

# Effekten av nærings saltutslepp frå oppdrettsanlegg på fytoplanktonsamfunn i Sør-Trøndelag

**Tale Skrove**

Marine Coastal Development

Innlevert: juni 2014

Hovedveileidar: Yngvar Olsen, IBI

Medveileidar: Lasse Olsen, IBI

Noregs teknisk-naturvitskaplege universitet  
Institutt for biologi



## Forord

Denne masteroppgåva er skriven gjennom masterprogrammet Marine Coastal Development ved Noregs teknisk-naturvitskaplege universitet (NTNU) i Trondheim. Felt- og labarbeid er gjort som ein del av CINTERA (A Cross-disciplinary Integrated Eco-systemic Eutrophication Research and Management Approach), eit tverrfagleg samarbeidsprosjekt mellom Institutt for sosiologi og statsvitskap og Institutt for kjemi ved NTNU og Universidad Austral de Chile og Universidad de Concepcion i Chile, finansiert av Norsk Forskningråd. Prosjektet freistar å auke kunnskapen om økosystema sin respons på eutrofiering, samt korleis forvaltinga i Noreg og Chile handterer dette.

Takk til Fiskeridirektoratet for data på fôrbruk.

Fyrst vil eg takke rettleiaren min, Yngvar Olsen, som har halde meg på riktig spor gjennom skriveprosessen og som har latt meg dra nytte av kunnskapen han har innan dette fagfeltet. Eg vil òg rette ein stor takk til biretleiaren min, Lasse M. Olsen, for god oppfølging og for at eg fekk ta del i eit veldig spanande prosjekt der eg både har lært og opplevd mykje. Tusen takk til Kjersti Andresen for kjempegod hjelp, opplæring og oppfølging med labarbeidet!

Murat Van Ardelan og Arve, Svern Ove, Kjell, Mats og Elias på F/F Gunnerus: Tusen takk for fem flotte tokt, eg har trivest utruleg godt saman med dykk! Og takk til alle i CINTERA for å ta så godt imot meg og inkludere meg så mykje som de har gjort, særleg under tokt og samling i Chile.

Ein særleg takk til Tine Solvoll Tønder for god hjelp og fine samtalar dei lange dagane under innspurten!

Eg vil òg takke resten av medstudentane mine, Maja, Lene, Ingrid, Wanda, Charlotte og Ane, samt alle dei tilsette ved TBS for ei fin mastertid, det har vore luksus å ha eit så sterkt fagmiljø, og ikkje minst så fine folk, rundt seg under masterarbeidet.

Til slutt vil eg takke Marianne Anderson for at oppgåva heng saman språkleg!

Tale Skrove

Trondheim, 23. juni 2014

Forsidefoto: José Luis Iriarte & Murat Van Ardelan



## Samandrag

Det er knytt ei rekkje problem til oppdrettsnæringa, mellom dei ei otte i høve til eutrofiering i pelagisk sone som ei følge av næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg. Langs Norskekysten manglar ein gode retningslinjer for korleis pelagisk sone skal overvakast og forvalta, og det trengst difor mest mogleg kunnskap om ulike område og kva slags påverknad dei er under. Målet med denne oppgåva var å sjå om ein kunne finne effektar av næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg på næringssaltopptak og biomassekonsentrasjonar hjå fytoplankton, og om fordelinga på storleiksfraksjonar og fytoplanktonsamfunn kan skuldast desse utsleppa. Det vart òg undersøkt om ein enkel GIS-basert spreingsmodell kunne nyttast til dette på ein formålstenleg måte.

I sjøområda rundt Frøya, Hitra og i Hemnefjorden, som er område med høg tettleik av oppdrettsanlegg, vart det gjennomført fem tokt i løpet av 2013. Prøver vart analyserte for partikulært organisk nitrogen (PON), -fosfor (POP), og -karbon (POC) og klorofyll *a* (CHL *a*) i to storleiksfraksjonar (<10 µm og <200 µm). Det vart òg teke vassprøver for næringssalt (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> og Si), samt gjort ei pigmentanalyse (HPLC) av organismar <200 µm. Informasjon om forforbruket ved dei ulike oppdrettsanlegga vart nytta til å estimere utslepp av løyst uorganisk nitrogen (DIN) og fosfor (DIP) i ein masse-balanse-modell, og saman med ein GIS-basert spreingsmodell vart dette nytta til å estimere volumbaserte belastingsratar (VBR).

PON:POP-forholda i sjøområda rundt Frøya, Hitra og i Hemnefjorden synte god tilgang på nitrogen med eit gjennomsnitt på 6,7 µg PON POP<sup>-1</sup>, men ingen klar samanheng mellom dette og høg VBR og ein kan difor ikkje seie om forholdet skuldast utslepp frå oppdrettsanlegg. Biomassekonsentrasjonane synte ingen teikn på at utslepp frå oppdrettsanlegg hadde negativ effekt på fytoplanktonsamfunna, med både klorofyll *a*- og PON-konsentrasjonar som indikerte god forfatning på samfunna, med verdiar på 0,4–1,7 CHL *a* µg L<sup>-1</sup> og 20,1–32,5 PON µg L<sup>-1</sup>. VBR estimert 24 timar etter utslepp ved gjennomsnittleg straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> synte verdiar som var <13 % av naturleg belastingsrate, noko som kan vere innanfor årlege naturlege svingingar. CNP-forholda synte teikn på gode vekstvilkår med gjennomsnittleg høge delar av både nitrogen (0,164 µg PON POC<sup>-1</sup>) og fosfor (0,025 µg POP POC<sup>-1</sup>) i høve til karbon, utan at ein kan påvise at det er grunna utslepp frå oppdrettsanlegg. Gjennomsnittleg for områda var det ein større del av fytoplanktonet som var >10 µm i sumarmånadane enn elles i året, men det var ingen mønster mellom dette og VBR i dei ulike områda, og det var heller ikkje noko mønster mellom pigmentsamansetjing og VBR. Det vert gjort framlegg om å nytte større influensområde for å undersøkje dette grunna responstida til fytoplanktonet i høve tilgang på næringssalt. Enkle spreingsmodellar viser seg som eit nyttig hjelpemiddel for å finne areal og volum som vert påverka av utslepp, og for estimering av VBR så lenge ein kan gruppere oppdrettsanlegg i nærleiken av kvarandre i einingar med relativt like tilhøve.



## Abstract

A number of problems are associated with the aquaculture industry, amongst them a concern considering eutrophication in the pelagic zone due to nutrient emissions from fish farms. There are no fully recognised guidelines of how this water should be monitored and managed, and it is necessary to gather more knowledge of these areas and what kind of influence and pressure they are under. The aim of this thesis was to see if there were any effects of nutrient emissions from fish farms on nutrient uptake and biomass concentrations of phytoplankton, or in the distribution of size and communities of the phytoplankton. In addition, it was investigated whether a simple GIS-based diffusion model could be used for this kind of research.

In the waters around Frøya, Hitra and Hemnefjord, which are areas with high density of fish farms, five cruises were conducted in 2013. Samples were analysed for particulate organic nitrogen (PON), phosphorus (POP) and carbon (POC) and chlorophyll *a* (CHL *a*) in two size fractions (<10 µm and <200 µm). Water samples were analysed for nutrients (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> and Si), and a pigment analyses (HPLC) were conducted for organisms <200 µm. Information on feed consumption by the different fish farms was used to estimate emissions of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and phosphorus (DIP) in a mass-balance model. Together with a GIS-based diffusion model, this was used to estimate the volume-based loading rates (VBR) from the fish farms.

PON:POP conditions in the waters around Frøya, Hitra and Hemnefjord showed good supply of nitrogen with an average of 6.7 µg PON POP<sup>-1</sup> but no clear correlation with high VBR. Concentrations of biomass showed no sign that nutrient discharges from fish farms had a negative effect on the phytoplankton community, as both chlorophyll *a* and PON concentrations indicated good condition, with respectively 0.4 to 1.7 and from 20.1 to 32.5 µg L<sup>-1</sup>. VBR estimated 24 hours after discharge at average velocity of 10 cm sec<sup>-1</sup> showed values <13 % of the natural loading rate, which may be within the annual natural fluctuations. CNP-conditions showed signs of good growth conditions for phytoplankton with average high parts of both nitrogen (0.164 µg PON POC<sup>-1</sup>) and phosphorus (0,025 µg POP POC<sup>-1</sup>) in relation to carbon, without any patterns in areas relating it directly to emissions from fish farms. The summer average showed a larger proportion of phytoplankton > 10 µm than in the rest of the year, but there was no pattern between the fraction proportions and VBR in the different areas. Nor was there any pattern between pigmentation concentrations and VBR. To investigate the latter two more thoroughly it is suggested to look into VBR in a larger area. A simple diffusion model appears to be a useful tool for finding the area and volume that could be affected by fish farm emissions at a local scale.

# Innhald

Forord.....	iii
Samandrag.....	v
Abstract.....	vii
Innhold.....	viii
1 Introduksjon.....	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Utslepp frå akvakultur i pelagisk sone.....	2
1.3 Pelagiske økosystem.....	3
1.4 Forvaltning av økosystem i pelagisk sone.....	4
1.5 Mål med oppgåva.....	6
2 Materiale og metode.....	7
2.1 Tokt og studieområde.....	7
2.2 Prøvetaking.....	7
2.2.1 Handsaming av vatn.....	7
2.2.2 Filtrering av prøvene.....	8
2.3 Analysar.....	8
2.3.1 Klorofyll <i>a</i> .....	8
2.3.2 Partikulært organisk materiale.....	9
2.3.3 Pigmentanalyser.....	9
2.3.4 Nærings salt.....	10
2.3.5 CTD.....	10
2.4 Modellerings av område og estimering av utslepp.....	10
2.4.1 Inndeling og modellerings av områda.....	10
2.4.2 Utslepp frå oppdrettsanlegg.....	11
2.4.3 Volumbasert utsleppsrate.....	11
2.5 Statistikk.....	11
3 Resultat.....	13
3.1 Bakgrunnsmålingar.....	13
3.2 Estimering av areal og volumbasert utsleppsrate.....	13
3.2.1 Rekkjevidd frå oppdrettsanlegg.....	13
3.2.2 Estimert utslepp frå oppdrettsanlegg.....	18
3.3 Målingar.....	22
3.3.1 Uorganiske nærings salt.....	22
3.3.2 Partikulært materiale og biomasse.....	23



3.3.3	CNP-forhold .....	25
3.3.4	PON-konsentrasjonar og PON:POP-forhold i høve til spreingsmodell .....	27
3.4	Biologiske målingar .....	28
3.4.1	Biomassefraksjonar .....	28
3.4.2	Pigment .....	29
4	Diskusjon .....	31
4.1	Tilstanden til planktonsamfunnet .....	31
4.1.1	Biomasse og opptak av næringssalt .....	31
4.1.2	Fytoplanktonsamfunn og storleikfraksjonar .....	33
4.2	Punktbaserte målingar .....	34
4.3	Spreingsmodellar for volumbasert belastningsrate .....	35
4.3.1	Vurdering av spreingsmodellen .....	36
4.3.2	Modellar av røynda .....	36
5	Konklusjon .....	38
6	Litteraturliste .....	39
	Vedlegg A	
	Vedlegg B	
	Vedlegg C	
	Vedlegg D	
	Vedlegg E	

# 1 Introduksjon

## 1.1 Bakgrunn

Akvakultur er ein industri i vekst. På verdsbasis har produksjonen auka frå om lag 13 millionar tonn i 1990 til 60 millionar tonn i 2010. Denne endringa har gått føre seg medan produksjonen frå fiskeria har vore relativt stabil, noko som har auka akvakulturen sin del av det totale havbruket frå 13,8 til 40,3 % over det same tidsrommet (FAO, 2012). I tillegg til å vere av stor økonomisk betyding, med ein samla verdi på om lag 719 milliardar NOK i 2010, vert vekst og utvikling i industrien sett på som eit viktig bidrag for å få dekkja verdas aukande matbehov. Frå eit gjennomsnittleg fiskekonsum per innbyggjar på 9,9 kg på 60-talet auka det til 14,4 kg på 90-talet og til 18,6 kg i 2010 (FAO, 2012).

Utviklinga av næringa har ikkje vore utan problem, og både sjukdom, forureining og ulike endringar i omgjevnadane kan ha alvorleg påverknad på industrien og økosystema (Asche et al., 2009, Peeler et al., 2011, Glover et al., 2013). For at akvakultur skal kunne vere ein økologisk berekraftig industri framover, er det viktig å ha kunnskap om kva påverknad dei ulike typane akvakultur kan ha på sine omgjevnadar (FAO, 2012).

I Noreg auka akvakulturproduksjonen frå 151.000 tonn i 1990 til over ein million tonn i 2010, då den sto for 1,68 % av verdstotalen. Medan ferskvassfisk står for den største produksjonsdelen på verdsbasis (56,4 %) (FAO, 2012), vert det i Noreg hovudsakeleg produsert Atlantisk laks (*Salmo salar* Linnaeus 1758), ein anadrom art som vert halden i opne merdanlegg i sjøen store deler av produksjonstida. I 2013 var 94 % av den totale norske produksjonen på 1,25 millionar tonn Atlantisk laks og av dette vart om lag 30 % produsert i Trøndelag og Møre og Romsdal, der særleg kommunane Frøya og Hitra er store produsentar (SSB, 2014)

Oppdrettsnæringa i Noreg har heile tida utvikla seg for å løyse problem som oppstår kring produksjon av laks. Etter kvart som teknologien har utvikla seg, har ein kunne flytta produksjonen til meir eksponerte lokalitetar for mellom anna å betre vassgjennomstrøyminga, og ein har redusert forbruket av antibakterielle midlar til eit marginalt nivå (Grave et al., 1996). Det er likevel faktorar som ein enno ikkje har greidd løyse, mellom dei problematikken rundt lakselus og rømt fisk som blandar seg med villaks (Skaala et al., 2014).

Merdanlegg produserer òg næringssalt som går rett ut i det omkringliggjande vatnet. Noko av avfallet søkk til botnet, medan resten er løyst i vatnet fram til det eventuelt vert teke opp av organismar. Organisk materiale som søkk har oftast størst betyding for bentiske organismar i nærleiken av anlegga, og har potensiale til å endre økosystema der fullstendig (Heilskov et al., 2006, Olsen et al., 2008). Utslepp i pelagisk sone kan føre til *eutrofiering*, ein auke i næringssaltkonsentrasjonar som fører til uynskt forstyring i balansen av organismar (OSPAR, 2003), som mellom anna kan gje oppblomstring av ulike algar, mellom dei artar som kan vere skadelege for fisk og menneske (Wang et al., 2008). I grunnare område kan ei algeoppblomstring skugge for sollyset slik at naturleg tilhøyrande makroalgar vert utkonkurrerte av meir opportunistiske artar, og på djupare vatn kan oppblomstringsbiomassen søkkje og føre til oksygenmangel. Ei endring i mengd og samansettjing av mikroalgar kan òg skape ubalanse oppover i næringsnettet. Sjølv om det ligg i OSPAR sin definisjon at effektane er negative, må det likevel nemnast at ein auke i næringssaltkonsentrasjonar òg kan ha positive

effektar som auke i somme fiskebestander på same tid som det har negative effektar som nemnt over (Tett, 2008).

I Noreg gjennomfører *Vannforskriften* krava frå EU sitt vassdirektiv (Vassdirektivet), som gjev føringar om korleis kystvatn skal overvakast og forvaltast (Vannforskriften, 2006). Hovudmålet med direktivet er å verne vassmiljøa slik at dei vert nytta på ein berekraftig måte, med fokus på økosystemet som heilskap og med akvakultur som ein del av økosystemet. Den kjemiske tilstanden til økosystemet vert vurdert ut frå grenseverdien til konsentrasjonar av etablerte indikatorar (EQS - økologiske kvalitetsstandardar) og det vert skild mellom naturlege og kunstige stoff, der det berre i fyrstnemnte kan akseptertast ein auke i konsentrasjonen. Den økologiske tilstanden skal òg vurderast gjennom ei gradering av den strukturelle og funksjonelle tilstanden. Ein auke i konsentrasjonen av biogene stoff vert ikkje sett på som eit miljøproblem dersom det ikkje leier til svekking av den økologiske tilstanden (Tett, 2008).

Det er utarbeidd klare retningslinjer på korleis bentisk sone skal overvakast og forvaltast i Noreg, nemleg MOM-undersøkingane (Modeling- Ongoing fish farms- Monitoring) (Ervik et al., 1997). Det finnes derimot ikkje noko allmenn akseptert vitenskapelig forvaltning av næringsstoff i ope kystvatn, og dermed ikkje noko liknande konsept for pelagisk sone (Cloern, 2001). Gjennom *Vannforskriften* vert det lagt opp til å kartlegge vassstypar og finne gode indikatorar og verdiar som kan nyttast (Vannforskriften 2006).

## 1.2 Utslepp frå akvakultur i pelagisk sone

Akvakultur sto for 72,4 % av det totale utsleppet av fosfor (P) på 3698 tonn og 38,5 % av det totale utsleppet av nitrogen (N) på 40 262 tonn langs kysten av Møre og Romsdal og Trøndelag i 2011. Naturlege utslepp same år stod for 6,2 % av total P og 36 % av total N, medan anna menneskeskapt utslepp stod for resten, noko som vil seie at oppdrettsnæringa er den største menneskeskapte kjelda for P- og N-utslepp til kystvatn i dette området (Selvik et al., 2012). Dette skil seg frå det globale utsleppet, der utslepp frå akvakultur berre står for ein liten del av det som kjem gjennom avrenning (Bouwman et al., 2013)

Utslepp frå oppdrettsanlegg som følgje av fôrbruken, kjem i ulike bindingar der det hovudsakeleg er N og P som har potensiale til å påverke økosystemet (Olsen og Olsen, 2008). Fôrspill og fiskefeces gjev partikulært organisk nitrogen (PON) og fosfor (POP), der større partiklar blir etne av fisk i nærleiken av merdane eller søkk til botn der dei anten vert etne av fisk og bentiske organismar eller akkumulerer i sedimentet. Mindre partiklar kan opphalde seg i dei frie vassmassane, og kan nyttast som føde av ulike organismar, til dømes dyreplankton og manetar. Løyst organisk nitrogen (DON) og fosfor (DOP) frå for eksempel celleveggar og fiskefeces finst gjerne i stabile kjemiske bindingar med lang opphaldstid i vatnet før dei vert nedbrotne. Næringsstoff vert skild ut som løyst uorganisk nitrogen (DIN) og fosfor (DIP) i form av ammonium ( $\text{NH}_4$ ) og fosfat ( $\text{PO}_4$ ) gjennom ekskresjon frå fisken, og dette nyttast straks av fyttoplankton, makroalgar og bakteriar (Olsen et al., 2008, Olsen and Olsen, 2008).

Ein kan estimere utsleppa av dei ulike komponentane dersom ein har kjennskap til kor mykje fôr som vert nytta og kor mykje fisk som vert produsert, i tillegg til CNP-forhold i fôr og assimileringskoeffisientar for N og P (Olsen and Olsen, 2008, Wang et al., 2012). Av dei tre typene komponentar nemnt ovanfor (PON/POP, DON/DOP og DIN/DIP) er det i hovudsak DIN/DIP som kan nyttast direkte av fyttoplankton (Olsen et al., 2008).

Kva effekt næringssaltutsleppa har, avheng av motstandsevna til økosystemet. Blant dei viktigaste mekanismane for å tolerere auka utslepp, er fytoplankton si evne til å ta opp næringssalt og dermed overføre det til partikulær form som kan nyttast av organismar på høgare trofiske nivå. Effekten til næringssalta vil i enda større grad verte styrt av hydrodynamiske krefter som har ein tynningseffekt på næringssalta og organismar som tek dei opp, ved at vatnet dei er i vert frakta vekk frå utsleppspunktet og spreidd over eit større område (Enell, 1995, Olsen et al., 2008). Vatnet si opphaldstid og vassirkulasjon er viktige faktorar, i tillegg til at straumar og omrøring kan frakte næringssalt til område der for eksempel mangel på lys hindrar fotosyntese (Margalef, 1978).

Næringssaltutslepp frå akvakultur har synt seg å kunne vere eit problem fleire stader i verda grunna eutrofiering (Honkanen and Helminen, 2000). Etter at ein har vorte meir medviten på hydrodynamiske prosessar rundt oppdrettsanlegga, har næringa i Noreg flytta det meste av produksjonen til meir eksponerte lokalitetar der desse kreftene er sterkare enn ved skjerma lokalitetar. Ein av hovudgrunnane for dette var å auke vassgjennomstrauminga for å hindre hypoksi, men det har òg ført til at utsleppa frå anlegga spreier seg over eit større område, vert meir uttynna og dermed har mindre effekt på resten av økosystemet (Gansel et al., 2011).

Det meste av norsk lakseproduksjon ligg i kystområde prega av Den Norske Kyststraumen (kyststraumen) som er ei blanding av brakkvatn frå Østersjøen og Nordsjøvatn frå utanfor Sør-Noreg, som går nordover langsmed kysten. Saliniteten stig gradvis de lengre nord ein kjem på grunn av at kyststraumen blandar seg med Atlanterhavsvatn. Saliniteten vil likevel ligge noko under den ein finn i Atlanterhavet sidan det vert tilført ferskvatn frå land langs heile kysten. Straumsnøggleik og -retning vert bestemt ut frå den generelle rørsla i kystvatnet under, tidevatn og meteorologiske faktorar dei ulike sesongane, og kan difor variere mykje. Gjennomsnittsnøggleiken vert rekna å vere på 0,15–0,4 meter i sekundet, men dette kan variere nedover vassøyla, med sterkast straum i overflata, og ein finn òg sterkare straumar over eggakanten enn nærare land (Braaten and Sætre, 1973).

### 1.3 Pelagiske økosystem

Autotrofe organismar dannar grunnlag for all anna produksjon, og i pelagisk sone finn ein netto primærproduksjon ned til kompensasjonsdjupet, som er djupet der netto fotosyntese stoggar (Garrison, 2010). Trass at det eufotiske vasslaget ofte er lite samanlikna med resten av vassmengdene (om lag 2 % på verdsbasis) står produsentar i denne sona for 40–50 % av den totale primærproduksjonen på verdsbasis (Longhurst et al., 1995), og det aller meste av pelagisk liv er avhengig av dette (Garrison, 2010).

I mikrobielle pelagiske økosystem er det vanleg å dele organismar inn i funksjonelle økologiske grupper etter kva roller dei har i økosystemet. Desse gruppene er bygde på trofiske nivå og storleik på føde, og næringsnettet vert strukturert etter dette (Gismervik et al., 1996). Fytoplankton er autotrofe, pigmenterte organismar som står for det aller meste av primærproduksjonen i havet (Garrison, 2010). På eit høgare trofisk nivå finn vi zooplankton som protozoa (ciliatar og heterotrofe flagellatar og dinoflagellatar), og metazoa (copepodar) (Gismervik et al., 1996). Dei vert delte inn etter storleik i meso- (>200 µm), mikro- (20–200 µm), nano- (2–20 µm) og picoplankton (<2 µm) (Garrison, 2010). Forenkla kan ein seie at planktoniske predatorar beiter nedover i storleiklassane (Gismervik et al., 1996). Picocyanobakteriar (<2 µm), ei anna gruppe autotrofe organismar, og heterotrofe bakteriar (<2

µm) høyrer òg til det mikrobielle næringsnett, men er ikkje avgrensa av storleik på føda på same måte (Olsen et al., 2007).

Langs Norskekysten endrar fytoplanktonsamfunna seg gjennom året. Om vinteren er vassøyla blanda med høge konsentrasjonar av næringssalt over heile djupet (blant anna nitrat, fosfat og silikat som dei viktigaste) frå oppstrøyming av djupvatn, som ikkje vert nytta av dei autotrofe organismane før solenergien aukar utover våren. Då varmest vatnet gradvis opp og ein får ei stratifisert vassøyle med eit overflatelag som grunna tettleiken ikkje vert blanda med resten av vassøyla. Grunna den høge konsentrasjonen av næringssalt får ein etterkvart ei våroppblomstring når solenergien er tilstrekkeleg, ofte av diatomear som er ei gruppe algar med kiselskal der silisium (Si) er ein viktig komponent. Oppblomstringa kollapsar når næringssalta er oppbrukte og ein går over i sumarmånadane som har lågare algebiomasse og næringssaltkonsentrasjonar (Rey, 2004).

Det skjer heile tida ei overføring av næringsstoffa oppover i dei trofiske nivåa, og dei vert etter kvart tilgjengelege for fytoplankton att som ammonium og fosfat (Gismervik et al., 1996). Flagellatar, som består av artar frå mange ulike klassar, fylgjer gjerne tett etter diatomeoppblomstringa. Gjennom sumaren kan ein finne større diatomear enn i våroppblomstringa og større mengder dinoflagellatar (Reid et al., 1990, Rey, 2004). Næringssaltkonsentrasjonen er lågast i sumarmånadane og ein reknar med at utslepp frå oppdrettsanlegg kan ha størst effekt i dette tidsrommet, sidan det kan utgjere ein større del av dei totale tilførslane (Olsen et al., 2014a). Sumarsesongen kan reknast frå kollapsen av våroppblomstringa og fram til haustomrøringa, der det skjer ei ny vertikal blanding av vassmassane og skillet mellom vasslaga brytast opp. Dette fører til høgare konsentrasjonar av næringssalt og ein kan få ei ny algeoppblomstring, men ikkje like stor som på våren. Med lågare dagleg solenergi minkar algeveksten, og ein går over til vintertilstandar (Rey, 2004).

