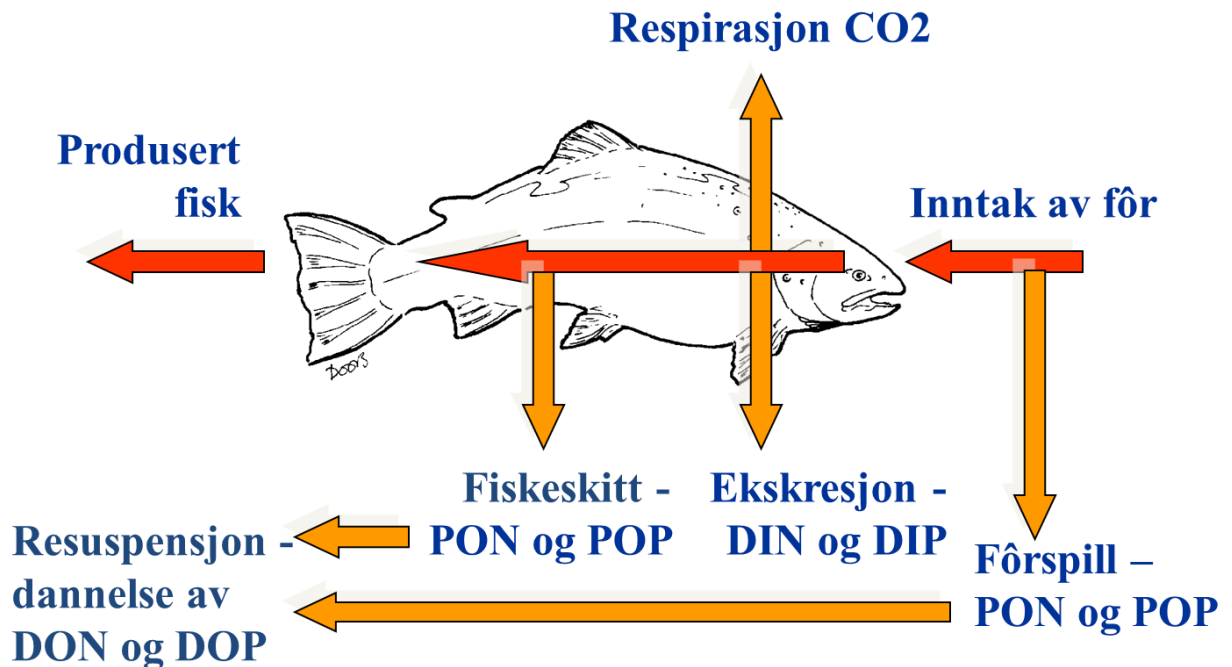


Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden



Rapport fra ekspertgruppe oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet i samråd med Miljøverndepartementet.

INNHold

Forord	4
Sammendrag og konklusjoner	5
English summary	6
1. INNLEDNING	7
1.1. 50 % reduksjonsmålet	7
1.2. ”Skjoldalutvalget”	7
1.3. Sukkertareproblematikken	12
1.4. Bakgrunn for nedsettelse av ekspertgruppen	13
2. EUTROFIERING	15
2.1. Hva er eutrofiering?	15
2.2. Dose-respons konseptet	16
2.3. Variabler og kriterier for vurdering av eutrofistatus	17
2.4. Beregning av dose	18
2.5. Responser	20
2.5.1. Virkning av næringsalter på struktur og funksjon til det planktoniske økosystemet	20
2.5.2. Eutrofiering og effekter på flerårige makrofyter i marint miljø	22
2.6. OSPAR sin ’CommonProcedure’	23
2.7. Vannforskriften	25
3. TILFØRSLER	26
3.1. Kilder til tilførsler av næringsalter	26
3.2. Tilførsler til Nordsjøen	26
3.3. Norske tilførsler til kyststrømmen	28
3.4. Tilførsler til fjorder	30
3.4.1. Indre Oslofjord	30
3.4.2. Ytre Oslofjord	31
3.4.3. Trondheimsfjorden	32
3.4.4. Hardangerfjorden	32
3.5. Generelt om utslipp fra fiskeoppdrett	34
3.5.1. Utvikling i produksjon	34
3.5.2. Utslipp av næringskomponenter fra havbruk	37
3.6. Metoder for estimering av utslipp fra fiskeoppdrett	38
3.6.1. “Olsen” modellen	39
3.6.2. TEOTIL modellen	41
3.6.3. ANCYLLUS modellen	41
4. EFFEKTER AV EUTROFIERING	44
4.1. Eutrofiering i Tyskebukta, Nordsjøen	44
4.2. Oslofjorden som eksempel på hva en eutrofiutvikling kan medføre	44
4.3. Ytre Oslofjord og Skagerrak	47

5. HARDANGERFJORDEN OG BOKNAFJORDEN	49
5.1. Generelt om fjorder	49
5.2. Oversikt over oppdrettslokaliteter i regionene	51
5.3. Beregnet utslipp fra akvakultur til Hardangerfjorden og Boknafjorden	52
5.3.1. "Olsen" modellen	52
5.3.2. TEOTIL modellen	53
5.3.3. ANCYLLUS modellen	56
5.3.4. Sammenligning av metodene for å beregne utslipp fra fiskeoppdrett	56
5.4. Effektstudier	59
5.4.1. Klimaeffekter	59
5.4.2. Sammenligning Skagerrak og Vestlandet	61
5.4.3. Vannkvalitet og næringssalter	62
5.4.4. Alger	66
5.4.4.1. Sukkertare	66
5.4.4.2. Algeassosiasjoner i Hardangerfjorden 1955-1960 og i nyere tid	68
5.4.5. Undersøkelser med fokus på nærsonen rundt oppdrettsanlegg	70
5.4.6. Planteplankton og giftige alger	72
6. KONKLUSJON	73
6.1. Konklusjoner	73
6.2. Tiltak	74
7. REFERANSER	75
8. APPENDIKS	81

FORORD

Fiskeri- og kystdepartementet i samråd med Miljøverndepartementet oppnevnte i januar 2011 en ekspertgruppe for vurdering av eutrofisituasjonen langs kysten av Norge. Gruppens mandat var å vurdere eutrofisituasjonen langs kysten med et spesielt fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden på Vestlandet, samt å utarbeide en rapport der situasjonen beskrives og årsak og virkning belyses.

Endringer i algesamfunn i kystområder har blitt satt i sammenheng med klimaendringer og eutrofiering (overgjødning). En viss faglig uenighet nasjonalt om årsak og virkning har kommet til uttrykk i diverse medieoppslag vedrørende i hvilken grad utslipp av næringsalter fra oppdrettsnæringen er ansvarlig for og hvilken innvirkning dette har på eutrofisituasjonen i Hardangerfjorden og Boknafjorden. Strandsonefotografier fra Hardangerfjorden med påfølgende initiativ fra SFT (nå Klif) om undersøkelser var en viktig faktor for oppstarten av interessen fra Fylkesmannen i Hordaland og miljøinteresserte i Hardanger. Gruppens mål var å komme frem til omforente konklusjoner vedrørende eutrofieringsgrad, dose – respons problematikk og mulige effekter på miljøet i fjorder med oppdrettsaktivitet. Det bør bemerkes her at gruppen har selv moderert mandatet til å gjelde undersøkelser av grunn hardbunn og de åpne vannmasser over sprangsjiktet. Bløtbunnsområder er således ikke inkludert i rapporten.

Medlemmer i gruppen var 1. Amanuensis Kjersti Sjøtun (Universitetet i Bergen), seniorforsker Hartvig Christie (Norsk institutt for vannforskning), seniorforsker Trine Dale (Norsk institutt for vannforskning), seniorforsker Hein Rune Skjoldal (Havforskningsinstituttet), seniorforsker Vivian Husa (Havforskningsinstituttet) og professor Yngvar Olsen (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet i Trondheim). Professor Stein Fredriksen, Universitetet i Oslo, var gruppens leder.

Fra oppstart til mars 2011 fungerte Lars Føyn midlertidig som sekretær for gruppen. I perioden april-juni 2011 fungerte Gyda Christophersen i rollen som sekretær.

Gruppen hadde oppstartmøte 12. januar 2011 i Oslo, og diskusjons- og arbeidsmøter 16. mars og 10. juni 2011 i Bergen. Et siste konsensusmøte ble holdt i Oslo 18. november 2011.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1. Oppdrettsnæringen har i de siste år økt betraktelig, og det produseres rundt 1 million tonn laks og ørret i Norge. Anlegg ligger tildels inne i fjorder, og det foregår ingen rensing av utslipp av næringsalter fra oppdrettsanleggene.
2. Bekymringsmeldinger i media har utløst en diskusjon om utslipp fra oppdrettsanlegg kan forårsake eutrofi-effekter i fjordområder. Bortfall av sukkertare og mye epifytter på tang har vært utløsende faktorer.
3. Med bakgrunn i diskusjonene ble det nedsatt en ekspertgruppe av FKD, MD, og Klif for å vurdere eventuelle effekter i fjordområdene Hardangerfjorden og Boknafjorden.
4. Gruppen har skaffet til veie tilgjengelig informasjon over studier som kan være med på å vise eventuelle effekter. Beregninger over utslipp fra oppdrettsnæringen er foretatt ved bruk av forskjellige modeller. Gruppen har begrenset sitt mandat til å gjelde studier i grunne områder, og har således ikke vurdert effekter av materiale som synker ned til bunnen under oppdrettsanlegg.
5. Tidligere studier fra Oslofjorden og området rundt Helgoland er beskrevet for å belyse hvordan en økt næringsaltbelastning kan fortone seg.
6. Det er ingen tegn til at økte næringsaltutslipp har resultert i en eutrofiutvikling basert på OSPARs krav om 50 % økning i planteplanktonbiomasse i hverken Hardangerfjorden eller i Boknafjorden.
7. Sammenlignende undersøkelser av fastsittende alger i Hardangerfjorden fra 1950 tallet og i dag viser en økt diversitet, og et høyere innslag av sørlige arter. Forekomsten av habitatbyggende arter, som tang og tare er uendret i Hardangerfjorden
8. Det er ingen tegn til at nedre voksegrense for sukkertare er endret verken i Hardangerfjorden eller Boknafjorden. I Hardangerfjorden settes ofte denne grensen av kråkebollebeiting. Sukkertare vokser ned til 20 - 25 m flere steder i Boknafjorden.
9. Næringssaltkonsentrasjoner både i Hardangerfjorden og Boknafjorden ligger innenfor det man vil si er en God til Meget god status (Klifs kriterier).
10. Begge fjorder mangler et godt utviklet overvåkingsnettverk hvor rutinemessige prøver tas hyppig nok og med et godt utviklet stasjonsnett slik at fremtidige endringer kan fastslås. En slik overvåking foreslås.

ENGLISH SUMMARY

1. Aquaculture in Norway has during the last decades increased significantly, and today a total production of salmon and trout of 1 million tons is reached. Fish farms are often located in fjords, and excretion products are released directly into surrounding waters.
2. Whether discharge of nutrients from fish farms may lead to eutrophication has caused concerns in media. Reduction in sugar kelp and heavy loads of epiphytes has been regarded as causative effects.
3. As a result of the above mentioned concern a group of experts was called upon by FKD, MD and Klif in order to evaluate effects of nutrient releases from fish farming, with a special focus on Hardangerfjorden and Boknafjorden.
4. This group has gone through all available information to seek effects of nutrient release from fish farming. Calculations of amounts of nutrient release have been done using different models. The group has limited its mandate not to include deep bottom areas, e.g. below fish farms.
5. Previous studies from Oslofjorden and the area around the island Helgoland in Germany are used to illustrate how increased nutrients load may appear.
6. A 50% increase in phytoplankton biomass, as stated by the OSPAR to show an eutrophication effect, is not found in any of the two fjords.
7. A comparison of benthic algae in Hardangerfjorden from the 1950 and today show an increase in diversity, and more southern species are found. The distribution of habitat-building species, like kelp and fucoids, were unchanged in the fjord compared to the 50's.
8. There are no signs of a reduced lower growth limit of sugar kelp in any of the two fjords. In Hardangerfjorden urchin grazing often set this limit. Sugar kelp is growing down to 20 – 25 m in Boknafjorden.
9. Concentrations of nutrients in both fjords are within the status Good or Very good according to Klif's criteria of water quality.
10. Both fjords lack a good monitoring program with frequent sampling and a well-developed network of stations. A monitoring program is suggested in order to detect changes in the future.

1. INNLEDNING

1.1. 50 % reduksjonsmålet

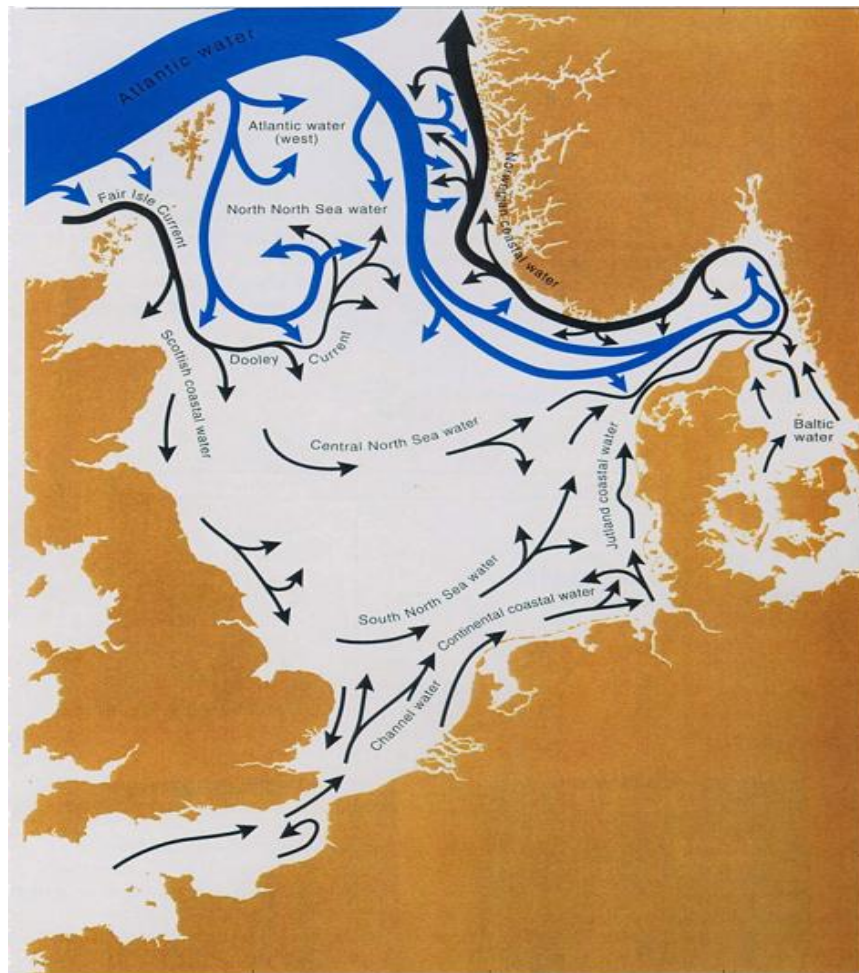
På den 2. ministerkonferansen om Nordsjøen i London i 1988 ble det enighet om å redusere utslipp av næringssalter med 50 % til områder hvor utslippene hadde, eller kunne ha, skadelige effekter. Dette førte til oppfølging på mange arenaer. EU vedtok i 1991 to nye direktiver, Avløpsdirektivet (Urban Waste Water Directive, 91/271/EEC) og Nitratdirektivet (91/676/EEC). Disse direktivene skilte mellom 'følsomme områder' ('sensitive areas' eller 'vulnerable zones') som var påvirket av eutrofiering (eller kunne bli det på kort sikt uten tiltak) og andre områder. Da EØS avtalen trådte i kraft 1. januar 1994 ble disse direktivene gjort gjeldene for Norge. På den 4. Nordsjøkonferansen i Esbjerg i 1995 ble det vedtatt at tiltak tilsvarende disse direktivene skulle gjennomføres for hele Nordsjøen (nord til 62°N) unntatt for områder hvor det kunne vises at utslippene ikke bidrar til eutrofiering inklusiv i nedstrømsområder. I Nordsjø-sammenheng var det bestemt at målet om 50 % reduksjon i tilførsler skulle regnes fra 1985 (som referanse-år). Norge hadde formannskapet i Nordsjøkonferansene frem til det 5. møtet i Bergen i 2002. Et av temaene som Norge la vekt på var å utvikle et felles verktøy for å beregne tilførslene av næringssalter fra land til sjø for å kunne etterprøve 50 % målet.

Målet om 50 % reduksjon i tilførslene ble til en viss grad oppnådd for flere land, særlig for fosfor (P) hvor rensing av kloakk og avløp var et viktig tiltak. For nitrogen (N) var målet vanskeligere å nå fordi nitrat fra jordbruket var en hovedkilde og tiltakene her var mer krevende. Storbritannia vurderte at bortsett fra små lokale områder var deres kystområder ikke eutrofierte og 50 % målet gjaldt derfor ikke for dem. Dette skapte misnøye i andre land, særlig Nederland og Tyskland som ligger 'nedstrøms' for England i den dominerende (mot-klokken) vannsirkulasjonen i Nordsjøen. Det ble derfor lagt ned mye arbeid innen OSPAR (Oslo – Paris konvensjonen fra 1992 for å beskytte og bevare Nord Øst Atlanteren og dens resurser, og fra 1998 annekset om økosystemer og biodiversitet) for å utvikle en felles metodikk for å vurdere eutrofistatus, den såkalte OSPAR's 'Common Procedure' (Appendiks 1). I denne prosedyren inngår kvantitative kriterier for et sett med utvalgte parametere ('assessment variables') der i blant næringssaltkonsentrasjoner, algebiomasse som klorofyll *a* og indikatorarter av alger. Ved bruk av prosedyren får en konkludert hvorvidt et geografisk område er påvirket av eutrofiering ('Problem area'), ikke påvirket ('Non-problem area'), eller muligens påvirket ('Potential problem area'). I det siste tilfellet må det gjøres ytterligere undersøkelser for å avklare situasjonen. 'Common Procedure' har to varianter: 'Screening Procedure' og 'Comprehensive Procedure'.

1.2. 'Skjoldal-utvalget'

Norskekysten får tilført vann fra hovedsakelig to kilder, Den norske kyststrømmen og atlantehavsvann. Kyststrømmen kommer fra Østersjøen og bringer med seg ferskere vannmasser med periodisk innslag av høye konsentrasjoner av næringssalter. Etter hvert som Kyststrømmen beveger seg langs Skagerrak og videre oppover langs vestkysten av Norge skjer en gradvis innblanding av vann fra Atlanteren (Fig. 1.1). Dette vannet vil således også være kilde til de vannmasser som fraktes inn og ut av fjorder med tidevann og estuarin sirkulasjon.

Et karakteristisk trekk ved Den norske kyststrømmen er den store variabiliteten både i tid og i rom. Ved Arendal er Kyststrømmen i stor grad et blandingsprodukt mellom vann som renner ut fra Kattegat og vann fra den sørlige og sentrale del av Nordsjøen. Fra Arendal og vestover skjer det en vesentlig innblanding av atlantehavsvann, noe som medfører at saltholdigheten øker. I området rundt Lista blir Kyststrømmen ført ut fra land i perioder med nordlige og vestlige vinder. Dette fører til oppstrømming av saltere og kaldere vann fra dypere vannlag inne ved kysten. Langvarig vind fra sør og vest kan i perioder føre til at Kyststrømmen blokkeres, etterfulgt av sterk strøm når vinden skifter. Ferskvannstilførselen fra fjordene på Vestlandet gjør at saltholdigheten ikke øker så mye fra Utsira og nordover. Det er en betydelig vannutskiftning mellom fjorder og vannmassene i Kyststrømmen.



Figur 1.1. Strømmønster i Nordsjøen med innstrømmende atlantisk vann (blå piler) og en gradvis innblanding av dette i Kyststrømmen (svarte piler) (Fra Anon 1993).

Oppfølgingen for å redusere norske utslipp til Nordsjøen etter 50 % målet i 1988 skapte mye diskusjon og turbulens. Dette gjaldt særlig spørsmålet om kostbar N rensing for Ytre Oslofjord. Mange forskere var uenig i behovet og nytten av slike tiltak og det var mye skriverier i media på begynnelsen av 90-tallet. På denne bakgrunnen satte SFT ned en ekspertgruppe i 1995 som fikk i oppgave først å utrede situasjonen og behovet for tiltak i Ytre Oslofjord og deretter å vurdere situasjonen for Skagerrak-kysten fra Jomfruland og

videre på Vestlandet nord til Stad. Utvalget ble ledet av Hein Rune Skjoldal og hadde 10 medlemmer fra flere institutter, universiteter og bedrifter (der i blant to av medlemmene i den nåværende ekspertgruppen, Yngvar Olsen og Stein Fredriksen). Ekspertgruppen la frem sin rapport om Ytre Oslofjord i januar 1996 (Skjoldal et al. 1996) og rapporten om kyststrekningen Jomfruland-Stad i mars 1997 (Skjoldal et al. 1997a). En samlet rapport på engelsk for de to utredningene ble utgitt i desember 1997 (Skjoldal et al. 1997b).

Ekspertgruppen gjennomgikk tilgjengelig informasjon og det ble gjort en betydelig innsats i å samle data om næringssalter, klorofyll *a* og andre parametre fra rapporter og upubliserte kilder. Det ble også brukt 3D matematiske sirkulasjonsmodeller til å beregne vanntransport og budsjetter for ferskvann og næringssalter fra ulike kilder. Gruppen viste at det var en betydelig overgjødning av kystvannmassene i Ytre Oslofjord og langs Skagerrak fra langtransporterte kilder, i vesentlig grad fra sørlige Nordsjøen (Tyskebukta og tilgrensende områder). Konsentrasjonen av nitrat i kystvannmassene ved Arendal om vinteren og våren hadde omtrent doblet seg fra 1970-tallet og frem til første del av 1990-tallet (Aure & Johannessen 1997). For uorganisk fosfat var økningen mindre (rundt 30 %), noe som førte til et overskudd av nitrat om våren og et forhøyet N/P forhold sammenlignet med tidligere. Økningen i næringssalter var knyttet til en økning i organisk materiale i sjøvannet (målt som total N) og nedgang i oksygen i fjordbassenger langs Skagerrak-kysten (rundt 50 % økning i oksygen forbruket i terskelbassenger).

Tilførslene fra norske kilder var mer beskjedne sammenlignet med de langtransporterte tilførslene fra den sørlige Nordsjøen. Bidraget fra norske kilder til N budsjettet for det øverste vannlaget (ned til 15-20 m dyp) i indre del av Ytre Oslofjord (innenfor Fuglehuk) var beregnet til 20-40 % økning i forhold til naturlig bakgrunn mens det tilsvarende bidraget til den ytre og mer åpne delen av Ytre Oslofjord var beregnet til 5-10 % økning. Bidraget til et tynnere og ferskere overflatelag (brakkvannslag rundt 5 m dypt og dannet i stor grad av vann fra Glomma) kan representere omtrent en dobling av det naturlige innholdet av N. Ekspertgruppen vurderte at den stimulerte produksjonen i øvre vannlag i Ytre Oslofjord ble transportert ut i kyststrømmen og der fortynnet til et lite og ikke signifikant bidrag. Det totale utslippet av N og P fra norske antropogene kilder ble beregnet å utgjøre rundt 1 % sammenlignet med den totale transporten av N og P i den norske kyststrømmen langs Skagerrak.

Bidraget fra de langtransporterte næringssaltene ble vurdert å avta fra rundt 50 % ved Arendal til lavere verdier pga innblanding av atlantisk vann i kyststrømmen videre vest rundt Lindesnes og kysten av Jæren. Her er det ofte oppstrømming og stor blanding ved nordlige vinder som skyver kyststrømmen ut fra land. Dette sammen med opptak og omsetning av næringssaltene i økosystemet reduserer bidraget fra de langtransporterte næringssaltene til mindre enn 20 % i kyststrømmen på Sør-Vestlandet nord for Jæren.

For Vestlandskysten nord til Stad vurderte ekspertgruppen at det ikke var påvist eller sannsynliggjort at det var noen eutrofipåvirkning på kystvannet på denne strekningen. De skrev i sin rapport (Skjoldal et al. 1997, side 7):

”De norske næringssalttilførslene til regionen kommer i hovedsak fra mange spredte punktkilder til et stort område med store fortyningsegenskaper. De fleste av

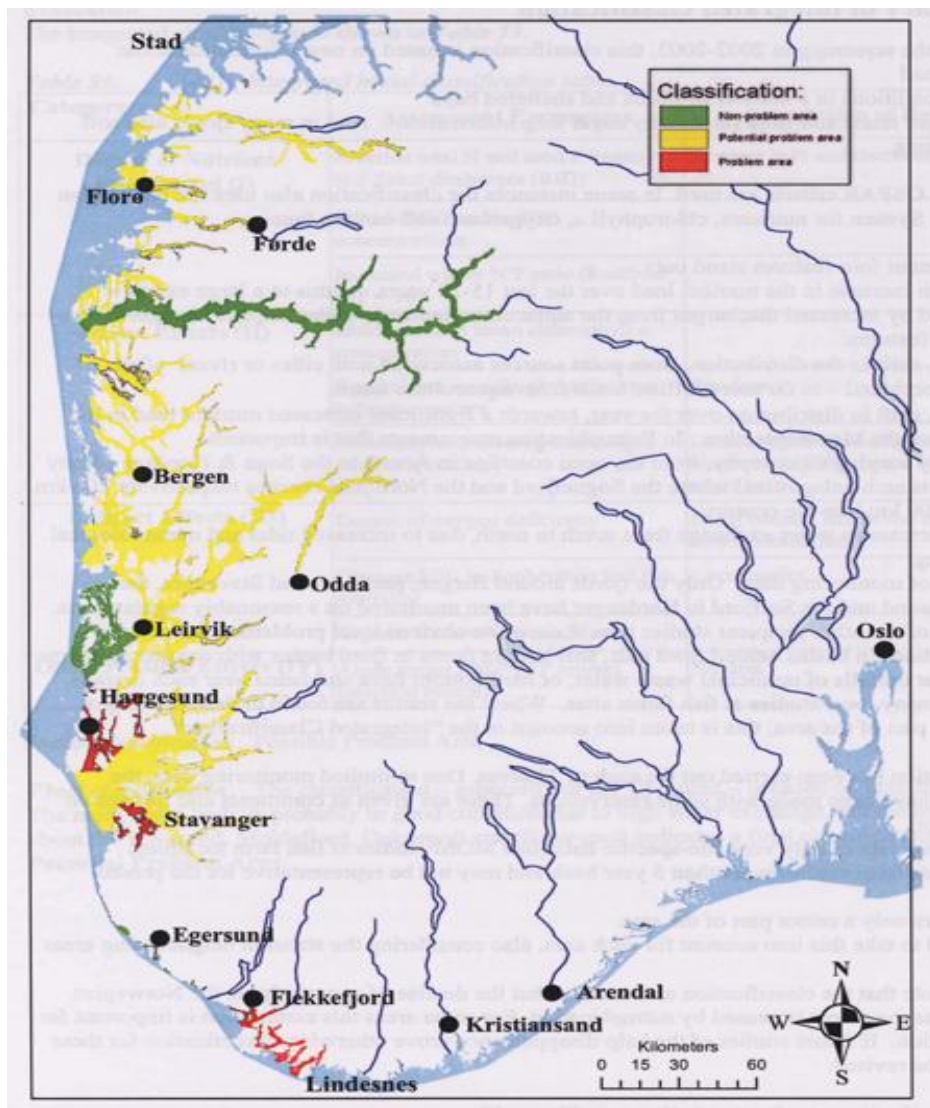
fjordsystemene kommuniserer åpent med kyststrømmen. Når vann fra et fjordsystem kommer ut i kyststrømmen blander det seg effektivt. Transporten i kyststrømmen er stor og transporttiden langs Vestlandet er vanligvis noen få uker. De lokale næringsssalttilførslene til kyststrømmen utgjør her mindre enn 1 % sammenlignet med den naturlige transporten. Det er fortsatt god margin til en tilstand der en regional eutrofipåvirkning vil gjøre seg gjeldene, og det er lite sannsynlig at eutrofitilstanden i dette området endres merkbart i de kommende 5-10 år.”

Norge har brukt OSPAR sin 'Common Procedure' til å vurdere og rapportere tilstanden for norske kystområder. Skagerrak-kysten ble vurdert ved bruk av 'Comprehensive Procedure' i 2003 og igjen i 2007 (Molvær et al. 2003a, 2007a). I den første rapporten i 2003 var Skagerrak delt inn i 44 områder som ble vurdert hver for seg. Av disse ble 17 områder vurdert som 'Problem Areas' mens de resterende 27 områdene ble vurdert å være 'Potential Problem Areas'. Manglende eller begrensede data var en grunn til at mange av områdene ble vurdert som potensielt problemområde. Forekomst av skadelige alger og usikkerhet omkring bruken av disse som indikator på eutrofiering var en annen grunn til at områder ble vurdert som potensielt problemområde.

I den oppfølgende rapporten fra 2007 (Molvær et al. 2007a) var Skagerrak-kysten delt inn i 14 områder (4 i Oslofjord-området, 3 i Telemark, og 7 på strekningen videre vest til Lindesnes). Det ble sammenstilt data for tilførsler av næringsalter til hvert av disse områdene og i vurderingene ble det brukt informasjon om oksygen i fjordbassenger og biologiske observasjoner av fauna og flora på hardbunn og forekomst av skadelige mikroalger i planktonet. I tråd med konklusjonen fra ekspertgruppen på 90-tallet ble det vurdert at den norske Skagerrak-kysten vest til Lindesnes var eutrofipåvirket ('Problem Area'). Det ble understreket at denne konklusjonen bygget på en antagelse om at nedgangen i sukkertare i en viss grad hang sammen med eutrofiering, selv om høy temperatur i juli/ august var antatt å være den direkte årsaken til nedgangen.

Vestlandskysten fra Lindesnes til Stad ble vurdert ved bruk av den enklere 'screening procedure' i 2003 (Molvær et al. 2003b). For denne analysen var kysten delt inn i 106 områder. For 46 av disse ble status vurdert å være ikke eutrofipåvirket ('Non-problem Area'). Dette gjaldt bl.a. store deler av Boknafjord-området og Hardangerfjorden bortsett fra indre del innenfor Jondal. For de øvrige områder ble det konkludert at disse burde vurderes etter den mer omfattende 'Comprehensive Procedure'. Disse områdene var i stor grad indre og mindre fjordavsnitt der vannutskiftningen kunne være begrenset. Også områder hvor det hadde vært registrert skadelige alger ble inkludert i denne kategorien.

Vestlandskysten ble vurdert etter 'Comprehensive Procedure' i 2007 (Molvær et al. 2007b). For denne analysen ble kysten delt inn i 21 områder. Store deler av Vestlandet (14 av de 21 områdene), der i blant Boknafjorden og Hardangerfjorden, ble vurdert å være potensielle problemområder mens 4 områder ble vurdert å være problemområder (Fig. 1.2). Vurderingene bygget i stor grad på 3 typer informasjon: beregnet tilførsel av



Figur 1.2. Klassifisering av vannmasser fra Lindesnes til Stad (fra Molvær et al. 2007b).

næringssalter til hvert område, oksygenmålinger i fjordbassenger, og observasjoner av makroalger langs kysten. Tilførslene av næringssalter til regionen hadde økt markant de siste 15-20 årene med mer enn dobling for både N og P siden 1990. Denne økningen skyldtes i alt vesentlig utslipp fra fiskeoppdrett. Etter OSPAR kriteriene vil en økende trend i tilførsler alene medføre i utgangspunktet ('Initial classification') en klassifisering som 'Potential Problem Area'. Det ble også lagt vekt på at nedgangen i sukkertare kunne skyldes eutrofiering. Konsentrasjoner av næringssalter om vinteren (inkludert total N og P) ved Lista og Utsira viste ingen tydelig forhøyete verdier som indikerte eutrofiering (stort sett meget god vannkvalitet etter det norske systemet). Det ble ikke gjort noen kvantitative betraktninger av tilførslene i forhold til resipienten.

Kyststrekningen nord for Stad ble vurdert ved bruk av 'Screening procedure' i 2003 (Aure & Skjoldal 2003). Tilførsler av næringssalter fra norske kilder i 2001 var beregnet ved bruk av TEOTIL for 156 områder fra Stad til grensen mot Russland. Tilførslene ble

summert for 4 kyststrekninger (Stad-Leka, Leka-Lofoten, Lofoten-Nordkapp, Nordkapp-russergrensen) og vurdert å utgjøre 1 % eller mindre av de naturlige transportene av N og P i kyststrømmen langs disse kystavsnittene. En egen og mer detaljert vurdering ble gjort for Trondheimsfjorden hvor de antropogene utslippene (i hovedsak fra jordbruk og befolkning) ble beregnet å utgjøre ca. 5 % i forhold til de naturlige budsjettene av N og P i fjordsystemet.

Norge har offisielt rapportert inn til OSPAR, i henhold til bruken av “Common Procedure”, at kyststrekningen langs Skagerrak til Lindesnes er eutrofipåvirket og ’problem area’. For Vestlandskysten er kartet blankt; det er ikke angitt verken problem eller ikke-problem område.

1.3. Sukkertareproblematikken

I år 2002 ble det oppdaget at sukkertare hadde forsvunnet fra lokaliteter i Aust-Agder og det ble sendt en bekymringsmelding til miljømyndighetene. En undersøkelse i august 2004 viste at sukkertare hadde forsvunnet fra 90 % av undersøkte stasjoner (i alt 108) fra svenskegrensen til Lindesnes. Der hvor sukkertaren hadde forsvunnet var vegetasjonen endret til et nedslammet teppe av trådformete alger. På denne bakgrunn ble det igangsatt et eget prosjekt (Sukkertareprosjektet) i 2005-2008 finansiert av Miljøverndepartementet og ledet av SFT (nåværende Klif) i samarbeid med DN.

I forbindelse med SFTs sukkertareprosjekt ble det i periode 2005 – 2008 utført nesten 1000 registreringer på over 600 lokaliteter mellom Østfold og Nord-Møre der man kunne anta at sukkertare ville være dominerende eller vanlig. På Skagerrakkysten var sukkertare borte på over 80 % av disse lokalitetene, mens på Vestlandet var tilstanden for sukkertare dårlig på 40-50 % av stasjonene (Moy et al. 2008). Felles for de stasjonene som ble betegnet som dårlig status mht sukkertare var dominans av trådformete alger, først og fremst grønnalger på grunt vann og rød- og brunalger på dypere vann (ca 3 m og dypere). På et fåtall stasjoner (13 på Sørlandet og 16 på Vestlandet) hadde man data fra tidligere undersøkelser, og en sammenlikning viste en kraftig reduksjon av sukkertare på alle stasjonene på Sørlandet, mens det var mer variasjon i nedgangen på Vestlandet med kraftig nedgang på 7 stasjoner, ingen på 2 stasjoner og moderat nedgang på resten.

