

4. Miljøpåvirkning på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett

Pia Kupka Hansen, Arne Ervik, Raymond Bannister, Tina Kutti

Havforskningsinstituttet

Dette er vedlegg til Kapittel 4. «Miljøpåvirkning på bunn som følge av partikulære organiske utslipp fra fiskeoppdrett» i Risikoreport norsk fiskeoppdrett 2019 ([Risikoreport norsk fiskeoppdrett 2019 | Havforskningsinstituttet](#))

Dokumentet utgjør kunnskapsgrunnlaget for risikovurderingen og gir også en oversikt over status på fagområdet.

4.1 Innledning.....	1
4.2 Spredning av partikulært materiale	2
4.3 Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn.....	4
4.4 Regionale effekter av utslipp av organiske partikler	7
4.5 Rehabilitering av lokaliteter	7
4.6 Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder	7
4.7 Lokale effekter på sårbare bunntyper.....	8
4.8 Overvåking.....	9
4.8.1 Overvåking i anleggssonen.....	9
4.8.2 Overvåking i overgangssonen	12
4.9 Referanser	15

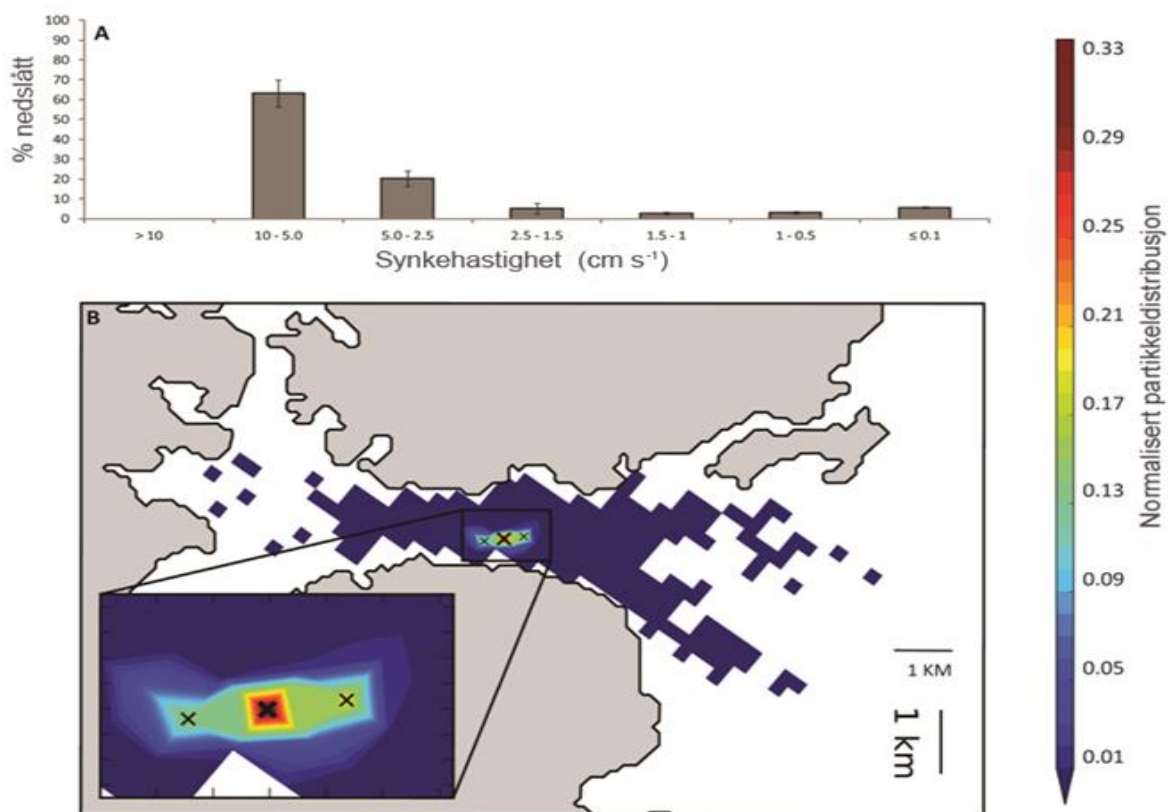
4.1 Innledning

Oppdrettsfisk i Norge produseres i all hovedsak i åpne merdanlegg og det slippes ut organiske partikler direkte til miljøet i form av fekalier fra fisken og fôr som ikke spises. Partiklene spres over større områder eller akkumuleres på eller i sedimentet og vil kunne påvirke bunnmiljøet i større eller mindre grad rundt oppdrettsanlegget. Mengden organiske partikler som slippes ut fra fiskeoppdrettsanlegg vil

være proporsjonalt med produksjonen av fisk, men påvirkningen vil avhenge av de naturlige forholdene på lokaliteten og i området, især strømforholdene.

4.2 Spredning av partikulært materiale

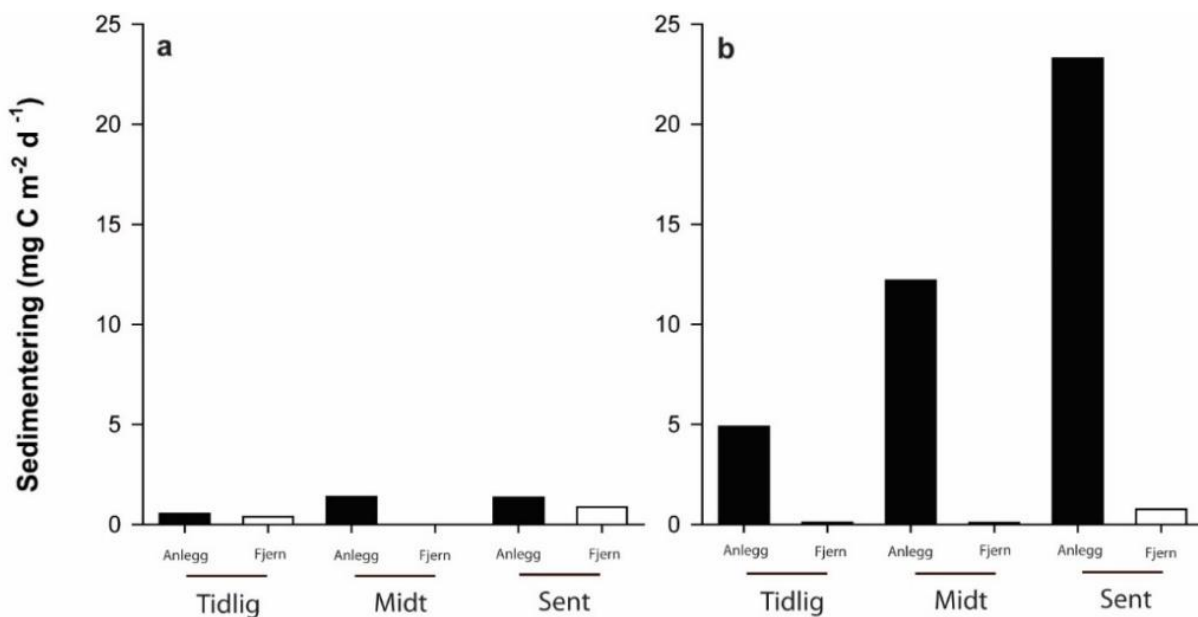
Fôrpellets og fekalier har ulike fysiske egenskaper. Pelletene er relativt faste og går ikke lett i stykker, men fekalier er ofte skjøre og brekkes lettere opp i mindre deler som synker med ulik hastighet. Synkehastigheten for pellets i størrelsen 4–10 mm ligger i området 6–11 cm/s (Yrong-Song mfl. 1999). Fordeling av synkehastigheten av fekalier fra 1,5 kg stor fisk er vist i figur 4.1 A. Intakte fekalier synker med en fart på 5 til 10 cm/s, og i overkant av 90 % av partiklene synker raskere enn 2,5 cm/s. En liten fraksjon synker langsommere enn 0,1 cm/s, og spres langt videre enn det umiddelbare influensområdet. Fiskestørrelse synes å ha liten betydning for synkehastigheten.



