

2020:01383 - Åpen

Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

Hovedrapport

Forfattere

Øyvind Hilmarsen¹, Ole Jacob Broch², Ingebrigt Uglem³, Matilde Skogen Chauton², Johanna Järnegren³, Andreas Hagemann², Nina Bloecher², Ingrid Ellingsen², Jan Ove Evjemo², Jon Hovland⁴, Simon Goddek⁵, Hanne Wasmuth Brendeløkken¹, Randulf Høyli¹, Grethe Lilleng¹



Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

EMNEORD:
Norge, havbruk, matfisk, næringsalter, organisk utslipp, løst organisk materiale, løst uorganisk materiale, partikulært materiale, oppdrett, biogass, fosfor, pyrolyse, børstemark, SCP, encelleprotein, gammarider, akvaponi, slam, utslipp, klimaendringer, biologisk produksjon

VERSJON
1.0

DATO
2021-01-06

FORFATTER(E)

Øyvind Hilmarsen¹, Ole Jacob Broch², Ingebrigt Uglem⁴, Matilde Skogen Chauton², Johanna Järnegren⁴, Andreas Hagemann², Nina Bloecher², Ingrid Ellingsen², Jan Ove Evjemo², Jon Hovland³, Simon Goddek⁵, Hanne Wasmuth Brendeløkken¹, Randulf Høyli¹, Grethe Lilleng¹

OPPDRAGSGIVER(E)

Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering

OPPDRAGSGIVERS REF.

907215

PROSJEKTNR

822000158

ANTALL SIDER OG VEDLEGG:

192

SAMMENDRAG

Dette er hovedrapport for prosjektet "Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organiskmateriale og næringsalter fra havbruk" finansiert av Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfinansiering. Her kvantiseres utslippene av organisk materiale og næringsalter fra norsk lakseproduksjon og det er foretatt en kunnskapsoppsummering omkring effektene av organisk utslipp fra havbruk i Norge. Dagens anvendelser av organisk materiale og næringsalter i utslipp fra oppdrett og nye muligheter for utnyttelser disse er kartlagt. I tillegg er det gjennomført en kartlegging av kunnskap om klimaendringenes påvirkning på norsk oppdrett.

UTARBEIDET AV

Øyvind Hilmarsen

SIGNATUR**KONTROLLERT AV**

Aleksander Handå

SIGNATUR**GODKJENT AV**

Ståle Walderhaug

SIGNATUR
Ståle Walderhaug (Jan 11, 2021 19:21 GMT+1)

RAPPORTNR
2020:01383

ISBN
978-82-14-06413-1

GRADERING
Åpen

GRADERING DENNE SIDE
Åpen

Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
1.0	2021-01-06	Sluttrapport oversendt oppdragsgiver

- 1) SINTEF Nord as
- 2) SINTEF Ocean as
- 3) SINTEF as
- 4) Norsk institutt for naturforskning, NINA
- 5) Wageningen University/Blucycleing B.V.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag

Delrapport 1 Kvantifisering av utslipp	I
Delrapport 2 Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering	II
Delrapport 3 Utnyttelser av næringsstoffer fra oppdrett	III
Delrapport 4 Klima	IV

BILAG/VEDLEGG

[Skriv inn ønsket bilag/vedlegg]

Sammenheng

Det er hovedrapport for i prosjektet *Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringsalter fra havbruk* finansiert av Fiskeri- og havbruksnærings forskningsfinansiering (prosjektnr. 901572). Rapporten er delt opp i fire delrapporter; Delrapport 1 Kvantifisering av utslipp, Delrapport 2 Effekter av utslipp, Delrapport 3 Utnyttelse av næringsstoffer og Delrapport 4 Miljøeffekter.

Hovedfunn:

- De totale utslippene fra matfiskanlegg til norsk kystvann i 2019 er beregnet til 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor. I tillegg bidro settefiskanlegg med 3 219 tonn karbon, 925 tonn nitrogen og 149 tonn fosfor.
- Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale fra havbruk er antatt å være den største menneskeskapte utslippskilden for løste næringsalter i Norge, men utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen.
- Organiske utslipp fra lakseoppdrett påvirker mange arter og ulike naturtyper på en rekke måter i likhet med andre naturbaserte næringer. For mange av artene eller naturtypene som påvirkes vil den totale effekten være begrenset og det er på bakgrunn av det som finnes av kunnskap liten grunn til å tro at effektene vil være så store at mange arter påvirkes på bestandsnivå eller at truede eller sårbare naturtyper påvirkes i så stort omfang at det er en risiko for at naturtypen går tapt i Norge. Lokale negative effekter på arter og naturtyper vil imidlertid forekomme.
- Det oppsamlede slammet fra norsk oppdrett gikk i 2019 hovedsakelig til biogass, gjødselproduksjon samt kompostering og jordforbedring. Dette utgjør fortsatt en stor kostnad for oppdretter, som må betale for å få avhendet slam. Det eksporteres organisk gjødsel som inneholder tørket oppdrettslam (inkludert fosfor) til Vietnam.
- Det er mulig og tillatt å utnytte organisk materiale og næringsalter som næringssubstrat for nye biologiske produksjoner av alger, bakterier, grønnsaker og sopp. Slam fra oppdrett er et godt egnet fôrsubstrat for produksjon av børstemark, men regelverk må endres dersom slik produksjon skal la seg gjennomføre.
- Innsamlet fosfor i fiskeslam og annet avfall bør i en sirkulær økonomi og erstatte råfosfat fra gruver som i dag brukes som fosforgjødsel for mat- og fôrproduksjon, men dagens kostnadsbilde gjør det ikke bedriftsøkonomisk lønnsomt å gjenvinne fosfor alene. Pyrolyse er per tiden ikke en aktuell anvendelse for slam, da det ikke er marked for biokoks.
- Havet blir direkte påvirket av atmosfæriske klimaendringer ved at sjøtemperaturen øker, vannet blir surere, den globale oksygenkonsentrasjonen har sunket og mengde ferskvann som tilføres kystfarvannene fra elver og land endres. Dette har betydning for algeoppblomstringer og planktondynamikk langs kysten, herunder skadelige algeoppblomstringer og lysforholdene i kystvannet.
- Studier antyder at den norske havbruksnæringen er sensitiv og lite tilpassingsdyktig til klimaendringer, mye på grunn av liten diversitet i produksjonen. Det er behov for detaljerte modellsimuleringer for hvordan klimaet i havet langs norskekysten vil endre seg.

I Delrapport 1 Kvantifisering av utslipp kvantifiseres utslippene av organisk materiale og næringsalter fra sette- og matfiskanlegg til sjø. Oppdraget har vært å kvantifisere fôrspill, fekalie- og næringsaltutslipp. Det har ikke vært innen oppdraget å kvantifisere eller vurdere utslipp av kjemikalier eller farmasøytiske produkter eller å vurdere betydningen av disse. Mye av arbeidet som gjøres her er basert på tidligere arbeider (f.eks. Wang et al. 2012, FHF-prosjekt 901178). Siden disse arbeidene ble publisert har imidlertid produksjonen av laks og regnbueørret økt. Landfasen for laks er forlenget. Innføringen av trafikklyssystemet i 2017 har også ført til at havbruksnæringen ikke lenger forvaltes fylkesvis. Dermed er det relevant å se på fordelingen og kvantifiseringen av utslippene på nytt. Utslippene vurderes ut fra produksjonen av laks og

regnbueørret. Produksjonen av andre fiskeslag utgjør mindre enn én prosent av akvakulturproduksjonen i Norge. Dette betyr ikke at utslipp fra andre fiskeslag er like eller at de ikke kan ha lokal innvirkning på miljøet. Det betyr imidlertid at bidragene fra andre fiskeslag er relativt små sammenlignet med utslippene fra et helt produksjonsområde.

Utslippene er grovt fordelt over to typer resipienter: 1) beskyttede fjord- og kystområder; 2) mer eksponerte kystområder. Bæreevnen til disse resipientene antas å være ulik, og effekten per enhet utslipp kan variere mellom dem. Klassifiseringen av enkeltanlegg innen disse kategoriene er gjort subjektivt ut fra plassering. Det er ikke gjort oseanografiske eller andre vurderinger av enkeltanlegg. Det gjøres ikke betraktninger på anleggsnivå, og det er heller ikke brukt data på anleggsnivå, bortsett fra offentlig tilgjengelig informasjon om maksimalt tillatt biomasse (MTB). Posisjonene til enkeltanlegg er tegnet inn for å illustrere en helhetlig geografisk fordeling av anleggene, og ikke for å ta stilling til produksjonsforhold ved det enkelte anlegg eller hvilke effekter produksjonen kan ha på miljøet. Dette har ikke vært en del av oppdraget.

Utslippene blir sammenlignet med utslipp fra andre antropogene kilder. Tids- og sesongaspekter ved utslippene blir belyst. Dette har betydning for arbeid i de andre delrapportene. I denne delrapporten tas det ikke stilling til eventuelle positive eller negative effekter på økosystemet. Det gjøres heller ingen vurderinger av bæreevnen i de ulike produksjonsområdene.

Delrapport 2 Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering er en oppsummering av kunnskapen om miljøpåvirkninger fra utslipp av organisk materiale og næringssalter fra lakseanlegg. Organiske utslipp fra lakseoppdrett påvirker mange arter og ulike naturtyper på en rekke måter i likhet med andre naturbaserte næringer. For mange av artene eller naturtypene som påvirkes vil den totale effekten være begrenset og det er på bakgrunn av det som finnes av kunnskap liten grunn til å tro at effektene vil være så store at mange arter påvirkes på bestandsnivå eller at truede eller sårbare naturtyper påvirkes i så stort omfang at det er en risiko for at naturtypen går tapt i Norge. Ut fra det vi vet om ulike påvirkninger vil effekten av organiske utslipp i første rekke være lokal, men det er samtidig viktig å poengtere at mangel på kunnskap generelt ikke betyr at det ikke er negative påvirkninger.

Organiske utslipp påvirker miljøet rundt oppdrettsanlegg på flere måter. Utslipp av begroingsorganismer fra oppdrettsanlegg kan teoretisk sett påvirke fisk som oppholder seg i nærheten av anleggene når notspyling foregår, og på lengre sikt bunnforholdene under anleggene ved at organismene sedimenterer. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effekten av denne påvirkningen og mangelfull kunnskap gjør det ikke mulig å gjennomføre en grundig evaluering av potensielle effekter.

Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale fra havbruk er antatt å være den største menneskeskapt utslippskilden for løste næringssalter i Norge, men utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Utslipp av løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene, har en lang omsetningstid i næringsnett og anses ikke som særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget. Utslipp av løst uorganisk materiale er mye større, men vil med dagens produksjonsvolum ikke medføre økt risiko for redusert miljøtilstand på regional skala, selv om lokale effekter trolig kan forekomme. Kunnskapen om sammenhengen mellom utslipp av næringssalter og påvirkning på arter og økosystem er mangelfull og det er usikkert om og i hvilken grad negativ påvirkning forekommer per i dag eller vil oppstå ved økt framtidig produksjon.

Partikulære organiske utslipp kan påvirke en lang rekke arter, både pelagiske og bentiske, samt ulike naturtyper. Påvirkningen skjer i hovedsak ved at de ulike artene inntar spillfôr, eller at spillfôr og fekalier sedimenteres på bunnen under oppdrettsanleggene. Påvirkning på bunnlevende organismer er vurdert i Havforskningsinstituttet sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019 (Grefsrud mfl). Konklusjonen er det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder. Risiko for uakseptable miljøpåvirkninger på hardbunn vurderes som

moderat, mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Selv om risikoen totalt sett vurderes som lav, kan imidlertid påvirkningen for enkelte individuelle lokaliteter være vesentlig.

Det er vist at fisk og andre organismer som inntar spillfôr kan påvirkes negativt fordi spillfôr ikke er en naturlig diett for slike organismer eller fordi spillfôret inneholder medisiner som er skadelige for enkelte organismer. Det er ennå ikke dokumentert at slik påvirkning vil ha vesentlige negative miljøeffekter på bestandsnivå eller over større geografiske områder. Det er imidlertid utfordrende å undersøke denne typen problemstillinger siden undersøkelsene er ressurskrevende og man er avhengig av lange tidsserier for å kunne skille eventuelle effekter av organiske utslipp fra andre påvirkningsfaktorer. Dette betyr at selv om effekter på bestandsnivå ikke er dokumentert så vil ikke dette bety at det ikke er effekter. Spillfôr kan påvirke lokale fiskerier ved at fisk oppholder seg ved lakseanlegg og ikke på tradisjonelle fiskeplasser, samt at fisk som har spist spillfôr kan være av dårligere kvalitet enn fisk som har hatt en naturlig diett. Mulig kvalitetsforringelse hos villfisk på grunn av spillfôr i dietten er undersøkt i flere studier. Det er ikke funnet vesentlige gjennomsnittlige forskjeller i smak eller kvalitet mellom fisk som har spist spillfôr og fisk som har hatt en naturlig diett, men enkelte undersøkelser tyder på at en andel av seien som har spist spillfôr har redusert kvalitet.

Miljøeffekter fra utslipp av organisk materiale fra landbasert settefiskanlegg er lite undersøkt, og denne kunnskapsoppsummeringen fokuserer derfor primært på effekter fra sjøbasert oppdrett.

Selv om utslipp av organisk materiale fra oppdrettsanlegg fører til miljøpåvirkninger tas dette kun delvis hensyn til i dagens forvaltningssystem og i nasjonale bærekraftsvurderinger. Det er derfor behov for et mer helhetlig system for vurdering av miljømessig bærekraft i havbruksnæringen, som også tar hensyn til organiske utslipp, og som vil gi et mer fullstendig bilde av effektene slike påvirkninger kan ha på kystøkosystemene.

Delrapport 3 Muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

Delrapporten gir en status over hvordan næringsstoffene fra oppdrett utnyttes i dag og gjennomgår de mest aktuelle fremtidige anvendelsene av organisk materiale og næringsalter.

Partikulært materiale fra oppdrett består av fôrrester og faeces fra fisken og benevnes ofte som slam i oppsamlet form. Næringsalter fra oppdrett omfatter hovedsakelig nitrogen i form av ammonium, nitrat, nitritt og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme, i biologiske renseanlegg for landbaserte resirkulerende oppdrettsystemer (RAS-anlegg), og ved oppløsning av faeces og fôrrester i vann.

Hovedårsaken til de økte mengdene tilgjengelig slam fra oppdrett i Norge er innføringen av rensekrevet for landbaserte oppdrettsanlegg og den kraftige utbyggingen av nye settefiskanlegg de siste 15 år.

I Delrapport 1 (Broch og Ellingsen 2020) er de totale utslippene fra matfiskanlegg til norsk kystvann i 2019 beregnet til 224 000 karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor. I tillegg bidro settefiskanlegg med 3 219 tonn karbon, 925 tonn nitrogen og 149 tonn fosfor, forutsatt en rensegrad på 50 %. Aas & Åsgård (2017) har beregnet at det slippes ut 535 412 tonn slam fra lakseoppdrett i sjø fordelt på 355 602 tonn faeces og 179 540 tonn fôrspill, samt 10 716 tonn slam fra settefiskproduksjonen, fordelt på 6 768 tonn fôrspill og 3 948 tonn faeces.

Næringsstoffer i form av organisk materiale og næringsalter som samles opp eller er tilgjengelig for utnyttelse, stammer i all hovedsak fra landbasert settefiskproduksjon av laks og ørret. Krav til vannkvalitet i landbasert RAS-anlegg og Forurensingslovens regler om rensing av utslipp, gjør det nødvendig å filtrere ut partikulært materiale fra produksjonsvann og avløpsvann som slam. Dette må behandles etter gjeldende

regler om avhending og dette utgjør i dag en utfordring og kostnad for oppdretter, samtidig som det utgjør en mulighet for ny næringsvirksomhet. Fra RAS-anlegg er næringsalter i form av totalt ammonium nitrogen (TAN) og nitrat tilgjengelig for utnyttelse fra produksjonsvann eller avløpsvann. Næringsstoffer fra åpne merdanlegg i sjø er svært krevende å utnytte. Lukkede anlegg i sjø drives foreløpig kun i liten skala kommersielt, på forsøksstadiet eller som utviklingsprosjekter knyttet til utviklingskonsesjoner.

Behandlingsgrad for oppsamlet slam er avhengig av hvilket utnyttelsesformål som velges. Det kan oppkonsentreres og avvannes til om lag 10–20 % før det fraktes vått til utnyttelse eller det kan tørkes ytterligere på anlegget. Det er utviklet flere typer tørkeanlegg som tørker slam til tørrstoffgrad over 90 %. Slammet blir da lagringsstabil.

Det oppsamlede slammet fra norsk oppdrett gikk i 2019 hovedsakelig til biogass, gjødselproduksjon samt kompostering og jordforbedring. Dette utgjør fortsatt en stor kostnad for oppdretter, som må betale for å få avhendet slam. Det eksporteres organisk gjødsel som inneholder tørket oppdrettslam (inkludert fosfor) til Vietnam. Innsamlet fosfor i fiskeslam og annet avfall bør i en sirkulær økonomi erstatte råfosfat fra gruver som i dag brukes som fosforgjødsel for mat- og fôrproduksjon. Med dagens kostnadsbilde vil håndtering av fiskeslam koste så mye at verdien av fosfor alene, sammenlignet med prisen på råfosfat eller diammoniumfosfat på om lag 9–10 NOK/kg P, ikke er bedriftsøkonomisk lønnsomt. Pyrolyse er per tiden ikke en aktuell anvendelse for slam, da det ikke er marked for biokoks.

Det er mulig og tillatt å utnytte organisk materiale og næringsalter som næringssubstrat for nye biologiske produksjoner av alger, bakterier, grønnsaker og sopp. Fototrof og heterotrof produksjon av encelleprotein er mulig og det er utviklet mange kommersielle produksjonskonsepter, selv om slam ikke er et optimalt substrat. Næringsalter har et stort potensial for dyrking av grønnsaker og alger i akvaponiske systemer, men har ikke fått kommersielt gjennomslag i Norge. Slam kan brukes til dyrking av sopp, men produsent må dokumentere matvaresikkerhet.

Børstemark er godt egnet for landbasert produksjon basert på slam som fôrsubstrat, som kan gi ytterligere verdiskaping og utgjøre et viktig bidrag til å skape en bærekraftig utnyttelse av sidestrømmene fra landbasert oppdrett. Slam kan også være egnet som fôrsubstrat for reker. Dagens regelverk tillater imidlertid ikke bruk av faeces som fôrsubstrat til dyr eller insekter.

Det er et pågående revisjonsarbeid med å endre gjødselvareregelverket i Norge. Underliggende direktorater har i 2018 levert endring til forskrift om organisk gjødsel. Det er foreslått en positivliste for råvarer, men slam fra marine akvakulturanlegg står ikke på slik positivliste. I Forordning EF nr 1009/2009 angående CE-merket gjødsel er ikke marint fiskeslam tatt inn som aktuell råvare. For å kunne ta inn slam som råvare, er det nødvendig med en omfattende dokumentasjon av biosikkerhet ved endring av dagens regelverk.

Delrapport 4 – Klima

Denne delrapporten tar for seg forhold knyttet til klimaendringer. Arbeidet er kvalitativt og belyser i generelle trekk de viktigste endringene i miljøbetingelser langs kysten som følge av klimaendringer.

Havet blir direkte påvirket av atmosfæriske klimaendringer ved at sjøtemperaturen stiger og at vannet blir surere. Samtidig har den globale oksygenkonsentrasjonen i havet sunket de siste seksti årene, og modeller antyder en betydelig videre nedgang innen 2100. Avhengig av andre lokale forhold vil dette påvirke forholdene for havbruk. Temperaturøkningen er raskere i nordlige områder enn lenger sør, og dette vil få konsekvenser for norskekysten. Studier antyder at den norske havbruksnæringen er sensitiv og lite tilpasningsdyktig til klimaendringer, mye på grunn av liten diversitet i produksjonen. En moderat temperaturøkning kan være en fordel, mens for høye temperaturer vil føre til dårlig vekst og død. Andre forhold som endrer seg med temperaturøkning er når, hvor og hvor mye ferskvann som tilføres kystfarvannene fra elver og land. Dette har betydning for algeoppblomstringer og planktondynamikk langs

kysten, herunder skadelige algeoppblomstringer, og for lysforholdene i kystvannet. Dette påvirker forholdene for fisk i åpne sjøanlegg. Det er sannsynlig at produksjonssyklusen i sjøfasen vil bli kortere. Dette vil føre til endringer i profilen for utslipp av oppløste næringssalter og slam fra åpne sjøanlegg. Følgelig vil effektene av utslippene endre seg, og potensialet for å utnytte dem likeså. Eksisterende modellsimuleringer av klimaet i havet langs norskekysten er for grove til å kunne brukes i lokale vurderinger av effekter av klimaendringer. Som følge av dette vet vi lite om konkrete verdier for temperaturendringer eller andre forhold som har innvirkning på fiskeoppdrett. Dette er et viktig kunnskapshull.

Abstract

This is the main report for the project *Knowledge and experience mapping on the effects of and opportunities for utilization of organic material and nutrients from aquaculture*, financed by the Fisheries and Aquaculture research funding (project no. 901572). The report is divided into four sub-reports: Sub-report 1 Quantification of emissions, Sub-report 2 Effects of emissions, Sub-report 3 Utilization of nutrients and Sub-report 4 Environmental effects.

Main findings:

- The total emissions from fish farms to Norwegian coastal waters in 2019 are estimated at 224 000 tonnes of carbon, 66 000 tonnes of nitrogen and 14 000 tonnes of phosphorus. In addition, smolt farms contributed with 3 219 tonnes of carbon, 925 tonnes of nitrogen and 149 tonnes of phosphorus.
- Emissions of dissolved organic and inorganic compounds from aquaculture are assumed to be the largest man-made source of emissions for dissolved nutrients in Norway, but the emissions are modest in relation to the natural occurring levels.
- Like other nature-based industries organic emissions from salmon farming affect many species and different habitat types in a number of ways. For many of the species or habitat types that are affected, the total effect will be limited. Based on what is known, there is little reason to believe that the effects will be so high that many species are affected at population level, or that endangered or vulnerable habitat types will be lost in Norway. Local negative effects on species and habitats will however occur.
- In 2019, sludge from Norwegian fish farming mainly went to biogas, fertilizer production as well as composting and soil improvement. This constitutes a large cost for the breeder, who must pay to have the sludge disposed. Organic fertilizers containing dried farmed sludge (including phosphorus) are exported to Vietnam.
- It is possible and legal to utilize organic material and nutrients as a nutrient substrate for new biological productions of algae, bacteria, vegetables, and fungi. Sludge from aquaculture is a well-suited feed substrate to produce polychaete worms, but regulations must be changed if such production is to be carried out.
- Phosphorus in fish sludge and other waste should in a circular economy replace raw phosphate from mines that are currently used as phosphorus fertilizer for food and feed production, but the current cost picture does not make it economically profitable to recycle phosphorus alone. Pyrolysis is currently not a current application for sludge, as there is no market for biocoke.
- The ocean is directly affected by atmospheric climate change as sea temperatures rise, the ocean becomes more acidic, global oxygen concentrations fall and the amount of fresh water supplied to coastal waters from rivers and land changes. This is important for algae blooms and plankton dynamics along the coast, including harmful algae blooms, and the light conditions in the coastal waters.
- Studies indicate that the Norwegian aquaculture industry is sensitive and not very adaptable to climate change, largely due to small diversity in production. There is a need for detailed model simulations of how the climate in the sea along the Norwegian coast will change.

Sub-report 1 Quantification of emissions quantifies the discharges of organic material and nutrients from smolt farms and open cagebased fish farms. The task has been to quantify feed waste, faeces and nutrient emissions. The report does not quantify or assess emissions of chemicals or pharmaceutical products or assess their significance. Much of the work done here is based on previous work (e.g., Wang et al. 2012, FHF project 901178). However, since these papers were published, the production of salmon and rainbow trout has increased. The land phase for salmon has been extended. The aquaculture industry is no longer managed by each county due to the introduction of the traffic light system in 2017. Therefore it's relevant to look at the distribution and quantification of emissions. The emissions are assessed based on the production of salmon and rainbow trout. The production of other fish species accounts for less than one percent of aquaculture production in Norway. This does not mean that emissions from other fish species are the same or that they cannot have a local impact on the environment. This means, however, that the contributions from other fish species are relatively small compared with the emissions from an entire production area.

The discharges are roughly distributed over two types of recipients: 1) protected fjord and coastal areas; 2) more exposed coastal areas. The carrying capacity of these recipients is assumed to be different, and the effect per unit discharge may vary between them. The classification of individual farms within these categories is made subjectively based on location. No oceanographic or other assessments of individual farms have been made. No considerations are made at farm level, nor is data used at farm level, apart from publicly available information on the maximum permitted biomass (MTB). The positions of individual farms are plotted to illustrate a comprehensive geographical distribution of the facilities, and not to take a position on production conditions at the individual farms or what effects production can have on the environment. This has not been part of the assignment. The emissions are compared with emissions from other anthropogenic sources. Time and seasonal aspects of the emissions are highlighted. This is important for the work in the other sub-reports. This sub-report does not address any positive or negative effects on the ecosystem. No assessments are made of the carrying capacity in the various production areas.

Sub-report 2 Effects of organic emissions from aquaculture in Norway – a knowledge summary provides a knowledge summary regarding environmental effects caused by discharge of organic material and nutrients from salmon aquaculture.

Organic discharge from salmon aquaculture affects many species and habitats in a variety of ways, as do all industries based on natural resources. The total effect will be minor for many species and based on existing knowledge, there is little reason to believe that the effects will be large enough to affect most species on population level, or that threatened or vulnerable ecosystems will be lost in Norway. From what we know of different stressors, the effect of organic discharge will mainly be local, but it is also important to point out that a lack of knowledge in general does not mean that there are no negative effects.

Organic discharge affects the environment around a fish farm in many ways. Discharge of biofouling from fish farm equipment can theoretically affect resident fish when the cages are cleaned, and in the long run also the benthic environment underneath the farms by sedimentation of the biomass. It is difficult to quantify these effects and the lack of knowledge makes it challenging to thoroughly evaluate the potential effects.

Discharge of dissolved organic compounds (DOC) and dissolved inorganic compounds (DIC) from aquaculture is presumed to be the largest human source of aquatic emission of dissolved nutrients in Norway, but the emission is modest in comparison to naturally occurring levels. Discharge of DOC represents a smaller part of the emission; it has a long life cycle and is not presumed to be of much importance for the environmental conditions around the farm. Discharge of DIC is much larger, but with the present production volume it will not increase the risk of reducing the environmental conditions on a regional scale, even if local effects likely may occur. The knowledge about how discharge of nutrients is connected to effects on species

and ecosystems is lacking and it is uncertain if, and to what degree, a negative effect exists today or will occur in an increased production level in the future.

Discharge of particulate organic matter (POM) may affect a range of species, both benthic and pelagic, as well as different nature types. The effect occurs mainly by consumption of waste feed or that waste feed and faeces settle on the bottom underneath the fish farm. The effects on benthic organisms are assessed in the risk-report for Norwegian aquaculture 2019 from the Institute of Marine Research (Grefsrud et al.). The conclusion is that there is a low risk for further unacceptable effects on the bottom conditions due to POM discharge in all production areas. The risk for unacceptable environmental effects on hard bottoms is assessed as moderate, while the risk for soft bottoms are considered as low. Even if the total risk is considered low, the effect on some individual locations may be substantial.

It has been shown that fish and other organisms that utilises waste feed may be negatively affected as this is not their natural diet or because the waste feed contains medicines that are harmful for some organisms. It has so far not been documented that such effects will have substantial negative environmental effects on population level or over larger geographical areas. However, it is challenging to investigate this type of issues as it would require large efforts and long-time series of data to be able to separate effects of organic discharge from other factors. This means that even if effects at population level is not documented, it does not mean that there are no effects. Waste feed can affect local fisheries by attracting wild fish to fish farms rather than staying at the traditional fishing grounds. Fish eating waste feed may also have reduced meat quality compared to fish on a natural diet. The potential for reduced quality in wild fish due to a waste-feed diet has been investigated in several studies. No substantial average differences have been detected in taste or quality between fish that has been eating waste feed and fish on a natural diet, but a few studies imply reduced quality in some of the saithe feeding on waste feed.

The environmental effects of organic matter from land-based fish farms has been very sparingly investigated and this knowledge summary has therefore focused on the effects of ocean based farming. Even if discharge of organic matter from fish farms leads to environmental effects, this is only partly taken into consideration in the present national management system and sustainability assessments. Therefore, there is a need for a more comprehensive system to evaluate environmental sustainability in aquaculture that also considers organic discharge and that will give a more complete picture of the effects such stressors might have on the coastal ecosystems.

Sub-report 3 Opportunities for utilization of emissions of organic material and nutrients from aquaculture provides status of how the nutrients from aquaculture are utilized today and reviews the most relevant future uses of organic material and nutrients.

Organic material from farming consists of feed residues and faeces from the fish and is often referred to as sludge. Nutrients from aquaculture include mainly nitrogen in form of ammonium, nitrate, nitrite, and phosphorus (phosphate) in form of dissolved inorganic compounds formed during fish metabolism, in biological treatment in land-based recycling aquaculture systems (RAS), and in the dissolution of faeces and feed residues in water.

The main reason for the increased quantities of available sludge from aquaculture in Norway is the introduction of the treatment requirement for land-based aquaculture facilities and the strong development of new hatchery facilities over the past 15 years.

In Sub-report 1 (Broch & Ellingsen, 2020), the total emissions from fish farms to Norwegian coastal waters in 2019 are estimated at 224 000 carbon, 66 000 tonnes of nitrogen and 14 000 tonnes of phosphorus. In addition, hatcheries contributed to 3 219 tonnes of carbon, 925 tonnes of nitrogen and 149 tonnes of

phosphorus, assuming a degree of purification of 50 %. Aas and Åsgård (2017) have calculated that 535 412 tonnes of sludge are released from salmon farming in the sea, divided into 355 602 tonnes of faeces and 179 540 tonnes of feed waste, as well as 10 716 tonnes of sludge from hatchery production, divided into 6 768 tonnes of feed waste and 3 948 tonnes faeces.

Nutrients, in the form of organic compounds and dissolved inorganic compounds that are collected or available for utilization, originates mainly from land-based smolt production of salmon and trout. Requirements for water quality in land-based RAS facilities and the Pollution Control Act's rules on wastewater treatment make it necessary to filter out organic compounds from production water and wastewater as sludge. This must be treated in accordance with current rules on disposal and this currently constitutes a challenge and cost for the fish farmer, at the same time as it constitutes an opportunity for new business activities. From RAS, nutrient inorganic compounds in the form of total ammonium nitrogen (TAN) and nitrate are available for utilization from production water or wastewater. Nutrients from open cage systems in the sea are very demanding to collect. Closed facilities at sea are currently only run in a small scale commercially, at the pilot stage or as innovation projects related to development licenses.

The degree of treatment of sludge depends on which utilization purpose is chosen. It can be concentrated and dewatered to about 10–20 % before it is transported wet for utilization or it can be further dried at site. There has been developed several commercial technology solutions for drying of sludge to dry residue above 90 %. The sludge then becomes stable for storage.

In 2019 sludge from Norwegian fish farming mainly went to biogas, fertilizer production as well as composting and soil improvement. This still constitutes a large cost for the breeder, who must pay to have the sludge disposed. Organic fertilizers containing dried farmed sludge (including phosphorus) are exported to Vietnam. Phosphorus in fish sludge and other waste should in a circular economy replace raw phosphate from mines that are currently used as phosphorus fertilizer for food and feed production. With the current cost for handling of fish sludge, the value of phosphorus alone, compared with the price of raw phosphate or diammonium phosphate of about 9–10 NOK / kg P, is not economically profitable. Pyrolysis is currently not a current application for sludge, as there is no market for biocoal.

It is possible and legal to utilize organic material and dissolved nutrients as a nutrient substrate for new biological productions of algae, bacteria, vegetables and fungi. Phototrophic and heterotrophic production of single-cell protein is possible and many commercial production concepts have been developed, although sludge is not an optimal substrate. Nutrients have a great potential for growing vegetables and algae in aquaponic systems but have not had an impact in Norway commercially. Sludge can be used for growing mushrooms, but the manufacturer must document food safety.

Polychaete worms are well suited for land-based production based on sludge as a feed substrate, which can provide additional value creation and make an important contribution to creating a sustainable utilization of the side streams from land-based farming. Sludge may also be suitable as a feed substrate for shrimp. However, current regulations do not allow the use of faeces as a feed substrate for animals or insects.

There is an ongoing work to change the fertilizer regulations in Norway. In 2018, the underlying directorates submitted an amendment to the regulations on organic fertilizers. A positive list has been proposed for raw materials, but sludge from marine aquaculture facilities is not on such a positive list. Regulation EC No. 1009/2009 regarding CE-marked fertilizers does not include marine fish sludge as a relevant raw material. To be able to include sludge as a raw material, it is necessary to have comprehensive documentation of changes in biosafety compared to current regulations.

Sub-report 4 – Climate addresses issues related to climate change. The work is qualitative and sheds light on the most important changes in environmental conditions along the coast as a result of climate change. The ocean is directly affected by atmospheric climate change with rise in sea temperatures and ocean acidification. At the same time, the global oxygen concentration in the ocean has decreased over the last sixty years, and models indicate a significant further decline by 2100. Depending on other local conditions this will affect the conditions for aquaculture. The temperature rise is faster in northern areas than further south, and this will have consequences for the Norwegian coast. Studies suggest that the Norwegian aquaculture industry is sensitive and not very adaptable to climate change, largely due to small diversity in production.

A moderate temperature increase can be an advantage, while too high temperatures will lead to poor growth and death. Other conditions that change with increasing temperature are when, where, and how much fresh water is supplied to the coastal waters from rivers and land. This is important for algae blooms and plankton dynamics along the coast, including harmful algae blooms, and for the light conditions in the coastal waters. This affects the conditions for fish in open sea cages. It is likely that the production cycle in the sea phase will shorten. This will lead to changing amounts of discharges of dissolved nutrients and sludge from open sea cages. Consequently, the effects of the emissions will change, and so will the potential for exploiting them. Existing model simulations of the climate in the sea along the Norwegian coast are too rough to be used in local assessments of the effects of climate change. As a result, we know little about specific values for temperature changes or other conditions that have an impact on fish farming. This is an important knowledge gap.



Teknologi for et bedre samfunn

www.sintef.no

2020:00342 - Åpen

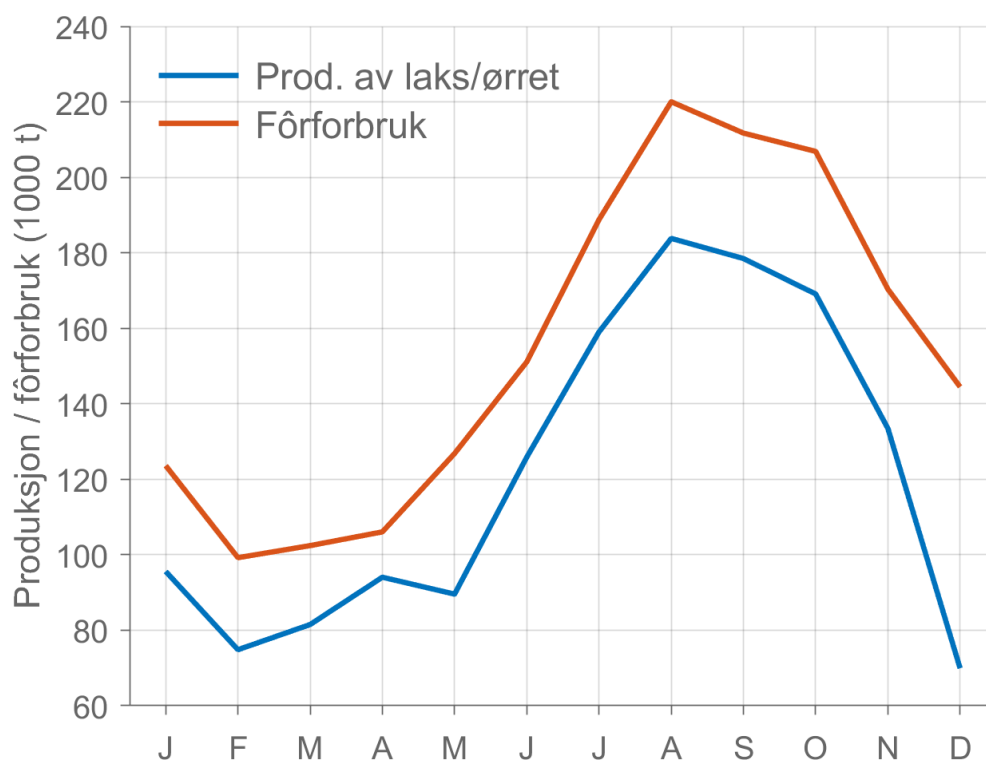
Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

Delrapport 1 - Kvantifisering av utslipp

Forfatter(e)

Ole Jacob Broch, Ingrid Ellingsen



UTARBEIDET AV
Ole Jacob Broch

KONTROLLERT AV
Aleksander Handå

GODKJENT AV
Ute Brønner

Postadresse:
www.sintef.no

Foretaksregister:

EMNEORD:
Havbruk, næringssalter,
organiske utslipp, matfisk

Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk

Delrapport 1 - Kvantifisering av utslipp

VERSJON
1

DATO
31. mars 2020

FORFATTER(E)
Ole Jacob Broch, Ingrid Ellingsen

OPPDRAGSGIVER(E)
FHF

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
Kjell Maroni

PROSJEKT
302005212

ANTALL SIDER OG VEDLEGG
41

SAMMENDRAG

Dette er en delrapport i prosjektet "Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringssalter fra havbruk" finansiert av FHF (prosjektnummer 901572). Her kvantifiseres utslippene av organisk material og næringssalter fra sette- og matfiskanlegg til sjø. Oppdraget har vært å kvantifisere forspill, fekalie- og næringssaltutslipp.

RAPPORTNUMMER
2020:00342

ISBN
978-82-14-06291-5

GRADERING
Åpen

GRADERING DENNE SIDE
Åpen



Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
0.1	2020-03-06	Første utkast. Ikke komplett. Ikke KS
0.2	2020-03-30	Oppdatert til KS
0.3	2020-03-31	Kvalitetssikret versjon til kunde for tilbakemelding
1	2020-03-31	Kvalitetssikret og godkjent versjon til kunde for tilbakemelding

Innhold

1	Innledning	5
2	Metoder	5
2.1	Tall for fôrforbruk og produksjon	5
2.2	Utslipp fra andre antropogene kilder	5
2.3	Havmodellering	6
2.4	Massebalansemodell	6
2.4.1	Fôrspill F_W	7
2.4.2	Fôrsammensetning F_X	7
2.4.3	Assimilerings effektivitet og fekalier $E_{A,X}$	7
2.4.4	Retensjon og ekskresjon $E_{G,X}$	8
2.4.5	Løselighet av ulike komponenter i fôr og fekalier S_X	8
2.4.6	Gjennomføring av beregningene	8
2.5	Fordeling av fôrforbruk og utslipp	9
2.5.1	Matfisk	9
2.5.2	Settefisk	9
3	Resultater og diskusjon	10
3.1	Oppdrettsproduksjon i Norge	10
3.2	Kvantifisering av utslipp fra havbruk, oversikt	10
3.3	Kvantifisering av utslipp over produksjonsområder og sesong	11
3.3.1	Produksjonsområde 1	14
3.3.2	Produksjonsområde 2	15
3.3.3	Produksjonsområde 3	16
3.3.4	Produksjonsområde 4	17
3.3.5	Produksjonsområde 5	18
3.3.6	Produksjonsområde 6	19
3.3.7	Produksjonsområde 7	20
3.3.8	Produksjonsområde 8	21
3.3.9	Produksjonsområde 9	22
3.3.10	Produksjonsområde 10	23
3.3.11	Produksjonsområde 11	24
3.3.12	Produksjonsområde 12	25
3.3.13	Produksjonsområde 13	26
3.4	Sammenligning av havbruksutslipp med andre kilder	28
3.4.1	Antropogene utslipp	28
3.4.2	Naturlige næringssalter i havet	29
3.5	Spredning, fortykning og deponering av utslipp	29
3.5.1	Oppløste næringssalter	29
3.5.2	Partikulært material	30
3.6	Usikkerhet og sensitivitet	31
3.7	Kunnskapsbehov	31
	Referanser	32
	Appendix A. Geografisk fordeling av indre og ytre anlegg	35

1 Innledning

Dette er en delrapport i prosjektet Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringssalter fra havbrukfinansiert av FHF (prosjektnummer 901572). Her kvantifiseres utslippene av organisk material og næringssalter fra sette- og matfiskanlegg til sjø. Oppdraget har vært å kvantifisere fôrspill, fekalie- og næringssaltutslipp. Det har ikke vært innen oppdraget å kvantifisere eller vurdere utslipp av kjemikalier eller farmasøytiske produkter eller å vurdere betydningen av disse.

Mye av arbeidet som gjøres her er basert på tidligere arbeider (f.eks. Wang et al. 2012, FHF-prosjekt 901178). Siden disse arbeidene ble publisert har imidlertid produksjonen av laks og regnbueørret økt. Landfasen for laks er forlenget. Innføringen av trafikklyssystemet i 2017 har også ført til at havbruksnæringen ikke lenger forvaltes fylkesvis. Dermed er det relevant å se på fordelingen og kvantifiseringen av utslippene på nytt.

Utslippene vurderes ut fra produksjonen av laks og regnbueørret. Produksjonen av andre fiskeslag utgjør mindre enn én prosent av akvakulturproduksjonen i Norge. Dette betyr ikke at utslipp fra andre fiskeslag er like eller at de ikke kan ha lokal innvirkning på miljøet. Det betyr imidlertid at bidragene fra andre fiskeslag er relativt små sammenlignet med utslippene fra et helt produksjonsområde.

Utslippene er grovt fordelt over to typer resipienter: 1) beskyttede fjord- og kystområder; 2) mer eksponerte kystområder. Bæreevnen til disse resipientene antas å være ulik, og effekten per enhet utslipp kan variere mellom dem. Klassifiseringen av enkeltanlegg innen disse kategoriene er gjort subjektivt ut fra plassering. Det er ikke gjort oseanografiske eller andre vurderinger av enkeltanlegg.

Det gjøres ikke betraktninger på anleggsnivå, og det er heller ikke brukt data på anleggsnivå, bortsett fra offentlig tilgjengelig informasjon om maksimalt tillatt biomasse (MTB). Posisjonene til enkeltanlegg er tegnet inn for å illustrere en helhetlig geografisk fordeling av anleggene, og ikke for å ta stilling til produksjonsforhold ved det enkelte anlegg eller hvilke effekter produksjonen kan ha på miljøet. Dette har ikke vært en del av oppdraget.

Utslippene blir sammenlignet med utslipp fra andre antropogene kilder. Tids- og sesongaspekter ved utslippene blir belyst. Dette har betydning for arbeid i de andre delrapportene.

I denne delrapporten tas det ikke stilling til eventuelle positive eller negative effekter på økosystemet. Det gjøres heller ingen vurderinger av bæreevnen i de ulike produksjonsområdene. En vurdering av økosystemeffekter av utslippene blir gitt i delrapport 2, teknologier og muligheter for utnyttelse i delrapport 3 og aspekter knyttet til klimaendringer i delrapport 4.

2 Metoder

Arbeidet er basert på offentlig tilgjengelig statistikk, publisert vitenskapelig tidsskriftlitteratur og rapporter og havmodeller. Videre er det brukt en enkel massebalansemodell (Wang et al., 2012, 2013) til å kvantifisere utslippene.

2.1 Tall for fôrforbruk og produksjon

Tallene for fôrforbruk, plassering av anlegg og produksjon med mer som er brukt som utgangspunkt er hentet fra Fiskeridirektoratets offisielle data Fiskeridirektoratet (2020). Alle data er hentet ut 11. februar 2020.

2.2 Utslipp fra andre antropogene kilder

Utslipp fra andre antropogene kilder som jordbruk, industri og den generelle befolkningen er basert på NIVAs TEOTIL-rapporter (Selvik and Sample, 2017).

2.3 Havmodellering

Konsentrasjoner av naturlig forekommende nitrogen er estimert fra resultater fra havmodellsystemet SINMOD (www.sintef.no/sinmod). Modellen beregner verdier av fysiske og biologiske variabler i havet, slik som havstrømmer, temperatur, planteplanktonkonsentrasjoner og næringsalter (Wassmann et al., 2006). Modellområder for norskekysten i 800 m oppløsning er benyttet. Detaljer rundt modelloppsett og gjennomføring av simuleringene, inkludert atmosfærisk pådrag og ferskvannsavrenning fra land, er gitt i Broch et al. (2019). Beregning av flukser og omsetning av nitrogen i produksjonsområdene er gjennomført i dette prosjektet basert på disse tidligere simuleringene.

2.4 Massebalansemodell

Til å beregne utslippene er det brukt en enkel massebalansemodell (fig. 1). Denne er i all hovedsak basert på Wang et al. (2012). Noen av parametrene i modellen er revidert basert på Wang et al. (2013) og Aas et al. (2019) og noe annen nyere litteratur. Aas et al. (2019) tegner for øvrig et oppdatert bilde av utnyttelsen av fôrressursene i norsk laksenæring, og spesielt drøftes andelen av fôrressursene som faktisk går til menneskelig føde. Dette siste er ikke så viktig for utslippene fra næringen isolert sett, men det er et viktig perspektiv på ressursutnyttelse.

Grunnidéen bak massebalansemodeller er å unngå kompliserte beregninger knyttet til detaljerte metabolske prosesser i fisken (eller i andre dyr for den saks skyld), men heller fokusere på hvor mye av et gitt stoff som finnes i føret og hvor mye som blir igjen i fisken. Massebevaringsprinsippet forteller oss at materie ikke kan forsvinne, og dermed må differansen slippes ut til omgivelsene. Så er spørsmålet hvilken form dette utslippet antar. Her tar vi hensyn til tre former for utslipp

1. fôrspill, altså fiskefôr som ikke blir spist;
2. skit;
3. eksresksjon (f.eks. gjennom respirasjon).

Skit og fôr som ikke blir spist antas å slippes ut som partikulært organisk material, og vi følger karbonet, nitrogenet og fosforet gjennom henholdsvis POC (Particulate organic Carbon) PON (- Nitrogen) eller POP (- Phosphate). Eskresjonsprodukter antas å slippes ut som oppløste uorganiske forbindelser: oppløst inorganisk karbon (DIC (CO₂)), oppløst inorganisk nitrogen (DIN) eller oppløst inorganisk fosfor (DIP). For laks og ørret slippes DIN hovedsakelig ut i form av ammonium (NH₄⁺) og ammoniakk (NH₃), mens DIP slippes ut i form av f.eks. fosfat (PO₄³⁻). En viss andel av POC, PON og POP løses opp til oppløst organisk material DOC (“dissolved organic carbon”), DON og DOP.

$$PO_X = F \cdot F_X (F_W + (1 - F_W)(1 - E_{A,X})) (1 - S_X). \quad (1)$$

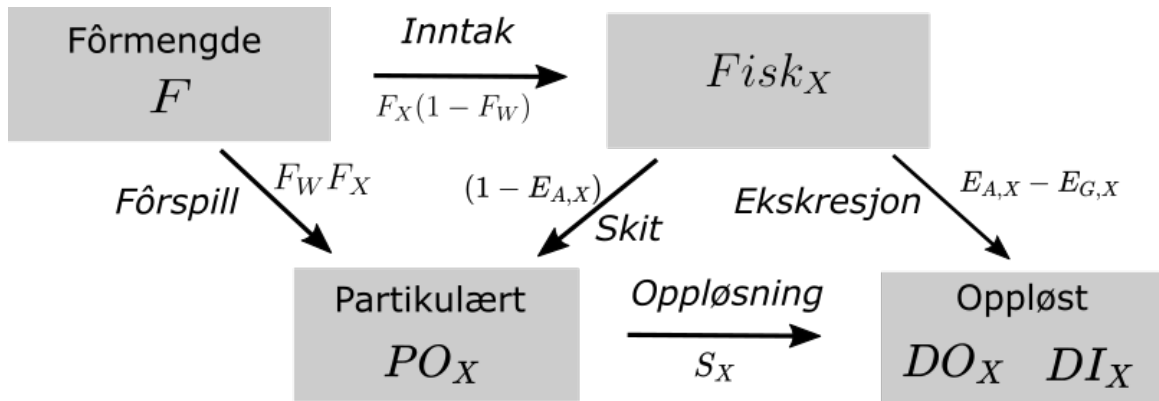
$$DO_X = F \cdot F_X (F_W + (1 - F_W)(1 - E_{A,X})) S_X. \quad (2)$$

$$Fisk_X = F \cdot F_X (1 - F_W) E_{G,X}. \quad (3)$$

$$DI_X = F \cdot F_X (1 - F_W) (E_{A,X} - E_{G,X}) \quad (4)$$

Figur 1 viser skjematisk hvordan disse massebalansene fremkommer. En detaljert gjennomgang, med litt annen notasjon, blir gitt i Wang et al. (2012).

Tabell 1 gir en oversikt over parameterverdiene som er brukt i modellen. En nærmere begrunnelse for valgene av disse gis i de følgende delavsnittene. Gu (2019) gir et god oversikt over ulike tall fra litteraturen.



Figur 1: Massebalanse for utslipp av partikulært karbon, nitrogen og fosfor. Se symbolforklaringene i tabell 1. X betegner her karbon (C), nitrogen (N) eller fosfor (P). En følger X og beregner mengden i neste rute ved å multiplisere massen i en rute med faktoren tilhørende hver av pilene fra ruten. For eksempel: bidraget til PO_C via skit beregnes som $F F_C(1 - F_W)(1 - E_{A,C})$. Se ligningene (1 - 4). I karbontilfellet må "DIC" tolkes som utslipp av CO_2 gjennom respirasjon.

2.4.1 Fôrspill F_W

En "standardverdi" for fôrspill (altså fiskefôr som ikke blir spist) er 3 % (Reid et al., 2009). Denne er også brukt i Wang et al. (2012, 2013). Andre faktorer som er brukt tidligere er 5 % (Broch et al., 2017). Bakgrunnen for det mye brukte "3 % fôrspill" kan være Cromey et al. (2002). Fôrspill på 3 – 5 % kan synes lave i forhold til Ballester-Moltó et al. (2017) som viser til verdier på 8 – 50 %. Noe av forskjellene kan forklares ut fra hvilken art det er snakk om og hvilke teknologier som benyttes. I Torrison et al. (2016) skiller det mellom tapte fôrpellets (6,45 %) og "fôrstøv" (finpartikulært fôrspill) (0,98 %) med utgangspunkt i tall for 2012. Dette gir et totalt fôrspill på 7,42 %. I beregningene som er gjort her, er det brukt et spenn av verdier fra 1 til 10 % (tabell 1).

2.4.2 Fôrsammensetning F_X

Sammensetningen av laksefôr har endret seg betydelig de siste årene, spesielt fordi det brukes en stor andel av terrestrisk planteprotein i fôret. Aas et al. (2019) gir et oppdatert bilde av massebalansen i et ressursperspektiv med utgangspunkt i tall fra det største fôrproducentene fra 2016. Dette er de mest komplette, oppdaterte tallene som er tilgjengelige.

Det er grunnstoffene karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) som blir fulgt her. Wang et al. (2013) rapporterer et karboninnhold i laksefôret på 51,9 til 55 %.

Wang et al. (2012, 2013) bruker et nitrogeninnhold på 5,5 til 7,2 %. Torrison et al. (2016) opererer med 5,68 % nitrogen i fôret. Aas et al. (2015) fant et nitrogeninnhold på 6,2 til 6,7 %.

Aas et al. (2019) rapporterer et fosforinnhold i fôret på 1,3 % mot 1,2 % i Wang et al. (2012). Wang et al. (2013) bruker 0,64-1%. Andre tall som er brukt i tilsvarende beregninger er 0,91 % (Torrison et al., 2016) og 0,95 til 0,99 % (Aas et al., 2015). I beregningene her, er det brukt et intervall fra 0,64 til 1,3 %.

Det kan knyttes en viss usikkerhet til protein- og nitrogeninnhold siden det benyttes ulike konverteringsfaktorer mellom nitrogen og protein. Standardverdien er protein/nitrogen = 6,25.

2.4.3 Assimilerings effektivitet og fekalier $E_{A,X}$

Assimilerings effektiviteten for et stoff er den andelen av stoffet som blir spist som blir assimilert i tarmen. Ulike komponenter blir assimilert i ulik grad. Wang et al. (2012) brukte assimileringseffektiviteter for karbon, nitrogen og fosfor på henholdsvis 0,8, 0,85 og 0,5. Aas et al. (2015) fant 0,89 til 0,9 for nitrogen og 0,41 til

Tabell 1: Oversikt over parameterverdier som er brukt i massabalanseregningene for matfisk i sjø. Referanser er angitt i teksten.

Parameter	Matematisk symbol	Numerisk Intervall
Mengde fôr brukt	F	-
Fôrspill	F_W	0,01 – 0,1
Løselighet av POC	S_C	0,1 – 0,2
Løselighet av PON	S_N	0,1 – 0,2
Løselighet av POP	S_P	0,1 – 0,2
C-andel av fôr	F_C	0,519 – 0,55
N-andel av fôr	F_N	0,055 – 0,072
P-andel av fôr	F_P	0,0064 – 0,013
Assimilerings effektivitet for karbon	$E_{A,C}$	0,75 – 0,89
Assimilerings effektivitet for nitrogen	$E_{A,N}$	0,85 – 0,89
Assimilerings effektivitet for fosfor	$E_{A,P}$	0,25 – 0,5
Veksteffektivitet for karbon (retensjon)	$E_{G,C}$	0,4 – 0,46
Veksteffektivitet for nitrogen (retensjon)	$E_{G,N}$	0,43 – 0,49
Veksteffektivitet for fosfor (retensjon)	$E_{G,P}$	0,21 – 0,26

0,48 for fosfor. Torrisen et al. (2016) har tall på 0,89 for karbon, 0,9 for nitrogen og 0,24 for fosfor. Føre et al. (2016) bruker en assimileringseffektivitet for fôret totalt sett på 0,75, uten å spesifisere hvilke komponenter det er snakk om. I beregningene som er gjort her, er det antatt at assimileringseffektiviteten ligger mellom 0,75 og 0,89 for karbon, mellom 0,85 og 0,9 for nitrogen og mellom 0,25 og 0,5 for fosfor.

2.4.4 Retensjon og ekskresjon $E_{G,X}$

Retensjonen eller veksteffektiviteten (Wang et al., 2013) er den andelen av et stoff som blir spist som blir værende igjen i fisken ved slakt: hvor effektivt organismen (fisken) utnytter stoffet. Resultatene i Aas et al. (2019) antyder en veksteffektivitet for fosfat på 0,18 (altså 18 % blir igjen i fisken). Dette er fra et totalt perspektiv, og tar ikke hensyn til for eksempel fôrspill og død fisk. Wang et al. (2013) bruker en veksteffektivitet ($E_{G,X}$) på 0,40 for karbon, 0,43 til 0,46 for nitrogen og 0,24 til 0,26 for fosfor. Fra Torrisen et al. (2016) følger veksteffektivitet på 0,46 for karbon, 0,49 for nitrogen og 0,21 for fosfor. Vi bruker intervaller på 0,40 til 0,46 for karbon, 0,43 til 0,49 for nitrogen og 0,21 til 0,26 for fosfor.

Den andelen som ikke blir skitt ut og ikke sitter igjen i fisken antas å bli sluppet ut som oppløst materiale, hovedsakelig respirasjonsprodukter som karbondioksid (CO_2) og ammonium (NH_4^+).

2.4.5 Løselighet av ulike komponenter i fôr og fekalier S_X

Wang et al. (2012) har antatt at 15 % av det partikulære materialet fra skit og fôrspill umiddelbart blir oppløst. Vi har brukt dette som et utgangspunkt, men med et verdispenn fra 10 til 20 % (Aas and Åsgård, 2017).

2.4.6 Gjennomføring av beregningene

For hver måned og hvert produksjonsområde er det gjennomført 10.000 beregninger, der det i hver beregning velges tilfeldige parameterverdier (uniform fordeling, pseudo-random utvalg) fra intervallene i tabell 1. Det er gjennomsnittsverdier fra disse 10.000 beregningene som blir brukt, med mindre noe annet blir presisert eksplisitt.

Det tas ikke eksplisitt hensyn til temperaturen i beregningene som er gjort her. Temperaturen kommer imidlertid implisitt med gjennom data om fôrforbruk og biomasseutvikling, som til en viss grad er korrelert med temperaturen.

2.5 Fordeling av fôrforbruk og utslipp

Den totale produksjonen av laks og det tilhørende fôrforbruket finnes i Fiskeridirektoratets offisielle statistikker (Fiskeridirektoratet, 2020). Vi har ikke brukt data om fôrforbruket eller produksjonen ved enkeltanlegg. Hensikten med dette arbeidet er heller ikke å vurdere enkeltanlegg, men å kvantifisere utslippene fra akvakulturnæringen fra et helhetlig regionalt og nasjonalt perspektiv. Det er ikke tatt hensyn til annen fisk enn laks og regnbueørret.

2.5.1 Matfisk

Selv om det ikke blir sett på enkeltanlegg her, er det gjort et forsøk på å fordele utslippene over to anleggstyper med tilhørende resipienter: “indre” og “ytre” beliggende anlegg innen et produksjonsområde. Denne inndelingen er gjort ved en grov subjektiv vurdering. Det er ikke lagt til grunn informasjon om strømforhold eller lignende, men det er tatt utgangspunkt i geografisk plassering av anleggene. Primært er det hvorvidt anlegg ligger i eller utenfor fjorder som er brukt som kategorisering. Faktiske eksponeringsforhold har vi ikke sett på. Figurer som viser inndelingen i indre og ytre anlegg for hvert produksjonsområde finnes i appendix A. Det er mye som tyder på at det i fremtiden vil være flere anlegg som ligger eksponert og helt ute i havet, men i dag er et bare ett slikt anlegg (SaLMars Ocean Farm 1).

Innen hvert produksjonsområde har vi fordelt fôrforbruk og produksjon over anleggene som har hatt biomasse i 2019. Denne informasjonen er hentet ut fra Fiskeridirektoratets kartverktøy. Fôrforbruket til hvert enkelt anlegg er vektet ut fra anleggets MTB i forhold til summen av MTB over alle anlegg i produksjonsområdet:

$$\text{fôrforbruk enkeltanlegg} = \text{totalt fôrforbruk i PO} \times \frac{\text{MTB anlegg}}{\text{total MTB i PO}}$$

Hos fiskeridirektoratet (Fiskeridirektoratet, 2020) blir ikke fôrforbruk ved stamfisk, forsknings og undervisnings/visningsanlegg sortert under noen av de 13 produksjonsområdene, men i en egen kategori. Vi har imidlertid fordelt disse utslippene geografisk over produksjonsområdene som følger. Anleggene som er kategorisert *utelukkende* som “forskning” eller “visning/undervisning” er ikke talt med (men fôrforbruket blir da fordelt over andre anlegg); det er totalt åtte slike anlegg. Det er 37 anlegg i sjø som er kategorisert utelukkende som “stamfisk” (og *ikke* matfisk). Disse blir tillagt fôrforbruk ut fra anleggets MTB i forhold til total MTB innen stamfiskkategorien. Dernest blir disse anleggenes geografiske plassering brukt til å sortere dem under produksjonsområdene. Det er i dag (mars 2020) kun ett landbasert matfiskanlegg (Fredrikstad Seafood AS). Dette er tatt med under utslipp fra matfiskanlegg til PO1.

Det kan forekomme avvik mellom de anleggene vi har registret med biomasse og de som offisielt har blitt registrert med biomasse, men det er ikke snakk om mange. Det totale fôrforbruket og produksjonen for hvert produksjonsområde er uansett korrekt, bortsett fra små unøyaktigheter i forbindelse med fordelingen av fôr over de rene stamfiskanleggene.

2.5.2 Settefisk

Fiskeridirektoratet fører ikke statistikk over fôrforbruk i norsk settefiskproduksjon. Det er dermed vanskeligere å estimere utslippene direkte for settefiskproduksjonen enn for matfiskproduksjonen. Den informasjonen som er tilgjengelig er MTB eller maksimalt antall fisk tillatt i settefiskanlegget. I de tilfellene det er rapportert antall fisk, har vi regnet om til MTB ved å anta at den gjennomsnittlige størrelsen på smolten er 80 g (Aas and Åsgård, 2017), selv om det i dag er mange anlegg der smolten står lenger.

For settefisk er det antatt en økonomisk fôrfaktor på 1. Lignende verdier er brukt i for eksempel Hilmarsen et al. (2018). Bak dette ligger det en biologisk fôrfaktor på 0,7 og fôrspill på ca. 30 % (Aas and Åsgård, 2017). Massebalansen for smolt antas å være nokså lik den for større fisk (Rosten, 2015). Vi har imidlertid antatt at andelen nitrogen i fôret ligger på 7,5 % mens fosforinnholdet er på 1,3 %. Veksteffektiviteten/retensjonen for fosfor er satt til 0,3 for å harmonere med Rosten (2015). Assimilerings effektiviteten for fosfor er satt til 0,4 (Aas and Åsgård, 2017). Resten av parametrene i massebalansmodellen er som i tabell 1.

Utslippene fra settefiskanlegg renses i ulik grad, og det er ikke alltid teknologien som benyttes er like effektiv (Rosten, 2015). Vi har ikke hatt tilgang til informasjon om renseteknologien som benyttes ved enkeltanlegg. Kravet er at 50 % av det partikulære materialet skal filtreres bort, men samtidig blir nitrogen og fosfor i liten grad filtrert bort. Vi har antatt at myndighetenes rensekrav blir fulgt, slik at 50 % av det partikulære materialet blir filtrert bort og ikke slippes ut i sjøen.

Vi har ikke fordelt utslippene fra settefiskproduksjonen over måned eller sesong. Vi har heller ikke tatt hensyn til hvilke måneder det er gjort utsett fra settefiskanlegg til matfiskanlegg i sjø. Settefiskproduksjonen fra anleggene er fordelt som slik fôrforbruket ble fordelt innen hvert PO, med den forskjellen at vi har fordelt totalproduksjonen av settefisk for hele landet over enkeltanleggene:

$$\text{produksjon i enkeltanlegg} = \text{total produksjon i Norge} \times \frac{\text{MTB anlegg}}{\text{total MTB i Norge}}.$$

Stamfisk, forsknings- og (under)visningsanlegg er tatt med.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Oppdrettsproduksjon i Norge

Lakseproduksjonen i Norge økte tilnærmet eksponentielt fra 1998 til 2007 med en årlig spesifikk vekstrate på 0.0795 (figur 3). Fra 2012 har den årlige produksjonen variert noe fra år til år, men har holdt seg ganske stabil. For å vurdere de totale utslippene av næringssalter og organiske material fra oppdrett, må man se på det totale fôrforbruket, og spesielt den økonomiske fôrfaktoren snarere enn den biologiske/metabolske fôrfaktoren. Den økonomiske fôrfaktoren (economic feed conversion ration) eFCR er gitt ved

$$eFCR = \frac{\text{total mengde fôr brukt}}{\text{total mengde laks produsert}}. \quad (5)$$

Denne faktoren tar hensyn til fôrtap og fôr brukt til produksjon av død fisk. De siste femten årene har den økonomiske fôrfaktoren ligget mellom 1,2 og 1,3 bortsett fra i 2009 og 2017 (figur 3). Det er også verdt å merke seg at eFCR gikk noe ned fra 2018 til 2019 til tross for stor dødelighet som følge av oppblomstringen av giftalgen *Chrysochromulina leadbeateri* i Nordland og Sør-Troms i mai/juni i fjor (2019).

Fôrfaktoren ser ut til å øke med fiskestørrelsen (Wang et al., 2013). Fra et totalperspektiv er imidlertid ikke dette så viktig da vi kun ser på totalt fôrforbruk i forhold til total produksjon.

3.2 Kvantifisering av utslipp fra havbruk, oversikt

Basert på beregningene beskrevet ovenfor, var de totale utslippene fra matfiskanlegg til norsk kystvann i 2019 på omtrent 224 000 t karbon, 66 000 t nitrogen og 14 000 t fosfor (tabell 2). I tillegg bidro settefiskproduksjonen med 3219 t karbon, 925 t nitrogen og 149 t fosfor. Utslippene fra settefiskanleggene utgjorde bare en liten del av de totale akvakulturutslippene.

Til sammenligning oppgir Selvik and Sample (2018) utslipp på 10 350 t fosfor og 59 962 t nitrogen fra norsk akvakultur i 2017, mens Torrisen et al. (2016) har kommet frem til 10 100 t fosfor og 44 500 t nitrogen i 2012. Spesielt tallene for nitrogen fra Selvik and Sample (2018) stemmer godt med herværende tall all den tid laksproduksjonen økte med ca. 10 % fra 2017 til 2019. Forskjellene i fosfor kan skyldes assimileringseffektiviteten for fosfor som er antatt i våre beregninger (tabell 1). Torrisen et al. (2016) diskuterer også potensialet for at fisken absorberer oppløst fosfor fra vannet omkring. Her er det altså en del usikkerhet.

Dersom det ikke ble antatt noen form for rensing, ville fosforutslippet fra settefiskanlegg beløpe seg til 251 t, som passer godt med 225 t i Aas and Åsgård (2017) og en noe høyere produksjon i 2019 enn i 2017.

Figur 5 og tabell 2 inneholder mer detaljert informasjon om utslippene i Norge under ett.



Figur 2: De tretten produksjonsområdene for havbruk i Norge.

3.3 Kvantifisering av utslipp over produksjonsområder og sesong

Tidligere ville det vært naturlig å inndelegge utslippene geografisk etter fylker (Wang et al., 2012; Torrisen et al., 2016). Alternativt kunne man brukt de seks økoregionene eller forvaltningsplanområder. Etter innføringen av produksjonsområdene og trafikklyssystemet er det naturlig å bruke produksjonsområdene. Fiskeridirektoratets statistikk forholder seg til disse, og de er også basert på oseanografiske betraktninger (Ådlandsvik, 2015). Det er primært vurderinger rundt smittepress for lakselus som ligger til grunn for etableringen av produksjonsområdene. Utslipp av oppløste næringssalter, for eksempel, forvaltes ikke direkte innen trafikklyssystemet, men kommer inn under EUs vanddirektiv.

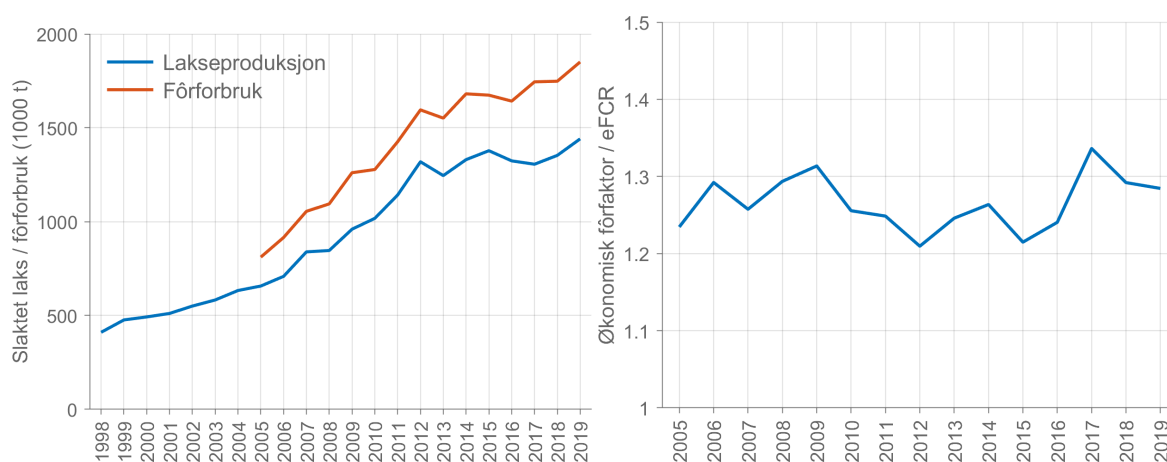
I figurene på de følgende sidene (figurene 7 til 19) presenteres månedlige utslipp for hvert produksjonsområde separat. Det er også tabeller (tabellene 4 til 16) som fordeler utslippene over sesong og over hele året. Videre er anleggene delt inn i to kategorier: ytre og indre. Kategoriseringen er gjort subjektivt.

Figurene viser verdier for utslipp basert på beregningene som er beskrevet i avsnitt 2.4. De heltrukne kurvene representerer gjennomsnittsverdier (aritmetisk middel) fra disse beregningene. De skyggelagte feltene representerer standardavviket i disse beregningene. De skyggelagte feltene er tatt med for å understreke at det hefter usikkerhet ved beregningene, og standardavviket er *en* måte å beskrive denne på. Det har ikke vært mulig å vurdere for eksempel forskjeller i metabolske rater mellom enkeltanlegg.

De beregnede utslippene fra matfisk- og settefiskanlegg i hvert produksjonsområde er fremstilt samlet i figurene 20 og 21.

Tabell 2: Utslipp fra norsk havbruksnæring i 2019 i tonn.

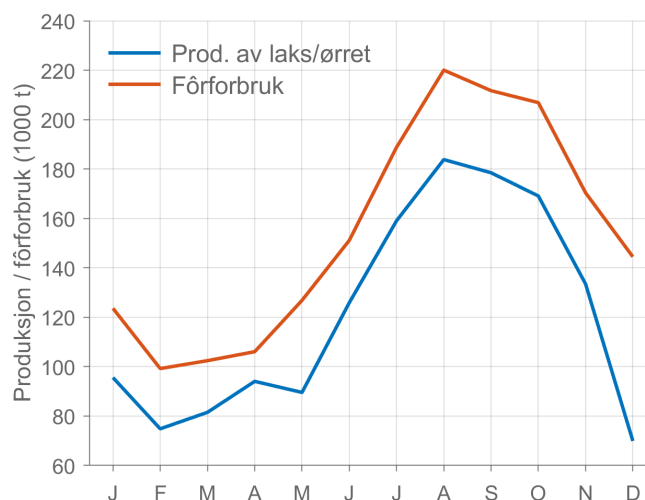
Type produksjon	Karbon (unntatt CO ₂)	Nitrogen	Fosfor
Matfiskproduksjon	223 845	66 463	13 972
Settefisk	3219	925	149
Totalt	227 064	67 388	14 121



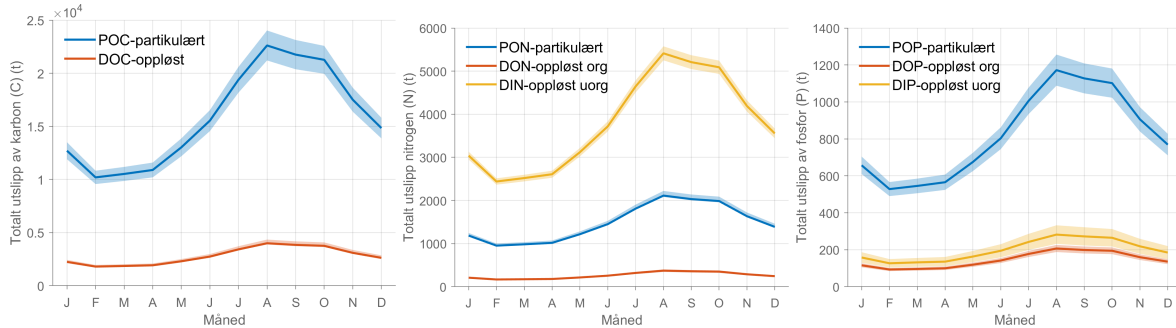
Figur 3: Til venstre: Tidsutvikling i årlig mengde slaktet laks og årlig fôrforbruk i norsk akvakultur. Tallene inkluderer all matfisk og alt fôr brukt. Unntaket er 2019-tallene som kun inkluderer laks og regnbueørret. 2019-tallene er heller ikke basert på den offisielle totalstatistikken, men er integrert fra den månedlige statistikken (fra Fiskeridirektoratet). Alle tallene er hentet fra Fiskeridirektoratets offisielle statistikker (Fiskeridirektoratet, 2020). Til høyre: økonomisk fôrfaktor (eFCR) totalt for hele landet fra 2005 til 2019.

Tabell 3: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp fra matfiskanlegg til sjø over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

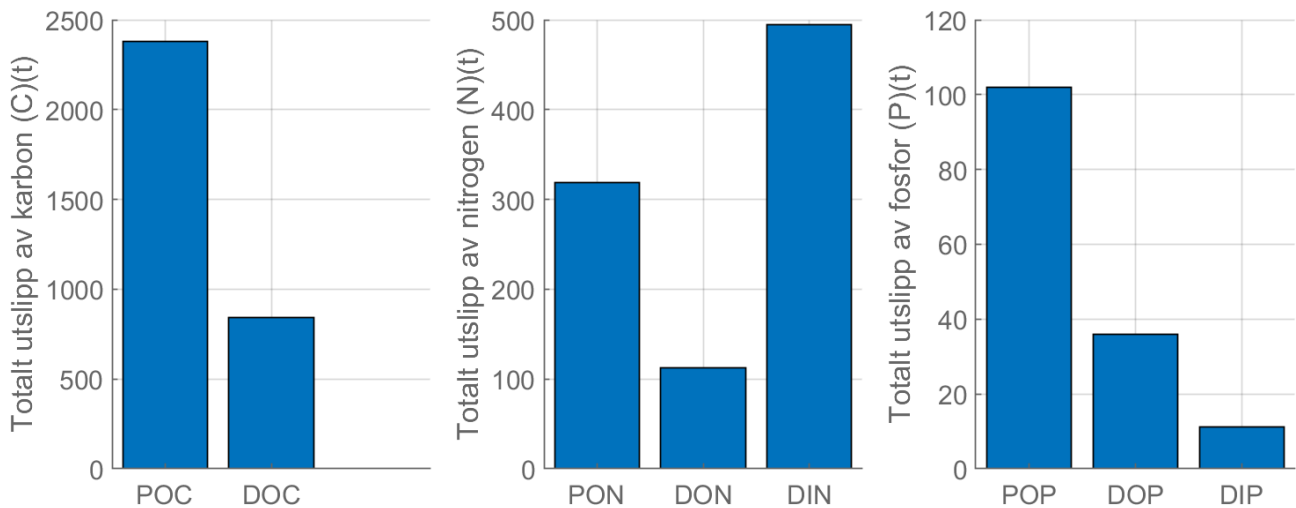
Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	255326	335311	34443	6078	3217	8250	569	1787	432	314
Sommer	Totalt	448224	559917	57548	10158	5375	13778	949	2980	718	526
Høst	Totalt	461919	588970	60530	10684	5655	14490	996	3134	757	551
Vinter	Totalt	233539	367304	37745	6665	3528	9033	625	1955	469	345
År	Indre	751711	1006953	103476	18260	9666	24773	1704	5362	1291	946
	Ytre	647302	844551	86788	15319	8106	20781	1429	4496	1083	793
	Totalt	1399014	1851506	190263	33582	17774	45553	3134	9857	2375	1739



Figur 4: Månedlig produksjon av laks og regnbueørret (i blått) og fôrforbruk (i rødt) for hele Norge i 2019.

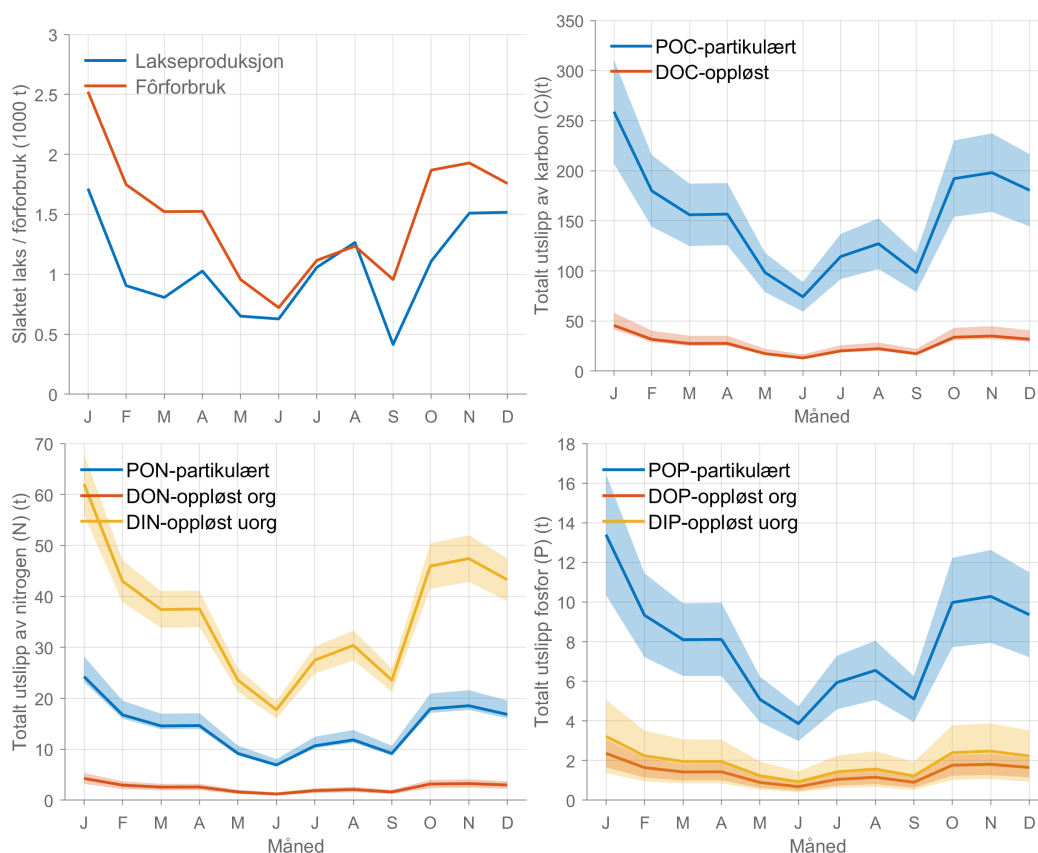


Figur 5: Månedlige utslipp av karbon (til venstre), nitrogen (i midten) og fosfor (til høyre) for hele Norge i 2019. Alle tallene er i tonn C, N eller P. De heltrukne linjene er gjennomsnittsverdier av 10 000 beregninger med pseudo-tilfeldige utvalg av parameterverdier fra tabell 1. De skyggelagte feltene angir standardavviket i disse beregningene.



