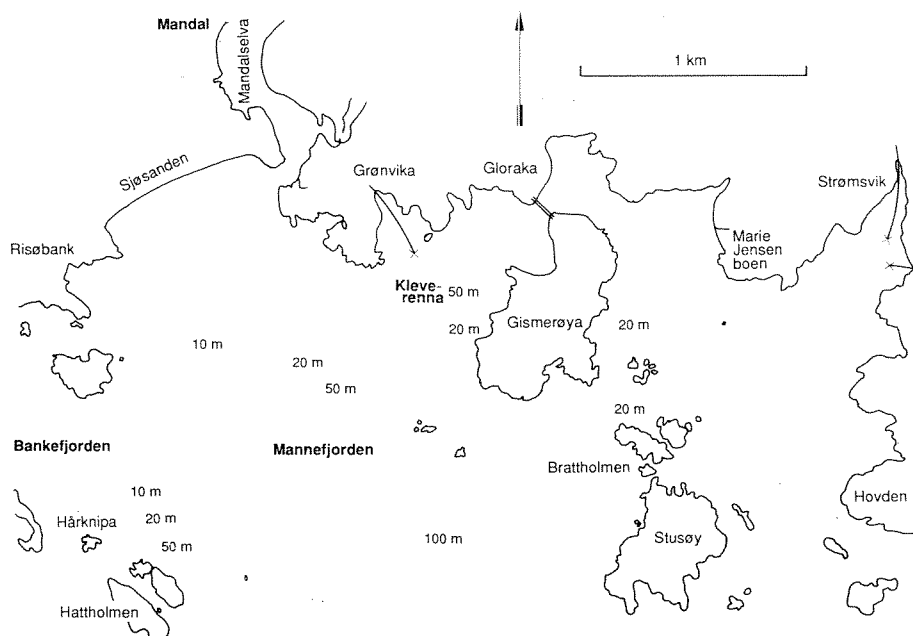


O-89122

Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Mandal



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O - 89122
Undernummer:
Løpenummer: 2398
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Mandal	Dato: 22. mai 1990
	Prosjektnummer: O - 89122
Forfatter (e): Eivind Oug Jarle Molvær Atle Hindar Norman Green	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 86

Oppdragsgiver: Mandal kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
----------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Fjordområdet ved Mandal var generelt lite belastet. Hovedproblemene er knyttet til lokalt høye bakterietall og spredning av bakterier til sentrale friluftsområder som Sjøsandene, og en sedimentering av organisk stoff til bunnområdene nær hovedutslippet for kloakk i Kleverenna. Avløpsvannet innlagres normalt i 10-20 meters dyp, men kan stige opp til få meter under overflaten. Vi anbefaler dypere innlagring av utslippet ved Grønvika og kartlegging av strømforholdene i 5-15 meters dyp her, videre kartlegging av utslipp til elva og overvåking av bløtbunn/dykkertransekt ved forandringer i utslippsforholdene.

4 emneord, norske:

1. Mandal
2. Kommunale forurensninger
3. Eutrofi
4. Benthos

4 emneord, engelske:

1. Mandal
2. Municipal discharges
3. Eutrophication
4. Benthic organisms

Prosjektleder:

For administrasjonen:

ISBN 82-577 -1703-7

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen
Grimstad

O - 89122

RESIPIENTUNDERSØKELSE I FJORDOMRÅDET VED MANDAL

Grimstad, 22. mai 1990

Prosjektleder: Kristoffer Næs

Medarbeidere: Norman Green
Atle Hindar
Jarle Molvær
Frithjof Moy
Eivind Oug
Are Pedersen
Per B. Wikander

FORORD

Denne resipientundersøkelsen i fjordområdet ved Mandal er gjennomført på grunnlag av programforslag fra NIVA av 12.6.1988 og senere revidert programforslag av 20.4.89.

Undersøkelsene har omfattet 1) Tilførsler av næringsalter med elvevannet (faglig ansvarlig Atle Hindar), 2) Spredning av elvevann inn mot Sjøsandene (faglig ansvarlig Jarle Molvær), 3) Innlagring og spredning av avløpsvann (faglig ansvarlig Jarle Molvær), 4) Målinger av bakterietall i vannmassene (gjennomført av kommunen), 5) Hardbunnsorganismer og strandsoneregistreringer (faglig ansvarlig Eivind Oug) og 6) Bløtbunnsfauna (faglig ansvarlig Eivind Oug).

Feltarbeidet for hardbunns-/bløtbunnsdelen ble gjennomført fra M/S "Sirafjord". Personell fra Mandal kommune har etter instruksjon, selv gjennomført prøveinnsamling for de andre delprosjektene.

Næringssaltanalysene er gjennomført ved ADH-vannlaboratoriet, Kristiansand. Bakterieanalysene er gjennomført av Næringsmiddeltilsynet i Vest-Agder.

Vi vil spesielt takke Gunnar Skagen, teknisk etat, Mandal kommune for godt samarbeid.

Grimstad, 22. mai 1990

Kristoffer Næs
prosjektleder

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	4
1.1. Konklusjoner	4
1.2. Sammendrag	5
2. INNLEDNING	8
2.1. Bakgrunn for undersøkelsen	8
2.2. Områdebeskrivelse	8
2.3. Forurensningstilførsler	10
2.4. Brukerinteresser	11
2.5. Tidligere undersøkelser	11
2.6. Problemstilling og formål	12
2.7. Delundersøkelser	12
2.8. Generell bakgrunn for undersøkelsene	13
3. TRANSPORT AV NÆRINGSSALTER I MANDALSELVA	15
3.1. Bakgrunn for undersøkelsen	15
3.2. Metodikk	15
3.3. Stasjonsplassering	16
3.4. Resultater	16
3.5. Diskusjon	20
4. SPREDNING AV ELVEVANN INN MOT SJØSANDEN	22
4.1. Bakgrunn og problemstilling	22
4.2. Feltarbeid og datamateriale	22
4.3. Resultater og diskusjon	23
4.4. Vurdering av resultatene	31
5. INNLAGRING AV AVLØPSVANN FRA GRØNVIKA OG STRØMSVIKA	32
5.1. Bakgrunn og problemstilling	32
5.2. Datamateriale og beregningsmetode for innlagring	33
5.3. Feltinnsamling	33
5.4. Resultater og diskusjon	34
5.5. Økningen av næringssalter i vannmassene	38
6. MÅLINGER AV TERMOSTABILE KOLIFORME BAKTERIER	41
6.1. Bakgrunn og formål	41
6.2. Prøvetaking	41
6.3. Målinger i overflatelaget 1987-1989	41
6.4. Bakterietall i dypvannet utenfor Grønvika og Strømsvika	44

7. REGISTRERINGER I STRANDSONE OG PÅ HARDBUNN	48
7.1. Bakgrunn og problemstilling	48
7.2. Metodikk	48
7.3. Undersøkellesområde og stasjonsvalg	51
7.4. Resultater	51
7.5. Diskusjon	55
8. BLØTBUNNSFAUNA	57
8.1. Bakgrunn og problemstilling	57
8.2. Metodikk	58
8.3. Stasjonsplassering	59
8.4. Resultater	60
8.5. Diskusjon	65
9. DISKUSJON OG ANBEFALINGER	67
LITTERATUR	69
VEDLEGG	71

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

1.1. Konklusjoner

Undersøkelsen av fjordområdet ved Mandal har hatt følgende mål:

- Undersøkelsen skal gi en beskrivelse av forurensningssituasjonen i området med hensyn på utslipp av kommunalt avløpsvann.
- Materialet skal danne grunnlag for tiltak og være veiledende for myndighetenes planlegging av nye anlegg. Spesielt skal undersøkelsen klarlegge transportveier for forurensninger og forutsetninger for dypinnlagring av avløpsvann.
- Undersøkelsen skal også fremskaffe data som kan tjene som basis for senere overvåking.

Hovedkonklusjoner:

- Generelt er sjøområdene ved Mandal lite belastet av dagens utslipp av kommunalt avløpsvann. Hovedproblemene er knyttet til:
 - 1) hygieniske forhold - lokalt høye bakterietall og spredning av bakterier mot sentrale friluftsområder som Sjosanden,
 - 2) sedimentering av organisk stoff til bunnområdene nær hovedutslippet i Kleverenna (Grønvika).
- Sjøområdene tilføres mye nitrogen fra Mandalselva. Trolig er avrenning fra skog- og fjellområder den viktigste kilden. Konsentrasjonen av fosfor i elva er liten.
- Vannkvaliteten på Sjosanden kan påvirkes av elvevannet, spesielt ved vind fra sørøst-sørvest. Årsaken til høye bakterietall på Sjosanden må trolig søkes i nedre del av vassdraget eller ved elvemunningen, men det kan ikke utelukkes at bakteriene kan komme fra utslippet i Kleverenna.
- Innlagringsberegningene viser at avløpsvannet i Kleverenna normalt vil innlagres i 10-20 m dyp, men forholdsvis ofte stige opp til 5 m dyp. Under slike forhold skal det lite til før avløpsvannet trenger gjennom til overflaten. I Strømsvika innlagres avløpsvannet vanligvis i 20-25 m, og stiger sannsynligvis ikke høyere enn til 10 m dyp om sommeren.
- I strandsonen var det normalt utviklede organismsamfunn (alger og dyr) på alle undersøkte lokaliteter. Det synes ikke som overflatevannet tilføres forurensninger som påvirker vekstvilkårene for alger og dyr i området.
- Bløtbunnsområdene nær inntil hovedutslippet i Kleverenna var overbelastet av organisk stoff, mens sentrale og ytre deler av Kleverenna var svakt påvirket. I fjordområdet ellers (Mannefjorden og ytre Strømsvik) var forholdene gode.

1.2. Sammendrag

Undersøkelsen av det nære sjøområdet til Mandal er spesielt rettet mot utslipp av kommunalt avløpsvann. Undersøkelsen skal være veiledende for myndighetenes planlegging og gi grunnlag for å overvåke forandringer i resipienten. I tillegg til å omfatte sjøområdet inngår beregninger av næringssalttransport i Mandalselva i undersøkelsen.

Undersøkelsen omfatter seks delundersøkelser:

- Tilførsler av næringssalter med elvevannet (kap. 3)
- Spredning av elvevann inn mot Sjøsandene (kap. 4)
- Innlagring av avløpsvann (kap. 5)
- Målinger av bakterietall i vannmassene (kap. 6)
- Hardbunnsorganismer og strandsoneregistreringer (kap. 7)
- Bløtbunnsfauna (kap. 8)

Målinger av næringssalter i Mandalselva ble utført i perioden 13.4-17.10 1989 på to stasjoner i elva og en ved utløpet nær Sjøsandene. Volumveide middelkonsentrasjoner av nitrogen og fosfor oppstrøms Mandal by var lave, hhv. 325 mg N/m³ og 2.9 mg P/m³. Selv i perioder med liten vannføring var fosforkonsentrasjonene lave.

Årlig transport av nitrogen og fosfor basert på målingene i 1989 er beregnet til hhv. 880 og 8.9 tonn. Beregnet kloakkutslipp til elva fra Mandal by på 200 pe. tilsvarer 875 og 150 kg/år av hhv. nitrogen og fosfor. For fosfor er dette langt mindre enn observert økning i fosfortransport i nedre del av elva. Lave fosforkonsentrasjoner gjør imidlertid at transportberegningene er usikre.

Til undersøkelse av spredningen av elvevann i fjordområdet ble det brukt strømkors. Det ble utført syv målinger i perioden 29.6-1.9 1989 under skiftende vindforhold og ved varierende tidevann. Målingene viste varierende strømbaner utenfor elvemunningen, men ved vestlig vind ble strømkors satt ut i Mandalselvas vestsida ført over til Sjøsandene. Dette viser at det ved vestlig og sørvestlig vind, som er de vanligste vindretninger i sommerhalvåret, vil utslipp til Mandalselvas vestsida med stor sannsynlighet påvirke vannkvaliteten på Sjøsandene.

Beregning av innlagringsdyp for avløpsvann ble gjort med et EDB-program, NIVA*JET.MIX. Beregningene viser at avløpsvannet utenfor Grønvika i de fleste tilfeller vil innlagres i 10-20 m dyp. Men forholdsvis ofte vil avløpsvannet stige opp til omkring 5 m dyp før det synker tilbake til innlagringsdypet. Ved opptrengning til 5 m skal det lite til før avløpsvannet kommer meget nær overflaten, men det ble ikke funnet situasjoner med gjennombrudd til overflaten. Forskjeller i mengden avløpsvann var av mindre betydning for innlagringsdypet.

Utslipet i Strømsvika ledes ut gjennom en diffusor. EDB-programmet DIFDIM viser at det meste av vannet passerer

Prøvene som ble tatt i Mannefjorden mot Bankefjorden hadde et lyst sandholdig bunnsediment. I dette området er det tydeligvis god strøm og vannutveksling slik at organisk stoff ikke akkumuleres på bunnen.

2. INNLEDNING.

2.1. Bakgrunn for undersøkelsen

Denne undersøkelsen i det nære sjøområdet til Mandal er spesielt rettet mot utslipp av kommunalt avløpsvann. Mandal kommune er i ferd med å sanere gamle utslipp og overføre disse til to nye større anlegg. I forbindelse med fortsatt utbygging ønsker kommunen å få kartlagt forurensningssituasjonen i sjøresipienten og få vurdert mulige konsekvenser ved overføringene. Fylkesmannen i Vest-Agder har i sine utslippstillatelser i 1977 stilt krav om slike undersøkelser.

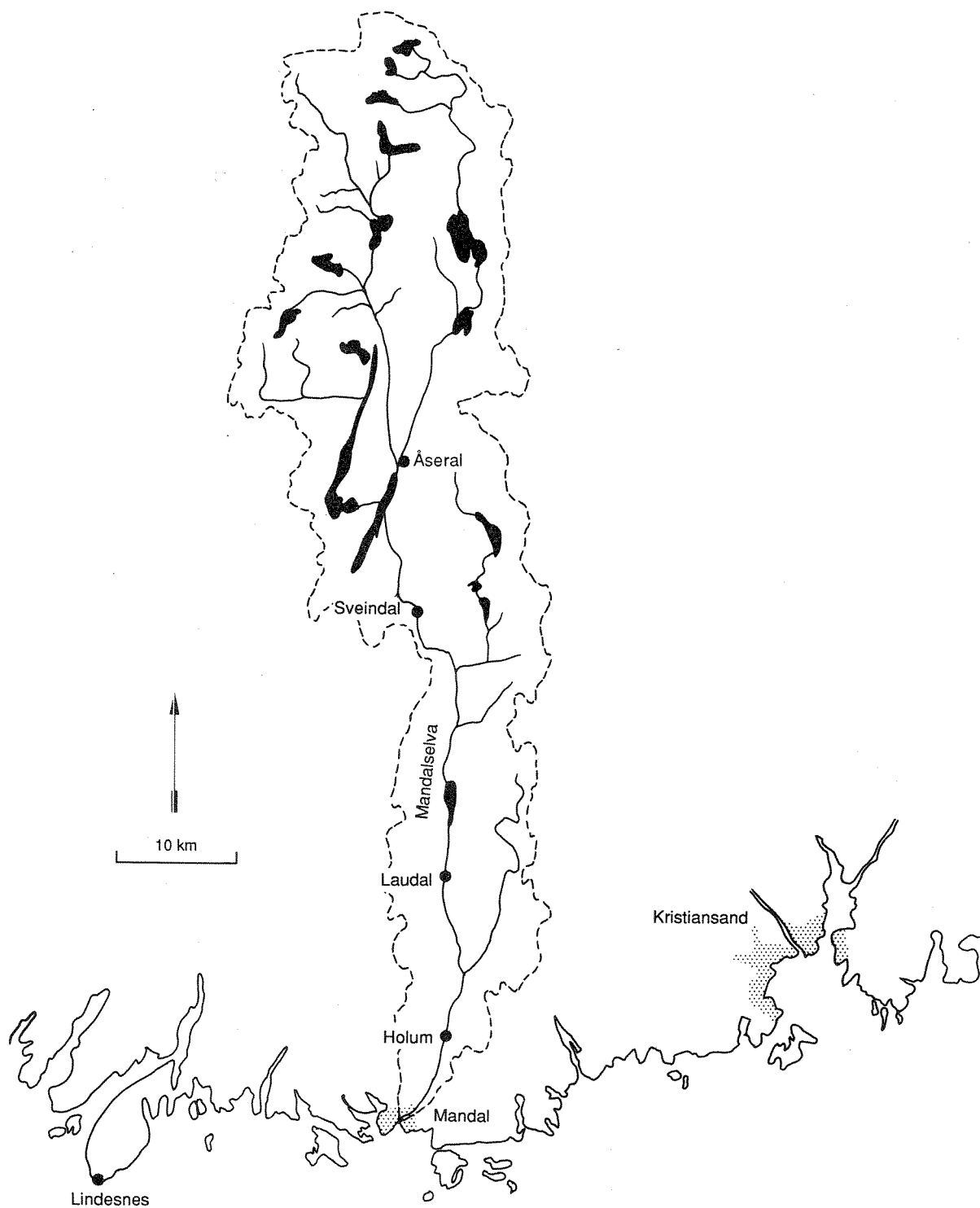
NIVA utarbeidet et program til undersøkelser som ble fremlagt i juli 1988. Senere har sentrale myndigheter, med utgangspunkt i Nordsjø-avtalen om reduksjoner av næringssalter, gått inn for å skjerpe kravene til rensing av kommunale utslipp. Dette medfører at det største renseanlegget må bygges som et kjemisk fellingsanlegg. En del av grunnlaget for de foreslåtte undersøkelsene falt derved bort, og NIVA ga et nytt revidert forslag i april 1989. Foreliggende undersøkelse er gjennomført på basis av det reviderte forslaget.

2.2. Områdebeskrivelse

Mandal by er beliggende ved utløpet av Mandalselva. Sjøområdet utenfor består av skjærgård og flere store øyer, men området har nær forbindelse til åpent hav (Figur 1).

Det aktuelle undersøkelsesområdet omfatter Mannefjorden, strekningen Strømsvik - Kleverenna samt ytre deler av Bankefjorden (Figur 2). Mannefjorden inn mot Mandal er åpen mot Skagerrak i syd, det er ingen fremtredende terskler og vannutskiftningen er god. Strømsvikområdet er mere beskyttet av øyer. Her er største dyp 100 m, mens dypeste terskel er 60 m. Mannefjorden og ytre Bankefjorden er påvirket av ferskvann fra Mandalselva.

Mandalselva (Figur 1) har et nedbørfelt på 1770 km². Vassdraget er sterkt regulert i øvre deler ved konsesjoner gitt tidlig på 1950-tallet. Vest-Agder Energiverk er regulant. Middelvannføringen ved Kjølemo vannmerke i perioden 1955-1986 var 80.0 m³/s (Kjeldsen, NVE, pers. oppl). Det gir en spesifikk avrenning på 46 l/s*km². Middelvannføringen ved utløpet blir da 81.5 m³/s. Mandalselva er kronisk sur, med middel-pH på omlag 4.8 (SFT 1989). Vassdraget er saltfattig og hadde i 1988 en midlere konduktivitet på 2.3 mS/m.

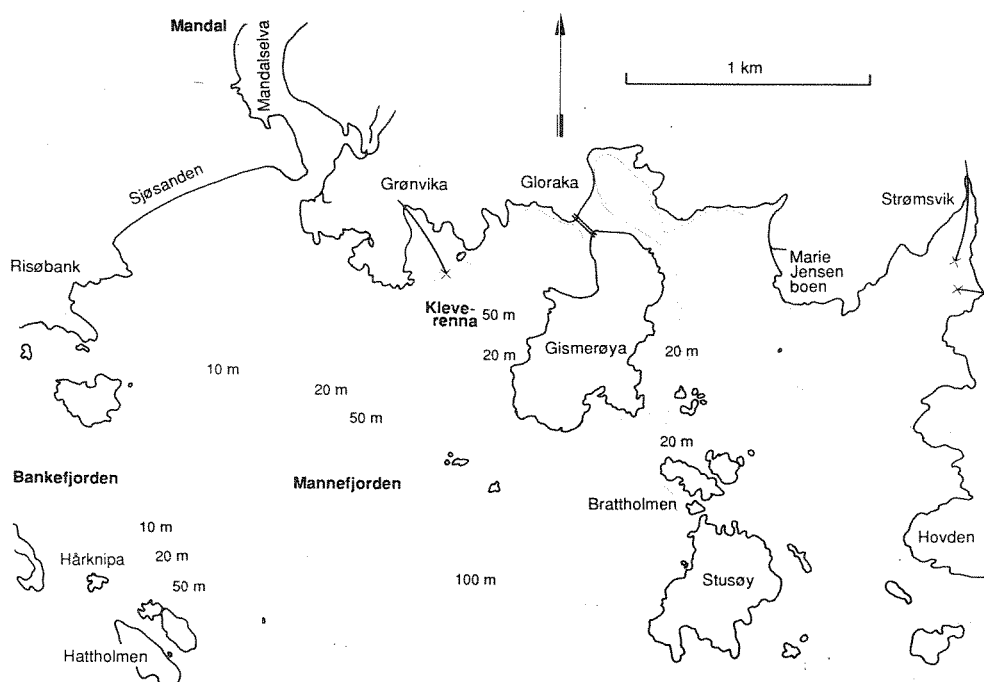


Figur 1. Mandalselva med nedslagsfelt og det nære sjøområdet utenfor Mandal.

2.3. Forurensningstilførsler

Hovedutslipp av kommunalt avløpsvann er til Kleverenna utenfor Grønvika (Figur 2). Det er gitt tillatelse for inntil 10.000 pe., men per dato er ca. 7500 personer knyttet til anlegget. Avløpsvannet renses i mekanisk sil og slippes ut på ca. 35 m dyp. Fylkesmannen har antydnet at kjemisk rensing av avløpsvannet kan bli aktuelt før 1995. Fra Gismerøya industriområde er det gitt utslippstillatelse for avløpsvann tilsvarende 150 pe. til Kleverenna.

I Strømsvik slippes avløpsvann fra 1500 personer (Figur 2). Det er mekanisk siling på utslippet som ledes ut til 35 m dyp. I Strømsvik er det også utslipp av sigevann fra interkommunal søppelfyllplass (tilsvarende ca. 150 pe.) i ledning til 35 m dyp.



Figur 2. Kart over sjøområdet ved Mandal. Dybdekoter for 10, 20, 50 og 100 m er inntegnet for Mannefjorden og Kleverenna. Lokalisering av utslippene for avløpsvann i Grønvika og Strømsvik er vist ved "x".

De fleste utslipp fra Mandal by til Mandalselva er sanert, men fortsatt slippes kloakk fra ca. 200 personer direkte til elva. Avløpet vil i løpet av 1990-91 bli tilkoblet avskjærende ledningsanlegg. Også lenger opp i elva tilføres noe kloakk fra bosetting.

2.4. Brukerinteresser

Det knytter seg store friluft- og rekreasjonsinteresser til området, spesielt Sjøsandene og Risøbank. Et vesentlig moment ved undersøkelsen er derfor å vurdere tiltak som sikrer at disse områdene ikke forurenses av utslippene. I de senere årene har det vært registrert bakterietall på Sjøsandene som er over helsemyndighetenes krav til godt badevann. Dette har vært betydelig fokusert i massemedia.

Også i Mandal by er det stor interesse for tiltak som bedrer miljøet ved elva. Bryggene brukes i dag fortrinnsvis av fritidsbåter, og kommunen anlegger parkarealer mot elva. I de senere år er kloakkutslipp sanert for å bedre vannkvaliteten i elva.

Mandal kommune har under utbygging et større industriområde på Gismerøya. Det er bygget bro med delvis utfylling av sundet mellom Gloraka og Gismerøya. Området kan bli preget av betydelig industrivirksomhet i framtiden.

2.5. Tidligere undersøkelser

NIVA gjennomførte en resipientundersøkelse av Skogsfjorden, Sponga, Bankefjorden og Mandalselva i 1966/67 hvor både fysisk/ kjemiske og biologiske målinger inngikk (Johansen 1968). I 1980 ble det gjennomført en enkel vurdering av Mannefjorden med befaring av strandområdene ved Kleverenna og Mandalselvas utløp (Haugen og Molvær 1982).

Vannprøver fra terskelfjorder i området er samlet inn av Agder Distriktshøyskole (ADH) og Vest - Agder fylkeskommune over flere år. Resultatene for perioden 1978 - 81 er rapportert av Molvær (1982), mens nyere målinger er under rapportering (Molvær, under forberedelse).

I terskelfjordene Bongstøvvann/Rona og Skogsfjorden innenfor Bankefjorden har det vært gjort forsøk med bobleanlegg for å tilføre oksygen til dyplagene. Erfaringene er publisert av Stene (1989).

Direktoratet for vilt- og ferskvannsfisk undersøkte fiskebestander i innsjøer i øvre del av Mandalselv-vassdraget i 1972 og 1978 (Gunnerød et al. 1981). Alle de undersøkte vannene er direkte eller indirekte berørt av vassdragsreguleringene.

Mandalselva inngår i det statlige programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 1989). Vannprøver tas ved Laudal, omkring 30 km fra utløpet. Det foreligger data fra 1965 for en rekke parametre.

I 1989 foretok også Norsk institutt for naturforskning (NINA) undersøkelser av vannkvalitet i vassdraget. Vannprøver ble tatt ved ialt 11 forskjellige stasjoner på strekningen Sveindal-Holum.

2.6. Problemstilling og formål

Undersøkelsen skal være veiledende for myndighetenes planlegging og gi grunnlag for å overvåke forandringer i resipienten.

For å avgjøre hvilke tiltak som skal settes i verk mot forurensningene, er det nødvendig å kjenne dagens tilstand i området og beskrive transportveier for forurensninger. Med sikte på å følge opp og etterkontrollere virkningene av tiltakene, skal undersøkelsen også fremskaffe data som kan tjene som basis for overvåking.

2.7. Delundersøkelser

Undersøkelsen omfatter seks delundersøkelser:

- Tilførsler av næringssalter med elvevannet (kap. 3)
- Spredning av elvevann inn mot Sjøsandene (kap. 4)
- Innlagring og spredning av avløpsvann (kap. 5)
- Målinger av bakterietall i vannmassene (kap. 6)
- Hardbunnsorganismer og strandsoneregistreringer (kap. 7)
- Bløtbunnsfauna (kap. 8)

I hovedtrekkene omfatter undersøkelsene i vannmassene (kap. 4-6) transport og spredning av forurensninger i resipienten. Undersøkelsene av bunnorganismer (kap. 7-8) gir grunnlag for å vurdere tilstanden i området. Undersøkelsen i elva (kap. 3) gir en beregning av tilførsler med elvevannet som grunnlag for å vurdere disse mot de kommunale utslippene.

