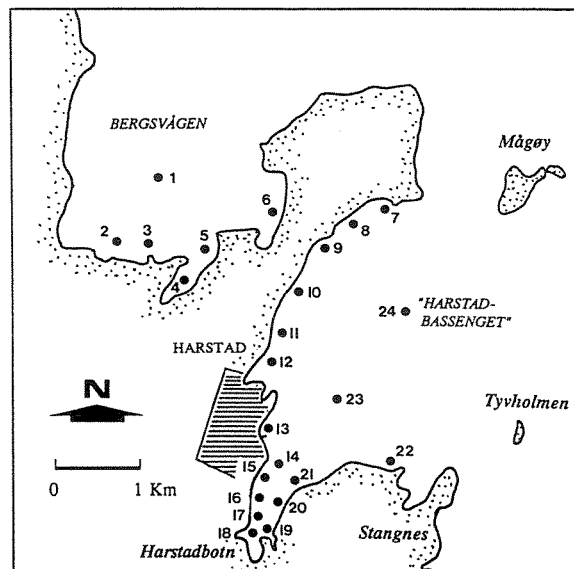


O-90003

# Marine resipientundersøkelser

ved Kilbotn, Stangnes og Harstad havn,  
Harstad kommune 1990-91.

Hydrografi, strømmålinger, bunnfauna,  
fjæreflora og bakteriologi.



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-90003	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2664	

<b>Hovedkontor</b> Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	<b>Østlandsavdelingen</b> Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	<b>Vestlandsavdelingen</b> Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	<b>Akvaplan-NIVA A/S</b> Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Marine resipientundersøkelser ved Kilbotn, Stangnes og Harstad havn, Harstad kommune 1990 - 91. Hydrografi, strømmålinger, bunnfauna, fjæreflora og bakteriologi.	Dato: 25/11-91 Trykket: NIVA 1991
Forfatter(e): Salve Dale Lars Golmen Børge Holte Are Pedersen	Faggruppe: Marin økologi
Kjell-Eirik Pettersen	Geografisk område: Troms
	Antall sider: 139 Opplag: 70

Oppdragsgiver: Harstad kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
-----------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

I forbindelse med Harstad kommunes fremtidige avløpsplanlegging ble det i perioden februar 1990 - februar 1991 gjennomført undersøkelser av miljøsituasjonen i Kilbotn og ved Stangnes nær Harstad by, samt i sjøområdet utenfor Harstad sentrum. Miljøforholdene var gode ved Stangnes og i ytre del av den marine resipienten utenfor Harstad sentrum (strekningen sentrum - Mågåy), mens det ble registrert tydelige tegn på organisk forurensning i indre del av Harstadbotn og i det dypeste partiet av Kilbotn. Pga. lavt oksygeninnhold i perioder av året, synes dypområdet i Kilbotn å være vesentlig sterkere belastet av organiske tilførsler enn det fjorden tåler. I indre del av Harstadbotn ble det ikke påvist tydelige tegn på miljøbelastning i vannmassene, mens det derimot ble funnet sterke biologiske forurensningseffekter i bunnfyrsamfunnet. Det er foreslått vesentlige reduksjoner i utslippene til Kilbotn og indre del av Harstadbotn.

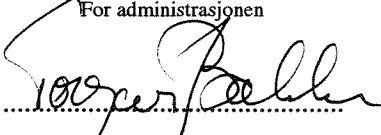
4 emneord, norske

1. Harstad
2. Hydrografi
3. Bløtbunns- og fjæresamfunn
4. Bakteriologi

4 emneord, engelske

1. Harstad, Norway
2. Hydrography
3. Soft-bottom and littoral communities
4. Bacteriology

Prosjektleder  
  
Børge Holte

For administrasjonen  
  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2020-8

O - 90003

**MARINE RESIPIENTUNDERSØKELSER VED KILBOTN, STANGNES OG  
HARSTAD HAVN, HARSTAD KOMMUNE, TROMS FYLKE, 1990-91.**

Hydrografi, strømmålinger, bunnfauna,  
fjærefauna og bakteriologi.

**Prosjektleder:**

Børge Holte

NIVA / Akvaplan-niva AS

**Medarbeidere:**

Thomas Andreassen

Univ. i Tromsø

Salve Dahle

Akvaplan-niva AS

Rosie Evans

Akvaplan-niva AS

Lars Golmen

NIVA

Hans A. Hagerup

Harstad kommune

Svein-Arne Johansen

Harstad kommune

Hans-Petter Mannvik

Akvaplan-niva AS

Are Pedersen

NIVA

Kjell-Eirik Pettersen

Harstad kommune

## FORORD

Foreliggende resipientundersøkelse er utført i forbindelse med Harstad kommunes utarbeidelse av hovedplan for avløp. Undersøkelsene er gjennomført på grunnlag av programforslag av 23. oktober 1989 og revidert programforslag av 13. desember 1989.

Undersøkelsene ble utført i tre lokale resipienter der den største arbeidsinnsatsen ble knyttet til hovedresipienten for Harstad by, senere kalt "Harstad-bassenget" (Fig. 2).

Prosjektet har bestått av følgende del-undersøkelser:

1. Vannutskiftning og fysisk/kjemiske målinger i vannmassene (faglig ansvarlig Lars Golmen).
2. Sammensetningen av dyresamfunn på bløtbunn (faglig ansvarlig Salve Dahle).
3. Biologisk strandsonbefaring (faglig ansvarlig Are Pedersen).
4. Bakteriologiske målinger i vannmassene (faglig ansvarlig Næringsmiddeltilsynet, Harstad kommune v/ Kjell-Eirik Pettersen).

Bakteriologi-undersøkelsen er i denne rapporten ikke faglig knyttet til resipientundersøkelsene fordi den handler om vannmassenes hygieniske tilstand sett i lys av bl.a. rekreasjonsaktiviteter i bynære områder. Etter ønske fra oppdragsgiver, Harstad kommune v/ Planavdelingen, er bakteriologi-undersøkelsen likevel presentert i denne rapporten (se Kap. 6).

Den lokale innsatsen under feltarbeidene har vært omfattende. I den forbindelse vil vi spesielt takke Thomas Andreassen, Universitetet i Tromsø, som foretok vannanalysene, og Svein-Arne Johansen og Hans A. Hagerup, Harstad kommune, som var ansvarlig for vannprøvetakingen for henholdsvis hydrografi- og bakteriologidelen. Vi takker også Martinus Heide, Tore Solem, og Geir Bornø, Harstad kommune, samt Sverre Bornø for utmerket hjelp under feltarbeidene.

Tromsø, november 1991

Børge Holte  
Prosjektleder

## INNHALDSFORTEGNELSE

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER . . . . .	1
2. INNLEDNING . . . . .	3
2.1. Bakgrunn for undersøkelsene . . . . .	3
2.2. Områdebeskrivelse . . . . .	3
2.3. Forurensningstilførsler . . . . .	4
2.4. Tidligere undersøkelser . . . . .	6
2.5. Problemstilling og formål . . . . .	6
2.6. Delundersøkelser . . . . .	6
2.7. Feltinnsamlinger - program . . . . .	8
3. STRØMMÅLINGER OG HYDROGRAFI . . . . .	9
3.1. Metoder . . . . .	9
3.2. Resultater . . . . .	16
3.2.1. Strømmålinger . . . . .	16
3.2.2. Hydrografi . . . . .	20
3.2.3. Oksygenmålinger . . . . .	22
3.2.4. Næringssalter . . . . .	30
3.2.5. Siktedyp . . . . .	31
3.3. Diskusjon . . . . .	35
3.3.1. Kilbotn . . . . .	35
3.3.2. Stangnes . . . . .	36
3.3.3. "Harstad-bassenget" . . . . .	38
4. BUNNSEDIMENTER OG BUNNFAUNA . . . . .	40
4.1. Metoder . . . . .	40
4.1.1. Bunnfauna . . . . .	40
4.1.2. Total organisk karbon (TOC) . . . . .	41
4.1.3. Kornstørrelse . . . . .	41
4.2. Resultater . . . . .	43
4.2.1. Bunnfauna . . . . .	43
4.2.2. Artssammensetning . . . . .	43
4.2.3. Diversitets-, jevnhets- og dominansindekser . . . . .	46
4.2.4. Hurlberts diversitetskurver . . . . .	46
4.2.5. Modifiserte "log-normalfunksjoner" . . . . .	48
4.2.6. Totalt organisk karbon (TOC) . . . . .	48
4.2.7. Kornstørrelse . . . . .	50
4.3. Diskusjon . . . . .	50
5. FJÆRESONEBEFARING - ALGESAMFUNN . . . . .	53
5.1. Metoder . . . . .	53
5.2. Resultater . . . . .	55
5.3. Diskusjon . . . . .	59
6. BAKTERIOLOGISKE REGISTRERINGER . . . . .	62
6.1. Sammendrag . . . . .	62
6.3. Material og metoder . . . . .	64
6.4. Resultater . . . . .	66
6.5. Diskusjon . . . . .	67
7. SAMMENFATTENDE DISKUSJON OG ANBEFALINGER . . . . .	75
LITTERATURHENVISNINGER . . . . .	77
VEDLEGG . . . . .	79

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I forbindelse med framtidig avløpsplanlegging og utarbeidelse av kommunal avløpsplan er det gjennomført marine resipientundersøkelser i Kilbotn og ved Stangnes nær Harstad by, samt i byens hovedresipient nær sentrum, kalt "Harstadbassenget". Miljøtilstanden og den enkelte resipients egnethet som kommunal resipient for kloakk er vurdert på bakgrunn av hydrofysiske undersøkelser i vannmassene over en periode på ett år, og ved hjelp av biologiske undersøkelser i bløtbunn og i fjæresonen. Sistnevnte undersøkelse ble kun gjennomført i "Harstadbassenget".

Hensikten med undersøkelsene var å medvirke til å gi lokale myndigheter grunnlag for å planlegge framtidige utslippsløsninger og kloakksanering i forhold til det den enkelte resipient tåler av kloakkpåvirkning.

Det ble målt varierende strømforhold i **Kilbotn** med sjiktninger som kompliserer bildet av vannutskiftings-forholdene. Vannmassenes midlere oppholdstid over terskeldyp er beregnet til 4-5 dager. Det var periodisk stagnante ("isolerte") vannmasser dypere enn 35-40 m der laveste oksygeninnhold var 1.6 ml pr liter sjøvann ("normalverdiene" er ofte 6-8 ml/l).

De biologiske registreringene viste tydelige forurensningseffekter i Kilbotnens dypeste parti, mens forholdene lenger inn mot grunnere vann var bedre. Den mest sårbare delen av resipienten (dypområdet) synes å befinne seg nær grensen for hva den tåler av organiske utslipp før alvorlige biologiske effekter oppstår. Utslippene til Kilbotn tilrås derfor redusert vesentlig.

Strømmålingene ved **Stangnes** viste sterkere strømmer på 15 m dyp (middelverdi: 7 cm/sek.) enn på 3 m dyp (3 cm/sek.). Transportretningene var henholdsvis mot sørvest og nordøst. Vanntransporten på 15 m dyp bør utnyttes ved at utslippspunktet legges minst til 20 m dyp. Oksygenverdiene i området var tilfredsstillende. Også resultatene fra de biologiske undersøkelsene tyder på at resipientegenskapene ved Stangnes er gode. Det antas at Stangnes-resipienten tåler en økning fra dagens nivå på ca. 7000 p.e. ("personequivivalenter") til avløpets dimensjonerte kapasitet på omlag 10000 p.e. Det utelukkes likevel ikke at lokale effekter kan forekomme i perioder.

Det ble ikke registrert vesentlige forurensningseffekter i vannmassene i **Harstadbotn** på bakgrunn av de hydrofysiske undersøkelsene. Vannbevegelsene synes å foregå i to sjikt med en "innover-rettet" overflatenær transport og en dypere-liggende "utover-rettet" nettotransport. Vannets gjennomsnittlige oppholdstid i Harstadbotn er beregnet til 1.5 - 2 døgn. Det ble ikke påvist vesentlige negative miljøeffekter i vannmassene.

I motsetning til de hydrofysiske undersøkelsene, viste undersøkelsene av bunndyrsamfunnet i Harstadbotn at området var utsatt for betydelig miljøpåvirkning. Også bunnsedimentene var i henhold til visuelle observasjoner oksygenfrie og tydelig preget av høy organisk påvirkning. Også resultatene fra fjæresonebefaringene viste tydelig forurensningspåvirkning i Harstadbotn, sannsynligvis forårsaket av tilførsler av basale næringssalter (trolig fra kloakkutslipp). Resultatene tilsier at utslippene til indre del av Harstadbotn bør reduseres betydelig.

De registrerte forurensnings-effektene i Harstadbotn avtar utover fjorden og synes stort sett ikke å gjøre seg gjeldende i **området mellom sentrum og Mågøy**. Det knytter seg alltid en viss usikkerhet til slike terskelbassenger pga. at tersklene fysisk forhindrer horisontal vannutskiftning. I henhold til våre resultater var likevel forholdene i området gode. Oksygeninnholdet i vannmassene var tilfredsstillende og det ble ikke registrert vesentlige negative biologiske forurensningseffekter. Pga. at dette bassenget er omgitt av forholdsvis grunne terskelrygger, bør utslippene likevel ikke øke utover dagens nivå. Det vil forøvrig være fordelaktig om flere relativt spredte utslippspunkter etableres/opprettholdes da dette øker den totale naturlige nedbrytningskapasiteten overfor organisk stoff i resipienten.

Ved fremtidig avløpsplanlegging bør det vurderes i størst mulig grad å spre utslippene inn i - og ved hjelp av - strømvirvelsystemet som synes å dominere strømbildet nordøst for sentrum. I denne forbindelsen synes de beste resipientegenskapene i Harstadbassenget å finnes nordøst for Skjæret og ved områdene Hamneset og Kingsbaypynten (ref. sjøkart nr. 487).

Bakteriologiske undersøkelser ble utført i perioden februar til desember 1990 på 46 bynære stasjoner. 275 prøver ble analysert mht. koliforme bakterier og fekale streptokokker (tarmbakterier). Det ble funnet høyest middelveidier i indre del av Harstadbotn. På de fleste andre målepunktene var verdiene forholdsvis lave. Bakteriologi-undersøkelsene ble gjennomført av Næringsmiddelkontrollen i Harstad som selvstendig prosjekt.

## 2. INNLEDNING

### 2.1. Bakgrunn for undersøkelsene

Denne undersøkelsen er gjennomført i tilknytning til Harstad kommunes utarbeidelse av hovedplan for avløp. Siden forrige hovedplan ble laget, er flere tiltak gjennomført. Dette har imidlertid hovedsakelig skjedd utenfor sentrumsområdene. Arbeidet med ny hovedplan for avløp vil derfor gå nærmere inn på sentrumsområdene. Det foreligger bl.a. planer om sanering av flere utslipp i Harstad bys indre havneområde og overføring av kloakk til andre mindre sårbare sjøresipienter.

Den videre planleggingen har medført at kommunen har behov for å få kartlagt forurensningssituasjonen i 3 utvalgte sjøresipienter med hovedvekt på Harstad bys hovedresipient, "Harstad-bassenget". I forbindelse med overføring av kloakk fra Harstad bys indre havn (Harstadbotn) til avlastningsresipient ved Stangnes (Fig. 1), og mulig kloakksanering i terskelfjordsystemet Kilbotn sør for Harstad by, var det også behov for nærmere undersøkelser i disse lokale resipientene.

Ved siden av å vurdere dagens tilstand, er det lagt vekt på å innhente et best mulig datagrunnlag for eventuelle fremtidig kontrollundersøkelser. Det var også viktig for kommunen å få informasjon om resipientenes egnethet for utslipp av kloakk, samt hvilke utslippsstrategier som eventuelt kan benyttes for i størst mulig grad å unngå negative konsekvenser.

### 2.2. Områdebeskrivelse

Harstad by ligger østvendt, i nordøstenden av Hinnøya i Troms fylke. Øst for byen ligger Vågsfjorden (Fig. 1), som har forbindelse sørover til Ofotfjorden gjennom Tjeldsundet. I øst ligger øyene Rolla og Andørja, med bl. a. Astafjorden, og fjordene Gratangen og Lavangen innafor. I nord grenser Vågsfjorden mot den åpne Andfjorden.

"Harstadbassenget" er et sentralt og forholdsvis stort terskelbasseng, med største dybde ca. 150 m (Fig. 2, Kap. 3). Bassenget avgrenses i øst av en nord-sør-gående rygg. Effektivt terskeldyp er vanskelig å bestemme, men er trolig omlag 30 meter. Innerste delen av Harstadbassenget (Harstadbotn) har største dyp på 18 m og en utenforliggende terskel på 7-8 m dyp. Området sør for Harstad sentrum synes å ha variert bunntopografi, og sannsynligvis er det flere små lokale terskel-lommer i dette området.

Fjordsystemet Kilbotn har maksimale dybder rundt 60 meter, med en relativt dyp terskelrygg (nøyaktig dyp synes i henhold til sjøkart usikkert, men tersklenes grunneste parti antas å ligge



rundt 40 m). Fjorden er omlag 3 km lang og har en bredde på 600-900 meter.

Sjøområdet ved **Stangnes** (sør for Stangnesodden) begrenses av en rygg mellom Arnøya og Tjuvholmen i øst, og som danner ei renne med dybder ned mot 70 meter. I sør er det grunt (terskeldypet er ca. 30 meter). I nord har renna forbindelse med Harstadbassenget, og er også her relativt grunn.

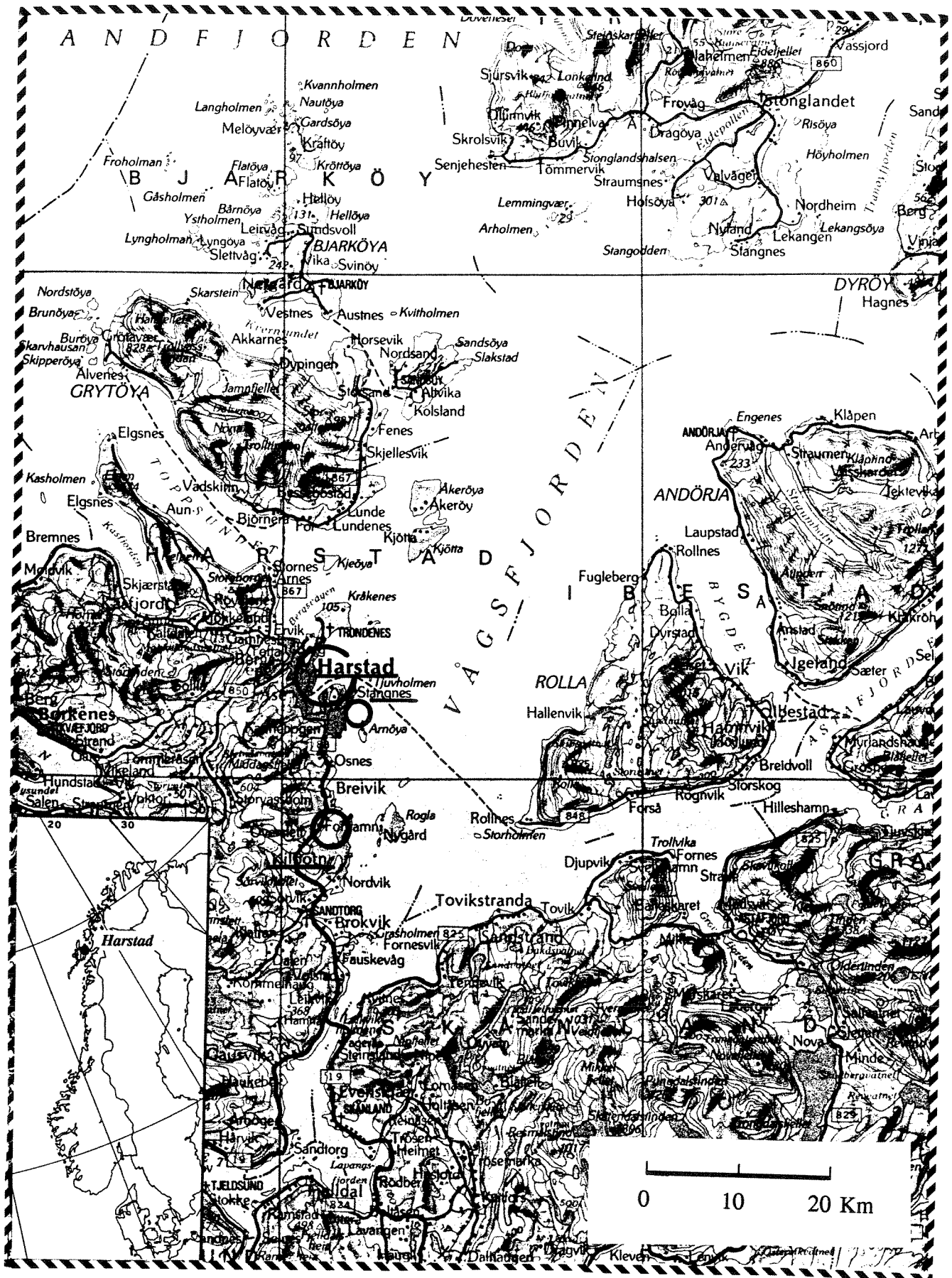
### **2.3. Forurensningstilførsler**

Det vises til Fig. 2 der eksisterende hoved-utslippspunkter og utslippsmengder er gitt.

Det er ikke foretatt nøyaktige beregninger av utslippsmengdene som tilføres Harstadbassenget. Harstad kommune har imidlertid anslått de samlede utslippene til omlag 20 000 person-ekvivalenter (p.e.). Det antas at utslippene til Harstadbotn inkludert Harstad sentrum, ligger et sted mellom 5 000 og 10 000 p.e. fordelt på 7 utslippspunkter. Herav slippes 3000 p.e. ut innenfor (sør for) Harstadbotn Videregående skole fordelt på 2 utslipp.

Utslipppet ved Stangnes tilsvarer 6-7000 p.e. En del av kloakken fra bebyggelsen rundt Harstadbotn pumpes til dette utslippet. Overføringene fra Harstadbotn til Stangnes planlegges økt slik at den totale utslippsmengden blir 10 000 p.e. Dette betyr at utslippsmengdene til Harstadbotn reduseres tilsvarende.

Utslippene av kloakk til Kilbotn tilsvarer ca. 900 p.e. Inkludert i dette er avløpene fra en vaskeribedrift. Omlag halvparten av denne mengden føres ut i grunnområdet i innerste del av Kilbotn.



Figur 1. Områdekart. De 3 undersøkte resipientene er innsirklet.

#### **2.4. Tidligere undersøkelser**

NIVA utførte en resipientundersøkelse i Harstad kommune i 1976 (Knutzen 1977). Bakgrunnen for målingene var kloakkreguleringer i forhold til daværende avløpsplan for Harstad. Det ble foretatt dykkerundersøkelser, strandsonebefaring nær utslippsstedene, samt stikkprøver av vannkvalitet og hydrografi.

Holte (1987) gjennomførte en mer omfattende undersøkelse i 1986-87. Det ble utført bløtbunns- og strandsoneundersøkelser, samt målinger av strøm og hydrografi bl.a. ved Stangnes der det ikke ble funnet negative biologiske forurensningseffekter.

Hos NIVA foreligger det forøvrig resultater fra næringssaltprøver tatt i juli og august 1979 på to stasjoner ved Harstad (J. Magnusson, pers. medd.).

#### **2.5. Problemstilling og formål**

Formålet med undersøkelsene var å gi lokale myndigheter grunnlag for å planlegge fremtidig utslippsløsninger i forhold til det resipientene tåler av kloakkpåvirkning. Videre skulle resultatene danne grunnlag for senere kontrollundersøkelser.

For at dette skal være mulig må miljøtilstanden kartlegges og resipientenes bæreevne overfor kloakk vurderes. I den forbindelse skulle anbefalinger gis slik at kommunens fremtidige planlegging vedr. utslipp og tiltak skal kunne tilpasses de registrerte naturgitte begrensninger i de respektive resipientene.

#### **2.6. Delundersøkelser**

Prosjektet ble inndelt i tre delprosjekter: Strømmålinger og hydrografi, bløtbunnsundersøkelser og fjæresonebefaring. Utover dette har Harstad kommune v/ Næringsmiddeltilsynet gjennomført bakterielle undersøkelser (se Kap. 6). Førstnevnte delprosjekt har bestått av fysiske målinger i vannmassene, mens bløtbunns- og fjæreundersøkelsene har kartlagt miljøeffekter ved hjelp av biologiske metoder.

### **2.6.1. Strømmålinger og hydrografi**

Strømmålinger og forholdsvis omfattende målinger av vannmassenes vertikale lagsjiktning inkludert oksygeninnhold, er nødvendig for å kunne måle eller beregne vannbevegelser. Dette skyldes at resipientegenskapene er knyttet til omfanget av vannutskiftningen, dvs. blant annet i hvor stor utstrekning utslippsstoffer spres og/eller føres ut av en resipient. Horisontale og vertikale vannbevegelser er ofte en funksjon av bl.a. vannet tyngde (saltholdighet, temperatur), tidevannsbevegelser, ferskvannstilførsler og bunntopografi. Dette arbeidsområdet representerer et særskilt fagfelt og er gjennomført av personell med fysisk-oseanografisk bakgrunn.

Vurdering av resipientenes bæreevne overfor tilførsler av organisk stoff (f.eks. kloakk) utføres på grunnlag av nevnte målinger.

### **2.6.2. Bløtbunnsundersøkelser**

Dyrene som lever nede i bunnsedimentene (f.eks. skjell, mark) kan ikke forflytte seg vekk fra et område med tiltagende forurensning og er bl.a. derfor velegnet som indikatorer overfor miljøforurensning. Dette gjelder både for hele dyresamfunnet som har en bestemt sammensetning/struktur i upåvirkete områder, og for enkelt-arter. Observasjoner av bunnsedimentenes farge, lukt og kornstørrelse bidrar til å forklare de biologiske registreringene.

### **2.6.3. Fjæresone-befaring**

Fjæresonebefaringen er kun gjennomført i Harstad bys hovedresipient ("Harstad-bassenget"). Resultatene gir supplerende informasjon om biologiske forurensningseffekter i organismesamfunn som har andre livsbetingelser enn f.eks. bløtbunnsorganismer. Eventuelle flytende forurensningsstoffer vil dessuten tidligere kunne influere på fjæresamfunnet enn i samfunn på dypere vann.

## 2.7. Feltinnsamlinger - program

Feltmålinger og -innsamlinger foregikk etter følgende plan:

	1990   1991													
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	
Strømmålinger	KKSSHH													
Hydrografi		x		x		x	x		x		x	x	x	x
Næringssalter		x												
Siktedyp		x		x		x		x		x		x		
Bakteriologi		x		x		x		x		x		x		
Bløtbunn						x								
Fjærebefaring														H

### Tegnforklaring:

K: Kilbotn

S: Stangnes

H: "Harstadbassenget"

x: Samtlige resipienter.

### Kommentarer:

Målinger av næringssalter og siktedyp inngikk som et supplement til strøm og hydrografi undersøkelsene. Målingene av næringssalter ble utført kun én gang for å få en vinterregistrering. Det bør derfor ikke legges for stor vekt på disse resultatene. Siktedyp ble målt på de samme stasjonene som Næringsmiddeltilsynets bakteriologi-prøver (Fig. 5).

For mer utfyllende opplysninger henvises det til den enkelte delrapport.

### 3. STRØMMÅLINGER OG HYDROGRAFI

#### 3.1. Metoder

##### 3.1.1. Strømmålinger

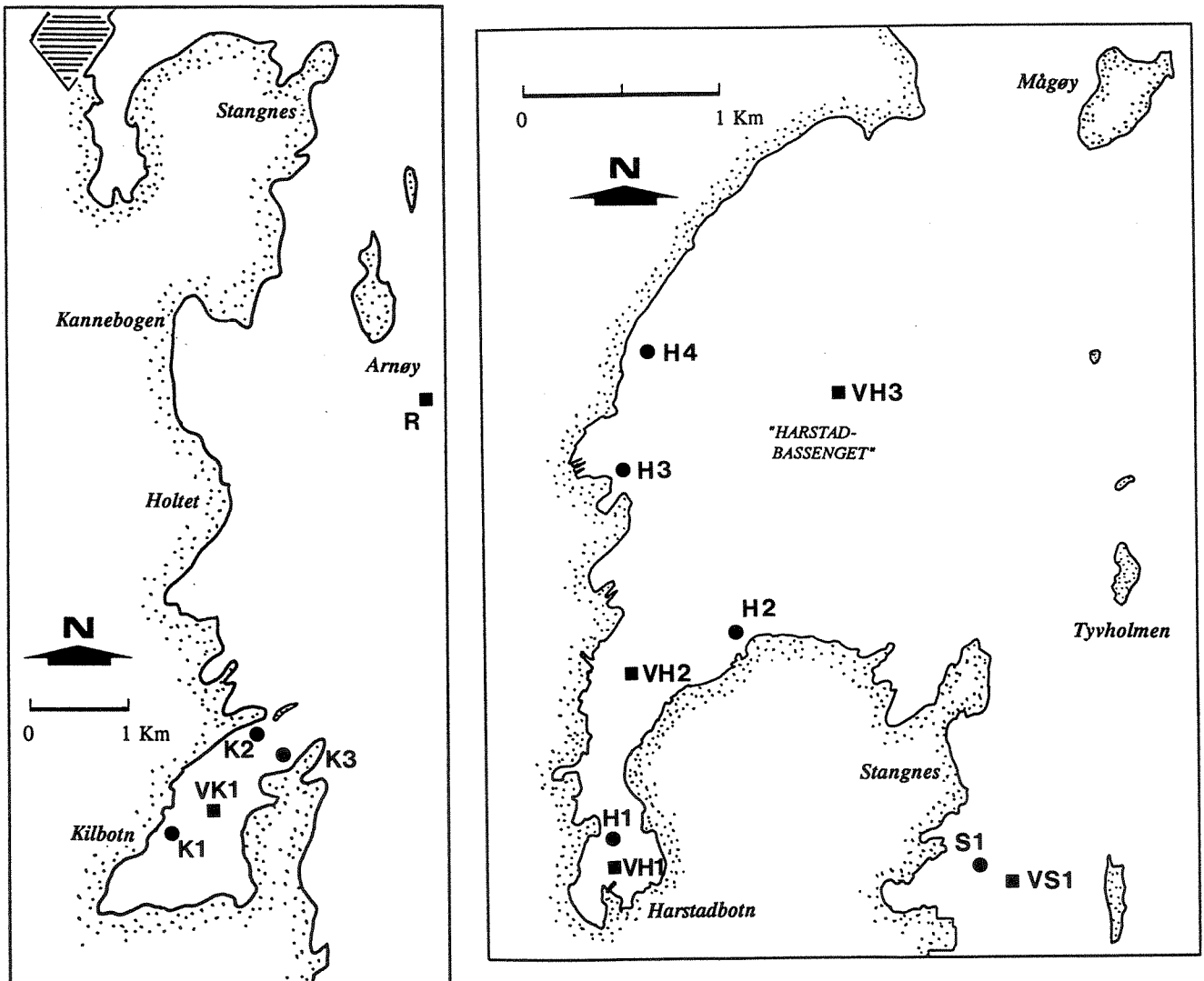
Programmet for strømmåling innbefattet målinger i Harstadbotn, Kilbotn og ved Stangnes. Måleposisjonene er vist i Fig. 3. I hver måleposisjon ble det målt i to dyp. Det ble lagt vekt på å få dekket sirkulasjon i øvre lag, samt nær bunn, eller i sjikt som tilsvarte omtrentlig dyp hvor utslipp kunne forventes å bli innlagret.

Sistnevnte moment hadde en innebygget usikkerhet. Vi hadde ikke anledning til å foreta beregning av innlagringsdyp på forhånd, dvs. før utplassering av rigger. I stedet foretok vi en skjønsmessig og innledende betraktning om sannsynlig innlagringsdyp og strømningsmønster. Riggplassering, og instrumentdyp ble så bestemt ut fra disse innledende vurderingene. I praksis måtte noen faglige prinsipper/krav justeres på grunn av praktiske problemer med de opprinnelig valgte måleposisjonene. Særlig var det navigasjonsmessige forhold som førte til en modifisering av de opprinnelig planlagte måleposisjonene. Sannsynligvis har dette medført bare mindre tap av informasjon, i forhold til det som var ønskelig.

Måleprogrammet ble utført etter følgende skjema (riggposisjoner er angitt i Fig. 3):

Posisjon	Måledyp	START (1990)	SLUTT
Kilbotn	K1 3m, 15m	9/5	23/5
"	K2 3m, 15m	9/5	23/5
"	K3 3m, 15m	9/5	23/5
Stangnes	S1 3m, 15m	23/5	30/5 rigghavari
Harstad	H3 3m, 15m	23/5	6/6
"	H4 3m, 15m	23/5	6/6
"	H1 2m, 5m	6/6	20/6
"	H2 2m, 12m	6/6	20/6

Måleprogrammet var oppdelt i tre faser. Dette for å få utnyttet instrumentene så godt som mulig. Videre ble det lagt vekt på å få dekket hvert område med data samtidig, for å eliminere noe av usikkerheten som ofte knytter seg til strømvariasjoner over tid.



Figur 2. Plassering av stasjoner for målinger av strøm (●) og vannmålinger (hydrografi) (■). Stasjon "R" ble valgt som referansestasjon. Etter sjøkart nr. 77 og 487.

Tre rigger skulle i utgangspunktet være i bruk samtidig. Etter endt måleperiode på ett sted, skulle de flyttes til neste posisjon. Programmet gikk omtrent som planlagt. Riggene i posisjon S1 (Stangnes) havarerte imidlertid midtveis i måleperioden. Sannsynligvis ble den pårent av et større fartøy, til tross for behørig merking og kunngjøring om utplassering. Rigg og målere ble liggende på bunn i flere uker, og ble seinere funnet og plukket opp av dykkere. Etter avlesning av instrumentene framkom 30/5 som sannsynlig tidspunkt for havariet.

På grunn av rigg-havariet kunne planlagte målinger sør for Tyvholmen ikke gjennomføres. Det antas imidlertid at målingene ved Stangnes sannsynligvis også er representative for strømforholdene ved Tyvholmen.

### Måleinstrumenter

To typer selvregistrerende måleinstrumenter ble benyttet. "Aanderaa RCM" målte strømmens hastighet (v.hj. av en rotor) og retning (v.hj.a. roret). I tillegg registrerer dette instrumentet sjøens temperatur og salinitet fortløpende, med tidsintervall som innstilles før utsetting. I vårt tilfelle var måleintervallet satt til 20 minutter, som gir 72 målinger (av hver parameter) pr. døgn. Etter opptak taes datalagringsenheten ut (tape, evt. elektronisk lagringsenhet), og data overføres til egnet datamaskin for videre bearbeiding.

Den noe lettere og enklere instrumenttypen "Sensordata SD2000" var også i bruk. Denne måler strømfart og retning etter samme prinsipp som Aanderaa målerne. I tillegg måles temperatur, men ikke salinitet. Måleintervallet for SD2000 målerne var 40 minutter, som var tilpasset den totale måleperioden i forhold til instrumentets tilgjengelig datalagringskapasitet.

#### **3.1.2. Hydrografi, næringssalter og siktedyp**

I vår sammenheng knyttet benevnelsen hydrografi til kartlegging av sjøens saltholdighet (salinitet) og temperatur, samt oksygeninnhold. Salinitet og temperatur ble målt ved hjelp av målesonde av typen "Salinoterm". Registreringene ble gjort månedlig for hver meter fra overflaten og ned til 10 m dyp, hver annen meter i intervallet 10-20 m, og hver 5. meter på dypere vann enn 20 m. Samtidig ble det tatt vannprøver ved hjelp av Nansen vendevannhenter for kjemiske analyser av oksygen, samt for kontroll av salinoterm-registreringene av saltholdighet og temperatur. Vannprøvedypene er vist i Fig. 3.

Måleprogrammet for hydrografi omfattet i alt seks stasjoner (Fig. 2). En av disse (R, Arnøy) fungerte som referansestasjon, d.v.s. at måledata derfra ble antatt å representere kystvann som er relativt upåvirket av forurensning fra Harstad by og nærliggende områder.

I tillegg til sondemåling og vannprøvetaking, har også strømmålerne målt salinitet og temperatur mens de stod i sjøen. Måleintervallet var som for strøm, d.v.s. ca. 20 minutter. Målingene gir bl. a. indikasjon på korttidsvariasjoner ("episoder"). Resultatene fra disse målingene er presentert som tidsserier i Vedlegg A.

Den 2. februar 1990 ble det tatt næringssaltprøver i overflatelaget på i alt 12 stasjoner, 9 i "Harstadbassenget",



2 i Kilbotn og 1 ved Stangnes (Fig. 4). Målinger av næringsalter inngikk som et supplement til strøm og hydrografi-undersøkelsene. Målingene ble utført kun én gang for å få en vinterregistrering. Det bør derfor ikke legges for stor vekt på disse resultatene. Siktedyp ble målt på de samme stasjonene som Næringsmiddeltilsynets bakteriologi-prøver (Fig. 5), dvs. på 46 lokaliteter. Feltprøver ble innsamlet i februar, april, juni, august og oktober 1990. Stasjonene ble valgt i samarbeide med Næringsmiddeltilsynet som foretok bakteriologisk vannprøvetaking (Kap. 6). Næringssaltprøvene ble analysert ved Kjemisk Analyselaboratorium Holt, Tromsø.

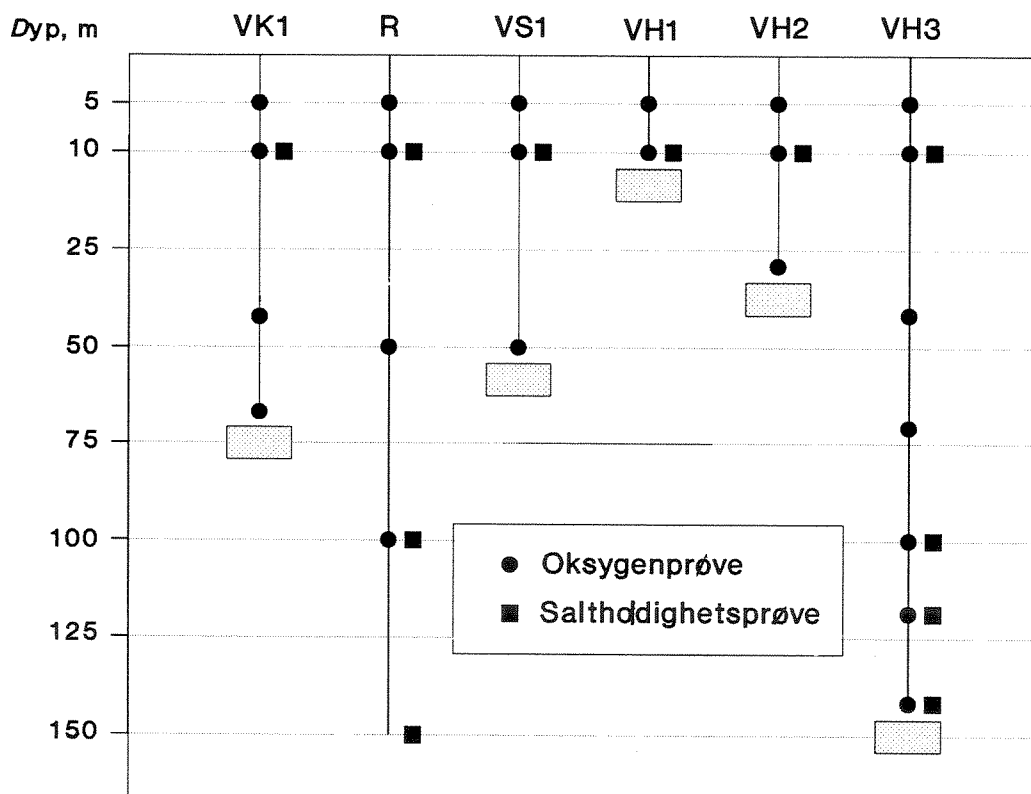
### Kvalitetskontroll - hydrografi

Det er tatt to, og tildels tre parallelle vannprøver for kjemisk analyse av oksygen og salinitet. Analyseresultatene viste godt samsvar mellom de parallelle prøvene. En middelverdi av parallellene er benyttet i databasen. Eventuelle tydelig feilaktige analyser er ignorert.

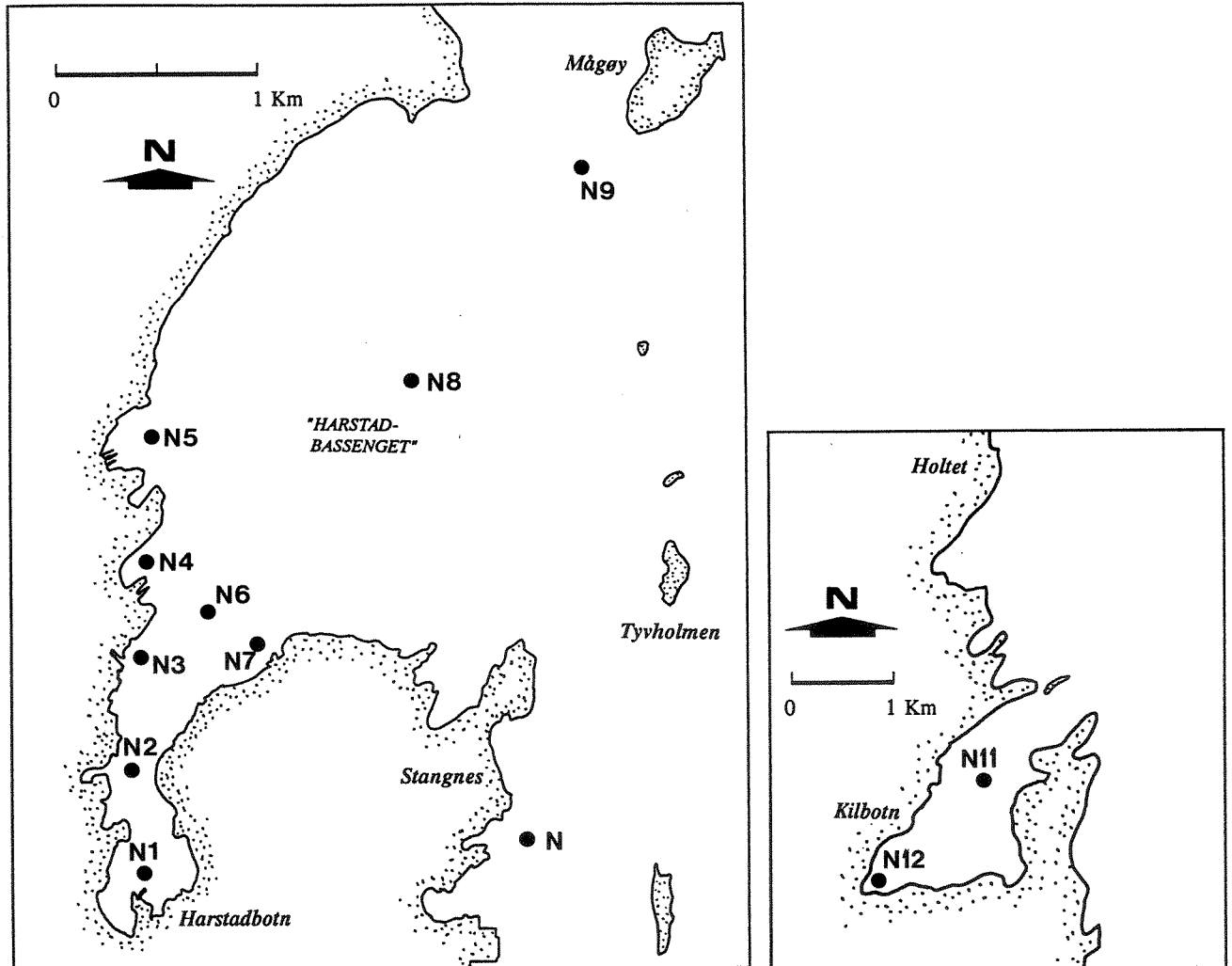
Vannprøvene for salinitet tjente dels som **kvalitetskontroll** for sondemålingene. Den benyttede Salinotermsonden har begrenset nøyaktighet, særlig for salinitet. Instrumentnøyaktigheten er om lag  $\pm 0.1$  ‰, men sporadiske målefeil p.g.a. "rusk" som legger seg på sonden kan medføre betydelig større målefeil. Vurderinger basert på ukorrigerede måledata kan bl. a. medføre over-estimering av vannutskiftningsgrad.

Det var generelt sett godt samsvar mellom målte verdier og analyseresultatene for salinitet. Unntaket var stasjonene H3, K1 og muligens R på toktet i mai 1990, der sonden viste for lav salinitet, og for høy temperatur. Disse målingene viste tilsynelatende ustabile vann-sjikt, noe som neppe er realistisk. For samtlige 10 prøveserier var midlere avvik mellom laboratorie-verdier og sondeavlesninger lik (+) 0.064 ( $\sigma=0.13$ ). For de siste fem seriene var salinotermsonden svært stabil, med middel avvik lik (+) 0.13 og lite standardavvik ( $\sigma=0.03$ ). Avvikene og tilhørende standardavvik indikerer måleusikkerheten.

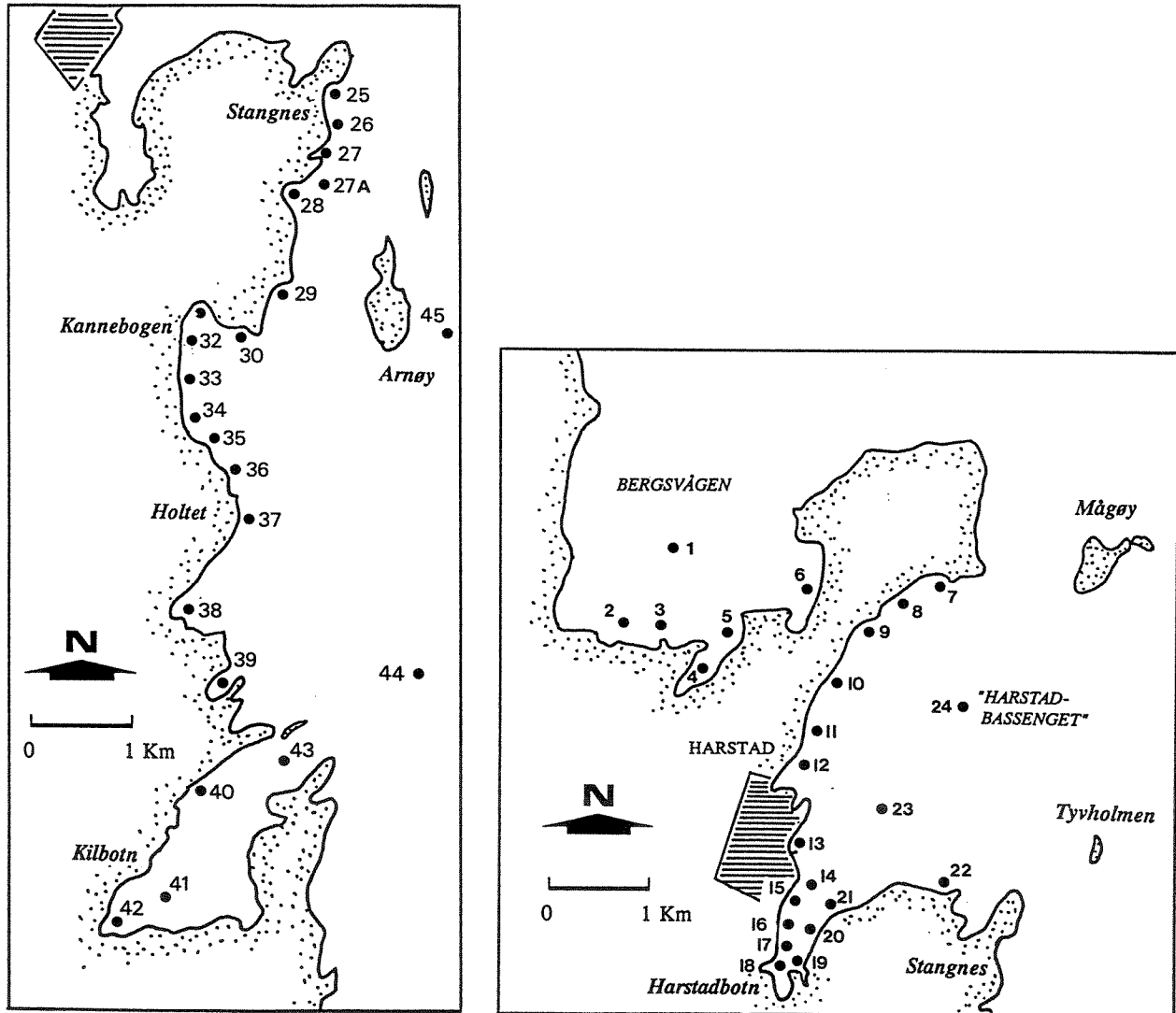
Med den justering (kalibrering) som er gjort i ettertid, bør absolutt usikkerhet for salinitetsdataene ligge innafor  $\pm 0.1$  (promille). Dette er tilstrekkelig nøyaktighet for de fleste analyser som berører kyst og fjorder, der de naturlige variasjoner (i tid, og med dypet) er av størrelsesorden 10 til 100 ganger denne usikkerheten. Temperaturdataene var gjenstand for en viss kontroll ved hjelp av "vende-termometre" montert på vannhenterne. Det ble ikke registrert vesentlige målefeil, og det er derfor ikke foretatt kalibrering av temperaturdata.



Figur 3. Vannprøvedyp for analyser av oksygeninnhold, saltholdighet og temperaturavlesning på de respektive hydrografistasjonene. Temperaturen ble avlest på alle måledyp. Se Fig. 2 for stasjonsplassering.



Figur 4. Stasjoner for nærings saltprøver.



Figur 5. Stasjonsplassering for siktedypsmålinger. Stasjonene er sammenfallende med bakteriologistasjonene der stasjonene 1 - 6 også inngikk (nærmere stasjonsplassering finnes i Kap. 6.3.1).

## 3.2. Resultater

### **3.2.1. Strømmålinger**

Nedenfor oppsummeres resultatene av strømmålingene. Grafisk framstilling av tidsserier og statistikk er presentert i Vedlegg A der refererte figurer finnes.