Figur 4.1 A) Fordeling av synkehastighet til fekalier fra 1,5 kg stor laks. B) Spredning av organisk materiale i nær- og fjernsone ved et matfiskanlegg i en fjord på Vestlandet. Simuleringer ble kjørt for 1,5 kg tung fisk over en 14 dagers periode, og er presentert som normalisert partikkeldistribusjon basert på antall partikler som ble sluppet gjennom simuleringperioden (begge figurer fra Bannister mfl. 2016).

Spredningen av partiklene bestemmes av dyp, vannstrøm, hvor raskt de synker og hvor lett de går i oppløsning. De relativt høye synkehastighetene til spillfôr og intakte fekalier gjør at lokaliteter med lave strømhastigheter (< 5 cm/s) vil få deponert det meste av det organiske materialet under og i den umiddelbare nærhet til anlegget. Lokaliteter med høye strømhastigheter (> 10 cm/s) sprer partiklene over et større område med relativt lite bunnfelling rett under merdene. Ved å kombinere synkehastighetsdata med 3-D hydrodynamiske modeller kan se på spredningen av partikulært organisk materiale (figur 4.1B) (Bannister mfl. 2016).

Strømforholdene er ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i merddypet, mens det ofte er lite vannbevegelse i dypere vannlag. Dette er i motsetning til anlegg som ligger ute på kysten, som ofte ligger grunnere og har god strøm i hele vannsøylen. Fjordlokaliteter er derfor mer utsatt for overbelastning og har høyere sannsynlighet for å ikke nå miljømålene som er bestemt for virksomheten. Figur 4.2 viser sedimentasjonsrater målt ved to oppdrettsanlegg, ett inne i en fjord og ett ute på kysten, henholdsvis ved anleggene og 800 m fra anleggene (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014). På fjordlokaliteten sedimenterer det meste av det organiske stoffet rett ved anlegget, og tilførselene øker kraftig utover produksjonssyklusen. På kystlokaliteten spres det organiske materialet utover, hvilket resulterer i en langt lavere sedimentasjon, og verdiene er stabile gjennom produksjonsperioden.



Figur 4.2. Sedimentasjonsrater målt over en produksjonsperiode ved to matfiskanlegg (anlegg) og 800 meter fra anleggene (fjern) henholdsvis ute på kysten (a) og inne i en fjord (b). «Tidlig» angir starten av produksjonssyklusen; «Midt» angir midt i produksjonen, mens «Sent» angir måling mot slutten med maksimal biomasse og fôring (Valdemarsen mfl. 2012; Bannister mfl. 2014).

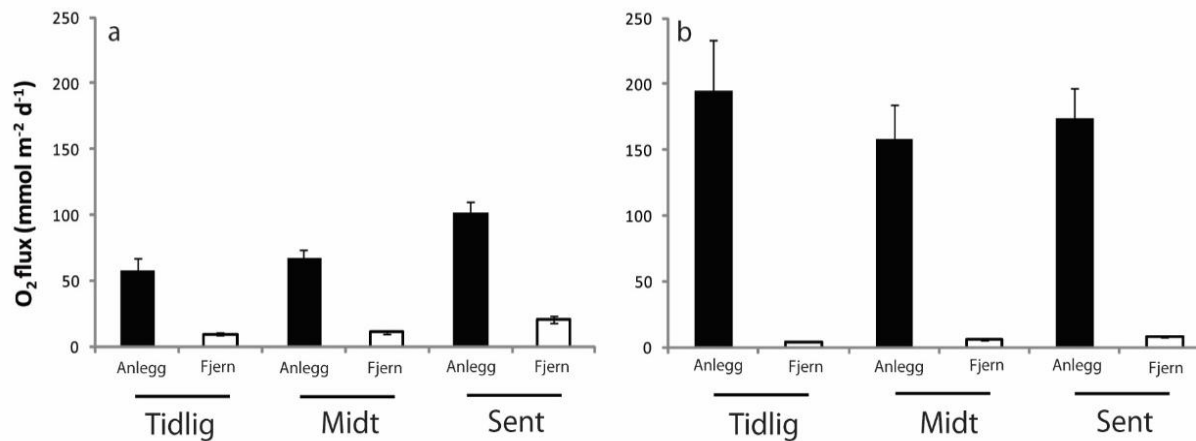
Variasjon i partikkelspredning gjør at størrelsen på påvirkningssonen omkring matfiskanleggene vil variere. Sedimentasjonen vil oftest være størst under og i umiddelbar nærhet av anlegget, og den avtar

med økende avstand. De minste fraksjonene av utslippene fra anlegget vil i noen tilfeller kunne spores flere kilometer nedstrøms fra anlegget, men mesteparten av partiklene vil vanligvis bunnfelle mindre enn 500 meter fra merdene. Utviklingen i laksefiskproduksjonen i Norge går mot store anlegg som ligger på bølgeeksponerte, grunne kystlokaliteter og disse ser ut til å ha større bæreevne enn fjordlokaliteter (Keeley mfl. 2019; Keeley mfl. 2010).

