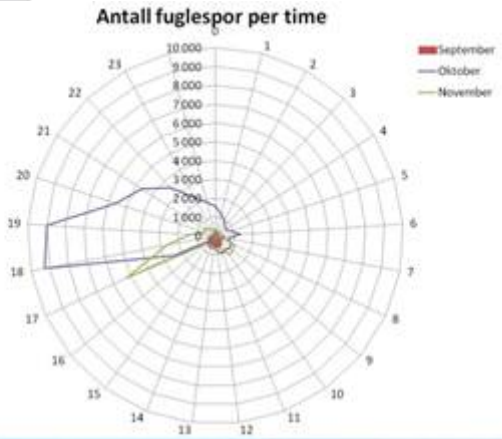
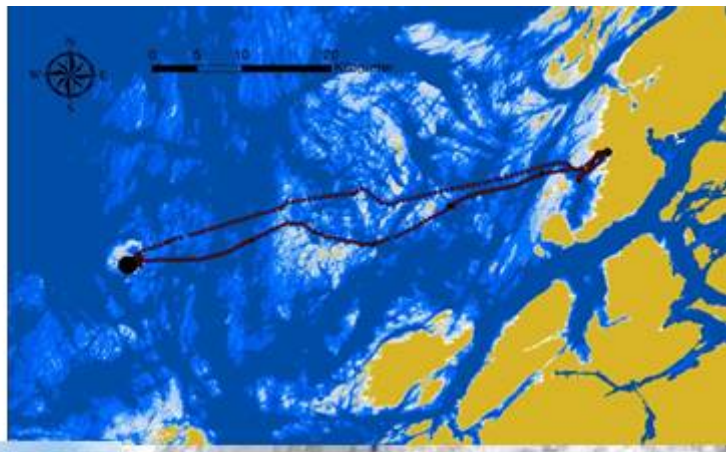
www.nina.no

825 NINA Rapport

Fagrapport til strategisk konsekvensutredning av fornybar energiproduksjon til havs - sjøfugl

Svein-Håkon Lorentsen (red.), Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Magdalene Langset, Roel May, Espen Lie Dahl og Øyvind Hamre









NINA
Norsk institutt for naturforskning

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

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.

Fagrapport til strategisk konsekvensutredning av fornybar energiproduksjon til havs - sjøfugl

Svein-Håkon Lorentsen (red.), Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Magdalene Langset, Roel May, Espen Lie Dahl og Øyvind Hamre

Norsk institutt for naturforskning

Lorentsen, S.-H. (red.), Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Langset, M., May, R., Dahl, E. L. & Hamre, Ø. 2012. Fagrapport til strategisk konsekvensutredning av fornybar energiproduksjon til havs - sjøfugl. - NINA Rapport 825. 175 s.

Trondheim, mars 2012

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2420-8

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Svein-Håkon Lorentsen

KVALITETSSIKRET AV
Kjetil Bevanger

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Nils Henrik Johnson

FORSIDEBILDE
Collage av bilder og figurer fra rapporten og feltarbeidet. Bildet av radar © Øyvind Hamre

NØKKELORD
Vindenergi, vindkraftverk, offshore, effekter, sjøfugl, sårbarhet, konsekvenser

KEY WORDS
Windpower, windmills, offshore, effects, seabirds, vulnerability, environmental impact assessment

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø
Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Lorentsen, S.-H. (red.), Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Langset, M., May, R., Dahl, E. L. & Hamre, Ø. 2012. Fagrapport til strategisk konsekvensutredning av fornybar energiproduksjon til havs - sjøfugl. - NINA Rapport 825. 175 s.

Denne rapporten er utarbeidet som en del av en strategisk konsekvensanalyse som belyser både tekniske og miljømessige forhold ved eventuell etablering av offshore vindkraftverk i Norge. Grunnlaget for denne strategiske konsekvensutredningen ble lagt ved Stortingsmelding nr. 34 (2006-2007) om Norsk klimapolitikk, som konkluderte med at det skulle lages en nasjonal strategi for elektrisitetsproduksjon fra havbasert vindkraft og andre marine fornybare energikilder. Med utgangspunkt i denne ble Ot. Prp. Nr. 107 (2008-2009) forfattet og det ble der konkludert med at aktuelle områder for havbasert vindkraft skulle utredes. Som en oppfølging ble det satt ned en direktoratsgruppe ledet av Norges vassdrags- og energidirektorat og med representanter fra Direktoratet for naturforvaltning, Fiskeridirektoratet, Kystverket og Oljedirektoratet. I sin utredning om havbasert vindkraft la direktoratsgruppen vekt på tekniske, miljømessige og arealmessige forhold, og rapporterte sine konklusjoner i den såkalte "Havvind-rapporten" (Bartnes m.fl. 2010). Her ble det foreslått å gjennomføre strategiske konsekvensutredninger for flere områder langs norskekysten innenfor norsk territorialgrense. De bunnfaste installasjonene som ble foreslått i rapporten fra direktoratsgruppen er de som omhandles i foreliggende rapport som behandler potensiale konflikter mellom offshore vindkraftverk og sjøfugl. I rapporten evalueres eventuelle konsekvenser ved etablering av bunnfaste anlegg for produksjon av fornybar energi innenfor 11 geografiske områder langs norskekysten; Sørlige Nordsjø I og II sørvest for Egersund, Frøyagrunnene og Olderveggen i Sogn og Fjordane, Nordøyan–Ytre Vikna i Nord-Trøndelag, Trænfjorden–Selvær, Gimsøy nord og Nordmela i Nordland, Auvær og Vannøya nordøst i Troms og Sandskallen-Sørøya Nord i Finnmark.

Innledningsvis i rapporten finnes en generell omtale av kjente, publiserte, effekter av vind-, bølge- og tidevannskraftverk på sjøfugl. Deretter omtales de aktuelle områdene, med tekniske spesifikasjoner før det beskrives hva som generelt kjennetegner den norske sjøfuglfaunaen; hvilke arter som forekommer og hvordan disse kan klassifiseres i økologiske grupper, bestandsendringer for en del sjøfuglarter, samt en omtale av de norske sjøfuglartene som er oppført på den norske rødlista.

Rapporten beskriver videre forekomsten av hekkende, mytende og overvintrende sjøfugl innenfor hvert av utredningsområdene. Denne oppsummeringen er, for en stor del, basert på allerede eksisterende kunnskap, men for noen områder har vi også innhentet ny kunnskap. I flere av områdene ble det foretatt tellinger av hekkende og mytende sjøfugl i forbindelse med denne konsekvensutredningen. Det er lagt et spesielt fokus på rødlistede arter. Mange sjøfuglarter har en lang aksjonsradius i hekketiden og kan opptre i områder langt fra hekkekoloniene. Med bakgrunn i kjente data på aksjonsradius beskrives hvilke arter som kan forventes å bruke de aktuelle utredningsområdene, men som hekker i kolonier, verneområder og sjøfuglreservater utenfor utredningsområdet. Konsekvensene for enkeltarter (summert over året) og økologiske grupper (fordelt på anleggs-, drifts og avviklingsfasen av et offshore vindkraftverk) vurderes iht. deres forekomst i utredningsområdene.

I forbindelse med dette arbeidet er det gjennomført studier av habitatvalg og flygekorridorer for hekkende toppskarv og lomvi på Sklinna, i nærheten av Nordøyan – Ytre Vikna og for krykkje på Sør-Gjæslingan (Nordøyan – Ytre Vikna) og Anda (Nordmela) vha. GPS-loggere. Kunnskap om hvordan sjøfuglene bruker områdene rundt koloniene til næringssøk er viktig både for å kunne vurdere eventuelle konsekvenser og for å skaffe tilveie kunnskap om eventuelle konflikter. Denne kunnskapen kan være nyttig i vurdering av hvordan eventuelle vindkraftverk kan plasseres mest mulig optimalt for å unngå eller redusere konflikter med sjøfugl. Resultatene fra denne studien viste at toppskarv fra Sklinna (Norges største hekkekoloni) sannsynligvis ikke vil komme i konflikt med en eventuell utbygging i Nordøyan – Ytre Vikna.

Krykkjer fra både Anda og Sør-Gjæslingan brukte, til en viss grad, områdene ved Nordøyan – Ytre Vikna og Nordmela og det antas at eventuelle konsekvenser for krykkje vil være middels (på en tredelt skala fra lav til stor). Datagrunnlaget for lomvi var for dårlig til å kunne vurdere eventuelle konflikter. Det må understrekes at pga. forventede årlige variasjoner i bruken av beiteområder bør studiet repeteres. Det bør også gjøres tilsvarende studier før et eventuelt vedtak om utbygging. Dette vil gjelde for alle områdene, også de som ble undersøkt i 2011.

I forbindelse med denne strategiske konsekvensvurderingen ble det også gjennomført en studie der man brukte radar for å kartlegge fugletrekk ved utredningsområdene Frøyagrunnene og Olderveggen i Sogn og Fjordane i perioden september-november 2011. Radarovervåkingen, sammen med bakkeverifisering av fugletrekkbevegelser, gav et godt inntrykk av når og hvor høsttrekket av fugl kan forventes å opptre. Basert på denne kunnskapen, samt eksisterende kunnskap om trekkbevegelser av fugl langs norskekysten, ble de forventede konsekvensene for alle utredningsområdene utredet. I tillegg ble forventede konsekvenser beregnet fra teoretiske modeller, basert på anleggenes (her utredningsområdenes) størrelse og utforming, geografisk orientering, samt avstand fra kyst.

Til slutt i rapporten gis en samlet konsekvensvurdering for alle områdene. Denne vurderingen er basert på den sesongmessige forekomsten av sjøfugl i de enkelte utredningsområdene, artenes rødlistestatus, forekomsten av sjøfugl fra andre kolonier (innenfor aksjonsradiusen) i utredningsområdene, utvalgte arters områdebruk kartlagt vha. GPS-loggere, kunnskap om trekkbevegelser langs Norskekysten, samt teoretiske vurderinger av utredningsområdenes utforming og avstand fra kyst og konsekvenser ved eventuelle oljeutslipp fra tilknyttet skipstrafikk. For fire av utredningsområdene (Sørlig Nordsjø I og II, Frøyagrunnene og Sandskallen-Sørøya Nord) er de forventede konsekvensene lave, mens konsekvensene er middels for de resterende områdene (Olderveggen, Nordøyan – Ytre Vikna, Trænfjorden – Selvær, Gimsøy nord, Nordmela, Auvær og Vannøya nordøst). Det må her understrekes at selv om gjennomsnittsverdiene er like for mange utredningsområder er det tre områder som peker seg ut mht. eventuelle store negative konsekvenser. Dette gjelder Olderveggen mht. oljeutslipp, Nordøyan – Ytre Vikna der eventuelle konsekvenser forventes å være store i etablerings- og avviklingsfasen og mht. oljeutslipp, Trænfjorden – Selvær der eventuelle konsekvenser forventes å være store i trekktidene vår og høst, og der et eventuelt anlegg vil kunne ha stor barriereeffekt, samt Gimsøy nord som forventes å ha store konsekvenser i etablerings-, drifts- og avviklingsfasene av et eventuelt offshore vindkraftverk.

Svein-Håkon Lorentsen (shl@nina.no), Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Magdalene Langset, Roel May, Espen Lie Dahl, Øyvind Hamre; NINA, Pb 5685, 7485 Sluppen.

Abstract

Lorentsen, S.-H. (red.), Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Langset, M., May, R., Dahl, E. L. & Hamre, Ø. 2012. Strategic impact assessment of offshore windpower in Norway - impacts on seabirds. - NINA Report 825. 175 pp.

This report is part of a strategic environmental impact assessment of technical and environmental aspects related to possible establishment of offshore wind power plants in Norwegian waters. The basis of this evaluation was the parliamentary resolution (Stortingsmelding nr. 34 (2006-2007)) on the Norwegian climate policy, where it was concluded that a national strategy for production of electricity from offshore wind power plants and other marine renewable resources should be developed. Following this, a new parliamentary resolution (Ot. Prp. Nr 107 (2008-2009)) concluded that possible areas for the development of offshore wind power plants should be elucidated. To do this a group of people from the Norwegian Water Resources and Energy Directorate (in lead of the group), the Directorate for Nature Management, the Directorate of Fisheries, the Norwegian Coastal Administration and the Norwegian Petroleum Directorate was established. In their report this group concluded that a number of possible sites for offshore wind power plants should be evaluated. The following report threats possible conflicts between seabirds and wind power plants at eleven suggested sites for bottom fixed structures along the Norwegian coast; Sørlige Nordsjø I and II southeast of Egersund, Frøyagrunnene and Olderveggen in Sogn and Fjordane county, Nordøyan–Ytre Vikna in Nord-Trøndelag county, Trænfjorden–Selvær, Gimsøy north and Nordmela in Nordland county, Auvær and Vannøya northeast in Troms county, and Sandskallen-Sørøya Nord in Finnmark county.

Introductorily in the current report a review of known effects of wind power plants, and wave- and tidal power plants on seabirds is given. Following this, the suggested sites for possible establishment of wind power plants are described, with their technical specifications. The seabird fauna along the Norwegian coast and their population trends and red-list status are also described.

The present report gives a description of the occurrence and abundance of breeding, moulting and wintering seabirds in the suggested sites. This description is mainly based on existing knowledge, but for some of the sites breeding and moulting seabirds were censused in 2011. Red-listed species was the main focus. In the breeding season, many seabird species can fly far (> 100 km) to find food for their chicks and, thus, birds from colonies quite far from the suggested sites can find their food within these sites. The possible occurrences of birds from colonies outside the suggested sites are evaluated. Possible consequences for seabird species, and ecological groups of seabird species are given for the different phases of establishing a wind power plant (establishment, operation and dismantling).

In connection with the strategic environmental impact assessment, studies of habitat choice of breeding European shag (*Phalacrocorax aristotelis*), and common guillemot (*Uria aalge*) at Sklinna, close to the Nordøyan – Ytre Vikna, and black-legged kittiwake (*Rissa tridactyla*) at Sør-Gjæslingan, close to Nordøyan – Ytre Vikna, and Anda, close to Nordmela, were conducted using GPS-loggers. In order to evaluate possible conflicts between seabirds and offshore wind power plants it is essential to know how seabirds use the areas around their colonies for food searching. Such knowledge also might advise on the most optimal placing of power plants in order to reduce possible conflicts with seabirds. The results from this study showed that the probability for conflict between European shags breeding at Sklinna will be small. Black-legged kittiwakes from both study colonies used the closest sites suggested for offshore wind power plants, and it is suggested that the possible conflicts, on a scale from low to high, will be intermediate. The results from the study on common guillemots were too limited to base a conclusion on. Due to expected annual variation in foraging areas, this study should be repeated before decisions on possible establishment on wind power plants are being made.

In connection with the strategic environmental impact assessment a study using radar to track bird migration at the proposed sites Frøyagrunnene and Olderveggen was performed. The radar surveillance, combined with ground truthing, gave a very good view of when and where birds could be expected to migrate through the area. This knowledge, combined with a general knowledge of bird migration along the Norwegian coast, expected consequences were given for all sites proposed for offshore wind power. In addition, based on general and theoretic models, estimated consequences from the proposed sites' size and shape, their orientation along the coast, and their distance from the coast, are given.

At the end of the report summed consequences for all sites are given based on the seasonal occurrence and abundance of seabirds in the proposed sites, their red-list status, the occurrence of birds from nearby colonies, the area-use of selected species, and the migration of birds along the coast and the expected barrier effects of the sites. The consequences for seabirds by the establishment of offshore wind power plants within the sites are expected to be low for four of the sites (Sørlig Nordsjø I og II, Frøyagrunnene, and Sandskallen-Sørøya Nord), and medium for the remaining sites (Olderveggen, Nordøyan – Ytre Vikna, Trænfjorden – Selvær, Gimsøy nord, Nordmela, Auvær og Vannøya nordøst). However for four of the sites the consequences are expected to be high for some of the themes evaluated. For Olderveggen the consequences are expected to be high if an oil-spill from ships occurre during construction and removal. For Nordøyan – Ytre Vikna the expected consequences are expected to be high for resident birds in the area and from possible oil spills from ships during construction and removal. For Trænfjorden – Selvær the consequences for migrating birds are expected to be high, and for Gimsøy north the consequences are expected to be high for resident birds.

Svein-Håkon Lorentsen (shl@nina.no), Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Magdalene Langset, Roel May, Espen Lie Dahl, Øyvind Hamre; NINA, Pb 5685, 7485 Sluppen.

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Innhold **7**

Forord **10**

1 Innledning **11**
1.1 Bakgrunn 11
1.2 Effekter av vindkraft på sjøfugl 12
1.2.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftverk 14
1.2.2 Endring og tap av habitat 15
1.2.3 Forstyrrelser 16
1.2.4 Barriereeffekter 16
1.3 Vurdering av konfliktpotensial mellom fugl og vindkraftverk 18
1.3.1 Hekkeområder 18
1.3.2 Myteområder og svømmetrekk 19
1.3.3 Trekkruter og rasteplasser 20
1.3.4 Utbredelse utenom hekkesesongen 21
1.4 Vurdering av konfliktpotensial mellom fugl og bølge- og tidevannskraftverk 21
1.4.1 Dødelighet som følge av kollisjon 22
1.4.2 Endring og tap av habitat, samt forstyrrelse 23
1.4.3 Barriereeffekter 24

2 Materiale og metoder, hoveddel **25**
2.1 Områdebeskrivelser for utredningsområdene 25
2.1.1 Sørlige Nordsjø I og sørlige Nordsjø II 26
2.1.2 Frøyagrunnene og Olderveggen 27
2.1.3 Nordøyan – Ytre Vikna 27
2.1.4 Trænfjorden – Selvær 28
2.1.5 Gimsøy Nord 29
2.1.6 Nordmela 30
2.1.7 Auvær 30
2.1.8 Vannøya nordøst 31
2.1.9 Sandskallen – Sørøya Nord 32
2.2 Sjøfugløkologi og artsmessig avgrensning 33
2.2.1 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter 38
2.2.2 Rødlistede arter 43
2.3 Fra sårbarhet til konsekvens 44
2.3.1 Vurdering av sårbarhet 44
2.3.2 Vurdering av konsekvens, metode I 45
2.3.3 Vurdering av konsekvens, metode II 46
2.3.4 Endelig vurdering av konsekvens, usikkerhet og kunnskapsgrunnlag 47
2.4 Teknisk avgrensning 48

3 Forekomst av sjøfugl i de utvalgte områdene **49**
3.1 Innledning/bakgrunn 49
3.2 Materiale og metoder 49
3.2.1 Kystnære tellinger av sjøfugl 49
3.2.2 Tellinger av sjøfugl i åpent hav 51
3.3 Resultater 51
3.3.1 Aksjonsradius fra hekkekolonier for rødlistede sjøfuglarter 51

3.3.2 Sørlige Nordsjø I og II 53
3.3.2.1 Sommer 53
3.3.2.2 Høst og vinter 53
3.3.3 Frøyagrunnene og Olderveggen 54
3.3.3.1 Hekking 54
3.3.3.2 Myting 57
3.3.3.3 Vinter 57
3.3.3.4 Nærhet til verneområder 59
3.3.4 Nordøyan – Ytre Vikna 60
3.3.4.1 Hekking 60
3.3.4.2 Myting 63
3.3.4.3 Vinter 63
3.3.4.4 Nærhet til verneområder 64
3.3.5 Trænfjorden – Selvær 66
3.3.5.1 Hekking 66
3.3.5.2 Myting 68
3.3.5.3 Vinter 68
3.3.5.4 Nærhet til verneområder 70
3.3.6 Gimsøy Nord 71
3.3.6.1 Hekking 71
3.3.6.2 Myting 72
3.3.6.3 Vinter 73
3.3.6.4 Nærhet til verneområder 74
3.3.7 Nordmela 75
3.3.7.1 Hekking 75
3.3.7.2 Myting 77
3.3.7.3 Vinter 78
3.3.7.4 Nærhet til verneområder 79
3.3.8 Auvær 80
3.3.8.1 Hekking 80
3.3.8.2 Myting 81
3.3.8.3 Vinter 82
3.3.8.4 Nærhet til verneområder 83
3.3.9 Vannøya nordøst 84
3.3.9.1 Hekking 84
3.3.9.2 Myting 86
3.3.9.3 Vinter 86
3.3.9.4 Nærhet til verneområder 87
3.3.10 Sandskallen – Sørøya Nord 88
3.4 Vurdering av konsekvenser 92
3.4.1 Sørlige Nordsjø I og II 92
3.4.2 Frøyagrunnene og Olderveggen 93
3.4.3 Nordøyan – Ytre Vikna 95
3.4.4 Trænfjorden – Selvær 96
3.4.5 Gimsøy nord 97
3.4.6 Nordmela 99
3.4.7 Auvær 100
3.4.8 Vannøya nordøst 102

4 Habitatbruk i utvalgte områder, kartlagt vha. GPS- loggere 105
4.1 Innledning/bakgrunn 105
4.2 Metodikk 105
4.3 Resultater 106
4.3.1 Habitatbruk og flygekorridorer hos lomvi fra Sklinna 107
4.3.2 Habitatbruk og flygekorridorer hos toppskarv fra Sklinna 107
4.3.3 Habitatbruk og flygekorridorer hos krykkje fra Sør-Gjæslingan 109

4.3.4 Habitatbruk og flygekorridorer hos krykkje fra Anda 111
4.4 Diskusjon 113
4.4.1 Identifisering av konflikt med sjøfugl i utredningsområdene Nordøyan - Ytre Vikna og Nordmela 113
4.4.2 Resultatenes representativitet 115
4.4.3 Brukbarhet av GPS-loggere til identifisering av sårbare områder 115

5 Radarstudier av fugletrekk ved Frøyagrunnene og Olderveggen 117
5.1 Innledning 117
5.2 Metodikk 119
5.2.1 Utplassering og drift 119
5.2.2 Databearbeiding og analyser 121
5.2.2.1 Værdata 121
5.2.2.2 Vertikale radardata 122
5.2.2.3 Horisontale radardata 123
5.3 Resultater 123
5.3.1 Værforhold 123
5.3.2 Bakkeverifisering 125
5.3.3 Vertikalradar: fugleaktivitet i høyde og rekkevidde 128
5.3.4 Horisontalradar: fugleaktivitet i tre geografiske soner 133
5.4 Diskusjon – generelle bemerkninger og begrensninger 135
5.5 Vurdering av mulige konsekvenser 137
5.5.1 Påvisbare (direkte) konsekvenser (kriterium 1) 137
5.5.2 Skader på viktige habitater (kriterium 2) 140

6 Sjøfuglforekomster, effekter, områdebruk og prioritering av områder 142
6.1 Forholdet til andre utredninger 142
6.2 Vurdering av konsekvenser, prioritering av områder 144
6.2.1 Forekomst av rødlistearter 144
6.2.2 Konsekvenser av oljeutslipp fra tilknyttet skipstrafikk 145
6.2.3 Summert vurdering av konsekvens 146
6.3 Oppfølgende studier 148
6.3.1 Generelle kunnskapsbehov 148
6.3.2 Områdespesifikke kunnskapsbehov 150
6.4 Avsluttende kommentarer 150

7 Referanser 151

8 Vedlegg 160
Vedlegg 1. Effekter av offshore vindkraftverk på sjøfugl 160
Vedlegg 2. Beregning av sensitivitet 163
Vedlegg 3. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø sommer 167
Vedlegg 4. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø høst 168
Vedlegg 5. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø vinter 169
Vedlegg 6. Forekomst av sjøfugl i Frøyagrunnene og Olderveggen vinter 170
Vedlegg 7. Forekomst av sjøfugl i Nordøyan – Ytre Vikna vinter 171
Vedlegg 8. Forekomst av sjøfugl i Trænfjorden-Selvær vinter 172
Vedlegg 9. Forekomst av sjøfugl i høstperioden i Sandskallen – Sørøya Nord 173
Vedlegg 10. Forekomst av sjøfugl i vinterperioden i Sandskallen – Sørøya Nord 174
Vedlegg 11. Artsvise konsekvenstabeller for enkeltområder 175

Forord

Med økende fokus på klimaendringer og negative konsekvenser av bruk av fossilt brennstoff er det naturlig at produksjon av fornybar energi blir stadig viktigere. Fornybar energi blir ofte likestilt med miljøvennlig energi, men det er viktig å være klar over at produksjon av fornybar energi også kan ha negative effekter på miljøet. For å sikre at produksjon av fornybar energi skal være miljøvennlig, i ordets rette betydning, er det ekstra viktig med god og relevant kunnskap om eventuelle negative miljøeffekter av slik energiproduksjon. I denne rapporten setter vi fokus på effekter produksjon av fornybar energi i offshore vindkraftanlegg kan ha på sjøfugl, og evaluerer eventuelle konsekvenser ved etablering av slike anlegg innenfor 10 geografiske områder langs norskekysten gjennom en strategisk konsekvensutredning.

De områdene som er valgt for eventuell etablering av bunnfaste installasjoner er nøye vurdert av en direktoratsgruppe ledet av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og med representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Fiskeridirektoratet, Kystverket og Oljedirektoratet. NVE har finansiert utredningen, og vi vil spesielt takke Nils Henrik Johnson for god og positiv oppfølging gjennom hele prosessen.

Arbeid med sjøfugl betinger av og til besøk i hekkekoloniene for datainnsamling. Mange av disse er vernet og det er viktig for oss å understreke at all ferdsel i koloniene har vært godkjent av de respektive fylkesmennene og DN. Instrumentering av fuglene som beskrevet i **kap. 4** var godkjent av Forsøksdyrutvalget. Oppbyggingen av rapporten er beskrevet i **kap. 1.1**.

Medforfatterne av rapporten har hatt hovedansvar for følgende deler av arbeidet:

- Innledende kapittel: Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad og Svein-Håkon Lorentsen
- Materiale og metoder: Svein-Håkon Lorentsen og Signe Christensen-Dalsgaard
- Forekomst av sjøfugl i de utvalgte områdene: Arne Follestad, Magdalene Langset og Svein-Håkon Lorentsen
- Habitatbruk i utvalgte områder, kartlegging vha. GPS-loggere: Signe Christensen-Dalsgaard og Svein-Håkon Lorentsen
- Radarstudier av fugletrekk i Sogn & Fjordane: Roel May og Øyvind Hamre
- Kartuttegning: Espen Lie Dahl

Svein-Håkon Lorentsen har vært prosjektleder, og har redigert sammen bidragene fra de forskjellige forfatterne.

Trondheim, mars 2012

Svein-Håkon Lorentsen, Signe Christensen-Dalsgaard, Arne Follestad, Magdalene Langset, Roel May, Espen Lie Dahl og Øyvind Hamre

1 Innledning

Signe Christensen-Dalsgaard og Svein-Håkon Lorentsen

1.1 Bakgrunn

Klimaet er i endring (IPCC 2007) og fokus på å redusere bruken av fossilt brensel til fordel for mer energiproduksjon fra fornybare kilder er økende. For å øke produksjonen av fornybar energi er det innført såkalte "grønne sertifikater". Produsentene av fornybar energi får et antall grønne sertifikater tilsvarende den kraften de produserer. Ettersom alle kraftprodusenter er pålagt å levere en viss mengde "grønn kraft" kjøper de "grønne sertifikater". Dette gjør at produsenter av fornybar kraft får en ekstra inntekt i tillegg til salget av elektrisk strøm. På denne måten blir det mer lønnsomt å produsere fornybar energi, og det er derfor økt fokus på utbygging av kraftverk for slike energiformer.

Produksjon av fornybar energi blir ofte likestilt med produksjon av miljøvennlig energi. Produksjonen av fornybar energi kan imidlertid også ha negative miljøeffekter. I en prosess der fornybare energiformer utvikles er det viktig å bli klar over dette så tidlig som mulig. Rapporten setter fokus på eventuelle effekter av produksjon av fornybar energi på sjøfugl, og evaluerer eventuelle konsekvenser ved etablering av anlegg for produksjon av fornybar energi innenfor 10 geografiske områder langs norskekysten gjennom en strategisk konsekvensutredning. Hovedfokus er eventuelle effekter av offshore vindkraft, produsert av bunnfaste installasjoner, på sjøfugl, men vi vurder også eventuelle effekter av andre produksjonsmetoder for fornybar energi, hovedsakelig bølge- og tidevannsbasert kraftproduksjon.

Bakgrunnen for denne strategiske konsekvensutredningen er at det, med utgangspunkt i Ot. Prp. Nr 107 (2008-2009), ble konkludert med at aktuelle områder for havbasert vindkraft skulle utredes. Som en oppfølging ble det satt ned en direktoratsgruppe ledet av Norges vassdrags- og energidirektorat og med representanter fra Direktoratet for naturforvaltning, Fiskeridirektoratet, Kystverket og Oljedirektoratet. I sin utredning om havbasert vindkraft la direktoratsgruppen vekt på tekniske, miljømessige og arealmessige forhold, og rapporterte sine konklusjoner i Bartnes m.fl. (2010). Her ble det foreslått å gjennomføre strategiske konsekvensutredninger for flere områder langs norskekysten innenfor norsk territorialgrense. De bunnfaste installasjonene som ble foreslått i rapporten fra direktoratsgruppen er de som omhandles i foreliggende rapport.

Rapporten omtaler først kjente effekter av vind-, bølge- og tidevannskraftverk på sjøfugl (**kap. 1**). Deretter omtales de aktuelle områdene, med tekniske spesifikasjoner før det beskrives hva som generelt kjennetegner den norske sjøfuglfaunaen (arter, økologiske grupper, bestandsendringer og rødlistestatus) (**kap. 2**). Kapitlet avsluttes med en vurdering av eventuelle konsekvenser av spesielt vindkraftverk på sjøfugl. I **kap. 3** beskrives forekomsten av hekkende, mytende og overvintrende sjøfugl innenfor hvert av utredningsområdene. Det er et spesielt fokus på rødlistede arter, og forekomsten av disse beskrives spesielt. Mange sjøfuglarter har en lang aksjonsradius i hekketiden og kan opptre i områder langt fra hekkekoloniene. Med bakgrunn i kjente data på aksjonsradius beskrives hvilke arter som kan forventes å bruke de aktuelle utredningsområdene, men som hekker i kolonier, verneområder og sjøfuglreservater utenfor utredningsområdet. Til slutt i dette kapitlet vurderes de artsspesifikke konsekvensene for sjøfugl ved utplassering av vindkraftverk i de enkelte utredningsområdene. I **kap. 4** beskrives en studie der vi har undersøkt habitatvalg og flygekorridorer for hekkende toppskarv, krykkje og lomvi vha. GPS-loggere. Slike undersøkelser er svært nyttige for å få detaljert kunnskap om hvordan sjøfuglene bruker områdene rundt koloniene til næringssøk, og er viktig både for å kunne vurdere eventuelle konsekvenser og for å skaffe tilveie kunnskap som kan hjelpe til å plassere eventuelle vindkraftverk mest mulig optimalt for å unngå eller redusere konflikter med sjøfugl. I **kap. 5** beskrives resultatene fra en studie der vi bruker radar for å kartlegge fugletrekk. Fugleradaren var utplassert ved

utredningsområdene Frøyagrunnene og Olderveggen i Sogn og Fjordane i perioden september-november 2011. Rapporten (**kap. 6**) avsluttes med en samlet konsekvensvurdering for alle områdene med målsetting å prioritere mellom områdene som gjør at de minst konfliktfylte kan utredes for utbygging først.

1.2 Effekter av vindkraft på sjøfugl

Mesteparten av tekstgrunnlaget i **kap. 1.2 og 1.3** er hentet fra Christensen-Dalsgaard m.fl.. (2011), med noen endringer og suppleringer.

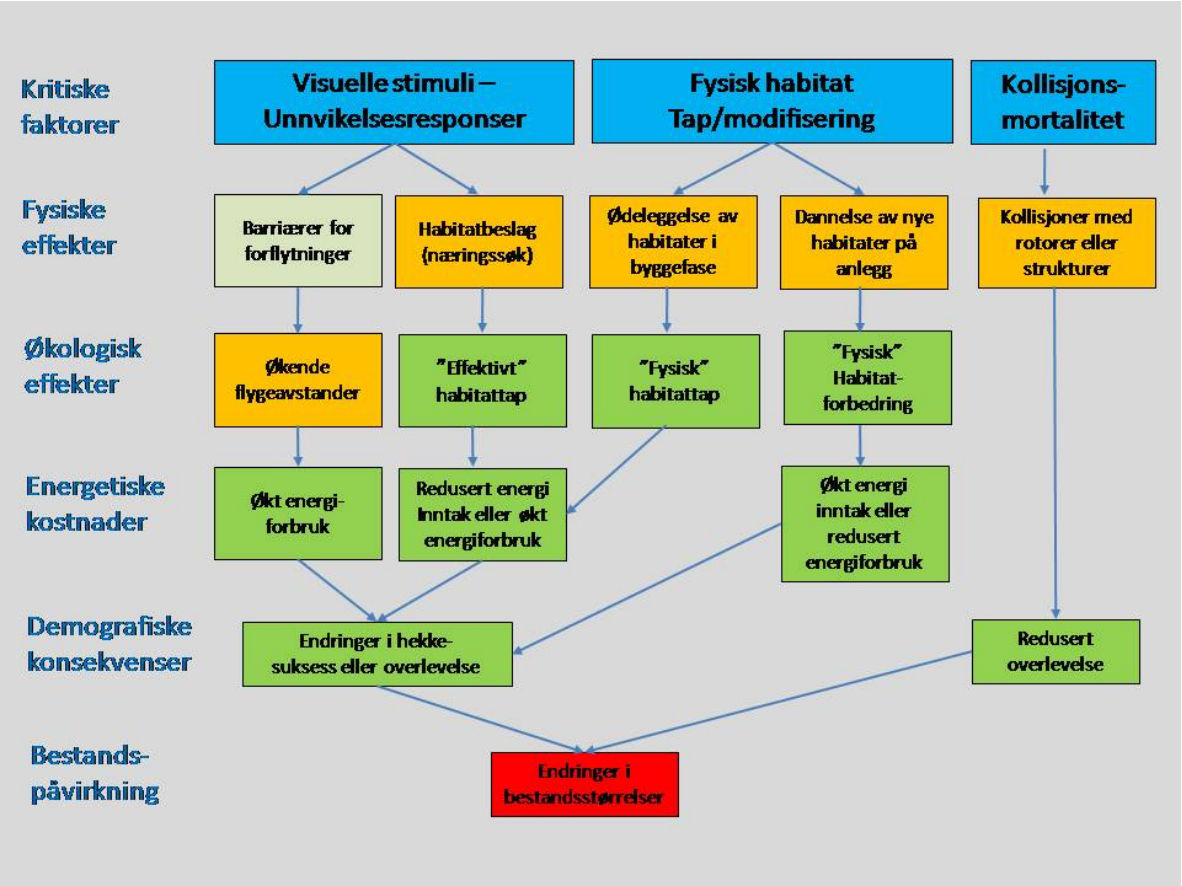
De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på havet hvor de henter all sin næring. Andre arter er derimot avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Tilknytningen til marine områder medfører at utbygging og/eller utnyttelse av marine områder f.eks. til vindkraftverk vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. Grad av påvirkning vil avhenge av f.eks. fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004).

Ettersom vindkraftverk er et relativt nytt element i europeiske havområder, er det foreløpig få etterundersøkelser som er gjennomført for å studere kortsiktige og langsiktige. Mye av dagens kunnskap og erfaringer med offshore vindkraftverks innvirkning på det marine miljø, deriblant fugl, er summert av Petersen m.fl. (2006) og Morkel m.fl. (2007). I Norge er det kun utført etterundersøkelser for å avdekke miljøkonsekvenser av vindkraftverk på Smøla (se f.eks. Bevanger m.fl. 2011). I andre land er dette gjort for flere vindkraftverk, særlig i Danmark, Nederland, Storbritannia, Spania, USA (se f.eks. Lucas m.fl. 2007) og Sverige (Nilsson & Green 2011). Disse undersøkelsene har i varierende grad fokusert konflikter ut fra spesifikke problemstillinger knyttet til anleggene.

Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindturbiners virkning på fugl (Drewitt & Langston 2006):

- dødelighet som følger av kollisjoner med vindturbiner (tårn og rotorblad)
- unnvikelse pga. forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra tilknyttet aktivitet
- habitattap, gjennom nedbygging, habitatforringelse og fragmentering
- barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov

I **figur 1.1** er illustrert mulige påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl fra vindkraftverk med forventet effekt på individ- og bestandsnivå.



***Figur 1.1**. Mulige påvirkninger av vindturbiner på fugl, med tilhørende konsekvensmekanismer og forventede effekter på enkeltindivider og på bestandsnivå. (Etter Langston m.fl. 2006)*

Det vil være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller et lite vindkraftverk, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller noen tusen vindturbiner. I tillegg vil konsekvensene avhenge av graden av utbygging. Hvis store områder på kysten bygges ut, eller flere anlegg bygges i forlengelse av hverandre vil det potensielt kunne ha kumulative effekter idet det vil være flere områder fuglene vil passere eller unnvike. Ved en omfattende utbygging av vindkraftverk er det naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugl enn det som er dokumentert til nå for offshore vindkraftverk nær kysten. Med utbygging av flere vindkraftverk, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig å ha fokus på hva som vil være den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert vindkraftverk isolert.

Det er viktig å kjenne fordeling og tetthet av fuglearter og bestander innenfor et område før et vindkraftverk bygges, og hvordan disse bruker området til ulik tid, både for å kunne velge et område med et lite konfliktpotensial for fugl, og for senere å kunne si noe om konsekvensene av vindkraftverk som eventuelt blir bygd. I de følgende avsnittene vil eksisterende kunnskap om mulige konflikter mellom sjøfugl og vindkraftverk bli oppsummert. Denne kunnskapen vil danne rammene for vurderingen av sårbare havområder ved utbygging av vindkraftverk.

Effekter av offshore vindkraftverk på noen sjøfuglarter, og grupper som er relevante for norske forhold, er oppsummert i **Vedlegg 1**.

1.2.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftverk

Direkte dødelighet som følge av kollisjon med vindkraftverk kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes rotorblad eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindkraftverket. Turbulens rundt turbinen kan også forårsake dødelighet ved at fugler som blir fanget i turbulensen mister oppdrift og/eller kastes i bakken. Fra studier på flaggermus er det vist at dødeligheten også oppstår som følge av lungesprengning på grunn av trykkforskjeller i turbulensen rundt turbiner (Baerwald m.fl. 2008). Risikoen for at det vil forekomme kollisjon av fugl i et vindkraftverk avhenger av en rekke faktorer knyttet til de forskjellige artenes representasjon i området, antall, fuglenes bruk av området, deres adferd samt værforhold (Drewitt & Langston 2006). Den største risikoen vil trolig være i områder som brukes av store antall fugler, f.eks. i tilknytning til hekkeplasser, beiteområder, rasteplasser og trekkruter. Fugler med dårlig synsskarphet (Bevanger 1994) og manøvreringsevne har generelt større sannsynlighet for å kollidere med strukturer (Bevanger 1998), og fugler som regelmessig flyr i skumringen og på natta vil muligens ha vanskeligere for å oppdage og unngå vindkraftverkene (Larsen & Clausen 2002).

Ulike studier har dokumentert kollisjoner mellom fugl og landbaserte vindkraftverk i varierende omfang, men disse studiene har vært særlig rettet mot rovfugl (Anderson m.fl. 1999, Thelander & Rugge 2000, Lucas m.fl. 2007). For kystnære vindkraftverk er datagrunnlaget sparsomt. Én studie konkluderer med overveiende liten kollisjonsrisiko for enkelte sjøfuglarter (særlig ærfugl) (Desholm & Kahlert 2005). Ærfuglen er normalt tolerant overfor menneskelig tilstedeværelse og aktivitet i kystsonen, men det mangler kunnskap om en rekke arter som generelt viser en helt annen atferd.

Hvordan fuglene bruker områdene vil være med til å definere hvor stor kollisjonsrisikoen er. Danske undersøkelser har vist at fugler på vandringer mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindkraftverkene (Christensen & Hounisen 2005). Dette øker kollisjonsrisikoen. Det er imidlertid problematisk å gjennomføre studier av f.eks. dødelighet ved offshore vindkraftverk ettersom døde fugler vil havne i sjøen og raskt drive vekk fra området. I Danmark er det foretatt studier ved hjelp av såkalt TADS (Thermal Animal Detection System) i Nysted vindkraftverk, og studiet konkluderte med at TADS i kombinasjon med radarstudier vil gi de beste dataene på kollisjonsrisiko for fugl i offshore vindkraftverk (Desholm 2005).

Vindkraftverkets plassering i forhold til avstand fra kysten kombinert med tid på året vil også påvirke risikoen for kollisjon mellom fugl og anlegget, samt hvilke arter og aldersgrupper av fugl som har størst sannsynlighet for å bli påvirket.

Det er kjent at lyskilder på offshore installasjoner som for eksempel oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler, som ser ut til å benytte lyset for å lokalisere bytte i sjøen (Wiese m.fl. 2001). Lys på vindturbiner vil ikke ha denne effekten, da de er for langt unna sjøen og langt svakere. Det er så langt ikke vist at lys fra vindturbiner påvirker fuglene atferd (Casella Stanger 2002), men styrke, farge og avskjerming er viktige elementer som vil avgjøre hvorvidt varslingslys for lufttrafikk vil kunne trekke til seg trekkfugler under bestemte forhold (f.eks. tåke), og dermed mulig kollisjonsrisiko forbundet med dette (Hüppop et al. 2006, Poot et al. 2008).

1.2.2 Endring og tap av habitat

Kaiser m.fl. (2006) peker på at utbygging av marine vindkraftverk kan påvirke fordeling av fugler gjennom to mekanismer:

- De kan unngå områder med menneskeskapte strukturer og dermed miste tilgang til viktige næringsområder
- Fundamentet til turbiner som er festet på bunnen og aktiviteter knyttet til kabellegging kan endre hydrografiske forhold på en slik måte at det endrer bunnsedimentets egnethet for viktige byttedyrarter (se også Schroeder 2007). Dette kan virke både positivt og negativt i forhold til aktuelle byttedyr for sjøfugl.

I tillegg er det vist at turbulensen fra vindturbinene kan skape lokale "oppstrøms-forhold" under turbinene (Broström 2008). Dette vil i så fall kunne øke produksjonen av mat for sjøfugl, gjøre områder mer attraktive, og således lokke sjøfugl inn i området, og derved økt kollisjonsrisiko.

Det direkte arealtapet for sjøfugl er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt fundamentene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Det indirekte arealtapet kan derimot bli betydelig større ved den habitat-forringelsen som følger av at vindkraftanlegget blir mindre attraktivt pga. det samlede inntrykket installasjonene gir for noen arter, og som gjør at de unngår å fly inn i området (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen m.fl. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt aktuelle i en slik sammenheng, og det foreligger ennå ikke studier som dokumenterer effekter på bestandsnivå. Undersøkelser fra vindkraftanleggene Horns Rev og Nysted i Danmark (Christensen m.fl. 2003, Petersen m.fl. 2006) har vist at trekkende fugler i stor grad unngikk vindkraftanlegg, men at det var artsspesifikke forskjeller. Noen arter, som lommer og havsule, ble aldri sett i flukt mellom vindturbinene, mens andre, som svartand, bare sjelden ble observert. Også lommer på sjøen unngikk helt å bevege seg inn blant vindturbinene, selv om de utenfor anlegget forekom i hele området i samme tetthet som før anlegget ble etablert. Terner og alkefugler ble heller nesten aldri sett inne i anlegget (Petersen m.fl. 2006). Det er fortsatt lite dokumentasjon på hvorvidt fuglene kan venne seg til vindkraftanleggene og om effektene derved blir redusert over tid. Overvåking i vindkraftanlegget ved Horns Rev fire år etter utbygging viste derimot at det var en tendens til at tettheten av svartand i nærheten av vindkraftanlegget økte, mens det for lommer ikke var noen endring i tettheter (Petersen & Fox 2007). En lignende overvåking ved Nysted viste at havellene fortsatt unngikk vindkraftanleggområdet fire år etter konstruksjon (Petersen m.fl. 2008). En litteraturstudie av effekten av vindkraftanlegg på tettheter av fugl fra 2005 konkluderte med at effekten av vindkraftanlegget ble mer tydelig med økende tid etter byggingen av anlegget (Stewart m.fl. 2005). Langvarige etterundersøkelser er derfor nødvendige for å kunne dokumentere den faktiske effekten på sjøfugl.

Et annet forsøk med utplassering av lokkeender for å måle effekten av vindkraftanlegget ved Tunø Knob i Århusbukt (10 - 0,5 MW turbiner), på flygende ærfugler, viste likevel at det kunne ha en effekt. Registreringer viste at 85 % færre ærfugler landet eller gikk inn for landing ved lokkeender plassert 100 m fra vindturbinene enn ved lokkeender som lå henholdsvis 300 og 500 m fra turbinene (Guillemette m.fl. 1998). Dette bekrefter i stor grad at selv et lite vindkraftanlegg kan oppleves som en hindring for sjøfugl, særlig når de er i flukt.

Det kan være vanskelig å vurdere hvorvidt observerte adferds- eller tetthetsendringer hos en sjøfuglart skyldes arealtap som følge av forstyrrelser, eller endringer eller naturlige variasjoner i næringstilgang. En god forståelse av forholdet mellom fordeling av fugl og forekomst av potensielle byttedyr, vil være avgjørende når en skal vurdere en arts respons på habitattap som følge av bygging av et vindkraftverk. For å forstå konsekvensene av dette, kreves også kunnskap om andre forstyrrelsesfaktorer, som skipstrafikk, fiske og fritidsbåter (Kaiser m.fl. 2006). Undersøkelser av vinterbestandene av ærfugl og svartand ved Tunø Knob vindkraftverk før og etter utbygging viste en kraftig nedgang i antall fugl i området anlegget var lokalisert i fra

før det ble bygget og i de to første årene av driftsperioden (Guillemette m.fl. 1998). Disse endringene indikerer en klar effekt av vindkraftverket på ærfugl. Da fordelingen av ærfugl, imidlertid, senere ble sammenholdt med fordelingen av blåskjell (*Mytilus edulis)*, dens viktigste byttedyr, viste fordelingen av ærfugl en klar sammenheng med forekomst av blåskjell. Undersøkelsen kunne således ikke påvise noen entydig effekt av vindturbinene alene på fordelingen av ærfugl og det ble konkludert med at det burde gjennomføres ytterligere undersøkelser (Guillemette m.fl. 1998).

Studier viser at effekten av vindkraftanlegg på sjøfugl varierer mye, og er både arts-, og område-spesifikke. Denne variasjonen kan skyldes faktorer som sesong og forskjeller i døgnrytme, plasseringen av vindkraftanlegget i forhold til viktige sjøfuglhabitater, tilgang på alternative habitater, samt utforming av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006). Resultater fra undersøkelser fra et vindkraftverk i et gitt område har derfor ikke direkte overførselsverdi til andre områder, men må alltid vurderes i relasjon til de lokale naturforholdene.

1.2.3 Forstyrrelser

Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl. Særlig i utbyggingsperioden av et kystnær eller offshore vindkraftverk vil det være stor aktivitet i området med mange båter, kanskje også med helikopter som skal løfte mye av utstyret når det skal monteres. Dette kan skremme fugler vekk fra området, men det antas at denne effekten er temporær. Anleggene vil imidlertid nødvendigvis generere mye skipstrafikk også i driftsfasen. Dersom hver enkelt turbin må sjekkes årlig i forbindelse med vedlikehold, samt 1-2 ekstra besøk årlig for å håndtere tekniske problemer, vil dette føre til mer eller mindre daglig båttrafikk i større offshore vindkraftverk – noe som kan generere mer forstyrrelse for sjøfugl enn vindturbinene i seg selv (Exo m.fl. 2003). Særlig lommer og enkelte marine dykkender (sjøorre og svartand), som vanligvis oppholder seg i kystnære områder, er ekstra vare for forstyrrelser fra båttrafikk og unngår skip på opptil flere kilometers avstand (Exo m.fl. 2003). Konfliktpotensialet knyttet til båttrafikk relatert til vindkraftverk må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i eller nær vindkraftverket, der den samlede forstyrringseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av området.

Både i myte- og overvintringsperioden er mange marine fugler avhengige av grunne områder der de har lett tilgang på mat. Ved forstyrrelse kan de bli ”presset” ut av områdene. I en studie i Danmark ble det for eksempel vist at overvintrende ærfugl unngikk å fly gjennom vindkraftanlegg (Larsen & Guillemette 2007). Også forstyrrelse fra båttrafikk kan føre til redusert habitattilgjengelighet og næringstilgang ved at de presses ut av de foretrukne beiteområdene (f.eks. Merkel m.fl. 2009, Schwemmer m.fl. 2011). For eksempel er det i en studie fra Grønland vist at beiteaktiviteten ble redusert med så mye som 60 % når graden av forstyrrelse var på sitt mest intense (Merkel m.fl. 2009). Fuglenes reaksjon på forstyrrelse er imidlertid avhengig av bl.a. tilgjengelighet av alternative beiteområder og det er vist at hvis fuglene ikke har alternative områder å flykte til, er det ikke sikkert de vil forlate området de er i, selv om de blir forstyrret (Gill m.fl. 2001). Forstyrrelse blir av enkelte forfattere sidestilt med predasjon (Frid & Dill 2002), noe som understreker viktigheten av å ha gode data på tilgjengeligheten av alternative habitater for å kunne evaluere effektene av forstyrrelse.

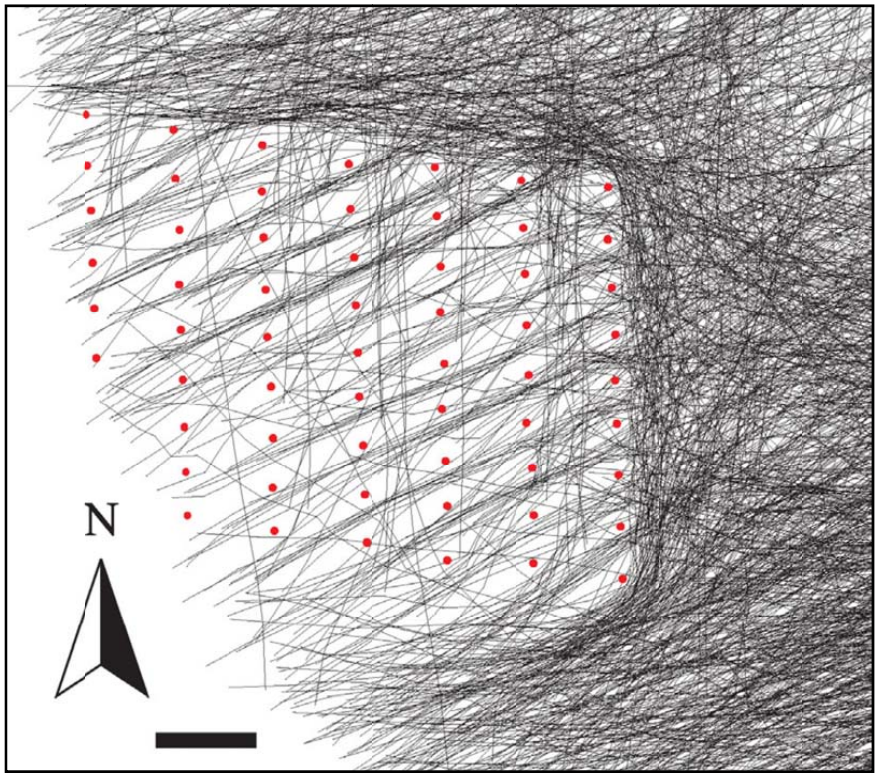
1.2.4 Barriereeffekter

Et vindkraftanlegg kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktretningen fuglene ville valgt dersom anlegget ikke var bygd, og fuglene velger å fly eller svømme utenom, eller ikke passere i det hele tatt (se Fox m.fl. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan forekomme hvis vindkraftanlegget er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra trekkruten for å unngå anlegget (Hüppop m.fl. 2006) eller hvis

det er plassert slik at det ligger mellom næringsområder (beiteområder) og hekkekolonier eller rasteområder (Drewitt & Langston 2006). For langdistansetrekkere vil ikke dette nødvendigvis medføre noen påvirkning utover en liten økning i trekkets lengde (Speakman m.fl. 2009), men der barriereeffekten oppleves daglig over lengre perioder (som mellom nattlige rasteplasser og næringsområder på dagtid, eller mellom næringsområder og hekkekolonier på land), kan effektene bli betydelig (Fox m.fl. 2006, Speakman m.fl. 2009). Fordi sjøfugler har ulike beitestrategier, vil effektene av en barriere i hekkesesongen være artsspesifikk. Ut fra kjent beitestrategi og energiforbruk modellerte Masden m.fl. (2010) hvordan barriereeffekten ville øke energiforbruket til ni ulike sjøfuglarter. Resultatene viste at den ville påvirke rødnebbterne mest, men også toppskarv og storskarv ville, relativt sett, bli mer påvirket enn de andre artene. Konklusjonen var at økt energiforbruk forårsaket av et vindkraftanleggs barriereeffekt isolert ikke vil ha store konsekvenser. Summert med virkningen av andre vindkraftanlegg og/eller andre påvirkningsfaktorer, kan det imidlertid bidra negativt.

Barriereeffekt er vist for trekkende fugler, og ved danske offshore anlegg er dette godt dokumentert både i Nordsjøen og Østersjøen. Ved Horns Rev viste radarstudier at trekkende fugler gjennomgående bøyde av fra 300 m til 2 km før vindkraftverket, og fortsatte trekket utenom anlegget (Christensen & Hounisen 2005). Funnene fra bl.a. Danmark og Sverige viser at flere fuglearter evner å oppdage vindkraftverk på langt hold og fly utenom disse, dels også passere gjennom dem, uten påviselig kollisjonsrisiko.

Flokker av svartand, som var den vanligste arten ved Horns Rev, hadde en tendens til å legge seg på sjøen i en viss avstand fra anlegget. Av 96 flokker som ble fulgt visuelt, landet 76 på sjøen (hvorav 52 mer enn 500 m fra nærmeste vindturbin), mens 20 flokker endret kursen. Ingen av flokkene fløy inn i anlegget. Studiene viste likevel at svartender beveget seg en del gjennom anlegget på vei mellom næringsområder (Christensen & Hounisen 2005). Også ved Nysted vindkraftverk, 11 km sør for Lolland i Østersjøen, har radarundersøkelser vist at trekkende vannfugl endrer trekkretning for å unngå anlegget innenfor en avstand av inntil 3 km på dagtid og inntil 1 km på nattestid (Desholm & Kahlert 2005). Disse radarundersøkelsene gir ingen informasjon om hvorvidt fuglene vinner høyde for å gå over vindturbinene eller ikke, men de få radarsporene av trekkende flokker som går gjennom vindkraftverket viser at fuglene i stor grad flyr i korridorene mellom turbinrekkene (**figur 1.2**) (Christensen & Hounisen 2005, Desholm & Kahlert 2005).



Figur 1.2. *Radarspor av ærfuglflokker med vestlig trekkretning forbi vindkraftverket ved Nysted, Danmark. Posisjonene til turbinene er gitt ved røde prikker. De fleste ærfuglene synes å oppdage vindturbinene på langt hold og styrer utenom hele vindkraftverket, mens noen krysser gjennom det. Målestokk: strek er 1000 m (Kilde: Desholm & Kahlert 2005).*

1.3 Vurdering av konfliktpotensial mellom fugl og vindkraftverk

Konfliktpotensialet mellom vindkraftverk og sjøfugl avhenger av lokalitet og anleggets størrelse. Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed meget varierende sårbarhet. Mange sjøfuglarter i kystnære områder er knyttet til grunne områder med lett tilgang til næring. Dette gjelder spesielt marine dykkender (f.eks. ærfugl, sjøorre og svartand) og teist som beiter på bunntilknyttede organismer, terner som plukker fisk i overflaten og skarver som gjerne er knyttet til tareskogsområder og grunne sandbunnsområder (ned til 30-40 m) der de dykker etter bunntilknyttet fisk. Disse områdene er også de som er mest aktuelle for bunnfaste vindkraftinstallasjoner (Hofstad & Tallhaug 2008) og det bør derfor forventes at det er arealmessige konflikter mellom visse sjøfuglarter og offshore vindkraftverk.

Nedenfor er noen av de viktigste områdefunksjoner for sjøfugl skissert, disse vil også bli behandlet separat i analysen.

1.3.1 Hekkeområder

I hekkesesongen er sjøfugler knyttet til hekkeområdene, gjerne større kolonier, og beiter ved kysten og i havområdene i tilknytning til koloniene. Sjøfuglunger trenger en viss mengde mat hver dag for å vokse tilstrekkelig til at de kan forlate hekkeplassene i en kondisjon som maksimaliserer sannsynligheten for å overleve. De energetiske kostnadene ved flyging og tilgjengeligheten av næring i nærheten av koloniene bestemmer hvor langt voksenfuglene kan (og må) fly for å fore opp ungene. Hvis den foretrukne næringen er langt unna bruker

voksenfuglene mye tid og energi for å hente den, noe som kan føre til redusert ungevekst og hekkesuksess (Houston et al. 1996, Davoren & Montevecchi 2004). Dette betyr med andre ord at de i denne perioden ikke har samme muligheter til å utnytte andre områder, eller flytte på seg ved forstyrrelse uten at det går ut over deres hekkesuksess. Mens de pelagisk dykkende og overflatebeitende artene (jf. **tabell 2.10**) kan fly svært langt etter mat, og benytte seg av havområder over 100 km fra koloniene, har kystnære, overflatebeitende arter en mer begrenset aksjonsradius. Kystbundne, dykkende arter antas å være de som har minst aksjonsradius. Artenes tilhørighet til hekkeplassene i denne perioden gjør at fuglene vil være mer sårbare for konsekvensene av barriereeffekter og endring og tap av egnet habitat hvis vindkraftverk bygges innenfor kolonienes aksjonsradius. Dette antas å være særlig gjeldende for de kystbundne artene, som er avhengige av gode beiteområder i nærheten av koloniene. For pelagisk beitende fugler vil et vindkraftverk plassert mellom kolonien og de viktigste beiteområdene også kunne fungere som en barriere som vil øke voksenfuglenes energiforbruk dersom de velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt. Over tid kan slike effekter bli betydelige (Fox m.fl. 2006). I tillegg bør en være oppmerksom på at enkelte sjøfugler kan fly opp mot 200 km fra kolonien for å finne mat. For norske sjøfugler gjelder dette for eksempel lunder på Røst (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Aarvak 2009) og krykkjer på Hornøya og Sør-Gjæslingan (S. Christensen-Dalsgaard & S.-H. Lorentsen egen obs.). Det er dermed flere store sjøfuglkolonier i Norge som kan bli påvirket også av offshore vindkraftverk dersom disse bygges ut i områder som er viktige for næringssøkende sjøfugler. For de artene som ikke aktivt unngår vindkraftverket, vil sannsynligheten for kollisjon øke med et økt aktivitetsnivå i området. I tillegg vil det være økt flyge aktivitet rundt koloniene, når fuglene flyr til og fra kolonien for å mate ungene. I Zeebrugge, Belgia, er det dokumentert en så høy dødelighet hos terner (dverg-, splitt- og makrellterne) som hekker rett ved siden av et vindkraftverk, at det antas å ha en signifikant negativ effekt for bestandene (Everaert & Stienen 2007).

Det er i dag vanskelig å vurdere konsekvensene av vindturbiner som plasseres like inntil viktige hekkeplasser eller i de havområdene som benyttes til næringssøk gjennom hekkesesongen.

1.3.2 Myteområder og svømmetrekk

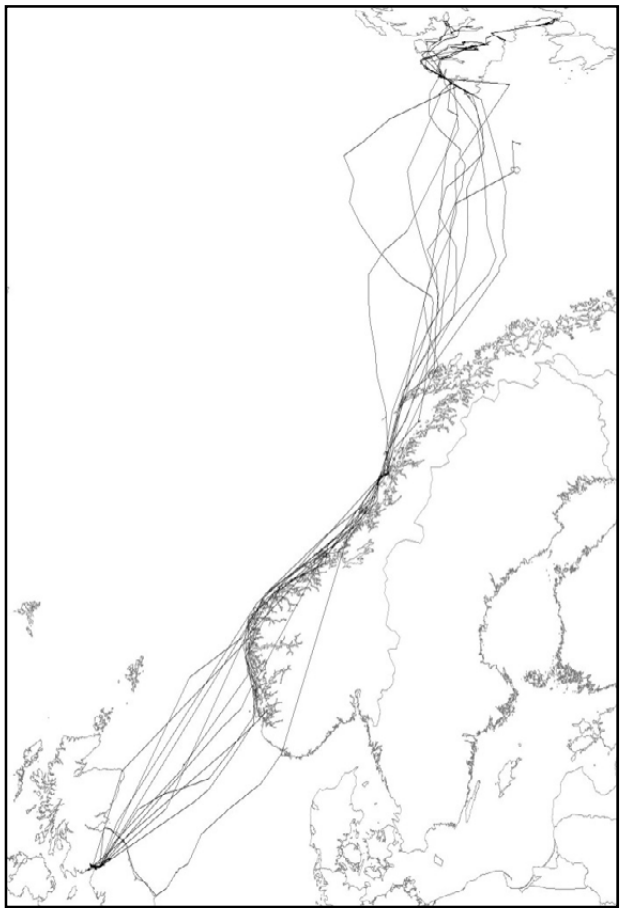
Alle fugler skifter (myter) fjærene regelmessig. Gjess, andefugler og alkefugler skifter vingefjærene årlig ved at alle fjærene felles nesten samtidig, noe som medfører at fuglene i en periode på 3-4 uker ikke er flyvedyktige. Mytetidspunktet varierer noe mellom Sør- og Nord-Norge og mellom arter og kjønn, men stort sett foregår mytingen i tidsrommet august-september for alkefugler, og juni-september for andefugler (Ginn & Melville 1983, Joensen 1974, Wrånes 1982, Stenmark & Wrånes 1984). I myteperioden er kollisjoner med vindkraftverk ikke en aktuell problemstilling siden de ikke kan fly. Derimot er dette en periode hvor fuglene vil være ekstra sårbare for forstyrrelse, forringelse av habitat og habitatbeslag, siden energibehovet for å danne nye fjær er stort, og dykkeferdigheten samtidig er begrenset for de artene som bruker vingene når de dykker.

Noen sjøfuglarter foretar det som kalles svømmetrekk. Ungene hos noen alkefuglarter, f.eks. lomvi og alke, forlater hekkekolonien lenge før de er flygedyktig, og svømmer sammen med en foreldrefugl (hannen) i retning overvintringsområdene. Dersom et vindkraftverk har en barriere-effekt for disse fuglene, kan det føre til store konsekvenser hvis adgangen til områder med gode næringsforhold blokkeres. Det samme kan skje dersom de prøver å svømme rundt og dermed må passere områder med lite tilgjengelig næring.

1.3.3 Trekkruter og rasteplasser

Det er en rekke arter som trekker gjennom norske havområder, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, Sentral-Europa eller Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. Trekkrutene er i grove trekk kjent for flere arter, men selv for de best studerte artene er det en rekke sider ved trekket som er dårlig kjent. Hvitkinngjessene (*Branta leucopsis)* trekker f.eks. i april/mai fra overvintringsområdene i Skottland til hekkeplassene på Svalbard (**figur 1.3**). Underveis kan de stoppe i flere uker på rasteplasser fra Helgelandskysten til Vesterålen. Bruk av satelittsendere har nylig gitt ny kunnskap om hvordan de krysser åpnet hav. Trekket går i en vel 500 km bred front over Nordsjøen, før det følger norskekysten i en vel 30 km bred korridor og så krysser Norskehavet/Barentshavet i en front som er vel 300 km på det bredeste. Dette indikerer at uansett hvor det eventuelt bygges vindkraftverk i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008).