2.8. Generell bakgrunn for undersøkelsene

I kommunalt avløpsvann tilføres resipienten både naturlige stoffer og ulike typer forurensninger. Kort kan her nevnes:

- **Fosfor- og nitrogenforbindelser:** stimulerer algeveksten i vannmassene og i strandsonen.
- **Partikulært materiale:** kan inndeles i sedimenterbart stoff som kan føre til nedslamming av bunnen omkring utslippet, suspendert materiale som fordeles i vannmassen, og flyttestoffer som kan gi skjemmende effekter på overflaten.
- **Bakterier og virus:** gir risiko for overføring av sykdommer. De er i stor grad bundet til partikler.
- **Miljøgifter og kjemikalier:** kan komme fra industribedrifter med avløp til kommunalt nett, spill fra husholdninger, avrenning fra gater mm. Miljøgiftene vil for en stor del være bundet til partikler.

Enkelte av stoffene, spesielt næringssalter og organisk stoff, vil også bli tilført med ferskvannstilrenning til resipienten. Næringssalter (N, P) og organisk stoff er naturlige stoffer som inngår i naturens kretsløp, men som kan ha uheldige virkninger når de tilføres i overkonsentrasjoner (forhøyd algevekst, økt oksygenforbruk i dypere vannlag, m.m). For å kunne stille opp stoffbudsjetter og kvantifisere de forskjellige kildene, er det nødvendig å vite hva som transporteres med elva.

Det har lenge vært uklart hvor det forurensede vannet på Sjøsandene kommer fra, men det har vært antatt at dette kunne være elvevann. Et viktig moment er derfor å klarlegge strømforholdene i området ved Mandalselva's munning og Sjøsandene og vurdere hvor elvetilførte forurensninger tar veien. Det bør også undersøkes hvorvidt forurensningene kan komme fra utslippene i Grønvika/Strømsvik.

Med sikte på det tekniske arrangementet av utslippene må valg av utslippssted og utslippsdyp sees i sammenheng med rensebehov og fortynningsmuligheter for avløpsvannet. **Ved rensing av avløpsvannet** kan flere eller færre av de forurensende stoffer fjernes. Det finnes forskjellige rensemetoder som i varierende grad vil fjerne stoffene fra avløpsvannet (Molvær et al., 1985). **Valg av utslippssted og utslippsdyp** er avgjørende for hvilke områder som kan påvirkes av utslippet. Målet er oftest at avløpsvannet raskt skal fortynnes og fordeles i resipienten, slik at naturlige selvrensingsprosesser utnyttes og virkninger på naturressurser og ulemper for bruksinteresser blir minst mulig. Ved gunstig valg av utslippsdyp kan man altså redusere lokale forurensningsproblemer.

De biologiske undersøkelsene (strandsoner, bløtbunn) skal gi en

beskrivelse av dagens miljøtilstand i området. Det legges mest vekt på å karakterisere tilstanden i det primære resipientområdet for utslippene i Grønvika og Strømsvika. De biologiske undersøkelsene danner også grunnlag for en eventuell senere overvåkning av området.

Bakgrunnen for de biologiske undersøkelsene er at den totale sammensetningen av arter ("samfunn") på en lokalitet gir informasjon om miljøforholdene på stedet. Under normale og gode miljøforhold vil mange arter kunne finne livsbetingelser, og samfunnet preges av høy artsrikhet. Ved forurensning eller andre miljøforstyrrelser avtar artsrikheten, men arter som klarer seg, kan finnes i store mengder. Samfunnenes sammensetning sammen med kjennskap til de enkelte artenes miljøkrav gir derfor grunnlag for å karakterisere tilstanden i et område.

Bløtbunnsfauna og hardbunnsregistreringer utfyller hverandre i resipientundersøkelser. Hardbunnsregistreringer gjennomføres i strandsonen og på moderate dyp (< 30 m) og vil derfor gi informasjon om effekter av forurensninger i de øvre vannlag (overgjødning, flytestoffer). Prøvetakingen på bløtbunn omfatter de dypere områdene av resipienten og vil derfor vise effekter av forurensninger som synker ned i vannmassene (sedimenterende materiale).

3. TRANSPORT AV NÆRINGSSALTER I MANDALSELVA

3.1. Bakgrunn for undersøkelsen

En vesentlig del av nærings saltene (nitrogen, fosfor) som tilføres sjøen fra land, transporteres med elvevann. Betydelige mengder av dette er naturlig avrenning fra landarealer, men mye kan også skyldes utslipp fra landbruk og avløpsvann til vassdraget. Ved vurdering av resipienten er det viktig å kjenne til størrelsen på disse tilførselene.

Norske vassdrag har naturlig høye verdier for nitrogen i avrenningsvann, men på Sørlandet er det dessuten tilskudd fra forurenset nedbør. Høye verdier for fosfor stammer først og fremst fra landbruk og avløpsvann. Fosforkonsentrasjonene i vassdraget kan derfor være en indikator på forurenningssituasjonen.

I undersøkelsen er transporten av de totale mengdene av nitrogen og fosfor kvantifisert. For å gjennomføre dette er det nødvendig med målinger av konsentrasjoner på flere målepunkter i elva og tall for vanntransporten. I Mandal er det ingen større utslipp av avløpsvann til elva, men bidraget fra byen er forsøkt kvantifisert.

3.2. Metodikk

3.2.1. Vannkjemi

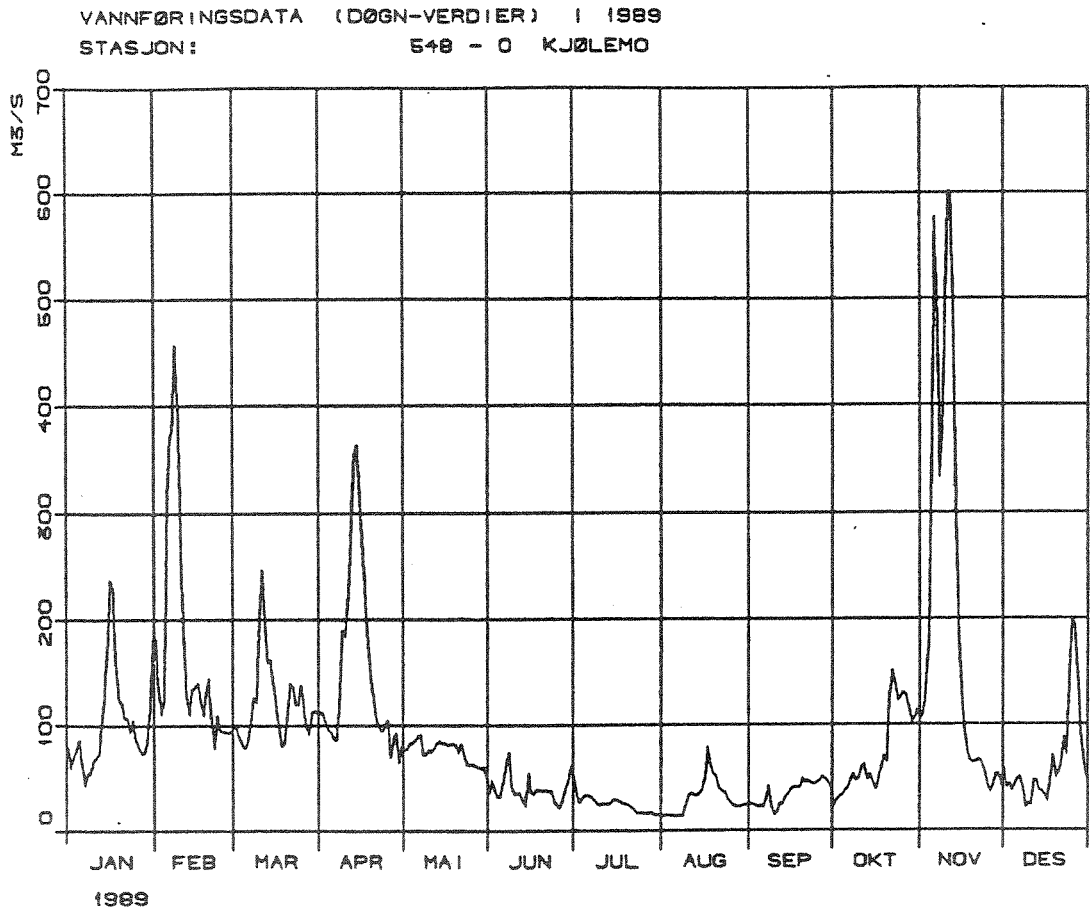
Det er benyttet standard metodikk for analyse av total fosfor og total nitrogen. Prøvetakingsintervallet har vært en gang pr. uke i periodene 13.04.-25.05 og 26.09-17.10 1989. I den mellomliggende perioden ble det tatt en prøve i måneden, med unntak av september.

3.2.2. Hydrologi

Vannføring registreres kontinuerlig ved Kjølemo vannmerke (548-0) omlag 10 km fra utløpet (figur 4). Døgnmiddel vannføringer for 1989 er vist i figur 3. Sommeren 1989 var svært nedbørfattig og vannføringen var under $100 \text{ m}^3/\text{s}$ fra slutten av april og til slutten av oktober. Middelvannføring i undersøkelsesperioden var $56 \text{ m}^3/\text{s}$.

3.2.3. Transport av nitrogen og fosfor

Det er beregnet volumveide middelkonsentrasjoner for total nitrogen og total fosfor for perioden 05.04.89-20.10.89. Det vil si at målt konsentrasjon er veid mot vannføringen ved prøvetaking. Middelkonsentrasjonene for den undersøkte perioden er deretter multiplisert med total vannmengde for 1989 for å komme fram til transport fra elva til kysten for dette året.



Figur 3. Døgnmiddelvannføring (m^3/s) i Mandalselva i 1989. Data er hentet fra NVE (Vannmerke 548-0 Kjølemo).

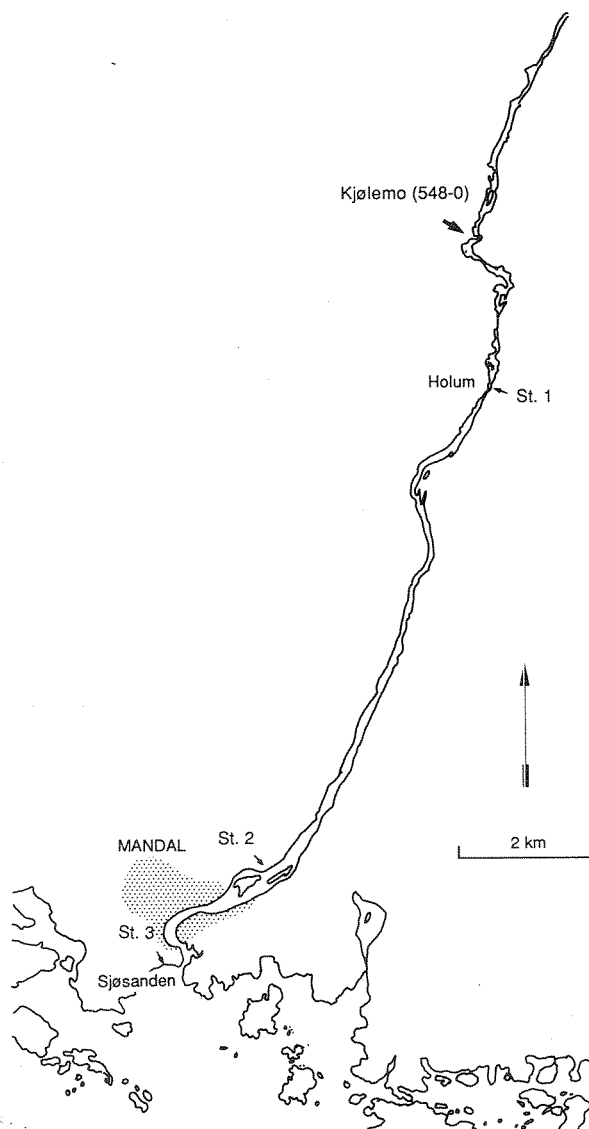
3.3. Stasjonsplassering

Stasjonsplassering for vannkjemisk prøvetaking er vist i figur 4. Øverste stasjon er ved Holum. Neste stasjon er nord for Buøya før elva passerer Mandal by. Det er også en stasjon ved Sjøsandene, der elva renner ut i sjøen utenfor byen. Stasjonene ble lagt slik for 1) å beregne totaltransporten av nitrogen og fosfor til kysten og 2) for å spore bidragene fra Mandal by til denne transporten.

3.4. Resultater

3.4.1. **Vannkvalitet**

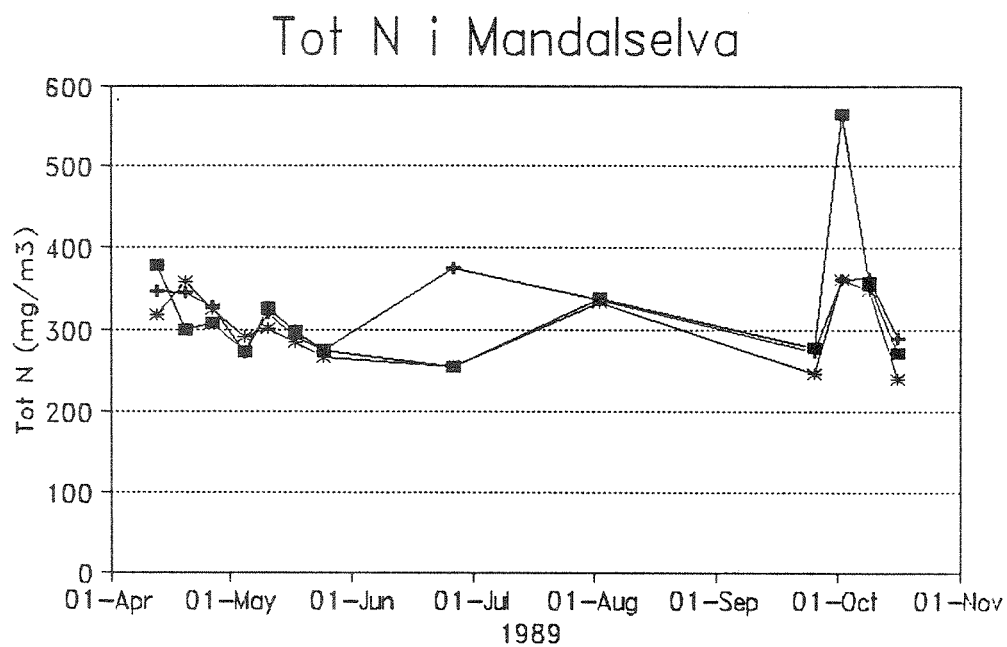
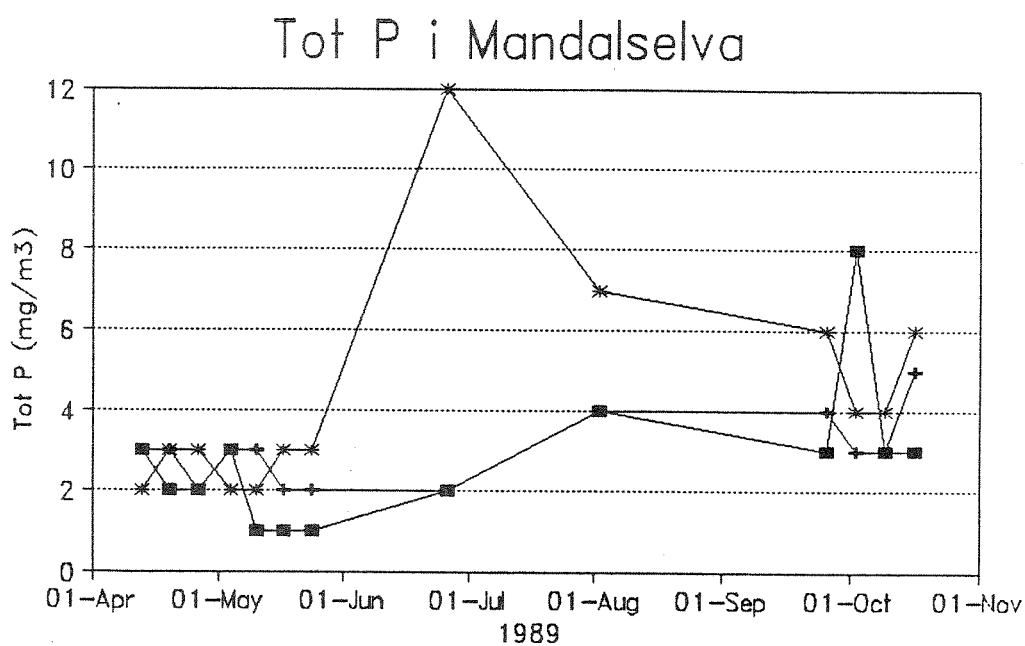
Konsentrasjoner av total fosfor og total nitrogen i Mandalselva er vist i figur 5. Analyseresultatene er gitt i Vedlegg A.



Figur 4. Plassering av stasjoner for vannkjemisk prøvetaking i nedre del av Mandalselva.

Fosforkonsentrasjonene er svært lave (ikke høyere enn 3 mg P/m³) ved høy vannføring om våren på alle stasjoner. Konsentrasjonene på st. 2, dvs. oppstrøms byen, er lav også resten av den undersøkte perioden.

Gjennomgående er det høyere konsentrasjoner av total fosfor ved Sjøsandene enn på de to andre stasjonene. Dette kan helt eller delvis skyldes sjøvann, som naturlig har høyere konsentrasjon av fosfor enn ellevannet. I slutten av juni ble det målt 12 mg P/m³ som er den høyeste konsentrasjonen som ble målt i undersøkelsen. Dette faller sammen med lav vannføring i elva.



Stasjon 1
 Stasjon 2
 Stasjon 3

Figur 5. Konsentrasjoner av total fosfor og total nitrogen i Mandalselva i 1989.

Tabell 1. Volumveide middelkonsentrasjoner av total fosfor og total nitrogen i 1989.

Stasjon	Fosfor mg/m ³	Nitrogen
1 Holum bro	2.5	332
2 Oppstrøms Buøya	2.9	326
3 Sjøsandén	3.2	309

I volumveid middelkonsentrasjon av total fosfor var det en svak økning fra stasjon 1 og til stasjon 3 (tabell 1).

Med unntak av to måleserier er forskjellen mellom stasjon 1 og 2 ikke over 1.0 mg P/m³. Den 3. oktober ble det målt 8 mg P/m³ ved Holum (st. 1). Dette er den nest høyeste konsentrasjonen som ble funnet i undersøkelsen.

Nitrogenkonsentrasjonene var med to unntak nærmest identiske for alle tre stasjoner. Konsentrasjonene varierte med ett unntak innenfor området 250-400 mg N/m³. Resultater fra den statlige overvåkingen av vassdraget viser at nitrat utgjør omkring 50 % av total nitrogen. De andre 50 % utgjøres nesten i sin helhet av organisk bundet nitrogen (SFT 1989). Total organisk karbon som TOC var i middel 3.0 mg/l i 1989.

Vannprøvene den 13. april ble tatt under en kraftig flomtopp (se figur 3). Det var da et relativt markert avtak i nitrogenkonsentrasjon, fra 380 mg N/m³ på øvre stasjon til 320 mg N/m³ på nedre stasjon.

Fram mot 1. juni var det et tydelig avtak i nitrogenkonsentrasjon på alle stasjoner. Det skjedde parallelt med avtakende vannføring.

Økningen i vannføring fra 1. oktober ga et avtak i fosforkonsentrasjon på stasjon 2 og 3, men en økning i nitrogenkonsentrasjon.

Relativt høy konsentrasjon av total fosfor på stasjon 1 den 3. oktober ble ledsaget av høy konsentrasjon av nitrogen (565 mg N/m³).

Det var et avtak i volumveid middelkonsentrasjon av total nitrogen fra øvre til nedre stasjon i 1989 (tabell 1).

3.4.2. Transport av nitrogen og fosfor

På grunnlag av volumveide middelkonsentrasjoner og total vannføring i 1989 er transporten av total fosfor og total nitrogen beregnet til hhv. 8.9 og 880 tonn for 1989.

Bidraget fra de 200 pe. som fortsatt slippes direkte til elva fra Mandal by tilsvarer 150 kg P/år og 875 kg N/år.

Økningen i volumveid middelkonsentrasjon av total fosfor fra øvre til nedre stasjon tilsvarer en økning i fosfortransporten på 1.8 tonn for 1989. Fra oppstrøms Buøya til Sjøsandene er økningen 0.7 tonn. Her er det imidlertid sannsynlig at innblandet sjøvann har påvirket fosforkonsentrasjonen i perioder med lav vannføring i elva, dvs. størstedelen av sommeren. Konsentrasjonene er også så lave at usikkerheten i beregningene er stor.

Avtaket i volumveid nitrogenkonsentrasjon gir samme nitrogentransport ved øvre stasjon og ved stasjonen oppstrøms Buøya. Avtaket fra Buøya og til Sjøsandene tilsvarer 40-50 tonn nitrogen for 1989. Det tilsvarer 5 % av total transport.

Figur 6 viser variasjon av fosfor- og nitrogentransport i løpet av undersøkelsesperioden på stasjon 2. Siden konsentrasjonsforskjellene er relativt små, er det vannføringen som påvirker transportert mengde sterkest.

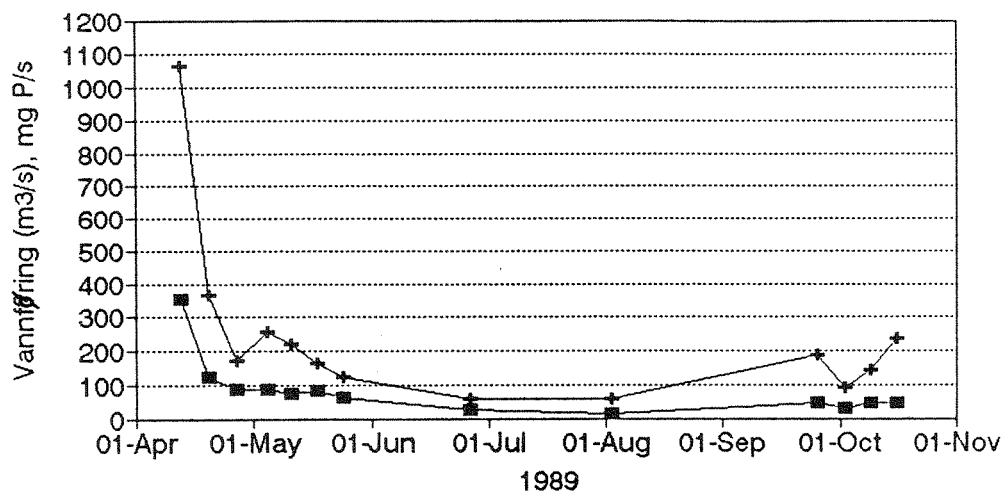
3.5. Diskusjon

Fosfortransporten fra Mandalselva til kysten har flere kilder. I vassdraget ned til Mandal by er det trolig avrenning fra skog- og heiområder, jordbruksavrenning og kloakktilførsler som er de viktigste kildene. Helt fram til Mandal by er konsentrasjonene av total fosfor så lave at slike tilførsler på ingen måte kan sies å være et problem for vassdraget. Selv i perioder med svært lav vannføring ble det ikke registrert høye konsentrasjoner.

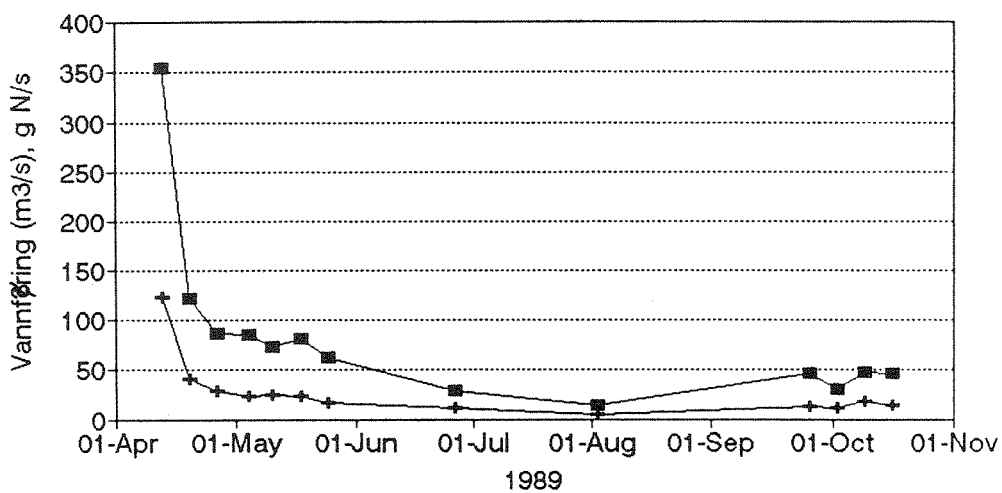
Det er tidvis en markert økning i fosforkonsentrasjon ved Sjøsandene. Sjøvannspåvirkning og tilførsler fra kommunal kloakk fra Mandal by er sannsynlige kilder. Det foreligger ikke data for saltholdighet, slik at en videre tolkning blir spekulativ. Konsentrasjonsøkningen i overflatevannet ved Sjøsandene er, med et unntak for prøven den 27. juni, ikke betenkelig høy.

Tilsvarende økning i nitrogenkonsentrasjonen ved Sjøsandene ble ikke funnet. Det viser at bakgrunnskonsentrasjonen av nitrogen er så stor at ekstra tilførsler ikke gjør utslag. Hindar et al. (1989) fant at nitrogentilførsler fra skog- og fjellområder samt forurenset nedbør dominerte sterkt over bidrag fra jordbruk og kloakk i Arendalsvassdraget og Otra. Tilsvarende vil sannsynligvis gjelde også for Mandalselva.

P-transport og vannføring



N-transport og vannføring



■ Vannføring
 + P-transport (øverst), N-transport (nederst)

Figur 6. Transport av nitrogen og fosfor og vannføring i Mandalselva i 1989.

4. SPREDNING AV ELVEVANN INN MOT SJØSANDEN.

4.1 Bakgrunn og problemstilling

Sjøsandene er det mest attraktive friluftsområdet i Mandals nærhet. I 1987 og 1988 ble det registrert høye bakteriekonsentrasjoner (termostabile koliforme bakterier) i badevannet på Sjøsandene. Det er mest nærliggende å anta at dette er tilført med elvevannet.

Formålet med denne delundersøkelsen har vært å vurdere i hvilken grad elvevann kan påvirke vannkvaliteten ved Sjøsandene. Undersøkelsen omfatter en kartlegging av strømforholdene i området Mandalselvas munning - Sjøsandene. Det er gjort målinger under situasjoner med forskjellige vindforhold og vannføring i elva.

4.2 Feltarbeid og datamateriale

Undersøkelsene er gjennomført med strømkors. Dette er to metallplater på ca. 0.6 m x 0.8 m som monteres sammen som et kryss. Til korset er festet en bøye som hindrer det fra å synke og en line til en markør på overflaten.