4.3 Lokale effekter av utslipp av partikulært materiale på bløtbunn og hardbunn

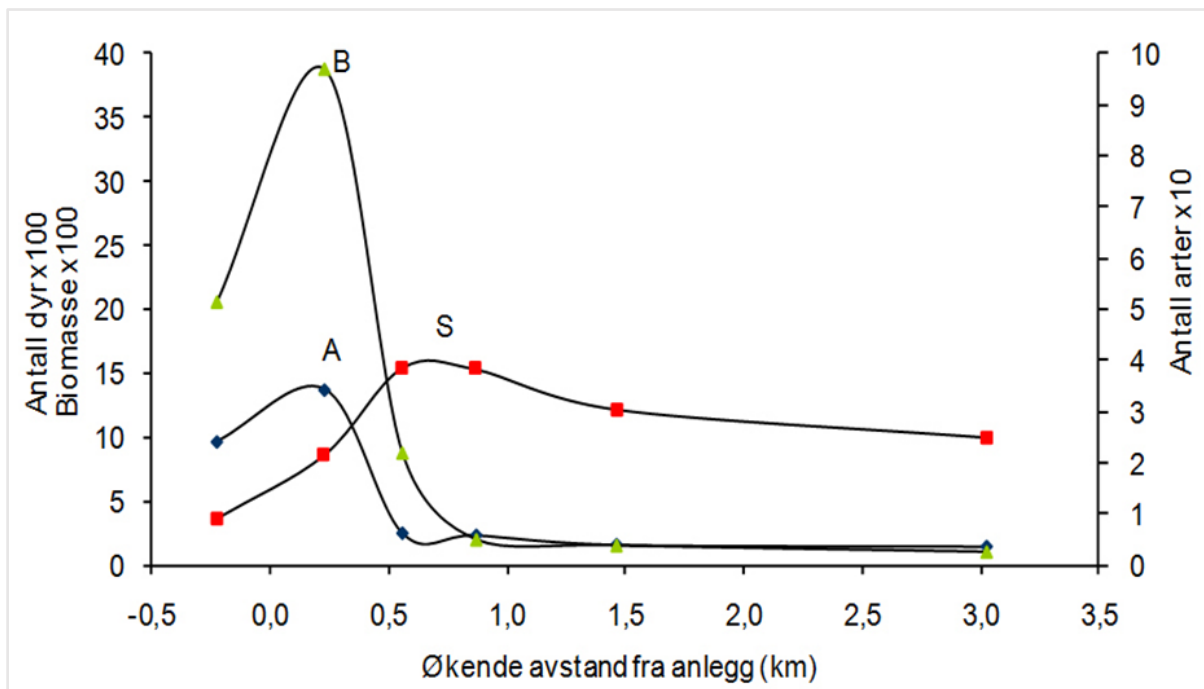
Bløtbunn: Nedbrytningen av organisk stoff forbruker oksygen hva enten det foregår ved bakterier eller dyr. Dersom forbruket er større enn tilførselene, oppstår det oksygenmangel i sedimentene og de blir anoksiske. Visse bakterier kan leve uten oksygen og nedbryter det organiske stoffet, men prosessene er langsomme slik at avfallet lettere bygger seg opp og det utvikles giftige gasser som dreper bunndyrene. Det kan også dannes bobler som transporterer partikler og smittestoffer fra bunnen og opp i vannmassene som kan skade fisken i merdene (Hall mfl. 1990; Hansen mfl. 1991; Holmer & Kristensen 1992; Hargrave mfl. 1993; Holmer & Kristensen 1996; Valdemarsen mfl. 2012).

Påvirkning på bunnen vises bla gjennom oksygenforbruket, jo høyere oksygenforbruk jo større er sannsynligheten for anoksiske sediment. Der er stor forskjell på oksygenforbruket på ulike lokaliteter avhengig av hvor mye organisk materiale som er akkumulert. Figur 4.3. viser forskjellen mellom en strømrisk lokalitet med lite opphoping av organisk stoff og en strømsvak hvor det organiske stoffet akkumulerte. Oksygenforbruket på den strømriske lokaliteten var relativt lav gjennom produksjonsperioden men økte med økende fiskebiomasse (figur 4.3a). En stasjon 800 meter borte fra anlegget viste også tegn til påvirkning med rikt bunndyrssamfunn og et økende oksygenforbruk på slutten av produksjonsperioden. På den strømsvake stasjonen var oksygenforbruket høyt tidlig i produksjonsperioden men minket ved økende fiskebiomasse, et symptom på at lokaliteten var overbelastet (figur 4.3b). Bunndyrene forsvant, og anoksiske nedbrytningsprosesser tok over. Stasjonen 800 meter lenger vekk var imidlertid lite påvirket, med et relativt fattig bunndyrssamfunn, som er vanlig på dypt vann i fjorder, og et lavt oksygenforbruk gjennom hele produksjonsperioden (Valdemarsen mfl. 2012, 2015; Bannister mfl. 2014).



Figur 4.3. Forbruk av oksygen ved matfiskanlegg (Anlegg) og 800 meter fra anlegg (Fjern) på en strømsterk (a) og på en strømsvak (b) oppdrettslokalitet målt over en produksjonsperiode (tidlig, midt i og sent i produksjonsperioden). Data fra Valdemarsen mfl. (2012) og Bannister mfl. (2014).

Bunndyrsamfunnet er en følsom indikator for organisk påvirkning, og blir mye brukt til overvåking (Black 2001). Som vist i figur 4.4. dannes det ofte en gradient ut fra anleggene. Nær merdene er det først en artsfattig sone med masseforekomst av noen få opportunistiske arter, mens bunndyrsamfunnet i en overgangssone er stimulert med forhøyet antall arter. Lengst ute er dyresamfunnet upåvirket, selv om avfall fra anlegget kan spores med følsomme kjemiske metoder (Kutti mfl. 2007b). Dette samsvarer med det vanlige mønsteret for organisk belastning omkring en punktkilde (Pearson & Rosenberg 1978).



Figur 4.4. Biomasse av bunndyr (B), antall individ (A) og antall arter (S) i ulike avstander fra et oppdrettsanlegg fortøyd i et punkt i en fjord i Hordaland (figur fra Kutti 2008).

Hardbunn: Mange anlegg er i dag plassert i områder hvor man finner hardbunn eller blanding mellom hard og bløtbunn. Man har tidligere antatt at der ville være liten opphoping av organisk materiale fra oppdrett på slike bunner, da der er lite annet materiale som sedimenterer. Mengden organisk materiale som sedimenterer på hardbunn er først og fremst avhengig av strømf forholdene, slik det er for bløtbunn. Fauna på hardbunn består av fastsittende organismer som bla svamp og sjøanemoner og bevegelig fauna som bla kråkeballer, sjøpølser og krepsdyr. Organisk materiale som sedimenterer på hardbunn kan enten bli spist av faunaen eller nedbrytes av bakterier slik som på bløtbunn. Vi har imidlertid få undersøkelser som dokumenterer hva som skjer på hardbunn gjennom produksjonsperioden, men der er satt forskning i gang hvor man vil forsøke å definere indikatorer og bestemme grenseverdier for akseptabel påvirkning på hardbunn så det blir mulig å drive overvåking av disse bunntypene slik man gjør på bløtbunn (B og C undersøkelser). Undersøkelse av to dype, hardbunnslokaliteter i en fjord viste at der under produksjonsperioden var akkumulering av organisk stoff og at den opprinnelige faunaen var borte. To typer opportunistiske børstemark dominerte og levde på/av det organiske stoffet. Påvirkningen avtok med økende avstand fra anleggene, og etter om lag 75 meter var de høye tetthetene av børstemark redusert (Hansen mfl. 2011; Eikje 2013). Resultatene svarer til undersøkelser gjort i Canada hvor man også har funnet tap av den opprinnelige faunaen og at opportunistiske børstemark dominerer (Hamoutene mfl. 2016, Salvo mfl. 2017).