Figur 6: Utslipp av karbon (til venstre), nitrogen (i midten) og fosfor (til høyre) fra settefiskproduksjon til sjø for hele Norge. Det er antatt rensing av faststoffet på 50 %.

3.3.1 Produksjonsområde 1

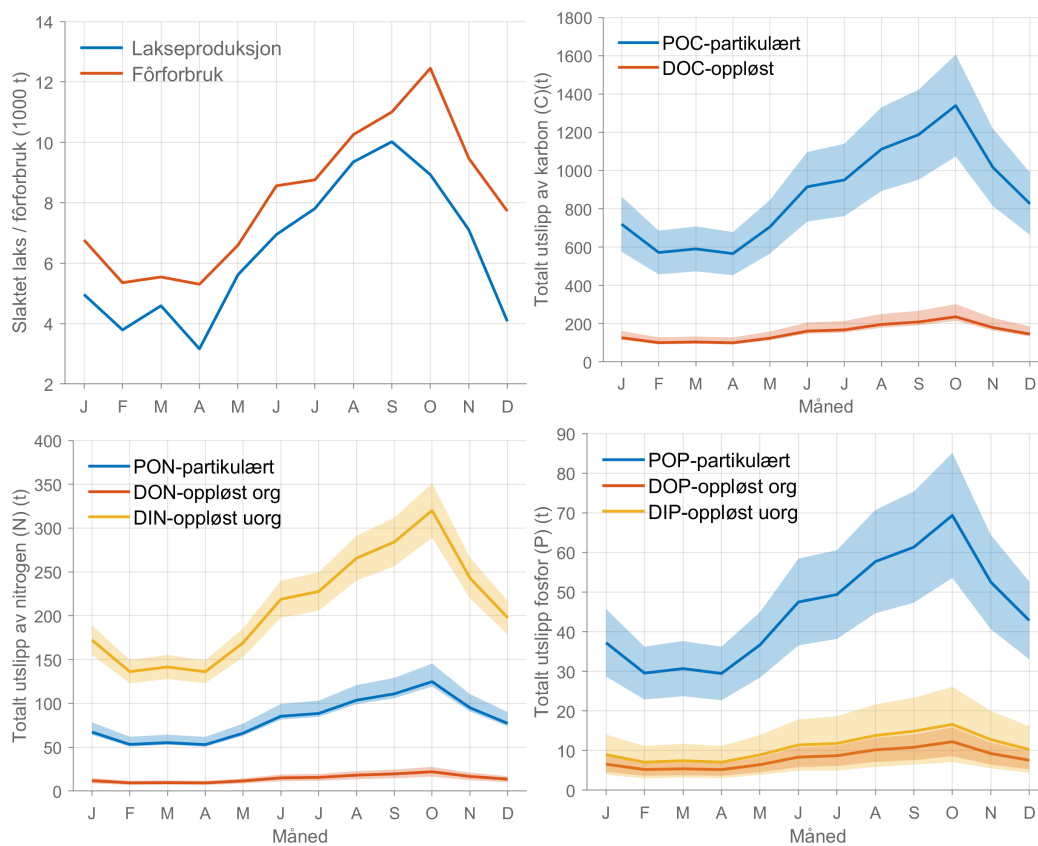


Figur 7: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 4: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	2486	4004	411	73	38	99	7	21	5	4
Sommer	Totalt	2952	3074	316	56	29	76	5	16	4	3
Høst	Totalt	3035	4755	489	86	46	117	8	25	6	4
Vinter	Totalt	4138	6028	619	109	58	148	10	32	8	6
År	Indre	12021	17025	1749	308	163	419	29	91	22	16
	Ytre	590	836	86	15	8	21	1	4	1	1
	Totalt	12611	17862	1835	324	171	439	30	95	23	17

3.3.2 Produksjonsområde 2

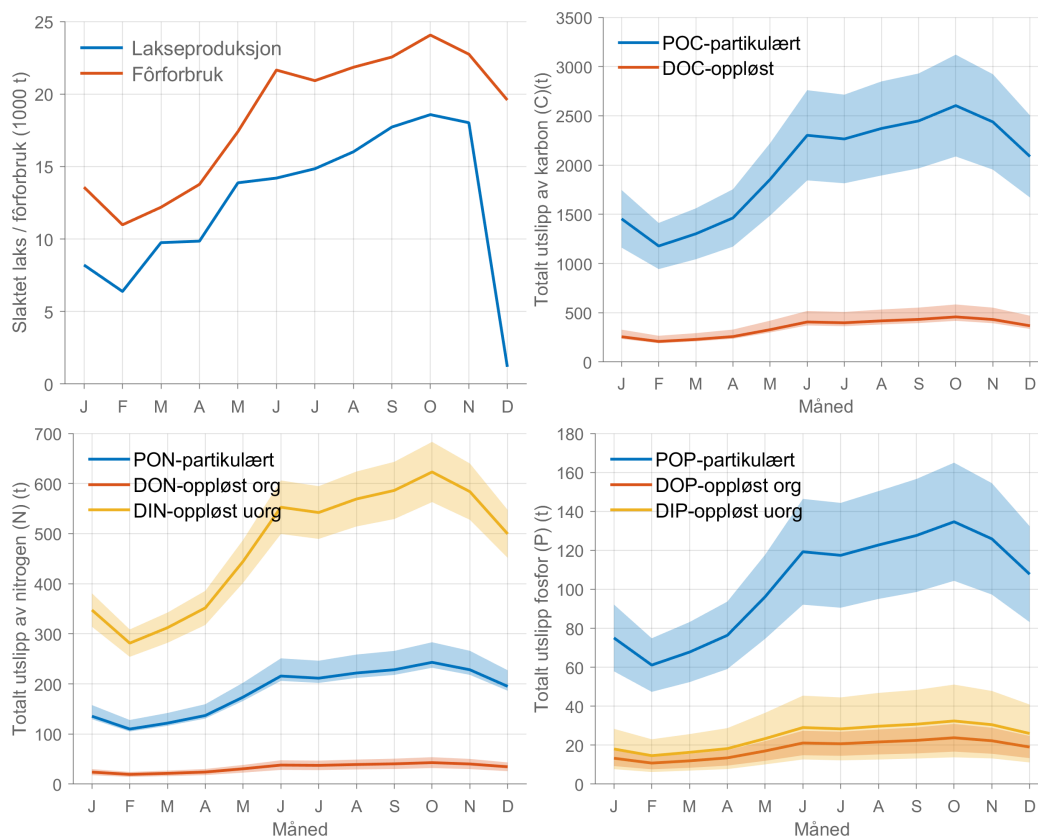


Figur 8: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 5: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	13373	18161	1863	329	174	447	31	97	23	17
Sommer	Totalt	24113	28957	2978	526	278	712	49	155	37	27
Høst	Totalt	26056	34467	3543	625	331	847	58	183	44	32
Vinter	Totalt	12834	20599	2118	374	198	506	35	110	26	19
År	Indre	58669	78494	8067	1424	753	1930	133	418	101	74
	Ytre	17707	23691	2435	430	227	583	40	126	30	22
	Totalt	76376	102185	10502	1854	981	2513	173	544	131	96

3.3.3 Produksjonsområde 3

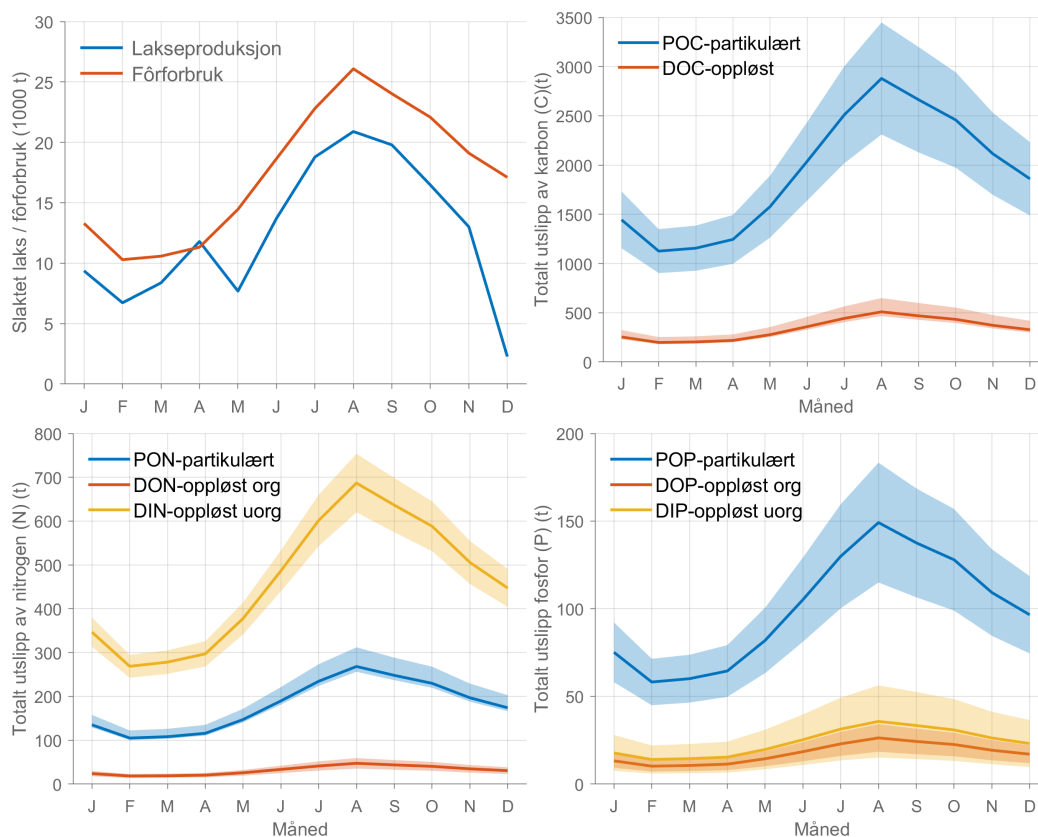


Figur 9: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 6: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	33485	45020	4619	816	432	1109	76	240	58	42
Sommer	Totalt	45068	67587	6939	1223	649	1664	115	359	87	63
Høst	Totalt	54325	72902	7490	1322	700	1793	124	388	94	68
Vinter	Totalt	15779	45868	4719	833	441	1128	78	244	59	43
År	Indre	111176	173040	17775	3137	1662	4258	293	921	222	163
	Ytre	37481	58337	5992	1058	560	1436	99	311	75	55
	Totalt	148657	231378	23767	4195	2222	5694	392	1232	297	217

3.3.4 Produksjonsområde 4

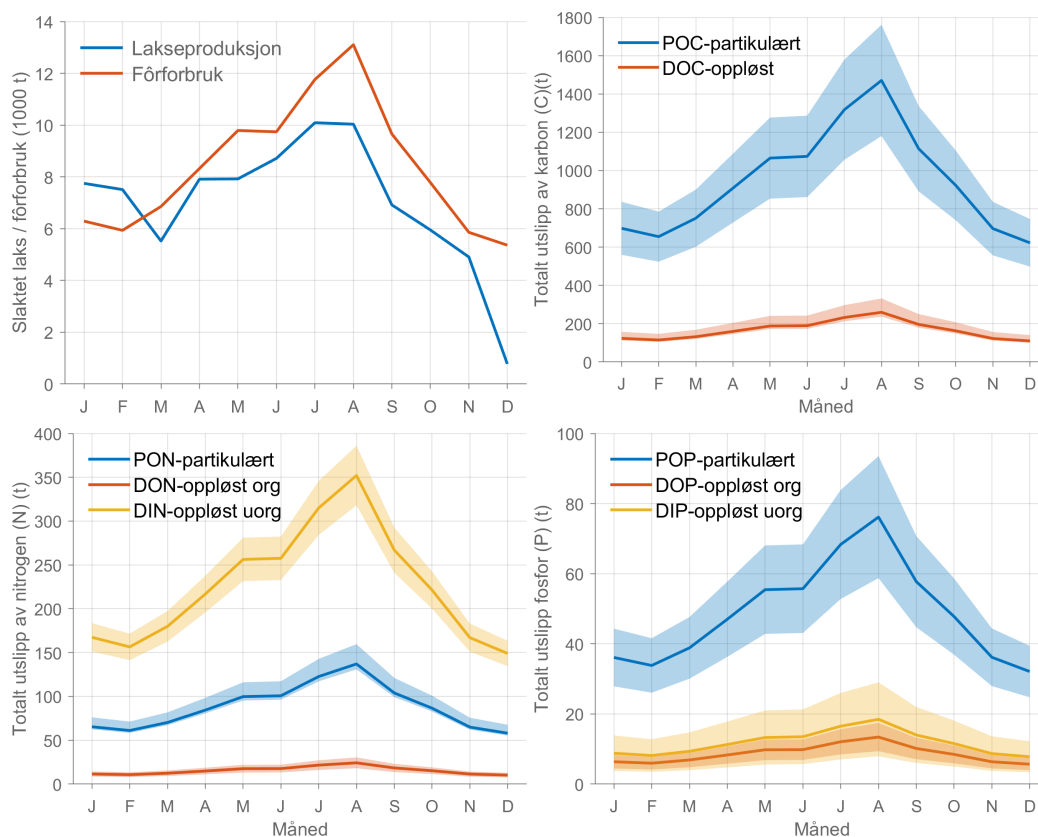


Figur 10: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 7: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	27860	38754	3979	701	372	953	65	207	50	36
Sommer	Totalt	53384	72135	7429	1312	693	1775	122	384	92	68
Høst	Totalt	49271	70345	7235	1275	675	1731	119	375	91	66
Vinter	Totalt	18365	43197	4430	781	415	1063	73	230	55	41
År	Indre	83147	125341	12885	2272	1203	3084	212	668	161	118
	Ytre	65734	99091	10187	1796	951	2438	168	528	127	93
	Totalt	148881	224432	23072	4068	2154	5522	380	1196	288	211

3.3.5 Produksjonsområde 5

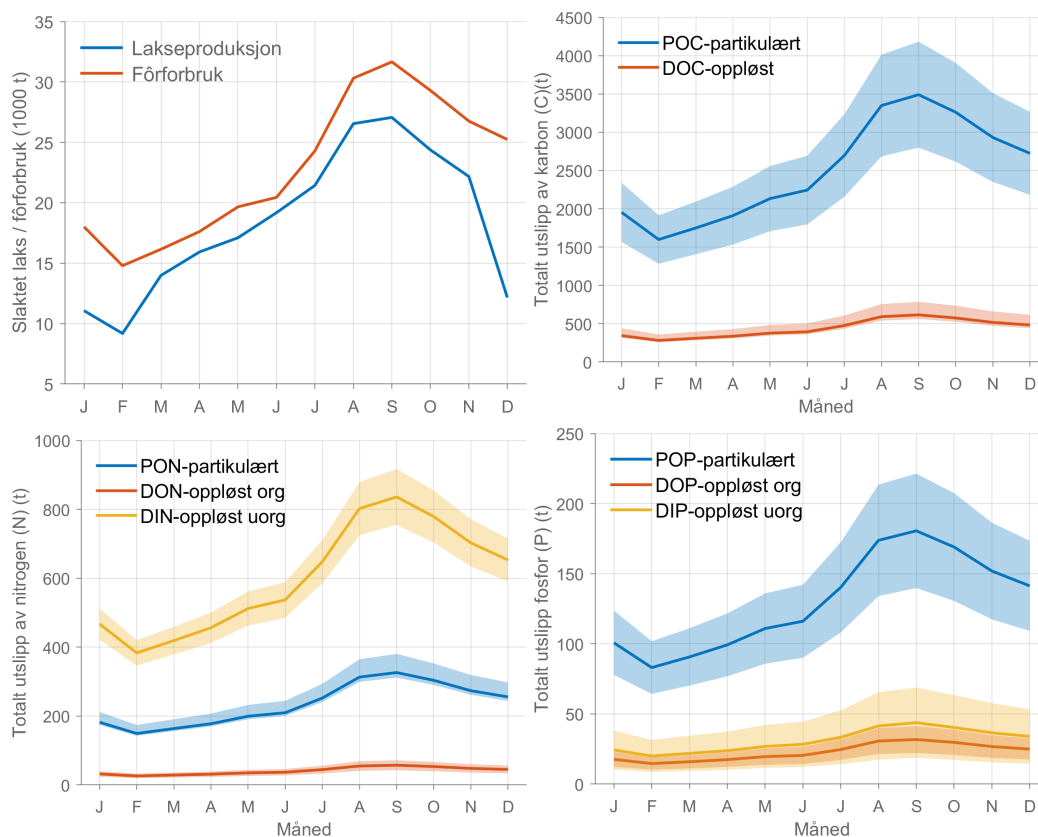


Figur 11: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 8: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	21360	26528	2724	480	255	653	45	141	34	25
Sommer	Totalt	28842	37594	3862	682	361	925	64	200	48	35
Høst	Totalt	17774	26635	2734	482	256	655	45	142	34	25
Vinter	Totalt	16037	19218	1975	349	185	473	33	102	25	18
År	Indre	48371	63319	6503	1147	608	1558	107	337	81	59
	Ytre	35642	46656	4792	845	448	1148	79	248	60	44
	Totalt	84013	109975	11295	1992	1055	2706	186	585	141	103

3.3.6 Produksjonsområde 6

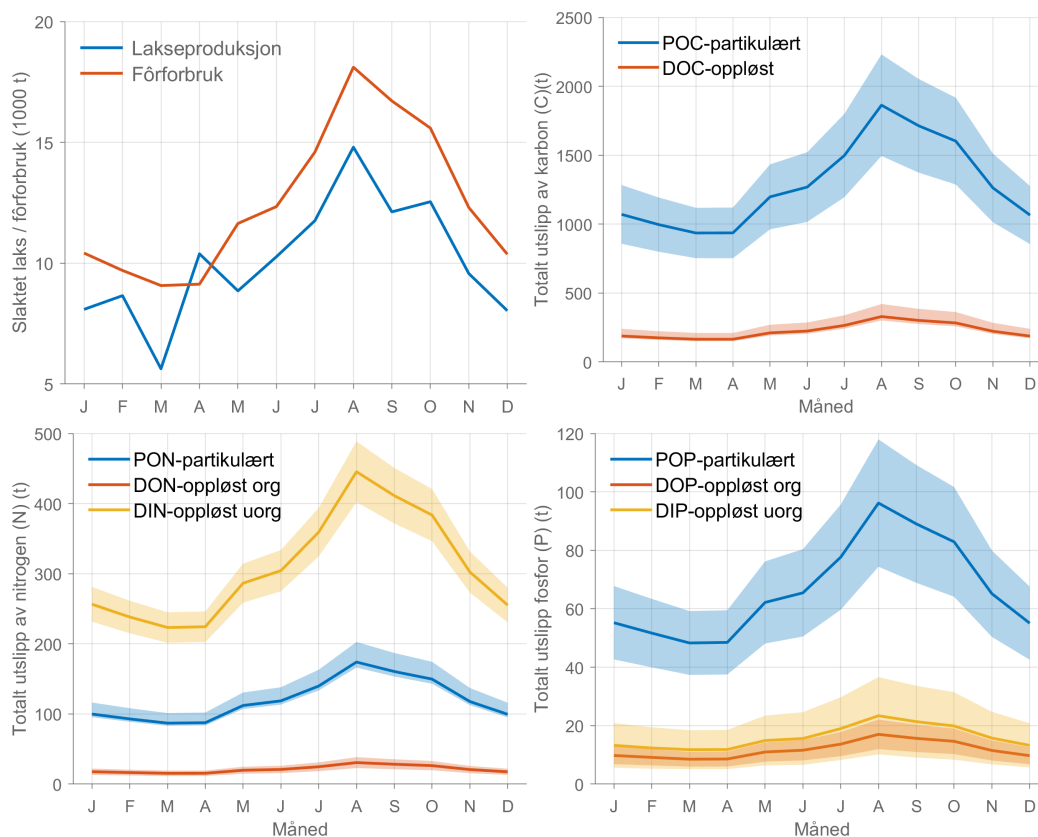


Figur 12: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 9: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	47025	56407	5795	1024	541	1387	96	301	73	53
Sommer	Totalt	67165	80758	8289	1463	775	1987	137	430	103	76
Høst	Totalt	73615	94097	9681	1708	904	2317	159	501	121	88
Vinter	Totalt	32420	61150	6277	1110	587	1503	104	325	78	57
År	Indre	57893	76870	7898	1394	738	1891	130	409	99	72
	Ytre	162332	215542	22145	3910	2069	5304	365	1148	276	202
	Totalt	220225	292412	30042	5304	2807	7195	495	1558	375	274

3.3.7 Produksjonsområde 7

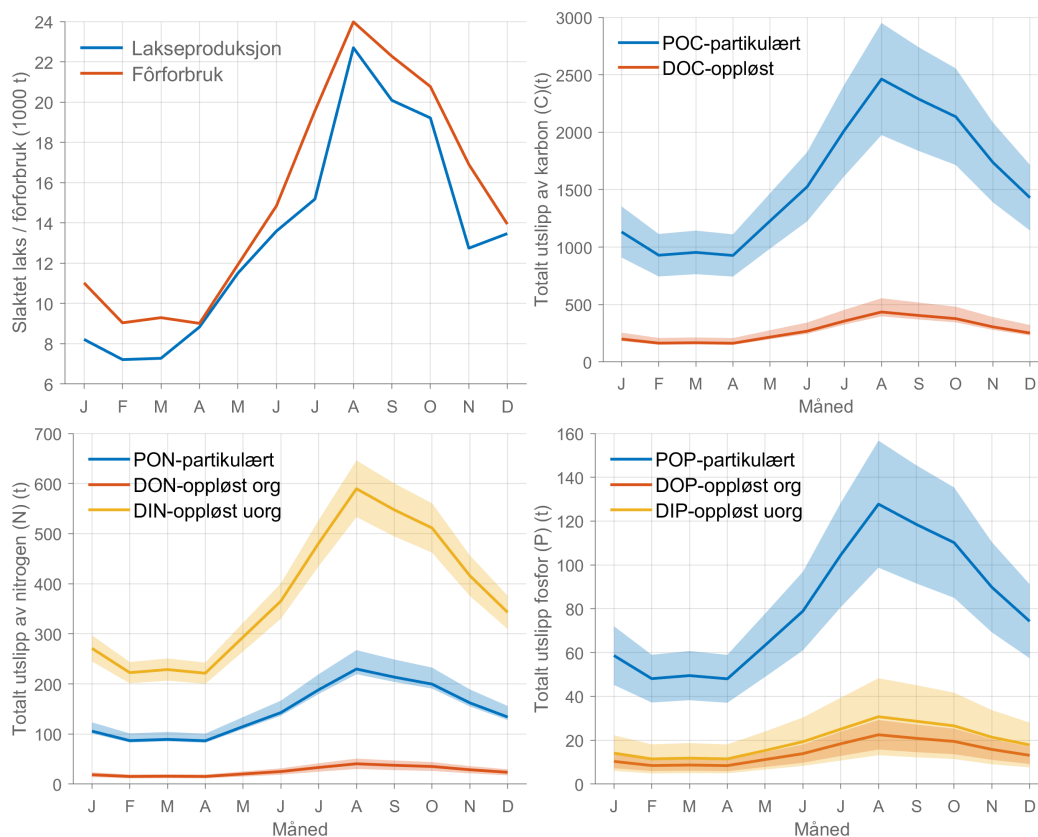


Figur 13: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 10: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	24876	29851	3071	542	287	734	51	159	39	28
Sommer	Totalt	36830	45051	4629	819	433	1109	76	239	58	42
Høst	Totalt	34237	44608	4579	808	428	1097	75	237	57	42
Vinter	Totalt	24780	30490	3133	552	292	750	52	162	39	29
År	Indre	47823	59420	6105	1078	570	1462	101	316	76	56
	Ytre	72900	90579	9307	1644	869	2228	153	481	116	85
	Totalt	120723	149999	15412	2722	1440	3690	254	797	192	141

3.3.8 Produksjonsområde 8

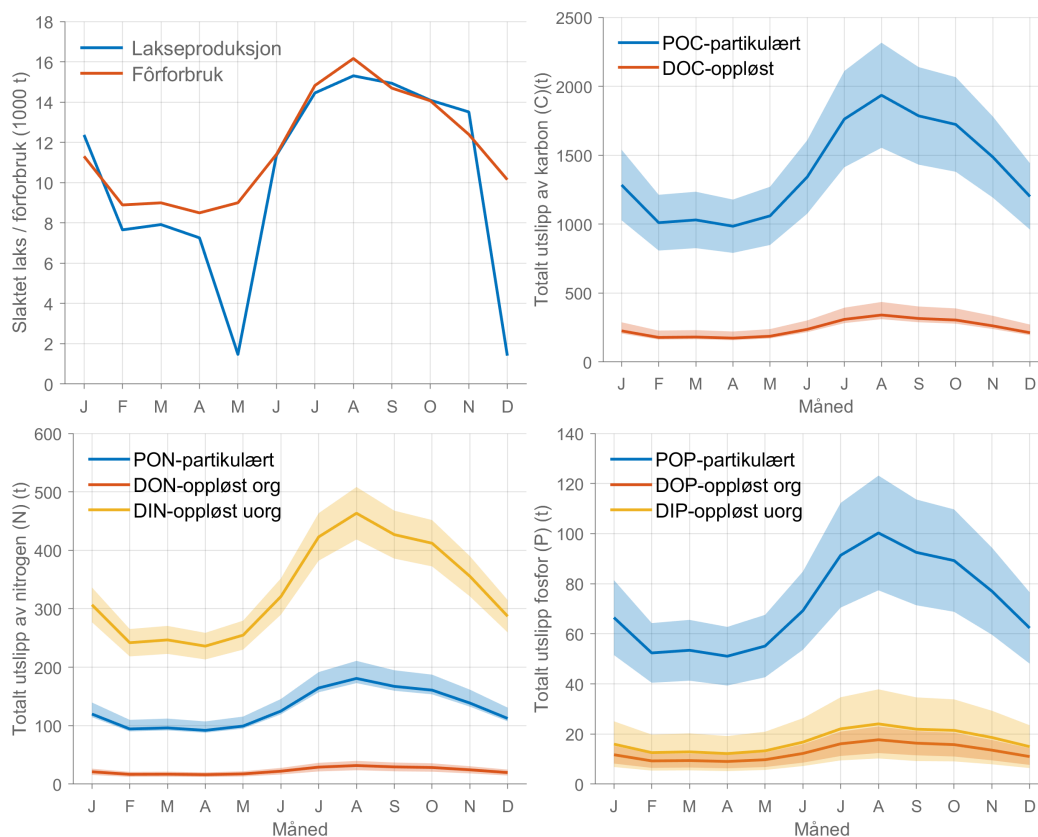


Figur 14: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 11: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	27618	30238	3109	548	291	744	51	161	39	28
Sommer	Totalt	51476	58392	6005	1060	561	1436	99	311	75	55
Høst	Totalt	52047	59951	6162	1089	575	1475	101	319	77	56
Vinter	Totalt	28901	34003	3492	616	327	836	58	181	43	32
År	Indre	60445	68959	7088	1251	662	1696	117	367	88	65
	Ytre	99597	113625	11680	2062	1091	2795	192	605	146	107
	Totalt	160043	182584	18768	3313	1753	4491	309	972	234	171

3.3.9 Produksjonsområde 9

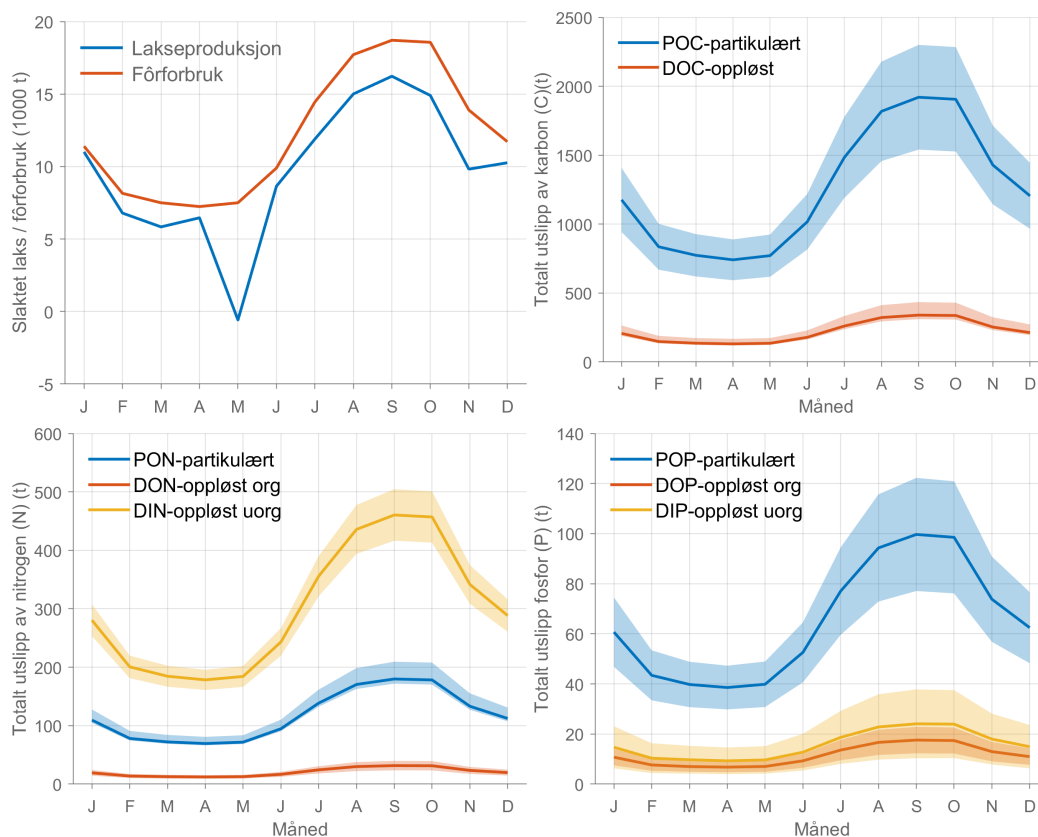


Figur 15: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 12: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	16648	29967	3075	542	287	738	51	160	38	28
Sommer	Totalt	41113	49055	5039	887	470	1207	83	261	63	46
Høst	Totalt	42536	48590	4994	882	467	1195	82	259	62	46
Vinter	Totalt	21435	33979	3495	617	327	836	58	181	43	32
År	Indre	86830	115259	11843	2088	1106	2836	195	614	147	108
	Ytre	34903	46331	4761	839	445	1140	78	247	59	44
	Totalt	121733	161590	16604	2928	1551	3976	273	860	207	152

3.3.10 Produksjonsområde 10

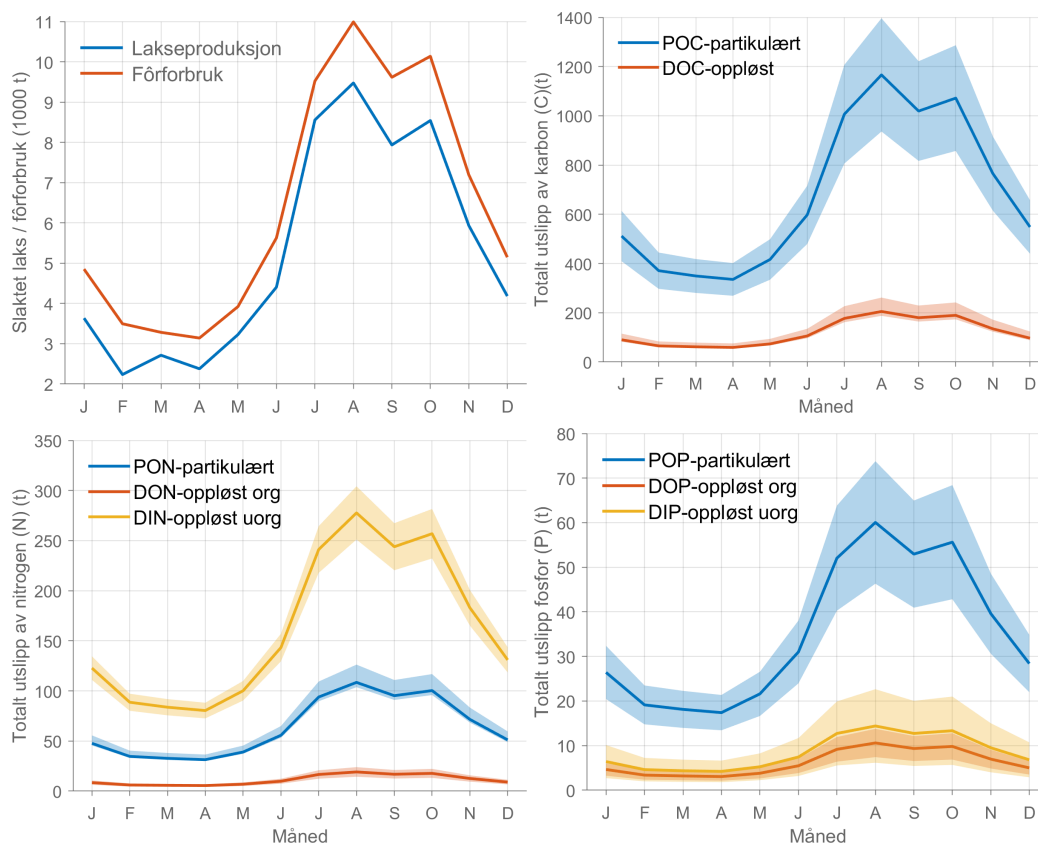


Figur 16: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 13: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	11720	22240	2287	404	213	547	38	118	29	21
Sommer	Totalt	35543	42066	4319	763	404	1035	71	224	54	40
Høst	Totalt	40946	51175	5255	931	491	1259	87	272	66	48
Vinter	Totalt	28059	31265	3217	569	300	769	53	167	40	29
År	Indre	61098	77113	7923	1401	740	1897	130	410	99	72
	Ytre	55171	69633	7154	1265	668	1713	118	370	90	65
	Totalt	116269	146746	15077	2666	1409	3610	248	781	189	138

3.3.11 Produksjonsområde 11

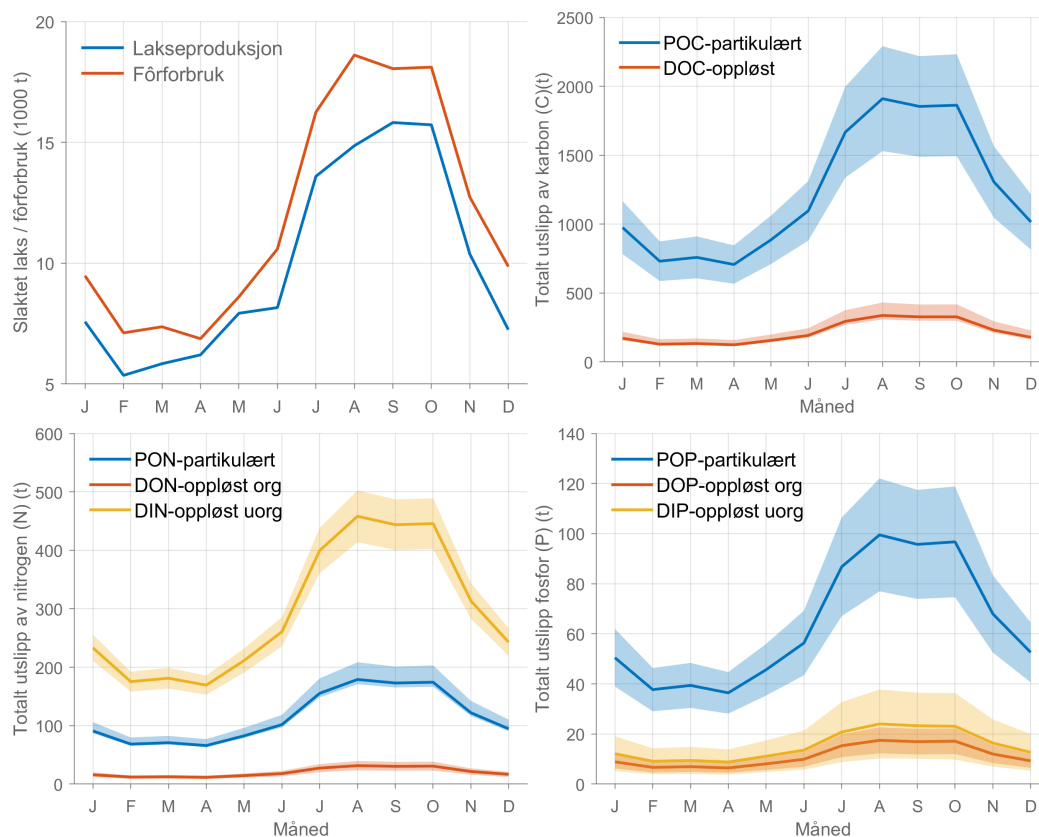


Figur 17: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 14: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	8321	10743	1101	194	103	264	18	57	14	10
Sommer	Totalt	22437	26903	2771	488	258	662	46	143	35	25
Høst	Totalt	22411	27796	2856	504	267	684	47	148	36	26
Vinter	Totalt	10055	13911	1431	253	133	342	24	74	18	13
År	Indre	35004	43935	4518	797	422	1081	74	234	56	41
	Ytre	28220	35419	3642	642	340	872	60	189	45	33
	Totalt	63224	79354	8159	1439	762	1953	135	422	102	75

3.3.12 Produksjonsområde 12

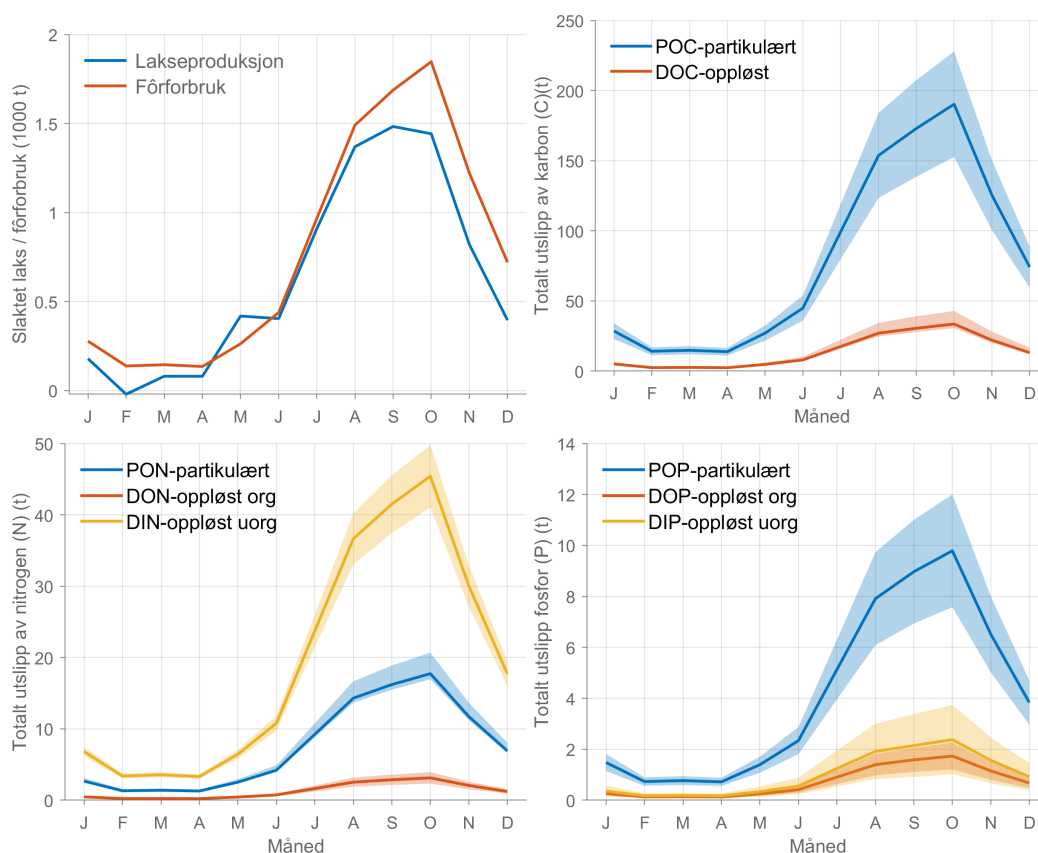


Figur 18: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 15: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	19976	22856	2353	415	219	562	39	122	29	21
Sommer	Totalt	36619	45450	4674	826	436	1119	77	243	58	43
Høst	Totalt	41920	48893	5023	886	469	1203	83	260	63	46
Vinter	Totalt	20183	26460	2722	481	254	651	45	141	34	25
År	Indre	81674	98848	10163	1794	949	2432	167	527	127	93
	Ytre	37025	44811	4607	813	430	1103	76	239	58	42
	Totalt	118699	143659	14771	2608	1379	3535	243	765	184	135

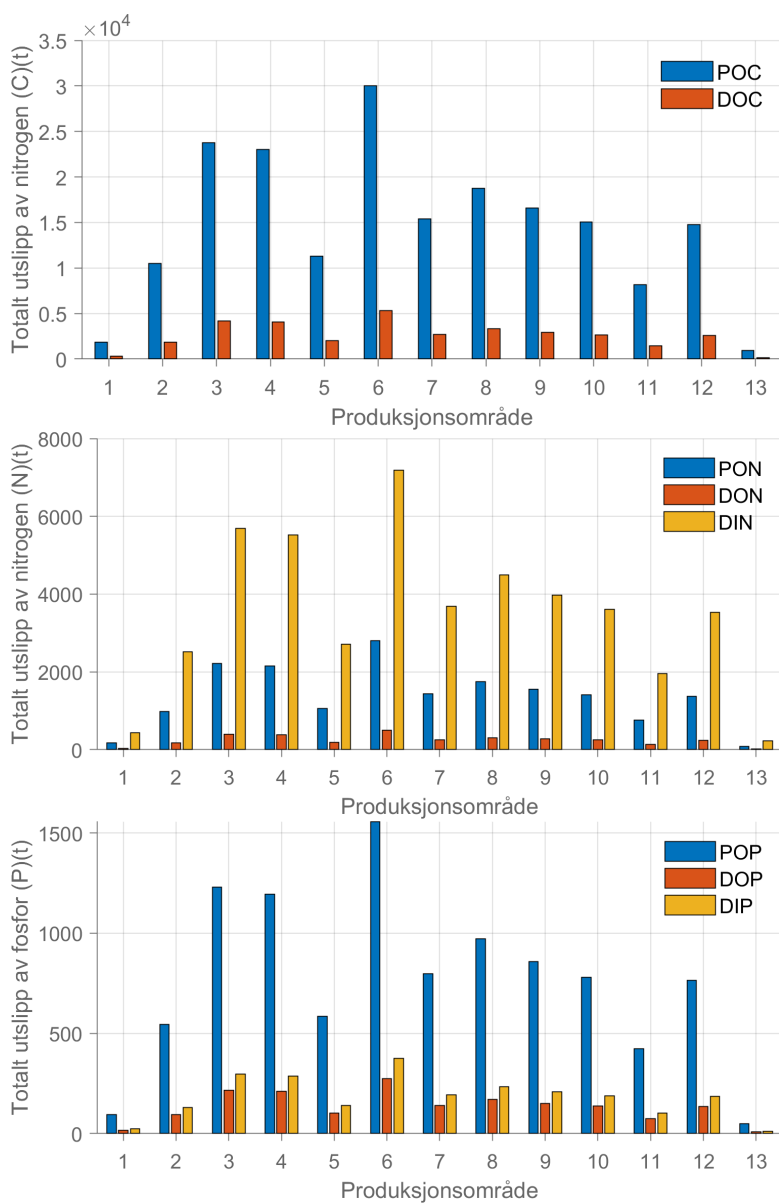
3.3.13 Produksjonsområde 13



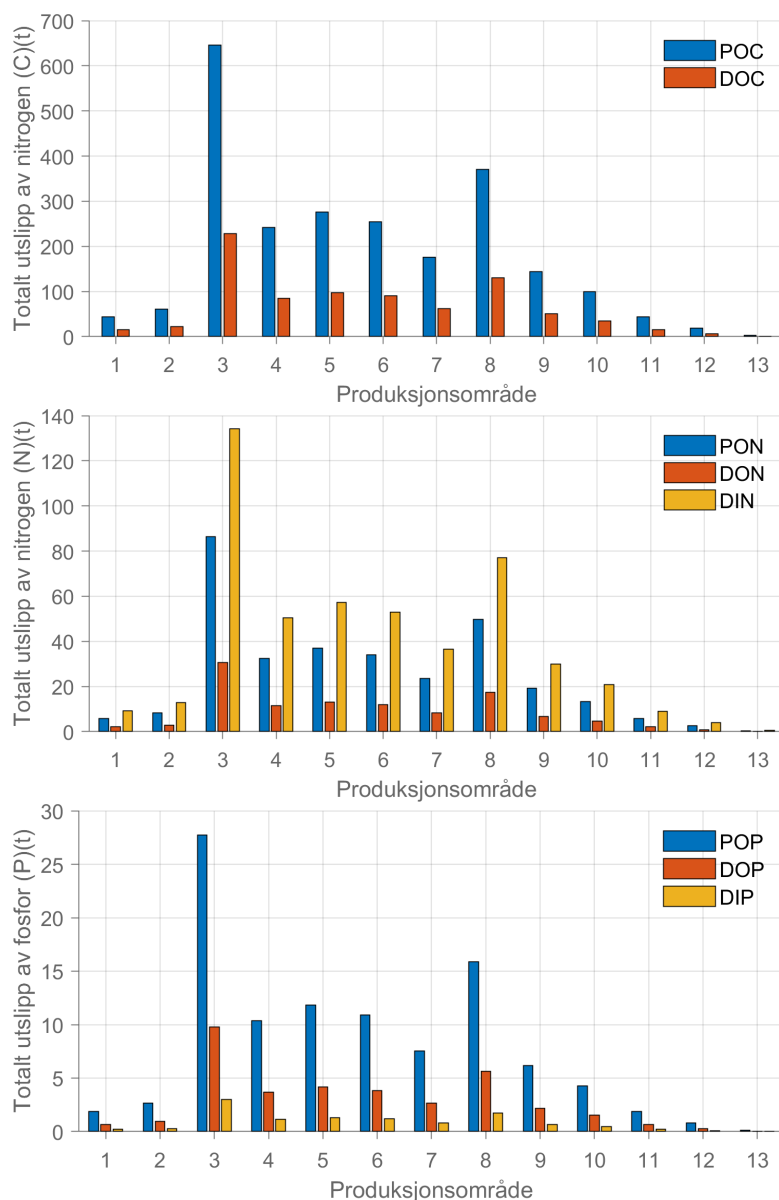
Figur 19: Øverst til venstre: Produksjon av laks og regnbueørret (blå linje) og fôrforbruk (rød linje) i hele produksjonsområdet i 2019. Øverst til høyre: utslipp av karbon (t). Nederst til venstre: utslipp av nitrogen (t). Nederst til høyre: utslipp av fosfor (t). De skyggelagte feltene viser standardavviket i tallene basert på 10 000 beregninger av utslippet med pseudo-tilfeldig utvalg av parametre fra tabell 1.

Tabell 16: Fordeling av produksjon, fôrforbruk og utslipp over sesonger og indre/ytre anlegg. Alle tall er oppgitt i tonn av det relevante grunnstoffet.

Periode	Region	Produksjon	Fôrforbruk	C-utslipp		N-utslipp			P-utslipp		
				POC	DOC	PON	DIN	DON	POP	DIP	DOP
Vår	Totalt	578	542	56	10	5	13	1	3	1	1
Sommer	Totalt	2682	2895	298	53	28	71	5	15	4	3
Høst	Totalt	3746	4756	489	86	46	117	8	25	6	4
Vinter	Totalt	553	1136	117	21	11	28	2	6	1	1
År	Indre	7560	9330	959	169	90	229	16	50	12	9
	Ytre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Totalt	7560	9330	959	169	90	229	16	50	12	9



Figur 20: Utslipp av karbon (øverst), nitrogen (i midten) og fosfor (nederst) fra matfiskproduksjon til sjø for hvert produksjonsområde gjennom hele 2019.



Figur 21: Utslipp av karbon (øverst), nitrogen (i midten) og fosfor (nederst) fra settefiskproduksjon til sjø for hvert produksjonsområde. Det er antatt rensing av faststoffet på 50 %.

3.4 Sammenligning av havbruksutslipp med andre kilder

3.4.1 Antropogene utslipp

Det er TEOTIL-rapportene fra NIVA som er standarden for antropogene utslipp av fosfor og nitrogen til norske kystområder (Selvik and Sample, 2018). Vi sammenligner tallene for hele Norge siden TEOTIL-tallene oppgis som utslipp per vannregion eller forvaltningsplanområde og ikke produksjonsområder for laks.

Dersom utslippet av fosfor fra norsk havbruk i 2019 var på 14 000 t (tabell 2) og de antropogene utslippene for øvrig var som i 2017 (Selvik and Sample, 2018), ville fosforutslippene fra havbruk utgjøre nesten 86 % av de antropogene fosforutslippene og rundt 81 % av de totale utslippene til kystfarvannene. Ved et utslipp på 66 000 tonn nitrogen fra norsk akvakultur, blir de tilsvarende tallene for nitrogen 58 % og 35 %.

Fra 1990 til i dag har nitrogenutslippene fra jordbruk til norske kystområder økt fra ca 25 000 tonn per år til 29 000 tonn per år. For havbruk er det nesten en nidobling fra 7431 tonn nitrogen per år i 1990 til 66 000

Tabell 17: Sammenligning av netto tilførsel av oppløst uorganisk nitrogen (DIN) til fire produksjonsområder i løpet av et år. Tallene er oppgitt i tonn nitrogen.

Område	PO2	PO3	PO6	PO9
Naturlig tilførsel	15 000	32 000	74 000	70 000
Tilførsel fra havbruk	2500	5700	7200	4000

tonn i dag (Selvik and Sample, 2018). Det er ingen klar trend i de øvrige antropogene utslippene.

3.4.2 Naturlige næringsalter i havet

Utslippene fra havbruksnæringen må sees i sammenheng med den naturlige tilgangen på oppløste næringsalter i havet. Her ser vi på nitrogen, som regnes som begrensende for primærproduksjonen hos planktonalger langs norskekysten. Hovedsakelig opptrer oppløst uorganisk nitrogen i havet som nitrat (NO_3^-). Ammonium (NH_4^+ , evt ammoniakk NH_3) er et resultat av respirasjon og metabolisme. Over tid blir ammonium remineralisert til nitritt (NO_2^-) og nitrat, og man finner normalt ikke høye ammoniumkonsentrasjoner i havet bortsett fra i nærheten av en kilde. Se for øvrig avsnitt 3.5 nedenfor.

De naturlige næringsalkonsentrasjonene langs norskekysten følger, i grove trekk, årstidene (Sætre, 2007). De er høyest rett før våroppblomstringen av planktonalger begynner sent på vinteren/tidlig om våren og lavest sent på våren/om sommeren. Når oppblomstringen begynner avhenger av temperatur, lysintensitet i og lagdeling av vannmassene.

Modellresultatene fra SINMOD (se avsnitt 2.3) antyder at netto tilførsel av oppløst næringsalt (nitrat-N) til de øvre 30 m av vannsøylen i hvert av produksjonsområdene er på 15 000 til 75 000 tonn per sesong. De øverste 30 m er der man kan forvente at størstedelen av primærproduksjonen finner sted. Dette er også sonen der utslippene fra havbruk tilkommer. Netto tilførsel er her regnet som differansen mellom den maksimale og den minimale totalmengden nitrat i et område. Dette er den mengden oppløst nitrogen som er tilgjengelig ved begynnelsen av våroppblomstringen, og det tilføres og omsettes i tillegg store mengder i løpet av året. Tallene varierer med områdenes sjøareal, men også fysiske forhold som i hvor stor grad det er vertikal oppblanding av dypereliggende, næringsrikt vann. Som eksempler har vi sammenlignet to av områdene med lavest tilførsel av naturlige næringsalter med to av områdene med høyest tilførsel i tabell 17.

3.5 Spredning, fortykning og deponering av utslipp

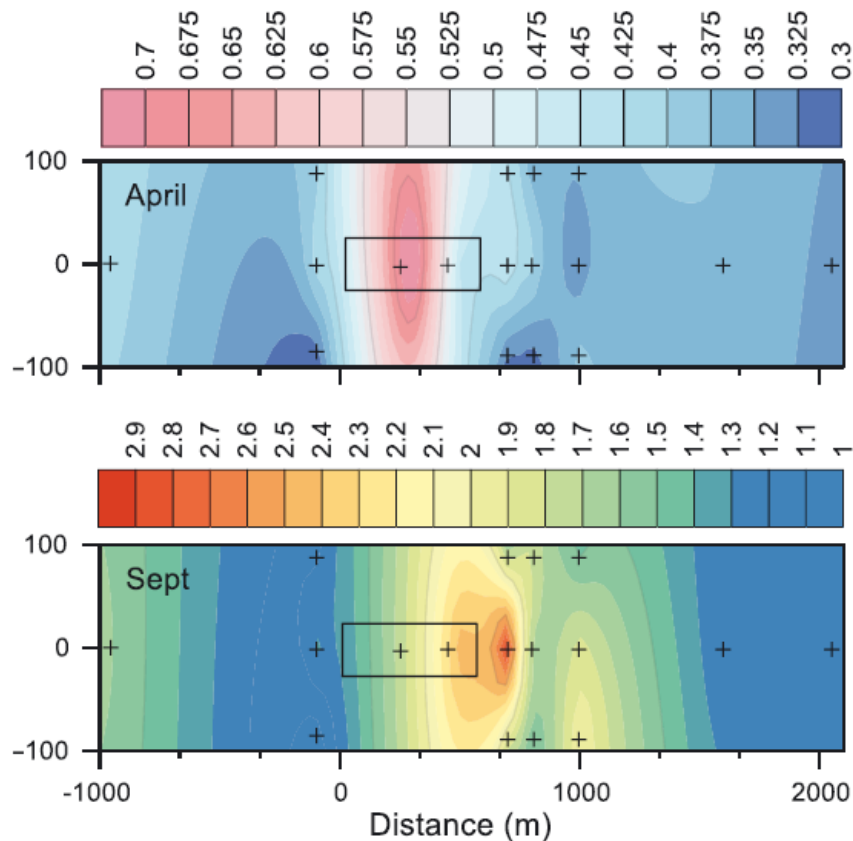
Både fysiske forhold, som strøm og temperatur, og andre miljøbetingelser, som plankton- og næringsalkonsentrasjon, varierer ganske mye fra ett anlegg et annet. Derfor krever en *grundig* vurdering av spredning og deponering av utslipp en detaljert vurdering for hvert enkelt anlegg. Det har ikke vært en del av oppdraget å gjøre dette. Her peker vi på noen av de generelle prosessene som spiller inn og noe av bakgrunnen for hvordan disse kan vurderes.

3.5.1 Oppløste næringsalter

Det er hovedsakelig to prosesser som bestemmer konsentrasjonen av oppløste næringsalkutslipp til sjø:

- fysisk fortykning (adveksjon og diffusjon),
- biologisk opptak i planteplankton.

Opptak i planteplankton skjer relativt fort, men avhengig av planktonalgenes næringsstatus kan det ta flere dager før selve primærproduksjonen blir realisert (Olsen et al., 2014). Sesongen er selvsagt også av betydning. Om vinteren vil det være lavere opptak av næringsalter, og den fysiske fortykningen har relativt større betydning. Selve anleggstrukturene, og fisken, kan også ha betydning for strømførholdene og dermed spredningen og konsentrasjonene av utslippene (Wu et al., 2014; Broch et al., 2020).



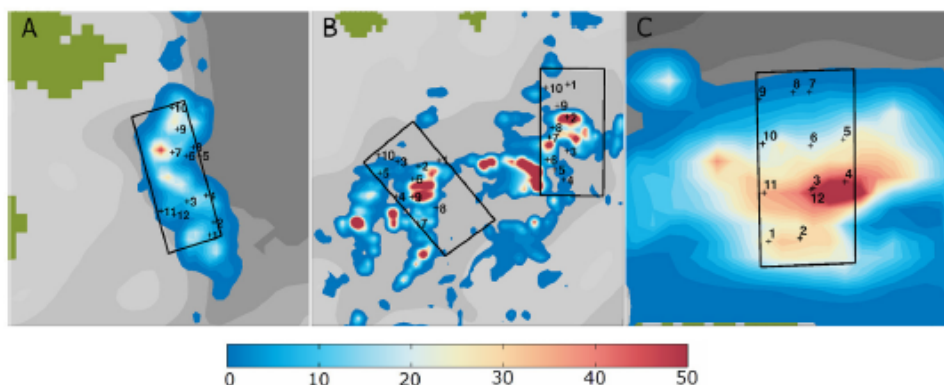
Figur 22: Denne figuren er tatt uten endring fra Jansen et al. Jansen et al. (2018). Fargene viser målte, dybdeintegreerte konsentrasjoner av ammonium-nitrogen rundt et oppdrettsanlegg på Vestlandet (folkelig betydning). Konsentrasjonene er målt i punktene merket "+", og resten av verdiene er interpolert fra disse ved hjelp av en Kriging-algoritme

Målinger av oppløste næringssalter i og i nærheten norske matfiskanlegg antyder at når en flytter seg et par anleggslengder bort fra utslippet/anlegget er ikke konsentrasjonene betydelig høyere enn bakgrunnskonsentrasjonene (figur 22). Det er ikke dermed sagt at utslippene ikke har noen miljøeffekt, men det er ikke lett å bruke næringssaltkonsentrasjoner isolert sett som mål for miljøpåvirkning (Olsen et al., 2014). Modellsimuleringer antyder mye det samme (Knutsen and Broch, 2014; Jansen et al., 2018).

3.5.2 Partikulært material

Utslipp av partikulært, organisk material fra fiskeoppdrett blir forvaltet i større grad enn oppløste næringssalter. Dette skjer gjennom MOM-systemet (Hansen et al., 2001; Stigebrandt et al., 2004). Det er først og fremst feltundersøkelser som danner grunnlaget for dette. Som med oppløste næringssalter blir spredningen av partikulært material påvirket av lokale hydrodynamiske forhold ved hvert enkelt anlegg. Videre spiller tilstanden til materialet som slippes ut en rolle. Fint førstøv eller fine fekaliepartikler spres potensielt lengre enn større partikler. Tettheten til partiklene har også betydning. Selve sammensetningen av fekalie har betydning for hvordan de legger seg på bunnen og hvor mye som skal til før de blir oppvirvlet. Endelig har tilstanden til det benthiske økosystemet betydning for hvor raskt og i hvilken grad materialet blir nedbrutt.

Det er umulig å få en god forståelse for spredning av organisk material fra havbruksanlegg uten bruk av en eller annen form for numerisk modell. Ulike numeriske modeller er delvis implementert i forvaltningssystemer og bransjestandarder for organisk belastning ved oppdrett, som for eksempel ASC-standard (https://www.asc-



Figur 23: Denne figuren er tatt uten endring fra Broch et al. (2017). Fargene viser simulert sedimenttykkelse i mm under tre oppdrettsanlegg med ulike strømforhold. Anlegg B har relativt sterk strøm, spesielt bunnstrøm, mens anlegg C er en fjordlokalitet med større bunn dyp og svakere strøm. Oppvirvling av material fører til den mer flekkvise fordeling ved anlegg B enn ved anlegg A og C.

aqua.org/) som krever bruk av en “troverdig” numerisk modell til å estimere det organiske fotavtrykket til et anlegg. DEPOMOD er et mye brukt eksempel (Cromey et al., 2002). GIS-baserte modellverktøy (Corner et al., 2006) har også blitt brukt. Disse modellene tar høyde for lokale forskjeller i strømbildet i varierende grad. Simuleringsstudier har pekt på at det kan være viktig å ta hensyn til lokale romlige variasjoner i strømforholdene (Broch et al., 2017). Prosesser som resuspensjon/oppvirvling av material kan føre til opphopning enkelte steder (figur 23). Det er ikke alle modeller som tar hensyn til dette. Likevel er det, som man burde forvente, en god del fellestrekk ved resultatene fra ulike modeller og tilnærminger (Sandberg and Hagen, 2019). I grove trekk kan man anta at det aller meste av det organiske materialet fra et oppdrettsanlegg legger seg på bunnen innen anlegget, eller i det minste innen et par anleggsdiametre fra utslippet. Deler av materialet kan imidlertid spres ganske langt (noen kilometer) (Broch et al., 2017; Woodcock et al., 2018).

3.6 Usikkerhet og sensitivitet

De fleste av utslippstallene er presenterert med et mål for usikkerhet (standardavvik). Dette er ikke på noen måte et absolutt mål for alle usikkerheter, men forteller litt om hvordan resultatene varierer med ulike valg av viktige parametre som fôrspill, fôrsammensetning, fordøyelighet og så videre.

Når tar hensyn til økningen i totalproduksjonen de siste årene, stemmer utslippstallene i denne rapporten godt overens med tidligere arbeider (Wang et al., 2012; Torrison et al., 2016; Aas and Åsgård, 2017; Selvik and Sample, 2018). Forskjellene i beregningene av fosforutslippene ser ut til å være størst. Dette kan antagelig tilskrives variasjonen i fosforinnholdet i fôret og fordøyeligheten av fosforkomponenter.

Utslippene er påvirket noe av at vi kun har tatt hensyn til laks og regnbueørret. Disse fiskeslagene utgjør imidlertid det meste av havbruksproduksjonen, og bidragene fra andre arter har liten betydning for utslipp i et regionalt og nasjonalt perspektiv. Dette betyr imidlertid ikke at lokale utslipp fra produksjon av andre arter ikke kan ha betydning som potensielt miljøproblem eller ressurs. Dette må vurderes for hvert enkelt anlegg og hver art for seg.

3.7 Kunnskapsbehov

Her oppsummeres noen temaer der det er behov for videre kunnskap med tanke på beregning av miljøeffekter og bruk av utslipp fra akvakulturproduksjon i Norge.

- Hvilken form er karbonet, nitrogenet og fosforet bundet opp i, spesielt i fekalier? Dette har betydning for utnyttelse av utslippene til annen bioproduksjon.

- Det er også relevant å se nærmere spesielt på fosforbudsjettet i akvakulturproduksjonen.
- Hvordan er utslippene fra enkeltanlegg knyttet til lokalitetstypen (indre, ytre)?
- Hva kan man si mer detaljert om utslipp fra havbaserte anlegg?
- Det er mangelfullt offentlig datamateriale tilgjengelig om renseeffektivitet i settefiskanlegg.
- Det er mangelfull informasjon om størrelse, biomasse og fôrforbruk i settefiskanlegg.

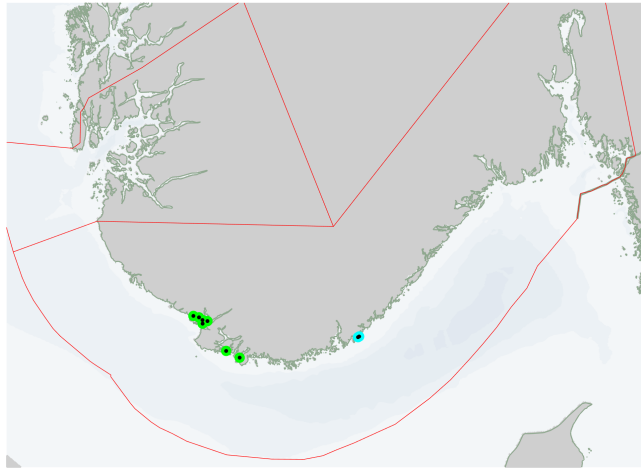
Referanser

- T. Aas and T. Åsgård. Estimert innhold av næringsstoff og energi i fôrspill og faeces fra norsk lakseoppdrett. Technical report, Nofima, 2017.
- T. Aas, H. J. Sixten, H. M., H. Ytrestøyl, T. ad Sveier, and T. Åsgård. Feed intake and nutrient digestibility and retention in Atlantic salmon fed diets with different physical pellet quality. Technical Report 35/2015, NOFIMA, 2015.
- T. S. Aas, T. Ytrestøyl, and T. Åsgård. Utilization of feed resources in the production of atlantic salmon (*salmo salar*) in norway: An update for 2016. *Aquaculture Reports*, 15: 100216, 2019. ISSN 2352-5134. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100216>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S235251341930256X>.
- B. Ådlandsvik. Forslag til produksjonsområder i norsk lakse- og ørretproduksjon. Technical Report Rapport fra Havforskningen 20-2015, Havforskningsinstituttet, 2015.
- O. J. Broch, R. L. Daae, I. H. Ellingsen, R. Nepstad, E. Å. Bendiksen, J. L. Reed, and G. Senneset. Spatiotemporal Dispersal and Deposition of Fish Farm Wastes: A Model Study from Central Norway. *Front. Mar. Sci.*, 4:199, 2017.
- O. J. Broch, M. O. Alver, T. Bekkby, H. Gundersen, S. Forbord, A. Handå, J. Skjeremo, and K. Hancke. The kelp cultivation potential in coastal and offshore regions of norway. *Frontiers in Marine Science*, 5:529, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2018.00529. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00529>.
- O. J. Broch, P. Klebert, F. A. Michelsen, and M. O. Alver. Multiscale modelling of cage effects on the transport of effluents from open aquaculture systems. *PLoS ONE*, 15(3):e0228502, 2020.
- R. Corner, A. Brooker, T. Telfer, and L. Ross. A fully integrated gis-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites. *Aquaculture*, 258(1):299 – 311, 2006. ISSN 0044-8486. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.036>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848606002250>.
- C. J. Cromey, T. D. Nickell, and K. D. Black. Depomod—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214(1):211 – 239, 2002. ISSN 0044-8486. doi: [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00368-X](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00368-X). URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004484860200368X>.
- Fiskeridirektoratet. Fiskeridirektoratet - akvakulturstatistikk. <http://www.fiskeridir.no/English/Aquaculture/Statistics>, 2020. Lastet ned 11.02.2020.

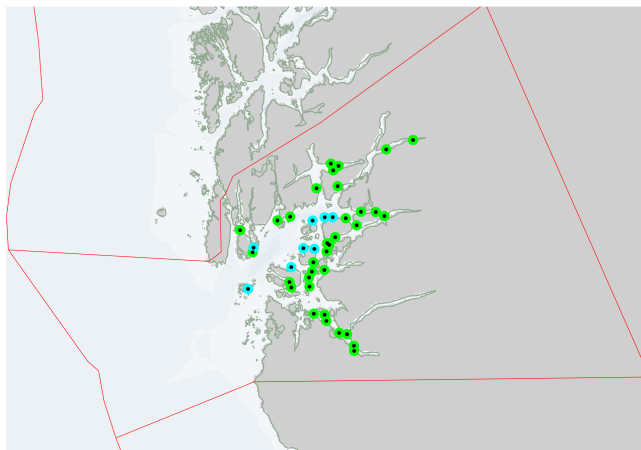
- M. Føre, M. Alver, J. A. Alfredsen, G. Marafioti, G. Senneset, J. Birkevold, F. V. Willumsen, G. Lange, Åsa Espmark, and B. F. Terjesen. Modelling growth performance and feeding behaviour of atlantic salmon (*salmo salar* L.) in commercial-size aquaculture net pens: Model details and validation through full-scale experiments. *Aquaculture*, 464:268 – 278, 2016. ISSN 0044-8486. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.06.045>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848616303490>.
- D. Gu. Mass balance approach for calculating discharge from aquaculture production system. Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, 2019.
- P. K. Hansen, A. Ervik, M. Scaanning, P. Johannesen, J. Aure, and T. e. a. Jahnsen. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming: II. The monitoring programme of the MOM system (modelling-ongrowing fish farms-monitoring). *Aquaculture*, 194:75–92, 2001.
- Ø. Hilmarsen, E. A. Holte, H. Brendeløkken, R. Høyli, and E. S. Hognes. Konsekvensanalyse av landbasert oppdrett av laks - matfisk og ost-smolt. Technical Report OC2018 A-033, SINTEF Ocean, 2018.
- H. M. Jansen, O. J. Broch, R. Bannister, P. C. and. A. Handå, V. Husa, Z. Jiang, T. Strohmeier, and Ø. Strand. Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.*, pages 385–399, 2018.
- Ø. Knutsen and O. J. Broch. Miljødokumentasjon nordmøre: Utslipp av næringsalter og agens i en økosystemmodell. In A. K. Woll, editor, *Miljødokumentasjon Nordmøre - samlingsrapport*. Møreforskning, 2014.
- Y. Olsen, H. Reinertsen, U. Sommer, and O. Vadstein. 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, 2014. ISSN 0048-9697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.028>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713014824>.
- G. K. Reid, M. Liutkus, S. M. C. Robinson, T. R. Chopin, T. Blair, T. Lander, J. Mullen, F. Page, and R. D. Moccia. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Research*, 40(3):257–273, 2009. doi: 10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x>.
- T. Rosten. Karakterisering av avløpscann fra norske landbaserte settefiskanlegg. *Vann*, (3):267–277, 2015.
- R. Sætre, editor. *The Norwegian Coastal Current*. Tapir academic press, 2007.
- M. C. Sandberg and L. Hagen. Bunnpåvirkning fra marine matfiskanlegg: Modellberegninger av geografisk omfang og biologiske konsekvenser. Technical Report Report no. 339-12-19, Aqua Kompetanse, 2019. FHF project no 901322.
- J. R. Selvik and J. E. Sample. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2016 - tabeller, figurer og kart. Technical Report 7205-2017, NIVA, 2017.
- J. R. Selvik and J. E. Sample. Kildefordelte tilførsler av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2017 - tabeller, figurer og kart. Technical Report 7312-2018, NIVA, 2018.
- A. Stigebrandt, J. Aure, A. Ervik, and P. K. Hansen. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming: Iii. a model for estimation of the holding capacity in the modelling-ongrowing fish farm-monitoring system. *Aquaculture*, 234(1):239 – 261, 2004. ISSN 0044-8486. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2003.11.029>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848603008007>.

- O. Torrisen, P. K. Hansen, J. Aure, V. Husa, T. Strohmeier, and R. E. Olsen. Næringsutslipp fra havbruk - nasjonale og regionale perspektiv. Technical Report Rapport fra Havforskningen 21-2016, Havforskningsinstituttet, 2016.
- X. Wang, L. M. Olsen, K. I. Reitan, and Y. Olsen. Emission of nutrient wastes from norwegian salmon aquaculture: nutrient loading of receiving waters and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.*, 2:267–283, 2012.
- X. Wang, K. Andresen, A. Handå, B. Jensen, K. I. Reitan, and Y. Olsen. Chemical composition and release rate of waste discharge from an Atlantic salmon farm with an evaluation if IMTA feasibility. *Aquacult Environ Interact.*, 4:147–162, 2013.
- P. Wassmann, D. Slagstad, C. W. Riser, and M. Reigstad. Modelling the ecosystem dynamics of the Barents Sea including the marginal ice zone II. Carbon flux and interannual variability. *J. Mar. Sys.*, 59:1–24, 2006.
- S. Woodcock, T. Strohmeier, Ø. Strand, S. Olsen, and R. Bannister. Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. *Marine Environmental Research*, 137:16 – 23, 2018. ISSN 0141-1136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.02.017>.
- Y. Wu, J. Chaffey, B. Law, D. A. Greenberg, A. Deozdowski, F. Page, and S. Haigh. A three-dimensional hydrodynamical model for aquaculture: a case study in the Bay of Fundy. *Aquacult. Environ. Interact.*, 5: 235–248, 2014.

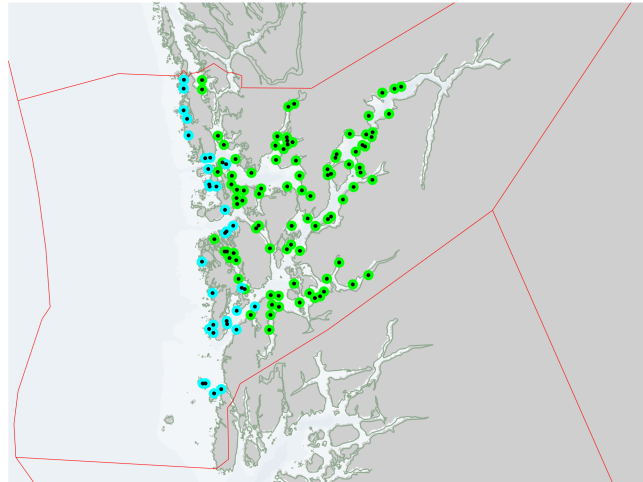
Appendix A. Geografisk fordeling av indre og ytre anlegg



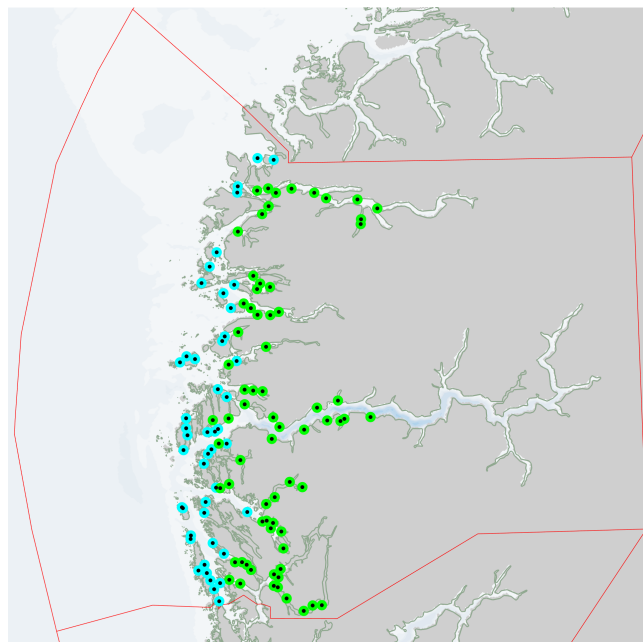
Figur 24: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO1 i 2019.



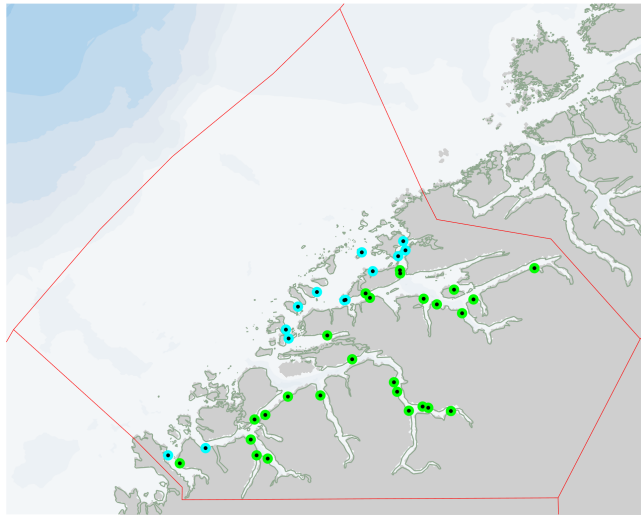
Figur 25: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO2 i 2019.



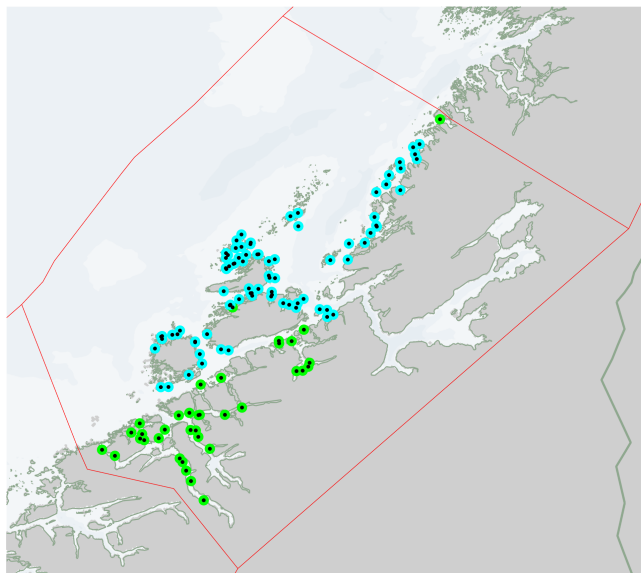
Figur 26: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO3 i 2019.



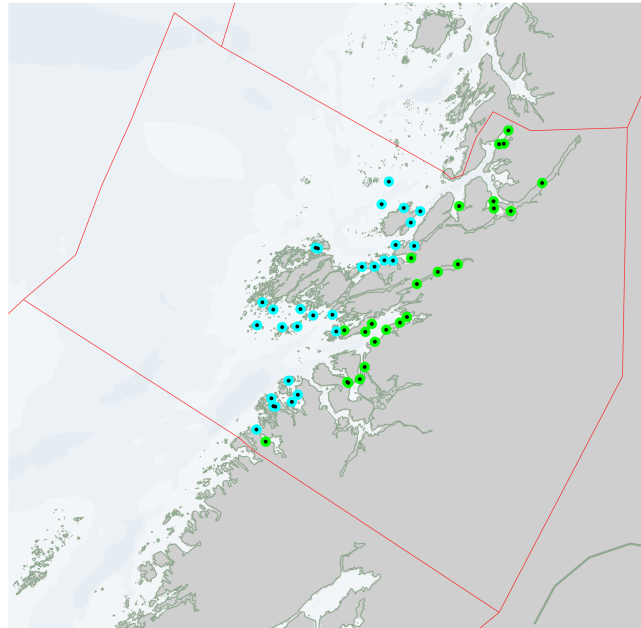
Figur 27: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO4 i 2019.



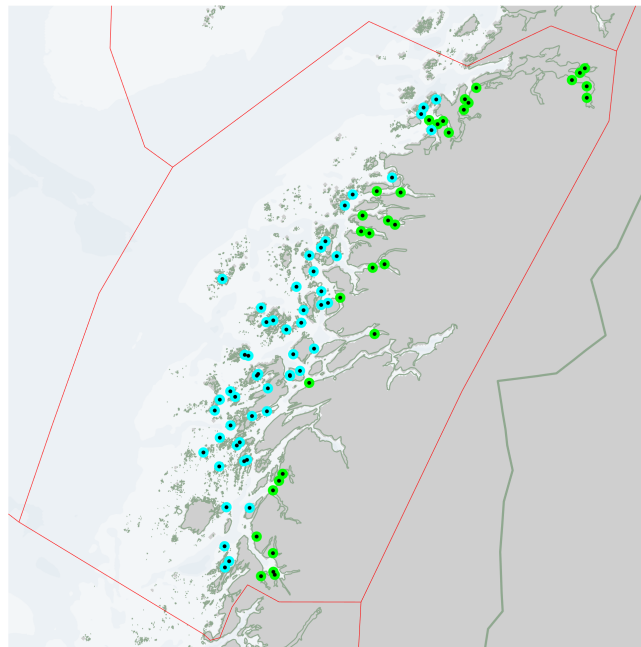
Figur 28: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO5 i 2019.