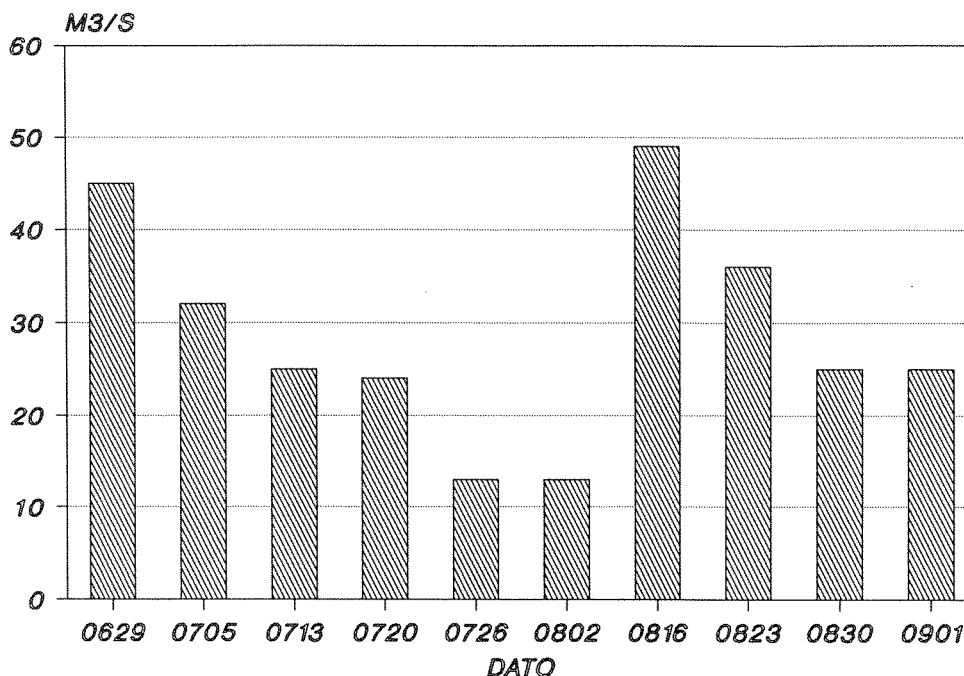
Korsene ble plassert i ca. 1 m dyp i elvevannet for å drive med overflatestrømmen ut i fjordområdet. Under hele forsøket ble korsene kontinuerlig observert og drivbanene tegnet inn på kart.

Målingene ble utført ved fire anledninger i perioden 29. juni til 1. september (Tabell 2). Vannføringen i elva ved disse tidspunktene framgår av figur 7. Bakteriologiske prøver ble innsamlet i forbindelse med strømmålingene den 1. september.

Tabell 2. Kort beskrivelse av måleprogram, vannføring og vindforhold.

Dato	Antall målinger	Vind
29. juni	to ganger	Vestlig bris
26. juli	to ganger	Vindstille
16. august	1 gang	Sørvest bris
1. september	1 gang	Nordvest bris

VANNFØRING MANDALSELVA



Figur 7. Vannføring i Mandalselva i perioden 29.6 - 1.9 1989, målt ved Kjølemo vannmerke.

4.3 Resultater og diskusjon

Resultatene av strømkorsmålingene er vist i Figurene 8-13. Det ble i regel satt 4 kors på tvers av elva. Figurene viser startposisjon og tidspunkt, de banene som korsene tok, og tidspunktene da de ble tatt opp.

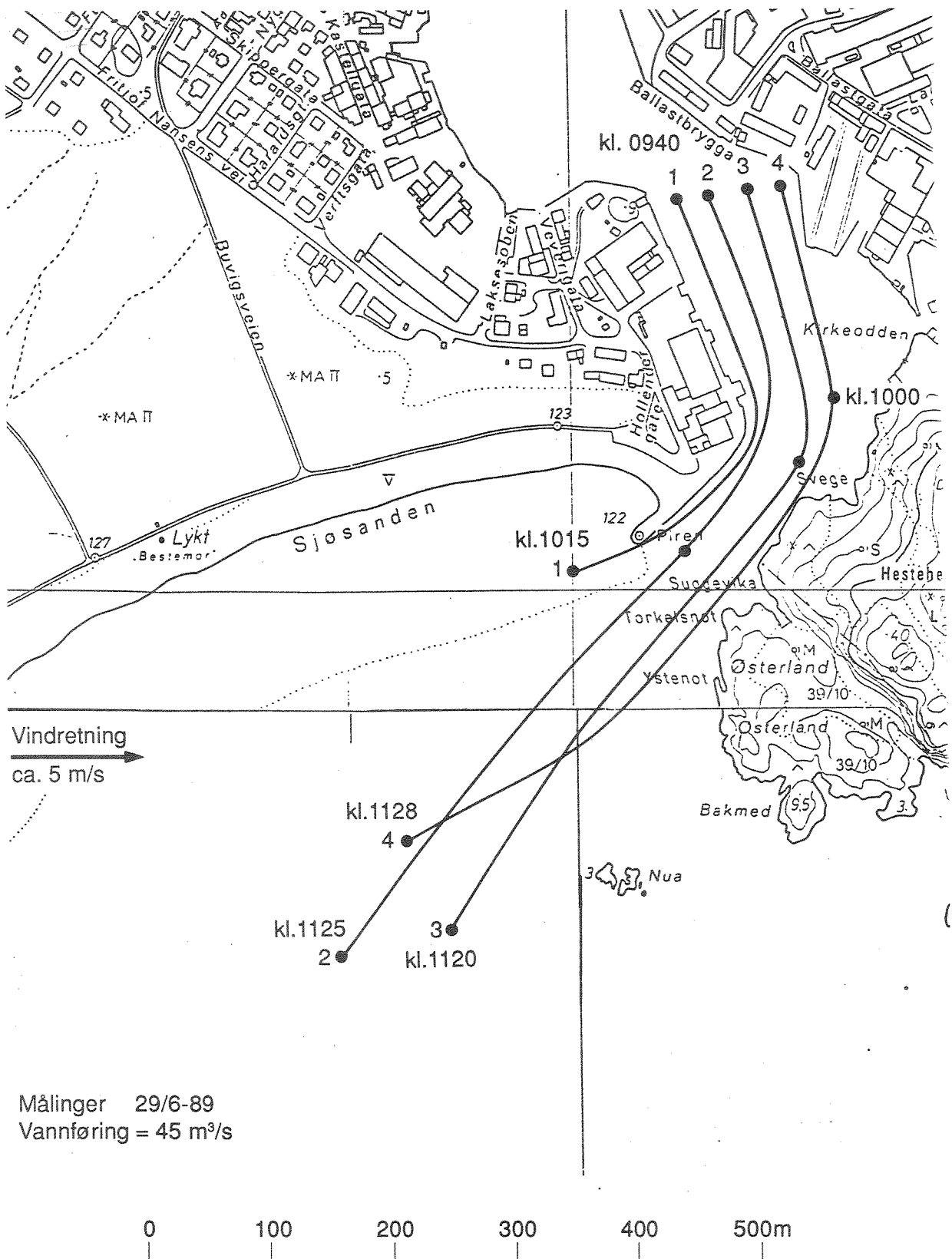
På figurene er også oppført vindretning og anslått vindstyrke, samt vannføring i Mandalselva.

29. juni:

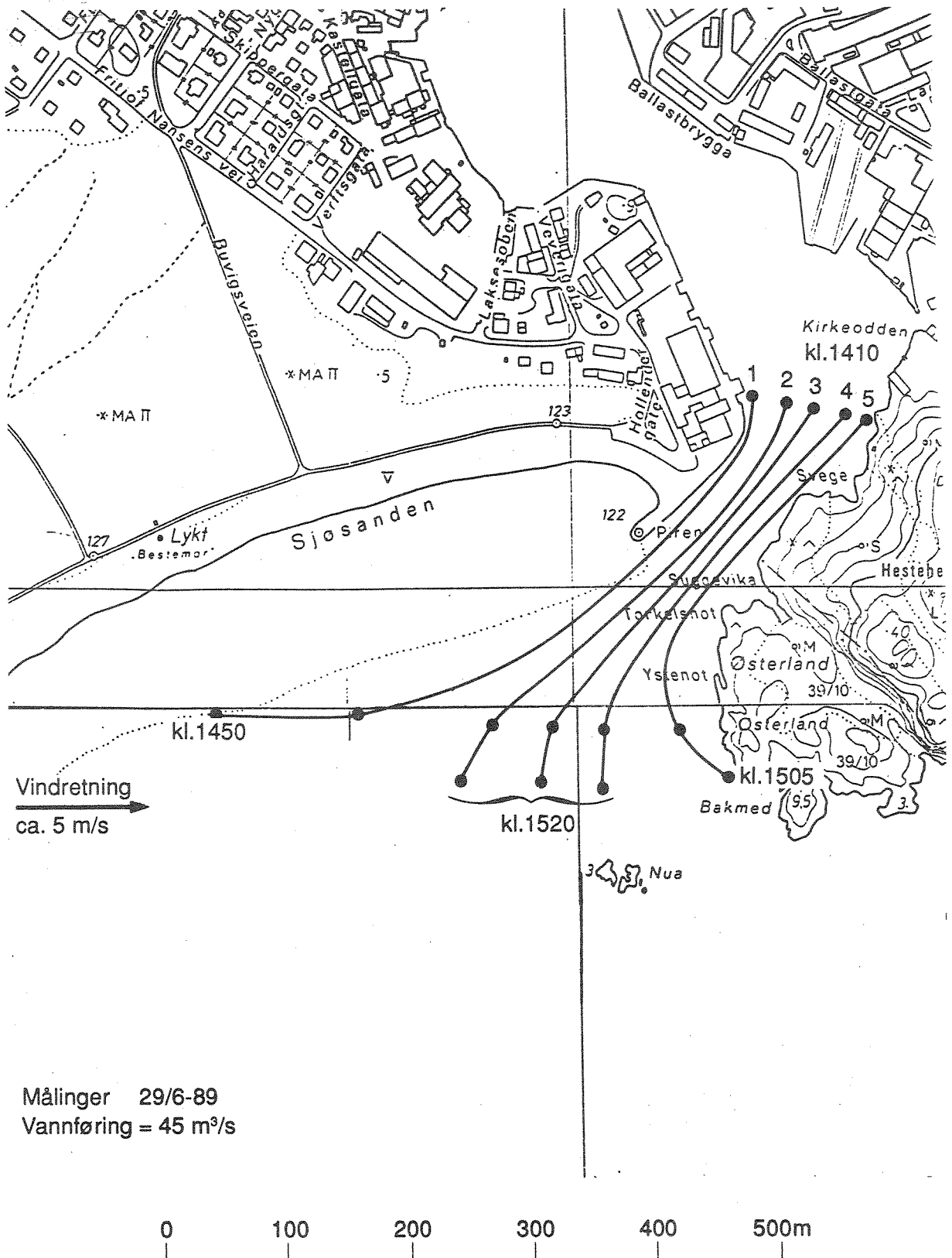
Vannføring i Mandalselva var ca. 45 m³/s. Det blåste bris fra vest, ca. 5 m/s. Høyvann ca. kl. 1310.

Det ble utført to målinger, ca. kl. 0940-1130 og ca. kl. 1410-1520. Altså første gangen ved innstrømmende tidevann, og andre gangen ved utstrømmende tidevann. Resultatene framgår av Figurene 8-9.

Målingene viste at med de rådende vindforhold vil utslipp av avløpsvann på elvens vestside med stor sannsynlighet påvirke vannkvaliteten ved Sjøsandén.



Figur 8. Strømkorsmålinger 29. juni 1989 kl. 0940-1130. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetning og opptak.



Figur 9. Strømkorsmålinger 29. juni 1989 kl. 1410-1520. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetning og opptak.

26. juli:

Vannføringen i Mandalselva var liten, ca. 13 m³/s. Det var vindstille. Høyvann ca. kl. 1110. Målingene ble utført i tidsrommet kl. 1315-1415 og kl. 1420-1455, dvs. ved utstrømmende tidevann. Resultatene framgår av figurene 10-11.

Man kan ikke trekke sikre konklusjoner mht. spredning mot Sjøsandene av disse målingene, fordi strømkors nr. 1 (det vestligste) begge ganger gikk på grunn ved Piren og ble tatt opp. De andre tre korsene ble tatt opp før de eventuelt kunne angi noe bevegelse mot Sjøsandene.

For første måling merker vi oss imidlertid at banen til kors nr. 2 indikerte en bevegelse vestover før det ble tatt opp. En tilsvarende bevegelse framgikk ikke ved 2. måling. Grunnen kan være at vannstanden falt noe raskere på dette tidspunktet og dermed litt sterkere utgående strøm, men dette er spekulativt.

16. august:

Vannføringen i Mandalselva var 49 m³/s. Det blåste vest-sørvest frisk bris. Lavvann inntraff ca. kl. 0900. Målingene foregikk i tidsrommet kl. 1140-1215, dvs. under innstrømmende tidevann. Resultatene er vist i figur 12.

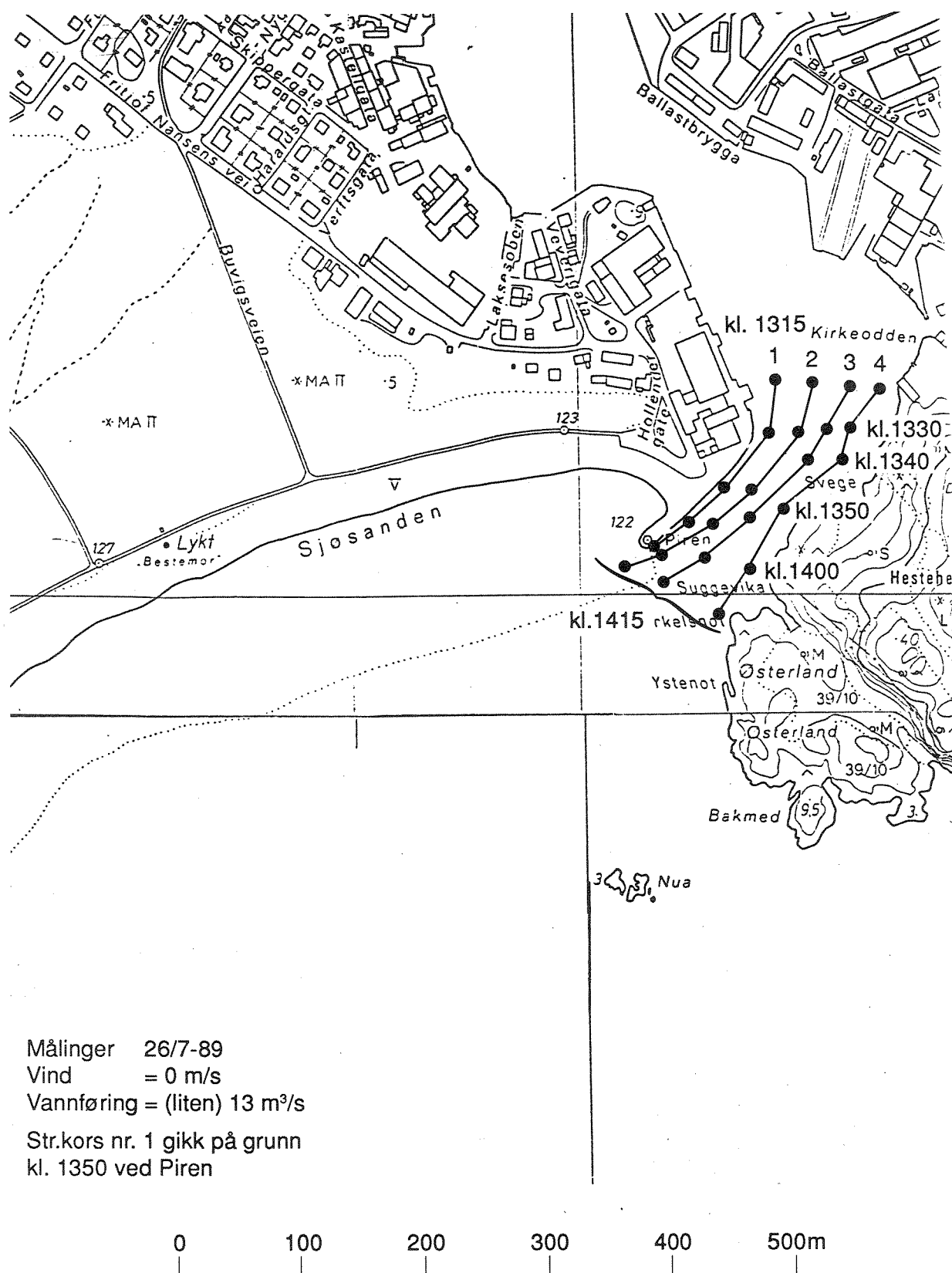
Bare to strømkors ble brukt. Bevegelsen av det vestre korset viste at ved denne situasjonen ville avløp til Mandalselvas vestsida påvirke vannkvaliteten ved Sjøsandene. Dette er en viktig observasjon ettersom vind fra sørvest er den vanligste vindretningen i sommerhalvåret.

1. september:

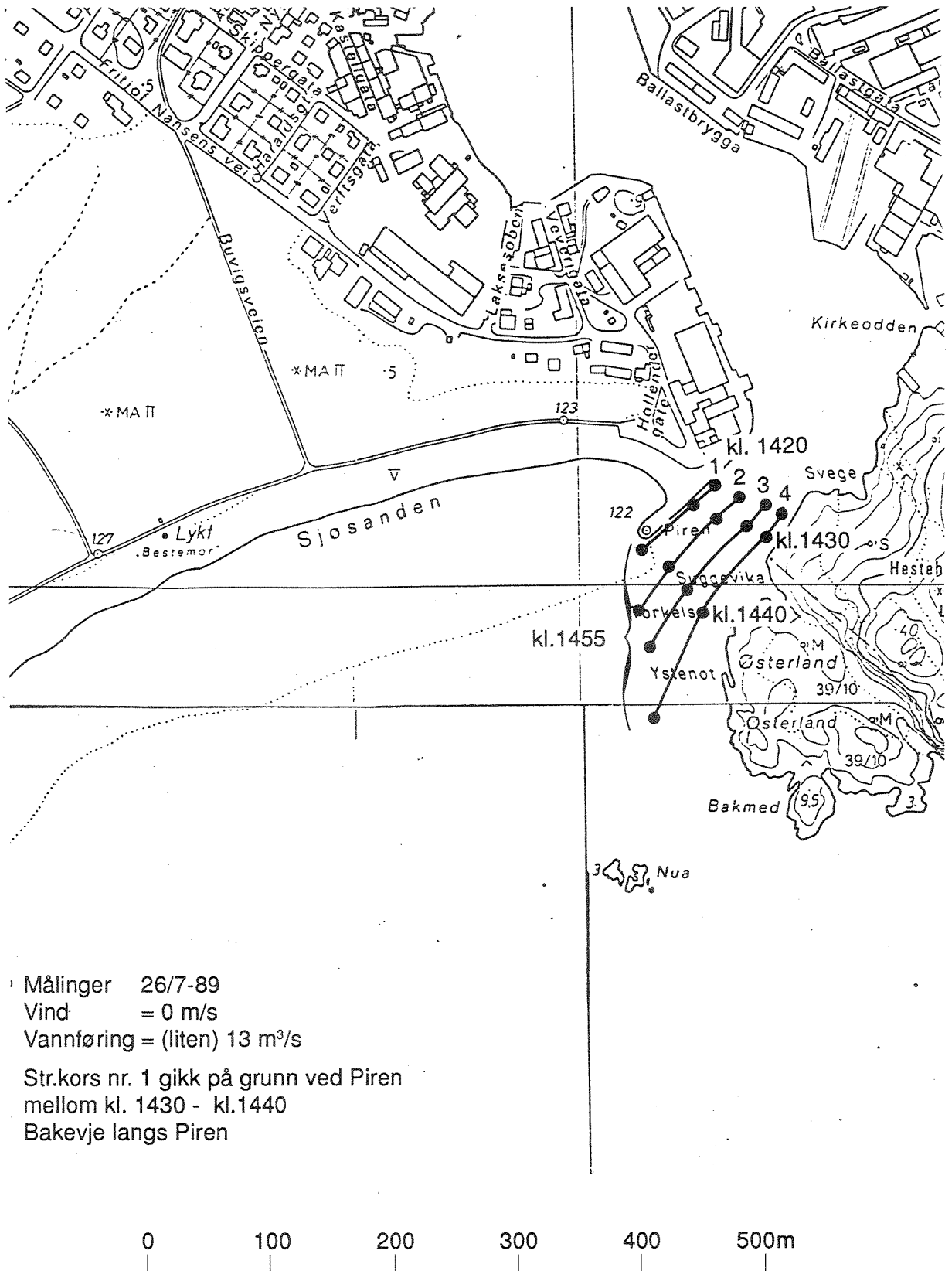
Vannføringen i Mandalselva var ca. 25 m³/s. Det blåste nordvest laber bris. Høyvann inntraff ca. kl. 10. Målingene foregikk i tidsrommet kl. 1020-1135, dvs. under svakt fallende vannstand. Resultatene er vist i figur 13.

Korsenes bevegelse viser klart hvordan vinden i hovedsak driver det utstrømmende ellevannet over til fjordområdets østside. Målingene tydet ikke på noen direkte innvirkning av ellevann på vannkvaliteten ved selve Sjøsandene.

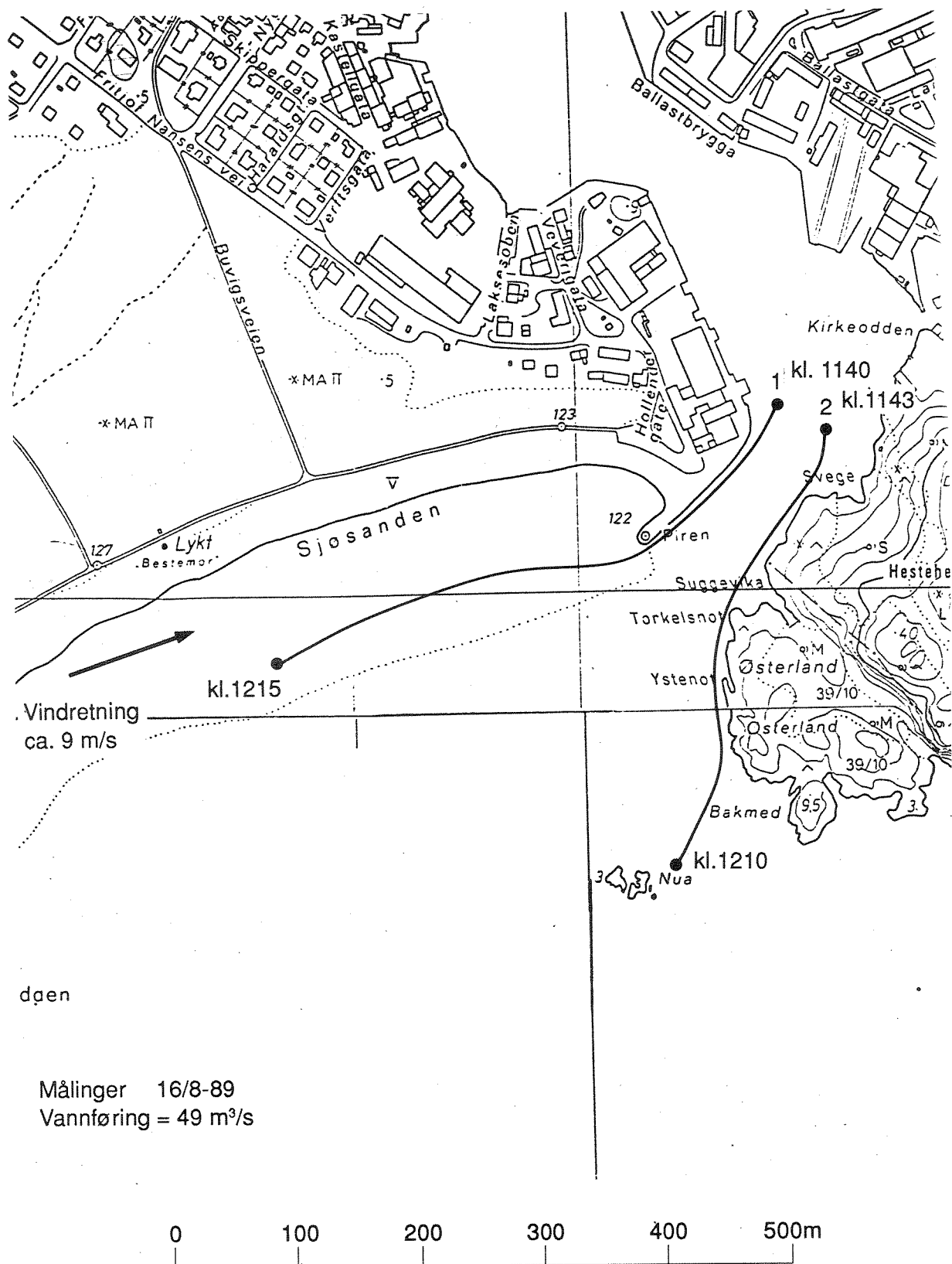
Ved denne målingen ble det også innsamlet prøver fra overflaten for bestemmelse av termotabile koliforme bakterier. Resultatene er påført figur 13. Det ble ikke innsamlet prøver fra området ved selve Sjøsandene, men resultatene viser en markert påvirkning av vannkvaliteten i det området hvor vann fra elvens vestside befant seg.



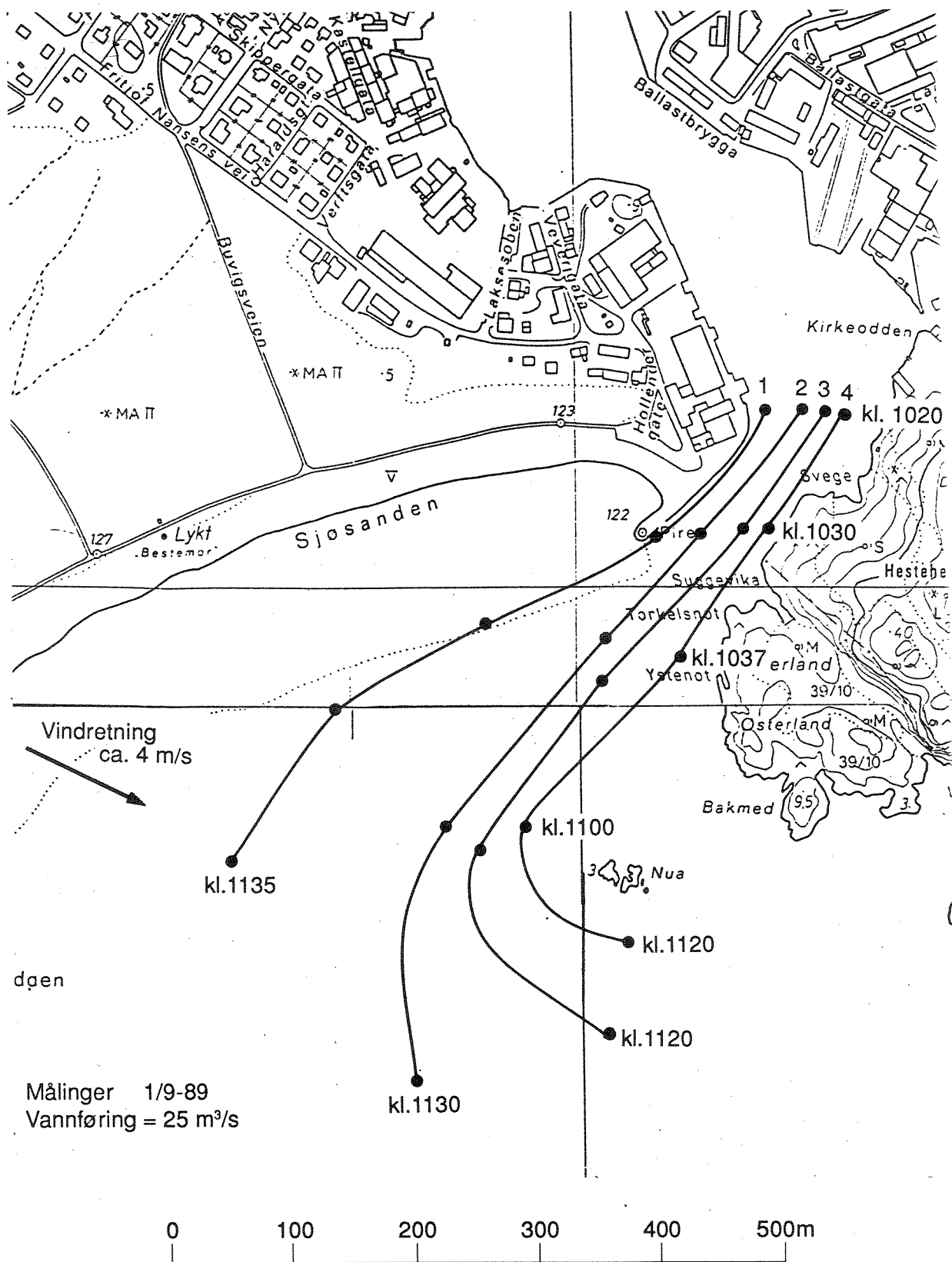
Figur 10. Strømkorsmålinger 26. juli 1989 kl. 1315-1415. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetning og opptak.