#### **KILBOTN**

##### Kilbotn - stasjon K1, 3 m dyp

Tidsserien av fart er framstilt i Fig. A1. Fig. A2 viser samme serie som pilplott, der hver observasjon er framstilt som en vektor, med tilhørende retning og lengde. Fig. A3 viser progressiv vektor-diagram for serien ("netto vantransport").

Strømmen var relativt svak. Midlere strømstyrke var rundt 3 cm/s. Perioder med svak eller ingen strøm var av størrelsesorden opp til 1/2 døgn (kun en gang). Maksimalstrøm var oppe i 8 cm/s, mens typisk døgnmaksimum lå rundt 6-7 cm/s. Det var vanskelig å skille ut bestemte tidevannsrytmer. Progressiv vektor indikerer vekslende nettostrøm. I perioden 11/5-17/5 var det netto SV strøm (inn fjorden), mens perioden 18/5-23/5 hadde NØ strøm (ut fjorden). Innafor hver av disse periodene var nettostrømmen av størrelsesorden 1.4 cm/s. For hele måleperioden under ett var det knapt noen nettoforflytning.

##### Kilbotn - stasjon K1, 15 m dyp

Tidsserie av strømretning/fart er framstilt i Fig. A4. Fig. A5 viser statistisk fordeling.

Det var markert strøm stort sett i hele observasjonsperioden. Midlere strømfart lå rundt 2 cm/s. Maksimalstrøm var oppe i 7 cm/s. Begge verdiene antyder noe svakere strøm enn i 3 m dyp. Dominerende transportretning var mot SV, m.a.o. inn fjorden.

##### Kilbotn - stasjon K2, 3 m dyp

Instrumentet som målte i 3 m dyp ga ingen måleresultater pga. instrumentfeil.

Kilbotn - stasjon K2, 15 m dyp

Fig. A6 viser tidsserie av strømfart/retning. Fig. A5 viser statistisk fordeling.

Strømstyrken varierte mellom verdier svakere enn 1.5 cm/s, og 20 cm/s. Midlere strømstyrke lå rundt 7-8 cm/s. Perioder med svak eller ingen strøm var kortvarige (mindre enn 1-2 timer). Framherskende strømretning for hele måleperioden var V-SV, m.a.o. retning inn fjorden.

Kilbotn - stasjon K3, 3m dyp

Fig. A7 viser tidsserie av strømfart/retning. Fig. A8 viser statistisk fordeling for måleserien.

Midlere strømstyrke var 12 cm/s. Maksimalstrøm var 35 cm/s (retning mot vest). Det var ingen perioder med "null-strøm". Netto strømretning var svakt V-S/V. Statistisk fordeling viser at det var tilnærmet symmetri omkring aksene 60° - 240°. Første del av måleperioden hadde lite tidevannsinnsdrag. Siste halvdel hadde en viss halvdaglig modulering av signalet. Perioder med ensrettet strøm var av størrelsesorden opp til 1 1/2 døgn.

Kilbotn - stasjon K3, 15 m dyp

Fig. A9 viser tidsserie av strømfart og retning. Fig. A8 viser statistisk fordeling.

Middel strømstyrke lå rundt 5 cm/s. Max. strøm var oppe i 18 cm/s. Kun kortvarige (< 1/2 time) perioder med strøm under deteksjonsgrensen. Det var ingen klart framherskende strømretning. Intervallet 120° - 240° var kun svakt representert. Perioden 18/5-20/5 hadde tilnærmet konstant rettet strøm ut fjorden. Andre perioder med ensrettet strøm var av varighet mindre enn ett døgn.

**STANGNES**

Effektiv måleperiode var 23/5 - 30/5 1990. Måleserien er feilaktig etter 30/5 p.g.a. rigghavari.

Stangnes - stasjon S1, 3m dyp

Fig. A10 viser tidsserier av strømfart og retning. Fig. A11 viser statistisk fordeling. Midlere strømfart var rundt 3 cm/s. Maksimalstrøm var oppe i 11 cm/s. Perioder med strøm under deteksjonsgrensen var 1-1 1/2 døgn. Dominerende strømretninger fordelte seg langs aksen 220° - 45°, med noe større tyngde for sistnevnte intervall. M.a.o. svak nettostrøm nordøstover.

Stangnes - stasjon S1, 15 m dyp

Fig. A12 viser tidsseriene, og Fig. A11 viser statistisk fordeling. Maksimal strømstyrke var oppe i 20 cm/s. Midlere styrke var rundt 7 cm/s. Ingen markante perioder med svak strøm. Tidevannssignalet er relativt tydelig. Nettostrømmen var rettet mot S-S/V.

**HARSTAD**Harstad - stasjon H1, 3 m dyp

Figurene A1, A2 og A3 inneholder data fra Sensordata-målerne i 3 m dyp. Strømmen var som ventet relativt svak. Middelstrømmen var ca. 3 cm/s. Maksimalstrøm var oppe i 5 cm/s. Det var flere perioder med strøm under deteksjonsgrensen. Netto strømretning var inn fjorden (Fig. A3).

Harstad - stasjon H1, 5 m dyp

Siden bunndypet bare var 7 meter, måtte riggen justeres slik at nederste instrument ikke tok bunn. Fig. A13 viser tidsseriene av strømfart og retning. Fig. A14 viser statistisk retningsfordeling. Også i dette dypet var strømmen relativt svak. Middelstrømmen var ca 1.5 cm/s, og det var mange relativt kortvarige perioder med strøm under deteksjonsgrensen (Fig. A13). Netto strømretning kan defineres som innafor retningssektoren ut bassenget (retn. 300° - 60°).

Harstad - stasjon H2, 3 m dyp

Fig. A14 viser retningsstatistikk og Fig. A15 tidsseriene av strømfart og retning. Etter 17/6 har noe tilsynelatende hengt seg på rotoren til instrumentet, siden hastigheten viser konstant null. Retningen har imidlertid variert som normalt. Middelstrømmen var av størrelsesorden 5 cm/s. Maksimalstrøm var oppe i hele 40 cm/s, men det var også flere perioder med svak strøm. Dominerende strømretninger var h.h.v. mot Ø-S/Ø og V-N/V (Fig. A14). Sistnevnte retning hadde størst fluks, noe som resulterte i netto strøm vestover, retning havnebassenget.

Harstad - stasjon H2, 15 m dyp

På grunn av instrumentsvikt finnes ingen målinger fra dette dypet.

Harstad - stasjon H3, 3 m dyp

Fig. A16 viser tidsserier, og Fig. A17 retningsstatistikk for måleserien. Middelstrømmen var ca. 11 cm/s. Maksimalstrømmen var oppe i 27 cm/s, og det var ingen perioder med strøm under deteksjonsgrensen. Tidevannet modulerer signalet, men ikke mer enn max. +/- 30-40 %. Netto strømretning var markant mot S/Ø.

Harstad - stasjon H3, 15 m dyp

Ingen målinger i dette dypet p.g.a. instrumentsvikt.

Harstad - stasjon H4, 3 m dyp

Figurene A1 - A3 presenterer denne serien. Strømbildet var preget av markert strøm hele tiden. Middelstrømmen var ca 6 cm/s. Maksimalstrømmen var oppe i 12 cm/s, og perioder med svak strøm var få og kortvarige. Nettostrømmen var noe forskjellig i første og siste del av perioden. Første del var den rettet mot N-N/Ø, og siste del (30/5 - 6/6) mot S/V. Perioden sett under ett var nettostrømmen rettet mot S/V.



Harstad - stasjon H4, 15 m dyp

Fig. A17 viser retningsstatistikk, og Fig. A18 tidsserier av strømfart og retning. Mot slutten av måleperioden var utslagene både på hastighet og retning så små at det kan indikere delvis blokkering av instrumentet, eller at det har tatt bunn. Månefasen viste omtrent halv måne da denne perioden begynte. Men de små utslagene kan neppe skyldes svak tidevannsstrøm alene, siden tidevannet i den foregående uken utgjorde en relativt liten del av totalstrømmen.

Middelstrømmen for den første uken var ca 4 cm/s. Denne uken var det kun kortvarige (< 1 time) perioder med svak strøm. Maksimalstrømmen var oppe i 13 cm/s. Ser vi bort fra data fra siste uken, varierte nettostrømmen mellom retning N og retning S/Ø, med en tilsynelatende overvekt på S/Ø.

**3.2.2. Hydrografi**

Hydrografisk kartlegging består dels av sondemålinger (vertikalprofilering) gjentatt med ca. 1 måneds mellomrom, og dels av kontinuerlige salt/temperaturmålinger i fast måledyp samtidig med strømmålingene. Begge datasett presenteres her, og diskuteres i grove trekk. Under dette avsnittet betrakter vi også oksygenmålingene og resultatene for næringssalt og siktedyp.

Sonde-målinger

Vi har presentert noe av salinotermdataene i form av iso-linje plott i vedleggsfigurene A19 - A24. Det er valgt en tid-dyp framstilling, som gir et samlet inntrykk av tidsutviklingen i ulike dyp. Merk at det er ulik dybdeskala på plottene, i forhold til aktuelt bunn dyp eller max. måledyp på stedet.

Den generelle tidsutviklingen er noenlunde lik for alle stasjonene. Data-materialet representerer så og si en full års-syklus. Februar og mars 1990 hadde noe større innslag av tyngre dypvann enn januar 1991.

Det mest framtrædende trekket er innslaget av varmt og mindre salt vann i øvre lag i perioden fra juni og utover høsten. På referansestasjonen Arnøy (R1, Fig. A24) opptrådte tungt dypvann ( $\sigma > 27$ ) på vårparten i 1990. Sannsynligvis er det dette tunge vannet en ser spor av i dataene fra Harstadbassenget, VH3 (Fig. A23), og fra Kilbotn, VK1 (Fig. A19), seinere på året. De aktuelle bassengene synes dermed å ha gjennomgått en utskifting av vannmassene i den mellomliggende tiden.

De laveste temperaturene ble observert på VH1, Harstadbotn, med litt under 4°C vinteren 1990 (Fig. A21). Temperaturene var

likevel relativt høye i forhold til det normale. Temperaturmålingene passer godt inn i tendensen til høyere vintertemperaturer som er observert langs norskekysten de seinere åra.

Stabiliteten i vannsøylen var lavest i februar-mars. Deretter begynner innsiget av mindre salt vann i øvre lag å gjøre seg gjeldende. Normalt inntreffer disse fenomenene noe seinere på våren. Generelt gjenspeiler skiftningene i hydrografi god kommunikasjon med de "ytre" vannmassene (referansestasjonen R1). Datamaterialet har ikke tilstrekkelig oppløsning til å avdekke kortere stagnasjonsperioder.

Dypvannet i dype basseng vil nødvendigvis ikke ha samme dynamikk som øvre lag. Dette mest på grunn av terskler, som demper, eller i alle fall modifierer utskiftingen. Effekten av terskler sees tydelig i dataene fra VH3 og VK1. På begge steder stopper økingen i termoklindypet (temperatur-sprangsjikt) opp ved h.h.v. ca. 60 m og 40 m dyp på ettersommeren. I vannmassene utenfor terskelen, representert ved R1 (Fig. A24), er den vertikale temperaturdiffusjonen mye raskere om sommeren, og når vesentlig dypere.

### Kontinuerlige tidsserier

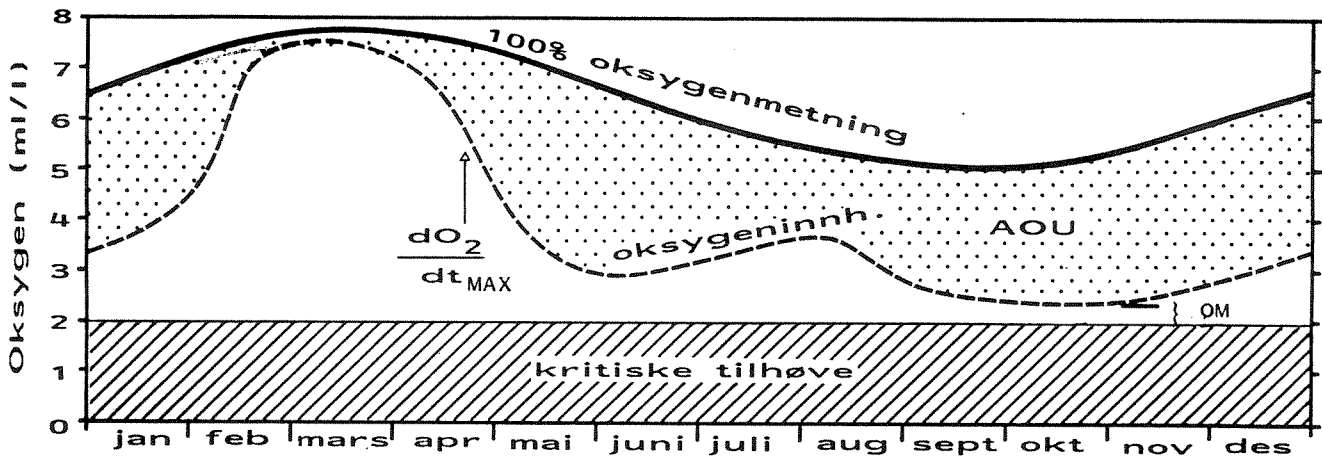
Tidsseriene av salinitet og temperatur observert ved hj. av strømmålerne er presentert i vedleggsfigurene A25 - A29. Fig. A1 viser tre tidsserier av temperatur for Sensordata-instrumentene (sammen med hastighet).

Noen generelle trekk for hele måleperioden 9/5-26/6 1990 kan nevnes. Temperaturene økte relativt jevnt i øvre lag (3m dyp). Tidvis oppsto brå endringer, av størrelsesorden 2-3°C pr. time. Korttidsvariasjonene i øvre lag tiltok i styrke og hyppighet utover i måleperioden. Dette har sannsynligvis sammenheng med en mer markert termoklin i måledypet, og vertikale svingninger i denne. Det kan imidlertid også ha sammenheng med større horisontal vannutskifting. Døgnvariasjonene (soloppvarming/nattavkjøling) var også av størrelsesorden 2°C. Salinitetsvariasjonene var små, både i øvre lag og i 15 m dyp. Variasjonene lå innafor intervallet 31 -34 ‰. Stort sett samsvarte redusert temperatur med høyere salinitet i både korttids- og langtidsvariasjoner.

### 3.2.3. Oksygenmålinger

Oksygeninnholdet gir informasjon om resipientens tilstand og toleranse for ytterligere tilførsler av oksygenforbrukende materiale (f.eks. kloakk). Data i tilknytning til oksygenprøvene er presentert i tabeller i Vedlegg A. Tabellene gir foruten oksygenkonsentrasjon, også avledete verdier som metningsgrad (i forhold til fulloksygenert vann) og AOU ("oksygenforbruket").

Oksygeninnhold og metningsgrad varierer naturlig gjennom året. Oftest opptrer de laveste verdiene om høsten, evt. om vinteren før utskifting. Fig. 6 viser et sannsynlig årsforløp for oksygen i sjøvann. Beregning av resipientkapasitet bør basere seg på observerte verdier for årsminimum og reduksjonsrate  $dO_2/dt$  (dvs. hvor raskt verdiene avtar ned mot årsminimum). Foreliggende datamateriale gir tilstrekkelig grunnlag for å finne disse verdiene.



Figur 6. Skjematisk framstilling av oksygenutvikling gjennom året i en sjøvannsresipient. Et oksygeninnhold på 2 ml/l er markert som laveste kritisk ("aksepterte") nivå. AOU ("Apparent Oxygen Utilisation") er vannets metningsverdi for oksygen minus faktisk oksygenverdi.

En endring i metningsprosent (teoretisk maksimum oksygeninnhold) skyldes nødvendigvis ikke direkte oksygenforbruk eller tilførsel. Metningsverdien for oksygen i sjøvann avhenger både av temperatur og saltholdighet. Endring i en eller begge av disse faktorene vil medføre endret metningsverdi. Selv med konstant oksygeninnhold (i ml/l) vil en dermed kunne få endret metningsprosent.

### Stasjon R (referanse)

Generelt sett fulgte oksygenutviklingen en trend med konstante eller litt økende verdier utover våren 1990, for så å falle markert om sommeren. Videre utover høsten var det svakt økende verdier igjen. Fig. 7 viser tidsutviklingen for referansestasjonen Arnøy. Det var tilfredsstillende oksygennivå i alle tre måledyp. August-verdiene i 50 og 100 m dyp tilsvarte omlag 70 % metning (se tabeller i appendiks). I 10 og 50 m dyp ser en at fallet i oksygenkonsentrasjon om sommeren følger etter en tetthetsreduksjon. M.a.o. at oksygenreduksjonen kan ha sammenheng med endrede hydrografiske forhold som øket temperatur. Dette var ikke tilfelle i 100 m dyp, der fallet i oksygeninnhold skjedde før tetthetsfallet.

### Øvre vannmasser (0-30 m dyp)

Lokal overbelastning i øvre lag kan gi seg utslag i stor variasjon i oksygeninnholdet. Algevekst kan gi svært høye dagverdier (langt over 100 % metning). Siden prøvene er tatt om dagen, kan dette teoretisk gjenspeile seg i datamaterialet. Oksygenverdiene fra 10 meter på de tre hovedlokalitetene er presentert i figurene 8 og 9. Alle stasjonene hadde høye verdier i perioden mars-juli. Metningsprosent generelt mellom 110 og 130). Maksimumet i juli tilsvarte 132 % metning på K1. Verdiene i 5 m dyp (ikke presentert) hadde generelt sett litt lavere metningsprosent enn i 10 m i denne perioden. Det var ingen markert gradient i oksygen fra H1 utover mot H3 (Fig. 8).

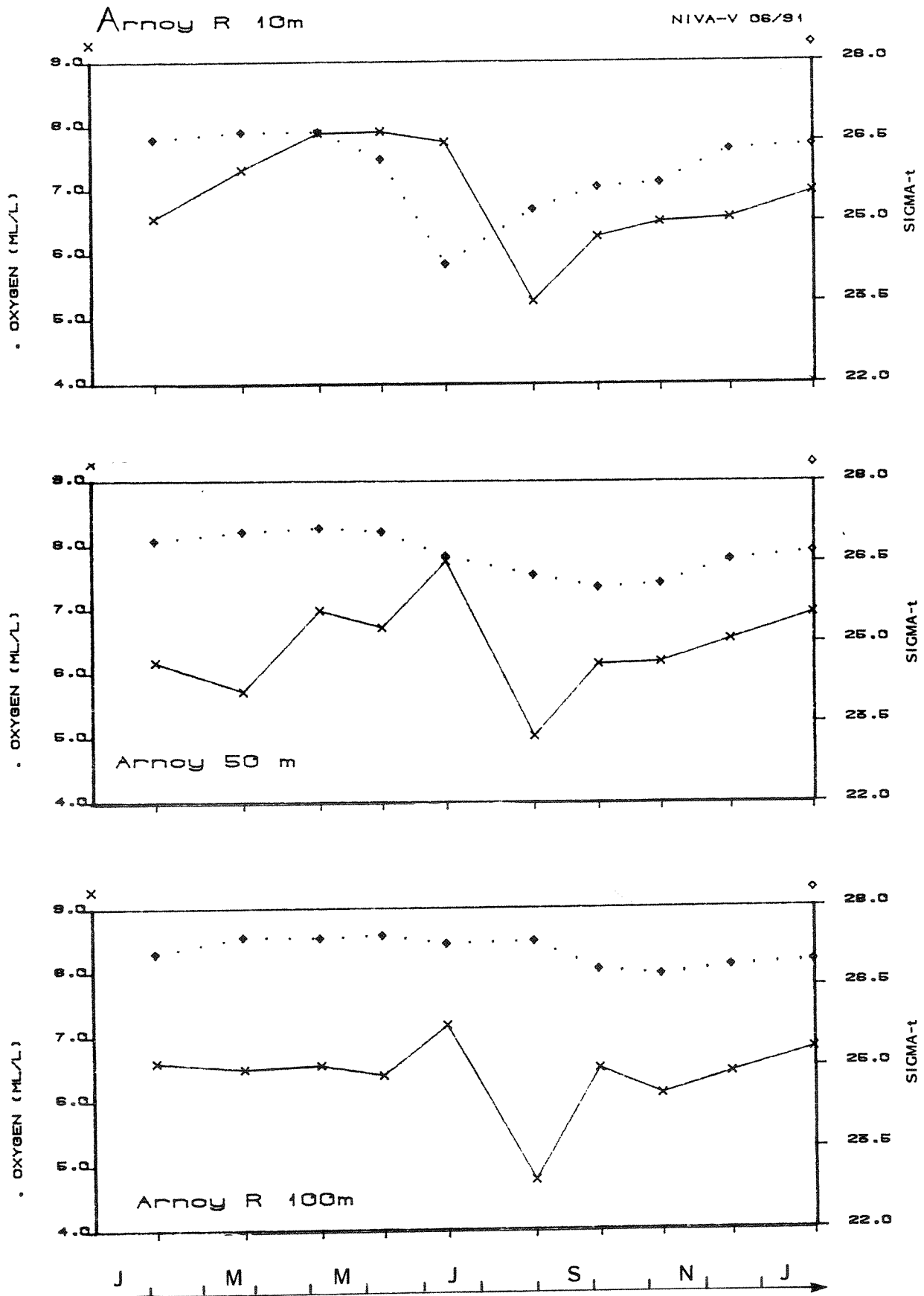
### Midlere dyp (30-60 m)

Verdier fra midtre del av vannsøylen (30-60 meters dyp) er vist i Fig. 10. Her er forskjellen mellom stasjonene større enn i 10 m dyp. Verdiene var som ventet lavere enn i 10 m, men forskjellen var moderat (ca 0.5 ml/l). Harstad VH2 og Stangnes hadde ca 0.5 ml/l lavere minimumsverdi enn referansestasjonen i 50 m dyp. Harstad - VH3 i 40 og 70 m dyp (data ikke presentert) hadde tilnærmet samme nivå og utvikling som VH2 og Stangnes.

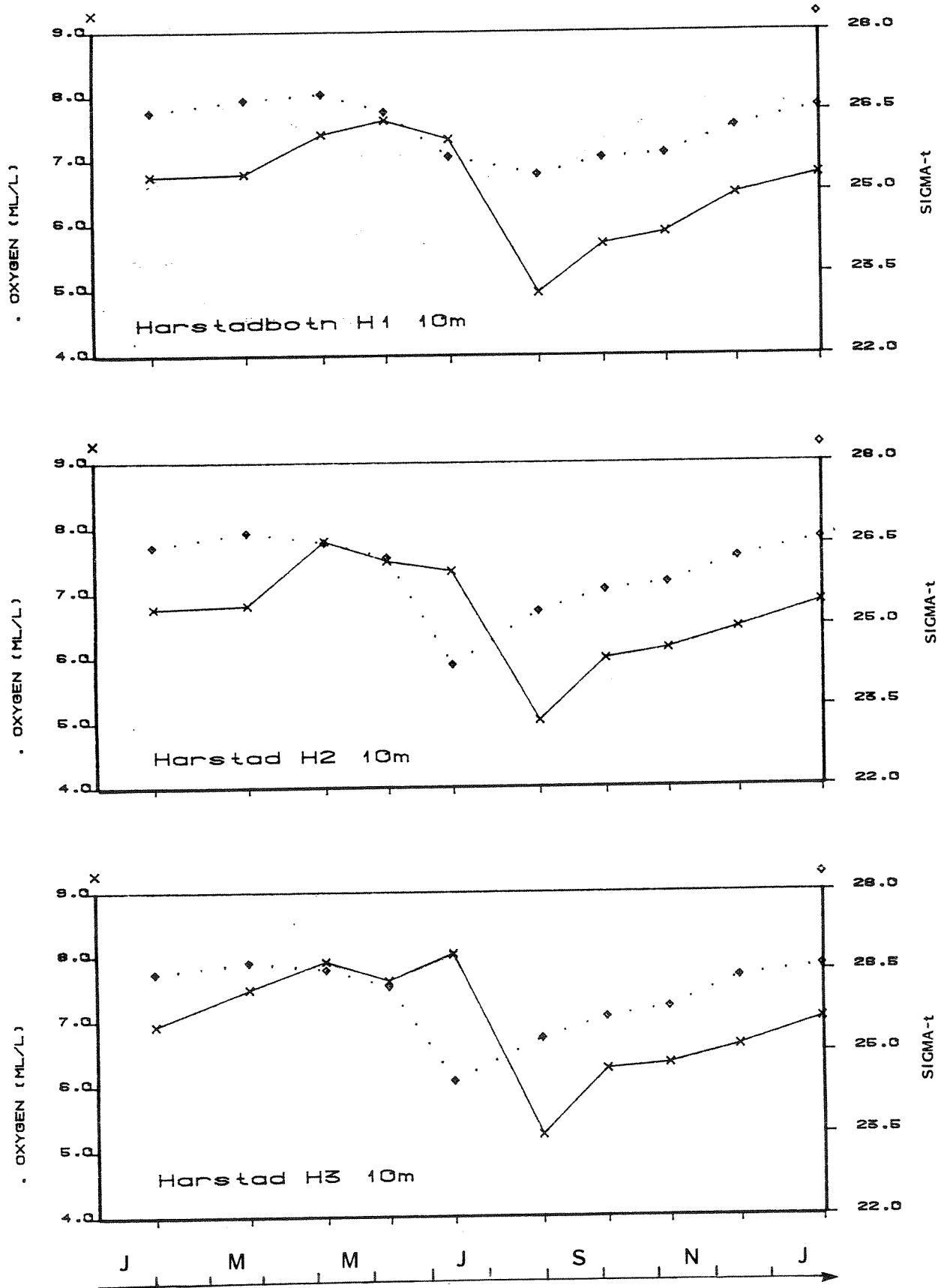
Kilbotn hadde et markert fall i oksygeninnhold nær bunn utover høsten. Minimumsverdien i desember var 1.6 ml/l (22 % metn.). Dette er lavere enn generelt akseptert kritisk grense på 2 ml/l. Det er tydelig at en her har hatt stagnasjon i bassengvannet, jamfør diskusjonen om hydrografi, og Fig. A1. Forholdene bedret seg før siste måling. I 40 m dyp (ikke presentert i figuren) var forholdene tilfredsstillende (over 5 ml/l) hele tiden.

#### Dypvannet i Harstadbassenget

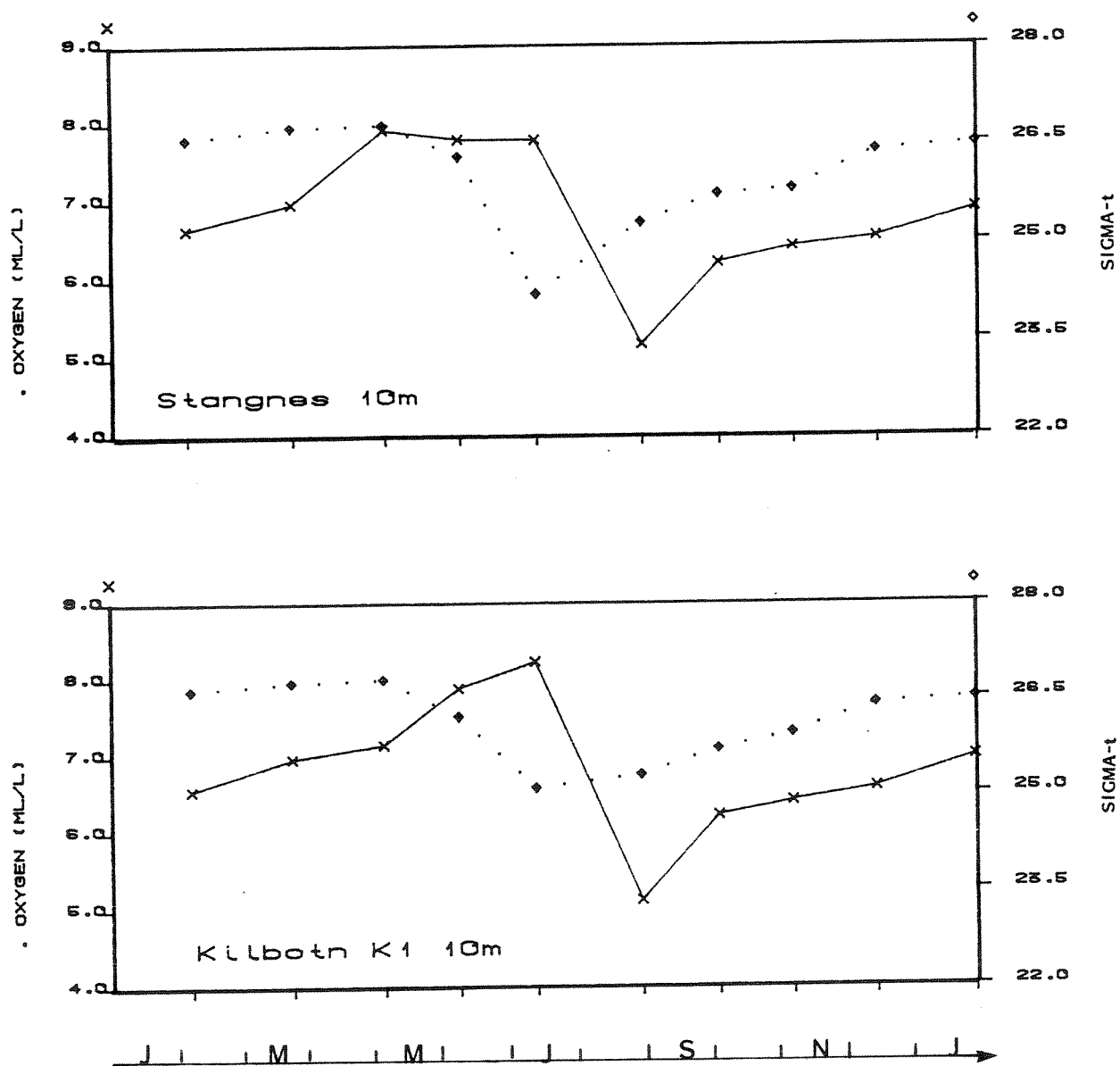
Oksygenverdiene fra 100m, 120m og 140 m dyp i Harstadbassenget (VH3) er presentert i Fig. 11. Det var her ikke noe dramatisk tegn til stagnasjon. Høst-verdiene i 120 og 140 m lå mellom 4 og 5 ml/l (60- 70 % metn. stort sett). Noe usikkerhet knytter det seg imidlertid til utviklingen vinteren 1990/91. Verdiene i 120 og 140 m dyp viste fortsatt en negativ tendens da målingene ble avslutta.



Figur 7. Oksygenutviklingen i måleperioden 2/2 1990 til 29/1 1991 på referansestasjonen R, Arnoy. Den stiplete linjen viser utviklingen i sjøvannets tetthet (sigma-t).

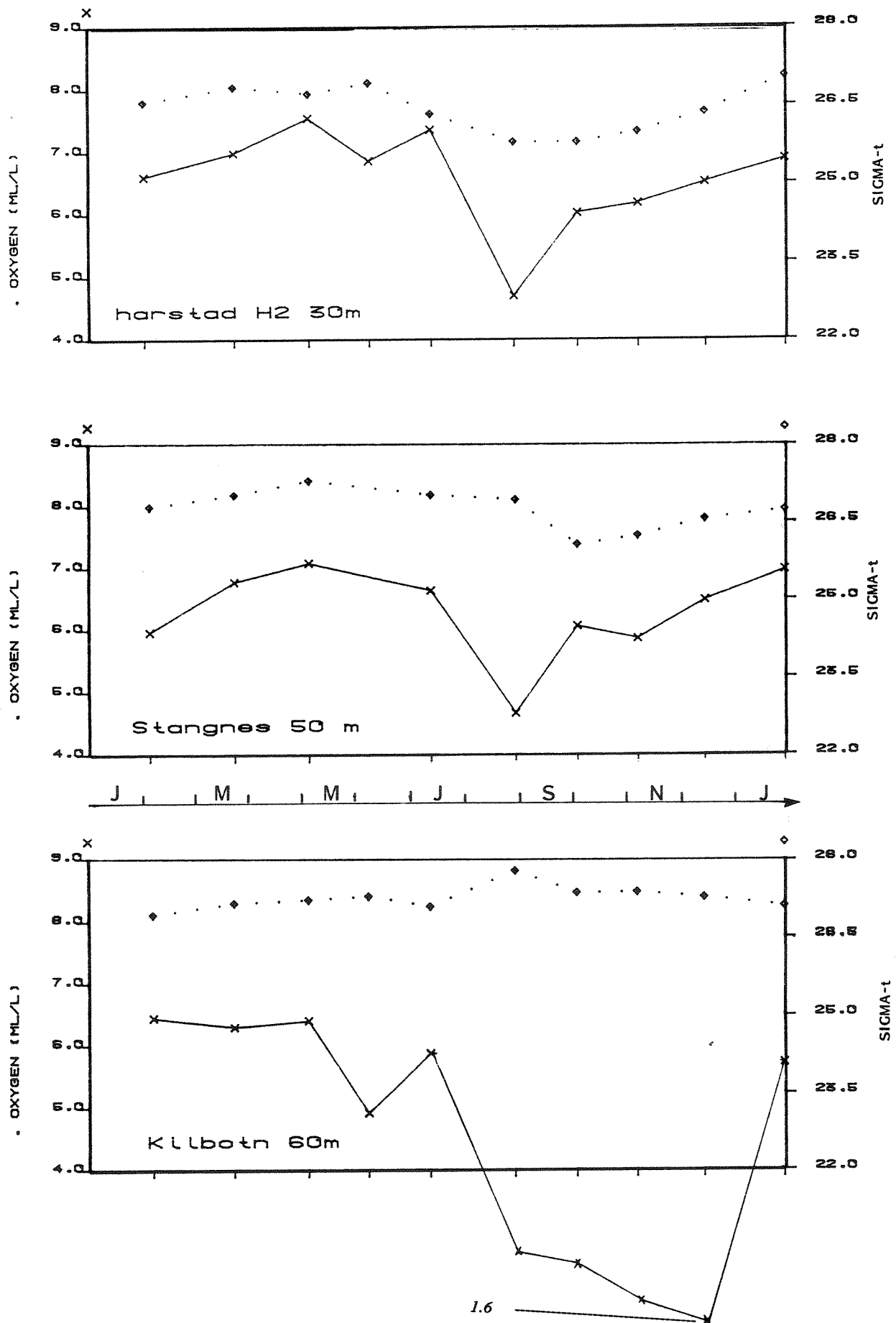


Figur 8. Oksygenutviklingen i måleperioden 2/2 1990 til 29/1 1991 i 10 m dyp på stasjon VH1, VH2 og VH3 ("Harstadbassenget"). Den stiplede linjen viser utviklingen i sjøvannets tetthet (sigma-t).

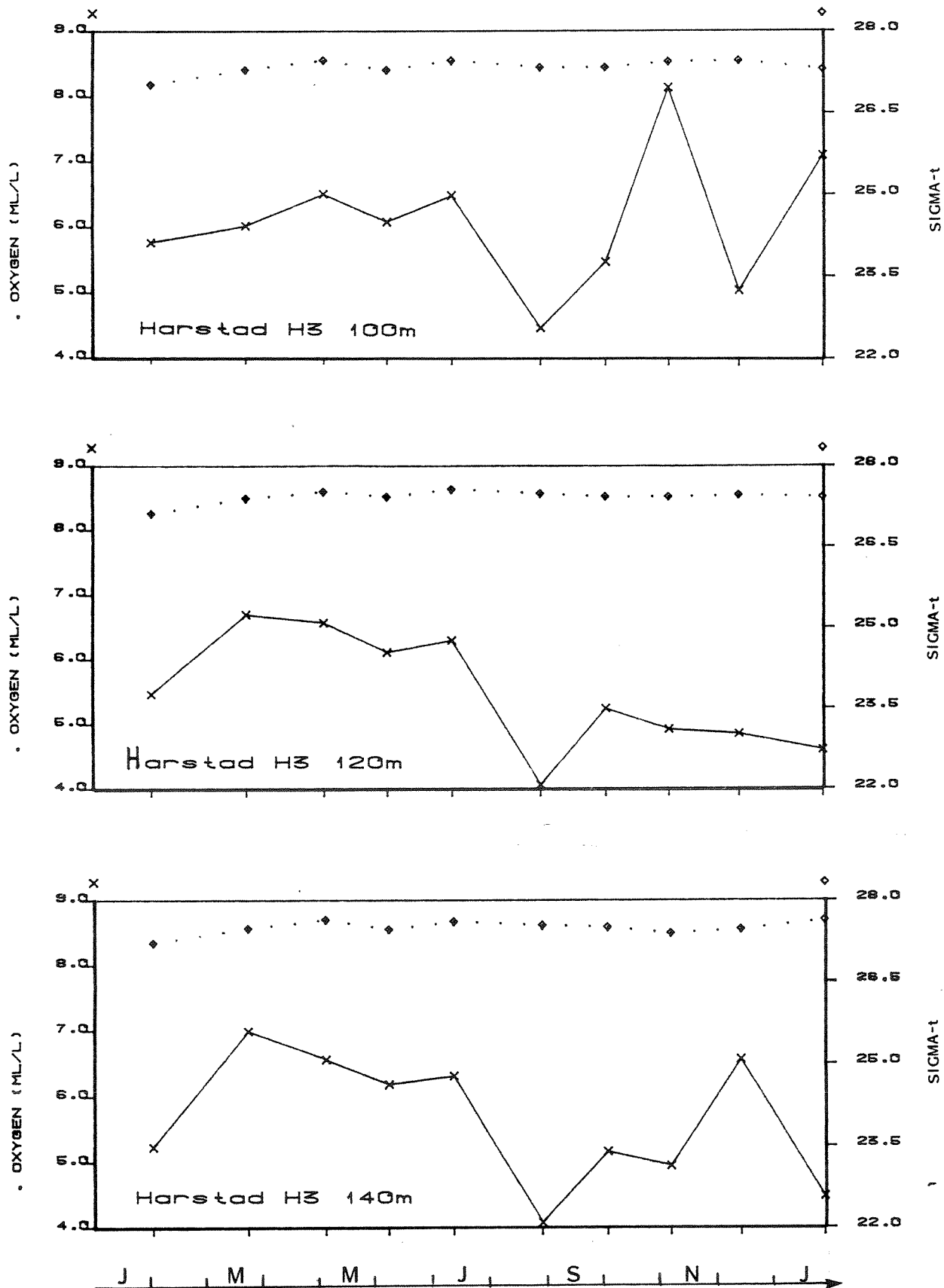


Figur 9. Oksygenutviklingen i måleperioden 2/2 1990 til 29/1 1991 i 10 m dyp ved Stangnes (VS1) og i Kilbotn (VK1). Den stiplede linjen viser utviklingen i sjøvannets tetthet (sigma-t).





Figur 10. Oksygenutviklingen i mellomsjiktet i perioden 2/2 1990 til 29/1 1991 på stasjon VH2 (Harstad, 30 m dyp), VS1 (Stangnes, 50 m) og VK1 (Kilbotn, 60 m). Den stiplede linjen viser utviklingen i sjøvannets tetthet (sigma-t).



Figur 11. Oksygenutviklingen i dypvannet i måleperioden 2/2 1990 til 29/1 1991 på stasjon VH3 ("Harstadbassenget"). Den stiplede linjen viser utviklingen i sjøvannets tetthet (sigma-t).

### 3.2.4. Næringssalter

I vinterhalvåret er normalt forbruket av næringssalt lite. Konsentrasjonene øker derfor utover vinteren. Men en slik økning kan også skyldes lokal regenerering av næringssalt, innstrømming (oppstrømming) av kystvann eller akkumulasjon av lokale utslipp (forurensnings). Sistnevnte faktor kan gi ekstra høye vinterverdier, og danne grunnlag for ekstraordinær stor eller unormal algevekst om våren.

Det var relativt svake gradienter i dataene (Tabell 1). En ser at stasjonene N1 (Harstadbotn innerst) og N12 (Kilbotn innerst) har noe høyere verdier enn øvrige stasjoner. Kilbotn (N12) har særlig høye fosforverdier. For øvrig var det ikke unormalt høye verdier for de aktuelle parametrene.

Tabell 1. Resultat fra næringssaltanalysene utført av Næringsmiddeltilsynet i Harstad. Prøvene ble tatt i overflaten i februar 1990.  
Enhet:  $\mu\text{g/l}$ .

↓ Stasjon ↓	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P	Tot-N	NO <sub>3</sub> -N
Harstadbass. N1 →	26	19	270	100
---"--- N2 →	21	16	240	98
---"--- N3 →	21	17	240	99
---"--- N4 →	23	18	260	100
---"--- N5 →	18	15	230	98
---"--- N6 →	19	16	200	100
---"--- N7 →	20	16	230	100
---"--- N8 →	18	14	200	97
---"--- N9 →	22	16	220	96
Stangnes, N10 →	24	18	190	100
Kilbotn, N11 →	13	13	130	70
---"--- N12 →	36	27	280	130
<b>MIDDELVERDIER →</b>	<b>21.7</b>	<b>17.1</b>	<b>224</b>	<b>99</b>

I juli-august 1979 ble det gjennomført en liknende prøvetaking på to stasjoner, en i nærheten av N8 (Fig. 4), og en lenger ute, i Vågsfjorden. De fire måleseriene (1 ukes intervall) ga middelverdier som presentert i Tabell 2.

Sommerverdiene viste høyere fosforverdier i Harstadbassenget enn utenfor i 5 m dyp. For nitrogen var det vesentlig høyere Tot-N verdi i dypvannet i Vågsfjorden enn inne i Harstadbassenget. Det var relativt liten tidsvariasjon innafor

de 4 ukene prøvetakingen pågikk. I Harstadbassenget var det en tydelig reduksjon (halvering) i Tot-N i begge dyp siste uken (nitratmålingene lå stort sett under påvisningsgrensen).

Variasjoner fra vinter til sommer i overflatelaget (Tabell 1 og 2) viser relativt lave sommerverdier. Verdiene er særlig lave for fosfor og fosfat.

Tabell 2. Næringssaltverdier (tidsmidler) i 5 m dyp og 40 m dyp i Harstadbassenget (N8, Fig. 4) og i Vågsfjorden i perioden 17/7-7/8 1979 (prøvetaking i 4 uker).  
Enhet:  $\mu\text{g/l}$ .

↓ Stasjon ↓	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P	Tot-N	NO <sub>3</sub> -N
Harstadbas N8, 5m	9	3.8	118	<10
--"--- N8 40m	10	6.0	108	<10
Vågsfjorden 5m	5	2.5	126	<10
--"--- 40m	8	5.8	178	≈10

### 3.2.5. Siktedyp

Harstad Næringsmiddeltilsynet målte siktedyp på i alt 46 forskjellige steder i løpet av 1990. Måletidspunktene var 5.-7- februar, 17. april, 13. juni, 21. august og 24. oktober. Måleposisjonene er angitt i Fig. 5. Måleresultatene fra samtlige målesteder finnes i Tabell 3.

Her presenteres resultatene fra Harstadbassenget m/Gansåsbotn, Kilbotn og Stangnes. Fig. 12 viser fordelingen for samtlige målinger på de aktuelle stedene (siktedyp større enn 20 meter er satt lik 20 meter i figuren). Noen målesteder var på så grunt vann at siktedypet ofte overskred vanddypet. For målested 27 (Stangnes) og 42 (Kilbotn) gjaldt dette alle målingene. Dette gjør at det er vanskelig å lage gode statistiske oversikter.

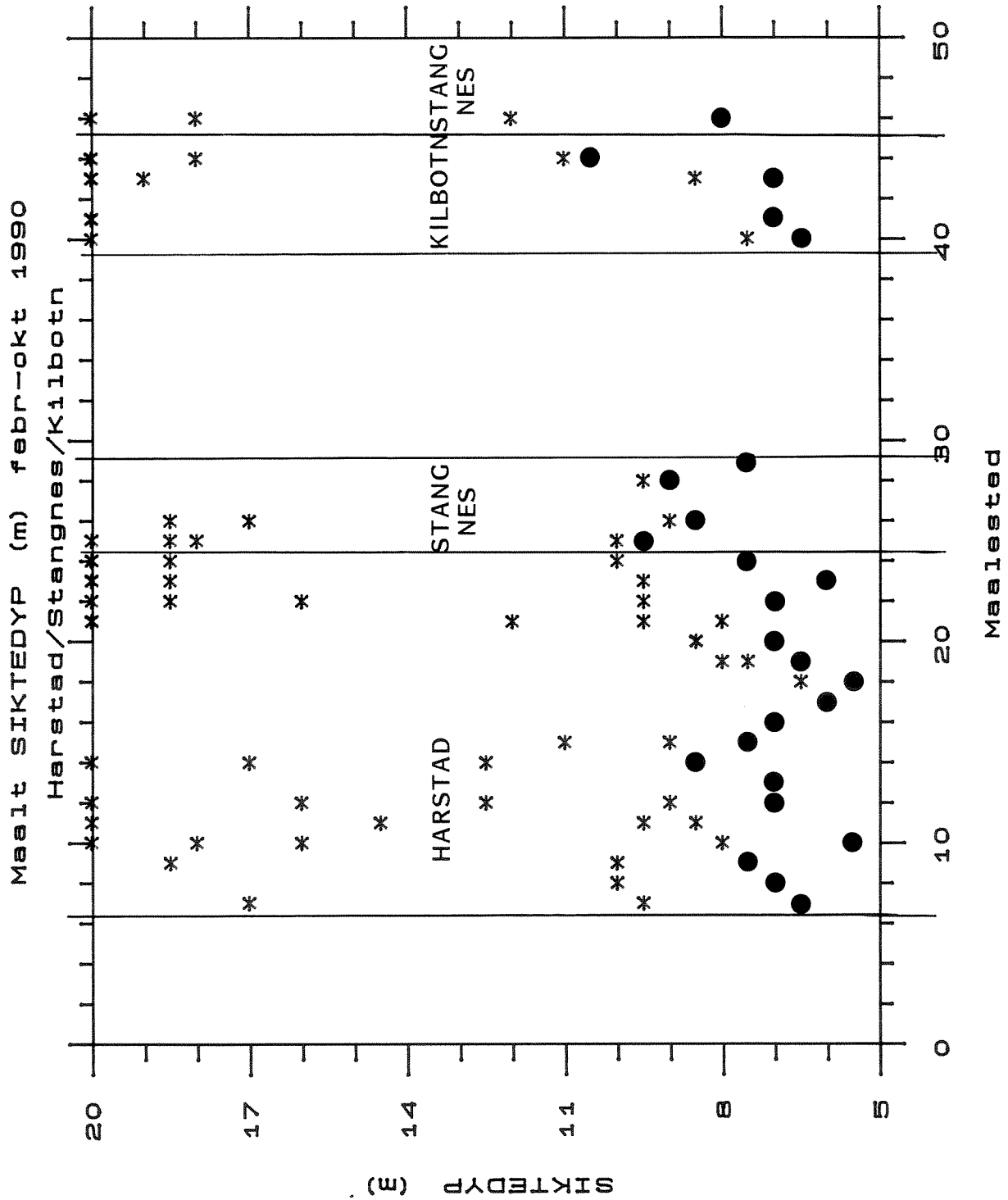
April hadde dårligst sikt på alle stasjonene. Juni-verdiene var generelt sett 2-4 meter høyere enn april-verdiene. April-verdiene er framhevet i Fig. 12. Det framgår tydelig at deler av Harstadbassenget/Harstadbotn hadde lave siktedypsverdier. Dette gjaldt spesielt stasjonene 17 og 18 (Harstadbotn, Fig. 5), men også stasjon 10 lenger nord ved Skjeret, og stasjon 23

relativt sentralt i bassenget. Middelveidien for april-målingene i Harstadbassenget lå litt under 6 m.

I Kilbotn framtrer en tydelig kontrast mellom stasjon 44 ("referanse") og stasjonene innafor . De laveste verdiene var imidlertid noe høgere enn de laveste for Harstadbassenget/Harstadbotn. Ved Stangnes var det bedre sikt enn på de andre stedene. Middelveidien for april var ca 8.5 m. Det var ingen framtredeende horisontalgradienter. For øvrig lå alle de målte minimumsverdiene godt over Helsedirektoratets krav til siktedyp ("badevannskriterium": min. 2-3 m sikt).

Tabell 3. Siktedypsmålinger på stasjonene 7-24 (Harstadbassenget), 25-29+45 (Stangnes) og 40-44 (Kilbotn i 1990. Se Fig. 5 for geografisk plassering.

Måle sted	Ant. mål.	Aritm. middel	Geometr middel	Minimum verdi	max-min
7	3	11.0	10.2	6.5	10.5
8	2	8.5	8.3	7.0	3.0
9	3	12.0	11.2	7.5	11.0
10	5	13.5	12.0	5.5	14.5
11	4	13.1	12.4	8.5	11.5
12	5	12.9	12.0	7.0	13.0
13	1	7.0	7.0	7.0	0.0
14	5	13.3	12.5	8.5	11.5
15	3	9.2	9.0	7.5	3.5
16	1	7.0	7.0	7.0	0.0
17	1	6.0	6.0	6.0	0.0
18	3	5.8	5.8	5.5	1.0
19	3	7.3	7.3	6.5	1.5
20	3	8.0	7.9	7.0	1.5
21	5	13.9	12.9	8.0	12.0
22	5	14.2	13.2	7.0	13.0
23	5	14.8	13.3	6.0	14.0
24	5	15.2	14.1	7.5	12.5
25	5	15.2	14.5	9.5	10.5
26	4	13.3	12.4	8.5	10.0
28	2	9.2	9.2	9.0	0.5
29	1	7.5	7.5	7.5	0.0
40	3	11.3	9.9	6.5	13.5
41	5	14.8	13.1	7.0	13.0
43	5	14.9	13.5	7.0	13.0
44	5	15.9	15.2	10.5	9.5
46	4	14.5	13.6	8.0	12.0



Figur 12. Siktedypsverdier i 1990 for stasjonene 7-24 (Harstadbassenget/Harstadbotn), 25-29 (Stangnes) og 40-44 (Kilbotn).

### 3.3. Diskusjon

De beskrevne data danner grunnlag for å bedømme dagens tilstand i resipientene. Effekter på resipientene som følge av nye eller endrede utslipp vil kunne vurderes. Undersøkelsen har dekket et stort geografisk område. Stasjonsnettets er såpass grovt, at mindre og lokale forurensingseffekter nødvendigvis ikke er avdekket. Tidsoppløsningen i de fleste målinger (1 gang pr mnd) tilsier også at ekstremisituasjoner ikke nødvendigvis er registrert.

