

Effekter av forstyrrelser på fugl og pattedyr fra akvakulturanlegg i sjø – en litteraturstudie

Arne Follestad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Effekter av forstyrrelser på fugl og pattedyr fra akvakulturanlegg i sjø – en litteraturstudie

Arne Follestad

Follestad, A. 2015. Effekter av forstyrrelser på fugl og pattedyr fra akvakulturanlegg i sjø - en litteraturstudie. - NINA Rapport 1199. 44 s.

Trondheim november 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2828-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Arne Follestad

KVALITETSSIKRET AV

Jørn Thomassen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-452|2015

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Egil Postmyr

FORSIDEBILDE

Arne Follestad

NØKKEWORD

Akvakultur, oppdrettsanlegg, forstyrrelser, sjøfugler, marine pattedyr

KEY WORDS

Aquaculture, fish farm, mussel farm, disturbance, seabirds, marine mammals

Sammendrag

Follestad, A. 2015. Effekter av forstyrrelser på fugl og pattedyr fra akvakulturanlegg i sjø – en litteraturstudie - NINA Rapport 1199. 44 s.

Rapporten gir en sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av forstyrrelser på fugl og marine pattedyr fra oppdrettsanlegg i sjø. Rapporten er basert på en gjennomgang av eksisterende litteratur. Det er mange artikler og rapporter som omtaler miljøeffekter av akvakultur, men svært få som omtaler effekter av forstyrrelser på fugler og marine pattedyr. Der konflikter mellom akvakultur og fugler/marine pattedyr omtales, er det som regel knyttet til skader på eller tap av fisk eller skalldyr, som følge av at fugler og pattedyr trekkes til anleggene for å finne mat.

Denne rapporten omtaler bare effekter av forstyrrelser som følge av etablering, daglig drift og ferdsel til og fra et akvakulturanlegg. I Norge omfatter oppdrett av fisk i meget stor grad oppdrett av laks, i langt mindre grad regnbueørret, og i et begrenset omfang andre arter (som torsk og kveite). Akvakultur i sjø omfatter også anlegg for skjell og krepsdyr, både offshore og i strandsonen. I andre land som Nederland og New Zealand foreligger noen rapporter som om ikke annet nevner potensialet for forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter. Anlegg for skjelldyrking i fjæresona er lite utbredt i Norge, men i og med at dette synes å være en ekspanderende industri i andre land, nevnes kort også mulige effekter av dette.

Fra Norge er det ikke funnet litteratur som omtaler effekter av forstyrrelser fra etablering og drift av akvakulturanlegg. Temaet er belyst i en konsekvensutredning for utvidelse av to eksisterende anlegg for laks i Smøla ([SalMar 2015](#)). En masteroppgave ved NTNU knyttet til båttrafikk til og fra offshore vindkraftanlegg (Skei 2014), er den eneste kjente studien i Norge som prøver å belyse effekter av båttrafikk til og fra et offshore anlegg. Felles for flere oppdrettsanlegg - og vindparker - er at de skaper behov for regelmessig båttrafikk til og fra områder hvor slik aktivitet tidligere har vært liten, men kan komme i tillegg til annen aktivitet. Der slike områder er viktige myteområder for andefugler, kan de være svært sårbare for forstyrrelser dersom de medfører ekstra energiforbruk når de rømmer unna forstyrrelseskilden. Masteroppgaven på NTNU viser at mytende ærfugler vil svømme unna båter som nærmer seg, på en avstand av opptil 700 meter.

Et eksempel fra konsekvensanalysen fra Smøla indikerer at forstyrrelser kan ha en negativ effekt på forekomster av mytende andefugler. Tellingene av mytende grågjess over mange år indikerer at grågåsa skiftet myteområde samtidig som etableringen av oppdrettsanleggene i SV-Smøla. Forvaltningsmessig kan dette ha medført endringer i beiteskademønster og jaktmuligheter.

Det er flere studier på effekter av forstyrrelser fra båter i andre land, i andre sammenhenger enn for akvakultur. I den grad disse resultatene kan sammenliknes med norske forhold, indikerer de klart at forstyrrelser både fra etableringsfasen og driftsfasen kan påvirke både fugler og marine pattedyr negativt. Den viktigste faktoren her synes å være at artene fortrenses fra deres optimale områder, enten disse er for næringsøk, myting, hekking/ungling eller kvile/overnatting. Det finnes imidlertid ikke studier knyttet til akvakultur som kan belyse en eventuell langsiktig effekt på bestandsnivå som følge av enten redusert overlevelse eller redusert reproduksjon.

Negative effekter av forstyrrelser fra akvakulturanlegg kan reduseres gjennom god planlegging av aktiviteter, der en i særlig sårbare perioder unngår de aktivitetene som forstyrrer mest. Det kan innebære bl.a. valg av båtruter til og fra anleggene, som kan velges noe forskjellig i ulike sesonger. Dette forutsetter imidlertid kunnskap om hvilke arter som finnes i området, når de ulike artene er mest sårbare og variasjoner i deres tålegrenser gjennom året. Litteraturgjennomgangen viser at kunnskapsnivået om temaet er svært mangelfullt, og det anbefales at feltstudier gjennomføres. De bør være tilpasset norske vær-, topografi- og klimaforhold. I en situasjon der mange sjøfuglarter er i kraftig nedgang, bør man vurdere tiltak for å redusere ekstra belastninger som følge av menneskeskapte aktiviteter og forstyrrelser.

Arne Follestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. arne.follestad@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
1.1 Bakgrunn.....	6
1.2 Akvakultur i sjø	8
1.3 Akvakultur i tidevannssonen.....	8
1.4 Transportbehov knyttet til akvakulturanlegg.....	10
1.5 Aktuelle lover og forskrifter	11
1.6 Arts-, tema- og områdebegrensning.....	11
2 Metoder	12
3 Resultater	13
3.1 Dyrs reaksjoner på menneskelige aktiviteter og forstyrrelser	13
3.2 Forstyrrelser fra motorbåt	15
3.3 Effekter av skalldyroppdrett.....	18
3.3.1 Metoder for begrense skadeomfang av predasjon på skjelloppdrett	19
3.4 Effekter av forstyrrelser på mytende andefugler	20
3.5 Andre effekter av forstyrrelser på fugler	25
3.6 Effekter på oter, sel og andre sjøpattedyr	26
4 Diskusjon	29
4.1 Effekter av motorisert båttrafikk på fugl.....	29
4.2 Når fugler trekkes til et oppdrettsanlegg – positive effekter?	30
4.3 Akvakultur i tidevannssonen – dyrking/høsting av skjell.....	31
4.4 Kumulative effekter	31
4.5 Avbøtende tiltak	32
4.5.1 Transport til og fra matfiskanlegg i sjø.....	32
4.5.2 Skjelloppdrett	34
4.5.3 Effekter av skadebegrensende tiltak	35
4.5.4 Oppdrettsanlegg i strandsonen	35
4.6 Forslag forvaltningen bør vurdere ved søknader i sjø	36
4.7 Behov for ny kunnskap	38
5 Referanser	40

Forord

I forbindelse med behandlingen av søknader om etablering av akvakultur på lokaliteter i sjø langs kysten skal Fylkesmannen avgi en uttalelse til fylkeskommunen om forholdet til natur- og friluftslivsinteresser, herunder biologisk mangfold, vilt- og fiskeinteresser og verneinteresser. Fylkeskommunen har vedtaksmyndighet etter akvakulturloven, og fylkesmannens uttalelse skal benyttes i vurderingen av søknaden etter naturmangfoldloven og miljøhensynene i akvakulturloven.

Målet for denne rapporten har vært å beskrive kunnskapsstatus via en litteraturstudie på effekter av forstyrrelser på sjøfugl, annen kystrelatert fugl og marine pattedyr (oter og kystsel) som følge av forstyrrelser knyttet til etablering og drift av sjøbaserte akvakulturanlegg. Dette inkluderer ferdsel med båter til og fra anlegget, og flere mulig metoder for å skremme skadegjørende fugler og marine pattedyr vekk fra et anlegg. Rapporten belyser eventuelle endringer i hekking, beiting og myting og annen bruk av områder ved etablering av nye akvakulturlokaliteter. Rapporten beskriver også flere mulige avbøtende tiltak, når forstyrrelsene kan medføre negative effekter for (sjø)fugler eller marine pattedyr.

25 november 2015,

Arne Follestad

1 Innledning

I forbindelse med behandlingen av søknader om etablering av nye oppdrettsanlegg på lokaliteter i sjø langs kysten, er det behov for mer kunnskap om hva som kan være uheldige påvirkninger fra anleggene på (sjø)fugl og marine pattedyr. Påvirkning på fugl vil være et sentralt tema, men både oter og kystsel er av forvaltningen nevnt som konflikterter. Fra forvaltningen er det ønskelig at Fylkesmannen får et godt faglig grunnlag for sin vurdering av miljøeffekter, for eventuelt å fraråde etablering av nye akvakulturlokaliteter/tillatelser eller utvidelser av eksisterende lokaliteter, hvis etableringen ikke er miljømessig forsvarlig med hensyn til fugl og marine pattedyr.

1.1 Bakgrunn

Havbruk er en viktig næring både i Norge og i resten av verden. Siden den globale matproduksjonen må øke i framtiden er det rimelig å anta at havbruksnæringen også vil bli større (FHF 2012). Det anses da som generelt viktig at havbruk og andre næringer knyttet til utnyttelse av naturressurser skal vokse på en bærekraftig måte. Kunnskap om og i hvilken grad ulike næringer, inkludert havbruk, påvirker miljøet er viktig for å forutse, forebygge og redusere mulige negative effekter, samtidig som det skal være mulig å utvikle lønnsomme virksomheter. Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond (FHF 2012) formulerer dette slik i sin Handlingsplan for 2012:

«Arealbruk i sjøen har de siste årene blitt et mer og mer aktuelt tema. Med mange ulike næringer som fiske, havbruk, olje, bergverk, vindkraft og ikke minst fritidsbruk, kommer man opp i interessekonflikter. FHF ser det som viktig å fremme kunnskap og legge til rette for god sameksistens mellom fiske og havbruk og andre næringer. Spesielt i kystsonen er det behov for kunnskap som kan avklare hvordan havbruk og kystfiske og andre næringer kan unngå konflikter og helst utvikle tiltak som gir gevinst for flere sektorer. FHF vil ha fokus på og bidra til å initiere FoU-prosjekter med dette som målsetting.»

Det foreligger mange artikler og rapporter om miljøeffekter av akvakultur, men felles for de aller fleste er at de ikke omtaler effekter på (sjø)fugler og marine pattedyr, inkludert effekter av forstyrrelser. Selv ikke boka «Environmental impacts of aquaculture» omtaler slike problemstillinger (Black 2001). I en omfattende risikovurdering av norsk fiskeoppdrett for 2013 (Taranger et al. 2014) er fugl bare nevnt en gang, og da som en mulig smittebærer av Infeksiøs lakseanemi (ILA).

I en tilsvarende risikovurdering for 2014 (Svåsand et al. 2015) er fugl igjen bare nevnt som en mulig smittebærer, nå for infeksjøs pankreasnekrose-virus (IPNV), og ved at infeksjoner kan påvirke overlevelsen indirekte, for eksempel ved at fiskens evne til å unnsnippe predatorer (f.eks. fugl) reduseres. Fugl og marine pattedyr er således ikke vurdert som et særlig problem hverken for næringen selv, annet enn som mulig smittespreder, eller i forhold til mulige negative effekter på fugler og marine pattedyr.

Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond (FHF 2012) nevner ikke fugl i sin Handlingsplan for 2012 eller i senere handlingsplaner og strategidokumenter (se <http://www.fhf.no/om-fhf/>). Heller ikke i en ny stortingsmelding for forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett er fugl og marine pattedyr nevnt noe sted (Nærings- og fiskeridepartementet 2015).

FHF framhever at forskning og utvikling har vært og er helt sentralt for norsk sjømatnæring, for at den har blitt det den er, for at den skal utvikle seg videre, og for at vi skal realisere regjeringens mål om Norge som verdens ledende sjømatnasjon. Forskningsaktiviteten beskrives som svært omfattende, og den skjer i både offentlig regi, gjennom virkemiddelapparatet og hos næringsaktører. Noe av næringens viktigste innsats innen næringsrettet marin FoU skjer gjennom FHF.

FHF (2012) ser det som viktig å bidra til kunnskapsutvikling som kan bidra til god sameksistens mellom fiske og havbruk og andre næringer. De har tre hovedsatsingsområder: ^{a)} Effektiv kontroll av lakselus med minst mulig medikamentbruk, ^{b)} Rømt laks skal ikke ha uakseptabel negativ effekt på ville laksebestander, og ^{c)} Bærekraftige fôråvarer – fokus på utnyttelse av EPA/DHA (marine omega-3 fettsyrer, hhv. eikosapentaensyre og dokosaheksaensyre).

I Regjeringens strategiplan for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring (Fiskeri- og kystdepartementet 2009), er miljøhensyn knyttet til sjøfugl kun nevnt i forbindelse med at fangst av industrifisk til fôr kan redusere næringstilgangen for flere sjøfuglarter. Planen sier at veksten i havbruksnæringa ikke kan være begrenset bare av hva markedet etterspør, men at den også må skje innenfor rammen av hva miljøet tåler. I dette legges da en tåleevne overfor de vanligste miljøeffektene som blir vurdert, som endringer i vannkjemi, utslipp av fôrrester og avføring, lakselus, smitte av sykdommer til vill fisk, genetiske endringer i villfiskbestander etter rømming m.m. (se også en vurdering av dette i SalMar 2015).

I Regjeringens strategiplanen (se over) påpekes at når «Veksten må også skje innenfor rammen av hva miljøet tåler», innebærer det at det er et tak for hvor stor oppdrettsnæringa kan bli. At produksjon skjer innenfor hva miljøet tåler er et avgjørende element i denne vurderinga. En miljømessig bærekraftig produksjon er derfor en forutsetning for langsiktig utvikling og vekst. Der sjøfugl og marine pattedyr omtales i planen, er det som regel knyttet til deres predasjon på fisk eller skalldyr i anleggene, og ikke i hvilken grad næringen kan påvirke disse negativt.

Det har vært mye diskusjon rundt etablering av to oppdrettsanlegg for laks i Froan naturreservat, som antas å være av spesiell betydning for bevaring av biologisk mangfold i kystsonen, og som referanseområde for biologisk forskning (Røv 2006). Froan er viktig både som hekke-, myte- og overvintringsområde for en rekke sjøfuglarter, og det er kasteplasser for steinkobbe og havert innenfor verneområdene, og oter er vanlig. Som grunn for ikke å tillate videre drift av de to anleggene i Froan, skriver [Miljødirektoratet](#) at de to anleggene er i strid med verneformålet og påvirker verneverdiene nevneverdig negativt fordi de fører til en endring av landskapets art og karakter, uten at dette blir videre spesifisert. For å løse denne konflikten fikk daværende Direktoratet for naturforvaltning, nå [Miljødirektoratet](#), i oppdrag fra departementet å justere vernegrensene, slik at anleggene ble liggende utenfor de nye vernegrensene.

I høringsbrev har [Fylkesmannen i Sør-Trøndelag](#) anslått et influensområde for anleggene ut i fra mulig påvirkning på bunn og bunnfauna. De viser til Havforskningsinstituttets risikovurdering for norsk fiskeoppdrett 2013 (Taranger et al. 2014), som sier at man per i dag mangler kunnskap om hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegg for å unngå permanent skade på viktige habitater. Fylkesmannen viser til miljøgifter som diflu- og teflubenzuron, som brukes til avlusing. I tidligere studier er de påvist i ca. 1000 meter fra oppdrettsanlegg, dog generelt i små konsentrasjoner og uten påviste skadevirkninger. Kunnskapen om hvordan dette påvirker økosystemet fremstår som usikker. Fylkesmannen legger likevel til grunn et influensområde på 1000 meter fra oppdrettsanlegget i naturreservatet, ut i fra føre-var-prinsippet i naturmangfoldlovens § 9.

Det er ikke funnet noe i dokumentene i denne saken som viser til mulige effekter av forstyrrelser på sjøfugl eller marine pattedyr som grunnlag for å ikke tillate oppdrettsanlegg innenfor reservatgrensene. Dette kan kanskje tolkes dithen at slike forstyrrelser ikke er sett på som et (stort nok) problem, eller at en ikke har hatt tilstrekkelig fokus på mulige effekter og betydningen av forstyrrelse for hele det biologiske mangfoldet.

Denne rapporten gir en sammenstilling av litteratur på effekter av forstyrrelser som følge av etablering og drift av sjøbaserte akvakulturanlegg på sjøfugl, annen kystrelatert fugl og pattedyr. Dette omfatter eventuelle endringer i hekking, beiting og myting og bruk av områder som følge av etablering av nye akvakulturlokaliteter. I dette ligger forstyrrelser både fra anlegget i forbindelse med daglig drift og ferdsel til og fra anlegget. Rapporten kommer også med forslag til mulige avbøtende tiltak, men med den begrensning at vi for flere tiltak trolig mangler kunnskap til å kunne vurdere hvor effektive de kan være.

1.2 Akvakultur i sjø

I Regjeringens strategiplan for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring, fremheves at det er størst utviklingspotensial i oppdrett av laksefisk, torsk og skjell/skalldyr (Fiskeri- og kystdepartementet 2009). I Norge utgjorde laks hele 94 prosent av den produserte mengden oppdrettsfisk i 2014. Det ble produsert 1,27 millioner tonn laks til en førstehåndsverdi på 41,1 milliarder kroner, et nytt rekordår for oppdrettslaks. For ørret har det derimot vært en nedgang. Det ble produsert 69 000 tonn oppdrettsørret i 2014, og det er 3,5 prosent mindre enn i 2013 (Kilde: SSB).

Det har også vært en nedgang for torsk og kveite, slik at nedgangen i torskeoppdrett fortsetter. Sammenliknet med 2013 gikk produsert mengde torsk ned med 63 prosent og førstehåndsverdien ned 64 prosent. I alt ble det produsert 1400 tonn torsk. Oppdrett av kveite gikk ned med 9 prosent til 1300 tonn (Kilde: SSB).

I dag finnes oppdrettsanlegg langs hele kysten, men i mindre omfang på Østlandet og lengst nord i landet (**figur 1**). Med varierende topografi langs kysten, med store variasjoner i dybdeforhold og eksponeringsgrad, vil forstyrrelser fra etablering av nye anlegg og i driftsfasene av både nye og eksisterende anlegg i varierende grad kunne påvirke sjøfugler og marine pattedyr. Noen anlegg vil ligge i eller nær inntil viktige områder for disse, andre vil være lokalisert i områder som i liten grad benyttes. Hvilke arter som kan påvirkes, vil også variere en del fra sør til nord i landet.