Figur 11. Strømkorsmålinger 26. juli 1989 kl. 1420-1455. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetting og optak.



Figur 12. Strømkorsmålinger 16. august 1989 kl. 1140-1215. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetning og opptak.



Figur 13. Strømkorsmålinger 1. september 1989 kl. 1020-1135. Banene for de enkelte kors er inntegnet, med tidspunkt for utsetning og opptak.

4.4 Vurdering av resultatene

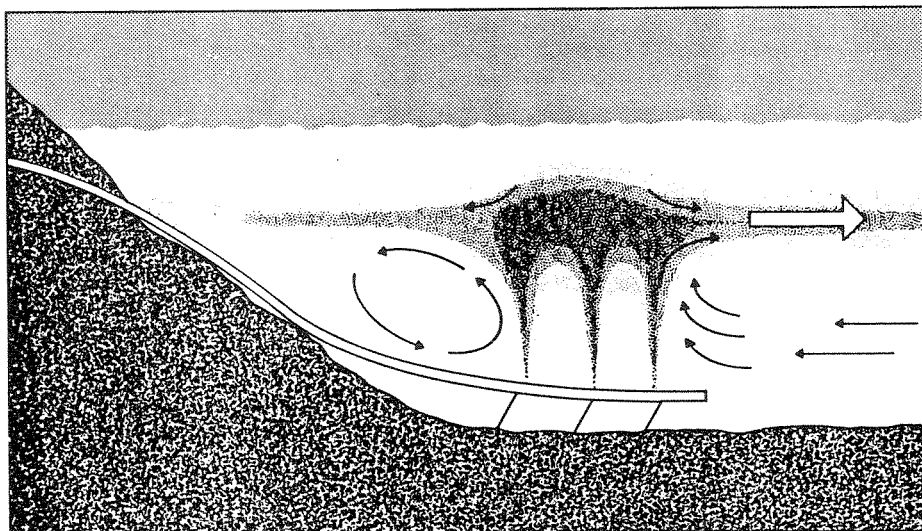
Det ble utført syv målinger under skiftende vindforhold og ved varierende tidevann. Tatt i betraktning at den vanligste vindretningen i sommerhalvåret er vind fra sør til vest, viser resultatene klart at vannkvaliteten ved Sjøsandene i sommerhalvåret ofte blir påvirket av vannkvaliteten på Mandalselvas vestsida. I enda større grad kan dette gjelde områdene sørvest for Sjøsandene fordi disse ligger mer direkte i banen for utstrømmende ellevann.

5. INNLAGRING AV AVLØPSVANN FRA GRØNVIKA OG STRØMSVIKA

5.1 Bakgrunn og problemstilling

For at ikke avløpsvannet skal forårsake uønsket algevekst og føre til hygieniske problemer i overflatelaget, tar man gjerne sikte på dypinnlagring av avløpsvannet. Selve utslippet føres i ledning ut på dypere vann og må legges slik at vannet ikke trenger gjennom til overflaten. Avløpsvannet er lettere enn sjøvann, og når det slippes ut i sjøen det vil derfor begynne å stige mot overflaten. Underveis blandes det med sjøvann. Sjøvannets egenvekt avtar mot overflaten, og på et gitt dyp vil blandingen av avløpsvann og sjøvann ha samme egenvekt som det omkringliggende sjøvannet. Dette dypet kaller vi likevektsdypet. På grunnlag av utslippsmengder og opplysninger om tetthetsfordelingen i sjøen kan dette dypet beregnes. På grunn av sin vertikale bevegelse vil strålen av fortynnet avløpsvann stige litt høyere enn likevektsdypet, før det synker tilbake. Selve innlagringsdypet ligger dermed litt høyere enn likevektsdypet. Dette er illustrert i figur 14.

Utenfor Grønsvika og i Strømsvika slippes avløpsvannet ut på 35 m dyp. For spørsmålet om utslippene kan skape hygieniske problemer, og spesielt om de kan påvirke badevannskvaliteten ved Sjøsandene, er det aktuelt å avklare om avløpsvannet kan trenge gjennom til overflatelaget.



Figur 14. Generell skisse av utslipp og innlagring av avløpsvann i sjiktet resipient.

Med grunnlag i innlagringsberegningene er det foretatt grove overslag over hvor mye konsentrasjonene av næringssalter vil øke i vannmassene hvor avløpsvannet innlagres.

5.2. Datamateriale og beregningsmetode for innlagring

Beregningene av innlagring og fortykning er utført med et EDB-program, NIVA*JET.MIX, utviklet av Bjerkeng og Lesjø (1973). For utslippet i Strømsvika ble også programmet DIFDIM (diffusor-dimensjonering) benyttet.

Programmet NIVA*JET.MIX beregner likevektsdyp og fortykning for en enkelt avløpsvanns-stråle i en sjiktet resipient på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Også den vertikale utbredelsen (tykkelsen) av den oppblandete vannmassen ("skyen") beregnes.

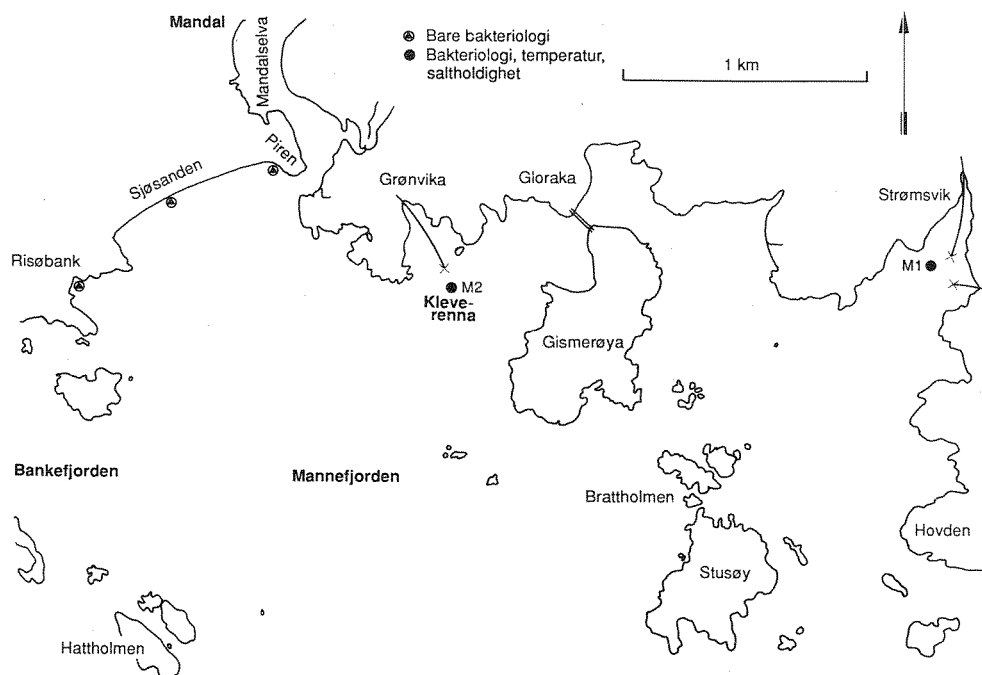
Den vertikale tetthetsprofilen i utslippsområdet er avgjørende for muligheten for innlagring av avløpsvannet. Vannmassenes tetthet vil avhenge av temperatur og saltholdighet. Tetthetsprofilen kan gjennomgå store variasjoner med tiden, og det er nødvendig med gjentatte målinger for å fange opp det naturlige variasjonsmønsteret.

Utløpsledningen fra Grønvika har en indre diameter på 355 mm. Mandal kommune, Teknisk etat, har opplyst at dimensjonerende vannmengder er ca. 630 m³/t og ca. 1000 m³/t. For de to vannmengdene gir dette utløpshastigheter på henholdsvis 1.8 m/s og 2.8 m/s.

Utløpsledningen i Strømsvika har en indre diameter på 350 mm. Vannmengden reguleres av pumper, og er ca. 40 l/s når pumpene går. Enden av utløpsledningen er utformet som en diffusor. Endehullet har full åpning (350 mm) og innenfor er plassert 7 hull med diameter 50 mm i ca. 2.5 m innbyrdes avstand. Beregningene med programmet DIFDIM indikerer hvordan diffusoren fungerer.

5.3. Feltinnsamling

Temperatur og saltholdighet ble målt på en stasjon utenfor Grønvika fra overflaten til 35-40 m dyp (Figur 15, st. M2). Det ble målt ni ganger i tidsrommet 29.6-30.8.89. Målingene ble utført av mannskap fra Teknisk etat, Mandal kommune. Det ble brukt en enkel TS-sonde (Electronic Switchgear) med nøyaktighet på ca. + 0.1 grad Celsius, og + 0.1 promille i saltholdighet.



Figur 15. Området utenfor Mandal. Stasjoner for måling av temperatur, saltholdighet og termostabile koliforme bakterier er inntegnet.

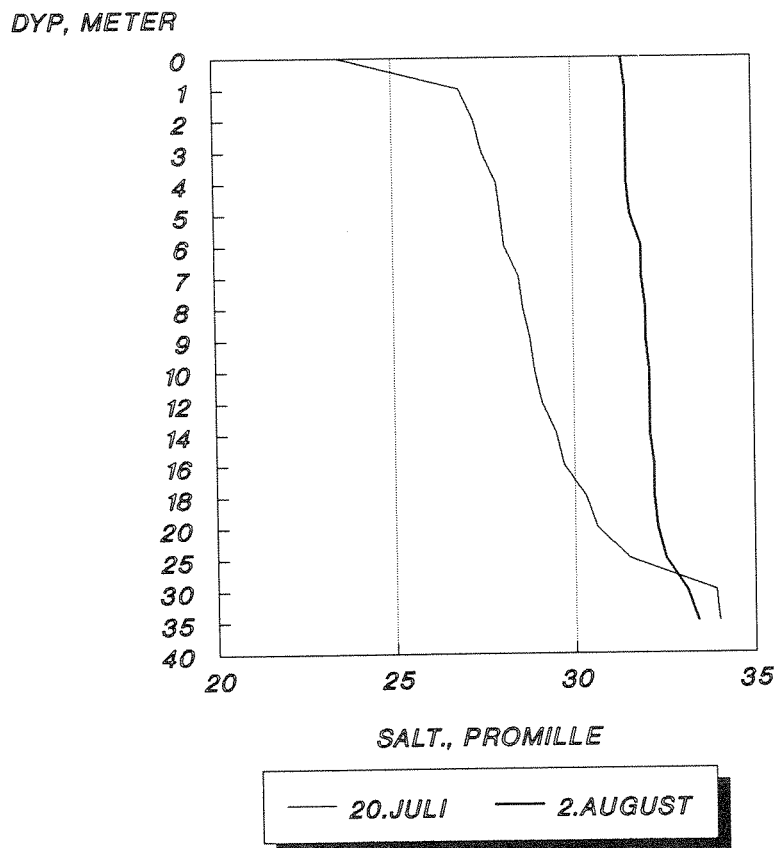
5.4 Resultater og diskusjon

Grønvika

Figur 16 viser saltholdighetsprofiler utenfor Grønvika. Bare profilene som hadde henholdsvis størst og minst endring i den vertikale fordelingen er vist.

Figur 17 viser beregninger for hvor høyt avløpsvannet maksimalt vil stige, likevektsdypet og avløpsvannets midlere fortykning for de ni tidspunktene målingene omfatter og for de to oppgitte vannmengdene. Ved vurdering av figuren må det tas hensyn til at innlagringsdypet vil ligge litt grunnere enn likevektsdypet.

GRØNVIKA VERTIKAL SALTHOLDIGHETSPROFIL

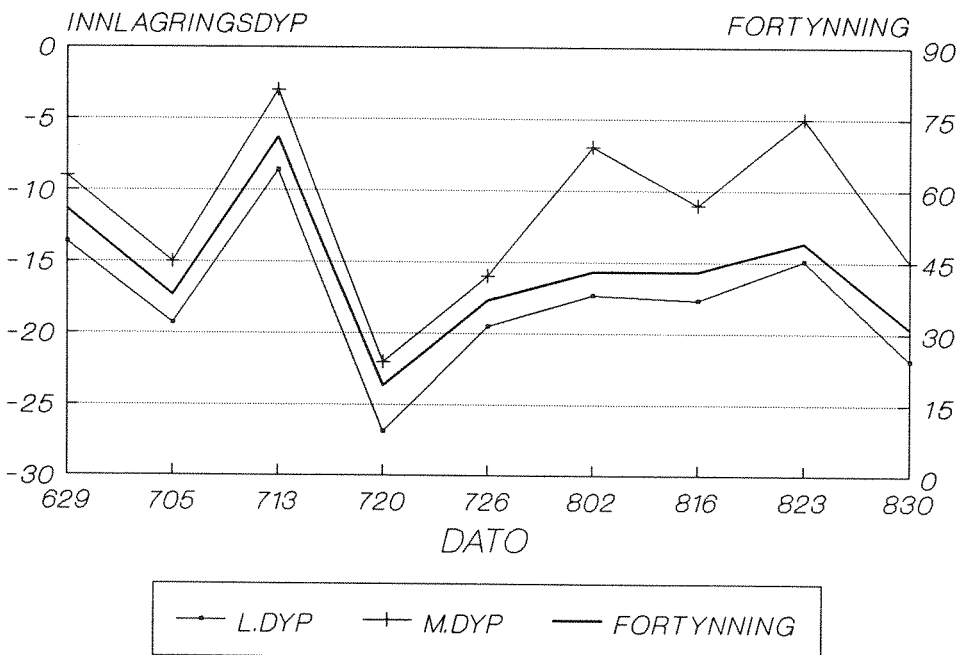
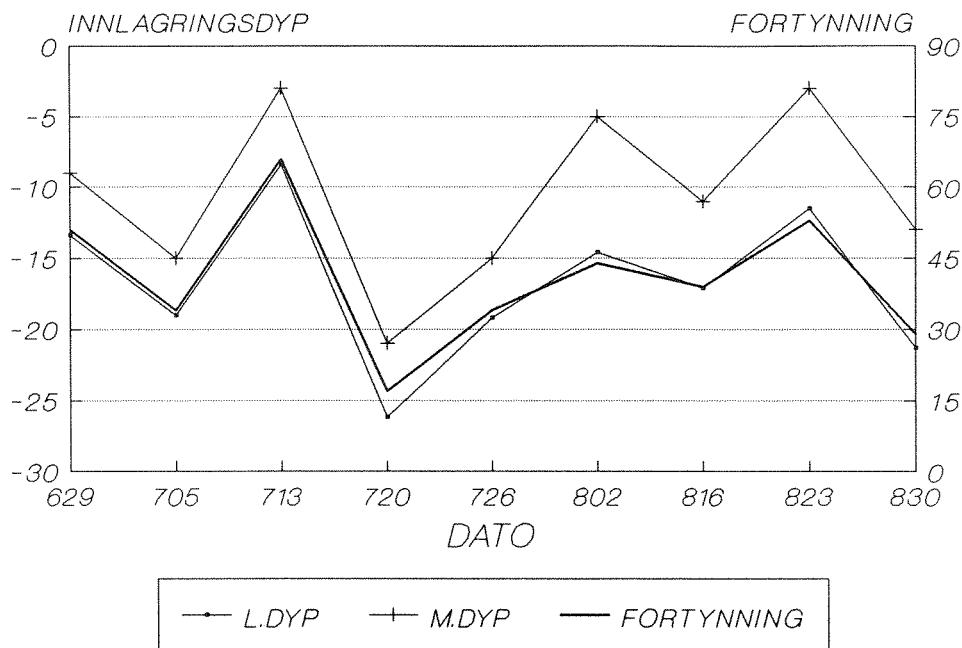


Figur 16. Vertikale saltholdighetsprofiler utenfor Grønvika. Illustrasjon av henholdsvis sterk lagdeling (20. juli) og svak lagdeling (2. august).

Beregningene viser at forskjell i vannmengde har liten betydning for bestemmelsen av innlagersdyp. Variasjoner i den vertikale tetthetsprofilen er den viktigste faktoren. Resultatet er i samsvar med erfaringer fra andre undersøkelser.

Men beregningene viser at avløpsvannet forholdsvis ofte vil stige opp til omkring 5 m dyp, før det synker tilbake mot innlagersdypet. Vi understreker at ved opptrengning til 5 m dyp skal det ofte lite til før avløpsvannet kommer meget nær overflaten. Det ble imidlertid ikke funnet situasjoner med klare gjennombrudd til overflaten.

**UTSLIPP FRA GRØNVIKA
INNLAGRING OG PRIMÆRFORTYNNING**



Figur 17. Beregninger av innlagringsdyp (L.DYP), dyp for høyeste opptrengning (M.DYP) og midlere fortytning ved
 A: vannmengde 630 m³/time.
 B: vannmengde 1000 m³/time.

Bare i ett tilfelle - av ni - viste beregningene at avløpsvannet ville bli innlagret grunnere enn 10 m (den 13. juli). Tykkelsen av "skyen" av avløpsvann ved innlagring vil være 2-3 m, og ved slike situasjoner kommer avløpsvannet betenkelig nær overflaten.

Etter innlagring vil avløpsvannet bre seg utover mens horisontale og vertikale blandingsprosesser fortynner avløpsvannet ytterligere. Den vertikale blandingen vil medføre at tykkelsen av "skyen" øker, og kommer nærmere overflaten.

Fortynningen er størst i de tilfeller da avløpsvannet innlagres nær overflaten. Dette skyldes i hovedsak at fortynningsprosessene da har hatt lenger strekning å virke på, enn ved innlagring dypere nede.

Strømsvika

Beregningene av hvordan diffusoren fungerer (program DIFDIM) viste at ordningen med full åpning i enden ikke fungerer godt. Omlag 75 % av vannet går gjennom dette hullet, noe som i stor grad reduserer diffusorvirkningen.

Med en avløpsvannmengde på i underkant av 40 l/s vil imidlertid vannhastigheten ut gjennom endehullet være så liten (ca. 0.3 m/s) at faren for sjøvannsinntrengning er stor. Hvis det skjer, vil utstrømningen gjennom endehullet helt eller delvis bli blokkert. Den lave hastigheten gjennom diffusoren og endehullet øker også faren for igjentetting pga. nedslamming.

Ved innlagringsberegningene (programm NIVA*JET.MIX) er utløpshastigheter fra diffusorprogrammet benyttet. Dette ga for endehullet en utløpshastighet på 0.3 m/s, mens verdiene for diffusorhullene varierte fra 0.7-1.6 m/s. I beregningene ble brukt hastighetene 0.3 m/s, 1.0 m/s og 1.5 m/s.

Resultatene er gjengitt i Vedlegg B. Beregningene - for i alt ni tidspunkter - viser at innlagringen av vann fra endehullet oftest vil skje omkring 20 m dyp. Ved en anledning (13. juli) ville innlagringen skje omkring 10 m dyp. Avløpsvannet fra diffusorhullene vil for alle tidspunkt bli innlagret i ca. 15-25 m dyp.

Dette gir som konklusjon at avløpsvannet sommerstid sannsynligvis ikke stiger høyere enn til ca. 10 m, og oftest innlagres i 20-25 m dyp.

5.5 Økningen av næringssalter i vannmassene

For å beregne økningen av næringssalter i vannmassene hvor avløpsvannet innlagres, kan følgende formel anvendes:

$$C = N T/V$$

der C : midlere konsentrasjonsøkning (mg/m³)
 N : tilførsel av næringssalter (mg/døgn)
 V : vannvolum (m³)
 T : vannmengdens midlere oppholdstid (døgn)

N kan beregnes på grunnlag av utslippenes størrelse og normtall for fosfor og nitrogen i avløpsvann (1 p.e. = 2 g fosfor og 12 g nitrogen pr. døgn).

V kan beregnes på grunnlag av arealet av resipienten hvor innlagringen finner sted.

T, vannmassenes oppholdstid, er ikke kjent, men kan antas å være noen få døgn. Beregningene er utført for varierende oppholdstider: 0.5, 1, 2 og 3 døgn.

Strømsvika

Det kommunale avløpsvannet (1500 pe.) utgjør et utslipp på ca. 3000 g fosfor og 18000 g nitrogen pr. døgn. Utslipptet siles, men det regnes her ikke med noen renseeffekt mht. nitrogen og fosfor av silingen. Sigevannet fra søppelfyllplassen bidrar i gjennomsnitt med ca. 75 g fosfor og 3800 g nitrogen pr. døgn (Mandal kommune, teknisk etat).

Samlet utgjør da begge utslippene ca. 3.1 kg fosfor/døgn og ca. 21 kg nitrogen/døgn. Bidraget fra kommunal kloakk dominerer, spesielt for fosfor.

Innlagringsberegningene (kap. 5.4) viser at avløpsvannet normalt blir innlagret i 15-25 m dyp, trolig som en omkring 2 m tykk "sky". Avløpsvannet vil da være fortynnet mellom 50 og 250 ganger. Overflatearealet av selve Strømsvika er ca. 0.3 km², og vi antar da et areal på ca. 0.2 km² i 15 m dyp. En to meter tykk vannmasse i dette nivået vil da tilsvare et vannvolum på ca. 400.000 m³ (V).

Resultatene av beregningene er sammenfattet i Tabell 3.

Tabell 3. Midlere økning i konsentrasjon av nitrogen og fosfor i innlagringsdypet i Strømsvika (i $\text{mg}/\text{m}^3 = \text{ug}/\text{l}$).

Oppholdstid	Nitrogen	Fosfor
0.5 døgn	23	4
1 døgn	45	8
2 døgn	90	16
3 døgn	135	23

Vi kjenner ikke de "naturgitte" næringsalkonsentrasjonene i 10-20 m dyp i Strømsvika, men vil anta at verdiene for nitrogen vanligvis varierer i intervallet 200-400 ug/l og for fosfor 10-20 ug/l. Ut fra dette vil midlere konsentrasjon av nitrogen i "skyen" av fortynnet avløpsvann være i størrelsesorden 10-30% høyere enn vanlig for disse vannmassene. For fosfor vil økningen være i størrelsesorden 20-100%.

Dette er betydelige konsentrasjonsøkninger, men i en dyptliggende og avgrenset vannmasse. I lys av at denne vannmassen befinner seg på 15-25 m dyp vil man vanskelig finne målbare effekter på algeveksten i Strømsvika. Utenom Strømsvika vil overkonsentrasjonene raskt bli mindre pga. større fortynning.

For ordens skyld minner vi om at beregningene gjelder midlere forhold for hele Strømsvika. Omkring utslippspunktene vil konsentrasjonsøkningen være større, men avtar raskt med økende avstand.

Grønvika

Det kommunale avløpsvannet (7500 pe) utgjør et utslipp på ca. 90 kg nitrogen og 15 kg fosfor pr. døgn. Heller ikke her regner vi i utgangspunktet med effekten av renseanlegget (maksimalbetraktning).

Overflatearealet av det berørte området er vanskelig å definere, men vi setter det i utgangspunktet til 0.5 km^2 . Innlagringsberegninger tyder på at avløpsvannet innlagres som en 2-3 m tykk "sky". Tenker vi oss denne skyen fordelt jevnt over hele området, blir volumet 1-1.5 mill. m^3 . I beregningene bruker vi 1.2 mill. m^3 .

Resultatene er sammenfattet i Tabell 4.

Tabell 4. Midlere økning i konsentrasjon av nitrogen og fosfor i innlagringsdypet i Kleverenna (i $\text{mg}/\text{m}^3 = \text{ug}/\text{l}$).

Oppholdstid	Nitrogen	Fosfor
0.5 døgn	38	6
1 døgn	75	13
2 døgn	150	25
3 døgn	225	38

Beregningene indikerer at man vil vente å få en markert økning i konsentrasjonen av fosfor og nitrogen i innlagringsdypet. De biologiske effektene av dette vil imidlertid være små og vanskelig å registrere, fordi avløpsvannet vil befinne seg på 15-25 m dyp.

Det bør også understrekes at når skyen brer seg utenom Kleverenna, vil konsentrasjonene falle fort pga økt fortynning.

6. MÅLINGER AV TERMOSTABILE KOLIFORME BAKTERIER

6.1 Bakgrunn og formål

Sommeren 1987 og 1988 ble det registrert høye konsentrasjoner av termostabile koliforme bakterier (TKB) i overflatevannet i Mandalselva og i området ved Sjøsand. I lys av de store friluftinteressene knyttet til fjordområdet, var dette en foruroligende tilstand.

Tilsvarende målinger ble utført i 1989. Bearbeidelsen av dette materialet ligger utenfor selve oppdraget, men fordi resultatene gir verdifull informasjon om tilstanden i overflatelaget, gjengir vi resultatene med korte kommentarer.

Samtidig med prøvetakingen for temperatur og saltholdighet sommeren 1989 ble det ved utslippene i Grønvika og Stømsvika gjort innsamling av bakterieprøver i dybdesnitt ned til 30 m. Formålet med denne prøvetakingen var å få opplysninger om hvordan innvirkningen av avløpsvannet kan spores i vannsøylen. På landsbasis er det dessverre sjelden at slik kontroll utføres, slik at resultatene dermed også har verdi utover å beskrive forholdene utenfor Mandal.

