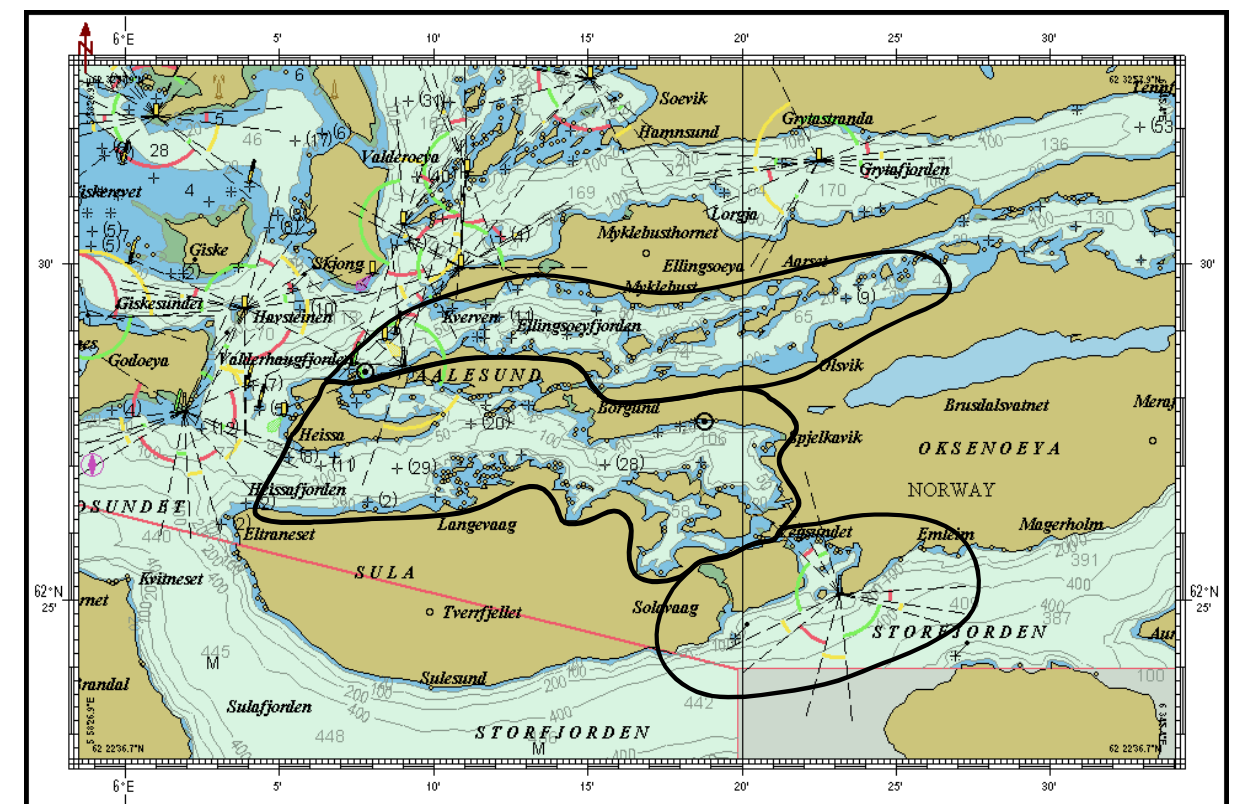




RAPPORT LNR 4928-2004

Fjordområdene rundt Ålesund og Sula kommuner

Vurdering av tilstand og av utslipp av
kommunalt avløpsvann sett i forhold
til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om
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 Fjordområdene rundt Ålesund og Sula kommuner Vurdering av tilstand og av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om sekundærrensing	Løpenr. (for bestilling) 4928-2004	Dato 20.12 2004
	Prosjektnr. Undernr. 23245	Sider Pris 59
Forfatter(e) Jarle Molvær Brage Rygg Mats Walday	Fagområde Oseanografi, Marin eutrofi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Ålesund og Sula kommuner, Møre og Romsdal	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag
Undersøkelsen har omfattet fjordområdene fra Ellingsøyfjorden i nord til Storfjorden i sør. Med unntak for dypvannet i enkelte fjordbassenger så er vannutskiftningen god. Tilførselen av næringssalter fra land domineres av kommunalt avløpsvann, men sammenlignet med mengden av næringssalter som til enhver tid transporteres inn/ut av fjordområdene pga. stor vannutskiftning utgjør tilførselen fra land en liten andel. For RA4 viser beregninger at avløpsvannet for det meste innlagres i 15-20 m dyp. For RA2 og særlig U1 kan gjennomslag til overflata være vanligere. Vannkvaliteten er jevnt over meget god, med unntak for oksygenproblemer i bassengvannet i Aspevågen og i Mauseidvågen. Flora og fauna i strandsonen og i sjøvannslaget er frisk på de fleste stasjonene, men med redusert tilstand pga. nedslamming ved RA2 og RA4. Bløtbunnsfaunaen viste meget god tilstand på alle stasjoner, bortsett fra dypområdet i Åsefjorden. Utslippene av kommunalt avløpsvann er fordelt på tre adskilte resipienter: nordre, midtre og søndre fjordområde. En ytterligere inndeling av det nordre området, med RA2 i den ytre delen, er mulig. En videre inndeling av midtre fjordområde krever bedre dokumentasjon enn denne undersøkelsen gir.

Fire norske emneord 1. Ellingsøyfjorden 2. Åsefjorden 3. Avløpsdirektivet 4. Kommunalt avløpsvann	Fire engelske emneord 1. Ellingsøyfjord 2. Aasefjord 3. Urban Waste Water Directive 4. Municipal waste water
---	--


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsdirektør

O-23228

Fjordområdene rundt Ålesund og Sula kommuner

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

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for Ålesund og Sula kommuner i samsvar med kontrakt av 23.7 2003.

Prosjektet er gjennomført gjennom en felles innsats av mange institusjoner og personer. Vi vil spesielt nevne avdelingsingeniør Rose Mari Refsnes, Ålesund kommune, som har fulgt opp prosjektet fra oppdragsgivers side og stått for innhenting av vannprøver. Stein Dalseth og Ivar Lønne fra Ålesund kommune deltok også under vannprøveinnhentingene. Toktfartøy var "Hårek" fra Sjøheimevernet og "Rebell" fra Ålesund Havfiskesenter.

Frithjof Moy og Mats Walday, NIVA, har gjennomført feltarbeid og rapportering av undersøkelsene på hardbunn i 2004. Ved dykkingen fungerte Frank Ulla fra Ålesund som lokalkjent og reservedykker. Takk til Ålesund Dykkersenter Båt og Motor AS for utlån av båt plass og hjelp med luftfylling.

Tokt for innsamling av bløtbunnsfaunaprøver og sedimentprøver ble gjennomført i august 2003 i området Valderhaugfjorden, Heissafjorden, Borgundfjorden og Åsefjorden. Toktfartøy var "Petrell", en 30 fots sjark. Kaptein Kristian Otto Sjong og medhjelper Bjarne Sjong. Deltakere fra NIVA var Jarle Håvardstun og Lise Tveiten. Artsbestemmelsene av manglebørstemark er gjort av Pirkko Rygg, de andre dyregruppene av Brage Rygg, som også har rapportert resultatene fra bløtbunnsundersøkelsene.

Birger Bjerken og Merete Schøyen, NIVA, har arbeidet med tilrettelegging av de vannkjemiske dataene. Erik Bjerkes og Ingar Becsan har organisert forsendelser av feltutstyr mellom NIVA og Ålesund. Jarle Molvær har ledet de hydrofysiske og vannkjemiske undersøkelsene, skrevet kapitlene 1-5 og 8 og fungert som prosjektleder.

Oslo, 20.12 2004

Jarle Molvær

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	11
1.1 Formål	11
1.2 Om kommunalt avløpsvann og forurensning	11
2. Beskrivelse av fjordområdet	14
2.1 Topografi	14
2.2 Vannmasser	16
2.3 Tidligere undersøkelser i fjordområdet	16
3. Tilførsler av næringsalter og organisk stoff	17
3.1 Metodikk og data	17
3.2 Resultater	20
4. Vannutskiftningen gjennom Nørvasundet	24
4.1 Metodikk og data	24
4.2 Resultater	24
5. Vannkvaliteten i fjordområdet	28
5.1 Metodikk og data	28
5.1.1 Vannkvalitetskriterier	28
5.1.2 Feltarbeidet	29
5.2 Resultater	29
5.2.1 Vannmasser og vannfornyelse	29
5.2.2 Næringsalter og planktonbiomasse i 0-15 m dyp	31
5.2.3 Badevannskvalitet	33
5.2.4 Oksygenforhold i fjordbassengene	35
6. Hardbunnssamfunn	36
6.1 Innledning	36
6.2 Metodikk og data	36
6.3 Resultater	39
6.3.1 Registreringer i fjæra	39
6.3.2 Dykkeregistreringer	43
6.3.3 Sammenligning med undersøkelsene i 1990	46
7. Bløtbunnsfauna og sedimenter	48
7.1 Innledning	48
7.2 Metodikk og data	48
7.2.1 Feltarbeid og opparbeiding	48

7.2.2 Databehandling og vurdering av tilstand	50
7.3 Resultater	51
7.3.1 Sedimenter	51
7.3.2 Fauna	51
8. Vurderinger og konklusjoner	55
8.1 Beskrivelse av tilstand	55
8.2 Medfører avløpsvann fra RA4 og RA2 skade på det omkringliggende miljø?	56
8.3 Kan utslippene fra Ålesund og Sula kommuner ansees som utslipp til flere atskilte resipienter?	57
9. Litteratur	58

Sammendrag

Bakgrunn og 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. Grad av rensing er avhengig av type resipient, tilstanden i resipienten (følsom, normal, mindre følsom) og den samlede størrelse på utslippene fra tettbebyggelsen. Ålesund kommunes renseanlegg RA2 (ca. 12000 PE) og RA4 (ca. 18000 PE) kommer i kategorien hvor sekundærrensing er standardmetoden. RA2 er silanlegg og RA4 et mekanisk-kjemisk renseanlegg.

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

Ålesund og Sula kommuner har beskrevet formålet med undersøkelsen i følgende fire punkt:

1. *Framskaffe data som gir Ålesund kommune grunnlag for å avgjøre om primærrensing er tilstrekkelig i forhold til kravene i EUs avløpsdirektiv, og om tilpasset rensing kan legges til grunn for RA4.*
2. *Avklare i hvilken grad utslippene fra Ålesund og Sula kommuner kan ansees som utslipp til atskilte resipienter, eller må summeres til >10.000 PE for en eller flere felles resipienter.*
3. *Gi en oppdatert beskrivelse av tilstanden i resipientene for Ålesund og Sula kommuner, og dermed gi grunnlag for sammenligning med tilstanden i 1990.*
4. *Legge grunnlag for senere overvåking av fjordområdet.*

Dette har lagt til grunn for undersøkelsens faglige opplegg og for vurderingene.

Beskrivelse av resipienten:

Undersøkelsen har omfattet tre områder:

1. Valderhaugfjorden – Ellingsøyfjorden
2. Heissafjorden – Aspevågen - Borgundfjorden – Åsefjorden
3. Storfjorden

Bunntopografien gjør det naturlig å definere 5 basseng der vannutskiftningen periodevis blir liten og hvor oksygenproblemer kan oppstå:

1. Østre del av Ellingsøyfjorden
2. Aspevågen
3. Borgundfjorden
4. Mauseidvågen
5. Åsefjorden

Vannkvalitet og biologiske forhold i disse bassengene kan gi et mål på endret belastning med næringssalter og organisk stoff.

Tilførsler av næringssalter

Med unntak for Aspevågen, Mauseidvågen og Åsefjorden er fjordområdene relativt åpne og med god vannutskiftning. Vannvolumene er store og dette gjør dem til gode resipienter. Tilførselen av næringssalter fra land domineres av kommunalt avløpsvann. Sammenlignet med mengden av næringssalter som til enhver tid transporteres inn/ut av fjordområdene pga. stor vannutskiftning utgjør tilførselen fra land en liten andel.

Beregninger viser at avløpsvannet fra RA4 i Åsefjorden oftest innlagres dypere enn 15 m, men kan sterkt fortynnet nå overflata ved kombinasjoner av svak strøm og svak vertikal sjiktning i vannmassen. For de andre utslippene er det ikke utført slike beregninger.

Vannutskiftning

For Nørvasundet viste strømmålinger stor gjennomstrømning, og resultatene tyder på at hele vannmassen skiftes ut 1-2 ganger i døgnet. Strømretningen varierer med tidevannet, men sett over måleperioden på 34 døgn var der en svak netto vanntransport mot vest.

Miljøtilstand

Vannkvaliteten er jevnt over meget god i hele fjordområdet, med unntak for oksygenforholdene i bassengvannet i Aspevågen og Mauseidvågen. De grunne innløpene til disse bassengene fører til at vannfornyelsen i bassengvannet blir redusert. Dette fører lett til oksygenproblemer.

En sammenligning med tilstanden i 1990 kan gjøres for Valderhaugfjorden og for strekningen Breisundet – Åsefjorden. Datagrunnlaget er av noe varierende kvalitet fra stasjon til stasjon, men hovedsaken er at på nærmest alle stasjoner tilsvarte konsentrasjonen av næringssalter og av klorofyll vannkvalitetsklasse I både i 1990 og i 2003. Altså i alt vesentlig en uforandret situasjon. For Veddevika (B5) synes det å være en forbedring av vannkvaliteten. Oksygenforholdene i Aspevågen var dårligere enn i 1990.

For den hygieniske vannkvaliteten er der sammenligningsgrunnlag bare for stasjon B3 i nærheten av utslippet fra U1. Antall prøver både i 1990 og i 2003 var så lite at en skal være forsiktig med en sammenligning, men tallene tyder på en forverring av situasjonen.

Flora og fauna i fjæra på de fleste av stasjonene var frisk, men artsantallet var lavt. Ved RA2 ved Valderhaugfjorden var fjæra klart eutrofi-preget med et stort innslag av grønnalger på bekostning av tangforekomstene. Dette indikerer påvirkning av næringssalter. På stasjonen ca. 800 m lenger var forholdene tilnærmet normale, dvs. mer lik referansestasjonen.

I sjøsonen under fjæra var det redusert miljøkvalitet ved RA2 og RA4 (Åsefjorden). Dette ga seg utslag i nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av eutrofi-indikerende organismer. Eventuelle andre utslipp og de kommunale avløpene vil også kunne ha betydning for den reduserte miljøtilstanden. Kanskje spesielt ved RA2.

Store forekomster av introduserte arter på dykkestasjonene reduserer miljøkvaliteten. Økologisk kunnskap om disse nye artene er foreløpig mangelfull for norske forhold. Forekomstene kan derfor ikke knyttes direkte til kommunale- eller andre utslipp.

Bunnområdene rundt utløpene fra RA4, RA5, U1, U2 og U4 var preget av kloakkutslipp. Det ble også observert gjennomslag av avløpsvann til overflaten ved flere av anleggene.

På tre stasjoner var det grunnlag for sammenligning med tilstanden i 1990. Sett i forhold til undersøkelsen i 1990 var det i 2003 noe færre arter og mindre utbredelse av en del vanlige arter.

Bløtbunnsfaunaen viser meget god tilstand på alle de undersøkte stasjonene i 2003 bortsett fra de to i dypområdet av Åsefjorden. Her ble det registrert en forverring av tilstanden fra 1990 til 2003, og den utviklingen kan tenkes å fortsette dersom belastningen med organisk materiale (direkte fra utslippene eller via sedimentert plankton) ikke reduseres.

Det er en tydelig gradient i artsrikhet utover i fjordområdene, med en forbedring fra Borgundfjorden ut til Heissafjorden og Valderhaugfjorden. Også nærstasjonene til RA2 i Valderhaugfjorden viste høy artsrikhet.

Meget høye verdier av organisk materiale (karbon og nitrogen) ble funnet på de dypeste stasjonene i Åsefjorden og i Borgundfjorden,

Medfører avløpsvann fra RA4 og RA2 skader på det marine miljøet?

Spørsmålet kan besvares med grunnlag i resultatene fra de vannkjemiske og biologiske undersøkelsene. Undersøkelsene av vannkvalitet viste ikke noen nedsatt tilstand i Valderhaugfjorden eller Åsefjorden, eller i nærheten av de to utslippene.

Observasjoner av flora og fauna viste redusert miljøtilstand ved RA2 og RA4 (ned til 25-30 m dyp ved utslippet i Åsefjorden). Dette ga seg utslag i nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av eutrofi-indikerende organismer.

For bløtbunnsfauna viste nærsonestasjonene til RA2 og RA4 ingen forverring innover mot utslippene, men det ble ikke tatt prøver nærmere enn ca. 150 m.

Samlet sett blir konklusjonen at i nærområdet til RA2 - og spesielt RA4 - er det lokale skader på flora og fauna.

Kan utslippene fra Ålesund og Sula kommuner ansees som utslipp til atskilte resipienter, eller må summeres til >10.000 PE for en eller flere felles resipienter?

Med atskilte resipienter menes resipienter der utslipp til en ikke påvirker tilstanden i en eller flere nærliggende resipienter. Basert på vurderinger av topografi og av vannutskiftning kan fjordområdene inndeles i tre adskilte resipienter:

1. Ellingsøyfjorden-Valderhaugfjorden i nord.
2. Åsefjorden – Borgundfjorden – Aspevågen – Heissafjorden, i midten
3. Storfjorden, i sør

Hovedgrunnen er at de grunne og smale sundene mellom det midtre området og fjordområdene i nord og i sør hindrer en vannutveksling og stofftransport av betydning. Dermed unngås at utslipp til en resipient påvirker tilstanden i de nærliggende resipientene.

Man kan også vurdere om det nordre og det midtre området hver kan inndeles i to resipienter – en indre og en ytre. For Valderhaugfjorden – Ellingsøyfjorden kan en to-deling være rimelig og kravet til dokumentasjon ikke være spesielt stort. Like viktig er imidlertid at RA2 ligger nær den vestre grensen for området og at man trygt kan anta at en stor del av næringsaltene fra utslippet blir raskt transportert ut av området uten å belaste resipienten, For Åsefjorden-Heissafjorden (med renseanleggene RA4, U2, U1) vil sannsynligvis kravet til en konkret dokumentasjon være betydelig større. Hvorvidt det er behov for eller ønske om en ytterligere inndeling må vurderes av Ålesund og Sula kommuner.

Summary

Title:

The fjords in Aalesund and Sula municipalities. A study of environmental status and effects from discharges of municipal waste water, compared to the requirement of secondary treatment in the Urban Waste Water Treatment Directive.

Year: 2004

Authors: Jarle Molvær, Brage Rygg and Mats Walday

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4619-3

Background and objectives

The Urban Waste Water Directive (1991/271/EØF and 1998/15/EØF) requires secondary treatment for discharges of waste water to marine waters from agglomerations of more than 10000 PE.

The two largest treatment plants in Aalesund municipality are RA2 (primary treatment of 8000 PE) and RA4 (secondary treatment of 10200 PE).

The objectives of this study were:

1. *Provide the municipalities with that support the decision of whether the city shall apply for a permit for treatment less stringent than secondary treatment for plants RA4 and RA2.*
2. *Clarify whether the outfalls from the two municipalities should be considered outfalls to separate recipients.*
3. *Provide the municipalities with information about the environmental status of the fjord area.*
4. *Create a basis for future monitoring of the environmental status of the fjord area.*

The recipient

The study included three fjord areas:

- Valderhaugfjord – Ellingsøyfjord
- Heissafjord – Aspevaag - Borgundfjord – Aasefjord
- Storfjord (a minor part)

The two first areas cover approximately 55 km².

Nutrient load

On an annual basis the fjords receive 22 tons of phosphorus and 165 tons of nitrogen from municipal sewage. For the Aasefjord an additional 5-10% comes as runoff from forest and agricultural areas. Most of the municipal sewage is discharged through deep outfalls from the secondary treatment plant RA4 and a number of primary treatment plants. Numerical simulations show that the effluent plume from RA4 is usually trapped below 15 m depth. During situations with very weak vertical stratification and weak currents the plume may reach the surface, but in a highly diluted state.

The nutrient discharge in summer is important for algal growth. A simple nutrient budget for the upper 20 m of the Aasefjord 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 municipal sewage supplies less than 10% of the total.

Water quality

The water quality (nutrients, chlorophyll *a*, secchi depth) from the surface to 15 m depth generally corresponds to class I (Very Good) according to the Norwegian system for classification of environmental status. Behind the fjord sills the oxygen condition in the basin waters of Aspevaag and

Mauseidvaag are classified as respectively Bad (minimum $<2.5 \text{ mlO}_2/\text{l}$) and Very Bad (minimum $<1.5 \text{ mlO}_2/\text{l}$).

Except from the area outside outfall U1, the hygienic water quality is suitable for bathing (faecal bacteria less than $<100/100 \text{ ml}$). At U1 the data indicated decreasing water quality compared to data from 1990.

Biological communities on hard- and soft bottom

The study of biological communities in the littoral zone generally shows good conditions, but with a relatively low number of species. Around the outfall from RA2 clear indications of eutrophication were observed.

Registration of macroscopic benthic algae and invertebrates *in situ* along fixed routes (transects) from a maximum depth of 30m to the surface show only few indications of eutrophication – except near the outfalls from RA2 and RA4 where sludge, debris and eutrophication effects were observed. Sludge and debris were also observed around the outlets from the primary treatment plants RA4, RA5, U1, U2 and U4. For three stations where data allowed a comparison with observations from the 1990-study, the 2003-data shows a somewhat decrease in biodiversity.

Except from the Aasefjord, the study of soft bottom fauna shows very good conditions on all stations. In the Aasefjord the data indicate deterioration compared to the study in 1990. The number of species increased significantly from the inner parts towards the more open parts of the fjord systems.

Do the effluents from RA2 and RA4 harm the marine environment?

The water quality near both outfalls is Very Good according to the Norwegian classification system. However, near the RA2-outfall the biological community in the littoral zone shows effects from eutrophication. Near the RA4-outfall debris and sludge reduce the quality of biological communities down to 20-30 m depth. The conclusion is that near both outfalls - and RA4 in special – there are negative effects on the biological communities.

To what extent should the outfalls from the two municipalities be considered outfalls to separate recipient?

Based upon knowledge about the topography and water exchange three separate recipients are clearly identified:

1. *the northern recipient: Valderhaugfjord and Ellingsøyfjord*
2. *the recipient in the middle: Heissafjord – Borgundfjord – Aasefjord*
3. *the southern recipient: part of the Storfjord*

The narrow and shallow sounds between the middle recipient and the fjord areas to the north and to the south prevent any significant water exchange and transport of polluting substances.

For the northern recipient one should note that separation into an inner and an outer part may be considered, and that the RA2 outfall is situated close to the western boundary. It is therefore safe to assume that a significant part of the nutrient load from the outfall quickly leaves the area thereby reducing the total nutrient load on this recipient. A possible further distinction of the middle recipient into two or more separate recipients will demand a study beyond the scope of the present one.