Data om vannmasser, bunnfauna og strandsone danner grunnlag for vurdering av resipientenes tilstand. Undersøkelsene av vannmassene har konsentrert seg om Harstadbassenget m/ Harstadbotn, Stangnes og Kilbotn. I det følgende diskuteres disse områdene med hensyn til resipientkapasitet og i forhold til foreliggende hydrofysiske registreringer. Det fokuseres på mulige effekter innenfor hvert område. Gjensidig påvirkning mellom områdene kan teoretisk være mulig via vanntransport, men er neppe noen viktig faktor.

Kloakkutslipp (fra boliger) regnes generelt å ha følgende mengde og sammensetning pr person, pr døgn (Holtan og Åstebøl 1990):

Fosfor	Nitrogen	BOF <sub>7</sub>	KOF	Susp. stoff
1.7 g	12 g	46 g O <sub>2</sub>	94 g O <sub>2</sub>	42 g

"P.e." (personekvivalent-) belastningen i de ulike områdene er ikke bare en funksjon av hvor mange som bor der, men avhenger av mange andre faktorer som antall arbeidsplasser, institusjoner, hoteller m.m..

#### **3.3.1. Kilbotn**

Strømmålingene viste hyppig forekomst av strøm rettet innover fjorden i de aktuelle måledjupene (3 og 15 m). Motsvarende kompensasjonsstrømmer må eksistere i andre dybdesjikt, og indikerer minimum en 3-lags struktur i strømfordelingen. Dette gjør beregninger av oppholdstid komplisert, fordi det kontinuerlig foregår blanding og dermed re-sirkulering mellom de forskjellige lagene.

Målingene viste en strømhastighet i 3 m djup på ca 12 cm/s i munningen og 3 cm/s midtveis inne i fjorden (K1). Sistnevnte verdi kan være representativ for øvre lag. Med ensrettet strøm vil dette gi en midlere oppholdstid av størrelsesorden 1.5 døgn. Dette er nok et for optimistisk estimat, i det målingene viste vekslende strømretning. Periodevis må en regne med 2-3 ganger lenger oppholdstid.



De hydrografiske målingene viste en tydelig effekt av terskelen, med stagnante vannmasser djupere enn 35-40 meter. Dette ga seg også utslag i lave oksygenverdier i djupvannet (årsminimum 1.6 ml/l) som er under akseptert kritisk grense på 2 ml/l. Oksygenverdiene i øvre og midtre lag viste akseptable verdier.

I følge opplysninger fra kommunen, mottar Kilbotn avløpsvann/kloakk tilsvarende 900 pe. Dette tilsvarer om lag 31 tonn KOF pr. år. Volumet av mer eller mindre stagnant djupvann ( $D > 40$  m) er i størrelsesorden  $0.5 \times 10^7$  m<sup>3</sup>. Forutsatt en ettårige stagnasjonsperiode, avbrutt av kortvarige utskiftingsperioder, og at hele KOF belastningen skjer i djupvannet, tilsvarer kloakktilførslene en oksygenreduksjon av størrelsesorden 4 ml/l O<sub>2</sub> pr år. Målt reduksjon i djupvannet gjennom stagnasjonsperioden fra februar til desember 1990 var om lag 5 ml/l. Dette er av samme størrelsesorden som den teoretisk beregnede reduksjonen, og indikerer at kloakktilførslene bidrar vesentlig til de dårlige oksygenforholdene i Kilbotn bassenget.

De registrerte forholdene i djupvannet tilsier at området er svært følsomt for ytterligere belastning. Selv om det hersker en viss usikkerhet mht. betydningen av utslippene fra en vaskeri-bedrift i området, synes det klart at en utslippsreduksjon på minst 50 % KOF i forhold til dagens nivå er nødvendig. Den registrerte dårlige oksygensituasjonen i Kilbotn kan føre til dødelighet blant bunnorganismer og fisk i dypvannet.

### 3.3.2. Stangnes

Området ved Stangnes er forholdsvis åpent. Tidligere strømmålinger (Holte, 1987) indikerte en strømsvak sone (bakevje) med et markert sedimenteringsområde. En beregning mht. sårbarhet for tilførsler av organisk mareriale, gjorde at utslippskapasiteten ved Stangnes blei satt så lavt som til til 250 pe. Utslippene nord for kaiområdet i dag tilsvarer 6-7000 pe.

Strømmålingene i 1990 (3 og 15 m djup) ble utført lenger ut og på andre dyp enn ovennevnte målinger. Resultatene viste en vesentlig strømkomponent rettet mot nordøst (vekk fra kaia) på 3 m dyp. På 15 m dyp var det en større del av transporten (50%) rettet mot sørvest. Midlere strømstyrke i 3 og 15 m dyp var h.h.v. 3 cm/s og 7 cm/s. M.a.o. markert sterkere strøm i 15 m enn i 3 m djup. Strømmålingene fra 1986 (Holte, 1987) var fra 10 m dyp, og synte også en markert transportkomponent med retning sørvest, inn mot kaia. Måleresultatene fra 1986 viser mest samsvar med resultatene fra 15 m dyp i 1990. Målingene indikerer at strømmen i øvre lag og i 10-15 m dyp ved Stangnes det meste av tida har motsatt retning.

Store deler av området nordafor kai-komplekset ligger grunnere enn 10 meter. Strømmålingene fra 3 m dyp i 1990 er derfor sannsynligvis mest representative for de grunnere områdene, og viser at eventuelt utslippsmateriale i øvre lag i stor grad blir ført i retning vekk fra disse mer sårbare områdene. Vi har ikke foretatt spesielle innlagringsberegninger for eksisterende og eventuelt nye utslipp i området.

Dersom utslippene ved Stangnes plasseres på omlag 20 m dyp vil eventuelle negative effekter i overflatevannet og i tilstøtende gruntvannsområder kunne unngås. Strømmålingene indikerer nemlig at det mellom 3 og 10-15 meters dyp er et sjikt med markert strømskjær (turbulens). Dette sjiktet vil begunstige blanding/fortynning av avløpsvann fra et utslipp under dette sjiktet.

Oksygenverdiene ved Stangnes viste akseptabelt nivå i alle måledjup. Laveste målte verdi var i 50 m dyp (4.7 ml/l, tilsv. 71% metning). Maksimal oksygenreduksjonsrate var 2 ml/l/mnd i 50 meter, og 2.5 ml/l/mnd i 10 m dyp. Verdier av samme størrelsesorden framtrådte også på de andre stasjonene (også på referansestasjonen), og gjenspeiler derfor neppe effekt av lokal overbelastning. Tilførsler tilsvarende 9000 pe tilsvarer om lag 25 tonn KOF pr måned. Om en antar at den målte oksygenreduksjonen i 10 m dyp utelukkende skyldes kloakkutslippet, fås et teoretisk stagnant "influensvolum" V fra forholdet:

$$\text{Mengde KOF pr mnd} / V = dO_2/\text{mnd}.$$

De angitte tall gir et influensvolum lik  $7 \times 10^7 \text{ m}^3$ . Med lik fordeling av effekt mellom overflate og 10 m dyp, gir dette et horisontalt "influensområde" av størrelsesorden  $7 \times 10^6 \text{ m}^2$ . Uttrykt i anskuelige dimensjoner tilsvarer dette området en halvsirkel med radius 2 km i området rundt utslippet. Et slikt område strekker seg langt nord forbi Stangnesodden, og langt sørom kaia. Det er urealistisk å regne med tilnærmet stagnante forhold over et så stort område over det tidsrommet det er tale om. En strømhastighet på 2 km/mnd tilsvarer 0.08 cm/s, som er langt mindre enn de målte strømhastighetene. Den realistiske oppholdstiden for et influensområde av nevnte størrelsesorden er langt under en måned. Strømmålingene antyder noe i nærheten av ett døgn.

Konklusjonen på dette er at den målte oksygenreduksjonen sannsynligvis bare i liten grad skyldes kloakkutslippet, og at vannmassene rundt utslippsstedet også tåler en belastning større enn nåværende utslipp. En kan likevel ikke utelukke lokale effekter ved utslippspunktet dersom avløpsmaterialet synker mot bunnen. Det er derfor en fordel om utslippsstoffene er partikulære.

### 3.3.3. "Harstad-bassenget"

#### Indre havn/Harstadbotn

De indre delene av Harstadbotn hadde i måleperioden en netto utoverrettet srøm på 5 m djup, mens det i 3 m djup var innoverrettet nettotransport. Mao. en to-lags struktur i øvre lag, som sannsynligvis stekker seg ned til terskeldjupet på 7-8 meter. Midlere oppholdstid anslås til 1.5 - 2 døgn for vannmassene over terskeldjupet. Det var akseptable oksygenverdier i både 5 og 10 m djup. Laveste verdi var 4.95 ml/l (81% metning). Målt maksimal oksygenreduksjon var 2.3 ml/l/mnd i 10 meters djup. Det mangler imidlertid målinger fra det aller djupeste partiet (18 meter) i bassenget innafor terskelen. Sannsynligvis er det der tidvis vesentlig lavere verdier enn i 10 m djup.

Indre havn inkl. Harstad sentrum mottar i dag avløp tilsvarende 5000-10000 p.e. fordelt på 7 forskjellige utslipp. Herav slippes 3000 p.e. ut innenfor (sør for) Harstadbotn Videregående skole fordelt på 2 utslipp. Oksygenmålingene fra 10 m djup (nær terskelnivået) viste en minimumsverdi som bare var 0.31 ml/l lavere enn den samtidige minimumsverdien i 10 m djup på referansestasjonen ved Arnøy. Den tilsvarende forskjellen mellom VH1 og VH2 var bare 0.08 ml/l, mao. bare marginalt reduserte oksygenforhold i indre basseng i forhold til stasjonene utafor. Den kalkulerte oppholdstiden for vannmassene over terskelen på 1.5-2 døgn tilsvarer en oksygenreduksjon i sjøen på grunn av kloakktilførslene (KOF) på anslagsvis 0.3 ml/l O<sub>2</sub>. Aktuelt vannvolum er 3.5 X 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> for indre havn. Dette passer svært godt med forskjellen på 0.31 ml/l mellom måleverdiene (minimumsverdiene) på VH1 og stasjonen ved Arnøy, og indikerer at utslippene i indre havn har en viss negativ effekt på vannmassene også over terskeldypet. Sannsynligvis er effekten langt mer markert i de største dypene, som ikke er dekket av våre målinger. En vesentlig reduksjon i utslippene til Harstadbotn anbefales derfor.

#### Strekningen sentrum - Mågøy

I bassenget på stekningen fra Harstad sentrum til Mågøy var det tre måleposisjoner for strøm. På 3 m djup viste resultatene en nettostrøm mot sør på stasjonene nordafor byen, og mot vest ved Kingsbay-pynten. Dette gir tilsynelatende en transport rettet inn mot byen fra begge sider. Sannsynligvis gjenspeiler dette et storstilt virvelsystem i bassenget. Også i 15 m djup var det søroverrettet nettostrøm ved Skjæret, der det befinner seg et kloakkutslipp. Målinger i dette dypet fra de to andre måleposisjonene mangler imidlertid.

Harstadbassenget har i dag en belastning (direkte tilførsler) tilsvarende om lag 10000 p.e. Tallet inkluderer regulerte

utslipp i nord ved Skjeret (1600 p.e.) og ved Trondenenes (300 p.e.). Det foreligger planer om et dykka utslipp utafor nordre bydel (indre Hamneset).

Det var tilfredsstillende oksygenforhold i alle djup på stasjonene VH2 og VH3 i Harstadbassenget. Minimumsverdiene i dypvannet lå i overkant av 4 ml/l. I 10 meters dyp var verdiene h.h.v. 0.23 ml/l (H2) og 0.02 ml/l lavere enn på referansestasjonen Arnøy. Denne forskjellen kan for en del skyldes lokale tilførsler. Stasjonen VH2 kan forventes å være påvirket også av utstrømmende vann fra indre havn.

Oksygenmålingene indikerer at Harstadbassenget tåler dagens organiske belastning. De hydrografiske målingene på VH2 synte markert sjiktede vannmasser i øvre 20 meter om sommeren (Vedleggsfig. A22). I hovedbassenget var det et skille mellom sjiktede øvre vannmasser og homogent dypvann rundt 50 m dyp (Fig. A23). Med tanke på planlagt regulering av utslipp, kan det for fortynningseffektens del, være gunstig å plassere utslippet rundt 20 meters dyp, for å utnytte maksimalt effekten av strålefortynning i en sjiktet vannmasse. Spredningsberegninger kan eventuelt utføres basert på faktiske opplysninger om utslippet.

#### 4. BUNNSEDIMENTER OG BUNNFAUNA

Påviselige forurensningseffekter oppstår forholdsvis tidlig både i organismesamfunnene i bunnen og i deres fysiske omgivelser (bunnsediment og bunnvann). Dette skyldes at organisk materiale synker og blir liggende og råtne på bunnen. Forbruket av oksygen øker og man kan ende opp med betydelig oksygenmangel i slike miljøer.

Dyresamfunnene i bunnen reagerer forholdsvis tidlig på forurensning ved at artssammensetningen endres og individantallet øker eller avtar for den enkelte art. Noen arter forekommer hyppig i forurensete områder og kan opptre i enorme antall, mens andre ikke klarer seg. Sammensetningen av dyresamfunnet er et av de mest følsomme "instrumentene" vi kjenner når det gjelder å påvise og gradere forurensning.

I foreliggende undersøkelser skal dyresamfunnene i bløtbunn studeres for å beskrive dagens tilstand i de aktuelle resipientene. Selv små fauna-variasjoner må kunne påvises og det er viktig at bunnprøvene som tas gjenspeiler det virkelige dyresamfunnet. Det tas derfor flere parallelle prøver på hvert prøvepunkt (stasjon), og det må være like mange og like store prøver på alle stasjoner for at resultatene skal være sammenlignbare. Denne fremgangsmåten benevnes for kvantitativ prøvetaking, og gir sammen med fysiske observasjoner av bunnsedimentene gode og pålitelige informasjoner om miljø og biologiske forurensningseffekter.

##### 4.1. Metoder

Stasjonsplasseringen er vist i Fig. 13.

##### **4.1.1. Bunnfauna**

Feltprøvene ble tatt den 6. mai 1990 ved hjelp av 0.1 m<sup>2</sup> van Veen grabb. Det ble tatt 4 prøver pr stasjon og innholdet ble siktet gjennom 1 mm sikt ombord i feltfartøyet "Heidi 1". Gjenværende innhold i sikten ble konserveret i 4-6 % formaldehyd-løsning nøytralisert med boraks og tilsatt fargestoffet "bengal-rosa". På laboratoriet ble dyrene sortert, identifisert og antall individer pr art registrert.

Ved analysene av bunndyrsamfunnenes sammensetning ble det benyttet ulike statistiske teknikker for å påvise evt. forskyvninger i dyresamfunnenes struktur. Metodene er nærmere beskrevet i Vedlegg B.

Følgende statistiske analyser ble gjennomført:

Shannon-Wiener diversitetsindeks ( $H'$ )  
Pielou jevnhetsindeks ( $J$ )  
Simpsons dominansindeks ( $D$ )  
Log-normal fordeling av individtall pr taxa  
Hurlberts diversitetskurver

#### **4.1.2. Total organisk karbon (TOC)**

På hver bunnfaunastasjon ble det tatt en prøve av bunnsedimentene for analyse av organisk stoff (TOC). Prøven ble homogenisert og tørka ved 40° C i 24 timer. Karbonatet ble fjernet ved bruk av HCl. Prøvens innhold av organisk karbon ble deretter bestemt ved måling av CO<sub>2</sub> innholdet i den gassen som ble dannet ved forbrenning av prøven ved 480° C. Tre replikater ble analysert for hver prøve og gjennomsnittet beregna.

#### **4.1.3. Kornstørrelse**

På hver bunnfaunastasjon ble det tatt en sedimentprøve for analyser av kornstørrelser. Prøven ble tatt fra sedimentoverflata og ca 10 cm nedover. På laboratoriet ble prøvene våtsikta for å skille materiale større og mindre enn 0.063 mm. Analysene kombinerer tørrsikting for kornfraksjoner større enn 0.063 mm, og elektronisk partikkel telling for de mindre partiklene.

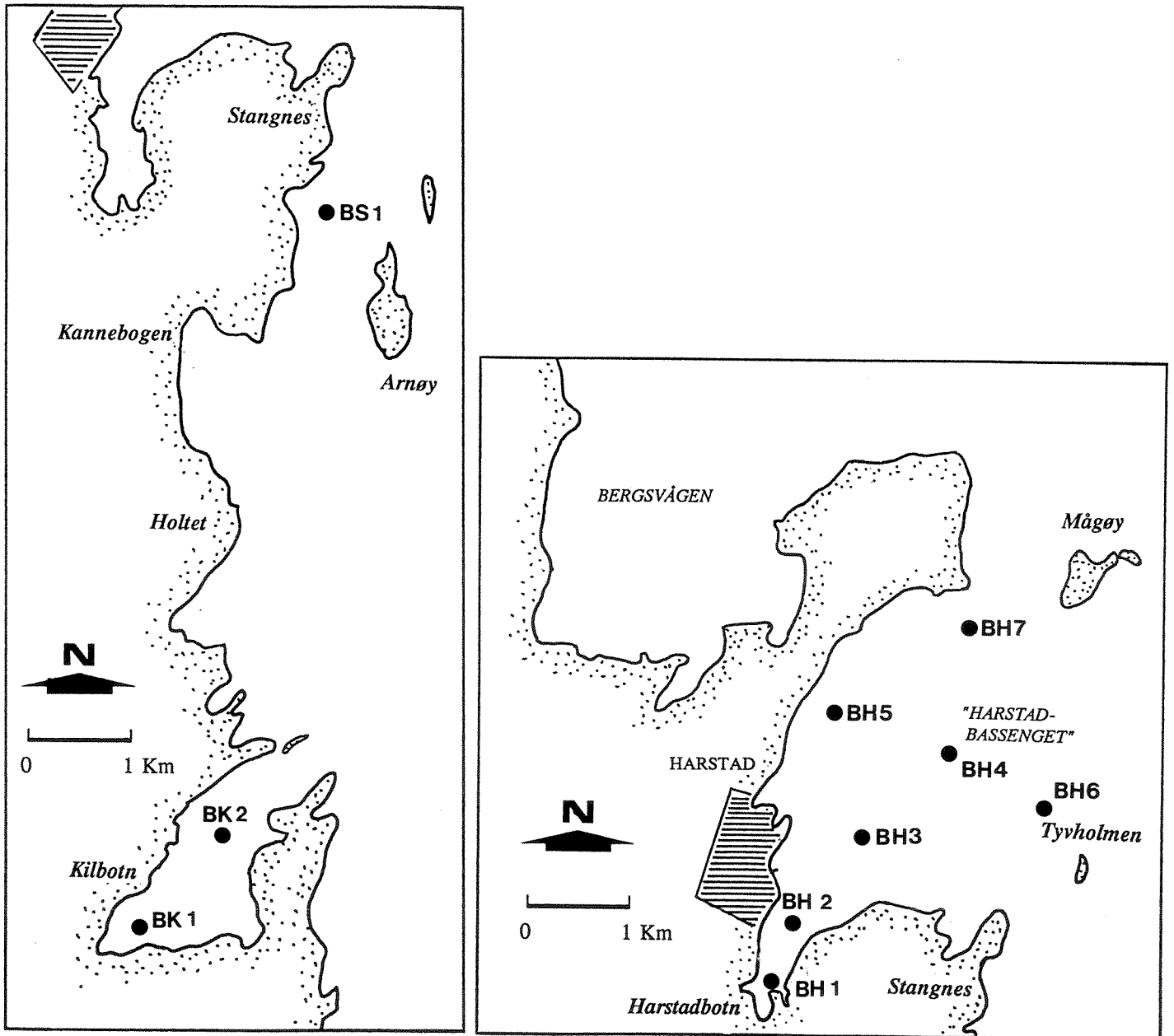


Fig. 13. Stasjoner for innsamling av bløtbunnsfauna ved Harstad.

## **4.2. Resultater**

### **4.2.1. Bunnfauna.**

Totalt 6162 individer fordelt på 181 arter (evt. slekter) ble identifisert. Gruppene foraminiferer og mosdyr (bryozoa), samt planktoniske krepsdyr er ikke tatt med i analysene. Fullstendige artslistene finnes i Vedlegg B.

### **4.2.2. Artssammensetning**

Av Tabell 5 framgår at på stasjonene BS1, BH3 og BH6 ble det funnet over 70 ulike arter (taxa). På stasjon BH2 ble det funnet flest individer, 1715 individer fordelt på 63 taxa. Børstemakken Chaetozone setosa var tallrik på de fleste stasjonene. Denne arten utgjorde over 60 % av alle individene på BK2 og BH2, og den var mest tallrik også på stasjonene BK1, BH3, BH5 og BH6. Chaetozone setosa finnes gjerne med relativt høy individtetthet på lokaliteter med moderat organisk belastning.

På stasjonen BH1 dominerte forurensingstolerante arter som børste-makkene Malacoceros fuliginosus, Capitella capitata og Polydora sp., samt rundormer (nematoder).

Muslinge-slekta Thyasira har flere arter som tåler moderat organisk belastning. Denne var representert på flere stasjoner, T. equalis på dyp større enn 60 m (stasjonene BH3, BH4 og BH5) og T. sarsi på stasjoner med mindre dyp.



Tabell 4. Bløtbunnsprøver: Stasjoner, dyp, grabbens fyllingsgrad, sedimentens organiske innhold (TOC) og visuell beskrivelse av sedimentene. Stasjonsplassering framgår av Fig. 13.

Navn	STASJON	nr	Dyp (m)	Prøvevol (l)	TOC (%)	Sediment beskrivelse
<b>KILBOTN</b>		BK1	25	3, 5, 6, 6	1.51	Mørk grå silt, fin sand. "Organisk dyann".
		BK2	60	12 - 15	2.83	Mørk grå silt, fin sand, skjellrester.
<b>STANGNES</b>		BS1	20-30	3, 4, 4, 4	0.80	Grå sand, silt og grus.
<b>HARSTAD</b>						
<b>Indre Harstadbotn</b>		BH1	12-15	alle 15	6.90	Svart silt Sterk H <sub>2</sub> S-lukt.
<b>Utenfor sentrum</b>		BH2	12-14	10 - 15	4.66	Fin sand, silt Svart dypere enn 0.5 cm, sterk H <sub>2</sub> S-lukt.
<b>Sør av størstedyp</b>		BH3	70	6 - 10	0.93	Mørk grå silt, sverting dypere enn 2-3 cm.
<b>Størstedypet</b>		BH4	150	alle 15	3.67	Mørk grå silt.
<b>Trondenes</b>		BH5	50	10 - 15	1.45	Mørk grå sand/silt.
<b>Lille Tjuvholmen</b>		BH6	70	3, 4, 5, 6	1.34	Grå fin sand, grus.

Tabell 5. *Antall arter (taxa) og individer pr stasjon.*

*Følgende indekser er brukt:*

**H'**: Shannon Wiener indeks,

**J**: Pielou jevnhetsindeks,

**D**: Simpsons dominansindeks,

**ES<sub>100</sub>**: Utfra Hurlberts diversitetskurver er antall arter pr 100 individ beregnet.

Navn	STASJON	nr	Dyp (m)	Antall taxa	Antall individ	DIVERSITETSINDEKSER			
						H'	J	D	ES <sub>100</sub>
<b>KILBOTN</b>	BK1		25	51	519	3.920	0.691	0.883	24.35
	BK2		60	32	842	2.170	0.434	0.569	13.42
<b>STANGNES</b>	BS1		20-30	77	479	4.862	0.776	0.915	38.57
<b>HARSTAD</b>									
<b>Ind. Harstadbotn</b>	BH1		12-15	11	517	1.380	0.339	0.487	5.87
<b>Utenfor Sentrum</b>	BH2		12-14	63	1715	2.436	0.408	0.560	17.27
<b>Sør størstedyp</b>	BH3		70	72	702	4.459	0.723	0.902	30.84
<b>Størstedypet</b>	BH4		150	22	279	3.248	0.728	0.850	15.38
<b>Trondenes</b>	BH5		50	59	564	4.116	0.700	0.905	24.39
<b>L. Tjuvholmen</b>	BH6		70	73	545	5.244	0.847	0.960	38.74
<b>TOTALT, ALLE STASJONER</b>				181	6162				

#### 4.2.3. Diversitets-, jevnhets- og dominansindekser

Tre diversitetsindekser er benyttet,  $H'$  (Shannon-Wiener indeks),  $J$  (Pielous jevnhetsindeks) og  $D$  (Simpsons dominansindeks).

$H'$  tar hensyn til både antall arter og individfordeling. På bløtbunn får  $H'$  normalt verdier  $> 3$  for stabile samfunn som ikke er utsatt for miljøpåvirkning.  $J$  er et mål på hvor likt individene er fordelt mellom artene.  $J$  varierer mellom 0 og 1, og en stasjon med lav verdi har en "skjev" individfordeling mellom artene.  $D$  varierer mellom 0 og 1. Høye verdier tyder på at bunndyrsamfunnet på stasjonen har noen få arter med svært høye individtall.

Utfra Tabell 5 ser vi at det var høy diversitet på stasjonene BK1, BS1, BH3, BH4, BH5, og BH6. På stasjonen BH1 var diversiteten lav, mens stasjonene BK2 og BH2 hadde litt under middels diversitet.

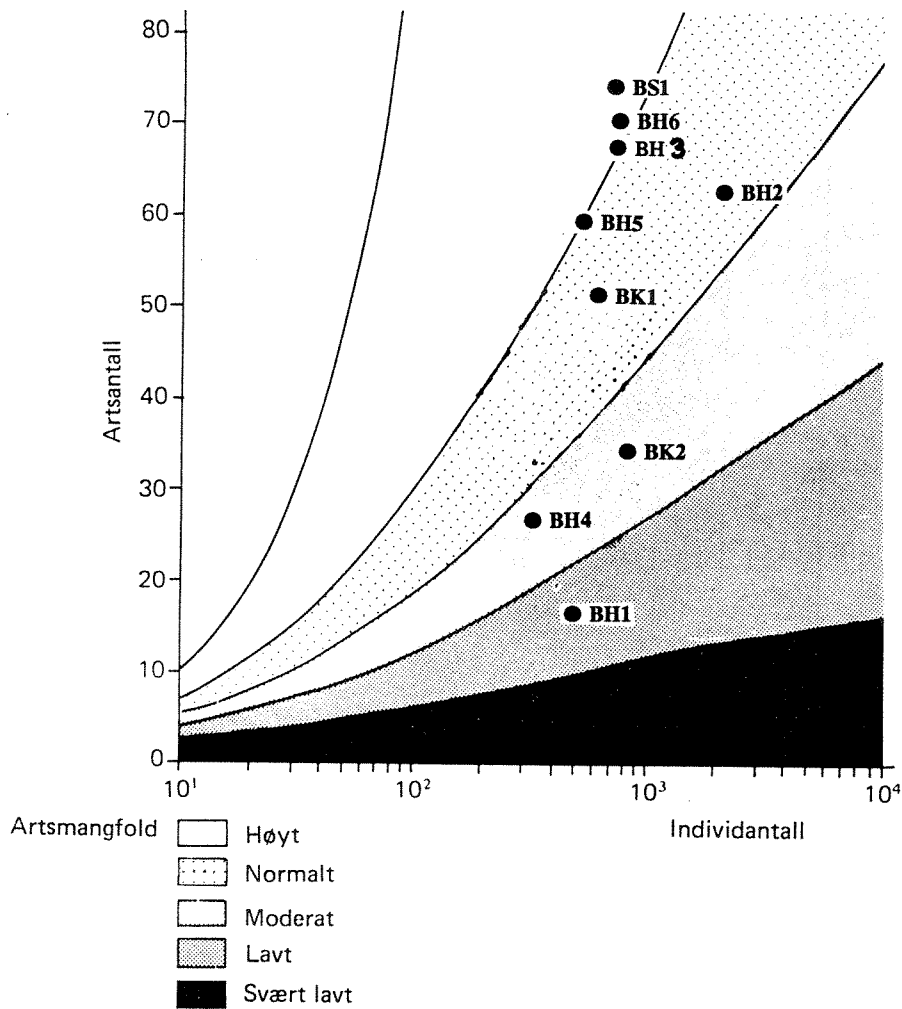
Stasjonene med de høyeste verdiene av  $H'$  var imidlertid ledsaget av en høy verdi for dominansindeksen  $D$  og lave verdier for jevnhetsindeksen  $J$ . Dette tyder på en eller få arter er dominerende i antall på disse stasjonene. Blant de 10 mest hyppige artene for hver stasjon (se Vedlegg B) framgår det at muslingen Modiolus sp. dominerer på BS1, mens børstemakken Chaetozone setosa er relativt tallrik på BH3, BH5 og BH6.

#### 4.2.4. Hurlberts diversitetskurver og $ES_{100}$

I Vedlegg B er framstilt forholdet mellom antall arter og antall individer på alle stasjonene beregnet etter Hurlberts metode.

I Fig. 14 er endepunktene for diversitetskurvene tegnet inn i et diagram utarbeidet av Rygg (1984) på basis av undersøkelser i norske fjorder. Stasjonen BH1 har lav diversitet noe som tyder på at dyrelivet i dette området er utsatt for miljøstess, mens BH4 og BK2 er moderat forstyrret. Stasjonene forøvrig har normal og dels høy diversitet.

Det teoretiske antall arter pr 100 individer ( $ES_{100}$ ) beregnet etter Hurlberts formel er vist i Tabell 5. Rygg (1984) har sammenliknet diversitetskurvene for endel norske fjorder etter denne metoden og funnet at  $ES_{100}$ -verdiene vil ligge mellom 20 og 30 i områder som ikke er påvirket av forurensning. Færre enn 10 arter tyder på dårlige forhold.



Figur 14. Diversiteten framstilt som forholdet mellom antall arter (taxa) og antall individer (endepunktene for diversitetskurvene). Grunndiagrammet er etter Rygg (1984). Rådata finnes i Vedlegg B.

Stasjonen i indre Harstadbotn, BH1, skiller seg ut som en klart forurensingspåvirka stasjon med en  $ES_{100}$  verdi på 5.87. Også stasjonen BK2 i Kilbotn og dels stasjonen BH2 utenfor Harstad sentrum har relativt lave  $ES_{100}$  verdier.

#### 4.2.5. Modifiserte Log-normalfunksjoner

"Log-normal" metoden er i likhet med Hurlbert-funksjonene en metode for å vurdere graden av forstyrrelse i et dyresamfunn. Ved denne analysen plottes antall arter på Y-aksen mot den geometriske klassen av antall individ pr art langs X-aksen. I uforstyrrete samfunn vil den kurven man da får, være jevnt avtakende ved stigende x-verdier. "Topper" er tegn på samfunn som er utsatt for miljøforandringer (f.eks. forurensning).

I Fig. 15 er dyresamfunnene på de ulike stasjonene vurdert etter denne metoden. De beregnede koordinatene finnes i Vedlegg B. Etter denne analysemetoden kommer BH1 ut som den mest forurensa stasjonen, men også stasjonene BH4 og BK2 har klare tegn på forstyrrelse.

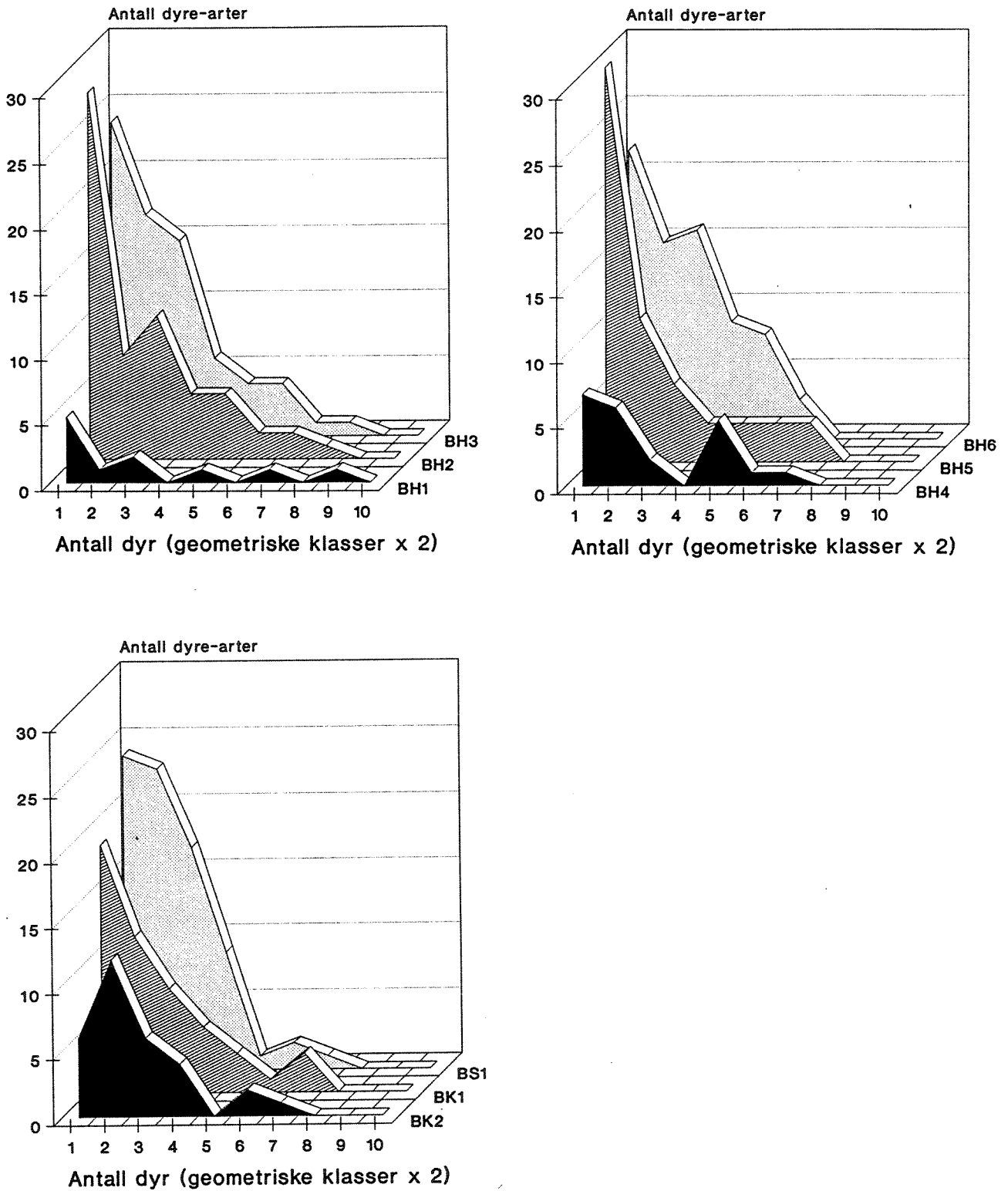
#### 4.2.6. Totalt organisk karboninnhold (TOC).

Bunnsedimentenes innhold av organisk karbon er vist i Tabell 4.

Stasjonen i indre Harstadbotn (H1) skiller seg klart ut som den mest organisk belasta, med et innhold av organisk karbon på 6.9 %. Stasjonen utenfor sentrum (H2) hadde også et relativt høyt karboninnhold i sedimentet (4.66 %).

Stasjonen på største dyp i Harstad-bassenget (BH4) hadde et innhold av organisk karbon på 3.67 %. Dette er ikke spesielt høyt.

Man kan også merke seg den svært lave TOC-verdien for stasjonen BH3 (0.93 %) som ligger sør om størstedypet i Harstad-bassenget.



Figur 15. Plott av antall arter mot antall individer pr art i geometriske klasser (x 2 skala). For stasjonslokalisering, se Fig. 13.

#### 4.2.7. Kornstørrelse.

Resultatene fra kornstørrelsesanalysene er vist for alle stasjonene i Vedlegg B.

Stasjonene på de største dypene i Harstad-bassenget (BH4) og i Kilbotn (BK2) hadde det største innslaget av leire og silt med henholdsvis 71.5 % og 39 %. Lavest innhold av leire/silt ble registrert på stasjonene BS1 og BK1.

Sandinnholdet i sedimentet er jevnt over mellom 55 % og 80 % på samtlige stasjoner. Unntakene er dypstasjonen BH4 og BK1 innerst i Kilbotn. Stasjonen BH2 utenfor sentrum har høyest innhold av forholdsvis store fragmenter (over 2 mm). Dette er grus med stor innblanding av skjellfragmenter.

Pga. meget sterk H<sub>2</sub>S-lukt ble det ikke tatt kornstørrelsesprøver på stasjon BH1. Sedimentenes her syntes i felt hovedsaklig å bestå av silt med 5-10 cm topplag av "organisk dyann" med tilsynelatende høyt vanninnhold.

#### 4.3. Diskusjon

Dersom stasjonene ved denne undersøkelsen plasseres relativt til hverandre langs en teoretisk gradient av organisk belastning (Tabell 6), vil BH1 komme ut som den mest belasta og BH6/BS1 som den minst organisk belasta. Dette mønstret forstyrres av en klar innflytelse av andre variable som kornstørrelse i sedimentet, dyp og saltholdighet. Tabell 6 bygger på generelle kunnskaper om, og subjektive vurderinger om enkelt-arters hyppighet i forhold til sedimentenes organiske innhold.

Tabell 6 viser at BH1 er den klart mest organisk belasta stasjonen. Dette er basert på registrert høy dominans av børsteormene Malacoceros og Capitella, rundormer (nematoder), samt statistiske indekser/funksjoner på denne stasjonen. Alle disse faktorene indikerer at det er høy organisk belastning i dette området. Stasjonene BK2 og BH2 regnes som nest mest organisk belasta. Dette er bl.a. basert på høy dominans av børstemakken Chaetozone.

De resterende stasjonene kan ordnes i denne rekkefølgen basert på avtakende organisk belastning: BK1, BH5, BH3, BH6 og BS1. Denne vurderinga bygger i hovedsak på forekomst og dominans av Chaetozone, Prionospio og Thyasira. BK1 har imidlertid et mye grovere sediment enn de andre stasjonene, og dermed også andre dominerende arter.

I Tabell 7 er stasjonene ordna fra den mest forstyrta til den minst forstyrta basert på de verdiene som framkommer i de ulike diversitetsanalysene.

Tabell 6. Bløtbunnsstasjoner innordna i en sannsynlig gradient mht. organisk anrikning. Graderinga bygger på vurderinger av enkeltarters generelle hyppighet i forhold til organisk anrikning (Jfr. Vedlegg B om de hyppigst forekomne artene).

GRADIENT	MUDDER	SAND/MUDDER	GRUS
MEST ORGANISK BELASTA	H1		
		H2	K2
			K1
		H5	
		H3	
		H6	
			S1
MINST BELASTA	H4		

Tabell 7. Bløtbunnsstasjonene innordna i en sannsynlig forurensnings-gradient i forhold til resultatene fra statistiske beregninger.

	H	J	D	Hurlbert	Geometrisk Klasse
MEST FORSTYRRA	H1	H1	H1	H1	H1
	K2	H2	H2	K2	H4
	H2	K2	K2	H4	K2
	H4	K1	H4	H2	K1
	K1	H5	K1	K1	H2
	H5	H4	H3	H5	H3
	H3	H3	H5	H3	H5
	S1	S1	S1	H6	S1
MINST FORSTYRRA	H6	H6	H6	S1	H6



Utfra vurderingen av den dominerende fauna, må BH4 betraktes som mindre organisk anrikt enn S1. På stasjon BH4 tyder imidlertid det forholdsvis lave artstallet og individtallet på at bunnfaunaen der lever i en stress-situasjon. Dette framkommer også klart på de ulike diversitetsanalysene (Tabell 7). En sammenlikning av disse verdiene tyder på at BH4 må regnes som organisk anrikt, selv om stasjonens relative posisjon i Tabell 5 varierer etter hvilken indeks som betraktes. Både log-normalfordelinga (Fig. 15) og Hurlbert diversitetskurve (Fig. 14) viser at dypstasjonen BH4 er utsatt for miljøforstyrrelser og rangerer som den 3. mest forstyrret etter BH1 og BK2. BH4 er imidlertid mye dypere enn de andre stasjonene, og dette kan være en årsak til at sammenlikningen med de andre stasjonene er vanskelig.

## 5. FJÆRESONEBEFARING - ALGESAMFUNN

Algene er de dominerende produsentene av organisk stoff i havet. Til denne produksjonen er algene avhengig av næringsstoffer. Forskjellige alger har derimot forskjellige krav og toleranser til næringsalkonsentrasjoner i vannet. Dette kan bl.a. registreres ved at enkelte arter utkonkurrerer andre arter som mer eller mindre kan forsvinne.

Ettersom det vanligvis er de hurtigvoksende grønnalgene som klarer seg best i en næringsrik resipient, vil en i en forurenset resipient kunne få et forholdsvis stort innslag av grønnalger ("grønske") i fjæresonen. Miljøbelastningen - eller graden av eutrofiering - i overflatevannmassene ved Harstad er i denne undersøkelsen derfor kartlagt ved hjelp av algesamfunnets sammensetning og enkeltartenes kjente toleransegrenser overfor fysiske miljøfaktorer.

### 5.1. Metoder

Fjæreundersøkelsene ble gjennomført i "Harstad-bassenget" fordi denne resipienten får tilført mest kloakk sammenlignet med de andre undersøkte resipientene.

Tre stasjoner ble etablert i indre del av "Harstad-bassenget", og to på Trondeneshalvøya. Stasjonene er vist i Fig. 16.

Undersøkelsen ble utført ved en analyse av algesammensetningen i og like nedenfor fjæresonen (2-3 m dyp). Også de dominerende dyregruppene ble registrert, men vi har her lagt vekt på algerregistreringene fordi forekomstene av dyr ikke ga vesentlig supplerende infomasjoner i forhold til algene. Registrerte dyr finnes i Vedlegg C.

Registreringen ble foretatt ved hjelp av "snorkel-dykking". Hvert dykk ble standardisert ved at registreringstiden ble satt til 30 minutter. Alle synlige alger (makroskopiske alger) ned til ca. 2m dyp ble registrert etter en semikvantitativ skala fra 0 til 3 (se Tabell 8). Samme teknikk ble gjort for registrering av dyr.

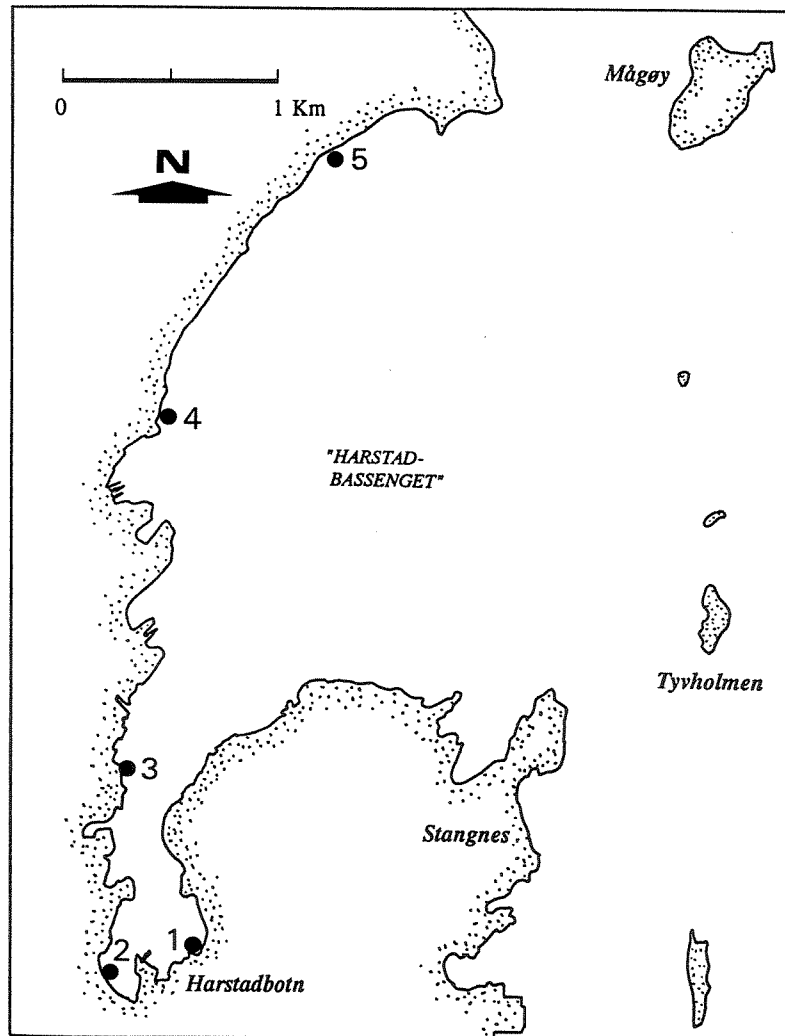


Fig. 16. Stasjoner for kartlegging av fjæresoneorganismer ved Harstad by.

## 5.2. Resultater

Resultatene fra algeregistreringene finnes i Tabell 8 nedenfor.

Tabell 8. Registrerte alger i fjæresonen ved Harstad. Relativ forekomst er markert ved en tallskala fra 0 til 3 der 0 = enkeltfunn, 1 = spredt, 2 = vanlig, 3 = dominerende eller assosiasjonsdannende arter (nøkkelarter i deler av fjæra).

Alger	Norske Navn	Stasjoner	Stasjoner				
			1	2	3	4	5
Achrocaetium cf. alariae	Rødpusling	R				1	
Ceramium cf. strictum	Tynn rekeklo	R			1		
Ceramium rubrum	Vanlig rekeklo	R		1	2	1	1
cf. Callithamnion polysperum	Havpyrd	R		1	1		
Chondrus crispus	Krusfliik	R	2	2	2	2	2
Corralina officinalis	Krasing	R	1			2	2
Dumonita contorta	Bendelsleipe	R		1			
-	-	R	1				2
Halosaccion ramentaceum	-	R	1				2
Hildenbrandia prototypus	Fjæreblod	R	2	1	2	2	2
Lithothamnion / Phymatolithon	Rugl	R	2		2	3	3
Mastocarpus stellata	Vortefliik	R			1	2	2
Polysiphonia. cf. brodiae	Penseldokke	R				1	1
P. lanosa	Grisetangdokke	R					3
Phycodrys rubens	Eikeving	R			1		
Phyllophora truncata	Hummerbleke	R		1			
Polysiphonia urceolata	Røddokke	R			1		
Porphyra purpurea	Purpurfjærehinne	R	1	2	2	1	1
Rhodomela confervoides	Teinebusk	R			1		
Traillia intricata	Rødlo	R			1		1
Alaria esculenta	Butare	B			1	2	2
Ascophyllum nodosum	Grisetang	B	3	1	1	2	3
Chorda filum	Martaum	B	2	1	2	1	1
Chordaria flagelliformis	Strandtagl	B	1	1	2	1	1
Desmarestia aculeata	Vanlig kjerringhår	B	1	1	2	1	1
Dictyosiphon foeniculaceus	Finsveig	B	2	1	1	1	1
Dictyosiphon sp.	-	B				0	
Ectocarpales/Pilayella	Brunsliv/Perlesli	B	3	2	2	2	2
Elachista fucicola	Tanglo	B	2	1	2	2	2
Fucus serratus	Sagtang	B	3	2	3	3	3
Fucus spiralis	Spiraltang	B	2	3	3	2	2
Fucus vesiculosus	Blæretang	B	1	3	3	3	2
Halidrys siliquosa	Skolmetang	B				1	
Laminaria digitata	Fingertare	B					1
Laminaria saccharina	Sukkertare	B	0	1	1	1	1
Leathesia, difformis	Knuldre	B					2
Pelvetia canaliculata	Sauetang	B				3	3
Sacchorhiza dermatodea	Draugtare	B			2		
Scytosiphon lomentaria	Fjæreslo	B	2	2	1		1
Sphacelaria cf. plumosa	Fjæretufs	B	1		2		
Spongonema tomentosum	Tvinnesli	B	1		1	1	1
cf. Rhizoclonium lineum	Krypstråd	G					0
Cladophora rupestris	Vanlig Grønndusk	G	2		1	1	1
Cladophora sp.	Grønndusk	G					
Cladophora spp.	Grønndusk	G	2	3	1	1	1
Codium fragile	Pollpyrd	G					1
Enteromorpha intestinalis	Tarmgrønske	G	1	3	2	1	
Enteromorpha sp.	-	G	1	2			
Grønt i Spirorbis sp.	-	G	2		1		
Petalonia fascia	Vanlig Bruntråd	G		1			
Prasiola stipitata	Måsegrønske	G	1				1
Ulva lactuca	Sjøsalat	G		0	3		
Lichina pygmea	Tanglav	L					1
Verrucaria maura	Vanlig Marebek	L	2	1	1	1	2
Verrucaria mucosa	Grønn Marebek	L	2			1	2
Xanthoria parietina	Messinglav	L	1				2
Diatomeebelegg	-	L		1			
Antall arter på stasjonen			29	26	34	30	37
Antall alger - (lav & diatomeer)			26	24	33	28	33

### 5.2.1. Beiting

Generelt sett var algevegetasjonen på alle stasjonene relativt rik. På alle stasjonene hadde derimot kråkebollene nedbeitet vegetasjonen under 3-4m dyp (fra lavvannslinjen). Dette innebærer at alle fastsittende organismer over dette dypet er utsatt for nedbeiting av sjøpinnsvin. Dess lengre ned mot overgangssonene organismene finnes, dess høyere er beitepresset.

Bortsett fra stasjon 4 (Samasjøen) syntes alle stasjonene å ha velutviklet vegetasjon ned til 2 m under lavvannslinjen. Ved Samaklubben derimot, var nedbeitingen noe mer dominerende. En kunne her se utpregete effekter av kråkebollebeiting fra 1 m dyp. Dypere enn 1 m stod bare enkelte individer av skolmetang (Halidrys siliquosa) igjen. Kråkebollene spiser nødvendig skolmetang da den inneholder svært mye fenoler. En så sterk nedbeiting som hadde funnet sted på denne stasjonen vil påvirke artsammensetningen i nedre deler av fjæra. Dette er inkludert i den videre evaluering av stasjonen.

