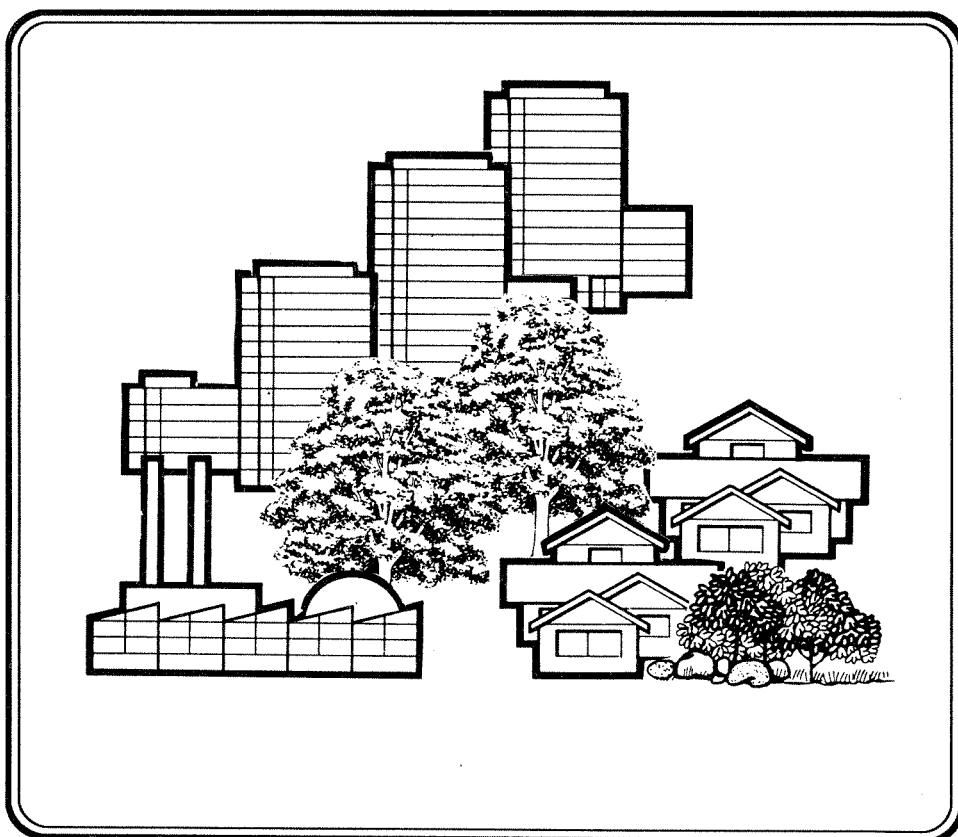


O-86118

# Indre Namsenfjorden Nord-Trøndelag

Vurdering av vannkvaliteten



# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**Hovedkontor**

Postboks 33, Blindern  
0313 Oslo 3

Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 29

**Sørlandsavdelingen**

Grooseveien 36  
4890 Grimstad

Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 42 709

**Østlandsavdelingen**

Rute 866

2312 Ottestad

Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**

Breiviken 5

5035 Bergen - Sandviken

Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

86118

Undernummer:

Løpenummer:

2129

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Indre Namsenfjorden  
Nord-Trøndelag .

Vurdering av vannkvaliteten

Forfatter (e):

Lars Golmen  
Ivar N. Haugen  
Brage Rygg  
Jens Skei

Dato:

20. juni 1988

Prosjektnummer:

86118

Faggruppe:

Marin økologisk

Geografisk område:

Nord-Trøndelag

Antall sider (inkl. bilag):

44

Oppdragsgiver:

Namsos Kommune

Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):

Komm.ing.  
A. Moxnes

Ekstrakt: Det er gjennomført et måleprogram for vannkvalitet og vannutskifting i indre deler av Namsenfjorden. Måleprogrammet fra de øverste 5 m indikerte en maksimal oppholdstid på 2-3 uker. Dypvannet synes å gjennomgå en årlig cyklus med tilførsel av oksygenrikt vann om vinteren og våren, og en innstrømming av mer oksygenfattig vann om sommeren. Bløtbunnsprøver og sedimentanalyser viste ingen forurensning av betydning. Biologien i overflaten avslørte eutrofi-effekter i de innerste delene av fjorden. Som helhet karakteriseres vannkvaliteten i Namsenfjorden som god.

4 emneord, norske:

1. Eutrofiering
2. Utslipp
3. Marinøkologi
4. Vannkvalitet

4 emneord, engelske:

1. Eutrophication
2. Outlets
3. Marine ecology
4. Water quality

Prosjektleder:

Ivar Haugen

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN - 82-577-1409-7

0-86118

INDRE NAMSENFJORDEN  
NORD-TRØNDELAG

VURDERING AV VANNKVALITETEN

NIVA, 20. juni 1988

Prosjektleder: Ivar N. Haugen, NIVA

Medarbeidere : Willy Berg, Namsos komm.

Unni Efraimsen, NIVA

Lars Golmen, NIVA

Brage Rygg, NIVA

Jens Skei, NIVA

Sverre Winnberg, Namsos komm.

# I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. INNLEDNING	1
2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	1
3. FYSISKE FORHOLD	4
3.1 Innledning	4
3.2 Generelt om vannutskifting	8
3.3 Vær og vannføring i måleperioden	10
3.4 Presentasjon og diskusjon av datamaterialet	10
3.5 Sammendrag	24
4. SEDIMENTUNDERSØKELSER	28
4.1 Innledning	28
4.2 Prøvetaking og analyser	28
4.3 Visuell beskrivelse av sedimentene	29
4.4 Resultater og diskusjon	31
5. BLØTBUNNFAUNAUNDERSØKELSER I NAMSFJORDEN 1986	33
5.1 Innledning	33
5.2 Resultater	33
6. BIOLOGISK BEFARING	41
6.1 Innledning	41

Seksjon	Side
6.2 Observasjoner	41
6.3 Diskusjon	43
7. LITTERATURHENVISNINGER	44

## **1. INNLEDNING**

I møte 9. januar 1986 ba Namsos kommune NIVA om å utarbeide et forslag til prøveprogram for Indre Namsenfjorden. Bakgrunnen for henvendelsen var Fylkesmannen i Nord-Trøndelags utslippstillatelse datert 24. oktober 1980 for kloakkutslipp fra Namsos byområde til Vestre havn og til Namsen. Tillatelsen gjelder totalt utslipp begrenset til ca. 22.550 p.e. I følge utslippstillatelsen kan "... det komme på tale å bygge ut silanleggene til mek/kjemisk renseanlegg..."

Formålet med undersøkelsen har derfor vært å fremskaffe naturvitenskapelige data som kan tjene som grunnlag for å vurdere hvilke rensekrav som bør stilles til kloakkutslippene.

Det har vært utført målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen på 2 stasjoner over ca. 1 år, fra februar 1986 til mars 1987. Det er tatt prøver for analyse av tungmetallinnhold i sedimentene på ialt 4 stasjoner og det er tatt grabbprøver på 4 stasjoner for analyse av bløtbunnfauna som indikator for belastning i dyplagene, fig. 1. Videre er det gjennomført en biologisk befaring av strandområdene for å få grunnlag til å vurdere vannkvaliteten i overflatelaget. Den foreliggende rapporten behandler dataene fra disse undersøkelsene.

## **2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER**

I løpet av perioden februar 1986 til mars 1987 ble det gjennomført et måleprogram for vannkvalitet og vannutskifting i indre deler av Namsenfjorden. Det ble dessuten foretatt en biologisk befaring sommeren 1986 og sediment- og bløtbunnsprøver ble innsamlet fra 4 stasjoner.

Fra det fysiske måleprogrammet indikerte observasjonene fra de øverste 5 metrene en oppholdstid på fjordvannet på maksimalt 2-3 uker i prøvetakingsområdet. Brakkvannslaget var det meste av tiden kontinuerlig sjiktet, uten noe markert intermediært sprangsjikt. Brakkvannslagets tykkelse varierte mellom 3 og 5 m, i takt med ferskvannstilførselen fra Namsen. Laveste salinitet var 0.8 promille (i overflaten). Høyeste målte temperatur var 17 grader.

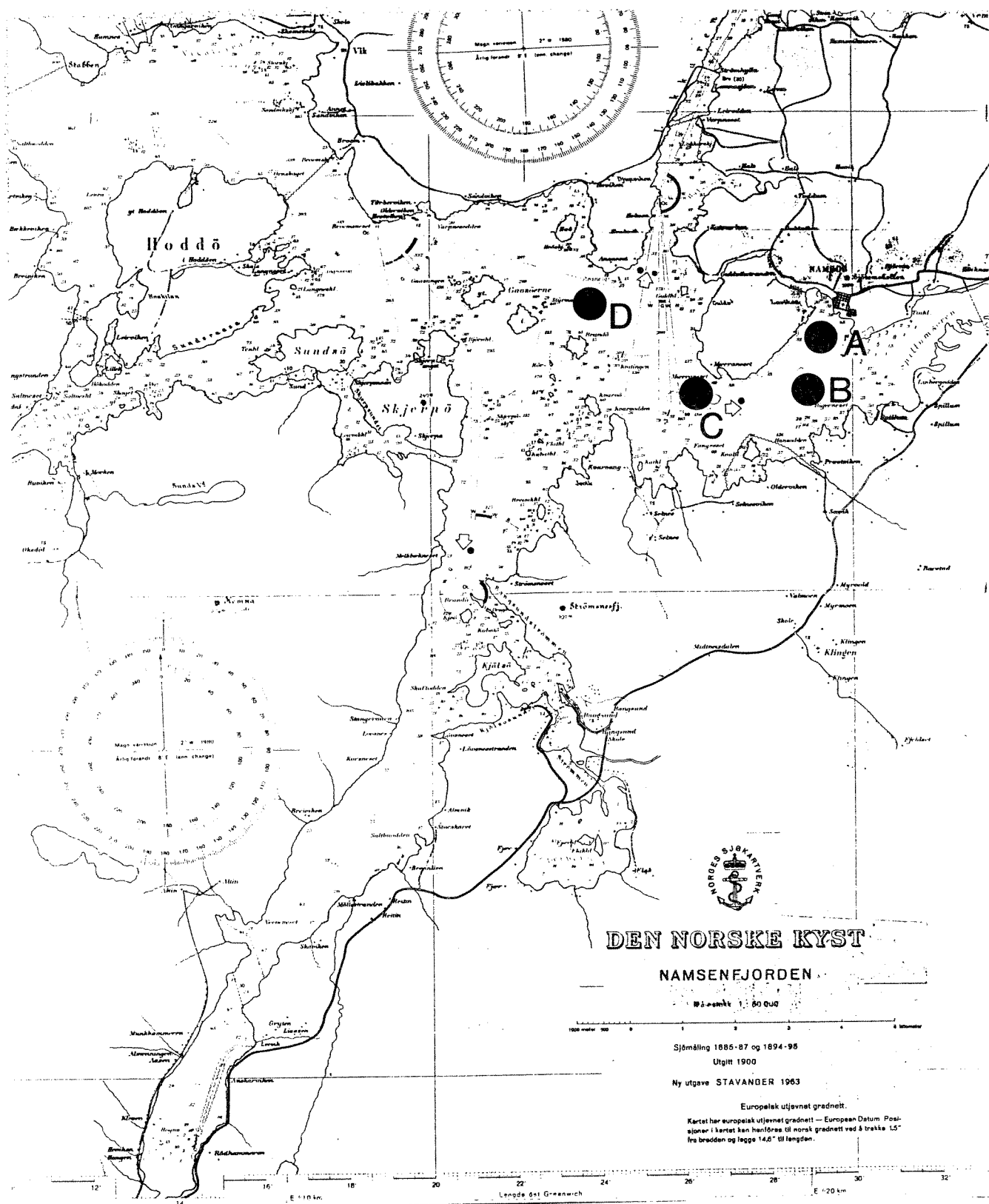


Fig. 1. Namsenfjorden med stasjonene A-D for bløtbunn- og sedimentprøver inntegnet.

Dypvannsobservasjonene viste at indre deler av Namsenfjorden sommeren 1986 var gjenstand for en dypvannsstrømning, som også medførte fall i observert oksygeninnhold. Dypvannet innerst i fjorden synes å gjennomgå en årlig cyklus med tilførsel av oksygenrike vannmasser om vinteren og våren, og en innstrømning av innlagret og mer oksygenfattig vann om sommeren.

Laveste oksygenverdi i dypvannet ble observert på innerste stasjon, med metningsgrad rundt 78 % gjennom flere måneder om sommeren, og med tilsvarende oksygenverdier i overkant av 5 ml/l. Observasjonene kan tyde på at dypvannet i større deler av Namsenfjorden er mottaker for den organiske belastningen i indre deler av fjorden. Sedimentprøvene (4 stasjoner) viste lave verdier av metallkonsentrasjoner sammenliknet med andre norske fjorder hvor forurensing er påvist. Kobber og sink kan muligens indikere en svak forurensning, men nivåene er nært det som betraktes som naturlige svingninger.

Bløtbunnsprøver fra 2 stasjoner, A og D, er bearbeidet mens materialet fra de 2 øvrige stasjonene, B og C, er lagret. Materialet viste at bløtbunnsfaunaen på disse to stasjonene ikke var påvisbar påvirket av forurensende utslipp.

Den biologiske befaringen avslørte en sannsynlig eutrofi-effekt i de innerste delene av fjorden (havneområdet, småbåthavna og Spillumsvika) samt en klar påvirkning fra Namsen. Denne påvirkningen er delvis en ferskvannspåvirkning som bl.a. gav seg utslag i bløretangens morfologi, delvis en ren fysisk påvirkning ved at erosjonspartikler (slam) i større eller mindre grad dekket algene. Namsen synes ikke å påvirke algevegetasjonen innenfor munningen av Lyngenfjorden eller utenfor Broemsneset/Hoddøya-området.

Som helhet må vannkvaliteten i Namsenfjorden karakteriseres som god, selv om en viss antropogen påvirkning kan spores.



### 3. FYSISKE FORHOLD

#### 3.1 Innledning

##### Områdebeskrivelse og bunntopografi

Utslippene fra Namsos berører umiddelbart området ved munningen av Namsen, som utgjør indre enden av Namsenfjorden. Figur 2 viser hele Namsenfjorden med tilstøtende land- og fjordområder. Namsenfjordens lengde fra Namsens munning til utløpet mot Folda er ca. 35 km. Namsenfjordens bredde på de smaleste punktene er ca. 1,5 km (sør av Mærraneset og NØ for Hoddøya, fig. 2). Namsenfjorden har ingen grunne terskler. Dybden øker gradvis utover fra området ved Namsos, hvor en finner dybder mellom 150 og 280 meter. I følge sjøkart nr. 47 varierer dybdene videre utover fjorden fra rundt 250 meter og til over 400 meter ved utløpet mot Folla. Nord av Hoddøya (fig. 1) er det en terskel, med dyp på 226 meter angitt i sjøkartet.

Gjennomstrømningsarealet ved denne terskelen er estimert til 0,3 km<sup>2</sup>. Overflatearealet til hele fjorden er estimert til 80 km<sup>2</sup> med mindre sidearmer inkludert. Arealet for området innenfor terskelen ved Hoddøya er ca. 30 km<sup>2</sup>.

Indre deler av Namsenfjorden har to større forgreininger; Lyngenfjorden i sør og Lökkaren, som knytter Namsenfjorden til Lauvøyfjorden og Rødsundet nordafor.

Lökkaren har minste bredde rundt 200 meter. Terskeldypet er anslått til 10 meter, slik at tilsvarende effektivt gjennomstrømningsareal er ca. 500 m<sup>2</sup>, eller bare ca. 2% av Namsenfjordens gjennomstrømningsareal. For øvre vannmasser (ned til 10 meter) er Lökkarens gjennomstrømningsareal ca. 13% av Namsenfjordens.

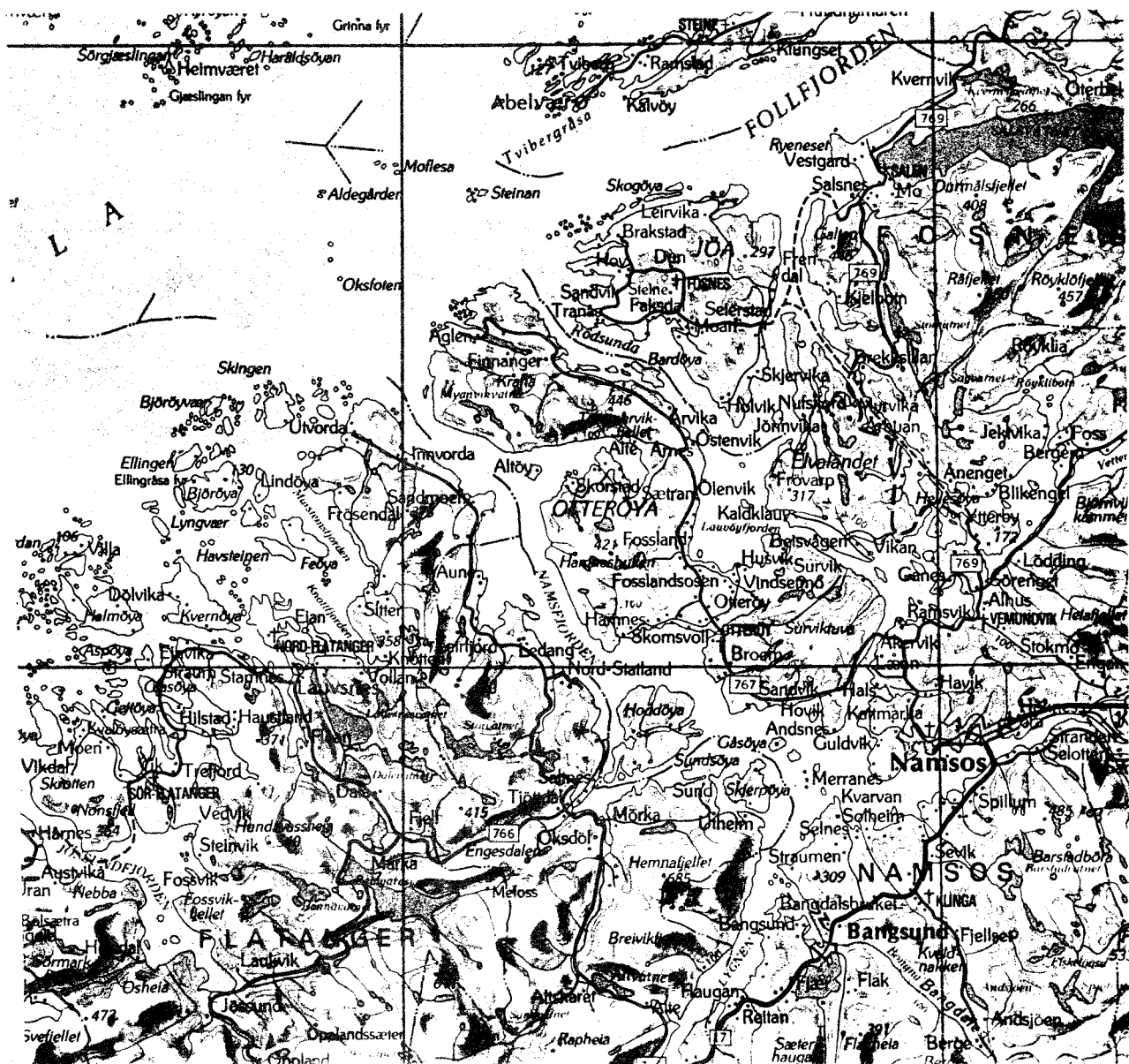


Fig. 2. Namsenfjorden og tilstøtende områder. (Fra Det Bestes Store Norges Atlas).

