

## Utslipp fra matfiskanlegg Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter

Prosjektrapport

Av Pia Kupka Hansen, Raymond Bannister og Vivian Husa





## **Forord**

I juli 2010 fikk Havforskningsinstituttet tildelt ekstramidler for å starte opp arbeid med å bestemme bærekraftsindikatorer for regional påvirkning fra fiskeoppdrett. Denne prosjektrapporten dekker tre arbeidspakker som ble gjennomført fra september til desember 2010, og gir foreløpige konklusjoner fra arbeidet som er gjort. Ved Havforskningsinstituttet arbeides det nå videre med å vurdere påvirkning fra næringsalter og organisk materiale på grunn og dyp hardbunn. De nye resultatene vil bli presentert seinere i en sammenfattet rapport.

Bergen 15. desember 2011

Pia Kupka Hansen  
(prosjektleder)

Raymond Bannister

Vivian Husa

## Innhold

Sammendrag.....	5
Lokal påvirkning på dyp hardbunn.....	5
Lokal påvirkning på grunn hardbunn (0-25 meters dyp).....	5
Bakgrunn for undersøkelsene.....	6
Undersøkelse av hardbunnshabitater ved fiskeoppdrettsanlegg og i referanseområder (Arbeidspakke I).....	7
Innledning.....	7
Metode.....	8
Resultater/diskusjon .....	9
Konklusjoner og videre arbeid .....	11
Lokal påvirkning fra utslipp av næringssalt og finpartikulært materiale på hardbunn 0-25 meter (Arbeidspakke II og III) .....	12
Innledning.....	12
Metode.....	13
Kartlegging av dominerende arter - flora og fauna .....	13
Undersøkelse av biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen ved matfiskanlegg .....	15
Resultat.....	15
Kartlegging av Dominerende arter - flora og fauna .....	15
Undersøkelse av biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen ved matfiskanlegg.....	16
Nedre voksegrenser for tarevegetasjon.....	17
Oppsummering og diskusjon.....	18
Kartlegging av Dominerende arter - flora og fauna .....	18
Biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen.....	18
Nedre voksegrenser for tarevegetasjon.....	19
Influensområde for utslipp av næringssalter og små organiske partikler ..	19
Miljø- og effektindikatorer .....	21
Evaluerer av metoder for overvåking .....	22
Videre undersøkelser .....	22
Referanser.....	23
Appendiks A. Oversikt over dyretaksa som vi identifiserte i hardbunns-miljøer under oppdrettsanlegg og i kontrollområder. ....	25
Appendix B. Registrerte makroalgetaksa på 5 og 10 mm dyp ved anlegg og på referansestasjoner. ....	26

## **Sammendrag**

### **Lokal påvirkning på dyp hardbunn**

Hardbunn ved tre fiskeoppdrettsanlegg og tre referansestasjoner 1 km fra anleggene ble undersøkt med undervannsvideo. På referansestasjonene bestod faunaen av både fastsittende og mobile arter som ernærer seg ved å filtrere vannet eller spise materiale som ligger på bunnen. Der var liten variasjon mellom referanseområdene og de hadde høy diversitet. Det ble påvist en rekke svamper, en gruppe organismer som vokser langsomt og lever lenge, noe som tyder på at det er stabile forhold i området. Svamper er dessuten organismer som antas å være sensitive overfor partikulert utslipp. Ved oppdrettsanleggene var bunnen dekket av organisk materiale med store mengder av børstemark som dannet en teppeaktig struktur og som kunne spores opp til 40 meter fra anleggene. Det ble registrert en rekke andre organismer, men i lavt antall, og diversiteten var lav.

### **Lokal påvirkning på grunn hardbunn (0-25 meters dyp)**

Effekter av utslipp av næringssalter og små svevepartikler på makroalgesamfunn på hardbunn ble undersøkt ved ni matfiskanlegg og på syv referansestasjoner i Hardangerfjorden ved hjelp videotransekter. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom anlegg og kontrolllokalitet. Det var imidlertid en trend i indre del av Hardangerfjorden, der det ble funnet mer kråkeboller, tarmsjøpung og kalkrørsormer ved anleggene. En studie av artsrikdom ved anlegg og på kontrollstasjoner i ytre del av Hardangerfjorden viser heller ingen signifikante forskjeller mellom anlegg og på referansestasjoner. En sammenlikning av nedre voksegrenser for tare (stortare og sukkertare) ble gjennomført ved elleve oppdrettsanlegg og på ti referansestasjoner i Hardangerfjorden. I indre del av fjorden er nedre voksegrense bestemt av beitende kråkeboller, og tare vokser sjelden dypere enn 4-5 meter, slik at det er vanskelig å bruke nedre voksegrense for tare som parameter. I ytre del av fjorden ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom nedre voksegrense for tare ved anlegg og på referansestasjoner.

## Bakgrunn for undersøkelsene

Påvirkning fra organisk avfall og næringssalter fra fiskeoppdrett i fjorder og kystnære områder har endret seg gjennom de siste 25 årene. På 1980- og begynnelsen av 90-tallet var anleggene små, de lå beskyttet i grunne områder med lite strøm, og påvirkningen var lokal. Etter hvert ble anleggene flyttet til dypere og mer strømrrike områder. På slike lokaliteter kan avfallet potensielt spres over et større område, hvilket minsker påvirkningen på lokaliteten. Samtidig pågikk der en utvikling i fiskefôret, slik at dette inneholder nå mindre nitrogen og fosfor, og fisken utskiller derfor færre avfallsstoffer. Anleggenes produksjon har imidlertid økt betydelig fra 1990-tallet til i dag, noe som har økt den totale mengden av organiske partikler og næringssalter som kommer fra oppdrett.

For å sikre at lokalitetene og området rundt dem ikke ble overbelastet, ble det på 90-tallet utviklet et forvaltningssystem (MOM (Modellering–Overvåking Matfiskanlegg)) (Ervik et al. 1997, Hansen et al. 2001). En Norsk Standard NS9410 ("Miljøovervåking av marine matfiskanlegg") ble utviklet i 2000 basert på overvåkingsprogrammet fra MOM-systemet, og en revidert utgave kom i 2007 (Norsk Standard 2007). Standarden beskriver overvåkingsmetoder og overvåkingshyppighet for bunnpåvirkning fra fiskeoppdrett på bløtbunn på lokaliteten og i et område rundt anlegget. Imidlertid vet man foreløpig ikke hvilken påvirkning utslipp fra fiskeoppdrett har på organismer på andre bunntyper som hardbunn, og heller ikke hvor sensitive organismene er. For å kunne definere bærekraftsindikatorer for påvirkning på hardbunn, både lokalt og regionalt, må man vite hvilke organismer som finnes og hvordan de reagerer på utslippene. I de seinere år har det vært større oppmerksomhet rundt utslipp av næringssalter og effekter disse kan ha på fastsittende sjøvegetasjon. Makroalger regnes som gode miljøindikatorer og responderer raskt på endringer i miljøbetingelser. Kontinuerlige pulser av løste nitrogenforbindelser kan forårsake overgjødningseffekter på makroalgesamfunn i nærsonen til anlegg. Slike effekter er i dag ikke underlagt noen form for rutinemessig overvåking. Det gjennomførte arbeidet dekker begynnelsen på utviklingen av et metodegrunnlag for å måle påvirkninger vi hittil ikke har kunnet måle (påvirkning av hardbunn og på makroalgesamfunn) og påvirkning av større områder hvor det finnes fiskeoppdrettsanlegg (regional påvirkning). Arbeidet ble delt inn i tre arbeidspakker og utført i Hardangerfjorden, da dette er et av områdene med høyest tetthet av matfiskanlegg og det allerede foregår en rekke forskningsprosjekter i fjorden.

# Undersøkelse av hardbunnshabitater ved fiskeoppdrettsanlegg og i referanseområder (Arbeidspakke I)

## Innledning

Norske fjorder og kystnære områder består av en blanding av bløt- og hardbunnsområder. Påvirkning av bløtbunnshabitater er kjent og ivaretas av Norsk Standard NS9410. Men det fins ingen gode metoder til hardbunnsundersøkelser i og omkring oppdrettslokaliteter, og vi vet heller ikke hvilken påvirkning fiskeoppdrett har på slike lokaliteter. Man må derfor begynne med å identifisere både påvirkede og upåvirkede områder. I løpet av de siste 15 årene er mange oppdrettsanlegg blitt flyttet til dypere lokaliteter i de norske fjordsystemene. I mange fjorder har dette ført til at et stort antall oppdrettsanlegg nå befinner seg over bratte bergskråninger og mange av dem på mer enn 100 meters dyp. På verdensbasis har man forsket mye på virkningene av menneskeskapt organisk belastning (fra akvakultur, kloakkutslipp, tremasse) på bunnhabitater. Påvirkningen består i hovedsak av endringer i sammensetningen av makrofaunasamfunn som lever i bløtbunnsedimenter (Pearson og Rosenberg 1978, Brooks og Mahnken 2003, Villnäs et al. 2011), og epifauna som lever i hardbunnsmiljøer (Roberts 1996, Terlizzi et al. 2002, D'armours et al. 2008). Derimot mangler vi kunnskap om hvordan hardbunnsmiljøer på dypt vann (> 50 meter) reagerer på organisk belastning.