### 5.2.2. Nedslamming

Synlig nedslamming ble kun registrert på de to innerste stasjonene i Harstadbotn (stasjonene 1 og 2). Det må imidlertid poengteres at nedslammingen var betydelig mindre enn det en erfaringsmessig kunne vente. På stasjonene 4 og 5 var det ingen antydning til nedslamming. De 3 ytre stasjonene var også mer eksponert (utsatt for bølger) enn de innenforliggende stasjonene.

### 5.2.3. Algesammensetning

På hver stasjon varierte antall alge-arter mellom 24 og 33, noe som må sies være normalt.

#### Stasjon 1: Rødskjær

Stasjonen hadde 26 arter. Et visuelt førsteinntrykk viste et relativt frisk utviklet tangbelte, med påfallende lite rødalger. Ellers var stasjonen endel nedslammet. Påfallende var også den rikholdige påvekstvegetasjon, noe som indikerer eutrofe forhold (godt gjødslet/forurenset). Det visuelle inntrykket før registrering var bedre enn etter registreringen.

23 % av de registrerte artene som forekom på stasjon 1 (Rødskjær) var grønnalger (Tabell 9). Selv om mengden av grønnalger på selve stasjonen ikke var påfallende stor, var grønnalgene i en bukt like innenfor Rødskjær totalt

dominerende. Vesentlige overgjødslingseffekter kunne tydelig registreres meget lokalt i området rundt stasjonen. Antall rødalger var lite, mens antall arter av brunalger var høyt.

### Stasjon 2: Storvika

Stasjonen var lagt i en fylling ved hovedveien. Den bestod av store steiner ned til 2 m dyp. Dypere enn 2 m var det bløtbunn med innblanding av stein. Inntrykket før registrering ga et mer negativt bilde av forholdene enn på stasjon 1. Grønnalgene dominerte på steinene og farget store deler av strandlinjen grønn. Det var hovedsaklig tarmgrønske (Enteromorpha intestinalis) og vanlig grønske (Cladophora spp.), som dominerte (Tabell 8). Påfallende var også den sparsomme forekomst av tang, f.eks. grisetang (Ascophyllum nodosum).

Sedimentet utenfor stasjonen viste også tegn på stor belastning ettersom en sopp (Beggiatoa sp.) forekom oppe på sedimentoverflaten. Denne sopp-arten er kjent for å forekomme i overgangssonen mellom oksygenholdige og hydrogensulfidholdige sedimenter. Når den kryper opp på overflaten av sedimentet, betyr det at den organiske tilførslene sannsynligvis er større enn den naturlige nedbrytingskapasiteten. Sedimentene er i en slik situasjon preget av oksygenmangel fordi oksygenet er forbrukt under forråtnelsesprosessen. Det oppstår derfor giftige forhold like under sedimentoverflaten (anoxiske). Artsantallet på var det laveste av alle stasjoner - 24 arter.

### Stasjon 3: Klubben

Denne stasjonen bestod også delvis av en gammel steinfylling av store steiner. Stasjonen viste seg å være betydelig bedre enn de to innenforliggende stasjonene. Under 3 m dyp var fjellet helt nedbeitet av kråkeboller. Stasjonen var mer eksponert enn de to innenforliggende stasjonene, og den syntes mer utsatt for tidevannstrømmer. Dette medfører at stasjonen ikke er så utsatt for nedslamming som de innenforliggende stasjonene. Antall grønnalger var i forhold til stasjonene 1 og 2 redusert fra 20 % til 15 %, mens antall rødalger var høyere. Sjøsalat (Ulva lactuca, grønnalge) dominerte enkelte steder på stasjonen (Tabell 8). I motsetning til "grønske"-artene (Cladophora spp. og Enteromorpha spp.) regnes ikke store forekomster av sjøsalat å være ensbetydende med at lokalitetene er hardt belastet av næringssalter.

#### Stasjon 4: Samasjøen

Stasjonen var langgrunn og var hardt nedbeitet av kråkeboller dypere enn 1 m. Dette medfører, som for foregående stasjon, at antall arter og hyppigheten av disse kan være noe underestimert (for lavt). Det totale antall alger gikk også noe ned i forhold til stasjon 3, fra 33 til 28 arter. Rødalger - som vanligvis finnes dypere enn brune og grønne alger - vil være de som blir hardest rammet under et slikt sterkt beitetrykk. Dette var også tilfelle på denne stasjonen, men de rødalgene som ble funnet forekom i større mengder enn på de innenforliggende stasjonene. Selv om ett kommunalt utslippspunkt ble observert utenfor stasjonen, var miljøet generelt lite påvirket.

#### Stasjon 5: Trondenes (Trondenes kirke)

Store steiner dekket fjæra ned til 2-3 m dyp. Dypere enn 2 m var også denne stasjonen nesten totalt nedbeitet av kråkeboller. Stasjonen var - som på ovennevnte stasjon - dominert av brun- og rødalger. Vegetasjonen virket frisk og ingen synlige effekter av kommunale utslipp kunne påvises.

### 5.3. Diskusjon

Fordelingen av røde-, brune- og grønne alger vil vanligvis være 45:35:15 i uforurenset vann (Bokn 1978). Dette forholdstall er et gjennomsnitt av flere undersøkelser hovedsakelig i Sør-Norge. Den ene undersøkelsen fra Nord-Norge som er inkludert viser en fordeling på 33,6:50,5:15,9 (Jaasund (1965)). Det må her presiseres at Jaasunds undersøkelse legger særlig stor vekt på brune mikrofytter (mikroskopiske brunalger).

Fordelingen mellom de 3 ulike algetypene som ble funnet i Harstad (Tabell 9) viser at den prosentvise fordelingen var mer lik den som ble funnet av Jaasund (1965) enn den som foreligger fra undersøkelser i Sør-Norge. Ettersom den nedre del av fjæra var nedbeitet og vi foretok registreringer bare av større fjærearter, må denne fordelingsmodellen benyttes med et visst forbehold for eventuelle forandringer i fjæras algesammensetning pga. av næringsaltbelastning. En kan merke seg at andelen av grønnalger overstiger 20 prosent på de to indre stasjonene.

Ser en på fordelingen av antall arter som ble funnet på stasjonene (Fig. 9), vil en kunne se at antall grønnalger avtar utover fra stasjon 1 til den "ytre" stasjon 5. Over samme gradient øker spesielt antall rødalger, men også antall registrerte brunalger. Det er spesielt stor økning fra stasjon 2 til 3. Ettersom det ikke er noen betydelig ferskvannstilførsel innerst i fjorden kan en slik tendens tyde på at de innerste stasjonene til en viss grad er nærings-saltbelastet. Samme tendens kunne en se ut fra Tabell 2, hvor prosentandelen av grønnalger overskrider 20%.

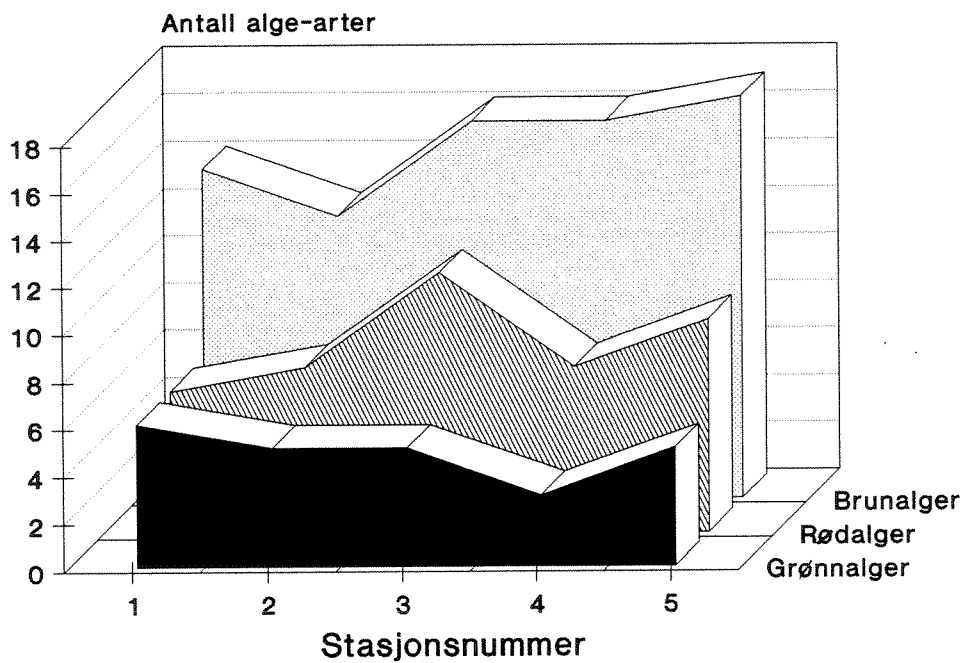
Nå vil en slik prosentfordeling være misvisende når det forekommer mange arter innen en hver gruppe. Få grønnalger kan dominere fullstendig på en stasjon, men tolkningen gjennom **prosentfordeling** kan kamufleres ved at det forekommer flere arter av både rød og brunalger. En kan derfor supplere med en **Grønnalgeindeks** som er et produkt av den gjennomsnittlige relativ forekomst av grønnalger (i skala 1-3) og prosent antall grønnalger (Tabell 9).

Tidligere erfaringer tilsier at verdier for grønnalgeindeks (GI) som overskrider 30-35, beskriver et algesamfunn med forholdsvis høy nærings-saltbelastning og/eller dårlig vannutskiftning. En bør derfor være forsiktig med ytterligere tilførsler av næringsstoffer til slike områder. Våre resultater (GI) tilsier at stasjonene 1 og 2 er forholdsvis høyt belastet. Ved reduksjon av kloakk-tilførsler vil en høyst sannsynlig kunne redusere de registrerte miljøeffektene i fjæresonen indre del av Harstadbotn.



Tabell 9. *Prosentvis fordeling av antall algearter i fjæresonen ved Harstad.*

Algetype	Stasjonsnr.				
	1	2	3	4	5
Rødalger	23	29	36	32	33
Brunalger	54	50	48	57	52
Grønnalger	23	21	15	11	15



Figur 16. *Fordeling av antall rød-, brun- og grønnalger på stasjonene.*

Tabell 10. Grønnalgeindeksen for stasjonene 1-5. Indeksen tar hensyn til antall grønnalge-arter og prosentandel av grønnalger (se teksten ovenfor).

	Stasjoner				
	1	2	3	4	5
<b>GRØNNALGEINDEKS:</b>	<b>35</b>	<b>38</b>	<b>24</b>	<b>11</b>	<b>12</b>

## 6. BAKTERIOLOGISKE REGISTRERINGER

De bakteriologiske undersøkelsene er ikke knyttet til de forannevnte resipientundersøkelsene.

Bakteriologiske/hygieniske kontrollundersøkelser ble gjennomført av Næringsmiddeltilsynet i Harstad parallelt med NIVAs undersøkelser og er tatt inn i denne rapport etter ønske fra Harstad kommune. Næringsmiddeltilsynet, Harstad kommune, står ansvarlig for den faglige gjennomføringen og presentasjonen i denne rapporten.

### 6.1. Sammendrag

I tiden fra februar til desember 1990 ble det tatt ut 275 prøver for bakteriologisk undersøkelse fra 46 definerte stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune.

Det primære formålet med undersøkelsen var å gi en beskrivelse av tilstanden med hensyn til bakteriell forurensning av sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Det antas at kloakkutslipp er den vesentligste årsak til denne forurensningen. Som indikator på forurensning ble det nyttet termotolerante koliforme bakterier (TKB) og fekale streptokokker (FS).

Høyeste enkeltverdi registrert av TKB var 14.000/100ml fra en stasjon i indre havnebasseng i desember. For FS var det tilsvarende tall 6.200/100ml påvist i prøve fra stasjon i samme området i oktober. Høyeste middelveier av TKB og FS for hele undersøkelsesperioden ble registrert i det indre havnebasseng og var henholdsvis 2.900/100ml og 870/100ml.

Fra halvparten av stasjonene ble det ikke påvist TKB eller FS i april og juni. Derimot var det i desember og februar bare 1-2 stasjoner hvor det ikke ble gjort funn av TKB eller FS.

For de fleste stasjoner lå det gjennomsnittlige innhold av TKB og FS i tiden februar til desember mellom 5 og 50 bakterier/100ml.

Det var høyere innhold av TKB og FS i sjøresipienten om vinteren enn om sommeren.

## 6.2. Innledning

Målet med denne bakteriologi-undersøkelsen har vært å beskrive de nåværende hygieniske forholdene i sjøen til det bynære området i Harstad kommune. Tidligere undersøkelser (Knutzen 1977, Holte 1987) har ikke tatt for seg den bakterielle forurensningen av sjøresipienten.

Vi mangler idag et offisielt klassifiseringssystem for vurdering av bakteriell forurensningen av sjøvann. For ferskvann har Statens forurensningstilsyn (1989) laget en klassifisering for mikrobiologisk belastning med termotolerante koliforme bakterier som parameter (indikatorbakterie). I kvalitetskrav til vann (Sosialdepartementet 1976), er det angitt at friluftsbad (ferskvann eller saltvann) skal ha mindre enn 50 Escherichia coli pr 100ml.

Bakteriell forurensning av sjøvann nær bebyggelse har normalt sammenheng med kloakkutslipp. I kloakken vil det være et stort spekter av ulike mikroorganismer. Vår interesse er først og fremst rettet mot bakterier, virus og parasitter som kan fremkalle sykdom hos mennesker og dyr. I det alt vesentlige vil dette være mikroorganismer som kan påvises i avføring.

Imidlertid er det ikke mulig å undersøke etter alle aktuelle bakterier, virus og parasitter som gjennom avføring tilføres til kloakkene. Måling av bakteriell forurensning må skje ved å registrere mengden av såkalte indikatorbakterier. Dette er bakterietyper (tarmbakterier) som alltid forekommer i avføring fra mennesker og varmblodige dyr og fugler.

Bare et fåtall norske undersøkelser har tatt for seg bakteriell forurensning av sjøresipienter (Hjermstad 1980, NIVA 1985, OCEANOR 1988). Forannevnte undersøkelser indikerer likevel at termotolerante koliforme bakterier og fekale streptokokker er de mest aktuelle indikatorbakterier ved rutineundersøkelse av den bakterielle forurensning av sjøvann.

### 6.3. Material og metoder

#### 6.3.1. Prøve-stasjoner

Etter rettleiding fra NIVA ble det tatt ut prøver fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune i tiden februar til desember 1990. Stasjonene ble identifisert ved hjelp av krysspeiling til landfaste punkter relatert til sjøkart.

#### BESKRIVELSE AV STASJONENE

Nr	Navn	Nærmeste land (m)	Dyp, m	Kloakkutslipp nærmere enn 500 m.
1	Bergsvågen Ref p*	900	120	Ingen
2	" Gammeset	75-100	20	Utslipp fra Ervika
3	" Vika	75-100	25	Utslipp fra Bergseng
4	" Indre Bergsvågen	50-75	9	Utslipp strekningen Kulseng-Hagan
5	" Innenfor Kjerkeneset	50-75	10	Utslipp fra Bergseng (3000 p.e.***) og Hagan
6	" Altevågen	50-100	25	Avrenning fra Hagan
7	Trondenes Russevika	25-50	10	Ingen
8	" Rett ut av HSD	25-50	10	Ingen
9	" Trondenes kirke	25-50	9	Utslipp fra Trondenes
10	" Skjøret	25-50	20	Utslipp fra Trondenes
11	" Like nord for tankene	25-50	15	Utslipp fra Samaområdet
12	Samasjøen Tankterminalen	25-50	25	Utslipp fra Samaområdet
13	Harstad-hamn Bukt mellom Ds-kai og Hammeset	15-25	15	Utslipp fra Hammesområdet
14	" Larsneset	200-250	50	Utslipp fra sentrale byområder
15	" Kaarbøs mek. Verksted	15-25	15	som stasjon 14
16	" Skroghallen	15-25	5	som stasjon 14
17	" Danielsens Verksted	15-25	5	Utslipp fra Seljestad og Gansås
18	" Dyreklinikken	15-25	8	som stasjon 17
19	" Gansåsbøtn	15-25	10	som stasjon 17
20	" Mercur	15-25	15	som stasjon 17
21	" Tankanlegg Gansås	15-25	25	Ingen
22	Stangnes Vest for Larsneset	25-50	25	Ingen

23	Ref p*	Tilnærmet midtveis mellom stasjon 22 og 10	700-800	100	Ingen
24	Ref p*	Rett ut havnebassenget	1500-2000	100	Ingen
25	Stangnes	Bukt øst for Stangnes fort	15-25	20	Ingen
26	"	Nordmarken	25-50	25	Utslipp fra Stangnes (10 000 p.e.**)
27	"	Åkervika	5-10	6	som stasjon 26
27A	"	Midtveis mellom st. 27 og 28 - utenfor kloakk	100-150	40	Ingen
28	"	Vika småbåthavn	50-10	10	Ingen
29	"	Hestevika	15-25	9	Ingen
30	Kanebogen	Kanebogholman	50-75	7	Utslipp fra Steinberg-nes (1-2000 p.e.**)
31	"	Innerst i bogen	15-25	10	Ingen
32	"	Rett ut av Kanebogelva	15-25	10	Utslipp fra Medkila (1-2000 p.e.**)
33	"	Finnevika	25-50	9	som stasjon 32
34	Medkila	Rett ut av kaia	3-5	6	som stasjon 32
35	"	Osen	5-10	4	Utslipp fra Medkila og Holtet (begge 1-2000 p.e.**)
36	Holtet	100 m nord for Holtebukta	15-25	6	Utslipp fra Holtet (1-2000 p.e.**)
37	"	Otersteinvika	5-10	30	Utslipp fra Breivika (1-2000 p.e.**)
38	Breivika	Rett ut av grunne inne i vika	15-25	9	Utslipp fra Breivika (1-2000 p.e.**)
39	Kilahamn	Midt i bukta	3-5	6	Ingen
40	Kilbotn	Vik sørøst av Kila skole	10-15	8	Utslipp fra området Myrland - Oldra
41	"	Rett nord av Durmålsvik - midt i bassenget	300-400	50	Utslipp fra Vindheim
42	"	Stokkevika vest for Nordholmen	5-10	5	Utslipp fra Kilbotn
43	"	Ref p* vest for Ytre Forneset, sør for Kilaholmen	200-250	30	Ingen
44	"	Ref p*, nordvest av Saltvik, Rogla øst for Gallbergneset	1000-1100	120	Ingen
45	Ref p*.	Øst for søndre del av Arnøy, nord for stake på Lysbotn	1100-1200	130	Ingen

\* "Ref p": Referansestasjoner der det ikke forventes funn av indikatorbakterier.

\*\* "p.e.": Personekvivalenter.

### **6.3.2. Praktisk prøvetaking**

Sjøvannsprøvene ble tatt ut i samsvar med Norsk Standard for vannundersøkelseprøvetaking for bakteriologisk undersøkelse av vann (NS 4789.1990). Fra hver stasjon ble det i februar, april, juni, august, oktober og desember 1990 tatt prøve av sjøvannet ikke dypere enn 0,5 m under overflaten. Prøver som ikke ble undersøkt innen 4 timer etter uttak, ble oppbevart ved kjøleromstemperatur (0-4°C) og undersøkt innen 24 timer.

### **6.3.3. Bakteriologiske undersøkelser**

#### Termotolerante koliforme bakterier

Undersøkelsen ble foretatt etter membranfiltermetoden og som beskrevet i Norsk Standard (NS 4792.1990).

#### Fekale streptokokker

Undersøkelsen ble foretatt i samsvar med metode angitt av American Public Health Association 1985.

#### Koliforme bakterier

Undersøkelsen ble foretatt etter membranfiltermetoden og som beskrevet i Norsk Standard (NS 4788.1990).

#### Heterotroft kimtall (kimtall).

Undersøkelsen ble foretatt etter innstøpningsmetoden og som beskrevet i Norsk Standard (NS 4791.1990).

### **6.4. Resultater**

Som det fremgår av Tabell 11, var det stor variasjon i bakterieinnholdet i prøvene fra de ulike stasjonene. Dette gjelder både mellom de enkelte stasjoner i samme prøverunde og for den enkelte stasjon i løpet av undersøkelsesperioden.

Høyeste enkeltverdi av termotolerante koliforme bakterier (TKB) på 14.000/100ml ble registrert i prøve fra stasjon 18 i desember. Tilsvarende verdi for fekale streptokokker (FS) var 6.200/100ml i prøve fra stasjon 17 i oktober. Imidlertid ble det ikke påvist TKB eller FS i prøvene fra ca halvparten av stasjonene i april og juni. For desember og februar var det bare 1-2 stasjoner hvor det ikke ble gjort funn av TKB eller FS.

Resultatene i Tabell 12 viser at høyeste middelvei av TKB, ble påvist i prøver fra stasjon 18 og var 2.900/100ml. Tilsvarende hadde stasjon 17 den høyeste middelvei av FS på 870/100ml.

Tabell 13 indikerer at det var en nedgang i innholdet av TKB og FS fra de undersøkte stasjoner i tiden april til august, sammenlignet med tiden oktober til februar.

Ut fra tabellene 14 og 15 var innholdet av TKB og FS høyest for de stasjoner som hadde registrerte kloakkutslipp nærmere enn 500 meter.

For de fleste stasjoner lå det gjennomsnittlige innhold av TKB og FS i undersøkelsesperioden mellom 5 og 50 bakterier/100ml (tabell 16 og 17).

### 6.5. Diskusjon

Det primære målet med denne undersøkelsen var å gi en beskrivelse av tilstanden m.h.t. bakteriell forurensning av sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Det antas at kloakkutslipp er den alt vesentlige årsaken til denne forurensningen. I tråd med påvisning av tilsvarende forurensning i ferskvann, har en nyttet termotolerante koliforme bakterier (TKB) og fekale streptokokker (FS) som indikatorer på bakteriell forurensning av sjøresipient. I denne sammenheng anser en TKB å være tilnærmet lik Escherichia coli. Det vil ikke bli videre diskutert eventuelle negative forhold ved å nytte TKB og FS til å beskrive mikrobiell belastning av sjøresipient.

Det foreligger pr idag ikke retningslinjer for vurdering av bakteriell forurensning av sjøvann. I kvalitetskrav til vann, (Sosialdepartementet 1976), er det for strandbad (saltvann), angitt at innholdet av E.coli ikke skal overstige 50 pr 100ml. Imidlertid synes ikke dette kravet å ha særlig aktualitet i denne undersøkelsen.

I rå kloakk kan innholdet av TKB variere mellom 1 mill. og 100 mill. pr 100ml (NIVA 1985). I denne undersøkelsen var det høyeste registrerte enkeltresultat av TKB nær 15.000 bakterier pr 100ml. Derimot var det ingen stasjoner som hadde middelveier av TKB pr 100ml over 3.000 for hele undersøkelsesperioden. Korresponderende verdier for FS pr 100ml var i gjennomsnitt betydelig lavere.

Undersøkelsen viste en tydelig årstidsvariasjon i innholdet av TKB og FS i prøvene fra de undersøkte stasjoner. Lavest var forekomsten av disse fremmede bakteriene i tiden april til august. Dette er i samsvar med tidligere undersøkelser (Østensvik 1979), hvor det angis at desimeringen ("drapet") av miljøfremmede mikroorganismer foregår raskere om sommeren



enn om vinteren. Flere faktorer kan være medvirkende til dette: mere lys, høyere vanntemperatur og større biologisk aktivitet i vannet.

Nærhet til registrerte kloakkutslipp er en faktor som synes å øke forekomsten av TKB og FS. Trolig har dette sammenheng med at økende avstand fra utslipp gir fortynning av bakteriemengden, samt at saltholdigheten øker. Det er beskrevet at økende saltkonsentrasjon reduserer overlevelsessevnen til E.coli (Østensvik 1979).

Tabell 11. Undersøkelse etter termotolerante koliforme bakterier (TKB), koliforme bakterier (KB), fekale streptokokker (FS) og kimtall (K) i prøver fra sjøresipienter til bynære områder i Harstad kommune. Resultat fra de enkelte stasjonene i tiden februar til desember 1990.

Stasjon (prøvested)	Feb.			Apr.			Jun.			Aug.			Okt.			Des.			
	Bakt./100ml			Bakt./ml			Bakt./100ml			Bakt./ml			Bakt./100ml			Bakt./100ml			
	TKB	KB	FS	TKB	KB	FS	TKB	KB	FS	TKB	KB	FS	TKB	KB	FS	TKB	KB	FS	
1	62	100	20	20	20	20	0	30	20	20	0	0	0	5	11	2	14	36	4
2	200	200	20	10	38	32	1	33	38	32	17	80	5	20	220	13	8	22	3
3	80	700	50	140	60	60	9	100	60	60	11	60	10	20	280	10	12	19	5
4	150	900	40	130	90	410	50	710	90	410	90	180	20	460	2200	300	170	440	95
5	220	1700	90	110	220	150	10	220	51	210	50	170	70	220	800	170	780	820	31
6	10	130	30	20	15	55	7	15	10	20	40	180	800	370	790	95	33	63	6
7	40	100	40	30	2	7	1	2	0	19	1	2	0	14	24	9	28	30	8
8	10	170	20	10	12	14	3	12	2	15	2	6	0	26	140	26	30	73	10
9	40	160	0	10	20	24	0	20	1	50	1	20	2	5	9	5	410	720	27
10	170	400	60	30	85	60	18	85	60	65	12	15	2	530	5100	190	1420	3200	260
11	200	250	30	50	2	160	0	11	4	22	7	15	2	50	130	3	42	88	12
12	800	2300	320	80	2	140	1	41	0	41	3600	8200	160	18	47	9	880	1670	42
13	310	1000	70	140	52	1000	52	1000	30	165	1500	3500	120	6300	13000	520	7600	8300	169
14	50	170	100	10	0	37	0	70	50	40	42	410	34	390	1160	220	70	270	24
15	90	290	125	30	37	420	37	420	18	520	380	1100	75	5100	11200	1000	180	720	22
16	80	320	60	100	0	1200	0	90	3	70	280	1000	190	560	1600	100	800	4600	125
17	170	580	30	10	310	8400	310	8400	390	2400	4300	7300	900	9500	30000	6200	4200	12200	4100
18	9500	16900	1200	800	300	1700	300	1700	50	5500	5800	6200	500	3000	8000	490	13600	17800	1600
19	230	530	100	20	7	200	7	200	0	60	65	950	70	800	2500	230	660	1040	330
20	150	450	20	60	5	53	5	53	20	40	180	530	43	3100	5100	250	115	330	28
21	90	410	200	0	2	6	2	6	0	10	54	100	32	500	1320	160	110	280	21
22	30	140	30	50	0	32	0	0	0	4	48	110	25	270	490	100	100	240	28
23	30	130	35	30	1	74	1	55	11	7	74	120	34	20	50	4	34	73	11
24	5	42	5	70	0	20	0	39	6	36	1	0	0	25	70	14	120	130	26
25	0	70	30	40	9	25	0	25	0	10	0	0	0	1	15	1	40	94	25
26	30	140	60	40	0	20	0	0	0	4	2	16	3	0	2	0	110	204	55
27	30	230	30	50	0	60	0	0	0	10	4	10	3	870	1660	300	540	1300	86
27A	190	350	90	60	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	77	130	31
28	30	100	30	20	0	27	0	1	0	2	5	20	2	1140	5100	190	100	200	46
29	50	110	20	30	0	22	0	0	0	5	0	0	0	90	190	21	22	83	25

Tabell 11 (forts.)

Stasjon (prøvested)	Feb.			Apr.			Jun.			Aug.			Okt.			Des.					
	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS K	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS K	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS K	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS K	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS K	Bakt/100ml	Bakt/ml	TKB KB FS			
30	190	430	50 710	10	30	0 0 10	0	2	0	0	5	1	20	9	24	6	9	10	110	380	54
31	510	800	60 89	0	6	0 160	0	2	0	0	10	1	75	2	10	180	230	50	480	1100	140
32	150	620	40 1660	1	1	0 90	1	4	0	5	5	1	16	8	20	330	1100	80	230	540	100
33	230	550	80 1300	10	70	2 60	0	0	0	2	2	1	27	15	40	400	900	10	23	7	20
34	200	1100	30 890	0	0	0 20	1	3	1	14	14	520	950	3	111	60	90	1	19	66	12
35	150	260	70 1000	0	8	0 10	1	20	18	37	37	4	20	1	55	730	1900	230	400	460	21
36	10	100	10 30	0	10	2 50	0	X	0	0	0	0	1	0	20	140	310	46	2	16	9
37	30	200	10 30	0	2	1 20	0	0	0	0	1900	0	0	0	7	180	400	42	14	60	13
38	290	650	710 260	0	0	1 30	180	1200	100	180	0	1	17	2	30	300	500	70	22	190	26
39	10	30	10 900	0	0	0 30	0	1	0	10	10	1	10	2	120	16	40	9	6	23	9
40	50	210	80 350	17	850	30 360	1	1	4	0	0	1	4	0	3	180	370	35	18	85	42
41	30	1400	60 1820	0	55	0 30	0	0	0	0	0	2	20	0	60	70	230	20	49	76	7
42	60	600	120 310	5	70	0 240	0	80	2	10	10	3	170	3	60	140	1000	50	910	3600	990
43	10	45	4 110	0	0	0 30	0	0	1	0	1	0	0	0	4	24	60	6	4	20	12
44	3	17	6 160	0	0	0 0	0	0	0	0	1	0	0	0	16	12	70	8	0	7	2
45	0	4	0 0	0	0	0 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2

Tabell 12. *Undersøkelse etter termotolerante koliforme bakterier (TKB) og fekale streptokokker i prøver fra sjøresipienter til bynære områder i Harstad kommune i tiden februar til desember 1990.*

	Antall stasjoner (prøvesteder)	Antall prøver	Bakterier pr 100ml				
			TKB		FS		
			Gj.snitt*	Maks/min	Gj.snitt*	Maks/min	
1	Bergsvågen	Ref p.**	6	7	62/0	7	20/2
2	"	Gamneset	6	9	20/1	4	38/2
3	"	Vika	6	34	330/9	30	160/5
4	"	Indre Bergsvågen	6	140	460/50	88	330/20
5	"	Innenfor Kjerkeneset	6	130	780/10	84	180/31
6	"	Altevågen	6	28	370/1	16	800/0
7	Trondenes	Russevika	6	10	40/1	6	40/0
8	"	HSD	6	9	30/0	16	26/0
9	"	Trondenes kirke	6	22	410/0	6	27/0
10	"	Skjøret	6	98	1420/8	53	260/0
11	"	Like nord for tankene	6	23	200/0	6	30/0
12	Samasjøen	Tankterminalen	6	140	3600/1	32	320/0
13	Harstadvavn	Bukt mellom DS-kai og Hamneset	6	1100	7600/52	130	520/30
14	Larsneset		6	49	390/0	26	220/6
15	Kaarbøss Mek.	Verksted	6	250	5100/37	97	1000/18
16	Skroghallen		6	130	800/0	80	200/3
17	Danielsens	Verksted	6	1500	9500/170	870	6200/30
18	Dyreklinikken		6	2900	14000/300	420	1600/50
19	Gansåsbotn		6	170	800/7	26	330/0
20	Mercur		6	100	3100/1	31	250/0
21	Tankanlegg	Gansås	6	50	500/0	12	200/0
22	Stangnes,	vest for Langneset	6	34	270/0	19	100/0
23	Ref p.**	Midtveis mellom prøvested 10 og 22	6	20	74/1	15	35/4
24	Ref p.**	Rett ut av havnebasseng, halvveis til Måga	6	11	120/0	7	26/0
25	Stangnes	Bukt øst for Stangnes fort	6	5	40/0	6	30/0
26	"	Nordmarken	6	10	110/0	10	60/0
27	"	Åkervika	6	45	870/0	24	300/0
27A	"	Utfør kloakk midtveis mellom stasjon 27 og 28	6	14	190/0	9	90/0
28	"	Vika småbåthavn	6	35	1100/0	19	190/0
29	"	Hestvika	6	14	90/0	8	25/0
30	Kanebogen	Kanebogholman	6	21	190/0	14	54/0
31	"	Innerst i bogen	6	51	510/0	20	140/0
32	"	Rett ut av Kanebogelva	6	48	330/1	34	100/0
33	"	Finnevika	6	34	400/0	13	80/0

Tabell 12 (forts.)

	Stasjon (prøvested)	Antall prøver	Bakterier pr 100ml				
			TKB		FS		
			Gj.snitt*	Maks/min	Gj.snitt*	Maks/min	
34	Medkila	Rett ut av kai	6	44	520/0	6	30/0
35	"	Osen	6	55	730/0	25	230/0
36	Holtet	100 m nord for	5	11	140/0	9	46/0
37	"	Ostersteinvika	6	14	180/0	7	42/0
38	Breivika	Rett ut av grunne inne i vika	6	53	300/0	46	710/1
39	Kilahamn	Midt i bukta	6	5	16/0	4	10/0
40	Kilbotn	Vik sørøst av Kila skole	6	22	180/1	23	80/0
41	"	Rett nord av Dur- målsvik, midt i basseng	6	17	70/0	1	60/0
42	"	Stokkevika vest for Nordholmen	6	55	910/0	38	990/0
43	"	Ref p.** vest for Ytre Forneset, sør for Kilaholmen	6	5	24/0	7	30/0
44	"	Ref p.** nordvest av Saltvika, Rogla øst for Gallberneset	6	2	12/0	2	8/0
45	Ref p.**	Øst for søndre del av Arnøy, nord for stake for lysbotn	6	1	2/0	1	2/0

\* Gj.snitt = Geometrisk gjennomsnitt

\*\* Ref p. = Referanse punkt

Tabell 13. Gjennomsnittlig\* innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB) og fekale streptokokker (FS) i 6 prøvetakinger fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune i tiden februar til desember 1990.

Februar		April		Juni		August		Oktober		Desember	
Bakt/100ml		Bakt/100ml		Bakt/100ml		Bakt/100ml		Bakt/100ml		Bakt/100ml	
TKB	FS	TKB	FS	TKB	FS	TKB	FS	TKB	FS	TKB	FS
320	94	91	57	22	23	370	68	790	260	750	190

\* Geometrisk gjennomsnitt

Tabell 14. Innhold av termotolerante koliforme bakterier\* (TKB) i prøver tatt i tiden februar til desember 1990 fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Gruppert etter avstand fra kommunalt registrerte kloakkutslipp.

Registrerte kloakkutslipp ikke nærmere enn 500 m			Registrerte kloakkutslipp nærmere enn 500 m		
Antall stasjoner	Antall prøver pr stasjon	TKB/100ml	Antall stasjoner	Antall prøver pr stasjon	TKB/100ml
14	6	9	32	6	59

\* Geometrisk gjennomsnitt

Tabell 15. Innhold av fekale streptokokker\* (FS) i prøver tatt i tiden februar til desember 1990 fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Gruppert etter avstand fra kommunalt registrerte kloakkutslipp.

Registrerte kloakkutslipp ikke nærmere enn 500 m			Registrerte kloakkutslipp nærmere enn 500 m		
Antall stasjoner	Antall prøver pr stasjon	FS/100ml	Antall stasjoner	Antall prøver pr stasjon	FS/100ml
14	6	7	32	6	25

\* Geometrisk gjennomsnitt

Tabell 16. *Innhold av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i prøver fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Fordelt på grupper etter gjennomsnitt\* av 6 prøver pr stasjon tatt i tiden februar til desember 1990.*

Antall stasjoner pr gruppe			
Gr I	Gr II	Gr III	Gr IV
<5 TKB/100ml	5-50 TKB/100ml	51-500 TKB/100ml	>500 TKB/100ml
2	29	12	3

\* Geometrisk gjennomsnitt

Tabell 17. *Innhold av fekale streptokokker (FS) i prøver fra 46 stasjoner i sjøresipient til bynære områder i Harstad kommune. Fordelt på grupper etter gjennomsnitt\* av 6 prøver pr stasjon tatt i tiden februar til desember 1990.*

Antall stasjoner pr gruppe			
Gr I	Gr II	Gr III	Gr IV
<5 FS/100ml	5-50 FS/100ml	51-500 FS/100ml	>500 FS/100ml
5	33	7	1

\* Geometrisk gjennomsnitt

## 7. SAMMENFATTENDE DISKUSJON OG ANBEFALINGER

Resultatene fra delprosjektene kan sammenfattes slik:

DELPROSJEKT	KILBOTN	STANGNES	HARSTADBASSENGET
Strømmålinger og hydrografi	Meget lave oksygenverdier i dypvannet sommerstid. Dårlige resipient-egenskaper. God vannutskiftning nær overflaten.	Sterkere strømmer på 15 enn på 3 m dyp. Gode oksygenforhold og god vannutskiftning.	<b>Harstadbotn:</b> Gode forhold grunnere enn tersklene. <b>Str. sentrum - Mågøy:</b> Gode forhold
Bunn-dyresamfunn	Moderate effekter i dypområdet.	Gode forhold.	<b>Harstadbotn:</b> Sterke negative effekter i indre del. Avtagende effekter utover fjorden. <b>Sentrum - Mågøy:</b> Gode forhold, men visse moderate effekter i dypområdet.
Fjæresoneorganismer			<b>Harstadbotn:</b> Tydelige effekter av overgjødning (kloakk). <b>Sentrum - Tr.nes:</b> Gode forhold.

### 7.1. Kilbotn

Strøm- og hydrografimålingene i Kilbotn ga klare indikasjoner på at dypområdet har stagnante vannmasser i sommerhalvåret. Dvs. at vannutskiftningen i denne årstiden ikke er tilstrekkelig til å opprettholde et godt oksygen-regime. Dette skyldes sannsynligvis terskelen, som til tross for at den er forholdsvis dyp, representerer en hindring for fri inn/ut-strømming av vann fra/til området utenfor fjorden. Det ble også registrert biologiske effekter i dypområdet, i motsetning til indre del av Kilbotn der forholdene syntes gode. De særlig dårlige resipientforholdene antas derfor generelt sett å være begrenset til dypområdet selv om effekter ikke kan utelukkes i lokale lommer også andre steder i fjorden. Utslippene til Kilbotn må reduseres vesentlig dersom risikoen for periodisk svært lavt oksygeninnhold skal kunne unngås.



## 7.2. Stangnes

Både de hydrografiske målingene, strømbobservasjonene og resultatene fra den biologiske prøvetakingen tyder på at resipientegenskapene ved Stangnes er gode. Forutsatt at utslippspunktet ligger på minst 20 m dyp, antas det at utslippene kan økes fra dagens nivå på ca. 7000 p.e. til dimensjonert kapasitet på ca. 10000 p.e. uten fare for vesentlige negative biologiske eller hydrokjemiske effekter. En bør likevel være oppmerksom på at lokale uønskete effekter ikke kan utelukkes i nærområdet.

## 7.3. "Harstad-bassenget"

To av 3 delprosjekter (bunndyrsamfunn og fjæresone-alger) som ble gjennomført i Harstadbassenget viser at indre del av Harstadbotn er sterkt foruresningsbelastet. De registrerte effektene skyldes trolig utslipp av organisk stoff og primærnæringssalter. De hydrografiske målingene viste derimot ikke spesielt dårlige forhold, noe som kan forklares ved at det var vanskelig å få tatt vannprøver helt ned i bunnvannet. Området er preget av variert bunntopografi med muligheter for lokale lommer med stagnant vann og påfølgende oksygenreduksjon i deler av året.

De registrerte effektene i Harstadbotn avtar utover fjorden og synes stort sett å ikke gjøre seg gjeldende i området mellom sentrum og Mågøy.

Resultatene fra undersøkelsene i "Harstadbassenget" tilsier at urensede utslipp til indre del av Harstadbotn bør opphøre. Pga. at bassenget nordøst for Harstad sentrum er omkranset av terskelrygger, frarådes det at utslippene til dette området øker utover dagens tilførsler. Det knytter seg alltid en viss usikkerhet til slike terskelbassenger pga. at tersklene fysisk forhindrer optimal vannutskiftning. Forholdene i området er imidlertid gode, noe som hovedsaklig må sees i sammenheng med det forholdsvis store vannvolumet som gir et potensielt godt oksygenregime i den mulige stagnasjonsperioden sommerstid. Fremtidige utslipps-punkter bør likevel legges dypere enn 20 m og plasseres/konstrueres slik at utslippene spres best mulig i resipienten. Flere relativt små utslipp anbefales istedenfor forholdsvis store samleavløp da dette trolig vil føre til en relativt god utnyttelse av områdets naturlige nedbrytningskapasitet.

**LITTERATURHENVISNINGER**

- American Public Health Association (APHA) 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th. ed.
- Bokn, T., 1978. Klasser av fastsittende alger brukt som indikator på eutrofiering i estuarine og marine områder. NIVA årbok 1978, s. 53-59.
- Clifford, H.T. & W. Stephenson 1975. An Introduction to Numeric Classification. - Academic Press. 229 pp.
- Gray, J.F. & T.H. Pearson 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 1. Comparative methodology. - Mar.Ecol.Progr.Ser. 9:111-119.
- Hjermstad, L 1980. Transport av bakterielle forurensninger fra dypvannsutslippet av kommunalt avløpsvann på Høvringen, Trondheim kommune, med spesiell vekt på konsekvensene for badevannskvaliteten i Brennebukta. Hovedoppgave, NTH, Institutt for vassbygging.
- Holtan, H. og S. O. Åstebøl 1990: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler i vassdrag og fjorder. Rev. utg. Rapp. nr 2510, NIVA, Oslo.
- Holte, B. 1977. Resipientundersøkelser ved Bergsodden, Stangnes og Holtet - Harstad kommune, 1986. Akvaplan AS. Rapport.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. - Ecology 52:577-586.
- Jaasund, E., 1965. Aspects of marine algal vegetation of North Norway. Botanica Gothoburgensia IV. Almquist & Wiksell, Stockholm.
- Knutzen, J., K. Kvalvågnæs & J. Magnusson 1977. Orienterende resipientundersøkelser i Troms. Harstad Kommune. NIVA rapport O-40/76.
- NIVA 1985. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. NIVA-rapport 1721.
- Norsk Standardiseringsforbund 1990. Norsk Standard (NS) 4788, 4789, 4791 og 4792. 1990.
- OCEANOR 1988. Resipientundersøkelse for Trondheim. Delrapport nr. 8. Beskrivelse av bakterieforurensninger.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - Oceanogr.Mar.Biol. Ann.Rev. 16:229-311.

- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology.  
- Willey - Interscience. 279 pp.
- Rygg, B. 1984. Bløtbunnsfauna som indikatorsystem på  
miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å  
beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. -  
NIVA rapport O-80612 II.
- Shannon, C.E. & W. Weaver 1963. The mathematical theory of  
communication. - University of Illinois Press. 39 pp.
- Sosialdepartementet, Helsedirektoratet v/Statens institutt for  
folkehelse 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann vann  
for omsetning - Badevann.
- Statens forurensningstilsyn 1989. Kvalitetskriterier for  
ferskvann.
- Østensvik, Ø. 1979. Desimering av miljøfremmede mikro-  
organismer i vann. VANN 1 B.

## VEDLEGG

A.	Strømmålinger og hydrografi. Resultatfigurer og - tabeller . . . . .	80
B.	Bløtbunnsfauna. Artslister, hyppig forekommende arter, koordinater for log-normal- og Hurlberts- funksjonene, kurver for sedimentenes kornstørrelsesfordeling, samt forklarende tillegg - statistikk . . . . .	117
C.	Biologisk strandsonebefaring. Artslister - dyr .	139

## VEDLEGG A

Strømmålinger og hydrografi. Resultatfigurer og -tabeller.

Fig. A1 - A29.

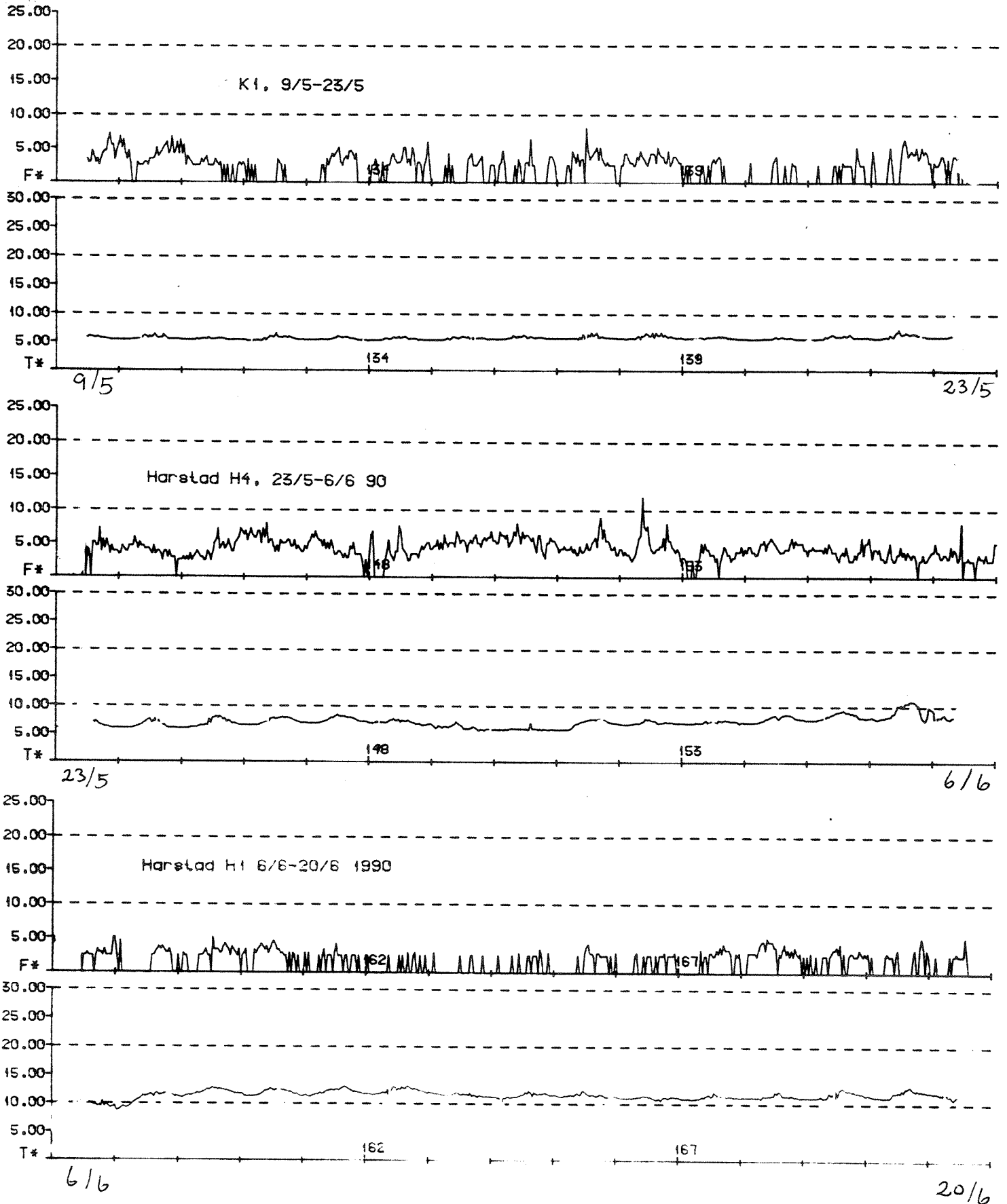
- Fig. A1. Resultat fra strømmålingene på K1 9/5-23/5, H4 23/5-6/6 utviklingen i tetthet ( $\sigma-t$ ). og H1 6/6-20/6 1990. Måledyp 3 meter. "F"= strømstyrke (cm/s), "T"= sjøens temperatur i måledypet.
- Fig. A2. Måleresultatene for strøm fra K1, H4 og H1, 3 m dyp framstilt som pilplott. Øverst: K1, 9/5-23/5 1990. Midten: H4, 23/5-6/6 1990. Nederst: H1, 6/6-20/6 1990.
- Fig. A3. Måleserien for SD2000 instrumentet som registrerte fortløpende på stasjon K1 (9/5-23/5), H4 (23/5-6/6) og H1 (6/6-20/6). Strømmålingene er framstilt som en progressiv vektor, d.v.s. at hver måling ("strømpil" er addert vektorielt til den foregående. Startposisjonen den 9/5 1990 er angitt med en liten pil nederst t.h..
- Fig. A4. Målt strømstyrke og strømretning på K1, i 15 m dyp fra 9/5 til 23/5 1990.
- Fig. A5. "Strømroser" for måledataene fra K1, 15m dyp (øverst) og K2, 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).
- Fig. A6. Målt strømstyrke og strømretning På K2, 15 m dyp 9/5-23/5.
- Fig. A7. Målt strømstyrke og strømretning på K3, 3 m dyp 9/5-23/5.
- Fig. A8. "Strømroser" for måledataene fra K3, 3m dyp (øverst) og 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).
- Fig. A9. Målt strømstyrke og strømretning på K3, 15 m dyp 9/5-23/5.
- Fig. A10. Målt strømstyrke og strømretning på S1, 3 m dyp 24/5-6/6. Rigger havarerte den 30/5.
- Fig. A11. "Strømroser" for måledataene fra S1, 3m dyp (øverst) og 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).
- Fig. A12. Målt strømstyrke og strømretning på S1, 15 m dyp 23/5-6/6. Rigger havarerte 30/5.
- Fig. A13. Målt strømstyrke og strømretning på H1, 5 m dyp 6/6-20/6.

- Fig. A14. "Strømroser" for måledataene fra H1, 5m dyp (øverst) og H2, 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).
- Fig. A15. Målt strømstyrke og strømretning på H2, 2m dyp 6/6-20/6.
- Fig. A16. Målt strømstyrke og strømretning på H3, 3 m dyp 23/5-6/6.
- Fig. A17. "Strømroser" for måledataene fra H4, 15m dyp (øverst) og H3, 3 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).
- Fig. A18. Målt strømstyrke og strømretning på H4, 15 m dyp 23/5-6/6.
- Fig. A19. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon K1 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A20. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon S1 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A21. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon H1 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A22. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon H2 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A23. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon H3 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A24. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig}=\text{kg}/\text{m}^3 - 1000.$ ) på stasjon H3 i perioden februar 1990-januar 1991.
- Fig. A25. Målt temperatur og salinitet på K1, 15 m dyp og K2 15 m dyp i perioden 9/5 23/5 1990.
- Fig. A26. Målt temperatur og salinitet på K3, 3m dyp og 15 m dyp i perioden 9/5-23/5 1990.
- Fig. A27. Målt temperatur og salinitet på S1, 3 m dyp og 15 m dyp perioden 23/5-6/6. Rikken havarerte 30/5.
- Fig. A28. Målt temperatur og salinitet på stasjon H3, 3m dyp og H4, 15 m dyp i perioden 23/5-6/6 1990.
- Fig. A29. Målt temperatur og salinitet på stasjon H1, 5 m dyp og H2, 3 m dyp i perioden 6/6 - 20/6 1990.