Klorofyll *a* vert mykje nytta for å estimere fytoplanktonmengder sidan det er eit pigment som finst i alle autotrofe organismar og som kan målast effektivt, og det vert ofte nytta som indikator på fytoplanktontilstand (OSPAR, 2005) Klorofyll *a*-målinga vil ikkje omfatte heterotroft mikroplankton, som ciliatar og anna zooplankton, og gjev eit meir nøyaktig biomasse mål for fytoplankton enn partikulært materiale der organismar og detrius også vert målt. Olsen et al. (2014b) foreslår PON-konsentrasjonar som ein alternativ indikator på tilstanden til planktonsamfunn i eufotisk sone, og vidare CNP-forholdet for å sjå kva næringssalt som kan vere avgrensande. Medan DIN:DIP-forholdet gjev informasjon om kva næringssalt som er tilgjengeleg på eit gjeve tidspunkt vil PON:POP-forholdet gje informasjon om kva som faktisk har vorte nytta. Sjølv om fytoplankton kan ta opp næringssalta straks (Thingstad et al., 2005, McCarthy et al., 2007) kan responstida før ein kan spore endringar i planktonsamfunna vere på fleire dagar, og enda lengre før ein kan sjå ein auke i biomasse (Olsen et al., 2007, Løken, 2013).

## 1.4 Forvaltning av økosystem i pelagisk sone

Dersom forvaltingsinstansane skal kunne ta avgjersler om aktivitet som kan påverke pelagisk sone etter føringane frå Vassdirektivet er det naudsynt med god kjennskap til både kva som er akseptabel tilstand på økosystema, kva tolegrensene er og kva effekt ulike aktivitetar kan ha (Tett, 2008). Den økosystembaserte forvaltninga av pelagisk sone som Vassdirektivet legg opp til kan vere vanskeleg å implementere langs Norskekysten då økosystema her som oftast ikkje har klart avgrensa område og forvaltninga bygg på administrative grenser (Vannportalen, 2014). Ideelt sett burde forvaltningsmessige avgrensingar vere på økosystema sine premisser, og ikkje

omvendt, men dette kan vere vanskeleg i praksis. Utydelege økosystemgrenser gjer mellom anna at influensområdet for næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg kan vere vanskeleg å bestemme, i tillegg til at havmassane er særskild dynamiske med fleire påverkningsfaktorar som kan endre vilkåra på kort tid og over både store og små område.

Undersøkingar frå kystområda, som forvaltinga vil leggje til grunn for avgjerane sine, må likevel freistast avgrensa på ein formålstenleg måte både i høve det som skal undersøkast og dei ressursane ein har tilgjengeleg. Gyllenhammar og Hakanson (2005) deler inn i fire skaleringsnivå for analyse av næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg i sin gjennomgang av artikkelar på dette temaet. Desse nivåa er (1) på og ved oppdrettsanlegget, (2) lokal skala der ein ser på tilstanden i kystområdet der anlegga er lokaliserte (1–100 km<sup>2</sup>), (3) regional skala der ein ser på ei samla belastning av fleire lokal-skala område (100–10 000 km<sup>2</sup>) og (4) internasjonal skala der fleire regionar vert sett på under eitt (>10 000 km<sup>2</sup>). Denne undersøkinga er bygd på forskning i det Baltiske havet, og er difor ikkje naudsyneleg direkte overførbar til norske kysttilhøve grunna stor ulikskap i dei hydrodynamiske kreftene.

Norskekysten har generelt stor utskifting av vatnet, noko som kan føre til økosystem med stor utstrekking. Ei tilnærming til områdeavgrensing, som svarer til regional skala ovanfor, kan vere å bruke administrative grenser, som gjort i Wang et al. (2012). Der såg ein på arealet innanfor grunnlinja for kvart fylke som ein einenskap og dette vart nytta som bakgrunn for å estimere belastningsraten av nitrogen og fosfor frå oppdrettsanlegga i desse områda. Dette er avgrensingar som fungerer når straumsnøggleik- og mønster tilseier at ein kan snakke om felles vassmassar og er i tillegg ei inndeling som passar forvaltingsinstansane godt. I tilfelle der det er truleg at vassmassane har visse ulike eigenskapar kan det vere nyttig med ei meir detaljert avgrensing av influensområdet.

For å estimere utslepp frå oppdrettsanlegg i eit mindre område treng ein informasjon om forbruk for anlegga i området ein vil undersøke, samt arealet det vert fordelt på. Forbruken endrar seg gjennom året og er ulik mellom anlegga (personleg kommunikasjon, Fiskeridirektoratet), og om ein vil estimere utslepp for sumarmånadane bør ein difor ha månadsvis data frå kvart enkelt anlegg. Ein spreingsmodell bygd på straumsnøggleik og tid kan nyttast for å avgrense eit areal som vidare kan nyttast til å estimere volumbasert belastingsrate (VBR), og til å syne spreing av næringssalt over tid.

Geografiske informasjonssystem (GIS) er eit effektivt hjelpemiddel for å lage geografiske modellar og analysar. Dei vert mellom anna nytta til å modellere distribusjon av partikulært materiale frå oppdrettsanlegg (Perez et al., 2002, Corner et al., 2006), og for å finne eigna lokalitetar for nye anlegg (Falconer et al., 2013). GIS har òg vorte nytta til å estimere VBR av næringssalt frå oppdrettsanlegg, men då ofte bygd på definerte område i meir lukka sjøområde enn det vi finn langs Norskekysten (Nordvarg and Hakanson, 2002, Gyllenhammar and Hakanson, 2005).

## 1.5 Mål med oppgåva

Målet med denne oppgåva er å sjå om ein kan finne effektar av næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg på næringssaltopptak og biomassekonsentrasjonar hjå fytoplankton, og om fordelinga på storleiksfraksjonar og fytoplanktongrupper kan skuldast utsleppa.

H0: Næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg har korkje effekt på biomassekonsentrasjonar, CNP-forhold, storleiksfraksjonar eller pigmentkonsentrasjonar hjå fytoplankton

H1: Næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg fører til høgare biomassekonsentrasjonar av fytoplankton

H2: Næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg fører til høgare PON:POP-forhold hjå fytoplankton

H3: Næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg fører til større del av store fytoplankton i den totale biomassa

H4: Næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg fører til auke i fytoplanktongrupper som ikkje treng silisium

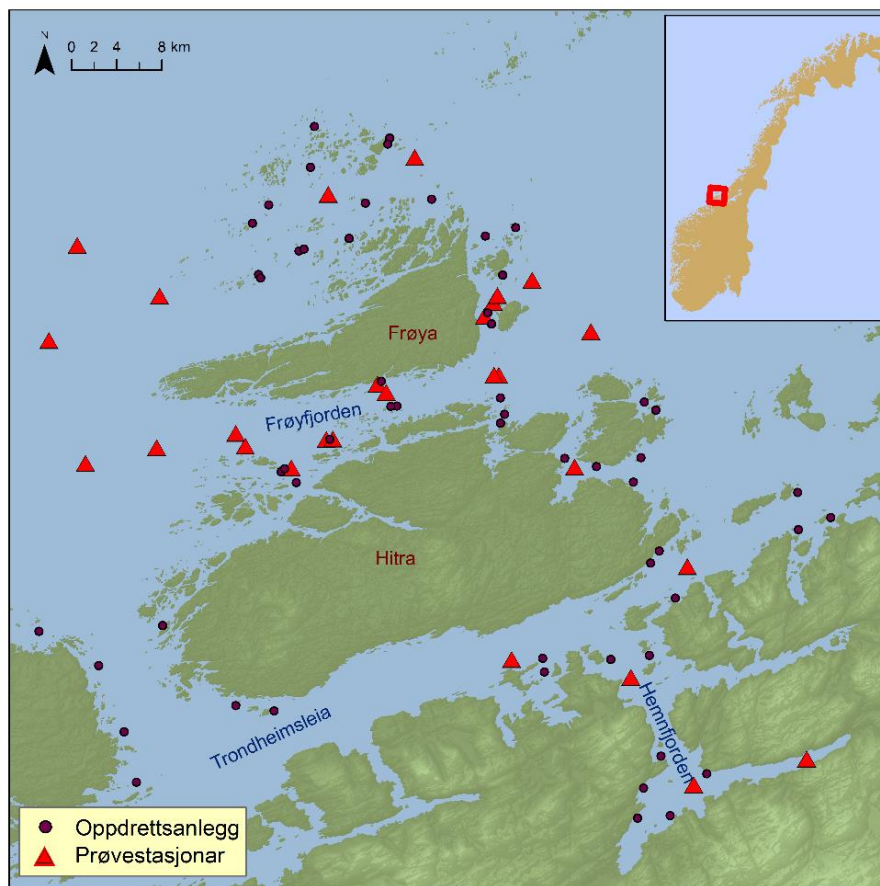
Det vil òg undersøkjast om ein enkel GIS-basert spreingsmodell kan nyttast i høve til dette på ein formålstenleg måte.

Oppgåva kan medverke til ei auka forståing om korleis oppdrett langs kysten av Noreg påverkar omgjevnadane sine, og vidare eit betre grunnlag om ein vil vurdere kva betyding ein auke i oppdrett kan ha. Dersom vi forstår innverknaden oppdrettsnæringa kan ha på marine økosystem, klarar å finne indikatorar som syner når effekten er negativ, samt finne gode metodar for å berekne belastningsområde for utsleppa, aukar vi moglegheita for å ha ein berekraftig industri utan svekking av miljøet.

## 2 Materiale og metode

### 2.1 Tokt og studieområde

Fem tokt vart gjennomførte i løpet av 2013 (12.–13. februar, 16.–18. april, 11.–13. juni, 20.–22. august og 28.–30. oktober) i områda rundt Frøya, Hitra og i Hemnefjorden med F/F Gunnerus (Figur 1). Det første toktet hadde 8 stasjonar og dei fire siste 13–17, med noko ulik plassering. Val av stasjonar var dels på grunn av vær og tilgjengeleg tid, og dels på grunn av at lokalitetar med oppdrettsanlegg med ståande biomasse endra seg mellom tokta (Vedlegg A). Februartoktet klassifiserast som vintertokt, apriltoktet som vårtokt, juni- og augusttokta som sumartokt og oktobertoktet som hausttokt.



**Figur 1:** Oversikt over området på kysten av Sør-Trøndelag der undersøkinga vart gjennomført. Aktive oppdrettsanlegg frå heile året og stasjonar frå alle tokt er avmerkte.

### 2.2 Prøvetaking

#### 2.2.1 Handsaming av vatn

Sjøvatn vart henta opp ved hjelp av ein rosett (SBE 32 Carousel Water Sampler) utstyrt med 12 fjernstyrte 2,5 liters Niskin vassprøveflasker og ein CTD (Sealogger 25, Seabird electronics inc). Rosetten vart senka til havbotnen og tok temperatur- og salinitetmålingar begge vegar, medan vatn for analysar vart henta på veg opp. På tokt 1 vart vatnet henta på 7 meters djup, medan det vart henta på 4, 6 og 8 meter på tokt 2-5. Alt vatnet vart helt gjennom eit nett (på



tokt 1-2 vart det nytta 200  $\mu\text{m}$  nett og tokt 3-5 eit 190  $\mu\text{m}$  nett) for å få vekk større partiklar, og over i ein felles plastdunk med svart plastsekk utanpå (for å redusere biologiske prosessar som kunne endre innhaldet).

Vassdunken vart teken inn på våtlaboratoriet om bord på fartyet, der noko av vatnet vart tappa over i ei 10 liters plastkanne og refiltrert med eit 10  $\mu\text{m}$  filter (nucleopore track-etched membran, Whatman 47 mm). Filtreringstorleiken vart vald då ein reknar algar  $<10 \mu\text{m}$  for å vere typisk ciliatføde (Bojanic et al., 2005). Frå kvar av dei to fraksjonane,  $<10 \mu\text{m}$  og  $<200/190 \mu\text{m}$ , vart vatnet filtrert gjennom ulike filter ved hjelp av vakuumpumpe (Scanvac, Vacsafe 15). I februar toktet vart det berre filtrert frå vatn  $<200/190 \mu\text{m}$ . Skoddene på vindauga var att for å hindre direkte dagslys på prøvene under filtrering

## 2.2.2 Filtrering av prøvene

### *Partikulært materiale og klorofyll a*

For klorofyll *a*-, POC/PON- og POP-analysar vart to replikatar med 2–3 liter vatn filtrert frå kvar fraksjon. Volumet vart bestemt ut frå kor mykje materiale det var i vatnet. Det vart nytta eitt felles gløda ( $450^\circ \text{C}$ , 3 timar) 47 mm GF/F-filter (Whatman) for alle tre analysane. Gløda filter vart nytta grunna POC/PON-analysane. Filtera vart frosne ned om bord på fartyet ( $-20^\circ \text{C}$ ) og oppbevarte for seinare analyser.

### *Pigmentprøver*

Prøvene for pigment nytta 25 mm glasfiberfilter (Whatman). Også her vart to replikatar på 2–3 liter vatn filtrert, men berre frå vatn med partiklar  $<200/190 \mu\text{m}$ . Filtera vart breitta saman to gonger på langs og lagt i ei 2 mL glasflaske før dei vart frosne ned ( $-20^\circ \text{C}$ ) for seinare analyser.

### *Næringssalt*

På tokt 1–4 vart sjøvatn for analyse av nitrat, nitritt, ammonium, fosfat og silikat tatt frå plastdunken med vatn  $<200/190 \mu\text{m}$  og filtrert på eit 0,4  $\mu\text{m}$  polycarbonat filter (Millipore) før vatnet vart helt over på 50 mL plastflasker. På tokt 5 vart vatnet tappa rett frå plastdunken og på prøveflaskene. Prøvene vart frosne om bord ( $-20^\circ \text{C}$ ) for seinare analyser.

## 2.3 Analysar

Prøvefiltera vart oppbevarte i frysar ( $-20^\circ \text{C}$ ) på Trondhjem biologiske stasjon (TBS) fram til analyse. Alle analysar vart utførde ved TBS, utanom POC/PON-analysane som vart gjort ved Stable Isotope Facility, University of California Davis, USA. Analysane vart utførde  $<12$  månadar etter prøvetaking. Filtera vart handsama ved å nytte desinfiserte pinsettar (metanol) på ei desinfisert kopparplate (metanol) på eit aluminiumsunderlag.

For partikulært organisk materiale og CHL *a* vart målingar frå  $<10 \mu\text{m}$ -prøvene trekte frå målingar frå  $<200/190 \mu\text{m}$ -prøvene for å få ein 10–200/190  $\mu\text{m}$ -fraksjon. Heretter vert totalen omtalt som  $<200 \mu\text{m}$  og 10–190/200  $\mu\text{m}$  som 10–200  $\mu\text{m}$  (og  $<10 \mu\text{m}$  som  $<10 \mu\text{m}$ ).

### 2.3.1 Klorofyll *a*

For klorofyll *a* vart 5 mL kald metanol fylt i reagensrør før 2 x 1/16 av kvart filter vart stansa ut med eit eigna reiskap og lagt i kvart sitt glasrør med kork. Røra vart rista ( $\sim 2$  sekund) med ein miksar (Vortex) og oppbevart i frysar ( $-20^\circ \text{C}$ ) over natta for å ekstrahere klorofyllet frå

filteret. Neste dag vart prøvene rista att, før fluorescensen i CHL *a* vart målt i eit Turner Design fluorometer (modell nr. 7200-000). Konsentrasjonen vart analysert etter norsk standard (NS-4767).

### 2.3.2 Partikulært organisk materiale

For POC og PON vart 2 x 1/16 av filtera stansa ut og lagde i gløda glasrør (450° C, 3 timar) med algesida opp, dei to delane frå same filter i same rør. Røra vart stabla horisontalt i ein boks med lokk saman med ei skål med 37 % HCl i omlag 15 minutt. Deretter vart dei lufttørka og oppbevarte i frysar (-20 °C) over natta. Filtera vart bretta saman to gonger før dei vart pakka i kvar sin tinnkapsel og lagt i brett eigna for C/N-prøver, før dei vart sende til USA der dei vart analyserte i ein elementautoanalysator (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany) (Facility, 2014).

For POP vart 2 x 1/16 av filtera stansa ut og lagde i kvar si 30 mL plastflaske med skrukork. Flaskene vart tilsett 10 mL destillert vatn, 100 µL H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> og 2 mL fosfor-oksidasjonsreagent (kaliumperoksidisulfat). Flaskene vart autoklaverte (Certoclav-Tish-Autoclav) i omtrent 30 minutt (125 °C, 18 psi) og deretter avkjølte, før dei vart helt over i prøverør og analyserte i ein autoanalysator (O.I Analytical cartridge Part A002604). Prøvene vart målte etter norsk standard (NS-4724).

### 2.3.3 Pigmentanalyser

Pigmentanalysane vart gjort med *High-performance Liquid Chromatography* (HPLC). Glasflaskene (2 mL) der filter for HPLC-analyser frå tokt 2-5 vart tilsett 1,6 mL kald metanol, medan prøveparallellane frå kvar stasjon frå tokt 1 vart lagde i same glasflaske og tilsett 1,4 mL (for å få betre pigmentkonsentrasjon grunna lav konsentrasjon av algar i februarprøvene). Prøvene vart forseгла med nitrogengass (N<sub>2</sub>) og rista (~2 sekund) før dei vart lagde i frysar (-20 °C) for ekstraksjon over natta. Neste dag vart dei rista på nytt, og filtera vart pressa ned i glasa før prøvene vart refiltrerte gjennom eit 0,2 µm sprøytefilter (IVR International) for å fjerne filterrestar. Deretter vart prøvene overført til mørke glasflasker (2 mL) og tilsett N<sub>2</sub>. Prøvene vart deretter sett inn i HPLC-instrumentet (Hewlett Packard 110 series HPLC systems) og analyserte som skildra av Zapata et al. (2000).

Absorpsjonsmålinga vart gjort ved fire ulike bølgjelengder (420, 440, 450 og 460 nm), men berre 440 nm vart nytta for å bestemme pigmenta. Pigmenta vart bestemte ved å lese av retensjonstida og kva form absorpsjonsspekteret til kvart pigment hadde ved 440 nm. For å bestemme dette vart det brukt eit HPLC-bibliotek lagt inn i programvara (Agilent Chemstation) og litteratur (Roy et al., 2011). Her vart òg arealet under kurvene justert manuelt (botnlinja vart av og til forskyvd slik at areala ikkje vart korrekte opp mot kvarandre), før dei vart brukt til å kvantifisere pigmenta i Excel etter Likning (1)

$$\mu\text{g/L sjøvatn} = \text{Areal} * R_f * V_e * 1000 / (V_i * V_f) \quad (1)$$

der *Areal* er arealet målt ut frå pigmenttoppen lest av ved 440 nm, *R<sub>f</sub>* er responsfaktor kalkulert ved kalibrering på 440 nm, *V<sub>e</sub>* er ekstraksjonsvolum (1,4 mL eller 1,6 mL), *V<sub>i</sub>* er injeksjonsvolumet i HPLC (77 µl) og *V<sub>f</sub>* er det filtrerte volumet i prøva (2000–3000 mL).

Klorofyll *C<sub>1</sub>* og *C<sub>2</sub>* var ofte problematisk å skilje og vart difor registrert under eitt. Grunna for stor usikkerheit i kvantifiseringa vart areal målt til <20 ikkje kalkulert, men berre kalla «spor», og seinare gjeve verdien 0,01 i statistikkberakingane.

### 2.3.4 Nærings salt

Prøvene vart tinte, før dei frå tokt 1–4 vart helte direkte over i prøverør (dei vart filtrerte under prøvetakinga), medan dei frå tokt 5 fyrst vart filtrerte gjennom eit 0,2 µm sprøytefilter (cellulose acetat membran, WWR). Ein autoanalysator (O.I Analytical cartridge Part A002603, cartridge Part A002604 og cartridge Part A002605) vart nytta for å analysere prøvene for høvesvis nitrat/nitritt (NS-EN ISO 10301-1), ammonium (NS-EN ISO 14911), fosfat (NS-4724) og silikat. Nitrat og nitritt vart målt under eitt, og heretter berre omtalt som nitrat.

### 2.3.5 CTD

Salinitet og temperatur under tokt 1 vart målt som snittet av data frå 6-8 meter, medan det frå tokt 2–5 vart brukt snitta frå 3–9 meter.

## 2.4 Modellering av område og estimering av utslepp

### 2.4.1 Inndeling og modellering av områda

Stasjonane i denne undersøkinga vart fastsette av prosjektet basert på kvar aktive oppdrettsanlegg var lokaliserte (Sjå Vedlegg A).

Avgrensing av området vart gjort ved å finne den maksimale rekkjevidda frå oppdrettsstasjonane ved ei straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> over 24 timar. Straumsnøggleiken vart vald fordi den er i nedre del av dei gjennomsnittlege sumarstraumane i dette området (Torsethaugen, 2006), og tidsperspektivet fordi ein reknar med at mesteparten av næringsstoffa vert tekne opp av fytoplankton i løpet av den tida (Thingstad et al., 2005). Aktive oppdrettsanlegg innanfor dette området vart identifiserte ut frå data gjort tilgjengeleg av Fiskeridirektoratet (personleg kommunikasjon).

Stasjonane og dei valde oppdrettsanlegga vart delte inn i tre grupper, basert på generelle havstraumsmønster og landmassar i området:

- Ytre Kystområde (YK) omfatta områda rundt Frøya, og nordvest for Hitra
- Indre Kystområde (IK) omfatta Hemnefjorden og området mellom Hitra og fastlandet (Trondheimsleia). Heile fjordsystemet vart lagt under IK sidan det er eit tydeleg avgrensa området der ein kan gå utifrå at det er same vassmasser
- Referanseområde (REF) omfatta stasjonar som låg lengre frå oppdrettsanlegg enn rekkjevidda til radiusen nemnt ovanfor, i eit område der det kan vere truleg at stasjonane er sterkt prega av Atlanterhavsvatn og mindre av oppdrettspåverka kystvatn

Under februar toktet vart det berre undersøkt stasjonar i REF og YK, medan det under april toktet berre var stasjonar i YK og IK (Vedlegg A).

Alle aktive oppdrettsanlegg i løpet av året innan YK og IK vart nytta som utgangspunkt for ein spreingsmodell for ulike rekkjevidder bygd på straumsnøggleik og tid:

- straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup>, etter 6, 12 og 24 timar
- straumsnøggleik på 2 cm sek<sup>-1</sup>, etter 6, 12 og 24 timar
- straumsnøggleik på 50 cm sek<sup>-1</sup>, etter 6, 12 og 24 timar

Spreingsmodellen vart laga med ei GIS-programvare (ArcGis 10.1. Esri, Redlands, California) basert på koordinatar frå kvart oppdrettsanlegg (all data om oppdrettsanlegga vart gjort tilgjengeleg av Fiskeridirektoratet). Det vart nytta kartlag frå Kartverket sin N250-serie

(Kartverket, 2014) for å avgrense områda til berre å omfatte havareal, og areala på dei ulike spreingsmodellane vart kalkulert i GIS (Sjå Vedlegg B for detaljar om framgangsmåte for modelleringa).

Andre modellar som vart laga var

- Avstand frå prøvestasjonane ved straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> etter 1, 7 og 14 døgn, inkludert norsk territorialgrense og grunnlinje
- Spreingsmodellar frå aktive oppdrettsanlegg i høvesvis juni og august ved straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup>

#### 2.4.2 Utslepp frå oppdrettsanlegg

Utslepp av DIN og DIP for YK og IK vart estimert ved å nytte data på fôrbruk ved kvart anlegg som var aktivt dei ulike toktmånadane (Data frå Fiskeridirektoratet, personleg komm.). Forbruk per anlegg innan kvart område vart lagt saman og rekna ut per døgn dei ulike månadane. Utsleppet vart berekna som skildra av Olsen og Olsen (2008), ved Likning (2)

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

der I er inntak av N eller P i føda, A er assimilert N eller P frå føda, eller opptak i kroppsvevet, F er utskillinga av N, eller P i fiskefeces, T er tap av fôr, G er vekst utrykt som N, P eller C akkumulert i biomasse og R er ekskresjon for N og P (Olsen and Olsen, 2008).

Innhald av N i føret vart sett til 0,058 % av tørrvekt, og innhald av P til 0,0088 %. Assimileringskoeffisienten (AE) vart sett til 0,85 for N og 0,30 for P og A reknast ut som  $I * AE$ . F er  $I - A$ , og T vart sett til 3 %. Både i F og T reknar ein at 15 % går i oppløysing, medan resten held seg i partikulær form (Wang et al., 2013). I dette estimatet vart det nytta ein fôrfaktor på 1,25. Dette er 0,7 over landsgjennomsnittet for 2012, men sidan fôrfaktoren varierer både mellom år og gjennom året, samt mellom produsentar vart det valt ein noko høgare faktor for å ikkje underestimere utsleppa (Fiskeridirektoratet, 2013).

#### 2.4.3 Volumbasert utsleppsrate

Volumbasert belastningsrate (VBR) vart rekna ut som  $DIN-N \text{ mg m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$  på bakgrunn av estimerte utslepp av DIN frå oppdrettsanlegga dei ulike månadane, og volum vart rekna ut frå modellerte areal og eit djup på 25 meter. Djupet vart valt fordi det er vanleg djup på merdar i Trøndelag. Ulike VBR vart bygd på:

- Dagleg fôrforbruk i YK og IK i februar, april, juni, august og oktober, og volum frå spreingsmodellen for alle aktive anlegg gjennom året ved 10, 2 og 50 cm sek<sup>-1</sup> og 6, 12 og 24 timar
- Dagleg fôrforbruk i YK og IK i juni og august, og volum frå spreingsmodellar for aktive oppdrettsanlegg dei respektive månadane ved 10, 2 og 50 cm sek<sup>-1</sup> og 6, 12 og 24 timar
- Dagleg fôrforbruk i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal i juni og august, og volum basert på sjøareal innanfor norsk territorialgrense og volum basert på sjøareal innanfor norsk grunnlinje

### 2.5 Statistikk

Microsoft Excel (Microsoft corp., Redmond, Washington, USA) vart nytta for å bearbeide data og til å rekne ut gjennomsnitt og standardfeil. Einvegs ANOVA (Holm-Sidak) vart nytta for å

teste om prøvene var meir ulike mellom områda (REF, YK og IK) enn innanfor, for nærings salt, partikulært materiale og klorofyll *a* og forholdet mellom desse ved bruk av programvara Sigmaplot 12.5 (Systat Software inc.). Sigmaplot vart òg nytta til å lage grafar.