Skalldyroppdrett er oppdrett av sjølevende krepsdyr, muslinger og pigghuder. I norske farvann dreier det seg om arter som hummer, krabbe, blåskjell, kamskjell, østers og kråkebolle. Oppdrett av skalldyr blir ansett å ha potensial til å bli en betydelig kystnæring i Norge. Siden 1970-årene har det vært gjort flere forsøk på å etablere blåskjelldyrking, men resultatet av disse forsøkene svarte lenge (til 2006) ikke forventningene. Det gjenstod å finne løsninger på flere utfordringer både av teknisk og distribusjonsmessig karakter (Fiskeri- og kystdepartementet 2009).

I Norge høstes det nå i gjennomsnitt noe under 2000 tonn blåskjell i året (2010 - 2014). For kamskjell og østers er tilsvarende tall 16 og 3 tonn (Kilde: SSB). Norsk blåskjellproduksjon i dag (1.983 tonn i 2014) er beskjeden i forhold til Europa, som høster 592.000 tonn i året. Halvparten av dette produseres i Spania. I Danmark er det et stort fiske etter blåskjell i Limfjorden, med ca. 100.000 tonn i året (Forum Skagerrak II 2007).

Den mest utbredte form for dyrkingsmetode i Skandinavia i dag er hengekultur fra langline (**figur 2**). Langlinemetoden ble utviklet i Sverige på 1980 tallet. Andre former for blåskjelldyrking er bunnkultur og dyrking fra flåte (Forum Skagerrak II 2007).

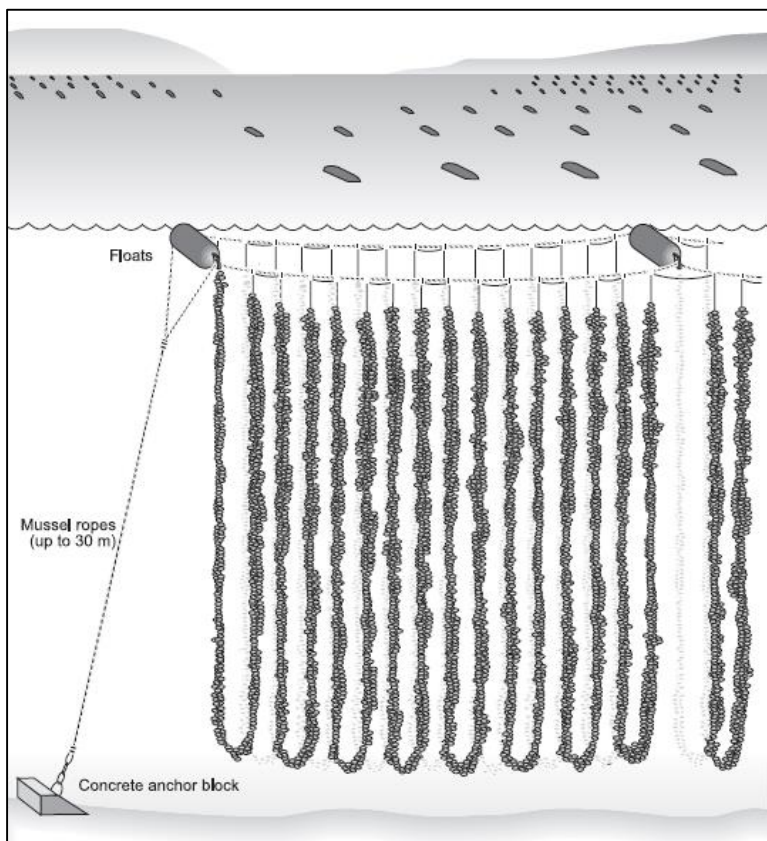
1.3 Akvakultur i tidevannssonen

Tidevannssonen er et viktig habitat for mange fuglearter, i første rekke andefugler, vadefugler og måkefugler som bruker området til næringssøk, spesielt under trekktidene vår og høst og i vinterhalvåret. Det er imidlertid flere arter, som bl. a. ærfugl, tjeld og flere måkefugler, som bruker tidevannssonen aktivt i hekketiden. Det er den store tilgangen på lett tilgjengelig næring (særlig bløtdyr, manglebørsteormer og krepsdyr) som gjør tidevannssonen spesielt attraktiv for fugl. Det er muslingene som er de viktigste næringsorganismene målt i biomasse, og de viktigste artene er blåskjell og hjerteskjell, men østersjøskjell og sandskjell forekommer også ofte i dietten hos fugl som lever i tidevannssonen.

I flere land dyrkes og høstes store mengder muslinger, som blåskjell, østers og hjertemusling i tidevannssonen (**Figur 3**). Dette har, i alle fall til nå, vært mindre aktuelt i Norge. Det ble riktignok gjennomført et prøveprosjekt for høsting av hjerteskjell i Norge (se Follestad & Lorentsen 2007), men forsøket ble ikke vellykket og prosjektet avsluttet. Høsting av naturlige ressurser, uten noen form for kultivering, faller utenfor definisjonen av akvakultur. Der blåskjelldyrking skjer på påler som slås ned på grunt vann, kan dette også medføre båttrafikk som kan forstyrre fugler og marine pattedyr på samme måte som for andre oppdrettsanlegg.



Figur 1. Akvakulturanlegg i Norge. Oppdatert kart hos [Kystverket](#).



Figur 2. Hengekultur fra lang-line for dyrking av blåskjell.



Figur 3. Blåskjellhøsting og -oppdrett, dels i fjæresonen, dels ved hengekultur.
Foto: [Snadder&Snaskum](#)

Follestad & Lorentsen (2007) gir en sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl, basert på en gjennomgang av eksisterende litteratur fra omfattende studier i andre land, særlig i Nederland (Vadehavet), England (Wash) og New Zealand.

1.4 Transportbehov knyttet til akvakulturanlegg

Det er ikke funnet noen publikasjoner som kan skille mellom forstyrrelser i etableringsfasen, men mer eller mindre sammenhengende aktivitet knyttet til forankring og utsetting av nerder og flåter, og den daglig driften. For noen arter kan forstyrrelsene i etableringsfasen ha størst negativ effekt, særlig hvis dette skjer i perioder hvor de er mer sårbare, som i hekke- og myteperioden, eller under trekk og overvintring, hvor god tilgang til næring kan være viktig for å bygge opp dels reserver for å kunne gjennomføre trekket eller klare seg gjennom vinteren.

I driftsperioden vil transport til og fra et oppdrettsanlegg for laks eller annen fisk være firedelt:

1. Transport av personell og utstyr ved daglig drift og vedlikehold av oppdrettsanlegget
2. Transport av fôr inn til anlegget
3. Transport av levende fisk med brønnbåt, for eksempel smolt til utsett, flytting av fisk ved avlusning og andre prosesser, og transport av slakteklar fisk til land.
4. Oppsamling og transport av død fisk

Dette er nærmere beskrevet av SalMar (2015) i en konsekvensutredning forbindelse med en søknad om utvidelse av to anlegg på Smøla, Møre og Romsdal. Det gis her et kort sammendrag fra denne analysen, som en illustrasjon på transportbehov og hvilke vurderinger som kan gjøres i forhold til et anlegg:

Transport av fôr til de to anleggene på Smøla (**figur 4**), skjer vanligvis fra et eget anlegg, i dette tilfellet fra Skrettings fôrfabrikk på Averøya. Dette skjer i snitt ca. 1 gang i uken gjennom hele generasjonen. Økningen i antall anløp av fôrbåter trenger likevel ikke bli fullt så stor, ettersom SalMar ved en økning ved Solværet vurderer å anskaffe en ny fôrflåte som nesten doubler lagerkapasiteten i forhold til hva den er i dag (fôr utvidelse). Dette gjør at de kan ta imot større laster fôr ved hvert anløp, og på den måten potensielt å redusere behovet for totalt antall anløp (sammenlignet med om dagens flåte blir liggende). Flåten som ligger ved Fjordprakken har god nok kapasitet til å kunne produsere fram laksen ved lokaliteten med en maksimalt tillatt biomasse (MTB) på 6240t og vil ikke bli utskiftet.

Slakteklar laks transporteres til et slakteri, som Kverva på Frøya, i perioden vår-høst (ved et normalt produksjonsforløp). Brønnbåten som nå benyttes, laster inntil 600t laks per tur, og rent teoretisk vil en planlagt økning på ca. 40 % i produksjonen øke antallet brønnbåtanløp fra ca. 25 til 36 per generasjon.



Figur 4. Transportruter med båt til og fra anleggene fra landbasen ved Dampleia bru. Fjorbåter og brønnbåter anløper anleggene fra Edøyfjorden (Kilde: SalMar 2015).

1.5 Aktuelle lover og forskrifter

Etablering og drift av oppdrettsanlegg må forholde seg til en rekke lover og forskrifter som alle har til felles at miljøet skal beskyttes mot ikke-bærekraftige tiltak. Disse er nærmere omtalt i SalMar (2015) og Nærings- og fiskeridepartementet (2015)

1.6 Arts-, tema- og områdebegrensning

Oppdrettsanlegg får både fisk og skalldyr finnes langs hele kysten, om enn i noe mindre utstrekning på Østlandet og i Finnmark, jfr. **figur 1**. Det er dermed mange arter både av fugler og marine pattedyr som potensielt kan bli forstyrret av aktiviteter knyttet til oppdrettsvirksomhet. Noen er relativt tallrike langs store deler av kysten, andre har en langt mer begrenset utbredelse, som f.eks. stellerand, der deler av den russiske hekkebestanden hos oss i hovedsak overvintrer i Varangerfjorden, samt polarlomvi, som har en begrenset hekkebestand i Finnmark. For generell informasjon om mange av de aktuelle artene, se f.eks. artsbeskrivelser på [Artsdatabanken](#).

For arter hvor vi mangler kunnskap om effekter av forstyrrelser, legger denne rapporten til grunn generell kunnskap om artene og artsvisе forskjeller i reaksjonsmønstre på ulike former for forstyrrelse (se f.eks. Follestad 2012a,b og Lorentsen & Follestad 2014).

Forstyrrelser fra oppdrettsanlegg vil variere mellom etableringsfasen, der det kan være omfattende aktivitet over en viss periode, og drifts- og vedlikeholdsfasen, med vekt på mer eller mindre regelmessig båttrafikk til og fra anlegget.

I denne litteraturstudien er det lagt vekt på studier som er gjort på sjøfugler, også de som opptrer i marine områder bare deler av året (som flere dykkender), marine pattedyr (kystsel og oter), og – til en viss grad - vadefugler som beiter på strender som kan være aktuelle for skalldyroppdrett/høsting.

Akvakultur oppfattes nok i Norge av mange å dreie seg om hovedsakelig laks og blåskjell. I andre land har man oppdrett av en rekke andre arter, men de fleste anlegg har noen fellestrekk i forhold til forstyrrelser på sjøfugl og marine som har gjort det aktuelt å vurdere mye utenlandsk litteratur.

Forstyrrelser fra aktiviteter knyttet til havbeite, der en setter ut akvatiske organismer (planter og dyr, bl.a. hummer) med sikte på gjenfangst, er ikke vurdert i denne rapporten.

2 Metoder

Med utgangspunkt i termer som er beskrivende og dekkende for oppdragets utforming ble det gjennomført søk etter nasjonal og internasjonal forskningslitteratur gjennom bruk av *google scholar*. Egne søk i BIBSYS og ISI Web of Science ble utelatt ettersom førstnevnte søkebase henviser videre til de to sistnevnte der det er nødvendig. Bruken av *google scholar* har den fordel at for hver artikkel som hadde klar relevans for temaet, kan man få opp en liste over publikasjoner som refererer til den førstnevnte, samtidig som det er mulig å gjøre avgrensede søk innenfor denne listen. Referanselistene i relevant litteratur ble sjekket for å se om det var referanser til studier der som ikke ble plukket opp av de databasesøkene som ble kjørt.

Litteraturgjennomgangen ble avgrenset til publiserte arbeider, dvs. vitenskapelige tidsskrifter og fagrapporter som er indeksert. 'Gråsoner' - litteratur som upubliserte mastergradsoppgaver eller ikke kvalitetssikrede populærfaglige arbeider/rapporter er likevel til en viss grad inkludert i rapporten.

3 Resultater

Forstyrrelser på fugler i Norge og mulige effekter av dette, har vært tema for en rekke rapporter de siste årene. NINA har gjennomført flere av disse eller bidratt til flere av dem (f.eks. Berntsen et al. 1996, Follestad 2012ab, 2014, Lorentsen & Follestad 2014, Reinvang et al. 2014, SalMar 2015, Øian et al. 2015). Samlet gir disse en bred bakgrunn for å vurdere hvordan ulike arter kan reagere på menneskeskapte forstyrrelser, og hvilke effekter disse kan få.

I denne rapporten tas innledningsvis med noe fra disse rapportene, for å gi en kortfattet oversikt og forståelse av hva effektene av forstyrrelser fra akvakulturanlegg kan bli, og hvorfor fugler og marine pattedyr oppfører seg som de gjør.

3.1 Dyrs reaksjoner på menneskelige aktiviteter og forstyrrelser

3.1.1 Hvorfor og hvordan reagerer dyr på forstyrrelser?

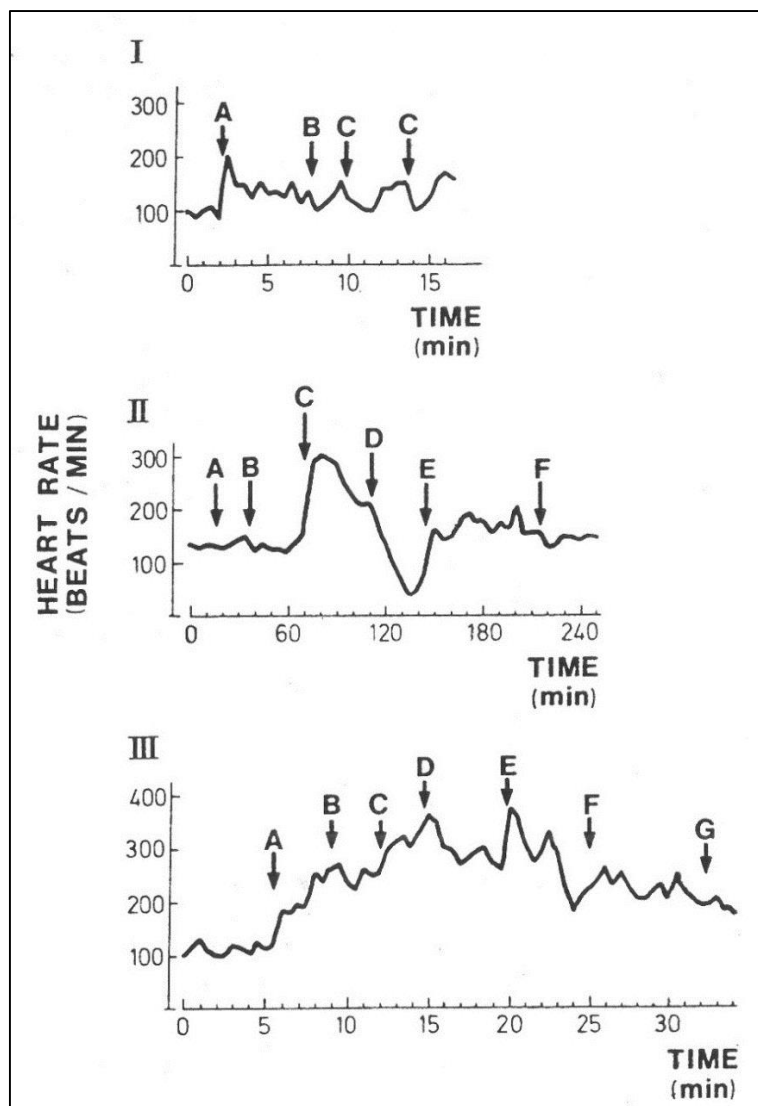
Dyrs reaksjonsmønster på ulike trusselfaktorer er resultatet av en evolusjonær prosess hvor atferdsmønster og reaksjonsformer er selektert slik at det enkelte individ kan øke sin overlevelses-evne og dermed også sin reproduksjonsevne. De individene som reagerer og unngår trusselen, får reproduisert, mens de som ikke reagerer, kan bli skadet eller dø.

Mange dyr og fugler har evnen til å venne seg til støy og aktiviteter som ikke rettes mot dem, og som etter kortere eller lengre tid ikke forbindes med noen fare (Krebs & Davies 1989). Tilvenning til «ufarlige» stimuli kan betraktes som en energisparende strategi som bedrer dyras tilpasningsevne til gitte miljøbetingelser (se diskusjon i Berntsen et al. 1996). Som regel er både syn og hørsel involvert når et individ vurderer en trusselsituasjon, og reaksjonsformene er gjerne hensiktsmessige i forhold til trusselfaktorer som rovdyr, som har vært dominerende i artens utviklingshistorie. Mye tyder på at dyr generelt viser større toleranse for mekanisk støy og tekniske forstyrrelsesfaktorer enn for rent biologiske trusselbilder som rovdyr eller mennesker (se f.eks. Berntsen et al. 1996).

En vanlig reaksjon på en forstyrrelse eller trussel, er at individet beveger seg vekk fra kilden ved at det flykter eller rømmer til et annet område hvor det kan føle seg tryggere. En annen vanlig reaksjon er at det innstiller sin opprinnelige aktivitet, som f.eks. næringssøk, inntil det enten føler seg trygg nok til å gjenoppta aktiviteten, eller bestemmer seg for å rømme unna. I alle tilfeller vil slike endringer medføre noen kostnader for individet, enten i form av økt energiforbruk og/eller tapt tid til å søke næring. Ved vedvarende forstyrrelser kan individet også velge å flytte seg midlertidig eller mer permanent til et annet område, som da kan innebære at det må oppholde seg i et mindre optimalt område, enten for hekking, myting, hvile/overnatting eller næringssøk. Dette er videre diskutert i Follestad (2012).

I flere tilfeller vil et individ forholde seg rolig i håp om å ikke bli oppdaget. Vi omtaler her nærmere et forsøk med ærfugl som et eksempel på hvilke kostnader også dette kan innebære. En rugende ærfugl hunn vil bli liggende på reiret så lenge som mulig for å unngå at reiret blir oppdaget dersom hun må rømme unna en predator. I en slik situasjon kan det se ut som om hun forholder seg helt rolig, uten å la seg påvirke av trusselen. Noen forsøk har likevel vist at så ikke trenger være tilfelle. I et forsøk med rungende ærfugler på Svalbard viste Gabrielsen (1987) at hunnen økte hjerterefrekvensen i betydelig grad, se **figur 5**. Dette gjaldt også når en båt nærmet seg hekkelokaliteten (se forsøk III).

Ville, rugende og uforstyrrede ærfugler hadde en hjerterefrekvens på mellom 90-110 hjerteslag og pustet mellom 14-16 ganger pr minutt. Puste- og hjerterefrekvensen endret seg når fuglene ble utsatt for syns- og lydinntrykk. Syn av og rop fra mennesker resulterte i forsøkene alltid i en orienteringsrespons ("hva var det?"), som ble fulgt av 2-3 ganger økning i hjerterefrekvensen (200-300 hjerteslag pr minutt) i 5-15 sekunder.