6.2. Prøvetaking

Plasseringen av prøvestedene framgår av figur 15. Prøvene ved Sjøsand og Risøbank ble tatt på 0.5-1 m dyp.

Prøvene utenfor Grønvika (st. M2) ble tatt ved fem anledninger: 20. juli, 26. juli, 5. august, 10. august og 30. august 1989. I Strømsvika (st. M1) var prøvetallet noe mindre enn i Grønvika (st. M2).

Alle prøvene ble innsamlet av personell fra Mandal kommune, Teknisk etat, og er analysert av Næringsmiddeltilsynet i Vest-Agder, Kristiansand.

6.3. Målinger i overflatelaget 1987-1989

Resultatene er framstilt som stolpediagrammer på figurene 18-20. Vi gjør oppmerksom på at målestokken er forskjellig for figur 18 og figurene 19-20.

Vi kjenner ikke de nærmere forholdene omkring de enkelte målingene (vannføring, vindforhold, nedbør), og vil derfor bare kommentere noen hovedtrekk:

- Konsentrasjonene varierer i takt, og viser store tidsvariasjoner.

At konsentrasjonene varierer i takt over hele området viser at

det er de(n) samme forurensningskilden(e) som påvirker hele området. Store tidsvariasjoner er hva en skulle vente ut fra skiftende strømmønster i fjordsystemet (jfr. kap. 4), men variasjonene tyder også på varierende belastning.

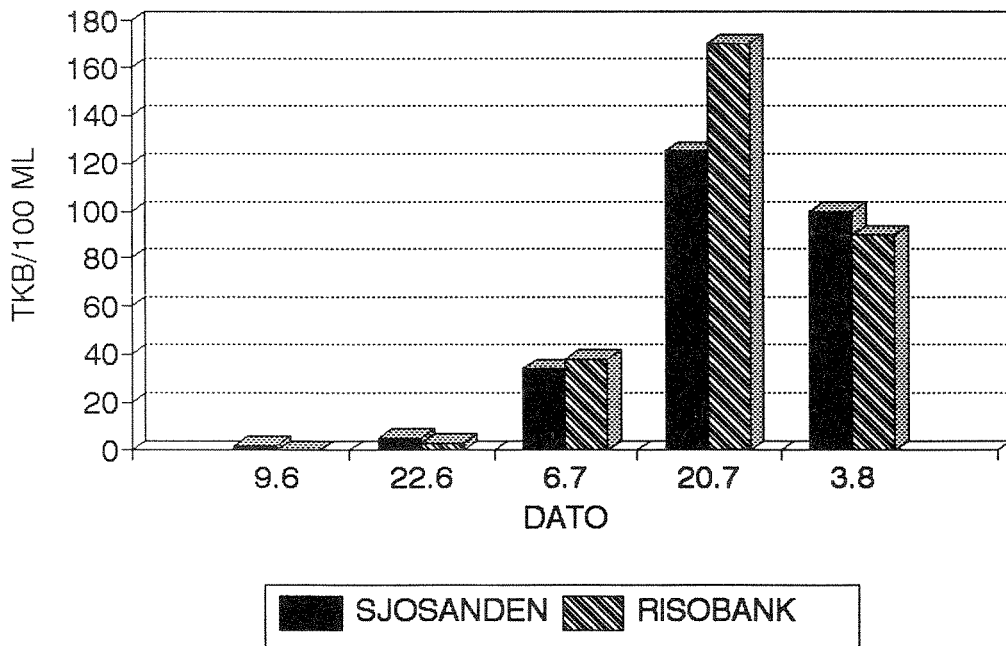
- Ved moderate konsentrasjoner er nivåene oftest høyest ved Piren, men de høyeste konsentrasjonene registreres ved Sjosanden og Risøbank.

Dette er vanskelig å se noen forklaring på, uten å kjenne forholdene omkring den enkelte prøveserie bedre (vannføring, vind, nedbør, nøyaktig prøvested). Reduserer man innvirkningen av enkelte ekstremverdier ved å beregne median og geometrisk middelværdi, lå Piren høyest i 1989. For 1988 lå Piren høyest mht. median, men lavere enn Sjosanden mht. geometrisk middelværdi.

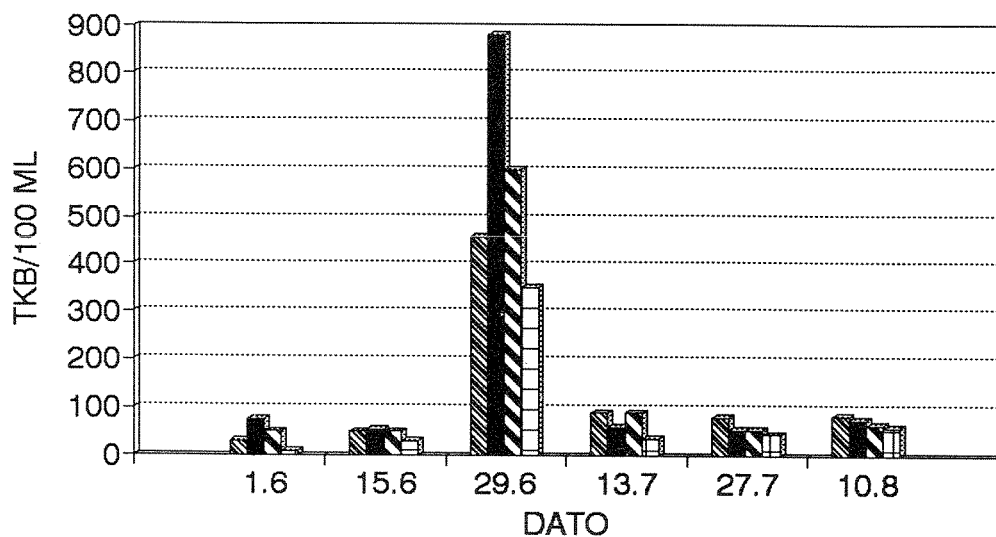
- Konsentrasjonene var gjennomgående høyere i 1989 enn de to foregående år.

Vi kjenner ikke til om dette kan skyldes endrede utslippsforhold, men grunnen kan like gjerne være forskjellig naturgitte forhold under prøveinnsamlingen de enkelte årene.

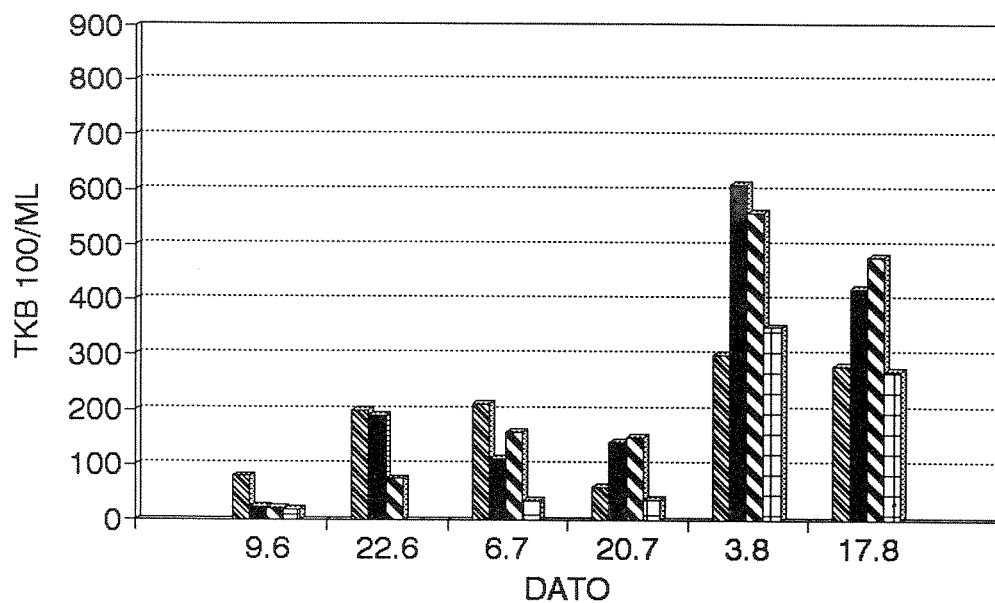
Sett i forhold til Helsedirektoratets krav til friluftsbad (Helsedirektoratet, 1976), var det klart for høy forurensningsgrad både i 1988 og 1989.



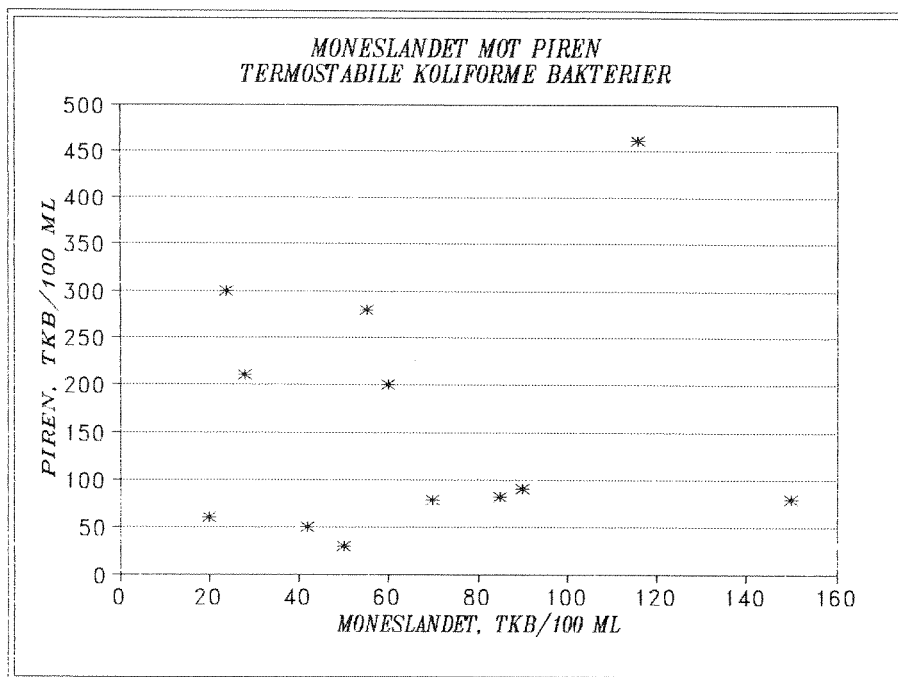
Figur 18. Målinger av termotabile koliforme bakterier i 1987.



Figur 19. Målinger av termostabile koliforme bakterier i 1988.



Figur 20. Målinger av termostabile koliforme bakterier i 1989.



Figur 21. Målinger av termostabile koliforme bakterier ved Moneslandet i 1988-89 plottet mot tilsvarende målinger ved Piren.

- Det er ingen påvisbar sammenheng mellom bakteriekonsentrasjoner ved Moneslandet i Mandalselva og ved Piren (Figur 21).

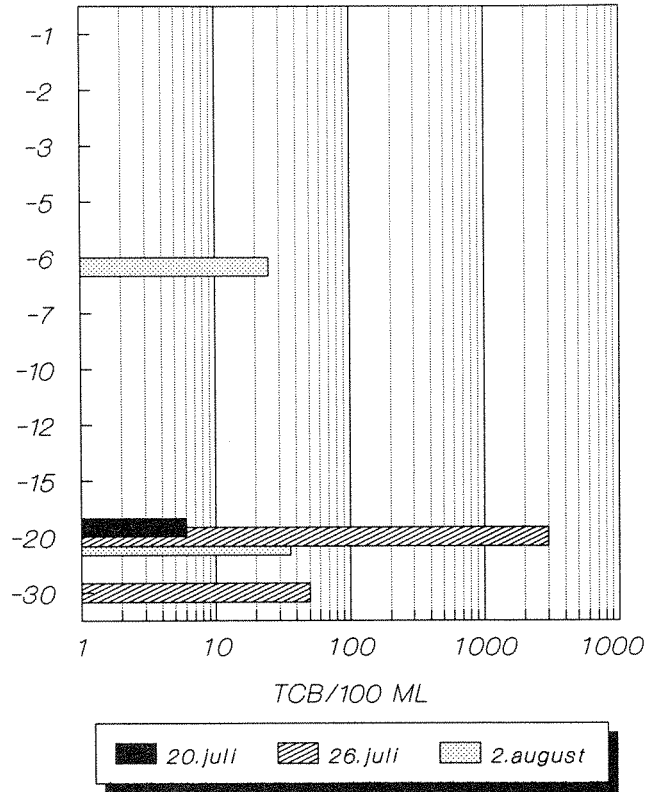
Forklaringen på de uheldige hygieniske forholdene omkring Piren - Sjøsandene må derfor søkes i nedre del av vassdraget, eller ved elvemunningen.

6.4. Bakterietall i dypvannet utenfor Grønvika og Strømsvika

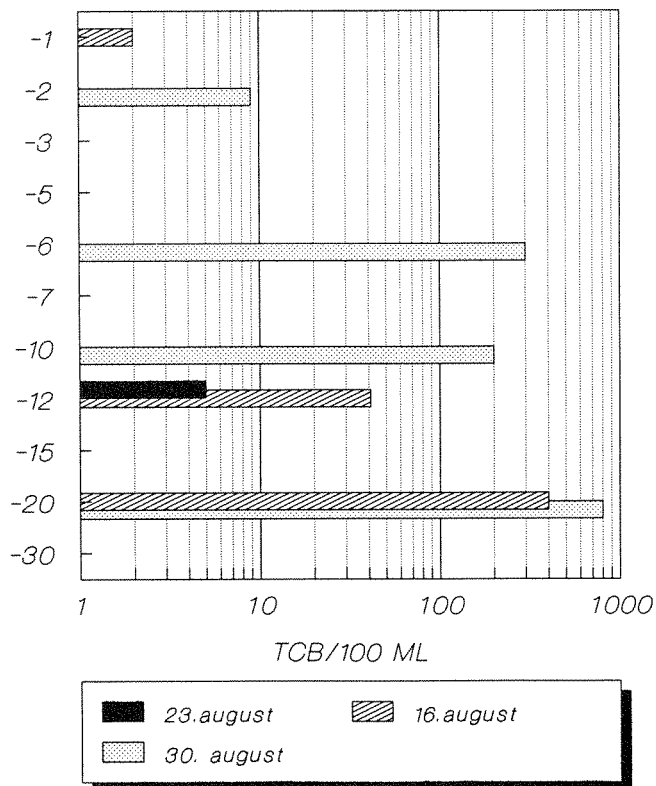
Resultatene er framstilt i figurene 22-25. Mange av målingene viser ingen bakterier. Det illustrerer vanskeligheten med å måle på en 2-4 m tykk sky av avløpsvann, som man i utgangspunktet ikke kjenner dypet for, og som føres med strømmen i forskjellige retninger.

Grønvika:

Sammenligner vi resultatene for Grønvika med innlagringsberegningene, finner vi rimelig god overensstemmelse for alle tidspunkt fram til 30. august. Hovedtyngden av TKB ble registrert omkring de dyp der avløpsvannet teoretisk sett skulle befinne seg.



Figur 22. Målinger av termostabile koliforme bakterier i utvalgte dyp utenfor Grønsvika 20. juli-2. august 1989. Logaritmisk skala.

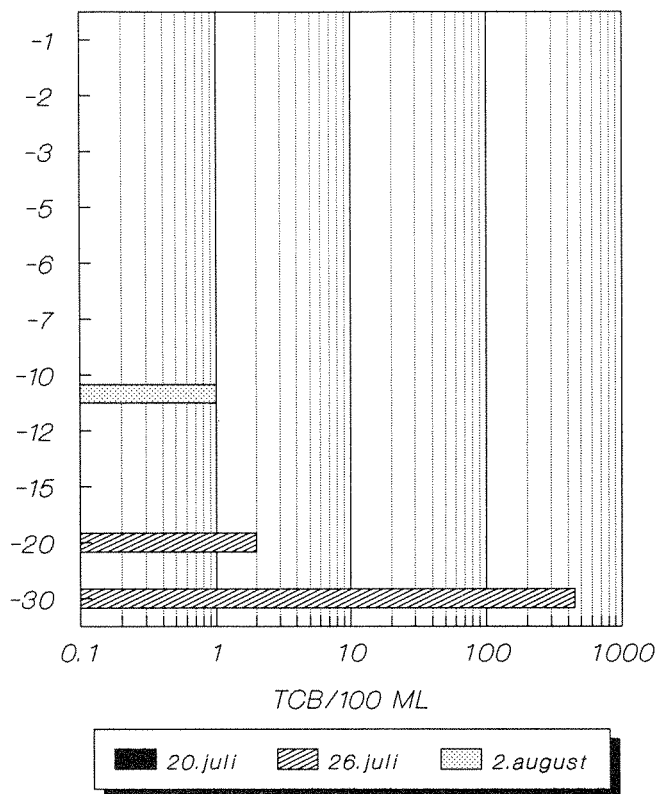


Figur 23. Målinger av termostabile koliforme bakterier i utvalgte dyp utenfor Grønsvika 16.-30. august 1989. Logaritmisk skala.

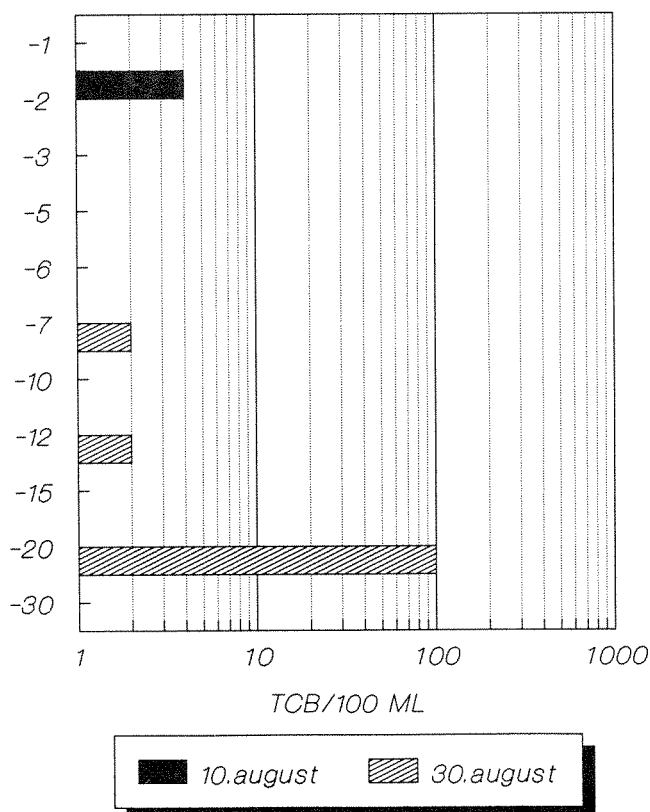
Den 30. august ble det registrert store mengder TKB i 6-20 m dyp (figur 23), mens beregningene tilsa at avløpsvannet skulle innlagres mellom 15 m og 20 m dyp. Hvorfor så høye konsentrasjoner ble registrert i 10 m og 6 m dyp kan det ikke gis noe svar på.

Strømsvika:

Resultatene av de bakteriologiske målingene (figur 24-25) tyder på at avløpsvannet i regel innlagres omkring 20 m dyp. Utslippet skulle dermed ikke utgjøre noe problem for vannkvaliteten i overflatelaget. Resultatene samsvarer med innlagringsberegningene (kap. 5.4).



Figur 24. Målinger av termostabile koliforme bakterier i utvalgte dyp utenfor Strømsvika 20.juli-2. august 1989. Logaritmisk skala.



Figur 25. Målinger av termostabile koliforme bakterier i utvalgte dyp utenfor Strømsvika 10.-30. august 1989. Logaritmisk skala.

7. REGISTRERINGER I STRANDSONE OG PÅ HARDBUNN

7.1. Bakgrunn og problemstilling.

Undersøkelsen skal gi en beskrivelse av organismesamfunnene (alger og dyr) på grunt vann i resipienten. Strandområdene vil være utsatt for forurensninger som tilføres og transporteres i overflatevannet. Fra kommunalt avløpsvann kan strandsonen påvirkes av partikulært materiale, næringssalter og flyttestoffer. Spesielt økning i næringssaltene vil ha betydning for fastsittende alger. Disse undersøkelsene er derfor egnet til å kontrollere for virkningene av rensetiltak og dypinnlagring av avløpsvann.

Undersøkelsene skal gi både en beskrivelse av dagens tilstand og gi datagrunnlag for senere overvåking. Dette er gjort ved å benytte ulike teknikker og gjøre registreringer både nær ved og fjernt fra eksisterende utslipp. Det er lagt mest vekt på undersøkelser i strandsonen, men på en lokalitet på Gismerøya ble det dykket til ca. 30 m for å kontrollere for effekter under overflatelaget. Denne stasjonen er lagt i området hvor avløpsvannet søkes innlagret. Her ble det opprettet en stereofotostasjon på et dyp som egner seg til overvåking over tid.

En begrensning ved strandsoneregistreringer er at mange naturlige forhold påvirker sammensetningen av arter i samfunnet. Slike forhold er f.eks. ferskvannspåvirkning, grad av bølgepåvirkning (eksponering), substrattype i stranden, helningsvinkel og himmelretning. I undersøkelsens opplegg er det derfor nødvendig å ta lokale forhold i betraktning og i størst mulig grad velge lokaliteter med like naturforhold når disse skal sammenlignes med hensyn på forurensning.

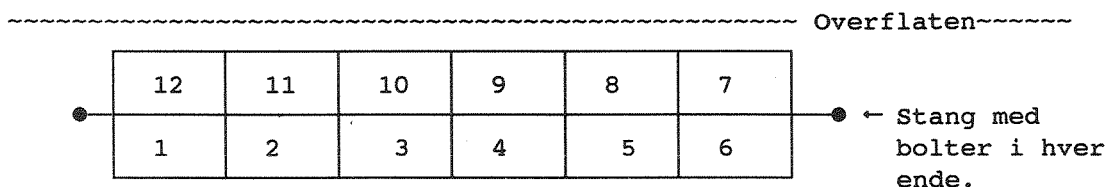
7.2. Metodikk

Feltarbeidet ble gjennomført 17. juni 1989 samtidig med prøvetakingen for bløtbunn. Stasjoner for prøvetaking er vist i figur 27.

7.2.1. **Strandundersøkelser**

På hver stasjon ble organismesamfunnet fra fjærebeltet og ned til ca. 2 m dyp undersøkt. Alle visuelt observerte dyr og alger ble notert. Registreringen foregikk fra overflaten ved hjelp dykkermaske, snorkel og felt-skriveplater. Undersøkelsene ble foretatt over en strekning på 30-50m langs stranden.

De enkelte artene ble registrert etter en skjønnsmessig skala for forekomst med følgende gradering: enkeltfunn (1), spredt (2), vanlig (3) og dominerende (4).



Figur 26. Oversikt over arealene som ble fotografert på stereofotostasjonen.

7.2.2. Dykkerundersøkelse

På en stasjon på Gismerøya ble organismesamfunnet fra fjærebeltet og ned til 28 m undersøkt ved dykking. Registreringen foregikk ved innlesning av observasjoner på lydbånd og ved notater i feltjournal (bl.a. via dykkertelefon). Vanskelig identifiserbare arter ble samlet inn for senere mikroskopanalyser. Gradering av forekomst var den samme som for strandsoneundersøkeslen.

7.2.3. Stereofotostasjon

På dykkerstasjonen ble det også opprettet faste flater for stereofotografering. Fotograferingen skjer med to kameraer samtidig som derved gir et tredimensjonalt bilde. Arealene som blir fotografert ligger over og under en 4m lang stang som spennes mellom to bolter satt fast i fjellet. Dette oppsettet sikrer at identisk samme flater fotograferes fra gang til gang. Metoden er ikke-destruktiv da det ikke blir innsamlet noe fra de fotograferte arealene.

Arealene kan bli sammenlignet med "seg selv" over tid. Individantall for vanlige alger og dyr kan telles eksakt. For fastsittende organismer kan prosent dekning beregnes. Dokumentasjon av metodikken finnes hos Green et al. (1985) og Green (1980).

På stasjonen ble 12 0.25 m²-arealer fotografert (figur 26). Bildene er ikke analysert for denne rapporten, men er lagret for eventuelle fremtidige analyser.

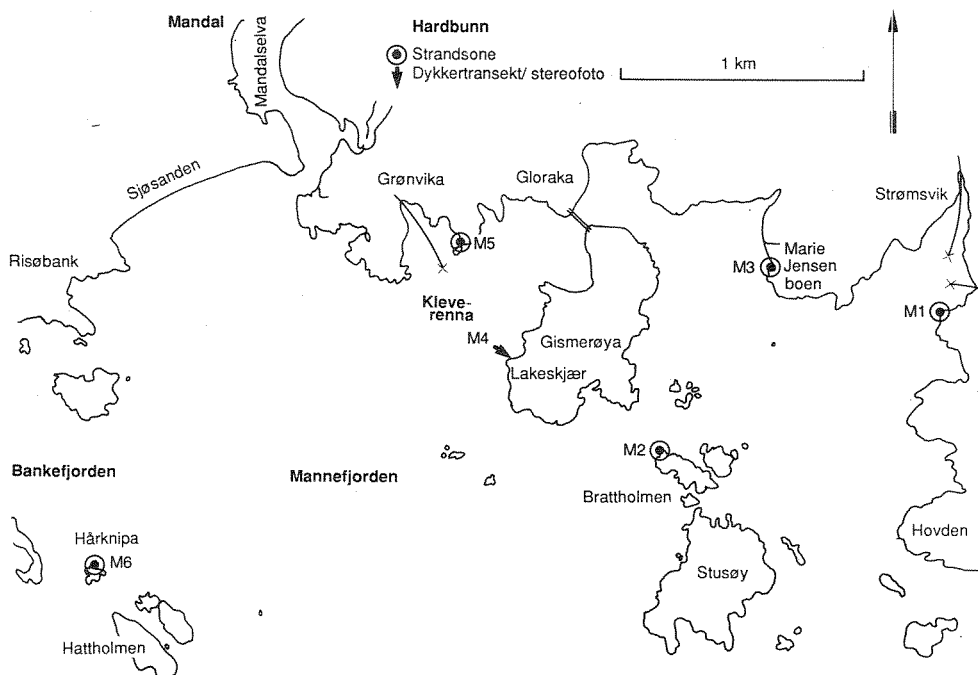
7.2.4. Analyser

Strandsamfunnene og dykkerobservasjonene er analysert ved hjelp av clusteranalyser. Analysene viser i hvilken grad samfunnene er like eller forskjellige mellom stasjonene (eller mellom dyp innenfor samme stasjon). Analysene utføres på basis av artssammensetning og artenes mengdefordeling i prøvene.

Clusteranalysene er beregnet med Bray-Curtis ulikhetsmål (Clifford og Stephenson 1985) og "flexible fusion"-sortering. Prinsippene for analysen er nærmere beskrevet i Vedlegg E.

De minst vanlige artene er ikke tatt med i analysene. For å bli inkludert, var kriteriet at arten måtte ha "vanlig" som minste maksimum-forekomst. Ved utregningene er kategoriene "spredt", "vanlig" og "dominerende" gitt verdiene 8, 27 og 64, altså en eksponentiell transformering ($= n^3$).