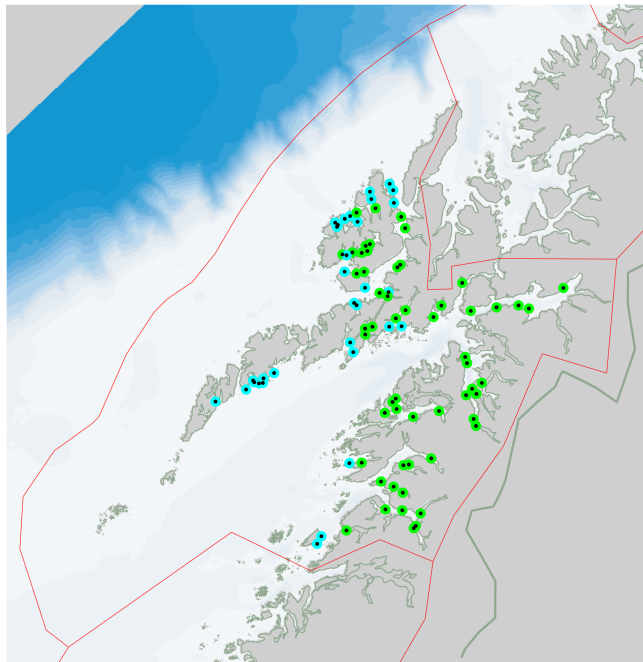
Figur 29: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO6 i 2019.



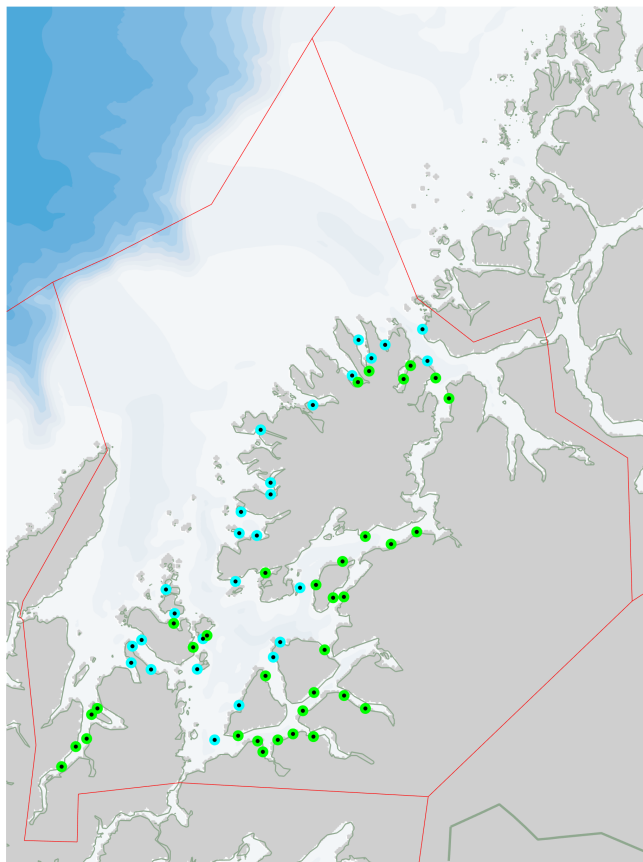
Figur 30: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO7 i 2019.



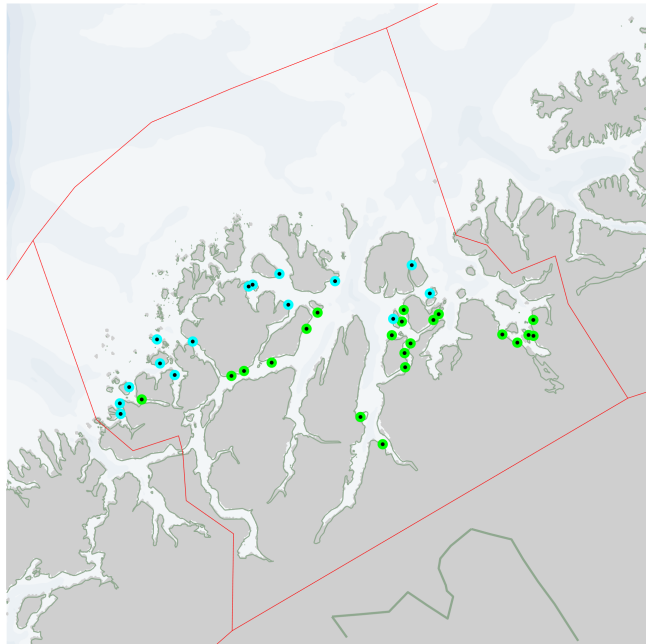
Figur 31: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO8 i 2019.



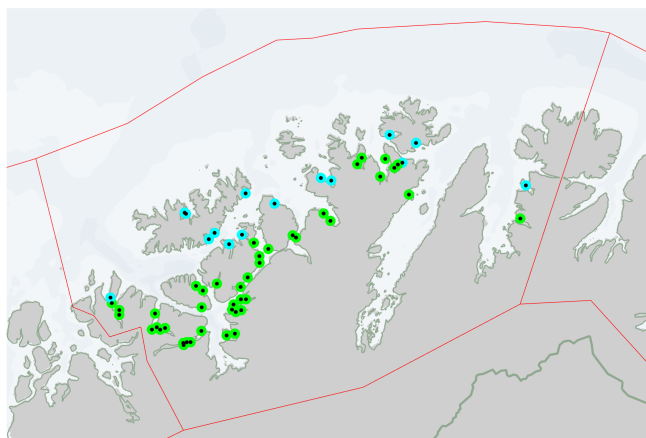
Figur 32: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO9 i 2019.



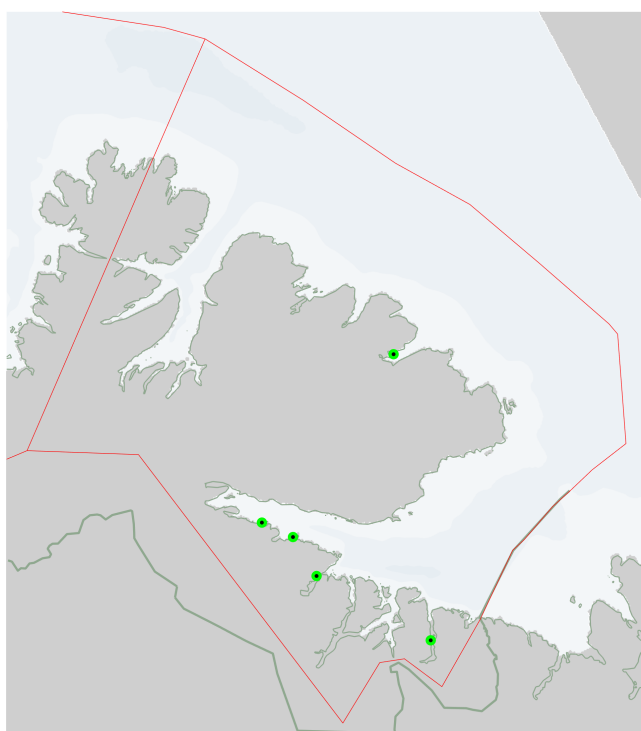
Figur 33: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO10 i 2019.



Figur 34: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO11 i 2019.



Figur 35: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO12 i 2019.



Figur 36: Kategorisering av matfiskanlegg i ytre (lyseblå punkter) og indre (grønne punkter) anlegg i PO13 i 2019.



Teknologi for et bedre samfunn
www.sintef.no

1884

NINA Rapport

Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering

Ingebrigt Uglem, Johanna Järnegren, Nina Bloecher



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering

Ingebrigt Uglem
Johanna Järnegren
Nina Bloecher

Uglem I, Järnegren J, Bloecher N. 2020. Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering. NINA Rapport 1884. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, mai 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4656-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Anne Kristin Jøranlid (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Sintef Ocean/FHF

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

FHF prosjektnummer: 901572

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Øyvind Hilmarsen/Kjell Maroni

FORSIDEBILDE

Set ved oppdrettsanlegg. © Hiromichi Mitamura

NØKKEWORD

Norge

Havbruk

Organisk utslipp

Kunnskapsoppsummering

Løst organisk materiale

Løst uorganisk materiale

Partikulært materiale

KEY WORDS

Norway

Aquaculture

Organic waste

Knowledge summary

Dissolved organic material

Dissolved inorganic material

Particulate material

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Uglem I, Järnegren J, Bloecher N. 2020. Effekter av organisk utslipp fra havbruk i Norge – en kunnskapsoppsummering. NINA Rapport 1884. Norsk institutt for naturforskning.

Denne rapporten er en del av prosjektet «Kunnskaps- og erfaringskartegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk». Rapporten er en oppsummering av kunnskapen om miljøpåvirkninger fra utslipp av organisk materiale og næringssalter fra lakseanlegg.

Organiske utslipp fra lakseoppdrett påvirker mange arter og ulike naturtyper på en rekke måter i likhet med andre naturbaserte næringer. For mange av artene eller naturtypene som påvirkes vil den totale effekten være begrenset og det er på bakgrunn av det som finnes av kunnskap liten grunn til å tro at effektene vil være så store at mange arter påvirkes på bestandsnivå eller at truede eller sårbare naturtyper påvirkes i så stort omfang at det er en risiko for at naturtypen går tapt i Norge. Ut fra det vi vet om ulike påvirkninger vil effekten av organiske utslipp i første rekke være lokal, men det er samtidig viktig å poengtere at mangel på kunnskap generelt ikke betyr at det ikke er negative påvirkninger.

Organiske utslipp påvirker miljøet rundt oppdrettsanlegg på flere måter. Utslipp av begroingsorganismer fra oppdrettsanlegg kan teoretisk sett påvirke fisk som oppholder seg i nærheten av anleggene når notspyling foregår, og på lengre sikt bunnforholdene under anleggene ved at organismene sedimenterer. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effekten av denne påvirkningen og mangelfull kunnskap gjør det ikke mulig å gjennomføre en grundig evaluering av potensielle effekter.

Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale fra havbruk er antatt å være den største menneskeskapte utslippskilden for løste næringssalter i Norge, men utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Utslipp av løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene, har en lang omsetningstid i næringsnettet og anses ikke som særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget. Utslipp av løst uorganisk materiale er mye større, men vil med dagens produksjonsvolum ikke medføre økt risiko for redusert miljøtilstand på regional skala, selv om lokale effekter trolig kan forekomme. Kunnskapen om sammenhengen mellom utslipp av næringssalter og påvirkning på arter og økosystem er mangelfull og det er usikkert om og i hvilken grad negativ påvirkning forekommer per i dag eller vil oppstå ved økt framtidig produksjon.

Partikulære organiske utslipp kan påvirke en lang rekke arter, både pelagiske og bentiske, samt ulike naturtyper. Påvirkningen skjer i hovedsak ved at de ulike artene inntar spillfôr, eller at spillfôr og fekalier sedimenteres på bunnen under oppdrettsanleggene. Påvirkning på bunnlevende organismer er vurdert i Havforskningsinstituttet sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019 (Grefsrud mfl). Konklusjonen er det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder. Risiko for uakseptable miljøpåvirkninger på hardbunn vurderes som moderat, mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Selv om risikoen totalt sett vurderes som lav, kan imidlertid påvirkningen for enkelte individuelle lokaliteter være vesentlig.

Det er vist at fisk og andre organismer som inntar spillfôr kan påvirkes negativt fordi spillfôr ikke er en naturlig diett for slike organismer eller fordi spillfôret inneholder medisiner som er skadelige

for enkelte organismer. Det er ennå ikke dokumentert at slik påvirkning vil ha vesentlige negative miljøeffekter på bestandsnivå eller over større geografiske områder. Det er imidlertid utfordrende å undersøke denne typen problemstillinger siden undersøkelsene er ressurskrevende og man er avhengig av lange tidsserier for å kunne skille eventuelle effekter av organiske utslipp fra andre påvirkningsfaktorer. Dette betyr at selv om effekter på bestandsnivå ikke er dokumentert så vil ikke dette bety at det ikke er effekter. Spillfôr kan påvirke lokale fiskerier ved at fisk oppholder seg ved lakseanlegg og ikke på tradisjonelle fiskeplasser, samt at fisk som har spist spillfôr kan være av dårligere kvalitet enn fisk som har hatt en naturlig diett. Mulig kvalitetsforringelse hos villfisk på grunn av spillfôr i dietten er undersøkt i flere studier. Det er ikke funnet vesentlige gjennomsnittlige forskjeller i smak eller kvalitet mellom fisk som har spist spillfôr og fisk som har hatt en naturlig diett, men enkelte undersøkelser tyder på at en andel av seien som har spist spillfôr har redusert kvalitet.

Miljøeffekter fra utslipp av organisk materiale fra landbasert settefiskanlegg er lite undersøkt, og denne kunnskapsoppsummeringen fokuserer derfor primært på effekter fra sjøbasert oppdrett.

Selv om utslipp av organisk materiale fra oppdrettsanlegg fører til miljøpåvirkninger tas dette kun delvis hensyn til i dagens forvaltningssystem og i nasjonale bærekraftsvurderinger. Det er derfor behov for et mer helhetlig system for vurdering av miljømessig bærekraft i havbruksnæringen, som også tar hensyn til organiske utslipp, og som vil gi et mer fullstendig bilde av effektene slike påvirkninger kan ha på kystøkosystemene.

Ingebrigt Uglem, Johanna Järnegren. Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. E-post: ingebrikt.uglem@nina.no, johanna.jarnegren@nina.no

Nina Bloecher. SINTEF Ocean, Postboks 4762 Torgard, 7465 Trondheim. E-post: nina.bloecher@sintef.no

Abstract

Uglem I, Järnegren J, Bloecher N. 2020. Effects of organic waste from aquaculture in Norway – a knowledge summary. NINA Report 1884. Norwegian institute for nature research.

This report is a part of the project “Mapping of knowledge and experiences on effects of, and opportunities for, utilisation of discharge of organic material and nutrients from aquaculture”. The report provides a knowledge summary regarding environmental effects caused by discharge of organic material and nutrients from salmon aquaculture.

Organic discharge from salmon aquaculture affects many species and habitats in a variety of ways, as do all industries based on natural resources. The total effect will be minor for many species and based on existing knowledge, there is little reason to believe that the effects will be large enough to affect most species on population level, or that threatened or vulnerable ecosystems will be lost in Norway. From what we know of different stressors, the effect of organic discharge will mainly be local, but it is also important to point out that a lack of knowledge in general does not mean that there are no negative effects.

Organic discharge affects the environment around a fish farm in many ways. Discharge of biofouling from fish farm equipment can theoretically affect resident fish when the cages are cleaned, and in the long run also the benthic environment underneath the farms by sedimentation of the biomass. It is difficult to quantify these effects and the lack of knowledge makes it challenging to thoroughly evaluate the potential effects.

Discharge of dissolved organic compounds (DOC) and dissolved inorganic compounds (DIC) from aquaculture is presumed to be the largest human source of aquatic emission of dissolved nutrients in Norway, but the emission is modest in comparison to naturally occurring levels. Discharge of DOC represents a smaller part of the emission, it has a long life cycle and is not presumed to be of much importance for the environmental conditions around the farm. Discharge of DIC is much larger, but with the present production volume it will not increase the risk of reducing the environmental conditions on a regional scale, even if local effects likely may occur. The knowledge about how discharge of nutrients is connected to effects on species and ecosystems is lacking and it is uncertain if, and to what degree, a negative effect exists today or will occur in an increased production level in the future.

Discharge of particulate organic matter (POM) may affect a range of species, both benthic and pelagic, as well as different nature types. The effect occurs mainly by consumption of waste feed or that waste feed and faeces settle on the bottom underneath the fish farm. The effects on benthic organisms are assessed in the risk-report for Norwegian aquaculture 2019 from the Institute of Marine Research (Grefsrud et al.). The conclusion is that there is a low risk for further unacceptable effects on the bottom conditions due to POM discharge in all production areas. The risk for unacceptable environmental effects on hard bottoms is assessed as moderate, while the risk for soft bottoms are considered as low. Even if the total risk is considered low, the effect on some individual locations may be substantial.

It has been shown that fish and other organisms that utilises waste feed may be negatively affected as this is not their natural diet or because the waste feed contains medicines that are harmful for some organisms. It has so far not been documented that such effects will have substantial negative environmental effects on population level or over larger geographical areas. However, it is challenging to investigate this type of issues as it would require large efforts and long time series of data to be able to separate effects of organic discharge from other factors. This means that even if effects at population level is not documented, it does not mean that there are no effects. Waste feed can affect local fisheries by attracting wild fish to fish farms rather than staying at the traditional fishing grounds. Fish eating waste feed may also have reduced meat quality compared to fish on a natural diet. The potential for reduced quality in wild fish due to a waste-feed diet has been investigated in several studies. No substantial average differences

have been detected in taste or quality between fish that has been eating waste feed and fish on a natural diet, but a few studies imply reduced quality in some of the saithe feeding on waste feed.

The environmental effects of organic matter from land based fish farms has been very sparingly investigated and this knowledge summary has therefore focused on the effects of ocean based farming.

Even if discharge of organic matter from fish farms leads to environmental effects, this is only partly taken into consideration in the present national management system and sustainability assessments. Therefore, there is a need for a more comprehensive system to evaluate environmental sustainability in aquaculture that also considers organic discharge and that will give a more complete picture of the effects such stressors might have on the coastal ecosystems.

Ingebrigt Uglem, Johanna Järnegren. Norwegian institute for nature research, P.O Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. E-mail: ingebrikt.uglem@nina.no, johanna.jarnegren@nina.no

Nina Bloecher. SINTEF Ocean, P.O. Box 4762 Torgard, 7465 Trondheim. E-mail: nina.bloecher@sintef.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	6
Forord	8
1 Introduksjon	9
2 Utslipp av organisk materiale fra påvekstorganismer og begroing på merder	10
2.1 Effekter av utslipp av groe.....	11
3 Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale	12
3.1 Løst organisk materiale.....	12
3.2 Løst uorganisk materiale.....	12
3.3 Kan utslipp av næringssalter fra havbruk føre til oppblomstring av giftige alger?.....	13
3.4 Vurdering av påvirkning fra utslipp av næringssalter på nasjonal skala.....	13
4 Partikulært materiale fra produksjon av fisk	15
4.1 Effekter av partikulært materiale på bunnlevende organismer.....	16
4.1.1 Effekter på bentiske økosystem.....	16
4.1.2 Effekter på bunnlevende arter og naturtyper.....	18
4.1.3 Vurdering av påvirkning av bunnforhold på nasjonal skala.....	19
4.2 Utslipp av partikulært materiale og effekter på fisk.....	20
4.2.1 Villfisk tiltrekkes lakseanlegg.....	20
4.2.2 Effekter på biomasse av villfisk.....	22
4.2.3 Effekter på fysiologi og reproduksjon.....	23
4.2.4 Effekter på fiskeri.....	25
5 Organiske utslipp og effekter av fremmedstoffer	27
6 Oppsummering	28
7 Referanser	30

Forord

Hensikten med dette notatet er å oppsummere kunnskap om miljøpåvirkninger fra utslipp av organisk materiale fra lakseanlegg som et grunnlag for det videre arbeidet i prosjektet «Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk (FHF pr.nr. 901572)». Det er i hovedsak tatt utgangspunkt i fagfellevurdert vitenskapelig kunnskap, men det vises også til såkalt grålitteratur eller interne/eksterne rapporter som ikke er fagfellevurdert såfremt disse er refererbare. Deler av oppsummeringen er basert på rapporter utformet i to tidligere FHF-prosjekt (Evaluering av tiltak for å fremme bærekraftig sameksistens mellom fiskeri og havbruk: Fase I og II, FHF pr.nr. 900772 og 900909). Vi vil derfor rette en spesiell takk til Bjørn Steinar Sæther (NOFIMA/UiT) og Ørjan Karlsen (HI) som i betydelig grad bidro til utforming av disse rapportene.

Trondheim 11.05.20

Johanna Järnegren (prosjektleder)

1 Introduksjon

Hensikten med rapporten er å oppsummere kunnskapen om effekter av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk. Vi oppsummerer i første rekke kunnskapen om økologiske effekter av utslipp, men vi diskuterer også effekter på fiskerinæringen der dette er relevant. Utslipp fra havbruk kan påvirke mange arter, artssamfunn og naturtyper, og påvirkningen kan være både positiv og negativ for de ulike artene og naturtypene (Holmer 2010, Sæther mfl. 2012). Effekter av utslipp fra havbruk er lite undersøkt for de aller fleste arter og naturtyper som berøres av utslippene, mens kunnskapsgrunnlaget for noen arter er relativt godt studert. Manglende kunnskap på økosystemnivå medfører at helhetlige vurderinger av effekter vil bli mangelfulle, noe som videre vil gjøre det vanskelig å vurdere total bærekraftpåvirkning.

Vi har delt inn utslipp i tre hovedkategorier: 1) organisk materiale fra begroing på merder; 2) løst organisk og uorganisk materiale og 3) partikulært materiale. Organisk materiale fra begroing omfatter materiale som produseres på oppdrettsstrukturene, for eksempel på nøtene. Dette organiske materialet ville ikke blitt produsert dersom ikke oppdrettsanleggene var der, og slippes for eksempel ut gjennom notspyling. Løst materiale består både av organiske og uorganiske forbindelser som vil virke som næringssalter. De løste organiske stoffene er molekyler og partikler $<0,2 \mu\text{m}$ som inneholder nitrogen (N) eller fosfor (P), og som primært slippes ut ved lekkasje fra fiskens avføring (fekalier) og fôrspill. De løste uorganiske stoffene er næringssalter som skilles ut ved ekskresjon fra fisken. De partikulære utslippene fra produksjon av fisk består av spillfôr og fekalier. Vi oppsummerer også kunnskapen om effekter av miljøgifter som kommer ut i vannet gjennom organiske utslipp.

2 Utslipp av organisk materiale fra påvekstorganismer og begroing på merder

Begroing forekommer på alle undervannsstrukturer i et oppdrettsanlegg (Figur 1). Dette gjelder ikke kun noten, men også alle andre strukturer som er del av fortøyningen, samt redskaper og instrumenter i vann (f.eks. rensefiskskjul, førkamera) og selve førflåten og skrog av arbeidsbåter (Bloecher mfl. 2015). De vanligste artene som gror på nøter i Norge er alger (både makroalger og mikroalger), hydroider, muslinger, sekkedyr, og mosdyr (Bloecher mfl. 2013; Bannister mfl. 2019), mens rur og lignende organismer med kalkskall forekommer hovedsakelig på harde overflater.

Uten tiltak vil groen vokse kontinuerlig og den kan forekomme i betydelige mengder (over 8 kg m⁻²; Bloecher mfl. 2013). Oppdretterne ønsker av flere årsaker å hindre groe på anleggene og særlig noten, blant annet for å opprettholde tilstrekkelig vanngjennomstrømning og for å hindre at fortøyningssystemet påvirkes for mye av vannstrømmen. Groe kan også være et reservoar for patogener (Bannister mfl. 2019). I Norge håndteres begroing hovedsakelig ved impregnering av not med kobber-basert anti-groemiddel og regelmessig (opptil ukentlig) ved *in-situ* vasking av nøter. Vasking fører til at groeorganismene frigjøres i vannet (Carl mfl. 2011). Andre strukturer rengjøres bare ved behov (f.eks. 1-2 ganger i produksjonssyklus) (Bloecher mfl. 2015). Siden groen ikke ville ha oppstått uten oppdrettsanlegget og fordi den frigjøres ved notvask og vask av andre strukturer kan groe betraktes som et organisk utslipp fra lakseanlegg.



Figur 1. Groe på not (Foto: Nina Bloecher)

Mengden og artssammensetning av påvekstorganismer som gror på nøter og andre strukturer og som dermed slippes ut i vannet varierer med følgende faktorer:

1. **Sesong.** Veksten styres av vanntemperatur og lystilgjengelighet. Vekstsesongen starter ofte (f.eks. i mars) med påvekst av mikroalger, fulgt av makroalger og muslinger som blåskjell. Mot slutten av sommeren og ut over høsten (august – november) er det derimot hydroider som dominerer begroingen. Maksimale groemengder oppstår ofte i september/oktober når vanntemperaturen er høyest (Bloecher mfl. 2013). Dermed vil tidspunktet fisken blir satt ut påvirke mengden groe på anlegg i en produksjonssyklus.
2. **Geografi:** Det er generelt mindre groe i Nord-Norge enn i de sørlige delene av landet, noe som er knyttet til sjøtemperaturen. Det kan i tillegg oppstå lokale forskjeller mellom lokaliteter, med mer groe på skjermede (f.eks. i en fjord) enn på mer eksponerte lokaliteter (SINTEF; upubliserte data).

3. *Eksposering for strøm og lys*: Det kan innen et anlegg være forskjell mellom merder i begroing på grunn av varierende eksponering for strøm. I tillegg varierer groen på merdene med dybde og på de ulike sidene av merdene på grunn av lysforholdene, og alger dominerer på de øverste meterne av noten (Hodson mfl. 1995; Hodson mfl. 1997; Guenther mfl. 2010).
4. *Strategi for groehåndtering*: Valg av 'riktig' notmateriale og bruk av impregnering på nøter kan redusere påslag og vekst av begroing betydelig (Braithwaite mfl. 2007; Edwards mfl. 2014; Bloecher & Floerl 2020). I tillegg har vaskefrekvens stor innflytelse på groemengden (Guenther mfl. 2010; Bannister mfl. 2019).

En typisk merd med 157 m omkrets, 35 m dybde, og bunnring på 18 m har en notoverflate på 5 202 m². Basert på tall fra Bloecher mfl. (2013) kan det estimeres at opptil 18 tonn (våtvekt) begroing kan oppstå på en slik merd i løpet av et år i regioner med sterk groepress. Fordi mengden av groe varierer på grunn av flere faktorer er det imidlertid vanskelig å beregne mengden groe som slippes ut fra et enkelt anlegg innen en produksjonsperiode, og estimatet vil derfor kun være et eksempel på mulig omfang for en typisk merd.

2.1 Effekter av utslipp av groe

Utslipp av begroing fra oppdrettsanlegg kan påvirke gjellehelse til fisk negativt. I laboratorieforsøk er det vist at laks etter eksponering for hydroider og deres nesleceller får skader på gjellene i opptil 7 dager (Baxter mfl. 2012; Bloecher mfl. 2018). I tillegg har effekter på fiskens hud, utløst av andre nesledyr som anemoner, blitt observert i New Zealand (Fisher & Appleby 2017). Slike skader kan også forventes hos villfisk som oppholder seg i nærheten av oppdrettsanlegg mens notvasking pågår. Med tanke på kvantitativ belastning, så vil fisken i og rundt et anlegg med middels begroingspress utsettes for et slikt utslipp anslagsvis 2-3 dager annenhver uke fra august til november. Det finnes per i dag ingen data som kan definere størrelsen av risikoområdet som blir påvirket av materiale som slippes ut fra anleggene.

Begroing kan videre være et reservoar for patogener. Dette inkluderer f.eks. *Vibrio anguillarum* som utløser vibriose og som kan være assosiert med blåskjell (Pietrak mfl. 2012; Albert & Ransangan 2013), eller *Paramoeba perurans*, som utløser amøbegjellesykdom og som er påvist på hydroider (Hellebø mfl. 2016). Frigjøring av begroing under vasking vil dermed øke risiko for kontakt med patogener, både for fisk i merd og villfisk i områdene. Det finnes ikke tilstrekkelig data for å evaluere risikoen.

Begroing kan være en foretrukken oppholdsplass for fremmede marine arter. Frigjøring av disse organismene og spesielt akkumulert frigjøring av reproduksjonsstadier kan føre til økt reproduksjonssuksess, noe som vil kunne bidra til å fremme spredning av fremmede arter (Mineur mfl. 2012; Simkanin mfl. 2012; Woods mfl. 2012).

Etter frigjøring i vannsøylen vil påvekstorganismene synke ned til bunnen der de kan bidra til økt organisk belastning, spesielt når utslippet skjer aggregert i forbindelse med notvasking (se nedenfor for effekter av utslipp på benthos). Observasjoner fra skjelloppdrett viser i tillegg at sedimentering av groeorganismer som muslinger kan føre til ansamling av predatorarter som sjøstjerne i områdene under anleggene. Et økt antall av disse artene i et område kan øke reprodutiv suksess for disse artene og dermed påvirke sammensetningen av lokal bunnfauna (Inglis & Gust 2003).

3 Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale

Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale fra menneskelig aktivitet har en rekke kilder, hvorav utslipp fra havbruk er antatt å være den største utslippskilden i Norge, selv om dette utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Produksjonen av laksefisk har de siste årene vært stabil, og utslippene i 2018 er estimert til 51 538 tonn løst nitrogen og 6845 tonn løst fosfor (TEOTIL). Til sammenligning slippes det årlig ut om lag 48 000 tonn nitrogen og 2600 tonn fosfor til vann fra jordbruk, avløp og landbasert industri (Grefsrud mfl. 2019). Effekten av slike utslipp fra havbruk må derfor sees i sammenheng med utslipp fra andre menneskelige aktiviteter og naturlig tilførsel, noe som krever god og langsiktig overvåkning. Det finnes per i dag imidlertid ikke tilstrekkelige nasjonale overvåkningsdata fra områder med mye lakseoppdrett til at det er mulig å vurdere risiko for negative miljøeffekter fra utslipp av løste stoffer fra lakseoppdrett (Grefsrud mfl. 2018), selv om det er satt i gang overvåkningsprogrammer som i framtiden vil øke muligheten til å foreta slike vurderinger (Boxaspen & Husa 2019). En totalvurdering for fare for overgjødning av norske kystområder på grunn av utslipp av næringssalter fra menneskelig aktivitet indikerer at faren er størst i indre kyst og fjordområder uten oppdrettsaktivitet på Skagerakskysten (Norderhaug mfl. 2016). Det antas også at det kan være en risiko for overgjødning i indre deler av store fjorder og mindre terskelfjorder, kanskje særlig på Vestlandet.

3.1 Løst organisk materiale

Løst organisk materiale er molekyler og partikler som er mindre en 0,2 µm og som inneholder næringssaltene nitrogen (DON¹) eller fosfat (DOP²) (Sæther mfl. 2013). DON og DOP kommer primært fra fôrspill og fra lekkasje fra fekalier. Den delen som kommer fra fekalier har en lavere biologisk tilgjengelighet og næringsverdi, mens delen som kommer fra fôrspill sannsynligvis er lettere tilgjengelig. Fôrspill og fekalier synker relativt hurtig under den fotiske sonen (med tilgjengelig lys) og er derfor ikke like tilgjengelig for primærprodusentene (Boxaspen & Husa 2019). Da løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene av næringssalter og har en lang omsetningstid i det marine næringsnettets anses de ikke særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget (Anon 2011)

3.2 Løst uorganisk materiale

Løst uorganisk materiale er næringssaltene nitrogen og fosfor som dannes under fiskens metabolisme og skilles ut via gjeller og nyrer. Nitrogen, hovedsakelig i form av ammonium, har høy biologisk tilgjengelighet, kan raskt tas opp av mange primærprodusenter (planteplankton, makroalger og marine karplanter) og nyttes til vekst. Norske kystområder er i hovedsak nitrogenbegrensede, særlig i perioder når primærproduksjonen styres av mengde næringsstoffer tilgjengelig. Denne perioden strekker seg fra etter vårblostringen i mars og frem til at lyset igjen blir den begrensende faktoren for vekst om høsten. Fosfor er ikke en begrensende faktor for vekst og ekstra tilførsel gir derfor vanligvis ingen effekt i våre marine økosystemer.

Mengden utslipp varierer med biomassen av fisk og med årstiden, med høyest utslipp om sommeren da fisken vokser raskest. Det er vist at variasjonen mellom og innen dager kan være vesentlig (Jansen mfl. 2018). I åpne merdanlegg vil næringssaltene spre seg med overflatestrømmene og fortynnes relativt raskt i vannmassen, men er sporbare opp til ca. 2 km fra

¹ DON: dissolved organic nitrogen

² DOP: dissolved organic phosphorous

anlegget (Grefsrud mfl 2019). Lokale forhold som vannutskifting, strømforhold og lignende vil påvirke hvordan de sprer seg.

Effekten av ekstra tilførsel av næringssalter vil bero på hvor mye som slippes ut i forhold til naturlige verdier i området. Økte konsentrasjoner av næringssalter kan gi negative konsekvenser i form av økt produksjon av planteplankton, noe som kan resultere i større nedfall til bunn og risiko for redusert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet og påvirkning på bentiske organismer (Sæther mfl. 2013; Price mfl. 2015; Grefsrud mfl. 2018). Også makroalgene kan påvirkes gjennom et skifte fra et mangfoldig makroalgesamfunn til et samfunn med få arter dominert av trådformede brunalger og grønnalger (Worm og Summer 2000; Grefsrud mfl. 2018).

3.3 Kan utslipp av næringssalter fra havbruk føre til oppblomstring av giftige alger?

Kraftig oppblomstring av en giftig alge (*Chrysochromulina leadbeateri*) i Nordland og Troms sommeren 2019 førte til vesentlig fiskedødelighet i oppdrettsanlegg, og det ble spekulert i at utslipp av næringssalter var årsaken til oppblomstringen (Karlsen mfl. 2019). Det er godt kjent at økte konsentrasjoner av næringssalter kan føre til oppblomstring av alger, men siden næringssalter har en rekke naturlige og menneskeskapt kilder kan det være vanskelig å vurdere i hvor stor grad enkeltkilder kan føre til algeoppblomstring. Havforskningsinstituttet har estimert at økt algeproduksjon på grunn av utslipp av næringssalter fra lakseoppdrett i 2019 teoretisk sett var lavere enn 10 % i de fleste produksjonsområder (Boxaspen og Husa 2019), og det er derfor lite sannsynlig at utslipp fra havbruk alene var årsaken til oppblomstringen i 2019. Boxaspen og Husa (2019) påpeker imidlertid at en framtidig femdobling av produksjonen av laks vil kunne øke faren for lokal overgjødning i flere produksjonsområder. Det er generelt lite kunnskap om årsaker til oppblomstringer av giftige alger, og det er derfor usikkert om og i hvilken grad økte utslipp av næringssalter på grunn av økt produksjon vil føre til oppblomstring av giftige alger.

3.4 Vurdering av påvirkning fra utslipp av næringssalter på nasjonal skala

Risikoen for at utslipp av næringssalter vil påvirke miljøtilstanden i norske kystvannsføremønstre ble i 2019 vurdert i Havforskningsinstituttets risikoreport for Norsk fiskeoppdrett (Grefsrud mfl. 2019). Det ble i denne vurderingen tatt utgangspunkt i vannforskriften der Norge har satt seg et miljømål som sier at alle kystvannsføremønstre i Norge skal oppnå «svært god» eller «god» miljøtilstand. Risikovurderingen i 2019 hadde som mål å vurdere risikoen for hvorvidt utslipp av næringssalter fører til at noen kystvannsføremønstre og produksjonsområder ikke oppnår det miljømålet som er satt. Lokale effekter på arter og naturtyper på grunn av utslipp av næringssalter i anleggenes påvirkningsområde ble ikke vurdert. Risikoen for regionale miljøeffekter (eutrofikering) som følge av økt næringssalttilførsel fra fiskeoppdrett ble vurdert som lav i alle produksjonsområder langs kysten (Grefsrud mfl. 2019). Det poengteres imidlertid at det er knyttet høy usikkerhet til slike vurderinger, og kunnskapsgrunnlaget er satt til moderat eller dårlig for produksjonsområder der miljødata mangler. Det antas også at effektene vil variere innad i produksjonsområdet, grunnet påvirkningsgraden av oppdrettsintensitet og vannutskifting (Grefsrud et al. 2019). Produksjonsområde 3 («Karmøy til Sotra» er det området i landet som har høyest

utslipp av løste næringsalter per sjøareal, men siden det finnes gode miljødata for dette området ble tilstanden vurdert som god med god kunnskapsstyrke.

4 Partikulært materiale fra produksjon av fisk

De partikulære utslippene fra produksjon av fisk består av spillfôr (figur 2) og fekalier. Spillfôr er fôr som ikke blir spist av fisken i anlegget, og består av fôrfragmenter eller fôrpellets. Fôrfragmenter er små partikler som enten følger med fôret fra produsenten eller dannes ved mekanisk påvirkning under utfôring.

Mengde spillfôr fra sjøbaserte oppdrettsanlegg bestemmes av fôringsregimet og har blitt antatt å være i størrelsesorden 3-7 % av utfôret mengde (Kutti 2008; Reid mfl. 2008; Otterå mfl. 2009; Torrisen mfl. 2016). Den økonomiske fôrfaktoren har de siste årene ligget rundt 1,3 (www.barentswatch.no/havbruk/foringrediens-til-fisk), noe som indikerer at fôrspillet kan være høyere enn det som er antatt. En undersøkelse av fôrtap fra oppdrett i



Figur 2. Spillfôr (Foto: Pablo Sanchez)

Middelhavet tyder på at mengde spillfôr kan variere betydelig og at fôrtapet i noen tilfeller kan være så høyt som 50 % av utfôret mengde (Ballester-Molto mfl. 2017). Havforskningsinstituttet anslår at fôrtapet er mellom 5 og 11 % av fôrforbruket i sin risikovurdering av Norsk havbruk i 2018 (Grefsrud mfl. 2018). Det finnes oss bekjent ikke publiserte estimat på fôrspill fra smoltanlegg. Mengden fôrfragmenter varierer betydelig mellom ulike utfôringsystem og fôrtyper, men det er ikke urimelig å anta at om lag 1 % av fôret kan bli fragmentert før utfôring (Aas mfl. 2011). Mengde fekalier har blitt antatt å utgjøre omkring 10-15 % av fôrmengden (Brooks & Mahnken 2003; Kutti 2008; Svåsand mfl. 2016). Fôret inneholder per i dag betydelig mer terrestriske ingredienser, noe som kan bety at utslipp av fekalier er høyere enn det som tidligere har blitt antatt. Havforskningsinstituttet estimerer blant annet utslipp i form av fekalier for 2017 til 27,7 % av fôrmengden ekskludert fôrspill (Grefsrud mfl. 2018). De totale partikulære utslippene vil følge produksjonen, med høyest utslipp i sommermånedene da veksten og derved utfôringen er høyest, og senere i produksjonssyklusen da biomassen er større.

Spillfôr og fekalier har ulik synkehastighet (Bannister mfl. 2016). Spillfôr er fastere og synker raskere enn fekalier, som er skjøre og brytes lett opp i mindre deler som synker saktere (Husa mfl. 2013). Området som påvirkes av partikulært materiale vil dermed være avhengig av partikkeltype og størrelse, samt strømhastigheter på utslippspunktet (Valdemarsen mfl. 2015; Broch mfl. 2017). Lokalteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i umiddelbar nærhet til anlegget, mens på lokaliteter med høye strømhastigheter vil partiklene spres over et større område, med mindre bunnfelling rett under merdene. Spredningsmønsteret kan estimeres ved å kombinere synkehastighetsdata med hydrodynamiske modeller. De minste fraksjonene av utslippene av partikulært materiale kan spres flere kilometer, men mesteparten av partiklene vil bunnfelle mindre enn 500 meter fra anleggene (Bannister mfl. 2016).

4.1 Effekter av partikulært materiale på bunnlevende organismer

Økologiske effekter av utslipp av partikulært materiale på bentiske samfunn og på pelagisk fisk er relativt godt undersøkt, mens effekter på andre pelagiske organismer er lite studert. Effekter av utslipp på makroalger og påvekstorganismer er også diskutert ovenfor. Vi vil derfor her i hovedsak fokusere på effekter på benthos og på pelagiske fiskearter

Det partikulære materialet vil lekke næringsstoffer, men det er uklart om og i hvilken grad dette vil ha økologiske konsekvenser sett i forhold til mengden løste næringsstoffer som slippes ut gjennom ekskresjon (se ovenfor). Finpartikulært materiale fra lakseanlegg kan holde seg flytende lenge («svevestøv»), og kan derfor være tilgjengelig for dyr som filtrerer små partikler (f.eks. dyreplankton, muslinger). I størrelsesorden 10-15 % av fekaliepartiklene er finpartikulære og utgjør slikt svevestøv som kan ha spredning og effekt i eufotisk sone (Brooks & Mahnken 2003; Husa mfl. 2013; Svåsand mfl. 2016). Det er imidlertid også vist at mengden svevestøv ved oppdrettsanlegg kan variere mye i tid og rom, og at konsentrasjonen er lav i forhold til naturlig tilført materiale (Brager mfl. 2015, 2016). I hvilken grad svevestøv fra lakseoppdrett påvirker økosystemet er uklart, men det antas at mengden som tilføres fra lakseoppdrett er så liten at bruk av for eksempel muslinger til å rense slike utslipp fra oppdrettsanlegg vil være unødvendig (Brager mfl. 2016). Det er imidlertid vist at blåskjell som dyrkes i nærheten av lakseoppdrett vokser bedre enn på kontroll-lokaliteter (Reid mfl. 2008; Troell mfl. 2009). Næring fra svevestøv kan tas direkte opp av brunalgen *Sargassum* spp., og resultere i 10-30 % bedre vekst enn alger i områder uten slikt svevestøv (undersøkelse i Australia, Schaffelke 1999). Hvorvidt svevestøv kan forårsake vesentlige negative økologiske effekter er uklart.

4.1.1 Effekter på bentiske økosystem

Utslipp av partikulært materiale fra havbruk vil påvirke bunnforholdene under oppdrettsanlegg ved at utslippene sedimenterer (Husa mfl. 2013; Grefsrud mfl. 2019). Effekten vil variere med strømforholdene eller med andre ord spredningen av utslippene. Strømforholdene varierer ofte mellom fjorder og mer kystnære områder. Fjordlokaliteter kan ha sterk strøm i de øvre vannlagene, men ofte svak strøm i de dypere vannlag. Kystlokaliteter kan derimot ofte ha forholdsvis sterk strøm i hele vannsøylen, noe som kan føre til at fjordlokaliteter er mer utsatt for overbelastning ved sedimentering av partikulære utslipp enn kystlokaliteter. Akkumulering og effekter av organiske utslipp vil også avhenge av bunntypen. Det er størst sannsynlighet for opphoping av organiske utslipp på bløtbunn, men nyere forskning indikerer at det også til en viss grad akkumuleres organiske partikler på blandingsbunn og hardbunn (Grefsrud mfl. 2019). Selv om utslippet av organiske partikler fra fiskeoppdrett kan være høyt, og påvirkningen på bunnen dermed kan bli stor, anses påvirkningen som reversibel fordi utslippene består av lett nedbrytbare forbindelser (Grefsrud mfl. 2019).

Påvirkningen varierer med avstand fra oppdrettsanleggene. I områder med bløtbunn vil en nært merdene generelt ha en artsfattig sone med høy tetthet av få, men opportunistiske arter. I en overgangssone er bunndyrsamfunnet stimulert og har et forhøyet antall arter, mens det lengre ut ikke kan registreres påvirkning selv om utslipp kan spores gjennom kjemiske analyser (Kutti mfl. 2007a, b, 2008; Grefsrud mfl. 2018). Det er f.eks. funnet fettsyreer fra laksefôr i børstemark 1100 meter unna oppdrettsanlegg (Woodcock mfl. 2019).

På bløtbunnslokaliteter med lite strøm, og hvor organisk stoff felles ut rett under eller i umiddelbar nærhet av anlegget, blir området like under anleggene sterkt påvirket, mens omkringliggende

områder blir mindre påvirket (Valdemarsen mfl. 2012). Påvirkningen består i hovedsak av endringer i makrofaunasamfunn i bløtbunnssedimenter og epifauna som lever i hardbunnsmiljø (eg. Brooks & Mahnken 2003; D'armours mfl. 2008). På strømsterke lokaliteter blir derimot materialet spredt utover, og påvirker i mindre grad området rett under anlegget, samtidig som effekter kan spores over et langt større område enn for strømsvake lokaliteter. I en undersøkelse der sedimentasjonsrater ble målt både ved anlegg og 800 m fra anlegg, og i en fjord og ute ved kysten, viste målingene at bunnen på fjordlokaliteten generelt ble tilført mer organisk materiale enn kystlokaliteten, og at det økte kraftig utover i produksjonssyklusen (Husa mfl. 2013). Kystlokaliteten hadde lavere verdier gjennom hele perioden både under anlegg og 800 m fra anleggene.

Hvordan den lokale påvirkningen varierer på hardbunn er forholdsvis lite undersøkt (Grefsrud mfl. 2019), men det er vist at faunaen kan påvirkes sterkt like under anlegg. I en studie som ble gjennomført i 2010 og 2011 på dyp hardbunn ble det funnet at bunnen under oppdrettsanlegg var dekket av organisk materiale med store mengder børstemark opp til 40 meter fra anleggene (Hansen mfl. 2011). Faunaen på referansestasjoner som ble undersøkt samtidig var preget av stor artsdiversitet. På grunn hardbunn (0-25m) ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom oppdrettslokaliteter og referansestasjoner, men det var i dette studiet vanskelig å bruke forekomsten av tare som miljøindikator, da vegetasjonen på mange stasjoner var sterkt påvirket av kråkebollebeiting. Selv om åpenbare forskjeller ikke kunne detekteres mellom anlegg og referansen i dette studiet, så betyr ikke dette nødvendigvis at bunnen er upåvirket. Keeley mfl. (2019) fant for eksempel vesentlige biologiske effekter 600-1000 meter unna anlegg, selv om visuelle forskjeller var fraværende.

Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen, og dersom forbruket er større enn tilførslene oppstår det oksygenmangel i sedimentene. Anoksiske nedbrytningsprosesser er langsomme, det organiske avfallet bygger seg lettere opp, og det vil utvikles giftige gasser som dreper bunn-dyrene. Det kan også dannes gassbobler med giftig gass, som kan transportere partikler og smittestoffer oppover i vannsøylen og potensielt skade fisken i merdene (Brown mfl. 1987; Weston 1990; Hall mfl. 1990; Hansen mfl. 1991; Holmer & Kristensen 1992; Hargrave mfl. 1993; Findley & Watling 1995; Holmer & Kristensen 1996; Karakassis & Hatziyanni 2000; Kutti mfl. 2008; Valdemarsen 2012). Bunnpåvirkningen kan derfor estimeres ved å måle oksygenforbruket, men det er fortsatt uklart hvor grensen for overbelastning ligger for ulike resipienter. Det er først og fremst hastigheten på vannstrømmen som bestemmer spredningen av avfallet, mens bunnstrømmen (via oksygentilførsel) og dybden under anleggene styrer i hvilken grad det vil bygges opp anoksiske deponier. Det er vist at utslipp kan resultere i en sterk reduksjon i bunn-dyrfaunaen under oppdrettsanlegg på grunn anoksiske nedbrytningsprosesser i sedimentet på strømsvake lokaliteter (Husa mfl. 2013). Bunnen kan også påvirkes under anlegg som plasseres på dypt vann og det er påvist vesentlige påvirkninger for et anlegg som lå på 190 meters dyp i den siste delen av produksjonssyklusen (Valdemarsen mfl. 2012). Selv om bunnen kan påvirkes negativt i vesentlig grad under og like ved oppdrettsanlegg er denne påvirkningen vanligvis lokal. I et studium der påvirkning på bunnfauna ble undersøkt i et oppdrettsintensivt område (Hardangerfjorden) ble det ikke funnet betydelige negative effekter på regional skala selv om det poengteres at et høyt antall oppdrettsanlegg kan resultere i negativ bunnpåvirkning for et vesentlig areal samlet sett (Husa mfl. 2014).

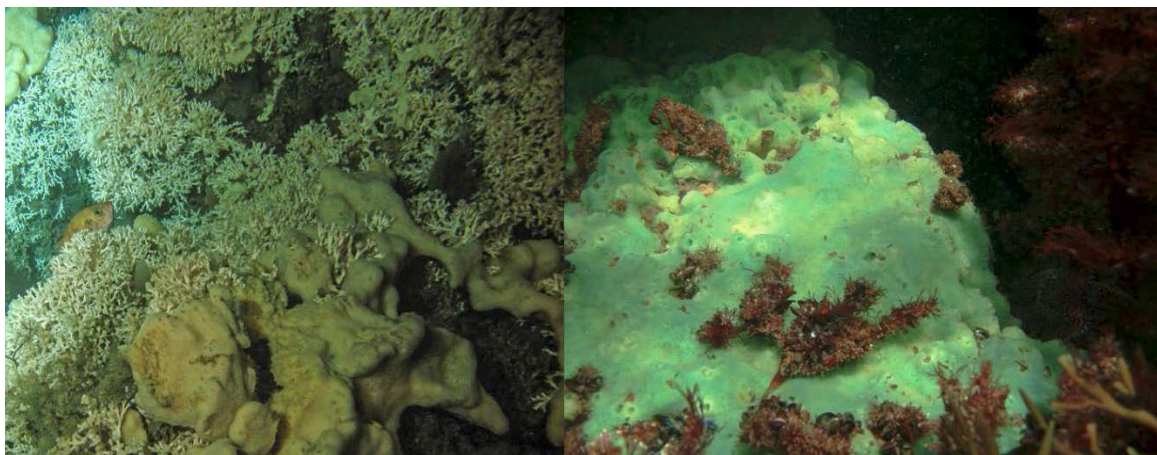
Over flere tiår har forskningen forsøkt å redusere organisk avfall ved å optimalisere diettene. Bruk av høykvalitets lettfordøyelige proteiner og lipider, hovedsakelig fiskemel og fiskeoljer har erstattet råvarer med lavere fordøyelighet (Cho & Bureau 1997). Grunnet begrenset tilgang til marine førråstoff regnes ikke dette lenger som bærekraftig (Hardy 1996). Det forskes mye på

bruk av alternative førkilder, men hittil er det fokusert lite på hvordan dette kan påvirke sammensettingen av organisk avfall fra oppdrett, og implisitt også hvordan miljøet kan påvirkes. Større fokus på lukkede anlegg og vannrensing, spesielt i smoltproduksjon, gjør også at effekter på fekalielkvalitet er en stadig større del av forutviklingen. Økt kunnskap om hvordan råvarer påvirker stabiliteten på organisk avfall fra oppdrett, vil åpne for muligheten til i større grad å bestemme fekaliens beskaffenhet. Bruken av nye ingredienser kan påvirke både totale utslipp, og fraksjonen av dette som partikulært og oppløst materiale. En vet for eksempel at utslippene av fosfor og nitrogen fra oppdrett av regnbueørret ble lavere når 75 % av fiskemelet ble erstattet med soyamel (Cruz Castro mfl. 2011). I tillegg inneholder vegetabiliske råstoffer både antinæringsstoffer (Krogdahl mfl. 2005) og stoffer som er lite fordøyelige for laks, slik som fiber. Foreløpig har en lite kunnskap om hvordan dette vil påvirke omsetningen av organisk avfall fra oppdrettsanlegg.

4.1.2 Effekter på bunnlevende arter og naturtyper

Kunnskapen om hvordan organiske utslipp fra sjøbasert oppdrett påvirker enkeltarter og naturtyper med en viktig økologisk funksjon blir stadig bedre. Hvordan utslipp fra oppdrett påvirker ålegressenger er ikke studert i Norge, men i studier fra Middelhavet er det funnet redusert vekst og forekomst av ålegress nær anlegg (inntil 400 m) som knyttes til utslipp av organisk materiale (Diaz-Almela mfl. 2008; Duarte mfl. 2008). Det er videre vist at utslipp fra fiskeoppdrett har negative effekter på såkalte «maerl-beds», dvs. habitat bestående av løstliggende kalkalger, i Spania (Aquado-Giménez & Ruiz-Fernández 2012; Sanz-Lazaro mfl. 2011) og i Skottland (Hall-Spencer 2006). Typisk påvirkning er økt forekomst av børstemark på bekostning av krepsdyr og at kalkalgene blir overgrodd av andre hurtigvoksende alger. Habitat med kalkalger finnes i strømrrike sund og er vanlig i Norge, særlig fra Nordland og nordover.

Utslipp fra oppdrett kan også påvirke dypvannskoraller (figur 3) gjennom reduksjon av korallenes vekstrate nær anleggene og økt erosjon av kalkskjellettet som korallrev hviler på (Kutti mfl. 2015). Koraller er generelt sensitive for organiske utslipp med negative effekter på vekst, overlevelse og reproduksjon (Bongiorni mfl. 2003, Villanueva mfl. 2006; Huang mfl. 2011). Kunnskapen om forekomst og utbredelse av korallrev i Norge er mangelfull og man vet lite om eventuelle påvirkninger fra utslipp fra oppdrettsanlegg. Det er også vist at små fôrpartikler kan forårsake fysiologisk og cellulært stress hos kålrabisvamp (Kutti mfl. 2016).



Figur 3. Dypvannskorallen *Lophelia pertusa* og svampen *Geodia* sp. til venstre. Den mer gruntlevende brøds-
muldsvampen *Halichondria panicea* til høyre (Foto: Johanna Järnegren).

Selv om utslipp av lusemedikamenter fra oppdrettsanlegg kan påvirke hummer (*Homarus sp.*) og andre krepsdyr negativt (Samuelsen mfl. 2014, Cresci mfl. 2018, Frantzen mfl. 2019, Moe mfl. 2019) er ikke lakseoppdrett vist å ha effekter på lokal bestandsstørrelse hos amerikansk hummer (*Homarus americanus*) (Grant mfl. 2019). Grant mfl. (2019) fant at bestandsstørrelse i større grad var relatert til generelle trender i fiskeriene, noe som kan indikere at den økologiske effekten på hummerbestander ikke er betydelig så fremt ikke utslipp av lusemedikamenter påvirker bestandene. Det er vist at både amerikansk hummer og krabbearten *Cancer irroratus* kan spise fôrspill, men også at hummer i langt mindre grad skifter diett enn *C. irroratus* (Sardenne mfl. 2019). Hvorvidt en endring i diett hos krepsdyr fra naturlig føde til spillfôr vil kunne ha økologiske konsekvenser på bestandsnivå er fortsatt uklart.

Det er vist at sjøstjerner, kråkeboller og krabber kan påvirkes av organiske utslipp ikke kun i nærområdet til oppdrettsanleggene, men også så langt unna som 1 km (Woodcock mfl. 2018). Det er også vist at organiske utslipp kan påvirke lokale bestander av hvite kråkeboller (*Gracilechinus acutus*) og tettheten kan være 10 ganger høyere ved oppdrettsanlegg enn andre steder (White mfl. 2017; 2018). Kråkebollene ved oppdrettsanleggene var imidlertid betydelig mindre enn kråkeboller fra upåvirkede områder, og hadde lavere fekunditet og redusert kvalitet på egg og larver på grunn av en unaturlig diett. Til tross for dette antas det at det økte antallet avkom vil kompensere for et lavere reproduktivt potensiale per individ og at organiske utslipp fra oppdrett totalt sett kan føre til økt rekrutering hos kråkeboller (White mfl. 2018). Hvorvidt dette kan tolkes som en positiv økologisk effekt vil være avhengig av de generelle økologiske konsekvensene av større kråkebollepopulasjoner, siden kråkeboller for eksempel kan beite ned tarekoger. Det er også vist at fettsyresammensetningen hos langpiggsjøpiggsvin (*Echinus acutus*) endres på grunn av organiske utslipp fra oppdrettsanlegg (White mfl. 2017) og at reproduksjon kan påvirkes hos kråkebollen *Helicoidaris erythrogramma* (White mfl. 2016).

4.1.3 Vurdering av påvirkning av bunnforhold på nasjonal skala

Bunnforholdene under oppdrettsanlegg overvåkes i henhold til standardiserte metoder, noe som muliggjør vurdering av påvirkning både på lokal, regional og nasjonal skala. Havforskningsinstituttet vurderte i sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019 at det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder (Grefsrud mfl. 2019). Det poengteres at vurderingen forutsetter at myndighetene kvalitetskontrollerer rapportene vedrørende bunnpåvirkning og følger opp bløtbunnslokaliteter som overvåkes med Norsk Standard NS9410:2016. Risikovurderingen skiller også mellom oppdrettslokaliteter som ligger på hardbunn og bløtbunn. Risiko for uakseptable miljøpåvirkninger på hardbunn vurderes som moderat mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Årsaken til at risikoen for hardbunn settes til moderat for alle produksjonsområder er at det per i dag ikke eksisterer noen god overvåking av hardbunnslokaliteter. Det poengteres også at selv om risiko for ytterligere påvirkning ikke varierer mellom produksjonsområder så vil påvirkningen mellom individuelle lokaliteter variere på grunn av flere forhold. Risikovurderingen baseres på overvåkningsdata som er samlet inn etter Norsk Standard NS9410:2016 (MOM). Siden 2010 har antall anlegg i tilstandsklassene «meget god» og «god» ligget på minst 90 %, mens om lag 2 % har ligget i de dårligste tilstandsklassene både i anleggssonen og i overgangssonen, og det har heller ikke vært noen vesentlig forskjell mellom fylker (Grefsrud mfl. 2019).

4.2 Utslipp av partikulært materiale og effekter på fisk

Tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg kan påvirke både økosystemene og ulike brukere av kystsonen, inkludert fiskeri- og turistnæringene. De ulike artene som tiltrekkes anlegg kan biologisk sett påvirkes gjennom endret fysiologi eller atferd på individnivå og/eller fordeling og tilstedeværelse i tid og rom. Vi vil her primært oppsummere de økologiske effektene som følge av tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg, men vi oppsummerer også kort effekter på fiskeriene.

4.2.1 Villfisk tiltrekkes lakseanlegg

Organiske utslipp fra lakseanlegg i form av spillfôr eller fekalier, kan påvirke strukturen på villfisksamfunnene i nærheten av oppdrettsanlegg. Organiske utslipp fra havbruk kan representere en ressurs og dermed bety at villfisk oppfatter oppdrettsanlegg som et fordelaktig habitat med god tilgang på føde, samt også skjulesteder, noe som innebærer at villfisk tiltrekkes slike installasjoner (Sanchez mfl. 2011; Uglem mfl. 2014). I Norge er 15 fiskearter innen 9 familier påvist i nærheten av oppdrettsanlegg (Dempster mfl. 2009). Mange av disse antas å være tiltrukket av oppdrettsanleggene på grunn av at disse oppfattes som gode habitat. Tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg er dokumentert både i Norge (Bjordal & Skar 1992, Dempster mfl. 2009, 2010, 2011) og i andre land (Dempster mfl. 2002, 2004; Boyra mfl. 2004; Tuya mfl. 2006; Carss 1990; Machias mfl. 2006; Collins 1971; Oakes & Pondella 2009; Johnstone mfl. 2010, Sudirman mfl. 2009, Demetrio mfl. 2012, Akyol & Ertosluk 2010).

Det er vist at til dels store mengder villfisk kan tiltrekkes oppdrettsanlegg. I Norge har Dempster mfl. (2010) anslått at et gjennomsnitt på rundt 10 tonn villfisk periodevis samles rundt oppdrettsanlegg på ett gitt tidspunkt i sommerhalvåret. Dempster mfl. (2009, 2010) estimerte kun biomasse nært merdene og anslaget er derfor trolig et underestimat. Dette støttes av observasjoner fra Ryfylke som indikerer at betydelig større mengder sei (>100 tonn) kan samles ved lakseanlegg.



Figur 4. Sei ved oppdrettsanlegg i Øksfjord (Foto: Hiromichi Mitamura)

Tilgangen på spillfôr er trolig den viktigste årsaken til at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg (Figur 5). Dersom oppdrettsfisken ikke spiser alt fôret vil det synke ned gjennom bunnen eller sidene av merden og bli tilgjengelig for villfisk, som enten kan spise fôret mens det er i vannsøylen (Fernandez Jover mfl. 2007; Dempster mfl. 2011) eller etter at det har nådd bunnen (Sanz-Lazaro mfl. 2011). Det er påvist at fire fiskearter (sei, torsk, rømt oppdrettslaks, rømt regnbueørret) kan spise spillfôr fra lakseanlegg (Carss 1990; Bjordal & Johnstone 1993; Skog mfl. 2003; Olsen & Skilbrei 2010; Dempster mfl. 2011; Sæther mfl. 2012). Det er i tillegg observert at både hyse og makrell kan spise spillfôr (Figur 9, Uglem pers. obs.). Det er også vist at tiltrukket fisk kan oppholde seg svært nær oppdrettsanlegg (< 25m), det vil si innenfor en avstand der tettheten av spillfôr trolig er høyest (Dempster mfl. 2010).

Det er gjort få systematiske forsøk på å måle i hvor stor grad spillfôr utgjør dietten til villfisk i nærheten av oppdrettsanlegg. I Norge er det påvist at laksepellets i gjennomsnitt utgjorde henholdsvis 71 % og 25 % av dietten til sei og torsk fanget i nærheten av oppdrettsanlegg i sommerhalvåret (Dempster mfl. 2011). Nesten 44 % av seien hadde pellets i magesekken, mens den tilsvarende andelen for torsk var 20 %. Sei og torsk fanget på kontroll-lokaliteter hadde ikke laksepellets i magesekken. Sæther mfl. (2012) viste også at torsk av ulik størrelse varierte med hensyn til hvor mange som hadde pellets i mageinnholdet. Andelen av torsk som var mindre (N=34) eller større (N=46) enn 60 cm som hadde spist pellets var henholdsvis 32 % og 11 % (Sæther mfl. 2012).



Figur 5. Sei med spillfôr i magesekken (Foto: Ingebrigt Uglem)

Det er også mulig at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg av andre årsaker enn organiske utslipp i form av spillfôr. Det er hittil ikke publisert resultater som viser at villfisk spiser fekalier fra oppdrettsfisk, hverken i Norge eller i andre land, noe som kanskje delvis kan skyldes at konsistensen på fekalier gjør at det er vanskelig å bestemme innslaget i dietten til villfisk. Det kan imidlertid ikke utelukkes at enkelte arter kan spise fekalier og at dette også kan bidra til tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg.

En annen mulig årsak til tiltrekning er at større villfisk lokkes til oppdrettsanlegg fordi mindre byttedyr også samles der. Både Dempster mfl. (2011) og Sæther mfl. (2012) dokumenterte at større torsk og sei fanget ved oppdrettsanlegg hadde spist mindre fisk, hovedsakelig småsei, som trolig var tiltrukket anleggene på grunn av tilgang på spillfôr (Figur 6). Serra-Linares mfl. (2013) viste også at større torsk og sei som



Figur 6. Merket torskeyngel spist av torsk fanget ved oppdrettsanlegg (Foto Rosa Serra Llinares)

oppholdt seg ved et torskeanlegg hadde spist rømt torskeyngel og andre fiskearter. Siden det er sannsynlig at større predatorer kan tiltrekkes oppdrettsanlegg på grunn av forekomster av mindre byttedyr kan dette medføre at «kunstige oppdrettsanleggsnæringskjeder» oppstår. Det er også spekulert i at oppdrettsanlegg tiltrekker seg villfisk fordi de representerer skjulesteder for fisken. Dette er så vidt vi vet ikke dokumentert, siden studier av tiltrekning til tomme anlegg over en lengre tidsperiode er nødvendig for å kunne skille effekter fra tilgang på spillfôr og mindre byttedyr fra eventuelle effekter av tilgang på egnede skjulesteder.

Siden oppdrettsanlegg kan tiltrekke seg store mengder villfisk kan de fungere som kunstige rev (Bortone 2011) og/eller såkalte «fish attracting devices, FADs» dersom de aggregerte organismene utnyttes i kommersiell sammenheng (Sanchez mfl. 2011). De kommersielle fiskeartene som aggregeres ved oppdrettsanlegg i Norge er i hovedsak fiskearter som vandrer eller oppholder seg på andre steder enn i nærheten av oppdrettsanleggene under gytesesongen (e.g. Dempster mfl. 2009, 2010, 2011). Aggregering av fisk ved oppdrettsanlegg vil derfor representere en temporær oppkonsentrering av fisk som normalt sett ville oppholdt seg andre steder i fjordsystemene. Det er vist at både torsk og sei oppholder seg ved lakseanlegg i større grad enn andre steder, at de kan være der i lange perioder og at de vandrer mellom ulike lakseanlegg i samme fjordsystem (Uglem mfl. 2008, 2009; Otterå og Skilbrei 2012).

4.2.2 Effekter på biomasse av villfisk

Utslipp av organisk materiale i form av spillfôr kan føre til økt vekst og biomasse hos fisk som samles ved anleggene. Det er også godt dokumentert at villfisk som tiltrekkes oppdrettsanlegg har større energireserver enn villfisk som er fanget et stykke unna oppdrettsanlegg (oppsummert i Uglem mfl. 2014, Figur 7).



Figur 7. Sei som har spist spillfôr er ofte i god kondisjon (Foto: Ingebrigt Uglem)

Sæther mfl. (2016) estimerte potensiell biomasseøkning for sei på grunn av utnyttelse av spillfôr i en scenariobasert tilnærming, med utgangspunkt i et gjennomsnittlig lakseanlegg i Midt-Norge, med utsett av 1 million smolt på 100 gram enten vår eller høst, og en total produksjonsperiode på 14 måneder og en slaktevekt på 5,5 kg. Svinn i produksjonen ble satt til 10 % og fordelt flatt gjennom produksjonsperioden, mens fôrforbruk og vekst ble predikert ved hjelp av EWOS sitt prognoseverktøy, som er basert på EGI modellen. Fôrtapet ble antatt å være 5 %, noe som trolig er et underestimert. Individuelt inntak av spillfôr ble estimert på bakgrunn av data for sei fanget ved anlegg (Sæther mfl. 2016). På bakgrunn av antatt inntak av spillfôr av sei som oppholder

seg ved anlegg ble total mengde av tapt fôr spist av sei beregnet til å være 166 tonn (55 %) ved vårutsett og 155 tonn (49 %) ved høstutsett. Dette kan tilsvare en maksimal potensial biomas-segevinst hos sei på henholdsvis 232 og 244 tonn for vår- og høstutsett. Denne typen scenario-analyser er imidlertid beheftet med en stor grad av usikkerhet og er mest egnet til å indikere et potensielt omfang. Torrison mfl. (2016) beregnet med utgangspunkt i fôrforbruk i Norge i 2015 og med et antatt fôrspill på 6-7 %, samt at halvparten av spillfôret ble spist av villfisk, at biomas-søkningen av villfisk på nasjonal skala kunne være rundt 50 000 tonn. I tillegg til økt biomasse vil villfisk ved å spise spillfôr bidra til å redusere bentisk påvirkning under anleggene siden en vesentlig del av spillfôret bindes i villfiskbiomasse istedenfor å sedimenteres under anleggene.

4.2.3 Effekter på fysiologi og reproduksjon

Fysiologi

Spillfôr er ikke en naturlig diett for vill marin fisk, og laksefôr er utviklet for optimal vekst og helse hos laksefisk. Inntak av spillfôr vil derfor kunne påvirke fysiologi og reproduktivt potensiale hos villfisk. Forskjellene mellom villfisk som har hatt en diett bestående av spillfôr eller naturlig føde reflekteres i biokjemisk sammensetning av muskelvev og lever. Det er blant annet vist at sporstoff- og fettprofilene i både lever og muskel var forskjellige mellom sei fanget ved lakseanlegg og et stykke unna anlegg (Arechavala mfl. 2015). Det er også påvist tilsvarende forskjeller i metabolitter, med blant annet høyere konsentrasjoner av laktat, alanin, glutamin, glutamat, lysin og carnitin i lever fra sei fanget ved lakseanlegg sammenlignet med sei fanget et stykke unna anlegg (Maruhenda Egea mfl. 2015). Disse funnene er i overensstemmelse med en rekke andre studier både i Norge og andre land (Skog mfl. 2003; Fernandez-Jover mfl. 2007, 2011; Arechavala mfl. 2011; Izquierdo-Gomez mfl. 2015). Generelt er villfisk (torsk og sei) som er fanget ved lakseanlegg fetere og har et større innslag av terrestriske fettsyrer enn fisk fanget på kontroll-lokaliteter, mens variasjonen i sporstoffer viser at dietten til fisk fra kontroll-lokaliteter reflekterer et «høyere trofisk nivå» sammenlignet med fisk fanget ved anlegg.

Kjønnsmodning

Fra forsøk med fisk i oppdrett ser en nesten alltid at fisken blir kjønnsmoden ved en lavere alder og ved en mindre størrelse enn i naturen, trolig på grunn av bedre energitilgang og økt vekt (Thorpe 1986). Dette er vist både for torsk og hyse hvor all fisken blir kjønnsmoden to år gamle i oppdrett (eg. Davie mfl. 2007), noe som er minst ett år tidligere enn i naturen. Hos laks er lipidreservene viktige for kjønnsmodningstidspunktet (Rowe mfl. 1991) og tidlig modning kan forhindres ved å sulte fisk i gitte tidsperioder (Thorpe 1986, 1994; Rowe & Thorpe 1990; Thorpe mfl. 1990). Dette indikerer at enten energitilgang eller energistatus (spesielt fettreserver) i gitte tidsvinduer er viktig, hvor modningsprosessen bare fortsetter hos fisk med bedre status enn den genetisk betingede grensen (Thorpe 1986, 1994). Forsøk med sei fôret på laksefôr indikerer også at noen av hannene fremskynder modningen i forhold til hva som kan forventes i naturen (Sæther mfl. 2016). Tilgang på spillfôr fra oppdrettsanlegg i en del av året hvor det normalt er lite byttedyr tilgjengelig (vinteren) kan dermed påvirke vekst, energideponering og alder ved kjønnsmodning hos villfisk. Det er imidlertid, så vidt vi er kjent med, ikke vist at fisk som tiltrekkes lakseanlegg og som har en diett bestående av spillfôr vil kjønnsmodne tidligere enn vanlig.

Fekunditet

Kjønnsmodning, antall og kvalitet på egg, samt levedyktighet for avkom hos fisk er relatert til diett (Rowe & Thorpe, 1990; Rowe mfl. 1991; Taranger mfl. 2010). En unaturlig diett bestående av laksefôr kan dermed føre til redusert levedyktighet hos egg og yngel for fisk som tiltrekkes oppdrettsanlegg, mens økt tilgang på næring kan føre til at fisken vil kunne gyte flere egg (dvs. økt fekunditet).

Torskefisk som har spist laksefôr, enten ved at de gitt laksefôr i karforsøk eller at de har spist spillfôr ved lakseanlegg, har større energireserver (relativ leverstørrelse og kondisjonsfaktor) enn fisk fanget på lokaliteter et stykke unna anlegg (Bjordal & Skar, 1992; Otterå mfl. 2009; Dempster mfl. 2011; Uglem mfl. 2020). Fekunditet er styrt av fiskens størrelse (Woodhead, 1960) og energilager (Marshall et al. 1999; Marteinsdottir & Begg, 2002). Begge deler er påvirket av ernæring (Kjesbu mfl. 1991, 1998; Karlsen mfl. 1995; Bogevik mfl. 2011). I tillegg ser det ut til at fisk i god kondisjon har færre egg som dør før gyting (atresi), og derfor faktisk gyter flere egg (Thorsen mfl. 2006). Hvorvidt villfisk som tiltrekkes lakseanlegg og derfor har en diett bestående av spillfôr faktisk har høyere fekunditet enn villfisk som har en naturlig diett er ikke godt undersøkt. Det er imidlertid vist at det kun var små forskjeller i fekunditet mellom torsk fanget nært og langt borte fra oppdrettsanlegg (Sæther mfl. 2016, Barret mfl. 2018).

Kvalitet på egg og larver

Laksefôr har helt andre egenskaper enn villfiskens naturlige diett fordi tørrstoffinnholdet og energitettheten er betydelig høyere, og fordi det generelt er rikt på hovednæringsstoffer. Siden fôret normalt er laget for å fremme optimal vekst for laksefisk for gitte fiskestørrelser, trenger behovet hverken å samsvare med en optimal diett for vekst for andre arter, eller være tilpasset en fisk som utvikler gonader.

Foreldrefiskens ernæring påvirker avkommets kvalitet (Woodhead 1960; Luquet & Watanabe, 1986). Noen næringsstoffer, som essensielle fettsyrer og antioksidanter har vist seg spesielt viktige for reproduksjon hos torskefisk (Izquerido mfl. 2010; Pickova mfl. 1997; Salze mfl. 2005). Siden fiskefôret er innblandet til dels betydelig mengder alternative råstoffer, kan beiting på spillfôr medføre endringer i fiskens sammensetting som potensielt kan overføres til avkommet. Størparten av næringsstoffene flyttes fra mordyrets energilagre til eggemnene ganske sent i utviklingen (vitellogenese). Denne foregår hos torskefisk fra omtrent medio september og fortsetter under gytingen da disse artene er porsjonsgytere. Hos torsk legges opptil 1/3 av næringsstoffene inn i sluttmodningen (Thorsen mfl. 2006). Siden mange arter mister appetitten i forkant av gytingen (Woodhead 1960; Skjæraasen mfl. 2004), må energiforbruket under oppbyggingen av gonadene hentes fra lagre. Torskefisk lagrer overskuddsenergi i leveren, og under gonadebygging mobiliseres reserver i denne, mens store deler av proteinbehovet hentes fra muskel (Black & Love 1986; Kjesbu mfl. 1991). Effekten kan imidlertid variere mellom ulike arter, og arter med kort vitellogenese trenger bare noen uker for å endre eggsammensettingen (Fernades-Palacios mfl. 1995), mens effekten for andre arter, slik som torsk og hyse, inntreffer etter måneder.

Siden eggene er så viktige, vil trolig sammensettingen av disse i stor grad være genetisk bestemt, muligens med populasjonsforskjeller (Pickova mfl. 1997). Fettsyresammensettingen i egg er vist å være svært lik sammensettingen i vitellogenin, som er antatt å være svært konserverv og bare påvirket av ekstreme dietter (Silversand mfl. 1995). Dette kan indikere at sammensettingen av egg ofte vil være beskyttet mot endringer i diett, men ved langvarig ubalanse i ernæringen til foreldrene vil også eggene påvirkes. Selv om det er godt dokumentert at den biokjemiske sammensetting av muskel og lever varierer mellom villfisk som har hatt en diett bestående av spillfôr eller en naturlig diett (Skog mfl. 2003; Fernandez-Jover mfl. 2007, 2011; Arechavala

mfl. 2011, 2015; Izquierdo-Gomez mfl. 2015 Maruhenda Egea mfl. 2015), så trenger det ikke nødvendigvis å være lignende forskjeller i gonader. Barret mfl. (2018) undersøkte dette for torsk fanget i et område med lite lakseoppdrett og i et annet med mye oppdrett. Det var en markant forskjell i konsentrasjonen av fettsyrer som typisk finnes i laksefôr, men ikke i ville næringsdyr, i gonadene mellom de to gruppene. Det var imidlertid ingen forskjell i totalt lipidinnhold eller innhold av essensielle fettsyrer. Det ble heller ikke funnet forskjeller mellom gruppenes fekunditet, men egg fra området med mye oppdrett var mindre enn egg fra området med lite oppdrett. Det ble likevel ikke funnet forskjeller i klekkesuksess, men torskelarver fra områder med mye oppdrett var noe mindre enn larver fra et område med lite oppdrett (Barret mfl. 2018). Dette studiet indikerer at en diett bestående av spillfôr kan påvirke reproduksjon hos vill torsk i negativ retning, men det er ikke kjent om dette kan føre til vesentlige forskjeller i bestandsstørrelse eller sammensetning, eller om andre arter påvirkes på samme måte som torsk. Også andre deler av en diett vil kunne påvirke gytingen, slik som karbohydrater, vitaminer og mineraler, men disse er tilsatt føret i overskudd av fiskens behov. Det er ellers vist at astaxanthin, pigmentet som gjør laksen rød i kjøttet og som tilsettes laksefôr, har en positiv effekt på eggkvalitet for torsk (Salze mfl. 2005; Sawanboonchun mfl. 2008).

4.2.4 Effekter på fiskeri

Fisken som tiltrekkes anleggene er delvis utilgjengelig for fiskere fordi nøter, tauverk og forankringer legger sterke begrensinger på bruk av aktive redskaper og fordi det ikke er lov å fiske innenfor en sikkerhetssone på 100 meter inntil anleggene. For å kunne utnytte fisk som aggregeres ved anlegg må det derfor brukes metoder og redskaper som kan benyttes innenfor forbudssonen, for eksempel storteiner (Sæther mfl. 2012).

Konsentrasjon av villfisk ved lakseanlegg kan medføre at fisken ikke oppholder seg på tradisjonelle fiskeplasser, noe som kan føre til reduserte fangster i konvensjonelle fiskerier dersom fisken flytter seg fra feltene der den er tilgjengelig for fiskerne og oppholder seg i fiskeforbudssonen rundt oppdrettslokaliteter. Det er oss bekjent ikke gjennomført systematiske undersøkelser for å dokumentere om og i hvilken grad tiltrekning av villfisk reduserer reell ressurstilgang for lokale fiskerier. På den andre siden kan åpning for fiske nærmere enn 100 meter fra anlegg føre til at det blir lettere å fange fisken enn det som er tilfelle under normalt fiske siden fisken samles på et lite og definert areal (Sanchez mfl. 2011).

Aggregering av villfisk ved oppdrettsanlegg kan påvirke villfiskens konsumkvalitet og/eller matvaresikkerheten. Endringer i konsumkvalitet innebærer at egenskaper som smak, tekstur, utseende og lukt endres, mens negative endringer i matvaresikkerhet kan bety at fisken vil være helseskadelig å spise, for eksempel på grunn av for høyt innhold av giftstoffer. Redusert konsumkvalitet hos sei og torsk som har spist laksepellets og som har blitt fisket i nærheten av oppdrettsanlegg har blitt viet betydelig oppmerksomhet i media. Fiskere langs hele kysten opplever at såkalt pelletssei er bløt i kjøttet og ofte ikke mulig å omsette (Sæther mfl. 2016). Det er utført flere vitenskapelige studier der kvalitet på fisk fanget ved oppdrettsanlegg er sammenlignet med fisk fanget andre steder. Skog mfl. (2003) sammenlignet kvalitet på småsei (30-37 cm lengde) fanget i en fjord med og en fjord uten oppdrett i Nordland og konkluderte med at småsei fanget i en fjord uten oppdrett smakte bedre enn sei fanget i en oppdrettsfjord.

