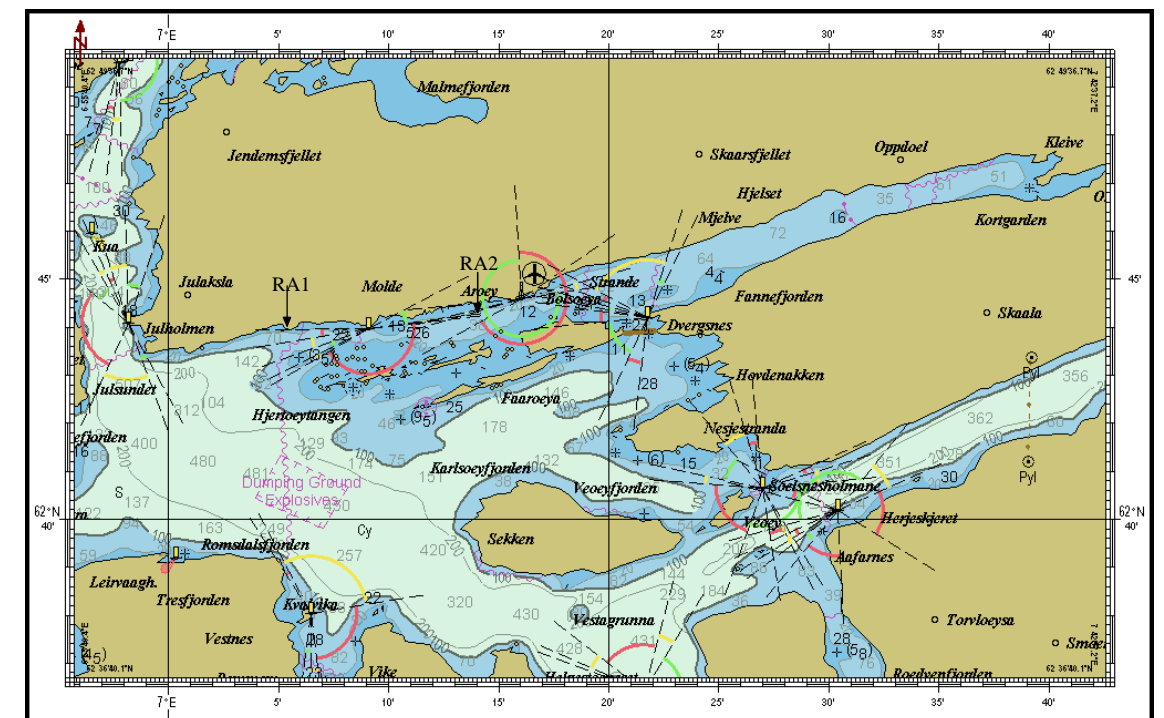




RAPPORT LNR 4909-2004

Molde- og Fannefjorden, Møre og Romsdal

Vurdering av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav til sekundærrensing



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva


9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Molde- og Fannefjorden, Møre og Romsdal Vurdering av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om sekundærrensing	Løpenr. (for bestilling) 4909-2004	Dato 20.12.2004
	Prosjektnr. Undernr. O-23228	Sider Pris 60
Forfatter(e) Jarle Molvær, Brage Rygg, Mats Walday, Frithjof Moy og Merete Hestdal (Mattilsynet, Trondheim)	Fagområde Oseanografi, marin eutrofi	Distribusjon
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Molde kommune, 6413 Molde	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Undersøkelsen har vist at miljøtilstanden i Moldefjorden og Fannefjorden i hovedsak kan klassifiseres som Meget God. Dette samsvarer med at vannutskiftningen er så stor at utslippene av næringsalter fra kommunalt avløpsvann utgjør en liten del av fjordens totale stoffbudsjett. Av tilførslene fra land bidrar kommunalt avløpsvann med ca. 90% av fosfor og ca. 70% av nitrogen. Ved RA2 er det påvist en markert lokal påvirkning. Konklusjonen er at fjordområdet må ansees som <u>mindre følsomt</u> for utslipp av kommunalt avløpsvann.</p> <p>Etter ca. 6 måneders drift av oppdrettsanlegget ved Grønnes var der indikasjoner på en eutrofi-effekt i strandsonen. Vannkvalitet og bløtbunnsfauna synes upåvirket av utslippet fra oppdrettsanlegget.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Moldefjorden Fannefjorden Avløpsdirektivet Kommunalt avløpsvann 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Moldefjord Fannefjord Urban Waste Water Directive Municipal waste water
---	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsdirektør

O-23228

Molde- og Fannefjorden, Møre og Romsdal

**Vurdering av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i
forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om
sekundærrensing**

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for Molde kommune i samsvar med kontrakt av 18.6 2003. Prosjektet er gjennomført gjennom en felles innsats av flere institusjoner og mange personer. Vi vil spesielt nevne:

- Avdelingssjef kommunalteknikk Tore Witsø, Molde kommune, for god kontakt og oppfølging underveis.
- Merete Sundstrøm og Ann Kristin Gule ved Kystlab, Molde, for vannprøvetaking i all slags vær og god oppfølging av analyser og oversendelse av data.
- Magne Gjerstad, Molde, som på en fortreffelig måte var båtfører under vannprøvetakingen.
- Merete Hestdal, Mattilsynet, Trondheim, som utarbeidet en beskrivelse av forekomsten av algegifter ved Cap Clara.

Feltarbeid, artsbestemmelser og rapportering av hardbunnsundersøkelsene (kap. 6) ble gjort av Frithjof Moy og Mats Walday fra NIVA. Takk til Jan Olav Gussiås fra Molde som fungerte som reservedykker ved dykkeregistreringene.

Undersøkelsen av bløtbunnsfauna ble utført med fartøyet M/B "Vakt" fra Molde havnevesen, med mannskap Ø. Nilsen, J. Stølseth og J. Indrestrand. Toktdeltakere fra NIVA var Jarle Håvardstun og Lise Tveiten. Artsbestemmelsene av mangebørstemark er gjort av Pirkko Rygg. Resultatene er rapportert av Brage Rygg (kap. 7).

Birger Bjerkeng og Merete Schøyen, NIVA, har arbeidet med tilrettelegging av de vannkjemiske dataene. Erik Bjerknes og Ingar Becsan har organisert forsendelser av feltutstyr mellom Oslo og Molde. Jarle Molvær har vurdert de vannkjemiske resultatene, har skrevet kapitlene 1-5 og 8 samt fungert som prosjektleder.

Det komplette datamaterialet fra undersøkelsen blir framlagt i en egen rapport.

Oslo, 20.12 2004

Jarle Molvær

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
1.1 Formål	10
1.2 Om kommunalt avløpsvann og forurensning	10
2. Beskrivelse av fjordområdet	13
2.1 Topografi	13
2.2 Vannmasser	15
2.3 Tidligere undersøkelser i Molde- og i Fannefjorden	15
3. Tilførsler av næringsalter fra land	16
3.1 Metodikk og data	16
3.2 Resultater	16
4. Innlagring og fortynning av avløpsvannet fra RA1 og RA2	18
4.1 Metodikk og data	18
4.2 Resultater	21
5. Vannkvaliteten i fjordområdet	25
5.1 Metodikk og data	25
5.1.1 Vannkvalitetskriterier	25
5.1.2 Feltarbeidet	26
5.2 Resultater og vurderinger	27
5.2.1 Vannmasser og vannfornyelse	27
5.2.2 Næringsalter og planktonbiomasse i 0-15 m dyp	28
5.2.3 Badevannskvalitet	33
5.2.4 Overvåkingen av algegifter i skjell ved Cap Clara	34
5.2.5 Oksygenforhold i fjordbassengene og ved oppdrettsanlegget	36
6. Hardbunnssamfunn	37
6.1 Innledning	37
6.2 Metodikk og data	37
6.3 Resultater og diskusjon	41
6.3.1 Registreringer i fjæra	41
6.3.2 Sammenligning med resultatene fra undersøkelsene i 1985	45
6.3.3 Dykkeregistreringer	45
7. Bløtbunnsfauna og sedimenter	49
7.1 Innledning	49
7.2 Metoder	49

7.2.1 Feltarbeid og opparbeiding	49
7.2.2 Databehandling og vurdering av tilstand	50
7.3 Resultater og vurderinger	51
7.3.1 Sedimenter	51
7.3.2 Fauna	51
8. Sammenfatning og vurderinger	56
8.1 Medfører avløpsvann fra RA1 og RA2 skade på det marine miljø?	56
8.2 Er fjordområdet mindre følsomt i forhold til utslipp av kommunalt avløpsvann?	57
8.3 Miljøtilstanden rundt fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes	57
9. Litteratur	59

Sammendrag

Formål:

EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF og 1998/15/EØF) har som hovedkrav at det skal være sekundærrensing på kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med en samlet maks. ukentlig belastning på over 10.000 PE i sjø. Utslippene fra Molde kommunes renseanlegg RA1 (ca. 12000 PE) og RA2 (ca. 18000 PE) kommer i kategorien hvor sekundærrensing er standardmetoden. For tiden er begge anleggene silanlegg. Fylkesmannen kan tillate at kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser med samlet utslipp mellom 10.000 PE og 150.000 PE kan gjennomgå mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, forutsatt

- utslippene minst har gjennomgått primærrensing,
- anleggseier gjennom grundige undersøkelser kan vise både at utslippene ikke har skadevirkninger på miljøet og at resipienten kan klassifiseres som mindre følsom

Molde kommune har beskrevet formålet med undersøkelsen som følger:

1. *Det overordnede formålet er å framskaffe data som gir Molde kommune grunnlag for å avgjøre om de vil søke om unntak fra det generelle kravet om sekundærrensing for renseanleggene RA1 og RA2, hvor avløpsvannet nå gjennomgår primærrensing (sil).*
2. *Undersøkelsen skal legge grunnlag for senere overvåking av fjordområdet.*
3. *Undersøkelsen skal beskrive forurensningseffekten fra et fiskeoppdrettsanlegg som i januar 2003 startet drift ved Grønnes i Fannefjorden.*

Beskrivelse av resipienten

Moldefjorden og Fannefjorden danner et fjordsystem som er ca. 33 km langt og ganske åpent. Overflatearealet er ca. 50 km². I Moldefjorden ligger en terskel på ca. 30-32 m dyp og Fannefjorden har 75 m som største dyp. Bolsøysundet forbinder Fannefjorden med området mot sør, og har største dyp på ca. 30-35 m. Vannmassen mellom ca. 35 m dyp og 75 m dyp har dermed ikke åpen forbindelse mot kystvannet.

Tilførsler av forurensninger

Fra landsiden tilføres fjordområdet årlig omkring 23 tonn fosfor og 225 tonn nitrogen, hvorav henholdsvis ca. 90% og 70% stammer fra kommunalt avløp. Det meste av det kommunale avløpsvannet slippes ut gjennom RA1 (34%) og RA2 (54%). Begge anleggene er silanlegg. Avløpsvannet slippes ut i 36-37 m dyp og RA2 har diffusor på enden av avløpsledningen. Beregninger viser at avløpsvannet til vanlig innlagres mellom ca. 15 m og 30 m dyp. For RA1 kan avløpsvannet iblant (sterkt fortynnet) nå overflata.

I forhold til algevekst er næringsalttilførselen i sommerhalvåret viktigst. Et enkelt stoffbudsjett for hele fjordområdet viser at tilførselen av næringsalter da domineres av vannutskiftningen med nærliggende fjordområder, og bidraget fra kommunalt avløpsvann utgjør mindre enn 10%. Foruten at det kommunale avløpsvannet i hovedsak slippes ut på dypt vann og ikke når overflata eller strandsonen, er det av betydning at det meste tilføres Moldefjorden som har bedre vannfornyelse enn Fannefjorden.

Miljøtilstand

Undersøkelsene av vannkvaliteten ned til 15 m dyp (næringsalter, klorofyll *a*, termotolerante bakterier, siktedyp) tyder klart på at tilstanden tilsvarer vannkvalitetsklasse I (Meget God). Antall prøver er litt for lite til en sikker klassifisering, men det er usannsynlig at et større prøveantall ville forskyve resultatet til vannkvalitetsklasse II. I begge de to undersøkte fjordbassengene var oksygenforholdene Meget Gode. Sammenlignet med oksygenmålingene i tidsrommet 1983-85 er der ingen tegn til økt oksygenforbruk eller nedgang i oksygenkonsentrasjon.

Undersøkelsene på hardbunnsflora og fauna grunt vann viste at resipienten har en god tilstand og bortsett fra stasjonene i nærheten av RA2, er det få indikasjoner på næringssaltbelastning. Innover i Fannefjorden bar fjæra i enkelte områder preg av næringssaltpåvirkning, men dette er sannsynligvis forsterket av ferskvannspåvirkning. Dykkeundersøkelsene ned til ca. 30 m dyp ga også få indikasjoner på næringssaltpåvirkning. Det var imidlertid noe større innslag av forurensningsindikerende arter på Moldeholmen enn på referansestasjonen sør på Fårøya. Nedslammingen av bunnen var også noe større på Moldeholmen enn på referansestasjonen. Det biologiske mangfoldet var omtrent likt på de to dykkestasjonene.

Med et unntak viste bløtbunnsfaunasamfunnene på stasjonene i Molde-/Fannefjorden Meget God tilstand (klasse I). Dette gjaldt også nærsonestasjonene ved RA1 og RA2 (250-750 meters avstand fra utslippene). I i ytre del av Fannefjorden ble tilstanden klassifisert som God (klasse II) basert på artsmangfoldindeksen H_{63} .

I sum har undersøkelsen vist at miljøtilstanden i Moldefjorden og Fannefjorden er Meget God – God. Dette samsvarer med at utslippene av næringssalter fra kommunalt avløpsvann utgjør en liten del av stoffbudsjettet for fjordområdet. Ved RA2 viser hardbunnsfauna og flora lokale indikasjoner på næringssaltbelastning, og dykkerobservasjoner av bunnen viser en betydelig lokal nedslamming. Utover dette har ikke undersøkelsene vist at utslippene fra RA1 og RA2 medfører skader på det marine miljøet eller skader bruksinteresser knyttet til badevannskvaliteten.

Følsomhet for utslipp av kommunalt avløpsvann

En vurdering av følsomhet inngår i bedømmelsen av fjordområdet: Forurensningsmyndigheten kan registrere en marin vannforekomst eller et marint område som et mindre følsomt område dersom utslipp av avløpsvann ikke har skadevirkninger på miljøet på grunn av områdets morfologi, hydrologi eller særskilte hydrauliske forhold.

Det skal tas hensyn til forholdene nedenfor når mindre følsomme områder registreres: åpne vik, elvemunninger og andre sjøområder som har god vannutskifting, og som ikke er utsatt for eutrofiering eller oksygenvinn, eller som ikke ventes å bli eutrofe eller å bli utsatt for oksygenvinn som følge av utslipp av avløpsvann fra byområder.”

Legges disse kriteriene til grunn og sees i sammenheng med resultatene fra resipientundersøkelsen blir konklusjonen at Moldefjorden og Fannefjorden er mindre følsomme for utslipp av kommunalt avløpsvann. Vi velger altså å se bort fra en lokal påvirkning i nærsonen omkring RA2.

Næringssalter og organisk stoff fra fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes

Tilførselen av næringssalter og organisk stoff fra oppdrettsanlegget til Fannefjorden er ikke kjent. Undersøkelsene av vannkvaliteten ned til 0-2 m dyp (næringssalter, klorofyll a samt måling av siktedyp) tyder klart på at tilstanden tilsvare vannkvalitetsklasse I. Antall prøver er litt for lite til en sikker klassifisering, men det er usannsynlig at et større prøveantall ville forskyve resultatet til vannkvalitetsklasse II. Oksygenforholdene ved bunnen var Meget gode (vannkvalitetsklasse I).

Tangbeltet på stasjon 7 ved oppdrettsanlegget var friskt, men med få arter i øvre fjæra. Det lave artsantallet antas å ha naturlige årsaker og ikke skyldes oppdrettsanlegget. Noe forekomst av hurtigvoksende algearter på stasjonen kan indikere en viss næringssaltberikning fra anlegget. Bløtbunnsfaunaen på stasjonen ved oppdrettsanlegget viste meget gode forhold.

Etter ca. 6 måneders drift av anlegget var tangbeltet ved oppdrettsanlegget friskt, men med indikasjoner på en viss eutrofi-effekt. Senere undersøkelser må avgjøre om der er en permanent påvirkning. Bløtbunnsfaunaen synes upåvirket av utslippene fra oppdrettsanlegget. Dette samsvarer med undersøkelsene av vannkvaliteten.

Summary

Title: Molde- and Fannefjord, Møre and Romsdal. A study of effects from discharges of municipal waste water compared to the requirement of secondary treatment in the Urban Waste Water Treatment Directive.

Year: 2004

Author: Jarle Molvær, Brage Rygg, Mats Walday, Frithjof Moy and Merete Hestdal

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4598-7

Background and objectives

The Urban Waste Water Directive (1991/271/EØF and 1998/15/EØF) focuses on secondary treatment for discharges of waste water to marine waters from agglomerations of more than 10000 PE. The two largest treatment plants – RA1 and RA2 - in the city of Molde are both primary treatment plants.

The city of Molde has described the objectives of this study as:

1. *The main objective is to provide the city with up-to-date information about the environmental status of the area. This will be basis for a decision whether the city will apply for a permit for treatment less stringent than secondary treatment for plants RA1 and RA2.*
2. *Supply a basis for environmental monitoring of the area.*
3. *Describe the environmental conditions around a fish farm which in January 2003 started operation near Grønnes in the Fannefjord.*

The recipient

The length of the fjord system is ca. 33 km and the surface area is ca. 50 km². To the west the Moldefjord has a sill at 30-32 m depth and in the east the Fannefjord has a maximum depth of 75 m. The water mass below 30-35 m is therefore cut off from the coastal water.

Nutrient load

Annually the fjord receives 23 tons of phosphorus and 225 tons of nitrogen, whereof approx. 90% of phosphorus and 70% of nitrogen comes from municipal sewage. Most of the municipal sewage is discharged through outfalls at 37 m depth from the primary treatment plants RA1 (34%) and RA2 (54%). Model runs show that the effluent plume usually is trapped between 15 m and 30 m depth. During situations with very weak vertical stratification and weak currents the plume from RA1 (no diffuser) may reach the surface, but highly diluted (400-500x).

For algal growth the nutrient discharge in summer is relevant. A simple nutrient budget shows that that the nutrient supply is dominated by nutrients brought into the fjord though the water exchange with water masses outside the fjord system, and that the municipal sewage supplies less than 10% of the total.

Environmental status

Studies of water quality (nutrients, chlorophyll *a*, faecal bacteria, secchi depth) from the surface to 15 m depth show environmental conditions corresponding to class I (Very Good) according to the Norwegian system for classification of environmental status. According to this classification system the oxygen conditions in both fjord basins were Very Good (<4.5 mlO₂/l). Compared with data from 1983-85 there is no sign of increased oxygen consumption or decreased oxygen concentration.

The study of biological communities in the littoral zone showed in general good conditions, and except from stations close to RA2 there were few indications of any nutrient load. The inner parts of Fannefjord showed some symptoms from nutrients, but probably enhanced by the influence of fresh

water. Registration of macroscopic benthic algae and invertebrates was done *in situ* along a fixed route (transect) from a maximum depth of 30m to the surface also showed only few indications of eutrophication. However, compared to the reference station the biological communities at Moldeholmen showed some indications of increased nutrient and organic load.

With one exception all soft bottom stations in the Molde-Fannefjord area had Very Good classification. This also included stations 250-750 m from the outfalls from RA1 and RA2. For one station in the western part of Fannefjord the classification was Good, according to the index H_{63} .

In general the environmental conditions in the Molde- and Fannefjord were classified as Very Good. This classification corresponds to the fact that the nutrient load from municipal sewage contributes a small part of the total load for the fjord system. At RA2 the hard bottom flora and fauna showed local indications of increased nutrient load and the bottom around the outfall. Except from these local effects this study did not show any negative effects on the marine environment from the outfalls from RA1 and RA2.

From the above description follows that the Moldefjord and the Fannefjord should not be considered as sensitive in relation to the present discharge of municipal sewage.

Environmental conditions near the fish farm at Grønnes

The present discharge of nutrients and organic matter from the fish farm is not known. However, the concentrations of nutrients and chlorophyll *a* in the surface layer and oxygen concentration in the bottom water both corresponded to class I (Very Good) in the Norwegian classification system.

The biological community in the littoral zone included relatively few species, but this may be caused by natural conditions and not an effect from the farm. However, some rapid-growing algal species may indicate a certain effect from nutrients from the farm. The soft bottom fauna was classified as Very Good, and did not show any effects from the fish farm.

1. Innledning

1.1 Formål

EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF og 1998/15/EØF) har som hovedkrav at det skal være sekundærrensing på kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med en samlet maks. ukentlig belastning på over 10.000 PE i sjø. Muligheten for mindre omfattende rensing er avhengig av type resipient (ferskvann, elvemunning, sjø), tilstanden i resipienten (følsom, normal, mindre følsom) og den samlede størrelse på utslippene fra tettbebyggelsen. Utslippene fra Molde kommunes renseanlegg RA1 (ca. 12000 PE) og RA2 (ca. 18000 PE) kommer i kategorien hvor sekundærrensing er standardmetoden. For tiden er begge anleggene silanlegg.

Fylkesmannen kan tillate at kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser med samlet utslipp mellom 10.000 PE og 150.000 PE kan gjennomgå mindre omfattende rensing enn sekundærrensing, forutsatt

- utslippene minst har gjennomgått primærrensing,
- anleggseier gjennom grundige undersøkelser kan vise både at utslippene ikke har skadevirkninger på miljøet og at resipienten kan klassifiseres som mindre følsom

Molde kommune har beskrevet formålet med undersøkelsen som følger:

1. *Det overordnede formålet er å framskaffe data som gir Molde kommune grunnlag for å avgjøre om de vil søke om unntak fra det generelle kravet om sekundærrensing for renseanleggene RA1 og RA2, hvor avløpsvannet nå gjennomgår primærrensing (sil).*
2. *Undersøkelsen skal legge grunnlag for senere overvåking av fjordområdet.*
3. *Undersøkelsen skal beskrive forurensningsvirkningen fra et fiskeoppdrettsanlegg som i januar 2003 startet drift ved Grønnes i Fannefjorden.*

Dette ligger til grunn for undersøkelsens faglige opplegg og for vurderingene.

1.2 Om kommunalt avløpsvann og forurensning

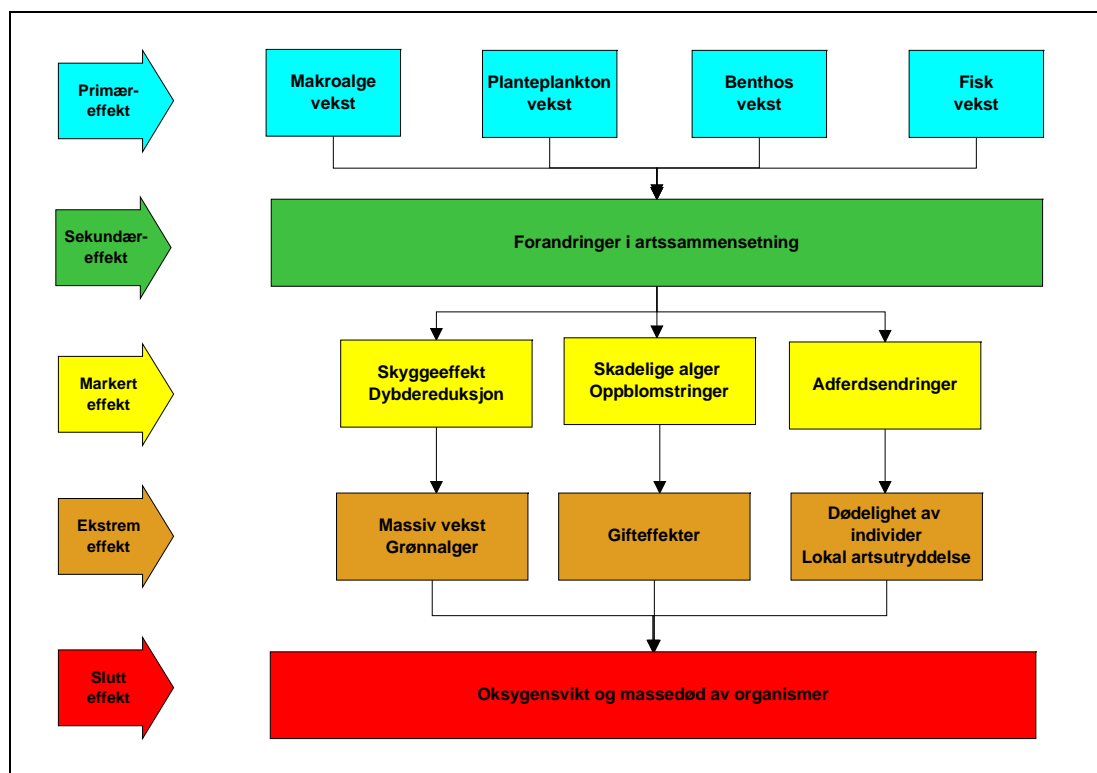
Kommunalt avløpsvann inneholder en rekke stoffer som kan medføre forurensning (**Tabell 1**). Utslipp kan derfor føre til forurensning i forhold til vannkvalitet og biologiske forhold, og konflikter i forhold til andre brukerinteresser. Disse stoffgruppene er viktigst i avløpsdirektivets krav til vurdering av resipienttilstand og til krav om rensing av avløpsvann.

