

Vedlegg 4

Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsssalter tilført fra oppdrett i Trøndelag regionen i 2014

MILJØDOKUMENTASJON TRØNDELAG

Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringsalter tilført fra oppdrett i Trøndelag regionen i 2014

Siv Anina Etter, Kjersti Andresen, Øystein Leiknes, Xinxin Wang, Yngvar Olsen



Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
Institutt for biologi
Trondhjem biologiske stasjon

Kontaktinformasjon:
Yngvar Olsen
yngvar.olsen@ntnu.no
+ 47 977 78 249

Prosjektet «Miljødokumentasjon Trøndelag» ble finansiert av FHL-Avdeling Midtnorsk Havbrukslag og involverte oppdrettsbedrifter.

Rapportens referanse:

Etter SA, Andresen K, Leiknes Ø, Wang X, Olsen Y, 2016. Miljødokumentasjon Trøndelag - Utslipp og vurdering av miljøvirkninger av næringssalter tilført fra oppdrett i Trøndelag regionen i 2014. Trondhjem biologiske stasjon, Institutt for biologi. NTNU internrapport.

Sammendrag	4
1 Innledning	6
2 Prosjektets mål.....	7
3 Materialer og metoder	8
3.1 Utslippsberegninger.....	8
3.2 Næringskomponenter.....	10
3.3 Indikatorer (EQS-variabler)	10
3.4 Prøvestasjoner	12
3.5 Prøvetakingsprogram og klargjøring av utstyr.....	13
3.6 Uttak av vannprøve.....	13
3.7 Bearbeiding av vannprøver i laboratoriet.....	14
3.8 Analyser.....	14
4 Resultater.....	14
4.1 Føring og utslipp av næringsalter i Trøndelag regionen.....	14
4.2 Temperatur og salinitet	15
4.3 Konsentrasjon av næringsstoffer for hele prøveperioden.....	16
4.3.1 Uorganiske næringsalter	16
4.3.2 Partikulære næringsstoffer (PON og POP).....	18
4.4 Planktonbiomasse for hele prøveperioden	20
4.4.1 Klorofyll <i>a</i>	20
4.4.2 Partikulært karbon	21
4.5 Gjennomsnittlige sommerverdier.....	22
4.5.1 Uorganiske næringsalter	23
4.5.2 Partikulær N og P (PON og POP)	24
4.5.3 Planktonbiomasse.....	25
4.5.4 CNP-forhold i planktonet	25
5 Diskusjon.....	28
5.1 Analyse av data	28
5.2 Vurderingsgrunnlag.....	29
5.2.1 OSPARCOM	30
5.2.2 Referansedata fra Hopavågen	30
5.2.3 Elementforhold i partikulært material.....	32
5.3 Vurdering av kjemisk og økologisk tilstand.....	32
5.3.1 OSPARCOM	32
5.3.2 Hopavågen	32
5.3.3 Algefysiologiske indikatorer.....	34
6 Konklusjon.....	34
7 Referanser.....	36
Vedlegg.....	38

Sammendrag

Prosjektets mål var å kvantifisere utslippene av uorganiske næringsalter fra oppdrettsanleggene til vannmassene i Trøndelag-regionen og å gjøre en effektstudie for å bestemme om utslippene hadde negative kjemiske og økologiske virkninger på det pelagiske/planktoniske økosystemet som krevd i det europeiske vanddirektivet.

Utslipet av næringsalter fra hvert av lakseanleggene i Trøndelag-regionen i perioden mai–september ble estimert basert på massebalanseanalyse av “fôr-inn” og “fisk-ut”, fordøybarhet av C-, N- og P-komponenter i fôret og CNP-forholdene i fôr og fisk. Utslippene av uorganisk N (DIN) og P (DIP) fra anleggene i regionen økte fra mai til august og avtok deretter noe til starten av oktober. De totale utslippene av DIN i august 2014 var 806 tonn, mens utslippene av DIP var 20,3 tonn (DIN:DIP = 40).

Det ble etablert fire stasjoner for prøvetaking. Det var en intensjon at to av stasjonene (BA-stasjoner) skulle plasseres i områder der påvirkningen fra oppdrett var antatt å være minimal, mens de øvrige to stasjonene skulle plasseres i områder der påvirkningen ble antatt å være maksimal (PV-stasjoner). Følgende stasjoner ble valgt: BA1–Titran (63,4280, 08,2139), BA2–Ytre Folla, (64,7285, 11,4351), PV1–Mausund (63,5027, 08,3887) og PV2– Indre Folla (64,7687, 11,5390).

Den gjennomsnittlige temperaturen i vannmassene (1–10 meter dyp) i Sør-Trøndelag viste et maksimum i september på omkring 14°C og vintertemperaturene var i overkant av 8°C. I Nord-Trøndelag varierte temperaturen mellom 3,5 °C og 16,5 °C (mars - juli). Saliniteten var relativt konstant omkring 30 ppt (25–34 ppt). Det var ingen systematiske forskjeller i temperatur og salinitet for bakgrunns- og påvirkede stasjoner.

Det rapporteres målinger av nitrat, ammonium (sum DIN), fosfat (DIP), klorofyll *a* (CHL), og partikulært organisk karbon (POC), fosfor (POP) og nitrogen (PON). Den kjemiske og økologiske tilstanden ble vurdert med tre uavhengige metoder, 1) grenseverdier gitt av OSPARCOM, 2) kvantitative dose-respons relasjoner fra Hopavågen, og 3) algefysiologiske indikatorer.

Vurderingene av tilstanden for Nord-Trøndelag ga ikke entydige resultater. Sammenlignet med Hopavågen viste vannmassene tegn på en relativt høy belastning av næringsalter. Det er noe usikkert om kjemiske tilstand og funksjonen til det planktoniske økosystemet i noen grad var negativt påvirket av økte tilførsler av næringsalter fra oppdrett gjennom sommerperiodene 2014. Mest sannsynlig var forholdene innenfor akseptable grenser; lave konsentrasjoner av plankton taler for det. Det er en utfordring å bestemme årsaken og kilden til de høye detrituskonsentrasjonene og å etablere en ny tidsserie som er representativ for en mest mulig upåvirket lokalitet.

Vurderingen av tilstanden for stasjonene i Sør-Trøndelag var mer entydig. Sammenlignet med Hopavågen viste vannmassene tegn på en relativt høy belastning av næringsalter. Det er noe usikkert om kjemiske tilstand og funksjonen til det planktoniske økosystemet i noen grad var negativt påvirket av økte tilførsler av næringsalter fra oppdrett ved PV1-Mausund, men det var små forskjeller i målingene ved denne og de ved den lite påvirkede stasjon BK1-Titran. Bare konsentrasjonen av klorofyll *a* var høyere enn for BA1-Titran. En helhetlig vurdering tilsier at begge lokalitetene var karakterisert av høy naturlig gjødsling fra dypvann og at tilstanden var akseptabel. Mønsteret med lik PON- og ulik klorofyll *a* konsentrasjoner tilsier liten effekt av tilførsler fra oppdrett. Høyere klorofyll *a* konsentrasjoner ved Mausund som ligger nedstrøms fra Titran kan skyldes lengre oppholdstid av vannmassene etter at tilførselene av næringsalter fra dypvann økte.

Det må gjennomføres nye tidsserier både i nord og sør for: 1) å inkludere år-til-år variasjoner i grunnlaget for konklusjon, og for 2) å avklare den påpekte usikkerheten i plassering av stasjoner og variasjonen i naturlig bakgrunn så godt som mulig. Konklusjonene i rapporten må sees på som foreløpige.

1 Innledning

Det er en økende oppmerksomhet omkring velferds- og miljømessige aspekter av den globalt raskt voksende akvakulturnæringen (FAO 2006). Miljømessige forhold og ny internasjonal lovgivning, sammen med en økende konkurranse om plass i kystnære farvann, vil bli blant de bestemmende faktorene for utvikling av havbruk i Norge og andre europeiske kyststater i årene framover.

Norge har en velutviklet vitenskapelig basert praksis for forvaltning av organiske tilførsler til bunnlevende organismer i det såkalte bentiske (bunnlevende) økosystemet, de såkalte MOM-undersøkelsene, som i store trekk ble etablert av norske forskningsmiljøer (MOM, "Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring", Ervik et al. 1997). Det er ingen tilsvarende praksis for overvåkingen og forvaltningen av det pelagiske økosystemet. Mens næringsholdige partikler fra utslippene vil synke til bunnen, vil næringssaltene i utslippene, som utgjør den største fraksjonen av nitrogenutslippene fra norsk fiskeoppdrett, primært påvirke det pelagiske økosystemet. Det er ikke etablert et allment akseptert vitenskapelig grunnlag for en kunnskapsbasert forvaltning av næringssalter i kystfarvann (Cloern 2001), slik at denne forvaltningen oftest er blitt basert på "føre var-prinsippet". Dette er problematisk i forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv og den norske tilpasningen i vannforskriften.

Olsen et al. Har publisert en metode som kan anvendes for å vurdere *økologisk og kjemisk tilstand* til vannmasser som tilføres næringssalter over naturlige mengder. Metoden er vitenskapelig basert og tilfredsstillende intensjonene og kraven i det europeiske vanddirektivet, men den må implementeres som praksis sammen med alle involverte parter. Problemene med de etablerte metodene som er anvendt til nå er at de har begrenset utsagnskraft i norsk kystvann.

Det europeiske vanddirektivet legger opp til en såkalt "økosystembasert" forvaltning av kystfarvann og andre vannressurser (se Tett 2008 for en popularisert beskrivelse). Oppdrettsanleggene skal ses som en del av det marine økosystemet og håndteres på samme måte som andre utslipp. Den geografiske skalaen for forvaltningen er "økosystemet", som må ha en større regional utbredelse enn det enkelte oppdrettsanlegget. Direktivet krever vurdering av både *kjemisk og økologisk tilstand* i økosystemet. Stoffer som tilføres vannmassene og sedimenter defineres innen to kategorier som håndteres ulikt (se Tett 2008 for flere detaljer):

- Naturlig forekommende stoffer, herunder organisk stoff og næringssalter (*naturlige, biogene stoffer*).
- Stoffer som er fremmede for naturen, kalt syntetiske, herunder miljøgifter og mange legemidler (*naturfremmede miljøgifter*).

Den *kjemiske tilstanden* til økosystemene skal vurderes på bakgrunn av grenseverdier for konsentrasjonene til etablerte indikatorer (såkalte "Ecological Quality Standards", EQS-variabler). Direktivet aksepterer en mindre økning i konsentrasjonen av *naturlige* stoffer i forhold til naturlige bakgrunns-konsentrasjon i upåvirket kystvann. For de *naturfremmede* stoffene aksepterer direktivet i prinsippet ingen målbare økninger i konsentrasjoner. I praksis må det normalt aksepteres en liten økning over naturlig bakgrunn, fordi analysemetodene ofte er så fintfølede. Giftigheten av stoffet for mennesker og marine organismer vil nok i praksis være avgjørende for hva som vil bli akseptert. Økosystemets kjemiske tilstand med hensyn til begge stoffgruppene er akseptabel om konsentrasjonen av indikatorstoffene er lavere enn de satte EQS-grenseverdiene (se nedenfor).

Den *økologiske tilstanden* til økosystemet skal vurderes på bakgrunn av økosystemets struktur (biomasser, biologiske diversitet) og funksjon (organismenes aktivitet, funksjonell diversitet). Den økologiske tilstanden skal i undersøkelser plasseres i én av fem mulige kategorier; *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* eller *Svært dårlig*. Den økologiske tilstanden er akseptabel om kategorien er *Svært god* eller *God*. Det er ikke etablert vitenskapelig baserte og universelle indikatorer for diagnose av den økologiske tilstanden for de frie vannmassene eller for planktonsamfunnet. På bakgrunn av at nesten all den biologiske aktiviteten i havet (>95 prosent) skjer i mikroorganismer, er det helt avgjørende å framskaffe faglig baserte indikatorer for økologisk tilstand i planktonsamfunnet, som hovedbestanddel til det pelagiske økosystemet.

Den økologiske tilstanden skal etter direktivet være mest avgjørende i vurderinger av utslipp av naturlig forekommende stoffer som er komponenter i det naturlige økosystemet. Om konsentrasjonen av et naturlig stoff som næringssalter (biogent) overskrider det man regner som naturlig bakgrunn, er det ikke å betrakte som et miljøproblem dersom stoffet ikke representerer en trussel mot økosystemets funksjon og menneskers helse. Da bør grenseverdiene endres, og EQS-grenseverdiene for konsentrasjoner av naturlige stoffer må derfor reflektere en reell uakseptabel forringelse av økosystemets struktur og funksjon – en forhøyet konsentrasjon av et biogent stoff som ikke har noen påviselig økologisk betydning, kan ikke være nok. For naturfremmede miljøgifter kan overskredne EQS-grenseverdier i seg selv forde handling selv om det ikke kan registreres endringer i økosystemets struktur og funksjon.

De etablerte MOM-undersøkelsene for havbunnen er i overensstemmelse med prinsippene som i korthet er gjengitt ovenfor. At en lignende praksis ikke er blitt etablert for de pelagiske vannmassene grunner i at forskningen har hatt problemer med å etablere en klar vitenskapelig basis for forvaltningen av vannmassene (Merceron et al. 2002, Soto & Norambuena 2004, Maldonado et al. 2005, Dalsgaard & Krause-Jensen 2006, Olsen et al. (2014)). Det har vært viktig å etablere vitenskapelig baserte indikatorvariabler som kan gi informasjon om kjemisk tilstand og vitenskapelige kriterier som avspeiler økologisk tilstand til det pelagiske økosystemet. De kjemiske EQS-grenseverdien må settes slik at de reelt avspeiler en negativ økologisk tilstand og ikke bare for eksempel 50 prosent over naturlig bakgrunn.

Olsen et al. (2014) har foreslått at partikulært organisk nitrogen (PON) kan anvendes som hoved-indikator både for kjemisk og økologisk tilstand til det pelagiske økosystemet og har gitt konkrete grenseverdier for akseptabel økologisk tilstand (kategori *Svært god* og *God*). Metoden vil anvendes for å vurdere tilstanden til kystvannet i Trøndelag regionen sammen med metoden som har blitt anvendt av miljømyndighetene (OSPARCOM 2005) og direkte algefysiologiske vurderinger av økologisk tilstand basert på CNP forholdet i planktonet.

2 Prosjektets mål

Prosjektets definerte mål var:

- Å kvantifisere utslippene av uorganiske næringssalter fra oppdrettsanleggene til vannmassene i Trøndelag regionen.
- Å gjøre en effektstudie for å bestemme om utslippene har negative kjemiske og økologiske virkninger på det pelagiske økosystemet slik disse skal diagnostiseres i henhold til det europeiske vanddirektivet.

Et overordnet og litt mer langsiktig mål er å bidra til en vitenskapelig basert forvaltningspraksis for norsk og europeisk kystvann. Vurderingen av resultatene gjøres basert

på langsiktig forskning ved NTNU, grunnleggende kunnskap om planktonalgers reaksjon på næringsalter og på internasjonale, relevante, publiserte arbeider (se Olsen et al. 2014).