Dyresamfunn på hardbunn er forskjellige fra bløtbunnsamfunn, og det er uklart hvordan de reagerer på organisk belastning fra fiskeoppdrett. Langs hele norskekysten og i alle fjordsystemene koloniseres hardbunnsmiljøer av et stort spekter organismer som tilhører forskjellige grupper, bl.a. pigghuder, krepsdyr, bløtdyr, armfotinger, mosdyr, ryggstrengdyr og flerbørstemark (Moen og Svensen 2004). Diverse sårbare arter oppholder seg også i disse økosystemene, blant annet dypvannssvamper (rekke *Porifera*) og koraller (rekke *Cnidaria*). Man antar at disse organismene vokser sakte, lever lenge og har få muligheter til å formere seg, og de regnes derfor som spesielt sårbare overfor menneskeskapt forurensning og forstyrrelser (ICES 2009).

I tempererte hardbunnsmiljøer på grunt vann er det stor variasjon i dyresamfunnenes reaksjon på menneskeskapt påvirkning, spesielt med hensyn til endringer i naturlig mangfold og sammensetningen av stedegne samfunn (Terlizzi et al. 2002). Økt sedimentering og organisk belastning fra punktkilder kan føre til at makroinvertebrater, som for eksempel mosdyr, nesledyr, svamper og sekkedyr (Roberts 1996; Terlizzi et al. 2002), blir mindre tallrike, samtidig som man kan risikere å tape artsrikdom.

Målsetningen med denne arbeidspakken var å gjennomføre en foreløpig studie av hardbunnsmiljøer for å registrere og beskrive dyresamfunnene ved oppdrettsanlegg og i kontrollområder som er upåvirket av fiskeoppdrett eller andre menneskeskapt forstyrrelser. Resultatene kan brukes som et utgangspunkt for å definere bærekraftsindikatorer og utvikle en overvåkingsmetode for miljøpåvirkning av hardbunnshabitater.

## Metode

*Lokaliteter:* For å gjennomføre en foreløpig studie av makrofaunasamfunn på hard bunn under oppdrettsanlegg og i kontrollområder (én kilometer nedstrøms fra oppdrettsanleggene) ble tre oppdrettsanlegg med tilhørende kontrollområder valgt i den indre delen av Hardangerfjorden (Figur 1). Utvalgsriteriene inkluderte at 1) oppdrettsanleggene skulle produsere mellom 1560 og 2150 tonn laks, 2) at anleggene skulle ha fullført minst to fullstendige produksjonssykluser (tre år med oppdrett), og 3) at produksjonstoppen skulle nå vinteren 2010/2011. I tillegg var det viktig at oppdrettsanleggene skulle ligge over skrånende fjellgrunn på 110–150 meters dyp, og at både oppdrettsanleggene og kontrollområdene skulle ligge langt nok unna andre kilder av menneskeskapt forurensning.



**Figur 1.** Kart over området som ble undersøkt i Hardangerfjorden høsten 2010.

*Metode:* 50 meter lange videotransekter ( $n = 5$ ) ble undersøkt ved hjelp av en ROV (Remote Operated Vehicle) i oktober og desember 2010. Ikke-overlappende transekter ble valgt tilfeldig på hver side av oppdrettsanleggene på 110–150 meters dyp. Ikke-overlappende, 50 meter lange transekter ( $n = 5$ ) ble også valgt på kontrollområdene på 110–150 meters dyp. ROV-en beveget seg i gjennomsnitt 45–100 cm over havbunnen.

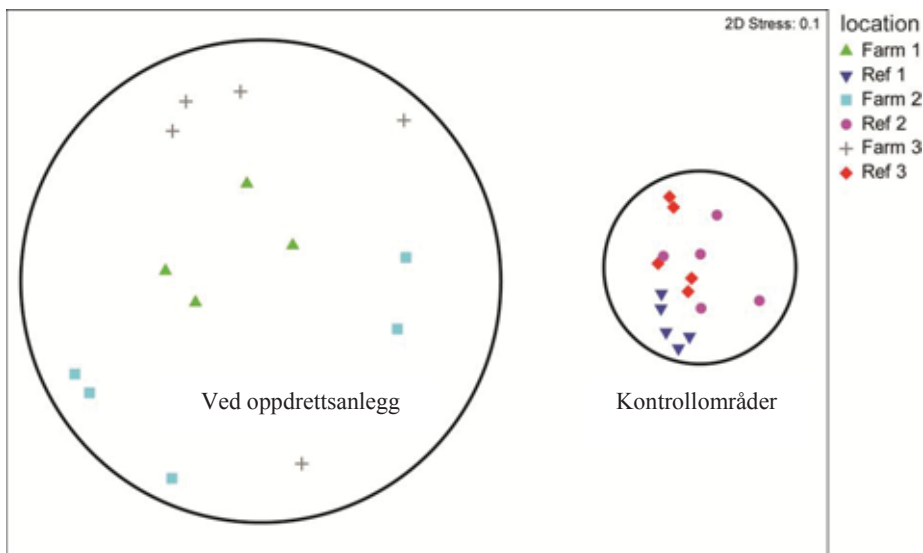
*Videoanalyse og statistikk:* Videotransektene ble analysert med hjelp av vanlig videoredigeringsprogramvare (Pinnacle studio 14). På grunn av den organiske belastningen og de komplekse naturtypene var det stor sannsynlighet for at enkelte organismer bare ville forekomme i isolerte områder (altså ”øyer”) av hard bunn som ikke var dekket av organisk avfall. For å få en helhetlig vurdering av det biologiske samfunnet, ble fullstendige transekter analysert, i stedet for å analysere dem bilde for bilde. For å spore endringer i økosystemene i kontrollområdene og under oppdrettsanleggene ble antall individer i hvert takson registrert. Vi



brukte videoteknikker til å identifisere alle organismer ned til lavest mulige taksonomiske nivå, mens uidentifiserbare organismer ble klassifisert etter rekke og merket uidentifiserbar sp. Univariate og multivariate analyseteknikker ble brukt for å identifisere forskjeller mellom bunndyrsamfunn under oppdrettsanlegg og i kontrollområder (ANOVA, ANOSIM, Tukey HSD multipel test, Bray-Curtis likhetsmatriser).

## Resultater/diskusjon

Hovedkonklusjonen fra denne foreløpige studien er at havbunnen i kontrollområder og under oppdrettsanlegg domineres av forskjellige dyrearter. Multivariate analyser av dyresamfunnene ved oppdrettsanlegg og i kontrollområder viste klare forskjeller mellom lokaliteter (Figur 2, Global  $R = 0,699$   $P > 0,01$ ). Parvise sammenligninger av kontrollområder og oppdrettsanlegg viste at det også her var store forskjeller i sammensetningene (Oppdrett 1 – Kontroll 1,  $R = 1$ ,  $P < 0,01$ ; Oppdrett 2 – Kontroll 2,  $R = 0,85$ ,  $P < 0,01$ ; Oppdrett 3 – Kontroll 3,  $R = 0,96$ ,  $P < 0,01$ ).

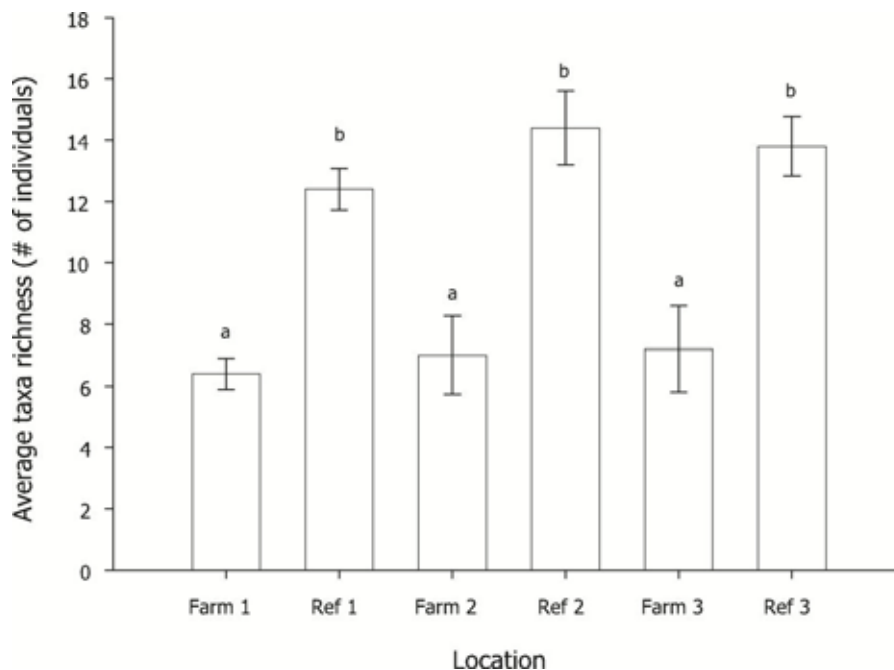


**Figur 2.** Multidimensjonalt plott som viser at det er forskjeller mellom dyresamfunn på hard bunn ved oppdrettsanlegg og i kontrollområder. Resultatene viser funn fra ( $n = 5$ ) 50 meter lange videotransekter.

