storfjorden

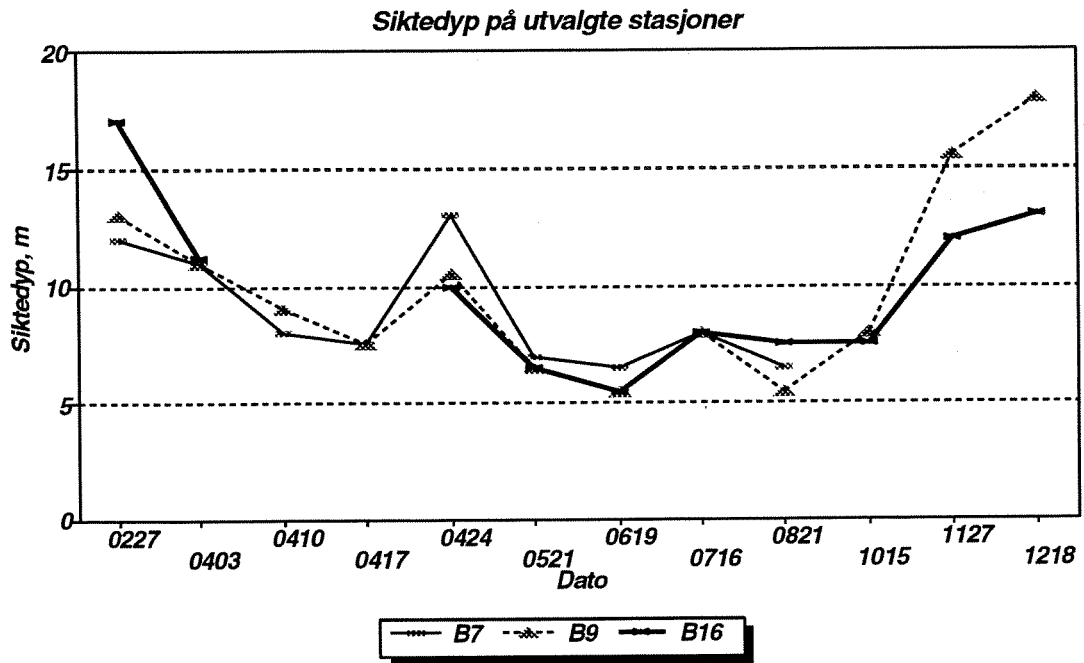


Fig. 5.12 Siktedyp på utvalgte stasjoner i Borgundfjordområdet i 1990.

5.3.2 Oksygen i dypbassengene

Resultatene av oksygenmålingene i de forskjellige dypbassengene er vist i fig. 5.13-5.19. Måleseriene har ulik lengde. Grunnen er at flere av måleseriene ble avbrutt da de planlagte overføringene av kloakk i Ålesund kommunes kloakkrammeplan ble forsinket, og at prøveseriene høsten 1990 viste seg å være delvis mislykket (jfr. kap. 5.2).

For forståelsen av figurer og diskusjonen minner vi om det generelle forløpet i oksygenforholdene i terskelfjorder:

- * sent på vinteren og om våren er oksygenkonsentrasjonene høye pga. nylige vannutskiftninger.
- * utover sommeren og høsten avtar konsentrasjonene pga. liten vannutskiftning (liten tilførsel av nytt oksygen) og relativ stor belastning med organisk materiale fra algeveksten i vannmassene i tillegg til organisk materiale fra direkte utslipp.

Den enkelte fjord kan imidlertid avvike fra denne generelle beskrivelsen. Likedan kan tidspunkt og omfang av vannutskiftningene varierer fra år til år.

I figurene er lagt inn tre kriterier for bedømmelse av oksygenforhold:

- 0-2 mlO₂/l: kritiske forhold
- 2-3.5 mlO₂/l: dårlige forhold
- >3.5 mlO₂/l: tilfredstillende forhold

Heissafjorden (st. B2):

Stasjonen ligger i et forholdsvis lite basseng med største dyp 107 m og innløp ca. 85 m (fig. 1.2). En serie prøver i 1976-77 viste 3.6 mlO₂/l som laveste oksygenkonsentrasjon (Bokn og medarb., 1979). Belastningen har ikke endret seg vesentlig fram til 1990.

Resultatene fra 1990 fram til august framgår av fig. 5.13. Konsentrasjonen om høsten var markert fallende, men forholdene var hele tiden gode.

Aspevågen (st. B4):

Stasjonen ligger i et forholdsvis lite basseng, med største dyp ca. 40 m og innløp ca. 30 m (fig. 1.2). Tidligere undersøkelser har vist at det jevnlig oppstår kritiske oksygenforhold om høsten i 30-40 m dyp (Bokn og medarb., 1979, Molvær og Bakke, 1981 og 1982). Det viste seg at belastningen i 1990 i alt vesentlig ville bli den samme som ved tidligere undersøkelser, og prøveserien ble derfor avsluttet i august.

Resultatene fra undersøkelsene i 1990 er vist i fig. 5.14. Konsentrasjonene i august lå på samme nivå som i 1980-82 ble observert i august.

Valderhaugfjorden (st. B18):

Stasjonen ligger i et basseng med største dyp ca. 95 m, innløp ca. 60 m. Det er ikke gjort målinger i dette området tidligere. Resultatene framgår av fig. 5.15.

Oksygenforholdene var gode, og det er lite sannsynlig av de blir dårlige med dagens belastning.

Borgundfjorden (st. B7):

Stasjonen ligger i et basseng med største dyp 142 m, som er det dypeste området innenfor selve Breisundet. Innløpet er 80-100 m dypt. Tidligere undersøkelser har gitt 4.2 mlO₂/l som laveste konsentrasjon. Fram til 1990 har ikke belastningen på fjorden endret seg vesentlig.

Resultatene fram til august 1990 er vist i fig. 5.16. Forholdene var gode, og altså i samsvar med tidligere målinger. Dette var å vente ettersom belastningen på fjordområdet ikke var vesentlig endret.

Mauseidvågen (st. B11):

Stasjonen ligger i et utpreget basseng, innløp på ca. 15 m ved Fiskarstrand og største dyp på ca. 58 m. Tidligere målinger har vist at kritiske oksygenforhold opptrer regelmessig hver høst (Molvær og Bakke, 1982). Lavest målte konsentrasjon har vært 0.6 mlO₂/l (7.12.81). Siden den gang har overføringer av kommunal kloakk til utslipp ved Djupvika (ved st. 22) avlastet vågen med ca. 820 pe.

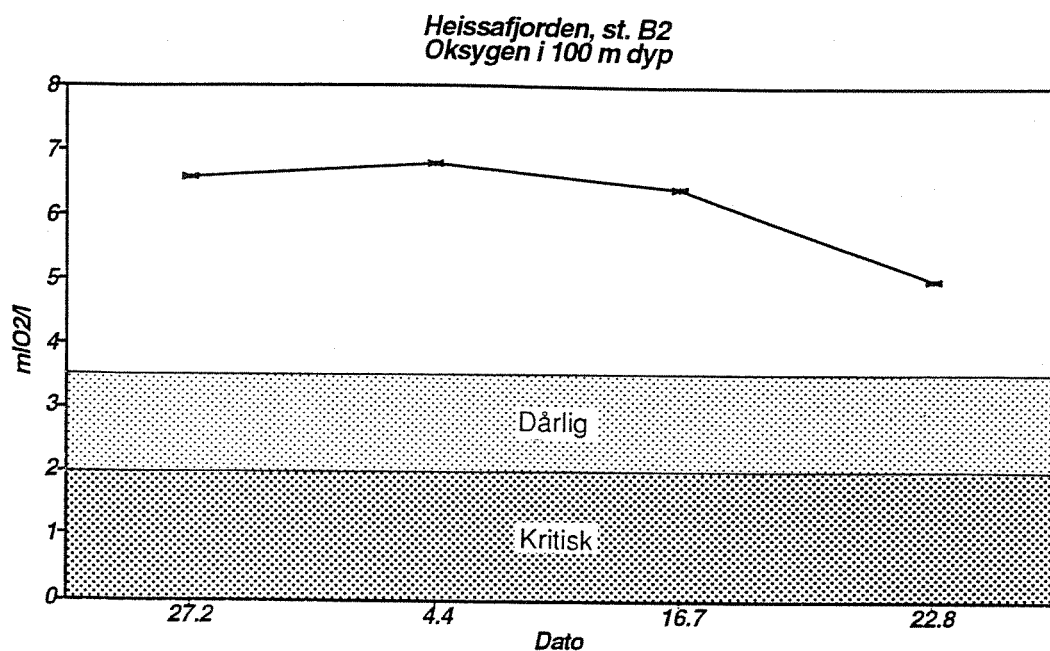


Fig. 5.13 Oksygenmålinger i 100 m dyp i Heissafjorden (st. B2) i 1990.

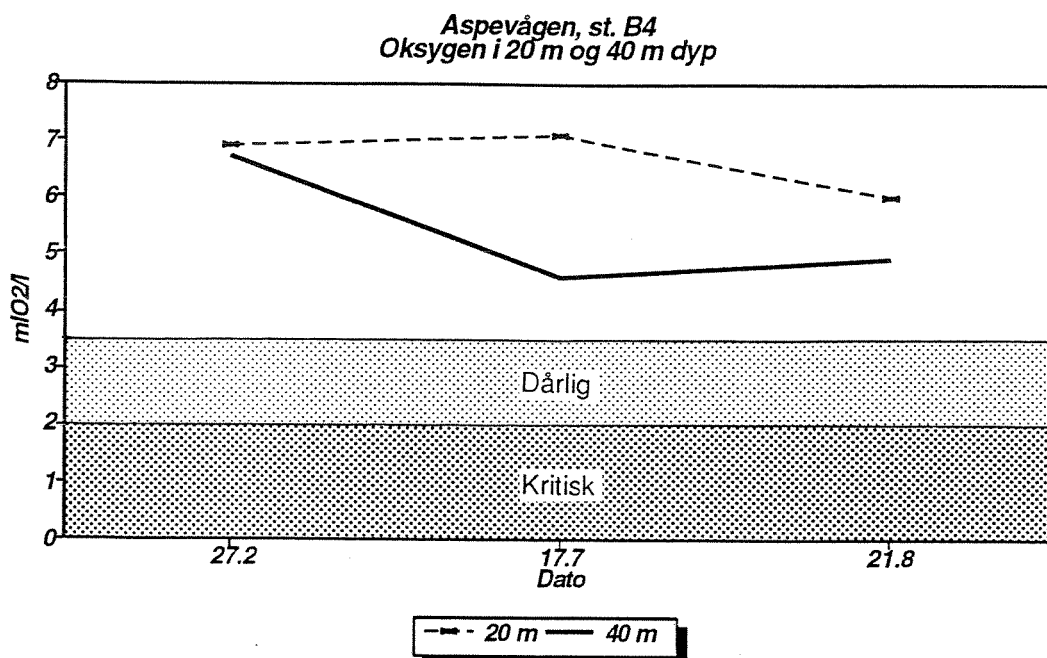


Fig. 5.14 Oksygenmålinger i 20-40 m dyp i Aspevågen (st. B4) i 1990.

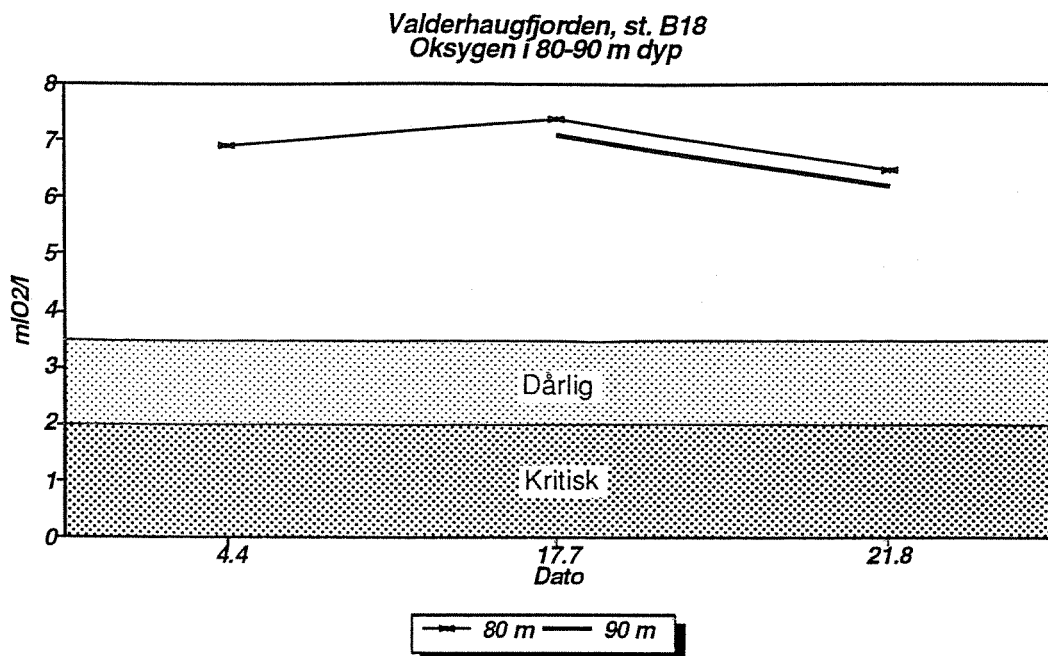


Fig. 5.15 Oksygenmålinger i 80-90 m dyp i Valderhaugfjorden (st. B18) i 1990.

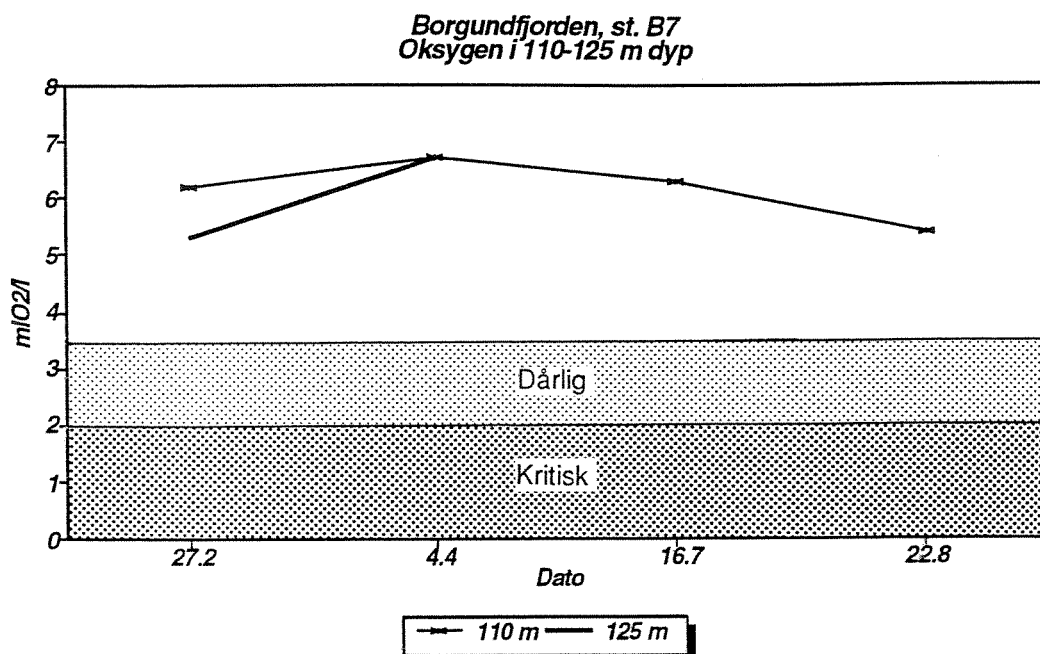


Fig. 5.16 Oksygenmålinger i 110-125 m dyp i Borgundfjorden (st. B7) i 1990.

Fig. 5.17 viser resultatene for 1990. Tatt i betraktning naturlige variasjoner i oksygenforbruk og vannutskiftning fra år til år, må konklusjonen bli at det ikke er påvist endringer i forhold til tidligere år.

Åsefjorden (st. B9):

Stasjonen ligger i et dypt basseng, med 110 m som største dyp og en terskel på ca. 80 m dyp (fig. 1.2). Tidligere undersøkelser har påvist betenkelig lave oksygenkonsentrasjoner nær bunnen, med 1.95 mlO₂/l vinteren 1977 som det laveste (Bokn og medarb., 1979). Overvåkingen i 1980-82 hadde ca. 2,5 mlO₂/l som laveste verdi. Fram til 1990 har ikke belastningen på fjorden endret seg vesentlig.

Resultatene fra 1990 er vist i fig. 5.18. Prøveseriene for høsten 1990 er mangelfulle pga. av vanskeligheter i prøvetakingen (jfr. kap. 5.2). Forholdene var noenlunde i samsvar med det som ble registrert i 1980-82.

Eikenosvågane (st. B20):

Stasjonen ligger i et forholdsvis lite basseng med største dyp 37 m og innløp terskel) på 28-29 m. Belastningen på dette området var relativt liten i 1990, men området vil motta betydelig større mengder kommunal kloakk fra 1991 som følge av overføringer fra Blindheim, Vegsundet mv. Det er ikke utført oksygenmålinger i dette området tidligere.

Oksygenprøven ble tatt i 30 m dyp, og resultatene framgår av fig. 5.19.

Konsentrasjonen var jevnt fallende utover hele måleperioden. Selv om det fram til oktober ikke ble registrert dårlige oksygenforhold i 30 m dyp, er det sannsynlig at forholdene ble dårlige i løpet av november eller desember. Konklusjonen må bli at det sannsynligvis ofte opptrer perioder med dårlige oksygenforhold sent på høsten, spesielt i nederste del av bassengvannet.

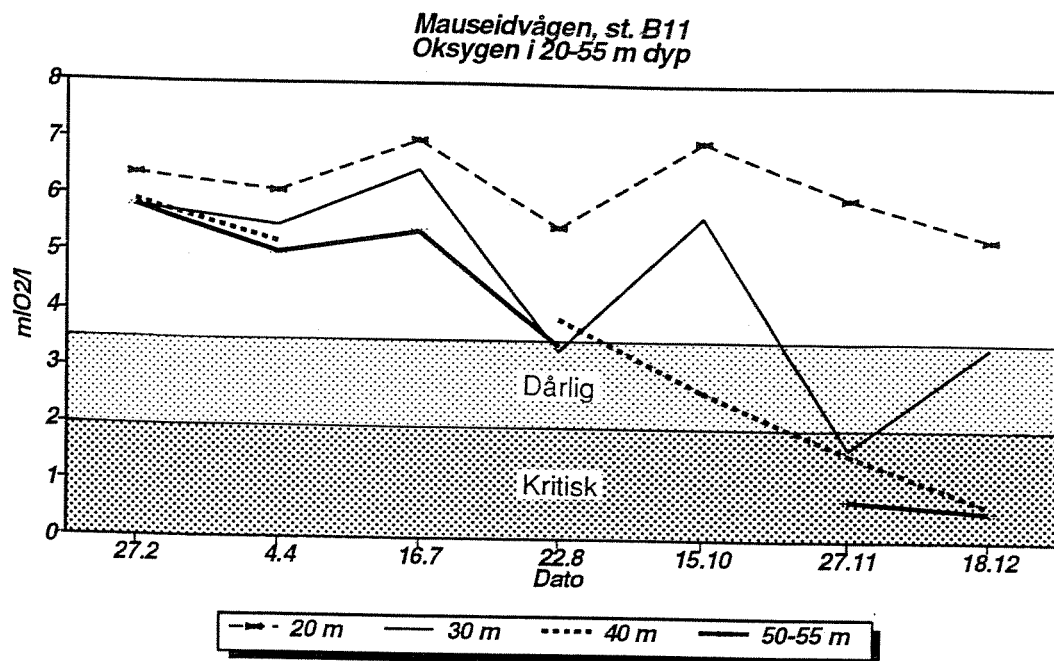


Fig. 5.17 Oksygenmålinger i 20-55 m dyp i Mauseidvågen (st. B11) i 1990.