Virkingen av økt tilførsel av næringssalter kan gradvis endres fra en positiv økning av biomasse over til et fullstendig sammenbrudd av økosystemet (**Figur 1**). Skjematisk kan virkningene inndeles i 4 hovedkategorier (etter OSPAR, 2001):

1. Graden av økt næringstilgang, ved økt tilførsel og økt konsentrasjon i vannmassene.
2. Direkte virkninger av økt næringstilgang, ved økt vekst og eventuell endret artssammensetning av planktonalger og av fastsittende alger.
3. Indirekte virkninger av økt næringstilgang, som synkende oksygenkonsentrasjon i dypvann og økt forekomst av skadelige alger. Fiskedød pga. for lave oksygenkonsentrasjoner og høy konsentrasjon av skadelige alger kan bli et resultat.
4. Andre mulige virkninger av økt næringstilgang, som økt forekomst av planktonalger som gir giftvirkninger (Diarrethic Shellfish Poisoning (DSP), Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) mfl.).

Tabell 1.Kommunalt avløpsvann. Stoffgrupper og miljøvirkninger.

STOFF	HOVEDVIRKNING - KONSEKVENSER
Næringsalter: fosfor og nitrogen	<ul style="list-style-type: none"> • Økt vekst av planteplankton og alger. • Økt forekomst av skadelige alger/massiv forekomst av grønnalger mm. (se Figur 1) • Effekter ved nedbrytning av plantemateriale (se neste kolonne)
Organisk materiale	<ul style="list-style-type: none"> • Økt begroing, • Økt forbruk av oksygen • Endring i bunnfauna
Miljøgifter <ul style="list-style-type: none"> • Organiske miljøgifter (PCB, PAH, mm.) • Metaller 	<ul style="list-style-type: none"> • Kroniske eller akutte giftvirkninger • Kostholdsråd og omsetningsforbud for marine organismer
Bakterier og virus	<ul style="list-style-type: none"> • Hygieniske problemer ved bading og ved vannforsyning • Forurensere skalldyr
Partikulært materiale	<ul style="list-style-type: none"> • Nedslamming av bunn og strender • Skader bunnens flora og fauna • Estetisk skjemmende

**Figur 1.** Skjematisk beskrivelse av eutrofiutvikling i en vannforekomst (omarbeidet etter ANON 1996).

Eksempler på sekundæreffekt kan ofte sees i fjæresona der organisk forurensning og økte tilførsler av plantenæringssalter fører til endringer av plante- og dyrelivet. Den mest framtreddende forandringen er ofte økningen i mengden ettårige hurtigvoksende grønnalger som konkurrerer ut enkelte flerårige tangarter, som f.eks. grisetang.

Videre kan biologisk og kjemisk nedbrytning av organisk materiale medføre forurensning. Det organiske materialet tilføres resipienten gjennom utslippet av kommunalt avløpsvann, men kan i enda større omfang dannes gjennom eutrofiprosessen. Organiske stoffer fra kommunale renseanlegg er som regel lett nedbrytbare, og omsettes ved tilstrekkelig tilgang på oksygen på rimelig kort tid (dager-uker). Nedbrytningen frigjør næringssalter som sammen med næringssalter direkte tilført fra avløpsvannet skaper ny produksjon av planteplankton og fastsittende alger. Dette gir økt beitegrunnlag for planteetende dyr. Næringssalttilførsler påvirker altså veksten av organismer og dermed mengden av organisk stoff. Virkningen av næringssalter og organisk stoff må derfor ses i sammenheng.

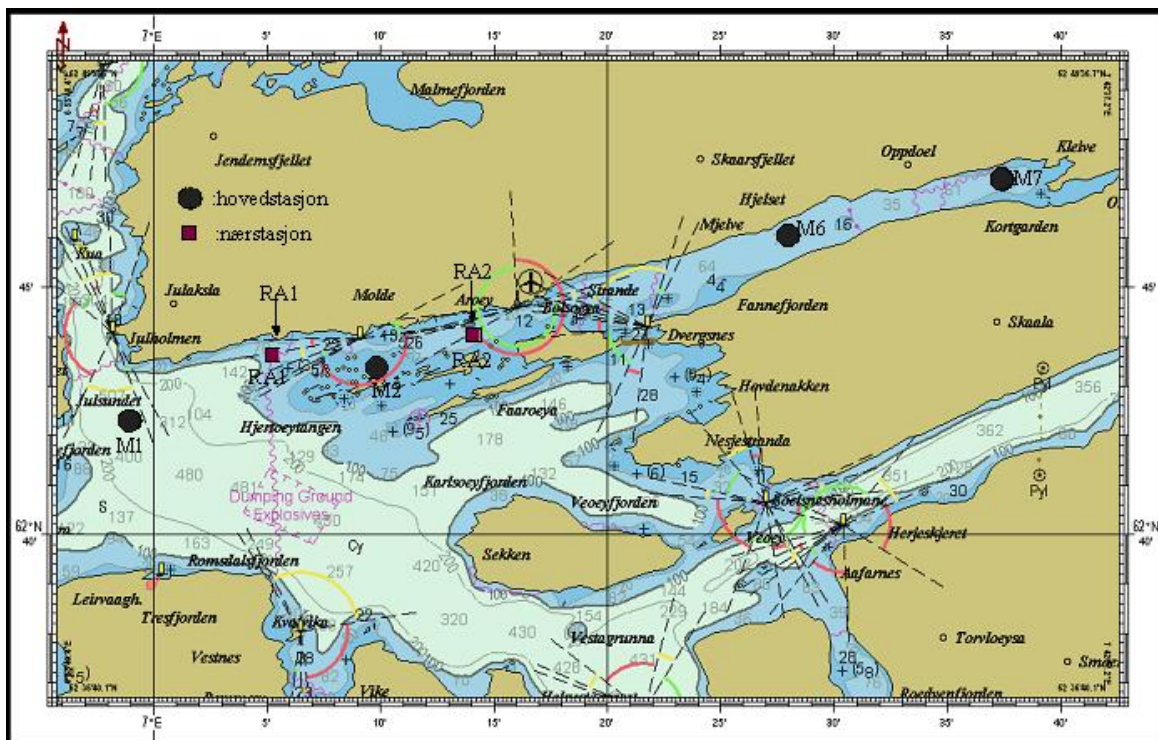
Generelt regner man med at det organiske materialet, det vil si algeveksten som næringssaltene i kommunalt avløpsvann skaper, er i størrelsesorden 4-5 ganger høyere enn det organiske materialet som avløpsvannet selv inneholder. Ved stor nok tilførsel av organisk materiale, direkte fra utslipp og fra algevekst, kan oksygenforbruket fra nedbrytningen medføre at oksygeninnholdet i vannmassen gradvis blir så lavt at marine organismer ikke kan overleve. Dette er et kjent trekk fra fjordområder med periodevis liten vannutskiftning (terskelfjorder).

2. Beskrivelse av fjordområdet

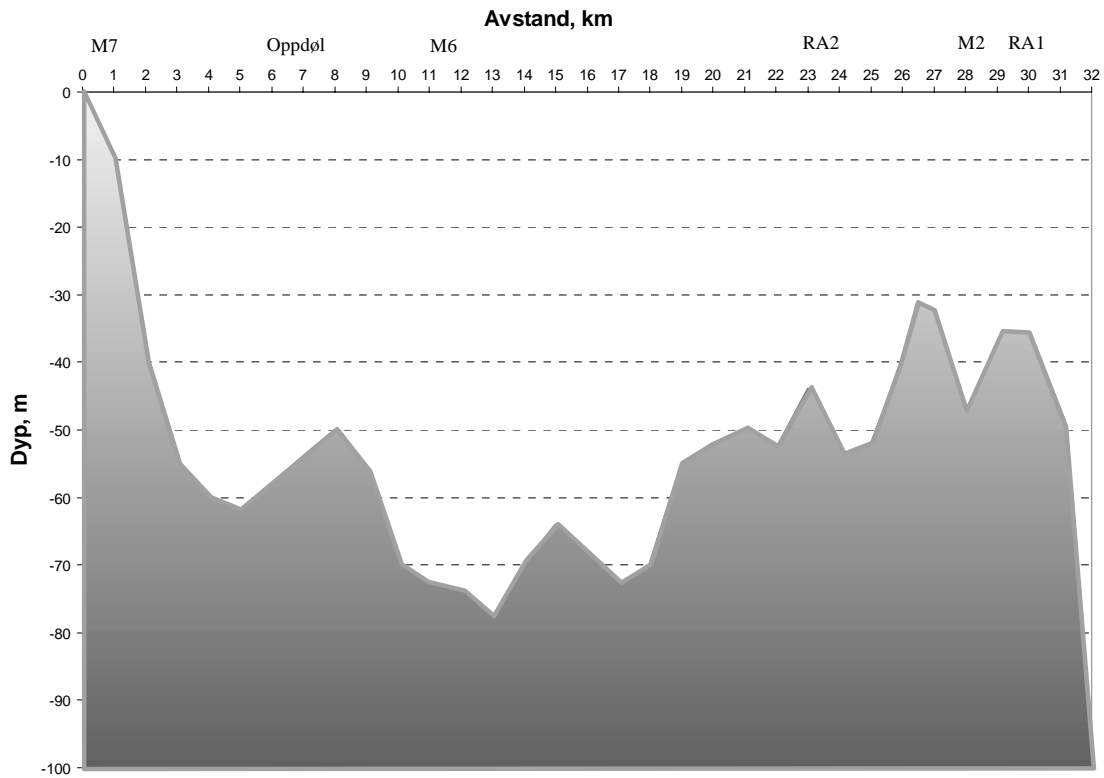
2.1 Topografi

Figur 2 og **Figur 3** gir en oversikt over fjordområdet og **Tabell 2** viser de viktigste topografiske dataene. Fjordområdet er langstrakt og hovedbassenget er Fannefjorden som har et største dyp på ca. 75 m litt vest for stasjon M6. Moldefjorden i vest er langt grunnere og har flere små bassenger. Litt øst for stasjon M2 ligger en terskel med minste dyp på 31-32 m. Vest for RA1 øker dypet raskt til ca. 500 m i Julsundet.

Bolsøysundet forbinder Fannefjorden med området mot sør, og har største dyp på ca. 30-35 m. Fannefjorden kan altså betraktes som en terskelfjord med bassengvann mellom ca. 30 m og 75 m dyp



Figur 2. Oversiktskart med posisjon for rensanleggene RA1 og RA2 og de viktigste hydrokjemiske stasjonene.



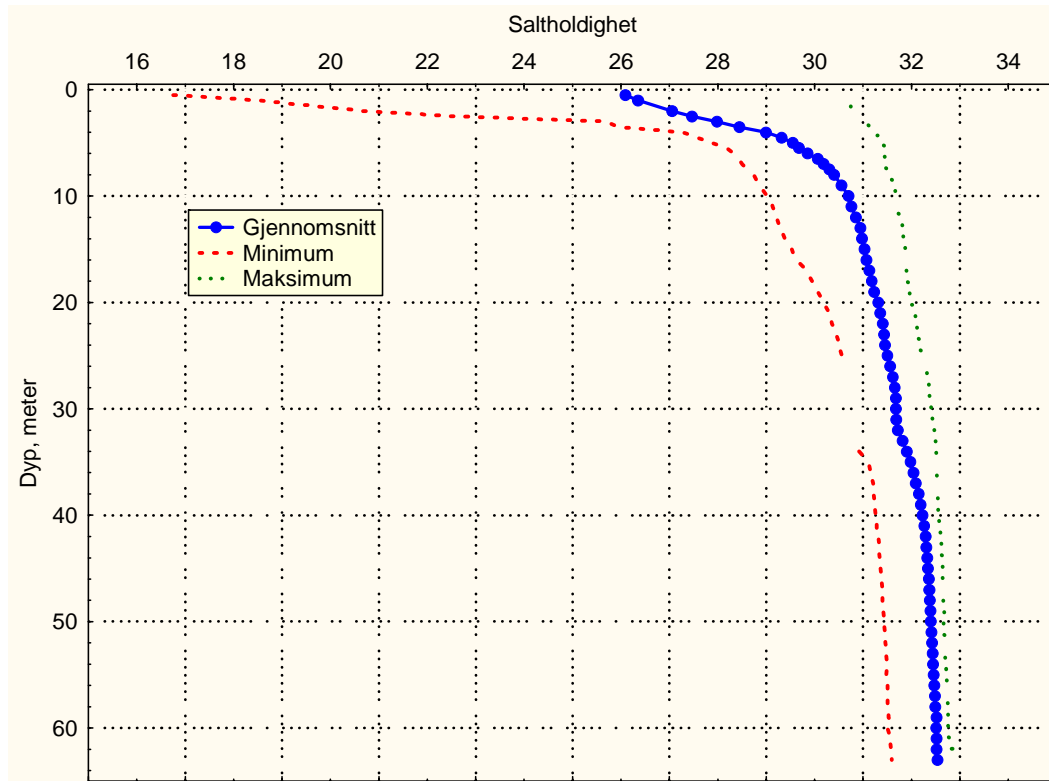
Figur 3. Langsgående bunnprofil for Fannefjorden og Moldefjorden tegnet på grunnlag av sjøkart nr. 33 og nr. 34.

Tabell 2. Karakteristiske data for Molde- og Fannefjorden. Moldefjorden er her regnet ut til RA1 i vest (jfr. **Figur 3**). Nye oppmålinger av vannoverflata og volumet over terskeldypet gir noe større verdier enn det som Nilsen et al. (1987) fant.

Lengde	Ca. 32 km
Vannoverflate	Ca. 49 km ²
Terskeldyp ved Molde by	Ca. 31-32 m
Terskeldyp ved Bolsøysund	Ca. 30-35 m
Største dyp	Ca. 75 m
Volum over terskeldyp	Ca. 1100 mill. m ³

2.2 Vannmasser

Nilsen et al. (1987) oppgir at midlere ferskvannstilførsel til fjordområdet er ca. 17 m³/s. Vannmassene i fjordområdet er preget av blandingen mellom ferskvann og sjøvann som skaper et brakkvannslag med varierende tykkelse og saltholdighet over et dypt sjøvannslag. Tykkelsen av brakkvannslaget vil variere, men kan typisk anslås til ca. 3-8 m (**Figur 4**).



Figur 4. Vertikal saltholdighetsprofil på stasjon M6 i Fannefjorden (resultat av 12 målinger). Ned til 3-8 m dyp er vannmassen ofte preget av lokal ferskvannstilførsel (relativ lav saltholdighet).

2.3 Tidligere undersøkelser i Molde- og i Fannefjorden

Siden 1971 er det gjort flere undersøkelser av tilstanden i fjordområdet samt flere utredninger av spesielle problemstillinger. En sammenfatning av de fleste tidligere arbeider finnes i rapporten fra undersøkelsene i 1981-85 (Nilsen et al., 1987). Vi nevner bare kort:

- Resipientvurderinger for Molde kommune (Liseth et al., 1973)
- Resipientmessig og avløpsteknisk vurdering av Molde kommunes kloakkrammeplan (Molvær og Vråle, 1976)
- Molde- og Fannefjorden-resipientundersøkelser (Nustad, 1982)
- Beregning og vurdering av forurensningstilførsler (Nustad, 1985)
- Planktonforholdene i Moldefjorden og Langfjorden sommeren 1985 (Tangen, 1986)
- Vurdering av miljømessige konsekvenser av bruffyllinger i Bolsøysund (Nilsen, 1986)
- Innlagring og fortynning av avløpsvann fra RA1 og RA2, Molde (Molvær, 1993)

Ved Cap Clara har Statens Næringsmiddelstilsyn (fra 2004 Mattilsynet) en stasjon for overvåking av alggifter i skjell. I tidsrommet mars-oktober samles hver uke inn vannprøver som analyseres mht. forekomst av de viktigste skadelige planteplankton, og blåskjell analyseres for algetoksiner etter nærmere bestemte utvalgskriterier. Resultatene er benyttet i denne undersøkelsen.

3. Tilførsler av næringsalter fra land

Formål:

Undersøkelsen skal framskaffe tall for tilførselen av forurensende stoff fra land til fjordområdet. For næringsalter og organisk stoff skal tallmaterialet brukes til å sette opp et enkelt stoffbudsjett slik at man kan bedømme i hvilken grad sekundærrensing ved RA1 og RA2 endrer belastningen på fjordområdet.

3.1 Metodikk og data

Et enkelt stoffbudsjett blir satt opp slik at tilførselen av næringsalter og organisk stoff fra utslippene av kommunalt avløpsvann kan sammenlignes med bidragene fra andre kilder, for å bedømme nytteverdien av den ekstra renseseffekten som sekundærrensing kan gi for fjordområdet. Vi vil se på bidragene fra:

- Kommunalt avløpsvann
- Fiskeoppdrettsanlegg
- Avrenning fra dyrket mark og utmark

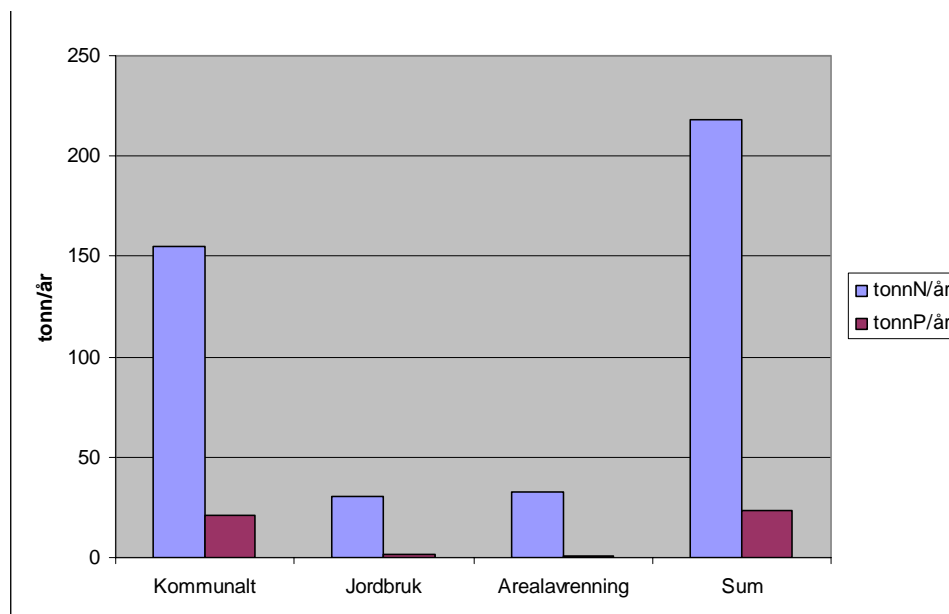
Mengden av næringsalter som tilføres fjorden fra ulike utslipp av kommunalt avløpsvann, fra jordbruk, industri, fiskeoppdrett og som avrenning fra utmark kvantifiseres. Molde kommune har framskaffet opplysninger om utslippene av kommunalt avløpsvann. Det mangler oppdaterte opplysninger om avrenningen fra og arealer i nedbørsfeltet (jordbruk, skog, annen utmark), og vi har derfor brukt data fra den forrige undersøkelsen (Nilsen et al., 1986).

Vi mangler opplysninger om tilførsler av næringsalter og organisk stoff fra fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes.

Vannmassene i fjordområdet fornyes kontinuerlig gjennom vannutskiftning med fjordområdene vest for Moldefjorden og sør for Moldefjorden og Fannefjorden. Hermed fjernes og tilføres næringsalter. Ved bruk av modellen FjordEnv (Stigebrandt 2001) har vi beregnet den gjennomsnittlige oppholdstiden for vannmassen over terskeldypet (ca. 30 m) til 6.6 døgn. Vi vet at det meste av algeveksten foregår i mellom overflata og ca. 20 m dyp, der også tilførslene av næringsalter fra kommunalt og industrielt avløpsvann og avrenning fra land i stor grad ligger. Volumet av vannmassen i 0-20 m dyp er ca. $700 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ og dette gir en gjennomsnittlig utskiftning av ca. $106 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{døgn}$. Gjennom denne vannutskiftningen med nærliggende fjord- og kystvann blir store mengder næringsalter tilført eller fjernet. Størrelsen av denne stofftransporten blir vurdert nærmere i kapittel 8

3.2 Resultater

Fra landsiden tilføres fjordområdet årlig omkring 23 tonn fosfor og 225 tonn nitrogen, hvorav henholdsvis ca. 90 % og 70 % stammer fra kommunalt avløp (**Figur 5**). Det meste av det kommunale avløpsvannet slippes ut gjennom RA1 (34 %) og RA2 (54 %).



Figur 5. Beregnede tilførsler av nitrogen og fosfor til Moldefjorden og Fannefjorden, fordelt på kommunalt avløpsvann, jordbruk og arealavrenning fra skog og utmark.

4. Innlagring og fortynning av avløpsvannet fra RA1 og RA2

Formål: Vurdere hvordan avløpsvann fra RA1 og RA2 innlagres og fortynnes, særlig under ved innsamling av vannkjemiske prøver.

4.1 Metodikk og data

Kommunalt avløpsvann har i praksis samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Når avløpsvannet slippes ut gjennom en ledning på dypt vann vil det derfor begynne å stige opp mot overflata samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Når sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se **Figur 4** og **Figur 6**). Blandingsvannmassen har ikke lenger noen "positiv oppdrift", men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

For beregning av innlagringsdyp og fortynning bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrøret, vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet samt strømhastigheten i resipienten. Dette er sammenfattet i **Tabell 3**.

For beregningene har vi brukt vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet fra stasjon RA1 og RA2. I noen tilfeller rekker ikke profilene til 37 m eller 38 m dyp. I de tilfellene er de manglende dataene hentet fra stasjonene M1 eller M6.

Tabell 3. Oppsummering av opplysninger om utslipp fra RA1 og RA2

Utslippsdyp og ledningsdiameter	Datoer for prøvetaking og tilhørende vannmengde ved RA1 og RA2 (l/s)											
	19.6 .03	3.7. 03	15.7 .03	30.7 .03	12.8 .03	27.8 .03	10.9 .03	23.10. 03	3.12 .03	14.1 .04	26.2 .04	3.6. 04
RA1: 37 m, 400 mm	19	14	15	14	18	62	19	27	19	22	50	
RA2: 38 m, diffusor	59	44	43	43	44	133	46	43	47	49	38	

Molde kommune opplyser at diffusoren ved RA2 består av 27 hull, der 13 hull med diameter 70 mm er plassert med 3 m avstand på hver side. Endehullet har diameter 80 mm.

Det er store variasjoner i vannmengden (se **Tabell 3**) og dermed en reell mulighet for at avløpsvannet ikke alltid fyller opp rørledningen helt ut til enden. Utstrømningen blir da konsentrert i øvre del av tverrsnittet, og det blir sjøvannsinntrengning i tverrsnittets nedre del. Det blir en viss medrivning og innblanding av sjøvann i det siste stykket av ledningen, og den strålen som forlater ledningen vil derfor bestå av avløpsvann og en mindre andel sjøvann.