Trekkende fuglers sårbarhet for vindkraftverk er knyttet både til direkte kollisjonsrisiko hvis fuglene flyr gjennom anlegget, økt trekkdistanse hvis flokkene flyr utenom, og til mulige endring eller tap av egnet habitat ved rasteplasser. En del arter stopper i næringsrike områder for å bygge opp sine energireserver før de trekker videre. For arter som unngår å oppholde seg i eller i nærheten av vindkraftverk vil en utbygging i tilknytning til rasteområdene derfor kunne medføre ikke-kompenserbare habitattap. I tillegg vil fuglenes bevegelse i området kunne øke sannsynligheten for kollisjoner.



Figur 1.3*. Trekkruter om våren for hvitkinngjess er et eksempel på det omfattende trekket som kan foregå langs norskekysten og i norske havområder både vår og høst. Kartet viser resultater fra gjess som har fått påsatt radiosendere med GPS-enhet (2 ind. i 2006 og 7 ind. i 2007). Merk at hvis det er lenge mellom to sikre posisjoner, kan det se ut som om noen tar "snarveien" over Sør-Norge, mens det er høyst sannsynlig at de har gått rundt kysten som de andre (upubliserte data fra WWT- Wildfowl and Wetlands Trust).*

For de fleste artene mangler detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom, noe som vil være nødvendige for å gi presise vurderinger av bl.a. kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindkraftverk. Vi vet i dag

generelt lite om hvordan trekkruter og flygehøyde for fugl over åpent hav påvirkes av værforholdene. Særlig kan flygehøyde være kritisk hvis fuglene flyr i rotorhøyde ved dårlig sikt eller i mørke (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008).

1.3.4 Utbredelse utenom hekkesesongen

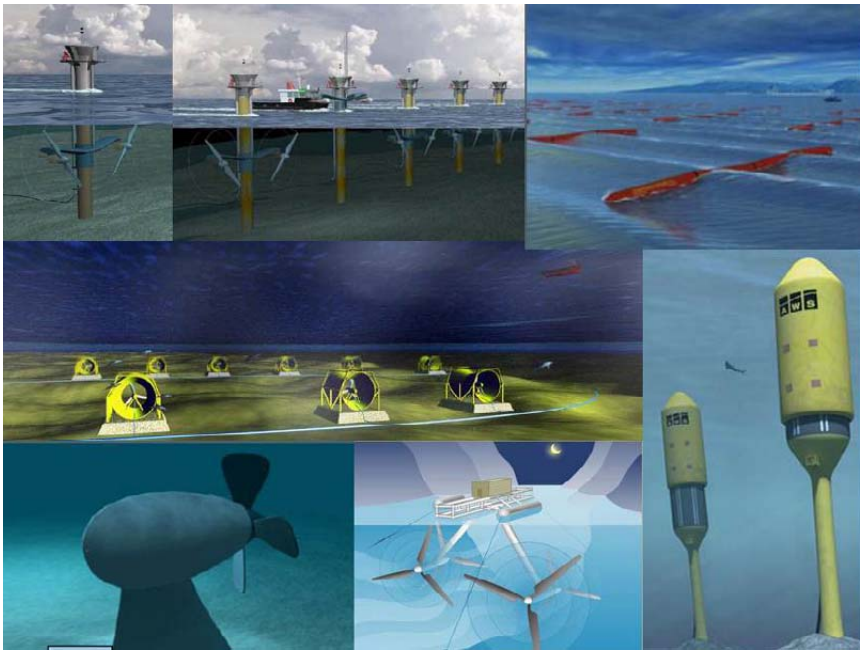
I hekkesesongen er de reproduserende individene knyttet til områdene rundt koloniene og vil generelt ha en begrenset aksjonsradius. Resten av året er utbredelsen derimot mer styrt av tilgangen på egnede beiteområder. De kystbundne artene (**tabell 2**) overvintrer forholdsvis stasjonært i næringsrike områder langs fastlandskysten. Det vil her kunne være en konflikt mellom fugl og vindkraftverk hvis anleggene legges nært viktige overvintringsområder. For noen arter kan konfliktene bli betydelige, dersom anlegget hindrer fuglenes tilgang til tradisjonelle beiteområder. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk. Fuglene er i denne perioden uavhengige av hekkeplassene og kan derfor følge byttedyrenes vandringer. For de pelagiske artene er det vanskelig å forutsi hvordan en utbygging av vindkraftverk vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder, områder med virvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på. Ved å studere oseanografiske kart og satellittbilder vil man derfor til en viss grad kunne forutsi hvilke områder som potensielt kan være konfliktfylte i forhold til sjøfugl.

1.4 Vurdering av konfliktpotensial mellom fugl og bølge- og tidevannskraftverk

NINA er bedt om å vurdere om kunnskapen som erverves i forbindelse med vurderingene av konfliktpotensialet mellom sjøfugl og offshore vindkraftverk også er overførbar til andre plattformer for produksjon av fornybar energi til havs, dvs. bølge- og tidevannskraftverk. Generelt er det gjort lite forskning på dette området, både nasjonalt og internasjonalt. Som for vindkraftverk antas imidlertid at viktige faktorer i forhold til konfliktpotensial vil være anleggenes størrelse og lokalisering. Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed varierende sårbarhet. Mange av sjøfuglartene i kystnære områder er knyttet til grunne områder der de har lett tilgang til næring. Dette gjelder spesielt marine dykkender (f.eks. ærfugl, sjøorre og svartand) og teist som beiter på bunntilknyttede organismer, terner som plukker fisk i overflaten og skarver som gjerne er knyttet til tareskogsområder og grunne sandbunnsområder (ned til 30-40 m) der de dykker etter bunntilknyttet fisk. Disse områdene vil sannsynligvis også være attraktive for i alle fall enkelte typer bølge- og tidevannskraftinstallasjoner.

Det finnes lite konkret informasjon om effekter på sjøfugl av bølge- og tidevannskraftverk og er i den grad det finnes, knyttet til eksperimentelle installasjoner. Det forventes at effekter av bølge- og tidevannskraftverk er noenlunde lik effektene av vindkraftverk, hovedsakelig knyttet til kollisjonsrisiko under vann, endring og tap av habitat, forstyrrelse og barriereeffekter (Wilson m.fl. 2007, Grecian m.fl. 2010, Polagye m.fl. 2010, Langton m.fl. 2011). I Norge er mulige konsekvenser på fisk og sjøfugl for et mulig tidevannskraftverk i Kvalsundet, Tromsø, vurdert (Systad m.fl. 2005).

Det finnes mange typer bølge- og tidevannskraftverk og det er ikke mulig å komme inn på de enkelte typene her. Et generelt trekk med både bølge- og tidevannskraftverk er at de er plassert på eller under havoverflaten og at det er bevegelige deler som produserer energi (bøyer, propeller), eller at vann skyves opp i et midlertidig lager og produserer energi når det strømmer tilbake til havet. Noen anlegg (turbiner under vann) har få overflatestrukturer og begrenset arealbeslag, mens andre, flytende bøyer, kan kreve store arealer (**figur 1.4**).



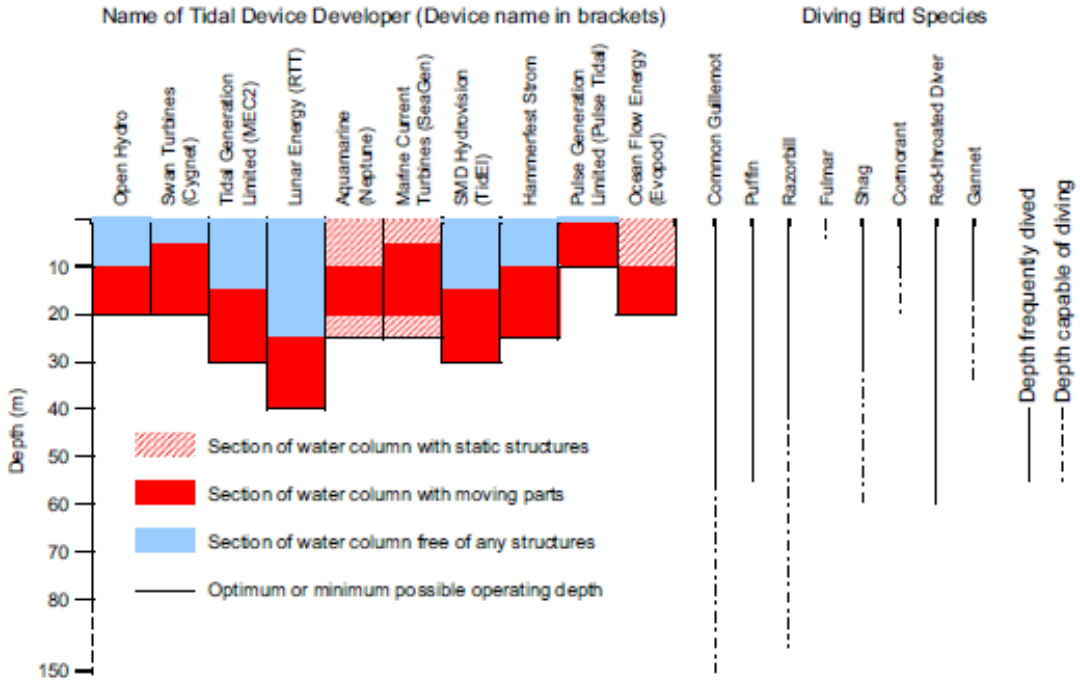
***Figur 1.4**. Eksempler på forskjellige typer bølge- og tidevannskraftverk. Fra Wilson m.fl. 2007.*

1.4.1 Dødelighet som følge av kollisjon

Det må kunne antas at de fleste bølge- og vindkraftverk representerer liten kollisjonsrisiko med strukturer over vann siden de fleste typene ikke strekker seg høyere enn maksimum 4 m over vannflaten (Michel m.fl. 2007). Som for vindkraftverk vil det kunne forventes økt kollisjonsrisiko, selv om den sannsynligvis er liten, under mørke og dårlige værforhold når sjøfugl har redusert visuell oversikt, og gjerne har dårligere manøvrerbarhet (f.eks. Grecian m.fl. 2010).

Bølge- og tidevannskraftverk representerer i mange tilfeller en økt kollisjonsrisiko under vann. Det finnes imidlertid ingen studier som kan bekrefte hvor stor denne er. Tidevannsturbiner har gjerne en lav rotasjonshastighet (ca. 15 runder pr min), og bør således representere liten kollisjonsrisiko (Fraenkel 2006). Det er imidlertid viktig å huske at dette tilsvarer at ethvert punkt i vannmassen vil bli berørt av ett blad ca. hvert sekund.

Kollisjonsrisikoen under vann er høyest når fuglene dykker etter næring, og artenes sårbarhet vil være avhengig av deres økologi (Grecian m.fl. 2010). Det største potensialet for negative interaksjoner vil være når et bølge- eller tidevannskraftverk er plassert innenfor aksjonsradius for en sjøfuglkoloni i hekketiden, og når dybden overlapper med dybdeprofilen for de aktuelle artene (Langton m.fl. 2011, **figur 1.5**).



***Figur 1.5**. Antatte dybder for bevegelige og statiske deler hos noen utvalgte typer tidevannskraftverk sammenlignet med dykkdybder for noen vanlige sjøfuglarter (common guillemot = lomvi, puffin = lunde, razorbill = alke, fulmar = havhest, shag = toppskarv, cormorant = storskarv, red-throated diver = smålom og gannet = havsule). Fra Langton m.fl. 2011.*

Sensitiviteten i forhold til kollisjoner mellom en gitt sjøfuglart og et bølge- og/eller tidevannskraftverk avhenger av artenes unnvikelsesevner, og deres økologiske gruppering. Overflatedykkere (f.eks. skarver, ærfugl) vil ha en mer rolig og kontrollert dybdeprofil enn f.eks. en stupdykker (f.eks. havsule) som antageligvis vil være langt mer utsatt for kollisjoner. Turbiditeten vil øke rundt et anlegg og vil redusere sjøfuglenes sjanser for å oppdage anlegget (Grecian m.fl. 2010). Beiteadferd under vann hos enkelte sjøfuglarter vil også kunne øke deres sårbarhet. Ærfugl beiter ofte motstrøms og vil derfor kunne tiltrekkes av vannstrømmen på baksiden av et anlegg (Langton m.fl. 2011).

1.4.2 Endring og tap av habitat, samt forstyrrelse

Det antas at støy fra bølge- og tidevannskraftverk vil være høyest under etablering og ved generelt vedlikehold. Bølge- og tidevannskraftverk vil kreve ekstensiv fortøyning og ankring, i tillegg til arealkravene fra selve anleggene. Sjøfuglarters naturlig skyhet overfor antropogene installasjoner vil kunne hindre enkelte arter i å utnytte områdene, spesielt under etablering av et anlegg (Grecian m.fl. 2010), men det er ukjent hvorvidt dette vil kunne påvirke norske sjøfuglarter.

Anlegg som krever faste installasjoner på bunnen vil kunne fordrive spesielt bentisk beitende sjøfuglarter fra deres habitater, og anlegg som flyter i overflaten vil også kunne ha en fordrivende effekt. En påvirkning vil være avhengig av mange faktorer, herunder anleggstype, og plassering i forhold til sesongvise sjøfuglforekomster, og det er derfor vanskelig å vurdere eventuelle effekter i norske farvann.

Småskala endringer i habitat pga. endrede strømforhold eller endret næringstilgang vil kunne påvirke sjøfugl. Anlegg under vann vil kunne være viktige vekstmedier for f.eks. blåskjell, og vil kunne virke positivt for beitende ærfugl (Bulleri m.fl. 2003). Samtidig er det vist at tidevannskraftverk i Bay of Fundy (Canada) har påvirket migrerende fiskebestander negativt, med mulige negative effekter på top-predatorer som var avhengige av denne ressursen (Dadswell & Rulifson 1994).

1.4.3 Barriereeffekter

Bølge- og tidevannskraftverk kan utgjøre ekstensive barrierer for forflytning (Gill 2005) og sjøfugl kan bli tvunget til å bevege seg rundt slike anlegg, på samme måte som for vindkraftverk (Grecian m.fl. 2010). Energiforbruket ved slike "omveier" er imidlertid sannsynligvis begrenset (f.eks. Masden m.fl. 2009), hvis da ikke fuglene er nødt til å fly omveier ofte, noe som vil kunne forekomme hvis et anlegg plasseres mellom en hekkekoloni og artens beiteområder (Langston & Pullan 2003, Desholm & Kahlert 2005, Masden m.fl. 2010).

2 Materiale og metoder, hoveddel

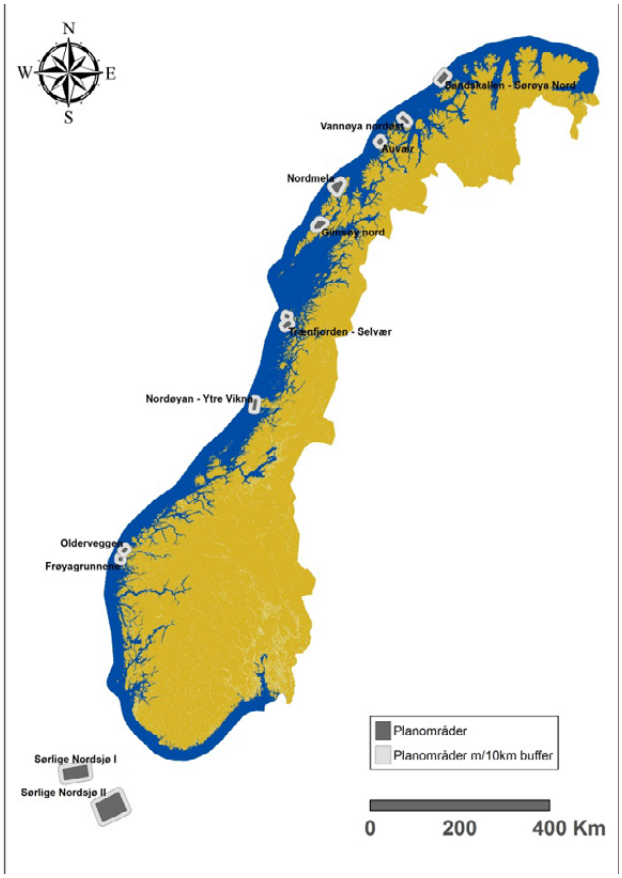
Svein-Håkon Lorentsen, Signe Christensen-Dalsgaard

2.1 Områdebeskrivelser for utredningsområdene

De viktigste forutsetningene i arbeidet med å finne mulige områder for havbasert vindkraft var av teknisk-økonomisk art, og spesielt viktig var det å finne områder der dybdeforhold og innpasninger i eksisterende kraftsystemer var optimale (Bartnes m.fl. 2010). Det var samtidig klart at disse områdene berører andre arealbruks- og miljøinteresser og det ble konkludert med at det ikke finnes områder som er egnet for havbasert vindkraft som ikke vil påvirke andre arealbruks- og miljøinteresser.

I denne rapporten vurderes potensielle konflikter med sjøfugl i 11 områder der det foreslås bunnfaste installasjoner. Disse områdene er spredt langs norskekysten fra Skagerrak i sør til Vest-Finnmark i nord (**figur 2.1**). En nærmere beskrivelse av hvert enkelt område er gitt nedenfor. Bartnes m.fl. (2010) presiserer at utformingen av de enkelte foreslåtte områdene er veiledende og at de ikke må anses som endelige. Direktoratgruppen (Bartnes m.fl. 2010) presiserer at den strategiske konsekvensutredningen vil klargjøre om områdene bør reduseres eller omfatte marginale tilgrensede områder. Det vil også vurderes hvorvidt det er enkelte deler av de enkelte utredningsområdene som potensielt er mindre konfliktfylte enn andre. Bartnes m.fl. (2010) presiserer også at landareal innenfor utredningsområdene ikke omfattes av en eventuell utbygging såfremt dette ikke gjelder nødvendig infrastruktur på land. De tekniske forutsetningene er gjengitt i **kap. 2.4.** Områdenes innpassing i kraftsystemene, fiskeri-, skipsfarts-, petroleums-, luftfarts- og forsvarsinteressene i de enkelte områdene er omtalt nærmere i Bartnes m.fl. (2010).

I



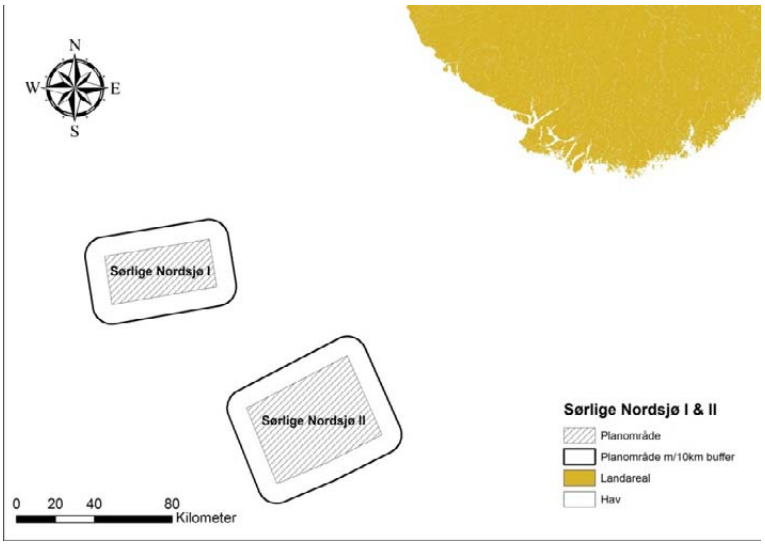
***Figur 2.1**. Oversiktskart som viser den geografiske plasseringen av områdene som er forslått for bunnfaste instal-lasjoner, og som omtales i denne rapporten.*

denne rapporten presenterer vi data på sjøfugl for hvert enkelt utredningsområde, samt en buffer på 10 km rundt områdene. Sjøfugl er svært mobile til alle årstider (**kap. 2.2.**) og ved å inkludere en buffer rundt utredningsområdene tas det til en viss grad høyde for lokale bevegelser for fugl som befinner seg inne i og umiddelbart utenfor de enkelte områdene. Storskala bevegelser, i form av aksjonsradius for næringssøkende fugl fra de største hekkekoloniene, er omtalt i **kap. 3.3.1**. Selv om det er inkludert en buffer rundt områdene er det i vurderingene (**kap. 6**), så langt det har vært faglig forsvarlig prøvd å finne de minst konfliktfylte områdene innenfor hvert av de foreslåtte utredningsområdene (dvs. minus buffersonen).

2.1.1 Sørlige Nordsjø I og sørlige Nordsjø II

Av praktiske årsaker omtales disse to områdene samlet siden de ligger så nært opp til hverandre

Sørlige Nordsjø I og II er de eneste havområdene (utenfor grunnlinjen) i norsk økonomisk sone som har større sammenhengende havdyp som egner seg for bunnfaste installasjoner. Områdene ligger ca. 230 km sørvest for Egersund og Flekkefjord (**figur 2.2**). Nøkkeltall for områdene er presentert i **tabell 2.1**.



***Figur 2.2**. Oversiktskart over utredningsområdene Sørlige Nordsjø I og Sørlige Nordsjø II. Områdenes plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

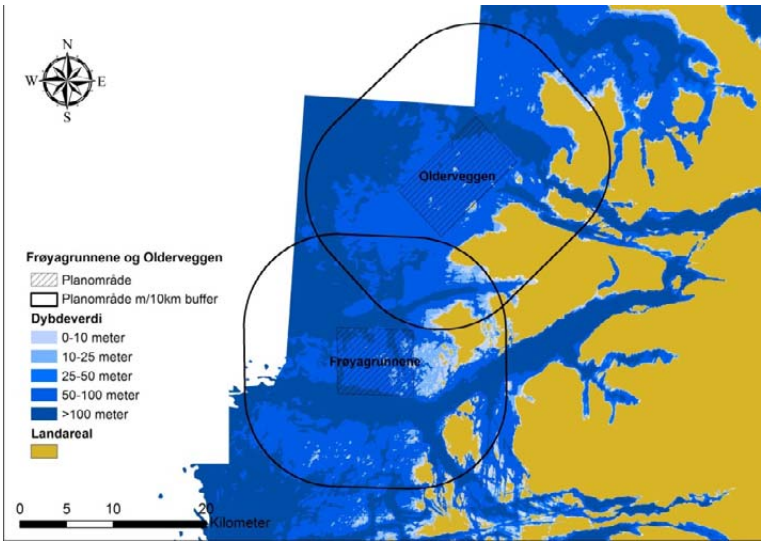
***Tabell 2.1**. Nøkkeltall for sørlige Nordsjø I og II. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Sørlige Nordsjø I	Sørlige Nordsjø II
Antatt mulig kapasitet (MW)	1000-1500	1000-2000
Totalt areal (km^2)	1375	2591
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	1262	2590
Dybde (m)	50-70	53-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	64	60
Minste avstand til kyst (km)	149	140

2.1.2 Frøyagrunnene og Olderveggen

Av praktiske årsaker omtales disse to områdene samlet siden de ligger så nært opp til hverandre.

Frøyagrunnene og Olderveggen ligger i Bremanger og Vågsøy kommuner i Sogn og Fjordane, rett vest for Bremangerlandet og Måløy (**figur 2.3**). De ligger relativt nærme land, hhv. 9 og 2 km (**tabell 2.2**)



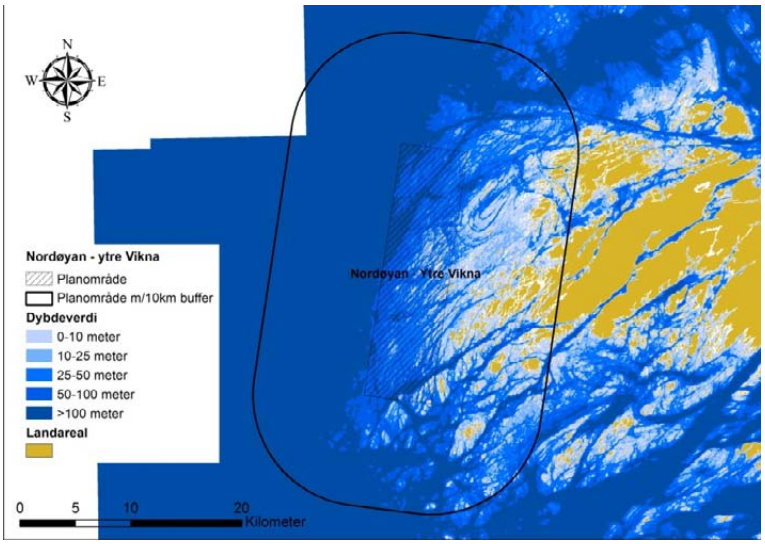
***Figur 2.3**. Oversiktskart over utredningsområdene Frøya-grunnene og Olderveggen. Områdenes plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.2**. Nøkkeltall for Frøyagrunnene og Olderveggen. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Frøyagrunnene	Olderveggen
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-200	100-300
Totalt areal (km^2)	58	76
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	36	63
Dybde (m)	6-70	6-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	33	43
Minste avstand til kyst (km)	9	2

2.1.3 Nordøyan – Ytre Vikna

Nordøyan – Ytre Vikna ligger vest-sørvest for Vikna-øygruppen i Vikna kommune, Nord-Trøndelag (**figur 2.4**). Området ligger 12 km fra kysten (**tabell 2.3**) men bare få km fra Nordøyan fyr og Sør-Gjæslingan.



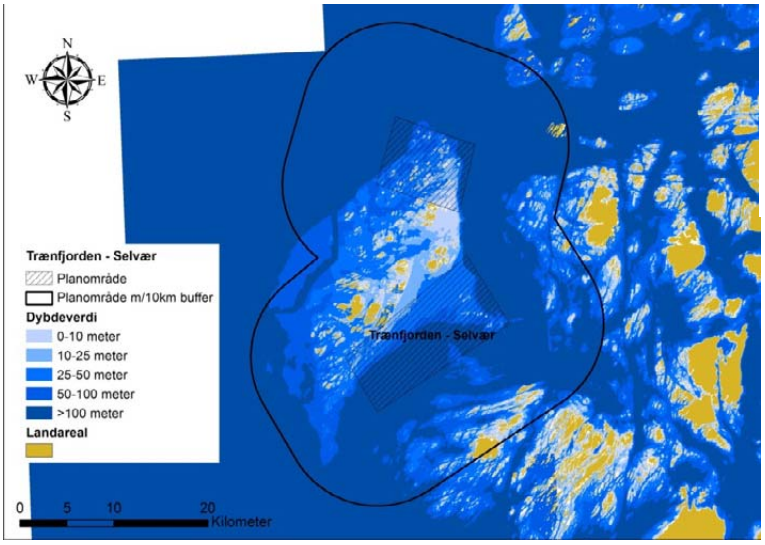
***Figur 2.4**. Oversiktskart over utredningsområdet Nordøyan – ytre Vikna. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.3**. Nøkkeltall for Nordøyan – Ytre Vikna. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Nordøyan – Ytre Vikna
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	140
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	99
Dybde (m)	5-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	37
Minste avstand til kyst (km)	12

2.1.4 Trænfjorden – Selvær

Trænfjorden og Selvær er to adskilte områder, men de omtales i Bartnes m.fl. (2010) som ett. Området består av ett delområde nord og ett delområde sørøst i Træna kommune i Nordland fylke (**figur 2.5**). Området ligger 26 km fra fastlandskysten (**tabell 2.4**), men like utenfor Træna-øyværet.



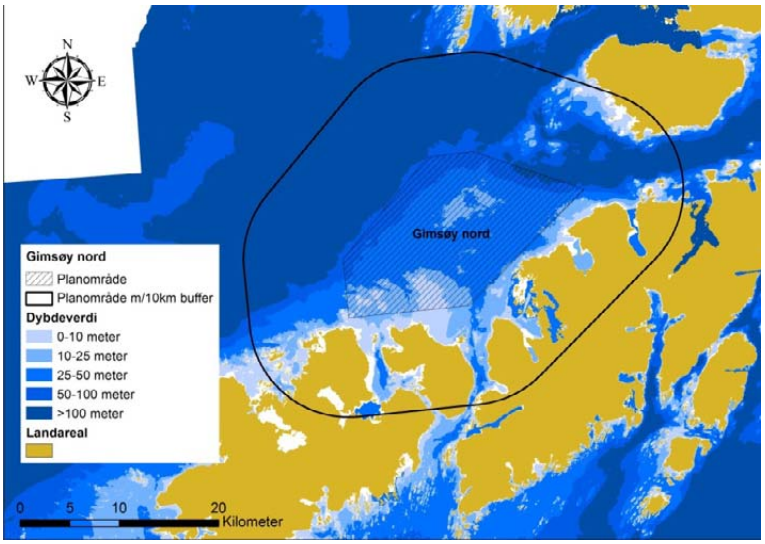
***Figur 2.5**. Oversiktskart over utredningsområdet Trænfjorden - Selvær. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.4**. Nøkkeltall for Trænfjorden - Selvær. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Trænfjorden - Selvær
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	197
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	101
Dybde (m)	5-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	32
Minste avstand til kyst (km)	26

2.1.5 Gimsøy Nord

Gimsøy nord ligger i Hadsel kommune i Nordland fylke (**figur 2.6**). Området ligger helt inntil kysten (**tabell 2.5**), rett nord for Gimsøy og Austvågøy.



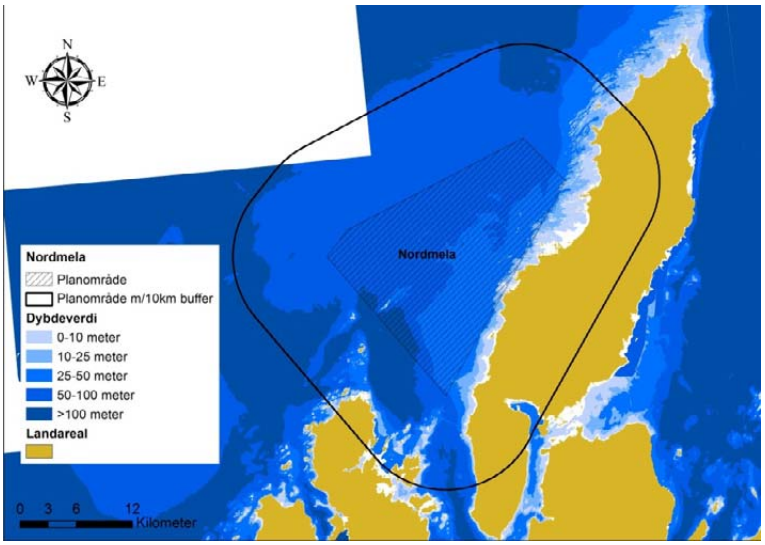
***Figur 2.6**. Oversiktskart over utredningsområdet Gimsøy nord. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.5**. Nøkkeltall for Gimsøy Nord. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Gimsøy Nord
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	245
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	219
Dybde (m)	5-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	29
Minste avstand til kyst (km)	1

2.1.6 Nordmela

Nordmela ligger på vestsiden av Andøya i Andøy kommune, Nordland fylke (**figur 2.7**). Området ligger 2 km fra kysten (**tabell 2.6**).



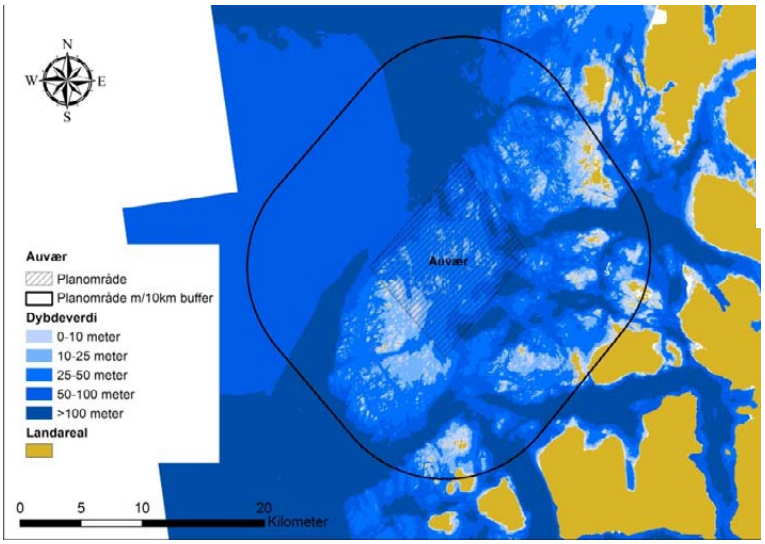
***Figur 2.7**. Oversiktskart over utredningsområdet Nordmela. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.6**. Nøkkeltall for Nordmela. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Nordmela
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	332
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	281
Dybde (m)	5-65
Gjennomsnittlig dybde (m)	49
Minste avstand til kyst (km)	2

2.1.7 Auvær

Auvær ligger rett vest for Vengsøya og Ringøya og sørvest for Rebbenesøy i Tromsø kommune, Troms fylke (**figur 2.8**). Området har en minsteavstand til kysten på 11 km (**tabell 2.7**).



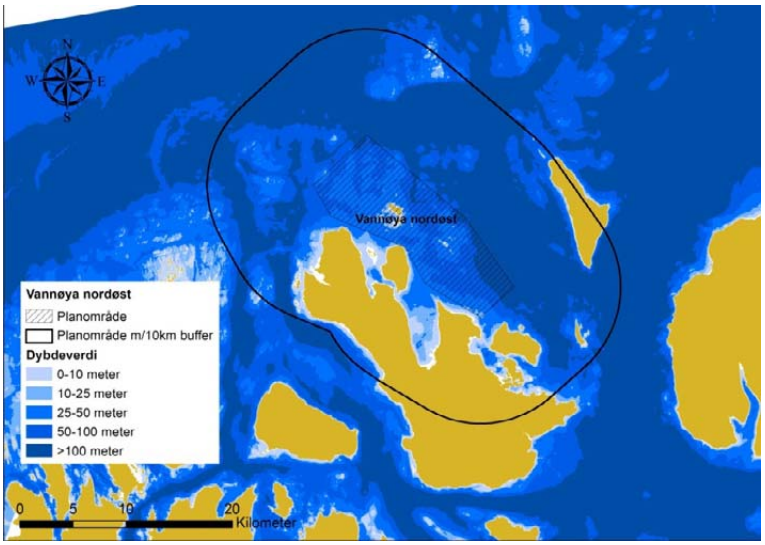
***Figur 2.8**. Oversiktskart over utredningsområdet Auvær. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.7**. Nøkkeltall for Auvær. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Auvær
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	105
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	84
Dybde (m)	5-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	33
Minste avstand til kyst (km)	11

2.1.8 Vannøya nordøst

Vannøya nordøst ligger nordøst for Vannøya i Karlsøy kommune, Troms fylke (**figur 2.9**). Området ligger helt inntil Vannøya (**tabell 2.8**).



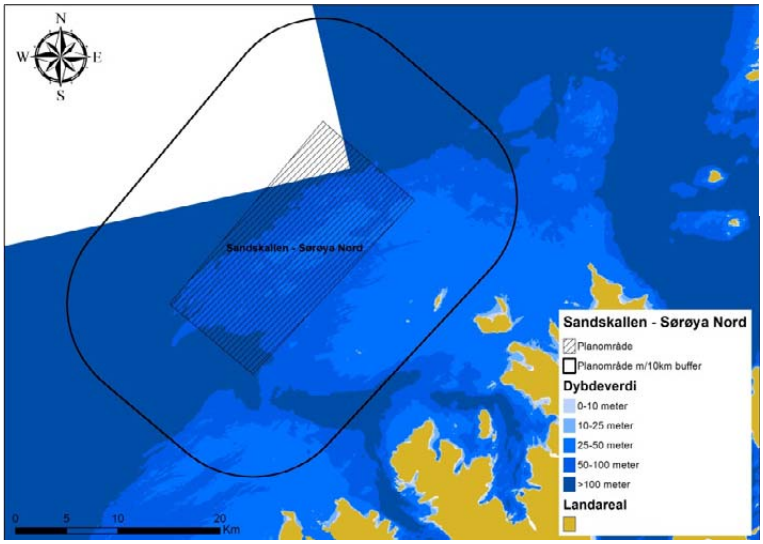
***Figur 2.9**. Oversiktskart over utredningsområdet Vannøya nordøst. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.8**. Nøkkeltall for Vannøya nordøst. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Vannøya nordøst
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	154
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	106
Dybde (m)	5-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	43
Minste avstand til kyst (km)	0

2.1.9 Sandskallen – Sørøya Nord

Sandskallen-Sørøya Nord ligger vest-nordvest for Sørøya i Hasvik og Hammerfest kommuner, Finnmark fylke (**figur 2.10**). Området ligger 14 km ut fra Sørøya (**tabell 2.9**).



***Figur 2.10**. Oversiktskart over utredningsområdet Vannøya nordøst. Områdets plassering på nasjonal skala er vist i **figur 2.1**.*

***Tabell 2.9**. Nøkkeltall for Sandskallen – Sørøya Nord. Her er det kun tatt med nøkkeltall som er relevante for den strategiske konsekvensutredning for sjøfugl. For komplette nøkkeltall og en mer detaljert beskrivelse henvises til Bartnes m.fl. (2010).*

Områdenavn	Sandskallen – Sørøya Nord
Antatt mulig kapasitet (MW)	100-300
Totalt areal (km^2)	260
Areal innenfor aktuelt havdyp (km^2)	127
Dybde (m)	23-70
Gjennomsnittlig dybde (m)	54
Minste avstand til kyst (km)	14

2.2 Sjøfugløkologi og artsmessig avgrensning

Utredningsområdet omfatter grovt sett hele den norske fastlandskysten og inkluderer viktige funksjonsområder for noen av de største sjøfuglforekomstene i Nordøst-Atlanteren (f.eks. Barrett m.fl. 2006). Sjøfugler omfatter arter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe seg næring. De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet (**figur 2.10**). Disse artene kommer bare til land for å hekke, og finnes ofte i kolonier som ofte består av flere sjøfuglarter. Andre fuglearter, derimot, er bare avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting (fjærfelling) og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler).

Sjøfuglene lever i et ustabilt miljø, der tilgangen på næring ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres reproduktive (hekke-) strategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. Mange sjøfugler blir først kjønnsmodne i 5-10-årsalderen og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at vellykket reproduksjon ikke kan forventes hvert år. Det forutsetter imidlertid at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. En eller flere sesonger med mislykket reproduksjon har isolert sett ikke nødvendigvis vesentlig bestandsmessig betydning, mens faktorer som påvirker dødelighet eller fertilitet hos voksne individer kan gi store utslag. Økt dødelighet blant voksne individer kan dermed få alvorlige konsekvenser for en bestand. En slik reproduktiv strategi gjør også at mange sjøfuglarter (f.eks. alle alkefugler med unntak av teist) ikke kan tilpasse kullstørrelsen i forhold til fødetilgang, hvilket medfører at det vil ta lengre tid for en populasjon å ta seg opp igjen etter en kraftig reduksjon.



***Figur 2.10**. Eksempel på noen sjøfuglarter som hekker langs norskekysten. Alle har sine næringsnisjer (illustrert i **figur 2.12**), og alle har ulik sårbarhet i forhold til offshore vindkraftverk (jf. **Vedlegg 2**). © Tycho Anker-Nilssen.*

Sjøfugler responderer på tilgjengeligheten av mat, og er derfor gode indikatorer på forandringer i de marine økosystemene (f.eks. Iverson m.fl. 2007, Piatt m.fl. 2007, Parsons m.fl. 2008, Cury m.fl. 2011). De er følsomme overfor forandringer i næringstilgang og endringer i føde-grunnlaget vil ofte reflekteres i diettvalg og reproduktiv (hekke-) suksess. Forekomsten av sjøfugler i hele eller deler av utredningsområdet er beskrevet flere steder (bl.a. Barrett m.fl. 2006, Ottersen og Auran 2007, Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009, Anker-Nilssen m.fl. 2007).

Sjøfuglenes utbredelse er i hovedsak styrt av klimatiske, oseanografiske og biologiske forhold, med to særlig markerte gradienter eller frontsystemer fra sør til nord. I sør, langs Skagerrakkysten bringer den Baltiske strømmen vann med lav saltholdighet fra Østersjøen. I Skagerrak møter denne strømmen Jyllandsstrømmen som er en kyststrøm. Vann fra disse vannmassene føres opp langs norskekysten (kyststrømmen) og mottar et stadig tilsig fra norske elver. Utenfor kysten av Midt-Norge, fra Stad og nordover, møter varmt og saltholdig atlanterhavsvann den norske kyststrømmen med lav saltholdighet. Der strømmer med forskjellig saltholdighet møtes, dannes frontsystemer som er viktige beiteområder for sjøfugl, og fordelingen av vannmasser og frontenes beliggenhet gjenspeiles også i utbredelses-mønstrene til de ulike sjøfuglartene. For eksempel ligger mange av de største hekkekoloniene for sjøfugl i nærheten av områder der de forskjellige strømmene danner virvler eller retensjonsområder (f.eks. utenfor Midt-Norge, Lofoten og Vesterålen) eller der det er kort avstand til sokkelområdene der frontsystemene er særlig aktive.

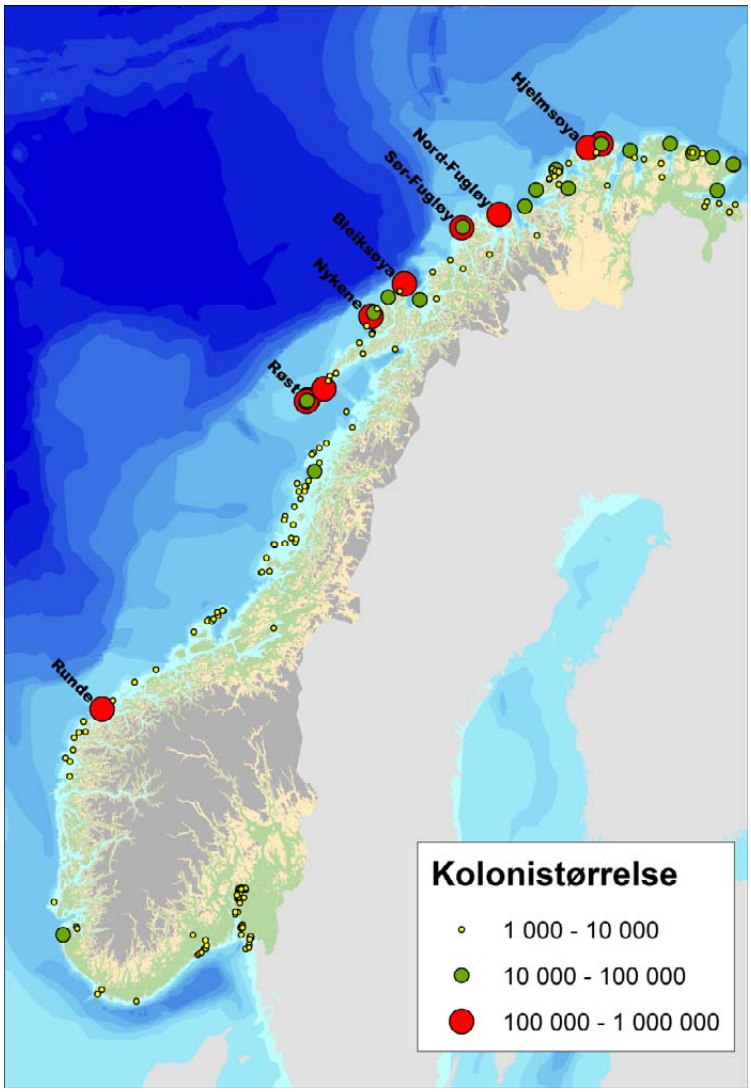
Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet har flere funksjoner for sjøfugl i Nord-atlanteren. I hekkesesongen beiter sjøfuglene i produktive områder langs kysten. Det er flere bestander som overvintrer her. Sjøfugler trekker inn i og gjennom utredningsområdet på vei til og fra hekkeområdene, og pelagiske arter oppholder seg i utredningsområdet store deler av året. I hekketiden er omkring 2,9 millioner par sjøfugl knyttet til havområdet som behandles i denne rapporten (**tabell 2.9**).

Mange sjøfuglarter er kolonihekkende. De fleste pelagisk beitende artene opptrer i store kolonier, mens de mer kystbundne artene gjerne opptrer i mindre kolonier. De største koloniene i Norge finnes fra Lofoten og nordover samt på Svalbard og inkluderer koloniene ved Bleiksøy, Sør- og Nord-Fugløy, Hjelmsøy, Gjesværstappen, Syltefjord og Hornøya/Reinøya (**figur 2.11**). De viktigste sjøfuglkoloniene i Nordsjøen og Norskehavet er Runde og Røst. I tillegg finnes en rekke mindre kolonier, f.eks. Rauna (Vest-Agder), mange i Rogaland, mange i Sogn og Fjordane, mange i Froan (Frøya), Sklinna, Lovund og mange øyvær på Helgelandskysten.

Tabell 2.9. *Bestandsestimater (antall hekkende par) for 2005 for hekkende sjøfugl langs den norske kysten av Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (utredningsområdet). Antallet hekkende sjøfugl (par) i hele Norge inkludert Svalbard er også angitt, samt hvor stor andel av disse som finnes innenfor utredningsområdet. Bestandstallene er basert på Barrett m.fl. (2006) og Bakken m.fl. (2006).*

Art	Nordsjøen inklusiv Skagerrak	Norske-havet	Barents-havet	Totalt antall par ved Norskekysten
Havhest	1 700	7 500	100	9 300
Havsule	0	2 750	1 750	4500
Storskarv (P.c.sinensis)	1 500	0	0	1 500
Storskarv (P.c.carbo)	0	20 000	10 000	30 000
Toppskarv	5 000	13 000	6 000	24 000
Ærfugl	55 000	100 000	35 000	190 000
Storjo	5	90	20	115
Fiskemåke	50 000	75 000	10 000	135 000
Sildemåke, sørlig	48 000	1 000	0	49 000
Sildemåke, nordlig	0	1 000	300	1 300
Gråmåke	33 000	100 000	100 000	233 000
Svartbak	8 500	30 000	15 000	53 500
Krykkje	6 000	80 000	250 000	336 000
Makrellterne	7 000	~ 3 000	1 000	11 000
Rødnebbterne	5 100	20 000	10 000	35 100
Lomvi	150	~ 5 000	10 000	15 150
Alke	300	~ 10 000	1 500	11 800
Teist	380	15 000	20 000	35 380
Lunde	14 000	800 000	900 000	1 714 000
Total	234 755	1 283 340	1 385 670	2 889 645

Det er store sesongmessige variasjoner i utbredelsen av sjøfugl langs norskekysten. Vinterstid er de viktigste artene og artsgruppene som overvintrer langs fastlandskysten relativt stasjonære, og domineres av lommer, dykkere, skarver, marine dykkender (ærfugl, praktærfugl, havelle, sjøorre), siland og måker. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk og avhenger av byttedyrenes utbredelse. Vår- og høst-bestandene består hovedsakelig av fugl på trekk tilbake til hekkeområdene, eller av bestander som overvintrer i området, herunder store konsentrasjoner av arktiske gjess (kortnebbgås og hvitkinngås). Mange arter returnerer tidlig til hekkeplassene. Sommerbestandene er hoved-sakelig representert av de hekkende bestandene (se over), samt ikke-kjønnsmodne fugler og individer som av ulike grunner ikke har gått til hekking. I hekketiden beiter fuglene ved kysten og i havområdene som grenser opp til koloniene. Utover høsten skjer det både nordlige og sørvestlige forflytninger av sjøfuglbestandene. Lomvi, polarlomvi og alke gjennomfører svømmetrekk etter endt hekking, hvor en av foreldrene (oftest hannen) svømmer vekk fra kolonien med den ennå ikke flygedyktige ungen.



***Figur 2.11**. Størrelsen på sjøfuglkolonier i Norge. Kun en av koloniene med over 100 000 individer ligger sør for Polarsirkelen. De aller fleste koloniene over 10 000 par ligger nord for Vestfjorden (data fra NINA).*

Sjøfuglbestandene i utredningsområdet er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon av plante- og dyreplankton, bunndyr samt store bestander av små, pelagiske fiskearter som sild, brisling og tobis. Sjøfuglenes næringsvalg spenner over et vidt spekter av arter, og variasjonen kan være stor både gjennom året, mellom år og mellom regioner. Krepsdyr, lodde, sild, brisling, tobis og unge årsklasser av torskefisk (sei, torsk og hyse) og makrell er imidlertid gjennomgående svært viktige næringsemner for mange arter. Det er særlig de yngre årsklassene av sild som er viktig næring for sjøfuglene, mens tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele sin livssyklus på grunn av sin begrensede størrelse. Sildeyngel, ungsild og lodde er spesielt viktig for en rekke sjøfuglbestander langs kysten av Nord-Norge. Brisling og tobis innehar samme funksjon i Sør-Norge, men spesielt tobis finnes langt oppover norskekysten og er lokalt svært viktig for enkelte sjøfuglbestander.



***Figur 2.12**. Eksempler på hvordan ulike arter fra forskjellige økologiske grupper (jf. **tabell 2.10**) utnytter de marine økosystemene i hekketiden. En art som teist har f.eks. en aksjonsradius på inntil 5 km fra koloniene. Den dykker etter bunnlevende fisk, gjerne i tareskogsområder. Toppskarv har en aksjonsradius ut fra kolonien på inntil 30 km, mens de fleste alkefuglene (alke, lomvi og lunde) og krykkje kan fly flere hundrede km for å finne mat til ungene.*

De ulike sjøfuglartene er tilpasset livet i de marine økosystemene på ulike måter (**figur 2.12**). Disse økologiske tilpasningene avspeiles både i fuglenes fysiologi (f.eks. nebbform og kroppsstørrelse), fødevalg og utbredelse. Dette medfører at de forskjellige artene er knyttet til ulike habitater for å søke føde, hvile eller hekke. Med bakgrunn i blant annet hvordan sjøfuglene skaffer seg næring og bruker marine habitater, kan man plassere de ulike sjøfuglartene i økologiske grupper (**tabell 2.10**). Forskjellen i bruk av habitat og hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring, gjør at de ulike artene har ulik sårbarhet i forhold til trusselfaktorer som oljesøl, overfiske, klimaendringer eller vindkraftverk.

Sjøfuglene i området kan deles i to hovedgrupper; pelagiske og kystbundne arter. Disse kan igjen deles i overflatebeitende og dykkende sjøfugler. Artene som er nevnt under disse gruppene er eksempler på hvilke arter som inngår (**tabell 2.10**).

Tabell 2.10. *De viktigste sjøfuglartene og arter med periodevis tilsvarende adferd, inndelt i økologiske grupper i henhold til deres næringssøksadferd i hekketiden (etter Anker-Nilssen 1994 og Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008).*

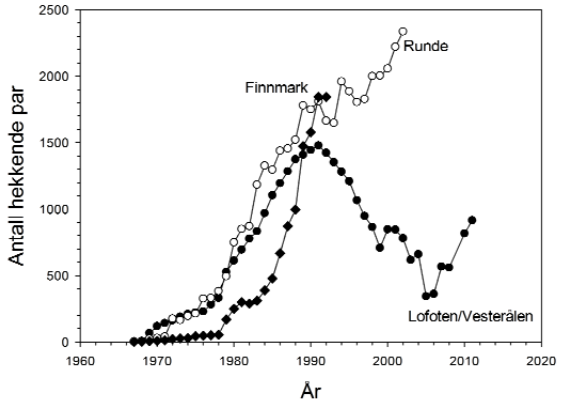
Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Våtmarks-tilknyttede arter
		Fiskespisende	Bentisk beitende		
Lomvi	Havhest	Smålom	Ærfugl	Hettemåke	Knoppsvane
Alke	Havsvale	Storlom	Praktærfugl	Fiskemåke	Sangsvane
Alkekonge	Stormsvale	Islom	Havelle	Sildemåke[2]	Grågås
Lunde	Havsule	Horndykker	Svartand	Gråmåke	Kortnebbgås
	Storjo [1]	Gråstrupedykker	Sjøorre	Svartbak	Hvitkinngås
	Tyvjo [1]	Storskarv	Toppand	Makrellterne [2]	Gravand
	Krykkje	Toppskarv	Bergand	Rødnebbterne [2]	Stokkand
		Laksand	Kvinand		
		Siland			
		Teist			

1) Bare delvis pelagisk, beiter også regelmessig kystnært
2) Kan periodevis beite pelagisk

2.2.1 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter

Bestandsutvikling for et utvalg hekkende sjøfuglarter er overvåket på nasjonalt nivå siden 1988 gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009). For noen bestander ble overvåkingen startet langt tidligere i regi av andre prosjekter (se bl.a. Røv m.fl. 1984). Nedenfor presenteres resultater for sentrale hekkende sjøfuglarter med høy sårbarhet overfor vindkraftverk (høy "seabird sensitivity index" SSI, jf. **Vedlegg 2**). Resultatene er à jour pr. 2011. I den følgende teksten beskrives de observerte bestandstrendene for noen aktuelle arter.

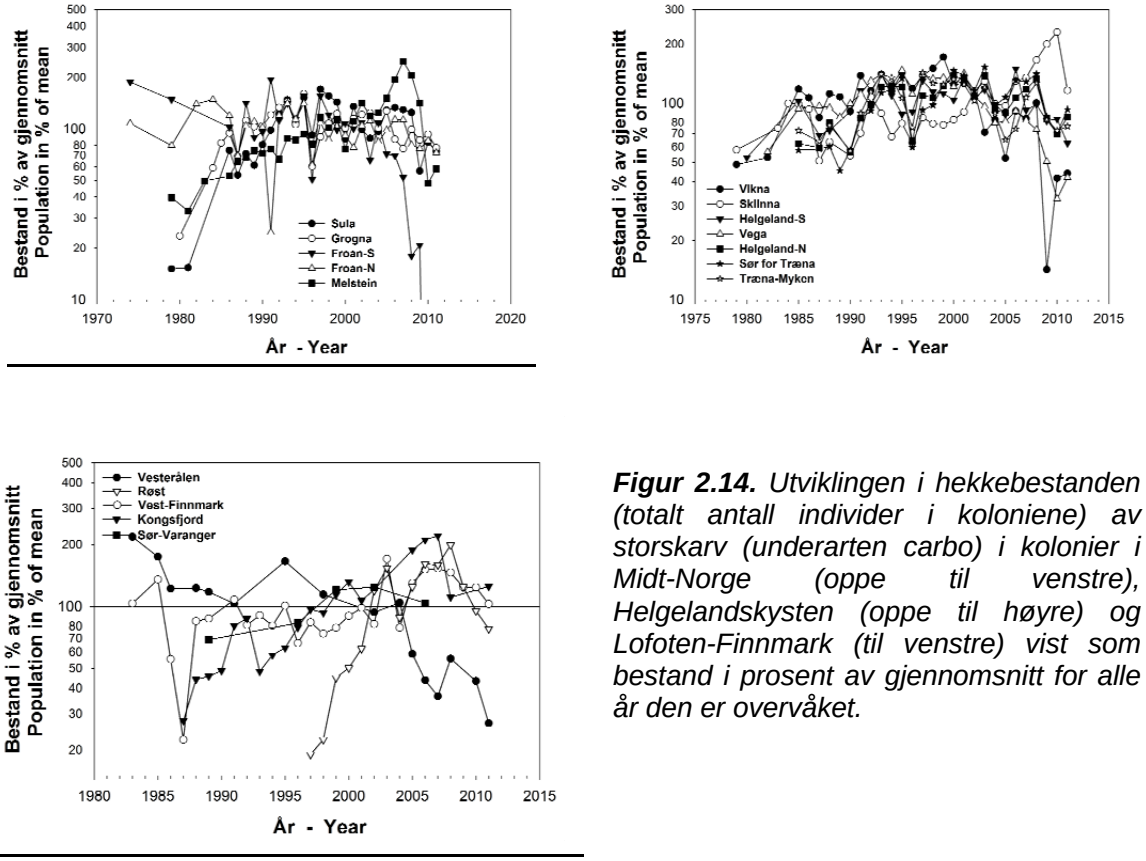
Havsule representerer den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende sjøfugl og overvåkes på Runde, i flere kolonier i Lofoten og Vesterålen samt i Finnmark. Arten spiser hovedsakelig stimdannende pelagiske fiskearter som sild og makrell. Alle de norske havsulekoloniene er i vekst, men i koloniene i Lofoten og Vesterålen har veksten vært lav de siste 10-årene (2001-2011) (**figur 2.13**).



Figur 2.13*. Utviklingen i hekkebestanden havsule på Runde, i Lofoten/Vesterålen og i Finnmark vist som antall hekkende par.*

Storskarv representerer den økologiske gruppen kystbundne fiskespisende sjøfugl. Arten finnes i to underarter i Norge, *Phalacrocorax carbo sinensis* som hekker i Sør-Norge på kyststrekningen fra Østfold til Rogaland, og *P. c. carbo* som hekker fra Møre og Romsdal og videre

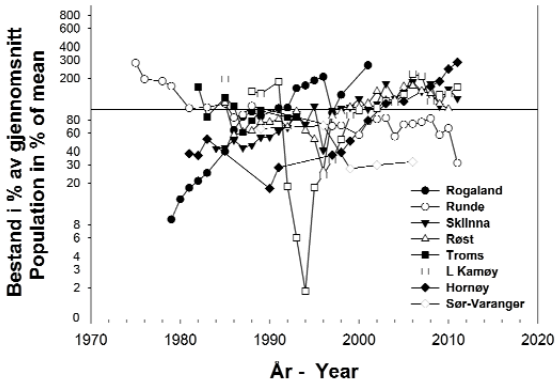
nordover langs norskekysten. Underarten *sinensis* etablerte seg på Skagerrakkysten på slutten av 1990-tallet og har etter dette ekspandert både i antall og geografisk. Den totale hekkebestanden er nå i underkant av 2000 par. Underarten overvåkes i Østfold og Vest-Agder der hekkebestanden har vist en signifikant økning (**figur 2.14**).



Figur 2.14. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av storskarv (underarten carbo) i kolonier i Midt-Norge (oppe til venstre), Helgelandskysten (oppe til høyre) og Lofoten-Finnmark (til venstre) vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

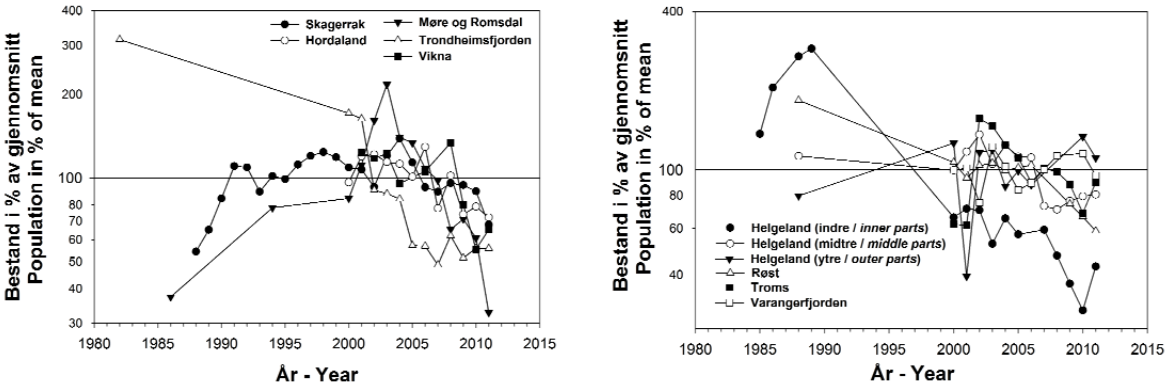
Underarten *carbo* overvåkes innenfor en rekke regioner langs norskekysten fra Møre og Romsdal til Finnmark. Den karakteriseres av kraftige årlige svingninger i hekkebestanden i de fleste regionene, men den langsiktige bestandstrenden var signifikant positiv til rundt årtusenskiftet i de fleste regioner. Etter dette ser det ut til at den sterke veksten har avtatt noe og delvis også vært negativ i enkelte av overvåkingsområdene. Norge har en stor andel av den internasjonale hekkebestanden av denne arten, og underarten kan derfor karakteriseres som en ansvarsart, dvs. en art Norge har et særlig forvaltningsmessig ansvar for (**figur 2.14**).

Toppskarv er også en representant for de kystbundne, fiskespisende artene. Arten overvåkes innenfor utredningsområdet på Runde i Møre og Romsdal, Sklinna i Nord-Trøndelag, Ellefsnyken på Røst i Nordland og Lille Kamøy og Hornøya i Finnmark. Den ble også overvåket i Rogaland i perioden 1979-2001 og det ble her observert en sterk økning i denne perioden. På Runde er det registrert en kraftig tilbakegang siden 1975, og hekkebestanden er fremdeles mye mindre enn den var midt på 1970-tallet. Hekkebestandene i resten av landet har vært i vekst i samme tidsperiode, men har holdt seg stabil de siste 10-årene (2001-2011) i flere kolonier (**figur 2.15**).



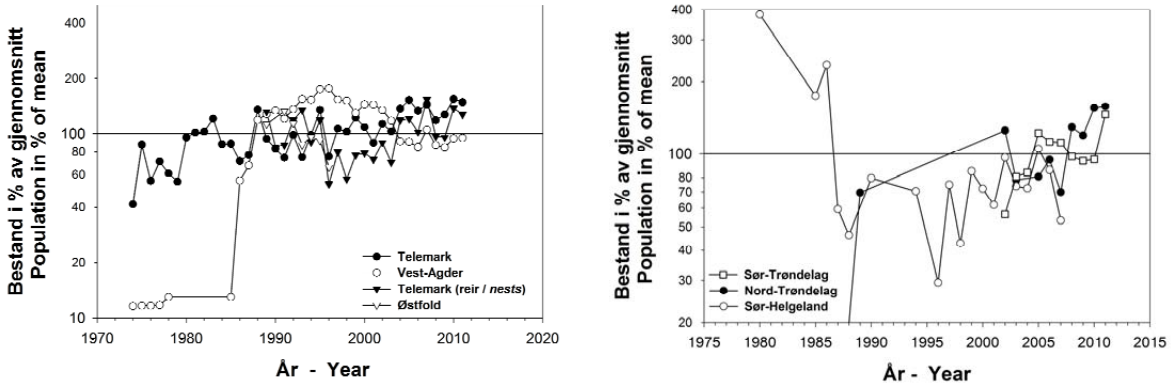
Figur 2.15. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer i koloniene) av toppskarv i utvalgte kolonier langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Ærfugl er en representant for gruppen bentisk beitende og livnærer seg på bunndyr som muslinger, krepsdyr og pigghuder. I 2000 ble det igangsatt overvåking av arten i en rekke områder langs hele kysten. Langs Skagerrakkysten var bestanden i økning en lang periode, men for hele perioden 1988-2011 er det ikke registrert noen endring i bestanden. Den har vært i nedgang de siste 10 årene (2001-2011) i mange av fylkene. På Mørekysten har hekkebestanden vært stabil i perioden 1986-2011. I Trondheimsfjorden, Vikna, deler av Helgelandskysten og på Røst er det observert en tilbakegang i hekkebestandene siden overvåkingen startet. Hekkebestandene i Troms og Varangerfjorden har holdt seg stabile siden 2000 (**figur 2.16**).