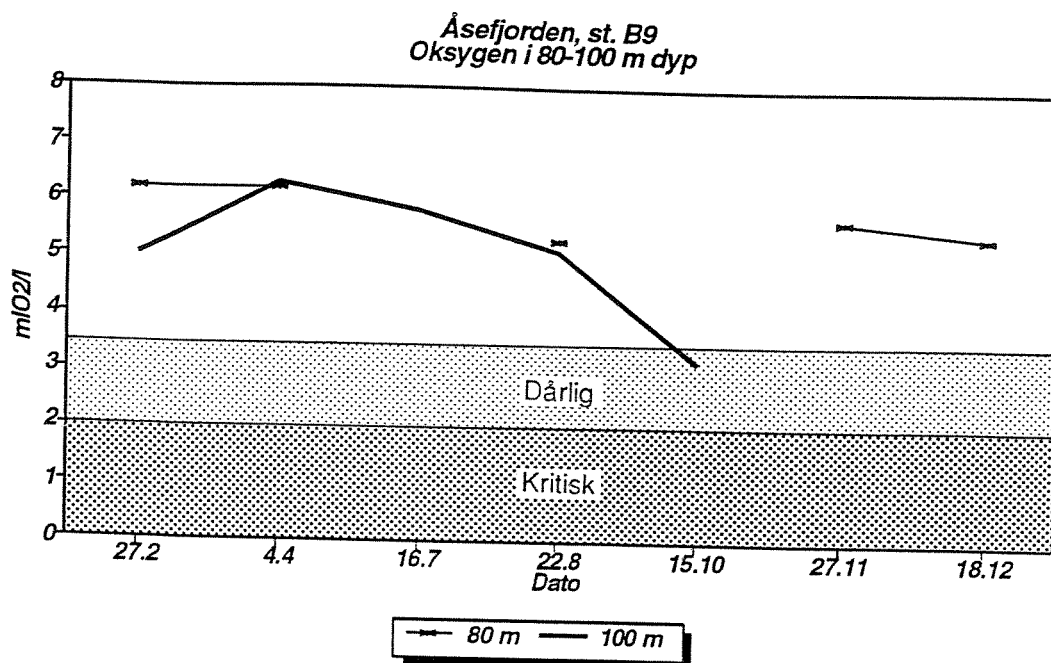


Fig. 5.18 Oksygenmålinger i 80-100 m dyp i Åsefjorden (st. B9) i 1990.

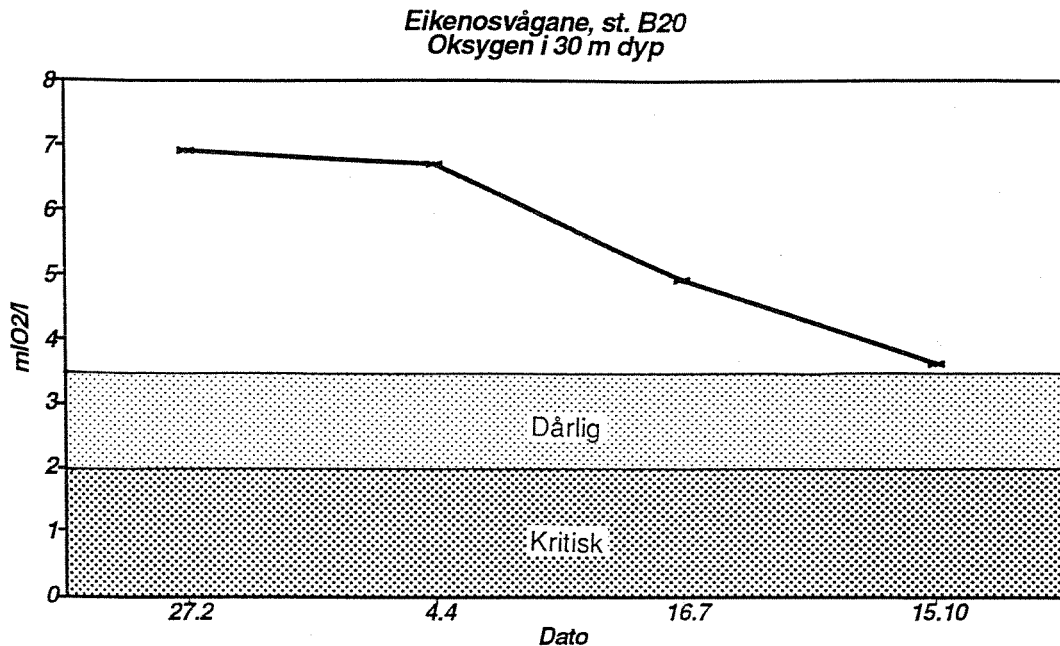


Fig. 5.19 Oksygenmålinger i 30 m dyp i Eikenosvågane (st. B20) i 1990.

5.4 Sammenfatning

For næringssalter og algevekst i vannmassene var tilstanden i 1990 i hovedsak uendret i forhold til tilstanden i 1976-77 og 1980-82. Dette er i samsvar med at utslippene av næringssalter totalt sett har endret seg lite i dette tidsrommet.

I Veddevika var konsentrasjonene av fosfat og nitrat på samme nivå som mot slutten av overvåkingen i 1980-82. I Åsefjordens hovedvannmasser var konsentrasjonene av næringssalter og klorofyll gjennomgående lavere enn på 80-tallet, og tyder dermed på en viss forbedring uten at dette kan påvises med noen større statistisk sikkerhet.

Området utenfor Spjelkavika er fortsatt preget av høye konsentrasjoner av fosfat, selv om de er noe lavere enn på 70- og 80-tallet. I Valderhaugfjorden, Eikenosvågane og Storfjorden var konsentrasjonene lave, og må antas å avspeile en upåvirket tilstand.

Siktedypet sommeren 1990 var for det meste 5-8 m, med 4.5 m utenfor Langevåg og i Veddevika som laveste verdier. Dette er samme nivå som på 70- og 80-tallet, og representerer godt badevann.

Oksygenforholdene i fjordområdet dypbassenger viste også i hovedsak samme tilstand som før. Spesielt nevnes at i Mauseidvågens dypvann blir tilstanden fortsatt kritisk i løpet av høsten, og det ser således ikke ut til at avlastningen av kommunal kloakk hittil har hjulpet. I Valderhaugfjorden var oksygenforholdene gode. Dypbassenget i Eikenosvågane er ikke stort, men det ble registrert et markert oksygenforbruk. Det er sannsynlig at perioder med dårlige oksygenforhold opptrer allerede nå. Tilstanden vil bli forverret etter at betydelige mengder kommunalt avløpsvann overføres til dette området.

6. LITTORALSONEN

Foreløpig analyse av data fra strandsoneundersøkelsen gjennomført i juni 1990 indikerer jevnt over rike samfunn, og at forurensnings-tilførslene ikke har hatt virkning av betydning. Strendene langs Åsefjorden er svakt nedslammet. Bedringen av forholdene i Veddevika, påvist fra 1981 til 1983, synes å ha fortsatt.

6.1 Formål

Målsetningen har vært å belyse forurensningssituasjonen i de øvre vannlag i Borgundfjord/Ellingsøyfjord-området gjennom analyse av strandsone-samfunnets sammensetning av alger og dyr. Fastsittende alger og dyr er velegnede for påvisning av forurensningseffekter over tid. Tilstedeværelse/fravær av arter, mengdemessig forekomst, arters utseende og samfunnssammensetning gir direkte miljøstatus på den enkelte lokalitet. Undersøkelsen danner grunnlag både for sammenlikning med tidligere tilstand på et utvalg lokaliteter, og med tilstanden etter gjentak av undersøkelsen i 1993.

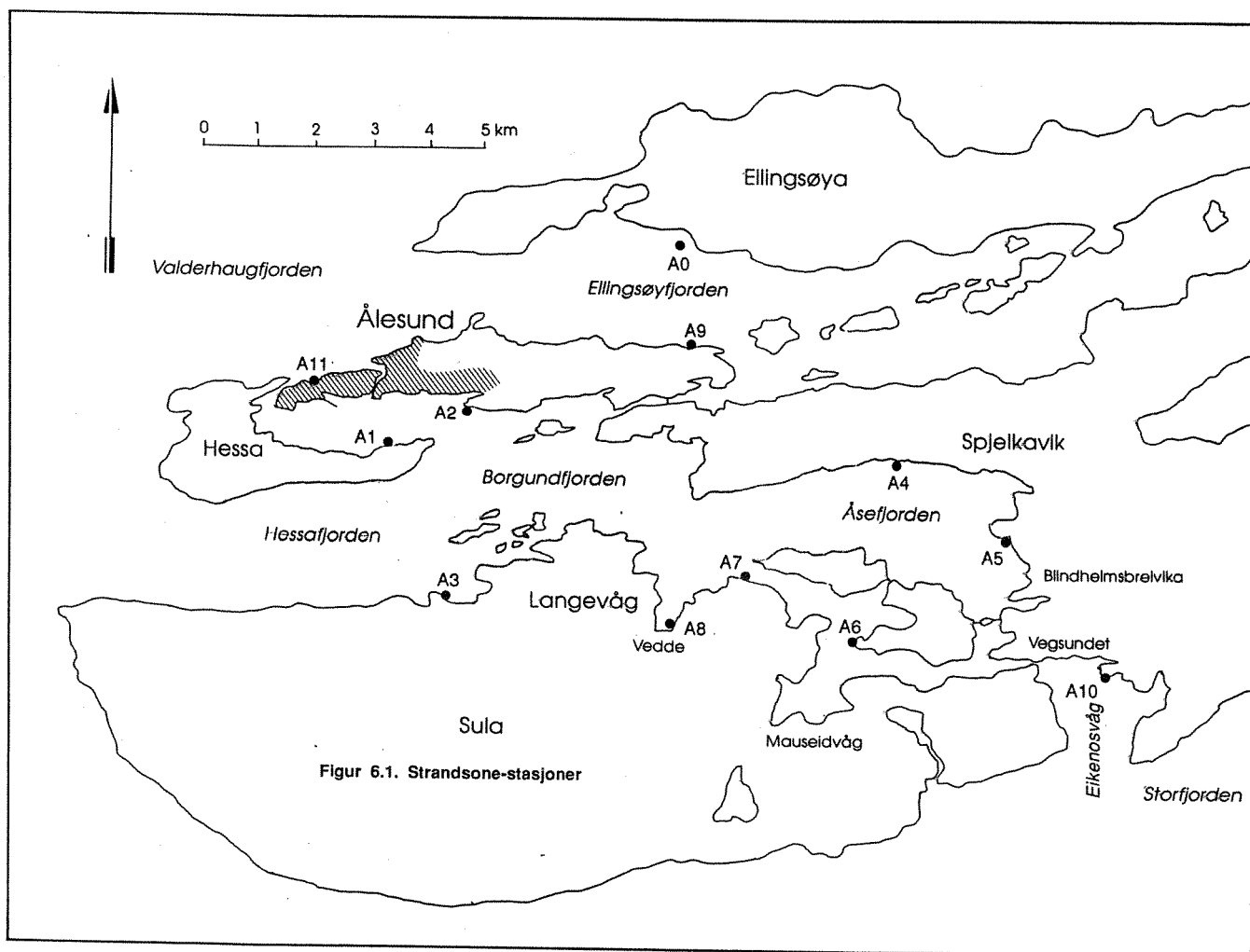
6.2. Gjennomføring

Feltarbeidet ble gjennomført 19-20 juni 1990. På 12 utvalgte lokaliteter i fjordsystemet (Fig 1) ble alger og dyr i strandsonen og på grunnvann ned til ca 2 m dyp registrert og grovt mengdeberegnet. Lokalitetene ble delt inn i tre vertikale soner som ble analysert separat. Grensen mellom sonene ble definert som øvre grense for rur-beltet og øvre grense for sagtang. Det ble benyttet en relativ tetthetsskala tilsvarende tidligere undersøkelser:

Enkeltpunn
Spredt
Vanlig
Dominerende

I noen grad ble prøver av alger fiksert for verifisering av artsbestemmelsen i laboratoriet.

På hver lokalitet ble videre himmelretning, topografi, og generelt forurensningsintrykk (nedslamming, forsøpling, etc.) notert.



6.3. Foreløpige resultater og diskusjon

Analyse av artssammensetning, fordeling av artene i vertikale soner, tetthet, diversitet og tallfestet likhet mellom lokalitetene vil bli gjort samtidig med analysen av registreringene i etterundersøkelsen (1993). Denne rapporten gir en foreløpig oversikt over antall arter direkte registrert på hver lokaliteter (Tabell 1), og en kort beskrivelse av hovedinntrykket av undersøkelsen.

Tabell 6.1. Antall arter registrert på strandlokalitetene 1990 og ved forrige undersøkelse (1981, 1983 for A8). Tall i parentes indikerer at stasjonsplassering er endret i 1990.

Lokalitet	Antall arter			Tidligere tilstand		
	Alger	Dyr	Totalt	Alger	Dyr	Totalt
A0 Grytebostvik	37	21	58	-	-	-
A1 Slinningen	45	29	74	(21	14	35)
A2 Voldsalsberga	43	32	75	-	-	-
A3 Molvær	41	20	61	22	17	39
A4 Åsestrand	34	27	61	(25	22	47)
A5 Remvik/Digernes	33	29	62	(22	15	37)
A6 Tørla	33	25	58	(15	29	44)
A7 Fiskerstrand	32	25	57	22	22	44
A8 Vedde	31	14	45	17	14	31
A9 Torvteigen	38	26	64	-	-	-
A10 Sveneset	36	27	63	-	-	-
A11 Steinvågen	42	22	64	-	-	-
Gjennomsnitt	37	25	62	21	19	40
Minsteverdi	31	14	45			
Størsteverdi	45	32	77			

Kort beskrivelse av den enkelte lokalitet

A0 Grytebostvik:

Stasjonen ligger vestvendt på holme. Sprukket svaberg i 45, vinkel. Flekkvis nedbeitet av sjøpinnsvin. Ingen nedslamming. Ikke utpreget bølgepåvirket. Totalantall arter er omtrent som gjennomsnittet for fjordområdet Ingen synlige tegn til belastning.

A1 Slinningen (Olsvika):

Stasjonen ligger ca 300 m øst for sjøbuene i Olsvika, nordvendt, med sprukket svaberg, 45-90, helning. Området hadde til dels sterk strøm, men ikke utpreget bølgepåvirket. Ingen tegn til nedslamming, men vannet hadde ved observasjonen en tykk fettaktig overflatehinne. Totalantallet arter var det nest høyeste funnet i området, og høyest m.h.t. alger.

A2 Volsdalsberga:

Stasjonen ligger på halvøy 150 m vest for industriområdet, sørvendt, med glatt svaberg, 45, helning. Ingen utpreget bølgepåvirkning. Ingen tegn til nedslamming. Den mest artsrike stasjon i undersøkelsen.

A3 Molvær:

Stasjonen ligger på et lite skjær, landfast ved lavvann, nordøstlig retning, med noe oppsprukket svaberg, 30-45, hellning, og tett tareskog. Stasjonen er utpreget bølgeeksponert. Ingen tegn til nedslamming. Artsrikhet omrent som gjennomsnitt for fjorden. Arts-antall alger lå over gjennomsnittet, antall dyrearter under.

A4 Åsestrand:

Stasjonen ligger 100 m øst for det nye rensaneanlegget ved Fylkessykehuset, sørvendt, avtrappende glatt svaberg, ca 10, hellning. Ingen utpreget bølgepåvirkning. Litt nedslammet. Stasjonen hadde artsantall som gjennomsnittet for fjordområdet både med hensyn til alger og dyr.

A5 Remvik/Digernes:

Stasjonen ligger vendt mot sørvest, med oppsprukket svaberg, 60-80, hellning. Ingen utpreget bølgepåvirkning. Litt nedslammet. Totalantall arter var likt gjennomsnittet for fjordområdet.

A6 Tørla:

Stasjonen har retning sørvest, med glatt svaberg og 30, hellning. Ingen utpreget bølgepåvirkning og ingen nedslamming. Stasjonen var tydelig nedbeitet av sjøpinnsvin opp til 1 m dyp. Totalantall arter var svakt lavere enn gjennomsnittet for fjordområdet.

A7 Fiskerstrand:

Stasjonsplassering er identisk med tidligere undersøkelser. Stasjonen vender mot nord, med 45, hellning, og substratet er stor rullestein. Ingen utpreget bølgepåvirkning og ingen nedslamming. Artsantallet var svakt lavere enn gjennomsnittet, vesentlig p.g.a. lavere antall alge-arter.

A8 Vedde:

Stasjonsplassering er identisk med tidligere undersøkelser. Stasjonen har retning vest, med sprukket svaberg og rullestein ned til 1 m dyp der det er sandbunn med spredt stein. Hellning er 0-45,. Ingen utpreget bølgepåvirkning, og svak nedslamming. Innslag av fiskeslo i strandkanten. Stasjonen hadde det laveste antall arter i undersøkelsen, primært p.g.a. lavt antall dyrearter.

A9 Torvteigen:

Stasjonen er plassert ca 100 m øst for renseanlegget, nordvendt, med glatt svaberg og 20-50, hellning. Ikke utpreget bølgeeksponert, ikke nedslammet, svakt nedbeitet av sjøpinnsvin. Antall arter omtrent som gjennomsnittet for fjordområdet.

A10 Sveneset:

Stasjonen er sørvendt, med glatt svaberg og ca 30, hellning. Området var flekkvis nedbeitet av sjøpinnsvin. Noe bølgepåvirket, ingen tegn til nedslamming. Antall arter omtrent som gjennomsnittet for fjordområdet.

A11 Steinvågen nord:

Stasjonen ligger ca 50 m øst for "Brooklyn-broa", vender mot nordvest, med sprukket svaberg, 45, hellning. Stasjonen har stor tareskog og er klart bølgepåvirket. Ingen tegn til nedslamming. Totalantall arter var svakt høyere enn gjennomsnittet, p.g.a. høyere antall alge-arter.

6.4. Sammenfatning. Hovedinntrykk av strandsonen

Totalantallet strandsonerarter varierte mellom 45 og 75. Bortsett fra Stasjon A8 Vedde, må lokalitetene betegnes som normale til rike, sammenliknet med andre strandlokaliteter på Vestlandet. Det er jevnt over høyere antall arter registrert i 1990 enn ved tidligere undersøkelser, spesielt av alger. Dette har delvis sammenheng med bemanningen på feltarbeidet.

Det var et særpreg at stasjonene som grenser mot Ålesund havn (A1, A2 og A11) hadde høy artsrikhet, spesielt på alger. Dette var også tilfelle med stasjon A3 (Molvær), og skyldes formodentlig god vannutskifting (bølger, strøm). De foreløpige tall indikerer derfor at forurensningstilførsler til disse områdene ikke har hatt negativ virkning i de øvre vannmasser.

Stasjonene langs Åsefjorden (A4 og A5) bar noe preg av nedslamming, som kan være en kombinasjon av lav bølgepåvirkning og høy turbiditet (evt. høy algeproduksjon) i fjordavsnittet.

Stasjonene i Ellingsøyfjorden (A0 og A9) viste tegn til å være nedbeitet av sjøpinnsvin, det samme gjaldt A6 (Tørsla) og A10 (Sveneset). Nedbeiting på A6 samsvarer med nærliggende observasjoner fra 1981 (daværende A8), og omfattende nedbeiting noe lenger inne i Ellingsøyfjorden er også observert før (T. Bakke, pers. obs.). Slik nedbeiting er observert mange steder langs kysten de siste tiår. Selv om det hersker usikkerhet om årsaken, er nedbeitingen ikke ansett som direkte tegn på forurensning.

Stasjon A8 (Vedde) viste klart høyere artsantall enn ved forrige undersøkelse (1983). Dette skyldtes at høyere antall alger ble registrert i 1990. Stasjonen har hatt en gradvis økning i artsrikhet på hele 80-tallet, fra totalt 17 arter i 1981, via 31 arter i 1983 til 45 arter i 1990. Stasjonen hadde likevel klart lavere artsrikhet enn de øvrige lokaliteter i undersøkelsen, noe som til dels skyldes at strandsonen er smal og går over i bløtbunn på ca 1 m dyp.