Moy et al. (2008) mente at en av årsakene til framveksten av trådformete alger i kystfarvann på Sør og Vestlandet kunne skyldes næringsanrikning i sommerhalvåret. Det var tydelig at sukkertaren blir fullstendig overgrodd av epifytter/trådalger utover sommeren mange steder. Effektene finnes først og fremst i beskyttede områder, men de opportunistiske trådformete algene klarer seg dårlig der det er stor vannbevegelse og sukkertaren trives fortsatt på lokaliteter med strøm og bølgepåvirkning. Imidlertid har det vært eutrofiering i Ytre Oslofjord og deler av Skagerraks kystfarvann gjennom en rekke år (Andersson 1996, Aure & Danielsen 1996, Skjoldal et al. 1996, Aure & Strand 2001) uten at sukkertare har blitt borte, og derfor har man foreslått at eutrofi alene ikke kan forklare økosystemskiftet. Økende mengde partikler og nedslamming er også nevnt som en årsak, og dette er fenomener som også er mest fremtredende i beskyttede områder og som hindrer gjenvekst av sukkertare (Moy et al. 2008). Dette er også mest tydelig på Skagerrakkysten der den nye tilstanden synes å være mer persistent, mens gjenvekst av sukkertare er mer hyppig på Vestlandet

Det ble tidlig fokusert på tre faktorer i letingen etter årsakssammenhenger: overgjødning, nedslamming og klima (Moy et al. 2006). Høy sjøtemperatur om sommeren har forekommet hyppig siden 1994, og særlig varme somre var det i 1997, 2002 og 2006 (Moy et al. 2008). Sommeren 1997 var rekordvarm i hele Sør-Norge med overflatetemperatur i Flødevigen på over 19 grader sammenhengende i mer enn 2 måneder (over 22 grader i ca. en uke; Husa et al. 2007). Sukkertare er en kaldtvannsart ('arktisk-kald temperert') med sørlig grense ved omtrent 19°C sommerisoterm for juli. Bolton & Lüning (1982) viste i en undersøkelse at sukkertareplanter dør ved 7 dagers eksponering for en temperatur på 23 °C, og at veksten ble redusert med 50 – 70 % ved 20 °C. Høy sjøtemperatur ble vurdert å være den enkeltfaktoren som mest sannsynlig kan ha utløst en regional taredød i 1997 (Moy et al. 2008). Imidlertid ble det observert at sukkertaren i perioden 2002 – 2008 klarte seg fint mange steder i Skagerrak, særlig på grunt vann der temperaturen er høyest. Dette ble ikke observert på vestlandet.

Sommertilførsler av næringssalter har vært vurdert å ha stor betydning for masseforekomst av trådalger og for manglende gjenvekst av sukkertare (Moy et al. 2008). Avrenning av slam fra land særlig i vintre med mye nedbør er også en faktor som har vært vurdert i forhold til manglende gjenvekst av sukkertare på Skagerrakkysten.

På flere stasjoner har forholdene mellom sukkertare og trådalger vekslet mellom sesonger og år. En foreløpig konklusjon er at endring fra dominans av sukkertare til dominans av trådalger skyldes flere samvirkende faktorer der næringsanrikning kan være en av disse.

1.4. Bakgrunn for nedsettelse av ekspertgruppen

Det har i kjølvannet av hendelsene de siste 10-15 årene oppstått en situasjon som kan oppfattes som en faglig uenighet. Denne bunner i stor grad i to forhold. Det ene er bruken av bortfallet av sukkertare som indikator på eutrofiering og det andre er betraktninger av størrelsene på utslippene av næringssalter fra norske kilder i forhold til resipientforholdene.

I januar 2008 ble det store oppslag i media bl.a. i Bergens Tidene om at Hardangerfjorden grodde igjen og var "full av skit". På bakgrunn av bekymringsmeldinger og NIVA rapporter om eutrofitilstand og tilførsler av næringssalter gikk SFT ut med pressemeldinger i januar og mars 2008. I pressemeldingen datert 13. mars 2008 stod det følgende:

"Blant annet er det mye som tyder på at det omfattende tapet av sukkertare langs kysten av Skagerrak og deler av Vestlandet, skyldes overgjødning i kombinasjon med klimaendringer som gir varmere vann."

"En egen undersøkelse i Hardangerfjorden tyder også på at overgjødning har ført til dårligere vannkvalitet."

På bakgrunn av vurderingene fra utvalget på 1990-tallet og egne undersøkelser og rapporter i årene etter det, gikk Havforskningsinstituttet ut med en vurdering om at man ikke hadde noen generell eutrofipåvirkning på Vestlandet og at endringene i algevegetasjonen i Hardangerfjorden, bortsett fra lokalt på noen steder, ikke hadde

sammenheng med utslipp av næringssalter fra oppdrettsanlegg. Dette synet ble presentert i flere foredrag og i instituttets årlige rapport som kom tidlig i 2008 (Skjoldal et al. 2008). Denne vurderingen er også presentert i senere rapporter om risikovurdering av miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett (Taranger et al. 2011).

SFT kalte HI og NIVA inn til møte 28. mars 2008 om denne saken. De to institusjonene presenterte sine vurderinger og møtet var konstruktivt, men førte ikke til en endelig avklaring. Etter møtet presenterte de to institusjonene sine syn og begrunnelser i brev til SFT (fra NIVA datert 25. april 2008 og fra HI datert 18. juni 2008).

Fiskeri- og kystdepartementet, Miljøverndepartementet og forvaltningen med Klima- og forurensningsdirektoratet i spissen ønsket å få synliggjort status og fakta vedrørende eutrofitilstanden for norske vestlandsfjorder gjennom vurderinger som bygger på faglig enighet. Arbeidet skulle forankres i overvåkingsdata og tidligere utredninger og de deltakende organisasjonenes (HI, NIVA, UiO, UiB, NTNU) aktiviteter, og rapporteringen skulle være konkret og gi grunnlag for forvaltningsmyndighetenes arbeid med å vurdere behov for overvåking og utslippsreducerende tiltak. Informasjonen vil også kunne bidra inn mot arbeidet for en bærekraftig arealbruk i kystsonen med minst mulig miljøpåvirkninger og smitterisiko (Gullestad et al. 2011).

Søkelyset er rettet mot tilstanden til Hardangerfjorden i Hordaland og Boknafjorden i Rogaland, to fjorder med stor oppdrettsaktivitet. Kilder for tilførsel av næringssalter er vurdert, spesielt med henblikk på belastning fra akvakulturproduksjon. Oppdaterte næringssaltdata for disse fjordene er identifisert, og sammen med feltobservasjoner og modeller for belastning, fortykning og spredning er dose-respons effekter synliggjort. Dagens situasjon i disse fjordene er sammenholdt med tidligere lokale observasjoner av biologiske endringer og med eutrofihistorien til andre norske fjordsystemer (Oslofjorden) og området rundt Helgoland hvorfra det finnes en lang tidsserie med marine data (Wiltshire et al. 2010). De ulike betraktningene som er gjort beskriver biologiske konsekvenser som følge av eutrofi i Hardangerfjorden og Boknafjorden basert på beregninger gjort med nyeste tilgjengelige kildedata.

2. EUTROFIERING

2.1. Hva er eutrofiering?

Ordet eutrofi betyr næringsrik. Det benyttes gjerne i sammenhenger som beskriver vannmiljø og plantevekst, da i betydningen "som gir rikere næring" eller "som vokser og trives". Eutrofiering er et teknisk begrep som brukes i forbindelse med tilførsel av næringssalter og økt algevekst – både planktonalger og bentosalger. Begrepet stammer fra ferskvann hvor "eutrof" er brukt til å karakterisere rike innsjøer med høy produksjon. Motstykket er *oligotrofe* eller fattige sjøer, og i mellom ligger *mesotrofe* eller middels produktive ferskvannsforkomster. Eutrofiering brukes både i ferskvann og i kyst og marint miljø til å betegne prosessen som følger anrikning med næringssalter som fører til negative miljøeffekter, inklusiv estetisk i forhold til menneskers oppfatning og bruk (for eksempel lukt, skum og lignende). Økt tilførsel av næringssalter kan føre til masseoppblomstringer av planktonalger (planteplankton) og dermed økt mengde organisk materiale i et økosystem. Man får da en eutrofieringssituasjon. Fenomenet oppfattes i mange tilfeller negativt da det ofte beskriver en ekstremsituasjon hvor vannmiljøet er utsatt for overgjødning. En eutrofieringsprosess kan gi uønskede effekter ved at tett planteplanktonvekst kan hindre sollys i å trenge ned i dypere vann og dermed hemme veksten av organismer som befinner seg i dypere vannlag. Nedbrytningen av primærproduksjonen (planteplanktonet) kan redusere oksygeninnholdet til et kritisk nivå som igjen kan medføre at enkelte organismer dør. Når miljøforholdene endrer seg gir det rom for at artssammensetningen kan bli forskjøvet i det aktuelle området.

Tilførsler av næringssalter i små mengder utover naturlige tilførsler kan stimulere algevekst og føre til små og lokale endringer i miljøet. Næringssalter er nødvendige ressurser for liv og følgelig naturlige deler av økosystemene og en forutsetning for at disse fungerer som de skal med produksjon på ulike ledd inklusiv fisk og annet som vi høster fra havet. Små tilførsler av næringssalter vil tas opp i det pelagiske økosystemet og ikke forårsake negative endringer så lenge beitekjedene beholder sin høye effektivitet. Ved økende tilførsler kan effektene bli mer fremtredende og kan da oppfattes som negative enten som uønskete virkninger eller som avvik fra naturlig naturtilstand. Negative effekter og en uakseptabel økologisk tilstand kan forventes når næringskjedene mister sin høye effektivitet slik at sedimentasjonshastigheten av organisk materiale øker. Tilførslene til et område må derfor komme opp i en viss kritisk mengde før vi kan betrakte de som overgjødning eller eutrofiering.

Uønsket eutrofiering betegner derfor en tilstand hvor vannmasser tilføres mer næring enn det som kan assimileres i næringskjedene slik at sedimentasjonen øker. Innenfor EU defineres eutrofiering på følgende måte: *Anrikning av vann med hensyn til næringsstoffer, særlig nitrogen- og/eller fosforforbindelser som påskynder veksten av alger og høyerestående plantearter, noe som fører til uønsket forstyrrelse av likevekten mellom organismene og forverring av vannkvaliteten* (art.2, nr. 11, EUs rådsdirektiv for behandling av avløpsvann fra byområder (91/271/EØF). Ifølge OSPAR konvensjonen som skal beskytte og bevare det marine miljøet i Nordøst Atlanteren vil et overgjødning område karakteriseres som et potensielt problemområde, og en 50 prosents økning av planktonalger i forhold til bakgrunnsverdien i et område betegnes som overgjødning

(Comprehensive Procedure and OSPAR Ecological Quality Objectives (EcoQOs) for eutrophication).

Gjennom den norske Vannforskriften (Implementeringen av EUs rammedirektiv for vann) settes en ramme for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst «god økologisk» og «god kjemisk» tilstand i samsvar med en klassifisering og krav gitt gjennom forskriften. Forskriften gir normative beskrivelser av hva som menes med de ulike begrepene og det vektlegges biologiske responser på påvirkningene. For kyst er det gitt tre biologiske kvalitetselementer – planteplankton, makroalger /angiospermer og bunnlevende virvelløse dyr. For de fysisk-kjemiske kvalitetselementer inngår næringssalter, oksygen, temperatur og siktedyp som «generelle forhold». I tillegg kommer såkalte hydromorfologiske kvalitetselementer som går mer på fysisk endring av strømforhold eller substratforhold.

Innen EU foregår en internasjonal kalibrering for å ta fram enhetlige kvantitative begreper. Fra norsk side har interkalibreringen hittil omfattet følgende kvalitetselement (KE) i kystvannforekomster:

- Makroalger (tang og tare): algenes nedre voksegrense for 3 vanntyper på kysten av Skagerrak. Artssammensetning i fjæresonen for to vanntyper på Nord-Vestlandet.
- Bunnfauna: Norwegian Quality Index (NQI1) for alle vanntyper.
- Planteplankton: klorofyll-*a* for alle vanntyper på strekningen Skagerrak – Vestlandet (Stad).

Dette er nærmere beskrevet i en egen veileder (Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann).

2.2. Dose-respons konseptet

Dose-respons betegner det forhold at økende tilført dose til en vannmasse, enten av næringssalter, miljøgifter eller andre forstyrrelser, medfører økende virkning eller effekt i miljøet. I sammenheng med eutrofiering er dette velkjent og brukt som en generell tilnærming ved vurdering av graden av eutrofiering.

Virkningene ved eutrofiering kan deles inn i fire typer eller trinn i en årsakskjede.

1. Økte tilførsler av næringssalter vil føre til økte konsentrasjoner og/eller økte mengder av disse stoffene i miljøet.
2. Økte konsentrasjoner av næringssalter (eller økte mengder og omsetning) fører til økt opptak og stimulert vekst hos alger. Ulik grad av stimulering blant arter kan føre til endringer i artssammensetningen.
3. Økt algevekst gir økt mattilgang til beitere blant dyreplankton og bunndyr med mulige endringer i artssammensetning, eller i struktur og funksjon til pelagiske og bentiske næringsnett.

4. Økt produksjon gir økt mengde organisk materiale som ved utsynking kan føre til redusert oksygenkonsentrasjon og i verste fall til oksygenfritt miljø i dypere vannlag og i bunnsedimenter.

Marine økosystemer er åpne systemer med gjennomstrømning av vann og transporter av organismer og næringsstoffer. Norske fjorder kommuniserer åpent med vannmassene i kyststrømmen, og lokale tilførsler av næringssalter vil i stor grad transporteres ut av fjordene og blandes i kyststrømmen. Tilførsler om vinteren da det naturlig er høye bakgrunnskonsentrasjoner av næringssalter og liten algevekst kan medføre lokale økninger i konsentrasjon av næringssalter som eksporteres ut av et fjordssystem mer eller mindre ubrukt. Tilførsler i sommerhalvåret vil derimot stimulere algeveksten og føre til eksport av planktonalger og partikulært organisk materiale med overflatevann ut av fjorden. Omvendt vil anrikning av kystvannmassene ved for eksempel langtransportert påvirkning fra den sørlige Nordsjøen, kunne påvirke fjordbassenger ved transport av vann og materiale inn i fjordene.

De hydrografiske og hydrodynamiske forholdene er derfor avgjørende for graden av anrikning og påvirkning fra tilførte næringssalter. Utveksling, fortynning og oppholdstid av vann er sentrale elementer i en dose-respons betraktning av eutrofipåvirkning. Vannmassene i en fjord kan grovt inndeles i 3 lag: Et overflatelag av ferskere vann dannet ved tilførsel av elver og annen avrenning fra land; et intermediært vannlag ned til terskeldyp; og et dypt lag av bassengvann under terskeldypet.

Overflatelaget renner i netto ut av fjorden, men kan påvirkes mye av vindforhold både lokalt og langs kysten. Endringer i tetthet (tyngde) av vannet i kyststrømmen kan drive utveksling av det intermediære vannlaget i en fjord med vannmassene utenfor. Oppholdstiden for overflatelaget og det intermediære vannlaget i en fjord er typisk fra dager til uker avhengig av bredden i åpningen av fjorden, terskeldyp, og lengde og volum av fjorden. Bassengvannet har lengre oppholdstid, ofte med utveksling en gang for året og da vanligvis på ettervinteren da vannet utenfor fjorden er på sitt tyngste.

2.3. Variabler og kriterier for vurdering av eutrofistatus

Det er behov for et bredt sett av informasjon for å vurdere eutrofistatus og graden av påvirkning fra lokale tilførsler av næringssalter. Dette omfatter:

- Hydrografiske og hydrodynamiske parametre
- Tilførsler av næringssalter
- Konsentrasjoner og budsjetter av næringssalter (inkludert bundet form som organismer og partikler)
- Planteplankton - biomasse, produksjon, artssammensetning
- Makroalgevegetasjon - mengde, artssammensetning, fordeling
- Dyreplankton - biomasse, beiting, artssammensetning
- Bunndyr - biomasse, produksjon, artssammensetning
- Oksygen i bunnvann

Hydrografiske data er vanligvis tilgjengelig og det er generell kunnskap og modeller for å beskrive og beregne oppholdstid og vannutskifting i fjorder og kystavsnitt. Dette gjelder

bl.a. modellverktøyet Fjordmiljø og det er også mulig å bruke mer detaljerte 3D modeller med høy oppløsning.

Tilførsler av næringssalter vil kunne avspeile seg i forhøyete konsentrasjoner av løste uorganiske næringssalter som ammonium, nitrat og fosfat. Det er ofte vanlig å bruke konsentrasjoner om vinteren da opptaket i alger er lavt. Målinger av total nitrogen (N) og total fosfor (P) kan være robuste variabler i forhold til eutrofi. Tilførsler av næringssalter vil tas opp i plankton og avspeile seg i summen av løste og partikulære næringsstoffer (løst uorganisk, løst organisk, levende celler og dødt organisk materiale (detritus)).

Opptak i alger vil kunne avspeile seg i økt produksjon og biomasse av planteplankton og endret artssammensetning. Algebiomasse målt som klorofyll *a* eller fluorescens er mye brukt som variabel i forhold til eutrofi vurderinger. Stor naturlig dynamikk og variasjon over tid og rom gjør det imidlertid vanskelig å avdekke signifikante endringer pga tilførsler av næringssalter. Endringer i beitepress og i den pelagiske delen av økosystemet kan i stor grad påvirke algebiomasse, noe som vanskeliggjør entydig tolking av resultater. Bruk av grupper eller arter av planteplankton som indikator på eutrofiering, som for eksempel forekomst av giftige alger, er også vanskelig og av begrenset anvendelse av samme grunn.

2.4. Beregning av dose

Eutrofi effektene av tilførte næringssalter vil avhenge av både mengde næringssalter tilsatt og resipientens størrelse og kapasitet til å fortynne og omsette næringssaltene. Beregning av dose i forhold til respons i miljøet vil derfor mest hensiktsmessig uttrykkes som tilførsler relativt til resipient. Resipienten kan bl.a. karakteriseres ved areal, volum av øvre produktive vannlag, og fluks av vann gjennom området.

Mengde næringssalter tilsatt over en tidsperiode (for eksempel månedlig eller årlig) i forhold til volumet av resipienten vil ha enheten mengde pr. volum, som er ekvivalent med enhet for konsentrasjon. En slik skalering eller uttrykk av relativ dose kan derfor sammenlignes med naturlige konsentrasjoner eller innhold av næringssalter (både i løst form og bundet i organismer og døde partikler). Volumet av resipienten vil være lik arealet ganger tykkelsen av det øvre vannlaget som mottar næringssaltene. Dette vil kunne være det øvre brakkvannslaget i en fjord (ofte rundt 5 m tykt), det øvre blandingslaget, eller det produktive øvre laget hvor algeveksten finner sted (typisk rundt 15-20 m for kystvann).

Tidsaspektet er viktig ved beregning av dose pga ulik oppholdstid og grad av utskifting av vann i ulike resipienter. Ved kort oppholdstid og stor vannutskifting vil lokale tilførsler ikke bygge opp høye konsentrasjoner men fortynnes og transporteres ut av et lokalt område. Dette kan på en måte betraktes som at arealet og volumet av resipienten er større fordi næringssaltene fortynnes og transporteres over et større område. For å vurdere den lokale belastningen kan tilførsler av næringssalter pr. tidsenhet sammenlignes med vanntransport pr. tidsenhet (vannstrøm oppgis typisk som m^3 pr. sekund). Tilførsler av næringssalter i forhold til fluks av vann har også enhet mengde pr. volum, tilsvarende konsentrasjon. En slik skalering av tilførslene i forhold til transport av

vann gjennom resipienten er derfor et uttrykk for anrikningsgrad og dose i forhold til betraktninger av budsjett og mulige effekter av tilførte næringsalter i et område.

Næringssaltene tas opp og omsettes av planter, først og fremst planteplankton i vannmassene men også av vegetasjonen av tang, tare og andre makroalger som vokser i strandsonen og på grunt vann (typisk ned til 20-30 m i relativt klart kystvann). Den årlige produksjonen av planteplankton (primærproduksjon) er typisk i størrelse 100-150 g C pr. kvadratmeter i norske fjorder og kystvann (Wassmann 1990a, b; Skjoldal et al. 1996). Dette tilsvarer en produksjon på rundt 1-1.5 kg algebiomasse pr. m² uttrykt som vekt av våt biomasse. Tilførslene av næringsalter til et område kan uttrykkes relativt i forhold den naturlige algeveksten i området.

Produksjonen av alger på våre breddegrader har stor sesongvariasjon. Om vinteren er det liten vekst pga lite sollys og generelt stor omrøring i vannmassene. Dette er en periode hvor næringssaltene naturlig bygger seg opp gjennom vinteren til relativt høye verdier før algeveksten starter om våren. Det Atlantiske sjøvannet som renner inn i Nordsjøen og nordover langs norskekysten har et innhold av nitrat på 10-12 µM og rundt 0.7 µM uorganisk fosfat. Brakkvannet som strømmer ut fra Østersjøen og bidrar sterkt til den norske kyststrømmen som renner langs Skagerrak og videre langs Vestlandet, er relativt fattig på næringsalter. Økningen i nitrat i kystvannmassene ved Arendal fra 1970-årene til 90-årene var fra rundt 4-5 µM til rundt 8-10 µM (Skjoldal et al. 1996, Aure et al. 1998). Dette representerte omtrent en dobling i vinterkonsentrasjonen av nitrat men nivået var fortsatt lavere enn det typiske for atlantisk sjøvann.

Tilførsler av næringsalter til fjorder og kystvann om vinteren (november-februar) vil i stor grad forbli ubrukt og bidra til oppbygningen av vinterkonsentrasjoner samt bli transport med vannutskifting fra fjorder ut i kyststrømmen. Økning i konsentrasjon av næringsalter om vinteren kan være en parameter som kan brukes i vurdering av grad av eutrofiering, som for eksempel i OSPAR sin 'Common procedure'.

Når lyset øker om våren og lagdelingen av vannet (stratifisering) blir sterkere har vi i våre fjorder og kystområder en markant våroppblomstring av planteplankton som næres av de vinterakkumulerte næringssaltene og som kulminerer etter at disse er brukt opp. Våroppblomstringen er et velkjent og godt synlig fenomen da sikten i vannet blir sterkt redusert. Etter våroppblomstringen skifter algeveksten karakter til å vokse på næringsalter som omsettes ved mikrobiell aktivitet og ved ekskresjon fra dyreplankton som beiter på planteplankton og annet. På denne måte er det en hurtig omsetning og gjenbruk av næringssaltene i vannmassene. Ammonium er en viktig form av nitrogen som avgis fra dyreplankton mens fosfor frigis som både løst uorganisk og organisk fosfat. Produksjonen av alger om våren basert på de vinterakkumulerte næringssaltene kalles 'ny produksjon' mens den påfølgende produksjonen basert på gjenbruk av utskilte næringsalter betegnes som 'regenerert produksjon'. Det vil også kunne være ny produksjon basert på nye tilførsler av næringsalter etter våroppblomstringen, for eksempel ved oppstrømning og innblanding av dypere vann til det produktive overflatelaget.

Tilførsler av næringssalter om sommeren vil bidra inn i den naturlige omsetningen og veksten av plankton. Den daglige produksjonen av planteplankton under våroppblomstringen kan være opp til 1 g C m^{-2} i en kort periode. Etter våroppblomstringen er det en periode med relativt lav produksjon før den igjen øker om sommeren pga høyere temperaturer. Daglige produksjonsverdier for planteplankton om sommeren (juni-august) kan typisk være i området $0.5-1 \text{ g C m}^{-2}$ i våre fjord- og kystområder. Denne produksjonen krever næringssalter (N og P) og opptaket av disse er i forhold til inkorporering i biomasse som ofte ligger nær de såkalte 'Redfield ratios'. Forholdet mellom C og N er ofte rundt 7 på atombasis eller rundt 6 på vektbasis. En daglig produksjon på $0.5-1 \text{ g C m}^{-2}$ krever derfor et opptak av N på rundt $85-165 \text{ mg N m}^{-2}$ pr. dag. Dersom produksjonen skjer i de øvre 20 m tilsvarer dette et daglig forbruk av N på $4-8 \text{ mg m}^{-3}$.

2.5. Responser

2.5.1. Virkning av næringssalter på struktur og funksjon til det planktoniske økosystemet

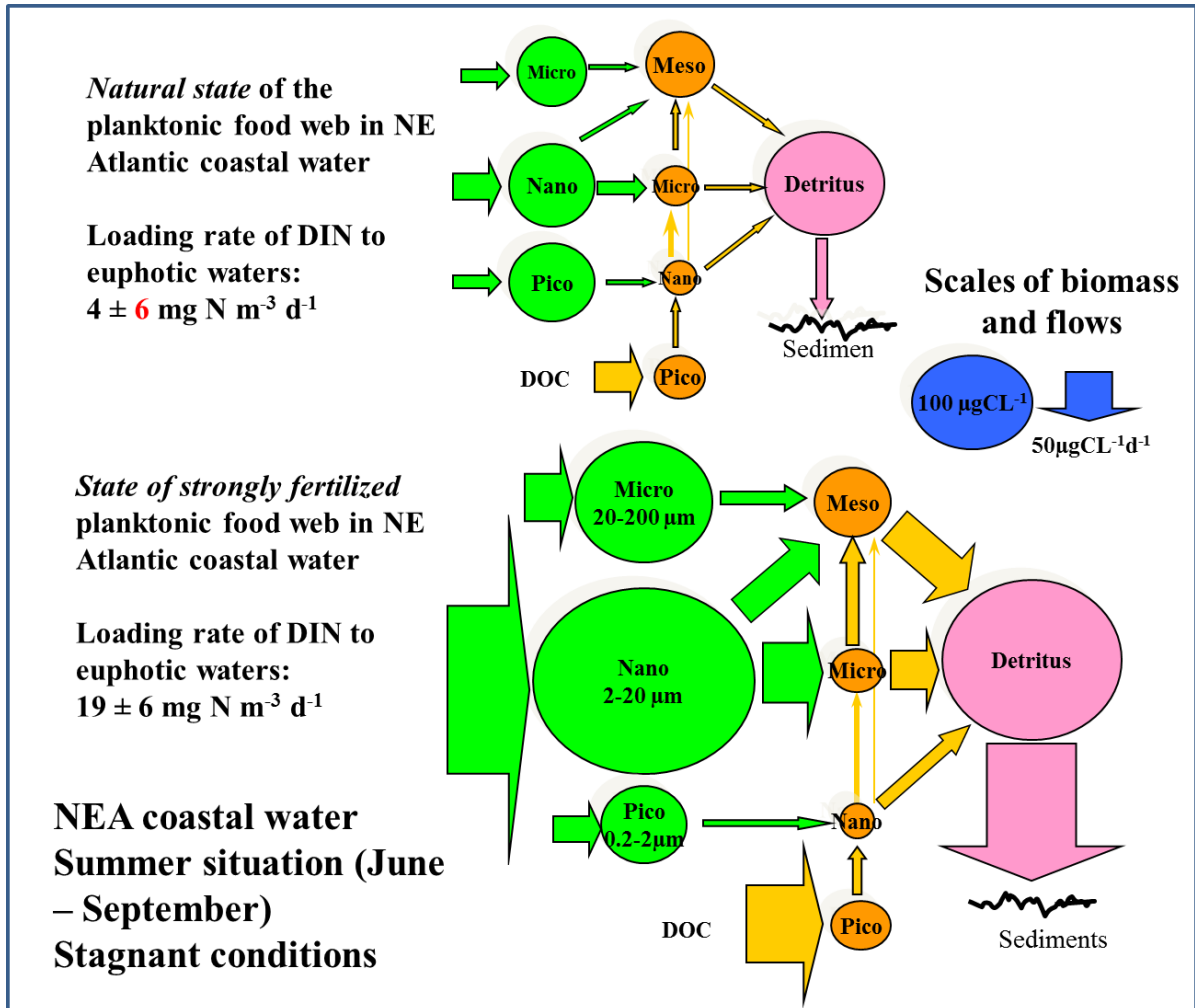
Figur 2.1 (omarbeidet fra Olsen et al. 2007) gir et inntrykk av struktur og funksjon til de viktigste gruppene av planktonorganismer i nord-østlig atlantisk (NEA) kystvann. Organismene er gruppert i såkalte funksjonelle grupper med de organismene som ernærer seg av samme matfat og som blir spist av de samme predatorer tilordnet samme funksjonelle gruppe. Sirklenes flate reflekterer biomassen av gruppene (se skala i figur) og funksjonell biodiversitet til økosystemet (struktur, se figurtekst for detaljer). Pilenes bredde reflekterer fluksene for de trofiske overføringene mellom de funksjonelle gruppene (primærproduksjon, beiting, sedimentasjon og mere) og gir følgelig et uttrykk for funksjonen til økosystemet.

Den øverste figuren representerer middelverdien for situasjonen i perioden juni til og med september og kan antas å beskrive en naturtilstand, en bakgrunns-situasjon for det planktoniske økosystemet i NEA kystvann i den viktigste vekstsesongen. Denne situasjonen innebærer en bakgrunnstilførsel av DIN til de øvre vannmassene der fotosyntesen skjer på $4 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ (marin gjødsling). Den nederste figuren representerer en sterkt gjødslet situasjon der tilførselen av DIN til de øvre vannmassene der fotosyntesen skjer er $19 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$, altså en situasjon der tilførselen av DIN er 15 mg N m^{-3} over bakgrunnstilførselen.

Figuren illustrerer at det særlig er biomassen av planteplankton, de fleste fluksene og deriblant sedimentasjonen av dødt materiale til dypvann og det bentiske økosystemet som øker kraftig ved gjødsling, mens biomassene av dyreplanktonet er mindre berørt. Det er sannsynlig at DIN-tilførselen i den nederste figuren overskrider et akseptabelt nivå (Olsen et al. 2006) og at den kritiske grensen for en akseptabel økologisk tilstand (kategori Meget god og God i vannrammedirektivet) følgelig er lavere enn 19 mg N m^{-3} .

Et annet viktig forhold er at det vanligvis vil ta 3-7 dager før en økt tilførsel av næringssalter resulterer i målbar økt biomasse av planteplankton. Deretter kan det ta dager før dyrene i næringsnettene som spiser alger responderer på bedre matforhold. Dette betyr at de økologiske effektene av et punktutslipp av næringssalter normalt ikke realiseres i økte planteplanktonbiomasse og endret struktur og funksjon til økosystemet

før vannmassene er transportert langt vekk fra punktkilden. Dette understreker det faktum at de økologiske effektene må sees over en viss geografisk skala, eller innenfor et definert økosystem, og ikke omkring den enkelte punktkilden som for eksempel et lakseanlegg representerer.



Figur 2.1. Relative biomasser til funksjonelle økologiske grupper (struktur) og fluksene av energi mellom gruppene i sommerperioden (juni-september) i stagnert nord-østlig atlantisk kystvann. Øverste figur illustrerer en normalsituasjon for biomasser og flukser mens den nederste illustrerer en sterkt gjødslet situasjon der tilførslene av DIN (og DIP) er om lag 5 ganger naturlig bakgrunn. De sju funksjonelle gruppene omfatter autotrofe (3 grønne, planter) og heterotrofe (4 orange, dyr og bakterier) organismer med ulik størrelse. Pico betyr at organismens størrelse er 0,2-2 µm, nano at den er 2-20 µm, micro at den er 20-200 µm og meso at den er 200-2000 µm. Sirklene symboliserer biomasser og pilene flukser av energi. Arealet av sirkelene illustrerer relativ biomasse, bredden av pilene illustrerer relativ energifluk mellom gruppene (se skala i figur). Detritus er dødt organisk materiale mens sedimenter representerer sjøbunnen med det bentiske økosystemet.

2.5.2. Eutrofiering og effekter på flerårige makrofyter i marint miljø

I den senere tid er det publisert en rekke arbeider som viser at økende tilførsler av næringssalter fører til økende vekst av såkalte ettårige opportunistiske, trådformete alger, og at disse utkonkurrerer de flerårige som oftest er representert av tang eller tare (Munda 1996, Duarte 1995, Schramm 1996, Cloern 2001). Den best kjente effekten av eutrofieringseffekten er masseforekomster av grønnalger i slekten *Ulva*. Fra flere deler av verden er det rapportert slike blomstringer hver sommer, blant annet i China og på vestkysten av Frankrike (Liu et al. 2010, Pang et al. 2010, Ménesguen 2010). Flerårige makrofyter som tang, tare og ålegras er tilpasset kystområder med relativt oligotrofe forhold gjennom sommerhalvåret, dvs de kan ta opp næring når den er tilgjengelig i vinterhalvåret og lagre denne i vevet, eller for ålegress ta opp næring fra sedimentene, slik at de kan klare seg gjennom en sommersesong med lave konsentrasjoner av næringssalter i vannmassene (Burkholder et al. 2007, Bartsch et al. 2008). Mer kortlevde ettårige, sommerannuelle alger (ofte epifytter) er avhengig av jevne tilførsler av næringssalter dersom de skal vokse og er konkurransemessig overlegne flerårige makrofyter når det gjelder å utnytte lys og næring i sommersesongen. Dette er bakgrunn for at friske tang, tare og ålegrassamfunn regnes for å indikere god tilstand, mens en sterk dominans av epifyttiske alger, særlig av grønnalger, indikerer overgjødning eller forhøyete verdier av næringssalter, særlig i sommersesongen. Trådalgene blir revet bort av stor vannbevegelse (Strand & Weisner 1996, Pihl et al. 1999) og reduseres der det er mye beitere til stede. Framvekst av trådalger kan være et resultat av flere samvirkende faktorer der tilgang på næringssalter er en av flere nødvendige faktorer.

Dette fenomenet har blitt viet stor oppmerksomhet i Østersjøen og Kattegat der både svenske, finske, tyske og danske undersøkelser har funnet at den flerårige tangen (*Fucus*) har blitt erstattet av grønn, rød og brunalgematter (Rønnberg et al. 1992, Schram 1996, 1999, Pedersen & Borum 1996, 1997, Bäck et al. 2000, Krause-Jensen et al. 2007, Worm & Lotze 1999, 2006, Eriksson et al. 2002, 2007). Imidlertid er dette i noen tilfeller beskrevet som et komplekst bilde der flere faktorer spiller inn. Kaskadeeffekter pga nedgang i torskefisk og framvekst av kutlinger og leppefisk som beiter på herbivore snegl og krepsdyr (tilsvarende referert av Moksnes et al. 2008, Eriksson et al. 2009), og som i sin tur fører til økt mengde epifytter, er fremsatt som en mulig forklaring. Fordi de ettårige opportunistiske algene er mer spiselige enn de flerårige pga beitehemmende stoffer vil lokaliteter med store forekomster av beitere ikke vise den samme vekst av "eutrofialger" som lokaliteter med mindre populasjoner av beitere og man får en kombinasjon av bottom up (styrt av næring) og top down (styrt av beiting) (Guerry et al. 2009, Burkepille & Hay 2006, Worm & Lotze 2006). I flere av disse undersøkelsene har eutrofieffektene først blitt synlige når populasjonstetthet hos beitere (herbivore) har blitt redusert, og i noen sammenhenger har dette skjedd ved endringer i fiskepredasjon (kaskadeeffekter, Eriksson et al. 2009, Moksnes et al. 2008). Overfiske av større predator-fisk har da ført til en økning av mindre fisk som igjen spiser ned populasjoner av herbivore snegl og krepsdyr som skal holde de flerårige plantene rene for epifytter.