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 Ålesund kommunes rensianlegg RA2 (ca. 12000 PE) og RA4 (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

Ålesund og Sula kommuner har beskrevet formålet med undersøkelsen i følgende fire punkt:

1. *Framskaffe data som gir Ålesund kommune grunnlag for å avgjøre om primærrensing er tilstrekkelig i forhold til kravene i EUs avløpsdirektiv, og om tilpasset rensing kan legges til grunn for RA4.*
2. *Avklare i hvilken grad utslippene fra Ålesund og Sula kommuner kan ansees som utslipp til atskilte resipienter, eller må summeres til >10.000 PE for en eller flere felles resipienter.*
3. *Gi en oppdatert beskrivelse av tilstanden i resipientene for Ålesund og Sula kommuner, og dermed gi grunnlag for sammenligning med tilstanden i 1990.*
4. *Legge grunnlag for senere overvåking av fjordområdet.*
5. Dette ligger til grunn for undersøkelsens faglige opplegg og for vurderingene.

1.2 Om kommunalt avløpsvann og forurensning

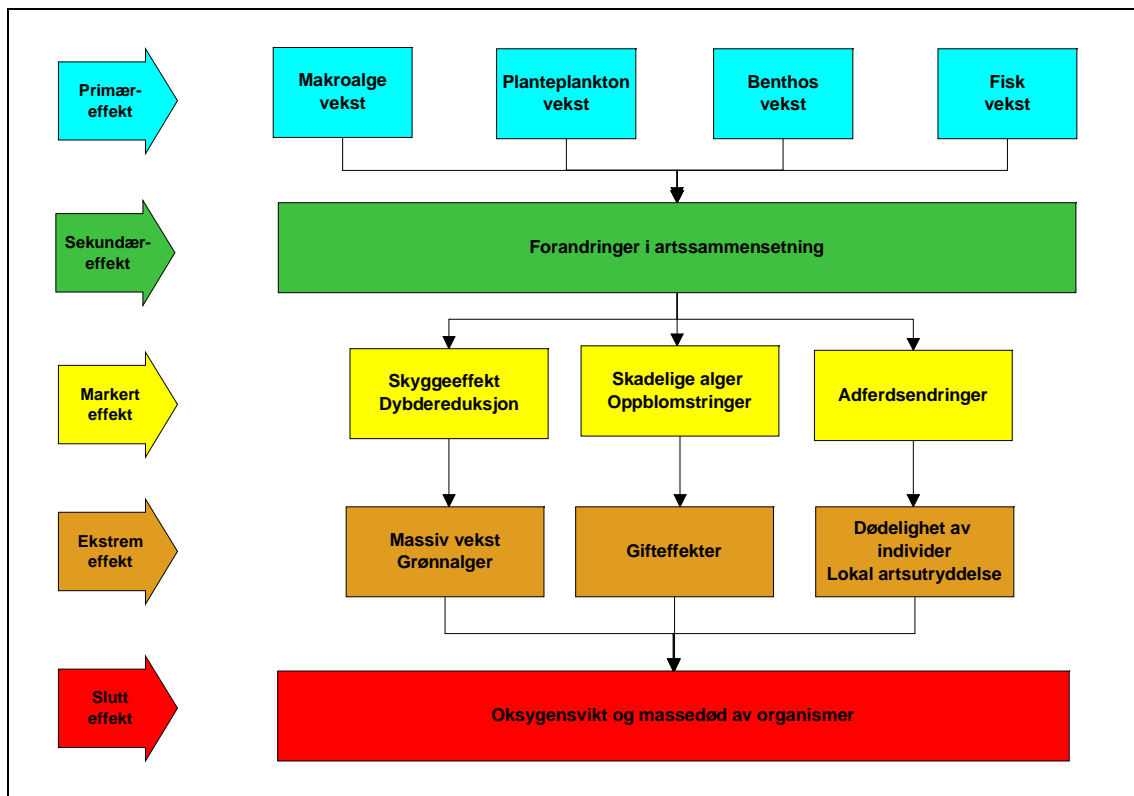
Kommunalt avløpsvann inneholder en rekke stoffer som kan medføre forurensning. **Tabell 1** gir en kort oversikt over viktigste stoffer og av virkninger. Utslipp kan både medføre forurensning i forhold til vannkvalitet og biologiske forhold, og konflikter i forhold til andre brukerinteresser. Disse stoffgruppene 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. Dette er illustrert i **Figur 1**. Skjematisk kan virkningene inndeles i 4 hovedkategorier (etter OSPAR, 2002):

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. Kommunal avløpsvann. Stoffgrupper og miljøvirkninger.

STOFF	HOVEDVIRKNING - KONSEKVENSER
Næringssalter: 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 • Forurenseser 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 som produseres, det vil si algebiomassen som næringssaltene i kommunalt avløpsvann skaper, er i størrelsesorden 4-5 ganger mer 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

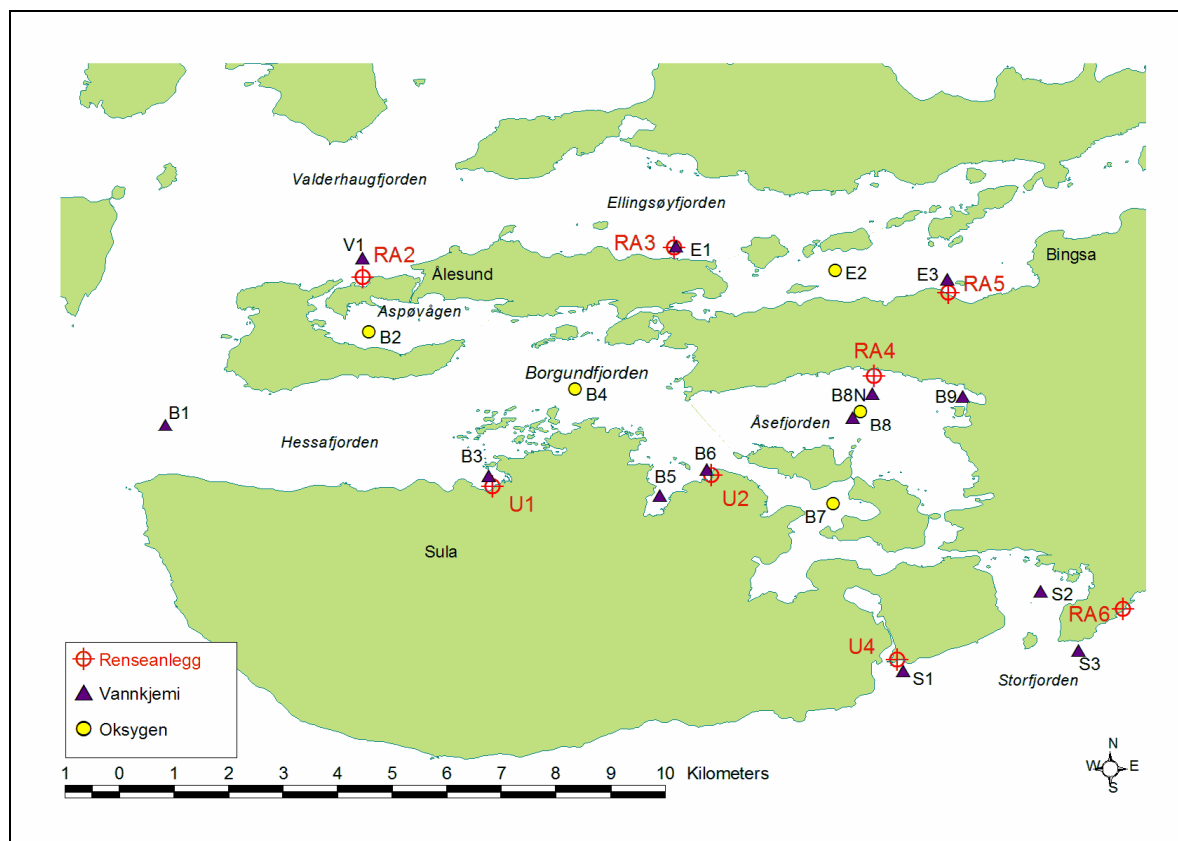
Undersøkelsen har omfattet tre områder:

1. Valderhaugfjorden – Ellingsøyfjorden
2. Heissafjorden – Borgundfjorden – Åsefjorden
3. Storfjorden

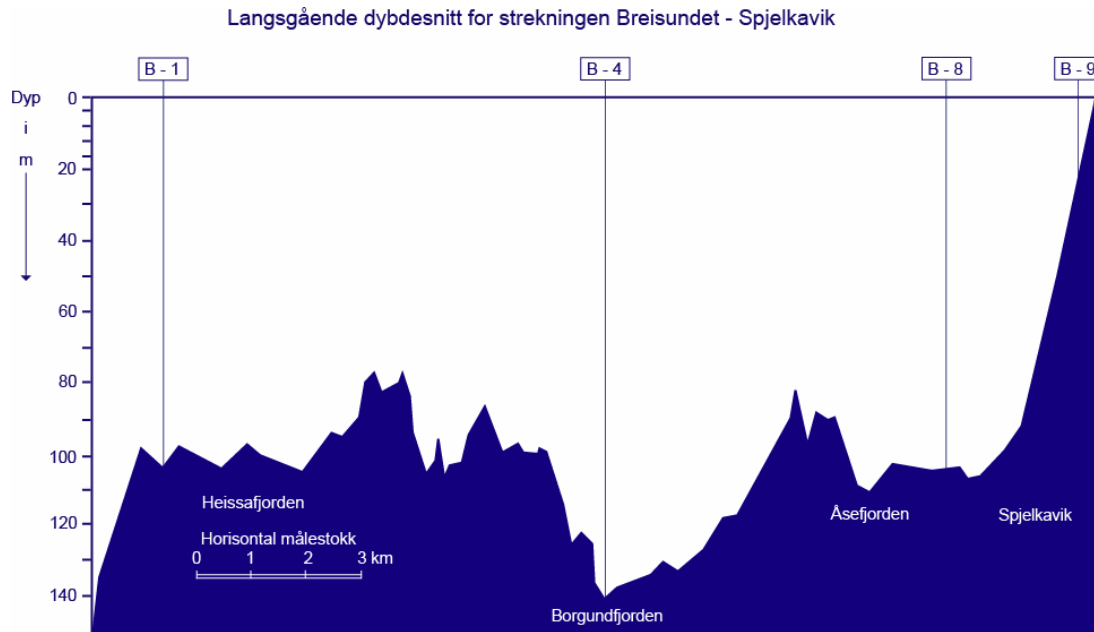
Figur 2 og **Figur 3** gir en oversikt over fjordområdet og **Tabell 2** viser de viktigste topografiske dataene. Bunntopografien gjør det naturlig å definere 5 basseng der vannutskiftningen periodevis blir liten og hvor oksygenproblemer kan oppstå:

1. Østre del av Ellingsøyfjorden (ved stasjon E2)
2. Aspevågen (ved stasjon B2)
3. Borgundfjorden (ved stasjon B4, se **Figur 3**)
4. Mauseidvågen (ved stasjon B7)
5. Åsefjorden (ved stasjon B8, se **Figur 3**)

Vannkvalitet og biologiske forhold i disse bassengene kan gi et mål på endret belastning med næringssalter og organisk stoff.



Figur 2. Oversiktskart med posisjon for de største renseanleggene (RA2-RA6 og U1-U3) og de viktigste hydrokjemiske stasjonene.



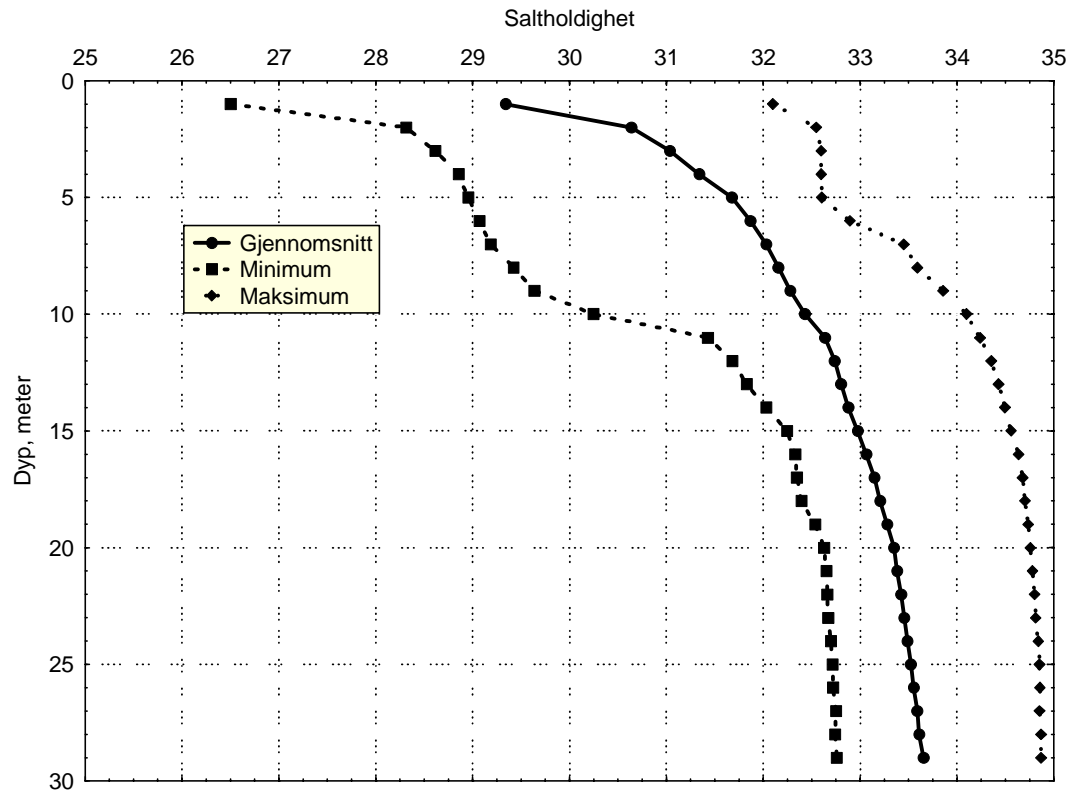
Figur 3. Langsgående bunnprofil tegnet på grunnlag av sjøkart nr. 33 og nr. 34. Posisjonen for fire stasjoner som ligger langs dybdesnittet er vist.

Tabell 2. Karakteristiske data for fjordområdene. Med unntak for Ellingsøyfjorden er opplysningene hentet fra Molvær et al. (1991).

Område	Største dyp, m	Terskedyp, m	Areal, km ²
Ellingsøyfjorden vestre del	118	56	13
Ellingsøyfjorden østre del	74	35-40	7,3
Heissafjorden	107	78	11,9
Borgundfjorden	142	78	9,0
Aspevågen	42	28	2,6
Åsefjorden	110	80	8,0
Mauseidvågen	58	15	3,7
SUM			55,5

2.2 Vannmasser

Vannmassene i fjordområdet er preget av blandingen mellom ferskvann og sjøvann som oftest skaper et overflatelag med varierende tykkelse og saltholdighet over et dypt sjøvannslag. Tykkelsen av overflatelaget vil variere, men kan typisk anslås til ca. 1-3 m (Figur 4).



Figur 4. Vertikal saltholdighetsprofil på stasjon B8A i Åsefjorden (Måledypene er vist som punkt. Det er utført 9-10 målinger i hvert dyp).

2.3 Tidligere undersøkelser i fjordområdet

Siden 1974 er miljøforholdene i fjordområdene i Ålesund og Sula kommuner er undersøkt ved flere anledninger og en bred oversikt finnes i Relling og Otnes (2000). De to undersøkelsene som i denne sammenheng er mest relevante er:

- Resipientundersøkelse i 1976-77 (Bokn et al., 1979): Undersøkelsen omfattet beregning av forurensningstilførsler, vannutskifting, vannkvalitet, bunnsedimenter og fastsittende alger og hardbunnsfauna.
- Undersøkelser av miljøforhold i Borgundfjorden, Ellingsøyfjorden og Eikensvågane i 1990 (Molvær et al., 1991): Undersøkelsen omfattet beregning av forurensningstilførsler, vannutskifting, vannkvalitet, fastsittende alger og hardbunnsfauna, bløtbunnsfauna, miljøgifter i blåskjell, tang og bunnsedimenter samt resultater fra en undersøkelse av Borgundfjorden som gyte- og oppvekstområde for torsk.

De øvrige undersøkelsene har vært mindre omfattende og de siste årene har industriutslipp og miljøgifter i bunnsedimenter vært mest i fokus.

3. Tilførsler av næringsalter og organisk stoff

Tilførselen av fosfor og nitrogen fra land er dominert av utslippene av kommunalt avløpsvann. Størst er tilførselen til Åsefjorden. Beregninger av innlagringsdyp for avløpsvannet som RA4 slipper ut i Åsefjorden viser at avløpsvannet oftest innlagres dypere enn 15 m, men kan nå overflata ved kombinasjoner av svak strøm og svak vertikal sjiktning i vannmassen.

3.1 Metodikk og data

Ut fra topografiske forhold (se **Figur 2**) er det nærliggende å skjelve mellom tilførslene til

- Ellingsøyfjorden og Valderhaugfjorden, i nord
- Storfjorden, i sør
- Heissafjorden – Aspevågen - Borgundfjorden – Mauseidvågen – Åsefjorden, mellom de nordlige og sørlige områdene.

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
- Avrenning fra dyrket mark og utmark

Ålesund og Sula kommuner har skaffet til veie opplysninger om punktutslippene og størrelsen av arealer av dyrka mark, skog og utmark i nedbørsområdene til fjordområdene. Avløpsvannets innhold av fosfor og nitrogen er ikke kjent. Ledningsnett er fellessystem og man kan anta at konsentrasjonene vil variere mye med andelen overvann i ledningsnett. Vi er ikke kjent med at det er utført analyser på avløpsvannet og har derfor regnet med at det har normale konsentrasjoner for husholdningskloakk fra boligområder med følgende konsentrasjoner (jfr. Ødegaard, 1992):

Total fosfor: 5 mgP/l

Total nitrogen: 30 mgN/l

Koeffisienter for arealavrenning for nitrogen og fosfor fra slike arealer i Møre og Romsdal er hentet fra de årlige beregningene av tilførsel av næringsalter til Norges kystområder (se Borgvang et al., 2002).

Vannmassene i fjordområdet fornyes kontinuerlig gjennom vannutskiftning med nærliggende fjordområder. Hermed fjernes og tilføres næringsalter. Ved bruk av modellen FjordEnv (Stigebrandt 2001) har vi beregnet den gjennomsnittlige oppholdstiden for vannmassen i ca. 0-20 m dyp for Åsefjorden til 3-4 døgn. Volumet av vannmassen over terskeldypet er ca. $180 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ og dette gir en gjennomsnittlig utskiftning av ca. $45\text{-}60 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{døgn}$. Gjennom denne vannutskiftningen med nærliggende fjord- og kystvann blir store mengder næringsalter tilført eller fjernet. Størrelsen av denne transporten blir vurdert nærmere i kapittel 8.

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 mens blandingsvannmassen stiger mot overflata 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 5**). Da har ikke blandingsvannmassen lenger noen "positiv oppdrift" og vil innlagres. Hvis avløpsvannet stiger helt opp til overflata kan

bakterieinnholdet føre til dårlig badevannskvalitet og næringssaltinnholdet medføre økt algevekst i overflatelaget og eventuelt i strandsonen.

For beregning av innlagingsdyp og fortykning 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 B8A.

Tabell 3. Oppsummering av opplysninger om utslipp fra RA4. Vannmengden er gjennomsnitt over døgnet.

Utslippsdyp/ diameter på avløpsledning	Datoer for prøvetaking og tilhørende vannmengde (l/s)											
	16.10. 03	19.11. 03	8.1. 04	18.2. 04	1.3. 04	15.3. 04	25.5. 04	8.6. 04	23.6. 04	6.7. 04	20.7. 04	24.8. 04
30 m dyp/500 mm	103	96	128	117	233	171	140	75	94	70.5	60	140

Det er store variasjoner i vannmengden over døgnet og fra døgn til døgn, 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 sjøvannsinnntrengning 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

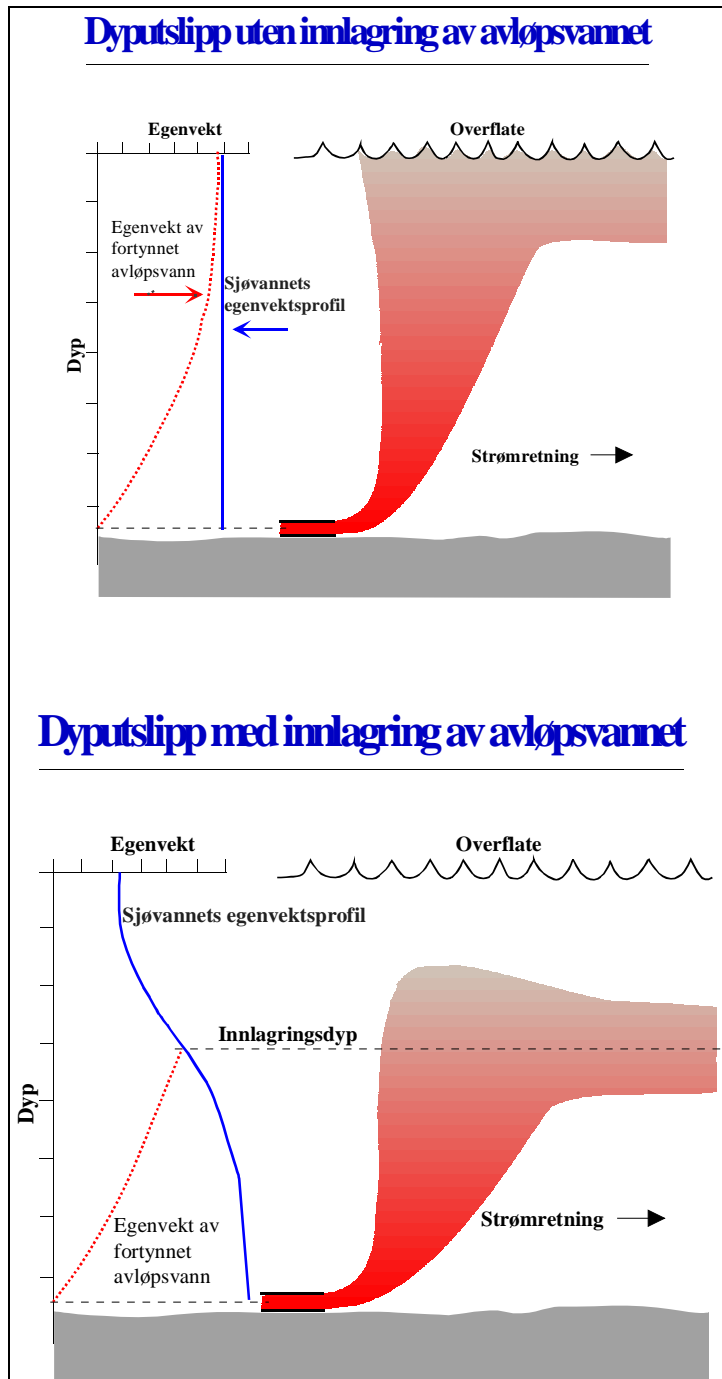
- U : strømhastighet,
- g : gravitasjonskonstanten = 9.81 m/s²,
- $\Delta\rho/\rho$: relativ tetthetsforskjell mellom ferskvann og omgivende sjøvann, og
- H : tykkelse av utstrømmende lag.