7. BLØTBUNNSFAUNA

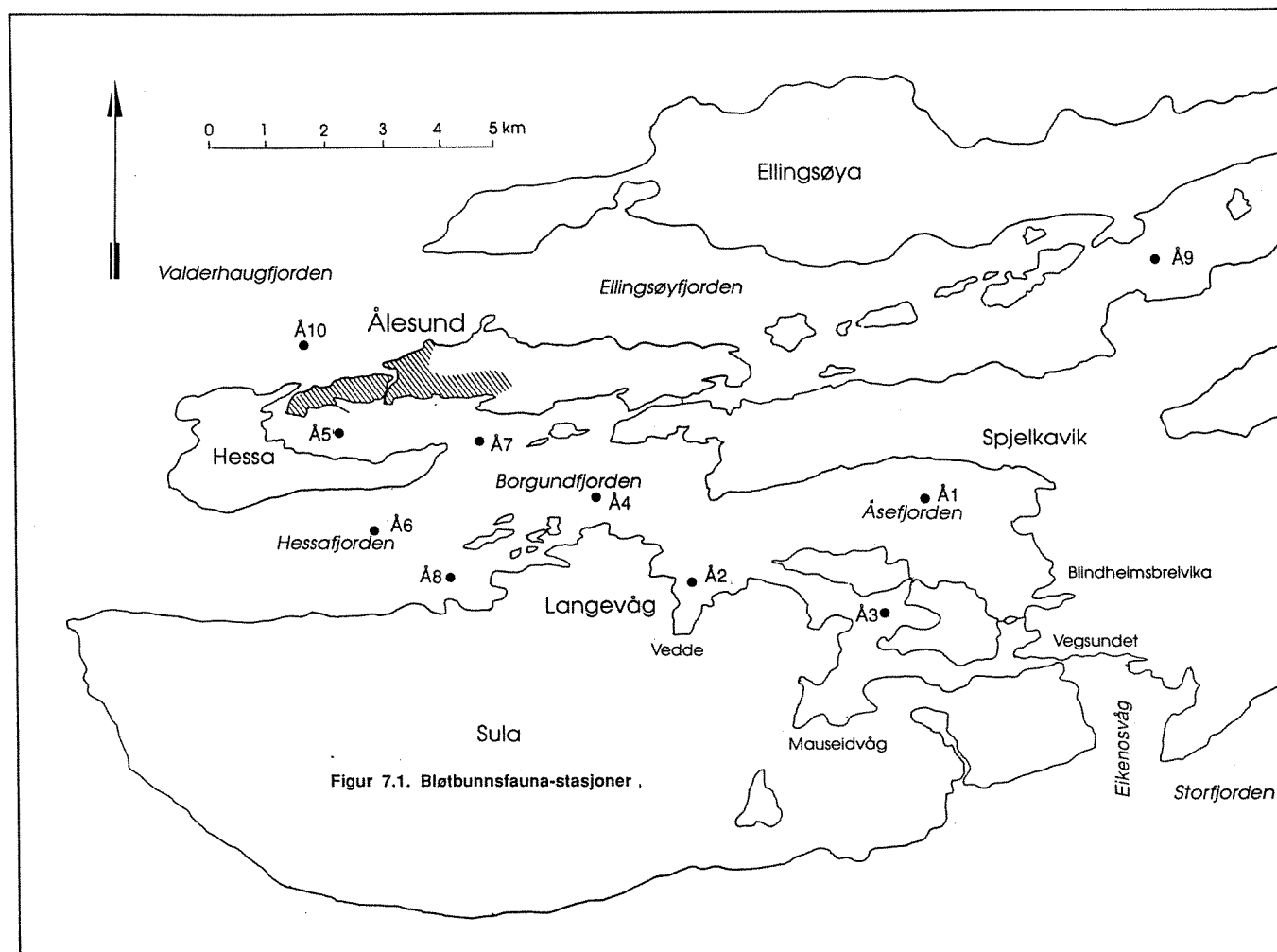
Foreløpig bedømmelse av bløtbunnsprøver tatt april 1990 viste at dypområdene i Aspøvågen, Mauseidvågen og Veddevika er hardt belastet, med oksygenmangel og hydrogensulfid i bunnslammet. Prøvene viste videre at sedimentforholdene i Aspøvågen var betydelig bedre øst for Bålholmen. Dypområdene i Åsefjorden, Borgundfjorden (nord for Gåsholmen) og Hessafjorden ga inntrykk av stabile forhold siden forrige undersøkelse. Stasjonene i Valderhaugfjord og ved Bingsa var friske og ga inntrykk av en variert fauna.

7.1. Formål

Målsetningen har vært å sikre prøver som kan belyse forurensningssituasjonen i de dypere delene av fjordområdet gjennom undersøkelse av den fauna som lever i bunnslammet. Analyse av samfunnsstruktur på bløtbunn er en relativt standardisert og anerkjent metode for å påvise langsiktig miljøbelastning både fra overgjødning, miljøgifter og kjemikalier. Undersøkelsen skal danne grunnlag for sammenlikning med tilsvarende målinger gjort i 1982 og 1983, og med tilsvarende målinger planlagt foretatt i 1993.

7.2. Gjennomføring

Feltarbeidet ble gjort 3-5 april 1990 ved bruk av fartøyet M/S Skansen, Ålesund havnevesen, og bemanning fra havnevesenet, Ålesund kommune og NIVA. Innsamlingsmetoden var den samme som ved tidligere undersøkelser. Fra hver av 10 stasjoner (se figur 7.1) ble det tatt 5 grabbprøver av bunnslammet. Hver prøve dekket 0.1 m² av bunnen. På dekk ble prøvene siktet gjennom stålsikt med 1 mm hull. Materialet på sikten ble fiksert i formalin, og er senere overført til 70 % etanol for oppbevaring til de skal analyseres sammen med prøvene fra 1993.



I sammenheng med denne innsamlingen ble det også tatt prøver for analyse av tungmetall i bunnslammet på en rekke lokaliteter, ved hjelp av en kjerneprøvetaker (se eget avsnitt).

7.3. Foreløpige resultater og diskusjon

Opparbeidelse av bløtbunnsprøvene skal foregå senere. Denne rapporten oppsummerer kun førsteinntrykket av prøvene gjennom innsamingen og den senere overføring til etanol.

Å1 Åsefjord:

Dyp 100-100 m. Relativt myk sandblandet leire, ingen lukt av hydrogensulfid (H₂S). Lite dyr i prøvene, mye tomme muslingskall.

Å2 Veddevika:

Dyp 45-50 m. Mudderbunn med innslag av større stein. Tynt lysbrun overflatelag (1-3 mm), under dette fantes svart sediment med tydelig lukt av H₂S. Mye fibermateriale og svært lite dyr i prøvene.

Å3 Mauseidvåg:

Dyp 50-55 m. Svart mudder med tydelig lukt av H₂S. Noen få større børstemark (Pectinaria) og muslinger (Thyasira), ellers lite dyr.

Å4 Borgundfjord:

Dyp 130-140 m. Sandblandet leire, relativt fast. Ingen tegn til H₂S. Relativt variert fauna.

Å5 Aspøvågen:

Dyp 30-40 m. Utpreget svart sediment med fiber og slagge og sterk lukt av H₂S. Flekkvis tynt lysbrunt overflatelag (ca 1 mm). Ikke merkbar stikkende lukt eller metallskimmer i prøvene som observert før. Mager fauna, men noe levende børstemark (Pectinaria) observert.

Å6 Hessafjord:

Dyp 100-100 m. Sandbunn uten tegn til H₂S-lukt. Meget variert fauna men relativt få individer.

Å7 Slinningen:

Dyp 90 m. Lyst brunt mudder med en del skall og slagg, uten lukt av H₂S. Få dyr, vesentlig polychaeter.

Å8 Molvær:

Dyp 25-30 m. Relativt grov sandbunn med en del større stein, uten lukt av H₂S. Variert fauna, men relativt få individer.

Å9 Bingsa:

Dyp 50-55 m. Mudder med stein og store skall av kuskjell (Arctica). Ingen lukt av H₂S. Meget variert fauna og klare tegn på at området er strømrøkt.

Å10 Valderhaugfjord:

Dyp 90-95 m. Mudderblandet sand med mye stein, koks og slagg. Ingen lukt av H₂S. Relativt mye dyr, vesentlig polychaeter.

7.4. Sammenfattning av hovedinntrykket, bløtbunnsfauna

De mest belastede lokalitetene var Å2 Veddevika, Å3 Mauseidvåg og Å5 Aspøvågen, der Aspøvågen var klart dårligst. Både denne og Mauseidvåg hadde dårlige forhold også ved forrige undersøkelse, men det er for tidlig å si noe om om det har skjedd noen endring av betydning siden 1983.

Stasjon Å2 Veddevika er ikke undersøkt tidligere. Prøvene indikerte en bunn med tidvis okygenesvikt, og ugunstige (anoksiske) forhold for bunndyr helt opp til toppsjiktet av sedimentet. Dette kan tyde på at dypområdet i vika har for stor belastning av organisk materiale (sannsynligvis fra fiskemottaket) selv om topografien tilsier en rimelig god vannutskiftning.

Prøvene fra Å7 Slinningen (Mellom Slinningsodden og Hundsvær) indikerer at de dårlige sedimentforholdene i Aspøvågen er relativt lokale. Selv om det ikke var tegn til

oksygensvikt og hydrogensulfid på Å7 ga prøvene inntrykk av fattig fauna.

Detaljanalysen vi vise i hvor stor grad faunaen er påvirket i denne randsonen til Aspøvdågen.

På de øvrige stasjonene som kan sammenliknes med tidligere undersøkelser: Å1 Åsefjord, Å4 Borgundfjord, og Å6 Hessafjord, indikerte prøvene at forholdene ikke var merkbart endret siden 1982/83.

De nye stasjonene Å8 Molvær, Å9 Bingsa og Å10 Valderhaugfjord hadde alle et relativt grovt bunnmateriale, som indikerer til dels kraftige vannbevegelser (strøm og bølger). Prøvene indikerte videre en normal og variert bunnfauna.

8. MILJØGIFTER I BLÅSKJELL, TANG OG SEDIMENTER

Analyse av bunnsedimenter viser at bunnslammet i dypet av Aspøvågen var klart metallbelastet, med sterk overkonsentrasjon av kvikksølv, markert belastning med bly og kobber, og moderat belastning med kadmium og sink. Overslagsberegninger indikerer at kommunale tilførsler kan forklare kobber- og sinknivået i sedimentet, men at kvikksølvnivået er 40-120 ganger høyere enn fra kommunal tilførsel alene. Metallinnholdet i blåskjell og tang langs vågens vest og sørside var i hovedsak normalt. Analyse av metallinnhold i blåskjell og tang viste at strandområdet på nordsiden av Aspøya var klart bly-belastet og svakt sink-belastet. Noe forhøyet kobber- og sinknivå i blåskjell fra Gangstøvika kan skyldes sigevann fra det gamle søppeldeponiet på Flatholmen. Det er intet som tyder på at sigevann fra Bingsa har gitt metallakkumulering i gruntvannsorganismer og bunnsedimenter utenfor.

8.1 Formål

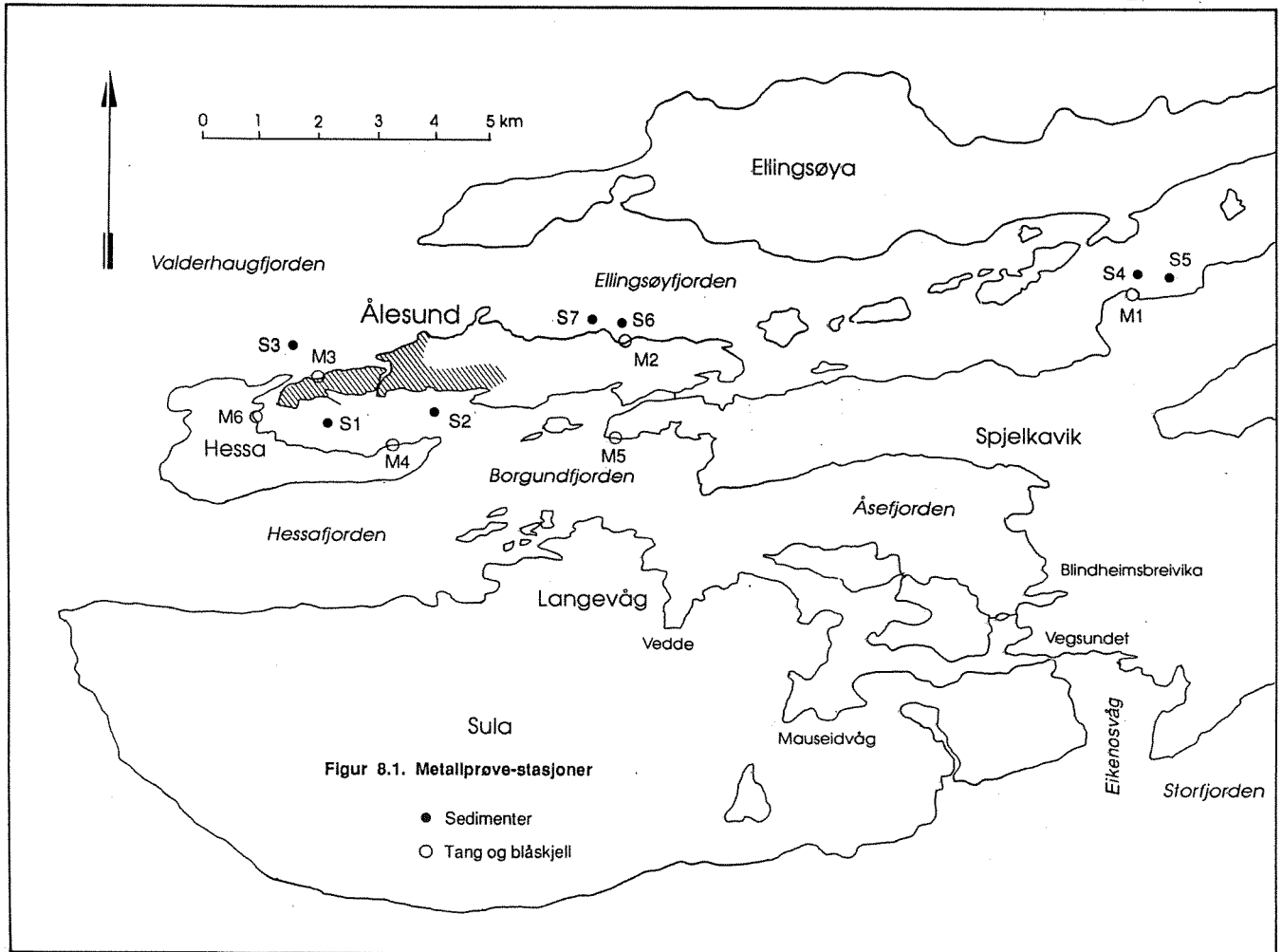
Analyse av utvalgte tungmetaller i bunnsediment og organismer ble gjennomført for å vurdere dagens metallbelastning i fjordområdene. Målsetningen var å dekke både lokaliteter som til nå har vært resipient for tilførsler og lokaliteter ved fremtidige utslippspunkter i følge den nye kloakkrammeplanen.

8.2 Gjennomføring

Bunnsedimenter ble samlet fra 7 lokaliteter (Figur 8.1) i april 1990 ved hjelp av en prøvetaker som tok sedimentkjerner med diameter 5 cm. Kjernene ble snittet i 2 cm tykke skiver (0-2, 2-4, 4-6 cm) og frosset for analyse ved NIVAs laboratorier i Oslo. Prøvene fra 6 av lokalitetene er analysert for totalmengde organisk karbon, totalmengde nitrogen og fosfat, og metallene bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), kobber (Cu) og kvikksølv (Hg). Analyseprosedyren er gitt i Vedlegg 1.

Blåskjell og grisetang ble samlet fra henholdsvis 5 og 6 lokaliteter (Figur 8.1) i oktober 1990. På stasjon M6 Skarbøvika (samlet i desember 1990) og i Skarbøvika forøvrig, manglet blåskjell fullstendig. Fra hver lokalitet ble 50 skjell i størrelse rundt 4 cm skallengde frosset ned for analyse. Fra grisetang ble 3-5 skuddspisser (siste 2 års vekst)

samlet fra hver av ca 20 planter pr lokalitet. Disse ble også frosset ned umiddelbart. I laboratoriet ble blåskjellene lengdemålt, og bløtdelene tatt ut og samlet til en prøve pr stasjon. For grisetang ble også en samleprøve pr stasjon analysert. Prøvene av skjell og tang ble analysert for de samme metallene som ovenfor samt nikkel (Ni) og total krom (Cr).



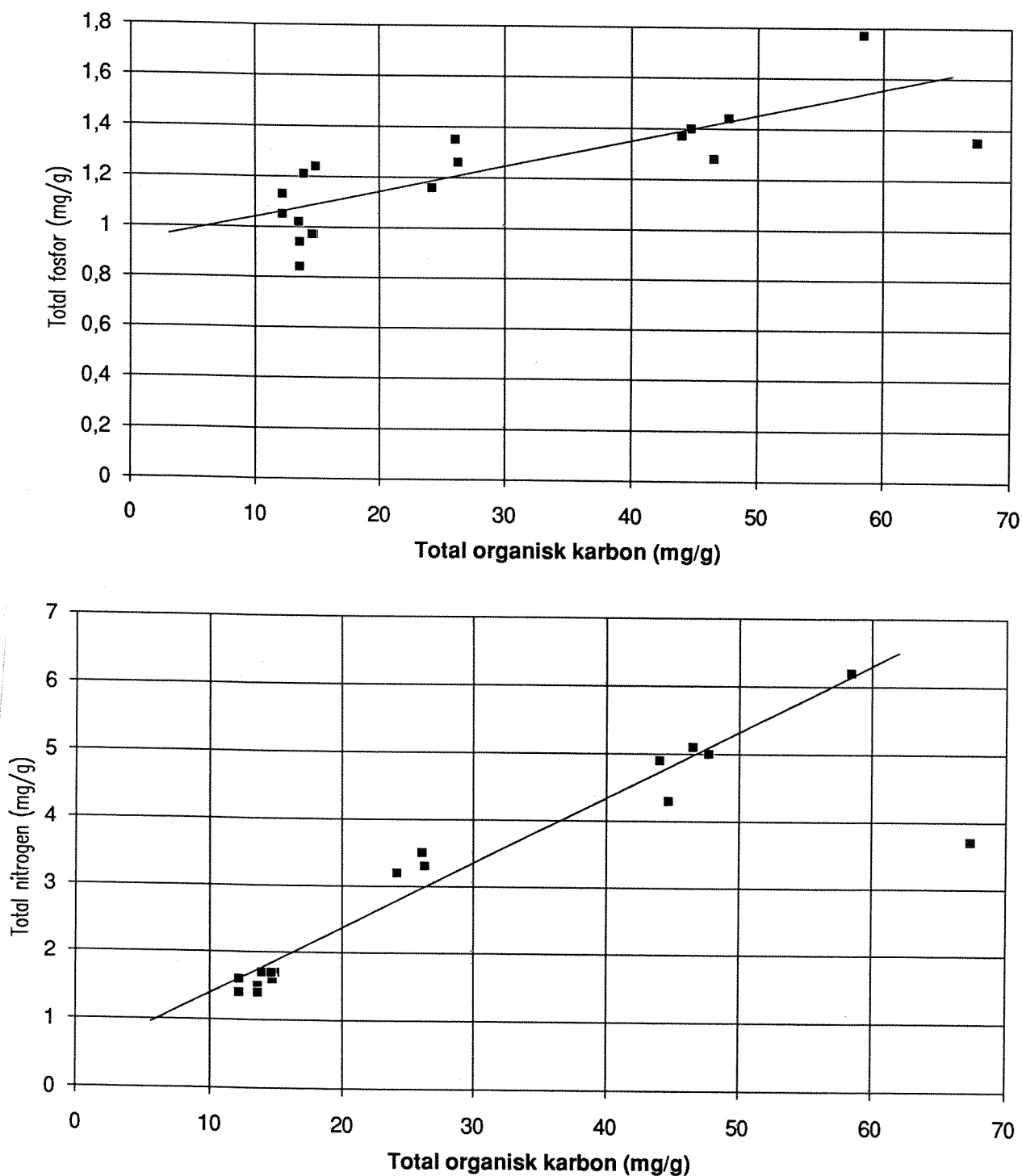
8.3. Resultater og diskusjon

8.3.1 TOC, fosfor og nitrogen i sediment

Bunnsedimentenes totalinnhold av organisk karbon, fosfor og nitrogen er gitt i Tabell 8.1. Verdiene lå i hovedtrekk innenfor normalområdet for norske fjordsedimenter. Stasjonene i Aspønvågen hadde klart høyest innhold av både karbon, nitrogen og fosfor. Med unntak av det dypeste snittet fra stasjon S1 var det en klar positiv korrelasjon mellom TOC og fosfor (Fig. 8.2.a) og mellom TOC og nitrogen (8.2.b), som indikerer at både fosfor og nitrogen i hovedsak finnes i det organiske materialet.