3 Materialer og metoder

3.1 Utslippsberegninger

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

Balansen av N, P og energi (C) i en fisk kan uttrykkes ved Likning 1 (Figur 1):

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

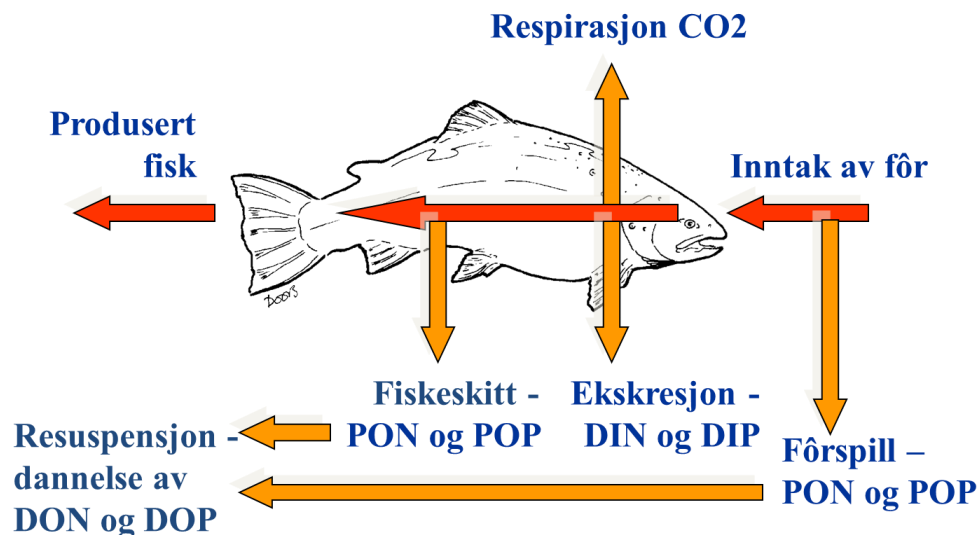
der I er inntaket av N, P eller C i føden, A er assimilert N, P eller C fra føden, eller opptak i selve kroppsvevet, F er utskillelsen av N, P eller C i fiskeskitt, G er vekst uttrykt som N, P eller C akkumulert i biomasse, R er respirasjon av C og ekskresjon for N og P. Om tapet av fôr (T) er vesentlig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

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

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

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

- Data for CNP-forhold i fôr og fisk. Verdier en målt gjennom egne analyser (Wang et al 2013), men kan alternativt tas fra litteratur, fôrbedrifter og andre kilder.
- Data for bruk av fôr, representert ved I i Likning 1 og 2.
- Data for produksjon av fisk, representert ved G i Likning 1 og 2.
- Data for tap av fôr under fôring, representerer T i Likning 2, normalt 2–5 prosent hvorav 15 prosent kan antas å gå i løsning, mens 85 prosent forblir i partikulær form (partikulært og løst organisk stoff, Tabell 1, se nedenfor).
- A kan estimeres basert på data om fordøybarhet av N (protein), P og C (energi) som blir spist ($A = AE \times I$, AE er fordøybarhet eller assimilasjonseffektivitet). Verdiene av fordøybarhet (assimilasjon) ligger i området 0,3–0,9 med laveste verdier for P.
- F kan bestemmes som I minus A, for N, P eller C.
- 15 prosent av F kan antas å gå i løsning mens 85 prosent forblir i partikulær form (partikulært og løst organisk stoff, Tabell 1, se nedenfor).
- R kan bestemmes som A minus G, for N, P eller C.



Figur 1. Mekanismer for utskillelse av næringskomponenter av ulik form fra lakseoppdrett. (se Tabell 1 og 2).

Viktige koeffisienter for fordøybarhet og CNP-forhold i fisk og fôr som ble anvendt i beregningene er samlet i Tabell 1.

En mer detaljert beskrivelse av beregningene er gitt av Wang et al. (2012) og Wang et al. (2013). Dersom statistisk informasjon om bruk av fôr og produksjon av fisk er fragmentert, er en dynamisk modell som beskriver fiskens metabolisme, vekst og produksjon av avfall (f.eks. Fernandes et al. 2007) et alternativ til en enkel massebalanse-modell som er beskrevet ovenfor. Slike modeller er ikke så robuste, men kan som nevnt være nyttig når inn-data er mer fragmentert.

Den største usikkerheten knyttet til beregningen som er anvendt her vil være fordøybarhet, og spesielt fordøyeligheten av fosforkomponenter i fôret (Hua & Bureau 2006, Sugiura et al. 2006). Fordøyeligheten av N kan settes lik den for protein som normalt måles og deklarerer av fôrleverandøren, og er følgelig ganske sikker (Anderson et al. 1995). Usikkerheten er primært knyttet til fordøyeligheten av andre N komponenter i fôret, som for eksempel nukleinsyrer.

Tabell 1. Koeffisienter for fordøybarhet og CNP forhold i fisk og fôr som ble anvendt i beregningen av utslipp (Wang et al. 2013).

Variabel	Karbon	Nitrogen	Fosfor
Fordøybarhet (assimilasjonseffektivitet), % av spist	85	85	30
Tørrfôr, % av tørrstoff	54	5.8	0.9
Fisk, % av tørrstoff	61	7.4	0.7

Et annet usikkerhetspunkt er den andelen av fôret som tapes til omgivelsene. Fôrspillet i lakseoppdrettet var høyt tidligere, men med dagens kamera-assisterte fôring hevdes det fra oppdrettere at forspillet er svært lite, kanskje noen prosent. Objektive data er ikke enkelt tilgjengelig for å dokumentere dette. Bruk av et høyere forspill (3 % er normalt blitt anvendt) og lav fordøybarhet (<85 % av spist N) vil begge bidra til at modellen vil prediktere en høyere fraksjon av partikulært N og P i utslippet og et lavere utslipp av uorganiske næringssalter.

3.2 Næringskomponenter

Næringssalter og organiske komponenter fra sjøbaserte oppdrettsanleggene kan grupperes i tre hovedgrupper (Tabell 2), der hovedgruppene kan navngis i henhold til internasjonal vitenskapelig praksis i havforskning:

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

Det er primært N- og P-komponentene som vanligvis kan ha effekter på økosystemet og de forskjellige næringskomponenter vil ha innvirkning på ulike deler av det marine økosystemet (oppsummert i Tabell 2).

Løste uorganiske næringssalter som ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄) skilles ut ved ekskresjon fra fisken og har et hovedfokus i rapporten. Uorganiske næringssalter vil ganske umiddelbart tas opp i planteplanktonet i de øvre vannlagene der det er gode lysforhold og fotosyntese. Da vil disse uorganiske næringssaltene anta en annen kjemisk form, de vil overføres fra uorganisk løst til partikulær form (f. eks fra DIN til PON, som er dominert av N i små planktonorganismer).

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

3.3 Indikatorer (EQS-variabler)

Mulige indikatorer for kjemisk tilstanden til vannmassene i forbindelse med næringssaltutslipp kan med utgangspunkt i Tabell 2 være:

- DIN og DIP; disse er svært hyppig anvendt i overvåkning, men verdien som EQS-variabler er begrenset
- DON og DOP; sannsynligvis lite hensiktsmessige fordi komponentene er stabile
- PON og POP; ikke anvendt, men foreslått av Olsen et al (2014), trolig godt egnet
- Totalt N og Totalt P; i noen grad anvendt og trolig egnet

Tabell 2. Karakteristika og skjebne av nærings komponenter fra lakseoppdrett.

Nærings-komponent	Akronym	Karakteristikk og skjebne
Partikulære næringsstoffer Partikulært organisk N, P og C	PON POP POC	<ul style="list-style-type: none"> • Planktonorganismer, vokser og spises • Hele fôrpellets, små til svært små partikler med opprinnelse i fôr, fiskeskitt eller påvekst-organismer i oppdrettsanlegg • Pellets og større partikler synker raskt til bunnen, blir spist av fisk/andre pelagiske eller bentiske organismer, eller de akkumulerer i sedimenter • Små partikler fra utslipp kan forbli i de åpne vannmasser. De kan spises av for eksempel maneter, skjell eller dyreplankton eller brytes ned av bakterier • Partiklene er ikke tilgjengelig for planteplankton og makroalger • Sedimentasjon og konsumering av partikler er relativt raske prosesser, dag(er)
Løste organiske næringsstoffer Løst organisk N, P og C	DON DOP DOC	<ul style="list-style-type: none"> • Molekylære (inkludert partikler < 0,2 µm) næringskomponenter. • Ofte komplekse, stabile kjemiske forbindelser fra cellevegger og fiskeskitt-partikler. Ikke direkte tilgjengelig for planteplankton • Kan aggregere med partikler (marin snø) og synke, relativt langsom prosess
Løste uorganisk næringsalter Løst uorganisk N, P og C, som er CO ₂	DIN (NH ₄) DIP (PO ₄) DIC (CO ₂)	<ul style="list-style-type: none"> • Uorganiske molekyler, mineralnæring for planter og bakterier • CO₂ er karbonkilde for planteplankton • Urea/ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄) er mineralkilde for alger og bakterier • Umiddelbart tatt opp av planteplankton, makroalger og bakterier, inkorporeres da i PON og POP fraksjonene • Kan forårsake uønsket algeblomstring

Utvalget av indikatorer for økosystemets tilstand er svært begrenset. Indikatorer som kan være et utgangspunkt for å bestemme økologisk tilstand kan være:

- Planteplanktonbiomasse (målt som konsentrasjonen av klorofyll *a*)
- Planktonbiomassen, små beitere inkludert (målt som partikulært organisk karbon, POC)
- Oksygenkonsentrasjonen, avspeiler balansen mellom vekst og nedbrytning

- Forhold mellom plante- og dyreplanktonbiomasse (dyreplanktonbiomasse målt som tørrstoff av dyreplankton fra håvtrekk)
- Sedimentasjonshastighet av N og P i dødt materiale (detritus)
- Sedimentasjon som andel av primærproduksjon, som da må måles med bio-optiske metoder, for eksempel fra satellitt
- PON og POP; ikke anvendt, men trolig godt egnet

Konsentrasjonen av oksygen, klorofyll *a*, og i noen grad konsentrasjonen av POC, brukes ofte som eneste indikatorer for økologisk tilstand i vannmassene. En annen indikator er sammensetningen av tang- og taresamfunnet i strandsonen (fast-sittende organismer), men den er ikke relevant for de frie vannmassene. Olsen et al. (2014) har foreslått at PON og POP også kan anvendes som indikatorer for økologisk tilstand.

3.4 Prøvestasjoner

Basert på tidligere modellering av vannstrøm i regionen, kunnskap om oppdrettsanleggenes posisjoner og de generelle fysiske forholdene ble det valgt posisjoner for fire prøvestasjoner. Det var en intensjon at to av stasjonene (BA1 og BA2) skulle plasseres i områder der påvirkningen fra oppdrett var antatt å være minimal, mens de øvrige to stasjonene (PV1 og PV2) ble plassert i områder der påvirkningen ble antatt å være maksimal.

Det er usikkerhet knyttet til om plasseringen av prøvestasjonene ble etter intensjonen fordi plasseringen av stasjonene representative for normale upåvirket kystvann (BK-stasjonene) var usikker. Dette må tas i betraktning i vurderingen av resultatene. Tidsseriene for Trøndelagsregionen er for ett år (2014), dette representerer en vesentlig usikkerhet da tidsserier fra minst to år er anbefalt. En oversikt over prøvestasjonene er gitt i Tabell 3 og i Figur 2.

Tabell 3. Prøvestasjoner i undersøkelsen.

Stasjon	Akronym	Posisjon	År
Titran	BA1	63,4280, 08,2139	2014
Ytre Folla	BA2	64,7285, 11,4351	2014
Mausund	PV1	63,5027, 08,3887	2014
Indre Folla	PV2	64,7687, 11,5390	2014



Figur 2. Stasjoner for prøvetaking i Trøndelag-regionen. BA stasjonene omfatter stasjonene Titran (BA1) og Ytre Folla (BA2) som ble antatt å være minimalt påvirket av utslipp fra havbruk mens PV-stasjonene Mausund (PV1), Indre Folla (PV2) ble valgt som stasjoner som sannsynligvis var påvirket av havbruk.

3.5 Prøvetakingsprogram og klargjøring av utstyr

Prøveuttak ved stasjonene var planlagt som følger:

- Sommerperioden: Fra juni til og med september – Hver uke, 17 prøveuttak.
- Vår og høst/vinterperioden: Fra februar til og med mai og oktober til og med desember – Hver måned, 7 prøveuttak.

Utstyr for prøvetaking ble anskaffet av NTNU-TBS og fordelt til prøvetagere før oppstart. Etter hver prøvetaking ble alt utstyret skylt med rent springvann, tørket med åpne korker og med aluminiumsfolie lagt løst over slik at vannet fikk dampe av. Utstyret ble oppbevart skjermet for støv og annen påvirkning slik at det kunne anvendes direkte ved neste prøvetaking.

3.6 Uttak av vannprøve

En integrert vannprøve for 0–10 meter dyp ble tatt ut ved hjelp av plastslange (innvendig diameter 25 mm, tjukkevegget, næringsmiddelkvalitet). Vannslangen hadde et lodd og en propp festet til den ene enden og et tau av samme lengde som slangen. I den andre enden var det også festet en propp. Ved uttak av vannprøve ble slangen senket ned i vannmassene til den nedre enden nådde 10 meter dyp (loddet sørget for at den sank). Proppen ble så satt inn i toppen av slangen, slangens nedre ende ble dratt opp med tauet og den andre proppen ble satt inn i nedre enden. Slangens innhold ble så overført til prøvebøtte. Det ble tatt to slike prøver som ble slått sammen. Følgende målinger/prøver ble tatt av vannet i prøvebøtta:

- Temperaturen i bøtta ble målt (håndkontakt med vannet må unngås).
- Planteplanktonprøve: I en medisinflaske (lystett) ble det tilsatt 3 ml sur Lugol og 300 ml vannprøve (sluttkonsentrasjon 1 %). Flasken ble merket og oppbevart mørkt ved romtemperatur/kjølig.
- Prøver til kjemiske analyser av vannet og partikler <math><200\mu\text{m}</math>: Det resterende vannet i bøtta ble helt over i brunkanne (lystett) gjennom en trakt med 200 μm planktonduk for å fjerne store

individer av dyreplankton (200µm-filtrert vann). Brunkannene ble tatt med til laboratoriet på land for videre behandling.

3.7 Bearbeiding av vannprøver i laboratoriet

Vannprøvene i de brune kannene fra prøvestasjonene ble bragt til laboratoriet og umiddelbart bearbeidet. Det ble tatt prøver av ubehandlet 200µm-filtrert vann og fra det vannet som deretter ble filtrert med vakuumpumpe. Selve filteret ble også analysert. Sterkt lys (sollys) måtte unngås i hele prosessen.

Følgende prøver ble tatt ut av 200µm-filtrert vann:

- 3 stk. 100 ml plastflasker ble fylt, merket og frosset ved 18°C. Prøvene ble analysert for total P og total N.
- 2-3 liter vann ble filtrert ned i sugokolbe gjennom et glødet GF/F-filter (D = 47 mm) ved hjelp av vakuumpumpe. Nøyaktig filtreringsvolum ble notert. Filteret ble umiddelbart lagt med «algesiden» opp i en petriskål som ble tapet igjen, pakket i aluminiumsfolie og frosset ved 18°C. Filteret ble analysert for innhold av klorofyll *a*, POP, POC og PON.

Følgende prøver av vannet som var filtrert med GF-F filteret (betegnet som: GF-F-vann) ble tatt ut fra sugokolben:

- 3 stk. 50 ml sentrifugerør ble fylt opp med GF/F-vann fra sugokolben, merket og frosset ved 18°C. Vannet ble analysert for NH₄
- 3 stk. 100 ml plastflasker ble fylt med GF/F-vann fra sugokolben, merket og frosset ved 18°C. Vannet ble analysert for NO₃ + NO₂ (betegnet NO₃ eller nitrat) og PO₄.