Bjørn mfl. (2007, 2009) undersøkte kvalitet hos sei og torsk fanget i oppdrettsintensive områder og i kontrollområder og fant at kvaliteten på både torsk og sei var forholdsvis god og at det ikke var vesentlige kvalitetsforskjeller hverken for torsk eller sei fanget ved lakseanlegg og i

kontrollområder. Dette resultatet kan imidlertid delvis skyldes at de ulike gruppene var fanget med forskjellig redskap.

Sæther mfl. (2012) undersøkte sei og torsk fanget ved oppdrettsanlegg sammenlignet med kontrollfisk fanget i områder presumptivt upåvirket av oppdrett. Det var generelt ingen vesentlige forskjeller i filetindeks mellom de ulike prøveuttakene eller mellom garnfanget kontrollfisk og levendefanget fisk fra oppdrettsanlegg som kunne indikere at fisk fanget nær anlegg avvek betydelig fra kontrollfisk. Det ble i sensoriske smakspaneltester ikke funnet store forskjeller mellom fisk fanget nær eller langt fra oppdrettsanlegg, men det var marginale forskjeller som tydet på at fisk fanget nær lakseanlegg var av bedre kvalitet enn fisk fanget langt unna anlegg. Otterå mfl. (2009) undersøkte om



Figur 8. Sei som har spist mye spillfôr kan ofte være løse i kjøttet (Foto: Ingebrigt Uglem)

inntak av kommersielt fiskefôr påvirket konsumkvaliteten på sei ved å fôre fisk holdt i kar med enten lakse- og/eller torskefôr i åtte måneder for deretter å sammenligne kvalitet hos oppfôret fisk med villfanget fisk. Det ble ikke funnet vesentlige forskjeller for noen av de målte parametrene som kunne tyde på at sei fôret med fiskefôr var av betydelig dårligere kvalitet enn villfanget sei. Det ble konkludert med at sei fôret på kommersielt fiskefôr generelt var av god kvalitet.

Uglem mfl. (2017, 2020) undersøkte også smak og kvalitet hos sei fanget ved oppdrettsanlegg. Det ble i enkle smakstester (to ulike retter i forbrukertester) ikke påvist at sei fanget nær oppdrettsanlegg smakte vesentlig dårligere enn sei fanget et stykke unna anlegg, men tvert i mot at ovnsbakt sei fanget ved oppdrettsanlegg smakte noe bedre enn upåvirket sei. Det ble også påvist mindre forskjeller i filet kvalitet for sei fanget ved oppdrettsanlegg og upåvirket sei, men forskjellene var i gjennomsnitt ikke store nok til at de kunne forklare de markante forskjellene som fiskere opplever. Andelen sei med vesentlig redusert filet kvalitet var imidlertid høyere for sei fanget nær oppdrettsanlegg enn kontrollsei. Dersom andelen av sei med redusert kvalitet blir høy nok kan den totale fangsten bli nedgradert på bakgrunn av dårlig kvalitet. Kvalitetsopplevelse kan også være relatert til andre faktorer enn reell kvalitet. Fisk med mye pellets i magesekken lukter og ser uappetittlig ut når den sløyes (Figur 9) og sei som har spist mye laksefôr over lang tid kan ha en unaturlig kroppsfasong, noe som kan bidra til å danne et inntrykk av at kvaliteten er redusert for såkalt «pellets-sei».



Figur 9. Hyse med pellets i magesekken (Foto: Ingebrigt Uglem)

5 Organiske utslipp og effekter av fremmedstoffer

Oppdrettsanlegg kan tilføre miljøet fremmedstoffer ved at organismer tar opp næringsstoffer fra spillfôr og fekalier fra laksen. Dette kan føre til økologiske effekter eller redusert matvaretrygghet. Det er så vidt vi er kjent med ikke dokumentert at miljøgifter tilført gjennom organiske utslipp fra lakseanlegg resulterer mengder som er skadelig for mennesker ved konsum av fisk eller andre organismer som fanges i nærheten av anleggene, selv om mengdene av ulike stoffer varierer mellom organismer fanget ved oppdrettsanlegg og andre steder (deBruyn mfl. 2006; Bustnes mfl. 2010; 2011; 2012). I sammenligninger med sei og torsk assosiert med oppdrettsanlegg og fisk fanget på nærliggende kontroll-lokaliteter ble det ikke funnet vesentlig forskjeller for de analyserte organiske miljøgiftene for sei (deBruyn mfl. 2006; Bustnes mfl. 2010; 2011; 2012). Det ble imidlertid funnet forskjeller for enkelte stoffer, slik som høyere verdier av DDT i torsk fanget ved oppdrettsanlegg (Bustnes mfl. 2010). Det er blant annet også funnet mer kvikksølv i sei fanget ved lakseanlegg enn i sei fanget et stykke unna anlegg, noe som trolig skyldes at fisk fanget nær anlegg hadde et større innslag av småfisk i dietten (dvs. byttedyr høyere i næringskjeden; Sæther mfl. 2016). Det er lite som tyder på at mengdene av de ulike fremmedstoffene er høyere enn grenseverdier for det som kan antas å være helseskadelig ved normalt inntak av fisk, og forskjellene reflekterer trolig i første rekke kun at ulike grupper har forskjellig diett. Det gjennomføres også en standardisert og omfattende kontroll av fremmedstoffer i laksefôr i Norge og nivåene av ulike stoffer har generelt alltid vært under fastsatte grenseverdier (Grefsrud mfl. 2018).

Det er vist at sei kan akkumulere antibiotika som gis via fôret (Samuelsen mfl. 1992), men siden det per i dag brukes svært lite antibiotika i norsk lakseoppdrett representerer dette trolig ingen vesentlig miljøpåvirkning. Det er videre også påvist lusemiddel som tilsettes fôr (teflu- og diflubenzuron) i vann, skjell, krepsdyr og sei i nærheten av lakseanlegg (Langford mfl. 2011, Samuelsen mfl. 2015). Disse stoffene er svært toksiske for krepsdyr (Cresci mfl. 2018; Olsvik mfl. 2018). Verdiene som ble påvist i vann, skjell, krepsdyr og fisk antas å være høye nok til at de kan være skadelige for organismer som gjennomgår skallskifte i løpet av livssyklusen, men trolig ikke for mennesker (Langford mfl. 2011; Samuelsen mfl. 2015). Det er også dokumentert en betydelig effekt på hummeryngel (dødelighet og senskader) som ble fôret med en dose legemiddel tilsvarende en diett på medisinholdige (teflubenzuron) pellets og fekalier i en uke (Samuelsen mfl. 2014). Det er videre vist at flere invertebrater tar opp næringsstoffer fra laksepellets i nærheten av oppdrettsanlegg, enten via fôr, fekalier eller andre organismer (e.g. Åserud Olsen mfl. 2012; White mfl. 2018; Woodcock mfl. 2018; Sardenne mfl. 2019), noe indikerer at fôrtilsette lusemidler som inneholder kitinhemmere potensielt kan påvirke lokale krepsdyrbestander.

6 Oppsummering

Organiske utslipp påvirker miljøet rundt oppdrettsanlegg på flere måter. Utslipp av begroingsorganismer fra oppdrettsanlegg kan teoretisk sett påvirke fisk som oppholder seg i nærheten av anleggene når notspyling foregår, og på lengre sikt bunnforholdene under anleggene ved at organismene sedimenterer. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effekten av denne påvirkningen og mangelfull kunnskap gjør det ikke mulig å gjennomføre en grundig evaluering av potensielle effekter.

Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale fra havbruk er antatt å være den største menneskeskapte utslippskilden for løste næringssalter i Norge, men utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Utslipp av løst organisk materiale representerer en mindre andel av utslippene, har en lang omsetningstid i næringsnett og anses ikke som særlig viktige for miljøforholdene rundt oppdrettsanlegget. Utslippet av løst uorganisk materiale er mye større, men vil med dagens produksjonsvolum ikke medføre økt risiko for redusert miljøtilstand på regional skala, selv om lokale effekter trolig kan forekomme. Kunnskapen om sammenhengen mellom utslipp av næringssalter og påvirkning på arter og økosystem er mangelfull og det er usikkert om og i hvilken grad negativ påvirkning forekommer per i dag eller vil oppstå ved økt framtidig produksjon.

Partikulære organiske utslipp kan påvirke en lang rekke arter, både pelagiske og bentiske, samt ulike naturtyper. Påvirkningen skjer i hovedsak ved at de ulike artene inntar spillfôr, eller at spillfôr og fekalier, samt eventuelt også påvekstorganismer, sedimenteres på bunnen under oppdrettsanleggene. Påvirkning på bunnlevende organismer er vurdert i Havforskningsinstituttet sin risikorapport for Norsk havbruk for 2019. Konklusjonen er det er lav risiko for ytterligere uakseptable miljøpåvirkninger på bunnforhold som følge av partikulært organisk utslipp i alle produksjonsområder (Grefsrud mfl. 2019). Risiko for uakseptable miljøpåvirkninger på hardbunn vurderes som moderat, mens risikoen for bløtbunn er satt til lav. Selv om risikoen totalt sett vurderes som lav, kan imidlertid påvirkningen for enkelte individuelle lokaliteter være vesentlig (Grefsrud mfl. 2019).

Det er vist at fisk og andre organismer som inntar spillfôr kan påvirkes negativt fordi spillfôr ikke er en naturlig diett for slike organismer eller fordi spillfôret inneholder medisiner som er skadelige for enkelte organismer. Det er ennå ikke dokumentert at slik påvirkning vil ha vesentlige negative miljøeffekter på bestandsnivå eller over større geografiske områder. Det er imidlertid utfordrende å undersøke denne typen problemstillinger siden undersøkelsene er ressurskrevende og man er avhengig av lange tidsserier for å kunne skille eventuelle effekter av organiske utslipp fra andre påvirkningsfaktorer. Dette betyr at selv om effekter på bestandsnivå ikke er dokumentert så vil ikke dette bety at det ikke er effekter.

Organiske utslipp, i form av spillfôr, kan påvirke lokale fiskerier ved at fisk oppholder seg ved lakseanlegg og ikke på tradisjonelle fiskeplasser, samt at fisk som har spist spillfôr kan være av dårligere kvalitet enn fisk som har hatt en naturlig diett. Mulig kvalitetsforringelse hos villfisk på grunn av spillfôr i dietten er undersøkt i flere studier. Det er ikke funnet vesentlige gjennomsnittlige forskjeller i smak eller kvalitet mellom fisk som har spist spillfôr og fisk som har hatt en naturlig diett, men enkelte undersøkelser tyder på at sei som har spist spillfôr har redusert kvalitet. I tillegg til at fisk som har spist mye spillfôr av ulike årsaker kan fremstå som mindre appetittlig ved fangst enn fisk som har hatt en naturlig diett kan dette bidra til å forklare erfaringer fra kystfiskeriene.

Miljøeffekter fra utslipp av organisk materiale fra landbasert settefiskanlegg er lite undersøkt, og denne kunnskapsoppsummeringen referer derfor primært til effekter fra sjøbasert oppdrett. Det er naturlig å anta at organiske utslipp fra settefiskanlegg vil føre til lokale påvirkninger i nærområdet rundt vannutslippspunktet fra settefiskanlegg, men det finnes oss bekjent ikke kvantitativ kunnskap vedrørende eventuelle påvirkninger av dette. Mengden fôr som brukes i settefiskanlegg er imidlertid betydelig lavere enn for sjøbasert oppdrett, noe som kan bety at effektene er mer beskjedne enn for sjøbasert oppdrett.

Selv om utslipp av organisk materiale fra oppdrettsanlegg fører til miljøpåvirkninger tas dette kun delvis hensyn til i dagens forvaltningssystem. Bentsisk påvirkning på bløtbunn reguleres gjennom MOM-systemet, men ut over dette tas det lite hensyn til denne typen miljøpåvirkninger i forbindelse med regulering av akvakulturproduksjonen. I handlingsregelsystemet, som har som hensikt å regulere framtidig vekst i havbruksnæringen, tas det for eksempel kun hensyn til lakselus og ikke andre miljøpåvirkninger som kan tenkes å påvirke miljømessig bærekraft for næringen. Det er heller ingen regulering for lokale fiskerier ved utslipp av medisineret fiskefôr. Det er derfor behov for et mer helhetlig system for vurdering av miljømessig bærekraft som vil gi et mer fullstendig bilde av effekten slike påvirkninger kan medføre på kystøkosystemene.

Vi har i denne kunnskapsoppsummeringen fokusert på effekter av organiske utslipp fra lakseoppdrett, og vi har ikke definert utslipp i form av lakselus som er produsert i lakseanlegg eller rømt oppdrettsfisk som organiske utslipp. Det er generell enighet om at både lakselus og rømt fisk vil kunne ha vesentlige negative effekter på ville laksefiskbestander.

Effekten av utslipp vil trolig også variere mellom ulike lokaliteter (resipienter) og årstider, samt trolig også for en rekke andre miljøfaktorer. Med unntak av effekter på bunnforhold er kunnskapen om effekten av ulike påvirkningsfaktorer for ulike resipienter sparsom, og det vil være vanskelig å forutsi eller estimere slik variasjon i påvirkning.

Organiske utslipp fra lakseoppdrett påvirker mange arter og ulike naturtyper på en rekke måter i likhet med alle andre naturbaserte næringer. For mange av artene eller naturtypene som påvirkes vil den totale effekten være liten og det er på bakgrunn av det som finnes av kunnskap liten grunn til å tro at effektene vil være så store at mange arter påvirkes på bestandsnivå eller at truede eller sårbare naturtyper påvirkes i så stort omfang at det er en risiko for at naturtypen går tapt i Norge. Ut fra det vi vet om ulike påvirkninger vil effekten av organiske utslipp i første rekke være lokal, men det er samtidig viktig å poengtere at mangel på kunnskap generelt ikke betyr at det ikke er negative påvirkninger.

7 Referanser

- Albert V, Ransangan J (2013) Effect of water temperature on susceptibility of culture marine fish species to vibriosis. *International Journal of Research in Pure and Applied Microbiology* 3: 48-52
- Akyol O, Ertosluk O (2010) Fishing near sea-cage farms along the coast of the Turkish Aegean Sea. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 11–15
- Anon (2011) Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport, Fiskeri- og kystdepartementet, 83 s.
- Aquado-Giménez F, Ruiz-Fernández JM (2012) Influence of an experimental fish farm on the spatiotemporal dynamic of a Mediterranean maerl algae community. *Marine Environmental Research* 74: 47-55
- Arechavala-Lopez P, Sæther BS, Marhuenda-Egea, F, Sanchez-Jerez P, Uglem I (2015) Assessing the influence of Salmon farming through total lipids, fatty acids, and trace elements in the liver and muscle of wild saithe *Pollachius virens*. *Marine and Coastal Fisheries* 7: 59-67
- Arechavala-Lopez P, Sanchez-Jerez, P, Bayle-Sempere, JT, Fernandez-Jover D, Martinez-Rubio L, Lopez Jimenez JA, Martinez-Lopez FJ (2011) Direct interaction between wild fish aggregations at fish farms and fisheries activity at fishing grounds: a case study with *Boops boops*. *Aquaculture Research* 42: 1–15
- Ballester-Moltó M, Sanchez-Jerez P, Cerezo-Valverde J, Aguado-Giménez F (2017) Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? *Marine Pollution Bulletin* 119: 23-30
- Bannister RJ, Johnsen IA, Hansen PK, Kutti T, Asplin L (2016) Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems. *ICES Journal of Marine Science* 73: 2408–2419
- Bannister J, Sievers M, Bush F, Bloecher N (2019) Biofouling in marine aquaculture: a review of recent research and developments. *Biofouling*, 35: 631-648
- Barrett LT, Swearer SE, Harboe T, Karlsen Ø, Meier S, Dempster T (2018) Limited evidence for differential reproductive fitness of wild Atlantic cod in areas of high and low salmon farming density. *Aquaculture Environment Interactions*. 10. 10.3354/aei00275
- Baxter EJ, Sturt MM, Ruane NM, Doyle TK, McAllen R, Rodger HD (2012) Biofouling of the hydroid *Ectopleura larynx* on aquaculture nets in Ireland: implications for finfish health. *Fish Veterinary Journal* 13: 17-29
- Bjordal Å, Johnstone ADF (1993) Local movements of saithe (*Pollachius virens* L.) in the vicinity of fish cages. *ICES marine Science Symposia* 196: 143-146
- Bjordal Å, Skar AB (1992) Tagging of Saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian Fish Farm: Pre-liminary Results on Migration. *ICES Council Meeting Papers*, 1992/G:35
- Bjørn PA, Uglem I, Kerwath S, Sæther BS, Nilsen R (2009) Spatiotemporal distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) with intact and blocked olfactory sense during the spawning season in a Norwegian fjord with intensive salmon farming. *Aquaculture* 286: 36-44
- Bjørn PA, Uglem I, Sæther BS, Dale T, Økland F, Nilsen R, Aas K, Tobiassen T (2007) Videreføring av prosjektet "Behavioural responses in wild coastal cod exposed to salmon farms: possible effects of salmon holding water - a field and experimental study". *Fiske-riforskning rapport*, 6/2007, 38 s.

- Black D, Love RM (1986) The sequential mobilization and restoration of energy reserves in tissues of Atlantic cod during starvation and refeeding. *Journal of Comparative Physiology*, B 156: 469-479
- Bloecher N, Floerl O (2020) Efficacy testing of novel antifouling coatings for pen nets in aquaculture: How good are alternatives to traditional copper coatings? *Aquaculture* 519: 734936
- Bloecher N, Floerl O, Sunde LM (2015) Amplified recruitment pressure of biofouling organisms in commercial salmon farms: potential causes and implications for farm management. *Biofouling* 31: 163-172
- Bloecher N, Olsen Y, Guenther J (2013) Variability of biofouling communities on fish cage nets: A 1-year field study at a Norwegian salmon farm. *Aquaculture* 416–417: 302-309
- Bloecher N, Powell M, Hytterød S, Gjessing M, Wiik-Nielsen J, Mohammad SN, mfl. (2018) Effects of cnidarian biofouling on salmon gill health and development of amoebic gill disease. *PLoS ONE*, 13, e0199842
- Bogevik AS, Natário S, Karlsen Ø, Thorsen A, Hamre K, Rosenlund G, Norberg B (2012) The effect of dietary lipid content and stress on egg quality in farmed Atlantic cod *Gadus morhua*. *Journal of Fish Biology* 81: 1391-1405
- Bongiorni L, Shafir S, Rinkevich B (2003) Effects of particulate matter released by a fish farm (Eilat, Red Sea) on survival and growth of *Stylophora pistillata* coral nubbins. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1120-1124
- Bortone SA, Pereira Brandini F, Fabi G, Otake S (2011) *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press, New York
- Boyra A, Sanchez-Jerez A, Tuya F, Espino F, Haroun R (2004) Attraction of wild coastal fishes to Atlantic subtropical cage fish farms, Gran Canaria, Canary Islands. *Environmental Biology of Fishes* 70: 393–401
- Boxaspen K, Husa V (2019) Hvor mye løste næringsalter fra oppdrett tåler kysten? <https://www.hi.no/hi/nyheter/2019/juni/hvor-mye-loste-neringsalter-fra-oppdrett-taler-kysten>
- Brager LM, Cranford PJ, Grant J, Robinson SMC (2015) Spatial distribution of suspended particulate wastes at open-water Atlantic salmon and sablefish aquaculture farms in Canada. *Aquacult Environ Interact* 6: 135-149 <https://doi.org/10.3354/aei00120>
- Brager LM, Cranford PJ, Jansen H, Strand Ø (2016) Temporal variations in suspended particulate waste concentrations at open-water fish farms in Canada and Norway. *Aquacult Environ Inter-act* 8:437-452 <https://doi.org/10.3354/aei00190>
- Braithwaite RA, Carrascosa MCC, McEvoy LA (2007) Biofouling of salmon cage netting and the efficacy of a typical copper-based antifoulant. *Aquaculture* 262: 219-226
- Broch OJ, Daae RL, Ellingsen IH, Nepstad R, Bendiksen EÅ, Reed JL, Senneset G (2017) Spatiotemporal Dispersal and Deposition of Fish Farm Wastes: A Model Study from Central Norway *Front. Mar. Sci.* <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00199>
- Brooks KM, Mahnken CVW (2003) Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment II. Organic wastes. *Fisheries Research* 62: 255-293
- Brown JR, Gowen RJ, McLusky DS (1987) The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109: 39-51
- Bustnes JO, Borgå K, Dempster T, Lie E, Nygård T, Uglem I (2012) Latitudinal Distribution of Persistent Organic Pollutants in Pelagic and Demersal Marine Fish on the Norwegian Coast. *Environmental Science and Technology*. 46: 7836–7843

- Bustnes JO, Lie E, Herzke D, Dempster T, Bjørn PA, Nygård T, Uglem I (2010) Salmon Farms as a Source of Organohalogenated Contaminants in Wild Fish. *Environmental Science & Technology* 44: 8736-8743
- Bustnes JO, Nygård T, Dempster T, Ciesielski T, Munro Jenssen B, Bjørn PA, Uglem I. (2011) Do salmon farms increase the concentrations of mercury and other elements in wild fish? *J. Environ. Monit.* 13: 1687-1694
- Carl C, Guenther J, Sunde LM (2011) Larval release and attachment modes of the hydroid *Ectopleura larynx* on aquaculture nets in Norway. *Aquaculture Research* 42: 1056-1060
- Carss DN (1990) Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farms. *Aquaculture* 90: 29-40
- Cho CY, Bureau DP (1997) Reduction of waste output from salmonid aquaculture through feeds and feeding. *Progressive Fish Culturist* 59: 155-160
- Collins RA (1971) Cage culture of catfish in reservoir lakes. *Proceedings, Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners* 24: 489-496
- Cresci A, Samuelsen OB, Durif CMF, Bjelland RM, Skiftesvik AB, Browman HI, Agnalt AL (2018) Exposure to teflubenzuron negatively impacts exploratory behavior, learning and activity of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Ecotoxicol Environ* 30: 216-221 doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.05.021
- Cruz Castro CA, Hernández Hernández LH, Fernández Araiza MA, Ramírez Pérez T, Angeles López O (2011) Effects of diets with soybean meal on the growth, digestibility, Phosphorus and Nitrogen excretion of juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Hidrobiológica* 21: 118-125
- D'Amours O, Archambault P, McKindsey C, Johnson LE (2008) Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Maine Ecology Progress Series* 371: 73-84
- Davie A, Porter MJR, Bromage NR, Migaud H. (2007) The role of seasonally altering photoperiod in regulating physiology in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Part I. Sexual maturation. *Can. J Fish. Aquat. Sci.* 64: 84-97
- deBruyn AMH, Trudel M, Eyding N, Harding J and others. (2006) Ecosystemic effects of salmon farming increase mercury contamination in wild fish. *Environmental Science and Technology* 40: 3489-3493
- Demetrio JA, Gomes LC, Latini JD, Agostinho AA (2012) Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture* 330-333: 171-178
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Giminez-Casualdero F, Valle C (2002) Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western Mediterranean Sea: spatial and short-term variability. *Marine Ecology Progress Series* 242: 237-252
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere, J, Kingsford MJ (2004) Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. *Hydrobiologia* 525: 245-248
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Bayle-Sempere J, Nilsen R, Bjorn PA (2011) Proxy measures of fitness suggest coastal fish farms can act as population sources and not ecological traps for wild gadoid fish. *PlosOne* 6: 1-9
- Dempster T, Sanchez-Jerez P, Uglem I, Bjørn PA (2010) Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 271-275
- Dempster T, Uglem I, Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Bayle-Sempere J, Nilsen R, Bjørn PA (2009) Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series* 385: 1-14

- Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM (2008) Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1332-1342
- Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M (2008) Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1618-1629.
- Edwards CD, Pawluk KA, Cross SF (2014) The effectiveness of several commercial anti-fouling treatments at reducing biofouling on finfish aquaculture cages in British Columbia. *Aquaculture Research* 46: 2225-2235
- Fernández-Palacios H, Izquierdo MS, Robaina L, Valencia A, Salhi M, Vergara J (1995) Effect of n – 3 HUFA level in broodstock diets on egg quality of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture* 132: 325-337
- Fernandez-Jover D, Lopez-Jimenez JA, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere J, Gimenez-Casalduero F, Martinez-Lopez FJ, Dempster T (2007) Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea-cage fish farms. *Mar. Environ. Res.* 63: 1-18
- Fernandez-Jover D, Martinez-Rubio L, Sanchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Lopez-Martinez FJ, Bjørn PA, Uglem I, Dempster T (2011) Waste feed from coastal fish farms: A trophic subsidy with compositional side effects for wild gadoids *Estuarine Coastal and Shelf Science* 91: 559-568
- Findlay RH, Watling L, Mayer LM (1995) Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries* 18: 145-179.
- Fisher J, Appleby J (2017) Intelligence report: NZ-RLO & T. maritimum 2015 response. Ministry of Primary Industries Technical Paper No. 2017/39, ISBN 978-1-77665-591-5. Ministry of Primary Industries, pp. 40.
- Frantzen M, Evenset A, Bytingsvik J, Reinardy H, Tassara L, Geraudie P, Watts EJ, Andrade H, Torske L, Refseth GH (2019) Effects of hydrogen peroxide, azamethiphos and deltamethrin on egg-carrying shrimp (*Pandalus borealis*). *Akvaplan-niva report*: 8926 -1, 33s.
- Grant J, Simone M, Daggett T (2019) Long-term studies of lobster abundance at a salmon aquaculture site, eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. DOI: 10.1139/cjfas-2017-0547
- Grefsrud ES, Svåsand T, Glover K, Husa V, Hansen PK, Samuelsen O, Sandlund N, Stien LH (red) (2019) Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019 - Miljøeffekter av lakseoppdrett. *Fisken og havet særnr.* 5-2019
- Grefsrud ES, Glover K, Grøsvik BE, Husa, V, Karlsen Ø, Kristiansen T, Kvamme BO, Mortensen S, Samuelsen OB, Stien LH, Svåsand T (red.) 2018. Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2018. *Fisken og havet, særnr.* 1-2018
- Guenther J, Misimi E, Sunde LM (2010) The development of biofouling, particularly the hydroid *Ectopleura larynx*, on commercial salmon cage nets in Mid-Norway. *Aquaculture*, 300: 120-127
- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson M-O (1990) Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61: 61-73
- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Katie G, Foggo A (2006) Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9

- Hansen PK, Bannister R, Husa V (2011) Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen NR 21-2011
- Hansen PK, Pittman K, Ervik A (1991) Organic waste from marine fish farms - effects on the sea-bed. In: Makinen, T. (Ed.), *Marine Aquaculture and Environment*. Nord, vol. 22, pp. 105–21.
- Hardy RW (1996) Alternative protein sources for salmon and trout diets. *Animal and Feed science Technology*, 59: 71-80
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pfeiffer E, Wildish DJ (1993) Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 96: 249-257.
- Hellebø A, Stene A, Aspehaug V (2016) PCR survey for *Paramoeba perurans* in fauna, environmental samples and fish associated with marine farming sites for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Journal of Fish Diseases* 40: 661-670
- Hodson SL, Burke CM, Lewis TE (1995) In situ quantification of fish-cage fouling by underwater photography and image analysis. *Biofouling* 9: 145-151
- Hodson SL, Lewis TE, Burke CM (1997) Biofouling of fish-cage netting: efficacy and problems of in situ cleaning. *Aquaculture*, 152, 77-90
- Holmer M, Christensen E (1992) Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80: 191-201
- Holmer M, Christensen E (1996) Seasonality of sulfate reduction and pore water solutes in a marine fish farm sediment: the importance of temperature and sedimentary organic matter. *Biogeochemistry* 32: 15-39
- Holmer M. 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 57–70
- Huang YCA, Hsieh HJ, Huang SC, Meng PJ, Chen YS, Keshavmurthy S, Nozawa Y, Chen CA. (2011) Nutrient enrichment caused by marine cage culture and its influence on subtropical coral communities in turbid waters. *Marine Ecology Progress Series* 423, 83-93
- Husa V, Hansen PK, Ervik A, Aure J, Bannister R (2013) Utslipp av partikulære og løste stoffer fra matfiskanlegg. I: Taranger GL, Svåsand T, Kvamme BO, Kristiansen T, Boxaspen KK (red.) *Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og Havet, særnr. 3-2013*, s. 104-129
- Husa V, Kutti T, Ervik A, Sjøtun K, Hansen PK, Aure J (2014) Regional impact from finfish farming in an intensive production area (Hardangerfjorden, Norway). *Marine Biology Research*, 10: 241-252, DOI: 10.1080/17451000.2013.810754
- Inglis GJ, Gust N (2003) Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of benthic predators. *Journal of Applied Ecology* 40: 1077-1089
- Izquierdo MS, Fernández-Palacios H, Tacon AGJ (2010) Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. *Aquaculture* 197:25-42
- Izquierdo-Gomez D, Gonzalez-Silvera D, Arechavala-Lopez P, Lopez-Jimenez JA, Bayle-Sempere JT, Sanchez-Jerez P (2015) Exportation of excess feed from Mediterranean fish farms to local fisheries through different targeted fish species. *ICES Journal of Marine Sciences*. 72: 930-938
- Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, Cranford P and others (2018) Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquaculture Environment Interaction* 10:385-399. <https://doi.org/10.3354/aei00276>

- Johnston TA, Keir M, Power M (2010) Response of Native and Naturalized Fish to Salmonid Cage Culture Farms in Northern Lake Huron, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* 139: 660-670
- Karakassis I, Hatziyanni E (2000) Benthic disturbance due to fish farming analysed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series* 203: 247-253
- Karlsen Ø, Holm JC, Kjesbu OS (1995) Effects of periodic starvation on reproductive investment in first-time spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquaculture* 133: 159-170
- Karlsen, K., Robertsen, R., Hersoug, B.H. (2019). Kartlegging av hendelsesforløp og beredskap under giftalgeangrepet våren 2019 - Astafjorden, Ofotfjorden, Vestfjorden og Tysfjorden. (Nofima rapportserie 2019/29)
- Keeley N, Valdemarsen T, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R (2019) Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish farming. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 161-179
- Kjesbu OS, Klungsøyr J, Kryvi H, Witthames PR, Greer-Walker M (1991) Fecundity, atresia, and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2333-2343
- Kjesbu OS, Witthames PR, Solemdal P, Greer-Walker M (1998) Temporal variations in the fecundity of Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua*) in response to natural changes in food and temperature. *Journal of Sea Research* 40:303-321
- Krogdahl Å, Penn M, Thorsen J, Refstie S, Bakke AM (2010) Important antinutrients in plant feedstuffs for aquaculture: an update on recent findings regarding responses in salmonids. *Aquaculture Research* 41: 333-344
- Kutti T, Nordbø K, Bannister RJ, Husa V (2015). Oppdrettsanlegg kan true koraller i fjordene. Havforskningsrapporten 2015. Særnummer Fisken og Havet 1-2015. 220 s.
- Kutti T, Krogness C, Husa V. (2016). Effekter av utslipp av oppdrettsfôr på svamp. Rapport fra Havforskningen. Nr. 1-2016. 15 s.
- Kutti T, Ervik A, Hansen PK (2007a). Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture* 262: 367-381
- Kutti T, Ervik A, Høisæter T (2008) Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. *Aquaculture* 282: 47-53
- Kutti T, Hansen PK, Ervik A, Høisæter T, Johannessen P (2007b) Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262: 355-366
- Langford KH, Øxnevad S, Schøyen M, Thomas KV (2011) Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. NIVA-rapport 6133-2011, 51s.
- Luquet P, Watanabe T (1986) Interaction "nutrition-reproduction" in fish. *Fish Physiology and Biochemistry* 2: 121-129
- Machias A, Giannoulaki M, Somarakis S, Maravelias CD, Neofitou C, Koutsoubas D, Papadopoulou KN, Karakassis I (2006) Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. *Aquaculture*, 261: 809–816
- Marshall CT, Yaragina NA, Lambert Y, Kjesbu OS (1999) Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. *Nature* 402: 288-290
- Marteinsdottir G, Begg GA (2002) Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 235: 235-256

- Marhuenda Egea FC, Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, Ibanco-Cañete R, Uglem I, Sæther B-S (2015) A metabolomic approach to detect effects of salmon farming on wild saithe (*Pollachius virens*) populations. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63: 10717-10726
- Mineur F, Cook EJ, Minchin D, Bohn K, MacLeod A, Maggs CA (2012) Changing coasts: marine aliens and artificial structures. In: *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, Volume 50 (ed. by Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Hughes RN). CRC Press, pp. 189-234
- Moe SJ, Hjermand D, Ravagnan E, Bechmann RK (2019) Effects of an aquaculture pesticide (diflubenzuron) on non-target shrimp populations: Extrapolation from laboratory experiments to the risk of population decline. *Ecological modelling*. 413, 108833. 10.1016/j.ecolmodel.2019.108833
- Norderhaug KM, Gundersen H, Høgåsen T, Johnsen TM, Severinsen G, Vedal J, Sørensen K, Walday M (2016). Eutrophication status for Norwegian waters. National report for the third application of OSPARs Common Procedure. Rapport frå Miljødirektoratet M-589
- Oakes CT, Pondella DJ (2009) The value of a net-cage as a fish aggregating device in southern California. *Journal of the World Aquaculture Society* 40: 1–21
- Olsen RE, Skilbrei OT (2010) Feeding preference of recaptured Atlantic salmon *Salmo salar* following simulated escape from fish pens during autumn. *Aquaculture Environment Interactions*.1: 167-164
- Olsvik PA, Aulin M, Samuelsen OB, Hannisdal R, Agnalt A-L, Lunestad BT (2018) Whole-animal accumulation, oxidative stress, transcriptomic and metabolomic responses in the pink shrimp (*Pandalus montagui*) exposed to teflubenzuron. *Journal of Applied Toxicology* 39: 485-497
- Otterå H, Karlsen Ø, Slinde E, Olsen RE (2009) Quality of wild-captured saithe (*Pollachius virens* L.) fed formulated diets for 8 months. *Aquaculture Research* 40: 1310-1319
- Otterå H, Skilbrei O (2012) Akustisk overvåking av seien sin vandring i Ryfylkebassenget. Rapport fra Havforskningen nr. 14-2012
- Pickova J, Dutta PC, Larsson P-O, Kiessling A (1997) Early embryonic cleavage pattern, hatching success, and egg-lipid fatty acid composition: comparison between two cod (*Gadus morhua*) stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2410-2416
- Pietrak MR, Molloy SD, Bouchard DA, Singer JT, Bricknell I (2012) Potential role of *Mytilus edulis* in modulating the infectious pressure of *Vibrio anguillarum* 02β on an integrated multi-trophic aquaculture farm. *Aquaculture* 326-329: 36-39
- Price C, Black KD, Hargrave BT, Morris Jr JA (2015) Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 151-174
- Reid GK, Liutkus M, Robinson SMC, Chopin TR, Blair T, Lander T, Mullen J, Page F, Moccia RD (2009) A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture Research* 40: 257-273
- Rowe DK, Thorpe JE (1990) Suppression of maturation in male Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) by reduction in feeding and growth during spring months. *Aquaculture* 86: 291-313
- Rowe DK, Thorpe JE, Shanks AM (1991) Role of fat stores in the maturation of male Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 405-413

- Salze G, Tocher DR, Roy WJ, Robertson DA (2005) Egg quality determinants in cod (*Gadus morhua* L.): egg performance and lipids in eggs from farmed and wild broodstock. *Aquaculture Research* 36: 1488-1499
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Farestveit E, Grefsrud ES, Hannisdal R, Holmelid B, Tjensvoll T, Agnalt A-L (2014) Mortality and deformities in European lobster (*Homarus gammarus*) juveniles exposed to the antiparasitic drug teflubenzuron. *Aquatic Toxicology* 149: 8-15
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Aaserud Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik AS (2015) Distribution and persistence of the anti-sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Science of the Total Environment* 508: 115-121
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Husevåg B, Hølleland T, Ervik A (1992) Residues of oxolinic acid in wild fauna following medication in fish farms. *Diseases of Aquatic Organisms* 12: 111-119
- Sanchez-Jerez P, Fernandez-Jover D, Uglem I, Arechavala P, Dempster P, Bayle Sempere J, Val-le Pérez C, Izquierdo D, Bjørn P-A, Nilsen R. (2011). Coastal fish farms as fish aggregation devices (FADs). In: *Artificial Reefs in Fisheries Management* (Eds: Bortone SA, Pereira Brandini F, Fabi G, Otake S). CRC Press. 368 pp.
- Sanz-Lazaro C, Belando MD, Marin-Guirao L, Navarrete-Mier F, Marin A (2011) Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. *Marine Environmental Research* 71: 22-30
- Sardenne F, Simard M, Robinson S, Mckindsey C (2019). Consumption of organic wastes from coastal salmon aquaculture by wild decapods. *Science of The Total Environment*. 711. 134863. 10.1016/j.scitotenv.2019.134863
- Sawanboonchun J, Roy WJ, Robertson DA, Bell JG (2008) The impact of dietary supplementation with astaxanthin on egg quality in Atlantic cod broodstock (*Gadus morhua*, L.). *Aquaculture* 283: 97-101
- Schaffelke B (1999) Particulate organic matter as an alternative nutrient source in tropical *Sargassum* species (*Fucales*, *Phaeophyceae*). *Journal of Phycology* 35: 1150-1157
- Serra-Llinares RM, Nilsen R, Uglem I, Arechavala-Lopez P, Bjørn PA, Noble C (2013) Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L) from Norwegian fish farms and their potential for recapture. *Aquaculture Environment Interactions* 3: 107-116
- Silversand C, Haux C (1995) Fatty acid composition of vitellogenin from four teleost species. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 164: 593-599
- Simkanin C, Davidson IC, Dower JF, Jamieson G, Therriault TW (2012) Anthropogenic structures and the infiltration of natural benthos by invasive ascidians. *Marine Ecology* 33: 499-511
- Skjæraasen JE, Salvanes AGV, Karlsen Ø, Dahle R, Nilsen T, Norberg B (2004) The effect of photoperiod on sexual maturation, appetite and growth in wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Fish Physiology and Biochemistry* 30: 163-174
- Skog TE, Hylland K, Torstensen BE, Berntssen MHG (2003) Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. *Aquaculture Research* 34: 999-1007
- Sudirman H, Halide H, Jompa J, Zulfikar, Iswahyudin, McKinnon AD (2009) Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture* 286: 233-239

- Svåsand T, Karlsen Ø, Kvamme BO, Stien LH, Taranger GL, Boxaspen K. (2016) Risiko- vurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnummer 2-2016. 192
- Sæther BS, Løkkeborg S, Humborstad OB, Tobiassen T, Hermansen Ø, Midling KØ (2012) Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg. NOFIMA rapport 8/2012, 37 s.
- Sæther BS, Uglem I, Karlsen Ø (2013) Interaksjoner mellom havbruk og ville marine organ- ismer – en kunnskapsoppsummering. Vedlegg til prosjektrapport ProcOEx prosjektnr 900772 66 s.
- Sæther BS, Uglem I, Karlsen Ø, Gjelland KØ, Meier S, Midling K, Sanches-Jerez P, Toledo- Guedes K, Arechavala-Lopez P, Marhuenda Egea FC (2016) Evaluering av tiltak for å fremme bærekraftig sameksistens mellom fiskeri og havbruksnæring (ProCoEx). NOFIMA rapport 66/2016 65 s.
- Taranger GL, Carrillo M, Schulz RW, Fontaine P, Zanuy S, Felip A, Weltzien F-A, Dufour S, Karlsen Ø, Norberg B, Andersson E, Hansen T (2010) Control of puberty in farmed fish. *General and Comparative Endocrinology* 165: 483-515
- Thorpe JE (1986) Age at first maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*: Freshwater period influences and conflicts with smolting. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 89: Salmonid age at maturity 89: 7-14
- Thorpe JE (1994) Reproductive strategies in Atlantic salmon. *Aquac Fish Manag* 25: 77–87
- Thorpe JE, Talbot C, Miles MS, Keay DS (1990) Control of maturation in cultured atlantic salmon, *Salmo salar*, in pumped seawater tanks, by restricting food intake. *Aquaculture* 86: 315-326
- Thorsen A, Marshall CT, Kjesbu OS (2006) Comparison of various potential fecundity mod- els for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. *Journal of Fish Biology* 69: 1709-1730
- Torrissen O, Hansen PK, Aure J, Husa V, Andersen S, Strohmeier T, Olsen RE (2016) Næ- ringsutslipp fra havbruk – nasjonale og regionale perspektiv. Rapport fra Havforskningen, 21-2016
- Troell M, Joyce A, Chopin T, Neori A, Buschmann AH, Fang JG (2009) Ecological engineer- ing in aquaculture-potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine off- shore systems. *Aquaculture* 297: 1-9
- Tuya F, Sanchez-Jerez P, Dempster T, Boyra A, Haroun R (2006) Changes in demersal wild fish aggregations beneath a sea-cage fish farm after the cessation of farming. *Journal of Fish Biology* 69: 682–697
- Uglem I, Bjørn PA, Dale T, Kerwath S, Økland F, Nilsen R, Aas K, Fleming I, McKinley RS (2008) Movements and spatiotemporal distribution of escaped farmed and local wild At- lantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquaculture Research* 39: 158-170
- Uglem I, Bjørn PA, Sanchez-Jerez P, Økland F (2009) High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. *Marine Ecology Progress Series* 384: 251-260
- Uglem I, Karlsen Ø, Sanchez-Jerez P, Sæther, B-S (2014) Review: Impact of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 91-103
- Uglem I, Toledo-Guedes K, Sanchez-Jerez P, Ulvan EM, Evensen T, Sæther BS (2020) Does waste feed from salmon farming affect the quality of saithe (*Pollachius virens* L.) attracted to fish farms? *Aquaculture research* 51: 1720-1730 doi: 10.1111/are.14519
- Uglem I, Ulvan EM, Toledo-Guedes K, Hegstad E, Blakstad S, Buserud B, Sæther B-S. (2017) Does a diet including pellets from salmon cage farms affect the taste of wild saithe

- (*Pollachius virens* Linnaeus, 1758) Journal of Applied Ichthyology 33:374-376 doi:10.1111/jai.13261
- Valdemarsen T, Hansen PK, Ervik A, Bannister R (2015) Impact of deep-water fish farms on benthic macrofauna communities under different hydrodynamic conditions. Marine Pollution Bulletin 101: 776-783
- Valdemarsen T, Bannister RJ, Hansen PK, Holmer M, Ervik A (2012) Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. Environmental Pollution 170: 15-25
- Villanueva RD, Yap HT, Montano MNE (2006) Intensive fish farming in the Philippines is detrimental to the coral reef-building coral *Pocillopora damicornis*. Marine Ecology Progress Series 316: 165-174
- Weston DP (1990) Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61: 233-244
- White C, Bannister R, Dworjanyn S, Husa V, Nichols P, Kutti T, Dempster T (2017). Consumption of aquaculture waste affects the fatty acid metabolism of a benthic invertebrate. The Science of the total environment. 586. 10.1016/j.scitotenv.2017.02.109.
- White C, Dworjanyn S, Nichols P, Mos B, Dempster Tim (2016). Future aquafeeds may compromise reproductive fitness in a marine invertebrate. Marine Environmental Research. 122. 10.1016/j.marenvres.2016.09.008
- White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Dempster T (2018) Aquaculture-derived trophic subsidy boosts populations of an ecosystem engineer. Aquaculture environment interactions 10: 279–289 doi.org/10.3354/aei00270
- Woodcock S, Strohmeier T, Strand Ø, Olsen S, Bannister R (2018). Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. Marine Environmental Research. 137. 10.1016/j.marenvres.2018.02.017
- Woodhead AD (1960) Nutrition and reproductive capacity in fish. Proc Nutrition Society, Symposium Proceedings
- Woods CMC, Floerl O, Jones L (2012) Biosecurity risks associated with in-water and shore-based marine vessel hull cleaning operations. Marine Pollution Bulletin 64: 1392-1401
- Worm B, Sommer U (2000) Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. Marine Ecology Progress Series 2002: 283-288
- Åserud Olsen S, Ervik A, Grahl-Nielsen O (2012) Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) using lipid biomarkers. Aquaculture environment interactions 2: 133-144

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4656-9

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger

Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse næringsstoffer fra oppdrett

Delrapport 3 – Utnyttelse av organisk materiale og næringsalter

Forfattere

Øyvind Hilmarsen (SINTEF nord as), Andreas Hagemann (SINTEF Ocean as), Matilde Skogen Chauton (SINTEF Ocean as), Jan Ove Evjemo (SINTEF Ocean as), Jon Hovland (SINTEF Industri), Hanne Wasmuth Brendeløkken (SINTEF nord as), Randulf Høyli (SINTEF nord as), Simon Goddek (Bluecycling B.V.,), Grethe Lilleng (SINTEF nord as)



Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse næringsstoffer fra oppdrett

Delrapport 3 – Utnyttelse av organisk materiale og næringsalter

EMNEORD:

Organisk materiale, næringsalter, oppdrett, biogass, fosfor, pyrolyse, børstemark, SCP, encelleprotein, gammarider, akvaponi, slam, utslipp

VERSJON

1.0

DATO

2020-11-27

FORFATTER(E)

Øyvind Hilmarsen (SINTEF nord as), Andreas Hagemann (SINTEF Ocean as), Matilde Skogen Chauton (SINTEF Ocean as), Jan Ove Evjemo (SINTEF Ocean as), Jon Hovland (SINTEF Industri), Hanne Wasmuth Brendeløkken (SINTEF nord as), Randulf Høyli (SINTEF nord as), Simon Goddek (Bluecycling B.V.,), Grethe Lilleng (SINTEF nord as)

OPPDRAGSGIVER(E)

Fiskeri- og havbruksnæringsens forskningsfinansiering

OPPDRAGSGIVERS REF.

901572

PROSJEKTNR

822100158

ANTALL SIDER OG VEDLEGG:

67

SAMMENDRAG

Dette er en delrapport i prosjektet "Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk materiale og næringsalter fra havbruk" finansiert av FHF (prosjektnummer 901572). I dag brukes organisk materiale i form av slam fra oppdrett i all hovedsak til biogass- og gjødsel- og jordforbedringsproduksjon. Gjenvinning av kun fosfor fra slam er i dag ikke økonomisk lønnsomt, men produksjon av organisk gjødsel gjenvinner noe fosfor. Pyrolyse av slam for produksjon av varme og biokoks er ikke aktuelt, da det ikke er markedet for biokoks. Organisk materiale og næringsalter kan brukes til biologiske produksjoner som bakterier, alger, grønnsaker og sopp. Det kan også brukes som fôsubstrat for børstemark, reker og insekter, men dagens regelverk tillater ikke slik bruk.

UTARBEIDET AV

Øyvind Hilmarsen

SIGNATUR**KONTROLLERT AV**

Aleksander Handå

SIGNATUR**GODKJENT AV**

Ståle Walderhaug

SIGNATUR
Ståle Walderhaug (Nov 27, 2020 15:06 GMT+1)

SINTEF Nord AS

Postadresse:
Postboks 118
9252 Tromsø

RAPPORTNR
2020:01309

ISBN
978-14-06449-0

GRADERING
Åpen

GRADERING DENNE SIDE
Åpen

Foretaksregister:
NO 992 769 211 MVA

Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
1.0	2020-11-27	Rapport oversendt oppdragsgiver

Innholdsfortegnelse

1	Sammendrag	7
2	Introduksjon.....	9
3	Metode	10
4	Næringsstoffer fra oppdrett av fisk	11
4.1	Partikulært materiale fra oppdrett	11
4.2	Næringsalter fra oppdrett	12
4.3	Total mengde utslipp av næringsstoffer fra norsk oppdrett	13
4.3.1	Mengde partikulært materiale fra landbasert oppdrett	13
4.3.2	Mengde næringsalter fra oppdrett	16
4.3.3	Teknologi for avvanning og tørking av slam	16
5	Utnyttelse av næringsstoffer fra oppdrett	18
5.1	Utnyttelse av næringsstoffer fra oppdrett i dag	18
5.1.1	Biogass og gjødsel	18
5.1.2	Slam til produksjon av organisk gjødsel	18
5.1.3	Kompostering til jordprodukter	19
5.2	Biogassproduksjon	19
5.2.1	Bakgrunn	19
5.2.2	Biogassprosessen	20
5.2.3	Produksjonsteknologi	21
5.2.4	Produkter og produksjonspotensial	22
5.3	Gjenvinning av fosfor fra fiskeslam	24
5.3.1	Fosfor i omløp i Norge	24
5.3.2	Hvordan gjenvinne fosfor fra fiskeslam?	27
5.3.3	Fosfor fra aske	27
5.3.4	Utfelling av fosfor som struvitt	27
5.3.5	Fosfor i avløpslam	27
5.3.6	Fosfor fra biogassanlegg	28
5.3.7	Bruk av utfelt fosfor hos Yara	28
5.4	Organisk gjødselvarer	28
5.5	Mineralsk gjødsel	29
5.6	Gjenvinning av fosfor i akvaponi	29
5.6.1	Økonomiske aspekter	29
5.6.2	Konklusjon for gjenvinning av fosfor	30
5.7	Pyrolyse	31
5.7.1	Bakgrunn	31
5.7.2	Pyrolyseprosessen	31

5.7.3	Marked og modenhet.....	31
5.7.4	Sluttprodukter ved pyrolyse av slam.....	32
5.7.5	Produksjonspotensial	33
5.7.6	Konklusjon for pyrolyse som løsning for håndtering av fiskeslam	34
6	Ny biologisk produksjon basert på næringsstoffer fra oppdrett.....	35
6.1	Børstemark.....	35
6.1.1	Bakgrunn og biologi.....	35
6.1.2	Akvakultur og høsting av børstemark.....	36
6.1.3	Anvendelse av restprodukter fra akvakultur til produksjon av børstemark	37
6.1.4	Kjemisk sammensetning.....	37
6.1.5	Produksjonsteknologi	39
6.1.6	Marked	40
6.1.7	Teoretisk produksjonsutbytte	41
6.2	Encelleprotein (Single Cell Protein)	42
6.2.1	Bakgrunn og biologi	42
6.2.2	Kjemisk sammensetning.....	42
6.2.3	Produksjonsteknologi	43
6.2.4	Bioproduksjon/produksjonspotensial	44
6.2.4.1.1	Teoretisk produksjonspotensial med fototrof produksjon	45
6.2.4.2	Sammenligning av produksjonspotensialet i fototrof produksjon og heterotrof fermentering.....	46
6.2.5	Anvendelse av restprodukter fra industri til produksjon av SCP.....	47
6.2.6	Regulering/"legal readiness level".....	48
6.2.7	Konklusjon encelleproteinproduksjon.....	48
6.3	Intensiv produksjon av Gammaridaer.....	48
6.3.1	Bakgrunn og biologi	48
6.3.2	Kjemisk sammensetning.....	49
6.3.3	Produksjonsteknologi	49
6.3.4	Produksjon av biomasse.....	49
6.3.5	Anvendelser av restprodukter fra industri som fôr til <i>Gammaridaene</i>	50
6.3.6	Teoretisk produksjonsutbytte	50
6.4	Akvaponi	52
6.4.1	Utnyttelse av næringsstoffer	52
6.4.2	Akvaponi	53
6.4.3	Flersløyfede akvaponisystemer	54
6.4.4	Dyrking av sopp	58
6.4.5	Akvaponi i Norge og internasjonalt	59
6.4.6	Konklusjoner om akvaponi	60
6.5	Andre aktuelle biologiske utnyttelser.....	60
6.6	Forutsetninger for bruk av organiske materiale og næringsalter fra akvakultur til nye anvendelser.....	60

7	Referanser.....	62
----------	------------------------	-----------

BILAG/VEDLEGG

[Skriv inn ønsket bilag/vedlegg]

1 Sammendrag

Denne rapporten er en del av prosjektet "Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringssalter fra havbruk" finansiert av Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfinansiering (Prosjektnr. 901572). Rapporten gir en status over hvordan næringsstoffene fra oppdrett utnyttes i dag og gjennomgår de mest aktuelle fremtidige anvendelsene av organisk materiale og næringssalter.

Partikulært materiale fra oppdrett består av fôrrester og faeces fra fisken og benevnes ofte som slam i oppsamlet form. Næringssalter fra oppdrett omfatter hovedsakelig nitrogen i form av ammonium, nitrat, nitritt og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme, i biologiske renseanlegg for landbaserte resirkulerende oppdrettsystemer (RAS-anlegg), og ved oppløsning av faeces og fôrrester i vann.

Hovedårsaken til de økte mengdene tilgjengelig slam fra oppdrett i Norge er innføringen av rensekravet for landbaserte oppdrettsanlegg og den kraftige utbyggingen av nye settefiskanlegg de siste 15 år.

I Delrapport 1 (Broch og Ellingsen 2020) er de totale utslippene fra matfiskanlegg til norsk kystvann i 2019 beregnet til 224 000 karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor. I tillegg bidro settefiskanlegg med 3 219 tonn karbon, 925 tonn nitrogen og 149 tonn fosfor, forutsatt en rensegrad på 50 %. Aas & Åsgård (2017) har beregnet at det slippes ut 535 412 tonn slam fra lakseoppdrett i sjø fordelt på 355 602 tonn faeces og 179 540 tonn fôrspill, samt 10 716 tonn slam fra settefiskproduksjonen, fordelt på 6 768 tonn fôrspill og 3 948 tonn faeces.

Næringsstoffer i form av organisk materiale og næringssalter som samles opp eller er tilgjengelig for utnyttelse, stammer i all hovedsak fra landbasert settefiskproduksjon av laks og ørret. Krav til vannkvalitet i landbasert RAS-anlegg og Forurensingslovens regler om rensing av utslipp, gjør det nødvendig å filtrere ut partikulært materiale fra produksjonsvann og avløpsvann som slam. Dette må behandles etter gjeldende regler om avhending og dette utgjør i dag en utfordring og kostnad for oppdretter, samtidig som det utgjør en mulighet for ny næringsvirksomhet. Fra RAS-anlegg er næringssalter i form av totalt ammonium nitrogen (TAN) og nitrat tilgjengelig for utnyttelse fra produksjonsvann eller avløpsvann. Næringsstoffer fra åpne merdanlegg i sjø er svært krevende å utnytte. Lukkede anlegg i sjø drives kun i små skala kommersielt, på forsøksstadiet eller som utviklingsprosjekter knyttet til utviklingskonsesjoner.

Behandlingsgrad for oppsamlet slam er avhengig av hvilket utnyttelsesformål som velges. Det kan oppkonsentreres og avvannes til om lag 10–20 % før det fraktes vått til utnyttelse eller det kan tørkes ytterligere på anlegget. Det er utviklet flere typer tørkeanlegg som tørker slam til tørrstoffgrad over 90 %. Slammet blir da lagringsstabil.

Det oppsamlede slammet fra norsk oppdrett gikk i 2019 hovedsakelig til biogass, gjødselproduksjon samt kompostering og jordforbedring. Dette utgjør fortsatt en stor kostnad for oppdretter, som må betale for å få avhendet slam. Det eksporteres organisk gjødsel som inneholder tørket oppdrettslam (inkludert fosfor) til Vietnam. Innsamlet fosfor i fiskeslam og annet avfall bør i en sirkulær økonomi erstatte råfosfat fra gruver som i dag brukes som fosforgjødsel for mat- og fôrproduksjon. Med dagens kostnadsbilde vil håndtering av fiskeslam koste så mye at verdien av fosfor alene, sammenlignet med prisen på råfosfat eller diammoniumfosfat på om lag 9–10 NOK/kg P, ikke er bedriftsøkonomisk lønnsomt. Pyrolyse er per tiden ikke en aktuell anvendelse for slam, da det ikke er markert for biokoks.

Det er mulig og tillatt å utnytte organisk materiale og næringssalter som næringssubstrat for nye biologiske produksjoner av alger, bakterier, grønnsaker og sopp. Fototrof og heterotrof produksjon av encelleprotein er mulig og det er utviklet mange kommersielle produksjonskonsepter, selv om slam ikke er et optimalt substrat. Næringssalter har et stort potensial for dyrking av grønnsaker og alger i akvaponiske systemer,

men har ikke fått kommersielt gjennomslag i Norge. Slam kan brukes til dyrking av sopp, men produsent må dokumentere matvaresikkerhet.

Børstemark er godt egnet for landbasert produksjon basert på slam som fôsubstrat, som kan gi ytterligere verdiskaping og utgjøre et viktig bidrag til å skape en bærekraftig utnyttelse av sidestrømmene fra landbasert oppdrett. Slam kan også være egnet som fôsubstrat for reker. Dagens regelverk tillater imidlertid ikke bruk av faeces som fôsubstrat til dyr eller insekter.

Det er et pågående revisjonsarbeid med å endre gjødselvareregelverket i Norge. Underliggende direktorater har i 2018 levert endring til forskrift om organisk gjødsel. Det er foreslått en positivliste for råvarer, men slam fra marine akvakulturanlegg står ikke på slik positivliste. I Forordning EF nr 1009/2009 angående CE-merket gjødsel er ikke marint fiskeslam tatt inn som aktuell råvare. For å kunne ta inn slam som råvare, er det nødvendig med en omfattende dokumentasjon av biosikkerhet endring av dagens regelverk.

2 Introduksjon

Sjømatnæringen opplever stor etterspørsel etter sine produkter som matkilde for protein, sunne fettsyrer og mikronæringsstoffer. Utfordringer med bærekraftig tilgang på råstoff til fôr for oppdrett er knyttet sammen med mulighetene for bruk av næringsstoffer i utslipp fra den samme virksomheten. Disse næringsstoffene kan knyttes sammen med eksisterende verdikjeder for matproduksjon for å ta vare på polysakkarider, proteiner og essensielle næringsstoffer. En drastisk endring og økning av verdens matproduksjon er påkrevd for å bære den kraftige befolkningsveksten. For å realisere Norges bioøkonomistrategi (Nærings- og fiskeridepartementet, 2016) kreves det løsninger for bærekraftig utnyttelse av biologiske ressurser med minimal miljøpåvirkning.

Utnyttelse av næringsstoffer fra dyreproduksjon i landbruket har vært en kjent metode i flere tusen år. Næringsstoffer i faeces fra tradisjonelt dyrehold brukes til å øke grasproduksjonen. Landbruket nyttiggjør seg næringsstoffer fra dyreproduksjonen til å øke egen avkastning. Tradisjonell ekstensiv landbasert akvakultur har samme tradisjoner der f.eks. karper oppdrettes i rismarker.

Problemstilling: Hvilke teknologiske og økonomiske lønnsomme verdikjeder kan utvikles for å løse avfallsproblemer fra RAS-anlegg, og hva er deres teknologiske modenhetsnivå?

Organisk materiale fra utslipp fra norsk akvakultur utgjør i dag en ressurs som brukes innenfor energi- og gjødselproduksjon og kan danne grunnlaget for nye verdikjeder, som føringrediens for andre biologiske produksjoner. Organisk materiale kan fungere som fôr for akvatiske organismer som f.eks. børstemark og tanglopper, mens næringssalter kan danne grunnlaget for dyrking av grønnsaksaker og alger. Oppdrettsnæringen har tidligere lyktes å omgjøre dødfiskensilasje fra et problem til en ressurs. I tilknytning til lakseslakterier er det også etablert anlegg som utnytter de biologiske restproduktene fra prosessen. Organisk materiale og næringssalter fra oppdrett har potensiale til å bli utnyttet i større grad enn i dag og dette prosjektet har sett på hvilke muligheter som er for utnyttelse av næringsstoffene.

Landbasert resirkuleringsanlegg (RAS) tilbyr ikke bare god beskyttelse mot sykdommer og predatorer – det er i tillegg en ideell plattform for oppdrettsfisk eller krepsdyr. Vannet kan avkjøles, varmes opp, avsaltes eller bli tilsatt salt, alt etter behov for å oppnå optimal produksjon (Lekang, 2008; Timmons & Ebeling, 2013). Nyere utvikling og forskning innen fiskeoppdrett arbeider mot resirkulering for å beskytte miljøet og forhindre at ressurser går tapt (eksempelvis Miljøvernloven). Da det ikke er mulig å kontrollere avfallsstrømmene i tradisjonelle åpne oppdrettsanlegg i sjø, gir RAS-teknologien nettopp denne muligheten. Samtidig er en ikke kommet like langt med tiltak for gjenvinning av næringsstoffer. Potensialet for gjenbruk av avfallsstrømmer blir sjeldent kartlagt og utforsket. Dette er særlig tilfelle i Norge, som ikke er bundet av rigid EU-lovgivning på miljøområdet, hvor spesielt nitrogenutslipp fra RAS slippes ut i sjøen.

Landbaserte oppdrettsanlegg blir behandlet som landbasert industri iht. Forurensingsloven § 7 og 11. Nye landbaserte oppdrettsanlegg er i dag underlagt primærrensekrav for utslipp til resipient (område som mottar utslipp). Utslippstillatelser og renskrav for landbaserte oppdrettsanlegg har endret seg etter hvert som kravene fra myndighetene har økt, næringen har vokst og tatt i bruk ny teknologi. Gamle anlegg har ikke krav til rensing av avløpsvann, men kravene til rensing har gradvis blitt økt for nye anlegg. Etter årtusenskiftet ble renskravene basert på produsert mengde fisk og tildelt førmengde per år, kombinert med krav til renseseffekt. Nye utslippstillatelser er nå i større grad basert på utslippsmengde (nitrogen, fosfor og totalt organisk karbon) til resipient, men kravene kan variere fra fylke til fylke. Det er dermed

forskjeller i rensekrav mellom anleggene basert på når anleggene har fått innvilget utslippstillatelsen og den geografiske plasseringen. Før utslipp til resipient skal avløpsvannet renses mekanisk gjennom et primærrenseanlegg, det vil si at avløpsvannet skal renses i silanlegg, mekanisk sedimenteringsanlegg eller annen type renseanlegg som oppfyller rensekrav. For suspendert stoff er det krav om minst 50 % reduksjon og for organisk stoff er kravet minst 20 % reduksjon.

3 Metode

Kapittelet gir en kort innføring i prosjektets avgrensning, anvendt metode for gjennomføring av erfaringskartlegging og en oppdatert kunnskapsstatus for utnyttelse av organisk materiale og næringsalter fra oppdrett.

Prosjektet har konsentrert seg utslipp i form av slam og næringsalter fra oppdrett av laks. Det er ikke tatt hensyn til ensilasje fra lakseproduksjon og slakterier. Prosjektet har gjennomført en kartlegging av dagens anvendelse av organisk materiale og næringsalter fra oppdrett av laks i Norge. Det er gjennomført en kartlegging av hva næringsstoffene brukes til gjennom intervjuer med oppdrettsanlegg, avfallsselskaper, biogassanlegg og mulige aktører som kunne utnytte næringsstoffene.

Det er gjennomført en klassisk litteraturstudie, av både fagfellebehandlet litteratur og tilgjengelig grålitteratur i form av rapporter utgitt av vitenskapelige forskningsinstitusjoner med interne kvalitetssikringssystemer. Det er mangel på offentlige datakilder for behandling av organisk avfall fra oppdrett i dag, da slam fra oppdrettsanlegg faller mellom to kategorier i de offentlige registre. De mest aktuelle alternativene for utnyttelse av organisk materiale er kartlagt og for nye mulige anvendelser har det vært viktig å ikke begrenses av dagens regelverk omkring slik utnyttelse.

Det er kartlagt modenhet for teknologiske, biologiske og legale løsninger for de ulike utnyttelsene. Det er fokusert på å bevare næringsstoffene i utslippene av organiske materiale og næringsalter fra akvakultur i en sirkulær tankegang.

Det ble arrangert et arbeidsmøte 5. mai med om lag 100 deltagere om mulighetene for å utnytte organisk materiale og næringsalter fra akvakultur til industrielle anvendelser, gjødsel og nye biproduksjoner som oppdrett av lavtrofiske akvatiske arter, insekter og grønnsakprodukter. En rekke innledere var invitert og det ble tilrettelagt for diskusjoner og muligheter for å utnytte ressursene fra oppdrett. Møtet er oppsummert i et eget referat som en leveranse i prosjektet og foredragene er tilgjengelig på nettsiden (<http://www.sintef.no/workshop1205>) og på hjemmesiden til Fiskeri og havbruksnærings forskningsfinansiering.

Gjennom prosjektperioden er det arbeidet aktivt for å skape interesse og oppmerksomhet omkring nye næringsmuligheter gjennom utnyttelse av næringsstoffer fra oppdrett. Dette er gjort gjennom foredrag og deltagelse på medlemsmøte for Nordnorsk havbrukslag 9.1.2020 med i overkant av 400 deltagere, og en sesjon på konferansen TEKSET 2020 13.2.20 ble brukt til å presentere muligheter for utnyttelse av næringsstoffene fra akvakultur. Innleggene er tilgjengelige på www.tekset.no.

4 Næringsstoffer fra oppdrett av fisk

Gjennom fiskens metabolisme omsettes fôr til biomasse, energi og ekskresjonsprodukter. Disse skilles ut over gjeller, skinn, faeces og urin. Ekskresjonsprodukter fra fisken består av næringsalter og partikulært materiale. Det er i hovedsak tre typer organisk eller biogent utslipp fra oppdrettsanlegg; partikulært materiale, samt oppløst organisk og uorganisk materiale. De løste stoffene består både av organiske og uorganiske forbindelser som vil virke som næringsalter. Det partikulære utslippet kommer fra fôrspill og faeces. Løste uorganiske næringsstoffer er næringsalter som skilles ut ved ekskresjon. Løste organiske næringsstoffer er molekyler og partikler $<0,2 \mu\text{m}$ som inneholder nitrogen eller fosfor. Tilførselen skjer primært ved lekkasje fra fekalier og fôrspill. Løste uorganiske næringsstoffer fra fôrspill er sannsynligvis lett utnyttbart for bakteriene i vannet, mens det som kommer fra fekalier er fordøyd og har lavere biologisk tilgjengelighet. Løst nitrogen og fosfor representerer en mindre fraksjon av utslippene, stoffene er stabile og har generelt lang omsetningstid i det marine næringsnettet (Anon, 2011).

Ekskresjonsproduktene skilles ut til omgivelsene over gjellene, via avføring og løses delvis opp i vann. I tillegg vil fôrspill fra produksjonen utgjøre en spredning av næringsstoffer fra oppdrett til omgivelsene. De metabolske prosesser hos fisk og ekskresjonsproduktene anses godt kjent og er beskrevet i litteraturen.

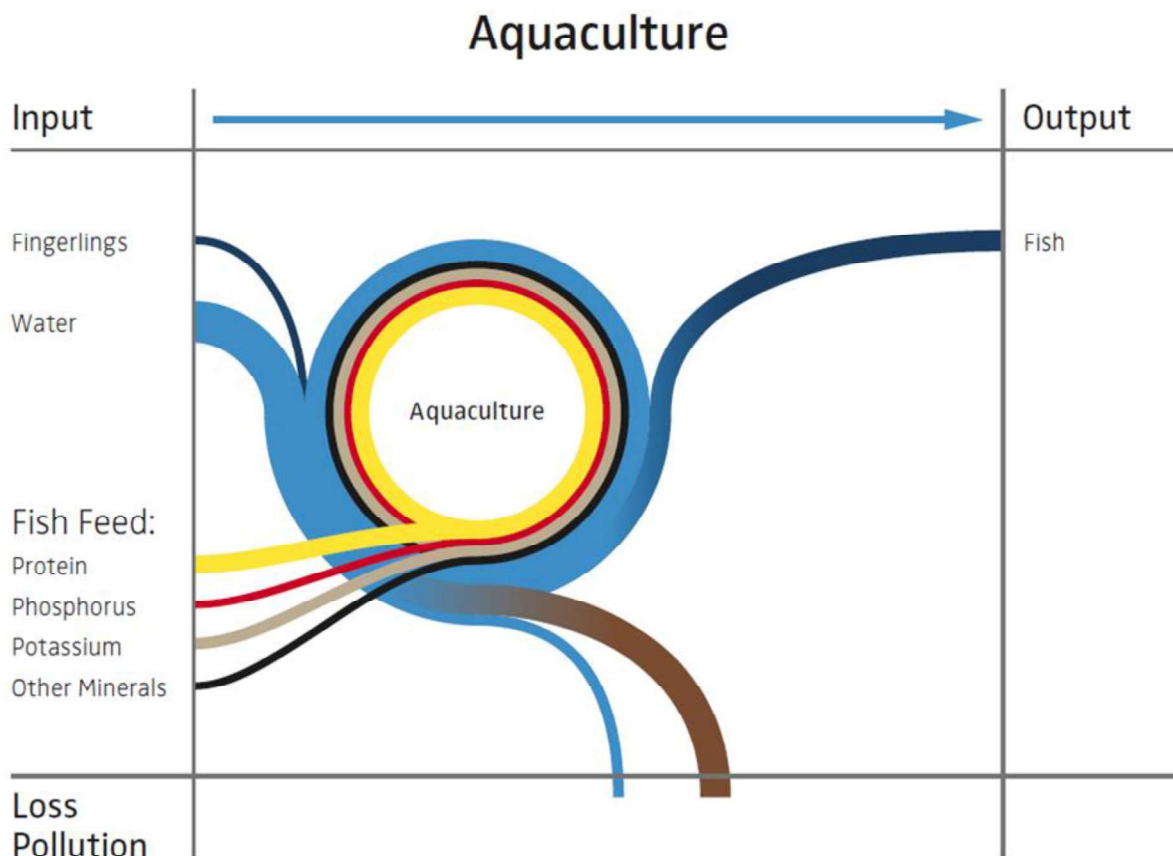
Avfallsstrømmer kan deles i to kategorier (figur 1):

1. Partikulært materiale: Tørrstoff som slam som blir filtrert ut av systemet med mikroskjermfiltre (for eksempel trommelfilter) (Espinal & Matulić, 2019).
2. Næringsalter: oppløste næringsstoffer med en høy andel av nitrogen.

4.1 Partikulært materiale fra oppdrett

Partikulært materiale fra filtrert fra avløpsvann eller produksjonsvann fra oppdrett av fisk består av fôrrester og faeces fra fisken og benevnes ofte som slam. Ved måling av partikulært materiale i vann benevnes det som suspendert stoff. Slammet inneholder vanligvis 1–10 % totalt suspendert tørrstoff (TS). Sammensetningen avhenger helt av fôret som brukes i oppdrettsanlegget. Mengde fôrspill, fôrets sammensetning, teknisk kvalitet og teknologi for oppsamlinga av slam vil avgjøre slammets næringsinnhold. Plantebasert fôr inneholder ofte høyere andeler av cellulose og hemicellulose enn det en finner i ikke-plantebasert fôr (dvs. fiskemelbasert fôr). Slammet inneholder også høye andeler fosfat (Goddek mfl. 2018), som i likhet med olje eller kull er en begrenset ressurs (Beardsley, 2011; Sverdrup & Ragnarsdottir, 2011). Dette betyr at store utslipp av fosfor i naturen ikke bare fører til unødvendig sløsing med ressurser, men kan i noen tilfeller også føre til eutrofiering (Joyce m.fl., 2019). Det finnes ikke dokumentasjon fra den totale flyten av næringsstoff fra fôr i settefiskanlegg (Aas & Åsgard 2019), men det er gjort en rekke forskjellige analyser av innholdet i slam og avløpsvann fra settefiskanlegg (Gebauer & Eikebrokk 2004, 2006; del Campo m.fl., 2010, Cabell m.fl., 2019; Brod m.fl., 2017; Ytrestøyl m.fl., 2016; 2013; Rosten m.fl., 2013).

Ytrestøyl m.fl. (2016) har analysert og karakterisert slam fra tre kommersielle settefiskanlegg som ble samlet inn hver måned gjennom ett år. Resultatene viser et energiinnhold på 20 MJ/kg tørrstoff, 5–7 % nitrogen og 14–18 % fett og 11–19 % akse i gjennomsnitt på tørrstoffbasis gjennom året. Det var ikke forskjell mellom RAS-anlegg og gjennomstrømningsanlegg. Det ble antatt at fôrspill utgjorde 50 % av slammet. Det ble ved bruk av kommersielle renseanlegg fanget 0,14, 0,07 og 0,07 kg slam per kg utfôret mengde fôr. Dette samsvarer med 0,12 slam per kg utfôret mengde fôr (Aas m.fl., 2019). Innholdet av tungmetaller, polyklorertebifenyl (PCB) og klorerte pesticider var så lavt at det ikke utgjorde noen risiko for bruk som jordforbedringsmiddel, men innholdet av sink og til en viss grad kadmium gjorde at slammet falt inn under kategori 1 i gjødselvereforskriften.



Figur 1. Oversikt over tilførsler, utganger og utslipp i et resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett, der den brune strømmen representerer partikulært materiale (Goddek m.fl., 2019).

4.2 Næringsalter fra oppdrett

Utslipp fra oppdrett i form av næringsalter omfatter hovedsakelig nitrogen i form av ammonium, nitrat, nitritt og fosfor (fosfat) i form av løste uorganiske forbindelser som dannes under fiskens metabolisme, i biologiske renseanlegg for landbaserte resirkulerende oppdrettsystemer (RAS-anlegg), og ved oppløsning av faeces og fôrrester i vann. Organisk nitrogen brytes ned til mineralsk nitrogen.

Fisken skiller ut NH_3 (ammoniakk) og NH_4^+ (ammonium) over gjellene til vannmassene. Ammoniakk og ammonium står i likevekt, som reguleres av pH, temperatur og salinitet. I sjø vil mesteparten forefinnes som ammonium. Summen av ammoniakk og ammonium benevnes totalt ammonium nitrogen, TAN. I åpne merdbaserte oppdrettsystemer spres og fortynnes disse næringsaltene raskt i vannmassene. For lukkede oppdrettsystemer er det avgjørende å holde konsentrasjonen av ammoniakk på et svært lavt nivå for å unngå negative effekter på fisk. For lukkede akvakultursystemer med gjennomstrømmingsteknologi slippes TAN ut med avløpsvannet i lave konsentrasjoner. Ved bruk av lukkede resirkulerende akvakultursystemer er det nødvendig med biologiske filter som omdanner TAN til NO_2^- (nitritt) og videre til NO_3^- (nitrat). Fosfor finnes hos fisk som fosfat (PO_4), enten som uorganisk fosfat eller i organisk form i DNA, RNA eller ATP, fosforlipider i celledmembraner eller kalsiumfosfat i tenner og skjelett. Fosfat skiller ut av fisken i urin eller som ufordøyd fosfor i faeces.

Aas og Åsgård (2019) har målt konsentrasjoner N-ammonium, N-nitritt og N-nitrat i produksjonsvannet til tre settefiskanlegg, vist i tabell 1 og viser hvilke konsentrasjoner en kan forvente seg i RAS-anlegg.

Tabell 1. Gjennomsnitt, minimum- og maksimumsverdier (mg/l) av daglig målte N-forbindelser i vannet i tre RAS-anlegg (Aas og Åsgård 2019).

	RAS 1			RAS 2			RAS 3		
	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N
Snitt	0,580	0,210	17,2	0,377	0,167	13,0	0,893	0,204	15,9
Minimum	0,014	0,012	3,5	0,024	0,014	1,7	0,042	0,042	1,7
Maksimum	0,987	0,399	29,9	1,942	0,557	129	2,32	0,809	57

Fosfat skilles ut av fisken i urin eller som ufordøyd fosfor i faeces, men mesteparten av utslipp av fosfor stammer fra fosfor i oppløst fôr og faeces og behandles under neste avsnitt.

4.3 Total mengde utslipp av næringsstoffer fra norsk oppdrett

I dette prosjektet er det beregnet et utslipp fra norsk oppdrett basert på assimileringmetoden, nærmere beskrevet i av (Broch & Ellingsen 2020) Delrapport 1 Kvantifisering av utslipp og vist i tabell 2.

Faeces og fôr som ikke blir spist antas å slippes ut som partikulært organisk materiale, og vi følger karbonet, nitrogenet og fosforet gjennom henholdsvis partikulært organisk karbon (POC), partikulært organisk nitrogen (PON) eller partikulært organisk fosfor (POP). Ekskresjonsprodukter antas å slippes ut som oppløste uorganiske forbindelser: oppløst uorganisk karbon (DIC (CO₂)), oppløst uorganisk nitrogen (DIN) eller oppløst uorganisk fosfor (DIP). For laks og ørret slippes DIN hovedsakelig ut i form av ammonium (NH₄⁺) og ammoniakk (NH₃), mens DIP slippes ut i form av f.eks. fosfat (PO₄³⁻). En viss andel av POC, PON og POP løses opp til oppløst organisk materiale, oppløst organisk karbon DOC, oppløst organisk nitrogen DON og oppløst organisk fosfor DOP.

Tabell 2. Utslippsberegninger fra norsk oppdrett av laks og ørret fra delrapport 1 i tonn.

Type produksjon	Karbon (unntatt CO ₂)	Nitrogen	Fosfor
Matfiskproduksjon	223 845	66 463	13 972
Settefisk	3 219	925	149
Totalt	227 064	67 338	14 121

4.3.1 Mengde partikulært materiale fra landbasert oppdrett

De største mengdene næringsstoffer fra oppdrett som fanges og tas vare på i dag foreligger som partikulært materiale (slam) fra landbasert lakseproduksjon i settefiskfasen. Alle nye oppdrettsanlegg bygget på land etter må ha en utslippstillatelse etter forurensingsloven og rense utslippene i henhold til den. Utslippstillatelsen kan være utformet som en tillatelse som angir hvor stor mengde fôr som er lov å bruke per år, absolutte utslippsmengder per år (nitrogen og fosfor) eller som prosentvis utslippsreduksjon av suspendert stoff, biokjemisk oksygenforbruk (BOF) og kjemisk oksygenforbruk (KOF). Dette medfører at nye landbaserte oppdrettsanlegg basert på gjennomstrømmingsteknologi må rense avløpsvannet, før det slippes ut i sjø. Landbaserte oppdrettsanlegg basert på RAS-teknologi må rense produksjonsvannet kontinuerlig for partikulært materiale for å holde en tilstrekkelig god vannkvalitet i produksjonen av fisk. Disse to faktorene fører til at slam produseres på anleggene og må behandles etter de regler som gjelder for organisk avfall.