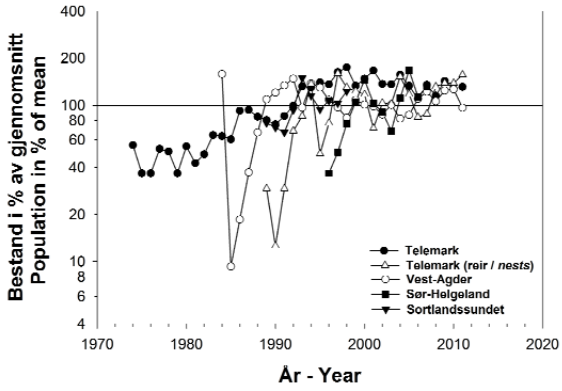
Figur 2.16. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall voksne hanner) av ærfugl i utvalgte områder langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Sildemåke er klassifisert i den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende. Arten er mer knyttet til åpne sjøområder enn de andre måkeartene (med unntak av krykkje). I Norge hekker det to underarter av sildemåke; *intermedius* som hekker langs kysten av Sør- og Vestlandet nord til Sør-Trøndelag, og *fuscus* som hekker fra Trøndelag og nordover til Vest-Finnmark. Deres bestandsutvikling har vært svært forskjellig. Mens *intermedius*, totalt sett, har hatt en positiv utvikling siden midten av 1970-tallet, særlig i enkelte områder langs Skagerrakkysten, har bestanden av *fuscus* gått dramatisk tilbake i samme periode. Den norske *fuscus*-populasjonen er nesten utryddet og er følgelig svært sårbar (**figur 2.17**).



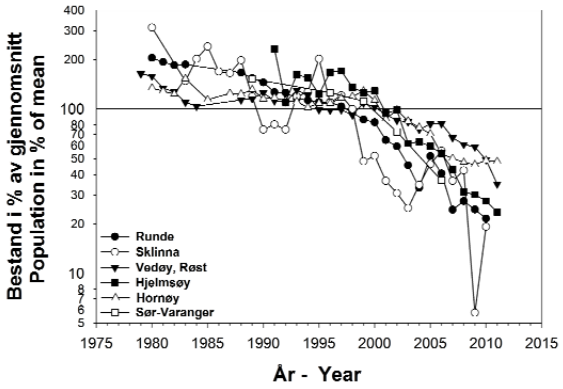
Figur 2.17. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer) av sildemåke i utvalgte områder langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Svartbak er klassifisert i gruppen kystbundne overflatebeitende sjøfugl. Arten er mer marin enn gråmåke men holder seg i kystnære områder, spesielt i hekketiden. Arten overvåkes for tiden kun i Telemark og Vest-Agder. I Telemark, hvor det er gjennomført årlige tellinger siden 1974, er det registrert en betydelig bestandsøkning. Hekkebestanden av svartbak i dette fylket er nå dobbelt så stor som da overvåkingen startet i 1974. Hekkebestanden har holdt seg stabil de siste 10 årene. I Vest-Agder er det registrert til dels store årlige variasjoner i hekkebestanden siden overvåkingen startet i 1984 og det er ikke registrert signifikante endringer, verken hele perioden sett under ett, eller de siste 10 årene. Arten ble overvåket på Sør-Helgeland fram til 2007. Hekkebestanden fluktuerte mye, men trenden var positiv når hele overvåkingsperioden ble sett under ett (**figur 2.18**).



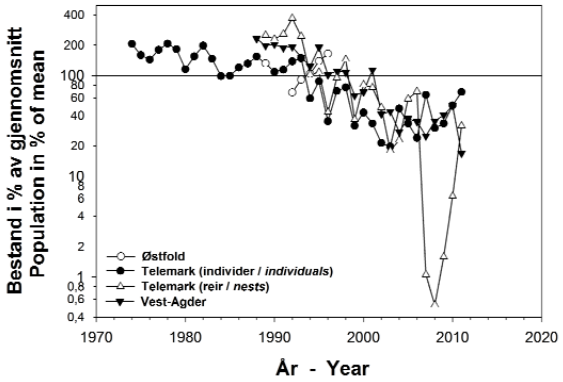
Figur 2.18. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer) av svartbak i utvalgte kolonier langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Krykkje er en representant for de pelagisk overflatebeitende artene og finner mat i de øverste få centimeterne av havoverflaten. Hekkebestandene av krykkje har gått signifikant tilbake på alle overvåkingslokalitetene langs fastlandet, med unntak av Anda i Vesterålen. Dette gjelder både hele overvåkingsperioden sett under ett, og de siste 10 årene (**figur 2.19**).



Figur 2.19. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer) av krykkje i utvalgte kolonier langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Makrellterne klassifiseres også som en kystbunden overflatebeitende sjøfugl. Den overvåkes årlig på enkeltlokaliteter i Telemark, samt innen større områder i Vest-Agder. Generelt viser begge terneartene store, årlige fluktuasjoner i bestandene. I Telemark har bestanden vært overvåket årlig siden 1974, og det er her registrert en kraftig og signifikant tilbakegang i perioden, både for reirtellinger og for individtellinger. I Vest-Agder er det også observert signifikante negative trender, både for hele overvåkingsperioden sett under ett, og for de siste 10 år (2001-2011). Betegnende for situasjonen er at makrellternen er omtrent fullstendig forsvunnet som hekkefugl vest for Lista (K.S. Olsen pers. medd.), en utvikling som sannsynligvis må ses i sammenheng med den negative bestandsutviklingen som er observert på Vestlandskysten (bl.a. Lorentsen 2006) (**figur 2.20**).

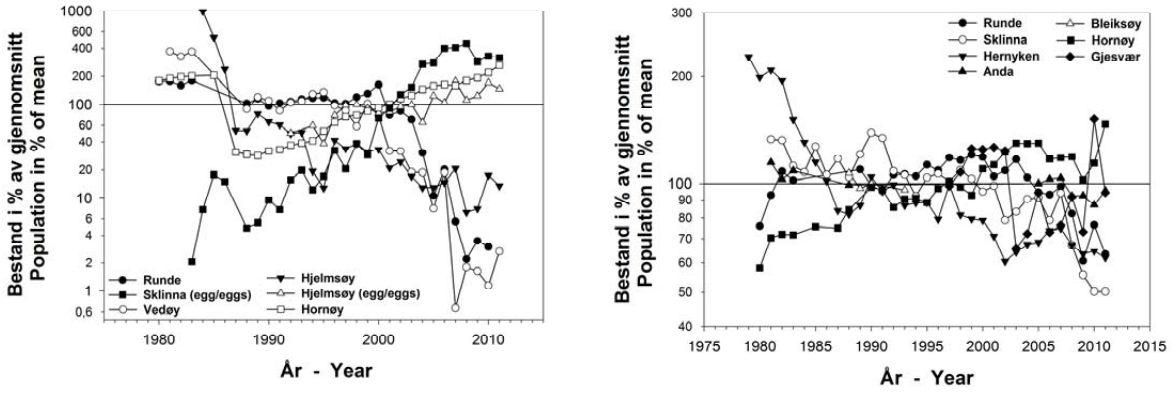


Figur 2.20. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer) av makrellterne i utvalgte kolonier langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

Teist er vår eneste kystbundne, bentisk beitende alkefugl. Arten finnes i kystnære områder hele året. Arten er særdeles vanskelig å overvåke. Et datasett fra Froan, Frøya kommune i Sør-Trøndelag fra perioden 2004-2011, er stilt til disposisjon for overvåkingsprogrammet (G. Bangjord pers. medd.). De samme delområdene ble talt i 1988 (Lorentsen & Larsen 1988) så man kan få en indikasjon på bestandsutviklingen i området. Foreløpige resultater tyder på at teistbestanden i området er redusert med vel 30 % siden 1988. En koloni på Hernyken, Røst er talt årlig siden 1997, men dataserien for antall reir er foreløpig ikke operativ.

Lomvi og lunde representerer pelagisk, dykkende arter. Begge artene spiser hovedsakelig pelagiske fiskearter som sild og tobis. Tilstanden for fastlandsbestanden av lomvi er kritisk. Siden begynnelsen av 1980-tallet er det i de fleste koloniene registrert en dramatisk og signifikant tilbakegang av hekkebestanden. Nedgangen har vært mest dramatisk i de nordnorske koloniene (**figur 2.21**).

Lundebestanden på Runde har vært relativt stabil i perioden 1980-2011, mens trenden for de siste 10 år er klart negativ. På Sklinna er det observert en signifikant bestandsreduksjon, både i hele overvåkingsperioden (1981-2011) sett under ett, og de siste ti årene. Lundebestanden på Røst har vært relativt stabil de ti siste årene, men trenden for hele overvåkingsperioden (1979-2011) er negativ. Lundebestanden på Anda er i nedgang mens den er stabil på Gjesvær og har økt på Hornøya (**figur 2.21**).



Figur 2.21. *Utviklingen i hekkebestanden (totalt antall individer) av lomvi (til venstre) og lunde (til høyre) i utvalgte kolonier langs Norskekysten vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket.*

2.2.2 Rødlistede arter

For mange av våre sjøfuglarter er det registrert en negativ bestandsutvikling. Dette gjelder spesielt de pelagisk dykkende artene (f.eks. lomvi), men også noen måkearter (f. eks. krykkje) og bentisk, dykkende arter som f.eks. sjøorre *Melanitta fusca* opplever en negativ utvikling av bestandene. Mange av disse artene står oppført på den norske rødlista (Kålås m.fl. 2010) (**tabell 2.11**).



Krykkje er karakterisert som sterkt truet på den norske rødlista. © Svein-Håkon Lorentsen

***Tabell 2.11**. Rødliste for de mest typiske sjøfuglartene som omtales i denne rapporten. Vadefugl, gressender og gjess er utelatt. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT).*

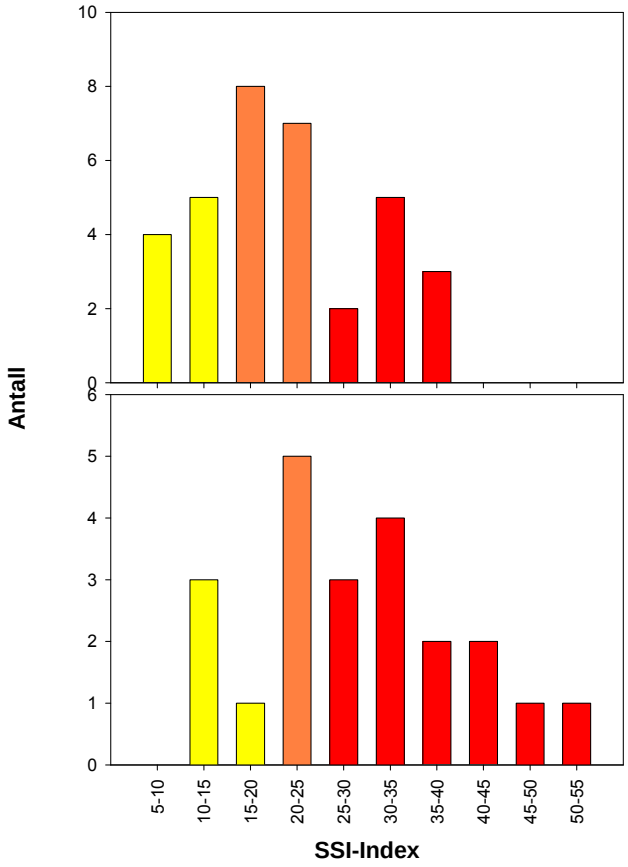
Art	Kategori	Påvirkningsfaktorer
Storlom	Nær truet (NT)	Arealendringer; Bifangst
Gulnebblom	Nær truet (NT)	Oljesøl; Bifangst
Toppdykker	Nær truet (NT)	Ukjent
Havhest	Nær truet (NT)	Bifangst
Stormsvale	Nær truet (NT)	Ukjent
Svartand	Nær truet (NT)	Ukjent
Sjøorre	Nær truet (NT)	Støy og annen forstyrrelse (ferdsel)
Tyvjo	Nær truet (NT)	Overfiske
Hettemåke	Nær truet (NT)	Ukjent
Fiskemåke	Nær truet (NT)	Ukjent
Krykkje	Sterkt truet (EN)	Konkurranse med fiskerier; Næringssvikt
Makrellterne	Sårbar (VU)	Forstyrrelse (ferdsel) i hekketiden
Lomvi	Kritisk truet (CR)	Konkurranse med fiskerier; Bifangst; Oljesøl
Alke	Sårbar (VU)	Ukjent
Lunde	Sårbar (VU)	Konkurranse med fiskerier; Bifangst; Oljesøl
Teist	Sårbar (VU)	Støy og ferdsel; Introduksjon av fremmede arter

2.3 Fra sårbarhet til konsekvens

2.3.1 Vurdering av sårbarhet

I den strategiske konsekvensutredningen er NINA bedt om å vurdere konsekvenser av de inngrepene et offshore vindkraftanlegg vil føre til for sjøfugl. Konsekvensene skal angis for de mest aktuelle artene innenfor hvert enkelt utredningsområde, og for anleggs-, drifts-, og avviklingsfasen.

Vi har tatt utgangspunkt i de sensitivitetsindeksene (SSI-indeksene) som ble utarbeidet og publisert for norske forhold i Christensen-Dalsgaard m.fl. (2010), etter en metodikk som ble foreslått av Garthe & Hüppop (2004). Disse er presentert i **Vedlegg 2**, dog med en modifisering i og med at Rødlistestatus er tatt ut og vektlagt spesielt. I den opprinnelige SSI-indeksen vektes rødlistestatus sammen med biogeografisk bestandsstørrelse (størrelsen på den norske bestanden i forhold til den internasjonale) og voksenoverlevelse. Fordelingen av (de modifiserte) SSI-indeksene er gitt i **figur 2.13**. SSI-verdiene er ikke et matematisk korrekt mål for sårbarhet og er derfor skalert ("by eye") slik at de laveste kategoriene representerer lav sårbarhet, og de høyeste kategoriene høy sårbarhet (3-delt skala). For skalering av sårbarhet i hekketiden er det brukt de samme grenseverdiene, noe som gjør at færre arter får moderat konsekvens.



***Figur 2.22**. Fordeling av SSI-indekser for sjøfugl i grupper for generell SSI (øverst) og SSI i hekkeperioden (nederst). Gul = Lav sårbarhet, oransje = moderat sårbarhet, rød = høy sårbarhet. Rødlistestatus er trukket ut av beregningen av SSI-indeksene.*

2.3.2 Vurdering av konsekvens, metode I

Det er to alternative måter å vurdere konsekvens på. Den første av disse tar utgangspunkt i sensitivitetsvurderingene for sjøfugl og offshore vind som ble utviklet av Garthe & Hüppop (2004), og som er brukt i vår screening av sårbare områder langs norskekysten (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011).

For å komme fram til en konsekvensverdi er sårbarhetskategoriene gitt en verdi fra 1-3, der lav sårbarhet (lav sensitivitet, jf. **figur 2.13**) får lavest verdi og høy sårbarhet høyest verdi:

1 = Lav sårbarhet
2 = Middels sårbarhet
3 = Høy Sårbarhet

Videre er Norsk rødlistestatus kategorisert (slik det ble gjort i Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011) etter følgende gradering:

1 = ingen rødlisteklassifisering
2 = NT, nær truet
3 = VU, sårbar
4 = EN, sterkt truet
5 = CR, kritisk truet

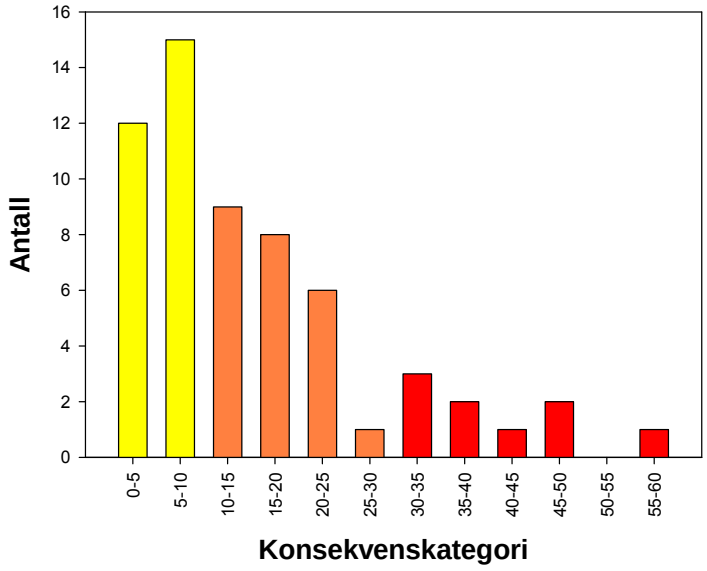
Til slutt er forekomst (andel) innenfor det aktuelle utredningsområdet vurdert i forhold til regional bestand som gitt i **tabell 2.9**.

1 = < 1 % av regional bestand innenfor utredningsområdet
2 = 1-5 % av regional bestand innenfor utredningsområdet
3 = 5-10 % av regional bestand innenfor utredningsområdet
4 = > 10 % av regional bestand innenfor utredningsområdet

For å gjøre den endelige konsekvensvurderingen enklest mulig (og transparent) er det brukt en konsekvensindeks som er lik produktet av sårbarhet, rødlistestatus og andel:

*Konsekvens = Sårbarhetskategori * Rødlistestatus * Andel i utredningsområdet*

Utfallsrom for konsekvensverdiene ligger i intervallet 1-60 og er visualisert i **figur 2.23**. Konsekvens er kategorisert i tre grupper fra lav via middels til stor konsekvens.



***Figur 2.23**. Fordeling (utfallsrom) av mulige konsekvensverdier for sjøfugl i forhold til offshore vindkraftverk. Gul = lav konsekvens, oransje = middels konsekvens, rød = stor konsekvens.*

2.3.3 Vurdering av konsekvens, metode II

Den andre måten å vurdere konsekvens på tar utgangspunkt i modellen som ble brukt i forbindelse med sektorutredningen for Nordsjøen (Gasbjerg m.fl. 2011).

Som i Gasbjerg m.fl. (2011) er effektene av de ulike påvirkningsfaktorene, som her er knyttet til etablering, drift og avvikling av offshore vindkraftverk, vurdert enten rent kvalitativt eller semi-kvantitativt, der vurderingene også er støttet på resultater av en kvantitativ analyse. De endelige konsekvensene (jf. **tabell 2.12**) må uansett betraktes som kvalitative vurderinger. Det er i vurderingene lagt vekt på å skille mellom 1) direkte effekter, 2) indirekte effekter via endringer i næringstilbud og 3) indirekte effekter via habitatendringer. De seks kriteriene som beskriver hver konsekvenskategori (**tabell 2.12**) reflekterer også denne inndelingen. Omfanget av konsekvens sees i forhold til hvor stor andel av bestanden som blir påvirket, herunder i hvilken grad hekkesuksess og/eller overlevelse blir berørt, eller hvor store deler av egnede habitater som blir påvirket.

Tabell 2.12. *Skala og kriterier benyttet for kategorisering av konsekvenser av ulike typer påvirkninger for sjøfugl i forhold til etablering, drift og avvikling av offshore vindkraftverk. De to første kriteriene er kvalitative og er vurdert alene når mer kvantitativ kunnskap ikke er tilgjengelig. De øvrige kriteriene er basert på kvantitative vurderinger. Med bestand i denne sammenhengen menes alle individer innen en art som kan tenkes berørt av det aktuelle vindkraftverket. Når vesentlige kunnskapsmangler har gjort det umulig å vurdere konsekvens, er konsekvens angitt som ukjent. Fra Gasbjerg m.fl. 2011.*

Kriterium	Konsekvens [1]			
	Ikke påvisbar	Lav	Middels	Stor
1	Ingen påvisbar konsekvens, eller ikke relevant	Svakt påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Sterkt påvisbar konsekvens
2	Ingen synlige skader på viktige habitater	Enkelte tilfeller av små skader på viktige habitater	Isolerte tilfeller av betydelig, men ikke varig skade på viktige habitater	Alvorlige, langvarige tap av viktige habitater som vanskelig kan gjenopprettes
3	Ingen klar andel av bestand berørt	Liten andel (< 10 %) av bestand berørt	Middels andel (10-30 %) av bestand berørt	Stor andel (> 30 %) av bestand berørt
4	Hekkesuksessen i bestanden ikke tydelig redusert	Hekkesuksessen i bestanden redusert inntil 100 % i 1 år	Hekkesuksessen i bestanden redusert 50-100 % i 1 år, eller 10-50 % i 2-5 år	Hekkesuksessen i bestanden redusert 50-100 % i ≥ 2 år
5	Voksendødeligheten i bestanden ikke vesentlig forhøyet	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet inntil 100 % i 1 år eller inntil 50 % i 2-3 år	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet inntil 200 % i 1-2 år eller inntil 100 % i 2-4 år	Voksendødeligheten i bestanden forhøyet > 200 % i ≥ 1 år eller > 100 % i ≥ 2 år

1) *Det tilsvarende kriteriesettet i sjøfuglutredningen for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008) var parallelt til dette med unntak av at høyeste kategori var inndelt i "alvorlige" og "svært alvorlige" konsekvenser, og at lav og middels konsekvens var angitt som hhv. "små" og "middels" konsekvenser*

2.3.4 Endelig vurdering av konsekvens, usikkerhet og kunnskapsgrunnlag

Vi har valgt å bruke begge disse to modellene for å vurdere konsekvens på, delvis uavhengig av hverandre, avhengig av kunnskapsgrunnlaget. I noen tilfeller er en vurdering basert på sårbarhets-(SSI-) verdiene, rødlistestatus og forekomst funnet å være mest hensiktsmessig, i andre tilfeller er det mest hensiktsmessig å vurdere konsekvens basert på kvalitative og kvantitative kriterier, og i enkelte tilfeller kan begge modellene være brukt.

For hver konsekvenskategori gis det også skjønnsmessige vurderinger på tredelt skala av både hvor stor usikkerhet vurderingen er beheftet med, m.a.o. risikoen for at konsekvensen i betydelig grad kan være over- eller undervurdert, og i hvilken grad dagens kunnskap er funnet tilstrekkelig god og omfattende for å vurdere konsekvens (**tabell 2.13**). Som regel vil de to parameterne være omvendt proporsjonale, dvs. jo bedre kunnskap, dess sikrere vurderinger.

Det kan ikke understrekes sterkt nok at både sårbarhets- og konsekvensverdiene er temporære, og vil endres med økende kunnskap. Mange sjøfuglbestander er i nedgang og vil kunne få endret rødlistestatus ved neste oppdatering av den norske rødlista.

Tabell 2.13. *Koder for gradering av usikkerhet og kunnskapsgrunnlag for de angitte konsekvensvurderingene.*

Faktor	Kode	Forklaring
Usikkerhet	1	Liten usikkerhet
	2	Middels usikkerhet
	3	Stor usikkerhet
Kunnskapsgrunnlag	*	Dårlig (lite og/eller lite egnet) kunnskap
	**	Middels kunnskap
	***	Relativt god kunnskap

2.4 Teknisk avgrensning

Denne strategiske konsekvensutredningen omfatter kun bunnfaste vindkraftinstallasjoner. Det er lagt til grunn en maksimumsdybde på 70 meter. Det er videre lagt til grunn at det kan plasseres et vindkraftverk på minimum 100 MW i hvert av utredningsområdene, og at hver vindturbin er på 10 MW og har en høyde på 112 m og en rotordiameter på 180 m.

Utredningsområdene er i utgangspunktet minst fem ganger så store som nødvendig rent teoretisk for å etablere vindkraftverk på inntil 1000 MW. Dette er gjort for å ta høyde for tilpasninger til arealinteresser og miljøhensyn (Nybakke 2011).

Data på driftsmessige båttrafikk ved offshore vindkraftverk er hentet inn fra Danske vindkraftverk (J.K. Larsen pers medd.). Det forutsettes 1-2 årlige serviceettersyn per turbin (som foretas i sommerhalvåret fra skip eller helikopter). Ved et 200-350 MW stort vindkraftverk representerer dette i gjennomsnitt et besøk hver eller annenhver dag. Dette er, bortsett fra spesiell ”tung” service med større skip, maksimum aktivitet gitt at en del av trafikken vanligvis foregår med helikopter. Normal transport til turbinene skjer med mindre, relativt hurtiggående fartøy, gjerne morgen og ettermiddag. Båttrafikk er kun mulig med opp til 1,5 m høye bølger.

I anleggsfasen (og avvirkningsfasen) vil det være betydelig mer båttrafikk enn i driftsfasen. Flere av de vindkraftverkene som er bygget relativt nær land har 15-20 større og mindre fartøy i sving under anleggsperioden på det meste. Dette vil imidlertid variere fra prosjekt til prosjekt og gjennom utbyggingsfasen. Anleggsfasen er for dagens vindkraftverk (ca. 200-300 MW) to-tre år, men målet er å redusere dette (NVE).

Utredningen fokuserer på vindkraft. Det er, så langt det har vært mulig, også vurdert konsekvenser av andre fornybare teknologier som tidevanns- og bølgekraftverk, selv om det i svært liten grad finnes litteratur om dette emnet.

3 Forekomst av sjøfugl i de utvalgte områdene

Arne Follestad, Magdalene Langset, Svein-Håkon Lorentsen

3.1 Innledning/bakgrunn

God kunnskap om forekomst av sjøfugl til ulike årstider er viktig for å kunne forutsi eventuelle kort- og langsiktige effekter av etablering, drift og avvikling av offshore vindkraftverk og andre installasjoner for produksjon av fornybar energi. I dette kapitlet beskriver vi forekomstene av hekkende- mytende og overvintrende sjøfugl i de ulike utredningsområdene. Mye av datagrunnlaget er relativt gammelt, men for noen områder har det vært mulig å innhente ny kunnskap.

Sjøfugl er svært mobile og kan bevege seg over store områder. I hekketiden er de imidlertid nødt til å returnere til koloniene med mat til ungene og vil frekventere samme områder og flyge-korridorer regelmessig (se også **kap. 4**). Forskjellige arter og økologiske grupper har ulik aksjonsradius og vil kunne bruke utredningsområdene til å søke næring, selv om koloniene ligger et stykke unna. Vi behandler dette på et generelt grunnlag for artsgruppene med størst aksjonsradius i **kap. 3.3.1**. Artene med de laveste aksjonsradiene (< 30 km) behandles under de respektive utredningsområdene. For hvert av utredningsområdene listes også opp verneområder og sjøfuglreservater som innehar sjøfuglarter eller artsgrupper som (teoretisk) har en slik aksjonsradius at de kan bruke utredningsområdene til næringssøk.

Forventede og antatte konsekvenser, basert på tilgjengelig litteratur, ved etablering, drift og avvikling av offshore vindkraftverk presenteres for de ulike økologiske gruppene i **kap. 3.5**, mens de artsspesifikke konsekvensvurderingene finnes i **Vedlegg 9**. I **kap. 3.5** presenteres også forekomsten av rødlistede sjøfuglarter i hekke-, myte- og overvintringsperioden i de ulike utredningsområdene.

3.2 Materiale og metoder

3.2.1 Kystnære tellinger av sjøfugl

Sjøfugldataene fra kystnære områder stammer fra flere kilder, hovedsakelig fra Det nasjonale sjøfuglkartverket ved NINA (se f.eks. www.seapop.no). Dataene er primært samlet inn gjennom kartleggingsoppdrag til forskjellige deler av året, hovedsakelig knyttet opp mot regionale konsekvensanalyser, Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009), Fylkesmennene, Norsk Ornitologisk Forening (NOF), publiserte rapporter og, i de senere årene, gjennom kartlegginger i SEAPOP.

Sjøfugl i kystnære områder er hovedsakelig talt vha. to metoder, 1) fra land, eller 2) fra fly. Tellinger fra land er gjort til fots, med bil eller båt langs en kystlinje, der alle sjøfugler observert med kikkert eller teleskop er registrert innenfor faste lokaliteter inntegnet på kart. Tellinger innenfor transekter fra båt i kystnære områder brukes sjelden, men av og til brukes fly for å dekke store områder på kort tid. Dette gjelder alle årstider. Tellinger fra fly foretas enten ved å telle alt som ligger langs kystlinjer (tegnes inn på kart), eller ved transekttellinger (som fra båt) (f.eks. Nielsen & Krag Petersen 2010). I sjøfuglkartverket er dataene stedfestet (UTM-angivelse). Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokaliteter (ofte små holmer eller fuglefjell), mens de for myte- og vintersesongen er relatert til midtpunkt i litt større geografiske områder (ofte 4-8 km^2).

Dekningsgraden for kartleggingene og alderen på dataene i sjøfuglkartverket varierer mellom områdene. I tillegg varierer ofte antallet hekkende fugler mellom år. I dårlige år er det f.eks.

ikke alle fuglene i en bestand som hekker, noe som gir utslag i lavere verdier. For å kompensere for dette er maksimalantallet for hver sjøfuglart på de enkelte lokalitetene i 10-årsperioder brukt i analysene. Der data for tidsrommet 2001-2011 ikke fantes, er data fra tiåret før brukt, og de områdene som ikke heller da var dekket representeres med data fra 1980-tallet. Dette er en svært konservativ innfallsvinkel og gjenspeiler ikke nødvendigvis dagens situasjon (noen kolonier har opplevd en dramatisk bestandsnedgang i løpet av de siste ti årene).

For alle årstider og regioner er det stor forskjell i dekningsgraden i tid og rom. I noen områder har registreringsomfanget vært mer intenst enn i andre, og det finnes områder hvor det aldri er gjort registreringer av sjøfugl. Det kan derfor forekomme områder hvor artene kan påtreffes, uten at dette vises på kartene.

Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokalitetene. Dette medfører at hele kolonien i utgangspunkt blir registrert på en lokalitet, noe som medfører at det ikke tas høyde for bruken av næringsområder rundt kolonien. De ulike artsgruppene bruker områdene rundt kolonien på forskjellige måter. De pelagiske artene bruker områdene i åpent hav utenfor koloniene som beiteområde. Avhengig av tilgang på næring beveger de seg flere titalls kilometer fra land, opp til et 100-talls kilometer, slik at store områder rundt koloniene må regnes som viktige i forhold til å kunne vurdere mulig konflikt med vindkraftverk. Tettheten av fugler i områdene lengst fra kolonien er i gjennomsnitt minst, men sjøfuglene beiter gjerne mer eller mindre samlet, slik at der det er tilgjengelig næring vil det tidvis kunne finne store konsentrasjoner av pelagisk, beitende arter også langt fra koloniene i hekketiden. De kystnære artene vil derimot være mer avhengige av beiteområder i mer umiddelbar nærhet av kolonien (f.eks. regnes vanlig aksjonsradius for skarver til maksimum 30 km hvis de skal ha vellykket hekking). For å inkludere bruken av næringsområder rundt hekkeplassene er det i vurderingen av sårbare områder i hekkeperioden lagt en buffersone rundt kolonien. Størrelsen på buffersonen varierer etter artsgruppe (**tabell 3.1**). I denne buffersonen er fordelingen av fugl utregnet som funksjon av størrelsen på kolonien, slik at andelene av fugl i buffersone 1 vil være 2/3 av kolonistørrelsen mens andelen av fugl i buffersone 2 og 3 vil være hhv. 2/9 og 1/9 av kolonistørrelsen. Det er gjort en egen vurdering av potensiell aksjonsradius for de rødlistede sjøfuglartene med lengst aksjonsradius i **kap. 3.3.1**, mens eventuelle konsekvenser er vurdert under hvert enkelt delområde.

Det understrekes at denne måten å vurdere forekomster av sjøfugl innenfor aksjonsradius på er foretatt siden det mangler god kunnskap om hvordan sjøfuglene utnytter beiteområdene rundt koloniene. Det er den typen informasjon som søkes innhentet ved å bruke bl.a. GPS-loggere (jf. **kap. 4**).

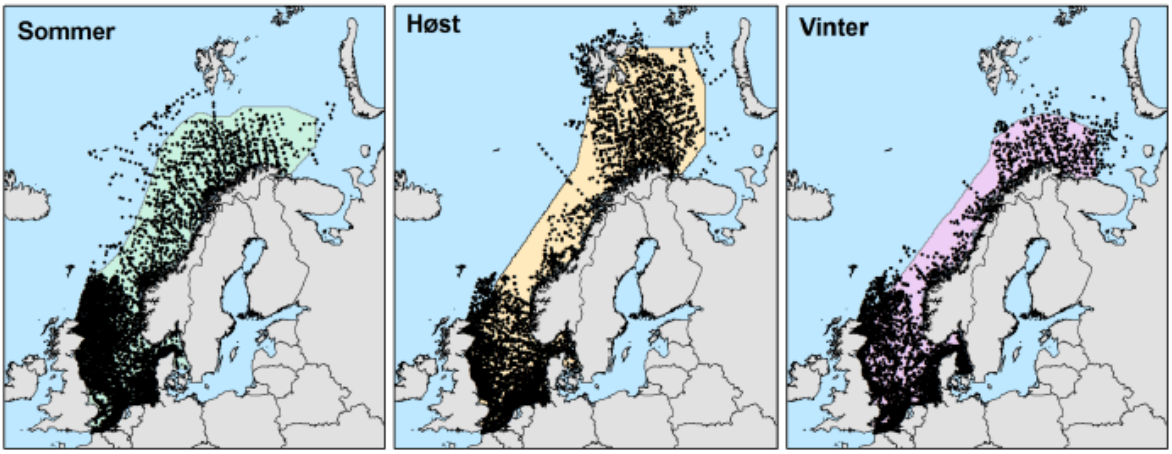
***Tabell 3.1**. Oversikt over avgrensning av bufferområder rundt kolonier av forskjellige sjøfuglarter. Se tekst med forklaringer av hvordan disse brukes.*

Arter	*Buffer 1 (km)*	*Buffer 2 (km)*	*Buffer 3 (km)*
Storskarv, toppskarv, ærfugl, teist	5	10	15
Storjo, tyvjo, gråmåke, sildemåke, svartbak, makrellterne, rødnebbterne	20	40	60
Havhest, havsule, krykkje, alke, lomvi, lunde	33	66	99

3.2.2 Tellinger av sjøfugl i åpent hav

Tellinger av sjøfugl i åpent hav foregår i transekter etter internasjonalt standardisert metodikk (Tasker m.fl. 1984). Observatøren står som regel på brua, gjerne 8-10 m over havoverflaten. Mens skipet går framover med konstant hastighet telles alle sjøfugler innenfor en definert sektor med radius på 300 meter som er avgrenset av en 90-graders vinkel mellom rett forut, og ut til den ene siden av båten. Sjøfuglene bestemmes til art eller familie, og adferden til fuglen noteres (hvorvidt den ble observert flygende eller på vannet). Observasjonene foregår utelukkende under gode observasjonsforhold. Det vil si at observasjonsforholdene må være slik at fugl med stor sannsynlighet vil oppdages innenfor 300-meterstransektet. Noen arter følger aktivt fartøyet (skipsfølgere), og vil derfor bli overestimert med transektmetoden. I våre farvann gjelder dette alle måkeartene og havhest. I en del tilfeller blir disse artene registrert som punkttellinger innenfor sektoren ved jevne mellomrom. Punkttelling og stripetelling gir ulike tetthetsestimater, og i analysene skilles disse metodene fra hverandre ved å inkludere ulik metodikk som en faktor (f.eks. Fauchald 2012).

Datagrunnlaget for åpent hav baserer seg på en felles europeisk database (ESAS – European Seabirds at Sea) for sjøfugl i åpent hav i Nordøst-Atlanteren, inkludert de norske dataene som de sist årene er samlet inn i regi av SEAPOP-programmet (www.seapop.no). Dekningen i våre havområder er stort sett god (**figur 3.1**). Dataene som ble brukt til å beregne utbredelsen er samlet inn i perioden 1980-2010 (Fauchald 2012).

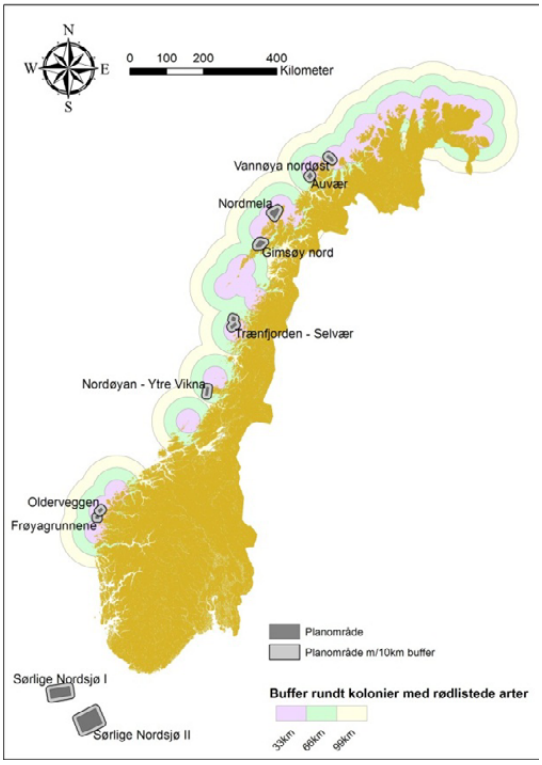


***Figur 3.1**. Dekning av data fra åpent hav i norske havområder. Fra Fauchald (2012).*

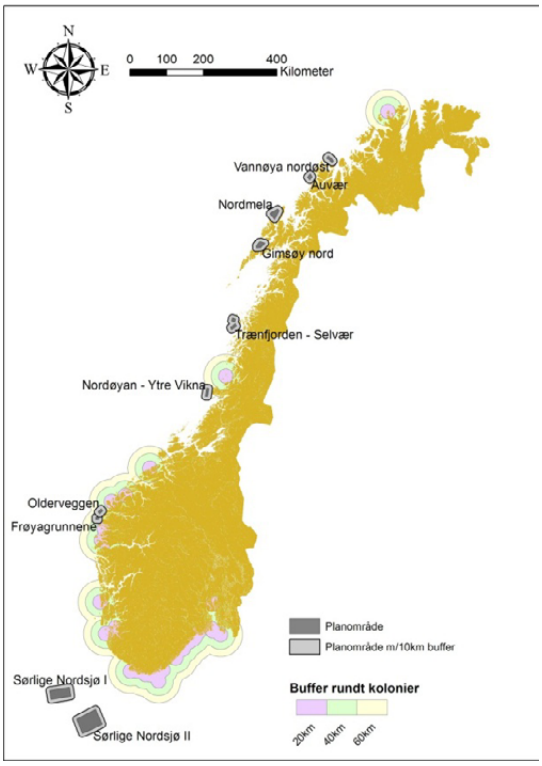
3.3 Resultater

3.3.1 Aksjonsradius fra hekkekolonier for rødlistede sjøfuglarter

Det er tatt utgangspunkt i data på fordeling av hekkekolonier av rødlistede sjøfuglarter og lagt en buffer som tilsvarer aksjonsradius rundt koloniene(**fig 3.2 og 3.3**). Det presiseres at dette er potensiell aksjonsradius som i år med god næringstilgang kan være mindre, og motsatt i år med dårlig næringstilgang. Det er også viktig å legge merke til at aksjonsradius representerer et område der det er sannsynlig å treffe på fugl fra de aktuelle koloniene, men det kan forventes at sannsynligheten for å treffe på fugl, samt tettheten av fugl, vil avta med økende avstand fra koloniene (dette reflekteres i screeningen som er gjort på grovere skala, jf. Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011). Store deler av norskekysten representerer potensielle næringssøksområder for rødlistede arter. For å kunne si noe om i hvor stor grad dette vil gjelde for konkrete utbyggingsområder bør det gjennomføres studier for å avdekke områdebruk for de aktuelle artene.



***Figur 3.2**. Fordeling av kolonier med en samlet bestand på over 1000 individer for sjøfuglarter med 100 km aksjonsradius for næringssøk i hekkeperioden (artene lomvi, lunde og krykkje). Den innerste ringen representerer 33 km ut fra kolonien, den midtre 66 km og den ytre 100 km.*



***Figur 3.3**. Fordeling av kolonier med en samlet bestand på over 1000 individer for sjøfuglarter med 60 km aksjonsradius for næringssøk i hekkeperioden (artene sildemåke og makrellterne). Den innerste ringen representerer 20 km ut fra kolonien, den midtre 40 km og den ytre 60 km.*

Områdebruk for arter med lavere aksjonsradius omtales under hvert enkelt delområde.

3.3.2 Sørlige Nordsjø I og II

Utredningsområdene Sørlige Nordsjø I og II ligger langt fra kysten og de nærmeste hekkekoloniene for sjøfugl (jf. **kap. 2.1.1**). De ligger utenfor aksjonsradius for fugl som hekker i de sørlige delene av Nordsjøen og Skagerrak, og det kan derfor ikke forventes store ansamlinger av sjøfugl i området i hekketiden. Antall sjøfugl som oppholder seg i åpent hav både i og utenom hekkesesongen er avhengig av mattilgang og miljøforhold, og det er derfor stor temporær og romlig variasjon i tettheten av de ulike sjøfuglartene gjennom året i utredningsområdene.

3.3.2.1 Sommer

Tettheten av pelagisk dykkende sjøfugl er relativt lav i begge utredningsområdene i sommersesongen. Både alke, lunde og alkekonge forekommer i små mengder i området. Dette er sannsynligvis ikke-hekkende fugler (**Vedlegg 3**).

Tettheten av pelagisk, overflatebeitende sjøfugl er også lav i utredningsområdene i sommersesongen. Arter som havsule og krykkje forekommer sporadisk, mens havhest opptrer i middels høye tettheter. Det er først 80-100 km lengre vest at det er økning i forekomstene av disse artene (**Vedlegg 3**).

Tettheten av kystbundne, overflatebeitende sjøfugl er generelt lav innenfor begge utredningsområdene i sommersesongen, men opptrer i økende tettheter inn mot fastlandet. Av arter som regnes inn under kystbundne overflatebeitende forekommer sildemåke i middels høye tettheter i sørlige Nordsjø I i hekketiden, og fiskemåke og sildemåke i middels høye tettheter i østlige deler av sørlige Nordsjø II (**Vedlegg 3**).

3.3.2.2 Høst og vinter

Utenfor hekkesesongen er tettheten av pelagisk dykkende sjøfugl generelt lav i begge utredningsområdene. Lomvi har en noe høyere forekomst om vinteren enn om høsten, spesielt i sørlige Nordsjø I. Dette samsvarer med at området ligger nært det østligste kjerneområdet for lomvi vinterstid (Fauchald 2012). For alke er det observert relativt høye tettheter vinters tid i områdene øst og sør for sørlige Nordsjø II, og den har en mer klumpvis fordeling i området om høsten. Alkekonge opptrer i middels høye tettheter i begge utredningsområdene vinters tid (**Vedlegg 4 og 5**).

Utenfor hekkesesongen er pelagisk, overflatebeitende sjøfugl den gruppen som forekommer i høyest tetthet i begge utredningsområdene. Havhest opptrer med de høyeste tetthetene. Arten opptrer i lavere tettheter i de sørlige delene av utredningsområdene. Tettheten av havsule er middels høy i utredningsområdene om høsten, men er lavere om vinteren. Krykkje opptrer i lave tettheter utenom hekkesesongen i begge utredningsområdene (**Vedlegg 4 og 5**).

Kystbundne, overflatebeitende sjøfugl opptrer i høyere tettheter i begge utredningsområdene utenom hekkesesongen enn i hekkesesongen. Spesielt om høsten finnes høye tettheter av sildemåke, svartbak og fiskemåke, mens tetthetene er lavere om vinteren. De største forekomstene av disse artene finnes imidlertid utenfor utredningsområdene og nærmere norskekysten (**Vedlegg 4 og 5**).

3.3.3 Frøyagrunnene og Olderveggen

3.3.3.1 Hekking

Det er gjennomført sporadiske tellinger av hekkende sjøfugl i Sogn og Fjordane siden begynnelsen av 1980-tallet, samt hvert år siden 2005 (f.eks. Larsen 2011). Dette inkluderer også utbyggingsområdene i Bremanger og Vågsøy kommuner, og en har god oversikt over bestanden av hekkende sjøfugl i sjøfuglreservatene innenfor utredningsområdene.

Generelt kan sies at hekkebestandene av sjøfugl i Sogn og Fjordane har gjennomgått en kraftig bestandsreduksjon, muligens som et resultat av manglende næringstilgang da nedgangen kom parallelt med et sammenbrudd i tobisbestanden i Nordsjøen. Data fra hekkefugltellinger i Sogn og Fjordane det siste tiåret viser en tilbakegang for så godt som alle arter (Larsen 2011). Hekkebestanden av ærfugl i Sogn og Fjordane synes å ha gjennomgått en kraftig bestandsnedgang. Dersom tallgrunnlaget er korrekt, er det snakk om en nedgang på rundt 95 % på ti år (Larsen 2011).

Mange av sjøfuglartene som hekker på Runde, spesielt de pelagisk dykkende og overflatebeitende artene, har en aksjonsradius som omfatter både Frøyagrunnene og Olderveggen. Disse vil kunne komme i konflikt med en eventuell utbygging av et vindkraftverk i utredningsområdene. I løpet av de siste 10 årene har de rødlistede artene krykkje, lomvi og lunde hatt en negativ bestandsutvikling på Runde, mens hekkebestanden av havsule har vært stabil.

Frøyagrunnene

Utredningsområdet for Frøyagrunnene overlapper delvis med utredningsområdet for Olderveggen og disse bør derfor sees i sammenheng. Det er ingen store kolonier av pelagisk dykkende sjøfugl i utredningsområdet Frøyagrunnene, men området ligger innenfor aksjonsradius for alke, lomvi og lunde som hekker i koloniene på Veststeinen og Einervarden (se omtale under Olderveggen) og utgjør derved en del av kjerneområdet for disse artene (**figur 3.4**).

Det er heller ingen store kolonier av arter som hører inn under den økologiske gruppen pelagisk, overflatebeitende sjøfugl (**tabell 2.10**). Tyvjo er påvist på flere hekkelokaliteter innenfor utredningsområdet (**figur 3.4**). Det hekker ikke krykkje innenfor utredningsområdet, men næringssøkende individer vil likevel kunne påtreffes her i hekketiden.

Utredningsområdet er et viktig hekkeområde for ærfugl. Det er registrert stor reduksjon i hekkebestanden av ærfugl i Sogn og Fjordane de siste årene (Larsen 2011, **figur 3.4**).

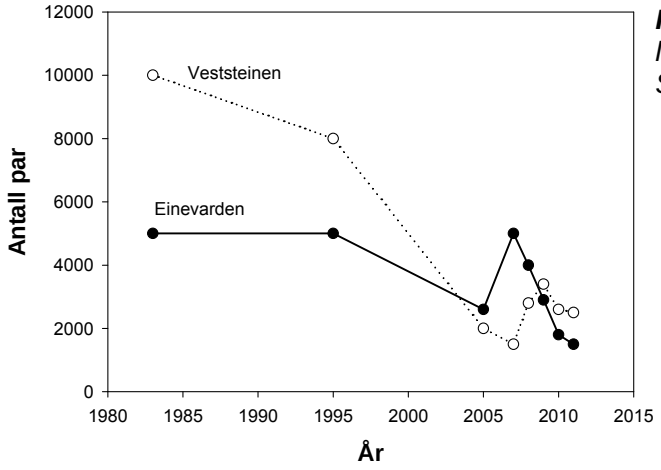
Av kystbundne, fiskespisende sjøfugl finnes ca. 2 % av totalbestanden av toppskarv i norsk del av Nordsjøen/Skagerrak innenfor utredningsområdet. Den viktigste hekkelokaliteten i området er Frøyaskjera midt inne i utredningsområdet (**figur 3.4**). Hekkebestanden av teist er også relativt stor, og hele 5 % av den totale bestanden i Nordsjøen antas å hekke innen utredningsområdet. Arten er påvist hekkende på mange mindre lokaliteter.

Hos den økologiske gruppen kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.4**) er det, etter en nedgangsperiode, registrert en vekst i bestandene av svartbak og gråmåke over hele fylket. Dette er også tilfellet innenfor utredningsområdet, men det er likevel langt igjen til bestandene er oppe på det samme nivået som før sammenbruddet. Ved Frøyaskjera, en stabil hekkelokalitet for måker hekket det i 2011 45 par svartbak og 35 par gråmåke (Larsen 2011). Makrellterne og rødnebbterne er også påvist hekkende på denne lokaliteten. I utredningsområdet er det, totalt sett registrert mange måkekolonier, men de siste årene har

omfanget av hekkingen vært begrenset, og i tråd med den store reduksjonen i hekkebestandene som er observert (Larsen 2011).

Olderveggen

Olderveggen har større mengder hekkende sjøfugl i sin nærhet enn Frøyagrunnene. Det meste av pelagisk dykkende sjøfugl som hekker i Sogn og Fjordane holder til innenfor dette utredningsområdet. Praktisk talt hele lundebestanden i Sogn og Fjordane hekker her; på Veststeinen og Einevarden. Antallet hekkende lunde har gått kraftig tilbake siden 1980-tallet, men ser ut til å ha holdt seg relativt stabilt de siste årene (**figur 3.5**). I 2011 ble hekkebestanden av lunde anslått å være anslagsvis 2500 par på Veststeinen og 1500 par på Einevarden (Larsen 2011). De fleste hekkende lomvier og alker i Sogn og Fjordane finnes i utredningsområdet (**figur 3.4**).



***Figur 3.5**. Utvikling i hekkebestanden av lunde på Einevarden og Veststeinen i Sogn og Fjordane (etter Larsen 2011).*

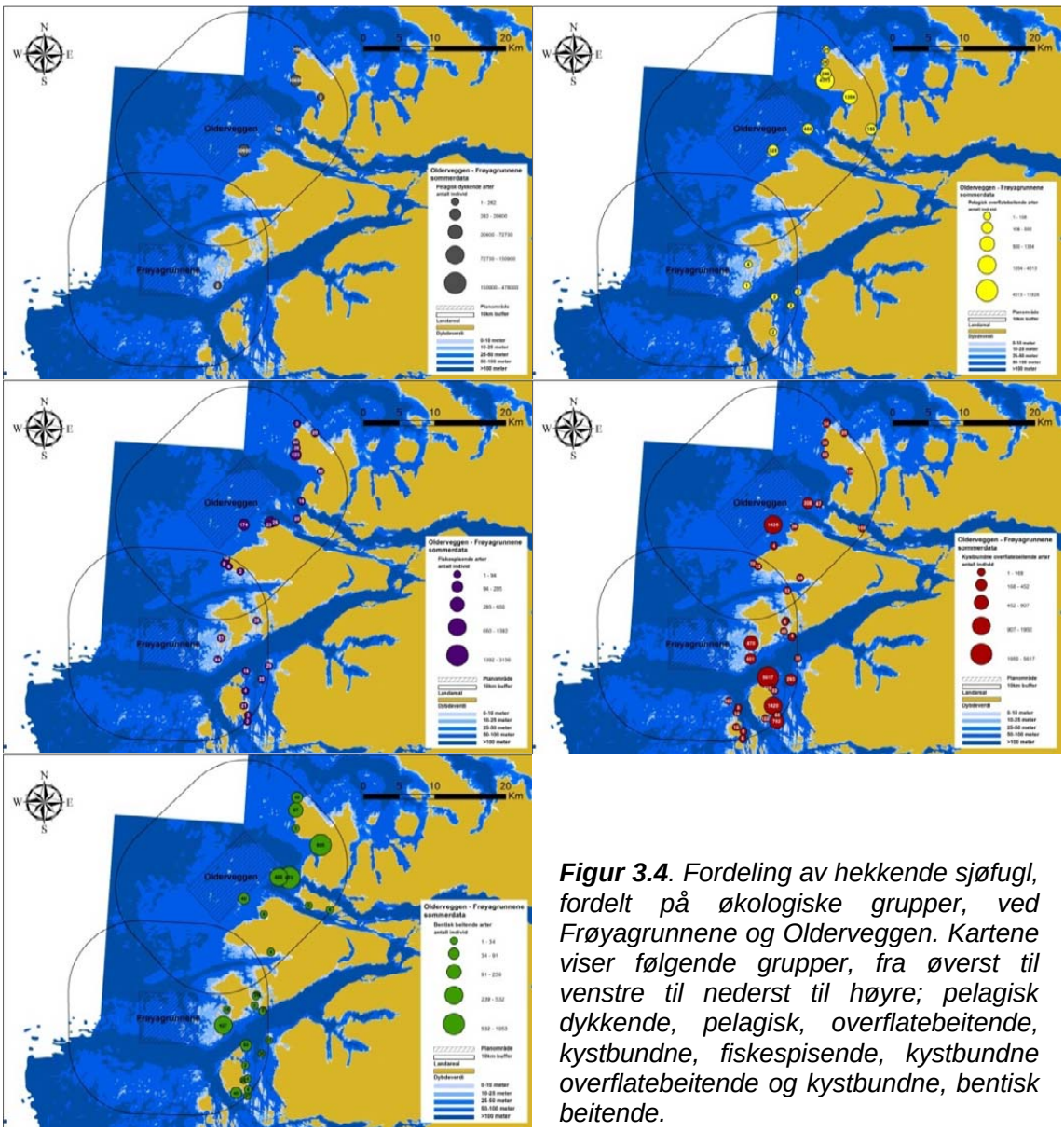
Av den økologiske gruppen pelagisk, overflatebeitende sjøfugl har krykkje vært den mest tallrike arten innenfor utredningsområdet (**figur 3.4**). Det har imidlertid skjedd store forflytninger av de viktigste hekkebestandene i løpet av det siste 10-året og krykkjene hekker nå hovedsakelig i to store kolonier; Stallbrekka i Vågsøy kommune (innenfor utredningsområdet) med over 200 par og Buholmen i Selje (utenfor utredningsområdet) med 460 par i 2011 (Larsen 2011). Avstanden til utredningsområdet fra Buholmen er ca. 25 km, noe som er godt innenfor artens aksjonsradius. Det er påvist hekking av tyvjo på flere lokaliteter innenfor utredningsområdet. I tillegg er det registrert hekkende tyvjo på ulike lokaliteter innenfor 15 – 25 km fra Olderveggen, og utredningsområdet faller klart innenfor aksjonsradius fra koloniene. Havhest hekket tidligere ved flere lokaliteter, blant annet på Einevarden, men det er observert en kraftig nedgang i hekkebestanden de siste årene (Larsen 2011).

Av de kystbundne, fiskespisende artene (**figur 3.4**) er toppskarv vanligst i området. Den største ansamlingen finnes på Veststeinen. Det ble for få år siden registrert 80 hekkende par der, men i 2011 var det kun 26 par som gikk til hekking. Det er i tillegg også registrert hekkende toppskarv på mange lokaliteter langs hele Bremangerlandet. Det er flere viktige hekkelokaliteter for teist innenfor utredningsområdet. Det er særdeles vanskelig å anslå størrelsen på teistkolonier, men hekkebestanden er tilsynelatende redusert fra 1980-tallet og fram til i dag (Larsen 2011).

Når det gjelder kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.4**) hekker både gråmåke, sildemåke og svartbak innenfor utredningsområdet. Sildekruna, den største hekkelokaliteten for gråmåke, ligger 5 km unna utredningsområdet, men har en aksjonsradius som strekker seg godt innenfor. I 2011 hekket 125 par gråmåke der, og bestanden har hatt en positiv utvikling de

senere årene. På samme lokalitet er det også funnet hekking av flere rødlistede arter, blant annet fiskemåke, tyvjo og makrellterne. Hekkebestanden av terner har gått kraftig tilbake etter århundreskiftet, og samlet for makrellterne og rødnebbterne, er det nå under 50 par årlig som hekker i sjøfuglreservatene som overvåkes årlig av Fylkesmannen (Larsen 2011). Innenfor utredningsområdene Frøyagrunnen og Olderveggen er det tidligere bare funnet mindre antall hekkende makrellterner.

Bestandene av kystbundne, bentisk beitende sjøfugl er generelt lave innenfor utredningsområdet (**figur 3.4**). Ærfugl hekker innenfor utredningsområdet med hoveddelen av hekkelokalitetene i Vågsøy kommune.



***Figur 3.4**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Frøyagrunnene og Olderveggen. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk, overflatebeitende, kystbundne, fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne, bentisk beitende.*

3.3.3.2 Myting

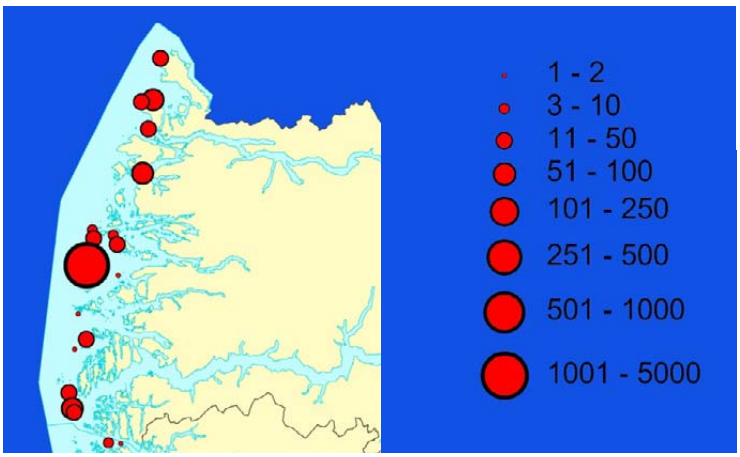
Det ble ikke gjennomført tellinger av mytende ærfugler fra fly i Sogn og Fjordane i 2011 pga. dårlige værforhold, så datagrunnlaget for utredningsområdene stammer fra tidligere år.

Antall ærfugl som samler seg på myteplassene i den ytre skjærgården har holdt seg relativt stabil gjennom de siste årene. I 2000 ble det totalt registrert litt over 2000 individer i de ytre delene av fylket (S. Byrkjeland pers medd., **tabell 3.2**). De årlige endringene som til dels er observert kan skyldes at myteplassene varierer litt fra år til år, avhengig av tilgangen på næring. Dette kan slå ut på resultatene fra de årlige tellingene (Larsen 2011). Ærfugl myter i august, og det er ikke kjent om hannene som samles i løpet av juni (Larsen 2011) myter i eksakt de samme områdene hvert år.

***Tabell 3.2**. Registreringer av ærfuglflokker i juni 2000. For hver flokk er det angitt hvilket utredningsområde de ligger i en avstand på mindre enn 15 km fra (jf. **tabell 3.1**).*

Lokalitet	Antall	Frøyagrunnene	Olderveggen
Buholmen	450		X
Klovningen	158		X
Frøyskjæra	430	X	
Ytterøyane	1150	X	

Under tellingene i 2000 ble det også registrert større mengder av mytende svartand i fylket, med i overkant av 5700 individer (S. Byrkjeland pers medd., **figur 3.6**). Ut fra dekningsgrad m.m. ble bestanden anslått til om lag 6100 individer. Dette er en stor mytebestand av svartand i nasjonal målestokk og enkelte av observasjonene er i nærheten av utredningsområdene.
.



***Figur 3.6** Forekomst av mytende svartand i Sogn og Fjordane i 2000 (S. Byrkjeland pers medd.).*

Grågås myter i hovedsak i området Ryggsteinen-Håsteinen-Moldvær i Askvoll kommune og på noen lokaliteter i Gulen kommune, med hhv. ca. 900 og 160 individer i 2010 (data fra NINA, se også Larsen 2011).

3.3.3.3 Vinter

Artene i den økologiske gruppen pelagisk, dykkende fugl holder til lenger ut i havet om vinteren, og er kun observert i små antall i utredningsområdet. Bare ved Einevarden er det tidvis registrert mindre grupper alkekonge om vinteren. I figur 3.7 presenteres kartene fra de

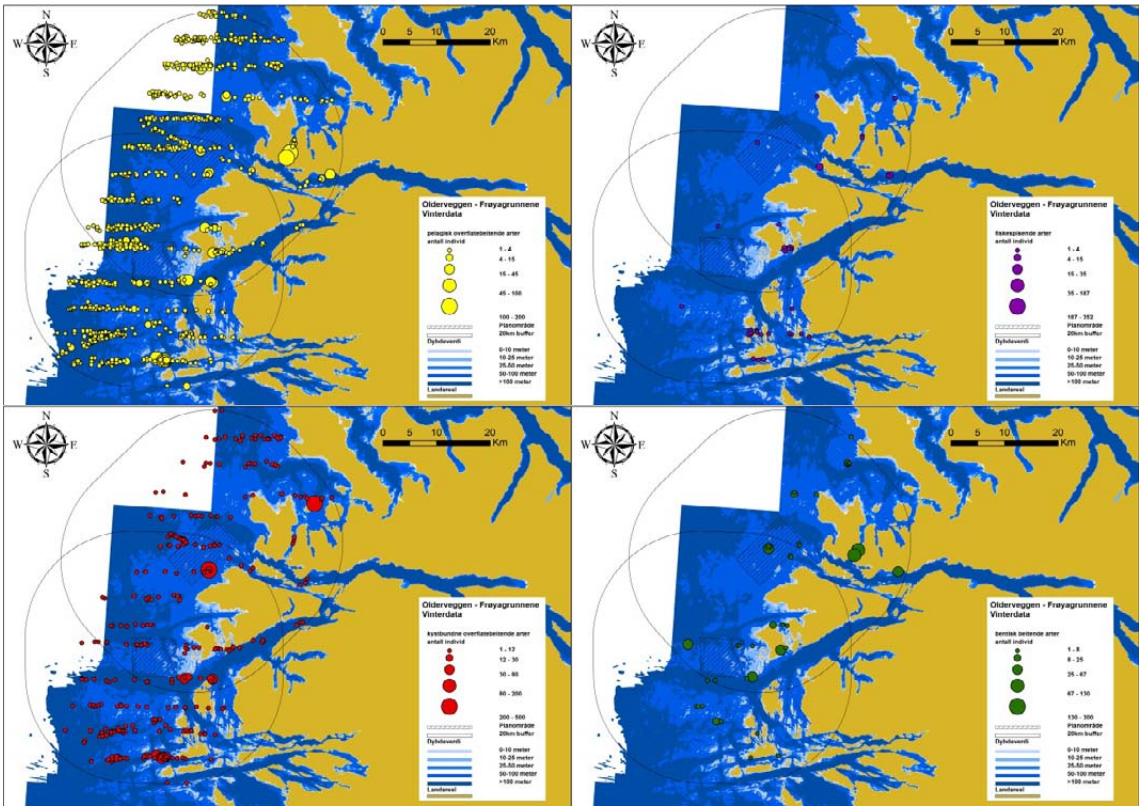
siste tellingene (fra fly i 2011), mens kart fra tellingene på 1980-tallet er presentert som vedlegg (**Vedlegg 6**).

Av pelagisk, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.7**) var havsule dominerende art i utredningsområdet ved tellingene vinteren 2011. Dette skyldes nok at tellingene ble foretatt i mars, da de begynner å returnere til hekkekolonien på Runde. I tillegg til havsule er det havhest og krykkje som dominerer i denne økologiske gruppen i området.

For de kystbundne, fiskespisende artene (**figur 3.7**) er det fortrinnsvis skarver, hovedsakelig storskarv som dominerer i utredningsområdet vinters tid. I tillegg er det observert en del siland. For denne gruppen sjøfugl er lokaliteter som Frøyaskjera viktige overvintringslokaliteter på grunn av de store gruntvannsområdene rundt øyene og holmene. Det er blant annet registrert storlom, gulnebblom, islom og gråstrupedykker her.

Av kystbundne, overflatebeitende arter (**figur 3.7**) er gråmåke mest tallrik. Det er talt nesten 1200 gråmåker innenfor utredningsområdet. I tillegg er det også mye svartbak.

I gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfugl (**figur 3.7**) er ærfugl dominerende i utredningsområdet vinters tid. I tillegg er det registrert havelle, kvinand, svartand og sjøorre



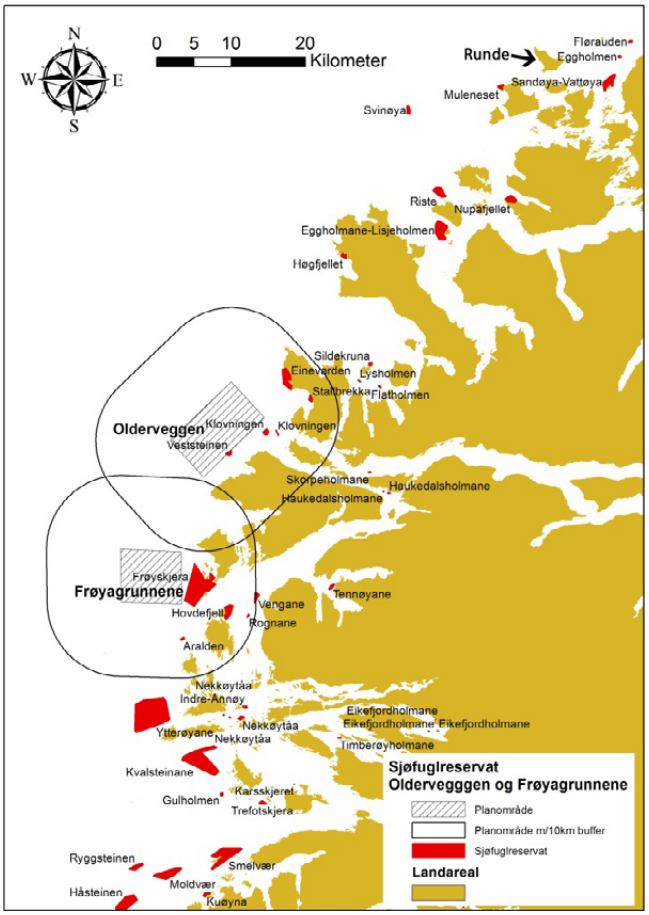
***Figur 3.7**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Frøyagrunnene og Olderveggen. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Dataene er fra tellinger fra fly gjennomført i mars 2009 og viser observasjoner langs transektlinjer.*

3.3.3.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Frøyagrunnene og Olderveggen (**figur 3.**). De største og viktigste er Runde, Einevarden, Klovningen og Veststeinen (**tabell 3.3**).

Runde er det største fuglefjellet sør for polarsirkelen, og har store bestander av havhest, havsule, krykkje, alke, lomvi og lunde. Bestandene har imidlertid gått tilbake de siste 20-30 årene, særlig for lomvi og krykkje. Utenom den funksjon utredningsområdene kan ha for næringssøk for fugl fra Runde, vil svømmetrekket av unger av havsule kunne passere gjennom områdene. Ungene forlater kolonien før de er flygedyktige, og svømmer på den første delen av trekket som går sørover. Det samme gjelder for lomvi, der det er mange gjenfunn sør for Stad av lomvier merket på Runde. Det er ikke kjent om dette svømmetrekket vil passere gjennom utredningsområdene, eller om det skjer lenger fra land.

Einevarden, med tilhørende områder, representerer det største fuglefjellet i Sogn og Fjordane, og det nest største fuglefjellet i Sør-Norge. På denne lokaliteten finnes hekkende havhest, toppskarv, gråmåke, svartbak, krykkje, alke, lomvi og lunde.



***Figur 3.8**. Oversikt over verneområder og sjøfuglreservater som er plassert slik at sjøfugl som hekker i disse områdene har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdene.*

***Tabell 3.3**. Artssammensetning i de viktigste vernområdene og sjøfuglreservatene og deres avstander til Frøyagrunnene og Olderveggen. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdene.*

Verneområder og sjøfuglreservater	Viktige arter	Minste avstand Frøyagrunnene	Minste avstand Olderveggen
Runde	Havsule, alkefugler, havhest, krykkje, storjo, toppskarv	81 km	60 km
Buholmen/Høgfjellet	Krykkje, toppskarv	26 km	5 km
Einevarden	Lunde, lomvi og alke, krykkje, toppskarv	26 km	5 km
Klovningen	Krykkje, toppskarv, lomvi, havhest	19 km	1,5 km
Veststeinen	Lunde, svartbak, sildemåke	14 km	0 km
Nord-Hovden (Hovdefjell)	Sildemåke, gråmåke	6 km	17 km
Frøyaskjæra	Ærfugl, tjeld, fiskemåke, gråmåke, svartbak, makrellterne og rødnebbterne. Også viktig overvintringsområde for flere arter av lommer, lappedykkere og andefugler på grunn av de store gruntvannsområdene	1 km	12 km
Ytterøyane	Rødnebbterne, siland, gråmåke og svartbak	12 km	30 km
Ryggsteinen, Håsteinen og Moldvær	Krykkje, rødnebbterne, toppskarv, gråmåke, sildemåke. Også viktig overvintringsområde for flere arter av lommer, lappedykkere, skarv og andefugler	~ 35 km	~55 km
Sørværet	Fiskemåke, ærfugl	46 km	64 km

3.3.4 Nordøyan – Ytre Vikna

3.3.4.1 Hekking

Viknaområdet er relativt godt undersøkt med tanke på hekkende sjøfugl. Det er gjennomført tellinger av hekkende sjøfugl i 1982 og 1998, samt i 2011 i forbindelse med den strategiske konsekvensutredningen. Hekkebestanden av storskarv i Vikna overvåkes årlig, og mange sjøfuglarter overvåkes på den nærliggende nøkkellokaliteten i SEAPOP; Sklinna.

Utredningsområdet Nordøyan - Ytre Vikna ligger innenfor aksjonsradius for flere sjøfuglreservater, både spesielt artsrike hekkelokaliteter, og lokaliteter av nasjonal verdi. Det er lite sjøfugl som hekker innenfor selve utredningsområdet, men mange arter hekker så nært opptil utredningsområdet at det inngår som en del av deres beiteområder. Naturreservatet Sklinna, med landets største toppskarvkoloni, ligger 30 km nordvest for utredningsområdet. Her finnes det også en lomvi-koloni, som i motsetning til mange av koloniene lengre nord, er i fremgang. Ytre Vikna er et artsrikt område og i tillegg til sjøfugl hekker mange andre arter, blant annet vadere, gjess og ender.

Pelagisk, dykkende sjøfugl (**figur 3.9**) forekommer kun sporadisk innenfor utredningsområdet. Sklinna som ligger utenfor utredningsområdet huser arter med en aksjonsradius som kan innbefatte utredningsområdet.

Av pelagisk overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.9**) hekker (hekket?) krykkje i to kolonier innenfor utredningsområdet; Korsholmen i Sørøyan og Fruflesa (Kaspersen & Einvik 1997), og på Sør-Gjæslingan som ligger vest-sørvest for utredningsområdet (S.-H. Lorentsen pers medd.). I tillegg er det registrert hekkende tyvjo på mange lokaliteter, både innenfor selve utredningsområdet og like utenfor.

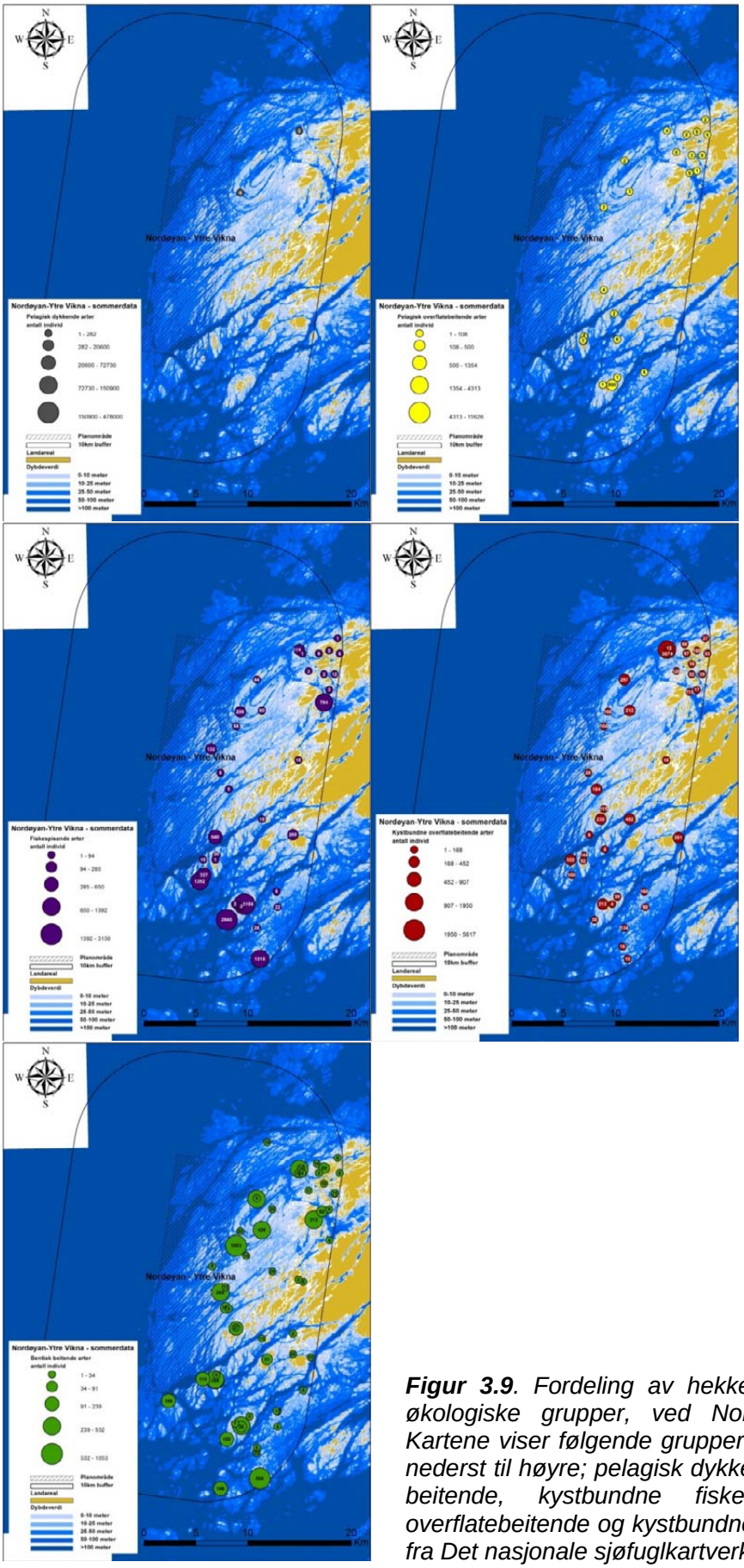
De kystbundne, dykkende sjøfuglartene forekommer i flere viktige storskarvkolonier i eller like utenfor utredningsområdet. Det største antallet er registrert på Korsholmen i Sørøyan, en hekkelokalitet av nasjonal betydning med 1550 hekkende par i 2008 (den har gått tilbake etter dette). To andre viktige lokaliteter for storskarv er Brosmeflesa og Nordøyan. Utredningsområdet huser ca. 2 % av hekkebestanden av toppskarv i Norskehavet. Korsholmen i Sørøyan er en viktig koloni også for toppskarv (**figur 3.9**). Det er også registrert en betydelig hekkebestand av teist i utredningsområdet og i Ytre Vikna.

Kystbundne overflatebeitende sjøfugl er den nest mest dominerende sjøfuglgruppen i utredningsområdet (**figur 3.9**). Rødnebbterne og makrellterne finnes på flere hekkelokaliteter innenfor utredningsområdet. For sildemåke finnes det flere hekkeplasser i og i umiddelbar nærhet av utredningsområdet. Ca. 7 % av sildemåkebestanden i Norskehavet er påvist hekkende i eller i umiddelbar nærhet av utredningsområdet. Fylkets største gråmåkekoloni ligger inne i utredningsområdet, i Nordøyan naturreservat. I 1992 hekket 345 par på lokaliteten, og arten har også flere andre gode hekkeplasser i området. I tillegg hekker svartbak og fiskemåke i området, men i noe lavere tetthet.

Av kystbundne, bentisk beitende sjøfuglarter forekommer ærfugl i stort antall i området. Tidligere fantes det fredlyste egg- og dunvær i Viknaområdet (Kaspersen & Einvik 1997), men disse er nå forlatt.



Toppskarv er en kystbunden fiskespisende sjøfugl. Ti prosent av den norske hekkebestanden finnes på Sklinna som ligger nordvest for Nordøyan – Ytre Vikna. Studier vha. GPS-loggere viser at utredningsområdet ligger innenfor aksjonsradius for toppskarvene som hekker på Sklinna, men ingen av de GPS-merkede fuglene brukte utredningsområdet som beiteområde.

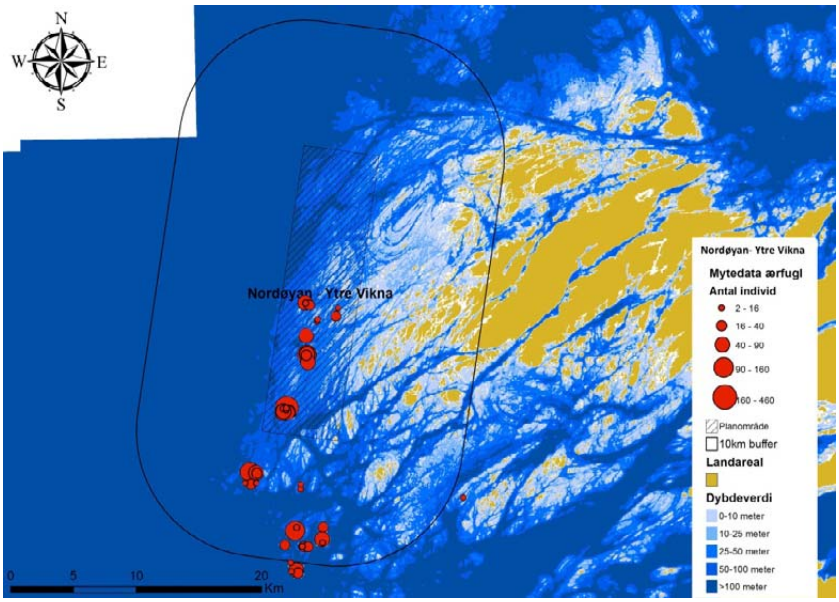


***Figur 3.9**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Nordøyan – Ytre Vikna. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.4.2 Myting

I 2011 ble det talt 1850 mytende ærfugler i ytre deler av Vikna (**figur 3.10**). Så godt som alle lå i, eller svært tett inntil, utredningsområdet. I 1986 ble det talt om lag 4050 mytende ærfugler i tilnærmet samme område. Den observerte nedgangen er i tråd med det som er funnet for ærfugl i andre deler av landet både for hekke- og overvintringsbestandene.

I 1986 ble det også registrert 260 mytende sjøorre og 690 mytende silender i samme område. Disse artene ble ikke registrert i 2011 da det derimot ble sett flere mindre flokker med mytende svartand (i underkant av 200 individer). Vikna-øyværet, inkludert utredningsområdet, representerer viktige myteområder i nasjonal målestokk for disse artene.



***Figur 3.10**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.*

Tidligere fantes myteforekomster (1000-2000 individer) av grågjess i de ytre områdene av Vikna kommune. I de senere årene har det kun dreid seg om et lite antall helt nord i kommunen. Årsaken til denne nedgangen er ikke kjent, men det er mulig at en økning i hekkebestanden av havørn er en medvirkende faktor (A. Follestad pers. medd.).

3.3.4.3 Vinter

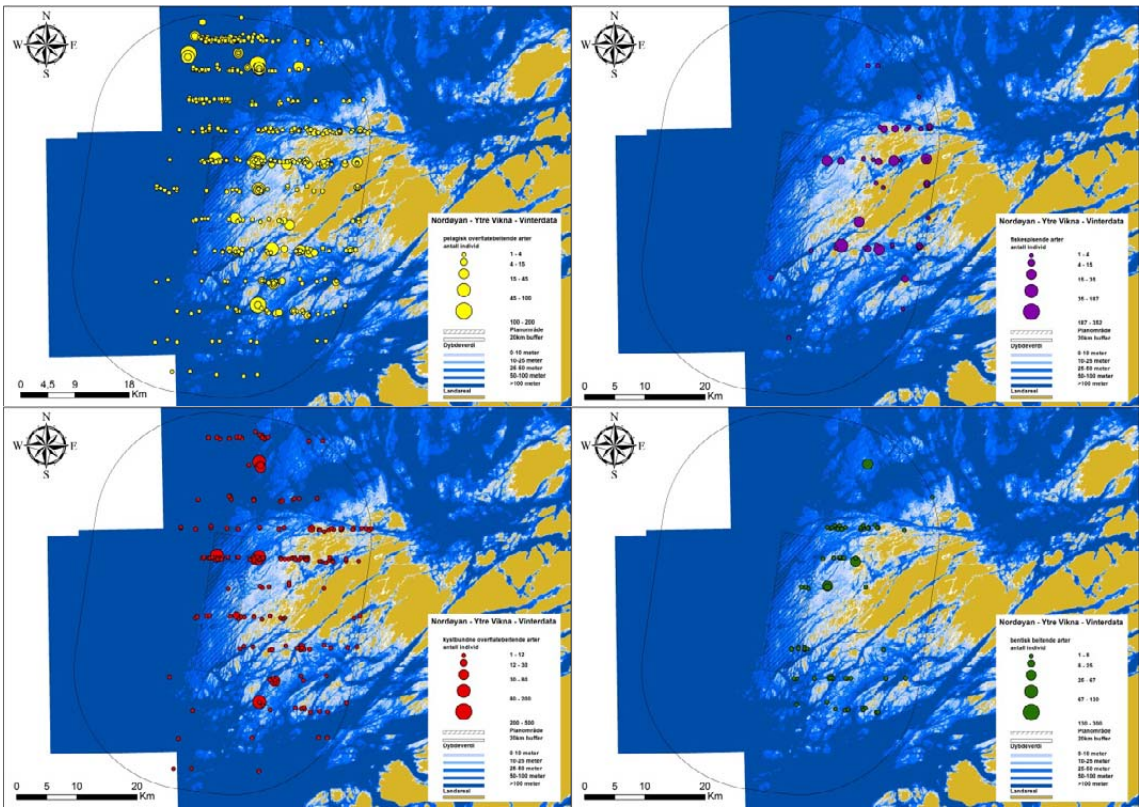
Gruntvannsområdene i Ytre Vikna er viktige som overvintringsområder for sjøfugl, og forekomstene av disse har tidligere vært grundig kartlagt. I tillegg ble det vinteren 2011 utført tellinger fra fly i hele området. Her presenteres kartene fra de siste tellingene (fra fly i 2011, **figur 3.11**), mens kart fra tellingene på 1980-tallet er presentert som vedlegg (**Vedlegg 7**).

De pelagisk dykkende sjøfuglene finnes bare i små antall i Ytre Vikna om vinteren men både alke, lomvi, lunde og alkekonge opptrer regelmessig i området. Derimot er det påvist relativt store antall pelagisk, overflatebeitende sjøfugl i utredningsområdet (**figur 3.11**). Havhest, krykkje og havsule er de mest tallrike artene.

I gruppen kystbundne, fiskespisende sjøfugler (**figur 3.11**) er det skarvene og siland som dominerer med noen hundretalls individer. I tillegg er det også registrert overvintrende teist, gråstrupedykker, smålom, gulnebblom og islom.

I den økologiske gruppen kystbunden, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.11**) er det hoved-sakelig gråmåke og svartbak som dominerer innenfor utredningsområdet.

I den økologiske gruppen bentisk, beitende sjøfugl er ærfugl den dominerende arten i området (**figur 3.11**) og overvintringsbestanden teller flere tusen individer. I tillegg overvintrer også sjøorre, havelle, svartand og enkeltindivider av praktærfugl i området. Antallene av disse ligger under 500 individer av hver art.

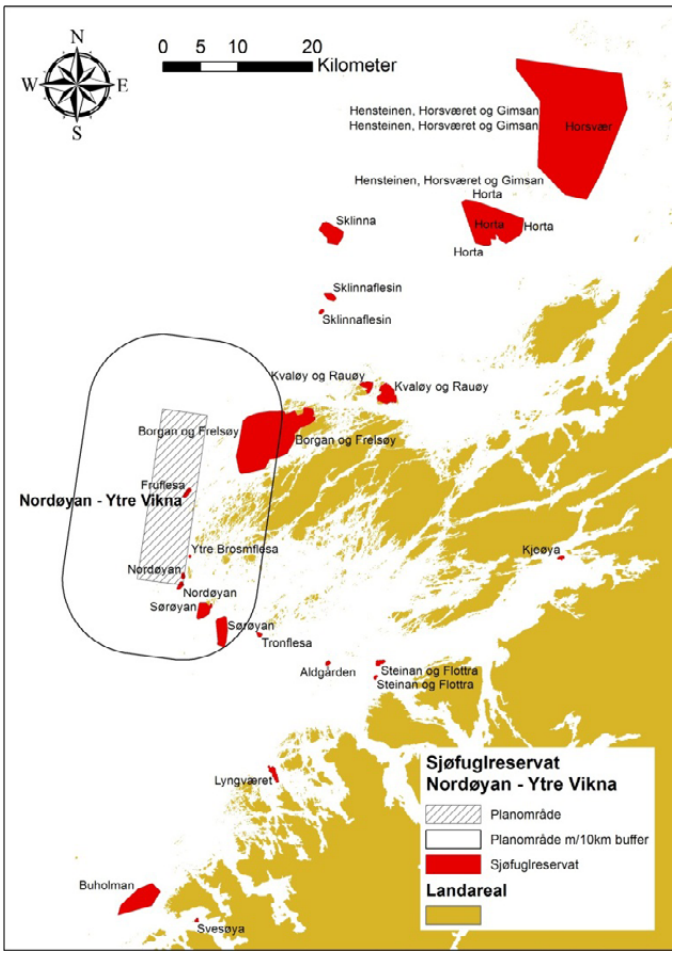


***Figur 3.11**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Nordøyan – Ytre Vikna. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Dataene er fra tellinger fra fly gjennomført i mars 2010 og viser observasjoner langs transektlinjer.*

3.3.4.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Nordøyan – Ytre Vikna (**figur 3.12**). De største og viktigste er Borgan og Frelsøy, Nordøyan, Sørøyan og Sklinna (**tabell 3.4**).

Sklinna er den viktigste sjøfuglkolonien i Nord-Trøndelag, med bl.a. hekkende lunde, lomvi, alke og teist, flere store kolonier av storskarv og toppskarv, og en relativt stor bestand av ærfugl. På Fruflesa, inne i selve utredningsområdet, var det tidligere en storskarvkoloni på om lag 250 par. Den er nå forsvunnet.



***Figur 3.12**. Oversikt over verneområder og sjøfuglreservater som er plassert slik at sjøfugl som hekker i disse områdene har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

***Tabell 3.4**. Artssammensetning i de viktigste store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Nordøyan – Ytre Vikna. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter	Minste avstand til utredningsområdet
Fruflesa	Storskarv, måker, ærfugl	0 km
Borgan & Frelsøy	Måker, terner, ærfugl	5 km
Kvaløy & Ranøy	Måker, terner, ærfugl	16 km
Sklinna	Storskarv, toppskarv, lomvi, alke, teist, måker, terner, ærfugl. Myteområde for grågås.	29 km
Sklinnaflesene	Storskarv	23 km
Horta	Sildemåke, andre måker, terner, ærfugl	43 km
Hensteinen, Horsværet & Gimsan	Storskarv, sildemåke, andre måker, terner (makrellterne), ærfugl	56 km
Nordøyane	Krykkje, måker, terner, ærfugl	0 km
Sørøyane	Krykkje, måker, terner, ærfugl	3 km
Lyngværet	Måker, terner, ærfugl	26 km
Buholmen	Måker, terner, ærfugl	39 km

3.3.5 Trænfjorden – Selvær

3.3.5.1 Hekking

På Træna har det vært gjort omfattende registreringer av hekkende sjøfugl i 1980, 1990 og 2011. I tillegg overvåkes hekkebestandene av ærfugl i området som kalles Helgeland ytre (dvs. Selvær, **figur 2.16**, siden 2000) og storskarv (siden 1990) i regi av Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

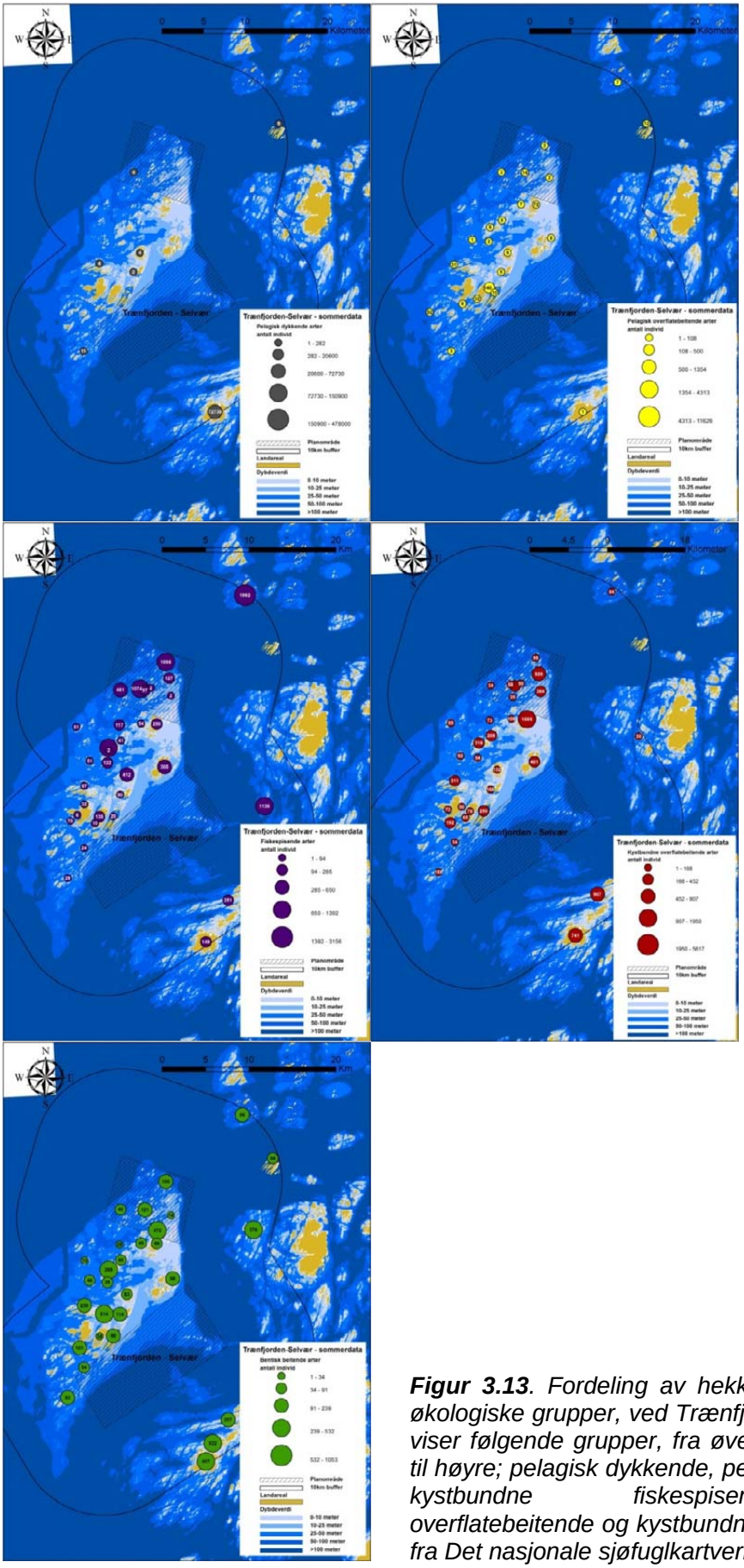
Det er kun små forekomster av gruppen pelagisk dykkende fugl innenfor utredningsområdene (**figur 3.13**). Områdene ligger imidlertid innenfor aksjonsradius for fuglefjellet Lovunden, som med ca. 40 000 hekkende par lunde huser ca. 5 % av alle registrerte lunder i Norskehavet.

For gruppen pelagisk overflatebeitende sjøfugl finnes flere mindre kolonier av krykkje innenfor utredningsområdet (**figur 3.13**). I øygruppen finnes også en stor bestand av tyvjo, som hekker spredt over hele området.

Kystbundne, dykkende sjøfugl (**figur 3.13**) finnes i store antall i området. Det er flere store kolonier av storskarv innenfor utredningsområdet. De fleste av disse finnes på nord– og østsiden av utredningsområdet og så mye som 15 % av hekkebestanden i Norskehavet er påvist her. Den største storskarvkolonien i området er Innmyken i Rødøy (innenfor bufferområdet) hvor det hekket over 900 par i 2007. På Skarvholmen og Maaø på Selvær hekket hhv. 519 og 410 par storskarv i 2004, men begge koloniene har hatt nedgang i hekkebestanden de siste årene og var helt borte i 2011 (A. Follestad pers medd.). Totalt i området Træna-Myken hekket det 1300 par storskarv i 2011. Det er også flere mindre lokaliteter hvor det hekker toppskarv i utredningsområdet. Smålom hekker på flere lokaliteter innenfor utredningsområdene, spesielt i Lovundvær på sørsiden av utredningsområdet (buffersonen). Træna er et viktig hekkeområde for teist, med et stort antall innenfor utredningsområdet; 2600 individer og 9 % av den registrerte bestanden i Norskehavet.

For kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.13**) er det registrert tre relativt store hekkekolonier med sildemåke i Træna og Innmyken. Innenfor utredningsområdet hekker anslagsvis 7 % av den totale hekkebestanden i Norskehavet. For svartbak peker Træna seg ut som en regionalt, viktig hekkeplass med knappe 350 hekkende par i 2011. I tillegg hekker også gråmåke og fiskemåke der. Det er også registrert mye rødnebbterne i området, blant annet kolonier i Lyngvær og på Lovundvær.

For gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfuglarter (**figur 3.13**) er ærfugl en tallrik art i området og finnes hekkende på lokaliteter over hele øygruppen.

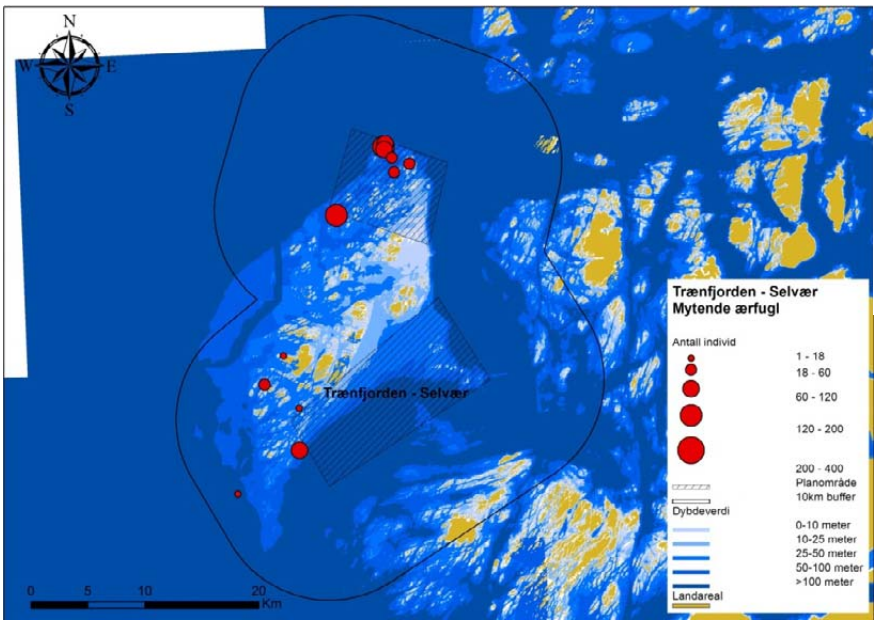


***Figur 3.13**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Trænfjorden – Selvær. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.5.2 Myting

I 2011 ble det talt 800 mytende ærfugl i Træna (**figur 3.14**), noe som sannsynligvis representerer hekkebestanden. De fleste av de mytende individene lå innenfor selve utredningsområdet for Selvær. En flokk på innsiden av sørlige deler av Træna, lå på grensa av Trænfjorden utredningsområde. I 1986 ble det talt 1280 mytende ærfugler i det samme området. Den observerte nedgangen er i tråd med det som er funnet for ærfugl i andre deler av landet, både for hekke- og overvintringsbestandene.

Fra tidligere år er det bare registrert mindre ansamlinger av mytende grågjess i kommunen. En ansamling på flere hundre ikke-hekkende grågjess ble registrert i Selvær sommeren 2011, før myteperioden startet. Dette kan indikere at mytebestanden nå kan være flere hundre individer, men det er ukjent hvor disse vil være lokalisert.



***Figur 3.14**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utredningsområdene Trænfjorden – Selvær høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.*

3.3.5.3 Vinter

Datagrunnlaget for utredningsområdene Trænfjorden - Selvær er relativt godt. Vinteren 2011 ble det utført tellinger fra fly for å kartlegge forekomstene av overvintrende fugl i områdene. De siste tellingene av overvintrende fugl før dette ble utført i 1984. Her presenteres kartene fra de siste tellingene (fra fly), mens kart fra tellingene på 1980-tallet er presentert som vedlegg (**Vedlegg 8**).

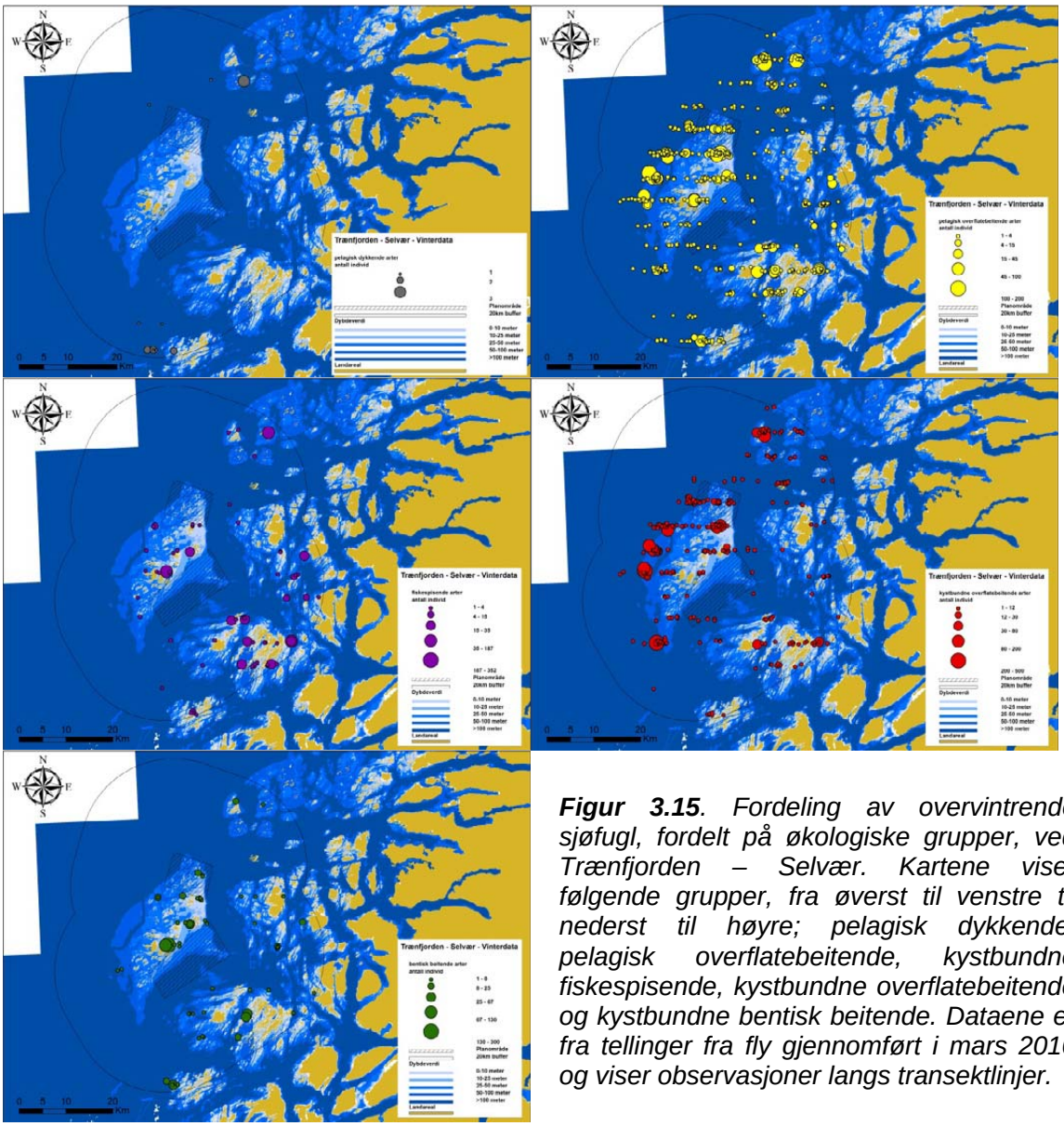
Pelagisk dykkende sjøfugl opptrer i lave antall i utredningsområdet om vinteren (**figur 3.15**). Det må imidlertid påpekes at tellinger fra fly ikke er den beste metoden for de artene som inngår i denne gruppen da de kan være vanskelig å oppdage når de ligger på sjøen. Det er kjent at alkekonge kan opptre i relativt store antall over hele området på vinteren, og det er gjort sporadiske observasjoner av andre alkefugler.

Under tellingene som ble gjennomført vinteren 2011 ble det observert relativt store antall av arter tilhørende den økologiske gruppen pelagisk, overflatebeitende sjøfugl i området (**figur 3.15**). Det er spesielt krykkje som opptrer i området vinters tid.

Av de fiskespisende, dykkende sjøfuglene (**figur 3.15**) er det spesielt skarvene som dominerer vinters tid, men det er også registrert relativt store forekomster av siland, smålom, gulnebblom og islom innenfor området. Teist finnes også utbredt i hele utredningsområdet.

For de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene (**figur 3.15**) er det spesielt stormåkene (spesielt svartbak og gråmåke) som dominerer i området. Det er registrert flere tusen individer av disse.

I gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfugl utgjør ærfugl, havelle, svartand og sjøorre de mest tallrike artene (i nevnte rekkefølge). Overvintringsbestanden av ærfugl er på flere tusen individer**.**



Figur 3.15*. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Trænfjorden – Selvær. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Dataene er fra tellinger fra fly gjennomført i mars 2010 og viser observasjoner langs transektlinjer.*

3.3.5.4 Nærhet til verneområder

Trænaøygruppen har viktige hekkeforekomster av sjøfugl, men har ingen verneområder. Det ligger imidlertid flere viktige verneområder i en slik avstand fra utredningsområdene at disse kan være viktige beiteområder (**figur 3. 16, tabell 3.5**).



***Figur 3.16**. Oversikt over verneområder og sjøfuglreservater som er plassert slik at sjøfugl som hekker I disse områdene har en aksjonsradius som omfatter utrednings-områdene.*

***Tabell 3.5**. Artssammensetning i de viktigste store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Trænfjorden - Selvær. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter	Minste avstand til utredningsområdene
Otervær	Ærfugl, måker, terner	13-19 km
Kjølsøyværet/Valvær	Skarv, ærfugl, sildemåke, andre måker, krykkje, terner, teist.	16-26 km
Flatvær/Varkgård	Smålom, ærfugl, store måker, særlig gråmåke, terner, tyvjo, teist	42-50 km
Støttværet	Smålom, sildemåke, flere våtmarksarter	52-60 km
Fugløya	Lunde	76-90 km
Nupen	Toppskarv, gråmåke	81-90 km
Bliksvær	Toppskarv, ærfugl, måker, teist	90-100 km
Røst	Lunde, alke, lomvi, teist, toppskarv, store måker	81-97 km
Lovunden	Lunde	9-26 km
Indreholmen/Lyngværet	Skarv, ærfugl, sildemåke, andre måker, terner og tyvjo	38-61 km

3.3.6 Gimsøy Nord

3.3.6.1 Hekking

Innenfor området finnes data fra tellinger av hekkende sjøfugler fra 1980- og 1990-tallet, samt fra sommeren 2011. Storskarv og havsule overvåkes mer eller mindre årlig gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl.

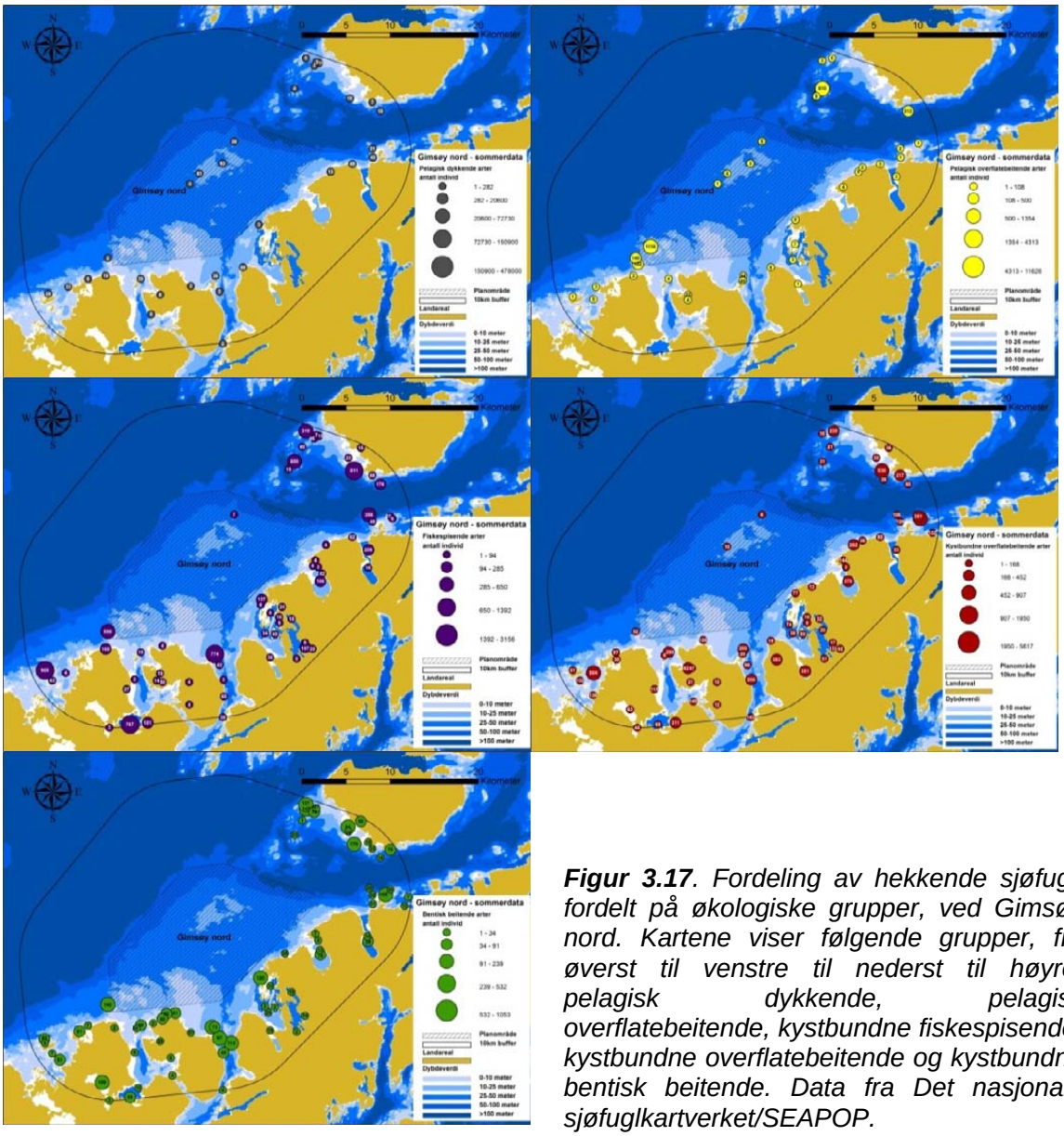
Av pelagisk, dykkende sjøfugl finnes det kun enkeltobservasjoner av alke, lomvi og lunde innenfor utredningsområdet (**figur 3.17**). Det er ikke kjent at noen av disse artene hekker innenfor utredningsområdet.

Innenfor utredningsområdet ligger flere viktige hekkeplasser for pelagisk overflatebeitende sjøfugl, blant annet St. Ulvøyholmen der det hekket 325 par av havsule i 2011, og Oddskjæra med rundt 40 par. Havsulene fra Ulvøyholmen har sine viktigste beiteområder i sentrale deler av utredningsområdet (f.eks. Pettex m.fl. innsendt manuskript). Hovsflesa naturreservat var tidligere en viktig hekkelokalitet for havsule, men arten har ikke hekket der siden 2000. En stor andel av den totale bestanden av havsule i Norskehavet er påvist innenfor Gimsøy nord.

Av kystbundne fiskespisende sjøfugler har utredningsområdet flere storskarvkolonier av regional verdi, blant annet på Hovsflesa med 200 observerte individer i 2011, Laukvik med 100 individer og Oddskjæran/Sandsøy med 390 registrerte reir (**figur 3.17**). Ulvøyvær har vært en viktig hekkekoloni for storskarv, men arten har ikke hekket på denne lokaliteten de siste årene. Det hekker også toppskarv innenfor området. Det er påvist hekking av blant annet horndykker og storlom, og det finnes mye ender, spesielt siland og laksand innenfor utredningsområdet. Hvorvidt laksand hekker i området, eller om det er fugl som har trukket tidlig til myteplassene, er ukjent.

Den økologiske gruppen kystbundne, overflatebeitende sjøfugl er tallrik innenfor utredningsområdet i hekketiden. Det finnes en stor hettemåkekoloni ved Grunnfør, med 64 hekkende par i 2011. I dette området er det også mye måker, først og fremst av fiskemåke og svartbak med hhv. 2 og 4 % av bestanden i Norskehavet. Det finnes også mindre ternekolonier flere steder innenfor utredningsområdet, men det har ikke vært registrert store forekomster av rødnebbterne de siste årene.

Av kystbundne, bentisk, beitende sjøfugl forekommer ærfugl i relativt store forekomster spredt langs kyststrekningen i sørlige deler av utredningsområdet (**figur 3.17**). Hekkebestanden er anslått til minimum 500 par.

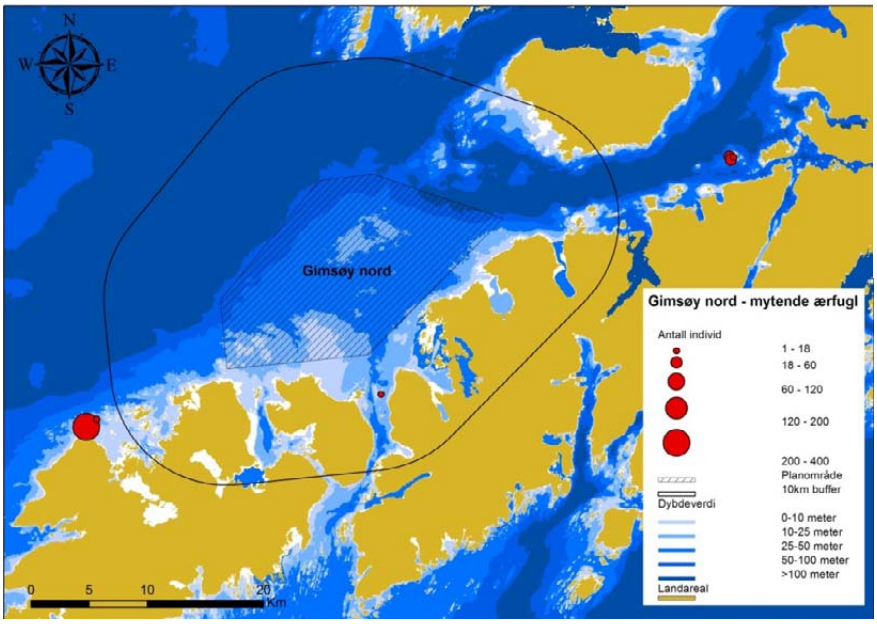


***Figur 3.17**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Gimsøy nord. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.6.2 Myting

I 2011 ble det talt 500 mytende ærfugl og 220 mytende laksand i og nær utredningsområdet Gimsøy Nord (**figur 3.18**).

Fra Gimsøy-området er det ikke kjente myteforekomster av andre arter, men det skyldes trolig at området er dårlig kartlagt tidligere.



***Figur 3.18**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utredningsområdet Gimsøy nord høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.6.3 Vinter

For utredningsområdet Gimsøy Nord finnes godt tallmateriale for overvintrende sjøfugl. Området ligger ved et av de faste overvåkingsområdene for overvintrende sjøfugl (Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl) og det har vært gjort årlige tellinger siden 1984 (Lorentsen & Nygård 2001).

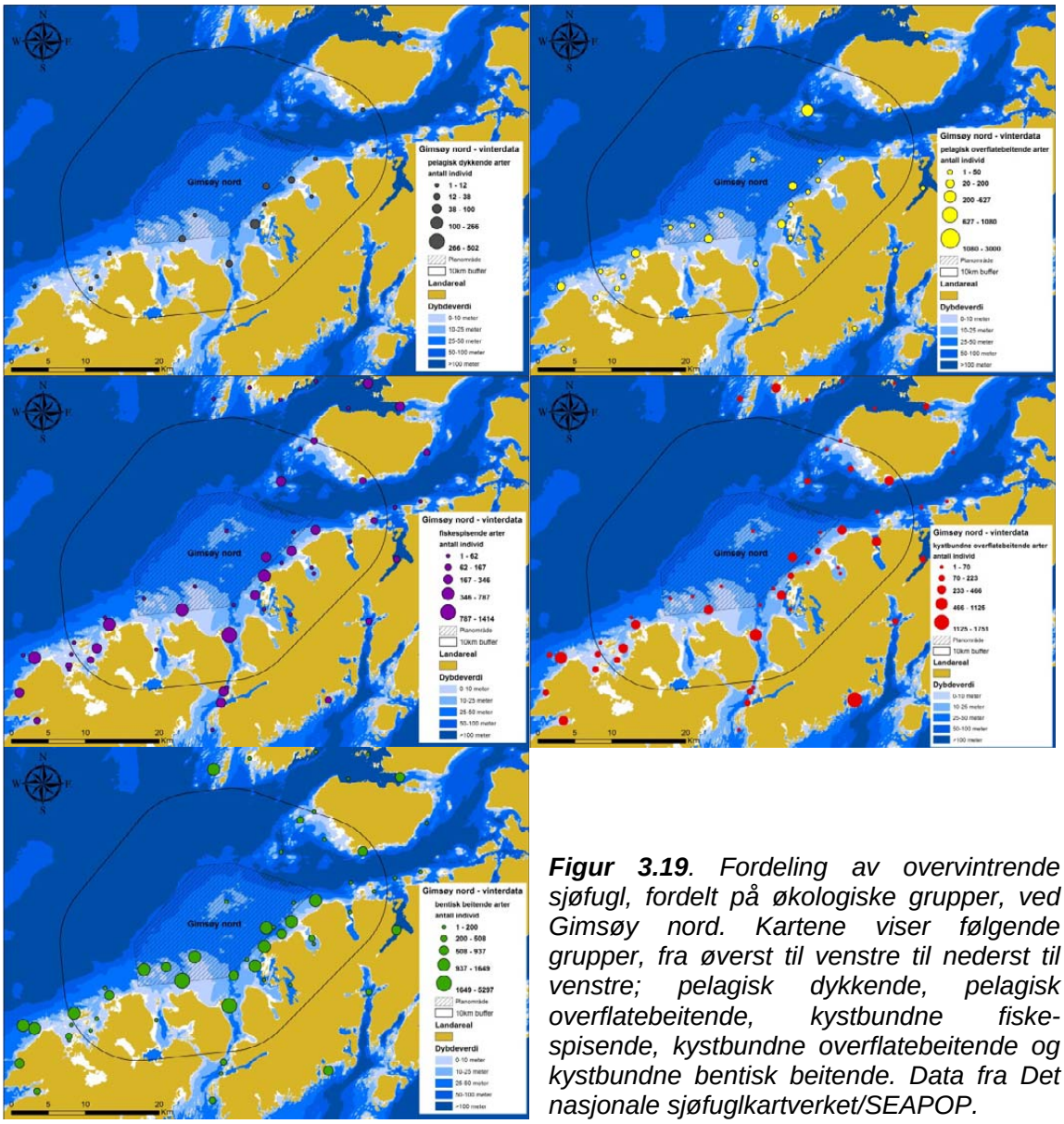
Det er gjort få registreringer av pelagisk, dykkende sjøfugl i området (**figur 3.19**). Arter fra denne økologiske gruppen finnes i ganske lave antall i området om vinteren. Det er observert opptil 150 lomvi, og det er også mindre forekomster av alke og alkekonge, først og fremst i den østlige delen av utredningsområdet.

I den økologiske gruppen pelagisk, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.19**) er det tidligere registrert rundt 600 krykkje innenfor utredningsområdet, først og fremst i nordlige deler, og det er periodevis gode forekomster av havsule spredt innenfor området.

Av fiskespisende, dykkende sjøfugl (**figur 3.19**) dominerer storskarv i utredningsområdet, og det er også registrert mye toppskarv. Gulnebblom er også en vanlig forekommende art, spesielt i Gimsøystraumen og i Laukvik-området. Smålom, islom, gråstrupedykker og horndykker overvintrer også på mange lokaliteter innenfor utredningsområdet.

Av kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.19**) finnes relativt store forekomster av svartbak og gråmåke i hele utredningsområdet. Det er først og fremst gråmåke som er tallrik, men det er også relativt store forekomster av svartbak.

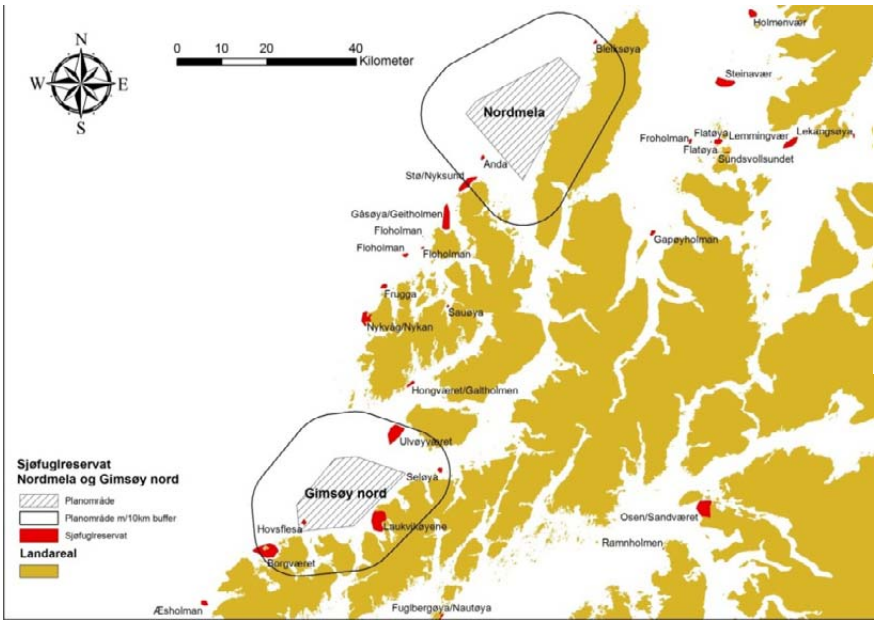
I gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfugl (**figur 3.19**) dominerer ærfugl, praktærfugl og havelle langs hele kystlinjen sør i utredningsområdet. Dette er også faste overvintringslokaliteter for sjøorre. I tillegg er det registrert både svartand, stokkand, kvinand og andre arter.



***Figur 3.19**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Gimsøy nord. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til venstre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.6.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Gimsøy nord (**figur 3.20**) som ligger i en slik avstand fra utredningsområdet at fugl fra verneområdene kan bruke utredningsområdet til næringssøk (**tabell 3.6**).



***Figur 3.20**. Oversikt over verneområder og sjøfuglreservater som er plassert slik at sjøfugl som hekker i disse områdene har en aksjonsradius som omfatter utrednings-områdene Gimsøy nord og Nordmela.*

***Tabell 3.6**. Artssammensetning i de viktigste, store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Gimsøy Nord. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter	Minste avstand til utredningsområdet
Frugga	Toppskarv, lunde, måker	38 km
Nykvår/Nykan	Toppskarv, krykkje, alke, lomvi, lunde	30 km
Ulvøyværet	Storskarv, ærfugl, måker, terner, teist	2 km
Seløya	Gråmåke, svartbak, teist	8 km
Grunnfør	Smålom, våtmarksfugler	0 km
Hovsflesa	Storskarv, tidligere havsule	0 km
Borgværet	Skarv, ærfugl, svartbak, gråmåke	6 km
Æsholmen	Ærfugl, svartbak	26 km

3.3.7 Nordmela

3.3.7.1 Hekking

Fra området finnes tellinger av hekkende sjøfugl helt tilbake til 1960-tallet. Mange kolonier i eller like utenfor utredningsområdet inngår i Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Anda, som ligger rett vest for utredningsområdet, er en nøkkellokalitet i SEAPOP.

Nordmela er et svært artsrikt område. Først og fremst finnes det store mengder pelagisk, dykkende sjøfugl innenfor utredningsområdet (**figur 3.21**). Anslagsvis 80 000 par lunde hekker på Bleiksøya, rett nord for utredningsområdet, og ca. 20 000 par hekker på Anda. Fugl fra begge disse koloniene vil kunne bruke sjøområdene innenfor utredningsområdet til næringssøk. Lundebestandene i området representerer ca. 13 % av totalantallet i Norskehavet.

Av pelagisk, overflatebeitende sjøfugl er det krykkje som er mest tallrik (**figur 3.21**). Det finnes flere store krykkjekolonier innenfor utredningsområdet, blant annet på Anda, og over 10 % av bestanden i Norskehavet finnes innenfor utredningsområdet. Havsule er registrert hekkende bl.a. i Skogvoll naturreservat. Skarvklakken var tidligere en betydelig havsulekoloni men arten har ikke hekket her siden 2002. Det hekker også havsule på Lille Forøya like nord for Bleiksøya. Innenfor utredningsområdet hekker også et stort antall tyvjo, og både havhest og havsvale er registrert hekkende på Bleiksøy.

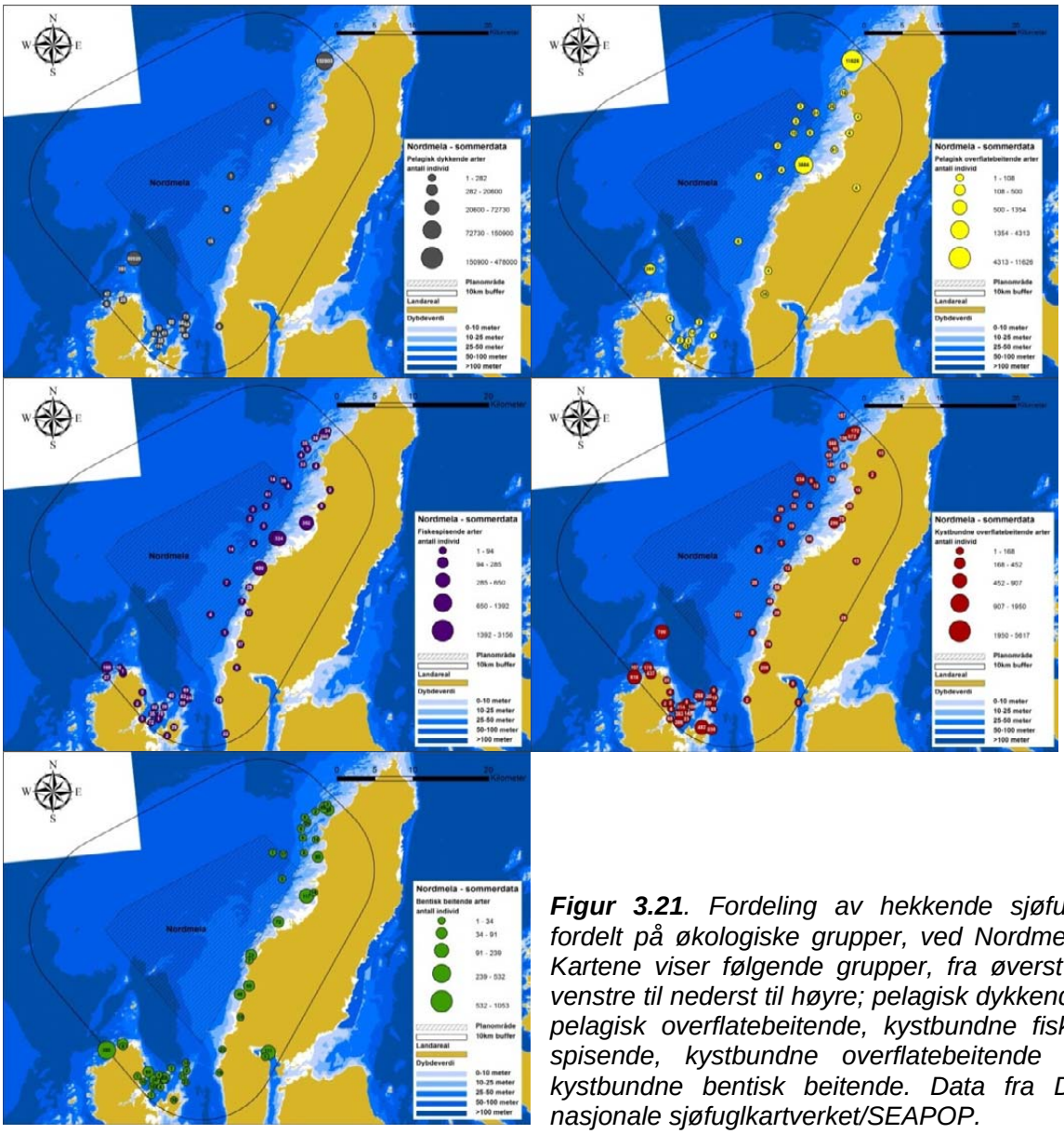
Gruppen kystbundne fiskespisende sjøfugl (**figur 3.21**) er først og fremst representert med toppskarv. På Bleiksøya er det registrert en toppskarvkoloni med 120 par. Teist forekommer på mange lokaliteter innenfor utredningsområdet.

For gruppen kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.21**) finnes flere mindre hekkelokaliteter for rødnebbterne og makrellterne. Blant annet ble det på Kloøya helt sør i utredningsområdet og Stavøya registrert hhv. 90 og 59 par terner i 2011, samt mange måker. De dominerende artene i området er gråmåke og svartbak som forekommer på mange hekkelokaliteter over hele utredningsområdet. Også fiskemåke finnes en del av, mens sildemåke er nesten fraværende.

Ærfugl hekker innenfor hele utredningsområdet (**figur 3.21**). Det er også registrert havelle og sjøorre (oversomrende?) på flere lokaliteter i området.



Anda fyr er en nøkkellokalitet i SEAPOP (www.seapop.no). Her hekker bla. ca. 20 000 par med lunde og 1000 par med krykkje. Utredningsområdet Nordmela sees i bakgrunnen.(C) Arne Follestad.