4.4 Regionale effekter av utslipp av organiske partikler

Regionale effekter på bunndyrsmangfold og oksygennivåer i vannsøylen kan oppstå dersom mengden av organisk materiale, f. eks i form av fekalier fra matfiskanlegg som spres utenfor anleggsområdet, blir så stor til at dyresammfunnene på bunn endrer seg. Oksygenforbruket øker og bunndyrsmangfoldet endres slik vi kjenner det fra bunnpåvirkning tettere på anleggene. Det økte oksygenforbruket kan gi oksygenmangel i bunnvannet, spesielt der tilførselen av oksygen i vannmassene er dårlig. Effektene av partikulært materiale vil avhenge av størrelsen på utslipp og hydrografiske forhold. Fjordene er mest utsatt for en negativ påvirkning av utslipp fra akvakultur og faktorer som terskeldyp, mengde naturlige tilførsler, vannvolum i dybbassengene og frekvensen av utskifting av dypvannet vil være avgjørende for hvor mye organisk materiale fjorden tåler (Aure 2013).

4.5 Rehabilitering av lokaliteter

Ved brakklegging av lokaliteter vil forholdene i sedimentet endre seg mot den tilstand som var før man satte ut fisk. Internasjonal forskning har vist at regenerering av bløtbunn ved permanent brakklegging kan ta fra et par måneder til syv år (Karakassis mfl. 1999; Macleod mfl. 2004; Pereira mfl. 2004). Det er store variasjoner mellom lokaliteter, og regenereringen avhenger blant annet av belastningen på bunnen, bunntypen og strøm. Regenerering av kjemiske forhold i sedimentet kan ta fra en måned til fire år etter endt produksjon, men biologisk regenerering tar vanligvis lengre tid. På hardbunn viser foreløpige resultater at det meste av det organiske materialet og børstemarkene var forsvunnet fra bunnen etter fire måneders brakklegging, men lite av den opprinnelige faunaen var kommet tilbake (Eikje 2013).

4.6 Sporing av organisk materiale i sedimenter og marine næringskjeder

Oppdrettsanlegg trekker til seg dyr som enten direkte spiser spillfôr eller fekalier, eller bytteetere som spiser disse dyrene (Carss 1990). Sporing av terrestriske (landbaserte) fettsyrer som normalt ikke finnes i det marine miljø er en effektiv metode for sporing av utslipp av organisk materiale fra matfiskanlegg til bunnsedimenter og til dyr som spiser mye av oppdrettsavfall (Olsen mfl. 2009, Olsen mfl. 2012, Woodcock mfl. 2017). I tillegg kan undersøkelser av stabile isotoper i fauna og sediment gi utfyllende informasjon. Sporing av DNA fra soyaprodukter i fiskefôr er en ny metode som gir klare signal hos filterfødere (kamskjell) som gjerne får i seg mindre mengder av avfallsprodukter (Woodcock mfl. 2017). Bruk av medisiner med lang halveringstid som tilsettes fôret kan også brukes til sporing av utslipp fra anlegg, men er naturlig nok kun anvendelig ved anlegg som bruker slik medisin (Samuelsen mfl. 2015). Fordelen med å bruke soya-DNA eller medisinrester som sporstoff er at det gir et klart enten eller svar.

Sporingsmetoder er nyttige i områder der undersøkelser viser en dårlig miljøtilstand, og man mistenker at utslipp fra oppdrettsanlegg i nærheten er årsak til den dårlige tilstanden. Man kan også benytte slike

spøringsmetoder for å følge utslipp av organisk materiale inn i de marine næringskjedene. Foreløpige studier viser at organisk materiale fra matfiskanlegg går inn i den marine næringskjeden i et vidt spekter av arter. Fisk som sei, torsk, smørflyndre, havmus, brosme og uer spiser av fekalier eller børstemark og andre dyr som lever av fekalier. Vanlig kystreke, sjøkreps og trollhummer nær anlegg kan også ha fettsyrer i vevet som indikerer at de delvis lever av organiske materiale fra anleggene (Olsen mfl. under arbeid).

Vi har liten kunnskap om hvordan organisk materiale med terrestrisk opprinnelse vil påvirke de marine næringskjeder på sikt. Noen dyr har stor evne til å utnytte dette avfallet og vil dermed ha konkurransefortrinn i forhold til andre arter. Denne matressursen kan også påvirke noen arters funksjonsevne og reproduksjonspotensiale. Nyere studier viser at kråkeboller kan samle seg ved anlegg i fjorder og utnytter avfallet fra oppdrettsanlegg som ekstra matressurs, men når de spiser dette kan både funksjonsevne og reproduksjonssuksess reduseres (White mfl. 2016, White mfl. 2017).

4.7 Lokale effekter på sårbare bunntyper

Det er ikke gjort en risikovurdering på sårbare bunntyper ennå, men i de neste årene kommer vi til å ha økt fokus på hvordan utslipp av organiske partikler fra matfiskanlegg påvirker sårbare habitater som korallrev, korallskog og svampområder. Dette er naturtyper med en viktig økologisk funksjon langs kysten og i fjordene fordi de har en høy produksjon og er levested for hundretalls andre arter. Disse naturtypene kan ha en forhøyet risiko for påvirkning fordi den enten tåler mindre eller bruker svært lang tid på å reetablere seg. Å etablere et korallrev eller et større kalkalgeområde kan ta tusenvis av år. Kunnskap om dette vil kunne gi en mer optimal plassering av nye anlegg og gi et bedre grunnlag for risikovurdering av effekten av utslipp.

Ut fra den erfaring vi har i dag angående effekter av utslipp på bløtbunn og hardbunn, kan det anslås at utslipp av organiske partikler i umiddelbar nærhet til forekomster av disse naturtypene kan være ødeleggende. Det finnes få nasjonale eller internasjonale vitenskapelige studier om dette og det finnes ingen kunnskap om hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade.

Koraller: Det er lite kunnskap om hvordan dypvannskorallrev bygget av øyekorall *Lophelia pertusa* påvirkes av langtidsutslipp fra matfiskproduksjon (Tangen & Fossen 2012). Foreløpige resultater fra et korttidseksperiment har imidlertid vist at organiske utslipp setter ned vekstratene betydelig til *Lophelia pertusa* nær anleggene (<250 m) og øker erosjonen av det døde kalkskelettet som revet hviler på (Kutti mfl. 2015). Studier av effekter av utslipp fra akvakultur på korallrev i tropiske og subtropiske områder bekrefter at koraller kan være sensitive overfor utslipp av organiske partikler med negative effekter på både vekst, overlevelse og reproduksjon (Bongiorni mfl. 2003; Villanueva mfl. 2006). I Norge er det begrenset kunnskap om forekomst og utbredelse av korallrev, noe som har bidratt til at en rekke matfiskanlegg i dag ligger plassert slik at de potensielt kan påvirke dypvannskorallrev (Husa mfl. 2016).