Det samles opp noe slam fra forskningsanlegg og utviklingskonsesjoner for lukkede og semilukkede matfiskanlegg i sjø. Dette utgjør foreløpig en ubetydelig del av de totale mengdene partikulære utslipp fra norsk lakseoppdrett og slammet inneholder også salt fra sjøvannet. Det er enkelte anlegg som tester ut lukkede og semilukkede oppdrettsanlegg i sjø og noen av disse samler opp slam fra anleggene. Det ble i 2019 levert i underkant av 1 000 tonn vått slam (TS 8–25 %) fra sjøbasert lakseproduksjon til biogassanlegget til Biokraft på Skogn (pers med. T. Hyldmo, Biokraft).

Basert på produsert biomasse per år i norsk landbasert produksjon av laks er det mulig å estimere produksjonen av slam fra settefiskproduksjon av laks i Norge. Fiskeridirektoratet offentliggjør statistikk over antall solgte settefisk i Norge etter art og fylke per år. Det finnes ikke en offentlig statistisk oversikt over gjennomsnittlig størrelse for settefisk ved utsett i sjø eller fôrforbruk for settefiskproduksjon. Det rapporteres fra og med 2018 antall settefisk over 250 gram, mens det ikke er oppgitt størrelse for fisk under 250 gram. Det er dermed ikke mulig å fastslå med sikkerhet hvor stor biomasse som produseres i settefiskfasen i landbaserte oppdrettsanlegg i Norge. Det er publisert tall på 24 000 tonn med snittvekt på 80 gram (Ytrestøl m.fl., 2016). Produksjon stor smolt og postsmolt er en strategisk omlegging av produksjonen av laks i Norge for å redusere tid fisken står i sjø og dermed reduserer risiko. Det er derfor riktig å anta at snittvekt og dermed biomasseproduksjon har økt de siste årene.

Det er bygget mange settefiskanlegg i Norge de siste 15 årene og produksjonskapasiteten per år på disse nye settefiskanleggene er på over 50 000 tonn per år (Craze m.fl., 2020). Dette omfatter i all hovedsak nye RAS-anlegg, selv om enkelte anlegg bygges som gjennomstrømningsanlegg, med rensing av vannet for CO₂. I tillegg kommer produksjonskapasiteten på de eldre gjennomstrømningsanleggene. Totalt er det om lag 120 settefiskanlegg i drift og det ble i 2019 solgt 398 millioner settefisk i Norge, se tabell 3. Dersom vi antar at produksjonskapasiteten er 10 000 tonn per år på eldre anlegg og 50 000 tonn på nybygde settefiskanlegg vil den totale produksjonskapasiteten være om lag 60 000 tonn per år. Dette gir en snittvekt for settefisk på om lag 150 gram ved en produksjon på 398 millioner settefisk per år.

Teoretisk slamproduksjon beregnes basert på biomasseproduksjon, fôrfaktor, og teoretiske omregningsfaktorer kjent fra litteraturen. Slike omregningsfaktorer er kjent fra settefiskanlegg og det er antatt lik for slamproduksjon matfiskoppdrett i sjø. Alle RAS-anlegg og nybygde gjennomstrømningsanlegg har krav om rensing av avløpsvannet. Det er gjort flere studier på faktisk fanget mengde slam fra moderne landbaserte oppdrettsanlegg. 0,14 0,07 og 0,07 kg slam per kg utfôret mengde (Ytrestøl m.fl., 2016) og 0,119 kg av utfôret mengde blir slam tørrstoff (Aas & Åsgård, 2019).

I denne beregningen er det satt en gjennomsnittlig størrelse på 150, 120 og 80 gram ved utsett, en fôrfaktor på 1 og en slamproduksjon på 1,5 ganger utfôret mengde med 10 % tørrstoffgrad (Blytt m.fl., 2011). Dette omregnes til en tørrstoffgrad på 90 %. Det gir en biomasseproduksjon i norsk settefiskproduksjon av laks og regnbueørret på om lag 60 000, 48 000 og 32 000 tonn per år og en slamproduksjon på 8 964, 7163 og 4775 tonn slam.

Tabell 3. Teoretisk produksjon av slam fra laks i landbasert settefiskanlegg i Norge, basert på tre forskjellige estimat for gjennomsnittlig størrelse ved utsett i sjø (www.fiskeridirektoratet.no).

Produksjon laks og regnbueørret (antall)	Produksjon per år (tonn biomasse)	Slamproduksjon (90 % tørrstoff, tonn)
397 941 000	59 691 (150g)	8 954
397 941 000	47 753 (120g)	7 163
397 941 000	31 835 (80g)	4 775

Ytrestøl m.fl. (2016) beregnet 14 800 tonn slam fra en biomasseproduksjon på 30 000 tonn settefisk, mens Aas og Åsgård (2017) har beregnet produsert mengde slam basert på fôrforbruk, fordøyelighet og fôrspill og kommet frem til en produksjon av slam på 10 716 tonn per år, se tabell 4.

Tabell 4. Estimert årlig mengde tørrstoff i slam fra norsk smoltproduksjon i ferskvann (Aas & Åsgård, 2017).

	Tørrstoff
Innhold i fôr, %	94
Tilsynelatende fordøyelighet, %	75
Mengde omsatt, tonn	22.560
Mengde spist, tonn	15.792
Mengde i fôrspill, tonn	6.768
Mengde i faeces, tonn	3.948
Total mengde i slam, tonn	10.716

For matfiskoppdrett av laks og ørret har Aas og Åsgård (2017) beregnet at det slippes ut 535 412 tonn slam fra lakseoppdrett i sjø i Norge fordelt på 355 602 tonn faeces og 179 540 tonn fôrspill, se tabell 5. Tallene er basert på en årlig produksjon på om lag 1,3 millioner tonn laks og 1,5 millioner tonn fôr omsatt, en økonomisk fôrfaktor på 1.15 og en biologisk fôrfaktor på 1.0. Det er også beregnet et fosforutslipp på 9 096 tonn per år i faeces og fôrspill.

Tabell 5. Estimert årlig mengde tørrstoff i slam fra sjøfasen i norsk lakseproduksjon (Aas & Åsgård 2017)

	Tørrstoff
Innhold i fôr, %	94
Tilsynelatende fordøyelighet, %	70
Mengde omsatt, tonn	1.364.880
Mengde spist, tonn	1.185.340
Mengde i fôrspill, tonn	179.540
Mengde i faeces, tonn	355.602
Total mengde i slam, tonn	535.142

Mengde slam produsert fra norsk oppdrett er her gjennomgått for å gi et overslag over mengden slam som produseres fra landbasert og sjøbasert oppdrett. Kapasiteten innenfor settefiskproduksjonen er ventet å øke ytterligere fremover. Det er mange anlegg under planlegging og utbygging (Craze m.fl., 2020) som vil gi en økning av produksjonskapasiteten på over 30 000 tonn per år frem mot 2025, dersom alle anleggene realiseres. Det vil dermed være ventet en total produksjonskapasitet på om lag 90 000 tonn settefisk av laks og regnbueørret i 2025.

Det er gitt konsesjoner for landbasert matfiskproduksjon av laks på 182 622 tonn laks per år (www.fiskeridirektoratet.no), og etter hvert som disse bygges og kommer i drift vil slamproduksjonen øke fra oppdrettsanlegg som opereres med saltvann. Landbaserte matfiskanlegg må følge samme regler for rensning av avløpsvann som settefiskanlegg, redegjort for tidligere. Fredrikstad Seafood produserer matfisk av laks på land og har startet slaktning. Andfjord Salmon på Andøya og Salmon Evolution på Indre Harøy i Møre og Romsdal har startet byggingen av sine anlegg. I tillegg har flere andre prosjekter kunngjort oppstart av bygging og det er flere pågående søknadsprosesser for etablering av nye landbaserte anlegg. Det er vanskelig å anslå hvor stor mengde slam som vil bli produsert fra landbaserte matfiskanlegg for laks i årene fremover. Dersom alle anleggene realiseres og produserer biomasse lik omsøkt maksimal produksjon, vil det teoretisk produseres 27 300 tonn salt slam med TS 90 %, basert på Blytt m.fl. (2011).

4.3.2 Mengde næringsalter fra oppdrett

Næringsalter fra merdoppdrett i sjø eller gjennomstrømningsanlegg på land består i all hovedsak av nitrogen som TAN og fosfor som fosfat. For RAS-anlegg vil TAN i stor grad bli omdannet til nitrat før det slippes ut. Mengden produsert TAN produsert i fisk kan beregnes med bakgrunn i proteininnholdet i fôr. I gjennomsnitt inneholdt laksefôr i 2016 93,4 % tørrstoff, 35,6 % protein, 33,5 % fett, 11,0 % karbohydrater og 1,3 % fosfor (Aas m.fl. 2019).

For enkelhets skyld kan man si at 10 % av protein spist av Atlantisk laks blir til TAN (Timmons m.fl., 2001). I denne beregningen er det satt en gjennomsnittlig størrelse på 150, 120 og 80 gram ved utsett, en förfaktor på 1, en utfôret mengde lik biomasseproduksjonen, et proteininnhold i fôret på 35,6 % og en TAN-produksjon på 10 % av proteininnholdet. Det gir en TAN-produksjon i norsk settefiskproduksjon av på 2 125, 1 700 og 1 133 tonn, avhengig av størrelse på settefisk ved utsett.

Tabell 6. Produksjon av totalt ammonium nitrogen (TAN) fra norsk settefiskproduksjon.

Produksjon av laks og regnbueørret (antall mill.)	Utfôret mengde per år (tonn biomasse)	TAN produsert per år (tonn)
397 941	59 691	2 125
397 941	47 753	1 700
397 941	31 835	1 133

For landbaserte gjennomstrømningsanlegg renses ikke avløpet for nitrogenforbindelser som TAN. For et RAS-anlegg omdannes TAN til nitritt gjennom nitrifikasjonsprosessen. Forholdet mellom nitrogenmolekylet i prosessen er 1:1 og vil få dannet samme antall TAN-N til NO₃⁻-N.

Ett RAS-anlegg med en produksjonskapasitet på 2 000 tonn fisk per år vil med en förfaktor på 1, proteinmengde i fôret 35,6 %, en TAN produksjon på 10 % av proteininnholdet i fôret produsere 70 tonn N-TAN og dermed om lag 70 tonn nitritt per år.

For fosfor er det ikke gjennomført egne beregninger i denne rapporten, men Aas og Åsgard (2017) har estimert en produksjon av fosfor på 225 tonn per år fra norsk settefiskproduksjon, se tabell 7 samt kapittel 5.3 Gjenvinning av fosfor fra oppdrett.

Tabell 7. Estimert årlig mengde fosfor i slam fra norsk smoltproduksjon i ferskvann (Aas & Åsgard 2017).

	Fosfor
Innhold i fôr, % 'as is'	1,3
Innhold, % i tørrstoff	1,4
Tilsynelatende fordøyelighet, %	40
Mengde omsatt, tonn	312
Mengde spist, tonn	218
Mengde i fôrspill, tonn	94
Mengde i faeces, tonn	131
Total mengde i slam, tonn	225 ¹

1) Tilsvareer mengden fosfor som spredes på 150 000 mål landbruksareal i Norge årlig.

4.3.3 Teknologi for avvanning og tørking av slam

For landbasert oppdrett skal avløpsvannet for utslipp til resipient renses mekanisk gjennom et primærrensanlegg, dvs. at avløpsvannet skal renses i silanlegg, mekanisk sedimenteringsanlegg eller

annen type renseanlegg som oppfyller rensekrav. For suspendert stoff er det krav om minst 50 % reduksjon og for organisk stoff (BOF og KOF) er kravet minst 20 % reduksjon.

I RAS-anlegg renses vannet kontinuerlig for partikulært materiale og for ammoniakk. Partikulært materiale består både av fôrspill og faeces, som skilles ut i filteranlegg og benevnes som slam. Hvilken måte slam behandles på vil avgjøre hvilke utnyttelser som kan velges i etterkant. Vanligvis oppkonsentreres og avvannes slam til om lag 10–20 %. Tykkflytende slam vil lett gå i forråtnelsesprosesser og gir raskt utfordringer med lukt og må derfor raskt transporteres til behandlingsanlegg eller tørkes ytterligere. Dersom slam tørkes på anlegget gjennomgår det en tørkeprosess som bringer slam opp i en tørrstoffgrad på over 85–90 %. Slammet er da tørt, i pulverform og lagringsstabil. Dette gjør mulighetene for rimelig transport lettere, da det kan utnyttes returlastkapasitet og/eller sørge for full utnyttelse av transportkapasitet. Det er flere leverandører som leverer slambehandlings- og tørkeanlegg og konkurransen på området er god. Det finnes også leverandører som leverer hele slambehandlingsprosessen og avhending som en tjeneste og sørger for drift og investering i utstyr mot et fast vederlag. For å kunne bruke tørket slam til organisk gjødsel må slammet hygeniseres i tørkeprosessen.

Cambell m.fl. (2019) har i prosjektet Fish2Farm undersøkt kvaliteten på tørket slam fra settefisk som gjødsel og hvordan kvaliteten påvirkes av ulike behandlingsteknologier for tørking av slammet. Resultatene tyder på en kraftig oppkonsentrering av nitrogen og fosfor under avvanning/filtrering av fiskeslam og deretter tap under tørking, særlig for mineralsk nitrogen. Om lag 62–71 % av nitrogen i fiskeslam etter filtrering er i form av organisk nitrogen, mens de resterende 29–38 % forefinnes som mineralsk nitrogen. For mineralsk nitrogen (NH_4^+ og NO_3^-) ble konsentrasjonen redusert med mellom 90–98 % fra råslam til tørket slam. Fiskeslam er godt egnet som nitrogengjødsel, men det vil være en fordel om det tørkes på en måte som hindrer tap av mineralsk nitrogen fra råslammet. Det er prisen på nitrogen som, i større grad enn prisen på fosfor, styrer gjødselprisen.

Offentlige myndigheter krever at det gjennomføres måleprogram på oppdrettsanlegget for å oppfylle de pålagte rensekrav, som omfatter minst 50 % reduksjon for suspendert stoff og 20 % for organisk stoff (BOF og KOF). Denne renseeffekten omfatter selve renseanlegget for avløpsvannet og vannet skal måles før og etter renseanlegget. Det har vist seg vanskelig å dokumentere denne renseeffekten for landbaserte gjennomstrømningsanlegg, da vannmengdene er svært store og konsentrasjonene av suspendert stoff er svært lave og ofte under deteksjonsgrense for de akkrediterte målemetodene. RAS-anlegg har i de fleste fylker fått godkjent bruk av massebalanseprinsippet for dokumentasjon av rensekravet, der et regnskap over massebalansene i anlegget (før inn i anlegget, produsert fiskebiomasse og oppsamlet slam) kan dokumentere rensekravet (Hilmarsen, 2020).

5 Utnyttelse av næringsstoffer fra oppdrett

5.1 Utnyttelse av næringsstoffer fra oppdrett i dag

Oppdrettsanlegg med rensing av avløpsvann og/eller produksjonsvann i RAS eller lukket anlegg i sjø, må velge type slambehandling i anlegget og i hvilken grad slam skal avvannes og tørkes lokalt. Hvor mye slam skal avvannes og eventuelt tørkes avgjøres av hvilke muligheter det finnes i nærheten av anlegget for avhending av oppsamlet slam. Oppdrettsanlegg nært biogassanlegg eller komposteringsanlegg kan i større grad levere slam med lav tørrstoffgrad (10–20 %) enn anlegg med lange transportveier og dertil kostbar transport. Da velges det ofte å tørke slammet til over 90 % for å gjøre slam lagringsstabil og redusere transportkostnadene. Slik tørking krever installasjon av tørkeanlegg lokalt. Slike anlegg har vist seg utfordrende i driftsfasen, krever dedikert personellressurser og er en energikrevende. Både tørkeanlegg og forretningsmodeller utvikles, og konkurransen i leverandørmarkedet er god.

Oppsamlet slam fra oppdrettsanlegg går i dag til:

1. Biogassproduksjon som vått slam (TS 10–25 %) der biorest brukes til gjødselproduksjon.
2. Produksjon av organisk gjødsel av tørket slam.
3. Kompostering av vått slam på godkjent anlegg og produksjon av jordprodukter.

5.1.1 Biogass og gjødsel

Det er undersøkt mottak av vått slam til biogassanleggene til Biokraft på Skogn, Ecopro i Trønderlag, IVAR i Stavanger og Fortum. I tillegg har Cermaq installert ett småskala biogassanlegg i direkte tilknytning til sitt settefiskanlegg på Forsan i Steigen. Det er ikke en fordel for biogassprodusentene å motta tørket slam da det støver i prosess og må vannes ut igjen før det kan brukes til biogassproduksjon.

Total mengde slam til biogassproduksjon med tørrstoffgrad > 90 % totalt utgjør 1 200–1 800 tonn for 2019, se tabell 8. Biogasselskapene rapporterer om økende mengder for 2020. Biorest fra biogassanleggene brukes til produksjon av gjødsel.

Tabell 8. Mottak av slam til biogassanlegg fra oppdrettsanlegg i 2019.

Biogassanlegg	Vått slam (tonn TS 8-25) fra ferskvann	Vått slam (tonn) Saltvann	Tørt slam TS >90 % tonn
Biokraft Skogn	8–10 000	1 000	1000-1500
Ecopro	4–500		50
IVAR	1 123		67
Cermaq Forsan			180
Totalt		1000	1297-1797

5.1.2 Slam til produksjon av organisk gjødsel

Fiskeslam er ikke et fullverdig gjødselprodukt alene. Fiskeslam vil som regel ha for mye fosfor i forhold til nitrogen, slik at man må ha en annen kilde til nitrogen. En slik kilde kan være mineralgjødsel eller et organisk produkt med høyt nitrogeninnhold, eventuelt også kalium, i forhold til fosfor. Ifølge Eva Brod ved NIBIO er "fiskeslam ikke alene et fullverdig gjødselprodukt da nitrogen:fosfor ratio er for lav. I tillegg er det lavt kaliuminnhold, variabel nitrogeneffekt og lavere fosforeffekt enn husdyrgjødsel og mineralgjødsel". Fiskeslam fra akvakultur med sjøvann eller høy innblanding av sjøvann kan også inneholde klorid. Klorid er skadelig for mange av våre vanlige matvekster. Det finnes plantearter som tåler mer klorid, men disse er så langt ikke vanlige i matproduksjon i Norge. Utnyttelse av slam fra oppdrett må derfor kombineres med andre kilder for å brukes som gjødsel.

IVAR IKS og Grønn vekst as (tidligere HØST verdien i avfall as) utviklet en verdikjede for produksjon av organisk gjødsel (Minorga) basert på biorest fra biogassproduksjon og tørket slam fra oppdrett. Slam fra tørkes og hygeniseres på oppdrettsanlegget og må være garantert smittefritt. Fôrleverandøren Skretting tar

så slammet i retur etter levering av fôr til settefiskanleggene og det fraktes til Stavanger, der det inngår i produksjon av Minorgagjødsel. Tørket fiskeslam blandes med andre fraksjoner og tilsettes N og K for å få et fullverdig gjødselprodukt. Slammet utgjør om lag 10 % av ferdig gjødselprodukt. Erfaringer viser at kvaliteten på slammet fra oppdretter varierer både fysisk og kjemisk. Minorgagjødsel eksporteres i neste omgang til Vietnam, hvor det er et stort marked for organisk gjødsel med høyt fosforinnhold, og prisen er høyere enn i Norge. Terramarine AS har overtatt Grønn vekst AS sin avdeling i Vietnam og Asia, som selger jordprodukter produsert i Norge. Denne eksporten tilfører organisk materiale og fosfor til landbruket i Vietnam, der jorda er som tropisk jord generelt, fattig på humus og annet organisk materiale, til forskjell fra jord i Norge som generelt har mer humus. Transport med skip til Vietnam nytter godt av at varestrømmen den veien er lav og kostnadene tilsvarende. Det ble for 2019 brukt mellom 500–600 tonn tørket slam i produksjon av Minorgagjødsel, noe som tilsvarer om lag 5 000 tonn vått slam (pers med. T.N. Ugeland).

Det er gjennomført få studier og feltforsøk på bruk av slam fra oppdrett som gjødsel og det er mange problemstillinger knyttet til uønskede organiske stoffer, saltinnhold, spredning og aksept hos forbruker. Slam er en stor ressurs totalt sett, men det betyr nødvendigvis ikke at næringsstoffet er tilgjengelig plantene. Det foregår flere prosjekter som studerer slam til gjødsel som FishBash (Havbruk2 NFH 2019-2022), Kretsløp SIS (Landbruksdepartementet 2017–2021), MindP (Bionær 2017–2021) og Magigold (Matfondmidlene 2019–2021).

5.1.3 Kompostering til jordprodukter

Kompostering har vært og er mye brukt som løsningen for avhending av slam fra opprett av fisk. Det finnes en rekke avfallsmottak langs kysten som har komposteringsanlegg og som har tatt imot vått slam fra oppdrettsanlegg. Når slam fra havbruk tas inn hos avfallsanlegg, føres ikke dette som egen kategori i de offentlige system. Det har derfor ikke vært mulig å få data på hvor mye slam fra oppdrett som er levert til kompostering. Kompostering defineres som er biologisk nedbryting av organisk avfall under kontrollerte aerobe forhold.

Mye av det som tilbys til hagemarkedet i dag er jordprodukter som inneholder en stor andel torv. Uttak av torv tørker ut myrer og tilfører dermed oksygen som bidrar til å frigjøre CO₂. Dette er ikke ønskelig og direktøren i Miljødirektoratet har uttalt: "Det beste for naturmangfold og klima er å fase ut uttak og bruk av torv raskt, men vi ser at profesjonelle dyrkere trenger noe tid på å omstille seg og at det må utvikles bærekraftige erstatningsprodukter. En god start vil være å ikke åpne for uttak av torv på nye arealer." Fiskeslam kan derfor i større eller mindre grad være en fosforkilde i jordblandinger uten torv, samtidig som det organiske materialet kan bidra til mindre uttak av torv.

Et utvalg av produsenter av jord – listen er ikke fullstendig:

- Jordfabrikken AS i Verdal
- Equus <https://equus-garden.no/>
- Lindum <https://lindum.no/vi-tilbyr/jord-og-kompost/>
- Høst med datterselskap Grønn Vekst <https://www.høst.no/>, <https://www.grønnvekst.no/>

5.2 Biogassproduksjon

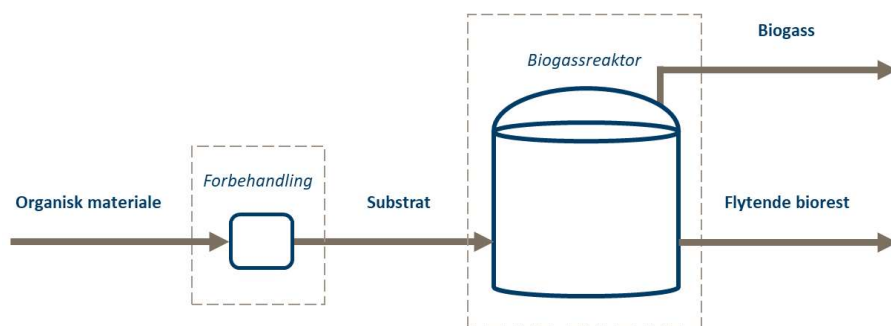
5.2.1 Bakgrunn

Biogass er en fornybar energikilde som dannes ved anaerob (oksygenfri) nedbrytning av organisk materiale. Gassen består hovedsakelig av metan og karbondioksid, og kan benyttes til ulike formål slik som direkte varmeproduksjon, strøm- og varmeproduksjon eller oppgraderes til drivstoffkvalitet. Biogass kan produseres fra en rekke ulike organiske materialer, og mengden biogass som produseres vil avhenge av ulike faktorer.

Biogass produseres hovedsakelig basert på avløpslam og matavfall i Norge, men det er et stort potensial for å i større grad utnytte annet organisk materiale til biogassproduksjon (Sletten & Maass, 2013). Akvakulturnæringen har store mengder organisk materiale i form av slam (fekalier og fôrrester), og i 2013 gjennomførte Ytrestøyl m.fl. (2013) en pilotstudie som viste at biogassproduksjon basert på fiskeslam gir et svært godt gassutbytte. I dag er det flere industrielle biogassanlegg som mottar og benytter slam som råvare, og Sterner har utviklet et småskala biogassanlegg som Cermaq har installert i tilknytning til sitt settefiskanlegg i Steigen (Witzøe, 2019).

5.2.2 Biogassprosessen

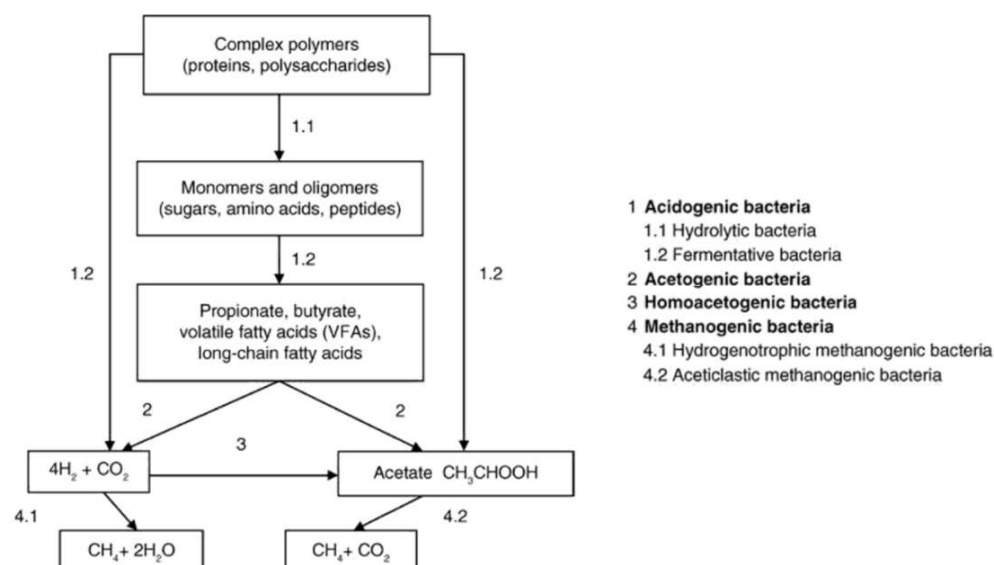
Biogassprosessen består ofte av en type forbehandling av råvarene før massen (substratet) pumpes videre inn i biogassreaktoren, se figur 2. Forbehandlingen benyttes for å tilfredsstille regelverket, og for å oppnå en bedre nedbrytningsgrad (større gassutbytte). Animaliebiproduktforskriften (2007) har krav til partikkelstørrelse og temperatur/trykk ved hygienisering, og dersom sluttproduktet (bioresten) skal benyttes som gjødsel må også fremmedlegemer slik som plast, glass og metall fjernes ifølge gjødselvereforskriften (2003).



Figur 2. Biogassprosessen.

Som en del av forbehandlingen blir det organiske materialet ofte kvernet ned til mindre partikler, og uønskede fraksjoner blir separert ut. Dersom biogassteknologien tar utgangspunkt i en våt prosess, blir vann ofte blandet inn i råvarene for å oppnå en homogen og pumpbar masse. Tørrestoffinnholdet på råstoffet vil avgjøre hvor mye vann som må tilsettes. Tørrestoffinnholdet [TS] er en benevnelse som oppgir den delen av en masse som ikke fjernes som vann ved tørking på 105 °C i ett døgn eller 60 °C i to døgn (Kristoffersen, u.å.). Slam fra akvakulturanlegg har variabelt tørrestoffinnhold avhengig av hvilken rense- og eventuell tørketeknologi som benyttes. Mekanisk filtrering og avvanning er den vanligste praksisen for håndtering av slam, og gir et produkt med rundt 12–20 % TS (Cabell m.fl., 2019), men også videre tørking til over 90 % TS brukes av flere anlegg (Aadland, 2019). Tørking av slam kan forenkle lagring, transport og distribusjon, men er ikke en forutsetning for å bruke slam i biogassproduksjon.

Etter forbehandling blir massen ført inn i biogassreaktoren hvor det foregår en kompleks mikrobiologisk prosess som er sammensatt av flere trinn (figur 3). Trinnene omtales gjerne som hydrolysetrinnet, syretrinet og metantrinnet, hvorav syretrinet kan deles opp i acidigonesetrinn og acetogenesetrinn (Morken m.fl., 2017).



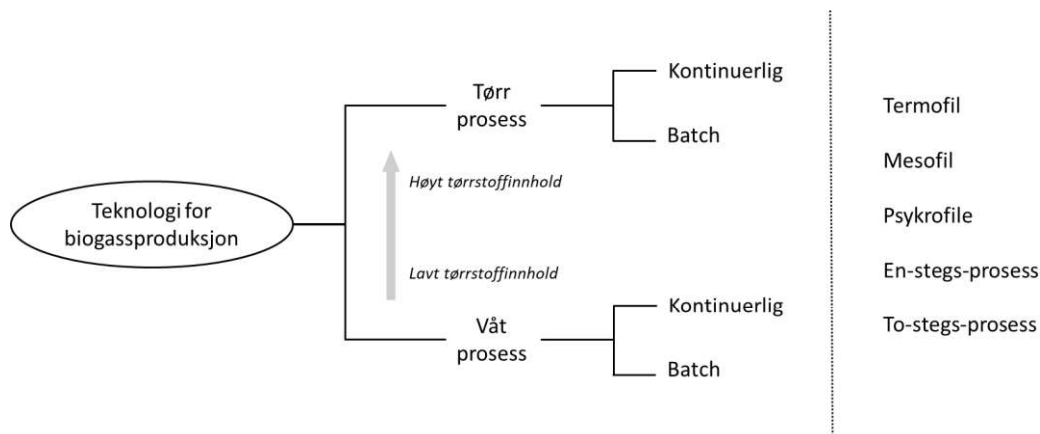
Figur 3. Anaerob nedbrytning av organisk materiale (Wellinger m.fl., 2013).

I hydrolysetrinnet blir sukker, fett og proteiner kuttet opp til mindre organiske komponenter slik som aminosyrer, enkle sukkerarter, fettsyrer og noen alkoholer (Schnürer & Jarvis, 2009). Det er ulike typer enzymer som bidrar til denne spaltingen, og dette steget er nødvendig for at det organiske materialet spaltes opp og kan brytes videre ned til metan (Schnürer & Jarvis, 2009). Neste steg i den mikrobiologiske prosessen er syretrinet. Under denne delen brytes aminosyrer, alkoholer og sukker ned gjennom en rekke ulike reaksjoner til organiske syrer, alkoholer, ammoniakk, hydrogen sulfid, karbondioksid og hydrogen (Schnürer & Jarvis, 2018). Metantrinnet er den siste delen av prosessen, og i dette steget dannes metan og karbondioksid gjennom ulike direkte eller indirekte prosesser (Morken m.fl., 2017).

I produksjonsprosessen er det mange aspekter som må tas hensyn til, blant annet temperatur, oksygen, pH og salt. Biogassprosessen kan ha ulike driftstemperaturer slik som psykrofil 15–25 °C, mesofil 35–37°C eller termofil 50–60 °C (Rameshprabu & Yuwalee, 2016). Den mikrobiologiske aktiviteten er en funksjon av temperatur i prosessen (Kettunen & Rintala, 1997), og vanlig driftstemperatur for norske biogassanlegg er rundt 37 °C. For å kunne produsere mest mulig biogass, er det viktig å ha optimale driftsforhold for mikroorganismene. Dette innebærer at endringer i prosessen gjennomføres med forsiktighet for å unngå en forstyrrelse av mikroorganismene som igjen kan føre til at prosessen går saktere eller stopper opp. Metanproduserende mikroorganismer er anaerob og svært sensitiv til oksygen, og overlever ikke dersom oksygen er til stede (Schnürer & Jarvis, 2009). Metanproduserende mikroorganismer trenger en relativt nøytral pH-verdi mellom 6,5–7,5 (Sørheim m.fl., 2010), og det er gjennomført forsøk som viser at det er mulig å få et bedre biogassutbytte ved regulering og optimalisering av pH-verdien (Hajji m.fl., 2016).

5.2.3 Produksjonsteknologi

Det finnes ulike teknologier som bygger på forskjellige prinsipper, men i hovedsak kan teknologiene deles inn i tørr eller våt prosess, se figur 4 (Schnürer & Jarvis, 2018).



Figur 4. Produksjonsteknologi for biogass (tilpasset fra Schnürer & Jarvis, 2018).

Tørr prosess er aktuell å bruke for materialer som har et høyt tørrstoffinnhold på rundt 25-35 %, eksempelvis kildesortert matavfall og energivekster (Sørheim m.fl., 2010). For å opprettholde gode forhold for mikroorganismene, bør det ikke være et høyere tørrstoffinnhold enn 35 % (Schnürer & Jarvis, 2009). Fordeler med denne typen prosess er at man unngår store mengder væske i bioresten dersom det skal lagres og transporteres. Bioresten fra en tørr prosess er ofte mer egnet som jordforbedring enn som gjødsel fordi det inneholder lite nitrogen og må ofte komposteres når det kommer ut fra biogassanlegget (Sørheim m.fl., 2010).

Den vanligste biogassprosessen er en våt prosess der tørrstoffinnholdet ligger mellom 2 % og 15 % (Schnürer & Jarvis, 2009). Dersom råvarene som benyttes har et høyt tørrstoffinnhold vil det bli tilsatt vann, slik at det er mulig å pumpe substratet. Biorest fra denne prosessen egner seg godt som gjødsel, og næringsstoffene som er mest plantetilgjengelig, slik som nitrogen og kalium, finnes hovedsakelig i den flytende fasen (Øgaard m.fl., 2017).

Biogass produseres i dag i industriell skala, og ved flere biogassanlegg inngår slam som en del av råvaremiksen. Teknologi for produksjon av biogass kan dermed settes til TRL-nivå 9.

5.2.4 Produkter og produksjonspotensial

Biogass og biorest er produktene som oppstår i biogassprosessen. Biogass består hovedsakelig av metan og karbondioksid, men innholdet av ulike gasser vil variere ut ifra hvilke råvarer som benyttes i anlegget. Tabell 8 viser en oversikt over komposisjonen for biogass og hvordan den kan variere.

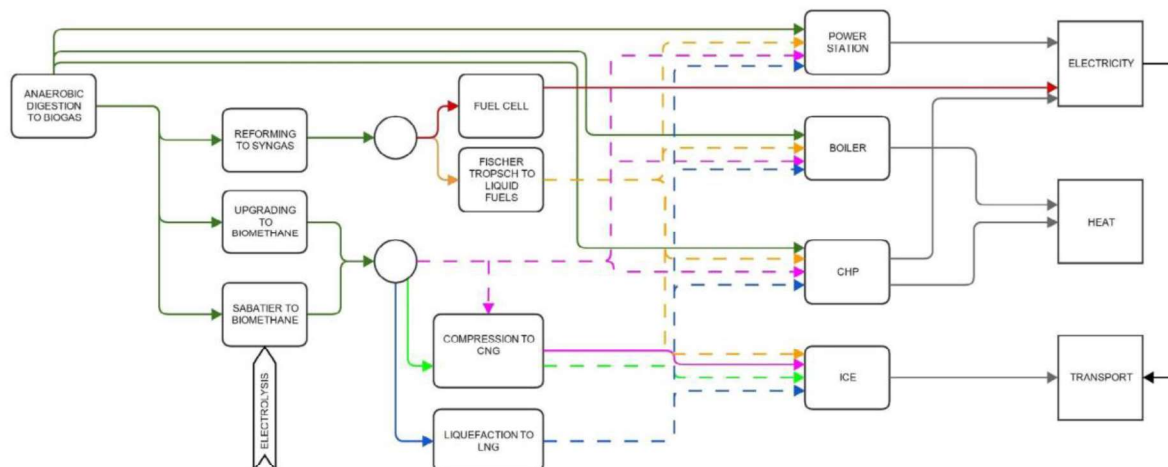
Tabell 8. Komposisjon av biogass (Nizami, 2012).

Gass	Prosentandel
Metan (CH ₄)	55–80
Karbondioksid (CO ₂)	20–45
Nitrogen (N ₂)	0–10
Hydrogen (H ₂)	0–1
Hydrogen sulfid (H ₂ S)	0–3
Oksygen (O ₂)	0–2

Ved biogassanlegget som Cermaq har installert i tilknytning til settefiskanlegget i Steigen, produserer de i overkant av 407 000 kWh fra 180 tonn tørrstoff slam (Witzøe, 2019). Basert på dette kan man ta utgangspunkt i at energiproduksjonen fra slam er på 2 261 kWh/tonn TS slam. Under et forsøk gjennomført av Gebauer m.fl. (2016) ble det rapportert om en biogassproduksjon tilsvarende 593 kWh/tonn substrat når fiskeslam ble tilsatt i husdyrgjødsel. Potensialtester gjennomført i studien til Ytrestøyl m.fl. (2013) viser at en kombinasjon av slam og storfe gjødsel (87,5:12,5) ga et metanutbytte på 860 l/kg volatile solids (VS). Omregnet med 90 % VS/TS og 66 % VS/TS i henholdsvis slam og storfe gjødsel, utgjør det en

metanproduksjon på 750 m³/tonn TS substrat. Det er utfordrende å konkludere konkret hva biogassproduksjonen fra slam er, da det vil variere med ulike faktorer slik som innhold av organisk tørrstoff (VS) og eventuelt synergi-effekter ved kombinasjon av slam med andre råvarer (Ytrestøyl m.fl., 2013).

Biogass kan anvendes på ulike måter, men ofte kan man dele alternativene inn i grupper for direkte bruk til varme, strømproduksjon eller oppgradering til drivstoff, figur 5. Den mest energi- og kostnadseffektive anvendelsen vil være avhengig av lokasjon og forutsetninger gitt herunder.



Figur 5. Alternative anvendelser for biogass (Hakawati m.fl., 2017).

Biorest inneholder mange næringsstoffer, og egner seg som gjødsel (Øgaard m.fl., 2017). Brod m.fl. (2016) analyserte gjødseffekten av biorest fra ulike kombinasjoner av fiskeslam og husdyrgjødsel. Det er ikke gjennomført gjødselforsøk på biorest som kun baserer seg på slam, og dermed er biorest som baserer seg på 40 % slam og 60 % husdyrgjødsel tatt som et utgangspunkt i denne rapporten. Analyseresultatet viste at bioresten var nitrogenrik. Pottforsøket av bioresten ga god effekt som nitrogengjødsel – på lik linje som mineralgjødsel. Utfordringer med biorest fra slam er at det inneholder en høy andel tungmetaller fra sink (Zn) og kadmium (Cd) som kan gi begrensninger for videre bruk i henhold til gjødselvereforskriften. Ved produksjon av biogass oppkonsentreres tungmetallinnholdet i forhold til tørrstoffinnhold, og dette kan føre til høye verdier. Tabell 9 viser en oversikt over analyseresultatene fra bioresten. Med utgangspunkt i analyseresultatene kan man eksempelvis beregne hvor mye nitrogen og fosfor man kan få ut fra bioresten.

Tabell 9. Innhold i biorest fra 40 % slam og 60 % husdyrgjødsel (Brod m.fl., 2016).

Analyse av biorest		
TS	g100g ⁻¹	4,9
OM	g 100g ⁻¹ TS	65
pH		8,3
N	g kg ⁻¹ TS	130
NH ₄ -N	g kg ⁻¹ TS	110
NO ₃ -N	g kg ⁻¹ TS	-
Nmin	% av total N	84,6
P	g kg ⁻¹ TS	31
K	g kg ⁻¹ TS	46
S	g kg ⁻¹ TS	9,6
Ca	g kg ⁻¹ TS	63
Mg	g kg ⁻¹ TS	3,8
Al	mg kg ⁻¹ TS	460
Fe	mg kg ⁻¹ TS	1700
Cd	mg kg ⁻¹ TS	1,7

Pb	mg kg ⁻¹ TS	0,76
Hg	mg kg ⁻¹ TS	0,141
Ni	mg kg ⁻¹ TS	15
Zn	mg kg ⁻¹ TS	990
Cu	mg kg ⁻¹ TS	68
Cr	mg kg ⁻¹ TS	22

5.3 Gjenvinning av fosfor fra fiskeslam

Dersom fiskeslam samles opp og behandles kan det være aktuelt å gjenvinne fosfor med tanke på produksjon av gjødselvarer eller annet bruk. EU har satt fosfor på listen over kritiske råmaterialer. Fosfor er et grunnstoff nødvendig for alt liv, og er som mineralgjødsel en viktig innsatsfaktor i mat- og fôrproduksjon. I tillegg er det en forsyningsrisiko forbundet med fosfor (sett med EU øyne) fordi bare 12 % av råfosfat (phosphate rock) produseres i EU – i Yaras gruve i Sillinjärvi i Finland.

De landene som eksporterer til EU er ikke nødvendigvis stabile leverandører og med derav følgende høyere risiko, inkludert politisk risiko. Vest-Sahara (tidligere Spansk Sahara) som har betydelige fosfatreserver betraktes av Marokko som en del av deres territorium, mens det i henhold til FN-paktens bestemmelse er et "ikke-selvstyrt område". Det har blitt reist kritikk mot gjødselselskaper som kjøper råfosfat med opprinnelse i Vest-Sahara (Doherty, 2020, 15.mars).

5.3.1 Fosfor i omløp i Norge

Miljødirektoratets rapport M-846|2017 utarbeidet av Blytt m.fl. (2017) har en tabell med fosfor i omløp i Norge:

Tabell 10. Mengder av fosfor i årlig omløp i Norge, tabell fra rapport utarbeidet av COWI for Miljødirektoratet.

Tabell 1 Fosforpotensial og plantetilgjengelig fosfor (P) fra ulike mulige kilder.

Avfallskilder	Fraksjon	TS %	P kg P/ tonn TS	Menge Tonn TS/år	Tot-P Tonn	Plantetilgjengelig P Tonn
Avløpslam, (ikke spredt avløp)	Kjemisk felt primær slam (Kjemisk rensing (Fe og Al))	12-90 ¹⁾	1-3 ²⁾	184.600 ^{4a)}	1.900 ¹²⁾	400-750 ¹²⁾
	Kjemisk-/ biologisk slam (Kjemisk-/ biologisk rensing)		1-3 ²⁾			
	Primærslam, silslam (Sedimentasjon/flotasjon uten kjemikalier, mekanisk rensing)		0,1-1,1 ³⁾			
Fiskeslam (land)	Primærslam (Sedimentasjon/flotasjon uten kjemikalier, mekanisk rensing)	12-90	0,9-2,9	8.500	85 ⁵⁾	75 ⁶⁾
	Primær- og biologisk slam (resirkuleringsanlegg)		0,9-2,9			
	Saltvann		0,9-2,9			
Fiskeslam (postsmolt)	Slam under merder	10-90	0,9-2,9	57.000	570 ⁵⁾	510 ⁶⁾
Fiskeslam (hav)			0,9-2,9	~450.000	8.450 ⁶⁾ , ⁵⁾	1.800-8.450 ¹²⁾
Husdyrgjødsel (total)			0,7 (storfe)-1,6 (gris), 1 (fjølfe) ⁷⁾		11.400 ⁸⁾	8700 – 11.400 ¹²⁾
...derav Husdyrgjødsel (lagret) ¹⁰⁾			Ikke tatt med i sluttsummen		8.000-9.000	8.000-9.000
Slakteriavfall	Kategori 3	90			2040	400-1250 ¹²⁾
Fiskeensilasje	Kategori 2	20	1-1,7 ⁹⁾	8.000 ⁹⁾	80-170	80-170 ¹²⁾
Matavfall	Kompost	33 ¹³⁾		27.600 ^{4b)}	2.600 ⁸⁾	1250-1950 ¹²⁾
	Biorest			30.500 ^{4b)}		
Treaske					800 ¹⁴⁾	400-640 ¹²⁾
Sum					ca. 28.000	ca. 13.600-18.500

¹⁾ 90% ved termisk slamtørrking, vanligvis er avvanning på ~25 %

²⁾ Øgaard og Brod 2016

³⁾ Paulsrud 2005 – råslam

⁴⁾ SSB statistikk (2015) ⁴⁾ Mengde slam disponert, ⁵⁾ Levert anlegg for behandling

⁶⁾ Estimert basert på Martinsen (2016)

⁷⁾ Antagelse 90% utnyttelse

⁸⁾ Nesheim og Sikkeland, 2013

⁹⁾ Åhlstrøm 2015 og Beachell 2016

¹⁰⁾ Gundersen og Magnussen (2015) SSB – gjødselundersøkelsen

¹¹⁾ Estimert basert på Brod (2016)

¹²⁾ Hamilton m.fl. (2017) (fra vekstforsøk)

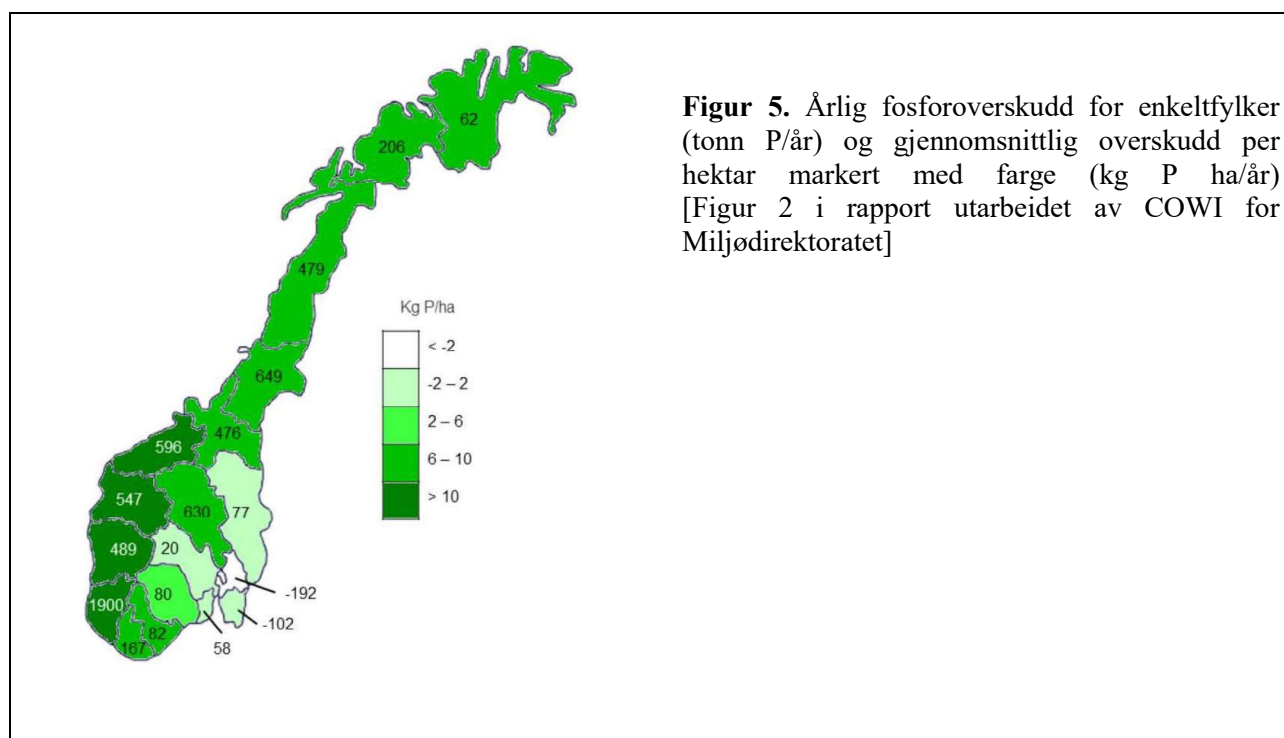
¹³⁾ Modahl et.al, 2014 (TS i råstoff)

¹⁴⁾ Miljødirektoratet, 2015

Tabellen viser at mengden fosfor i fiskeslam er omtrent lik mengden fosfor i lagret husdyrgjødsel, og omtrent lik mengden fosfor i mineralgjødning. Hver av disse er i mengde 8–9 000 tonn per år. Det vil si at dersom fiskeslam brukes til gjødsling i Norge blir det fort et enda større overskudd dersom ikke bruken av fosfatholdig mineralgjødning reduseres tilsvarende.

Det er slik at det allerede er et betydelig fosforoverskudd i store deler av Norge, og i utkast til ny gjødselbrukforskrift er det lagt opp til en reduksjon i mengden fosfor som det er lov til å spre. Alt etter hvilket alternativ som velges kan reduksjonen i tillatt mengde bli opp mot 30 %.

Det har vært signalisert fra Miljødirektoratet at sekundært fosfor bør tilbakeføres inn i mineralgjødselproduksjon eller eksporteres. Det vil si at sekundært fosfor må brukes på en slik måte at det erstatter bruk av primært fosfor (råfosfat). Dette gjelder også fosfor som er lite plantetilgjengelig, slik som fosfater fra avløpsrensingsfelt med jern- eller aluminiumsalter. Selv om de er tungt løselig anses det at de på sikt vil bli mobilisert og dermed påvirke planteproduksjon og miljø.



5.3.2 Hvordan gjenvinne fosfor fra fiskeslam?

Prosessene for gjenbruk og gjenvinning av fosfor kan grovt deles i to alternativer:

- Gjenbruk uten å fjerne organisk materiale.
- Gjenvinning av fosfor som et uorganisk produkt.

Hvilke løsninger man lager for gjenbruk/gjenvinning av fosfor må ta hensyn til at det er uttalt fra Miljødirektoratet at de anser at slikt sekundært P må føres inn i matproduksjon (og erstatte importert primært P), eller eksporteres som egne produkter, eller brukes i mineralgjødsel-produksjon. Det vil si at "deponering" av P på arealer som ikke er til mat- eller fôrproduksjon ikke er ønsket.

Det er et europeisk nettverk, European Sustainable Phosphorus Platform (ESPP), som arbeider for gjenvinning og gjenbruk av fosfor. ESPP har en oversikt over prosesser for gjenvinning/gjenbruk på nettet (ESPP, 2020). Det arbeides med å etablere et Nordisk Fosfor Nettverk. Avfall Norge deltar i dette.

EØS-avtalen omfatter ikke EUs felles marked for landbruksvarer eller EUs felles landbrukspolitik. Produksjonen av gjødselvarer er imidlertid av såkalt EØS relevans og i Norge må man derfor forholde seg til EUs direktiver og forordninger for produksjon av gjødselvarer.

5.3.3 Fosfor fra aske

Det finnes flere prosesser for å gjenvinne fosfor, da som uorganisk fosfat, fra aske. I hovedsak går de på å løse opp fosfater i aske med syre for deretter å gjennomføre forskjellige prosesstrinn for å fjerne forurensninger. I Tyskland er det kun små avløpsrensaneanlegg som har lov til å levere slam til jordbruket. Det vil si at slam fra større avløpsrensaneanlegg brennes i kullkraftverk eller i egne anlegg dedikert til slam. Asken fra de dedikerte anleggene legges i egne deponi med tanke på gjenvinning i fremtiden. At asken legges på deponi er et uttrykk for at det enn så lenge er for dyrt å gjenvinne P sammenlignet med prisen på råfosfat. Andre land i EU har tilsvarende lovgiving som Tyskland, eller vurderer å innføre det. Deutsche Phosphor Plattform har samlet flere av disse prosessene for aske i en felles oversikt (Anon, 2020). Dokumentet heter "Alle Kennblätter" og er en ZIP-fil med PDF dokumenter. Gjenvinning av fosfor fra fiskeslam kan utføres på tilsvarende måte, og krever muligens mindre kjemikalier og eller prosessering sammenlignet med avløpsslam som er felt med jern- eller aluminiumsalter, fordi disse binder hardere enn kalsium til fosfater.

5.3.4 Utfelling av fosfor som struvitt

Utfelling av det fosforholdige mineralet struvitt, også kalt MAP (MagnesiumAmmoniumFosfat • 6H₂O) er etter hvert brukt på flere avløpsrensaneanlegg, i hovedsak anlegg med biologisk rensing, men også i biogassanlegg. Struvitt kan spontant gi uønskete utfellinger i rensaneanlegg på steder som kan skape driftsproblemer. Struvitt-utfellinger er harde og sitter godt fast på overflater og kan være kostbare å fjerne. Dersom man feller ut struvitt i et eget prosesstrinn for bruk som gjødsel er det dermed også fordelaktig for driften av rensaneanlegget. Reduserte driftskostnader kan derfor bidra til at struvitt-produksjon er lønnsomt selv med en lav pris for produktet. Utfelling av struvitt kan bare fjerne en andel av fosforet i avløpet på grunn av likevekten som trengs med ammonium og magnesium.

5.3.5 Fosfor i avløpsslam

I Norge er avløpsrensaneanlegg med kjemisk rensing mye brukt. Det tilsettes jern- eller aluminiumsalter som feller ut både organisk materiale og fosfater. Slammet er tillatt brukt i landbruket i begrensede mengder forutsatt at innholdet av tungmetaller er under visse grenser. Som nevnt er fosfatene hardt bundet i slikt slam og gjødselverdien er lav. Avløpsslam er derfor et jordforbedringsmiddel og ikke et gjødselprodukt. Et par steder i Norge bruker man kalk som fellingsmiddel i avløpsrensaneanlegg. Kalk binder ikke fosfater så hardt som jern og aluminium så fosfater i slikt slam er derfor noe mer plantetilgjengelig. I noen biologiske avløpsrensaneanlegg kan man styre anlegget, det vil si tilførselen av luft, på en slik måte at man får en anrikning

av fosfater i slammet man tar ut fra anlegget. Dette kalles ofte bio-P prosess. Slikt slam antas å ha høy plantetilgjengelighet for P.

5.3.6 Fosfor fra biogassanlegg

I Norge er det flere biogassanlegg. Grovt sett kan de deles i to grupper, de som behandler slam fra avløpsrensing og de som behandler matavfall/næringsavfall. Ett anlegg, Greve Biogass AS, tar også inn betydelige mengder bløtgjødsel fra ku og gris. I biogassprosessen vil en del av fosfor som er bundet i organisk materiale frigjøres som fosfat. Den væskefasen med partikler som kommer ut fra en biogassreaktor kalles ofte digestat [engelsk: digestate]. Fosfor i digestatet vil dels være bundet i partiklene og dels være løste fosfater. Fordelingen mellom løst fosfat og fosfater i partikkelfraksjonen vil være meget avhengig av føden til prosessen. Dersom råstoffet er kjemisk felt avløpslam vil en stor andel av fosfor følge partiklene.

Det kan være mulig å ta ut fosfor fra digestat på flere måter alt etter prosessdesign. Dersom fosfor følger partikkelfraksjonen kan denne tas ut. Siden en del av det organiske materialet er nedbrutt og omdannet til gasser, metan og CO₂, vil fosforkonsentrasjonen være noe høyere enn i føden til prosessen. Dersom det er mest løste fosfater i digestatet kan det være mulig å felle ut fosfater for eksempel med kalsium eller som struvitt. Det vil da i de fleste tilfelle være nødvendig å separere ut partikkelfraksjonen før en slik felling.

5.3.7 Bruk av utfelt fosfor hos Yara

Nitrofosfatprosessen som Yara bruker i de to fabrikkene i Norge, krever råstoff med høyt P-innhold og lite forurensinger. Forurensninger vil være et problem både i prosessen og som forurensninger i produktet. Eksempler på prosessforstyrrelser er skumming og økt viskositet. Det vil derfor bare være små, begrensede mengder sekundært fosfor som eventuelt kan brukes i de norske fabrikkene. Yara har en gjødselabrikk i Ferrara i Italia som er mer egnet for mottak av sekundært fosfor.

Et annet aspekt er innhold av kadmium. I mineralgjødsel er det en maksimalgrense for innholdet av kadmium i forhold til fosformengden. Noen typer råfosfat har et for høyt innhold av kadmium. Det er nå foreslått i EU å senke grensen for kadmium, noe som kan øke prisen på lav-kadmium råfosfat, eller tvinge produsentene til å innføre et prosesstrinn for å fjerne kadmium. Flere gjødselprodusenter har en slik prosess "på vent". Dette vil i så fall også få betydning for sekundært fosfor som råstoff for mineralgjødselproduksjon. Kadmium har lignende egenskaper som sink, og fiskefôr tilsatt sink vil derfor kunne ha mer kadmium. Dette vil da slå ut som høyere kadmiuminnhold i fiskeslam og kan påvirke både kostnaden og muligheten for å lage gjødselprodukter. Merk at for gjødselvarer basert på organisk material er det kadmiuminnhold per kg tørrstoff som er parameter for klassifisering.

Yara publiserte i 2017 et "position paper" på sirkulær økonomi (Yara, 2017) hvor det ble uttrykt at det er ønskelig at sekundære fosforkilder er mest mulig lik råfosfat, og at kalsium-salter av fosfater er foretrukket.

5.4 Organisk gjødselvarer

Ved produksjon av organiske gjødselvarer gjelder kvalitetskravene i gjødselvarerforskriften (2003). For bruk av slike gjødselvarer er det egne regler for landbruksarealer, som da ikke gjelder for privat bruk i hager, anleggsgjord og lignende. I mange land brukes derfor struvitt i hovedsak til produkter som er ikke er beregnet til landbruket.

Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet samarbeider om utkast til to nye forskrifter som skal erstatte dagens gjødselvarerforskrift. Det blir da én forskrift for produksjon og omsetning og én for bruk:

- Utkast til forskrift om produksjon, omsetning og import av gjødselvarer av organisk opphav og visse uorganiske gjødselvarer (Utkast til forskrift, 2018).

- Forskrift om lagring og bruk av gjødsel og plantenæring (Forslag til gjødselbrukforskrift, 2018).

Det er i EU et prosjekt – STRUBIAS – som ser på gjenvinning og gjenbruk av fosfor fra aske og pyrolyserte materiale (dvs. biokull og lignende).

5.5 Mineralisk gjødsel

Råfosfat er meget lite plantetilgjengelig og inneholder uønskede stoffer. Den oppløses derfor i syre som et trinn i produksjonsprosessen. Syren som brukes er i hovedsak svovelsyre og i mindre grad salpetersyre. Konvertering til produkter med svovelsyre skjer i stor grad nært koblet til gruvedriften. Det vil si at mye av den fosfor som importeres til EU enten er i form av ferdig mineralgjødsel eller er halvfabrikata som prosesseres videre. Tidligere skjedde oppløsningen av råfosfat med svovelsyre ved europeiske fabrikker. På grunn av håndteringen av avfallsproduktet gips, som dannes i store mengder, er denne del av produksjonen lagt ned i Europa.

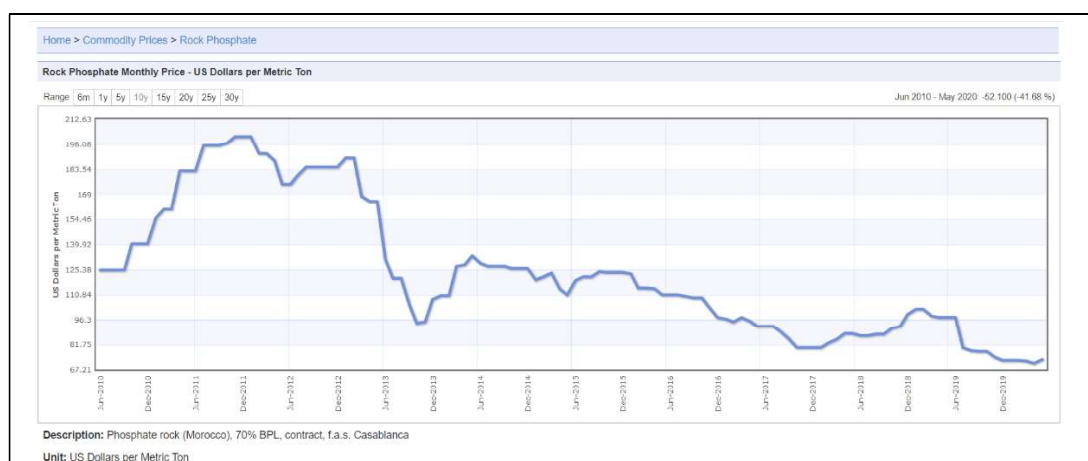
5.6 Gjenvinning av fosfor i akvaponi

Produksjonssystemet akvaponi [aquaponics på engelsk], er et konsept der akvatiske organismer som fisk, kreps og reker produseres i tilknytning til et system med planteproduksjon (grønnsaker, medisinske planter eller aromatiske planter). Det vil si at avløpsvann fra et settefiskanlegg kan benyttes som gjødselvann i planteproduksjon. Dette er nærmere beskrevet i kapittel 6.4.4. Denne bruken av fosfor og andre næringsalter i avløpsvann kan derfor gi lokale arbeidsplasser og verdiskaping, men kan ikke gi noe stort bidrag til bruk av overskuddet av fosfor i Norge.

5.6.1 Økonomiske aspekter

En verdikjede for resirkulert fosfor inneholder flere ledd, alt etter om det er desentralisert produksjon eller en sentralisert produksjon. Typiske ledd er:

- Behandling på oppdrettsanlegg, typiske enhetsprosesser: separering, konsentrering, biogassprosess, tørking, pakking eller lignende prosesser.
- Transport: bil og/eller båt.
- Produksjonsanlegg: ferdig gjødselvarer eller halvfabrikat for videreprosessering.



Figur 6. Pris på råfosfat i verdensmarkedet. Hentet fra IndexMundi (2020).

Prisen på råfosfat (Phosphate rock [Morocco] free alongside ship) på verdensmarkedet ligger i første halvår 2020 på rundt 71 USD/tonn, Figur 6. Dette er råfosfat med 7 % fosfor. I januar 2010 var prisen ca. 200 USD/tonn og har vært nokså jevnt synkende etter det (IndexMundi, 2020). Antar vi fiskeslam har 2 % fosfor

og bruker samme pris som for råfosfat på verdensmarkedet i 2020, 9,20 NOK/kg P så er verdien av 20 kg P i ett tonn tørket slam 184 NOK.

En annen måte å se på verdien av P er verdensmarkedsprisen for DAP (DiAmmoniumPhosphate). Denne er diskutert grundig i et rapportutkast for STRUBIAS-prosjektet (Huygens & Saveyn, 2018). Prisen for fosfor i denne publikasjonen er basert på DAP-prisen "free on board" fratrukket beregnet verdi av nitrogen i DAP som ren ammoniakk. Konklusjonen er: "A price of 988 Euro per tonne P FOB is indicated for the year 2017". Med 1 EUR = 10 NOK tilsvarer dette 9,88 NOK/kg P.

Dersom verdien av fosfor i fiskeslam skal bære alle kostnadselementene som er nevnt ovenfor, er det åpenbart at fosfor alene ikke kan bære kostnadene ved å behandle fiskeslam ut fra en bedriftsøkonomisk vurdering.

5.6.2 Konklusjon for gjenvinning av fosfor

Dersom man i større grad enn i dag samler opp slam fra havbruk vil det bidra til et økt fosforoverskudd på land i Norge. Innsamlet fosfor i fiskeslam og annet avfall bør i en sirkulær økonomi erstatte råfosfat fra gruver som i dag brukes som fosforgjødsel for mat- og fôrproduksjon. Med dagens kostnadsbilde vil håndtering av fiskeslam koste så mye at verdien av fosfor alene, sammenlignet med prisen på råfosfat eller diammoniumfosfat på ca. 9–10 NOK/kg P, ikke er bedriftsøkonomisk lønnsomt. Dette kan endre seg dersom prisen på råfosfat stiger på grunn av politiske inngrep. Lavere grense for kadmiuminnhold kan også endre prisbildet. Dersom politiske eller samfunnsøkonomiske vurderinger setter strengere krav til gjenvinning og gjenbruk av fosfor i mat- og fôrproduksjon kan det komme rammebetingelser som gir en bedre økonomi i gjenvinning av fosfor. I dagens situasjon og rammebetingelser kan det beste være å primært søke anvendelser for fiskeslam der man også kan få verdiskaping av andre stoffer enn fosfor.

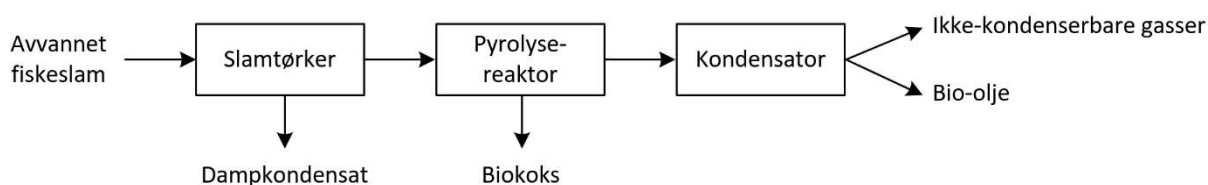
5.7 Pyrolyse

5.7.1 Bakgrunn

Pyrolyse er en fellesbetegnelse for en rekke prosesser der sammensatte, fortrinnsvis organiske, materialer varmes opp i en atmosfære med lavt innhold av oksygen. I pyrolyseprosessen brytes de organiske forbindelsene ned til både kondenserbare- og ikke-kondenserbare gasser, samt en fast fase (karbonaske). Det finnes en rekke varianter av pyrolyseteknologi, og prosessen kan skreddersys for å favorisere produksjon av enkeltfraksjoner (olje, gass eller karbon). Hva som er prioritert produkt kan henge sammen med hvilket råmateriale som behandles, hva som etterspørres i markedet og hvilke muligheter som finnes lokalt med hensyn på samhandling og energiintegrasjon mot annen industri.

5.7.2 Pyrolyseprosessen

Figur 7 illustrerer et mulig forløp for pyrolyse av fiskeslam, der avvannet fiskeslam tørkes og pyrolyseres. Uttakbare produkter i dette tilfellet vil være bioolje, biokull og et dampkondensat fra tørking av slam. Biooljen vil inneholde en del vann og organiske komponenter løst i vannet, slik at det i de fleste tilfeller vil være behov for prosessering før oljen kan anvendes. Hva man får ut av prosessen vil avhenge av hvordan anlegget designes med hensyn på forbehandling, reaktortype, teknologi for varmeoverføring og prosessparametere. Pyrolyseprosesser genererer typisk større mengder overskuddsvarme i form av ikke-kondenserbare gasser som kan benyttes til å drive prosessen.



Figur 7. Forenklet skisse som viser mulig forløp og produkter fra pyrolyse av fiskeslam.

Overordnet kan pyrolyse deles inn tre pyrolyseprosesser basert på hvordan prosessen styres og hvilke sluttprodukter som prioriteres (Zaker m.fl., 2019). De viktigste styringsparametere er temperatur, oppvarmingshastighet, oppholdstid og partikkelstørrelse på råvaren. Det er også disse parametere som skiller de tre pyrolysevariantene, *slow*, *fast* og *flash*, fra hverandre. I angitt rekkefølge vil temperaturnivået være stigende, oppvarmingshastigheten raskere, oppholdstiden kortere og partikkelstørrelsen finere for de tre variantene. Generelt kan man si at mens *slow*-pyrolyse favoriserer produksjon av karbonstoffet, vil hurtigere pyrolyseprosesser brukes når formålet er å ta ut mest mulig verdi fra oljefasen. I tillegg til de tre nevnte pyrolyseprosessene, finnes det flere mellomliggende varianter som sier noe om hvilket miljø materialet dekomponeres i (Martinez m.fl., 2013). Eksempel på dette er pyrolyse under lavt trykk (*vakuumpyrolyse*), pyrolyse med tilstedeværelse av hydrogen (*hydro-pyrolyse*) eller bruk av katalysatorer (*katalytisk-pyrolyse*). Videre vil de forskjellige pyrolyseprosessene ha ulike krav til hvordan et anlegg bør designes med hensyn til reaktortype (batch, semi-batch, kontinuerlig) og teknologi eller metode for oppvarming og varmeoverføring. Noen varianter er roterovner med ekstern oppvarming og forbrenning av produsert gass, el-basert mikrobølgeteknologi hvor materialet varmes opp fra innsiden, og fluidisert-seng reaktorer som benytter et egnet medium for varmeoverføring i reaktoren. Dette er ingen fullstendig oversikt, og det finnes en rekke ulike varianter av pyrolyse, både hva gjelder teknologivalg, reaktortyper og fleksibilitet med hensyn på prosessstyring og output fra prosessen.

5.7.3 Marked og modenhet

Pyrolyse er en kjent teknologi som er tatt i bruk mange steder i verden for å behandle flere ulike avfallsfraksjoner – også i Skandinavia. Eksempel på dette er danske Elysium Nordic

(<https://elysiumnordic.com/>) som har planer om å etablere et pyrolyseanlegg for behandling av 30.000 tonn kasserte bildekk årlig, med pyrolyseteknologi som er utviklet av det svenske selskapet Scandinavian Enviro Systems. Norske Quantafuel (<https://quantafuel.com/>) er en annen aktør innen pyrolyse som fokuserer på behandling av plastavfall. Selskapet arbeider med en fabrikk ved Skive i Danmark, der de skal konvertere 16 000 tonn/år plastavfall til råstoff for ny plastproduksjon (Tholey, 2019). Også Pyrocells (<https://www.setragroup.com/sv/pyrocell/>) planlegger å etablere pyrolysefabrikk for produksjon av drivstoff, men da med sagspon som råmateriale. I løpet av et år skal anlegget kunne behandle 80 000 sagspon og produsere 25 000 tonn pyrolyseolje. Norske Biozin (<http://biozin.no/>) har også planer om å etablere pyrolyseanlegg for produksjon av biodrivstoff basert på trevirke.

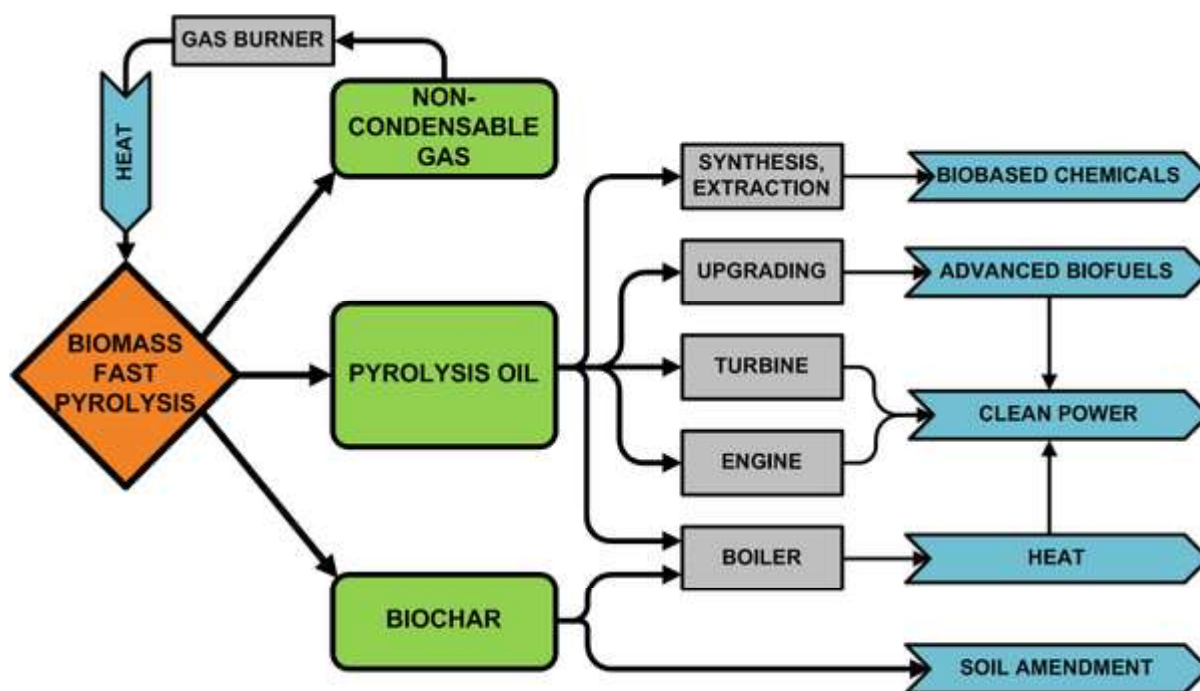
Eksempelene ovenfor er ikke uttømmende og det er med andre ord mye aktivitet og mange aktører som arbeider med å etablere pyrolyseanlegg, selv i Skandinavia. De forskjellige initiativene adresserer også mange ulike råmaterialer/avfallsfraksjoner og baserer seg på forskjellige pyrolyseteknologier, noe som gir et inntrykk av variasjonen og bredden som pyrolyseprosesser representerer. Felles for de nevnte prosjektene, er dog at de gjerne skal kunne ta imot en relativt stor mengde råstoff per år.

Relatert til behandling av fiskeslam, er det derimot færre eksempler på anvendelse av pyrolyseteknologi. Det mest kjente initiativet er nok prosjektet danske AquaGreen (<https://aquagreen.dk/>) hadde med Melbu Systems (<https://www.melbusystems.no/produktutvikling/>) og oppdrettselskapet Nordlaks (Sparboe, 2016). Her så de på en to-steps løsning der slammet først tørkes med overopphetet damp ved 200 °C, før det pyrolyseres ved 600–650 °C. Pyrolysegassen som genereres under oppvarmingen forbrennes og benyttes som energi for å tørke slammet. Med andre ord er det energien i slammet som benyttes for å tørke slam. Sluttproduktet fra prosessen er en fast fase kalt biokoks, som skal ha potensial som gjødsels- og jordforbedringsmiddel. Biokoksen har også et betydelig redusert volum, ca. 2–3 % av tynnslam. Fra prosessen genereres i tillegg et dampkondensat med temperatur på 80–90 °C, som f.eks. kan benyttes til lokal oppvarming. Dette prosjektsamarbeidet er nå avsluttet og det skal ikke foreligge noen konkrete planer om å installere en pyrolyseenhet på oppdrettsanlegget.

Det finnes lite publisert forskningslitteratur på pyrolyse av fiskeslam, men derimot er det en del aktivitet rettet mot avløpslam; en avfallsfraksjon med flere likhetstrekk til fiskeslam. Her arbeider også nevnte AquaGreen i utgangspunktet mot kommunal sektor og pyrolyse av avløpslam. Den største forskjellen mellom fraksjonene er nok at fiskeslam er mer energirikt enn avløpslam. I tillegg er det sannsynlig med et høyere tungmetallinnhold i avløpslam, selv om også fiskeslam inneholder tungmetaller, blant annet sink og kadmium. Fiskeslam vil i tillegg inneholde en del klorider, spesielt hvis man skal adressere utslipp fra havbaserte oppdrettsanlegg.

5.7.4 Sluttprodukter ved pyrolyse av slam

Figur 8 viser mulige anvendelsesområder for sluttprodukter fra pyrolyse av biomasse. Nevnte Biozin og Pyrocells sikter seg inn på biodrivstoffmarkedet, og begge samarbeider i den sammenheng med det svenske raffineriselskapet Preem om oppgradering av pyrolyseoljen. Pyrolyseolje produsert fra ulike avfallsfraksjoner, eksempelvis plast, gummi og trevirke, kan også være et råmateriale for kjemisk industri eller brukes direkte for å produsere varme. Fremstilling av biodrivstoff og råmateriale for kjemisk industri er å anse som høyverdig utnyttelse av pyrolyseoljen. Dette kan også være mulig for fiskeslam, men her behøves det mer utviklingsarbeid for å verifisere denne type anvendelse. I tillegg er disse anvendelser som sannsynligvis fordrer en større råstoffmengde enn hva enkeltstående oppdrettsanlegg kan generere.



Figur 8. Sluttprodukter fra pyrolyse av biomasse. Hentet fra Avello (2020).

Biochar eller biokull fra fiskeslam inneholder mye fosfor og kan utgjøre et attraktivt gjødselprodukt. Samtidig er det utfordringer omkring hvor tilgjengelig fosforet er for planter, samt at biokull ser ut til å fungere best på karbonfattig jord, mens vi i Norge har karbonrike jordarealer. Foreløpig virker det heller ikke å være noen betalingsvilje for dette produktet i Norge. Alternativt kan man, slik Figur 8 illustrerer, benytte energien i biokullet til å produsere varme/elektrisitet. Det finnes også et mulig anvendelsesområde gjennom oppgradering til aktivert kull og bruk i f.eks. vann- eller røykgassrensing. Dette er derimot ikke anvendelser som vil utnytte næringsstoffene i slammet.

5.7.5 Produksjonspotensial

Det finnes lite arbeid å ta utgangspunkt i for å illustrere et produksjonspotensial for pyrolyse av fiskeslam. Dette er usikkert også fordi det kan være store variasjoner på fordelingen av sluttprodukter fra pyrolyse, selv for samme råmateriale.

Som eksempler kan det nevnes følgende resultater:

- AquaGreen: 320 tonn TS = 130 tonn biokoks og 730 MWh varme.
- Avløpsslam (Zaker m.fl., 2019): gjennomsnittlig utbytte ca. 45 % biokoks, 25 % bioolje og 30 % gass. Men som alltid: det avhenger av type avløpsslam og prosessparametere/pyrolyseteknologi. Fiskeslam er også mer energirikt enn avløpsslam.

Dersom vi bruker eksemplet ovenfor vil 1 kg slam gi 0,41 kg biokoks og 2,28 kWh varme. For et landbasert anlegg med en produksjonskapasitet på 2 000 tonn per år, produserer 300 tonn slam og kan dermed produsere 123 tonn biokoks og 0,68 MWh varme per år. For hele norsk settefiskproduksjon vil det teoretiske produksjonspotensialet være 3 671 tonn biokoks og 20 GWh varmeenergi, tabell 11.

Tabell 11: Produksjon av biokoks og varmeenergi basert på pyrolyse (tall i tonn).