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. Når $F_u \leq 1$ vil ikke det utstrømmende avløpsvannet kunne fylle hele røret og det blir sjøvannsinnntrengning. For RA4 blir $F_u \leq 1$ ved vannmengder ≤ 70 l/s. Som det framgår av **Tabell 3** tyder dette på at det ofte er sjøvannsinnntrengning i ledningene. Vi har imidlertid valgt å se bort fra dette i beregningene, men denne innblandingen av sjøvann kan føre til at beregningene gir innlagring litt for høyt oppe i vannmassen.

Strømretning og strømhastighet varierer fra dyp til dyp – og med tiden. Det finnes ikke målinger som gir konkrete tallverdier for strømhastigheten i innlagingsdypet. 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 beregningene av innlagingsdyp og fortykning.

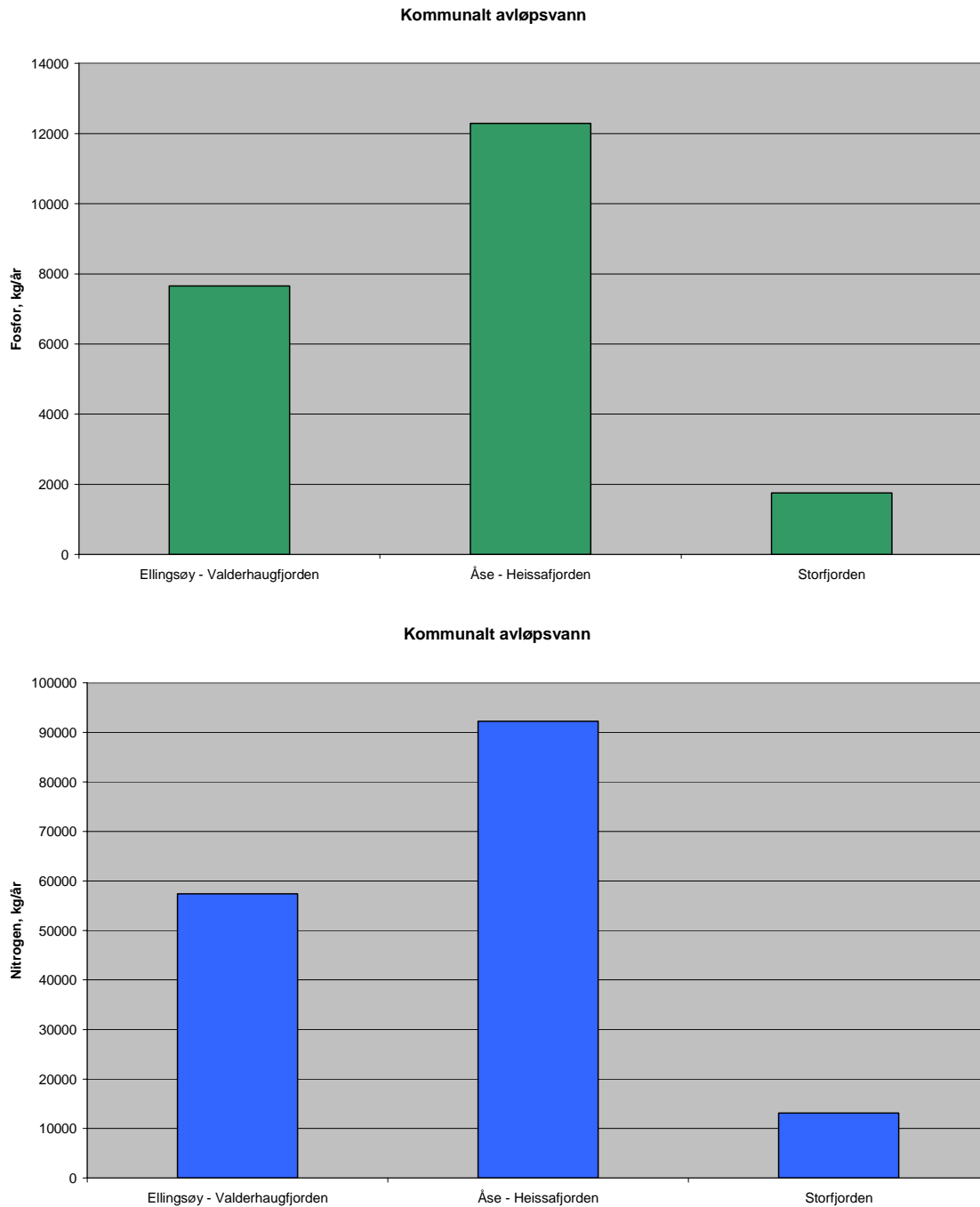
Strømhastighet	Strømretning
2 cm/s	270°
10 cm/s	270°



Figur 5. 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.

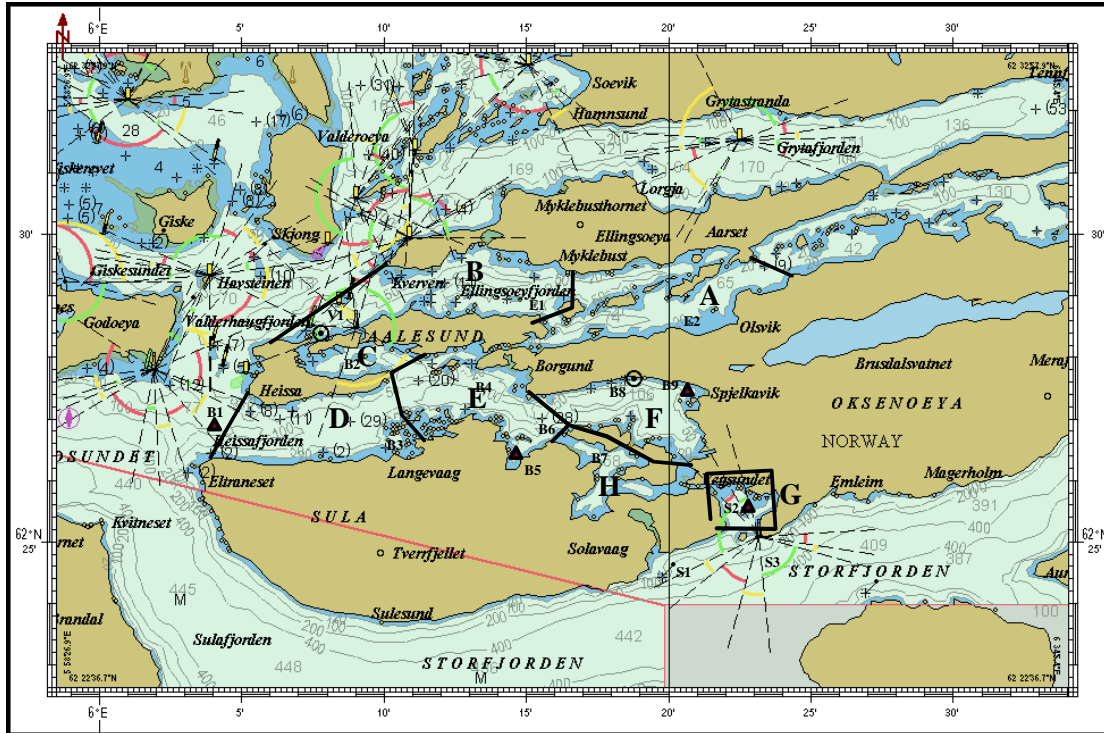
3.2 Resultater

Tilførselen av nitrogen og fosfor til fjordområdene fra utslipp av kommunalt avløpsvann er beregnet og resultatene vist i **Figur 6**. Ikke uventet er det strekningen Åsefjorden – Heissafjorden som mottar de største utslippene.

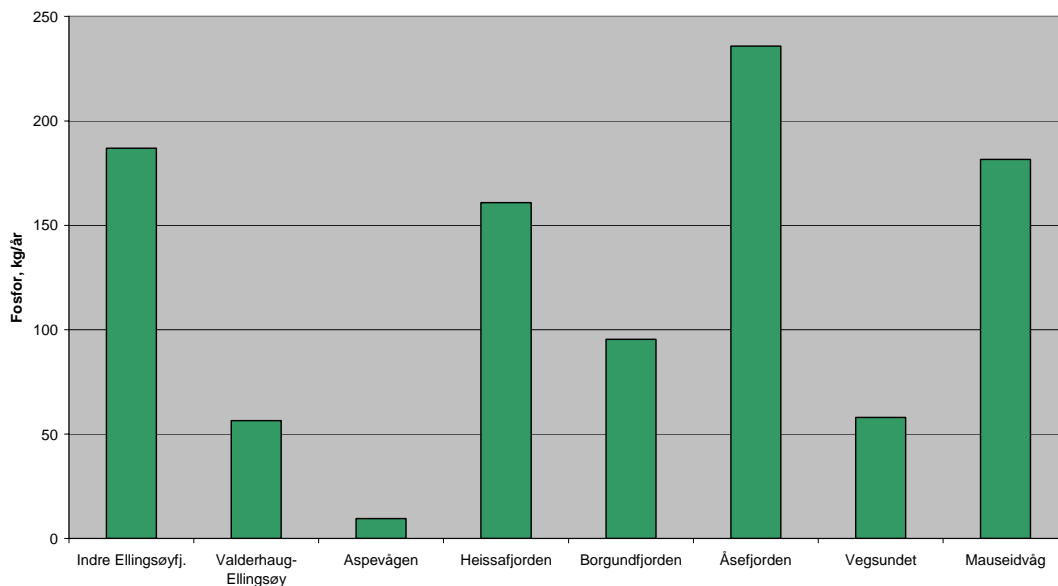


Figur 6. Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen fra utslipp av kommunalt avløpsvann til de tre fjordområdene

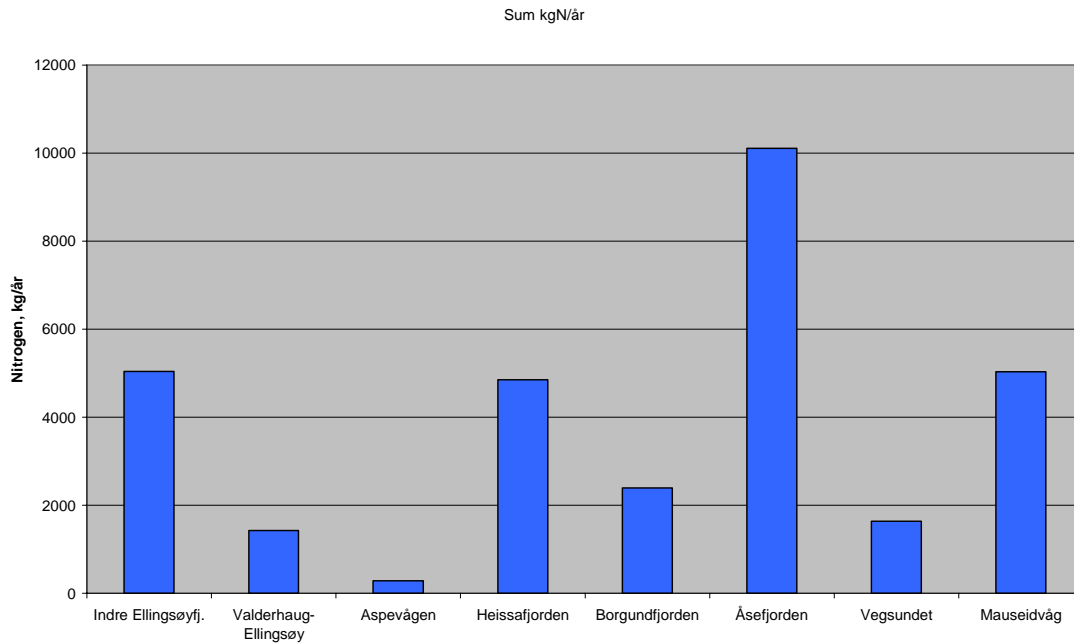
For beregning av arealavrenning ble nedbørsfeltene inndelt i 7 deler (A-H, se **Figur 7**) og resultatene er framstilt i **Figur 9**. Tilførselen til Åsefjorden peker seg ut, men i tillegg kan man merke seg at et lite basseng som Mauseidvåg (H) mottar en relativ stor tilførsel av nitrogen og fosfor fra landarealene omkring.



Figur 7. Områdeinndeling for beregning av tilførsler via avrenning fra land.



Figur 8. Tilførsel av fosfor som avrenning fra jordbruk, skog og annet areal.



Figur 9. Tilførsel av nitrogen som avrenning fra jordbruk, skog og annet areal.

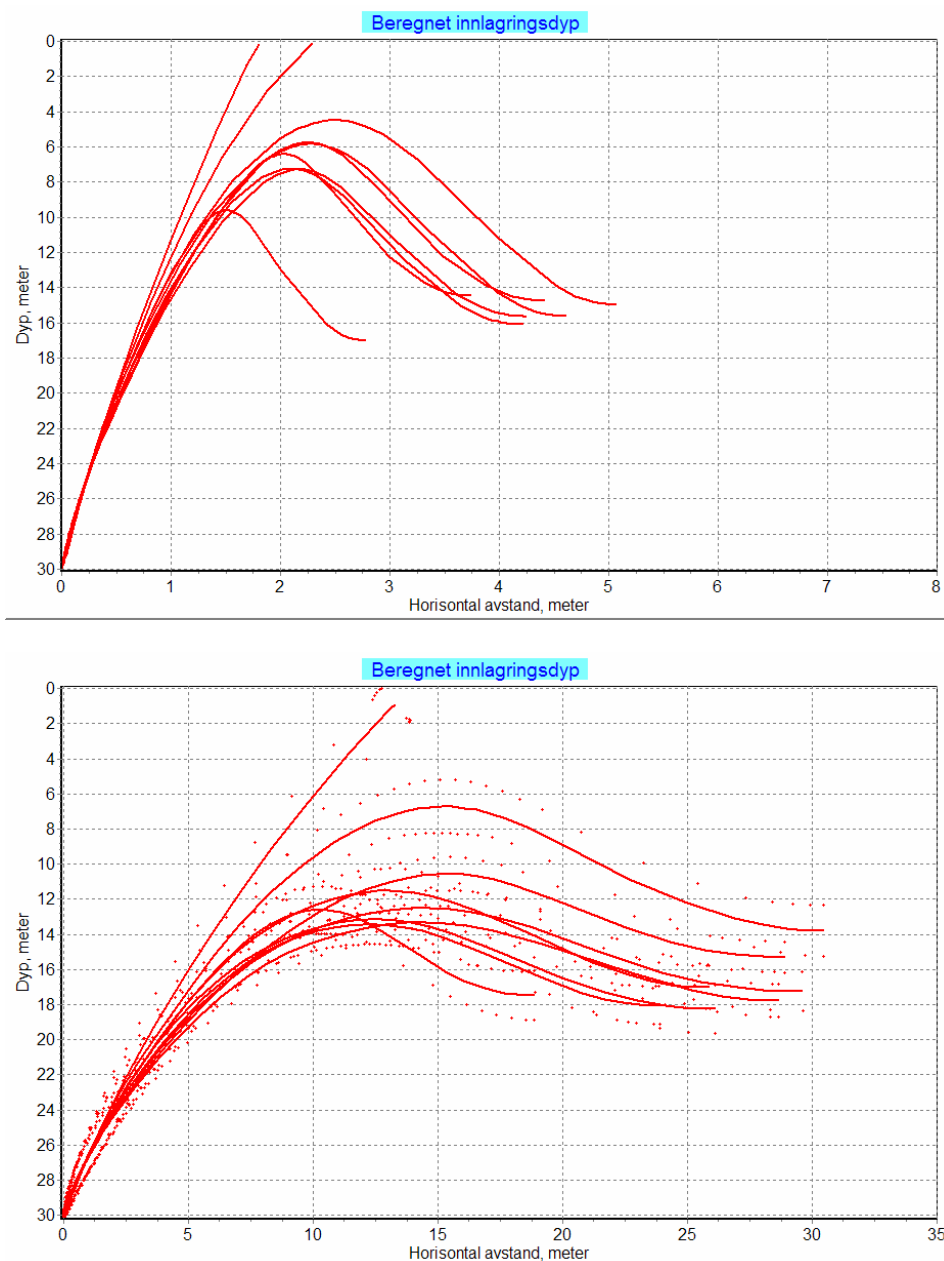
Innlagringen og fortynningen vil variere med:

- Den vertikale tetthetsprofilen
- Vannmengde
- Strømhastighet

For RA4 er resultatene vist for to situasjoner, for hhv. svak og sterk strøm (**Figur 10**). Hvert sett inneholder beregningsresultater for 9 tidspunkt for prøvetaking med tilhørende vertikalprofil.

Innlagringsdypet og fortynningen vil i stor grad være bestemt av vertikalprofilen og strømhastigheten, og i noe mindre grad av vannmengden. Ved svak strøm kunne avløpsvannet ved RA4 ved to tidspunkt trenge gjennom til overflata. For de andre situasjonene ble avløpsvannet innlagret i ca. 14-18 m dyp. Ved større strømhastighet skjer innlagringen dypere og ved 10 cm/s var det bare ett tilfelle (1.3.04) da avløpsvannet trengte gjennom til overflata.

Det bemerkes at i når avløpsvannet trenger gjennom til overflata blir fortynningen maksimal, og i desember 2003 kan den ha vært 150-200x. Ved så stor fortynning 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. Ålesund kommune opplyser at en har prøvd med diffusor på utslippet fra RA4, men at den ikke fungerte.



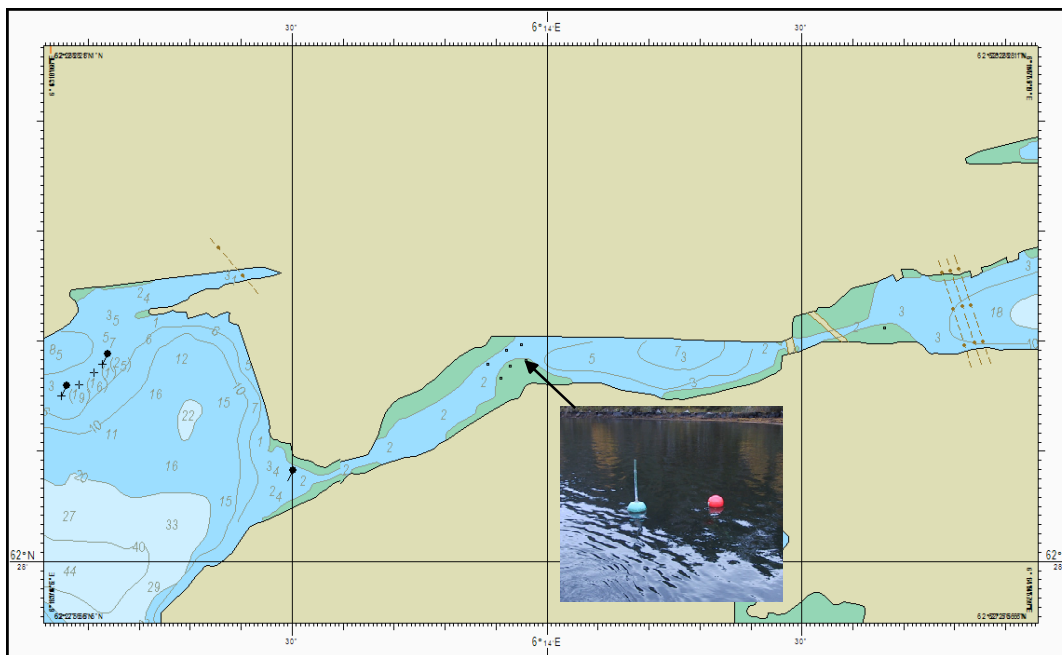
Figur 10. Beregnet innlagringsdyp og fortyning for avløpsvannet fra RA4 ved tidspunktene for prøvetaking. Beregningene er gjort med vannmengden og den vertikale profilen for temperatur og saltholdighet den aktuelle datoen. Resultatene påvirkes også av strømhastigheten som varierer med tiden. Øverst er brukt strømhastighet 2 cm/s (en lav hastighet og som er relativt ugunstig mht. innlagring). I nedre figur vises resultatene ved strømhastighet 10 cm/s.

4. Vannutskiftningen gjennom Nørvasundet

Gjennomstrømningen i Nørvasundet er dominert av det halvdaglige tidevannet. Vannutskiftningen er stor og vannmassen over ca. 2-2.5 m dyp fornyes 1-2 ganger i døgnet. Sett over hele måleperioden på 34 døgn var der en svak netto vanntransport mot vest.

4.1 Metodikk og data

Hensikten med målingene var å få opplysninger om gjennomstrømningen i Nørvasundet (**Figur 11**). Regnet i rett linje fra åpningen mot vest til 20m-koten i øst er distansen ca. 1300 m. Bredden varierer fra 15-20 m og opp til 120 m. Over det meste av området er dypet (ved lavvann) mindre enn 2 m, med ca. 7 m som største dyp noe vest for Borgundbrua.



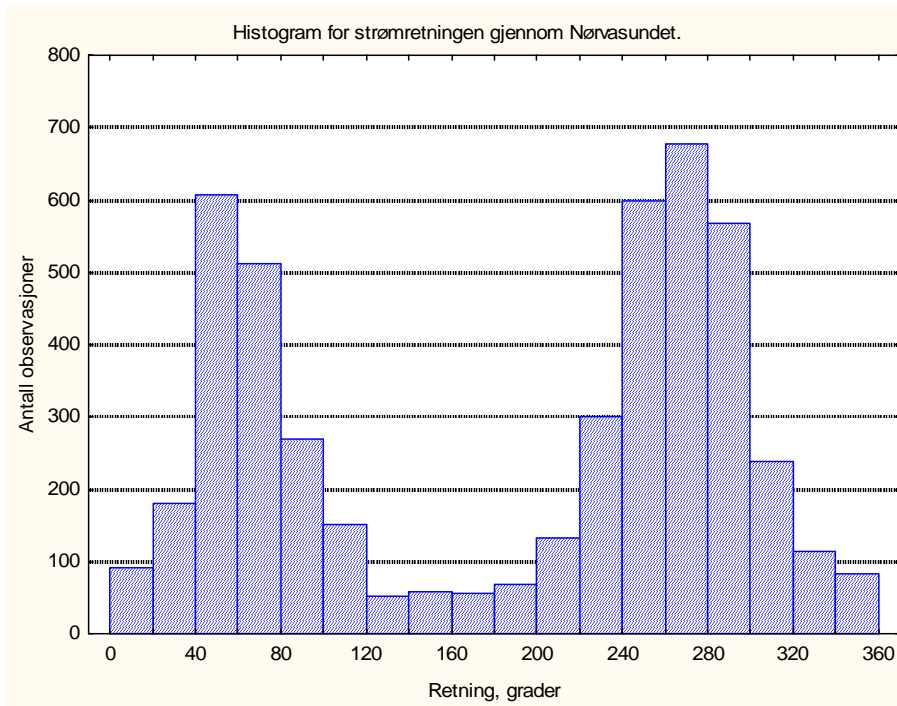
Figur 11. Nørvasundet og plassering av strømmåleren. I det innskutte bildet er posisjonen for måleren vist med en rød bøye.