Dersom det ikke er noen vesentlig medrivning av sjøvann inne i røret, kan vannet i nedre del av tverrsnittet dynamisk sett betraktes som stillestående. Tverrsnittsarealet for utstrømning er da gitt av at det såkalte densimetriske Froude-tallet (F) har verdien 1. F er definert som

$$F = \frac{U}{\sqrt{g \frac{\Delta\rho}{\rho} H}}$$

hvor

- U : strømhastighet,
 g : gravitasjonskonstanten = 9.81 m/s²,
 $\Delta\rho/\rho$: relativ tetthetsforskjell mellom ferskvann og omgivende sjøvann, og
 H : tykkelse av utstrømmende lag.

Betingelsen $F=1$ uttrykker at det er balanse mellom kinetisk energi og potensiell energi knyttet til trykket. Hvis $F_u \geq 1$ vil utstrømningen fylle hele røret, og det vil ikke kunne bli noen sjøvannsinntrængning.

For RA1 blir $F_u \leq 1$ for vannmengder ≤ 40 l/s. Da vil ikke avløpsvannet fylle hele rørets tverrsnitt og det blir sjøvannsinntrængning i ledningen. Ved vannmengder under ca. 40 l/s vil det dermed foregå en viss medrivning av sjøvann slik at det går en toveis strøm i ytre del av rørledningen og det dannes her en blanding mellom sjøvann og avløpsvann slik av volumet og egenvekten av det utstrømmende vannet (avløpsvann + sjøvann) øker noe.

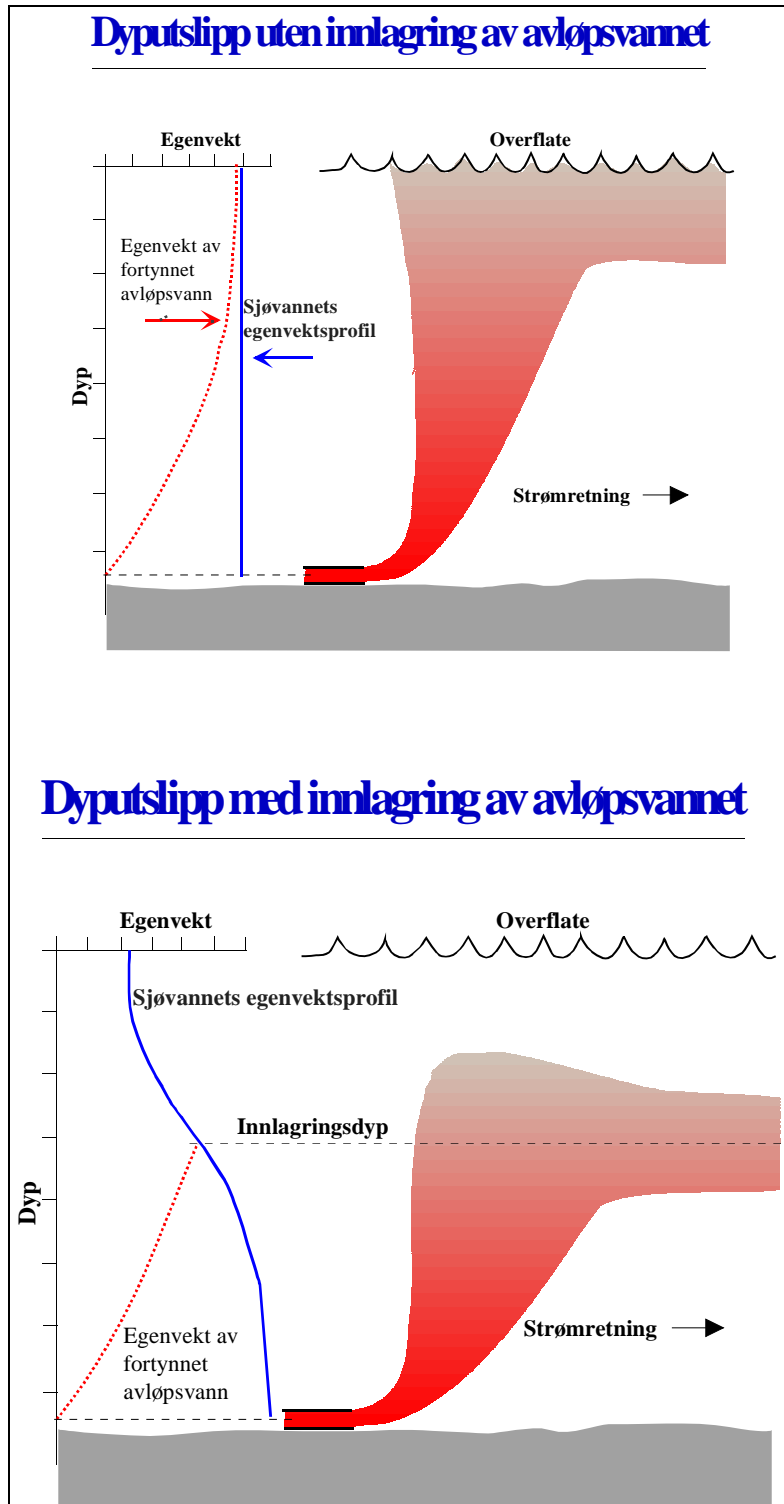
Hvorvidt det samme inntreffer ved lave vannmengder gjennom diffusoren for RA2 har vi ikke grunnlag for å bedømme, men det har neppe noen betydning for resultatene av beregningene.

Strømretning og strømhastighet varierer fra dyp til dyp – og med tiden. Det finnes ikke målinger som gir konkrete tallverdier for strømhastigheten i innlagringsdypet. I beregningene bruker vi derfor en relativt lav og en relativt høy strømhastighet og antar at strømretningen følger fjordens lengdeakse og dermed er omtrent øst-vest. Tallene gjelder for hele vannsøylen (jfr. **Tabell 4**).

Tabell 4. Strømhastighet og strømretning brukt i vurderinger og beregningene av innlagringsdyp og fortynning.

Strømhastighet	Strømretning
2 cm/s	260°
20 cm/s	260°

Avløpsvannets innhold av fosfor og nitrogen er ikke kjent. Ledningsnettets er fellessystem og man kan anta at konsentrasjonene vil variere mye med andelen overvann.



Figur 6. Prinsipp-skisser som viser hvordan dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet. Ved den øvre figuren er ikke dette tilfelle og avløpsvannet når til overflata. I den nedre figuren innlagres avløpsvannet.

4.2 Resultater

Avløpsvannet slippes ut i 36-37 m dyp og RA2 har diffusor på enden av avløpsledningen. Beregninger viser at avløpsvannet til vanlig innlagres mellom ca. 15 m og 30 m dyp. For RA1 kan avløpsvannet iblant (helst vinterstid og ved svak strøm – og under sterk fortykning) nå overflata

Innlagringen og fortykningen vil variere med:

- Den vertikale tetthetsprofilen
- Vannmengde
- Strømhastighet

Både for RA1 resultatene vist ved to sett av figurer, for hhv. svak og sterk strøm (**Figur 7-Figur 8**) og for RA2 bare for svak strøm (**Figur 9**). Hvert sett inneholder beregningsresultater for 12 tidspunkt for prøvetaking med tilhørende vertikalprofil. For RA2 er brukt avløpsvannmengder for alle (12) prøvetakingene mens en teknisk svikt medførte at avløpsvannmengde for siste prøvetakingen utenfor RA1 ikke er kjent.

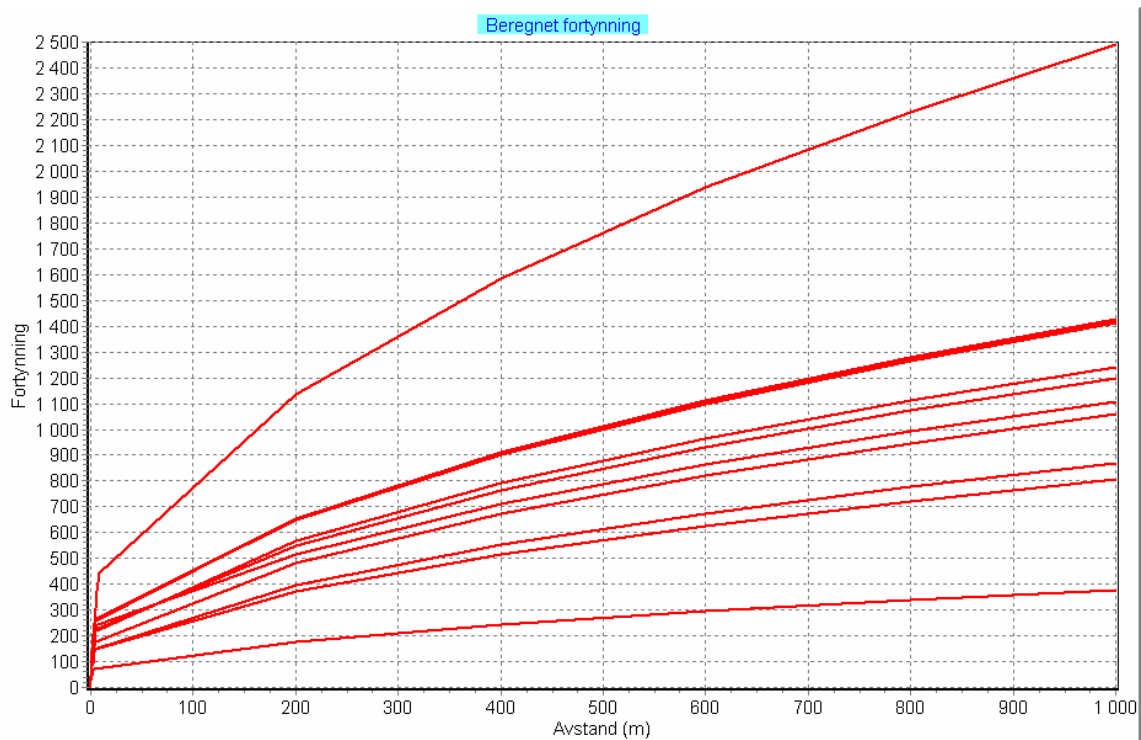
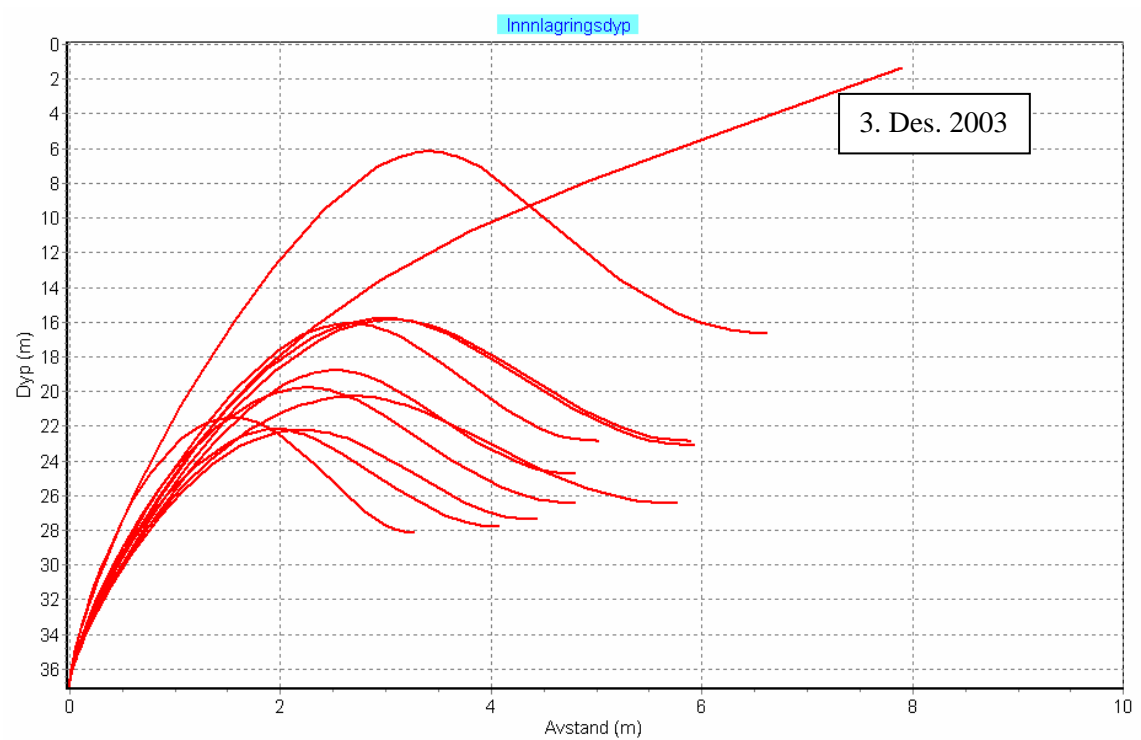
Innlagringsdypet og fortykningen vil i stor grad være bestemt av vertikalprofilen og strømhastigheten, og i noe mindre grad av vannmengden. I tillegg til Figurene er resultatene sammenfattet i **Tabell 5**. Ved svak strøm kunne avløpsvannet ved RA1 ved ett tidspunkt (3.12.03) trenge gjennom til overflata, men allerede ved strømhastighet 3-4 cm/s ble det innlagret. Det bemerkes at i når avløpsvannet trenger gjennom til overflata blir fortykningen maksimal, og i desember 2003 kan den ha vært 400-500x. Ved så stor fortykning vil man vanligvis ikke se avløpsvannet (utenom større partikler hvis silanlegget ikke fungerer), men evt. i stille vær se spor av en ”film” av fett eller olje på overflata.

Etter at primærfortyningen er fullført og avløpsvannet enten er innlagret eller har nådd overflatelaget, vil vannmassenes naturlige blandingsprosesser og strømforhold sørge for videre fortykning og transport. Fortyningen blir etter hvert svært stor, se nedre halvdel av Figurene og i 400 m avstand vil den gjennomsnittlige fortykningen for RA1 være typisk ca. 250-2300x. I sentrum av skyen med fortyknet avløpsvann vil fortykningen være mindre og sannsynligvis omkring halvparten av gjennomsnittet.

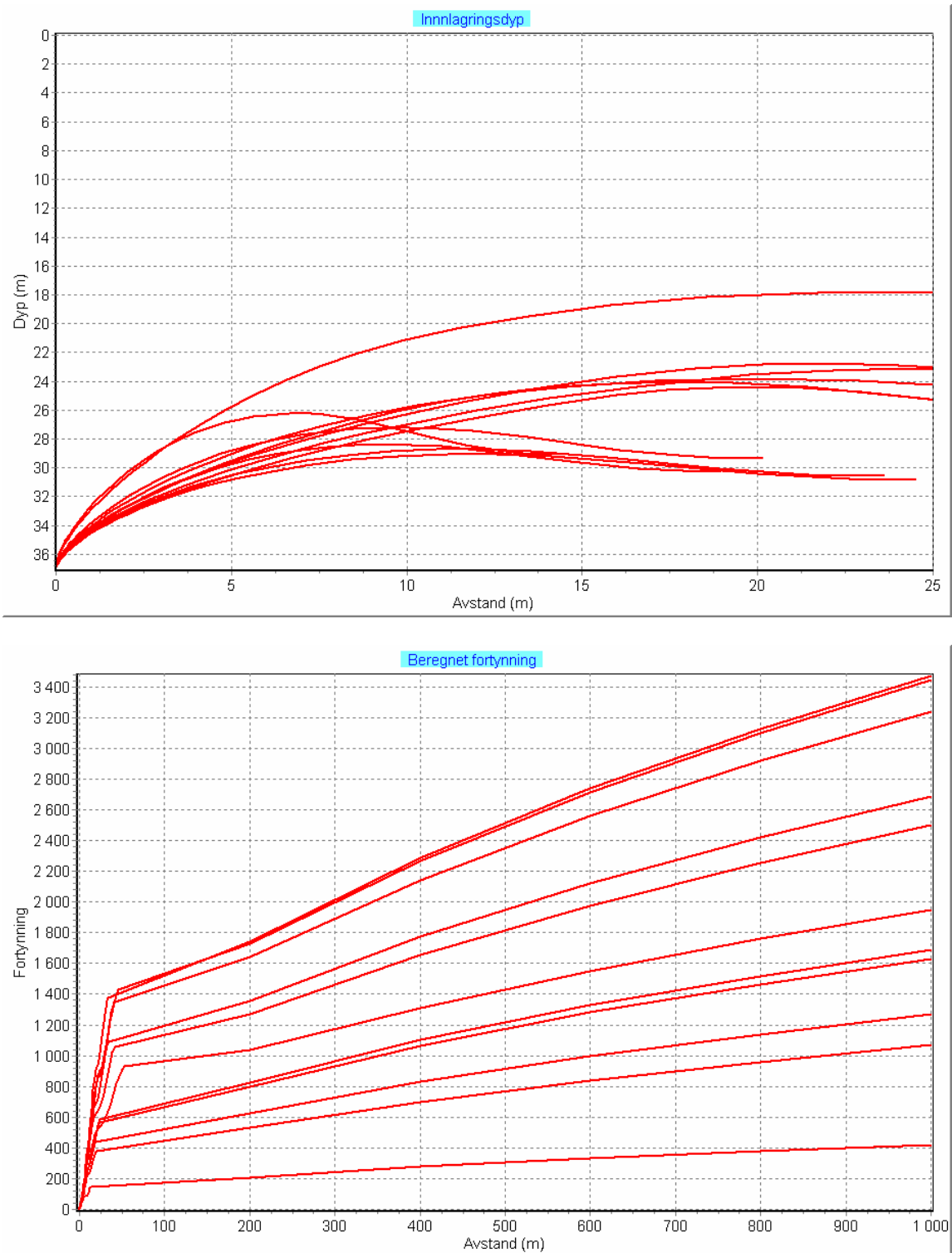
Avløpsvannet fra RA2 slippes ut gjennom en diffusor som gir større fortykning og dypere innlagring av avløpsvannet enn tilfellet ville være ved utslipp gjennom bare ett hull. Gjennomslag til overflata synes ikke å forekomme.

Tabell 5. Resultater av beregning av innlagringsdyp og fortykning ved 11 prøvetakinger ved RA1 og 12 prøvetakinger ved RA2 – gitt strømhastighet 2 cm/s eller 20 cm/s.

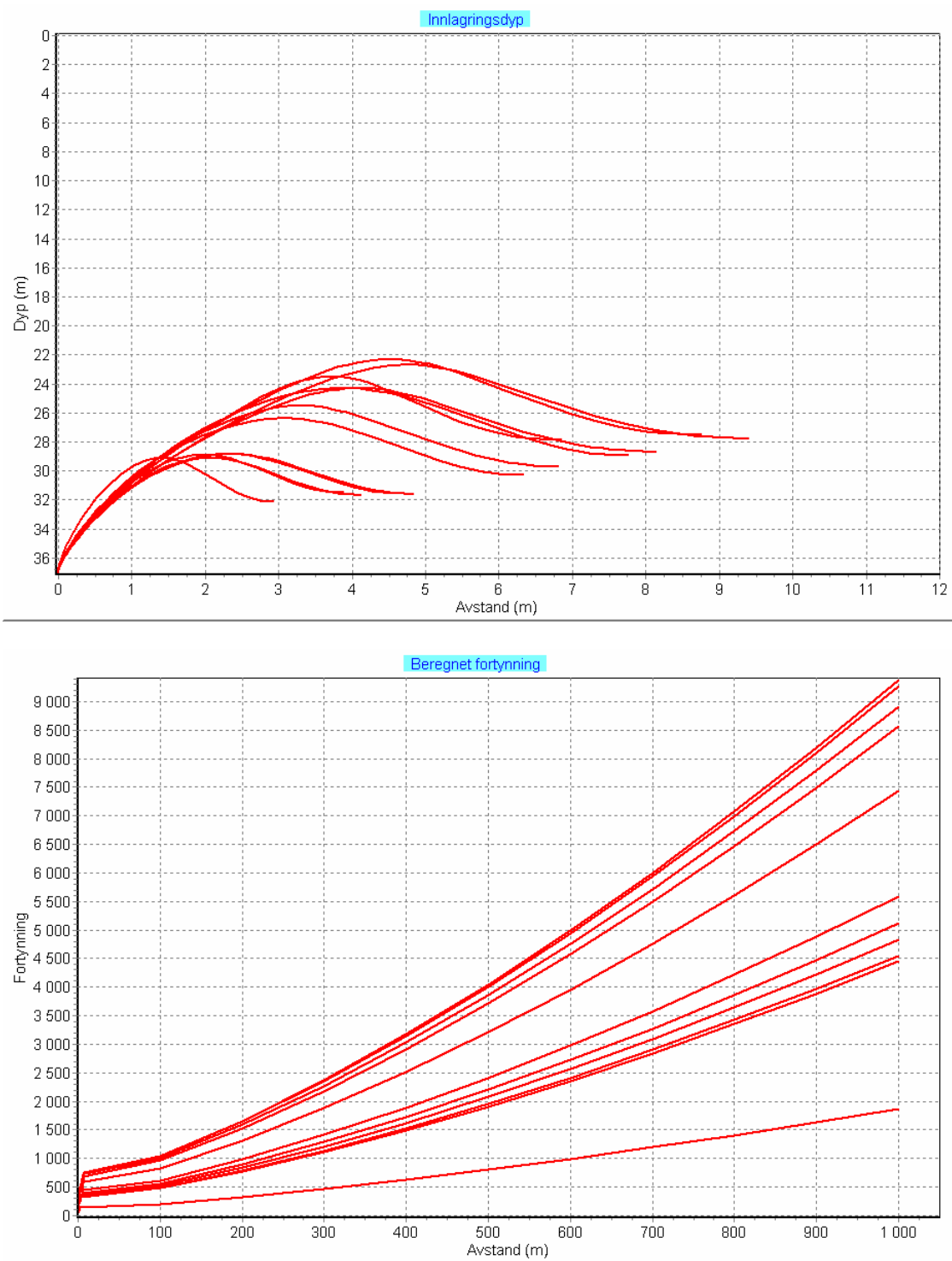
Utslipp	RA1		RA2	
	2 cm/s	20 cm/s	2 cm/s	20 cm/s
Strømhastighet	2 cm/s	20 cm/s	2 cm/s	20 cm/s
Typisk innlagringsdyp (m)	16-28	18-30	28-32	33-35
Gjennomtrengning til overflata	1 gang	Ingen	Ingen	Ingen
Primærfortyning	100-450	180-1400	100-800	
Gjennomsnittlig fortykning i 200 m avstand	200-1100	200-1700	300-1700	600-2800
Gjennomsnittlig fortykning i 400 m avstand	250-1600	300-2300	600-3300	600-3000



Figur 7. Beregnet innlagringsdyp og fortytning for avløpsvannet fra RA1 ved tidspunktene for prøvetaking. Beregningene er gjort med vannmengden og den vertikale profilen for temperatur og saltholdighet den aktuelle dato. Resultatene påvirkes også av strømhastigheten som varierer med tiden. Her er brukt strømhastighet 2 cm/s (en lav hastighet og som er relativt ugunstig mht. innlagring).



Figur 8. Beregnet innlagringsdyp og fortynning for avløpsvannet fra RA1 ved tidspunktene for prøvetaking. Beregningene er gjort med vannmengden og den vertikale profilen for temperatur og saltholdighet den aktuelle dato. Resultatene påvirkes også av strømhastigheten som varierer med tiden. Her er brukt strømhastighet 20 cm/s (en relativt høy hastighet og som er gunstig mht. innlagringsdyp).



Figur 9. Beregnet innlagringsdyp og fortyfning for avløpsvannet fra RA2 ved tidspunktene for prøvetaking. Beregningene er gjort med vannmengden og den vertikale profilen for temperatur og saltholdighet den aktuelle dato. Resultatene påvirkes også av strømhastigheten som varierer med tiden. Her er brukt strømhastighet 2 cm/s (en lav hastighet og som er relativt ugunstig mht. innlagring). I neste figur vises resultatene ved strømhastighet 20 cm/s. .

5. Vannkvaliteten i fjordområdet

Formål

Undersøkelsen skal avklare om utslippene av kommunalt avløpsvann fra RA1 og RA2 og fra oppdrettsanlegget ved Grønnes forringer vannkvaliteten i området.

5.1 Metodikk og data

5.1.1 Vannkvalitetskriterier

Bedømmelsen av de vannkjemiske resultatene er gjort i forhold til de norske miljøkvalitetskriteriene (Tabell 6). For vannmasser med saltholdighet lavere enn 20 kan de fleste parametre variere betydelig med saltholdigheten.

Tabell 6. Klassifisering av tilstand for næringssalter, klorofyll *a* og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet. Oksygenmetningen er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6°C.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-august)	Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
	Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5
Overflatelag Vinter (desember- februar)	Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen ($\text{ml O}_2/\text{l}$)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktoren fra $\mu\text{g/l}$ til $\mu\text{g-at/l}$ er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.