Svamp: Nye resultater fra et korttidseksperiment indikerer at forhøyede nivåer av små partikler fra oppdrettsfôr i vannet forårsaker fysiologisk og cellulært stress hos kålrabisvamp *Geodia barretti* (Kutti

mfl. 2016). Hvis dette stemmer kan svampbestander under og nært anlegg forsvinne på sikt, noe som også er indikert fra feltundersøkelser i Hardangerfjorden (Hansen mfl. 2011). En rekke studier fra tempererte og tropiske havområder viser at økt sedimentasjon av uorganiske partikler fører til endringer i struktur og biodiversitet i svampsamfunn og at det også kan føre til sviktende rekruttering hos enkelte svamparter (se for eksempel Fabricius 2005 og Bannister mfl. 2010). Organisk avfall fra oppdrettsanlegg antas å ha en større effekt enn mineralpartikler, siden organisk avfall bruker oksygen når det brytes ned (Weber mfl. 2006, 2012).

4.8 Overvåking

For å følge med i påvirkningen overvåkes miljøtilstanden i bunnen både rett ved anlegget og i området rundt. I 2000 kom den første standarden for miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg, Norsk Standard NS9410, den ble revidert i 2007 og siste revisjon kom i 2016. I 2005 kom den første forskriften som påla oppdretter å overvåke miljøtilstanden på bunnen ved anleggene. Tidligere hadde det vært opp til myndighetene å bestemme når der skulle utføres miljøundersøkelser.

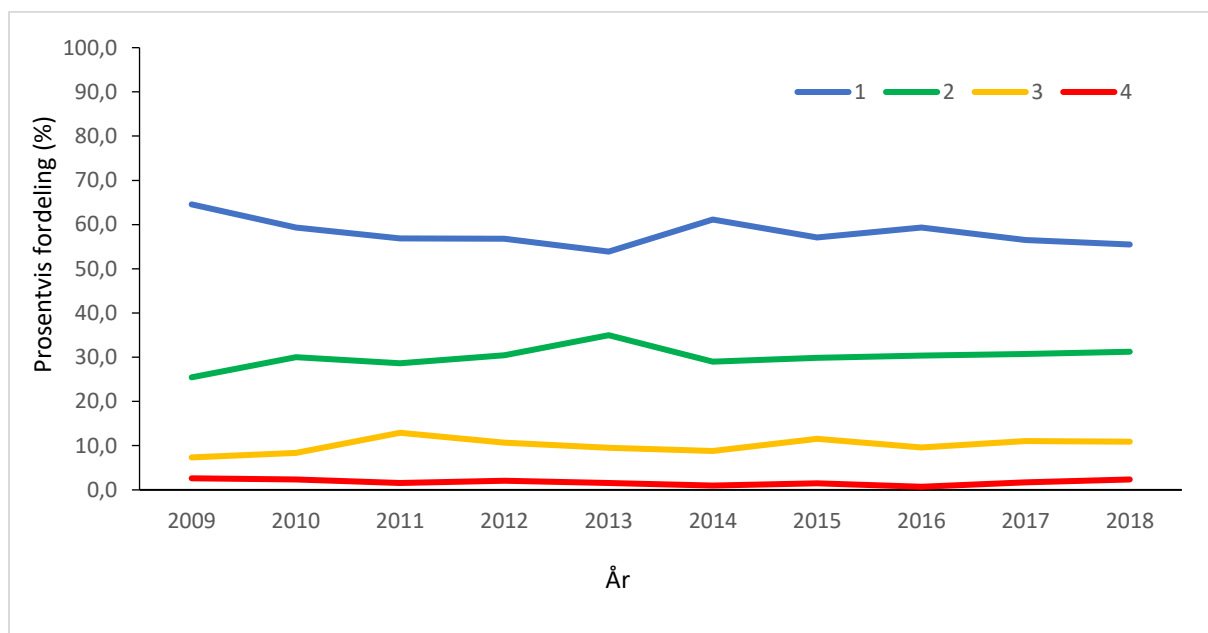
Overvåkingen av organisk utslipp ved akvakulturanlegg skal følge norsk standard NS9410:2016 (Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). Standarden omfatter to typer undersøkelser, B og C, hvor B-undersøkelsen brukes nær anleggene (anleggssonen) og C-undersøkelsen i området omkring (overgangssonen). Standarden forklarer hvordan undersøkelsene skal utføres, undersøkelsesfrekvens og hvordan resultatene skal vurderes i forhold til definerte miljøstandarder. NS9410:2016 inneholder også en forundersøkelse som skal gjøres på nye lokaliteter før de tas i bruk og ved vesentlig utvidelse av eksisterende lokaliteter. Overvåkingsrapportene leveres til henholdsvis Fiskeridirektoratet (B-undersøkelsen) og Miljødirektoratet (C-undersøkelsen).

4.8.1 Overvåking i anleggssonen

Miljømål for anleggssonen er at organisk materiale ikke skal akkumulere over tid og påvirkningen skal ikke være større enn at gravende bunndyr kan leve i sedimentet. For anleggssonen gjøres obligatorisk overvåking og der er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016). B-undersøkelsen er en obligatorisk trendovervåking, og skal brukes nær anlegget der risikoen for påvirkning er størst. Undersøkelsen er en kombinasjon av biologiske, kjemiske og sensoriske variabler og definerer fire miljøtilstander (1-4): Miljøtilstand 1 betyr lite påvirkning, mens tilstand 4 viser stor påvirkning og er definert som overbelastning. Overvåkingen skal utføres ved maksimal belastning og undersøkelsesfrekvensen øker jo dårligere miljøtilstand lokaliteten oppnår. NS9410:2016 inneholder krav om B-undersøkelse også før utsett av ny fisk i anlegget dersom lokaliteten har miljøtilstand 2 eller dårligere. Tilstanden på den enkelte lokaliteten kan endre seg fra produksjonssyklus til produksjonssyklus, men som regel vil man etter noen år kunne justere produksjonen til lokalitetens bæreevne ved hjelp av resultatene fra B-undersøkelsene. Lokalitetens bæreevne er en kombinasjon av de naturgitte forhold som strøm, topografi, bunntype og faunasamfunn og den mengde fisk som oppdrettes, det vil si forholdet mellom lokalitetens sensitivitet og produksjonspresset.

B-undersøkelsen baserer seg på metodikk utviklet for bløtbunn, som er lite egnet til å bestemme påvirkningen på blandingsbunn og hardbunn. NS9410:2016 inneholder veiledning ved undersøkelser på hardbunn men resultatene er usikre. På lokaliteter der det er vanskelig å gjennomføre en B-undersøkelse kan forvaltningen fatte vedtak om alternativ overvåking. Det satt i gang forskning som skal resultere i overvåking for hardbunn. Resultatene fra B-undersøkelsene rapporteres til Fiskeridirektoratet som kvalitets sikrer og godkjenner undersøkelsene.