Strømmålingene ble utført ved bruk av en SensorData SD6000 strømmåler som var innstilt på registrering av strømretning, strømhastighet og temperatur hvert 10 minutt. Hensynet til skipstrafikken gjorde det vanskelig og risikabelt å plassere måleren på de trangeste stedene og den ble til sist plassert rett på innsiden av en bøye som markerte farleden (som vist på figuren). Måledypet var 1 m. Måleren ble satt ut den 17.10 2003 og tatt opp 19.11 2003.

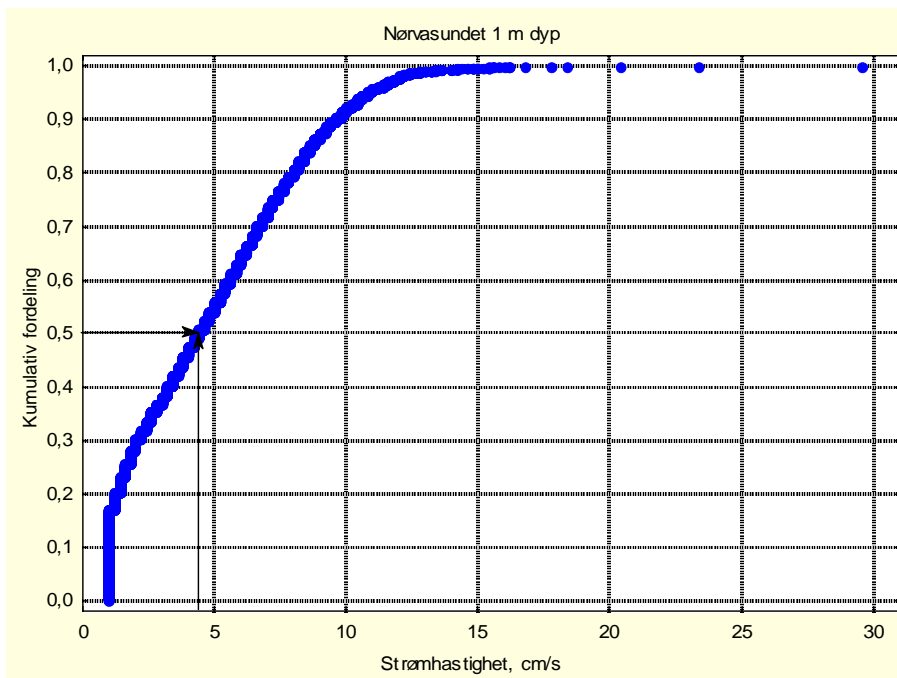
4.2 Resultater

Måleren registrerte uten tekniske problemer og ved opptak ble det heller ikke notert begroing av tang på rotor eller ror. Antall vellykkede målinger var 4758. Som ventet var strømretningen preget av topografien og i alt vesentlig strømmet vannet i øst-vestlig retning (**Figur 12**). Målingene av strømhastighet er oppsummert i **Figur 13** som viser at som gjennomsnitt var hastigheten i underkant av 4 cm/s og med maksimum på 29 cm/s. I de trangere partiene mot øst og vest vil hastigheten være betydelig større. Mer om det senere. **Figur 14** viser strømhastigheten langs aksene øst-vest og vi ser sterke og regelmessige variasjoner. Dette viser at det halvdaglige tidevannet strømmer fram og tilbake

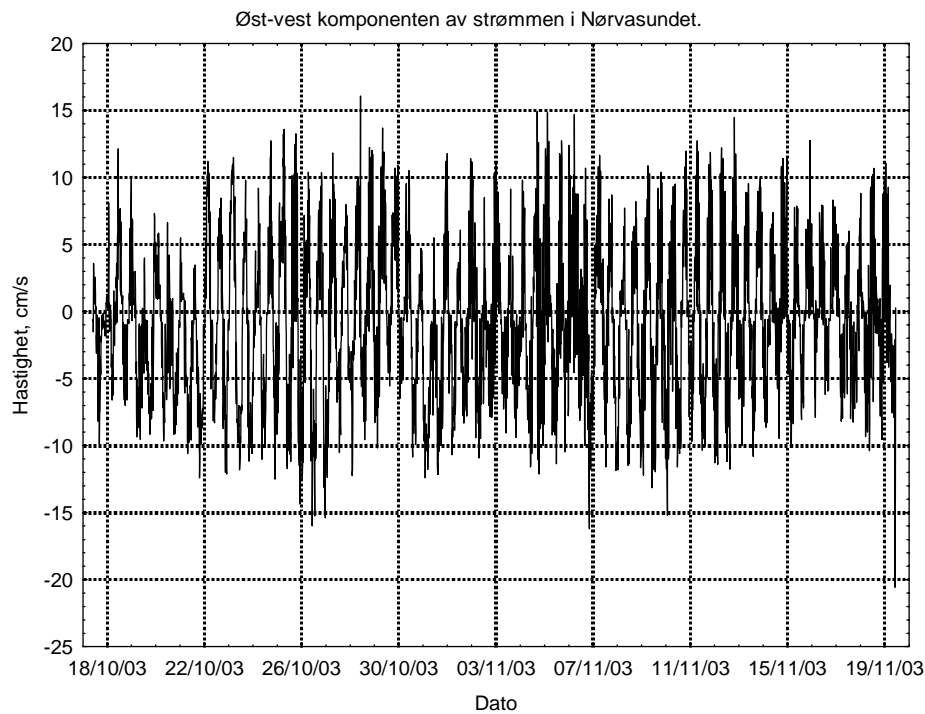
gjennom Nørvasundet og preger strømbildet der (**Figur 15**). Litt uventet at ikke virkningen av skiftende vindstyrke og vindretning også kunne sees av målingene.



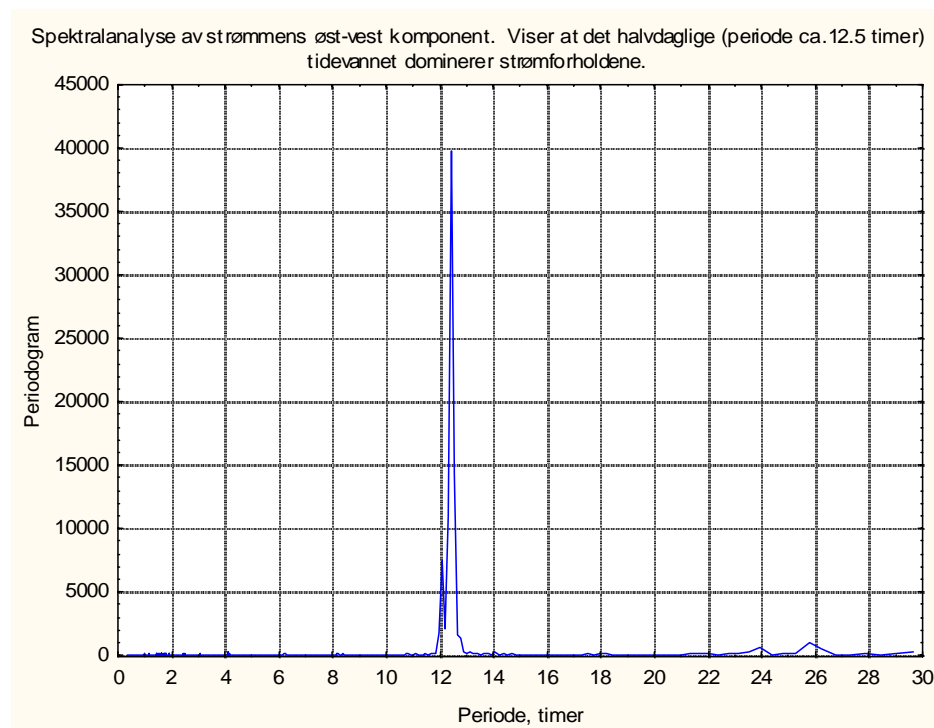
Figur 12. Strømretningen følger hovedsakelig Nørvasundets lengdeakse, dvs. øst-vest.



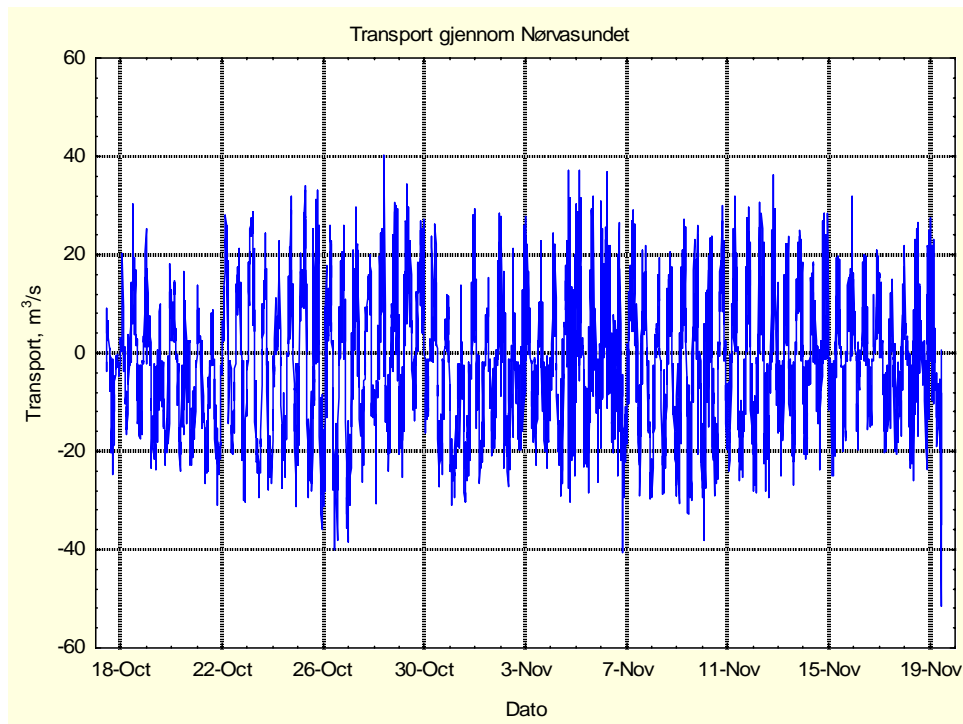
Figur 13. Kumulativ fordeling av strømhastigheten. 90% av registreringene viste hastighet mindre enn 10 cm/s. Medianen er vist med pil og tilsvarer 4.4 cm/s.



Figur 14. På grunnlag av det som **Figur 12** viste ble strømmen dekomponert i en øst-vest og en nord-sør komponent. Denne figuren viser øst-vest komponenten og vi ser tydelig en regelmessig variasjon i retning og hastighet.



Figur 15. En analyse av variasjoner i strømmens retning og styrke bekrefter at en periode på ca. 12.5 dominerer. Dette viser gjennomstrømningen i stor grad er styrt av det halvdaglige tidevannet.



Figur 16. Beregnet transport gjennom Nørvasundet.

For beregning av gjennomstrømmingen i Nørvasundet burde måleren ha stått i en av de smaleste delene, men som nevnt var ikke det forsvarlig av hensyn til båttrafikken gjennom sundet. Vi skal forsøke å beregne transporten ut fra de foreliggende datamaterialet.

Minste vanddyb ved brua i sundets østre ende er 1.6 m. Som gjennomsnitt over en 6-timers periode vil vi anta at dypet er 2-2.5 m. Overflatearealet av sundet er ca. 120000 m², og arealet av flaten i 2 m dyp er ca. 90000 m². Vannvolumet mellom overflata og 2 m dyp er da omkring 200-210000 m³.

Kartgrunnlaget for området er ikke særlig detaljert, men der strømmålingen ble utført kan bredden av sundet måles til ca. 100 m og tverrsnittsarealet ca. 200 m² ved lavvann. Ved høyvann kan tverrsnittsarealet anslås til ca. 300 m². Målingene viste at strømrretning og strømhastighet i hovedsak styres av det halvdaglige tidevannet, dvs. at enkelt regnet går strømmen vekselvis ca. 6 timer i østlig retning og 6 timer i vestlig retning. Som gjennomsnitt for en slik 6-timers periode er strømhastigheten 4-5 cm/s. Legger vi til grunn at typisk tverrsnittareal over en 6-timers periode er 250 m² og gjennomsnittlig hastighet er 4 cm/s både over dette tidsrommet og over tverrsnittet, så blir transporten 10 m³/s. Regnet over 6 timer tyder dette på at gjennomstrømmingen er ca. 200000 m³.

Som det framgår ovenfor et dette en enkel beregningsmetode, men den leder fram til en hovedkonklusjon som man kan være temmelig trygg på: gjennomstrømmingen i Nørvasundet er stor og vannmassen over ca. 2-2.5 m dyp fornyes 1-2 ganger i døgnet. Strømrretningen varierer med tidevannet, men sett over måleperioden på 34 døgn var der en svak netto vanntransport mot vest.

5. Vannkvaliteten i fjordområdet

5.1 Metodikk og data

5.1.1 Vannkvalitetskriterier

Bedømmelsen av de vannkjemiske resultatene blir gjort ved bruk av de norske miljøkvalitetskriteriene (Tabell 5 og Tabell 6).

Tabell 5. Klassifisering av tilstand for næringssalter, klorofyll *a* og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet. Klassifiseringen for næringssalter gjelder for saltholdighet over 20. 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 (µg P/l)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll <i>a</i> (µg/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 (µg P/l)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (ml O ₂ /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 µg/l til µg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.

** Omregningsfaktoren fra mlO₂/l til mgO₂/l er 1.42

Tabell 6. Klassifisering av den hygieniske vannkvaliteten i forhold til bading og rekreasjon (jfr. Folkehelse)

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

Tabell 7. Metode for vurderingen av resultatene (jfr. Folkehelse)

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**. Tidspunktene for prøvetaking er vist i **Tabell 8**. En nærmere beskrivelse av prøvedyp, parametre og metoder er gitt i datarapporten (Molvær et al., 2005).

Tabell 8. Tidspunkt for vannkjemisk prøvetaking i 2003-2004. Fire prøveserier i vinterperioden (november-mars) og 6 prøveserier i sommerperioden (slutten av mai-august).

Dato	Dato
16.10 2003	8.6 2004
19.11 2003	22.6 2004
7.1 2004	6.7 2004
18.2 2004	20.7 2004
15.3 2004	24.8 2004
25.5 2004	

5.2 Resultater

Jevnført med de norske vannkvalitetskriteriene er vannkvaliteten i fjordområdene i alt vesentlig Meget God. Unntak er dårlige oksygenforhold i bassenget i Aspevågen og meget dårlige forhold i bassenget utenfor Mauseidvåg og høye bakterietall utenfor Langevåg. Tilstanden i Aspevågen var dårligere enn i 1990. På Veddevika har tilstanden bedret seg noe, mens den hygieniske vannkvaliteten kan ha forverret seg utenfor utslippet fra U1. Ellers synes tilstanden å ha vært ganske stabil.

5.2.1 Vannmasser og vannfornyelse

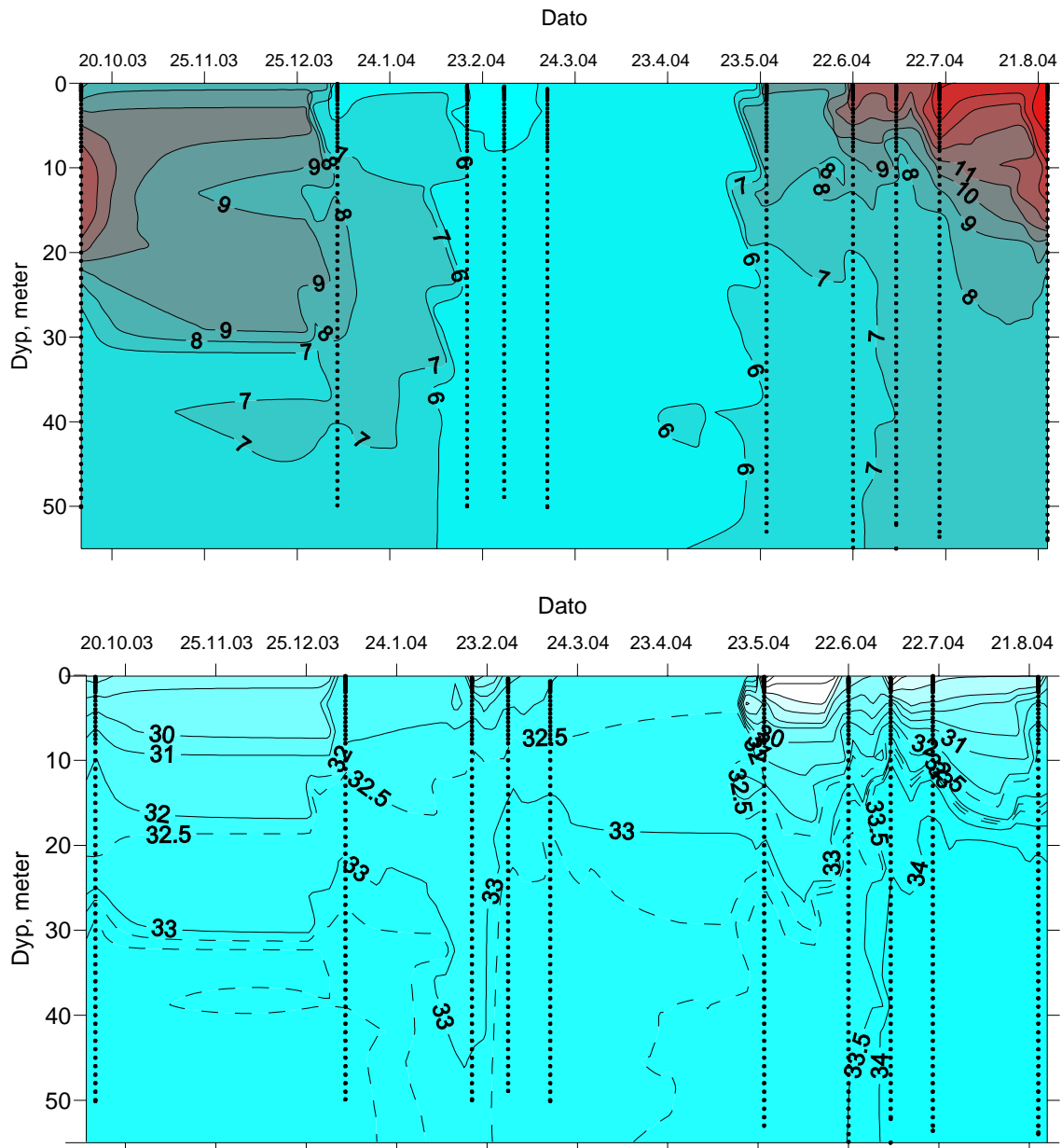
På grunnlag av bunntopografien (se **Figur 3**) og den vertikale saltholdighetsprofilen (se **Figur 4**) kan vi skjelle mellom 3 vannmasser:

Overflatelaget (ofte kalt brakkvannslaget): saltholdigheten varierer oftest mellom ca. 15 og 30 og tykkelsen varierer mellom ca. 3 m og 8 m. Ved situasjoner med liten ferskvannstilførsel og gjerne sterk vind forsvinner overflatelaget helt.

Mellomlaget: dette er sjøvannslaget som ligger under brakkvannslaget og ned til terskeldypet - hvor en terskel eventuelt finnes (jfr. Mauseidvågen). Dette er vannmasse med god utskiftning og hvor avløpsvannet fra RA2 og RA4 slippes ut og vanligvis innlagres.

Bassengvannet: omfatter vannmassen under et eventuelt mellomlag og ned til største dyp (i Borgundfjorden ca. 140 m dyp). Denne vannmassen ligger bak fjordterskelen og vannfornyelsen er betydelig mindre enn i mellomlaget. Her kan eventuelle oksygenproblemer oppstå.

Figur 17 viser temperatur og saltholdighet ned til ca. 50 m dyp på stasjon B7 i Borgundfjorden. Variasjoner i saltholdighet er et mål på vannfornyelse og figuren viser at den vertikale sjiktningen varierer mye fra måleserie til måleserie, og at vannfornyelsen er relativt stor.



Figur 17. Temperatur og saltholdighet i de øverste 50 m på stasjon B7 i Borgundfjorden. Målepunktene er vist som svarte prikker. I tillegg til verdiene på isolinjene antyder også fargen nivåene for temperatur og saltholdighet

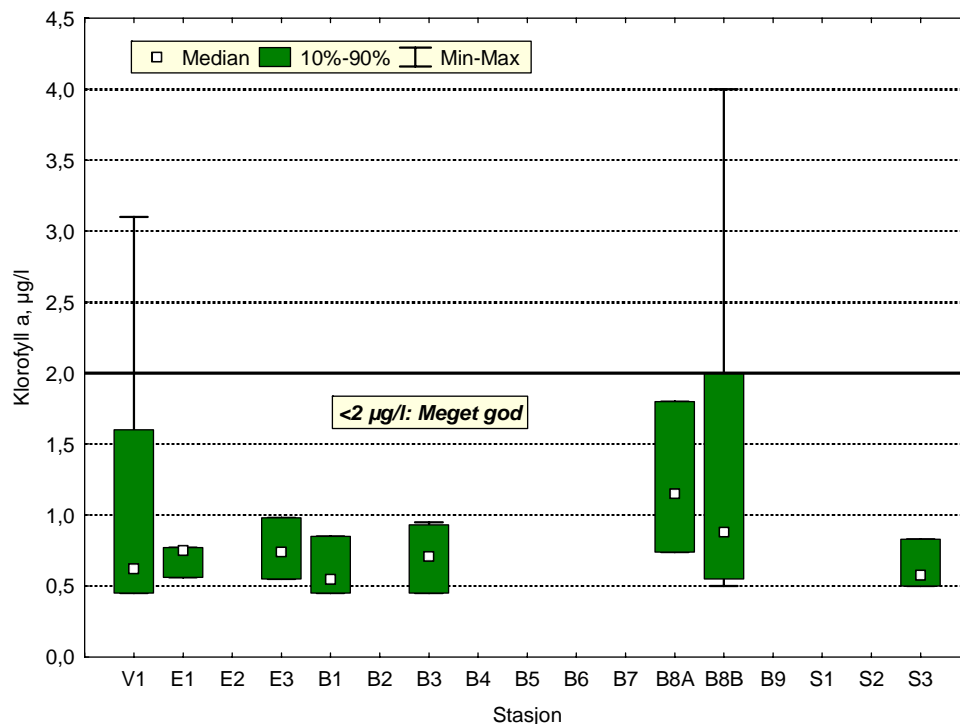
5.2.2 Næringsalter og planktonbiomasse i 0-15 m dyp

Bedømmelsen av tilstanden mht. næringsalter og planktonbiomasse vil bli gjort ved å sammenligne med vannkvalitetskriteriene (**Tabell 5**). Det skjelles mellom tilstanden i sommerhalvåret og i vinterhalvåret. For tidsrommet 25.mai-10.september har vi 8 registreringer og vinterperioden november-mars 5 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.