Tabell 8.1. Totalt organisk karbon (TOC), totalfosfor og totalnitrogen i bunnsediment fra Borgundfjorden 1990 og 1987 (mg/g tørt sediment)

Stasjon	Dyp	TOC	Nitrogen	Fosfor	C/N	N/P
S1 Aspønvåg vest	0-2 cm	58,4	6,2	1,77	9,42	3,5
	2-4 cm	44,7	4,3	1,40	10,40	3,1
	4-6 cm	67,4	3,7	1,35	18,22	2,7
S2 Aspønvåg øst	0-2 cm	47,7	5,0	1,44	9,54	3,5
	2-4 cm	46,5	5,1	1,28	9,12	4,0
	4-6 cm	44,0	4,9	1,37	8,98	3,6
S3 Valderhaugfjord	0-2 cm	13,5	1,5	1,02	9,00	1,5
	2-4 cm	13,6	1,5	0,84	9,07	1,8
	4-6 cm	12,2	1,4	1,05	8,71	1,3
S4 Bingsa vest	0-2 cm	14,9	1,7	1,24	8,76	1,4
	2-4 cm	12,2	1,6	1,13	7,63	1,4
	4-6 cm	13,9	1,7	1,21	8,18	1,4
S5 Bingsa øst	0-2 cm	26,1	3,5	1,35	7,46	2,6
	2-4 cm	26,3	3,3	1,26	7,97	2,6
	4-6 cm	24,2	3,2	1,16	7,56	2,8
S7 Gangsøvika vest	0-2 cm	13,6	1,4	0,94	9,71	1,5
	2-4 cm	14,7	1,6	0,97	9,19	1,6
	4-6 cm	14,6	1,7	0,97	8,59	1,8
Å5 Aspønvåg vest '1977	0-2 cm	63	1,73	1,21	36,42	1,4
Å6 Hessafjord '1977	0-2 cm	27	1,71	1,35	15,79	1,3
	2-4 cm	22	1,78	1,15	12,36	1,5
	4-6 cm	26	1,62	1,4	16,05	1,2



Figur 8.2. Sammenheng mellom TOC og totalfosfor (a), og TOC og totalnitrogen (b) i sedimenter fra Borgundfjordområdet 1990. Regresjonslinje tilpasset uten den ene ekstremverdien.

Det organiske materialet i fjordsedimenter skyldes produksjon i vannmassene over, generell avrenning fra land eller kommunale og industrielle utslipp. I sedimenter hvor opprinnelsen er marin produksjon, er det vanlig å observere et forholdstall mellom organisk karbon og nitrogen, C/N-forhold, på 6-10. Organisk materiale fra land er relativt fattig på nitrogenforbindelser, og sedimenter der dette er dominerende tilførsel vil ha et høyere C/N-forhold. Resultatene fra Borgundfjordområdet (Tabell 8.1) indikerer at sedimentene i hovedsak mottar organisk materiale fra produksjonen i selve fjordsystemet.

8.3.2 Metaller i sediment

Beskrivelse av bunnsedimentenes utseende er gitt i Vedleggstabell 2.

Metallkonsentrasjonen i de tre snittene av bunnsedimentene er presentert i Tabell 8.2. Konsentrasjoner i de øvre 2 cm er også sammenliknet i Figur 8.2. Disse verdiene er sammenholdt med foreslåtte kriterier for klassifisering av fjordsedimenter etter miljøgiftinnhold (Knutzen og Skei 1990). En tabell for dette er gjengitt i Vedlegg 3. Tilstanden på den enkelte lokalitet kan beskrives som følger.

Tabell 8.2. Metallkonsentrasjon i bunnsedimenter (milligram/kg tørt sediment)
Borgundfjorden 1990.

Stasjon	Dyp	Bly	Kadmium	Sink	Kobber	Kvikksølv
S1 Aspøvgå vest	0-2 cm	**223	*0,42	*288	**179,0	***3,55
	2-4 cm	**184	*0,41	*235	*128,0	**2,20
	4-6 cm	**148	*0,44	*195	*99,5	**2,09
S2 Aspøvgå øst	0-2 cm	*113	0,06	118	*82,2	**2,05
	2-4 cm	**124	0,12	126	*78,3	**1,73
	4-6 cm	**127	0,14	129	*77,2	**1,88
S3 Valderhaugfjord	0-2 cm	*44,0	0,06	38,0	30,0	*0,15
	2-4 cm	*49,6	0,08	47,6	30,8	*0,15
	4-6 cm	*47,8	0,04	34,9	27,5	*0,15
S4 Bingsa vest	0-2 cm	*47,2	0,05	46,4	22,8	*0,17
	2-4 cm	29,6	0,05	45,3	20,7	*0,16
	4-6 cm	*30,9	0,08	53,8	22,9	0,14
S5 Bingsa øst	0-2 cm	*40,7	0,08	59,6	26,8	*0,18
	2-4 cm	*44,7	0,08	63,5	25,8	*0,19
	4-6 cm	*30,8	0,08	53,7	22,9	*0,15
S7 Gangsøvika vest	0-2 cm	*38,1	0,07	54,1	23,0	*0,18
	2-4 cm	*46,4	0,14	67,1	26,6	*0,22
	4-6 cm	*49,1	0,14	71,0	24,9	*0,19

* moderat belastet

** markert belastet

*** sterkt belastet

Stasjon S1 Aspøvangen vest:

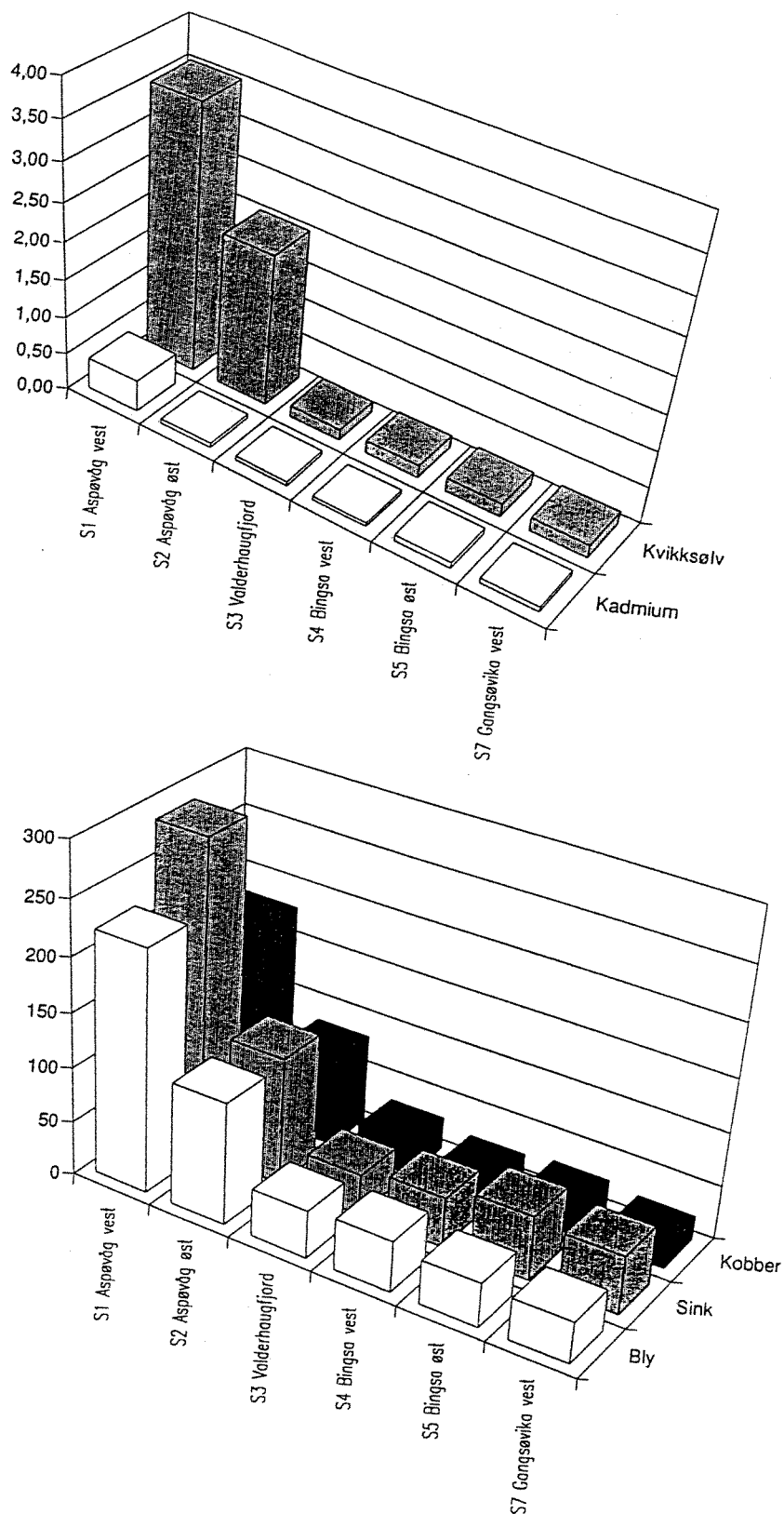
Denne stasjonen var den utseendemessig verste av lokalitetene, dominert av helt svart bunnslam, markert lukt av H₂S og svært lite dyreliv. Analysene viste overbelastning av alle metallene analysert. De ble klassifisert som sterkt/markert overbelastet med kvikksølv ned til 6 cm dyp, markert belastet med bly og kobber (øvre 0-2 cm), og moderat belastet med de øvrige metallene.

Stasjon S2 Aspøvangen øst:

Bunnslammet her hadde normalt gråbrunt utseende og ingen lukt av H₂S. Det var markert belastet med kvikksølv og bly ned til 6 cm dyp, men ikke så høye verdier som på Aspøvangen vest. Videre viste analysene en moderat belastning av kobber, men ingen belastning av kadmium. Kriteriet for moderat sinkbelastning ble ikke overskredet, men konsentrasjonene var klart høyere enn for stasjonene utenfor Aspøvangen (Figur 8.3).

Øvrige stasjoner:

De øvrige stasjonene undersøkt hadde normalt utseende bunnslam. I forhold til de oppgitte kriterier viste alle prøvene (med to unntak) en moderat belastning med bly og kvikksølv, de fleste på grensen til lite belastet. Dette kan tyde på en svak diffus belastning av disse metallene i hele fjordsystemet. Stasjonene hadde ingen tydelig belastning av de øvrige metallene.



Figur 8.3. Konsentrasjon (mg/kg tørrt sediment) av tungmetaller i de øvre 2 cm av bunnsedimentene på et utvalg lokaliteter i Borgundfjordområdet. Merk forskjellig skala på y-aksen.

Den eneste av stasjonene som tidligere er analysert for metaller er S1 Aspøvdågen vest. Konsentrasjonene i de øvre 2 cm i 1976/77 og 1990 er sammenliknet i Tabell 8.3. Sink viste en tilsynelatende 90 % nedgang siden 1977, for bly og kadmium var også verdiene fra 1990 noe lavere enn i 1977, men forskjellen var liten. For kvikksølv viste verdiene en liten økning fra 1977 til 1990. Siden begge års målinger er basert på en eneste kjerneprøve vet vi ikke noe om hvordan metallene fordeler seg lokalt på bunnen. Man kan derfor ikke utelukke at disse forskjellene skyldes flekkvis fordeling av metallene på bunnen, heller enn en endring over tid. Med unntak for sink bør metallbelastningen i denne perioden tolkes som stabil.

Tabell 8.3. Metallkonsentrasjoner i bunnsedimentene (mg/kg tørt sediment),
Stasjon S1 Aspøvdågen vest 1976/77 og 1990.

Stasjon	Dyp	Bly	Kadmium	Sink	Kobber	Kvikksølv
S1 Aspøvdågen vest 1990	0-2 cm	223	0,42	288	179	3,55
	2-4 cm	184	0,41	235	128	2,20
	4-6 cm	148	0,44	195	99,5	2,09
S1 Aspøvdågen vest 1976/77	0-2 cm	348	0,85	2996	-	2,14

Utbredelsen av det sterkt metallbelastede bunnområdet i Aspøvdågen kan ikke fastsettes, men det er grunn til å tro at det er begrenset til dypområdene i selve vågen siden stasjon S2 Aspøvdågen øst hadde gjennomgående lavere metallinnhold enn S1 Aspøvdågen vest. Nivået var likevel klart høyere enn på de øvrige stasjonene (Figur 8.2).

Den svake belastningen av bly og kvikksølv i området nord for Ålesund, representert ved stasjonene S3-S7 er ikke større enn i de fleste norske fjorder (Se Tabell 8.4). Undersøkelse av aldersbestemte marine sedimenter har vist en generell global økning i kvikksølv i kystnære områder fra rundt århundreskiftet (Skei og Paus, 1979). Likedan viser undersøkelser at blyinnholdet har økt siden ca. 1950 på grunn av den globale økningen i bensinforbruket etter krigen (Olausson, 1975).

Tabell 8.4. Konsentrasjoner av kvikksølv og bly (mg/kg tørt sediment) i bunnsedimentet i et utvalg norske fjorder.

LOKALITET	Hg	Pb	Ref.
Vestfjorden m/Drøbaksundet	0.4 - 0.2	40 - 80	Næs, 1983
Drammensfjorden	0.1 - 0.34	42 - 76	Næs, 1984
Larvik	0.3 - 0.49	17 - 50	Hasle og Liseth, 1990
Frierfjorden	0.4 - 3.7	78 - 240	Rygg et al., 1987
Fedafjorden	-	48-284	Rygg og Skei, 1986
Byfjorden	0.05 - 0.5	11 - 51	NIVA, 1978 og Dahle, 1984
Gandsfjorden	0.08 - 1.0	23 - 127	NIVA 1978 og Dahle, 1984
Riskafjorden	0.01 - 0.03	59 - 101	Dahle, 1984
Hafrsfjord	<0.05 - 0.29	5 - 98	NIVA, 1978 og Dahle, 1984
Saudafjorden med Hylsfjorden	-	64 - 593	Knutzen og Skei, 1988
Karmsundet m/Haugesund	-	51 - 302	Knutzen et al., 1989
Hardangerfjorden	0.18 - 1.22	84 - 344	Skei et al., 1986
Årdalsfjorden	<0.1	34 - 246	Baalsrud et al., 1985
Høyangerfjorden	0.02 - 0.11	8.6 - 20	Olsgard og Hasle, 1989
Kristiansund		53 - 95	Berge, 1988
Orkdalsfjorden	0.47 - 0.88	9 - 53	Skei, 1983
Beistadfjorden	1.49 - 3.10	11 - 24	Skei, 1983
Vefsnfjorden	<0.05	13.0 - 36.1	Helland og Skei, 1991 og Knutzen og Skei, 1986
Ballangfjorden	-	82 - 790	Helland og Rygg, 1991
Nordåsvann, Bergen	0.18 - 1.11	61 - 222	IFM, 1991
Byfjordområdet, Bergen	1.55 - 3.90	270 - 445	IFM, 1991

8.3.3 Metaller i organismer

Resultatet av analysene er gitt i tabeller nedenfor for hvert metall. Verdiene er videre sammenliknet med de verdier som ble funnet for griselang under basisundersøkelsen 1976 og med øvre grense for det man betrakter som bakgrunnsnivå for vevskonsentrasjoner av disse metallene (Knutzen og Skei 1990).

Kvikksølv

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Griselang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	0.02	0.02
M2 Gangstøvika	0.02	0.01
M3 Steinvågen nord	0.03	0.02
M4 Slinningen nord	0.03	0.03
M5 Borgundgavlen	0.03	0.02
M6 Skarbøvika	-	0.03
A0 1976 Skarbøvika	-	0.08
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	0.04
Bakgrunnsnivå, øvre grense	0.03	0.05

Ingen av prøvene tatt i 1990 hadde kvikksølv over forventet bakgrunnsnivå. Bortsett fra en svakt forhøyet verdi fra Skarbøvika var heller ikke nivåene i griselang i 1976 nevneverdig over bakgrunnsnivået. Vevsanalysene kan ikke bekrefte eller avkrefte spørsmålet om det forhøyede kvikksølvnivået i Aspø vågens dypområde skyldes gamle eller fortsatt eksisterende utslipp, men dersom det skyldes eksisterende utslipp, betyr disse resultatene at slike utslipp ikke påvirker grunnvannsområdene i Skarbøvika og langs Slinningen, enten fordi vannutskiftningen (dvs. fortynningsgraden) er for stor, eller fordi kilden ligger på andre siden av vågen.

Krom

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	0.12	0.8
M2 Gangstøvika	0.28	<0.5
M3 Steinvågen nord	0.20	<0.5
M4 Slinningen nord	0.23	<0.5
M5 Borgundgavlen	0.13	<0.5
M6 Skarbøvika	-	1.0
A0 1976 Skarbøvika	-	10
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	<4
Bakgrunnsnivå, øvre grense	0.5?	2

Kommentar: Ingen av analysene fra 1990 viser vevsnivå av krom over antatt bakgrunnsnivå. Sammenliknet med verdiene fra 1976 viser grisetang i Skarbøvika en klar forbedring.

Sink

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	24.3	50
M2 Gangstøvika	37.3	130
M3 Steinvågen nord	59.9	190
M4 Slinningen nord	48.6	190
M5 Borgundgavlen	38.6	50
M6 Skarbøvika	-	240
A0 1976 Skarbøvika	-	550
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	390
Bakgrunnsnivå, øvre grense	30	200

Blåskjell fra Gangstøvika og Slinningen hadde sinknivå i overkant av bakgrunn. For Steinvågens nordside var nivået det dobbelte av øvre grense for bakgrunn. Grisetang fra de samme lokaliteter viste ikke overkonsentrasjoner. Grisetang fra Skarbøvik har vist vedvarende overkonsentrasjon av sink (opp til det doble av øvre grense for bakgrunnsprøver) fra 1976 til 1990.

Kobber

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	1.03	2.9
M2 Gangstøvika	4.48	3.6
M3 Steinvågen nord	1.92	3.7
M4 Slinningen nord	2.14	10.0
M5 Borgundgavlen	1.95	2.1
M6 Skarbøvika	-	11.5
A0 1976 Skarbøvika	-	75
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	9
Bakgrunnsnivå, øvre grense	2?	10

Blåskjellprøven fra Gangstøvika hadde en overkonsentrasjon (dobling) i forhold til antatt bakgrunnsnivå, mens grisetang fra samme område ikke var kobber-forurenset. Grisetang fra Skarbøvik hadde i 1976 en klar overkonsentrasjon (7 ganger bakgrunn) og selv om nivået var klart lavere i 1990, var det fortsatt i overkant av bakgrunnsnivået.

Kadmium

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	0.07	0.12
M2 Gangstøvika	0.09	0.78
M3 Steinvågen nord	0.11	1.04
M4 Slinningen nord	0.07	0.20
M5 Borgundgavlen	0.07	0.14
M6 Skarbøvika	-	0.23
A0 1976 Skarbøvika	-	1.2
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	1.2
Bakgrunnsnivå, øvre grense	0.3	1.5

Ingen av prøvene hadde kadmiuminnhold høyere enn det som er angitt som øvre grense for nivå i rene prøver.

Bly

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	0.50	0.9
M2 Gangstøvika	0.44	0.6
M3 Steinvågen nord	7.2	1.2
M4 Slinningen nord	0.52	0.6
M5 Borgundgavlen	0.32	0.7
M6 Skarbøvika	-	0.6
A0 1976 Skarbøvika	-	16
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	3.0
Bakgrunnsnivå, øvre grense	0.5	3

Første gangs analyse ga en verdi på 19.6 mg/kg i blåskjell fra M3 Steinvågen nord. Denne ekstreme blyverdien er sjekket for mulig analysefeil ved reanalyse. Den reviderte verdien 7.2 mg/kg er også 15 ganger over høyt bakgrunnsnivå, og klart høyere enn noen andre av prøvene. Grisetang fra samme lokalitet viste svakt høyere blykonsentrasjon enn de øvrige stasjoner. Stasjonen må derfor bedømmes som klart blyforurenset. Bortsett fra dette og høyt blyinnhold i grisetang fra Skarbøvika i 1976, er det ingen av prøvene som viser overkonsentrasjoner.