### Måleprogrammet

I perioden februar 1986 til mars 1987 ble det i tre utvalgte posisjoner i indre Namsenfjord tatt vannprøver for bestemmelse av salinitet, temperatur og oksygeninnhold.

De tre posisjonene (heretter kalt "stasjonene") er avmerket i figur 3, som henholdsvis A1 (sør av Ansneset), M1 (sør av Mærraneset) og H1 (nord av Hansodden). Det ble kun tatt prøver fra nær bunnen. Prøvetakingsdypene var for stasjon A1 250 og 280 meter, for H1 80 og 140 meter, og for M1 245 og 150 meter. Tabell 1 angir tidspunkt for prøvetakingene.

Tabell 1. Tidsfordelingen av h.h.v. prøvetaking (vannhenter) og saliterm-sonde målinger.

	1986							1987	
	jan	mar	mai	jul	sep	nov	jan	mar	
Prøvetaking		x x		x x x x x	x x x x x	x	x x x x	x	
Saliterm				x x x x x	x x x				

I tillegg til de ovennevnte prøvene ble det også målt vertikalfordeling av salinitet og temperatur over en kortere periode sommeren 1986. Disse parametrene ble målt ved hjelp av sonde ("saliterm"), ned til 30 meters dyp. Vertikalprofiler ble tatt på de tre ovennevnte stasjonene. Salitermmålingene foregikk i perioden 10/6 - 31/9 1986, med ca. 2 ukers intervall, slik at en på hver stasjon fikk 8 vertikalprofiler. Datoene for salitermmålingene er også angitt i tabell 1.

Motivasjonen for den lange tidsserien i dypvannet var å undersøke variasjon i vannkvalitet, og i hvilken grad dypvannet fornyes. Salitermmålingene vil avdekke eventuell variasjon og utskifting i de øvre vannmassene i den perioden hvor oksygenforbruk og den biologiske aktiviteten er forventet å være størst.

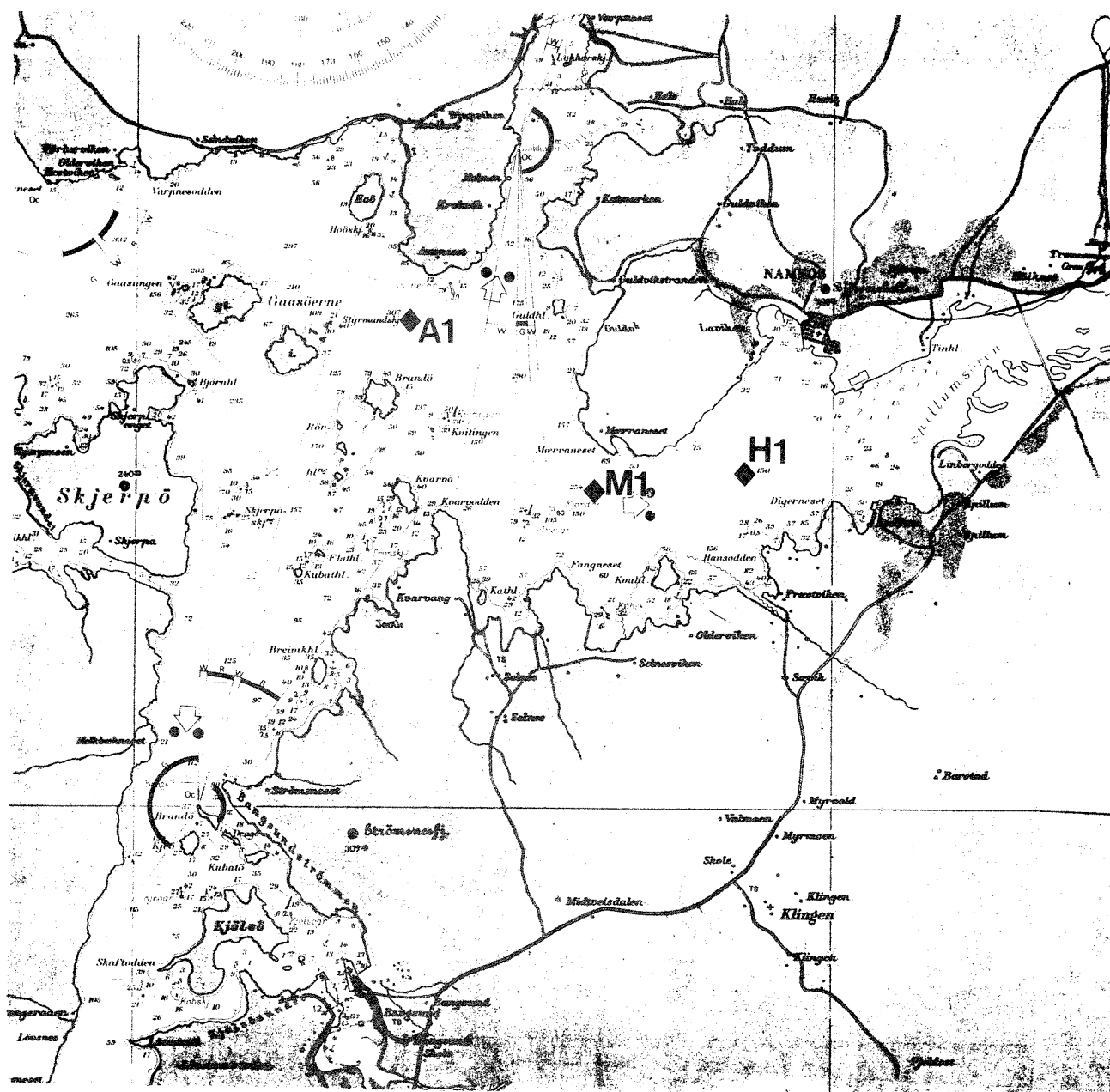


Fig. 3. Indre deler av Namsenfjorden, med prøvetakingsstasjonene avmerket. (Utsnitt av sjøkart nr. 47).

### 3.2 Generelt om vannutskifting

Utskifting av vannmassene i en fjord er essensiell for opprettholdelsen av god vannkvalitet. En fjord (resipient) som er utsatt for høy organisk eller kjemisk belastning, vil kreve hyppigere utskifting enn en fjord med lav belastning.

Utskifting av vannmassene kan skje i form av adveksjon, ved strømming ut og inn i fjorden. Utskifting kan også skje diffusivt, dvs. som følge av gradienter i egenskaper som temperatur og salinitet i vannmassene, eller som følge av strømskjær (turbulent diffusjon).

En god indikator på vannkvaliteten med hensyn til organisk belastning er oksygeninnholdet i vannet. For enkelte fjorder vil begrepet vannkvalitet også være knyttet til konsentrasjoner av skadelige stoffer (tungmetaller etc.). I den foreliggende vurderingen av Namsenfjorden er organisk belastning mest relevant (kloakkutslipp o.a.) Oksygeninnhold, sammen med data om ulike tilførsler, vil være en brukbar indikator for vannkvalitet, utskifting og resipientkapasitet.

For de øverste vannmassene vil kontakten med atmosfæren medføre tilførsel av oksygen. Vannmasser kan også få tilført oksygen ved kjemiske prosesser og fotosyntese i vannmassen uten at vannet som sådan er blitt utskiftet i henhold til de ovenfornevnte prosessene. I prinsippet kan vannmasser (f.eks. dypvann) bli fysisk utskiftet uten at dette merkes i parametre som salinitet, temperatur eller oksygeninnhold. Sogar kan vannmassen bli "skiftet ut" med vann av dårligere kvalitet.

I allminnelig språkbruk knyttes begrepet utskifting til fornyelse av vannmassene, dvs. tilførsel av oksygenrikt vann. Slik fornying er oftest assosiert med endringer i hydrografiske parametre som temperatur og salinitet.

#### Fjordsirkulasjon

Sirkulasjon i fjorder påvirkes direkte av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og hydrografiske forhold på kysten. Sirkulasjonen modifieres i ulik grad på grunn av bunntopografi (terskler), turbulens, diffusjon, vekselvirkning med atmosfæren, indre bølger og tildels jordrotasjon.

Som nevnt innledningsvis er Namsenfjorden ikke noen ekstrem terskelfjord. Topografisk sett utgjør den en mellomting mellom de nesten terskelløse fjordene som er vanlige f.eks. i Finnmark, og de typiske terskelfjordene på Vestlandet.

Ferskvannstilførselen fra elver vil forårsake såkalt estuarin sirkulasjon, som enkelt skissert består av en utoverrettet overflatestrøm av brakkvann, og en dypere innoverrettet "kompensasjons-strøm" (Pickard, 1975).

Tidevannet medfører en regelmessig inn- og utstrømming av vannmasser. Det aktuelle vannvolumet som berøres av tidevannsstrømmen begrenses av terskeldypet og av tidevannsamplituden. For Rørvik havn er midlere forskjell mellom flo og fjære 1.55 meter. Det vannvolumet som dermed forflyttes inn og ut i løpet av en tidevannsperiode (ca. 12.5 timer) er denne middelforskjellen ganget med fjordens overflateareal, dvs. om lag  $5.000\text{m}^3$ . Bare en brøkdel av dette vannvolumet blir faktisk utskiftet i løpet av en tidevannsperiode. Det meste flusher fram og tilbake over terskelen (Molvær m.fl. 1984).

Vind vil generere overflatestrøm. Vind ut fjorden vil således forsterke den utoverrettede brakkvannsstrømmen, mens vind inn fjorden vil redusere eller endog tidvis blokkere brakkvannsstrømmen, med brakkvannsoppstuvning inne i fjorden som resultat. Vind er en viktig faktor for strømmen i overflatelaget og under moderat ferskvannstilrenning vil vinden kunne dominere strømbildet i øvre lag (Svendsen og Thompson, 1978).

Dypere strømmer styres delvis av de samme effekter som genererer overflatestrømmen, men vil oftest være motsatt rettet overflatestrømmen. I terskelfjorder er det observert et tredje strømsjikt under den innoverrettede strømmen (Magnusson m.fl. 1983). Det klassiske tolagsstrømbildet er derfor ikke alltid gjeldende.

#### Dypvannsutskifting

I fjorder med terskel vil dypvann "bak" terskelen være stagnant i lange perioder, med fare for forringelse av vannkvalitet. Dypvannet vil være gjenstand for en langsom, men kontinuerlig diffusiv fornyelsesprosess ved blanding med overforliggende vannmasser (Gade og Edwards 1980). Innstrømming av tungt vann over terskelen er imidlertid anerkjent som den viktigste fornyelsesmekanisme for dypvannet. Slik innstrømming skjer ofte hver vår, av kaldt og relativt salt vann i Kyststrømmen. Det innstrømmende tunge vannet fortrenger da det "gamle" dypvannet. Den nevnte diffusive prosessen vil gjøre fjordens

dypvann gradvis lettere og derved øke muligheten for at dette vannet fortrenses ved den årlige innstrømmingen.

### **3.3 Vær og vannføring i måleperioden**

Diskusjonen av de fysiske måledataene krever en kobling til data om værforhold (særlig vind) og vannføring i Namsen i måleperioden. Nedenfor presenteres vinddata fra Buholmråsa (kilde: Meteorologisk Institutt) og vannføringsdata for stasjon 1338-0 Bertnem i Namsen (kilde: NVE, hydrologisk avdeling). Bertnem er nederste målestasjon i Namsen, og fanger opp ca. 82% av det totale nedbørfeltet.

#### Vannføring

Figur 4 viser vannføringen i Namsen i perioden mai-oktober 1986, samt tilsvarende statistisk middelavrenning i samme periode. Rundt 10. mai er vannføringen på sitt høyeste, med ca. 900 m<sup>3</sup>/sek. Minimum opptrådte i august (30 m<sup>3</sup>/sek.). I forhold til et middelår var vannføringen sommeren 1986 mindre enn normalt, mens høst og vår (mai) hadde noe over normalen.

#### Vindforhold

Månedlig statistisk fordeling (frekvensfordeling) av vindretning og vindstyrke for Buholmråsa i 1986 er innhentet.

Buholmråsa ligger på kysten, hvor nordlig og sørvestlig vind dominerer. I indre deler av Namsenfjorden vil vinden i større grad være topografisk styrt, altså inn-ut langs fjorden.

### **3.4 Presentasjon og diskusjon av datamaterialet**

#### Målte og avledete parametre

Temperaturobservasjonene er enten målt in-situ ved hjelp av Saliterm, eller ved termometer som er montert inne i en vannhenter, og som avleses umiddelbart etter av vannhenteren er brakt opp.

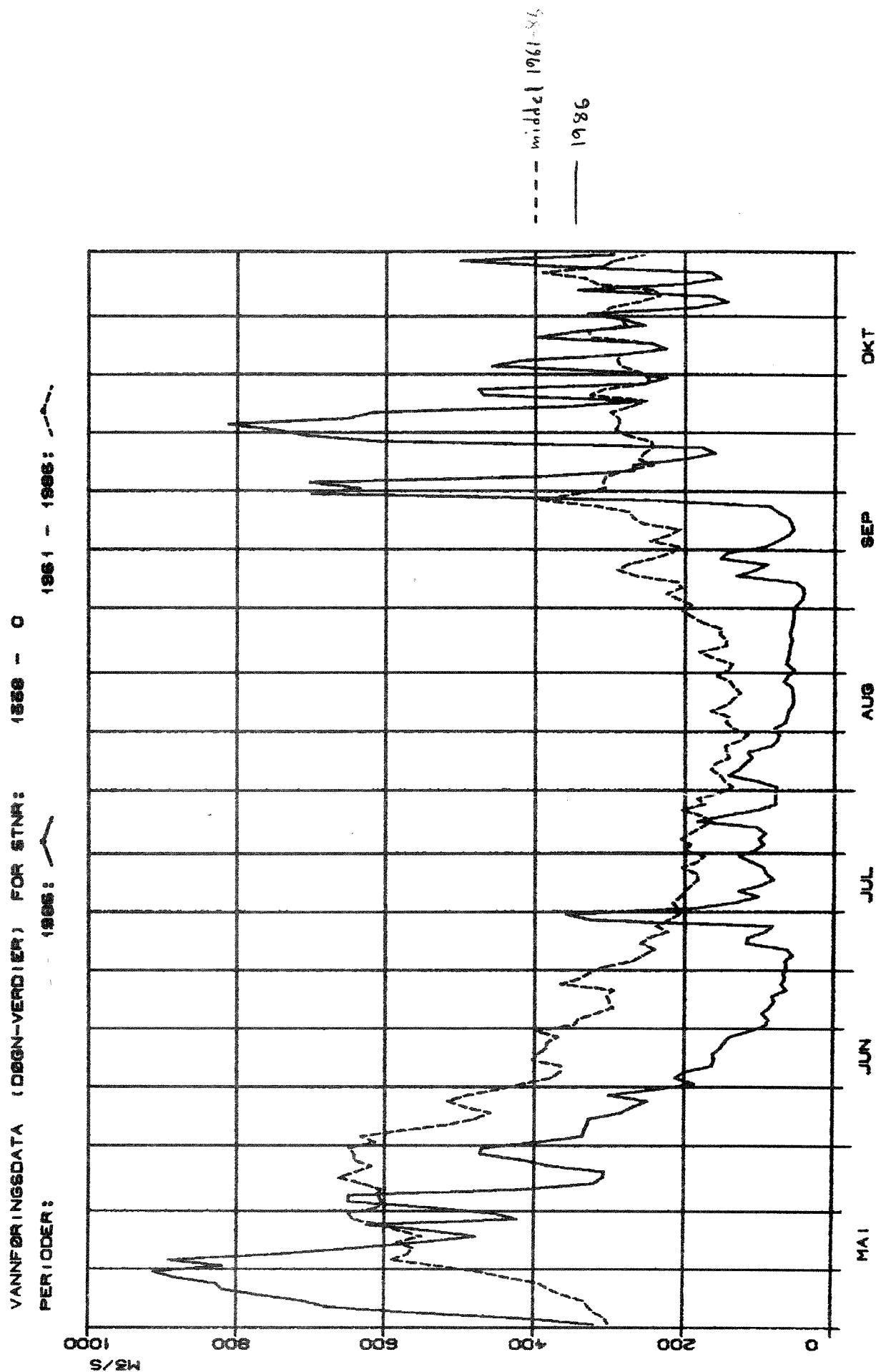


Fig. 4 Vannføring i Namsen i perioden mai-oktober 1986. Den stiplete linjen viser middelvannføring for perioden 1961-1986. Kilde: NVE Hydrologisk avdeling.