M=GY s3 N= 2047 FUVT

D= 40 T=900509-1155 Z=3

PS=Harstad GYS3



Figur A1. Resultat fra strømmålingene på K1 9/5-23/5, H4 23/5-6/6 utviklingen i tetthet ( $\sigma_t$ ) og H1 6/6-20/6 1990. Måledyp 3 meter. "F"= strømstyrke (cm/s), "T"= sjøens temperatur i måledypet.

Harstad K1, 9/5-23/5 90

M=GY s3 N= 2033 FUVT

D= 40 T=90 5 9-1635 Z=3

PS=Harstad GYS3

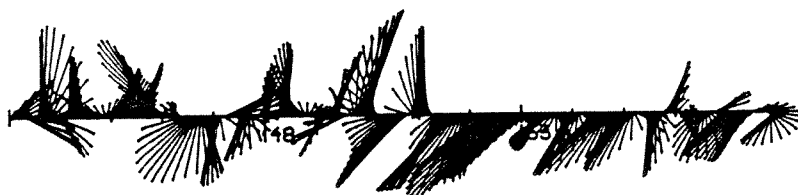


Harstad H4, 23/5-6/6 Tcut = 10 tlm

M=GY s3 N= 2033 FUVT

D= 40 T=90 5 9-1635 Z=3

PS=Harstad GYS3

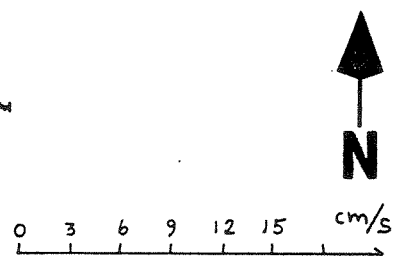
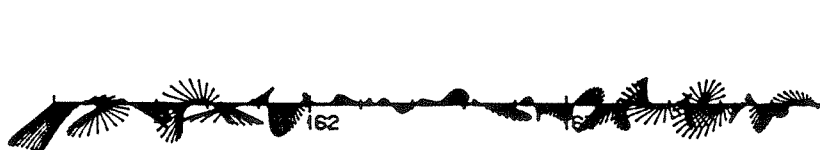


Harstad H1, 6/6-20/6 90 Tcut=10 tlm

M=GY s3 N= 2033 FUVT

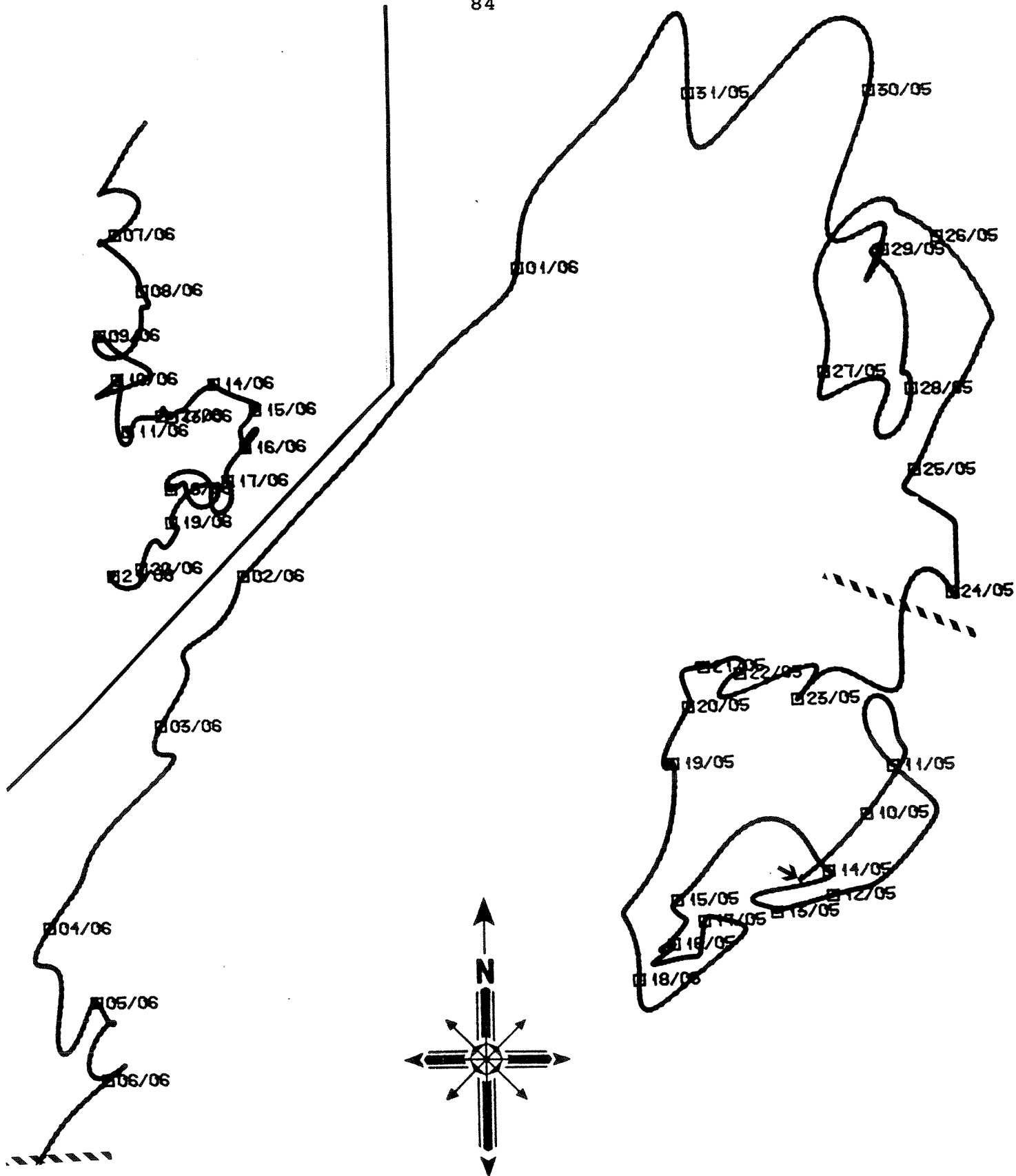
D= 40 T=90 5 9-1635 Z=3

PS=Harstad GYS3



Figur A2. Måleresultatene for strøm fra K1, H4 og H1, 3 m dyp framstilt som pilplott. Øverst: K1, 9/5-23/5 1990. Midten: H4, 23/5-6/6 1990. Nederst: H1, 6/6-20/6 1990.

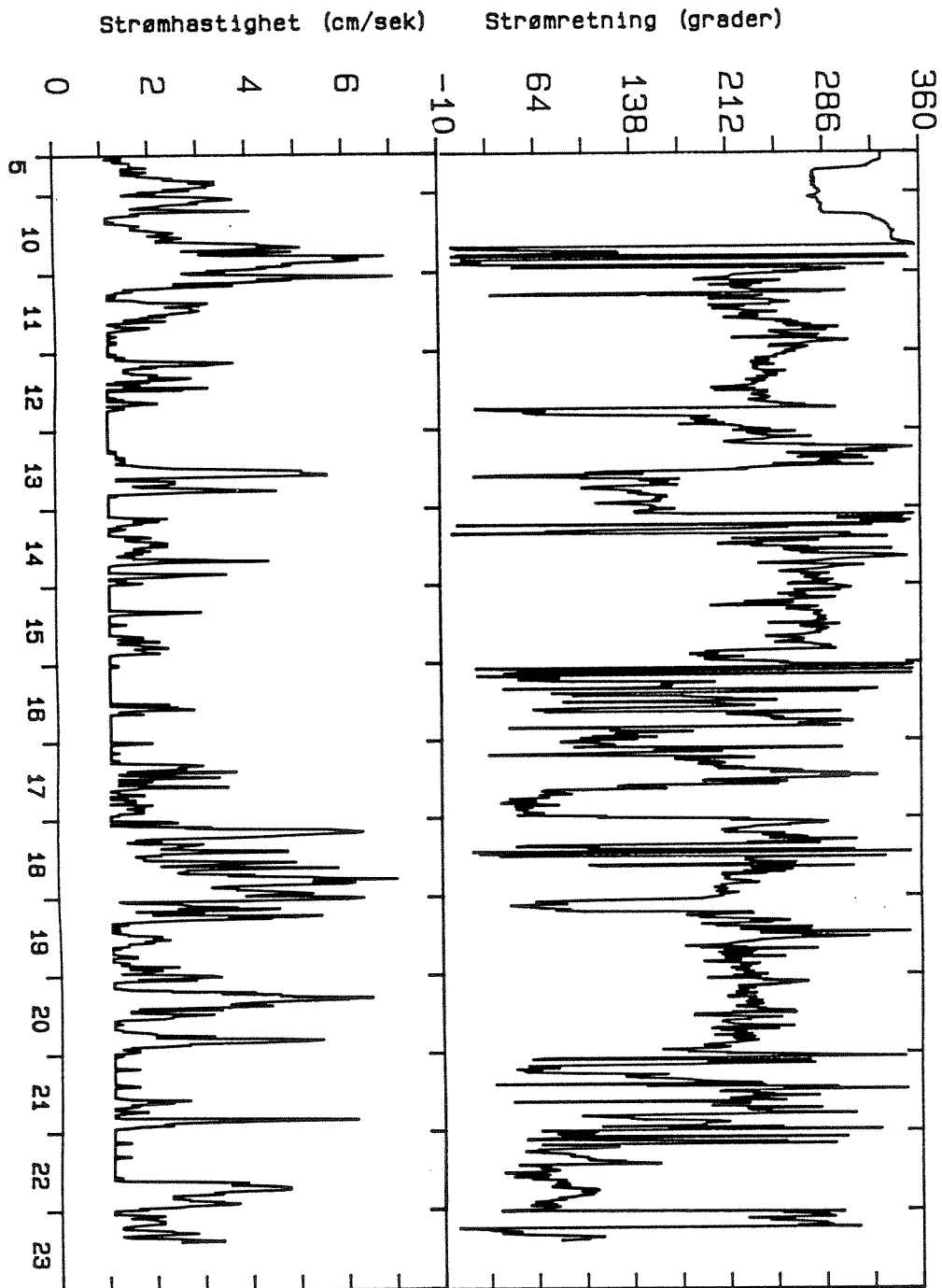




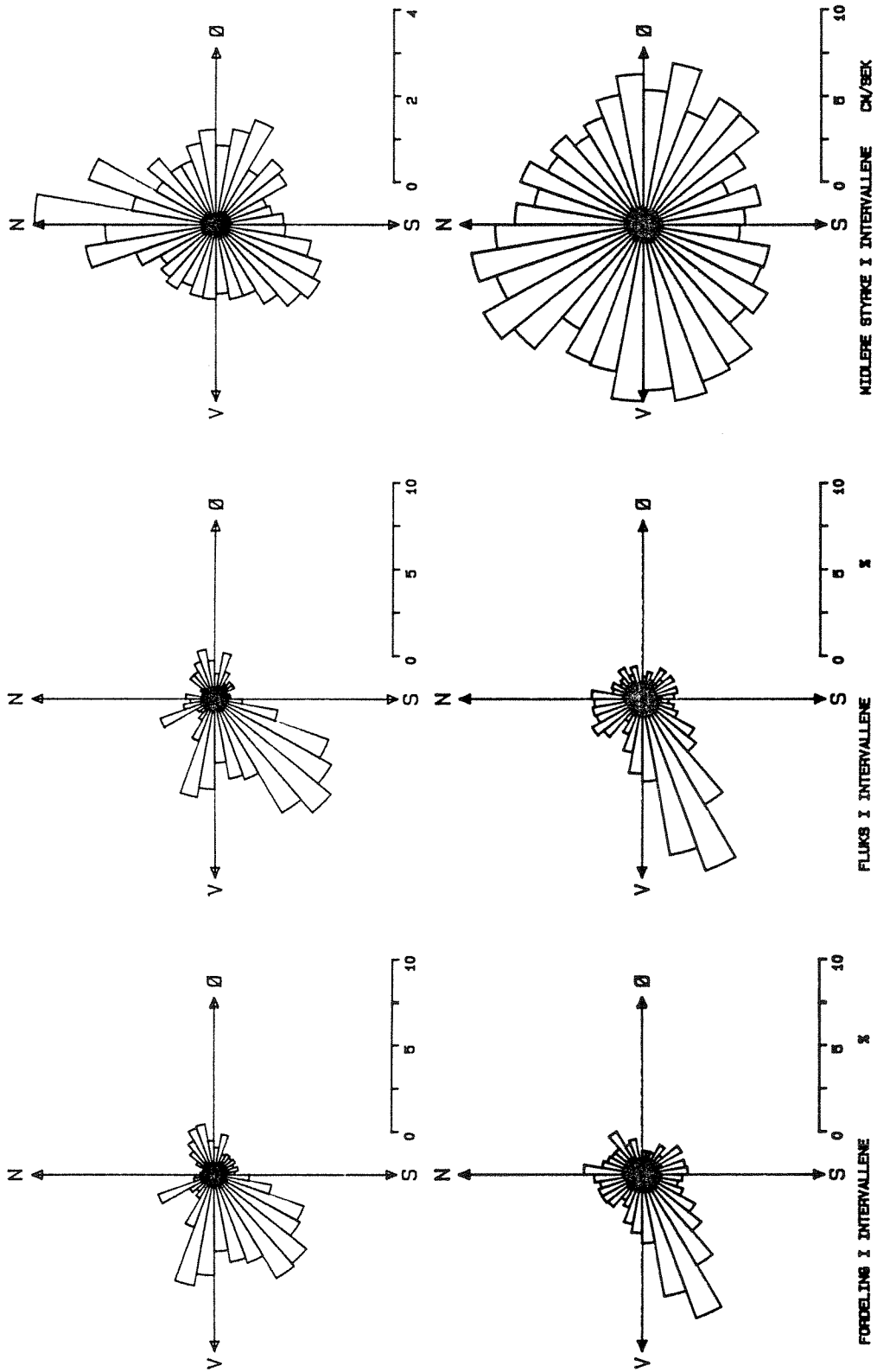
INSTR GY 83

START: 90 523-1235

Figur A3. Måleserien for SD2000 instrumentet som registrerte fortløpende på stasjon K1 (9/5-23/5), H4 (23/5-6/6) og H1 (6/6-20/6). Strømmålingene er framstilt som en progressiv vektor, d.v.s. at hver måling ("strømpil" er addert vektorielt til den foregående. Startposisjonen den 9/5 1990 er angitt med en liten pil nederst t.h..

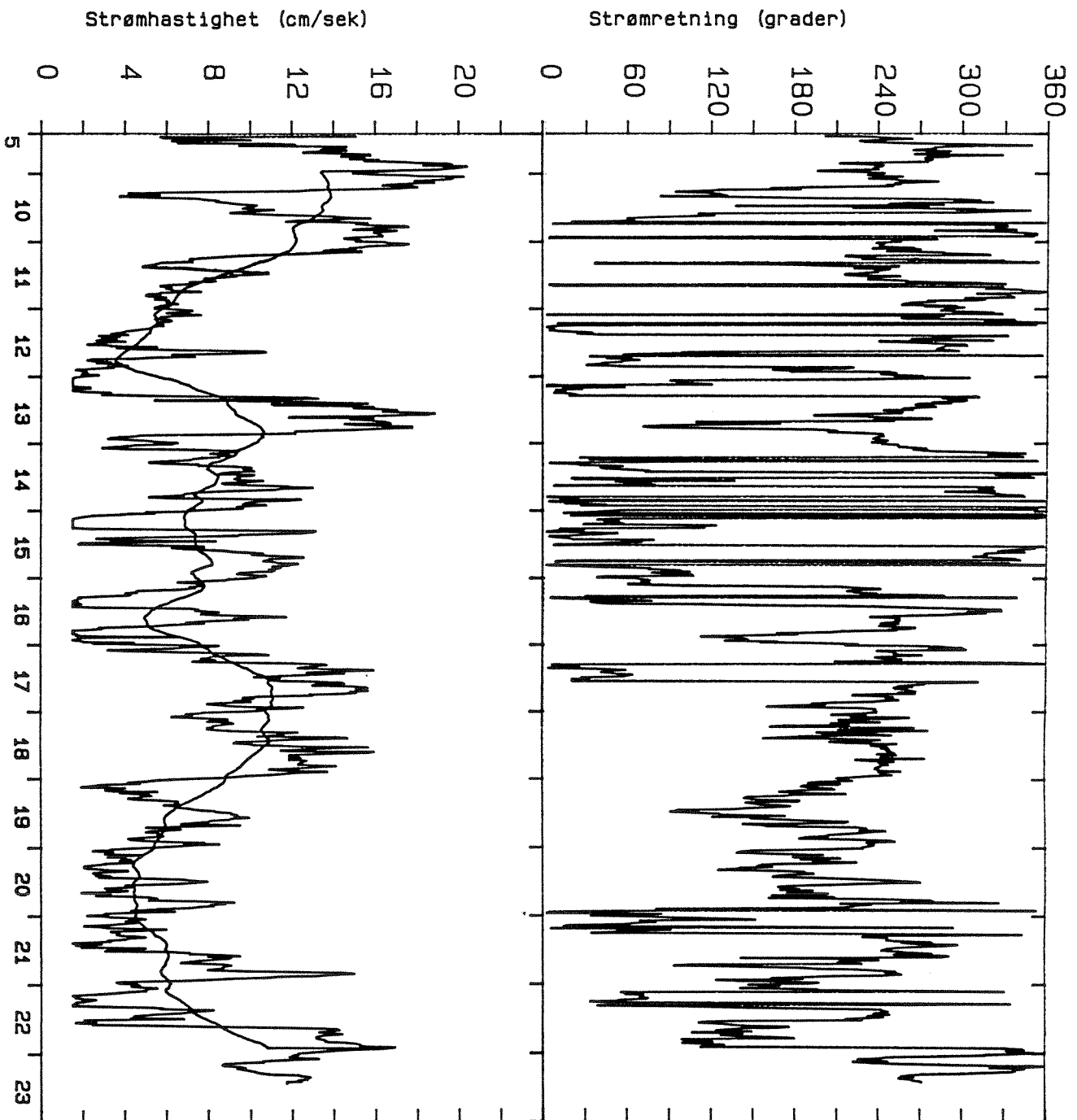


Figur A4. Målt strømstyrke og strømretning på K1, i 15 m dyp fra 9/5 til 23/5 1990.

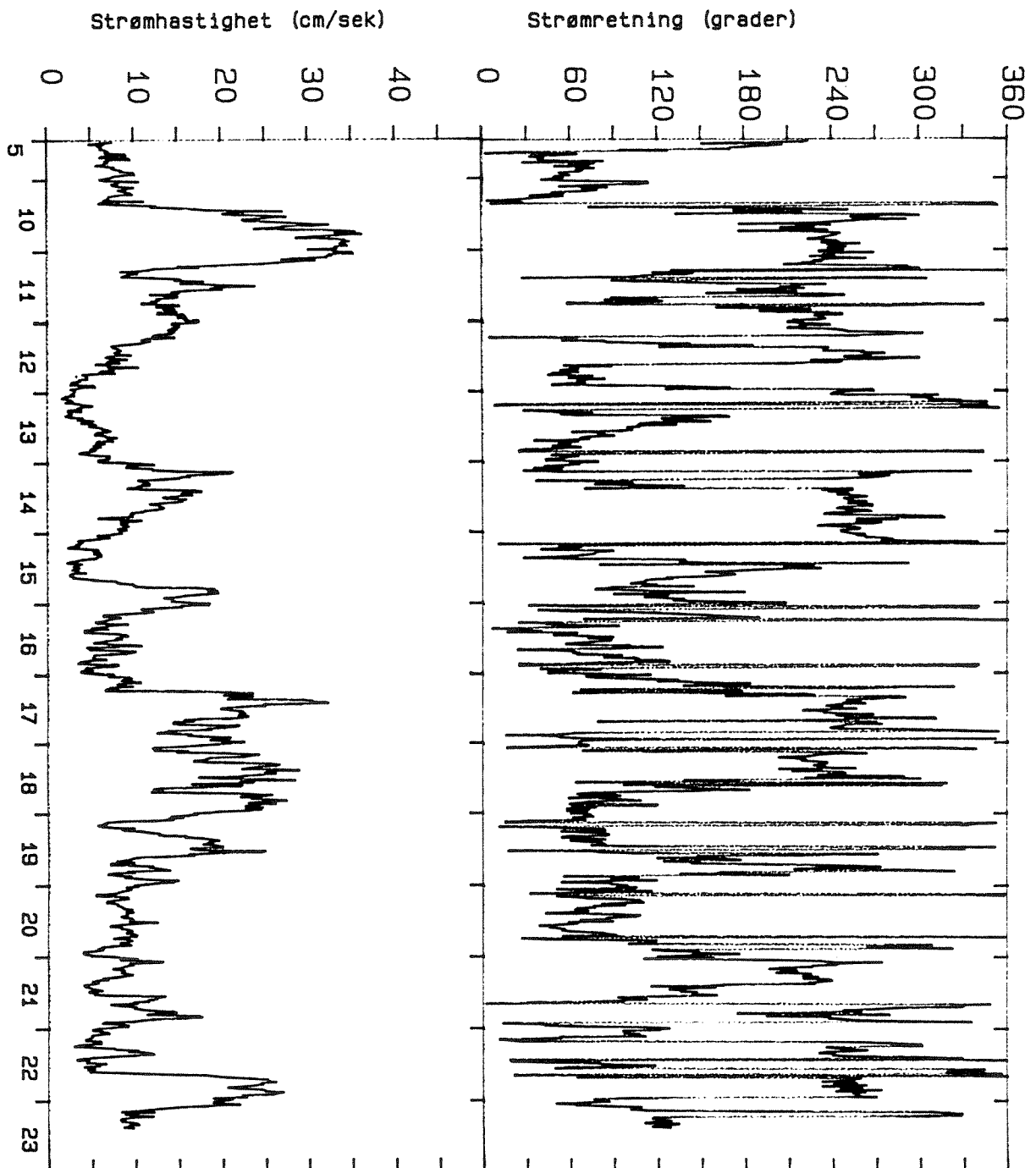


LOKALISERING : Hørstad      STARTDATO : 900509      KL.: 10.30  
 STASJON : 2608-8-S1      SLUTTDATO : 900523      KL.: 9.50

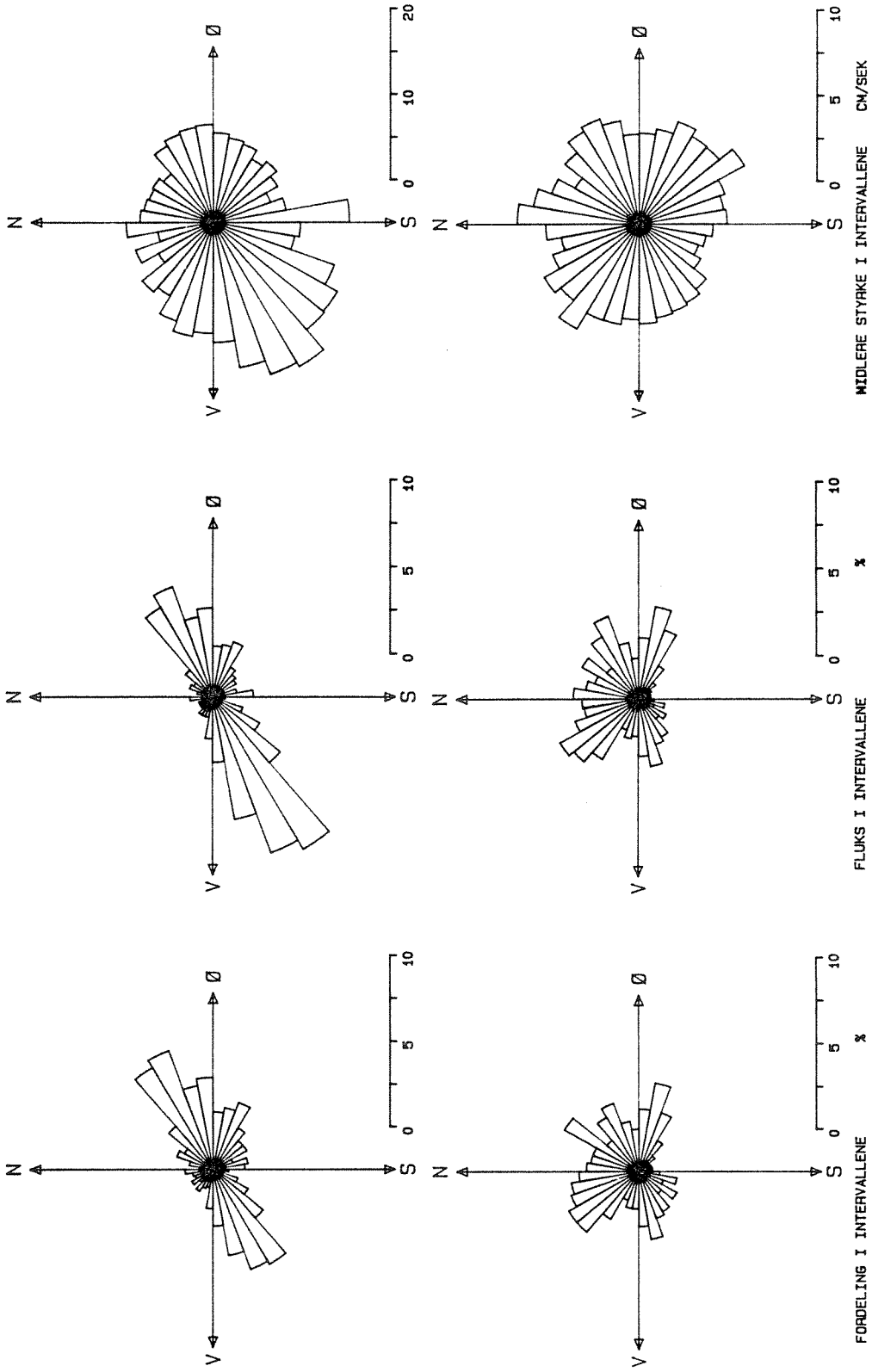
Figur A5. "Strømroser" for måledataene fra K1, 15m dyp (øverst) og K2, 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).



Figur A6. Målt strømstyrke og strømretning På K2, 15 m dyp  
9/5-23/5.

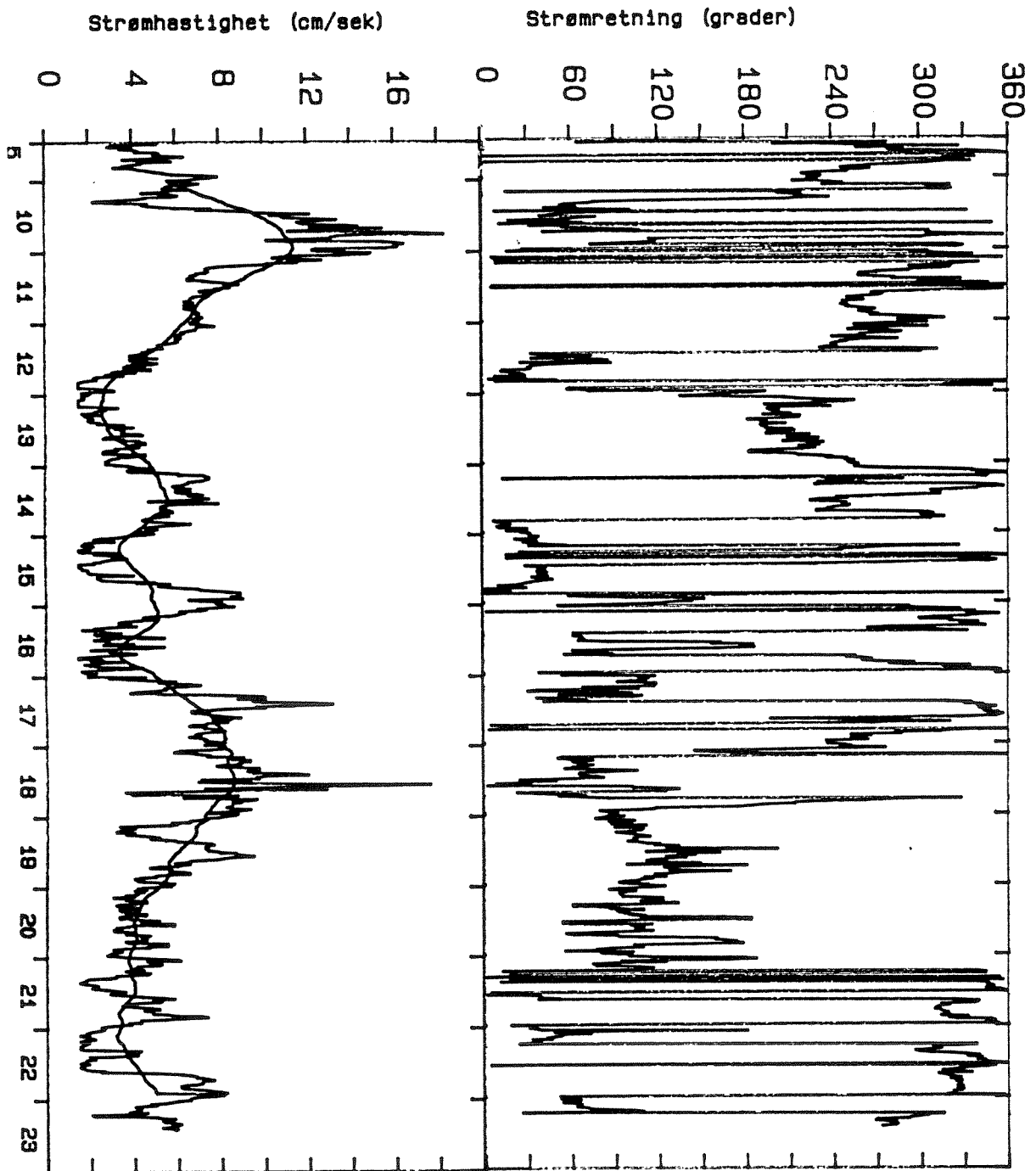


Figur A7. Målt strømstyrke og strømretning på K3, 3 m dyp  
9/5-23/5.

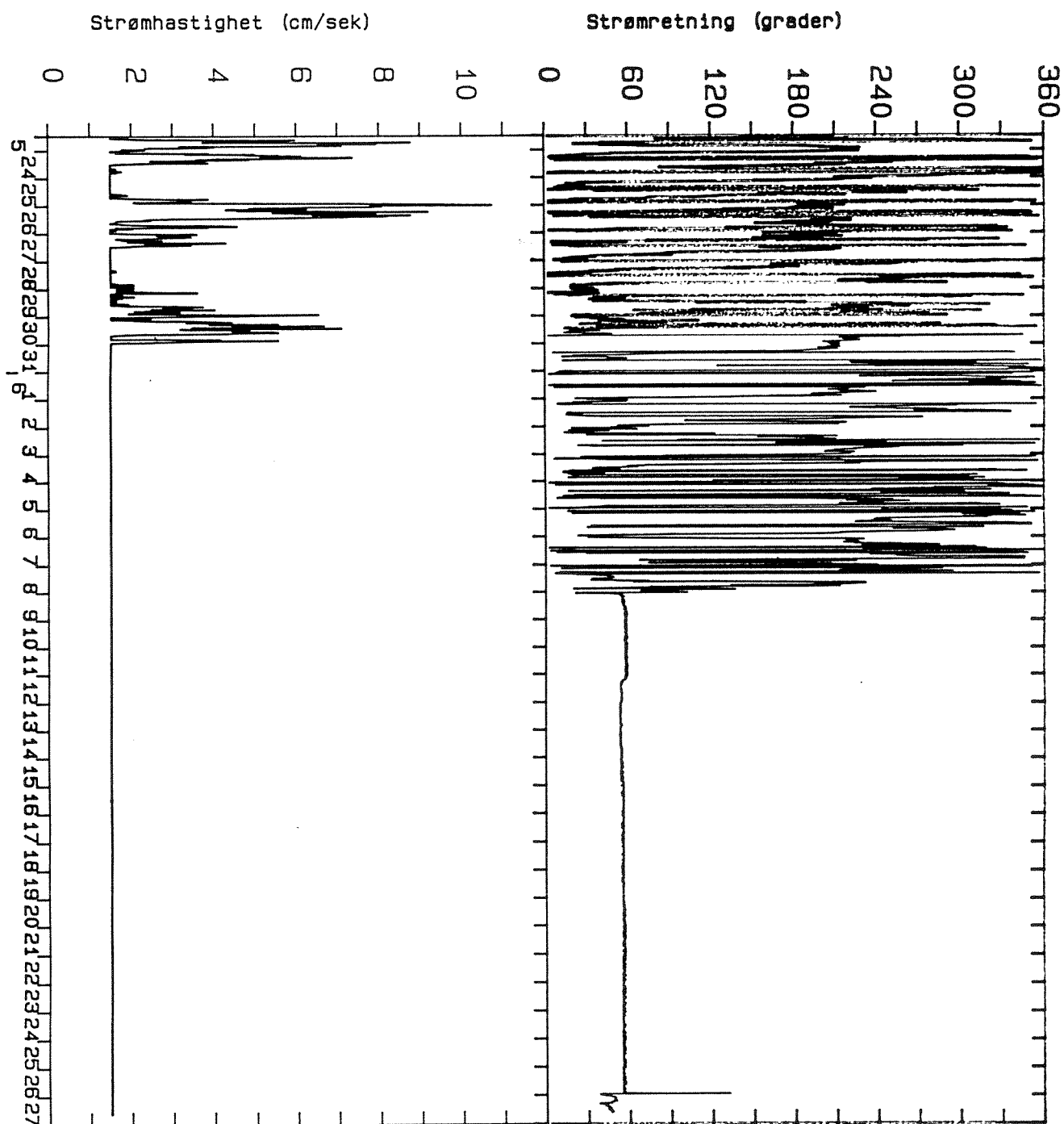


LOKALISERING : Harstad      STARTDATO : 900509      KL.: 11.10  
 STASJON : 6106-15-S1      SLUTTDATO : 900523      KL.: 9.30

Figur A8. "Strømroser" for måledataene fra K3, 3m dyp (øverst) og 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).

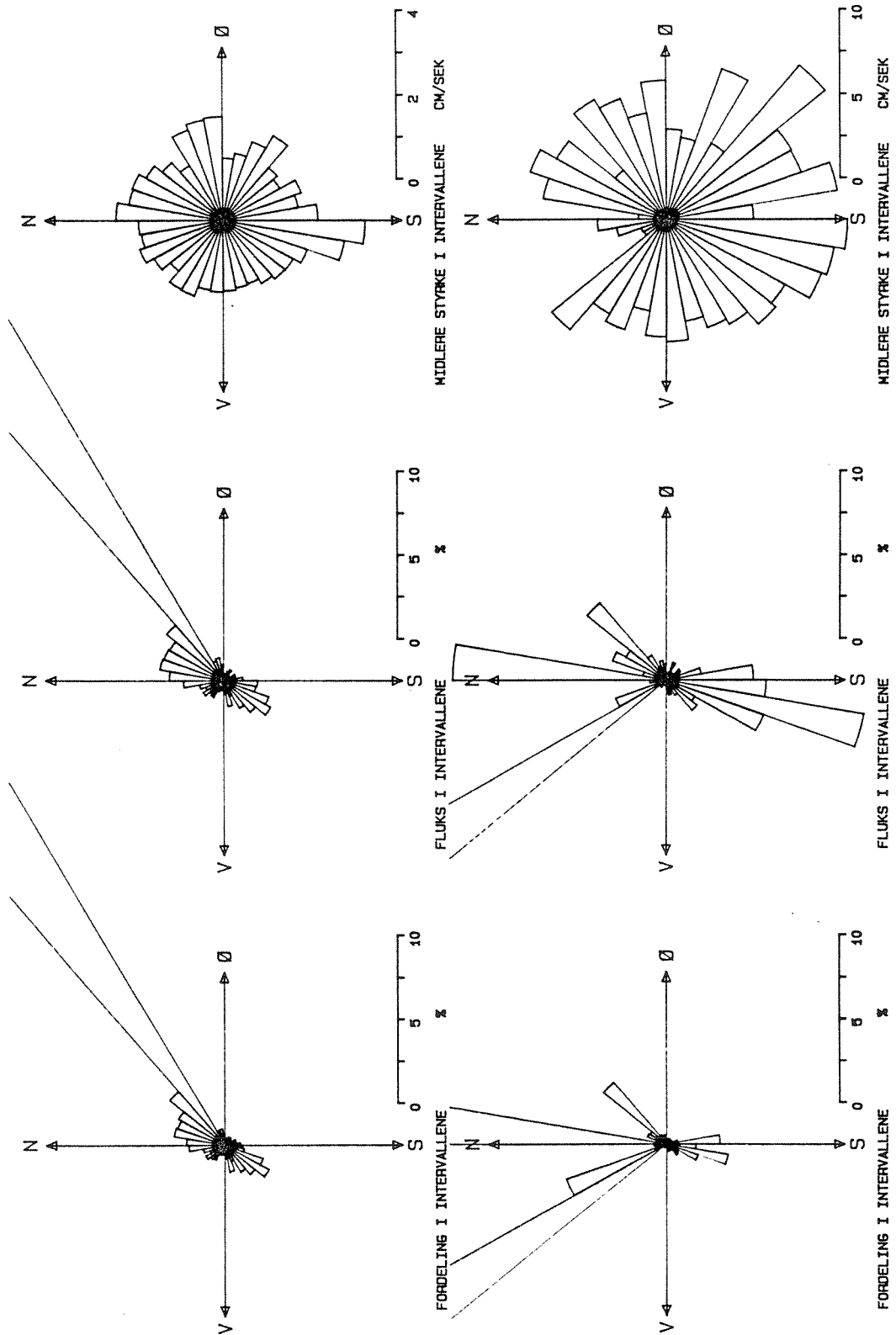


Figur A9. Målt strømstyrke og strømretning på K3, 15 m dyp  
9/5-23/5.



Figur A10. Målt strømstyrke og strømretning på S1, 3 m dyp 24/5-6/6. Riggeren havarerte den 30/5.

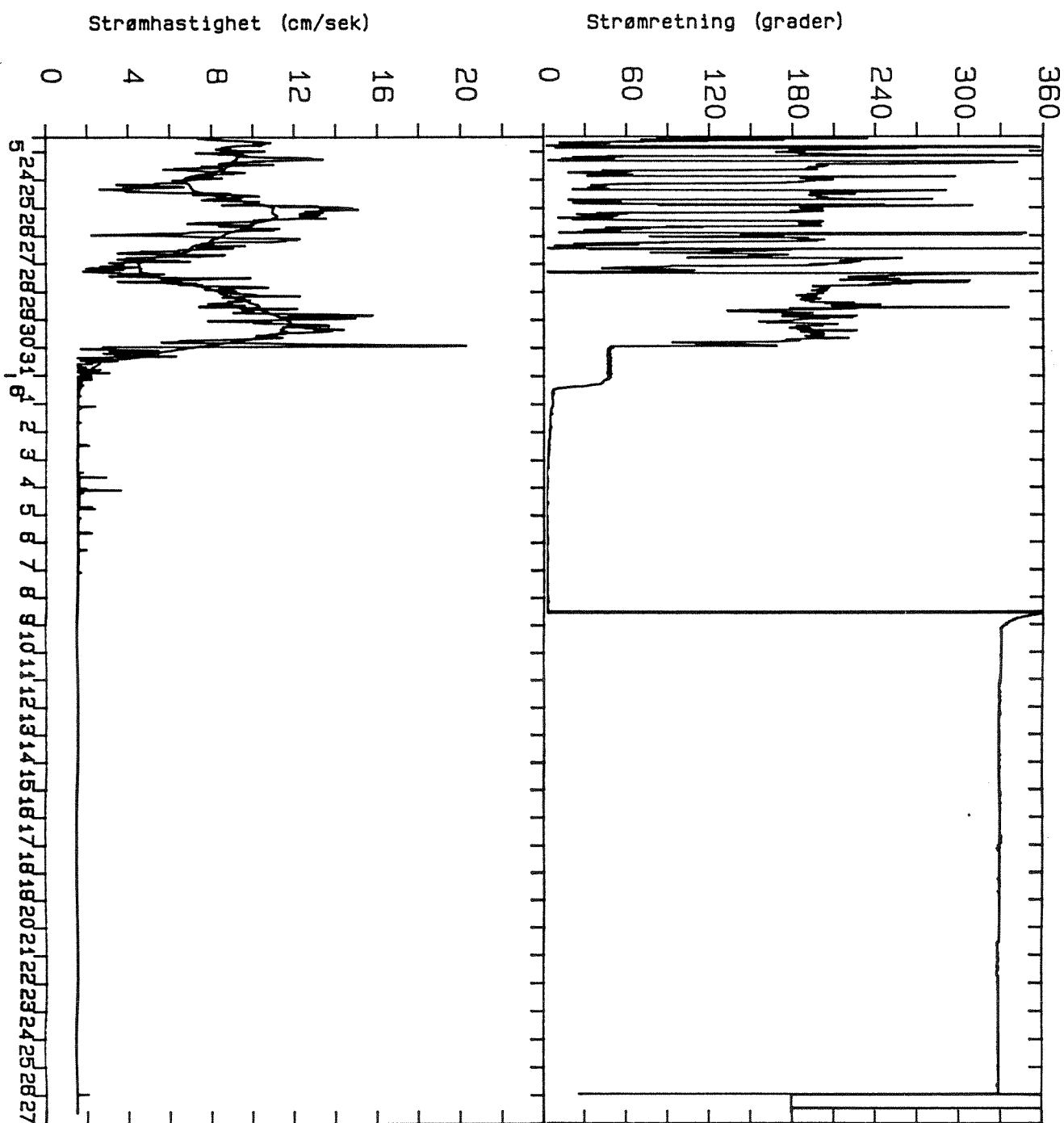




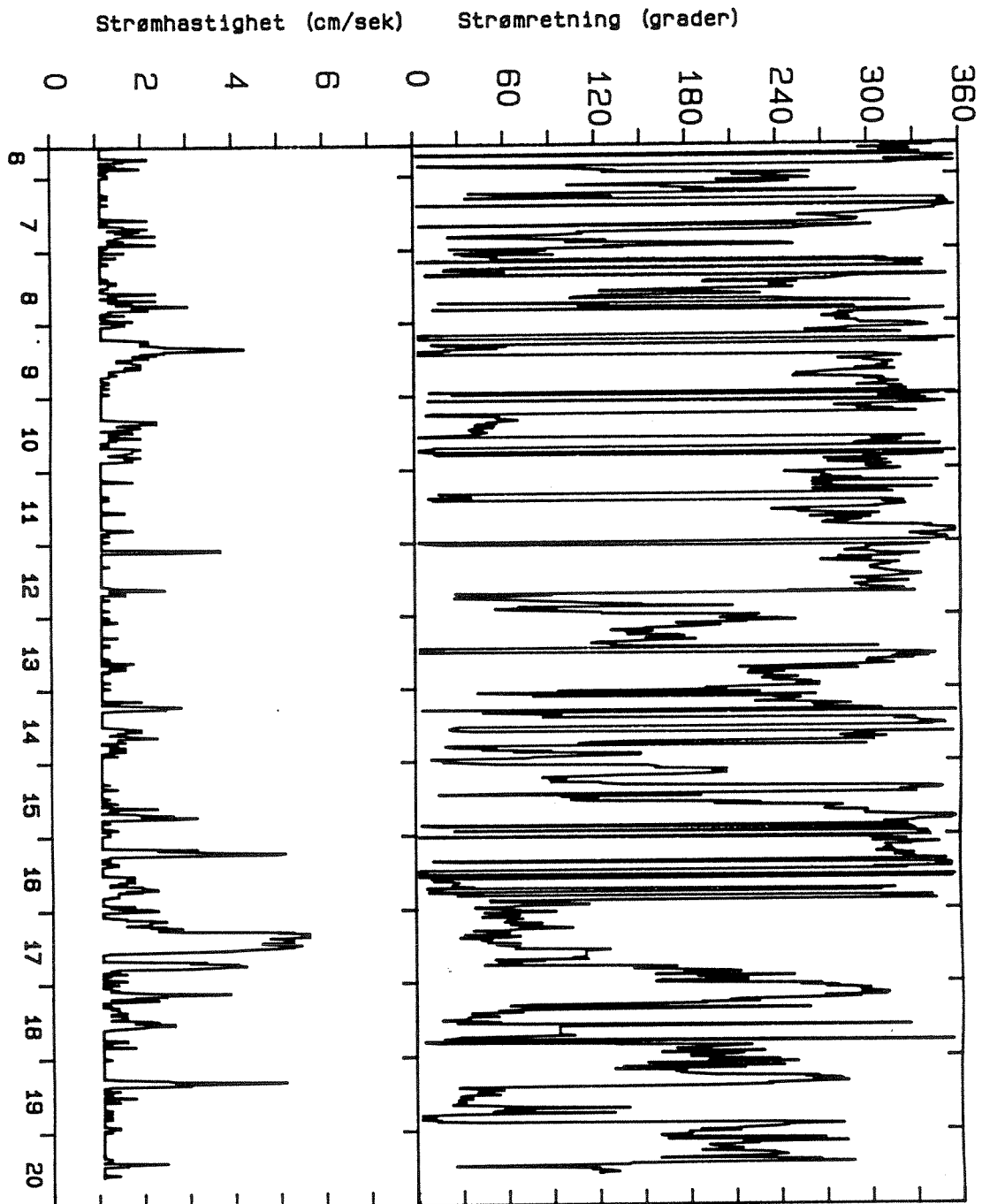
LOKALISERING : Hørstad      STARTDATO : 900523      KL.: 12.10  
 STASJON : 6106-15-S2      SLUTTDATO : 900627      KL.: 14.10

Figur A11.

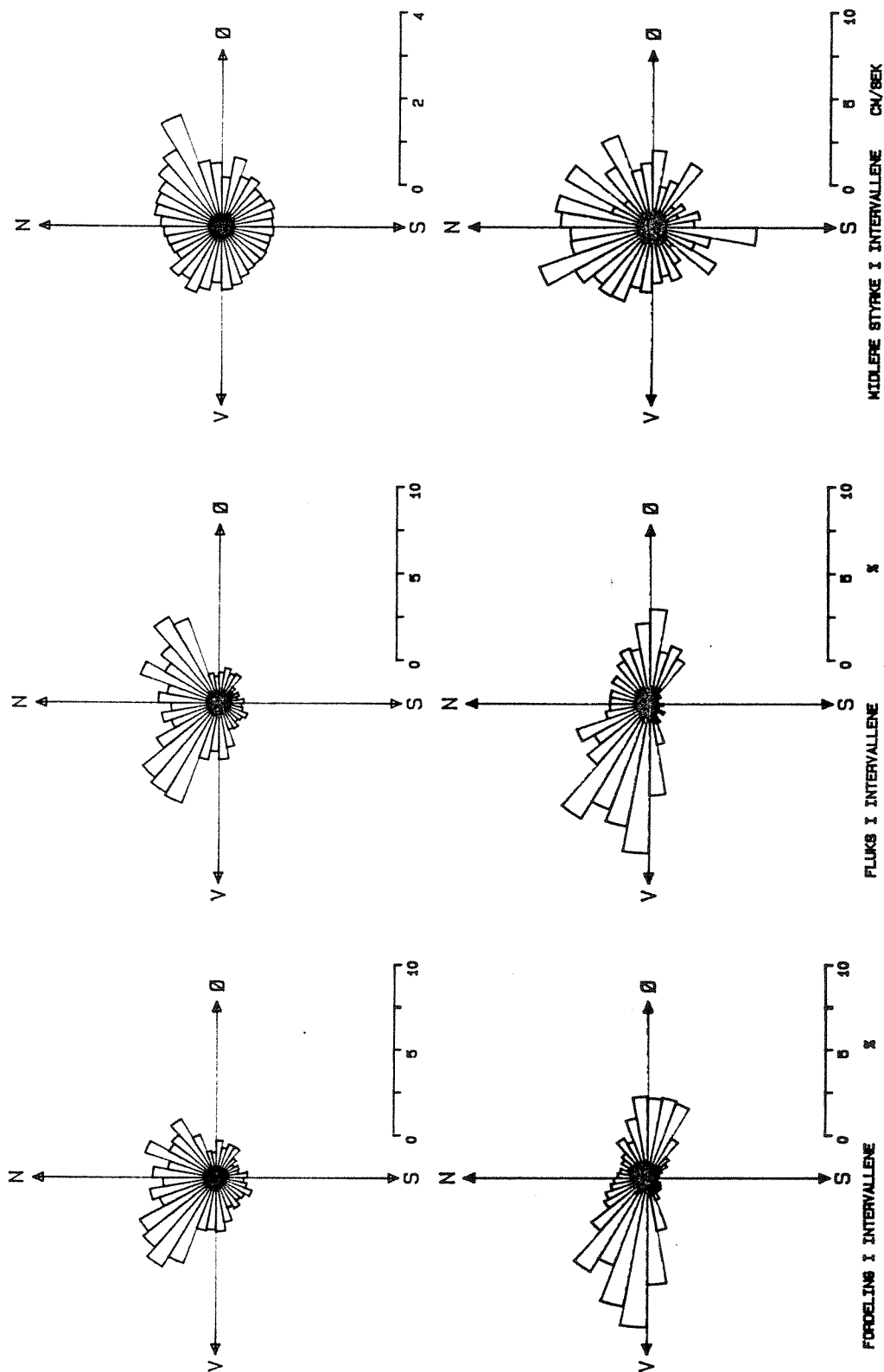
"Strømroser" for måledataene fra S1, 3m dyp (øverst) og 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).



Figur A12. Målt strømstyrke og strømretning på S1, 15 m dyp 23/5-6/6. Riggeren havarete 30/5.