Figur 5. Reaksjoner hos rugende ærfugl på menneskelig forstyrrelser, fra Gabrielsen (1987).

I: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (nær Ny-Ålesund) ved provokasjon av en person som går mot fuglen på reir. (A) Fuglen oppdager personen. (B) Personen nærmer seg reiret, passerer i en avstand av ca. 5 m fra fuglen. (C) Personen går på ny mot reiret.

II: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (nær Ny-Ålesund) ved provokasjon av helikopter, bil og mennesker mot fuglen på reir. (A) Helikopteret starter opp i en avstand av 500 m fra reiret. (B) Helikopteret flyr over reirområdet i en høyde av 50-100 m. (C) En bil kommer kjørende, to personer stiger ut av bilen. (D) To personer beveger seg mot reiret. (E) Personene passerer forbi reiret i en avstand av 3-5 m. (F) Bilen kjører ut av området.

III: Hjerterefrekvensrespons hos en rugende ærfugl (Miethelholmen) ved en provokasjon utført av mennesker mot fuglen på reir. (A) Fuglen oppdager båten (åpen) med mennesker i en avstand av 100-150 m fra holmen. (B) Båten går i skjul, fuglen kan ikke se menneskene. (C) Ærfuglen oppdager en person som beveger seg mot reiret. (D) Ærfuglen går av reiret idet personen er 15 m fra, men legger seg raskt på igjen idet personen snur og går ut av området. (E) Ærfuglen forlater reiret igjen idet personen er 20 m fra. (F) Ærfuglen oppdager menneskene som er i ferd med å forlate holmen i båten. (G) Båten befinner seg ca. 100 m fra holmen, området forlattes.

Forsøket på Svalbard ble gjennomført på ærfugler som hekket dels på en holme og dels nær Ny-Ålesund, og de viste ulike atferdsresponser (**figur 3.1**). Ærfuglene ved Ny-Ålesund utviste trykkeatferd, hodet mot kroppen og øynene åpne. De hadde kort fluktavstand ved at de ikke gikk av reiret før personen var under en meter fra reiret. Trykkeatferden ble fulgt av 20 % senkning av hjerterefrekvensen idet personen beveget seg vekk fra reiret.

Ærfuglene på holmen hekket tett sammen, og reagerte svært forskjellig fra ærfuglene ved Ny-Ålesund. Det ble registrert en dobling i hjertefrekvensen allerede når båten var 100-200 meter fra holmen. Samtidig viste fuglene fluktatferd og var urolige med hevet hode og åpne øyne. Fluktatferd og høy hjertefrekvens (200-300 hjerteslag pr minutt) kunne også registreres når menneskene gikk på land. Idet de var 15-30 meter unna gikk fuglen av reiret. Fluktresponsen var etterfulgt av høy hjertefrekvens (**figur 3.1**) så lenge personene var på øya.

Energiforbruket til to rugende ærfugl hunner viste at metabolismen under ruging var lik hvilemetabolismen. Til tross for at fuglene er inne i en sulteperiode, hvor de ikke spiser på 25-30 dager, reduserer de ikke energiforbruket til under hvilemetabolismen, som tidligere antatt. Fuglene må opprettholde konstant tilførsel av varme til eggene. De tærer på kroppsreservene og taper ca. 40 % av kroppsvekten i løpet av rugeperioden. Ved ikke å forlate reiret, og dermed redusere sjansen for at eggene blir predatert, reduserer de energiforbruket og taper bare ca. 25 gram kroppsmasse pr. dag.

3.1.2 Effekter av forstyrrelser

Forstyrrelser av fugler og vilt, også marine pattedyr, har ulike effekter både på individnivå og populasjonsnivå. De direkte effektene er knyttet til forstyrrelser fra personer eller potensielle predatorer som nærmer seg et dyr, og som igjen utløser en frykt-/fluktreaksjon hos viltet. Denne responsen er vanligvis kortvarig og medfører økt energibruk, men for noen arter (f.eks. andefugler, vadere) er denne flukten også forbundet med en økt predasjonsfare (fra rovfugl eller reirplyndrere) dersom fuglene blir skremt opp fra reir på en slik måte at reiret oppdages.

Effekten av forstyrrelse varierer med art, sesong, habitattype, størrelsen på (uforstyrret) tilgjengelig areal, samt en rekke andre faktorer. Fragmentering av habitater vil kunne medføre en sammenpressing eller utvandring av en del arter, hvilket gjør dem mer sårbare. Spesielt sårbare er arter med lav spredningsevne, lav reproduksjon/ fruktbarhet eller meget spesialiserte arter. Slike forandringer i naturlige fødekjeder, buffermekanismer og habitatbruk vil kunne forsterke virkningene av permanente inngrep eller forstyrrelser. Menneskelig tilstedeværelse oppleves som en forstyrrelse for mange fugler.

Det er gjennom flere litteraturstudier vist at måling av direkte lokale responser til menneskelig ferdsel ofte underestimerer de kumulative effektene som følge av at dyr som er sensitive for forstyrrelse unngår store områder rundt eksisterende infrastruktur eller mye brukte ferdselsårer fordi viltet assosierer inngrepene med periodevis trafikk i området. Forandringer i dyrenes arealbruk kan ha langt mer alvorlige konsekvenser enn den direkte effekten av enkelt forstyrrelsene som sådan (se referanser i Follestad 2012a).

Forstyrrelser kan også medføre at fugler blir presset ut av for dem optimale områder (for hekking, næringssøk, hvile, overnatting). Hockin et al. (1992) viste at gjess, ender og skarver i noen tilfeller helt kunne oppgi optimale beiteområder på grunn av menneskelige forstyrrelser. Tilsvarende fant Kaiser et al. (2006) at svartand i stor grad unngikk områder med mye båttrafikk, selv om områdene hadde meget god næringstilgang. Disse studiene indikerer at hvis antall optimale områder i utgangspunktet er lavt, kan resultatet av å bli presset ut av dem som følge av forstyrrelser, bli alvorlige for lokale bestander. Responsen på, og negative effekter som følge av forstyrrelser kan imidlertid variere, avhengig av tilgangen på alternative beiteområder (Gill et al. 2001).

3.2 Forstyrrelser fra motorbåt

Motorbåter kjennetegnes av støy, som noen ganger kan være sterk, særlig på nært hold. Mange fugler kan reagere på støy, særlig når støyen er plutselig, som med et knall eller fly som plutselig dukker opp. Kraftig støy er i seg selv ikke alltid forstyrrende for fugler, men den kan i noen tilfeller vanskeliggjøre kommunikasjon mellom individer. Flere utenlandske studier viser at forstyrrelser kan ha en negativ effekt for hekkesuksess og ungeoverlevelse hos ender, vadere og sjøfugl. En

studie viste at ukontrollert bruk av båt, uansett motorstørrelse, rundt 300 meter fra et viktig hekkeområde gjorde at kurtiserende ender flyktet (Bouffard 1982). Dette kan være kritisk for pardannelsen og hvem de parrer seg med. Det er også vist for båter at dersom de kommer nærmere dykkender enn 300 meter, kan det medføre at hunnen letter og overlater eggene eksponert for kulde/varme eller predatorer (Bouffard 1982).

Motor- og propellstøy under vann kan også være et problem for hvaler, bl.a. ved at støy fra hurtiggående båter kan maskere hvalens egen kommunikasjon på avstander opp mot 14 km (Erbe 2002, Abdulla & Linden 2008). Deler av disse studiene er foretatt i områder med tett skipstrafikk, som i Middelhavet, så alle resultater synes ikke å være like relevante for en langt mer begrenset båttrafikk til og fra et oppdrettsanlegg.

Fugler kan forstyrres av alle former for båttrafikk, som seilbåter, motorbåter, vannscootere, kano og kajakk. Forstyrrelsene vil her hovedsakelig påvirke sjøfugler eller vannfugler. Særlig dykkender, fiskender, dykkere og lommer nevnes i litteraturen som følsomme for forstyrrelser fra båttrafikk (for referanser, se Follestad 2012). Kull av disse artene er sterkt knyttet til åpne vannflater og søker gjerne skjul i tett vegetasjon eller på land på samme måte som gressender og gjess (Rosenberg 1979). I dårlig vær kan marine dykkender søke seg inn i vik og sund for å finne le for været (Andersson 1980). Dette kan falle sammen med båtfolkets behov for sikre, naturlige havner for overnatting eller dagsbesøk. Om kullene blir splittet kan de utsettes for kraftig predasjon fra først og fremst måker (Keller 1989, Åhlund & Götmark 1989).

I myteperioden på sensommeren, da andefugler mister flygeevnen i en periode, er de svært sårbare og reagerer sterkt på forstyrrelser og unnviker områder med mange båter (Laursen et al. 1997). På raste- og overvintringslokaliteter kan forstyrrelser fra båter medføre at endene flyr mer og dermed får et større energiforbruk, at de begynner å søke næring på nattetid, eller at de helt unngår områder med forstyrrelser (Cronan 1957, Pedroli 1982, Schneider 1987, Knapton et al. 2000).

Chatwin et al. (2013) undersøkte hvordan flere sjøfuglarter, deriblant totoppskarv og beringskarv, reagerte på nærgående motorbåter og kajaker, etter hvor mange som ble urolige på bestemte avstander fra hekkeplasser eller rasteplasser. Det var tydelige forskjeller mellom artene, men på bakgrunn av de gjennomførte forsøkene anbefalte forfatterne å sette en minimumsavstand på 50 meter mellom båt og reirplass, men at denne bør økes for særlig sensitive arter.

En studie av Thayer et al. (1999) viste at blåhakeskarv endret kolonitilhørighet etter forstyrrelser i forbindelse med en redningsaksjon etter skipshavari. Det samme skjedde i en totoppskarvkoloni som følge av skyting i kolonien i en sensitiv periode tidlig om våren.

Velando & Munilla (2011) studerte effekter av båttrafikk i beiteområder for toppskarv innenfor et naturreservat. Det ble antatt at forstyrrelsene fra båttrafikken kunne ekskludere skarvene fra de beste beiteområdene. Avhengig av hvor stor båttrafikken er, forslår forfatterne ulike tiltak, som å sette begrensninger i antall båter som kan bruke områdene innenfor reservatet. Også Kury & Gochfeld (1975) fant at fritidsaktiviteter på sjøen kan ha skadelige effekter for skarver som bruker disse områdene til næringssøk i hekketiden da de har en begrenset aksjonsradius. Dette kan føre til tap av egg eller unger i den tida fugler holder seg borte fra reiret.

En studie i Tyskland har sett på effekter av skipstrafikk i Nordsjøen på flere sjøfugler. Gjennom eksperimentelle studier undersøkte de effekter på fordelingsmønster, tap av habitat og artsspesifikke fluktreaksjoner/-avstander, så vel som på mulighetene for habituering (Schwemmer et al. 2011). De brukte fly for å kartlegge fordelingen av fugler før og etter at en båt hadde passert gjennom et viktig sjøfuglområde. De la vekt på arter som fra før er kjent for å være sensitive i forhold til forstyrrelser av skipstrafikk (Garthe & Hüppop 2004).

Lommer (*Gavia* spp.) viser ifølge dette studiet en generell unnvikelse av områder med tett skipstrafikk. I dette studiet omfattet lommer bare storlom og smålom, som overvintrer vanlig i denne

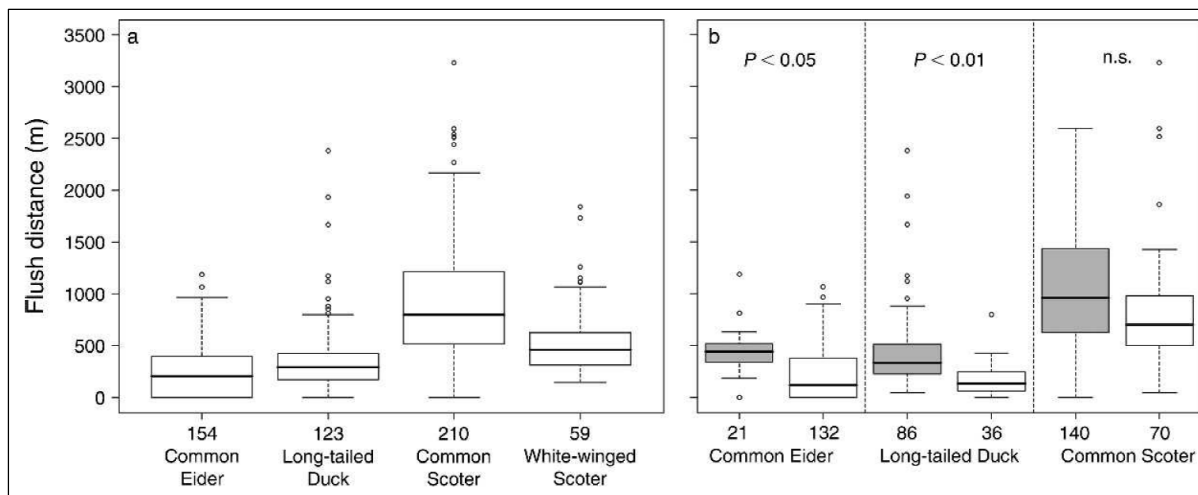
delen av Nordsjøen. De unngikk klart to parallelle soner som var avsatt som skipslei i forskjellig retning, og forekom mest i sonene mellom de trafikkerte sonene. Ettersom lommene er fiskepisere og dermed ikke avhengig av spesielle bunnforhold (som er tilfelle for flere av de marine dykkendene), ble deres forekomst antatt å reflektere soner hvor konflikter i forhold til skipstrafikk ville være mest intense. Resultatene viste også at lommene i liten grad evnet å habituere seg til skipstrafikken, på samme måte som de syntes å venne seg til offshore vindturbiner (se ref. i Garthe & Hüppop 2004).

Langs norskekysten overvintrer flere lommer, som smålom, islom og gulnebbloom. Alle kan bli berørt av forstyrrelse fra båter, særlig hvis båtene begynner å trafikkere områder som tidligere i stor grad har vært fri for dette. Hvilke effekter dette kan få for særlig islom og gulnebbloom, er ikke kjent, men burde følges opp i lys av mulighetene for å etablere både akvakulturanlegg og vindkraftanlegg i viktige overvintringsområder for disse artene.

Oppfluktsavstander for flere marine dykkender, viste stor variasjon mellom artene (**Figur 6**). Avstanden var størst for svartand og minst for ærfugl. I det mest ekstreme tilfellet lettet en flokk svartand på en avstand av 3,2 km fra båten. Noen flokker lettet ikke når båten nærmet seg, og også her var det variasjon mellom artene. 29 % av flokkene av ærfugl lettet ikke, mens tallene for tilsvarende andel for havelle var 5 %, svartand 0,5 % og sjøorre 0 %.

Det var flere forhold som påvirket oppfluktavstanden, bl.a. flokkstørrelsen (se Schwemmer et al. 2011). Dette er forhold som vil være viktige å forholde seg til dersom akvakulturanlegg planlegges nær viktige beiteområder for de tre sistnevnte artene, ettersom det kan være vanskelig å finne alternative optimale områder (se også Follestad 2012).

Resultatene til Schwemmer et al. (2011) viste at også de marine endene tilpasset sin geografiske fordeling utfra områder med tett eller spredt skipstrafikk. Flere arter ble derfor på flere måter vurdert som meget sårbare for skipstrafikk (se tabell 4 i Schwemmer et al. 2011). Dette kan få uheldige konsekvenser for disse artene – og andre arter som denne studien ikke omfattet) – dersom medfører midlertidige tap av viktige beiteområder og mindre tid til å lete etter næring.



Figur 6. Oppfluktsavstander for marine andefugler foran et skip som nærmer seg: a) for alle forsøk og b) skilt mellom malinger utenfor skipslei (grå bokser) og innenfor skipslei (hvite bokser). Norske navn på artene i a), fra venstre: ærfugl, havelle, svartand og sjøorre (etter Schwemmer et al. 2011).

3.3 Effekter av skalldyroppdrett

Marin akvakultur er en industri i rask vekst, drevet av et stadig økende behov for sjømat verden over. Skalldyr («shellfish») utgjør i mange land en stor del av dette, og som skalldyr regnes bl.a. muslinger, krepsdyr og pigghuder. Dette omfatter et betydelig større artsutvalg enn vi er vant med i Norge, der oppdrettsanlegg for blåskjell har vært vanligst. Men nye former for høsting av skalldyr har vært vurdert og forsøkt i Norge, bl.a. av hjerteskjell (Follestad & Lorentsen 2007).

Det er først de siste årene en har begynt å vurdere miljøeffektene av anlegg for skjell og muslinger. Som for fisk har diskusjonen dreid seg mye om innførsel av ikke-stedegne arter, endringer i habitater, endringer i samfunnsstrukturer og –funksjon, blant annet gjennom utslipp av fôr og avføring (referanser i Zydalis et al. 2009, Keeley et al. 2009, Cornelisen 2013, Sager 2008, Sal-Mar 2015) og i noe mindre grad på effekter på sjøfugl og marine pattedyr (Price & Nickum 1995, Hilgerloh et al. 2001, Markowitz et al. 2004, Roycroft et al. 2004, Watson-Capps & Mann 2004).

I andre land finnes anlegg for dyrking av muslinger og skjell typisk i grunne og kystnære områder, som også ofte har store tettheter og stort artsmangfold av marine fugler. Zydalis et al. (2009) beskriver at det likevel er at relativt lite antall studier som evaluerer effektene av oppdrettsanlegg på fugler. I de fleste foreliggende studiene (de som er sammenfattet av Zydalis et al. 2009) ble det ikke funnet noen effekter av anleggene, mens noen har hatt en positiv effekt (utgjør en ekstra næringsressurs). Hvilken effekt et oppdrettsanlegg vil ha, varierer med hvilke arter som er involvert, sesong og hvilke typer anlegg som er undersøkt. I studien til Zydalis et al. (2009) ble det funnet en klar positiv sammenheng mellom tettheten av brilleand og islandsand og oppdrettsanlegg. De antok at dette skyldtes store antall av et blåskjell som festet seg til strukturer knyttet til oppdrettsanlegget. Dette er en uvanlig og positiv sammenheng, der etablering av en næringsindustri kan medføre positive effekter for en eller flere fuglearter.

Østerskulturer i fjæresonen kan ekskludere en rekke vadere fra næringsøk. Slike kulturer er vanlige i Irland, og forekommer i 16 verneområder (Gittings & O'Donoghue 2012). Det ble funnet store artsforskjeller i respons på slike anlegg, som kan dekke store arealer (**Figur 7**). Tjeld, storspove, rødstilk, gluttsnipe og steinvender viste en nøytral eller positiv respons, mens det var varierende respons hos ringgås og flere måker. Negative responser ble funnet hos gravand, og en rekke vadere som sandlo, vipe, sandløper, myrsnipe, svarthalespove og lappspove. Tundralo og polarsnipe var de to artene med klareste respons, ved at de helt ble ekskludert fra området.