Biomasse laks	Slam	Biokoks	Varmeenergi (GWh)
2 000	300	123	0,68
59 691	8 954	3 671	20,4

5.7.6 Konklusjon for pyrolyse som løsning for håndtering av fiskeslam

Pyrolyseprosesser gir muligheter for å fremstille interessante produktspektre fra en rekke forskjellige råmaterialer, inkludert fiskeslam. Men selv om prosessen er kjent og utprøvd for andre materialfraksjoner, virker det å være behov for både markeds- og utviklingsarbeid før man lykkes med kommersiell etablering av pyrolyseanlegg for fiskeslam. Noen utfordringer og kunnskapsbehov er oppsummert nedenfor:

- Enkeltstående settefiskanlegg representerer et begrenset råvarevolum, spesielt sett opp mot pyrolyseetableringene nevnt tidligere i kapitlet. Det betyr ikke at dette ikke er gjennomførbart, men man må kanskje se på andre forretningsmodeller. For eksempel kan regionale HUB-er være en løsning som gir pyrolyseanlegget et bedre grunnlag for å oppnå lønnsom drift. Her kan det også være interessant å behandle fiskeslam sammen med andre avfallsfraksjoner for å øke volumet.
- Drift av termokjemiske prosessanlegg er ikke en del av oppdretters kjernevirksomhet. På regionale slambehandlingsanlegg vil det være enklere å forsvare ansettelse av kompetanse for å drifte denne type anlegg.
- Pyrolyseanlegg genererer overskuddsenergi som kan la seg utnytte mer effektivt i samhandling med annen industri. For eksempel kan man potensielt få opp anleggets virkningsgrad gjennom utnyttelse av overskuddsenergi fra prosessindustri, kjøleanlegg, e.l., samt ved integrasjon og utnyttelse av andre energiformer som f.eks. solenergi og muligheter for termisk energilagring. Denne type synergier gjør at man potensielt kan få utnyttet riktig energikvalitet på riktig sted og tid, noe som vil bidra til et mer energieffektivt og lønnsomt anlegg.
- Det virker å være liten eller ingen betalingsvilje for biokull som gjødselprodukt i Norge, slik at det behøves økt innsats for å utvikle et salgbart produkt. Alternativt kan man se på muligheter for eksport eller andre anvendelsesområder.
- Produksjon av bioolje har den fordel at utnyttelse av energien ikke er stedbunden, men kan transporteres til forbrukeren. Produksjon av høykvalitets biodrivstoff fordrer derimot sannsynligvis en større råvaretilgang enn hva enkeltstående anlegg kan generere. Regionale behandlingsanlegg kan øke tilgangen, men ikke uten å også generere større kostnader til transport av slam. Produksjon av andre drivstoffkvaliteter, f.eks. marin gassolje til kystfiskeflåten, kan muligens være et interessant anvendelsesområde.
- Pyrolyse som slambehandlingsmetode gir et lagringsstabil, luktfritt og hygienisert sluttprodukt, som også har et betydelig redusert volum. Men så lenge det ikke er betalingsvilje for dette produktet, kan det være utfordrende å skulle forsvare merkostnaden ved investering i et pyrolyseanlegg sammenlignet med et tradisjonelt tørkeanlegg. Da må de øvrige produktene/overskuddsenergien skape nok merverdi til at investeringen skal lønne seg.

6 Ny biologisk produksjon basert på næringsstoffer fra oppdrett

Næringsstoffer i utslipp fra oppdrett kan danne næringsgrunnlag for organismer i nye og eksisterende biologiske verdikjeder. En hovedutfordring for fremtidig akvakulturnæring er å skaffe råstoff til produksjon av fôr av høy kvalitet for bruk til alle livsstadier av oppdrettsfisk. Omfattende aktiviteter er iverksatt for å finne alternative råstoffkilder som inneholder lipid og protein som kan utnyttes i fiskefôrproduksjon ved å høste fra de lavere nivå i næringskjeden, alger og zooplankton (raudåte, krill). Dette vil bedre utnyttelsen av naturlig biologisk produksjon, samt at det vil forhindre for hard beskatning på enkelte marine fiskeressurser.

Vi vil i de følgende kapitler gjennomgå de biologiske mulighetene for de mest aktuelle biologiske produksjoner basert på oppløste næringsstoffer og organisk materiale i utslipp fra akvakultur.

6.1 Børstemark

6.1.1 Bakgrunn og biologi

Leddormer (*Annelida*) deles inn i tre hovedgrupper: mangebørstemark (*Polychaeta*), fåbørstemark (*Oligochaeta*) og igler (*Hirudinea*). Gruppen leddormer omfatter omtrent 20 000 arter (Fadhullah & Syakir, 2016; Nygren & Pleijel, 2015), fordelt på omtrent 85 familier (Bakken m.fl., 2015), hvorav cirka 15 000 av disse er marine flerbørstemark, også kalt havbørstemark (Nygren & Pleijel, 2015; Read & Fauchald, 2020). Flerbørstemark okkuperer de fleste økologiske nisjer i det akvatiske miljø. De finnes på eller nedgravd i sedimenter, i selvlagde eller innflyttede rørstrukturer og frittlevende i vannmassene, fra dyphavssletter til tidevannssonen. Havbørstemark er nøkkelorganismer i det marine økosystemet, såkalte "ecosystem engineers" (Jones m.fl., 1994), fordi de endrer fysikalske og kjemiske tilstander for biotiske og abiotiske materialer i habitatene de lever i som tilgjengeliggjør næringsstoffer og vedlikeholder eller skaper ny habitater for andre organismer. Det er identifisert mer enn 700 arter flerbørstemark i norske farvann, hvorav de fleste er bunnlevende (Bakken m.fl., 2015).

Flerbørstemark varierer i størrelse fra noen få millimeter til flere meter. Karakteristisk for disse evertebratene er at de er satt sammen av kroppsringer (segmenter) med separate indre organer som er stort sett identiske langs hele kroppen. Fordøyelseskanaalen som går fra hodet lengst fremme til anus på bakerste ledd (pygidium) er omgitt av en kroppshule (coelom). Bevegelse foregår enten ved sammentrekning og forlenging av hudmuskelsekker i coelom og/eller ved å bevege børsteføttene (parapodiene).

Flerbørstemark har forskjellige typer fødeopptak, og disse vil sammen med miljøkrav, størrelse, fekunditet og vekstrater være førende for om det er mulig å produsere børstemarkbiomasse på partikulære sidestrømmer fra akvakultur. Disse strategiene kan deles inn i følgende 4 grupper (Nygren & Pleijel, 2015):

- Ikke-selektive sedimentetere – For gravende arter er dette den vanligste strategien, hvor sedimentet de lever samles ved at marken vranger ut og fanger sedimenter i svelget. Næringsstoffene tas opp i tarmkanaalen og ikke fordøyelig materiale passerer gjennom. Dette er vanlig for arter som lever i sedimenter med høy organisk belastning. Noen eksempler på arter vanlige i norske farvann her er fjæremark (*Arenicola marina*) og arter i *Capitella* familien.
- Selektive sedimentetere – Arter som benytter denne strategien har ikke et utkrengebart svelg, men bruker isteden klebrige palper til å fange mat. Næringsstoffene føres deretter via cilier, hvor partikler selekteres, til munnen. Noen eksempler på vanlige arter i norsk fauna er arter i familiene *Terebellidae*, *Pectinariidae*, *Spionidae* og *Oweniidae*.
- Filterspisere – Omfatter arter som har en tentakelkrone kledd med cilier som børstemarken bruker til å fange partikler fra vannmassene (f.eks. *Sabella* sp.). Gjelder også arter som graver tunneler som er åpne i begge ender, hvor børstemarken bruker parapoder til å skape en vannstrøm gjennom tunnelen

hvor partikler og planktonorganismer fanges opp i en filterpose plassert i inngangen på tunnelen som spises når den er full.

- Rovdyr, åtsel-, plante- og omnivore – Representert av arter som har utkrengebare svelg som ofte er innsatt med tenner, kjever eller papiller som brukes til å fange byttet. Enkelte arter kryper rundt og jakter på byttet, andre ligger i skjult og venter på at byttedyr skal passere innen rekkevidde. Her hører blant annet to av de vanligste artene som utnyttes kommersielt i dag til, grønmark (*Alitta virens*) og broket sjønymfe (*Hediste diversicolor*).

6.1.2 Akvakultur og høsting av børstemark

I 2018 ble det produsert nesten 4 millioner tonn reker globalt, hvorav 75–80 % kom fra Sørøst-Asia og Kina (Anderson m.fl., 2016; FAO, 2019). Børstemark brukes som levendefôr til stamreker fordi de leverer viktige hormoner, aminosyrer og enzymer som induserer kjønnsmodning hos reker og øker kvalitet og overlevelse hos rekeyngel (Mandario, 2018). Det er svært få arter som blir produsert i dag, men interessen rundt akvakultur av sykdomsfrie børstemark er stor. Dette er av flere grunner: Rekeindustrien er avhengig av børstemark og etterspørselen overgår det som kan høstes fra naturlige bestander. I tillegg er det en betydelig biosikkerhetsrisiko knyttet til å bruke høstede børstemark til stamreker fordi de ofte er bærere av virus og patogener, som forårsaker sykdom hos stamreker og yngel.

Det er krevende å skaffe en fullstendig oversikt over alle aktører som driver akvakultur på børstemark i dag, men det anslås at det produseres opptil 1 000 tonn børstemark per år (pers med. O. Oddsen, Sea Farms Nutrition Limited (UK)). Ifølge Pombo m.fl. (2018) foregår det akvakultur på børstemark i Kina (*A. virens*), Australia (*A. virens* og *Diopatra aciculata*), Taiwan (*Perinereis brevicirrata*) og småskala produksjon av *Perinereis* spp. sør i Japan. Det finnes lite lett tilgjengelig informasjon om disse produsentene i bransjemagasiner og vitenskapelige databaser. I Europa er det to selskaper som produserer børstemark i dag. Topsy Baits (<https://www.topsybaits.nl>) er ifølge dem selv den største børstemarkprodusenten (*Alitta virens*) i Europa med en produksjonskapasitet på over 100 tonn år⁻¹. Ifølge selskapets hjemmeside planlegger de å utvide produksjonen til å omfatte andre kommersielt interessante arter som blodmark (*Glycera* sp.), fjæremark (*Arenicola marina*) og *Diopatra* sp. På forespørsel oppgir selskapet priser på 20 og 18 € kg⁻¹ for henholdsvis fersk og frossen *A. virens*. Delta Farms (<https://www.deltafarms.nl>) produserer *N. virens* og *A. marina* for bruks som agn, kjønnsmodningsfôr til akvakulturindustrien og lager også spesialiserte farmasøytiske produkter av børstemark. Begge disse selskapene produserer børstemark utendørs i store lengderenner. Siam Sand Worm Company (Thailand) produserer børstemarken *Perinereis nuntia* i utendørs sementtanker som leveres til de største rekeprodusentene i Thailand (Panakorn, 2015). Produksjonen er i størrelsesorden 5 tonn børstemark per måned. På produktutviklingssiden finner vi selskapet ProChaete (<https://www.prochaete.com>) som er innrettet mot å lage børstemarkmel, reke- og fiskefôr av børstemarkråstoff de kjøper fra produsenter slik som Topsy Baits og Delta Farms.

I Europa var Storbritannia, sammen med Nederland, først ute med akvakultur av børstemark (Pombo m.fl., 2018) og har også lang tradisjon for høsting av børstemark fra ville bestander. De første kommersielle selskapene som produserer børstemark ble etablert i Storbritannia tidlig på 1980-tallet (Pombo m.fl., 2018). Sustainable Feeds Ltd (www.sustainablefeeds.com) produserer *A. virens* i utendørs jorddammer. De markedsfører hovedsakelig børstemark som ingrediens i fôr, men tilbyr også levende børstemark av artene *H. diversicolor*, *A. virens* og *A. marina* gjennom sine nettsider. Selskapet oppgir ikke produksjonsvolum. Shoreline Polychaetes Farm (www.seabait.com) ble etablert for over 20 år siden og produserer *A. virens* som agn, priset til ca. 35 £UK kg⁻¹. Selskapet benytter seg av overskuddsvarme fra en nærliggende kraftstasjon til å varme opp sjøvann slik at de kan drive helårlig produksjon. Det har ikke blitt opprettet dialog med disse selskapene, men ifølge en artikkel i The Independent har disse selskapene nå opphørt (Barnett, 2017, 12. januar).

På grunn av dagens begrensninger rundt bruk av avfallsprodukter som fôr til produksjonsdyr, baseres dagens børstemarkproduksjon seg på bruk av blant annet rekefôr som mat til børstemarken, gjerne blandet med spesialisert fôr og/eller ingredienser for å øke næringsverdien på børstemarken like før de skal selges.

6.1.3 Anvendelse av restprodukter fra akvakultur til produksjon av børstemark

Børstemarken reflekterer i stor grad det den spiser, som betyr at kvaliteten på fôret vil påvirke kvaliteten på råstoffet man får ut. Dette har ført til at produsenter som Siam Sand Worm Company kan produsere børstemarken på billig og lett tilgjengelig fôr, for så å anrike børstemarken ved å bruke høykvalitetsfôr som for eksempel rekefôr i den siste produksjonsfasen før børstemarken høstes og distribueres. Samtidig finnes det sterke indikasjoner på at noen arter børstemark er nettopprodusenter av langkjedede flerumettede omega-3 fettsyrer ved enten *de novo* syntese gjennom sekvenser av kjemiske reaksjoner muliggjort av spesielle enzymatiske prosesser (Kabeya m.fl., 2018) eller ved å bio-akkumulere fettsyrer som produseres av mikrober i samme produksjonssystem (Olive m.fl., 2009; Olive m.fl., 2007).

Flere studier har vist at flerbørstemark kan produseres i integrerte systemer koblet sammen med annen bioproduksjon, hvor avfallsstoffer fra for eksempel fisk eller skaldyr kan benyttes som vekstsubstrat til børstemarken. *H. diversicolor* har hittil blitt dyrket på slam fra settefiskanlegg (Wang, Hagemann, m.fl., 2019; Wang, Seekamp, m.fl., 2019), fast biorest (solid biogas digestate) fra biogassproduksjon som inneholder rester av slam og dødfisk (Wang, Hagemann, m.fl., 2019), stør (*Huso huso*; Pajand m.fl. (2020)), havkaruss (*Sparus aurata*; Bischoff m.fl. (2009)), senegalesisk tunge (*Solea senegalensis*; Marques m.fl. (2018)), teppeskjell (*Ruditapes decussatus*; Batista m.fl. (2003)), og ål (Garcia-Alonso m.fl. (2008)), med lovende resultater. Fjæremark (*A. marina*) viste god vekst og lipidprofil når det ble tilsatt avfallsprodukter fra fisk sammen med ølgjær (Olive m.fl., 2009), og Brown m.fl. (2011) har vist at *A. virens* kan produseres på partikulært avfall fra kveiteoppdrett samlet opp fra et resirkuleringsanlegg. Det har også blitt vist at *Capitella* sp. og *Ophryotrocha craigsmiti* kan produseres på slam fra lakseoppdrett og at disse får en gunstig næringsprofil med hensyn til essensielle aminosyrer og fettsyrer for marin fisk når de dyrkes på slam (Nederlof m.fl., 2019).

Honda og Kikuchi (2002) viste at *Perineris nuntia vallata* kan dyrkes på avfallsstoffer fra japansk flyndre (*Paralichthys olivaceus*). Børstemark i størrelsesorden 0,2–0,6 g kroppsvekt spiste mellom 4,9–25,7 mg feces dag⁻¹, og konverterte i gjennomsnitt omtrent 50 % av nitrogenet som ble spist til kroppsvev. Palmer (2010) viste at det er mulig å produsere børstemark (*Perinereis nuntia* og *P. helleri*) i sand-filter brukt til rensing av eutrofisert vann fra landbasert akvakultur uten ekstra tilsetning av næringsstoffer, og oppnådde en produksjonskapasitet på 300–400 g m⁻².

Eksempelene viser at børstemark er i stand til å vokse på avfallsstoffer fra fiskeoppdrett, og kan samtidig gjenvinne marine proteiner og flerumettede fettsyrer som dokosaheksaensyre (DHA) og eikosapentaensyre (EPA) som vanligvis ville gått tapt i produksjonen og på den måten omgjøre partikulært slam fra oppdrett til en verdifull biomasse som potensielt kan brukes som en høykvalitets føringrediens. Dette gjør børstemark til en svært godt egnet kandidat for integrert land-basert produksjon som kan gi ytterligere verdiskapning for oppdrettere og gi et viktig bidrag til å skape en bærekraftig utnyttelse av sidestrømmene som landbasert oppdrett genererer fremover.

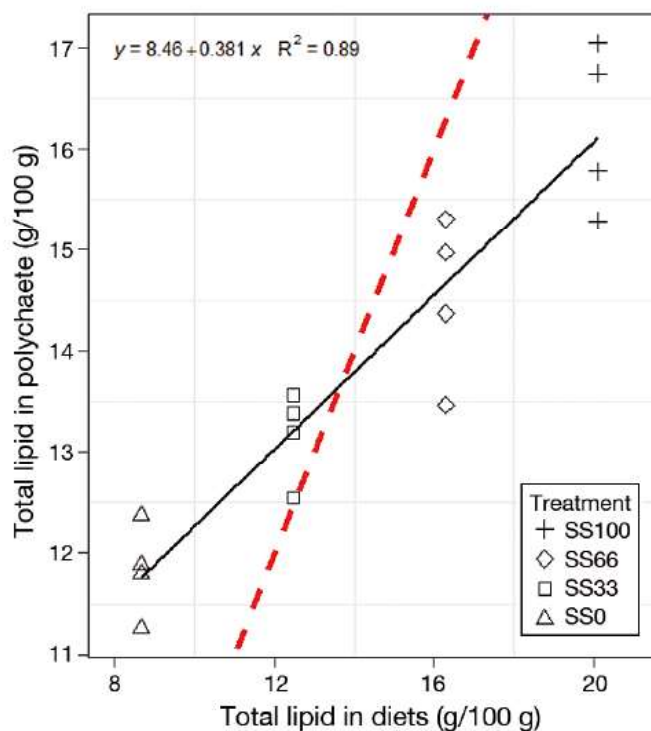
6.1.4 Kjemisk sammensetning

Tabell 12 viser noen referanseverdier for den kjemiske sammensetningen i arten *H. diversicolor*. Det er vist at fôrkvaliteten vil ha stor innvirkning på lipidinnhold, fettsyresammensetning og aminosyresammensetning i børstemarken som vist i figur 8–9.

Tabell 12: Oversikt over anslagsvis nærings sammensetning i *H. diversicolor* føret med blant annet slam fra oppdrettsanlegg.

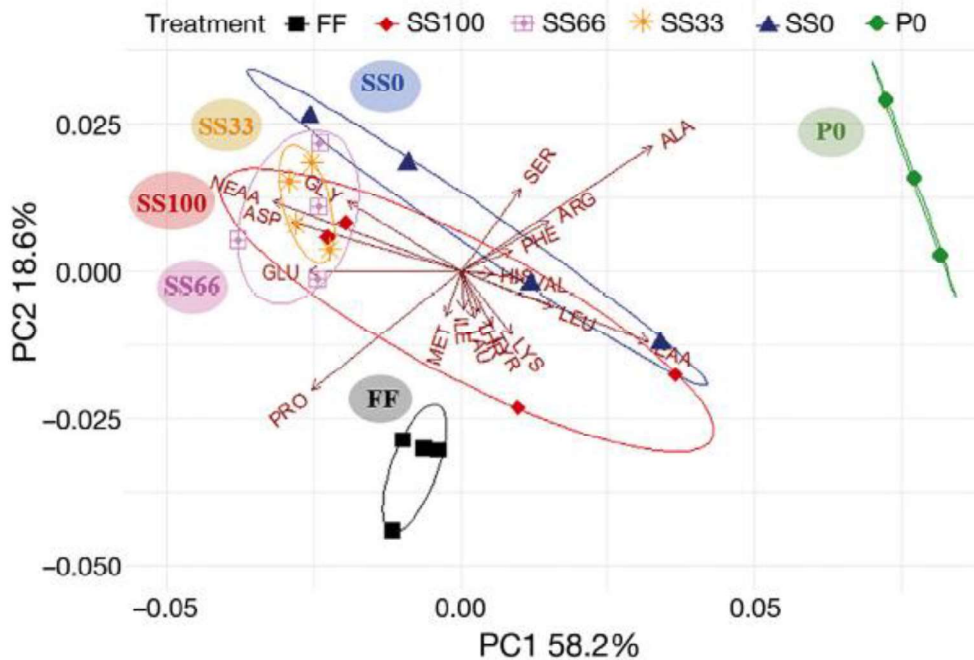
Organisme	Vanninnhold (%)	Aske (% av TV)	Protein (% av TV)	Lipider (% av TV)	Fettsyrer (% av TV)	Karbohydrater (% av TV)
<i>Hediste diversicolor</i>	79–81	11–17	42–60 %	11–23	4–8	18–27

(Batista m.fl., 2003; Bischoff m.fl., 2009; Garcia-Alonso m.fl., 2008; Nesto m.fl., 2012; Pajand m.fl., 2020; Wang, Hagemann, m.fl., 2019; Wang, Seekamp, m.fl., 2019)

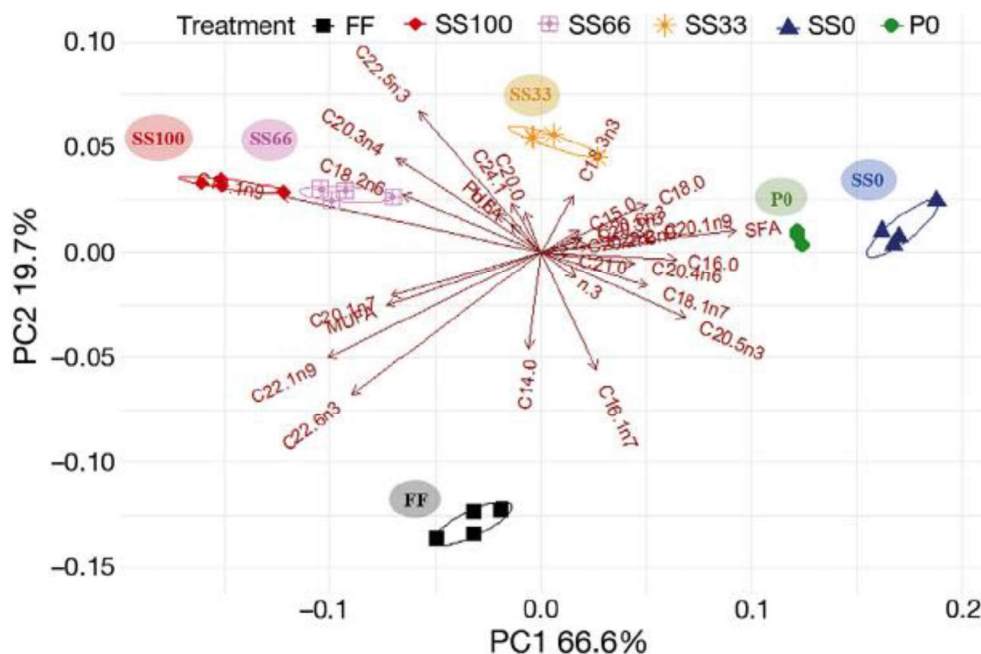


Figur 8: Forhold mellom fôr og totalt lipidinnhold i *H. diversicolor* etter et 30-dagers fôringsforsøk hvor børstemarken har blitt føret enten kun med slam fra laksesmolt (SS100) eller slam blandet med fast biorest fra et biogassanlegg (33, 66 og 100 % innblanding; SS66, SS33 og SS0). Kilde: Wang, Hagemann, m.fl. (2019).

A



B



Figur 9: Effekt av fôr på A: innhold av essensielle (EAA) og ikke-essensielle (NEAA) aminosyrer og B: fettsyresammensetning i *H. diversicolor* etter et 30-dagers fôringsforsøk hvor børstemarken har blitt fôret med slam fra laksesmolt (SS100), slam blandet med fast biorest fra et biogassanlegg (33, 66 og 100 % innblanding; SS66, SS33 og SS0) og fiskefôr (FF). P0: børstemark samlet fra felt. Kilde: Wang, Hagemann m.fl. (2019).

6.1.5 **Produksjonsteknologi**

Hvis man skal etablere landbasert oppdrett av børstemark, er det naturlig å se på arter som er stedeigne for den norske faunaen. Dette for å unngå risiko for å introdusere nye arter i Norge forårsaket av rømming. Flere av artene som er omtalt hittil i denne rapporten, og som allerede har et etablert marked og stor etterspørsel, finnes naturlig i norsk fauna. Storskala børstemarkproduksjon foregår i utendørs systemer, ofte enkle jorddammer

eller betongrenner fylt med sand og gjerne med netting spent over dammene for å hindre beiting fra fugler og andre predatorer. Stamdyrene anskaffes fra ville populasjoner eller tas fra egen produksjon hvorpå hanner og hunner bør holdes separat (om de er mulige å skille fra hverandre morfologisk) i kontrollerte omgivelser for å unngå spontan og ukontrollert gyting. Når børstemarken er kjønnsmoden kan larver anskaffes ved å samle begge kjønn i samme tank for naturlig gyting, eventuelt ved kunstig fertilisering ved å ekstrahere spermatozoer og egg fra stamdyrene for så å blande de sammen i sterilt sjøvann. Larveproduksjonen bør foregå innendørs under kontrollerte forhold i et klekkeri frem til de sås ut i anlegget for påvekst, fordi larvene er spesielt sårbare og kan trenge spesialisert fôr de første ukene. De enkleste produksjonsmetodene for påvekst baseres på å pumpe naturlig sjøvann inn og ut av betongtanker for å simulere naturlige tidevannsrhythmer. Sjøvannet vil i seg selv kunne tilføre nok næringsstoffer til å fremme vekst hos børstemarken, men raskere vekst oppnås ved tilleggsfôring. Siam Sand Worm Company rapporterte at de kunne produsere $>3,5$ kg børstemark m^{-2} i slike systemer.

Produksjonstiden er avhengig av art, næringstilgang, naturlige vekstrater og hva som anses som kommersiell størrelse, som kan variere ut ifra om børstemarken skal brukes som agn, til produksjon av børstemarkmel eller som levendefôr til stamreker, rekeyngel og fisk. Høsting foregår med enkle redskaper (spader, greip) for å snu sedimentet hvorpå børstemarken håndplukkes. Det finnes spesialisert utstyr til formålet, slik som redskaper som er avbildet på hjemmesiden til Topsy Baits (<https://www.topsybaits.nl/history.html>) som viser en slede/plog med trommel uten av utstyret er beskrevet nærmere.

Behovet for børstemark er økende, og akvakultur er trolig den eneste måten å møte den kommende etterspørselen på. For å lykkes med å etablere akvakultur av børstemark må det både mye grunnforskning og et langt tidsperspektiv til. Det krever at man har god kontroll på produksjonsbiologi og miljøkrav, hvilket kan være vidt forskjellig fra larve- og yngelproduksjon til påvekst. Man må også ha kunnskap om kvaliteten på råstoffet, herav innhold av høyverdikomponenter og fremmedstoffer samt hvordan råstoffet skal prosesseres og utnyttes.

Etter hvert som flere aktører begynner med akvakultur av flere arter børstemark vil teknologiske fremskritt følge etter. SINTEF Ocean jobber blant annet med å utvikle arealeffektive og automatiserte produksjonsløsninger for arten *H. diversicolor* i prosjektet POLYCHAETE (Prosjektnummer #280836) finansiert av Norges forskningsråd. I konseptet inngår overvåking av vekst og biometri ved bruk av maskinsyn, regulering av abiotiske miljøparametere, automatisert fôring tilpasset biomassen i systemet og konsepter for høsting av biomassen. Slike prosjekter vil være en viktig driver for utvikling av teknologiske nyvinninger innen akvakultur av børstemark, med overføringsverdi til andre arter.

På sikt kan akvakultur av børstemark bidra til å redusere belastningen på ville børstemarkbestander med de negative miljøeffektene dette medbringer, redusere miljørisiko knyttet til den internasjonale handelen av børstemark som agn, og fremskaffe nye fôringredienser som vil bidra til en mer bærekraftig akvakultur.

6.1.6 Marked

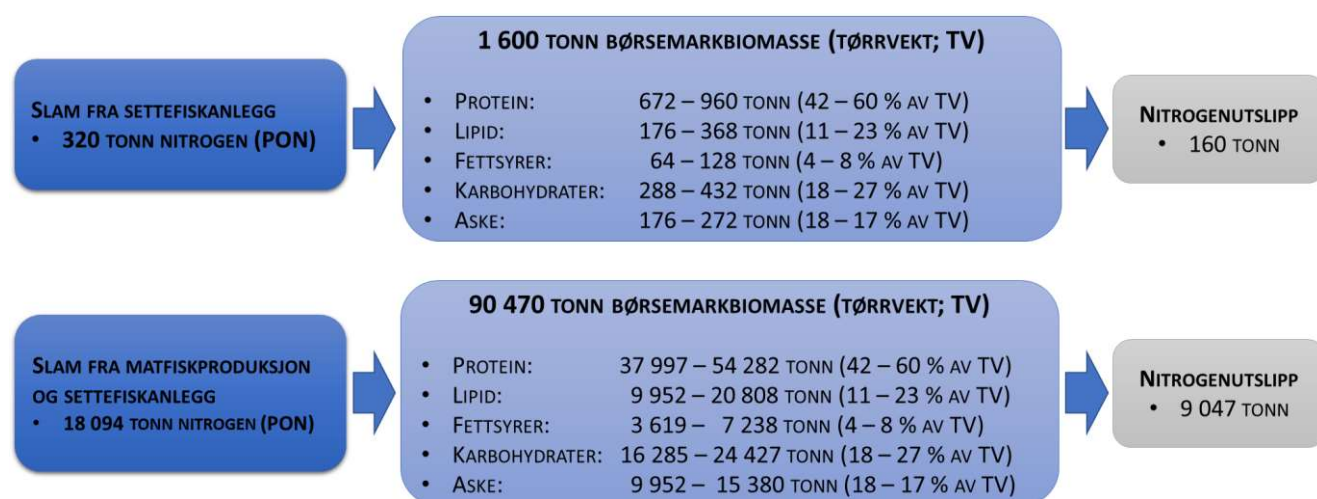
Det internasjonale markedet for børstemark er hovedsakelig for bruk som agn i rekreasjonsfiske og en mindre andel blir brukt som kjønnsmodningsfôr til stamreker i rekeakvakultur i Asia. Det foregår både kommersiell og rekreasjonshøsting fra ville børstemarkbestander, hovedsakelig av arter i familiene *Arenicolidae*, *Eunicidae*, *Nereididae* og *Onuphidae*. Ifølge Watson m.fl. (2017) høstes det årlig 121 000 tonn børstemark globalt til en estimert markedsverdi på £5.9 milliarder, som utelukkende blir brukt som agn. Forfatterne inkluderte ikke børstemark som brukes til andre formål slik som akvariefôr, reke- og stamdyrfôr og humant konsum i deres studie, så den reelle mengden børstemark som høstes og omsettes er trolig langt høyere (Cole m.fl., 2018). Høstingen foregår stort sett uregulert til tross for at den på grunn av omfanget er antatt å ha betydelig negativ påvirkning på bestander lokalt, regionalt og nasjonalt. Det er enighet om at etterspørselen kraftig overgår tilgangen.

Utsalgsprisen på børstemark varierer med art og opprinnelsesland samt om børstemarken selges levende eller frossen. Blant de høyest prisede artene finner vi *Halla okudai* (Imajima, 1967) og "blood worms" (*Glycera dibranchiata*) som selges for henholdsvis 606 USD kg⁻¹ i Japan (Saito m.fl., 2014) og 200 USD kg⁻¹ i USA (Watson m.fl., 2017). For *N. Virens*, *A. marina* og *H. diversicolor*, arter som er stedege i Norge, er utsalgsprisen henholdsvis 62, 40 og 32 UK£ kg⁻¹ (Watson m.fl., 2017). For børstemark som skal brukes som føringrediens (børstemark-mel), vil prisene man kan forvente å oppnå trolig være langt lavere.

6.1.7 Teoretisk produksjonsutbytte

For å fremheve mulighetene som ligger i å produsere børstemarkbiomasse på utslipp fra akvakultur er det gjennomført et svært forenklet regnestykke basert på beregnet årlig utslipp av nitrogen fra matfisk- og settefiskanlegg (Delrapport 1 Broch og Ellingsen 2020) og en bioassimileringsrate på 50 % for nitrogen hos børstemarken som vist i Honda og Kikuchi (2002), vist i figur 10. Beregningen har kun tatt med utslipp av partikulært organisk nitrogen (PON) og antar for øvelsens skyld at alt nitrogenet som slippes ut er biotilgjengelig for børstemarkproduksjon. For børstemarken er nitrogeninnholdet satt til 10 % av tørrvekt (Wang, Hagemann, m.fl., 2019), og det antas 100 % overlevelse gjennom produksjonssyklusen. Beregning av teoretisk utbytte av ulike næringsstoffer fra børstemarken er gjort med bakgrunn i laveste og høyeste referanseverdier som oppgitt i tabell 13 for to ulike scenarier; kun slam fra settefiskproduksjonen og det totale utslippet fra laksenæringen gitt at dette kan samles opp og gjøres tilgjengelig for bioproduksjon. Det er ikke tatt hensyn til om andre makro- og mikronæringsstoffer kan påvirke vekst hos børstemarken gitt at nitrogen ikke er den begrensende faktoren for vekst.

Hvis vi antar at børstemarken kan produsere i en tetthet på 1000 individer per m², og individuell vekt ved høsting er 1 gram våtvekt (1 kg biomasse m⁻²), vil det for de to scenarioene som vist i figur 10 kreve arealer på henholdsvis 16 og 452 km² for å produsere børstemarken, gitt at produksjonen foregår på ett plan. Dette vil skape verdier på henholdsvis 6 og 177 milliarder NOK gitt en salgspris på 390 kroner per kilo våtvekt (Watson m.fl., 2017).



Figur 10: Teoretisk produksjonsutbytte av børstemark produsert på slam fra settefiskproduksjon (øverst) og alt utslipp fra havbruksnæringen i 2019 (nederst), beregnet ut fra årlig utslipp av partikulært organisk nitrogen (PON).

6.2 Encelleprotein (Single Cell Protein)

6.2.1 Bakgrunn og biologi

Bruken av encellede organismer i mat både til dyr og mennesker er ikke nytt (Aztekerne i Mexico spiste blågrønnalger som Spirulina (SpirulinaSmoothie, 2020)) og systematisk, oppskalert produksjon av "mikrobielle proteiner" begynte allerede i etterkrigstiden (Matassa m.fl., 2016). Begrepet "Single cell protein" (også kjent som "microbial protein") eller "encelleprotein" brukes om mikrobielt fremstilt protein, og omfatter nokså forskjellige organismer:

- Bakterier og blågrønnbakterier (ofte kalt blågrønnalger) er prokaryote (dvs. uten avgrenset cellekjerne), blågrønnbakterier er fotosyntetiserende.
- Celleformede sopper: gjærsopp og Thraustochytrider, eukaryote (dvs. med avgrenset cellekjerne).
- Mikroalger: Eukaryote, finnes mange ulike typer med karakteristiske egenskaper (f.eks. er noen veldig rike på omega 3-fettsyrer, noen rike på astaxanthin el andre pigmenter, noen rike på karbohydrater, i tillegg til at de fleste har et relativt høyt proteininnhold).

Fordi det dreier seg om vesentlig forskjellige organismer, er produksjonsmetodene også forskjellige (se kapittel 6.2.3 Produksjonsteknologi nedenfor). Opprinnelse/genetiske stammer og produksjonsmetode vil være med på å forme den kjemiske profilen, så de ulike SCP-råvarene kan ha ulike profiler og anvendelsesområder. Det er etablerte produksjoner av enkelte arter innenfor alle gruppene, spesielt innenfor bakterier og gjær. Med tanke på hvor mange ulike arter det finnes innen alle gruppene, så er det sannsynligvis et stort potensial for å utforske nye arter og etablere produksjoner (Linder, 2019). Ofte brukes hele biomassen. i eksempelvis fôr (lav prosesseringsgrad), noe som påvirker fordøybarheten hos en del dyr.

6.2.2 Kjemisk sammensetning

Proteininnhold vil variere fra gruppe til gruppe og med produksjonsbetingelser, noe som kan brukes til å "skreddersy" råvaren ved å velge de riktige organismene for formålet og styre produksjonsbetingelsene (tabell 13). Fordi proteiner er så viktige i alle celleprosesser, så vil celleinnholdet imidlertid ikke variere like mye som innholdet av f.eks. lagringsforbindelser (stivelse, lipider) eller sekundære metabolitter.

Næringsverdien henger sammen med aminosyreprofil i proteinene, og en fordel med marine mikroalger er at de er basisen i marine næringskjeder og har en aminosyreprofil som passer for akvatiske organismer. SCP fra bakterier vil ofte ha god fordøybarhet og gunstig aminosyreprofil for flere dyr, men kan ha høyt tryptofan/lavt lysin-innhold sammenlignet med fiskemel. Det er viktig å teste fordøybarhet ved bruk av uprosessert biomasse, og det er gjort en del undersøkelser med tilsats av SCP i fôr til forskjellige dyr (gris, kylling, fisk, m.fl.). Celler med kraftig cellevegg (f.eks. cellulose) kan være vanskelig å bryte ned i fordøyelsessystemet, og det kan være en fordel å knuse cellene før bruk.

Nukleinsyre er en utfordring i flere av SCP-gruppene fordinivået av nukleinsyrer (DNA, RNA) sammen med proteinene varierer mellom organismegruppene. Mennesker har begrenset evne til å bryte ned nukleinsyrer, noe som fører til opphopning av urinsyre og utvikling av nyrestein og urinsyregikt. På den annen side kan nukleinsyreinnhold være veldig interessant i fôr til akvatiske organismer: "It is also important to mention that Prosa feed additive contains 7.7 percent of nucleotides, which are attractants for shrimps, and over 10 percent of glutamine, which is an amino acid known to be highly palatable" (Lesaffre, 2019, 1. september).

Tabell 13. Oversikt over hovedgrupper av encellede organismer, anslagsvis proteininnhold (% av biomasse) og nukleinsyrer, produksjonsprinsipp (fermentor vs. fotobioreaktor/PBR), salttoleranse og eksempler på andre egenskaper som kan utnyttes.

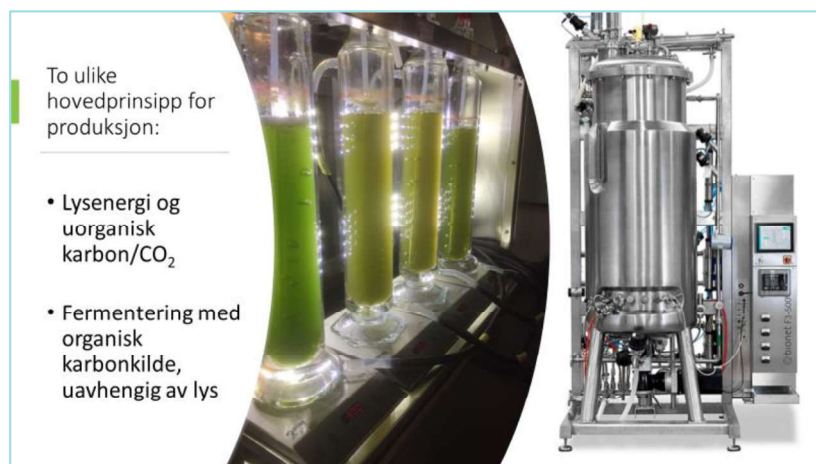
Organisme	% protein	Nukleinsyrer	Produksjon	Medium	Evt. andre egenskaper som kan utnyttes
Bakterier	50–85	10–16%	Fermentor	Hovedsaklig ferskvann	Bioaktiver, rekombinante proteiner, farmaka
Blågrønnbakterier	40–70		PBR	0-Brakkvann	Pigmenter
Gjærsopp	45–55	5–12 %	Fermentor	Ferskvann	Rekombinant insulin, m.fl.
Hyfesopp	30–55	3–10 %			
Thraustochytrider	10–30	Ukjent	Fermentor	Hovedsaklig saltvann	Oljer/DHA
Mikroalger	45–65	4–6 %	PBR	0–35 ‰	Pigmenter, oljer, bioaktiver

6.2.3 Produksjonsteknologi

Produksjon av bakterier, gjær og thraustochytrider foregår i fermenteringssystemer (figur 11), dvs. uavhengig av lysenergi og med organiske karbonforbindelser som "næring" (såkalt heterotrofi). Dette er en etablert metode på industriell skala, med høyt TRL-nivå (TRL 7–9). Et eksempel er BioProtein fra olje/naturgass ("petroprotein") som ble produsert på Tjeldbergodden allerede i 1999 (Equinor, 1991).

Fototrof produksjon av mikroalger og mange cyanobakterier foregår i alt fra rimelige, åpne dammer til lukkede, kontrollerbare fotobioreaktorer. Noen organismer kan veksle mellom heterotrof og fototrof vekst – såkalt miksotrofi – og det utnyttes i produksjon ved å endre betingelsene på bestemte stadier i produksjonen. Reaktorteknologi for lysstyrt produksjon er under utvikling, og det er nokså høy TRL for etablerte systemer (f.eks. klassiske rørreaktorer, TRL 5–9) og lavere TRL for nye konsepter.

Utvikling av integrerte produksjoner på tvers av organismegrupper og nivå i næringskjeden (akvaponi, IMTA) gir gode muligheter for bruk av avfallstrømmer og økt utbytte av protein, og her vil det sannsynligvis skje mye fremover. En storskalaproduksjon av f.eks. alger vil normalt være et økologisk sammensatt samfunn med bakterier, ciliater og andre protozoa, og det kan være et utgangspunkt for enda høyere proteinutbytte i biomassen.



Figur 11. SCP produseres med to ulike hovedprinsipper: Fototrof produksjon der energien kommer fra lys og CO₂ er karbonkilden, eller heterotrof produksjon der energien kommer fra organisk karbon i løsning (f.eks. metan, sukker).

6.2.4 Bioproduksjon/produksjonspotensial

Encellede organismer kjennetegnes ofte ved rask veksthastighet og høy produktivitet, og det er fokus på seleksjon og optimalisering av vekst og andre egenskaper for oppskalert produksjon. Som nevnt er det mange uutnyttede arter i alle gruppene, men før man tar i bruk nye arter må man verifisere at de ikke er giftige eller vanskelig fordøybare, og hvor godt de egner seg for produksjon under ulike dyrkingsbetingelser/med ulike ressursstrømmer.

Samtidig er det klare utfordringer i produksjonene, både biologiske (som f.eks. relativt ineffektiv lysutnyttelse i fototrof produksjon grunnet selvskygging i tette kulturer) og tekno-økonomiske (som behov for avvanning og tilførsel av kunstig lys) (Hua m.fl., 2019). En utfordring med avløpsstrømmer er at de ofte inneholder mye oppløst tørrstoff og har en sterk farge, og disse må fortynnes hvis de skal brukes i fotobioreaktorer (eller man må fjerne tørrstoff mekanisk, men det øker kostnaden og er neppe gjennomførbart i store volumer). Fermentering er en relativt godt etablert industriell produksjon, men der er det også utfordringer som f.eks. kontamineringer, skumdannelse og nedsatt produktivitet, samt kostnader knyttet til blant annet karbonkilden og avvanning.

Det er også stor forventning til synergieffekter i blandede produksjonssamfunn, og man kan utnytte ulike egenskaper til å styre produksjonen og øke det samlede utbyttet. Forsøk med bakterier og mikroalger sammen viste at bakteriene hadde moderat effekt med hensyn til å ta opp næringsstoffer/høyere utbytte, mens mikroalger hadde høy evne til å ta opp næringsstoffer/moderat utbytte (Hülsemann m.fl., 2018). Her kan man hente inn kunnskap fra økologi, og bruke til design og styring av integrerte produksjonssamfunn.

Mikroalger kan bruke løste, uorganiske N-ressurser (DIN) som ammonium, urea og nitrat og bruk av avløpsstrømmer til algeproduksjon er et tema i rask utvikling også i akvakultur (Andreotti m.fl., 2020). Det finnes alger både i sjøvann og ferskvann, så man kan velge en alge for produksjon basert på saltinnhold i vannet. I et øyeblikksbilde ser biomasseutbytte fra en mikroalgeproduksjon veldig lavt ut (ofte < 1 g/L) men dette veies opp av høy veksthastighet og korte produksjonssykluser, så det endelige utbyttet er i størrelsesorden 4–15 tonn per hektar per år (Bleakley & Hayes, 2017). Biomasseutbyttet kan øke til 6 g/L i foto/miksotrof produksjon, og 10 g L⁻¹ i heterotrof produksjon (Benedetti m.fl., 2018). Til sammenligning er produksjon av soya og hvete i størrelsesorden 1–2 tonn ha⁻¹ år⁻¹ (Bleakley & Hayes, 2017).

6.2.4.1.1 Teoretisk produksjonspotensial med fototrof produksjon

I det følgende overslaget tar vi utgangspunkt i 1 tonn DIN fra settefiskanlegg, og at 1 kg mikroalgebiomasse inneholder 90 g N (Beal m.fl., 2012). Det er vist i forsøk at mikroalger kan ta opp nær 100 % av NH₄-N og NO₃-N (Wu m.fl., 2012), men det vil variere fra art til art og med N-kilde. Mikroalgebiomasse har relativt høyt innhold av protein, opp mot 50 % men det avhenger av art og dyrkingsbetingelser og ligger vanligvis på 30–40 % (Becker, 2007). Vi antar volumetrisk biomasseproduksjon på 1,5 g/L (som er realistisk i dagens system, men som vi forventer at øker med fremtidig teknologiutvikling) og 35 % protein i biomassen.

1 tonn DIN kan dermed teoretisk produsere 11,1 tonn algebiomasse, som består av 3,9 tonn protein. Det krever et produksjonsvolum på ca. 7 400 m³ (tabell 14), til sammenligning så er det 2 500 m³ vann i et olympisk svømmebasseng. Produksjonszyklusen vil være på 10 dager med optimal vekst og biomasseutbytte, i tillegg må man regne noe tid til opp- og nedrigg, samt tid for å bygge opp maksimalt biomasseutbytte i kulturen. Ved å utnytte høyden med en bioreaktor på 5x2x8 m (som okkuperer 10 m² areal) kan man holde 10 000 L algekultur. Produksjonen som kan ta unna 1 tonn DIN her krever 0,74 ha areal (Vargas m.fl., 2014), som ved 24 sykluser per år (15 dager per syklus), kan ta unna 24 tonn DIN. Arealbehovet for å utnytte 71 tonn DIN fra et settefiskanlegg med produksjonskapasitet på 2 000 tonn per år, blir da om lag 22 200 m². For å sammenligne med andre produksjoner så betyr estimatet ovenfor at det krever 0,2 m² areal å produsere 100 g protein fra mikroalger, noe som er langt lavere enn både soyabønner og reker (Poore & Nemecek 2018). Tabell 15 viser produksjonspotensialet for et standard settefiskanlegg med produksjon på 2 000 tonn settefisk per år og hele norsk settefiskproduksjon.

Tabell 14. Oversikt over parameter for mikroalgeproduksjon

Estimert SCP-produksjon fra mikroalger og DIN	Str.	Benevning
DIN	1	t
N for å prod. 1 kg algebiomasse	90	g
Teoretisk prod. algebiomasse fra 1 t DIN	11,1	t
Hvorav protein	3,9	t
Volumetrisk biomasseproduksjon, alger	1,5	g/L/dag
Estimert produksjonsvolum	7,41E+06	L
Produksjonsvolum i reaktor	1,00E+04	L pr 10 m ²
Arealkrav for produksjonen	0,74	ha
Protein prod. per areal	525	g m ²

Tabell 15. Teoretisk produksjonspotensial fototrof SCP-produksjon basert på et RAS-anlegg med produksjonskapasitet på 2 000 tonn per år og Norges settefiskproduksjon i 2019.

Produksjon	Prod. TAN (tonn)	Algebiomasse (tonn)	Protein (tonn)	Arealbehov (mål)
RAS-anlegg 2 000 tonn per år	71	790	277	22
Settefiskprod. (2019) 59 691 tonn	2 125	23 588	8 256	656

6.2.4.2 Sammenligning av produksjonspotensialet i fototrof produksjon og heterotrof fermentering

Heterotrof produksjon tar som oftest utgangspunkt i tilgjengelig organisk karbon, ofte rapportert som totalt organisk karbon (TOC). Ulike heterotrofe organismer (f.eks. gjær, bakterier eller thraustochytrider) vil ha ulike produksjonsegenskaper, proteininnhold og optimale forhold for vekst og lignende. Karbonforbindelsene i slam kan være av forskjellig art, hvor noen er mer tilgjengelige for opptak og omsetning enn andre. Produksjonsestimat har derfor en viss usikkerhet, men sier allikevel noe om potensialet.



I det følgende tar vi utgangspunkt i 1 tonn slam fra settefiskanlegg med et innhold av TOC på 23 % (Brod m.fl., 2017). Biomasseutbytte per glukose-enhet (som er vanlig karbon-kilde i eksperimentelt medium og næringsmiddelproduksjon) er i størrelsesorden 0,4-0,5 g biomasse per gram glukose, og en heterotrof SCP-produksjon med gjær (*Wickerhamomyces anomalus*) i 42 L batch fermentor viste et biomasseutbytte på 3,92 g/L/dag med ca. 48 % proteininnhold (Lapeña m.fl., 2020). I en produksjon med ulike karbonforbindelser fra slammet (som varierer i tilgjengelighet og effektivitet med tanke på mikrobiell omsetning) kan vi anta et utbytte på mellom 20–50 % protein i forhold til TOC i substratet, det vil si at fra 1 tonn slam vil en kunne produsere mellom 46–115 kg protein. Tabell 16 viser produksjonspotensialet for heterotrof SCP-produksjon basert på et RAS-anlegg med en produksjonskapasitet på 2 000 tonn årlig, samt settefiskproduksjonen i Norge i 2019.

Tabell 16. Teoretisk produksjonspotensial heterotrof SCP-produksjon basert på et RAS-anlegg med produksjonskapasitet på 2 000 tonn per år og Norges settefiskproduksjon i 2019.

Produksjon	Slam (tonn)	Protein (tonn)
RAS-anlegg 2 000 tonn per år	300	21
Settefiskproduksjon i Norge 59 691 tonn	8 354	618

Nye fermenteringsprosesser har høy volumetrisk produktivitet på 3–4 kg biomasse (tørrvekt) per m³ og time, som tilsvarer 0,001 eller mindre av arealbehovet dersom man produserer protein fra grønnsaker (Matassa m.fl., 2016). Det er fullt mulig å etablere fermenteringsproduksjon basert på saltvann, dersom vann er en begrensende ressurs (Zaky m.fl., 2018). Lapeña m.fl. (2020) oppgir at et fermenteringsvolum på ca. 5 000 m³ vil kunne gi nok protein til å dekke 10 % av proteinene som inngår i dagens fiskefôr (81 500 tonn), dersom man tar utgangspunkt i en proteinproduktivitet på 1,87 g L⁻¹ h⁻¹ el 0,16 tonn L⁻¹ år⁻¹. Lallemand Inc. produserer bakegjær i reaktorer på 100–300 m³, og med et arbeidsvolum på 200 m³ vil man trenge 25 slike fermentorer for å produsere denne mengden SCP.

Fermentering er en etablert industri, så TRL-nivå på dyrkingsteknologien er høy. Det er dermed også omfattende system av patetentering og lignende (Ritala m.fl., 2017, se også kap. 6.2.6 nedenfor). Det finnes mange eksempler på produksjoner som er av en viss størrelse med gjær eller bakterier (figur 12). Karbonkilden utgjør en vesentlig del av kostnadene forbundet med en storskala produksjon og man ser derfor etter rimelige kilder som f.eks. metan el CO₂ fra andre kilder, eller sukker-rester. Mange av produsentene leverer til fôrmarkedet eller næringsmiddel-produksjon, og i tillegg til protein er omega-3-fettsyrer ettertraktet. Fôr-selskapene Skretting og Biomar tilbyr fôr med høyt DHA-innhold fra thraustochytrider, som i markedsføring ofte kalles for alger (Skretting, 2019).

COMPANY	FEEDSTOCK	MICROORGANISM	PRODUCTION INFRASTRUCTURE	PRODUCT AND MARKET
	Methane, ammonia, oxygen	Bacteria (<i>Methylococcus capsulatus</i>)	Partnership with Cargill to produce at large-scale in Memphis, TN; production system is expected to reach a 200,000 MT annual capacity by 2021	FeedKind Animal feed
	Methane	Bacteria	Pilot-scale production in India; capacity is undisclosed	String Pro Animal feed
	Methane, ammonia, oxygen	Bacteria (<i>Methylococcus capsulatus</i>)	Full-scale facility (6,250 MT/yr) in Russia with Protelux; partnership with Core Protein LLC to construct a facility in Texas, USA; partnership with Edhafat to construct a facility in Saudi Arabia (50,000 MT/yr)	UniProtein Animal feed
	Carbon dioxide (CO ₂), hydrogen, nitrogen, water	Bacteria	Pilot-scale production (between 1,000 and 2,000 MT/yr) in CA, USA; collaborating with the National Renewable Energy Laboratory; joined Chevron Ventures' catalyst program	Novomeal Animal feed
	Carbon dioxide (CO ₂), hydrogen, oxygen	Bacteria (<i>Methylobacterium extorquens</i>)	Operating a pilot facility as a part of the Valorisation Carbone Québec program; anticipates to produce at commercial scale in 2022	KnipBio Meal, Animal feed, food
	Carbohydrates (first and second generation sugars, glycerol; corn ethanol)	Bacteria (<i>Clostridium</i>)	Collaboration with MRE ethanol plant in Sutherland, NE; 3,000 MT/yr facility anticipated to increase capacity to 30,000 MT/yr by the end of 2021; acquired Central Minnesota Renewables plant in Little Falls, MN	ProTytton Animal feed
	Carbon dioxide (CO ₂), hydrogen	Bacteria	Moving to a pilot-scale gas fermentation system within Drax's Carbon Capture Usage and Storage Incubation Area	Proton Animal feed
	Methanol, condensed distillers' solubles	Bacteria	Pilot-scale production in Lowell, MA; capacity estimated within low per-ton scale	KnipBio Meal Animal feed
	Wood	Yeast (<i>Candida utilis</i>)	Scaling production (80,000-L industrial fermentation scale) in VA, USA with undisclosed partners; estimated to produce 30,000 MT/yr of feed	SylPro Animal feed, food
	Carbon dioxide (CO ₂), hydrogen, water	Yeast	1 g/day protein bench-scale unit at VTT Technical Research Centre and is currently commissioning a 1 kg/day protein pilot-scale unit at its company headquarters in Finland	Solein Food
	Carbohydrates (first and second generation sugars, glycerol, starch)	Filamentous fungi (<i>Fusarium oxysporum</i> and <i>Fusarium venenatum</i>)	Pilot production out of the Polsky Center for Entrepreneurship and Innovation at the University of Chicago	Product name N/A Food

Figur 12. Sammenlikning av produksjonsfaktorer for heterotrofe SCP-produsenter. Hentet fra Krishfield (2020).

6.2.5 Anvendelse av restprodukter fra industri til produksjon av SCP

Bruk av nye substrater fra sidestrømmer/restråstoff vil kunne bli en viktig økonomisk faktor for industriell produksjon av SCP, men det vil kreve arbeid å få satt det inn i storskala produksjon. Med tanke på bærekraft bør ikke avfallsvannet transporteres over lange avstander, og transport og vannbehandling må sees på som kostnader som helst bør reduseres. Det er også viktig å vite hva som skjer med restproduktene dersom det behandles underveis, for eksempel bør man unngå for høy varme under tørking av slam ellers forsvinner mye av nitrogenet som gass og tørrstoffet er mindre egnet som N-kilde i ny produksjon.

En god begynnelse er å definere den aktuelle slamfraksjonen med hensyn til viktige faktorer som saltholdighet, turbiditet, løst organisk karbon og uorganiske næringsstoffer (særlig N og P), og derfra vurdere hvor det egner seg i de ulike produksjonssystemene (fototrof vs. fermentering) og valg av organisme. Innhold av eventuelle toksiner, tungmetaller, patogener, osv. må også kartlegges, som en del av en vurdering om det er nødvendig med vannbehandling/sanitering før bruk.

Proteinproduksjon har også kostnader etter selve dyrkingen. Felles for all produksjon i løsning ("submerged fermentation" og fotobioreaktorer) er relativt høyt vanninnhold og lavt biomasseutbytte, som gir betydelige kostnader for avvanning. Lav prosesseringsgrad er positivt for kostnadsbildet, og det er vanlig å bruke hel tørket biomasse. Lav prosesseringsgrad må i noen tilfeller vurderes opp mot fordøybarhet, men en interessant

"merverdi" når hele biomassen brukes er probiotika-effekt fordi det følger med gunstige vitaminer, mineraler, anti-oksideranter, essensielle fettsyrer, osv. (Einstein-Curtis, 2019, 4. oktober). Prosesseringsgrad kan tilpasses markedet, der "bulk protein" (større volum, lavere pris) kan være egnet for fôr, og raffinerte proteiner/rekombinante proteiner kan selges som bioaktiver/medisinske aktiver (små volum, høyere pris).

6.2.6 Regulering/"legal readiness level"

Regulering avhenger av substrat i produksjonen (f.eks. anvendelse av Kat. II–III animalske biprodukter/slam), og rundt anvendelse gjennom regelverk som f.eks. Food and feed additives. For noen anvendelser av SCP eller andre mikrobielt fremstilte ingredienser brukes betegnelsen Generally Regarded As Safe (GRAS) når produktene har gjennomgått testing av konkrete anvendelser i eksempelvis fôr. Et eksempel er "KnipBio's single-cell protein" som er godkjent for bruk i akvafôr til salmonider av US Food and Drug Administration (Fishfarmingexpert, 2019, 18. februar). I Norge produseres fiskefôr med DHA-rik olje fra fermenterte "alger" (Thraustochytrider). Quorn mycoprotein gjennomgikk mer enn 16 år med testing av eventuelle toksiner før produktet kunne tas ut på markedet (Ritala m.fl., 2017).

Noen av produksjonene er omfattet av betydelig patenteringsvirksomhet, særlig innen fermentering og produksjon av bakterier og thraustochytrider (Cagnac m.fl., 2017) til mat, helsekost og farmakologiske anvendelser. Patenteringene omfatter hele verdikjeden fra dyrkingsteknologi og produksjonsbetingelser, til produkter. For mikroalger og cyanobakterier gjelder at majoriteten av patenter er knyttet til noen få arter (*Chlorella* og *Spirulina*) som brukes i helsekost m.m. (Chilton m.fl., 2016), og så utvides det med nye arter ettersom man utvikler nye produkter som for eksempel astaxanthin fra *Haematococcus* spp.

Ordtaket "using waste is a waste of time" sier en hel del om hvordan mange anser bruk av sidestrømmer i bioproduksjon som økonomisk ulønnsomt, og hvor vanskelig det er på grunn av strenge reguleringer for bruk av biomasse produsert med avløpsstrømmer/restråstoff. Det forventes endringer i regelverk ettersom kunnskapsnivået øker om ressursstrømmene og anvendelser, og holdningsendringer hos forbrukere som er mer oppmerksomme på avfallshåndtering og bærekraft. Merverdi i form av bærekraftig produksjon og vannbehandling, økt ressursutnyttelse, og tilgang på nyttige råstoff, er temaer som benyttes for å promotere fremstilling av SCP (McKellar m.fl., 2019).

6.2.7 Konklusjon encelleproteinproduksjon

For gjær og bakterier er det allerede etablert fermentering i industriell skala, det samme gjelder etter hvert også for thraustochytrider der man evt. bruker samme fermenteringsteknologi som for gjær/bakterier. Mikroalger og fotosyntetiserende blågrønnalger dyrkes i stort omfang i områder med mye naturlig sollys, og *Spirulina* er et kjent innslag i helsekostmarkedet. Produksjonspotensialet for encelleprotein fra noen av disse organsimegruppene er presentert her, eksemplifisert med hhv. mikroalger i fototrof produksjon/bioreaktor og gjær i fermentor. Med de gitte verdiene hentet fra publiserte kilder så kan man rent teoretisk produsere i størrelsesorden 8 256 tonn protein fra alger og 600 tonn protein fra gjær, med bruk av næringsalter slam fra settefiskproduksjonen i Norge.

6.3 Intensiv produksjon av Gammaridaer

6.3.1 Bakgrunn og biologi

Gammaridaer er en gruppe rekkelignende krepsdyr som lever både i sjøvann, ferskvann og brakkvann. Mange av artene er viktige næringsorganismer for ørret og annen laksefisk, og felles for flere arter er at de inneholder astaxanthin som farger fiskekjøttet rødt hos både laks og ørret. *Gammaridaene* er relativt små krepsdyr som er mellom 5 og 25 mm lang.

De to marine *Gammaridaene*, *Gammarus oceanicus* og *Gammarus locusta* er gjennom flere generasjoner blitt holdt i kultur ved SINTEF Ocean. Det er gjennomført omfattende studier i laboratorieforsøk der vekst og kjemisk sammensetning er blitt dokumentert. Hovedforskjellen mellom disse to artene er at *G. locusta* er noe mindre og har lavere veksthastighet enn *G. oceanicus* mens den kjemiske sammensetningen varierer i langt mindre grad. I naturen er begge disse artene tallrike i littoralsonen og finnes i relativt høye tettheter innenfor spesifikke biotoper. Det er velkjent at de tåler store daglige variasjoner i miljøbetingelsene, ettersom de gjennomlever tidevanns-syklus 2 ganger i løpet av et døgn. De miljøparametere som spesielt påvirker disse organismene er temperatur, lys og vannkvalitet (sensitive ovenfor ammonium og variasjon i pH). Begge artene spiser detritus, dvs. organisk materiale både fra plante og dyreriket, og viser høy veksthastighet og reproduksjonsrate når dyrkningsbetingelsene optimaliseres. Laboratorieforsøk har vist at generasjonstiden for begge artene varierer avhengig av temperaturen. Dyrkningsforsøk ved vanntemperatur på 12 °C har vist at generasjonstiden for *G. locusta* og *G. oceanicus* er henholdsvis 72 og 41 dager, og den individuelle tørrvekten av de voksne stadiene 31 mg (*G. locusta*) og 52 mg (*G. oceanicus*) (Evjemo & Reitan, 2006).

6.3.2 Kjemisk sammensetning

Kjemiske analyser av råstoff fra *Gammaridaer* fra naturlige populasjoner, og dyrket på tang/tare i kombinasjon med rekeskall, har vist at de har et høyt innhold proteiner (47–53 % av tørrvekt), med bl.a. aminosyrene arginine, isoleucine, lysine, methionine, phenylalanine, threonine, valine, histidin. Lipidfraksjon utgjør 6,5 %–14 % av tørrvekten, og inneholder n-6 og n-3 fettsyrer. Analyser gjennomført ved SINTEF viser at lipidfraksjon består av 22 % n-3 fettsyrer hvor DHA og EPA utgjør henholdsvis 5–10 % og 8–12 % av total mengde fettsyrer. Omega-6 fettsyrer (2/3 i form av ARA) hovedsakelig i phospholipider (60 %). Restfraksjonen består i hovedsak av triglycider (25–30 %). Varierende lipidinnhold og varierende fettsyresammensetning påvirkes av føret de spiser (Evjemo, 2007, 2011).

I tillegg har disse organismene et høyt innhold av karotenoider (0,36–0,40 mg g⁻¹ tørrvekt), hvor astaxanthin utgjør opp mot 80–85 % av totalmengden karotenoider. I tillegg inneholder *Gammaridaene* vitamin E (300–550 ppm), karbohydrater (ca. 8 % av tørrvekt), i hovedsak chitin og beta-glucaner, samt mineraler, herunder kalsium (12 % av tørrvekt) og fluorider (i ppm kvantiteter) (Evjemo, 2007, 2011).

Den kjemiske sammensetningen, sammen med de biologiske egenskapene til disse organismene, gjør at de er attraktive for kommersiell utnyttelse; herunder fôr eller fôrtilsetning for fisk og fiskelarver, humant konsum, helsekost og smakstilsetninger i ulike matprodukter. Tidligere økonomiske beregninger som er gjennomført av SINTEF viser at produksjon av biomasse fra *Gammaridaer* har et betydelig potensial under de forutsetninger er beskrevet ovenfor, men skal man være i stand til å ta ut dette potensialet må kunnskapsgrunnlaget utvikles på flere felter. Dette må bland annet skje gjennom utvikling av produksjonsteknologi og gjennomføring av kontinuerlig produksjon i industriell skala.

6.3.3 Produksjonsteknologi

Det er ikke utviklet en fullstendig prosess som muliggjør dyrking av *Gammaridaer* i industriell skala. Dyrkningsteknologien som er utviklet ligger på TRL-nivå 5. Det vil si det er utført laboratorieskala testing under relevante dyrkningsbetingelser for å dokumentere biologiske produksjonsparametere, og viktige tekniske løsninger for hvordan et pilotanlegg for *Gammaridaer* kan etableres.

6.3.4 Produksjon av biomasse

Dyrkningsperioden, det vil si tiden fra *Gammaridae*-eggene klekker til de når voksent stadium (ikke kjønnsmodne) og kan høstes er artsavhengig. *G. locusta* når voksent stadium etter 72 dager og har en individuell tørrvekt mellom 28 og 35 mg, mens *G. oceanicus* som er noe større og samtidig vokser raskere oppnår en tørrvekt på 48–55 mg i løpet av 41 dager. Hvert hunndyr produserer mellom 30–40 egg pr syklus

og overlevelsen fra klekking og frem til voksent stadium har i labforsøk vært mellom 80 og 90 %. Hvert hunddyr kan produsere avkom 2–3 ganger per år.

Reproduksjon og antall avkom som hvert hunddyr produserer har stor betydning dersom dette skal foregå i industriell skala og det er derfor viktig at biologiske nøkkelfaktorer er klart definert. Det er den kvalitative og kvantitative lysmengden i kombinasjon med temperatur som er de viktigste parametrene som påvirker reproduksjonen til disse organismene.

Tettheten av *Gammaridaer* i produksjonskar kan være høy og teoretiske produksjonsmodeller har vist at det kan produseres relativt mye biomasse på kort tid. Voksne dyr høstes, og kan deretter tørkes ned til 10 % av våtvekten. En ser for seg en rekke muligheter for videreforedling av biomassen for å øke verdiskapningen. Dersom produktsortimentet prosesseres til to hovedfraksjoner slik som helmel (ikke-fraksjonert) eller fraksjonerte produkter (proteinfraksjon, lipidfraksjon med innhold av karotenoider), kan dette være forretningsområder både innenfor akvakultur og humant konsum.

6.3.5 Anvendelser av restprodukter fra industri som fôr til *Gammaridaene*

I dyrkningsforsøk med *Gammaridaer* er det brukt ulike arter tang, storetare, fingertare og sukkertare. Dyrene vokser bra på alle disse substratene. I noen av disse vekstforsøkene er det i tillegg brukt rekeskall (restprodukt fra rekeindustrien) noe som har bidratt til å øke innholdet av karotenoider og det totale lipidinnholdet i dyrene. I det pågående prosjektet BIOCYCLES som ledes av SINTEF Ocean, er det blitt brukt ulike typer slam og restråstoffer som fôr til *Gammaridaene*. De innledende forsøkene viser de spiser partikulært tørket slam og enkelte restprodukter fra landbruket, men det er til nå ikke gjennomført vekststudier gjennom en hel generasjonssyklus med disse substratene. Det samme gjelder slam som ble brukt fra SalMar sitt settefiskanlegg i Follafoss. I dette tilfellet ble *Gammaridaene* føret med slam i 41 dager. Overlevelsen var god (76–89 %) og det ble i løpet av dyrkningsperioden registrert en svak økning av innholdet av de viktige fettsyrene DHA og EPA (Evjemo, 2016). På bakgrunn av disse resultatene er det ikke mulig å si hvor lang produksjonstiden vil være eller hvordan den kjemiske sammensetning blir i *Gammaridaer* som er blitt føret med slam.

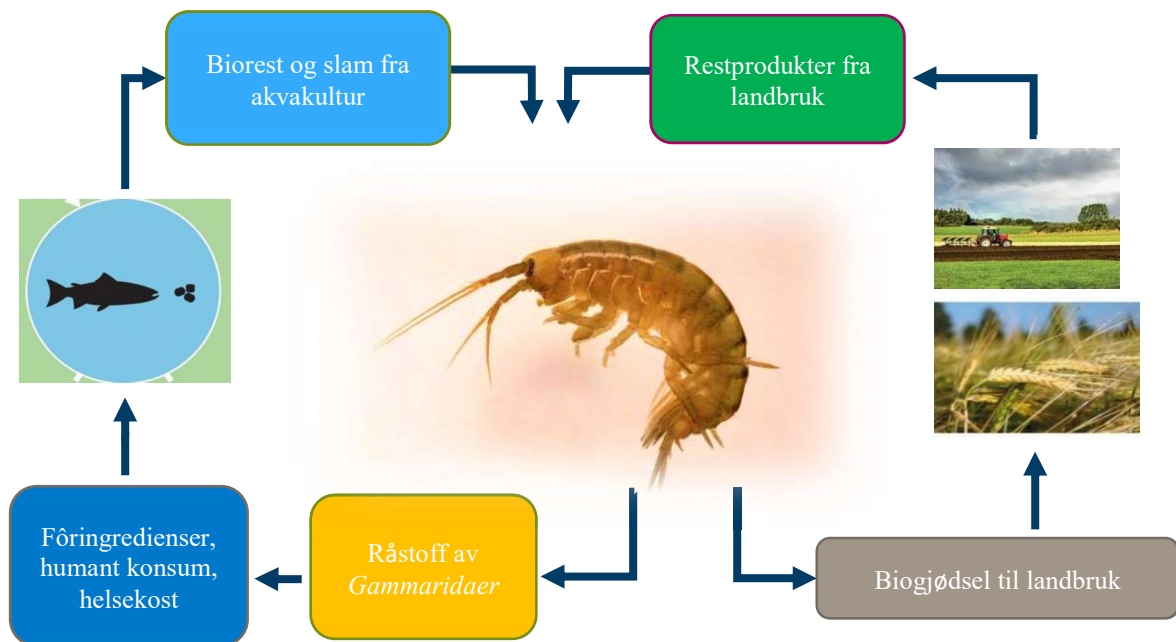
Tabell 15: Oversikt som viser viktige faktorer som har betydning for intensiv produksjon av biomasse fra *Gammaridaer*.

Produksjonskrav	Generasjonstid	Produksjonspotensial	Fôrfaktor	Produksjonsutbytte
Stamdyrpopulasjon Produksjonsanlegg Fôr Fysiske faktorer; Vanntemp. 14–16 °C Lysstyring	Avhengig av art (1–3 måneder)	Høyt under gitte betingelser*	Tare som fôr gir fôrfaktor ~ 3. Usikkert for andre fôrsubstrater	Protein, 47–53 % Lipid, 6,5 %–14 % Karbohydrat, 6 % Askeinnhold, 33 %**

6.3.6 Teoretisk produksjonsutbytte

For å beregne biomasseproduksjonen av *Gammaridaene* er det laget flere teoretiske modeller som estimerer totalt produksjonsutbytte etter 5 generasjoner når utgangspunktet er 1 000 voksne hunner og 1 000 voksne hanner (stamdyrpopulasjon). Det må tas forbehold om at beregningene er gjort ut fra erfaringer fra laboratoriet og et gitt antall produksjonsforsøk som er gjennomført under optimale laboratoriebetingelser. Direkte overføring av disse resultatene til industriell storskalaproduksjon må derfor gjøres med stor varsomhet.

Gitt at *Gammaridaene* føres med stortare og generasjonstiden settes til 69 dager, individuell tørrvekt av dyr som høstes 30,5 mg, overlevelse 80 % og reproduksjonsrate 35 avkom/hunn, blir total biomasseproduksjon i løpet av 5 generasjoner (345 dager) i overkant av 6 tonn. En betydelig del av askeinnholdet består av kalsium (Ca) (12,3 %) som sammen med saltinnholdet (NaCl, 2,2–2,9 %) utgjør dette omtrent halve askeinnholdet.



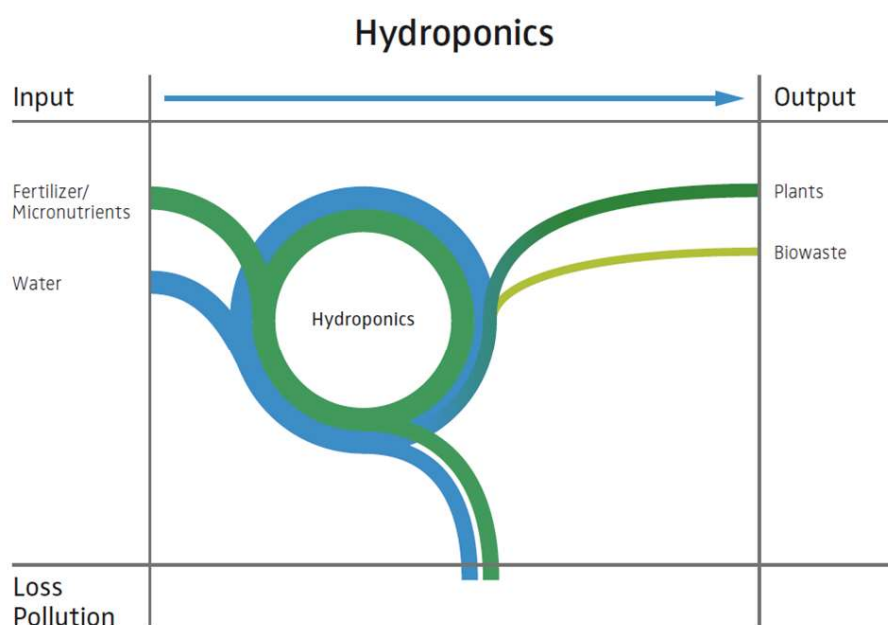
Figur 13. Prinsippskisse som viser hvordan biorest og slam fra akvakultur og restprodukter fra landbruket kan inngå i produksjon av råstoff fra *Gammaridea*.

6.4 Akvaponi

6.4.1 Utnyttelse av næringsstoffer

Stoffer rike på nitrogen og fosfor gir et godt grunnlag for plantegjødsel, og den åpenbare løsningen er å distribuere slammet og avløpsvannet fra RAS-systemer til jordbruksfelt. Samtidig har landbruket et høyt utslipp av fosfor og nitrat (European Commission, 2008). En slik distribusjon vil føre til vannforurensing (grunnvann og overflatevann, inkludert havvann), noe som resulterte i et EU-direktiv om nitratforurensning. Fra et juridisk ståsted er Norge, sammenliknet med andre skandinaviske land, mindre strengt. Likevel har Norge den klart høyeste brutto nitrogenbalansen av de skandinaviske landene, med et nitrogenoverskudd på 100 kg ha^{-1} (Hellsten m.fl., 2017).

På lik linje med RAS finnes delvis-lukkede systemer for å dyrke næringsrike planter. Planter som vokser uten jord i resirkuleringsystemer kalles hydroponisk dyrking. Hydroponiske systemer krever gjødseltilførsel, og kan benyttes i forskjellige grader i kontrollerte miljøer. Det kan sammenliknes med fisken i et RAS-anlegg: dess mer et miljø (dvs. temperatur, relativ fuktighet, vannets næringskonsentrasjon) blir kontrollert og optimalisert, desto bedre vokser plantene. Vanligvis er hydroponiske systemer implementert i drivhus. Dessverre gjelder ikke prinsippet om en *Perpetuum Mobile* for hydroponiske systemer. Som illustrert i figur 14 krever disse systemene gjødsel og vann. I tillegg krever planter høye strålingsnivåer for å utføre fotosyntese.



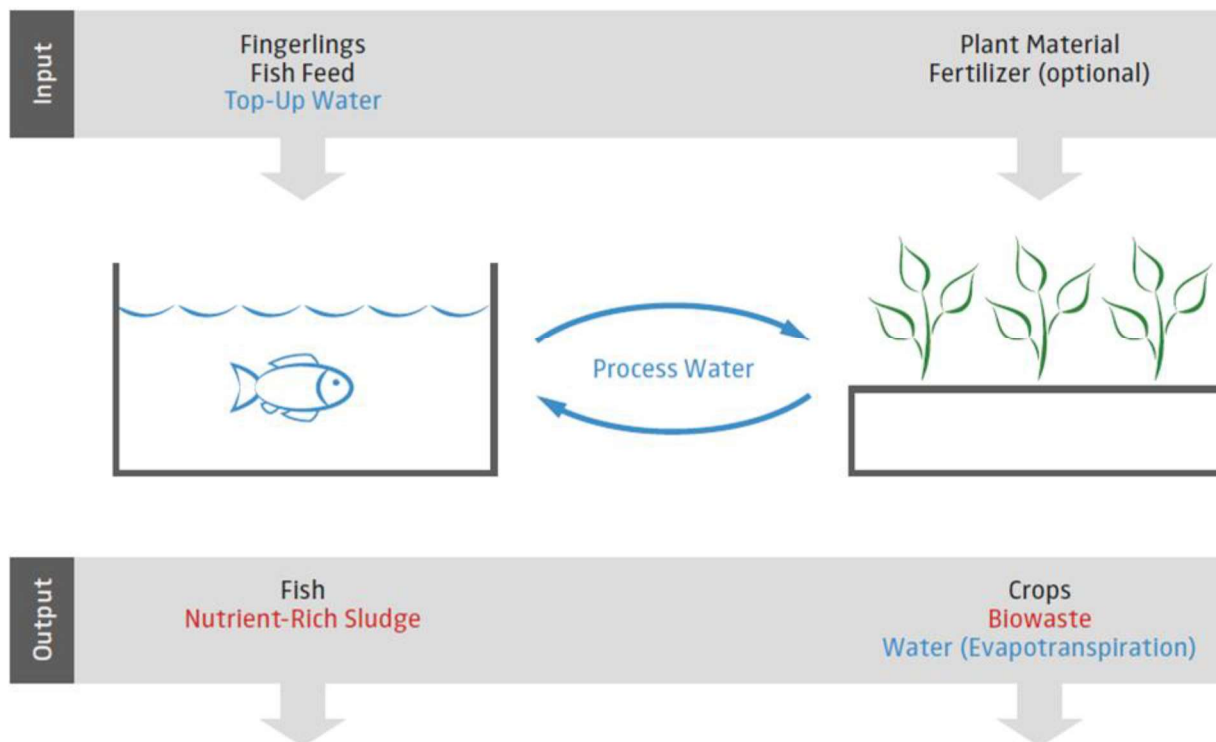
Figur 14. Flytskjema over et hydroponisk system (Goddek m.fl., 2019).