Makroalgevegetasjonen er stasjonær og effekter fra lokale kilder er i utgangspunktet lettere å observere og relatere til tilførsler. Det er mye erfaring i bruk av makroalgevegetasjon til å indikere eutrofiering, bl.a. fremvekst av grønnalger og trådalger i områder med stor lokal tilførsel av næringssalter (Duarte 1995, Munda 1996,

Worm & Sommer 2000). Denne erfaringen bygger på situasjoner med relativt store tilførsler av næringsalter og tydelige endringer i algesamfunnene. En vanske er at lignende endringer kan skyldes andre faktorer som klima og endringer i økologiske forhold i strandsonen. For vurdering av forholdene i norske kystområder er dette et punkt som vi kommer tilbake til senere i rapporten. Vi har bl.a. oppsummert informasjon fra Indre Oslofjord og Helgoland for å relatere observerte endringer i algesamfunnene der i forhold til mengden av tilførte næringsalter.

De dominerende tareartene sukkertare og stortare har begge en utpreget årssyklus hvor de produserer karbon om sommeren når lysforholdene er gode, mens tilgangen på næringsalter er liten. Dette karbonet lagres i algen og benyttes til vekst i den mørke årstiden når det igjen er tilgjengelige nærligssalter i vannmassen grunnet høstomrøring og tilførsel av næringsrikt dypvann til overflatelagene. Gjennom den mørke årstiden kan de også lagre næringsalter til senere bruk utover våren når næringssaltkonsentrasjonene på nytt avtar frem mot sommeren.

2.6. OSPAR sin 'Common Procedure'

OSPAR har utviklet en felles metodikk for å vurdere hvorvidt et område er eutrofiert eller ikke, den såkalte 'Common Procedure' (OSPAR 2005; Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area). Som omtalt tidligere er denne metodikken brukt til å vurdere eutrofistatus for norske kystområder.

OSPAR sin fellesprosedyre har to nivåer: 'Screening procedure' og 'Comprehensive procedure'. Den første er en enklere versjon som er ment brukt for å identifisere områder som klart ikke er eutrofierte (Non-problem Areas). 'Comprehensive procedure' er som navnet antyder, en mer omfattende analyse. Den er beskrevet som en holistisk tilnærming med bruk av kvantitative assessment parametre som henger sammen i en kausal årsakskjede, i tråd med dose-respons tilnærmingen.

Assessment parametrene er av fire typer eller i 4 kategorier (lik de som er listet opp under dose-respons avsnittet foran):

- Kategori I - Grad av næringssaltanrikning (påvirkningsfaktor)
- Kategori II - Direkte virkninger av næringssaltanrikning på alger
- Kategori III - Indirekte virkninger av næringssaltanrikning på dyr
- Kategori IV - Andre mulige effekter av næringssaltanrikning (oksygenmangel, algetoksiner)

Fellesprosedyren har et annex med en sjekkliste over kvalitative assessment parametre for en holistisk assessment av eutrofiopåvirkning. Denne sjekklisten er inkludert som Appendiks 2 i rapporten. Under Kategori I - grad av næringssaltanrikning - inngår bl.a. flukser av næringsalter og hydrodynamiske forhold (inkludert oppholdstid av vann).

Fra sjekklisten er det valgt ut 10 variabler fra de fire kategoriene som det kan settes kvantitative assessment kriterier for. Disse variablene inkluderer bl.a.:

- næringssaltkonsentrasjoner ("Elevated level(s) of winter DIN and/or DIP"),
- klorofyll *a* konsentrasjon ("Elevated maximum and mean level"),

- planteplankton indikatorarter ("Elevated levels of nuisance/toxic phytoplankton indicator species (and increased duration of blooms)"), og
- makroalger ("Shift from long-lived to short-lived nuisance species (e.g. *Ulva*). Elevated levels (biomass or area covered) especially of opportunistic green macroalgae").

De kvantitative assessment kriteriene skal være område-spesifikke og ta hensyn til lokale forhold. For konsentrasjoner av næringssalter og klorofyll *a* er en økning på 50 % i forhold til definerte bakgrunnsverdier brukt som et generelt kriterium, men grensen kan settes snevrere dersom det kan begrunnes i forhold til effekter.

Anvendelsen av '*Comprehensive procedure*' består av 3 trinn:

Trinn 1 består i å vurdere hver enkelt assessment variabel og sette et 'scor' (+ eller - eller ?) for hvorvidt verdien for variabelen overskrider den satte grenseverdi eller ikke. For flere av variablene er det vanskelig å definere grenseverdier (for eksempel for begivenheter med død fisk og bunndyr som følge av eutrofiering), og det må utøves skjønn i hvorvidt variablene indikerer eutrofiering eller ikke. Resultatene fra trinn 1 oppsummeres i en tabell med + og - for de 10 utvalgte variablene.

Trinn 2 består i en samlet vurdering av 'scorene' eller utslagene for de 10 variablene. Her er det laget retningslinjer for hvordan kombinasjoner av 'scores' skal vurderes. For eksempel vil utslag på variabler i kategori 1 (næringssaltanrikning) uten utslag på effektparametre i de andre kategoriene gi konklusjonen 'Non-problem area'. Omvendt vil ingen utslag på kategori 1 men utslag på en eller flere effektvariable gi konklusjonen 'Problem area'. Dersom det er utslag på næringssaltanrikning i kategori 1 og spørsmåltegn ved effektvariabler er konklusjonen 'Potential problem area'. Konklusjonen fra trinn 2 gir det som betegnes som 'Initial classification'.

Trinn 3 består av en samlet vurdering av all relevant informasjon i henhold til sjekklisten for holistisk assessment av eutrofistatus. Her kan en ta inn informasjon utover de 10 utvalgte parametrene som er brukt i trinn 1 og 2 som grunnlag for den foreløpige klassifikasjonen. I trinn 3 kan en i prinsippet endre konklusjonen fra trinn 2 dersom dette kan begrunnes vitenskapelig. Trinn 3 gir den endelige konklusjonen for eutrofistatus ved anvendelsen av '*Comprehensive procedure*'.

Etablering og bruk av kriterier for å vurdere hvorvidt en har eutrofiering eller ikke i et område og videre for å vurdere graden av eutrofiering, er ikke enkelt og liketil. Det er viktig å holde fast på en dose-respons tilnærming i slike vurderinger. Tilførslene av næringssalter til et sjøområde kan ofte beregnes rimelig eksakt. Dette er første ledd i en dose betraktning. Det neste leddet er å relatere tilførslene til resipientens størrelse, uttrykt som areal, volum eller gjennomstrømming av vann. I og med at vi har å gjøre med åpne systemer med fortynningsgradienter vil beregning av effektiv dose (tilførsel i forhold til resipient) bygge på antagelser og være mindre eksakt. Det vil likevel være en relativt robust størrelse som kan tillate en betraktning av tilførslenes bidrag til budsjetter av N og P for et område, for eksempel en fjord.

Selv om det som til slutt teller mest er hvilke biologiske effekter tilførselene har, vil det samtidig være naturlige endringer for eksempel i algevegetasjon som både kan tilsløre reelle effekter og gjøre det vanskelig å oppdage (falsk negativ) eller tas som effekter som i virkeligheten ikke er der (falsk positiv). Derfor er det avgjørende å relatere observerte endringer til beregnede doser før en konkluderer om hvorvidt og til hvilken grad en har eutrofipåvirkning i et område.

2.7. Vannforskriften

Det har til nå vært tilstrekkelig å måle de kjemiske parametrene og klorofyll-*a* i vannmassene for å bedømme eutrofieringstilstand (SFT 1997). Med implementeringen av vannforskriften er det nå ett sett med ulike parametre og støtteparametre som skal bedømmes før vannmassene kan klassifiseres i en miljøtilstand. Vannforskriften er den norske gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann (Vanndirektivet).

Nytt i vannforskriften er at det er de biologiske parametrene som angir tilstanden til økosystemet som teller mest, mens de kjemiske er støtteparametre. En god tilstand i makroalgesamfunn bedømmes ved hjelp av artsrikdommen og forholdet mellom flerårige sentvoksende arter og ettårige opportunister i fjæresamfunnet. En annen metode bedømmer miljøtilstand i makroalgesamfunn ved å definere nedre voksegrensener for utvalgte nøkkelarter, slik som for eksempel sukkertare. En god tilstand i bunndyrsamfunn på dype stasjoner, som er karakteristiske for vannmassene, bedømmes ut i fra en serie diversitetsindekser. Dersom alle disse parametrene viser god tilstand må de kjemiske parametrene vurderes. I de kjemiske parametrene inngår totalverdier av nitrogen og fosfor, nitrat og fosfat, klorofyll, oksygen og siktedyp. Disse skal måles med høy frekvens, minst hver 14. dag gjennom sommer og vinter. Indekser for bunndyrsamfunn er ferdig utviklet og skal gjelde for hele kysten, mens makroalgeindeksene er under utvikling. Et system for å vurdere miljøtilstanden i ålegressenger i Skagerrak er også under utvikling. Et nett av overvåkningsstasjoner er under planlegging i regi av vannregionsmyndighetene.

3. TILFØRSLER

3.1. Kilder til tilførsler av næringsalter

Næringsalter som nitrat og fosfat fungerer som gjødsel for algevekst, noe som gjør nitrogen (N) og fosfor (P) til nøkkelparametre i eutrofieringsprosessen. I kyst- og fjordområder tilføres oppløst og partikulært materiale fra jord, luft og med havstrømmer. En vesentlig del av tilførselen skyldes de rådende natur- og klimaforhold gjennom året. Tilførsel av næringsalter på grunn av naturlige prosesser kalles bakgrunnsavrenning. I tillegg kommer menneskeskapte kilder som avrenning fra landbruk, kommunale avløp, landbasert industri (også inkludert fra atmosfæren via utslipp til luft) og havbruk. Tilførsler via atmosfæren og havstrømmer omfatter både naturlige og menneskeskapte kilder som kan være transportert over store avstander.

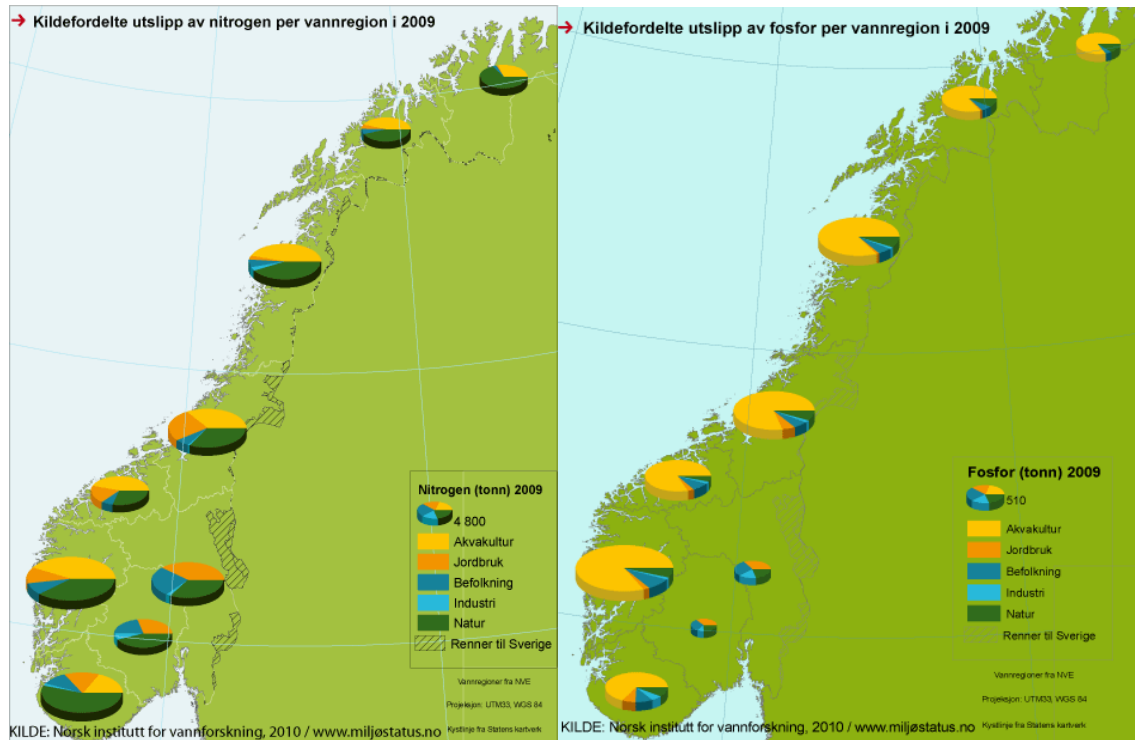
På oppdrag for KLIF gjennomfører NIVA årlig en beregning av endringer i menneskeskapte utslipp av næringsalter (Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder, TEOTIL). Her beregnes årlig tilførsler av næringsaltene nitrogen og fosfor fra landbaserte norske kilder (jordbruk, avløpsanlegg og industri), samt fra fiskeoppdrett, til norske kystområder. I tillegg inngår beregning av naturlig bakgrunnsavrenning (<http://www.klif.no>) (Fig. 3.1). Programmet ble opprinnelig etablert for å følge opp det internasjonale målet om halvering av de menneskeskapte tilførselene av nitrogen og fosfor til Nordsjøen. Endringene beregnes med 1985 som basisår. Akvakultur ble tatt med som kilde for første gang i 1998, men det er gjort en tilbakeberegning for bidrag fra tidligere år. Ifølge Klif har utslippene økt med 170 prosent siden 1990. De siste beregningene viser at utslippene av nitrogen og fosfor til norskekysten har økt med henholdsvis 20 prosent og 55 prosent siden 2000. Hele økningen skyldes fiskeoppdrett (<http://www.klif.no>).

Værforholdene vil påvirke tilførselen av næringsalter til fjordområder. Klimaforholdene bestemmes av tilstanden i atmosfære (luftlaget), hav, kryosfære (jordoverflatens is- og snømasser), landmasse og biosfære (der det finnes liv). Klimaskifter forbindes gjerne med temperaturendringer, forsuring og ekstremvær, og ifølge Klif forventes tilførselene av næringsalter til hav og vann å øke som følge av de forventede endringene i klimaet. Økt nedbør vil kunne gi mer avrenning, mer næringsalter kan derfor bli vasket ut av jordsmonnet og transportert til vann og hav, og sterkere vinder vil kunne påvirke kyststrømmenes mønster.

3.2. Tilførsler til Nordsjøen

Sirkulasjonen i Nordsjøen er mot klokken, og Norge ligger plassert nedstrøms i forhold til tilførselene av næringsalter til den sørlige Nordsjøen. North Sea Task Force (NSTF 1993) beregnet tilførselene av næringsalter (N og P) til ulike deler av Nordsjøen relativt til volum og vannfluks gjennom områdene. Beregningene bygget på en inndeling av Nordsjøen i hydrografiske regioner som ICES hadde gjort i en tidligere studie av utskifting og oppholdstid av vann for disse regionene. Tilførselene rundt 1990 var størst i den sørøstlige delen av Nordsjøen med elvene Rhinen og Elben som de største kildene. De totale tilførselene av N til Nordsjøen var rundt 1 million tonn pr. år, det meste som

nitrat på avveier fra gjødsling i jordbruket. De totale tilførslene av P var rundt 100 millioner tonn.



Figur 3.1. Kildefordelte utslipp av nitrogen og fosfor i Vannregionene i 2009. (www.miljostatus.no). Kakediagrammenes diameter reflekterer mengde utslipp.

I forhold til vanngjennomstrømningen representerte utslippene til den sørøstlige Nordsjøen og Tyskebukta et påslag på 30-50 % i forhold til de naturlige transportene av N gjennom disse områdene (NSTF 1993). De lokale tilførslene av N til Kattegat var i samme størrelsesorden, rundt 30 %.

Tilførslene til Nordsjøen var dominert av nitrat, med vinterkonsentrasjoner på rundt 500 μM i de store elvene (Rhinen, Elben, Themsen m.fl.; Skjoldal 1990). Avrenningen og konsentrasjonene var høyest om vinter og vår, noe som gjenspeilte nedbørsmønster og gjødsling i jordbruket. De store tilførslene av næringssalter førte til høye vinterkonsentrasjoner i Tyskebukta ved Helgoland. Som middel for vinterperioden (januar-april) var konsentrasjonen av nitrat 42 μM i første del av 1990-årene (1990-95). Dette er over 4 ganger mer enn typisk vinterkonsentrasjon i Nordsjøen som er 8-10 μM . Nitratkonsentrasjonen ved Helgoland hadde økt rundt 3 ganger siden 1970-tallet da vinterkonsentrasjonen i middel var rundt 15 μM (Moy et al. 2008) basert på data fra AWI i Tyskland. Økningen gjenspeilte trender i elvetilførslene fra Rhinen og Elben. Etter toppen på begynnelsen av 1990-tallet avtok nitratkonsentrasjonene om vinteren til et gjennomsnitt på 24 μM for perioden 2000-05 (Moy et al. 2008). Denne nedgangen

skyldes en kombinasjon av mindre nedbør om vinteren (som gir mindre utvasking fra jordsmonnet) og tiltak som er satt inn for å redusere tilførslene.

De store tilførslene av næringssalter til den sørlige Nordsjøen medførte et stort overskudd av nitrat i forhold til fosfat. Dette overskuddet var opp til 20 μM nitrat i vannmassene vest av Danmark i april etter at tilført fosfat var brukt opp (Skjoldal 1990). Jyllandsstrømmen som renner opp langs vestkysten av Danmark, transporterer mye næringssalter fra den sørlige Nordsjøen til Skagerrak. Dette gjelder 'ubrukte' næringssalter som tilføres om vinteren da produksjonen er lav, overskudd av nitrat etter at fosfat er brukt opp om våren, samt 'omsatte' næringssalter i partikulær og løst form i den produktive sommerperioden. Størrelsen på denne transporten med Jyllandsstrømmen til Skagerrak har vært anslått til 400.000 tonn N pr. år eller høyere (NSTF 1993). Den norske kyststrømmen langs Skagerrak er rundt 0.2-0.3 Sv (1SV= millioner m^3 pr. sekund; Stigebrandt 1983, Skjoldal et al. 1997a). Skalert i forhold til transporten i kyststrømmen utgjorde de langtransporterte næringssaltene rundt 3.5-5 mg-at N m^{-3} , som tilsvarer omtrent 30-50 % av den naturlige transporten av N i kyststrømmen. Dette påslaget kan være relativt større om ettervinteren og våren og for et tynnere øvre lag av kyststrømmen.

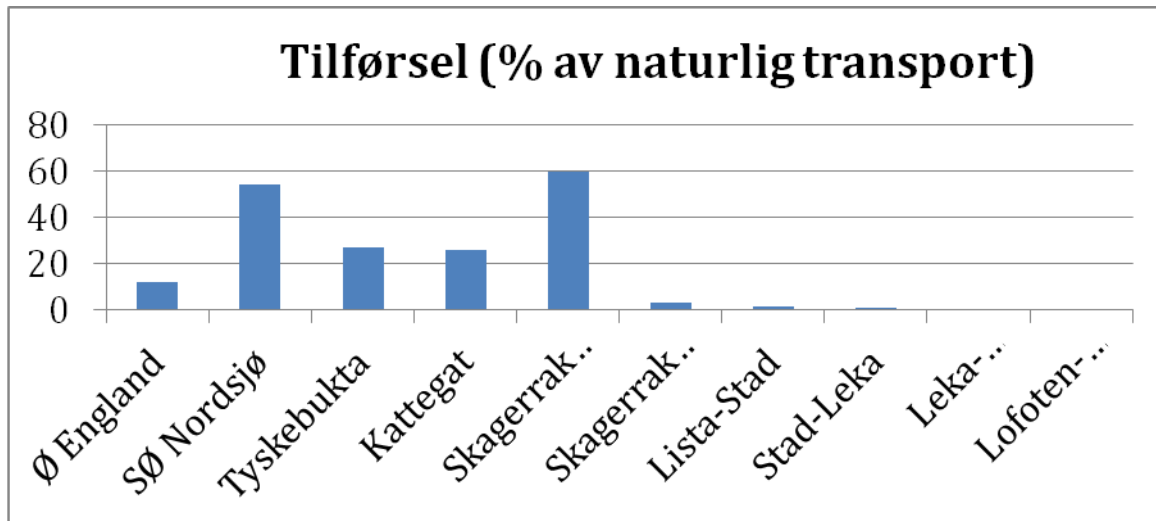
Vinterkonsentrasjonen av nitrat i kyststrømmen ved Arendal var omtrent doblet i første del av 1990-årene sammenlignet med 1970-årene (fra ca. 5 til 10 μM ; Aure et al. 1998, Skjoldal et al. 1997a). Det ble vist at dette i hovedsak skyldtes økning i tilførslene og konsentrasjonen av nitrat i Tyskebukta og i Jyllandsstrømmen som transporterer disse næringssaltene inn i Skagerrak. Det har siden vært en reduksjon i konsentrasjonen av nitrat ved Arendal som gjenspeiler reduksjonen i tilførslene til den sørlige Nordsjøen og nivået av nitrat i Tyskebukta ved Arendal (Aure & Magnusson 2008). Vinterkonsentrasjonen av nitrat ved Arendal er redusert omtrent halvveis tilbake til nivået på 1970-tallet.

3.3. Norske tilførsler til kyststrømmen

De relative tilførslene til ulike deler av Nordsjøen inkludert langtransporterte næringssalter til Skagerrak (rundt 1990) er vist i Figur 3.2 uttrykt som % av de naturlige (bakgrunns-) transportene av N gjennom områdene. I denne figuren er også vist de relative tilførslene fra norske kilder til norsk kystvann. De norske tilførslene er gjennomgående små, en størrelsesorden eller mer lavere enn tilførslene til Nordsjøen, når en tar hensyn til vannutskifting og transport med kyststrømmen.

Aure & Skjoldal (2003) beregnet tilførslene av N og P for 4 kystavsnitt nord for Stad (Stad-Leka, Leka-Lofoten, Lofoten-Nordkapp, Nordkapp-russergrensen). Dette ble gjort som en del av bruken av OSPAR sin 'screening procedure' for denne delen av kysten. De samlede tilførslene av N (ca. 30.000 tonn N i 2001) fra alle kilder utgjorde i størrelse 1 % eller mindre sammenlignet med den naturlige transporten i kyststrømmen. Det ble konkludert med at tilførslene relativt sett var svært lave og ikke hadde noen sporbare effekter på konsentrasjoner og budsjetter av næringssalter i fjorder og kystområder, og at norskekysten nord for 62°N var å betrakte som et ikke-problem område (Aure & Skjoldal 2003). Dette gjaldt også Trondheimsfjorden hvor en mer detaljert vurdering ble gjort siden tilførslene var relativt størst til dette fjordsystemet (se senere avsnitt). Konklusjonen fra denne studien ble rapportert videre til OSPAR fra Norge.

En beregning for Vestlandet mellom Lista og Stad viste at de samlede tilførslene av N til denne kyststrekningen utgjorde under 2 % sammenlignet med naturlig transport i kyststrømmen (Aure & Skjoldal 2003). Dette var basert på tilførsler fra menneskelige kilder på 14.000 tonn til Vestlandet på 1990-tallet (Skjoldal et al. 1997a). Etter det har det vært en økning i tilførslene pga økning i fiskeoppdrett til rundt 19.000 tonn N beregnet for 2005 (Molvær et al. 2007b). Fortsatt er tilførslene lave og rundt 2 % i forhold til naturlig transport.



Figur 3.2. Tilførsel av N til ulike regioner av Nordsjøen rundt 1990 inkludert langtransportert tilførsel av N fra Tyskebukta til Skagerrak og tilførsler av N til ulike kystavsnitt av Norge, uttrykt som % av naturlige transporter av N gjennom områdene og med kyststrømmen langs Norge. Basert på NSTF (1993) for Nordsjøen og Aure & Skjoldal (2003) for norskekysten.

En tilsvarende beregning av tilførslene til Skagerrak (inkludert tilførslene til Indre og Ytre Oslofjord) viste at disse utgjorde rundt 3 % sammenlignet med transporten av N i kyststrømmen (Skjoldal et al. 1997a, Aure & Skjoldal 2003). Norske tilførsler av N tidlig på 1990-tallet var beregnet å være totalt ca. 22.000 tonn hvorav rundt 16.000 tonn kom til Oslofjord området (Bjerkeng 1997, Skjoldal et al. 1997a). Tilførslene først på 2000-tallet (2001-2005) er beregnet å være omtrent det samme for totalen (21.500 tonn N) for hele kyststrekningen men med en litt større andel tilført til Indre og Ytre Oslofjord (18.000 tonn) (Molvær et al. 2007a).

Havforskningsinstituttet utførte på oppdrag fra daværende SFT en utredning av regionale miljøvirkninger fra utslipp av næringssalter fra fiskeoppdrett (Ervik et al. 2005). Dette ble gjort på fylkesbasis basert på en total fiskeproduksjon på 0.6 millioner tonn i 2003 og ulike scenarier for økt fiskeproduksjon med en total mengde opp til 10 millioner tonn. Beregnede utslipp av N (45 kg N pr. tonn produsert fisk, med 60 % som løst ammonium) ble sammenholdt med behovet for å dekke en årlig primærproduksjon på 100 g C m⁻² på sjøarealet innenfor grunnlinjen for hvert fylke. Hordaland hadde den største fiskeproduksjonen både absolutt (111.000 tonn) og relativt i forhold til sjøareal. Utslipppet

av N fra fiskeoppdrett utgjorde ca. 4 % i forhold til det årlige behovet til vekst av planteplankton på sjøarealet for Hordaland (Ervik et al. 2005).

Med en økning i fiskeproduksjonen med samme fylkesvise fordeling til en total på 4 millioner tonn ville utslippene i Hordaland utgjøre rundt 30 % sammenlignet med forbruket til plantevekst, mens en økning til 10 millioner tonn ville gitt et utslipp tilsvarende rundt 75 % av algenes behov. Ervik et al. (2005) understreket at andre miljøpåvirkninger fra fiskeoppdrett kan sette grenser for en økning i produksjonen før utslipp av næringsalter gjør det, og de viste til genetisk påvirkning på vill laks og effekter av lakselus som de mest alvorligste miljøtruslene fra fiskeoppdrett (se også Taranger et al. 2011).

Disse beregningene er statiske og tar ikke hensyn til fortykning og transport av vann. Utslipp om vinteren da produksjonen er lav vil i stor grad transporteres ut av hvert fylke og nordover med kyststrømmen. Utslippene av næringsalter fra oppdrett er størst i sommerhalvåret da også produksjonen av alger er størst. Oppholdstiden for vann i et fylke som Hordaland er typisk bare noen få uker. Nordlig vind kan bremse kyststrømmen men forårsaker samtidig at overflatevannet i fjorder og skjærgård blir skyvet ut fra kysten og blandingen øker pga oppstrømming og mer innblanding av atlantisk vann (Sætre 2007).

3.4. Tilførsler til fjorder

Beregninger av tilførsler til fjorder er gjort i flere sammenhenger. Ekspertgruppen på 1990-tallet beregnet tilførslene til Ytre Oslofjord i forhold til vannutskiftning og budsjetter av N og P i dette området (Bjerkeng 1997, Skjoldal et al. 1996, 1997). Aure og Skjoldal (2003) beregnet bidraget av tilførslene til Trondheimsfjorden. For Hardangerfjorden har det vært gjort ulike beregninger av bidraget av tilførslene til næringsaltbudsjettet for dette fjordsystemet (Eknes 2007, Skjoldal et al. 2008, Skogen et al. 2009). Resultatene av disse beregningene for N er oppsummert i Tabell 3.1. Tilførslene av N er skalert i forhold til areal, volum og vannutskiftning i disse fjordene. Vi har gjort tilsvarende beregninger for Indre Oslofjord og inkludert disse resultatene i tabellen. En mer detaljert oppsummering for hvert fjordområde er gitt i det følgende.

3.4.1. Indre Oslofjord

Arealet av Indre Oslofjord innenfor Drøbak er ca. 190 km² (Molvær et al. 2003a). Tilførslene i 2008 var beregnet til å være ca. 2.500 tonn N og 80 tonn P fra antropogene kilder, det aller meste fra befolkning (Berge et al. 2010). Dette gir en daglig tilførsel pr. areal på 36 mg N m⁻², som er omtrent det samme som gjennomsnittet for Ytre Oslofjord (Tabell 3.1). I forhold til volumet i de øvre 20 m (som er omtrent lik terskeldypet ved Drøbak) utgjør tilførslene pr. måned et bidrag på 55 mg N m⁻³, tilsvarende ca. 4 mg-at N m⁻³. Dette er 40 % i forhold til en vinterkonsentrasjon på 10 µM nitrat i sjøvannet i Nordsjøen.

Vannutskiftningen for det øvre vannlaget over terskeldypet har vært beregnet til 50-200 m³ s⁻¹ for den estuarine (ferskvannsdrevne) sirkulasjonen og 1450 m³ s⁻¹ for den intermediære (tettthetsdrevne) sirkulasjonen (Gade 1967, Stigebrandt & Magnusson 2002). Til sammen gir dette en vannutveksling på rundt 1.600 m³ s⁻¹. Tilførselen av N

(pr. sekund) utgjør i forhold til vannutskiftingen ca. 50 mg N m^{-3} . Dette tilsvarer en konsentrasjonsøkning på $3.6 \text{ } \mu\text{M N}$ eller rundt 35 % i forhold til vinterkonsentrasjon. Det at bidraget pr. fluks av vann er omtrent lik det månedlige bidraget pr. totalt volum (50 vs. 55 mg N m^{-3}) indikerer at oppholdstiden for vannet er ca 1 måned. Molvær et al. (2003a) oppgir oppholdstiden av overflatevannet til å være 10-20 dager. Med en høyere grad av vannutskifting vil det relative bidraget fra utslippene av N til Indre Oslofjord bli tilsvarende mindre.

Utslipet av N har blitt redusert med rundt 60 % i løpet av de siste ti-årene, fra rundt 6.000 tonn i 1985 (Berge et al. 2010). Denne nedgangen skyldes ulike tiltak, inklusiv N rensing på de tre største renseanleggene i fjorden (VEAS, Nordre Follo og Bekkelaget). Utslippene av N og P har vært beregnet for året 1910 til å ha vært rundt 600 tonn N og 50 tonn P (Holtan & Magnusson 1989). Etter dette økte utslippene til et maksimum på rundt 700 tonn P i 1970 da tiltak med behandling og P rensning av kloakk ble iverksatt (Bergstøl et al. 1981). Maksimum tilførsel av N fremgår ikke av resultatene som er oppsummert i Berge et al. (2010; se Fig. 4.1 som er fra denne rapporten) men var sannsynligvis større enn 6.000 tonn. Vi har illustrert graden av anrikning med et antatt maksimum på 10.000 tonn N, som er 4 ganger høyere enn dagens utslipp. Dette ville ha gitt et bidrag til konsentrasjonsøkning og budsjett på $144 \text{ mg N m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ og rundt 200 mg N m^{-3} (ca. 14 mg-at m^{-3}) i forhold til vannfluks (Tabell 3.1). Dette representerer en påplussing på 100-200 % i forhold til behovet for en planteplanktonvekst på $0.5\text{-}1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ eller 140 % økning (tilsvarende en anrikningsfaktor på rundt 2.5) i forhold til en naturlig bakgrunn på $10 \text{ } \mu\text{M N}$.

3.4.2. Ytre Oslofjord

I utredningen fra ekspertgruppen på 90-tallet ble Ytre Oslofjord avgrenset ut mot Skagerrak med en linje mellom Jomfruland og Koster. Avgrensingen mot Indre Oslofjord var ved Drøbak. Arealet av dette området var 1400 km^2 med et gjennomsnittsdyp på 70 m. De årlige tilførselene til Ytre Oslofjord var beregnet å være totalt 25.000 tonn N og 860 tonn P, hvorav bidraget fra antropogene kilder var omtrent 16.000 tonn N og 580 tonn P (Bjerkeng 1997). Disse tallene inkluderte tilførselene til Indre Oslofjord. De største tilførselene kom med Glomma til området med Singlefjorden og Hvaler. Tilførselene av N fra menneskelige kilder ble beregnet å være ca. 11-12.000 tonn som gjennomsnitt for perioden 1997-2005 (Molvær et al. 2007a).

Ytre Oslofjord ble delt inn i en indre (nordlig) og ytre (sørlig) del skilt ved en linje nord for Fulehuk. Den indre delen ligner en typisk fjord med en terskel sør for Fulehuk mens den ytre del er mer som en vid og åpen bukt med stor gjennomstrømning av vann fra sirkulasjonen i Skagerrak (Skjoldal et al. 1996). Bidraget fra de norske tilførselene til næringssaltbudsjettene ble beregnet med flere forskjellige metoder (Bjerkeng 1997). Ved å ta hensyn til oppholdstid og utskifting av vannmassene (Hackett et al. 1995) ble det beregnet at de norske tilførselene til det øvre vannlaget (10-25 m dypt) i den indre delen av Ytre Oslofjord bidro til en gjennomsnittlig konsentrasjonsøkning på ca $7 \text{ } \mu\text{M N}$. For den sørlige og mer åpne delen var bidraget opp til $2 \text{ } \mu\text{M N}$ (Skjoldal et al. 1996, Bjerkeng 1997). Dersom en setter den naturlige bakgrunnen lik $10 \text{ } \mu\text{M N}$ (som er lik vinterkonsentrasjonen av nitrat i Nordsjøen) tilsvarer dette et bidrag fra norske kilder på

rundt 70 % for den indre delen av Ytre Oslofjord og <20 % for den ytre delen (Tabell 3.1).

En beregning gjort med modellen 'Fjordmiljø' (Aure & Stigebrandt 1990, Stigebrandt et al. 1992) for den indre delen av Ytre Oslofjord viste at produksjonen av planteplankton og mengden av partikulært organisk materiale (POC) økte med en faktor på rundt 2 i det øvre brakkvannslaget (Skjoldal et al. 1996, Bjerkeng 1997). Dette er høyere konsentrasjoner enn målinger viser og kan skyldes at oppholdstiden av vannet er kortere enn antatt i modellen. Det indikerer imidlertid potensialet for stimulering av algeveksten fra de norske tilførselene til denne delen av fjorden.

Den gjennomsnittlige daglige tilførselen av N til Ytre Oslofjord (44 tonn) representerer et tilskudd på 31 mg N pr. m² fordelt over hele arealet på 1400 km² (Tabell 3.1). Dette tilsvarer ca. 20-40 % av N behovet til planteplankton ved en daglig produksjon på 0.5-1 g C m⁻². Siden tilførselene kommer konsentrert til Singlefjord-Hvaler området på østsiden og til den indre del av fjorden, vil tilskuddet til plantevekst fra de norske utslippene være tilsvarende større i disse områdene.

3.4.3. Trondheimsfjorden

Aure & Skjoldal (2003) brukte 'Fjordmiljø' modellen til å beregne bidraget av utslipp av næringssalter til budsjettet for Trondheimsfjorden. Denne fjorden har et areal på 1260 km² og mottok årlig ca. 6.000 tonn N og 300 tonn P. Jordbruk var den største kilden til utslipp av N mens jordbruk og befolkning (kloakk) var hovedkildene for P. Oppholdstiden for det øvre vannlaget (0-30 m) ble i modellen beregnet til å være 26 dager. Dette gav et bidrag fra tilførselen av N til en konsentrasjonsøkning på ca. 11 mg N m⁻³ (0.76 mg-at N m⁻³) i det øvre vannlaget (0-30 m) som tilsvarer en økning på 6 % til i forhold til naturlig bakgrunnskonsentrasjon (som her var satt til 12 µm N) (Tabell 3.1). Tilsvarende bidrag for P var 4 % påplussing.