Høsting av hjerteskjell vil påvirke både strukturen i strandsubstratet og artssammensetningen. Eksponeringsgrad i forhold til strøm og bølgepåvirkning kan være avgjørende for hvor mye fin masse som blir fjernet etter mekanisk høsting, og dermed også for hvor fort både høstede arter og andre arter, som kan bli skadet under høstingen. Rekrutteringen til skjellbestandene kan bli lavere hvis strukturen av bunnsubstratet endres.

I Norge er det mange arter som kan påvirkes, både negativt og positivt, av skjellhøsting, f. eks. ærfugl, svartand, sjøorre, havelle, kvinand, tjeld, polarsnipe, storspove, rødstilk, fiskemåke, sil-demåke, gråmåke og svartbak. Overvintringsbestander av fugl, som kan finne mye av sin næring i de store fjærområdene som er undersøkt, kan påvirkes negativt av en reduksjon i bestander både av viktig byttedyr og av arter som ikke høstes, men som skades under høstingen.

Ved skjellhøsting i Norge, kan hekkende fugler i strandsonen i større grad påvirkes, både forstyrrelser og endringer i substratet. Det er derfor viktig at skjellhøsting/-dyrking overvåkes for å studere effekter av høstingen på arter som lever i substratet, og hvordan substratet kan endres som følge av strøm og bølgepåvirkning etter høsting. Det er også viktig at det igangsettes overvåking av arter som kan bli negativt påvirket av skjellhøstingen, bl.a. som grunnlag for å kunne finne fram til et nivå for skjellhøstingen som kan være bærekraftig både ut fra de høstbare ressursene i seg selv og de negative effektene dette kan medføre for andre arter. Forstyrrelser fra ulike aktiviteter knyttet til slik høsting eller dyrking, kan være en medvirkende faktor som må inkluderes når de samlede effektene skal vurderes.



Figur 7. Østerskulturer i Irland (Gittings & O'Donoghue 2012).

3.3.1 Metoder for begrense skadeomfang av predasjon på skjelloppdrett

Lokalt kan ærfugl gjøre store skader på blåskjellanlegg, og fra Norge det finnes flere tilfeller hvor virksomheten blir lagt ned på grunn av at predasjonen fra ærfugl gjør hele virksomheten ulønnsom. Enkelte oppdrettere har opplevd at ærfugl har konsumert hele produksjonen på kort tid (**Figur 8**). En ærfugl spiser opp til 2 kg blåskjell i døgnet, men når de beiter på i anlegg så regner man med at så mye som 8 kg i tillegg blir ødelagt. Det finnes eksempler på at ærfugl i løpet av tre uker har ødelagt opp til 150 tonn i anlegg like før høsting (Erikstad et al. 2006).

Det er flere studier som har beskrevet metoder for å skremme fugler vekk fra oppdrettsanlegg for å unngå skade på fisk eller skalldyr (f.eks. Littauer 1990, Curtis et al. 1996). Det er likevel flere arter som kan oppholde seg på eller ved oppdrettsanlegg uten å gjøre skade. Gode kunnskaper om artsbestemming eller informasjonsmaterieell som kan benyttes av mannskap ved anleggene, ansees som nødvendig for å kunne iverksette de rette tiltakene, når nødvendig (Curtis et al. 1996, Stickley 1991).

Når ærfuglene først har oppdaget anleggene, finnes det ifølge Erikstad et al. (2006) ingen gode metoder for å holde dem borte. En rekke metoder er prøvd, men disse metodene må i framtida utprøves på en kontrollert måte for å kunne dokumentere effekter over tid (Erikstad et al. 2006). Dette vil også være nødvendig med en nyutviklet laserpenn, som skal skremme fugl på en avstand av opp mot 2,5 km, og ut fra egne erfaringer synes den å kunne være meget effektiv, i alle fall på noen arter. Muligheter for avbøtende tiltak må inn i en tidlig fase av planleggingsarbeidet før etablering av et oppdrettsanlegg. God eller riktig lokalisering av anlegget kan være en effektiv metode for å redusere skadeomfang f.eks. av ærfugler som beiter på blåskjellanlegg.



Figur 8. Bilder fra oppdrettsanlegg i Kvæfjorden i Troms som viser blåskjell som er klar for høsting (venstre bilde) og hvordan anlegget ser ut etter at ærfugl har beitet intensivt (høyre bilde). Foto: Kvæfjord Skjellanlegg, i Erikstad et al. 2006.

3.4 Effekter av forstyrrelser på mytende andefugler

Effekter av forstyrrelser på flokker av mytende andefugler ytterst i skjærgården, synes ikke å være belyst gjennom utenlandske studier. Dette er ofte store samlinger som ikke kan fly pga. det pågående fjærskiftet (alle store vingefjær skiftes samtidig), noe som gjør at de ikke kan fly i en periode på minst 3-4 uker. I myteperioden er de svært sårbare overfor forstyrrelser og predatorer ettersom de ikke kan flykte unna ved å ta til vingene, men må svømme unna (se Follestad 2010). At problematikken ikke er tatt opp i utenlandske studier, kan skyldes flere forhold, bl.a. at mange andefugler samles i utilgjengelige områder langt fra folk, innenfor verneområder med ferdeselsbegrensninger, eller i grunne områder som ikke egner seg for større båter (som i Vadehavet).

I Norge myter mange andefugler i den ytre skjærgården, og potensialet for å kunne forstyrre eller skremme flokker av ikke-flygedyktige fugler, er derfor til stede for flere arter. De samles ofte i områder hvor de føler seg trygge fra forstyrrelser fra mennesker eller angrep fra havørn. Der er veien gjerne kort ut mot åpent hav, der de lettere enn i grunne områder kan dykke og komme unna havørn eller mennesker (**Figur 9**). Dette gjelder også grågås, som er meget god til å dykke når den må.

3.4.1 Mytende grågjess

Et studie på mytende grågjess fra Danmark er en god illustrasjon på hvilke effekter forstyrrelser kan ha for gjessenes energibalanse gjennom myteperioden. Ikke-hekkende grågjess ved Saltholm taper fra 31 til 35 gram i vekt pr. dag for hhv hunner og hanner gjennom myteperioden, noe som tilsvarer et samlet vekttap på i gjennomsnitt 1085g og 961g (Kahlert 2006). Gjessene svømmer her daglig rolig til og fra et hvileområde, som ligger fra nær 0 til 6 km fra beiteområdene. Forskjellen i daglig ekstra vekttap for gjess som nesten ikke måtte svømme og de som svømte opp mot 6 km, ble anslått til å utgjøre 1,7 g (endring på 5 %), eller 53 g gjennom hele myteperioden. Gjessene blir generelt lite forstyrret på Saltholm, men mens de beitet, avbrøt de likevel beitingen flere ganger og sprang panikkartet mot sjøen inne på Saltholm. Slike flukthandlinger vil øke det daglige energiforbruket, og i en situasjon der det daglige vekttapet allerede er svært stort, kan ytterligere vekttap fort bli kritisk. Dette vil særlig være tilfelle der gjessene ikke har andre alternative beiteområder innen rimelig nærhet.

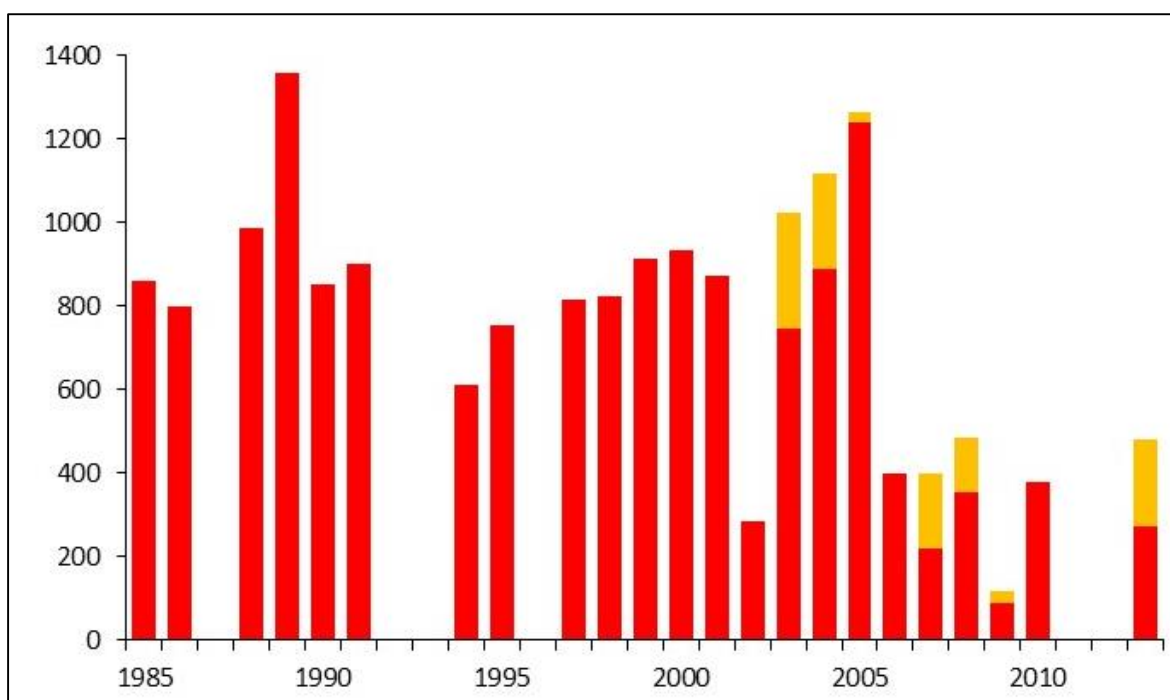
I Norge myter grågåsa i stor grad fra medio juni til medio juli. Mytende grågjess hviler på dagtid gjerne på de ytterste skjærene, og trekker innover til holmer og øyer med mer vegetasjon for å beite på kvelds- og nattestid (egne data). Vi har bare ett område, i Smøla, hvor vi har sett en mulig og stor negativ effekt av forstyrrelser fra et oppdrettsanlegg. Med bedre kunnskap om dette kan vi gi råd om at båttrafikk på dagtid er bedre enn på kveldstid.

I Smøla har de viktigste hvileområdene på dagtid vært områdene SV i Smøla, med området rundt Fjordprakken og Solværet – der SalMar har ett av sine to anlegg i dette området - som et av de viktigste. Bestanden her og i Smøla for øvrig gikk betydelig ned i 2006 (**figur 10**), samtidig som antallet økte betydelig i ytre Romsdal (Follestad 2010). Dette kan være et av de mest klare eksempler på negative effekter av akvakultur, mest sannsynlig etter langvarige forstyrrelser i etableringsfasen av anleggene i SV-Smøla. Merk at de fleste gjessene som fortsatt myter i Smøla (Figur 10), gjør dette i andre områder av Smøla enn der oppdrettsanleggene ligger SV i Smøla.

En mulig forklaring på dette kan være aktiviteter knyttet til etableringen av SalMars anlegg ved Solværet og Fjordprakken på denne tiden (se SalMar 2015). Vi har senere sett at det fortsatt kan være små flokker av mytende grågås ved Fjordprakken, så det er mulig at noen kan venne seg til den aktiviteten som foregår på anleggene til daglig i driftsfasen. En mulig negativ effekt av aktiviteten i etableringsfasen, da alt utstyret skal på plass, kan kanskje unngås hvis en legger dette arbeidet utenom myteperioden, der dette er mulig. Har gjessene først flyttet til et nytt myteområde, kan det kanskje ta lang tid før de kommer tilbake.



Figur 9. Flokk med mytende grågjess som svømmer vekk fra småbåt. De svømmer da som regel mot åpen hav, noen ganger flere kilometer. Da bruker de mye energi, og det kan få negative effekter hvis de må gjøre dette flere ganger om dagen. Foto: Eldar Fjørtoft.



Figur 10. Antall mytende grågås i Smøla kommune (rødt) og Grip/Inngripan (oransje) i perioden 1985-2013. Ingen tellinger i 2011 og 2012 pga. av dårlige værforhold. Lave antall i 2002 og 2009 skyldes trolig en tørr sommer med lite frisk vegetasjon for matsøk på øyene. De fleste av gjessene som ble observert fra og med 2006, lå på vest- og nordsida av Smøla. Kilde: Follestad (2010), oppdatert med nye tellinger.

Andre forklaringer på bestandsnedgangen for mytende grågås i Smøla er imidlertid også mulige. Båter fra havfiskesentre eller rorbuer som leies ut til turister, kan også, dersom de på godværsdager blir liggende og fiske i lang tid i eller utenfor myteområdene, skremme gjessene vekk fra området. Da er det mulig at flokker kan trekke over mot Grip eller Inngrip, vest for Smøla. Vi vet ikke om dette da er av kort varighet, eller om de blir værende i Grip-området resten av myteperioden. Ut fra foreliggende opplysninger om hvor turister fra Jøstølen normalt fisker, er det imidlertid mindre sannsynlig at det er slik aktivitet som ligger bak nedgangen i antall mytende grågås i 2006. Vi kan imidlertid ikke utelukke at en samlet effekt av forstyrrelser fra etableringsfasen for anlegget og turistfiske, kan ha medvirket til nedgangen.

Halsmerking av mytende grågjess i Smøla viser at mange er sett etter myteperioden i områder sør for Smøla, sørover til Nordøyane. Det er mulig at det er ikke-hekkende gjess fra disse områdene som nå samles på Romsdalskysten i stedet for å trekke nord til Smøla. For senere etableringer av oppdrettsanlegg i viktige myteområder for grågjess, vil en nøye vurdering av mulige effekter på gjessene være viktig å gjøre på forhånd. Med de påviste endringene i mytebestanden (se Follestad 2010) har en «flyttet» et meget stort problem med omfattende beiteskader på dyrket mark fra Smøla til flere av øyene ytterst på Romsdalskysten.

3.4.2 Mytende dykkender

Andre mytende andefugler, som sjøorre, ærfugl siland og laksand, samles også på spesielle lokaliteter, gjerne i ytre deler av skjærgården. Ærfuglhanner kan etter at hekkesesongen er avsluttet for deres del (når hunnene ligger på reir), samles på de ytterste skjærene og bånene i juli og august, der de kan dykke etter mat. I konsekvensutredningen for SalMars oppdrettsanlegg i Smøla (SalMar 2015) ble mytende ærfugl og sjøorre spesielt vurdert, og dette vil være arter som også vil være viktige å vurdere i andre saker.

Ærfugl er vanlig utbredt langs kysten, og søker næring på bunnen (Lorentsen 2009). Mange oppholdssteder for ærfugl vil overlappe med aktuelle lokaliteter for oppdrettsanlegg, både for fisk og for skaldyr. Det vil derfor være behov for en bedre kunnskap om i hvilken grad forstyrrelser fra båttrafikk i utbyggingsperioden og senere i drifts- og vedlikeholdsfasen, vil påvirke ærfuglene i myteperioden så vel som i andre perioder av året.

Mytende ærfugl langs kysten ble kartlagt både på 1980-tallet og 2012-2013 (**figur 11**). Kartutsnittet (fra SalMar 2015) gir et klart uttrykk for en bestandsnedgang hos mytende ærfugl i Smøla, særlig i sørvest og nordøst. Tetthetene før tilbakegangen ser ut til å ha vært størst lengre nord og vest for de to anleggene til SalMar i SV-Smøla. Nå synes det å være svært få mytende andefugler i nærområdene til de to anleggene.

Sjøorre ligger gjerne lenger i inne skjærgården, på mindre væreksponte lokaliteter, der den finner de spesielle bunnforholdene med sandbunn hvor den finner muslinger og snegler, krepsdyr, pigghuder og manglebørsteormer som de beiter på. Disse plassene vil være mer sårbare for forstyrrelser fra båter, noe som kan medføre (kortvarige) lokale forflytninger. Dette vil medføre økt energiforbruk for fuglene, noe som er uheldig i forhold til fuglenes kondisjon når de er ferdige med mytingen.

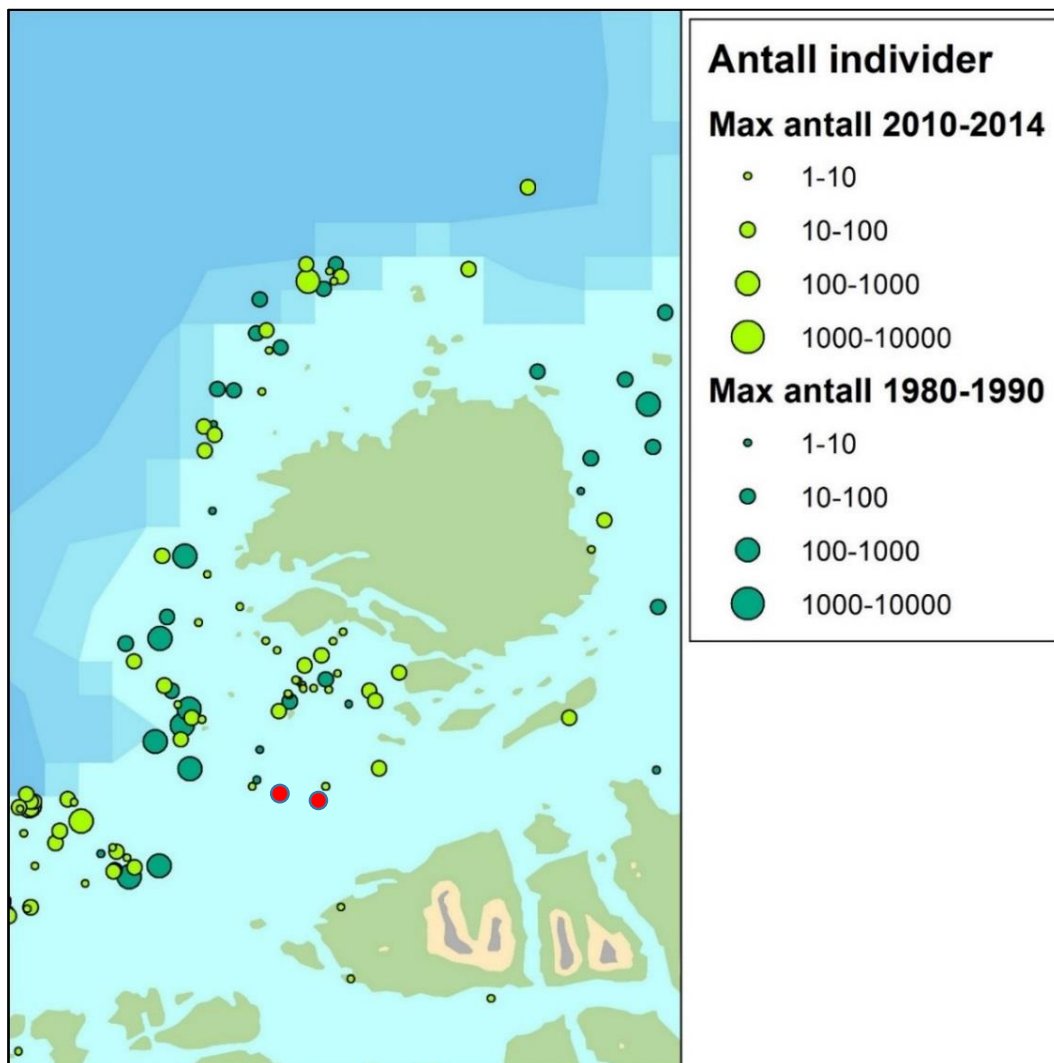
Siland og laksand er fiskespisere, og de er langt mer mobile innenfor et gitt myteområde enn flere andre arter. De fanger gjerne fisk på grunt vann, og det er høyst usikkert om og i så fall hvordan et oppdrettsanlegg kan påvirke næringsopptaket til disse artene.