Resultatene fra B-undersøkelsene for hele landet gjennom de siste ni årene vises i figur 4.5. Fordelingen av lokaliteter med meget god og god tilstand har vært tilnærmet jevn i perioden, og i 2018 hadde over 90 % av matfiskanleggene meget god eller god tilstand. Antall lokaliteter med dårlig eller meget dårlig tilstand har vært under 10 % i hele tidsperioden.



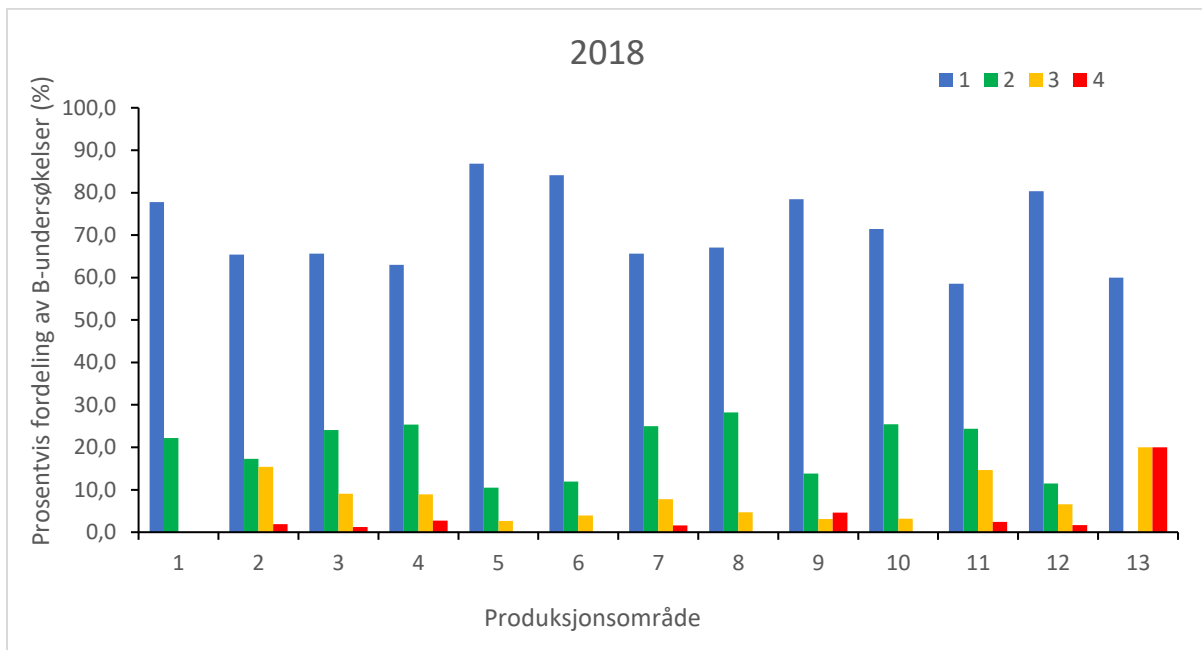
Figur 4.5. Resultater fra gyldige B-undersøkelser fra hele landet fra 2009 til 2018. Figuren viser hvor stor prosentdel av undersøkelsene som har lokalitetstilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød). Kilde: Fiskeridirektoratet.

Antall gjeldende B-undersøkelser i 2018 fordelt på produksjonsområder er vist i tabell 4.1 Lokaliteter som hadde beste lokalitetstilstand i 2017 er med i statistikken, fordi deres siste B-undersøkelse fortsatt var gjeldene ved tidspunktet for gjennomgang av data.

Tabell 4.1. Antall gjeldende B-undersøkelser i 2018 fordelt på fylker. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Produksjonsområde	Antall gjeldende B-undersøkelser i 2018
1: Svenskegrensen til Jæren	9
2: Ryfylke	52
3: Karmøy til Sotra	166
4: Nordhordland til Stadt	146
5: Stadt til Hustadvika	38
6: Nordmøre og Sør-Trøndelag	126
7: Nord-Trøndelag med Bindal	64
8: Helgeland til Bodø	85
9: Vestfjorden og Vesterålen	65
10: Andøya til Senja	63
11: Kvaløya til Loppa	41
12: Vest-Finnmark	61
13: Øst-Finnmark	5
Totalt	921

Prosentvis fordelingen av B-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og produksjonsområder vises i figur 4.6. For alle produksjonsområdene, bortsett fra Øst-Finnmark, ligger andelen lokaliteter med meget god og god lokalitetstilstand (tilstand 1 og 2) på minst 80%. Total for hele landet lå 14 lokaliteter i tilstand 4 (uakseptabel) og 66 lå i tilstand 3 med risiko for fremtidig overbelastning. Disse lokalitetene følges tett gjennom overvåking for å kunne gripe inn hvis de går i tilstand 4.



Figur 4.6. Prosentvis fordeling av B-undersøkelser i 2018 fordelt på lokalitetstilstand i produksjonssonene. Totalt antall undersøkelser fra hver region finnes i tabell 4.1. Lokalitetstilstanden for den enkelte lokalitet er angitt med fargekode for tilstand 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (dårlig, gul) og 4 (meget dårlig, rød) Kilde: Fiskeridirektoratet.

4.8.2 Overvåking i overgangssonen

Miljømål for overgangssonen er at påvirkningen kun må være liten og på grensen av overgangssonen skal miljøtilstanden være lik området generelt. For overgangssonen gjøres obligatorisk overvåking (C-undersøkelser) og det er etablert indikatorer og grenseverdier for påvirkning (NS9410:2016 og Veileder 02:2013). Her skal man kunne avdekke mindre endringer over tid og undersøkelsen må derfor være mere følsom enn B-undersøkelsen. Hoveddelen er en kvantitativ undersøkelse av bunndyrene, i tillegg kan den omfatte analyser av sediment som kan identifisere utslipp fra oppdrettsanlegg. Prøvetakingsstasjonene er plassert i et område som dekker påvirkningssonen rundt anlegget og den ytterste stasjonen er plassert i en veiledende distanse på 500-600 meter fra anlegget. Utstrekningen av overgangssonen vil være lokalitetsavhengig, og modellering av spredning av organisk avfall samt overvåking under drift vil bidra til å fastsette yttergrensene for denne. Overvåkingen er risikobasert slik at undersøkelsesfrekvensen øker med økende påvirkning og antall prøvetakingsstasjoner bestemmes av hvor mye fisk som produseres i anlegget. C-undersøkelser har tidligere i hovedsak blitt gjennomført når anleggene har fått pålegg om dette, mens det etter revideringen av standarden i 2016 (NS9410:2016) skal gjennomføres C-undersøkelser ved alle anlegg med en risikobasert frekvens.