Nikkel

Stasjon	Blåskjell (mg/kg våtvekt)	Grisetang (mg/kg tørrvekt)
M1 Hovdevika, Bingsa	<0.19	<1.5
M2 Gangstøvika	<0.19	4.4
M3 Steinvågen nord	<0.19	4.3
M4 Slinningen nord	<0.18	<1.5
M5 Borgundgavlen	<0.19	<2.0
M6 Skarbøvika	-	2.0
A0 1976 Skarbøvika	-	7.0
A5 1976 Nesholmen, Spjelkavik	-	5.0
Bakgrunnsnivå, øvre grense	1	10

Ingen av prøvene viste overkonsentrasjoner av nikkel.

8.4. Samlet vurdering av metallforurensningen i fjordsystemet

Av de undersøkte sedimentlokalitetene var det bare Aspøvågen som var klart metallbelastet. Bunn sedimentet her var klart metallforurenset også i første undersøkelse i 1976/77. Det er ikke foretatt målinger i mellomperioden før 1990, men

sedimentobservasjoner gjort under bunnfaunainnsamlingen i 1982/83 (metallutfelling i prøveglassene) tyder på at tilstanden har vært vedvarende dårlig.

Det er særlig kvikksølv som viser sterk overkonsentrasjon. I tillegg var belastningen av bly og kobber markert, mens nivåene av sink, og kadmium var moderate. Et fellestrekk er videre en tendens til avtagende konsentrasjoner nedover i sedimentet. Med visse forbehold tyder dette på at tilførselen har vært vedvarende opp til våre dager. Det er videre sannsynlig at det belastede området omfatter de dypere områdene i hele Aspøvvågen, kanskje med stasjon S1, beliggende i sentrum av det vestre bassenget, som kjerneområde.

Metallinnholdet i sedimentet i Aspøvvågen er sett i sammenheng med beregnet tilførsel fra kommunal kloakk (se kap. 2.3). Årlig netto tilførsel av metaller til bunnen er beregnet ut fra gjennomsnittskonsentrasjonene målt i de øvre 6 cm, et anslått totalt bunnareal på 2 km² hvor materiale sedimenterer i vågen, et antatt vanninnhold på 60 % (vekt) i bunnsedimentet, og en tetthet for vått sediment på 1,5. Vi har videre gått ut fra to hastigheter for netto sedimentering til bunnen: 1 og 3 mm/år. Det siste er antakelig nærmest det realistiske i et område som Aspøvvågen. Resultatet av disse grove beregningene er gitt i Tabell 8.5 nedenfor.

Tabell 8.5. Beregnet årlig tilførsel (kg/år) av kvikksølv, kobber og sink til Aspøvvågens bunnområder, i sammenlikning med beregnet tilførsel til vågen fra kommunal kloakk.

Metall	Gj.sn. konsentrasjon i sedimentet (mg/kg)	Tilførsel til bunnen (kg/år) med sedi- mentering pr. år:		Kommunal tilførsel til vågen (kg/år)
		1 mm	3 mm	
Kvikksølv	2	2,4	7,2	0,058
Kobber	107	129	387	211
Sink	182	218	654	2501

Disse meget grove anslagene viser at tilførsel fra kommunal kloakk stort sett kan forklare de konsentrasjoner som finnes i sedimentene med hensyn til kobber og sink, videre at bare ca. 10-25 % av den sink som tilføres gjennom kommunale utslipp, synes å havne i bunnsedimentene. På den annen side er tilførselen av kvikksølv, beregnet på samme måte, hele 40-120 ganger større enn det som er beregnet tilført totalt gjennom kommunale kilder. Hvis de forutsetningene overslaget bygger på er noenlunde riktige, viser dette at kvikksølvet i Aspøvgågens bunnsedimenter må komme fra andre kilder enn den kommunale kloakk.

Vi har videre beregnet kvikksølvmengdene som funksjon av sedimentenes karboninnhold for å klarlegge om tilførselen skjer via organiske partikler som sedimenterer ut (Tabell 8.6). Dette viser at sedimentene i Aspøvgågen har verdier i området 30-60 mikrogram/gram, som tilsvarer det man finner i Grenlandsfjordene (Næs et al. 1990). De øvrige lokalitetene hadde verdier i området 6-15 mikrogram/gram som er mer typisk for kloakkpåvirkede områder.

Tabell 8.6. Sedimentenes kvikksølvinnhold normert i forhold til organisk innhold (mikrogram Hg/gram org. karbon).

Stasjon	Dyp	Kvikksølv	TOC	Hg/TOC
S1 Aspøvgå vest	0-2 cm	3,55	58,4	60,79
	2-4 cm	2,20	44,7	49,22
	4-6 cm	2,09	67,4	31,01
S2 Aspøvgå øst	0-2 cm	2,05	47,7	42,98
	2-4 cm	1,73	46,5	37,20
	4-6 cm	1,88	44,0	42,73
S3 Valderhaugfjord	0-2 cm	0,15	13,5	11,11
	2-4 cm	0,15	13,6	11,03
	4-6 cm	0,15	12,2	12,30
S4 Bingsa vest	0-2 cm	0,17	14,9	11,41
	2-4 cm	0,16	12,2	13,11
	4-6 cm	0,14	13,9	10,07
S5 Bingsa øst	0-2 cm	0,18	26,1	6,90
	2-4 cm	0,19	26,3	7,22
	4-6 cm	0,15	24,2	6,20
S7 Gangsøvika vest	0-2 cm	0,18	13,6	13,24
	2-4 cm	0,22	14,7	14,97
	4-6 cm	0,19	14,6	13,01

Metallnivået i grunntvannsorganismer langs Aspøvgågens sør og vestsida varierte i hovedtrekk innenfor normalverdier. Dette indikerer at belastningen enten skyldes tilførsler som nå er fjernet, eller eksisterende tilførsler som ikke påvirker vannmassene sør og vest i vågen.

De øvrige sedimentlokalitetene viste svakt forhøyet nivå av bly og kvikksølv, ellers ingen belastning.

Analysen av blåskjell og tang viste at grunnområdet på nordsida av Aspøya (M3) var klart blyforurenset, og svakt sinkbelastet. Det bør klarlegges om årsaken er eksisterende utslipp eller sigevann fra gamle deponier. Resultatene fra de øvrige stasjoner viste at Gangstøvika (M2) hadde moderat overkonsentrasjon av sink og kobber i blåskjell. Videre var det svak overkonsentrasjon av sink i blåskjell fra Slinningens nordsida (M4) og i tang fra Skarbøvika (M6). Det ble ikke funnet overkonsentrasjoner av metaller i blåskjell og tang på de øvrige lokaliteter.

Det er intet som tyder på at sigevann fra Bingsa har gitt metallakkumulering i grunntvannsorganismer og bunnsedimenter utenfor. Sigevann fra det gamle søppeldeponiet på Flatholmen kan være kilde til det noe forhøyede kobber- og sinknivået i blåskjell fra Gangstøvika, men dette kan ikke fastslås ut fra de tilgjengelige resultater.

9. BORGUNDFJORDEN SOM GYTE- OG OPPVEKSTOMRÅDE FOR TORSK - 1990.

Det var et bra innsig av torsk til Borgundfjorden i 1990, selv om den hydrografiske situasjonen ikke var helt gunstig. Man registrerte en betydelig gyting og klekking, men noe av kjønnsproduktene kan ha blitt ført ut av fjorden. Yngelundersøkelser i august tyder på at 1990-årsklassen i fjorden trolig blir liten.

9.1 Bakgrunn og formål

Borgundfjorden er fra vår tidligste historie kjent for sitt rike vintertorskefiske (Strøm 1762). Den høyeste fangsten, fra offisiell statistikk, 4500 tonn, finner en fra 1915. Bare 4 år tidligere var fangsten 180 tonn, noe som viser den enorme variasjon som karakteriserer utbyttet fra dette fangstfeltet (Myklebust 1971).

Etter 1960 har fangstene fra Borgundfjorden stort sett vært små, d.v.s. godt under 1000 tonn. Tre viktige årsaker til svikten i dette tradisjonsrike fiske kan være:

1. Reduksjon i ressursgrunnlaget,
2. Fisken blir fanget før den når gyteområdene i Borgundfjorden,
3. Borgundfjorden er ødelagt som gyteområde for torsk på grunn av forurensing.

Når det gjelder de to første årsakene, så har de helt klart vært med på å senke nivået i fangstkvantum fra fjorden. Gytebestandene i fjorden består av både norsk arktisk torsk og lokal kysttorsk (Godø 1977, Godø og Slotsvik 1981). Den kjønnsmodne delen av begge disse bestandene har vært lave de siste tiår på grunn av sterkt beskatningspress på de yngre aldersgrupper. Når det gjelder forholdet mellom fangst i fjorden og fangst på kysten, så er det klart at den enorme utviklingen på fartøy og utstyrssiden har gjort det mulig for fiskerne å fange fisken på kysten før den siger inn i fjorden. På den måten har potensialet for de gode Borgundfjordsesongene blitt redusert uansett godheten av gyteforholdene i fjorden.

Men Borgundfjorden sin betydning som torskefjord gjelder ikke bare spørsmålet om innsigets størrelse og opprettholdelse av et tradisjonsrikt fiske. I biologisk forstand er fjorden sin betydning som "fødehem" og "klekkeanstalt" viktigere. Det at torsken oppsøker fjorden tyder på at den kan være viktig i bestandens overlevelsesstrategi. I denne sammenheng er det ikke kvantum som teller (tonn fisk), men kvaliteten på overlevelsesforholdene. Med optimal overleving er det bare et fåtall individ som trenger å gyte for å gi opphav til en god årsklasse.

Tidligere har gyteinnsiget og gyteforholdene i Borgundfjorden blitt undersøkt i periodene 1975-76 og 1980-83 (Godø og Slotsvik 1981, Godø og Sunnanå 1984), og i siste periode undersøkte man også forekomstene av torskeyngel i fjorden (Godø et al. 1989). Formålet med undersøkelsen i 1990 kan skisseres i tre punkt:

1. Man ønsket å øke forståelsen av Borgundfjorden sin betydning som torskefjord; d.v.s. se om nye observasjoner kan styrke og utvide det bildet man allerede har dannet seg om fjorden sin plass i systemet.
2. Videre ønsket man en ressursbiologisk undersøkelse knyttet til en kartlegging av forurensing som kunne fortelle om eventuelle sammenhenger mellom endringer i miljøet og innsig/fordeling av gytefisk, egg og yngel.
3. Viktig er også at observasjonene er innsamlet for å gå inn i en observasjonsrekke/tidsserie for å kunne overvåke endringer i miljø og biologi i Borgundfjorden (Se også Bokn et al., 1979).

9.2 Gjennomføring

Undersøkelsen i 1990 ble gjennomført i tre faser:

1. Observasjon av temperatur og saltinnhold på faste stasjoner i Borgundfjorden i perioden februar-mai (Fig. 9.1). Observasjonene ble gjort med salinoterm fra overflaten til 80-120m dyp (for informasjon om type og metode se vedlegg 1).

2. Undersøkelse av gyteforløp (d.v.s. når skjer gytingen) og fordeling og mengde av torskeegg i fjorden i perioden 28 mars - 24 april. Innsamlingen ble foretatt ved hjelp av vertikaltrekk (50-0m). Det ble brukt 0.2 m² planktonnett av typen WP-2 med maskevidde 300 µm på faste stasjoner (Fig. 9.1).
3. Undersøkelser av fordeling og mengde 0-gruppe fisk i strandregionen i august ved hjelp av strandnottrekk (Fig. 9.1).

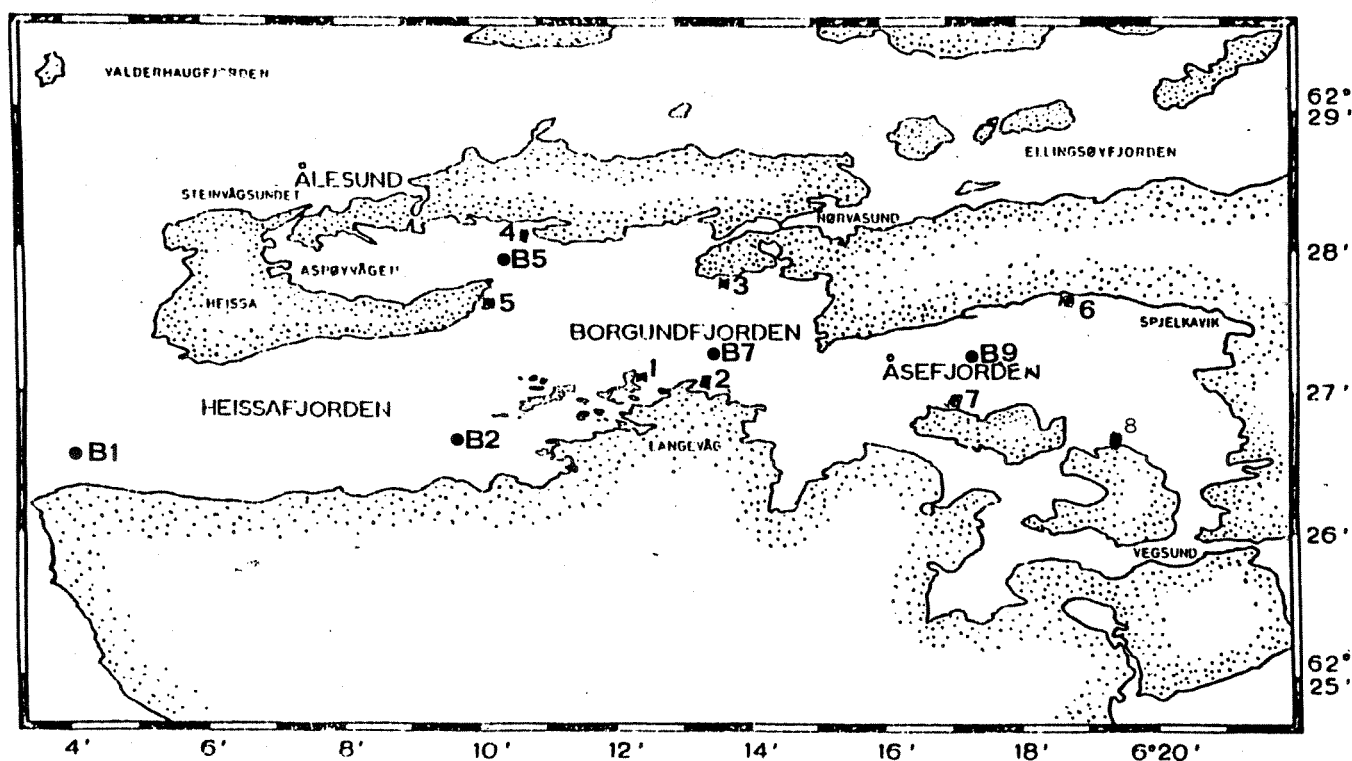


Fig. 9.1 Borgundfjorden med de ulike stasjonene. Hydrografi og eggtrekk er angitt med fylt sirkel B1-B9. Strandnottrekk er gitt med firkant og nummeret 1-8.

Når det gjelder utstyr og valg av stasjoner og prosedyrer, ble arbeidet lagt så nær opp til tidligere undersøkelser som mulig samtidig som det måtte tilpasses NIVA's prøvetakingsprogram. NIVA gjennomførte registrering av temperatur og salt og tok hovtrekken, sammen med sine egne innsamlingsprosedyrer. Yngelundersøkelsene ble

gjennomført av lærere og elever ved Fagerlia Videregående Skole etter samme instruksjoner som ved tidligere tilsvarende undersøkelser (Godø et al. 1989).

Arts og aldersbestemmelse av eggene ble foretatt etter standard prosedyrer (Strømme 1977). I denne rapporten er betegnelsen "Stadium 1" brukt, som betyr nygytte egg (< 1 dag gamle) og "Stadium 5 og 6" som er de siste eggstadiene før klekking.

I tillegg til feltarbeidet er det innhentet informasjon om fangststatistikk fra det vintertorskfiske fra Sunnmøre og Romsdal Fiskesalslag, og om fiskets gang i Borgundfjorden gjennom Fiskerisjefen i Møre og Romsdal. Det siste består i mer tilfeldige notat om fangster i fjorden gjort av fiskerioppsynet de dagene de besøkte fjorden.

9.3 Resultater og diskusjon

Fisket

Torskfisket på Mørgekysten i 1990 gav et dårlig utbytte, men en av årsakene til lave fangster var svært dårlige værforhold i store deler av sesongen. Været i mars var karakterisert av sterke syd og sydvestlige vinder. Maksimums ukefangst for Mørgekysten ble oppnådd i første uke i april (Fig. 9.2). Den dramatiske nedgangen i etterfølgende uke er på grunn av påskeuken og fredingsbestemmelser. Informasjonen fra Borgundfjorden er spredte og usystematiske. Oppsynet bruker betegnelsen godt fiske 14 mars. Videre utover i mars ble det tatt en del fangster uten at sesongen i sin helhet synes å kunne betegnes som en av de virkelig gode.

Vanntemperatur, saltinnhold og gyting

Tidligere undersøkelser har vist at lokal kysttorsk gyter i Borgundfjorden fra februar og utover tilsynelatende uavhengig av spesielle hydrografiske forhold. Et godt borgundfjordfiske synes imidlertid å være avhengig av en betydelig innstrømning av nytt vann fra kysten. Store mengder skrei kan følge med i en slik vanninnstrømningen dersom den skjer samtidig med at gyteferdig fisk er på vandring, slik man så det i 1975 (Godø og Slotsvik 1981).

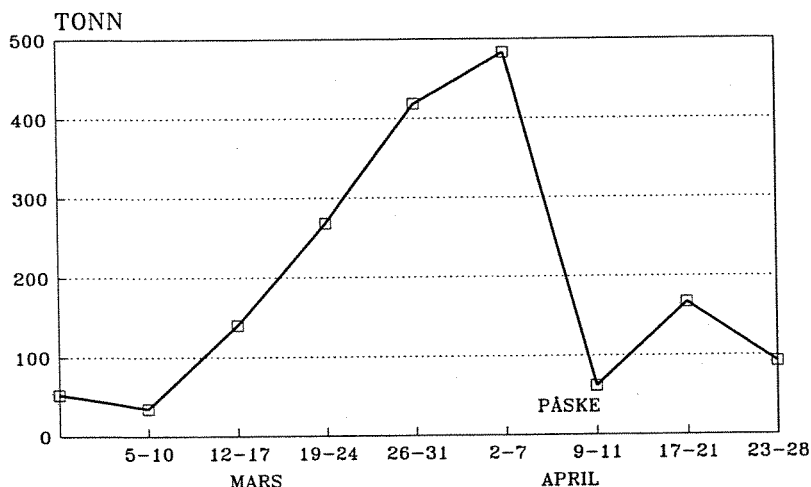


Fig. 9.2 Fangst pr. uke innmeldt til Ålesund.

I 1990 var det fra slutten av mars til ut april svært stabile forhold i de dypere lag av fjorden (der torsken vanligvis gyter) med normalt mindre enn 0.5°C forskjell mellom målepunktene i Åsefjorden sentrale Borgundfjord og Heissafjorden (Fig. 9.3). Denne perioden inkluderer tidsrommet da det ifølge fangststatistikken var de største konsentrasjonene av gytefisk (Fig. 9.2). I denne delen av undersøkelsesperioden var det en vertikal sjiktning i vannmassene, og temperaturen ute og inne i fjorden var relativt like på samme dyp, slik det er demonstrert i Fig. 9.4b. Dette tyder på stabile vannmasser og ingen betydelig inn/ut-strømming av fjorden. Fra Fig. 9.3 ser man imidlertid at det 13 mars var en tydelig nedgang i temperaturen i alle deler av fjorden ($0.5\text{-}1.0^{\circ}\text{C}$) sammenlignet med målingen 27 februar. Ved neste målepunkt (28. mars) synes situasjonen å ha stabilisert seg. I Fig. 9.4a er det indikert at situasjonen 13. mars er resultat av en innstrømming av kystvann i de dypere vannlag. Vann med temperatur $\leq 6^{\circ}\text{C}$ opptrer i de dypere vannlag i Heissafjorden (B2) og sentrale Borgundfjorden (B7) men ikke i Åsefjorden (Fig. 9.3, 9.4a). Det er en lignende hydrografisk situasjon Godø og Slotsvik (1981) beskriver som en nødvendig betingelse for et betydelig skreiinnsig. Det bør bemerkes at dette "nye vannet" i mye større grad påvirket stasjon B7 enn B5 (Fig. 9.3), sammenlignet med det en får inntrykk av på Fig. 9.4a, noe som indikerer at områdene innenfor Slinningsodden blir liggende i en slags bakevje.