Saliniteten, som her er angitt uten faktoren  $10^{-3}$  eller "promille", er målt indirekte. Salitermen måler vannets ledningsevne, eller konduktivitet, som også er en funksjon av temperatur og trykk. For salitermen avleses saliniteten direkte ved at temperaturkompensasjon foretas automatisk og trykkeffekten neglisjeres. For vannprøvenes vedkommende er saliniteten bestemt i laboratorium ved hjelp av et laboratoriesalinometer, som gir prøvens konduktivitet.

Sjøvannets tetthet er en funksjon av både temperatur, salinitet og trykk. Trykkeffekten (kompressibiliteten) er relativt liten for de dyp vi omtaler her. Innenfor det salinitets-temperatur regimet våre data befinner seg, gir salinitetsvariasjoner større endringer i tettheten enn tilsvarende variasjoner i temperatur. Dette kan illustreres i et T-S diagram.

I figur 5 er vannets tetthet representert ved de linjene som skrår oppover mot høyre. Tetthetsverdiene varierer i dette tilfellet mellom ca. 26.0 og 27.2, dvs. 1026 kg/m<sup>3</sup> og 1027.2 kg/m<sup>3</sup>. Den forenklete tetthetsnotasjonen kalles sigma-t.

Oksygeninnholdet er angitt i den noe foreldete enheten ml/l, dvs. oksygeninnhold (i ml) pr. liter sjøvann. Oksygenverdiene er bestemt kjemisk i laboratorium ut fra vannprøvene, i følge den godt innarbeidde Winklers metode. Sjøvannets evne til å løse oksygen avhenger av salinitet og temperatur.

I figur 5 vises også noen oksygenmetningsverdier innenfor de gitte temperatur og salinitetsintervall. Linjene er tilnærmet horisontale. Dette indikerer at oppløsningsevnen er mest avhengig av temperaturen. En ser også antydningen av en svak ikke-linearitet i oksygenmetningen som funksjon av temperaturen: ved en gitt temperaturendring er endringen i metningsverdi større ved høye enn ved lave temperaturer.

I figur 5 merker en seg også at isolinjene for tetthet og oksygenmetning står tilnærmet normalt på hverandre, dvs. at de er tilnærmet funksjonelt uavhengige. En vannmasse vil ha større tendens til å blande seg med andre vannmasser som har samme tetthet (isopyknisk blanding) enn med vannmasser med ulik tetthet (diapyknisk blanding). Av figur 5 ser en at dette medfører at en gitt vannmasse lettere blander seg med vann med ulik oksygenmetning enn med lik.

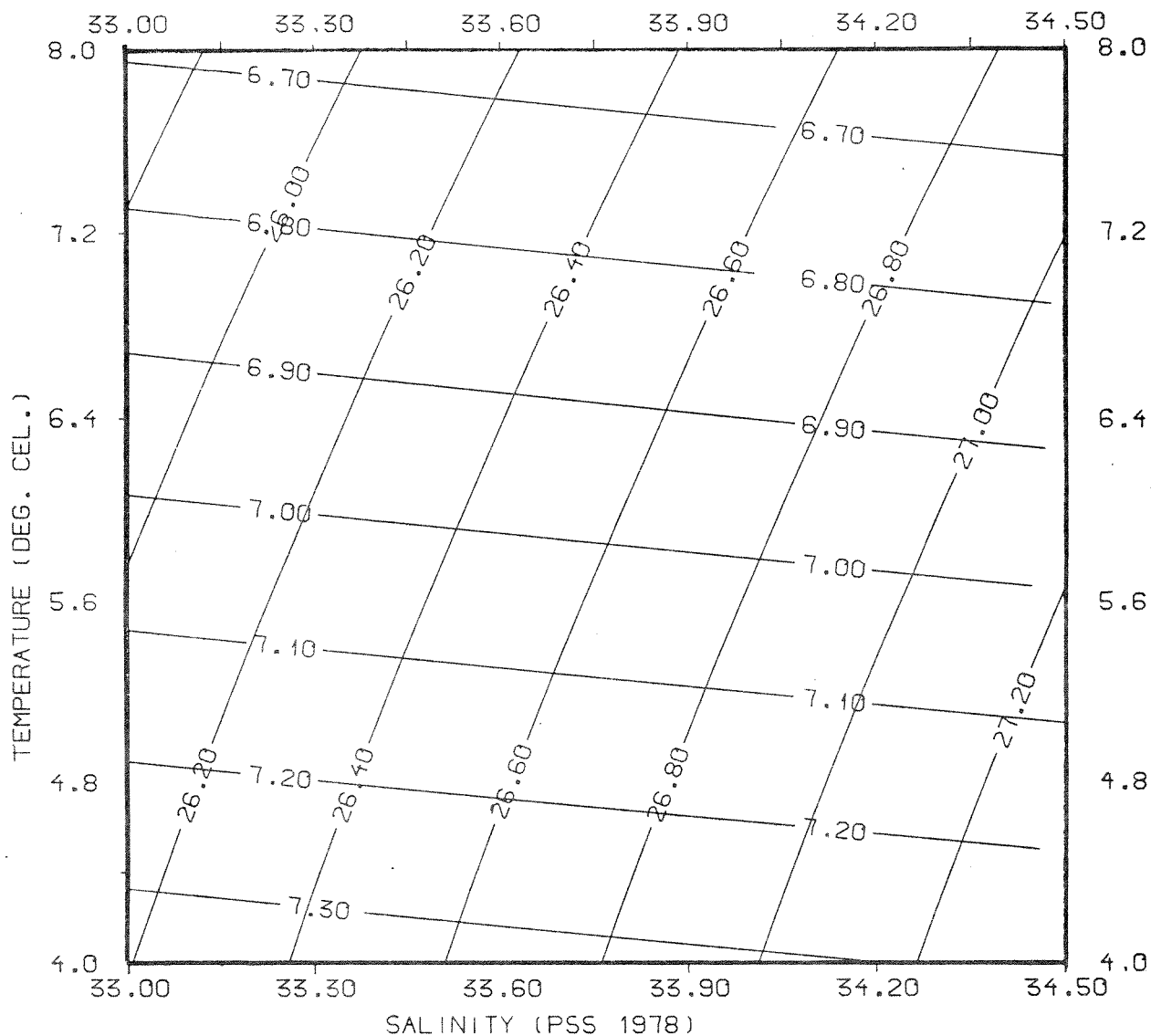


Fig. 5. T-S diagram. Sjøvannets tetthet og oksygenmetning som funksjon av salinitet og temperatur. Linjene som skråer oppover mot høyre representerer tetthet, angitt som sigma-t (tettheten ( $\text{kg/m}^3$ )-1000). De tilnærmet horisontale linjene representerer oksygen - metningsverdier ( $\text{ml/l}$ ).

### Dypvannsobservasjonene

Observasjonene fra dypvannet består av temperatur, salinitet og oksygeninnhold i to ulike dyp nær bunnen ved stasjonene A1, M1 og H1 (fig. 3). Tabell 1 angir observasjons-tidspunktene, og tabell 2 angir måledypene for de tre stasjonene.

Tabell 2. Observasjonsdyp.

Stasjon:	A1	M1	H1
Måledyp:	250/280	150/245	80/140

Dypvannsobservasjonene er tatt med noe ujevne tidsintervaller: tette observasjoner i perioden juni-oktober, og lengre måleintervaller resten av året. Med disse prøvetakingsfrekvensene vil en ha god kontroll med utviklingen i dypvannet i sommerhalvåret, når oksygenbelastningen er forventet å være størst. På den andre siden gir den lave samplingsfrekvensen i vinterhalvåret en noe mindre mulighet til å avsløre den forventede dypvannsinnstrømmingen i detalj. Man kan i prinsippet her ha data nok til å kunne si om hvorvidt en utskifting har funnet sted. Men en vil ha mindre mulighet til å kunne si når dette skjedde, med tanke på å kunne analysere hvilken mekanisme som ligger bak utskiftingen (jmfør kapittel 3).

### Temperatur og salinitetsobservasjoner

Figur 6a-c viser tidsserier av temperatur og salinitet for stasjonene A1, M1 og H1 (dypvannsobservasjonene). Figurene indikerer at variasjonen avtar med økende dyp. Stasjon A1 med de dypeste observasjonene har temperatur og salinitetvariasjoner innenfor intervallene 7-8°C og 34.5 og 35.0 promille. Dette gjelder også stasjon M1 i 245 meters dyp. Observasjonene fra de intermediære vannmassene 80-150 meter (stasjon M1 og H1) viser temperaturvariasjoner mellom 4.5°C og 8.5°C, og salinitetsobservasjoner mellom 33.25 og ca. 34.9.

I alle dyp observeres et fall i salinitet i løpet av perioden september - november 1986. I perioden juni - oktober er saliniteten generelt sett høyest, men med noen dramatiske kortvarige fall for stasjon M1 i 150 meter.

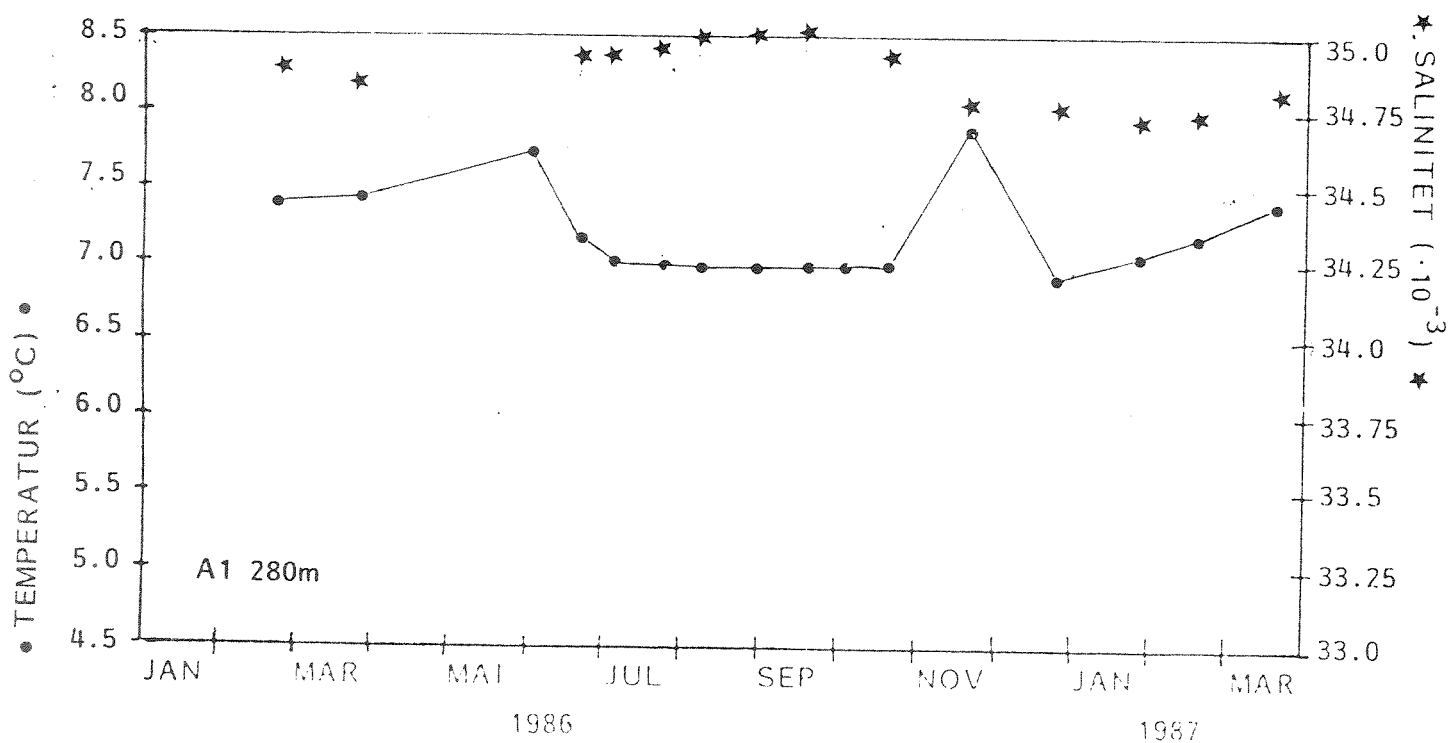
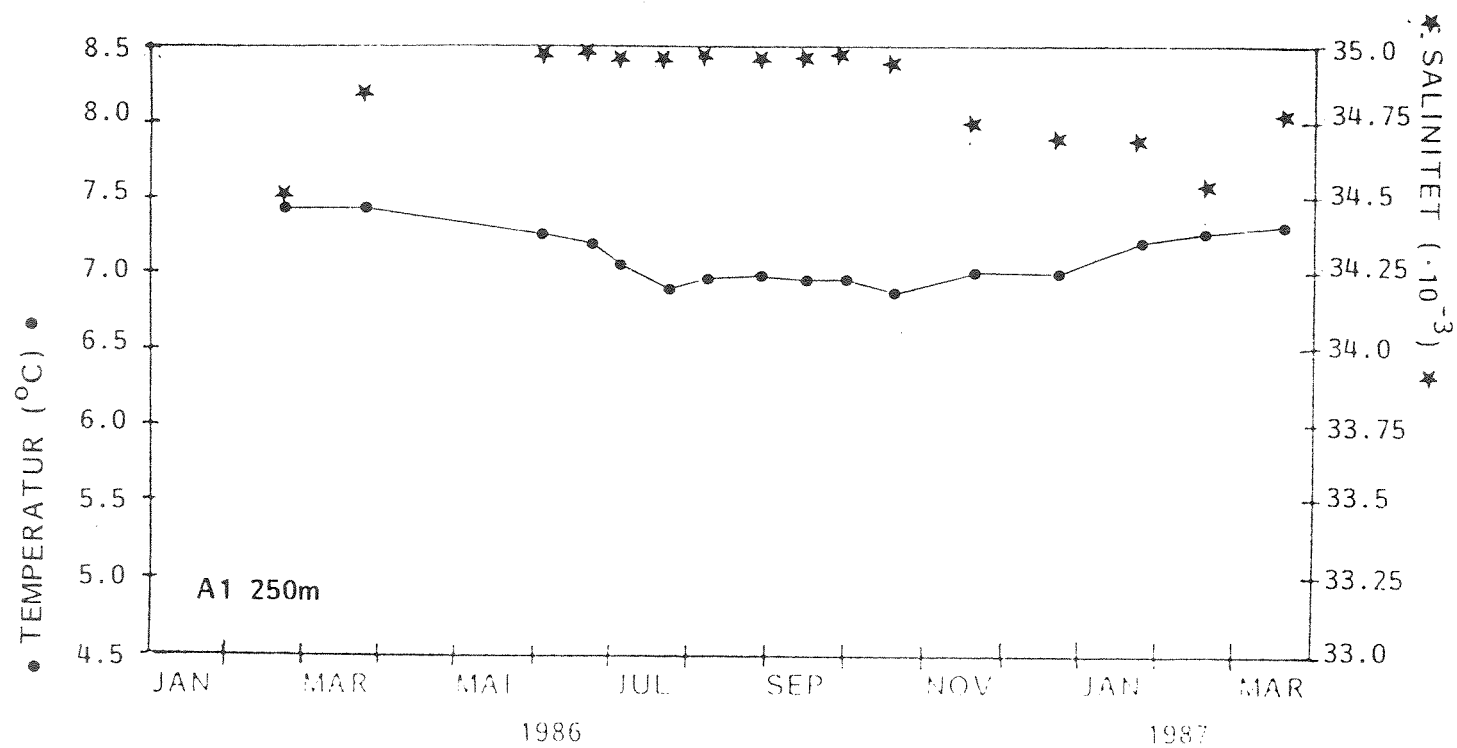


Fig. 6a. Observasjoner av salinitet og temperatur på stasjon A1.