I kontrollområdene dominerte bunndyr som svamper og pigghuder, mens på havbunnen under oppdrettsanleggene var det flerbørstemark som var dominerende. Kontrollområdene hadde nokså heterogene naturtyper, med en blanding av bar berggrunn og havbunn dekket av et tynt lag med marin snø (organiske og uorganiske partikler). Disse lokalitetene var meget artsrike, og det ble identifisert til sammen over 24 forskjellige taksa innenfor kontrollområdene (Appendiks A). Der var lite variasjon mellom bunndyrsamfunnene på de ulike kontrollokalitetene, noe som er et tegn på stabile miljøforhold innenfor og mellom disse områdene. Det at det finnes dypvannssvamper der tyder på at bunndyrsamfunnene i kontrollområdene har en stabil sammensetning. Disse økosystemene har sannsynligvis opplevd god vannkvalitet over en lengre periode, siden dypvannssvamper antas å leve lenge, vokse sakte og reprodusere seg sporadisk.

Sammenlignet med kontrollområdene var økosystemene under oppdrettsanleggene preget av store mengder organisk avfall (fekalier og fôrpellets), mens faunaen i hovedsak besto av dyr i klassen flerbørstemark, som dannet et enormt teppe på havbunnen. Dette ”teppet” kunne observeres inntil 30–40 meter fra oppdrettsanlegget, og i mindre grad etter 40 meter. Det ble til sammen identifisert 18 forskjellige taksa under de tre oppdrettsanleggene, men bortsett fra flerbørstemark (hovedsakelig *Capitella* sp. og *Vigtoriniella* sp.) var antallet individer relativt lavt, og de ble for det meste observert på vertikale flater av bart berg over det organiske avfallet på havbunnen. Disse isolerte naturtypene som ligger tilfeldig spredt under oppdrettsanleggene, er en del av forklaringen på den store variasjonen i sammensetningen av bunndyrsamfunn innenfor og mellom anleggene (Figur 2).

I gjennomsnitt hadde kontrollområdene betydelige større artsrikdom enn oppdrettsanleggene (enveis ANOVA,  $F_{(5,24)} = 11,570$ ,  $P < 0,001$ , Figur 3). I hardbunnsmiljøer ved oppdrettsanlegg fantes også mange organismer som man tidligere har observert i områder med høy organisk belastning fra oppdrettsanlegg, for eksempel sjøstjernen *Asterias rubens* (Hall-Spencer et al. 2006, Ysebaert et al. 2009, Wilding og Hughes 2010) og sjøpungen *Ciona intestinalis* (Hall-Spencer et al. 2006). Det at arten *Capitella* sp., en opportunistisk flerbørstemark som det er vanlig å finne under oppdrettsanlegg (men vanligvis på bløtbunn) (Brooks og Mahnken 2003) og *Vigtoriniella* sp., som normalt finnes på hvalfall i dyphavet (Wiklund et al. 2009) var så tallrike, er et annet tegn på at artssamfunnet ved oppdrettsanleggene er betydelig endret. Det ble også funnet en spesiell hydroide, som ofte vokser i store mengder på merdene, på dyp hardbunn hvor de vanligvis ikke finnes. Dette kan indikere at disse rekrutteres fra selve anlegget (Guenther et al. 2010).



**Figur 3.** Gjennomsnittlig artsrikdom ved oppdrettsanlegg og i kontrollområder. Strekene anviser gjennomsnitt ± standardfeilen av kvadratrottransformerte resultater. Senket skrift anviser signifikante forskjeller mellom lokaliteter basert på en Tukey HSD post hoc-test.

## **Konklusjoner og videre arbeid**

Resultatene fra undersøkelsen av tre oppdrettslokaliteter og tre referanseområder med hardbunn viser at faunaen ved oppdrettsanleggene er helt annerledes enn på referansestasjonene. Sistnevnte har en variert fauna med mange arter av svamper, mens ved oppdrettsanleggene er bunnen dominert av børstemark. Endringer i faunaen kan spores opptil 200 m fra anlegget. Foreløpig er det kun lokaliteter i et indre fjordområde som er undersøkt, og undersøkelsene er gjort mens anleggene hadde maksimal biomasse. Det er uvisst hvordan forholdene ser ut etter endt produksjon og brakklegging.

I 2011 er utviklingen på bunnen ved to av de tidligere undersøkte anleggene med tilhørende referansestasjoner undersøkt på nytt. Like før ny fisk ble satt ut, ble bunnen filmet og sedimentasjonsraten av organisk stoff målt. Dette for å få et bilde av forholdene innen produksjonsstart. Da var det veldig lite flerbørstemark igjen ved anleggene og for øvrig lite fauna. Etter tre måneder ble undersøkelsene gjentatt og flerbørstemarkene var begynt å bli tallrike. Lokalitetene vil bli fulgt frem til fisken slaktes vinteres 2012/2013 og gjennom den påfølgende brakkleggingsperiode. Ytterligere vil en rekke oppdrettsanlegg få bunnen undersøkt for å fastslå hvor utbredt den observerte påvirkningen er. Arbeidet vil danne grunnlag for identifikasjon av indikatorer for påvirkning av hardbunn, noe som er en forutsetning for å kunne foreslå et overvåkingsprogram.

## Lokal påvirkning fra utslipp av nærings salt og finpartikulært materiale på hardbunn 0-25 meter (Arbeidspakke II og III)

### Innledning

Matfiskanlegg slipper ut nitrogen og fosfor i form av fôr som ikke blir spist, feces (avføring), og direkte som løste forbindelser i vannet fra fiskens gjeller og urea når fisken forbrenner maten. Ved bruk av åpne merder slik praksisen er i Norge, slippes alt avfall fra oppdrettsanleggene direkte ut i sjøen. Utslippene kan deles inn i to hovedgrupper; organisk bundet fosfor og nitrogen i fôrspill/fekalier og løste nitrogenforbindelser (nitrat, nitritt og ammonium) og løst fosfor (fosfat) som dannes under fiskens metabolisme. Det meste av de organisk bundne forbindelsene synker ut av den eufotiske sone (sone med nok lys til netto fotosyntese) og regnes ikke som biotilgjengelig for alger (plankton og makroalger). Imidlertid viser eksperimentelle forsøk at 10-15 % av fecespartiklene er finpartikulære og utgjør "svevestøv" som kan ha spredning og effekt i eufotisk sone (R. Bannister IMR, upubliserte data).

Det er hovedsakelig de løste forbindelsene som kan skape overgjødslingsproblemer i vannmassene. Det meste av fosforet som slippes ut fra norske matfiskanlegg er i partikulær form og vil synke til bunns, om lag 15 % slippes ut i løst form. Langs kysten av Norge er sjelden uorganisk fosfor en begrensende faktor for algeproduksjon, og en ytterligere tilførsel av løst fosfor vil derfor ikke gi en direkte respons i algeproduksjonen.

Utslipp av løst nitrogen vil derimot kunne øke planteplanktonproduksjonen og føre til eutrofiering av vannmassene. 70-90 % av det løste nitrogenet som slippes ut, skilles ut gjennom fiskens gjeller i form av ammoniakke ( $\text{NH}_3$ ). Ammoniakken omdannes raskt til ammonium ( $\text{NH}_4$ ) i sjøvannet. Målinger viser at man har forhøyede konsentrasjoner av ammonium i en nærsone rundt anleggene. Hvor stor denne sonen er, vil variere med lokale forhold (vannutskiftning, strømforhold) og biomassen av fisk i anleggene. Utslippsmengde fra fiskeproduksjonen vil også variere med årstiden. Fisken vokser mest om sommeren, og en vil da også få de høyeste utslippene i denne perioden. Sanderson et al. (2008) fant forhøyede ammoniumverdier i en sone på 400–500 meter rundt små anlegg (< 400 tonn fisk), og i Hardangerfjorden har vi målt tilsvarende verdier på 2-8  $\mu\text{mol/l}$  ammonium i nærsonen (inntil 400 m avstand) til middels store anlegg (ca. 3000 tonn).