Algene er delt inn i de tre hovedgruppene rød-, brun- og grønnalger ettersom disse generelt har hver sin dybdepreferanse. Dyrene er inndelt i levevis som kolonidannende og solitære (enslige). Videre er dyrene delt inn etter antatt hovednæringsopptak: 1) algeetere og dyr som gnager på fjellbunn, 2) filteretere og suspensjonetere, og 3) rovdyr, åtseletere, sedimentetere. Oppdeling av fastsittende dyr etter om de er kolonidannende eller solitære, har vært viktig i analyser av samfunnstruktur i andre undersøkelser (f.eks. Jackson 1977, Schoener and Schoener 1981). Jackson (1977) hevder at kolonidannende arter er mer konkurransedyktig med



Figur 27. Lokalisering av stasjoner for strandundersøkelser og dykkertransekt/stereofotografering.

Tabell 5. Stasjonsbetegnelse for dykkerregistrering 17 juni 1989: beliggenhet, himmelretning, bølgeeksponering (eks: 1 (svak) - 3 (sterk), substrat helning (hel: 1 (svak, 30^0), 2 (middels, $30-70^0$) og 3 (sterk, 70^0)).

St. nr.	Stasjonsbetegnelse	Posisjon	Him ret	Eks	Hel	Bunnforhold og kommentarer
M1	Strømsvika (overflate)	58 ⁰⁰ 00.89'N 7 ⁰⁰ 30.20'Ø	NV	2	2	fjell
M2	Bratholmen, nv. (overflate)	58 ⁰⁰ 00.54'N 7 ⁰⁰ 29.18'Ø	NV	3	2	fjell
M3	Marie Jensen Boen, 150m sv. (overflate)	58 ⁰⁰ 00.91'N 7 ⁰⁰ 29.63'Ø	V	2	2	fjell
M4	Lakeskjær, Gismerøy (dykkerstasjon - stereo)	58 ⁰⁰ 00.76'N 7 ⁰⁰ 28.56'Ø	NV	3	2	fjell
M5	Grønvika, sø. innenfor (overflate) liten øy	58 ⁰⁰ 01.03'N 7 ⁰⁰ 28.35'Ø	SV	1	3	fjell
M6	Hårknipa, nv. (overflate)	58 ⁰⁰ 00.28'N 7 ⁰⁰ 26.80'Ø	NV	2	2	fjell

hensyn på å skaffe seg plass enn solitære arter er, fordi kolonidannende arter bl.a. kan spre seg lettere horisontalt uten å være avhengig av et planktonisk stadium.

For dykkerstasjonen ble datamateriale delt i tre dybde intervaller: 0-5, 5-10 og 10-28 m.

7.3. Undersøkelsesområde og stasjonsvalg

Strandregistreringene ble foretatt på fem stasjoner på strekningen Strømsvika - Kleverenna (St. M1 - M5) (Figur 27, Tabell 5). Dessuten ble det valgt en referansestasjon på vestsiden av Mannefjorden (M6). Alle stasjoner ble valgt med tilnærmet samme bunnforhold og himmelretning.

Stereofoto-/dykkerstasjonen ble opprettet på Gismerøy rett overfor Grønvika (St. M4).

7.4. Resultater

7.4.1. **Strandsonen**

Ved undersøkelsene ble det i alt funnet 135 arter (eksklusiv fisk) fordelt på 76 algearter og 59 dyrearter (Tabell 6). Det var ingen stasjoner som skilte seg spesielt ut, men det var noe lavere artstall for alger på St. M3 (Marie Jensen Boen) øst for Gismerøy. Dette skyldes i hovedtrekk færre rødalger.

Tabell 6. Oversikt over antall arter av alger og dyr funnet på stasjonene i juni 1989 Observatører: Are Pedersen (A) og Norman Green (N). Alger er gruppert i rød-, brun- og grønnalger. Dyr er gruppert etter antatte hoved næringsopptak: "alge./gnag." = algeetere og dyr som gnager på fjellbunn, "filt./susp." = filteretere og suspensjonetere, "rov./detr." = rovdyr, åtselsetere, sedimentetere. Gruppering etter levevis: solitær eller kolonidannede. Fisk er ekskludert.

Stasjon Observatør	overflate stasjoner					dykkerstasjon	hele under- søkelse
	M1 A/N	M2 A/N	M3 A/N	M5 A/N	M6 A/N	M4 A	
Rødalger	16	16	11	20	17	32	41
Brunalger	13	13	9	7	9	10	24
Grønnalger	4	5	4	5	5	7	10
SUM	33	34	24	32	31	49	76
Alge./gnag.:	2	3	4	1	1	4	8
Filt./susp.:	9	9	7	10	7	39	43
Rov./detr.:	2	2	1	4	3	6	8
Solitære	8	10	8	11	7	25	33
Koloniære	5	4	4	4	5	24	26
SUM	13	14	12	15	11	49	59
SUM av SUM	46	48	36	47	42	98	135

De øvrige stasjonen hadde tilnærmet likt artsantall (31-34), men noe forskjellig forhold mellom antall rød-, brun- og grønnalger.

Det var flest antall dyrearter (15) på St. M5 i Grønvika. Denne stasjonen hadde også størst andel suspensjonsetere og rovdyr, åtselsetere eller sedimentetere. Stasjonen var den eneste som var tilnærmet loddrett. De øvrige stasjonene hadde mellom 11-14 dyrearter.

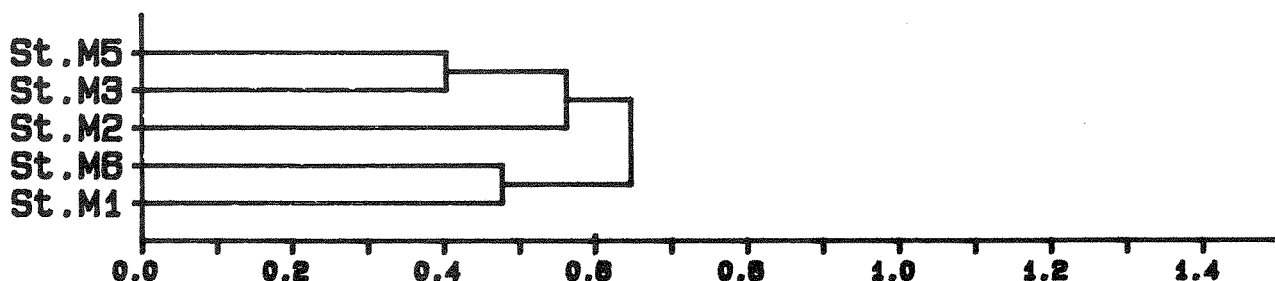
De viktigste artene er vist i Tabell 7. Det var ingen dominerende arter som er typiske for forurensede områder. Fullstendige resultater er gitt i Vedlegg C.

Tabell 7. Forekomst av de viktigste alger og dyr i fjæresonen (0-2 m).
Kodene markerer: 1 = Spredt, 2 = Vanlig, 3 = Dominerende

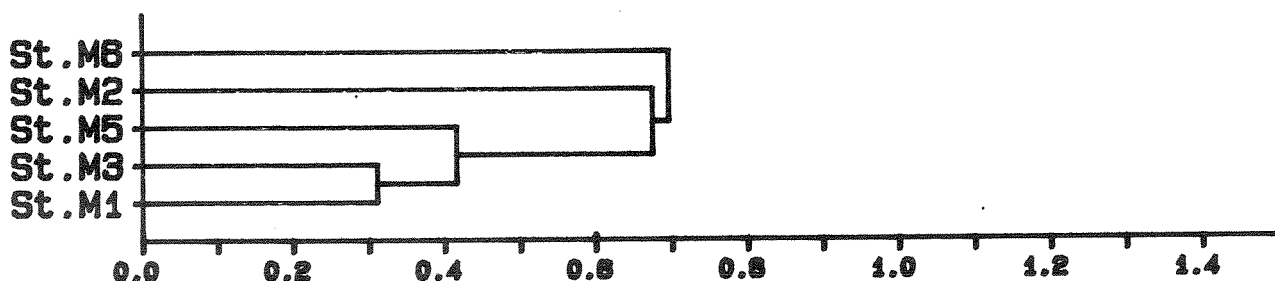
Stasjon	M1	M2	M3	M5	M6
ALGER					
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (tarmgrønske)	1	1	2	2	1
<i>Fucus vesiculosus</i> (blåretang)	1	2			3
<i>Cladophora rupestris</i> (grønndusk)	2		1	2	1
<i>Hildenbrandia prototypus</i> (fjæreblod)	2	2	2	2	2
<i>Fucus serratus</i> (sagtang)	3	1	3	1	3
<i>Ceramium rubrum</i> (vanlig rekeklo)	2	3	2	2	3
<i>Polysiphonia urceolata</i> (røddokke)	1	1	1	2	1
<i>P. violacea</i> (tangdokke)	1	2		2	1
<i>Lithothamnium</i> / <i>Phymatolithon</i> (flatrugl)	2	2	2	2	
<i>Chordaria flagelliformis</i> (strandtagl)	2	2	1	1	1
<i>Laminaria hyperborea</i> (stortare)	2	3	1		
<i>Laminaria digitata</i> (fingertare)	3	1	2	3	2
<i>Ectocarpus fasciatus</i> (brunslid)	2	2	2	2	3
<i>Ulva lactuca</i> (havsalat)	1	1	2	2	
<i>Cystoclonium purpureum</i> (fiskeløk)	1	2	1	1	1
<i>Audouinella membranacea</i>	1	1	2	1	1
<i>Ahnfeltia plicata</i> (sjøris)	2	1	2	2	2
<i>Chaetomorpha linum</i>	1	2	1	2	1
<i>Corallina officinalis</i> (krasing)	1	1	1	1	1
<i>Phyllophora truncata</i> (hummerblekke)	2	1	1	1	2
<i>Porphyra umbilicalis</i> (fjærehinne)	2	2	2	2	1
DYR					
<i>Balanus balanoides</i> (fjærerur)	1	3	3	3	1
<i>Mytilus edulis</i> (blåskjell)	3	3	2	1	3
<i>Asterias rubens</i> (korstroll)	1	2	1	1	2
<i>Littorina littorea</i> (stor strandsnegl)	1	2	2	1	1
<i>Electra pilosa</i> (mosdyr)	1	2	2	2	2
<i>Laomedea cf. geniculata</i> (hydroide)	2	1	2	1	1

Clusteranalysene viser at det var relativt enhetlige organis-
mesamfunn på alle strandstasjonene (Figur 28). Med hensyn på
alger skilte stasjonene M6 og M2 seg ut, mens forekomsten av
dyr på disse to stasjonene var relativt lik. Alle analysene
indikerer likhet mellom stasjonene M3 (Marie Jensen boen) og
M5 (Grønvika). Dette kan være en svak lokal effekt fra
utslippene som omfatter området innenfor Gismerøya og Kleve-
renna. Men det var ingen tydelige virkninger av utslippene på
de nærliggende stasjonene i Strømsvika og Kleverenna (M1 og
M5).

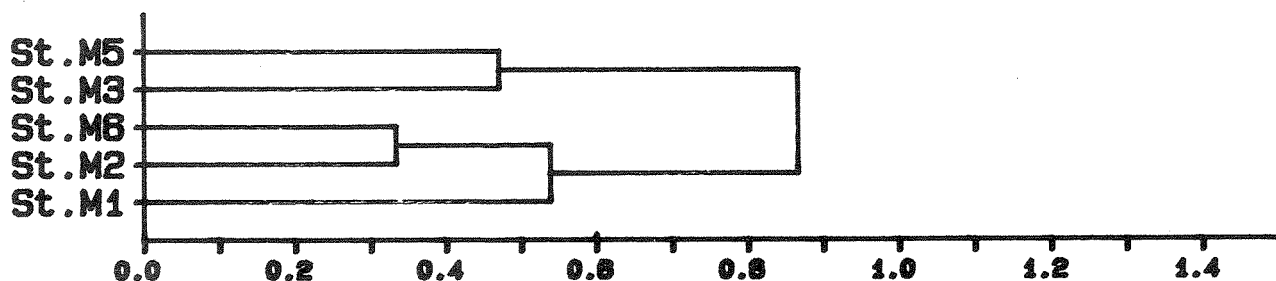
Alger og dyr, 0-2m dyp



Alger, 0-2m dyp



Dyr, 0-2m dyp



Figur 28. Likhetsanalyser mellom alle strandsonestasjoner (0-2 m dyp).
 A: på grunnlag av alle arter
 B: bare alger
 C: bare dyr
 Stasjoner med like organismesamfunn grupperes tidligst sammen, dvs. til venstre i diagrammet.

7.4.2. Dykkerstasjonen

Stasjonen skrånet svakt (10-20°) ned til ca. 13 m dyp og fortsatte deretter bratt ned til skjell-sand bunn på ca. 24 m dyp. Tilsammen ble det funnet 98 arter hvorav halvparten var alger (Tabell 6). Sammensetningen av alger og dyr virket normal. Fullstendige resultater er gitt i Vedlegg D.

Det ble registrert mye partikler og flokkulent materiale i vannet fra 6 til 21 m dyp. Dypere enn 21 m var vannet markert kaldere.

På dykkerstasjonen (M4) viste clusteranalysene klare forskjeller mellom dybdeintervallene for dyr, men ikke for alger (Figur 29). Dette gjenspeiler forholdet på stasjonen, at flere alger forekommer som vanlig eller dominerende over et større dybdeintervall enn var tilfelle for dyr (Vedlegg D).

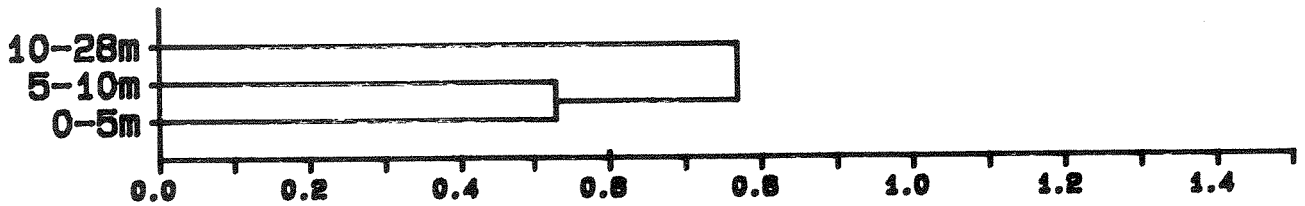
7.5. Diskusjon

Undersøkelsen i juni 1989 viste at det var artsrike alge- og dyresamfunn i undersøkelsesområdet. Resultatene fra strandsonestasjonene kan tildels sammenlignes med fjærebeltestasjoner i Kristiansand som ble undersøkt i 1981-83 (Green et al., 1985). Her ble det totalt funnet 30 algearter. Alle stasjoner undersøkt i Mandal hadde mellom 31-34 arter, bortsett fra en stasjon (M3).

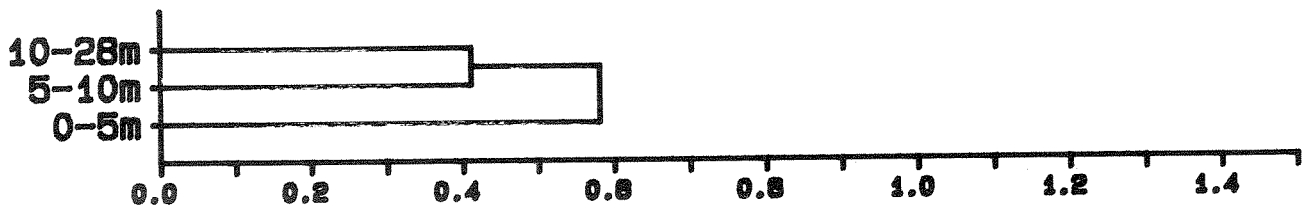
Haugen og Molvær (1982) fant grønnalgene Ulva lactuca og Enteromorpha "godt utviklet" i Kleverenna. De antok at dette gjenspeilte påvirkning av næringssalter fra avløpsvannet. Disse artene var vanlige på stasjonen i Grønvika i 1989, men det er ikke grunnlag for å fastslå at dette skyldes virkninger av utslippet.

Også på dykkerstasjonen (M4) ble det registrert relativt mange arter. På Hærholmene i Søgne er det undersøkt en dykkerstasjon med samme metode og i samme tidsperiode (st. 14, Pedersen et al. 1990). Her ble de funnet 30 rødalger, 9 brunalger og 6 grønnalger, tilsammen 45 algearter. Dette er nær samme artstall og forhold som på st. M4 (tabell 6). For dyr ble det registrert flere arter på M4 enn på st. 14. Forekomsten av og forholdet mellom de forskjellige alge- og dyregrupper er som forventet ved normale forhold.

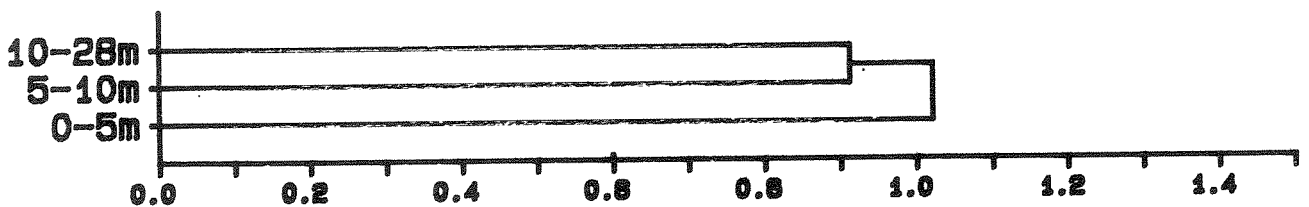
Alger og dyr, 0-5, 5-10 og 10-28m dyp



Alger, 0-5, 5-10 og 10-28m dyp



Dyr, 0-5, 5-10 og 10-28m dyp



Figur 29. Likhetsanalyser mellom tre dybdeintervaller (0-5, 5-10 og 10-28 m) på dykkerstasjon M4.
 A: på grunnlag av alle arter
 B: bare alger
 C: bare dyr
 Likhet indikeres ved sammenbinding til venstre i diagrammet.

8. BLØTBUNNSFAUNA

8.1. Bakgrunn og problemstilling

Undersøkelsene tar sikte på å gi en detaljert beskrivelse av dyresamfunnene i bløte bunnsedimenter, det vil i praksis si de dypere områdene av resipienten. Fra kommunalt avløpsvann er bløtbunnsområdene utsatt for sedimentering av partikulært materiale. Spesielt kan høy avsetning av organisk stoff føre til sterke forråtnelsesmiljøer på bunnen. Områder med svært bløte bunnsedimenter, hvor det er svake vannbevegelser, vil være mest utsatt. Også bunnsedimentet gir informasjon om resipienten, grove bunnsedimenter (sand, grus og stein) indikerer at det er strøm og god vannbevegelse like ned til bunnoverflaten.

Dyresamfunnene på bløtbunn er under normale forhold både arts- og individrike. En viktig egenskap ved samfunnene er at de er stabile, dvs. at artssammensetningen og individmengdene holder seg noenlunde ens over tid. Forandringer i samfunnene vil derfor gjenspeile miljøforholdene på lokaliteten over tid.

I de senere år er det utviklet en rekke matematiske metoder for å beskrive samfunnene. Metoder som tar utgangspunkt i artsrikhet og individfordelingen mellom artene (diversitetsmål) har vist seg særlig utsagnskraftige når det gjelder å karakterisere forstyrrelser eller overvåke gradvise forandringer i miljøforholdene.

Undersøkelsene skal gi både en beskrivelse av dagens tilstand og gi datagrunnlag for senere overvåking. Gode tilstandsbeskrivelser forutsetter at det innsamles data fra flest mulig prøvestasjoner slik at gradienter i området kan kartlegges. Ved overvåking stilles det større krav til presisjon i datamaterialet for hver lokalitet for at små, men ofte meningsfulle forandringer kan oppdages. Dette innebærer at det på hver stasjon må tas flere parallelle prøver.

Prøvetakingen ble derfor lagt opp etter følgende prinsipper:

- kvantitativ prøvetaking av fauna med flere parallelle prøver på hver stasjon - gir data for tilstandsbeskrivelse og grunnlag for senere overvåking.
- kvantitativ prøvetaking av fauna uten paralleller (1 prøve på hver stasjon) - gir grunnlag for tilstandsbeskrivelse
- prøvetaking av bunnsediment for visuell inspeksjon - gir grunnlag for en grov vurdering av tilstanden

8.2. Metodikk

8.2.1. Innsamling

Innsamlingen ble foretatt 17. juni 1989 fra M/S "Gå På" samtidig med prøvetakingen for hardbunn (kap. 7).

Prøvene ble tatt med en 0.1 m² "Day"-type bunngrabb. Denne har de to grabbkjeftene montert inne i et rammeverk som sikrer at grabben står stabilt på bunnen og graver rett ned. Erfaringsmessig gir denne grabben også gode prøver på fast og sandholdig substrat.

På alle stasjonene ble det foretatt en visuell beskrivelse av sedimentets tilstand. Spesielt ble sedimentets farge og eventuell lukt av hydrogensulfid notert.

8.2.2. Bearbeiding av bunnprøvene

Bunnfaunaprøvene ble siktet på 5 og 1 mm sikter og siktematerialet konservert i 4 % nøytralisert formaldehydløsning. På overvåkingsstasjonene (MA1 - MA3) ble det tatt fire parallelle prøver som ble slått sammen i den videre bearbeidelsen av materialet.

Ved opparbeidelsen av faunaprøvene ble dyrene sortert fra siktematerialet, identifisert og telt. På grunnlag av artslistene og de enkelte artenes individtall i prøvene ble mål for samfunnsstruktur beregnet og tilstanden med hensyn på forurensning vurdert.

8.2.3. Tallbehandling

I tallbehandlingen er det benyttet indekser for artsmangfold (diversitet) for å uttrykke samfunnsstruktur og clusteranalyser for å beskrive faunalikhet mellom stasjonene.

Shannon-Wiener indeks (H'). Indeksen gir et mål for prøvens "rikhet" og vil øke i tallverdi ved økende antall arter og jevn individfordeling mellom artene. Høy diversitet, som gjenspeiler gode miljøforhold, representeres ved verdier > 3.1. Indeksens minimumsverdi er null.

Hurlbert's funksjon. Denne uttrykker prøvens rikhet som en funksjon av antall arter plottet mot antall individer. Høy diversitet gir kurver som stiger bratt. Rygg (1984) har utarbeidet et diagram for inndeling av kurvene i klasser basert på undersøkelser i en rekke norske fjorder. Tolkning basert på denne funksjonen kan derfor settes inn i en større sammenheng.

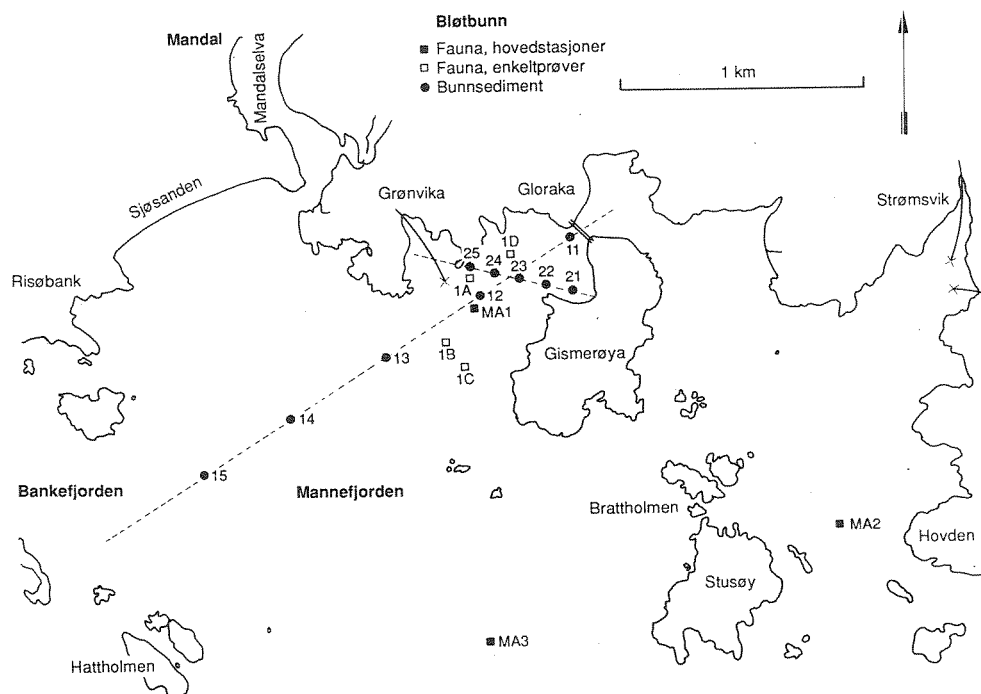
Fra Hurlbert's funksjon er det også beregnet forventet antall arter ved 100 individer i form av en indeks [E(s) n=100].

Clusteranalyse. Analysene er beregnet med Bray-Curtis ulikhetsmål (Clifford og Stephenson 1985) og "flexible fusion"-sortering, tilsvarende som i hardbunnsundersøkelsen. Alle antallsverdier er logaritmetransformert før likhetsberegningene.

Metodene for tallbehandling er nærmere beskrevet i Vedlegg E.

8.3. Stasjonsplassering

Prøvetakingsstasjonene er vist i Figur 30. Kvantitative prøver med paralleller ble tatt på tre stasjoner (MA1 - MA3). Stasjonen i Mannefjorden (MA3) ble plassert i antatt upåvirket område og tjener som referanse for de andre bunnprøvestasjonene i undersøkelsen og ved fremtidig overvåking.



Figur 30. Lokalisering av stasjoner for bløtbunnsfauna og visuell beskrivelse av bunnssediment.

I området utenfor Grønvika og omkring stasjon MA1 ble det tatt fire stasjoner med enkeltprøver (1A - 1D). Dette gir grunnlag for en mer detaljert beskrivelse av influensområdet til dagens utslipp.

I det samme området ble det gjort supplerende undersøkelser ved å ta prøver av bunnsedimentet til visuell beskrivelse. Prøvetakingen ble foretatt langs to transekter med fem prøvestasjoner på hver, det ene langs sundets hovedakse og ut i Mannefjorden (TR11 - 15), det andre tvers over fra Gismerøya til Grønvika (TR21 - 25). På transektet ut i Mannefjorden ble stasjonene lagt med faste avstander av 1 km.

8.4. Resultater

8.4.1. Bunnforhold

I Tabell 8 er dyp og bunnsediment for alle prøvestasjoner gitt. På de fleste stasjonene var det sand eller sandholdig substrat. Spesielt var dette tydelig i Mannefjorden hvor sedimentet var fin mineralsand. På de dypeste stasjonene var sedimentet finere med innblanding av silt.

De fleste dypere stasjonene i området mellom Gismerøya og Grønvika hadde et mørkt sediment med lukt av hydrogensulfid (st. MA1, 1A, 1B, TR12, TR23 og TR24). Dette tyder på en høy tilførsel av organisk stoff til bunnen. På st. 1A, den nærmeste til utslippet, var det også vekst av svovelbakterier på sedimentet. Det synes derfor som dypområdet mellom Gismerøya og Grønvika virker som et sedimentasjonsbasseng for utslippene i området.