3.4.3 Sjøfugler

Det er ikke funnet studier av effekter av forstyrrelser knyttet til akvakultur på (sjø)fugler eller marine pattedyr. Men det foreligger et forsøk med forstyrrelser knyttet til båttrafikk til og fra offshore vindkraft (Skei 2014), som kan være relevant for oppdrettsanlegg. I Norge utvikles nå

planer for bunnfaste vindturbiner langs kysten. Det har her, som for oppdrettsanlegg, vært liten oppmerksomhet rundt forstyrrelser fra båter for vedlikehold og reparasjoner.

Ærfugl er en av artene som antas å kunne påvirkes av planer for offshore vindkraftutbygging. Det er derfor også her behov for en bedre kunnskap om i hvilken grad forstyrrelser fra båttrafikk i utbyggingsperioden og senere i drifts- og vedlikeholdsfasen, vil påvirke ærfuglene.



Figur 11. Mytende ærfugl i periodene 1980-1990 og 2012-2013. SalMars to anlegg i SV-Smøla er plottet med røde sirkler. Kilde: SEAPOP (framstilt av Geir Helge Systad).

Generelt vil slike forstyrrelser kunne ha negative effekter på sjøfugler gjennom tap av tid til næringssøk, økt energibruk og mindre effektivt næringssøk (Merkel et al. 2009). Dette kan videre føre til redusert overlevelse og/eller hekkesuksess, som kan medføre en nedgang i populasjonsstørrelsen (Carney & Sydeman 1999).

Skei (2014) studerte forstyrrelser av skipstrafikk med utgangspunkt knyttet i utbygging av bunnfaste offshore vindkraftanlegg på grunne områder langs norskekysten. Feltstudiene til Skei (2014) ble utført i skjærgården rundt Smøla i Møre og Romsdal. For å simulere den forventede økningen i skipstrafikk i forbindelse med offshore vindkraft, ble mytende ærfuglflokker eksperimentelt forstyrret av båter som nærmet seg flokkene, i forskjellig vinkel i forhold til dem, mens

de forskjellige fluktresponsene ble registrert. Resultatene viser at avstandene der hvor fluktresponsen blir initiert er forholdsvis like i sammenlignet med andre studier. Når man tar alle fluktresponsene (årvåken, svømming, dykking, flaksing/løping og flyvning) i betraktning var gjennomsnittlig initieringsavstand 330 ± 146 meter (min./maks. 100 – 700 meter). Om man tar de mest energikrevende responsene (dykking, flaksing/løping og flyvning) var gjennomsnittsavstanden 178 ± 103 meter (min./maks. 30 – 400 meter). Fluktavstandene til de forskjellige flokkene ble påvirket av vindstyrke og habitatkvalitet. Med økende vindstyrke og habitatkvalitet avtok fluktavstandene.

En viktig side ved en forstyrrelse er hvor lang tid det vil gå før fuglene har gjenopptatt den aktiviteten de hadde før de ble forstyrret. Etter 16,5 min hadde 91,8 % av de observerte ærfuglflokkene gjenfunnet atferdstyper registrert før starten av båttilnærmingen (Skei 2014). Her kan det bemerkes at ærfugl synes å være den mest tolerante av de marine dykkendene i forhold til forstyrrelser, slik at en ikke uten videre kan overføre dette resultatet til andre arter.

Tidsmessige variasjoner i hvordan sjøfugler utnytter områder som avsettes til vindparker, kan innvirke på negative effekter som knyttes til forstyrrelser fra båttrafikken. Ærfugl er, som et eksempel, særlig sårbar for forstyrrelser i myteperioden på grunn av økte energikrav til vekst av nye vingefjær og manglende evne til å fly (Guillemette et al. 2007). Mytende ærfugler kan likevel redusere dette ekstra energibehovet noe ved å søke seg til avsidesliggende områder, der de normalt vil bli mindre forstyrret og mindre utsatt for predasjon. Deres totale energiforbruk vil øke hvis de må flykte unna ved å svømme så lenge de ikke kan gjøre det ved å ta til vingene (Guillemette et al. 2007, Frimer 1993, Flint et al. 2000, Noer et al. 2000).

I myteperioden samles ofte andefugler fra større områder i store flokker i egnede områder. Størrelsen av disse flokkene er positivt linket til fluktavstanden fra årsaken til forstyrrelsen ("Selfish herd" hypotesen, Hamilton 1971, Elgar 1989, Reluga & Viscido 2005, Beauchamp 2007). På den andre siden kan flere arter venne seg til (habituere) forstyrrelser, menneskeskapt så vel som naturlige, ved å redusere responsavstandene som en følge av gjentatte forstyrrelser (Whittaker & Knight 1998, Rankin et al. 2009, Schwemmer et al. 2011). Mange arter vil i de fleste tilfeller reagere på menneskeskapt forstyrrelse som om det var snakk om en predator, med mindre de har habituert seg til dem (Frid & Dill 2002).

Schwemmer et al. (2011) fant indikasjoner på habituering blant hettemåker som regelmessig beitet nær skipsleier, sammenliknet med ærfugler som utsettes for båttrafikk mer uregelmessig. Laursen & Frikke (2008) fant derimot at ærfuglene ble fortrent fra sine optimale områder av menneskelig aktivitet (jakt). Ettersom studiet til Skei (2014) var designet for å unngå habituering, ble det foreslått at de avstander mellom båt og fugl som ble funnet der, kan være det beste utgangspunktet for å vurdere størrelsen av buffersonene. Dette støttes av Laursen, Kahlert & Frikke (2005), som foreslår å bruke avstanden for en unnamanøver, som tilsvarer avstanden på 400 meter, nevnt over.

Resultatene i dette studiet kan bidra til forvaltning av viktige områder for ærfugl og andre arter langs norskekysten gjennom året særlig ved å initiere videre undersøkelser av effekter av forstyrrelser. For å forhindre at skipstrafikk fører til økte forstyrrelser i nærheten av slike områder, kan en opprettelse av buffersoner basert på den maksimale avstanden (700 meter) som utløste fluktresponsen være et godt forvaltningstiltak. Dette kan redusere den forventede forstyrrelsen fra skipstrafikk, tilknyttet konstruksjon – og vedlikeholdsfasen for et offshore vindkraftanlegg, på ærfugl flokker, og dermed gjøre grønn energi grønnere.

Det er flere studier som nevner at en buffersoner kan være et tiltak for å redusere negative effekter av forstyrrelser fra motorbåter og andre aktiviteter (Gabrielsen 1987, Bouffard 1982, Rodgers & Smith 1995, 1997, Rodgers & Schwikert 2002, Laursen et al. 2005, Hume 1976, Skei 2015). Når de ulike forslagene til buffersoner skal vurderes, er det et problem at buffersonen kan variere bl.a. både med art og med årstider (sesong). Buffersonen for andefugler kan kanskje være kortere utenom myteperiodene, som flere av referansene over har fokusert på.

3.5 Andre effekter av forstyrrelser på fugler

3.5.1 Overvintrende sjøfugl

Ærfugl, sjøorre og havelle beiter alle hovedsakelig på bunnfaste dyr. Ærfuglen henter vanligvis sin næring på dyp inntil 10 meter, men den kan dykke helt ned til 40 m. Næringen er ulike virvelløse dyr som lever på sjøbunnen. Mest vanlig er muslinger, krepsdyr og pigghuder. Blåskjell er høyt preferert næring. Sjøorren spiser hovedsakelig krepsdyr og bløtdyr. Om vinteren lever havelle særlig av små muslinger, snegler og krepsdyr. De er fremragende til å dykke og finner normalt næring på 3–10 meters dyp. Flere av disse artene finner næring på spesielle bunnforhold, og det kan gjøre dem mer sårbare for forstyrrelser hvis de blir skremt vekk fra optimale til suboptimale beiteplasser. Utenom masteroppgaven til Skei (2014) er det ikke funnet norske studier av effekter av forstyrrelser på sjøfugl eller marine pattedyr.

Forstyrrelser av hurtiggående passasjerbåter/ferger i Danmark, med en fart på 35-40 knop, kunne klart redusere næringssøksområder innenfor 500 meter for fergeruta (Larsen & Laubek 2005). Svartender syntes å lette på lengre avstander enn ærfugl (men for begrenset datamengde for svartand gjør at det ikke kan trekkes sikre konklusjoner her). Forfatterne påpekt at dette var resultater som burde inngå når en samlet effekt av alle offshore aktiviteter skal vurderes.

I et litteraturstudie har Borgmann (2010) vist flere eksempler på at menneskeskapte forstyrrelser kan endre atferden hos vannfugl, bl.a. ved å endre på tidsbruk til næringssøk. Responsen på en forstyrrelse varierte mellom arter, type forstyrrelse, kroppskondisjon, næringstilgang og hvor ofte forstyrrelsene forekom. Selv om mange av studiene Borgmann (2010) analyserte, rapporterte en effekt av forstyrrelsene, var det svært få studier som dokumenterte effekter på populasjonsnivå.

Det er få studier som viser hvilke kostnader som kan være forbundet med forstyrrelser. Borgmann (2010) nevner noen eksempler på dette.

I en studie av kanvasand (*Aythya valisineria*) som ble forstyrret av båter fem ganger om dagen, fant Korschgen et al. (1985) at de måtte innta 75 kcal/dag ekstra for å kompensere for energitap som følge av forstyrrelsene. Minimum flukttid etter en forstyrrelse var 4,4 minutter. I et tilsvarende undersøkelse av amerikasothonne, som ble forstyrret av båter fire ganger pr. time, fant Schummer & Eddleman (2003) at energibudsjettet økte med 10,5 kcal/dag ut over behovet på 111,4 kcal/dag for normale aktiviteter. Stokkand som ble eksperimentelt forstyrret tapte også en betydelig kroppsmasse sammenliknet med fugler som ikke ble forstyrret, som respons på ekstra oppflukter som skyldtes forstyrrelsene (Zimmer et al. 2010).

For vadere ble valg av overnattingssted påvirket av båter innfor 1000 meter for polarsnipe, småspove og steinvender. Særlig polarsnipa forlot helt overnattingsplasser der det var økt båttrafikk nærmere enn 1000 meter (Peters & Otis 2007).

3.5.2 Hekkende fugler

Langs kysten kan en rekke arter potensielt bli forstyrret, dersom et oppdrettsanlegg etableres (for) nær en hekkeplass eller båter vil passere disse regelmessig på kort avstand (f.eks. i grunne områder der det er begrenset hvor båter kan ta seg trygt frem). Dette kan dreie seg om:

- Toppskarv og storskarv, særlig for den siste i og med at den kan hekke åpnet på små holmer og skjær (**figur 12**).
- Måkefugler, særlig makrellterne og rødnebbterne når de hekker på små holmer og skjer
- Andefugler, særlig ærfugl og siland
- Vadefugler, særlig tjeld
- Alkefugler, først og fremst teist på små holmer. Andre alkefugler hekker som regel i fuglefjell.

Ved etablering av nye oppdrettsanlegg må mulige effekter på disse og eventuelt andre arter vurderes ut fra lokal kjennskap til bestandene i det aktuelle området og hvordan de eventuelt kan bli påvirket av forstyrrelser. En art som kan være særlig viktig å vurdere for noen lokaliteter, er teist. Den hekker ofte på holmer og øyer, der den hekker under steiner eller i bergsprekker. Legges et anlegg for tett opp mot en slik hekkeplass, kan man risikere at den gir opp lokaliteten. Hva som skjer da, er uvisst, men det vil bl.a. være avhengig om det finnes alternative hekkeplasser i nærheten.



Figur 12. Koloni av storskarv. Forstyrres disse av en båt som kjører for nær kolonien, slik at fuglene letter fra reirene, vil de være svært utsatt for eggrøvere, som de store måkene, kråke og ravn. Foto: Arne Follestad, NINA.

3.6 Effekter på oter, sel og andre sjøpattedyr

Marine akvakulturanlegg for skjell og muslinger anlegges flere steder verden over ofte i nærheten av kasteplasser eller områder for næringssøk for marine pattedyr, og da i første rekke for seler. Følgene av dette kan være enten forstyrrelser og fortrenkning fra viktige områder for hele eller deler av en bestand. Dette ble studert for steinkobbe (*Phoca vitulina*) i en nasjonalpark i USA, der en stor koloni lå nær et østersanlegg (Becker et al. 2011). De så på hvor stor andel av denne bestanden som utnyttet optimale kasteplasser i yngleområdet, sammenlignet med andre kolonier. De fant at isolerte kasteplasser, uten tilgang for predatorer, hadde en høyere andel unger i forhold til antall voksne enn på fastlandet. Kortvarige menneskeskapt forstyrrelser endret ikke vesentlig på dette forholdet. I perioder med høy aktivitet på høsting av østers i området, sank imidlertid andelen av seler nær anlegget med 8 ± 2 %. I år med høy aktivitet ble den antatt å resultere direkte i økte forstyrrelser og indirekte i en endring i fordelingen innenfor kolonien. Dette kan være en viktig faktor i betydningen av verneområder der kasteplasser er en del av begrunnelsen for vernet, når disse blir liggende nær oppdrettsanlegg. Generelt bør man derfor være mer varsom med å legge nye akvakulturanlegg for nær kasteplasser.

Kjente kasteplasser for steinkobbe og havert (Nilssen & Haug 2007, Nilssen et al. 2010) må vurderes ved nye søknader om etablering av oppdrettsanlegg ytterst i skjærgården. Kasteplassene legges normalt på steder med liten forstyrrelser, som fra fritidsbåter og fiskebåter (**Figur 13**). Ved etablering av et oppdrettsanlegg nær en kasteplass, kan forstyrrelsene i noen situasjoner kanskje bli av et slik karakter at kasteplassene oppgis. Forstyrrelser nær hvileplassene til steinkobbe (**Figur 14**) og havert vil sannsynligvis også være uheldig hvis kobben må finne nye hvileplasser, hvis slike finne i nærheten.

Det finnes oss bekjent ingen dokumentasjon på at lakseoppdrett faktisk har hatt negative effekter på sel eller hval, utenom noen få enkelttilfeller der hval har viklet seg inn i barduner eller hengeliner fra skjellanlegg. Dette skyldes til dels at dette er vanskelig å dokumentere og at relevante studier ikke finnes.

Arter som lever lenge og reproduserer langsomt og investerer energiressurser i egen langtids-overlevelse i stedet for en rask reproduksjon, kan ha tydelige fysiologiske belastninger (økte hjerterytme og økte energiforbruk) når de utsettes for menneskeskapte forstyrrelser (Ellenberg et al. 2006, Bisson et al. 2009). Steinkobben har både lang levetid (~20–25 år) og føder bare en unge i året. Dette indikerer at den kan oppleve et betydelig stress på grunn av forstyrrelser og kan reagere defensivt (ved å flytte på seg) heller enn å fortsette og gjøre et nytt yngleforsøk, som mange kortlivede sangfugler med rask reproduksjon (Bisson et al. 2009). Dette er i samsvar med resultater fra Frid & Dill (2002), som rapporterte at kroniske og langvarige forstyrrelser resulterte i et skifte av habitat og derved redusert tilgang til ressurser. Becker et al. (2011) fant det samme for steinkobber, men påpeker at slike negative effekter kan være et resultat av tetthets-avhengige faktorer som følge av forflytninger, og ikke direkte av forstyrrelsene (se også Gill 2007).



Figur 13. Kasteplass for steinkobbe på kysten av Sunnmøre. Dette er en lokalitet som gir kobben god oversikt over omgivelsene, og kort vei til sjøen ved en forstyrrelse (Foto: Eldar Fjørtoft).



Figur 14. Hvileplass for steinkobbe i Vestfold.

4 Diskusjon

Litteratursøk viser at det er publisert svært lite om effekter av forstyrrelser på fugler og marine pattedyr fra akvakultur under norske forhold. Det foreligger en masteroppgave ved NTNU som beskriver responser på mytende ærfugl knyttet opp mot tenkt båttrafikk til og fra et offshore vindkraftanlegg (Skei 2014). I en konsekvensutredning for en søknad om utvidelse av to allerede eksisterende oppdrettsanlegg for laks på Smøla, er noen mulige effekter beskrevet (SalMar 2015). Dette er basert på at Smøla er et viktig område for sjøfugler hele året, og – ikke minst – at det her foreligger noen lange tidsserier for mytende grågjess og overvintrende sjøfugler (egne data/NINA). Utredningen begrenses imidlertid av at den bare forsøker å koble allerede eksisterende dataserier, innsamlet for andre formål og med et metodikk tilpasset disse, til mulige effekter av en utvidelse av de to eksisterende anleggene. Det er ikke funnet forsøk spesielt designet for å undersøke effekter av forstyrrelser knyttet til oppdrettsanlegg på fugl eller marine pattedyr. Denne rapporten bygger derfor i stor grad på utenlandske erfaringer med effekter av forstyrrelser fra motorisert båttransport på (sjø)fugler og marine pattedyr.

I flere rapporter av miljøeffekter av oppdrett av fisk (Forrest et al. 2007, Nilsen et al. 2014), oppdrett av andre arter (Keeley et al. 2009), og kumulative effekter av oppdrett (Cornelisen 2013) nevnes knapt fugler. Og da bare i form av mulige habitatendringer som kan påvirke sjøfugler og marine pattedyr. I flere publikasjoner der sjøfugl er nevnt, er det bare som predatorer, enten på fisk eller skalldyr (se f.eks. Prcie & Nickun 1995, Martinez-Porchas & Martinez-Cordova 2012).

Mange fugler blir forstyrret av vår tilstedeværelse og våre aktiviteter, uansett om disse medfører støy eller ikke. Noen fuglearter holder som regel god avstand til menneskelig aktivitet knyttet til menneskeskapte strukturer som bilveger, jernbane, byer og tettsteder og vindkraftverk, mens andre forekommer helt inntil. Våre aktiviteter kan skremme en del arter og hindre dem i å ta i bruk områder de ellers hadde villet benyttet for næringsøk, hekking, hvile og overnatting.