TEMP. 80M DYP

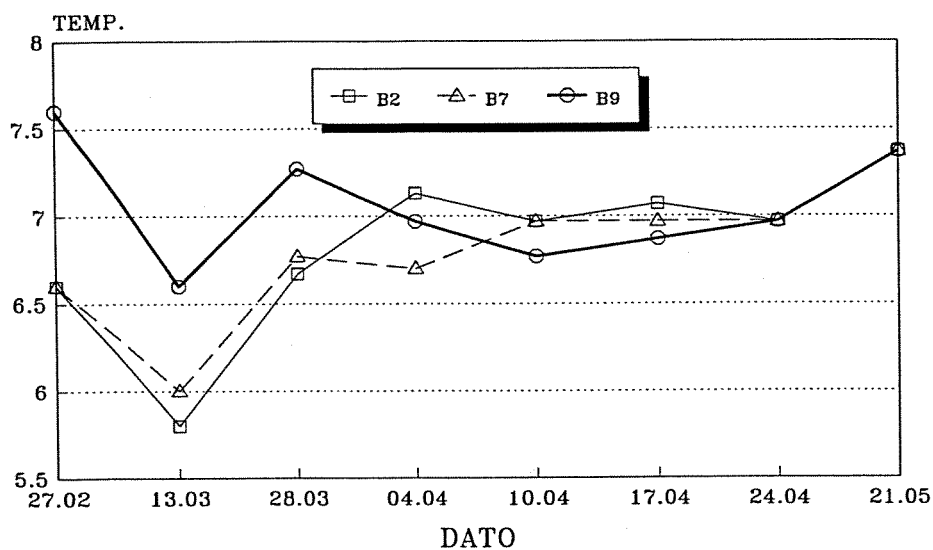
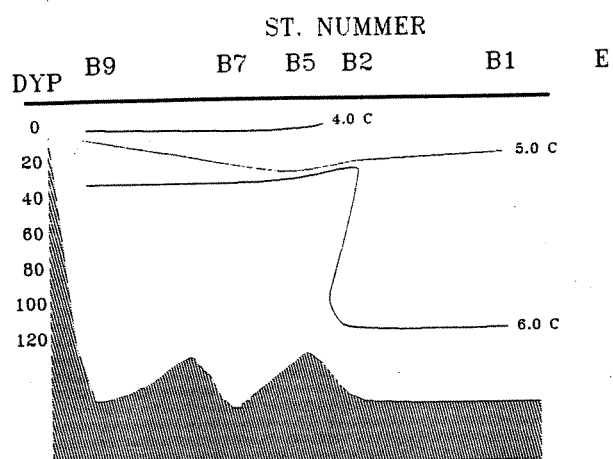


Fig. 9.3 Temperatur i 80 m dyp på stasjonene B2, B7 og B9.

4.



13.

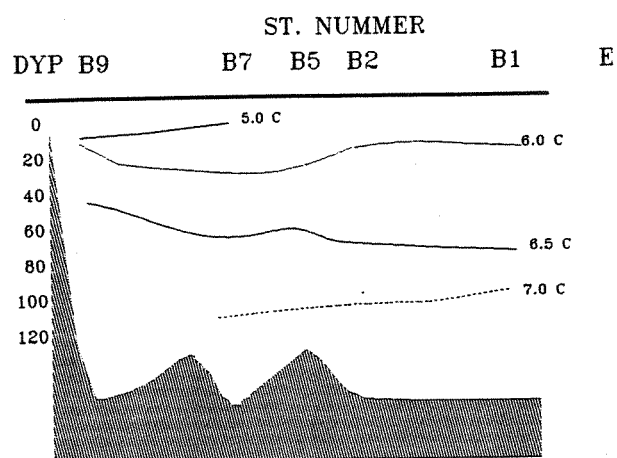


Fig. 9.4 Hydrografisk snitt for 13. mars og 4. april.

Dersom man antar at fangstene gir et tilnærmet relative bilde av fiskemengden i regionen (Fig. 9.2), så ser det ut til at den beskrevne innstrømningen (Fig. 9.4a) kom for tidlig i forhold til fisken i 1990, og at det trolig er en årsak til at innsiget av fisk til Borgundfjorden ikke ble maksimalt. Videre er det trolig at det var hovedsaklig kysttorsk som gyttet i fjorden i 1990 på grunn av de den litt for "tidlige" innstrømningen av vann.

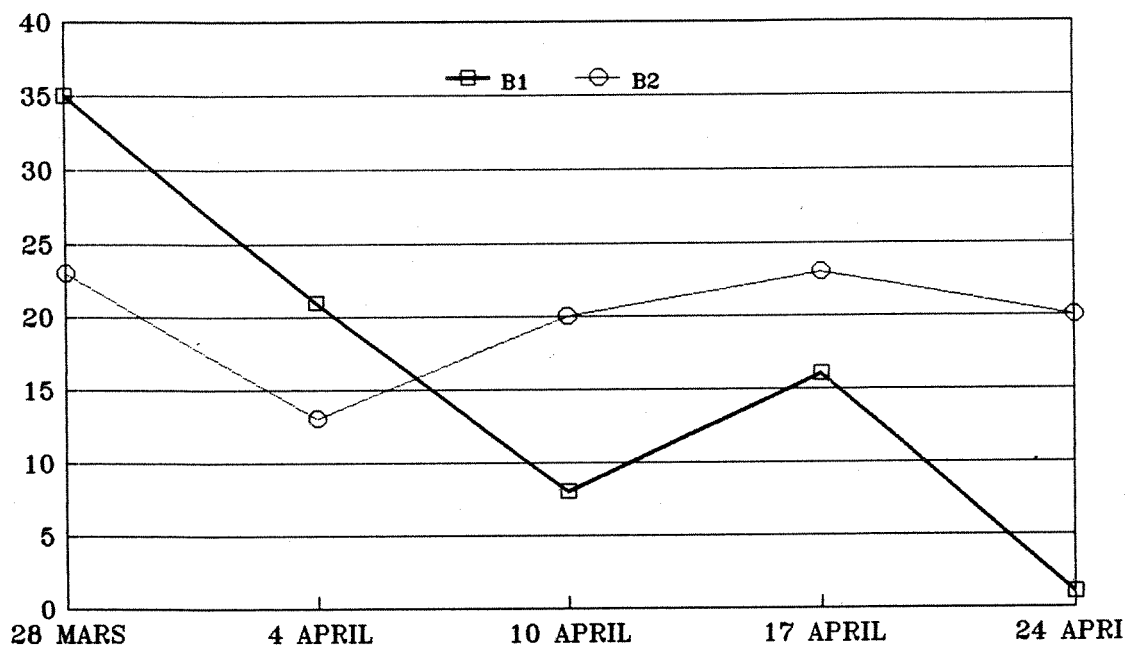
Eggundersøkelsene

Store mengder egg i stadium 1 indikerer nærhet til gytelokalitet og gytetidspunkt (Fig. 9.5). Observasjonene tyder på mest intens gyting utfor Slinningsodden (B5) i begynnelsen av April og i Åsefjorden (B9) i slutten av april (Fig. 9.5, 9.6). Undersøkelsen startet for sent til å vise om den registrerte vannutskiftning i første del av mars medførte økning i gytingen i fjorden. Det er en tendens til økning i antall gamle egg i slutten av april (Fig. 9.7). Larver ble funnet i hele undersøkelsesperioden, men alle unntatt 2 ble fanget 10 april eller seinere og i økende antall med økende dato (Fig. 9.8).

I mengde egg per m² synes nivået i 1990 å ligge omlag som i tidligere observasjoner (Godø og Sunnanå 1984). Observasjonen i 1990 skiller seg fra tidligere ved at man i større grad har funnet nygyttede egg. Dette kan være på grunn av at man har bedre truffet midt på gytetfelt og gytetidspunkt, men det kan også være på grunn av ulike strøm og værforhold. Det er ikke data tilgjengelig for videre vurdering av denne forskjellen.

Forekomstene av larver viser at eggene delvis forblir i fjorden til klekking. Stasjonene i Heissafjorden har en mye større andel av larvene enn av eggene (Fig. 9.6, 9.8). Dette tyder på at det er et visst tap av larver med utstrømmende overflatevannet (Slotsvik 1979).

STADIUM 1



STADIUM 1

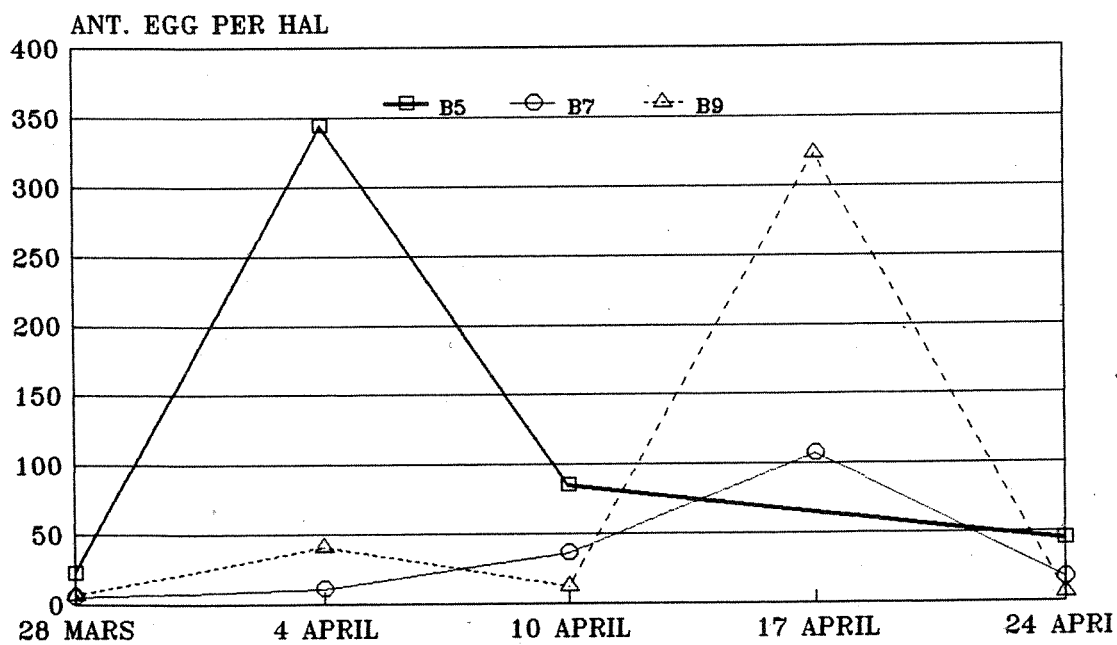
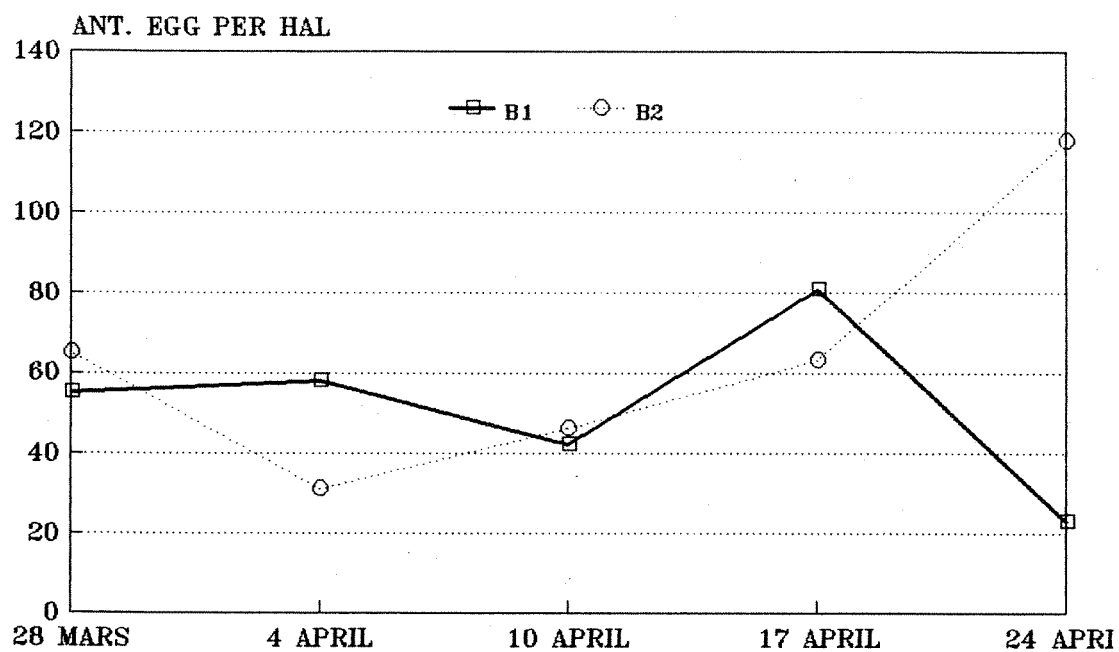


Fig. 9.5 Antall torskeegg i stadium 1 pr. hal fordelt på stasjoner.

TOTAL



TOTAL

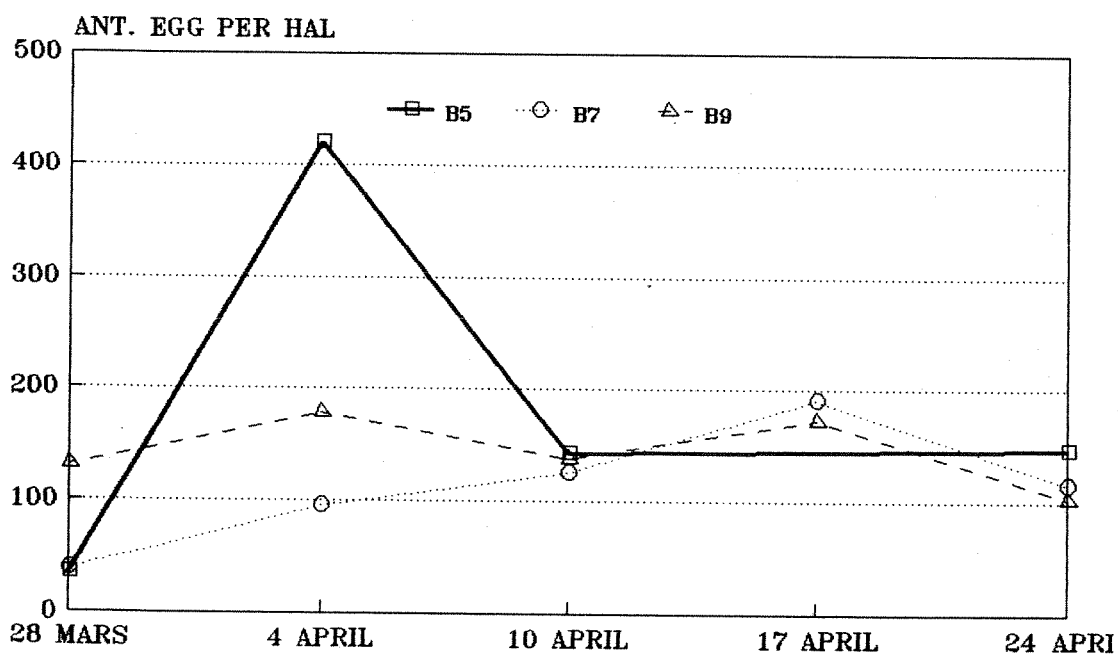


Fig. 9.6 Antall torskkeegg totalt pr. hal fordelt på stasjoner.

STADIUM 5+6

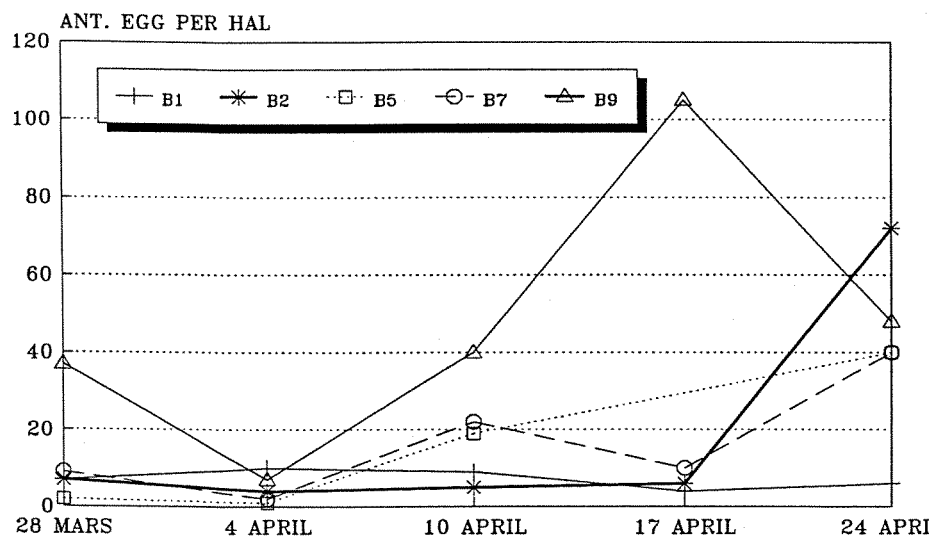


Fig. 9.7 Antall torskeegg i stadium 5 og 6 pr. hal fordelt på stasjoner.

TORSKELARVER

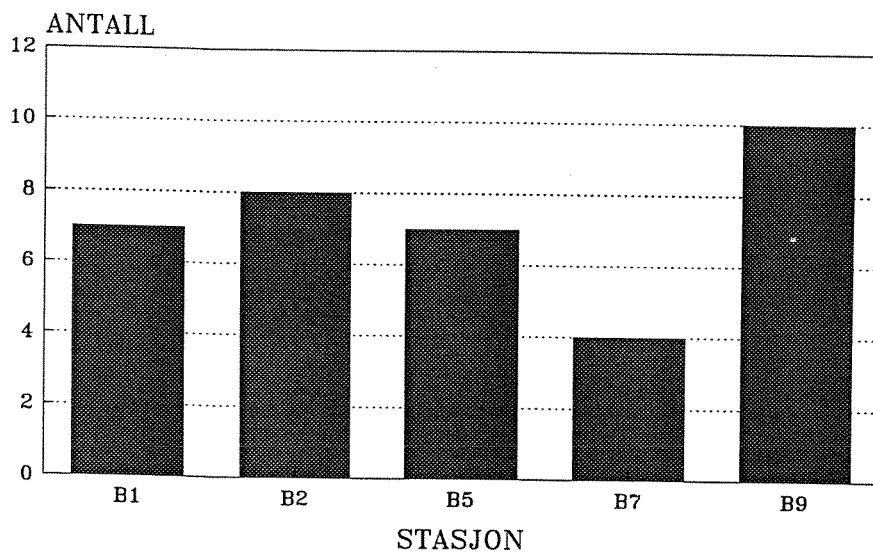


Fig. 9.8 Totalt antall torskelarver observert på de ulike stasjonene.

Gytesuksessen er avhengig av overlevingen til torske-larvene i forbindelse med første næringsopptak. Endringer i vannets sammensetning av nærings-salter, f.eks. som resultat av forurensning, kan forskyve arts- og størrelsessammensetningen av dyreplanktonet. Man vet at torske-larven er følsom for slike endringer i byttedyrsammensetningen. Faren for slike effekter i Borgundfjorden er størst i "bakevjer" der en periodevis kan få opphoping av både forurensning og egg og yngel. Årets hydrografi- og egg-data tyder på at Aspevågen er eksempel på område der slike effekter kan gjøre seg gjeldende. Andre liknende områder kan være Veddevika og innerste del av Åsefjorden. I disse områdene kan også tenkes episoder med større utslipp og påfølgende negative virkninger på overlevingen. Undersøkelsene viser videre at en stor del av gyteproduktene blir ført ut av fjorden som egg og larver. De nevnte effektene kan derfor iblant ha negative virkninger for Borgundfjorden som oppvekstområde for torsk, men trolig bare begrenset betydning for rekrutteringen av torsk på kysten.