8.4.2. Fauna

På de fleste stasjonene var det et artsrikt og normalt sammensatt dyreliv i bunnsedimentet. Nedenfor er resultatene vist med hensyn på arts- og individrikhet, artsmangfold og faunalikhet mellom stasjonene. Fullstendige artslistene finnes i Vedlegg F.

Antall og artsmangfold

Tabell 9 gir en oversikt på artstall, individtall og beregnede verdier for artsmangfold for alle stasjonene. På stasjonene MA1 og MA2 var det normale til litt lave artstall, men svært lave individtall. Referansestasjonen MA3 derimot hadde høyt artstall og normalt individtall. På alle stasjonene (MA1, MA2, MA3) var det høyt artsmangfold.

De fire enkeltprøvene var endel ulike. Prøven fra 1A nærmest utslippet hadde lavt artstall og nedsatt artsmangfold, et tegn på mindre gode miljøforhold. Også på st. 1D var det nedsatt

Tabell 8. Bløtbunnsprøver: Stasjoner, dyp, prøvetaking og visuell beskrivelse av bunnsedimenter. x = faunaprøve(r).

Stasjon	Dyp	Antall prøver	Fauna	Sediment
MA 1	50	4	x	Mørk grå og svart silt og sand. Svak lukt av H ₂ S.
1A	40	1	x	Mørk fin sand, svak lukt av H ₂ S, noe vekst av svovelbakterier
1B	47	1	x	Mørk fin sand, sort dypere enn 10-15 cm, svak lukt av H ₂ S
1C	39	1	x	Siltblandet skjellsand, mørk under overflaten
1D	50	1	x	?
MA 2	82	4	x	Lys silt
MA 3	104	4	x	Siltig sand
TR 11	43	1		Stein
TR 12	54	1		Siltig fin sand med sorte flekker. Svak lukt av H ₂ S. Noe grov skjellsand
TR 13	48	1		Fin sand, mørk grå
TR 14	22	1		Ren mineralsand
TR 15	41(?)	1		Sand
TR 21	9	1		Mineralsand
TR 22	17	1		Ren mineralsand
TR 23	50	1		Mørk grå silt, lukt av H ₂ S
TR 24	52	1		Mørk grå silt, lukt av H ₂ S
TR 25	23	1		Hardbunn med tare

Tabell 9. Data for bunnfaunaprøvene: Antall arter (S), antall individer (N), individtetthet (ind/0.4 m²) og beregnet artsmangfold etter Shannon-Wiener indeks (H) og Hurlbert's funksjon (ESN n=100).

ANTALL PRØVER : 7
ANTALL ARTER : 138

STA	DATA	AREAL	S	N	N	H	ESN
					0.4	log2	n=100
1A	890617	0.1	13	91	364	2.74	13.40
1B	890617	0.1	37	138	552	4.26	31.54
1C	890617	0.1	50	272	1088	4.55	31.43
1D	890617	0.1	29	322	1288	2.88	15.79
M1	890617	0.4	41	133	133	4.42	34.73
M2	890617	0.4	31	126	126	4.24	27.93
M3	890617	0.4	64	388	388	4.79	34.89

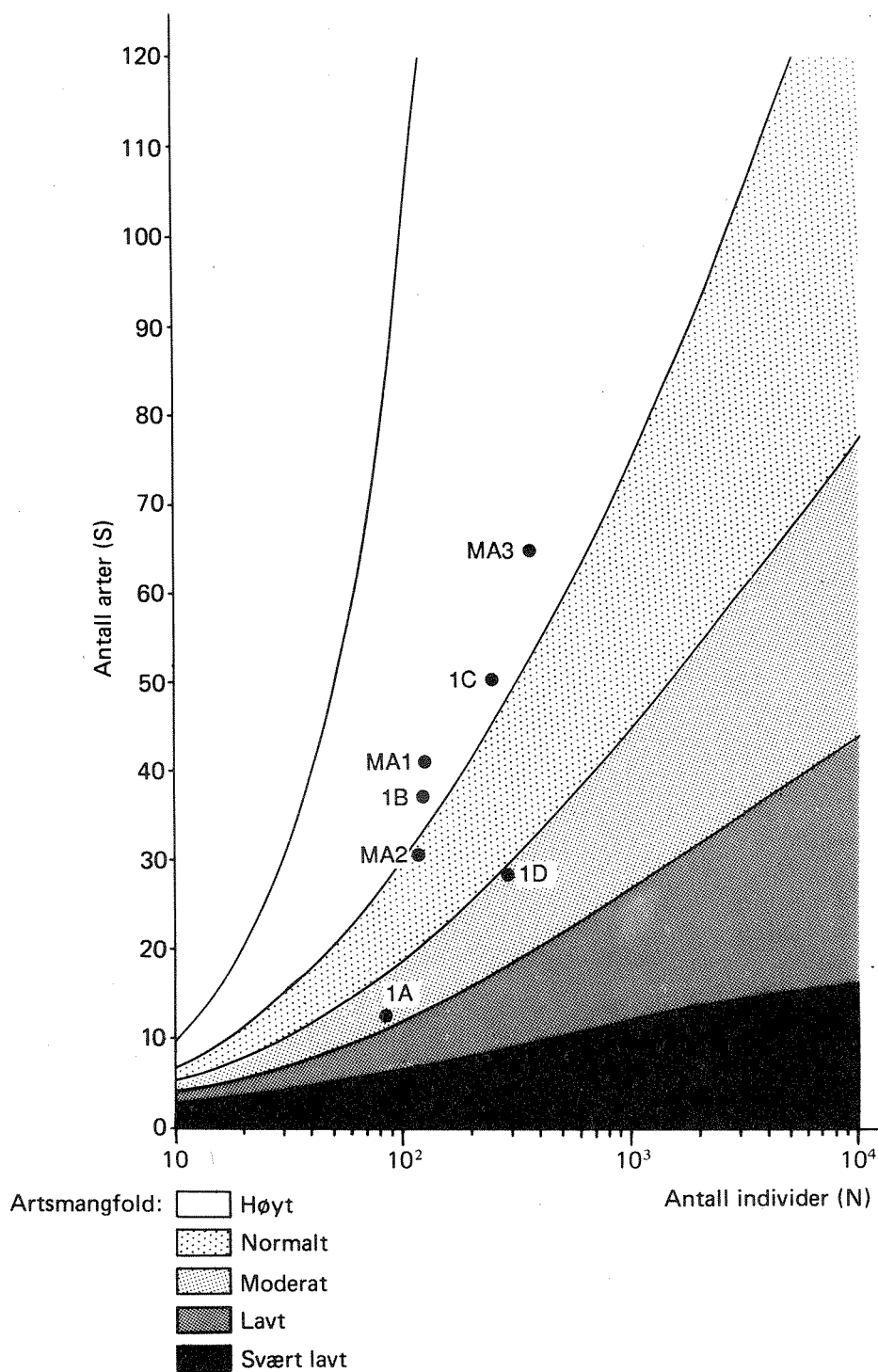
artsmangfold, men her var det høyere artstall og normalt antall individer. De to siste prøvene (1B og 1C) tyder på normale miljøforhold.

Artsmangfoldet er også vist i figur 31 hvor resultatene er plottet etter Hurlbert's funksjon. Plottet indikerer gode forhold (høyt artsmangfold) på stasjonene MA1 og MA3 og på enkeltprøvene 1B, 1C. Det var nedsatt miljøkvalitet (moderat artsmangfold) på prøvene 1A og 1D.

Artssammensetning

Tabell 10 gir en oversikt på de viktigste artene i prøvene. Det var ingen arter som peker seg ut med unormal forekomst eller spesielt høye individtall i noen av prøvene. Den vanligste arten, børstemarken Chaetozone setosa, er vanlig på alle bløtbunner, men kan også være tallrik i organisk overbelastede sedimenter. Av artene som fortrinnsvis fantes på st. MA1 og i enkeltprøvene fra området omkring, er flere kjent å tolerere dårlige miljøforhold. Dette gjelder f.eks. børstemarkene Polydora socialis, Prionospio malmgreni og Scoloplos armiger, muslingen Thyasira flexuosa og krepsdyret Ampelisca tenuicornis (Rygg 1985b). Noen spesielle "forurensningsindikatorer" er disse artene imidlertid ikke.

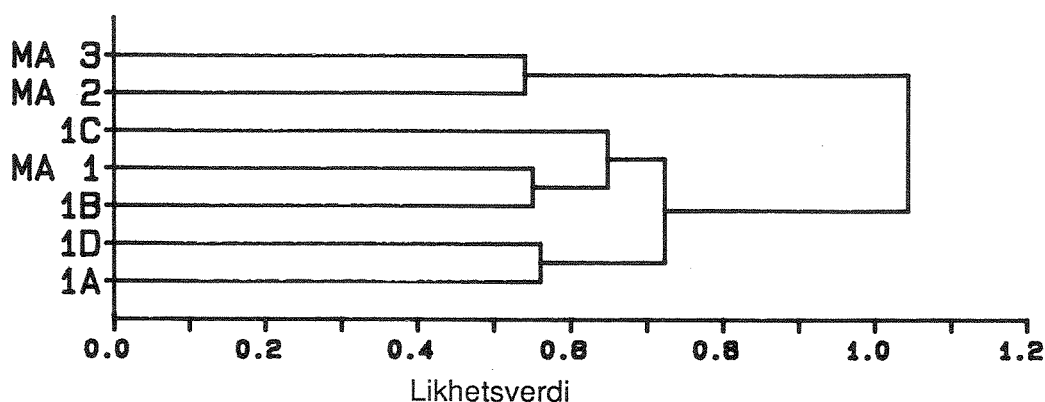
Referansestasjonen hadde et sterkere innslag av muslinger enn de andre stasjonene. Både på denne stasjonen og på MA2 var det mange arter som generelt er ømfindtlige for forurensning (Rygg 1985b) f.eks. børstemarkene Glycera rouxii og Spiophanes kroyeri, muslingene Nucula sulcata og Thyasira equalis og krepsdyret Eriopisa elongata.



Figur 31. Artsmangfoldet for bunnfaunaprøvene - forholdet mellom artsantall og individantall plottet i et generelt klassifiseringssystem basert på Hurlbert's funksjon. Diagrammet er etter Rygg (1984).

Tabell 10. Fortegnelse over de vanligste artene i bløtbunnsprøvene. Alle arter som forekom med minst åtte individer på en stasjon er listet. Fullstendige artslistene er gitt i Vedlegg F.

Stasjon	MA1	1A	1B	1C	1D	MA2	MA3
NEMERTINEA (båndmark)							
Nemertinea ind.	11	24	2	12	17	2	10
POLYCHAETA (mangebørstemark)							
Caulleriella sp	1	3	5	9	11	-	-
Chaetozone setosa	10	27	22	30	108	19	74
Eclysippe vanelli	-	-	-	-	-	-	14
Exogone verugera	-	-	1	8	-	-	2
Glycera rouxii	1	-	-	-	-	9	11
Heteromastus filiformis	2	-	-	2	1	13	16
Jasmineira cf. caudata	-	-	-	30	-	-	-
Lumbrineris cf. fragilis	-	-	-	1	-	-	17
Paraonis lyra	1	1	7	42	2	-	-
Polydora socialis	-	-	-	-	71	-	-
Prionospio malmgreni	2	-	25	18	69	-	-
Scoloplos armiger	-	18	-	1	6	-	2
Sosane sulcata	-	-	6	22	1	-	-
Spiophanes kroyeri	-	-	-	-	-	-	11
Terebellides stroemi	-	-	-	4	-	1	21
Trichobranchus roseus	1	-	14	3	-	-	2
BIVALVIA (muslinger)							
Abra nitida	-	-	-	-	2	1	10
Lucinoma borealis	9	-	2	-	-	-	-
Nucula sulcata	-	-	-	-	-	4	12
Nuculoma tenuis	3	-	4	-	-	-	32
Thyasira equalis	-	-	-	-	-	3	39
Thyasira flexuosa	28	4	11	1	-	-	-
CRUSTACEA (krepser)							
Philomedes globosus	-	-	-	9	-	-	-
Ampelisca tenuicornis	1	-	1	8	2	-	-
Eriopisa elongata	-	-	-	-	-	15	3
ECHINODERMATA (pigghuder)							
Amphiura chiajei	-	-	-	-	-	9	3
Echinocardium cordatum	14	-	2	-	3	-	-



Figur 32. Likhetsanalyse av bunnfaunaprøvene. Stasjoner med størst likhet grupperes til venstre i diagrammet.

Faunalikhet mellom stasjonene

Figur 32 viser resultatet av en analyse av faunalikhet (clusteranalyse) mellom alle lokalitetene. Diagrammet viser at stasjonene faller i to hovedgrupper med høy innbyrdes likhet, den ene dannes av stasjonene MA2 og MA3 (referansestasjonen) mens den andre utgjøres av stasjonene i Kleverenna. I den siste gruppen er prøvene 1A og 1D innbyrdes like, mens stasjon MA1 har størst likhet til den nærmest liggende enkeltprøven 1B. Resultatet viser klart at det er lokale forandringer i faunaen innenfor undersøkelsesområdet.

8.5. Diskusjon

Resultatene viser at det var entydig gode forhold på referanselokaliteten i Mannefjorden (MA3). Stasjonen hadde høy artsrikhet og en artssammensetning som er typisk for litt dypere upåvirkede områder langs Sørlandskysten.

Også på stasjonen mellom Hovden og Stusøy utenfor Strømsvika (MA2) syntes det å være gode forhold. Stasjonen hadde lavere individtall enn det som anses som normalt, men lokaliteter med høy artsrikhet og omtrent like lave individtall har vært observert i flere fjordområder på Sørlandet, f.eks. i Topdalsfjorden ved Kristiansand (Rygg 1985a), ytre Fedafjorden (Rygg & Skei 1986) og Stolsfjorden utenfor Flekkefjord (Oug 1989). Ingen av disse lokalitetene har vært karakterisert som forurensningspåvirket, men de ligger alle i nærheten av forurensningsbelastede områder.

I Kleverenna er bunnområdene påvirket av utslippet. Det var imidlertid bare prøven nærmest utslippet, st. 1A, som klart viste dårlige miljøforhold. Vekst av svovelbakterier (sannsynligvis Beggiatoa sp.) på bunnen er tegn på stor avsetning

av organisk materiale. Samtidig var prøven artsfattig og hadde moderat artsmangfold.

De sentrale og ytre deler av Kleverenna må kunne karakteriseres som svakt påvirket. Tilstedeværelsen av hydrogensulfid i bunnsedimentet, spesielt i prøvene 1B og 1C som hadde sandholdig sediment, er tegn på høyere tilførsler av organisk stoff enn naturlig. Faunaprøvene bar imidlertid ikke preg av organisk overbelastning. Det påvirkede området har grovt sett en utstrekning på 500 m x 300 m.

9. DISKUSJON OG ANBEFALINGER

Undersøkelsene av strømforhold har klart vist at vannkvaliteten omkring Sjøsandene og videre sørvest-over påvirkes av elvevann. Påvirkningen vil variere mye med vindforholdene, og trolig i mindre grad med vannføringen i elva. I sommerhalvåret - med vind fra sørøst-sørvest - er faren for påvirkning stor.

Hvilke konsekvenser for badevannskvaliteten dette i praksis får, vil dermed i stor grad være avhengig av de hygieniske forholdene i nedre del av Mandalselva.

Avløpsvannet fra dyputslippet fra Grønvika vil iblant trenge så høyt opp at muligheten for påvirkning av vannkvaliteten i overflatelaget er tilstede. Dette gjelder spesielt de hygieniske forholdene, men også avløpsvannets innhold av næringssalter kan gi effekter i form av økt algevekst.

Undersøkelsene har ikke omfattet målinger som eventuelt kunne påvise en reell transport av avløpsvann fra Grønvika over mot Sjøsandene, men ut fra beregningene av innlagring er muligheten for påvirkning tilstede. I så fall vil det mest sannsynlig foregå ved at "skyen" av innlagret avløpsvann brer seg over mot utløpsområdet for Mandalselva, og der fanges opp av den inngående sjøvannsstrømmen. Eksistensen av en slik strøm ble vist av NIVAs undersøkelser i 1966-67 (Johansen 1968). Denne sjøvannsstrømmen vil da føre med seg avløpsvannet opp gjennom Mandalselva til bybrua eller lenger, mens det gradvis blandes opp i overflatelaget og føres nedover elva igjen.

Målinger av termostabile koliforme bakterier i fjordområdets overflatelag viser store variasjoner med tiden. Dette er normalt. Årsaken til situasjoner med spesielt høye konsentrasjoner er ikke klarlagt. Som nevnt ovenfor **kan** det tenkes en sammenheng med utslippet ved Grønvika, men mye taler også for fortsatt påvirkning av utslipp til Mandalselva.

Det er ikke påvist klare effekter av avløpsvannets innhold av næringssalter. For å unngå effekter av økt algevekst, bør en imidlertid sikre at avløpsvannet i sommerhalvåret innlagres dypere enn 15 m. Ved dyp innlagring vil avløpsvannet heller ikke kunne blandes med elvevannet (som har et høyt innhold av nitrogen) utover i fjorden.

Undersøkelsene av strandsone og bløtbunn viser at dagens utslipp ikke fører til noen betydelig belastning av naturmiljøet i resipienten. Det er imidlertid en viss påvirkning på dypområdene i Kleverenna. Tilstedeværelsen av hydrogensulfid i bunnsedimentet indikerer at bløtbunnsområdene nok er nær grensen for overbelastning. Man må derfor regne med at Kleverenna vil kunne overbelastes dersom tilførselene økes utover dagens nivå.

Vi anbefaler:

- Dypere innlagring av utslippet ved Grønvika. Dette kan skje enten ved montering av diffusor på nåværende utslipp, eller ved å flytte utslippet til dypere vann. Eventuelt ved en kombinasjon av begge deler.

- Videre kartlegging av utslipp av avløpsvann (punktutslipp, diffuse utslipp) til nedre del av Mandalselva.

- Kartlegging av dominerende strømretninger og strømhastigheter i 5-15 m dyp ved utslippet ved Grønvika. Resultatene vil bidra til å underbygge/avkrefte sannsynligheten for påvirkning av fjordområdet vestre del fra dette utslippet.

- Overvåking av bløtbunn/dykkertransekt ved endringer i utslippsforholdene. Ved dypere innlagring av avløpsvannet kan avsetningen av organisk stoff til bunnen forandres. Dersom avløpsvannet også renses for organisk stoff, vil forholdene i Kleverenna ventelig bli bedre.

LITTERATUR

- Bjerkeng, B. og Å. Lesjø 1973. Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport 0-126/72. Oslo.
- Clifford, H.T. og W. Stephenson 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press. 229pp.
- Green, N. 1980. Underwater stereophotography applied in ecological monitoring. Report 1., Methods and preliminary results. NIVA rapport OF-80613. 99 sider.
- Green, N., J. Knutzen og P.A. Åsen 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 3. Gruntvannssamfunn 1982-1983. SFT overvåkingsrapport nr.189/85. NIVA rapport 0-8000354. 135 sider.
- Gunnerød, T.B., P.I. Møkkelgjerd, C.E. Klemetsen, N.A. Hvidsten og E. Garnås 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i regulerte vassdrag på Sørlandet, 1972-1978. DVF-Reguleringsundersøkelsene. Rapport 4-1981. 206 s.
- Haugen, I. og J. Molvær 1982. Foreløpig vurdering av Fedafjorden, Rosfjorden og Mannefjorden. NIVA, Oslo, 0-80065/1364, 16s.
- Helsedirektoratet 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - vann for omsetning - badevann. Rev. utgave nov. 1976. Oslo
- Hindar, A., K. Næs og J. Molvær 1989. Betydning av sur nedbør for økte nitrogentilførsler til fjordområder. Forprosjekt. 0-88035, NIVA. 45 s.
- Jackson, J.B.C. 1977. Competition of marine hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. Amer. Nat. 111(980):734-767.
- Johansen, S.S. 1968. Resipientundersøkelser for Mandal 1966/67. Skogsfjorden - Sponga - Bankefjorden - Mandalselva. NIVA, Oslo, 0-78/65, 86s.
- Lance, G.N. og W.T. Williams 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. Comput. J. 9:373-380.
- Molvær, J. 1982. Vannforekomster i Vest - Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk - kjemiske analyseresultater fra fjorder i tidsrommet 1978 - 1981. NIVA, Oslo, 0-81072/1361, 151s.
- Molvær, J., P. Jacobson, J. Magnusson, T.A. McClimans og A. Thendrup 1985. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjoresipienter. Rapport 8. Sammendrag. Problemer og mulige løsninger. NIVA-rapport nr. 1721. Oslo.

- Oug, E. 1989. Resipientundersøkelser av fjordområdet ved Flekkefjord 1986/87. Bløtbunnsfauna. NIVA-rapport nr. 2203, O-88150. Grimstad/Oslo. 28 s.
- Pedersen, A., E. Oug og N.W. Green 1990. Oppblomstring av planktonalgen Chrysochromulina polylepis. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i juni 1989. Delrapport 1 (av 2) - Hovedrapport. NIVA-rapport O-89113. 228s (under trykking).
- Rygg, B. 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapport F.481, OF-80612 II. Oslo.
- Rygg, B. 1985a. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport I. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1983. Statlig prog. forurensningsovervåk., nr. 176/85. SFT/NIVA (rapport nr. 1711). Oslo.
- Rygg, B. 1985b. Sammenhengen mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Statlig prog. forurensningsovervåk., nr. 184/85. SFT/NIVA (rapport nr. 1724). Oslo.
- Rygg, B. og J. Skei 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport I. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig prog. forurensningsovervåk., nr. 214/86. SFT/NIVA (rapport nr. 1849). Oslo.
- Schoener, A. og T.W. Schoener 1981. The dynamics of the species-area relation in marine fouling systems: 1. Biological correlates of changes in the species-area slope. Amer. Nat., 118:330-360.
- SFT 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statens forurensningstilsyn. Rapport 375/89. 274 s.
- Stene, R.O. 1989. Fjorder med oksygenproblemer - skal vi gi dem kunstig åndedrett? Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen, rapport 8/1989. 44 s.

VEDLEGG

- A. Analyseresultater fra vannprøver i Mandalselva
- B. Innlagringsberegninger for utslippet i Strømsvika
- C. Artslister for alger og dyr i strandsonen
- D. Artslister for alger og dyr på dykkertransektet (st. M4)
- E. Metoder for tallbehandling, bløtbunns- og hardbunnsundersøkelser
- F. Artslister bløtbunnsfauna

VEDLEGG A: Analyseresultater fra vannprøver i Mandalselva

Analyseresultater av vannprøver tatt i Mandalselva i perioden 13 april til 17 oktober 1989. Det er tatt prøver på tre stasjoner, bortsett fra 13 april hvor det er tatt 4 prøver.

Prøvene er analysert på total nitrogen og total fosfor, og verdiene i tabellen nedenfor er oppgitt i ug/l

Dato	Værforhold	Vannføring	STASJON NR				STASJON NR				STASJON NR			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
			Temp °C				Total fosfor ug/l				Total nitrogen, ug			
13.04	Regn, tåke	Stor	4.2	4.3	4.0	4.0	3	3	2	2	379	348	319	319
20.04	Klarvær	Normal(+)	3.8	4.2	4.0		2	3	3		302	346	359	
27.04	Lett skyet	Normal	4.0	6.0	5.0		2	2	3		309	329	326	
05.05	Klart, sol	Normal	4.4	5.9	6.0		3	3	2		275	272	292	
11.05	Klart, sol	Normal	6.3	8.3	6.4		1	3	2		327	320	303	
18.05	Overskyet	Normal(-)	6.2	7.5	7.6		1	2	3		299	292	285	
25.05	Sol, disig	Normal	8.2	11.3	11.1		1	2	3		276	276	268	
27.06	Overskyet	liten	16.4	16.4	16.2		2	2	12		256	376	256	
01.08	Lettskyet	liten	16.8	16.9	16.4		4	4	7		339	317	334	
26.09	Sol	Normal(+)	11.1	11.4	12.4		3	4	6		278	274	246	
03.10	Sol	Normal	9.9	10.3	10.3		8	3	4		565	363	363	
10.10	Sol	Normal	-	-	-		3	3	4		358	364	349	
17.10	Tåke, regn	Normal	-	-	-		3	5	6		272	291	241	

VEDLEGG B: Innlagringsberegninger for utslippet i Strømsvika

Dette vedlegget gjengir beregninger av innlagringsdyp og primærfortynning utført med programmet NIVA*JET.MIX. Utløpshastigheten gjennom endehull og diffusorhull er beregnet ved programmet DIF.DIM (diffusordimensjonering).

Utløpsdata: * Indre diameter utløpsledning: 0.35 m.
 * Effektiv hull diameter: 0.35 m (endehull) og 0.04 m (diffusorhull).
 * Utløpshastighet: 0.3 m/s gjennom 0.35 m hull.
 1.0 m/s og 1.5 m/s gjennom 0.04 m hull.

Tetthetsprofiler: vi har brukt de samme som tidligere anvendt for Kleverenna.

For hver av de 9 tetthetsprofilene er følgende resultater gjengitt:

- * for likevektsdypet (neutral point):
 - width: strålens tykkelse (bredde).
 - angle: strålens vinkel på horisontalplanet.
 - center dil.: fortynning i strålens sentrum. Midlere fortynning er 1.7*senterfortynningen.
 - depth: likevektsdypet.
- * dyp for høyeste opptrengning av avløpsvannet (Extremal depths):
 I det avløpsvannet når likevektsdypet, har det fortsatt en vertikal bevegelse. Avløpsvannet vil derfor stige noe høyere enn likevektsdypet før det synker noe tilbake og innlagres.
 Dypet for høyeste opptrengning er beregnet etter to metoder:
 - EQS: beregnet med fortsatt fortynning etter at strålen har passert likevektsdypet.
 - GRAV: ingen innblanding av sjøvannet etter likevektsdypet.

Vi regner at høyeste opptrengning ligger nærmest EQS.