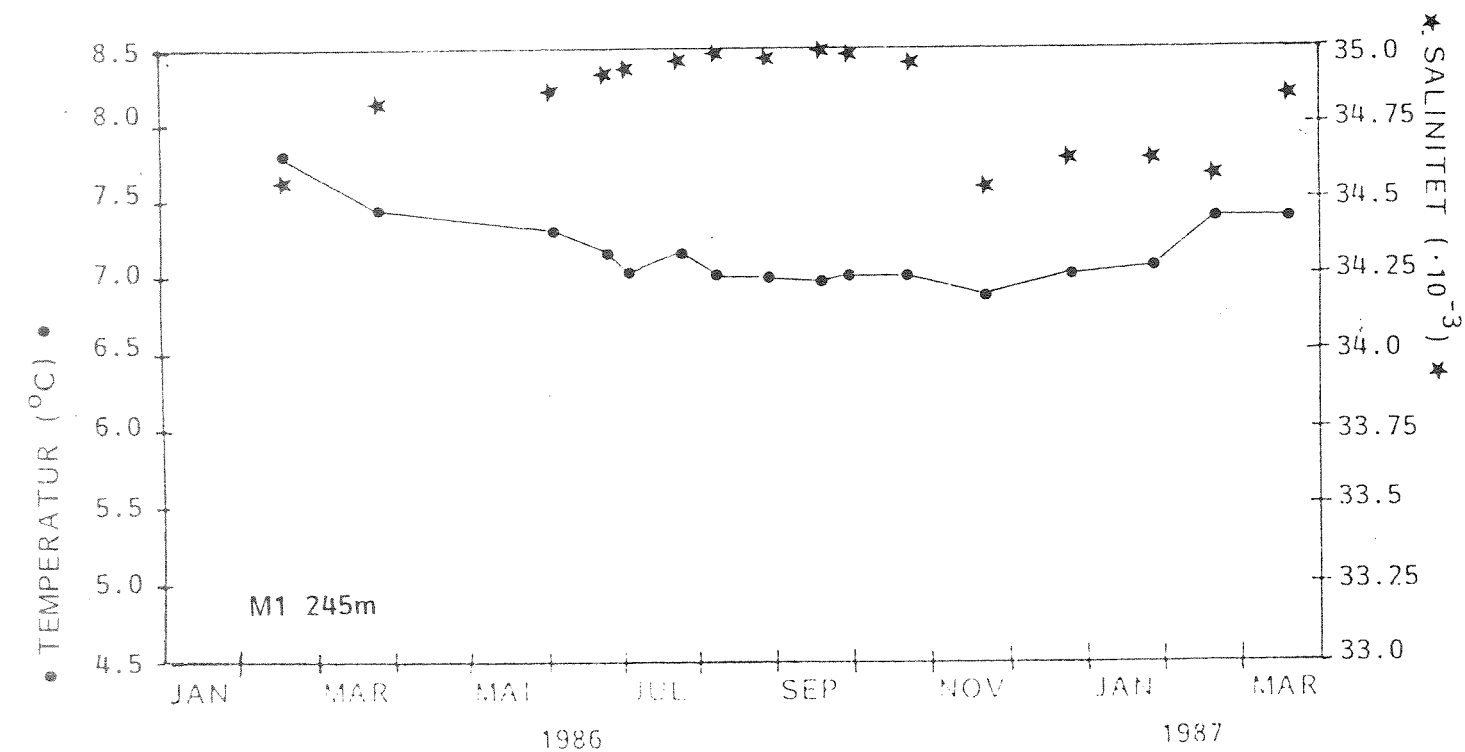
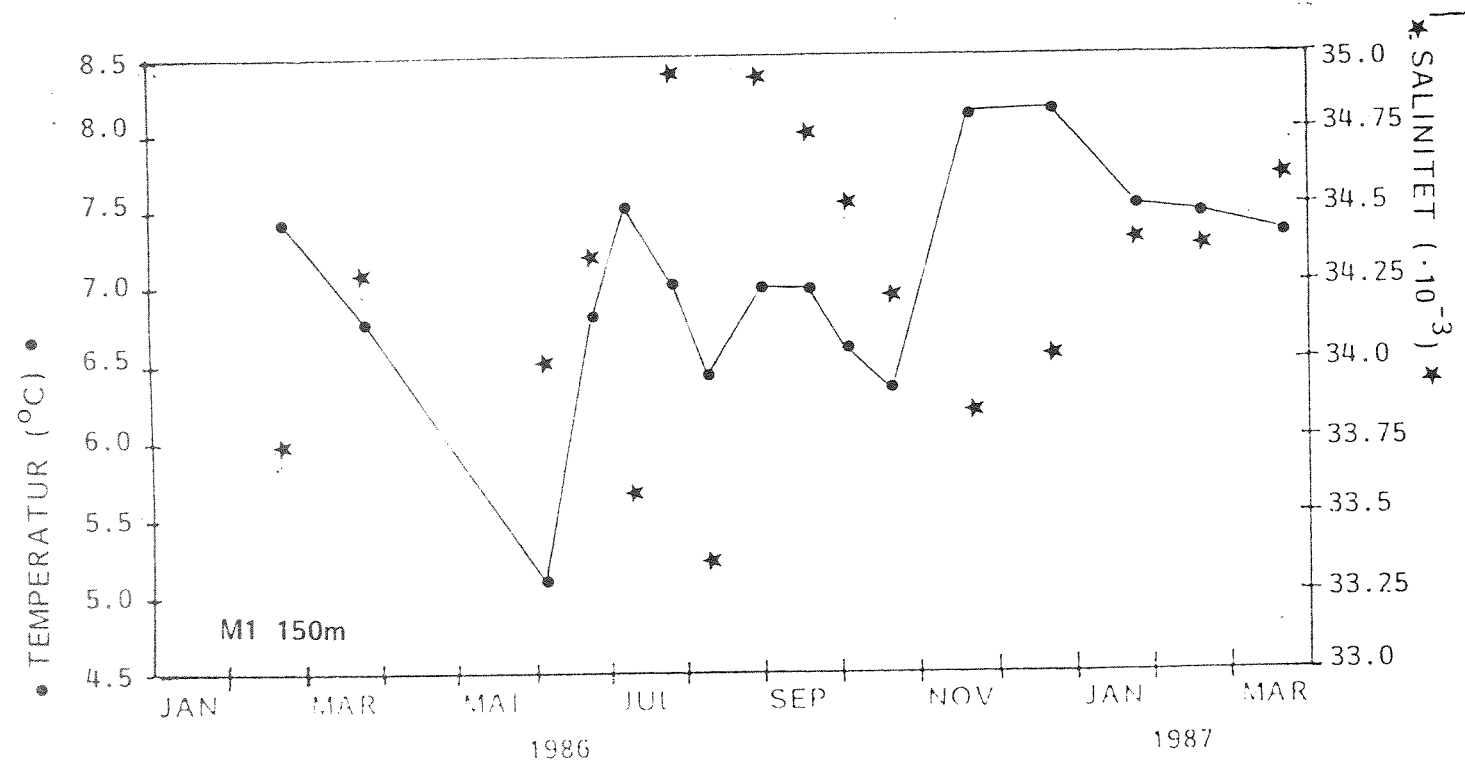


Fig. 6b. Observasjoner av salinitet og temperatur på stasjon M1.

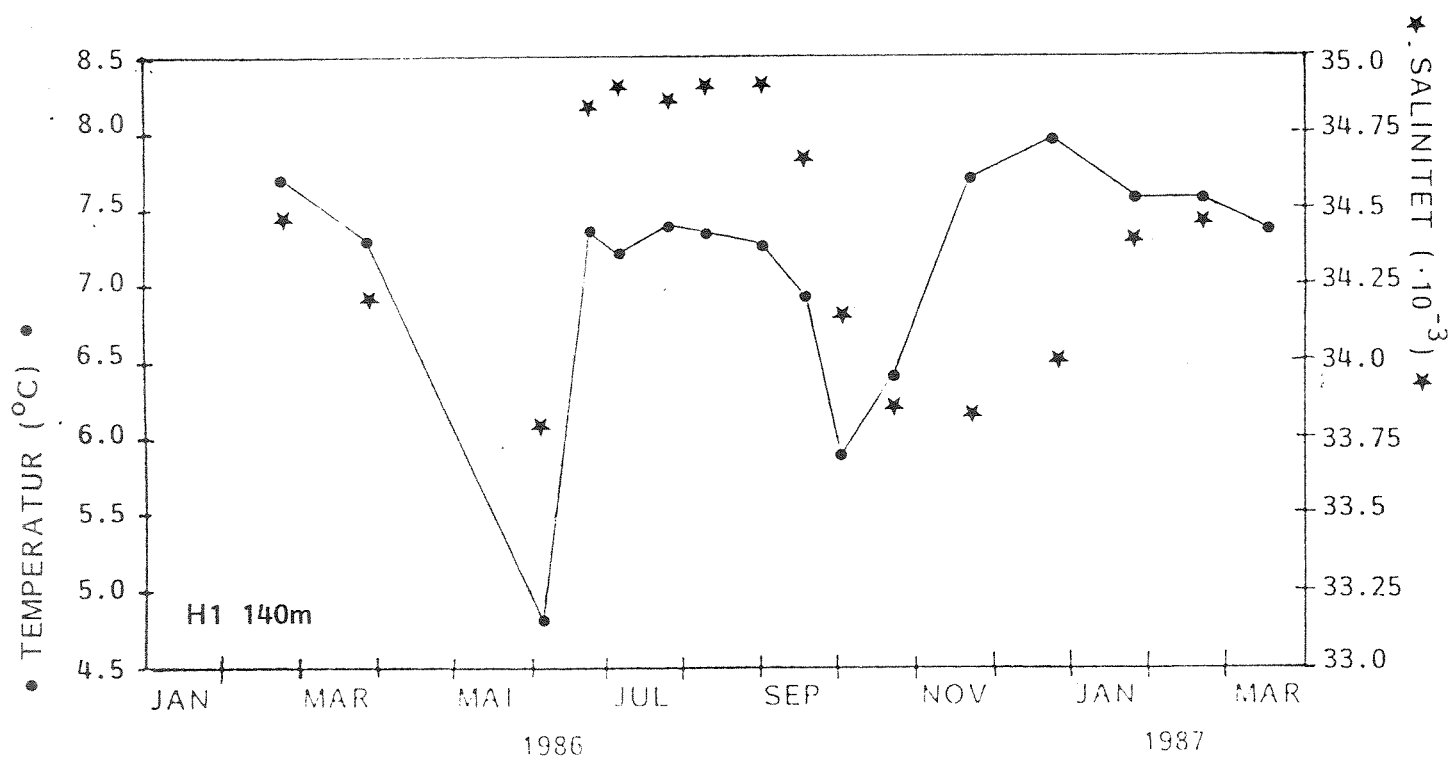
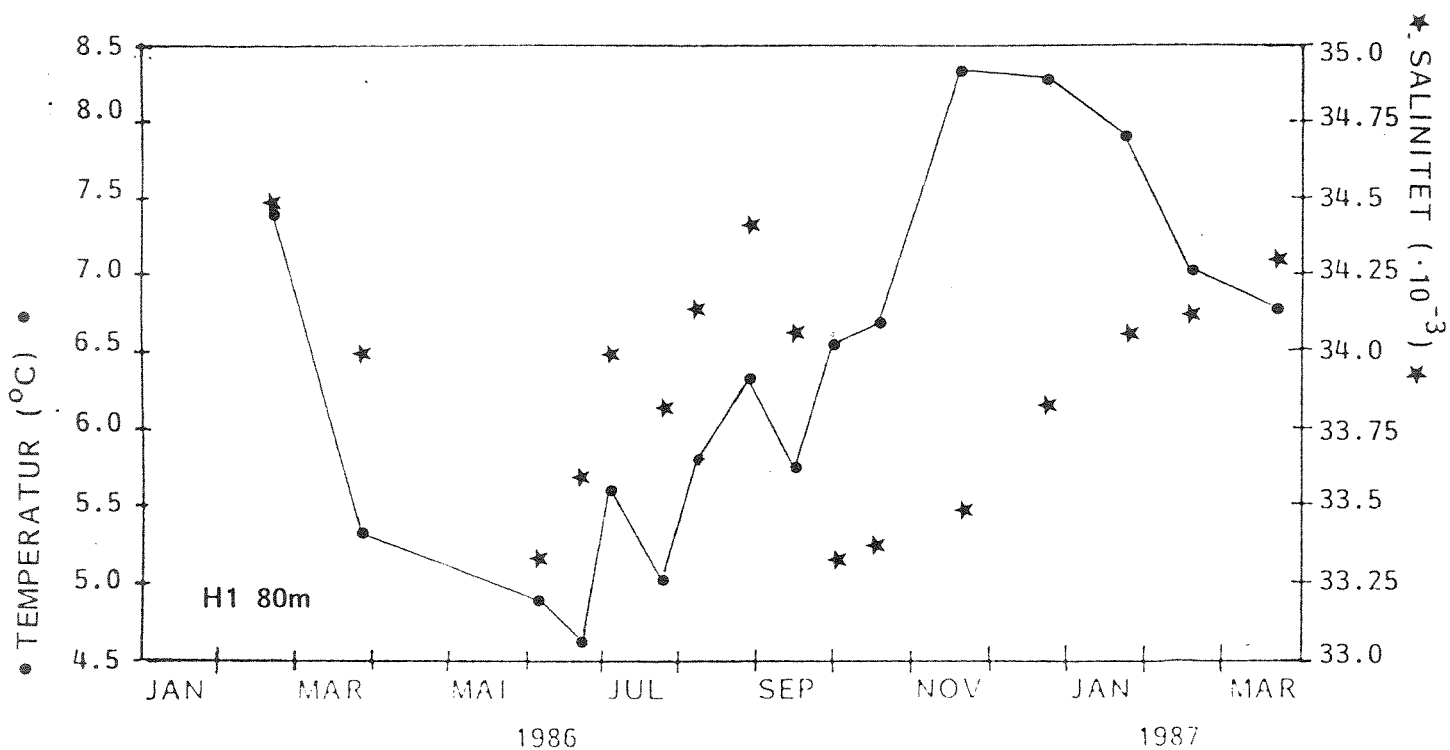


Fig. 6c. Observasjoner av salinitet og temperatur på stasjon H1.

Figur 7 viser utviklingen i tetthet for de ulike observasjonsdypene. Tidsutviklingen på de tre stasjonene er noenlunde koherent, til tross for den geografiske avstanden mellom stasjonene. I løpet av sommerhalvåret observeres det et innsig av tyngre vann i alle nivå dypere enn 80 meter (vår grunneste dypvannsobservasjon). Dette innsiget kan være resultat av den økte ferskvannsmengden og kraftigere brakkevannsstrøm i overflaten om våren og tidlig på sommeren (fig. 4). Dette vil føre til øket innstrømming av tyngre vann under sprangsjiktet. Etter vårflommen stabiliserer forholdene seg mer, og det tunge vannet fortrenses nedover som følge av nedblanding av ferskere vann og/eller innsig av lettere kystvann.

### Oksygenmålinger

-----

Figur 8a-c viser tidsutviklingen i oksygeninnhold på de tre stasjonene. Både oksygenverdier og tilsvarende metningsgrad er plottet. Hovedtendensen er et relativt minimum i oksygeninnhold midt på sommeren for alle dyp. Unntaket her er stasjon A1 i 280 m (fig. 8a), hvor en har et lite maksimum i august, og for øvrig liten variasjon gjennom året.

De intermediære vannmassene viser størst variasjon. Stasjon H1 i 80 m (fig. 8c) har metningsverdier som varierer mellom over 100% i mai/juni og 78% i august/september. Metningsverdier rundt 78% observeres også i 140 meter på stasjon H1, samt i begge observasjonsdyp på M1. Stasjon H1 i 140 meter har lengst periode med redusert oksygeninnhold (juni - september).

Med oksygeninnhold som indikator er utskiftingen dårligst på stasjon H1. De målte oksygenverdiene er ikke kritisk lave, men indikerer redusert resipientkapasitet for indre deler av Namsenfjorden.

De hydrografiske observasjonene viser en tetthetsøkning i dypet i den perioden hvor de lave oksygenverdiene er observert. Denne økningen må skyldes innstrømming av vann med atlantisk opprinnelse (salinitet rundt 35.0). Dette kan være vann som har vært innlagret lenger ute i fjorden gjennom vinteren og våren. De relativt lave oksygenverdiene som er observert innerst i fjorden, kan derfor være et resultat også av tilførsel (adveksjon) av "gammelt", innlagret dypvann.

Fallet i oksygeninnhold på stasjon H1 i 140 meter fra 6.71 ml/l den 1/6 til 5.27 ml/l den 24/6 tilsvarer en tidsrate på ca.  $2.5 \times 10^{-3}$  ml  $O_2$ /l x time. For 80 meters dyp tilsvarer fallet fra 7.12 ml/l den 1/6 til 5.01 ml/l den 31/8 en gjennomsnittsrate på ca.  $1.0 \times 10^{-3}$  ml  $O_2$ /l x time. Packard (1985) refererer oksygenforbruks-rater på opp til  $5 \times$

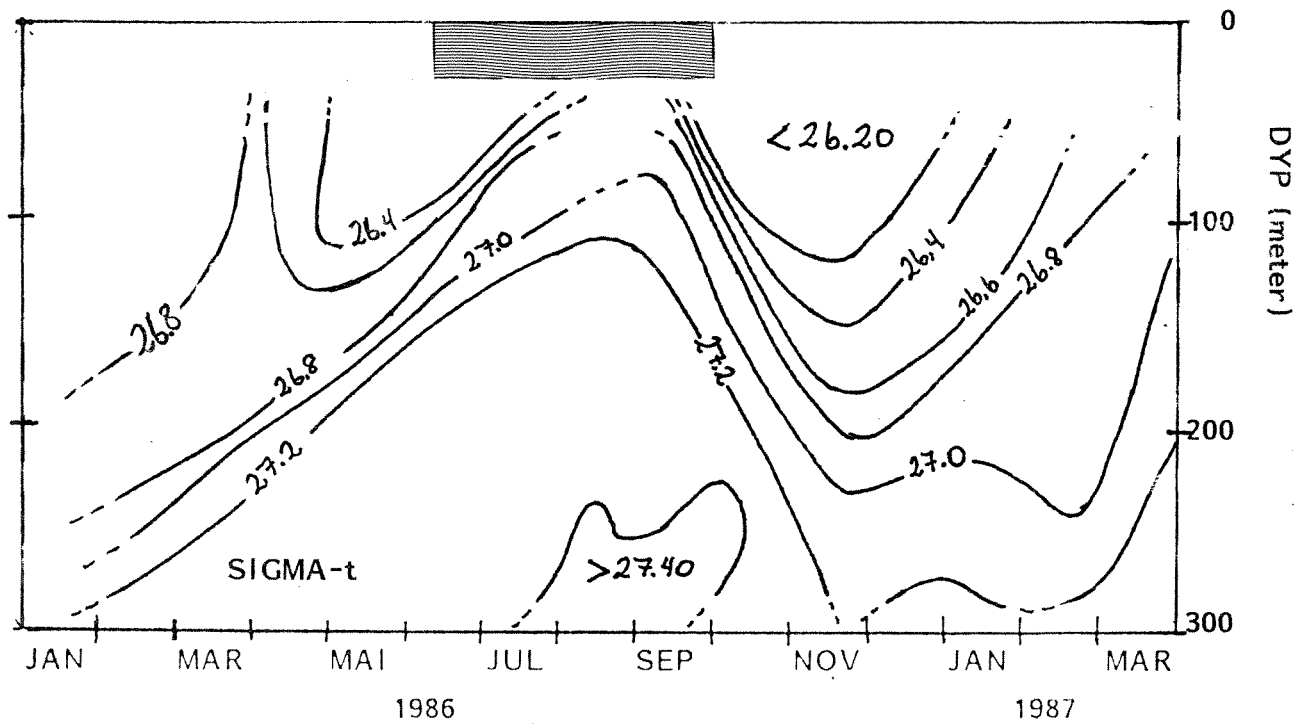


Fig. 7. Isopletdiagram av tetthet som funksjon av dyp og tid. Data fra alle tre målestasjoner er med for å få dekket mest mulig av vannsøylen. Det skraverte feltet angir tid-dybde domenet for saliterm-målingene (fig. 9a-9c).