Den gjennomsnittlige daglige tilførselen av N pr. areal utgjør 13 mg N m⁻² (Tabell 3.1). Dette tilsvarer 8-15 % av det daglige behovet til planteplankton ved en produksjon på 0.5-1 g C m⁻² d⁻¹. Den månedlige tilførselen pr volum for de øverste 20 m utgjør 20 mg N m⁻³ (1.4 mg-at N m⁻³) (Tabell 3.1), noe som tilsvarer en økning på 12 % utover en naturlig bakgrunn på 12 µM N. Dette er høyere enn de 6 % som ble beregnet ved bruk av Fjordmiljø fordi det gjelder et tynnere øvre vannlag (20 m mot 30 m) og forutsetter noe lengre oppholdstid av vannet enn det som er beregnet med modellen.

3.4.4. Hardangerfjorden

En 3-dimensjonal hydrodynamisk model (NORWECOM) kjørt med høy oppløsning (800 m grid) er brukt for å simulere virkningene av tilførsler av næringssalter fra oppdrett på produksjon og budsjett for øvre vannlag i Hardangerfjorden (Husa et al. 2008, Skogen et al. 2009). Basert på tall fra 2003 med en fiskeproduksjon på 37.000 tonn ble utslippene av N beregnet å være 1400 tonn pr. år, hvorav 60 % eller 840 tonn ble antatt å være tilgjengelig for plantevekst i det øvre belyste vannlaget (eufotisk sone). Den årlige primærproduksjonen av planteplankton ble i modellen beregnet å være 100-125 g C m⁻², størst i den ytre del av fjorden mot kysten og lavest in den innerste delen (Skogen et al. 2009).

Modellsimuleringene viste liten effekt på primærproduksjon og biomasse av planteplankton av utslippene av næringssalter fra oppdrett i Hardangerfjorden. Det beregnede utslippet i 2003 på 840 tonn N førte til <1 % økning i algeproduksjonen. Simuleringer med økt produksjon opp til 10 ganger, tilsvarende et beregnet årlig utslipp på rundt 8.400 tonn N, viste en beskjeden stimulering av algeveksten med rundt 5 %. Dette gjaldt også et scenario med høy fiskeproduksjon hvor alle anleggene ble flyttet inn i fjorden til området rundt Varaldsøy. Årsaken til den relativt lave stimuleringen av planteveksten ble forklart med stor grad av vannutveksling og at deler av årsproduksjonen skjer under lysbegrensning og ikke begrenset av næringssalter. Utvekslingen av N med kystvannet utenfor fjorden ble i modellen beregnet å være 39.000 tonn N for perioden mars-august (Skogen et al. 2009).

Beregninger med Fjordmiljø modellen basert på en årlig fiskeproduksjon på 60.000 tonn i Hardangerfjorden viste at utslippet av N fra fiskeoppdrett (både løst og partikulært) bidro med rundt 4 % til totalbudsjettet for N i de øverste 20 m av fjorden (Taranger et al. 2010).

Tilførsler til Hardangerfjorden (inkludert Stokksundet og Langenuen) fra fiskeoppdrett på rundt regnet 75.000 tonn er beregnet å være fra 2.500 til 3.400 tonn N avhengig av beregningsmetode (se avsnittet 4). Dette er totalt utslipp av N, både løst og partikulært. For formålet å kunne sammenligne med de andre fjordene, har vi brukt et årlig utslipp på 3.000 tonn til et areal på 1.000 km² for Hardangerfjorden i Tabell 3.1. Det daglige utslippet pr. areal utgjør 8 mg N m⁻², noe som tilsvarer 5-10 % av planteplanktonets behov ved en daglig produksjon på 0,5-1 g C m⁻². Utslippet pr måned i forhold til volum av det øvre vannlaget (0-20 m) utgjør 13 mg N m⁻³ eller ca. 1 mg-at N m⁻³. Dette utgjør ca. 10 % i forhold til en naturlig bakgrunnskonsentrasjon på 10 µM N. Vannutskiftingen er med 'Fjordmiljø' beregnet å være rundt 6.000 m³ s⁻¹, tilsvarende en gjennomsnittlig oppholdstid på rundt 40 dager (Taranger et al. 2010). Utslippet i forhold til vannutskifting (fluks) blir 16 mg N m⁻³ eller 1.1 mg-at N m⁻³, også det rundt en 10 % konsentrasjonsøkning.

Tabell 3.1. Oversikt over tilførsel av nitrogen til norske fjorder.

	Indre Oslofjord	Ytre Oslofjord	Trondheimsfjord	Hardangerfjord
Areal (km ²)	190	1400	1260	1000
Tilførsel N (tonn)	2.500 (10.000)	16.000	6.000	3.000
Tilførsel (daglig) pr. areal (mg N m ⁻²)	36 (144)	31	13	8
Tilførsel (månedlig) pr. volum 0-20 m (mg N m ⁻³)	55 (220)	48	20	13
Tilførsel pr. fluks av vann (mg N m ³)	50 (200)	100 (nordlig) <30 (sørlig)	11	16
Dose (% bidrag til budsjett)	35 (140)	70 (nordlig) <20 (sørlig)	6	<1 - 5 20

3.5. Generelt om utslipp fra fiskeoppdrett

3.5.1. Utvikling i produksjon

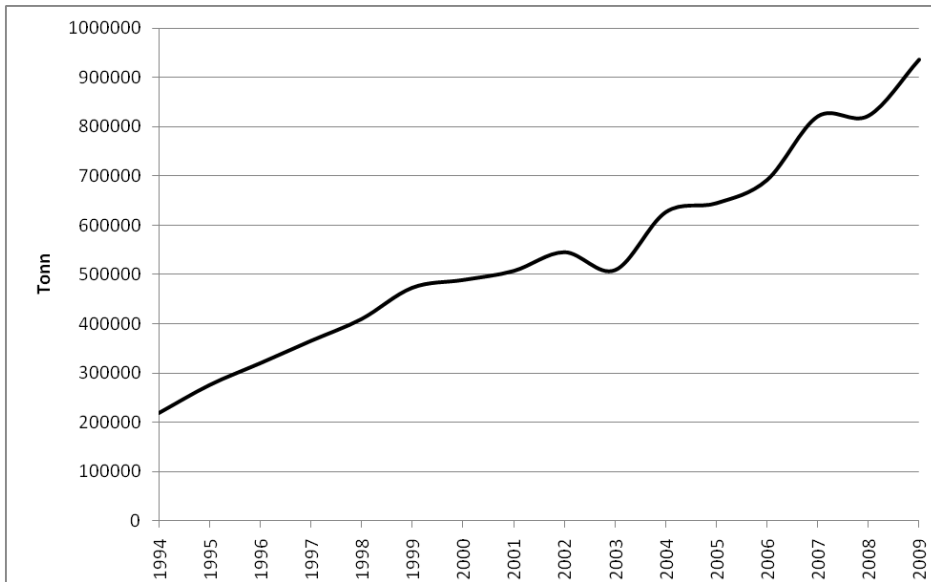
Norsk matfiskproduksjon består hovedsakelig av laks og ørret, og var i 2009 på over 900.000 tonn. Denne produksjonen innebærer utslipp av betydelige mengder nitrogen og fosfor til norskekysten (Tabell 3.2). Hordaland er det fylket som har høyest belastning med en produksjon på ca 170.000 tonn fisk og et beregnet utslipp på 0,46 tonn løst nitrogen per km² sjøareal.

Norsk produksjon av laksefisk har siden 1980 årene hatt en formidabel økning (Fig. 3.3 A). Mens utslippene av partikulært nitrogen og fosfor har økt i samme takt som produksjonen, finner vi tilsynelatende ikke den samme raske økningen i utslippene av de løste næringssaltene. Moderne fôr inneholder mindre protein og mer vegetabiliske oljer enn tidligere. Dette fôret gir mindre utslipp av nitrogen og fosfor sammenlignet med fôr som ble brukt tidlig på 90-tallet (Fig. 3.3 B).

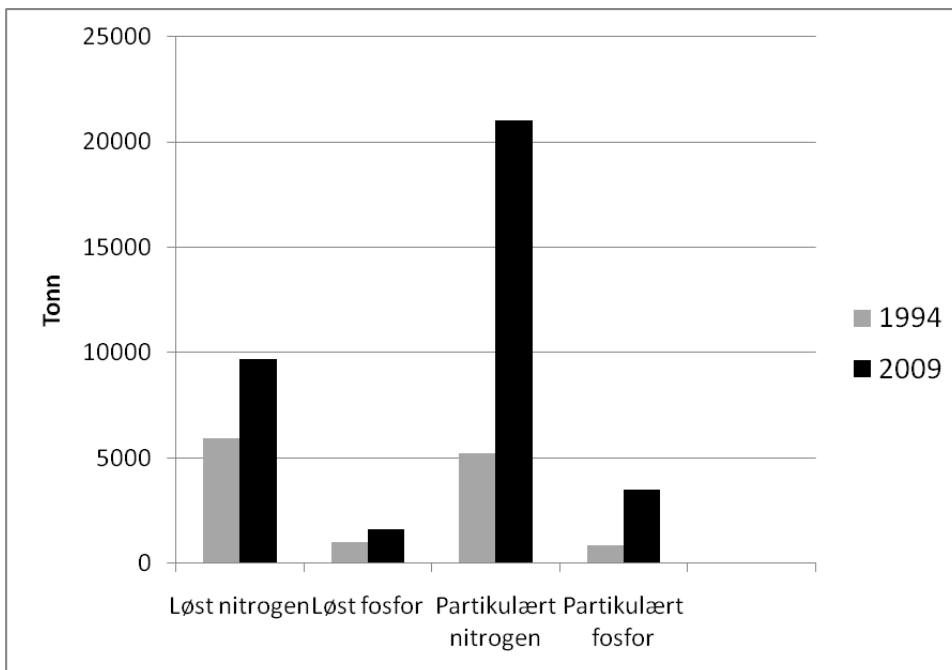
Tabell 3.2. Laksefiskproduksjon fylkesvis 2009 (tall fra Fiskeridirektoratet). Fylkesvise beregnede utslipp av løste og partikulære næringsalter fra matfiskanlegg i 2009 per år og pr. km² i 2009. Beregningene er basert på ANCYLLUS modellen.

Fylke	Produksjon laks og ørret	Nitrogen (tonn/år) (løst)	Fosfor(tonn/år) (løst)	Nitrogen (tonn/år) (Partikulært)	Fosfor (tonn/år) (Partikulært)	Nitrogen tonn/år/km ² (løst)	Fosfor tonn/år/km ² (løst)
Rogaland	62 234	645	110	1470	232	0.25	0.040
Hordaland	169 767	1813	300	3955	635	0.46	0.076
Sogn og Fjordane	79 922	845	140	1888	299	0.19	0.031
Møre og Romsdal	119 825	1270	210	2831	448	0.20	0.033
Trøndelag (sør og nord)	188 104	1957	320	4444	703	0.16	0.026
Nordland	162 922	1800	300	3849	609	0.09	0.015
Troms og Finnmark	142 431	1500	250	3365	533	0.06	0.010
Øvrige fylker	11 774	126	20	278	44	-	-
Totalt	936 980	9981	1650	22080	3503	-	-

I rapporten *The Norwegian North Sea Coastal Water, Eutrophication, status and trends* (Skjoldal et al. 1997b) beskrives eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord, langs Skagerrakkysten og vestlandskysten nord til Stad ved 62°N. Vurderingene ble gjort for åpne kystfarvann, og ikke for de mange fjordene og pollene som befinner seg langs vestlandskysten. Her vil lokale forhold være avgjørende for tilstanden da det ikke ble funnet indikasjoner på eutrofiering av vannet som fulgte kyststrømmen. Spesielt for en del av fjordene er den store oppdrettsaktiviteten som potensiell kilde for næringsalter og organisk materiale. Utviklingen av havbruksnæringen gjennom de siste førti år samt problemstillinger knyttet til effektiv og bærekraftig bruk av sjøareal er beskrevet i rapporten fra et ekspertutvalg oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet (Gullestad et al. 2011). Videre har nye tekniske løsninger for å redusere de lokale utslippene av organisk stoff og næringsalter fra matfiskanlegg vært vurdert (Braaten et al. 2010).



A.



B

Figur 3.3. A. Produksjon av laks og ørret i Norge i perioden 1994-2009.

B. Totale utslipp av nitrogen og fosfor fra matfiskanlegg i Norge i 1994 sammenlignet med utslipp i 2009. Beregnet med Ancyllus modellen (Stigebrandt et al. 2004).

3.5.2. Utslipp av næringskomponenter fra havbruk

Ved bruk av åpne merder slik praksisen er i Norge, slippes alt avfall fra oppdrettsanleggene direkte ut i sjøen. Næringskomponentene fra utslipp kan grupperes i tre hovedgrupper (Tabell 3.3), der hovedgruppene kan navngis i henhold til internasjonal vitenskapelig praksis i havforskning;

- Partikulært organisk N, P og C (henholdsvis PON, POP og POC)
- Løst organisk N, P og C (henholdsvis DON, DOP og DOC)
- Løst uorganisk N, P og C (henholdsvis DIN, DIP og DIC)

Det er primært N- og P-komponentene som vanligvis kan ha effekter på økosystemet og disse komponentene har et hovedfokus videre. Det er viktig at de forskjellige næringskomponenter vil ha innvirkning på ulike deler av det marine økosystemet.

Tabell 3.3. Karakteristika og skjebne av nærings komponenter fra lakseoppdrett.

Næringskomponent	Akronym	Karakteristikk og skjebne
Partikulære næringsstoffer (partikulært organisk N, P og C)	PON POP POC	<ul style="list-style-type: none"> • Hele fôrpellets, små til svært små partikler med opprinnelse i fôr, fiskeskitt eller på-vekstorganismer i oppdrettsanlegg • Pellets og større partikler synker raskt til bunnen, blir spist av fisk/andre pelagiske eller bentiske organismer, eller de akkumulerer i sedimenter • Små partikler kan forbli i de åpne vannmasser. De kan spises av for eksempel maneter, skjell eller dyreplankton, eller brytes ned av bakterier • Partiklene er ikke tilgjengelig for planteplankton og makroalger • Sedimentasjon og konsumering av partikler er relativt raske prosesser, dag(er)
Løste organiske næringsstoffer (løst organisk N, P og C)	DON DOP DOC	<ul style="list-style-type: none"> • Molekylære (inkludert partikler < 0,2 µm) næringskomponenter. • Ofte komplekse, stabile kjemiske forbindelser fra cellevegger og fiskeskitt-partikler. Tilgjengelig for planteplankton på lengre sikt • Kan aggregere med partikler (marine snø) og synke, relativt langsom prosess
Løste uorganisk næringssalter (løst uorganisk N og P)	DIN (NH ₄) DIP (PO ₄) DIC (CO ₂)	<ul style="list-style-type: none"> • Uorganiske molekyler, mineralnæring for planter og dyr • Urea, ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄) • Umiddelbart tatt av planteplankton, makroalger og bakterier. • Kan forårsake uønsket algeblomstring

Partikulære næringskomponenter som slippes ut ved merdoppdrett (PON og POP) har primært opphav fra fiskeskitt og fôrspill, og noen ganger også fra organismer som vokser på merdene. Hele fôrpellet og store skittpartikler vil synke raskt og primært påvirke sedimentet eller det bentiske økosystemet. Små partikler, som utgjør en mindre fraksjon av de partikulære forbindelsene, kan forbli i vannmassene og konsumeres av dyr som ernærer seg ved å filtrere små partikler ut fra vannet (såkalte beitere; zooplankton, skjell). Eksperiment har vist at 10-15 % av fecespartiklene er finpartikulære og utgjør "svevestøv" som kan ha spredning og effekt i eufotisk sone (R. Bannister IMR, upubliserte data). En australsk undersøkelse viste at brunalger (*Sargassum* spp.) dekket med små partikler eller "svevestøv" kunne absorbere nitrogen og fosfor fra dette, og hadde 10-30 % høyere nivå av næringssalter enn alger uten slikt "svevestøv" (Schaffelke 1999).

Løste organiske næringsstoffer (DON og DOP) er molekyler og partikler $<0,2 \mu\text{m}$ som inneholder N eller P. Tilførselene av disse skjer primært ved lekkasje fra skitt- og fôrpartikler. Den delen av disse som stammer fra fôret er sannsynligvis lett utnyttbare for bakteriene i vannet. Løste forbindelse fra fiskeskitt er allerede fordøyd av laksen og har lavere biologisk tilgjengelighet og næringsverdi. DON og DOP representerer en mindre fraksjon av utslippene, stoffene er stabile og har generelt lang omsetningstid i det marine næringsnett. De løste organiske næringskomponentene er følgelig ikke spesielt viktige for miljøforholdene i vannmassene.

Løste uorganiske næringsstoffer er såkalte næringssalter (f. eks. NH_4 og PO_4) som skilles ut ved ekskresjon fra fisken. Uorganiske næringssalter vil ganske umiddelbart tas opp i planteplanktonet i de øvre vannlagene der det er gode lysforhold og fotosyntese. Da vil disse uorganiske næringssaltene anta en annen kjemisk form, de vil overføres fra uorganisk løst til partikulær form (f. eks fra DIN til PON, som er N i små planktonorganismer som ikke synker fort). Også makroalger i strandsonen tar opp uorganiske næringssalter, og noen makroalger utnytter ammonium bedre til vekst enn andre arter. Dette gjelder særlig trådformede og bladformede ettårige arter, mens flerårige arter som tang ikke responderer på samme måte.

Om mengdene av næringssalter som tilføres er store, og fortynningen av vannmassene lite effektiv, kan slike utslipp resultere i uønskede blomstringer av planteplankton. Normalt vil vannet blandes effektivt i områder med lakseoppdrett slik at næringssaltene fortynnes raskt etter utslippet. Da vil næringssaltene normalt kunne stimulere den naturlige næringskjeden og tilslutt fiskeriene på en positiv måte.

3.6. Metoder for estimering av utslipp fra fiskeoppdrett

Ulike metoder som har vært anvendt for beregning av næringssaltutslipp fra fiskeoppdrett har gitt ulike resultat. I 2007 ble det publisert en rapport utført på oppdrag fra SFT (nå Klif) for å vurdere den beste måten/modellen å regne ut utslipp fra fiskeoppdrett på (Bergheim & Braaten 2007). Her konkluderes det med at den mest nøyaktige modellen er ANCYLLUS under MOM programmet som er en energibalansmodell som tar hensyn til fiskens fysiologi og derfor gir et ganske riktig bilde på hva som faktisk utskilles av nitrogen og fosfor (Fiskemodellen, Stigebrandt 1999).

I beregningene av kildefordelte utslipp av nitrogen og fosfor (TEOTIL-prosjektet) blir beregningene basert på differansen mellom tilførte mengder nitrogen og fosfor i fôret og den produserte fiskemengde som beskrevet i OSPARs veileder (OSPAR HARNUT Guideline 2). Fiskeoppdretternes månedlig innrapportering av fôrforbruk og andre produksjonsdata via det nasjonale systemet ALTINN ligger til grunn for en beregning av produsert fiskebiomasse. I denne beregningen tas hensyn til de rapporterte tall for bl.a. utsett av fisk, død fisk, rømt fisk og rund vekt på slaktet fisk. Det korrigeres ikke for vekttap i sultefasen før slaktning. I følge de sammenstillinger som SSB gjør på basis av det nasjonale registeret er det stor temporær variasjon i de årlige tapstallene for næringen. Tapstallene kan ofte være opptil 30 %.

En tredje metode "Fôr inn Fisk ut" betegnet "Olsen" modellen også beskrevet (Olsen & Olsen 2008, Olsen et al. 2008). Metoden er en enkel regneark basert metode som beregner utslippene basert på en massebalansebetraktning. Input data er mengde anvendt fôr, mengde rundfisk produsert (FHL database), CNP forhold i fisk og fôr (som kan oppdateres kontinuerlig) og fordøyelseeffektivitet av N og P i fôret, som er tilgjengelig hos fôrprodusentene. Modellen predikterer utslipp av N og P i partikler, N og P i løste organiske forbindelser og N og P i uorganiske næringsalter.

3.6.1. "Olsen" modellen

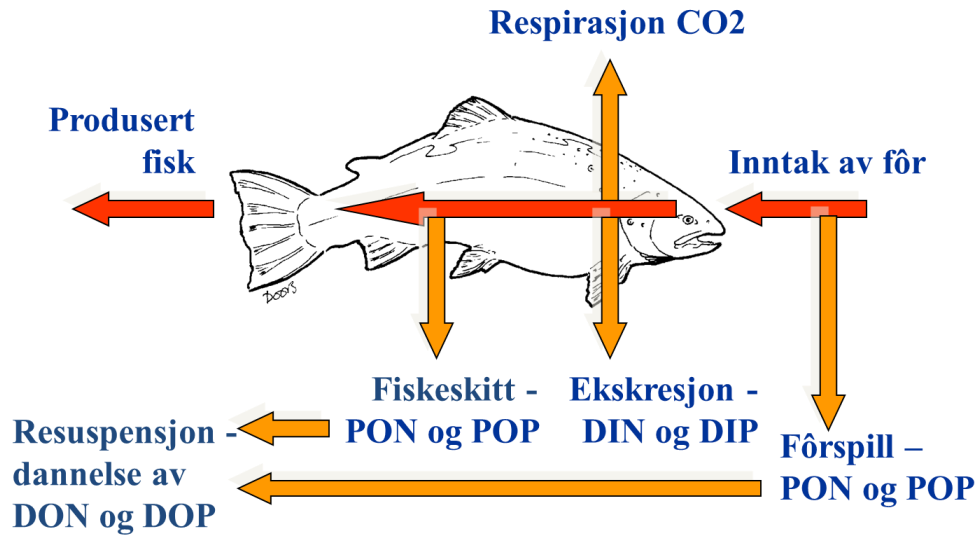
Utslipet av næringsstoffkomponenter kan med god sikkerhet estimeres basert på massebalanseanalyser av "fôr-inn" og "fisk-ut" fordi lakseoppdretternes bransjeorganisasjon FHL fører en omfattende fylkesvis statistikk for bruk av fôr og produksjon av laks. Oppdretterne rapporterer månedlig fôrforbruk og produksjonsdata på merdnivå til det statlige systemet altinn.no. De største leverandørene av automatiserte foringssystemer har slik rapportering som en del av det administrative systemet som oppdretterne bruker.

Balansen av N, P og energi (C) i en fisk kan uttrykkes ved Likning 1 (se Fig. 3.4):

$$(1) \quad I = A + F = G + R + F$$

der I er inntaket av N, P eller C i føden, A er assimilert N, P eller C fra føden, eller opptak i selve kroppsvevet, F er utskillelsen av N, P og C i fiskeskitt, G er vekst uttrykt som N, P eller C akkumulert i biomasse, R er respirasjon av C og ekskresjon for N og P. Om tapet av fôr (T) er vesentlig kan det inkluderes i balansen som da blir:

$$(2) \quad I = A + F + T = G + R + F + T$$



Figur 3.4. Mekanismer for utskillelse av næringskomponenter av ulik form fra lakseoppdrett.

Likning 2 er representativ for et anlegg mens Likning 1 er representativ for et individ. Dødelighet kan om ønskelig også inkluderes på tilsvarende måte som for fôrtap.

Utslippshastigheten av ulike næringskomponenter (se nedenfor) kan estimeres for nasjonen, de enkelte fylkene eller for ett anlegg etter følgende generelle prosedyre:

- N:P:C forhold i fôr og fisk, må estimeres gjennom egne analyser og/eller tas fra litteratur, fôrbedrifter og andre kilder
- Data for bruk av fôr, representert ved I i Likning 1 og 2.
- Data for produksjon av fisk, representert ved G i Likning 1 og 2.
- Data for tap av fôr, representerer T i Likning 2, normalt 2-5 prosent hvorav 15 prosent kan antas å gå i løsning mens 85 prosent forblir i partikulær form
- A kan estimeres basert på data om fordøybarhet av N (protein), P og C (energi) som blir spist ($A = AE * I$, AE er fordøyelighet eller assimilasjonseffektivitet). Verdiene av fordøybarhet (assimilasjon) ligger i området 0,5-0,9 med laveste verdier for P.
- F kan bestemmes som I minus A, for N, P eller C
- 15 prosent av F antas å gå i løsning mens 85 prosent forblir i partikulær form
- R kan bestemmes som A minus G, for N, P eller C

En mer detaljert beskrivelse av beregningene er gitt av Olsen & Olsen (2008). Dersom statistisk informasjon om bruk av fôr og produksjon av fisk er fragmentert, er en dynamisk modell som beskriver fiskens metabolisme, vekst og produksjon av avfall (f.eks. Fernandes et al. 2007) et alternativ til en enkel massebalanse-modell som er beskrevet ovenfor. Slike modeller er ikke så robuste, men kan som nevnt være nyttig når inn-data er mer fragmentert.

Den største usikkerheten knyttet til beregningen som er beskrevet ovenfor vil være fordøyelighet, og spesielt fordøyeligheten av fosforkomponenter i fôret (Hua & Bureau 2006, Sugiura et al. 2006). Fordøyeligheten av N kan settes lik den for protein som normalt måles og spesifiseres av fôrleverandøren og er følgelig ganske sikker (Anderson et al. 1995). Usikkerheten er primært knyttet til fordøyeligheten av andre N komponenter i fôret, som for eksempel nukleinsyrer. Et annet usikkerhetspunkt er den andelen fôret som tapes til omgivelsene. Fôrspillet i lakseoppdrettet var høyt tidligere, men med dagens kameraassisterte fôring hevdes det fra oppdretterne at fôrspillet er svært lite, kanskje noen prosent av anvendt fôr. Objektive data er ikke enkelt tilgjengelig for å dokumentere dette. Bruk av et høyere fôrspill (3 % er normalt blitt anvendt) og lav fordøyelseeffektivitet (<85 % av spist N) vil begge bidra til at modellen vil prediktere en høyere fraksjon av partikulært N of P i utslippet og et lavere utslipp av næringsalter.

3.6.2. TEOTIL modellen

TEOTIL modellen er mye brukt og danner i dag basis for det som er offisielle anslag av utslippsmengder av nitrogen og fosfor fra ulike kilder i Norge (SSB) (Bergheim og Braathen 2007). Tilførslene fra fiskeoppdrett beregnes separat som en av de norske utslippskildene. Ett særtrekk med TEOTIL er at utslippene fra oppdrettsindustrien ses i sammenheng med andre utslippskilder. I likhet med "Olsen modellen" tar beregningene i TEOTIL utgangspunkt i en massebalanse basert på innholdet av nitrogen og fosfor tilført gjennom fôret og hvor mye som inngår i den produserte fiskemengde.

I følge Bergheim og Braathen (2007) er den største svakheten ved denne modellen at den ikke skiller mellom oppløst og partikulært stoff, noe som er nødvendig hvis man skal gjøre en vurdering hvor mye bio-tilgjengelige næringsalter som slippes ut. Dette gjelder i prinsipp alle kildene for næringsalter enten det er avløpsanlegg, industriutslipp, jordbruk eller bakgrunnsavrenning og det har aldri vært intensjonen at sammenstillinger fra TEOTIL skal brukes direkte i effektstudier uten en videre prosessering av data i forkant (Selvik et al. 2007, 2009).

Massebalansen for nitrogen og fosfor omfatter en beregning av produsert biomasse basert på de driftsparametere som oppdretterne rapporterer til staten hver måned (død fisk, rømt fisk, slaktet rund fisk, tellefeil, utsetting av ny fisk osv.). Utslippene av nitrogen og fosfor vil i realiteten variere mye gjennom fiskens produksjonssyklus. Innholdet av de ulike næringsstoffene i fôret varierer med fiskens størrelse og fôr til små fisk inneholder mer nitrogen enn fôr til stor fisk. Utslippene av næringsalter vil også avhenge av hvor stor fisken er, strømforhold, oksygenkonsentrasjoner og sjøtemperatur.

3.6.3. ANCYLLUS modellen

Ancyllus er en fysiologi basert fiskemodell som inngår i MOM systemet (Monitoring - Ongrowing fish farms - Modelling) (Ervik et al. 1993, 1997). Fiskemodellen bygger på en standard energiligning for fisk og er beskrevet av Stigebrandt (1999):

$$Q_r - Q_f - Q_N = Q_s + Q_l + Q_{sda} + Q_g + Q_p$$

Ligningen sier at energi i maten som spises (Q_r ; r for 'ration') minus det som går ut som fekalier (Q_f) og det som tapes som energi i nitrogenekskresjon (Q_N) er lik den energien som går med til standard metabolisme (Q_s), bevegelse (Q_l), metabolsk håndtering av mat (Q_{sda} ; 'specific dynamic action'), vekst (Q_g) og reproduksjon (Q_p).

Energien som går med til standard metabolisme måles vanligvis som oksygenopptak (respirasjon) ved passiv tilstand og under sult (dvs ideelt uten metabolsk prosessering av fordøyd mat) og er en funksjon av størrelse på fisken og temperaturen. Størrelsesavhengigheten følger en allometrisk relasjon ('power function') hvor

$$Q_s = aW^b$$

W er størrelse av fisken som vekt, og a og b er koeffisienter, der b er satt lik 0,8. Energi som går med til bevegelse er ikke beregnet separat. Fisken i merder er relativt sett i lite bevegelse og energien som går med (Q_l) er antatt å inngå i ligningen for standardmetabolisme ved en noe forhøyet koeffisient a som angir nivået for metabolismen.

'Specific dynamic action' er de metabolske kostnadene for å håndtere mat ved fordøyelse og videre prosessering i fisken. Energien som går med til dette (Q_{sda}) er satt som en funksjon av sammensetningen av maten, hvor det er antatt at det går med 30 % av energiinntaket av protein og 5 % av energiinntaket av fett og karbohydrater (energiinntaket er den assimilerte andelen av spist mat (mat minus det som går ut som skit)).

Energien som går med til vekst er beregnet etter en lignende funksjon som den for standardmetabolisme:

$$G_{max} = aW^b$$

a og b er koeffisienter (med andre verdier og annen notasjon enn tilsvarende koeffisienter i ligningen for standardmetabolisme over). b i vekstligningen er satt som 0.67, dvs litt lavere enn b i ligningen for metabolisme. Det betyr at veksten går noe mer ned med økende størrelse av fisken enn metabolismen gjør, slik at også veksteffektiviteten går noe ned med økende fiskestørrelse.

Oppdrettsfisk slaktes vanligvis før den er kjønnsmoden. Leddet for energi til reproduksjon (Q_p) er derfor ikke tatt med videre i fiskemodellen.

Det maksimale matinntaket hos fisken ($Q_{r,max}$) kan beregnes ut fra energiligningen som den mengde som skal til for å dekke behovet til metabolisme og vekst som er funksjoner av fiskens størrelse og temperatur. I modellen inngår regnskap for protein, fett og karbohydrater i maten og i fisken. Energimengden per vektenhet er forskjellig for protein, fett og karbohydrat (fett har mer energi pr. vektenhet) og derfor er også energiinnholdet i maten og energikostnadene for fisken funksjoner av sammensetningen av maten. Generelt vil økt fettinnhold gi økt energitetthet i maten og mer effektiv vekst pr enhet for, mens økt innhold av protein gir større metabolske kostnader til prosessering av maten (Q_{sda}) og ekskresjon av N (Q_N) slik modellen er formulert basert på energiligningen.

$Q_{r,maks}$ betegnes som 'appetitt' og forutsetter tilstrekkelig mattilgang for å dekke behovet ved maksimal vekst. Tapet av energi som fekalier (Q_f) bestemmes av fordøyeligheten av foret som igjen avhenger av forets sammensetning. Utslippet av N i fekalier beregnes i modellen som N innholdet i proteinfraksjonen i foret som ikke blir fordøyet (assimilert). Fordøybarheten av protein i modellsimuleringene i Stigebrandt (1999) ble satt til 89 % basert på resultater i Einem et al. (1994) (fordøybarheten kan variere med fortype). N innholdet i protein regnes som 1/6 på vektbasis.

Veksten av fisken under optimale betingelser (maksimal vekst) i forhold til 'appetitten' ($Q_{r,maks}$) gir en teoretisk fôr-faktor. Dette er veksten i forhold til akkurat den mengde mat som skal til for å dekke energibehovet for denne veksten samt metabolismekostnadene. Den teoretiske fôr-faktoren avhenger av sammensetningen og energitettheten i foret og kan være rundt 0,8 (formengde i nesten tørr tilstand i forhold til veksten (produksjonen) av fisk som våt biomasse). Denne fôr-faktoren angis som teoretisk fordi det ikke er mulig i praksis å gi akkurat den mengde mat som fisken skal ha. Det er nødvendig å gi litt mer mat enn det fisken klarer å spise for å dekke behovet ved maksimal vekst. Dette gjør at den reelle fôr-faktoren er noe høyere enn den teoretiske. I beregningene av utslipp fra fiskeoppdrett som er presentert i denne rapporten er det brukt en fôr-faktoren på 1,1. Dette representerer et fôrspill på rundt 30 % (fremkommer som differensen mellom reell og teoretisk fôr-faktoren).

Utslippet av løst N (som ammonium over gjellene) beregnes i modellen som differensen mellom N i assimilert mat og N som inngår i proteinet i den produserte fiskebiomasse. Den første størrelsen avhenger av proteininnholdet i maten samt fordøybarheten, mens den andre størrelsen gjenspeiler proteininnholdet i fisken. Med fôr som inneholder mindre protein og mer fett (som dekker mye av energibehovet til metabolisme) vil differensen avta og mindre N vil bli skilt ut som ammonium. Modellen forutsetter at ved et gitt lavt proteininnhold i maten vil all fordøyd (assimilert) protein (aminosyrer) bli brukt til vekst og ingenting vil bli skilt ut fra fisken som ammonium.

To modellresultater er gitt i Stigebrandt (1999) for fôr med 45 % protein (30 % fett og 7 % karbohydrat) og fôr med 35 % protein (40 % fett og 7 % karbohydrat). I det første tilfellet vil produksjon av en fisk på 5 kg med en proteinmengde i fôret på 1.94 kg gi et utslipp på 138 g N, mens produksjon av en slik fisk på lav-protein for (1.32 kg) gi et utslipp på 46 g. En endring fra 45 % protein (og 30 % fett) til 35 % protein (og 40 % fett) i fôret fører derfor under forutsetningene i modellen til en reduksjon i utslipp av løst N med 2/3.