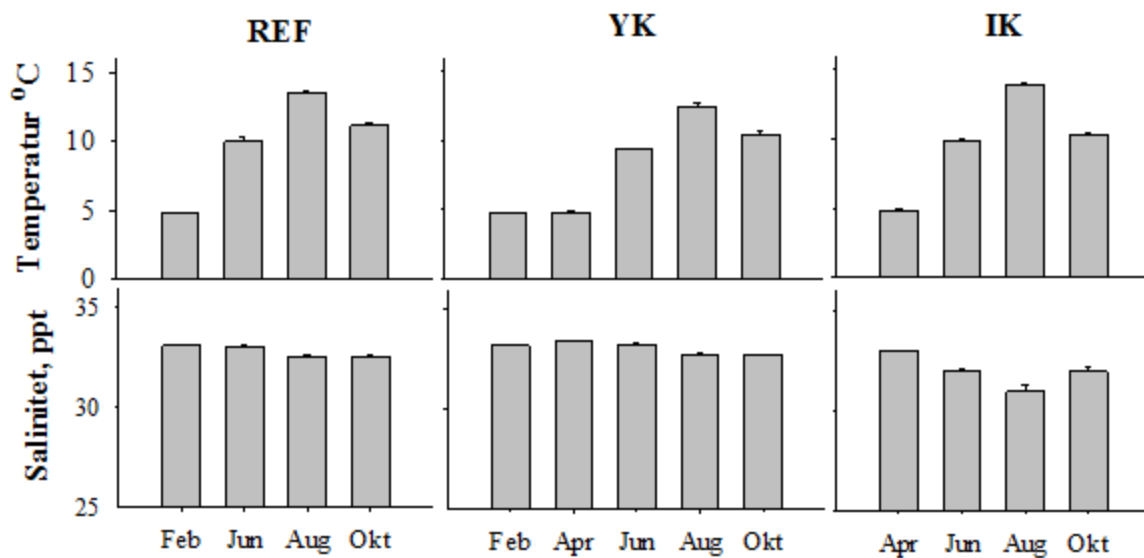
For å måle likskap og skilnad i pigmentsamansetning og -mengd vart det nytta Non-metric Multidimensional Scaling (Bray-Curtis) i programvara Past 3.01 (Universitetet i Oslo). Her vart òg signifikansen mellom gruppene målt med einvegs ANOSIM-test (Bray-Curtis). Pigmentprøvene frå februar taktet kunne ikkje nyttast, grunna for små pigmentmengder til at dei vart registrert under HPLC-analyse. Pigmenta diadinoxanthin og diatoxanthin vart tekne vekk frå analysen då dei er fotoprotektive pigment som seier meir om lystilhøva enn om artssamansetjinga (Roy et al., 2011).

## 3 Resultat

### 3.1 Bakgrunnsmålingar

Temperatur- og salinitetsmålingar i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) synte at gjennomsnittstemperaturen i dei øvre vassmassane var lågast under februar- og apriltoktet, med omkring 5 °C før den steig til 9–10 °C i juni og 12–13 °C i august og sokk til 10–11 °C i oktober (Figur 2). Det var inga skilnad i temperatur mellom områda under dei ulike tokta.

Den gjennomsnittlege saliniteten var mellom 31 og 33 ppt under alle tokta og områda, men målingane i IK var signifikant lågare enn i REF og YK under både juni- (begge  $P < 0,001$ ), august- (begge  $P < 0,001$ ) og oktobertoktet (REF:  $P = 0,028$  og YK:  $P = 0,005$ ).

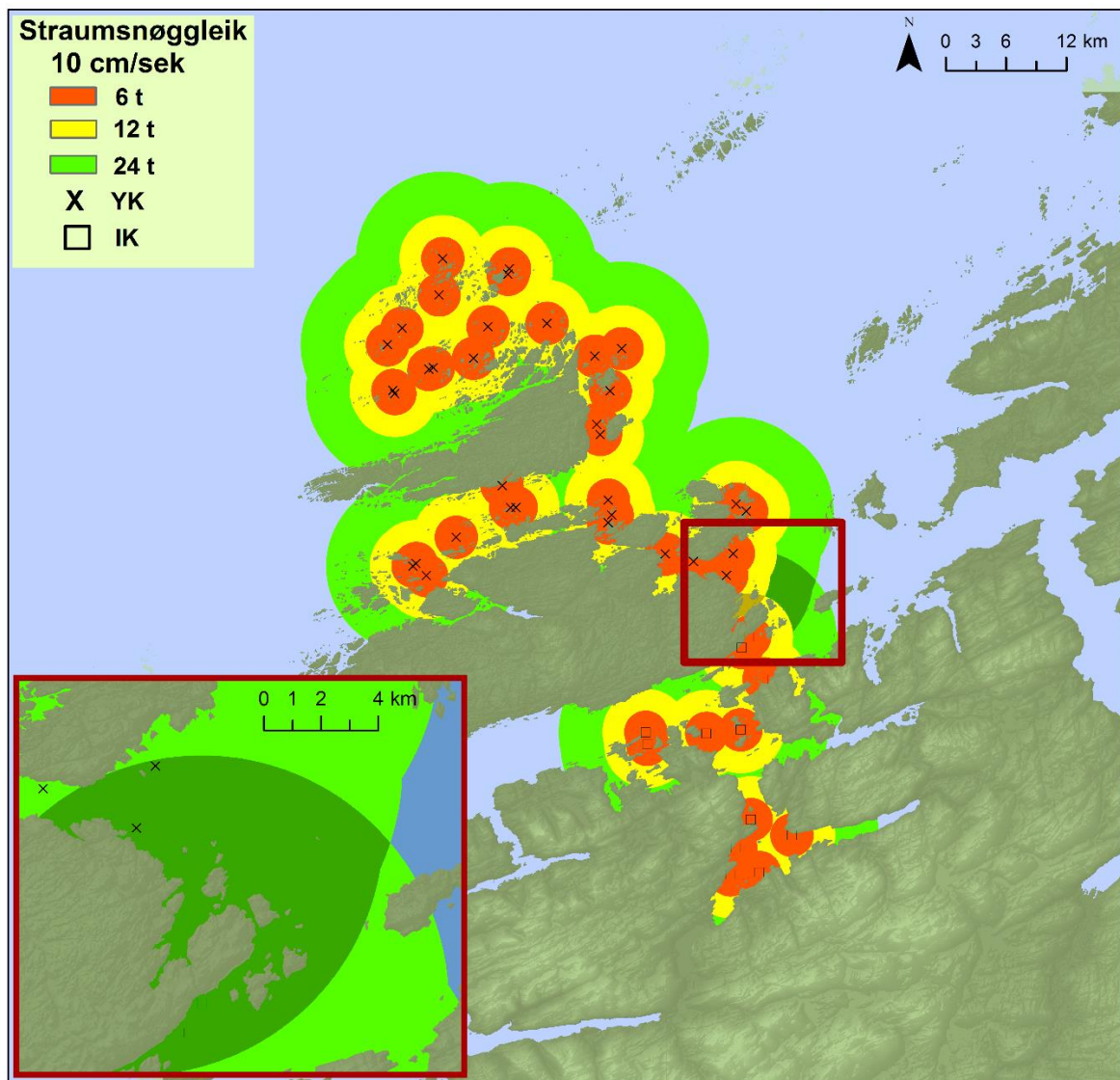


**Figur 2: Gjenomsnittleg temperatur og salinitet under dei ulike tokta (februar, april, juni, august og oktober) i Referanseområdet (REF), Ytre Kyst (YK) og Indre Kyst (IK). Verdiane under februar- og apriltoktet er snitt frå CTD-målingar mellom 6–8 meter og resten av tokta snitt mellom 3–9 meter. Barrar syner 1 SE. Merk at februar- og apriltoktet manglar for IK og REF.**

### 3.2 Estimering av areal og volumbasert utsleppsrate

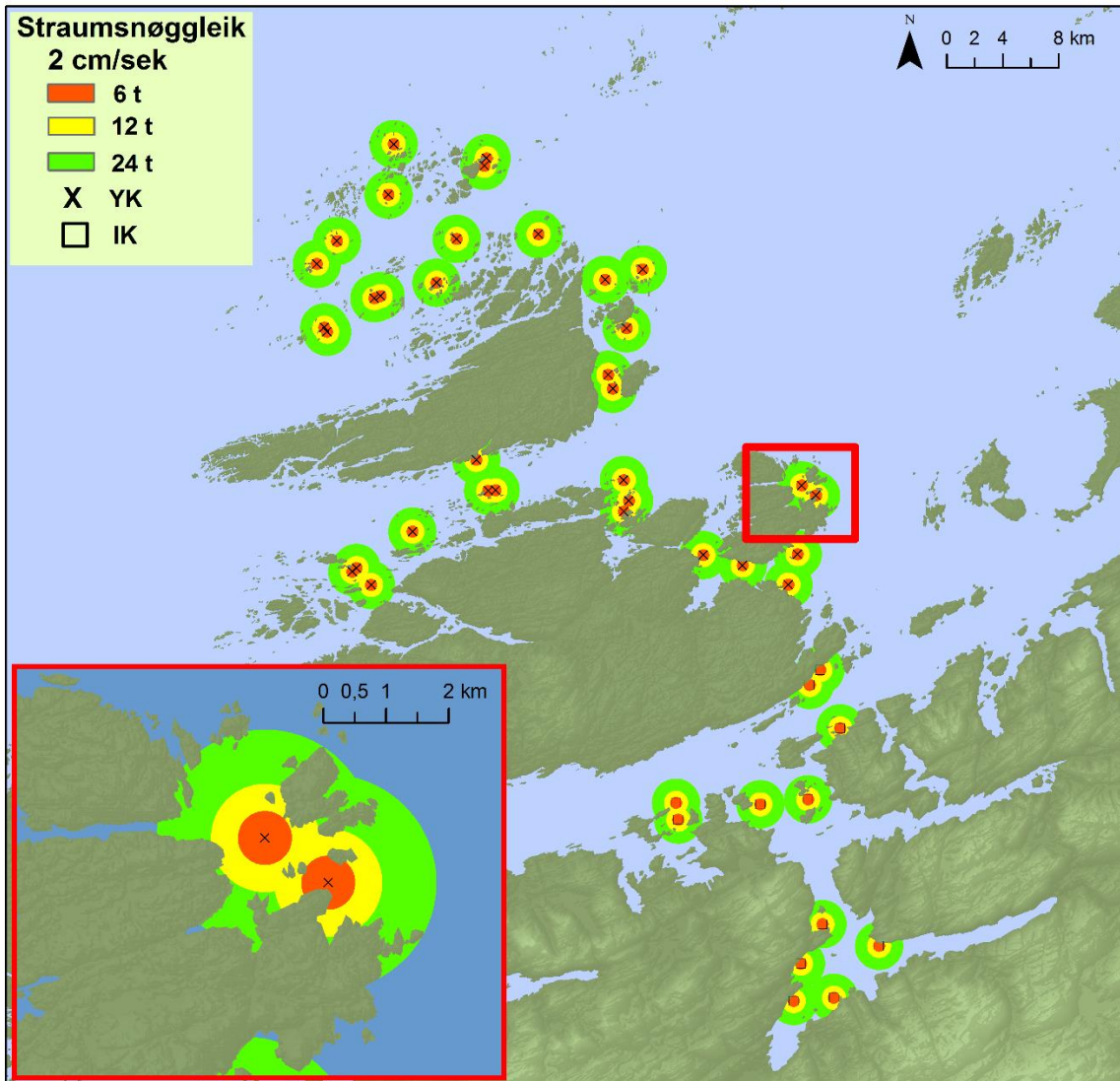
#### 3.2.1 Rekkjevidd frå oppdrettsanlegg

Estimert rekkjevidd for næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegga varierte med kva straumsggleik og tid som vart sett. Alle areala vart baserte på grupperinga av lokalitetar i YK og IK som skildra i metodekapittelet. Figur 3 syner rekkjevidda ved ei straumsggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> etter 6, 12 og 24 timar. Figur 4 og 5 syner rekkjevidd for straumsggleikar som er høvesvis 5 gongar så lave (2 cm sek<sup>-1</sup>) og 5 gongar så høge (50 cm sek<sup>-1</sup>) som i Figur 3.



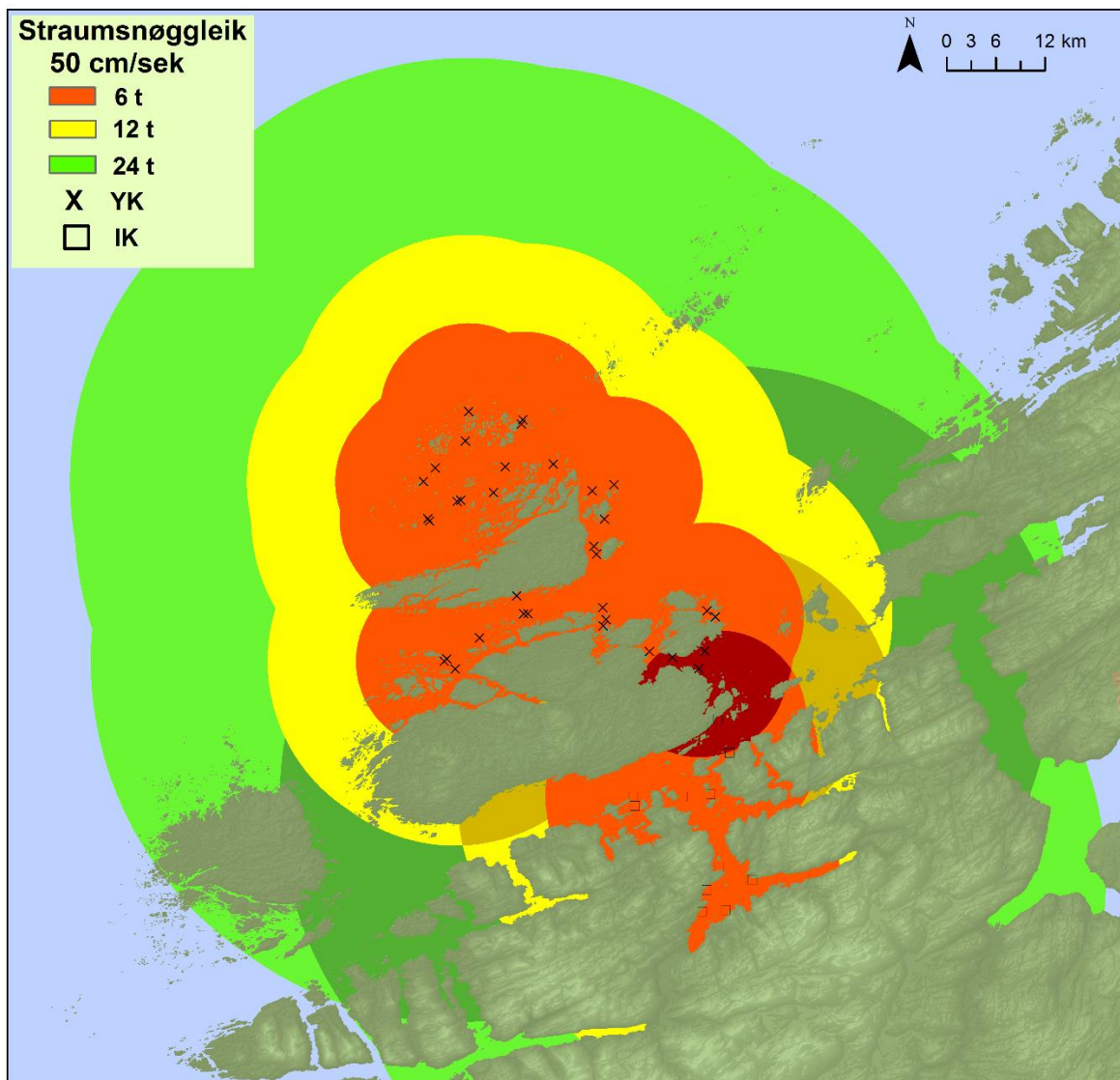
**Figur 3: Rekkjevidd for utslepp frå oppdrettsanlegg i 2013 ved ei straussnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> etter 6, 12 og 24 timar. X og □ representerer oppdrettsanlegg i høvesvis Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK). Felt med mørkare fargenyansar er areal der YK og IK overlappa i dei ulike influensområda. Innfelt kart syner det faktiske overlappende grønfeltet for 24 timar, utan kartlaget for 6 og 12 timar over.**





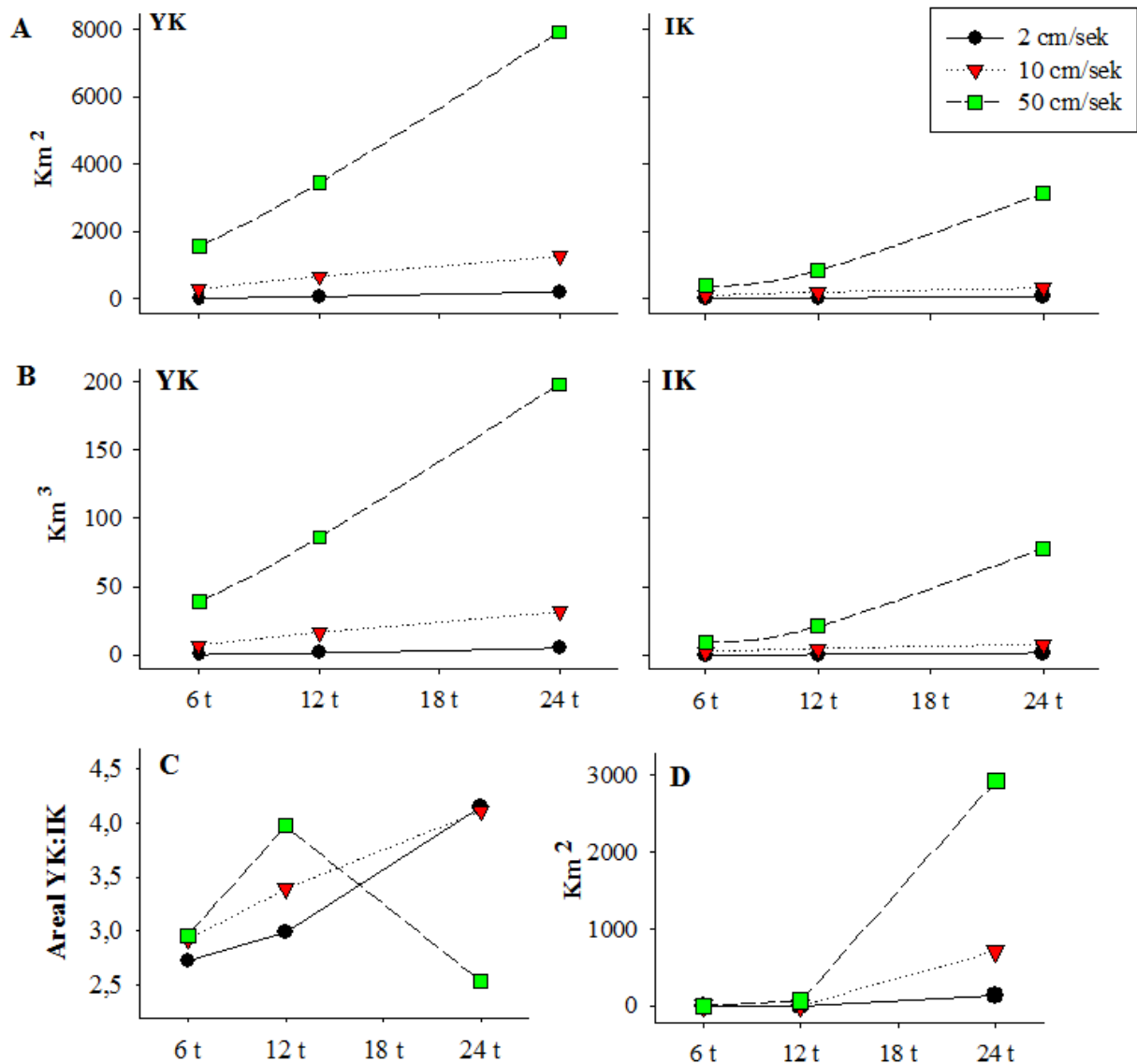
**Figur 4: Rekkjevidd for utslepp frå aktive oppdrettsanlegg i 2013 ved ei straumsnøggleik på  $2 \text{ cm sek}^{-1}$  etter 6, 12 og 24 timar. X og □ representerer oppdrettsanlegg i høvesvis Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK). Innfelt kart syner tidssonene rundt oppdrettsanlegga i større målestokk.**





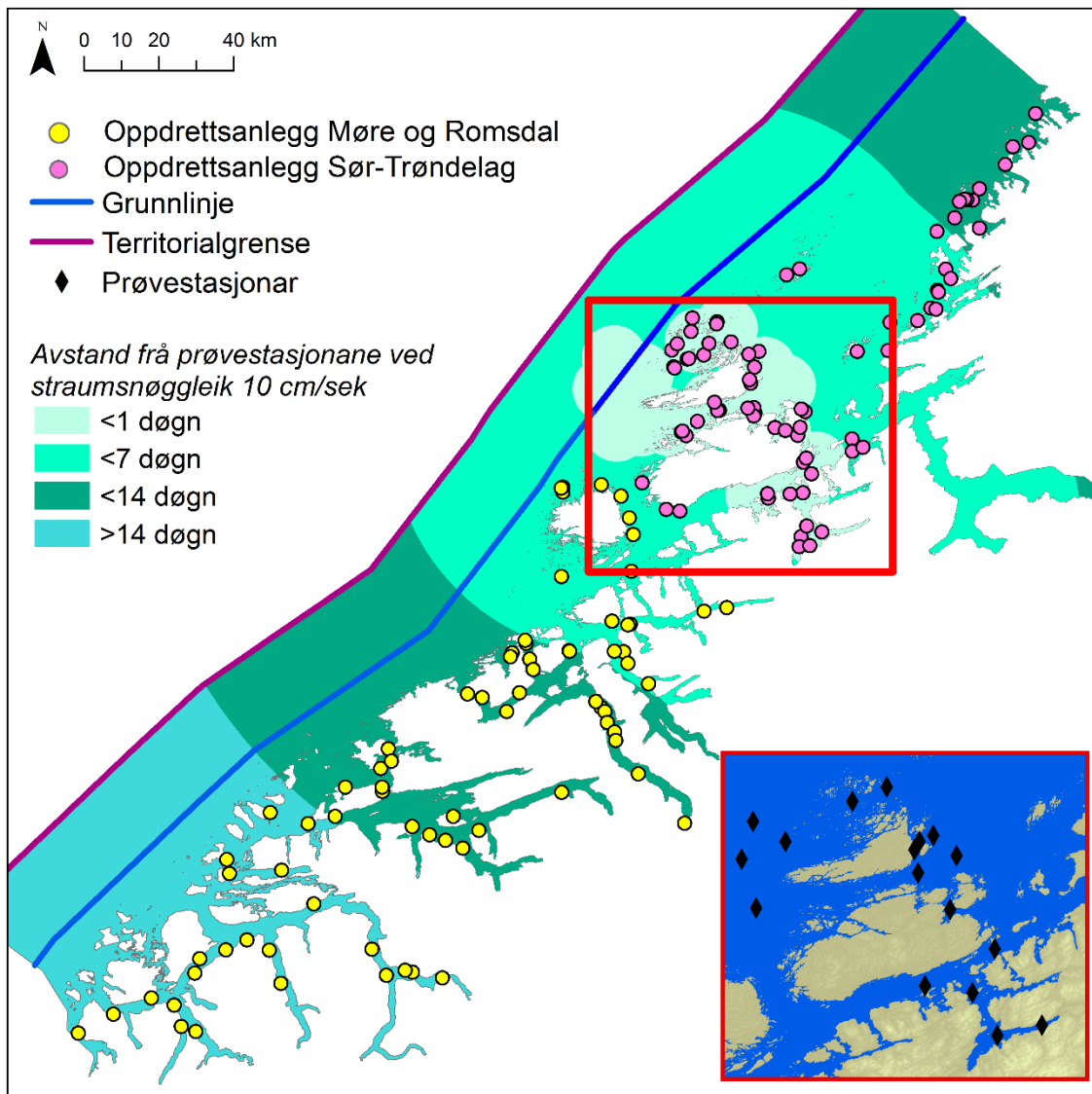
**Figur 5: Rekkjevidd for utslepp frå oppdrettsanlegg ved ei straumsnøggleik på 50 cm sek<sup>-1</sup>. X og □ representerer oppdrettsanlegg i høvesvis Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK). Felt med mørkare fargenyans er areal der YK og IK overlappa i dei ulike influensområda.**

Figur 6 A syner areal for influensområda av YK og IK som ein funksjon av tid og straumsnøggleik. Frå 6 til 12 timar har YK større auke enn IK for alle straumsnøggleikane. Ved både 2 og 10 cm sek<sup>-1</sup> aukar YK meir enn IK frå 12 til 24 timar, medan IK aukar meir proporsjonalt med YK frå 12 til 24 timar ved 50 cm sek<sup>-1</sup>. Figur 6 B syner volum for dei ulike areala ved eit djup på 25 meter og dei har same storleikforhold gjennom tid som det areala har. Arealforholdet mellom YK og IK er større ved 12 timar enn 6 timar for alle influensområda og høgare for 24 timar enn for 12 timar for 2 og 10 cm sek<sup>-1</sup>, medan det er lågare for 24 timar enn for 12 timar for 50 cm sek<sup>-1</sup> (Figur 6 C). Overlappende areal mellom områda aukar med straumsnøggleik (Figur 6 D).



**Figur 6: (A) Areal og (B) volum (ved 25 meters djup) for Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) ved ulik tid og strømsnøggleik. C syner forholdet mellom arealet av YK og arealet av IK, og D syner der stort areal som overlappar i dei ulike estimata.**

Figur 7 syner alle aktive oppdrettsanlegg i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i juni og august og kor mange av dei som ligg innan 1, 7 og 14 døgn frå prøvestasjonane ved ein strømsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup>. Kartet syner at det er fleire anlegg nedstrøms enn oppstrøms for stasjonane (sjølv om ein liten del av <14 dagar havnar i Nord-Trøndelag, utanfor kartet), og at tettleiken av anlegg er størst rundt Frøya og Hitra.