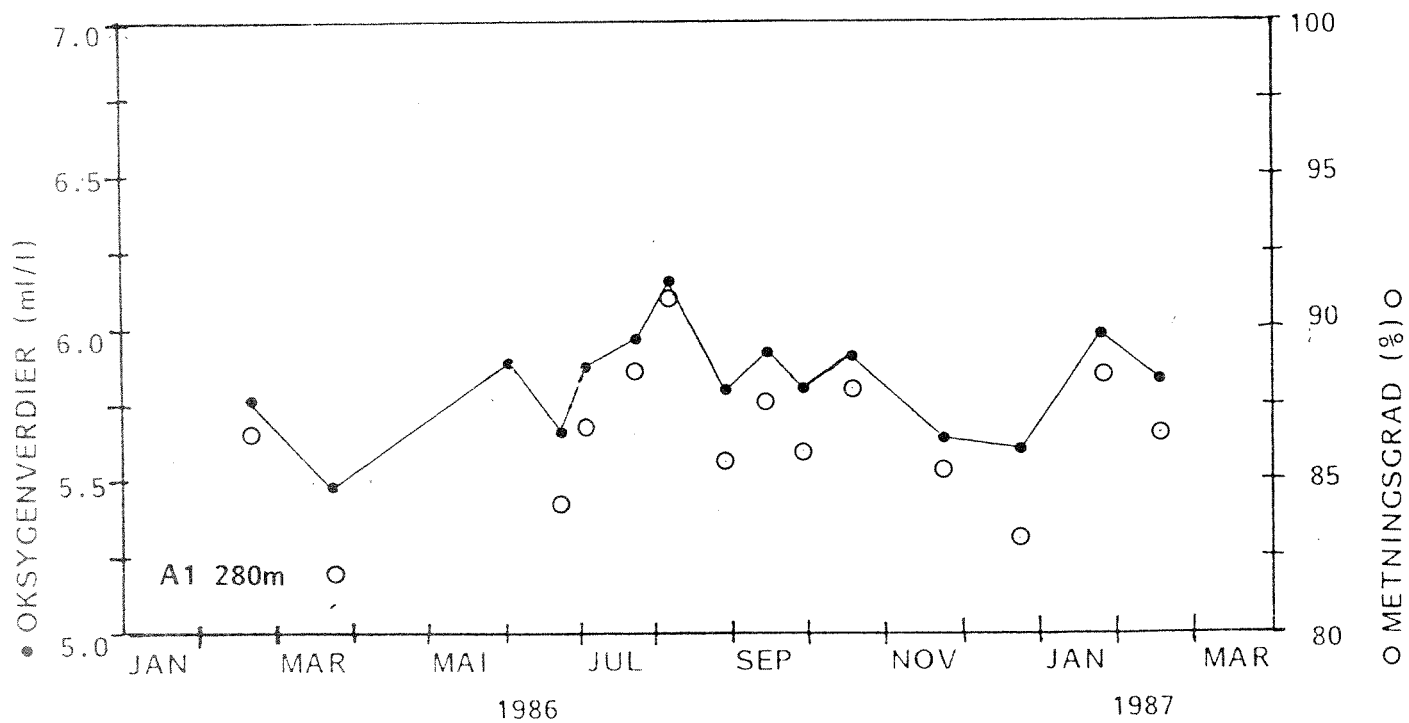
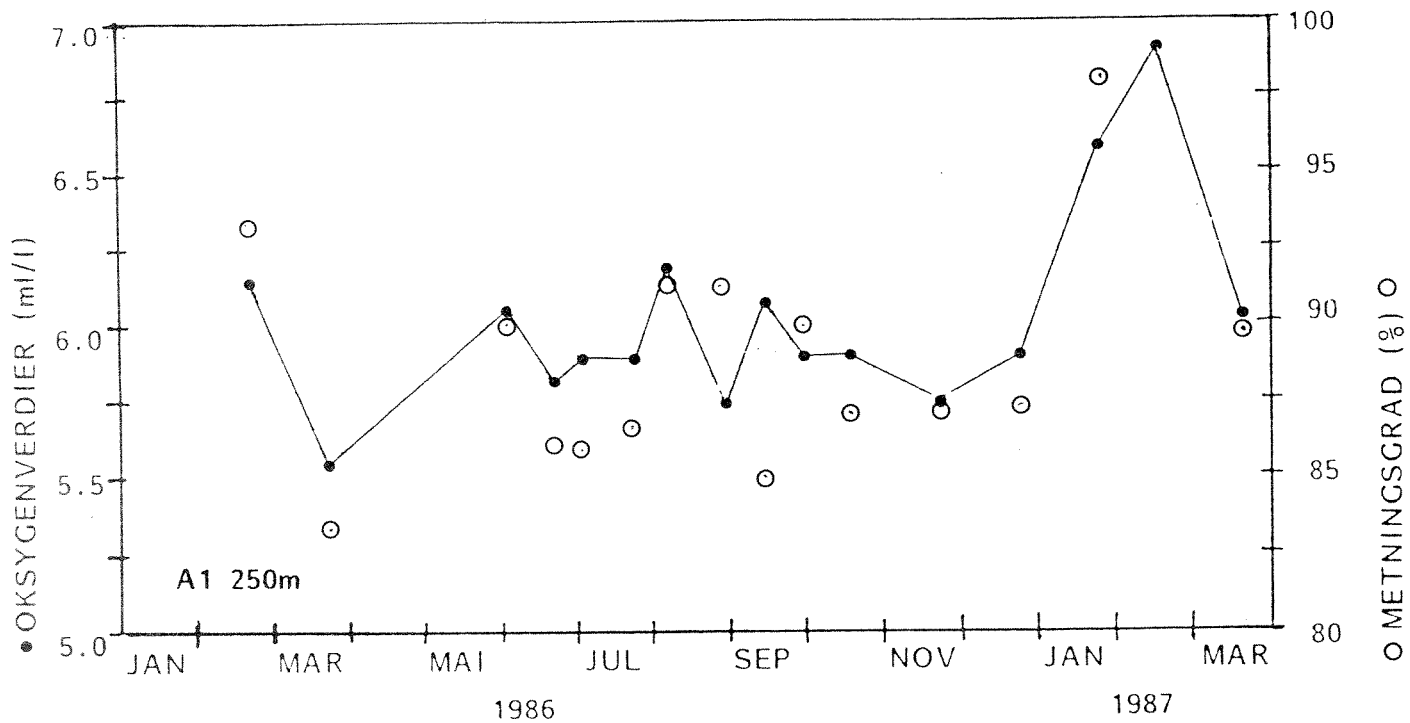


Fig. 8a. Oksygenverdier på stasjon A1.

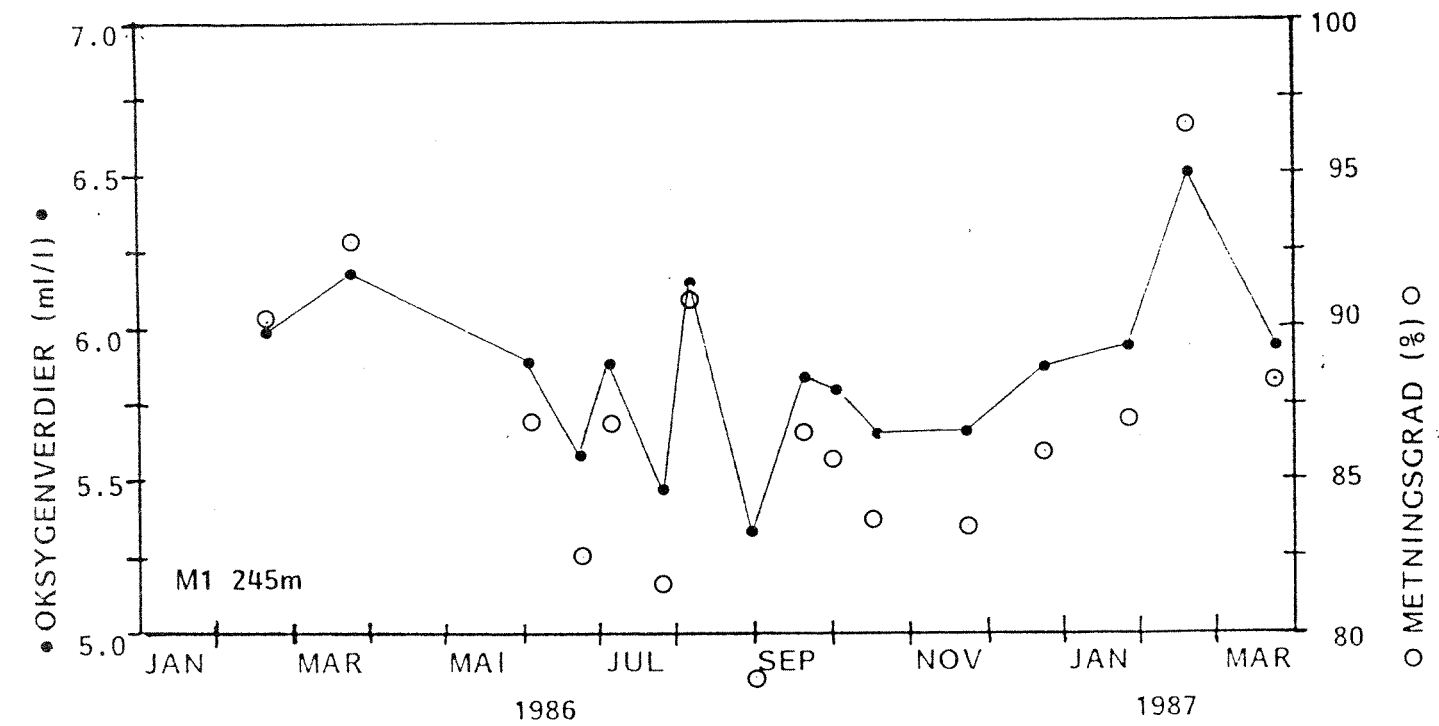
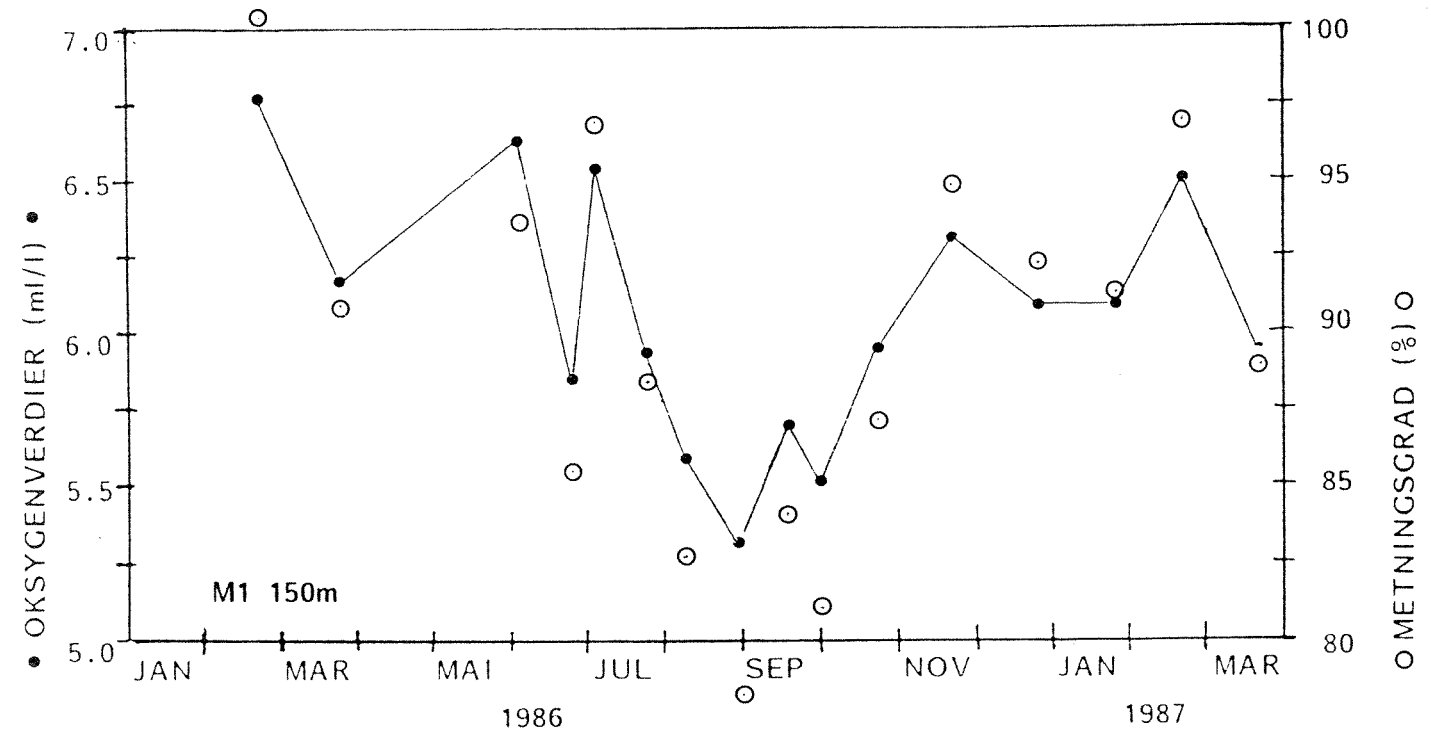


Fig. 8b. Oksygenverdier på stasjon M1.

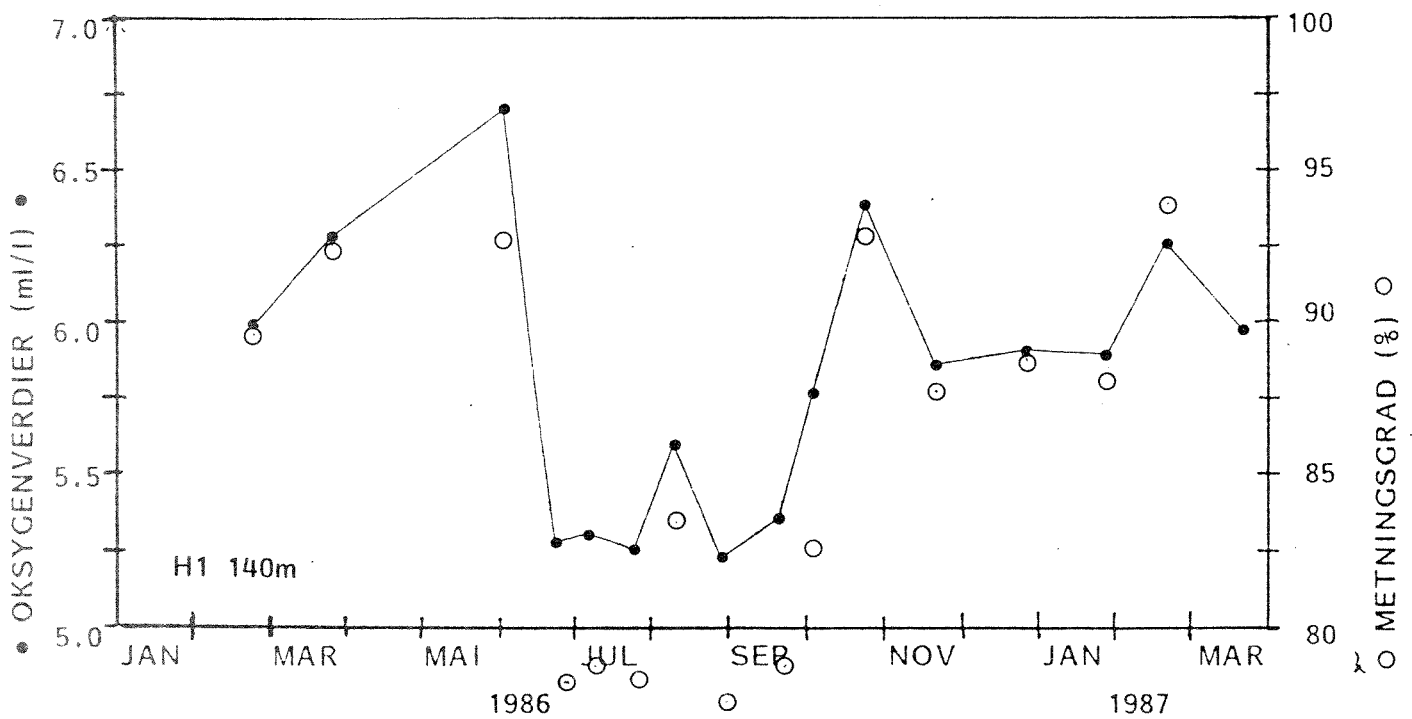
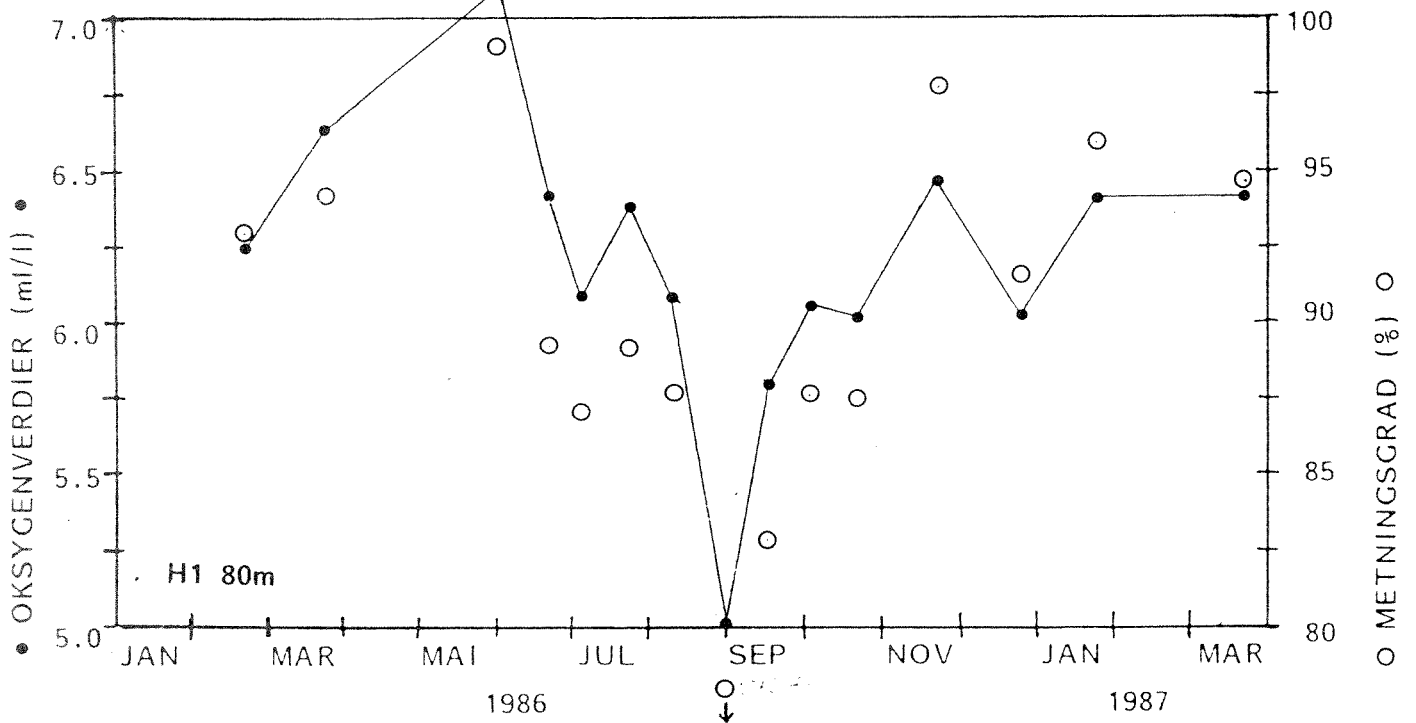