4. EFFEKTER AV EUTROFIERING

4.1. Eutrofiering i Tyskebukta, Nordsjøen

Helgoland har gode langtidsserier fra 1962 (Helgoland Road Time Series) på saltholdighet, temperatur, siktedyp, næringssalter, planteplankton, bakterier, zooplankton, makroalger og større bentiske dyr (Wiltshire et al. 2010). Denne delen av Nordsjøen har vært preget av høye næringsverdier (eutrofiering) siden 1960 tallet. Siden 80 tallet har det vært en gradvis reduksjon i næringssaltverdiene som korresponderer med økende saltholdighet og siktedyp. Dette skyldes både reduserte utslipp og endringer i hydrografiske forhold rundt Helgoland. Endrede vindforhold (hyppigere sørvestlig vind) har ført til at vannmassene rundt øya er mer preget av saltene Atlantisk vann i stedet for ferskere og mer gjødslet vann fra Tyskebukta. Data fra Helgoland viser en signifikant økning i sjøtemperaturen både sommer og vinter. Årlig middeltemperatur har steget med 1,67 °C siden 1962. På tross av de store endringene som har vært i perioden er tidspunktet for våroppblomstringen forbausende konstant, mens det har vært signifikante endringer i planteplanktonsammensetningen, til en dominans av store diatomeer. I dyreplanktonsamfunnene har en sett en økende artsrikdom gjennom tidsperioden og enkelte arter er nå mindre dominante enn tidligere. Greve et al. (2004) viser at det er en klar sammenheng mellom økte sjøtemperaturer og varmekjære dyreplanktonarter i området. Høye sjøtemperaturer fører også til en tidligere forekomst av dyreplankton (Wiltshire et al. 2010). Også for større bentiske dyr er det er klar økning i forekomsten av varmekjære arter. For makroalger har det bedre siktedypet gjort at algene nå vokser dypere enn før (Pehlke & Bartsch 2008). De undersøkte stasjoner, som ble undersøkt av Lüning i 1980, viser at stortare (*Laminaria hyperborea*) nå vokser i en langt bredere sone enn på 80 tallet når nitrogenverdiene var på sitt høyeste. Forekomsten av sukkertare (*Saccharina latissima*) var imidlertid mindre nå enn på 80-tallet, og Pehlke & Bartsch (2008) relaterer dette til økt UV-stråling som følge av klarere vann og økt innstråling. I løpet av perioden med høye næringssalter i Tyskebukta (1959-1998) var det en tydelig økning i grønnalgeartene og en nedgang i brunalgeartene i forhold til tidligere undersøkelser (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009). På tross av perioder med svært høye næringssaltkonsentrasjoner i løpet av de siste femti årene, har de viktigste habitatene i fjæra ikke endret seg siden 1900 og de strukturerende organismene har ikke gått tapt (Bartsch & Tittley 2004).

4.2. Oslofjorden som eksempel på hva en eutrofiutvikling kan medføre

Det finnes historiske fra Oslofjorden som beskriver dens naturtilstand. Den første som startet med undersøkelser i Oslofjorden var danske Otto Friedrich Müller rundt 1770. Han beskrev flere arter fra området rundt Drøbak. Hans mest kjente beskrivelse er kanskje den grønne drøbakkråkebollen – *Strongylocentrotus droebachiensis*. Müller beskrev også bentosalger, for eksempel *Fucus roseus*, i dag kjent som *Phycodrys rubens* – på norsk eikeving.

På slutten av 1800-tallet kunne man se en mann ro rundt i en liten pram i indre Oslofjord for å samle organismer. Det var den senere berømte marinbiologen Georg Ossian Sars som fra datidens forskningsfartøy samlet materiale for å beskrive artene han fant i fjorden

(Kilde: Baalsrud & Magnusson 2002). Dyrene ble møysommelig avtegnet og beskrevet slik at man i dag vet hvilke arter som den gang var vanlige i indre fjord. Omtrent på samme tid arbeidet Haakon Hasberg Gran med fastsittende alger i Oslofjorden. I hans håndskrevne notater fra rundt 1885 kan man lese hvilke arter han observerte på Bygdøy og andre steder i indre Oslofjord. I 1894 ble Biologisk stasjon opprettet i Drøbak, og Grans arbeid ble publisert i 1897, som den første publikasjon fra den nyopprettede stasjonen.

Mellom 1900 og 1910 ble de første vannklosetter innført i Oslo. Slam fra renseanlegg og septiktanker ble etter hvert dumpet på fjorden, frem til 1950 innenfor Steilene, og frem til 1974 i ytre Oslofjord. Fram mot 1940 var det klare indikasjoner på biologiske endringer i fjorden. Det var Trygve Braarud og Johan T. Ruud ved Universitetet i Oslo som viste at oppblomstringer av planteplankton var størst nær Oslo by, og at dette måtte være en følge av at det der var størst utslipp av næringssalter. Dette måtte tilskrives de kommunale kloakkutslippene som den gang var nær byen. Endringene ble imidlertid ikke ansett for å være alarmerende. I 1949/50 utførte Fredrik Beyer og Ernst Føyn målinger som viste at fjorden var kommet inn i en dramatisk forverret situasjon. De påviste at bunnvannet var oksygenfritt. Der kunne ingen dyr leve. Først da ble problemet erkjent, og tiltak ble vurdert.

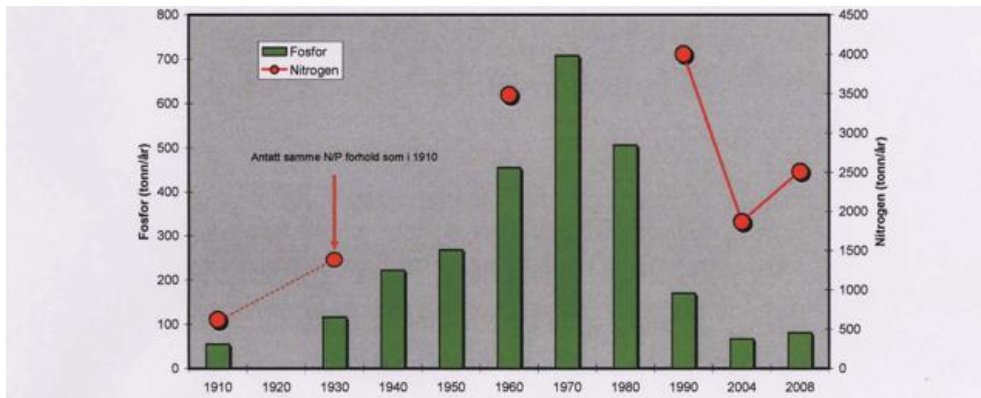
Sjøvann i kombinasjon med sollys har en spesiell evne til å uskadeliggjøre smittestoffer. Etter noen timers opphold i sjøvann vil den overveiende delen av smittefarlig bakterier bli drept. I indre Oslofjord valgte man å nedlegge flere badeplasser på grunn av smittefare som skyldtes bakterier fra kloakk. Dette viser hvor massiv forurensingen var på sitt verste.

Mellom 1940 og 1970 er det flere arbeider som dreier seg om fastsittende alger i indre Oslofjord. Ove Sundene leverte sin doktoravhandling i 1953 med bentosalger i Oslofjorden som hovedfokus, Birger Grenager publiserte i 1957 et arbeid basert på observasjoner fra 1943 til 1946 som omhandlet algevegetasjonen på 57 lokaliteter. Nils Klavestad publiserte i 1967 en rapport fra den store Oslofjordundersøkelsen som pågikk i tidsrommet fra 1962-1965. Alle arbeidene konkluderte med at endringene i Oslofjordens fastsittende algevegetasjon var dramatiske. Klavestad (1978) publiserte deler av undersøkelsene sine som en vitenskapelig artikkel og skriver at når man nærmer seg de indre delene av fjorden er det en tydelig endring i vegetasjonen. Assosiasjoner av forskjellige grønnalger var mer fremtredende og gav de indre delene av fjorden et annet preg enn i de ytre. Utbredelsen av tangarter hadde endret seg. Også Jan Rueness publiserte en undersøkelse i 1973 som omhandlet grisetang (*Ascophyllum nodosum*). Dette var en av de tangartene det hadde gått verst utover. Fra Grans undersøkelser på 1880 tallet vet man at grisetang vokste helt inn til Bygdøy. I sin undersøkelse fra 1940-tallet fant Grenager denne arten på kun 3 av sine 57 lokaliteter, Klavestad (1967) noterte at arten hadde blitt presset ytterligere utover i fjorden, og Rueness fant ikke grisetang innenfor Nesoddtangen i det hele tatt på starten av 1970-tallet. Man måtte da sannsynligvis helt ut til Drøbak for å finne grisetang. Rueness viste imidlertid at om man flyttet grisetang inn i fjorden igjen kunne denne både vokse og reprodusere. Grunnen til at den var fortrent ut av fjorden var at den tapte i konkurransen med hurtigvoksende

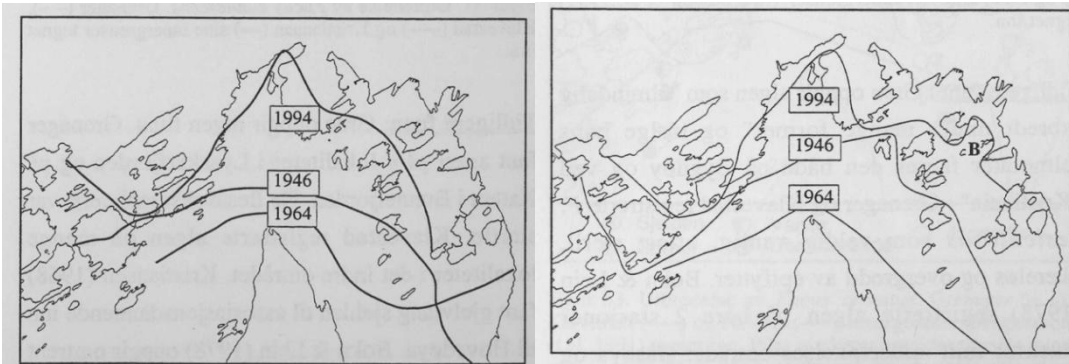
grønnalger. Dette er senere støttet av Bokn & Lein (1978). Mange grønnalger er opportunister som responderer kjapt på eventuelle endringer i miljøforholdene, og som profitterte på den økte næringssalttilgangen.

En rekke mindre renseanlegg ble bygd i løpet av perioden frem mot 1970, men det var ikke før i 1982 at det store sentralanlegget VEAS ble startet. Mesteparten av Oslos kloakk føres nå hit. Dette medførte store endringer i vannkvaliteten i overflatelagene (Fig. 4.1). Siktedypet har økt og klorofyllkonsentrasjonen i vannmassene har sunket (Bokn et al. 1992). Samtidig har man også observert at en del av de tangartene som ble presset ut av indre fjordbasseng har vendt tilbake. Bokn et al. (1992) sammenlignet tangvegetasjonen i periodene 1974-1980 med 1988-1990 og konkluderte at tangvegetasjonen hadde økt i store deler av fjorden. En undersøkelse utført av Jon Larsen i 1995 viste med tydelighet at arter som blæretang og sagtang (Fig.4.2) hadde kommet tilbake i store deler av indre fjordbasseng. Grisatang er også på vei innover i fjorden igjen og finnes i dag på Steilene som innerste lokalitet (pers. obs. Stein Fredriksen).

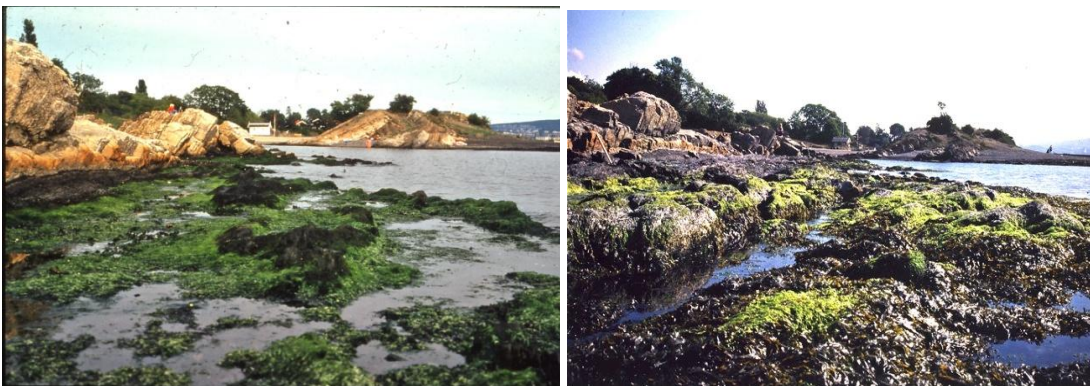
Dette viser med all tydelighet at om man har gode bakgrunnsdata vil man være i stand til å påvise endringer i artssammensetningen ved eventuelle påvirkninger. En av de mest påtagelige endringer ved en økt eutrofipåvirkning er at de store tangartene vil måtte vike plass for mer hurtigvoksende grønnalger. Området får et mer grønt preg (Fig. 4.3).



Figur 4.1. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til Indre Oslofjord 1910 – 2008 (Fra Berge et al. 2010).



Figur 4.2. Utbredelse av sagtang (til venstre) og blåretang (til høyre). Sammenligning mellom Grenager (1946), Klavestad (1964) og Larsen (1994). (Fra Larsen 1995).



Jan Rueness, 1970-tallet

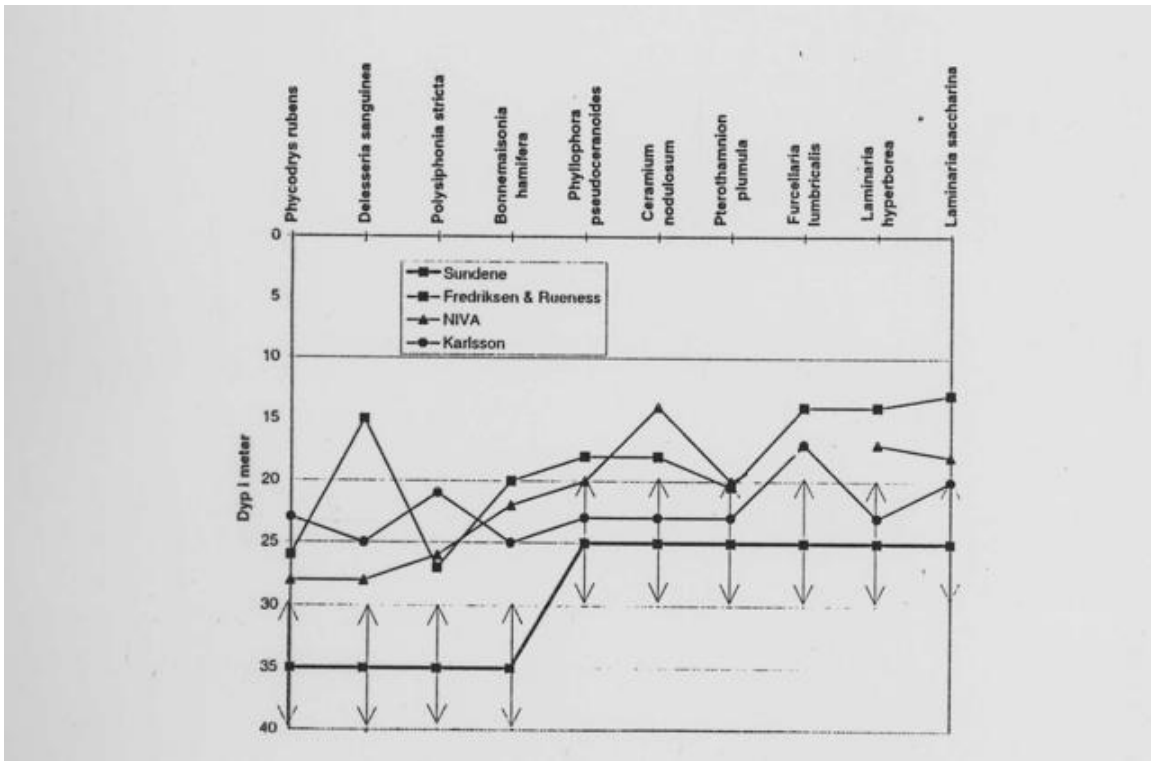
Stein Fredriksen, 1997

Figur 4.3. Foto fra Huk på Bygdøy. Begge foto er fra samme sted og viser en tydelig endring fra bare grønnalger på 1970-tallet til mer tangvegetasjon i 1997.

Basert på mesokosmestudier fant Kraufvelin et al. (2006) at tilførsler av næringssalter til litoralbassenger ikke gav en effekt på algevegetasjonen før etter en tid. Man skal også være klar over at det å anvende forholdet mellom trådformer og større former av alger til å spore små endringer i en eutrofisituasjon er vanskelig. Det er først når påvirkningene har nådd en viss størrelse at man med sikkerhet kan si at det har skjedd en eutrofiutvikling. Dette vil da gjenspeile seg i at tangarter forsvinner og dominansen av grønnalger overtar – slik man så i Indre Oslofjord på 1960 og 1970 tallet.

4.3. Ytre Oslofjord og Skagerrak

Under arbeidet med eutrofispørsmål i regionen rundt Ytre Oslofjord ble nedre voksegrense for fastsittende alger benyttet som en indikator på endringer i miljøet. Dette bygger på det faktum at en økt tilførsel av næringssalter vil føre til en økt mengde planteplankton i vannmassene, med en dertil følgende redusert lystilgang til de dypere vannlag. Nedre voksegrense for en del utvalgte alger ble sammenlignet mellom årene rundt 1950 og 1990 (Rueness & Fredriksen 1991). Resultatet var en klar reduksjon i maksimalt voksedyr for disse utvalgte artene (Fig. 4.4).

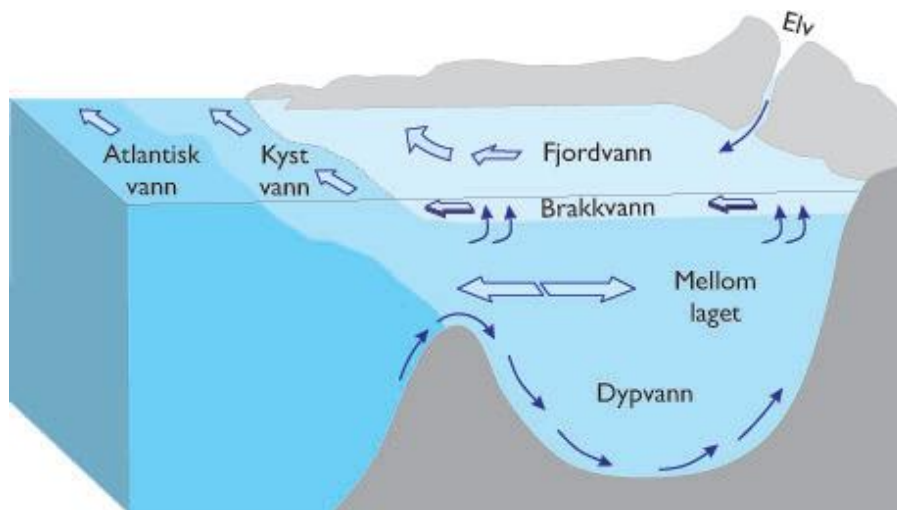


Figur 4.4. Nedre voksegrense for et utvalg av fastsittende alger i Ytre Oslofjord. Sundenes data er fra tidsperioden rundt 1947 – 1950, de tre andre undersøkelsene er utført rundt 1990.

5. HARDANGERFJORDEN OG BOKNAFJORDEN

5.1. Generelt om fjorder

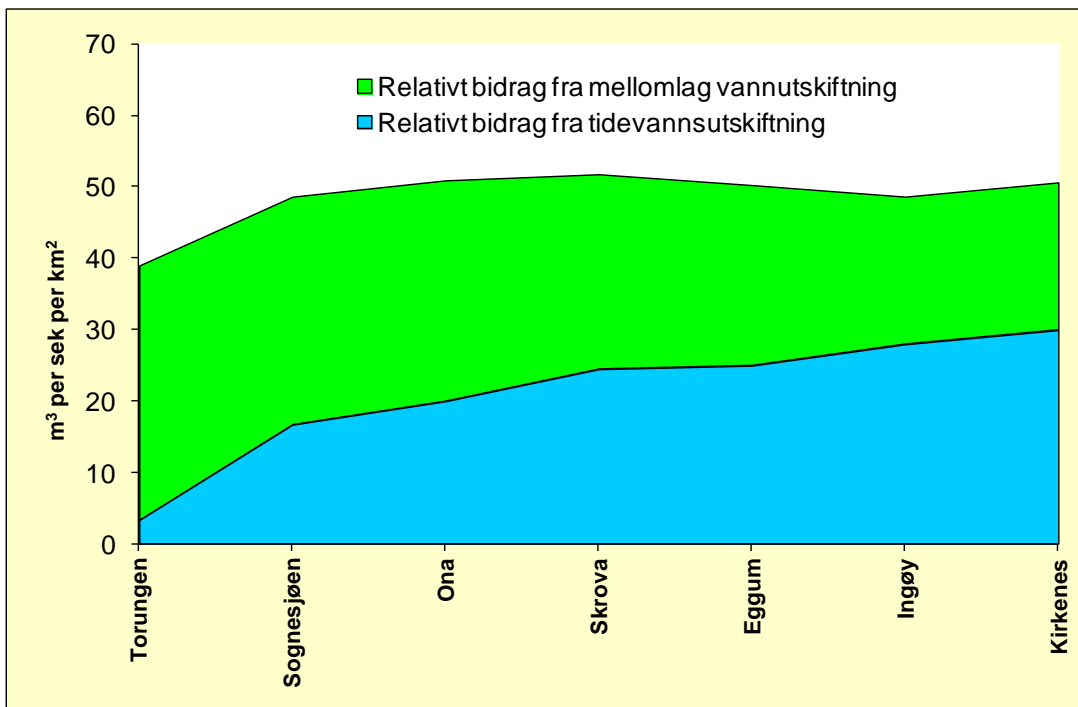
Vannutskiftningen mellom fjorder og kystvann over terskelnivå styres av to ulike mekanismer, forskjell i vannstand og indre trykkforskjeller som skyldes at vannet på samme dyp har ulike tetthet. Langs norskekysten er det først og fremst det halvdaglige tidevannet som skyldes tiltrekningskreftene fra månen og sola, som bidrar til vannstandsfor skjeller mellom fjord og kyst og som forårsaker tidevannsstrømmer. De meteorologiske vannstandsendingene forårsaket av vind og endringer i lufttrykk har derimot vanligvis liten betydning for vannutskiftningen mellom kyst og fjord. Unntaket er i situasjoner med stormflo hvor vannstandsendingene og vanntransportene mellom kyst til fjord kan være betydelige. Når vannet i samme dyp i fjordene og på kysten utenfor har forskjellig tetthet, oppstår det indre trykkforskjeller som forårsaker betydelige vanntransporter i fjordenes mellomlag. Ferskvannstilførselen til fjordene skaper et utstrømmende brakkvannslag hvor tykkelsen og saltholdigheten er avhengig både av ferskvannstilførselen, vindblanding og avstand fra utløpspunkt (Fig. 5.1).



Figur 5.1. Hovedtrekkene i vannutskiftning kyst – fjord (Figur fra Sætre 2007).

Figur 5.2. viser hvordan bidragene fra mellomlag- og tidevannsutskiftning i en middels stor fjord endrer seg fra sør mot nord. Langs Skagerrakkysten er sjiktningen i vannsøylen markert, og vannutskiftningen i mellomlaget bidrar med ca. 90 % av utskiftningen, mens tidevannsutskiftningen har liten betydning. Nordover avtar sjiktningen og bidraget fra tidevannsutskiftningen øker, og på Trøndelagskysten er bidraget fra mellomlag- og tidevannsutskiftningen om lag like store. På Finnmarkskysten er bidraget fra vannutskiftningen i mellomlaget i fjordene redusert til ca. 30 % av den totale vannutskiftningen. Den økende tidevannsutskiftningen bidrar dermed til å kompensere for den reduserte vannutskiftningen i mellomlaget nordover kysten, og den totale vannutskiftningen over terskeldyp i vår eksempel fjord er derfor tilnærmet konstant nord for Sognesjøen: ca. 50 m^3 per sekund per km^2 vannoverflate, mens den i Skagerrak er noe

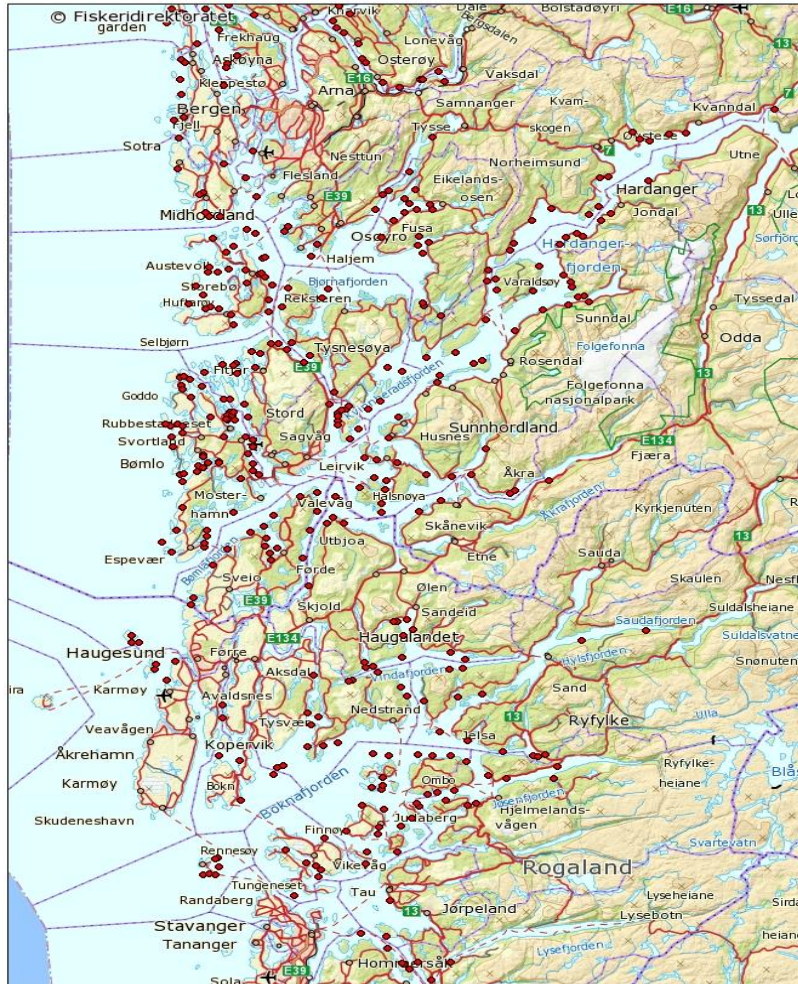
lavere, ca. 40 m^3 per sekund per km^2 vannoverflate (Fig. 5.2). Under ellers like forhold er det dermed arealet av fjordene som stort sett er bestemmende for den totale vannutskiftning over terskeldypet. Strømmene i fjordene er sterkest og varierer mest i de øverste 10–20 m av vannsøylen. Ved siden av topografiske forhold er strømmene bestemt av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og vannutvekslingen med kystvannet. I trange innløp, over terskler og i smale sund er det ofte sterkest tidevannsstrøm, mens periodevis høye strømhastigheter i de åpne delene av fjordene og indre kystområder som oftest er forårsaket av lokal vind. Vinddrevet strøm har størst betydning i de øverste 10–20 m og er sterkest nær overflaten. Vinddrevet strøm kan utgjøre mellom 3 og 8 % av vindhastigheten og har størst effekt i situasjoner med sterk lagdeling i fjordene (brakkvann). I perioder med sterk vind kan strømmene i overflatelaget i fjordene bli større enn 100 cm per sekund (2 knop) og 50 cm per sekund (1 knop) i 10 m dyp. Under normale forhold er strømmene normalt mindre enn ca. 30 cm per sekund. I bukter, bakevjer og sidefjorder kan strømmen være betydelig svakere enn i åpne fjord- og kystområder (Sætre 2007).



Figur 5.2. Beregnet effektiv tidevann og mellomlag vannutskiftning uttrykt som $\text{m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ vannoverflate i en middels stor fjord fra Skagerrak til Finnmark (Figur fra Sætre 2007).

5.2 Oversikt over oppdrettslokaliteter i regionene

Oppdrettslokalitetene i Hardangerfjorden og Boknafjorden er vist i Figur 5.3. Noen lokaliteter er i ytre kyststrøk, men relativt mange er lokalisert til fjordene. De ulike fjordene vil på grunn av særegen morfologi og topografiske forhold ha ulik vannutskiftingsrate og oppholdstid, noe som er medbestemmende for i hvilken grad eutrofiering er sannsynlig å forekomme. Vind, saltholdighet og ferskvannsavrenning er drivere for horisontal og vertikal blanding og fornying av vannmassene. Det vil derfor være lokale forskjeller i hva som er en fjords tålegrense for menneskeskapte belastninger.



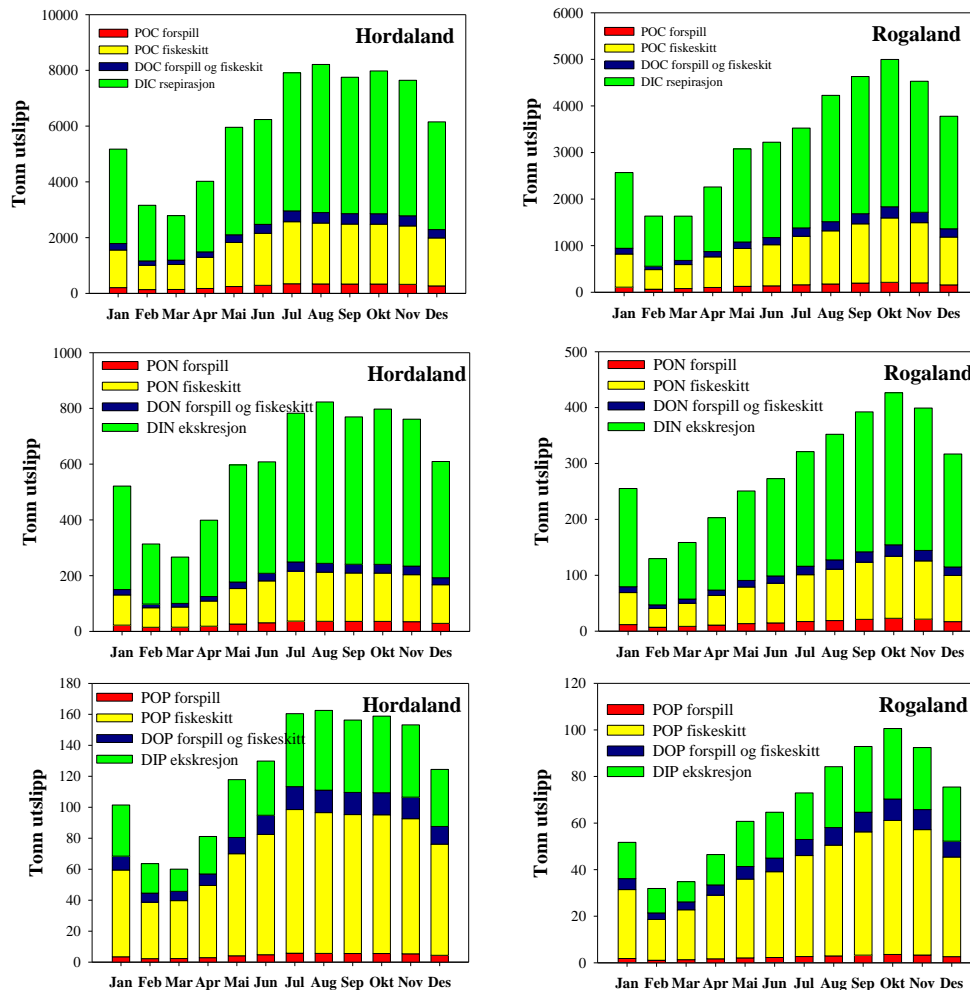
Figur 5.3. Oppdrettslokaliteter i Hardangerfjorden og Boknafjorden (<http://kart.fiskeridir.no>).

5.3. Beregnet utslipp fra akvakultur til Hardangerfjorden og Boknafjorden

Det er gjennomført beregninger av utslipp fra akvakultur i Hardangerfjorden og Boknafjorden med de tre metodene som ble presentert i avsnitt 3 ovenfor.

5.3.1. "Olsen" modellen

Fig. 5.4 viser de utslipp som er beregnet utfra betraktningene ovenfor for de to områdene Hordaland og Rogaland. Det kan være viktig å beregne utslipp på månedsbasis da både fôring og utslipp vil variere gjennom året, og input data gir grunnlag for det. Av figuren fremgår det tydelig at tilførslene på samme måte som lakseproduksjonen er størst i den varmeste perioden av året.



Figur 5.4. Oversikt over utslipp i tonn pr. måned beregnet for perioden 2007 – 2010 i Hordaland og Rogaland fordelt på karbon, nitrogen og fosfor. For Hordaland er det lagt til grunn at 47% av fisken produsert i fylket stammer fra Hardangerfjorden, mens for Rogaland er tilsvarende 80% av fisken produsert i Boknafjorden. Se for øvrig Tabell 3.3.

Metoden predikterer at ammonium er den viktigste komponenten for frigjøringen av nitrogen fra akvakultur, mens partikulære forbindelser med opphav fra fiskeskitt og forspill er de viktigste komponentene for P. Utslippene av løste organiske forbindelser er lavt og ikke viktig for miljøet.

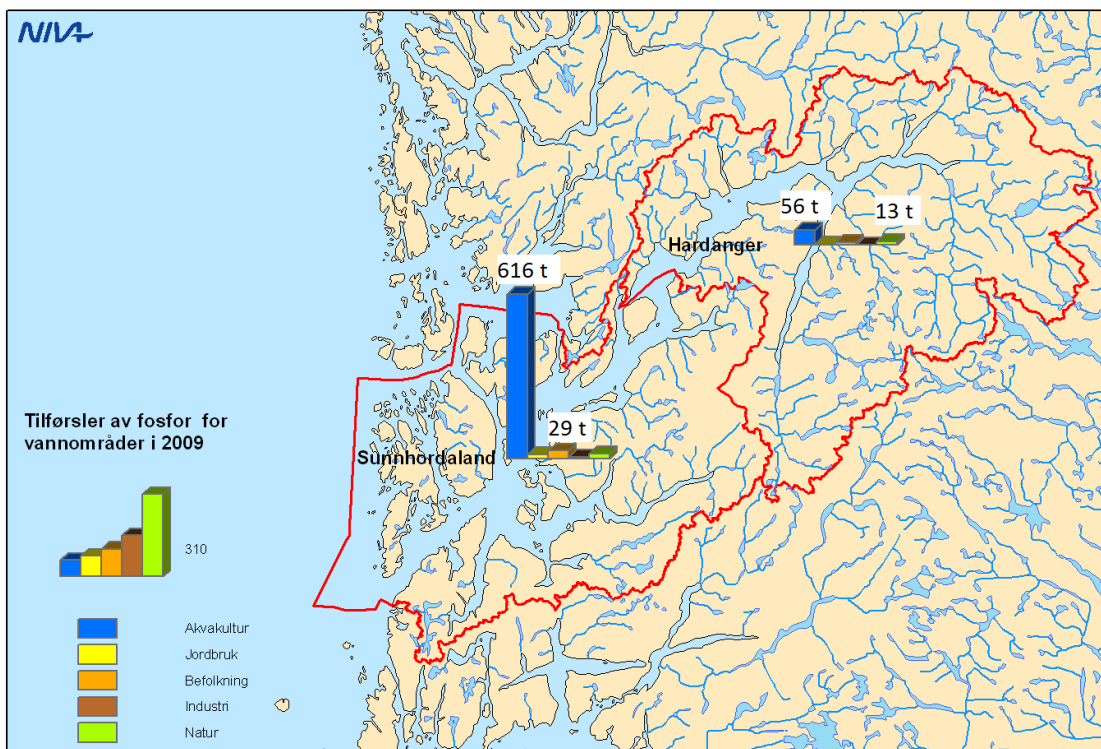
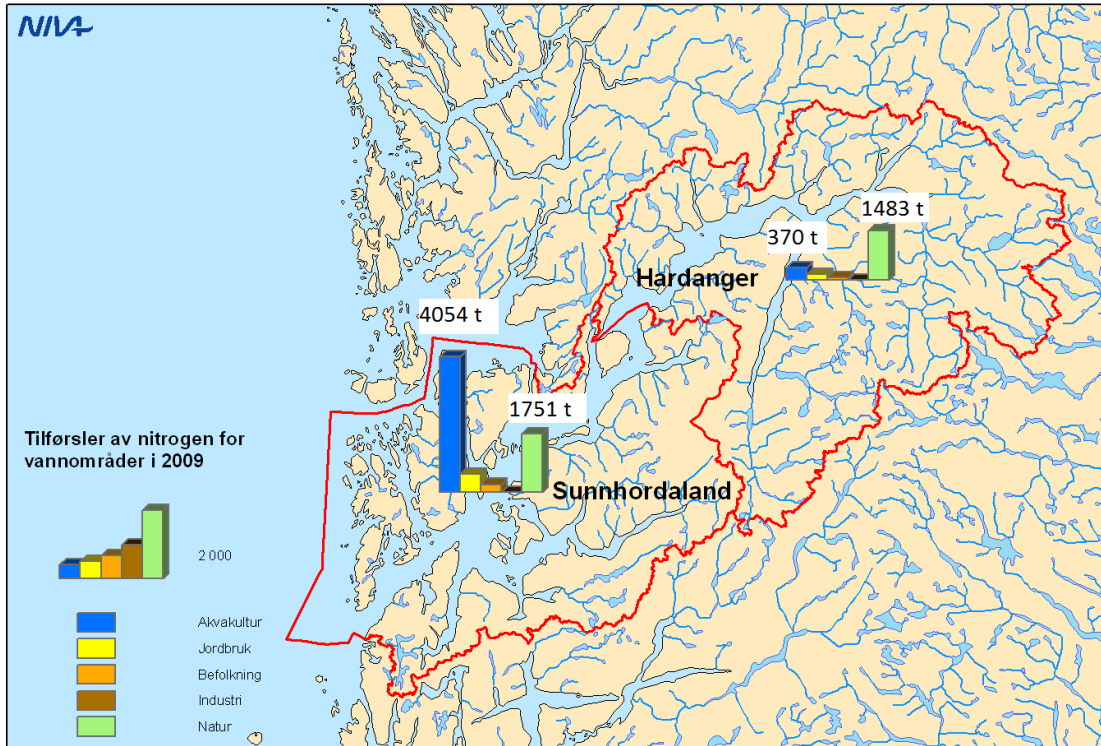
5.3.2. TEOTIL modellen

Nye TEOTIL beregninger har vist store forskjeller i tilførsler i ulike deler av Hardangerfjorden (Fig. 5.5). De indre delene av Hardangerfjorden har få oppdrettslokaliteter, og det er dermed også et lavt utslipp av næringssalter til denne delen av fjorden. I følge beregningene er det naturlige bidraget av nitrogen større enn bidraget fra oppdrettsindustrien (se Appendiks 3). Det er den ytre delen av fjorden som mottar mest næringssalter. Her er både tilførsler av nitrogen og fosfor fra oppdrettsnæringen langt større enn andre kilder til sammen. Arealet av denne delen av fjorden er størst, og i denne delen av fjorden er også vannutskiftingen best.