I noen tilfeller kan en fugl være svært var for forstyrrelser, og påvirkes av en enkelt båt eller støy like over bakgrunnsstøyen. For andre arter er det vanskelig å påvise (synlige) effekter av selv kraftige forstyrrelser, men selv om de ser rolige ut, kan de være stresset (jfr. omtale av ærfugl i kap. 3.1.1). Dette kan medføre økt energiforbruk, og hos noen arter kan dette være kritisk i f.eks. rugeperioden eller under trekket.

Så langt synes det ikke å være noen studier som spesielt har analysert effekter av støyproduksjon knyttet til akvakulturanlegg overfor marine pattedyr (Keeley et al. 2009). Studier som nevner støy i forbindelse med akvakulturanlegg, knytter støy bare til metoder for å skremme fugler vekk fra anleggene (Curtis et al. 1996). Flere publikasjoner av metoder for å skremme fugler vekk fra oppdrettsanlegg, for å redusere skadeomfang fra predasjon, nevner bruk av (kraftig) lyd både over og under vann (se f.eks. Ross et al. 2001).

4.1 Effekter av motorisert båttrafikk på fugl

Effekter av motorisert ferdsel på fugler vil omfatte alt fra relativt ubetydelige atferdsendringer med antatt liten effekt, til alvorlige effekter som har betydning for fuglenes overlevelse og hekkesuksess. Slike effekter vurderes ofte som alvorlige når de rammer truede og sårbare arter, jfr. den siste norske rødlista (Henriksen et al. 2015). Eksempler på slike arter i marine områder er gulnebbblom (NT*), storlom (LC), horndykker (VU), sjøorre (VU) svartand (NT), stellerand (VU), ærfugl (NT), storspove (VU), fiskemåke (NT), krykkje (EN), makrellterne (EN), teist (VU), polarlomvi (EN), lomvi (CR), alke (EN) og lunde (VU).

*) Kategorier: CR = kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = sårbar, NT = Nær truet.

En viktig årsak til negative effekter for en art som følge av forstyrrelser, er fortrenning til mindre optimale beiteområder eller nedsatt tid til å skaffe seg nok næring, særlig i vinterhalvåret. Så

langt synes det ikke å ha vært noen studier av hvilke effekter et oppdrettsanlegg kan ha for fugler eller kystsel som søker næring nær dem.

Enkelt sagt forstyrrer motorbåter mer enn robåter og raske båter mer enn langsomme (Burger 1998). Motorbåter kan få kvinand til å lette på 700 meters avstand (Hume 1976).

4.2 Når fugler trekkes til et oppdrettsanlegg – positive effekter?

Ansamlinger av villfisk finnes ofte ved oppdrettsanlegg. Dette skyldes trolig primært tilgang på næring grunnet utslipp av spillfôr fra anlegget, at anleggene er en fast struktur med muligheter for skjul, og muligens også at de tiltrekker seg plankton på grunn av kunstig lys eller at strukturene fungerer som planktonfeller (Sæther et al. 2013). Tilgangen på spillfôr er trolig den viktigste årsaken til at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg. Dette kan medføre at fiskepisende arter, som skarver, fiskender og kystsel, kan finne gode fiskeområder under eller nær offshore oppdrettsanlegg for fisk. Ved sterk belysning av anleggene kan lyset også få andre effekter for mange arter (se Follestad 2014), slik at lysbruk på anleggene bør vurderes i noen områder.

Det er kjent fra studier både i Nord- og Sør-Amerika, samt i Skottland, at oppdrettsanlegg tiltrekker seg sjøpattedyr og fugler på grunn av tilgang på ulike typer byttedyr (f. eks. Carss 1990, 1993, Morris 1996, Sepúlveda & Oliva 2005), en problemstilling som også er kjent i Norge. Det er derfor sannsynlig at større predatorer kan tiltrekkes oppdrettsanlegg på grunn av mindre byttedyr som oppholder seg der og at tiltrekning av flere arter over ulike trofiske nivå kan medføre at «kunstige oppdrettsanleggsnæringskjeder» oppstår (Sæther et al. 2013).

For de fuglene som finner en ekstra og kanskje stabil næringskilde på eller nær et oppdrettsanlegg, hvor de enten kan fange fisk som trekkes til anleggene eller beite på skjell som vokster på ulike strukturer, kan et oppdrettsanlegg ha en positiv effekt. Dette kan i så fall oppveie eventuelle negative effekter av forstyrrelser, særlig hvis disse er kortvarige eller skjer med lange intervaller (som ukentlig eller lenger). En mulig positiv effekt kan likevel motvirkes hvis det blir tatt i bruk effektive metoder for å skremme fugler unna anleggene.

I studien til Zydalis et al. (2009) ble det funnet en klar positiv sammenheng mellom tettheten av to marine ender og oppdrettsanlegg (se kap. 3.3). Dette kan antyde at de forstyrrelser som er knyttet til selve akvakulturanlegget, ikke nødvendigvis vil være negative over tid, hvis de kan kompenseres gjennom ekstra næringstilgang på eller rundt anlegget for arter hvor dette er aktuelt. Det er imidlertid en rekke arter som ikke benytter seg av en slik ekstra næringstilgang, der eventuelle effekter av forstyrrelser vil være negative.

Studiet til Skei (2014) er et lite og avgrenset studie, men resultatene synes å være i samsvar med andre studier, som Schwemmer et al. (2011). Men, det er en vesentlig forskjell mellom disse, og det er at Schwemmer et al. (2011) og flere andre studier bare har sett på oppfluktavstander, som er en reaksjon som kommer når forstyrrelsen har blitt (for) stor. Skei (2014) målte i tillegg avstander for andre reaksjoner på forstyrrelsen båten representerte, som at de endret atferd og var mer på vakt, begynte å svømme unna (til det ikke var nok for å unngå båten). Slik atferd vil også kunne være negativ for fuglene ved at de taper tid til beitesøk. Det kan derfor være viktig å inkludere atferdsmønstre som kommer før selve oppflukten (eller at lommer dykker for å komme seg unna) i eventuelle nye studier.

Resultatene i studiet til Skei (2014) kan bidra til en bedre forvaltning av viktige områder for både ærfugl og andre arter langs norskekysten. For å forhindre at skipstrafikk fører til økte forstyrrelser i nærheten av slike områder, foreslår Skei (2015) at et forvaltningstiltak kan være å opprette bufferzoner basert på den maksimale avstanden (700 meter) som utløste fluktposponering hos ærfugl. Det kan redusere den forventede forstyrrelsen på ærfugl flokker fra skipstrafikk, tilknyttet konstruksjons- og vedlikeholdsfaser for et offshore vindkraftanlegg, bl.a. for å gjøre grønn energi grønnere (Skei 2015).

4.3 Akvakultur i tidevannsonen – dyrking/høsting av skjell

I Norge vil effekten av skjellfiske kunne ramme hekkende fugler, som bl.a. tjeld, som kan være svært stedbundne. I et fremtidig skjellfiske er det derfor behov for overvåking av fisket og for ny kunnskap som kan sikre en bærekraftig utnyttelse av ressursene.

Denne rapporten går gjennom flere sider ved høsting av hjerteskjell i Norge, basert på Follestad & Lorentsen (2007), og hvilke effekter dette kan ha for flere fuglearter. Denne kunnskapen er i stor grad basert på undersøkelser i andre land og områder, som i England, Nederland med Vadehavet og på New Zealand. De er i stor grad utført i våtmarksområder med en helt annen struktur og størrelse og andre klimatiske forhold enn for mange aktuelle lokaliteter for skjellhøsting i Norge. Flere av undersøkelsene har vesentlig vært fokusert på effekter av høsting på overvintrende fugler, som ved variasjoner i næringstilgang har muligheter til å streife noe omkring og søke etter alternative næringsområder. Det er et åpent spørsmål hvor stor overføringsverdi disse resultatene har for norske forhold, som kan ha helt andre klimatiske forhold og en helt annen variasjon i habitattyper enn i disse landene. Likevel, det går helt klart frem at skjellfiske eller -dyrking utgjør en potensiell konflikt med flere fuglearter, både direkte for de som lever av muslinger av de størrelser og arter som høstes, og indirekte for arter hvor deres næringsgrunnlag også vil bli påvirket av endringer i substrat, artssammensetning m.m. (se referanser i Follestad & Lorentsen 2007). Med utgangspunkt i internasjonal litteratur er det mange spørsmål som reises, bl.a.:

- Skal en tillate høsting på høsten i viktige beiteområder for fugler, slik at bestandene av beitedyr ikke rekker å ta seg opp til f.eks. vintersesongen?
- Kan en ut fra dette i noen områder fastsette bestemmelser for når en skal høste skjell i ulike soner avhengig av hvilke effekter som kan forventes på fugl? Både hekkende, mytende og overvintrende fugler kan komme i betraktning her.

Resultatene fra de utenlandske undersøkelsene viser at fuglearter kan påvirkes både direkte gjennom konkurranse om hjerteskjellene, og indirekte gjennom effekter på andre arter ved at bunnsubstratet endres etter mekanisk høsting. Dette er endringer eller skader hvor det kan ta lang tid for naturen å reetablere forholdene slik de var før høstingen, og som følgelig kan medføre langvarige effekter på annet dyreliv, deriblant fugler.

Det er mange potensielle strender hvor hjerteskjell kan høstes i Norge, og for mange av dem vil høsting sannsynligvis ikke medføre de helt store konfliktene med fugl. Men på noen områder er konfliktpotensialet stort, som på eller nær ålegressenger, og ikke minst vil konfliktene kunne bli store hvis en tar i betraktning den samlede effekten av mange små inngrep. Det er derfor all grunn til å diskutere nøye hvor og hvordan høsting av hjerteskjell kan foregå i Norge, som et føre-var-tiltak dersom slik høsting skulle bli aktuelt på nytt. Man bør da utvikle overvåkingsopplegg som kan være nyttige for å overvåke effekter både på bestanden av hjerteskjell, av andre arter som lever i de områdene som høstes, og for de fugleartene som kan bli negativt påvirket.

I et eventuelt prøvofiske av hjerteskjell ved bruk av mekanisk høsting har Follestad & Lorentsen (2007) anbefalt å legge inn en rekke elementer i en overvåking. For en gjennomgang av disse, vises til Follestad & Lorentsen (2007).

4.4 Kumulative effekter

I noen områder vil transport til og fra anleggene normalt være den eneste formen for båttrafikk i nærheten av et oppdrettsanlegg, særlig utenom sommerperioden. I sommersesongen kommer fritidsbåter, både motoriserte, kajakk og kano samt surfere/kitere i tillegg. Da bør mulige effekter av forstyrrelser fra transport til og fra oppdrettsanlegg vurderes ut fra samlet omfang og karakter av andre forstyrrelser. Dette vil være vanskelig uten å ha gode kunnskaper om effektene av hver aktivitet for seg og samlet (kumulativt). Særlig forstyrrende kan turistfiske være, der turister låner

båter fra et havfiskesenter eller andre som leier ut båter. Disse kan ligge i et område store deler av dagen, med en helt annen grad av forstyrrelse enn med båter som bare passerer gjennom et område.

Dagens lett tilgjengelige GPS-utstyr, med gode sjøkart, som nesten er blitt standardutstyr i småbåter, gjør det i dag langt lettere enn tidligere for mange å komme til blant små øyer og gruntområder i ytterskjærgården. Flere av disse kan være viktige områder for hekking og næringsøk for en rekke arter, og som også kan være viktige for flere mytende andefugler. I Frøya kommune ble det et år ikke registrert mytende grågås i et område hvor det normalt skulle være flere hundre. I det samme området ble det imidlertid observert syv utleiebåter for fisketurister. Det ble ikke registrert tilsvarende høye antall i andre områder, så det er ikke kjent hvilket myteområde gjesene flyttet til dette året (egne data). Et annet år var det også tomt for mytende grågjess i det samme myteområdet, men da viste det seg at det hadde vært oppmerkingsarbeid i området noen dager på den tida gjessene normalt vil trekke ut til myteplassene og starte mytingen.

Dette illustrerer hvor sensitive mytende grågjess kan være for forstyrrelser i en sårbar periode. Vi vet ikke hvordan andre andefugler, som ærfugl og sjøorre, vil reagere på tilsvarende forstyrrelser like før mytestart, mens de fortsatt er flygedyktige og kan trekke unna til et annet område.

4.5 Avbøtende tiltak

4.5.1 Transport til og fra matfiskanlegg i sjø

Masteroppgaven til Skei (2014) viser at ærfugler er sårbare for båttrafikk. Andre studier (som Garthe & Hüppop 2004, Schwemmer et al. 2011 og referanser i disse) viser at både den og flere andre arter i varierende grad er sensitive for forstyrrelser fra skipstrafikk, der ærfuglen likevel er blant de mest tolerante i forhold til menneskelig nærvær og aktivitet. Forvaltningen kan motvirke negative effekter av dette ved å stille krav om at transporten skal være forutsigbar for både fugler og marine pattedyr gjennom en sesong, selv om båtrotene kan være forskjellige til ulike sesonger eller årstider. Da kan man i så stor grad som mulig unngå å forstyrre viktige områder for sjøfugl, som hekkeplasser, myteområder, grunne områder med marine dykkender, viktige hvile- og overnattingsplasser, f.eks. for skarv, og kaste- og hvileplasser for kystsel.

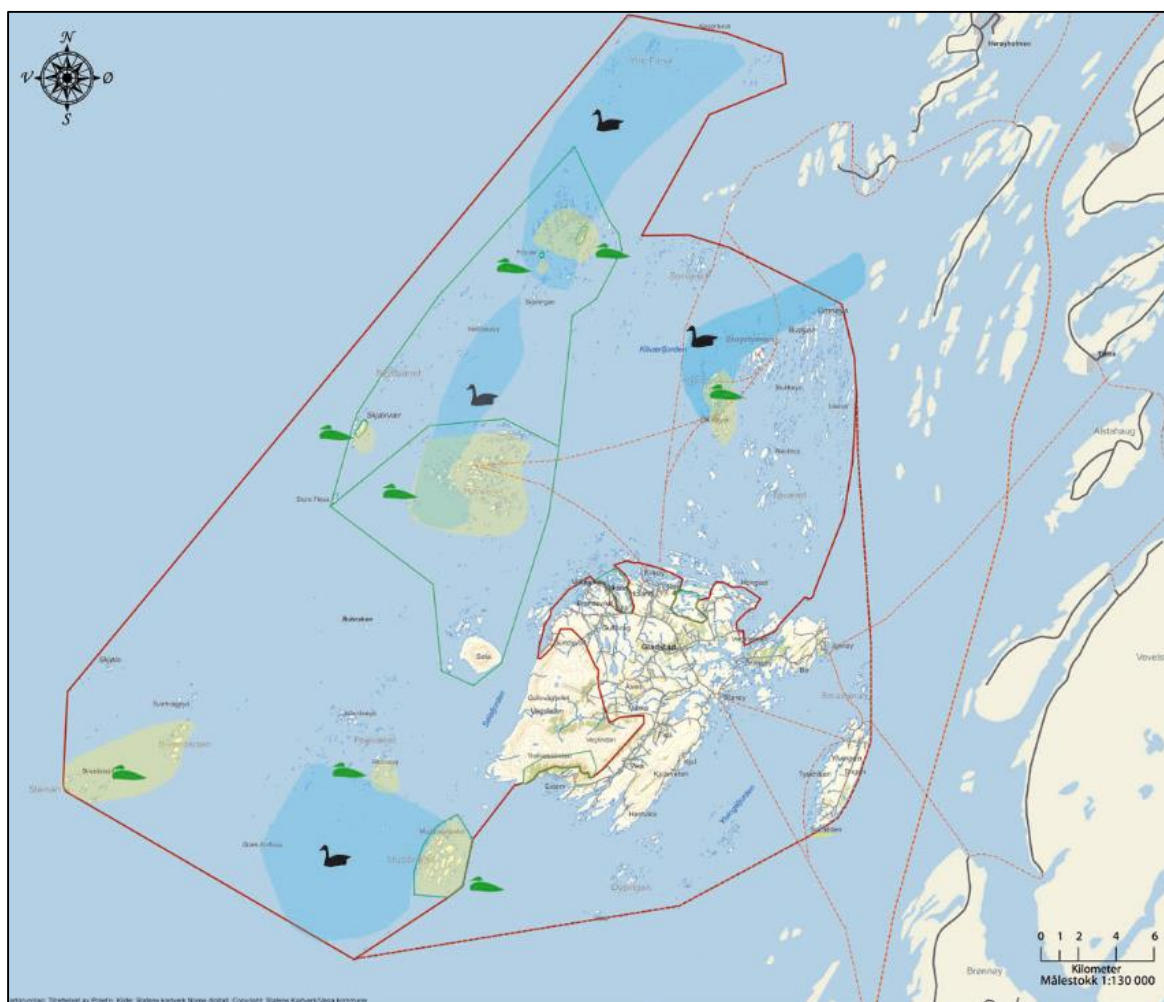
Ettersom Skei (2014) fant at avstanden for en fluktrespons minket med tilgang på beiteområder for ærfugl, kan det være viktig å redusere forstyrrelsene ved å innføre buffersoner for båttrafikk i viktige sjøfuglområder. Skei (2015) forslår å bruke maksimumsavstanden på 700 meter som utløste fluktrespons hos ærfugl (på vakt, svømmer unna, dykker eller flyr unna) som ble funnet i dette studiet, som et utgangspunkt for å vurdere størrelsen på buffersonene. Et alternativ kan være å bruke den maksimale avstanden som ble observert for dykking, flaksing eller flukt, på 400 meter. Hvilke buffersoner en eventuelt skal bruke, bør utredes nærmere.

Generelt vil følgende tiltak kunne begrense negative effekter av transport til og fra anleggene:

- Båttrafikk til og fra et anlegg bør være mest mulig forutsigbar ved at de samme rutene i størst mulig grad benyttes, gjerne langs etablert lei. Noen unntak fra dette nevnes nedenfor i forbindelse med hekketid og myteperiode for fugler, og kasteplasser for steinkobbe og havert.
- Større båter og/eller bedre utnyttelse av båtenes lastekapasitet samt optimalisering av logistikken, kan redusere antall transporter til og fra anleggene.
- Antall anløp av fôrbåt vil avhenge av antall fisk, alder og lagerkapasitet på fôrflåten. På lokaliteter der det kan være aktuelt å begrense antall anløp, kan et tiltak være å stille krav til størrelsen på fôrflåten.
- Benytte buffersoner i områder hvor det vil være aktuelt

Mytende andefugler er ute av stand til å fly i en periode på 3-4 uker, og kan da være svært sky og forsiktige overfor menneskelig aktivitet. Mange forstyrrelser kan medføre at de oppgir viktige beiteplasser, at de tar lange pauser i beitingen, eller at de bruker mye energi på å rømme unna forstyrrelsen. Dette kan være kritisk for fuglene i en tid da de trenger å spare på ressursene.