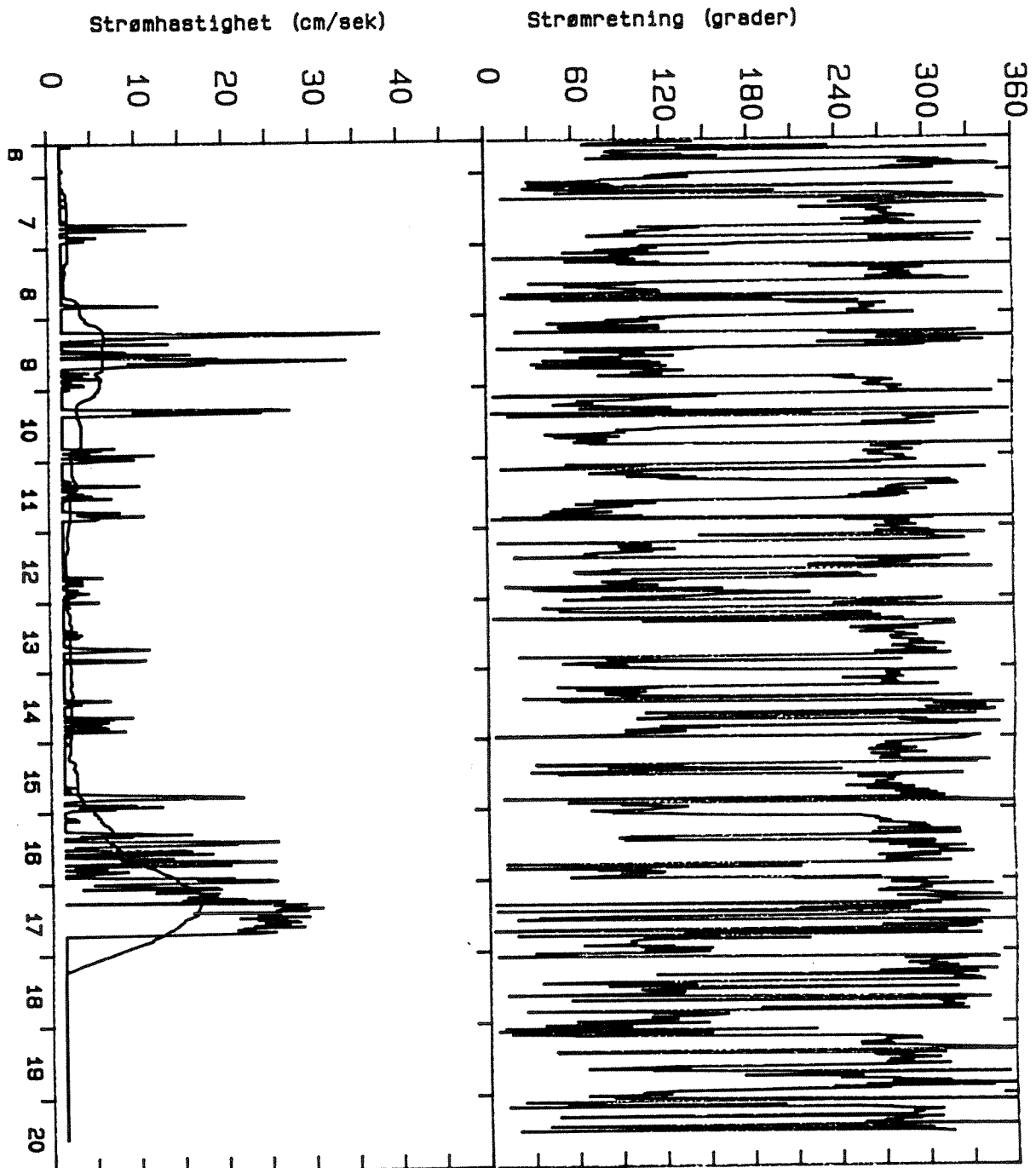
Figur A13. Målt strømstyrke og strømretning på H1, 5 m dyp 6/6-20/6.



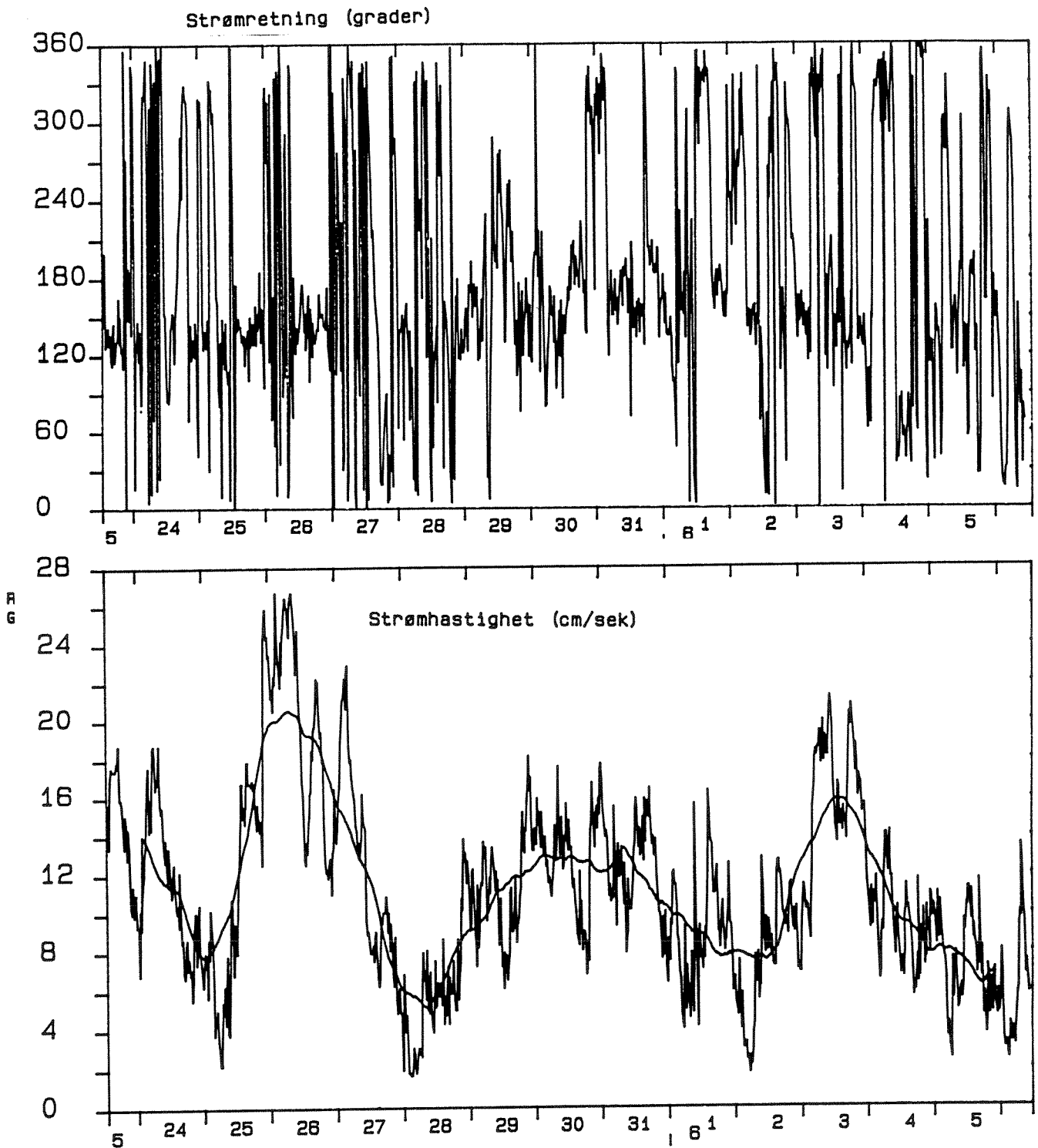
LOKALISERING : Hørstød      STARTDATO : 900808      KL.: 13.10  
 STASJON : 2808-B-53      SLUTTDATO : 900820      KL.: 12.50

Figur A14.

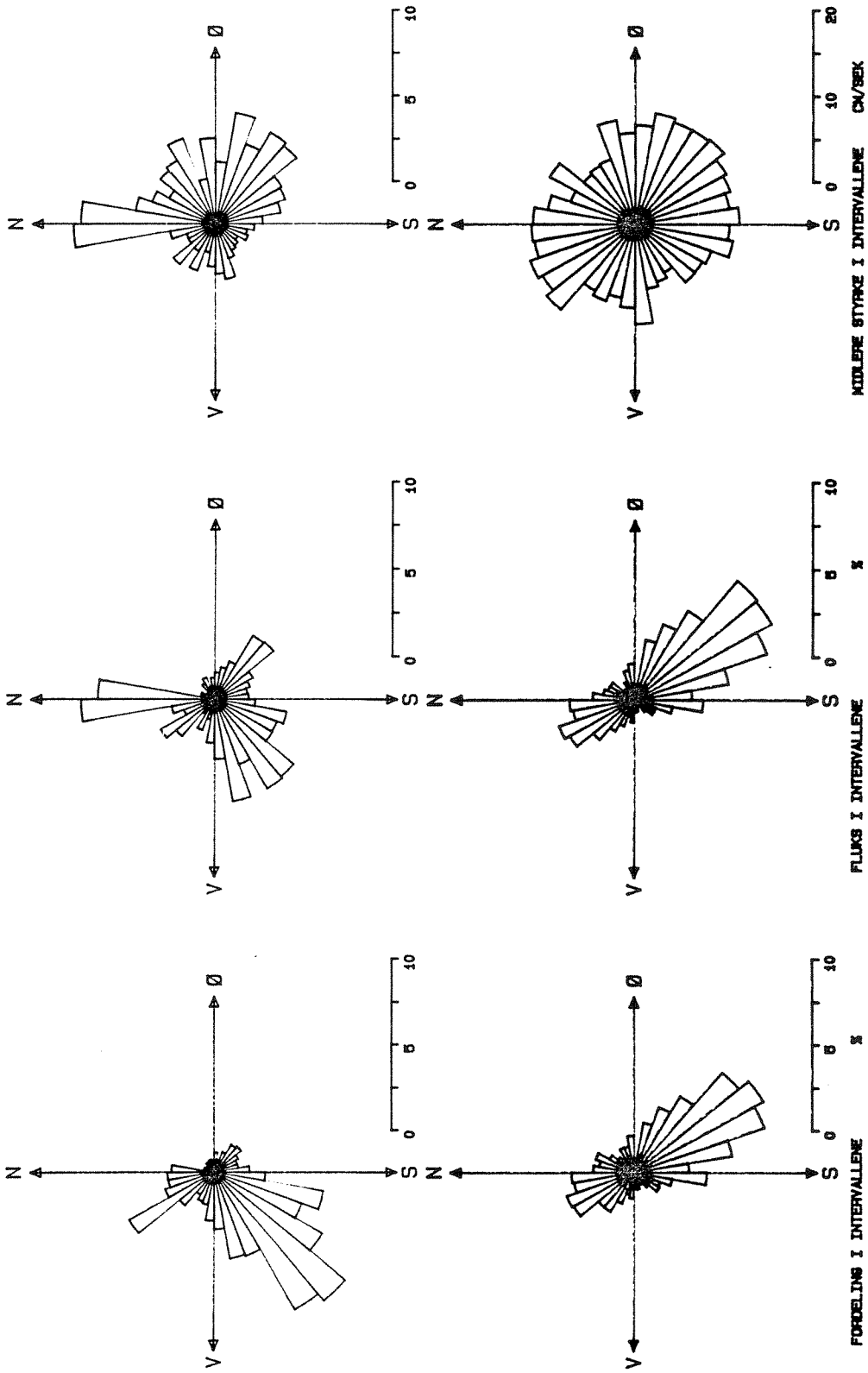
"Strømroser" for måledataene fra H1, 5m dyp (øverst) og H2, 15 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).



Figur A15. Målt strømstyrke og strømretning på H2, 2m dyp 6/6-20/6.

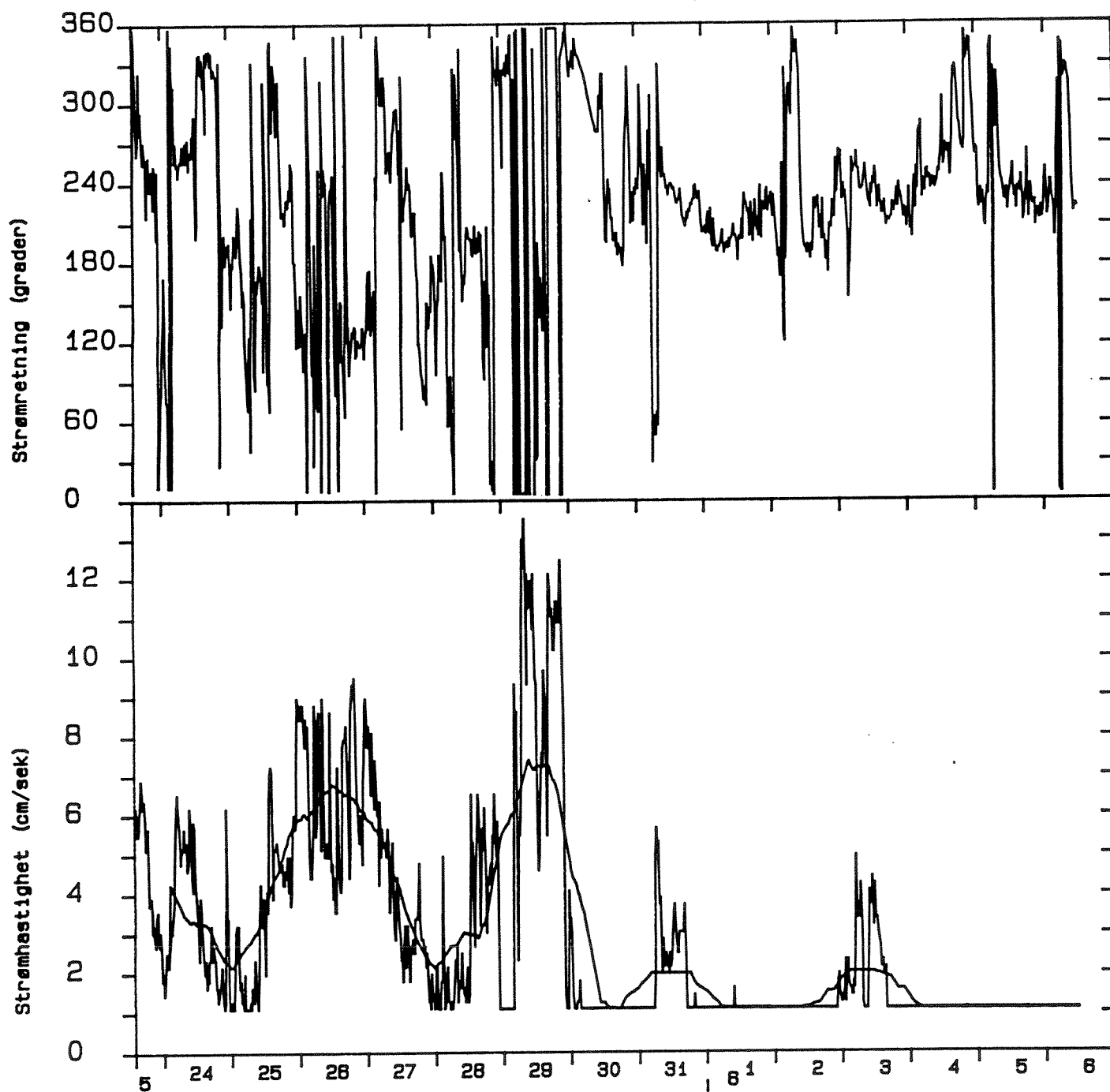


Figur A16. Målt strømstyrke og strømretning på H3, 3 m dyp 23/5-6/6.



LOKALISERING : Harstad    STARTDATO : 800523    KL.: 13.10  
 S.ASJON : 2608-8-S2    SLUTTDATO : 800608    KL.: 10.10  
 ANTALL MÅLINGER, N= 1000    FILNAVN : (AAND) HAR-2608-8-S2: k011

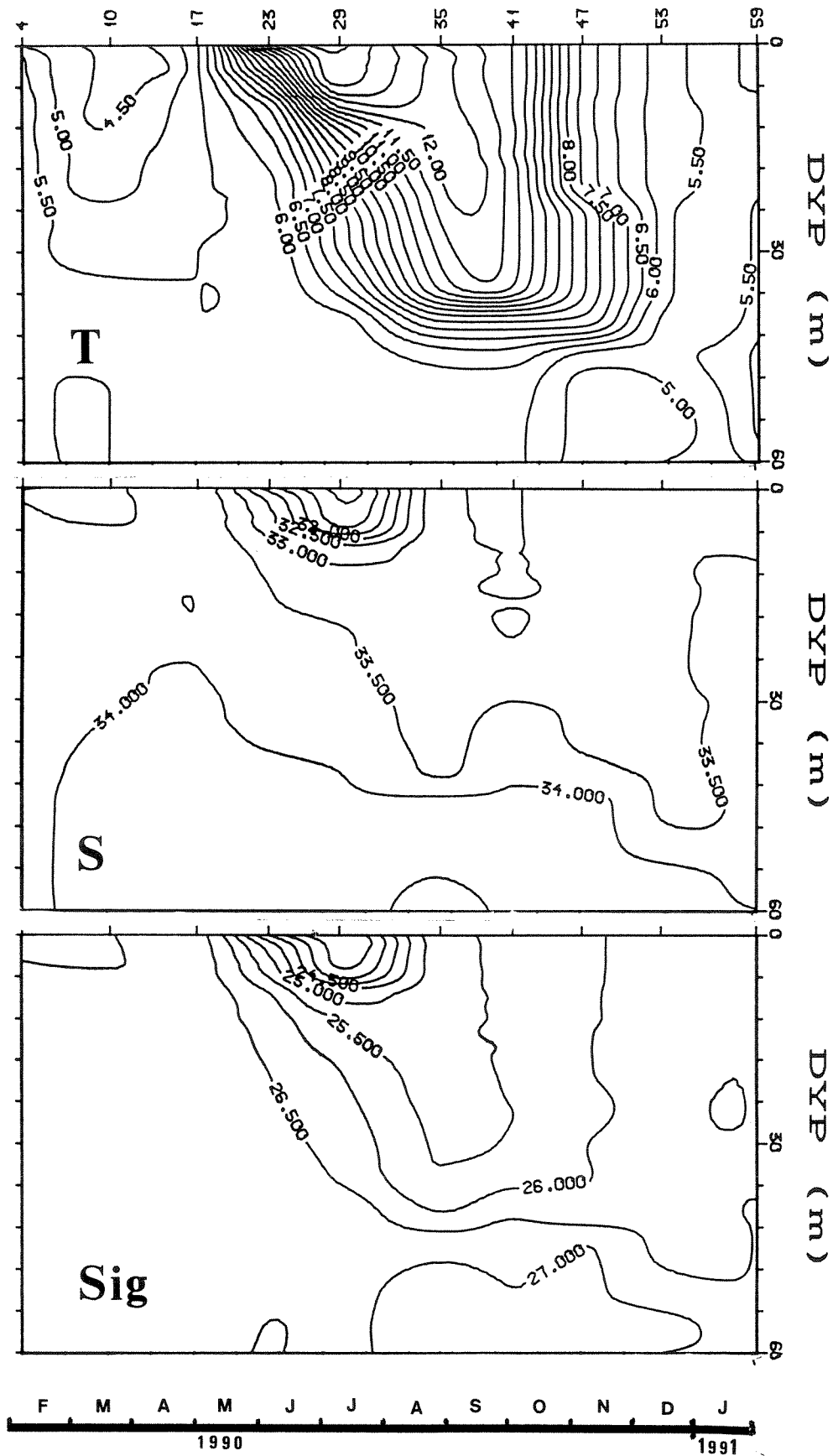
Figur A17. "Strømroser" for måledataene fra H4, 15m dyp (øverst) og H3, 3 m dyp. Rosene i midten angir dominerende fluksretninger (nettostrømretning).



Figur A18. Målt strømstyrke og strømretning på H4, 15 m dyp 23/5-6/6.

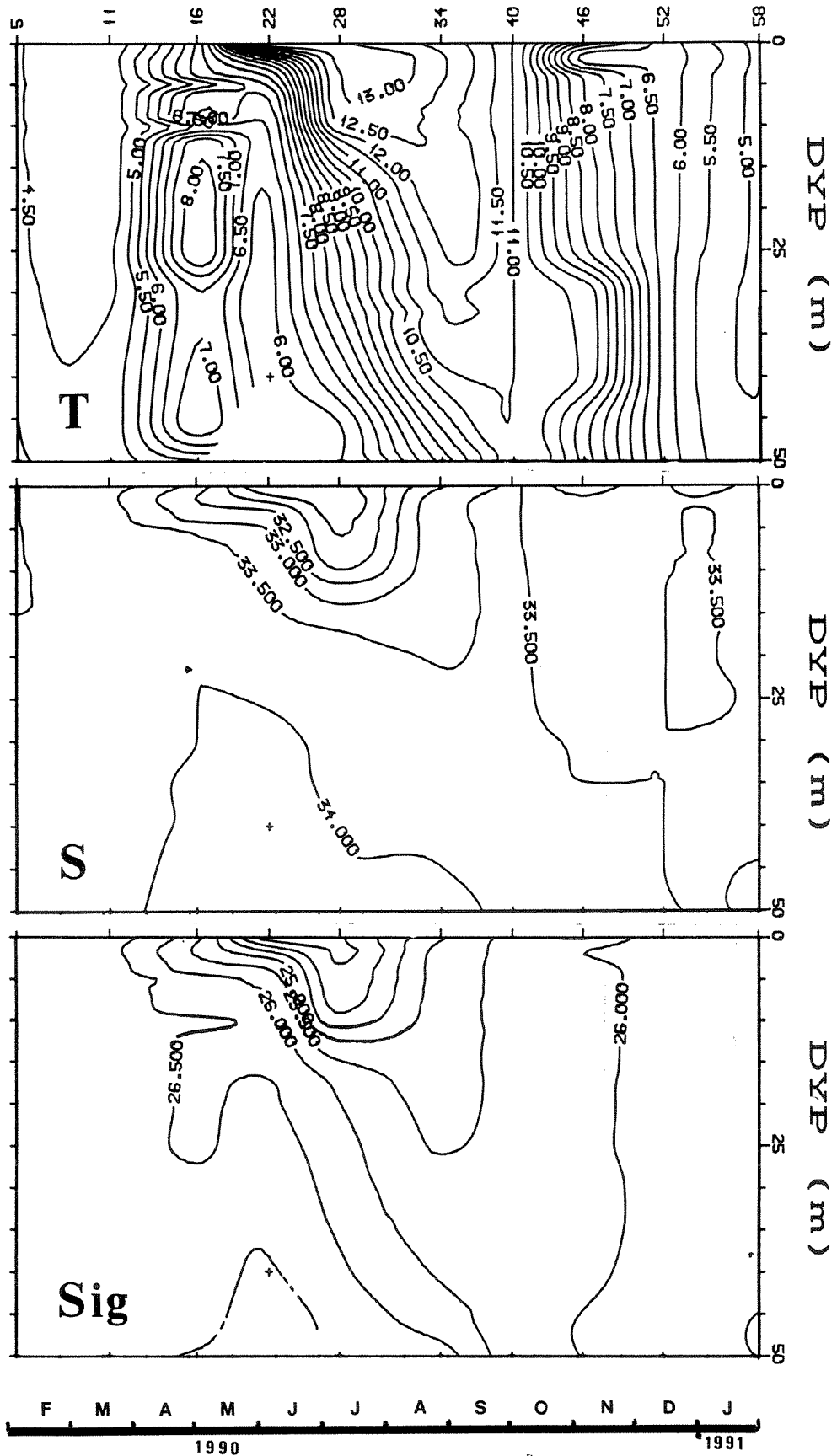


## KILBOTN K1



Figur A19. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet (sig=kg/m<sup>3</sup> - 1000.) på stasjon K1 i perioden februar 1990-januar 1991.

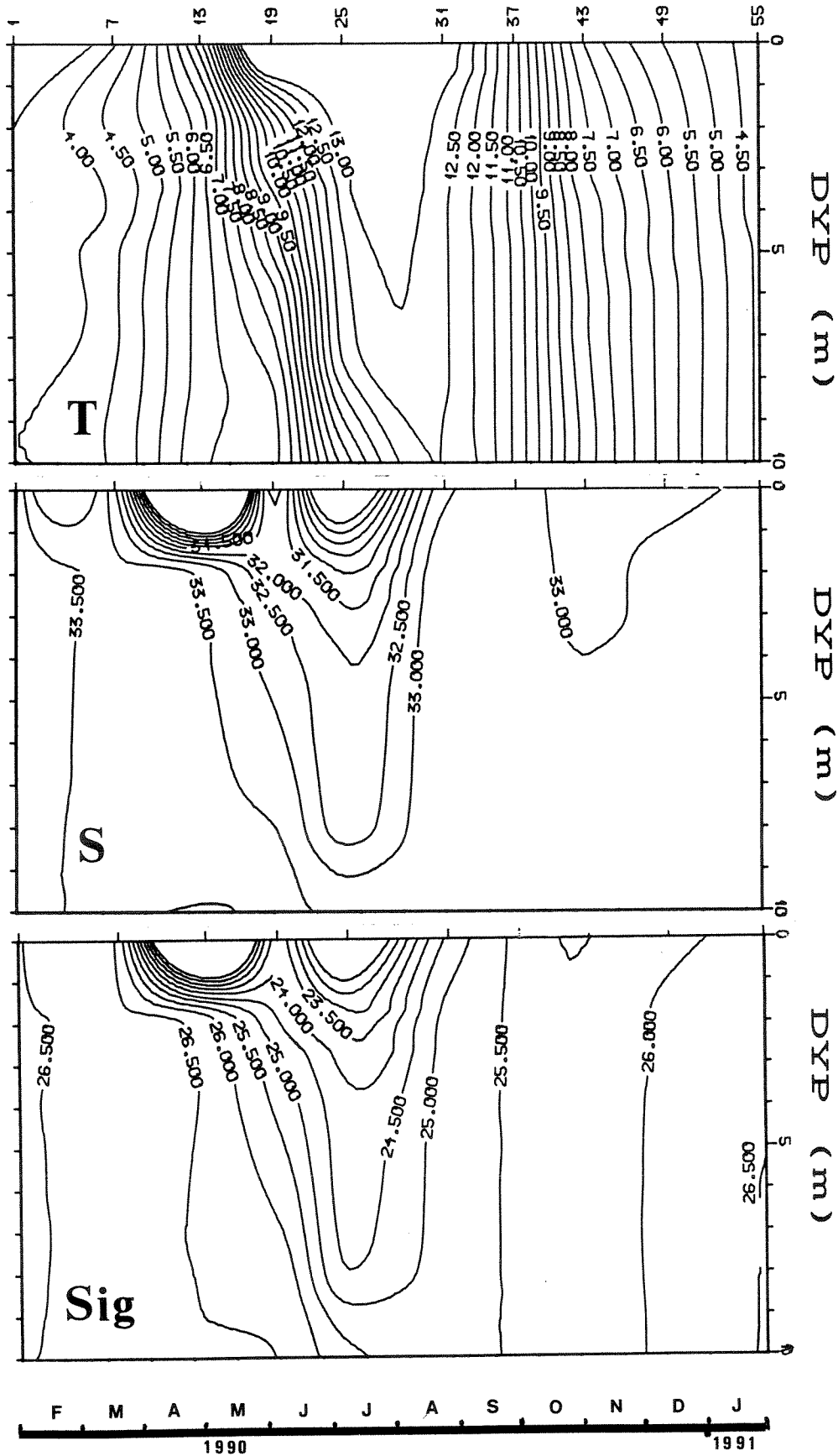
## Harstad S1



Figur A20.

Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet (sig=kg/m<sup>3</sup> - 1000.) på stasjon S1 i perioden februar 1990-januar 1991.

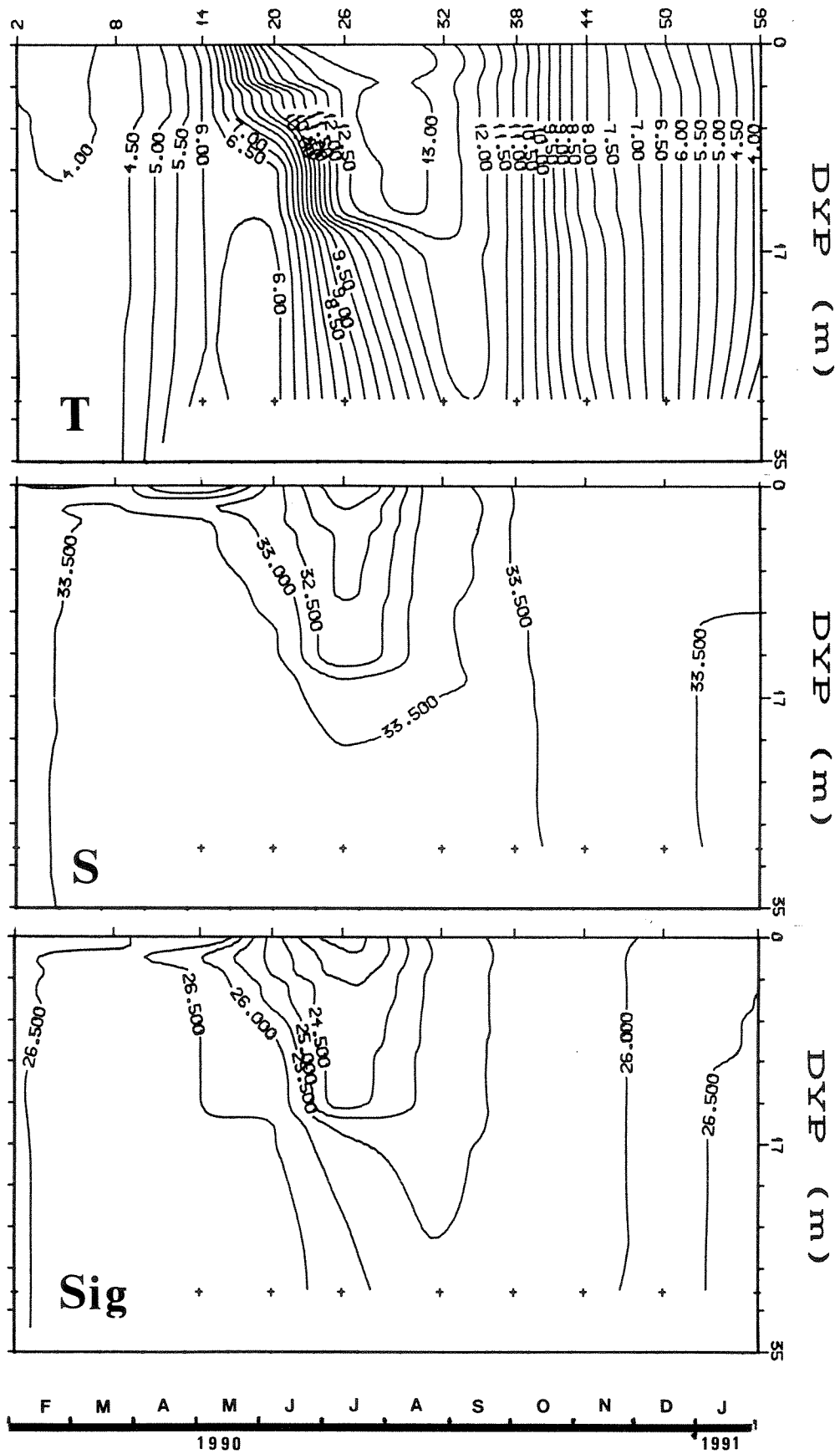
## Harstad H1



Figur A21.

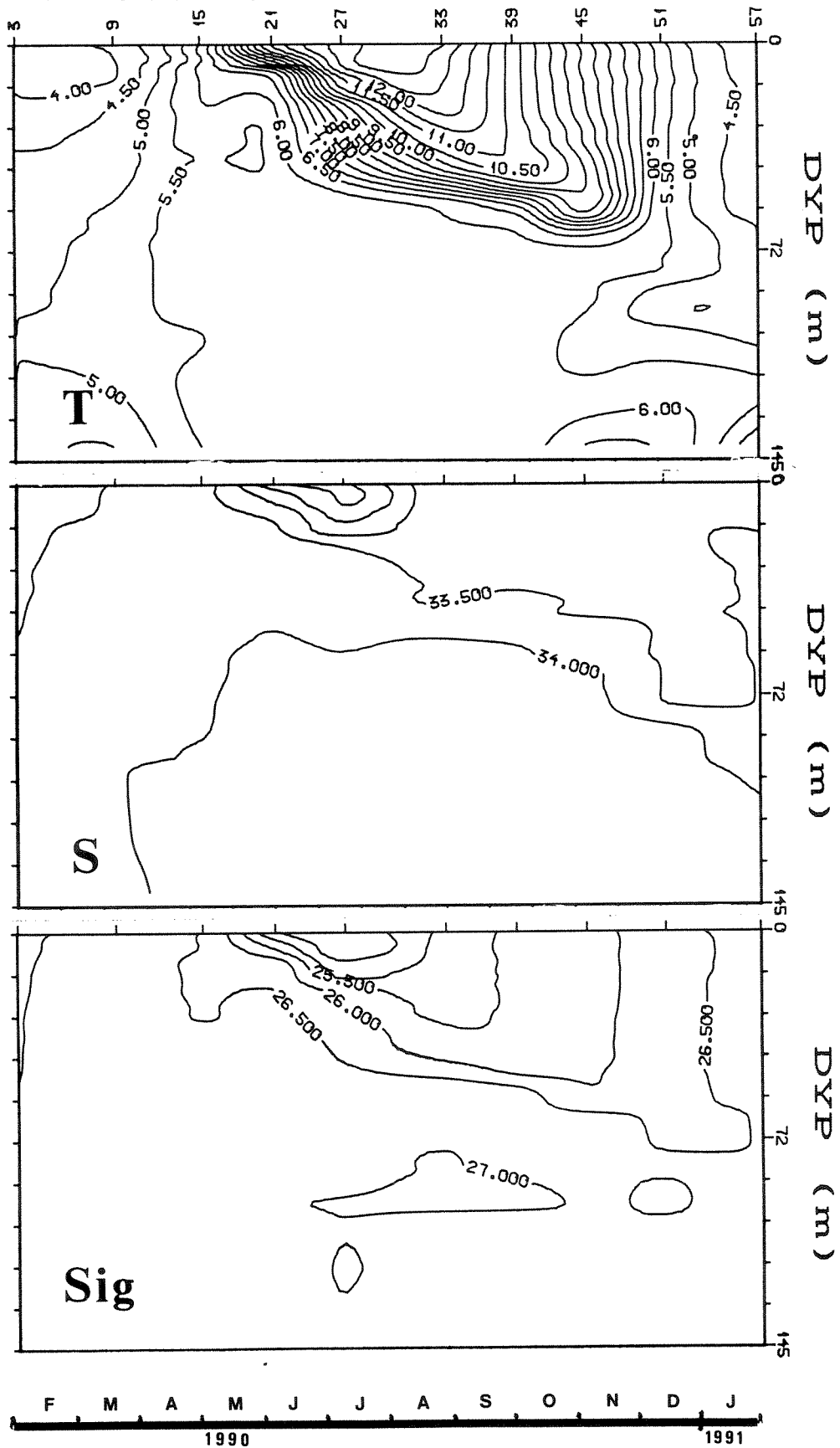
Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet ( $\text{sig} = \text{kg/m}^3 - 1000$ .) på stasjon H1 i perioden februar 1990-januar 1991.

## Harstad H2



Figur A22. Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet (sig=kg/m<sup>3</sup> - 1000.) på stasjon H2 i perioden februar 1990-januar 1991.

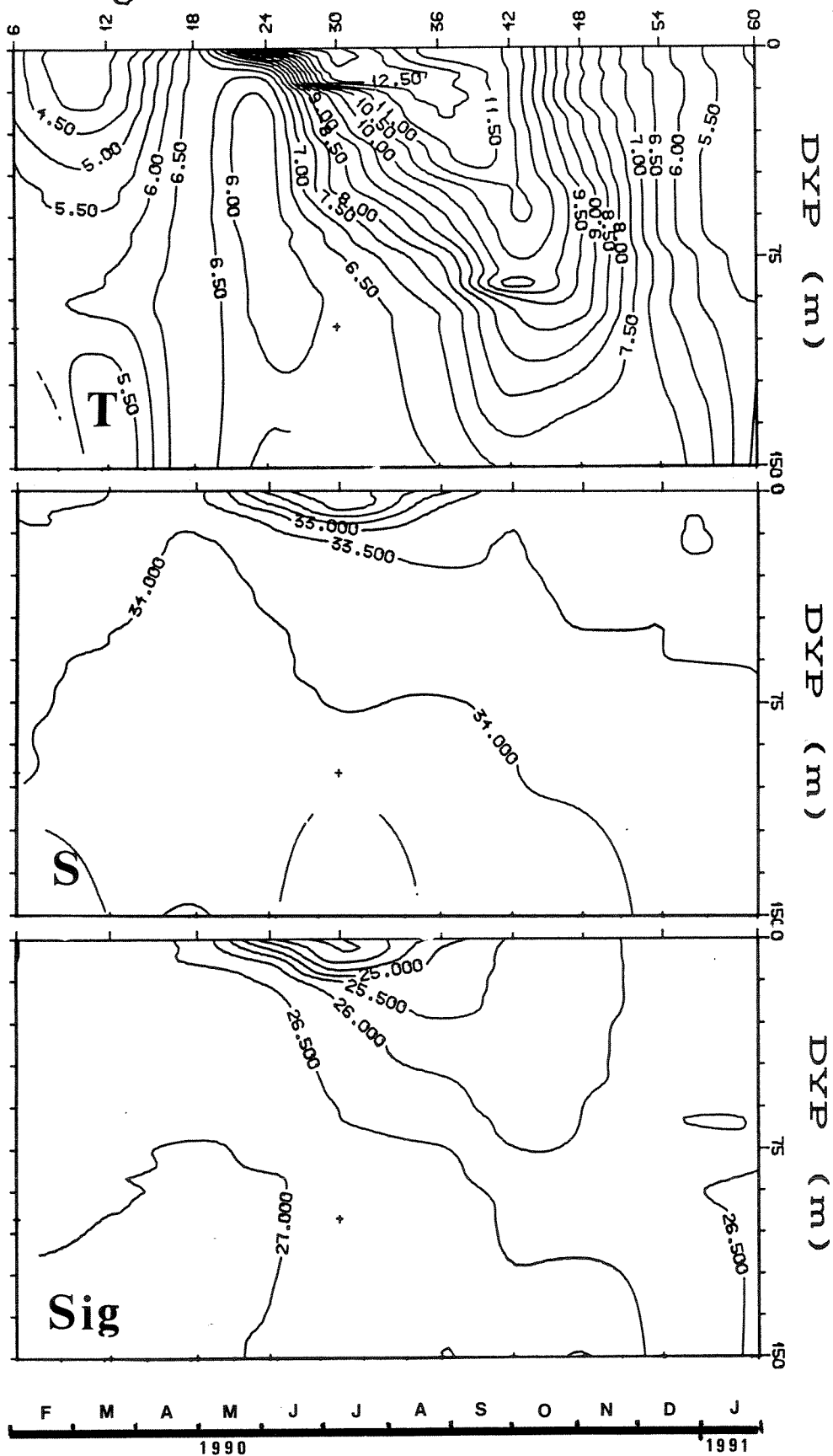
## Harstad H3



Figur A23.

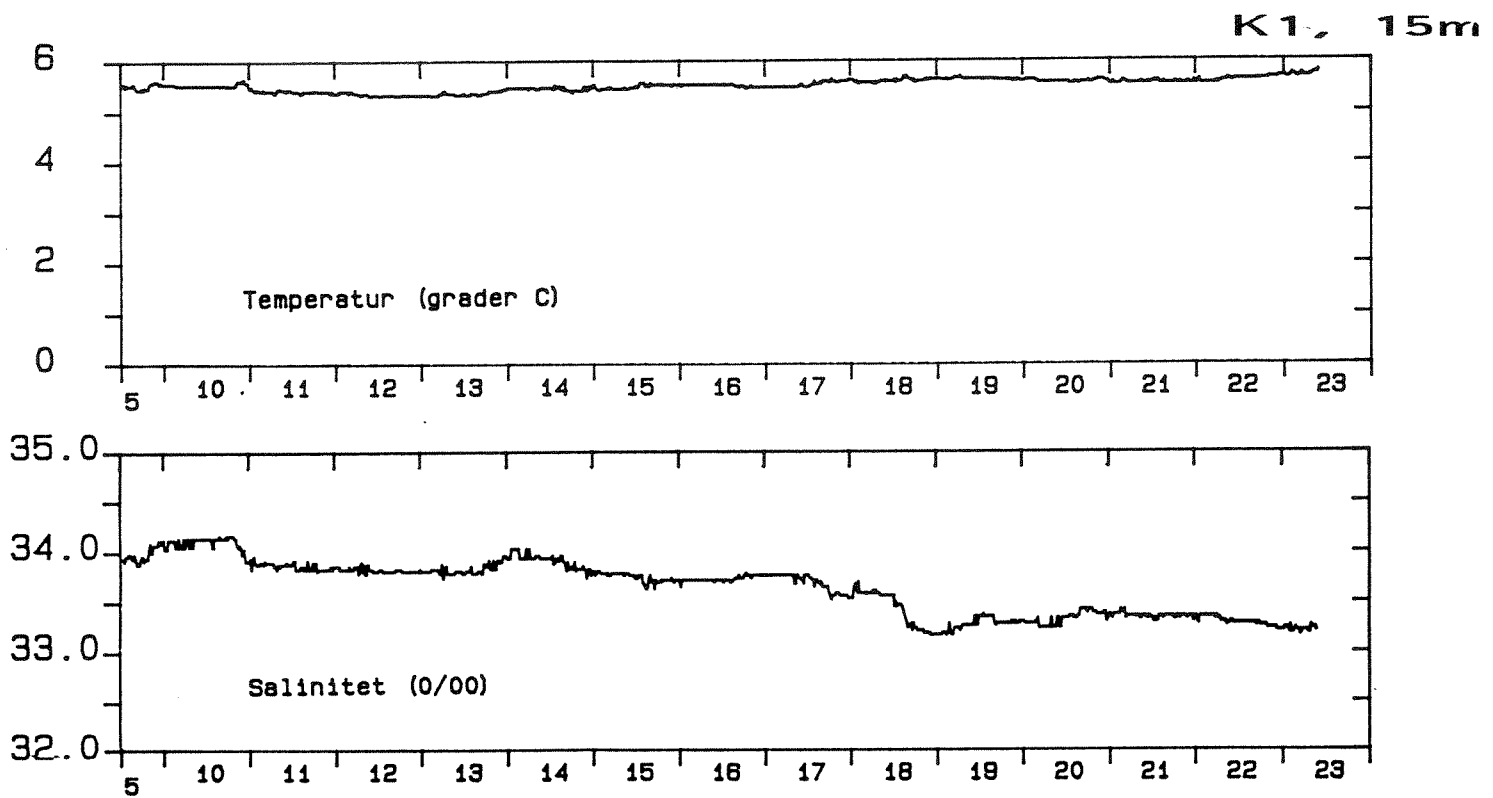
Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet (sig=kg/m<sup>3</sup> - 1000.) på stasjon H3 i perioden februar 1990-januar 1991.

## Arroy R1

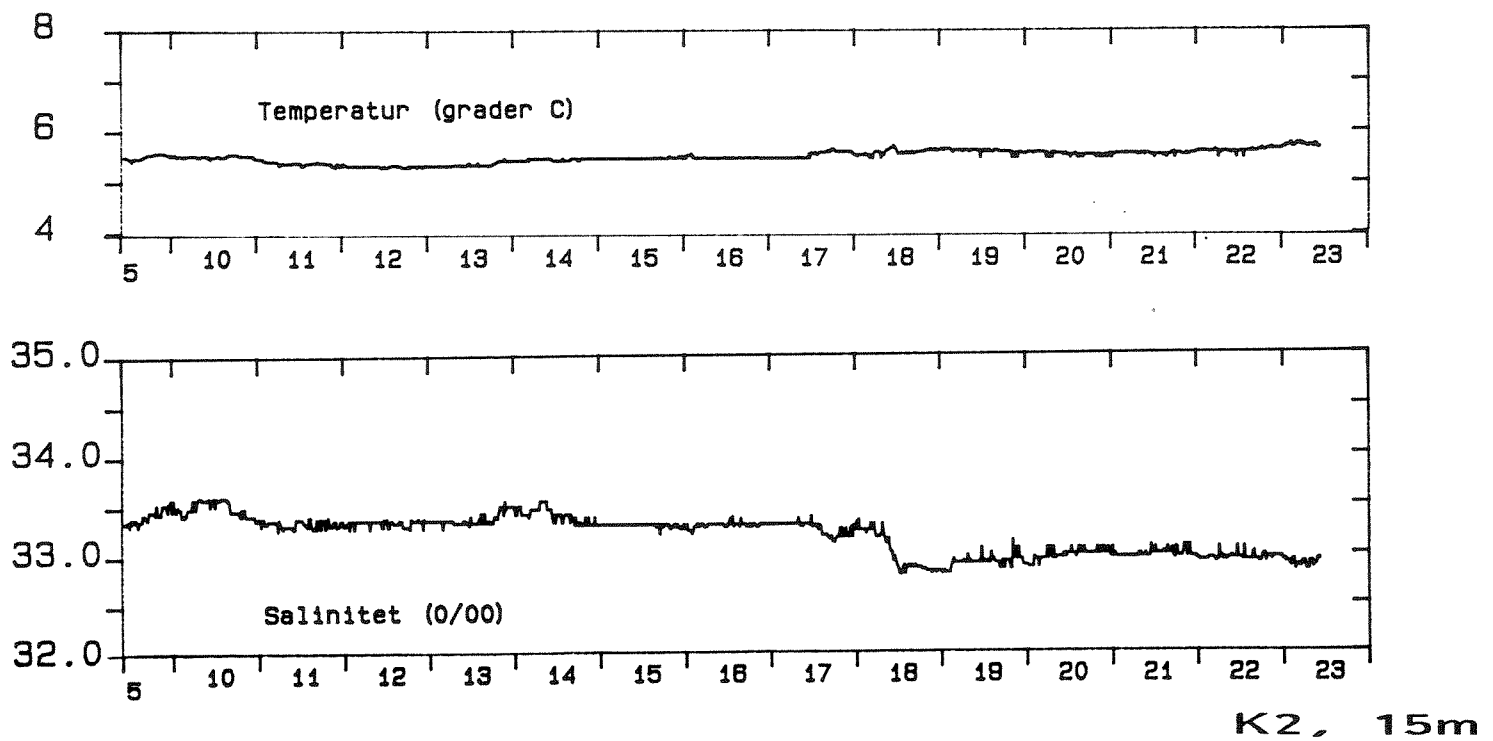


Figur A24.

Isopletdiagram for målt temperatur og salinitet, samt beregnet densitet (sig=kg/m<sup>3</sup> - 1000.) på stasjon H3 i perioden februar 1990-januar 1991.



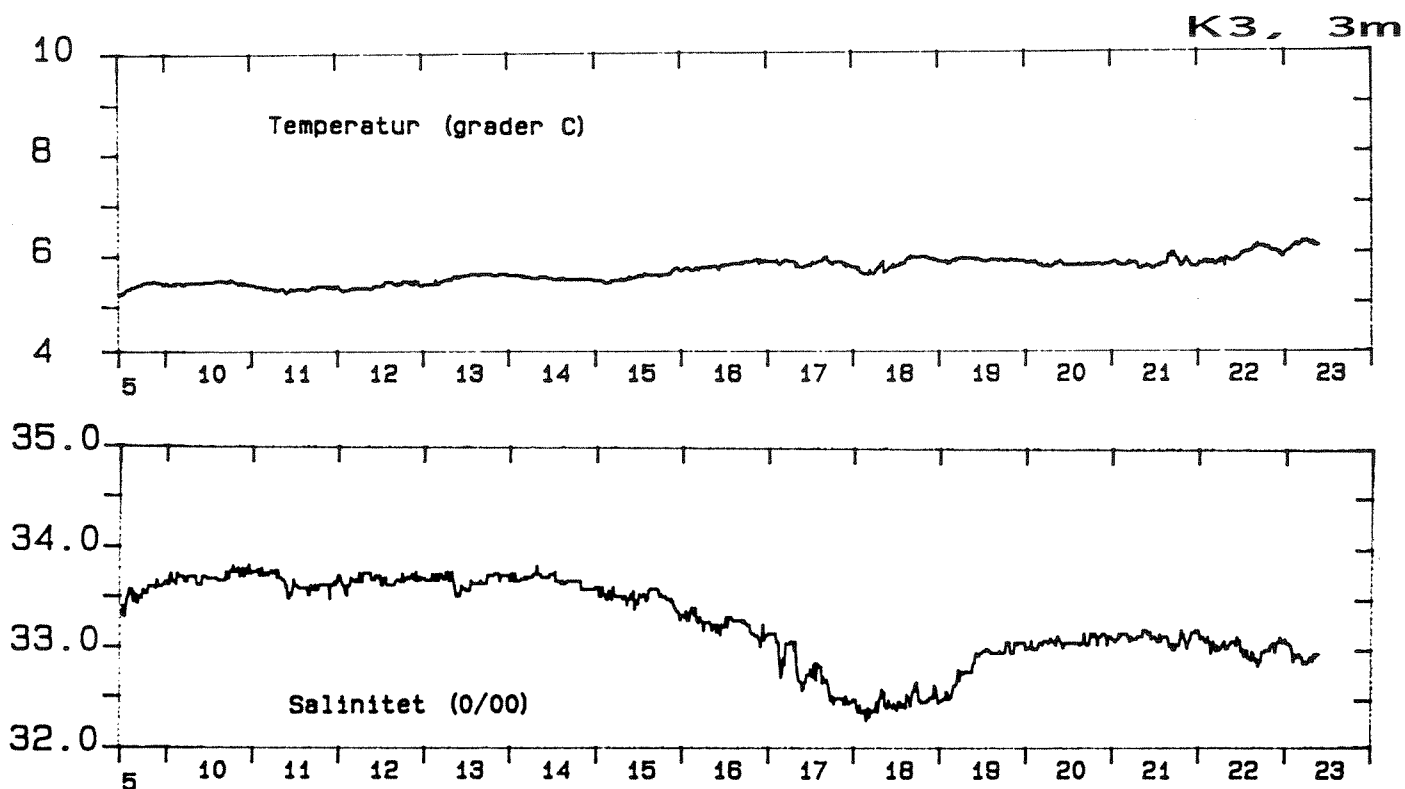
Stasj.: 2608-6-S1



Figur A25. Målt temperatur og salinitet på K1, 15 m dyp og K2 15 m dyp i perioden 9/5 23/5 1990.