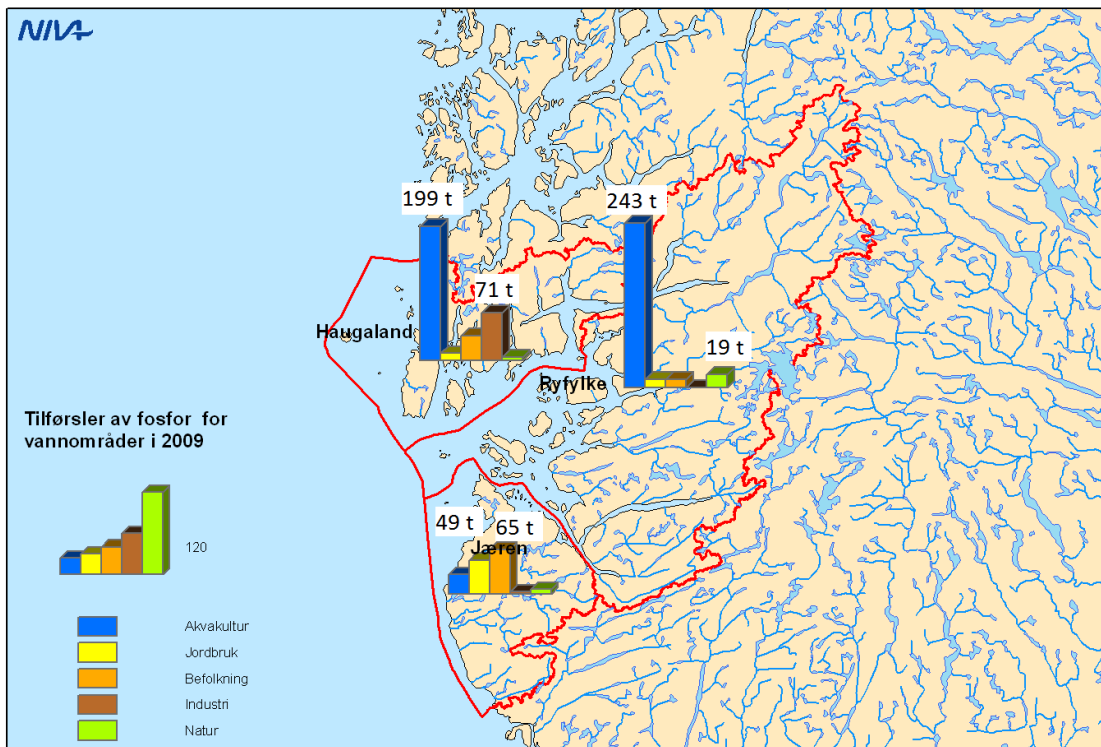
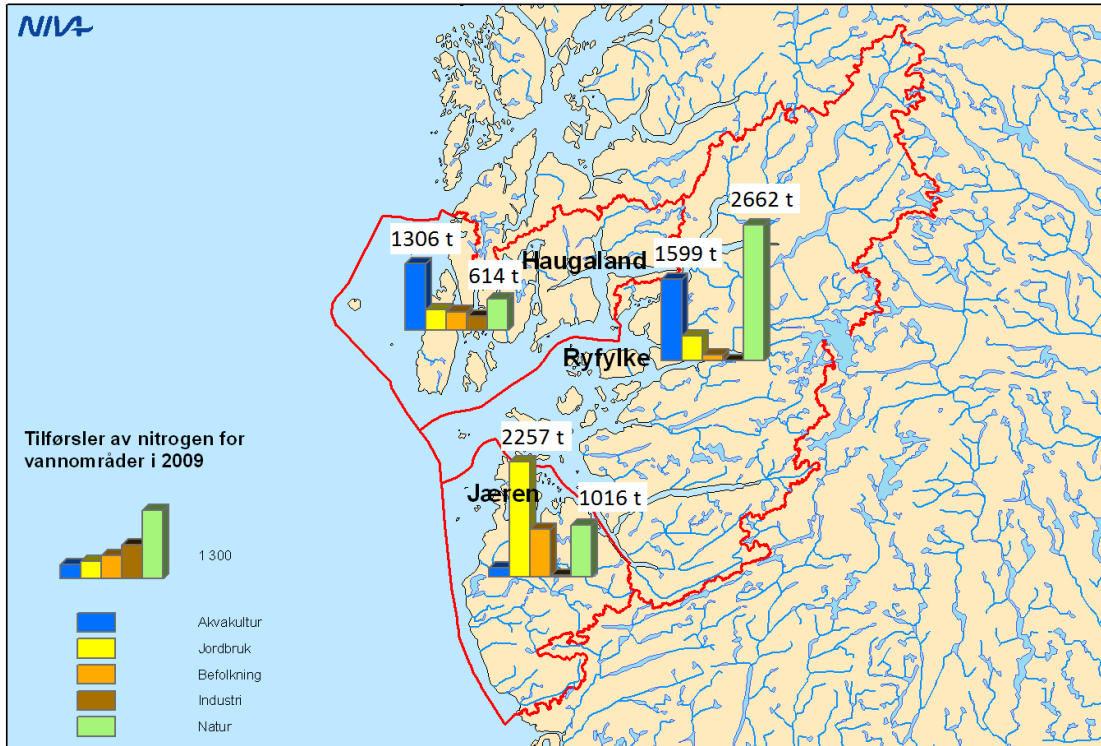
Hardangerfjorden hadde pr. 2011 15 lokaliteter i kommunene Jondal og Kvam for produksjon av matfisk. Samtlige ligger langs land, med dybder opp mot 200 m. Kvinnherad er den største oppdrettskommunen med til sammen 26 registrerte lokaliteter for produksjon av matfisk. Det produseres hovedsakelig laks i Hardangerfjorden. Det er til sammen 8 settefiskanlegg for laksefisk i Hardangerfjorden. I Hardangerfjordsystemet (inkludert Langenuen og Bømlafjorden) ble det produsert ca 66.000 tonn laks og ørret i 2010. Gjennomsnittlig produksjon for dette området er ca 72.000 tonn årlig de siste fire årene.

I henhold til beregninger gjort ved hjelp av TEOTIL modellen mottar Hardangerfjorden rundt 770 tonn fosfor og 8600 tonn nitrogen årlig. Akvakulturnæringen står for ca. 87 % av tilført fosfor og ca. 50 % av tilført nitrogen. Antar man en næringssaltkonsentrasjon på $12 \mu\text{g fosfor l}^{-1}$ og regner dette om til å se på bidraget fra det daglige tilstrømmende tidevannet mottar Hardangerfjorden ca. 6 tonn fosfor daglig om sommeren og opp mot 10 tonn daglig om vinteren. Dette utgjør 5-10 ganger de lokale tilførslene fra nedbørsfelt og oppdrettsaktivitet til sammen (Johnsen et al. 2007).

Nye TEOTIL beregninger viser at bidraget fra oppdrettsnæring skiller seg i forskjellige regioner også i Rogaland. Nitrogenbidraget er høyest i Ryfylkefjordene, med rundt 50 % av totalbidraget. Fosforutslipp fra oppdrettsnæringen står for rundt 90 % i samme området. I området rundt Jæren er jordbruk og befolkning de to største bidragsytere til både nitrogen – og fosforutslipp (Fig. 5.6).



Figur 5.5. TEOTIL beregninger som viser bidrag fra ulike kilder til regioner i Hardangerfjorden. Nitrogen øverst og fosfor nederst. Appendiks 3 viser de eksakte tall som ligger til grunn for figuren.



Figur 5.6. TEOTIL beregninger som viser bidrag fra ulike kilder til Rogaland. Nitrogen øverst og fosfor nederst. Appendiks 3 viser eksakte tall som ligger til grunn for figuren.

5.3.3. ANCYLLUS modellen

Beregningene av tilførsler av løst og partikulært N og P med Ancyllus-MOM modellen for Hardangerfjorden og Boknafjorden i Tabell 5.1 er gjort for et fôr med sammensetning 35 % protein og 38 % fett. Proteininnholdet i den produserte fisken er satt til å være 18 % av vekten og det samme er innholdet av fett. Det er antatt en fôrfaktor på 1,1 mens den teoretiske fôrfaktoren for dette fôret er ca. 0,8. Dette betyr at for å produsere ett tonn fisk går det med 1.100 kg fôr (fôrfaktor 1,1) mens det antas at fisken spiser 800 kg for å dekke sitt energibehov (teoretisk fôrfaktor 0,8). Differensen på 300 kg er fôrspill. Med et innhold på 35 % protein og N mengde på 1/6 av proteinet på vektbasis utgjør dette et fôrspill på 17,5 kg N pr. tonn produsert fisk. Fordøyelsen av proteinet i maten er satt til 89 %; dvs. at 11 % går ut av fisken som fekalier (skit). 11 % av 800 kg utgjør på N basis (35 % protein, 1/6 N) 5,1 kg N pr. tonn fisk produsert. Det partikulære utslippet er fôrpillet pluss fekalier og utgjør 22,6 kg N pr. tonn fisk produsert.

Utslippet av løst N er differansen mellom N i fordøyd mat ($800 \text{ kg} * 0,89 * 0,35 / 6 = 41,5 \text{ kg N}$; 89 % assimilasjon, 35 % protein) og N i den produserte fisken ($1000 \text{ kg} * 0,18 / 6 = 30 \text{ kg N}$; 18 % protein). Dette utgjør 11,5 kg N pr. tonn produsert fisk med den brukte sammensetningen av for og fisk.

5.3.4. Sammenligning av metodene for å beregne utslipp fra fiskeoppdrett

De tre metodene, Ancyllus, TEOTIL og "Olsen" modellen, er brukt for å beregne utslippene av N og P fra fiskeoppdrett i Hardangerfjorden og Boknafjorden. Resultatene er vist i Tabell 5.1. De tre metodene gir noenlunde samme resultat for totalutslippene dog med et avvik på rundt 30 % for totalt N (fra 2400 til 3180 tonn N for en fiskeproduksjon på rundt 71.000 tonn). Dette skyldes forskjeller i antagelser og inngangsdata.

Alle tre metodene bygger på budsjettberegninger med mengde fôr inn og fisk ut som viktige størrelser. TEOTIL beregningen bygger vanligvis på innrapportert statistikk for brukt fôrmengde og produsert fisk i et gitt område. Rapportert død fisk, rømt fisk og annet svinn trekkes fra i beregningen av differansen mellom brukt fôr og produsert fisk som er det som beregnes som tilførsel til miljøet. I TEOTIL beregningen skilles det ikke mellom partikulær og løst form av tilførslene. Beregningen i Tabell 5.1 bygger ikke på rapportert mengde fôr men på et antatt forbruk ut fra en fôrfaktor på 1.15. Den litt høyere verdien for tilførsel av total N for TEOTIL sammenlignet med Ancyllus (ca 2800 mot 2500) skyldes delvis et antatt større forbruk av fôr (i Ancyllus beregningen er det antatt en fôrfaktor på 1,1).

Tabell 5.1. Sammenligning av tre metoder for å beregne tilførsler av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett. Hardangerfjorden (inkludert Stokksundet og Langenuen) øverst og Boknafjorden (2009, samt Boknafjorden (80% av oppdrettsfisken i Agder og Rogaland) nederst. Alle tall er oppgitt i tonn.

Modell	Prod. Fisk	Løst nitrogen	Partikulært nitrogen	Sum nitrogen	Løst fosfor	Partikulært fosfor	Sum fosfor
Hordaland							
Ancyllus	74764	770	1756	2526	127	280	407
TEOTIL ¹	74764			2868			532
“Olsen”	74764	2484	923	3407	270	420	690
Rogaland							
Ancyllus	70893	730	1666	2396	120	265	385
TEOTIL ¹	70893			2720			504
“Olsen”	70893	2313	866	3179	222	394	616

¹ Her foreligger kun et tall for produsert fiskemengde og det må da antas en forfaktor. Det er brukt 1.15 som er ganske representativt. I følge Klifs innsamling av innholdsdata på norsk fiskefôr er det her benyttet 5.91 % N og 1.01% P i fôret.

“Olsen” modellen gir noe høyere utslipp av total N og P enn de to andre beregningene. Dette kan delvis skyldes bruk av ulikt CNP forhold i fisken. Et lavere innhold av N og P i fiskekjøtt vil resultere i et høyere totalt utslipp. Fôrfaktor i “Olsen” modellen blir en funksjon av “fôr inn – fisk ut”, det gjøres ingen spesifikk antagelse om verdi. Denne såkalte “økonomiske” fôrfaktoren for både Hardangerfjorden og Boknafjorden ble beregnet til 1,24 i modellen. Det er også usikkert om forbruket av fôr i beregningen egentlig var det samme.

Den store forskjellen mellom ‘Olsen metoden’ og Ancyllus-MOM er fordelingen mellom løst og partikulær mengde. Her gir ‘Olsen metoden’ et utslipp av løst N som er rundt 2.5 ganger større enn utslippet av partikulært N. For Ancyllus er forholdet omvendt; utslippet av partikulært N er nesten 2.5 ganger større enn utslippet av løst N. Årsaken til dette ligger sannsynligvis i ulike antagelser om fôrspill.

Begge metodene beregner utslippet av N i fekalier på samme måte, som ufordøyd andel av fôret, og fordøyelseeffektiviteten av N er den samme. Begge metodene beregner også de totale utslippene på samme måte, som differensen mellom N i maten og N i produsert fisk. Forskjellen ligger i hvordan fôrspill beregnes. I Ancyllus-MOM modellen beregnes fôrspill ut fra differensen mellom antatt fôrfaktor (1.1 er brukt i beregningene) og teoretisk fôrfaktor, som er den mengde mat som behøves for å dekke fiskens energibehov ved maksimal vekst. Dette energibehovet har to hovedkomponenter: vekst og metabolismekostnader. Slik som metabolismekostnadene er beregnet blir den teoretiske fôrfaktoren rundt 0,8. Det er mulig at metabolismekostnadene er estimert for lavt. I så tilfelle blir det teoretiske energibehovet (vekst + metabolisme) og den teoretiske fôrfaktoren også for lave. En fôrfaktor på 1,1 er i samsvar med hva som erfaringsmessig går med av fôr for å produsere en mengde fisk. Differensen mellom det reelle eller empiriske forbruket av mat og det teoretiske behovet for mat utgjør 30 % fôrspill (differensen mellom fôrfaktor 1,1 og teoretisk fôrfaktor 0,8). Dette går som partikulært utslipp til miljøet.

I “Olsen” modellen er det antatt et lavere fôrspill, i størrelse 3% i disse beregningene. Verdien er en variabel i modellen og kan enkelt endres. Med det samme grunnlaget for å

beregne det totale utslippet (differansen mellom brukt fôrmengde og produsert fisk) og utslippet bundet som fekalier (ikke-fordøyd mat), så vil det relativt store fôrspillet beregnet teoretisk i Ancyllus bli bokført som løst utslipp i "Olsen" modellen. Et fôrspill på 3% tar utgangspunkt i opplysninger fra oppdrettere. De fleste lakseoppdretterne anvender kameraassistert fôring, noen har installert akustisk utstyr som registrerer fôrpellets som går direkte gjennom merdene og reduserer/slutter fôringen om fiskens appetitt reduseres. Det er vanskelig å skaffe objektive data for fôrspill, men det er sannsynligvis relativt lavt. I alle fall er det tilsynelatende ingen incentiver for å redusere dette videre i de store oppdrettergruppene. Fôrspillet må settes til 20% i "Olsen" modellen for at uorganisk og partikulært utslipp skal bli av samme størrelse, og enda høyere om partikulært N skal bli klart dominerende komponent. Når partikulært P er største komponent av P utslipp for "Olsen" modellen er det en følge av at fordøyeligheten til P komponenter i fôret er satt lavere enn den for N komponenter (50 %).

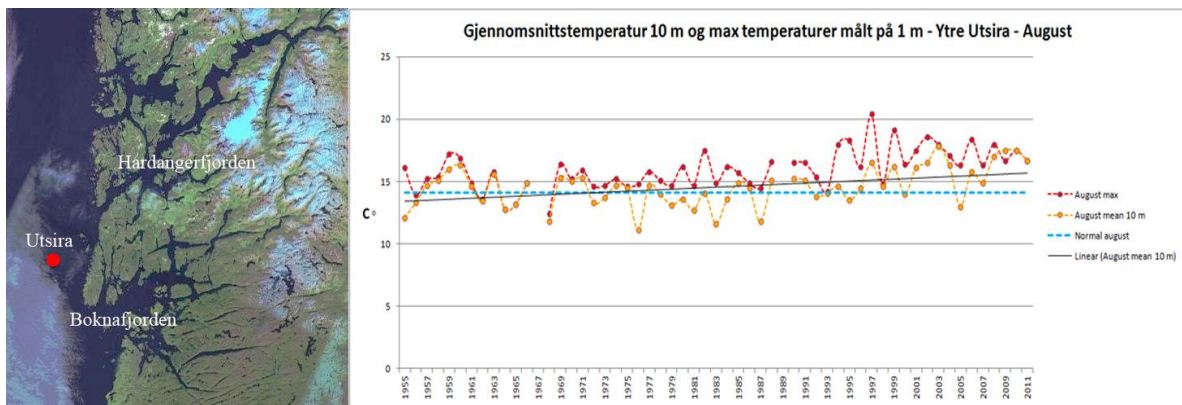
Det er en mulighet for at det teoretiske fôrforbruk i Ancyllus er beregnet for lavt. Metabolismekostnadene kan være vanskelig både å måle og beregne. Det er to forhold i dette som kan nevnes. Energien som frigjøres ved metabolisme (oksydative prosesser eller katabolisme) og energien som brukes ved biosyntese (anabolisme) finnes som fosfor-bindinger i adenylatsystemet (AMP, ADP, ATP). De såkalte energirike bindingene når AMP og ADP fosforolyses dannes ved katabolisme og brukes ved anabolisme (bindingene er i virkeligheten svake slik at de kan dannes lett og brytes lett). Adenylatsystemet lades ved at ADP og AMP hekter på en eller to fosfatgrupper og blir til ATP. Alle (med få unntak) oksydative biokjemiske prosesser genererer ATP og alle biosyntetiske prosesser (vekst) forbruker ATP. Turnovertiden i adenylatsystemet er sekunder. Det betyr at det er en direkte og nesten i sann tid kobling mellom bruk av energi til biosyntese og vekst og generering av den samme energien gjennom oksydativ respirasjon.

Det andre forholdet henger sammen med det første. Fordi det er så tett kobling mellom respirasjon som gir energi og forbruket av denne energien til vekst, er det notorisk vanskelig å måle og beregne metabolisme. Når en måler respirasjonen hos et dyr som ikke får mat, fordi en vil måle basalmetabolismen, går stoffskiftet fort over til en sultsituasjon hvor karbohydrater, lagret fett og kanskje også muskelproteiner blir brukt. Dette er ikke nødvendigvis den samme basalmetabolismen som dyret har mens det spiser og er aktivt, men som da er omtrent umulig å måle. Energiforbruket til vekst kommer inn i det mystiske leddet, 'specific dynamic action'(SDA) - kostnadene ved å prosessere maten i kroppen. Dette er en standard term i fysiologisk litteratur, og fiskemodellen i Ancyllus følger det som er klassisk representasjon av disse metabolske forholdene. Det er likevel ikke sikkert at SDA gir et adekvat uttrykk for energikostnadene til vekst. Q_{sda} i ligningen til Stigebrandt (1999) er regnet som 35 % av energien i protein og 5 % av energien i fett og karbohydrater. Det er mulig at dette gir for lavt estimat for energikostnadene til vekst og at det teoretiske matbehovet og den teoretiske fôrfaktoren dermed beregnes for lavt. Modellen beregner en høy veksteffektivitet på 50-60 % på energibasis (se Fig. 5 i Stigebrandt 1999).

5.4. Effektstudier

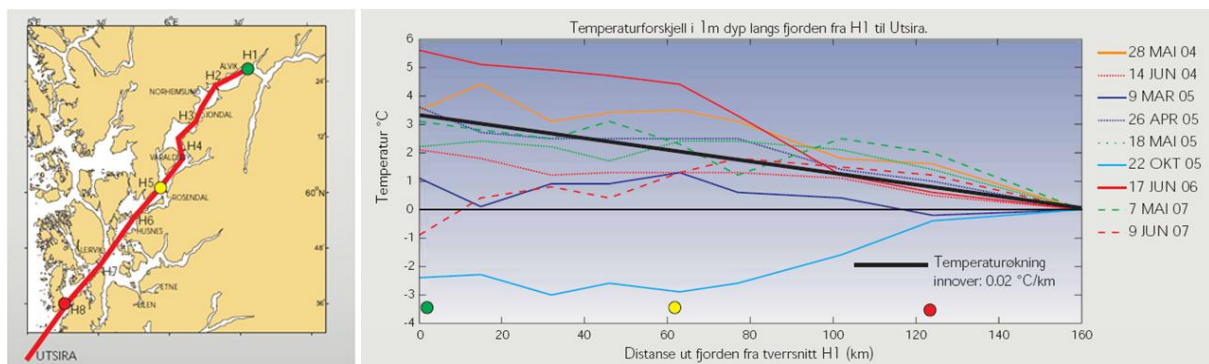
5.4.1. Klimaeffekter

Påvirkning av klimatiske endringer blir mer og mer synlig, særlig i nordområdene. Høyere sjøtemperaturer og økt forsuring representerer trusler mot marine økosystemer innenfor OSPAR sine grenser. Vi har allerede opplevt noen av de høyeste sjøtemperaturene i manns minne, 1997, 2002 og 2006 var alle år som lå godt over normalen, og temperaturer over 19 °C over lengere tid ble målt både i Skagerrak og deler av Vestlandet. I følge OSPARs Quality status report 2010, er det området de kaller region II, som omfatter Skagerrak og Vestlandet den delen av OSPARs område hvor en oppvarming har vært mest synlig. Basert på målinger fra Utsira siden 1955 er det en tydelig trend til at temperauren har steget (Fig. 5.7).

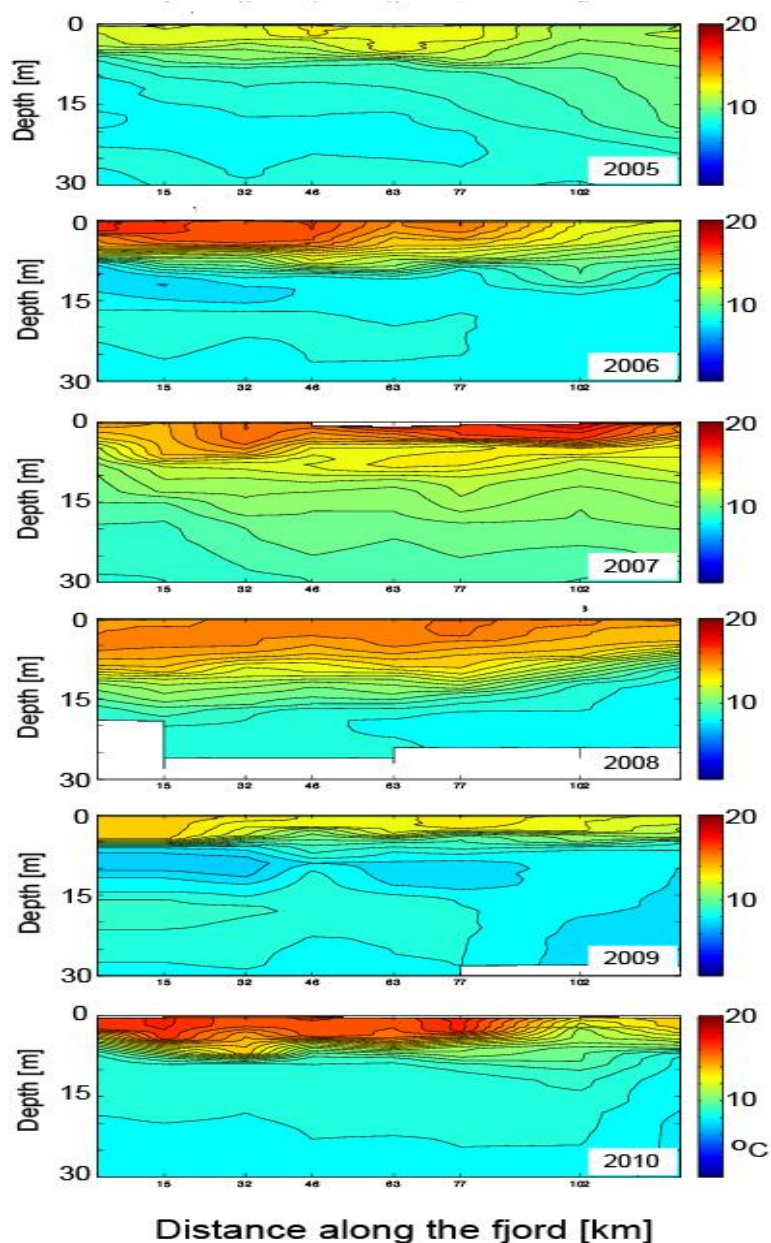


Figur 5.7. Temperaturmålinger fra Utsira fra 1955 og frem til 2011.

Om sommeren vil temperaturen i brakkvannslaget øke med ca 0,01-0,02 grad per km innover fjorden fra kysten. Om høsten (oktober) vil man få den motsatte effekten; temperaturen synker i de øverste fem meterne når man går innover fjorden Figur 5. 8. (Asplin et al. 2008). Figur 5.9. viser hvordan junitemperaturen i Hardangerfjorden kan variere fra år til år.



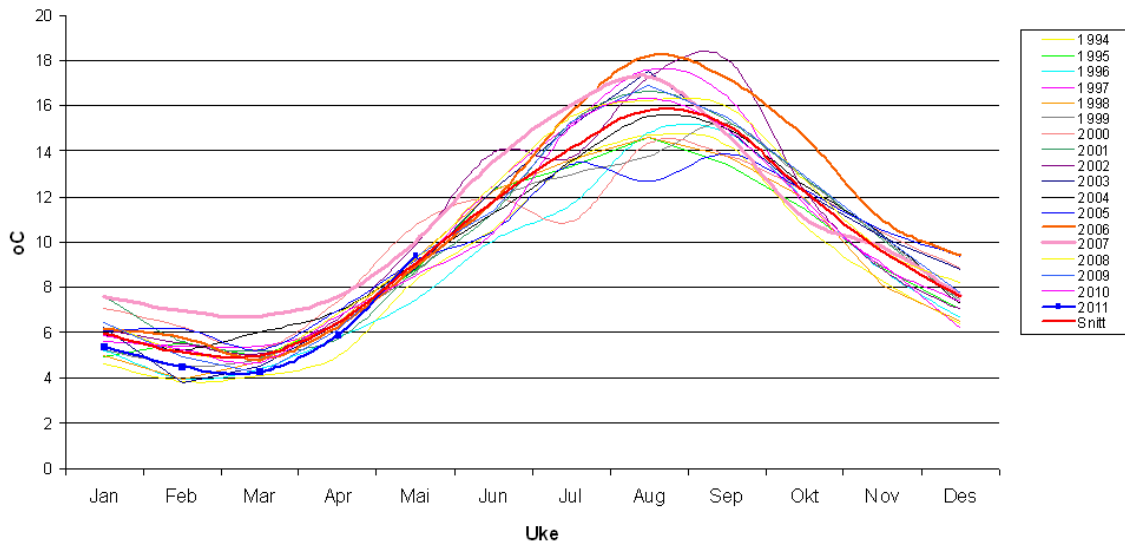
Figur 5. 8. Temperaturforskjell i 1 m dyp innover i Hardangerfjorden i forhold til observasjonene på Utsira. Kartet viser posisjonen til temperatursnittet. Indre del av observasjonene (grønn sirkel) er til venstre i figuren, mens Utsira er til høyre. De fargede sirklene posisjonerer figuren i forhold til kartet (Figur fra Asplin et al. 2008).



Figur 5.9. Målinger ved 8 faste stasjoner i Hardangerfjorden i juni måned i perioden 2006-2010. (0 meter fra fjordmunningen representerer stasjonen mellom Kvanndal og Utne mens den ytterste målestasjonen ligger i Bømlafjorden) (Data fra IMR, Lars Asplin).

Temperaturmålinger inne i Hardangerfjorden fra Marine Harvest sine anlegg rundt Varaldsøy viser derimot ikke en slik økt temperatur i de samme ovenfornevnte årene med ekstremtemperaturer i ytre kystvann (Fig. 5.10). Målingene har vist at det ikke har forekommet temperaturer høyere enn 18 °C på 6 meters dyp i noen år fra måleperioden startet i 1994. Overflatevannet er vanligvis langt varmere enn det er fra 5-6 meter og nedover (Figur 5.9).

Sjøtemperaturer Hardanger (6m)



Figur 5.10. Temperaturmålinger fra Marine Harvest sine anlegg rundt Varaldsøy, samt fra et anlegg innerst i fjorden (fra 2008). Tidsserie 1994 – 2011.

Hva har så dette medført av endringer i flora og fauna langs kysten? Nye arter som har hatt en nordgrense forflytter seg videre nordover. Nylig er det utgitt en rapport av Brattegard (2011) som har vist at av 1600 bunnlevende dyr som tidligere ble definert som sydlige arter i Norge, har 565 arter forflyttet seg lengere nordover i tidsperioden 1997 – 2010. Over 100 arter har kommet inn i vår fauna fra sydligere områder og har etablert seg i norske farvann i samme tidsperiode.

5.4.2. Sammenligning Skagerrak og Vestlandet

Skagerrak og Vestlandet har ulike vannmasser og fysiske forhold. Skagerrak er mer preget av ferskvann i øvre lag og har liten tidevannsforskjell. Her finner vi også høye sommertemperaturer som kan påvirke fordeling av arter. Skagerrak har store tilførsler av næringsalter fra havstrømmer fra Kattegat og sydlige deler av Nordsjøen, samt at flere av de største norske elvene som tar med seg slam og næring fra store landbruksområder og tettsteder munner ut her. Vestlandet er mer preget av atlantisk vann og har større tidevannsforskjell som sørger for bedre utskifting og mer strømrike områder. Tidevannsforskjellen er rundt 25 – 30 cm i Ytre Oslofjord, sammenlignet med ca 1 m ved Bergen.

Når det gjelder forholdene med sukkertare og trådalger er det også vesentlige forskjeller mellom Skagerrak og Vestlandet. De følgende sammenliknende observasjoner og forklaringer er basert på registreringer i perioden 2005-2008 gjennom Sukkertareprosjektet (Moy et al. 2008). I Skagerrak er det gjerne friske forhold med fin sukkertare i den ytterste mest bølgeeksponerte delen av sukkertarens utbredelsesområde.

Lenger inn er det matter dominert av trådformete rødalger som dominerer, og disse er sterkt tilslammet. Disse mattene er mest frodige i sommerhalvåret, men både mattene og slammet finnes hele året gjennom. Det betyr at det er lite tilgjengelig substrat (hardt underlag uten slam) for etablering av nye sukkertarerekrutter i rekrutteringssesongen november-februar. Det er altså oppstått et skifte i samfunnet som ikke lett kan vende tilbake til det opprinnelige.

På Vestlandet finner man også fin sukkertare i de ytre mest bølgepåvirkete delene av sukkertarens utbredelse, men her finnes det også fine sukkertareforekomster innover i fjordene, særlig der det er gode strømforhold. En forskjell fra Skagerrak er at de trådalgene som har dominert er mer omfangsrike matter av særlig brunalger på midlere dyp og tynne grønnalger (*Cladophora* spp.) øverst mot fjæra, og at disse forsvinner på senhøsten. Det er mindre slam her, og det er gjennom vinteren mer fast substrat tilgjengelig for nyrekruttering av sukkertare. Det betyr at disse områdene har høyere resiliens, eller bedre forutsetninger for reetablering av sukkertare, noe som også er observert på flere steder.

I tidligere utredninger er Ytre Oslofjord ansett som eutrofiert (Skjoldal et al. 1996), mens strekningen Lista - Stad ikke kan sies å være belastet av økte nærings saltkonsentrasjoner (Skjoldal et al. 1997a). Nyere undersøkelser utført av NIVA (Norderhaug et al. 2011b) tyder ikke på at de ytre kystområder langs vestlandet bærer preg av eutrofiering, verken om man ser på gruntvannsområder eller målinger av nærings saltkonsentrasjoner.

5.4.3. Vannkvalitet og næringsalter

Fiskeri- og kystdepartementet, sammen med Fiskeridirektoratet og Mattilsynet, har uttrykt uro over utviklingen i Hardangerfjorden når det gjelder bæreevnen i fjorden, sykdoms- og helsesituasjonen, tilstanden i de viltlevende bestandene av laks og sjøørret, samt den langsiktige utviklingen av oppdrettsnæringen. I 2008 innførte derfor Departementet umiddelbar stopp i klarering av nye oppdrettslokaliteter og i utvidelse av eksisterende lokaliteter i Hardangerfjorden. Hardangerfjordprosjektet ble opprettet i 2008 på initiativ fra Fiskeri- og kystdepartementet og er et av to delprosjekt i Havforskningsinstituttets Strategiske instituttprogram: *Ecological Processes and Impacts Governing the Resilience and Alternations in the Porsangerfjord and the Hardangerfjord* (EPIGRAPH).