** Omregningsfaktoren fra mlO_2/l til mgO_2/l er 1.42

For klassifisering av den hygieniske vannkvaliteten bruker vi kriteriene utgitt av det Norske Folkehelseinstituttet (se instituttets webside), se **Tabell 7** og **Tabell 8**.

Tabell 7. Klassifisering av den hygieniske vannkvaliteten (jfr. Folkehelseinstituttet)

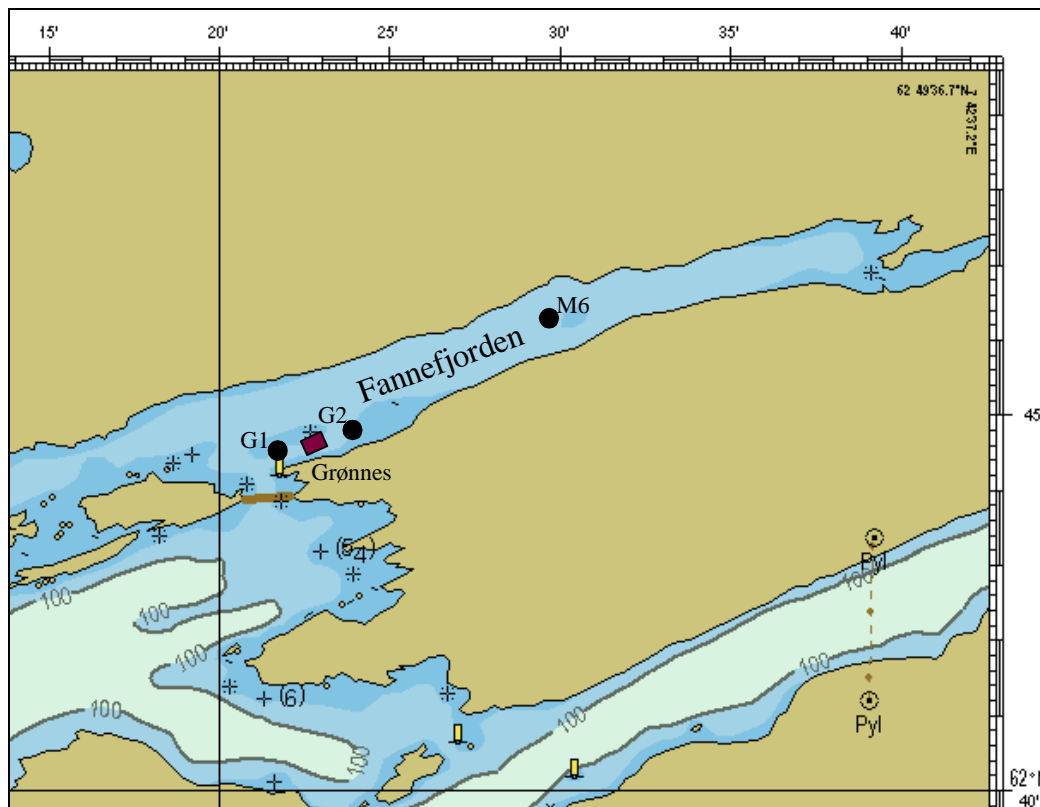
Parameter	God	Mindre god	Ikke akseptabel
Termotolerante koliforme bakterier/100 ml	< 100	100-1000	> 1000

Tabell 8. Metode for vurderingen av resultatene (jfr. Folkehelsa)

Resultat av vannprøvene	Bedømmelse av badeplassens bakteriologiske standard
>90% av prøvene ligger < 100 TKB/100 ml og inntil 10% av prøvene ligger i kategorien Mindre god	God
> 90% av prøvene ligger i kategorien God eller Mindre god og inntil 10% av prøvene ligger i kategorien Ikke akseptabel	Mindre god
> 10% av prøvene i kategorien Ikke akseptabel	Ikke egnet for bading

5.1.2 Feltarbeidet

Stasjonene hvor det ble innsamlet vannprøver er vist i **Figur 2** og **Figur 10**. Tidspunktene for prøvetaking er vist i **Tabell 9**. En nærmere beskrivelse av prøvedyp, parametre og metoder er gitt i (Molvær et al., 2005).



Figur 10. Vannkjemistasjoner ved oppdrettsanlegget (■) på Grønnes, samt vannkjemistasjonen M6 i Fannefjorden.

Tabell 9. Tidspunkt for vannkjemisk prøvetaking i 2003-2004.

Dato	Dato
19.6 2003	10.9 2003
3.7 2003	23.10 2003
15.7 2003	3.12 2003
30.7 2003	14.1 2004
12.8 2003	26.2 2004
27.8 2003	3.6 2004

5.2 Resultater og vurderinger

5.2.1 Vannmasser og vannfornyelse

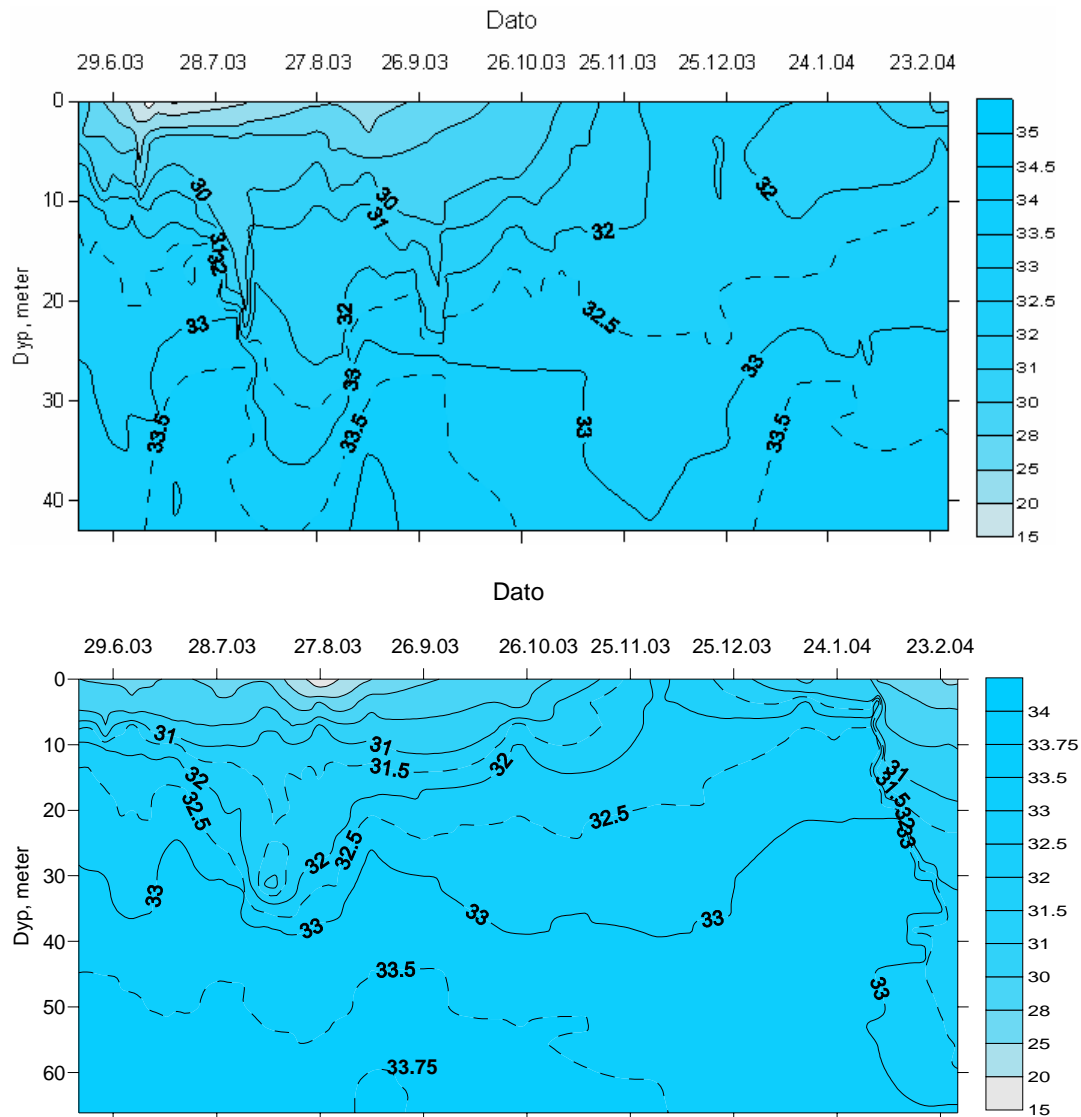
På grunnlag av den vertikale saltholdighetsprofilen (se **Figur 4**) og bunntopografien (se **Figur 3**) kan vi skjelne mellom 3 vannmasser:

Overflatelaget (ofte kalt brakkvannslaget): saltholdigheten varierer oftest mellom ca. 15 og 30 og tykkelsen varierer mellom ca. 3 m og 8 m.

Mellomlaget: dette er sjøvannslaget som ligger under brakkvannslaget og ned til terskeldypet på ca. 30-31 m. Dette er vannmasse med god utskiftning og hvor avløpsvannet fra RA1 og RA2 slippes ut og vanligvis innlagres.

Bassengvannet: omfatter vannmassen fra ca. 32-35 m dyp og ned til største dyp i Fannefjorden (ca. 75 m dyp). Denne vannmassen ligger bak fjordterskelen og vannfornyelsen avtar mot dypet. Her kan eventuelle oksygenproblemer oppstå.

Figur 11 viser saltholdigheten på stasjonene M2 og M6. Variasjoner i saltholdighet er et mål på vannfornyelse og for M6 sees tydelig hvordan vannfornyelsen avtar fra overflata og mot bunn.



Figur 11. Saltholdigheten på stasjonene M2 (Moldefjorden) og M6 (Fannefjorden).

5.2.2 Næringsalter og planktonbiomasse i 0-15 m dyp

Undersøkelsene av vannkvaliteten ned til 15 m dyp (næringsalter, klorofyll a , termotolerante bakterier, siktedyp) tyder klart på at tilstanden tilsvarer vannkvalitetsklasse I. Antall prøver er litt for lite til en sikker klassifisering, men det er usannsynlig at et større prøveantall ville forskyve resultatet til vannkvalitetsklasse II.

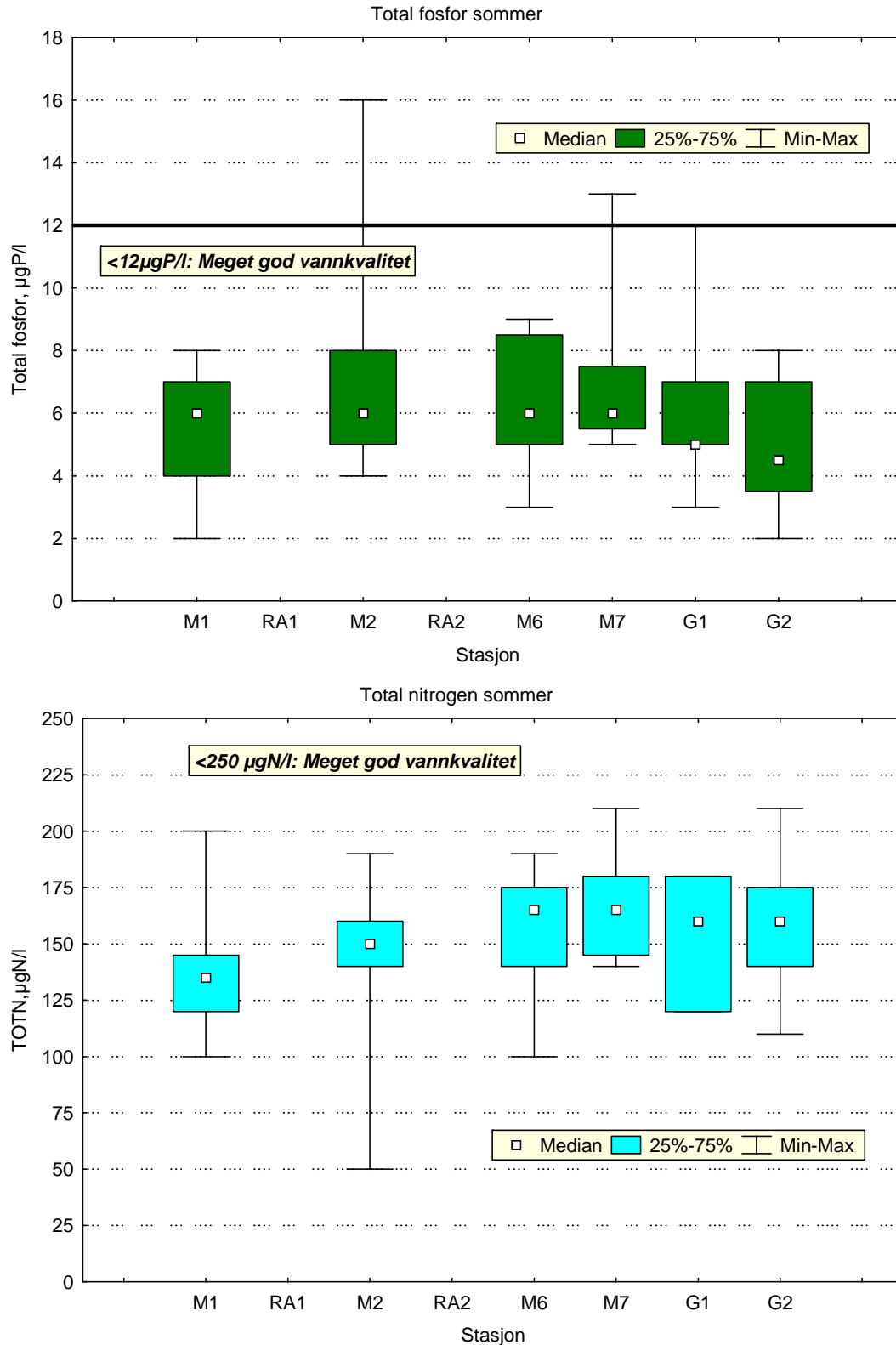
Bedømmelsen av tilstanden mht. næringsalter og planktonbiomasse vil bli gjort ved å sammenligne med vannkvalitetskriteriene (**Tabell 6**). Det skjelles mellom tilstanden i sommerhalvåret og i vinterhalvåret. For tidsrommet 3.juni-10.september har vi 8 registreringer og vinterperioden desember-februar 3 registreringer. Dette er i underkant av det antallet som vanligvis behøves for en klassifisering av tilstanden (omkring 10 prøver sommerstid og noe mindre vinterstid). Resultatene bør derfor ikke oppfattes som en strengt formell klassifisering, men som en god indikasjon på hvordan tilstanden er.

Figur 12 og **Figur 13** viser resultatene mht. total fosfor, total nitrogen, fosfat og nitrat i overflatelaget og ned til 15 m dyp i sommerperioden. I figurene er også grenseverdien for klasse I (Meget God tilstand) vist med horisontal strek. For begge stoffs vedkommende ligger man med god margin under grenseverdien mot klasse II (God).

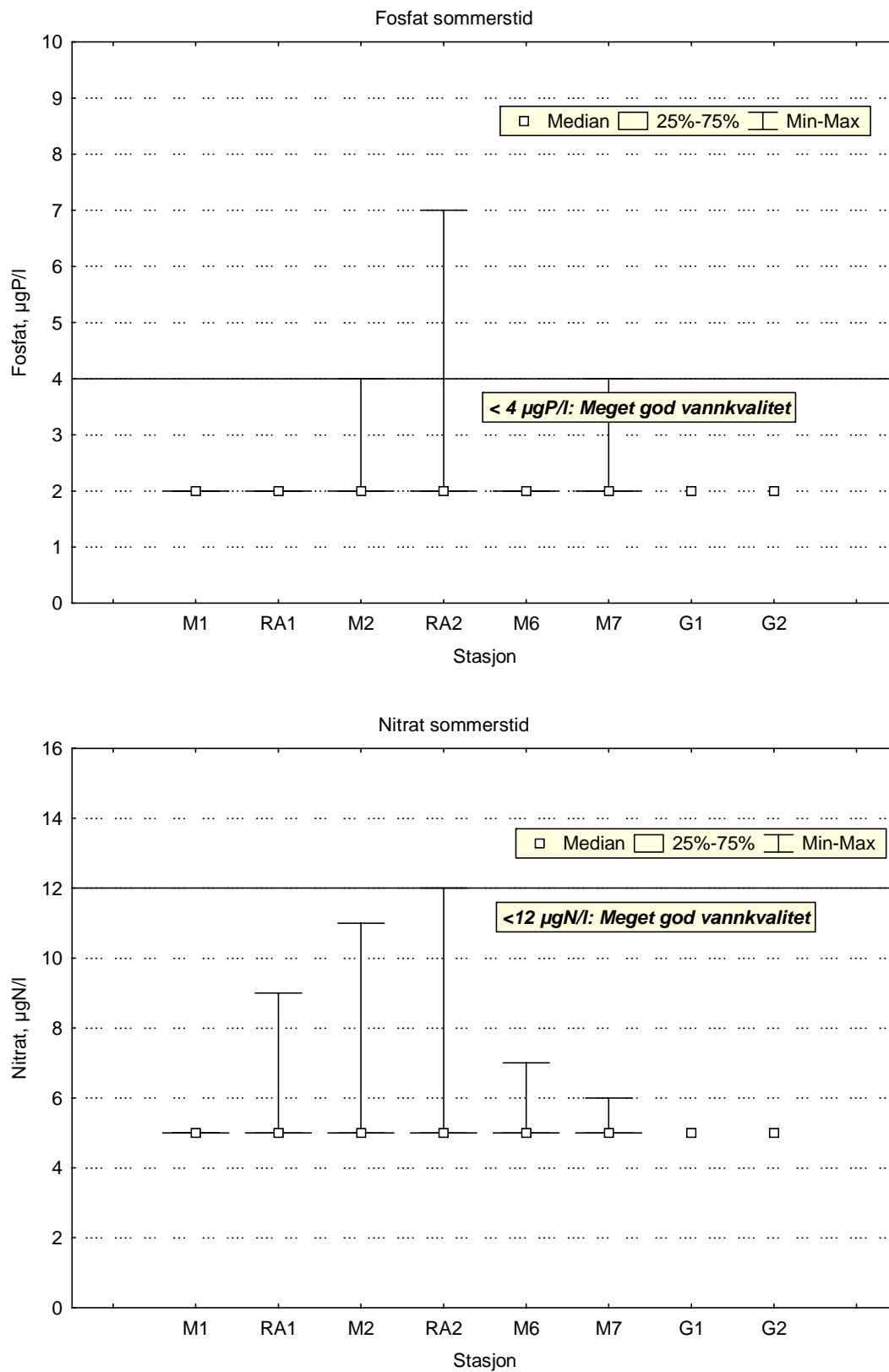
Det er små forskjeller mellom stasjon M1 i Julsundet og stasjonene videre innover i fjordområdet, men kanskje en svak tendens til noe høyere konsentrasjoner i Molde- og Fannefjorden. På den annen side er det tydelig lavere konsentrasjoner ved stasjon G1 og G2 ved fiskeoppdrettsanlegget på Fannefjordens sørside enn ved stasjonene M6 og M7.

Figur 14 viser resultatene for målingene av klorofyll a (et indirekte mål på mengden av planktonalger i sjøen). Det er ikke overraskende å se at mengden av planktonalger øker noe innover i fjordområdet, men hovedbudskapet er igjen at tilstanden er Meget God (klasse I).

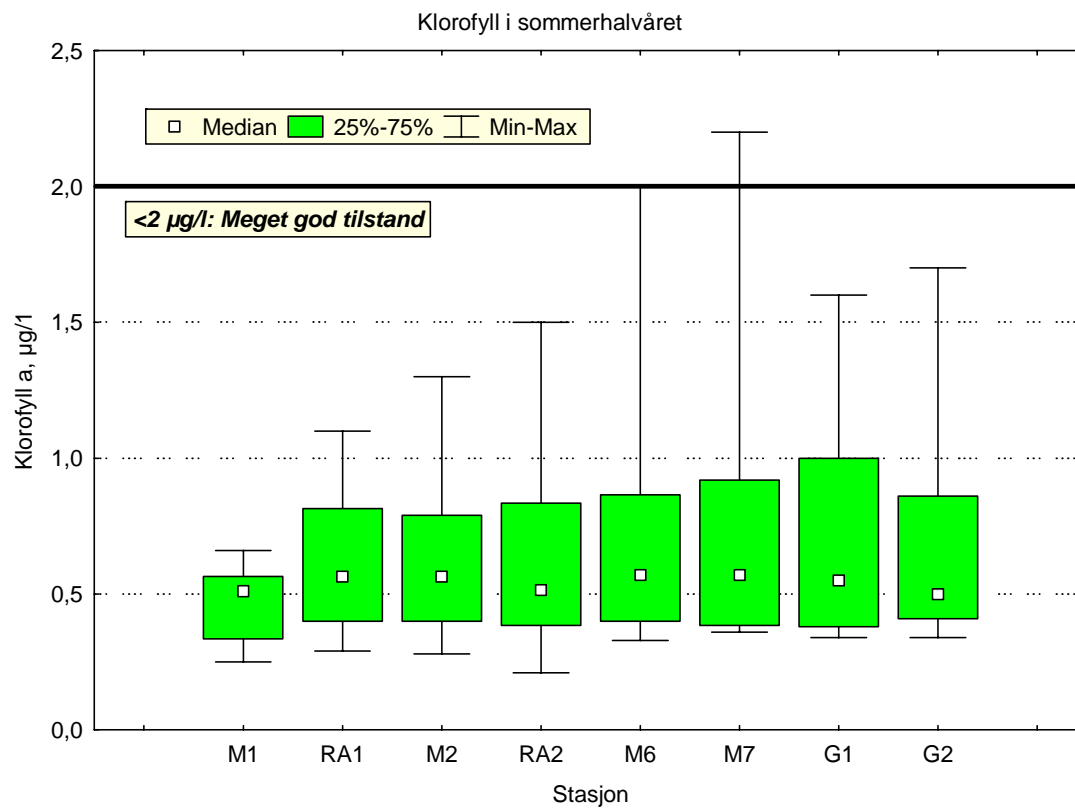
Vinterstid kan det meste av fosfor og nitrogen måles som fosfat og nitrat og **Figur 15** viser resultatene fra målingene i desember 2003, januar og februar 2004. Vi minner om forbeholdet mht. få målinger, men resultatene tyder klart på samme vannkvalitetsklasse som vi fant sommerstid: klasse I.