3.8 Analyser

Følgende kjemiske analyser ble gjennomført på GF-F-vann:

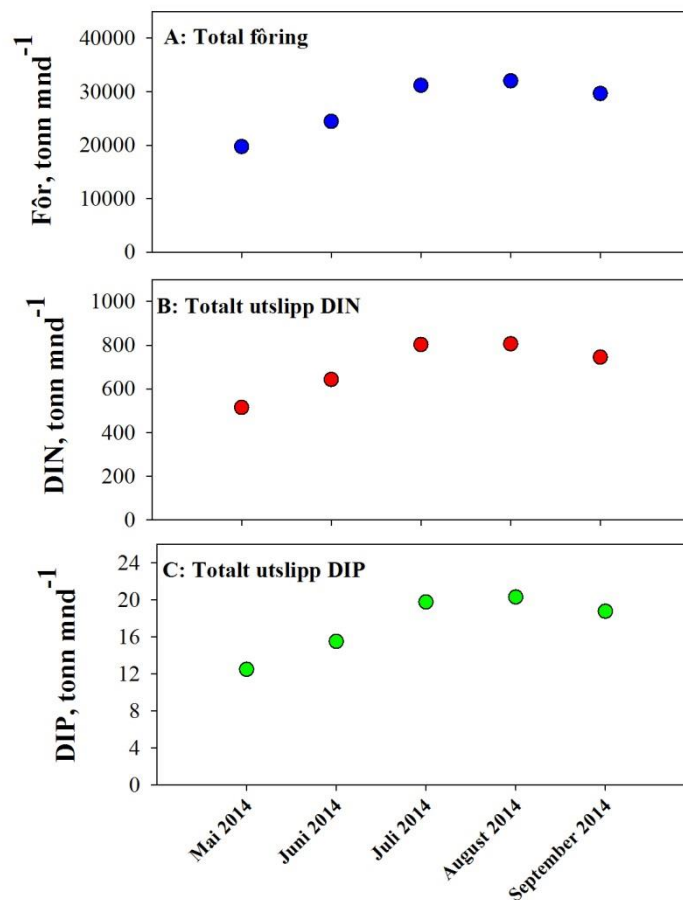
- Nitrat + nitritt og fosfat: Målt med standard spektrofotometriske metoder.
- Ammonium ble analysert som beskrevet av Kérouel and Aminot (1997).
- Klorofyll *a* ble målt fluorometrisk med metanol som ekstraksjonsmiddel.
- POC og PON ble analysert med gaskromatograf (CHN-elementanalysator) og acetanilide som standard.
- Total P (ikke rapportert, for ekstra støtte i datavurderingen) ble oksidert til fosfat i henhold til norsk standard (NS 4725) og bestemt som beskrevet ovenfor.
- Total N (ikke rapportert, for ekstra støtte i datavurderingen) ble oksidert til nitrat i henhold til norsk standard (NS 4743) og bestemt som beskrevet ovenfor.

4 Resultater

4.1 Fôring og utslipp av næringsalter i Trøndelag regionen

Figur 3 viser den totale bruken av fôr (Figur 3A) og de beregnede utslippene av uorganisk N (Figur 3B, DIN, ammonium) og uorganisk P (Figur 3C, DIP, fosfat) for hele Trøndelag-regionen gjennom perioden mai–september i 2014. Verdiene for utslipp av DIN og DIP representerer summen for alle anleggene og er basert på den rapporterte bruken av fôr. Utslippene er nært koblet til fôringen og utslippet av både DIN og DIP viste følgelig samme forløp. Fôringen og utslippene økte gjennom sommerperioden og avtok noe mot slutten.

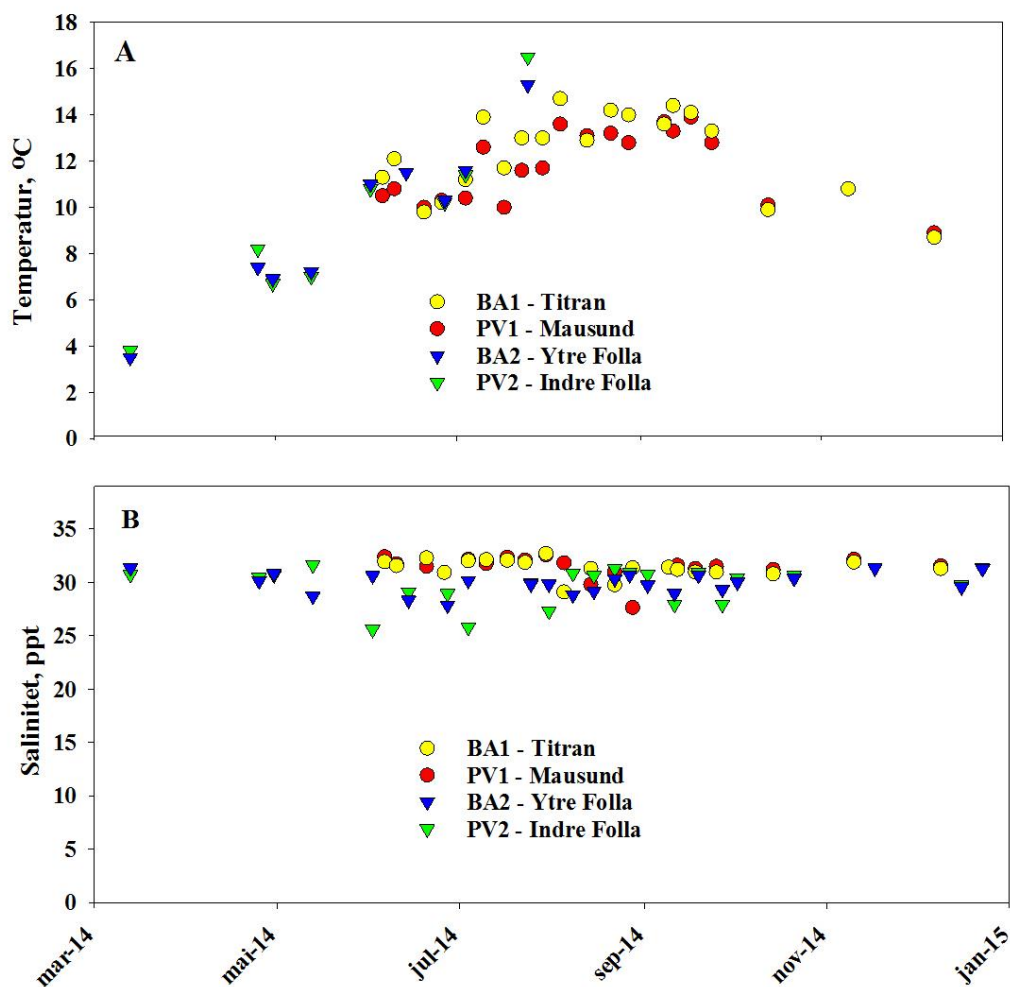
Forholdet DIN:DIP i utslippet var 40 (vekt). Verdiene for de ulike oppdrettsanleggene er gitt i Tabell A1-A6 i vedlegg.



Figur 3. Total fôring (A) og utslipp av uorganiske næringssalter (B: DIN og C: DIP) i Trøndelag regionen i perioden mai–september for året 2014.

4.2 Temperatur og salinitet

Gjennomsnittstemperaturen i vannmassene på 1–10 meter dyp lå omkring 12°C for alle stasjonene (Figur 4A). Vannmassene i Sør-Trøndelag nådde et maksimum i underkant av 14°C i september mens vintertemperaturen var i overkant av 8°C. I Nord-Trøndelag varierte temperaturen mellom 3,5°C i mars og 16,5°C i juli. Saliniteten i Sør-Trøndelags var relativt konstant og varierte omkring 32 ppt mens den i Nord-Trøndelags var noe lavere og varierte mellom 25 og 31 ppt (Figur 4B). Det var ingen systematiske forskjeller i temperatur og salinitet for bakgrunns- og påvirkede stasjoner.

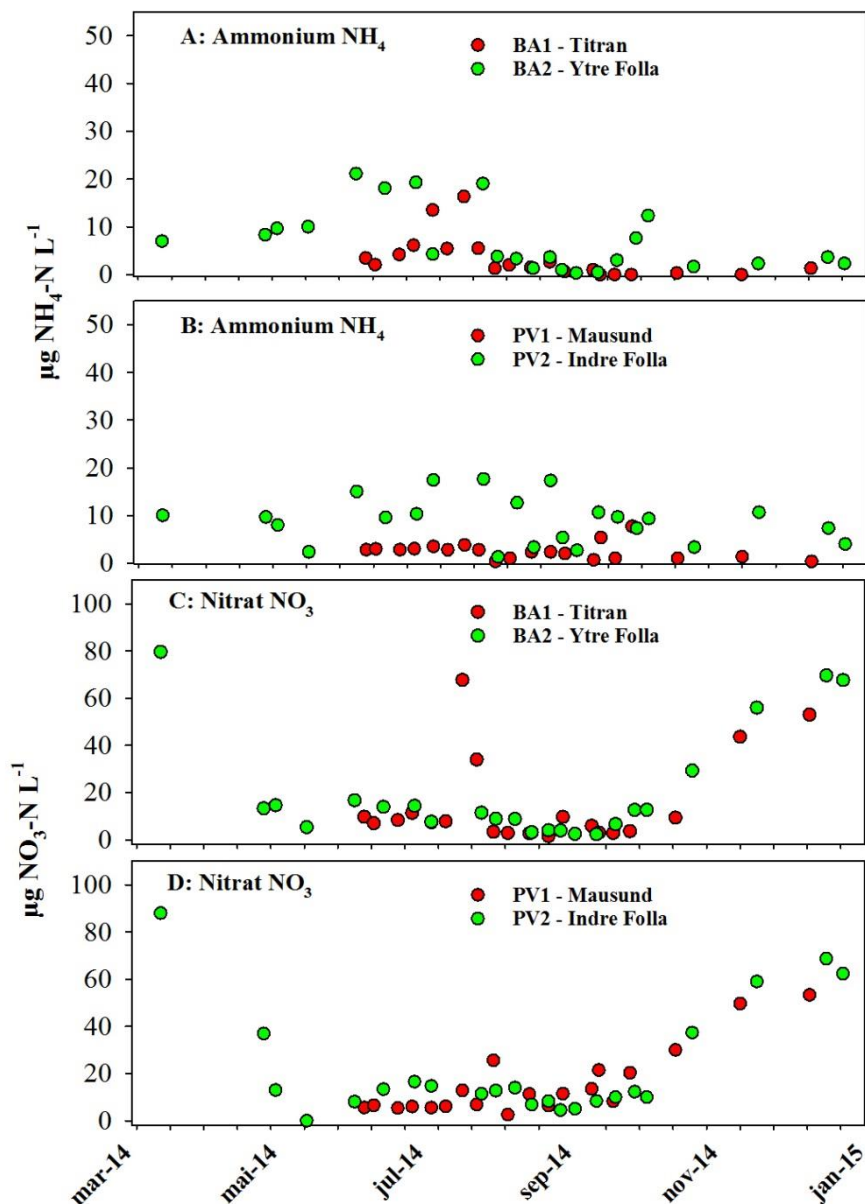


Figur 4. Temperatur (A) og salinitet (B) i blandprøve av vann (0–10 m) ved de fire prøvestasjonene hele sesongen.

4.3 Konsentrasjon av næringsstoffer for hele prøveperioden

4.3.1 Uorganiske næringsstoffer

Laksen og alle andre dyr skiller ut uorganisk nitrogen som ammonium/urea som kan spores i de øvre vannmassene som ammonium (NH_4). Konsentrasjonen avspeiler ikke direkte tilførselene, men den vil øke dersom tilførselene er større enn planteplanktonets forbruk. Konsentrasjonene av ammonium var gjennomgående lave, normalt $>10 \mu\text{g liter}^{-1}$ ved Titran og Mausund stasjonene, men opp mot $20 \mu\text{g liter}^{-1}$ ved Indre og Ytre Folla stasjonene (Figur 5A, B). Det var ikke noen klare systematiske forskjeller mellom bakgrunn (BA, Figur 5A) og mer utslippseksponeerte stasjoner (PV, Figur 5B).

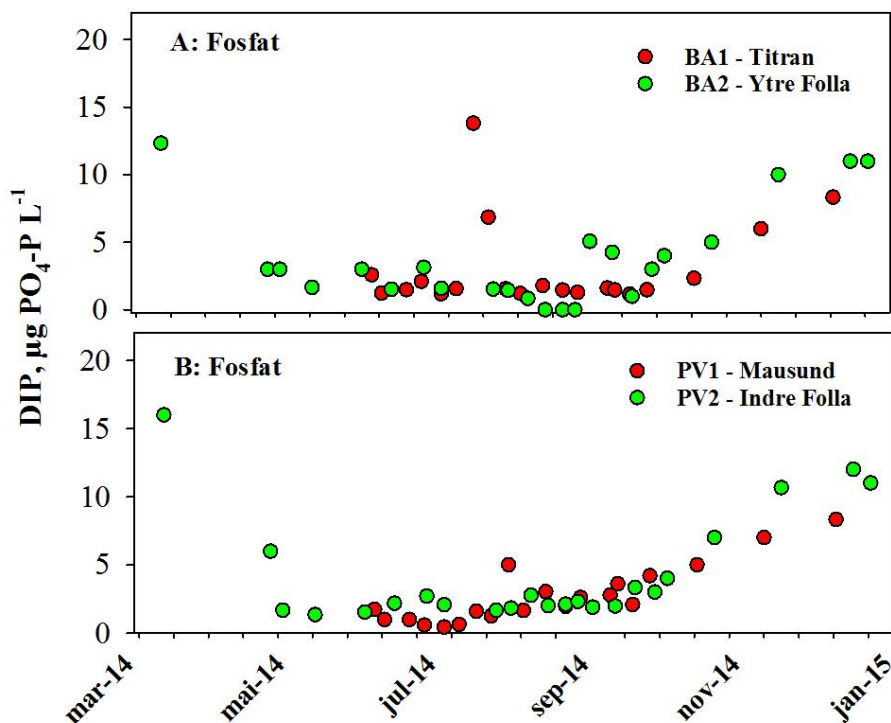


Figur 5. Konsentrasjonen av ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner.

Konsentrasjonen av nitrat (NO_3) var gjennomgående lav ($\sim 10 \mu\text{g NO}_3\text{-N liter}^{-1}$) i hele sommersesongen (juni–september) med et unntak av noen temporære, høye verdier ved BA1 Titran i midten av juli. Nitrat er naturens gjødsel og tilføres de øvre vannmassene fra dypvann. De sporadisk, høye verdiene skyldes sannsynligvis en lokal oppstrømning forårsaket av sterk vind. I lukkede fjorder kan økte nitratverdier være en følge av tilførsler fra landbruk (kunstgjødsel), men dette kan utelukkes for åpne kystlokalteter som BA1. Det var ingen systematiske forskjeller for konsentrasjonene ved de fire stasjonene.

Konsentrasjonen av nitrat økte til om lag $70 \mu\text{g liter}^{-1}$ ved alle stasjonene i vinterperioden, dette som en følge av høst-vinteromrøringen av vannmassene. Verdien er noe lavere enn dypvannskonsentrasjonen til nord-øst atlantisk kystvann ($110\text{--}120 \mu\text{g NO}_3\text{-N liter}^{-1}$).

Figur 6 viser konsentrasjonene av fosfat (PO_4) på stasjonene gjennom hele prøveperioden. Fosfat skiller ut av alle dyr i vannmassene, men mineralet tilføres også fra dypvann. Konsentrasjonene av fosfat var lave og relativt konstante i hele sommersesongen, og det var ingen tydelig forskjell mellom bakgrunns- (BA, Figur 6A) og eksponerte stasjoner (PV, Figur 6B). Oppstrømningen av dypvann med økte konsentrasjoner som funnet for nitrat ved BA1 Titran kan spores også for fosfat (Figur 6A). Dette bekreftet at økningen av konsentrasjonene skyldes en naturlig hendelse, fordi fosfat og nitrat alltid tilføres sammen fra dypvann. I høst/vinterperioden økte konsentrasjonene til om lag $10\text{--}15 \mu\text{g PO}_4\text{-P liter}^{-1}$, som er noe lavere enn dypvannskonsentrasjonene i nord-østlig atlantisk kystvann ($18\text{--}20 \mu\text{g PO}_4\text{-P liter}^{-1}$).