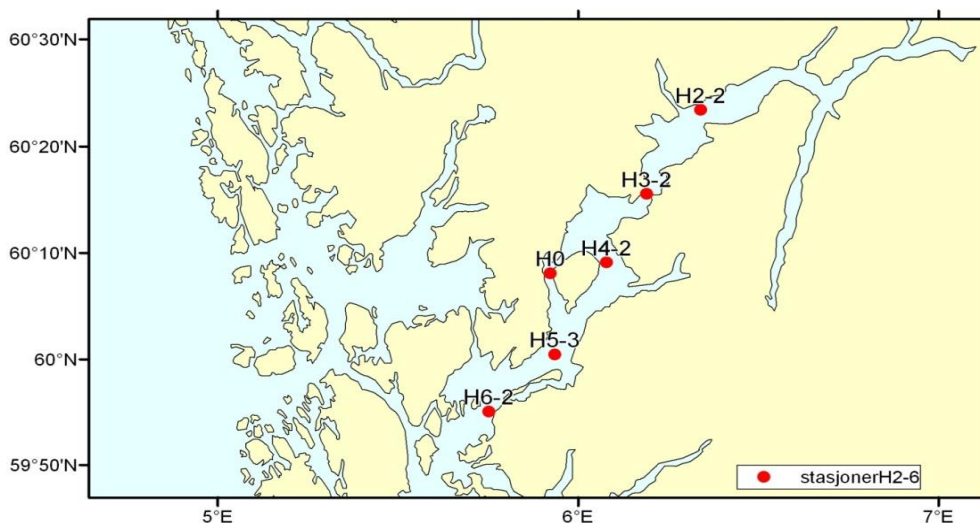
Hardangerfjorden strekker seg fra innerst i Osafjorden og ca 160 km ut til sørspissen av Bømlo. Fra Ullensvang går Sørfjorden ca. 40 km sørover til Odda. Største dyp er ca. 800 m ved Norheimsund. Bredden på fjorden varierer mellom 2 og 7 km.

Fra nedbørsfeltet mottar Hardangerfjorden en gjennomsnittlig vannføring på ca. $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, eller 13 km^3 årlig. Omfanget av de to tidevannsskiftene pr. døgn bidrar imidlertid til større vannutskiftninger. Tidevannsforskjellen er ca. 70 cm ytterst i fjorden, og minker noe innover. Med et samlet areal på rundt regnet 400 km^2 blir utskiftingen av tidevann ca. $0,5 \text{ km}^3$ eller omtrent $10\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ fordelt på det halve døgnet vannet strømmer inn (Johnsen et al. 2008). Med to daglige tidevann dobles denne utskiftningen. Vannkvaliteten i Hardangerfjorden vil derfor i stor grad være preget av vannmassene i den utenforliggende kyststrømmen.

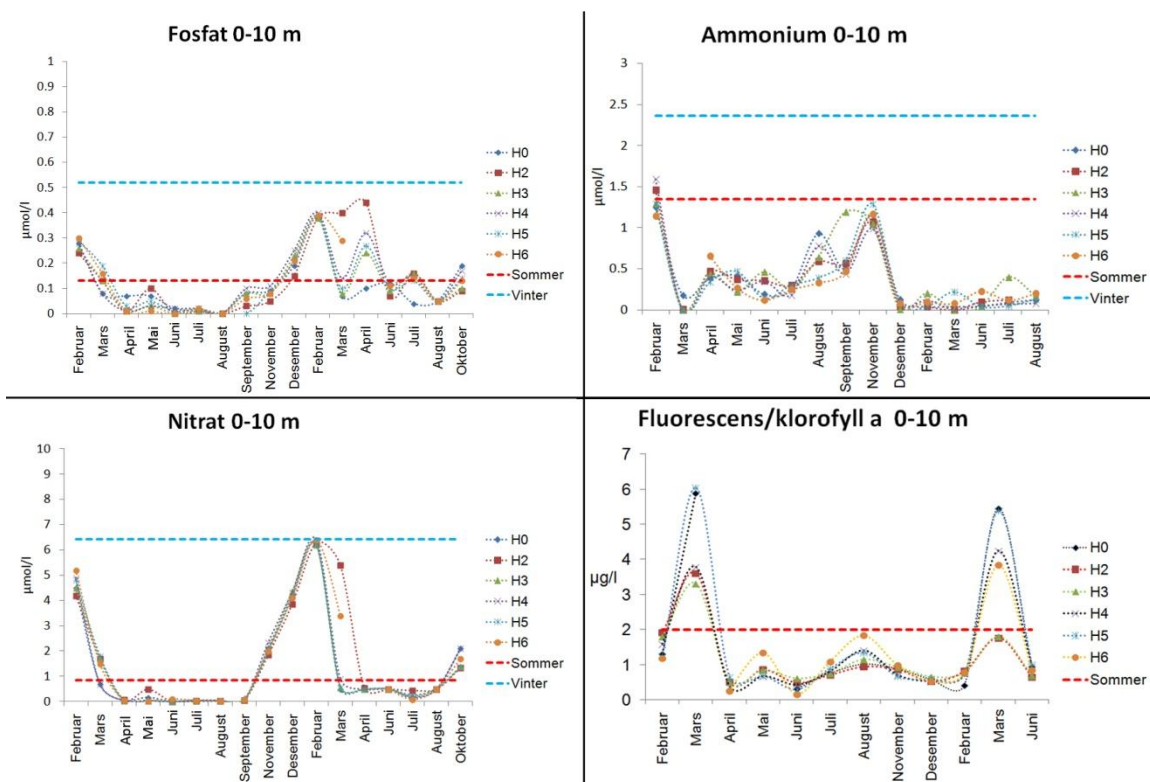
Boknafjorden er en meget åpen fjord med en direkte kontakt til Nordsjøen utenfor. De tallrike sidefjordene i dette systemet strekker seg langt inni landet, og har sine egne karakteristika med hensyn til faktorer som eksponering, vannutskifting og salinitet. Atlantisk laks er også den viktigste oppdrettsarten i Rogaland og det meste av produksjonen (62.000 tonn i 2009) foregår i Boknafjorden med sidefjorder (Ryfylkefjordene). En håndfull anlegg i nordre del av Rogaland med konsesjoner på 16500 tonn fisk utgjør unntakene fra dette.

I mars 2008 ble det, som en del av forskningsprosjektet EPIGRAPH, startet opp undersøkelser av miljøkvaliteten på vannmassene i Hardangerfjorden. Det har blitt tatt prøver fra seks stasjoner i fjorden (Figur 5.11) omtrent 10 ganger i året fra 5 ulike dyp (2, 5, 10, 15 og 20 meter) gjennom to år. Følgende parametre har inngått i analysene: løst nitrogen (nitritt, nitrat, ammonium, TOT N), løst fosfor (fosfat, TOT P), silikat, oksygen, saltholdighet, temperatur og klorofyll a (fluorescens).

Både vinter og sommerverdier for nitrogenforbindelsene (nitrat, nitritt, ammonium) og total nitrogen (TOT N) er innenfor det intervallet som indikerer meget god vannkvalitet i følge SFT standard (Figur 5.12). Det samme gjelder fosfor og silikat. Fluorescensverdiene gir et mål på hvor mye klorofyll/plantep plankton det er i fjorden. Resultatene fra disse målingene viser at gjennom sommermånedene ligger verdiene godt under 2,0 $\mu\text{g/l}$ (grense for meget god vannkvalitet) og at det ikke er noen indikasjoner på unormale planktonblomstringer (Figur 5.12). Resultatene fra 3 års målinger ligger på samme nivå som kystvannet utenfor og viser ingen tegn på at Hardangerfjorden er overgjødset (Husa et al. 2010).



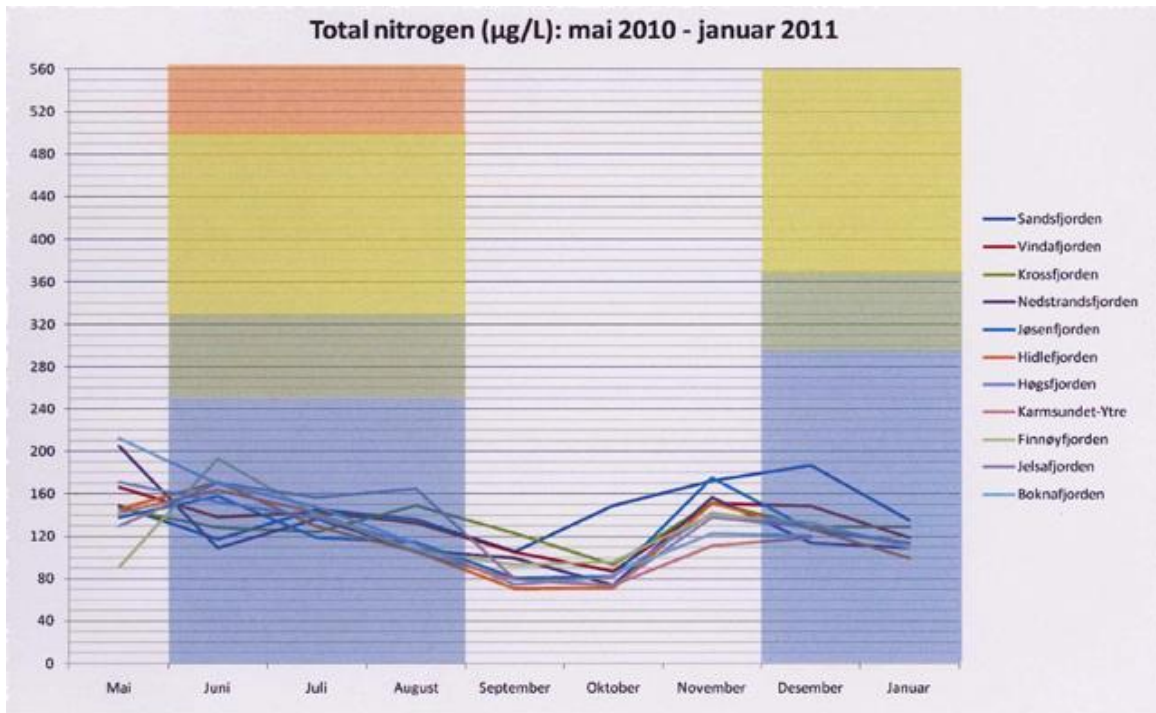
Figur 5.11. Målestasjoner for vannkvalitet i Hardangerfjorden 2008-2011.



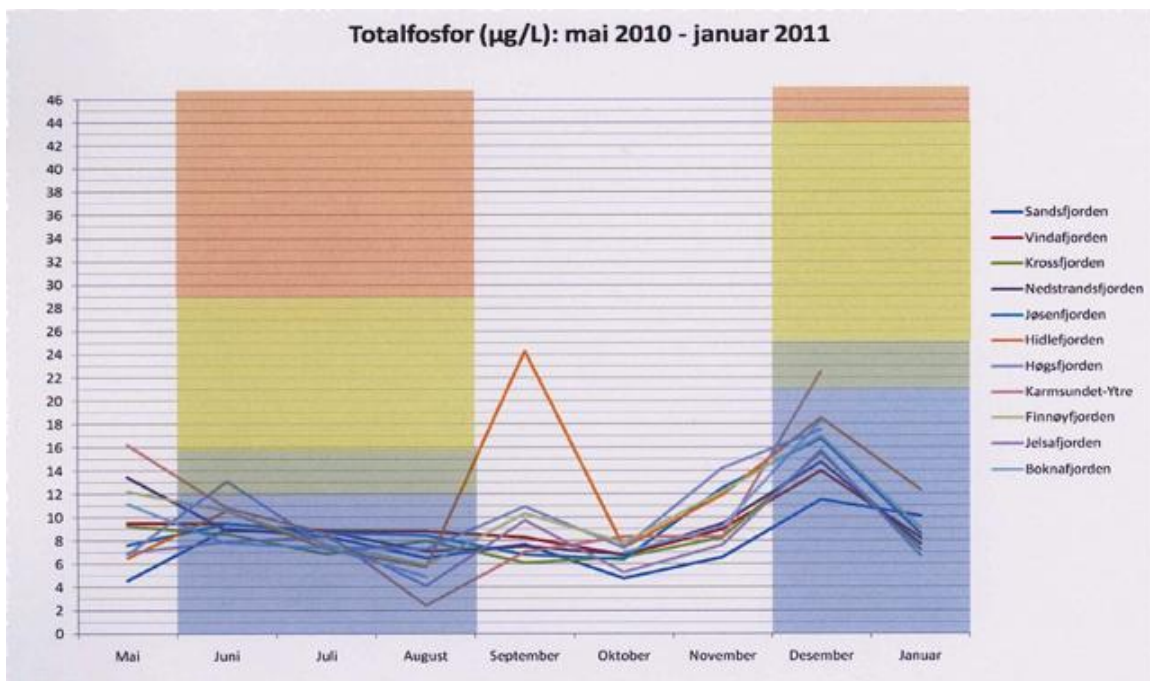
Figur 5.12. Måleverdier for fosfat, ammonium, nitrat og fluorescens i Hardangerfjorden i 2008 og 2009. Stiplet rød linje viser øvre grense for tilstandsklasse I = meget god vannkvalitet om sommeren, tilsvarende viser stiplet blå linje tilstandsklasse I vinterverdier (SFT 1997).

I en nylig utkommet rapport (Helland & Bergslien 2011) er det foretatt målinger av næringssalter, siktedyp og klorofyll a i 11 fjorder knyttet opp mot Boknafjorden i tidsrommet fra mai 2010 til august 2011. I samme periode er det foretatt en videoundersøkelse av makroalgevegetasjonen på 21 lokaliteter. De fysiske parametere er satt opp mot tilstandsklassifisering definert av Direktoratgruppen Vanndirektivet 2009. Dette systemet gir konkrete klassegrenser for vannkvalitet, fordelt på 5 klasser fra Meget god til Svært dårlig. For tilstand Meget god og God er miljømål tilfredsstillt.

Oppsummert viser denne undersøkelsen at verdier for næringssalter ligger innenfor Meget god eller God i de aller fleste perioder. Dette gjelder både nitrogen- (Fig. 5.13) (total nitrogen, nitrat, ammonium) og fosformålinger (Fig. 5.14) (totalfosfor og fosfat) som er foretatt. Unntaksvis er det noen målinger som faller inn i en klasse Mindre god. Klorofyll a er et mål på biomasse av planktonalger. Resultatene fra disse målingene viser at alle lokalitetene faller inn under Meget god tilstand.



Figur 5.13. Total nitrogen i 11 fjorder i Ryfylke. Blå farge angir tilstandsklasse Meget god, grønn God, gul Mindre god og rød Dårlig (SFT 1997). (Fra Helland & Bergslien 2011).

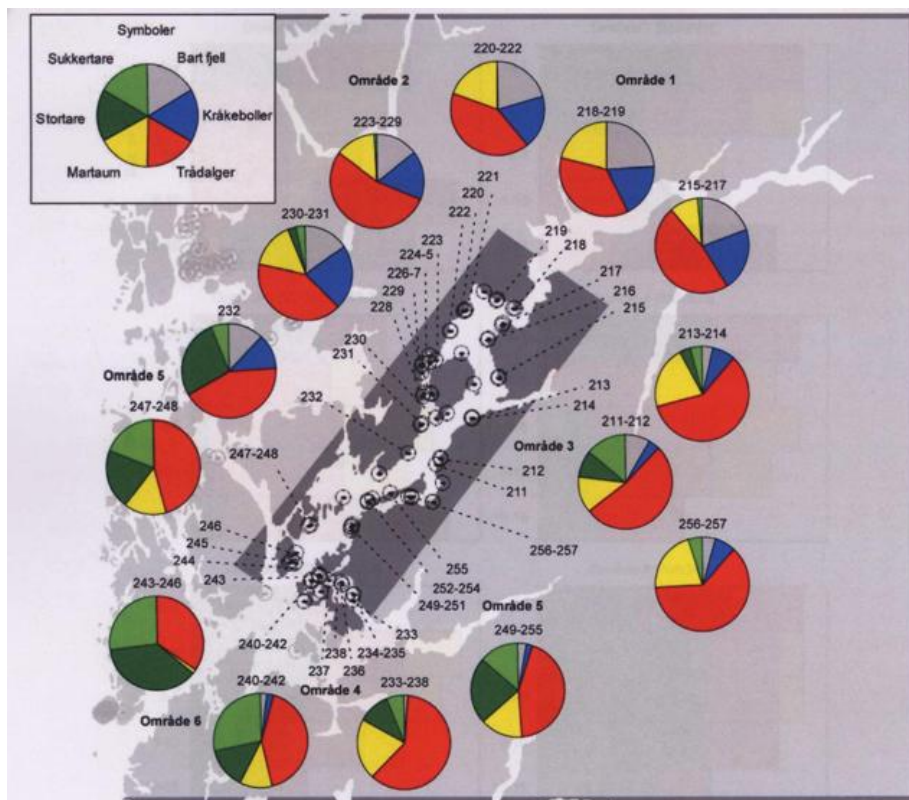


Figur 5.14. Total fosfor i 11 fjorder i Ryfylke. Blå farge angir tilstandsklasse Meget god, grønn God, gul Mindre god og rød Dårlig (SFT 1997). (Fra Helland & Bergslien 2011).

5.4.4. Alger

5.4.4.1. Sukkertare

Gjennom undersøkelser utført av NIVA har et meget stort antall stasjoner blitt undersøkt for tilstedeværelse av sukkertare. I 2007 ble Hardangerfjorden undersøkt fra ytterst til innerst og en relativ mengdefordeling mellom sukkertare, andre alger og bart fjell registrert (Fig. 5.15). Undersøkelsene fra 2007 viste at sukkertare var borte i store deler av den indre delen av fjorden. I ytre område vokste sukkertare sammen med stortare. Utover 2000 tallet ble det fra lokalt hold rapportert om dårlige forhold med økende tilgroing, og Moy et al. (2007, 2008) fant også dårlige forhold med lite sukkertare og mye trådalger i midtre deler av fjorden.



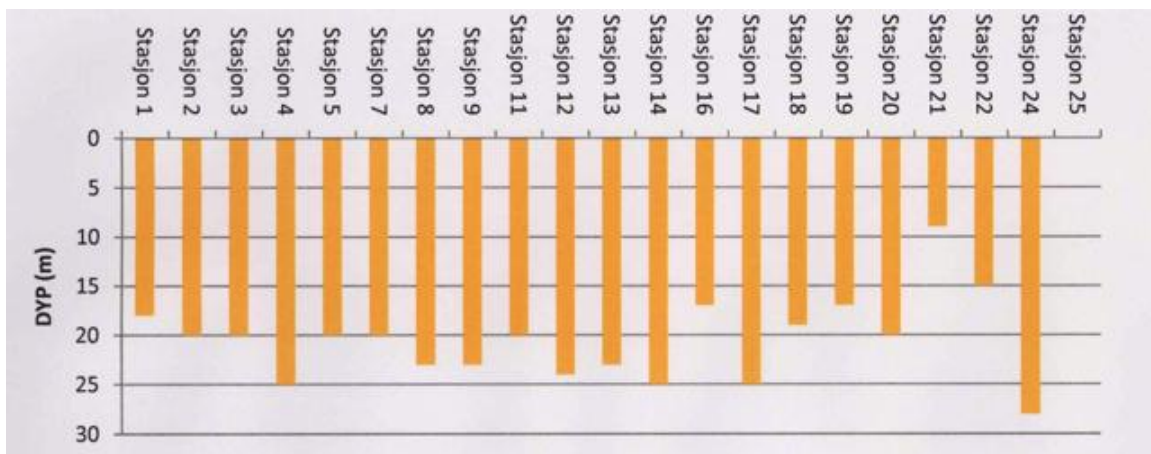
Figur 5.15. Vegetasjonssammensetning i Hardangerfjorden basert på undervannsinspeksjon mellom 1 og 20 m dyp 2. og 3. juli 2007. Diagrammene reflekterer gjennomsnittlig mengde av utvalgte dominerende artsgrupper på stasjonene.

Forekomster av sukkertare i Hardangerfjorden på 1950-tallet og i 2008-2009 ble sammenliknet på til sammen 16 stasjoner i den midtre og indre delen av fjorden. På 1950-tallet ble det observert sukkertare på 7 av de 16 stasjonene, og på 3 av de 7 stasjonene ble det observert sukkertare dypere enn 5 m. I 2008-2009 ble det observert sukkertare på 13 av de 16 stasjonene, og på 6 av de 13 stasjonene ble det observert sukkertare dypere enn 5 m. I 2008-2009 ble imidlertid stasjonene undersøkt med hjelp av videotransekter, mens på 1950-tallet ble observasjonene gjort med vannkikkert, skraping og ved hjelp av

dykkere på enkelte stasjoner. Observasjonene er derfor ikke helt sammenliknbare. Dersom vi ser bort fra de stasjonene der det i 2008-2009 ble observert mindre enn 20 % dekning av sukkertare på bunnen i et dybdeintervall, utgjør de resterende stasjonene 8 av til sammen 16 stasjoner, og den høyeste dekningsgraden (>60 % dekning av bunnen i et dybdeintervall) er observert grunnere enn 5 m dyp. Den innerste stasjonen som ble funnet i 2008-2009 med relativt mye sukkertare i en sone er Ålvik. Observasjonene fra EPIGRAPH-prosjektet gir ikke dekning for å konkludere med at det i 2008 – 09 var en redusert forekomst av sukkertare i Hardangerfjorden sammenlignet med 1950-tallet.

Nedre voksegrense for sukkertare i deler av Hardangerfjorden ser ut til å være regulert av beiting av kråkeboller. Dette gjelder særlig de indre delene av fjorden. Dette er en naturlig tilstand.

Som en del av et 10 årig overvåkningsprosjekt i Boknafjorden og dens sidefjorder ble makroalgevegetasjonen på 21 stasjoner undersøkt fra 0-25 meters dyp. Noen av stasjonene var tidligere undersøkt i sukkertareprosjektet, mens noen var nye for å dekke mest mulig av det området som hadde oppdrettsaktivitet. Undersøkelsen av sjøvegetasjonen i Rogaland ble foretatt med en ROV og man så på nedre voksegrense, sammensetning av tarevegetasjon og innslag av andre trådformete alger. Resultatene fra undersøkelsene viser normal tarevegetasjon i 2010 og 2011, med tare (sukkertare og stortare) ned til 20 - 25 meter på de fleste stasjoner (Fig. 5.16). Det var varierende innslag av trådformete alger på stasjonene (Fra Helland & Bergslien 2011).



Figur 5.16. Nedre voksegrense for sukkertare på 25 utvalgte stasjoner i Boknafjorden. (Fra Helland & Bergslien 2011).

I både Boknafjorden og Hardangerfjorden har sukkertarebestander vært redusert i perioden fra 2005 – 2007. Om våren er trådalger dominerende, med innslag av korte rødalger mens sommer og høst er dominert av større grenete brunalger på 3 og 6 m dyp og mer innslag av kortvokste trådalger på dypere vann. Undersøkelser utført i 2008 tyder på at stasjoner har fått tilbake sukkertare (Tabell 5.2).

Flere stasjoner i Boknafjorden har vært undersøkt gjennom sukkertareprosjektet fra 2005 til 2008 (Moy et al. 2008) og to stasjoner er fulgt opp gjennom kystovervåkingen (sukkertareovervåkingen), se Norderhaug et al. (2011a). Resultatene fra midtre fjordområder har blitt karakterisert til dårlig tilstand de tre første år, og moderat tilstand (spredt vegetasjon av sukkertare) de siste tre år. Disse dataene tyder på at det har vært en bedring i forekomst av sukkertare i 2008.

Tabell 5.2. Forhold mellom forekomst av sukkertare/trådalger på dykketransektstasjoner i Boknafjorden (Rossholmen ganske langt ute og Tingsholmen lenger inn ved munningen av Høgsfjorden) i Hardangerfjorden (Løfallstrand inn for Rosendal) og Fanafjorden (Hordnes). Dato er angitt i mnd, år. Forhold mellom sukkertare og trådalger er angitt på en skala fra 0 (ingen) til 4 (dominerende). Bedring i sukkertareforekomst fra 2007 til 2008 er markert i rødt.

Stasjon	Dyp	07.2006	10.2006	07.2007	04.2008	08.2008
Rosshl	3			0/4	1/4	2/4
	6			1/4	2/4	3/4
	9			2/4	2/4	3/4
Tingshl	3	0/4	0/4	0/4	1/2	0/4
	6	2/4	0/4	0/4	2/4	2/4
	9	0/4	0/4	1/3	2/4	3/4
Løfallstrand	3			0/4	2/3	2/4
	6			0/4	1/3	0/4
	9			0/4	0/3	0/4
Hordnes	3			3/4	3/3	4/3
	6			2/4	0/3	3/4
	9			1/4	1/3	2/2

5.4.4.2. Algeassosiasjoner i Hardangerfjorden 1955-1960 og i nyere tid

Midt på 1950-tallet ble det gjennomført en undersøkelse av den bentiske algevegetasjonen (bunnplanter) i Hardangerfjorden. Dette var ein del av et større undersøkelsesprogram; ”The natural history of the Hardangerfjord”, som Norske havforskeres forening tok initiativ til i 1952. Den bentiske algevegetasjonen i Hardangerfjorden ble undersøkt av Ingrid Jorde og Nils Klavestad fra 1955 til 1960. Sommeren 1955 ble 56 lokaliteter i hovedfjorden undersøkt, og sommeren 1956 ble arbeidet konsentrert om de indre og ytre deler. Det ble også gjort en mer avgrenset innsamling i februar 1956 og i mai 1958. Innsamlingen av alger skjedde for hånd og med rive fra fjæra til 3-4 m dyp, og med trekantskrape fra båt i dypere deler. I 1960 ble også tilleggsmateriale samlet inn på 11 av stasjonene ved hjelp av dykkere.

Materialet ble publisert (Jorde & Klavestad 1963), og artikkelen inneholder artslister fra 35 lokaliteter (to stasjoner er slått sammen). Lokalitetene er fordelt på sidefjorder, hovedfjord og de ytre delene utenfor fjorden. De innsamlede data er i hovedsak kvalitative, men det er i publikasjonen og i Ingrid Jordes feltdagbok gitt en del opplysninger om relative mengdeforhold. I tillegg er soneringen av store alger i fjæresonen beskrevet.

Jorde & Klavestad (1963) peker på en klar fjordeffekt på algevegetasjonen. Denne består for det første av at antallet arter minker innover fjorden (fra 166 til 59), og for det andre at den nedre voksegrensen for makroskopiske alger (bortsett fra kalkrødalger) stiger brått fra ca 30 m dyp i den ytre til 10-15 m dyp i den indre delen av hovedfjorden, og holder seg der i hele fjordsystemet. Når det gjelder det minkende artsantallet innover fjorden forklarer de det delvis med minkende grad av bølgeeksponering, og delvis med at overflatevannet i de indre delene har svært lav salinitet i sommerhalvåret. Når det gjelder den nedre grensen for algevegetasjon peker de på at de kunne observere store mengder kråkeboller nedenfor grensen for algevegetasjon, og at beiting fra kråkeboller kunne være årsaken til den observerte nedre utbredelsesgrensen av alger i hovedfjorden.

Dominerende algeassosiasjoner

I hovedfjorden og sidefjordene var fjæresonen dominert av tangarter. Blæretang, grisetang og sagtang ble funnet helt innerst i sidefjordene, mens sauetang og spiraltang ikke ble det. I sjøsonen nedenfor sagtang dominerte oftest tare eller andre store brunalger. Jorde & Klavestad (1963) beskrev ulike assosiasjoner i de forskjellige delene av fjorden. I de ytre delene vokste gjerne en blanding av tarearter, og sukkertare og kjerringhår kunne dominere de nederste delene, til 20-30 m dyp. Ved Huglo endret vegetasjonen seg påfallende, og den nedre grensen ble også løftet til 10-15 m dyp. I den intermediære og indre del av fjorden forekom sukkertare og fingertare sporadisk til 4-5 m dyp. Mellom 4-5 og 10-15 m dyp var vegetasjonen mer sparsom, og en blanding av store og forgrenete brunalger dominerte oftest. Jorde & Klavestad (1963) fant at brunalgen *langcella* brunskjegg (*Stictyosiphon tortilis*) en alge som normale ikke er så utbredt, dominerte på enkelte lokaliteter nedenfor 4-5 m dyp.

Jorde & Klavestad (1963) skriver ikke så mye om epifytter. De nevner at makroskopiske epifytter forekommer spesielt i den indre delen av hovedfjorden, men sparsomt. De nevner noen vanlige arter på blæretang og sagtang. Et annet sted står det at tvinnesli, brunslisli og smal vortesmökk var vanlige epifytter i hovedfjorden, mens penseldokke og perlesli var vanlig i hele området. De nevner også at det var påfallende lite mikroskopiske epifytter innenfor Varaldsøy.

Hovedresultat fra undersøkelser i 2008-2009

I regi av EPIGRAPH-prosjektet ble til sammen 24 av stasjonene til Jorde & Klavestad (1963) gjenundersøkt i løpet av somrene 2008 og 2009. Stasjonene ble plassert så nær de opprinnelige som mulig ut fra de opplysningene som var tilgjengelige i Jordes feltdagbok, og innsamlingen av materiale ble også gjort på tilsvarende vis. Resultatene viste ikke store endringer i forhold til undersøkelsen av algevegetasjonen i siste halvdel av 1950-tallet. I fjæresonen ble soner av de store brunalgene funnet i tilsvarende soner og mengder som beskrevet av Jorde & Klavestad (1963). Et minkende antall arter ble observert innover fjorden, og fingertare og sukkertare forekom sporadisk på stasjonene i de intermediære og indre delene, som oftest til 4 m dyp. Imidlertid var antall arter høyere på nesten alle stasjonene, og andelen ”sørlige” arter (her definert som arter med nordgrense langs norskekysten) var betydelig høyere i 2008-2009 sammenlignet med materialet til Jorde & Klavestad (1963). En del arter ble også funnet lenger inne i

hovedfjorden og sidefjorder sammenlignet med Jorde og Klavestads observasjoner. I tillegg ble det funnet relativt lite av langcellet brunskjegg, som var ganske dominerende i sjøsonen i den første undersøkelsen. Den nedre grensen for algevegetasjon lå fremdeles på 10-15 m dyp innenfor Huglo, og store mengder kråkeboller på mange av stasjonene nedenfor denne grensen ble observert.

Det ble funnet relativt mye epifytter (spesielt rødalger) på sagtang på noen stasjoner rundt Varaldsøy i 2008-2009, og sagtang og tare kunne også være ganske overgrodd av mosdyr. I sidefjordene Sørfjorden og Maurangerfjorden ble det i 2008 funnet relativt mye grønnalger i fjæra på mange stasjoner, men dette ble ikke observert i 2009. Noen områder utenom de regulære stasjonene ble undersøkt, og spesielt ved Mundheim ble det lokalt observert mye tang som var sterkt overgrodd av tynne trådformede alger, og som også var svært nedslammet. Også i sidefjordene Sørfjorden og Maurangerfjorden kunne tangvegetasjonen virke overgrodd og nedslammet på noen stasjoner. Siden epifyttbegroing er lite behandlet i Jorde & Klavestad (1963) sin undersøkelse fra 1950-tallet er det vanskelig å vurdere om dette representerer en forandring fra 1950-tallet.

5.4.5. Undersøkelser med fokus på nærsonen rundt oppdrettsanlegg

Internasjonalt er det en betydelig mengde litteratur som har undersøkt fysiske, kjemiske og biologiske parametere i sediment og vannsøyle i nærområder av oppdrettsanlegg. Effekter har stort sett vært observert på en skala fra noen meter til noen hundre meter fra anleggenes ytterkant, hvor få undersøkelser har dokumentert effekter utover 1-2 km (se Sara et al. 2011 og referanser i denne).

I Norge har de fleste studier fokusert på bunndyr og prosesser i sedimentene, mens studier i vannsøylen og på hardbunn på grunt vann er få. De pågår imidlertid flere prosjekter med fokus på dette.

En studie av flora og fauna på hardbunn ved 11 anlegg i Hardangerfjorden (0-25 meters dyp) kontra referansestasjoner 1 km fra anlegget viser at utslipp fra anlegg i liten grad påvirker de strukturerende artene. Det er like mye tang og tare ved anleggene som det er på referansestasjonene. Det er heller ingen signifikante forskjeller i nedre voksegrenser for tare mellom anlegg og referansestasjoner. I indre deler av Hardangerfjorden er det en liten trend der en ser en viss grad av påvirkning fra anlegg, særlig der anleggene ligger nær land. Denne trenden består i en noe økt forekomst av tare, kråkeboller, sekkedyr og kalkrørsormer ved anleggene i indre del av fjorden (Husa et al. in prep). I tillegg til overnevnte undersøkelser har det vært utført vertikale transekter med ROV (3 parallelle transekter per lokalitet) på 10 matfiskanlegg og på åtte referansestasjoner (1 km unna nærmeste anlegg) høsten 2010. Fem av anleggene ligger i midtre del av Hardangerfjorden og fem ligger i ytre del av Hardangerfjordssystemet. Foreløpige analyser viser at det er noe mindre tang ved anlegg enn på referansestasjonene, men at det i mindre grad kan spores andre effekter. Forekomsten av tare ved anlegg og på referansestasjoner er relativt lik både i ytre og indre del (Husa et al. in prep).

Selv om det er påvist liten påvirkningen på de anleggene som er undersøkt, kan det være nyttig å definere en sone på 500-1200 meter rundt anleggene der en kan ha en potensiell

påvirkning på sjøvegetasjon. Jo nærmere land anleggene ligger, jo lenger blir strekningen i strandsonen som potensielt påvirkes. I områder med høy produksjon og liten avstand mellom anleggene kan en få en mer eller mindre sammenhengende lengre strekning som kan være påvirket av utslipp fra anleggene.

Det har blitt gjennomført vintermålinger av en rekke fysiske parametere ved et anlegg i indre del av fjorden. Anlegget hadde 2700 t slakteklar fisk og hadde kontinuerlig foring (ca 11.000 tonn fôr per døgn) i måleperioden (1 døgn 21. februar). Det ble tatt målinger av ammonium, næringssalter, Tot N og P, strøm, temperatur, salinitet, klorofyll a, planteplankton, PON/POC, bakterier og organiske partikler i en gradient ut fra anlegget i strømmretningen (til 1 km). Målinger av ammonium verdier korresponderte med beregnede verdier i den målte strømhastigheten (0,15 m/sec) ved anlegget (Fiskemodellen, Stigebrandt) og var relativt lave (0,5-0,3 $\mu\text{mol l}^{-1}$) (Husa, upubliserte data). Utslippmengde fra fiskeproduksjonen vil variere med årstiden. Fisken vokser mest om sommeren, og da vil en også få de høyeste utslippene. Målinger av ammonium fra det samme anlegget i juni og september viser også stort sett lave konsentrasjoner (0,5-1,3 $\mu\text{mol l}^{-1}$) i forhold til årstid. Det var imidlertid enkeltmålinger som var betydelig høyere enn dette (Dale, upubliserte data). Ammonium fra fiskemetabolisme slippes ut som pulser som varer i inntil fem timer etter fisken har spist, men en topp etter to timer (Brett & Zala 1975). Målinger gjort gjennom døgnet i et sea bass/sea bream anlegg viste eksempelvis at den høyeste konsentrasjonen (ca 7 $\mu\text{mol l}^{-1}$) var syv ganger høyere enn den laveste konsentrasjonen (ca 1 $\mu\text{mol l}^{-1}$) (Karakassis et al. 2001). Vintermålinger av TOT N og P, og næringssalter viste litt forhøyde verdier ved anlegget og hadde en effekt ut til 200-300 m fra anlegget. Partikkelmålinger viser at det er mest av de minste partiklene ved lokalt ved anlegget, men viser ikke særlig høye verdier sammenlignet med vanlige verdier i kystvann (Husa upubliserte data).