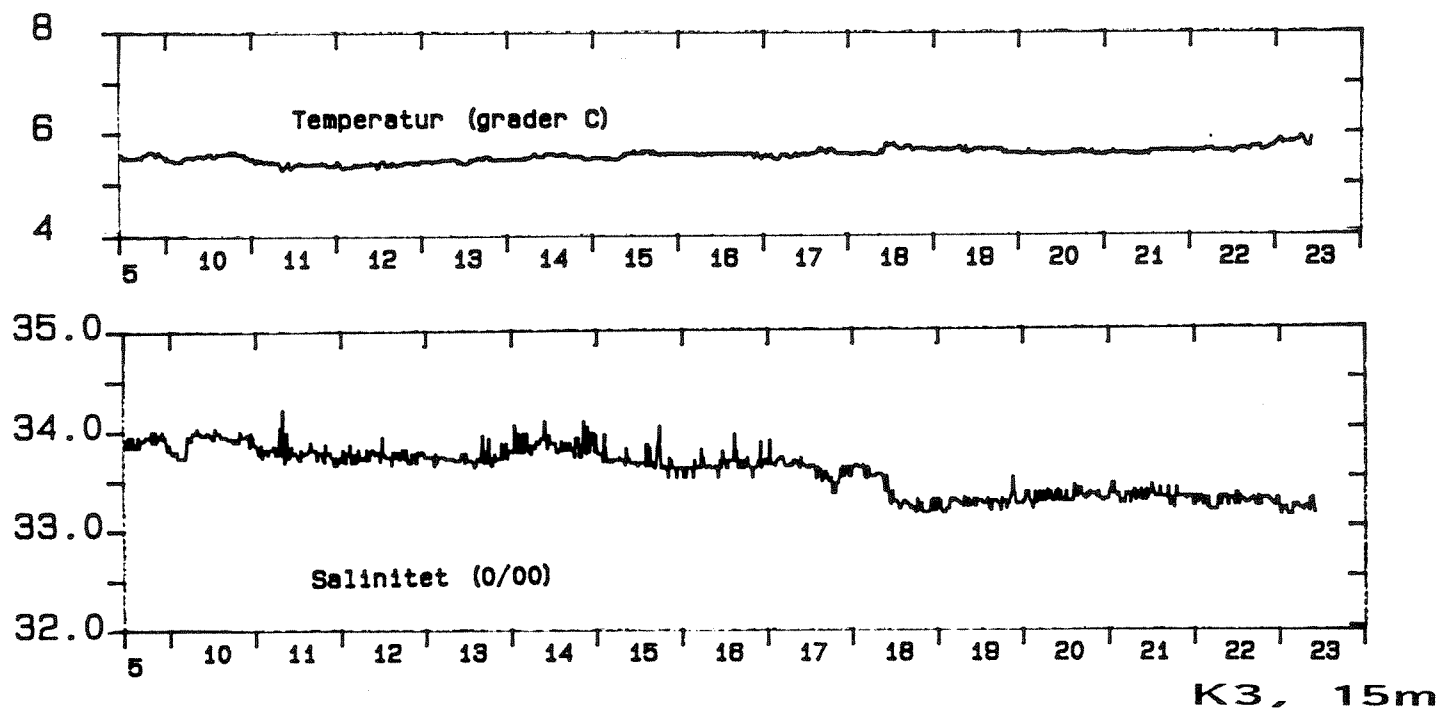
Lok: Harstad

Stasj.: 269-45-S1



Lok: Harstad

Stasj.: 6106-15-S1

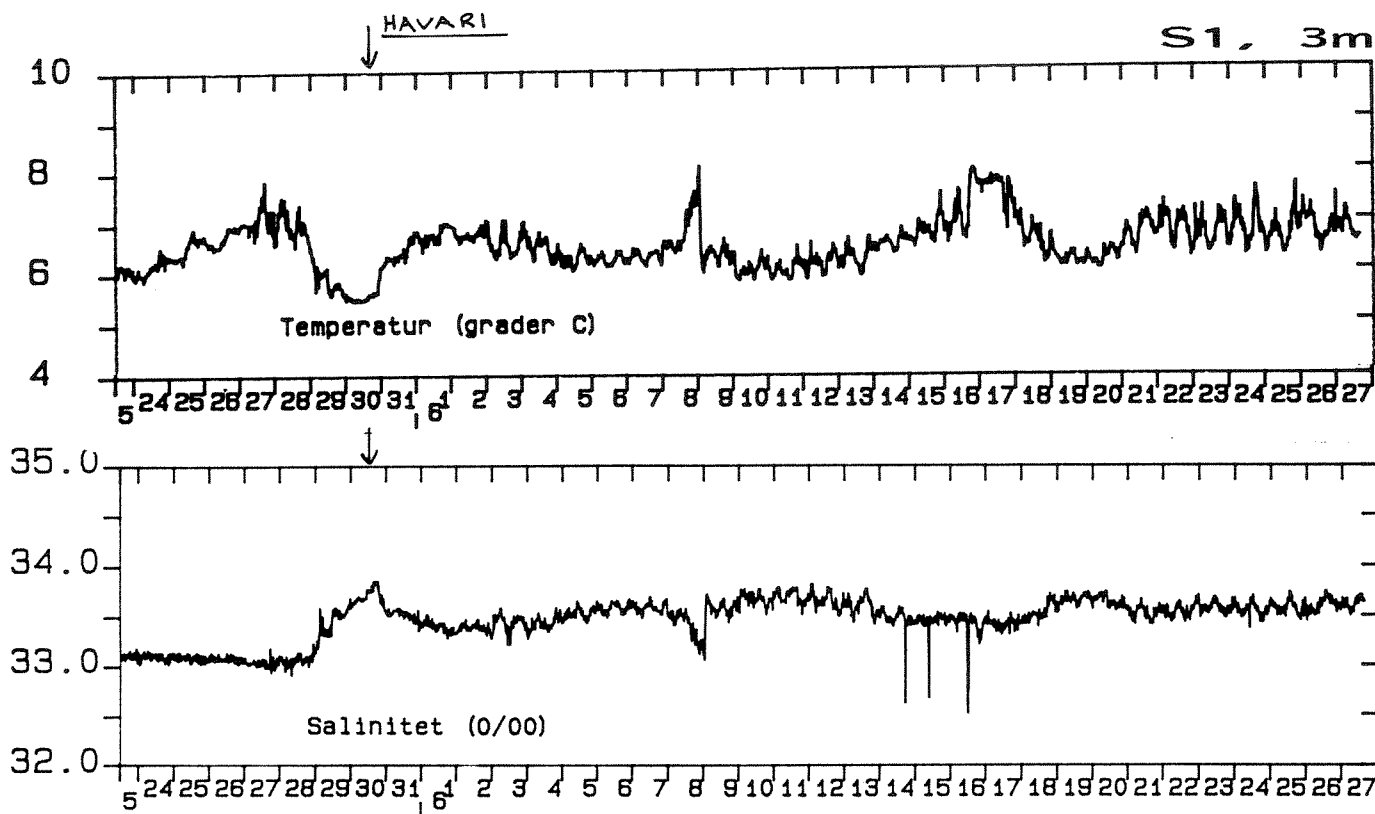


Figur A26. Målt temperatur og salinitet på K3, 3m dyp og 15 m dyp i perioden 9/5-23/5 1990.



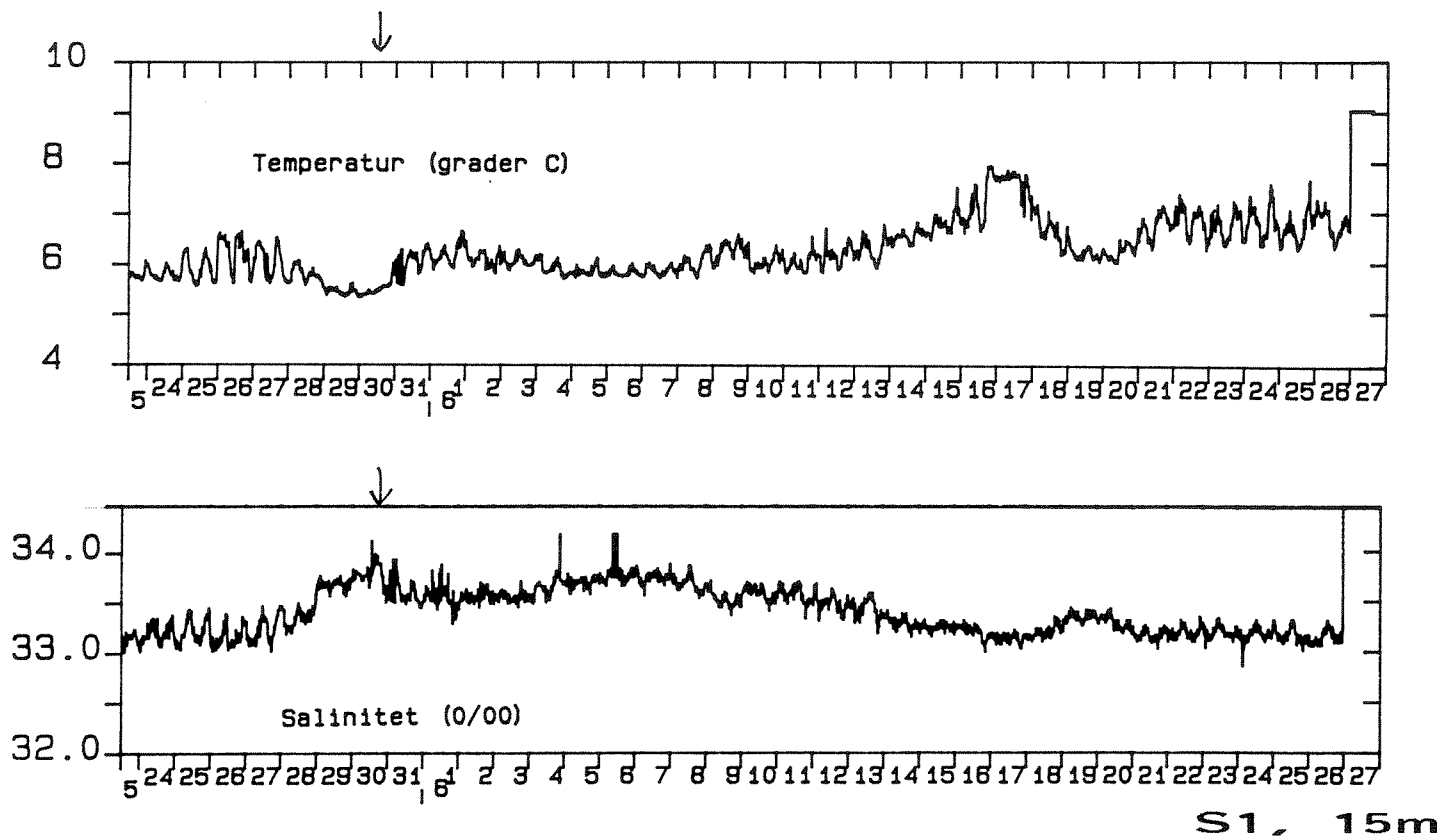
Lok: Harstad

Stasj.: 269-45-S2



Lok: Harstad

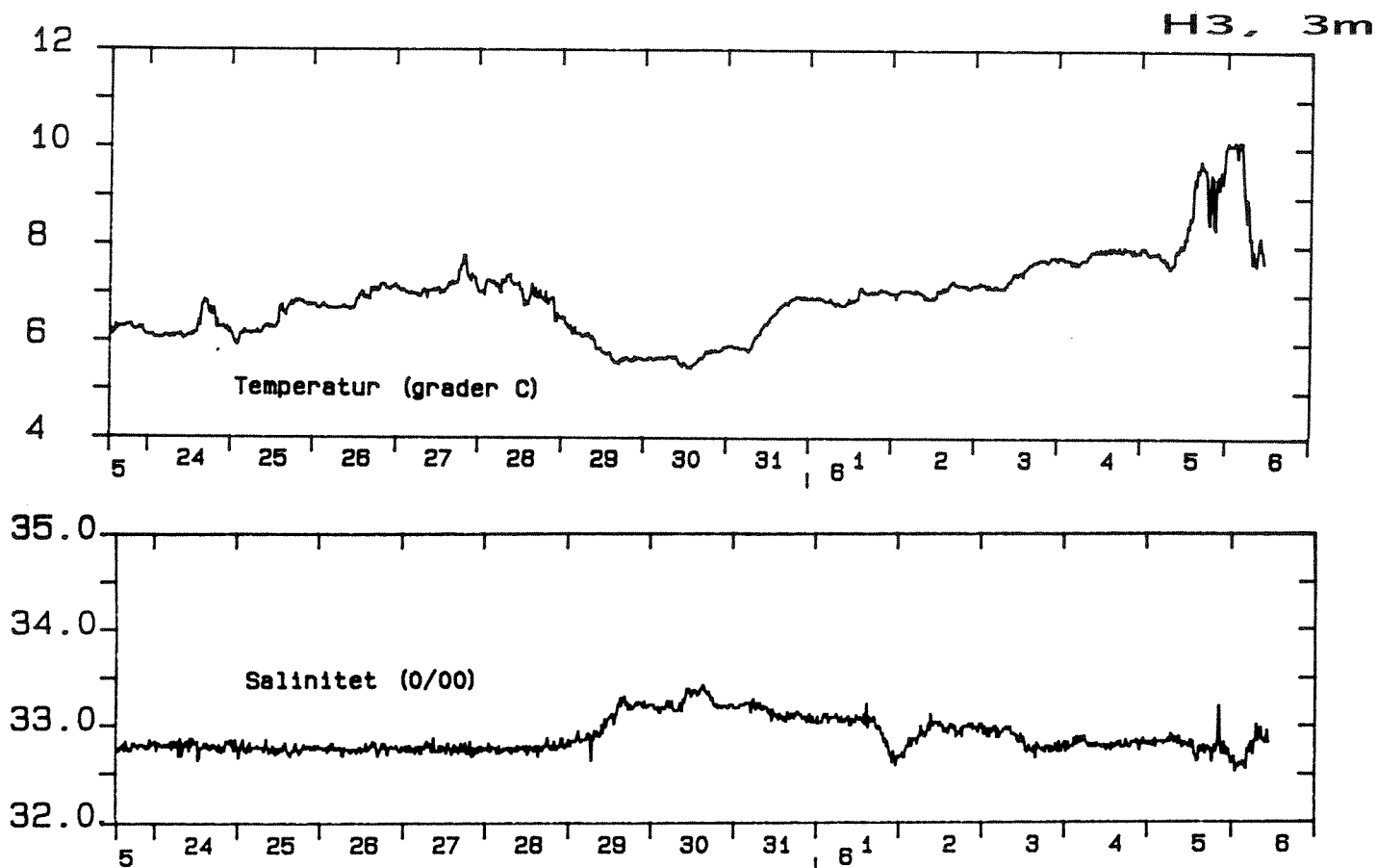
Stasj.: 6106-15-S2



Figur A27. Målt temperatur og salinitet på S1, 3 m dyp og 15 m dyp perioden 23/5-6/6. Riggjen havarerte 30/5.

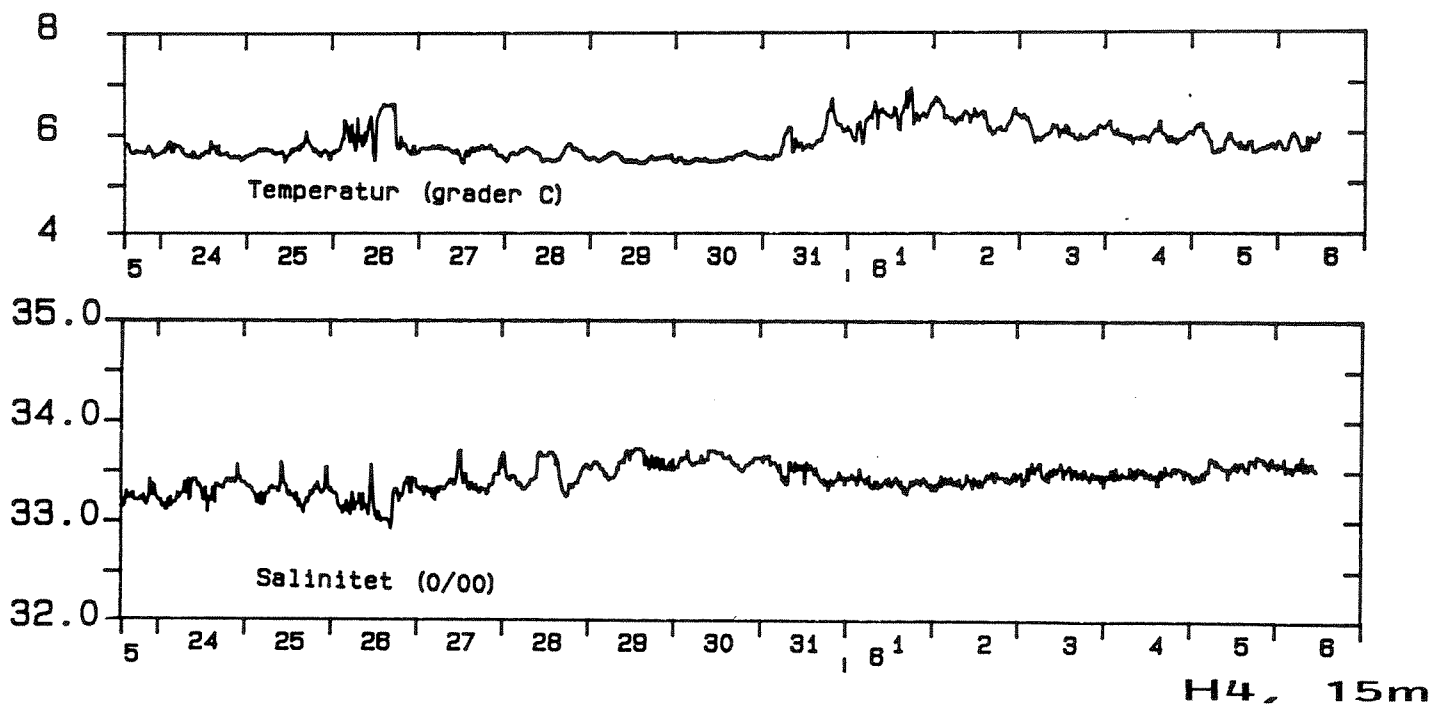
Lok: Harstad

Stasj.: 2608-6-S2



Lok: Harstad

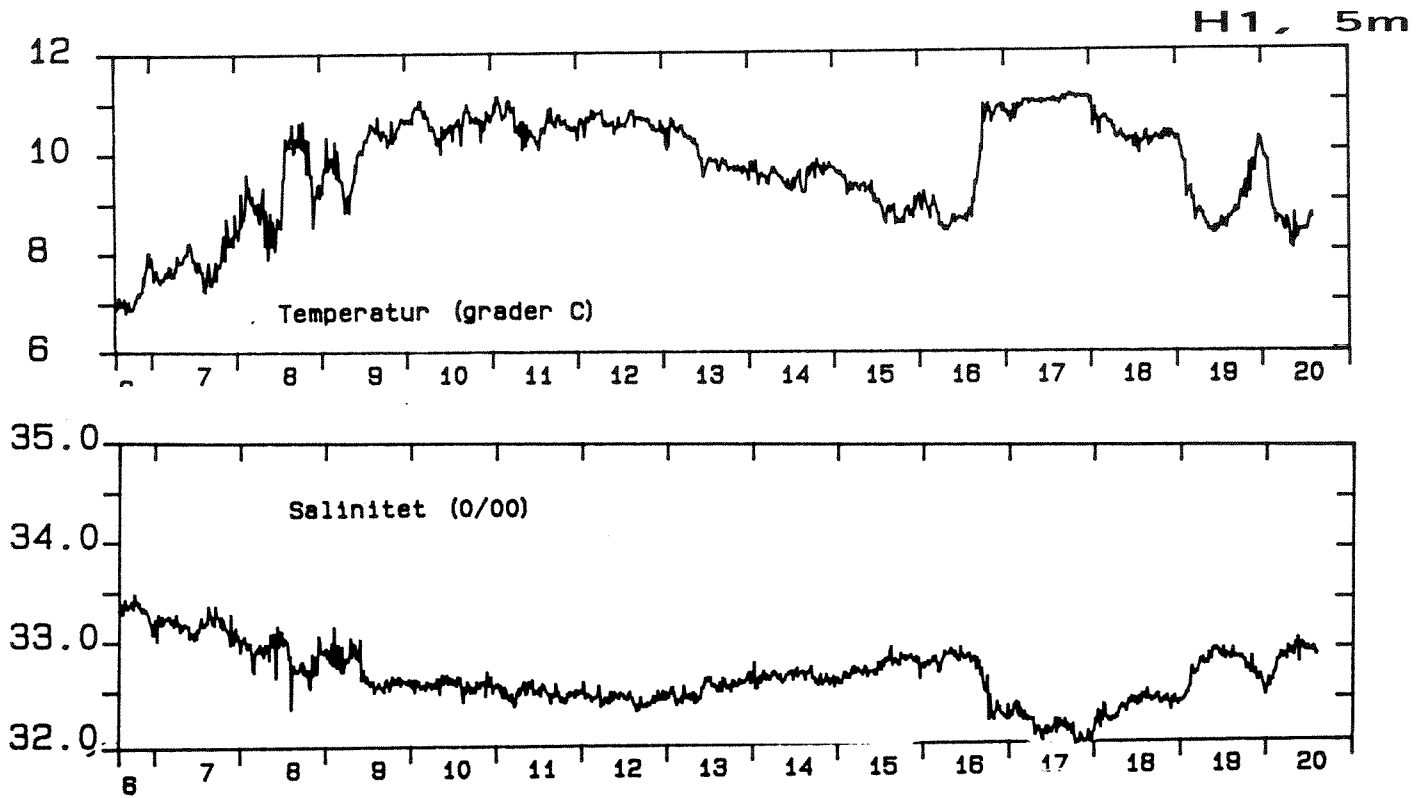
Stasj.: 276-51-S2



Figur A28. Målt temperatur og salinitet på stasjon H3, 3m dyp og H4, 15 m dyp i perioden 23/5-6/6 1990.

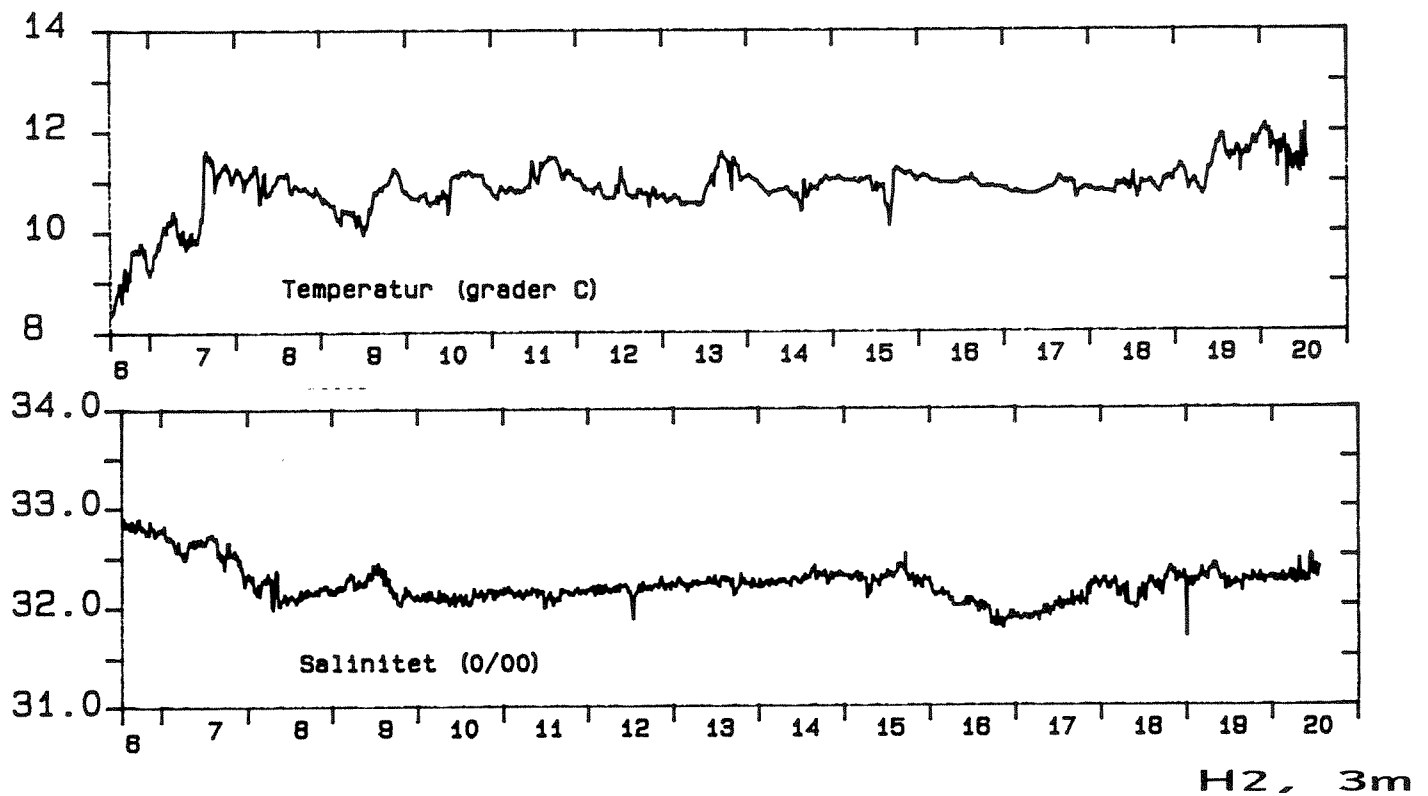
Lok: Harstad

Stasj.: 276-51-S3



Lok: Harstad

Stasj.: 2608-6-S3



Figur A29.

Målt temperatur og salinitet på stasjon H1, 5 m dyp og H2, 3 m dyp i perioden 6/6 - 20/6 1990.

## Oksygenverdier Arnøy

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
6	* 90 * 2 * 5	5.	4.80	33.48	6.48	7.19	.71	90.1
6	* 90 * 2 * 5	10.	4.80	33.50	6.55	7.19	.64	91.1
6	* 90 * 2 * 5	50.	5.80	33.85	6.17	7.01	.84	88.1
6	* 90 * 2 * 5	100.	5.90	33.91	6.59	6.99	.40	94.3
12	* 90 * 3 * 22	5.	3.90	33.50	7.14	7.35	.21	97.1
12	* 90 * 3 * 22	10.	3.90	33.55	7.31	7.35	.04	99.5
12	* 90 * 3 * 22	50.	5.40	34.00	5.72	7.07	1.35	81.0
12	* 90 * 3 * 22	100.	5.80	34.28	6.48	6.99	.51	92.8
18	* 90 * 5 * 3	5.	6.60	33.65	7.90	6.88	-1.02	114.8
18	* 90 * 5 * 3	10.	6.60	33.95	7.89	6.87	-1.02	114.8
18	* 90 * 5 * 3	50.	6.70	34.30	6.99	6.84	-.15	102.2
18	* 90 * 5 * 3	100.	6.80	34.42	6.54	6.82	.28	95.9
18	* 90 * 5 * 3	150.	6.80	34.53	6.39	6.81	.42	93.8
24	* 90 * 6 * 7	5.	8.10	32.46	7.64	6.70	-.94	114.0
24	* 90 * 6 * 7	10.	6.70	33.31	7.91	6.88	-1.03	114.9
24	* 90 * 6 * 7	50.	5.70	34.05	6.72	7.01	.29	95.8
24	* 90 * 6 * 7	100.	5.90	34.33	6.38	6.97	.59	91.6
30	* 90 * 7 * 11	5.	13.10	31.30	7.16	6.05	-1.11	118.4
30	* 90 * 7 * 11	10.	12.50	32.00	7.74	6.10	-1.64	126.9
30	* 90 * 7 * 11	50.	8.20	33.90	7.76	6.62	-1.14	117.2
30	* 90 * 7 * 11	100.	6.10	34.16	7.16	6.94	-.22	103.1
36	* 90 * 8 * 29	5.	11.70	32.98	5.23	6.17	.94	84.8
36	* 90 * 8 * 29	10.	12.10	33.22	5.26	6.11	.85	86.2
36	* 90 * 8 * 29	50.	10.00	33.82	5.03	6.36	1.33	79.0
36	* 90 * 8 * 29	100.	7.00	34.37	4.76	6.79	2.03	70.1
36	* 90 * 8 * 29	150.	6.50	34.42	4.76	6.87	2.11	69.3
42	* 90 * 10 * 3	5.	10.90	33.45	6.23	6.26	.03	99.6
42	* 90 * 10 * 3	10.	11.00	33.49	6.26	6.24	-.02	100.3
42	* 90 * 10 * 3	50.	11.00	33.75	6.15	6.23	.08	98.7
42	* 90 * 10 * 3	100.	8.80	34.01	6.48	6.53	.05	99.2
48	* 90 * 11 * 6	5.	8.00	33.00	6.18	6.69	.51	92.3
48	* 90 * 11 * 6	10.	8.20	33.01	6.49	6.66	.17	97.4
48	* 90 * 11 * 6	50.	9.50	33.51	6.18	6.45	.27	95.8
48	* 90 * 11 * 6	100.	8.80	33.88	6.08	6.53	.45	93.0
54	* 90 * 12 * 14	5.	6.20	33.48	6.53	6.96	.43	93.9
54	* 90 * 12 * 14	10.	6.40	33.48	6.55	6.92	.37	94.6
54	* 90 * 1 * 14	50.	6.40	33.50	6.54	6.92	.38	94.5
54	* 90 * 12 * 14	100.	6.80	33.71	6.41	6.85	.44	93.6
60	* 91 * 1 * 29	5.	4.90	33.32	6.87	7.18	.31	95.6
60	* 91 * 1 * 29	10.	5.00	33.37	6.96	7.16	.20	97.2
60	* 91 * 1 * 29	50.	5.00	33.47	6.95	7.16	.21	97.1
60	* 91 * 1 * 29	100.	5.60	33.62	6.78	7.05	.27	96.2

## Oksygenverdier Stangnes

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
5	* 90 * 2 * 5	5.	4.65	33.48	6.51	7.22	.71	90.2
5	* 90 * 2 * 5	10.	4.65	33.48	6.64	7.22	.58	92.0
5	* 90 * 2 * 5	50.	5.10	33.61	5.96	7.14	1.18	83.5
11	* 90 * 3 * 22	5.	4.20	33.65	7.07	7.29	.22	97.0
11	* 90 * 3 * 22	10.	4.20	33.65	6.97	7.29	.32	95.6
11	* 90 * 3 * 22	50.	4.80	33.85	6.78	7.18	.40	94.5
16	* 90 * 5 * 3	5.	5.70	33.50	8.04	7.04	-1.00	114.2
16	* 90 * 5 * 3	10.	5.70	33.91	7.91	7.02	-.89	112.7
16	* 90 * 5 * 3	50.	5.50	34.30	7.08	7.04	-.04	100.6
22	* 90 * 6 * 7	5.	7.60	33.00	7.86	6.75	-1.11	116.4
22	* 90 * 6 * 7	10.	6.50	33.42	7.79	6.91	-.88	112.7
22	* 90 * 6 * 7	40.	5.80	34.35	6.53	6.98	.45	93.5
28	* 90 * 7 * 11	5.	13.00	31.40	7.44	6.06	-1.38	122.8
28	* 90 * 7 * 11	10.	12.60	32.00	7.78	6.09	-1.69	127.8
28	* 90 * 7 * 11	50.	6.00	34.04	6.64	6.96	.32	95.3
34	* 90 * 8 * 29	5.	12.50	33.31	4.95	6.05	1.10	81.8
34	* 90 * 8 * 29	10.	12.20	33.30	5.17	6.09	.92	84.9
34	* 90 * 8 * 29	50.	8.70	34.41	4.67	6.53	1.86	71.5
40	* 90 * 10 * 3	5.	11.00	33.55	6.15	6.24	.09	98.6
40	* 90 * 10 * 3	10.	11.00	33.57	6.21	6.24	.03	99.6
40	* 90 * 10 * 3	50.	10.90	33.77	6.06	6.24	.18	97.1
46	* 90 * 11 * 6	5.	8.00	33.00	6.38	6.69	.31	95.3
46	* 90 * 11 * 6	10.	8.20	33.08	6.41	6.66	.25	96.3
46	* 90 * 11 * 6	50.	9.30	33.65	5.86	6.47	.61	90.6
52	* 90 * 12 * 14	5.	6.30	33.48	6.51	6.94	.43	93.8
52	* 90 * 12 * 14	10.	6.30	33.49	6.53	6.94	.41	94.1
52	* 90 * 12 * 14	50.	6.40	33.52	6.48	6.92	.44	93.6
58	* 91 * 1 * 29	5.	4.80	33.39	6.96	7.20	.24	96.7
58	* 91 * 1 * 29	10.	4.80	33.39	6.89	7.20	.31	95.7
58	* 91 * 1 * 29	50.	5.00	33.52	6.97	7.16	.19	97.4

## Oksygenverdier Kilbotn

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
4 * 90 * 2 * 7	5.	5.70	33.74	6.48	7.03	.55	92.2	
4 * 90 * 2 * 7	10.	5.90	33.76	6.55	6.99	.44	93.7	
4 * 90 * 2 * 7	40.	5.80	33.82	6.54	7.01	.47	93.3	
4 * 90 * 2 * 7	60.	5.90	33.85	6.45	6.99	.54	92.3	
10 * 90 * 3 * 22	5.	4.40	33.40	6.82	7.27	.45	93.8	
10 * 90 * 3 * 22	10.	4.40	33.70	6.96	7.25	.29	96.0	
10 * 90 * 3 * 22	40.	5.80	34.09	6.37	6.99	.62	91.1	
10 * 90 * 3 * 22	60.	6.00	34.15	6.30	6.96	.66	90.5	
17 * 90 * 5 * 3	5.	5.40	33.83	7.49	7.07	-.42	105.9	
17 * 90 * 5 * 3	10.	5.40	33.90	7.14	7.07	-.07	101.0	
17 * 90 * 5 * 3	40.	5.50	34.07	6.37	7.05	.68	90.4	
17 * 90 * 5 * 3	60.	5.60	34.17	6.41	7.02	.61	91.3	
23 * 90 * 6 * 7	5.	8.80	32.60	7.56	6.59	-.97	114.7	
23 * 90 * 6 * 7	10.	6.80	33.38	7.88	6.86	-1.02	114.8	
23 * 90 * 6 * 7	40.	5.65	34.08	6.76	7.02	.26	96.3	
23 * 90 * 6 * 7	60.	5.80	34.29	4.92	6.99	2.07	70.4	
29 * 90 * 7 * 11	5.	13.90	30.90	7.40	5.96	-1.44	124.1	
29 * 90 * 7 * 11	10.	11.30	32.85	8.23	6.22	-2.01	132.2	
29 * 90 * 7 * 11	40.	5.80	34.00	7.54	7.00	-.54	107.7	
29 * 90 * 7 * 11	60.	5.70	34.03	5.88	7.01	1.13	83.8	
35 * 90 * 8 * 29	5.	12.20	33.30	5.01	6.09	1.08	82.3	
35 * 90 * 8 * 29	10.	12.20	33.32	5.11	6.09	.98	83.9	
35 * 90 * 8 * 29	40.	8.00	33.40	4.83	6.67	1.84	72.4	
35 * 90 * 8 * 29	60.	5.80	34.91	2.75	6.96	4.21	39.5	
41 * 90 * 10 * 3	5.	11.00	33.55	6.18	6.24	.06	99.1	
41 * 90 * 10 * 3	10.	11.00	33.55	6.21	6.24	.03	99.6	
41 * 90 * 10 * 3	40.	8.00	33.92	6.13	6.65	.52	92.1	
41 * 90 * 10 * 3	60.	5.60	34.35	2.41	7.02	4.61	34.3	
47 * 90 * 11 * 6	5.	7.40	33.10	6.35	6.78	.43	93.6	
47 * 90 * 11 * 6	10.	7.30	33.12	6.39	6.80	.41	94.0	
47 * 90 * 11 * 6	40.	7.80	33.61	6.27	6.70	.43	93.6	
47 * 90 * 11 * 6	60.	4.80	34.25	1.94	7.16	5.22	27.1	
53 * 90 * 12 * 14	5.	5.80	33.45	6.50	7.02	.52	92.5	
53 * 90 * 12 * 14	10.	5.80	33.45	6.56	7.02	.46	93.4	
53 * 90 * 12 * 14	40.	5.40	33.45	6.53	7.09	.56	92.1	
53 * 90 * 12 * 14	60.	5.00	34.15	1.60	7.13	5.53	22.4	
59 * 91 * 1 * 29	5.	4.90	33.33	6.97	7.18	.21	97.0	
59 * 91 * 1 * 29	10.	5.40	33.50	6.96	7.09	.13	98.2	
59 * 91 * 1 * 29	40.	5.80	33.65	6.91	7.01	.10	98.5	
59 * 91 * 1 * 29	60.	5.60	34.03	5.73	7.03	1.30	81.5	

## Oksygenverdier Harstadbotn H1

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
1 * 90 * 2 * 2	5.	3.70	33.20	6.88	7.40	.52	92.9	
1 * 90 * 2 * 2	10.	4.00	33.34	6.75	7.34	.59	91.9	
7 * 90 * 3 * 22	5.	4.40	33.64	7.00	7.26	.26	96.5	
7 * 90 * 3 * 22	10.	4.60	33.70	6.79	7.22	.43	94.1	
13 * 90 * 5 * 3	5.	6.20	33.60	8.35	6.95	-1.40	120.1	
13 * 90 * 5 * 3	10.	6.40	34.11	7.40	6.90	-.50	107.3	
19 * 90 * 6 * 7	5.	8.50	32.98	7.62	6.62	-1.00	115.2	
19 * 90 * 6 * 7	10.	6.80	33.75	7.62	6.85	-.77	111.3	
25 * 90 * 7 * 11	5.	12.40	32.10	7.51	6.11	-1.40	122.9	
25 * 90 * 7 * 11	10.	10.20	33.33	7.32	6.36	-.96	115.2	
31 * 90 * 8 * 29	5.	12.60	33.40	5.01	6.03	1.02	83.0	
31 * 90 * 8 * 29	10.	12.50	33.44	4.95	6.05	1.10	81.9	
37 * 90 * 10 * 3	5.	10.90	33.44	5.84	6.26	.42	93.4	
37 * 90 * 10 * 3	10.	10.90	33.45	5.69	6.26	.57	91.0	
43 * 90 * 11 * 6	5.	8.00	33.00	6.02	6.69	.67	90.0	
43 * 90 * 11 * 6	10.	8.30	33.00	5.87	6.65	.78	88.3	
43 * 90 * 11 * 6	18.	8.80	33.03	5.75	6.57	.82	87.5	
49 * 90 * 12 * 14	5.	6.20	33.26	6.39	6.97	.58	91.7	
49 * 90 * 12 * 14	10.	6.30	33.30	6.46	6.95	.49	93.0	
49 * 90 * 12 * 14	18.	6.30	33.32	6.49	6.95	.46	93.4	
55 * 91 * 1 * 29	5.	4.40	33.42	6.68	7.27	.59	91.9	
55 * 91 * 1 * 29	10.	4.40	33.47	6.76	7.26	.50	93.1	
55 * 91 * 1 * 29	18.	4.40	33.39	6.61	7.27	.66	90.9	

## Oksygenverdier Harstadbass. H2

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
2 * 90 *	2 * 2	5.	4.00	33.25	6.82	7.35	.53	92.8
2 * 90 *	2 * 2	10.	4.10	33.30	6.77	7.33	.56	92.4
2 * 90 *	2 * 2	30.	4.50	33.35	6.60	7.25	.65	91.0
8 * 90 *	3 * 22	5.	4.20	33.65	7.45	7.29	-.16	102.2
8 * 90 *	3 * 22	10.	4.30	33.65	6.82	7.27	.45	93.8
8 * 90 *	3 * 22	30.	4.40	33.70	6.98	7.25	.27	96.2
14 * 90 *	5 * 3	5.	6.00	33.65	8.06	6.98	-1.08	115.4
14 * 90 *	5 * 3	10.	6.00	33.67	7.81	6.98	-.83	111.9
14 * 90 *	5 * 3	30.	6.20	33.80	7.54	6.94	-.60	108.6
20 * 90 *	6 * 7	5.	9.60	32.82	7.39	6.46	-.93	114.4
20 * 90 *	6 * 7	10.	6.50	33.40	7.50	6.91	-.59	108.5
20 * 90 *	6 * 7	30.	5.80	34.00	6.85	7.00	.15	97.9
26 * 90 *	7 * 11	5.	12.60	31.90	7.29	6.09	-1.20	119.7
26 * 90 *	7 * 11	10.	12.40	32.06	7.35	6.11	-1.24	120.3
26 * 90 *	7 * 11	30.	8.30	33.68	7.35	6.62	-.73	111.1
32 * 90 *	8 * 28	5.	12.80	33.41	4.94	6.01	1.07	82.2
32 * 90 *	8 * 28	10.	12.80	33.45	5.03	6.01	.98	83.7
32 * 90 *	8 * 28	30.	11.60	33.70	4.70	6.15	1.45	76.4
38 * 90 *	10 * 3	5.	10.90	33.49	6.04	6.25	.21	96.6
38 * 90 *	10 * 3	10.	11.20	33.57	5.98	6.21	.23	96.3
38 * 90 *	10 * 3	30.	11.20	33.60	6.02	6.21	.19	97.0
44 * 90 *	11 * 6	5.	8.00	33.07	6.18	6.69	.51	92.4
44 * 90 *	11 * 6	10.	8.10	33.09	6.14	6.67	.53	92.0
44 * 90 *	11 * 6	30.	8.80	33.34	6.17	6.56	.39	94.1
50 * 90 *	12 * 14	5.	6.40	33.35	6.50	6.93	.43	93.8
50 * 90 *	12 * 14	10.	6.40	33.38	6.46	6.93	.47	93.2
50 * 90 *	12 * 14	30.	6.40	33.38	6.50	6.93	.43	93.8
56 * 91 *	1 * 29	5.	3.80	33.37	6.88	7.38	.50	93.3
56 * 91 *	1 * 29	10.	3.80	33.43	6.86	7.37	.51	93.0
56 * 91 *	1 * 29	30.	3.00	33.77	6.87	7.51	.64	91.5



## Oksygenverdiier Harstad H3

STA	TID	DJUP	TEMP	SALT	OX	OXSAT	AOU	%SAT
3 * 90 *	2 * 2	5.	3.65	33.24	6.89	7.41	.52	93.0
3 * 90 *	2 * 2	10.	3.80	33.27	6.92	7.38	.46	93.7
3 * 90 *	2 * 2	40.	4.65	33.45	6.95	7.22	.27	96.2
3 * 90 *	2 * 2	70.	4.85	33.54	6.44	7.18	.74	89.7
3 * 90 *	2 * 2	100.	5.00	33.59	5.76	7.15	1.39	80.5
3 * 90 *	2 * 2	120.	5.00	33.59	5.46	7.15	1.69	76.3
3 * 90 *	2 * 2	140.	5.00	33.59	5.23	7.15	1.92	73.1
9 * 90 *	3 * 22	5.	4.00	33.54	7.75	7.33	-.42	105.7
9 * 90 *	3 * 22	10.	3.90	33.54	7.48	7.35	-.13	101.8
9 * 90 *	3 * 22	40.	4.80	33.82	6.96	7.18	.22	97.0
9 * 90 *	3 * 22	70.	5.20	33.92	6.93	7.10	.17	97.6
9 * 90 *	3 * 22	100.	5.20	33.96	6.02	7.10	1.08	84.8
9 * 90 *	3 * 22	120.	5.00	33.95	6.70	7.14	.44	93.9
9 * 90 *	3 * 22	140.	4.50	33.87	6.99	7.23	.24	96.7
15 * 90 *	5 * 3	5.	5.70	33.61	7.85	7.03	-.82	111.6
15 * 90 *	5 * 3	10.	5.70	33.61	7.91	7.03	-.88	112.5
15 * 90 *	5 * 3	40.	5.50	34.00	7.20	7.05	-.15	102.1
15 * 90 *	5 * 3	70.	5.90	33.95	6.51	6.98	.47	93.2
15 * 90 *	5 * 3	100.	5.50	34.22	6.50	7.04	.54	92.3
15 * 90 *	5 * 3	120.	5.60	34.19	6.57	7.02	.45	93.5
15 * 90 *	5 * 3	140.	5.50	34.22	6.56	7.04	.48	93.2
21 * 90 *	6 * 7	5.	9.20	32.90	7.42	6.52	-.90	113.9
21 * 90 *	6 * 7	10.	6.80	33.40	7.61	6.86	-.75	110.9
21 * 90 *	6 * 7	40.	5.60	33.92	6.75	7.04	.29	95.9
21 * 90 *	6 * 7	70.	5.60	34.15	6.36	7.03	.67	90.5
21 * 90 *	6 * 7	100.	5.60	34.01	6.08	7.03	.95	86.5
21 * 90 *	6 * 7	120.	5.60	34.07	6.11	7.03	.92	86.9
21 * 90 *	6 * 7	140.	5.70	34.03	6.18	7.01	.83	88.1
27 * 90 *	7 * 11	5.	12.60	31.95	7.54	6.09	-1.45	123.8
27 * 90 *	7 * 11	10.	12.30	32.30	8.03	6.11	-1.92	131.3
27 * 90 *	7 * 11	40.	7.60	33.80	7.19	6.72	-.47	107.0
27 * 90 *	7 * 11	70.	5.60	34.10	6.60	7.03	.43	93.9
27 * 90 *	7 * 11	100.	5.60	34.23	6.48	7.02	.54	92.3
27 * 90 *	7 * 11	120.	5.60	3.25	6.30	7.02	.72	89.7
27 * 90 *	7 * 11	140.	6.00	34.26	6.31	6.95	.64	90.7
33 * 90 *	8 * 29	5.	12.70	33.40	5.22	6.02	.80	86.7
33 * 90 *	8 * 29	10.	12.70	33.42	5.24	6.02	.78	87.0
33 * 90 *	8 * 29	40.	10.20	33.38	4.85	6.35	1.50	76.3
33 * 90 *	8 * 29	70.	5.80	34.20	4.44	6.99	2.55	63.5
33 * 90 *	8 * 29	100.	5.60	34.07	4.46	7.03	2.57	63.5
33 * 90 *	8 * 29	120.	5.60	34.15	4.06	7.03	2.97	57.8
33 * 90 *	8 * 29	140.	5.80	34.14	4.07	6.99	2.92	58.2
39 * 90 *	10 * 3	5.	10.80	33.47	6.28	6.27	-.01	100.2
39 * 90 *	10 * 3	10.	10.80	33.46	6.24	6.27	.03	99.5
39 * 90 *	10 * 3	40.	11.00	33.62	6.15	6.24	.09	98.6
39 * 90 *	10 * 3	70.	5.90	34.17	5.72	6.97	1.25	82.0
39 * 90 *	10 * 3	100.	5.80	34.10	5.47	6.99	1.52	78.2
39 * 90 *	10 * 3	120.	5.60	34.08	5.24	7.03	1.79	74.6
39 * 90 *	10 * 3	140.	5.70	34.08	5.16	7.01	1.85	73.6
45 * 90 *	11 * 6	5.	8.50	33.17	6.33	6.61	.28	95.8
45 * 90 *	11 * 6	10.	8.40	33.19	6.32	6.62	.30	95.4
45 * 90 *	11 * 6	40.	9.40	33.47	6.07	6.46	.39	93.9
45 * 90 *	11 * 6	70.	6.10	34.09	5.41	6.95	1.54	77.9
45 * 90 *	11 * 6	100.	5.40	34.17	8.13	7.06	-1.07	115.2
45 * 90 *	11 * 6	120.	5.60	34.07	4.92	7.03	2.11	70.0
45 * 90 *	11 * 6	140.	6.50	34.07	4.94	6.88	1.94	71.8
51 * 90 *	12 * 14	5.	5.80	33.45	6.56	7.02	.46	93.4
51 * 90 *	12 * 14	10.	5.80	33.45	6.60	7.02	.42	94.0
51 * 90 *	12 * 14	40.	5.70	33.45	6.55	7.04	.49	93.0
51 * 90 *	12 * 14	70.	5.60	33.48	6.42	7.06	.64	91.0
51 * 90 *	12 * 14	100.	5.10	34.15	5.04	7.11	2.07	70.9
51 * 90 *	12 * 14	120.	5.80	34.15	4.85	6.99	2.14	69.4
51 * 90 *	12 * 14	140.	6.40	34.15	6.56	6.89	.33	95.2
57 * 91 *	1 * 29	5.	4.20	33.42	7.14	7.30	.16	97.8
57 * 91 *	1 * 29	10.	4.20	33.47	7.01	7.30	.29	96.0
57 * 91 *	1 * 29	40.	4.40	33.52	6.82	7.26	.44	93.9
57 * 91 *	1 * 29	70.	4.50	33.52	6.98	7.24	.26	96.4
57 * 91 *	1 * 29	100.	4.80	33.91	7.09	7.17	.08	98.8
57 * 91 *	1 * 29	120.	5.60	34.07	4.60	7.03	2.43	65.4
57 * 91 *	1 * 29	140.	4.50	34.07	4.47	7.22	2.75	61.9

**VEDLEGG B**

Bløtbunnsfauna: *Artslister, statistiske metoder og resultater fra kornstørrelsesanalysene, samt koordinater for Hurlberts-funksjonene og "log-normal" kurvene.*