Figur 6. Konsentrasjonen av fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner.

4.3.2 Partikulære næringsstoffer (PON og POP)

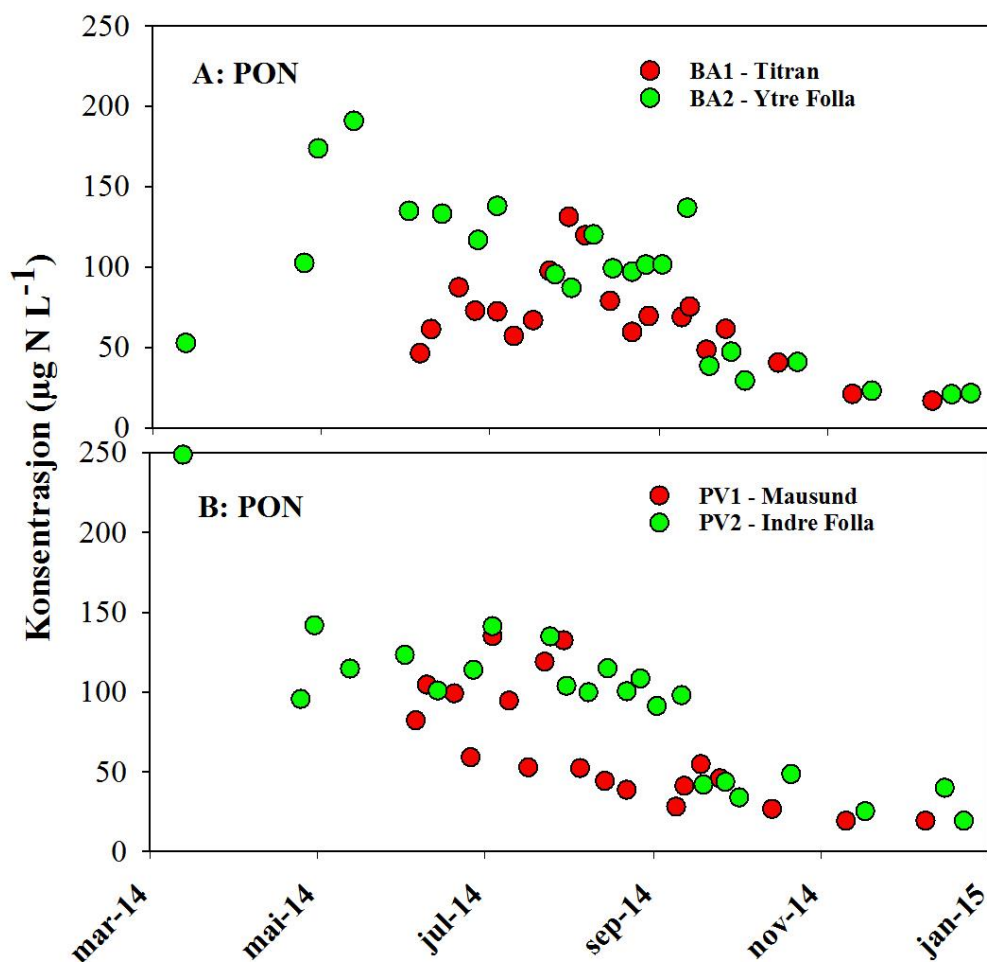
Uorganiske næringsstoffer som nitrat, ammonium og fosfat tas raskt opp i planteplanktonet fordi disse gjødslingsstoffene er essensielle for algenes vekst, som for planter som dyrkes i landbruket. Uorganiske næringsstoffer som tas opp i planktonalger og i den mikrobielle næringskjeden kan spores i partikulært N og P (PON og POP, henholdsvis).

Konsentrasjonene av PON var gjennomgående noe høyere i sommerperioden enn i høst/vinterperioden der planktonbiomassen er langt lavere enn om sommeren (Figur 7). De høyeste verdiene i sommerperioden var større enn målt uorganisk N (DIN, nitrat +

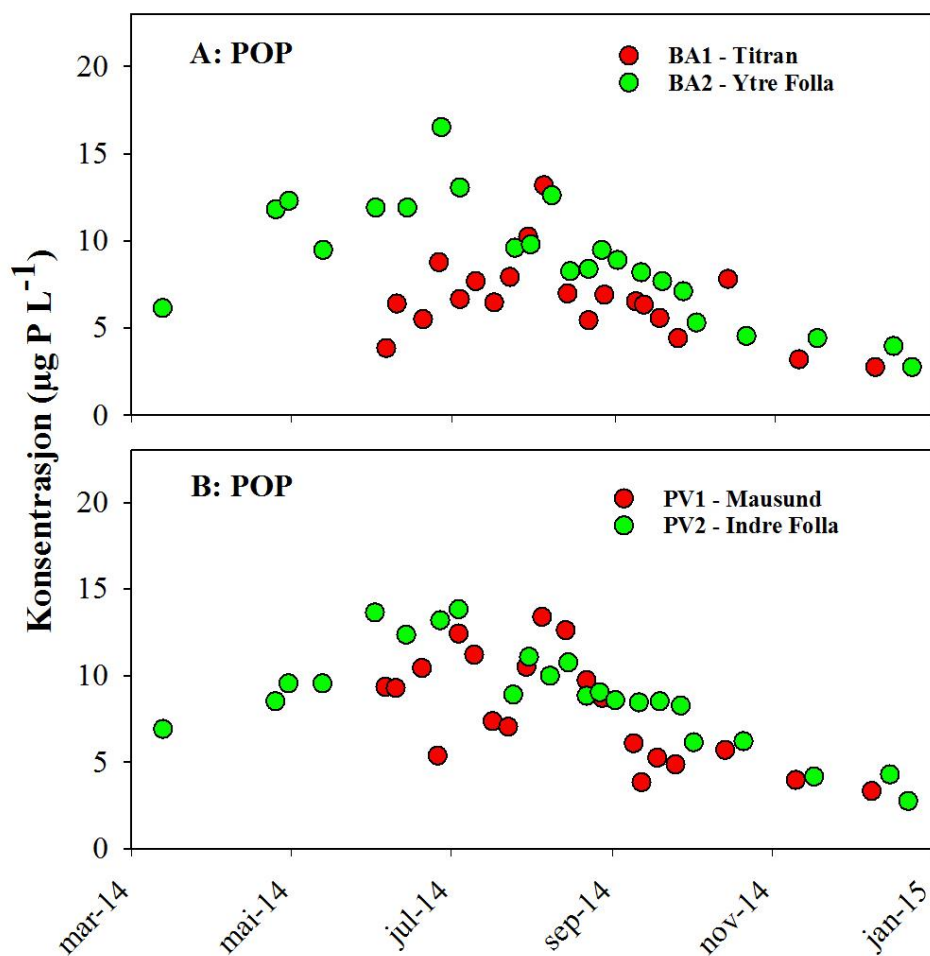
ammonium, Figur 5) i vinterperioden. Verdiene tilsvarte dypvannskonsentrasjonen av nitrat i nord-øst atlantisk kystvann (110-120 $\mu\text{g NO}_3\text{-N liter}^{-1}$).

Konsentrasjonene av PON viste et lignende forløp for BA og de respektive PV stasjonene, men konsentrasjonene var noe lavere i Sør-Trøndelag enn i nord. De målte konsentrasjonene av PON om sommeren varierte mellom 30 og 140 $\mu\text{g PON liter}^{-1}$, mens verdiene i høst/vinterperioden sank til ca. 20 $\mu\text{g PON liter}^{-1}$ for både bakgrunns og påvirkede stasjoner (Figur 7). Sommerverdier i Nord-Trøndelag var fortsatt lavere enn den maksimale konsentrasjonen av uorganisk N i vinterperioden.

Konsentrasjonene av POP viste lignende variasjoner i tid som den for PON, med lavere verdier i vinterperioden enn i sommerperioden og gjennomgående lavere verdier i Sør-Trøndelag enn i Nord-Trøndelag (Figur 8). Konsentrasjonene av POP i sommerperioden varierte i de fleste tilfellene mellom 7 og 15 $\mu\text{g POP liter}^{-1}$ og flatet ut under 5 $\mu\text{g POP liter}^{-1}$ i høst/vinterperioden.



Figur 7. Konsentrasjonen av partikulært organisk N (PON) ved bakgrunnsstasjoner (A: BA) og påvirkningsutsatte (B: PV) stasjoner.



Figur 8. Konsentrasjonen av partikulært organisk P (POP) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner.

4.4 Planktonbiomasse for hele prøveperioden

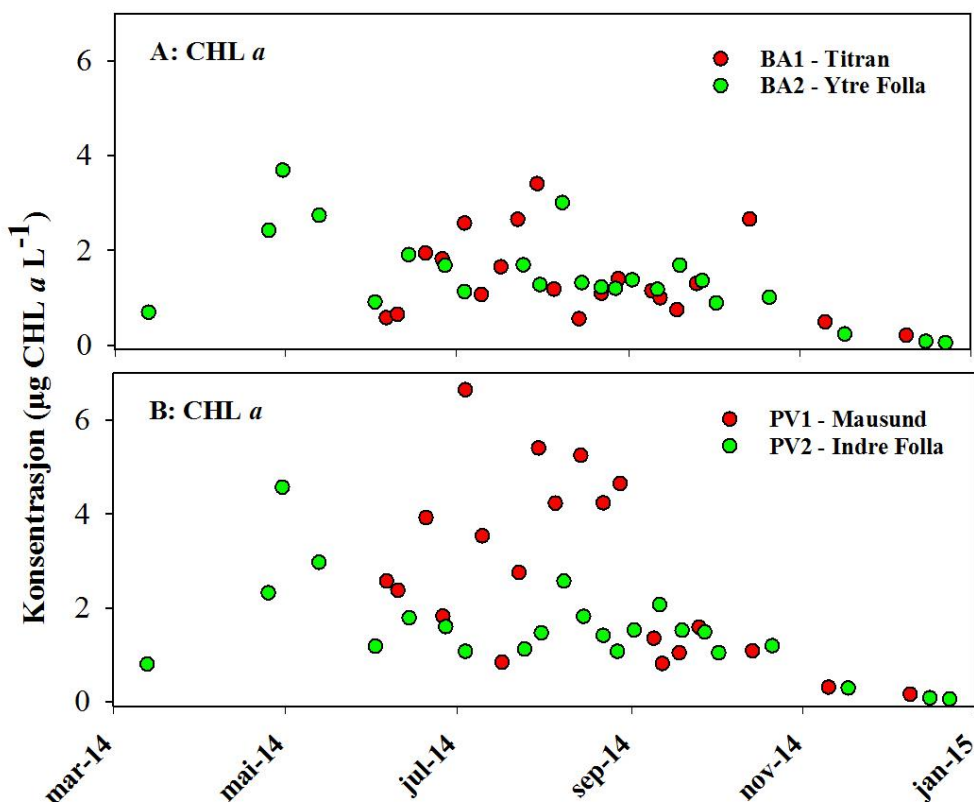
4.4.1 Klorofyll *a*

Konsentrasjonen av klorofyll *a* er en indikator for biomassen av planteplankton og for tilstanden til det pelagiske økosystemet. De målte klorofyll *a* konsentrasjonene var gjennomgående mellom 1 og 2 $\mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}$ i sommerperioden på alle stasjoner unntatt PV1-Mausund og vesentlig lavere i høst/vinterperioden (Figur 9). Verdier opp mot 4 μg klorofyll *a* liter^{-1} ble målt under våroppblomstringen i mars i Nord-Trøndelag (ingen data for Sør-Trøndelag). De noe høyere verdiene ved PV1-Mausund i juni- august på tydet på en langvarig lokal algeoppblomstring (Figur 9B). Generelt var variasjonen mellom BA-stasjonene mindre enn den mellom PV-stasjonene, der konsentrasjonene for PV1 som nevnt var høyest.

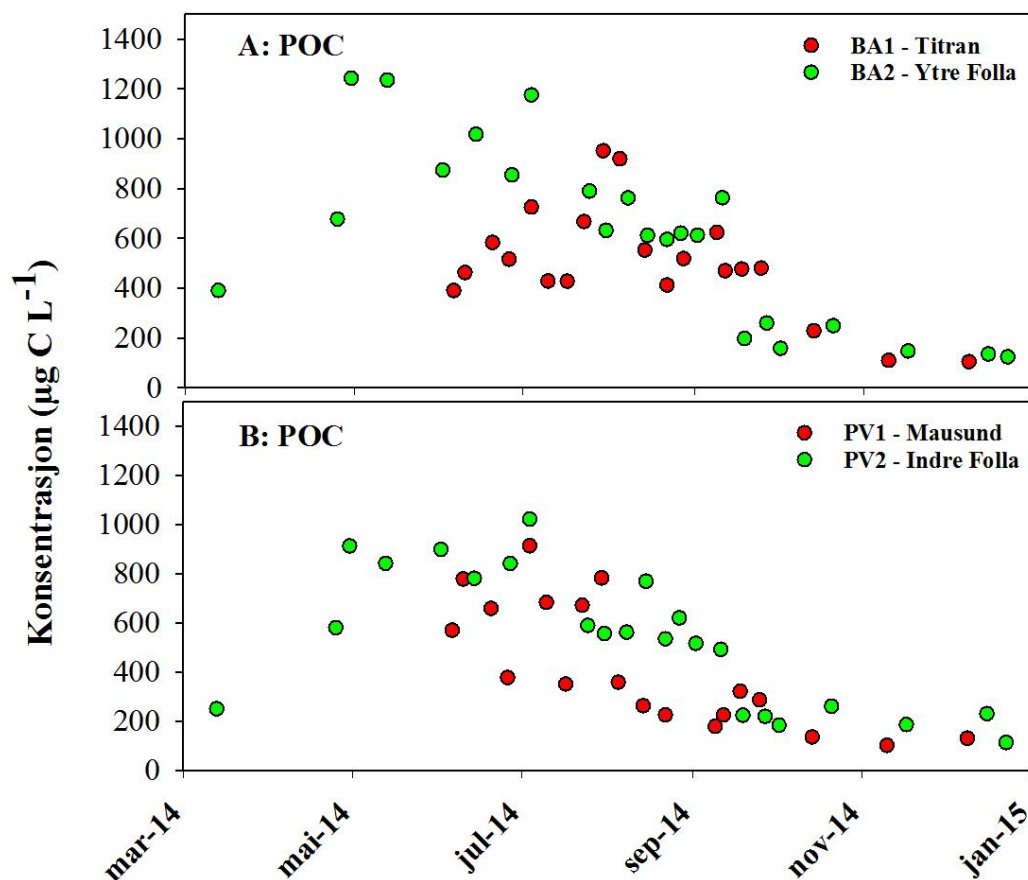
4.4.2 Partikulært karbon

Partikulært organisk karbon (POC) er en indikator for biomassen til mikroorganismer i vannmassene med lengde/bredde <math><200 \mu\text{m}</math>. Planteplanktonet vil dominere biomassen i denne fraksjonen, men små arter av dyreplankton kan være dominante når klorofyll *a* konsentrasjonene er lave (<math><0.5 \mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}</math>, høst/vinterperioden). POC kan også anvendes som indikator for økosystemets tilstand, men relevansen er usikker.

Konsentrasjonene av POC viste gjennomgående et lignende forløp som klorofyll *a* med de fleste verdiene mellom 200 og 1200 $\mu\text{g POC liter}^{-1}$ i sommerperioden (Figur 10). Konsentrasjonene ved alle stasjoner avtok utover i sesongen og sank til rundt 100 $\mu\text{g POC liter}^{-1}$ i vinterperioden.



Figur 9. Konsentrasjonen av klorofyll *a* (CHL *a*) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner gjennom prøveperioden.