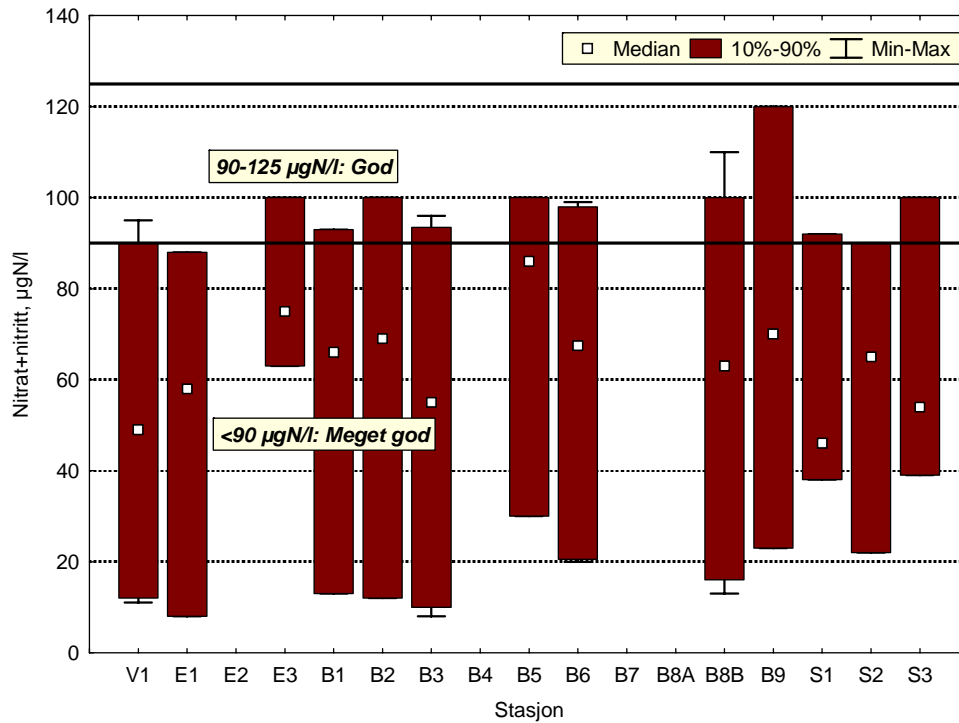
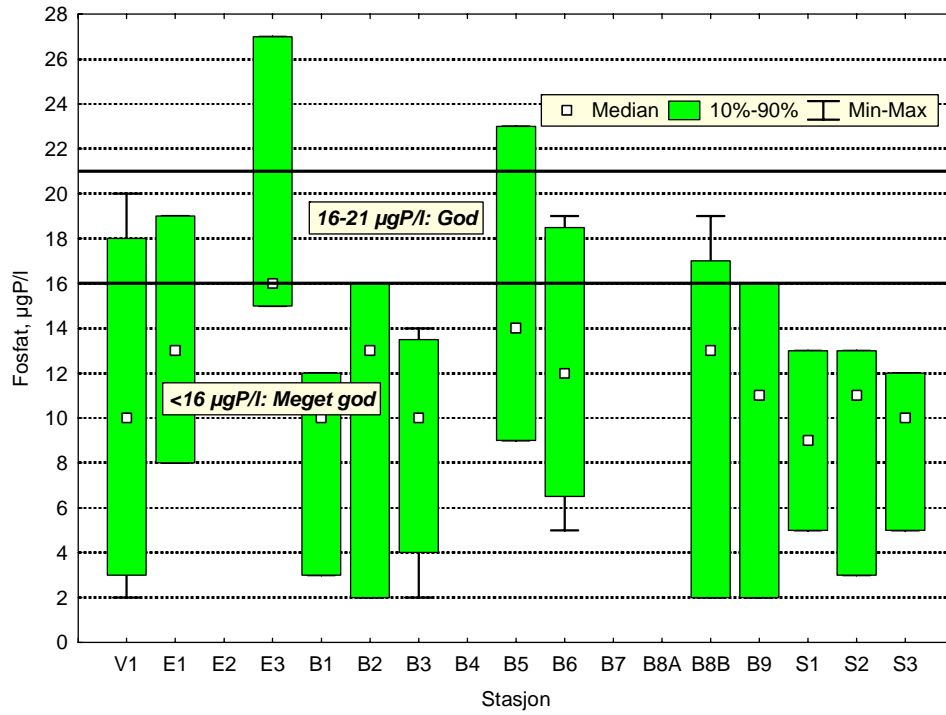
Figur 18 viser resultatene for målingene av klorofyll *a* (et indirekte på mengden av planktonalger i sjøen). Det er ikke overraskende å se at mengden av planktonalger øker noe innover i fjordområdet, men hovedbudskapet er igjen at tilstanden er Meget God (klasse I). Vinterstid kan det meste av fosfor og nitrogen måles som fosfat og nitrat og **Figur 19** 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.

En sammenligning med tilstanden i 1990 kan gjøres for Valderhaugfjorden og for strekningen Breisundet – Åsefjorden. Datagrunnlaget er av noe varierende kvalitet fra stasjon til stasjon, men hovedsaken er at på nærmest alle stasjoner tilsvarte konsentrasjonen av næringsalter og av klorofyll vannkvalitetsklasse I både i 1990 og i 2003. Altså i alt vesentlig en uforandret situasjon. For Veddevika (B5) synes det å være en forbedring av vannkvaliteten.

For den hygieniske vannkvaliteten er der sammenligningsgrunnlag bare for stasjon B3 i nærheten av utslippet fra U1. Antall prøver både i 1990 og i 2003 var så lite at en skal være forsiktig med en sammenligning, men tallene tyder på en forverring av situasjonen.



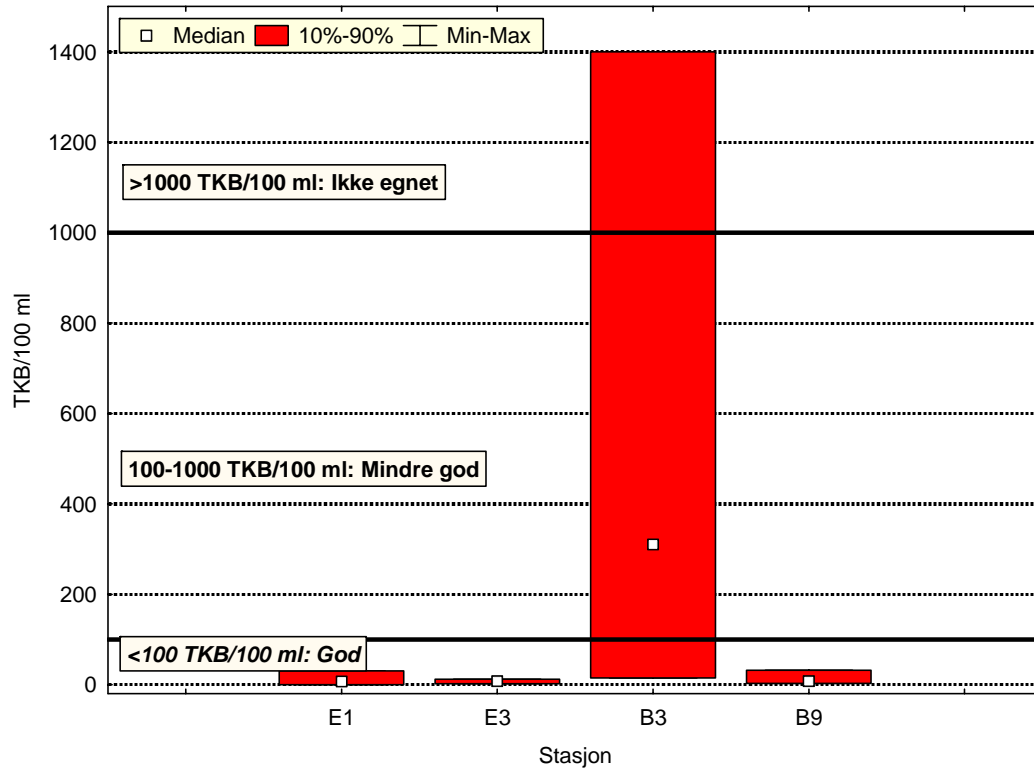
Figur 18. Oppsummering av målingene av klorofyll *a* i 0-10 m dyp på V1 og B8A, 0-15 m dyp på B8B, og 0-2 m dyp på øvrige stasjoner i tidsrommet mai-september.



Figur 19. Oppsummering av målingene av fosfat og nitrat i 0-10 m dyp på V1 og B8A, 0-15 m dyp på B8B og 0-2 m dyp på øvrige stasjoner i tidsrommet november-mars.

5.2.3 Badevannskvalitet

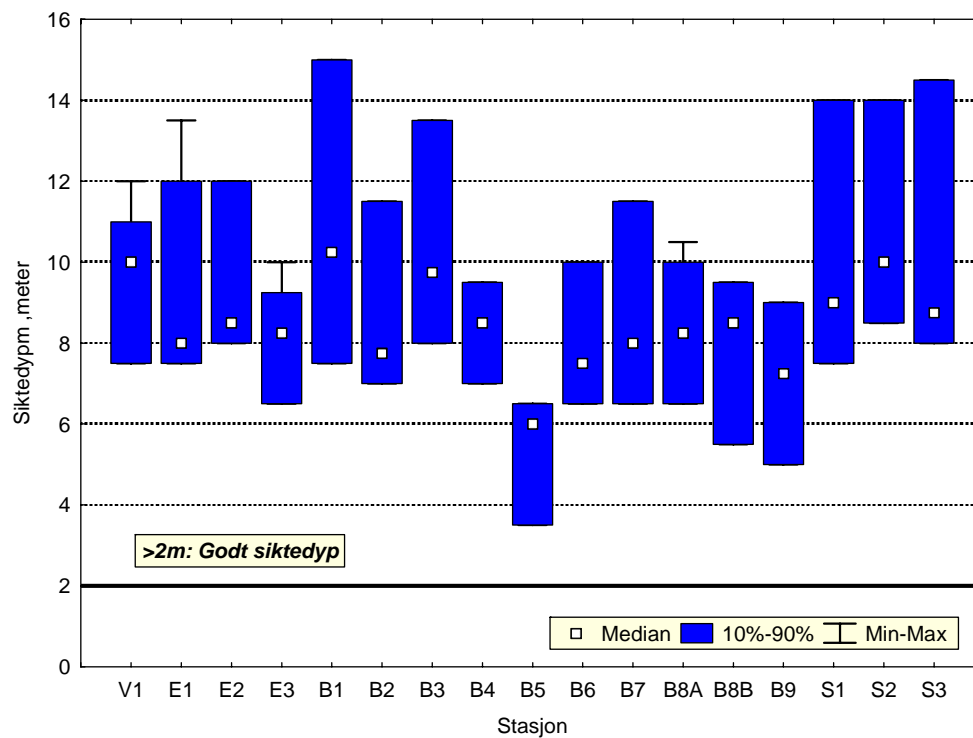
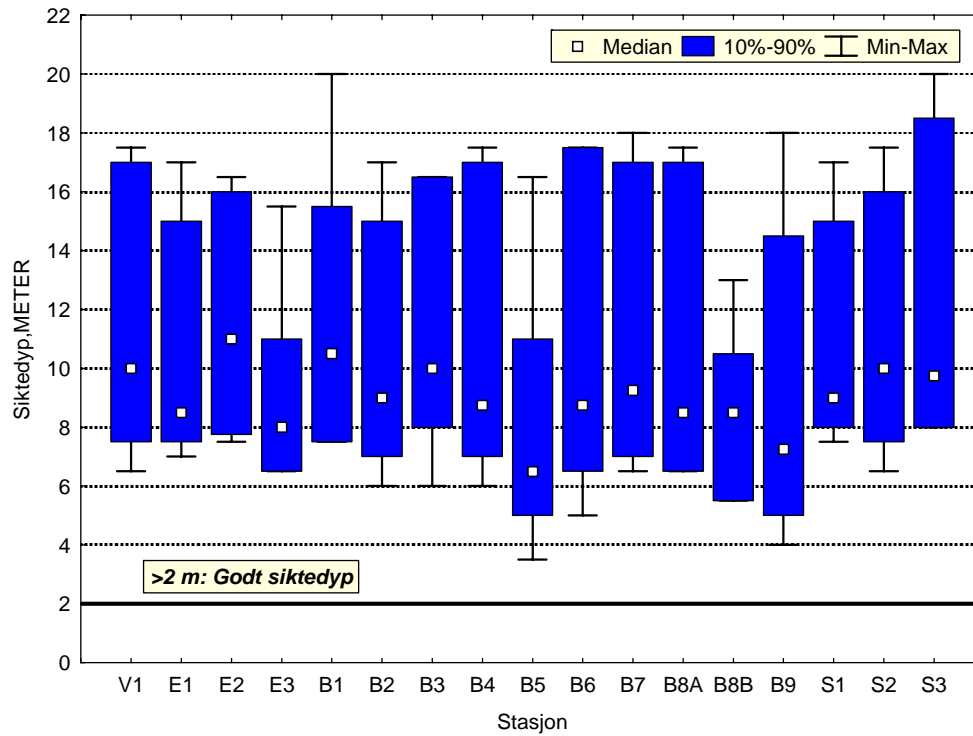
Resultatene av de vannhygieniske målingene i overflata i Ellingsøyfjorden (E1 og E3), Åsefjorden (B9) og utenfor Langevåg (B3) er vist på **Figur 20**. Med unntak for B3 var konsentrasjonene mindre enn 100 TKB/100 ml dermed karakterisert som Egnet for bading (jfr. **Tabell 6**). Ved B3 var derimot vannkvaliteten uegnet for bading.



Figur 20. Oppsummering av målingene av termostabile koliforme bakterier i overflaten.

Siktedypet ble rutinemessig målt på alle stasjoner og i

Figur 21 er resultatene sammenfattet. Vurdert mot Folkehelseinstituttet sine kriterier for badevannskvalitet innfris kravet til God kvalitet (> 2 m) med god margin på alle stasjoner.



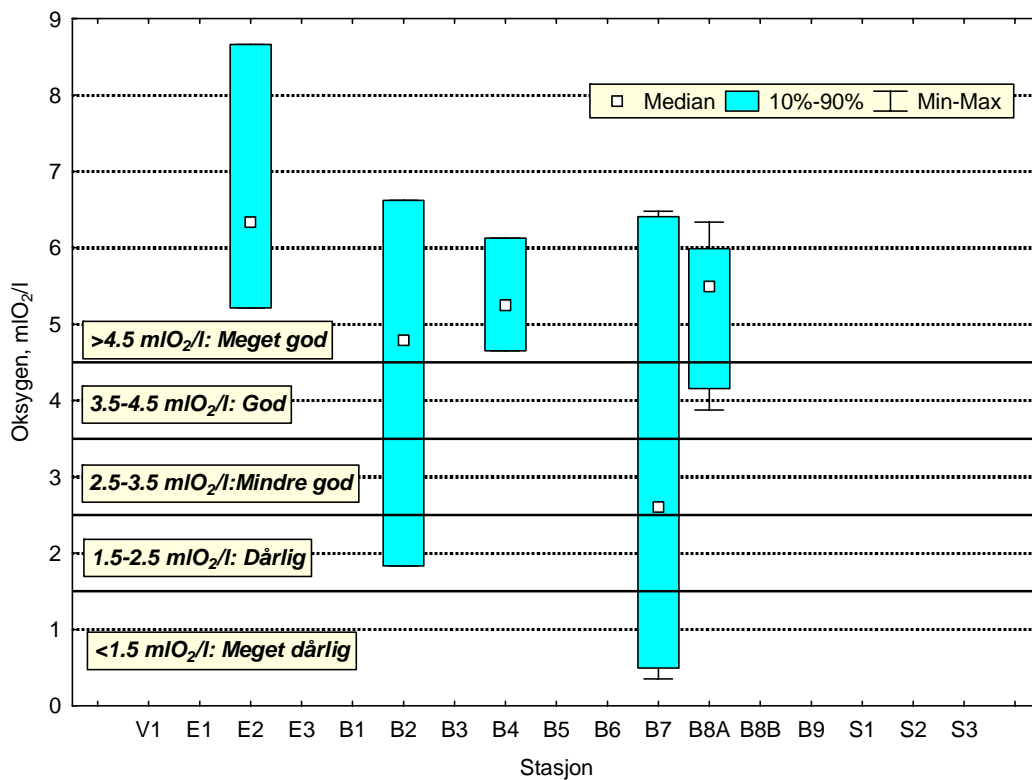
Figur 21. Målinger av siktedyp. Øvre figur viser alle resultat og nedre figur viser målinger i mai-september 2003. I forhold til kriteriene for godt badevann (siktedyp >2 m) var badevannskvaliteten god.

5.2.4 Oksygenforhold i fjordbassengene

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for marint liv og **Tabell 5** 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 og nær bunnen på. Resultatene er vist i **Figur 22**.

Tilstanden må bedømmes som God - Meget God i bassengene i Ellingsøyfjorden, Borgundfjorden og Åsefjorden. I bassenget i Aspevågen og i Mauseidvågen var tilstanden hhv. Dårlig og Meget Dårlig.

Sammenlignet med tilstanden i 1990 synes oksygenforholdene i Aspevågen, Borgundfjorden, Åsefjorden og Mauseidvågen i hovedsak å være uendret. Der er mindre forskjeller som kan skyldes varierende vannfornyelse, men hovedtrekkene er de samme.



Figur 22. Beskrivelse av oksygenforholdene i bassengene i Ellingsøyfjorden (E2), Aspevågen (B2), Borgundfjorden (B4), Mauseidvågen (B7) og Borgundfjorden (B8A).

6. Hardbunnssamfunn

6.1 Innledning

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

For eksempel kan et større utslipp av avløpsvann påvirke gruntvannssamfunn 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 etter hvert forsvinner. På litt dypere vann er det redusert algevekst og nedslamming (vanligvis død tang og tare) som er de mest synlige effektene.

6.2 Metodikk og data

Feltarbeidet i fjæresonen ble gjennomført 13. – 17. september 2004 av en marin zoolog og en marin botaniker fra NIVA. Dykkestasjonene ble undersøkt samtidig. Frank Ulla fra Ålesund fungerte som reservedykker.

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

- Kvantitative ruteanalyser i fjæra på 9 antatt påvirkede stasjoner, samt 3 referansestasjoner. Ettersom området som skal undersøkes er stort og det er tre utslipp som skal vurderes, ble et antall av 12 stasjoner vurdert som et fornuftig grunnlag for senere å kunne vurdere eventuelle endringer. Færre enn 12 stasjoner svekker utsagnskraften i framtidige undersøkelser ved at endringer på én stasjon da blir svært utslagsgivende for hele konklusjonen. Metoden omfattet 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 blæretangbeltet. Tangbeltenes vertikale bredde ble notert sammen med substrattypen og helningsvinkel.
- Semikvantitativ registrering i fjæra på de samme 12 stasjoner. Metoden omfatter en enkel registrering av de vanligste artene i et 8 meter bredt belte fra øverst til nederst i fjæra. Metoden og noen av stasjonene er de samme som ble brukt i undersøkelsen fra 1990, og disse blir benyttet som sammenligningsgrunnlag.
- Semikvantitative transektdykk (0- maks 30 m dyp) på 3 stasjoner, hvorav én er referansestasjon. Metoden omfatter registrering av alle fastsittende alger og fastsittende eller lite mobile dyr samt substrattypen og -helning langs en linje fra superlittoralsonen (sprutsonen) til maksimalt 30 meters dyp. Transektets bredde er 4 meter.
- Undersøkelse av utvalgte kommunale avløp vha. fjernstyrt undervannsbåt (ROV). Rørets og utløpets tilstand, samt tilstanden på bunnen utenfor utløpet var av spesiell interesse.

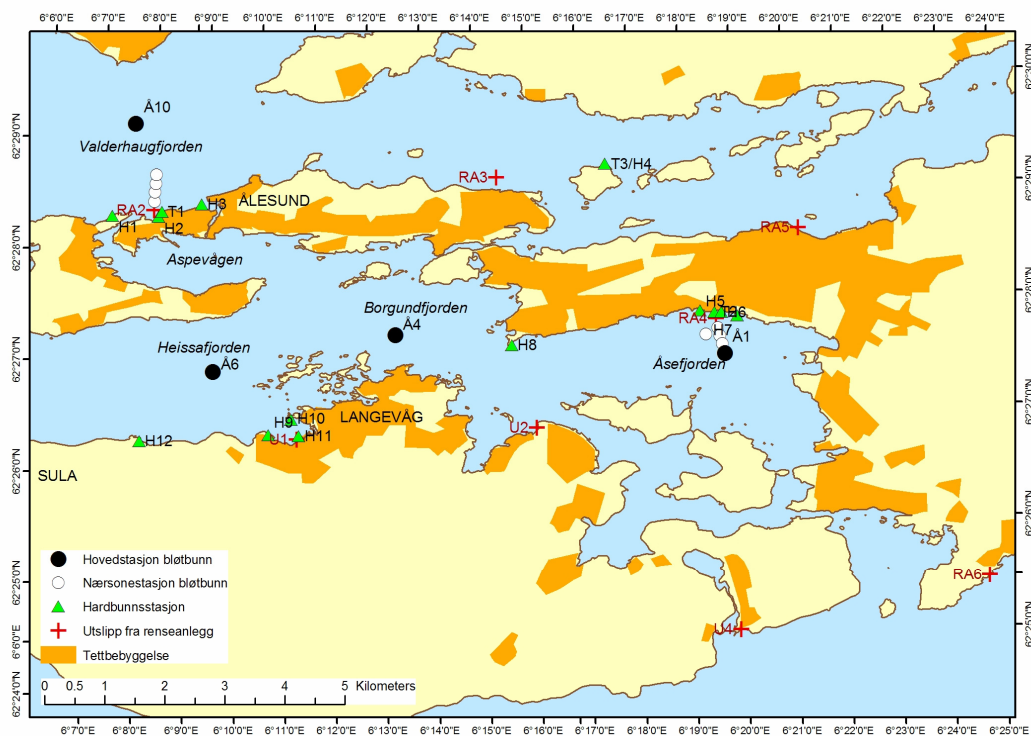
Metode a- d er i henhold til standarden "Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på littoral og sublittoral hardbunn" (NS 9424).