Foreløpige resultat fra målinger rundt andre anlegg i Norge viser at ammoniumkonsentrasjoner i en størrelsesorden 4-8 μmol kan finnes i nærheten av anlegget, men synker raskt og er nesten ikke sporbare på 500 meters avstand (Husa upubliserte data). Dette er sammenfallende med målinger rundt anlegg i Skottland selv om disse er utført på mindre anlegg enn vi har i dag hvor forhøyede konsentrasjoner ble funnet opptil 200 – 300 m fra merdene (Sanderson et al. 2008). Sanderson et al. (2006) dyrket også rødalgen søl og sukkertare og begge artene viste en betydelig bedre vekst nær anlegget enn på en kontrolllokalitet.

En rekke forfattere har i de senere år diskutert utfordringene som ligger i å overvåke mulige effekter av akvakultur kun ved å måle fysiokjemiske variable i vannsøylen (for eksempel García-Sanz et al. 2011). Dette skyldes at næringssaltene fortynnes hurtig og/eller tas opp av alger eller mikroorganismer hvis biomasse igjen spres. Målinger av fysiokjemiske variable er også tidkrevende og dyrt dersom man skal få en god dekning i tid og rom (Sarà 2007). Av alternative metoder kan man nevne ulike typer bioassays, hvor f.eks vekst, næringslagring eller stabile isotop profiler i levende biologisk materiale brukes som et indirekte mål på næringssalttilgang (f.eks Costanzo et al. 2001, Dalsgaard & Krause-Jensen 2006, Lin & Fong 2008, García-Sanz et al. 2010, 2011). Målinger fra Spania viser at stabile nitrogenisotoper fra matfiskanlegg kan spores i tang i en distanse

på inntil 2500 m fra et anlegg med høy fiskeproduksjon (7000 tonn) Garcia-Sanz et al. 2011.).

Det har blitt utført studier av vekst og stabile nitrogenisotoper (^{15}N) i alge-bioassays for indirekte å måle nærings saltutslipp fra to oppdrettsanlegg i Hardangerfjorden. Det ene anlegget var lokalisert i ytre deler av fjorden, mens det andre anlegget lå relativt langt inne i fjorden. Forsøket bestod av algekulturer i dialyseposer. Algene inne i dialyseposene har samme konsentrasjon av nærings salter som det som i vannet utenfor posene, og det er brukt økning i algebiomasse i posene som et mål på nærings salttilgang. Dialyseposene satt ut i ulik distanse fra anlegget. Avhengig av anleggets plassering og årstid så det ut til at algeveksten ble stimulert og påvirkning kunne spores fra 200-1800 meter fra anleggene i nedstrøms retning (Liu 2011).

5.4.6. Planteplankton og giftige alger

Planktonmengde og artssammensetning overvåkes ukentlig langs norskekysten i regi av Mattilsynet gjennom overvåkingsprogrammet for skadelige alger. Det er stor variasjon i planteplanktonbiomassen og artssammensetningen i løpet av året og mellom årene, og det registreres også betydelige ulikheter innenfor små geografiske områder. For planteplankton generelt er det ikke registrert dramatiske endringer i løpet av overvåkingsperioden, selv om man i enkelte regioner har sett endringer. Når det gjelder tilstedeværelsen av skadelige alger viser også denne ”gruppen” betydelig variasjon. I dette datamaterialet har man registrert en endring med økende frekvens av skadelige alger i de nordligste delene av landet og en reduksjon i Skagerrak og delvis på Vestlandet (Naustvoll et al. 2010).

En rekke studier har undersøkt planteplanktonforekomster nær oppdrettsanlegg men har ikke kunnet påvise noen forhøyede verdier i biomasse eller forekomst av giftige arter i de to undersøkte fjordene som er tatt for seg i denne rapporten (Taranger et al. 2010). Det har vært diskutert hvorvidt årsaken til at man ikke finner høyere biomasse av planteplankton nær anlegg skyldes algenes oppholdstid i området er kort, eller at de blir raskt spist av dyreplankton (Pitta et al. 2009).

Basert på undersøkelser i Hylsfjorden i Ryfylke har man sett en viss sammenheng mellom oppdrettsaktivitet og forekomst av den giftige algen *Prymnesium parvum*. Etter flere år med oppblomstringer av denne algen, med påfølgende fiskedød, ble oppdrettsaktiviteten flyttet med den effekt at hyppigheten av algeoppblomstringene avtok (Johnsen et al. 2010). En mulig årsak her kan være et forskjøvet N:P forhold.

6. KONKLUSJON

6.1. Konklusjoner

Selv om oppdrettsindustrien slipper ut mye næringssalter skyldes mangel på effekter et robust planktonsamfunn og at den vannutskiftning som skyldes tidevann og estuarin sirkulasjon er så stor og i seg selv bidrar til en meget stor transport av næringsstoffer inn og ut av fjordsystemene. Hverken i Hardangerfjorden eller Boknafjorden er det funnet målbare endringer i næringssaltkonsentrasjonene hverken i vinterhalvåret eller sommerhalvåret, og bidraget fra dagens matfiskproduksjon synes for små til å forårsake eutrofiering.

Selv om økte næringssaltverdier ikke har blitt målt i de frie vannmasser i oppdrettsintensive områder (unntatt i umiddelbar nærhet til merder) kan det være risiko for lokale effekter av overgjødning i områder med dårligere vannutskiftning.

Den fastsittende algevegetasjonen er ofte benyttet som en indikator på eutrofi i grunne områder. En sunn og frisk tang og tare vegetasjon vil gjenspeile seg i relativt lite hurtigvoksende årlige epifyttiske arter. I perioder forekommer imidlertid dette i begge undersøkte fjorder. Avhengig av når på året man velger å gjøre sine observasjoner, kan dette gi forskjellige resultater. Ofte vil man kunne finne frisk sukkertarevegetasjon om våren og tidlig på sommeren. Kommer man tilbake senere (august/september) kan situasjonen være endret, sukkertaren er kraftig overgrodd og borte i enkelte områder. At sukkertare blir overgrodd av epifytter er også noe som er observert i ytre deler av Trøndelagskysten, og i Lofoten – områder man ikke vil kunne tro er påvirket av forhøyede næringssaltutslipp. Her er det etter all sannsynlighet andre faktorer som bidrar.

Basert på de data som er tilgjengelige over biologiske og kjemiske parametere har vi vanskelig for å se at næringssaltutslippene fra fiskeoppdrettsanlegg i både Hardangerfjorden og Boknafjorden (med Ryfylkefjordene) har noen store effekter på det marine gruntvannsmiljøet eller på pelagiske algeoppblomstringer.

- Nye undersøkelser har vist en økt diversitet av makroalger i Hardangerfjorden, og med et større innslag av sørlige arter.
- Det er observert skifter mellom sukkertare og trådalger som kan indikere at tilstanden kan være ustabil, men årsaken til skiftningene er ikke avdekket.
- Nedre voksegrense for sukkertare i Boknafjorden tyder på at vannkvaliteten på de undersøkte stasjoner er god.
- Det er ingen tegn til at mengden planteplankton skulle ha økt med 50% (kriterium for å fastslå eutrofiering i følge OSPAR kommisjonen) i de to fjordene.
- Målinger av næringssalter i begge fjorder tyder på at verdiene ligger innenfor det man vil kunne karakterisere som meget god vannkvalitet (Klifs kriterier) i de aller fleste tilfeller.

- Lokale effekter ikke kan utelukkes, for eksempel når anlegg ligger svært nær land, og/eller i nærheten av bakevjer hvor vannmasser kan bli liggende over lengre tid.

6.2. Tiltak

Våre konklusjoner er gjort basert på dagens produksjonsnivå i oppdrett, men med stadig økende produksjon er det grunn til å følge utviklingen nøye. Vi vil flagge behovet for en økt overvåkning. Hvordan dette skal organiseres er utenfor denne gruppens mandat.

7. REFERANSER

- Anderson JS, Lall SP, Anderson DM, og McNiven MA. 1995. Availability of amino acids from various fish meals fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*. 138: 291-301.
- Andersson L. 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak – Kattegat. *Journal of Sea Research* 35:63-71.
- ANON 1993. North Sea – quality status report 1993. North Sea task force. State pollution control authority (SFT) Norway.
- Asplin L., Aure J., og Sundby S. 2008. Klima og klimaendringer i fjordene og på kysten. *Kyst og Havbruk, Fisken og Havet, Særnummer 2-2008*.
- Aure J. og Stigebrandt A. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture* 90:135-156.
- Aure J. og Danielssen D. 1996. Fjordbassengene i ytre Oslofjord. Oksygenforbruk, organisk belastning og vannutskiftning. *Fisken og Havet* Nr 17-1996.
- Aure J. og Johannessen T. 1997. Næringssalter og klorofyll a fra Skagerrak til vestlandet. *Fisken og Havet* nr 2 1997. 45 s.
- Aure J., Danielssen D., og Svendsen E. 1998. The origin og Skagerrak coastal water of Arendal in relation to variations in nutrient concentrations. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 610–619.
- Aure J., og Strand Ø. 2001. Havforskningsinstituttets termografstasjoner. Hydrografiske normaler og langtidsvariasjoner i norske kystfarvann mellom 1936 og 2000. *Fisken og Havet* Nr. 13-2001.
- Aure J. og Skjoldal H.R. 2003. Common procedure for identification of the eutrophication status. Application of the screening procedure for the Norwegian coast north of 62°N (Stad-Russian border). SFT report TA 1997/2003. 23 s.
- Aure J. og Magnusson J. 2008. Mindre tilførsel av næringssalter til Skagerrak. *Kyst og Havbruk* 2008. *Fisken og Havet, særnummer 2 -2008*. S 28-33
- Baalsrud K. og Magnusson J. 2002. Indre Oslofjord. Natur og miljø. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeide i indre Oslofjord. 135 s.
- Bäck S., Lehvo A., og Blomster J. 2000. Mass occurrence of unattached *Enteromorpha intestinalis* on the Finnish Baltic sea coast. *Ann. Bot. Fenn.* 37, 155-161
- Bartsch I. og Kuhlenkamp R. 2000. The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): An annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgoland Marine Research* 54:160–189.
- Bartsch I. og Tittley I. 2004. The rocky intertidal biotopes of Helgoland: Present and past. *Helgoland Marine Research* 58:289–302.
- Bartsch I., Wiencke C., Bischof K., Buchholz C.M., Buck B.H., Eggert A., Feuerpfeil P., Hanelt D., Jacobsen S., Karez R., Karsten U., Molis M., Roleda M.Y., Schumann R., Schubert H., Valentin K., Weinberger F. og Wiese J. 2008. The genus *Laminaria sensu lato*: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43(1):1-86.
- Bartsch I. og Kuhlenkamp R. 2009. Entwicklung der Makrophyten. Vegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg. *Meeresumwelt Aktuell: Nord- und Ostsee* 1:1–8.
- Berge J.A. m. fl. 2010. Overvåking av forurensingssituasjonen i Indre Oslofjord. NIVA rapport 5985-2010. 145 s.
- Bergheim A. og Braaten B. 2007. Modell for utslipp fra norske matfiskanlegg til sjø. Rapport IRIS - 2007/180. 35 s.
- Bergstøl P.O., Feldborg D. og Olsen J.G. 1981. Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-1980. Tilførsler av fosfor. Norsk Institutt for Vannovervåkning. (0-7808403).
- Bjerkeng B. 1997. Vannutskiftning og næringssaltbudsjetter i ytre Oslofjord. NIVA rapport nr. 3593-97. 155 s.
- Bokn T. og Lein T.E. 1978. Long-term changes in fucoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norwegian Journal of Botany* 25:9-14.
- Bokn T., Murray S.N., Moy F.E. og Magnusson J.B. 1992. Changes in fucoid distribution and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. *Acta Phytogeographica Suecica* 78:117-124.

- Bolton J.J. og Lüning K. 1982. Optimal growth and maximal survival temperature of Atlantic *Laminaria* species (Phaeophyta) in culture. *Marine Biology* 66: 89-94.
- Braaten B., Lange G. og Bergheim A. 2010. Vurdering av nye tekniske løsninger for å redusere utslippene fra fiskeoppdrett i sjø. Rapport IRIS – 2010/134. 45s.
- Brattegaard T. 2011. Endringer i norsk marin bunnfauna 1997 – 2010. Utredning for DN 2011 – 8. Direktoratet for naturforvaltning.
- Brett J.R. og Zala C.A. 1975. Daily patterns of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon under controlled conditions. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* 32:2479-2488.
- Burkepile D.E. og Hay M.E. 2006. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87(12):3128–3139
- Burkholder J.A., Tomasko D.A., og Touchette B.W. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350(1-2):46-72.
- Cloern J.E. 2001 Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar Ecol Prog Ser* 210:223-253
- Costanzo S.D., O'Donohue M.J., Dennison W.C., Loneragan N.R. og Thomas M. 2001. A new approach for detecting and mapping sewage impacts. *Marine Pollution Bulletin* 42(2): 149-156
- Dalsgaard T. og Krause-Jensen D. 2006. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture* 256:302-310
- Duarte C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112.
- Einem O., Holmefjord I., Talbot C. og Åsgård T. 1994. Auditing nutrient discharges from fish farms: theoretical and practical considerations. *Aquaculture Research* 26: 701-713
- Eknes M. 2007. Effekter av økt utslipp av næringssalt fra fiskeoppdrett. Kyst og Havbruksrapporten 2007. Særnummer Fisken og Havet.
- Eriksson B.K., Johansson G. og Snoeijjs P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology* 38, 284-296.
- Eriksson B.K., Rubach A. og Hillebrand H. 2007. Dominance by a canopyforming seaweed modifies resource and consumer control of bloom forming macroalgae. *Oikos* 116, 1211-1219.
- Eriksson B.K., Ljungren L., Sandstrøm S., Johansson G., Matilla J., Rubach A., Råberg S. og Snickars M. 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming algae. *Ecological Applications* 19:1975-1988
- Ervik A., Hansen P.K., Stigebrandt A., Aure J., Jahnsen T. og Johannessen P. 1993. MOM: Modellerings-Overvåking-Matfiskanlegg. Et system for regulering av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. Rapport Nr. 23, Senter for Havbruk, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Ervik A., Hansen P.K., Aure J., Stigebrandt A., Johannessen P. og 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.
- Ervik A., Aure J., Skjoldal H.R. og Alvsvåg J. 2005. Konsekvensutredning av regionale miljøvirkninger av et framtidig økende fiskeoppdrett i Norge. Utredning laget på oppdrag fra SFT. Havforskningsinstituttet.
- Fernandes M., Leuer P., Cheshire A. og Angove M. 2006. Preliminary model of nitrogen loads from southern bluefin tuna aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 2007. 54: 1321-1332.
- Gade H. 1967. Hydrografi. Oslofjorden og dens forurensnings-problemer. Norsk Institutt for Vannforskning.
- Garcia-Sanz, T., Ruiz J.M., Perez M. og Ruiz M. 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
- Garcia-Sanz, T., Ruiz J.M., Ruiz M., Perez M., Gonzales M.N. og Garcia R. 2010. An evaluation of a macroalgal bioassay tool for assessing the spatial extent of nutrient release from offshore fish farms. *Marine environmental research* 70:189-200.
- Gran H.H. 1897. Kristianiafjordens algeflora. I. Rhodophyceæ og Phæophyceæ. Videnskapskapets Skrifter. I. Matematisk-naturvitenskapelig klasse. No2. 56 s.
- Grenager B. 1957. Algological observations from the polluted area of the Oslofjord. *Nytt magasin for botanikk* 5:41-60.
- Greve W., Reiners F., Nast J. og Hoffmann S. 2004. Helgoland Roads meso- and macrozooplankton time series 1974 to 2004: Lessons from 30 years of single spot, high frequency sampling at the only off-shore island of the North Sea. *Helgoland Marine Research* 58:274–288.

- Guerry A.D., Menge B.A. og Dunmore RA. 2009. Effects of consumers and enrichment on abundance and diversity of benthic algae in a rocky intertidal community. *J Exp Mar Biol Ecol.* 369, 155-164.
- Gullestad et al. 2011. Effektiv og bærekraftig arealbruk i havbruksnæringen – areal til begjær. Rapport fra et ekspertutvalg oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet. Oslo 4. februar 2011.
- Hackett B., Røed L.P., Ulstad C. og Engedahl H. 1995. Numerical simulation of the circulation of the Outer Oslofjord, with budget calculations for passive tracers. Research report No. 26, Norwegian Meteorological Institute. 119 s.
- Helland E, Bergslien M. 2011. Marin overvåking Rogaland mai 2010 – august 2011. Rapport Blue Planet. 49 s.
- Holtan G. og Magnusson J. 1989. Studier av eldre data. Teoretisk beregning av næringssalttilførsler til Ytre Oslofjord omkring 1910. Delrapport 4.4.a. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport nr. 398/90. NIVA rapport 1 nr 2381.
- Hua K. og Bureau D.P. 2006. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. *Aquaculture*; 254: 455-465.
- Husa V., Steen H. og Åsen P.A. 2007. Hvordan vil makroalgesamfunnene langs norskekysten påvirkes av økte sjøtemperaturer? *Kyst og Havbruk 2007, Særnummer Fisken og Havet 2-2007: 23-27.*
- Husa V., Skogen M., Eknes M., Aure J., Ervik A. og Hansen P.K. 2008. Oppdrett og utslipp av næringsalter. *Kyst og Havbruk 2008. Fisken og Havet, særnummer 2 -2008, Side 79-81.*
- Husa V., Skogen M., Eknes M, Aure J., Ervik A. og Hansen P.K. 2010. Oppdrett og utslipp av næringsalter. *Fisken og havet, særnummer 1-2010.*
- Johnsen G.H., Sægrov H., Urdal K. og Kålås S. 2008. Hardangerfjorden. Økologisk status 2007 og veien videre. Rapport fra Rådgivende biologer AS.
- Jorde I. og Klavestad N. 1963. The natural history of Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9:1 – 99.
- Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E. og Pitta, P. (2001). Diel variation of nutrients and chlorophyll in sea bream and sea bass cages in the Mediterranean. *Fresenius environmental Bulletin.* 10: 278-283
- Klavestad N. 1967. Undersøkelser over benthos-algevegetasjonen i indre Oslofjord i 1962-1965. Delrapport 9. NIVA. 119 s.
- Klavestad N. 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. *Botanica Marina* 21:71-97.
- Kraufvelin P., Moy F.E., Christie H. og Bokn T.L. 2006. Nutrient addition to experimental rocky shore communities revisited: delayed responses, rapid recovery. *Ecosystems* 9: 1076-1093.
- Krause- Jensen D., Middelboe A.L., Carstensen J. og Dahl K. 2007. Spatial patterns of macroalgal abundance in relation to eutrophication.. *Mar Biol* 152, 25-36.
- Larsen J.F. 1995. Utbredelse av benthosalgner i indre Oslofjord. Cand. scient. oppgave. Universitetet i Oslo. 98 s.
- Lin D.T. og Fong P. (2008). Macroalgal bioindicators (growth, tissue N, delta N-15) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin* 56:245-249.
- Liu D., Keesing J.K., Dong Z., Zhen Y., Di B., Shi Y., Fearn P. og Shi P. 2010. Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in Yellow Sea, China: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1423-32
- Liu J. 2011. Assessing the importance of hydrodynamic regime in regulating growth, nutrient uptake and storage by marine algae. Master Thesis. Department of Biology, University of Bergen
- Ménesguen A., Perrot T. og Dussauze M. 2010. Ulva Mass Accumulations on Brittany Beaches: Explanation and Remedies Deduced from Models. *Mercator Ocean Quarterly Newsletter*, October 2010.
- Moksnes P.O., Gullström M., Tryman K., og Baden S. 2008 Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117:763-777.
- Molvær J., Magnusson J., Selvik J.R., og Tjomsland T. 2003a. Common procedure for identification of the eutrophication status of marine area of the Oslo and Paris conventions. Report on the screening procedure for the Norwegian Skagerrak coast. NIVA report 4654-2003. 93 s.
- Molvær J., Magnusson J., Selvik J.R., og Tjomsland T. 2003b. Common procedure for identification of the eutrophication status of marine area of the Oslo and Paris conventions. Report on the screening procedure for the Norwegian coast from Lindesnes to Stad. SFT report TA 1928/2003. NIVA report 4653-2003. 30 s.

- Molvær J., Eikrem W., Magnusson J., Pedersen A. og Tjomsland T. 2007a. Common procedure for identification of the eutrophication status of marine area of the Oslo and Paris conventions. Report on the eutrophication status for the Norwegian Skagerrak coast. NIVA report 5400-2007. 69 s.
- Molvær J., Eikrem W., Magnusson J., Pedersen A. og Tjomsland T. 2007b. The OSPAR comprehensive procedure for the Norwegian west coast – eutrophication status. NIVA report 5474-2007. 86 s.
- Moy F, et al. 2006. Statusrapport 1-2006 fra sukkertareprosjektet. SFT rapport TA-2193/2006. 36 s.
- Moy F., Christie H. og Tveiten L. 2007. Undersøkelser av sukkertare i Hardangerfjorden. NIVA-rapport 5509-2007.
- Moy F., Christie H., Steen H., Stålnacke P., Aksnes D., Alve E., Aure J., Bekkby T., Fredriksen S., Gitmark J., Hackett B., Magnusson J., Pengerud A., Sjøtun K., Sørensen K., Tveiten L., Øygarden L. og Åsen P.A. 2008. Sluttrapport fra Sukkertareprosjektet 2005-2008. SFT rapport TA-2467/2008, NIVA rapport 5709, 131 pp.
- Munda I.M. 1996. The northern Adriatic Sea. In Ecological studies Vol 123. Eds. Scramm & Nienhaus. Marine benthic vegetation.
- Naustvoll L.J., Gustad E. og Kleiven M. 2010. Overvåking av mikroalger langs norskekysten. Havforskningsrapporten. Særnummer av Fisken og Havet. 1-2010.
- Norderhaug K.M., Naustvoll L. m. fl. 2011a. Miljøovervåking av sukkertare langs kysten. Sukkertareovervåkingsprogrammet 2009-2010. NIVA-rapport 6135-2011
- Norderhaug K.M. (Ed) 2011b. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2010. Klif rapport TA 2777/2011. 118 s
- Olsen Y., Agusti S., Andersen T., Duarte C.M., Gasol P., Gismervik I., Heiskanen A-S., Hoell E., Kuoppo P., Lignell R., Reinertsen H., Sommer U., Stibor H., Tamminen T., Vadstein O., Vaque D. og Vidal M. 2006. A comparative study of responses in planktonic food web structure and function in contrasting European coastal waters exposed to experimental nutrient addition. *Limnol. Oceanogr.* 51: 488-503.
- Olsen Y., Andersen T., Gismervik I. og Vadstein, O. 2007. Protozoan and metazoan zooplankton-mediated carbon flows in nutrient-enriched coastal planktonic communities, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 331: 67-83.
- Olsen Y. og Olsen L.M. 2008. Environmental Impact of Aquaculture on Coastal Planktonic Ecosystems IN: K. Tsukamoto, T. Kawamura, T. Takeuchi, T. D. Beard, Jr. and M. J. Kaiser, eds. Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress 2008, pp. 181–196.
- Olsen L.M., Holmer M. og Olsen Y. 2008. Final report, February 2008. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters. Literature review with evaluated state of knowledge FHF project no. 542014
- OSPAR commission 2010. Quality status report 2010. <http://qsr2010.ospar.org/en/index.html>
- Pang S.J., Liu F., Shan T.F., Xu N., Zhang Z.H., Gao S.Q., Chopin T. og Sun S. 2010. Tracking the algal origin of the *Ulva* bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morphological and physiological analyses. *Marine Environmental Research* 69:207-215.
- Pedersen M.F. og 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.
- Pedersen M.F. og Borum J. 1997 Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. *Marine Ecology Progress Series* 161:155-163
- Pehlke C. og Bartsch I. 2008. Changes in depth distribution and biomass of sublittoral seaweeds at Helgoland (North Sea) between 1970 and 2005. *Climate Research* 37:135–147.
- Pihl L., Svenson A., Moksnes P.O. og Wennehage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *Journal of Sea Research* 41:281-95.
- Pitta P., Tsapakis M., Apostolaki E.T., Tsagaraki T., Holmer M. og Karakassis L. 2009. "Ghost nutrients" from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. *Marine Ecology Progress Series* 374:1-6.
- Rönnerberg O., Ådjers K., Ruokolampi C. og Bondestam M. 1992. Effects of fish farming on growth, epiphytes and nutrient contents of *Fucus vesiculosus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *Aquat Bot* 42:109-20

- Rueness J. 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum*. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 24:446-454.
- Rueness, J. og Fredriksen S. 1991. An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. *Oebalia* 17: 223-235
- Sanderson J.C., Cromey C J., Dring, M.J. og Kelly M.S. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in north-west Scotland. *Aquaculture*, 278, 60-68.
- Sanderson J.C., Kelly M.S., og Dring M.J. 2006. Redweed "Reducing the environmental impact of sea-cage farming through the cultivation of seaweeds". Oral presentation. Scottish association for Marine science.
- Sarà G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Ecological Water Research*. 41:3187-3200
- Schaffelke, B. 1999. Particulate organic matter as an alternative nutrient source for tropical *Sargassum* species (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology* 35: 1150-1157.
- Schramm W. 1996. The Baltic Sea and its transition zones. In: Schramm W, Nienhuis PH (eds) *Marine benthic vegetation. Recent changes and effects of eutrophication*. Springer, Heidelberg, p 131-163
- Schramm, W. 1999. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology* 11, 69-78.
- Selvik J.R., Tjomsland T. og Eggestad H.O. 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). TA-nummer 2347/2007. 66 s.
- Selvik J.R., Tjomsland T., Høgåsen T. og Eggestad H.O. 2009. TEOTIL: Norske kildefordelte utslipp av nitrogen og fosfor i 2008, tabeller og figurer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). TA-nummer 2591/2010. 22 s.
- Skjoldal H.R., Dalpado P. og Dommasnes A. 2004. Food webs and trophic interactions. I: Skjoldal H.R., Sætre R., Færnø A., Misund O.A., og Røttingen I. (eds). *The Norwegian Sea ecosystem*. S. 447-506. Tapir Academic Press, Trondheim.
- Skjoldal H.R. (Ed). 1996. Ytre Oslofjord. Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringssalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av eutroforhold i fjorder og kystvann. SFT, Norge. 147s.
- Skjoldal H.R. (Ed). 1997a. Kyststrekningen Jomfruland-Stad. Vurdering av eutrofitilstand. Rapport 2 fra ekspertgruppe for vurdering av eutroforhold i fjorder og kystvann. SFT, Norge. 129s.
- Skjoldal H.R. (Ed.) 1997b. The Norwegian North Sea Coastal Water. Eutrophication, status and trends. *Norwegian State Pollution Control*, 1997. 76 pp.
- Skjoldal H.R., Aure J. og Ervik A. 2008. Tilstanden langs kysten og i fjordene-overgjødslet? Kyst og Havbruk. *Fisken og Havet*, Særnummer 2-2008, side 130-134
- Skogen M., Eknes M., Asplin L.C. og Sandvik AD. 2009. Modeling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord. *Aquaculture* 298:70-75
- Stigebrandt A. 1983. A model for the exchange of water and salt between the Baltic and the Skagerrak. *J. Phys. Oceanogr.* 13:411-427.
- Stigebrandt A. 1999. Turnover of energy and matter by fish – a general model with application to salmon. *Fisken og Havet* Nr. 5, Havforskningsinstituttet, 26 pp.
- Stigebrandt A., Aure J. og Molvær J. 1992. Utpøving og kalibrering av terskelfjordmodellen. NIVA rapport nr. 271. 145 s.
- Stigebrandt A. og Magnusson J. 2002. Utredning av konsekvenser for vannutskiftningen i indre Oslofjord ved utvidelsen av skipsleden over Drøbakterskelen. Norsk Institutt for Vannforskning.
- Stigebrandt A., Aure J., Ervik A. og Hansen P.K. 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. III: A model for estimation of the holding capacity in the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farm - Monitoring). *Aquaculture* 234:239-261.
- Strand J.A. og Weisner S.E.B., 1996. Wave exposure related growth of epiphyton: implications for the distribution of submerged macrophytes in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 325:113-119.
- Sugiura S.H., Merchant D.D., Kelsey K., Wiggins T. og Ferraris RP. 2006. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. *Environmental pollution*. 140: 95-101.
- Sætre R. 2007. (Ed). *The Norwegian Coastal Current*. Tapir Academic Press. Trondheim.
- Taranger G.L, Svåsand T., Madhun A.S. og Boxaspen K.K. (Eds) 2011. Risikovurdering – miljøvirkninger av norsk fiskeoppdrett. *Fisken og Havet*, Særnummer 3 – 2011.

- Wassmann P. 1990a. Relationship between primary and export production in the boreal coastal zone of the North Atlantic. *Limnology and Oceanography* 35:464-471.
- Wassmann P. 1990b. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophicated coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 21:183-187.
- Wiltshire K.H., Kraberg A., Bartsch I., Boersma M., Franke H.-D., Freund J., Gebühr C., Gerds G., Stockmann K. og Wichels A. 2010. Helgoland Roads, North Sea: 45 years of change. *Estuaries and Coasts* 33:295–310.
- Worm B. og Lotze H.K. 2006. Effects of eutrophication, grazing, and algal blooms on rocky shores. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2) 569–579
- Worm B. og Sommer U. 2000. Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. *Marine Ecology Progress Series* 200:283-288.
- Worm, B., H. K. Lotze, et al. (1999). Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series* 185: 309-314.

8. Appendiks

Appendiks 1. OSPAR kriterier til bruk for klassifisering av vannmasser.

Assessment parameters	
Category I	Degree of nutrient enrichment
	1 Riverine inputs and direct discharges¹ (area-specific) Elevated inputs and/or increased trends of total N and total P (compared with previous years)
	2 Nutrient concentrations (area-specific) Elevated level(s) of winter DIN and/or DIP
	3 N/P ratio (area-specific) Elevated winter N/P ratio (Redfield N/P = 16)
Category II	Direct effects of nutrient enrichment (during growing season)
	1 Chlorophyll <i>a</i> concentration (area-specific) Elevated maximum and mean level
	2 Phytoplankton indicator species (area-specific) Elevated levels of nuisance/toxic phytoplankton indicator species (and increased duration of blooms)
	3 Macrophytes including macroalgae (area-specific) Shift from long-lived to short-lived nuisance species (e.g. <i>Ulva</i>). Elevated levels (biomass or area covered) especially of opportunistic green macroalgae).
Category III	Indirect effects of nutrient enrichment (during growing season)
	1 Oxygen deficiency Decreased levels (< 2 mg/l: acute toxicity; 2 - 6 mg/l: deficiency) and lowered % oxygen saturation
	2 Zoobenthos and fish Kills (in relation to oxygen deficiency and/or toxic algae) Long-term area-specific changes in zoobenthos biomass and species composition
	3 Organic carbon/organic matter (area-specific) Elevated levels (in relation to III.1) (relevant in sedimentation areas)
Category IV	Other possible effects of nutrient enrichment (during growing season)
	1 Algal toxins Incidence of DSP/PSP mussel infection events (related to II.2)

¹ Principles of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) (reference number: 1998-5, as amended).

Appendiks 2: Sjekkliste for parametre til bruk for å bestemme grad av eutrofi

Checklist for a holistic assessment

All areas not being identified as non-problem areas with regard to eutrophication through the Screening Procedure are subject to the Comprehensive Procedure which comprises a checklist of qualitative parameters for a holistic assessment:

The qualitative assessment parameters are as follows:

- a. Category I the causative factors:
the degree of nutrient enrichment
 - with regard to inorganic/organic nitrogen
 - with regard to inorganic/organic phosphorus
 - with regard to silicate
- taking account of:
 - sources (differentiating between anthropogenic and natural sources)
 - increased/upward trends in concentration
 - elevated concentrations
 - increased N/P, N/Si, P/Si ratios
 - fluxes and nutrient cycles (including across boundary fluxes, recycling within environmental compartments and riverine, direct and atmospheric inputs)
- b. the supporting environmental factors, including:
 - light availability (irradiance, turbidity, suspended load)
 - hydrodynamic conditions (stratification, flushing, retention time, upwelling, salinity, gradients, deposition)
 - climatic/weather conditions (wind, temperature)
 - zooplankton grazing (which may be influenced by other anthropogenic activities);
- c. Category II. the direct effects of nutrient enrichment:
 - i. phytoplankton:
 - increased biomass (e.g. chlorophyll *a*, organic carbon and cell numbers)
 - increased frequency and duration of blooms
 - increased annual primary production
 - shifts in species composition (e.g. from diatoms to flagellates, some of which are nuisance or toxic species)
 - ii. macrophytes, including macroalgae:
 - increased biomass
 - shifts in species composition (from long-lived species to short-lived species, some of which are nuisance species)
 - reduced depth distribution
 - iii. microphytobenthos:
 - increased biomass and primary production
- d. Category III. the indirect effects of nutrient enrichment:
 - i. organic carbon/organic matter:
 - increased dissolved/particulate organic carbon concentrations
 - occurrence of foam and/or slime
 - increased concentration of organic carbon in sediments (due to increased sedimentation rate)
 - ii. oxygen:
 - decreased concentrations and saturation percentage
 - increased frequency of low oxygen concentrations
 - increased consumption rate
 - occurrence of anoxic zones at the sediment surface (“black spots”)
 - iii. zoobenthos and fish:
 - mortalities resulting from low oxygen concentrations

- iv. benthic community structure:
 - changes in abundance
 - changes in species composition
 - changes in biomass
- v. ecosystem structure:
 - structural changes
- e. Category IV. other possible effects of nutrient enrichment:
 - i. algal toxins (still under investigation - the recent increase in toxic events may be linked to eutrophication).

Appendiks 3: Bakgrunnstall til Figur 5.5 og 5.6.

Tilførsler av fosfor 2009							
MS_CD	Navn	Akvakultur	Jordbruk	Befolkning	Industri	Natur	Sum alle kilder
5105-03	Hardanger	56	5	10	0	14	85
5105-02	Sunnhordaland	619	15	29	5	17	687
5104-04	Haugaland	199	11	37	71	6	324
5104-01	Jæren	28	49	65	3	6	152
5104-03	Ryfylke	244	12	12	0	20	288
Tilførsler av nitrogen 2009							
MS_CD	Navn	Akvakultur	Jordbruk	Befolkning	Industri	Natur	Sum alle kilder
5105-02	Sunnhordaland	4054	529	231	0	1751	6566
5105-03	Hardanger	370	174	83	0	1483	2110
5104-03	Ryfylke	1600	476	116	0	2663	4855
5104-04	Haugaland	1307	404	369	281	614	2975
5104-01	Jæren	186	2257	937	27	1017	4423