Fig. 8c. Oksygenverdier på stasjon H1.

$10^{-3}$  ml  $O_2$  /l x time i hardt belastet kyst-overflatevann, med høy fytoplankton- og bakterieplanktonkonsentrasjon. Til sammenlikning kan nevnes at dypvannsverdier for oksygenforbruk ligger i størrelsesorden  $10^{-6}$  -  $10^{-7}$  ml  $O_2$  /l x time.

I vårt tilfelle er fallet i oksygenverdier koblet til endringer i hydrografiske forhold. Vi observerer en vannutskifting som medfører en forverring av vannkvaliteten innerst i fjorden (jamfør kapittel 3.2).

Dette betyr at adveksjon av vannmasser har skjedd, slik at de ovenfor nevnte oksygenreduksjons-ratene ikke uten videre kan sammenlignes med oksygenforbruk i en statisk vannmasse.

Endringene i salinitet og temperatur svarer i seg selv til en endring i vannets metningsegenskaper, fra 7.18 ml/l (1/6) til 6.76 ml/l (24/6) i metningsverdier i 140 meter på stasjon H1. Den faktiske biologiske eller kjemiske reduksjonsraten basert på AOU blir derfor noe mindre enn antydnet ovenfor. Økningen i AOU er på ca. 1.0 ml/l  $O_2$  i samme tidsrom. En forbruksrate basert på AOU blir ca.  $1.7 \times 10^{-3}$  ml  $O_2$  /l x time.

Vi må imidlertid være reserverte med å trekke slutninger om lokalt oksygenforbruk, siden vi foran har diskutert forskjellen i oksygeninnhold mellom vannmasser med ulik opprinnelse og historisk belastningsutvikling. Av figur 6c og 8c fremgår det at både hydrografiske forhold og oksygenverdiene holder seg jevne på stasjon H1 i 140 meter i perioden juli - september. Et oksygenforbruksestimat basert på denne perioden med liten endring i hydrografiske forhold (lite adveksjon) vil gi svært lave verdier.

I 80 meters dyp på stasjon H1 sees også at det gradvise fallet i oksygeninnhold er knyttet til en tilsvarende endring i hydrografiske parametre (fig. 6c og 8c).

Slutningen må være at en i betraktningene om oksygenforbruk og organisk belastning ikke bare må betrakte de lokale forholdene innerst i fjorden, men må se på vannmassene og forflytningene av disse i Namsenfjorden som helhet. Den biologiske aktiviteten som skjer i overflatelaget ut over i fjorden, påvirker dypvannet i store deler av fjorden med organisk nedfall. Dypvannet innerst i fjorden synes å gjennomgå en årlig syklus med tilførsel av oksygenrike vannmasser om vinteren og våren, og en innstrømming av innlagret og mer oksygenfattig vann om sommeren.

### Salitermobservasjonene

Salitermobservasjonene dekker de øverste 30 meter av vannsøylen. Observasjonsintervallene var hver meter ned til 10 meters dyp, hver annen meter videre ned til 20 meter og så deretter 5 meters intervall til 30 meters dyp. I alt åtte vertikalprofiler med saliterm ble tatt i løpet av sommerhalvåret 1986 (tabell 1).

Salitermdataene er framstilt som isopletdiagrammer av temperatur, salinitet og tetthet ( $\sigma-t$ ) i fig. 9a-c for hver av stasjonene A1, M1 og H1. Tidspunkt for de ulike vertikalprofilene er angitt øverst på tidsaksen.

Det er liten innbyrdes forskjell i verdier og tidsutvikling mellom de tre stasjonene. Et litt tykkere brakkvannslag kan observeres på H1 i forhold til A1. Brakkvannslaget er for det meste kontinuerlig sjiktet fra overflaten og ned til ca. 5 meters dyp, slik at et intermediært sprangsjikt ikke er typisk. Av tetthetsdiagrammene ser en antydning til det innsigende tyngre vannet på ettersommeren, som ble tydelig observert i dypvannet. Salitermobservasjonene indikerer en gradvis reduksjon av tykkelsen til brakkvannslaget fra juni til september, noe som gjenspeiler den reduserte ferskvannstilførselen da (fig. 4). Oppbyggingen av et kraftigere brakkvannssjikt mot slutten av september skyldes ny økning i ferskvannstilførselen.

Høyeste observerte overflatetemperatur var 17 grader (0 meter 23/7) på stasjon H1. Mot slutten av observasjonsperioden avkjøles det øvre laget gradvis.

Saliniteten i overflaten varierer sterkt. Laveste verdi var 0.8 (stasjon M1 i 0 meter 31/9), i forbindelse med den økte ferskvannstilførselen da (fig. 4).

For de øverste tre metrene indikerer salinitetsobservasjonene en oppholdstid på rundt 2 - 3 uker om sommeren.

### **3.5 Sammenheng**

I løpet av perioden februar 1986 til mars 1987 ble det gjennomført et måleprogram for vannkvalitet og vannutskifting i indre deler av Namsenfjorden. Målingene besto av salinitet, temperatur og oksygeninnhold i dypvannet, samt salinitet og temperatur med tettere måleintervall i de øverste 30 meter over en kortere periode sommeren 1986.

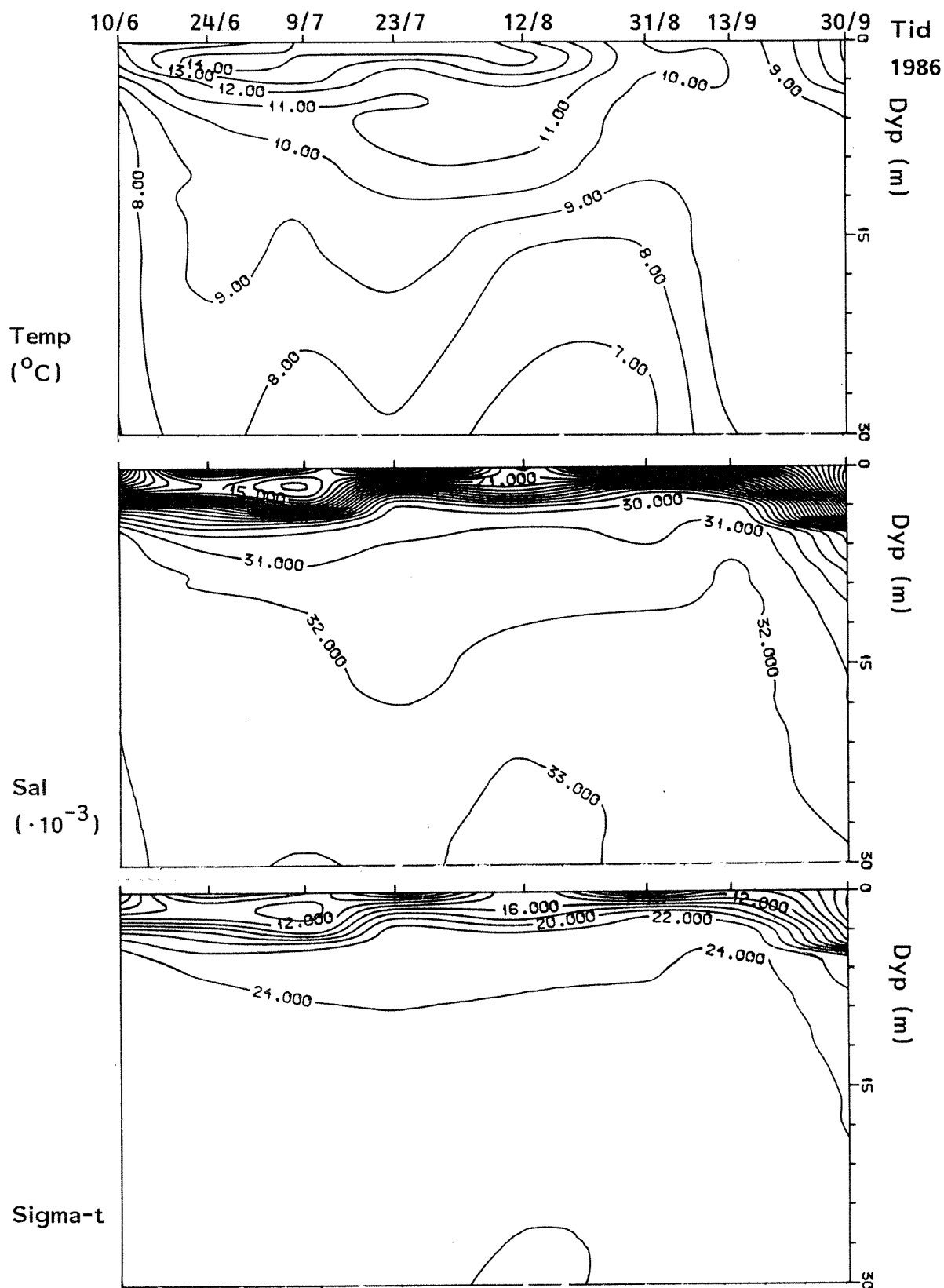


Fig. 9a. Isopletdiagram for temperatur, salinitet og tetthet for stasjon Al. Saliterm-målinger.

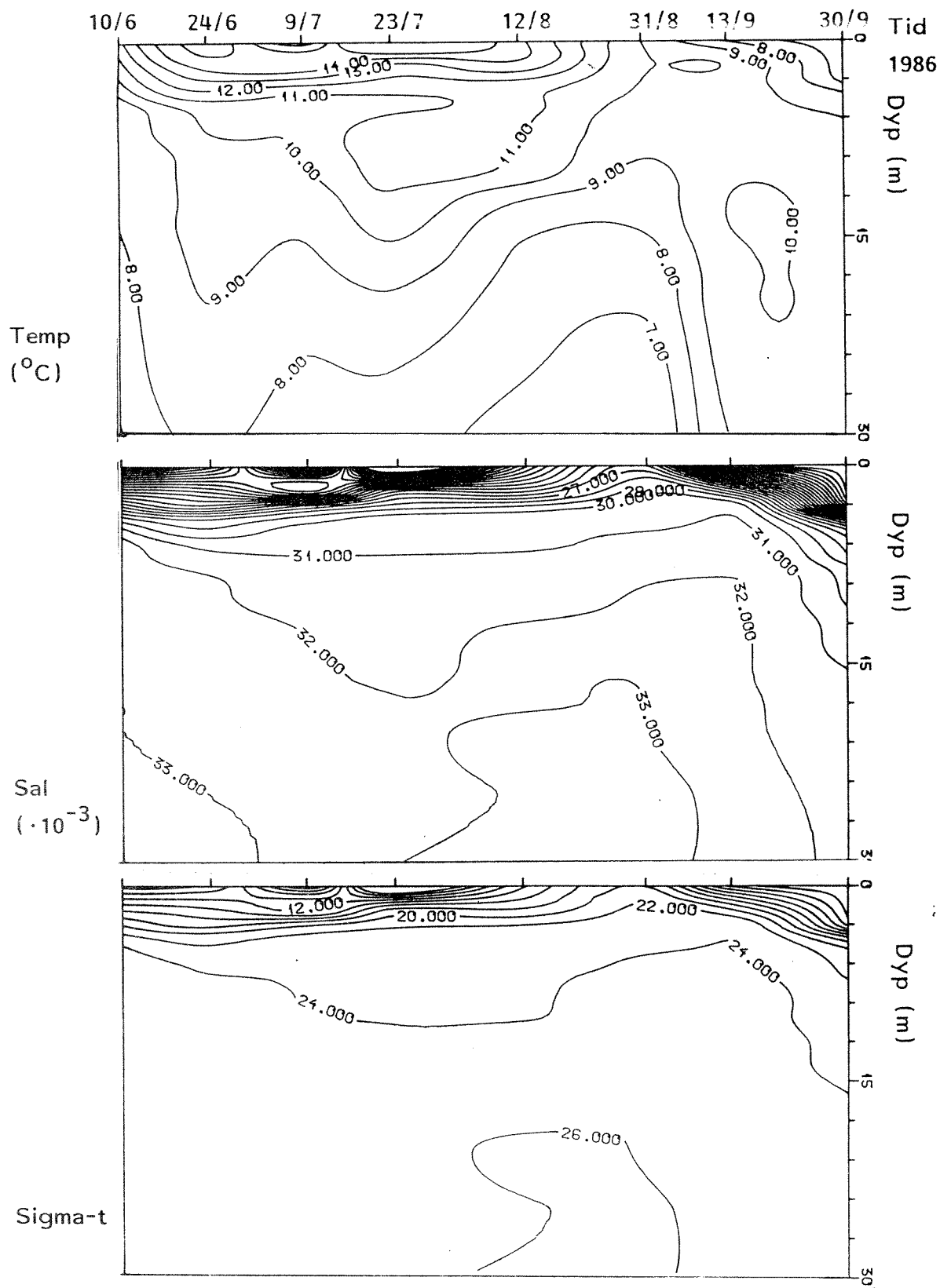


Fig. 9b. Isopletdiagram for temperatur, salinitet og tetthet for stasjon M1. Saliterm-målinger.