Figur 10. Konsentrasjonen av Partikulært organisk karbon (POC) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner gjennom prøveperioden.

4.5 Gjennomsnittlige sommerverdier

I land som Norge kan næringssalter fra menneskeskapt kilder påvirke det planktoniske økosystemet i sommerperioden, mens det i perioden oktober til april/mai er et stort overskudd av næringssalter fra naturlige marine kilder. Det er følgelig i sommerperioden, her definert som juni–september, at det i teorien kan skje en uheldig miljøpåvirkning om utslippene er for store. Utenfor denne perioden er næringssalter biologisk nøytrale, de er ikke giftige og de vil på lengre sikt i beste fall kunne stimulere naturlig produksjon og fiskerier på en positiv måte. I forvaltning av næringssalter til det pelagiske økosystemet, der planktonorganismer er sterkt dominerende for den biologiske aktiviteten, må det følgelig fokuseres på sommerperioden.

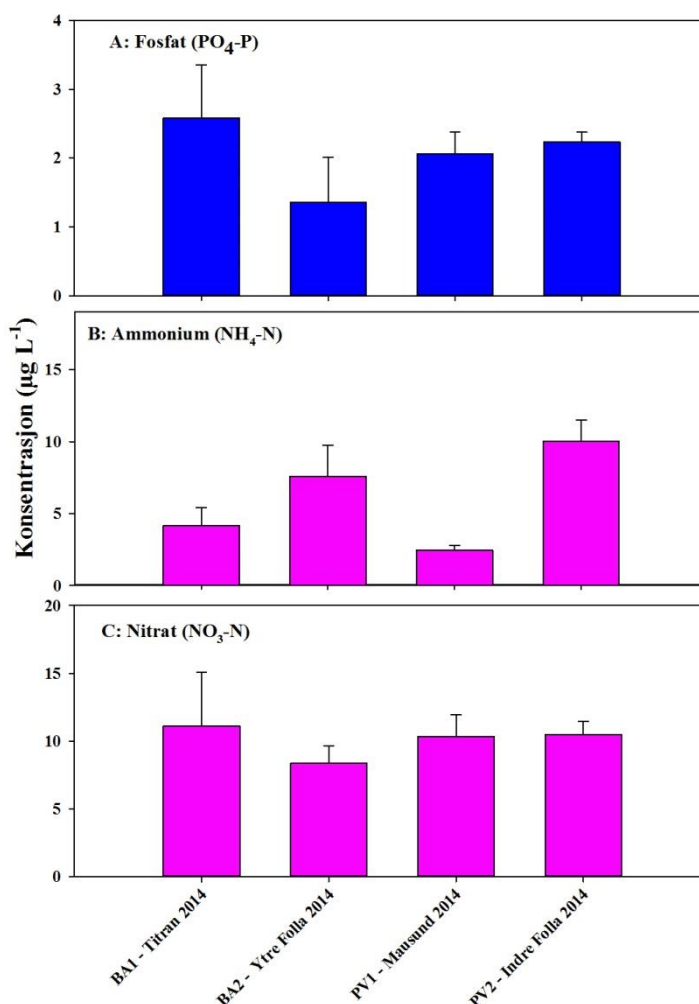
Når utslippene er svært store, slik de kan være i befolkningstette områder, kan utslippene resultere i kjemiske endringer også i vintervannet, med konsentrasjoner som overstiger naturens grenser. Da kan målinger som bestemmer kjemisk tilstand utenfor sommerperioden være relevante, men dette er normalt ikke aktuelt for åpne norske kystlokalteter som anvendes til oppdrett. Det ble ikke funnet konsentrasjonsverdier av nitrat og fosfat som oversteg normale vinterverdier i undersøkelsen i Trøndelag.

4.5.1 Uorganiske næringsalter

Figur 11 A, B og C viser de gjennomsnittlige konsentrasjonene av og fosfat (PO_4 , DIP), ammonium (NH_4) og nitrat (NO_3) (DIN er summen av ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$ og nitrat $\text{NO}_3\text{-N}$) i sommerperioden (juni-september) for BA- og PV-stasjonene.

Nitrat var hovedkomponenten av DIN ved alle stasjonene og var ikke signifikant forskjellig for stasjonene ($P < 0.05$). Konsentrasjonene av ammonium og fosfat var svært lave og ofte nær deteksjonsgrensen til metoden. Det var ingen klar tendens til at PV-stasjonene hadde høyere konsentrasjoner av ammonium enn BA-stasjonene, men middelverdiene var noe høyere for Nord-Trøndelag enn for Sør-Trøndelag.

Konsentrasjonene av uorganiske næringsalter er hyppig anvendt som indikatorer for økosystemets kjemiske tilstand. De midlere konsentrasjonene av DIN og DIP i sommerperioden var gjennomgående lave i forhold til både analytiske og forvaltningsmessige grenseverdier (se nedenfor).

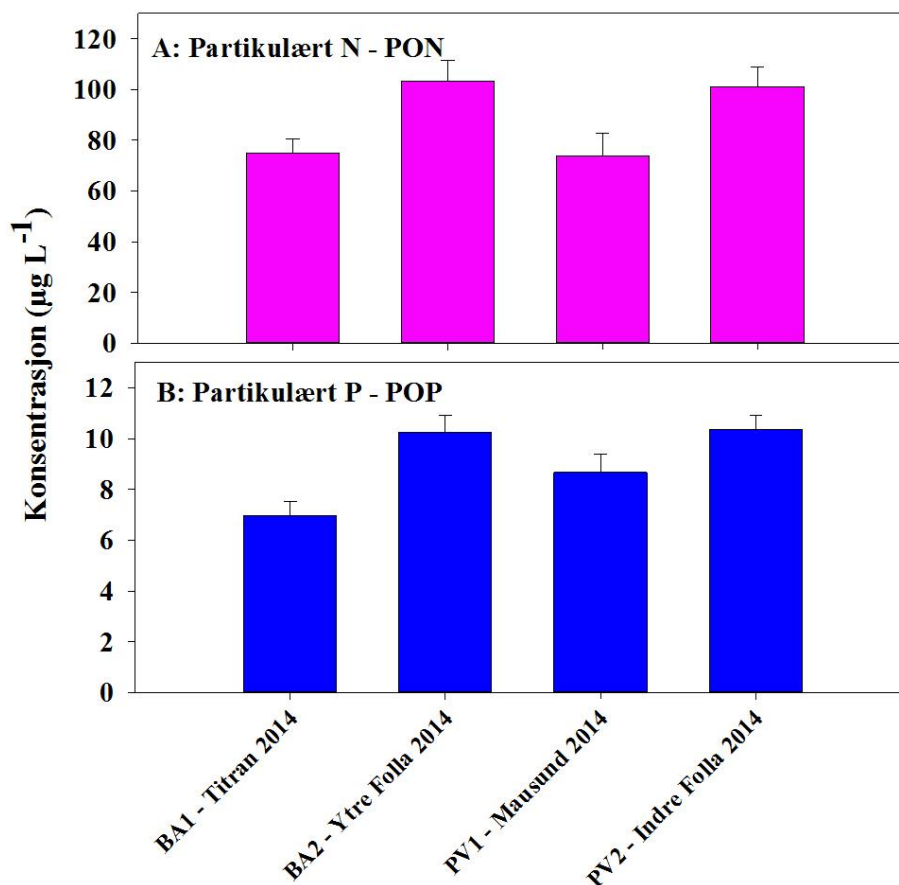


Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av A: løst uorganisk P (DIP), B: ammonium og C: nitrat gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Det generelle bildet var følgelig at konsentrasjoner var klart innenfor naturlig nivå og variasjon. De fleste prøvedagene viste konsentrasjoner på deteksjonsgrensen for alle næringssaltene. Konsentrasjonen av uorganiske næringssalter reflekterer primært en balanse mellom tilførsler og forbruk av næringssalter i vannmassene. Konsentrasjonen kan variere over timer og graden av fysisk eksponering vil påvirke denne.

4.5.2 Partikulær N og P (PON og POP)

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PON og POP for stasjonene i sommerperioden er vist i henholdsvis Figur 12 A og B. Konsentrasjonen av både PON og POP var høyest ved begge stasjonene i Nord-Trøndelag. Det var ingen forskjell i konsentrasjonene ved PV og BK stasjonene i Nord-Trøndelag, og BK2 verdiene var vesentlig høyere enn referansekonsentrasjonene i Hopavågen ($46 \pm 15 \mu\text{g PON liter}^{-1}$ og $6,4 \pm 3,4 \mu\text{g POP liter}^{-1}$, SD). PON verdiene var også relativt høye for stasjonene i Sør-Trøndelag, mens POP konsentrasjonene var relativt normale. Det var heller ikke her vesentlige forskjeller mellom antatt påvirkede og mer upåvirkede stasjoner.



Figur 12. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av Partikulært organisk N (PON) og P (POP) gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

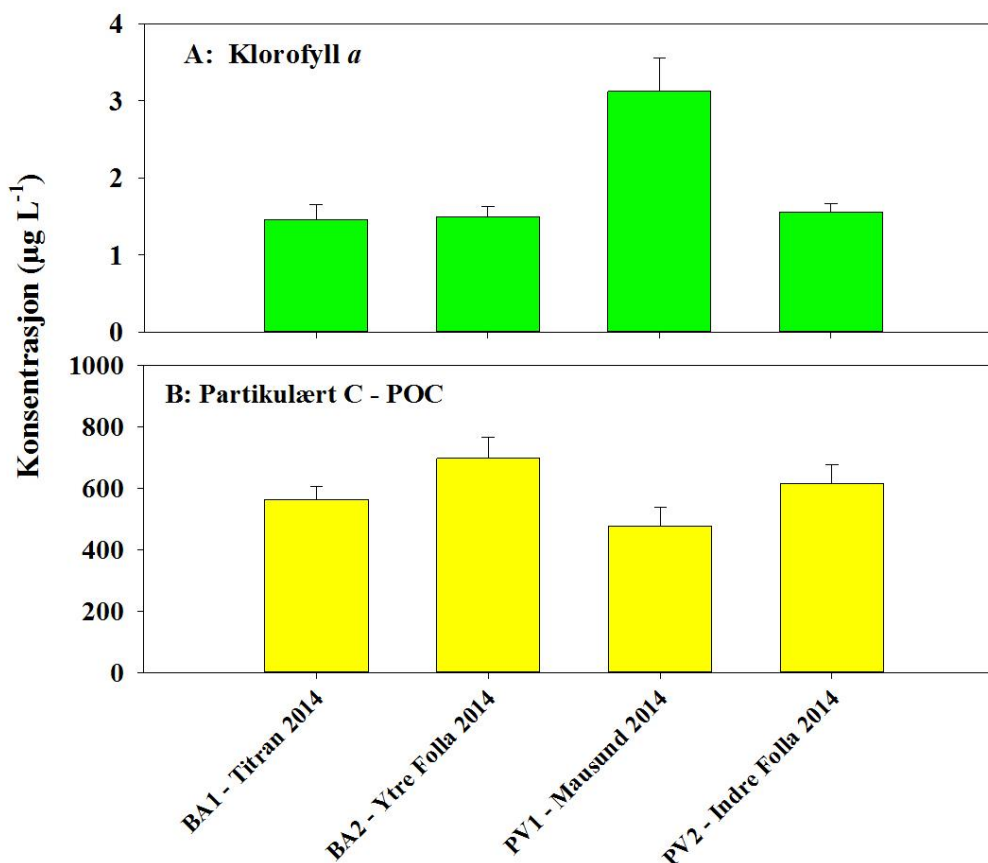
4.5.3 Planktonbiomasse

Figur 13 viser midlere konsentrasjoner av klorofyll *a* og POC for stasjonene i sommerperioden. Klorofyll *a* konsentrasjonen var høyest ved PV1-Mausund og lik ved de øvrige stasjonene. Konsentrasjonen var tilsvarende den funnet som referanse i Hopavågen ($2,2 \pm 1,1 \mu\text{g Chl } a \text{ liter}^{-1}$) og lavere enn $4 \mu\text{g CHL } a \text{ liter}^{-1}$ som er en OSPARCOM grense for norsk kystvann.

De midlere konsentrasjonene av POC varierte på en tilsvarende måte som PON og POP mellom stasjonene. Stasjon BA2 Ytre Folla viste høyeste konsentrasjoner av POC og PV1-Mausund den laveste. Verdiene var gjennomgående høye sammenlignet med dem funnet i Hopavågen ($288 \pm 115 \mu\text{g POC liter}^{-1}$) og i norsk kystvann. Konsentrasjonene var ikke systematisk forskjellige for BK og PV stasjoner.

4.5.4 CNP-forhold i planktonet

Det midlere N:P forholdet til uorganiske næringssalter ved stasjonene i sommerperioden (Figur 13A) var ikke signifikant forskjellig fra det naturlige forholdet i dypvann ($\sim 7\text{--}8 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$). Prøvene fra i Nord-Trøndelag viste et noe høyere DIN:DIP forhold enn dem fra Sør-Trøndelag, men verdiene var ikke signifikant forskjellige ($P > 0.05$). Forholdet i utslippet av uorganiske N og P næringssalter fra lakseanlegg er $40 \mu\text{g N } \mu\text{g P}^{-1}$ (Tabell A1–A6). De to stasjonene i Nord-Trøndelag kan med dette være svakt influert av oppdrettsanleggene, men konsentrasjonene av DIN og DIP er av natur svært labile i tid og rom og lite direkte påvirket av tilførselene av næringssalter (Olsen et al. 2014).

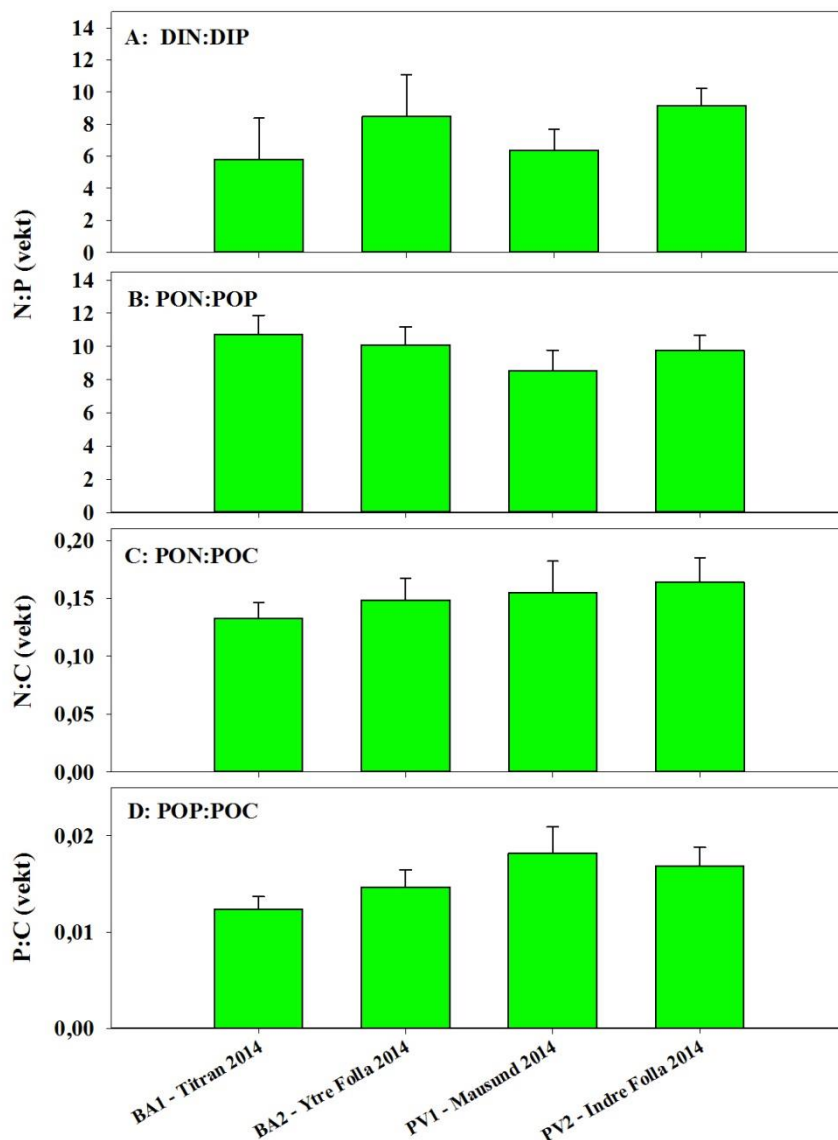


Figur 13. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av klorofyll *a* (CHL *a*) og partikulært organisk karbon <200µm (POC) gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Det midlere N:P forholdet i planktonorganismene (PON:POP) er en mer sikker indikator på tilstanden til planktonsamfunnet fordi det viser hva som faktisk har vært tilgjengelig og blitt tatt opp av næringssalter av planktonet og fordi det er mindre labilt i tid og rom. Verdien av forholdet varierte mellom 9 og 11 µg N µg P⁻¹ og var følgelig gjennomgående noe høyere enn referanseverdien på 7–8 µg N µg P⁻¹ (Figur 14B). Det var ingen systematisk variasjon mellom påvirkede stasjoner og bakgrunnsstasjoner, og avviket fra referanseverdien var innenfor normal variasjon for upåvirket havvann. Forskjellen kan være en følge av at ulike planktonarter har dominert.