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 (Molvær et al., 2005).

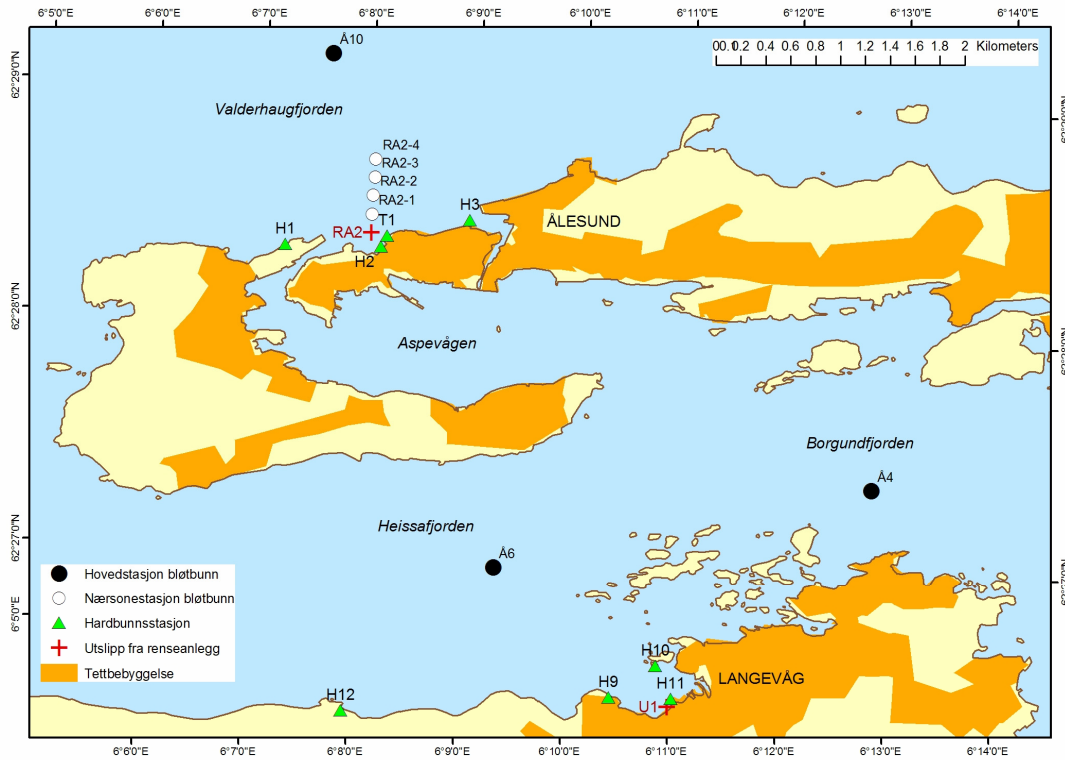
I tillegg til de nevnte registreringer ble det også gjennomført en enklere undersøkelse av 5 kommunale utslipp. Posisjonen for hver av lokalitetene er gitt i **Tabell 9** og **Figur 23-Figur 25**.

Tabell 9. Stasjoner for undersøkelse av marine gruntvannssamfunn ved Ålesund og Sula i 2004.

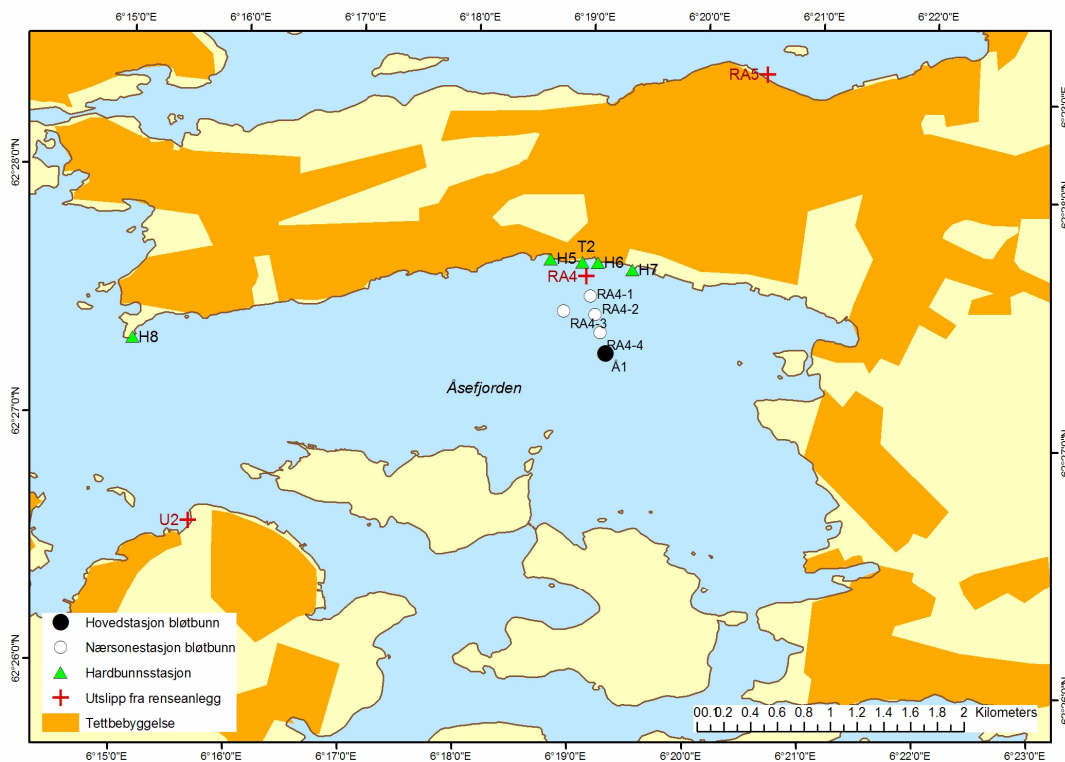
Stasjon	Posisjon - WGS84	Undersøkelse
H1	N 62° 28,317' Ø 06° 07,237'	fjæreregistrering
H2	N 62° 28,325' Ø 06° 08,129'	fjæreregistrering
H3	N 62° 28,455' Ø 06° 08,951'	fjæreregistrering
H4 / T3	N 62° 28,973' Ø 06° 16,730'	fjæreregistrering / transektdykk
H5	N 62° 27,697' Ø 06° 18,695'	fjæreregistrering
H6	N 62° 27,691' Ø 06° 19,105'	fjæreregistrering
H7	N 62° 27,668' Ø 06° 19,412'	fjæreregistrering
H8	N 62° 27,314' Ø 06° 15,076'	fjæreregistrering
H9	N 62° 26,416' Ø 06° 10,438'	fjæreregistrering
H10	N 62° 26,562' Ø 06° 10,865'	fjæreregistrering
H11	N 62° 26,421' Ø 06° 11,024'	fjæreregistrering
H12	N 62° 26,311' Ø 06° 07,943'	fjæreregistrering
T1	N 62° 28,373' Ø 06° 08,186'	transektdykk
T2 / RA4	N 62° 27,691' Ø 06° 18,972'	transektdykk / ROV-befaring
RA5	N 62° 28,477' Ø 06° 20,521'	ROV-befaring
RA6	N 62° 25,439' Ø 06° 24,514'	ROV-befaring
U1	N 62° 26,386' Ø 06° 10,988'	ROV-befaring
U2	N 62° 26,586' Ø 06° 15,623'	ROV-befaring
U4	N 62° 24,854' Ø 06° 19,744'	ROV-befaring



Figur 23. Kart over undersøkelsesområdet med stasjoner for biologiske undersøkelser og kommunale utslipp.



Figur 24. Kart over Ålesund- og Langevågområdet, med stasjoner for biologiske undersøkelser og kommunale utslipp.



Figur 25. Kart over Åsefjorden, med stasjoner for biologiske undersøkelser og kommunale utslipp.

6.3 Resultater

Fjæra på de fleste av stasjonene var frisk, men artsantallet var lavt. Stasjon H2 ved RA2 var klart eutrofipreget med et stort innslag av grønnalger på bekostning av tangforekomstene. Dette indikerer påvirkning av næringssalter. På stasjonen ca. 800m lenger vest (st. H1) var forholdene tilnærmet normale, dvs. mer lik referansestasjonen. I sjøsonen under fjæra var det redusert miljøtilstand ved RA2 og RA4. Dette ga seg utslag i nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av eutrofiindikerende organismer. Eventuelle andre utslipp en de kommunale avløpene vil også kunne ha betydning for den reduserte miljøtilstanden. Kanskje spesielt ved RA2.

Store forekomster av introduserte arter på dykkestasjonene reduserer miljøtilstanden. Økologisk kunnskap om disse nye artene er foreløpig mangelfull for norske forhold. Forekomstene kan derfor ikke knyttes direkte til kommunale- eller andre utslipp.

Bunnområdene rundt utløpene fra RA4, RA5, U1, U2 og U4 var preget av kloakkutslipp. Det ble også observert gjennomslag av avløpsvann til overflaten ved flere av anleggene.

Hver av de undersøkte stasjonene er fotodokumentert. Alle resultater samt et utvalg av over- og undervannsfoto for hver stasjon er presentert i datarapporten (Molvær et al., 2005).

6.3.1 Registreringer i fjæra

Blæretang var den dominerende tangarten og hadde et godt utviklet belte i fjæra i undersøkelsesområdet. Det vokste litt grisetang på en del av stasjonene, men den dannet ikke et eget belte på stasjonene i undersøkelsesområdet. Ruteregistreringer ble derfor gjennomført i blæretangbeltet, mens den Semikvantitative registreringen ble gjort i hele fjæra. Komplette artslistene fra registreringene er gitt i datarapporten (Molvær et al., 2005).

I fjæra ved Valderhaugfjorden var lite av det opprinnelige substratet synlig. Det meste var dekket over med fyllmasse eller bygget over med kaianlegg. Det var derfor begrensede valgmuligheter med hensyn til plasseringen av stasjonene. Stasjon 3 måtte plasseres på moloen ved innløpet til Vågen og stasjonen er derfor ikke optimal når det gjelder sammenligning av tilstand med de øvrige stasjonene. I Åsefjorden og ved Langevåg var mye av det opprinnelige substratet bevart.

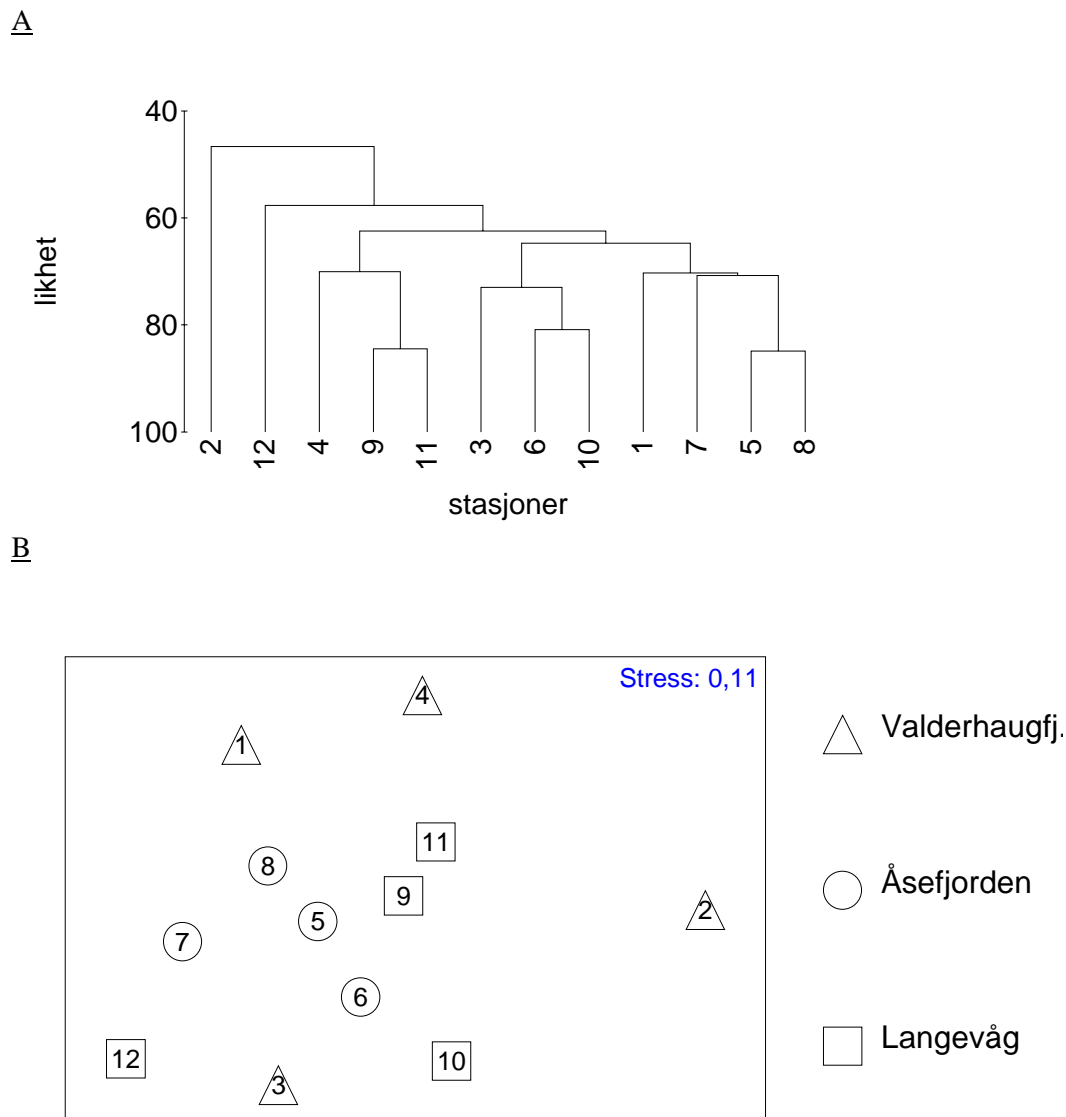
Det ble til sammen registrert 44 taxa i blæretangbeltet (ruteregistreringene). Av disse var 16 dyr og 28 alger, inkludert blågrønnalger og kiselalger. I resten av fjærområdet fra det sorte marbekbeltet til sjøsonen (laveste lavvann) var det spredte forekomster av færre arter (se Molvær et al., 2005). I de tre undersøkte områdene var artsmangfoldet (H') lavest på referansestasjonene (se **Figur 23-Figur 25**). Dette er naturgitt og ikke skapt av menneskelig påvirkning. Flest antall arter ble funnet på stasjon H1 og H7, mens samlet forekomst (mengde) av alger og dyr var størst på stasjon H1 og H2.

En analyse av innbyrdes likhet i artssammensetning mellom de tre stasjonene i hvert område viste at likheten var relativt stor i Åsefjorden og Langevåg (hhv.73,1 og 74,4%), mens det var lav likhet mellom stasjonene i Valderhaugfjorden (46,5%). Dette skyldes primært avviket i artssammensetning på den eutrofipåvirkede stasjon H2 i Valderhaugfjorden.

Tabell 10. Resultater fra ruteregistreringer i blæretangbeltet: Antall taxa (S), summert forekomst (N), artsrikdom (d (Margalef)), jevnhet (J') og diversitet (H' (Shannon-Wiener)) på 12 stasjoner i fjæra. Stasjon 4, 8 og 12 er referansestasjoner.

Område	Stasjon	S	N	d	J'	H'
Valderhaugfj.	1	19	248,25	3,26	0,65	1,92
	2	16	207,25	2,81	0,78	2,17
	3	14	138,00	2,64	0,65	1,71
	ref. 4	10	149,75	1,80	0,57	1,30
Åsefjorden	5	15	168,50	2,73	0,55	1,48
	6	12	135,60	2,24	0,63	1,57
	7	19	188,85	3,43	0,59	1,74
	ref. 8	15	179,20	2,70	0,48	1,29
Langevåg	9	13	163,10	2,36	0,71	1,81
	10	15	161,20	2,75	0,66	1,79
	11	11	128,60	2,06	0,73	1,74
	ref. 12	9	135,50	1,63	0,65	1,42

Stasjonene H2 og H12 skilte seg ut fra de øvrige mht. samfunnsstruktur (Figur 26). I figurene vises graden av likhet ved avstand mellom stasjoner; stor avstand indikerer liten likhet. Figur 26 viser også at stasjonene i Åsefjorden og Langevåg (st. 5-11) var mest like innbyrdes, mens stasjonene ved Valderhaugfjorden (st. 1-4) var minst like.



Figur 26. Analyser av samfunnsstruktur på fjærestasjonene – basert på ruteregistreringene. Liten avstand mellom stasjoner indikerer stor likhet. A: Dendrogram, B: MDS-plott.

I Tabell 11 er de arter som bidrar mest til ulikheten mellom Valderhaugfjorden og Langevåg vist. Referansestasjonene er ikke inkludert i beregningene. Tabellen viser at større forekomster av blæretang og tarmgrønnske ved Valderhaugfjorden er de viktigste forskjellene, men at forskjellene også skyldes større forekomster av fjæreblood og rur ved Langevåg. Tabell 12 viser forskjellen mellom Valderhaugfjorden og Åsefjorden. Også her kan en se at de store grønnalgefremkomstene ved Valderhaugfjorden bidrar til skillet mellom disse to områdene. En sammenligning mellom referansestasjonene og de antatt påvirkede stasjonene viser at referansestasjonene gjennomgående hadde kraftigere rurbeite og blæretangvegetasjon, mens de antatt påvirkede stasjonene gjennomgående hadde mer grønnalger, påvekstlger og fjæreblood. Dette indikerer en påvirkning, men forskjellene er ikke dramatiske.

Tabell 11. Viser hvilken arter (taxa) i blæretangbeltet som i sterkest grad skiller stasjonene ved Valderhaugfjorden fra stasjonene ved Langevåg. Data fra Simper.

Navn	Taxa	Valderhaugfjorden	Langevåg	Bidrag %
Blæretang	<i>Fucus vesiculosus</i>	58,33	42,83	17,30
Tarmgrønske	<i>Enteromorpha</i> sp.	21,17	1,67	13,86
Fjæreblod	<i>Hildenbrandia rubra</i>	10,00	19,50	11,08
Rur	<i>Balanus balanoides</i>	37,50	38,33	10,51

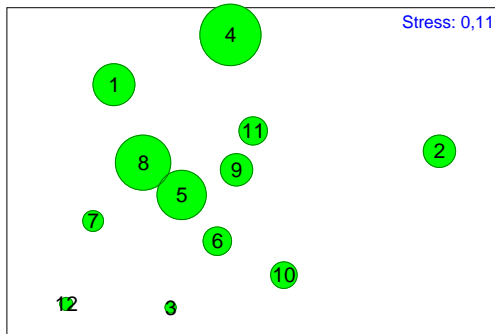
Tabell 12. Viser hvilken arter (taxa) i blæretangbeltet som i sterkest grad skiller stasjonene ved Valderhaugfjorden fra stasjonene i Åsefjorden. Data fra Simper.

Navn	Taxa	Valderhaugfjorden	Åsefjorden	Bidrag %
Blæretang	<i>Fucus vesiculosus</i>	58,33	71,33	18,74
Rur	<i>Balanus balanoides</i>	37,50	43,33	15,87
Tarmgrønske	<i>Enteromorpha</i> sp.	21,17	1,92	15,04
Tanglo	<i>Elachista fucicola</i>	18,67	13,67	9,62

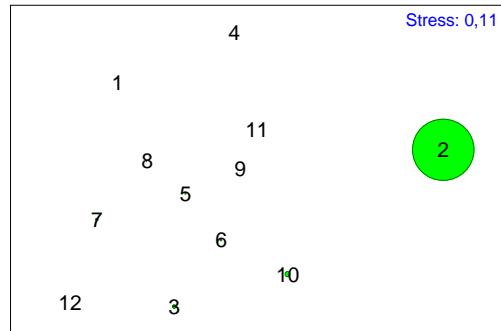
Stasjon H2 ved RA2 var den mest påvirkede av samtlige stasjoner, med arter som indikerte næringssaltpåvirkning, bl.a. var den hurtigvoksende grønnalgen tarmgrønske (*Enteromorpha* sp.) vanlig forekommende i blæretangbeltet. Det ble også observert et fettaktig belegg som kan stamme fra fiskebedriften like ved og det kan ikke utelukkes påvirkning fra andre kilder enn RA2. Stasjon H12 er referansestasjonen ved Langevåg og der ble det registrert blågrønnalger i rutene, hvilket skiller denne stasjonen fra de andre. Dette og et lavt antall arter er hovedårsak til at denne stasjonen skiller seg ut i figuren. Avvikende artssammensetning på H12 kan muligens forklares ved at stasjonen av landskapsmessige årsaker hadde større naturlig avrenning fra land enn de andre stasjonene. Den vestligste av stasjonene ved Valderhaugfjorden (H1) var minst påvirket og mest lik referansestasjon H4.

Stasjon H2 ved RA2 hadde sammenlignet med de øvrige stasjoner relativt små forekomster av blæretang og rur, samtidig som forekomstene av de hurtigvoksende grønnalgene havsalat og tarmgrønske var store. Dette er illustrert i **Figur 27**.

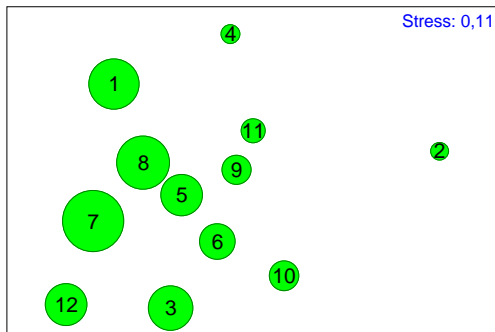
Rur - *Balanus balanoides*



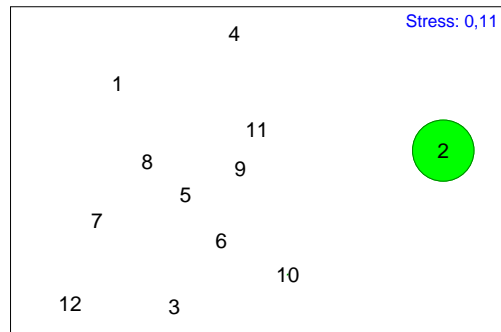
Tarmgrønske - *Enteromorpha* sp.



Blæretang - *Fucus vesiculosus*



Havsalat - *Ulva lactuca*



Figur 27. MDS-plott hvor også den relative forekomsten av fire arter (rur, tarmgrønske, blæretang, havsalat) er indikert ved størrelsen på sirklene i plottene. Basert på ruteregistreringene.

6.3.2 Dykkeregistreringer

Det ble til sammen registrert 126 arter/kategorier av bunnlevende organismer på de tre stasjonene. Av disse var 66 dyr og 57 alger. I tillegg ble det funnet blågrønnalger samt bakterier av slekten *Beggiatoa* sp.. Flest arter ble registrert på referansestasjonen T3 på Svinøya (Tabell 13). Komplette artslistene finnes i datarapporten (Molvær et al., 2005).