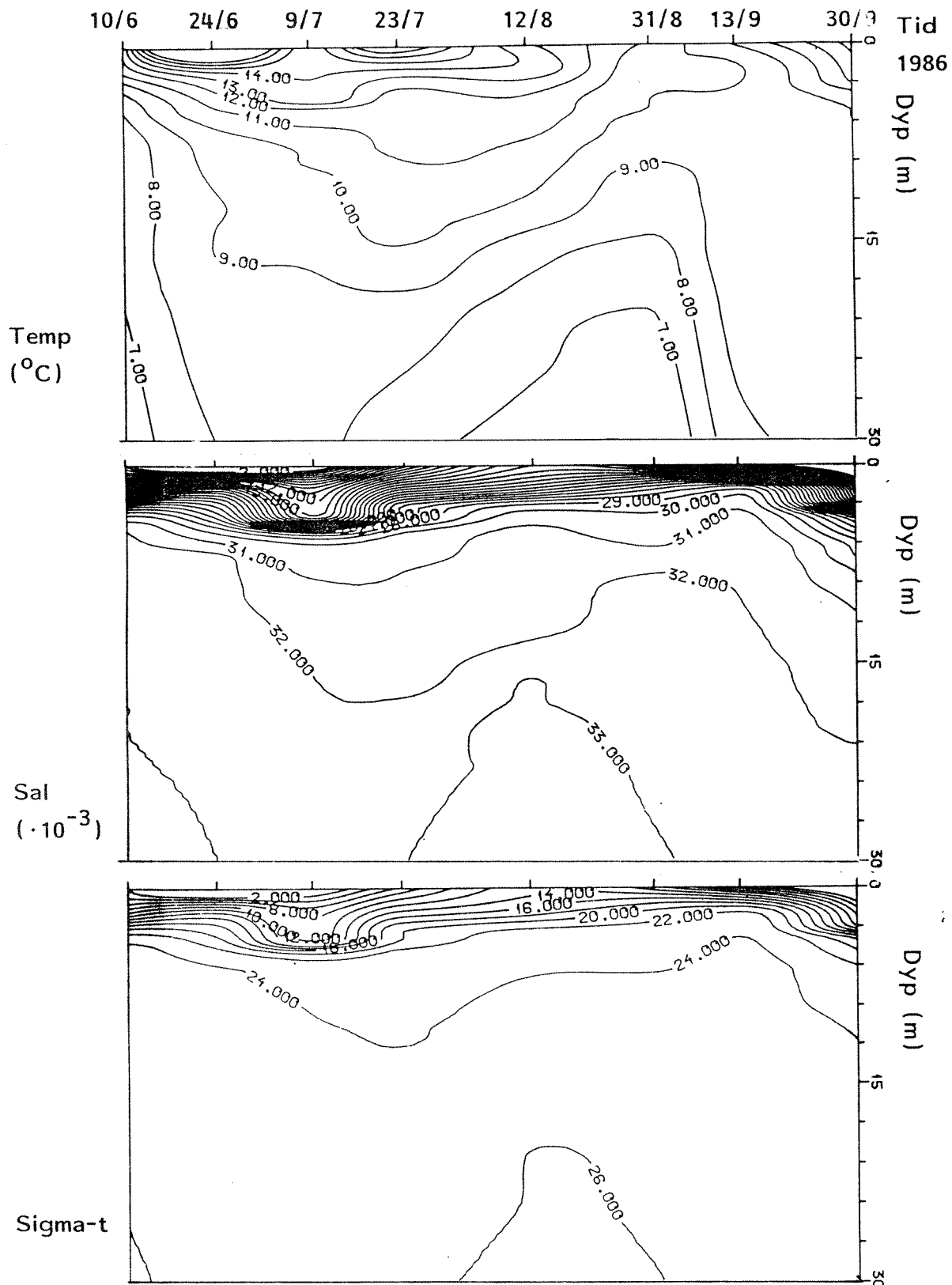


Fig. 9c. Isopletdiagram for temperatur, salinitet og tetthet for stasjon H1. Saliterm-målinger.



Observasjonene fra de øverste 5 metrene indikerte en oppholdstid på maksimalt 2 - 3 uker i prøvetakingsområdet. Brakkvannslaget var det meste av tiden kontinuerlig sjiktet, uten noe markert intermediært sprangsjikt. Brakkvannslagets tykkelse varierte mellom 3 og 5 meter, i takt med ferskvannstilførselen fra Namsen. Laveste salinitet var 0.8 (i 0 meter). Høyeste temperatur 17 grader.

Dypvannsobservasjonene viste at indre deler av Namsenfjorden sommeren 1986 var gjenstand for en dypvannsinstrømming, som også medførte fall i observert oksygeninnhold. Laveste oksygenverdi i dypvannet ble observert på innerste stasjon, med metningsgrad rundt 78% gjennom flere måneder om sommeren, og med tilsvarende oksygenverdier i overkant av 5 ml/l. Observasjonene kan tyde at dypvannet i større deler av Namsenfjorden er mottaker for den organiske belastningen i indre deler av fjorden.

#### **4. SEDIMENTUNDERSØKELSER**

##### **4.1 Innledning**

Bunnsedimentenes sammensetning gir et bilde av forurensningsbelastningen i et område de siste årene. Ved å sammenligne sammensetningen av overflatesedimentene med kjente bakgrunnskonsentrasjoner kan det gjøres vurdering av forurensningsgraden. Sedimenter er spesielt vel-egnet for å vurdere graden av metallforurensning ettersom metaller som tilføres miljøet lett oppkonsentreres i sedimentene (Skei, 1979).

##### **4.2 Prøvetaking og analyser**

Sedimentkjerner ble tatt med en Niemistø sedimentprøvetaker (Niemistø, 1974) med 55 mm diameter. De øverste 10 cm av kjernen ble snittet i 2 cm sjikt men bare de øvre 0-2 cm ble analysert for organisk materiale (glødetap), bly, kadmium, kopper, sink og kvikksølv. Alle analysene er gjort ved NIVAs laboratorium i henhold til rutinemetoder.

### 4.3 Visuell beskrivelse av sedimentene

Beskrivelsene av sedimentkjernene er gitt i Tabell 1. Stasjonsplassering er vist på Fig. 10.

<u>Stasjonsnummer</u>	<u>Vandyp (m)</u>	<u>Kjernelengde (cm)</u>	<u>Beskrivelse</u>
A (rett utenfor kaiområdet i Namsos)	70	23	Blågrå, leirig sediment med et løst topplag (1/2 - 1 cm)

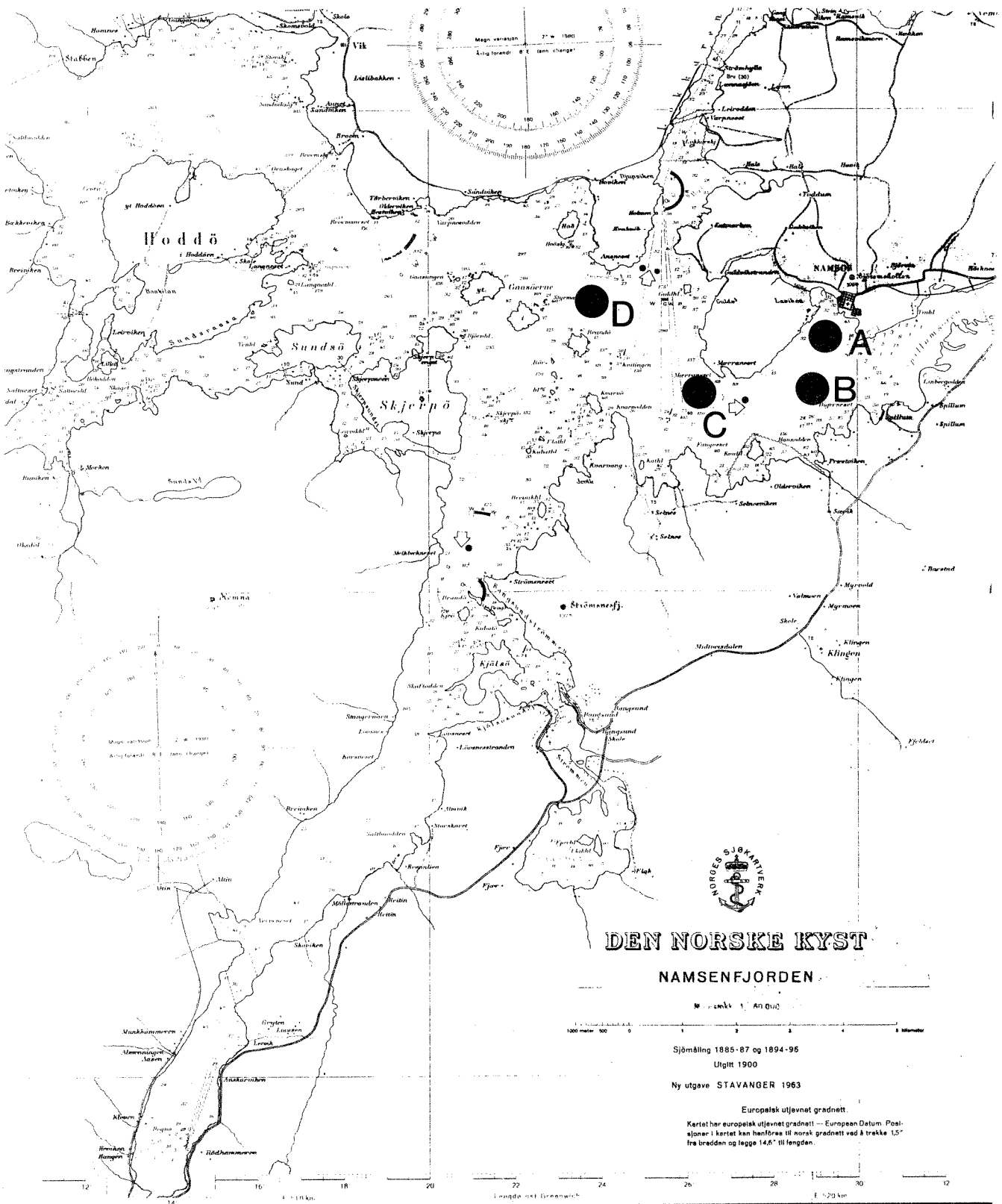


Fig. 10. Indre Namsenfjorden med stasjonene A-D for bløtbunn- og sedimentprøver inntegnet.

Stasjonsnummer	Vann dyp (m)	Kjernelengde (cm)	Beskrivelse
B ( Hansodden)	150	19	Blågrå, leirig sediment. 5 cm gråbrunt topplag. Fast leire under. Børstemark i overflaten.
C (Mærraneset)	250	17	5 cm. brunt topp-lag med hard blå-leire under.
D (Ansneset)	300	43	De øvre 17 cm bestod av gulbrunt materiale. Hard leire under.

Sedimentenes utseende på disse stasjonene var nokså likt. Eneste forskjellen var økning i tykkelsen av det brune topplaget med økende vanddyb. Dette er typisk for normale fjordsedimenter. Den gulbrune farven skyldes utfelling av jern- og manganforbindelser, som spesielt er fremtredende på dypt vann hvor sedimenteringen av sand og leire er liten.

#### **4.4 Resultater og diskusjon**

Analyser av sedimenter på fire lokaliteter må betraktes som stikkprøver og resultatene vil derfor ikke gi grunnlag for en omfattende diskusjon. Stasjonsplasseringen (Fig. 10) er valgt slik at resultatene skulle gi en avstandsgradient fra Namsos og utløpet til Namsen. Eventuell metallbelastning var antatt å være størst i Vestre havn og mulig tilførsler fra Namsen via lasting av båter.

Namsenvassdraget mottar avløp fra to større gruver: Grong Gruber og Skorovass Gruber (Lien et al., 1983). Disse gruvene utvinner kopper og sink. Imidlertid passerer avløpsvannet både sideelver og innsjøer før det når Namsen, slik at transporten av tungmetaller ut i fjordområdet antas å være liten.

### Organisk materiale

Glødetapsverdiene (2.93-3.96%) er generelt lave. Til sammenligning ble det målt fra 0.4-9.5% organisk materiale i sedimenter fra Trondheimsfjorden (Skei, 1983). Laveste konsentrasjon ble målt på stasjon B, rett utenfor Namsens munningsområde. Dette skyldes ganske sikkert sedimentering av uorganisk materiale (sand og leire) som transporteres med Namsen. Den høyeste konsentrasjonen av organisk materiale (3.96%) ble registrert like utenfor Namsos havneområde. Årsaken kan være en viss påvirkning fra Namsos by. (kloakk).

### Metaller

Generelt er metallkonsentrasjonene lave sammenlignet med andre norske fjorder hvor forurensning er påvist. Konsentrasjoner av bly mellom 9.6 og 31 mg/kg må ansees som normalt og de svingninger som skjer kan skyldes forskjeller i kornstørrelse (jo grovere et sediment er jo lavere innhold av tungmetaller). Heller ikke kadmium viser verdier som antyder forurensning. Kopper og sink derimot kan indikere svak forurensningspåvirkning på stasjon A (rett utenfor kaiområdet, Fig. 10). Men det bør påpekes at nivåene er nært det som betraktes som naturlige svingninger. Til sammenligning ble det målt følgende konsentrasjoner på referansestasjonen ved Langstein i Trondheimsfjorden (Skei, 1983):

Bly : 22 mg/kg  
 Kadmium : 0.1 mg/kg  
 Kopper : 47 mg/kg  
 Sink : 136 mg/kg  
 Kvikksølv: 0.68 mg/kg (denne er ekstremt høy)

Tabell 3. Organisk materiale (%) og tungmetaller (mg/kg) i tørt sediment fra Namsos-området.

Stasjon	Pb	Cd	Cu	Zn	Hg	O.M
A	19.9	0.08	43.7	104	0.06	3.96
B	9.6	0.06	26.9	74	<0.05	2.93
C	21.0	0.03	28.0	87	<0.05	3.60
D	31.0	0.02	25.0	96	0.06	3.29

## 5. BLØTBUNNFAUNAUNDERSØKELSER I NAMSFJORDEN 1986

### 5.1 Innledning

Innsamling av bløtbunnfauna foregår ved at prøver av bunnen hentes opp med grabb og siles. Bløtbunnfaunaen består av virvelløse dyr. Vanligst er børstemark, krepsdyr, muslinger og slangestjerner. Flere andre dyregrupper finnes også. Vanligvis innsamles bare den delen av faunaen som har individer over en viss størrelse - de som holdes tilbake av en sil med 1mm store hull. Individantallet av denne makrofaunaen pr. m<sup>2</sup> bunn i norske fjorder er oftest mellom 1000 og 3000, vanligvis fordelt på 100-150 arter.

Innsamling av prøver i Namsfjorden ble gjennomført 7. august 1986 på 4 stasjoner (Fig. 10). Innerste stasjon (A) lå på 70 m dyp, ytterste stasjon (D) på 307 m dyp. På hver stasjon ble det tatt 4 prøver med en 0.1 m<sup>2</sup> grabb.

De virkningstyper som kan påvirke faunaen er i første rekke sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel, sulfiddannelse i sedimentet på grunn av at oksygenet er brukt opp, og miljøgiftinnhold i vann og sediment. Faunaens respons på de forskjellige faktorer er ofte ikke så spesifikk at den identifiserer forurensningstypen. Tolkningen av årsaker må derfor knyttes til andre miljødata og belastningstall. Faunaens respons er mer et uttrykk for samlet påvirkning.

Toleranse overfor ugunstige miljøforhold kan variere mye fra art til art. En snakker om tolerante og om ømfintlige arter. Ved dårlige forhold vil de ømfintlige slås ut. Tolerante arter kan ta deres plass og øke i mengde.

### 5.2 Resultater

Bare prøvene fra den innerste (A) og den ytterste (D) stasjonen er analysert i detalj.

Data fra de parallelle grabbprøvene ble slått sammen til ett datasett

pr. stasjon forut for den statistiske bearbeidelsen. De komplette faunistiske resultatene finnes i Tab. 4.

I Tab. 5 er det vist en stasjonsoversikt og verdier for noen utvalgte faunaparametre.

### Artsmangfold

Artsmangfoldet (diversiteten) går ned ved forurensningspåvirkning, mens det holder seg høyt ved naturlige, upåvirkete forhold.

Artsmangfoldet beregnes både ved artsantallet i prøvene og hvordan individmengden er fordelt blant artene. Mange arter og jevn fordeling av individer blant artene gir et høyt artsomangfold. Omvendt gir lavt artsantall og dominerende individantall hos en eller få arter et lavt artsomangfold.

Artsomangfoldet kan defineres som artsantall som funksjon av antall individer i prøven. Det er utarbeidet et klassifikasjonssystem som viser sammenhengen mellom artsantall og individantall ved forskjellig artsomangfold (Rygg 1984). Dette har blitt brukt til å gradere miljøtilstand (Fig. 11).

For å få et enkelt tall for artsomangfoldet, kan det forventede artsantallet ved et bestemt individantall i prøven, f.eks. 100, beregnes (Hurlbert 1971). Denne artsomangfoldindeksen er gitt benevnelsen ES(n=100). Det er foretatt en klassifikasjon av verdiene for denne indeksen til bruk ved bedømmelse av miljøkvalitet (Rygg 1986) (Tab. 6).

En annen vanlig brukt indeks for artsomangfold er H (Shannon og Weaver 1963). Verdiene for ES(n=100) og H for Namsfjord er vist i Tab. 5.

### Faunaens artssammensetning

Hvilke arter som finnes på en lokalitet er i stor grad avhengig av miljøforholdene. Miljøkravene til de fleste vanlig forekommende arter er i dag så godt kjent at artene kan klassifiseres som tolerante eller ømfintlige. På grunnlag av klassifikasjon av 100 vanlige arter etter ømfintlighet er det utarbeidet en artsindeks, definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos artene i prøven (Rygg 1986).

Et faunasamfunn med mange ømfintlige arter til stede vil ha en høy artsindeksverdi og indikere gunstige miljøforhold. Lav artsindeksverdi vil tyde på overvekt av tolerante arter og ugunstige miljøforhold.

Artsindeksverdier som er beregnet for et stort antall stasjoner fra lokaliteter med forskjellig forurensningsbelastning, tyder på godt samsvar mellom indeksverdi og antatt forurensningsgrad. Det er foretatt en klassifisering av artsindeksverdier til bruk ved bedømmelse av forurensningsgrad (Rygg 1986) (Tab. 5). Artsindeksen er en viktig tilleggsparemeter som kan avdekke påvirkninger som ikke kunne oppdages ved å se på artsmangfoldet alene.

Verdiene for artsindeksen for stasjonene i Namsfjorden er vist i Tab. 5 og 6.

Tabell 4: Liste over arter (taxa) og deres individantall pr. 0.4 m<sup>2</sup> på to stasjoner i Namsfjorden i august 1986.