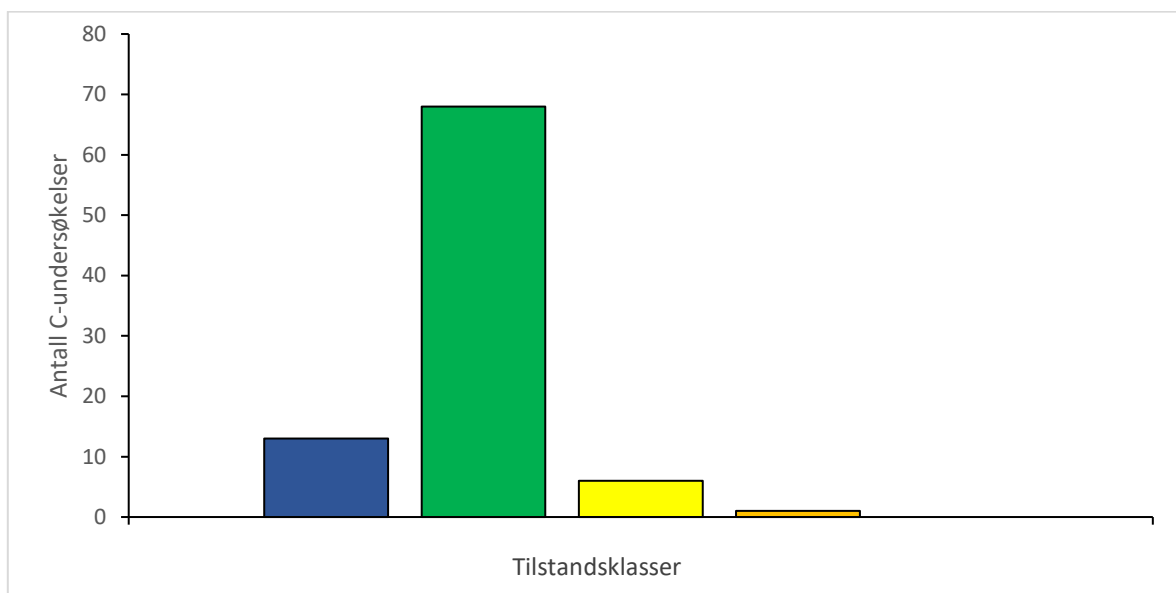
Klassifiseringen av faunaprøver gjøres i henhold til veileder: "Klassifisering av miljøtilstand i vann" (Veileder 02:2013). Det beregnes normaliserte nEQR verdier (normalised ecological quality ratio) for ulike diversitets- og sensitivitetsindekser for faunasammensetningen. Gjennomsnittet av

enkeltindeksenes nEQR-verdier brukes til å beregne miljøtilstand på stasjonene i overgangssonen (nEQR) (Veileder 02:2013). En helhetsvurdering av resultatene fra alle stasjoner rundt anlegget gjøres og danner grunnlaget for videre oppfølging av anlegget. Dersom den ytterste stasjonen i overgangssonen har moderat tilstand skal det gjøres ytterligere undersøkelser for å klarlegge om dette gjelder for hele overgangssonen, bakgrunnen for tilstanden og vurderes om det skal settes i gang tiltak.

Lokaliteter der overgangssonen består av hardbunn kan ikke overvåkes med C-undersøkelsen. Forvaltningsmyndighetene har da anledning til å pålegge andre overvåkingsmetoder som for eksempel videofilming. Den pågående forskningen på hardbunns påvirkning vil bli brukt til å definere indikatorer og grenseverdier for påvirkning også i overgangssonen. Miljøovervåking av overgangssonen har tidligere blitt forvaltet av Fiskeridirektoratet, men fra 2017 er dette ansvaret blitt overført til Miljødirektoratet. Undersøkelsene er ikke kvalitets sikret slik som tidligere, da Miljødirektoratet ikke har fått på plass rutiner for dette. Resultantene brukes derfor med forbehold.

Da stasjonene som inngår i C-undersøkelsen og som ligger nærmere anlegget ikke direkte kan vurderes ut fra miljømål satt i vannforskriften/NS9410-2016 har vi valgt å bruke miljøtilstanden i det ytterste punktet i overgangssonen. Miljøtilstanden i dette punktet skal kunne si noe om hvorvidt anlegget påvirker miljøet i overgangen til regional sone.

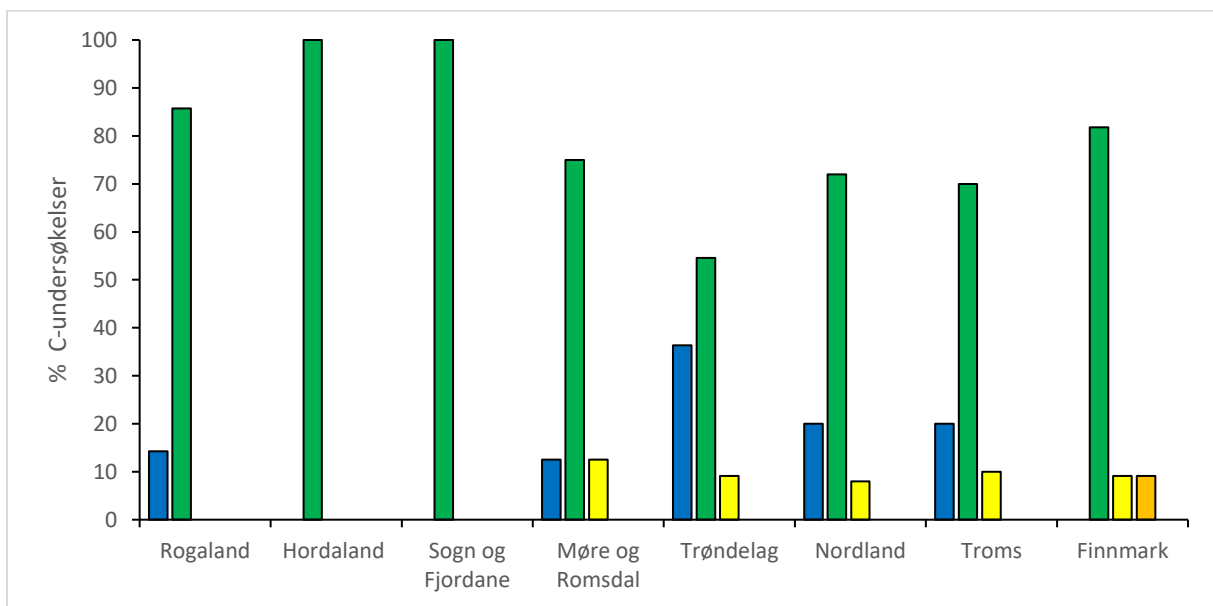
C-undersøkelsen utføres ikke hvert år og antall utførte undersøkelser kan derfor variere fra år til år. De fleste C-undersøkelsene utført i 2018 hadde minst god tilstand (tilstand 2) på den ytterste stasjonen i overgangssonen (figur 7).