Selv om nærings saltene som slippes ut fra anlegget raskt fortynnes og brukes opp, vil en likevel ha kontinuerlige pulser av lettomsattelige nitrogenforbindelser (ammonium) i nærheten av anlegg. Disse pulsene kan påvirke sjøvegetasjonen lokalt nær anleggene. Makroalgene sitter fast på fjellbunn fra strandsonen og vokser så dypt som lyset (og andre faktorer) tillater. De gjenspeiler vannkvaliteten der de vokser, og brukes bl.a. derfor som biologisk kvalitetselement i vannforskriften. Makroalg samfunn innenfor influenssonen av nærings saltutslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg vil kontinuerlig få en svak men kontinuerlig dosering av nærings salt.

Det er utført en rekke studier av effekten av nitrogenutslipp på makroalger (Pedersen og Borum 1996, Duarte 1995). Generelt kan sies at ved en klassisk nitratpåvirkning (kloakkutslipp og lignende) får man redusert biodiversitet og en overvekt av grønnalger i artssamfunnet (Munda 1996). Nitrogenforbindelsen ammonium som slippes ut fra oppdrettsanlegg stimulerer vekst av hurtigvoksende arter med høy volum/overflate-ratio slik som tynne bladaktige og trådformede arter. Dette kan føre til økte mengder av påvekstalger på habitatbyggende arter som tang og tare (Worm & Sommer 2000). Påvekstalgene reduserer lys og konkurrerer effektivt om næringssaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, seintvoksende arter som tang og tare (Berger et al. 2003, Eriksson et al. 2002). Dette vil føre til et mindre verdifullt habitat for assosiert fauna. Graden av påvirkning og størrelsen på influensområdet vil avgjøres av produksjonsnivå, strøm og bølgeeksponering. En liten fraksjon av feces og fôrspill vil forbli svevende rundt matfiskanleggene. Disse partiklene kan påvirke lystilgangen i makroalgесamfunnene og føre til reduserte vekstrater (Schiel et al. 2006, Isæus og Malm 2004, Airoidi 2003). De nedre voksegrensene for viktige nøkkelarter kan bli forskjøvet oppover slik at man får en smalere primærproduksjonszone, slik en har sett i Østersjøen (Rohde et al. 2008). Et tynt sedimentlag kan slå seg ned på substratet og hindre sporer fra tang og tare å slå seg ned. Effekten av næringssalttilførsler på fastsittende vegetasjon langs med land vil sannsynligvis variere og bestemmes av avstand til kilden, utslippsmengde og vannutskiftning (strøm, bølgeeksponering og topografi).

Hensikten med denne studien har vært å undersøke om det er lokale effekter av utslipp av næringssalter på sjøvegetasjon og assosiert fauna ved matfiskanlegg.

## **Metode**

### **Kartlegging av dominerende arter - flora og fauna**

Det ble foretatt videoopptak av vegetasjon og fauna på hardbunn ved ni matfiskanlegg i Hardangerfjorden. Fem anlegg var plassert i indre del av fjorden, mens fire anlegg var plassert i ytre del av fjorden (Figur 4, Tabell 1). Vi valgte på forhånd ut anlegg etter følgende kriterier, høy produksjon (minimum 2150 tonn) og stor fisk i anlegget (minimum 1 år gammel), minimum tre års produksjon på samme lokalitet og med en maksimumsavstand fra land på 350 meter. I tillegg skulle både anlegg og referansestasjoner i minst mulig grad være påvirket av annen menneskelig aktivitet. Alle anleggene lå på lokaliteter med antatt god strøm/vannutskiftning. Vi undersøkte transekt på hardbunn i strandsonen på en lokalitet bak hvert anlegg (med kortest mulig distanse til land). Vi foretok tre parallelle videotransekt fra 20-25 meters dyp opp til fjøresonen på hver lokalitet. På samme måte ble det filmet tre parallelle transekt på hardbunn på syv referanselokaliteter med en avstand til nærmeste anlegg på minimum 1000 m. Transektene ble anonymisert før analysene og ett bilde ble klippet fra filmen på 0, 0,5, 1, 1,5 og 2 meters dyp og videre nedover for hver meter med en margin på  $\pm 10$  cm ved hjelp av et videoredigeringsprogram (Pinnacle Studio 14) Dekningsgrad (%) av flora og fauna i hver bilderamme ble analysert ved hjelp av arealberegningssfunksjon i et fotoprogram (Photoshop CS). Vegetasjon ble inndelt i følgende kategorier: Tang, tare, trådformede arter (brun-/rødalger) og grønnalger (alle arter). Fauna ble registrert i følgende kategorier: kråkeboller, blåskjell, kalkrørsormer, sjøstjerner og sekkedyr.

Tabell 1. Anlegg undersøkt ved hjelp av ROV i Hardangerfjorden

Anlegg	Konsesjon	Alder fisk	Område	Korteste avstand til land
Farm 1	3120 t	1 år gammel	Indre del	320 m
Farm 2	2145 t	1 år gammel	Indre del	60 m
Farm 3	2145 t	1 år gammel	Indre del	170 m
Farm 4	2340 t	1 år gammel	Indre del	26 m
Farm 5	2340 t	Slakteklar	Indre del	30 m
Farm 7	3120 t	Slakteklar	Ytre del	186 m
Farm 8	2340 t	Slakteklar	Ytre del	33 m
Farm 6	3120 t	1 år gammel	Ytre del	330 m
Farm 9	3120 t	Nettopp slaktet	Ytre del	107 m



Figur 4. Kart over områder som ble undersøkt i Hardangerfjorden høsten 2010.

## Undersøkelse av biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen ved matfiskanlegg

Makroalgevegetasjonen ble undersøkt ved hjelp av dykkere fra 25 meter til fjøra på fem anlegg og fire referansestasjoner lokalisert minimum én km fra nærmeste anlegg. Fire av anleggene var plassert i ytre deler av Hardangerfjorden, mens ett anlegg lå i nærheten av Rosendal (midtre del) (Figur 4, Tabell 2).

**Tabell 2.** Anlegg undersøkt ved hjelp av dykking i Hardangerfjorden

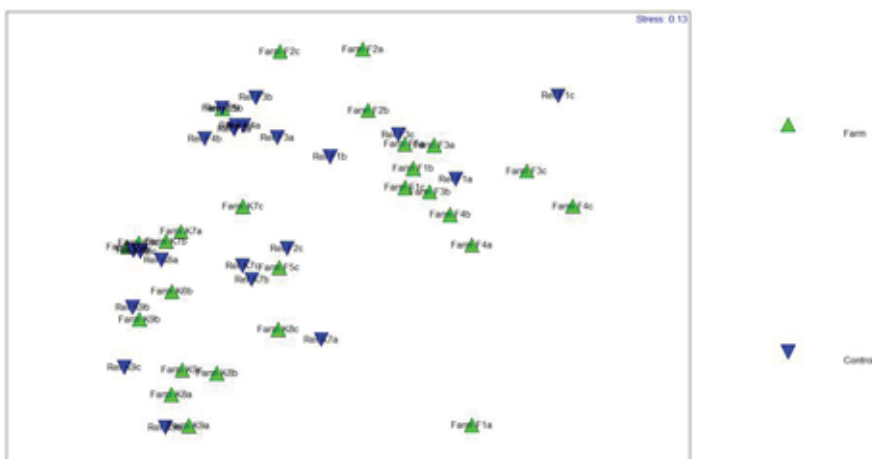
Anlegg	Konsesjon	Alder fisk	Område	Korteste avstand til land
Farm 1	3120 t	Slakteklar	Ytre del	186 m
Farm 3	2340 t	Slakteklar	Ytre del	33 m
Farm 2	3120 t	1 år	Ytre del	330 m
Farm 4	3120 t	Nettopp slaktet	Ytre del	97 m
Farm 5	3120 t	1 år gammel	Midtre del (Rosendal)	146 m

Det ble gjort videoopptak av dykketransektene ved hjelp av kamera festet på hjelm. Makroalger ble samlet inn i tre parallelle ruter (60x60 cm) på 5 og 10 meters dyp på alle stasjoner. Alt materiale samlet inn ble identifisert til lavest mulig taksonomisk nivå. Nedre voksegrensene for tare baserer seg på både dykketransekt og videoopptak ved hjelp av ROV. Forekomst av habitatbyggende arter, assosiert fauna og biodiversitet i makroalgevegetasjonen ved anlegg versus på referansestasjoner ble analysert ved hjelp av multivariate tester og similaritetsanalyser (SIMPER, ANOSIM) ved hjelp av PRIMER 5.0.