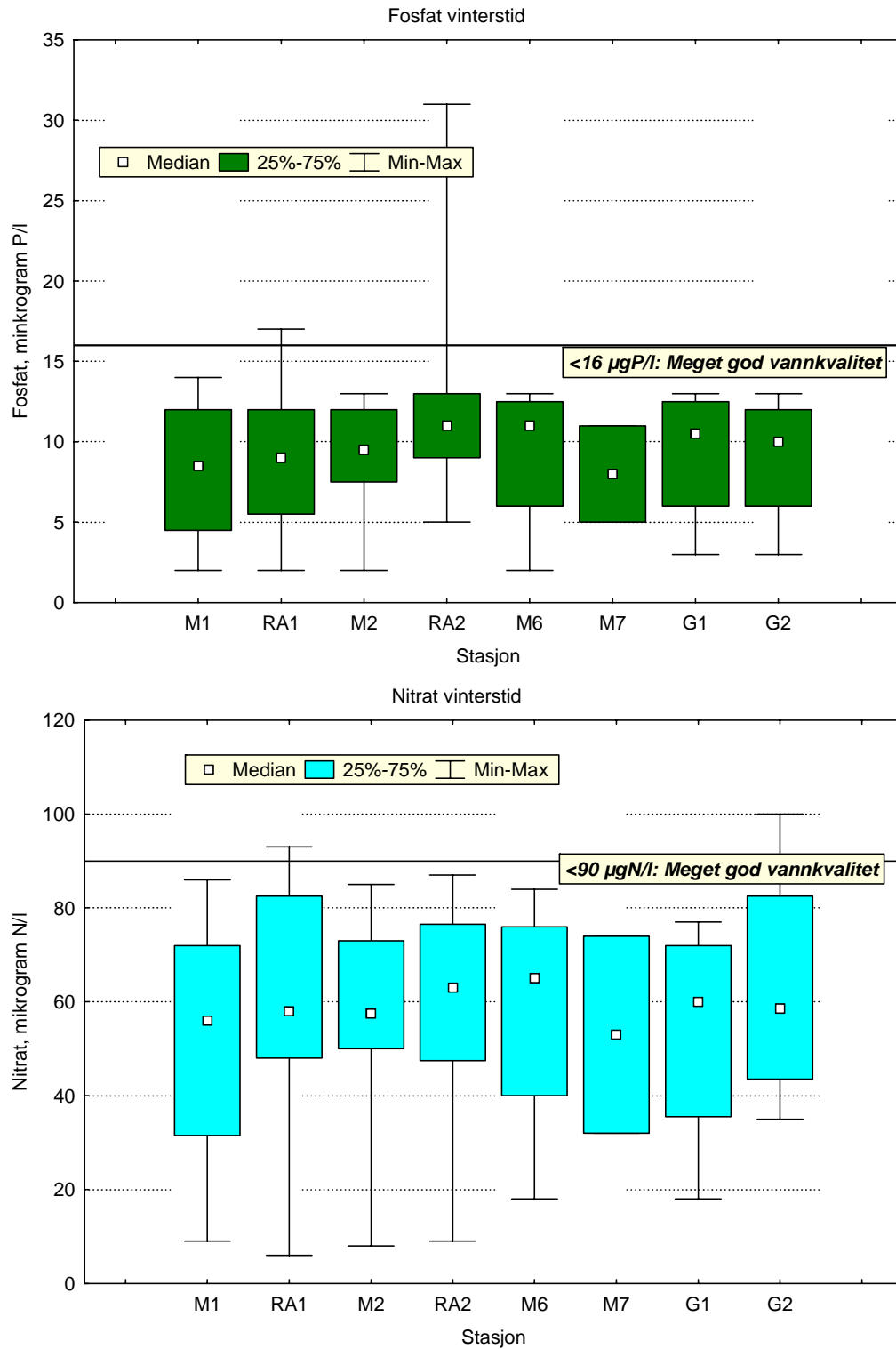
Figur 12. Oppsummering av målingene av total fosfor og total nitrogen i 0-15 m dyp på M2 og 0-2 m dyp på de øvrige stasjonene i sommermånedene juni-september. Merk at for total nitrogen utgjør 250 µgN/l grenseverdien mellom tilstandsklassene I og II.



Figur 13. Oppsummering av målingene av fosfat og nitrat i 0-15 m dyp på M2 og 0-2 m dyp på de øvrige stasjonene i sommermånedene juni-september



Figur 14. Oppsummering av målingene av klorofyll a i 0-15 m dyp på RA1, M2 og RA2, og 0-2 m dyp på øvrige stasjoner i sommermånedene juni-september.

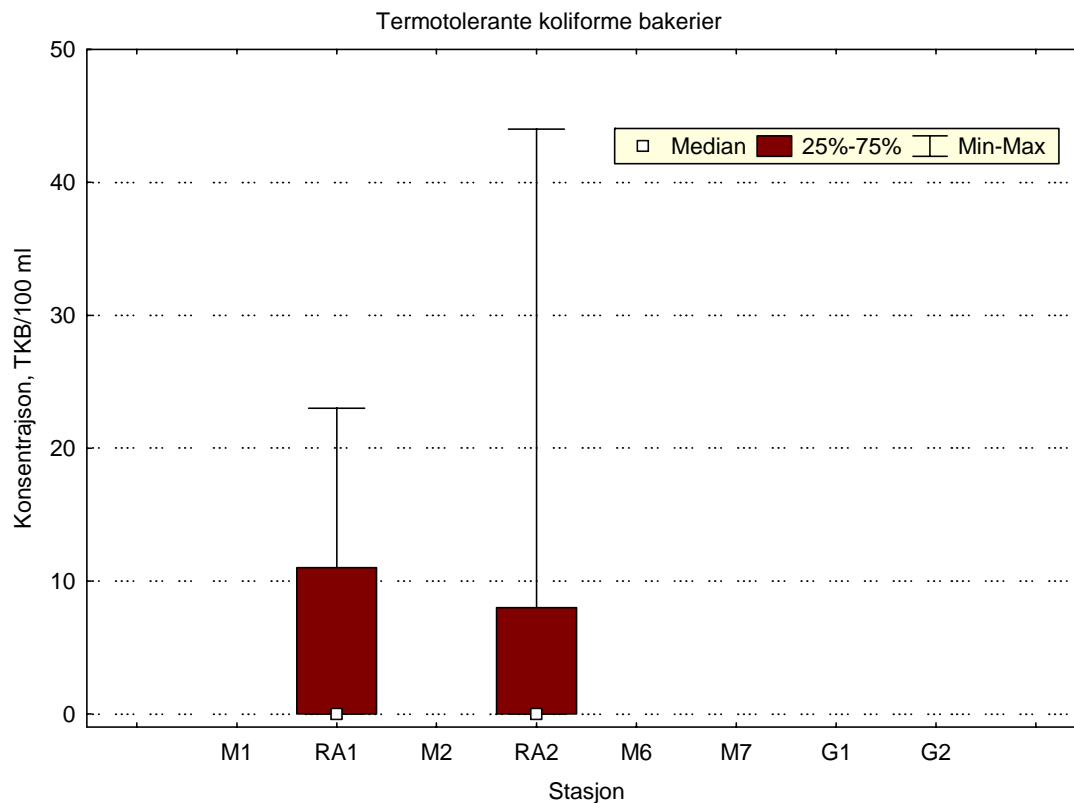


Figur 15. Oppsummering av målingene av fosfat og nitrat i 0-15 m dyp på RA1, M2 og RA2 og 0-2 m dyp på øvrige stasjoner i vintermånedene desember-februar.

5.2.3 Badevannskvalitet

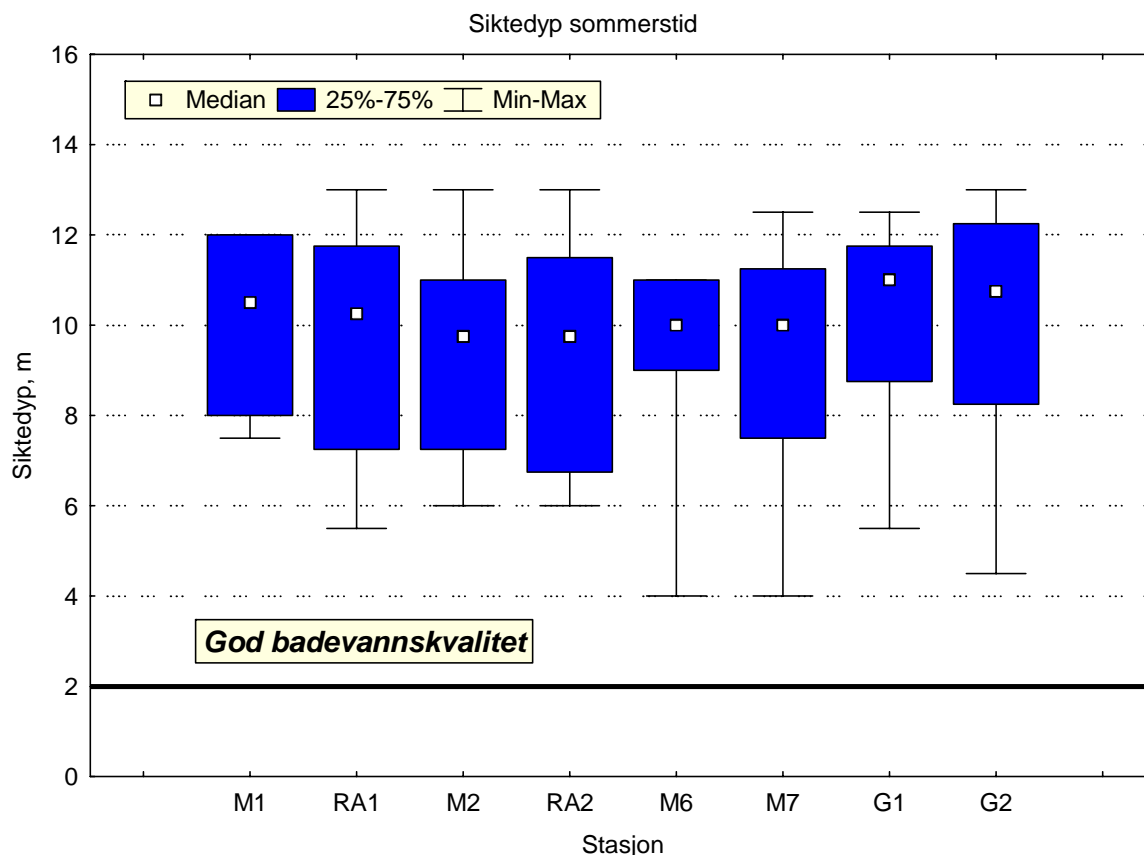
Resultatene av de vannhygieniske målingene i overflata ved utslippene fra rensanleggene RA1 og RA2 er vist på **Figur 16**. Alle målte konsentrasjoner var mindre enn 100 TKB/100 ml og vannkvaliteten er dermed karakterisert som Eget for bading (jfr. **Tabell 7**).

Avløpsvannet fra RA1 og RA2 har dermed ikke skapt problemer for den hygieniske vannkvaliteten i overflatelaget.



Figur 16. Oppsummering av målingene av termotolerante koliforme bakterier i overflaten ved utslippene fra rensanleggene RA1 og RA2.

Siktedypet ble rutinemessig målt på alle stasjoner og i **Figur 17** er resultatene sammenfattet for strekningen Julsundet-Fannefjorden. Vurdert mot Folkehelseinstituttet sine kriterer for badevannskvalitet innfris kravet til God kvalitet (> 2 m) med god margin på alle stasjoner.



Figur 17. Målinger av siktedyp fra stasjon M1 i Julsundet og østover til stasjon M7 innerst i Fannefjorden sommer og høst 2003. I forhold til kriteriene for godt badevann (siktedyp >2 m) var badevannskvaliteten god.

5.2.4 Overvåkingen av algegifter i skjell ved Cap Clara

Mattilsynet, som ble etablert 1.1.2004, har videreført Statens næringsmiddeltilsyns overvåkingsprogram for algegifter i skjell i samme form som tidligere år. Myndighetene har siden 1992 overvåket norskekysten for potensielt giftige alger og giftopphopninger i skjell gjennom overvåkingsprogrammet "Algegifter i skjell – Kostholdsrad til publikum". Programmet starter i midten av mars og omfatter 26 uttakssteder langs norskekysten som hver uke blir overvåket for forekomster av følgende potensielt giftproduserende alger: *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Protoceratium reticulatum*, *Protoperidinium* spp. og *Lingulodinium polyedra*.

Hensikten med overvåkingsprogrammet er å gi informasjon om tilrådeligheten av å spise selvplukkede skjell langs hele kysten til publikum. Ved første prøveuttak om våren må samtlige stasjoner sende inn blåskjellprøver for å undersøke om skjellene er giftige eller ikke. Stiger konsentrasjonen av giftige alger i vannprøvene over gitte faregrenser frarådes konsum av skjell. Når konsentrasjonene av alger i sjøen har avtatt innkalles det til ny blåskjellprøve som testes kjemisk for ulike algegifter, som må ligge under forutbestemt nivå, før konsum kan tilrås på nytt.

Algegiftene vi hovedsakelig overvåker i skjell er de som forårsaker Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP) og Paralytic Shellfish Poisoning (PSP). Det analyseres også etter yessotoksiner (YTXs), hukommelsestapstoksinet domoic acid som gir Amnesic Shellfish Poisoning (ASP), pectenotoksiner (PTXs) og azaspiracider (AZAs) som gir Azaspiracid Shellfish Poisoning (AZP).

Problemer med PSP i Norge er stort sett satt i forbindelse med dinoflagellaten *Alexandrium tamarense*. Arten produserer toksiner i PSP-komplekset. Gjennom analysearbeidet ved Norges veterinærhøgskole får man stadig bedre oversikt over hvilke av de omkring 20 kjente PSP-giftene arten produserer i våre farvann. PSP er assosiert med omlag 20 ulike gifter, som har det til felles at de blokkerer impulsoverføringen i det perifere nervesystemet og overføringen av signaler fra nerver til muskulatur. Resultatet er at det inntreffer lammelser og respirasjonssvikt dersom man inntar disse toksinene over visse nivåer. Symptomene inntreffer fra få minutter til en halv time etter inntak som en brennende, prikkende følelse i munnen, nummenhet i armer og ben, følelse av vektløshet og til slutt lammelser og pustevansker. Dersom dosene ikke er dødelige, vil man vanligvis ikke få varig mén etter en PSP-forgiftning. Ved alvorlig forgiftning må pasienten få respirasjonshjelp. Giftene i PST (Paralytic Shellfish Toxin)-komplekset tåler både koking og frysing.

Overvåkingsprogrammet sitt uttakssted Cap Clara i Romsdal er en av tre rutinestasjoner i overvåkingsprogrammet for skjell, som kontinuerlig tar ut skjellprøve hver 14-dag. I Romsdal er algeproblemet hovedsakelig relatert til oppblomstringer av *Alexandrium spp.*, som gir PSP-giftige skjell. *Alexandrium spp.* forekommer oftest om våren og på forsommeren.

I 2003 var det mye mindre algeoppblomstringer av giftige alger i Romsdal enn tidligere år. Vårphenomenet med PSP-giftige skjell var kort og giftnivåene betydelige lavere enn før. Det ble advart mot å spise selvplukkede skjell i en 6 ukers periode fra begynnelsen av april til midten av mai. I denne perioden var det kun to prøveuttak av skjell i april hvor innholdet av PSP ble målt til rundt 600 µg / kg skjellmat, som er noe over faregrensen på 400 µg / kg skjellmat. Det var kun i uke 13 at *Alexandrium spp* ble påvist i vannprøvene med en konsentrasjon på 40 celler / liter. Med unntak av en uke i mai, med mistanke om ASP-giftige i skjell, var det tilrådelige å spise selvplukkede skjell for resten av sesongen. Tilsvarende periode med advarsler mot fare for PSP-gift i skjell ble gitt i Romsdal for 2002. Algekonsentrasjonen av *Alexandrium spp.* var da høyere og ble i uke 17 målt til 2480 celler / liter og PSP-innholdet i skjellene ble påvist i konsentrasjoner over 9000 µg/kg den påfølgende uken.

Data over algesituasjonen i Romsdal bakover i tid viser at antall advarsler mot å spise selvplukkede skjell har sunket de siste årene. I år 2000 var det totalt 14 uker med advarsler mot å spise selvplukkede skjell, hvorav 12 uker med fare for PSP-gift. Maksimums konsentrasjonen av algeslekten *Alexandrium* i vannprøver fra Cap Clara ble i år 2000 registrert til 1480 celler/liter, mens giftnivået i skjellene ble målt opptil 10 000 µg / kg skjellmat. Resultater helt tilbake til 1994 viser at det ble det advart mot å spise selvplukkede skjell i hele 17 uker fra tidlig vår til over sommeren på grunn av fare for PSP-giftige skjell. I 2001 kom antall uker med advarsler ned på 7 uker, og algegiftproblematikken har siden da begrenset seg til noen få uker om våren. Situasjonen så langt i 2004 viser 5 uker med fare for PSP-giftige skjell i april og mai.

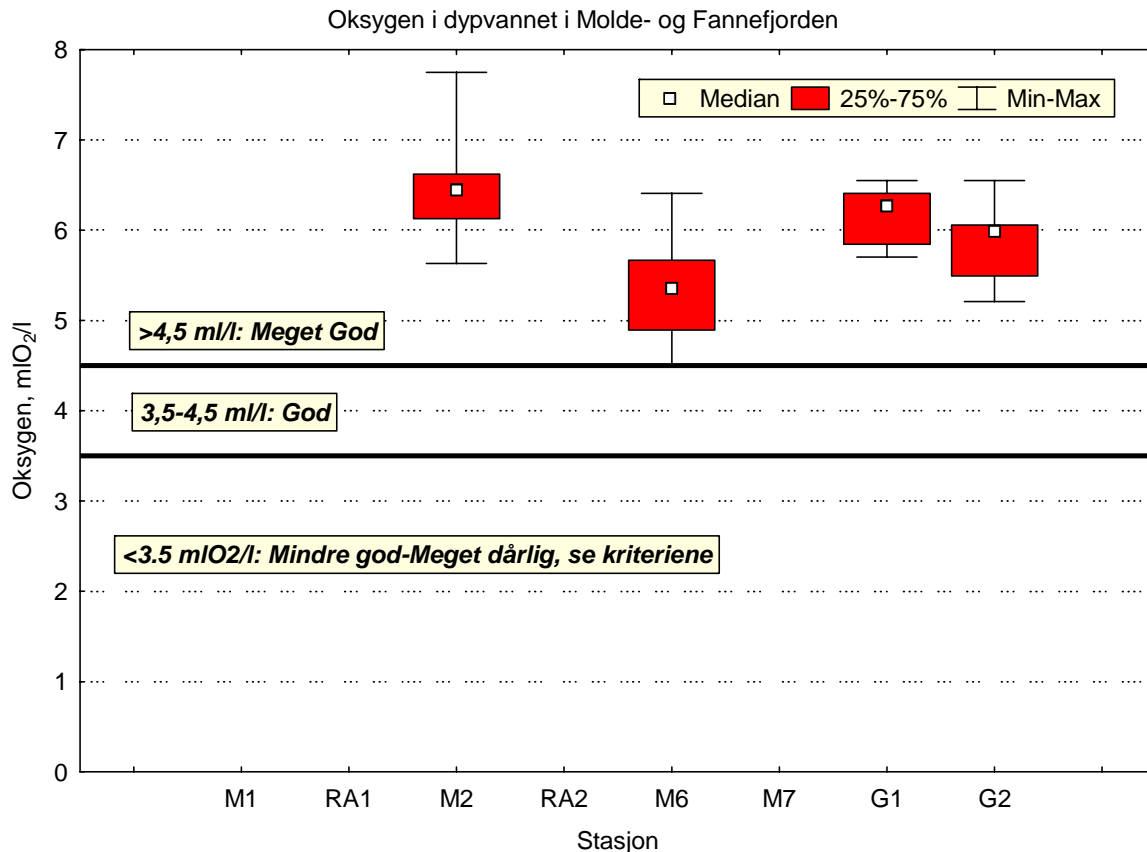
5.2.5 Oksygenforhold i fjordbassengene og ved oppdrettsanlegget

I begge de to undersøkte fjordbassengene var oksygenforholdene gode

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for marint liv og **Tabell 6** inneholder grunnlaget for å bedømme oksygenforholdene. Merk at tilstanden bedømmes ut fra lavest målte konsentrasjon og ikke gjennomsnittskonsentrasjonen eller median som er vanlig for næringssalter, klorofyll, siktedyp med mer. Oksygenmålinger er gjort i dypvannet på stasjon M3 og M6 og nær bunnen på stasjonene G1 og G2 ved Grønnes. Resultatene er vist i **Figur 18**.

Tilstanden må bedømmes som Meget God på stasjon M3, G1 og G2. På stasjon M6 i Fannefjorden var lavest målte konsentrasjon 4.5 mlO₂/l, dvs. akkurat på grensen mellom klasse I og klasse II. Dette er ikke overraskende og oksygenkonsentrasjoner i klasse II er fullt tilstrekkelig for opprettholdelse av normalt marint liv. I forhold til fisken i oppdrettsanlegg er det vanlig å regne med at konsentrasjonen skal være minst 3.5 mlO₂/l (5 mgO₂/l).

Sammenlignet med oksygenmålingene i tidsrommet 1983-85 (Nilsen et al., 1987) er der ingen tegn til økt oksygenforbruk eller nedgang i oksygenkonsentrasjon.



Figur 18. Beskrivelse av oksygenforholdene i bassengene i Moldefjorden (M3), Fannefjorden (M6) og ved oppdrettsanlegget på Grønnes (G1 og G2).

6. Hardbunnssamfunn

6.1 Innledning

Formålet med undersøkelsen av flora og fauna på grunt vann utenfor Molde er å

- *vurdere om de to hovedutslippene av kommunalt avløpsvann gir skadevirkninger på marin flora og fauna på grunt vann*
- *framskaffe en tilstandsbeskrivelse som skal danne grunnlag for senere overvåking av Molde- og Fannefjorden*
- *bidra til å beskrive forurensningseffekten av fiskeoppdrettsanlegg ved Grønnes i Fannefjorden.*

Undersøkelser av fastsittende alger og dyr på grunt vann gir et godt grunnlag for å karakterisere miljøtilstanden. Plante- og dyresamfunnet endrer seg med miljøforholdene og gjenspeiler hvordan tilstanden har vært over tid.

For eksempel kan et større utslipp av avløpsvann påvirke gruntvannssamfunnet ved at næringssaltinnholdet i sjøen endres. Næringssalter brukes av bl.a. fastsittende alger til vekst og produksjon, og en økning i næringssaltkonsentrasjonen vil endre vekstbetingelsene for algene. Svake overkonsentrasjoner av næringssalter kan virke gunstig på algesamfunnet og medføre at artsrikheten og mengden alger øker (gjødslingseffekt). Ved høye, vedvarende overkonsentrasjoner av næringssalter vil imidlertid antallet arter reduseres og artsutvalget endres slik at man får dominans av noen få arter. I fjæra vil dette ofte være små hurtigvoksende grønnalger og enkelte trådformete brunalger ('sly'). De flerårige tangartene blir lett overgrodd av de hurtigvoksende algene slik at lystilgangen reduseres, og det kan til slutt resultere i at tangen etterhvert forsvinner. På litt dypere vann er det redusert algevekst og nedslamming som er de mest synlige effektene.

6.2 Metodikk og data

Feltarbeidet i fjæresonen ble gjennomført i løpet av august/september 2003 av en marin zoolog og en marin botaniker. Dykkestasjonene ble undersøkt samtidig. Jan Olav Gussiås fra Molde fungerte som reservedykker.

For å undersøke om utslippene har effekter på hardbunnssamfunnet, og som grunnlag for senere oppfølginger, ble det gjennomført:

- a) Kvantitative ruteanalyser i fjæra på 6 antatt påvirkede stasjoner samt 3 referansestasjoner (posisjoner i **Tabell 10** og **Figur 19-Figur 20**). Ettersom området som skal undersøkes er stort og det er to utslipp som skal vurderes, ble et antall av 6 stasjoner vurdert som et fornuftig grunnlag for senere å kunne vurdere eventuelle endringer. Med et mindre antall stasjoner vil eksempelvis framtidige endringer på én stasjon bli svært utslagsgivende for hele konklusjonen. Metoden omfatter registrering av alle fastsittende alger og fastsittende eller lite mobile dyr innenfor 4 parallelle ruter à 0,5 x 0,5 m (0.25m²) i både grisetangbeltet og sauetangbeltet (eller tilsvarende høyder i fjæra). Tangbeltenes vertikale bredde ble notert sammen med substrattypen og helningsvinkel.
- b) Semi-kvantitativ registrering i fjæra på de samme 9 stasjoner. Metoden omfatter en enkel registrering av de vanligste artene i et 8 meter bredt belte fra øverst til nederst i fjæra. Metoden og flere av stasjonene er de samme som ble brukt i undersøkelsen fra 1985, og disse blir benyttet som sammenligningsgrunnlag.
- c) Semikvantitative transektdykk (0- maks 30 m dyp) på 2 stasjoner, hvorav én er referansestasjon. Metoden omfatter registrering av alle fastsittende alger og fastsittende eller lite mobile dyr samt

substrattype og -helning langs en linje fra superlittoralsonen (sprutsonen) til maksimalt 30 meters dyp. Transektets bredde er 4 meter.

Metodene er i henhold til standarden "Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på littoral og sublittoral hardbunn" (NS 9424).