Figur 4.7. Miljøtilstandsklasse for den ytterste stasjonen i overgangssonen for 88 C-undersøkelser gjennomført i 2018. Miljøtilstandsklasser (gjennomsnittlig indeksverdi, nEQR): 1 (meget god, blå), 2 (god, grønn), 3 (moderat, gul), 4 (dårlig, oransje) og 5 (svært dårlig, rød). Kilder Miljødirektoratet.

Ved innfasingen av den nye veilederen (Veileder 02:2013) ble klassegrensene til enkelte indekser for bløtbunnsfauna endret. Dette var en konsekvens av interkalibrering av indeksene opp mot naboland, som en del av implementeringen av det europeiske vannrammedirektivet. Særlig Shannon Wiener indeksen ble berørt av i denne prosessen, slik at også klassegrensene for nEQR som er en gjennomsnittsverdi av flere indekser endres (se Svåsand mfl. 2016). Som følge av dette er det nå vanskeligere å oppnå meget god tilstand i bunnfaunasamfunn.

Prosentvis fordelingen av C-undersøkelsene fordelt på lokalitetstilstand og fylker vises i figur 4.8. Resultatene vises fylkesvis da de ennå ikke foreligger inndelt i produksjonsområder. I de fleste fylkene lå andelen av lokaliteter med miljøtilstand 2 eller bedre på over 90%.



Figur 4.8. Prosentvis fordeling i miljøtilstandsklasser (nEQR) på den ytterste stasjonen i overgangssonen på 88 matfisklokaliteter i 2018 fordelt på fylker. Tilstandsklasse 1 (meget god), tilstandsklasse 2 (god), tilstandsklasse 3 (moderat), tilstandsklasse 4 (dårlig), tilstandsklasse 5 (svært dårlig). Kilder: Miljødirektoratet.

4.9 Referanser

- Aure J. (2013). Oppdrett og oksygen i Hardangerfjordbassenget. Havforskningsrapporten 2013. 198 s.
- Bannister RJ, Battershill CN, de Nys R. (2010). Demographic variability and long-term change in a coral reef sponge along a cross-shelf gradient of the Great Barrier Reef. *Marine and Freshwater Research* 61, 389-396.
- Bannister RJ, Valdemarsen T, Hansen PK, Holmer M, Ervik A. (2014). Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well flushed coastal site. *Aquaculture Environment Interactions* 5, 29-47.
- Bannister RJ, Askeland Johnsen I, 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.
- Black D. (2001). *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, Sheffield. 212 s.
- 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.
- Carss DN. (1990) Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. *Aquaculture* 90, 29-40.
- Eikje EM. (2013). Benthic impacts of fish farm waste on hard bottom habitats, the ecology of opportunistic epifauna polychaetes. Master thesis, University of Bergen, Norway. 61 s.
- Fabricius KE. (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 50, 125-146.
- Hall POJ, Anderson LG, Holby O, Kollberg S, Samuelsson MO. (1990). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 61, 61-73.
- Hansen PK, Pittman K, Ervik A. (1991). Organic waste from marine fish farms - effects on the seabed. In: T. Makinen (ed.): *Marine aquaculture and environment*, Nord 1991:22. s. 105-119.
- Hansen PK, Bannister R, Husa V. (2011). Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen NR 21-2011. 26 s.
- Hamoutene D, Salvo F, Donnet S, Dufour SC. (2016). The usage of visual indicators in regulatory monitoring at hard-bottom finfish aquaculture sites in Newfoundland (Canada). *Marine Pollution Bulletin* 108, 232-241.
- Hargrave BT, Duplisea DE, Pheiffer 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.
- 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. *Biogeochem.* 32, 15-39.
- Karakassis Y, Hatziyanni E, Tsapakis M, Plaiti W. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184, 205-218

- Keeley N, Valdemarsen, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R. (2019). Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish farming. *Aquacult. Envir. Interact.* 11, 161-179
- Keeley NB, Valdemarsen, Strohmeier T, Pochon X, Dahlgren T, Bannister R. (2020). Mixed-habitat assimilation of organic waste in coastal environments – It's all about synergy. *Sci. Tot. Environ.* 699, 134281
- Kutti T. (2008). Regional impact of organic loading from a salmonid farm – dispersal, sedimentation rates and benthic fauna response. PHD Thesis, University of Bergen. 58 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, 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(2-4), 355-366.
- 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.
- NS 9410:2016. (2016). Norsk Standard: Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine akvakulturanlegg). 36 s.
- Macleod CK, Crawford CM, Moltschaniwskyj NA. (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Marine Pollution Bulletin* 49, 79-88
- Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2009). Deep-water shrimp (*Pandalus borealis*, Krøyer 1838) as indicator organism for fish-farm waste. *J. Exp.Mar.Biol.Ecol.* 381, 82-89.
- Olsen SA, Ervik A, Grahl-Nielsen O. (2012). Tracing fish farm waste in the northern shrimp *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) using lipid biomarkers. *Aquacult Environ Interact* 2, 133–144.
- Pearson TH, Rosenberg R. (1978). Macrobenthic successions in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Pereira PMF, Black KD, McLusky DS, Nickell TD. (2004). Recovery of sediments after cessation of marine fish farm production. *Aquaculture* 235, 315-330.
- Salvo F, Mersereau J, Hamoutene D, Belley R, Dufour SC. (2017). Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland. *Ecological Indicators* 76, 207-218.
- Samuelsen OB, Lunestad BT, Hannisdal R, Bannister R, Olsen S, Tjensvoll T, Farestveit E, Ervik A. (2015). Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Sci. Total Environment* 508, 115-121.
- Tangen S, Fossen I. (2012). Interaksjoner mellom kaldtvannskoraller og intensivt oppdrett. Kunnskapsstatus og et første skritt mot en konsekvensanalyse. Rapport. Møreforskning Marin. MA 12-10. 43 s.
- 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.

- Veileder 02:2013 - revidert 2015. (2015). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. 254 s.
- 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.
- White CA, Dworjanyn SA, Nichols PD, Mos B, Dempster T. (2016). Future aquafeeds may compromise reproductive fitness in a marine invertebrate. Marine Environmental Research 122, 67-75.
- White CA, Bannister RJ, Dworjanyn SA, Husa V, Nichols PD, Kutti T, Dempster T. (2017) Consumption of aquaculture waste affects fatty acid metabolism of a benthic invertebrate. Science of the Total Environment. 586, 1170-1181.
- Woodcock SH, Troedsson C, Strohmeier T, Balseiro P, Sandnes Skaar K, Strand Ø. (2017). Combining biochemical methods to trace organic effluents from fish farms. Aquaculture Environment Interactions. 9, 429-443.
- Yrong-Song C, Malcolm CM, Beverage M. (1999). Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feed and considerations of implicates for modeling of waste dispersion through sedimentation. Aquaculture International 7, 89-100.