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, ENKELSTASJONER

ARTSNAVN	Antall									
	K1	K2	S1	H1	H2	H3	H4	H5	H6	
FORAMINIFERA										
. Foraminifera indet.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
PORIFERA										
. Porifera indet.	0	0	6	0	0	0	0	0	8	
CNIDARIA										
. Cnidaria indet.	1	0	0	0	2	0	0	0	1	
.ANTHOZOA										
. Ceriantharia										
. Cerianthus sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
NEMERTINI										
. Nemertini indet.	2	2	15	0	20	2	0	2	4	
NEMATODA										
. Nematoda indet.	0	0	1	120	1	0	0	0	0	
SIPUNCULIDA										
. Onchnesoma steenstrupi	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
. Sipunculida indet.	1	0	4	0	0	2	0	2	15	
ANNELIDA										
.POLYCHAETA										
. Phyllodocida										
. Aphroditidae indet.	0	0	0	0	0	4	0	1	0	
. Pholoe minuta	4	0	11	0	32	1	0	1	1	
. Harmothoe sp.	0	2	1	0	4	0	0	0	1	
. Eteone spp.	4	2	0	0	4	3	0	0	2	
. Anaitides groenlandica	0	6	0	0	8	0	0	1	0	
. Anaitides sp.	1	0	1	1	0	0	0	0	1	
. Glycera alba	0	0	7	0	1	0	0	0	0	
. Glycera capitata	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
. Glycera sp.	2	0	10	0	3	1	0	0	1	
. Goniada maculata	0	0	3	0	0	0	1	0	0	
. Goniada sp.	2	0	0	0	1	2	0	0	1	
. Hesionidae indet.	0	2	2	0	1	0	0	0	0	
. Ophiodromus flexuosus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Nereimyra punctata	0	0	6	0	1	0	0	0	5	
. Typosyllis armillaris	1	1	18	0	24	4	0	0	21	
. Exogone sp.	0	0	3	0	0	2	0	1	3	
. Nephtys ciliata	17	0	6	0	33	8	7	16	1	
. Nephtys cf. paradoxa	1	0	0	0	0	0	0	1	1	
. Nephtys sp.	0	2	0	1	4	0	0	0	1	
. Nereis pelagica	0	0	8	0	1	0	0	0	0	
. Amphinomida										
. Paramphinome jeffreysi	39	4	0	0	0	6	0	9	6	
. Eunicida										
. Onuphis conchylega	1	0	0	0	0	8	0	0	23	
. Eunice norvegica	0	0	5	0	0	0	0	0	12	
. Lumbrinereis sp.	1	0	10	0	3	21	20	36	3	
. Protodorvillea kefersteini	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
. Orbiniiida										
. Scoloplos armiger	18	10	5	0	0	20	0	7	3	
. Aricidea sp.	1	0	0	0	1	4	0	1	0	
. Spionida										
. Spionidae sp.	0	0	0	0	1	4	0	1	0	
. Laonice cirrata	0	0	0	0	0	1	0	0	3	
. Maloceros fuliginosus	0	0	0	349	0	0	0	0	0	
. Polydora sp.	0	3	1	7	5	9	0	4	1	
. Prionospio cirrifera	9	6	0	0	0	57	3	76	41	
. Prionospio malmgreni	0	3	0	0	6	21	0	11	1	
. Tharyx marioni	0	0	0	1	1	4	0	1	7	
. Chaetozone setosa	112	537	35	1	1124	181	25	113	58	
. Cirratulus cirratus	0	0	1	0	0	2	0	2	5	
. Flabelligerida										
. Brada villosus	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
. Flabelligeridae sp.	0	0	1	0	0	1	0	1	6	
. Capitellida										
. Capitella capitata	0	0	0	27	0	0	0	0	0	
. Heteromastus filiformis	30	9	0	0	21	40	0	6	11	
. Notomastus latericus	0	0	5	0	6	2	0	0	0	
. Nicomache borealis	5	0	2	0	1	1	0	3	3	
. Asychis biceps	0	0	0	0	0	1	0	2	5	
. Rhodine sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, ENKELSTASJONER

ARTSNAVN	Antall									
	K1	K2	S1	H1	H2	H3	H4	H5	H6	
. Praxillella sp.	1	0	2	0	0	9	0	4	0	
. Maldane sarsi	98	15	0	0	0	23	30	36	17	
. Euclymene droebachiensis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
. Euclymene droebachiensis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Opheliida										
. Ophelina acuminata	0	3	0	0	0	0	0	1	3	
. Polyphysia crassa	0	0	2	0	0	1	0	1	0	
. Scalibregma inflatum	1	33	2	0	0	6	0	1	1	
. Oweniida										
. Myriochele heeri	0	0	0	0	0	4	0	2	0	
. Myriochele oculata	4	2	0	0	0	5	19	30	21	
. Owenia fusiformis	75	0	0	0	0	14	0	49	2	
. Terebellida										
. Pectinaria koreni	8	4	1	7	5	1	0	3	1	
. Melinna cristata	0	0	2	0	0	3	0	1	1	
. Amage auricula	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
. Amphicteis gunneri	0	0	12	0	0	1	0	1	0	
. Sabellides borealis	8	110	0	0	0	0	0	1	0	
. Eupolyornia nebulosa	4	12	8	0	0	0	0	0	0	
. Thelepus cincinnatus	0	0	0	0	0	1	0	0	21	
. Terebellidae indet.	0	0	6	0	0	33	3	31	8	
. Terebellides stroemi	0	2	4	0	0	2	2	4	10	
. Amphitrite cirrata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Sabellida										
. Euchone spp.	9	54	0	0	1	3	0	1	5	
. Sabellidae indet.	0	0	0	0	7	6	1	0	24	
. Hydroides norvegica	0	0	14	0	0	0	0	0	1	
. OLIGOCHAETA										
. Pelascolex benedini	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. CRUSTACEA										
. COPEPODA										
. Copepoda indet.	1	0	5	0	1	33	53	8	1	
. MALACOSTRACA										
. Leptostraca										
. Nebalia sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Mysidacea										
. Mysidacea indet.	0	1	0	2	0	0	0	0	0	
. Cumacea										
. Leucon sp.	0	0	0	0	0	5	3	5	4	
. Cumacea sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Eudorella emarginata	2	0	0	0	0	3	1	0	6	
. Diastylis goodsiri	0	0	0	0	0	0	0	3	0	
. Diastylis sp.	4	4	0	0	0	0	0	1	0	
. Diastylidae indet.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Tanaidacea										
. Apseudes spinosus	0	0	42	0	0	0	0	0	0	
. Amphipoda										
. Arrhis phyllonyx	1	1	0	0	0	1	2	0	0	
. Anonyx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
. Anonyx cf. lilljeborgi	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
. Hippomedon propinguus	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
. Tmetonyx cicada	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
. Tiron cf. jacanthurus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Lysianassidae indet.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Ampelisca eschrichti	0	0	2	0	0	2	0	0	4	
. Ampelisca macrocephala	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
. Byblis gaimardi	0	0	0	0	0	2	0	1	3	
. Urothoe elegans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Harpinia antennaria	0	0	0	0	0	0	0	0	31	
. Liljeborgia brevicornis	0	0	2	0	0	0	0	0	8	
. Monoculodes cf. latimanus	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
. Monoculodes longirostus	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
. Monoculodes packardi	0	0	0	0	0	1	6	0	0	
. Oedicerotidae sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Syrrhoe crenulata	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
. Cheirocratus cf. sundevalli	0	1	2	0	3	0	0	0	0	
. Phtisica marina	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Unciola planipes	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, ENKELSTASJONER

ARTSNAVN	Antall									
	K1	K2	S1	H1	H2	H3	H4	H5	H6	
. Gnathia sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Gnathia sp.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
. Isopoda indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
. Euphausiacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Thysanoessa longicaudata	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
. Decapoda										
. Eualus pusiolus	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
. Paguridae indet.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Hyas coarctatus	0	0	1	0	1	0	0	0	0	
MOLLUSCA										
. POLYPLACOPHORA										
. Polyplacophora indet.	0	0	13	0	0	0	0	0	0	
. CAUDOFOVEATA										
. Caudofoveata indet.	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
. PELECYPODA										
. Protobranchia										
. Nukuloma tenuis	3	0	0	0	0	12	19	2	2	
. Nukulana pernula	0	0	0	0	0	2	0	1	0	
. Nukulana minuta	0	0	1	0	0	1	0	0	0	
. Yoldia hyperborea	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Yoldiella lucida	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
. Yoldiella lenticula	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
. Arctica islandica	3	0	0	1	8	0	0	0	0	
. Bathyarca pectunculoides	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
. Filibranchia										
. Modiolus sp.	0	0	120	0	0	0	0	0	32	
. Crenella decussata	2	0	0	0	3	2	0	1	2	
. Similipecten similis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Delectopecten vitreus	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
. Eulamellibranchia										
. Astarte elliptica	0	0	4	0	1	1	0	1	0	
. Astarte borealis	0	0	0	0	0	7	0	0	0	
. Astarte montagui	0	0	0	0	21	0	0	0	0	
. Astarte sulcata	1	0	0	0	0	0	0	1	0	
. Astarte sp.	0	0	2	0	1	0	0	0	0	
. Thyasira sarsi	5	5	1	0	132	6	0	0	0	
. Thyasira equalis	0	0	0	0	0	76	78	64	23	
. Thyasira obsoleta	0	0	0	0	18	0	0	0	0	
. Thyasira sp.	0	1	1	0	69	5	0	0	4	
. Thyasira spp.	2	0	0	0	5	0	0	0	9	
. Montacuta ferruginosa	0	2	0	0	1	0	0	0	0	
. Mysella bidentata	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
. Parvicardium minimum	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Parvicardium ovale	2	0	1	0	13	0	0	0	0	
. Parvicardium sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Cardiaceae indet.	0	0	1	0	1	0	0	0	0	
. Timoclea ovata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Venus fasciata	0	0	0	0	9	0	0	0	0	
. Macoma calcarea	15	0	0	0	64	0	0	0	2	
. Macoma balthica	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
. Mya arenaria	0	0	0	0	7	0	0	0	0	
. Mya sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Corbula gibba	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
. Lucinoma borealis	0	0	0	0	7	1	0	0	0	
. Septibranchia										
. Cuspidaria sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
. Pelecypoda indet.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
. SCAPHOPODA										
. Dentalium entale	0	0	7	0	0	0	0	0	0	
. GASTROPODA										
. Archaeogastropoda										
. Gibbula tumida	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Helcion pellucidum	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Acmaea sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
. Lepeta caeca	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
. Mesogastropoda										
. Lunatia montagui	1	0	4	0	1	0	0	0	0	
BRACHIOPODA										
. Terebratulina retusa	0	0	0	0	0	0	0	0	2	

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, ENKELSTASJONER

ARTSNAVN	Antall									
	K1	K2	S1	H1	H2	H3	H4	H5	H6	
BRYOZOA										
. Bryozoa indet.	1	0	0	0	0	4	1	0	5	
CHAETOGNATHA										
. Chaetognatha indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ECHINODERMATA										
.ASTEROIDEA										
. Paxillosida										
. Ctenodiscus crispatus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
.OPHIUROIDEA										
. Ophiurida										
. Ophiacantha bidentata	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
. Ophiopholis aculeata	0	0	1	0	0	0	0	0	13	
. Amphipholis squamata	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
. Ophiura albida	0	0	2	0	1	0	0	0	0	
. Ophiura sarsi	0	0	2	0	0	0	0	0	4	
. Ophiura robusta	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
. Ophiura affinis	2	0	5	0	1	0	0	0	0	
. Ophiura sp.	5	0	5	0	2	0	0	0	0	
. Ophiuroidea indet.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
.ECHINOIDEA										
. Spatangoidea										
. Echinocardium cordatum	3	0	3	0	0	0	0	0	0	
. Echinoida										
. Strongylocentrotus droebachiensis	1	0	4	0	0	0	0	0	0	
. Echinoidea indet.	0	0	2	0	11	0	0	0	0	
.HOLOTHUROIDEA										
. Apodida										
. Labidoplax buski	0	0	1	0	0	2	0	1	0	
CHORDATA										
.ASCIDIACEA										
. Ascidiacea sol. indet.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
STATISTIKK	Sum	519	842	479	517	1715	702	279	564	545
	Avg	3	5	3	3	9	4	2	3	3
	Max	112	537	120	349	1124	181	78	113	58
	Min	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cnt	181	181	181	181	181	181	181	181	181

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, OVERSIKT ALLE STASJONER

ARTSNAVN	TOTAL SUM INDIVID
<u>FORAMINIFERA</u>	
Foraminifera indet.	1
<u>PORIFERA</u>	
Porifera indet.	14
<u>CNIDARIA</u>	
Cnidaria indet.	4
<u>ANTHOZOA</u>	
Ceriantharia	
Cerianthus sp.	1
<u>NEMERTINI</u>	
Nemertini indet.	47
<u>NEMATODA</u>	
Nematoda indet.	122
<u>SIPUNCULIDA</u>	
Onchnesoma steenstrupi	4
Sipunculida indet.	24
<u>ANNELIDA</u>	
<u>POLYCHAETA</u>	
<u>Phyllodocida</u>	
Aphroditidae indet.	5
Pholoe minuta	50
Harmothoe sp.	8
Eteone spp.	15
Anaitides groenlandica	15
Anaitides sp.	4
Glycera alba	8
Glycera capitata	3
Glycera sp.	17
Goniada maculata	4
Goniada sp.	6
Hessionidae indet.	5
Ophiodromus flexuosus	1
Nereimyra punctata	12
Typosyllis armillaris	69
Exogone sp.	9
Nephtys ciliata	88
Nephtys cf. paradoxa	3
Nephtys sp.	8
Nereis pelagica	9
<u>Amphinomida</u>	
Paramphinome jeffreysi	64
<u>Eunicida</u>	
Onuphis conchylega	32
Eunice norvegica	17
Lumbrinereis sp.	94
Protodorvillea kefersteini	1
<u>Orbiniida</u>	
Scoloplos armiger	63
Aricidea sp.	7
<u>Spionida</u>	
Spionidae sp.	6
Laonice cirrata	4
Maloceros fuliginosus	349
Polydora sp.	30
Prionospio cirrifera	192
Prionospio malmgreni	42
Tharyx marioni	14

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, OVERSIKT ALLE STASJONER

ARTSNAVN	TOTAL SUM INDIVID
Chaetozone setosa	2186
Cirratulus cirratus	10
<u>Flabelligerida</u>	
Brada villosus	2
Flabelligeridae sp.	9
<u>Capitellida</u>	
Capitella capitata	27
Heteromastus filiformis	117
Notomastus latericus	13
Nicomache borealis	15
Asychis biceps	8
Rhodine sp.	2
Praxillella sp.	16
Maldane sarsi	219
Euclymene droebachiensis	1
<u>Opheliida</u>	
Ophelina acuminata	7
Polyphysia crassa	4
Scalibregma inflatum	44
<u>Oweniida</u>	
Myriochele heeri	6
Myriochele oculata	81
Owenia fusiformis	140
<u>Terebellida</u>	
Pectinaria koreni	30
Melinna cristata	7
Amage auricula	3
Amphicteis gunneri	14
Sabellides borealis	119
Eupolytmia nebulosa	24
Thelepus cincinnatus	22
Terebellidae indet.	81
Terebellides stroemi	24
Amphitrite cirrata	1
<u>Sabellida</u>	
Euchone spp.	73
Sabellidae indet.	38
Hydroides norvegica	15
<u>OLIGOCHAETA</u>	
Pelascoclex benedini	1
<u>CRUSTACEA</u>	
<u>COPEPODA</u>	
Copepoda indet.	102
<u>MALACOSTRACA</u>	
<u>Leptostraca</u>	
Nebalia sp.	1
<u>Mysidacea</u>	
Mysidacea indet.	3
<u>Cumacea</u>	
Leucon sp.	17
Cumacea sp.	1
Eudorella emarginata	12
Diastylis goodsiri	3
Diastylis sp.	9
Diastylidae indet.	1
Tanaidacea	



## ARTSLISTE FOR HARSTAD, OVERSIKT ALLE STASJONER

ARTSNAVN	TOTAL SUM INDIVID
Apseudes spinosus	42
<u>Amphipoda</u>	
Arrhis phyllonyx	5
Anonyx sp.	2
Anonyx cf. lilljeborgi	3
Hippomedon propinguus	2
Tmetonyx cicada	1
Tiron cf. jacanthurus	1
Lysianassidae indet.	1
Ampelisca eschrichti	8
Ampelisca macrocephala	1
Byblis gaimardi	6
Urothoe elegans	1
Harpinia antennaria	31
Liljeborgia brevicornis	10
Monoculodes cf. latimanus	2
Monoculodes longirostus	2
Monoculodes packardi	7
Oedicerotidae sp.	1
Syrrhoe crenulata	1
Cheirocratus cf. sundevalli	6
Phtisica marina	1
Unciola planipes	1
<u>Isopoda</u>	
Gnathia sp.1	1
Gnathia sp.2	1
Isopoda indet.	1
<u>Euphausiacea</u>	
Thysanoessa longicaudata	1
<u>Decapoda</u>	
Eualus pusiolus	2
Paguridae indet.	1
Hyas coarctatus	2
<u>MOLLUSCA</u>	
<u>POLYPLACOPHORA</u>	
Polyplacophora indet.	13
<u>CAUDOFOVEATA</u>	
Caudofoveata indet.	2
<u>PELECYPODA</u>	
<u>Protobranchia</u>	
Nuculoma tenuis	38
Nuculana pernula	3
Nuculana minuta	2
Yoldia hyperborea	1
Yoldiella lucida	2
Yoldiella lenticula	1
Arctica islandica	12
Bathyarca pectunculoides	6
<u>Filibranchia</u>	
Modiolus sp.	152
Crenella decussata	10
Similipecten similis	1
Delectopecten vitreus	2
<u>Eulamellibranchia</u>	
Astarte elliptica	7
Astarte borealis	7
Astarte montagui	21

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, OVERSIKT ALLE STASJONER

ARTSNAVN	TOTAL SUM INDIVID
Astarte sulcata	2
Astarte sp.	3
Thyasira sarsi	149
Thyasira equalis	241
Thyasira obsoleta	18
Thyasira sp.	80
Thyasira spp.	16
Montacuta ferruginosa	3
Mysella bidentata	1
Parvicardium minimum	1
Parvicardium ovale	16
Parvicardium sp.	1
Cardiacea indet.	2
Timoclea ovata	1
Venus fasciata	9
Macoma calcarea	81
Macoma balthica	2
Mya arenaria	7
Mya sp.	1
Corbula gibba	1
Lucinoma borealis	8
<u>Septibranchia</u>	
Cuspidaria sp.	2
Pelecypoda indet.	1
<u>SCAPHOPODA</u>	
Dentalium entale	7
<u>GASTROPODA</u>	
<u>Archaeogastropoda</u>	
Gibbula tumida	1
Helcion pellucidum	1
Acmaea sp.	1
Lepeta caeca	2
<u>Mesogastropoda</u>	
Lunatia montagui	6
<u>BRACHIOPODA</u>	
Terebratulina retusa	2
<u>BRYOZOA</u>	
Bryozoa indet.	11
<u>CHAETOGNATHA</u>	
Chaetognatha indet.	2
<u>ECHINODERMATA</u>	
<u>ASTEROIDEA</u>	
<u>Paxillosida</u>	
Ctenodiscus crispatus	2
<u>OPHIUROIDEA</u>	
<u>Ophiurida</u>	
Ophiacantha bidentata	1
Ophiopholis aculeata	14
Amphipholis squamata	2
Ophiura albida	3
Ophiura sarsi	6
Ophiura robusta	2
Ophiura affinis	8
Ophiura sp.	12
Ophiuroidea indet.	1
<u>ECHINOIDEA</u>	
Spatangoidea	

## ARTSLISTE FOR HARSTAD, OVERSIKT ALLE STASJONER

ARTSNAVN	TOTAL SUM INDIVID
Echinocardium cordatum	6
<u>Echinoidea</u>	
Strongylocentrotus droebachiensis	5
Echinoidea indet.	13
<u>HOLOTHUROIDEA</u>	
<u>Apodida</u>	
Labidoplax buski	4
<u>CHORDATA</u>	
<u>ASCIDIACEA</u>	
Ascidiacea sol. indet.	1

SUM ALLE INDIVID ALLE ARTER ALLE STASJONER	6163
--	------

STATISTIKK: Avg	35
Max	2186
Min	1
Cnt	178

## DE 10 MEST HYPPIG FOREKOMMENDE ARTENE PÅ HVER BUNNDYRSTASJON

<u>SPECIES NAME</u>	<u>K1</u>
Chaetozone setosa	112
Maldane sarsi	98
Owenia fusiformis	75
Paramphinome jeffreysi	39
Heteromastus filiformis	30
Scoloplos armiger	18
Nephtys ciliata	17
Macoma calcarea	15
Prionospio cirrifera	9
Euchone spp.	9

<u>SPECIES NAME</u>	<u>K2</u>
Chaetozone setosa	537
Sabellides borealis	110
Euchone spp.	54
Scalibregma inflatum	33
Maldane sarsi	15
Eupolymnia nebulosa	12
Scoloplos armiger	10
Heteromastus filiformis	9
Anaitides groenlandica	6
Prionospio cirrifera	6

<u>SPECIES NAME</u>	<u>S1</u>
Modiolus sp.	120
Apseudes spinosus	42
Chaetozone setosa	35
Typosyllis armillaris	18
Nemertini indet.	15
Hydroides norvegica	14
Polyplacophora indet.	13
Amphicteis gunneri	12
Pholoe minuta	11
Lumbrinereis sp.	10
Glycera sp.	10

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H1</u>
Maloceros fuliginosus	349
Nematoda indet.	120
Capitella capitata	27
Pectinaria koreni	7
Polydora sp.	7
Mysidacea indet.	2
Chaetozone setosa	1
Anaitides sp.	1
Nephtys sp.	1
Tharyx marioni	1
Arctica islandica	1

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H2</u>
Chaetozone setosa	1124
Thyasira sarsi	132
Thyasira sp.	69
Macoma calcarea	64
Nephtys ciliata	33
Pholoe minuta	32
Typosyllis armillaris	24
Heteromastus filiformis	21
Astarte montagui	21
Nemertini indet.	20

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H3</u>
Chaetozone setosa	181
Thyasira equalis	76
Prionospio cirrifera	57
Heteromastus filiformis	40
Terebellidae indet.	33
Copepoda indet.	33
Maldane sarsi	23
Prionospio malmgreni	21
Lumbrineris sp.	21
Scoloplos armiger	20

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H4</u>
Thyasira equalis	78
Copepoda indet.	53
Maldane sarsi	30
Chaetozone setosa	25
Lumbrinereis sp.	20
Myriochele oculata	19
Nuculoma tenuis	19
Nephtys ciliata	7
Monoculodes packardi	6
Leucon sp.	3
Prionospio cirrifera	3
Terebellidae indet.	3

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H5</u>
Chaetozone setosa	113
Prionospio cirrifera	76
Thyasira equalis	64
Owenia fusiformis	49
Maldane sarsi	36
Lumbrinereis sp.	36
Terebellidae indet.	31
Myriochele oculata	30
Nephtys ciliata	16
Prionospio malmgreni	11

<u>SPECIES NAME</u>	<u>H6</u>
Chaetozone setosa	58
Prionospio cirrifera	41
Modiolus sp.	32
Harpinia antennaria	31
Sabellidae indet.	24
Thyasira equalis	23
Onuphis conchylega	23
Thelepus cincinnatus	21
Typosyllis armillaris	21
Myriochele oculata	21

Geometriske klasser for logaritmiske plotts:  
Antall arter i geometrisk ordnede frekvensfordelinger

intervall		1	2,3	4-7	8-15	16-31	32-63	64-127	128-255	256-511
geometrisk klasse		1	2	3	4	5	6	7	8	9
ant. arter	<b>K1</b>	19	12	8	5	3	1	3	0	0
	<b>K2</b>	6	12	6	4	0	2	1	0	0
	<b>S1</b>	24	23	17	9	1	2	1	0	0
	<b>H1</b>	5	1	2	0	1	0	1	0	1
	<b>H2</b>	28	8	11	5	5	2	2	1	0
	<b>H3</b>	24	17	15	6	4	4	1	1	0

intervall		1	2,3	4-7	8-15	16-31	32-63	64-127	128-255	256-511
geometrisk klasse		1	2	3	4	5	6	7	8	9
ant. arter	<b>H4</b>	7	6	2	0	5	1	1	0	0
ant. arter	<b>H5</b>	30	11	6	3	3	3	3	0	0
	<b>H6</b>	22	15	16	9	8	3	0	0	0

Hurlberts diversiteteskurver

August 22, 90

	10	20	30	40	50	100	200	300	400	500	ant. ind.	arter
<b>K1</b>	6.57	9.76	12.93	14.70	16.85	24.35	34.14	41.88	46.03	50.34	519	51
<b>K2</b>	3.81	5.48	7.17	8.12	9.28	13.42	18.96	23.32	25.58	27.80	842	32
<b>S1</b>	7.63	12.57	18.01	21.17	25.03	38.37	54.64	66.48	72.41		479	77
<b>H1</b>	2.74	3.36	3.94	4.26	4.63	5.87	7.48	8.90	9.80	10.85	517	11
<b>H2</b>	4.04	6.19	8.55	9.89	11.54	17.27	24.75	30.81	34.17	37.75	1 715	63
<b>H3</b>	7.21	11.40	15.71	18.11	20.99	30.84	43.53	53.42	58.64	63.99	702	72
	10	20	30	40	50	100	200	300	400	500	ant. ind.	arter
<b>H4</b>	5.90	8.19	10.04	10.95	11.97	15.38	19.69				279	22
<b>H5</b>	7.00	10.45	13.62	15.30	17.30	24.39	34.63	43.88	49.38	55.56	564	59
<b>H6</b>	8.53	14.23	20.07	23.24	26.94	38.74	52.15	61.57	66.32	71.18	545	73

Vedlegg B (forts.)

## STATISTISKE METODER

### Diversitetsmål

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

### Diversitetsindekser

Den mye brukte Shannon-Wiener indeks (Shannon & Weaver 1963) er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln \left[ \frac{n_i}{N} \right]$$

hvor  $n_i$  er antall individer av art  $i$ ,  $N$  er totalt antall individer og  $s$  er antall arter. Indeksen tar hensyn både til antall arter og mengdefordelingen mellom artene, men det synes som indekseren er mest følsom for individfordelingen.

Jevnhet ( $J$ ) beregnes fra  $H'$  ved å sette  $J=H'/\ln s$  (Pielou 1969).  $\ln s$  er maksimumsverdien for  $H'$  når alle artene finnes med samme antall individer (maksimum jevnhet). Verdiene for  $J$  ligger mellom 0 og 1.

### Diversitetskurver

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



$$E(s) = \sum_{i=1}^s \left[ 1 - \frac{\binom{N - n_i}{N_d}}{\binom{N}{N_d}} \right]$$

$E(s)$  er forventet antall arter i en delprøve på  $N_d$  individer, og hele prøven består av  $N$  individer,  $s$  arter og  $n_i$  individer av hver art. Metoden er også beskrevet av Rygg (1984).

### Log-normalfordelingen

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

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

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

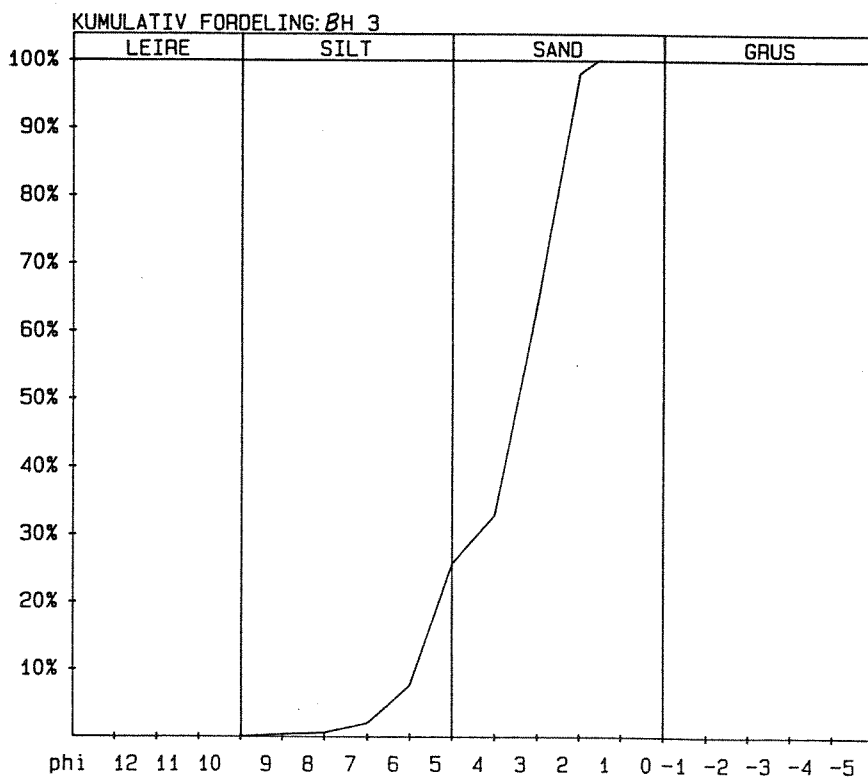
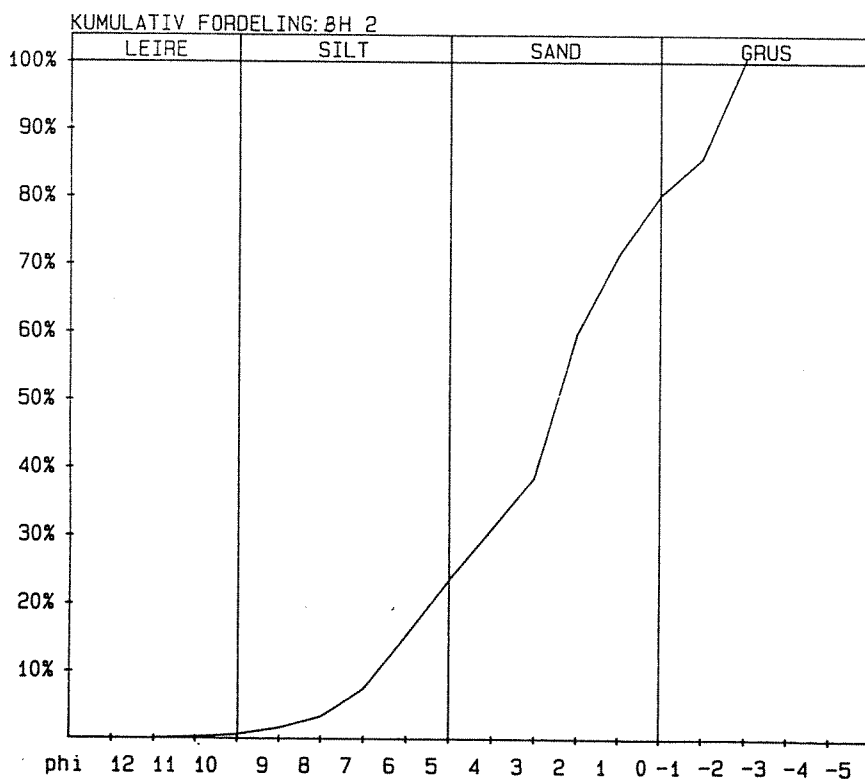
## VEDLEGG B (forts.):

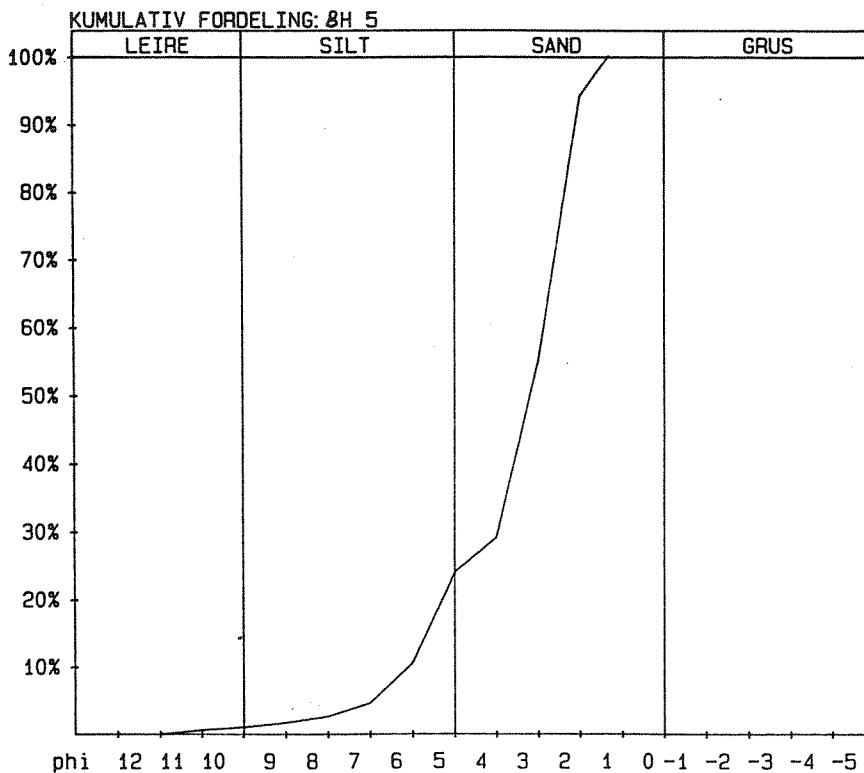
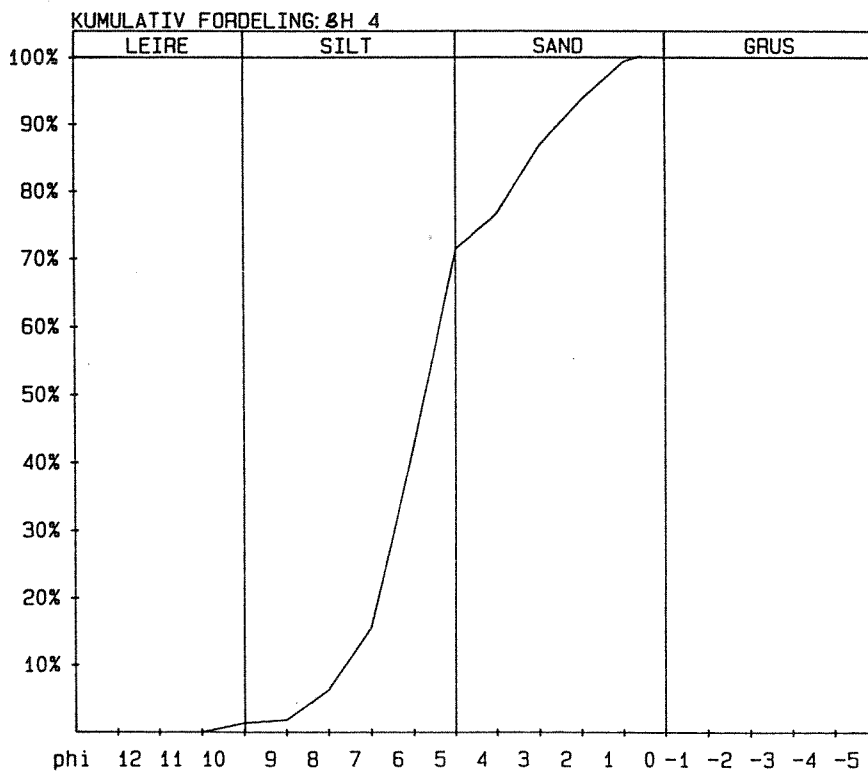
## KORNSTØRRELSFORDELING, BUNNDYRSTASJONER

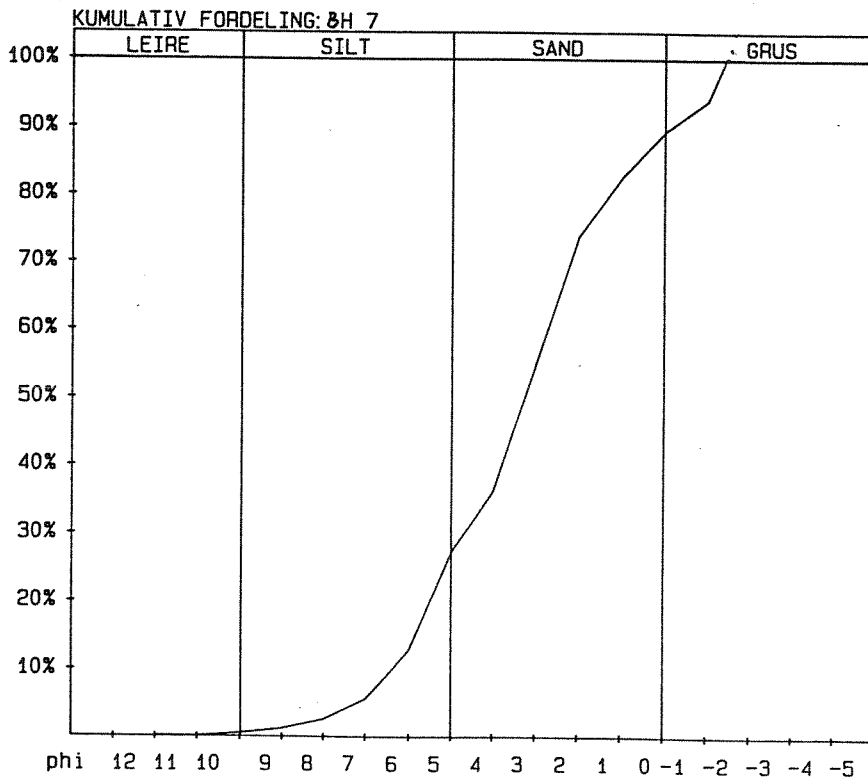
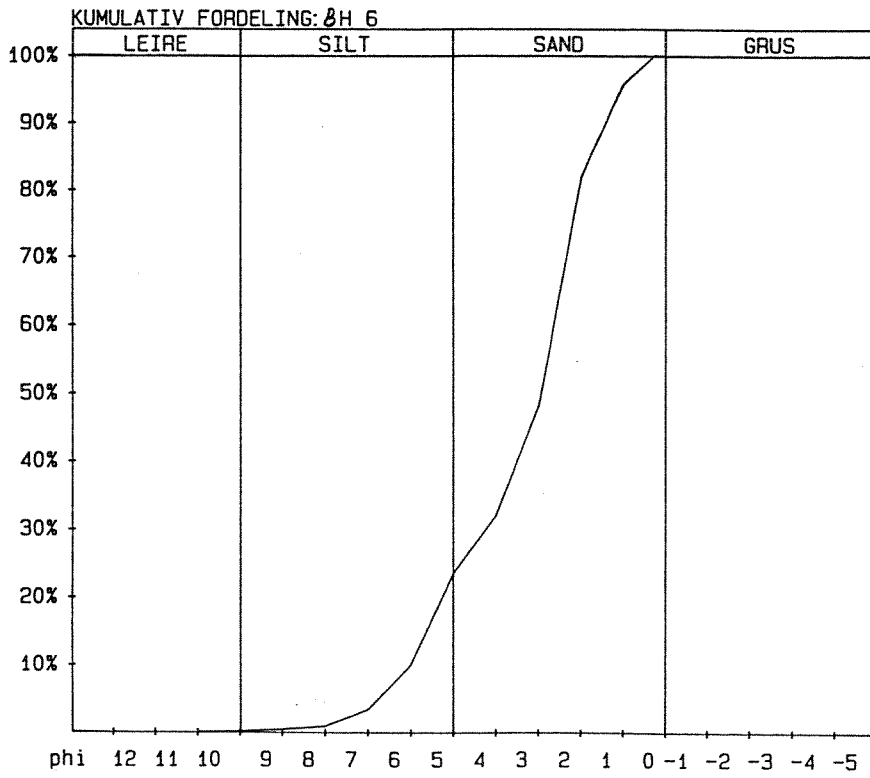
## RESULTAT FRA KORNFORDELINGSANALYSE

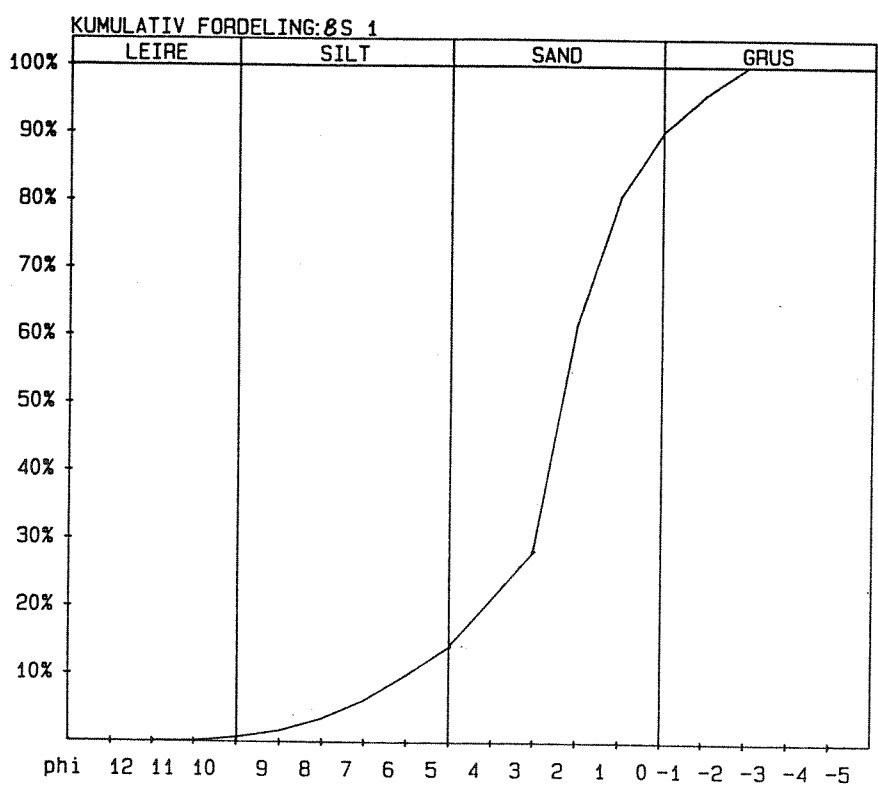
STASJON	ØH 2	ØH 3	ØH 4	ØH 5	ØH 6	ØH 7	ØS 1	ØK 1	ØK 2	MAKS VERDI	MIN. VERDI	SNITT
VANDYP (m)	13	70	150	50	70	70	25	25	60	150	13	59
Phi MD (50%)	1,468	2,455	4,744	2,205	1,951	2,265	1,355	2,458	2,620	4,744	1,355	2,391
SORTERING	3,045	1,447	1,916	1,596	1,793	2,499	2,062	1,428	2,158	3,045	1,428	1,994
SKJEVHET	0,082	0,357	-0,273	0,462	0,374	-0,017	0,087	0,397	0,143	0,462	-0,273	0,179
SPREDNING	1,136	0,763	1,148	0,882	0,888	1,034	1,744	1,107	0,997	1,744	0,763	1,078
LEIRE (%)	0,69	0,00	1,41	1,10	0,21	0,57	0,70	0,32	0,77	1,41	0,00	0,64
SILT (%)	22,86	25,76	70,01	23,04	23,46	26,79	13,51	19,34	38,05	70,01	13,51	29,20
SAND (%)	56,76	78,10	29,98	80,23	78,07	62,07	76,15	91,04	56,48	91,04	29,98	67,65
GRUS (%)	20,19	3,34	3,90	0,73	6,76	19,47	9,63	0,10	4,80	20,19	0,10	7,66

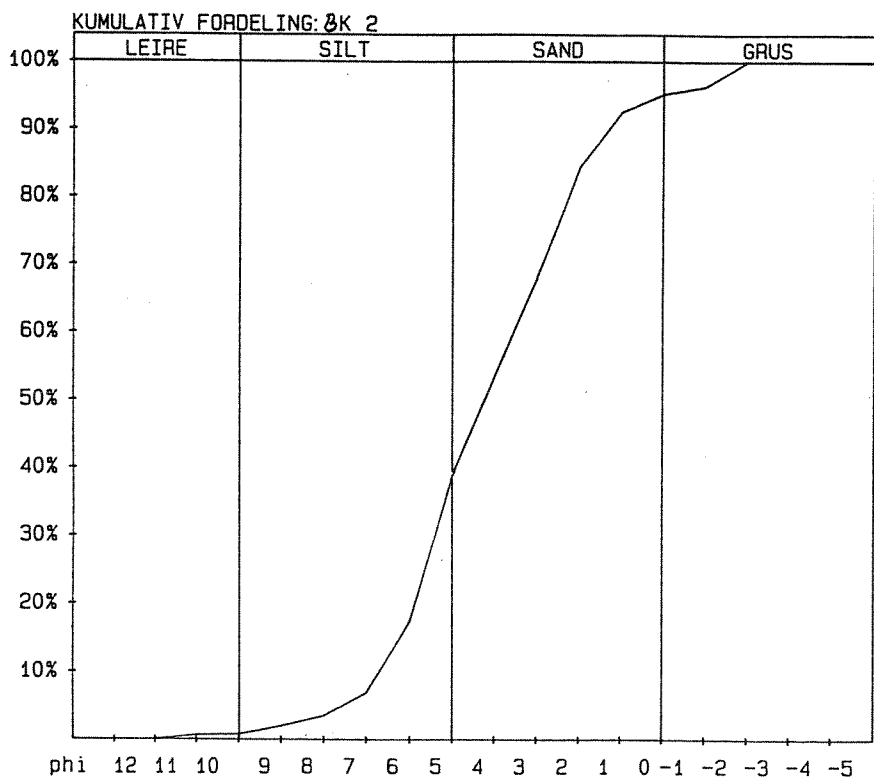
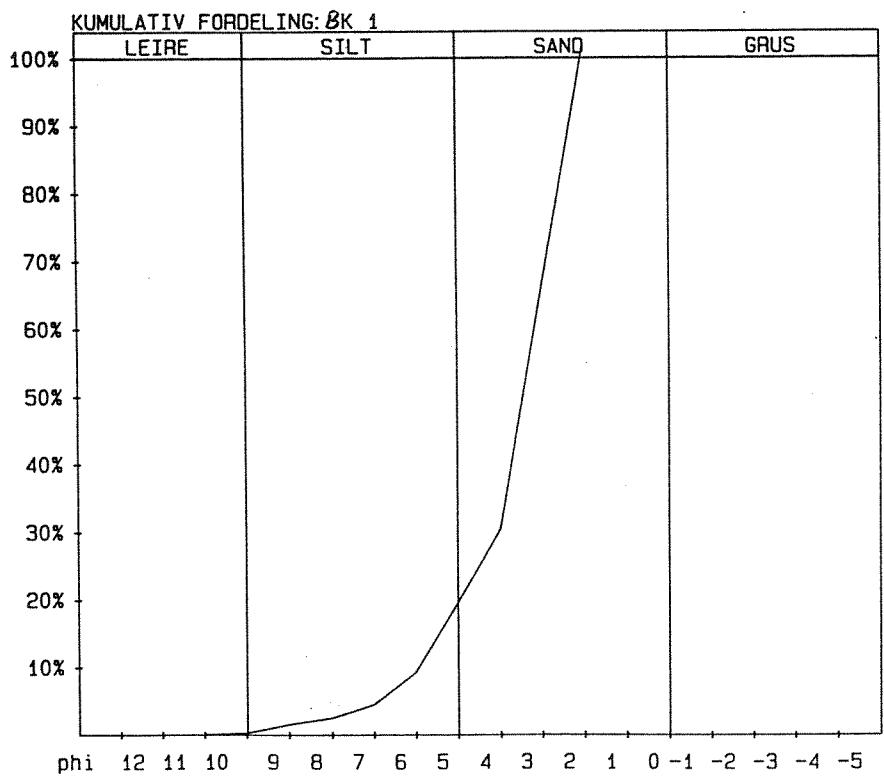
LEIRE (&lt;2 µm) SILT (2-63 µm) SAND (63 µm-2 mm) GRUS (2-64 mm)











## VEDLEGG C

## Biologisk fjæresonebefaring. Artslister - dyr.

Dominansskala fra 0 til 3:

- 0: Enkeltpunn  
 1: Spredt  
 2: Vanlig  
 3: Dominerende

## Stasjon 1, Rødskjær:

Littorina littorea	1
Balanus balanoides	1
Littorina Obdusata	1
Obelia sp.	0
Callopora lineata	2
Spirorbis sp.	2
Carcinus maenas	3
Modiolus modiolus	2
Strongylosetrotus droebachiensis	1
Metridium sp.	0
Pomatoceros triqueter	2
Acmea tessulata	2
Buccinum sp.	0
Membranipora sp.	3
Anomia sp.	0
Asterias rubens	0
Lacuna pallidula	1

## Stasjon 2, Stovvika:

Balanus balanoides	3
Littorina littorea	2
Littorina saxatilis	1
Modiolus modiolus	1
Carcinus maenas	2
Littorina obdusata	1
Acmea tessulata	2
Acmea virginea	0
Spirorbis sp.	1
Eupagurus bernardus	0
Membranipora sp.	2
Coryne sp.	0
Anomia sp.	0

## Stasjon 3, Klubben:

Balaanus balanoides	2
Littorina saxatilis	1
Littorina obdusata	1
Carcinus maenas	1
Littorina littorea	1
Membranipora sp.	2
Eupagurus bernardus	0
Pomatoceros sp.	1
Asterias rubens	0
Strongylocentrotus droebachiensis	1
Buccinum sp.	0
Idothea sp.	0

## Stasjon 4, Samagrunnen:

Littorina saxatilis	1
Balanus balanoides	1
Littorina littorea	3
Acmaea tessulata	1
Littorina obdusata	2
Carcinus maenas	0
Spirorbis sp.	1
Membranopora sp.	2
Strong. droeb.	3
Buccinum sp.	0
Coryne sp.	1
Eupagurus bernardus	1
Patella vulgata	0
Mytilus edulis	0

## Stasjon 5, Trondenes kirke:

Patella vulgata	1
Acmaea tessulata	1
Acmaea virginea	0
Littorina littorea	2
Spirorbis borealis	1
Thais lappilus	3
Coryne sp.	0
Obelia sp.	0
Littorina obdusata	1
Carcinus maenas	1
Membranipora	1
Callopora sp.	0
Balanus balanoides	1
Eupagurus bernardus	0
Echinus esculentus	0
Strong. droeb.	3
Asterias rubens	0
Henricia sp.	0
Modiolus modiolus	1
Mytilus edulis	1



---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-2020-8