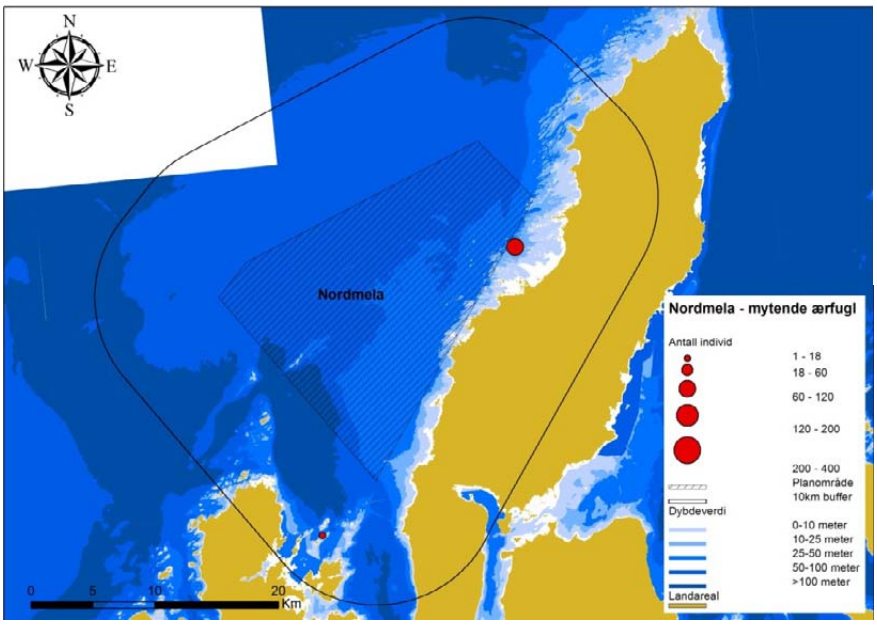


***Figur 3.21**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Nordmela. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.7.2 Myting

I 2011 ble det talt 200 mytende ærfugl i eller i nærheten av utredningsområdet for Nordmela (**figur 3.22**). På midten av 1980-tallet ble det i dette området registrert 550 mytende ærfugler ved Nordmela.

Fra Nordmela er det ikke kjent myteforekomster av andre arter, men det skyldes trolig at området er dårlig kartlagt tidligere.



***Figur 3.22**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utrednings-området Nordmela høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.*

3.3.7.3 Vinter

Det finnes et godt datagrunnlag for overvintrende sjøfugl på vestsiden av Andøya. Vintertellinger har vært utført både i 2009 og 2011. I tillegg finnes det datamateriale fra tidligere år.

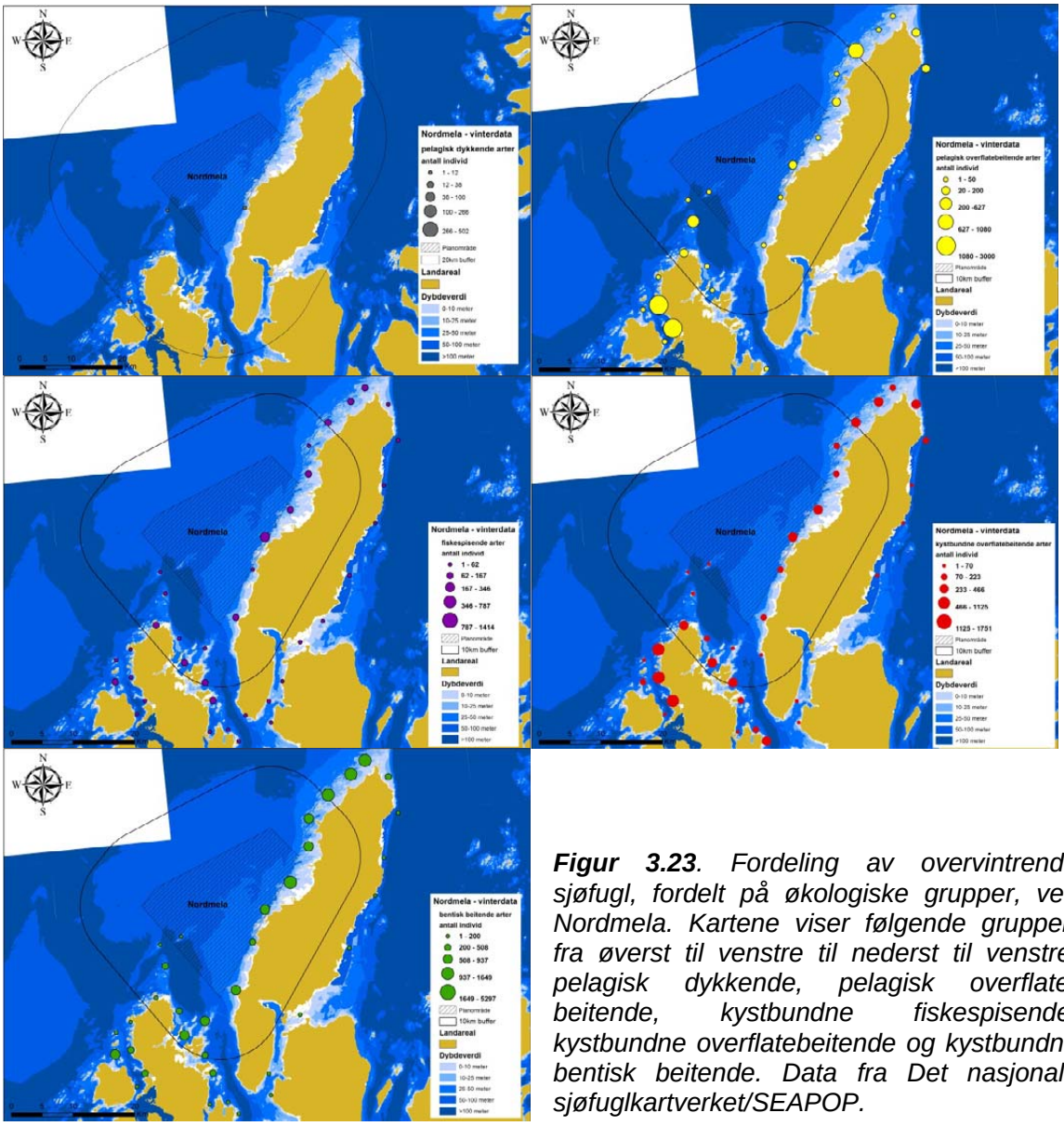
Den økologiske gruppen pelagisk, dykkende sjøfugl (**figur 3.23**) er nærmest fraværende innenfor utredningsområdet om vinteren, men både lomvi, alke og polarlomvi kan påtreffes sporadisk i området.

Dominerende art blant pelagisk, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.23**) er krykkje. Både havsule og havhest forekommer regelmessig, men i små antall.

Av fiskespisende, dykkende sjøfugl (**figur 3.23**) dominerer storskarv og toppskarv innenfor utredningsområdet. Det finnes også en god del siland, mens teist, gulnebblom, islom og storlom forekommer mer sporadisk.

Av kystbundne, overflatebeitende sjøfugler (**figur 3.23**) er gråmåke og svartbak de mest tallrike artene om vinteren.

Innenfor den økologiske gruppen kystbundne, bentisk, beitende sjøfugl (**figur 3.23**) er ærfugl og praktærfugl mest tallrike. Området er også viktig som overvintringsområde for havelle og sjøorre, mens svartand og toppand forekommer i mindre antall.



***Figur 3.23**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Nordmela. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til venstre; pelagisk dykkende, pelagisk overflate-beitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.7.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Nordmela (**figur 3.20**) som ligger i en slik avstand fra utredningsområdet at fugl fra verneområdene kan bruke utredningsområdet til næringssøk (**tabell 3.7**).

***Tabell 3.7**. Artssammensetning i de viktigste store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Nordmela. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter	Minste avstand til utredningsområdet
Holmenvær	?	39 km
Bleiksøya	Toppskarv, havhest, havsvale, ærfugl, måker, krykkje, lunde, alke, lomvi	8 km
Anda	Toppskarv, havhest, havsvale, ærfugl, måker, krykkje, lunde, alke, teist	3 km
Stø-Nyksund	Toppskarv, måker, krykkje	8 km
Gåsøya/Geitholmen	Storskarv, toppskarv, måker, teist	16 km
Floholmen	?	25 km
Frugga	Toppskarv, lunde, måker	40 km
Nykvåg	Toppskarv, krykkje, alke, lomvi, lunde	46 km

3.3.8 Auvær

3.3.8.1 Hekking

Det ble utført tellinger av hekkende sjøfugl i området i 2005. I tillegg finnes tellinger av krykkje fra 2006.

Like utenfor utredningsområdet Auvær ligger Sør-Fugløy, et av Norges viktigste fuglefjell og den eneste hekkelokaliteten for pelagisk, dykkende sjøfugl i nærheten av utredningsområdet. På grunn av topografien er det vanskelig å telle sjøfuglene på Sør-Fugløy, men hekkebestandene av lunde og alke ble anslått til hhv. 180 000 og 5000 par i 2008, og det hekker også et mindre antall lomvi (ca 100 par). Sør-Fugløy ligger utenfor selve utredningsområdet, men utredningsområdet er godt innenfor disse artenes aksjonsradius (**figur 3.24**).

Krykkje finnes hekkende på Kvannholmen i Auvær (30 par i 2006), og på Risholmen (70 par i 2006). Kolonien på Sørfugløy (Store Mekta) var tidligere på over 250 par (1994), men er nå under 50 par (2010). Tyvjo hekker spredt i området. Tyvjokolonien på Brenshomen var på over 40 par på 1980-tallet, og eksisterer ennå. Innenfor gruppen pelagisk overflatebeitende sjøfugl er det ikke påvist hekking av andre arter i utredningsområdet, men det er fanget og ringmerket en god del havsvale på Hillesøya. Sør-Fugløya er også en potensiell hekkeplass for denne arten (**figur 3.24**).

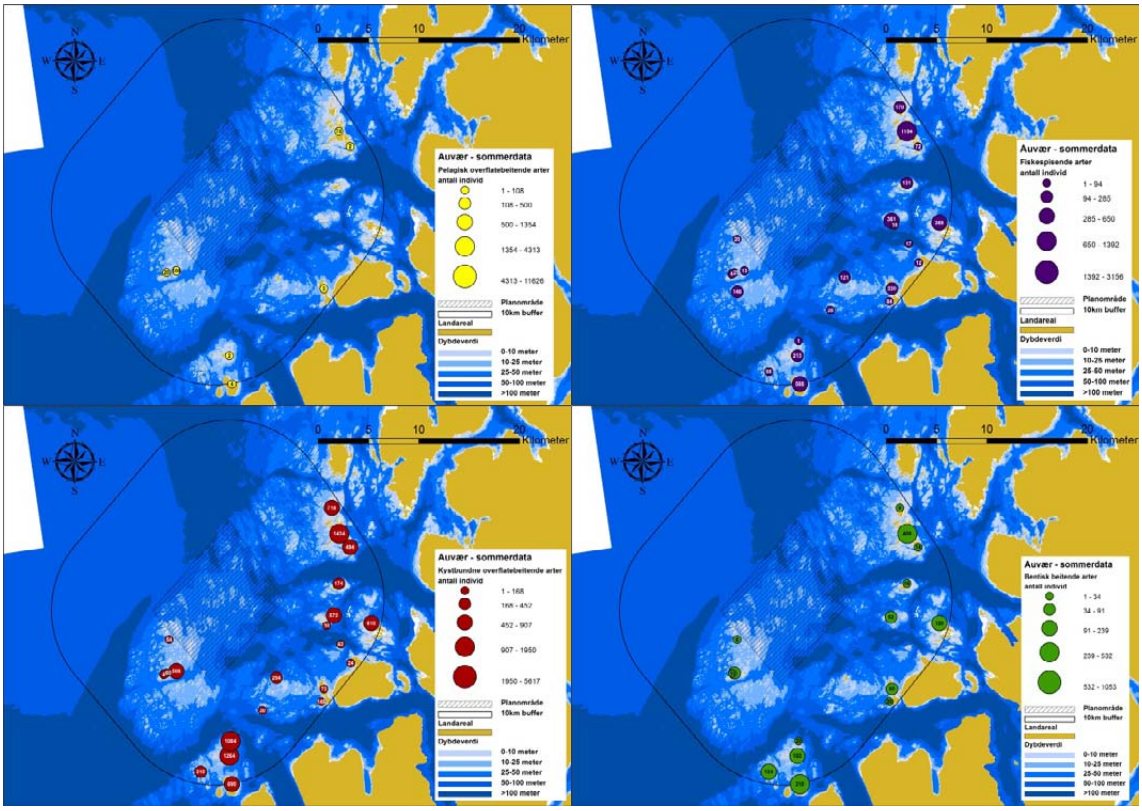
Toppskarv hekker på flere lokaliteter innenfor området, både i Auværet og flere hundre par på øyene i østlige deler av området og like sør for dette (Hekkingen, Edøya, Bjørnøya m.fl.) (**figur 3.24**). Det er også registrert hekking av storskarv innenfor utredningsområdet (Matskjæret, 74 par i 2005). Teist er tallrik og hekker på mange lokaliteter innenfor utredningsområdet, blant annet på Risøya/Sandværet øst i området. Her ble det talt 200 individer i 2005.

Kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.24**) er den mest tallrike gruppen i utredningsområdet. Sildemåke er registrert hekkende på Kvannholmen og Sandvær (16 par i 2005). Arten hekker muligens også i Musvær. Det er registrert flere hekkekolonier for rødnebbterne innenfor området, og en vesentlig andel av hekkebestanden i Barentshavet er registrert i området (arten varierer mye fra år til år). Utredningsområdet er viktig for svartbak og

gråmåke som hekker på nesten alle holmer og øyer i området, med de største koloniene på Bjørnøya, Røssholmen, Musvær og Risøya/Sandvær. Det hekker også fiskemåke på mange mindre lokaliteter, blant annet ble det i 2005 registrert 40 par på Musvær, 20 på Kvannholmen og 12 på Vadholmen/Flatholmen.

Når det gjelder kystbundne, bentisk beitende sjøfugl (**figur 3.24**) er ærfugl en vanlig hekkefugl i hele området og spesielt i området ved Musvær og Småvær er tetthet stor.

Av andre arter hekker grågås på mange av øyene i området, men antallet er ikke tallfestet. Havørn er vanlig hekkefugl. Kongeørn, vandrefalk og jaktfalk hekker alle i området.

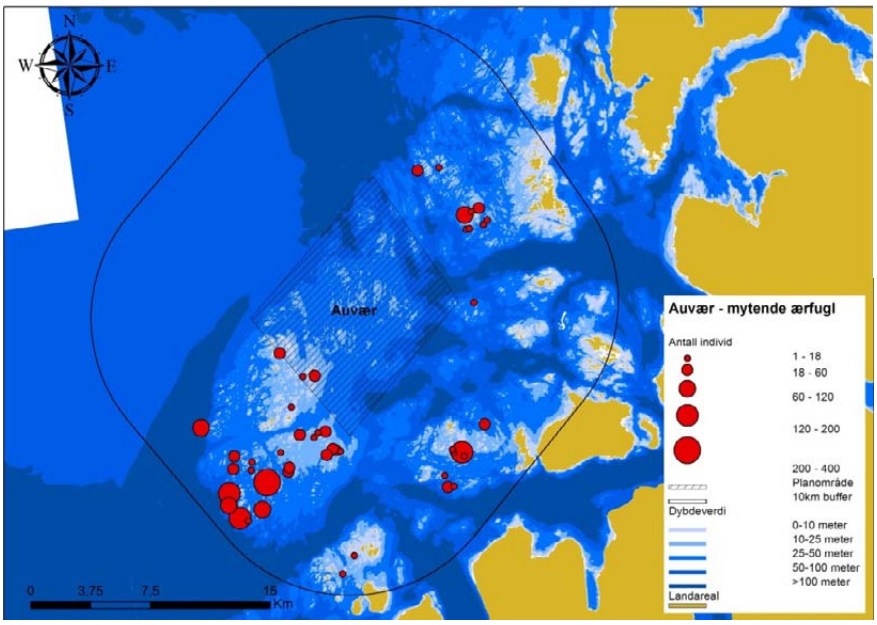


Figur 3.24*. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Auvær. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.8.2 Myting

I 2011 ble det talt 1800 mytende ærfugl i Auvær (**figur 3.25**) og området peker seg med dette ut som et av de viktigste myteområdene i Troms. De fleste ærfuglene ble registrert helt sør i Auvær. På midten av 1980-tallet ble det registrert 450 mytende ærfugler ved Risøya, 250 ved Forrebaltholmane og 500 ved Musvær. Det er uvisst hvorvidt Auvær ble dekket den gangen.

Auvær er også et viktig myteområde for grågås, med over 400 individer på det meste (NINA, egne data).



***Figur 3.25**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utrednings-området Auvær høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.*

3.3.8.3 Vinter

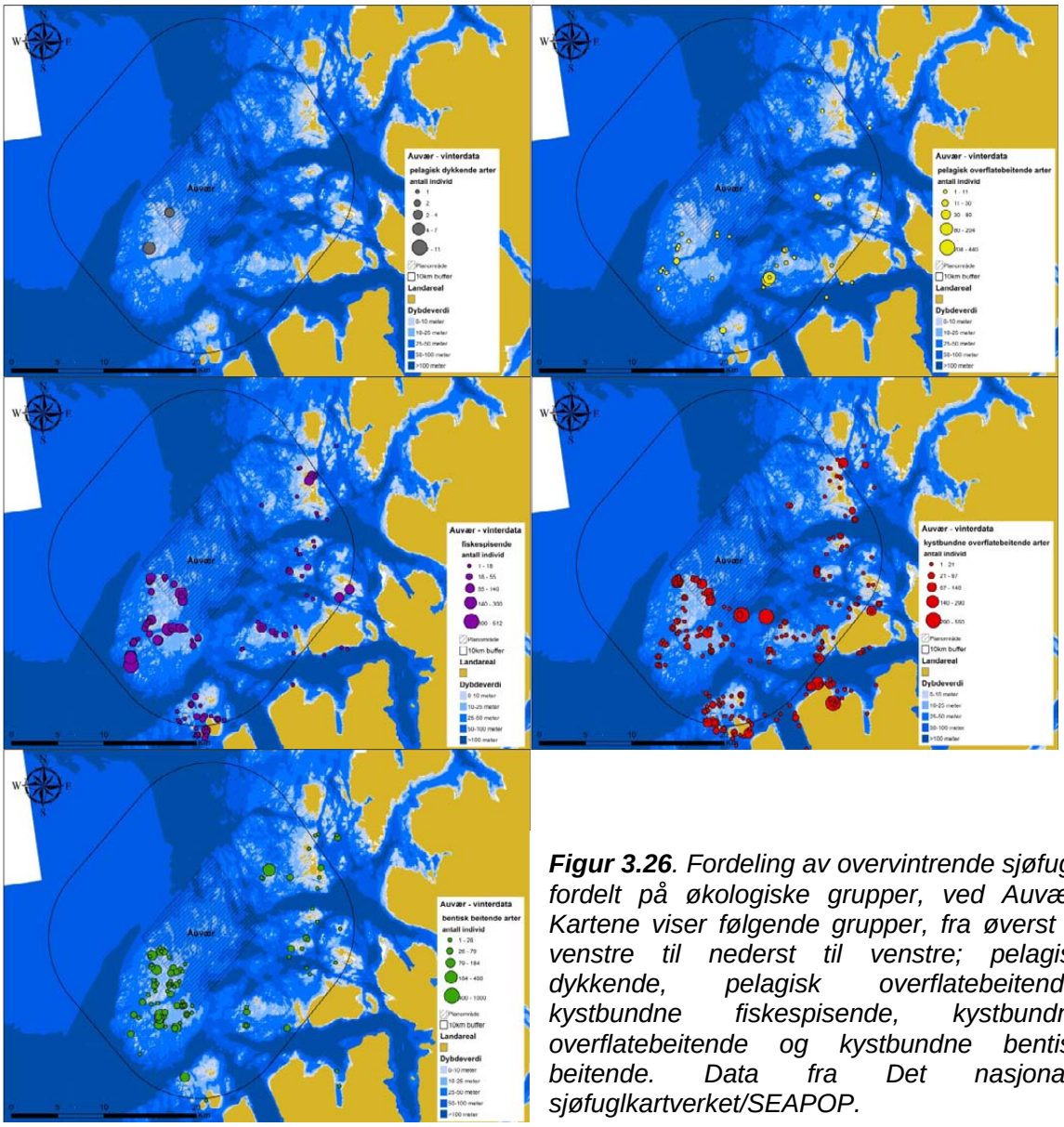
Det finnes et godt datagrunnlag for overvintrende sjøfugl i Tromsø-området. Det er gjennomført årlige tellinger av overvintrende sjøfugler siden først på 80-tallet i regi av Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. I regi av SEAPOP ble det gjennomført en telling fra fly av overvintrende sjøfugl i mars 2009, også på de ytre delene av kysten. Utover dette er det utført få registreringer på ytre del av kysten. Variasjonen i vinterbestandene er stor mellom år og gjennom vinteren, slik at kunnskapsgrunnlaget om hvilken viktighet området har for overvintrende sjøfugl er dårligere enn for andre sesonger.

Av pelagisk, dykkende fugl finnes få registrerte observasjoner i området. Det samme gjelder den økologiske gruppen pelagisk, overflatebeitende sjøfugl.

Innenfor gruppen kystbundne, fiskespisende sjøfugl (**figur 3.26**) dominerer siland, storskarv og toppskarv. I tillegg er det også registrert en relativt stor forekomst av gulnebblom samt gråstrupedykker. Alle disse observasjonene er gjort i den sørlige delen av utredningsområdet, i området rundt Håja-Røssholmen naturreservat som ser ut til å kunne være et viktig overvintringsområde for lommer og dykkere.

For de kystbundne, overflatebeitende sjøfuglartene er det svartbak og gråmåke som dominerer innenfor utredningsområdet vinters tid (**figur 3.26**).

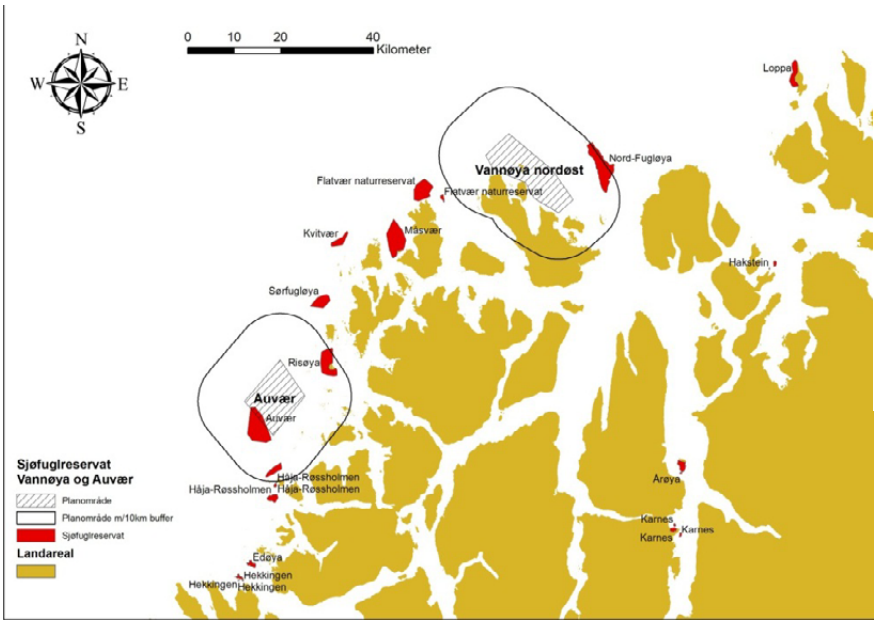
I den økologiske gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfugl er det ærfugl, praktærfugl havelle og sjøorre som dominerer. I tillegg finnes overvintrende kvinand og svartand innenfor utredningsområdet (**figur 3.26**).



***Figur 3.26**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Auvær. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til venstre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.8.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Auvær (**figur 3.27**) som ligger i en slik avstand fra utredningsområdet at fugl fra verneområdene kan bruke utredningsområdet til næringssøk (**tabell 3.8**). Den viktigste og største sjøfuglkolonien i nærheten av utredningsområdet er Sør-Fugløy, et av Norges større fuglefjell, med anslagsvis 180 000 par lunde, 5000 par alke, 100 par lomvi (alle i 2008), og 500 par teist (i 1994).



***Figur 3.27**. Oversikt over verneområder og sjøfuglreservater som er plassert slik at sjøfugl som hekker i disse områdene har en aksjonsradius som omfatter utrednings-områdene Auvær og Vannøya nordøst.*

***Tabell 3.8**. Artssammensetning i de viktigste store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Auvær. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter (hekkende)	Minste avstand til utredningsområdet
Auvær	"skjærgårdsnatur"	0 km
Risøya	Måker (inkl. sildemåke), toppskarv, teist, grågås	7,5 km
Sør-Fugløya	Toppskarv, krykkje, lunde, alke, lomvi, teist, havsvale, grågås	13,5 km
Kvitvær	Havsule, storskarv	27,5 km
Måsvær	Måker (inkl. sildemåke), toppskarv	36 km
Flatvær	Storskarv, måker, ærfugl, grågås	46 km
Nord-Fugløya	Alkefugler, sildemåke, havørn	80 km
Hekkingen	Måker, toppskarv, ærfugl, grågås	32 km
Edøya	Toppskarv, måker	29 km

3.3.9 Vannøya nordøst

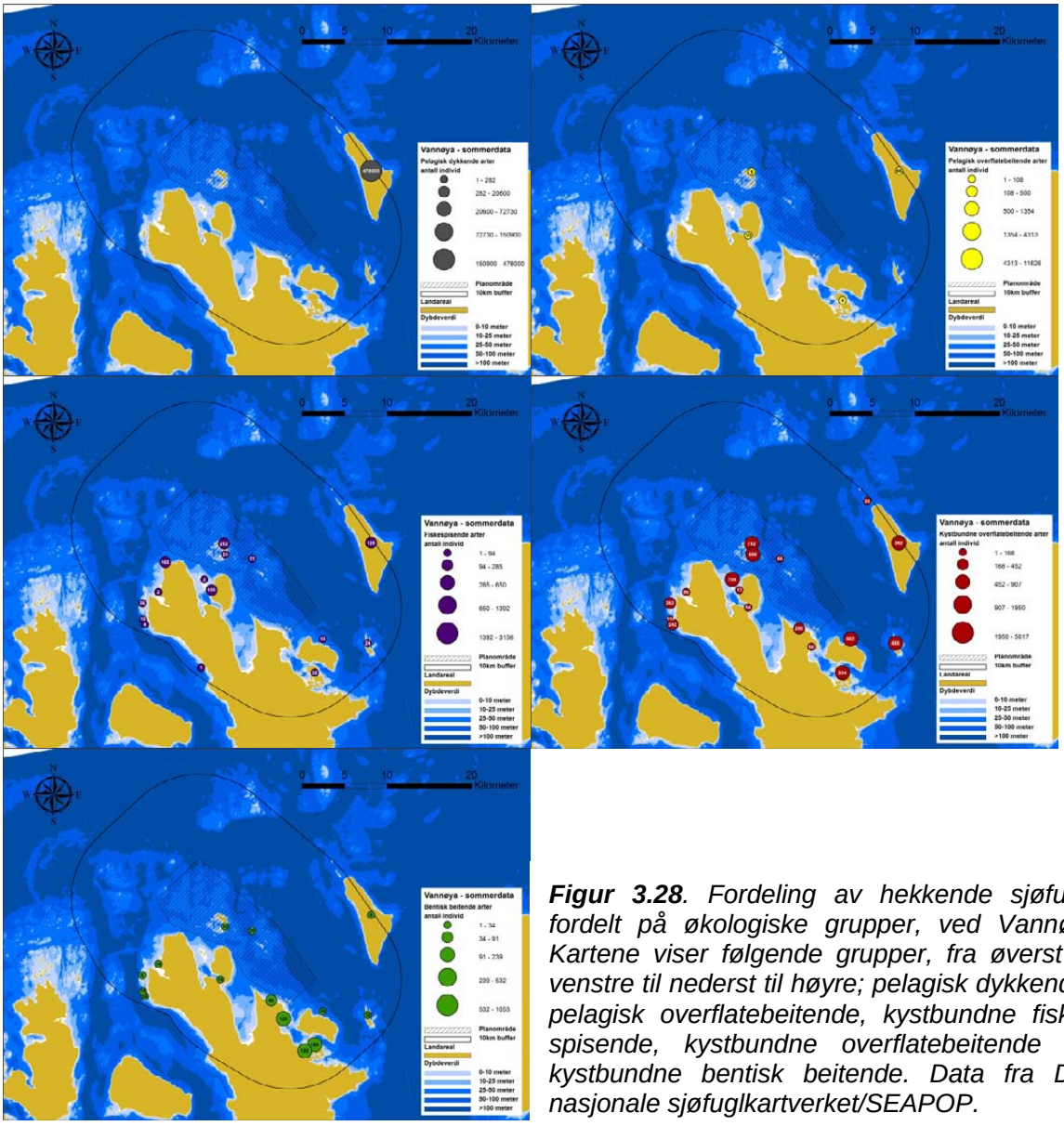
3.3.9.1 Hekking

Det har vært utført tellinger av hekkende sjøfugl i området i perioden 1993 - 2005.

Innenfor utredningsområdet er det store mengder pelagisk, dykkende sjøfugl. Nord-Fugløy er en av de viktigste sjøfuglkoloniene i Norge og i 2008 ble antall hekkende fugl estimert til 250 000 par lunde, 5000 par alke og 500 par lomvi.

Pelagisk, overflatebeitende sjøfugl er nesten fraværende innenfor utredningsområdet. Det er registrert noen få hekkende par krykkje, og storjo er også funnet hekkende (http://troms.miljostatus.no). På 1980-tallet hekket en del tyvjo i området, men bestanden ser ut til å være redusert siden den gangen (**figur 3.28**).

I gruppen kystbundne, fiskespisende sjøfugl (**figur 3.28**) er toppskarv mest tallrik. Innenfor utredningsområdet er det registrert hekkelokaliteter på Store Grimsholmen, Skarsteinøya og Næringen, med til sammen over 150 par (i 1984).



***Figur 3.28**. Fordeling av hekkende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Vannøy. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

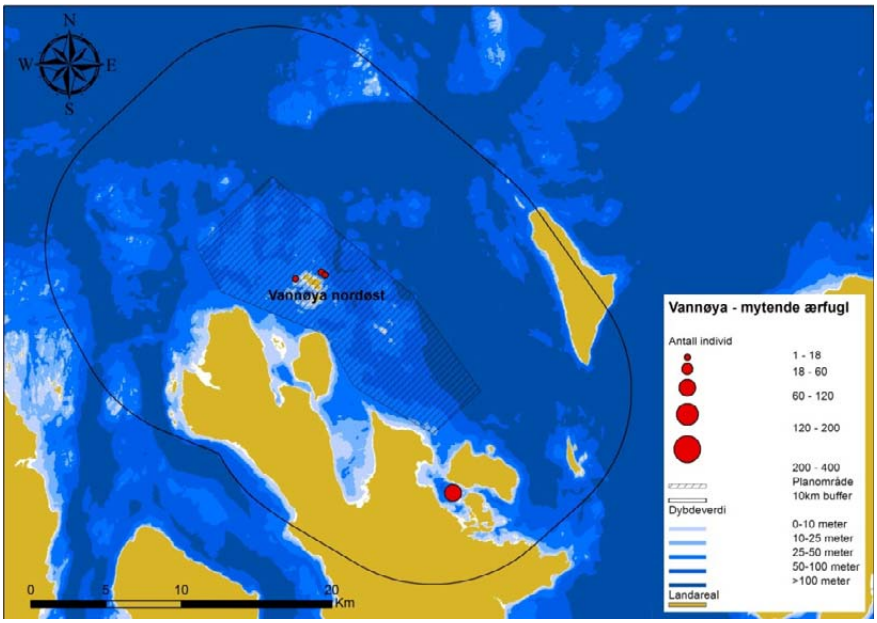
I gruppen kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (**figur 3.28**) er det særlig gråmåke og svartbak som finnes. På Nord-Fugløy er det en sildemåkekoloni (32 hekkende par i 2005). Denne representerer en relativt stor andel av denne rødlistede arten i Barentshavet. Svartbak hekker i flere store kolonier; Lille og Store Grimsholmen (166 par i 2005) og Lakkarsholmen (72 par i 2005). Hekkebestanden innenfor området utgjør rundt 4 % av den totale hekkebestanden i Barentshavområdet. Gråmåkene hekker til dels på de samme lokalitetene som svartbak og det er registrert ca. 400 par innenfor området.

Blant de kystbundne, bentisk beitende artene er ærfugl registrert over hele utredningsområdet (**figur 3.28**). Teist hekker på Nordfugløy 8 km fra utredningsområdet, og på en mengde mindre lokaliteter i utredningsområdet.

3.3.9.2 Myting

I 2011 ble det registrert 150 mytende ærfugl i eller nær utredningsområdet Vannøya nordøst (**figur 3.29**). Dette inkluderer Flatvær naturreservat vest for Vannøya. I dette området (Lyngøy - Ytre Vanna) ble det på midten av 1980-tallet registrert omlag 1000 mytende ærfugl og 200 mytende laksender. Det er således et betydelig større potensial for mytende ærfugl i dette området enn det tellingene i 2011 viste. Det er uvisst om det lave antallet i 2011 skyldes en reell bestandsnedgang eller forbigående endringer i f.eks. næringstilgangen i myteområdet.

Fra Vannøya er det ikke kjente myteforekomster av andre arter, men det skyldes trolig at området er dårlig kartlagt tidligere.



***Figur 3.29**. Fordeling og antall av mytende ærfugl i utrednings-området Vannøya nordøst høsten 2011. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.*

3.3.9.3 Vinter

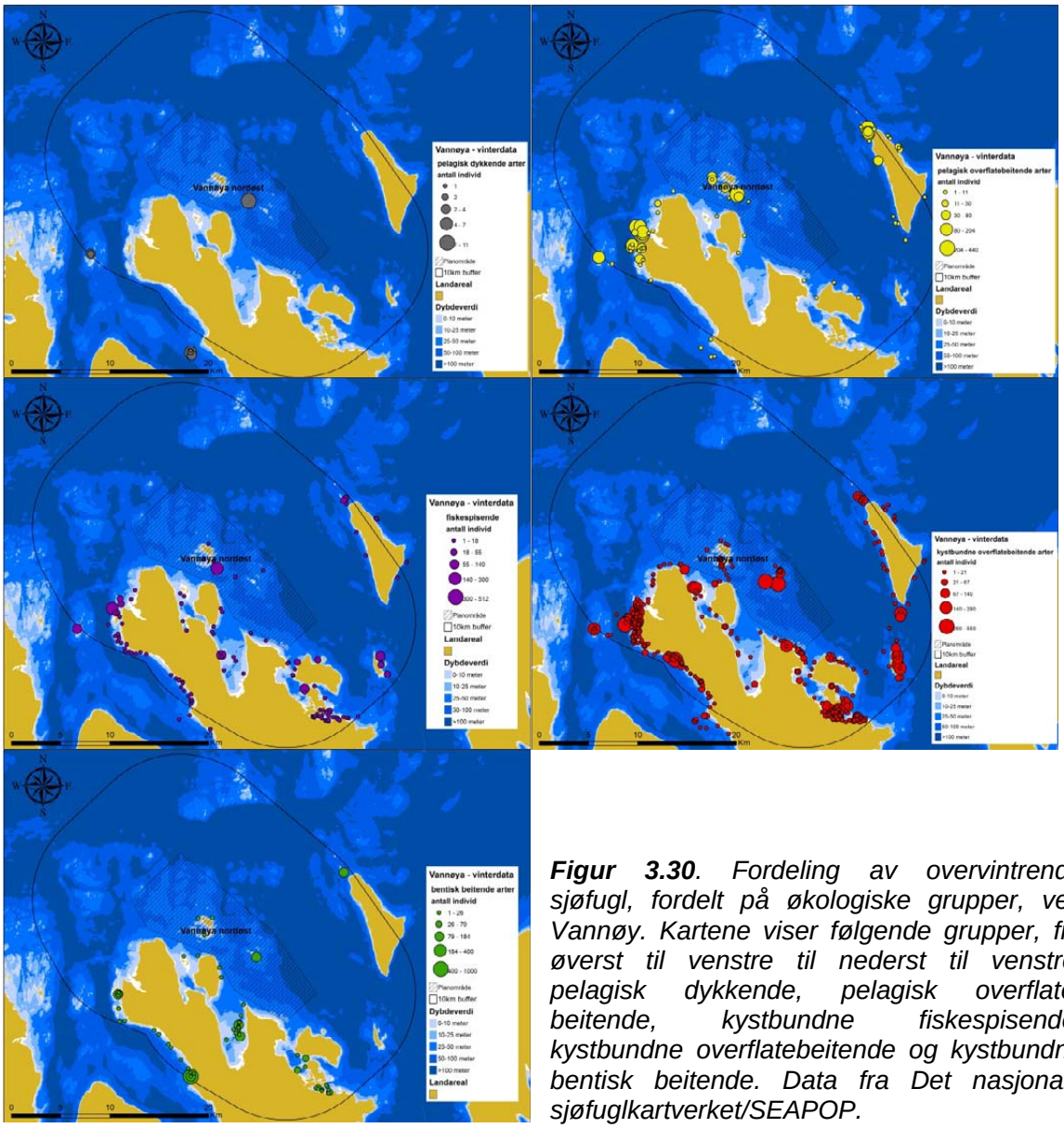
I Karlsøy kommune er datagrunnlaget for å kunne vurdere forekomsten av overvintrende fugl relativt god. Det ble utført tellinger av overvintrende sjøfugler i 1982 og 1985. I regi av SEAPOP ble det i mars 2009 gjennomført en telling fra fly av overvintrende sjøfugl. Utover dette er det utført få registreringer på ytre del av kysten. Variasjonen i vinterbestandene er stor mellom år og gjennom vinteren, slik at kunnskapsgrunnlaget om hvilken viktighet området har for overvintrende sjøfugl er dårligere enn for andre sesonger.

Det er kun gjort få registreringer av fugl i den økologiske gruppen pelagisk, dykkende sjøfugl innenfor utredningsområdet vinters tid. Det samme gjelder for pelagisk, overflatebeitende sjøfugl, men krykkje forekommer regelmessig.

Av kystbundne, fiskespisende arter dominerer skarvene, hovedsakelig storskarv. I tillegg er det registrert siland, laksand og gulnebblom.

Av kystbundne, overflatebeitende sjøfugl forekommer svartbak og gråmåke i store antall.

I gruppen kystbundne, bentisk beitende sjøfugl (**figur 3.30**) finnes store ansamlinger av overvintrende marine dykkender, spesielt ærfugl, men andre arter som praktærfugl, havelle og Stellerand overvintrer også i området.



***Figur 3.30**. Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Vannøy. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til venstre; pelagisk dykkende, pelagisk overflate-beitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket/SEAPOP.*

3.3.9.4 Nærhet til verneområder

Det er en rekke sjøfuglreservater og verneområder i nærheten av Vannøya nordøst (**figur 3.27**) som ligger i en slik avstand fra utredningsområdet at fugl fra verneområdene kan bruke utredningsområdet til næringssøk (**tabell 3.9**). Den viktigste og største sjøfuglkolonien i området er Nord-Fugløy, et av Norges største fuglefjell, med 250 000 par lunde, 5000 par alke og 500 par lomvi. Bestandene av de to siste artene har imidlertid gått kraftig tilbake de snere årene.

***Tabell 3.9**. Artssammensetning i de viktigste store verneområdene for sjøfugl og deres avstander til Vannøya nordøst. Det er kun tatt med verneområder som har arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter (hekkende)	Minste avstand til utredningsområdet
Andotten	Krykkje, toppskarv, teist	88 km
Loppa	alkefugler	62 km
Auvær	"skjærgårdsnatur"	63 km
Risøya	Måker (inkl. sildemåke), toppskarv, teist, grågås	52 km
Sør-Fugløya	Toppskarv, krykkje, lunde, alke, lomvi, teist, havsvale, grågås	44 km
Kvitvær	Havsule (fram til 2008), storskarv	34 km
Måsvær	Måker (inkl. sildemåke), toppskarv	24 km
Flatvær	Storskarv, måker, ærfugl, grågås	14 km
Nord-Fugløya	Lunde, alke, lomvi, sildemåke	8 km

3.3.10 Sandskallen – Sørøya Nord

3.3.10.1 Hekkeperioden

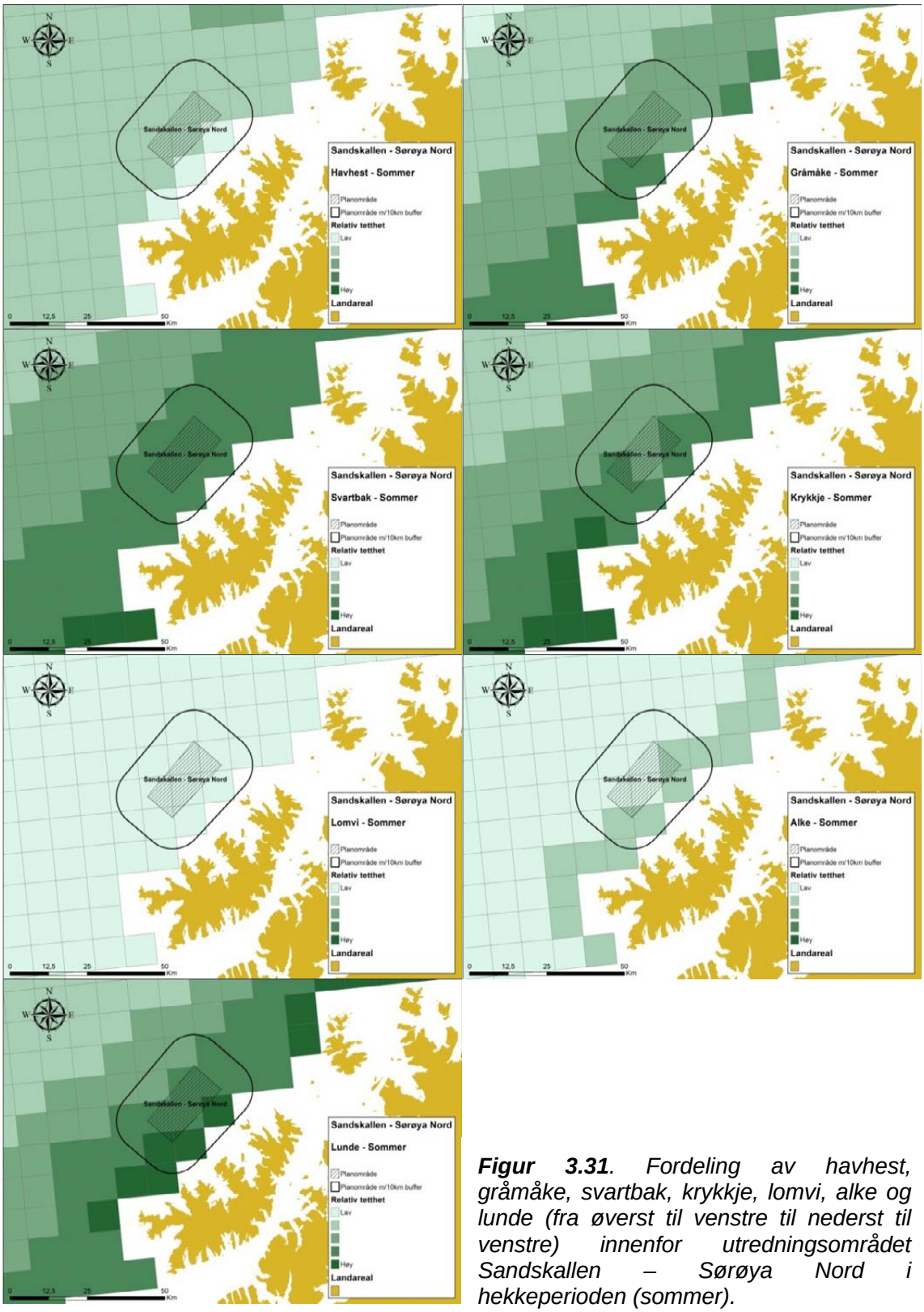
Sandskallen – Sørøya Nord ligger 14 km fra kysten og innehar ikke holmer eller skjær som fungerer som hekkeplasser for sjøfugl. Området ligger imidlertid innenfor aksjonsradius for fugl som hekker på fastlandet, spesielt rødlistede arter med aksjonsradius på 100 km ut i fra koloniene (lomvi, lunde og krykkje) (**figur 3.2**).

For sjøfugl i den økologiske gruppen pelagisk dykkende sjøfugl er utredningsområdet viktig beiteområde for lunde, som forekommer i relativt høy tetthet i sommersesongen. Området benyttes også av lomvi og alke, men i lavere tettheter (**figur 3.31**).

Av de pelagisk, overflatebeitende sjøfuglene er det krykkje som er den dominerende arten, med relativt høye tettheter innenfor utredningsområdet om sommeren. Også havhest opptrer over hele området, men i lavere tettheter (**figur 3.31**).

Tettheten av kystbundne, overflatebeitende sjøfugl er høy i utredningsområdet gjennom sommersesongen. Svartbak er den dominerende arten, men det er også middels høye tettheter av gråmåke (**figur 3.31**).

Når det gjelder kystbundne, fiskespisende arter ligger utredningsområdet utenfor de viktigste hekke- og beitelokalitetene. Disse artene har relativt kort aksjonsradius og utredningsområdet benyttes sannsynligvis i liten grad.



Figur 3.31. *Fordeling av havhest, gråmåke, svartbak, krykkje, lomvi, alke og lunde (fra øverst til venstre til nederst til venstre) innenfor utredningsområdet Sandskallen – Sørøya Nord i hekkeperioden (sommer).*

3.3.10.2 Høst og vinter

Pelagisk dykkende sjøfugl finnes i hele utredningsområdet utenom hekkesesongen men stort sett i lave tettheter (**Vedlegg 9 og 10**). Lunde opptrer med relativt høye tettheter om høsten, mens det er lav tetthet av arten gjennom vinteren. Lomvi forekommer over hele området utenfor hekkesesongen, men i relativt lave tettheter. Et nylig publisert studie (Lorentsen & May i trykk) viser at lomvi fra kolonier i Midt-Norge trekker opp til Barentshavet etter hekkesesongen og disse kan således trekke gjennom utredningsområdet. Utredningsområdet inneholder også forekomster av alke, polarlomvi og alkekonge om vinteren.

Av pelagisk, overflatebeitende sjøfugl er det påvist generelt lave tettheter innenfor utredningsområdet om høsten. I vintersesongen er det tilsynelatende høyere tettheter av sjøfugl i området med krykkje som den dominerende arten. Havhest opptrer i lave tettheter utenom hekkesesongen.

Kystbundne, overflatebeitende sjøfugl finnes over hele området om høsten. Gråmåke er den dominerende arten om høsten, mens det finnes større tettheter av svartbak gjennom vinteren.

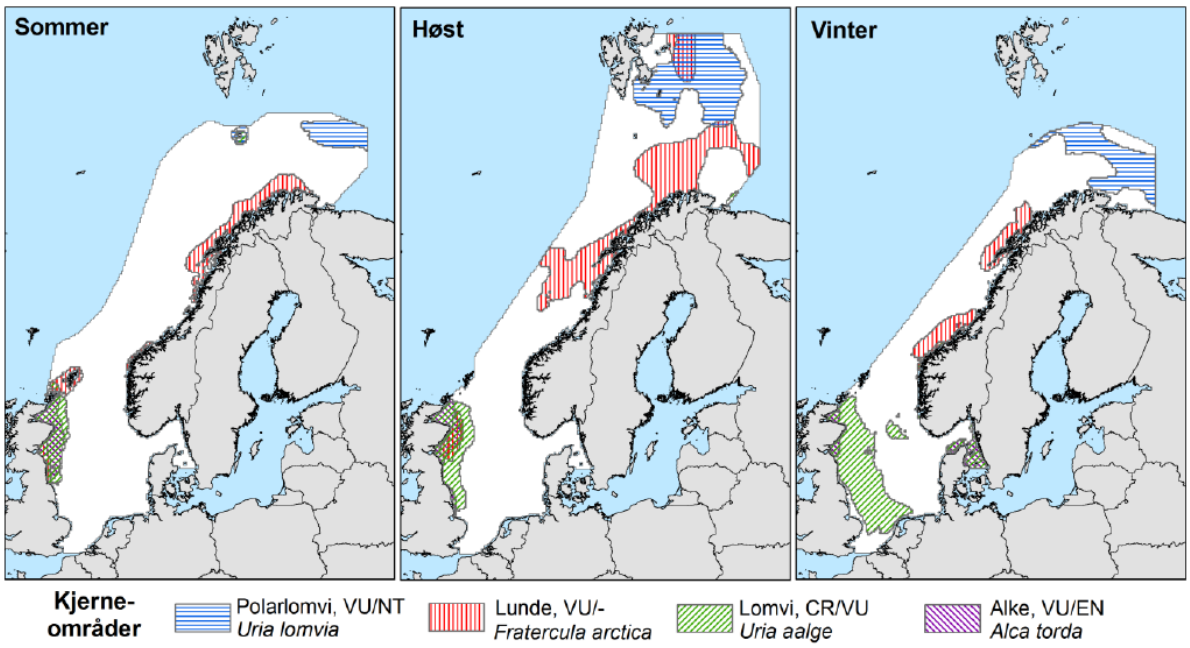
3.3.10.3 Nærhet til verneområder

Det er ingen verneområder innenfor utredningsområdet, men det ligger flere i nærheten og som innehar arter med aksjonsradius som kan omfatte utredningsområdet (**Tabell 3.10**). Storgalten og Andotten er de nærmeste verneområdene, og begge har et rikt fugleliv. Utenfor utredningsområdet ligger også Hjelmsøya, en av Norges viktigste lomvikolonier.

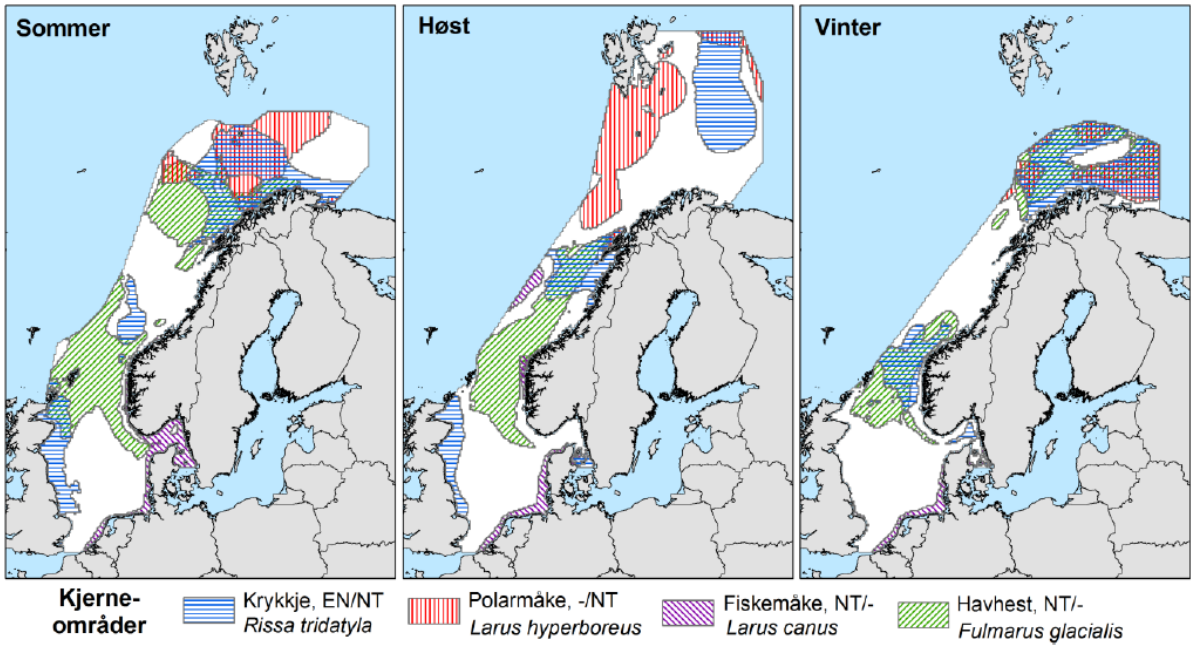
***Tabell 3.10**. Artssammensetningen i de viktigste store verneområder for sjøfugl og deres avstander til Sandskallen – Sørøya Nord. Det er kun tatt med verneområder som innehar arter som har en aksjonsradius som omfatter utredningsområdet.*

Verneområde	Arter	Minste avstand til utredningsområdet
Storgalten	Storskarv, krykkje, teist, ærfugl, svartbak, fiskemåke, gråmåke	22 km
Andotten	Gråmåke, svartbak, fiske-måke, krykkje, storskarv, toppskarv	32 km
Hjelmsøy	Lomvi, polarlomvi, alke, krykkje, teist, tyvjo, storjo, makrellterne, flere måkearter	64 km
Nordfugløy	Ærfugl, alke, lunde	100 km

Fauchald (2012) definerte kjerneområder for arter oppført i den norske rødlista. Disse kjernområdene ble definert som det minste området hvor 75 % av alle individer ble modellert til å være. Sandskallen – Sørøya Nord ligger innenfor kjerneområdet for lunde i sommer (hekke-) og høstsesongen (**figur 3.32**) og for havhest (sommer-/hekkesesongen) og krykkje (sommer-/hekke- og vintersesongene) (**figur 3.33**).



***Figur 3.32**. Kjerneområdene til pelagisk dykkende sjøfugl (alkefugl) oppført i den norske rødlisten i sommer-/hekke-, høst- og vinterperioden. Fra Fauchald (2012).*



***Figur 3.33**. Kjerneområdene til pelagisk overflatebeitende sjøfugl oppført i den norske rødlisten i sommer-/hekke-, høst- og vinterperioden. Fra Fauchald (2012).*

3.4 Vurdering av konsekvenser

3.4.1 Sørlige Nordsjø I og II

Utredningsområdene sørlige Nordsjø I og II ligger så nære hverandre at eventuelle konsekvenser ved eventuell utbygging av vindkraftverk antas å være like. Områdene er derfor vurdert felles.

Konsekvenser for sjøfugl i Sørlig Nordsjø I og Sørlig Nordsjø II antas å være små for begge områdene. Tettheten for de fleste arter er generelt lav i denne delen av Nordsjøen, sammenliknet med andre områder. Høyest tetthet er funnet for pelagisk, overflatebeitende arter, som havhest, havsule og krykkje. Lomvi og alke kan periodevis forekomme i noe høyere tettheter. I Nordsjøen er det imidlertid stor sannsynlighet for at mange av lomviene og alkene er fra britiske bestander, som har en annen bestandssituasjon enn våre bestander. Lomvi fra Runde og koloniene sør for Stad trekker ned til Nordsjøen (jf. Bakken m.fl. 2003). Både alke og lomvi foretar et svømmetrekk der ungen forlater kolonien sammen med en av foreldrefuglene (oftest faren) og trekker mot overvintringsområdene. Et eventuelt vindkraftverk kan oppfattes som en barriere for disse. Usikkerheten om både trekkruter for svømmetrekket, mulige variasjoner i dette fra år til år, og hva konsekvensene av en eventuell barriereeffekt kan bli, gjør at det er umulig å vurdere dette uten nærmere undersøkelser. Konsekvensene av et vindkraftverk er likevel satt som lav for begge områdene. Det er også vanskelig å gi råd om design av et vindkraftverk i dette området ut fra hensyn til svømmetrekkende fugler. Vi har heller ikke grunnlag for å kunne prioritere mellom de to utredningsområdene.

Det er mange planer for offshore vindkraftverk i Nordsjøen og eventuelle kumulative effekter må vurderes separat.

Eventuelle konsekvenser i anleggs-, drift- og avviklingsfasen ansees ut i fra tilgjengelig litteratur og kjennskap til forekomster å være lave (**tabell 3.11**).

Tabell 3.11*. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i sørlige Nordsjø I og II. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se* ***kap. 2.3*** *for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i* ***Vedlegg 11****. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Lav ^{2**}	Lav ^{2*}	Lav ^{3*}
Havsule, krykkje (POv)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)			
Ærfugl, havelle, svartand, sjøorre (KBe)			
Gråmåke, svartbak, sildemåke, terner (KOv)	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)			
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}

3.4.2 Frøyagrunnene og Olderveggen

Forekomsten av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.12**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.13 og 3.14**.

Det er to ulike utredningsområder som er vurdert. Frøyagrunnene ligger nære store og viktige gruntvannsområder, mens Olderveggen ligger tett inn til flere viktige fuglefjell i Sogn og Fjordane.

Konsekvensene for pelagisk dykkende alkefugl antas å være størst for Olderveggen, i og med deres umiddelbare nærhet til flere av fuglefjellene. Det samme vil gjelde for krykkje, selv om begge får middels konsekvenser i **tabell 3.13 og 3.14**. Det er forekomster av store lommer i området utenom hekketiden (islom, gulnebblom), men de overvintrer i så lave antall at konsekvensene er vurdert som lave. Det er imidlertid observert mange lommer på trekk forbi Stad, men usikkerheten er så stor om hvor trekkveiene går forbi utredningsområdene at vi av den grunn ikke har funnet grunn til å vurdere konsekvensene som stor.

Det er tidligere funnet relativt store antall mytende svartand i Sogn og Fjordane, og dette fylket kan av den grunn være et sentralt myteområde for arten, som står på den norske rødlista. Vi vet imidlertid lite om dette er regelmessige forekomster, og om de benytter ulike områder fra år til år. Men dersom de beiter i områder med gode næringsforhold, kan konsekvensene bli store dersom de ikke har alternative beiteområder i nærheten. Svartanda er også mer sky enn andre andefugler ved forstyrrelser, og konsekvensene kan derfor bli store særlig i etableringsfasen og under avvikling av eventuelle anlegg.

***Tabell 3.12**. Rødlistede sjøfuglarter i Frøyagrunnene og Olderveggen i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

		Frøyagrunnene			Olderveggen		
Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter	Hekking	Myting	Vinter
Storlom	NT	?		< 50			< 50
Gulnebblom	NT			< 50			< 50
Havhest	NT				< 50		< 50
Svartand	NT		>1000	< 50		>1000	< 50
Sjøorre	NT		< 50	< 50		< 50	< 50
Tyvjo	NT	< 50			< 50		
Hettemåke	NT	< 50		< 50			< 50
Fiskemåke	NT	< 50		< 50	50-250		50-250
Krykkje	EN			50-250	250-1000		50-250
Makrellterne	VU				< 50		
Lomvi	CR		Svømme-trekk	< 50	50-250	Svømme-trekk	
Alke	VU		Svømme-trekk	< 50	50-250	Svømme-trekk	
Lunde	VU			< 50	> 1000		
Teist	VU	< 50		< 50	50-250		50-250

Terner forekommer i begge områder, og ut fra publiserte arbeider om deres sårbarhet overfor vindkraftverk, er konsekvensene av et vindkraftverk vurdert som stor for begge artene.

Samlet sett vurderes konsekvensene av et eventuelt vindkraftverk å bli størst for Olderveggen, først og fremst på grunn av dette områdets nærhet til fuglefjellene.

***Tabell 3.13**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Frøyagrunnene. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflatebeitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, **lunde** (PDy)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Havsule, **krykkje** (POv)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Ærfugl, havelle, **svartand**, sjøorre (KBe)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Middels ^{3**}	Middels ^{3**}	Middels ^{3**}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}

***Tabell 3.14**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Olderveggen. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflatebeitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Middels ^{1**}	Middels ^{1**}	Middels ^{1**}
Havsule, **krykkje** (POv)	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}	Lav ^{2***}
Ærfugl, havelle, **svartand,** sjøorre (KBe)	Stor ^{1***}	Middels ^{1***}	Stor ^{1***}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Middels ^{3**}	Middels ^{3**}	Middels ^{3**}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}	Middels ^{2***}

3.4.3 Nordøyan – Ytre Vikna

Forekomst av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.15**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.16**.

Utredningsområdet ligger sentralt i forhold de viktigste myte- og overvintringsområdene i Ytre Vikna. I nærheten av utredningsområdet finnes flere kolonier av krykkje (sørlige deler av Vikna) og viktige kolonier av bl.a. lunde, alke og lomvi som hekker på Sklinna. Flere av de artene som hekker her, særlig skarver, krykkje, lomvi og lunde, forventes å kunne søke etter næring i ytre deler av Vikna. Konsekvensene av et vindkraftverk i Nordøyan - Ytre Vikna er derfor vurdert som middels for flere av de økologiske gruppene. Begge terneartene hekker i eller nær utredningsområdet, og konsekvensene for overflatebeitende, kystnære arter vurderes derfor som store.

Vikna er et viktig myte- og overvintringsområde for bl.a. ærfugl, svartand, sjøorre og siland. Eventuelle konsekvenser for forventes å bli store for mytende andefugler, særlig i anleggs- og avviklingsfasen når eventuell båt- og helikopteraktivitet er stor. Konsekvenser for grågås anses som liten ut fra lave bestandstall i kommunen.

Samlet vurderes konsekvensene som store etableringsfasen og under avvikling, idet graden av forstyrrelsene av et vindkraftverk da vil være store for mytende andefugl.

***Tabell 3.15**. Rødlistede sjøfuglarter i Nordøyan – Ytre Vikna i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Storlom	NT			
Gulnebblom	NT			< 50
Havhest	NT	< 50		250-1000
Svartand	NT		250-1000	< 50
Sjøorre	NT		50-250	250-1000
Tyvjo	NT	50-250		
Fiskemåke	NT	250-1000		< 50
Krykkje	EN	250-1000		250-1000
Makrellterne	VU	50-250		
Lomvi	CR		svømmetrekk	< 50
Alke	VU		svømmetrekk	< 50
Lunde	VU	< 50		< 50
Teist	VU	50-250		50-250

***Tabell 3.16**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Nordøyan – Ytre Vikna. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Middels ^{1*}	Middels ^{1*}	Middels ^{1*}
Havsule, **krykkje** (POv)	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}	Middels ^{3*}
Ærfugl, havelle, **svartand, sjøorre** (KBe)	Stor ^{3*}	Middels ^{3*}	Stor ^{3*}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor ^{1*}	Stor ^{1**}	Stor ^{1**}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Stor ^{3**}	Middels ^{3**}	Stor ^{3**}

3.4.4 Trænfjorden – Selvær

Forekomst av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.17**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er vist i **tabell 3.18**.

Begge utredningsområdene er vurdert under ett, selv om det vil være noen mindre forskjeller mellom dem i forhold til hvilke konsekvenser et vindkraftverk vil få for de økologiske gruppene. Konsekvensene antas å kunne bli middels store for lundebestanden på Lovunden, som kan ha viktige beiteområder i Træna. Det hekker krykkje i Træna, men for tiden i så små antall at konsekvensene vurderes som små. Bestanden av storskarv i Træna har vært stor, men arten hekket ikke her i 2011. Årsaken er ukjent, men potensialet for en stor bestand, særlig i de nordlige delene av området, er store.

Det er trolig en mytebestand av grågås på noen hundre fugler i Træna, men det er usikkert hvor disse oppholder seg i den mest sårbare perioden. Flere tusen hvitkinngjess kan raste i Selvær under vårtrekket, og med et vindkraftverk nær de aktuelle rasteplassene, kan arten fortrenges fra disse.

Det hekker mye svartbak og gråmåke i Træna, men konsekvensene for dem antas å være lave ved eventuell bygging av vindkraftverk. Konsekvensene for hekkebestanden av terner antas derimot å kunne bli store.

Samlet sett vurderes konsekvensene av et vindkraftverk i Selvær utredningsområde å få de største konsekvensene, både fordi det er her de fleste store koloniene av storskarv ligger, og på grunn av rasteplassene til hvitkinngåsa i Selværområdet.