**Figur 7: Alle aktive oppdrettsanlegg i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag i juni og august 2013. Kartet syner òg kva oppdrettsanlegg som ligg innan 1, 7 og 14 døgn frå prøvestasjonane ved ei straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup>, samt Noreg si grunnlinje og territorialgrense. Innfelt kart syner prøvestasjonane frå juni- og augusttokta.**

### 3.2.2 Estimert utslepp frå oppdrettsanlegg

Fôrforbruket auka mellom månadane, med unntak av februar og april i YK og august og oktober i IK, der fôrbruken minka (Tabell 1). Mengdeforholdet mellom dei to områda varierte mellom månadane, med det høgste forholdet i oktober (5,6 tonn YK IK<sup>-1</sup>) og lågaste i juni (1,1 tonn YK IK<sup>-1</sup>). DIN og DIP hadde eit forhold på 35 DIN-N per DIP-P (vekt).

Utsleppsestimat for heile Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag følgde same utvikling som YK og IK med høgare utslepp av DIN og DIP i august enn i juni, og Møre og Romsdal hadde høgare utslepp enn Sør-Trøndelag.

**Tabell 1: Dagleg fôrbruk og utslepp av løyst uorganisk nitrogen (DIN) og løyst uorganisk fosfor (DIP) frå oppdrettsanlegg i Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) i månadane der tokta vart gjennomført i 2013. Estimert basert på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell.**

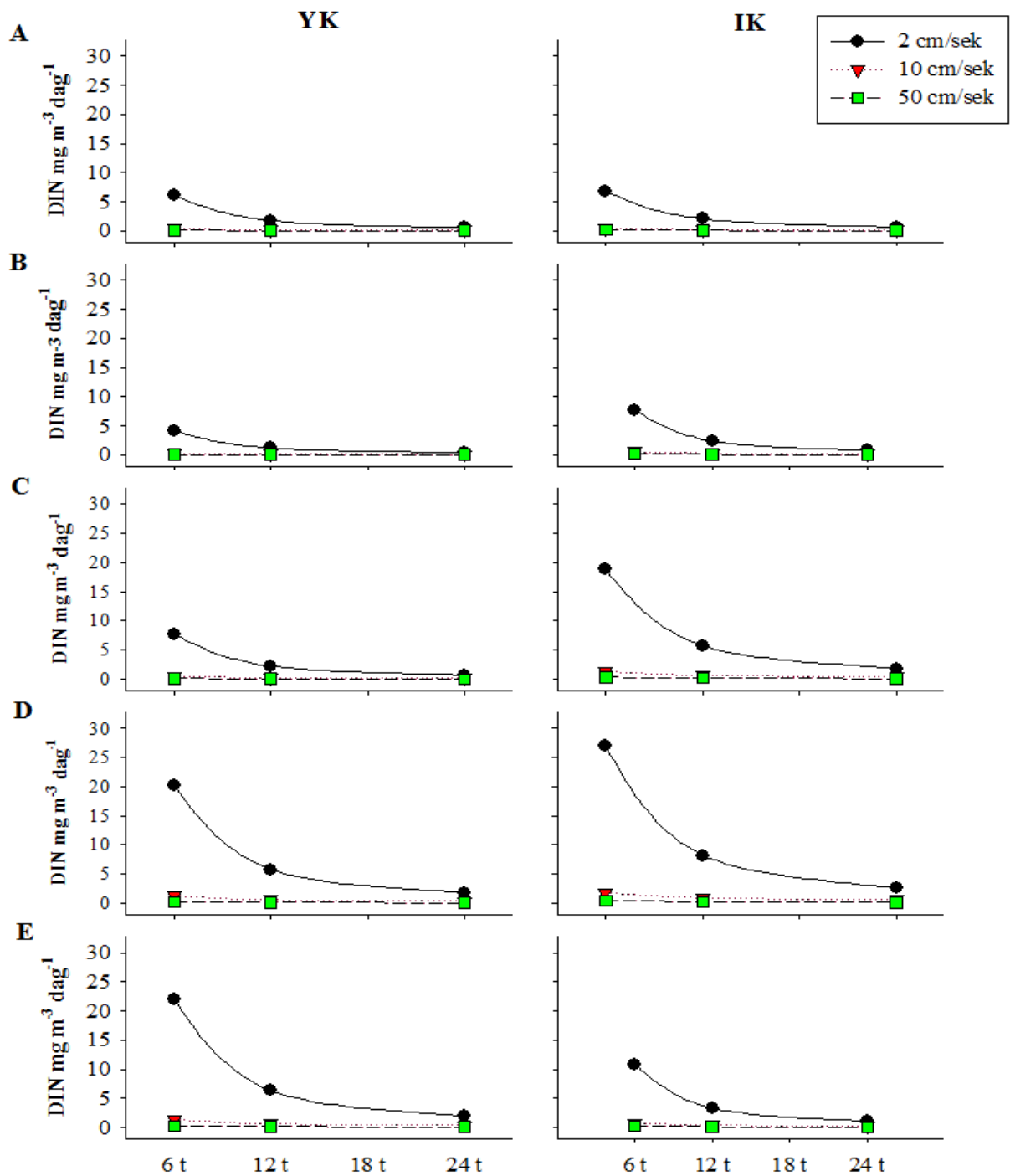
Månad	Fôrforbruk (tonn dag <sup>-1</sup> )		DIN (tonn dag <sup>-1</sup> )		DIP (tonn dag <sup>-1</sup> )	
	YK	IK	YK	IK	YK	IK
<b>Feb</b>	100	41	2,70	1,10	0,08	0,03
<b>Apr</b>	68	47	1,80	1,30	0,05	0,04
<b>Jun</b>	128	114	3,40	3,10	0,10	0,09
<b>Aug</b>	335	164	9,00	4,40	0,26	0,13
<b>Okt</b>	367	66	9,80	1,80	0,28	0,05

**Tabell 2: Dagleg fôrforbruk og utslepp av løyst uorganisk nitrogen (DIN) og løyst uorganisk fosfor (DIP) frå oppdrettsanlegg i Sør-Trøndelag (ST) og Møre og Romsdal (MR) i juni og august i 2013. Estimert basert på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell.**

Månad	Fôrforbruk (tonn dag <sup>-1</sup> )		DIN (tonn dag <sup>-1</sup> )		DIP (tonn dag <sup>-1</sup> )	
	ST	MR	ST	MR	ST	MR
<b>Jun</b>	341	547	9,11	14,6	0,26	0,42
<b>Aug</b>	615	841	16,5	22,5	0,47	0,65

Figur 8 syner estimert dagleg volumbasert utsleppsrate (VBR) i YK og IK ved ulike spreingsareal basert på straumsnøggleik, tid og eit djup på 25 meter. YK hadde lågare VBR enn IK i alle månadane utanom oktober, og utsleppsforholdet mellom områda varierte frå 0,3 mg DIN<sub>YK</sub> DIN<sub>IK</sub><sup>-1</sup> i fleire av estimata i juni, til 2,2 mg DIN<sub>YK</sub> DIN<sub>IK</sub><sup>-1</sup> for kombinasjonen 50 cm sek<sup>-1</sup> og 24 timar i oktober. Begge områda hadde høgare VBR i sumar- og haustmånadane enn tidlegare på året.

Ved ein straumsnøggleik på 2 cm sek<sup>-1</sup> i YK vart det estimert ei VBR som var om lag 16 gongar høgare enn VBR basert på 10 cm sek<sup>-1</sup> når ein estimerer influensområde ut ifrå 6 timar (Figur 8). For influensområde etter 12 timar minkar dette forholdet til om lag 11, og ved 24 timar er det nede i om lag 5. For VBR basert på 10 og 50 cm sek<sup>-1</sup> var utsleppsestimata for 10 cm sek<sup>-1</sup> i YK om lag 5 gongar høgare enn for 50 cm sek<sup>-1</sup> etter både 6 og 12 timar, medan det var om lag 6 gongar høgare etter 24 timar. Utsleppsestimata for IK følgde same trend, men med noko lågare tal, for alle estimata utanom mellom 10 og 50 cm sek<sup>-1</sup> etter 24 timar, der utsleppet for 10 cm sek<sup>-1</sup> vart estimert til å vere 10 gongar høgare enn for 50 cm sek<sup>-1</sup>.



Figur 8: Estimert på gjennomsnittleg dagleg utslepp av mg DIN m<sup>-3</sup> frå oppdrettsanlegg i Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) i (A) februar, (B) april, (C) juni, (D) august og (E) oktober 2013. Utsleppsrate er ein funksjon av ulike straumshøgder (2, 10 og 50 cm sek<sup>-1</sup>), tid (6, 12 og 24 timar) og gjennomsnittleg dagleg fôrforbruk ved oppdrettsanlegga. Basert på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell.

Verdiane for VBR bygd på spreingsmodellar for aktive oppdrettsanlegg gjennom heile året (Tabell 3) var noko lågare i juni og august enn VBR bygd på spreingsmodellar for aktive anlegg dei einskilde månadane (Tabell 4). Fylkesavgrensa VBR basert på sjøareal innanfor territorialgrense eller grunnlinje, synte lågare verdiar enn det som vart estimert for YK og IK (Tabell 5).

**Tabell 3: Volumbasert belastningsrate (VBR) ( $\text{mg m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ ) av løyst uorganisk nitrogen frå oppdrettsanlegg i Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) i juni og august ved ulik straumsnøggleik og tid. Verdiane bygg på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell, og voluma bygg på spreingsmodellar ut ifrå aktive oppdrettsanlegg gjennom heile året (år 2013), og eit djup på 25 meter.**

Straumsnøggleik	Tid	VBR – Juni		VBR – August	
		YK	IK	YK	IK
2 cm $\text{sek}^{-1}$	6 t	7,67	18,8	20,2	26,9
	12 t	2,18	5,72	5,73	8,19
	24 t	0,67	1,79	1,77	2,56
10 cm $\text{sek}^{-1}$	6 t	0,48	1,28	1,25	1,83
	12 t	0,21	0,63	0,54	0,90
	24 t	0,11	0,38	0,28	0,55
50 cm $\text{sek}^{-1}$	6 t	0,09	0,32	0,23	0,46
	12 t	0,04	0,15	0,10	0,21
	24 t	0,02	0,04	0,05	0,06

**Tabell 4: Volumbasert belastningsrate (VBR) ( $\text{mg m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ ) av løyst uorganisk nitrogen frå oppdrettsanlegg i Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) i juni og august 2013 ved 10 cm  $\text{sek}^{-1}$  og ulik tid. Verdiane bygg på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell, og voluma er basert på spreingsmodellar ut ifrå aktive oppdrettsanlegg i høvesvis juni og august og eit djup på 25 meter.**

Straumsnøggleik	Tid	VBR – Juni		VBR – August	
		YK	IK	YK	IK
10 cm $\text{sek}^{-1}$	6 t	0,61	1,38	1,40	2,03
	12 t	0,26	0,65	0,59	0,93
	24 t	0,13	0,39	0,29	0,55

**Tabell 5: Volumbasert belastningsrate (VBR) ( $\text{mg m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ ) av løyst uorganisk nitrogen frå oppdrettsanlegg i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal i juni og august 2013. Verdiane bygg på fôrdata frå Fiskeridirektoratet og ein masse-balanse-modell, og voluma bygg på sjøareala innanfor norsk territorialgrense eller grunnlinje og eit djup på 25 meter.**

Areal basert på	VBR – Juni		VBR – August	
	ST	MR	ST	MR
Territorialgrense	0,04	0,05	0,06	0,08
Grunnlinje	0,06	0,08	0,10	0,13

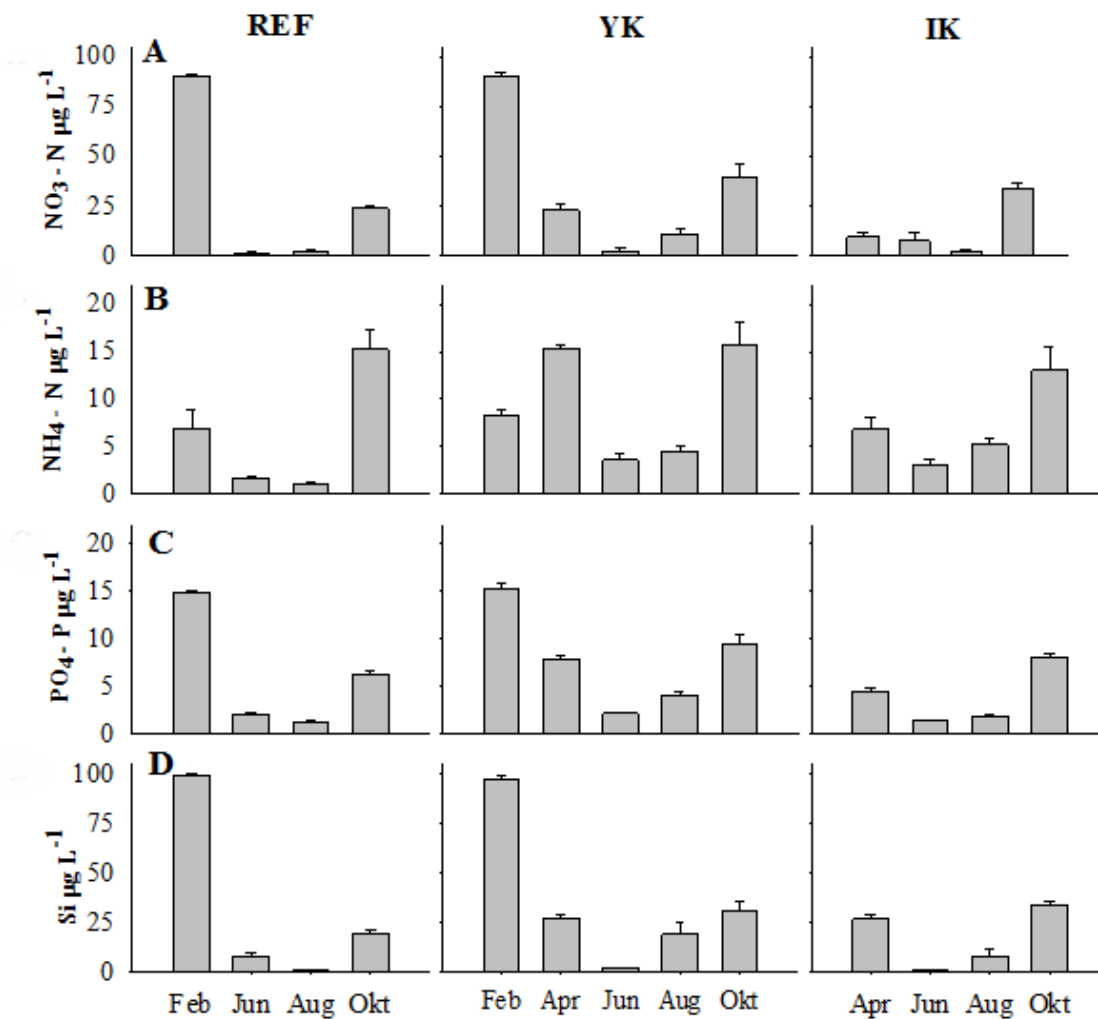
Utsleppsestimat bygd på areal frå heile regionen (Figur 7 og Tabell 5), synte VBR på om lag 28 % (areal avgrensa av GL) og 14 % (areal avgrensa av TG) av gjennomsnittleg VBR i juni og august basert på spreingsmodell ut frå aktive anlegg dei aktuelle månadane (10 cm sek<sup>-1</sup> og 24 timar) (Tabell 4). Oppdrettsanlegga i YK og IK stod for 30–34 % av fôrforbruket dei to sumarmånadane, medan det modellerte området berre dekte 7,2 og 11,5 % av det totale området i regionen (høvesvis TG og GL).

### 3.3 Målingar

#### 3.3.1 Uorganiske næringssalt

Dei uorganiske næringssalta nitrat, fosfat og silikat varierte med konsentrasjonar som var høgast om vinteren, minkande på våren, lågast på sumaren og stigande på hausten att, med snitt på høvesvis 90, 16, 4 og 31 µg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup>, 15, 6, 2 og 8 µg PO<sub>4</sub>-P L<sup>-1</sup> og 97, 27, 6 og 28 µg Si L<sup>-1</sup> dei ulike sesongane (Figur 9 A, C og D). Ammonium hadde ei noko anna utvikling med auka mengder frå vinter til vår (snitt på høvesvis 8 og 11 µg NH<sub>4</sub>-N L<sup>-1</sup>), lågaste om sumaren (3 µg NH<sub>4</sub>-N L<sup>-1</sup>) og høgast konsentrasjon om hausten (15 µg L<sup>-1</sup>) (Figur 9 B).

Målingane frå februar synte ikkje signifikante skilnader i nokon av næringssaltkonsentrasjonane mellom områda, medan dei i april var signifikant høgare i YK enn i IK for både nitrat- (P=0,001), ammonium- (P<0,001) og fosfatkonsentrasjonar (P< 0,001). Fosfatkonsentrasjonen i juni-målingane var signifikant høgare i REF og YK enn i IK (høvesvis P= 0,013 og P 0,001) og silikatkonsentrasjonen denne månaden var signifikant lågare i REF enn i YK og IK (P<0,001). I august var fosfatkonsentrasjonen signifikant høgare i YK enn i både REF og IK (begge: P<0,001), og i oktober var fosfatkonsentrasjonar i YK signifikant høgare enn i REF (P=0,022).



**Figur 9: Gjennomsnittlege konsentrasjonar av (A) nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), (B) ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), (C) fosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) og (D) silikat (Si) i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) dei ulike tokta (februar, april, juni, august og oktober). Merk at februartoktet manglar for IK og apriltoktet for REF. Barrar syner 1SE.**

### 3.3.2 Partikulært materiale og biomasse

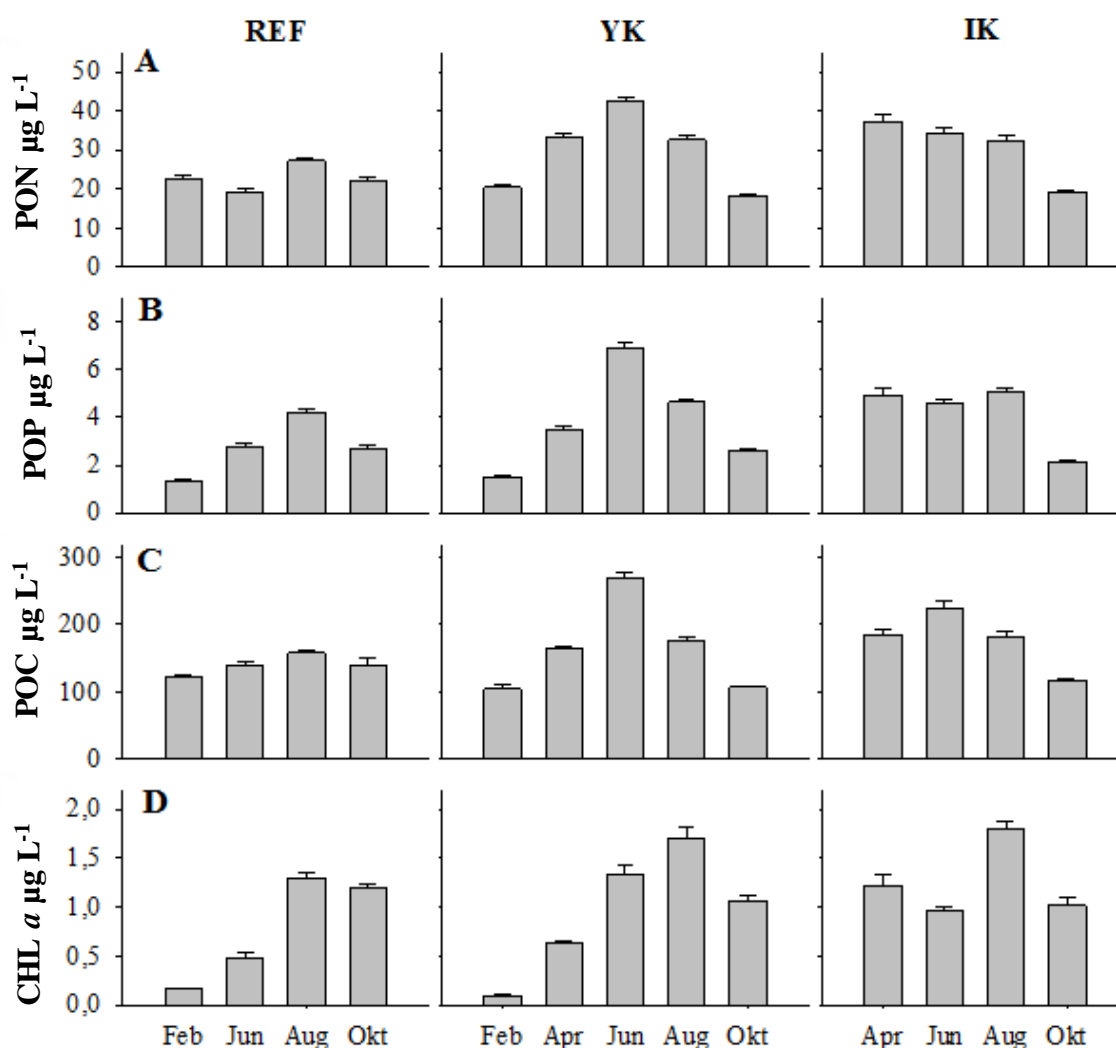
Førekomstar av partikulært organisk nitrogen, fosfor og karbon var høgast under vår- og sumartokta, men medan PON- og POC-konsentrasjonane var jamstore mellom vinter- og hausttokta var POP-konsentrasjonen noko høgare i hausttoktet enn i vintertoktet (Figur 10 A-C). Gjennomsnittleg variasjon i dei respektive sesongane var på 22, 28, 31 og 20  $\mu\text{g PON L}^{-1}$ , 123, 175, 191 og 121  $\mu\text{g POC L}^{-1}$  og 1,4, 4,2, 4,7 og 2,5  $\mu\text{g POP L}^{-1}$ .

I april synte YK lågare konsentrasjonar enn IK både av PON ( $P=0,025$ ), POP ( $P<0,001$ ) og POC ( $P=0,021$ ). I juni var PON-, POP- og POC-konsentrasjonen lågare i REF enn i både YK og IK, og lågare i IK enn i YK (alle  $P<0,001$ ). PON- og POC-konsentrasjonane i august var lågare i REF enn i både YK ( $P=0,003$  og  $P=0,032$ ) og IK ( $P=0,008$  og  $P=0,013$ ), medan POP-konsentrasjonen berre var signifikant lågare i REF enn i IK ( $P=0,003$ ). I oktober var biletet litt anna, med signifikant høgare PON- og POC-konsentrasjonar i REF enn i YK ( $P=0,002$  og



$P < 0,001$ ) og IK ( $P = 0,016$  og  $P = 0,011$ ), og høgare POP-konsentrasjonar i REF og YK enn i IK ( $P = 0,001$  i begge).

Klorofyll *a*-konsentrasjonen var lågast under vintertoktet ( $0,1 \mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$ ), med høgare konsentrasjon under vårtoktet ( $0,9 \mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$ ) og høgast under sumartokta ( $1,3 \mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$ ), før den var lågare att under hausttoktet ( $1,1 \mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$ ) (Figur 10 D). Konsentrasjonen var signifikant høgare i REF enn i YK i februar ( $P < 0,001$ ), og signifikant lågare i YK enn i IK i april ( $P < 0,001$ ). I juni var konsentrasjonen signifikant lågare i REF enn i YK ( $P = 0,001$ ) og IK ( $P < 0,001$ ), og lågare i IK enn i YK ( $P = 0,001$ ). Augustmålingane synte konsentrasjonar av klorofyll *a* som var signifikant lågare i REF enn i YK ( $P = 0,015$ ) og IK ( $P = 0,011$ ).



**Figur 10:** Gjennomsnittlege konsentrasjonar av (A) partikulært organisk nitrogen (PON), (B) partikulært organisk fosfor (POP), (C) partikulært organisk karbon (POC) og (D) klorofyll *a* (CHL *a*) i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) dei ulike prøvemånadane (februar, april, juni, august og oktober). Merk at februaroktet manglar for IK og apriloktet for REF. Barrar syner 1SE.