Yngelundersøkelsene

Det ble tatt 8 stasjoner på dagtid rundt 20 august (Fig. 9.1). På alle stasjoner ble fullstendig artsbestemmelse av fiskefangsten foretatt. I tillegg ble karakteristika ved topografien og vegetasjonen registrert (se Vedlegg 4). Totalt ble det registrert 24 torskeyngel på 7 av stasjonene. I gjennomsnitt synes dette litt lavt sammenlignet med tidligere registreringer. Den høyeste fangstene, 11 torskeyngel, ble tatt ved Slinningsodden på en semi-eksponert lokalitet. I tidligere år har alle betydelige fangster blitt tatt på skjermede lokaliteter. På de fleste stasjonene ble det også tatt betydelige mengder yngel av lyr (totalt 234), mens sei var sjelden (totalt 6). Forholdet mellom disse to artene avviker sterkt fra tidligere år, og det kan være en indikator på forskjeller i oppvekstforholdene mellom år. Lengdemålingene antyder at lyren var mindre enn torsken (Fig. 9.9), slik det også er observert i tidligere undersøkelser (Godø et al. 1989). Detaljerte opplysninger om arts og lengdefordelingene i fangstene er gitt i Vedlegg 4. Det synes som om det i 1990 har levd opp "normale" mengder årsyngel av torskefisk, men forholdet mellom artene er ulikt det man før har observert. Slike variasjoner er normale og et resultat av store variasjonene i årsklasse styrke hos disse artene. Resultatene bør imidlertid sammen sammenlignes med undersøkelsene i littoralsonen for å se om det finnes indikasjoner på spesielle forhold på skjermede lokaliteter i 1990.

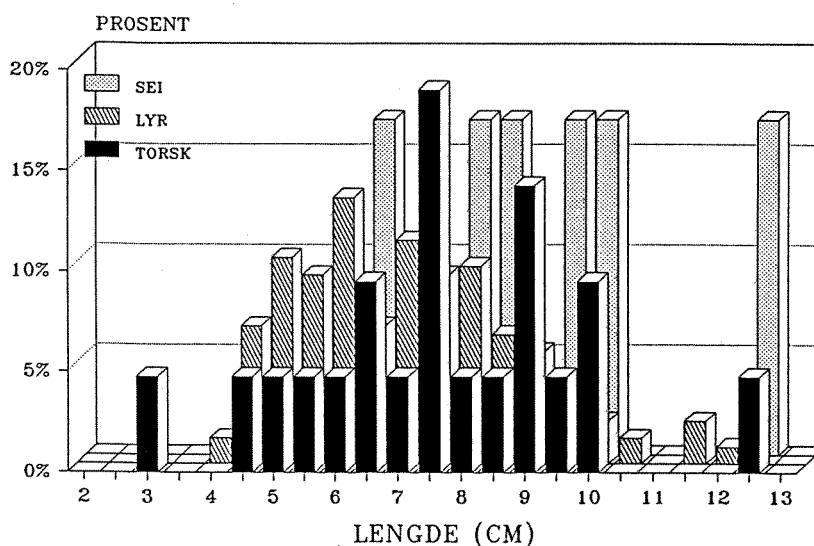


Fig. 9.9 Lengdefordeling av torsk, lyr og sei i strandnotttrekkene.

9.4 Sammenfatning

Sett i forhold til fangstene totalt på Mørkysten synes det som om det var et bra innsig av fisk i Borgundfjorden i 1990. Det helt store innsiget av skrei manglet trolig på grunn av den hydrografiske situasjonen.

Det ble likevel registrerte en betydelig gyting, d.v.s. relativt høye konsentrasjoner av egg. Eggene ble i betydelig grad i fjorden til klekking, men det er også antydnet at kjønnsproduktene blir ført ut av fjorden under klekkeprosessen.

Yngelundersøkelsene i august viste relativt små mengder av torsk. Vurdert sammen med opplysninger om andre arter på stasjonene anses dette som et utslag av at 1990 årsklassen i fjorden av naturlige årsaker trolig blir liten. Resultatene bør sammenlignes og vurderes i forhold til resultatene fra de andre undersøkelsene i littoralsonen.

Materiale som denne delen av rapporten er bygget på (fangst, temperatur og salt, egg og yngel) er svært avgrenset og det reduserer sikkerheten i konklusjonene. Imidlertid gir dataene et bilde som i stor grad styrker inntrykket fra tidligere undersøkelser, og de vil sammen med dem gi et forbedret grunnlag for senere vurderinger av effekten av eventuelle endringer i miljøsituasjonen i fjorden.

Dette er i tråd med tidligere undersøkelser og tyder på at uheldige effekter av forurensning først og fremst vil ha helt lokal betydning for Borgundfjorden som oppvekstområde for torsk.

10. ANBEFALINGER OM VIDERE UNDERSØKELSER OG TILTAK

Hovedmålet med undersøkelsen var å gi en ajourført beskrivelse av tilstanden og en vurdering av effekten av tiltak. I dette kapitlet skal vi kort omtale hvilke miljøforhold som etter vårt syn bør følges opp og hvilke tiltak som bør gjennomføres.

10.1 Miljøforhold som bør overvåkes eller utredes

Tilstanden i Eikenosvågane:

Dette området vil i 1991 få en vesentlig økning i belastningen av kommunal kloakk. Resultatene fra denne undersøkelsen tyder klart på at belastningen vil gi negative effekter på oksygenforhold nær bunnen og følgelig på bløtbunnsfaunaen. Sannsynligvis vil også den hygieniske vannkvaliteten bli forverret.

Etter vårt syn bør tilstanden i dette området overvåkes.

Vurdering av hygienisk sjøvannskvalitet utenfor Djupvika:

Man kan ikke se bort fra at det sjøvannet som fiskeforedlingsbedriftene i dette området benytter iblant kan bli infisert av bakterier. Dette bør kontrolleres.

Overvåking av oksygenforhold i Mauseidvågens dypvann:

Tilførslen av organisk materiale til Mauseidvågens dypvann er redusert som følge av overføring av kommunal kloakk til Djupvika. Målingene i 1990 viste imidlertid ingen bedring i oksygenforhold i forhold til tidligere år. Dette kan ha flere årsaker:

- * vannutskiftningen har vært liten og/eller den organisk belastningen kan av naturgitte årsaker ha vært relativt stor høsten 1990.
- * det tar lenger tid før effekten av utslippsreduksjonen blir merkbare.
- * utslippsreduksjonen har vært for liten.

I lys av de investeringene som er gjort for å avlaste Mauseidvågen mener vi det bør være av interesse å overvåke oksygenforholdene i dypvannet et par år framover. Dette kan gjøres gjennom enkle målinger av oksygen, saltholdighet og temperatur utført med ca. 1 måneds mellomrom i tidsrommet september - januar. Prøveinnsamlingen kan gjøres lokalt og analysene utføres på Forurensningslaboratoriet i Møre og Romsdal, Molde. Videre bør bunnsedimentenes organiske innhold analyseres og sammenliknes med øvrige deler av fjordsystemet for å kunne vurdere sannsynlig restitusjonstid.

Kontroll av kvikksølvkonsentrasjoner i fisk i Aspevågen:

Kvikksølv som er funnet i Aspevågens bunnsedimenter reiser spørsmålet om spiselige organismer kan inneholde betenkelig høye konsentrasjoner. For å unngå vedvarende spekulasjoner om dette foreslås analyser av filet av torsk fanget i Aspevågen - evt. også av taskekrabbe. Et forslag til prøve- og analyseprogram vil bli utarbeidet av NIVA i samarbeid med Fiskeridirektoratets kontrollverk, Ålesund.

Man vet ikke i hvilken grad kvikksølvforurensningen i bunnsedimentene skyldes nåværende utslipp. Utplassering av kurver/nett med blåskjell på vågens nordside, og etterfølgende analyser av skjellene vil kunne avklare betydningen av nåværende utslipp.

10.2 Tiltak

Tiltak for å unngå forverring av den hygienisk vannkvaliteten utenfor Molvær:

Undersøkelsen viste at en rekke badeplasser har dårlig vannkvalitet. Området ved Molvær står i en særstilling fordi belastningen med kommunal kloakk her skal øke vesentlig. Den planlagte belastningsøkningen vil gi en flerdobling av vannmengden, og dermed medføre at avløpsvannet langt oftere enn nå slår igjennom til overflaten. For å unngå at dette skal gi en betydelig forverring både i hygieniske og estetiske (forsøpling, ansamlinger av måker) forhold bør økte utslipp samtidig følges opp med rensing. I hygienisk sammenheng er det i første rekke viktig å fjerne flytestoffer som ellers fører med seg bakterier til overflaten.

Samtidig bør utslippet flyttes ut på dypere vann. Det vil redusere de hygieniske problemene ved at 1) avløpsvannet sjeldnere når overflaten. 2) om det når overflaten vil fortynningen være større og konsentrasjonene lavere enn ved dagens utslippspunkt. 3) lenger avstand fra land gir lavere konsentrasjoner i strandsonen pga. større fortynning og større dødelighet av bakterier før de eventuelt når land.

Tiltak for å forbedre den hygieniske vannkvaliteten i 0-10 m dyp utenfor

Djupvika:

Man bør utrede muligheten for å unngå at avløpsvannet påvirker vannkvaliteten høyere opp enn ca. 10 m dyp. En kombinasjon av to tiltak er aktuelt:

1. Flytting av utslippet til annet sted eller større dyp og/eller montering av en enkelt diffusor for å sikre en raskere og større fortynning med sjøvann og dypere innlagring.
2. Rensing av kloakkvannet, minimum fjerning av flytestoffer.

Tiltak for å redusere effekter fra Brødrene Sundes utslipp av fosfor:

Utslipet er klart det største enkeltutslippet av næringssalter til fjordområdet, og innblandes tydeligvis i fjordens overflatelag. Fosforutslippet bør reduseres og restutslippet ledes ut på så stort dyp at avløpsvannet ikke direkte innblandes i overflatelaget og stimulerer algeveksten der. Dette kan oppnås enten ved å rense bedriftens avløpsvann og flytte utslippet ut på dypere vann, eller lede avløpsvannet inn på det kommunale renseanlegget.

Tiltak for å redusere metallforurensningen i Aspevågen:

Vi vil ikke anbefale umiddelbare tiltak for å redusere metallforurensningen i Aspevågen. Grunnen er at:

1. Metallforurensningen av organismer i vågens overflatelag er liten.
2. Kommunal kloakk overføres nå fra Aspevågen til Valderhaugfjorden.
3. Behov for tiltak kan bedre vurderes etter at kvikksølvinnholdet i fisk er undersøkt.

Miljøkonsekvenser av økte utslipp til Veddevika:

Etter rensing av utslippene fra Vedde Sildeoljefabrikk og etablering av dyputslipp omkring 1980, har vannkvaliteten i overflatelaget og organismsamfunn i strandsonen gjennomgått en gradvis forbedring. Bunnfaunaen på en stasjon i ytre del av Veddevika viser imidlertid klar overbelastning med organisk materiale.

Vi er blitt kjent med at bedriften har søkt om konsesjon for en 50 %- økning i utslippet av organisk stoff, nitrogen og fosfor. Denne undersøkelsen gir ikke grunnlag for konkret å vurdere miljøkonsekvensene av det, men man kan anta at den positive utviklingen i overflatelaget vil stoppe opp, og at tilstanden blir noe forverret.

Konsekvensene av økt belastning av organisk materiale i dypvannet og på bunnen har man svært lite grunnlag for å vurdere. I verste fall kan konsekvensene bli periodevis oksygensvikt i det dype partiet i Vikas nordre del, og helt eller delvis ødeleggelse av en allerede sterkt belastet bunnfauna. Mer data fra vikas dypere parti er nødvendig for å kunne gjøre en mer presis bedømmelse av effektene.

11. LITTERATUR

Aure, J. og Stigebrandt, A. 1989: Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Rapport nr. FO 8803.

Havforskningsinstituttet, Bergen.

Baalsrud, K., Green, N., Knutzen, J., Næs, K og Rygg, B., 1985: Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000318 (l.nr. 1870). 133 s.

Berge, J.A., 1988: Undersøkelser av det marine miljøet utenfor søppelfyllplass i Dalabukta - Kristiansund N. NIVA-rapport O-88037 (l.nr. 2171). 27 s.

Bokn, T., Green, N., Kjellberg, F., Kvalvågnes, K., Molvær J. og Skei, J., 1979: Resipientundersøkelse av Borgundfjorden ved Ålesund. NIVA-rapport nr. 1142. Oslo. 207 sider.

Dahle, A.B., 1984: Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982-1984. Rogalandsforskning rapport T 27/84. 50 s.

Godø, O.R., 1977. Ei ressursbiologisk gransking av torsken på Mørrekysten og i Borgundfjorden. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen, 108 s.

Godø, O.R. og Slotsvik, N. 1981. Borgundfjordtorsken. Ein rapport til Ålesund kommune om Borgundfjorden si rolle som gyteområde for torsk. Fisken Hav., Ser. B, 1981(2): 1-16.

Godø, O.R. 1984. Cod (Gadus morhua L.) off Møre - composition and migration. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (Editors), The Propagation of Cod (Gadus morhua L.). Flødevigen rapportser., 1, 1984: 591-608.

Godø, O.R. and Sunnanå, K. 1984. Spawning area and distribution of 0-group cod, Gadus morhua L., on the Møre coast. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (Editors), The Propagation of Cod (Gadus morhua L.). Flødevigen rapportser., 1, 1984: 519-532.

Godø, O.R., Gjørseter, J., Sunnanå, K. and Dragesund, O. 1989. Spatial distribution of 0-group gadoids off mid-Norway. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 191:273-280.

Helland, A. og Skei, J., 1991: Overvåking av Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport nr. 2521, 30 s. Oslo.

Helland, A. og Rygg, B., 1991: Måleprogram i Ballangfjorden. Vannkvalitet, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og metaller i tang. NIVA-rapport nr. 2523. 72 s. Oslo.

Helsedirektoratet, 1976: Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann. Rev. utgave nov. 1976. Oslo.

IFM 1991. "Byfjordsundersøkelsen". Overvåking av fjordene rundt Bergen 1990. Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, Universitetet i Bergen, Foreløpig rapportutkast 1991.

Knutzen, J. og Skei, J., 1986: Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1984. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 1876). 31 s.

Knutzen, J. og Skei, J., 1988: Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Rapport 309/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000306 (l.nr. 2109). 50 s.

- Knutzen, J., Næs, K. og Rygg, B., 1989: Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. Rapport 371/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000380 (l.nr. 2284). 75 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet (Quality criteria for micropollutants in water, sediments and organisms and preliminary proposals for classification of environmental quality. NIVA-rapport O-862602 (l.nr.2540). 139 s.
- Miljøplan A/S, 1989: Basisundersøkelse i Høyangsfjorden. Olsgard, F. og Hasle, J.R., P87-096.
- Miljøplan A/S, 1990: Resipientundersøkelse i Larviksfjorden 1989. Hasle, J.R. og Liseth, P. P89-045.
- Molvær, J. og Bakke, T., 1981: Overvåking av Borgundfjorden 1980. NIVA-rapport nr. 1328. 32 sider. Oslo.
- Molvær, J. og Bakke, T., 1982: Overvåking av Borgundfjorden 1981. NIVA-rapport nr. 1403. 33 sider. Oslo.
- Molvær, J. og Bakke, T., 1983: Overvåking av Borgundfjorden 1982. NIVA-rapport nr. 1403. 33 sider. Oslo.
- Molvær, J., Bakke, T., Moy, F. og Skei, J., 1989: Program for resipientundersøkelse av Borgundfjorden og Ellingsøyfjorden. NIVA. 21.11. 1989. 29 sider.
- Myklebust, B. 1971: Borgundfjordfisket. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 5(3):1-68.

Næs, K., 1983: Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-81. Rapport 70/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000303 (l.nr. 1553). 100 s.

Næs, K., 1984: Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982/83. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Rapport 193/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000315 (l.nr. 1664). 28 s.

Næs, K. og Oug, E., 1990: Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. O-855903/E-90406. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport O-895903/E-90406 (l.nr. 2570). 193 s.

Olausson, E., 1975: Man-made effect on sediments from Kattegatt and Skagerrak. Geologiska Föreningen i Stockholm?? Förhandlingar, Vol. 97, pp. 3-12. Stockholm. ISSN 0016-786x.

Rygg B. og Skei, J., 1986: Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnfauna. Rapport 214/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking 31/1 1986. 53 s.

Rygg, B., Green, N., Molvær, J. og Næs, K., 1987: Grenlandsfjordene og Skienselva 1986. Rapport 287/87 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000312 (l.nr. 2033). 91 s.

Skei, J. og P.E. Paus, 1979. Surface metal enrichment and partitioning of metals in a dated sediment core from a Norwegian fjord. *Geochim.Cosmochim.Acta.*, 43: 239-246

Skei, J., 1983: Trondheimsfjorden 1981. Delrapport III. Sedimentundersøkelser.

Rapport 102/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000308 (l.nr. 1540). 26 s.

Skei, J., Rygg, B. og Næs, K., 1986: Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Rapport 222/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000309 (l.nr. 1851). 62 s.

Slotsvik, N. 1979: Ei vurdering av sirkulasjonen i Borgundfjorden. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen. 104 s.

SFT, 1990: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Rapport TA-630. Oslo.

Strøm, H. 1762-66: Fysisk og Oekonomisk Beskrivelse over Fogderiet Søndmør, beliggende i Bergen Stift i Norge. I og II. Ålesund 1906-07. Sorøe 1761-66.

Strømme, T. 1977: Torskelarvens lengde ved klekking, og virkning av utsulting på larvens egenvekt og kondisjon. En eksperimentell undersøkelse på norsk-arktisk torsk. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen, 94 s.

VEDLEGG 1
HYDROFYSISKE OG KJEMISKE ANALYSEMETODER

Parameter	Analysemetode	Presisjon	Deteksjons- grense
Temperatur	Vendetermometer: Salinoterm:	± 0.01 °C ± 0.1 °C	
Saltholdighet	Titrimetrisk, NIVA O-111/70 Salinoterm	± 0.015 ‰ ± 0.1 ‰	
Oksygen	Norsk Standard 4734	± 0.1 mlO ₂ /l	
Ortofosfat	Autoanalyser. Tehnicon 78-4.	± 1 µgP/l	0.5 µgP/l
Nitrat	Autoanalyser. Aust-Agder fylkeslab. 1.4.82	± 5 µgN/l	5 µgN/l
Ammonium	Norsk Standard 4746 med syrekons. og nøytralisering ved analyse	± 5 µgN/l	5 µgN/l
Klorofyll <u>a</u>	Norsk Standard 4766	$\pm 2\%$	
TOC og TON i sediment	CHN-analysator		
Metaller i sediment	Norsk Standard 4770, 4781, 4768		0.05 µg/g 0.01 " for Cd og Hg
Metaller i organismer	Norsk Standard 4783, 4781, 4768		0.05 µg/g 0.01 " for Cd og Hg

**VEDLEGG 2. SEDIMENTBESKRIVELSE FOR PRØVER TATT TIL
ANALYSE AV METALLER**

Stasjon	Lokalitet	Beskrivelse
S1	Aspøvågen vest dyp 38 m	25 cm kjernelengde, mudder med større fragmenter, 1-1.5 cm brunt toppsjikt, klar avgrensning mot helt svart sjikt under. Klar lukt av H ₂ S fra 2 cm og nedover.
S2	Aspøvågen øst dyp 75 m	21 cm kjernelengde, sandig mudder, gråbrun farge, intet klart toppsjikt, ingen lukt av H ₂ S.
S3	Valderhaugfjord dyp 95 m	15 cm kjerne tatt fra grabbprøve, sandblandet grus og slagg, mye stein, intet klart toppsjikt, ingen lukt av H ₂ S.
S4	Bingsa vest dyp 35 m	14 cm kjernelengde, sand, oliven/oker-brun farge, intet klart toppsjikt, ingen lukt av H ₂ S.
S5	Bingsa øst dyp 43.5 m	21.5 cm kjernelengde, sand- og skjellblandet mudder, lys okerfarge, intet klart toppsjikt, ingen lukt av H ₂ S.
S6 prøven er ikke analysert	Gangstøvika øst dyp 35 m	21 cm kjernelengde, 4 cm gråbrunt toppsjikt med gradvis overgang ikke til lys grå leire, ingen lukt av H ₂ S.
S7	Gangstøvika vest dyp 46 m	31 cm kjernelengde, mudderblandet sand med noe skallfragmenter, olivenfarget, intet klart toppsjikt, svak lukt av H ₂ S i 4-6 cm dyp.