***Tabell 3.17**. Rødlistede sjøfuglarter i Trænfjorden - Selvær i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Gulnebblom	NT			?
Havhest	NT	< 50		?
Svartand	NT			< 50
Sjøorre	NT			< 50
Tyvjo	NT	< 50		
Fiskemåke	NT	50-250		
Krykkje	EN	< 50		250-1000
Makrellterne	VU	< 50		
Lomvi	CR			< 50
Alke	VU			< 50
Lunde	VU			< 50
Teist	VU	250-1000		50-250

***Tabell 3.18**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Trænfjorden - Selvær. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, **lunde** (PDy)	Medium ^{1*}	Medium ^{1*}	Medium ^{1*}
Havsule, **krykkje** (POv)	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}
Lommer, dykkere, **skarver**, siland, teist (KFi)	Medium ^{2***}	Medium ^{2***}	Medium ^{2***}
Ærfugl, havelle, svartand, sjøorre (KBe)	Lav ^{1***}	Lav ^{1***}	Lav ^{1***}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor ^{1**}	Stor ^{1**}	Stor ^{1**}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Medium ^{2***}	Medium ^{2***}	Medium ^{2***}

3.4.5 Gimsøy nord

Forekomst av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.19**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.20**.

I utredningsområdet finnes en relativt stor tetthet av sjøfugl. Området huser store kolonier av havsule og storskarv. Betydelige bestander av hekkende svartbak, gråmåke og ærfugl finnes også.

Det er gjennomgående små bestander for alle arter som er registrert mytende i Gimsøy nord, og konsekvensen av vindkraft vurderes som liten for alle.

Gimsøy-området er et viktig og artsrikt overvintringsområde for sjøfugl. Det finnes mye gråmåke, svartbak og skarv og det har vært registrert store forekomster av krykkje her. De marine dykkendene, inkludert sjøorre, er også tallrike i utredningsområdet, og det er registrert spesielt store forekomster av gulnebblom og andre lommer og dykkere.

Konsekvensene av et vindkraftverk antas å være store for de pelagisk, overflatebeitende artene havsule og krykkje samt for ternene blant overflatebeitende, kystnære arter. Konsekvensene vurderes som middels for begge gruppene av kystnære arter, med relativt store forekomster av både lommer og andefugler. Konsekvensene for alkefugler vurderes derimot som lave. Det antas at de minst konfliktfylte områdene er de som er lengst ut fra land (mot nordvest).

***Tabell 3.19**. Rødlistede sjøfuglarter i Gimsøy nord i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Storlom	NT			
Gulnebblom	NT			< 50
Havhest	NT	>1000		< 50
Stormsvale	NT	?		
Svartand	NT		?	< 50
Sjøorre	NT			< 50
Tyvjo	NT	< 50		
Hettemåke	NT	50-250		< 50
Fiskemåke	NT	250-1000		< 50
Krykkje	EN	50-250		250-1000
Makrellterne	VU	< 50		
Lomvi	CR	< 50	svømmetrekk	50-250
Alke	VU	50-250	svømmetrekk	< 50
Lunde	VU	250-1000		< 50
Teist	VU	50-250		50-250

***Tabell 3.20**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Gimsøy nord. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflatebeitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne, overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Havsule, krykkje (POv)	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}
Ærfugl, **praktærfugl, havelle**, svartand, sjøorre (KBe)	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}	Stor ^{2***}

3.4.6 Nordmela

Forekomst av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.21**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.22**.

Nordmela er et svært artsrikt område. En stor andel av den norske bestanden av lunde hekker innenfor utredningsområdet. Alke og lomvi forekommer i mindre antall. Området innehar også viktige hekkelokalitet for krykkje.

Det er gjennomgående små bestander for alle arter som er registrert mytende i Nordmela, og konsekvensen av utbygging av et vindkraftverk vurderes som liten for alle. Dette gjelder også ærfugl, selv om den ene flokken på 200 individer som ble registrert, lå inntil utredningsområdet.

Innenfor utredningsområdet Nordmela finnes overvintrende sjøfuglarter som lomvi, alke og lunde. Området synes å være et viktig overvintringsområde for sjøorre, og gulnebblom og storlom finnes også i området om vinteren.

Nordmela - Andøya er et viktig område for mange arter, og for samtlige økologiske grupper vurderes konsekvensene som middels eller store (det siste gjelder bare for ternene). To viktige fuglefjell ligger i eller tett inn til utredningsområdet, og det er viktige rasteplasser for kortnebbgjess og hvitkinngjess på vestsida av Andøya, tett inn til utredningsområdet. Dersom flokker med gjess skremmes bort fra f.eks. dyrket mark, kan de bli skremt ut mot et eventuelt vindkraftverk hvis dette er plassert nær land.

Det er vanskelig å vurdere hvilke deler av utredningsområdet som vil gi minst konsekvenser for sjøfugl som følge av et vindkraftverk i dette området. Det er likevel mulig at en lokalisering lengst ut fra både Anda, Andøya og Bleiksøya kan gi mindre konsekvenser, både for hekkende arter, mytende og overvintrende arter, og rastende gjess på vårtrekk.

***Tabell 3.21**. Rødlistede sjøfuglarter i Nordmela i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Storlom	NT			
Gulnebblom	NT			< 50
Havhest	NT	< 50		< 50
Stormsvale	NT	?		
Svartand	NT			< 50
Sjøorre	NT			< 50
Tyvjo	NT	50-250		
Fiskemåke	NT	250-1000		< 50
Krykkje	EN	> 1000		250-1000
Makrellterne	VU	< 50		
Lomvi	CR		svømmetrekk	< 50
Alke	VU		svømmetrekk	< 50
Lunde	VU			?
Teist	VU	50-250		50-250

***Tabell 3.22**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Nordmela. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, **lunde** (PDy)	Middels 1**	Middels 1**	Middels 1**
Havsule, **krykkje** (POv)	Middels 3***	Middels 3***	Middels 3***
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Middels 2**	Middels 2**	Middels 2**
Ærfugl, **praktærfugl**, havelle, svartand, sjøorre (KBe)	Middels 3***	Middels 3***	Middels 3***
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor 1**	Stor 1**	Stor 1**
Grågås, **kortnebbgås**, **hvitkinngås** (VÅT)	Middels 2**	Middels 2**	Middels 2**
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels 3***	Middels 3***	Middels 3***

3.4.7 Auvær

Forekomsten av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.23**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.24**.

Konsekvensene av et vindkraftverk i Auvær er vurdert som middels for de fleste økologiske gruppene, men som store for ternene. For pelagisk, dykkende arter er det særlig for lomvi og alke fra Sør-Fugløy at konsekvensene er vurdert som middels ut fra hvor de kan ha sine beiteområder. Det er imidlertid ikke kjent i hvilken grad utredningsområdet har betydning for svømmetrekket for lomvi og alke fra de nærliggende fuglefjellene. Dersom senere undersøkelser skulle vise at et vindkraftverk i Auvær-området kan skape en barriere for svømmetrekket, kan konsekvensene bli oppgradert.

Auvær er et viktig overvintringsområde for flere marine ender i gruppen bentisk, beitende kystnære arter. Det myter også mye ærfugl i Auvær. Disse vil være særlig sårbare for forstyrrelser i løpet av anleggsperioden og under avvikling av et eventuelt vindkraftverk.

Store deler av utredningsområdet ligger noe nordøst for selve Auvær, mellom disse og Småvær/Lyngøya/Treingen nordøst i utredningsområdet. De største vinterbestandene er observert sørvest i Auvær, slik at en lokalisering av et vindkraftverk nordøst i utredningsområdet forventes å gi minst konsekvenser for sjøfugl.

***Tabell 3.23**. Rødlistede sjøfuglarter i Auvær i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Gulnebblom	NT			?
Havhest	NT	?		?
Stormsvale	NT	?		
Svartand	NT			< 50
Sjøorre	NT			< 50
Tyvjo	NT	< 50		
Fiskemåke	NT	50-250		
Krykkje	EN	250-1000		250-1000?
Makrellterne	VU			
Lomvi	CR		svømmetrekk	< 50
Alke	VU		svømmetrekk	< 50
Lunde	VU			?
Teist	VU	50-250		50-250

***Tabell 3.24**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Auvær. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflatebeitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}
Havsule**, krykkje** (POv)	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}
Ærfugl, praktærfugl, havelle, svartand, sjøorre (KBe)	Middels ^{1***}	Middels ^{1***}	Middels ^{1***}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor ^{1*}	Stor ^{1*}	Stor ^{1*}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}	Lav ^{3*}
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}

3.4.8 Vannøya nordøst

Forekomsten av rødlistede sjøfuglarter er oppsummert i **tabell 3.25**. Forventede konsekvenser for de enkelte økologiske gruppene ved etablering, drift og avvikling av bunnfast vindkraftverk i området er oppsummert i **tabell 3.26**.

Konsekvensene av et eventuelt vindkraftverk er vurdert som middels for de fleste økologiske gruppene. Særlig gjelder dette pelagisk, dykkende alkefugler og krykkje fra Nord-Fugløy, som må forventes å kunne utnytte nærområdene til utredningsområdet til næringssøk. Dersom det skal anlegges et vindkraftverk ved Vannøya, bør det følges opp med nærmere studier av i hvilken grad fugler fra Nord-Fugløy bruker utredningsområdet.

Det er ikke kjent i hvilken grad svømmetrekket for lomvi og alke fra Nord-Fugløy eller andre fuglefjell, vil berøre Vannøya, og om et vindkraftverk vil kunne danne en barriere for dette trekket. Dersom senere undersøkelser skulle vise at et vindkraftverk i Vannøya vil være en barriere for svømmetrekket, kan konsekvensene bli oppgradert.

Selve utredningsområdet synes ikke å være viktige beite- eller myteområder for ærfugl, men det finnes en god bestand av overvintrende praktærfugler i området. De fleste av disse ligger imidlertid i gruntvannsområdene noe vest for utredningsområdet.

De viktigste overvintringsområdene ligger sør for Grimsholmene. Det kan derfor synes best å anlegge et eventuelt vindkraftverk nord for Grimsholmene. Det tas forbehold for om dette området vil være mer utsatt for fugler som kan trekke til og fra Nord-Fugløy, eller som beiter i områdene mellom Karlsøya og Vannøya.

***Tabell 3.25**. Rødlistede sjøfuglarter i Vannøya nordøst i hekke-, myte- og overvintringsperiodene. Kategoriene er hhv. kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT). Grå skravur markerer at arten forekommer i området, men muligens ikke regelmessig, blå skravur at hekkende fugler fra nærliggende kolonier (utenfor utredningsområdet) kan forekomme.*

Art	Kategori	Hekking	Myting	Vinter
Gulnebblom	NT			< 50
Havhest	NT			?
Stormsvale	NT	?		
Svartand	NT			< 50
Sjøorre	NT			< 50
Tyvjo	NT	< 50		
Fiskemåke	NT	50-250?		
Krykkje	EN	250-1000		250-1000?
Makrellterne	VU	?		
Lomvi	CR		svømmetrekk	< 50
Alke	VU		svømmetrekk	< 50
Lunde	VU			?
Teist	VU	50-250		50-250

***Tabell 3.26**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk i Vannøya. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Middels ^{1*}	Middels ^{1*}	Middels ^{1*}
Havsule, **krykkje** (POv)	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}
Ærfugl, praktærfugl, havelle, svartand, sjøorre (KBe)	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}	Middels ^{3***}
Gråmåke, svartbak, sildemåke, **terner** (KOv)	Stor ^{1**}	Stor ^{1**}	Stor ^{1**}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)			
Samlet konsekvens for sjøfugl	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}	Middels ^{2**}

3.4.9 Sandskallen – Sørøya Nord

Konsekvenser for sjøfugl i Sandskallen – Sørøya Nord antas å være små. Tettheten for de fleste arter er generelt lav, med unntak av svartbak, krykkje og lunde i sommer-/hekkeperioden

og lunde i høstperioden. Lomvi forekommer til alle årstider og området kan komme i konflikt med lomvi fra midt-norske kolonier på svømmetrekk til Barentshavet (Lorentsen & May i trykk). Havsule opptrer, generelt, i lave tettheter, men området kan komme i konflikt med havsuler på trekk sørover fra de store koloniene i Finnmark (Fort et al. 2012). Et eventuelt vindkraftverk kan oppfattes som en barriere for disse. Usikkerheten om både trekkruter for svømmetrekket, mulige variasjoner i dette fra år til år, og hva konsekvensene av en eventuell barriereeffekt kan bli, gjør at det er umulig å vurdere dette uten nærmere undersøkelser. Konsekvensene av et vindkraftverk er likevel satt som lav. Det er også vanskelig å gi råd om design av et vindkraftverk i dette området ut fra hensyn til svømmetrekkende fugler.

Eventuelle konsekvenser i anleggs-, drift- og avviklingsfasen ansees ut i fra tilgjengelig litteratur og kjennskap til forekomster å være lave (**tabell 3.27**).

***Tabell 3.27**. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering, drift og avvikling av vindkraftverk ved Sandskallen – Sørøya Nord. Artsgruppene er kodet som PDy (pelagisk dykkende), POv (pelagisk overflate-beitende), KFi (kystbundne dykkende fiskespisende), KBe (kystbundne dykkende bentisk beitende), KOv (kystbundne overflatebeitende arter) og VÅT (våtmarksfugler). Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Arts- og sesongvise konsekvensvurderinger for utredningsområdet er gitt i **Vedlegg 11**. De artene hovedkonklusjonene mht. konsekvens er basert på er uthevet.*

Arter/artsgrupper	Etablering	Drift	Avvikling
Lomvi, alke, lunde (PDy)	Lav ^{2**}	Middels ^{2*}	Lav ^{3*}
Havsule, krykkje (POv)	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}
Lommer, dykkere, skarver, siland, teist (KFi)			
Ærfugl, havelle, svartand, sjøorre (KBe)			
Gråmåke, svartbak, sildemåke, terner (KOv)	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}	Lav ^{3***}
Grågås, kortnebbgås, hvitkinngås (VÅT)			
Samlet konsekvens for sjøfugl	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}	Lav ^{2**}

4 Habitatbruk i utvalgte områder, kartlagt vha. GPS-loggere

Signe Christensen-Dalsgaard og Svein-Håkon Lorentsen

4.1 Innledning/bakgrunn

Mens sjøfuglene i overvintringsperioden forflytter seg i forhold til der de til enhver tid finner mat, er de i hekkesesongen knyttet til hekkeplassene, gjerne større kolonier, der de finner mat til seg og sitt avkom innenfor en avgrenset aksjonsradius fra kolonien (se **kap. 3.2.1 og 3.3.1**). Artenes tilhørighet til hekkeplassene i denne perioden gjør fuglene mer sårbare for eventuelle barriereeffekter, samt endring og tap av egnede habitater, hvis det etableres vindkraftverk innenfor aksjonsradius for de forskjellige artene i en sjøfuglkoloni. Over tid kan slike effekter bli betydelige (Fox m.fl. 2006). Hvor stor påvirkninger vil være avhenger både av tilgjengelighet av alternative egnede beiteområder og av artens beite- og flygeadferd. Masden m.fl. (2010) viste at særlig toppskarv, storskarv og alkefugler, på grunn av deres relativt hurtige vingeslag og høye kroppsvekt i forhold til vingelengde, vil bruke relativt mer energi enn f.eks. havsule og havhest, hvis de daglig skal unnvike et vindkraftverk mellom hekke- og beiteplass. Ved en vurdering av mulige konflikter mellom sjøfugl og etablering og drift av offshore vindkraftanlegg er det derfor viktig å identifisere hvilke områder de forskjellige sjøfuglartene bruker for å finne næring, samt de foretrukne flygekorridorene mellom koloniene og beiteområdene (Langston 2010). Det understrekes at beiteområder og flygekorridorer er avhengig av fordelingen og tilgjengeligheten av artenes næring og kan derfor variere mellom år.

I løpet av de siste 40 årene har det skjedd en rask teknologisk utvikling innen elektronikk til å spore og følge dyrs bevegelse ved hjalp av bl.a. VHF-telemetri, satellitt-sendere og GPS-loggere. GPS-loggere som kan registrere fuglenes posisjon ned til ± 10m er nå kommet ned på en størrelse hvor de kan brukes på sjøfugler ned til størrelsen av krykkje (ca. 400 g, se f.eks. Kotzerka m.fl. 2010 og Burger & Shaffer 2008).

Formålet med dette delstudiet var, ved hjelp av GPS-loggere å identifisere: 1) viktige beiteområder og 2) viktige flygekorridorer mellom kolonien og beiteområdene.

4.2 Metodikk

I hekkesesongen 2011 ble det gjennomført instrumentering av fugler med GPS-loggere ved tre hekkelokaliteter i tilknytning til de to utredningsområdene, 1) Nordøyan - Ytre Vikna i Nord-Trøndelag (Sør-Gjæslingan og Sklinna, hhv. krykkje og toppskarv, lomvi) og 2), Nordmela, vest for Andøya i Nordland (Anda, krykkje) (se **figur 2.1**).

Alle individene i dette studiet var hekkefugler fanget på reir med enten egg (n=8, NB bare toppskarv) eller unger (n=116). Fuglene ble fanget ved hjelp av en snare montert på en fiskestang, og GPS-loggeren ble festet øverst på stjerten (krykkje og toppskarv; **figur 4.1**) eller på ryggen mellom vingene (lomvi) med Tesa© tape. Håndteringstiden ved fangst ble redusert mest mulig for å unngå unødvendig stress for fuglen. Ved gjenfangst ble GPS-loggeren skånsomt tatt av fuglen, fuglen ble ringmerket, veid og det ble tatt biometriske mål.

På toppskarv ble det brukt tre typer GPS-loggere, hhv. IGOTU GT-120 modifisert for montering på dykkende sjøfugl og MiniGPSlog og mGPS2-loggere fra Earth & Ocean technology. Toppskarvloggerne representerte 1-2 % av kroppsvekta til fuglene. Lomvi ble også instrumentert med modifiserte IGOTU-120 loggere (ca. 3 % av kroppsvekta), mens krykkje ble instrumentert med mGPS-2log loggere fra Earth & Ocean technology (3 % av kroppsvekta). Alle GPS-loggerne ble programmert til å registrere en posisjon hvert 30. sekund og fuglene var instrumentert med GPS-loggerne i 1-3 døgn.



***Figur 4.1**. Monterte GPS-logger på stjertfjærene til krykkje (venstre) og toppskarv (høyre). (© S. Christensen-Dalsgaard og S.-H Lorentsen).*

Primære flygekorridorer ble identifisert kvalitativt ved å plotte GPS-sporene til de respektive artene på de forskjellige lokalitetene i ArcGis (versjon 9.3.1), før antall spor på de ulike strekninger ble talt opp. Bare strekninger som hadde over 5 % av det totale antall spor, er inkludert i denne rapporten. Fuglenes preferanseområder rundt koloniene ble analysert ved hjelp av funksjonen ”Point Density” i ArcGIS der hvert punkt fra GPS-sporet er registrert som et punkt. Resultatene viser fordeling av tettheten av punkter innenfor undersøkelsesområdet. Før analysen ble alle GPS-punkter fra fugler som oppholdt seg i kolonien ekskludert slik at disse ikke skulle dominere fordelingskartet over hvilke områder som ble brukt av fuglene rundt kolonien.

4.3 Resultater

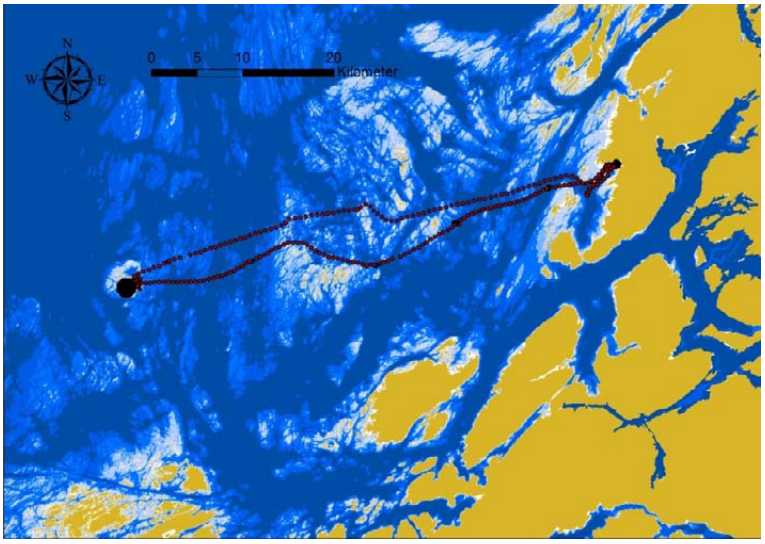
Totalt ble 126 fugler instrumentert med GPS-loggere i 2011 fordelt på 3 arter og 3 lokaliteter (**tabell 4.1)**. Av disse ble 101 gjenfanget og det var mulig å laste ned data fra 86 GPS-loggere.

***Tabell 4.1**. Oversikt over instrumentering og gjenfangst ved de forskjellige lokaliteter*

Lokalitet	Art	Studieperiode	Antall instrumentert	Antall gjenfanget	Antall lastet ned
S.-G.	Krykkje	27.06-09.07.11	15	12	12
Sklinna	Toppskarv	07.06-14.07.11	69	58	45
Sklinna	Lomvi	24.-28.06.11	9	1	1
Anda	Krykkje	01.-14.07.11	33	30	28

4.3.1 Habitatbruk og flygekorridorer hos lomvi fra Sklinna

Det var planlagt instrumentering av lomvi på Sklinna, men det viste seg dessverre å være store uforutsette metodiske vanskeligheter knyttet til fangst og instrumentering på denne lokaliteten. For ikke å forårsake negativ påvirkning av denne rødlistede sjøfuglarten ble forsøkene derfor terminert før tiden. Det er derfor bare ett GPS-spor for lomvi (**figur 4.2**). Denne ene fuglen fløy ca. 50 km rett øst til Vik i Sømna kommune hvor den tilsynelatende søkte etter næring ganske nær kysten. Området dette individet søkte næring i ser ut til å være et grunt sandbunnsområde og det er mest sannsynlig at det instrumenterte individet beitet på tobis. Hoveddietten for lomvi på Sklinna er ellers torskefisk (ca. 80 %).



***Figur 4.2**. GPS-spor fra den eneste suksessfulle GPS-sporing av lomvi. De små røde prikkene representerer en GPS registrering som ble foretatt hvert 30. sekund. Den sorte sirkelen markerer hekkekolonien på Sklinna.*

4.3.2 Habitatbruk og flygekorridorer hos toppskarv fra Sklinna

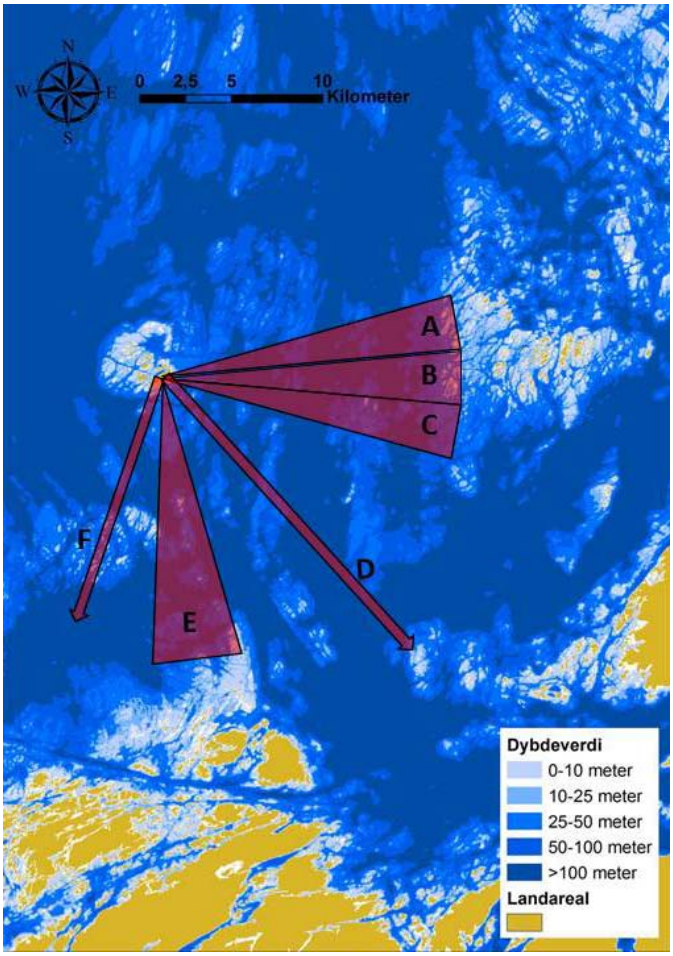
På Sklinna ble det instrumentert totalt 69 toppskarv med GPS-loggere i perioden 7. juni – 14. juli 2011. Av disse ble 58 gjenfanget og det var mulig å laste ned data fra 45 av loggerne. Det var primært toppskarv med unger som ble instrumentert (n = 61) men også 8 toppskarv som fremdeles hadde egg ble inkludert i studiet. I videre analyser er disse to gruppene behandlet samlet. Den lengste registrerte turen var 33 km, mens hovedparten av turene var på under 25 km. Ingen av sporene kom i nærheten av utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna.

Data fra GPS-loggerne viste at toppskarvene som hekket på Sklinna i 2011 hadde konsistente bevegelsesmønstre gjennom hekkesesongen. Individene dro stort sett til de samme beiteområdene gjennom hele perioden de var instrumentert, og det var et stort overlapp i områdebruk og rutevalg mellom ulike individer. Dette er reflektert i de primære flygekorridorene til og fra kolonien (**tabell 4.2** og **figur 4.3**).

***Tabell 4.2**. Oversikt over flygekorridorer for hekkende toppskarv fra Sklinna. Kun spor hvor andelen var mer enn 5 % er inkludert.*

Lokalitet	Art	Rute	Antall spor	Andel av spor (%)
Sklinna	toppskarv	A	28	13,4
Sklinna	toppskarv	B	48	23,0
Sklinna	toppskarv	C	66	31,6
Sklinna	toppskarv	E	33	15,8
Sklinna	toppskarv	D	13	6,2
Sklinna	toppskarv	F	11	5,3

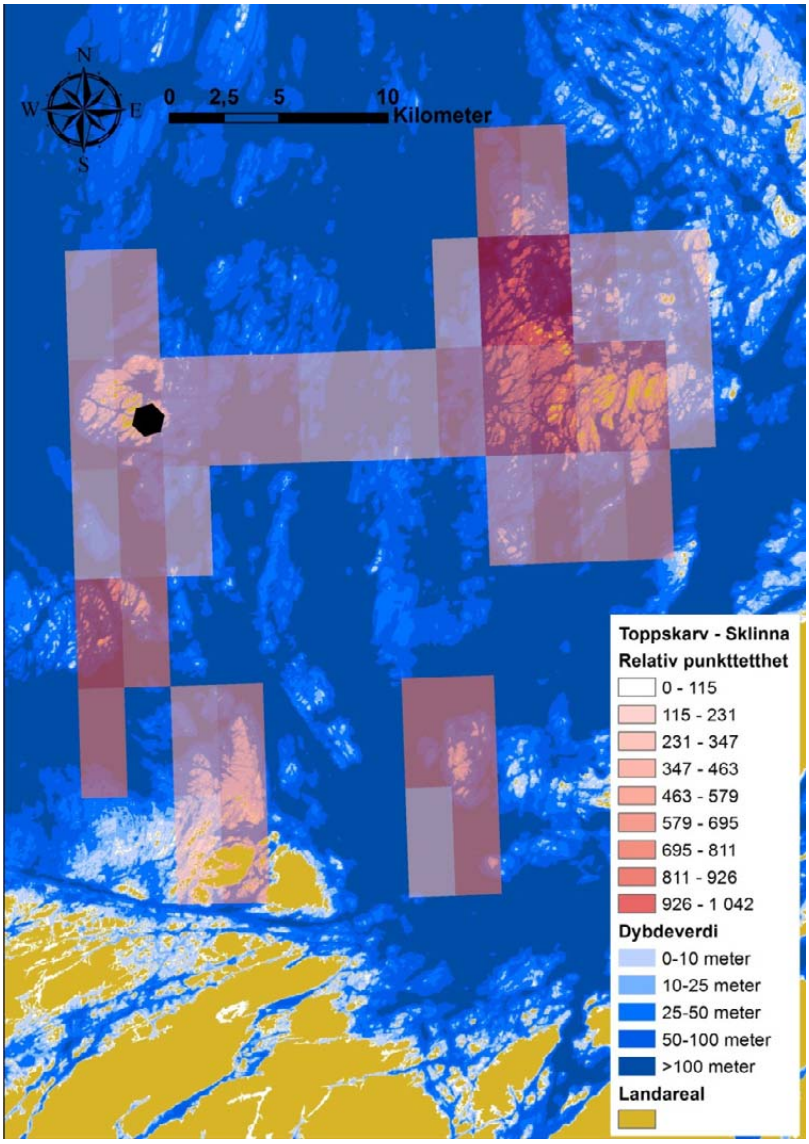
Størsteparten av toppskarvene valgte en østlig rute til øygruppen Hortavær (spor A, B og C; totalt 67,9 % av sporene). De resterende dro enten i en sørlig retning mot Raudøya (spor E), eller i en sørøstlig retning mot skjærene ved Sylstetaran sørvest for Leka (spor D) eller sørvestover til grunnene ved Segl- og Vegflesa (spor F).



***Figur 4.3**. Primære flygekorridorer for beitende toppskarv fra kolonien på Sklinna.*

Resultatene fra analysen av preferanseområder for toppskarv fra Sklinna viste at de største tetthetene av GPS-punkter var ved Hortavær, nord og øst for Raudøya, grunnene ved Segl- og Vegflesa og skjærene ved Sylstetaran sørvest for Leka (**figur 4.4**). Dette er i samsvar med de retningene som pekte seg ut som primære flygekorridorer mellom kolonien og beiteområdene. Selv om det er en middels tetthet av punkter rundt Sklinna, viste ikke GPS-sporene noen sterk tendens til at fuglene beiter tett på hekkekolonien. Tettheten av spor her er trolig heller på grunn av mye fugl som flyr gjennom områdene. Både preferanseområdene og data fra GPS-

sporene viste at toppskarven primært beiter i svært grunne områder rundt holmer og skjær. Ut i fra kartene og kjennskapen til disse områdene ser det ut til at dette er områder med tareskog. Dette er viktige oppvekstområder for små torskefisk som er hovedføden til toppskarvene på Sklinna (Hillersøy & Lorentsen i trykk).

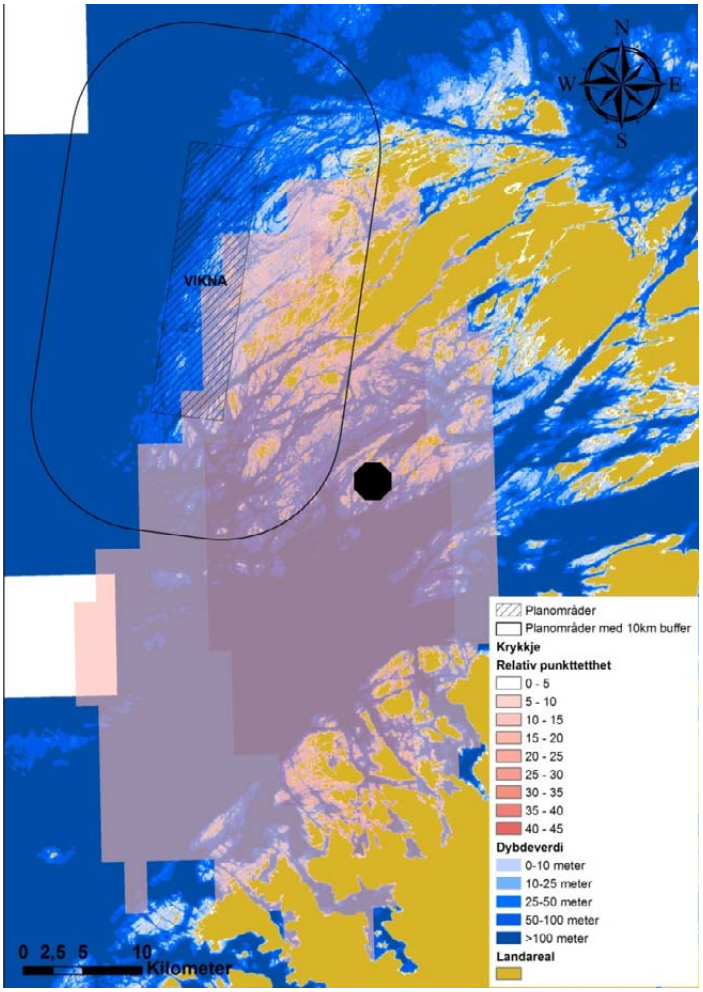


***Figur 4.4**. Preferanseområder for toppskarv fra Sklinna. Mørkere farger viser større tetthet av GPS-punkter. Sekskanten markerer plassering av Sklinna.*

4.3.3 Habitatbruk og flygekorridorer hos krykkje fra Sør-Gjæslingan

Krykkje på Sør-Gjæslingan ble instrumentert i perioden 27. juni – 9. juli. Starten av instrumentering skjedde midt i ungeperioden da ungene var over én uke gamle. I perioden hvor instrumenteringen ble påbegynt, skjedde det tilsynelatende et skifte i tilgangen på egnete næringsemner, hvilket medførte at det var svært mange unger som døde eller forsvant fra reirene. Dette vanskeliggjorde instrumentering, og kun 15 fugler ble derfor instrumentert. Av disse ble 12 gjenfanget og data ble lastet ned fra alle GPS-loggerne. Det var stor variasjon mellom hvor de ulike individene dro for å finne mat. Halvparten av fuglene (n = 6) søkte mat i nærheten av kolonien (innenfor en radius av 25 km), mens den andre halvparten dro ut på lange turer (maksimumslengde ca. 325 km) i vestlig og nordlig retning.

På grunn av det begrensede datagrunnlaget og den store variasjon i bevegelsesretninger, var det ikke mulig å identifisere utpregete flygekorridorer mellom kolonien og mulige beiteområder. Det var bare ett GPS-spor som gikk igjennom utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna, som ligger ca. 13 km. nordvest for Sør-Gjæslingan. I tillegg var det et spor som gikk opp i området rett øst for utredningsområdet. Utredningsområdet ligger imidlertid klart innenfor aksjonsradius for krykkje på Sør-Gjæslingan.



Figur 4.5. *Preferanseområder for krykkje fra Sør-Gjæslingan. Mørkere farger viser større tetthet av GPS-punkter. Sirkelen markerer plassering av Sør-Gjæslingan. Utredningsområdet Nordøyan – ytre Vikna er markert på kartet.*

Resultatene fra analysen av preferanseområder for krykkje på Sør-Gjæslingan viste at de største tetthetene av GPS-punkter var i området i nærheten av kolonien mellom Vikna og fastlandet sør for Sør-Gjæslingan (**figur 4.5**). Dette reflekterer fordelingen av individene som beitet i nærheten av kolonien, mens fuglene som fløy langt fra kolonien hadde så spredte spor at det ikke samlet kom til uttrykk i analysen.

Analyser av diettprøver fra krykkje samlet inn på Sør-Gjæslingan i 2011, viste at 63 % av innholdet av prøvene (målt i vekt) bestod av nordlig lysprikkfisk *(Benthosema glaciale)* og laksesild (*Maurolicus muelleri*), som begge er arter som lever på store dyp (R. Barrett upubl. data). De resterende artene i diettprøvene var sild (20 %), fiskeavfall (9 %) og ”annet” (8 %). Sammensetningen av diett tyder på at krykkjene i 2011 primært har beitet ute ved kanten av sokkelen, hvor de har tilgang på dyphavsartene. Utviklingen i diett gjennom sesongen (i perioden fra 20. juni til 20. juli) viste at lysprikkfisk og laksesild var viktigst i starten og slutten av studieperioden. Det foreligger dessverre ikke prøver fra andre år, så det er ikke mulig å vurdere om dette er representativt.

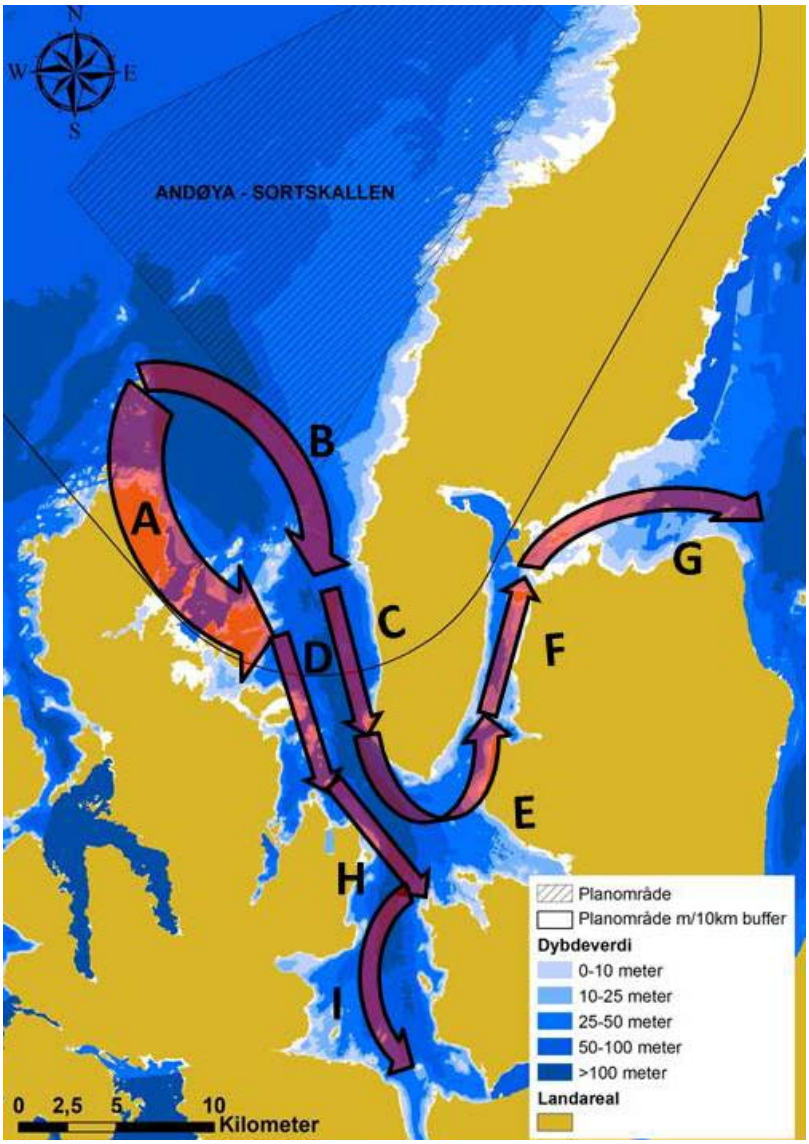
4.3.4 Habitatbruk og flygekorridorer hos krykkje fra Anda

På Anda ble 33 krykkjer instrumentert i perioden 1.-14. juli, og fra disse ble det lastet ned GPS-data fra 28 loggere. Alle fuglene som ble instrumentert hadde unger i reiret både da de ble fanget og da de ble gjenfanget. Den lengste turen som ble registrert var på minst 170 km. Denne loggeren sluttet å fungere før fuglen var tilbake i kolonien, så det er uvisst hvor lang turen egentlig var. De andre sporene fra Anda var ellers på mindre enn 90 km. Totalt 43 % (n=12) av individene berørte selve utredningsområdet Nordmela, og av disse fløy 67 % (n=8) gjennom området og 33 % (n=4) var bare innom i en kortere periode.

Data fra GPS-loggerne viste at krykkjene fra Anda i 2011 hadde ganske like bevegelsesmønstre for næringssøk. Undersøkelsen av de primære flygekorridorene viste at svært mange av krykkjene valgte en sør-østlig rute ned i Gavlfjorden og opp i Risøysundet (**tabell 4.3, figur 4.6)**. Totalt 89 % (n = 25) av krykkjene fløy en eller flere turer til dette området. Fuglene fløy enten direkte over til Andøya (rute B) eller sørover mot Gisløya på Langøya (rute A). De fleste fortsatte rundt sørspissen av Andøya (rute E) og inn i Risøysundet (rute F og G), eller de fortsatte sørover i Gavlfjorden (rute H og I). Området nord og vest for Anda ble også brukt til næringssøk, men ikke på samme systematiske måte som den sørlige ruten.

Tabell 4.3*. Oversikt over flygekorridorer for hekkende krykkje fra Anda. Kun spor hvor andelen var mer enn 5 % er inkludert.*

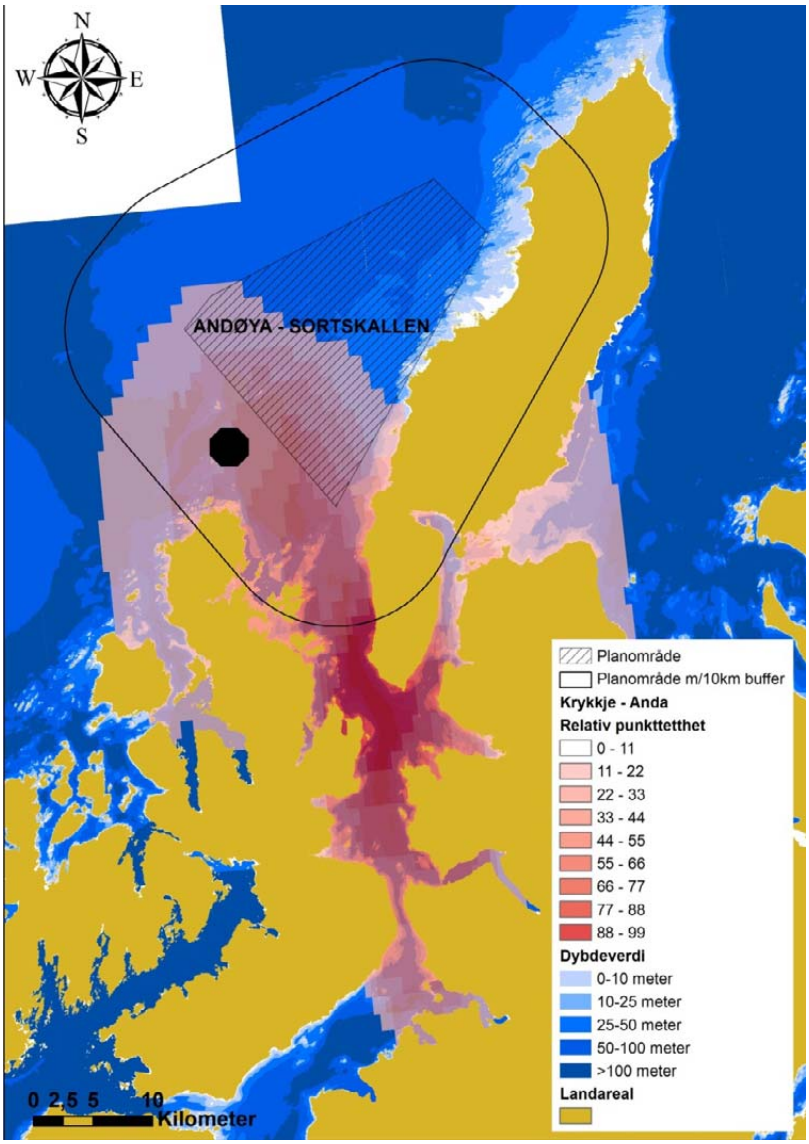
Lokalitet	Art	Rute	Antall spor	Andel av spor (%)
Anda	Krykkje	A	43	12,1
Anda	Krykkje	E	29	8,2
Anda	Krykkje	B	27	7,6
Anda	Krykkje	F	27	7,6
Anda	Krykkje	C	23	6,5
Anda	Krykkje	D	23	6,5
Anda	Krykkje	H	21	5,9
Anda	Krykkje	I	21	5,9
Anda	Krykkje	G	20	5,6



Figur 4.6. *Primære flygekorridorer for krykkje på næringssøk fra kolonien på Anda.*

Resultatene fra analysen av preferanseområder for krykkje på Anda viste at de største tetthetene av GPS-punkter var i Gavlfjorden i området sør for Andøya (**figur 4.7**). Hele området mellom Anda, Sortland og Risørhamn peker seg imidlertid ut som viktige, med høy tetthet av GPS-punkter. Dette er i samsvar med de retningene som pekte seg ut som primære flygekorridorer mellom koloniene og beiteområdene.

Analyse av diettprøver fra Anda i 2011 viste at ca. 50 % av krykkjenes diett bestod av tobis, mens lysprikkfisk (11 %) og torskefisk (15 %) var de nest viktigste næringsemnene. Tobis finnes ved sand og grusbunn ned til ca. 100 m. Den ligger nedgravd i sanden på dagtid, men kommer opp til de øvre vannmassene for å beite om natten og er da tilgjengelig for krykkjene. Det er trolig at krykkjene som fløy sørover fra kolonien har beitet på tobis.



Figur 4.7. *Preferanseområder for krykkje fra Anda. Mørkere farger viser større tetthet av GPS-punkter. Sirkelen markerer plassering av Anda. Utredningsområdet Nordmela er markert på kartet.*

4.4 Diskusjon

4.4.1 Identifisering av konflikt med sjøfugl i utredningsområdene Nordøyan - Ytre Vikna og Nordmela

Utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna ligger i Nord-Trøndelag vest for Vikna. Hekkelokaliteter i området er beskrevet i **kap. 3.3.3**. Studiet ble fokusert på toppskarv og lomvi på Sklinna (30 km fra utredningsområdet) og krykkje på Sør-Gjæslingan (13 km fra utredningsområdet). Dessverre fungerte instrumentering av lomvi ikke som planlagt og det er derfor ikke tilstrekkelige data til å vurdere hvorvidt det er et konfliktpotensial med det aktuelle utredningsområdet. Det er imidlertid kjent at lomvi kan fly mye lengre enn 30 km (**kap. 3.3.1**) for å søke etter næring, (f.eks. Davoren m.fl. 2003), og det er derfor mulig at lomvi fra Sklinna kunne bevege seg inn i utredningsområdet. Undersøkelsen viste at toppskarv fløy opp til 33 km fra hekkekolonien for å søke etter næring. Utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna ligger ca. 30 km fra Sklinna, og er dermed innenfor aksjonsradius for hekkende toppskarv fra denne kolonien. Imidlertid ble det verken i 2010 (S.-H. Lorentsen upubl. data) eller 2011 observert instrumenterte toppskarv som fløy inn i utredningsområdet. Det bør imidlertid bemerkes at både 2010 og 2011 var gode år for toppskarvene på Sklinna (S.-H. Lorentsen upubl. data), og

at det derfor er vanskelig å forutsi om det vil være andre bevegelsesmønstre i dårlige år (**tabell 4.4**, se også **kap. 4.1**). Basert på resultatene fra GPS-dataene vurderes det at en utbygging av vindkraftverk ved Nordøyan – Ytre Vikna vil ha lave konsekvenser for toppskarv som hekker på Sklinna.

For krykkje på Sør-Gjæslingan er det vanskelig å konkludere mht. mulig konfliktpotensial basert på GPS-studiet. Ganske få individer ble instrumentert og disse brukte flere ulike områder. Det var kun ett spor som gikk igjennom utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna og ett som gikk i nærheten av utredningsområdet. Utredningsområdet ligger imidlertid svært nært Sør-Gjæslingan, og det er derfor trolig at det er flere fugler som bruker arealer i eller nær det foreslåtte området. Diettprøver samlet inn på Sør-Gjæslingan viste at fuglene både tidlig og seint i sesongen beitet på dypvannsfisk og dermed i områder ganske langt fra kolonien. Siden det ikke er data fra andre år, er det imidlertid vanskelig å vurdere hvordan beitemønstret er i gode år. En kan anta at krykkjene vil foretrekke områder nærmere kolonien og dermed bruker mindre energi i år hvor det er mat tilgjengelig rundt kolonien. Variasjon i områdebruk mellom ulike år er noe som bør undersøkes nærmere før et eventuelt vedtak om vindkraftutbygging. Det antas at utbygging av et vindkraftverk i området Nordøyan – Ytre Vikna vil ha lave til middels konsekvenser for krykkje som hekker på Sør-Gjæslingan (**tabell 4.4**). Det skal bemerkes at dette er en vurdering basert på lite data, med mer data fra området vil vurdering kunne endres.

Utredningsområdet Nordmela ligger i Vesterålen rett vest for Andøya. De to nærmeste lokalitetene med store forekomster av sjøfugl er Anda, som er en viktig hekkekoloni for krykkje og lunde, og Bleiksøya som er en viktig hekkelokalitet, spesielt for lunde og lomvi. Studiet ble begrenset til å undersøke områdebruk til krykkje som hekker på Anda. Resultatene viste at det var noen fugler som fløy gjennom utredningsområdet. Det var imidlertid ikke noe som indikerte at området var et viktig beiteområde i 2011, eller at det gikk noen primære flygekorridorer gjennom området. Det er dermed ikke noen indikasjoner på at det i 2011 var et stort konfliktpotensial med krykkjene på Anda. Det må imidlertid bemerkes at ”rute A” går rett sør for utredningsområdet. Det er lite informasjon på hvor stor påvirkningsradius et vindkraftanlegg har på krykkje, men i og med at krykkjene i hekkesesongen 2011 fløy så tett opp til det foreslåtte område, er det trolig at det ville ha påvirket en del av fuglene til å velge en mer sørlig rute. De foreløpige resultatene indikerer at det foreslåtte området sannsynligvis er lite til middels konfliktfylt i forhold til krykkjene som hekker på Anda (**tabell 4.4**). Disse resultatene er ikke direkte overførbare til de andre artene som hekker på Anda eller til fuglene fra kolonien på Bleiksøya. I 2011 viste undersøkelser av dietten til lunde på Anda at 93 % av prøvene (på vektbasis) var tobis. Det er ukjent hvor lundene som hekker på Anda beiter, men det er sannsynlig at det i likhet med krykkje er inne i fjordsystemene sør for Anda. I tidligere år har tobis også vært et viktig næringsemne for lundene på Anda, og resultatene fra 2011 representerer derfor sannsynligvis et ganske typisk år. Hvis eventuelle krykkjer fra Bleiksøya (det har ikke hekket krykkje der de siste årene) bruker de samme områdene som de fra Anda, vil det medføre at de må fly gjennom det foreslåtte utredningsområdet. Ideelt burde studiet derfor ha vært gjennomført på flere arter fra begge lokaliteter for å få en detaljert beskrivelse av bevegelsesmønster og beiteområder.

Det må understrekes at eventuelle påfølgende endringer av tilgjengeligheten av næring for sjøfugl som følge av en etablering av et vindkraftverk i disse områdene ikke er vurdert.

Det antas at eventuelle konsekvenser ved etablering og avvikling av et eventuelt vindkraftverk i Nordøyan – Ytre Vikna og Nordmela ikke vil ha vesentlige negative konsekvenser for næringssøkende toppskarv og krykkje.

***Tabell 4.4**. Antatte konsekvenser for toppskarv, krykkje og lomvi ved drift av vindkraftverk i områdene Nordøyan – Ytre Vikna og Nordmela vurdert ut i fra studier ved bruk av GPS-loggere. Det understrekes at konsekvensene kun er vurdert fra resultatene fra en feltsesong (to for toppskarv fra Sklinna). Konsekvens er beskrevet som lav, middels og stor. - = ikke vurdert. Usikkerhet og kunnskapsgrunnlag er angitt som i **tabell 2.13**. Eventuelle konsekvenser i anleggs- og avviklingsfasen er beskrevet separat.*

	Nordøyan – Ytre Vikna	Nordmela
Toppskarv	Lav[1**]	-
Krykkje	Lav-Middels[2**]	Lav-Middels[2**]
Lomvi	-	-

4.4.2 Resultatenes representativitet

På grunn av oppdragets tidsavgrensning har det bare vært mulig å inkludere data fra én hekkesesong. I tillegg var det på Sør-Gjæslingan bare mulig å gjennomføre studiet i deler av hekkesesongen på grunn av hekkesvikt hos krykkjene. Det er derfor vanskelig å vite hvor representative resultatene er for andre år. Det er vist at det kan være store forskjeller i områdebruk både mellom år (Hamer m.fl. 1993, Pettex m.fl. innsendt manuskript) og innen samme hekkesesong. Boulinier & Christensen-Dalsgaard (upubl. data) dokumenterte på Hornøya i 2011 et markant skifte i krykkjenes områdebruk midt i hekkesesongen da fuglene plutselig skiftet fra å bruke områder mindre enn 10 km fra kolonien til å ta turer opp til 400 km vekk fra kolonien. Dataene fra GPS-loggerne gir derfor bare et øyeblikksbilde på hvordan habitatet brukes i studieperioden og må vurderes med bakgrunn i dette.

I 2010 ble det gjennomført en pilotstudie av habitatbruk for toppskarv på Sklinna (S.-H. Lorentsen, upubl. data). Områdebruken i 2011 var sammenlignbar med 2010. Det var i høy grad de samme områdene som ble brukt og med de samme flygekorridorene. Både 2010 og 2011 var imidlertid år med god næringstilgang, og det er derfor uvisst om det vil være en endring i områdebruk i år hvor fuglene ikke finner egnet eller tilstrekkelig mat i de områdene de vanligvis bruker. På Sør-Gjæslingan var det et meget begrenset antall krykkjer som ble instrumentert med GPS-loggere. Dette gjør det vanskelig å dra noen sikre konklusjoner. På den tiden fuglene ble instrumentert skjedde det tilsynelatende en dramatisk endring i næringstilgangen, noe som gjorde at det oppstod høy ungedødelighet. De lange turene på næringssøk er derfor sannsynligvis forårsaket av dårlig næringstilgang i nærheten av kolonien. Det er derfor vanskelig å vurdere hvilke områder som hadde vært brukt under andre næringsforhold (i gode år). Krykkjene på Anda viste en tydelig preferanse for området sør for øya. Anda er en lokalitet som overvåkes gjennom SEAPOP programmet (www.seapop.no), og som generelt kjennetegnes ved at det som regel er gode næringsforhold for krykkjene som beiter på tobis. Det er imidlertid variasjon i diettsammensetningen. I 2011 var dietten primært tobis og torskefisk (S. Christensen-Dalsgaard upubl. data), mens den i andre år har hatt større innslag av dypvannsfisken lysprikkfisk (Christensen-Dalsgaard & Lorentsen, 2009). Det er derfor trolig at krykkjene i noen år bruker området ved Eggakanten nord for øya i større grad enn det som ble observert i 2011. Dette kan muligens føre til at mer fugl flyr gjennom utredningsområdet Nordmela.

4.4.3 Brukbarhet av GPS-loggere til identifisering av sårbare områder

Bruk av GPS-teknologi er ganske arbeidskrevende og forbundet med høye kostnader til investering av utstyr og drift av feltarbeidet. Studiet viser imidlertid tydelig anvendeligheten ved å bruke GPS-loggere til å identifisere viktige områder og flygekorridorer på en svært fin skala. Tradisjonelt er slike konsekvensutredninger basert på kartlegging av fugl til forskjellige tider av

året, hvilket kan gi verdifull informasjon om fordeling av sjøfugl. Å bruke en kombinasjon av GPS-loggere og tradisjonell kartlegging til å følge individene gir imidlertid et veldig bra bilde av hvor fuglene er, hvilke kolonier de kommer fra og hvilke ruter de velger mellom kolonien og beiteområdet.

Som med andre former for overvåking må en imidlertid være oppmerksom på at det er nødvendig med flere års overvåking for å få et godt bilde på variasjonen mellom år. Sjøfugler lever i et dynamisk økosystem, og for mange arter er det dokumentert stor variasjon i diett og habitatbruk mellom år. Det er derfor svært tilrådelig å gjøre undersøkelser over flere år hvis man vil gjøre en kvalifisert vurdering av mulige konfliktområder.

5 Radarstudier av fugletrekk ved Frøyagrunnene og Olderveggen

Roel May og Øyvind Hamre

5.1 Innledning

En rekke arter trekker gjennom de norske havområdene, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, Sentral-Europa og Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. Store deler av dette trekket følger norskekysten. Trekkende arter som har separate overvintrings- og hekkeområder er avhengige av rasteplasser under trekket og de kan stoppe i flere uker på rasteplasser, for eksempel langs Helgelandskysten, for å fylle opp energireservene. Ny teknologi, som satellittsendere, lysloggere og fugleradar, har gitt ny kunnskap om hvor, når og hvordan fugl beveger seg under vår- og høsttrekk (**figur 1.3**; Petersen m.fl. 2006, Bustnes m.fl. 2010, Lorentsen & May innsendt manuskript). For eksempel trekker hvitkinngjess som overvintrer i Storbritannia i en vel 500 km bred front over Nordsjøen, før de følger norskekysten i en vel 30 km bred korridor og så krysser Norskehavet/Barentshavet i en front som er vel 300 km på det bredeste (upubliserte data fra WWT-Wildfowl and Wetlands Trust).

Fugletrekkets intensitet og lokalisering varierer med værforhold og mange arter trekker om natten. I tillegg skjer høsttrekket ofte mer konsentrert i tid enn vårtrekket som sprer seg over en lengre periode. Ved kartlegging av hvilke funksjoner et område har for trekkende fugler er det derfor viktig å fange opp variasjoner mellom år, sesonger og gjennom døgnet. Ulike arter har ulike trekkstrategier og trekkmønstre. Mens noen arter flyr non-stop, både over land og åpent hav, trekker andre kun over land vha. der de følger termiske luftstrømmer. Trekkbevegelser kan foregå på en (inter-)nasjonal, regional eller lokal skala. Noen arter, for eksempel sjøfugler, har også det som betegnes som næringstrekk, det vil si trekk ut fra hekkeplass for å søke etter næring i områder som befinner seg i varierende avstand fra hekkeplassene. Newton (2008) har sammenstilt den internasjonale litteraturen med hensyn til økologien av fugletrekk. Avhengig av hvilken type trekk forskjellige arter har gjennom et område vil de passere området ulikt antall ganger i løpet av sin livssyklus. En art som benytter et område til næringstrekk vil enkelte ganger passere gjennom området gjentatte ganger daglig, i andre enden av skalaen kan et område være viktig for arter i tradisjonelle vår- og høsttrekk og de vil da passere området to ganger årlig. Rasteplasser er viktige områder med høy næringstilgang hvor store ansamlinger av fugl raster i kortere eller lengre tid for å fylle på energireservene før de trekker videre. Vadefugler er for eksempel veldig avhengige av gode rasteplasser. Langs kysten, som de fleste vadefugler benytter som trekk-korridor, finnes et fåtall rasteplasser av høy kvalitet. Disse områdene er derfor svært viktig for disse artene.

Trekkende fuglers sårbarhet for vindkraftverk er knyttet til direkte kollisjonsrisiko hvis fuglene flyr gjennom anlegget, barriereeffekter hvis flokkene flyr utenom, og til mulige endring eller tap av habitat ved rasteplasser (Langston m.fl. 2006). Når det gjelder barriereeffekter viser de undersøkelsene som er gjort at de fleste artene på trekk unngår vindkraftområder ved å trekke over eller rundt (Desholm & Kahlert 2005). Et spørsmål som er reist i den sammenheng er om unnvikelse på trekk ved mange vindkraftverk langs en trekkrute vil ha en vesentlig betydning (kumulativ effekt) på trekkfuglenes kondisjon og dermed overlevelse (Masden m.fl. 2009, 2010). For arter som unngår å oppholde seg i eller i nærheten av vindenergianlegg vil en utbygging i tilknytning til rasteområdene kunne medføre ikke-kompenserbare habitattap. I tillegg vil fuglenes bevegelse i rasteområdet kunne øke sannsynligheten for kollisjoner. Dette indikerer at uansett hvor det eventuelt bygges vindkraftverk i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008).

Hvor store effektene av et slikt habitattap er kommer an på områdets betydning for de fugleartene det gjelder, og vindkraftverkets størrelse. I tillegg vil virkningene påvirkes av graden av utbygging. Dersom store områder på kysten bygges ut, eller flere vindkraftverk etableres i forlengelse av hverandre, kan dette medføre kumulative virkninger blant annet for trekkende fugler under vår- og høsttrekket. Siden vindkraftverk er relativt nye elementer i europeiske havområder, er det foreløpig få etterundersøkelser som er gjennomført for å studere kortsiktige og langsiktige miljøvirkninger på fugletrekk (Desholm 2006; Hüppop m.fl. 2006). Viktige rasteplasser for trekkende arter har ofte store ansamlinger av fugl over lengre tid, og vurderes derfor å være særlig sårbare i forhold til vindkraftverk. Det er blant annet på bakgrunn av disse bekymringene at viktige vår- og høsttrekksruter for fugl må tas i betraktning ved etablering av vindkraftanlegg (MD & OED 2007).

Mens trekkrutene for flere arter i grove trekk er kjent (Elphick 2007), er det selv for de best studerte artene en rekke sider ved trekket som er lite kjent. For de fleste artene mangler detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom, noe som vil være nødvendige for å kunne gi presise vurderinger av blant annet kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindkraftverk. Vi vet i dag generelt lite om hvordan trekkruter, trekkperioder og flygehøyde for fugl langs kysten og over åpent hav påvirkes av værforholdene, og hvor mye de varierer fra år til år. Særlig kan flygehøyde være kritisk hvis fuglene flyr i rotorhøyde ved dårlig sikt eller i mørke (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008). Sentrale rasteplasser kan være sårbare for vindkraftutbygging da det potensielt kan hindre arter i å effektivisere sitt næringsopptak, særlig i tilfeller hvor det er langt til neste rasteplass.

Havvind-rapporten (Bartnes m.fl. 2010) nevner at det er behov for videre studier for å få en bedre forståelse av interaksjoner mellom vindkraftverk og (blant annet) fugletrekk. Dette gjelder spesielt metodiske spørsmål vedrørende ulike former for fugletrekk i tid og rom og variasjoner i fugletrekket i tid og rom, især langs kysten. Fugletrekk er ofte ansett å representere et stort konfliktpotensial overfor vindkraftutbygging, og det grunnleggende kunnskapsgrunnlaget er dårlig. Fordi trekkundersøkelser er ganske krevende, der både trekkintensitet og trekkruter kan variere fra år til år og mye trekk foregår nattestid, er det vanskelig å undersøke alle mulige konflikter for alle utredningsområdene langs norskekysten. Det kan forventes at konfliktnivået er høyest der trekket foregår langs en smal konsentrert front.

I dette studiet ble fugletrekk fulgt vha. radar på Bremangerlandet i Sogn og Fjordane, hvor trekket antakeligvis foregår ganske konsentrert siden dette området representerer det vestligste ytterpunktet langs norskekysten. Ved Bremangerlandet er det foreslått to mulige områder for offshore vindkraftutbygging; Frøyagrunnene og Olderveggen.