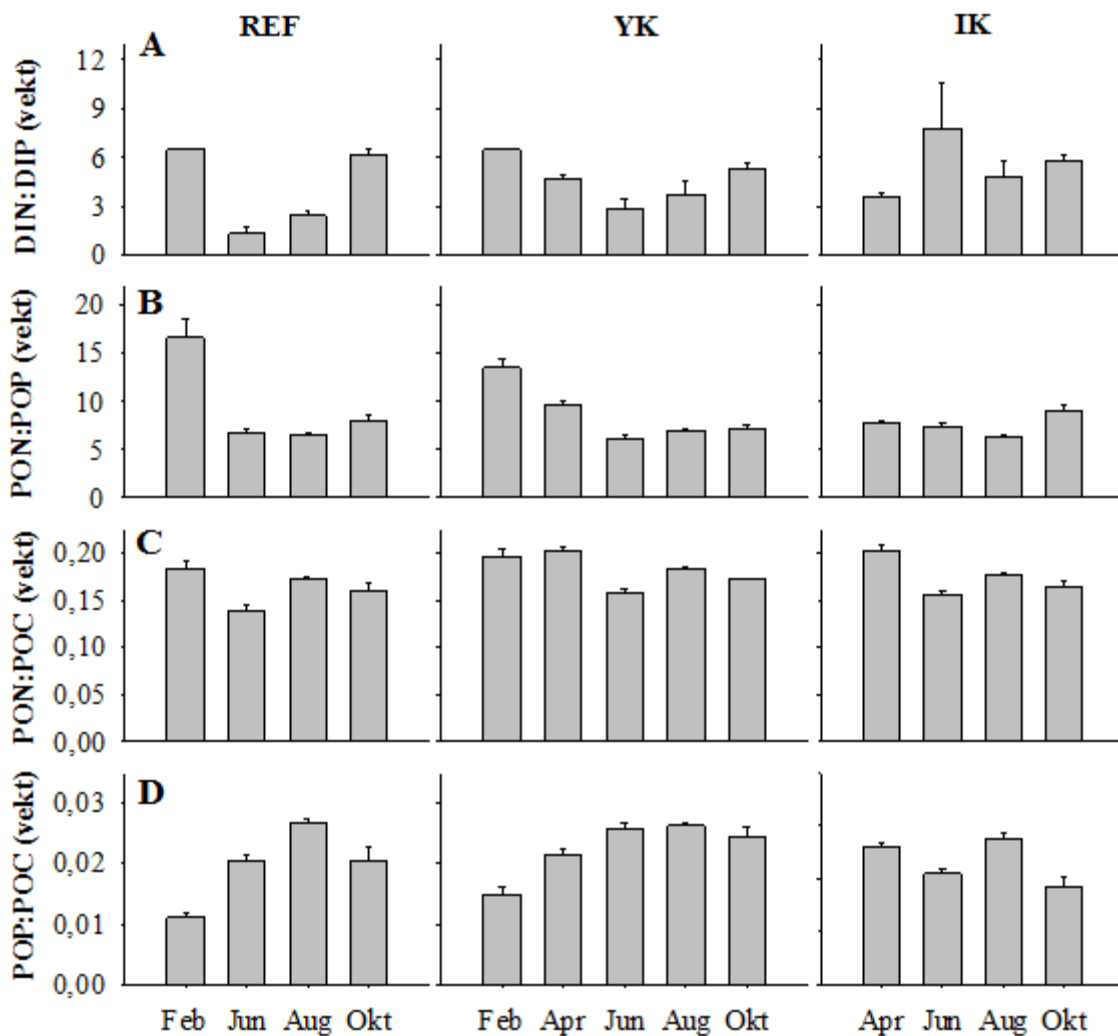
### 3.3.3 CNP-forhold

DIN- i høve DIP-konsentrasjonane var høgast under vinter- og hausttokta (høvesvis 6,5 og 5,6  $\mu\text{g DIN DIP}^{-1}$ ) og lågast under vår- og sumartokta (4,1 og 3,8  $\mu\text{g DIN DIP}^{-1}$ ) (Figur 11 A). Innan tokta var det berre i april prøvene synte signifikant skilnad, med høgare forhold i YK enn IK ( $P=0,012$ ).

PON:POP-forholdet var om lag dobbelt så høgt under vintertoktet som resten av tokta (snitt for dei fire sesongane: 15, 7, 7 og 8  $\mu\text{g PON POP}^{-1}$ ) (Figur 10 B). Forholdet i YK var signifikant høgare enn i IK både i april ( $P=0,007$ ) og i august ( $P=0,031$ ), medan det var signifikant lågare i juni ( $P=0,015$ ).

PON:POC-forholdet var ganske likt i alle tokta, med noko høgare forhold for vinter og vår enn for sumar og haust (sesongsnitt for  $\mu\text{g PON POC}^{-1}$ : 0,19, 0,20, 0,17 og 0,17) (Figur 10 C). Den einaste signifikante skilnaden innan tokta var eit lågare forhold i REF enn i YK i juni ( $P=0,015$ ).

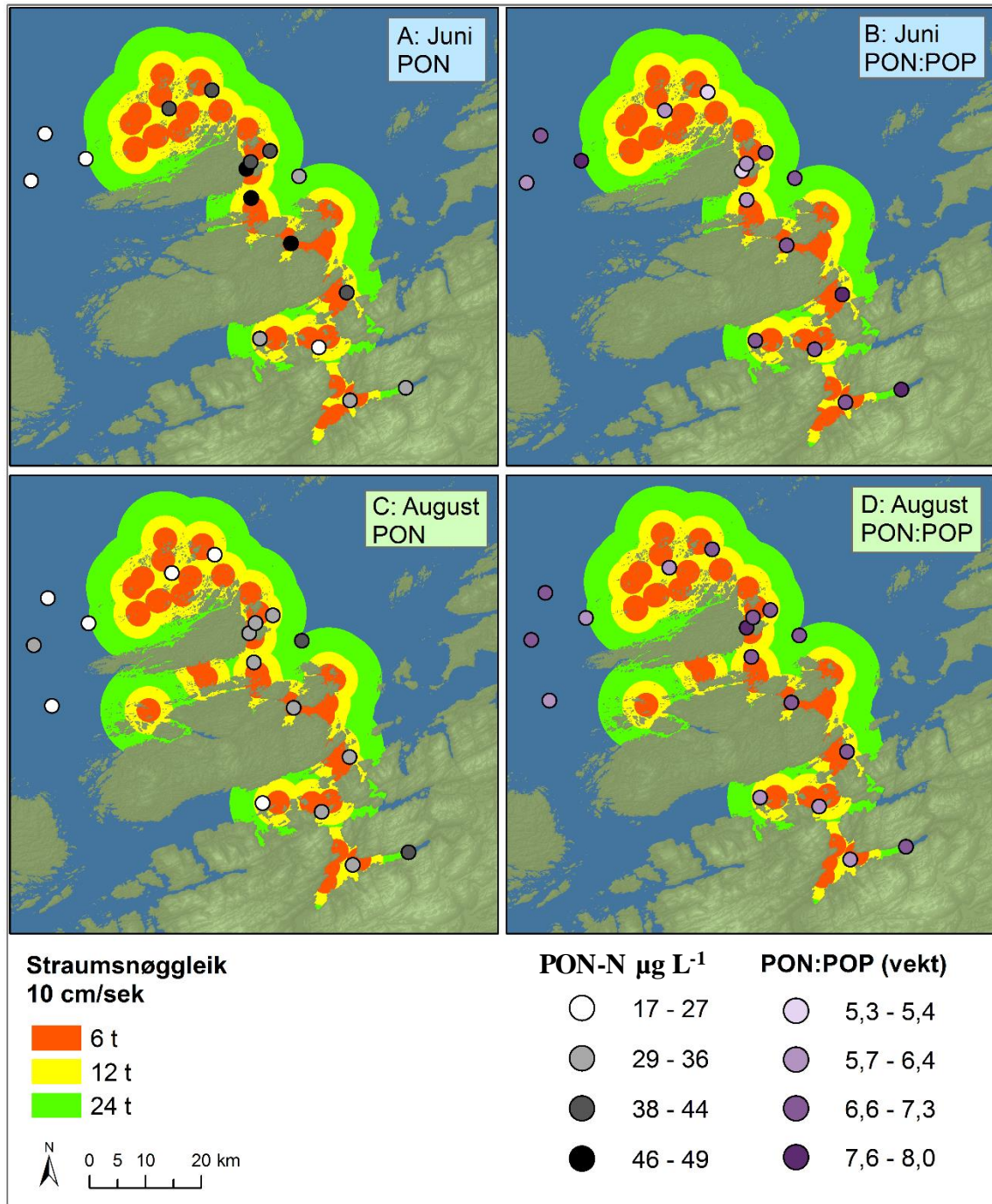
Forholdet mellom POP:POC var om lag halvparten så lågt under vintertoktet enn for resten av tokta (sesongsnitt for  $\mu\text{g POP POC}^{-1}$ : 0,013, 0,024, 0,025 og 0,02) (Figur 11 D). I april synte YK en signifikant lågare verdi enn IK ( $P=0,014$ ), og i juni var YK signifikant høgare enn både REF ( $P=0,036$ ) og IK ( $P=0,041$ ).



Figur 11: Forholdet mellom (A) løyst uorganisk nitrogen (DIN) og løyst uorganisk fosfor (DIP), (B) partikulært organisk nitrogen (PON) og partikulært organisk fosfor (POP), (C) PON og partikulært organisk karbon (POC) og (D) POP og POC i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) under dei ulike tokta. Merk at februar toktet manglar IK og april toktet manglar REF. Barrar syner 1SE.

### 3.3.4 PON-konsentrasjonar og PON:POP-forhold i høve til spreingsmodell

Figur 12 syner PON-konsentrasjonar og PON:POP-forhold ved dei ulike stasjonane i høve til spreingsmodell for straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup>, bygd på aktive stasjonar i dei ulike månadane.



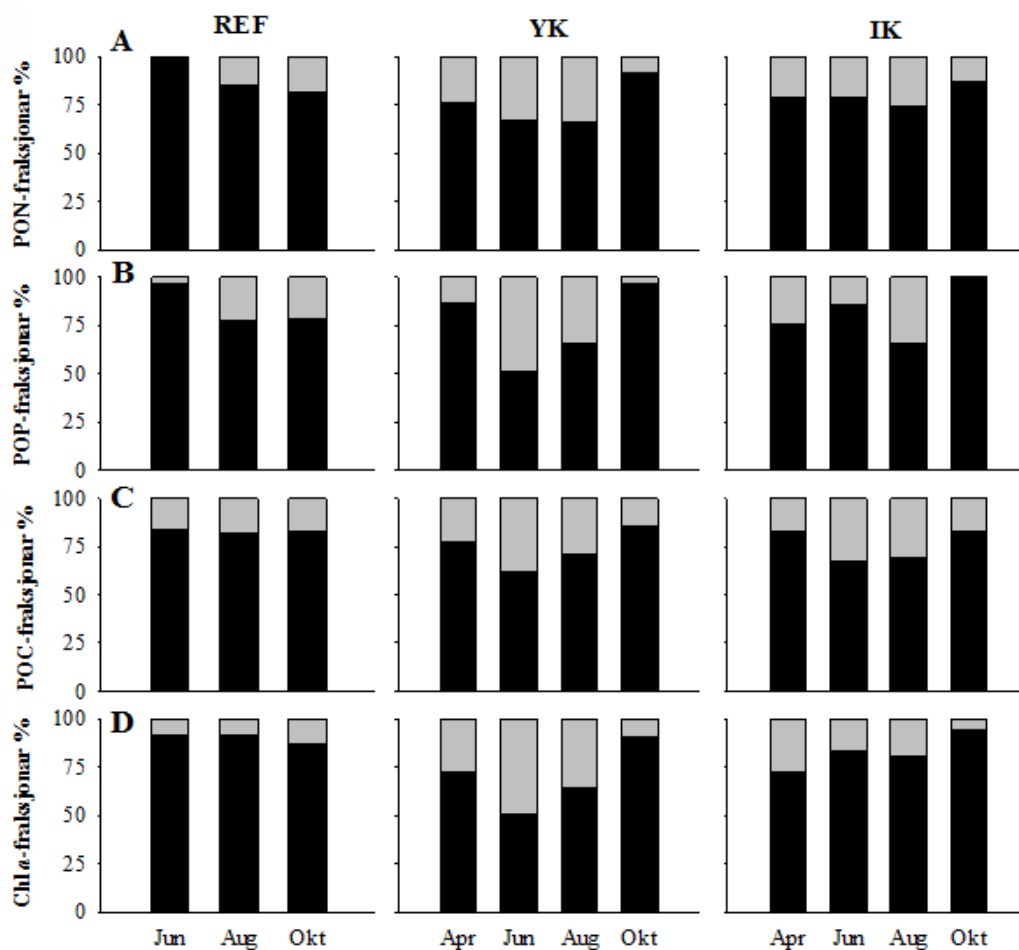
**Figur 12:** Oversikt over konsentrasjonar av (A, C) partikulært organisk nitrogen (PON) og (B, D) forholdet mellom PON og partikulært organisk fosfor (POP) på enkeltstasjonar under juni- og augusttoktet i høve til rekkjeviddmodell ved straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> og ulik tid (6, 12 og 24 timar). Merk at spreingsmodellen er basert på aktive oppdrettsanlegg i kvar enkelt månad.

## 3.4 Biologiske målingar

### 3.4.1 Biomassefraksjonar

Figur 13 A–D syner prosentvis fordeling av PON, POC, POP og CHL *a* i fraksjonane <10 µm og 10–200 µm i dei ulike tokta og områda. Fraksjonen <10 µm var tydeleg større enn 10–200 µm-fraksjonen i alle målingane, utanom for YK i juni der fraksjonane av CHL *a* og POP var tilnærma like.

Under sumartokta var prosentdelen av materiale frå <10 µm-fraksjonen høgast i REF og lågast i YK for alle biomassemåla utanom POC i august der del av YK og IK var jamstor (Figur 13). I april var det ein signifikant skilnad på prosentfordelinga av dei to fraksjonane mellom YK og IK ( $P=0,021$ ). Junimålingane synte ein signifikant skilnad mellom REF og YK i alle biomassemålingane (PON og POP:  $P<0,001$ , POC:  $P=0,017$  og CHL *a*:  $P=0,015$ ), mellom REF og IK i PON ( $P=0,026$ ) og POP ( $P<0,001$ ), og mellom YK og IK i CHL *a* ( $P=0,011$ ).

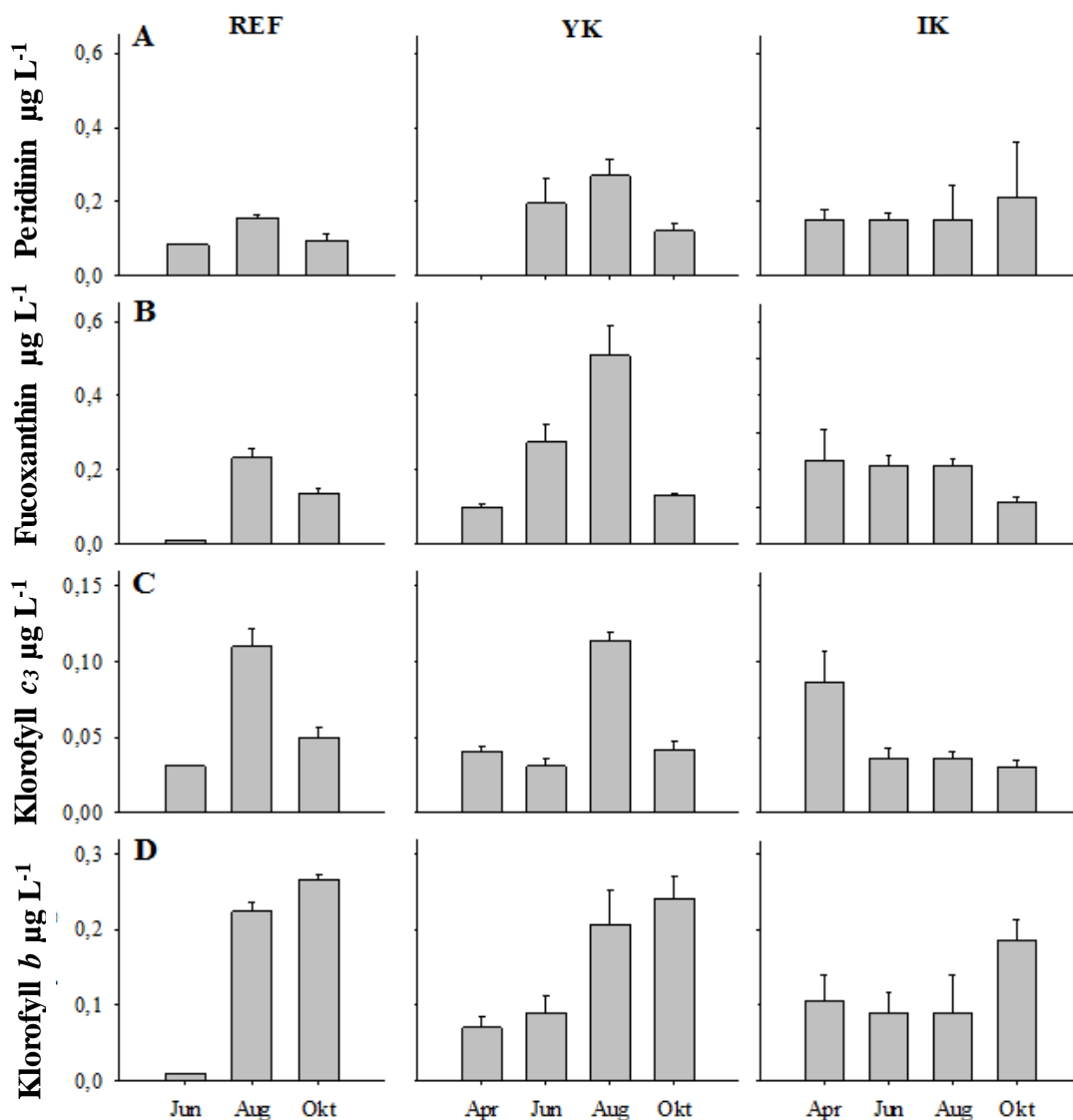


**Figur 13:** Figuren syner den prosentvise fordelinga av partikulært organisk (A) nitrogen (PON), (B) fosfor (POP) og (C) karbon (POC) og (D) Klorofyll *a* (CHL *a*) i fraksjonane <10 µm (svarte søyler) og 10–200 µm (grå søyler) i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) under dei ulike tokta.

### 3.4.2 Pigment

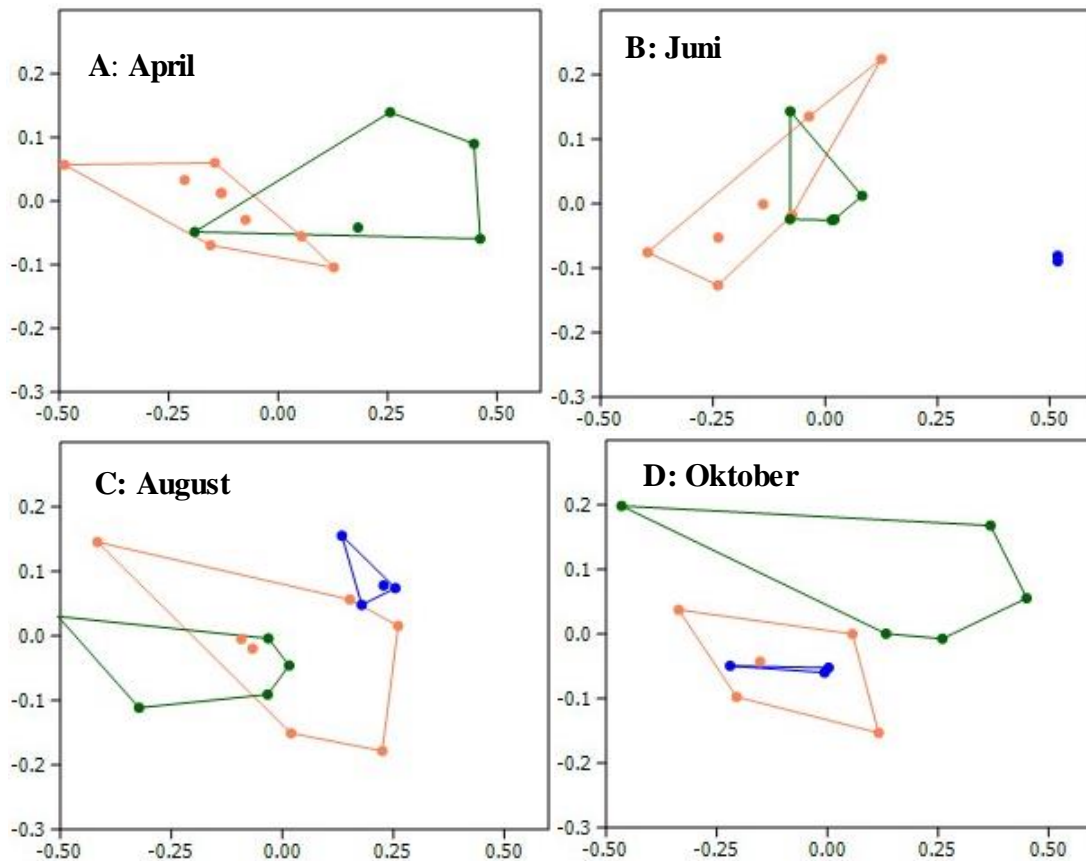
Ved pigmentanalysen vart desse pigmenta identifisert: klorofyll *a*, *-b*, *-c1*, *-c2* og *-c3*, peridinin, fucoxanthin, diadinoxanthin og diatoxanthin (dei to siste vart ikkje nytta i dei vidare analysane då dei er fotoprotektive og ikkje artssesifikke). Det vart òg funne små mengder eller spor av følgjande pigment i enkelte av prøvene: prasinoxanthin, crocoxanthin, violaxanthin,  $\beta,\beta$  – karoten og andre uidentifiserte karotenoider.

I tillegg til klorofyll *a*, diadinoxanthin og diatoxanthin, var peridinin, fucoxanthin, klorofyll *c3* og klorofyll *b* blant pigmenta som vart registrerte i om lag alle stasjonane under alle tokta. Likt for desse pigmenta var at dei viste minst variasjon mellom tokta i IK, sjølv om det var store variasjonar innan områda, særleg i klorofyll *b* (Figur 14, sjå Vedlegg D for pigmentkonsentrasjonar for kvar stasjon).



**Figur 14: Konsentrasjonar av pigmenta (A) peridinin, (B) fucoxanthin, (C) klorofyll *c*<sub>3</sub> og (D) klorofyll *b* i Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) under dei ulike tokta utanom februar toktet. Merk at april manglar for REF. Barrar syner 1SE.**

Figur 15 syner likskapen i pigmentmengde og -sammansetjing mellom dei ulike stasjonane for dei fire siste tokta (sjå Vedlegg E for Figur 15 med nummererte stasjonar). Under apriltoktet var det signifikant skilnad mellom område YK og IK ( $P=0,009$ ,  $R=0,469$ ), sjølv om nokre stasjonar var meir ulike kvarandre innan områda enn mellom dei (Figur 15). I juni var det signifikant skilnad mellom REF og både YK ( $P=0,028$ ,  $R=0,935$ ) og IK ( $P=0,047$ ,  $R=1$ ). Augusttoktet synte signifikant skilnad mellom REF og IK ( $P=0,016$ ,  $R=0,569$ ) og stasjonane i REF synte mindre skilnad mellom stasjonane enn dei i YK og IK. Oktobertoktet synte ingen signifikant skilnad mellom områda.



**Figur 15:** Relativ likskap mellom stasjonane under (A) april- (B) juni- (C) august- og (D) oktobertoktet, basert på Non-metric Multidimensional scaling. Stasjonar frå YK er oransje, IK er grøne og REF er blå. Akseverdiar syner distanse ut frå Bray-Curtis-analyse.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Tilstanden til planktonsamfunnet

Denne undersøkinga freista å finne ut om utslepp av næringssalt frå oppdrettsanlegg påverka ulike aspekt ved fytoplanktonsamfunn i sjøområdet rundt Frøya, Hitra og i Hemnefjorden, eit område med høg tettleik av oppdrettsanlegg. Det vart målt ulike konsentrasjonar av biomasse, samt noko ulike forhold mellom karbon, nitrogen og fosfor i område som var ulikt eksponert for næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg, men ikkje funne noko mønster som kunne forklarast med næringssaltutsleppa og heller ikkje høge konsentrasjonar som tyda på ein negativ effekt.

I følgjande diskusjon vert det fokusert på sumarmånadane som er tida då utslepp frå oppdrettsanlegg har størst potensiell effekt.

#### 4.1.1 Biomasse og opptak av næringssalt

Under sumartokta synte biomassemålingane verdiar innanfor det som vert rekna som indikasjonar på tilfredstillande tilstand for pelagiske økosystem i både Referanseområdet (REF), Ytre Kystområde (YK) og Indre Kystområde (IK) (Figur 10). Klorofyll *a*-konsentrasjonane vart målt under dei 2–4  $\mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$  OSPAR-kommisjonen set som normale i vekstsesongen for dette området (OSPAR, 2005) og godt under dei 5  $\mu\text{g CHL } a \text{ L}^{-1}$  som Vannforskriften (2006) set som grense for kva som er akseptable konsentrasjonar. Vidare synte PON-konsentrasjonane verdiar under dei 46  $\text{mg PON m}^{-3}$  Olsen et al. (2014b) set som naturleg bakgrunn for sunne økosystem og dette tyder på at utslepp frå oppdrettsanlegg ikkje hadde negativ effekt på pelagiske økosystem i denne undersøkinga.

Sjølv om det ikkje vart funne teikn på at næringssalt frå oppdrettsanlegg hadde negativ effekt på økosystemet, kan områda framleis ha vore påverka av desse utsleppa i ulik grad. REF vart rekna med å vere i eit område med minimal tilførsel av næringssalt frå oppdrettsanlegg og målingar synte biomassekonsentrasjonar som var lågare her enn i YK og IK i sumarmånadane, med størst skilnad frå desse i juni. Det var likevel vanskeleg å spore denne skilnaden til oppdrettsutslepp sidan estimeringa av volumbasert belastningsrate (VBR) synte høgare utslepp frå anlegga i august enn i juni. Ein kan difor tenkje seg at skilnaden i biomasse mellom YK/IK og REF ville vore høgast i august dersom utsleppa skulle hatt stor effekt, noko ein ikkje ser i denne undersøkinga. Skilnaden i VBR og biomassekonsentrasjonar i YK og IK synar heller ikkje teikn på at utsleppet påverkar dette.

Frå om lag same område som denne undersøkinga vart gjennomført, fann Olsen et al. (2014b) ei naturleg VBR på 4  $\text{mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ , ein verdi som er over det dobbelte av VBR-estimat ved areal frå spreingsmodellen ved ein straumsnøggleik på 10  $\text{cm sek}^{-1}$ , sjølv etter berre 6 timar i det høgast belasta området (IK). Etter 24 timar er VBR nede i <10 % av naturleg VBR, ein verdi som ikkje treng utgjere meir enn naturlege svingingar (Olsen et al., 2014b). Fytoplankton har ei responstid for auka vekstrate på fleire dagar etter auke i næringssalttilgang (Olsen et al., 2007), noko som vil seie at det er lite truleg at ein vil finne effektar av VBR i desse områda ved straumsnøggleik frå 10  $\text{cm sek}^{-1}$  og høgare, anna enn i områda nærast oppdrettsanlegga kor ein kan sjå på opptak i organismane.