## Resultat

### Kartlegging av Dominerende arter - flora og fauna

Det ble ikke funnet noen signifikante forskjeller i forekomsten av habitatbyggende makroalger og fauna mellom stasjoner bak anlegg og referansestasjoner (Global R= 0,004, p= 46,2) (Figur 5).



**Figur 5.** Multidimensjonalt plott som indikerer likheten mellom anlegg (Farm) og referansestasjoner (Ref). Stasjoner som er merket K ligger i ytre del av fjorden, mens stasjoner som er merket F ligger i indre del.

Det var små forskjeller mellom anlegg og referansestasjoner i ytre del av fjorden (Dissimilarity = 26), mens det i fjorden var større forskjeller mellom anlegg og referansestasjoner (Dissimilarity = 40.5, NB. ikke signifikante forskjeller). I ytre del av fjorden var det hovedsakelig en litt høyere gjennomsnittlig forekomst av tare ved anleggene som utgjorde forskjellene mellom anlegg og referansestasjoner (Tabell 3). I indre del av fjorden var det små endringer i forekomsten av ulike grupper som utgjorde forskjellene mellom anlegg og referansestasjoner (Tabell 3). Også her ble det registrert noe høyere gjennomsnittlig forekomst av tare ved anlegg enn på referansestasjonene. Det var også noe lavere forekomst av tang og trådformede alger ved anleggene enn det var på referansestasjonene. Det var også en noe høyere forekomst av kråkeboller og sekkedyr ved anleggene. I Hardangerfjorden er det særlig den langpigga kråkebollen (*Echinus acutus*) som dominerer. Den dominerende sekkedyrarten var tarmsjøpung (*Ciona intestinalis*). På enkelte lokaliteter dannet denne arten et teppe mellom seks og ni meters dyp både ved anlegg og på referanselokaliteter. Det ble også observert noe høyere forekomst av matter av kalkrørsormer ved anlegg enn på referanselokaliteter. Det var lave forekomster av grønnalger både ved anlegg og på referanselokaliteter.

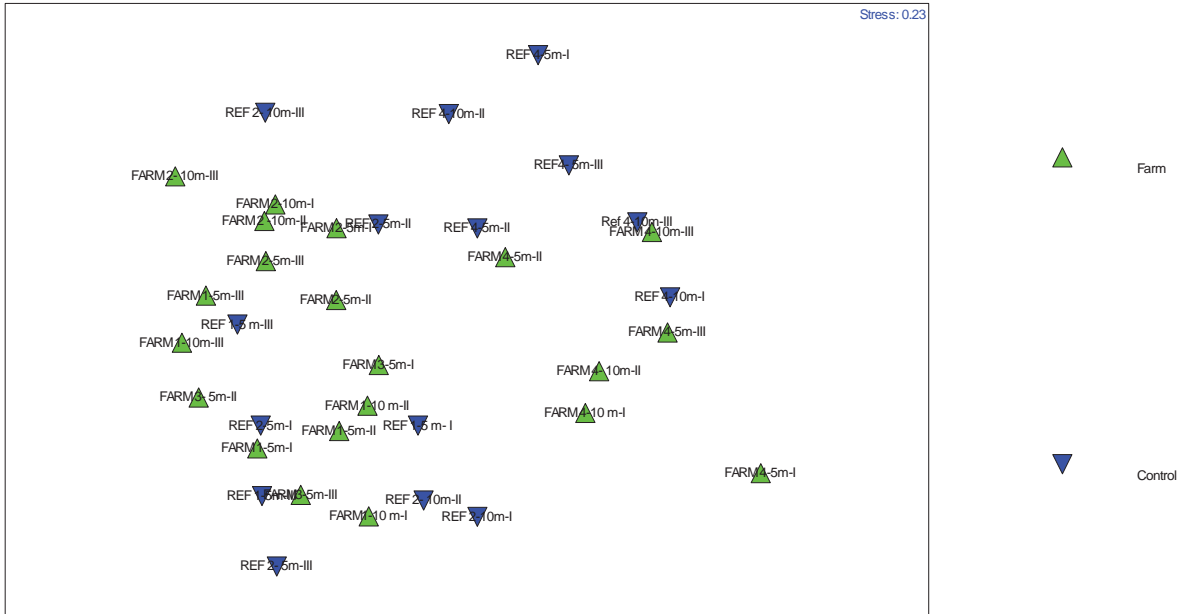
**Tabell 3.** Grupper som bidrar mest til ulikheter (ikke signifikante) mellom anlegg og referansestasjoner (SIMPER).

	Kategori	Gjennomsnittlig forekomst %	
		Anlegg	Referanse
<b>Ytre fjord</b>	Tare	36,2	33,4
	Trådformede rød/brun	35,7	35,7
	Sekkedyr	4,11	3,95
	Grønnalger	2,0	2,5
<b>Indre fjord</b>	Trådformede rød/brun	22,3	35,0
	Tang	6,49	7,37
	Kråkeboller	4,0	2,56
	Sekkedyr	2,72	2,54
	Tare	2,14	1,32
	Kalkrørsormer	1,62	0,22

#### Undersøkelse av biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen ved matfiskanlegg

Det ble totalt registrert 57 taksa på 5 og 10 meters dyp på lokalitetene som ble undersøkt. Det var ikke signifikante ulikheter i artssammensetning på lokalitetene ved anleggene i ytre del av fjorden og referansestasjonene (ANOSIM: Global R: 0,02, p= 28,1) (Figur 6). De vanligste artene på 5 og 10 meters dyp både ved anlegg og på referansestasjonene var sukkertare (*Saccharina latissima*), rekeklo (*Ceramium* sp.) og den introduserte rødalgen japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*). På det ene anlegget som ble undersøkt i midtre del av fjorden fant vi signifikante forskjeller mellom artssamfunnet ved anlegget og på lokaliteten (Tabell 4, Global R- 0,761, p= 0,2). Innsamlingsrutene var også preget av mye sediment ved anlegget, mens det var reinere på referanselokaliteten.





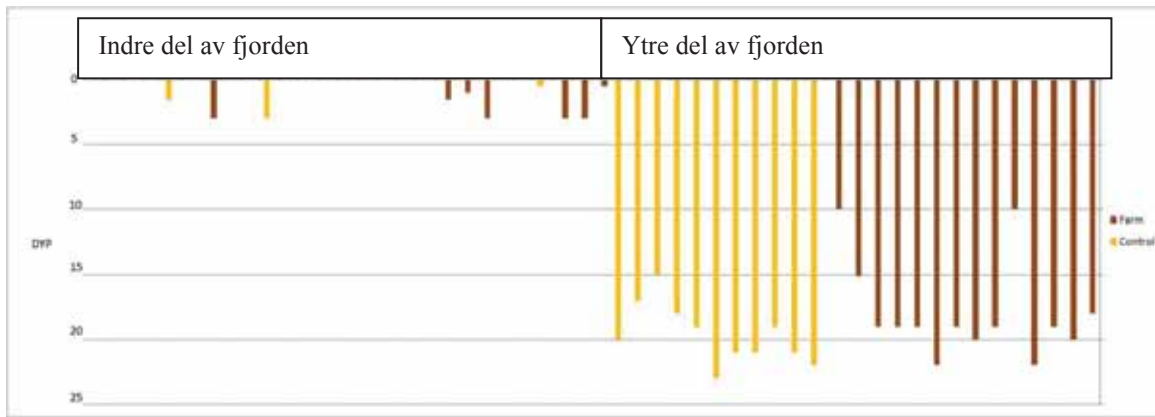
**Figur 6.** MDS-plott av artssammensetning i makroalgесamfunn på 5 og 10 meters dyp ved 4 anlegg i ytre del av fjorden og på 3 referansestasjoner.

**Tabell 4.** Arter som bidrar til ulikhet mellom anlegg og referansestasjon i midtre del av fjorden.

Art	Norsk navn	Gjennomsnittlig forekomst % Anlegg	Gjennomsnittlig forekomst % Referanse
<i>Chorda filum</i>	Martaum	3,67	0,67
<i>Corallina officinalis</i>	Krasing	4,00	1,5
<i>Sphacelaria plumosa</i>	Fjærtufs	2,83	0,67
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	Rødflik	3,67	1,5
<i>Lomentaria clavellosa</i>	Rosenrør	0,5	2,5
<i>Polysiphonia stricta</i>	Røddokke	2,67	0,67

### Nedre voksegrens for tarevegetasjon

Nedre voksegrens for tarevegetasjon (alle arter) ble registrert fra dykketransekt og videotransekt. Det var ingen signifikante forskjeller i nedre voksedyp for tare på lokaliteter ved anlegg og referanselokaliteter (Figur 7). I ytre deler av fjorden vokste det stortare og sukkertare ned til 20-23 meter både ved anlegg og på referansestasjoner. I indre deler av fjorden er det kråkeboller som definerer den nedre voksegrens for tare. Store mengder langpigget kråkeballe går høyt opp og beiter om vinteren, slik at en sjelden finner tare dypere enn 3-4 meter. Lav salinitet i indre del av fjorden fører også til at tare er fraværende på mange stasjoner.