Forholdet PON:POP (Figur 14B) er en indikator for hvilket næringssalt som er begrensende for veksten til planteplanktonet. Plankton som vokser under DIN-begrensning har et PON:POP < 7–8 µg N µg P⁻¹, mens et større forhold kan indikere DIP-begrensning. Figur 14B antyder et N:P forhold på 9-11 µg N µg P⁻¹, noe som kan tolkes som en begynnende DIP-begrensning.

N:C og N:P forholdene i partikulært materiale støtter konklusjonen om at DIP er begrensende næringssalt for planteplanktonet (Figur 14C,D). Både N:C og P:C forholdene er litt lavere enn det som kan støtte maksimal veksthastighet til planktonet (svakt begrenset). Det relativt høye innholdet av både N og P i planktonet indikerer at veksten er hurtig og at beitekjeden og det planktoniske økosystemet er fullt ut funksjonelt.



Figur 14. Gjennomsnittlige vekt-forhold mellom N og P i komponentene gjennom sommerperioden (juni-september) ved bakgrunnsstasjoner (BA) og påvirkningsutsatte (PV) stasjoner. Barrer viser 1SE.

Figur 14B–D indikerer også at planktonveksten skjer hovedsakelig basert på naturlige, marine kilder av DIN og DIP, men at det er svakt influert av utslippene fra oppdrettsnæringen. Om utslippene fra oppdrett hadde vært en vesentlig kilde ville DIP kunne bli en tydelig begrensende faktor for planktonveksten fordi DIN:DIP forholdet i utslippene fra oppdrett er vesentlig høyere enn det fra marine kilder.

En vesentlig usikkerhet i materialet er de høye konsentrasjonene av POC, PON og POP sammenlignet med de for klorofyll *a*. Begge stasjonene i Nord-Trøndelag var sterkt influert av dødt organisk materiale i størrelse <200µm. Slike forhold vil være typiske nær et oppdrettsanlegg, nær elveutløp, eller i fjorder der organisk materiale konsentreres ved hydrologiske mekanismer (se diskusjon).

5 Diskusjon

Avsnittet summerer opp og vurderer resultatene statistisk basert på tre ulike metoder. Det europeiske vanddirektivet har et grunnleggende prinsipp om «økosystem basert forvaltning». Næringssalter er slike biogene stoffer, de representerer ingen direkte helsefare. Økosystem basert forvaltning må innebære regional skala vurdert over sesong eller år. Det gjøres en begrenset vurdering av enkeltstasjoner og en mer omfattende statistisk vurdering av situasjonen ved påvirkede stasjoner i forhold til den ved bakgrunnsstasjoner. Data som er generert dekker sannsynligvis regionen på en god måte.

DIN, DIP, PON, POP og POC representerer EQS-variabler som er grunnlag for kjemisk tilstand. Når utslippene dreier seg om biogene stoffer er økologisk tilstand viktigere, og PON (POP) og CHL-a er de primære indikatorene som anvendes for økologisk tilstand.

5.1 Analyse av data

Det var en mindre forskjell i verdiene målt på de fire stasjonene, men variasjonene ved enkeltstasjonene var ikke systematisk relatert til om de var påvirket av oppdrettsanlegg eller ikke. Tabell 3 summerer opp middelerverdi og medianer med spredningsmål for PON og CHL *a* ved stasjonene i sommerperioden (juni-september). Middelerverdi til de øvrige variablene for sommerperioden er gitt i Tabell A5.

CHL *a* verdiene var ikke signifikant forskjellig ($P < 0,05$) for bakgrunnsstasjonene BA1 og BA2 og for PV2 Indre Folla. PON verdiene var signifikant forskjellig for regionene, men lik for påvirkede og ikke påvirkede stasjoner innenfor regionene ($P < 0,05$).

Tabell 3. Statistisk analyse av verdier for stasjonene. Alle konsentrasjonene er uttrykt som μg per liter. Normalitetstest feilet (Shapiro-Wilk), analyse av rang ble derfor gjennomført med Kruskal-Wallis One Way ANOVA on Ranks. Middeler: aritmetisk middelerverdi, SD: standardavvik, SE: standardfeil for middeler, n: antall prøver; Median: senterverdi, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil). BA1: Titran, BA2: Ytre Folla, PV1: Mausund, PV2: Indre Folla.

$\mu\text{g liter}^{-1}$	Middeler	SD	SE	n	Median	25 %	75 %
BA1 - PON	75,0	23,0	5,57	17	69,5	60,5	83,1
BA1 - CHL	1,45	0,80	0,20	17	1,18	0,87	1,88
BA2 - PON	103	30,9	8,26	14	102	93,4	134
BA2 - CHL	1,49	0,51	0,14	14	1,34	1,19	1,69
PV1 - PON	74,0	35,5	8,86	16	56,9	44,7	103
PV1 - CHL	3,12	1,78	0,43	17	2,75	1,47	4,44
PV2 - PON	101	28,5	7,62	14	101	96,3	117
PV2 - CHL	1,55	0,42	0,11	14	1,47	1,17	1,80

Tabell 4. Statistisk sammenligning av alle BA- og PV-stasjonene. Alle konsentrasjonene er uttrykt som μg per liter. Normalitettest feilet (Shapiro-Wilk), analyse av rang ble derfor gjennomført med Kruskal-Wallis One Way ANOVA on Ranks. Middel: Aritmetisk middelvei, SD: standardavvik, SE: Standardfeil for middel, n: antall prøver; Median: Senterverdi, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil), P: signifikansnivå, * viser signifikansnivå $P < 0,05$.

$\mu\text{g liter}^{-1}$	Middel	SD	SE	n	Median	25 %	75 %	P
BA-DIN	15,4	16,8	3,01	31	10,3	4,50	20,3	>0,05
PV-DIN	16,4	8,2	1,47	31	14,0	9,02	25,6	
BA-DIP	2,27	2,58	0,46	31	1,53	1,21	2,59	>0,05
PV-DIP	2,14	1,03	0,18	31	2,02	1,58	2,76	
BA-PON	87,8	30,0	5,39	31	87,0	61,6	117	>0,05
PV-PON	86,7	34,7	6,34	30	98,6	50,7	114	
BA-POP	8,46	2,88	0,52	31	7,93	6,46	9,79	<0,05*
PV-POP	9,44	2,69	0,48	31	9,28	8,26	11,2	
BA-CHL	1,47	0,68	0,12	31	1,30	1,09	1,69	<0,05*
PV-CHL	2,41	1,55	0,28	31	1,79	1,36	3,53	
BA-POC	625	221	39,6	31	612	470	762	<0,05*
PV-POC	542	242	44,2	30	559	312	771	

Tabell 4 viser middel og median med spredningsmål for alle målevariablene for bakgrunnsstasjonene og de antatt påvirkede stasjonene. Generelt var det liten forskjell i verdiene for BA- og PV-stasjonene, og verdiene er lave og normale for norsk kystvann bortsett fra PON og POC. Ingen tilstandsvariabler var normalfordelt, og middelveier er bereknet baseres på rang med One Way ANOVA on Ranks (Kruskal-Wallis). Konsentrasjonene av POP og CHL *a* var signifikant høyere ($P < 0,05$) for PV enn for BA-stasjonene, mens POC konsentrasjonen var signifikant lavere ($P < 0,05$) (Tabell 4). De øvrige variablene DIN, DIP og PON var ikke signifikant forskjellig for type stasjon ($P > 0,05$).

Mye tilsier at valgene av bakgrunnsstasjoner har vært uheldig slik at verdiene for naturlig bakgrunn i regionen blir tilsvarende usikre. I vanddirektivet skal påvirkning av biogene stoffer vurderes i forhold til naturlig bakgrunn, noe som gjør også denne endelige vurderingen av kjemisk og biologisk tilstand usikker.

5.2 Vurderingsgrunnlag

Målet for undersøkelsen var å vurdere om næringsutslipp fra lakseoppdrett i Trøndelag-regionen kan påvirke kjemisk og økologisk tilstand til det pelagiske (planktoniske) økosystemet i kystområdet på en negativ måte. Resultatene vurderes basert på følgende grunnlag:

- Grenseverdier satt av miljømyndighetene (OSPARCOM, Vannforskriften). Dette vil ikke vektlegges fordi grenseverdiene og det vitenskapelige konseptet for en slik vurdering ikke tilfredsstillende kravene til det europeiske Vanddirektivet (WFD).

- Dose-respons relasjoner fra gjødslingsforsøket i Hopavågen i Agdenes kommune, Sør-Trøndelag. Forsøkene har identifisert de mest effektive indikatorene og den kvantitative kjemiske og økologiske responsen på næringssalter slik Vanndirektivet krever (Olsen et al 2014). Usikkerheten er knyttet til den naturlige bakgrunnen eller referansekonsentrasjonene for upåvirket kystvann.
- Kriterier basert på grunnleggende algefysiologisk kunnskap om sammenhengen mellom tilgang på næringssalter og kjemisk sammensetning av mikroalgene. Kjemisk sammensetning av algene reflekterer deres ernærings situasjon og i sin tur om hovedkilden av næringssalter er naturlig fra dypvann eller antropogen fra oppdrett. Usikkerheten er knyttet til bakgrunnen av ikke-levende CNP partikler <200µm i sjøvannet.

5.2.1 OSPARCOM

Grensene for normalverdier for klorofyll *a* som OSPAR-kommisjonen har satt for norsk kystvann er 2–4 µg CHL *a* litre⁻¹, med forhøyet nivå ved >4,5 µg CHL *a* litre⁻¹ for Nordsjøen. Normalverdier for DIN og DIP er satt til henholdsvis 140 og 19 µg liter⁻¹ med DIN:DIP = 7,2. Dette tilsvarer verdiene i dypvann og de maksimale naturlige verdiene av DIN og DIP om vinteren.

5.2.2 Referansedata fra Hopavågen

Referansedata fra gjødslingsforsøket i Hopavågen (Olsen et al. 2014) som viser responsen av DIN og PON ved økt tilsats av DIN (Figur 15A, B) og av DIP og POP ved økt tilsats av DIP (Figur 15C, D). Figurene viser ingen sammenheng mellom tilførsel og konsentrasjonen av DIN og DIP i vannmassene, mens PON og POP responderte på lineært vis ved økning av tilsatsen av henholdsvis DIN og DIP.

Konsentrasjonen av PON har blitt foreslått som en ny og relevant indikator på både kjemisk og økologisk tilstand til det planktoniske økosystemet i sjøvann med høy salinitet (Figur 4B). POP kan være den beste indikatoren ved lavere saliniteter, men dette er så langt ikke verifisert. Kurven i Figur 15B kan beskrives som:

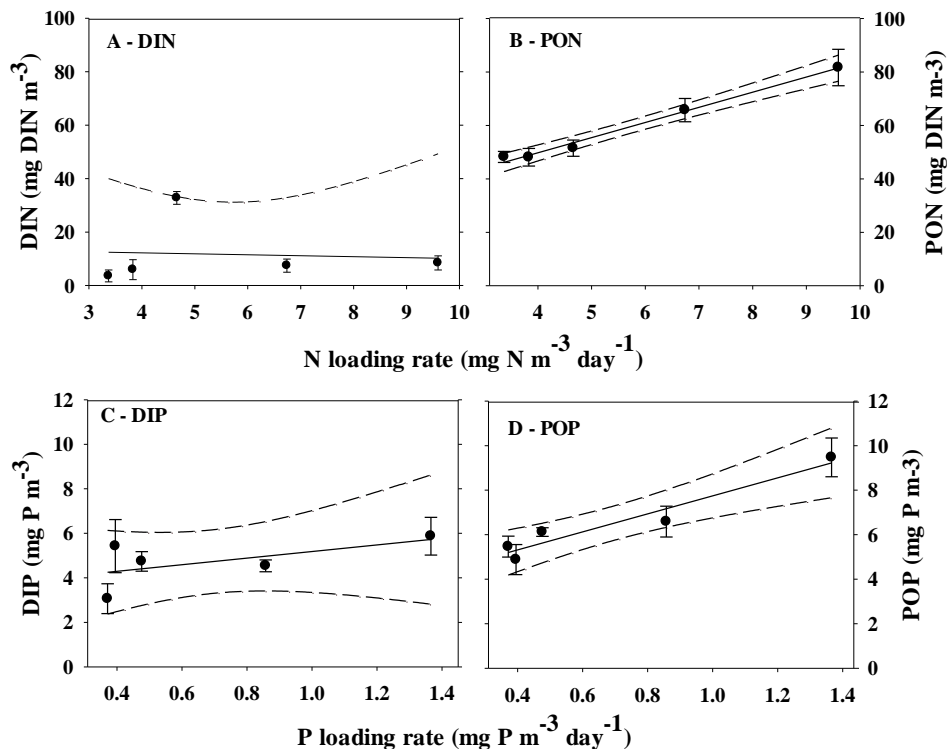
$$(1) \text{PON} = (5,6 \pm 0,7) \times L_N + (32,2 \pm 3,9)$$

som er ekvivalent med:

$$(2) L_N = (0,18 \pm 0,02) \times \text{PON} - (5,7 \pm 1,0)$$

PON kan måles og den volumetriske belastningen av DIN i en vannmasse (L_N) kan estimeres som funksjon av PON ved Ligning 2.

Basert på forsøket i Hopavågen har Olsen et al. (2014) konkludert med at funksjonen til det planktoniske økosystemet i norsk kystvann ikke vil forringes så lenge konsentrasjonen av PON <88 mg N m⁻³, som korresponderer med en belastningsrate på 10 mg N m⁻³ day⁻¹. Tilførslene DIN fra dypvann, den naturlige tilførselen (bakgrunns-tilførselen), er funnet å være i størrelse 4 mg N m⁻³ dag⁻¹. Dette betyr at ytterligere antropogene tilførsler kan være av størrelse 6.0 mg N m⁻³ dag⁻¹ uten at funksjonen av det planktoniske økosystemet forringes.



Figur 15. Gjennomsnittlig konsentrasjon av næringssalter i sommerperioden (ca. 16 prøvedager, juni–september) som funksjon av eksperimentell tilførsel av næringssaltene DIN og DIP. Tre verdier reflekterer situasjonen uten næringstilsats mens to reflekterer sesonger med varierende tilsats. A: DIN som funksjon av DIN tilsats, B: PON som funksjon av DIN tilsats, C: DIP som funksjon av DIP tilsats, D: POP som funksjon av DIP tilsats. Barrer viser ±1SE (n = 16–18), kurven er dratt med 95% konfidensnivå (basert på Olsen et al 2014).