PON:POP-forholda synte verdiar opp mot vippepunktet for kva som truleg er avgrensande næringssalt (<7–8  $\mu\text{g N } (\mu\text{g P})^{-1}$ ) tyder på at N er avgrensande, medan tilhøve >7–8  $\mu\text{g N } (\mu\text{g P})^{-1}$



$P^{-1}$  tydar på at P er avgrensande (Olsen et al., 2014a)) (Figur 11). Dette tyder på ei mogleg svak N-avgrensing og på at P ikkje er avgrensande, men varierer noko mellom områda. I område der oppdrettsutsleppa har stor effekt bør ein kunne sjå ei endring frå N-avgrensing til P-avgrensing i planktonbiomassane, sidan utsleppa frå oppdrettsanlegga kjem i eit forhold med mykje meir N enn P enn det som er naturleg bakgrunn, i dette estimatet  $35 \mu\text{g N } (\mu\text{g P})^{-1}$  (Tabell 2).

YK i august og IK i juni var to av områda med høgst utsleppsrate, og synte eit PON:POP-forhold som tyder på at nitrogen ikkje var avgrensande nærings salt, men desse verdiane låg tett opptil grensa for dei andre områda òg, noko som berre antyder ei svak N-avgrensing der. Sidan det ikkje er noko mønster mellom utslepp frå oppdrettsanlegg og teikn på god nitrogentilgang er det vanskeleg å seie om akvakultur er grunnen til skilnadane mellom områda, men ein kan heller ikkje utelukke at det er ein del av det.

PON:POC-forholda skil seg noko frå kvarandre i dei to sumartokta (Figur 11 C). Juniverdiane til YK og IK låg tett opp mot  $0,16 \mu\text{g N } (\mu\text{g C})^{-1}$  som er vippepunktet på når ein kan rekne med tilstrekkeleg N-tilgang for planktonet, og tyder på høg vekstsnøggleik (Olsen et al., 2014b), medan REF synte lågare tilgang på N og dermed noko saktare vekstrate. Augustverdiane synte òg god tilgang på N og hadde truleg høg vekstsnøggleik med  $>0,17 \mu\text{g N } (\mu\text{g C})^{-1}$  i alle områda. POP:POC-forholda indikerer at det òg var god tilgang på P under sumartokta, med verdiane over  $0,025 \mu\text{g P } (\mu\text{g C})^{-1}$  (som er knekkpunktet for dette forholdet) i alle områda utanom REF og IK i juni der verdien låg omkring  $0,020 \mu\text{g P } (\mu\text{g C})^{-1}$ . Dette kan tyde på noko dårleg P-tilgang i dei sistnemnde områda og ei noko lågare vekstsnøggleik.

Skilnaden i biomassekonsentrasjonar kan skuldast fleire faktorar, mellom anna eksponeringsgrad. REF og YK var sannsynlegvis prega av sterkare havstraumar enn IK (Braaten and Sætre, 1973), medan IK var meir prega av avrenning frå land og kan dermed ha fått høgare tilførsel av nærings salt frå land enn dei andre områda. Oppdrettsanlegga tiltrekk seg òg store mengder villfisk som nyttar spillfôr og andre partiklar som kjem frå anlegga, og ei undersøking synte at om lag 10 tonn villfisk opphald seg ved anlegga om sumaren. Dette vil vidare føre til meir nærings saltutslepp ved oppdrettsanlegga enn det som vert estimert frå forbruken (Dempster et al., 2009)

Om ein legg saman sumarmålingane i denne undersøkinga synte gjennomsnittsverdiane eit planktonsamfunn som såg ut til å vere i balanse, med god vekst og god tilgang på både nitrogen og fosfor. Det gjennomsnittlege PON:POP-forholdet gjennom sumaren for alle tre områda var  $6,7 \mu\text{g N } (\mu\text{g P})^{-1}$ , medan PON:POC-forholdet var  $>0,16 \mu\text{g N } (\mu\text{g C})^{-1}$  og POP:POC-forholdet  $0,025 \mu\text{g P } (\mu\text{g C})^{-1}$ . Til samanlikning synte målingar frå Mørkekysten sumrane 2011-2013 ei noko større nitrogenavgrensing på rundt  $3-5 \mu\text{g N } (\mu\text{g P})^{-1}$  og  $<0,15 \mu\text{g N } (\mu\text{g C})^{-1}$ , medan fosfor ikkje synte noko teikn på å vere avgrensande faktor, med omkring  $0,03 \mu\text{g P } (\mu\text{g C})^{-1}$  (Olsen et al., 2014a).

Den gode tilgangen på nitrogen i områda rundt Hitra og Frøya kan delvis ha vore grunna oppdrettsnæringa, men det var ikkje noko eintydig mønster som synte samband mellom  $\text{NH}_4$ -konsentrasjonar og dette. Ein må likevel merke seg at korkje DIN- eller PON-målingane syner kva form for N som vert nytta mest.  $\text{NH}_4$  kan verte preferert føre  $\text{NO}_3$ , og artar kan òg preferere ulike formar for N (Harrison et al., 1996), noko som kan ha effekt på kva fytoplankton som vert dominerande, sidan dei som best utnyttar det som er tilgjengeleg kan få ein fordel.

Nærings salt- og biomasse målingane synte ei normal utvikling gjennom året for dette området, med høge nærings saltkonsentrasjonar og låg biomasse om vinteren, låge nærings saltkonsentrasjonar og relativt høg biomasse om våren og sumaren, og lågare biomasse og aukande nærings saltkonsentrasjonar om hausten att.

#### 4.1.2 Fytoplanktonsamfunn og storleikfraksjonar

Størsteparten av fytoplanktonbiomassen bestod av organismar mindre enn 10  $\mu\text{m}$ , berre YK i juni, og ein viss grad i august, synte om lag like mengder av dei to biomassefraksjonane (Figur 13). Ein reknar med at autotroft pico- og nanoplankton, inkludert cyanobakteriar, vanlegvis står for den største delen av fytoplanktonbiomassen i kystvatn i Noreg, men ei auke i tilgjengeleg nærings salt kan føre til ei samfunnsending der konsentrasjonen av større organismar aukar (Gismervik et al., 2002, Aiken et al., 2008). Augustmålingane synte at fytoplanktonet hadde noko betre tilgang på nitrogen enn i juni, men det vart ikkje sett noko mønster som kunne knytte dette opp til VBR frå oppdrettsanlegg då liknande mønster i CNP-forhold i REF og IK ikkje førte til høgare 10-200  $\mu\text{m}$ -fraksjonar. Ser ein på PON-konsentrasjonane og PON:POP-forholdet frå enkeltstasjonar i juni og august opp mot spreingsmodellen ved 6, 12 og 24 timar, kan ein sjå skilnaden mellom dei to månadane (Figur 12). Sjølv om REF-stasjonane har låg PON-konsentrasjonar i begge månadane finn ein ikkje noko mønster mellom YK og IK, heller ikkje i PON:POP. Dette kan tyde på at det er andre faktorar som bidreg til skilnadane enn VBR, til dømes avrenning frå land og innblanding av Atlanterhavsvatn.

Det var ein viss skilnad i pigmentførekomstane mellom stasjonane (Figur 12). Sumartokta synte skilnad mellom REF og dei andre områda i juni og mellom REF og IK i august, noko som stemmer med biomasse målingane der REF i juni hadde lågare verdiar enn resten. Peridinin er eit pigment som finnes i dinoflagellatar, og målingane tyder på at denne gruppa var jamt representert i alle områda sumarmånadane, men med noko lågare verdiar i REF i juni. Diatomear har fucoxanthin som eit av hovudpigmenta, men dette pigmentet finst i fleire andre algegrupper (Roy et al., 2011) og ein må difor sjå konsentrasjonen i samanheng med andre pigment som finst i diatomear, som for eksempel klorofyll  $c_3$ . Kombinasjonen av fucoxanthin og klorofyll  $c_3$  tyder på låg konsentrasjon av diatomear i REF i juni, og høge konsentrasjonar i REF og YK i august. IK syner mengder av desse som ligg jamt med peridininmengdene, men ein kan ikkje nødvendigvis halde konsentrasjonane opp mot kvarandre sidan dei kan ha ulik betyding for ulike artar. Dei høge konsentrasjonane av klorofyll  $b$  i REF og YK i august tyder på at det var mykje grønalgar i dei områda.

Variasjonen mellom områda i desse fire pigmenta tyder på at REF og YK hadde ei meir lik utvikling i fytoplanktonsamfunna mellom dei to sumartokta enn det IK hadde, noko som mogleg kan forklarast med likskapen mellom vassmassane i desse to områda. På grunn av den generelle straumretninga vil vassmassar som gjekk gjennom YK vere om lag dei same som har gått gjennom REF, men med mogleg tilskot av nærings salt frå oppdrettsanlegg. Vatnet i desse områda ville òg sannsynlegvis ha større påverknad frå atlantisk vatn enn det IK har, noko som kan ha vore ein påverknadsfaktor for denne skilnaden. Klorofyll  $a$ -konsentrasjonen i høve tilleggspigment vert påverka av tilgjengeleg nærings salt og solenergi, og det er funne ein større del klorofyll  $a$  under næringsrike tilhøve (Aiken et al., 2008), men i denne undersøkinga var det ikkje noko mønster i skilnad på dette mellom områda (Figur 10 D og 14).

Dersom utslepp frå oppdrettsanlegg har stor innverknad på fytoplanktonsamfunn kan ein tenkje seg at algegrupper som ikkje treng silikatar vert favorisert over diatomear. Sidan

sumarmånadane både er tida då det ofte er lågast Si-konsentrasjonar og tida då oppdrettsutsleppa har størst potensiell effekt kan dette verte tydeleg, men sidan det vart funne teikn på større diatomekonsentrasjonar i august enn i juni tyder det på at dette ikkje var tilfelle. Avrenning frå land kan ha effekt på IK, då overflatesaliniteten var lågare her enn i dei andre områda, men dette laget var < 3 meter der det var tydeleg, og det meste av prøvene vart tatt djupare enn dette. Det var heller ikkje mykje landbruk i dette området som kunne gjeve stort utslepp av N og P (Selvik et al., 2012).

Endring i planktonsamfunn og storleiksfraksjonar grunna utslepp frå anlegga i YK og IK vil sannsynlegvis ikkje kunne sporast så nærme anlegga som stasjonane i denne undersøkinga. Forsøk synte responstid på 4-7 døgn eller lengre frå tilsetjing av næringssalt og til ein kunne sjå ein respons i fytoplanktonsamfunn og biomasse (Gismervik et al., 2002, Olsen et al., 2007, Løken, 2013). Dette tyder på at ei eventuell endring i samfunnsstruktur hjå fytoplankton grunna oppdrettsanlegg sannsynlegvis òg vil vere påverka av akvakultur utanfor dei definerte områda YK og IK i denne undersøkinga. Ein kan difor tenkje seg at alle stasjonane er påverka av om lag same utslepp, noko som gjer at ein ikkje bør samanlikne YK og IK basert på VBR frå dei to områda, men heller bruke estimata frå regionen i høve samfunnsstruktur og biomassekonsentrasjonar.

Estimerte utslepp frå Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag syner ei VBR på om lag 3 % av naturleg bakgrunn (Tabell 5), ei belastning som godt kan ligge innanfor naturlege svingingar og difor vere vanskeleg å spore. Wang et al. (2012) fann ein noko høgare VBR i sitt estimat frå same område i 2009 sjølv om ho nytta eit lågare volum (noko lågare areal for sjøområda, og 15 meters djup). Forutan ulikt førførbbruk, med høgare lakseproduksjon i 2013, estimerte ho utsleppet frå både førførbbruk og produsert fisk og fekk då ein førfaktor på 1,15, det vil seie 0,1 lågare enn det som vart nytta i denne undersøkinga. Ingen av estimata gjer grunn til å forvente endring i fytoplanktonsamfunna. Utan kontrollstasjonar vert det vanskeleg å fastslå at auka i større fytoplankton i sumarmånadane er grunna utslepp frå oppdrettsanlegg, særleg sidan det er vanleg med større organsmar utover seinsumaren under naturlege forhold (Rey, 2004) og av same grunn vert det òg vanskeleg å fastslå noko om fytoplanktonsamfunna og grunnen til dei.

## 4.2 Punktbaserte målingar

Toktbaserte undersøkingar på ulike faste stasjonar gjer at ein får eit høgt tal målingar for nokre få dagar i sesongen. I denne undersøkinga vart eit relativt stort område dekt, og gjennomsnittsverdiar vart målte frå stasjonar grupperte etter geografisk plassering. Prøver som vart tekne syner korleis det var akkurat der og da, men dette gjev ikkje nødvendigvis eit korrekt bilete av dei generelle tilhøva sidan dei kan variere stort over tid og rom.

Prøvene vart tekne over ei kort tidsperiode (2–3 dagar) med inntil 6 prøvestasjonar per dag, noko som kunne gje ulik straumretning og- snøggleik, samt ulik sol- og tidevasstilhøve mellom stasjonane. Medan dei fleste fytoplankton har ei generasjonstid på omkring 24 timar, har andre artar raskare generasjonstid og kan dele seg fleire gonger i løpet av ein dag om tilhøva ligg til rette for det (Hellweger, 2008), noko som kan føre til ulike verdiar i målingar mellom stasjonar som vert tekne over eit større tidsrom. I denne undersøkinga var det likevel maksimum 7 timar mellom fyrste og siste stasjon på ein dag og det er difor lite truleg at dette skal ha hatt noko særleg innverknad på målingane. Kraftige vindar kan mellom anna føre til at fytoplankton vert ført vekk frå overflatelaget, eller det kan føre til ei omrøring som midlertidig gjev lågare

biomasse og høgare næringsssaltkonsentrasjonar. Dette, og andre meir eller mindre tilfeldige hendingar, gjer at all data må handsamast med varsemd når konklusjonar skal trekkjast.

I motsetnad til tidsseriar frå nokre få prøvestasjonar vil ikkje metoden nytta her fange opp naturlege svingingar med tid, og ein kan ende opp med stasjonar der planktonsamfunna for eksempel er på ulik stad i suksesjonssyklusen. Denne syklusen har svingingar både i kort og lengre tidsperspektiv og medan fytoplankton kan ha ein hurtig reaksjon på endring i nærings salt, vil målbare reaksjonar hjå zooplankton grunna auka næringsstilgang synast noko seinare på grunn av ei seinare responstid. Når ein får ei auke i zooplankton vil desse kunne ha ei kontrollerande effekt på fytoplankton att (Nakane et al., 2008). Ein kan ikkje vite kvar i denne syklusen ein treff og heller ikkje korleis stasjonane er i høve kvarandre, så det er viktig å vere klar over at ein for eksempel kan kome til å samanlikne omvendte ekstremverdiar på dei ulike stasjonane.

Denne typen undersøkingar har likevel den føremonen, i høve til tidsseriar over eitt eller eit fåtals stasjonære punkt, at den dekkjer eit større geografisk område. Målingane kan dermed fange opp lokale skilnader slik at ikkje ein tilfeldig stasjon, som kanskje ikkje er representativ for området, vert heilt avgjerande for resultatet. Nøyaktigheita vert betre de fleire stasjonar ein har, og dess meir likt tilhøva er ved stasjonane. Den optimale målingsmetoden ville vore tidsseriar frå mange stasjonar over eit større geografisk område, men sidan dette er veldig ressurskrevjande kan ein heller sjå på dei to målingsmetodane som komplimenterte til kvarandre.

### 4.3 Spreiingsmodellar for volumbasert belastningsrate

Estimata for volumbasert belastningsrate av DIN frå oppdrettsanlegg, som vart berekna med spreingsmodellen, synte stor skilnad i konsentrasjonar frå utslepp for dei ulike straumsnøggleikane. Modellen synte ein tynningseffekt som auka med straumsnøggleik og tid, og som synte at det sjølv ved låg antatt straumsnøggleik ( $2 \text{ cm sek}^{-1}$ ) ville vere låg VBR etter 24 timar samanlikna med den ved naturleg tilførsel (Figur 6). Spreiingsmodellen er eigentleg ein gradientmodell, der VBR vil vere høgare dess nærare oppdrettsanlegga ein kjem. Dette tyder på at ein ved låge straumsnøggleikar vil kunne sjå spor av utsleppa i PON- og POP-målingane de nærare oppdrettsanlegga ein er, dersom tilhøva elles ligg til rette for nærings saltopptak.

Ved låg straumsnøggleik ( $2 \text{ cm sek}^{-1}$ ) i sumarmånadane var VBR mellom 1,9 og 6,7 gonger høgare enn naturleg tilførselsrate ( $4 \text{ mg N m}^{-3} \text{ dag}^{-1}$ ) etter 6 timar i dei ulike områda, medan den var mellom 17 og 64 % av naturleg tilførsle etter 24 timar (Tabell 3), noko som syner stor fortynningseffekt sjølv ved låge straumsnøggleikar. Ved «normal» straumsnøggleik ( $10 \text{ cm sek}^{-1}$ ) var alle verdiar for VBR lågare enn 14 % av naturleg tilførselsrate etter 24 timar, og ved høg straumsnøggleik ( $50 \text{ cm sek}^{-1}$ ) var den under 12 % av naturleg tilførselsrate allereie ved 6 timar. Dette syner kor viktig straumsnøggleiken er for potensiell effekt frå oppdrettsanlegga, samt viktigheita av gode vurderingar av straumsnøggleik når ein skal lage spreingsmodellar som syner eit mest mogleg korrekt bilete av VBR.

I røynda vil utsleppa følgje straumretninga, og ikkje verte spreidde likt i alle retningar slik som det vert framstilt i spreingsmodellane. Det kan tyde at ein får eit noko feil areal, men sidan det sannsynlegvis berre vil vere anlegga i yttergrensene motstraums som vil få for stort areal, vil det ikkje ha særleg betydning når modellen vert nytta på oppdrettsanlegg som ligg relativt nærme kvarandre. Det ein likevel må tenkje over når ein vurderer resultatata er at utsleppa vil vere ujamt

fordelte over områda. Her vart det nytta gjennomsnittsutsløpp for anlegga i dei ulike områda, men i røynda vil dei ha ulikt utsløpp, i tillegg til at vassmassane vil få tilført meir næringssalt dess fleire anlegg dei først forbi. I nokre område, som straumkvervelen aust for Frøya, vil vatnet kunne ha lengre opphaldstid enn det den generelle straumretninga og -snøggleiken tilseier, grunna straummønsteret, noko som kan gje andre belastningsratar enn gjennomsnittet.

#### 4.3.1 Vurdering av spreingsmodellen

Noko av føremålet med denne gjennomgangen var å finne ut om metoden kan nyttast som verktøy på ein enkel og hensiktsmessig måte innan denne type undersøkingar. Modellen som vart laga i denne undersøkinga (Figur 3–5) syner at dette kan vere eit nyttig verktøy dersom ein klarar å vurdere kva faktorar som er naudsynte, og vidare klarar å finne gode verdiar for desse. Det er difor ein god idé at den som konstruerer modellen har kjennskap til eigenskapar ved det den skal nyttast til, som hydrodynamiske tilhøve og biologiske prosessar. Ein må òg vere i stand til å vurdere om estimata dei leiar til er realistiske, både i seg sjølv og i høve ulike måleverdiar.

Ein kan gruppere utsløppspunkta etter geografiske eigenskapar (landmassar, straummønster osv.), men dersom straumsnøggleiken ein har valt fører til store overlappende areal bør ein vurdere å slå saman gruppene til éi eining sidan det er stor sjanse for at dei påverkar det same området (Figur 5 og 6 D). Dersom verdiane ein nyttar fører til mange åtskilde einingar kan ein vurdere å dele inn i grupper med meir detaljerte data sidan modellen ikkje vil vise påverknad på ein felles vassmasse (Figur 4). Ein bør òg vere kritisk til om det modellen syner er realistisk. Til dømes om spreingsmodellen ved høg straumsnøggleik inkluderer areal der det ikkje er truleg at utsløppa vil kunne nå grunna straumretning og landmassar (Figur 5), grunna at modellen syner rekkjevidd etter luftlinje.

Dersom ein tek utgangspunkt i prøvestasjonane kan ein finne utsløppspunkt innan gjevne rekkjevidder frå desse, og nytte dette til å finne samanhengar mellom utsløpp og planktonsamfunn og biomassestorleik (Figur 7). Ein annan føremøn med å nytte GIS som hjelpemiddel under ulike analysar, er at dei kan gje ei god oversikt over kvar ting er i høve til kvarandre (Figur12).

#### 4.3.2 Modellar av røynda

Når ein nyttar modellar er det viktig å vere klar over at dei aldri avspeglar røynda nøyaktig. Tilhøva ein freistar avspegle er ofte komplekse og dynamiske, og det vil difor alltid vere faktorar ein ikkje klarar ta høgd for i ein modell. Nøyaktighetsnivået på modellen vert bestemt av kor detaljert og omfattande data ein har, men fordi det i mange tilfelle ikkje er naudsynt med veldig detaljerte modellar, og fordi det kan vere både tid- og ressurskrevjande å hente inn data, bør ein ha klart for seg kva målenivå modellen treng og kva ein skal nytte modellen til. Generelt bør ein ha eit høgare detaljnivå dess lågare målenivå ein har.

Tabell 6 føreslår ulike 4 skaleringsnivå og kva detaljnivå og faktorar som kan nyttast for kvart av dei i høve utsløpp frå oppdrettsanlegg og potensiell påverknad i pelagisk sone. I denne oppgåva svarar spreingsmodellen til lokal skalering, medan avgrensinga på fylkesnivå svarar til regional skalering. Det siste punktet, *straumretning og -mønster*, vart ikkje lagt inn i modellen i denne oppgåva då det ikkje ville utgjort vesentleg skilnad i arealet. Ut frå denne vurderinga vil det anbefalast at enkle spreingsmodellar vert nytta på lokal skala, medan objekt-skala vert nytta til meir detaljerte modellar der ein helst treng større GIS-kunnskap, og regional- og nasjonal skala vert nytta til overordna estimat etter administrasjonsgrenser.

**Tabell 6: Ulike skaleringar og detaljnivå for spreingsmodellar berekna på pelagisk sone for utlepp av næringssalt frå oppdrettsanlegg. FPS = fytoplanktonsamfunn. Tekst i kursiv tyder at faktoren ikkje er naudsynt, men at den kan heve nøyaktigheita.**

	Skalering			
	Objekt	Lokal	Regional	Nasjonal
Passar best til	Detaljert spreingsmodell for enkeltanlegg	Gruppe oppdrettsanlegg innan eit mindre geografisk område med relativt like hydrografiske tilhøve	Fleire lokale grupper med like overordna tilhøve, kan avgrensast med administrasjons-grenser	Omfattar fleire regionale grupper med nokre like overordna tilhøve
Detalj-nivå	Høgt	Middels	Lågt	Lågt
Kan nyttast til	Opptak av næringssalt i fytoplankton	Opptak av næringssalt Endring i FPS ved låg straumsnøggleik/lang opphaldstid	Endring i FPS og biomasse-konsentrasjonar	Endring i FPS og biomasse-konsentrasjonar
Straum-snøggleik	Detaljerte data for lokaliteten den aktuelle perioden	Gjennomsnitt for det spesifikke området den aktuelle perioden	<i>Gjennomsnitt for området, ev. avgrense med administrative grenser</i>	<i>Gjennomsnitt for området, ev. avgrense med administrative grenser</i>
Merddjup	Detaljerte data frå lokaliteten	<i>Gjennomsnitt for det spesifikke området</i>	<i>Gjennomsnitt for området</i>	<i>Gjennomsnitt for området</i>
Straumretning og -mønster	Detaljerte data for lokaliteten og utstrekkinga av modellen	<i>Gjennomsnitt for det spesifikke området</i> <i>Avvik frå gjennomsnittet</i>	<i>Gjennomsnitt for området</i> <i>Store avvik frå gjennomsnittet</i>	<i>Generell data for området</i> <i>Store avvik frå gjennomsnittet</i>

## 5 Konklusjon

Denne undersøkinga konkluderer med å behalde  $H_0$ , då ingen av skilnadane mellom områda som vart undersøkte synte tydeleg positivt samsvar mellom verdiane som vart målte og estimerte utslepp frå oppdrettsanlegg.