**Figur 7.** Nedre voksegrenser for tare ved 11 anlegg og på 10 referansestasjoner i Hardangerfjorden.

## Oppsummering og diskusjon

### Kartlegging av Dominerende arter - flora og fauna

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i forekomsten av dominerende arter/grupper ved anlegg og på referansestasjoner verken i ytre eller indre del av fjorden. Simper-analysene viser likevel trender i materialet med noe høyere ulikhet i indre del av fjorden. Selv om forskjellene er små, viser analysene at det i indre del av fjorden er litt mer kråkeboller, sekkedyr og matter med kalkrørsormer ved anleggene. Dette kan igjen forklare den noe lavere forekomsten av trådformede alger ved anleggene. Kråkeboller beiter på algene, sekkedyr og kalkrørsormer okkuperer substratet. Det ble observert litt mindre tang ved anleggene i fjorden. Særlig ved ett anlegg som lå tett opptil land var det lite tang. Dette kan tyde på en påvirkning fra partikler og næringssalter som slippes ut fra anlegget. Imidlertid kan mye bølger ved undersøkelsene i indre del av fjorden ha ført til at registreringene av tang ikke ble helt nøyaktige. Videre undersøkelser av artssammensetningen i fjæra ved anlegg/referansestasjoner sommeren 2012 vil gi et bedre bilde av tangforekomsten. Både i ytre og indre del av fjorden ble det registrert en noe høyere forekomst av tare ved anleggene enn på referansestasjonene. Det er mulig at dette kan skyldes næringsanrikning fra anlegget, men mest sannsynlig skyldes det tilfeldige variasjoner. Det ble ikke registrert unormale mengder grønnalger verken i ytre eller indre del av fjorden. Mye grønnalger i fjæra, særlig av slektene *Ulva* og *Blidingia* er vanligvis et klassisk tegn på næringsanrikning (Munda 1996).

### Biodiversitet og samfunnsstruktur i makroalgevegetasjonen

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i artssammensetning eller artsantall mellom anlegg og referansestasjoner i ytre del av fjorden. I indre del av fjorden ble det funnet signifikante forskjeller mellom det ene anlegget som ble undersøkt og referansestasjonen. Det var like mange arter i det innsamlede materialet, men artssammensetningen var fullstendig ulik. Ingen av de artene som dominerte samfunnet ved anlegget er regnet for å være spesielt knyttet til antropogen påvirkning. De observerte forskjellene kan derfor skyldes ulike naturlige miljøforhold ved anlegg og referansestasjon, selv om strandlinjen fremstod som relativt homogen. På den annen side kan de også være et utslag av påvirkning fra anlegget. Vi observerte mye sedimenter som virvlet opp under innsamling av prøvene ved anlegget. Sedimentering på hardbunn i den eufotiske sone kan føre til et samfunn av sedimenttolerante

”mattealger”, som igjen forverrer situasjonen ved at de holder på sedimentene (Airoldi 2003). Vi har bare data fra ett anlegg i midtre del av fjorden, og dette er ikke nok til å avgjøre om dette er et generelt karaktertrekk ved algevegetasjonen ved anlegg. Vi utvidet derfor undersøkelsene med tre nye anlegg sommeren 2011. Materialet fra dette arbeidet er ennå ikke opparbeidet.

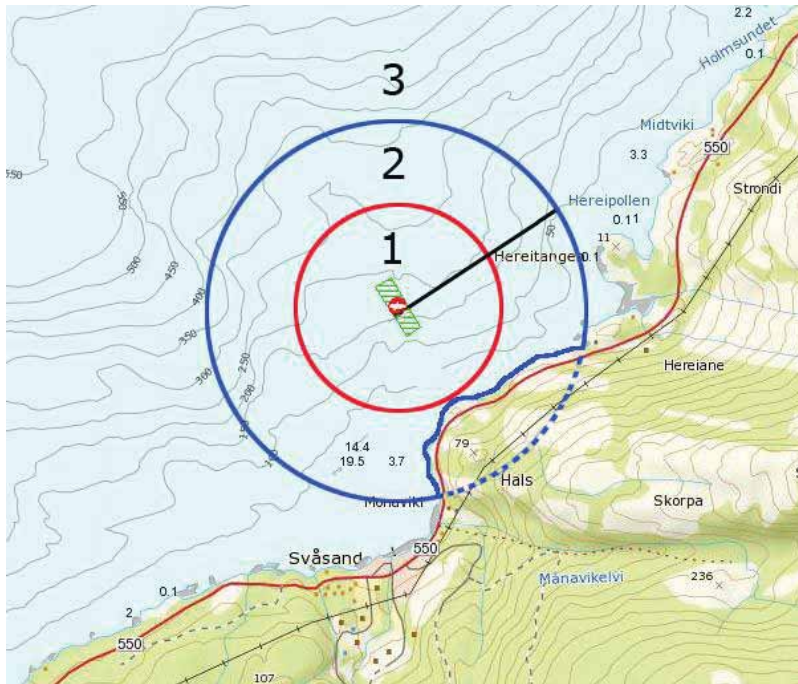
### **Nedre voksegrensener for tarevegetasjon**

Vi fant ingen forskjeller i nedre voksegrensener for tare ved anlegg og på referanselokaliteter. I ytre deler av fjorden var det fin tare ned til 23 meter (vi gikk ikke dypere verken med ROV eller dykkere) både ved anlegg og på referanselokalitetene. Nedre voksegrensener for tare kan være et godt mål på miljøkvalitet. En rekke studier har vist at eutrofiering og økt partikkelmengde i vannet fører til at habitatbyggende arter som tang og tare ikke kan vokse så dypt som de normalt gjør i upåvirkede områder (Rohde et al. 2008). Sukkertare inngår som en av artene som skal vurderes i nedre voksegrense - indeksen (vannforskriften) som er utviklet for makroalger i Skagerrak. Vi prøvde ut denne indeksen i det ytre området av fjorden, men fant få av de artene som inngår i indeksen for Skagerrak. Vi har derfor ikke tatt med resultatene fra disse undersøkelsene i denne rapporten. Vi har heller ikke skilt mellom sukkertare og annen tare i denne undersøkelsen fordi det vil avhenge av naturlige forhold, slik som bølgeeksponering og saltholdighet, hvilke av tareartene som trives best. I indre deler av fjorden er det sporadiske forekomster av tare på stasjonene og de nedre voksegrensene er definert av kråkebollebeiting. Derfor gir nedre voksegrensener for tare et upålitelig bilde av miljøkvaliteten i områder med mye kråkeboller.

### **Influensområde for utslipp av næringssalter og små organiske partikler**

Selv om denne undersøkelsen viser at næringssalter og små partikler i liten grad påvirker sjøvegetasjon på hardbunn på de anleggene vi har undersøkt, kan det være hensiktsmessig å definere et influensområde som potensielt kan påvirkes rundt anleggene (Figur 8). Anleggene vi har undersøkt ligger alle på lokaliteter med svært gode strømforhold. En rekke anlegg i Norge kan ligge slik plassert at de påvirker strandsonen i langt større grad. Målinger av ulike parametre rundt anlegg, slik som ammonium, nitrat, fosfat, fluorescens (planteplankton) og finpartikulert materiale (fôrstøv og fecespartikler) viser at vi kan forvente at en sone fra 0 til 500 meter fra merdkanten kan påvirkes av utslipp i en størrelsesorden som kan ha målbare effekter i eufotisk sone (Havforskningsinstituttet, upubliserte data). Videre kan en potensielt ha mindre effekter i en større sone rundt anlegget. Undersøkelser fra Spania viser at man kan spore stabile N-isotoper fra store anlegg (klynger, 7000 tonn fisk) opptil 2,5 km fra anlegget (García-Sanz et al. 2011). Trolig vil en ikke kunne forvente målbare konsentrasjoner av utslipp stort lenger enn 800-1000 m selv ved anlegg på 3000-5000 tonn fisk, slik de fleste anleggene er i Norge i dag. Målinger med høy oppløsning rundt anlegg med høy produksjon har blitt utført ved Havforskningsinstituttet i tidlig i vår, og vi skal fortsette disse undersøkelsene gjennom et nytt prosjekt (finansiert av Forskningsrådet) som starter opp i januar 2012. Basert på disse resultatene vil en kunne definere slike soner rundt individuelle anlegg basert på kunnskap om stående biomasse i anlegget, strømforhold og bølgeeksponering på lokaliteten.