5.2 Metodikk

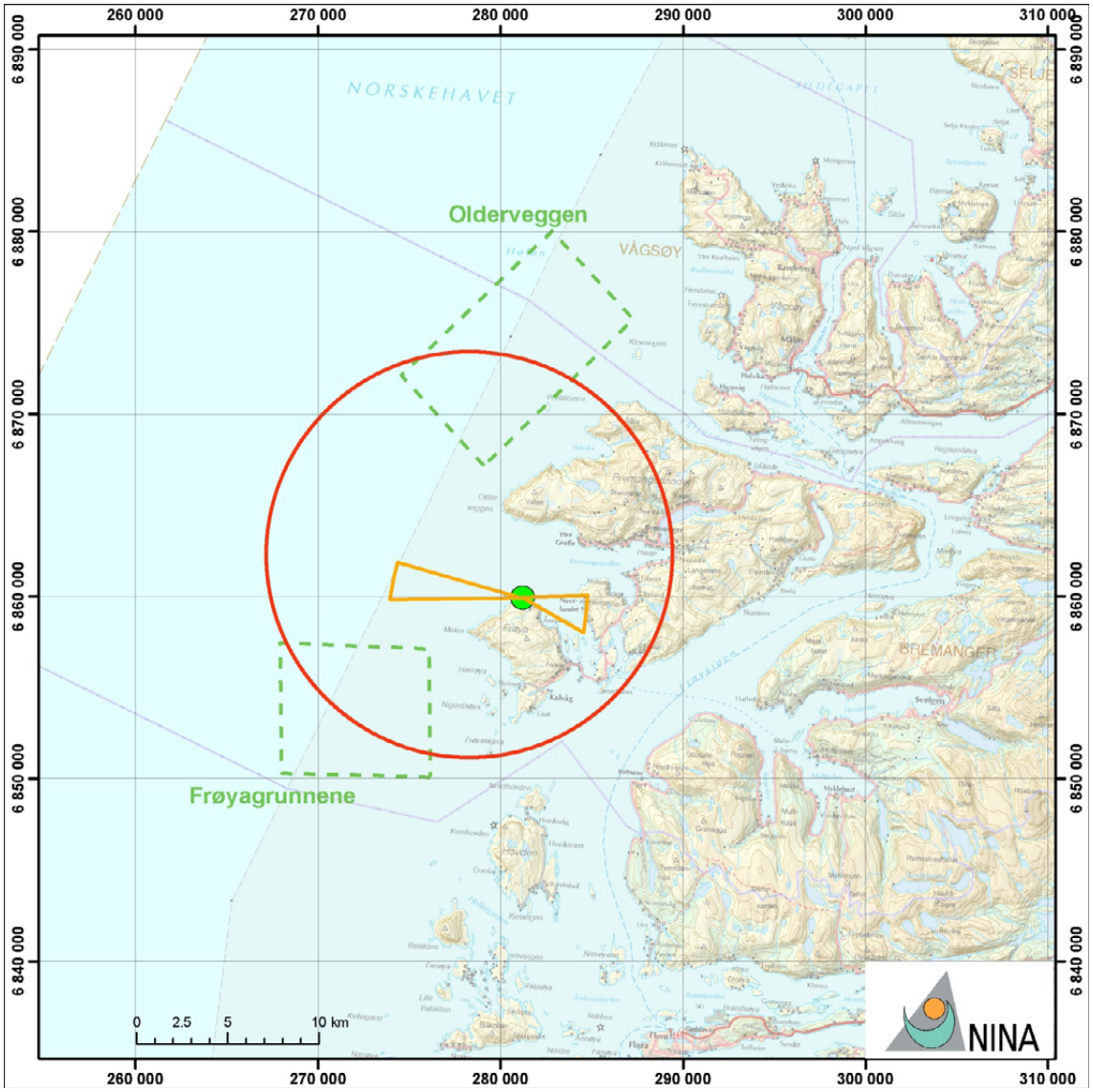
5.2.1 Utplassering og drift

En Merlin fugleradar (modell: XS2530; DeTect, Inc.) ble utplassert på Nesje, som ligger nord på Frøya i Bremanger kommune (281125, 6859932 UTM Sone 32 WGS 1984). Radaren ble startet opp 18. august 2011, og etter noen tilpasninger til innstillinger i programvaren registrerte radaren fugletrekk i perioden 1. september til og med 25. november 2011 (86 døgn). I løpet av denne perioden var det flere kortere og lengre avbrudd, hovedsakelig på grunn av strømbrudd etter uvær (tilsvarende 187 timer, ca. 10 % av tiden). Fugleradaren, innebygget på en tilhenger, ble trukket oppover i terrenget så langt det lot seg gjøre fra enden av veien for å øke oversikten. Systemet var tilkoblet nærmeste kraftledningsstolpe ved hjelp av et byggeskap for strømtilførsel. Terrenget rundt radaren er gammelt kulturbeite med høyere fjell mot sør (**figur 5.1**). Fra posisjonen på cirka 19 moh. var radaren innstilt med en horisontal rekkevidde på 6 nautiske mil (ca. 11,1 km) og en vertikal rekkevidde på 3 nautiske mil (ca. 5,6 km). For å øke muligheten for overvåking av havområdene ble midtpunktet for synsfeltet til radaren flyttet 2 nautiske mil (ca. 3,7 km) i nordvestlig retning og 1 nautiske mil (1,9 km) i vestlig retning for henholdsvis den horisontale og vertikal radaren (**figur 5.2**). Den horisontale sektoren overlapper både med Frøyagrunnene i sørvest og Olderveggen i nord. Likeså viste det seg at fjellene i sør og vest ble for høye slik at havområdene lå i skyggen av disse spesielt for den horisontale radaren (**figur 5.3**). Likeså var det to soner hvor radaren hadde god dekning ned mot havet; en i retning Frøyagrunnene i sørvest (247 grader) og en mot Olderveggen i nordvest (343 grader). I tillegg var det en sone mot innlandet i sørøstlig retning (114 grader). Analysene av den horisontale radaren fokuserer spesielt på disse tre sonene.

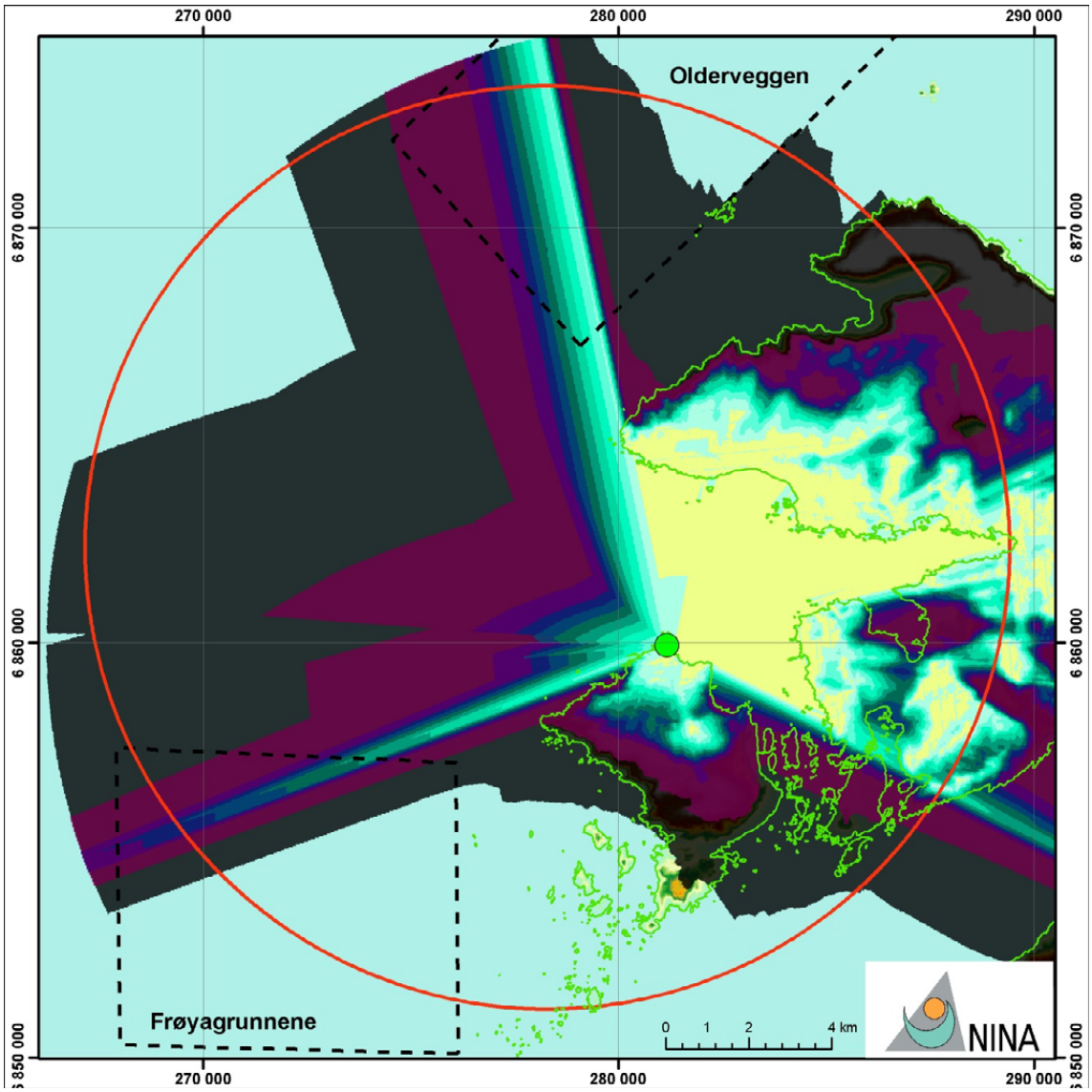
For å bakkeverifisere de dataene radaren registrerte, ble to lokalpersoner med god kjennskap til fugl engasjert. Disse ble bedt om å utføre seks observasjonstokt med minimum en, og maksimum tre ukers mellomrom. Hvert tokt skulle ha en varighet av fire til seks timer, og minimum ett tokt skulle utføres om morgenen, og ett om kvelden hver måned. Under verifiseringen ble det benyttet en bærbar pc med kontakt til radarsystemet via internettilkobling. Under observasjon av havområdene sørvest til nord for radaren ble synsobservasjoner sammenlignet med radarens observasjoner. Trekk registrert på radaren ble tilknyttet fugleart eller -gruppe samt antall. I perioder var det svært dårlig internettforbindelse mellom radar og bærbar pc. Under slike forhold, ble observatørene bedt om å notere ned en del av observasjonene de registrerte inklusiv høyde i forhold til observasjonspost (høyere, lik, lavere), samt fugleart og trekkretning.



Figur 5.1. *Plassering av Merlin fugleradar på Nesje, Bremanger kommune, for å overvåke fugletrekk i perioden september – november 2011.*



Figur 5.2. *Overvåkingsområde for Merlin-fugleradaren ved Bremangerlandet høsten 2011. Den røde sirkelen indikerer overvåkingsområdet for den horisontale radaren, mens det vertikale overvåkingsområdet er angitt i oransje. De to nærmeste utredningsområdene for havbasert vindkraft er angitt i grønt.*



Figur 5.3. *Dekningskartet for Merlin-fugleradaren ved Bremangerlandet høsten 2011. Områder synlig fra bakken eller havoverflate ar angitt i gult. I lysblått til mørkblått angis det dekning ved økende høyde over havet i 25-m trinn (25 m tom 200 m over havet). De to områdene i purpur indikerer dekning ved 250 m og 500 m over havet. Det grå området indikerer dekning ved 1 km over havet.*

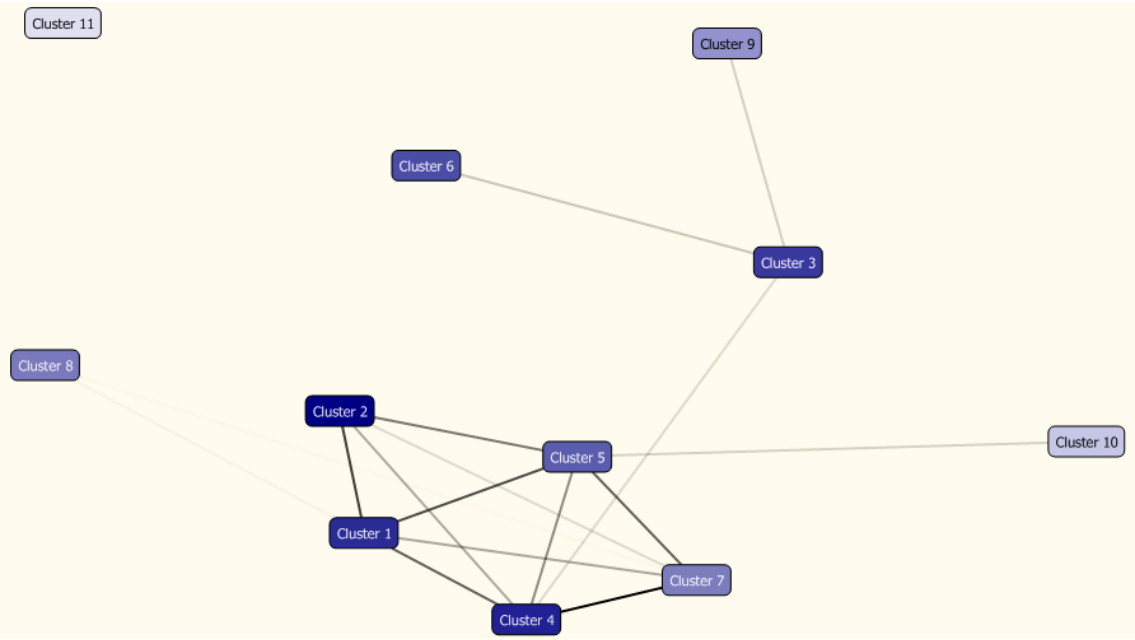
5.2.2 Databearbeiding og analyser

5.2.2.1 Værdata

Værdata fra Meteorologisk institutt ble hentet inn for hele overvåkingsperioden (www.eklima.no) for de tre nærmeste værstasjonene: Florø lufthavn (stasjonsnr. 57710, UTM WGS84 Sone 32V 289202 6834180), Ytterøyane (stasjonsnr. 57770, UTM WGS84 Sone 32V 270769 6834070) og Kråkenes (stasjonsnr. 59110, UTM WGS84 Sone 32V 290088 6884465). Basert på data fra disse ble det beregnet gjennomsnittsverdier for daglig nedbør, timevis vindhastighet og vindretning.

5.2.2.2 Vertikale radardata

I Merlin-systemet blir alle registrerte (fugle-) bevegelser automatisk registrert i daglige Access-databaser. Alle Access-filer ble lastet inn i en Microsoft SQL Server 2008 database. De vertikale datasettene ble behandlet ved at man først opprettet et spordatasett av hele databasen som basis for videre filtrering. For hvert spor, ble gjennomsnitt og varians av parametere som ble ansett å være biologisk eller radarteknisk relevante beregnet (sporlengde, hastighet, akselerasjon, bevegelsesretning, svingradius, høyde, reflektivitet, størrelse og form av objektet m.m.). Dataene i spordatasettet ble gruppert ved bruk av Microsoft Clustering Algorithm. Microsoft Clustering Algorithm er en segmenteringsalgoritme som bruker iterative teknikker for å gruppere dataene i et datasett i klynger basert på like egenskaper. Algoritmen identifiserer først relasjoner i et datasett og genererer heuristisk en rekke klynger basert på disse relasjonene. Med den heuristiske fremgangsmåten menes det at klynger blir definert kun ut fra selve dataene uten at det fastsettes et bestemt antall klynger på forhånd. Fra spordatasettet ble det definert 11 klynger (**figur 5.4**). Hver klynge ble deretter klassifisert som enten fugl eller falske alarmer (f.eks. bølger, nedbør, trær) i en semikvantitativ vurdering ved å sammenligne hver klynges sporkarakteristikk. Kun én klynge representerte fugl, basert på deres karakteristikk (klynge 6, **figur 5.4**). Basert på alle data i denne klyngen ble det beregnet antall fuglespor per måned, døgn og time, samt gjennomsnittlig avstand fra radaren og flygehøyde (etter log-transformasjon). I tillegg ble det beregnet månedlig antall observasjoner over avstand fra radaren (antatt til å representere flygeavstand fra kyst) og over høyde over havet. Basert på den første timevise tidsserien ble antall fuglespor korrelert mot vindhastighet og -retning, samt nedbør ved bruk av en generalisert additiv regresjonsmodell med Poissonfordeling. For parameterne ”tid på døgnet”, ”avstand til kyst” og ”høyde over havet”, men ikke for interaksjonene med værforhold, ble ikke-lineære effekter inkludert. I tillegg ble effektene av værforhold på lokalisering av fugleaktivitet, både i forhold til kysten og i høyde, modellert ved bruk av en lineær regresjonsmodell. Høyde over havet ble inkludert som log-transformert responsvariabel (dvs. en lognormal fordeling). De timevise gjennomsnittsverdiene for avstand fra kyst og flygehøyde ble vektet etter antall observerte fugl i samme periode. Disse modellene inkluderte også tid på døgnet som var transformert som følgende: (cos(*time**15)+1)/2 med *time* ϵ $[0,23]$ for å kontrollere for den sirkulære fordelingen av tid. Måned ble i alle modeller inkludert som en faktor.



Figur 5.4. *Klyngene identifisert av Microsoft Clustering Algorithm basert på vertikale spor registrert av Merlin-fugleradaren ved Bremangerlandet høsten 2011.*

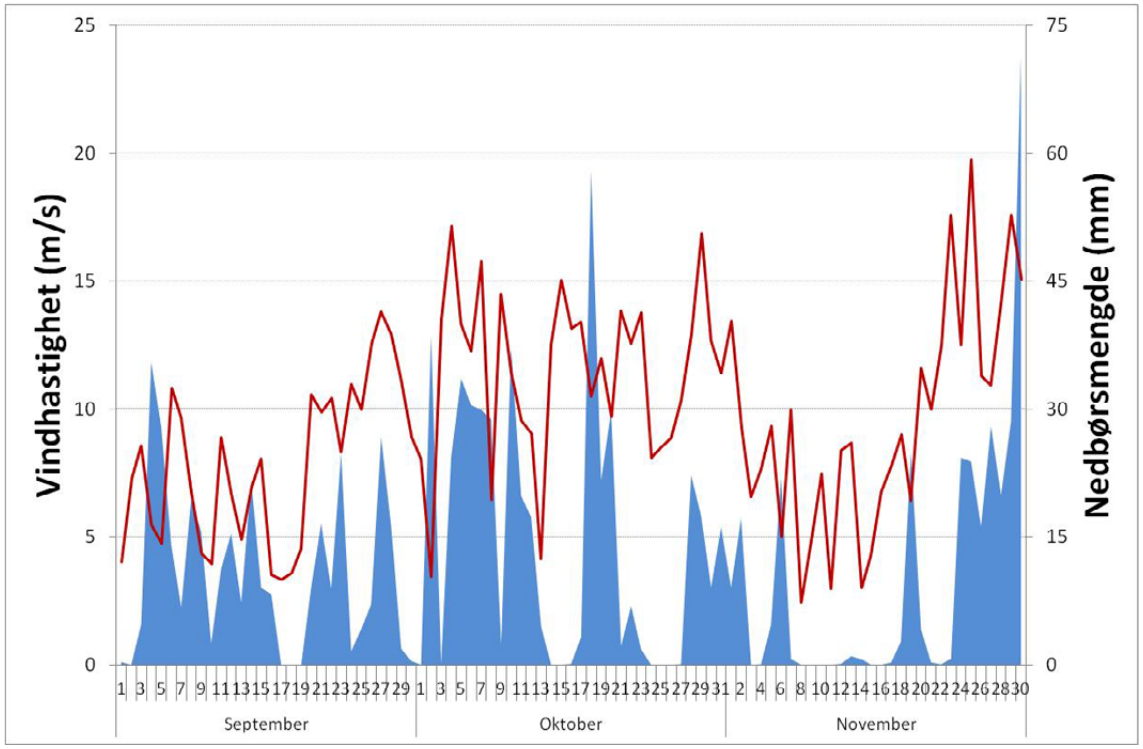
5.2.2.3 Horisontale radardata

I Merlin-systemet blir alle registrerte (fugle-) bevegelser, både de horisontale og de vertikale (se under), automatisk og kontinuerlig registrert i Access-databaser. Under behandlingen av disse dataene ble det konstatert at spor etter fugletrekk ikke hadde blitt lagret i databasene. Til tross for at slike fuglespor var synlige under operasjon av radaren, ble de ikke lagret. Dette skyldes en feil i oppgradering av programvaren sommeren 2011 utført av produsenten (DeTect, Inc.). De jobber nå aktivt med å finne en løsning på dette, men det er uklart om og når dette vil være ferdig. Analysene av de horisontale radardataene i denne rapporten er dermed basert på selve observasjonene, som gir et mål på total fugletrekksaktivitet (dvs. hver observasjon representerer en fugl i lufta for tre sekunder). Som nevnt tidligere, var det tre soner hvor dekningsgraden var god. Kun observasjoner innenfor disse sonene (± 1 grad) er inkludert. På grunn av manglende spor, er det umulig å filtrere bort såkalte falske alarmer; dvs. registreringer som skyldes eksempelvis bølger, nedbør eller trær som beveger seg i vinden. Dette er spesielt et problem i områder der radaren kan se bakken eller havoverflaten (dvs. de gule områdene i **figur 5.3**). Mens vi ikke kan være sikker på at alle registrerte datapunkter kun representerer fugl, angir (større) endringer i tid og rom også svingninger i trekkmønsteret. For hver sone ble det beregnet antall observasjoner over tid på døgnet og over avstand fra kyst, som ble beregnet ut fra avstand (A_r) og retning (R) fra radaren for hvert datapunkt, som: $(A_r - A_k) \cdot \sin(R)$. Avstanden fra radaren til kysten (A_k) for de tre sonene var fastsatt til: 5 km, 3 km og -2,5 km for henholdsvis Olderveggen, Frøyagrunnene og innlandet.

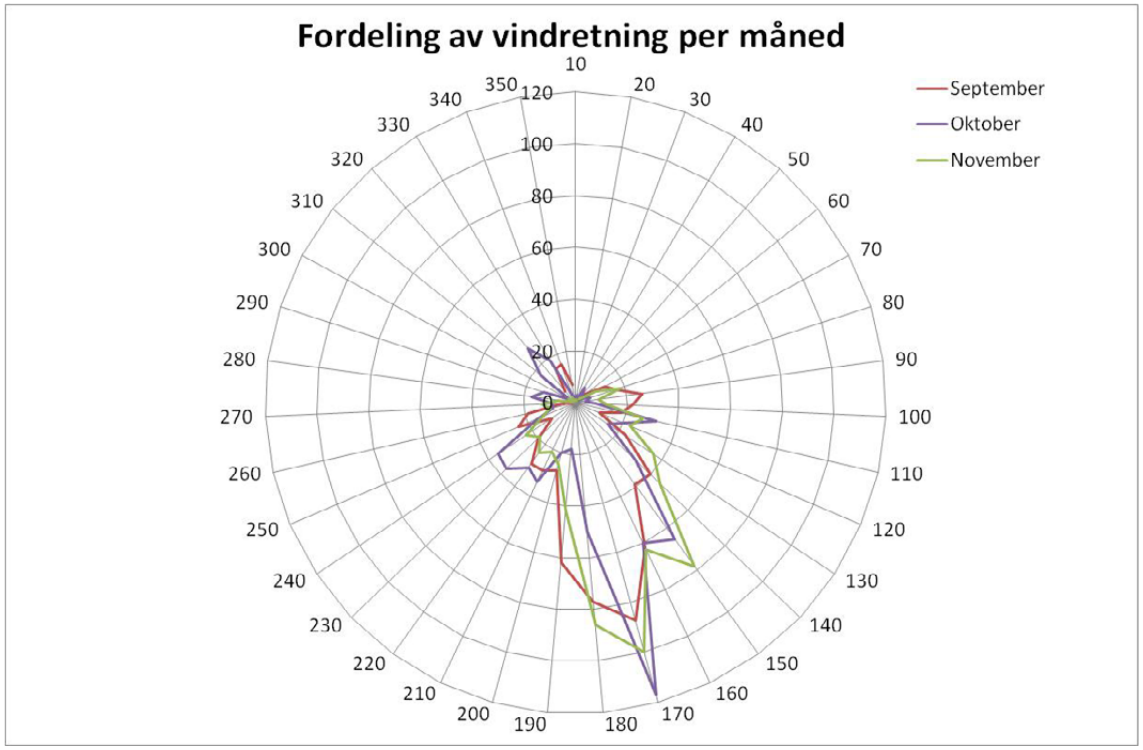
5.3 Resultater

5.3.1 Værforhold

Figur 5.5 og **figur 5.6** viser værforholdene høsten 2011 ved Bremangerlandet. Hele studieperioden var preget av mye uvær; med mange perioder med stiv til sterk kuling og mye nedbør. På flere tidspunkter er det registrert vindkast opp til orkanstyrke. Det var kun få perioder med lite vind og ingen nedbør; for eksempel 1. september, 17-19. september, 14. oktober og 8-15. november. Vindretningen kommet mest fra sør til sørsørøst; med lite forskjell mellom månedene.



Figur 5.5. *Værforhold ved Bremangerlandet høsten 2011.*



Figur 5.6. *Vindretningsfordeling per måned ved Bremangerlandet høsten 2011, angitt i antall timer.*

5.3.2 Bakkeverifisering

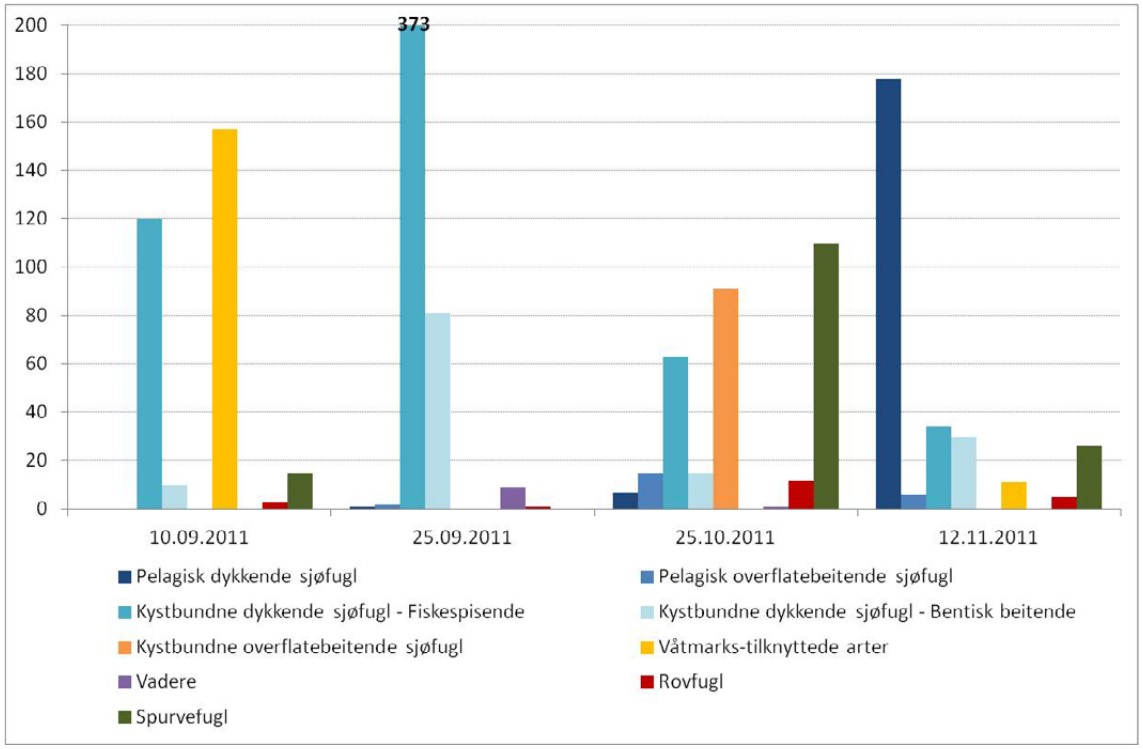
To lokalkjente ornitologer ble engasjert for å observere fugl i nærheten av der fugleradaren sto, samt bakkeverifisere fuglespor ved å registrere art eller artsgruppe ved observasjon (**tabell 5.1**). Det ble gjennomført 6 feltbesøk. Totalt ble det notert 162 observasjoner av fugl enten alene eller i flokker; tilsvarende 1378 enkeltfugl. Totalt 150 fuglespor registrert i radaren ble bakkeverifisert; tilsvarende 1335 enkeltfugl eller fugl i flokker.

Tabell 5.1. *Observerte fuglearter ved Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011.*

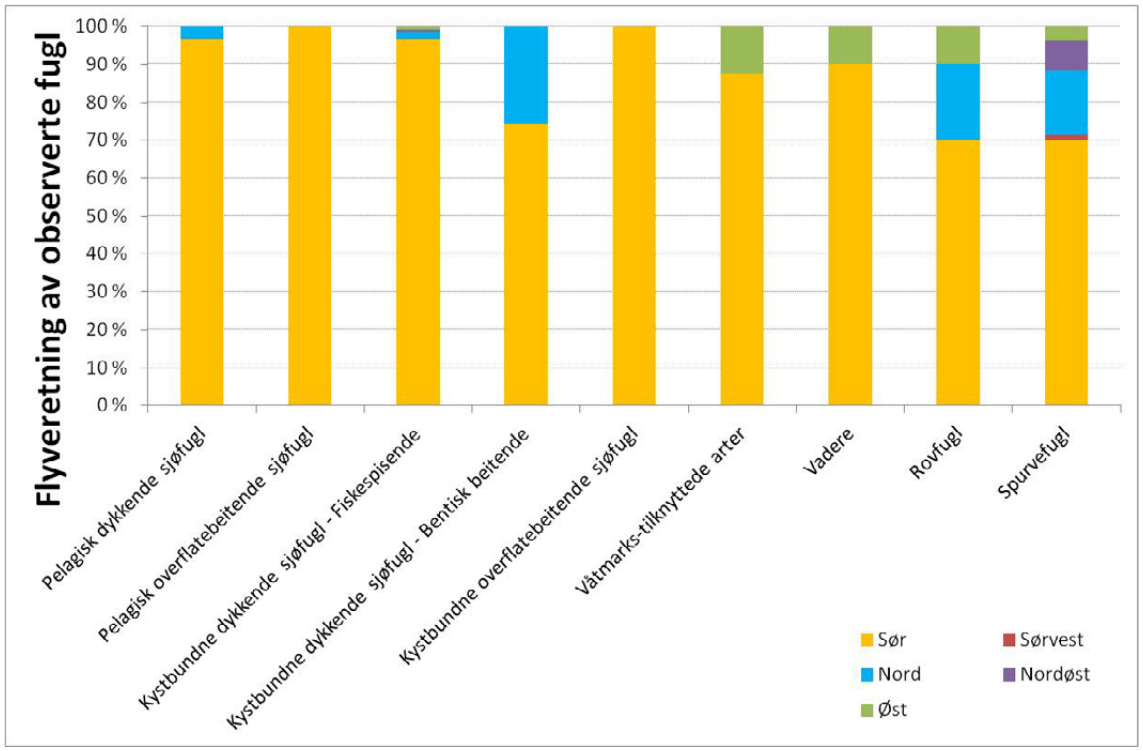
Pelagisk Dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl: Fiskespisende	Bentisk beitende	Kystbundne Overflatebeitende sjøfugl	Våtmarks-tilknyttede arter	Vadere	Rovfugl	Spurvefugl
Alke Alkekonge	Havsule Krykkje Storjo	Islom Siland Smålom Storskarv Teist Toppskarv	Havelle Sjøorre Svartand Ærfugl	Måker ubestemt	*Anser*-gjess *Branta*-gjess Grasand ubestemt Grågås Kortnebbgås	Gråhegre Storspove	Havørn Kongeørn Myrhauk Spurvehauk Vandrefalk	Bergirisk Blåmeis Grønnfink Gråkråke Gråspett Kaie Korsnebb Kråke Låvesvale Piplerke Ravn Sanglerke Skjærpiplerke Stær Trost

Kystbundne dykkende, fiskespisende sjøfugl ble observert hyppig gjennom hele studieperioden (**figur 5.7**). Våtmarkstilknyttede arter som gjess og andefugl ble oftest observert i siste halvdel av september, mens kystbundne overflatebeitende sjøfugl (måker), pelagisk dykkende sjøfugl (alker) og spurvefugl ble oftest observert trekkende i siste halvdel av oktober. De fleste observerte fugler trakk sørover (**figur 5.8**). Kun spurvefugl, rovfugl og kystbundne, bentisk beitende sjøfugl (spesielt ærfugl) ble observert å fly i andre retninger. Dette skyldes sannsynligvis flygeaktivitet av standfugl.

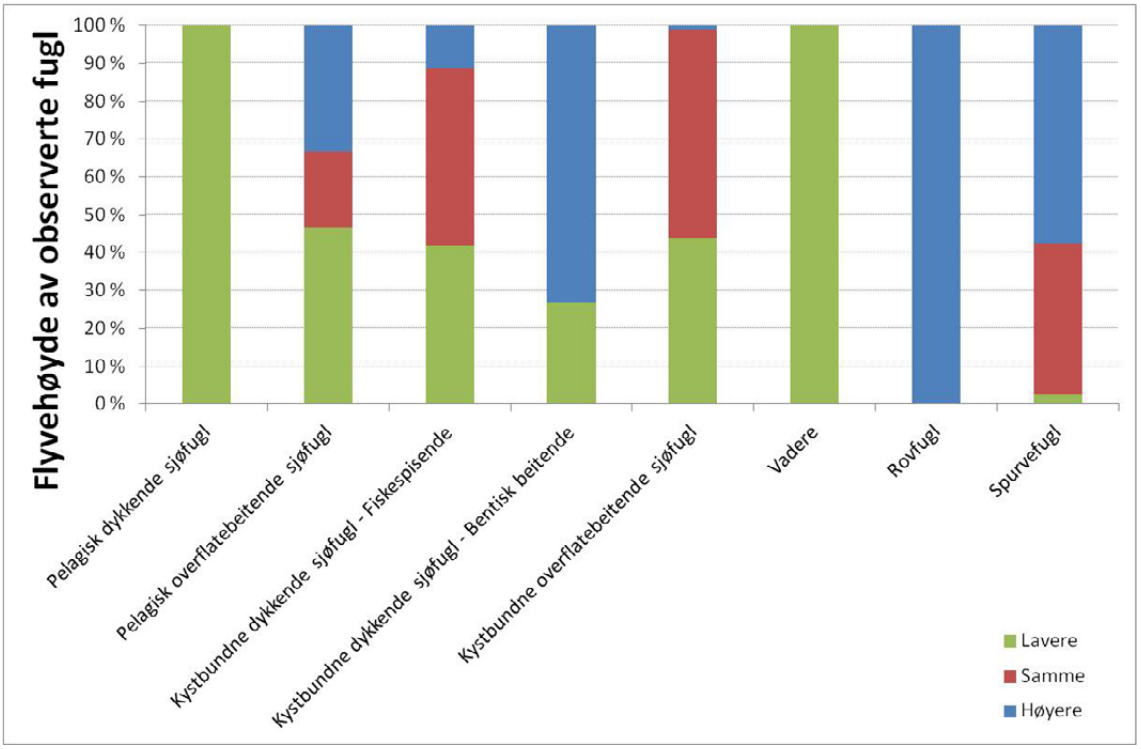
Der det ble notert, ble rovfugl observert høyere opp i lufta, mens pelagisk, dykkende sjøfugl (alker) og vadere stort sett holdt seg lavt over vannoverflaten (**figur 5.9**). Kystbundne dykkende, fiskespisende sjøfugl (lommer, skarver), kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (måker) og spurvefugl ble oftest observert i samme høydelag som observasjonspunktet (25 moh.). Disse økologiske gruppene kan dermed ha størst sannsynlighet for å kollidere med rotorbladene. Kystbundne dykkende, bentisk beitende sjøfugl (f.eks. ærfugl) ble enten observert høyere eller lavere enn observasjonspunktet. For våtmarkstilknyttede sjøfugl – mest gjess og ender – ble flygehøyde ikke notert, men oftest trekker de i forholdsvis høyt.



Figur 5.7. *Antall observerte fugl (enten alene eller i flokker) ved Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011 (ikke nødvendigvis registrert i radaren).*

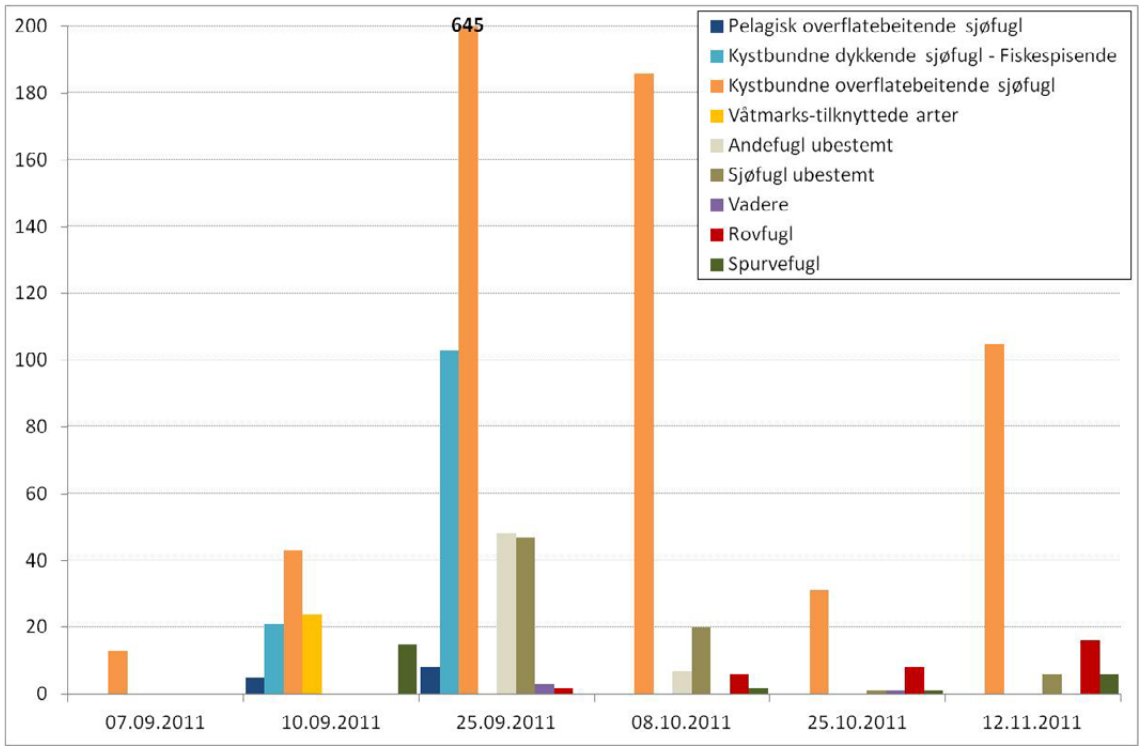


Figur 5.8. *Prosentvis fordeling av flygeretning av observerte fugl ved Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011 (ikke nødvendigvis registrert i radaren).*



Figur 5.9. *Prosentvis fordeling av flygehøyde av observerte fugl ved Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011 (ikke nødvendigvis registrert i radaren). Høyde er angitt i forhold til observasjonspunktet 25 moh.*

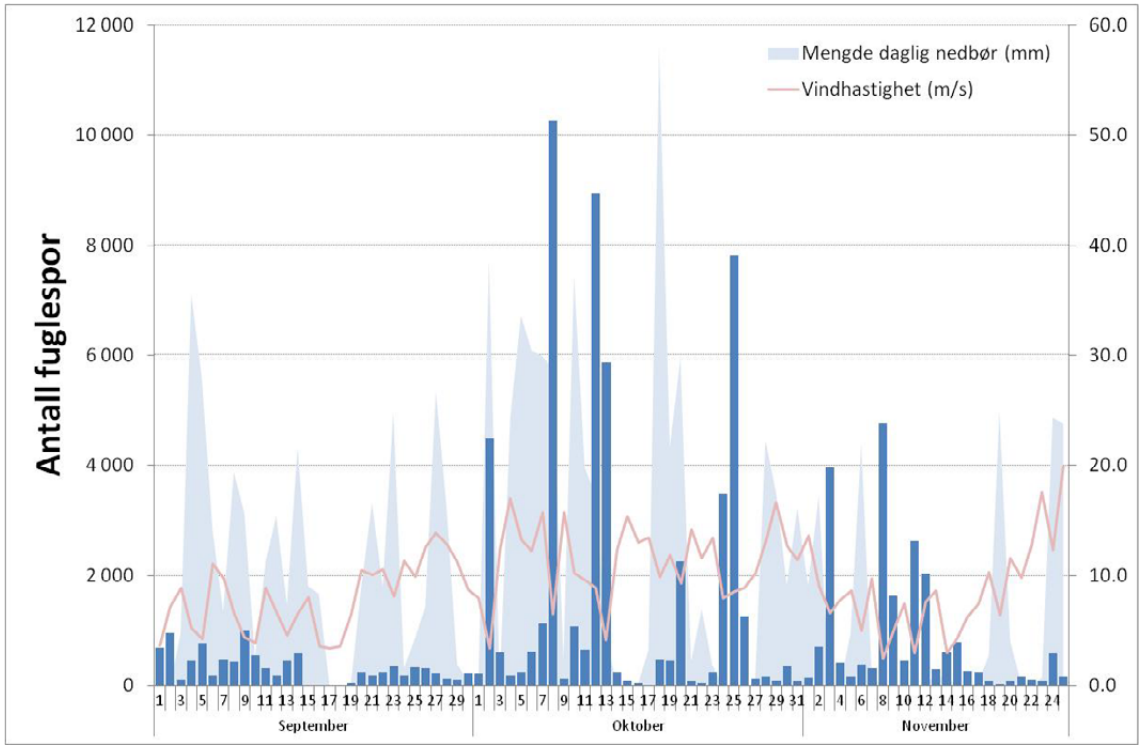
Av de bakkeverifiserte fuglene (**figur 5.10**), var kystbundne, overflatebeitende sjøfugl (måker) mest tallrik. De ble oftest observert mot slutten av september, og da også i større flokker med opp til 100 individer. Også kystbundne dykkende, fiskespisende sjøfugl (mest skarver) ble oftest bakkeverifisert mot slutten av september. En del observasjoner kunne ikke bestemmes til artsnivå; dette på grunn av at det er svært krevende både å følge fuglesporet på radarskjermen og samtidig oppdage fuglene i lufta. Våtmarkstilknyttede sjøfugl (mest gjess) ble observert i midten av september.



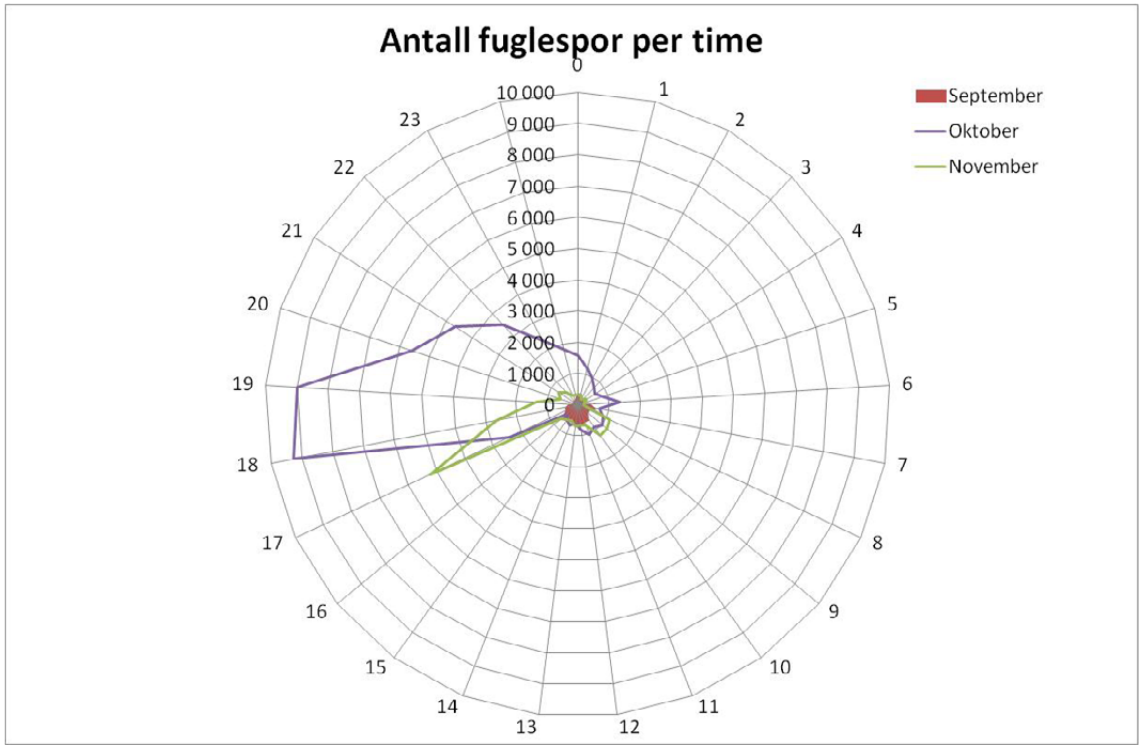
Figur 5.10. *Antall bakkeverifiserte fuglespor (enten alene eller i flokker) registrert i Merlin-fugleradaren ved Bremangerlandet høsten 2011.*

5.3.3 Vertikalradar: fugleaktivitet i høyde og rekkevidde

I løpet av den perioden radaren var aktiv ble det registrert 21484 fuglespor med den vertikale radaren. Når fugl trekker i tette flokker kan radaren ikke skille enkeltindivider i flokkene. Det observerte antallet fuglespor representerer derfor et langt større antall fugl enn det antallet spor skulle indikere. Mens aktivitetsnivået gjennom studieperioden fluktuerte mellom cirka 100-1000 registrerte fuglespor per døgn, var det 11 episoder med et større antall registrerte fuglespor per døgn (>2000, **figur 5.11**, **tabell 5.2**). Dette skyldes fugl på trekk. Disse episodene foregikk utelukkende i løpet av oktober (7 døgn) og november (4 døgn). Trekkepisodene sammenfaller også ganske bra med den (korte) perioden med lite vind og nedbør. Dette er spesielt i forhold til fugletrekk som har blitt registrert på Smøla (Bevanger m.fl. 2011) (se også **figur 5.15**, upubliserte data) der trekket om høsten foregikk ganske konsentrert i en eller maksimum to tidsperioder. At fugletrekket høsten 2011 foregikk mer spredt skyldes sannsynligvis de ustabile værforholdene gjennom høsten. Fuglene har trolig avventet korte tidsvinduer med bedre værforhold for å trekke sørover. Trekket passerte radaren mest rundt solnedgang mellom 17:00 og 19:00 (**figur 5.12**).



Figur 5.11. *Temporale trender i fugleaktivitet registrert ved hjelp av Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011. Den rose linja og de lysblåe områdene viser henholdsvis daglig gjennomsnitts vindhastighet og daglig nedbør.*

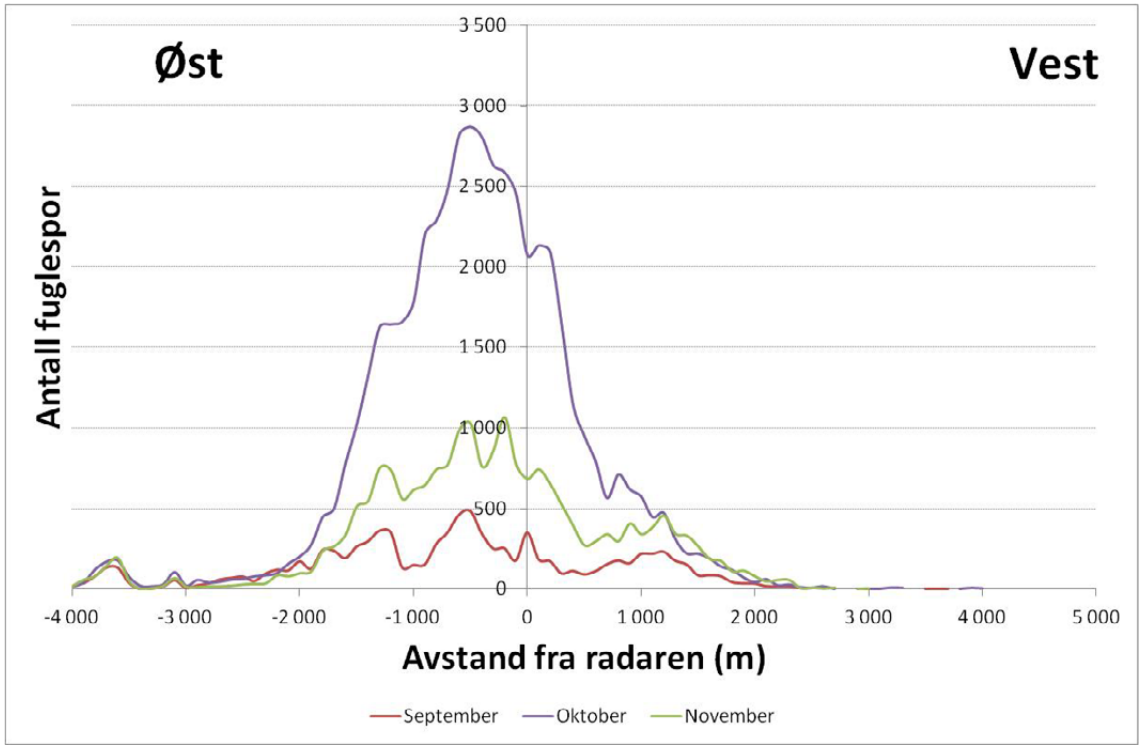


Figur 5.12. *Antall fuglespor over tid per døgn registrert per måned av Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011.*

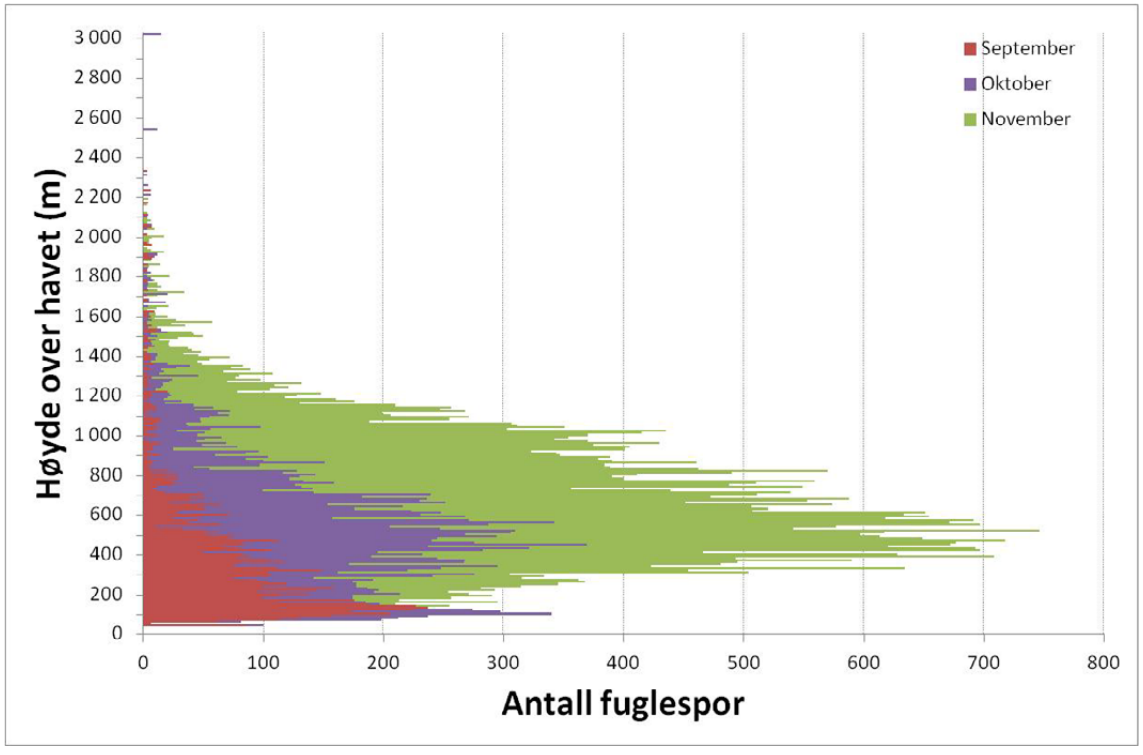
Tabell 5.2. *Oversikt over dager med høyest antall registrerte fuglespor (>2000) og gjennomsnittsavstand fra radaren og høyde over havet, inklusive 95 % konfidensintervall.*

Dato	Tidspunkt	Antall	Snitt avstand (95 % KI)		Snitt høyde (95 % KI)	
2. oktober	19:00 – 22:00	4 487	-476	(-782 – -170)	287	(195 – 421)
8. oktober	18:00 – 23:00	10 260	-128	(-478 – 223)	481	(417 – 554)
12. oktober	18:00 – 00:00	8 950	-299	(-703 – 105)	414	(314 – 545)
13. oktober	00:00 – 07:00	5 878	-321	(-483 – -159)	358	(285 – 450)
20. oktober	17:00 – 19:00	2 263	-458	(-814 – -103)	392	(296 – 520)
24. oktober	17:00 – 00:00	3 482	-860	(-1089 – -631)	203	(161 – 257)
25. oktober	17:00 – 00:00	7 825	-661	(-908 – -413)	260	(191 – 353)
3. november	17:00 – 20:00	3 967	-891	(-1191 – -591)	201	(150 – 269)
8. november	17:00 – 23:00	4 773	-509	(-698 – -321)	237	(163 – 343)
11. november	17:00 – 19:00	2 629	-640	(-882 – -398)	230	(167 – 316)
12. november	08:00 – 12:00	2 043	-332	(-782 – 119)	238	(164 – 346)
Over hele perioden		82 353	-907	(-971 – -843)	184	(174 – 194)

Størst antall fuglespor ble registrert like øst for radaren i en avstand fra -2 km til +2 km (**figur 5.13**). Fordi radaren var plassert på tvers av kystlinjen og dermed trekkretningen, indikerer dette at trekket foregikk i en maksimalt 4 km bred front. Dette mønsteret var lik for alle tre månedene, også for september da trekkaktiviteten var lavest. Likeså var fordelingen mer ekstrem i oktober og november, med en tydelig topp rundt -500 m fra radaren. Mens det er registrert en del fuglespor på høyder under 200 m over havet, fløy de fleste fugler over 200 m over havet, fra cirka 400 m opp til 1400 m over havet (**figur 5.14**). Siden de fleste trekkende fuglene ble registrert på østsiden av radaren og høyt til værs, tyder dette på at de tok "snarveien" over Bremangerlandet i nord (860 moh.) sørover over Frøya (379 moh.). De fleste fuglespor ble registrert i høyder på cirka 500 m over havet, som passer bra med forskjellen i høyde mellom Bremangerlandet og Frøya.



Figur 5.13. *Antall fuglespor i forskjellig avstand fra radaren registrert per måned av Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011.*



Figur 5.14. *Summert antall fuglespor i forhold til høyde over havet registrert per måned av Merlin-fugleradar ved Bremangerlandet høsten 2011.*

For å forklare den observerte variasjonen i flygeaktivitet gjennom høsten ble det gjennomført en regresjonsanalyse. Antall fuglespor i tid og rom ble sammenlignet med effektene av værforhold ved bruk av generalisert additiv regresjonsmodell (GAM) med Poissonfordeling. For "tid på døgnet", "avstand til kyst" og "høyde over havet", men ikke for interaksjonene, ble det inkludert ikke-lineære effekter fordi registreringer viste tydelige ikke-lineære fordelinger (se også **figurene 5.12**, **5.13**, **5.14**). Denne modellen kunne forklare en stor del av variasjonen i flygeaktivitet (R^2 = 0,608; devians forklart: 71 %; N = 1506, **tabell 5.3**). Flygeaktiviteten var høyest i oktober (**figur 5.11**) og da spesielt om ettermiddagen (**figur 5.12**). Ved dårlige værforhold i form av vindhastighet, nedbør og sidevind (dvs. øst/vest vind på tvers av trekkretningen) ble det observert mindre fugl på trekk. Flygeaktiviteten var størst ved selve kysten (**figur 5.13**), men høyere vindhastighet, sidevind og nedbør tvang fuglene til å fly mer inn mot kysten. Ved høyere vindhastigheter ble gjennomsnitthøyden for flygeaktivitet lavere, men fuglene fløy høyere ved sidevind og nedbør (**figur 5.14**). Mens fugleintensitet (dvs. antall fuglespor) kunne forklares av disse tre parameterne, var vindhastighet klart den viktigste værparameteren for å forklare avstand fra kyst og flygehøyde (**tabell 5.4**). Som en tilleggs-analyse ble timevise gjennomsnittsverdier for avstand fra radar og flygehøyde (log-transformert) analysert ved bruk av lineære regresjonsmodeller, vektet etter antall observerte fugl i de samme periodene. Regresjonsmodellene viste at i gjennomsnitt ble fuglene presset inn mot landet med 54 m for hver m per sekund økning i vindhastighet. I snitt avtok flygehøyde med cirka 18 m for hver meter per sekund økning i vindhastighet (**tabell 5.5**). Dette betyr at i perioder med lite vind følger fuglene kystlinjen, men da i en gjennomsnittshøyde på 500 m over havet. I perioder med vindhastigheter som representerer stiv kuling og oppover blir fuglene presset ned mot turbinhøyde, men samtidig presses de også inn mot landet med i gjennomsnitt cirka 1 km. Dette vil ikke si at det ikke kunne være noen form for konflikt med vindturbiner der analysene bygger på gjennomsnittsverdier (dvs. toppen av frekvensfordelingen, se også **figur 5.13**). Hele den fronten strekker seg over et større område delvis også utenfor kysten.

Tabell 5.3. *Forklarende variabler for flygeaktivitet høsten 2011 ved Bremangerlandet. For "tid på døgnet", "avstand til kyst" og "høyde over havet", men ikke for interaksjonene, ble det inkludert ikke-lineære effekter ved bruk av generalisert additiv regresjonsmodell med Poissonfordeling. Tegnet indikerer retningen for de lineære effektene (positiv eller negativ), mens Chi^2-verdiene er et estimat for effektstørrelse. df = antall frihetsgrader.*

Variabel	df	Chi^2
Måned	2	13 542
Tid på døgnet	9	14 495
Vindhastighet	1	-1 276
Sidevind	1	-2 267
Nedbør	1	-1 653
Avstand til kyst	7	4 549
x Vindhastighet	1	-442
x Sidevind	1	-1 284
x Nedbør	1	-342
Høyde over havet	7	7 471
x Vindhastighet	1	-699
x Sidevind	1	4 238
x Nedbør	1	1 270

Tabell 5.4. *Forklarende variabler for lokalisering av fugl gjennom høsten 2011 ved Bremangerlandet ved hjelp av lineære regresjon. Høyde over havet var først log-transformert. Tegnet indikerer retningen for de lineære effektene (positiv eller negativ), mens Chi^2 verdiene er et estimat for effektstørrelse. df = antall frihetsgrader.*

Variabel	df	Avstand fra kyst	Høyde over havet
Måned	2	15	385
Tid på døgnet	1	-10	238
Vindhastighet	1	-103	-282
Sidevind	1	-36	12
Nedbør	1	-2	21

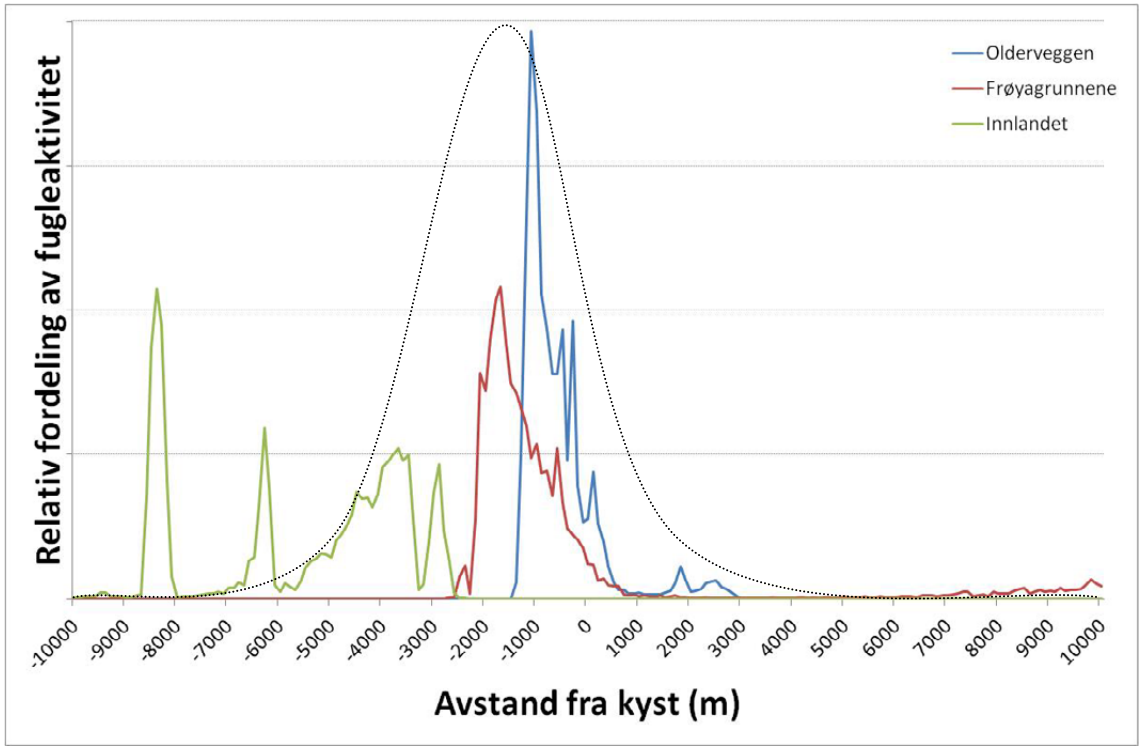
Tabell 5.5. *Endring i gjennomsnitts flygeavstand fra kyst og flygehøyde ved økende vindhastighet.*

Vindstyrke i beaufort	Betegnelse	Vindhastighet (m/s)	Middel-verdi	Avstand fra kyst (m)	Flygehøyde (m)
0	Stille	0–0,2	0,1	7	547
1	Flau vind	0,3–1,5	0,9	-37	519
2	Svak vind	1,6–3,3	2,5	-121	468
3	Lett bris	3,4–5,4	4,4	-227	412
4	Laber bris	5,5–7,9	6,7	-352	353
5	Frisk bris	8,0–10,7	9,4	-497	296
6	Liten kuling	10,8–13,8	12,3	-657	244
7	Stiv kuling	13,9–17,1	15,5	-831	197
8	Sterk kuling	17,2–20,7	19,0	-1 019	157
9	Liten storm	20,8–24,4	22,6	-1 217	123
10	Full storm	24,5–28,4	26,5	-1 427	95
11	Sterk storm	28,5–32,6	30,6	-1 650	73
12	Orkan	32,7–36,9	34,8	-1 881	55

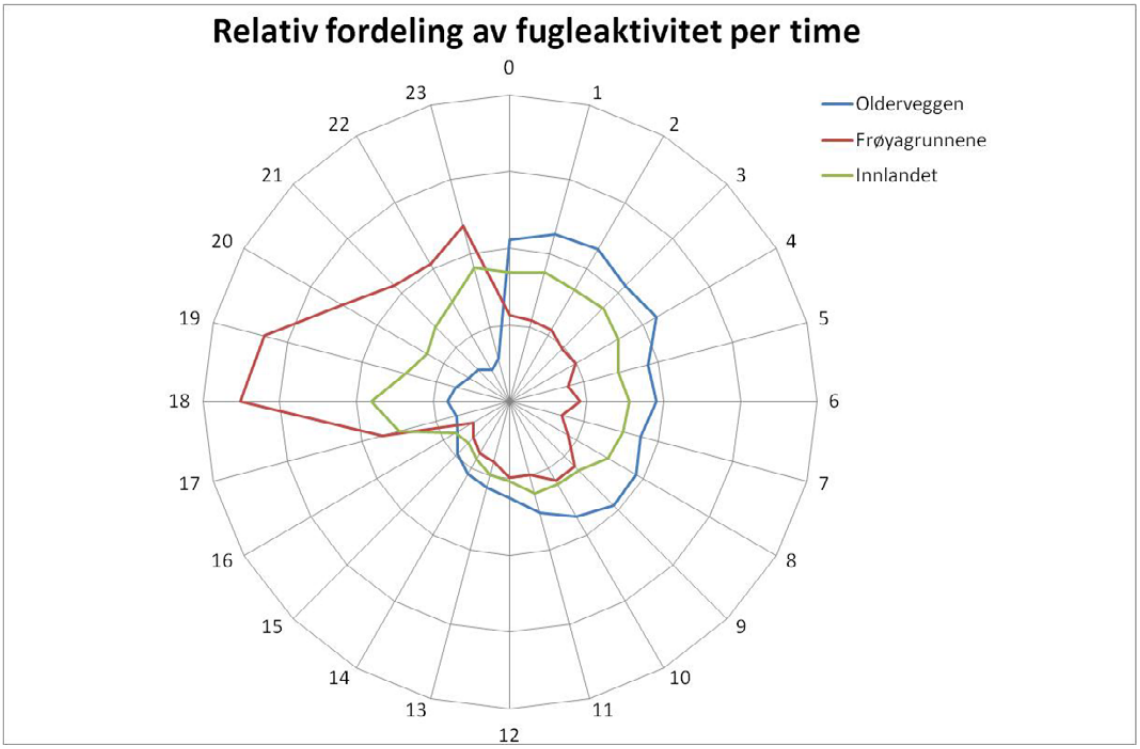
5.3.4 Horisontalradar: fugleaktivitet i tre geografiske soner

Det viste seg at dataene i de tre sonene inkluderte mange falske alarmer det var umulig å filtrere bort. Derfor vises kun trekkmønsteret for de tre sonene for de 11 dagene med høyest trekkintensitet (**tabell 5.2**). Disse dagene var preget av rolige værforhold med lite vind og ingen nedbør. Derfor vil dette også ha resultert i mindre falske alarmer. Mens vi ikke kan være sikker på at alle registrerte datapunkter kun representerer fugl, kan vi anta at (større) endringer i tid og rom angir svingninger i trekkmønsteret. Derfor har det ikke blitt satt tall på Y-aksen i **figur 5.15** og **figur 5.16**; der dette kun angir den *relative* fordelingen av datapunktene. **Figur 5.15** viser at den relative fordelingen sammenfaller godt med det som har blitt registrert med den vertikal fugleradaren. For å sammenligne **figur 5.15** med **figur 5.13** bør verdiene i **fig 5.13** reduseres med 2,4 km. Forskjellene mellom sonene i retning Olderveggen og Frøyagrunnene skyldes retningen av selve sonen, og dermed rekkevidden de dekker. Der både utrednings-områdene Olderveggen og Frøyagrunnene er plassert over 2 km fra kysten, ser det ikke ut som om fugl har trukket over disse områdene høsten 2011. De to toppene rundt 6 km og 8 km fra kysten mot innlandet, ligger på to steder ved kysten til fastlandet. De horisontale data viser

et økt antall datapunkter ved solnedgang, i lik linje med det som ble registrert med den vertikale radaren (**figur 5.12**).