*Oppdrettsanlegg sin påverknad av fytoplanktonbiomasse og vekstvilkår*

- ( $H_1$ ) Biomassemålingane synte ikkje teikn på at næringssaltutslepp frå oppdrettsanlegg hadde ført til høgare fytoplanktonkonsentrasjonar, med både klorofyll *a*- og PON-verdiar som indikerte god forfatning på samfunna.
- ( $H_2$ ) PON:POP-forholda synte god tilgang på N, men inga klar samheng med høg VBR og ein kan difor ikkje seie om det skuldast utslepp frå oppdrettsanlegg eller naturlege forhold

*Oppdrettsanlegga sin påverknad av fytoplanktonsamfunn*

- ( $H_3$ ) Gjennomsnittleg for områda var det større del av fytoplankton  $>10 \mu\text{m}$  i biomassemålingane i sumarmånadane enn elles i året, men målingane synte ingen mønster mellom dette og VBR i dei ulike områda
- ( $H_4$ ) Skilnaden mellom målingar i dei ulike områda synte ingen samheng mellom VBR og pigmentkonsentrasjonar som tyda på at artar som ikkje treng Si hadde ein fordel

*Andre konklusjonar*

- VBR ved gjennomsnittleg straumsnøggleik på  $10 \text{ cm sek}^{-1}$  (24 t) synte verdiar  $<13 \%$  av naturleg belastningsrate, noko som kan vere innanfor naturlege årlege svingingar
- CNP-forholda synte teikn på gode vekstvilkår med gjennomsnittleg høge delar av både nitrogen og fosfor i høve til karbon. God tilgang på nitrogen kan tyde på påverknad av oppdrettsanlegg, men dette kan òg vere naturlege svingingar
- Variasjonen i CNP-forhold mellom YK og IK varierer mellom sumarmånadane, men kunne ikkje forklarast med VBR-skilnaden aleine
- Grunna responstida er det truleg at fytoplanktonsamfunna ville kunne vere påverka av utslepp frå oppdrettsanlegg utanfor dei avgrensa områda YK og IK, og derfor ikkje vere enkle å skile frå kvarandre basert på VBR i desse områda

*Spreiingsmodellar og volumbasert belastningsrate*

- Enkle spreingsmodellar, som dei laga i denne oppgåva, passar best som estimeringsgrunnlag for VBR på lokal skala då ein kan nytte lett tilgjengelege gjennomsnittsdatta for områda utan at det går særleg ut over nøyaktigheita på modellen
- Spreiingsmodellane syner der effektivt uttynninga er gjennom tid ved ulike straumsnøggleikar og tydeleggjer dermed viktigheita av nokre av dei hydrodynamiske kreftene

## 6 Litteraturliste

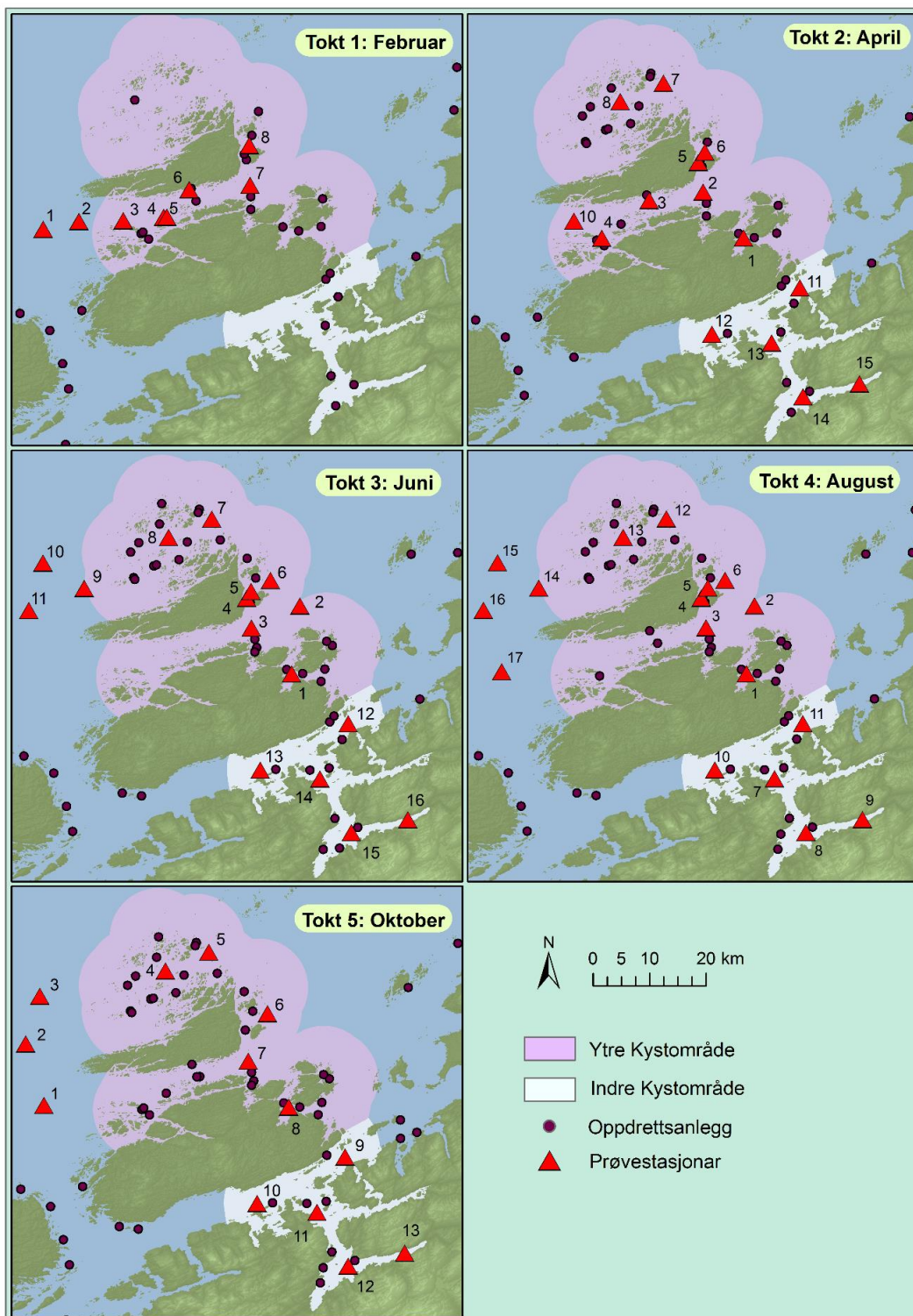
- AIKEN, J., HARDMAN-MOUNTFORD, N. J., BARLOW, R., FISHWICK, J., HIRATA, T. & SMYTH, T. 2008. Functional links between bioenergetics and bio-optical traits of phytoplankton taxonomic groups: an overarching hypothesis with applications for ocean colour remote sensing. *Journal of Plankton Research*, 30, 165-181.
- ASCHE, F., HANSEN, H., TVETERAS, R. & TVETERAS, S. 2009. The Salmon Disease Crisis in Chile. *Marine Resource Economics*, 24, 405-411.
- BOJANIC, N., SOLIC, M., KRSTULOVIC, N., SESTANOVIC, S., MARASOVIC, I. & NINCEVIC, Z. 2005. Temporal variability in abundance and biomass of ciliates and copepods in the eutrophicated part of Kastela Bay (Middle Adriatic Sea). *Helgoland Marine Research*, 59, 107-120.
- BOUWMAN, L., BEUSEN, A., GLIBERT, P. M., OVERBEEK, C., PAWLOWSKI, M., HERRERA, J., MULSOW, S., YU, R. C. & ZHOU, M. J. 2013. Mariculture: significant and expanding cause of coastal nutrient enrichment. *Environmental Research Letters*, 8.
- BRAATEN, B. R. & SÆTRE, R. 1973. Oppdrett av laksefisk i norske kystfarvann: miljø og anleggstyper. In: BRATBERG, E. (ed.) *Fisken og havet: Rapporter og meldinger fra Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt Bergen*. Bergen.
- CLOERN, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- CORNER, R. A., BROOKER, A. J., TELFER, T. C. & ROSS, L. G. 2006. A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture*, 258, 299-311.
- DEMPSTER, T., UGLEM, I., SANCHEZ-JEREZ, P., FERNANDEZ-JOVER, D., BAYLE-SEMPERE, J., NILSEN, R. & BJORN, P. A. 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series*, 385, 1-14.
- ENELL, M. 1995. Environmental-impact of nutrients from nordic fish farming. *Water Science and Technology*, 31, 61-71.
- ERVIK, A., HANSEN, P. K., AURE, J., STIGEBRANDT, A., JOHANNESSEN, P. & JAHNSEN, T. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming - I. The concept of the MOM system (Modelling Ongrowing fish farms Monitoring). *Aquaculture*, 158, 85-94.
- STABLE ISOTOPE FACILITY. 2014. UC Davis, USA  
<http://stableisotopefacility.ucdavis.edu/13cand15n.html> lokalisert 20.05.14
- FALCONER, L., HUNTER, D. C., SCOTT, P. C., TELFER, T. C. & ROSS, L. G. 2013. Using physical environmental parameters and cage engineering design within GIS-based site suitability models for marine aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 4, 223-237.
- FAO 2012. The state of world fisheries and aquaculture. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FISKERIDIREKTORATET 2013. Lønnsomhetsundersøkelse for produksjon av laks og regnbueørret.
- GANSEL, L. C., RACKEBRANDT, S., OPPEDAL, F., MCCLIMANS, T. A. & ASME 2011. *Flow Fields Inside Stocked Fish Cages and the Near Environment*.
- GARRISON, T. 2010. *Oceanography: an invitation to marine science*, United Kingdom, Brooks/Cole, CENGAGE Learning. s 380-391.
- GISMERVIK, I., ANDERSEN, T. & VADSTEIN, O. 1996. Pelagic food webs and eutrophication of coastal waters: Impact of grazers on algal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 33, 22-35.
- GISMERVIK, I., OLSEN, Y. & VADSTEIN, O. 2002. Micro- and mesozooplankton response to enhanced nutrient input – a mesocosm study. *Hydrobiologia*, 484, 75-87.
- GLOVER, K. A., PERTOLDI, C., BESNIER, F., WENNEVIK, V., KENT, M. & SKAALA, O. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *Bmc Genetics*, 14.
- GRAVE, K., MARKESTAD, A. & BANGEN, M. 1996. Comparison in prescribing-patterns of antibacterial drugs in salmonid farming in Norway during the periods 1980-1988 and 1989-



- 1994 (Reprinted from Den Norske Veterinærforening, vol 106, pg 711-721, 1994). *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 19, 184-191.
- GYLLENHAMMAR, A. & HAKANSON, L. 2005. Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic - a review. *Marine Environmental Research*, 60, 211-243.
- HARRISON, W. G., HARRIS, L. R. & IRWIN, B. D. 1996. The kinetics of nitrogen utilization in the oceanic mixed layer: Nitrate and ammonium interactions at nanomolar concentrations. *Limnology and Oceanography*, 41, 16-32.
- HEILSKOV, A. C., ALPERIN, M. & HOLMER, M. 2006. Benthic fauna bio-irrigation effects on nutrient regeneration in fish farm sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 339, 204-225.
- HELLWEGER, F. L. 2008. The role of inter-generation memory in diel phytoplankton division patterns. *Ecological Modelling*, 212, 382-396.
- HONKANEN, T. & HELMINEN, H. 2000. Impacts of fish farming on eutrophication: Comparisons among different characteristics of ecosystem. *International Review of Hydrobiology*, 85, 673-686.
- KARTVERKET 2014. <http://data.kartverket.no/download/content/n250-kartdata-utm-32-fylkesvis-inndeling> Lokalisert 19.02.2014.
- LONGHURST, A., SATHYENDRANATH, S., PLATT, T. & CAVERHILL, C. 1995. An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal of Plankton Research*, 17, 1245-1271.
- LØKEN, M. 2013. Virkningen av økte nærings saltutslipp fra akvakultur på strukturen i planteplanktonsamfunnet. Masteroppgåve, Marine Coastal Development. NTNU, Trondheim.
- MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1, 493-509.
- MCCARTHY, J. J., YILMAZ, A., COBAN-YILDIZ, Y. & NEVINS, J. L. 2007. Nitrogen cycling in the offshore waters of the Black Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 74, 493-514.
- NAKANE, T., NAKAKA, K., BOUMAN, H. & PLATT, T. 2008. Environmental control of short-term variation in the plankton community of inner Tokyo Bay, Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 78, 796-810.
- NORDVARG, L. & HAKANSON, L. 2002. Predicting the environmental response of fish farming in coastal areas of the Åland archipelago (Baltic Sea) using management models for coastal water planning. *Aquaculture*, 206, 217-243.
- OLSEN, L. M., JOLMER, M. & OLSEN, Y. 2008. Perspectives of nutrient emission from fish aquaculture in coastal waters: Literature review with evaluated state of knowledge. *Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond Norge*.
- OLSEN, Y., ANDERSEN, T., GISMERVIK, I. & VADSTEIN, O. 2007. Protozoan and metazoan zooplankton-mediated carbon flows in nutrient-enriched coastal planktonic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 331, 67-83.
- OLSEN, Y., ANDRESEN, K., ETTER, S. A., LEIKNES, Ø. & WANG, X. 2014a. Miljødokumentasjon Nordmøre - Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsalter tilført fra oppdrett i Nordmøre-regionen i 2011-2013. Trondhjem Biologiske Stasjon, Intitutt for biologi. NTNU Internrapport.
- OLSEN, Y. & OLSEN, L. M. 2008. *Environmental impact of aquaculture on coastal planktonic ecosystems. Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress 2008.*
- OLSEN, Y., REINERTSEN, H., SOMMER, U. & VADSTEIN, O. 2014b. Responses of biological and chemical components in North East Atlantic coastal water to experimental nitrogen and phosphorus addition - A full scale ecosystem study and its relevance for management. *Science of the Total Environment*, 473, 262-274.
- OSPAR 2003. Strategies of the OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (Reference number: 2003-21). *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-east Atlantic: Ministerial Meeting of the OSPAR Commission Bremen.*

- OSPAR 2005. Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with regard to Nutrients and Eutrophication Effects. *OSPAR Background Document on Eutrophication*.
- PEELER, E. J., OIÐTMANN, B. C., MIDTLYNG, P. J., MIOSSEC, L. & GOZLAN, R. E. 2011. Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions*, 13, 1291-1303.
- PEREZ, O. M., TELFER, T. C., BEVERIDGE, M. C. M. & ROSS, L. G. 2002. Geographical Information Systems (GIS) as a simple tool to aid modelling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 54, 761-768.
- REID, P. C., LANCELOT, C., GIESKES, W. W. C., HAGMEIER, E. & WEICHAART, G. 1990. Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: A review. *Netherlands Journal of Sea Research*, 26, 295-331.
- REY, F. 2004. *Phytoplankton: the grass of the sea*, Skjoldal, H.R (red.) The Norwegian Sea Ecosystem. Trondheim, Tapir Academic Press. s 97-136.
- ROY, S., LLEWELLYN, C. A., EGELAND, E. S. & JOHNSEN, G. 2011. *Phytoplankton pigments: characterization, chemotaxonomy and application in oceanography*, Cambridge, University Press.
- SELVIK, J. R., TJOMSLAND, T. & HØGÅSEN, T. 2012. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2011 - tabeller og figurer.
- SKAALA, O., JOHNSEN, G. H., LO, H., BORGSTROM, R., WENNEVIK, V., HANSEN, M. M., MERZ, J. E., GLOVER, K. A. & BARLAUP, B. T. 2014. A conservation plan for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in a region with intensive industrial use of aquatic habitats, the Hardangerfjord, western Norway. *Marine Biology Research*, 10, 308-322.
- SSB 2014. Statistisk sentralbyrå. [http://ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/fiskeoppdrett/aar-forelopige\\_lokalisert](http://ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/fiskeoppdrett/aar-forelopige_lokalisert) 15.06.14
- TETT, P. 2008. Fish farm wastes in the ecosystem. In: HOLMER, M., BLACK, K., DUARTE, C. M., MARBÁ, N. & KARAKASSIS, I. (eds.) *Aquaculture in the Ecosystem*. Springer.
- THINGSTAD, T. F., KROM, M. D., MANTOURA, R. F. C., FLATEN, G. A. F., GROOM, S., HERUT, B., KRESS, N., LAW, C. S., PASTERNAK, A., PITTA, P., PSARRA, S., RASSOULZADEGAN, F., TANAKA, T., TSELEPIDES, A., WASSMANN, P., WOODWARD, E. M. S., RISER, C. W., ZODIATIS, G. & ZOHARY, T. 2005. Nature of phosphorus limitation in the ultraoligotrophic eastern Mediterranean. *Science*, 309, 1068-1071.
- TORSETHAUGEN, K. 2006. Stort lakseanlegg på Trøndelagskysten, studie av et tenkt gigantbygg på en superlokalitet. Trondheim: SINTEF Fiskeri og havbruk AS.
- VANNFORSKRIFTEN 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Fastsatt ved kgl.res. 15.12.2006 nr. 1446 med hjemmel i LOV-1981-03-13-6-§9, LOV-2000-11-24-82-§9, LOV-2000-11-24-82-§65, LOV-2008-06-27-71-§3-6, LOV-2008-06-27-71-§8-1, LOV-2008-06-27-71-§9-7.
- VANNPORTALEN 2014. <http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=35082> lokalisert 23.06.14.
- WANG, S. F., TANG, D. L., HE, F. L., FUKUYO, Y. S. & AZANZA, R. V. 2008. Occurrences of harmful algal blooms (HABs) associated with ocean environments in the South China Sea. *Hydrobiologia*, 596, 79-93.
- WANG, X. X., ANDRESEN, K., HANDA, A., JENSEN, B., REITAN, K. I. & OLSEN, Y. 2013. Chemical composition and release rate of waste discharge from an Atlantic salmon farm with an evaluation of IMTA feasibility. *Aquaculture Environment Interactions*, 4, 147-162.
- WANG, X. X., OLSEN, L. M., REITAN, K. I. & OLSEN, Y. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 2, 267-283.
- ZAPATA, M., RODRIGUEZ, F. & GARRIDO, J. L. 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C-8 column and pyridine-containing mobile phases. *Marine Ecology Progress Series*, 195, 29-45.

## Vedlegg A



**Figur A - 1:** Kart med nummererte prøvestasjoner og aktive oppdrettsanlegg for kvart tokt, i tillegg til områdeinndeling for Ytre og Indre Kystområde (basert på 10 cm sek<sup>-1</sup> strømsnøggleik og 24 timar). Heile fjordsystemet til Hemnefjorden er tatt med i IK grunna sannsynet for at det er snakk om same vassmasser. Aktive oppdrettsanlegg er identifisert ut frå data frå Fiskeridirektoratet.

# Vedlegg B

Framgangsmåte for å lage modell for areal i ArcGIS

*Programvarer:*

- ArcGIS 10.2
- Sosi-Shape v.3.0.0
- Excel

*Kartdata frå kartverket:*

- N250 Kartdata, UTM 32, fylkesvis inndeling for Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal
- Digital terrengmodell (DTM) – berre for estetisk framstilling og vert ikkje vidare forklart

*Data frå Fiskeridirektoratet:*

- Excel-fil med informasjon om koordinatar og fôrforbruk ved oppdrettsanlegg i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal

*Klargjering av kartlag:*

- N250 vart lastast ned som SOSI-fil, og Arealdekke og Administrasjonsgrenser vart konvertert til shape-format med Shape v.3.0.0. og importert inn i ArcGIS
- Excel-fila med data om oppdrettsanlegga vart klargjort for ArcGIS (riktig format på tal og overskrifter og lagra som .csv)
- Oversikt over prøvestasjonane vart laga i Excel med informasjon om koordinatar, toktnummer og ulike måleverdiar (lagra som .csv)

*Modellering i ArcGIS:*

- Koordinatsystem for kartet vart satt til WGS 1984 UTM-sone 32N
- Oppdrettsanlegg vart henta inn som punkt-data
- Stasjonar vart henta inn som punkt-data
- Arealdekke (polygon-data) vart henta inn i og havareal skild ut som eige kartlag
- Verktøyet Buffer vart nytta for å lage ein radius på 8640 meter frå prøvestasjonane (maksimal avstand ved straumsnøggleik på 10 cm sek<sup>-1</sup> og 24 timar)
- Oppdrettsanlegg innanfor radiusen vart delt inn i to grupper (som beskrive under kapittel 2.4.1) og skild ut som eigne kartlag
- Verktøyet Multibuffer vart nytta for å legge radiusar ved ulik tid (6, 12 og 24 timar) for kvar av dei valte straumsnøggleikene (2 cm-, 10cm- og 50 cm sek<sup>-1</sup>)
- Verktøyet Clip og kartlaget med havareal vart nytta for å avgrense bufferen til havareal
- Areal vart kalkulert i behandlingsvindauget for eigenskapstabellen (med Calculate Geometry)

## Vedlegg C

**Tabell C – 1: Måleverdiar for nærings salt, partikulært materiale og klorofyll *a* ved alle stasjonar gjennom alle tokt. Gjennomsnitt (Snitt) og standardavvik (SD) per stasjon. Stasjonar merka med blått = REF, oransje = YK og grønt = IK.**

Tukt_ Stasjon	NÆRINGSSALT							
	NH <sub>4</sub>		NO <sub>3</sub>		PO <sub>4</sub>		Si	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
1_1	8,72	5,28	15,11	0,39	89,52	2,31	96,68	1,31
1_2	5,21	2,17	14,58	0,27	90,28	1,61	100,63	0,33
1_3	7,08	1,39	14,63	-	88,71	-	87,61	11,83
1_4	10,26	1,22	15,60	0,12	89,31	3,63	97,38	3,94
1_5	10,37	0,93	15,54	0,06	85,93	0,97	99,35	0,16
1_6	6,84	2,90	13,62	4,74	87,19	14,67	95,40	2,46
1_7	8,17	1,67	16,16	0,98	99,05	0,96	88,20	14,63
1_8	6,68	1,24	15,46	0,19	88,94	0,77	102,14	4,77
2_1	17,09	1,24	10,81	0,08	46,24	2,02	20,34	2,14
2_2	17,58	0,20	9,16	0,02	31,17	0,75	24,52	1,15
2_3	15,05	0,07	7,34	0,18	19,41	0,48	30,44	0,66
2_4	14,06	0,34	6,74	0,09	13,13	0,55	27,31	1,48
2_5	17,26	0,74	7,76	1,91	24,46	0,39	22,66	2,79
2_6	13,33	0,45	8,49	0,07	24,59	0,43	30,79	4,77
2_7	15,73	1,35	7,45	0,11	18,64	0,32	33,47	1,97
2_8	15,25	0,09	7,79	0,01	21,91	0,05	34,16	1,31
2_10	12,69	1,82	5,26	0,11	6,30	1,26	20,10	1,48
2_11	10,84	0,56	6,27	0,11	19,12	0,20	35,09	4,27
2_12	9,24	0,51	5,06	0,16	8,76	1,02	27,31	2,46
2_13	8,67	0,62	4,89	0,28	9,39	0,64	29,75	1,31
2_14	4,13	0,68	2,64	0,09	3,10	0,26	18,94	1,15
2_15	1,33	0,51	2,94	0,04	7,15	3,01	21,15	4,27
3_1	9,52	1,68	2,09	0,16	4,02	5,68	0,00	0,00
3_2	3,42	0,07	1,23	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
3_3	3,68	0,42	2,17	0,22	0,89	1,26	0,00	0,00
3_4	2,95	1,05	1,46	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
3_5	1,90	0,42	1,62	0,28	2,60	0,18	0,00	0,00
3_6	2,18	0,09	2,44	0,07	0,00	-	0,00	0,00
3_7	2,93	1,77	2,71	0,02	9,96	9,36	0,20	0,28
3_8	2,12	0,11	2,77	0,37	0,00	0,00	1,41	0,57
3_9	1,31	0,00	2,43	0,38	0,00	0,00	7,79	4,09
3_10	2,42	0,17	1,70	0,06	0,18	0,03	12,67	0,13
3_11	1,46	0,02	1,92	0,05	2,23	3,15	2,81	0,30
3_12	2,66	0,75	0,97	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
3_13	4,19	2,85	1,80	0,31	16,22	22,94	0,00	0,00
3_14	2,49	0,28	1,10	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00
3_15	1,49	0,22	1,11	0,39	5,02	7,11	0,00	0,00
3_16	4,92	0,49	1,25	0,01	16,03	17,00	3,12	0,03

NÆRINGSSALT								
Tøkt_ Stasjon	NH <sub>4</sub>		NO <sub>3</sub>		PO <sub>4</sub>		Si	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
4_1	7,61	-	3,80	0,12	24,26	5,50	61,32	-
4_2	3,67	-	3,50	0,53	18,62	12,31	63,75	2,40
4_3	3,85	-	4,90	1,87	7,66	10,11	15,43	0,85
4_4	5,93	-	4,56	0,38	0,25	0,16	7,91	0,13
4_5	5,86	-	5,28	1,01	10,71	5,17	9,11	8,97
4_6	2,84	-	4,73	1,50	10,16	4,05	6,68	5,78
4_12	4,14	-	2,34	0,21	1,30	1,84	2,45	3,46
4_13	5,40	-	1,61	0,02	0,00	0,00	4,28	2,64
4_7	7,68	-	1,42	0,07	5,00	7,07	31,73	4,42
4_8	3,80	-	1,32	0,00	0,17	0,25	0,00	0,00
4_9	5,11	-	2,08	0,09	3,29	1,35	0,44	0,62
4_10	3,45	-	3,61	0,39	11,67	0,00	8,31	4,42
4_11	3,23	-	1,87	0,09	3,55	0,14	0,70	0,99
4_14	1,35	-	1,68	0,36	3,98	3,65	2,89	4,09
4_15	1,47	-	1,41	0,14	2,32	0,67	0,00	0,00
4_16	1,01	-	0,74	0,02	0,63	0,90	0,00	0,00
4_17	0,70	-	0,66	0,03	0,40	0,21	0,00	0,00
5_1	15,33	-	6,58	0,07	26,14	0,06	21,36	3,30
5_2	18,82	-	6,33	1,22	24,07	5,13	21,01	6,11
5_3	11,64	-	5,82	0,54	20,68	0,91	15,60	7,38
5_4	14,95	-	8,19	1,37	16,02	18,07	28,12	2,15
5_5	11,08	-	7,22	0,14	26,98	6,28	19,82	1,94
5_6	15,16	-	10,07	0,13	39,81	10,41	31,95	11,18
5_7	13,66	-	7,67	2,06	25,89	10,10	17,70	12,30
5_8	24,23	-	13,85	4,13	68,14	24,94	54,33	15,12
5_9	6,67	-	8,44	2,58	40,03	12,55	36,76	8,07
5_10	9,62	-	6,65	0,85	26,97	13,09	31,30	7,45
5_11	16,11	-	8,72	0,12	43,61	5,39	40,14	0,83
5_12	20,78	-	7,86	1,15	28,48	3,47	26,88	0,49
5_13	12,05	-	8,02	1,25	28,94	3,14	33,42	5,05