Det kan være nyttig å dele inn influenssonen rundt anlegg i tre ulike soner, der ulike miljøkrav og overvåkning kan vurderes (Figur 8).



**Figur 8.** Influensområde inndelt i ulike soner rundt

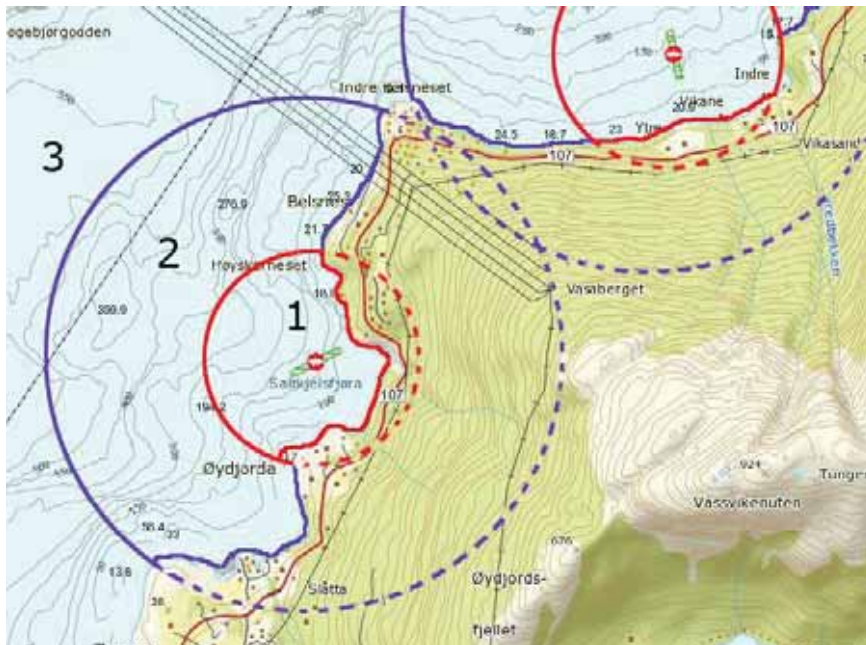
**Sone 1** - Høy sannsynlighet for påvirkning, vil sannsynligvis ikke oppfylle miljøkravene i vannforskriften (Sterkt modifisert vannforekomst). Det bør vurderes hvilke miljøkrav som bør gjelde for denne sonen. En mulig parameter i denne sonen er forekomst av tang og tare, som er viktige som habitat for makrofauna og fisk. Vi anser det ikke som nødvendig å måle kjemiske parametre i denne sonen, disse vil ved høy produksjon uansett være høy, og så lenge man opererer med åpne anlegg vil det ikke være mulig å kontrollere disse. Mulig utstrekning av sonen: 0-500 m.

**Sone 2** - Moderat sannsynlighet for påvirkning. I denne sonen bør miljøkravene forankres i vannforskriften og en bør kunne oppnå minst god/moderat vannkvalitet. Mulig utstrekning av sonen: 800-1200 meter.

**Sone 3** - Denne sonen defineres som uten målbar påvirkning og bør kunne oppnå god/meget god miljøkvalitet etter vannforskriften. Regional sone som befinner seg utenfor influensområdet.

Figur 8 viser et anlegg som ligger plassert så langt fra land at sone 1 så vidt tangerer land. En vil da kunne forvente minimal påvirkning på vegetasjonen langs land. Figur 9 viser at dersom et anlegg ligger nærmere land vil sone 1 dekke en større del av strandlinjen, og utslipp fra anlegget vil i større grad komme i konflikt med allmennhetens bruk av strandsonen. En bør da vurdere om anlegget kan flyttes lenger ut fra land. Figur 9 illustrerer også hvordan man kan få et mer eller mindre sammenhengende influensområde dersom flere anlegg ligger plassert etter hverandre med kort avstand mellom. En samlokalisering av flere anlegg i klynger har vært

diskutert de seinere årene. Klynger av anlegg vil naturligvis få mye høyere utslipp og en bør nøye vurdere hvor stort influensområdet kan bli og eventuell plassering av slike klynger. I Norge har vi i dag en liten produksjon av torskfisk, men denne aktiviteten kan komme til å øke det neste tiåret. Torsk slipper ut større mengder løste næringssalter enn laksefisk, influensområde og plassering bør derfor vurderes nøye ved nye konsesjoner.



**Figur 9.** Influensområde inndelt i ulike soner rundt matfiskanlegg når to anlegg ligger nær hverandre tett opptil land.

Vi har i denne undersøkelsen ikke vurdert hvordan anlegg kan påvirke verdifulle naturtyper som ålegressenger og kalkalgeforekomster. Studier fra Middelhavet og Skottland har vist effekter på disse naturtypene når det ligger matfiskanlegg plassert i nærheten av disse (Sanz-Lazaro et al. 2011, Duarte et al. 2008, Hall-Spencer 2006). Videre studier av effekter på verdifulle naturtyper og sensitive arter bør utføres.

### Miljø- og effektindikatorer

Intakte tang- og taresamfunn kan fungere som enkle miljøindikatorer for påvirkning av hardbunnsamfunn ved oppdrettsanlegg. De utgjør et viktig habitat som opprettholder funksjonen i økosystemet og fungerer som et tredimensjonalt habitat for andre arter. De er også et viktig yngleområde for ulike fiskearter. I tillegg er de lette og kostnadseffektive å overvåke. Høy forekomst av opportunistiske alger som f.eks. bladformede grønnalger i fjæra kan likeledes fungere som en effektindikator på høy næringssaltbelastning. I forbindelse med implementering av Vannforskriften er det under utvikling et verktøy for vurdering av makroalger i fjæra (Direktoratsgruppa, Vanndirektivet 2009). Dette verktøyet bygger på biodiversiteten i fjæresamfunn og har innebygde funksjoner som vurderer forekomsten av opportunistiske arter. Vi anbefaler bruk av dette verktøyet når miljøkvaliteten i strandsonen ved matfiskanlegg skal vurderes, samt at taresamfunn overvåkes ned til 25 meters dyp. I områder der det er kraftig kråkebollebeiting må det tas hensyn til dette ved bestemmelse av nedre voksegrens for tare.

### **Evaluering av metoder for overvåking**

Vi har i denne undersøkelsen brukt ulike metoder for å studere miljøpåvirkning fra matfiskanlegg, og vil i det følgende komme med en vurdering om hvorvidt metodene egner seg for en mer generell overvåking av anleggslokaliteter. Bruk av dykkere for innsamling av alger for å registrere nedre voksegrensener for ulike arter er lite egnet for en generell overvåking av anlegg. Dette er en svært dyr og i tillegg risikofylt operasjon, da man må dykke blant fortøyninger ved anleggene. Vi vurderer metoden med bruk av ROV og videoopptak for seinere analyser i et arealberegningsprogram, som en god metode for å fastslå nedre voksegrensener og forekomst av habitatbyggende arter. Metoden er ganske rimelig og kan utføres uten stor risiko for tap av utstyr. Det finnes også flere ulike metoder for å vurdere miljøkvalitet basert på forekomsten av makroalger i bruk i andre EU-land, som kan vurderes i forbindelse med overvåking i anleggets influenssområde (for eksempel CARLIT, Sfriso & Facca 2011, Asnagi et al. 2009).

### **Videre undersøkelser**

Sommeren 2011 ble det tatt videotranssekt ved åtte nye anlegg i midtre del av Hardangerfjorden, samt samlet inn arter på 5 og 10 meters dyp ved tre anlegg i samme område. Data fra dette arbeidet er ikke klare ennå, men de vil bidra til en mer sikker vurdering av lokal påvirkning ved anlegg. Det planlegges videre makroalgeundersøkelser i fjæra ved hjelp av nye indekser som er under utvikling (Vannforskriften) ved et utvalg anlegg sommeren 2012. Det bør også vurderes å se nærmere på effekter i ålegrassamfunn, grunne bløtbunnsområder med spesiell biota og gyteområder for torsk som ligger i influenssonen til anlegg.