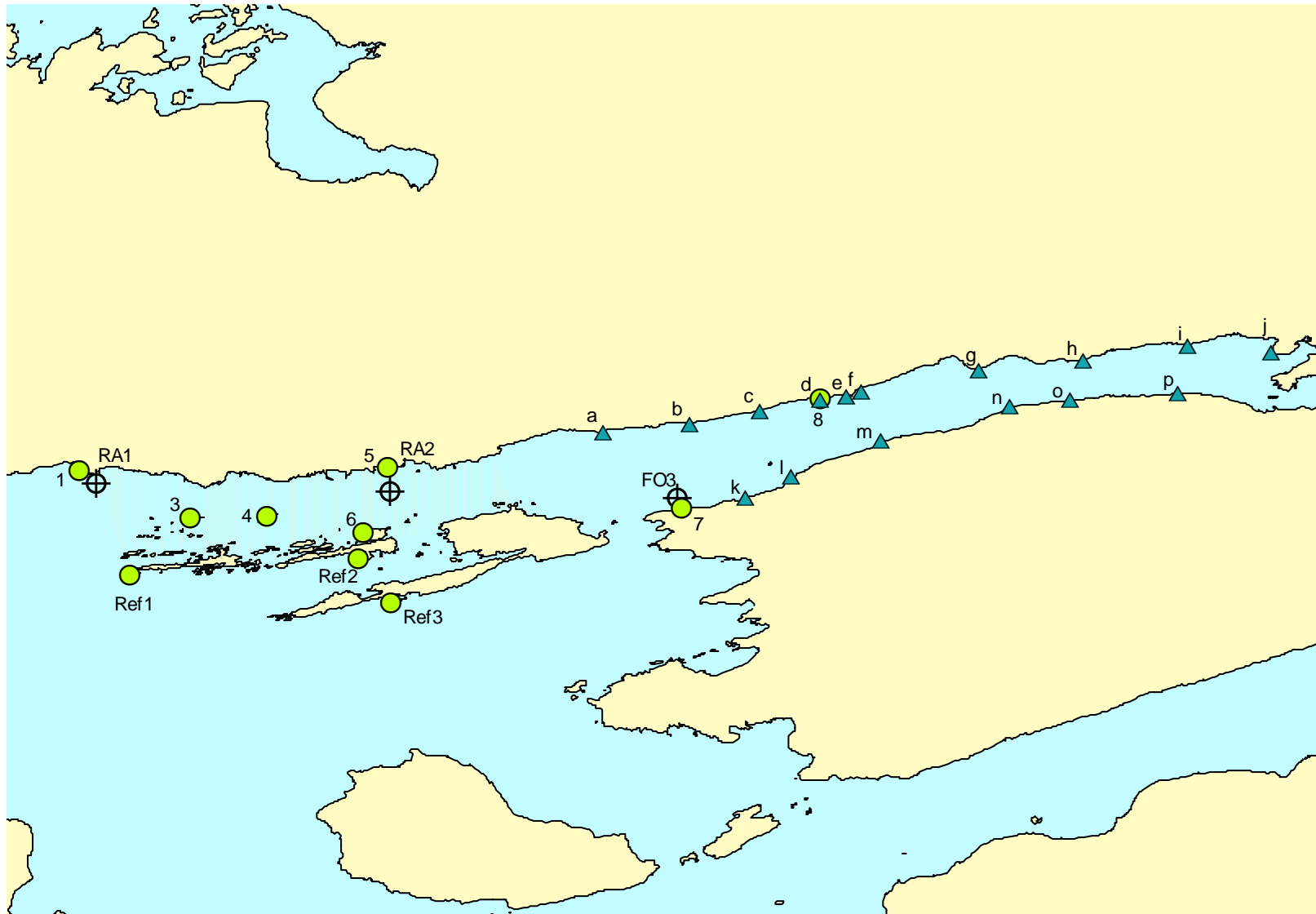
Basert på artslistene og mengdeangivelsene er det gjort beregninger av artsmangfold, fordeling mellom organismegrupper og forekomst av indikatorarter som er ømfintlige eller tolerante overfor forurensninger. Multivariate analyser er gjort for å fastslå grad av likhet mellom stasjonene. Metodikken er nærmere beskrevet i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

I tillegg til registreringene på stasjon 8 mellom Oppdøl og Hjelset ble det gjort en befaring i fjæra på 16 utvalgte lokaliteter i Fannefjorden, med fotografering og registrering av algebelter med dominerende arter. Eutrofitilstanden er vurdert på hver av de 16 lokalitetene. Dette gir et supplerende bilde av miljøtilstanden i Fannefjorden. Posisjonen for hver lokalitet er gitt i **Tabell 13**.

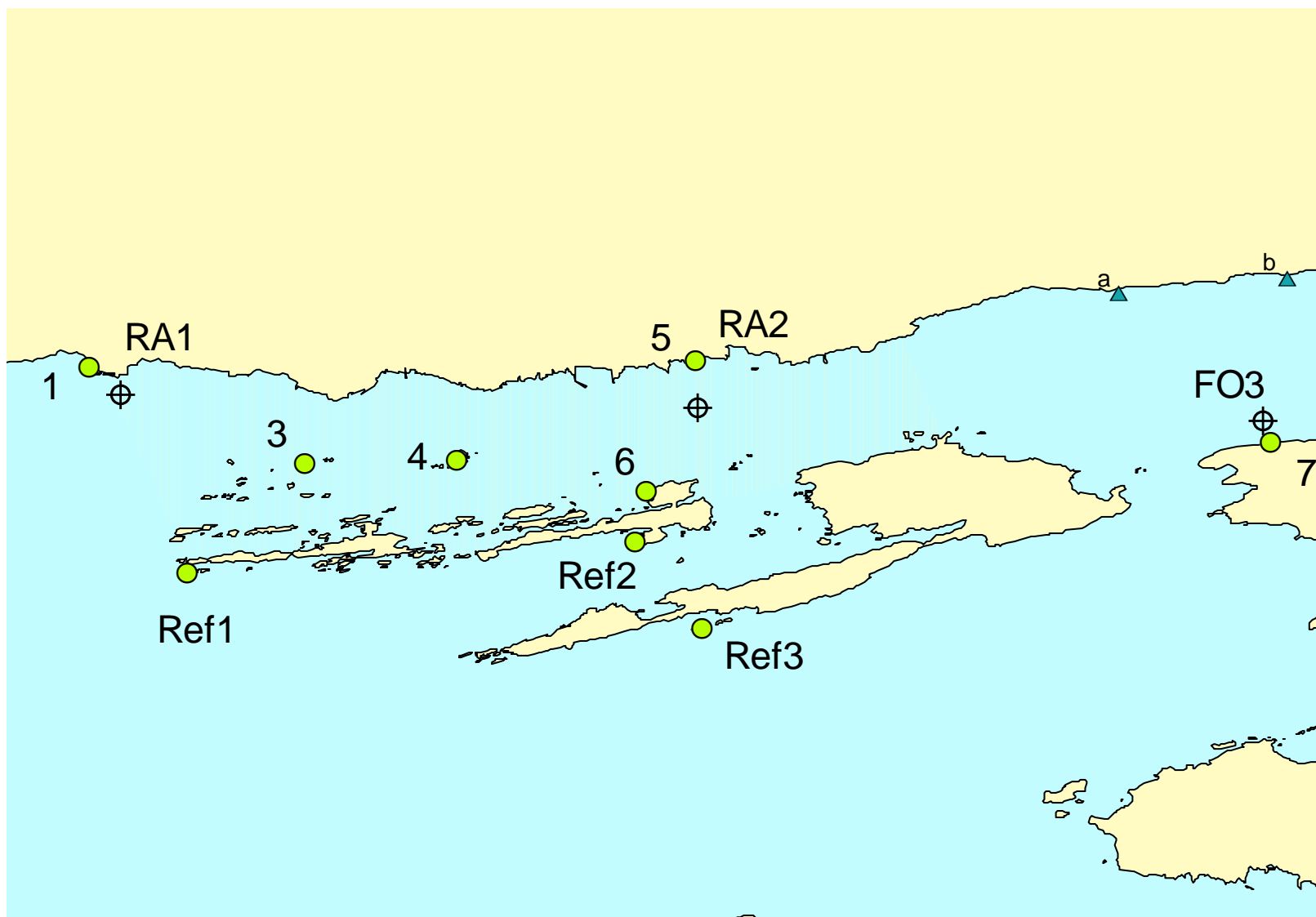
Det ble etablert og analysert en rutestasjon i fjæra nærmest fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes. Dette danner grunnlag for å kunne følge miljøtilstanden i området, og er det nærmeste man kommer en forundersøkelse. De tre referansestasjonene fungerer som referanse også for dette området. Å gi svar på forurensningseffekten av fiskeoppdrettsanlegg ved Grønnes ut fra hardbunnssamfunnet etter bare noen måneders drift er ikke mulig. Det kan ta lang tid før eventuelle effekter blir målbare i plante- og dyresamfunnet. Enkelte effekter kan være synlige allerede etter noen måneder, med det vil være for tidlig å trekke noen konklusjon ettersom mange av artene er flerårige og der er en viss treghet i responsen på endrete miljøforhold.

Tabell 10. Stasjoner for undersøkelse av marine gruntvannssamfunn utenfor Molde i 2003.

Stasjon	N 62°	Ø 07°	Fjæresoneundersøkelser	Dykkerundersøkelser
11 (ref. 1) Hjertøytangen	42,669	07,006	X	
12 (ref. 2) Sæterøya	43,250	13,527	X	
13 (ref. 3) Kolhlm.	42,719	14,644	X	X
1 Mek	43,973'	05,191'	X	
3 Rekneshlm.	43,509'	08,528'	X	
4 Moldehlm.	43,652'	10,759'	X	X
5 Kviltorp	44,515'	14,082'		
6 Gåsøya	43,593'	13,587'	X	
7 Grønnes (oppdrettsanl.)	44,428'	22,666'	X	
8 Mjelve	46,092	26,298'	X	



Figur 19. Kart som viser plasseringen av stasjoner for undersøkelse av hardbunnsamfunn. Dykkeregistreringer ble gjort på st. 2 og st 13 (ref 3). Trekantene angir sted for befaring i fjæra. RA1 og RA2 er posisjon for kommunalt utslipp. FO3 er posisjon for oppdrettsanlegg.



Figur 20. Utsnitt fra kart i **Figur 19**.

6.3 Resultater og diskusjon

Undersøkelsene på grunt vann har vist at resipienten har en god tilstand og bortsett fra stasjonene i nærheten av RA2, er det få indikasjoner på næringssaltbelastning. Innover i Fannefjorden bar fjæra i enkelte områder preg av næringssaltpåvirkning, men dette er sannsynligvis forsterket av ferskvannspåvirkning. Dykkeundersøkelsene ga også få indikasjoner på næringssaltpåvirkning. Det var imidlertid noe større innslag av forurensningsindikerende arter på Moldeholmen enn på referansestasjonen sør på Fårøya. Nedslammingen av bunnen var også noe større på Moldeholmen enn på referansestasjonen. Det biologiske mangfoldet var omtrent likt på de to dykkestasjonene. Det var relativt store forekomster av kråkeboller på begge stasjonene, særlig på stasjon 4 Moldeholmen. Kråkebollene beiter ned algene og setter derfor sterkt preg på bunnsamfunnene.

6.3.1 Registreringer i fjæra

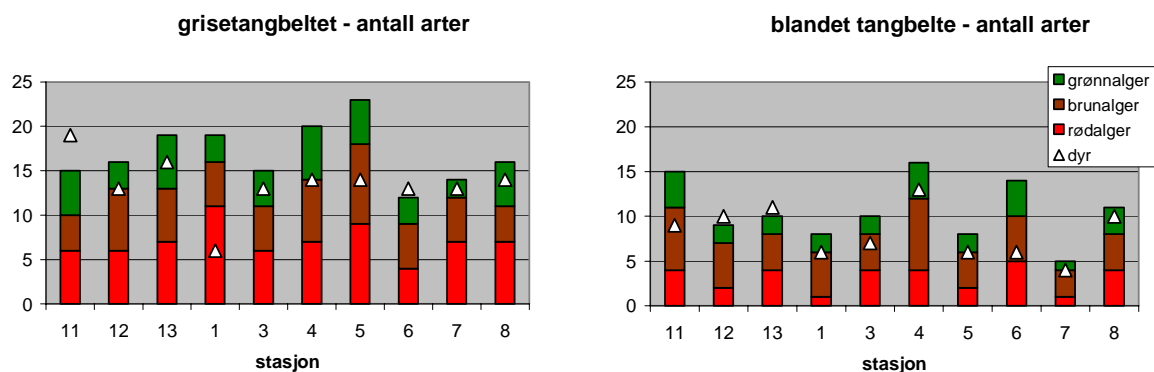
Det ble til sammen registrert 68 arter (taxa) i fjæra ved ruteregistreringene. Av disse var 38 makroalger og 28 var dyr. De to siste taxa var bunnlevende kiselalger og blågrønnalger. På samtlige stasjoner var det flere arter i grisetangbeltet enn i det blandede tangbeltet (**Tabell 11, Figur 21**). Stasjon 7 ved oppdrettsanlegget skilte seg ut med få arter i det blandede tangbeltet. I dette beltet var det imidlertid glatt fjell som gir få nisjer. Det var ingen systematiske forskjeller i artsantall/-indexer mellom referansestasjonene og de øvrige stasjoner. Det er gitt en detaljert beskrivelse og vurdering av fjæresamfunnene på hver stasjon i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

På stasjon 8, Mjelve, var det slimete og klissete belegg på tangen samt hurtigvoksende alger. Dette indikerer forurensende tilførsler og en dårligere vannkvalitet enn på de øvrige stasjoner i undersøkelsen. Årsaken til dette er trolig gjødsling fra måkeskitt, og et nærliggende ikke-kommunalt utslipp ved Molde verft. Utslipet er på 150 pe og munner ut på 1,9m dyp i nærområdet til stasjon 8.

Forekomsten av hurtigvoksende alger på stasjon 5 og 6 indikerer næringssaltberikning på disse bynære stasjonene. Sigevann fra en fylling ved Årøyelva kan bidra til påvirkningen ved stasjon 5. Noe forekomst av hurtigvoksende algearter på stasjon 7 kan indikere en næringssaltberikning, muligens fra oppdrettsanlegget.

Tabell 11. Antall taxa (S), summert forekomst (N), artsrikdom (d (Margalef)), jevnhet (J') og diversitet (H' (Shannon-Wiener)) på 10 stasjoner i fjæra utenfor Molde. Data fra ruteregistreringene. Stasjon 11-13 er referansestasjoner.

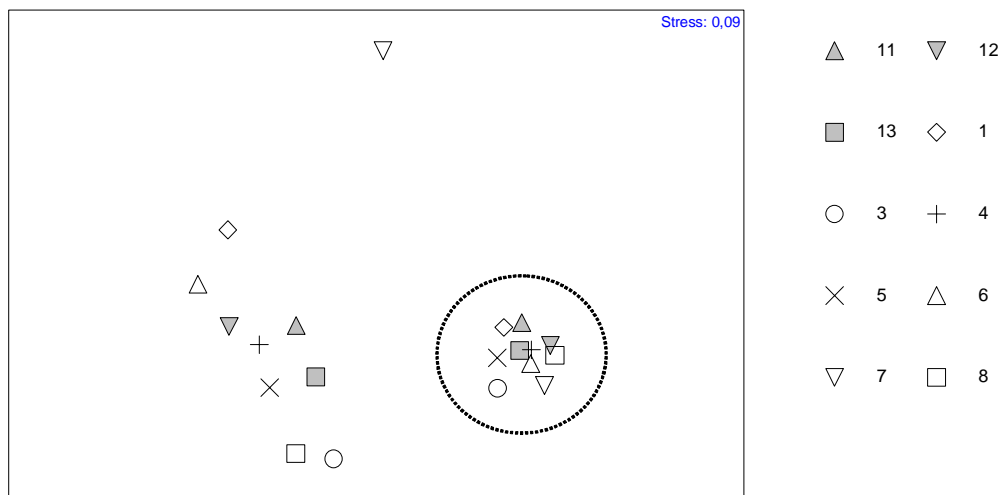
Index	Belte	11	12	13	1	3	4	5	6	7	8
S	grisetang	35	29	36	25	28	34	39	26	28	31
	blandet tang	25	20	22	15	18	31	15	21	9	22
N	grisetang	288,5	226,55	182,15	231,05	243,15	273,3	277,65	188,45	172,45	209,25
	blandet tang	292,40	179,35	212,70	82,05	203,55	239,15	208,70	144,85	21,50	206,70
d	grisetang	6,00	5,16	6,72	4,41	4,91	5,88	6,75	4,77	5,24	5,61
	blandet tang	4,23	3,66	3,92	3,18	3,20	5,48	2,62	4,02	2,61	3,94
J'	grisetang	0,59	0,53	0,53	0,60	0,54	0,68	0,70	0,51	0,47	0,49
	blandet tang	0,75	0,62	0,67	0,65	0,58	0,75	0,77	0,47	0,85	0,65
H'	grisetang	2,12	1,79	1,92	1,94	1,81	2,38	2,57	1,65	1,56	1,68
	blandet tang	2,42	1,87	2,08	1,76	1,66	2,58	2,10	1,44	1,86	2,02



Figur 21. Antall taxa av alger og dyr på 10 stasjoner i fjæra utenfor Molde i 2003 (basert på snitt av 4 ruteregistreringer pr. stasjon). Stasjon 11-13 er referansestasjoner.

Ved hjelp av multivariate analyser er samfunnstrukturen på de ulike stasjonene sammenlignet. I et MDS-plott vises graden av likhet mellom prøvene. Prøver som er plassert nær hverandre i plottet har lik samfunnstruktur. Resultatet fra en sammenligning av dataene fra samtlige ruteanalyser er vist i MDS-plottet i **Figur 22**. Figuren viser at det er ulik artssammensetning i grisetangbeltet og i det blandede tangbeltet. Videre er prøvene fra grisetangbeltet (innenfor sirkelen) mer innbyrdes like enn prøvene fra det blandede tangbeltet. Plottet viser også at det blandede tangbeltet på stasjon 7 er tydelig forskjellig fra de øvrige stasjoners blandede tangbelte.

ruter - %-dekningsgrad - snitt pr stasjon

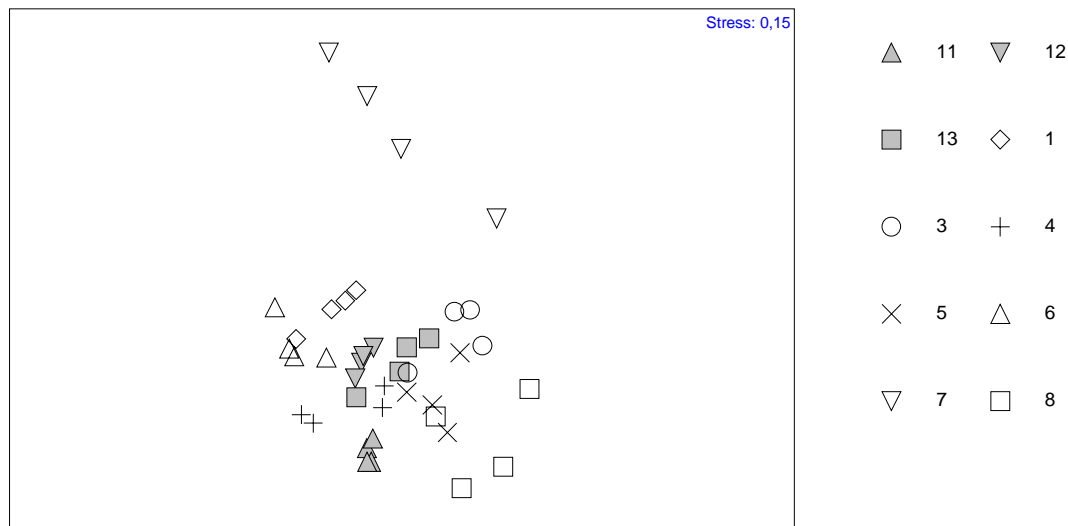


Figur 22. MDS-plott. Viser likhet i samfunnsammensetning mellom de stasjoner som ble undersøkt i det blandede tangbeltet og i grisetangbeltet (snitt av 4 ruter pr. stasjon). Økende avstand mellom registreringer viser økende ulikhet. Grå symboler viser referansestasjonene. Prøvene innenfor den stiplede sirkelen er fra grisetangbeltet.

Hvis man analyserer prøvene fra det blandede tangbeltet for seg vil en se at det er stasjon 7 ved oppdrettsanlegget som har avvikende samfunnstruktur, men at de øvrige prøvene skiller seg lite fra referanseprøvene fra stasjon 11-13 (**Figur 23**). De artene som bidrar sterkest til at stasjon 7 skiller seg ut er vist i **Tabell 12**. Primært er det færre antall arter på stasjon 7 som bidrar til forskjellen (ref. **Figur**

21), men forekomstene av de tilstedeværende artene er også mindre enn på de andre stasjonene. De viktigste forskjellene er mindre forekomster av albusnegl (*Patella vulgata*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og butt strandsnegl (*Littorina obtusata*) på stasjon 7.

alle ruter - prosent dekning - blandet belte



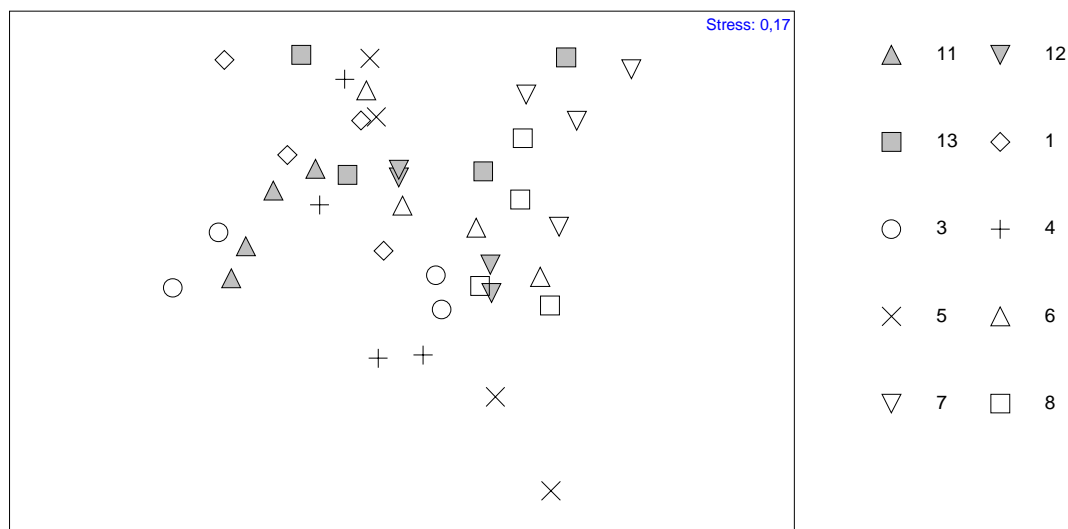
Figur 23. MDS-plott. Viser likhet i samfunns sammensetning mellom de rutene som ble undersøkt i det blandede tangbeltet (4 ruter pr. stasjon). Økende avstand mellom registreringer viser økende ulikhet. Grå symboler viser referansestasjonene.

Tabell 12. Viser hvilken art (taxa) som skiller stasjon 7 fra de øvrige stasjonene i det blandede tangbeltet. Data fra Simper.

Navn	Art / taxa	st. 7 snitt forekomst	øvrige stasjoner snitt forekomst	% bidrag til forskjell
albusnegl	<i>Patella vulgata</i>	4,00	19,78	22,09
blæretang	<i>Fucus vesiculosus</i>	1,00	12,56	16,84
butt strandsnegl	<i>Littorina obtusata</i>	0,50	13,67	15,37
grisetang	<i>Ascophyllum nodosum</i>	1,80	7,17	8,86
grønnalge	Grønt på fjell	0,28	5,88	8,45
ror	<i>Balanus balanoides</i>	0,18	4,83	7,23
stor strandsnegl	<i>Littorina littorea</i>	1.50	5.00	6.28

En tilsvarende analyse fra grisetangbeltet gir ikke detsamme avvik for stasjon 7 i forhold til de øvrige stasjonene (**Figur 24**) og viser derfor at det er i øvre fjæra (blandet tangbelte) at stasjon 7 skiller seg ut.

alle ruter - prosent dekning - grisetangbeltet



Figur 24. MDS-plott. Viser likhet i samfunns sammensetning mellom rutene som ble undersøkt i grisetangbeltet (4 ruter pr. stasjon). Økende avstand mellom registreringer viser økende ulikhet. Grå symboler viser referansestasjonene.

Befaring i Fannefjorden

Strandsonen innover Fannefjorden består for det meste av stein som var godt bevoskt av de vanlige tangartene. I de indre deler av fjorden var det ikke sauetang. Dette antas å være en naturlig følge av det ferskere overflatelaget en har grunnet tilførselene av vann fra Oppdølelva og Otterelva. Det var et litt større innslag av grønnalger langs den sørlige stranden i indre fjord (**Tabell 13**, ref. **Figur 19**). Et kommunalt og et ikke-kommunalt utslipp på hhv. 30 og 40 pe til overflatevannet i denne delen av fjorden bidrar antageligvis til de større grønnalgeinnslagene, men i tillegg vil ferskvanns-påvirkning fra små bekker, kombinert med avrenning fra jordbruket, ha en betydning for grønnalgeforekomstene.