Tabell 6. Algefysiologiske kriterier basert på CNP-forhold i planktonalger som gir næringsstatus indikasjon om vekstforhold og økologisk tilstand.

Variabel og knekkpunkt	Indikasjon om næringsstatus og vekstforhold.
PON:POC > 160 (µg mg ⁻¹)	Algene har tilstrekkelig med nitrogen og kan vokse med maksimal veksthastighet om andre faktorer er optimale.
PON:POC < 130 (µg mg ⁻¹)	Algene viser tegn på potensiell nitrogenbegrensning, dette vil implisere redusert veksthastighet. Verdier under 100 µg N mg C ⁻¹ kan indikere sterk N-begrensning.
POP:POC > 20 (µg mg ⁻¹)	Algene har tilstrekkelig med fosfor og kan vokse med maksimal veksthastighet om andre faktorer er optimale.
POP:POC < 13 (µg mg ⁻¹)	Algene viser tegn på potensiell fosforbegrensning, dette vil implisere redusert veksthastighet. Verdier under 10 µg P mg C ⁻¹ kan indikere sterk P-begrensning, men denne grensen er artsavhengig.
PON:POP > 9 (mg mg ⁻¹)	Nitrogen er i overskudd i forhold til fosfor.
PON:POP < 6 (mg mg ⁻¹)	Fosfor er i overskudd i forhold til nitrogen.

5.2.3 Elementforhold i partikulært material

Elementforholdet i det partikulære materialet <200 µm er en uavhengig signatur som gir informasjon om planktonets begrensende næring, ernæringstilstanden, veksthastighet og generelle funksjonalitet, og i siste omgang økosystemets funksjon. Noen sentrale kriterier som kan anvendes i en vurdering av økologisk tilstand er oppsummert i Tabell 6. En endring i artssammensetningen kan påvirke grenseverdiene noe.

5.3 Vurdering av kjemisk og økologisk tilstand

5.3.1 OSPARCOM

Alle middelverdier av næringssaltkonsentrasjoner og biomasse av planteplankton (klorofyll *a*) (EQS-variabler, Tabell A5) lå innenfor grensene for normalverdiene satt til 2–4 µg CHL *a* litre⁻¹ av OSPARCOM for Norge (OSPAR Commission, 2005). Klorofyllverdiene i Nordmøre-regionen var <1 µg CHL *a* litre⁻¹, konsentrasjonene i Trøndelag var gjennomgående høyere, men fortsatt lave og normale.

Konsentrasjonene av DIN og DIP i Trøndelag-regionen utenom sommerperioden var gjennomgående lavere enn OSPARCOM sine normalverdier for nitrat og fosfat for vinteren (henholdsvis 140 og 19 µg liter⁻¹), med DIN:DIP = 7,2. Dette tilsvarer verdiene i dypvann og de maksimale naturlige verdiene om vinteren, og er de vanligste grenseverdiene for indikatorene som anvendes av miljømyndighetene for vannmassene.

5.3.2 Hopavågen

Gjennomsnittsverdiene av de sentrale indikatorvariablene for BA- og PV-stasjonene i Trøndelag-regionene for 2014, Nordmøre-regionen for perioden 2011–13 og verdiene fra Hopavågen i perioden 1996–2000 er sammenstilt i Tabell 7. Gjennomsnittsverdiene av alle variablene unntatt DIP og CHL viste høyere verdier i Trøndelag-regionen enn i Hopavågen og Nordmøre-regionen. Konsentrasjonen av POP ved både BA- og PV-stasjonene i Trøndelag-regionen viste lignende verdier som den påvirkede stasjonen i Nordmøre-regionen.

Næringssaltbelastningen (L_N) ved både BA-stasjonene og PV-stasjonene kan beregnes ved Likning 2;

$$\begin{aligned} L_{N-BA1} &= 7,8 \text{ mg N liter}^{-1} \text{ dag}^{-1} \text{ (Titran)} \\ L_{N-PV1} &= 7,8 \text{ mg N liter}^{-1} \text{ dag}^{-1} \text{ (Mausund)} \\ L_{N-BA2} &= 12,8 \text{ mg N liter}^{-1} \text{ dag}^{-1} \text{ (Ytre Folla)} \\ L_{N-PV2} &= 12,5 \text{ mg N liter}^{-1} \text{ dag}^{-1} \text{ (Indre Folla)} \end{aligned}$$

PON verdiene for Nord-Trøndelag ligger utenfor verdiområdet for Likning 2 (Figur 15), mens verdiene for Sør-Trøndelag ligger innenfor. I både nord og sør var næringssaltbelastningen lik for upåvirket og påvirket stasjoner, dette gjør estimatene usikre. To forhold kan forklare dette:

1. Høye konsentrasjoner av små detrituspartikler (dødt materiale) som inneholder nitrogen.
2. Den naturlige tilførselen fra dypvann er høyere enn den i Hopavågen

Stasjonene lokalisert til Ytre og Indre Folla ligger svært nær hverandre, og ved begge stasjonene var konsentrasjonene av PON og POC svært høye (Tabell 5A). Det faktum at klorofyll *a* konsentrasjonene samtidig var lave tilsier at andre partikler enn plankton dominerte disse kjemiske fraksjonene. Klorofyllverdiene var lavere enn i Hopavågen, dette

tilsier at en økt naturlig gjødslingen fra dypvann (naturlig bakgrunn) ikke alene kan forklare de høye PON/POC verdiene. Det er følgelig mest sannsynlig at det er detrituspartikler (dødt partikulært materiale) sluppet ut fra oppdrettsanleggene som dominerer PON og POC fraksjonene. Den kjemiske C:N:P-signaturen er forenelig med dette (høyt N-innhold, lavt P-innhold). Tilførsler av partikler fra elvene i området er mindre sannsynlig, saliniteten var ikke spesielt lav.

Det er imidlertid vanlig at små partikler løst ut fra fiskeskitt og fôr synker ut eller konsumeres relativt raskt av dyreplankton. Det kan heller ikke utelukkes at de hydrografiske forholdene forårsaker en oppstuing av partikler i kystområdet med stasjonene. Det må gjennomføres en andre tidsserie for å svare på disse spørsmålene, noe som uansett er anbefalt.

Forholdene er klarere for stasjonene ved Mausund og Titran. Den estimerte næringssaltbelastningen var relativt høy og lik for begge stasjonene. Stasjonene ligger tilsynelatende bra plassert. Stasjon PV2-Mausund ligger i et svært oppdrettsintensivt område mens BK1-Titran skal være mindre påvirket. Innflytelsen fra Nordmøre-regionen er en usikkerhet. Ulikt stasjonene i nord, var det en klar økning i klorofyllverdiene for Mausund-stasjonen i forhold til Titran-stasjonen. De øvrige variablene viste mer eller mindre samme verdiene. Økningen i klorofyll *a* konsentrasjonen sammen med det øvrige variasjonsmønsteret i målingene (f.eks lik PON verdi) tilsier at den naturlige tilførselen av næringsalter fra dypvann, eller den naturlige bakgrunnen, var vesentlig høyere for begge stasjonene enn i Hopavågen. Det er sannsynlig at naturlig tilførsel fra dypvann har en positiv sammenheng med grad av eksponering og dyp. Kysten utenfor Frøya er karakterisert av mange grunnområder og et stort antall øyer og skjær. Basert på målingene er det derfor sannsynlig at denne kysten er særlig produktiv, dette som en følge av naturlige forhold.

Andre målinger publiserte i en masteravhandling har imidlertid vist noe avvikende verdier for det ytre kystområdet av Frøya (Skrove 2014). Denne studien omfattet bare to målinger i sommerperioden, men flere stasjoner i regionen. Verdiene for PON og andre variabler i masterstudien var generelt i overensstemmelse med verdiene fra Hopavågen, og var derfor gjennomgående lavere enn det som ble funnet her.

Tabell 7. Gjennomsnittlige verdier av responsvariabler for kjemisk og økologisk tilstand ved BA- og PV-stasjonene i Trøndelag regionen for 2014, Nordmøre-regionen for 2011–13 og de tilsvarende verdiene for Hopavågen for 1996–2000 (middel ± SE).

	Hopavågen 1996- 2000	Nordmøre 2011-13	Nordmøre 2011-13	Trøndelag 2014	Trøndelag 2014
Variabel	Upåvirket av oppdrett: Juni-September (n=85)	Upåvirket av oppdrett: BA-stasjoner (n=63)	Påvirket av oppdrett: PV-stasjoner (n=63)	Upåvirket av oppdrett: BA-stasjoner (n=33)	Påvirket av oppdrett: PV-stasjoner (n=33)
DIN	13,9 ± 1,5	6,5 ± 1,2	9,9 ± 1,3	15,4 ± 3,0	20,5 ± 1,5
DIP	4,7 ± 0,25	1,4 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,2 ± 0,5	2,2 ± 0,2
PON	45,8 ± 1,7	36,7 ± 1,8	41,5 ± 2,1	108 ± 5,4	99,5 ± 6,5
POP	6,4 ± 0,36	8,8 ± 0,4	10,2 ± 0,4	10,5 ± 0,5	10,5 ± 0,5
CHL	2,2 ± 0,11	0,69 ± 0,08	0,96 ± 0,09	1,5 ± 0,1	1,6 ± 0,3
POC	288 ± 12	263 ± 11	337 ± 18	731 ± 40	646 ± 44

Usikkerheten omkring variabel naturlig bakgrunn, en mulig år-til-år variasjon og plassering av målestasjoner tilsier at en andre tidsserie må gjennomføres også for Sør-Trøndelag-regionen.

5.3.3 Algefysiologiske indikatorer

Anvendelse av metoden er spesielt usikker dersom det partikulære materiale domineres av annet enn plankton, noe som spesielt var tilfelle for stasjonene ved Ytre og Indre Folla.

N:C og N:P forholdene i partikulært materiale (PON:POC og PON:POP) kunne tyde på at P var begrensende næringsstoff for planteplanktonet i regionen gjennom sommerperioden (Tabell 6), dette drevet av tilførsler fra oppdrett med høyt N:P forhold. Problemet med en slik konklusjon er imidlertid at PV1-Mausund som da skulle være mest påvirket av utslipp med DIN:DIP forhold på $40 \mu\text{g N} \mu\text{g P}^{-1}$ viste laveste PON:POP forhold og høyeste P:C forhold (Figur 14). Et skifte til P-begrensning kunne ha betydd at tilførslene fra oppdrett var en hovedkilde og at situasjonen var mer usikker og labil.

C:N:P-forholdet for alle stasjonene indikerte klart at planktonets veksthastighet var gjennomgående høy, noe som tilsier at beitekjeden er funksjonell og at den økologiske tilstanden ikke var negativt påvirket. Igjen representerer høye konsentrasjoner av små detrituspartikler en usikkerhet i konklusjonene fordi døde partikler gjennomgående har lavere N:C og P:C forhold enn hurtigvoksende plankton.

6 Konklusjon

Tilstanden ble vurdert med tre uavhengige metoder, 1) grenseverdier gitt av OSPARCOM, 2) kvantitative dose-respons relasjoner fra Hopavågen, og 3) algefysiologiske indikatorer.

Vurderingene av tilstanden for Nord-Trøndelag ga ikke entydige resultater. Sammenlignet med Hopavågen viste vannmassene tegn på en relativt høy belastning av næringsstoffer. Det er noe usikkert om kjemiske tilstand og funksjonen til det planktoniske økosystemet i noen grad var negativt påvirket av økte tilførsler av næringsstoffer fra oppdrett gjennom sommerperiodene 2014. Mest sannsynlig var forholdene innenfor akseptable grenser; lave konsentrasjoner av plankton taler for det. Det er en utfordring å bestemme årsaken og kilden til de høye detrituskonsentrasjonene og å etablere en ny tidsserie som er representativ for en mest mulig upåvirket lokalitet.

Vurderingen av tilstanden for stasjonene i Sør-Trøndelag var mer entydig. Sammenlignet med Hopavågen viste vannmassene tegn på en relativt høy belastning av næringsstoffer. Det er noe usikkert om kjemiske tilstand og funksjonen til det planktoniske økosystemet i noen grad var negativt påvirket av økte tilførsler av næringsstoffer fra oppdrett ved PV1-Mausund, men det var små forskjeller i målingene ved denne og de ved den lite påvirkede stasjon BK1-Titran. Bare konsentrasjonen av klorofyll *a* var høyere enn for BA1-Titran. En helhetlig vurdering tilsier at begge lokalitetene var karakterisert av høy naturlig gjødsling fra dypvann og at tilstanden var akseptabel. Mønsteret med lik PON- og ulik klorofyll *a* konsentrasjoner tilsier liten effekt av tilførsler fra oppdrett. Høyere klorofyll *a* konsentrasjoner ved Mausund som ligger nedstrøms fra Titran kan skyldes lengre oppholdstid av vannmassene etter at tilførslene av næringsstoffer fra dypvann økte.

Det må gjennomføres nye tidsserier både i nord og sør for: 1) å inkludere år-til-år variasjoner i grunnlaget for konklusjon, og for 2) å avklare den påpekte usikkerheten i plassering av

stasjoner og variasjonen i naturlig bakgrunn så godt som mulig. Konklusjonene i rapporten må sees på som foreløpige.

7 Referanser

- Anderson JS, Lall SP, Anderson DM, McNiven MA. 1995. Availability of amino acids from various fish meals fed to Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture*. 138: 291-301.
- Cloern JE. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology-Progress Series*. 210:223-253.
- Dalsgaard T, Krause-Jensen D. 2006. Monitoring nutrient release from fish farms with macroalgal and phytoplankton bioassays. *Aquaculture*. 256: 302-310.
- Ervik A, Hansen PK, Aure J, Stigebrandt A, Johannesen 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.
- FAO 2006. The state of world fisheries and aquaculture. FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. ISSN 1020-5489.
- Fernandes M, Leuer P, Cheshire A, Angove M. Preliminary model of nitrogen loads from southern bluefin tuna aquaculture. 2007. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 1321-1332.
- Hua K, Bureau DP. 2006. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. *Aquaculture*; 254: 455-465.
- Kérouel R, Aminot A. 1997. Fluorometric determination of ammonia in sea and estuarine waters by direct segmented flow analysis. *Marine Chemistry* 57: 265-275.
- Maldonado M, Carmona MC, Echeverria Y, Riesgo A. 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment? *Helgoland Marine Research*. 59:121-135.
- Merceron M, Kempf M, Bentley D, Gaffet JD, Le Grand J, Lamort-Datin L. 2002. Environmental impact of a salmonid farm on a well flushed marine site: I. Current and water quality. *J. Appl. Ichthyol*. 18: 40-50.
- Olsen, Y, Agusti S, Andersen T, Duarte CM, Gasol P, Gismervik I, Heiskanen A-S, Hoell E, Kuoppo P, Lignell R, Reinertsen H, Sommer U, Stibor H, Tamminen T, Vadstein O, Vaqué D, Vidal M. 2006. A comparative study of responses in planktonic food web structure and function in contrasting European coastal waters exposed to experimental nutrient addition. *Limnol. Oceanogr*. 51: 488-503.
- Olsen Y, Andersen T, Gismervik I, Vadstein O. 2007. Protozoan and metazoan zooplankton-mediated carbon flows in nutrient-enriched coastal planktonic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 331: 67-83.
- Olsen Y, Olsen LM. 2008. Environmental impact of aquaculture on coastal planktonic ecosystems. In: Tsukamoto K, Takeuchi, T, Beard, TD Jr, Kaiser MJ (eds) *Fisheries for global welfare and environment*. Proc 5th World Fisheries Congress 2008, Terrapub, Tokyo, p 181–196.
- Olsen Y, Tokle N, Vadstein O. 2012. Hvordan forvalte vannmassene? Om samspillet mellom nærings saltutslipp og det planktoniske økosystemet. I: Hersoug B og Johnsen JP (red), *Kampen om plass på kysten. Interesser og utviklingstrekk i kystplanleggingen*. Universitetsforlaget, ISBN 978-82-15-02024-2. 17 sider.