Tabell 13. Antall taxa av alger og dyr samt totalt antall taxa på de tre dykkestasjonene.

Stasjon	Taxa alger	Taxa dyr	Totalt taxa
T1	35	32	67
T2	34	31	67
Ref. T3	41	44	86

Stasjon T1 ved RA2 og stasjon T2 ved RA4 hadde en artssammensetning og nedslamming som indikerte at de var negativt påvirket av utslipp til områdene. På referansestasjonen T3 var forholdene bedre med godt utviklet tareskog og større arts mangfold. Alle tre stasjonene hadde store forekomster av den introduserte rødalgen japansk rødlyng og tildels av grønnalgen pollpryd. Høy tilstedeværelse av disse to artene virker negativt inn på miljøtilstanden, men forekomsten av dem kan ikke knyttes direkte opp mot forurensning.

Stasjon T1

Nedslammet og 'trist' organismsamfunn som ga inntrykk av å være påvirket av ytre faktorer. Fingertare dominerte på 2m dyp og stortare var kun dominerende i et smalt belte på 3-4m dyp. Forekomsten var for liten til å danne en tareskog. Sukkertare vokste vanlig mellom 5-10m dyp. Den introduserte rødalgen japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*) var tilstede gjennom nesten hele transektet – med vanlig til dominerende forekomst mellom 9 og 18m dyp. Grønnalgen tarmgrønske og til dels havsalat, var vanlig fra 2m og opp til overflaten. Det var også spredte forekomster av grønnalgen pollpryd mellom 5 og 8m dyp. Mosdyr (*Electra pilosa* og *Membranipora membranacea*) og trekantmark var de vanligste dyrene på stasjonen. Artsantallet var lavere enn på referansestasjonen.

Stasjon T2

Et nødoverløp fra RA4 på få meters dyp skapte dårlige forhold i de øvre meterne og ned til ca 10 m dyp. Ved vårt besøk strømmet det avløpsvann ut av røret. Det lå dopapir i store mengder utenfor utløpet. Transektet fulgte rørledningen, som for en stor del gikk over sandbunn. Dette ga naturligvis lave forekomster av hardbunnsorganismer siden disse kun vokste på rørledningens betonglodd. Fra overflaten til 4m dyp var det store forekomster av tarmgrønske, andre grønnalger og trådformede rød- og brunalger som indikerer næringssaltpåvirkning på stasjonen. Store, og flere steder dominerende, forekomster av pollpryd mellom 1 og 7m dyp er også unormalt. Dypere enn 7m dominerte japansk sjølyng. Fra overflaten og ned til 8 m dyp var det hardbunn (store steinblokker), men det ble ikke funnet tare i dette dybdeintervallet. På sandbunnen utover vokste det spredte forekomster av stortare og sukkertare på steiner og på rørledningens betonglodd ned til ca. 20m dyp. Mosdyr og trekantmark var de vanligste dyrene. Artsantallet var lavere enn på referansestasjonen.

Stasjon T3 - referansestasjon

Ganske bratt stasjon hvor fjellveggen ble avbrutt av hyller med skjellsand. De største forekomstene av stortare, sammenliknet med T1 og T2, ble funnet på denne stasjonen; den var avvekslende spredt til vanlig forekommende ned til 16m dyp. Fingertare var vanlig på 1m dyp, mens sukkertaren forekom spredt fra 3 til 14m dyp. Pollpryd var vanlig på 1m dyp og spredt mellom 2 og 6m. Martaum (*Chorda filum*) vokste tett i et belte på 4-6m dyp og indikerer at referansestasjonen kan være noe mer beskyttet enn T1. Det var store mengder av den introduserte rødalgen japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*) i sjøen. Mellom 7 og 16m dyp var den dominerende. Dette gjør at det blir vanskelig å se små dyr på fjellet. Det kan også hende de store forekomstene kveler underliggende alger og dyr. Det var også ganske nedslammet, men ikke like mye som på T1. Det var flotte og store forekomster av buskformede mosdyr på vertikale vegger. Også skorpedannende mosdyr var vanlig forekommende. Det ble videre funnet langt flere arter og individer av sekkedyr på T3 enn på T1 og T2.



Pollpryd

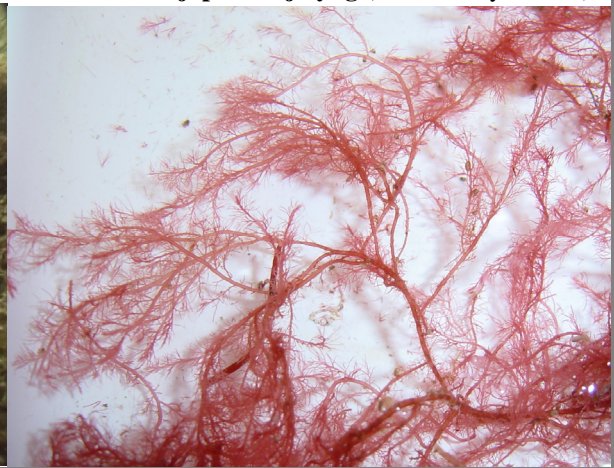
Den flerårige grønnalgen pollpryd (*Codium fragile*) er en introdusert art som var dominerende mellom 2 og 6m dyp på dykkestasjon T2 ved RA4. Den er opprinnelig fra Japan, men ble funnet i Holland i 1900. Siden har den spredt seg videre på begge sider av Atlanteren. Hos oss er arten vanligst i Sør-Norge, men har spredt seg nordover til Nord-Troms (Rueness 1998). Store forekomster av denne algen i 2004 er også rapportert fra deler av Ellingsøyfjorden (E. Aarseth pers.medd.). Foto: F. Moy, NIVA.

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 skutesiden 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)

6.3.3 Sammenligning med undersøkelsene i 1990

I 1990 ble det foretatt registreringer i fjæra på 12 stasjoner (Molvær et al. 1991). Tre av disse var plassert i områder som er undersøkt i den foreliggende undersøkelsen. Stasjon A3, A4 og A11 fra 1990 kan sammenlignes med hhv. stasjon H9, H6 og H2 fra 2004.

Metodikken som ble brukt i 1990 er sammenlignbar med de semi-kvantitative registreringer som ble utført i fjæra i 2004. Det ble imidlertid undersøkt et stykke ned i sjøsonen (ca 2m dyp) og over et større areal i 1990. Undersøkelsene i 2004 ble gjort i september, mens de ble gjort i juni i 1990. Disse forhold har vi tatt hensyn til ved sammenligningen av de to undersøkelsene.

Generelt så indikerte undersøkelsene i 1990 rike fjæresamfunn som var lite påvirket av forurensningstilførslene til området. Det ble påvist en svak nedslamming av strendene i Åsefjorden (Molvær et al. 1991). Det er i 2004 registrert antydninger til noe redusert miljøtilstand på H2 og H6 sammenlignet med 1990, mens endringene på H9 var små. Mindre forekomster av blæretang og grisatang samt færre algearter er de viktigste endringen hos algene siden 1990. I 2004 var det ingen eller langt mindre forekomster av blåskjell enn i 1990 og dette representerer den største forskjellen mellom undersøkelsene mht. dyr.

Stasjon H2 (A11)

Største forskjell mht. dyr var at blåskjell i 1990 ble registrert som vanlig forekommende, mens det ikke ble funnet noen blåskjell i 2004. I 1990 var albusnegl spredt i store deler av fjæra, mens den var vanlig i blæretangbeltet i 2004. Rødalgen pigget rekeklo var dominerende i 1990, men ble ikke funnet i 2004. Pigget rekeklo vokser gjerne på bølgeekponerte lokaliteter, men er følsom for høye sommertemperaturer (>25°C) og lave vintertemperaturer (omkring 0°C.) Vanlig rekeklo ble i 1990 observert både i littoralsonen og i sjøsonen, mens den i 2004 bare ble registrert i sjøsonen. Mengden av blæretang i fjæresonen var redusert fra dominerende til vanlig forekommende. I sjøsonen ble det registrert en endring i artssammensetningen fra 1990 til 2004, bl.a. ved at lett identifiserbare arter som tannskåring og krasing var blitt bort, mens rødlo har kommet til og nå vokste vanlig til dominerende. Den introduserte arten japansk sjølyng som første gang ble funnet i Norge i 1996, ble nå funnet i mer eller mindre tette bestander i hele sjøsonen. Betydningen av denne artens tilstedeværelse er fortsatt ukjent.

Stasjon H6 (A4)

Færre dyrearter i fjæra i forhold til 1990; for eksempel så var den lille hydroiden *Dynamena pumila*, blåskjell og butt strandsnegl vanlige i 1990, men fraværende i 2004. Større forekomster av albusnegl i 2004.

Grisatang dominerte fjæra i 1990, men var redusert til kun spredt forekomst i 2004 og dannet ikke noen egen vegetasjonssone som i 1990. Forekomsten av sagtang hadde på den annen side økt fra vanlig til dominerende (konkurrerer med grisatang om plass i øvre del av sjøsonen). Flere alger som ble funnet i 1990, men som enkeltfunn, ble ikke observert i 2004.

Om undersøkelsene fra 1990 sammenliknes med dykkeundersøkelsen på T2, er det først og fremst reduksjon i stortare fra dominerende til spredt forekomst som utgjør hovedforskjellen. Men siden stasjon A4 ikke er identisk med T2 kan endringen i tareskog skyldes naturlige lokale forskjeller i bunnssubstratet. Imidlertid var bunnssubstratet fra fjæra og ned til 10m dyp på T2 godt egnet for stortare slik at fraværet av tare skyldes andre forhold.

Stasjon H9 (A3)

Det ble funnet blåskjell på denne stasjonen i 2004, men langt mindre enn i 1990. Fjæresjørosen *Actinia equina* og hydroiden *Laomedea geniculata* er to arter som ble funnet i 2004, men ikke i 1990. Forekomsten av blæretang var muligens gått noe tilbake, samtidig som spiraltang ble registrert som

dominerende i 2004, mens den ikke ble observert i 1990. Disse to artene er svært like som små planter uten sine spesielle karaktertrekk, slik at forskjellen ikke skal tillegges for stor vekt. Grisatang ble ikke funnet noen av årene. Sagtang ble registrert som sjelden i 1990, mens den var vanlig forekommende i 2004. Ellers viste algevegetasjonen bare små forskjeller fra 1990.

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 organismsamfunn er rike på arter. Nokså typiske tall for norske fjorder og kystfarvann er at antall dyr pr. grabb ligger på 100-200, fordelt på 30-50 arter pr. grabb. Endringer i organismsamfunnet gjenspeiler den sammenlagte respons på forurensningspåvirkninger eller andre forstyrrelser hos mange arter. De stedbundne organismsamfunnene er representative for den lokale miljøtilstand og fanger opp svingninger i levetilstandene over tid.

7.2 Metodikk og data

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

På hver hovedstasjon tas fire parallelle prøver med en 0.1 m² vanVeen-grabb. På hver nærsone stasjon tas én prøve. 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 5% 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. 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) bestemmes ved våtsikting. Innholdet av organisk karbon (TOC) og nitrogen (TN) bestemmes i en elementanalyser etter at karbonater er fjernet med saltsyre. Det ble analysert én sedimentprøve fra hver stasjon.

7.2.1 Feltarbeid og opparbeiding

Det ble gjort innsamling på 4 hovedstasjoner og 8 nærsone stasjoner (**Figur 28-Figur 29**).

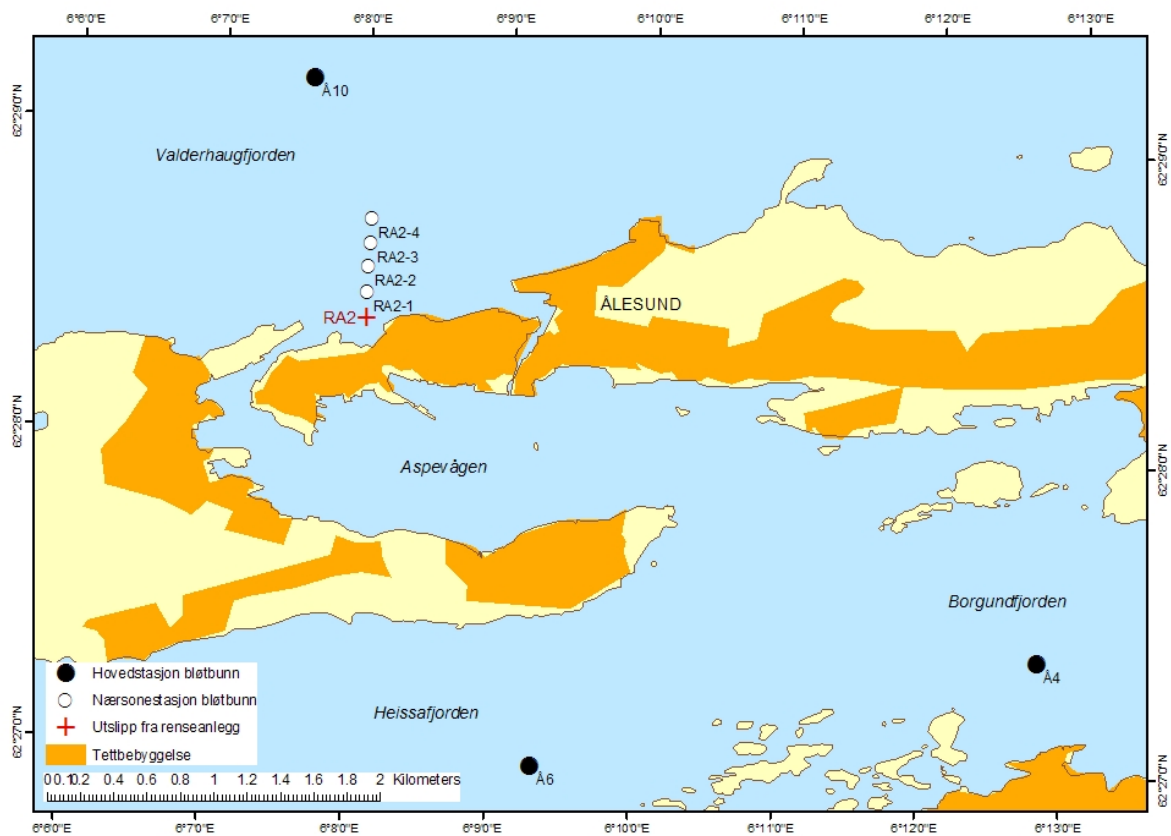
På stasjonene Å1, Å4, Å6 og Å10 ble det tatt fire grabbprøver for faunaanalyser og en delprøve til sedimentanalyser. På stasjonene RA2-1, RA2-2, RA2-3, RA2-4, RA4-1, RA4-2, RA4-3 og RA4-4 ble det tatt en grabbprøve for faunaanalyser og en delprøve til sedimentanalyser

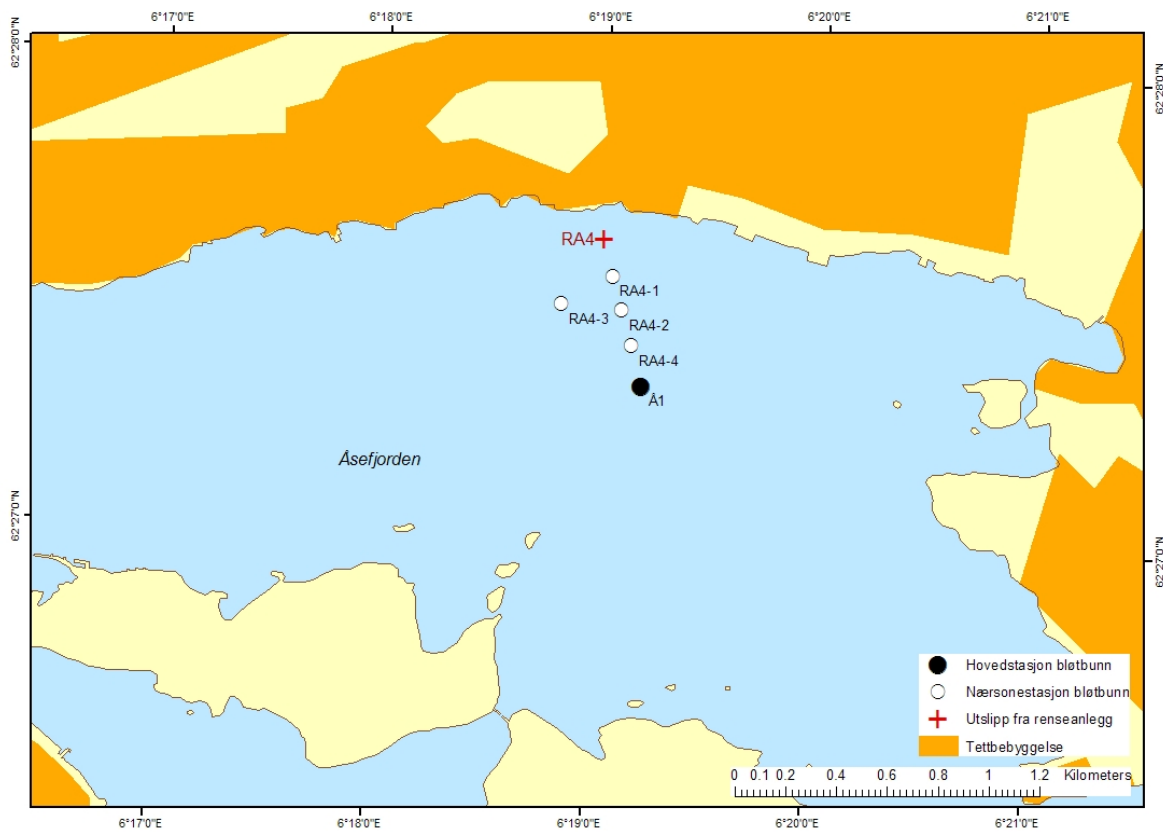
Det ble det brukt en 0.1 m² VanVeen-grabb til prøvetakingen.

Stasjonenes posisjoner og dyp er vist i **Tabell 14**. Beskrivelser av grabbprøvene er gitt i Datarapporten (Molvær et al., 2005).

Tabell 14. Posisjoner og dyp for prøvetakingen med grabb i 2003.

Stasjon	År	Grabber	Dyp	Lengdegrad	Breddegrad	Lengdegrad desimal	Breddegrad desimal
Å1	1990 og 2003	4+4	105	6°19.201'E	62°27.411'N	6.32006	62.45543
Å4	1990 og 2003	4+4	140	6°12.811'E	62°27.361'N	6.21350	62.45600
Å6	1990 og 2003	4+4	100	6°09.311'E	62°26.961'N	6.15517	62.44933
Å10	1990 og 2003	4+4	95	6°07.611'E	62°29.151'N	6.12683	62.48583
RA2-1	2003	1	35	6°08.037'E	62°28.463'N	6.13394	62.47437
RA2-2	2003	1	35	6°08.041'E	62°28.547'N	6.13400	62.47576
RA2-3	2003	1	35	6°08.049'E	62°28.624'N	6.13414	62.47705
RA2-4	2003	1	35	6°08.050'E	62°28.703'N	6.13415	62.47837
RA4-1	2003	1	30	6°19.053'E	62°27.557'N	6.31753	62.45926
RA4-2	2003	1	50	6°19.101'E	62°27.485'N	6.31834	62.45806
RA4-3	2003	1	50	6°18.825'E	62°27.494'N	6.31373	62.45821
RA4-4	2003	1	70	6°19.152'E	62°27.412'N	6.31919	62.45685

**Figur 28.** Kart over bløtbunnsstasjoner tatt i 2003 i Valderhaugfjorden, Borgundfjorden og Heissafjorden. Hovedstasjonene (Å10, Å4 og Å6) ble tatt også i 1990.



Figur 29. Kart over bløtbunnsstasjoner tatt i 2003 i Åsefjorden. Hovedstasjonen (Å1) ble tatt også i 1990.

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 er vurdert etter SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Det norske klassifiseringssystemet for bløtbunnsfunn (se Molvær og medarb. 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 og antall arter pr. individmengde (Olsgard et al 2004). Det er også utarbeidet korreksjonsfaktorer for normalisering mot sedimentets kornstørrelse og dyp for å øke presisjonen i tilstandsklassifiseringen

7.3 Resultater

Bløtbunnsfaunasamfunnene på de fleste stasjonene viste meget god tilstand. Tilstanden på Å4 i Borgundfjorden viste en tydelig forbedring fra 1990 til 2003 (fra klasse III til klasse I). Tilstanden i det dypeste delen Åsefjorden viste imidlertid en forverring fra 1990 til 2003 (fra klasse I til klasse II).

7.3.1 Sedimenter

Feltrapport og visuelle beskrivelser av grabbprøvene er vist i Datarapporten (Molvær et al., 2005).

Data for sedimentparametrene er vist i **Tabell 15** og Datarapporten (Molvær et al., 2005).

Sedimentene var i hovedsak siltige i dype deler av de indre fjordområdene (Borgundfjorden og Åsefjorden). I grunnere områder (nærsonestasjonene) og i åpnere fjordområder (Heissafjorden og Valderhaugfjorden) var det innslag av sand og grus.

Konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) er naturlig høyere i siltige sedimenter enn i sedimenter med sand og grus. TOC-verdiene er derfor normalisert (TOC63) mot andel partikler mindre enn 0.063 mm (silt og leire). Moderat til kraftig forhøyete nivåer av totalt organisk karbon (TOC63) og totalt nitrogen (TN) ble funnet i sedimentene i hele undersøkelsesområdet. Nærmest ned mot et normalt nivå viste stasjonen i Valderhaugfjorden (Å10). På de dype stasjonene i Borgundfjorden (Å4) og særlig i Åsefjorden (Å1) var TOC-konsentrasjonene svært høye.

7.3.2 Fauna

De dominerende artene i området var manglebørstemarkene *Paramphinome jeffreysii*, *Owenia fusiformis*, *Chaetozone setosa* og *Myriochele oculata*, båndmark (Nemertea) og muslingene *Thyasira equalis* og *Thyasira sarsi*. De vanligste artene på hver stasjon er vist i Datarapporten (Molvær et al., 2005).

Tabell 16 viser faunaparametre pr. stasjon i 2003. Resultatene fra samme stasjoner i 1990 er også vist. Tabellen presenterer også tilstandsklassifisering basert på noen utvalgte parametre.

Faunaparametre pr. grabb samt komplette lister over artene og deres individtall er vist i Datarapporten (Molvær et al., 2005).

Noen av stasjonene var karakterisert ved forekomst av forurensningsindikerende arter. Dette gjaldt først og fremst stasjon Å4 i Borgundfjorden i 1990 med mye børstemark av slekten *Pseudopolydora*, og Å1 og RA4-4 i det dypeste partiet i Åsefjorden i 2003 med mye av muslingen *Thyasira sarsi* (se også Molvær et al., 2005).