**VEDLEGG 3. FORELØPIG FORSLAG TIL KLASSIFISERING AV
FJORDESEDIMENTERS ØVRE LAG MED HENSYN TIL
INNHold AV UTVALGTE MILJØGIFTER, MG/KG
TØRRVEKT (Grensen mellom klasse 2 og 3 avrundet nedover).
Fra Knutzen og Skei 1990.**

Stoffer	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4
<u>Metaller o.a.</u>				
Arsen	<20	20 - 80	80 - 400	>400
Bly	<30	30 - 120	120 - 600	>600
Fluorid	<800	800-3500	3500-16000	>16000
Jern	<40000	40000-170000	170000-800000	>800000
Kadmium	<0.25	0.25 - 1	1 - 5	>5
Kobber	<35	35 - 150	150 - 700	>700
Kobolt	<35	35 - 150	150 - 700	>700
Kvikksølv	<0.15	0.15 - 0.6	0.6 - 3	>3
Krom	<70	70 - 300	300 - 1400	>1400
Nikkel	<30	30 - 130	130 - 600	>600
Selen	<10	10 - 40	40 - 200	>200
Sink	<150	150 - 650	650 - 3000	>3000
Sølv	<0.3	0.3 - 1.3	1.3 - 6.0	>6
Tinn	?	?	?	?
Titan	<5000	5000-20000	20000-100000	>100000
Vanadium	<150	150 - 650	650 - 3000	>3000
<u>Organiske forb.</u>				
Tot. PAH	<0.3	0.3 - 1	1 - 6	>6
B(a)P	<0.005	0.005-0.025	0.025-0.1	>0.1
PCB	<0.005?	0.005-0.025	0.025-0.1	>0.1
HCB	<0.0005?	0.0005-0.0025	0.0025-0.01	>0.01
EPOC1	<0.1?	0.1-0.3	0.3-2	>2

**VEDLEGG 4. FISKERIBIOLOGISKE DATA FRA
YNGELUNDERSØKELSENE 1990**

STASJONBESKRIVELSER:

**Stasjon nr. 1 Seilerhytta
19.08.90 kl.1900**

Beskyttet lokalitet, berg/rullestein

Viktigste vegetasjon:

Fucus spiralis

F. vesiculosus

Ascophyllum nodosum

F. serratus

Laminaria digitata

L. saccharina

Chorda filum

Codium fragile

**Stasjon nr. 2 Salen
19.08.90 kl 1930**

Beskyttet lokalitet, berg/rullestein

Viktigste vegetasjon:

Fucus spiralis

F. vesiculosus

Ascophyllum nodosum

F. serratus

Laminaria digitata

L. saccharina

Chorda filum

Codium fragile

Ceramium sp

**Stasjon nr. 3 Bogeneset
24.08.90 kl 1800**

Beskyttet lokalitet, rullesteinsfjære

Viktigste vegetasjon:

Fucus vesiculosus

F. serratus

Ascophyllum nodosum

Chorda filum

Codium fragile

Stasjon nr. 4 Tyskholmen
24.08.90 kl 1830

Semieksponert berg/rullestein

Viktigste vegetasjon:

Pelvetia caniculata

Fucus spiralis

F. vesiculosus

F. serratus

Laminaria digitata

L. saccharina

Stasjon nr. 5 Slinningsodden
24.08.90 kl 1900

Semieksponert Berg/rullestein/sand

Viktigste vegetasjon:

Pelvetia caniculata

Fucus spiralis

F. vesiculosus

F. serratus

Laminaria digitata

Chorda filum

Stasjon nr. 6 Åse
27.08.90 kl 1815

Semieksponert berg

Viktigste vegetasjon:

Porphyra sp

Fucus vesiculosus

F. spiralis

F. serratus

Ascophyllum nodosum

Chorda filum

Stasjon nr. 7 Humla
27.08.90 kl 1900

Beskytta lokalitet sand/rullestein

Viktigste vegetasjon:

Pelvetia caniculata
Ascophyllum nodosum
Fucus vesiculosus
F. serratus
Laminaria saccharina
Chorda filum

Stasjon nr. 8 Tørleskjær
27.08.90 kl 1930

Beskytta lokalitet berg

Viktigste vegetasjon:

Pelvetia caniculata
Fucus spiralis
F. serratus
F. vesiculosus
Ascophyllum nodosum
Chorda filum

STASJON 1. SEILERHYTTA

	FISKEARTER	ANTALL
*	Bergnebb:	2
*	Tangkutling:	16
*	Stingsild:	2
	LENGDE (cm)	ANTALL
TANGKUTLING:		2.5 cm5
	5.1 cm	3
	5.2 cm	6
	5.3 cm	1
	5.4 cm	1
BERGNEBB:	6.6 cm	1
	8.0 cm	1
STINGSILD:	5.3 cm	1
	5.8 cm	1

STASJON 2. SALEN

	FISKEARTER	ANTALL
*	Lyr:	37
*	Torsk:	2
*	Rødnebb:	1
*	Grasgylt:	8
*	Bergnebb:	15
*	Tangkutling:	177
*	Stingsild:	5
*		Tangstikling:6

	LENGDE (cm)	ANTALL
LYR:	4,3	2
	4,5	1
	4,6	1
	4,7	2
	4,8	4
	5,0	1
	5,2	1
	5,3	1
	5,4	2
	5,5	1
	5,7	2
	5,8	2
	6,2	3
	7,0	2
	7,1	1
	7,2	1
	7,5	2
	7,6	1
	7,8	2
	8,2	1
	9,0	1
	9,3	1
	10,3	1
	11,5	1
	sum	37
TORSK:	6,4	1
	7,8	1
RØDNEBB:	12,6	1
GRASGYLT:	9,0	3
	9,5	1
	10,0	1
	10,6	1
	11,0	1
	11,2	1
	sum	8

	LENGDE (cm)	ANTALL
BERGNEBB:	5.3	1
	8.0	3
	9.0	3
	10.0	1
	11.0	2
	11.1	1
	12.0	1
	14.0	1
	15.0	2
	sum 15	
TANGKUTLING:	1.6	2
	1.7	1
	1.8	2
	1.9	4
	2.0	8
	2.1	6
	2.2	7
	2.3	16
	2.4	15
	2.5	18
	2.6	13
	2.7	6
	2.8	9
	2.9	8
	3.0	7
	3.1	1
	3.2	2
	4.2	2
	4.3	1
	4.4	6
	4.5	5
4.6	5	
4.7	7	
4.8	7	
4.9	8	
5.0	4	
5.1	4	
5.2	4	
	sum 177	

	LENGDE (cm)	ANTALL
STINGSILD:	3.7	2
	9.5	1
	10.6	1
	11.2	1
TANGSTIKLING:	4.2	1
	5.9	1
	6.1	1
	6.2	1
	7.2	1
	7.9	1

STASJON 3. BOGNESET

	FISKEARTER	ANTALL
*	Lyr:	43
*	Hvitling:	3
*	Torsk:	9
*	Bergnebb:	12
*	Tangkutling:	182
*	Tangstikling:	24
*	Tangsprell:	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
LYR:	4,2	1
	4,5	1
	4,6	1
	4,9	1
	5,0	3
	5,1	1
	5,3	2
	5,5	2
	5,6	2
	5,7	1
	6,0	1
	6,2	3
	6,3	1
	6,5	3
	6,6	1
	6,7	2
6,8	1	

	LENGDE (cm)	ANTALL
	7,0	2
	7,1	1
	7,5	4
	7,6	3
	7,8	1
	8,0	1
	8,9	1
	9,0	1
	9,4	1
	9,5	1
		sum 43
HVITTING:	6,5	1
	12,0	1
	13,0	1
TORSK:	3,1	1
	4,5	1
	5,2	1
	5,5	2
	6,6	1
	8,5	1
	17,0	1
	31,0	1
BERGNEBB:	6,5	2
	8,0	1
	8,5	2
	8,6	1
	9,4	1
	9,6	1
	12,4	1
TANGSTIKLING:	4,2	1
	6,0	2
	6,3	1
	7,2	1
	7,3	1
	7,5	3
	7,6	1
	7,8	1
	7,9	1
	8,0	1
	8,3	1
	8,5	4

	LENGDE (cm)	ANTALL
	8,6	1
	9,1	1
	9,2	1
	9,3	1
	9,5	1
	13,7	1
		sum 24
TANGSPRELL:	12.7	1

TANGKUTLING:

lengde	ant.	lengde	ant.	lengde	ant.
1.8:	1	4.0:	5	7.0:	1
1.9:	0	4.1:	3		
2.0:	1	4.2:	7		
2.1:	3	4.3:	8		
2.2:	0	4.4:	1		
2.3:	6	4.5:	18		
2.4:	2	4.6:	3		
2.5:	7	4.7:	10	7.5:	1
2.6:	10	4.8:	6		
2.7:	2	4.9:	10		
2.8:	3	5.0:	26		
2.9:	4	5.1:	6		
3.0:	5	5.2:	5		
3.1:	4	5.3:	3		
3.2:	1	5.4:	0		
3.3:	0	5.5:	6		
3.4:	0	5.6:	0	11.5:	1
3.5:	3	5.7:	0		
3.6:	3	5.8:	1		
3.7:	0	5.9:	0		
3.8:	0	6.0:	4		
3.9:	0	6.1:	2		
				sum	182

STASJON 4. TYSKHOLMEN

	FISKEARTER	ANTALL
*	Lyr:	22
*	Torsk:	1
*	Grasgylt:	2
*	Bergnebb:	1
*	Tangkutling:	26

LYR:

	lengde ant.		lengde ant.	
	5.3	1	6.5	1
	5.7	2	6.7	2
	5.9	3	7.5	2
	6.0	3	8.0	1
	6.2	1	8.5	3
	6.3	1	8.9	1
			10.0	1
			sum	22
TORSK:	6.9	1		
GRASGYLT:	8.9	1		
	9.3	1		
BERGNEBB:	6.2	1		
TANGKUTLING:	2.6	1	4.9	4
	2.8	1	5.0	3
	2.9	2	5.1	2
	3.0	1	5.2	2
	3.2	1	5.4	1
	4.4	2	5.5	1
	4.6	1	5.6	1
	4.7	1	5.7	2
			sum	26

STASJON 5. SLINNINGSDODEN

	FISKEARTER	ANTALL
*	Lyr	74
*	Hyse	2
*	Hvitting:	3
*	Torsk:	12
*	Sypike	28
*	Øyepål:	5
*	Berggylt:	1
*	Grønnngylt	1
*	Grasgylt	2
*	Rødnebb:	5
*	Bergnebb:	4
*	Tangkutling:	19
*	Stingsild:	1
*	Tanstikling:	8

	LENGDE (cm)	ANTALL
LYR:	5.0	1
	5.1	1
	5.3	1
	5.4	1
	5.7	1
	5.8	2
	6.0	4
	6.1	1
	6.2	2
	6.3	3
	6.4	1
	6.5	3
	6.6	1
	6.8	2
	6.9	1
	7.0	3
7.1	1	
7.2	1	
7.3	1	
7.4	1	
7.5	4	

	LENGDE (cm)	ANTALL
	7.6	1
	8.0	2
	8.2	2
	8.3	2
	8.4	1
	8.5	1
	8.6	2
	8.7	1
	8.8	1
	8.9	1
	9.0	2
	9.2	2
	9.4	1
	9.5	1
	9.6	1
	9.7	2
	10.5	2
	10.7	1
	11.5	1
	17.5	1
	20.3	1
	21.0	1
	21.6	1
	22.0	1
	22.3	1
	24.5	1
	25.0	1
	26.5	1
	30.0	1
	30.5	1
	34.6	1
		sum 74
HYSE:	7.9	1
	9.0	1
HVITTING:	5.2	1
	5.5	1
	5.6	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
TORSK:	6.8	1
	7.4	1
	7.6	1
	7.9	1
	8.4	1
	9.0	1
	9.1	1
	9.2	1
	9.8	1
	10.0	1
	10.4	1
	20.9	1
SYPIKE:	5.6	1
	5.9	1
	6.2	1
	6.7	1
	7.2	1
	7.3	1
	7.5	1
	8.0	2
	8.3	1
	8.4	1
	8.5	1
	8.6	1
	9.0	2
	9.2	1
	9.3	2
	9.4	1
	9.5	3
	9.8	2
	10.0	1
	10.2	1
	11.2	1
13.5	1	
	sum 28	
ØYEPÅL:	7.5	1
	7.8	1
	8.6	1
	9.4	1
	9.8	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
BERGYLT:	24.2	1
GRØNNGYLT:	12.2	1
GRASGYLT	13.6	1
	14.5	1
RØDNEBB:	7.4	1
	8.0	1
	8.4	1
	9.3	1
	9.7	1
BERGNEBB:	5.9	1
	6.0	1
	11.0	1
	14.0	1
TANGKUTLING:	2.5	1
	3.0	1
	4.5	1
	4.6	1
	4.7	1
	4.8	1
	5.0	4
	5.3	3
	5.4	1
	5.5	4
	5.6	1
		sum 19
TREPIGGET STINGSILD:	3.1	1
TANGSTIKLING:	8.0	1
	8.5	1
	8.6	2
	8.7	1
	9.0	1
	9.5	1
	12.9	1

STASJON 6. ÅSE

FISKEARTER ANTALL

*	Lyr:	42
*	Torsk:	1
*	Grønngylt:	1
*	Bergnebb:	4
*	Tangkutling:	315

LENGDE (cm) ANTALL

BERGNEBB:	4.7	1
	5.5	2
	11.6	1
GRØNNGYLT:	10.5	1
TORSK:	31.0	1
LYR:	4.6	1
	4.8	2
	4.9	1
	5.0	1
	5.3	4
	5.4	1
	5.6	1
	5.7	1
	5.8	1
	6.0	4
	6.2	1
	6.3	1
	6.5	2
	6.8	1
	6.9	1
	7.0	2
	7.1	1
	7.2	1
	7.3	1
	7.5	1
7.6	2	
7.7	1	
9.0	1	

LENGDE (cm)	ANTALL
-------------	--------

9.2	1
9.4	1
10.0	1
10.3	1
11.5	1
11.9	2
12.3	1
28.0	1

sum 42

TANGKUTLING:

6,4	1
6,0	1
5,6	3
5,5	4
5,3	5
5,2	12
5,1	8
5,0	24
4,9	16
4,8	32
4,7	34
4,6	10
4,5	18
4,4	4
4,3	2
4,2	2
4,0	1
3,7	1
3,6	2
3,5	5
3,4	4
3,3	11
3,2	11
3,1	11
3,0	41
2,9	6
2,8	11
2,7	6
2,6	9
2,5	4
2,4	6
2,3	2
2,2	2

LENGDE (cm)	ANTALL
2,1	1
1,9	1
1,8	1
	sum 315

STASJON 7. HUMLA

	FISKEARTER	ANTALL
*	Nålfisk:	1
*	Sei:	5
*	Lyr:	29
*	Hyse:	4
*	Hvitting:	6
*	Torsk:	2
*	Sypike:	3
*	Rødnebb:	2
*	Grønngylt:	4
*	Bergnebb:	28
*	Grasgylt:	1
*	Svartkutling:	3
*	Tangkutling:	351
*	Glasskutling:	2
*	Tangstikling:	12

	LENGDE (cm)	ARTER
NÅLEFISK:	11.6	1
SEI:	8.0	1
	8.7	1
	9.9	1
	10.0	1
	14.5	1
LYR:	4.5	1
	5.0	1
	5.3	1
	5.6	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
	6.0	1
	6.5	1
	6.9	1
	7.0	2
	7.2	1
	7.5	1
	7.8	1
	7.9	1
	8.0	3
	8.1	1
	8.2	1
	8.3	1
	8.5	2
	8.9	1
	9.0	1
	9.5	1
	9.7	1
	9.8	1
	10.0	1
	10.5	1
	12.2	1
		sum 29
HYSE:	6.4	1
	8.0	1
	9.3	1
	11.3	1
HVITTING:	5.5	1
	6.3	1
	6.9	1
	7.0	1
	14.3	1
	14.4	1
TORSK:	7.5	1
	13.1	1
SYPIKE:	8.0	1
	8.9	1
	10.1	1
RØDNEBB:	9.9	1
	19.1	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
GRØNNGYLTL:	8.0	1
	8.9	1
	10.0	1
	11.0	1
BERGNEBB:	2.5	1
	4.3	1
	4.5	1
	4.7	1
	5.3	1
	5.8	2
	6.0	1
	6.8	1
	6.9	1
	7.0	1
	7.5	1
	7.8	3
	7.9	2
	8.2	1
	8.4	2
	8.5	1
	8.8	1
	10.6	1
	11.0	1
	11.4	1
	11.5	1
	12.3	1
	13.5	1
		sum 28
GRASGYLT:	6.2	1
SVARTKUTLING:	10.0	1
	12.1	1
	13.6	1

TANGKUTLING:

lengde	ant.	lengde	ant.	lengde	ant.
2.0:	1	3.0:	29	4.0:	1
2.1:	1	3.1:	7	4.1:	3
2.2:	1	3.2:	29	4.2:	2
2.3:	2	3.3:	16	4.3:	1
2.4:	4	3.4:	11	4.4:	6
2.5:	7	3.5:	12	4.5:	20
2.6:	2	3.6:	3	4.6:	12
2.7:	6	3.7:	4	4.7:	22
2.8:	1	3.8:	0	4.8:	25
2.9:	4	3.9:	1	4.9:	18
				5.0:	44
				5.1:	20
				5.2:	15
				5.3:	13
				5.4:	3
				5.5:	1
				5.6:	2
				5.7:	1
				sum	351

	LENGDE (cm)	ANTALL
Glasskutling	5.6	1
	6.3	1
Tangstikling	3.3	1
	5.3	1
	6.7	1
	6.9	1
	7.0	1
	7.1	1
	8.0	1
	8.1	1
	8.4	1
	9.0	1
	11.7	1
12.0	1	
	sum	12

STASJON 8. TØRLESKJERSVIKA

FISKEARTER		ANTALL
*	Nålefisk:	5
*	Sei:	1
*	Lyr:	16
*	Grasgylt	1
*	Makrell:	3
*	Bergnebb:	1
*	Brungylt:	1
*	Tangkvabbe:	1
*	Tangkutling:	119
*	Stingsild:	11
*	Tangstikling:	5
*	Reke:	2

	LENGDE (cm)	ANTALL
NÅLFISK:	8,0	1
	8,1	1
LITEN HAVNÅL:	1,7	1
	9,3	1
TAMGSNELLE:	22,8	1
LYR:	4,3	1
	4,5	2
	4,9	1
	5,0	2
	5,4	2
	5,5	1
	6,0	1
	6,4	1
	6,5	1
	6,6	1
	7,5	1
	9,0	1
	13,3	1
TANGKUTLING:	1,6	1
	2,0	3
	2,2	1
	2,3	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
	2,5	3
	2,6	1
	2,7	5
	2,8	2
	2,9	1
	3,0	33
	3,2	2
	3,3	3
	3,4	2
	3,5	6
	3,6	1
	3,9	1
	4,0	3
	4,1	2
	4,2	3
	4,3	3
	4,4	1
	4,5	7
	4,6	4
	4,7	7
	4,8	1
	4,9	3
	5,0	13
	5,3	1
	5,4	1
	5,5	3
	5,6	1
		sum = 119
TANGSTIKLING:	7,5	1
	8,0	1
	9,0	1
	9,2	1
	9,5	1
SEI:	6,8	1
MAKRELL:	7,4	1
	4,3	1
	3,8	1
BERGNEBB:	5,0	1
GRASGYLT:	30,0	1

	LENGDE (cm)	ANTALL
BRUNGYLT:	5,7	1
TANGKVABBE:	10,7	1
STINGSILD:	8,1	1
	7,1	1
	7,0	1
	6,4	1
	6,3	1
	5,2	1
	4,2	1
	3,5	2
	3,4	1
REKE	2,2	2