## Referanser

- Airoldi L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol.* 41:161-236.
- Asnaghi V, Chiantore M, Bertolotto RM, Parravicini V, Cattaneo-Vietti R, Gaino F, Moretto P, Privitera D, Mangialajo L. 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology - An evolutionary Perspective* 30:505-513.
- Berger R, Henriksson E, Kautsky L, Malm T. 2003. Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology* 37: 1-11.
- Brooks KM, Mahnken CVW. 2003. Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest environment II. Organic wastes. *Fisheries Research* 62:255-293.
- D'Amours O, Archambault P, McKindsey, CW, Johnson LE. 2008. Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 371 : 73-84.
- Direktoratgruppen Vanndirektivet. 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Duarte CM. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia* oceanic meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1618-1629.
- Eriksson BK, Johansson G, Snoeijs P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology* 38, 284-296.
- Ervik, A., Hansen, P.K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P., Jahnsen, T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming – I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture* 158, 85–94
- García-Sanz T, Ruiz JM, White N, Gillespie E, Foggo A. 2011. Assessment of dissolved nutrients dispersal derived from offshore fish-farm using nitrogen stable isotope ratios ( $\delta^{15}\text{N}$ ) in macroalgal bioassays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91:361-370.
- Guenther J, Misimi E, Sunde LM. 2010. The development of biofouling, particularly the hydroid *Ectopleura larynx*, on commercial salmon cage nets in Mid-Norway Aquaculture 300 (2010) 120-127.
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Gilham K, Foggo A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series.* 326: 1-9.
- Hansen, P. K., Ervik, A., Schaanning, M.T, Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). *Aquaculture* 194: 75-92.
- Isæus M, Malm, T. 2004. Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) juveniles in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology* 39(3): 301-307).
- Norsk Standard. 2007. Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg. NS9410:2007. Pronorm AS [www.standard.no](http://www.standard.no).
- Moen, F.E., Svensen, E. 2004 Marine fish and invertebrates of Northern Europe. AquaPress, Southend-on-sea. 608 pp.
- Munda IM. 1996. *The northern Adriatic Sea. In Ecological studies* Vol 123. Eds. Scramm & Nienhaus. Marine benthic vegetation.
- Pearson TH., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Annual Reviews in Oceanography and Marine Biology* 16:229-311.
- Pedersen MF, Borum J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 142: 261-72.
- Roberts DE. 1996. Effects of the North head deep-water sewage outfall on nearshore coastal reef macrobenthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 33: 7-12.

- Rohde S, Hiebenthal C, Wahl M, Karez R, Bischof K. 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology*. 43: 143-150.
- Sanderson JC, Cromey CJ, Dring MJ, Kelly M. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in North-West Scotland. *Aquaculture* 278: 60:68.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrette-Mier F, Marin A. 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research* 1: 22-30.
- Sfriso A, Facca C. 2011. Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the "CARLIT" index. *Ecological indicators* 11: 772-781.
- Schiel DR, Wood SA, Dunmore RA, Taylor DI. 2006. Sediment on rocky intertidal reefs: Effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 331(2): 158-172.
- Terlizzi A., Fraschetti S., Guidetti P., Boero F. (2002) The effect of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 44: 544-550.
- Villnäs A., Perus J., Bonsdorff E. (2011) Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment – Implications for community recovery potential. *Journal of Sea Research* 65: 8-18.
- Wiklund, H., Glover, A.G., Johannessen, P.J. & Dahlgren, T.G. (2009) Cryptic speciation at organic-rich marine habitats: a new bacteriovore annelid from whale-fall and fish farms in the North-East Atlantic. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 4, 774–785.
- Wilding TA and Hughes DJ. 2010 A review and assessment of the effects of marine fish farm discharges on Biodiversity Action Plan habitats. *n/a n/a*:50.
- Worm B, Sommer U. 2000. Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. *Marine Ecology Progress Series* 2002: 283-288.
- Ysebaert T., Hart M., Herman PMJ. (2009) Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity. *Helgoland Marine Research* 63:59-74.



## Appendiks A. Oversikt over dyretaksa som vi identifiserte i hardbunns- miljøer under oppdrettsanlegg og i kontrollområder.

NB! For hvert takson betyr "X" at det ble funnet og "-" at det ikke ble funnet på den aktuelle lokaliteten.

Taksa	Lokaliteter					
	Oppdretts- anlegg 1	Kontroll 1	Oppdretts- anlegg 2	Kontroll 2	Oppdretts- anlegg 3	Kontroll 3
<i>Antho dichotoma</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Phakellia sp.</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Axinella sp.</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Halichondria sp.</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Porifera unidentified sp.</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Mycale lingua</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Geodia barretti</i>	-	-	-	X	X	-
<i>Halicona sp.</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Hymedesmia sp.</i>	X	X	-	X	-	X
<i>Aplysilla sp.</i>						
<i>Echinus actus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Psolus sp.</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Stichopus sp.</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Mesothuria sp.</i>	-	-	-	X	-	-
<i>Asteroidea uidentifisert sp.</i>	-	-	-	-	X	-
<i>Pseudarchaster sp.</i>	-	-	-	X	-	-
<i>Ceremaster sp.</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Henricia sp.</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Asterias rubens</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Actinaria uidentifiserbar sp.</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Corymorpha sp.</i>	-	-	-	X	-	X
<i>Hydriod uidentifiserbar sp.</i>	X	-	X	-	-	-
<i>Ciona intestinalis</i>	X	-	X	-	X	X
<i>Beggiatoa sp.</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Munida sp.</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Lithodes maja</i>	-	-	-	X	-	X
<i>Pagurus prideaux</i>	-	-	-	-	X	X
<i>Vigtorniella sp.</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Capitella sp.</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Ophryotrocha sp.</i>	X	-	X	-	X	-
Påfuglmark	-	-	-	X	-	X
Piperenser	-	-	X	X	-	-

## Appendix B. Registrerte makroalgetaksa på 5 og 10 mm dyp ved anlegg og på referansestasjoner.

	Farm 1	Ref 1	Farm 2	Ref 2	Farm 3	Farm 4	Ref 4	Farm 5	Ref 5
<i>Aglaothamnion</i> sp.	X	X		X	X		X		X
<i>Ahnfeltia plicata</i>	X							X	
<i>Alaria esculenta</i>						X			
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	X			X	X				
<i>Asperococcus bullosus</i>								X	
<i>Bryopsis hypnoides</i>					X				X
<i>Callithamnion corymbosum</i>	X								
<i>Callophyllis laciniata</i>							X		
<i>Ceramium</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chaetomorpha melangonium</i>						X		X	X
<i>Chaetomorpha</i> sp.								X	
<i>Chondrus crispus</i>	X	X	X	X	X			X	X
<i>Chylocladia verticilliata</i>	X	X	X	X					X
<i>Cladophora</i> sp.	X	X	X	X	X			X	X
<i>Codium fragile</i>	X	X							
<i>Chondrus crispus</i>			X	X				X	
<i>Chorda filum</i>			X					X	X
<i>Chordaria flagelliformis</i>		X							
<i>Corallina officinalis</i>	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Cutleria multifida</i>								X	X
<i>Delesseria sanaguinea</i>					X	X	X		
<i>Desmarestia aculeata</i>	X			X		X		X	
<i>Desmarestia viridis</i>	X	X							
<i>Dictyota dikotoma</i>	X	X	X		X		X	X	X
<i>Dilsea carnosa</i>				X			X		
<i>Fucus serratus</i>								X	
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	X				X			X	
<i>Gelidium spinosum</i>	X	X		X					X
<i>Halidrys siliquosus</i>	X	X				X	X	X	
<i>Heterosiphonia japonica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heterosiphonia plumosa</i>					X				X
<i>Laminaria digitata</i>						X			
<i>Laminaria hyperborea</i>						X	X	X	X
<i>Laminaria</i> sp.	X	X	X	X	X	X			
<i>Lomentaria clavellosa</i>	X		X	X	X	X		X	X
<i>Mastocarpus stellatus</i>						X			
<i>Membranoptera alata</i>							X		X
<i>Osmundea</i> sp.	X								
<i>Palmaria palmata</i>						X			
<i>Phycodryis rubens</i>				X		X	X		
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>				X	X	X	X		X
<i>Polysiphonia elongata</i>	X	X		X	X	X		X	X
<i>Polysiphonia fucoides</i>	X	X	X					X	
<i>Polysiphonia stricta</i>			X			X	X	X	X
<i>Ptilota gunneri</i>						X	X		
<i>Rhizoclonium tortuosum</i>								X	X
<i>Rhodomela confervoides</i>	X	X		X		X		X	X
<i>Rhodomela lycopoides</i>				X	X				
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	X	X	X			X		X	X
<i>Saccharina latissima</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Saccorhiza polysciades</i>						X			
<i>Spermatocnusus paradoxus</i>								X	X
<i>Sphacelaria cirrosa</i>			X	X	X	X	X	X	X
<i>Sphacelaria plumosa</i>	X		X	X	X			X	X
<i>Ulva flexuosa</i>	X	X	X	X					
<i>Ulva lactuca</i>	X		X	X					
<i>Ulva</i> sp.								X	
<b>Artsantall</b>	<b>28</b>	<b>19*</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>20*</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>30</b>	<b>27</b>

\*Bare innsamling fra ett dyp på grunn av mye sandbunn på stasjonen.