Figuren angir eksplisitt bioavfall som et utbytte, da det vanligvis brukes i biogassanlegg eller overføres til komposteringsenheter. Salter har dog en tendens til å akkumuleres i sterile hydroponiske systemer. Det betyr at som i RAS, kreves det utskifting av vann som igjen fører til tap av næringsstoffer.

I 2016 oppdaget Delaide m.fl. (2016) og Goddek og Vermeulen (2018) de første indikatorene på at planter (dvs. salat) som vokste i et høykonsentrert (dvs. optimal) næringskonsentrasjon basert på RAS-avløpsvann, viste (1) en høyere vekstrate (20–40 %) og (2) var i stand til å absorbere oppløste salter langt bedre enn planter i sterile hydroponiske systemer. Konseptet med å koble til RAS og hydroponiske systemer kalles akvaponi.

6.4.2 Akvaponi

Akvaponi er en eldgammel metode for å dyrke fisk og planter i ett system. Tidligere ble akvaponi brukt i rismarker, helt til forskere utviklet konseptet videre. Både fisk og planter ble dyrket i ett (øko-) system, noe som reduserte avfallsstrømmene. Vanligvis ble varmtvannsfiskearter som tilapia (f.eks. *Oreochromis niloticus*) eller maller brukt i slike resirkulerende akvaponisystem, som illustrert i figur 15. Ved å se nærmere på tabell 1 kan en lettere forstå hvorfor nettopp disse artene ble valgt.



Figur 15. Skjematisk illustrasjon av et resirkulerende akvaponisystem. Det markert i rødt viser til ikke-brukte avfallsstrømmer.

Tabell 1. Optimale forhold for forskjellige fisk- og plantearter.

Sub-System	Art	pH	EC/Salinitet	Optimal Temp (°C)	Ammonia (mg L ⁻¹)
RAS	<i>Oreochromis niloticus</i>	7–9	sal.: <15‰	29.5	<0.1 N-NH ₄
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	6.5–8.5	sal.: <26‰	15	<0.0125 N-NH ₃
Hydroponics	<i>Lactuca sativa</i>	5.5–6.5	1–2 mS/cm	21–25	<10 N-NH ₄
	<i>Lycopersicon esculentum</i>	6.3–6.5	<2.5 mS/cm	18–24	n/a

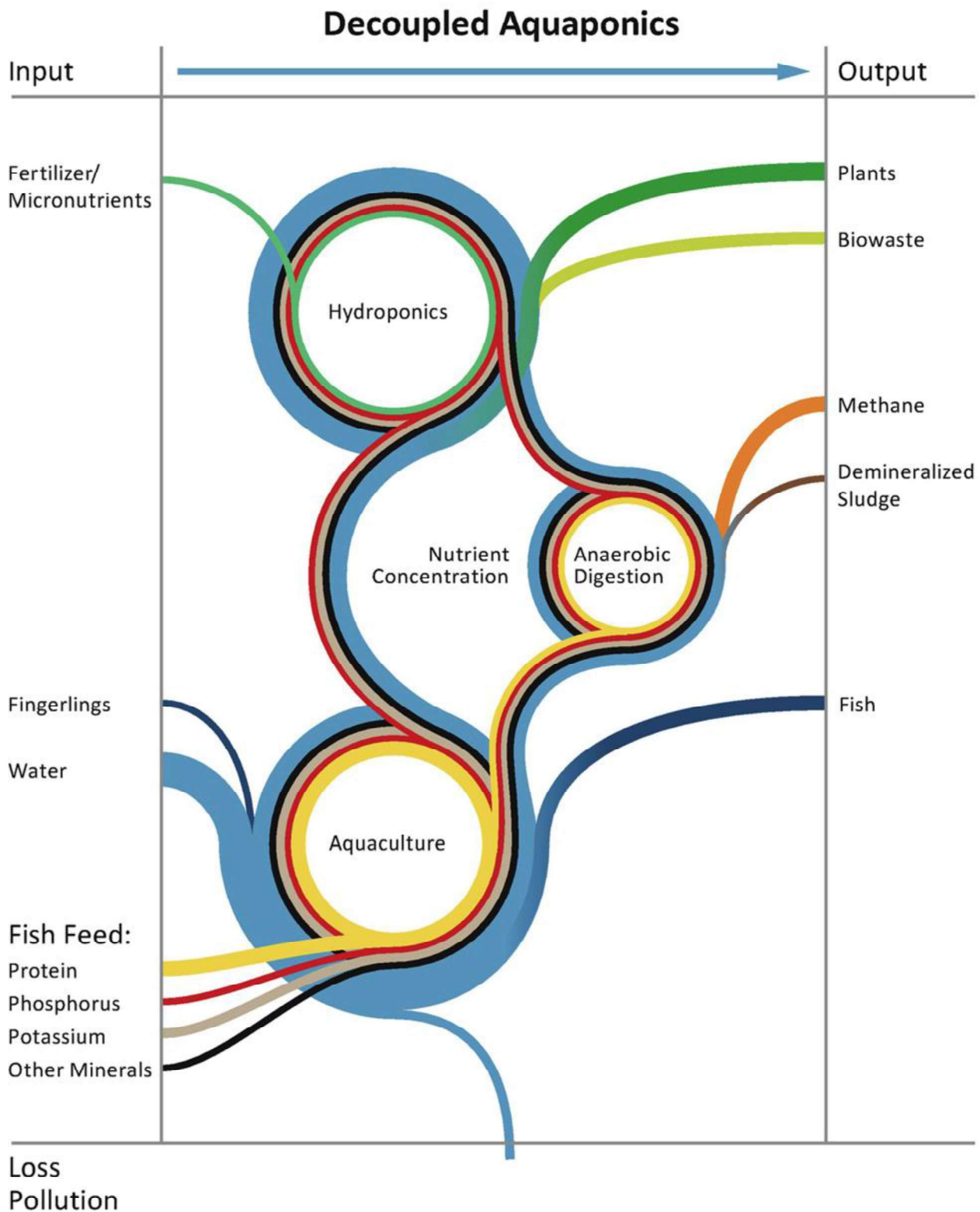
Denne tabelloversikten viser store avvik med hensyn til denne tilnærmingen som kan oppsummeres som følger:

1. Salat (*Lactuca sativa*) og tomater (*Lycopersicon esculentum*) krever for eksempel svært høye næringskonsentrasjoner som er representert av den elektriske konduktiviteten til prosessvannet. Samtidig krever fisken mye renere vann.
2. Planter er avhengig av nitrogen og har en vekstfordel når en andel av nitrogenet er tilgjengelig som ammoniakk. Typiske hydroponiske næringsløsninger inneholder rundt 200 mg L⁻¹ nitrat og rundt 10-20 mg L⁻¹ ammoniakk. Samtidig er ammoniakk giftig for fisken. Kaldtvannsarter har flere problemer når de blir utsatt for ammoniakk, og til og med nitrat. Mens tilapia lett kan håndtere nitratkonsentrasjoner på > 150 mg L⁻¹, er en omtrentlig veiledende verdi for ørret rundt 30 mg L⁻¹ (Davidson m.fl., 2014).
3. Den optimale pH-verdi og temperatur samsvarer ikke mellom artene i de forskjellige systemene.

Alle disse faktorene hemmer veksten til både planter og fisk, og det er en av årsakene til at akvaponi til nå ikke har klart å hevde seg. Likevel gir den ideologiske tilnærmingen til å dyrke fisk og planter i ett og samme system gradvis vei for teknologiske løsninger som kan konkurrere med, og mest sannsynlig overgå, moderne hydroponisystemer.

6.4.3 Flersløyfede akvaponisystemer

Ideen bak et flersløyfet akvaponisystem er å drifte, betjene og vedlikeholde hvert delsystem (dvs. hydroponisk og RAS) uavhengig. I stedet for systemer som har kun ett økosystem, som verken fisk eller planter foretrekker, bør paradigmat skifte tilbake til to frittstående systemer som uansett er sammenkoblet. Både slammet og prosessvannet, som er rikt på næringsstoffer, bør brukes effektivt i den grad den tekniske og økonomiske implementeringen tillater det.

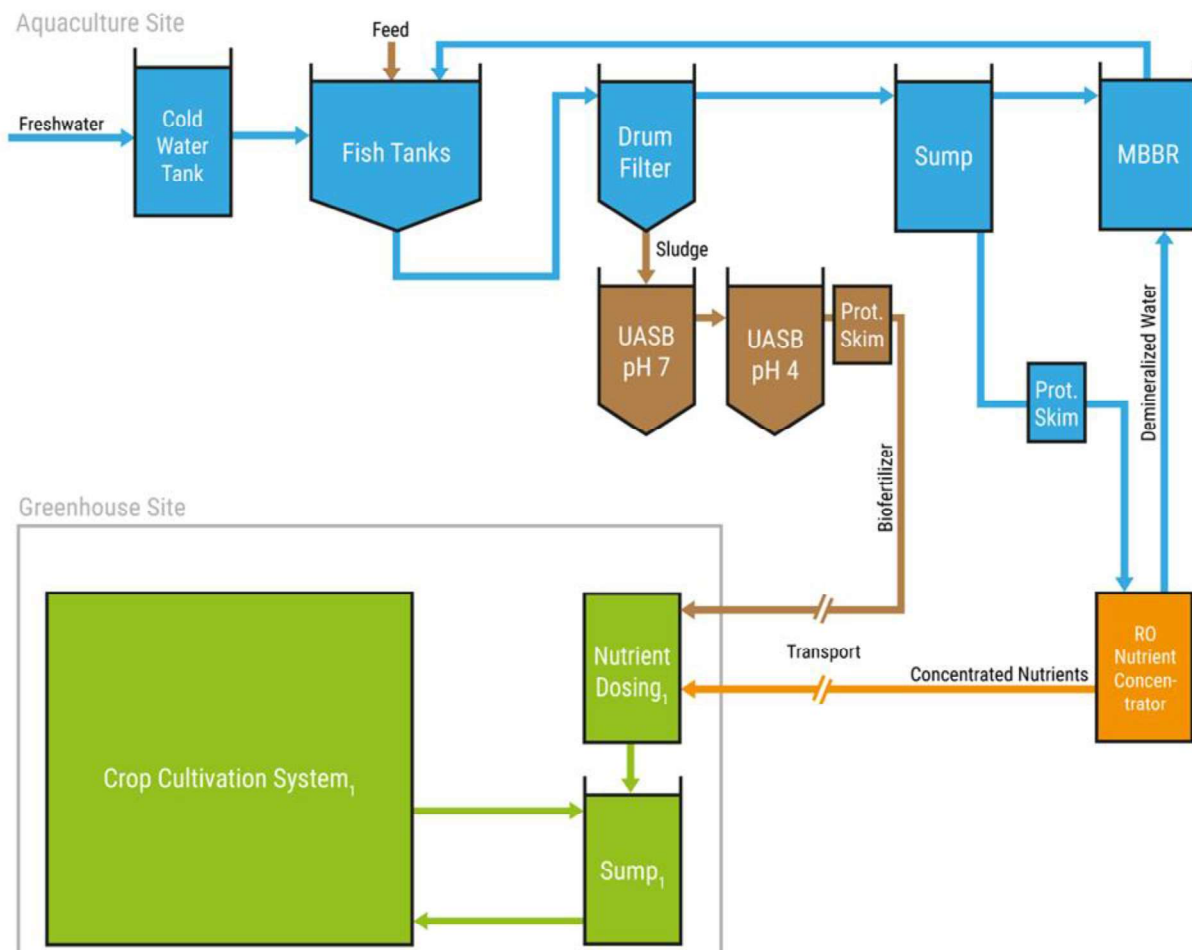


Figur 16. Illustrasjon av et flytskjema over et enkelt flersløyfed akvaponisystem bestående av et hydroponisk system, et RAS-system og næringsstoffkonsentrasjon i bioreaktor for å transformere fast RAS-avfall til flytende biogjødsel (Goddek m.fl., 2019).

Figur 16 illustrerer hvordan avfallsstrømmene fra akvakultursystemene kan behandles og gjenbrukes i et hydroponisystem. Bioavfallet som oppstår fra det hydroponiske systemet kan også tilsettes bioreaktoren. Avfallsstrømmene og tapene i systemet er ubetydelige og oppstår hovedsakelig ved evaporasjon/evapotranspirasjon, og demineralisert slam med lite næringsstoffer. Både drivhuset (hydroponi) og RAS trenger ikke å være på samme sted. For eksempel kan næringsstoffkonsentratoren og bioreaktoren være plassert på RAS-området. For å forstå hvorfor, må vi dykke litt dypere inn i omfanget og prosessene som utføres av både næringsstoffkonsentratoren og bioreaktoren.

Næringsstoffkonsentratoren må være en teknologi som kan skille oppløste faste stoffer fra prosessvannet. En vanlig teknologi med maksimal TLR (Technology Readiness Level) på 9 er omvendt osmose (OO). De fleste næringsstoffene i RAS-vannet separeres ved å presse nærings saltene i vann under trykk gjennom en halvgjennomtrengelig membran. Den næringsrike strømmen i separasjonsprosessen blir *saltlake*, og denne saltlaken er et konsentrat av RAS-vannet. Konsentrasjonen av næringsstoffene i laken er rundt 8–10 ganger høyere enn næringsstoffkonsentrasjonen i RAS-vannet.

Den implementerte OO-teknologien utgjør dermed en prosess for fjerning av nitrogen. Når en vet at planter krever mye høyere konsentrasjon av nitrat, er konsentrert RAS-vann å foretrekke. Dette er fordi den har den fordelen at man ikke trenger å tilsette store mengder ekstra gjødsel for å oppnå gunstige konsentrasjoner av næringsstoffer i det hydroponiske systemet.

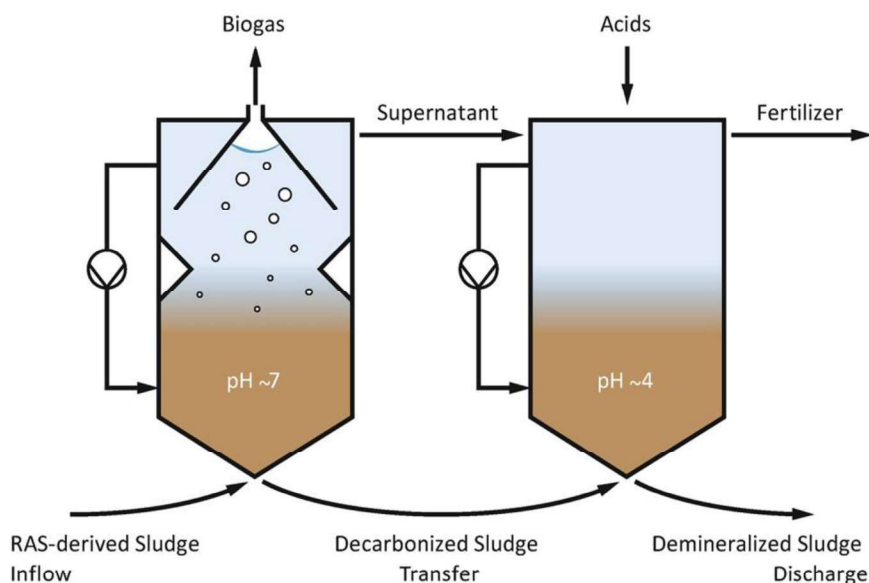


Figur 16. Implementering av en næringsstoffkonsentrator og et anaerobt bioreaktorsystem til de to frittstående RAS og drivhussystemene (Goddek m.fl., 2019).

Figur 16 viser hele konteksten av OO-prosessen (oransje og betegnet RO i figur). Før vannet ledes til OO, kreves det et filtreringssystem for å fjerne mikro- og nanopartikler fra RAS-vannet. En god løsning for dette er en proteinskimmer (posefiltre kan også brukes, men de må ofte rengjøres). Fordelen med denne løsningen er retur av det demineraliserte vannet tilbake til RAS-systemet. På denne måten kan vannparameterne holdes på et gunstig nivå, uten å måtte slippe ut prosessvann. Dimensjonene på OO-konsentratoren baseres på det daglige utslippsnivået og effektiviteten på OO. Eksempelvis, dersom effektiviteten til OO er 85 % og det daglige utslippsnivået er 15 % av volumet, bør den daglige kapasiteten til OO være 17,6 % av det totale volumet til systemet (dvs. 15 %/0,85). Et RAS-system på 1000 m³ vil derfor krevet et OO-system med en kapasitet per time på 7,3m³(1000*0.176/24).

Fra et økonomisk synspunkt må det elektriske energiforbruket til et OO-system belyses. Den typiske kostnaden for avsalting av sjøvann ved bruk av OO-teknologier ligger på rundt 35 kWh/m³ (Antonyan, 2019). Å behandle brakkvann er billigere og ligger på rundt 1,5–2 kWh/m³ med en total systemgjenoppretting på 85 % (VEOLIA, personlig kommunikasjon). Dersom man tar til betraktning at næringskonsentrasjonen fra RAS-vann er langt under brakkvann, bør kostnaden for å utvinne næringsstoffer fra RAS-vannet ligge på under 1,5 kWh/m³. Strømprisen for industrier forutsettes ligge på rundt 0,5 NOK. Forutsatt OO-kostnader på 1,2 kWh m³, vil det fiktive små- til medium skala oppdrettsanlegget på 1000 m³ forbruke 105 NOK i strøm per dag for å utvinne næringsstoffene fra RAS-vannet. Uten utnyttelse av næringsstoffene fra RAS-vannet vil kostnaden være uforholdsmessig stor i forhold til kostnadsbesparelsene (dvs. tilsette ferskvann). Samtidig ville man kanskje sett denne prosessen i nytt lys dersom man utarbeidet et avfall-til-verdi-konsept (for eksempel plantedyrking).

Den andre komponenten i et flersløyfede akvaponisystem (Multi-Loop Aquaponics System) fokuserer heller på fosforutvinning enn nitrogenfjerning. Det er mange aerobe og anaerobe måter å redusere RAS-avleddet slam og gjøre komponentene biotilgjengelige (Delaide m.fl., 2019). Nyere forskning har imidlertid vist at UASB-reaktorer (Upflow Anaerobic Sludge Blanketing) er svært effektive og pålitelige til dette formålet (Goddek m.fl., 2018). Figur 16 viser en lovende tilnærming. UASB opererer under konstant oppstrømning. Vanligvis kreves det ikke resirkuleringspumper for kommunalt avløpsvann hvor det kun er en hydraulisk retensjonstid på noen timer for å redusere avløpsvannets KOF. Imidlertid vil en nedbrytning av komplekse bindinger kreve hydraulisk retensjonstid på flere dager. Det første trinnet kjøres ved en høyere pH (f.eks. 7) for å fremme metanogenese. Her produseres metan (CH₄) og det meste av karbonet (C) fjernes fra slammet. Dette er viktig ettersom det andre trinnet går på lav pH for å fremme solubilisering/mobilisering av næringsstoffer som er "fanget" i slammet. Slam med mye karbon vil bli omdannet til flyktige fettsyrer når de blir utsatt for et miljø med lav pH. Slike flyktige fettsyrer hemmer plantevekst i høye konsentrasjoner.



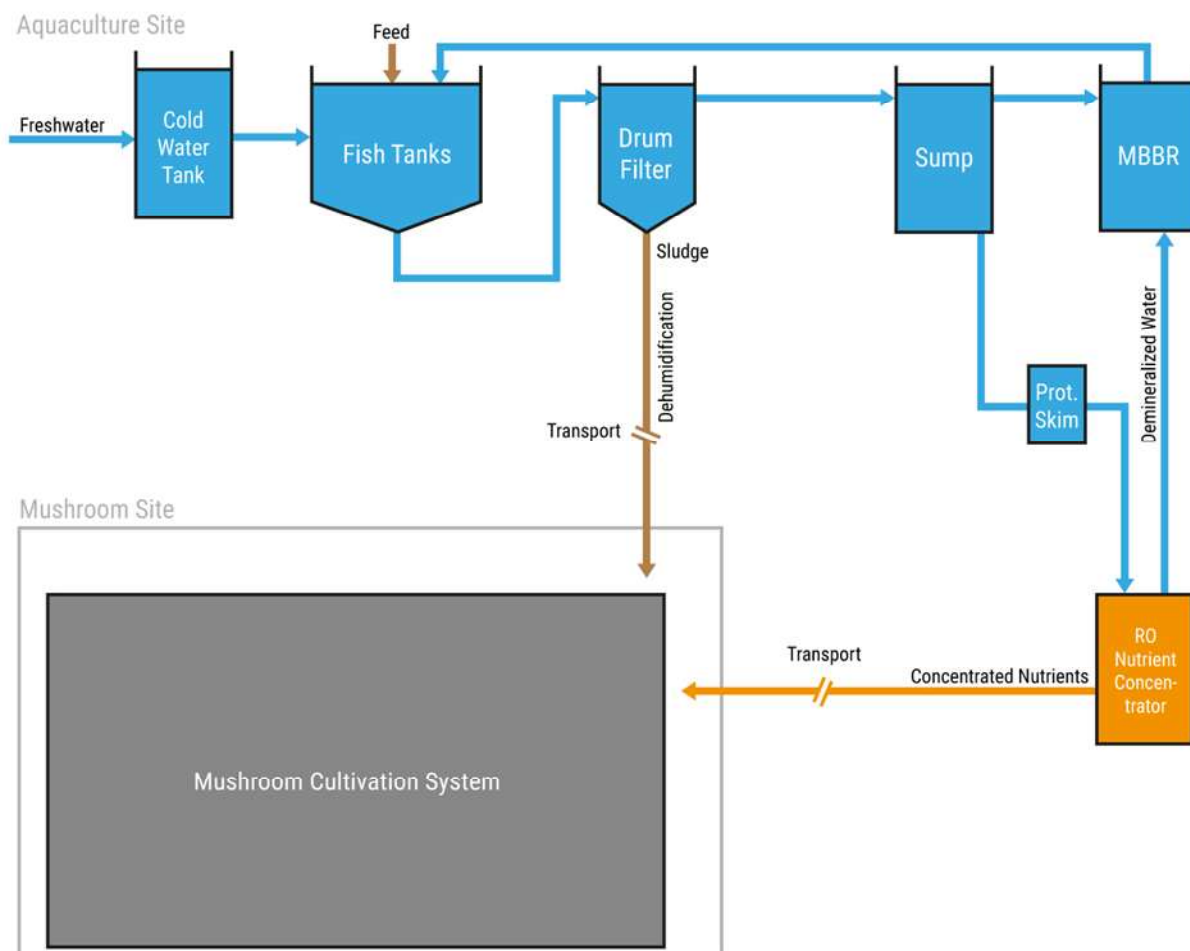
Figur 17. Illustrasjon av et to-trinns UASB-system (Delaide m.fl., 2019).

En stor andel av fosforet kan utvinnes på den måten for så å bli tilsatt i det hydroponiske systemet i form av flytende gjødsel. Som vist i figur 17 krever denne gjødselen også en del etterbehandling ettersom mikro- og nanopartikler ellers ville akkumulert i plantenes rhizofære, og dermed hemmet planteveksten.

Technology Readiness Level (TRL) til UASB er også 9. De har blitt implementert over hele verden i flere tiår. Den justerte versjonen for lengre hydraulisk retensjonstid med resirkulasjonspumper er imidlertid ikke utbredt. Likevel er den teknologiske hindringen lav og en installasjon av et slikt system er ukomplisert. En av de største utfordringene en står ovenfor er at kombinasjonen av utstrømning fra UASB og OO mest sannsynlig ikke utgjør en optimal sammensetning av næringsstoffer for plantene. Av den grunn må en doseringsenhet (se figur 17) tas i betraktning som kan fortynne eller tilsette næringsstoffene som kommer fra RAS, med andre næringsstoffer som plantene trenger. Slike doseringsenheter er etablerte standardteknologier for hydroponiske systemer.

6.4.4 Dyrking av sopp

Spesielt for kaldere land vil en alternativ tilnærming være å bruke avfallsstrømmene til oppdrett av sopp (se figur 17). Sopp dyrkes i lukkede omgivelser, noe som betyr at produksjonsanlegget kan ha langt lavere U-verdier (dvs. isolasjon) enn drivhus. For å dyrke sopp er det nødvendig med et næringsrikt vekstmedium. Slam kan være et godt alternativ eller komplement til kompostert jord. Samtidig vil det være behov for å avfukte slammet før det tilføres i systemet, avhengig av hvor stor andel som brukes som vekstmedium. Konsentrerte næringsstoffer fra OO kan også brukes for å tilsette vekstmediet næringsstoffer etter hver vekstsyklus. Mediet brukes vanligvis flere ganger før det byttes ut på grunn av næringsmangel.



Figur 17. Teoretisk implementering av veksthus for sopp ved bruk av avfallsstrømmene fra RAS-anlegg (Goddek m.fl., 2019).

Denne ideen vil imidlertid kreve ytterligere forskning, spesielt når det gjelder vekstrater sammenlignet med toppmoderne systemer. I teorien skal sopp vokse godt i slike næringsrike miljøer.

6.4.5 Akvaponi i Norge og internasjonalt

I Norge har Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) bygget opp et forsøksanlegg for akvaponi på Landvik i Grimstad, som har vært drevet siden 2009/2010. Akvaponianlegg i Norge drives som demonstrasjon- og småskalaanlegg som f.eks. tidligere Naturlig Grønn i Sandefjord (nå Greenfarm) og Landbrukskvarialet i Oslo (VårtOslo, 2017, 19. desember). I Stordal utenfor Ålesund drev Lotics AS er pilotanlegg med 10 000 lakseyngel og 350 m² planter, men selskapet ble nedlagt i 2018 (Sunnmørsposten, 2018, 12. juli). Lofoten akvaponi har fått konsesjon for produksjon av 50 tonn røye per år og skal starte opp sin produksjon av grønsaker i tilknytning til røyeproduksjonen.

Akvaponi har vært drevet i småskala anlegg over hele verden, og det begynner å bli flere store kommersielle anlegg som Superior Fresh Inc i Wisconsin USA som produserer laks og salat (www.superiorfresh.com) I Huston USA produserer Sustainable Harvester 10 000 salathoder i uka basert på næringsstoffer fra fisk. (<https://www.sustainableharvesters.com/>). I Europa finnes det flere eksempler på urbane akvaponianlegg i byer som ECF Farmsystems i Berlin (abbor og basilikum). I 2019 ble det annonsert at Europas største akvaponianlegg skulle bygges i Frankrike i tilknytning til et anlegg som produserer 1 000 tonn ørret og stå ferdig i 2022 til en kostnad av 12 millioner euro (Evans, 2020, 16. januar).

6.4.6 Konklusjoner om akvaponi

Stedsuavhengige moderne flersløyfede akvaponisystemer (Multi-Loop Aquaponics Systems) gir et stort potensial for å gjøre avfallsstrømmer fra RAS-anlegg til et verdifullt produkt. Gitt det faktum at planter krever et konstant klima litt over 20°C, vil det være nødvendig med oppvarming det meste av året i kalde og tempererte områder. I det norske tilfellet kan et slikt drivhus bygges nær industrianlegg (f.eks. smelteverk) som tillater bruk av industriell spillvarme. En ekstra industriell kilde til CO₂ vil være en annen fordel med ytterligere industrielle partnerskap.

Tatt i betraktning en stor import av grønnsaker, gir utvinning, prosessering og gjenbruk av RAS-avledede næringsstoffer i hydroponisystemer en god mulighet med hensyn til nasjonal matsikkerhet og nasjonal helse. Sett bort i fra den økonomiske merverdien, fører "avfall-til-verdi"-prinsippet i betydningen sirkulær økonomi til en miljøvennlig utvikling av den landbaserte oppdrettsnæringen. På grunnlag av det høye kravet om TRL for de nødvendige komponentene (OO & UASB), kunne den foreslåtte løsningen bli implementert umiddelbart – aller helst med en annen industripartner som ønsker å redusere sitt energi- og karbonfotavtrykk. Produksjon av grønnsaker basert på nitrogen- og fosfor ressursene i utslippene fra landbasert oppdrett i RAS-systemer har et stort potensial i Norge.

6.5 Andre aktuelle biologiske utnyttelser

I denne rapport har vi konsentrert oss om marine og akvatiske utnyttelser av næringsstoffer fra oppdrett til ny biologisk produksjon. Insektsproduksjon er en raskt voksende næring internasjonalt og insektsmel tas inn som ingredienser til fôrproduksjon i Norge i dag. Det er det tillatt å drive produksjon av svart soldatflue (*Hermetia illucens*), melbiller (*Tenebrio molitor* og *Alphitobius diaperinus*), sirisser (*Acheta domesticus*, *Gryllodes sigillatus*, *Grullus Assimilis*) og husflue (*Musca Domestica*). Det er samme krav til fôr/substrat til oppdrettsinsekter som til andre produksjonsdyr. Det er derfor ikke valgt å utrede nærmere produksjon av insekter på slam fra oppdrettsnæringen.

6.6 Forutsetninger for bruk av organiske materiale og næringssalter fra akvakultur til nye anvendelser

Avfallsstoffer/næringsstoffer fra oppdrett, behandling og bruk av disse er underlagt et omfattende regelverk. Alle nyere landbaserte oppdrettsanlegg har en utslippstillatelse, som spesifiserer tillatte mengder utslipp/og eller rensegrad av spesifikke parameter som suspendert stoff, biokjemisk oksygenforbruk (BOF) og kjemisk oksygenforbruk (KOF). Oppsamlet avfall på anleggene skal behandles etter gjeldende regelverk. For sjøanlegg gjelder også utslippstillatelser basert på maksimalt tillatte biomasser tillatte mengder fôr per år på lokalitetsnivå. I denne rapporten har vi tatt for oss mulighetene for utnyttelse av organisk avfall og næringssalter fra oppdrett til industrielle anvendelser som, gjødselproduksjon, gjenvinninger av råstoff som fosfor, samt som næringsstoff og fôrråstoff til nye bioproduksjoner. Regelverket for slike utnyttelser er gjennomgått i dette kapitlet.

I 2009 kom det et generelt forbud mot deponering av organisk materiale i Norge. Det har ført til at oppsamlet organisk materiale fra f.eks. kommunale avløpsrensaneanlegg og oppdrettsanlegg har blitt behandlet hos godkjente avfallsmottak der kompostering er tillatt.

Biogassproduksjon med basis i organisk avfall/slam er en tillatt anvendelse av slam. Biogassanlegg må i tillegg ha en utslippstillatelse og en anvendelse for biorest fra produksjonen.

Bruk av slam til gjødselproduksjon er tillatt. Organisk gjødselproduksjon med basis i organisk avfall/slam reguleres av gjødselsvareforskriften og økologiforskriften. Dersom slam blandes med animalske biprodukter omfattes gjødselproduksjonen også av animaliebiproduktforskriften. Forskriftene omfatter grenseverdier for tungmetaller, aktsomhetsplikt for organiske miljøgifter, krav om hygenisering for å unngå smittespredning og

stabilisering for å hindre lukt og andre miljølemper. Organisk gjødsel med innslag av slam fra oppdrett som oppfyller de grenseverdier som stilles, er lov å selge og bruke i Norge.

Det er et pågående revisjonsarbeid med å endre gjødselvareregelverket i Norge. Underliggende direktorater har i 2018 levert endring til forskrift om organisk gjødsel. Det er foreslått en positivliste for råvarer, men slam fra marine akvakulturanlegg/står ikke på slik positivliste. I Forordning EF nr 1009/2009 angående CE-merket gjødsel er ikke marint fiskeslam er ikke tatt inn som aktuell råvare. For å kunne ta inn slam som råvare, er det nødvendig med en omfattende dokumentasjon av biosikkerhet og en endring av filosofien og grunnlaget bak dagens regelverk.

Bruk av næringsstoffer fra oppdrett som fôrråvare reguleres forskrifta om merking og omsetning av fôrråvarer, fôrråvareforskriften, forskrift om animalske biprodukter og TSE-forskriften, samt EU-lovgivningen. Hovedformålet for regelverket er å sørge for god mattrygghet og håndtere risiko for folkehelse, dyrehelse og miljø. Dyr som holdes og føres for å gå til mat eller fôr er produksjonsdyr og disse har samme krav til fôr som andre vanlige produksjonsdyr. Forskrift om merking av om omsetning av fôr har bestemmelser om forbudte fôrmidler. Det er ikke lov å bruke avføring, urin, innhold i mage/tarm, avfall fra rensing av avløpsvann/spillvann, husholdningsavfall, emballasjen, besia såkorn eller impregnert trevirke i fôrproduksjon. Tilsetningsstoffer i fôr reguleres av forskrift om tilsetningsstoffer til bruk i fôrråvarer. Dette betyr at organisk avfall/slam fra oppdrett etter dagens regelverk ikke kan brukes til fôr for andre dyr, selv på et lavere trofisk nivå. Endringer av regelverket krever kunnskap basert på vitenskap og endring av EU-regelverk er meget tidkrevende.

For organismer som ikke spiser fôr, men tar opp næringsstoffene over cellevegg, er det lov å bruke organiske utslipp som slam fra oppdrett som næringsstoffer. Det betyr at slam fra oppdrett er lovlig å bruke til rekke algeproduksjoner og encelleproteinproduksjoner. Næringsalter som oppløst nitrogen og fosfor er tillatt brukt som næring til planter og alger og akvaponi er derfor tillatt. Dersom slam brukes som substrat for soppproduksjon er slam å regne som organisk gjødsel og må oppfylle kravene til organisk gjødsel.

Tabell 16. Oppsummering av hva næringsstoffer er lov å bruke til.

Utnyttelse	Slam/organisk materiale	Oppløste næringsalter
Biogass	Tillatt	Ikke aktuelt
Pyrolyse	Tillatt	Ikke aktuelt
Gjødsel	Tillatt	Tillatt
Fôringrediens for dyr	Ikke tillatt	Ikke aktuelt
Substrat encelleproteinproduksjon	Tillatt	Tillatt
Alger	Tillatt	Tillatt
Akvaponi inkl. sopp-produksjon	Tillatt	Tillatt

Slam fra oppdrett kan ikke brukes som fôringrediens for andre organismer som spiser fôret. For å utnytte næringsstoffene må en gå veien om primærproduksjon som bakterier og alger, fôr dette igjen kan brukes som fôringrediens. Dette kan sammenliknes med slik faeces brukes i landbruksproduksjon, der det går om primærproduksjon av planter, som så brukes som fôr til dyrene.

7 Referanser

- Aadland, C. (2019). *Tørking av fiskeslam og fiskerester gir nye markeder for denne bedriften*. Hentet 14. juni fra <https://fiskeribladet.no/tekfisk/nyheter/?artikkel=69757>
- Aas, T. S. & Åsgård, T. E. (2017). *Estimert innhold av næringsstoff og energi i forspill og faeces fra norsk lakseoppdrett* (8282965162). Nofima rapportserie.
- Aas, T. S., Ytrestøyl, T. & Åsgård, T. (2019). Utilization of feed resources in the production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway: An update for 2016. *Aquaculture Reports*, 15, 100216.
- Aas, T. S. & Åsgård, T. E. (2019). *Stoff-flyt av næringsstoff og energi fra fôr i et landbasert settefiskanlegg* (8282965820). Nofima rapportserie.
- Anderson, J. L., Valderrama, D. & Jory, D. (2016). *Shrimp Production Review*. GOAL 2016 - Global Aquaculture Alliance, Guangzhou, China. https://www.aquaculturealliance.org/wp-content/uploads/2017/06/Day1_JimAnderson.pdf
- Andreotti, V., Solimeno, A., Rossi, S., Ficara, E., Marazzi, F., Mezzanotte, V. & García, J. (2020). Bioremediation of aquaculture wastewater with the microalgae *Tetraselmis suecica*: Semi-continuous experiments, simulation and photo-respirometric tests. *Science of The Total Environment*, 738, 139859.
- Animaliebiproduktforskriften. (2007). *Forskrift om animalske biprodukter som ikke er beregnet på konsum* (FOR-2016-09-14-1064). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-09-14-1064>
- Anon. (2011) Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport, Fiskeri- og kystdepartementet, 83 s.
- Anon. (2020). *Dokumente*. Deutsche Phosphor Plattform. <https://www.deutsche-phosphor-plattform.de/information/dokumente/>
- Antonyan, M. (2019). *Energy Footprint of Water Desalination*. University of Twente.
- Avello. (2020). *Fast Pyrolysis Process*. Hentet 8. juni fra http://www.avellobioenergy.com/en/technology/fast_pyrolysis/
- Bakken, T., Oug, E. & Haraldsen, T. K. (2015). *Leddormer (Annelida)*. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Leddormer>
- Barnett, D. (2017, 12. januar). *The early bird catches the worm to sell for billions*. The Independent <https://www.independent.co.uk/news/science/worms-bait-industry-brexit-fishing-beaches-wildlife-rag-worm-digging-a7522316.html>
- Batista, F., e Costa, P. F., Matias, D., Joaquim, S., Massapina, C., Passos, A., Ferreira, P. P. & da Fonseca, L. C. (2003). Preliminary results on the growth and survival of the polychaete *Nereis diversicolor* (OF Muller, 1776), when fed with faeces from the carpet shell clam *Ruditapes decussatus* (L., 1758). *BOLETIN-INSTITUTO ESPANOL DE OCEANOGRAFIA*, 19(1/4), 443.
- Beal, C. M., Stillwell, A. S., King, C. W., Cohen, S. M., Berberoglu, H., Bhattarai, R. P., Connelly, R. L., Webber, M. E. & Hebner, R. E. (2012). Energy return on investment for algal biofuel production coupled with wastewater treatment. *Water Environment Research*, 84(9), 692-710.
- Beardsley, T. M. (2011). Peak Phosphorus. *BioScience*, 61, 91-91. <https://doi.org/https://doi.org/10/dbmpxd>
- Becker, E. W. (2007). Micro-algae as a source of protein. *Biotechnology advances*, 25(2), 207-210.
- Benedetti, M., Vecchi, V., Barera, S. & Dall'Osto, L. (2018). Biomass from microalgae: the potential of domestication towards sustainable biofactories. *Microbial Cell Factories*, 17(1), 173. <https://doi.org/10.1186/s12934-018-1019-3>
- Bischoff, A. A., Fink, P. & Waller, U. (2009). The fatty acid composition of *Nereis diversicolor* cultured in an integrated recirculated system: Possible implications for aquaculture. *Aquaculture*, 296(3-4), 271-276.
- Bleakley, S. & Hayes, M. (2017). Algal proteins: extraction, application, and challenges concerning production. *Foods*, 6(5), 33.

- Blytt, L. D., Brod, E., Øgaard, A., Johannessen, E., Estevez, E. & Paulsrud, B. (2017). *Bedre utnyttelse av fosfor*. Miljødirektoratet.
- Brod, E., Haraldsen, T. K. & Krogstad, T. (2016). *Fiskeslam som nitrogengjødsel*. NIBIO Rapport.
- Brod, E., Oppen, J., Kristoffersen, A. Ø., Haraldsen, T. K. & Krogstad, T. (2017). Drying or anaerobic digestion of fish sludge: Nitrogen fertilisation effects and logistics. *Ambio*, 46(8), 852-864.
- Brown, N., Eddy, S. & Plaud, S. (2011). Utilization of waste from a marine recirculating fish culture system as a feed source for the polychaete worm, *Nereis virens*. *Aquaculture*, 322, 177-183.
- Cabell, J., Brod, E., Ellingsen, J., Løes, A.-K., Solli, L., Standal, I. B., Toldnes, B. & Vivestad, H. (2019). *Bruk av tørket slam fra settefiskanlegg som gjødsel i norsk landbruk*. NIBIO Rapport.
- Cagnac, O., Cyril, R., Pagliardini, J., Calleja, P., Cécille, G. & Vandeplas, S. (2017). *Protein-rich biomass of thraustochytrids, culturing method, and uses*. Google Patents.
<https://patentimages.storage.googleapis.com/80/9a/21/4b489ffd8eb428/WO2017012931A1.pdf>
- Chilton, V., Mantrand, N. & Morel, B. (2016). *Patent Landscape Report: Microalgae-Related Technologies*. WIPO. https://www.wipo.int/edocs/pubdocs/en/wipo_pub_947_5.pdf
- Cole, V. J., Chick, R. C. & Hutchings, P. A. (2018). A review of global fisheries for polychaete worms as a resource for recreational fishers: diversity, sustainability and research needs. *Reviews in Fish Biology Fisheries*, 28(3), 543-565.
- Craze, M., Aguilon, O. & Royce, K. (2020). *The Land-Based Salmon Handbook*. Spheric Research.
https://www.undercurrentnews.com/report/land-based_salmon-handbook/
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C. & Summerfelt, S. T. (2014). Comparing the effects of high vs. low nitrate on the health, performance, and welfare of juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* within water recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 59, 30-40.
- Delaide, B., Goddek, S., Gott, J., Soyeurt, H. & Jijakli, M. H. (2016). Lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *Sucriner*) Growth Performance in Complemented Aquaponic Solution Outperforms Hydroponics. *Water Environment Research*, 8, 467.
- Delaide, B., Monsees, H., Gross, A. & Goddek, S. (2019). Aerobic and Anaerobic Treatments for Aquaponic Sludge Reduction and Mineralisation. I S. Goddek, A. Joyce, B. Kotzen & G. M. Burnell (Red.), *Aquaponics Food Production Systems* (s. 247-266). Springer International Publishing.
- Del Campo, L. M., Ibarra, P., Gutiérrez, X., & Takle, H. R. (2010). Utilization of sludge from recirculation aquaculture systems. Nofima rapportserie.
- Doherty, B. (2020, 15.mars). *West Saharan group takes New Zealand superannuation fund to court over 'blood phosphate'*. Hentet 31. oktober fra <https://www.theguardian.com/world/2020/mar/16/west-saharan-group-takes-new-zealand-superannuation-fund-to-court-over-blood-phosphate>
- Einstein-Curtis, A. (2019, 4. oktober). *Study: Fish fed yeast had better growth performance and feeding behaviour in fresh- and post seawater transfer*.
<https://www.feednavigator.com/Article/2019/10/04/Benefits-of-yeast-in-fresh-and-post-salmon-seawater-transfer>
- Equinor. (1991). *Første bioprotein på Tjeldbergodden*.
<https://www.equinor.com/no/news/archive/1999/02/17/BioproteinBegins.html>
- Espinal, C. A. & Matulić, D. (2019). Recirculating Aquaculture Technologies. I S. Goddek, A. Joyce, B. Kotzen & G. M. Burnell (Red.), *Aquaponics Food Production Systems: Combined Aquaculture and Hydroponic Production Technologies for the Future* (s. 35-76). Springer International Publishing.
- ESPP. (2020). *Catalogue of phosphorus recovery technologies*. ESPP European Sustainable Phosphorus Platform, DPP German Phosphorus Platform and NNP Netherlands Nutrient Platform.
https://phosphorusplatform.eu/images/download/ESPP-NNP-DPP_P-recovery_tech_catalogue_v_25_2_2020.pdf
- European Commission. (2008). *ISSION REGULATION (EC)* (No 889/2008.).

- Evans, J. (2020, 16.januar). *L'Occitane-backed group to open Europe's largest aquaponic farm in 2022*. IntraFish. Hentet 31.oktober fra <https://www.intrafish.com/aquaculture/loccitane-backed-group-to-open-europes-largest-aquaponic-farm-in-2022/2-1-738581>
- Evjemo, J. O. (2007). *Kjemiske analyser av råstoff fra Gammarus oceanicus*. SINTEF Rapport, SFH80 F072014.
- Evjemo, J. O. (2011). *Pilotproduksjon av Gammaridaer*. SINTEF Rapport, SFH80 F1897.
- Evjemo, J. O. (2016). *Kartlegging av mulighetene for å utnytte slam til dyrkning av marin biomasse*. SINTEF Rapport, F27561.
- Evjemo, J. O. & Reitan, K. I. (2006). *Industriell produksjon av Gammaridaer som komponent i føret til oppdrettsfisk*. SINTEF Rapport, SFH80 F062066.
- Fadhullah, W. & Syakir, M. I. (2016). Polychaetes as ecosystem engineers: agents of sustainable technologies. I *Renewable Energy and Sustainable Technologies for Building and Environmental Applications* (s. 137-150). Springer.
- FAO. (2019). *An estimated 3 million tonnes of shrimp entered the international trade in 2018*. <http://www.fao.org/in-action/globefish/market-reports/resource-detail/en/c/1199292/>
- Fishfarmingexpert. (2019, 18. februar). *US approves single-cell protein for salmonids*. <https://www.fishfarmingexpert.com/article/us-approves-single-cell-protein-for-salmonids/>
- Forskrift om organisk gjødsel. (2003). *Forskrift om gjødsevarer mv. av organisk opphav* (FOR-2003-07-04-951). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>
- Forslag til gjødselbrukforskrift. (2018). *Forskrift om lagring og bruk av gjødsel og plantenering*. https://www.landbruksdirektoratet.no/no/miljo-og-okologisk/jordbruk-og-miljo/gjodsling/regelverk/_attachment/71668?_ts=16652b67830&download=true
- García-Alonso, J., Müller, C. T. & Hardege, J. (2008). Influence of food regimes and seasonality on fatty acid composition in the ragworm. *Aquatic Biology*, 4(1), 7-13.
- Gebauer, R., Cabell, J. F. & Ween, O. (2016). Biogassproduksjon fra settefiskslam i sentraliserte og desentraliserte biogassanlegg.
- Goddek, S., Delaide, B. P. L., Joyce, A., Wuertz, S., Jijakli, M. H., Gross, A., Eding, E. H., Bläser, I., Reuter, M., Keizer, L. C. P., Morgenstern, R., Körner, O., Verreth, J. & Keesman, K. J. (2018). Nutrient mineralization and organic matter reduction performance of RAS-based sludge in sequential UASB-EGSB reactors. *Aquacultural Engineering*, 83, 10-19.
- Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B. & Burnell, G. (2019). *Aquaponics Food Production Systems*. Springer.
- Goddek, S. & Vermeulen, T. (2018). Comparison of Lactuca sativa growth performance in conventional and RAS-based hydroponic systems. *Aquacult Int*, 26, 1377-1386.
- Hajji, A., Rhachi, M., Garoum, M. & Laaroussi, N. (2016). The effects of pH, temperature and agitation on biogas production under mesophilic regime. 3rd International Conference on Renewable Energies for Developing Countries, Médina.
- Hakawati, R., Smyth, B. M., McCullough, G., Rosa, F. D. & Rooney, D. (2017). What is the most energy efficient route for biogas utilization: heat, electricity or transport? *Applied Energy*, 206, s. 1076-1087.
- Hellsten, S., Dalgaard, T., Rankinen, K. & Tørseth, K. (2017). *Nordic nitrogen and agriculture*. TemaNord, Nordic Council of Ministers.
- Hilmarsen, Ø (2020) *Dokumentasjon av rensekraft for settefiskanlegg i Norge* (SINTEF-rapport 2020:00241).
- Honda, H. & Kikuchi, K. (2002). Nitrogen budget of polychaete *Perinereis nuntia* fed on the feces of Japanese flounder. *Fisheries science*, 68(6), 1304-1308.
- Hua, K., Cobcroft, J. M., Cole, A., Condon, K., Jerry, D. R., Mangott, A., Praeger, C., Vucko, M. J., Zeng, C., Zenger, K. & Strugnell, J. M. (2019). The Future of Aquatic Protein: Implications for Protein Sources in Aquaculture Diets. *One Earth*, 1(3), 316-329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.018>

- Huygens, D. & Saveyn, H. (2018). *DRAFT Market study for recovered phosphate salts, ash based materials and pyrolysis materials in view of their possible inclusion as Component Material Categories in the Revised Fertiliser Regulation*. https://phosphorusplatform.eu/images/download/STRUBIAS-draft-MARKET-report-20_12_2018.pdf
- Hülsemann, T., Hsieh, K., Lu, Y., Tait, S. & Batstone, D. J. (2018). Simultaneous treatment and single cell protein production from agri-industrial wastewaters using purple phototrophic bacteria or microalgae—a comparison. *Bioresource technology*, 254, 214-223.
- Imajima, M. (1967). Errant polychaetous annelids from Tsukumo Bay and vicinity of Noto Peninsula, Japan. *Bulletin of the National Science Museum*, 10(4), 403-441.
- IndexMundi. (2020). *Rock Phosphate Monthly Price - US Dollars per Metric Ton*. Hentet 13.oktober fra <https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=rock-phosphate&months=120>
- Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. I *Ecosystem management* (s. 130-147). Springer.
- Joyce, A., Goddek, S., Kotzen, B. & Wuertz, S. (2019). Aquaponics: Closing the Cycle on Limited Water, Land and Nutrient Resources. I S. Goddek, A. Joyce, B. Kotzen & G. M. Burnell (Red.), *Aquaponics Food Production Systems: Combined Aquaculture and Hydroponic Production Technologies for the Future* (s. 19-34). Springer International Publishing.
- Kabeya, N., Fonseca, M. M., Ferrier, D. E., Navarro, J. C., Bay, L. K., Francis, D. S., Tocher, D. R., Castro, L. F. C. & Monroig, Ó. (2018). Genes for de novo biosynthesis of omega-3 polyunsaturated fatty acids are widespread in animals. *Science advances*, 4(5), eaar6849.
- Kettunen, R. H. & Rintala, J. A. (1997). The effect of low temperature (5-29 degrees C) and adaptation on the methanogenic activity of biomass. *Applied Microbiology Biotechnology*, 4(48), 570-576.
- Krishfield, L. (2020) Strategies for Success in Single-Cell Protein Production. Lux Research. Hentet fra <https://www.luxresearchinc.com/blog/strategies-for-success-in-single-cell-protein-production>
- Kristoffersen, A. (u.å.). *Gjødslingshåndbok*. <https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok>
- Lapeña, D., Olsen, P. M., Arntzen, M. Ø., Kosa, G., Passoth, V., Eijsink, V. G. H. & Horn, S. J. (2020). Spruce sugars and poultry hydrolysate as growth medium in repeated fed-batch fermentation processes for production of yeast biomass. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 43(4), 723-736.
- Lekang, O. I. (2008). *Aquaculture Engineering*. Blackwell Publishing Ltd.
- Lesaffre, P. (2019, 1. september). *Enhancing feed palatability and intake of low fishmeal diets*. <https://aquafeed.co.uk/enhancing-feed-palatability-and-intake-of-low-fishmeal-diets-21023>
- Linder, T. (2019). Making the case for edible microorganisms as an integral part of a more sustainable and resilient food production system. *Food Security*, 1-14.
- Mandario, M. A. E. (2018). Addressing gaps in the culture of pathogen-free polychaetes as feed in shrimp hatcheries. *Fish for the People*, 16(3), 19-23.
- Marques, B., Lillebø, A. I., Ricardo, F., Nunes, C., Coimbra, M. A. & Calado, R. (2018). Adding value to ragworms (*Hediste diversicolor*) through the bioremediation of a super-intensive marine fish farm. *Aquaculture Environment Interactions*, 10, 79-88.
- Martinez, J. D., Puy, N., Murillo, R., García, T., Navarro, M. V. & Mastral, A. M. (2013). Waste tyre pyrolysis - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23, 179-213.
- Matassa, S., Boon, N., Pikaar, I. & Verstraete, W. (2016). Microbial protein: future sustainable food supply route with low environmental footprint. *Microbial biotechnology*, 9(5), 568-575.
- McKellar, S., Lasek, M., Day, J., Muñoz, A. & Tzafestas, K. (2019). *Future Food Sources: Market Developments and Intellectual Property Landscape* IP Pragmatics Limited. https://www.ip-pragmatics.com/media/1214/ip-pragmatics-future-food-sources-white-paper_jan2019.pdf
- Morken, J., Briseid, T., Hovland, J., Lyng, K.-A. & Kvande, I. (2017). *Veileder for biogassanlegg - mulighetsstudie, planlegging og drift*. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

- Nederlof, M. A., Jansen, H. M., Dahlgren, T. G., Fang, J., Meier, S., Iivind Strand, Å., Sveier, H., Verdegem, M. C. & Smaal, A. C. (2019). Application of polychaetes in (de) coupled integrated aquaculture: production of a high-quality marine resource. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 221-237.
- Nesto, N., Simonini, R., Prevedelli, D. & Da Ros, L. (2012). Effects of diet and density on growth, survival and gametogenesis of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) (Nereididae, Polychaeta). *Aquaculture*, 362-363, 1-9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.07.025>
- Nizami, A. S. (2012). Anaerobic Digestion: Processes, Products and Application. I *Anaerobic Digestion* (s. 133-148). Nova Science Publisher
- Nygren, A. & Pleijel, F. (2015). *Ringmaskar: Havsborstmaskar, Annelida: Polychaeta*. ArtDatabanken. <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/artdatabanken/om-oss/publikationer/>
- Olive, P. J., Duangchinda, T., Ashforth, E., Craig, S., Ward, A. C. & Davies, S. J. J. M. E. P. S. (2009). Net gain of long-chain polyunsaturated fatty acids (PUFA) in a lugworm *Arenicola marina* bioturbated mesocosm. 387, 223-239.
- Olive, P. J. W., Craig, S. & Cowin, P. B. D. (2007). *Aquaculture of marine worms*. U.S. Patent and Trademark Office.
- Pajand, Z. O., Soltani, M., Kamali, A. & Bahmani, M. (2020). Growth, survival and fatty acids profile of Polychaete, *Nereis diversicolor* (Müller, 1776) cultured using waste water of great sturgeon, *Huso huso* (Linnaeus, 1758) at different densities in an integrated farming system. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 19(1), 234-247.
- Palmer, P. J. (2010). Polychaete-assisted sand filters. *Aquaculture*, 306(1-4), 369-377.
- Panakorn, S. (2015). Polychaetes for shrimp brood stock maturation. *AQUACULTURE Asia Pacific*, 11(4), 6-11.
- Pereira, H., Silva, J., Santos, T., Gangadhar, K. N., Raposo, A., Nunes, C., ... & Varela, J. (2019). Nutritional potential and toxicological evaluation of *Tetraselmis* sp. CTP4 microalgal biomass produced in industrial photobioreactors. *Molecules*, 24(17), 3192.
- Pombo, A., Baptista, T., Granada, L., Ferreira, S. M., Gonçalves, S. C., Anjos, C., Sá, E., Chainho, P., Cancela da Fonseca, L. & Fidalgo e Costa, P. (2018). Insight into aquaculture's potential of marine annelid worms and ecological concerns: a review. *12*(1), 107-121.
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987-992.
- Rameshprabu, R. & Yuwalee, U. (2016). Effect of temperature on the performance of biogas production from Duckweed. *Chemistry Research Journal*, 1(1), 58-66.
- Read, G. & Fauchald, K. (2020). *World Polychaeta Database* <http://www.marinespecies.org/polychaeta%20on%202020-04-20>
- Ritala, A., Häkkinen, S. T., Toivari, M. & Wiebe, M. G. (2017). Single cell protein—state-of-the-art, industrial landscape and patents 2001–2016. *Frontiers in microbiology*, 8, 2009.
- Rosten, T. W., Azrague, K. & Toldnes, B. (2013). Karakterisering av avløpsvann fra norske landbaserte settefiskanlegg. VANN, (03/2015).
- Saito, H., Kawai, K., Umino, T. & Imabayashi, H. (2014). Fishing bait worm supplies in Japan in relation to their physiological traits. *Memoirs of Museum Victoria*, 71, 279-287.
- Schnürer, A. & Jarvis, Å. (2009). *Microbiological Handbook for Biogas Plants*. Avfall Sverige.
- Schnürer, A. & Jarvis, Å. (2018). *Microbiology of the Biogas Process*. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Skretting (2019) Skretting fortsetter satsningen på algeolje. Hentet fra <https://www.skretting.com/nb-NO/settings/news/siste-nytt/skretting-fortsetter-satsningen-pa-algeolje/>
- Sletten, T. M. & Maass, C. (2013). *Underlagsmaterieell for tverrsektoriell biogass-strategi*. Klima- og forurensningsdirektoratet.
- Sparboe, L. O. (2016). *Fra slam til biokoks - utfordreren?* . Tekset, Trondheim. <http://tekset.no/wp-content/uploads/2016/02/160203-Fra-slam-til-biokoks-Tekset-Sparboe-publ.pdf>

- SpirulinaSmoothie. (2020). *Spirulina, a history of food in Ancient Mexico*. Hentet 13. oktober fra <https://spirulinasmoothie.net/spirulina-a-history-of-food-in-ancient-mexico/>
- Sunnmørsposten. (2018, 12.juli). *Vi var nok kanskje litt tidlig ute i forhold til teknologien*. Hentet 31.oktober fra <https://www.smp.no/nyheter/2018/07/12/—Vi-var-nok-kanskje-litt-tidlig-ute-i-forhold-til-teknologien-17109660.ece>
- Sverdrup, H. U. & Ragnarsdottir, K. V. (2011). Challenging the planetary boundaries II: Assessing the sustainable global population and phosphate supply, using a systems dynamics assessment model. *Applied Geochemistry*, 26, 307-310.
- Sørheim, R., Briseid, T., Haraldsen, T. K., Linjordet, R., Wittgens, B., Hagen, Ø., Josefsen, K., Horn, S. J., Morken, J., Hanssen, J. F., Lunnan, A., Berglann, H. & Krokann, K. (2010). *Biogass - kunnskapsstatus og forskningsbehov*. Bioforsk.
- Tholey, F. (2019). *BASF invests in Quantafuel to jointly drive chemical recycling of mixed plastic waste*. BUSINESS & FINANCIAL NEWS. Hentet 13.oktober fra <https://www.basf.com/global/en/media/news-releases/2019/10/p-19-356.html>
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T., Vinci, B.J. (2001) Recirculating aquaculture systems. NRAC Publication, No. 01-002. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, p. 650.
- Timmons, M. B. & Ebeling, J. M. (2013). *Recirculating Aquaculture* (3. utg.). Ithaca Publishing Company LLC.
- Utkast til forskrift. (2018). Utkast til forskrift om produksjon, omsetning og import av gjødselvarer av organisk opphav og visse uorganiske gjødselvarer (gjødselvarerforskriften). . https://www.landbruksdirektoratet.no/no/miljo-og-okologisk/jordbruk-og-miljo/gjodsling/regelverk/_attachment/71669?_ts=16652b6e590&download=true
- Vargas, J., Mariano, A., Corrêa, D. & Ordonez, J. (2014). The microalgae derived hydrogen process in compact photobioreactors. *International journal of hydrogen energy*, 39(18), 9588-9598.
- VårtOslo. (2017, 19.desember). *I et snekkerverksted på tjukkeste Grønland i Oslo fins et oppdrettsanlegg for en fisk som globalt metter millioner*. Hentet 31.oktober fra <https://vartoslo.no/akvaponikk-anders-hoilund-anders-skaug/i-et-snekkerverksted-pa-tjukkeste-gronland-i-oslo-fins-et-oppdrettsanlegg-for-en-fisk-som-globalt-metter-millioner/137648>
- Wang, H., Hagemann, A., Reitan, K. I., Ejlertsson, J., Wollan, H., Handå, A. & Malzahn, A. M. (2019). Potential of the polychaete *Hediste diversicolor* fed on aquaculture and biogas side streams as an aquaculture food source. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 551-562.
- Wang, H., Seekamp, I., Malzahn, A., Hagemann, A., Carvajal, A. K., Slizyte, R., Standal, I. B., Handå, A. & Reitan, K. I. (2019). Growth and nutritional composition of the polychaete *Hediste diversicolor* (OF Müller, 1776) cultivated on waste from land-based salmon smolt aquaculture. *Aquaculture*, 502, 232-241.
- Watson, G. J., Murray, J. M., Schaefer, M. & Bonner, A. (2017). Bait worms: a valuable and important fishery with implications for fisheries and conservation management. *Fish and fisheries* 18(2), 374-388.
- Wellinger, A., Murphy, J. & Baxter, D. (2013). *The biogas handbook*. Woodhead Publishing Limited.
- Witzøe, A. (2019). *Dette har Cermaq erfart så langt med produksjon av biogass fra fiskeslam*. Hentet 9. juni fra <https://ilaks.no/dette-har-cermaq-erfar-sa-langt-med-produksjon-av-biogass-fra-fiskeslam/>
- Wu, L. F., Chen, P. C., Huang, A. P. & Lee, C. M. (2012). The feasibility of biodiesel production by microalgae using industrial wastewater. *Bioresource technology*, 113, 14-18. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852411019092>
- Yara. (2017). *Our Position On Circular Economy* https://www.yara.com/siteassets/sustainability/position-papers/247755_pp_circulareconomy.pdf
- Ytrestøyl, T., Løes, A.-K., Kvande, I., Martinsen, S. & Berge, G. M. (2013). *Utnyttelse av slam fra akvakultur i blandingsanlegg for biogassproduksjon: teknologi og muligheter*. Nofima.

- Ytrestøyl, T., Aas, T. S., Nerdal, K. S. & Berge, G. M. (2016). Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår. Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller (8282964085). Nofima rapportserie.
- Zaker, A., Chen, Z., Wang, X. W. & Zhang, Q. (2019). Microwave-assisted pyrolysis of sewage sludge: A review. *Fuel Processing Technology*, 187, 84-104.
- Zaky, A. S., Greetham, D., Tucker, G. A. & Du, C. (2018). The establishment of a marine focused biorefinery for bioethanol production using seawater and a novel marine yeast strain. *Scientific Reports*, 8(1), 12127. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30660-x>
- Øgaard, A. F., Kristoffersen, A. & Føreid, B. (2017). *Biorest*. Hentet 16. juni fra <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/biorest>



Teknologi for et bedre samfunn

www.sintef.no

2020:01254 - Åpen

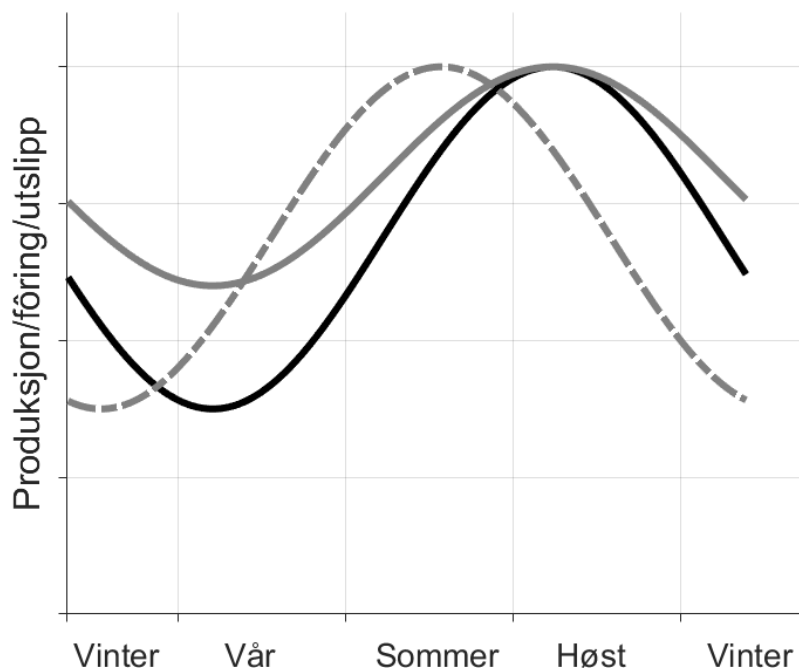
Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

Delrapport 4 - Klima

Forfatter(e)

Ole Jacob Broch, Matilde Skogen Chauton, Ingrid Ellingsen



SINTEF Ocean AS

Postadresse:
Postboks 4762 Torgarden
7465 Trondheim

www.sintef.no

Foretaksregister: NO 937 357 370 MVA

EMNEORD:

Klimaendringer, havbruk,
næringsalter, organiske
utslipp, matfisk, biologisk
produksjon

Rapport

Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av utslipp av organisk materiale og næringsalter fra havbruk

Delrapport 4 - Klima

VERSJON
1.1

DATO
10. desember 2020

FORFATTER(E)
Ole Jacob Broch, Matilde Skogen Chauton, Ingrid Ellingsen

OPPDRAGSGIVER(E)
FHF

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
Kjell Maroni

PROSJEKT
302005212

ANTALL SIDER OG VEDLEGG
25

SAMMENDRAG

Dette er delrapport IV i prosjektet "Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk material og næringsalter fra havbruk" finansiert av FHF (prosjektnummer 901572). Denne delrapporten tar for seg forhold knyttet til klimaendringer. Arbeidet er kvalitativt og belyser i generelle trekk de viktigste endringene i miljøbetingelser langs kysten som følge av klimaendringer.

Havet blir direkte påvirket av atmosfæriske klimaendringer ved at sjøtemperaturen stiger og at vannet blir surere. Samtidig har den globale oksygenkonsentrasjonen i havet sunket de siste seksti årene, og modeller antyder en betydelig videre nedgang innen 2100. Avhengig av andre lokale forhold vil dette påvirke forholdene for havbruk. Temperaturøkningen er raskere i nordlige områder enn lenger sør, og dette vil få konsekvenser for norskekysten. Studier antyder at den norske havbruksnæringen er sensitiv og lite tilpasningsdyktig til klimaendringer, mye på grunn av liten diversitet i produksjonen. En moderat temperaturøkning kan være en fordel, mens for høye temperaturer vil føre til dårlig vekst og død. Andre forhold som endrer seg med temperaturøkning er når, hvor og hvor mye ferskvann som tilføres kystfarvannene fra elver og land. Dette har betydning for algeoppblomstringer og planktondynamikk langs kysten, herunder skadelige algeoppblomstringer, og for lysforholdene i kystvannet. Dette påvirker forholdene for fisk i åpne sjøanlegg. Det er sannsynlig at produksjonssyklusen i sjøfasen vil bli kortere. Dette vil føre til endringer i profilen for utslipp av oppløste næringsalter og slam fra åpne sjøanlegg. Følgelig vil effektene av utslippene endre seg, og potensialet for å utnytte dem likeså.

Eksisterende modellsimuleringer av klimaet i havet langs norskekysten er for grove til å kunne brukes i lokale vurderinger av effekter av klimaendringer. Som følge av dette vet vi lite om konkrete verdier for temperaturendringer eller andre forhold som har innvirkning på fiskeoppdrett. Dette er et viktig kunnskapshull.

RAPPORTNUMMER
2020:01254

ISBN
978-82-14-06444-5

GRADERING
Åpen

GRADERING DENNE SIDE
Åpen



UTARBEIDET AV
Ole Jacob Broch

KONTROLLERT AV
Ida Beathe Øverjordet

GODKJENT AV
Ute Brønner

Historikk

VERSJON	DATO	VERSJONSBEKRIVELSE
0.1	2020-11-12	Versjon til kvalitetssikring
1	2020-11-20	Kvalitetssikret versjon
1.1	2020-12-10	ISBN-nummer er korrigert; mindre trykkfeil rettet

Innhold

1	Innledning	4
2	Klimaet i havet	4
2.1	Klimascenarier	4
2.2	Endring i sjøtemperatur	5
2.3	Forsuring av havvannet	7
2.4	Endring i nedbør og ferskvannsavrenning fra land	7
2.5	Endring i oksygenkonsentrasjonen	7
2.6	Endringer i primærproduksjon og forekomst av skadelige alger	7
2.7	Modeller og estimater for klimaendringer	8
2.8	Vekselvirkninger mellom samtidige påvirkningsfaktorer	10
3	Klimaendringer og forutsetninger for oppdrett	10
3.1	Sensitivitet og tilpasningsdyktighet til klimaendringer	11
3.2	Temperatur	11
3.3	Sykdom og parasitter	11
3.4	Oksygen	11
3.5	Forsuring	12
3.6	Strømforhold	12
3.7	Ressurstilgang	12
3.8	Flere samtidige faktorer	12
4	Utnyttelse av utslipp fra oppdrett	13
4.1	Landbasert oppdrett og lukkede anlegg	13
4.2	Havbruk i åpne anlegg	13
4.2.1	Utslipp	13
4.2.2	Effekter av utslipp under klimaendringer	15
4.2.3	Utnyttelse av utslipp fra havbruk	16
4.3	CO ₂ -utslipp fra havbruksnæringen og motvirkning av klimaendringer	17
5	Kunnskapsbehov	17
	Referanser	18

1 Innledning

Dette er delrapport IV i prosjektet “Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og muligheter for utnyttelse av organisk material og næringsalter fra havbruk” finansiert av FHF (prosjektnummer 901572). Denne delrapporten tar for seg forhold knyttet til klimaendringer.

Det er ikke mulig å si noe om hvordan klimaendringer påvirker utslipp fra havbruk og utnyttelse av disse uten å utdype hvordan klimaet i havet langs norskekysten faktisk blir. Dermed er det lagt vekt på hvordan klimaendringene kan komme til å manifestere seg, og hvilke effekter dette kan komme til å ha på havbruk og utslippene fra havbruk. Dette blir gjort kvalitativt. Det er lite tilgjengelig informasjon som kan brukes til å kvantifisere dette presist.

Det er lagt vekt på å løfte frem kunnskapshull. Til tross for at klimaendringer blir oppfattet som en av de største truslene for norsk havbruksnæring¹ er kunnskapen om hva de vil komme til å bety begrenset. Det er også gjort relativt lite for å bedre kunnskapsgrunnlaget om hvordan norske kyst- og fjordområder blir påvirket av klimaendringer.

I denne utredningen blir det fokusert på oppdrett av laks med dagens teknologi. Ny teknologi kommer utvilsomt til å bidra til bedre effektivitet, mindre miljøpåvirkning og lavere klimautslipp i norsk havbruk. Ikke minst vil havbasert oppdrett kunne redusere noen av problemene som vil oppstå i mer kystnært oppdrett. Oppdrett av nye arter vil gi nye muligheter og kanskje føre til at enkelte av dagens problemer ikke lenger er relevante. Det er viktig å ha dette i bakhodet. Siden effektene av klimaendringer ikke blir kvantifisert presist her - dette er heller ikke mulig med dagens kunnskap - blir det ikke gjort noen videre vurdering av betydningen av nye arter eller ny teknologi. Det eneste unntaket er makroalger.

Disposisjonen er som følger. Først beskriver vi aspekter ved hvordan man tror klimaet i havet kommer til endre seg (kapittel 2). Dernest tar vi opp hvordan dette kan påvirke forutsetninger for havbruk med dagens teknologi (kapittel 3). I kapittel 4 diskuterer vi hvordan klimaeffektene kan påvirke potensialet for utnyttelse av havbruksutslippene. I det siste kapitlet (5) oppsummerer vi behovene for mer kunnskap om klimaendringer, oppdrett, utnyttelse og miljøeffekter.

2 Klimaet i havet

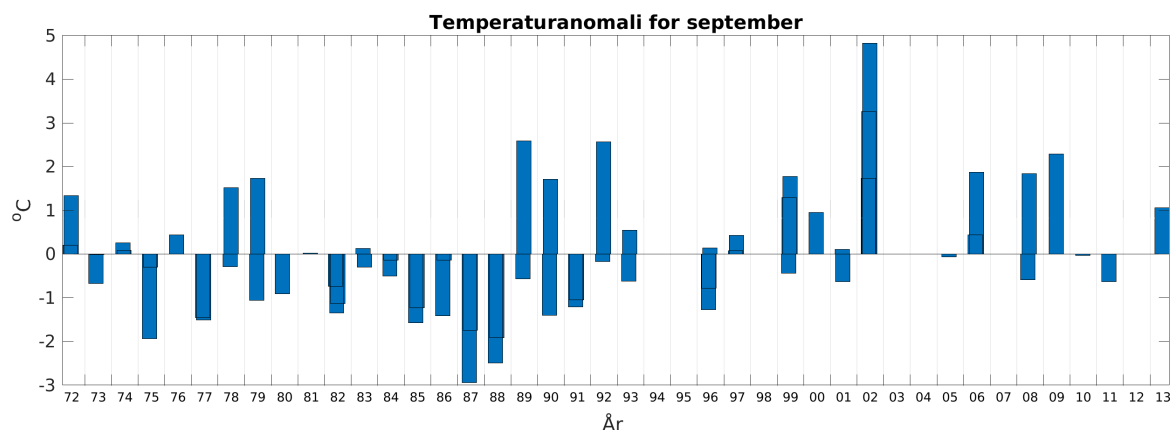
2.1 Klimascenarier

IPCC (the Intergovernmental Panel of Climate Change) benytter seg av flere klimascenarier. Disse tar utgangspunkt i ulike scenarier for utslipp av klimagasser i fremtiden og i hvilken grad vi (mennesker) makter å redusere disse utslippene eller aktivt å fjerne dem fra atmosfæren. Det er snakk om alle typer klimagasser, aerosoler og kjemisk aktive gasser, ikke bare CO₂. To av de mest brukte klimascenariene er RCP2.6 og RCP 8.5 (Meinshausen et al., 2011; IPCC, 2019). RCP står for “Representative Concentration Pathways”.

- RCP2.6 antar at utslippene av klimagasser fremover er lavt, samtidig med at det implementeres teknologier for karbonfangst og lagring. I dette scenariet viser modellsimuleringer at det er rundt 60 % sjanse for å holde global oppvarming innen 2100 på under 2 °C (i forhold til perioden 1850-1900).
- RCP8.5 antar at det ikke gjøres noen forente forsøk på å bekjempe global oppvarming eller å redusere klimagassutslippene. I dette scenariet fortsetter utslippene å øke, og det er 66 til 100 % sannsynlig at temperaturen innen 2100 er økt med mellom 3.2 og 5.4 °C.

De direkte følgene av økte klimagassutslipp til atmosfæren er økt temperatur og forsuring av sjøvannet.

¹Fiskeribladet, august 2020: Klimarisiko holder sjømatnæringen våken om natta. Sist besøkt: 10. november 2020.



Figur 1: Endringer i temperatur ved 10 m dyp ved Bud, en av Havforskningsinstituttets faste stasjoner ved kysten av Midt-Norge. Temperaturanomaliene er beregnet ved å trekke fra middel av alle målinger i september for perioden fra 1973 til 2015. Delvis overlappende søyler antyder ulike observasjoner.

2.2 Endring i sjøtemperatur

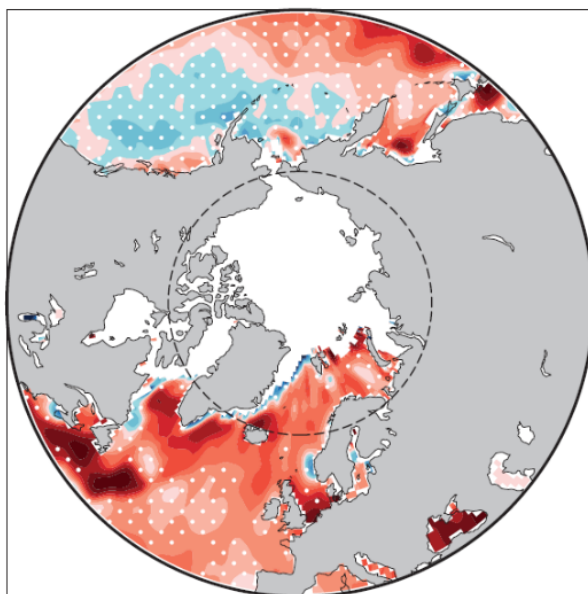
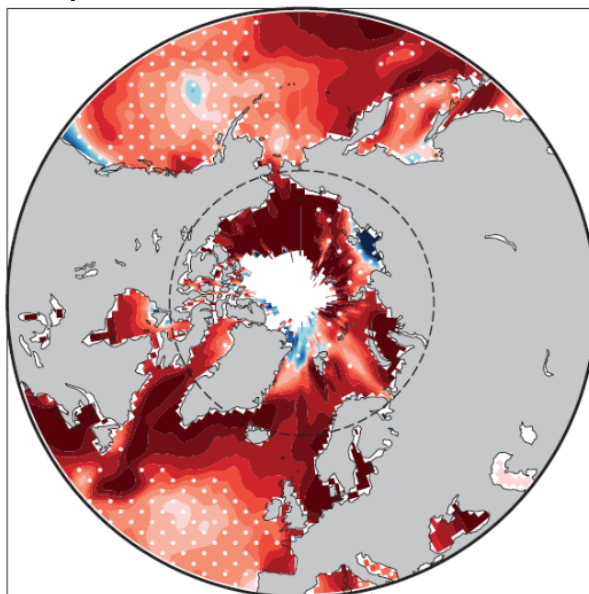
Økt atmosfæretemperatur vil naturlig gi en økt varmekraft til havet. Temperaturøkningen i havet går langsommere enn i atmosfæren på grunn av vannets høye varmekapasitet. Hvordan den vil fordele seg vil avhenge av stratifisering og vindforhold. I kystområdene er brakkvannslaget i fjorder kaldere enn kystvannet om vinteren, mens det om sommeren er varmere. Havforskningsinstituttet har flere faste hydrografiske stasjoner langs kysten av Norge fra Skagerrak til Finnmark. Målingene viser at sjøtemperaturen i kystvannet ved overflaten økte gjennom 1990- og 2000-tallet, og at trenden har avtatt de siste årene². Sjøtemperaturen langs kysten varierer naturlig både mellom år og over lengre tidsperioder og det kan være utfordrende å identifisere endringer som skyldes menneskeskapte klimaendringer. Det er derimot en klar trend med økende temperatur av Atlantisk dypvann i norske fjorder, og de siste årene (2011-2018) har observasjoner fra ARGO-bøyene vist at Norskehavet blir både varmere og ferskere (Mork et al., 2019). Disse endringene påvirker også forholdene langs kysten. Figur 1 viser at sjøtemperaturen målt i september ved Bud har en økende trend. Dette er et område hvor sokkelen er smal og den dynamiske fronten mellom kystvann og atlantisk vann ligger relativt nær kysten. Vannet i kyststrømmen er blandet med atlantisk vann³, og temperaturendringer i denne vannmassen vil også påvirke kystvannet. Denne innblandingen av atlantisk vann avhenger blant annet av vindretningen. Sørøstlige vinder som dominerer om vinteren gir downwelling langs kysten, det vil si nedblanding av overflatevann, og en generelt dypere og smalere kyststrøm. Om sommeren dominerer typisk nordøstlig vind som gir områder med upwelling, eller oppblanding av dypt vann til overflaten. Dette gir også en bredere og mindre dyp kyststrøm som potensielt kan gi økt utveksling av vann mellom kyst og fjordbassenger. Endringer i disse typiske vindmønstrene over tid vil ikke kun ha betydning for vanntemperatur, men kan også påvirke residenstiden til vannmasser i dype fjorder.