Tabell 13. Befaring i strandkanten, fra vest mot øst, på begge sider av Fannefjorden. Hver lokalitet er fotodokumentert og bildene oppbevares på NIVA (ref. kart i **Figur 19**).

lok.	N 62°	Ø 07°	Beskrivelse og vurdering av tilstand
	langs nordlig strandlinje		
a	45,329'	20,170'	God tilstand
b	45,563'	22,630'	God tilstand
c	45,850'	24,600'	God tilstand
d	46,092'	26,298'	Lettere påvirket, ligger ved stasjon 8
e	46,181'	27,070'	God tilstand
f	46,275'	27,465'	God tilstand
g	46,738'	30,778'	God tilstand, manglet sauetang, ligger like ved RA3
h	47,018'	33,758'	God tilstand, manglet sauetang,
i	47,382'	36,740'	God tilstand, manglet sauetang,
j	47,416'	39,193'	Lettere påvirket
	langs sørlig strandlinje		
k	44,679'	24,487'	God tilstand
l	45,030'	25,724'	God tilstand
m	45,661'	28,217'	God tilstand
n	46,294'	31,799'	Lettere påvirket – spredt med grønnalger og epifytter
o	46,483'	33,536'	Moderat påvirket – tarmgrønske og epifytter var vanlige
p	46,741'	36,629'	Lettere påvirket – spredt med grønnalger og epifytter

6.3.2 Sammenligning med resultatene fra undersøkelsene i 1985

Etter undersøkelsene i fjæra i 1985 ble det, i likhet med den foreliggende rapport, konkludert med at det var liten påvirkning fra forurensningstilførsler i strandsonen (Nilsen et al. 1987). Den gangen ble det registrert med en annen metodikk enn det som er dagens standard, en kan derfor kun gi en faglig- og ikke matematisk vurdering av hvorvidt miljøtilstanden har endret seg siden 1985.

Stasjon 8 ved Mjelve ble i 1985 betegnet som den eneste lokaliteten som var kraftig forurenset. Årsaken til dette mente man var måker som brukte holmen som hvileplass. Vi karakteriserer også denne lokaliteten som den mest påvirkede av de vi undersøkte i 2003, og vi fant også måkegrønnske på toppen av holmen, Vi mener imidlertid at det ikke-kommunale utslippet på grunt vann ved Molde verft bidrar til påvirkningen.

6.3.3 Dykkeregistreringer

Dykkeregistreringene ble gjennomført på høyvann. Horisontalsikten i vannet var tilfredsstillende og varierte mellom 5 og 15m med best sikt i dypet. Det ble til sammen registrert 121 ulike arter (taxa) fra 0 til 24m dyp ved dykkeregistreringene. Av disse var 60 makroalger og 60 var bunnlevende dyr. Den siste kategorien var blågrønnalger (Cyanophyceae)

Referansestasjon 13 - Kolholmen

- Transektretning 180 grader.
- Største registreringsdyp 30m

Vi dykket fra gummibåten. Skjæret som båten var fortøyd til er under vann ved høyvann.

Det fløt ganske mye løse revne alger, kvister og annet i sjøen utenfor denne stasjonen. En del av dette lå også i fjæra. Bra med fiskeaktivitet, bl.a. sjørret. Bunnsubstratet var for det meste fjellvegg som var brutt opp av hyller med jevne mellomrom. Fra 20m og dypere var det en stor vegg.



Skulptetang (*Halidrys siliquosa*) med påvekst av rekeklo



Den flerårige grønnalgen pollpryd (*Codium fragile*)

Figur 25. Fotografier fra dykkeregistreringene på Kolholmen (st. 13), 28. august 2003.

Stasjon 4 – Moldeholmen

Dykket fra holmen.

- Transektretning 292 grader
- Største registreringsdyp 24m

Overflatevannet på stasjonen var brunaktig. Bunnsubstratet var steinur ned til ca. 5m dyp, flater med sand med avvekslende fjell ned til 18m, og en bratt vegg fra 19-24m dyp. Dypere enn 24m var det sandbunn. Nedslammingen av fjellbunnen var større enn på referansestasjonen.

Mellom 5 og 8m dyp var det store mengder langpiggede kråkeboller (*Echinus acutus*), det ble talt opp 6 – 8 individer/m². Vanligvis finner en denne arten på noe større dyp. Dypere enn 15m var det dominans av sjøpunger (*Ciona intestinalis*), se **Figur 26**. Det ble observert en stor steinbitt på 18m dyp. Den introduserte rødalgen *Heterosiphonia japonica* ble funnet vanlig forekommende mellom 15 og 20m dyp. Det var spredte individer av stortare og spredt forekomst av vanlige følgearter som fagerving, eikeving, teinebusk, rødlo og trådformede rødalger av dokkeslekten. Øvre del av sjøsonen var dominert av skolmetang og sagtang med påvekst av tanglo og rekeklo.



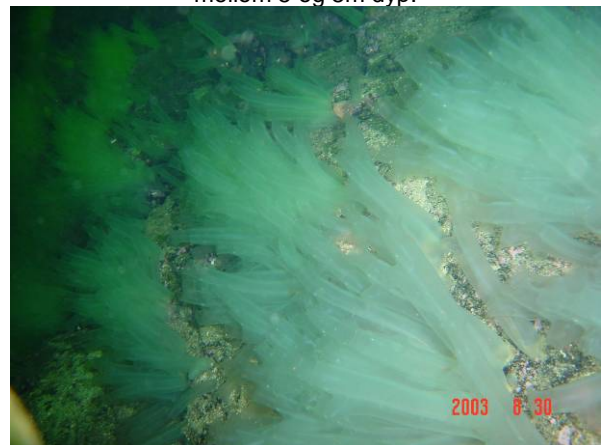
Bildet viser graden av nedslamming på fjell-bunnen.



Tette bestander av langpigget kråkebolle (*E. acutus*) mellom 5 og 8m dyp.



Dominans av sjøpunger (*C. intestinalis*) på tareblad og fjellbunn mellom 15 og 24m dyp.



Figur 26. Fotografier fra dykkeregistreringene på Moldeholmen (st. 4), 30. august 2003.

Sammenligning av de to dykkestasjonene

Det var liten forskjell i antallet av registrerte alge- og dyretaxa på de to dykkestasjonene Moldeholmen (st. 4) og referansen Kolholmen (st. 13) (**Tabell 14**). Det var derimot langt større mengder (forekomst) av alger på referansestasjonen enn på Moldeholmen. Unntaket var grønnalger som hadde størst forekomst på Moldeholmen (**Tabell 15**). Tarmgrønske (*Enteromorpha* sp.), som ofte forekommer i forurensede områder, ble for eksempel kun funnet ved Moldeholmen.

Blågrønnalger (ikke artsbestemt) og rødalgen *Erythrothrichia* sp. er begge forurensningsindikerende alger som ble funnet på Moldeholmen, men i liten grad på referansestasjonen. Nedslammingen av fjellbunnen var større på Moldeholmen enn på referansestasjonen. Disse forhold indikerer en noe større forurensningspåvirkning på den bynære stasjonen (Moldeholmen) enn på referansestasjonen.

Forekomsten av kråkeboller var også større på Moldeholmen enn på referansestasjonen, den samlede forekomsten gjennom transektet (0-24m dyp) var hhv. 178 mot 106. Det var langpigget kråkebolle (*Echinus acutus*) som dominerte bunnen ved Moldeholmen. De større forekomstene av alger, bl.a. mer enn 3 ganger mer stortare (*Laminaria hyperborea*), på referansestasjonen enn på Moldeholmen, er et resultat av at beitepresset er mindre på referansestasjonen. Forskjellen i forekomsten av kråkeboller på de to stasjonene er sannsynligvis ikke forurensningsrelatert.

Den introduserte rødalgen japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*), var relativt vanlig med en samlet forekomst på 132 på Moldeholmen, mens den var fraværende på referansestasjonen. Det er usikkert hvorfor den ble funnet på Moldeholmen, men ikke på referansestasjonen. En årsak kan være at nedbeitingen fra kråkeboller på Moldeholmen skaper egnet substrat for den introduserte algen. Japansk sjølyng er nærmere beskrevet i faktaruten nedenfor.

Fordelingen av antall taxa på klassene rød, grønn og brun lå likevel innenfor det en kan forvente i upåvirkede/lite forurensede områder (Bokn 1978). Forekomstene av dyr var noe større på Moldeholmen enn på referansestasjonen (**Tabell 15**). En sammenligning av samfunnsindeksene artsrikdom (d), jevnhet (J) og diversitet (H) viste små forskjeller mellom de to stasjonene (**Tabell 16**).

Tabell 14. Antall taxa og sum forekomst av alger og dyr i 0-24m dyp på de to dykkestasjonene; referansestasjon 13 Kolholmen og stasjon 4 Moldeholmen.

	ref. st. 13	st. 4
algetaxa	48	51
algeforekomst	5904	4219
dyretaxa	44	49
dyreforekomst	1428	1847

Tabell 15. Fordeling mellom algeklassene rød, grønn og brun; antall taxa og forekomst, med prosentandel i parentes. Basert på samlet forekomst i 0-24m dyp på de to dykkestasjonene; referansestasjon 13 Kolholmen og stasjon 4 Moldeholmen.

stasjon	taxa			forekomst		
	rød	grønn	brun	rød	grønn	brun
ref. st. 13	19 (40%)	4 (9%)	24 (51%)	2951 (50%)	30 (0,5%)	2915 (49,5%)
st. 4	24 (48%)	4 (8%)	22 (44%)	1726 (42%)	84 (2%)	2287 (56%)
Bokn, 1978	45+/-10%	15+/-5%	35+/-10%	-	-	-

Tabell 16. Antall taxa (S), forekomst (N), artsrikdom (d (Margalef)), jevnhet (J') og diversitet (H' (Shannon-Wiener)) på de to dykkestasjonene utenfor Molde.

stasjon	S	N	d	J'	H'
ref. st. 13	92	7332	10,22	0,81	3,64
st. 4	100	6066	11,37	0,82	3,75

Japansk sjølyng

er en nylig oppdaget introdusert rødalge i norske farvann. *Heterosiphonia japonica* heter den (p.t) på latin, men artssystematikken er fremdeles litt usikker og artsnavnet kan bli revidert.

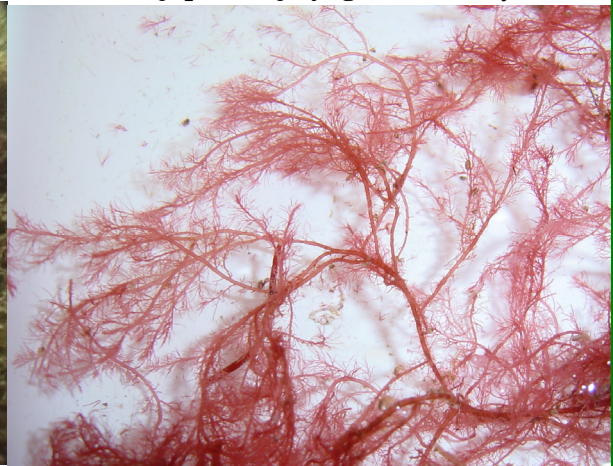
De første meldinger fra våre farvann kom i 1996 (Lein 1999), og i årene som fulgte ble rødalgen funnet på flere lokaliteter i Hordaland og Sogn og Fjordane hvor arten syntes å ha rask spredning. I 1994 ble det rapportert om tilsvarende algefunn i Nederland. Algen ble etterhvert identifisert som japansk sjølyng med opphav fra den asiatiske Stillehavskysten. I tillegg til Europa er arten også utilsiktet blitt introdusert til Chile. Det er usikkert hvordan japansk sjølyng er blitt transportert til Europa, men akvakultur er en mulig kilde. Fra Nederland til Hordaland er algen trolig blitt transportert på skutensiden eller i ballastvann på skip i tankfart mellom Norge og kontinentet. Japansk sjølyng er i dag blitt en vanlig alge i store deler av Sør-Norge.

Japansk sjølyng er buskformet, blir 10-25 cm stor og kan forveksles med flere andre vanlige rødalger av dokkeslekten (*Polysiphonia* spp.) eller sjølyng (*Heterosiphonia plumosa*). Algen synes å ha et stort vekst- og spredningspotensiale. Algen blir ofte funnet i svært tette bestander og kan gro som et ugress utover og fortrenge eller kvele andre alger og dyr. Videre er det mulig at den kan bli en plage for redskaper som settes i sjøen ved å klogge f.eks. bur og liknende.

Sjøbunn dekket av **japansk sjølyng**



Nærbilde av **japansk sjølyng** (foto: F.Moy, NIVA)



7. Bløtbunnsfauna og sedimenter

7.1 Innledning

I marine områder har bunnens dyreliv, og særlig bløtbunnsfauna, lenge blitt brukt som indikatorer på miljøtilstand og har vist seg å være et nyttig verktøy for å beskrive den økologiske status på lokalitetene.

Slike bunnlevende organismesamfunn er rike på arter. Endringer i organismesamfunnet gjenspeiler derfor den sammenlagte respons på forurensningspåvirkninger eller andre forstyrrelser hos mange arter. De stedbundne organismesamfunnene er representative for den lokale miljøtilstand og fanger opp svingninger i leveforholdene over tid.

7.2 Metoder

Innsamling og opparbeiding av prøver er gjennomført i henhold til Norsk Standard for undersøkelser av bløtbunnsfauna NS 9423 (1998): "Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna i det marine miljø".

På hver stasjon tas fire parallelle prøver med en 0.1 m² VanVeen-grabb. Bunnmaterialet siles gjennom en sikt med 1.0 mm store hull for å fjerne finpartiklene. Dyr større enn 1 mm og annet grovmateriale holdes tilbake av sikta og blir tatt vare på og konservert i 4-6% formaldehydløsning i sjøvann og oppbevart for senere opparbeiding i laboratoriet, hvor dyrene blir sortert ut fra resten av siktematerialet, artsbestemt (hvis mulig) og antallet notert. Nokså typiske tall for norske fjorder og kystfarvann er at antall dyr pr. grabb ligger på 100-150, fordelt på 30-40 arter pr. grabb. Basert på artslistene og antall individer pr. art gjøres det beregninger av artsmangfold, individtetthet, og forekomst av indikatorarter som er ømfintlige eller tolerante overfor forurensninger.

I tillegg til faunaen tas det sedimentprøver til analyse av kornstørrelse (innhold av leire, silt, sand og grus) og organisk materiale (organisk karbon og nitrogen). Kornstørrelsen tas i betraktning ved vurderingen av artsmangfoldet og av det organiske innholdet. Det er normalt høyere artsmangfold og lavere organisk innhold i sedimenter med grus og sand enn i sedimenter som består bare av silt og leire.

Finfraksjonen (andel partikler < 0.063 mm) ble bestemt ved våtsikting. Innholdet av organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN) ble bestemt i en elementanalysator etter at karbonater var fjernet med saltsyre. Det ble analysert en prøve fra hver stasjon.

7.2.1 Feltarbeid og opparbeiding

To av bløtbunnsstasjonene i 1985 i Molde-/Fannefjorden ble undersøkt igjen i 2003, og to nye hovedstasjoner ble undersøkt. Målet var å fastslå nåværende tilstand og eventuelle endringer siden de forrige undersøkelsene i hovedresipienten. Hovedstasjonene ligger i områder mer enn 1 km unna utslippspunktene. Disse stasjonene antas å integrere påvirkningene fra de forskjellige utslipp og avrenninger til resipienten. Nærsonestasjonene ble etablert i omtrent 250, 500 and 750 m fra hvert av de to kommunale hovedutslippene, og en stasjon nært ved et matfiskanlegg.

Innsamling ble gjort på 11 stasjoner (**Figur 27-Figur 28**). **Tabell 17** viser posisjoner, dyp, og antall grabbprøver på hver stasjon. En VanVeen-grabb (prøvetakingsareal 0.1 m²) ble brukt for å ta prøvene.

På hovedstasjonene MO6, MO8, MO12 og MO13 ble fire grabbprøver tatt på hver stasjon, til analyse av fauna, og én delprøve til sedimentanalyse. På stasjon MO23 nær matfiskanlegget ble to grabbprøver tatt til faunaanalyse og én delprøve til sedimentanalyse.

På nærsonestasjonene MO15, MO16, MO17, MO19, MO21, og MO22, ble én grabbprøve tatt til faunaanalyse og én delprøve til sedimentanalyse.

Tabell 17. Stasjoner prøvetatt i 2003 med observerte posisjoner og dyp og antall prøver på de enkelte stasjonene. *Stations sampled in 2003 with observed positions and depths and number of samples at each station.*

Stasjon	År	Øst	Nord	Dyp	Antall grabbprøver
MO6	1985 og 2003	7 29.446	62 46.314	70	4
MO8	1985 og 2003	7 20.601	62 44.862	69	4
MO12	2003	7 12.783	62 43.854	53	4
MO13	2003	7 06.700	62 43.521	60	4
MO15	2003	7 05.529	62 43.790	60	1
MO16	2003	7 05.323	62 43.744	70	1
MO17	2003	7 05.126	62 43.698	80	1
MO19	2003	7 14.982	62 44.232	46	1
MO21	2003	7 14.439	62 44.184	42	1
MO22	2003	7 14.960	62 44.228	44	1
MO23	2003	7 22.403	62 44.597	28	2

7.2.2 Databehandling og vurdering av tilstand

Det ble registrert artsantall og individantall og beregnet artsmangfold ved indeksen $H(\log 2)$ (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts indeks ES_{100} (Hurlbert 1971). Andelen av forurensningsømfintlige arter (arter som indikerer gode miljøforhold) i faunasamfunnet ble beregnet ved indeksen ISI (Rygg 2002).

Resultatene vurderes etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Det norske klassifiseringssystemet for bløtbunnssamfunn (se Molvær et al., 1997) er basert på artsmangfold og på sedimentets innhold av organisk materiale (TOC). Dessuten er det etablert klassifiseringer basert på forekomst av ømfintlige og forurensningstolerante arter (Rygg 2002) og antall arter pr. bunnareal (Olsgard et al. 2004).

7.3 Resultater og vurderinger

God eller meget god tilstand ble observert i hele fjordområdet, både i hovedresipienten og på nærsonestasjonene (250-750 meters avstand fra utslippene).

7.3.1 Sedimenter

Feltrapport og visuelle beskrivelser av grabbprøvene er vist i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

Data for sedimentparametrene er vist i **Tabell 18** og i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

Sedimentene var i hovedsak siltige. Moderat forhøyete nivåer av totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN) and fosfor (P) ble funnet i sedimentene langs de dype, sentrale delene av Molde-/Fannefjorden. Den innerste stasjonen (MO6) hadde meget høye TOC- og TN-verdier.

7.3.2 Fauna

De dominerende artene i området var mangebørstemarkene *Paramphinome jeffreysii*, *Myriochele oculata*, *Prionospio cirrifera* og *Heteromastus filiformis*, slangestjernen *Amphiura filiformis* og muslingen *Thyasira equalis*.

Tabell 18 viser faunaparametrene pr. stasjon i 2003. Resultatene fra tilsvarende stasjoner i 1985 er også vist. Tabellen presenterer også tilstandsklassifisering basert på noen utvalgte parametre. Faunaparametre pr. grabb er vist i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

De vanligste artene på stasjonene, og komplette lister over artene og deres individtall er vist i datarapporten fra undersøkelsen (Molvær, Rygg og Walday, 2004).

Mange av stasjonene i Molde/Fannefjorden hadde høyt antall arter av bunndyr sammenlignet med de fleste bløtbunnsstasjoner i andre norske fjorder og kystfarvann (hvor medianen = 48) (**Tabell 18**, **Figur 29**).

Ingen av stasjonene var karakterisert ved forekomst av forurensningsindikerende arter.

På kartene i **Figur 27** og **Figur 28** er det vist tilstandsklassifiseringer, basert på normalisert indeks for artsmangfold (H_{63}) og indeks for indikatorarter ($ISI_{\text{depth}200}$).

Bløtbunnsfaunasamfunnene på nesten alle stasjonene i Molde-/Fannefjorden viste meget god tilstand (klasse I). På to stasjoner (MO8, MO15) ble tilstanden klassifisert som god (klasse II) basert på artsmangfoldindeksen H_{63} . På stasjon MO15 var imidlertid indeksverdien basert på en enkelt grabbprøve, som vanligvis gir en verdi som er minst 10% under indeksverdien basert på fire grabbprøver (Moy et al 2002). Også på MO15 kan tilstanden derfor klassifiseres som meget god.

Resultatene fra bløtbunnsfaunaundersøkelsene indikerer ikke noe behov for utslippsbegrensende tiltak. God eller meget god tilstand ble observert i hele fjordområdet, både i hovedresipienten og på nærsonestasjonene (250-750 meters avstand fra utslippene).

Tabell 18. Stasjonsparametre. S04 = Artstall pr. 0.4 m²; ES100 og H = diversitetsindekser; H₆₃ = H normalisert til kornstørrelse < 63µm; ISI = Indikatorartsindeks; ISI_{depth200} = ISI normalisert til dyp200m; TTS% = sediment tørrstoff; P = sediment fosfor (g/kg); TN = totalt nitrogen (g/kg); TOC = totalt organisk karbon (g/kg); TOC₆₃ = TOC normalisert til kornstørrelse < 63µm; TOC/TN = forholdstall; CU = kopper (mg/kg); ZN = sink (mg/kg).
Station parameters. S04 = Number of species per 0.4 m²; ES100 and H = diversity indices; H₆₃ = H normalised to grain size < 63µm; ISI = Indicator species index; ISI_{depth200} = ISI normalised to depth200m; TTS% = sediment dry content; P = sediment phosphorous (g/kg); TN = total nitrogen (g/kg); TOC = total organic carbon (g/kg); TOC₆₃ = TOC normalised to grain size < 63µm; TOC/TN = ratio; CU = copper (mg/kg); ZN = zink (mg/kg).