- Forstyrrelser i myteperioden kan reduseres eller unngås ved å velge transportruter som tar hensyn til flokker av mytende andefugler sommer og høst (artene har ulike myteperioder). Av hensyn til andre arter til andre årstider, for fugler så vel som marine pattedyr, er det viktig å understreke at trafikken til og fra anleggene uansett periode/årstid bør være mest mulig forutsigbar. Ved å være litt oppmerksomme på fugleflokker eller sjøpattedyr i nærheten av transportrutene, kan en likevel prøve å styre litt unna dem.
- For verdensarvområdet for Vega er det utarbeidet et kart for båtførere, som viser viktige hekkeområder for ærfugl og myteområder for grågås (**Figur 15**). Kartet gir også en bakgrunn for at fuglene er sårbare i disse periodene, og ber om at båter følger oppmerkede farleder og holder sakte fart i sundene, slik at de ikke kommer så nær fugler at de blir skremt av reiret. Det minnes også om båndtvangbestemmelsene for hund (Stiftelsen for Vega verdensarvområde). Slike kart kan med fordel utformes også for andre områder, både for planleggingsformål (bl.a. for oppdrettsanlegg) og allmenn ferdsel.



Figur 15. Kart som viser de viktigste myteområdene for grågås (blå felt) og de gamle dunværene for ærfugl (gule felt) innenfor Vega verdensarvområde, utarbeidet for å informere båtførere om områder de bør vise hensyn for disse artene i hhv. myte- og hekkeperioden (Stiftelsen for Vega verdensarvområde).

Hekkende sjøfugler er særlig sårbare overfor forstyrrelser når de har egg og små unger, da fravær kan utsette egg og unger for nedkjøling eller oppvarming, eller at de kan bli tatt av predatorer før de voksne vender tilbake til reirene. Noen arter kan også øke sitt energiforbruk ved forstyrrelser, som ærfugl (se kap. 3.1.1), noe som kan medføre at hunnen må oppgi hekkforsøket før eggene er klekket.

- For hekkende fugler kan det være viktig at ansatte eller besøkende ved anleggene ikke går i land på nærliggende holmer eller øyer med hekkende fugler, som er sårbare for denne type forstyrrelser, særlig hvis forstyrrelsene er langvarige.
- Der det er kjente hekkeplasser for bl.a. ærfugl, siland, måkefugler og teist, kan forstyrrelsene reduseres ved å velge transportruter som tar hensyn til slike lokaliteter, samt til oppvekstområder for ungene etter klekking. Lokalt kan det være andre arter som det bør tas tilsvarende hensyn til.

Steinkobbe og sel føder (kaster) ungene på spesielle lokaliteter langs kysten, som er lett tilgjengelige for selene, men samtidig utenfor vanlige båttruter for mennesker. Steinkobben kaster ungen sommerstid (juni-juli), og vil også være sårbare i hårfellingsperioden i august. Haverten kaster ungen seinere på året, fra september til desember (Kilde: [Havforskningsinstituttet](#)).

- Der det er kjente kasteplasser for steinkobbe og/eller havert i nærheten av et eksisterende eller planlagt akvakulturanlegg eller langs en potensiell transportrute til og fra anlegget, enten for daglig drift, fôrtransport fra fôrfabrikk eller transport av slakteferdig fisk til slakteri, kan en midlertidige omlegging av ruta redusere forstyrrelsene for slike lokaliteter.

4.5.2 Skjeloppdrett

Hanssen et al. (2007) fant at havørn kan ha en sterkt avskrekkende effekt på ærfugl. Det ble bare registrert en ærfugl nærmere enn to kilometer fra noen av 11 havørnene som ble registrert av dem under månedlige tellinger av ærfugl i tilknytning til blåskjellanlegg. De forslår derfor følgende tiltak for å begrense ærfuglskader på blåskjeloppdrett:

- Etablering av blåskjellanlegg i områder med kjente havørnterritorier
- Å legge ut åte som kan tiltrekke havørn til oppdrettsanleggene
- Forsøke å skremme ærfugl ved hjelp av avspilling av havørnlyder og utplassering av havørnsilhuetter

For egen del kan vi freslå at anleggene ikke må legges så nær havørnreir at de hekkende fuglene opplever så store forstyrrelser av aktiviteten på anleggene, at de gir opp og forlater hekkeplassen. I tillegg til lyd av havørn, kan man også prøve å spille av lyd av ravn. Dette er en fugl som ofte følger havørn, og det er sett hos grågås når de hører ravn, uten å se den, så stikker de raskt til sjøs. De kan få panikk hvis de tror at det er ørn i nærheten, uten at de har kontroll på hva den gjør og hvor den er.

Basert på erfaringene fra sine undersøkelser, har Erikstad et al. (2006) foreslått følgende tiltak for å begrense skadene ærfugl gjør på blåskjellanlegg:

- *Flytte eksisterende anlegg hvor det er mye plager med ærfugl til områder med lite ærfugl. Før dette gjennomføres må det gjøres en detaljkartlegging av ærfugl i de nye områdene, spesielt høst, vinter og vår, for å finne fram til de best egnede områdene.*
- *Ved tildeling av nye konsesjoner på skjeloppdrett må forekomsten av ærfugl inngå i arealplanarbeidet til kommunene. Ved rullering av eksisterende arealplaner for skjeloppdrett må det bære kommunens ansvar å legge ut områder der det er dokumentert lave forekomster av ærfugl. Når kommunene utarbeider nye arealplaner bør ærfuglforekomster i kystsonen*

inngå som en naturlig del av kartlegging av biologisk mangfold. Dette vil kunne lette arbeidet med utlegging av arealer til skjelloppdrett.

- *Samtidig med at en etablerer skjellanlegg i områder med lite ærfugl må det gjennomføres intensiv overvåking av ærfugl i disse slik at skremming og andre tiltak kan igangsettes umiddelbart før ærfuglene har fått etablere seg i anlegget. Dette vil være tidkrevende i en oppstartfase, men antakelig økonomisk lønnsomt på sikt.*

En plassering av anlegg som foreslått her har i liten grad vært utprøvd tidligere. Det bør derfor gjennomføres detaljstudier i noen utvalgte områder/anlegg før vi kan foreslå at dette gis som en generell anbefaling til hele skjellnæringen.

Ved høsting av skjell i Norge, kan fugler i større grad påvirkes både i hekkeperioden, under trekket og vinterstid. Dette gjelder i første rekke flere andefugler og vadere. Det er derfor viktig at et eventuelt skjellfiske overvåkes for å studere effekter av høstingen på arter som lever i substratet, og hvordan substratet kan endres som følge av strøm og bølgepåvirkning etter høsting. Det er også viktig at det igangsettes overvåking av arter som kan bli negativt påvirket av skjellhøstingen, bl.a. som grunnlag for å kunne finne fram til et nivå for skjellhøstingen som kan være bærekraftig både ut fra de høstbare ressursene i seg selv og de negative effektene dette kan medføre for andre arter.

Skader på skjellanlegg kan unngås eller reduseres ved å bruke nett rundt anlegget. For en diskusjon rundt bl.a. maskestørrelse og materialvalg, se Varennes et al. (2013). Riktig valg av nett kan redusere faren for at fugler, i første rekke ærfugl, blir hengende fast i nettet, og er det effektivt kan det også redusere behov for skremmetiltak for å jage fuglene vekk fra anlegget.

4.5.3 Effekter av skadebegrensende tiltak

De fleste anlegg for laks og ørret er i dag så godt beskyttet mot predasjon eller skader fra sjøfugl, kystsel og oter, at det sjelden synes å være behov for spesielle tiltak, som skremming, for å begrense skadeomfanget. Der sjøfugler prøver å få tilgang til anlegget gjennom ei not over anlegget, eller bruker anleggene for hvile, kan det imidlertid være aktuelt å skremme fuglene vekk for å unngå bl.a. tilgrising av ekskrementer.

Blåskjellanlegg synes derimot å være mer utsatt for skader som forårsakes når flokker av ærfugler eller andre dykkender prøver å beite på blåskjellene. Det er nylig gjort forsøk med bruk av laser for å skremme ærfugler vekk fra slike anlegg, men erfaringer fra dette er ikke kjent. Bruk av laser kan ha en betydelig (langtids)effekt på hvor fuglene vil beite, ettersom de kan komme til å holde seg langt unna anlegget – og laseren. Dette kan i så fall kanskje også medføre at de vil holde seg unne nærliggende beiteområder, hvor de kan beite uten å gjøre skade på anlegget.

Vi vet for lite om hvordan laser virker på ulike arter, særlig langtidseffektene av den. Men fra en av produsentene er det framhevet at laser har en effekt over lenger tid enn mange andre skremmemetoder.

- Dersom bruk av laser - eller andre skremmemetoder – skal benyttes i forbindelse med et oppdrettsanlegg, særlig hvis det legges inn som en forutsetning for å kunne etablere og drifte et slikt anlegg i et område med potensiale for skader av fugl, bør laseren brukes med forsiktighet. Det er derfor behov for å teste ut effekten av en laser, gitt styrken den kan ha, for å kunne gi råd og veiledning til oppdrettere.

4.5.4 Oppdrettsanlegg i strandsonen

Oppdrettsanlegg for skjell er ikke vanlige i Norge i dag, men de kan bli mer i aktuelle i framtida. I andre land er anlegg for østersproduksjon i fjæresonen vanlig. Det er kjent at disse kan påvirke fugler negativt på flere måter, særlig gjennom arealbeslag som kan begrense fuglenes tilgang til gode (optimale) beiteområder, og endret sammensetning av byttedyr på en strand som er høstet.

Det er mulig at mulige negative effekter kan tilsvare de som er skissert i forbindelse med høsting av hjerteskjell i kap. 3.3 (se også Follestad & Lorentsen 2007).

4.6.5 Havbaserte oppdrettsanlegg

SalMar har de siste årene brukt store ressurser og nedlagt et betydelig arbeid i å utvikle en havmerd (**Figur 16**) basert på offshore teknologi, og som kan plasseres i mer værutsatte områder enn dagens oppdrettsutstyr. Regjeringens kom 20.11.2015 med en ny forskrift om utviklingskonsesjoner. Den vil gi Norge et helt nytt verktøy som kan bidra til å løse viktige areal- og miljøutfordringer i oppdrettsnæringen, gjennom prosjekter som ved betydelige investeringer kan føre til betydelig innovasjon i næringen (Kilder: [iLaks](#), [SalMar](#)). Dette vil også medføre andre krav til vurderinger av miljøhensyn, i forhold til forstyrrelser og arealbeslag for beitende sjøfugler og marine pattedyr i mer åpent hav.



Figur 16. Illustrasjon på nytviklet havmerd for oppdrettsanlegg som kan plasseres lenger fra land enn dagens utstyr (illustrasjon fra [SalMar](#)).

4.6 Forslag til hva forvaltningen bør vurdere ved søknader i sjø

I dette avsnittet gis en kort tabellmessig sammenfatning av hvilke arter en bør vurdere ved fremtidige søknader om å få etablere nye oppdrettsanlegg. Det vil være geografiske variasjoner i hvilke arter som inngår bl.a. i gruppen marine dykkender. I store deler av landet vil de mest tallrike artene være ærfugl (kategori NT på den nye norske rødlista, se 4.1), havelle (ikke på rødlista), sjøorre (VU) og svartand (NT). Lengst nord i landet vil praktærfugl (ikke vurdert) og stellerand (VU) være aktuelle arter å vurdere.

Arter som det bør tas hensyn til	Sårbarhetsstatus	Anbefalt minsteavstand til anlegg/farled/ferdsel	Når på året er denne minsteavstanden mest relevant?	Mulige foreslåtte avbøtende tiltak	Merknader, f.eks. andre forhold som er viktige for arten
Toppskarv og storskarv	LC	Ikke kjent	Sommer: nær kolonier. Høst og vinter: nær hvile- og overnattingsplasser	Buffersone for båttransport, særlig nær hvile- og overnattingsplasser	Samles på overnattingsplasser om kvelden
Grågås	LC	500-1000 m	Myteperioden i juni-juli	Buffersone for båttransport	
Ærfugl	NT	Ukjent	Hekkeperioden	Ikke ilandstigning på holmer nær anlegget. Unngå kull på sjøen	Aktivitet nær reiret kan øke energiforbruket hos hoa
Mytende marine dykkender, særlig ærfugl, sjøorre, svartand, havelle	Flere på rødlista, se tekst	300-700 m	- I myteperioden, sensommer til høst, varierer m. art og kjønn. - Vinterstid	Buffersone for båttransport, bruke faste og forutsigbare ruter	
Ærfugl	NT		Vinterstid (vår?) nær skjellanlegg dersom det tas i bruk skremmemetoder	Vurdere hvordan skremmemetodene benyttes	
Vadefugler, flere arter	Flere på rødlista, se tekst	Ikke kjent, vil avhenge av driftsform?	Trekk og overvintring, hvis anlegg for skjell i fjæresonen		
Teist	VU	Ukjent	I hekkeperioden. Ukjente effekter vinterstid	Buffersone for båt	Langvarig opphold ved kolonien kan hindre mating
Havørn	LC	Ikke kjent for bruk av båt	Hekkeperiode vår, mars – mai?	Buffersone for båt	Kan oppgi hekkeplassen
Steinkobbe og havert	LC	Ukjent	Kasteperiodene for de to artene, hvileplasser til andre årstider	Buffersone for båt	Kan vikle seg inn i liner fra skjellanlegg
Oter	VU	Ukjent	Yngleperioden	Unngå forstyrrelser nær hi	
Hvaler, store og små	LC	Ukjent.	Ukjent	Ingen?	Kan kollidere med hengelinjer og fortøyninger

Det er en betydelig grad av usikkerhet knyttet til anbefalte minsteavstander, ettersom det varierer hva som er undersøkt. Schwemmer et al. (2011) og andre har vektlagt oppfluktavstander, mens f.eks. Skei (2014) har inkludert avstander for andre atferdsmønstre som reaksjon på en båt som nærmer seg. Det varierer også hva som er utgangspunktet for studiene i forhold til hvor intens skipstrafikken eller båttransporten vil være, fra områder med tett trafikk til områder med noen transporter daglig eller færre. Noen studier omfatter forhold knyttet til hekkesesongen, noen til myteperioden for andefugler, da de er særlig sky og forsiktige, og andre igjen til trekk eller overvintring. Det har ikke vært rom for en detaljert analyse av dette her, men det er all grunn til å være spesielt oppmerksom på slike forhold når en skal vurdere søknader om oppdrettsanlegg.

4.7 Behov for ny kunnskap

Det er stor mangel på kunnskap om konsekvensene for det biologiske mangfoldet av ulike former for bruk og tiltak knyttet til akvakultur. Mange økologiske effekter av akvakultur har blitt dokumentert i faglitteraturen. Det store flertallet av disse studiene har imidlertid ikke undersøkt effekter på biologisk mangfold (for eksempel artsrikdom, artssammensetning, artsantall, forekomst av fremmede arter). For de aller fleste studiene mangler også informasjon om omfang av bruk, og om effekter av økt/endret bruk. Blant de enkeltstudiene som har undersøkt biologisk mangfold, har de aller fleste dokumentert negative effekter av bruk/tiltak. Ulike typer bruk gir imidlertid svært ulike effekter. Hvilke effekter, og hvor store effektene er, varierer mellom økosystemer og mellom sesonger, og det er vanskelig å trekke generelle konklusjoner på grunnlag av eksisterende kunnskap.

Vi kan kort skissere noen forslag til tema der det vil være behov for ny kunnskap som kan munne ut i generelle råd om etablering av akvakulturanlegg med lave konflikter med fugl og sjøpattedyr:

- Generelt behov for kunnskap om både kort- og langsiktige effekter av forstyrrelser i forbindelse med både etablering og daglig drift av oppdrettsanlegg. Anleggene okkuperer mange områder langs hele kysten, og noen er plassert i viktige områder for sjøfugl. Dette kan legge økende press på flere arter som i dag er utsatt eller truet av andre faktorer (se den norske rødlista, Henriksen & Hilmo 2015).
- Det er behov for ny kunnskap om bl.a. oppfluktavstander for aktuelle arter langs norskekysten for å kunne gi råd til næringen og forvaltningen om buffersoner for trafikk til og fra anleggene.
- Dersom oppdrettsanlegg etableres mye lenger ut fra kysten enn tilfellet er i dag, jfr. 4.6.5, er det lite kjent hvilke effekter dette eventuelt kan få for de mer typisk pelagiske sjøfuglartene og marine pattedyr (særlig i forhold til støy og kollisjoner med fortøyning hvis f.eks. hvaler kommer tett inntil anleggene?).
- Hvilke kumulative effekter vil det være av båttrafikk til og fra akvakulturanlegg og annen båtbruk i områder hvor det bygges ut nye anlegg? Særlig viktig vil her være situasjoner der anleggene skaper ny trafikk i områder som tidligere har vært mer eller mindre uforyrtret.
- Hvordan fordeler mytende grågås og ærfugl seg i dag i forhold til eksisterende oppdrettsanlegg, kan kobling av data om lokalisering av oppdrettsanlegg i viktige myteområder med tidligere og nyere tellinger gi informasjon som kan være nyttige både for forvaltning og oppdrettsnæringen?
- Som over for kasteplasser for steinkobbe og havert.
- Teste videre effekter av forstyrrelser på flokker av mytende andefugler ved ulike valg av transportruter til og fra anlegget, og tilsvarende for overvintrende sjøfugler.
- Vil eventuelle skremmetiltak overfor fugler ved oppdrettsanlegg (fortrinnsvis for skjell) fortrenge fugler fra optimale beiteområder, eller vil de bare skremme fugler vekk fra et område de oppholder seg i på grunn av anleggene og den ekstra næringstilgangen de står for?
- Hvor langt unna vil ulike skremmemetoder kunne ha en effekt for fugler i nærheten?

I en situasjon der flere sjøfuglarter har hatt en betydelig tilbakegang (Anker-Nilssen et al. 2015, Fauchald et al. 2015), vil det være ekstra viktig å sikre at de ikke utsettes for ytterligere belastninger, dersom det kan unngås. Denne rapporten sannsynliggjør at etablering av og senere transport til og fra oppdrettsanlegg kan ha flere negative effekter for fugler og marine pattedyr. Alene vil forstyrrelser fra transport, hvis den skjer en gang i uka, i flere tilfeller ha relativt liten betydning. Men når slike forstyrrelser må sees i sammenheng med og kommer i tillegg til andre forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter, og andre effekter på miljøet fra oppdrettsanlegg som også kan påvirke fugler og marine pattedyr, vil det være viktig å vurdere de samlede effektene av alle forstyrrelsene. Særlig vil dette være viktig dersom en bruke ulike skremmemetoder for å holde fugler vekk fra oppdrettsanleggene, for å unngå skader eller predasjon på fisk og blåskjell.



Ærfugl er en art som kan dra fordeler av oppdrettsanlegg, som når den kan beite på blåskjell. Men den kan også oppleve negative effekter, som når den på åpne reir som dette lett kan forstyrres så mye av for nærgående menneskelig aktiviteter at den må rømme reiret å la det ligge åpent for eggtyver. Den kan også til andre årstider få innskrenket arealene av sine beiteområder på naturlig næring av båttrafikk til og fra anleggene (Foto: Arne Follestad).