- Olsen Y, Reinertsen H, Sommer U, Vadstein O. 2014. 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*. 473–474: 262–274.
- OSPAR Commission, 2005. Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with Regard to Nutrients and Eutrophication Effects. OSPAR Background Document on Eutrophication. ISBN 1-904426-71-9, Publication Number: 2005/229, pp. 33.
- Tett P. 2008. Fish Farm Wastes in the Ecosystem In: Holmer M, Black K, Duarte CM, Marbà N, Karakassis I (Eds.) *Aquaculture in the Ecosystem*. Springer Science+Business Media B.V. ISBN 978-1-4020-6809-6. pp. 1–46.
- Skrove, T 2014. Effekten av næringssaltutslipp frå oppdrettsanlegg på fytoplanktonsamfunn i Sør-Trøndelag. Masteroppgave, Institutt for biologi, NTNU.
- Soto D, Norambuena F. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J. Appl. Ichtyol*. 20: 493–501.
- Sugiura SH, Merchant DD, Kelsey K, Wiggins T, Ferraris RP. 2006. Effluent profile of commercially used low phosphorus fish feeds. *Environmental Pollution* 140: 95–101.
- Vadstein O, Andersen T, Reinertsen H, Olsen Y. 2012. Carbon, nitrogen and phosphorus resource supply and utilisation for coastal planktonic heterotrophic bacteria in a gradient of nutrient loading. *Marine Ecology Progress Series*. 447: 55–75.
- Wang X, Olsen LM, Reitan KI, Olsen Y. 2012. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact*. 2: 267–283.
- Wang X, Andresen K, Handå A, Jensen B, Reitan KI, Olsen Y. 2013. Chemical composition and release rate of waste discharge from an Atlantic salmon farm with an evaluation of IMTA feasibility. *Aquacult Environ Interact*. 4:147–162.

Vedlegg

 Tabell A1. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk N (DIN, ammonium/urea) fra anlegg i Sør- Trøndelag i perioden mai til og med september 2014 (kg NH₄-N).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Ammoniumtilførsel, kg NH ₄ -N per måned				
	N_GEOW GS84	Ø_GEO WGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep
Reitholmen	63.617700	9.130033	3945	0	0	0	0
Ulværholmen	63.598217	9.116583	2982	0	0	0	0
Ringholmen	63.560000	9.410050	9751	7917	16846	28647	24400
Edøya	63.658350	8.694417	6745	5359	11484	15737	21664
Edøya II	63.658050	8.683667	2257	3278	6215	9437	11242
Nord Leksa	63.589467	9.409383	5898	10799	10799	23073	28041
Omsøyholman	63.631617	8.574817	5274	7869	16268	28158	35708
Gunnarøya	63.569483	9.467983	0	4877	9585	22570	21513
Hausan	63.458550	8.954950	18613	23236	17495	11574	0
Slåttholmen	63.447787	8.958173	12578	13210	11167	1769	0
Langskjæra I	63.822500	8.755050	10552	16761	18637	23162	17276
Langskjæra II	63.822450	8.740750	7549	9886	14272	14339	14040
Kjørsvikgrunn	63.457567	9.076000	20270	23726	31751	35301	42621
Fugløya	63.460683	9.144400	17348	19142	27611	26563	7849
Hofsøya	63.722167	8.913317	2229	4184	6176	5228	2758
Raskjæret	63.793617	8.854567	4368	7341	8471	5929	403
Kamholmen	63.762417	8.882933	189	1171	1523	2631	4129
Kamholmen	63.762417	8.882933	2120	3591	6558	8474	9318
Gjelsøya	63.482617	8.280283	4744	4621	11744	14781	11206
Hallarøy	63.998117	9.129283	3444	4223	6480	7858	9514
Kattholmen	63.870967	8.679017	16054	18819	18856	23979	21553
Kattholmen II	63.866100	8.675683	9282	7772	7454	7491	6978
Olausskjæret	63.790467	8.502083	0	4470	12069	7878	6796
Rataren	63.780883	8.517383	17902	22171	27822	18282	25284
Rataren II	63.782383	8.526367	17559	25870	26526	19094	6072
Singsholmen	63.419750	8.411617	29432	25854	18127	13130	2174
Sørøyflesa	63.984050	9.057067	1616	2606	5547	9599	8955
Værøya	63.415967	8.483883	5684	6338	10548	14319	18171
Ørnøya	63.761867	8.445183	20655	20474	12135	367	0
Ørnøya II	63.759167	8.449133	15908	16340	19111	6753	0
BQA-Lille Torsøy II	63.608027	8.494633	2352	5293	10641	12915	16710
BDN-Lille Torsøy	63.605633	8.488550	9963	15272	24787	16634	25894
BDO-Korsholman	63.597217	8.515750	4563	8339	12980	13154	13936
BDS-Osholman	63.661700	9.136383	0	0	0	566	1025
BDY-Tennøya	63.802567	8.433583	17355	17966	19825	23152	26332
BQC-Valøyan	63.817350	8.462483	16915	21659	27391	23154	3596
BDB-Grøttingsøya	63.879683	8.543767	23338	28764	27945	10526	7899
BDP-Mannbruholmen	63.847300	8.536750	24866	27936	19766	24913	14141
Bukkeholmen S	63.723680	8.863100	117	1136	2367	4174	5650
Espnестaren	63.678017	8.666850	2922	6140	11484	16586	23635
Fjølvræret Ø	63.819233	8.636133	14542	14136	16016	16160	11454
Lamøya	63.732585	8.856378	1488	2653	4017	5275	7369
Langøya/Kval	63.791097	8.607280	3828	4666	7868	5051	3096
	Totalt DIN, tonn mnd-1		397,2	475,9	576,4	578,4	518,4

Tabell A2. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk P (DIP, fosfat) fra anlegg i Sør-Trøndelag i perioden mai til og med september 2014 (kg PO₄-P).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Fosfertilførsel, kg PO ₄ -P per måned				
	N_GEO WGS84	Ø_GEO WGS84	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep
Reitholmen	63.617700	9.130033	99	0	0	0	0
Ulværholmen	63.598217	9.116583	75	0	0	0	0
Ringholmen	63.560000	9.410050	245	199	424	721	614
Edøya	63.658350	8.694417	170	135	289	396	545
Edøya II	63.658050	8.683667	57	83	156	238	283
Nord Leksa	63.589467	9.409383	148	272	329	581	706
Omsøyholman	63.631617	8.574817	133	198	410	709	899
Gunnarøya	63.569483	9.467983	0	123	241	568	542
Hausan	63.458550	8.954950	469	585	440	291	0
Slåttholmen	63.447787	8.958173	317	333	281	45	0
Langskjæra I	63.822500	8.755050	266	422	469	583	435
Langskjæra II	63.822450	8.740750	190	249	359	361	353
Kjørsvikgrunn	63.457567	9.076000	510	597	799	889	1073
Fugløya	63.460683	9.144400	437	482	695	669	198
Hofsøya	63.722167	8.913317	30	57	84	132	69
Raskjæret	63.793617	8.854567	110	185	213	149	10
Kamholmen	63.762417	8.882933	5	29	38	66	104
Kamholmen	63.762417	8.882933	53	90	165	213	235
Gjelsøya	63.482617	8.280283	119	116	296	372	282
Hallarøy	63.998117	9.129283	87	106	163	198	239
Kattholmen	63.870967	8.679017	404	474	475	604	543
Kattholmen II	63.866100	8.675683	234	196	188	189	176
Olausskjæret	63.790467	8.502083	0	113	304	198	171
Rataren	63.780883	8.517383	451	558	700	460	636
Rataren II	63.782383	8.526367	442	651	668	481	153
Singsholmen	63.419750	8.411617	741	651	456	331	55
Sørøyflesa	63.984050	9.057067	41	66	140	242	225
Værøya	63.415967	8.483883	143	160	266	360	457
Ørnøya	63.761867	8.445183	520	515	305	9	0
Ørnøya II	63.759167	8.449133	400	411	481	170	0
BQA-Lille Torsøy II	63.608027	8.494633	59	133	268	325	421
BDN-Lille Torsøy	63.605633	8.488550	251	384	624	419	652
BDO-Korsholman	63.597217	8.515750	115	210	327	331	351
BDS-Osholman	63.661700	9.136383	0	0	0	14	26
BDY-Tennøya	63.802567	8.433583	437	452	499	583	663
BQC-Valøyan	63.817350	8.462483	426	545	690	583	91
BDB-Grøttingsøya	63.879683	8.543767	587	724	703	265	199
BDP-Mannbruholmen	63.847300	8.536750	626	703	498	627	356
Bukkeholmen S	63.723680	8.863100	3	29	60	105	142
Espnestaren	63.678017	8.666850	74	155	289	418	595
Fjølvaeret Ø	63.819233	8.636133	366	356	403	407	288
Lamøya	63.732585	8.856378	37	67	101	133	185
Langøya/Kval	63.791097	8.607280	96	117	198	127	78
	Totalt DIP, tonn mnd⁻¹		9,97	11,93	14,49	14,56	13,05

Tabella 3. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk N (DIN, ammonium/urea) fra anlegg i Nord- Trøndelag i perioden mai til og med september 2014 (kg NH₄-N).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Ammoniumtilførsel, kg NH ₄ -N per måned				
	N_GEO WGS	Ø_GEO WGS	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep
Kråkøya	65,0023	11,02489	0	505	1648	3978	6353
Kvaløya	65,00115	11,03517	673	1800	3801	5630	7871
Oterholmen	64,48946	11,13248	318	492	916	1463	1846
Klungset	64,44998	11,23651	7617	21983	26245	21585	21945
Nordgjæslingan	64,45954	10,54768	12869	11033	14223	7798	0
Gjerdingen	64,56787	11,27738	6365	11293	11293	18974	20274
BRD-Selvågen	64.908217	11.844233	0	0	5364	8500	10155
BRE-Jakobsteinsvika	65.112650	11.792867	2123	4191	7417	13767	21083
BRK-Torgerhaugen	64.892450	11.763017	2943	5847	10641	17877	17282
BRL-Kipholmen	64.793867	11.689533	4808	103	0	0	0
BÅ-Båfjorden	64.949883	11.573300	0	0	0	0	1755
Geitryggen	64.750850	11.189033	4746	6160	17018	21606	17900
SM-Smineset Nord	64.755967	11.542450	10956	16439	21433	18423	14365
TE-Ternskjæret II	64.777133	11.639766	4343	1227	0	0	0
Kyrøyan V13	64.763500	10.807333	39641	54635	51553	17509	3561
Raudøya H-13	64.801733	11.162183	3222	6711	9556	12092	12331
Humulen V-14	64.946050	11.372467	1454	2289	3002	5734	8522
Kvitneset V-14	64.968025	11.665157	1645	3938	5156	7196	9505
Digermulen V-14	64.977400	11.728117	264	1272	2794	4945	5755
Gullholmen Trioploid V-14	65.017158	11.724247	70	587	1295	2214	3172
Skrosen H-14	65.122983	11.674517	0	0	112	1870	3195
Lekafjorden II	65,04824	11,43758	2233	6119	16620	19971	20809
Ånholmen	64,43146	11,27441	10881	7941	11278	8592	6448
Flatskjæret	64,56033	11,24555	0	0	0	13	527
Båfjordstranda	64,57956	11,35665	1093	2445	5150	8058	12160
	Totalt DIN, tonn mnd-1		118,3	167,0	226,5	227,8	226,8

Tabell A4. Berechnet månedsvise utslipp av uorganisk P (DIP, fosfat) fra anlegg i Nord-Trøndelag i perioden mai til og med september 2014 (kg PO₄-P).

Lokalitetsnavn	Kartreferanser		Fosfattilførsel, kg PO ₄ -P per måned				
	N_GEO WGS	Ø_GEO WGS	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep
Kråkøya	65,0023	11,02489	0	13	41	100	160
Kvaløya	65,00115	11,03517	17	45	96	142	198
Oterholmen	64,48946	11,13248	8	12	23	37	46
Klungset	64,44998	11,23651	192	553	661	543	552
Nordgjæslingan	64,45954	10,54768	324	278	358	196	0
Gjerdingen	64,56787	11,27738	160	284	451	478	510
BRD-Selvågen	64,908217	11,844233	0	0	135	214	256
BRE-Jakobsteinsvika	65,112650	11,792867	53	105	187	347	531
BRK-Torgerhaugen	64,892450	11,763017	74	147	268	450	435
BRL-Kipholmen	64,793867	11,689533	121	3	0	0	0
BÅ-Båfjorden	64,949883	11,573300	0	0	0	0	44
Geitryggen	64,750850	11,189033	119	155	428	544	451
SM-Smineset Nord	64,755967	11,542450	276	414	540	464	362
TE-Ternskjæret II	64,777133	11,639766	109	31	0	0	0
Kyrøyan V13	64,763500	10,807333	536	739	697	441	90
Raudøya H-13	64,801733	11,162183	81	169	241	304	310
Humulen V-14	64,946050	11,372467	37	58	76	144	215
Kvitneset V-14	64,968025	11,665157	41	99	130	181	239
Digermulen V-14	64,977400	11,728117	7	32	70	124	145
Gullholmen Trioploid V-14	65,017158	11,724247	2	15	33	56	80
Skrosen H-14	65,122983	11,674517	0	0	3	47	80
Lekafjorden II	65,04824	11,43758	56	154	418	503	524
Ånholmen	64,43146	11,27441	274	200	284	216	162
Flatskjæret	64,56033	11,24555	0	0	0	0	13
Båfjordstranda	64,57956	11,35665	28	62	130	203	306
	Totalt DIP, tonn mnd⁻¹		2,5	3,6	5,3	5,7	5,7

Tabell A5. Middelveier og spredningsmål for sommerperioden ved de ulike stasjonene. Middel: Aritmetisk middelveier, SD: standardavvik, SE: Standardfeil for middel, n: antall prøver; Median: Senterveier, 25%: nedre kvartil, 75%: øvre kvartil (50% av verdiene er innenfor nedre og øvre kvartil). BA1: Titran (2014), BA2: Ytre Folla (2014), PV1: Mausund (2014), PV2: Indre Folla (2014).

$\mu\text{g liter}^{-1}$	NH4-N	NO3-N	DIN	DIP	PON	POP	CHL a	POC
BA1								
Middel	3,87	11,12	14,99	2,58	75,01	6,99	1,45	564,76
SD	4,63	16,37	20,01	3,19	22,96	2,21	0,80	166,84
SE	1,12	3,97	4,85	0,77	5,57	0,54	0,20	40,46
n	17	17	17	17	17	17	17	17
BA2								
Middel	7,60	8,35	15,96	1,89	103,42	10,24	1,49	697,28
SD	7,97	4,85	12,50	1,59	30,90	2,62	0,51	260,31
SE	2,13	1,30	3,34	0,42	8,26	0,70	0,14	69,57
n	14	14	14	14	14	14	14	14
PV1								
Middel	2,77	10,34	13,11	2,06	74,02	8,67	3,12	477,18
SD	1,77	6,55	7,22	1,32	35,46	2,94	1,78	239,30
SE	0,43	1,59	1,75	0,32	8,86	0,71	0,43	59,83
n	17	17	17	17	16	17	17	16
PV2								
Middel	10,02	10,46	20,48	2,24	101,21	10,38	1,55	615,83
SD	5,57	3,71	7,62	0,52	28,52	2,08	0,42	231,27
SE	1,49	0,99	2,04	0,14	7,62	0,56	0,11	61,81
n	14	14	14	14	14	14	14	14