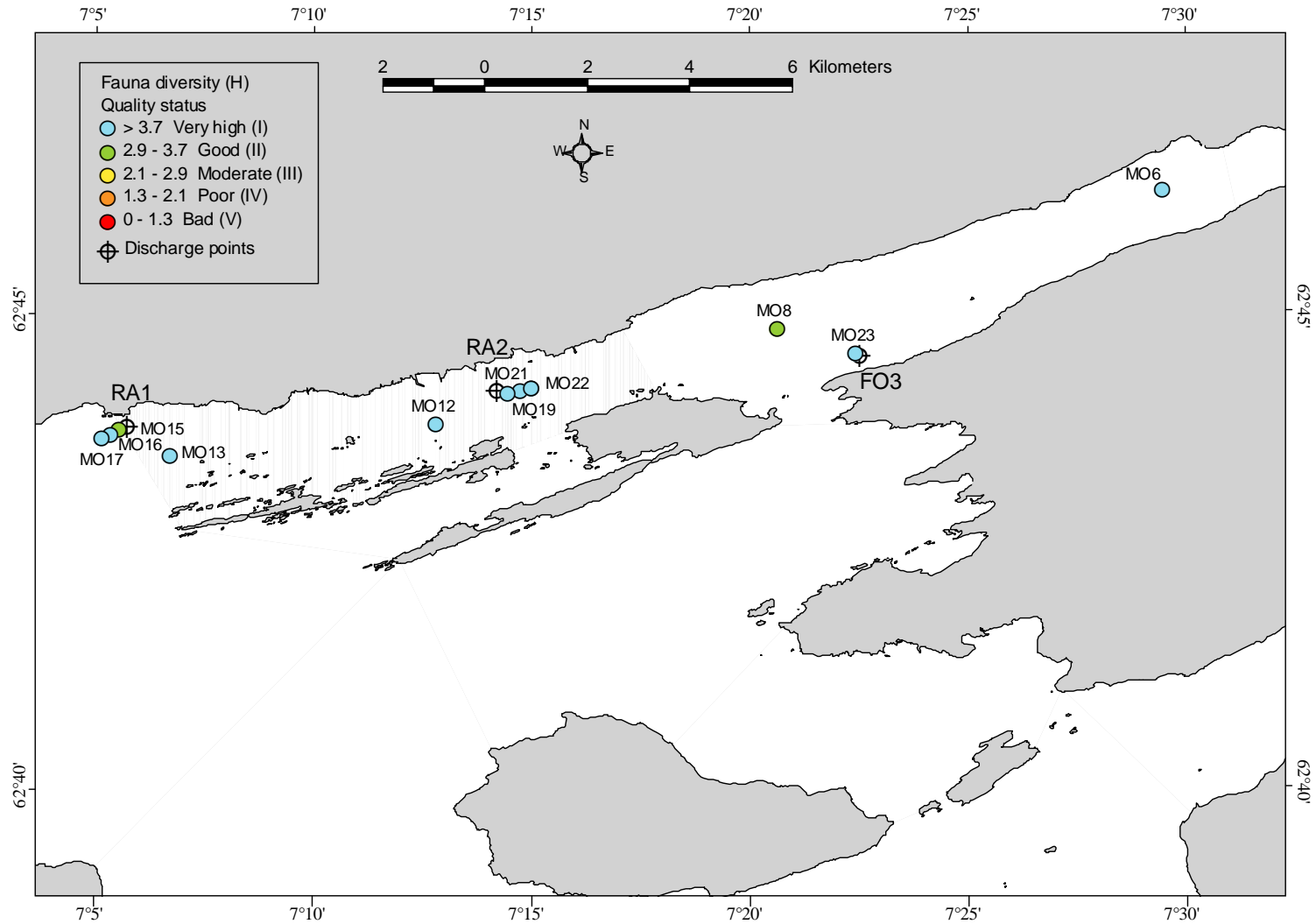
2003																			
Stasjon	Dyp	Areal	Artstall	S04	Individttall	%<63µm	ES100	H	H ₆₃	ISI	ISI _{depth200}	TTS%	P	TN	TOC	TOC ₆₃	TOC/TN	CU	ZN
MO6	70	0.4	77	77	821	89.3	30.9	4.60	4.41	8.88	9.55	26.3	1.32	5.70	56.1	58.0	9.8		
MO8	69	0.4	80	80	1134	57.1	27.8	3.98	3.39	9.23	9.93	39.4	1.06	2.90	25.6	33.3	8.8	19.8	57.5
MO12	53	0.4	113	113	2804	63.3	30.7	4.51	3.92	8.96	9.94	41.8	1.07	2.40	23.2	29.8	9.7		
MO13	60	0.4	106	106	1632	69.8	33.7	4.60	4.09	9.38	10.25	51.4	1.01	2.00	13.8	19.2	6.9		
MO15	60	0.1	75	143	592	32.4	32.7	4.48	3.51	9.29	10.16	59.6	0.76	1.20	7.8	20.0	6.5		
MO16	70	0.1	65	124	349	55.6	35.9	4.56	3.85	9.24	9.93	53.1	0.90	1.00	9.1	17.1	9.1		
MO17	80	0.1	56	106	367	58.8	35.3	4.84	4.13	9.05	9.59	55.2	0.88	1.00	8.3	15.7	8.3		
MO19	46	0.1	73	139	489	42.2	35.5	4.93	3.98	8.83	9.96	51.9	0.89	1.70	14.7	25.1	8.6		
MO21	42	0.1	55	105	509	60.9	30.5	4.58	3.94	8.52	9.72	50.6	0.96	1.70	15.1	22.1	8.9		
MO22	44	0.1	72	137	445	38.3	37.0	4.96	3.95	8.52	9.66	55.6	0.83	1.40	11.4	22.5	8.1		
MO23	28	0.2	87	117	751	69.5	33.8	4.63	4.11	8.77	10.47	57.3	1.01	1.20	9.4	14.9	7.8	7.27	24.0
1985																			
MO3	50	0.4	95	95	694	ingen data	39.8	5.28		8.90	9.94								
MO6	70	0.4	59	59	437	89.3*	28.3	4.18	4.00	7.92	8.51								
MO8	69	0.4	71	71	595	57.1*	30.9	4.26	3.62	8.47	9.11								
MO9	68	0.4	54	54	184	ingen data	36.8	4.78	+	9.48	10.22								

*) verdier fra 2003; +) antatt %<63µm ikke lavere enn 30

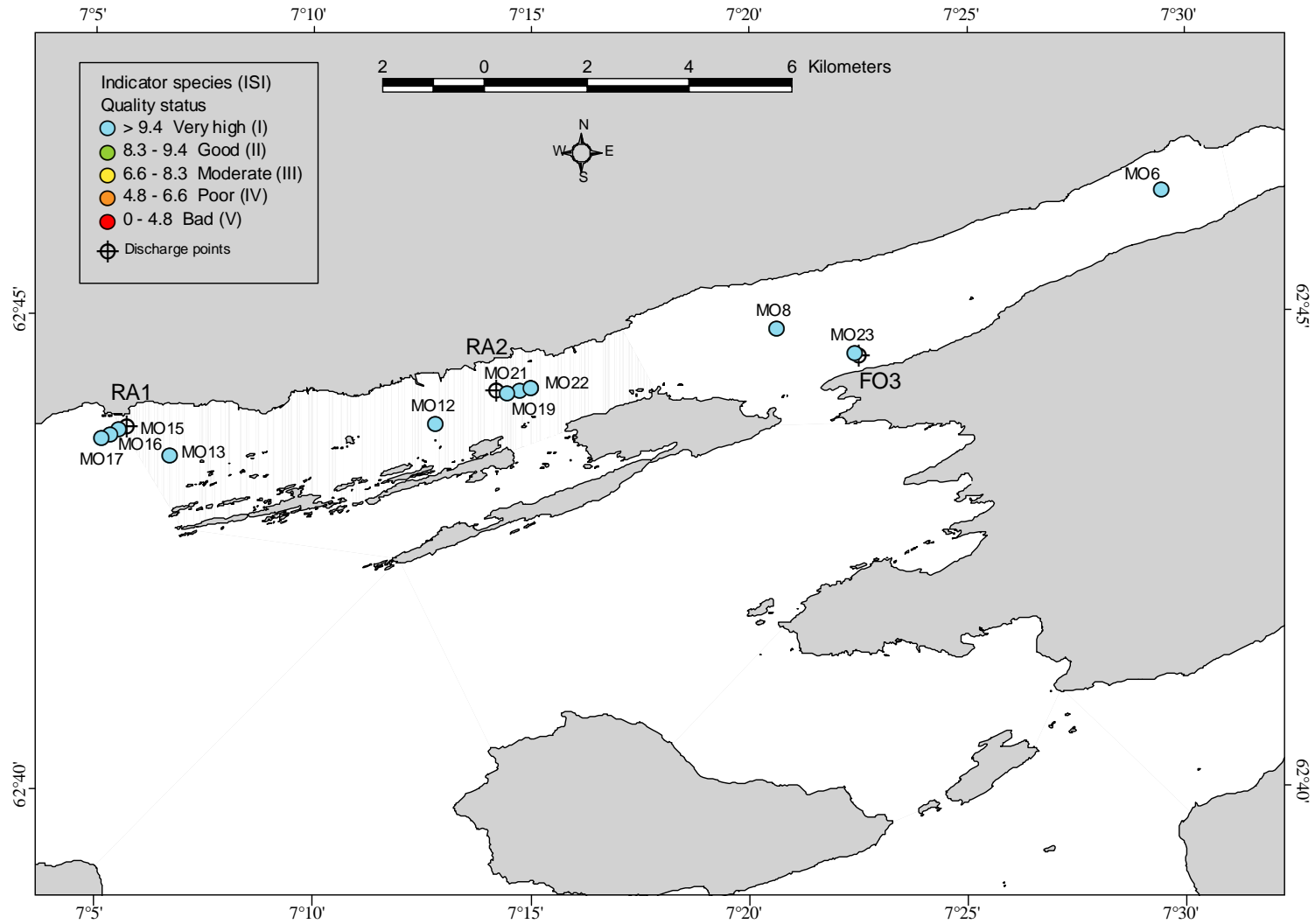
TOC₆₃, CU og ZN ble klassifisert ifølge SFT (Molvær et al 1997); H₆₃ og ISI_{depth200} ifølge Olsgard et al 2004 (Tabell 19).

Tabell 19. Foreslåtte klasseintervaller for normaliserte parametre. *Suggested class intervals for normalised parameters* (Olsgard et al 2004).

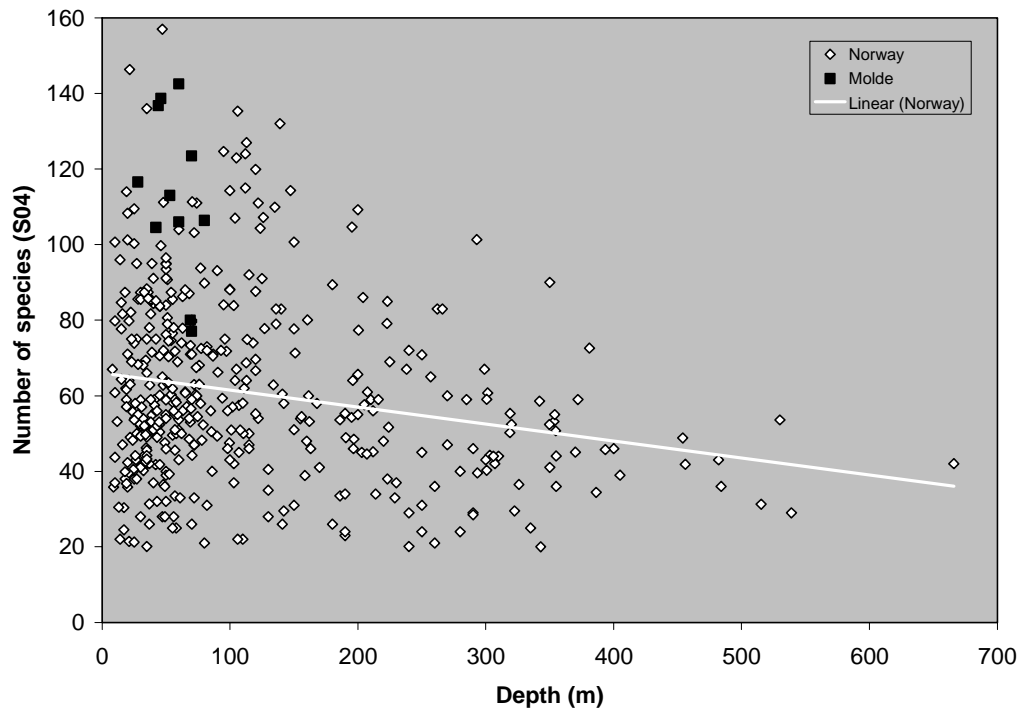
Klasse	V	IV	III	II	I
H ₆₃	0-1.3	1.3-2.1	2.1-2.9	2.9-3.7	>3.7
ISI _{depth200}	0-4.8	4.8-6.6	6.6-8.3	8.3-9.4	>9.4



Figur 27. Artsmangfold (H) 2003. RA1 og RA2 er kloakkrenseanlegg. FO3 er oppdrettsanlegg. *Diversity (H) 2003. RA1 and RA2 are municipal sewage treatment plants. FO3 is a fish farm.*



Figur 28. Indikatorartsindeks (ISI) 2003. RA1 og RA2 er kloakkrensingsanlegg. FO3 er oppdrettsanlegg.
Indicator species index (ISI) 2003. RA1 and RA2 are municipal sewage treatment plants. FO3 is a fish farm.



Figur 29. Plott av artstall per 0.4 m^2 (S04) på stasjoner i Molde-/Fannefjorden, sammenlignet med artstall på ikke eller ubetydelig forurensete stasjoner i andre norske fjorder og kystfarvann. Regresjonslinjen viser forventet artstall. *Plot of number of species per 0.4 m^2 (S04) at stations in Molde-/Fannefjorden, compared to numbers of species at non-polluted or insignificantly polluted stations in other Norwegian fjords and coastal waters. Regression line shows expected number of species.*

8. Sammenfatning og vurderinger

8.1 Medfører avløpsvann fra RA1 og RA2 skade på det marine miljø?

Moldefjorden og Fannefjorden danner et fjordsystem som er ca. 33 km langt og ganske åpent. Overflatearealet er ca. 50 km². I Moldefjorden ligger en terskel på ca. 30-32 m dyp og Fannefjorden har 75 m som største dyp. Bolsøysundet forbinder Fannefjorden med området mot sør, og har største dyp på ca. 30-35 m. Vannmassen mellom ca. 35 m dyp og 75 m dyp har dermed ikke åpen forbindelse mot kystvannet.

Fra landsiden tilføres fjordområdet årlig omkring 23 tonn fosfor og 225 tonn nitrogen, hvorav henholdsvis ca. 90% og 70% stammer fra kommunalt avløp. Det meste av det kommunale avløpsvannet slippes ut gjennom RA1 (34%) og RA2 (54%). Begge anleggene er silanlegg. Avløpsvannet slippes ut i 36-37 m dyp og RA2 har diffusor på enden av avløpsledningen. Beregninger viser at avløpsvannet til vanlig innlagres mellom ca. 15 m og 30 m dyp. For RA1 kan avløpsvannet iblant (helst vinterstid – og under sterk fortykning) nå overflata.

Vannmassene i fjordområdet fornyes kontinuerlig gjennom vannutskiftning med fjordområdene vest for Moldefjorden og sør for Moldefjorden og Fannefjorden. Hermed fjernes og tilføres næringsalter. Ved bruk av modellen FjordEnv (Stigebrandt 2001) har vi beregnet den gjennomsnittlige oppholdstiden for vannmassen i 0-20 m dyp (ca. $700 \cdot 10^6$ m³) til 6.6 døgn, og dette gir en gjennomsnittlig utskiftning av ca. $106 \cdot 10^6$ m³/døgn. Setter vi en typisk konsentrasjon av total fosfor og total nitrogen sommerstid til hhv. 6 mgP/m³ og 150 mgN/m³ (jevnfør **Figur 12**) så kan den gjennomsnittlige døgntransporten av næringsalter i denne vannmassen beregnes. I **Tabell 20** er resultatene sammenstilt med andre kilder. Dette er en enkel og ikke spesielt nøyaktig beregningsmetode som i første rekke er egnet til å framskaffe et første grunnlag for å sammenligne størrelsen av ulike kilder. Imidlertid er det tydelig at for fjordområdet sett under ett er næringsaltbudsjettet helt dominert av vannutvekslingen med fjordområdene rundt omkring. For mer avgrensede og mindre områder og for tynnere vannlag (for eksempel brakkevannslaget 0-10 m) kan fordelingen være noe forskjellig fra dette, men ikke vesentlig. Og vi har tidligere sett at det aller meste av kommunalt avløpsvann fordeler seg i 15-30 m dyp og tilføres Moldefjorden som har bedre vannfornyelse enn Fannefjorden.

Tabell 20. Sammenstilling av de viktigste tilførselene av fosfor og nitrogen til vannmassen i 0-30 m dyp sommerstid, for Moldefjorden og Fannefjorden sett under ett. Fosfor og nitrogen er beregnet som total fosfor og total nitrogen.

	kgP/døgn	kgN/døgn	P %	N %
Kommunalt	57	425	8,2	2,6
Jordbruk	2	30	0,3	0,2
Arealavrenning	1	33	0,1	0,2
Vannutskiftning	636	15900	91,4	97,0
Sum	696	16388	100	100

Undersøkelsene av vannkvaliteten ned til 15 m dyp (næringsalter, klorofyll *a*, termotolerante bakterier, siktedyp) tyder klart på at tilstanden tilsvare vannkvalitetsklasse I. Antall prøver er litt for lite til en sikker klassifisering, men det er usannsynlig at et større prøveantall ville forskyve resultatet til vannkvalitetsklasse II. I begge de to undersøkte fjordbassengene var oksygenforholdene Meget Gode. Sammenlignet med oksygenmålingene i tidsrommet 1983-85 (Nilsen et al., 1987) er der ingen tegn til økt oksygenforbruk eller nedgang i oksygenkonsentrasjon.

Undersøkelsene på hardbunnsflora og fauna grunt vann viste at resipienten har en god tilstand og bortsett fra stasjonene i nærheten av RA2, er det få indikasjoner på næringssaltbelastning. Innover i Fannefjorden bar fjæra i enkelte områder preg av næringssaltpåvirkning, men dette er sannsynligvis forsterket av ferskvannspåvirkning. Dykkeundersøkelsene ned til ca. 30 m dyp ga også få indikasjoner på næringssaltpåvirkning. Det var imidlertid noe større innslag av forurensningsindikerende arter på Moldeholmen enn på referansestasjonen sør på Fårøya. Nedslammingen av bunnen var også noe større på Moldeholmen enn på referansestasjonen. Det biologiske mangfoldet var omtrent likt på de to dykkestasjonene.

Med ett unntak viste bløtbunnsfaunasamfunnene på stasjonene i Molde-/Fannefjorden en Meget God tilstand (klasse I). Dette gjaldt også nærsonestasjonene ved RA1 og RA2 (250-750 meters avstand fra utslippene). På stasjoner MO8 i ytre del av Fannefjorden ble tilstanden klassifisert som God (klasse II) basert på arts mangfoldindeksen H_{63} .

I sum har undersøkelsen vist at miljøtilstanden i Moldefjorden og Fannefjorden er Meget God – God. Dette samsvarer med at utslippene av næringssalter fra kommunalt avløpsvann utgjør en liten del av stoffbudsjettet for fjordområdet. Ved RA2 viser hardbunnsfauna og flora lokale indikasjoner på næringssaltbelastning, og dykkerobservasjoner av bunnen viser en betydelig lokal nedslamming. Utover dette har ikke undersøkelsene vist at utslippene fra RA1 og RA2 medfører skader på det marine miljøet eller skader bruksinteresser knyttet til badevannskvaliteten.

8.2 Er fjordområdet mindre følsomt i forhold til utslipp av kommunalt avløpsvann?

En vurdering av følsomhet inngår i bedømmelsen av fjordområdet. Vi gjengir innledningsvis et utdrag fra Vedlegg C i Molvær et al. (2002): "Forurensningsmyndigheten kan registrere en marin vannforekomst eller et marint område som et mindre følsomt område dersom utslipp av avløpsvann ikke har skadevirkninger på miljøet på grunn av områdets morfologi, hydrologi eller særskilte hydrauliske forhold.

Det skal tas hensyn til forholdene nedenfor når mindre følsomme områder registreres: åpne vik, elvemunninger og andre sjøområder som har god vannutskifting, og som ikke er utsatt for eutrofiering eller oksygenvinn, eller som ikke ventes å bli eutrofe eller å bli utsatt for oksygenvinn som følge av utslipp av avløpsvann fra byområder."

Legges disse kriteriene til grunn og sees i sammenheng med resultatene fra resipientundersøkelsen blir konklusjonen at Moldefjorden og Fannefjorden er mindre følsomme for utslipp av kommunalt avløpsvann. Vi velger altså å se bort fra en lokal påvirkning i nærsonen omkring RA2.

8.3 Miljøtilstanden rundt fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes

Det foreligger ikke opplysninger om utslippet av næringssalter eller organisk stoff fra fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes.

Undersøkelsene av vannkvaliteten ned til 0-2 m dyp (næringssalter, klorofyll *a* samt måling av siktedyp) tyder klart på at tilstanden tilsvarer vannkvalitetsklasse I. Antall prøver er litt for lite til en sikker klassifisering, men det er usannsynlig at et større prøveantall ville forskyve resultatet til vannkvalitetsklasse II. Oksygenforholdene ved bunnen var Meget gode (vannkvalitetsklasse I).

Tangbeltet på stasjon 7 ved oppdrettsanlegget var friskt, men med få arter i øvre fjæra. Det lave artsantallet antas å ha naturlige årsaker og ikke skyldes oppdrettsanlegget. Noe forekomst av hurtigvoksende algearter på stasjonen kan indikere en viss næringssaltberikning fra anlegget. Å gi svar

på forurensningseffekten av fiskeoppdrettsanlegget ved Grønnes på hardbunnsamfunnene etter bare 6 måneders drift er imidlertid ikke mulig. De observasjoner som ble gjort ved kan tyde på en liten påvirkning fra oppdrettsanlegget, men det er for tidlig å trekke noen konklusjon siden fjæresamfunn har en viss treghet i responsen på endrete miljøforhold.

Bløtbunnsfaunaen på stasjonen ved oppdrettsanlegget viste meget gode forhold.

Oppsummert kan man si at etter ca. 6 måneders drift av anlegget var det indikasjoner på en viss eutrofi-effekt på de biologiske samfunnene i strandsonen. Bløtbunnsfaunaen synes upåvirket av utslippene fra oppdrettsanlegget. Dette samsvarer med undersøkelsene av vannkvaliteten.

9. Litteratur

- ANON, 1996. Ytre Oslofjord. Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringssalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av eutrofiforhold i fjorder og kystfarvann. *State Pollution Control Authority (SFT), Norway.*
- Bokn T. 1978. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. Naturvårdsverket, Rapport SNV pm 1151.
- Bray R.T. & J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27:325-349. Clarke 1993
- Clarke K.R. & Warwick R.M. 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analyses and Interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- Clarke K.R. & R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 213-226. Clarke & Warwick 1994
- Clifford H.T. & W. Stephenson. 1975. *An Introduction to Numerical Classification*. Academic Press. 229 pp. Kruskal & Wish 1978
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. *Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes)*. Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Hestdal, M., Aune, T., Tangen, K., Dahl, E. 2001. Overvåkingsprogrammet for algetoxiner 2000. ANT-rapport 9.
- Hurlbert S N, 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- Kruskal J.B. & M. Wish. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publication, Beverly Hills, California.
- Lein T.E. 1999. A newly immigrated red alga (*Dasysiphonia*, Dasyaceae, Rhodophyta) to the Norwegian coast. *Sarsia* 84: 85-88.
- Liseth, P, Kolstad, S. og Ravdal, E., 1973. Resipientvurderinger for Molde kommune. NIVA-rapport nr. 0482. Oslo.
- Molvær, J., 1993. Innlagring og fortykning av avløpsvann fra RA1 og RA2, Molde kommune. NIVA-rapport nr. 2895-1993. 15 sider+vedlegg.
- Molvær, J. og Vråle, L., 1976. Resipientmessig og avløpsteknisk vurdering av Molde kommunes kloakkrammeplan. NIVA-rapport nr. 0845. Oslo
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet in fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 s.
- Molvær, J., Velvin, R., Berg, I., Finnesand, T. og Bratli. J.L., 2002. EUs Avløpsdirektiv - Veileder i planlegging, gjennomføring og rapportering av resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. SFT-rapport. TA-nr.1890/2002. 47 sider.

Molvær, J., Rygg, B. og Walday, M., 2005. Molde- og Fannefjorden, Møre og Romsdal. Vurdering av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om sekundærrensing. Datarapport. NIVA-rapport under utarbeidelse.

Moy F, Aure J, Dahl E, Green N, Johnsen TM, Lømsland E.R., Magnusson J, Omli L, Pedersen A, Rygg B, Walday M, 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999. (Overvåkingsrapport 848/2002, TA 1883/2002). NIVA-rapport nr. 4543, 136 s.

Nilsen, J., 1986. Vurdering av miljømessige konsekvenser av bruffyllinger i Bolsøysund. NIVA-rapport nr. 1976.

Nilsen J, Bang C, Rygg B, 1987. Resipientundersøkelse av Molde-/Fannefjorden. NIVA-rapport nr. 2032. 184 sider.

Norges Standardiseringsforbund, 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna in marint miljø. NS 9423. 16 s.

Nustad, G., 1982. Molde-/Fannefjorden. Resipientundersøkelser 1971/72 og 1981/82. Notat. Molde Byingeniørkontor.

Nustad, G., 1985. Resipientundersøkelse av Molde-/Fannefjorden 1985/86. Beregning og vurdering av forurensningstilførsler. Notat. Molde Byingeniørkontor.

Olsgard F, Rygg B, Oug E, 2004. Forslag til nytt nasjonalt klassifikasjonssystem for bløtbunnsfauna og effekter på marin bløtbunnsfauna av forhøyede verdier av TOC i bunnsedimenter. Grunnlagsrapport for den nasjonale ekspertgruppen. 59 sider.

Rygg B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA, Oslo. Rapport I. nr. 4548-2002. 32 sider.

Shannon CE, Weaver W, 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana., 117 sider.

Stigebrandt, A., 2001. FjordEnv – A water quality model for fjords and other inshore waters. Report C40 2001. Earth Sciences Centre, Göteborg University, Göteborg.