Oter med nyfanget fisk på skvalpeskjær i Træna. Oteren kan være sårbar ved forstyrrelser nær hi, men ellers vurderes den som lite sårbar for forstyrrelser knyttet til akvakulturanlegg. Dagens laksemerder er konstruert slik at den heller ikke vil gjøre skade på fisk i anleggene, noe som vil redusere behovet for å skremme oter vekk fra anleggene eller felle skadegjørende individer (Foto: Arne Follestad).

5 Referanser

- Abdulla, A. & Linden, O. (eds.) 2008. Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea. Review of impacts, priority areas and mitigation measures. - IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 184 pp.
- Abdulla, A. & Linden, O. 2008. Maritime traffic effects on biodiversity and potential mitigation measures: a synthesis. Pp 159-168 in Abdulla, A. & Linden, O. (eds.) 2008. Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea. Review of impacts, priority areas and mitigation measures. - IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 184 pp.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Hanssen, S.A., Lorentzen, E., Moe, B., Reiertsen, T.K. & Systad, G.H. 2015. SEAPOP. De ti første årene. Nøkkeldokument 2005-2014. – SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitut & Tromsø Museum – Universitetsmuseet. Trondheim, Tromsø. 58 s.
- Beauchamp, G. 2007. Vigilance in a selfish herd. *Animal Behaviour* 73: 445-451.
- Becker, B.H., Press, D.T. & Allen, S.G. 2011. Evidence for long-term spatial displacement of breeding and pupping harbour seals by shellfish aquaculture over three decades. - *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 21: 247–260.
- Berntsen, F., Langvatn, R., Liasjø, K. & Olsen, H. 1996. Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy. - NINA Oppdragsmelding 390: 1-22.
- Bisson I.A., Butler, L.K., Hayden, T.J., Romero, L.M. & Wikelski, M.C. 2009. No energetic cost of anthropogenic disturbance in a songbird. - *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 961–969.
- Black, K.D. 2001 (ed.). *Environmental impacts of aquaculture.* – Sheffield Academic Press. 214 pp.
- Borgmann, K.L. 2010. A Review of Human Disturbance Impacts on Waterbirds. - <http://www.yourwetlands.org/pdf/A%20Review%20of%20Human%20Disturbance%20Impacts%20on%20Waterbirds.pdf>
- Bouffard, S.H. 1982. Wildlife values versus human recreation: Ruby Lake National Wildlife Refuge. - US Fish & Wildlife Publications. Paper 37.
- Burger J. 1998. Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of Common Terns. *Condor* 100: 528-534.
- Carney, K.M. & Sydeman, W.J. 1999. A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. - *Waterbirds* 22: 68-79.
- Carss, D.N. 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farms. - *Aquaculture* 90: 29-40.
- Carss, D.H. 1993. Shags *Phalacrocorax aristotelis* at cage fish farms in Argyll, Western Scotland. - *Bird Study*, 40:3, 203-211.
- Chatwin, T.A, Joy, R. & Burger, A.E. 2013. Set-back distances to protect nesting and roosting seabirds off Vancouver Island from boat disturbance. - *Waterbirds* 36: 43-52.
- Cornelisen, C. 2013. Literature Review of Ecological Effects of Aquaculture. Cumulative Effects. - Ministry for Primary Industries. Manatu Ahu Matua. 18 s.
- Cronan J.M., Jr. 1957. Food and feeding habits of the scaups in Connecticut waters. - *Auk* 74: 459-468.
- Curtis, K.S., Pitt, W.C. & M. Conover, R. 1996. Overview of Techniques for Reducing Bird Predation at Aquaculture Facilities. - The Jack Berryman Institute Publication 12, Utah State University, Logan, 20pp.
- Elgar, M.A. 1989. Predator vigilance and group size in mammals and birds: a critical review of the empirical evidence. - *Biological Reviews* 64: 13-33.
- Ellenberg U., Mattern T., Seddon P.J. & Luna Jorquera, G. 2006. Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: the need for species-specific visitor management. - *Biological Conservation* 133: 95–106.
- Erbe, C. 2002. Underwater noise of whale watching boats and potential effect on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. - *Marine Mammal Science*, 18: 394–418.

- Erikstad, K.E., Bustnes, J.O., Rikardsen, A., Jacobsen, K.O., Strann, K.B., Johnsen, T.V. & Reiertsen, T.K. 2006. Konflikter mellom ærfugl og blåskjelldyrking. - NINA Rapport 110. 24 s + vedlegg.
- Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.-J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S.-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., Systad, G.H. 2015. The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. - NINA Report 1151. 84 pp.
- FHF 2012. Handlingsplan for 2012. - Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond. 26 s.
- Fiskeri- og kystdepartementet 2009. Strategi for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring. - Fiskeri- og kystdepartementet, publikasjonskode L-0535 B. 42 s.
- Flint, P.L., PET, M., Dau, C.P., Hines, J.E. & Nichols, J.D. 2000. Annual survival and site fidelity of Steller's Eiders molting along the Alaska Peninsula. - The Journal of wildlife management, 64: 261-268.
- Follestad, A. 2010. Telling av mytende grågjess i Møre og Romsdal. - Rallus 39: 25-40.
- Follestad, A. 2012a. Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler: Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene. - NINA Rapport 851. 45 s.
- Follestad, A. 2012b. Konsekvensvurdering av tilrettelegging for friluftsliv på bestanden av hek-kende våtmarksfugler i området Hømmervatnet - Sætervatnet i Sjunghatten nasjonalpark. - NINA Rapport 839. 50 pp.
- Follestad, A. 2014. Effekter av kunstig nattbelysning på naturmangfoldet – en litteraturstudie. - NINA Rapport 1081. 89 s.
- Follestad, A. & Lorentsen, S.-H. 2007. Sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl. - NINA Rapport 270. 23 pp.
- Forrest, B.M., Keeley, N.B., Gillespie, P.A., Hopkins, G.A., Knight, B. & Govier, D. 2007. Review of the ecological effects of marine finfish aquaculture: final report. - Cawthron Report No. 1285. Cawthron Institute, Nelson, New Zealand. 71 p.
- Forum Skagerrak II 2007. Arbeidsgruppe 3 – Fisk og skalldyr - Blåskjelldyrking i Skagerrakregionen. – ISBN 978-91-89507-26-6, www.forumskagerrak.com.
- Frid, A. & Dill, L.M. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - Conservation Ecology 6: 11.
- Frimer, O. 1993. Occurrence and distribution of king eiders *Somateria spectabilis* and common eiders *S. mollissima* at Disko, West Greenland. - Polar Research 12: 111-116.
- Gabrielsen, G.W. 1987. Reaksjoner på menneskelige forstyrrelser hos ærfugl, svalbardrype og krykkje i egg/ungeperioden. - Vår Fuglefauna 10: 153-158.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on sea-birds: developing and applying a vulnerability index. - Journal of Applied Ecology 41: 724–734.
- Gill, J.A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. - Ibis 149 (Suppl. 1): 9–14.
- Gill, J.A., Norris, K. & Sutherland, W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - Biological Conservation 97: 265-268.
- Gittings, T. & O'Donoghue, P.D. 2012. The effects of intertidal oyster culture on the spatial distribution of waterbirds. - Report prepared for the Marine Institute, Atkins, Cork.
- Guillemette, M., Pelletier, D., Grandbois, J.-M. & Butler, P.J. 2007. Flightlessness and the energetic cost of wing molt in a large sea duck. - Ecology 88: 2936-2945.
- Hamilton, W.D. 1971. Geometry for the selfish herd. - Journal of Theoretical Biology, 31, 295-311.
- Hanssen, S.A., Erikstad, K-E. & Johnsen, T.V. 2007. Kan havørn begrense konflikter mellom ærfugl og blåskjelldyrking? – NINA Rapport 279. 18 s.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Hilgerloh G., O'Halloran, J., Kelly, T.C. & Burnell, G.M. 2001. A preliminary study on the effects of oyster culturing structures on birds in a sheltered Irish estuary. - Hydrobiologia 465: 175–180.
- Hockin, D., Ounsted, M., Gorman, M., Hill, D., Keller, V. & Barker, M.A. 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. - Journal of Environmental Management 36: 253-286.

- Hume R.A. 1976. Reactions of goldeneyes to boating. - *British Birds* 69: 178-179.
- Kahlert, J. 2006). Effects of feeding patterns on body mass loss in moulting Greylag Geese *Anser anser*. - *Bird Study* 53: 20-31.
- Kaiser, M., Galanidi, M., Showler, D., Elliott, A., Caldow, R., Rees, E., Stillman, R. & Sutherland, W. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. - *Ibis* 148: 110-128.
- Keeley, N., Forrest, B., Hopkins, G., Gillespie, P., Clement, D., Webb, S., Knight, B. & Gardner, J. 2009. Sustainable Aquaculture in New Zealand: review of the ecological effects of farming shellfish and other non-fish species. - Prepared for the Ministry of Fisheries. Cawthron Report 1476. Cawthron Institute, Nelson, New Zealand. 180 pp.
- Keller V.E. 1991. Effects of disturbance on eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. - *Biological Conservation* 58: 213-228.
- Knapton R.W., Petrie S.A. & Herring G. 2000. Human disturbance of diving ducks on Long Point Bay, Lake Erie. - *Wildlife Society Bulletin* 28: 923-930.
- Korschgen, C.E., George, L.S. & Green, W.L. 1985. Disturbance of diving ducks by boaters on a migrational staging area. - *Wildlife Society Bulletin* 13: 290-296.
- Krebs, J.R. & Davies, N.B. 1989. Behavioural ecology - an evolutionary approach. - Blackwell scientific publications. Oxford. 493 s.
- Kury, C.R. & GOCHFELD, M. 1975. Human interference and gull predation in cormorant colonies. - *Biol. Conserv.* 8:23-34.
- Larsen, J.K. & Laubek, B. 2005. Disturbance effects of high-speed ferries on wintering sea ducks. - *Wildfowl*: 101-118.
- Larsen, J.K. & Laubek, B. 2005. Disturbance effects of high-speed ferries on wintering sea ducks. - *Wildfowl*: 101-118.
- Laursen, K. & Frikke, J. 2008. Hunting from motorboats displaces Wadden Sea eiders *Somateria mollissima* from their favoured feeding distribution. *Wildlife Biology*, 14, 423-433.
- Laursen, K., Kahlert, J. & Frikke, J. 2005. Factors affecting escape distances of staging waterbirds. - *Wildlife Biology*, 11, 13-19.
- Littauer, G. 1990. Avian Predators. Frightening Techniques for Reducing Bird Damage at aquaculture Facilities. - Southern Regional Aquaculture Center, Publication No. 401.
- Lloyd, B.D. 2003. Potential effects of mussel farming on New Zealand's marine mammals and seabirds: a discussion paper. - Department of Conservation, Wellington. vii + 34 p.
- Lorentsen, S.-H. & Follestad, A. 2014. Effekter av forstyrrelse på kolonihekkende fugl og effekter av avbøtende tiltak - en litteraturstudie. - NINA Rapport 1033. 37 s.
- Markowitz, T.M., Harlin, A.D., Würsig, B., McFadden, C.J. 2004. Dusky dolphin foraging habitat: overlap with aquaculture in New Zealand. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 133-149.
- Martinez-Porchas, M. & Martinez-Cordova, L.R. 2012. Review Article World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. - *The Scientific World Journal* Volume 2012, Article ID 389623, 9 pp.
- Merkel, F.R., Mosbech, A. & Riget, F. 2009. Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. - *Ardea* 97: 99-107.
- Morris DS 1996. Seal predation at salmon farms in Maine, an overview of the problem and potential solutions. - *Marine Technology Society Journal* 30: 39-43
- Nilsen, R., Bjørn, P.A., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Skulstad, O.F., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Wiik Vollset 2014. Sluttrapport til Mattilsynet over lakselus infeksjonen på vill laksefisk langs norskekysten i 2014. - Rapport fra Havforskningen Nr. 36. 42 s.
- Nilssen, K.T. & Haug, T. 2007. Status of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Norway. - *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 23-31.
- Nilssen, K.T., Skavberg, N.-E., Poltermann, M., Haug, T., Harkonen, T. & Henriksen, G. 2010. Status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in mainland Norway. - *NAMMCO Sci. Publ.* 8: 61-70.
- Noer, H., Christensen, T.K., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2000. Effects on birds of an offshore wind park at Horns Rev: Environmental impact assessment. - NERI report (ed. K. Laursen). Department of Coastal Zone Ecology.

- Nærings- og fiskeridepartementet 2015. Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett. - Meld. St. 16 (2014–2015).
- Pedroli J.C. 1982. Activity and time budget of tufted ducks on Swiss lakes during winter. - *Wildfowl* 33: 105-112.
- Peters, K.A. & Otis, D L. 2007. Shorebird roost-site selection at two temporal scales: is human disturbance a factor? - *Journal of Applied Ecology* 44: 196-209.
- Price I.M. & Nickum, J.G. 1995. Aquaculture and birds: the context for controversy. - *Colonial Waterbirds* 18: 33–45.
- Rankin, C.H., Abrams, T., Barry, R.J., Bhatnagar, S., Clayton, D.F., Colombo, J., Coppola, G., Geyer, M.A., Glanzman, D.L. & Marsland, S. 2009. Habituation revisited: an updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. - *Neurobiology of learning and memory* 92: 135-138.
- Reinvang, R., Follestad, A., Hansen, V.W., Ibenholt, K., Kraabøl, M., Soma, T. & Øian, H. 2014. Evaluering av regelverket for bruk av vannscooter. - *Vista Analyse, Rapport 2014/49*. 100 s.
- Reluga, T.C. & Viscido, S. 2005. Simulated evolution of selfish herd behavior. - *Journal of Theoretical Biology* 234: 213-225.
- Richman, S.E. 2013. Sea duck predation on mussel farms: a growing conflict. - Department of Natural Resources Science, University of Rhode Island, Kingston, RI 02881, USA.
- Rodgers J.A., Jr. & Smith H.T. 1995. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. - *Conservation Biology* 9: 89-99.
- Rodgers J.A., Jr. & Smith H.T. 1997. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. - *Wildlife Society Bulletin* 25: 139-145.
- Rodgers, J.A. & Schwikert, S.T. 2002. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats.- *Conservation Biology* 16: 216-224.
- Ross, B. P., Lien, J., and Furness, R. W. 2001. Use of underwater playback to reduce the impact of eiders on mussel farms. – *ICES Journal of Marine Science*, 58: 517–524.
- Roycroft D, Kelly TC, Lewis LJ. 2004. Birds, seals and the suspension culture of mussels in Bantry Bay, a non-seaduck area in Southwest Ireland. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 703–712.
- Røv, N. 2006. Kartlegging og overvåking av sjøfugl og sjøpattedyr i Froan. – NINA Rapport 202. 36 s.
- Sagar, P. 2008. Assessment of the Potential Impacts on Waders and Seabirds of Finfish Marine Farming in the Firth of Thames. - *Environment Waikato Technical Report 2008/50*. 30 pp.
- SalMar 2015. Konsekvensutredning for økt produksjon av laks på lokalitetene Solværet og Fjordprakken i Smøla kommune. - *SalMar*, 86 s.
- Schneider M. 1987. Wassersportler stören Wasservögel auch im Winter. - *Die Vogelwelt* 108.
- Schummer, M.L. & Eddleman, W.R. 2003. Effects of disturbance on activity and energy budgets of migrating waterbirds in south-central Oklahoma. - *Journal of Wildlife Management* 67: 789-795.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. – *Ecol. Appl.* 21:1851-1860.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. – *Ecol. Appl.* 21:1851-1860.
- Schwemmer, P., Tischler, T., Rehm, R. & Garthe, S. 2011. Habitat use, distribution and food choice of the black-headed gull (*Larus ridibundus*) in the coastal mainland of Schleswig-Holstein. - *Corax* 2: 355-374.
- Seltmann, M.W., Ost, M., Jaatinen, K., Atkinson, S., Mashburn, K. & Hollmen, T. 2012. Stress responsiveness, age and body condition interactively affect flight initiation distance in breeding female eiders. - *Animal Behaviour* 84: 889-896.
- Sepulveda, M., Oliva, D. 2005. Interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* (Shaw) and salmon farms in southern Chile. - *Aquaculture Research* 36: 1062-1068

- Skei, J. 2014. Exploring moulting Common eider (*Somateria mollissima*) escape responses towards ship traffic. – Master thesis, Norwegian University of Science and Technology, Department of Biology.
- Stickley, A.R. Jr. 1991. Avian predators on southern agriculture. - U.S. Department of Agriculture, Denver Wildlife Research Center, U.S. Department of Agriculture, Cooperative Extension Service, Southern Regional Aquaculture Center. Publication No. 400. 8pp.
- Svåsand, T., Boxaspen, K.K., Karlsen, Ø., Kvamme, B.O., Stien, L.H. & Taranger, G.L. 2015. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. - Fisken og havet, særnummer 2-2015. 171 s.
- Sæther B.S., Uglem I. & Karlsen Ø. 2013. Interaksjoner mellom havbruk og ville organismer – en kunnskapsoppsummering. - Prosjektrapport Pro-CoEx (FHF prosj. 900772), 72 s.
- Taranger, G.S., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. 2014 (red.). Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013. - Fisken og havet, særnummer 2-2014. 154 s.
- Thayer, J.A., Sydeman, W.J, Fairman, N.P. & Allen, S.G. 1999. Attendance and effects of disturbance on coastal common murre colonies at Point Reyes, California. - *Waterbirds* 22: 130-139.
- Varenes, É., Hanssen, S.A., Bonardelli, J. & Guillemette, M. 2013. Sea duck predation in mussel farms: the best nets for excluding common eiders safely and efficiently. - *Aquacult Environ Interact* 4: 31–39.
- Velando, A. & Munilla, I. 2011. Disturbance to a foraging seabird by sea-based tourism: Implications for reserve management in marine protected areas. – *Biol. Conserv.* 144: 1167-1174.
- Watson-Capps, J.J. & Mann, J. 2005. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. - *Biological Conservation* 124: 519–526.
- Whittaker, D. & Knight, R.L. 1998. Understanding wildlife responses to humans. - *Wildlife Society Bulletin*: 26: 312-317.
- Zimmer, C., Boos, M., Petit, O. & Robin, J. P. 2010. Body mass variations in disturbed mallards *Anas platyrhynchos* fit to the mass-dependent starvation-predation risk trade-off. - *Journal of Avian Biology* 41: 637-644.
- Zydalis, N., Esler, D., Kirk, M. & Boyd, S. 2009. Effects of off-bottom shellfish aquaculture on winter habitat use by molluscivorous sea ducks. - *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 19: 34–42.
- Øian, H., Andersen, O., Follestad, A., Hagen, D., Eide, N.E. & Kaltenborn, B. 2015. Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur. En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur - NINA Rapport 1182, 75 s.
- Åhlund M. & Götmark F. 1989. Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. - *Biological Conservation* 48: 115-127.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2828-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 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