JET DATA AFTER CONTRACTION					PRO- FILE NR.	RESULTS					
HOLE NR.	DEPTH (M)	DIAM. (M)	VEL. (M/S)	ANGLE DEG.		NEUTRAL WIDTH ANGLE (M) DEG.		POINT CENTER DEPTH DILUT. (M)		EXTREMAL DEPTHS EQS. GRAV. (M) (M)	
1	35.0	.35	.30	0	1	4.2	89	87	16.1	12.4	9.0
					2	3.2	88	47	21.9	18.4	15.8
					3	5.5	89	113	11.3	7.7	4.4
					4	1.8	87	19	28.1	25.8	21.4
					5	3.0	88	44	22.4	18.0	14.0
					6	2.7	88	33	24.5	19.3	2.3
					7	3.2	88	48	21.7	17.6	12.2
					8	3.0	88	40	22.2	18.5	8.1
					9	2.7	88	38	23.8	21.0	15.5
2	35.0	.04	1.00	0	1	3.4	88	518	19.1	16.7	14.1
					2	1.7	86	150	27.2	25.6	22.2
					3	1.9	86	151	27.7	25.3	19.3
					4	1.3	85	94	29.8	28.8	27.5
					5	1.7	86	130	28.2	25.0	22.7
					6	1.4	84	97	29.5	28.0	25.6
					7	1.9	86	167	27.2	24.6	21.5
					8	1.5	85	112	29.0	27.0	24.0
					9	1.7	86	152	27.8	25.5	23.0
3	35.0	.04	1.50	0	1	3.5	88	420	18.9	16.3	13.5
					2	1.2	85	134	27.5	25.1	21.2
					3	2.0	84	138	27.2	24.6	17.4
					4	1.4	83	33	29.7	28.6	27.2
					5	1.9	84	124	27.8	25.4	21.0
					6	1.5	82	84	29.5	27.7	25.0
					7	2.1	85	147	26.0	24.2	20.2
					8	1.7	83	22	28.8	26.7	23.4
					9	1.2	85	132	27.6	25.1	22.6

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

VEDLEGG C:

Strandsonestasjoner: St.M1, M2, M3, M5 og M6, Mandal

FOREKOMST AV GRUNTVANNSORGANISMER 0-2M DYP

Observatør: ARE/NOG

Skriver : ARE/NOG

Tegnforklaring: ≈ bestemt fra prøver

Dato : 890617

0 Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig

3 Dominerende

Stasjon:	M1	M2	M3	M5	M6
Helning (grader)	≈40	≈70	≈40	≈90	≈40
Bunntype	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell
Organismer					
ALGER					
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	1	1	2	2	1
<i>Fucus vesiculosus</i>	1	2			3
<i>Dumontia coronata</i>		1		1	
<i>Cladophora rupestris</i>	2		1	2	1
<i>Hildenbrandia prototypus</i>	2	2	2	2	2
<i>Fucus serratus</i>	3	1	3	1	3
<i>Elachista fucicola</i>	2		2		2
<i>Ceramium rubrum</i>	2	3	2	2	3
<i>Cerabrium strictum</i>	1				
<i>Polysiphonia urceolata</i>	1	1	1	2	1
<i>P. violacea</i>	1	2		2	1
<i>P. elongata</i>				1	2
<i>Mastocarpus stella</i>		1			
<i>Chondrus crispus</i>				1	2
Lithothamnium-					
<i>Phymatolithon (gruppe)</i>	2	2	2	2	
<i>Trailliella intricata</i>	1	1		1	
<i>Chordaria flagelliformis</i>		2	1	1	1
<i>Chorda filum</i>		1			
<i>Laminaria saccharina</i>	2				1
<i>Laminaria hyperborea</i>	2	3	1		
<i>Laminaria digitata</i>	3	1	2	3	2
<i>Ptilota plumosa</i>	1				
<i>Phycodrys rubens</i>	2	1		1	
<i>Palmaria palmata</i>			1	2	1
<i>Ectocarpus faciatus</i>	2	2	2	2	3
<i>Ulva lactuca</i>	1	1	2	2	
<i>Desmarestia aculeata</i>	1	2		1	
<i>Cystoclonium purpureum</i>	1	2	1	1	1
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	1	1	1		
<i>Petalonia fascia</i>	1	1	1	1	
<i>Audouinella membranacea</i>	1	1	2	1	1
<i>Ahnfeltia plicata</i>	2	1	2	2	2
<i>Chaetomorpha linum</i>	1	2	1	2	1
<i>Dictyosiphon foeniculac.</i>	1	1			
<i>Spongomorpha pallida</i>		1			2
<i>Corallina officinalis</i>	1	1	1	1	1
<i>Sphaceliaria cirrosa</i>		1			
<i>Phyllophora truncata</i>	2	1	1	1	2
<i>Delessaria sanguinea</i>	1	1			2
<i>Derbesia marina</i>		1			
<i>Porphyra umbilicalis</i>	2	2	2	2	1
<i>Lithosiphon laminariae</i>	1				
<i>Spongonema tormentosum</i>	1				2
<i>Furcellaria fastigata</i>				1	2
<i>Membranoptera alata</i>				1	
<i>Polyides rotundus</i>				1	
<i>Porphyra lineais</i>					1
<i>Giffordia ovata</i>		1		1	1
<i>Lithosiphon pusillus</i>			1	1	

Strandsonestasjoner: St.M1, M2, M3, M5 og M6, Mandal

FOREKOMST AV GRUNTVANNSORGANISMER 0-2M DYP

Observatør: ARE/NOG

Skriver : ARE/NOG

Tegnforklaring: ≈ bestemt fra prøver

Dato : 890617

0 Enkeltfunn 1 Spredt 2 Vanlig 3 Dominerende

Stasjon:	M1	M2	M3	M5	M6
Helning (grader)	≈40	≈70	≈40	≈90	≈40
Bunntype	fjell	fjell	fjell	fjell	fjell
Organismer					
DYR					
<i>Balanus balanus</i>	1	3	3	3	1
<i>Balanus improvisus</i>		2			
<i>Mytilus edulis</i>	3	3	2	1	3
<i>Asteria rubens</i>	1	2	1	1	2
<i>Littorina littorea</i>	1	2	2	1	1
cf. <i>Sagartiidae</i>	1	1		0	
<i>Electra pilosa</i>	1	2	2	2	2
<i>Isopoda</i> indet		0			
<i>Nucella lapillus</i> (Ulke)		0 (0)			
<i>Urticina felina</i>	0	1		0	
<i>Patella</i>		0			
<i>Laomedea</i> cf. <i>geniculata</i>	2	1	2	1	1
<i>Halichondria panicea</i>	1	0		1	0
<i>Tubularia indivisa</i>		0		0	1
<i>Membranipora membranacea</i>	1		2		
<i>Carcinus maenes</i>	0			1	0
Acidiacea indet. (skrop.)	1				
<i>Littorina obtusata</i>	0				
<i>Pomatoceros triqueter</i>			1		
Bryozoa indet. (skorp.)			2	1	1
<i>Acmaea</i> sp.			0		
<i>Patina pellucida</i>			0		
<i>Aplysia punctata</i>				2	
<i>Dendrodoa grossularia</i>				1	
<i>Cancer pagurus</i>				0	
cf. <i>Macropipus</i> sp.					0
<i>Placophora</i> indet.			0		

VEDLEGG D:

Dykkerstasjon: St.M4 Lakeskjær, Mandal

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Observatør: ARE

Skriver : MOY

Tegnforklaring: ≈ bestemt fra prøver

Død

● Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig

*** Dominerende

Sted: St.M4, Lakeskjær		Dato: 890617													
Horizontal sikt (m)		10						4-5							
Helning (grader)		10-20						60-70 10							
Bunntype		fjell/sand													
Organismer ↓	Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
(Obs.Dyp: → ←)		→													←
ALGER															
<i>Lithothamnion sp.</i>															
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>															
<i>Cystoclonium purpureum</i>															
<i>Delesseria sanguinea</i>															
<i>Phycodrys rubens</i>															
<i>Brogniartella byssoides</i>															
<i>Pterothamnion plumula</i>															
<i>Ptilota plumosa</i>															
<i>Lomentaria clavellosa</i>															●
<i>Dilsea carnosa</i>															
<i>Laminaria saccharina</i>															
<i>Laminaria hyperborea</i>															
<i>Laminaria digitata</i>															*
<i>Polysiphonia elongata</i>															
<i>Polysiphonia urceolata</i>															
<i>Odonthalia dentata</i>															
<i>Acrosiphonia sp.</i>															
<i>Callophyllis laciniata</i>															
<i>Callophyllis cristata</i>															
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>															
<i>Sphacelaria radicans</i>															
<i>Sphacelaria plumosa</i>															
<i>Phyllophora truncata</i>															
<i>Phyllophora crispa</i>															
<i>Phyllophora sp.</i>															
<i>Corallina officinalis</i>															
<i>Halidrys siliquosa</i>															●
<i>Palmaria palmata</i>															
<i>Chaetomorpha melagonium</i>															

Kommentarer:

Dykkerstasjon: St.M4 Lakeskjær, Mandal

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Observatør: ARE

Skriver : MOY

Tegnforklaring: ≈ bestemt fra prøver

Død

● Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig

*** Dominerende

Sted: St.M4, Lakeskjær		Dato: 890617													
Horizontal sikt (m)		10						4-5							
Helning (grader)		10-20						60-70 10							
Bunntype		fjell/sand													
Organismer	Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
	(Obs.Dyp: → ←)	→													←
ALGER															
<i>Derbesia marina</i>										-			-		
<i>Porphyra sp.</i>													-		
<i>Desmarestia viridis</i>													-		
<i>Bryopsis plumosa</i>													---		
<i>Membranoptera alata</i>													==		
<i>Laminariocolax tomentosoides</i>													-		
<i>Melobesia sp.</i>										-			-		
<i>Chondrus crispus</i>										-----					
<i>Ectocarpus sp.</i>										-----					
<i>Furcellaria ??</i>										-					
<i>Ceramium rubrum</i>										==					
<i>Halicystis</i>										-					
<i>Cruoria pellita</i>										=					
<i>Cladophora rupestris</i>										-----					
<i>Chordaria flagelliformis</i>										-					
<i>cf. Gigartina sp.</i>										-					
<i>Ahnfeltia plicata</i>										=					
<i>Porphyra umbilicalis</i>										-					
<i>Ulva lactuca</i>										-					
<i>Dumontia incrassata</i>										-					

Kommentarer:

Dykkerstasjon: St.M4 Lakeskjær, Mandal

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Observatør: ARE

Skriver : MOY

Tegnforklaring: ~ bestemt fra prøver

Død

● Enkeltfunn --- Spredt === Vanlig

*** Dominerende

Sted: St.M4, Lakeskjær		Dato: 890617													
Horisontal sikt (m)		10						4-5							
Helning (grader)		10-20					/			60-70		10			
Bunnstype		fjell/sand													
Organismer	Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30
(Obs.Dyp: → ←)		→													←
DYR															
<i>Corella parallelogramma</i>														-----	
<i>Corymorpha nutans</i>														=	
<i>Hydroida indet. (stor)</i>														●	
<i>Gibbula sp.</i>												-----		●	
<i>Polyplacophora indet.</i>														●	
<i>Pomatoceros triqueter</i>										-----				=====	
<i>Labrus mixus</i>														●	
<i>Henricia sanguinolenta</i>														●	
<i>Bolinopsis infundibulum</i>														●	
<i>Dentalium entalis</i>														●●	
<i>Pagurus bernhardus</i>														●	
<i>Ascidia virginea</i>												-----		=	
<i>Laomedea geniculata</i>														=	
<i>Sertella beaniana</i>														=	
<i>Ascidiella scabra</i>														---	
<i>Centrolabrus sp.</i>														●	
<i>cf. Polymastia robusta</i>														●	
<i>Asterias rubens</i>									-----	●			●	-----	
<i>Ascidacea indet. (skorp.)</i>									-----					=====	
<i>Scrupocellaria sp.</i>												=====		=====	
<i>Leucosolenia complicata</i>												-----		=====	
<i>Ascidiella aspersa</i>														-----	
<i>Bugula sp.</i>														-----	
<i>cf. Hymedesmia mammillaris</i>														-	
<i>Kirchenpaueria pinnata</i>														----	
<i>Sabella penicillus</i>														== ●	
<i>Flustra foliacea</i>														-	
<i>Securiflustra securifrons</i>														---	
<i>Sycon ciliatum</i>								----						-----	
<i>Alcyonium digitatum</i>														-----	
<i>Ascidia mentula</i>														-----	

Kommentarer:

Dykkerstasjon: St.M4 Lakeskjær, Mandal

VERTIKALUTBREDELSE FOR GRUNTVANNSORGANISMER

Observatør: ARE

Skriver : MOY

Tegnforklaring: ~ bestemt fra prøver

Død

● Enkeltpunn --- Spredt === Vanlig

*** Dominerende

Sted: St.M4, Lakeskjær		Dato: 890617															
Horizontal sikt (m)		10							4-5								
Helning (grader)		10-20							60-70							10	
Bunntype		fjell/sand															
Organismer	Dyp (m) →	0	0.5	1	2	3	4	5	7	10	13	16	20	25	30		
(Obs.Dyp: → ←)		→													←		
DYR																	
<i>Balanus sp.</i>															●		
<i>Balanus sp. juv.</i>		-----													-		
<i>Halichondria panicea</i>															--		
<i>Clavelina lepadiformis</i>															-		
<i>Botryllus schlosseri</i>									---				----				
<i>Ophiura albida</i>															-		
<i>Cancer pagurus</i>															●		
<i>Laomedea cf. geniculata</i>															-		
<i>Urticina felina</i>						====									-		
<i>Ascidacea indet (skorp)</i> ~															-		
<i>Spirorbis sp.</i>															-		
<i>Limacia clavigera</i>															●		
<i>Membranipora membranacea</i>						-----											
<i>Electra pilosa</i>						=====											
<i>Echinus esculentus</i>															●		
<i>Dendrodoa grossularia</i>															=		
<i>Laomedea longissima</i>															●		
<i>cf. Sagartia sp.</i>															●		
<i>Ascidacea indet.</i>															-		
<i>cf. Aplidium pallidium</i> ¹															●		
<i>cf. Botrylloides sp.</i>															=		
<i>Patella cf. vulgata</i>															-		
<i>Mytilus edulis</i>															*****=		

Kommentarer: 1) blåaktig

VEDLEGG E: Metoder for tallbehandling, bløtbunns- og hardbunnsundersøkelser

Artsmangfold

Artsmangfold eller diversitet er et begrep som søker å uttrykke struktur og mangfold i samfunn av arter. Jo flere arter det finnes i samfunnet og jo jevnere individfordelingen mellom artene er, jo høyere er diversiteten. Mål for diversitet beregnes ved relasjoner mellom antall arter og antall individer for artene. Målene tar ikke hensyn til hvilke arter som finnes, men opererer utelukkende på tallmessige forhold.

Høy diversitet preger samfunn som finnes i stabile og upåvirkede miljøer. Ved enkelte former for forurensning som organisk overbelastning reduseres antallet arter samtidig som individmengden av tolerante arter kan øke kraftig. Dette kommer til uttrykk ved lavere verdier på diversitetsmålene. Bruk av diversitetsmål må betraktes som standard ved miljøundersøkelser.

Shannon-Wiener indeks (H')

Indeksen er gitt ved formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^s n_i/N \log_2 [n_i/N]$$

hvor n_i er antall individer av art i , N er totalt antall individer og s er antall arter. For normale samfunn får indeksen verdier > 3.1 . Minimumsverdi er null som inntreffer når bare en art er tilstede.

Grenseverdier for artsamangfold ved Shannon-Wiener's indeks H' . Klassifikasjonen anvendes bl.a. av Pedersen et al. (1990).

<u>H'</u>	<u>Klassifikasjon</u>
<1.3	Svært lavt
1.3-2.1	Lavt
2.1-3.1	Moderat
3.1-4.3	Normalt
4.3-4.8	Høyt
>4.8	Svært høyt

Hurlbert's funksjon

Dette er en metode hvor diversiteten uttrykkes grafisk som en funksjon mellom antall arter og antall individer. Med utgangspunkt i totaltallet arter og individer i en prøve beregnes hvor mange arter man ville vente å finne i delprøver med færre individer. Forventet artsantall plottes så (ordinat) mot individantall (abscisse). Diversiteten vises derved ved kurvens form og plassering i diagrammet, høy diversitet gir kurver som stiger bratt. Diversitetsmålet er uavhengig av prøvestørrelse og er derfor godt egnet for sammenligning av ulike lokaliteter. Beregningene bygger på sannsynlighetsregning og utføres etter formelen:

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

der $E(s)$ 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.

Basert på undersøkelser i en rekke norske fjorder har Rygg (1984) utarbeidet et standarddiagram for klassifisering av diversitet basert på Hurlbert's funksjon. I diagrammet er det markert sektorer som følger normale forløp for diversitetskurver. I dette diagrammet plottes normalt bare endepunktet for diversitetskurvene (dvs. antall arter mot antall individer).

Likhetsanalyser (clusteranalyser)

Clusteranalyse er betegnelse for en type matematiske analyser som organiserer data (her prøver eller stasjoner) i grupper etter graden av likhet. Gruppene bygges opp trinnvis ved at det først dannes grupper av de prøvene som har størst innbyrdes likhet. Deretter knyttes andre prøver til gruppene, eller gruppene til hverandre, etter suksessivt avtagende likhet. Dette tegnes ut i et diagram som benevnes et dendrogram. I denne undersøkelsen gir disse analysene grunnlag for å beskrive hvilke organismesamfunn som er like og hvilke som er forskjellige over de undersøkte lokalitetene.

Beregningsmessig foregår analysen i flere trinn. Først beregnes graden av likhet (matematisk sett egentlig ulikhet) mellom alle prøver tatt to og to. Til dette er benyttet Bray-Curtis similaritetsindeks (B) (Clifford og Stephenson, 1975). Indeksens verdiområde varierer fra 0 (identiske prøver)

til 1 (helt ulike prøver, dvs. ingen felles arter). I neste trinn gjøres en "sortering" hvor prøvene plasseres ut dendrogrammet slik at innbyrdes like prøver fremstår som grupper (clustre). Sorteringen starter ved at det prøveparet med den minste verdien (størst likhet) danner en første gruppe. Sorteringen er utført etter en "fleksibel fusjonsmetode" (Lance og Williams, 1967) som innebærer at Bray-Curtis indeksen beregnes på nytt under sorteringen. Med fusjonsmetoden kan indeksen overskride 1. For nærmere dokumentasjon av sorteringsmetoden se Green (1980) eller Green et al. 1985).

I dendrogrammene er prøveidentifikasjonen (stasjon/dyp) angitt til venstre på figuren. Høyden på de liggende søylene som binder sammen to eller flere prøver angir grad av ulikhet. Jo høyere søyle, dess mere ulike grupper og omvendt: lav søyle angir stor grad av likhet i artsammensetning. Prøvene kan grupperes etter grad av ulikhet. I hardbunnsundersøkelsen ble indeksverdi 0.6 valgt for å skille mellom de ulike gruppene av stasjoner, dvs. at hvis ikke stasjoner grupperte seg sammen i et prøvepar før en ulikhetsverdi på 0.6 (x-aksen) ble nådd, ble stasjonene ansett for å ha ulike artssammensetninger.

VEDLEGG F: Fullstendige artslister for bløtbunnsfauna

MANDAL 890617								
STASJON	1A	1B	1C	1D	M1	M2	M3	
AREAL(M2)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.4	
ANTHOZOA								
Cerianthidae	-	-	-	1	-	-	-	-
Edwardsia cf. danica	3	-	-	1	-	-	-	-
Edwardsia longicornis	-	2	-	-	1	-	-	-
NEMERTINEA								
Nemertinea indet	24	2	12	17	11	2	10	
NEMATODA								
Nematoda indet	-	-	-	-	-	1	1	
POLYCHAETA								
Amaeana trilobata (M.Sars 1863)	-	-	-	-	-	-	-	1
Ampharete sp	-	-	-	-	1	-	-	-
Ampharetidae indet	-	-	-	-	1	-	-	-
Amphicteis gunneri (M.Sars 1835)	-	-	1	-	-	-	-	-
Amythasides macroglossus Eliason 1955	-	-	1	-	-	-	-	-
Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)	-	2	-	-	-	-	-	1
Aphrodita aculeata Linne 1758	-	-	-	-	-	-	-	1
Apistobranchus tullbergi (Theel 1879)	-	-	2	-	-	-	-	-
Asychis biceps (M.Sars 1861)	-	-	-	-	-	-	-	4
Capitella capitata (Fabricius 1780)	3	-	-	-	3	-	-	-
Caulleriella sp	3	5	9	11	1	-	-	-
Ceratocephale loveni Malmgren 1867	-	-	-	-	-	1	1	-
Chaetozone setosa Malmgren 1867	27	22	30	108	10	19	74	
Chone sp	-	-	2	-	-	-	-	-
Cirratulidae indet	2	-	-	-	-	-	-	-
Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	1	-	-	-	1	7	6	
Drilonereis filum (Claparede 1868)	-	-	-	-	1	-	-	-
Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)	-	-	-	-	-	-	-	14
Eteone sp	-	1	-	-	-	-	-	-
Euchone rubrocincta (M.Sars 1861)	-	-	5	-	-	-	-	-
Euchone sp	-	-	1	-	-	-	-	-
Euclymene sp	-	-	1	-	-	-	-	3
Eumida sp	-	-	-	-	-	-	-	1
Exogone verugera (Claparede 1868)	-	1	8	-	-	-	-	2
Gattyana cirrosa (Pallas 1766)	-	-	-	2	1	-	-	-
Glycera alba (O.F.Mueller 1776)	-	2	7	2	5	-	6	
Glycera rouxii Audouin & Milne Edwards	-	-	-	-	1	9	11	
Glycinde nordmanni (Malmgren 1865)	-	1	1	-	-	-	1	
Goniada maculata Oersted 1843	-	2	1	1	1	3	5	
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	-	2	1	2	13	16	
Jasmineira cf. caudata Langerhans 1880	-	-	30	-	-	-	-	
Jasmineira sp	-	1	-	-	-	-	-	-
Lanassa venusta (Malm 1874)	-	-	-	-	-	1	7	
Laonice cirrata (M.Sars 1851)	-	-	1	-	-	-	4	
Lumbrineris cf. fragilis (O.F.Mueller 1766)	-	-	1	-	-	-	17	
Lumbrineris cf. scopa Fauchald 1974	-	-	2	-	3	-	-	
Lumbrineris fragilis (O.F.Mueller 1766)	-	-	-	-	-	5	-	
Lumbrineris scopa Fauchald 1974	-	-	-	-	-	-	2	
Maldane sarsi Malmgren 1865	-	-	-	-	1	-	-	
Mediomastus fragilis Rasmussen 1973	-	1	-	-	-	-	-	
Melinna cristata (M.Sars 1851)	-	-	3	-	-	-	4	
Myriochele oculata Zaks 1922	-	-	1	-	-	-	-	
Nephtys hombergii Savigny 1818	-	1	-	-	1	-	2	
Nephtys sp	-	-	-	-	-	1	-	
Notomastus latericeus Sars 1851	-	-	1	-	-	-	1	

STASJON	1A	1B	1C	1D	M1	M2	M3
AREAL	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.4
<i>Ophelina acuminata</i> Oersted 1843	-	-	-	1	-	-	-
<i>Ophiodromus flexuosus</i> (Delle Chiaje 1822)	-	-	-	-	-	1	2
<i>Panthalis oerstedii</i> Kinberg 1855	-	-	-	-	-	1	-
<i>Paramphionome jeffreysii</i> (McIntosh 1868)	-	-	-	-	-	2	2
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber 1879)	-	2	7	1	3	-	-
<i>Paraonis lyra</i> (Southern 1914)	1	7	42	2	1	-	-
<i>Pectinaria auricoma</i> (O.F.Mueller 1776)	-	4	-	-	-	-	1
<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius 1780)	3	1	-	5	3	-	-
<i>Phyllodoce groenlandica</i> (Oersted 1842)	-	-	1	-	1	-	-
<i>Phyllodoce mucosa</i> (Oersted 1843)	-	-	-	6	1	-	-
<i>Phyllodoceinae</i> indet	-	-	1	-	-	-	-
<i>Pista cristata</i> (O.F.Mueller 1776)	-	-	4	-	-	7	-
<i>Polycirrus plumosus</i> (Wollebaek 1912)	-	2	-	-	-	-	-
<i>Polycirrus</i> sp	-	-	1	-	-	-	-
<i>Polydora socialis</i> (Schmarda 1861)	-	-	-	71	-	-	-
<i>Polyphysia crassa</i> (Oersted 1843)	-	-	-	-	-	1	-
<i>Prionospio</i> cf. <i>steenstrupi</i> Malmgren 1867	-	-	-	-	-	2	-
<i>Prionospio cirrifera</i> Wiren 1883	-	-	6	1	1	-	-
<i>Prionospio malmgreni</i> Claparede 1868	-	25	18	69	2	-	-
<i>Prionospio multiobranchiata</i> Berkeley 1927	-	-	-	-	-	1	2
<i>Rhodine gracilior</i> Tauber 1879	-	1	2	-	-	-	1
<i>Rhodine loveni</i> Malmgren 1865	-	-	-	-	-	4	-
<i>Sabellides octocirrata</i> (M.Sars 1835)	-	-	1	-	-	-	-
<i>Samytha sexcirrata</i> M.Sars 1856	-	-	-	-	-	-	1
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Mueller 1776)	18	-	1	6	-	-	2
<i>Sosane sulcata</i> Malmgren 1865	-	6	22	1	-	-	-
<i>Sphaerodorium flavum</i> Oersted 1843	-	-	2	-	-	-	-
<i>Spionidae</i> indet	-	-	-	-	-	-	1
<i>Spiophanes kroeyeri</i> Grube 1860	-	-	-	-	-	-	11
<i>Streblosoma intestinalis</i> M.Sars 1872	-	3	1	-	-	-	1
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars 1835	-	-	4	-	-	1	21
<i>Tharyx</i> sp	-	-	-	-	-	1	7
<i>Trichobranchus roseus</i> (Malm 1874)	-	14	3	-	1	-	2
<i>Typosyllis cornuta</i> (Rathke 1843)	-	-	4	1	2	-	-
PROSOBRANCHIA							
<i>Natica alderi</i> Forbes	-	-	-	1	-	-	-
<i>Natica montagui</i> Forbes	-	1	-	-	-	-	-
CAUDOFOVEATA							
<i>Caudofoveata</i> indet	-	1	1	-	1	1	5
BIVALVIA							
<i>Abra nitida</i> (Mueller 1789)	-	-	-	2	-	1	10
<i>Arctica islandica</i> (Linne 1767)	-	-	-	-	1	-	-
<i>Astarte montagui</i> Dillwyn 1817	-	-	1	-	-	-	-
<i>Corbula gibba</i> (Olivi 1792)	-	-	-	-	1	-	-
<i>Lucinoma borealis</i> (Linne 1767)	-	2	-	-	9	-	-
<i>Montacuta ferruginosa</i> (Montagu 1803)	-	-	-	-	-	2	1
<i>Myrtea spinifera</i> (Montagu)	-	-	-	-	5	-	-
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu 1803)	-	-	-	1	1	-	-
<i>Nucula nitidosa</i> (Winckworth)	-	-	-	-	1	-	-
<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus)	-	-	-	-	-	-	1
<i>Nucula sulcata</i> (Bronn 1831)	-	-	-	-	-	4	12
<i>Nuculana minuta</i> (Mueller 1776)	-	-	-	-	-	-	2
<i>Nuculoma tenuis</i> (Montagu)	-	4	-	-	3	-	32
<i>Parvicardium minimum</i> (Philippi 1836)	-	-	-	-	-	-	5
<i>Thracia convexa</i> (Wood)	-	-	-	-	-	-	1
<i>Thyasira croulinensis</i> (Jeffreys)	-	-	-	-	-	-	3