Taxon	Stasjon	
	A	D
ANTHOZOA (HULDYR)		
Anthozoa indet	4	1
Cerianthus lloydi Gosse	1	-
NEMERTINEA (BÅNDMARK)		
Nemertinea indet	5	3
NEMATODA (RUNDMARK)		
Nematoda indet	6	-
POLYCHAETA (MANGEBØRSTEMARK)		
Anaitides sp	11	-
Brada villosa (Rathke 1843)	1	2
Ceratocephale loveni Malmgren 1867	1	2
Cossura longocirrata Webster & Benedict 1887	1	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	2	8
Euclymene sp	10	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	1	-
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards 1833	3	-
Glycera sp	-	1
Goniada maculata Oersted 1843	106	-
Harmothoe sarsi (Kinberg 1865)	3	-
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	10	21
Laonice cirrata (M.Sars 1851)	16	-
Lumbrineris sp	-	5
Maldane sarsi Malmgren 1865	1	-
Melinna cristata (M.Sars 1851)	8	1
Myriochele oculata Zaks 1922	25	-
Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)	2	-



<i>Nephtys paradoxa</i> Malm 1874	1	13
<i>Nephtys</i> sp	1	3
<i>Nereimyra punctata</i> (O.F.Mueller 1788)	1	-
<i>Ophelina acuminata</i> Oersted 1843	-	5
<i>Ophelina</i> sp	54	-
<i>Ophiodromus flexuosus</i> (Delle Chiaje 1822)	8	1
<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje 1841	212	-
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (McIntosh 1868)	2	13
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber 1879)	1	-
<i>Pectinaria koreni</i> Malmgren 1865	4	-
<i>Pholoe</i> cf. <i>anoculata</i> Hartmann 1965	8	3
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius 1780)	46	-
Phyllodocidae indet	2	-
Phyllodocinae indet	1	-
<i>Phylo norvegica</i> (M.Sars 1872)	-	1
<i>Pista cristata</i> (O.F.Mueller 1776)	2	-
<i>Polyphysia crassa</i> (Oersted 1843)	-	3
<i>Prionospio cirrifera</i> Wiren 1883	72	-
<i>Rhodine loveni</i> Malmgren 1865	-	2
<i>Sosane gracilis</i> (Malmgren 1865)	1	-
<i>Sphaerodorum flavum</i> Oersted 1843	2	-
<i>Spiophanes kroeyeri</i> Grube 1860	-	5
<i>Streblosoma intestinalis</i> M.Sars 1872	1	-
Terebellidae indet	1	-
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars 1835	3	3
<i>Tharyx</i> sp	3	-
<i>Trocochaeta multisetosa</i> (Oersted 1843)	4	-
<i>Typosyllis cornuta</i> (Rathke 1843)	3	-
PROSOBRANCHIA (FORGJELLESNEGLER)		
<i>Haliella stenostoma</i> (Jeffreys)	-	3
<i>Natica</i> sp	3	-
OPISTOBRANCHIA (BAKGJELLESNEGLER)		
<i>Philine scabra</i> (O.F.Mueller 1776)	-	2
CAUDOFOVEATA (ORMEBLØTDYR)		
<i>Caudofoveata</i> indet	5	4

BIVALVIA (MUSLINGER)		
Abra nitida (Mueller 1789)	233	17
Macoma calcarea (Gmelin 1790)	2	-
Montacuta ferruginosa (Montagu 1803)	6	-
Montacuta tenella Loven	-	2
Nuculana pernula (Mueller 1776)	1	-
Nuculoma tenuis (Montagu)	7	-
Pseudomalletia obtusa G.O.Sars	-	1
Thyasira sp	35	27
Yoldiella lucida (Loven 1846)	-	4
OSTRACODA (MUSLINGKREPS)		
Asterope mariae (Baird)	1	-
Concheocia borealis G.O.Sars	-	1
CUMACEA (CUMACEER)		
Campylaspis rubicunda Lilljeborg	1	-
Diastylis cornuta Boeck	318	-
Diastylodes serrata (Sars 1865)	-	1
Eudorella emarginata Kroeyer	46	-
Leucon nasica (Kroeyer)	5	-
TANAIDACEA (TANAIDER)		
Typhlotanais sp	7	-
AMPHIPODA (AMPHIPODER)		
Arrhis phyllonx (M.Sars)	10	-
Corophium sp	1	-
Eriopisa elongata Bruzelius	-	105
Gammaropsis sophiae (Boeck 1861)	3	-
Hoplonyx caeculus G.O.Sars	-	2
Lilljeborgia sp	-	2
Monoculodes packardi Boeck	1	-
Oediceropsis brevicornis Lilljeborg	-	3
Paroediceros lynceus (M.Sars)	12	-
Paroediceros propinquus Sars	1	-
Westwoodilla caecula (Sp.Bate)	13	-
DECAPODA (TIFOTKREPS)		
Calocaris macandreae Bell 1846	-	12
SIPUNCULIDA (PØLSEORMER)		
Golfingia cf. minuta (Keferstein)	6	-
Phascolion strombi (Montagu 1804)	9	-
Sipunculida indet	7	1
ASTEROIDEA (SJØSTJERNER)		
Psilaster andromeda (Mueller & Troschel)	-	2
OPHIUROIDEA (SLANGESTJERNER)		
Amphilepis norvegica Ljungman	-	143
Amphiura chiajei Forbes	16	2
Ophiura sarsi Luetken	8	-

ECHINOIDEA (KRÅKEBOLLER)		
Brisaster fragilis (Dueben & Koren)	13	1
Brissopsis lyrifera (Forbes)	-	1
Echinocardium flavescens (O.F.Mueller)	-	1
HOLOTHUROIDEA (SJØPØLSER)		
Labidoplax buski (McIntosh)	49	-

---

Tabell 5. Stasjoner og utvalgte faunaparametre.

Stasjon	Dyp	Areal	S	N	H	ES(n=100)	AI
A	70	0.4	71	1469	4.12	25.46	7.31
B	150	0.4	*	*	*	*	*
C	250	0.4	*	*	*	*	*
D	307	0.4	42	433	3.48	22.54	8.81

---

Dyp i meter

Areal i kvadratmeter

S = Antall arter

N = Samlet antall individer

H = Artsmangfold (Shannon og Weaver)

ES(n=100) = Artsmangfold (forventet antall arter pr. 100 individer)

AI = Artsindeks

\* = Verdi ikke fastslått

Tabell 6. Graden av påvirkning av bløtbunnfaunasamfunn kan klassifiseres ved samfunnets artsmangfold (ES(n=100)) og artsindeks (AI). For stasjon A og D i Namsfjorden viste verdiene for ES(n=100) og AI liten (ikke påvisbar) forurensningsgrad.

Påvirkningsgrad	ES(n=100)	AI
Liten (ikke påvisbar)	>18.5	>6.85
Moderat	12-18.5	5.90-6.85
Betydelig	7-12	5.10-5.90
Sterk	<7	<0.76
Stasjon A	25.5	7.31
Stasjon D	22.5	8.81

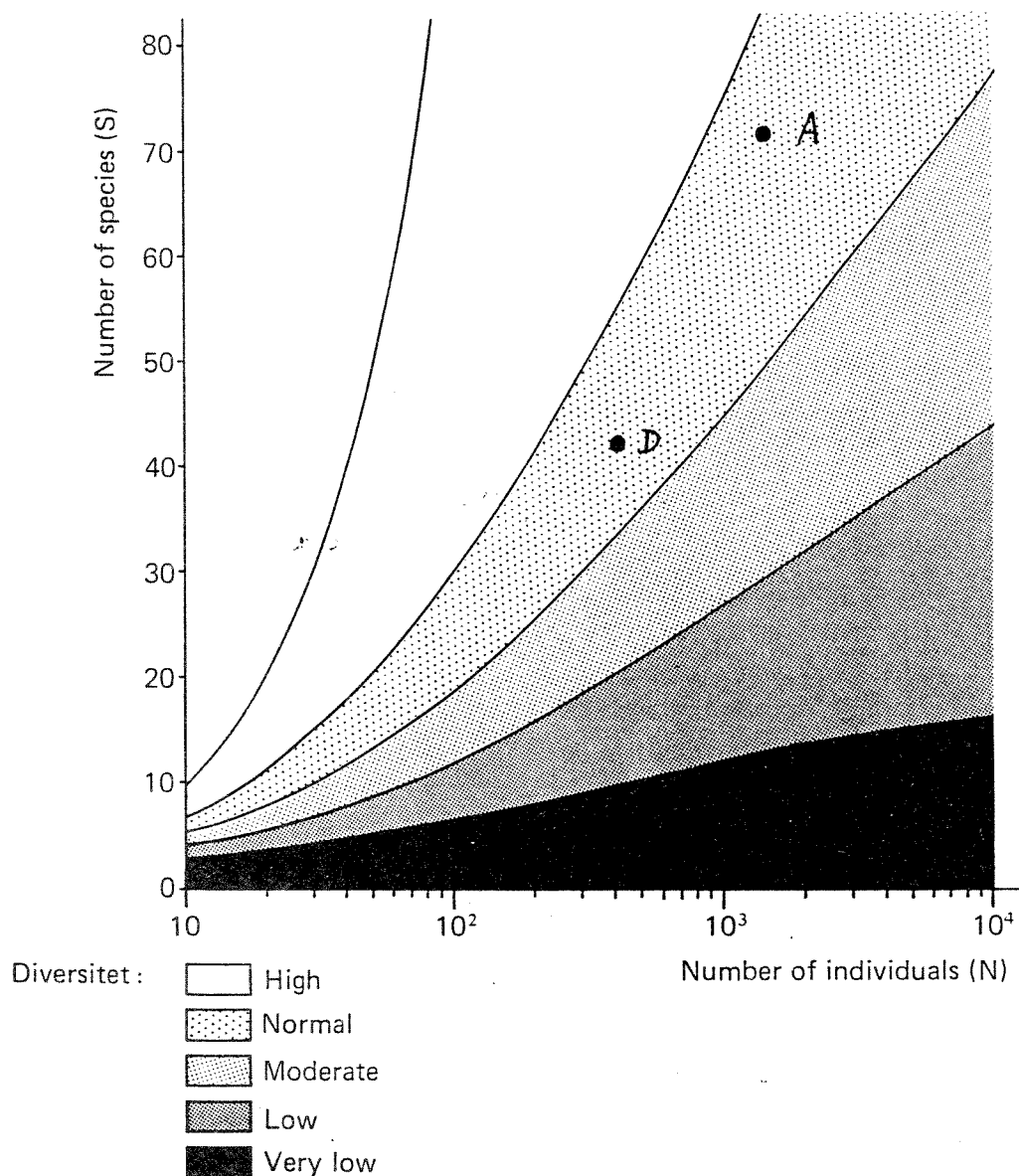


Fig. 11. På grunnlag av resultater fra en rekke fjorder med forskjellig forurensningsgrad er det laget et klassifikasjonssystem som viser sammenhengen mellom antall individer og antall arter ved forskjellig artsmangfold. Moderat, lavt og svært lavt artsmangfold tyder på forurensningsvirkninger. Både stasjon A og stasjon D i Namsfjorden hadde normalt artsmangfold. Dette indikerer liten (ikke påvisbar) forurensningspåvirkning.

## 6. BIOLOGISK BEFARING

### 6.1 Innledning

Det er utført en biologisk befaring av strandsonen i Namsenfjordens indre del, fra Spillum på sørsiden av Namsens utløp (fig. 1), via Kva-holmen, Fangneset og Knarodden innover Lyngenfjorden mot Breivik-holmen. Videre utover langs østsiden av Skjerpøy og til ytterste stasjon på nordsiden av Hoddøy. Videre innover (østover) langs fjordens nordside, fra Broemsneset via Ansneset til øst av Mærraneset og Lavika. Dessuten er strandsonen på Brandøy befart, samt Halsosen på østsiden av Lökkaren.

Formålet med befaringen var å vurdere tilstand og forekomst hos de fastsittende algene (tang og tare) for ut fra dette å få et inntrykk av graden av overgjødning (eutrofigraden) i fjorden og eventuelt andre effekter.

### 6.2 Observasjoner

I det ytterste området (Hoddøy) var det ingen effekter å spore. Algeforekomstene var som forventet i et upåvirket fjordområde, med gode (høstbare) forekomster av grisetang, samt tette assosiasjoner av blæretang og stedvis også sagtang. Vanlig grønndusk (*Cladophora rupestris*) var vanlig forekommende som undervegetasjon. Langs Namsenfjordens nordside, fra Broemsneset og innover ble det registrert følgende endringer i alge-vegetasjonen:

Ved Broemsneset var forekomst og tilstand omtrent som på Hoddøy. Lengre inn (Ansneset) kunne påvirkningen fra Namsen registreres. Fremdeles var det høstbare forekomster av grisetang (*Ascophyllum nodosum*), men blæretang (*Fucus vesiculosus*) ble samtidig mer dominerende. I dette området ble dessuten forekomstene av grisetang stadig mer glisne til det tilslutt bare var enkeltplanter igjen. Det var videre en tendens til submergens, ved at grisetangens øvre grense lå dypere og de enkelte plantene ble kortere og i tydelig dårligere kondisjon. Dette indikerer ferskvannspåvirkning. Blæretangen fikk mer påvekst-organismer (epifytter).

På sørsiden av fjorden var nedslammingen sterkest rundt Spillumvika. I dette området forekom det ikke grisetang. Blæretang dominerte bildet, og da i en form som viste klar ferskvannspåvirkning, med lange spisse formeringsorganer (receptakter), og delvis små planter. I dette området var det dessuten relativt mye grønnalger av typene tarmgrønske (*Enteromorpha intestinalis*) og grønndusk (*Cladophora rupestris*) noe som kan tyde på en næringssaltpåvirkning. Algene var grå av slam og svaberget hadde et gråbrunt belegg. Under befaringen var sikten langs strendene svært dårlig, men økte vestover forbi Digerneset til ca. 2 meter. På utsiden av Digerneset ble det registrert enkelte planter av grisetang. Blæretangen var her kortvokst og mer kraftig enn på østsiden av neset, en funksjon av kraftigere bølgeslag.

Lenger ut, på Kvaholmens østside ble blæretang observert i tett bestand og med grisetang i et relativt bredt belte nedenfor. Det var liten nedslamming av algene i fjæresonen, mens det var noe mer nedslamming lengre ned. Tarmgrønske forekom relativt hyppig langs nordsiden av Kvaholmen, mens grisetangen forsvant. Blæretang forekom i ren bestand sammen med tarmgrønske og grønndusk. Hverken grisetang eller sagtang (*Fucus serratus*) ble observert på nordsiden av Kvaholmen. Blæretangen var bare i liten grad nedslammet og hadde lite epifytter.

På sørsiden av Kvaholmen forekom grisetang i høstbare bestander. Blæretangens receptakler var tilnærmet "normale", ikke lange og spisse som lengre inne. Grønndusk var også her vanlig og det samme var *Cladophora cf. sericea* dypere ned. Heller ikke her ble det registrert sagtang. Det var en viss nedslamming av algene (blæretangen) og svaberget hadde et smalt gråbrunt belte. Grisetang-bestanden ble mer glissen mot østsiden av Kvaholmen.

På Brandøy ble det registrert høstbare forekomster av grisetang, men også her var blæretangen gråfarget av slam.

Fra Fangneset og sør-østover mot staken innerst i bukta var forekomstene av grisetang spredt. Plantene viste submergens og først over mot Kvaholmens sørside begynte grisetangen igjen å danne assosiasjoner. Blæretangen var i dette området mindre nedslammet enn f.eks. rundt Mærraneset på nordsiden av fjorden.

Innover Lyngenfjorden fra Kvarvodden til oppimot Breivikholmen var algevegetasjonen i bra forfatning. Det ble registrert gode forekomster av både grisetang og blæretang, og det var ingen tegn til nedslamming. Det samme bildet gjorde seg gjeldende langs Skjerpøyas

østside til neset nordvest av Skjerpøyskjærene. Herfra og nordover mot Bjørneholmen var algene, særlig blæretangen, nedslammet.

Det ble dessuten gjort en kort orientering i Halsosen, uten at det her kunne registreres noen klare antropogene effekter.

I selve havneområdet og i småbåthavna i Lavika derimot ble det registrert klare eutrofieffekter med tildels stor dominans av grønn-alger, særlig tarmgrønske.

### **6.3 Diskusjon**

Algevegetasjonen avslørte delvis en eutrofieffekt i de innerste delene av fjorden (havneområdet, småbåthavna og muligens Spillumvika), delvis en klar påvirkning fra Namsen. Påvirkningen fra Namsen er delvis en ferskvannspåvirkning som bl.a. gav seg utslag i blæretangens morfologi (lange, spisse receptakler, spinkelt habitus) og delvis en ren fysisk påvirkning ved at erosjonspartikler (slam) i større eller mindre grad dekket algene. Namsen synes ikke å påvirke algevegetasjon innenfor munningen av Lyngenfjorden, og heller ikke utenfor Broemsneset/-Hoddøya-området.

## **7. LITTERATURHENVISNINGER**

Gade, H.G. og Edwards, 1980. Deep water renewal in fjords. Fjord Oceanography. Plenum Publ. Corp., New York.

Hurlbert, S.N. (1971). The non-concept of species diversity. Ecology 53: 577-586

Magnusson, A.K., m.fl. 1983: Undervisningstokt 4.-6. februar 1983 Hardangerfjorden. Rapp. Geofysisk Inst., Avd. A, Univ. i Bergen.

Molvær, J., Knutzen, J., Haakstad, M. og Tangen, K. 1984: Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. NIVA rapport nr. 8000316.

Packard, T. T. (1985): Oxygen Consumption in the Ocean: Measuring & Mapping with Enzyme Analysis. I A. Zirino (Ed): Mapping Strategies in Chemical Oceanography. Adv. Chem. Series 209, Am. Chem. Soc.



Pickard, G.L. 1975: Descriptive Physical Oceanography. 2nd ed. Pergamon Press.

Rygg, B.(1984). Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA F.481, Oslo. 29 s.

Rygg, B.(1986). Miljøkvaliteteskriterier for marine områder. Rapport 2. Forurensningsvirkninger på bløtbunnfaunasamfunn. NIVA 1890, Oslo. 42 s.

Shannon, C.E., Weaver, W.(1963). The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana

Svendsen, H.S. og Thompson, R.O.R.Y. 1978: Wind driven circulation in a fjord. Journ. Phys. Ocean. Vol. 8, Juli 1978.