Tokt_ Stasjon	PON						POP					
	<200 µm		<10 µm		10-200 µm		<200 µm		<10 µm		10-200 µm	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
1_1	20,94	1,08	-	-	-	-	1,43	0,11	-	-	-	-
1_2	24,26	1,66	-	-	-	-	1,30	0,09	-	-	-	-
1_3	21,71	1,94	-	-	-	-	1,32	0,12	-	-	-	-
1_4	26,68	4,46	-	-	-	-	1,87	0,32	-	-	-	-
1_5	19,49	1,17	-	-	-	-	1,67	0,14	-	-	-	-
1_6	17,07	0,66	-	-	-	-	1,60	0,37	-	-	-	-
1_7	19,83	2,18	-	-	-	-	1,46	0,21	-	-	-	-
1_8	17,92	0,77	-	-	-	-	1,24	0,14	-	-	-	-
2_1	30,99	1,88	22,62	3,86	8,37	4,29	2,77	0,25	2,32	0,25	0,45	0,36
2_2	35,39	3,94	24,64	3,83	10,74	5,50	3,34	0,19	2,81	0,08	0,53	0,21
2_3	32,50	2,50	27,52	2,86	4,98	3,80	3,57	0,26	3,27	0,13	0,31	0,30
2_4	35,57	6,37	25,64	2,77	9,93	6,94	3,81	0,43	3,10	0,16	0,70	0,46
2_5	30,24	2,91	23,93	1,34	6,31	3,20	2,92	0,20	2,80	0,32	0,11	0,38
2_6	37,49	5,47	21,40	1,23	16,09	5,60	3,47	0,15	3,00	0,12	0,48	0,19
2_7	27,09	1,09	21,52	3,73	5,57	3,88	3,33	0,16	2,71	0,12	0,62	0,20
2_8	30,94	1,61	29,89	2,18	1,04	2,71	3,51	0,22	3,40	0,37	0,12	0,43
2_10	39,35	3,16	29,66	2,09	9,70	3,79	4,75	0,78	3,90	0,33	0,85	0,85
2_11	32,69	3,10	21,46	2,29	11,23	3,85	3,67	0,22	3,17	0,06	0,50	0,22
2_12	47,40	6,40	37,98	1,53	9,43	6,58	6,59	0,60	4,50	0,26	2,09	0,65
2_13	40,39	3,65	29,54	1,97	10,85	4,15	5,31	0,34	3,82	0,12	1,49	0,36
2_14	27,43	0,57	24,13	0,84	3,30	1,02	3,48	0,06	2,95	0,13	0,53	0,14
2_15	38,24	4,92	34,19	2,64	4,06	5,59	5,22	0,35	3,86	0,18	1,36	0,39
3_1	48,51	9,37	28,28	7,63	20,23	12,09	6,91	1,20	4,04	0,35	2,86	1,25
3_2	35,13	1,56	23,55	1,79	11,58	2,38	5,33	1,07	3,50	0,15	1,83	1,08
3_3	46,55	3,77	34,96	1,37	11,58	4,01	7,53	1,68	3,45	0,50	4,08	1,75
3_4	45,76	6,61	30,75	3,77	15,01	7,62	8,60	1,72	4,36	0,80	4,24	1,89
3_5	44,47	7,02	28,06	3,17	16,41	7,70	7,21	1,22	3,48	0,50	3,73	1,32
3_6	38,16	4,85	27,92	2,77	10,24	5,59	5,63	0,28	2,71	0,75	2,92	0,80
3_7	42,32	3,00	29,21	2,34	13,10	3,80	7,91	1,01	3,44	0,55	4,47	1,15
3_8	39,00	5,05	24,21	3,84	14,79	6,35	6,15	0,25	3,34	0,58	2,81	0,63
3_9	23,61	0,49	21,12	1,25	2,50	1,34	3,08	0,26	3,11	0,23	0,00	0,35
3_10	16,92	3,37	20,04	1,09	0,00	3,54	2,57	0,47	2,44	0,32	0,13	0,57
3_11	16,93	2,06	19,28	3,32	0,00	3,91	2,77	0,26	2,61	0,25	0,16	0,36
3_12	43,27	4,21	27,44	1,11	15,83	4,36	5,39	1,02	4,13	0,42	1,26	1,10
3_13	34,94	1,37	25,21	3,47	9,72	3,73	4,90	0,56	3,55	0,29	1,36	0,63
3_14	27,46	1,39	24,83	2,09	2,63	2,51	3,84	0,56	3,36	0,37	0,48	0,67
3_15	32,87	2,78	30,26	0,98	2,61	2,95	4,81	0,57	4,03	0,99	0,77	1,14
3_16	32,83	1,43	27,84	2,18	4,99	2,60	4,08	0,62	4,74	0,38	0,00	0,72



Tokt_ Stasjon	PON						POP					
	<200 µm		<10 µm		10-200 µm		<200 µm		<10 µm		10-200 µm	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
4_1	30,07	0,61	17,80	1,47	12,26	1,59	4,32	0,68	3,01	0,33	1,31	0,76
4_2	39,96	5,35	24,56	3,03	15,40	6,15	5,75	0,67	3,58	0,14	2,16	0,69
4_3	34,00	5,04	18,82	1,26	15,18	5,19	4,64	0,45	2,57	0,10	2,06	0,46
4_4	35,96	1,67	20,88	2,42	15,08	2,94	4,75	0,45	3,01	0,16	1,73	0,48
4_5	33,14	2,55	22,56	1,25	10,57	2,84	4,79	0,35	3,10	0,03	1,69	0,36
4_6	34,24	1,93	23,70	1,47	10,54	2,43	4,98	0,34	3,11	0,30	1,87	0,45
4_12	26,15	4,11	21,32	1,47	4,83	4,36	3,69	0,49	2,80	0,16	0,89	0,52
4_13	27,10	0,42	21,80	0,75	5,30	0,86	4,20	0,42	3,13	0,26	1,08	0,49
4_7	28,58	3,41	21,07	1,37	7,50	3,68	4,98	0,16	3,40	0,46	1,59	0,48
4_8	33,01	2,05	22,81	1,32	10,20	2,44	5,30	0,23	3,33	0,37	1,97	0,44
4_9	42,53	0,84	31,05	1,22	11,48	1,49	6,29	0,74	4,09	0,58	2,21	0,94
4_10	27,30	1,18	21,82	0,27	5,48	1,21	4,32	0,24	2,85	0,23	1,47	0,33
4_11	29,66	1,05	23,10	1,23	6,56	1,61	4,30	0,36	2,84	0,20	1,46	0,42
4_14	24,88	1,44	22,76	0,97	2,13	1,74	4,11	0,17	3,21	0,26	0,90	0,31
4_15	26,94	2,78	19,94	1,68	7,00	3,25	4,00	0,55	2,84	0,28	1,16	0,61
4_16	30,33	1,88	25,64	0,52	4,69	1,95	4,49	0,88	3,75	0,19	0,74	0,90
4_17	26,78	1,58	24,19	2,82	2,58	3,24	4,18	0,24	3,19	0,05	0,99	0,25
5_1	28,20	1,09	18,79	0,89	9,41	1,40	3,08	0,62	2,13	0,09	0,95	0,62
5_2	19,96	0,49	18,15	1,85	1,81	1,92	2,53	0,14	2,15	0,14	0,39	0,20
5_3	17,60	0,46	16,77	1,11	0,83	1,20	2,52	0,27	2,11	0,15	0,40	0,31
5_4	18,19	0,47	15,62	0,60	2,57	0,76	2,98	0,36	2,21	0,13	0,77	0,38
5_5	19,28	0,27	17,27	0,38	2,01	0,47	2,89	0,22	1,95	0,03	0,94	0,22
5_6	19,29	0,64	18,18	1,45	1,11	1,59	2,32	0,05	2,69	0,21	0,00	0,22
5_7	18,25	0,73	16,79	1,48	1,46	1,65	2,19	0,29	2,90	0,27	0,00	0,40
5_8	17,04	1,18	16,60	0,77	0,45	1,41	2,74	0,08	2,95	0,19	0,00	0,21
5_9	17,92	0,76	14,66	1,28	3,25	1,49	2,42	0,40	2,68	0,12	0,00	0,42
5_10	22,17	0,25	20,80	1,54	1,37	1,56	2,63	0,25	3,26	0,08	0,00	0,27
5_11	18,48	1,01	16,98	0,81	1,51	1,29	1,81	0,14	2,50	0,25	0,00	0,29
5_12	20,06	1,67	15,48	1,15	4,58	2,03	1,98	0,21	2,71	0,23	0,00	0,31
5_13	17,38	1,54	15,79	1,08	1,59	1,88	1,94	0,14	2,31	0,14	0,00	0,20



Tokt_ Stasjon	POC						CHL <i>a</i>					
	<200 µm		<10 µm		10-200 µm		<200 µm		<10 µm		10-200 µm	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
1_1	119,13	7,94	-	-	-	-	0,16	0,00	-	-	-	-
1_2	127,30	3,95	-	-	-	-	0,16	0,01	-	-	-	-
1_3	106,38	8,91	-	-	-	-	0,13	0,01	-	-	-	-
1_4	167,33	17,88	-	-	-	-	0,08	0,00	-	-	-	-
1_5	99,40	8,98	-	-	-	-	0,08	0,00	-	-	-	-
1_6	82,04	6,87	-	-	-	-	0,08	0,01	-	-	-	-
1_7	100,76	19,39	-	-	-	-	0,10	0,01	-	-	-	-
1_8	85,20	5,30	-	-	-	-	0,10	0,00	-	-	-	-
2_1	172,55	7,64	116,58	18,24	55,97	19,77	0,54	0,02	0,47	0,08	0,06	0,08
2_2	177,83	21,16	119,76	17,93	58,07	27,73	0,74	0,10	0,45	0,03	0,29	0,11
2_3	164,38	9,70	130,43	13,34	33,95	16,49	0,83	0,02	0,54	0,04	0,28	0,04
2_4	176,13	33,23	125,86	13,71	50,27	35,95	0,59	0,10	0,36	0,03	0,24	0,10
2_5	147,54	12,89	125,86	5,73	21,69	14,11	0,35	0,03	0,25	0,01	0,11	0,04
2_6	180,72	23,28	112,26	7,00	68,46	24,31	0,70	0,15	0,42	0,02	0,27	0,15
2_7	127,81	9,27	106,92	13,75	20,89	16,58	0,56	0,04	0,40	0,01	0,16	0,04
2_8	140,40	8,81	158,78	11,27	0,00	14,30	0,58	0,03	0,56	0,05	0,02	0,05
2_10	192,97	18,56	145,43	8,69	47,54	20,50	0,82	0,02	0,67	0,05	0,15	0,06
2_11	146,86	11,35	104,38	10,57	42,48	15,51	0,58	0,01	0,42	0,02	0,16	0,03
2_12	230,48	23,98	186,23	6,63	44,24	24,88	1,43	0,08	0,84	0,03	0,59	0,09
2_13	199,33	14,63	162,84	3,69	36,48	15,09	1,03	0,10	0,60	0,03	0,43	0,10
2_14	144,03	4,62	129,92	4,28	14,11	6,30	1,06	0,04	1,02	0,02	0,04	0,05
2_15	203,14	23,16	178,10	15,66	25,04	27,96	2,02	0,10	1,52	0,11	0,50	0,14
3_1	293,39	52,46	216,44	47,85	76,95	71,00	2,01	0,50	0,55	0,04	1,47	0,50
3_2	235,02	6,80	162,41	7,78	72,61	10,33	0,69	0,13	0,36	0,00	0,33	0,13
3_3	291,63	24,28	185,59	5,93	106,03	25,00	1,58	0,15	0,92	0,07	0,66	0,16
3_4	296,14	38,91	164,92	26,56	131,23	47,11	1,06	0,11	0,67	0,21	0,39	0,23
3_5	311,95	43,72	160,38	21,75	151,57	48,83	0,87	0,05	0,58	0,21	0,28	0,22
3_6	257,52	33,31	160,26	17,38	97,27	37,57	1,26	0,23	0,50	0,14	0,76	0,27
3_7	254,76	24,55	160,14	29,85	94,63	38,64	1,49	0,18	0,81	0,05	0,68	0,19
3_8	219,55	24,13	123,38	20,98	96,17	31,98	1,75	0,11	0,98	0,56	0,00	0,57
3_9	155,18	6,30	121,78	9,78	33,40	11,63	0,78	0,07	0,85	0,40	0,00	0,41
3_10	135,53	20,09	121,17	13,04	14,36	23,95	0,34	0,02	0,24	0,01	0,10	0,02
3_11	123,77	8,50	102,31	12,84	21,45	15,40	0,31	0,03	0,23	0,03	0,09	0,04
3_12	310,82	24,20	145,18	5,84	165,64	24,90	1,11	0,12	1,23	0,07	0,00	0,14
3_13	227,57	4,38	150,70	26,38	76,87	26,74	1,02	0,07	0,76	0,06	0,26	0,09
3_14	177,09	7,61	133,42	12,78	43,67	14,88	0,99	0,19	0,73	0,09	0,27	0,21
3_15	206,14	16,30	167,98	3,72	38,17	16,72	0,88	0,14	0,59	0,15	0,29	0,20
3_16	192,87	5,39	150,57	15,24	42,29	16,16	0,79	0,11	0,67	0,06	0,13	0,12

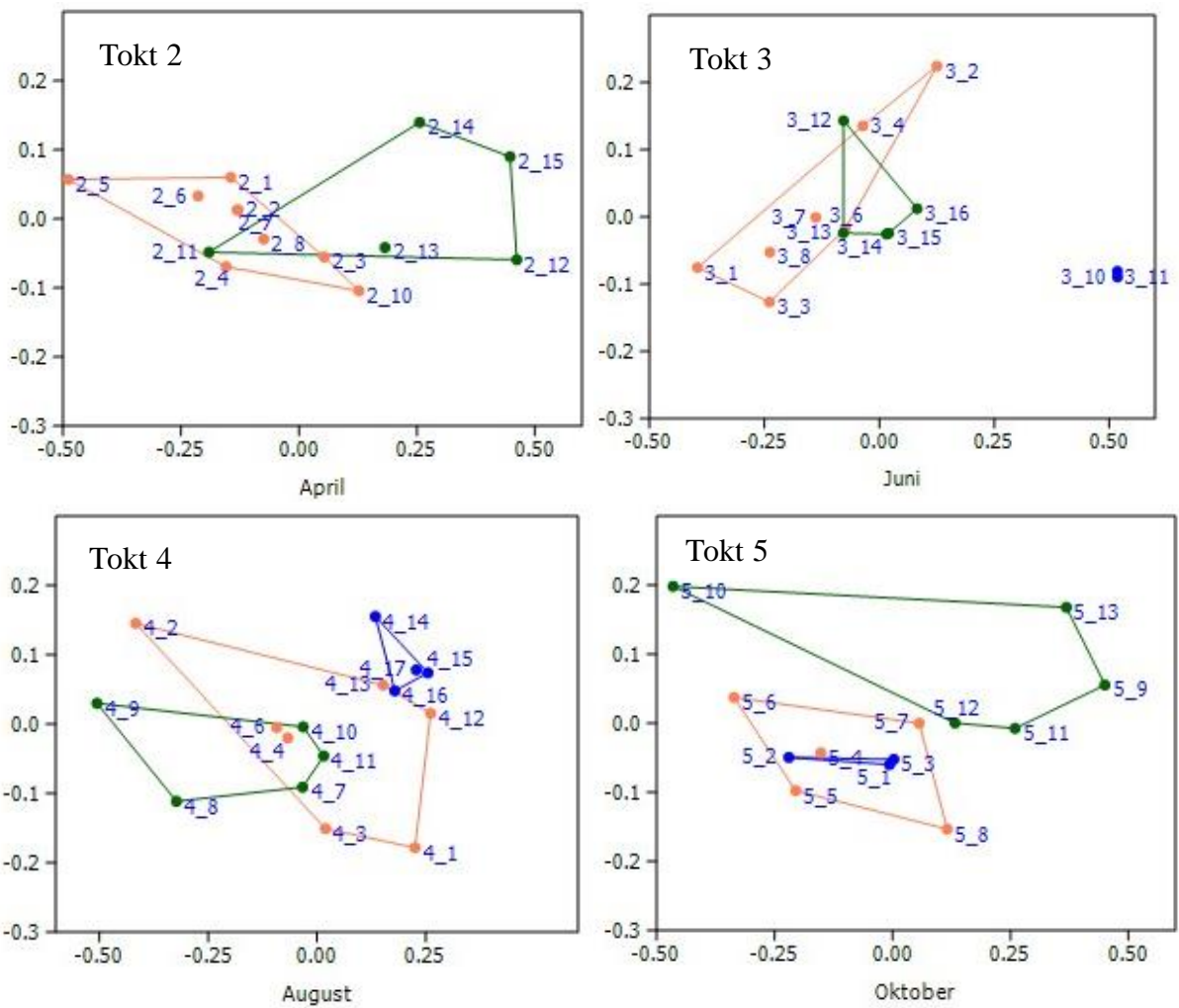
Tukt_ Stasjon	POC						CHL <i>a</i>					
	<200 µm		<10 µm		10-200 µm		<200 µm		<10 µm		10-200 µm	
	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
4_1	164,18	7,74	124,46	5,45	39,72	9,46	1,27	0,20	0,71	0,05	0,56	0,20
4_2	208,33	33,42	141,54	18,55	66,79	38,23	2,92	0,88	1,47	0,07	1,45	0,89
4_3	190,18	36,40	119,05	6,83	71,13	37,04	1,59	0,18	0,74	0,11	0,85	0,21
4_4	192,50	5,44	136,27	8,85	56,24	10,39	1,51	0,05	1,06	0,10	0,45	0,11
4_5	179,87	9,15	137,40	6,91	42,47	11,47	1,56	0,12	1,25	0,12	0,30	0,17
4_6	183,26	11,85	131,01	6,40	52,25	13,47	2,11	0,29	1,36	0,07	0,75	0,30
4_12	146,95	17,00	105,66	7,39	41,29	18,53	1,28	0,06	1,03	0,07	0,25	0,09
4_13	150,72	3,11	108,31	4,13	42,41	5,17	1,43	0,17	1,11	0,09	0,32	0,19
4_7	157,75	18,19	112,47	8,84	45,28	20,23	1,76	0,19	1,11	0,09	0,65	0,21
4_8	197,33	10,10	124,58	9,03	72,76	13,55	1,53	0,14	1,34	0,04	0,19	0,14
4_9	228,88	2,41	157,37	7,60	71,51	7,97	2,49	0,11	2,36	0,20	0,13	0,23
4_10	159,13	4,50	114,99	4,38	44,14	6,28	1,70	0,17	1,23	0,07	0,48	0,19
4_11	171,45	1,59	122,81	5,86	48,64	6,07	1,47	0,05	1,14	0,05	0,33	0,07
4_14	143,18	7,71	118,14	2,74	25,03	8,19	1,23	0,16	1,18	0,09	0,05	0,18
4_15	157,38	16,63	109,82	9,72	47,56	19,26	1,14	0,19	1,08	0,12	0,06	0,23
4_16	171,20	6,23	146,27	4,98	24,93	7,97	1,57	0,23	1,36	0,10	0,21	0,25
4_17	160,27	7,28	143,75	14,64	16,52	16,35	1,25	0,11	1,11	0,04	0,14	0,11
5_1	192,94	10,36	129,88	5,77	63,06	11,86	1,14	0,06	0,98	0,08	0,16	0,10
5_2	120,67	2,71	115,36	9,67	5,30	10,05	1,33	0,03	1,18	0,02	0,16	0,04
5_3	103,51	4,06	99,70	7,86	3,81	8,85	1,13	0,06	0,97	0,05	0,17	0,07
5_4	105,66	4,33	86,33	3,08	19,33	5,32	1,16	0,05	1,03	0,06	0,14	0,08
5_5	112,34	2,65	89,26	4,04	23,08	4,83	1,17	0,05	0,97	0,04	0,20	0,06
5_6	109,82	6,07	99,19	10,55	10,63	12,17	1,28	0,05	1,17	0,04	0,11	0,06
5_7	107,34	2,54	95,88	9,82	11,46	10,14	0,96	0,08	1,01	0,04	0,00	0,09
5_8	102,38	8,43	90,41	3,65	11,97	9,18	0,75	0,05	0,67	0,03	0,09	0,06
5_9	103,78	4,89	83,28	5,66	20,50	7,48	0,90	0,08	0,82	0,04	0,08	0,09
5_10	120,58	3,20	116,89	7,50	3,69	8,15	1,76	0,07	1,62	0,07	0,14	0,09
5_11	122,24	9,23	101,10	4,54	21,14	10,28	0,77	0,02	0,74	0,05	0,03	0,05
5_12	124,28	10,90	90,41	2,79	33,87	11,25	0,82	0,02	0,78	0,05	0,04	0,06
5_13	114,60	8,11	94,48	5,33	20,12	9,70	0,85	0,04	0,84	0,05	0,01	0,06

## Vedlegg D

**Tabell D -1: Pigmentkonsentrasjonar  $\mu\text{g L}^{-1}$  per stasjon. Stasjonar merka med oransje = YK, grønt=IK og blått =REF. Alle som sluttar med x er *xanthin*.**

Tokt_ Stasjon	Chl c3	Chl c2,1	Peridinin	Prasinox	Fucox	19 hex-fuco	Diadinox	Diatox	Karotenoid	Crocox	Chl b	Chl a
2_1	0,034	0,066			0,072			0,149			0,039	0,565
2_2	0,053	0,072			0,076			0,116			0,059	0,587
2_3	0,061	0,094			0,123			0,184			0,104	0,787
2_4	0,042	0,071			0,122			spor			0,089	0,595
2_5	0,026	0,052			0,057			spor			spor	0,342
2_6	0,040	0,063			0,087						0,038	0,499
2_7	0,034	0,071			0,121			0,104			0,062	0,552
2_8	0,029	0,067			0,126			0,109			0,080	0,645
2_10	0,044	0,203			0,122			0,177			0,152	0,853
2_11	0,046	0,080			0,097			spor			0,060	0,581
2_12	0,085	0,231	0,177		0,175	0,037	0,273	0,342			0,233	1,691
2_13	0,034	0,127	0,122		0,102		0,166	0,269			0,126	0,993
2_14	0,113	0,193			0,338	0,063	0,187	0,104			0,064	1,091
2_15	0,152	0,212			0,420	0,034	0,224	0,161			0,046	1,593
3_1	0,041	0,598	0,585		0,394	0,037	0,503				0,212	2,161
3_2	0,025	0,308	0,172		0,079	spor	spor				0,085	0,571
3_3	0,037	1,027	0,149		0,381	spor	0,243				0,122	1,602
3_4	0,035	0,428	0,120		0,173	spor	spor				0,065	0,859
3_6	0,005	0,397	0,120		0,245	spor	0,165				spor	1,125
3_7	0,033	0,588	0,130		0,241	0,038	0,262				0,072	1,207
3_8	0,042	0,559	0,097		0,421	0,064	0,329				0,062	1,550
3_10	0,030	0,062	0,084		spor	0,101	0,143				spor	0,346
3_11	0,032	0,044				0,089	0,114				spor	0,350
3_12	0,049	0,593	0,102		0,177		spor				0,068	0,866
3_13	0,046	0,394	0,145		0,271	0,048	0,225	spor			spor	1,122
3_14	0,036	0,177	0,141		0,255	0,037	0,143	spor	0,043		0,104	1,022
3_15	0,039	0,170	0,158		0,207	0,051	0,151	spor	0,052		0,120	1,036
3_16	spor	0,129	0,211		0,142	0,010	0,154	0,211	0,048		0,146	0,979
4_1	0,104	0,244	0,230		0,423	0,064	0,258	0,161			spor	1,438
4_2	0,145	0,492	0,532	0,264	0,833	0,265	0,581	0,496	0,054		0,416	3,473
4_3	0,113	0,277	0,235	spor	0,659	0,098	0,364	0,159	spor		0,122	1,891
4_4	0,126	0,311	0,266	0,068	0,583	0,161	0,398	0,217	0,047		0,232	2,212
4_6	0,109	0,316	0,294	0,064	0,597	0,169	0,388	0,367	0,046		0,314	2,208
4_12	0,093	0,180	0,146		0,232	0,178	0,315	0,201	0,047		0,181	1,429
4_13	0,108	0,211	0,183		0,240	0,217	0,401	0,263	0,053		0,173	1,666
4_7	0,122	0,307	0,421		0,500	0,127	0,370	0,236	spor		0,147	1,989
4_8	0,143	0,870	0,769		0,527	0,113	0,553	0,319	spor		0,184	2,592
4_9	0,120	0,940	0,633		0,479	0,063	0,373		0,068		0,430	3,726
4_10	0,117	0,317	0,316		0,403	0,182	0,338	0,283	0,050		0,246	2,140
4_11	0,124	0,300	0,277		0,451	0,156	0,339	0,246	0,043		0,182	1,941
4_14	0,120	0,224	0,147		0,285	0,236	0,755	0,278	0,063		0,199	1,690
4_15	0,091	0,168	0,149		0,195	0,216	0,420	0,231	0,059		0,203	1,418
4_16	0,138	0,209	0,174		0,265	0,231	0,380	0,220	0,055		0,246	1,550
4_17	0,091	0,192	0,156		0,186	0,205	0,363	0,299	0,054		0,246	1,469
5_1	0,048	0,083	0,091	0,070	0,127	0,103	0,107	0,153	0,032	0,013	0,254	0,841
5_2	0,062	0,131	0,128	0,097	0,162	0,167	0,158	0,213	0,040	0,017	0,274	1,053
5_3	0,040	0,086	0,071	0,061	0,121	0,123	0,101	0,146	0,028	spor	0,272	0,808
5_4	0,049	0,161	0,119	0,069	0,134	0,120	0,140	0,162	0,035	0,013	0,269	1,031
5_5	0,048	0,157	0,111	0,073	0,133	0,117	0,140	0,162	0,035	0,010	0,329	1,116
5_6	0,052	0,199	0,195	0,080	0,146	0,135	0,190	0,260	0,037	0,022	0,258	1,277
5_7	0,038	0,116	0,094	0,068	0,135	0,089	0,115	0,140	0,031	spor	0,197	0,755
5_8	0,021	0,086	0,086	spor	0,121	0,047	0,095	0,195	spor	spor	0,155	0,833
5_9	0,026	0,054	0,064	spor	0,077	0,044	spor	0,115		spor	0,124	0,564
5_10	0,049	0,188	0,360	0,069	0,177	0,143	0,276	0,449	0,039	0,017	0,270	1,576
5_11	0,024	0,062		0,042	0,106	0,042	spor	0,175	0,030	spor	0,191	0,674
5_12	0,027	0,053		0,051	0,117	0,055		0,148	0,038	spor	0,210	0,754
5_13	0,022	0,043		0,053	0,078	0,043		0,132	0,032	spor	0,141	0,496

## Vedlegg E



**Figur E-1: Analyse av likskap mellom pigmentsamansetning og konsentrasjonar ved dei ulike stasjonane under april-, juni-, august- og oktobertokta (X\_Y = Tokt\_Stasjon). Non-metric multidimensional Scaling, Bray-Curtis.**