Bløtbunnsfaunasamfunnene på de fleste stasjonene viste meget god tilstand (klasse I). På én stasjon (Å4 i 1990) er tilstanden klassifisert som mindre god (klasse III) basert på artsmangfoldindeksen H_{63} .

På de dypeste stasjonene i Åsefjorden var tilstanden god (klasse II) i 2003. Tilstanden på Å4 i Borgundfjorden viste en tydelig forbedring fra 1990 til 2003 (fra klasse III til klasse I). Tilstanden på Å1 i Åsefjorden viste imidlertid en forverring fra 1990 til 2003 (fra klasse I til klasse II).

Tabell 15. Sedimentparametre. <63 µm = finstoff (silt og leire); TTS% = sediment tørrstoff; TN = totalt nitrogen (g/kg); TOC = totalt organisk karbon (g/kg); TOC₆₃ = TOC normalisert til kornstørrelse < 63µm; TOC/TN = forholdstall. Tilstandsklassifisering i følge SFT (Molvær et al. 1997). *Sediment parameters. <63 µm = silt and clay; TTS% = sedimentdry matter; TN = total nitrogen (g/kg); TOC = total organic carbon (g/kg); TOC₆₃ = TOC normalised to grain size < 63µm; TOC/TN = ratio. Classification according to SFT (Molvær et al. 1997).*

Stasjon	%<63µm	TTS%	TN	TOC	TOC63	TOC/TN
Å1	95.6	21.1	10.7	102.0	102.8	9.5
Å4	82.7	31.4	5.7	54.9	58.0	9.6
Å6	44.4	49.3	2.5	17.4	27.4	7.0
Å10	19.4	64.1	1.1	8.4	22.9	7.6
RA2-1	6.6	59.4	1.0	10.3	27.1	10.3
RA2-2	45.5	46.7	2.6	24.4	34.2	9.4
RA2-3	28.6	55.2	1.5	12.4	25.3	8.3
RA2-4	40.0	50.3	2.0	16.5	27.3	8.3
RA4-1	31.0	62.7	1.0	13.3	25.7	13.3
RA4-2	41.9	39.2	5.1	49.5	60.0	9.7
RA4-3	48.1	30.1	4.2	44.4	53.7	10.6
RA4-4	94.3	20.6	10.4	104.0	105.0	10.0

Selv om tilstandsklassifiseringen viser meget god tilstand på alle de undersøkte stasjonene i 2003, bortsett fra de to i dypområdet av Åsefjorden, var det en tydelig gradient i artsrikhet utover i fjordområdene, med en forbedring fra Borgundfjorden ut til Heissafjorden og Valderhaugfjorden. Også nærstasjonene til RA2 i Valderhaugfjorden viste høy artsrikhet.

Nærsonestasjonene til RA2 og RA4 viste ingen forverring innover mot utslippene, men det ble ikke tatt prøver nærmere enn ca. 150 m.

Meget høye verdier av organisk materiale (karbon og nitrogen) ble funnet på de dypeste stasjonene i Åsefjorden og i Borgundfjorden (**Tabell 15**).

Det var lavest artsrikhet på stasjonene med mest organisk karbon (TOC over 100 mg/g) (**Figur 30**). På stasjonene med TOC 50-60 mg /g var artsrikheten moderat redusert. Dette kan tyde på en felles årsak til forhøyet TOC og redusert artsrikhet (f. eks. mindre oksygen i vannet nær bunnen), eller at TOC har påvirket artsrikheten direkte.

Det har skjedd en forverring av tilstanden i den dype delen av Åsefjorden. Denne utviklingen kan tenkes å fortsette dersom belastningen med organisk materiale (direkte fra utslippene eller via sedimentert plankton) ikke reduseres.

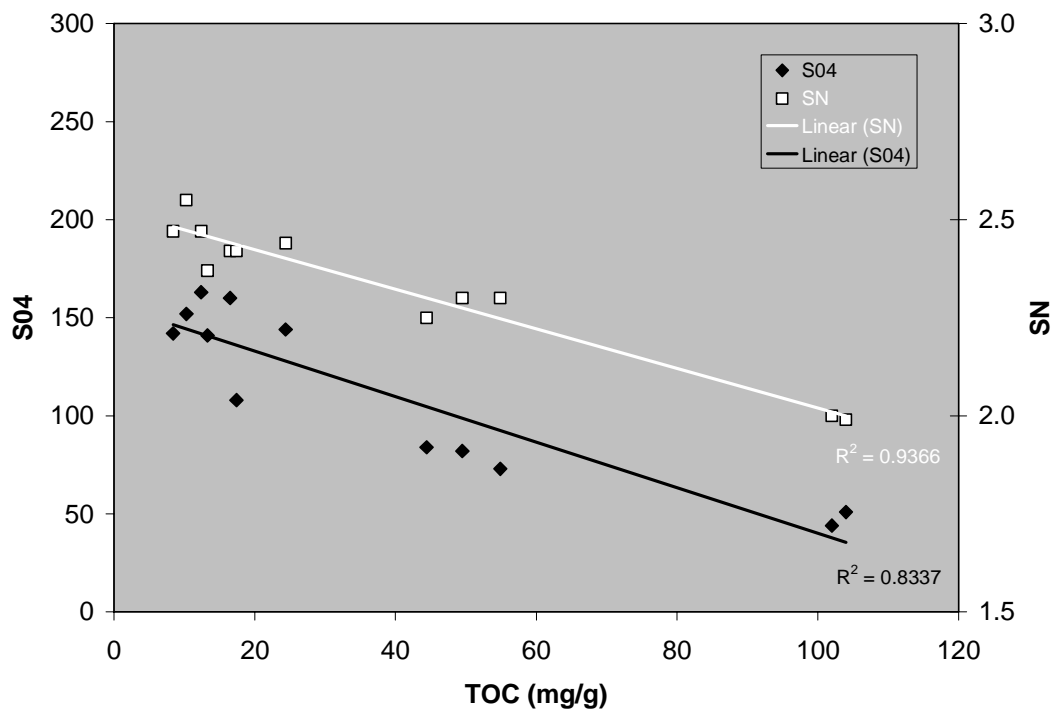
Tabell 16. Stasjonsparametre. m2 = areal; S = artstall; N = individtall; J = jevnhetsindeks; S04 = artstall pr. 0.4 m²; ES50, ES100 og H = diversitetsindekser; H₆₃ = H normalisert til kornstørrelse < 63µm; ISI_{depht200} = Indikatorartsindeks normalisert til dyp200m. 1997-klā: Klassifisert ifølge SFT (Molvær et al 1997); 2004-klā: ifølge Olsgard et al 2004 (**Tabell 17**). Station parameters. m2 = area; S = species; N = individuals; J = evenness index; S04 = Number of species per 0.4 m²; ES₅₀, ES₁₀₀ and H = diversity indices; H₆₃ = H normalised to grain size < 63µm; ISI_{depht200} = Indicator species index normalised to depth200m. Classified according to SFT (Molvær et al 1997); 2004-klā: according to Olsgard et al 2004 (**Tabell 17**).

Stasjon	År	%<63	Dyp	m2	S	N	J	ES50	1997-klā ES ₁₀₀	H	2004-klā ES ₁₀₀₆₃	H ₆₃	2004-klā S04 ₆₃	SN ₆₃	2004-klā S04 ₆₃	2004-klā SN ₆₃	2004-klā ISI _{dyp200}
Å1	1990	95.6*	105	0.4	55	378	0.83	24.03	33.65	4.78	32.59	4.69	52	2.23	52	2.23	9.33
Å1	2003	95.6	105	0.4	44	775	0.73	16.38	22.07	3.97	21.38	3.90	42	1.98	42	1.98	8.63
Å4	1990	82.7*	140	0.4	73	2429	0.41	10.75	16.77	2.56	14.88	2.39	60	2.03	60	2.03	9.66
Å4	2003	82.7	140	0.4	73	638	0.78	23.57	34.45	4.82	30.56	4.50	60	2.23	60	2.23	9.34
Å6	1990	44.4*	100	0.4	112	1210	0.70	22.78	33.99	4.77	24.12	3.88	66	2.19	66	2.19	10.11
Å6	2003	44.4	100	0.4	108	1021	0.81	27.75	40.87	5.46	29.00	4.44	64	2.20	64	2.20	9.63
Å10	1990	19.4*	95	0.4	129	1632	0.74	25.37	38.37	5.20	24.08	3.90	64	2.12	64	2.12	9.41
Å10	2003	19.4	95	0.4	142	1655	0.79	28.78	42.93	5.64	26.94	4.23	71	2.16	71	2.16	9.60
RA2-1	2003	6.6	35	0.1	80	260	0.88	31.25	48.82	5.59	30.96	5.27	70	2.23	70	2.23	10.49
RA2-2	2003	45.5	35	0.1	76	365	0.79	25.14	39.58	4.92	30.23	4.93	86	2.27	86	2.27	10.71
RA2-3	2003	28.6	35	0.1	86	439	0.82	27.31	41.60	5.28	29.18	5.15	87	2.23	87	2.23	9.99
RA2-4	2003	40.0	35	0.1	84	524	0.76	24.62	37.44	4.83	27.78	4.80	91	2.23	91	2.23	10.66
RA4-1	2003	31.0	30	0.1	74	473	0.81	24.89	35.66	5.05	25.31	4.94	76	2.15	76	2.15	10.72
RA4-2	2003	41.9	50	0.1	43	169	0.86	23.56	33.76	4.66	25.31	4.64	47	2.13	47	2.13	9.47
RA4-3	2003	48.1	50	0.1	44	212	0.86	23.82	33.15	4.71	25.67	4.74	51	2.10	51	2.10	9.35
RA4-4	2003	94.3	70	0.1	27	192	0.72	13.96	20.02	3.41	20.55	3.71	48	2.01	48	2.01	7.41

*) verdier fra 2003; values from 2003

Tabell 17. Foreslåtte klasseintervaller for normaliserte parametre. Suggested class intervals for normalised parameters (Olsgard et al 2004).

Indeks	V	IV	III	II	I
H ₆₃	0-1.3	1.3-2.1	2.1-2.9	2.9-3.7	>3.7
ES100 ₆₃	0-8	8-12	12-16	16-23	>23
S04 ₆₃	0-6	6-20	20-35	35-50	>50
SN ₆₃	0-1.4	1.4-1.7	1.7-1.9	1.9-2.1	>2.1
ISI _{dyp200}	0-4.8	4.8-6.6	6.6-8.3	8.3-9.4	>9.4



Figur 30. Plott av artstall pr. 0.4 m² (S04) og artstall pr. individmengde (SN) mot totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet. *Plot of number of species per 0.4 m² (S04) and number of species per number of individuals (SN) vs. total organic carbon (TOC) in the sediment.*

8. Vurderinger og konklusjoner

8.1 Beskrivelse av tilstand

Med unntak for Aspevågen og Mauseidvågen er fjordområdene relativt åpne og med god vannutskiftning. Vannvolumene er store og dette gjør dem til gode resipienter. Tilførselen av næringssalter fra land domineres av kommunalt avløpsvann, men med unntak for Åsefjorden er ikke belastningen spesielt stor. Sammenlignet med mengden av næringssalter som til enhver tid transporteres inn/ut av fjordområdene pga. stor vannutskiftning utgjør tilførselen fra land en liten andel.

Beregninger viser at avløpsvannet fra RA4 i Åsefjorden oftest innlagres dypere enn 15 m, men kan nå overflata ved kombinasjoner av svak strøm og svak vertikal sjiktning i vannmassen. For de andre utslippene er det ikke utført slike beregninger.

Vannkvaliteten er jevnt over meget god i hele fjordområdet, med unntak for bassengvannet i Mauseidvågen og i Aspevågen. De grunne innløpene fører her til at vannfornyelsen er redusert og at oksygenproblemer lett oppstår. I Aspevågen var tilstanden dårligere enn i 1990, og i Veddevika bedre. Ellers var forholdene i store trekk for som i 1990.

Flora og fauna i fjæra på de fleste av stasjonene var frisk, men artsantallet var lavt. Ved RA2 ved Valderhaugfjorden var fjæra klart eutrofi-preget med et stort innslag av grønnalger på bekostning av tangforekomstene. Dette indikerer påvirkning av næringssalter. På stasjonen ca. 800m lenger vest (st. H1) var forholdene tilnærmet normale, dvs. mer lik referansestasjonen.

I sjøsonen under fjæra var det redusert miljøtilstand ved RA2 og RA4 (Åsefjorden). Dette ga seg utslag i nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av eutrofi-indikerende organismer. Eventuelle andre utslipp en de kommunale avløpene vil også kunne ha betydning for den reduserte miljøtilstanden. Kanskje spesielt ved RA2.

Store forekomster av introduserte arter på dykkestasjonene reduserer miljøtilstanden. Økologisk kunnskap om disse nye artene er foreløpig mangelfull for norske forhold. Forekomstene kan derfor ikke knyttes direkte til kommunale- eller andre utslipp.

Bunnområdene rundt utløpene fra RA4, RA5, U1, U2 og U4 var preget av kloakkutslipp. Det ble også observert gjennomslag av avløpsvann til overflaten ved flere av anleggene.

På tre stasjoner var det grunnlag for sammenligning med tilstanden i 1990. Sett i forhold til undersøkelsen i 1990 var det i 2003 noe færre arter og mindre utbredelse av en del vanlige arter.

Bløtbunnsfaunaen viser meget god tilstand på alle de undersøkte stasjonene i 2003 bortsett fra de to i dypområdet av Åsefjorden. Her ble det registrert en forverring av tilstanden fra 1990 til 2003, og den utviklingen kan tenkes å fortsette dersom belastningen med organisk materiale (direkte fra utslippene eller via sedimentert plankton) ikke reduseres.

Det er en tydelig gradient i artsrikhet utover i fjordområdene, med en forbedring fra Borgundfjorden ut til Heissafjorden og Valderhaugfjorden. Også nærstasjonene til RA2 i Valderhaugfjorden viste høy artsrikhet.

Meget høye verdier av organisk materiale (karbon og nitrogen) ble funnet på de dypeste stasjonene i Åsefjorden og i Borgundfjorden,

8.2 Medfører avløpsvann fra RA4 og RA2 skade på det omkringliggende miljø?

Spørsmålet kan besvares med grunnlag i et stoffbudsjett og resultatene fra de vannkjemiske og biologiske undersøkelsene.

RA4 har utslipp til Åsefjorden. Vannmassene i fjordområdet fornyes kontinuerlig gjennom vannutskiftning og 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. $180 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) til 3-4 døgn, og dette gir en gjennomsnittlig utskiftning av ca. $45\text{-}60 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{døgn}$. Setter vi en typisk konsentrasjon av total fosfor og total nitrogen sommerstid til hhv. $6 \text{ mgP}/\text{m}^3$ og $150 \text{ mgN}/\text{m}^3$ så kan den gjennomsnittlige døgntransporten av næringsalter i denne vannmassen beregnes. I **Tabell 18** 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 dominert av næringsalttilførsel gjennom vannutvekslingen med fjordområdene rundt omkring. For mer avgrensede og mindre områder og for tynnere vannlag (for eksempel brakkvannslaget 0-10 m) kan fordelingen være noe forskjellig fra dette, men ikke vesentlig.

Fra landsiden tilføres fjordområdet årlig omkring 10 tonn fosfor og 100 tonn nitrogen, hvorav det alt vesentlige stammer fra kommunalt avløp. Avløpsvannet slippes ut i 30 m dyp og beregninger viser at avløpsvannet til vanlig innlagres mellom ca. 10 m og 20 m dyp. Iblant (helst vinterstid – og under sterk fortykning) kan avløpsvannet nå overflata.

Tabell 18. Sammenstilling av de viktigste tilførselene av fosfor og nitrogen til vannmassen i 0-20 m dyp sommerstid for Åsefjorden. Fosfor og nitrogen er beregnet som total fosfor og total nitrogen.

	kgP/døgn	kgN/døgn	P%	N%
Kommunalt	27	250	9	3,5
Arealavrenning/Jordbruk	1	27	1	0,5
Vannutskiftning	270	6800	90	96
Sum	298	7077	100	100

Undersøkelsene av vannkvalitet viste ikke noen nedsatt tilstand i Valderhaugfjorden eller Åsefjorden, eller i nærheten av de to utslippene.

Observasjoner av flora og fauna viste redusert miljøtilstand ved RA2 og RA4 (ned til 25-30 m dyp ved utslippet i Åsefjorden). Dette ga seg utslag i nedslamming av bunn og organismer, samt forhøyet innslag av eutrofiindikerende organismer.

For bløtbunnsfauna viste nærsonestatusjonene til RA2 og RA4 ingen forverring innover mot utslippene, men det ble ikke tatt prøver nærmere enn ca. 150 m.

Samlet sett blir konklusjonen at i nærområdet til RA2 - og spesielt RA4 - er det lokale skader på flora og fauna.

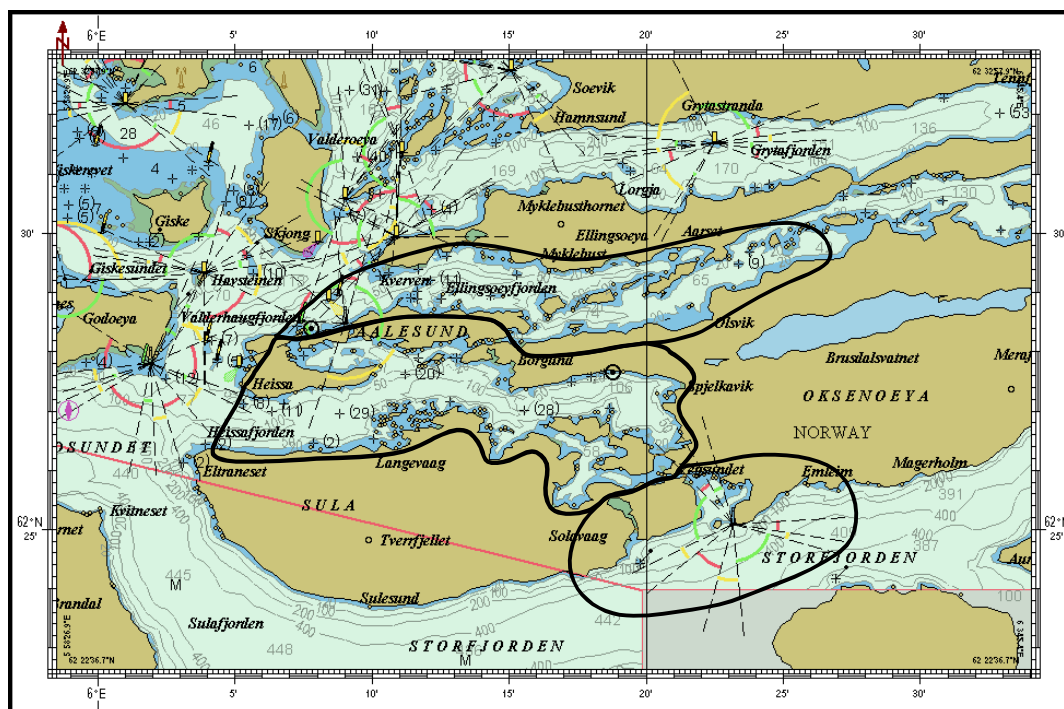
8.3 Kan utslippene fra Ålesund og Sula kommuner ansees som utslipp til flere atskilte resipienter?

Med atskilte resipienter menes resipienter der utslipp til en i andre resipienter.

Basert på vurderinger av topografi og av vannutskifting mener vi at fjordområdene uten videre kan inndeles i tre adskilte resipienter (**Figur 31**). Hovedgrunnen er at de grunne og smale sundene mellom strekningen Åsefjorden – Borgundfjorden – Aspevågen – Heissafjorden og fjordområdene i nord og i sør hindrer en vannutveksling av betydning. Dermed unngås at utslipp til en resipient påvirker tilstanden i de nærliggende resipientene. I følge opplysninger fra Ålesund og Sula kommuner mottar Valderhaugfjorden – Ellingsøyfjorden utslipp tilsvarende 13000 PE, Heissafjorden – Åsefjorden 21000 PE og Storfjorden 3000 PE.

Hvis det viser seg nødvendig kan man også vurdere om det nordre og det midtre området hver kan inndeles i to resipienter – en indre og en ytre. For Valderhaugfjorden – Ellingsøyfjorden kan en slik to-delning – med RA2 i den ytre delen - være rimelig og kravet til dokumentasjon ikke spesielt stort. Det er også innlysende at en stor del av utslippet fra RA2 transporteres ut av området slik at den reelle belastningen på det nordre området er mindre enn 10000 PE.

For en to-delning av området Åsefjorden - Borgundfjorden – Aspevågen - Heissafjorden (utslipp fra, RA4, RA19, U2, U1 og evt. også RA1) vil sannsynligvis kravet til en konkret dokumentasjon være vesentlig større. Hvorvidt det er ønskelig eller behov for å prøve en ytterligere inndeling må vurderes av Ålesund og Sula kommuner.



Figur 31. Grunnlag for områdeinndeling. Tre atskilte resipienter

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

Borgvang, S., Selvik, J.R. og Tjomsland, T., 2002. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 2001, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 858/2002, TA-1913/2002. NIVA-rapport 4644-2003. 46 sider.

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.

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

Molvær, J., Bakke, T. og Godø, O.R., 1991. Undersøkelser av miljøforhold i Borgundfjorden, Ellingsøyfjorden og Eikenesvågane i 1990. NIVA-rapport nr. 2650. 147 sider.

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 sider.

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., Walday, M. og Rygg, B., 2005. Fjordområdene ved Ålesund og Sula kommuner. Vurdering av tilstand og av utslipp av kommunalt avløpsvann sett i forhold til EUs Avløpsdirektiv sitt krav om sekundærrensing. Datarapport. 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 4543-2002. 136 sider.

NS 9423, 1998. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna in marint miljø. Norsk Allmennstandardisering, Oslo. 16 sider.

NS 9424, 2002. Vannundersøkelse - Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på litoral og sublitoral hardbunn. Norsk Allmennstandardisering, Oslo. 22 sider.

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.

OSPAR, 2002. Common Assessment Criteria, their Assessment levels and Area Classification within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. OSPAR Commission. Ref. No. 2002-20.

Pielou, EC, 1966. *An introduction to Mathematical Ecology*. John Wiley, New York. 286 p.

Relling, B. og Otnes, B., 2000. Miljøkartleggingar i fjordar og kystfarvatn i Møre og Romsdal. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavingdelinga. Rapport nr. 2000:02. 139 sider.

Rueness, J. 1998. Alger i farger - En felthåndbok om kystens makroalger. Almater forlag, Oslo. 136 sider.

Rygg, B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA, Oslo. Rapport l. 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.

Ødegaard, H., 1992. Norwegian experiences with chemical treatment of raw wastewater. Wat. Sci. Tech. Vol 25, No. 12, pp. 255-264, 1992.