Arktisk forsterkning av temperaturøkning

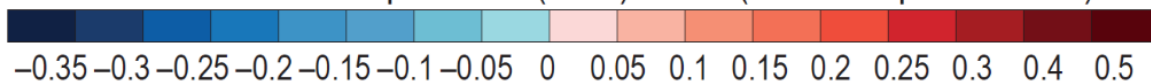
Temperaturen øker ikke jevnt over hele kloden. Observasjoner viser at temperaturøkningen går raskere i Arktiske områder enn ellers. Det er ikke konsensus blant forskere om hva som er årsaken, men nyere studier viser at økningen er stor i områder med betydelig reduksjon i isdykkelse og isutbredelse (Dai et al., 2019). Klimamodeller viser sterk økning i temperatur også utenfor kysten av Norge (figur 2). Dette er globale modeller og det er behov for mer fokuserte studier for å få mer kunnskap om hvordan klimaendringer vil påvirke lufttemperaturen i kystområder og hvordan det påvirker vindmønstrene.

²Havforskningsinstituttet, klimaet i havet: <https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/klimaet-i-havet/klimastatus/kysten>, sist besøkt: 10. november 2020.

³<http://www.coriolis.eu.org/>, sist besøkt: 10 november 2020

March SST trend

September SST trend


Sea surface temperature (SST) trend (units: °C per decade)



Figur 2: Figurene er tatt fra (Meredith et al., 2019), figur 3.3 a og c. De viser trenden i endring i temperaturen i havoverflaten (SST - Sea Surface Temperature) i mars (til venstre) og september (til høyre) måned for årene 1987-2017. Fargene angir endring i °C per tiår.

2.3 Forsuring av havvannet

Ettersom CO₂-konsentrasjonen i atmosfæren øker, absorberes mer CO₂ i havet, og konsentrasjonen av karbondioksid (CO₂) og bikarbonat (HCO₃) øker. Dette fører til at pH-verdien i vannet går ned, og vannet blir surere. Som med den arktiske forsterkningen i temperaturøkningen (se avsnitt 2.2), ser man også den raskeste endringen i havforsuring i Arktis (Tynan et al., 2016). Dette skyldes de arktiske vannmassenes relativt lave temperaturer og lave bufferkapasitet for oppløste gasser.

Det er en rekke organismer i havet som er sensitive til forsuring. Organismer som danner kalkskall er et godt eksempel, som for eksempel blåskjell og koraller (Børsheim and Golmen, 2009). Ved havforsuring vil disse organismene måtte bruke en større andel av energireservene sine på å opprettholde kalkskallet sitt. Andre viktige fysiologiske prosesser som fotosyntese kan også bli påvirket av forsuring og endringer i karbonsyrelikevekten og tilgang på CO₂. Lavere pH kan imidlertid for noen organismer være både en fordel og en ulempe (Connell et al., 2018), avhengig av andre miljøbetingelser (Gao et al., 2019). Det er derfor viktig å se havforsuring i sammenheng med endring av andre miljøbetingelser som temperatur, lys, næringstilgang og så videre.

2.4 Endring i nedbør og ferskvannsavrenning fra land

Global oppvarming vil også påvirke værforholdene i Norge. Klimamodeller viser at nedbørsmengden totalt sett ikke vil øke så mye, men det vil bli mer konsentrert i episoder med kraftig nedbør (Madsen et al., 2014). Det at selve nedbørssyklusen endrer seg vil påvirke lagdelingen av vannmassene langs kysten. Lagdelingen påvirker også temperaturen i overflatelaget. Ved sterk lagdeling og et tynt overflatelag vil de øvre vannmassene effektivt varmes opp eller kjøles ned. Det påvirker videre vindinduserte strømmer.

Ferskvannslaget har også betydning for tilgjengelig lys og næringssalt for planteplankton. Mer konsentrert ferskvannsavrenning vil føre til større erosjon slik at elvevannet som renner ut til kyst- og fjordstrøk vil bringe med seg næringssalter og partikulært materiale. Dette kan bidra til "formørking" av kystvannet, altså at lystilgangen reduseres. Dette vil påvirke primærproduksjonen, men også ha betydning for det marine økosystemet langs kysten i sin alminnelighet (Aksnes et al., 2009; Kyriliuk and Kratzer, 2019; McGovern et al., 2019; Deininger and Frigstad, 2019; Frigstad et al., 2020).

2.5 Endring i oksygenkonsentrasjonen

Observasjoner har vist at det totale oksygeninnholdet i havet har gått ned med rundt 2 % siden 1960 (Schmidt-ko et al., 2017). Nedgangen er global, med økning i noen få isolerte områder. Konsentrasjonen av oksygen i sjøvann henger blant annet sammen med temperaturen. Høyere vanntemperaturer fører generelt til lavere oksygenkonsentrasjon, og oksygennivåene kan dermed knyttes til klimaendringer, sammen med andre faktorer. Modellstudier antyder en ytterligere global nedgang i oksygeninnholdet i havet på opptil 7 % innen 2100 (Keeling et al., 2010). Endringer i oksygenkonsentrasjonen kan også skyldes andre årsaker av naturlig og antropogen art. Økt næringstilførsel til norsk kystvann har tidligere vært pekt som en mulig årsak til nedgangen i oksygenkonsentrasjonene (Johannessen and Dahl, 1996). Generelt er det en rekke andre faktorer som kan spille inn (Laffoley and Baxter, 2019). Det er åpenbart at lavere oksygenivåer i havet vil påvirke en rekke dyr negativt, men også mikro- og makroalger, som altså er netto produsenter av oksygen, kan påvirkes negativt fordi de er avhengige av oksygen i perioder der de respirerer (i mørket, ved høye temperaturer).

2.6 Endringer i primærproduksjon og forekomst av skadelige alger

Omtrent 50 % av den globale primærproduksjonen foregår i havet. Primærproduksjon innebærer fiksering av karbon (CO₂) gjennom fotosyntese og danner grunnlaget for så å si alt liv. Det er hovedsakelig planktonalger (mikroalger) og makroalger som står for den marine primærproduksjonen. For å realisere denne produksjonen er algene avhengige av næringssalter som nitrat og fosfat. En rekke andre stoffer i lavere konsentrasjoner som jern, magnesium og jod er også nødvendige.

Skadelige alger er en fellesbetegnelse for alger som enten skader fisk eller andre dyr mekanisk eller på andre måter ved å opptre i høye konsentrasjoner eller er giftige (Masó and Garcés, 2006). Skadelige alger er

ofte til stede i små mengder gjennom hele året, og når forholdene ligger til rette kan de blomstre (Harmful Algal Blooms, HAB) og gi alvorlige effekter for eksempel på fisk i oppdrettsanlegg. Villfisk vil ofte ha større mulighet til å unnsnippe de høyeste algekonsentrasjonene enn fisk i en oppdrettsmerd.

Det er sannsynlig at sesongen for høy primærproduksjon forlenges som følge av klimaendringer (Moore et al., 2008), for eksempel gjennom økt temperatur og endring i næringssalttilgangen. Dersom dette skjer oppstår det flere mulighetsvinduer for skadelige alger enn i dag. Høyere vanntemperaturer kan flytte grenser for utbredelse og åpne nye nisjer for skadelige arter som foreløpig ikke finnes her.

Eutrofiering knyttes til trenden med flere og kraftigere blomstringer av skadelige alger som for eksempel *Phaeocystis* i kystnære områder av Nordsjøen (Davidson et al., 2014). Økt utslipp av slam og oppløste næringsalter fra fiskeoppdrett kan ha eutrofieringseffekter på lokale algesamfunn. Variasjoner i N:P-forholdene (forholdet mellom mengden nitrogen og fosfor) i slammet som følge av vekst- og produksjonssyklusen kan også påvirke primærproduksjonen i nærmiljøet og endre sammensetningen potensielt i retning av flere skadelige alger (Dahl et al., 2005). Havforsuring kan samtidig påvirke biotilgjengeligheten av næringsstoffer og samspillet mellom ulike arter. Den fisketoksiske algen *Chrysochromulina* hadde for eksempel større skadelig effekt på andre alger i forsøk med høyere pH, men man vet ikke om dette skyldes effekten av pH på vekstrater eller om pH påvirker toksinene (Schmidt and Hansen, 2001).

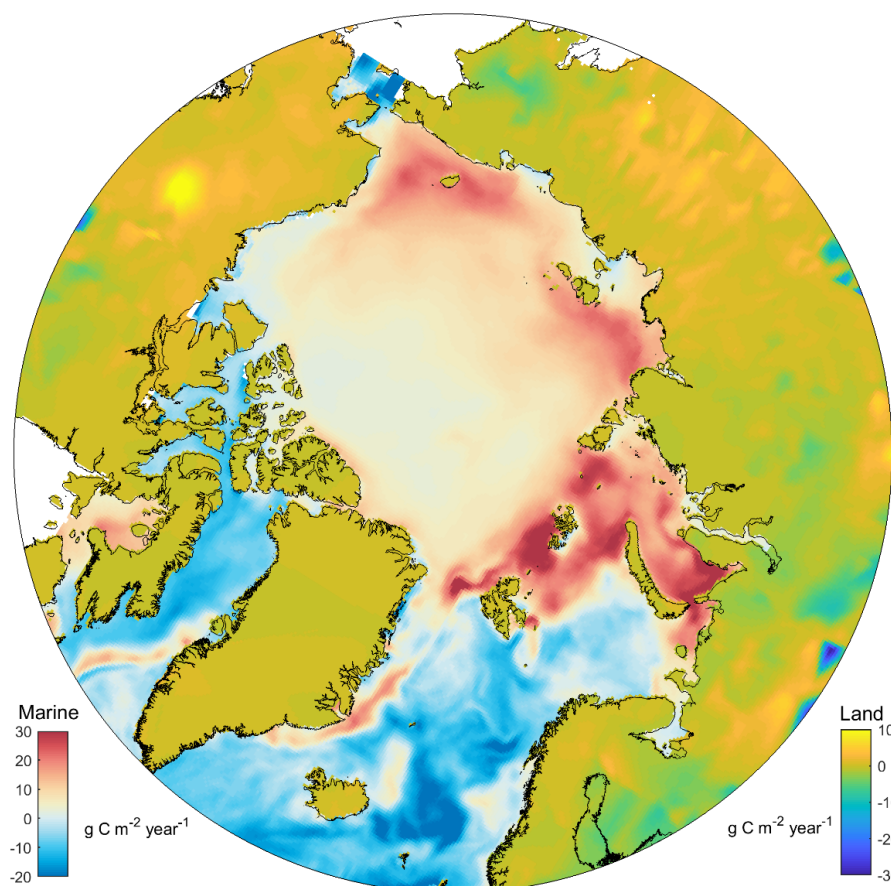
2.7 Modeller og estimater for klimaendringer

Klimamodeller er beregningsmodeller for atmosfæriske prosesser. De brukes til å estimere effekten av blant annet klimagasskonsentrasjoner i atmosfæren på lufttemperaturen (og andre variabler) (Meinshausen et al., 2011). Det er mange simuleringer fra mange modeller som danner grunnlag for IPCCs prognoser. Ingen av modellene vil enkeltvis kunne gi et helt riktig bilde av den fremtidige utviklingen. De forteller heller ikke nøyaktig hvordan fremtiden vil bli, men de angir en sannsynlighet for at ulike fenomener inntreffer, som for eksempel gjennomsnittlig atmosfæretemperatur i 2100. Fordelen med modeller er at de gjør oss i stand til å undersøke ulike scenarier - for eksempel hva som skjer om vi ikke er i stand til å redusere CO₂-utslippene. Modeller blir ofte kritisert for å være unøyaktige eller hvis de ikke "treffer" helt. Det er viktig å være kritisk til modellresultater, og man må spesielt være kritisk til antagelsene bak simuleringene. Men det er også viktig å ha et kritisk blikk på faktiske data fra observasjoner. Også her er metodikken viktig.

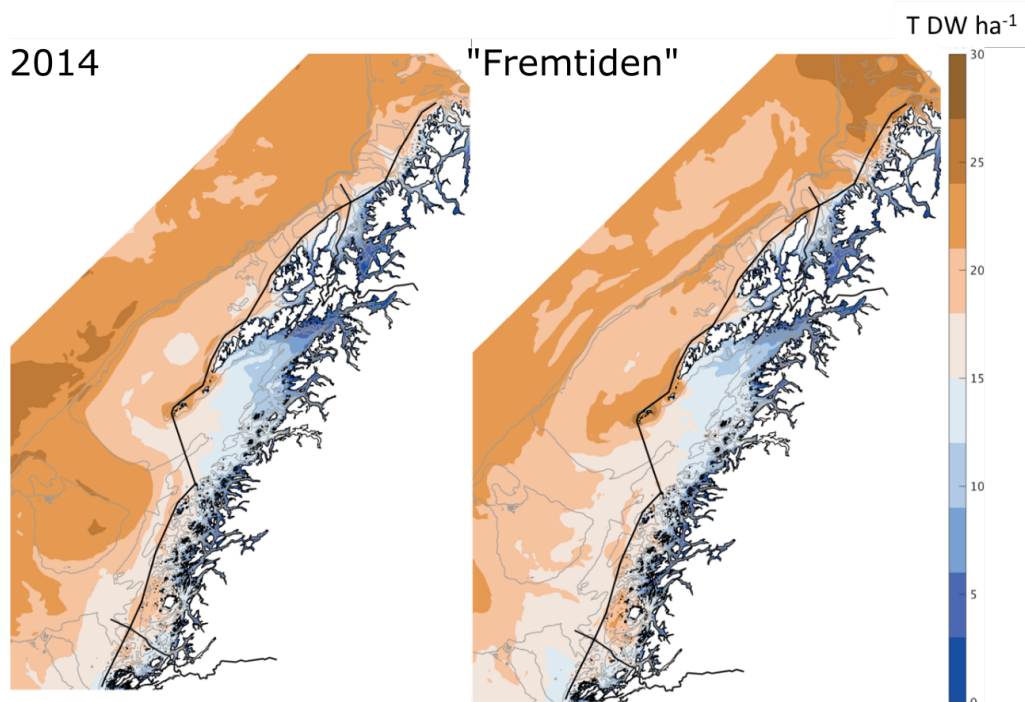
For å si noe om hvordan miljøet i havet påvirkes av den atmosfæriske temperaturøkningen, må man koble atmosfæremodeller med havmodeller. Dersom havmodellene kobler fysiske, kjemiske og biologiske prosesser, kan man også få indikasjoner om hvordan for eksempel den biologiske produksjonen kan komme til å endre seg (Ellingsen et al., 2008). Det er gjennomført en rekke modellstudier for Barentshavet og Arktis (Ellingsen et al., 2009; Slagstad et al., 2011) (figur 3), men detaljerte studier for norskekysten mangler.

Klimamodeller og ulike nedskaleringer har ulike bruksområder. Dersom modellene er for grove (ikke finmaskede nok), er det vanskelig å bruke dem til å vurdere lokale klimaeffekter (og behov for tilpasninger), og enda mindre på lokalitetsnivå (Reid et al., 2019a; Falconer et al., 2020). Resultatene i figur 4 er et godt eksempel. De to panelene viser, stort sett, det samme bildet. Ser vi nærmere på resultatene, er det imidlertid tegn til høyere produksjonspotensial for makroalger rundt Røst i "fremtiden" enn i "nåtiden" (representert ved 2014). Dette er fenomener som en grovere modell ikke kunne ha vist, fordi den ikke kan få frem prosesser på finere skala; landkonturene blir ikke beskrevet tilstrekkelig. Dette er en modellsimulering der biologiske prosesser er koblet med havfysikken, som igjen er koblet mot atmosfæriske prosesser. Det er blant annet fysiske forhold som vertikal blanding av vannmassene som spiller inn her. Vertikal blanding kan føre til økt tilgang til næringsalter, som dermed fører til økt vekst. Figuren illustrerer også hvordan flere variable vekselvirker og sammen kan føre til ikke-linære responser i et system.

Ulike modellverktøy brukes til å simulere effekter av for eksempel temperaturendringer (Gobler et al., 2017) og fra modellresultatene ser man hvordan nisjene for skadelige alger utvides. Man diskuterer samspillet mellom økologiske kontrollmekanismer og fysisk-kjemiske faktorer. For å øke presisjonen i modellverktøyene bør man innarbeide oppløsning/skaleringmuligheter og biologiske tilpasninger som for eksempel vertikal migrering eller annen adferd som påvirker algenes mulighet for å få tak i næringsstoffer fra slamutslipp og lignende (Wells et al., 2020).



Figur 3: Simulert fremtidig endring (frem til 2099) i marin og terrestrisk primærproduksjon som følge av klimaendringer (Ill.: Dag Slagstad, se for øvrig <https://www.ice-arc.eu/wp-content/uploads/2018/01/ICE-ARC-Highlights-brochure-English.pdf>). Som atmosfærisk pådrag er det tatt utgangspunkt i atmosfæretemperaturen fra et relativt optimistisk klimascenarior (RCP 2.6). Primærproduksjonen i havet er simulert ved hjelp av havmodellsystemet SINMOD (f.eks. (Slagstad and McClimans, 2005; Wassmann et al., 2019)).



Figur 4: Eksempel på nedskalering av atmosfæriske klimaprojeksjoner. Her er det gjort to simuleringer med det biofysiske havmodellsystemet SINMOD koblet med en vekstmodell for sukkertare (Broch et al., 2019). Fargene angir potensial for dyrking av sukkertare i tonn tørrstoff per hektar. Figuren til venstre viser resultatene fra en simulering der det er brukt atmosfæriske data for 2014. Figuren til høyre er basert på en tilsvarende simulering der lufttemperaturen i stedet er tatt fra et klimascenario som følger RCP8.5 (Slagstad et al., 2011). Det er antatt at temperaturøkningen vil øke med den nordlige breddegraden. Modelloppsettet som er brukt har 800 m horisontal oppløsning.

2.8 Vekselvirkninger mellom samtidige påvirkningsfaktorer

Et siste aspekt som bør fremheves er samtidig påvirkning fra flere faktorer. Et eksempel er organismer med kalkskall, som ved forsurening bruker mer energi på å vedlikeholde skallet, og som samtidig vil forbruke mer energi ved økte temperaturer. Laksefisk i åpne merder er et annet godt eksempel, siden lave oksygennivåer kombinert med høye temperaturer er uheldig. Effekten av to stressorer kan være verre enn “summen av enkelteffektene”. Flere samtidige påvirkningsfaktorer kan også være avgjørende for at enkelte endringer inntreffer (Sarà et al., 2018).

3 Klimaendringer og forutsetninger for oppdrett

Utslipp fra oppdrett og utnyttelse av disse er uløselig knyttet til forutsetninger for oppdrett langs norskekysten. Som vi har beskrevet ovenfor vil norske kyst- og havområder bli påvirket av klimaendringer både når det gjelder det fysiske, kjemiske og biologiske miljø. I dette kapitlet skal vi se på hvilken betydning klimaendringer kan ha spesifikt for oppdrett av laks. Vi må igjen ta utgangspunkt i den kunnskapen som foreligger. Det mangler generelt mye kunnskap om hvordan klimaendringer faktisk vil påvirke havbruksnæringen både når det gjelder Norge (Falconer et al., 2020) og verden for øvrig (Reid et al., 2019b).

3.1 Sensitivitet og tilpasningsdyktighet til klimaendringer

En nylig publisert studie (Blanchet et al., 2019)⁴ konkluderer med at innen europeisk havbruk er de nordiske landene spesielt sårbare for klimaendringer. Her er det primært temperatur som er klimadrivere. To av hovedgrunnene som løftes frem for Norden er temperatursensitiviteten til artene som produseres, og mangelen på diversitet (få arter er satt i produksjon). Dette siste spiller på næringens evne til endring og tilpasning, men også mer presis informasjon om hvilke endringer som vil gjøre seg gjeldende, hvor og når, har relevans her. Også når det gjelder landbasert akvakultur er de nordiske landene blant de mest sensitive. Her er sektoren i europeisk perspektiv også generelt mindre divers i den forstand at regnbueørret og karpe står for en stor del av produksjonen.

FNs mat- og landbruksorganisasjon (Food and Agricultural Organization of the United Nations, FAO) konkluderer også med at norsk havbruk er spesielt sårbart for klimaendringer (FAO, 2018). I tillegg er kapasiteten for tilpasning svært lav (ingen).

3.2 Temperatur

For lave temperaturer er sjelden et problem for laks. Temperaturer over 18°C kan føre til nedsatt appetitt, mens høy dødelighet oppstår ved lengre perioder med temperaturer på 23°C eller mer (Kullgren et al., 2013; Hvas et al., 2017). Spesielt i de sørligste produksjonsområdene er dette et problem i dag. Hvorvidt dette blir et økende problem her og lenger nord vil avhenge av hvordan ferskvannstilførsel og stratifisering endrer seg i disse områdene, og det foreligger ikke kunnskap om dette som vi kjenner til. Beveger vi oss lenger nord kan økte vanntemperaturer gi bedre produksjonsforhold. Dersom temperaturen blir betydelig høyere enn den optimale temperaturen for laks, kan det føre til en høyere økonomisk føfaktor, med en del åpenbare konsekvenser (Reid et al., 2019b).

3.3 Sykdom og parasitter

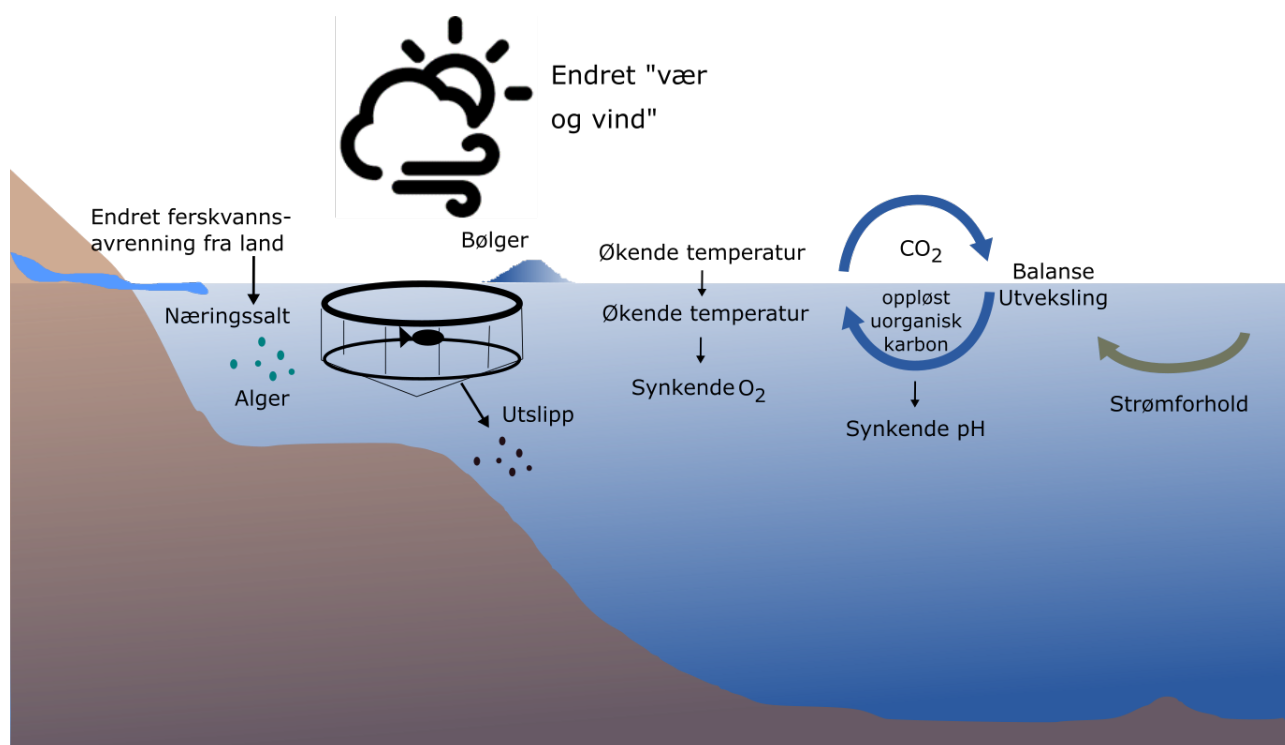
Temperatur er også viktig for spredning av lakselus og sykdommer. Det er velkjent at problemer med lus øker i sommerhalvåret. Økte temperaturer gir raskere utvikling av lus fra egg til smittsom kopepoditt og videre utvikling til kjønnsmodne hunnlus (Stien et al., 2005). Økt temperatur gir også større sannsynlighet for at lus setter seg på fisken. Økt temperatur og økt periode med høyere temperaturer kan dermed ha mye å si for det totale smittepresset i et område.

Et annet aspekt knyttet til sykdom og parasitter er at *tettheten* av lakseproduksjonen i en region påvirker smittepresset. Det er relativt lav tetthet av oppdrettsanlegg i nord og vanntemperaturene forventes å øke i større grad og bli høyere enn det som er optimalt i sør (figur 1), derfor er det grunn til å tro at deler av produksjonen vil bli flyttet nordover. Dette vil øke smittepresset fra parasitter og sykdom i nordlige regioner, i tillegg til at økte vanntemperaturer også der vil ha betydning (Vollset et al., 2020).

3.4 Oksygen

Oppløselighet av gasser henger tett sammen med temperatur. Oksygenforholdene er knyttet til forbruk og produksjon av oksygen i vannmassene, og utveksling med atmosfæren. Generelt er oksygennivåene høye i norske fjord- og kystområder. Høyere temperaturer gir lavere oksygeninnhold, men hvordan klimaendringer vil kunne påvirke oksygeninnhold i øvre vannlag i norske kyststrøk er ikke kjent. Dette er en viktig problemstilling i forhold til valg av gode oppdrettslokaliteter og kjennskap til endringer som ikke ligger langt frem i tid er svært relevant. Det er for eksempel kjent at det i perioder er kritisk lave oksygenivå ved enkelte lokaliteter. Om dette skyldes en kombinasjon av fiskens forbruk og lite vannutskifting eller om det også kan skyldes variasjon i de naturlige forholdene er ikke kjent. En kraftig blomstring av mikroalger kan påvirke oksygenivået lokalt. Dette skjer fordi algene produserer oksygen når de er fotosyntetisk aktive om dagen samtidig med at de respirerer og forbruker oksygen hele døgnet, spesielt om natten. Når blomstringen avtar og biomassen begynner å brytes ned

⁴Artikkelen er publisert innen et EU-prosjekt om klimaendringer og sjømatproduksjon, ClimeFish (<https://climefish.eu/>).



Figur 5: Illustrasjon av noen av de viktigste variablene for fiskeoppdrett som blir påvirket av klimaendringer.

ved mikrobiell aktivitet, så vil også oksygenforbruket lokalt øke. Oksygennivået har også potensielt effekter på gjellesykdom hos laks (Fisk et al., 2002).

3.5 Forsuring

Økt CO₂-konsentrasjon i havet og medfølgende forsuring (se avsnitt 2.3) har konsekvenser også for oppdrettsarter. Dette gjelder ikke bare fisk og skaldyr, men også alger (Ellis et al., 2017; Reid et al., 2019b). Høye CO₂-konsentrasjoner kan ha betydning for gjellefunksjon hos smolt og post-smolt (Seidelin et al., 2001).

3.6 Strømforhold

Siden det ikke er gjort detaljerte/høyoppløste studier på temaet er det vanskelig å si konkret hvordan strømforholdene vil endre seg på de lokalitetene og i de produksjonsområdene vi har i dag. Som nevnt i avsnitt 2.4 er det ikke usannsynlig at strømforholdene vil endre seg. Både strømfart og temperatur har betydning for kvalitet, velferd og overlevelse hos laks (Hvas et al., 2017; Remen et al., 2016).

3.7 Ressurstilgang

Globale klimaendringer kan ha direkte innvirkning på betingelsene for fiskeoppdrett i Norge, for eksempel ved at tilgangen på fôrråvarer blir endret. Det inngår mange ulike fiskeslag i dagens fiskefôr (Winther et al., 2020). Tilgangen på ulike råvarer vil dermed kunne endres som følge av klimaendringer.

3.8 Flere samtidige faktorer

Høyere temperaturer og næringssaltkonsentrasjoner kan være positivt for dyrking av makroalger (f.eks. tang, tare, søl og havsalat, figur 4). Samtidig vil disse miljøvariablene kunne føre til økt beiting på de dyrkede algene. Resultatene fra en japansk studie viste at mens økt temperatur eller næringssaltkonsentrasjon isolert sett førte

til dobling i beitingen på dyrkede makroalger, førte økt temperatur og næringssaltkonsentrasjon til en tredobling i beitingen (Endo et al., 2020). Dette illustrerer at man ikke alltid kan “addere” eller “multiplisere” effektene av enkeltvariabler for å finne den kombinerte effekten av samtidige endringer.

4 Utnyttelse av utslipp fra oppdrett

Utnyttelse av utslipp fra akvakultur blir beskrevet i delrapport 3. Har tar vi opp noen aspekter knyttet til dette som kan bli påvirket av klimaendringer.

4.1 Landbasert oppdrett og lukkede anlegg

I fullstendig lukkede, landbaserte anlegg vil antagelig klimaendringer ha mindre betydning enn i sjøanlegg. Dette avhenger imidlertid av i hvilken grad produksjonen er avhengig av inntak av vann fra ulike ferskvanns- og saltvannskilder, og i hvilken grad dette vannet må oppvarmes eller avkjøles. Teknologi og muligheter for utnyttelse av utslipp fra landbasert oppdrett blir beskrevet i delrapport 3.

Det finnes ulike teknologier for biologisk produksjon basert på avløpsvann fra landbaserte akvakulturanlegg. Både oppløste og partikulære utslipp kan utnyttes. Grønnalgen *Chlorella* kan dyrkes i N/P-rikt-avløpsvann med høy opptakseffektivitet (Hawrot-Paw et al., 2020) og det utføres forsøk med ulike alger og avløpsvann fra ulike fiskeslag (Tossavainen et al., 2019). Det finnes også mye erfaring med dyrking av makroalger i avløpsvann fra ulike former for fiskeoppdrett (Neori et al., 2004; Ghaderiardakani et al., 2019; Neori et al., 2019). Utfordringer knyttet til klimaendringer her vil potensielt være høyere temperaturer, men i noen tilfeller vil det å dyrke i et integrert anlegg kunne avhjelpe problemer med raske temperaturendringer (Figueroa et al., 2009). Temperaturen i lukkede sjøanlegg vil følge den omkringliggende vanntemperaturen og til dels miljøbetingelsene i havet. Dermed kan man anta at mange av de samme faktorene som påvirker åpne sjøanlegg vil ha betydning også for lukkede sjøanlegg, selv om for eksempel smittepresset fra lakselus og sykdommer kan antas å være lavere enn i åpne anlegg.

4.2 Havbruk i åpne anlegg

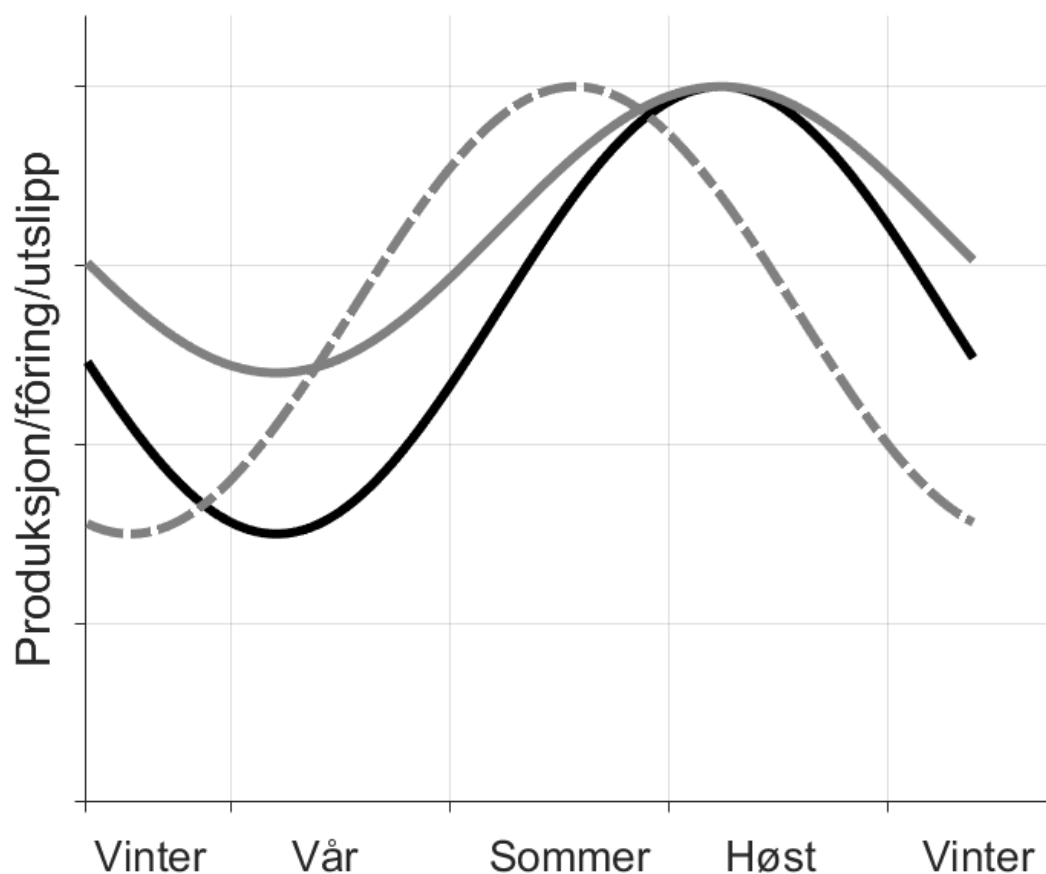
4.2.1 Utslipp

Hovedsakelig benyttes i dag åpne merder i sjø i utvekstfasen i norsk fiskeoppdrett. Utslippene fra norsk havbruksnæring i dag (2019) er beskrevet i delrapport 1. Utslippsratene henger sammen med fôringsintensiteten, som videre henger sammen med størrelse på fisken, total biomasse og vanntemperaturen. I svært grove trekk vil utslippene for et større område, for eksempel hele landet eller et produksjonsområde, følge den sesongmessige variasjonen i vanntemperaturen (Wang et al., 2012). Dette gjelder både partikulært og oppløst material.

Endringer i vanntemperaturen vil føre til endrede fôrings- og utslippsrater (figur 6). Ser vi alle anleggene i for eksempel et produksjonsområde under ett, og dersom vi kun vurderer endringer som følge av temperatur, er det et par ting som kan komme til å skje.

- Økende temperaturer kan føre til at “toppen” i utslippene kommer tidligere enn i dag.
- Dersom temperaturen gjennomgående øker, vil utvekstfasen blir kortere, og utslippene vil bli mer konsentrert i tid, eller den totale sesongmessige variasjonen vil bli mindre.

Globale klimaendringer kan ha direkte innvirkning på betingelsene for fiskeoppdrett i Norge, for eksempel ved at tilgangen på fôrråvarer blir endret. Dette har betydning for sammensetningen av fôret, for fordøyeligheten og dermed også sammensetningen av og egenskapene til de partikulære utslippene.



Figur 6: Konseptuell/kvalitativ fremstilling av hvordan fremtidig temperaturøkning kan komme til å påvirke det sesongmessige utslippet av partikulært material eller oppløste næringssalter fra åpne sjøanlegg i et produksjonsområde eller region. Den *sorte* kurven representerer dagens situasjon. Hvordan utslippene varierer over tid stemmer grovt sett med utslippsprofilene i delrapport 1 "Kvantifisering av utslipp", men dette vil ikke nødvendigvis representere et enkelt anlegg. Vi ser at utslippet er lavest tidlig om våren, tar seg opp gjennom sommeren og er størst sent på sommeren eller tidlig på høsten. Den *heltrukne, grå* kurven representerer et mulig fremtidsscenario der det er relativt mindre sesongvariasjon. Dette vil kunne skje dersom vanntemperaturen øker om vinteren og våren og det dermed blir en jevnere tilvekst på matfisk i sjø. Den *stiplede, grå* kurven representerer en annen mulighet. Her er temperaturen høyere om våren og sommeren, slik at produksjonen i denne perioden blir relativt høyere. Et slikt scenario vil også kunne oppstå dersom temperaturen om våren og sommeren øker, mens temperaturen på sensommeren og høsten potensielt blir for høy for god tilvekst. Se også figur 1.

4.2.2 Effekter av utslipp under klimaendringer

Det er ikke enklere å oppsummere miljøeffektene av utslipp under klimaendringer enn under dagens forhold. Vi beskriver kort noen aspekter knyttet til effekter av utslipp under klimaendringer med blick til delrapport 2. Se for øvrig referansene der.

Effekter av og på begroing Frigjøring av begroingsorganismer ved notvask kan betraktes som et organisk utslipp fra havbruk (delrapport 2). Veksten og biomassen av groe på et oppdrettsanlegg er avhengig av temperatur og lysintensitet. Økte temperaturer vil føre til raskere vekst, og det vil være behov for hyppigere notvask, muligens til andre tidspunkt enn i dag. Utslippene vil i denne forstand øke. Spesielt oppdrettsanlegg i nord, der temperaturøkningen er høyest, vil merke effekten av dette. Dette vil ikke bare føre til økt ressursbruk, men kan også påvirke kvalitet og helse hos fisken.

Oppløst organisk og uorganisk næringsstoff Effekten av oppløst organisk material er vurdert i delrapport 2. Omsetningstiden for disse stoffene er relativt lang. Ved økte temperaturer vil denne omsetningstiden gå ned, men det er vanskelig å vurdere om dette er av stor betydning.

Utslipp av næringsstoffer fra akvakultur sees på som en eutrofieringsprosess som påvirker økosystemet og primærprodusentene lokalt, og temaet har blitt undersøkt parallelt med utviklingen av havbruk (Pruder, 1986). Planteplankton er dessuten en veldig viktig brikke i marine økosystem og man bygger opp kunnskap om klimaendringer og effekter på primærproduksjon (Käse and Geuer, 2018). Oppløst uorganisk material fra fiskeoppdrett er høyt biologisk tilgjengelig. Effekten av oppløst uorganisk material vil henge sammen med tilstanden i økosystemet for øvrig (Olsen et al., 2014). Under lysbegrensede forhold vil ikke vekst hos primærprodusenter bli påvirket nevneverdig. Når våroppblomstringen starter, vil høyere temperaturer kunne føre til raskere vekst, og dermed også en raskere omsetning av både naturlig tilførte og antropogene næringsstoffer.

Algesamfunn og primærproduksjon nær oppdrettslokaliteter blir studert jorda rundt (Navarro et al., 2008; Wang et al., 2009; Bartozek et al., 2014; Bandpei et al., 2016) og et studium fra det Østersjøen viste at planktonisk klorofyll økte betydelig i nærheten av oppdrettslokaliteter og var den tydeligste indikatoren for økt næringstilførsel (Honkanen and Helminen, 2000). Et studium fra Adriaterhavet viste at det var mer planteplanktonbiomasse på en oppdrettslokalitet spesielt i sommersesongen, men artssammensetningen ble styrt av sesongsuksessjon (Skejic et al., 2011). I et kinesisk feltstudium undersøkte de hvordan temperaturøkning i vannet (fra utslipp av varmt vann fra kraftproduksjon) og utslipp av næringsstoffer fra oppdrett samvirket på planteplankton i området, og fant at i kalde årstider kunne det indusere oppblomstring av den skadelige dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* (Jiang et al., 2013). Man diskuterer også om utslipp fra akvakultur har effekter over større områder, både i utstrekning fra et enkelt anlegg (Tsagaraki et al., 2013), men også i større områder der antallet oppdrettsanlegg øker (Sarà et al., 2011). Noen steder har man ikke kunnet påvise høye næringsstoffkonsentrasjoner eller økning i klorofyll i nærheten av oppdrettsanlegg (Neofitou and Kilaoudatos, 2008; Jansen et al., 2018), men ved nærmere studier har man i noen tilfeller funnet at årsaken kan være rask effekt av beitere som holder planteplanktonet nede og overfører næringsstoffene oppover i næringskjeden (Pitta et al., 2009).

Hvorvidt oppløste, uorganiske næringsstoffer har en entydig effekt på oppblomstring av skadelige alger er ikke klart. Under videre klimaendringer er denne sammenhengen heller ikke klar.

Resultater fra modellsimuleringer tyder på at den pelagiske primærproduksjonen kan komme til å gå ned i deler av Norskehavet ved fortsatte klimaendringer (figur 3). Dette har (i modellen) sammenheng med mengden tilgjengelig næringsstoff i den fotiske sonen (0 - 50 m dyp). Tilgangen på næringsstoffer er i dag begrensende for primærproduksjonen langs deler av norskekysten, og dersom dette blir enda tydeligere under videre klimaendringer, kan utslipp fra havbruksnæringen også kunne ha positive effekter.

Partikulært organisk material Selv om vannstrømmer potensielt kan transportere partikulært organisk material fra oppdrettsanlegg opp mot et par kilometer bort fra anlegget, vil størstedelen av massen bli deponert på bunnen rett under eller rett i nærheten av anlegget (Broch et al., 2017; Woodcock et al., 2018). Både på bunnen

og i suspensjon vil dette organiske materialet interagere både med filtrerende makroorganismer og mikroorganismer. Det er grunn til å tro at *intensiteten* i utslippet og overvåkning av bunnforholdene vil fortsette å ha stor betydning for effektene av disse utslippene.

4.2.3 Utnyttelse av utslipp fra havbruk

Vi kommer her til å fokusere utelukkende på utnyttelse av utslipp til biologisk produksjon. Dette innebærer med andre ord en eller annen form for kultivering av en eller flere organismer i tillegg til laks som kan nyttiggjøre seg en eller flere av de komponentene som slippes ut.

Biologisk produksjon Generelt kan man si at de fleste marine biologiske prosesser vil gå raskere dersom vanntemperaturen øker (sjøpattedyr utgjør selvfølgelig et viktig unntak). Hvor mye dette har å si for biologisk produksjon varierer imidlertid siden mange organismer vokser og trives best innen et visst temperaturintervall. Blir temperaturen for høy, vil det gå utover effektiviteten av omsetningen av avfallsstoffer. Dette gjelder også blant fotosyntetiserende organismer, som vil kunne respirere mer karbon enn de produserer dersom temperaturen blir for høy.

Dersom man ønsker å utnytte de faktiske utslippene fra åpne oppdrettsanlegg i sjø, må man gjøre dette relativt tett på oppdrettsanlegget (Broch et al., 2017; Jansen et al., 2018; Fossberg et al., 2018). Hvis ikke vil materialet bli omsatt i økosystemet underveis. Man kan tenke seg å utnytte ressurser i en region fra et *massebalanseperspektiv* der et utslipp på X tonn av et stoff kompenseres med produksjon av en eller flere arter som tar opp X tonn av det samme stoffet, men ikke nødvendigvis det som er sluppet ut. Dette vil ikke nødvendigvis føre til noen ekstra fordeler som spesielt bra vekst eller kvalitet, for eksempel ved utnyttelse av spesielt attraktive fettstoffer i fiskefekalier. Det vil imidlertid føre til en balansering av utslipp og ekstraksjon i en region/et område.

Både hetero- og autotrofe organismer forbruker oksygen. Alger og planter produserer i vekstperioden netto mer oksygen enn de forbruker, men også disse vil i perioder forbruke mer enn de produserer. Høyere temperaturer kan føre til økt respirasjon og mindre effektiv energiomsetning. Dette kan føre til høyere oksygenkonsum, som sammen med de generelt synkende oksygennivåene (Schmidtke et al., 2017) potensielt kan føre til problemer i fiskeoppdrett. Derfor er det viktig at arter, biomasse og funksjonelle grupper i ulike produksjonssystemer balanseres, spesielt i et klimaperspektiv.

Diversitet og IMTA Norsk akvakulturproduksjon består i hovedsak av laks og regnbueørret. Blanchet et al. (2019) nevner manglende diversitet innen den norske akvakulturindustrien som en faktor som gjør industrien mer sårbar for klimaendringer. Reid et al. (2019a) trekker også frem diversifisering som en av flere måter å tilpasse seg klimaendringer på. Ved å produsere flere arter spres risikoen.

Diversifisering på lokalitetsnivå kan oppnås for eksempel gjennom *integrert multitrofisk akvakultur* (IMTA). IMTA går ut på å produsere minst to arter sammen, på ulike trofiske nivåer, der den ene kan utnytte avfallsproduktene fra den andre til vekst (Neori et al., 2004; Chopin et al., 2012). For eksempel kan blåskjell eller kamskjell utnytte partikulære organiske utslipp fra lakseoppdrett (Chopin et al., 2012; Handå et al., 2012; Bergvik et al., 2019), mens tare og andre makroalger kan utnytte de oppløste uorganiske utslippene (Handå et al., 2013; Broch et al., 2013; Fossberg et al., 2018). I denne sammenhengen kalles da laksen for *driverarten*, som her er det leddet i systemet der det tilføres fôr. IMTA brukes som regel om systemer der de filtrerende (f.eks. blåskjell) eller ekstraherende (f.eks. sukkertare) artene er satt ut med hensikt. Det finnes imidlertid et utall varianter av IMTA, og man kan også tenke seg systemer der man aktivt høster av naturlige forekomster som tilføres fôr fra oppdrettsanlegget, for eksempel børstemark under lakseoppdrettsanlegg (Jansen et al., 2019). Et viktig prinsipp er imidlertid at avfallsressursen (lakseskitt eller oppløst uorganisk nitrogen) må passere (minst) et trofisk nivå i et IMTA-system. For eksempel bidrar ammonium fra respirasjonen hos laks til å realisere primærproduksjon i makroalger (nivå 0 til nivå 1).

I tillegg til direkte og indirekte å utnytte fôrressursene i lakseoppdrett, bidrar IMTA til diversifisering av

oppdrettsnæringen gjennom produksjon av flere arter. Polykulturer kan også bidra⁵ til diversifisering. Monokulturer av flere arter er selvfølgelig også en mulighet. Generelt kan man si at diversifisering er et av flere mulige tiltak for å redusere sårbarheten for klimaendringer.

4.3 CO₂-utslipp fra havbruksnæringen og motvirkning av klimaendringer

Selv om det ikke er hovedtema for denne utredningen er det relevant å nevne havbruksnæringens egne klimagassutslipp. Oppdrett av fisk og andre organismer bidrar naturligvis til klimagassutslipp på lik linje med så å si alle andre aktiviteter. Som alle andre næringer har dermed også havbruksnæringen et ansvar for å redusere utslippene sine. En nylig publisert studie av klimagassutslippene fra norsk sjømatproduksjon (Winther et al., 2020) peker på en rekke områder innen lakseoppdrett med potensial for utslippsreduksjoner. I tillegg til økt energieffektivitet og førutnyttelse er utnyttelse av ulike restråstoffer eller biprodukter fra lakseoppdrett et viktig aspekt. En mulig forlengelse av dette er utnyttelse av både næringssalter og fekalier fra lakseoppdrett. Bioproduksjon basert på utslipp fra lakseoppdrett vil kunne erstatte annen biomasse produsert med større CO₂-utslipp.

Et aspekt ved IMTA med tare og laks som er svært interessant, men som sjelden trekkes frem, er muligheten for å fjerne CO₂ fra atmosfæren via tareoppdrett. Tare tar opp oppløste næringssalter fra sjøen, inkludert eventuelle utslipp fra fiskeoppdrett, samtidig som den binder CO₂ gjennom fotosyntese. Dersom taren høstes og brukes i ulike produkter, inkludert i dyrefôr og menneskeføde, vil dette CO₂et slippes ut igjen. På denne måten bidrar tarekulturene til å omsette CO₂. Men i løpet av vekstsesongen vil også tarefragmenter løsne og falle av. Estimater fra Kina antyder at karbon tilsvarende 61 % av karbonmassen som høstes i dyrket tarebiomasse i tillegg slippes ut som fragmenter og hele planter i løpet av dyrkingssesongen (Zhang et al., 2012)⁶. Dette karbonet vil synke inn i sedimenter og potensielt kunne bli fraktet langt avgårde og deponeres på store dyp (Duarte et al., 2017; Filbee-Dexter et al., 2020), og ikke bli tilbakeført til atmosfæren på lang tid. Dette er i så fall et *klimapositivt* bidrag - det bidrar til å redusere CO₂-konsentrasjonen i atmosfæren og i havet.

Dyrking av makroalger har også en annen positiv effekt på miljøet. Algene bidrar til å motvirke surt havmiljø (høye CO₂-konsentrasjoner), og kan bidra til at blåskjell eller andre organismer med kalkskall får bedre vekst og sterkere skall (Fernández et al., 2019). Denne effekten inntreer uavhengig av om algene bidrar til netto eksport av karbon eller ei.

5 Kunnskapsbehov

Her nevner vi noen viktige områder der det bør utvikles og gjennomføres forskningsprosjekter for å øke kunnskapen om effekter av klimaendringer på betingelser for havbruk og effekter av og på utslipp fra havbruk. Dette er ikke en uttømmende gjennomgang.

Klimaprojeksjoner for norskekysten og på lokalitetsnivå

De eksisterende klimanedskaleringene for norskekysten er for grove til å være nyttige på lokalt eller lokalitetsnivå (Falconer et al., 2020). Derfor er det et behov for bedre og mer detaljert kunnskap om hvordan klimaendringer lokalt vil påvirke forholdene langs norskekysten. Hvordan forholdene vil endre seg ved enkeltlokaliteter har stor betydningen for produksjonsplanlegging og forvaltning. Med tanke på vekst i næringen er regionale og lokale studier av klimapåvirkning på fysiske og biologiske forhold særdeles viktige. Høyoppløste havmodeller (figur 4) kan brukes til å gi nyttige perspektiver på viktige variabler som temperatur, bølger, strømforhold, oksygen og hvordan disse påvirkes av atmosfæriske klimaendringer. Klimanedskaleringene er helt nødvendige som grunnlag for videre forskning på alle andre klimaeffekter på norsk havbruk.

⁵Dette er ikke det samme som IMTA fordi polykulturer dreier seg om oppdrett av flere arter, men ikke nødvendigvis fra ulike trofiske nivåer.

⁶Resultater fra forskningsprosjektet KELPPRO (finansiert av Norges Forskningsråd, www.kelppro.net) antyder at dette tallet kan være mye lavere under norske forhold. Se Fieler, Greenacre, Matsson, Neves, Forbord m. fl. (under utarbeidelse).

Sykdom og parasitter

Endring av miljøbetingelsene og strømforholdene vil gi nye mønstre for smittespredning av virus og parasitter mellom oppdrettsanlegg. Vanntransporten endres og økte temperaturer vil gi kortere utviklingstid for lakselus, for å nevne noe. Nye sykdommer og parasitter kan bli et problem. Det er behov for forskning for å undersøke dette nærmere.

Skadelige alger og andre problematiske organismer

Økt kunnskap om skadelige alger er viktig både med tanke på eventuelle effekter av utslipp fra havbruksnæringen på skadelige algeoppblomstringer og effekter av skadelige alger på oppdrettsfisk (og andre oppdrettsarter). Det er behov for forskning på årsakene til og hyppigheten av skadelige algeoppblomstringer. Det er også behov for forskning på effekten av mulige mottiltak og undersøkelser av hvilke typer beredskap som er nødvendige for å oppnå en ønsket grad av sikring mot konsekvensene av algeoppblomstringer⁷. Det er også nødvendig å øke kunnskapen om betydningen av andre “problematiske” organismer i en klimasammenheng. Slike problemorganismer kan være begroingsorganismer som frigjøres ved notvask (Bloecher et al., 2015), maneter og høye konsentrasjoner av larver og andre planktoniske stadier av ulike organismer som forekommer naturlig i det marine økosystemet.

Mye av kunnskapen vi har om næringsbehov, opptak og vekst hos planktonalger er fra laboratoriestudier under stabile og kontrollerte betingelser. Dyrking av mikroalger i avløpsvann fra landbasert fiskeproduksjon kan være en kilde til kunnskap om algevekst i næringsrikt medium (Han et al., 2019). Men faktorer som er med på å styre prosessene i sjøen eller de høyst variable omgivelsene er som oftest ikke tatt med. Økt temperatur kan gi økt næringsopptak og vekst i kulturforsøk, men om man begrenser lyset for å simulere formørkning i vannet så motvirkes kanskje effekten. Modellstudier som verktøy for biomasseproduksjon kan tilpasses for å gjenskape omskiftelige miljøer med for eksempel fluktuasjoner i lys og temperatur (Huesemann et al., 2016), men også her er situasjonen statisk og forenklet i forhold til hvordan det vil være ute i sjøen. Mye av kunnskapen vi har er dessuten motivert ut fra ønsker om å produsere mest mulig biomasse av én art for produksjon av biodrivstoff, levendefôr og lignende. Slike situasjoner er svært forskjellige fra situasjoner i naturen, der total biomasse vil være lavere og mange arter vil være til stede og konkurrere om ressurser og kommunisere til hverandre gjennom kjemiske forbindelser. For eksempel kan giftigheten av alger endre seg med miljøbetingelsene (Marchetti et al., 2004; Blossom et al., 2019). Det er derfor ikke mulig å overføre resultater direkte fra laboratorieforsøk til naturlige forhold, og målrettet forskning i felt må gjennomføres.

Utslipp og utnyttelse av utslipp

Det er behov for forskning på hvordan utslippene fra norsk havbruk vil endre seg med klimaet, samtidig som de endrer seg som følge av forvaltning, produksjonsvolum, førsammensetning og andre forhold. Hvor store utslippene er og når og hvor de forekommer er alt sammen av betydning. Utslippene må sees i sammenheng med nye arter i produksjon og ny produksjonsteknologi.

Samtidige effekter og flere stressorer

Et siste, svært omfattende tema, er hvordan klimaendringer virker sammen med andre stressfaktorer på betingelsene for og utslipp fra norsk havbruk. Eksempler på andre stressfaktorer kan omfatte forurensning, miljøgifter, mikroplast og så videre. Mulighetene for utnyttelse av utslippene må også sees i denne sammenhengen.

Referanser

Impacts of climate change on fisheries and aquaculture. FAO fisheries and aquaculture technical paper 627, Food and Agricultural Organization of the UN, 2018.

⁷<https://www.sintef.no/prosjekter/kystnar-beredskap/>

- D. L. Aksnes, N. Dupont, A. Staby, Ø. Fiksen, S. Kaartvedt, and J. Aure. Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Mar. Ecol. Prog.*, 397:39–49, 2009.
- M. A. A. Bandpei, H. N. Saravi, R. Rahmati, N. Khodoparast, and A. Keihansani. Examining the effects of fish cage culture on phytoplankton and zooplankton communities in the Southern coast of the Caspian Sea (Mazandaran waters-Kelarabad). *Am. J. Life Sci. Res.*, 4:104–117, 2016.
- E. C. R. Bartozek, N. C. Bueno, and L. C. Rodrigues. Influence of fish farming in net cages on phytoplankton structure: a case study in a subtropical Brazilian reservoir. *Braz. J. Biol.*, 74:145–155, 2014.
- M. Bergvik, L. Stensås, A. Handå, K. I. Reitan, Ø. Strand, and Y. Olsen. Incorporation of feed and fecal waste from salmon aquaculture in great scallops (*Pecten maximus*) co-fed by different algal concentrations. *Frontiers in Marine Science*, 5:524, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2018.00524. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00524>.
- M.-A. Blanchet, R. Primicerio, A. Smalås, J. Arias-Hansen, and M. Aschan. How vulnerable is the european seafood production to climate warming? *Fisheries Research*, 209:251 – 258, 2019. ISSN 0165-7836. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.09.004>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016578361830239X>.
- N. Bloecher, O. Floerl, and L. M. Sunde. Amplified recruitment pressure of biofouling organisms in commercial salmon farms: potential causes and implications for farm management. *Biofouling*, 31:163–172, 2015.
- H. E. Blossom, B. Markussen, N. Daugbjerg, B. Krock, A. Norlin, and P. J. Hansen. The cost of toxicity in microalgae: Direct evidence from the dinoflagellate *Alexandrium*. *Frontiers in Microbiology*, 10:1065, 2019. ISSN 1664-302X. doi: 10.3389/fmicb.2019.01065. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmicb.2019.01065>.
- K. Y. Børsheim and L. Golmen. Forsuring av havet. Kunnskapsstatus for norske farvann. Technical report, Havforskningsinstituttet, 2009. 96 s. TA nr 2575/2009. Skrevet for SFT (kontraktsnummer 5009146).
- O. J. Broch, I. Ellingsen, S. Forbord, X. Wang, Z. Volent, M. O. Alver, A. Handå, K. Andresen, D. Slagstad, K. Reitan, Y. Olsen, and J. Skjermo. Modelling the cultivation and bioremediation potential of the kelp *Saccharina latissima* in close proximity to and exposed salmon farm in Norway. *Aquacult. Environ. Interact.*, 4:187–206, 2013.
- O. J. Broch, R. L. Daae, I. H. Ellingsen, R. Nepstad, E. Å. Bendiksen, J. L. Reed, and G. Senneset. Spatiotemporal Dispersal and Deposition of Fish Farm Wastes: A Model Study from Central Norway. *Front. Mar. Sci.*, 4:199, 2017.
- O. J. Broch, M. O. Alver, T. Bekkby, H. Gundersen, S. Forbord, A. Handå, J. Skjermo, and K. Hancke. The kelp cultivation potential in coastal and offshore regions of Norway. *Frontiers in Marine Science*, 5:529, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2018.00529. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00529>.
- T. Chopin, J. A. Cooper, G. Reid, S. Cross, and C. Moore. Open-water integrated multi-trophic aquaculture: environmental biomitigation and economic diversification of fed aquaculture by extractive aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 4(4):209–220, 2012. doi: 10.1111/j.1753-5131.2012.01074.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1753-5131.2012.01074.x>.
- S. Connell, Z. Doubleday, N. Foster, S. Hamlyn, C. Harley, B. Helmuth, B. Kelaher, I. Nagelkerken, K. Rodgers, G. Sarà, and B. Russell. The duality of ocean acidification as a resource and a stressor. *Ecology*, 99:1005–1010, 2018.

- E. Dahl, E. Bagøien, B. Edvardsen, and N. C. Stenseth. The dynamics of *Chrysochromulina* species in the Skagerrak in relation to environmental conditions. *Journal of Sea Research*, 54(1):15 – 24, 2005. ISSN 1385-1101. doi: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.02.004>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385110105000079>. Contrasting Approaches to Understanding Eutrophication Effects on Phytoplankton.
- A. Dai, D. Luo, and M. Song. Arctic amplification is caused by sea-ice loss under increasing CO₂. *Nat. Commun.*, 10:121, 2019.
- K. Davidson, R. J. Gowen, P. J. Harrison, L. E. Fleming, P. Hoagland, and G. Moschonas. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *Journal of Environmental Management*, 146:206 – 216, 2014. ISSN 0301-4797. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.002>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971400334X>.
- A. Deininger and H. Frigstad. Reevaluating the role of organic matter sources for coastal eutrophication, oligotrophication, and ecosystem health. *Frontiers in Marine Science*, 6:210, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2019.00210. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2019.00210>.
- C. M. Duarte, J. Wu, X. Xiao, A. Bruhn, and D. Krause-Jensen. Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaption? *Front. Mar. Sci.*, 4(100), 2017. doi:10.3389/fmars.2017.00100.
- I. Ellingsen, D. Slagstad, and A. Sundfjord. Modification of water masses in the Barents Sea and its coupling to ice dynamics: a model study. *Ocean Dyn.*, 59:1095–1108, 2009.
- I. H. Ellingsen, P. Dalpadado, D. Slagstad, and H. Loeng. Impact of climatic change on the biological production in the Barents Sea. *Clim. Change*, 87:155–175, 2008.
- R. P. Ellis, M. A. Urbina, and R. W. Wilson. Lessons from two high co₂ worlds – future oceans and intensive aquaculture. *Global Change Biology*, 23(6):2141–2148, 2017. doi: 10.1111/gcb.13515. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.13515>.
- H. Endo, Y. Sato, K. Kaneko, D. Takahashi, K. Nagasawa, Y. Okumur, and Y. Agatsuma. Ocean warming combined with nutrient enrichment increases the risk of herbivory during cultivation of the marine macroalga *Undaria Pinnatifida*. *ICES J. Mar. Sci.*, (fsaa069), 2020.
- L. Falconer, S. Hjøllø, T. C. Telfer, B. J. McAdam, Ø. Hermansen, and E. Ytteborg. The importance of calibrating climate change projections to local conditions at aquaculture sites. *Aquaculture*, 514:734487, 2020.
- P. A. Fernández, P. P. Leal, and L. A. Henríquez. Co-culture in marine farms: macroalgae can act as chemical refuge for shell-forming molluscs under an ocean acidification scenario. *Phycologia*, 58(5):542–551, 2019. doi: 10.1080/00318884.2019.1628576. URL <https://doi.org/10.1080/00318884.2019.1628576>.
- F. L. Figueroa, A. Israel, A. Neori, B. Martinez, E. J. Malta, P. A. Jr., S. Inken, R. Marquardt, and N. Korbee. Effects of nutrient supply on photosynthesis and pigmentation in *Ulva lactuca* (chlorophyta): responses to short-term stress. *Aquat. Biol.*, 7:173–183, 2009.
- K. Filbee-Dexter, M. Pedersen, S. Fredriksen, K. Norderhaug, E. Rinde, K. T., J. Albretsen, and T. Wernberg. Carbon export is facilitated by sea urchins transforming kelp detritus. *Oecologia*, 192:213–225, 2020.
- D. M. Fisk, M. D. Powell, and B. F. Nowak. The effect of amoebic gill disease and hypoxia on survival and metabolic rate of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Bull. Eur. Ass. Fish. Pathol.*, 22:190–194, 2002.
- J. Fossberg, S. Forbord, O. J. Broch, A. M. Malzahn, H. Jansen, A. Handå, H. Førde, M. Bergvik, A. L. Fleddum, J. Skjermo, and Y. Olsen. The potential for upscaling kelp (*Saccharina latissima*) cultivation in

- salmon-driven integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Frontiers in Marine Science*, 5:418, 2018. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2018.00418. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00418>.
- H. Frigstad, Ø. Kaste, A. Deininger, K. Kvalsund, G. Christensen, R. G. J. Bellerby, K. Sørensen, M. Norli, and A. L. King. Influence of riverine input on Norwegian coastal systems. In *Frontiers in Marine Science*, 2020.
- K. Gao, J. Beardall, D.-P. Häder, J. M. Hall-Spencer, G. Gao, and D. A. Hutchins. Effects of ocean acidification on marine photosynthetic organisms under the concurrent influences of warming, uv radiation, and deoxygenation. *Frontiers in Marine Science*, 6:322, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2019.00322. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2019.00322>.
- F. Ghaderiardakani, G. Califano, J. F. Mohr, M. H. Abreau, J. C. Coates, and T. Wichard. Analysis of algal growth- morphogenesis-promoting factors in an integrated multi-trophic aquaculture system for farming *Ulva* spp. *Aquacult Environ Interact*, 11:375–391, 2019.
- C. J. Gobler, O. M. Doherty, T. K. Hattenrath-Lehmann, A. W. Griffith, Y. Kang, and R. W. Litaker. Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(19):4975–4980, 2017. ISSN 0027-8424. doi: 10.1073/pnas.1619575114. URL <https://www.pnas.org/content/114/19/4975>.
- P. Han, Q. Lu, L. Fan, and W. Zhou. A review on the use of microalgae for sustainable aquaculture. *Appl. Sci*, 9:2377, 2019.
- A. Handå, S. Forbord, X. Wang, O. J. Broch, S. W. Dahle, T. S. Størseth, K. I. Reitan, Y. Olsen, and J. Skjermo. Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture in Norway. *Aquaculture*, 414-415:191–201, 2013.
- A. Handå, H. Min, X. Wang, O. J. Broch, K. I. Reitan, H. Reinertsen, and Y. Olsen. Incorporation of fish feed and growth of blue mussels (*Mytilus edulis*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture: Implications for integrated multi-trophic aquaculture in Norwegian coastal waters. *Aquaculture*, 356-357: 328 – 341, 2012. ISSN 0044-8486. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.04.048>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848612002876>.
- M. Hawrot-Paw, A. Koniuszy, M. Gałczyńska, G. Zając, and J. Szyszlak-Bargłowicz. Production of microalgal biomass using aquaculture wastewater as growth medium. *Water*, 12(1), 2020. ISSN 2073-4441. doi: 10.3390/w12010106. URL <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/1/106>.
- T. Honkanen and H. Helminen. Impacts of fish farming on eutrophication: comparisons among different characteristics of ecosystems. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 85:673–686, 2000.
- M. Huesemann, B. Crowe, P. Waller, A. Chavis, S. Hobbs, S. Edmundson, and M. Wigmosta. A validated model to predict microalgae growth in outdoor pond cultures subjected to fluctuating light intensities and water temperatures. *Algal Research*, 13:195 – 206, 2016. ISSN 2211-9264. doi: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.11.008>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926415300989>.
- M. Hvas, O. Folkedal, A. Imsland, and F. Oppedal. The effect of thermal acclimation on aerobic scope and critical swimming speed in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Experimental Biology*, 220(15):2757–2764, 2017. ISSN 0022-0949. doi: 10.1242/jeb.154021. URL <https://jeb.biologists.org/content/220/15/2757>.
- IPCC. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. In press, 2019. H.-O. Pörtner and D. C. Roberts and V. Masson-Delmotte and P. Zhai and M. Tignor and E. Poloczanska and K. Mintenbeck and A. Alegría and M. Nicolai and A. Okem and J. Petzold and B. Rama and N. M. Weyer (eds.).

- H. K. Jansen, P. K. Hansen, N. Brennan, T. G. Dahlgren, J., M. A. J. Nederlof, T. Strohmeier, H. Sveier, and Ø. Strand. Enhancing opportunistic polychaete communities under fish farms: an alternative concept for integrated aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.*, 11:331–336, 2019.
- H. M. Jansen, O. J. Broch, R. Bannister, P. C. and. A. Handå, V. Husa, Z. Jiang, T. Strohmeier, and Ø. Strand. Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient waste plume from Norwegian salmon cage aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.*, pages 385–399, 2018.
- Z. Jiang, Y. Liao, J. Liu, L. Shou, Q. Chen, X. Yan, G. Zhu, and J. Zeng. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (*Prorocentrum minimum*) blooms in cold seasons. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1): 315 – 324, 2013. ISSN 0025-326X. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.006>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X13003755>.
- T. Johannesen and E. Dahl. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.*, 41:766–778, 1996.
- L. Käse and J. K. Geuer. Phytoplankton responses to marine climate change – an introduction. In S. Jungblut, V. Liebich, and M. Bode, editors, *YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other*, pages 55–71, Cham, 2018. Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-93284-2.
- R. E. Keeling, K. Arne, and N. Gruber. Ocean deoxygenation in a warming world. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 2: 199–229, 2010.
- A. Kullgren, F. Jutfelt, R. Fontanillas, K. Sundell, L. Samuelsson, K. Wiklander, P. Kling, W. Koppe, D. J. Larsson, B. T. Björnsson, and E. Jönsson. The impact of temperature on the metabolome and endocrine metabolic signals in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 164(1):44 – 53, 2013. ISSN 1095-6433. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.10.005>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1095643312004837>.
- D. Kyriliuk and S. Kratzer. Summer distribution of total suspended matter across the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 5:504, 2019. ISSN 2296-7745. doi: [10.3389/fmars.2018.00504](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00504). URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00504>.
- D. Laffoley and J. M. Baxter, editors. *Ocean deoxygenation: Everyone's problem - Causes, impacts, consequences and solutions*. IUCN, 2019. Switzerland, 580pp.
- H. Madsen, D. Lawrence, M. Lang, M. Martinkova, and T. Kjeldsen. Review of trend analysis and climate change projections of extreme precipitation and floods in Europe. *Journal of Hydrology*, 519:3634 – 3650, 2014. ISSN 0022-1694. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.003>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414008889>.
- A. Marchetti, V. L. Trainer, and P. J. Harrison. Environmental conditions and phytoplankton dynamics associated with *Pseudo-nitzschia* abundance and domoic acid in the Juan de Fuca eddy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 281:1–12, 2004.
- M. Masó and E. Garcés. Harmful microalgae blooms (hab); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53(10):620 – 630, 2006. ISSN 0025-326X. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.006>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X06002992>. The Oceans and Human Health.
- M. McGovern, A. Evenset, K. Borgå, H. A. de Wit, H. F. V. Braaten, D. O. Hessen, S. Schultze, A. Ruus, and A. Poste. Implications of coastal darkening for contaminant transport, bioavailability, and trophic transfer in northern coastal waters. *Environmental Science & Technology*, 53(13):7180–7182, 2019. doi: [10.1021/acs.est.9b03093](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03093). URL <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03093>. PMID: 31190537.

- M. Meinshausen, S. J. Smith, K. Calvin, J. S. Daniel, M. L. T. Kainuma, J.-F. Lamarque, K. Matsumoto, S. A. Montzka, S. C. B. Raper, K. Riahi, A. Thomson, G. J. M. Velders, and D. P. van Vuuren. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change*, 109:213–241, 2011.
- M. Meredith, M. Sommerkorn, S. Cassotta, C. Derksen, A. Ekaykin, A. Hollowed, G. Kofinas, A. Mackintosh, J. Melbourne-Thomas, M. Muelbert, G. Ottersen, H. Pritchard, , and E. Schuur. Polar regions. In H.-O. Pörtner, D. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, and N. Weyer, editors, *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. IPCC, 2019. In press.
- S. Moore, V. L. Trainer, N. J. Mantua, M. S. Parker, E. A. Laws, L. C. Backer, and L. E. Fleming. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environ. Health*, 7:S4, 2008.
- K. A. Mork, Ø. Skagseth, and H. Sjøiland. Recent warming and freshening of the Norwegian Sea observed by Aargo data. *J. Climate*, 32:3695–3705, 2019.
- N. Navarro, R. J. G. Leakey, and K. D. Black. Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters: seasonal changes in nutrients and microbial community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 361:47–58, 2008.
- N. Neofitou and S. Klaoudatos. Effect of fish farming on the water column nutrient concentration in a semi-enclosed gulf of the eastern mediterranean. *Aquaculture Research*, 39(5):482–490, 2008. doi: 10.1111/j.1365-2109.2008.01900.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2109.2008.01900.x>.
- A. Neori, T. Chopin, M. Troell, A. H. Buschmann, G. P. Kraemer, C. Halling, M. Shpigel, and C. Yarish. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 231:361–391, 2004.
- A. Neori, L. Guttman, A. Israel, and M. Shpigel. Israeli-Developed Models of Marine Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA). *Journal of Coastal Research*, 86:11–20, 2019.
- Y. Olsen, H. Reinertsen, U. Sommer, and O. Vadstein. 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, 2014. ISSN 0048-9697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.028>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713014824>.
- P. Pitta, M. Tsapakis, E. T. Apostolako, T. Tsagaraki, M. Holmer, and I. Karakassis. 'ghost nutrients' from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 374:1–6, 2009.
- G. D. Pruder. Aquaculture and controlled eutrophication: Photoautotrophic/heterotrophic interaction and water quality. *Aquacultural Engineering*, 5(2):115 – 121, 1986. ISSN 0144-8609. doi: [https://doi.org/10.1016/0144-8609\(86\)90010-5](https://doi.org/10.1016/0144-8609(86)90010-5). URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0144860986900105>. Aquacultural Engineering and Simulation.
- G. K. Reid, H. J. Gurney-Smith, M. Flaherty, A. F. Garber, I. Forster, K. Brewer-Dalton, D. Knowler, D. J. Marcogliese, T. Chopin, R. D. Moccia, C. T. Smith, and S. D. Silva. Climate change and aquaculture: considering adaption potential. *Aquacult. Environ. Interact*, 11:603–624, 2019a.
- G. K. Reid, H. J. Gurney-Smith, D. J. Marcogliese, D. Knowler, T. Benfey, A. F. Garber, I. Forster, T. Chopin, K. Brewer-Dalton, R. D. Moccia, , M. Flaherty, C. T. Smith, and S. D. Silva. Climate change and aquaculture: considering biological respons and resources. *Aquacult. Environ. Interact*, 11:569–602, 2019b.

- M. Remen, F. Solstorm, S. Bui, P. Klebert, T. Vågseth, D. Solstorm, M. Hvas, and F. Oppdeal. Critical swimming speed in groups of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Aquacult. Environ. Interact.*, 8:659–664, 2016.
- G. Sarà, M. Lo Martire, M. Sanfilippo, G. Pulicanò, G. Cortese, A. Mazzola, A. Manganaro, and A. Pusceddu. Impacts of marine aquaculture at large spatial scales: Evidences from N and P catchment loading and phytoplankton biomass. *Marine Environmental Research*, 71(5):317 – 324, 2011. ISSN 0141-1136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.02.007>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113611000341>.
- G. Sarà, E. M. Porporato, M. C. Mangano, and N. Mieszkowska. Multiple stressors facilitate the spread of a non-indigenous bivalve in the Mediterranean Sea. *Journal of Biogeography*, 45(5):1090–1103, 2018. doi: 10.1111/jbi.13184. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jbi.13184>.
- L. E. Schmidt and P. J. Hansen. Allelopathy in the prymnesiophyte *Chrysochromulina polylepsis*: effect of cell concentration, growth phase and pH. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 216:67–81, 2001.
- S. Schmidtko, L. Stramma, and M. Visbeck. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, 542:335–339, 2017.
- M. Seidelin, C. J. Brauner, F. B. Jensen, and S. S. Madsen. Vacuolar-Type H-ATPase and Na, K-ATPase expression in gills of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during isolated and combined exposure to hyperoxia and hypercapnia in fresh water. *Zological Science*, 18:1199–1205, 2001.
- S. Skejic, I. Marasovic, O. Vidjak, G. Kuspilic, Z. Nincevic Gladan, S. Sestanovic, and N. Bojanic. Effects of cage fish farming on phytoplankton community structure, biomass and primary production in an aquaculture area in the middle Adriatic Sea. *Aquaculture Research*, 42(9):1393–1405, 2011. doi: 10.1111/j.1365-2109.2010.02733.x. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2109.2010.02733.x>.
- D. Slagstad and T. A. McClimans. Modelling the ecosystem dynamics of the Barents sea including the marginal ice zone: I. Physical and chemical oceanography. *J. Mar. Sys.*, 58:1–18, 2005.
- D. Slagstad, I. Ellingsen, and P. Wassmann. Evaluating primary and secondary production in an Arctic Ocean void of summer sea ice: An experimental simulation approach. *Progress in Oceanography*, 90(1):117 – 131, 2011. ISSN 0079-6611. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.02.009>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661111000243>. Arctic Marine Ecosystems in an Era of Rapid Climate Change.
- A. Stien, P. A. Bjørn, P. A. Heuch, and D. A. Elston. Population dynamics of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on Atlantic salmon and sea trout. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 290:263–275, 2005.
- M. Tossavainen, K. Lahti, M. Edelmann, R. Eskola, A.-M. Lampi, V. Piironen, P. Korvonen, A. Ojala, and M. Romantschuk. Integrated utilization of microalgae cultured in aquaculture wastewater: wastewater treatment and production of valuable fatty acids and tocopherols. *J. Appl. Phycol.*, 31:1753–1763, 2019.
- T. M. Tsagaraki, P. Pitta, C. Frangoulis, G. Petihakis, and I. Karakassis. Plankton response to nutrient enrichment is maximized at intermediate distances from fish farms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 493:31–42, 2013.
- E. Tynan, J. S. Clarke, M. P. Humphreys, M. Ribas-Ribas, M. Esposito, V. M. Rérolle, C. Schlosser, S. E. Thorpe, T. Tyrrell, and E. P. Achterberg. Physical and biogeochemical controls on the variability in surface pH and calcium carbonate saturation states in the Atlantic sectors of the Arctic and Southern Oceans. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 127:7 – 27, 2016. ISSN 0967-0645. doi: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.01.001>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0967064516000126>. Impacts of surface ocean acidification in polar seas and globally: a field-based approach.

- K. W. Vollset, R. J. Lennox, J. G. Davidsen, S. H. Eldøy, T. E. Isaksen, A. Madhun, S. Karlsson, and K. M. Miller. Wild salmonids are running the gauntlet of pathogens and climate as fish farms expand northwards. *ICES J. Mar. Sci.*, (fsaa138), 2020.
- X. Wang, L. M. Olsen, K. I. Reitan, and Y. Olsen. Emission of nutrient wastes from norwegian salmon aquaculture: nutrient loading of receiving waters and potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.*, 2:267–283, 2012.
- Z. Wang, J. Zhao, Y. Zhang, and Y. Cao. Phytoplankton community structure and environmental parameters in aquaculture areas of Daya Bay, South China Sea. *Journal of Environmental Sciences*, 21(9):1268 – 1275, 2009. ISSN 1001-0742. doi: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62414-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62414-6). URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074208624146>.
- P. Wassmann, D. Slagstad, and I. Ellingsen. Advection of mesozooplankton into the Northern Svalbard shelf region. *Frontiers in Marine Science*, 6:458, 2019. ISSN 2296-7745. doi: 10.3389/fmars.2019.00458. URL <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2019.00458>.
- M. L. Wells, B. Karlson, A. Wulff, R. Kudela, C. Trick, V. Asnaghi, E. Berdalet, W. Cochlan, K. Davidson, M. De Rijcke, S. Dutkiewicz, G. Hallegraeff, K. J. Flynn, C. Legrand, H. Paerl, J. Silke, S. Suikkanen, P. Thompson, and V. L. Trainer. Future HAB science: Directions and challenges in a changing climate. *Harmful Algae*, 91:101632, 2020. ISSN 1568-9883. doi: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101632>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S156898831930099X>. Climate change and harmful algal blooms.
- U. Winther, E. S. Hognes, S. Jafarzade, and F. Ziegler. Greenhouse gas emissions of Norwegian seafood products in 2017. Technical Report 2019:01505, SINTEF Ocean, 2020.
- S. Woodcock, T. Strohmeier, Ø. Strand, S. Olsen, and R. Bannister. Mobile epibenthic fauna consume organic waste from coastal fin-fish aquaculture. *Marine Environmental Research*, 137:16 – 23, 2018. ISSN 0141-1136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.02.017>. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113617307432>.
- J. Zhang, J. Fang, W. Wang, M. Du, Y. Gao, and M. Zhang. Growth and loss of mariculture kelp *Saccharina japonica* in Sungo Bay, China. *J. Appl. Phycol.*, 24:1209–1216, 2012.



Teknologi for et bedre samfunn
www.sintef.no