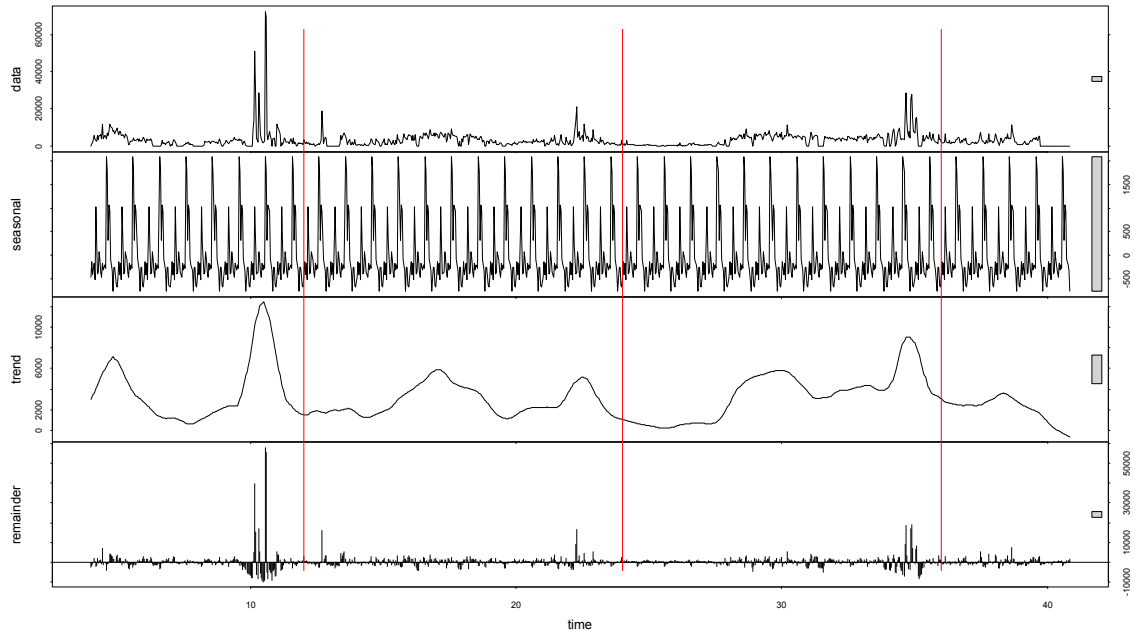
Figur 5.15. *Den relative fordelingen av fugleaktivitet (se* ***kap. 5.3.4****) på forskjellige avstander fra kysten for tre geografiske soner; fra radaren i retning utredningsområdene Olderveggen og Frøyagrunnene og mot innlandet. Figuren inkluderer kun data fra dagene med høyest intensitet av fugletrekk (se* ***tabell 5.2****). Den stiplete linjen indikerer den generelle fordelingen over alle de tre sonene.*



Figur 5.16. *Den relative fordelingen (se* ***kap. 5.3.4****) av fugleaktivitet over tid på døgnet for tre geografiske soner; fra radaren i retning utredningsområdene Olderveggen og Frøyagrunnene og mot innlandet. Figuren inkluderer kun data fra dagene med høyest intensitet av fugletrekk (se* ***tabell 5.2****).*

5.4 Diskusjon – generelle bemerkninger og begrensninger

Trekkmønsteret høsten 2011 var preget av ustabile værforhold og resultatene kan derfor ikke sammenlignes med år med lengre perioder med mer stabile værforhold. I tillegg kan forløpet av høstsesongen variere fra år til år, noe som påvirker fuglenes trekkadferd (f.eks. ansamlinger, lokaltrekk til næringsrike områder) før de drar sørover, og tidspunkt for selve trekket. Trekkmønsteret varierer dermed både i tid og rom fra år til år. Om de effektene av vindhastighet både i forhold til flygeavstand fra kyst og flygehøyde som ble registrert i denne studien er allmenngyldige gjenstår å se. Tidsserien fra Smøla (**figur 5.17**) viser at høsttrekket der foregår mer konsentrert i tid (Bevanger 2011). Likeså viser **figur 5.17** også tydelig at det finnes mye variasjon fra år til år; med høye "trekktopper" i 2008 og 2010 i forhold til i 2009. Generelt foregår høsttrekket mer konsentrert i tid enn vårtrekket. Om dette også påvirker trekkfronten er ukjent. Det er mulig at fugler nær enden av den totale trekkperioden oppfører seg annerledes enn fugler som akkurat har begynt med trekket sørover om høsten.



Figur 5.17. *Temporal trendanalyse av fugleaktivitet (antall fuglespor per dag) registrert av den horisontale fugleradaren for perioden 1.4.2008 – 11.4.2011 på Smøla vindkraftverk. Det øverste panelet gir de faktiske dataene, etterfulgt av det månedlige mønsteret, og sesongmessige trender over årene, og sist den gjenværende variasjonen. De røde linjene indikerer de ulike årene (2008, 2009, 2010 og 2011 fram til sommeren). X-aksen er angitt i måneder.*

Radarovervåkingen ved Bremangerlandet høsten 2011 gir et godt inntrykk av når og hvor høsttrekket av fugl kan forventes å opptre. Samtidig er det viktig å være klar over at også fugleradar, som alle overvåkingsmetoder, har begrensninger. På grunn av en feil i oppgradering av programvaren sommeren 2011 utført av produsenten (DeTect, Inc.), ble det ikke lagret fuglespor for den horisontale radaren. Dette betyr at, såfremt produsenten ikke lykkes med å løse dette problemet, har en stor del av dataene gått tapt. Den vertikale radaren har imidlertid gitt et godt innblikk i fugletrekket i både tid og rom, men ikke over selve utredningsområdene. Fugleradaren er innebygd på en tilhenger, noe som gjør den mobil og som muliggjør en mest mulig optimal plassering. Høsten 2011 ble radaren plassert så langt ut mot kysten som mulig midt mellom de to utredningsområdene for havbasert vindkraft; Olderveggen og Frøyagrunnene. Det var ikke mulig å plassere fugleradaren lengre fra enden av veien, og således nærmere kysten, uten å risikere å skade den. På grunn av dette lå en del av overvåkingsområdet i radarenes skygge, dvs. at radaren ikke har registrert fugl under cirka 500 m over havet. Det var tre soner, to i retning av hvert av utredingsområdene pluss én mot innlandet, hvor dekningsgraden var god. Der hvor radaren kan se helt ned til havoverflaten, og der hvor radarsignalet møter skog, kan det oppstå såkalte falske alarmer som er registrert i databasen uten at de representerer fugl. Dette kan skyldes bølger (”sjøklutter”), men også trær som beveger seg i vinden samt interferens fra andre emitterende kilder (f.eks. skipsradarer). Disse falske alarmene må filtreres bort fra databasen. Vi har utviklet en metode som gir gode resultater, men det er umulig å sjekke om alle falske alarmer er "vasket bort" (såkalte falske positiver) og at alle fugler har kommet med i analysene (såkalte falske negativer). I utviklingen av denne ”data mining”-metodikken viste det seg likevel at feilklassifiseringsraten for radardataene fra Smøla vindkraftverk kun lå på 2-4 %. I en fugleradar registreres alle ”objekter” som beveger seg i radarenes dekningsområde som eksempelvis fugl, helikopter eller skip (altså inklusive det som radaren tror er et objekt som representerer en falsk alarm). Det som radaren ikke kan gjøre er å definere hva objektene representerer. Mens antallet helikoptre (fly går for høyt til å kunne oppdages) er minimalt, kan skip ha blitt inkludert i analysene. Likeså er dette problemet lite for de vertikale radardataene, der radaren sveiper lite over havoverflaten.

Fordi radar kun registrerer objekter, er det viktig å bakkeverifisere hvilke fuglearter disse representerer. Dette for å kunne forstå artssammensetningen i området versus fugleaktivitet som er registrert av radaren. En fugleradar er et kraftig verktøy for å overvåke fugletrekk når dette foregår ved dårlige lysforhold, og man kan overvåke et stort område døgnet rundt og over lengre tid. Noe som er umulig ved hjelp av kun synsobservasjoner.

5.5 Vurdering av mulige konsekvenser

For fugletrekk følger konsekvensvurderingen metode 2 som beskrevet i **kap**. **2.3.3**. De fem kriteriene gjenspeiler både direkte og indirekte effekter:

1. påvisbare (direkte) konsekvenser;
2. skader på viktige habitater;
3. andel av bestand berørt;
4. reduksjon i hekkesuksess;
5. økt voksendødelighet.

Basert på kunnskapen oppnådd i utredningen, samt dagens eksisterende kunnskapsgrunnlag (sammenstilt i Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008), er det umulig å forutsi hva en potensiell konflikt mellom vindkraftutbygging og fugletrekk har å si for andelen av bestanden som er berørt, en mulig reduksjon i hekkesuksess og økt (voksen)dødelighet. Før man har mer kunnskap om storskala trekkmønstre kan man ikke forutsi hvor store andeler av en arts bestand som kan bli påvirket. Det er derfor også vanskelig å forutsi eventuelle endringer i hekkesuksess og dødelighet som skyldes barriereeffekter under trekket. I konsekvens-vurderingen er de tre siste kriteriene derfor ikke tatt med.

5.5.1 Påvisbare (direkte) konsekvenser (kriterium 1)

For det første kriteriet bør det nevnes at vurderingen er en ekspertvurdering basert på dagens kunnskapsgrunnlag og kunnskap oppnådd gjennom denne konsekvensutredningen. Det vil si at dette gjelder ikke ”påvisbare” konsekvenser, men heller der påvisbare konsekvenser kan forventes (**tabell 5.6**). Begrunnelse for vurderingen for hvert område diskuteres basert på litteratur. Der kunnskapsgrunnlaget om fugletrekk er fragmentert, er usikkerheten satt til kategori 3 (stor usikkerhet). Kunnskapsgrunnlaget for hvert av områdene er satt til kategori 1 (*; dårlig kunnskap), bortsett fra Frøyagrunnene og Olderveggen som er satt til kategori 2 (**; middels kunnskap). Konflikter mellom vindturbiner og fugletrekk kan skje på grunn av selve strukturene som fuglene må passere. Aktivitet i form av båt- og helikoptertrafikk på dagstid ved etablering og avvikling kan midlertidig øke unnvikelse av området av trekkende og rastende fugl. Likeså er det lite kunnskap om effektene av etablering og avvikling på trekkende fugl. Konsekvensene er derfor angitt på en generell bakgrunn uten å skille mellom de forskjellige faser mht. utbygging og drift av et vindkraftverk.

***Tabell 5.6**. Konsekvensvurdering av utredningsområder for offshore vindkraft med hensyn til fugletrekk. Kriterium 1. Forventede påvisbare (direkte) konsekvenser. Usikkerhet i vurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse.*

Utredningsområde	Konsekvens
Sørlig Nordsjø I	Lav^{3*}
Sørlig Nordsjø II	Lav^{3*}
Frøyagrunnene	Middels^{2**}
Olderveggen	Middels^{2**}
Nordøyan – Ytre Vikna	Lav^{3*}
Trænfjorden – Selvær	Stor^{3*}
Gimsøy Nord	Lav^{3*}
Nordmela	Middels^{3*}
Auvær	Lav^{3*}
Vannøya Nordøst	Middels^{3*}
Sandskallen-Sørøya Nord	Lav^{3*}

De forventede konsekvensene for fugletrekk av vindkraftutbygging i utredningsområdene for offshore vindkraft som presentert i **tabell 5.6,** er basert på en ekspertvurdering med bakgrunn i dagens kunnskapsgrunnlag. Konsekvensen for fugletrekk i Sørlig Nordsjø I og Sørlig Nordsjø II er ansett til å være lave. Dette fordi de store mengdene fugl som trekker over Nordsjøen i retning Storbritannia eller Nederland, sannsynligvis trekker på bred front som kan variere fra år til år avhengig av værforholdene. Se også figur 2 i Poot m.fl. (2008) for månedsvise kart over fugletrekk for forskjellige artsgrupper over Nordsjøen. Midt ute på havet kan trekket også forventes å foregå lavere enn langs kysten. Spesielt når vindturbiner er utstyrt med lys for å varsle lufttrafikk i området, kan fugler blir tiltrukket til turbinene, med økt fare for kollisjoner. Dette forekommer spesielt i perioder med dårlig sikt (f.eks. tåke, yr, nattestid; Hüppop m.fl. 2006), og er avhengig av lysenes farge (Poot m.fl. 2008). Tilleggsforstyrrelser under etablering og avvikling av eventuelle vindkraftverk i områdene er antatt å være begrenset.

Basert på trekkundersøkelsen presentert i denne rapporten ved utredningsområdene Frøyagrunnene og Olderveggen kan det konkluderes at trekket har foregått over Bremangerlandet. Trekket er konsentrert i en smal front tett mot kysten; fuglene ser ut til å ta "snarveien" heller enn å trekke utenfor kysten. Selv om vi ikke vet om mønsteret fra høsten 2011 er allmenngyldig fra år til år og er likt med trekkforløp under vårtrekket, representerer det sannsynligvis en naturlig og kort rute for fuglene ved en av de ytterste og vestligste lokalitetene langs norskekysten. Ettersom flygeavstand fra kyst og flygehøyde blant annet avhenger av vindhastighet og nedbør, kan dette medføre at fugletrekket i andre år i langt større grad enn i 2011 vil overlappe med utredningsområdene. Den forventede konsekvensen er derfor satt til middels. Hvis det samme mønsteret som er presentert her i forhold til flygeavstand fra kyst og flygehøyde representerer det typiske mønsteret for alle år, samt for vårtrekket, vil eventuelle konsekvenser kunne settes til lav. Hvis ett av de to utredningsområdene med minst forventet konflikt i forhold til fugletrekk skulle velges er det sannsynligvis Frøyagrunnene som vil skape minst konflikt. Dette fordi det forventes at sannsynligheten for at fugletrekket overlapper med Frøyagrunnene er lavere enn for at det overlapper med Olderveggen. Tilleggsforstyrrelser under etablering og avvikling kan forekomme for begge områdene spesielt med tanke på at fuglene kun har til rådighet en begrenset trekk-korridor.

Eventuelle konsekvenser for utredningsområdet Nordøyan – Ytre Vikna i forhold til fugletrekk forventes å være lav. Det finnes, imidlertid, ikke data om fugletrekk og tilstedeværelse av

rasteplasser i området. Nordøyan - Ytre Vikna ligger i tillegg et stykke ut i fra kysten. Trekket kan i stor grad forventes å følge kysten og vil dermed passere på østsiden av utredningsområdet. Det er imidlertid en usikkerhet knyttet til at man ikke kjenner til eventuelt trekk av lommer, alkefugler og andefugler forbi området. Disse artene trekker over sjøen og vil sannsynligvis tendere til å trekke lengre ut enn mange andre artsgrupper (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008). Utenfor Nordøyan - Ytre Vikna finnes det et kjent myteområde for gjess og ærfugl. Tilleggsforstyrrelser under etablering og avvikling er ansett å være begrenset, men trekkforløp bør undersøkes forut for en eventuell utbygging av et vindkraftverk.

Trænfjorden – Selvær er ansett å kunne ha større konsekvenser for fugletrekk. Helgelandskysten, der utredningsområdet ligger, innehar viktige rasteplasser for gjess og ærfugl, samt vadefugl (Christensen- Dalsgaard m.fl. 2008). Når fuglene raster i området over lengre tid vil sannsynligheten for at de kommer i konflikt med eventuell vindkraftutbygging øke. Opphold over lengre tid kan skape konflikter i form av forstyrrelse fra en del av området for næringssøk under rasting, samt økt fare for kollisjoner under næringstrekk. Gitt plasseringen av utredningsområdet og kystenes topografiske karakteristika, er det forventet at trekket kan overlappe med vindkraftutbygging i området. Samtidig kan det også forventes at trekkfronten skal være bredere enn for eksempel ved Bremangerlandet og Stadlandet. Dette betyr at fugl på trekk vil kunne passere området mindre konsentrert, dvs. de vil ha større muligheter for å velge en trekk-korridor utenom et eventuelt vindkraftverk. Tilleggsforstyrrelser på grunn av etablering og avvikling er for dette utredningsområdet ansett å være størst på grunn av områdets funksjon som rasteplass. Trænfjorden – Selvær bør utredes nærmere i forhold til fugletrekk og rasting.

Utredningsområdene Gimsøy Nord og Nordmela ligger bl.a. i trekk-korridoren for fugl som er på trekk til eller fra Svalbard og Bjørnøya. Disse passerer norskekysten langs en bred front som dekker hele Lofoten og Vesterålen. En del fugl på høsttrekk trekker direkte fra Helgelandskysten i nordnordvestlig (eller sørsørøstlig på sørtrekk) retning til sørvestspissen av Lofoten (se **figur 1.3**), mens andre arter følger kysten nordover og forlater Norge via Vesterålen. Mellom Langøya og Andøya er det en kjent rasteplass for gjess og ærfugl. Trekk-korridoren kan forventes å være ganske bred (150-200 km), noe som tilsier at konsekvensen er antatt å være begrenset for begge utredningsområdene. Samtidig forventes det at Nordmela har et høyere konfliktpotensial på grunn av nærheten til rasteplassen vest for Andøya (se også Tombre m.fl. 2004), samt at fuglene som trekker via Vesterålen muligens følger vestkysten av Andøya. Tilleggsforstyrrelser på grunn av etablering og avvikling kan spesielt forventes å opptre ved Nordmela for rastende fugl samt for fugl som bruker Gavlfjorden mellom Langøya og Andøya som trekk-korridor.

For de to utredningsområdene i Barentshavet, Auvær, Vannøya Nordøst og Sandskallen-Sørøya Nord, antas en eventuell utbygging av vindkraftverk å ha en lav konsekvens i forhold til fugletrekk. Dette fordi de fleste artene som trekker nordover til Svalbard trekker lengre vest (via Lofoten – Vesterålen). Fugl som hekker i området har et langt vårtrekk bak seg når de ankommer og energiforrådene de har igjen i kroppen er lave og de vil således være mest sårbare for tilleggsforstyrrelser, for eksempel i form av vindkraft. Arter som f.eks. stellerand og praktærfugl trekker østover i retning Kolahalvøya og Sibir (Petersen m.fl. 2006, Bustnes m.fl. 2010) og følger stort sett kortest vei over Barentshavet. Skipsfjorden landskapsvernområde på Vannøya er et kjent rasteområde for flere sjøfuglarter (Jacobsen & Johnsen 2004). Utredningsområdet Vannøya Nordøst er i nærheten av Skipsfjorden og det kan derfor oppstå konflikter med rastende fugl. Konsekvensen for området er derfor forventet å være høyere enn for Auvær. Tilleggsforstyrrelser på grunn av etablering og avvikling kan forekomme, om fugletrekk går forbi områdene. Begge områdene ligger i nærheten av store fuglefjell og eventuell bruk av utredningsområdene for fugl som hekker der bør utredes nærmere. Området Sandskallen – Sørøya Nord kan komme i konflikt med lomvi fra midt-norske kolonier på svømmetrekk til Barentshavet (Lorentsen & May i trykk). Havsule opptrer, generelt, i lave tettheter, men området kan komme i konflikt med havsuler på trekk sørover fra de store koloniene i Finnmark (Fort et al. 2012).

5.5.2 Skader på viktige habitater (kriterium 2)

Dette kriteriet er tolket som mulig økte barriereeffekter av utredningsområdenes størrelse og utforming, orientering og plassering i forhold til kjente trekkveier for fugletrekk. Det vil si at for dette kriteriet tas det ikke hensyn til om fugl trekker akkurat der, kun hvor stor barriereeffekten er forventet å være hvis de måtte trekke rundt et eventuelt vindkraftverk i området. Barriereeffekten er i denne sammenheng uttrykt ved tre forhold; 1) forholdet mellom områdets størrelse og utforming, 2) utredningsområdets orientering og 3) avstand fra kyst. Disse vil variere mellom utredningsområdene. Det er antatt at selve etableringen og avviklingen ikke har noe spesiell betydning i forhold til fugletrekk; dvs. det antas her at det kun er infrastrukturen som kan ha konsekvenser for fugletrekk. Dette kriteriet er vurdert basert på følgende kvantifiserte parametere:

1. **Forhold mellom størrelse og utforming**. Ideelt sett ville et område med minst mulig omtrekk være foretrukket for å minimalisere barriereeffekten. Områdets omtrekk (*O*) er sammenlignet med omtrekket til en sirkel med like stor areal som området (*A*). En sirkel har et minimalt omtrekk per areal; avvik fra dette indikerer økt barriereeffekt. Forholdet beregnes som følgende: $F = 1 - \left(\left(2 \cdot \pi \cdot \sqrt{A/\pi} \right) / O \right)$. Dette forholdet gir et tall mellom 0 og 1 hvor høyere tall indikerer økt barriereeffekt.

2. **Utredningsområdets orientering**. Vindkraftverk som er orientert på tvers av trekkretningen, stort sett nord–sør, øker sannsynligheten for at fugl må fly lengre avstander rundt vindkraftverket. Anleggets orientering er kvantifisert i grader (*G*) for den lengste siden av området. Deretter er de transformert til et tall mellom 0 (parallell til trekkretning) og 1 (på tvers av trekkretning) som følgende: $O = |\sin G|$. Dette forholdet gir et tall mellom 0 og 1 hvor høyere tall indikerer økt barriereeffekt.

3. **Avstand fra kyst**. Fugl følger stort sett kysten under trekket; mens noen arter foretrekker å fly over havet flyr andre over land. Samtidig følger de fleste artene kystlinjen. Hvis et område ligger nær kysten kan det forårsake konflikter med fugletrekk; spesielt hvis områdets rekkevidde i forhold til kysten er større. Dette gjelder både med hensyn til unnvikelsesadferd og økt kollisjonsrisiko. Rekkevidden er her definert som forskjellen mellom maksimums- (A^+) og minimumsavstand (A^-) fra kyst. Denne parameteren er kvantifisert som følgende: $K = 1 - \left(A^- / (A^+ - A^-) \right)$. Dette forholdet gir et tall mellom 0 og 1 hvor høyere tall indikerer økt barriereeffekt.

Utfallet av disse tre parametere for hver av utredningsområdene ble deretter kategorisert i tre konsekvensklasser basert på 1., 2. og 3. tertilene:

1 = 0,00 – 0,33 (Lav)
2 = 0,34 – 0,67 (Middels)
3 = 0,68 – 1,00 (Stor)

Den totale konsekvensen ble deretter beregnet som produktgjennomsnittstallet: $T = (F \cdot O \cdot K)^{1/3}$. Etter avrunding, gir resultatet av dette igjen en konsekvensklasse 1 – 3.

Tabell 5.7. *Konsekvensvurdering av utredningsområder for offshore vindkraft med hensyn til fugletrekk. Kriterium 2. Skader på viktige habitater.*

Utredningsområde	Utforming (F)		Orientering (O)		Avst. fra kyst (K)		Konsekvens (T)	
Sørlig Nordsjø I	0,12	1	0,71	3	*	1	2,08	Middels
Sørlig Nordsjø II	0,18	1	0,97	3	*	1	1,44	Lav
Frøyagrunnene	0,12	1	1,00	3	0,67	3	2,08	Middels
Olderveggen	0,15	1	0,71	3	0,67	3	2,08	Middels
Nordøyan – Ytre Vikna	0,28	1	0,26	1	0,99	3	1,44	Lav
Trænfjorden – Selvær	0,40	2	0,71	3	0,96	3	2,62	Stor
Gimsøy Nord	0,14	1	0,87	3	0,82	3	2,08	Middels
Nordmela	0,16	1	0,50	2	0,80	3	1,82	Middels
Auvær	0,13	1	0,00	1	0,60	2	1,26	Lav
Vannøya Nordøst	0,23	1	0,71	3	0,95	3	1,44	Middels
Sandskallen-Sørøya Nord	0,15	1	0,71	3	0,04	1	1,44	Lav

** Ikke relevant i forhold til områdets funksjon*

Basert på utredningsområdets utforming, orientering og plassering i forhold til kysten, er det beregnet antatte konsekvenser ved eventuell utbygging av vindkraftverk for hvert område. I Sørlige Nordsjø II, Nordøyan – Ytre Vikna, Auvær og Sandskallen-Sørøya Nord antas konsekvensene å være lave. For områdene Sørlige Nordsjø I, Frøyagrunnene, Olderveggen, Gimsøy Nord, Nordmela og Vannøya nordøst antas konsekvensene å være middels; mens Trænfjorden – Selvær har et høyt konfliktnivå gitt områdets begrensning og plassering. Det er spesielt orienteringen og plasseringen i forhold til kysten som gjør at områder havner i den høyeste konsekvenskategorien. Denne vurderingen gir et mål for mulighetene for å unngå romlige konflikter i forhold til fugletrekk, men også andre mulige romlige konflikter som næringstrekk, myte- og rasteplasser m.m. Det er viktig å påpeke at konsekvensverdiene som er oppgitt her er maksimalverdier ettersom det kun vil være aktuelt å bygge ut en femtedel av et utredningsområde (NVE). Likevel, når konsekvenser øker, minker også frihetsrommet for å unngå konflikter. I praksis betyr dette at eventuelle vindkraftverk innenfor utredningsområdene bør plasseres i den delen av utredningsområdet som ligger lengst fra kysten. Samtidig er det, i forhold til fugletrekkets trekkretning også best å orientere turbinene parallelt med kysten. Dette kan imidlertid skape problemer for andre typer trekk som næringstrekk som går ut fra kysten. Dette betyr at rundt eller firkantet form på et utbyggingsområde generelt vil være best. Det som ikke er tatt med i vurderingen her, er effekten av romligheten av et vindkraftverk; dvs. avstand mellom vindturbinene. Mens det er best å ha vindturbinene så tett som mulig for å beslaglegge minst mulig areal, kan dette være uheldig i forhold til produksjonseffektiviteten. Det er derfor viktig å ta med avveiingen mellom arealbeslag og produksjonseffektivitet ved eventuell plassering av turbinene og utforming av et anlegg.

6 Sjøfuglforekomster, effekter, områdebruk og prioritering av områder

6.1 Forholdet til andre utredninger

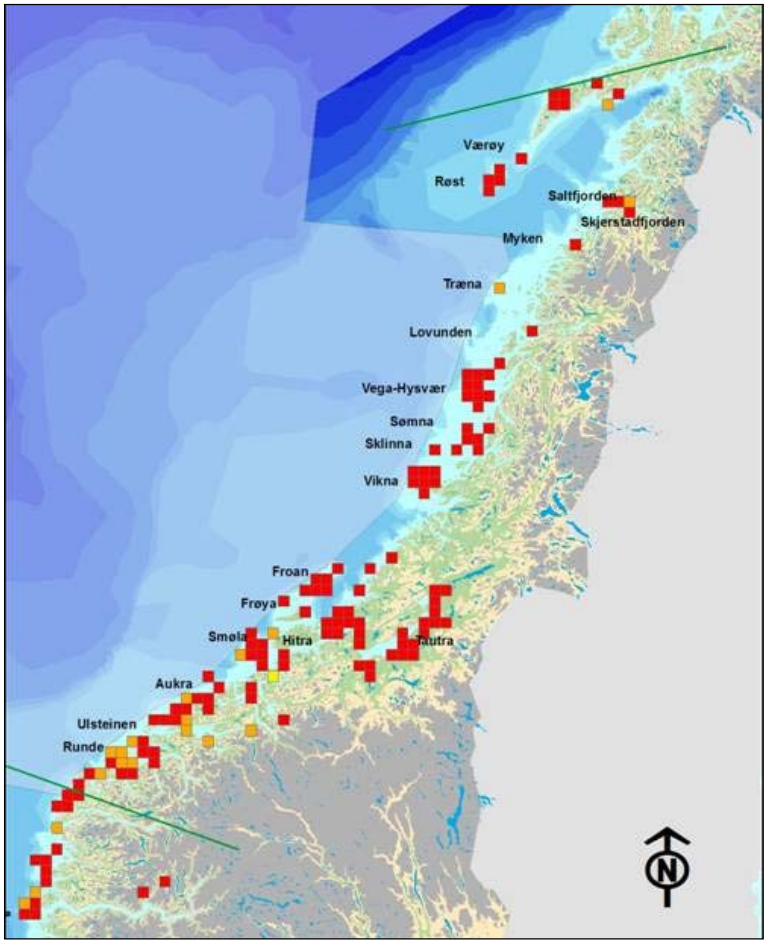
I løpet av de siste årene er det gjennomført flere utredninger som behandler sjøfuglforekomster langs norskekysten. De viktigste er en utredning om særlig verdifulle områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet (Systad m.fl. 2007), sektorutredningene for Norskehavet (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2008) og Nordsjøen/Skagerrak (Gasbjerg m.fl. 2011), og en screening av potensielle konfliktområder mellom offshore vindkraftverk og sjøfugl (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011). SVO-rapporten følges opp av en utredning av spesielt miljøfølsomme områder og vil publiseres på web i mai (G. H. Systad pers medd.).

Det er særlig SVO-rapporten (Systad m.fl. 2007) og screeningen av konfliktområder (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011) som omtaler spesielt sårbare og konfliktfylte områder. Vi går kort gjennom disse og trekker fram omtaler av områder som er overlappende med de foreslåtte områdene som utredes i denne strategiske konsekvensutredningen.

I SVO-rapporten (Systad m.fl. 2007) framheves følgende SVO-områder som overlapper med områder som er behandlet i denne strategiske konsekvensutredningen (**figur 6.1**):

- Nordsjøen: området Veststeinen og Einevarden i nærheten av Olderveggen (særlig verdifullt).
- Norskehavet: området ved Vikna og Sklinna (særlig verdifult).
- Træna-området (noe verdifullt).

Det er viktig å være klar over at SVO-rapporten ikke vurderte områder på nordsiden av Lofoten-Vesterålen.



***Figur 6.1**. Særlig verdifulle områder for sjøfugl (SVO) langs fastlandskysten av Norskehavet, alle artsgrupper og sesonger inkludert. De høyeste verdiene er lagt over lavere verdier der disse finnes. Rødt er særlig verdifullt område, oransje viktig område, gult noe viktig område for sjøfugl (kilde: Systad m.fl. 2007).*

Screeningen av potensielt konfliktfylte områder mellom offshore vindkraftverk og sjøfugl (Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011) framhever spesielt følgende områder som overlapper med områder som er behandlet i denne strategiske konsekvensutredningen.

- Nordsjøen: området ved Einevarden, Klovningen og Veststeinen (Olderveggen).
- Norskehavet: Vikna-Sklinna området (Nordøyan – Ytre Vikna) og Gimsøy (Ulvøy-området)
- Barentshavet: Nord-Fugløya i nærheten av Vannøya

Forekomsten av rasteplasser for vadere og gjess er ikke behandlet i denne konsekvensanalysen, og det henvises til Christensen-Dalsgaard m.fl. 2010 for en nærmere omtale av disse.

Fauchald (2012) definerte kjerneområder (spesielt sårbare områder) for rødlistearter i åpent hav. Denne er spesielt nyttig for å vurdere området Sandskallen – Sørøya Nord. Et kjerneområde ble definert som det minste området hvor 75 % av alle individer ble modellert til å være. Sandskallen – Sørøya Nord ligger således innenfor kjerneområdet for lunde i sommer (hekke-) og høstsesongen og for havhest (sommer-/hekkesesongen) og krykkje (sommer-/hekke- og vintersesongene).

6.2 Vurdering av konsekvenser, prioritering av områder

6.2.1 Forekomst av rødlistearter

I alle områder forekommer rødlistede sjøfuglarter (**tabell 6.1**), enten som hekkende, mytende eller overvintrende fugl, eller som fugl fra nærliggende kolonier som søker næring innenfor utredningsområdene. Rødlistearter forekommer også i Sørlige Nordsjø I og II og Sandskallen-Sørøya Nord, men områdene ligger så langt fra land at det ikke har betydning som næringssøksområde for fugl fra nærliggende kolonier.

Tabell 6.1*. Forekomst av rødlistede sjøfuglarter i de ulike utredningsområdene i hekketiden. Tabellen representerer arter som forekommer i området, ikke nødvendigvis om artene hekker innenfor utredningsområdet. NT = Nær truet, VU = Sårbar, EN = Sterkt truet, CR = kritisk truet.*

	Rødlistestatus			
	NT	VU	EN	CR
Frøyagrunnene	8	4	1	1
Olderveggen	8	4	1	1
Nordøyan - Ytre Vikna	7	4	1	1
Trænfjorden - Selvær	6	4	1	1
Gimsøy nord	9	4	1	1
Nordmela	8	4	1	1
Auvær	7	4	1	1
Vannøy nordøst	7	4	1	1

Fordelingen av rødlistede arter er relativt lik i alle områdene (**tabell 6.1**), og det er ingen områder som skiller seg ut i forhold til forekomst av rødlistearter (jf. **kap. 3.4**). Forekomsten av rødlistearter i områdene varierer; i noen områder er det hekkebestandene som dominerer, i andre fungerer utredningsområdene som beiteområde for fugl fra nærliggende hekkekolonier. I det siste tilfellet er det vanskelig å vurdere konsekvens uten at man har god kjennskap til hvordan de forskjellige artene bruker de tilgjengelige habitatene (beiteområdene) innenfor utredningsområdene. Dette er informasjon som bør skaffes tilveie før man eventuelt lyser ut konsesjoner for områdene.

De ulike artene på rødlista har forskjellig sårbarhet overfor offshore vindkraftverk (jf. **Vedlegg 2**). Mens noen arter er mest utsatt for kollisjon med vindturbinene (f.eks. terner), unngår andre arter å svømme eller fly inn mellom turbinene (habitatbeslag, f.eks. lommer). For noen arter virker et vindkraftverk som en barriere i forhold til trekk (f.eks. ærfugl). For arter som følger fiskebåter (f.eks. måker, inkludert krykkje) kan forekomsten innenfor vindkraftverk være lavere enn før området ble utbygd rett og slett fordi fiskebåtene unngår å gå inn i området (f.eks. Nilsson & Green 2011). Det er også kjent at næringsforholdene for sjøfugl kan endre seg etter en utbygging av offshore vindkraftverk, og således gjøre områdene mer eller mindre attraktive.

Det er mange faktorer som bestemmer forekomsten av rødlistede sjøfuglarter innenfor et område, og derved hvor utsatt de er for eventuelle negative påvirkninger. Det vil derfor være behov for undersøkelser for å utrede dette før et område vurderes for konsesjon eller bygges ut.

6.2.2 Konsekvenser av oljeutslipp fra tilknyttet skipstrafikk

Sjøfugler er svært sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Selv relativt små mengder olje i fjærdrakten kan få fatale konsekvenser. Oljen får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen, sjøvannet kommer i kontakt med huden og fuglen fryser i hjel. Dette forklarer hvorfor massedød av sjøfugl kan opptre kort tid etter en oljesølhendelse. I tillegg vil tilsølte individer lett bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet når de pusser fjærdrakten. Sekundært vil åtseletere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntrer mer gradvis og, i den grad de blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kommer ofte ikke til syne før lenge etter den akutte hendelsen (f. eks. Gasbjerg et al. 2011).

Omfanget av skader på sjøfugl er nærmest umulig å fastslå ut fra størrelsen på oljesølet. Det er vist at utslippsvolum av olje, primært etter skipsulykker i kystnære farvann, kun forklarte 14 % av variasjonen i antall fugler funnet døde (Burger 1993). Det registreres som regel flest døde fugler når utslippet skjer tett på land, men det gir ikke grunnlag for å hevde at massedødelighet forekommer i mindre grad når utslippet skjer langt til havs (Burger 1993).

Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl varierer med en lang rekke forhold som blant annet art, fysisk tilstand og flygedyktighet samt tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse (Anker-Nilssen 1987). Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring. Dette gjelder særlig alkefugler som lomvi og lunde, lommer, skarver og marine ender. En forenklet framstilling av sårbarheten til de ulike økologiske gruppene er vist i **tabell 6.2**.

Tabell 6.2. *Forenklet fremstilling av de ulike sjøfuglgruppenes sårbarhet for olje til ulike årstider. Etter Anker-Nilssen 1994.*

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst-områder	Vinter-områder
	Hekking	Næringssøk	Hvile	Myting		
Pelagisk dykkende (PD)	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende (PO)	Lav	Middels	Lav	Ingen	Middels	Middels
Kystbundne dykkende (KD)	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende (KO)	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav	Lav

Konsekvensene av oljeutslipp ved uhell med skip i forbindelse med etablering, drift og avvikling av offshore vindkraftverk er vanskelig å forutsi. Sannsynligheten for et skipsuhell med påfølgende oljeutslipp er større i etablerings- og avviklingsfasene, når båttrafikken er størst (15-20 skip i daglig aktivitet i området), enn i driftsfasen (ca. 1 skip i døgnet i området). Konsekvensene av et eventuelt oljeutslipp på sjøfugl vil også være svært sesongavhengig og er normalt størst i vinterhalvåret når det er mørkt og mye dårlig vær. Sannsynligheten for oljeutslipp vil derfor avhenge av hvorvidt etablerings- og avviklingsfasen foregår i vinterhalvåret, og hvorvidt det vil være begrensninger mht. værforhold i aktiviteten. Slike data har vi ikke hatt tilgjengelig i forbindelse med denne konsekvensanalysen.

Tabell 6.2 reflekterer den generelle sårbarheten for de ulike økologiske gruppene av sjøfugl, og i områder som har store forekomster av de mest sårbare gruppene vil også konsekvensene ved et eventuelt oljeutslipp være størst. Dette gjelder først og fremst områder som har store forekomster av alkefugl (f. eks. alke, lomvi, lunde) og marine dykkender (f. eks. ærfugl, havelle, sjøorre). Det vurderes derfor at konsekvensene ved eventuelle oljeutslipp i utredningsområdene, generelt sett, er sammenfallende ved konsekvensene som er vurdert ut i fra

forekomsten av de aktuelle sjøfuglartene i de enkelte områdene, og som er beskrevet i **kap. 3.4**. **Tabell 6.3**. gir en oversikt over antatte konsekvenser for sjøfugl i de mest sårbare økologiske gruppene i de forskjellige utredningsområdene. Denne vurderingen er basert utelukkende på forekomsten av de forskjellige gruppene, og gjelder antatte konsekvenser innenfor utredningsområdene. Vi har ikke hatt tilgang på oljedriftssimuleringer og kan derfor ikke vurdere de totale konsekvensene ved eventuelle oljeutslipp. De samlede konsekvensene ved eventuelle oljeutslipp antas å være størst i Olderveggen og Nordøyan – Ytre Vikna, lav for Sørlige Nordsjø I og II og middels for resten av utredningsområdene.

***Tabell 6.3**. Antatte konsekvenser ved oljeutslipp i etablering eller avviklingsfasen for de mest sårbare sjøfuglgruppene (pelagisk dykkende sjøfugler, dvs. alkefugl, og marine dykkender, dvs. ærfugl, sjøorre, havelle etc.) i de forskjellige utredningsområdene. De antatte konsekvensene er utelukkende vurdert ut i fra forekomst. Bokstaven L og gul farge = lav konsekvens, M og oransje farge = middels konsekvens og S og rød farge = stor konsekvens. Samlet konsekvens er satt til gjennomsnittsverdien av konsekvensene for hver vurdering.*

Utredningsområde	Alkefugl	Marine dykkender	Samlet
Sørlig Nordsjø I og II	L		L
Frøyagrunnene	L	M	M
Olderveggen	M	S	S
Nordøyan – Ytre Vikna	M	S	S
Trænfjorden-Selvær	M	L	M
Gimsøy nord	L	M	M
Nordmela	M	M	M
Auvær	M	M	M
Vannøya nordøst	M	M	M
Sandskallen – Sørøya Nord	M		M

6.2.3 Summert vurdering av konsekvens

Følgende avsnitt inneholder konsekvensvurdering som de endelige vurderingene er basert på:

- **Vedlegg 9**. Artsvise konsekvensvurderinger.
- **Kap. 3.5**. Vurdering av konsekvenser for hvert utredningsområde, fordelt på økologiske grupper.
- **Kap. 3.5**. Vurdering av forekomst av rødlistede arter.
- **Kap. 4.4.1**. Vurdering av konsekvens basert på studier av habitatbruk vha. GPS-loggere.
- **Kap. 5.5.1**. Vurdering av konsekvens på fugletrekk.
- **Kap. 5.5.2**. Vurdering av konsekvens i forhold til barriereeffekter for fugletrekk.
- **Kap**. **6.2.2**. Vurdering av konsekvens av oljeutslipp fra tilknyttet skipsfart

De summerte konsekvensvurderingene for alle områdene er gitt i **tabell 6.4**. Vurderinger av eventuelle mindre konfliktfylte delområder innenfor de enkelte utredningsområdene er gjort i **kap. 3.4**.

***Tabell 6.4**. Summerte, områdevise, mulige konsekvenser (medianverdier) for sjøfugl ved etablering (anlegg, drift, avvikling) av vindkraftverk i utredningsområdene som er behandlet i denne rapporten. Vurderingene er basert på kjent eller antatt forekomst i de enkelte områdene (jf. **kap. 3.3**) og sårbarhets-/sensitivitetsvurderinger gitt i **Vedlegg 2**. Usikkerhetene er vurdert i **Vedlegg 9** for forekomst, i **kap. 4.4.1** for habitatbruk og i **kapitlene 5.5.1 og 5.5.2** for hhv. trekk og barriereeffekter. Bokstaven L og gul farge = lav konsekvens, M og oransje farge = middels konsekvens og S og rød farge = stor konsekvens. Samlet konsekvens er satt til gjennomsnittsverdien av konsekvensene for hver vurdering.*

	Forekomst av sjøfugl							
Utredningsområde	Etablering	Drift	Avvikling	Områdebruk	Trekk	Barriere-effekter	Oljeutslipp	Samlet konsekvens
Sørlig Nordsjø I og II	L	L	L		L	M/L	L	L
Frøyagrunnene	L	L	L		M	M	M	L
Olderveggen	M	M	M		M	M	S	M
Nordøyan – Ytre Vikna	S	M	S	L/M	L	L	S	M
Trænfjorden-Selvær	M	M	M		S	S	M	M
Gimsøy nord	S	S	S		L	M	M	M
Nordmela	M	M	M	M	M	M	M	M
Auvær	M	M	M		L	L	M	M
Vannøya nordøst	M	M	M		M	M	M	M
Sandskallen – Sørøya Nord	L	L/M	L		M	M	L	L

For fire av utredningsområdene (Sørlig Nordsjø I og II, Frøyagrunnene og Sandskallen-Sørøya Nord) er de forventede konsekvensene lave, mens konsekvensene er middels for de resterende områdene (olderveggen, Nordøyan – Ytre Vikna, Trænfjorden – Selvær, Gimsøy nord, Nordmela, Auvær og Vannøya nordøst). Det må her understrekes at selv om gjennomsnittsverdiene er like for mange utredningsområder er det fire områder som peker seg ut mht. eventuelle store negative konsekvenser. Dette gjelder Olderveggen mht. oljeutslipp, Nordøyan – Ytre Vikna der eventuelle konsekvenser forventes å være store i etablerings- og avviklingsfasen og mht. oljeutslipp, Trænfjorden – Selvær der eventuelle konsekvenser forventes å være store i trekktidene vår og høst, og der et eventuelt anlegg vil kunne ha stor barriereeffekt, samt Gimsøy nord som forventes å ha store konsekvenser i etablerings-, drifts- og avviklingsfasene av et eventuelt offshore vindkraftverk.

De eventuelle konsekvensene for noen av områdene kan muligens reduseres ved optimal utforming og plassering av eventuelle offshore vindkraftverk. Dette er forsøkt beskrevet for

noen av områdene i **kap. 3.4**, men bør nok vurderes ytterligere ved eventuell utlysing av konsesjon.

De samlede konsekvensene for hvert enkelt område er satt til gjennomsnittsverdien av konsekvensen for hver vurdering. Siden vurderingene med dette vektes likt er dette en svært konservativ måte å vurdere konsekvens (effekt, påvirkning) på. Det er flere grunner til dette. For det første vil varigheten i tid av eventuelle negative effekter av offshore vindkraftverk på sjøfugl variere. En påvirkning som er relatert til etableringsperioden vil ha en varighet på 1-3 år, mens en påvirkning i driftsfasen vil ha en varighet over flere tiår. Dette betyr derimot ikke at en stor negativ effekt i etableringsfasen (og avviklingsfasen) vil kunne kompenseres under driftsfasen. Tvert i mot er det nå publisert en studie som viser at aktiviteten i etableringsfasen av et vindkraftverk vil kunne ha større negative effekter på fugl enn i driftsfasen (Pearce-Higgins et al. 2012). Det må imidlertid presiseres at dette er en studie som er gjennomført for landbaserte anlegg, og at konklusjonene dermed ikke kan overføres til offshore anlegg. Man må imidlertid være klar over dette, og designe overvåkingssystemer for offshore vindkraftverk der eventuelle effekter på sjøfugl i alle faser av livsløpet til et anlegg vil kunne påvises.

Det er høyst tvilsomt at eventuelle effekter på sjøfugl av offshore vindkraftverk er lik for de vurderingene som er foretatt i forbindelse med denne strategiske konsekvensvurderingen, men dagens kunnskapsnivå er slik at det er svært vanskelig å foreta en individuell vekting av de forskjellige faktorene. Det finnes etter hvert en del studier som kan si noe om eventuelle effekter på arter og artsgrupper ved etablering og drift av offshore vindkraftverk (**kap. 1**), men få studier som, for eksempel, kan vurdere teoretiske modeller for barriereeffekter.

Konsekvensvurderinger for norske offshore vindkraftverk vil være beheftet med en relativt stor grad av usikkerhet, rett og slett fordi kunnskapsgrunnlaget for vurdering av konsekvens utelukkende er basert på utenlandske undersøkelser (se **kap. 6.3.1**). Det er også viktig å være klar over at en eventuell utbygging av et offshore vindkraftverk kan føre til konsekvenser som man foreløpig har liten kunnskap om, spesielt for de som bygges nært opp til kysten. For eksempel vil eventuell utbygging av tilførselsveier etc. inn i et utbyggingsområde kunne føre til at mink og andre rovpattedyr får lettere tilgang til koloniene.

6.3 Oppfølgende studier

6.3.1 Generelle kunnskapsbehov

Teksten er stort sett basert på Christensen-Dalsgaard m.fl. 2011.

Oppsummeringen etter en stor vindkraftkonferanse, ”Wind, Fire and Water: Renewable energy and birds” i Leicester 2005, peker på en rekke behov for økt kunnskap i forbindelse med videre utvikling av vindkraft både på land og offshore (Langston m.fl. 2006). Det er tidligere pekt på at det bare er gjennomført etterkantundersøkelser ved fire av de ni offshore anleggene som var i drift i Europa pr. 2003 (Fox m.fl. 2006). Det høstes stadig nye erfaringer fra offshore vindkraft på det marine miljø, særlig fra landene rundt Nordsjøen (se Petersen et al 2006, Morkel m.fl. 2007, May & Bevanger 2011). Flere forfattere (se bl.a. Fox m.fl. 2006) påpeker imidlertid at en må være forsiktig med å overføre resultatene av deres studier til andre offshore vindkraftverk, andre arter og andre områder. Vi må derfor vurdere overføringsverdien ut fra at:

- de er nesten i sin helhet fra helt andre naturmiljøer enn de som finnes langs kysten av Norge (f.eks. sandbunn versus fjellbunn)
- langs norskekysten og i åpent hav utenfor norskekysten blir andre arter med andre økologiske krav berørte av vindturbiner
- en overfokusering på mulig kollisjonsfare har medført en manglende forståelse for arealbruk og reduksjon i kvalitet av områdene rundt et vindkraftverk

Langs Norskekysten er det altså viktige problemstillinger som ikke har blitt undersøkt i studier utenlands, pga. farvannenes ulike funksjoner for sjøfugl gjennom året. Grundige studier både før og etter at vindkraftverket blir bygget, er derfor påkrevet for å dokumentere offshore vindkraftverks effekter på våre sjøfuglbestander. I noen utenlandske studier har det vært fokus på videreutvikling av standardiserte metoder, bl.a. for kartlegging av sjøfugl i åpent hav (Camphuysen m.fl. 2004). Dette vil trolig også være viktig å gjøre i Norge for å få bedre kunnskap om sjøfuglenes fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og bestandsstørrelser i områder som er aktuelle for vindkraftverk, som grunnlag for å kunne utarbeide mer presise vurderinger av miljøeffekter.

Kunnskapen om hvordan fugler vil kunne påvirkes av offshore vindturbiner, er i dag for liten til at vi på en god nok måte kan vurdere om de vil påvirke noen individer negativt gjennom økt mortalitet (kollisjonsrisiko) eller redusert reproduksjon (først og fremst ved nedsatt kondisjon i hekkesesongen og redusert næringstilgang til ungene). Sjøfuglene kjennetegnes ved høy overlevelse for voksne fugler, og økt mortalitet gjennom kollisjoner med vindturbiner vil derfor være uheldig.

Tidligere studier av hvordan sjøfugl reagerer på vindkraftverk, er utført på forholdsvis små vindkraftverk. Vi mangler erfaringer fra vindkraftverk som er så store at fuglene ikke ser ytterkantene på dem (vindturbinene ”forsvinner” bak horisonten). Vil de stoppe opp eller forsøke å passere gjennom vindkraftverket, slik en liten andel av ærfuglene gjorde i et studie fra Danmark (Desholm & Kahlert 2005), og vil noen arter (i så fall hvilke) over tid kunne venne seg til å søke mat inne i området til vindkraftverket? Hvordan vil dette i så fall påvirke kollisjonsrisikoen og mortalitetsraten for sjøfugl som krysser vindkraftverket eller beiter inne i det?

For en bedre forståelse av konfliktpotensialet mellom vindkraftverk og fugl er det nødvendig med videre studier, blant annet på:

- metodiske spørsmål knyttet til
    - studier av ulike former for fugletrekk i tid og rom
    - kartlegging av sjøfugl i åpent hav
    - studier av kollisjonsrisiko ved offshore vindkraftverk (der død fugl vil havne i vannet)
- spørsmål knyttet til fordeling av fugl i åpent hav
    - variasjoner i tetthet av sjøfugl i åpent hav (relatert til bl.a. næringsforekomst)
    - variasjoner i fugletrekket i tid og rom, især langs kysten.
    - relasjoner mellom fordelingsmønstre og værforhold
- atferd til fugler i forbindelse med vindkraftverk, bl.a.
    - variasjoner i flygehøyde (relatert bl.a. til værforhold)
    - oppdagbarhet av vindkraftverk (bl.a. unnvikelsesatferd)
- sjøfuglers habitatbruk gjennom året
- sjøfuglers sårbarhet i forhold til forstyrrelse fra aktivitet tilknyttet bygging og drift av vindkraftverk
- endringer i næringstilgang for sjøfugl i vindkraftverk
- forekomsten av sjøfugl gjennom året
- risikobegrensende tiltak
    - geografisk plassering og utforming av offshore vindkraftverk
    - andre tiltak for å redusere kollisjonsfaren

Det forventes at kunnskapsbehovene i forhold til bølge- og tidevannskraftverk vil være noenlunde sammenfallende, bortsett fra at kollisjonsrisikoen over vann er neglisjerbar.

6.3.2 Områdespesifikke kunnskapsbehov

Basert på hva som er kjent om forekomst av sjøfugl i de enkelte utredningsområdene har vi vurdert kunnskapsbehovene i relasjon til hva som er kjent fra de forskjellige områdene pr. mars 2012 (**tabell 6.5**). For sjøfugldata regner man at 10 år er minimums oppdateringsfrekvens. Hvis eventuell etablering av offshore vindkraftverk ikke skjer før ca. 2020 bør altså kunnskapsgrunnlaget for alle områder oppdateres, såfremt dette ikke er gjort gjennom den løpende kunnskapsoppbyggingen som skjer kontinuerlig etter en 10-års rullering i SEAPOP (jf. Anker-Nilssen m.fl. 2005).

Kunnskapsbehovene som er markert her kommer i tillegg til de generelle kunnskapsbehovene som er behandlet i **kap. 6.3.1**.

***Tabell 6.5**. Kunnskapsbehov for de enkelte utredningsområdene forut for en eventuell konsesjonsrunde. Kunnskapsbehovene er markert i relasjon til hva som er kjent fra de forskjellige områdene pr mars 2012. Grønt markerer at kunnskapen er relativt oppdatert, oransje at den må oppdateres.*

	Sørlig Nordsjø I og II	Frøyagrunnene	Olderveggen	Nordøyan – Ytre Vikna	Trænfjorden - Selvær	Gimsøy nord	Nordmela	Auvær	Vannøy nordøst	Sandskallen-Sørøya Nord
Forekomst hekking										
Forekomst myting										
Forekomst trekk vår og høst										
Forekomst vinter										
Områdebruk fugl fra nærliggende kolonier										

6.4 Avsluttende kommentarer

Det må understrekes at de estimerte sårbarhets- og konsekvensverdiene er temporære, og disse vil endres over tid og med økende kunnskap. Mange sjøfuglbestander er i nedgang og vil kunne få endret rødlistestatus ved neste oppdatering av den norske rødlista. Siden etablering av offshore vindkraftverk er langt fram i tid vil det være nødvendig med en oppdatert vurdering av potensielle effekter forut for etablering av slike anlegg i Norge.

7 Referanser

Anderson, R., Morrison, M., Sinclair, K. & Strickland, D. 1999. Studying wind energy/bird interactions: A guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. - Prepared for the National Wind Coordinating Committee Avian Subcommittee: 88 s.

Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44, 114 s.

Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310, 18 s.

Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S-H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H. og Tveraa, T. 2007. SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. - NINA Report 249, 63 pp.

Anker-Nilssen, T., Bustnes, J. O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Tveraa, T., Strøm, H. & Barrett, R.T. 2005. SEAPOP. Et nasjonalt sjøfuglprogram for styrket beslutningsstøtte I marine områder. – NINA Rapport 1: 66pp.

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2009. Satellite telemetry reveals post-breeding movements of Atlantic puffins Fratercula arctica from Røst, North Norway. - Polar Biol. 32: 1657-1664.

Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. - Polar Res. 8: 67-76.

Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. - Current Biology 18: R695-R696

Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger

Bakken, V., Boertmann, D., Mosbech, A.,Olsen, B., Petersen, A., Strøm, H. & Goodwin, Harvey 2006. Nordic Seabird Colony Databases. - TemaNord 2006: 512.

Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. - Atlantic seabirds 8: 97-126.

Bartnes, G. (red). Drivenes, A., Eirum, T., Johnson, N.H., Mindeberg, S.K., Lunde, S., Undem, L.S., Veggeland, K., Veie-Rosvoll, B. & Voksø, A. 2010. Havvind, Forslag til utredningsområder. - NVE rapport.

Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utlity structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. - Ibis 136: 412-425

Bevanger, K., 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. - Biol. Conserv. 86, 67-76

Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø. Follestad, A., Halley, D., Hans-sen, F., Johnsen, L., Kvaløy, P., Lund-Hoel, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Røskaft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. 2010. "Pre- and post-

construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway" (BirdWind). Aktiviteter 2007-2010. – NINA Rapport 620. 152 s.

Broström G. 2008. On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. - Journal of Marine Systems 74: 585-591

Bulleri, F., Abbiati, M. & Airoldi, L. 2003. The colonisation of human-made structures by the invasive alga *Codium fragile* ssp. *Tomentosoides* in the north Adriatic Sea (NE Mediterranean). - I 38th European Marine Biology Symposium: 263-269. Portugal: Springer

Burger, A.E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. - Mar. Pollut. Bull. 26: 140-143.

Burger & Shaffer 2008. Application of tracking and data-logging technology in research and conservation of seabirds. - The Auk 125: 253-264.

Bustnes, J.O., Mosbech, A., Sonne, C. & Systad, G.H. 2010. Migration patterns, breeding- and moulting locations of king eiders wintering on the coast of Norway. - Polar Biology 33: 1379-1385.

Camphuysen, C.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Petersen, I.K. 2004. Towards Standardized Seabirds at Sea Census Techniques in Connection With Environmental Impact Assessments for Offshore Wind Farms in the U.K. Royal. - Netherlands Institute for Sea Research (RNIOZ), Texel, Den Burg, Nederland, s. 36. Rapport til COWRIE (http://www.thecrownestate.co.uk).

Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. - Seascape Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2, 47 s.

Christensen, T.K., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2003. Base-line investigations of birds in realtion to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of constrution. - NERI Report 2003, April 10th Edition, National Environmental Research Institute, Denmark

Christensen, T.K. & Hounisen, J.P. 2005. Investigations of migratory birds during operation of Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. - National Environmental Research Institute, Denmark, 35 s.

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J. O., Follestad, A., Systad, G. H., Eriksen, J. M., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. - NINA rapport 338. 161 s

Christensen-Dalsgaard, S. & Lorentsen S.-H. 2009. Key site monitoring on Anda in 2008. - SEAPOP Short report 2-2009. 7 s.

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E. L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2010. Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere. En screening av potensielle konfliktområder - NINA Rapport 557. 100 s.

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2011. Offshore vindkraftverk og sjøfugl. Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala. - NINA Rapport 616. 78 s.

Cury, P. M., Boyd, I. L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R. J. M., Furness, R. W., Mills, J. A., Murphy, E. J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J. F., Roux, J.-P., Shannon, L. & Sydeman, W. J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion – one third for the birds. - Science 334: 1703-1706.

Dadswell, M. J. & Rulifson, R. A. 1994. Macrotidal estuaries – a region of collision between migratory marine animals and tidal power development. – Biol. J. Linn. Soc. 51: 93-113.

Davoren, G.K., and Montevecchi, W.A. 2003. Consequences of foraging trip duration on provisioning behaviour and fledging condition of common murres *Uria aalge*. - Journal of Avian Biology 34: 44–53.

Davoren, G.K., Montevecchi, W.A. & Anderson, J.T. 2003. Distributional patterns of a marine bird and its prey: habitat selection based on prey and conspecific behavior. - Marine Ecology Progress Series 256: 229-242.

Desholm, M. 2006. Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis. - PhD-thesis. Institute of Biology, Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, University of Copenhagen.

Desholm, M. & Kahlert, J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. - Biological Letters 1: 296-298.

Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. - Ibis 148: 29-42

Elphick, J. (red.) 2007. Atlas of bird migration. Tracing the great journeys of the world's birds. - Firefly Books Ltd., Buffalo, NY / Richmond Hill, USA / Canada.

Everaert, J. & Stienen, E. W. M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). - Biodiversity and Conservation 16: 3345-3359.

Exo, K.-M., Hüppop, O. & Garthe, S. 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. - Wader Study Group Bull. 100: 50-53.

Fauchald, P. 2012. Sjøfugl I åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl I norske og tilgrensende havområder. – NINA Rapport 786, 33 s.

Follestad, A. 2010. Tellinger av mytende grågjess i Møre og Romsdal. - Rallus 39: 25-40.

Follestad, A. 2011. Tellinger av mytende grågjess i Vega kommune. - Havørna 22: 10-27.

Follestad, A., Larsen, B.H. & Nygård, T. 1986. Sjøfuglundersøkelser langs kysten av Sør- og Nord-Trøndelag og sørlige deler av Nordland 1983-1986. - Viltrapport 41. 113 s.

Follestad, A., Larsen, B.H. & Nygård, T. 1987. Mytende ærfugl i Midt-Norge. - Vår Fuglefauna 10: 211-214.

Follestad, A., Nygård, T., Røv, N. and Larsen, B.H. 1988. Distribution and numbers of moulting non-breeding Greylag Geese in Norway. - Wildfowl 39: 82-87.

Follestad, A. og Thomassen, J. 1985. Konsekvenser av olje/sjøfugl i forbindelse med mulig åpning av Møre I og Troms II. - Viltrapport 37, 60 s.

Fort, J., Pettex, E., Tremblay, Y., Lorentsen, S.-H., Garthe, S., Votier, S., pons, J. B., Siorat, F., Furness, R. W., Grecian, J. W., Bearhop, S., Montevecchi, W. A. & Grémillet, D. 2012. Meta-population evidence of oriented chain-migration in Northern gannets. Frontiers in Ecology and the Environment. 10: 237-242

Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.B. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. - Ibis 148: 129-144.

Fraenkel, P. L. 2006. Tidal current energy technologies. – Ibis 148: 145-151.

Frid, A. & Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. - Conservation Ecology 6: 11.

Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. - J. Appl. Ecol. 41: 724-734.

Gasbjerg, G., Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S-H., Systad, G.H. & Anker-Nilssen, T. 2011. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. - NINA Rapport 733. 137 s

Gill, J. A., Norris, K. & Sutherland, W. J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. - Biol. Conserv. 97: 265-268.

Ginn, H. B. & Melville, D. S. 1983. Moult in birds. – BTO Guide 19, Tring, Hertfordshire, England

Grecian, W. J., Inger, R., Attrill, M. J., Bearhop, S., Godley, B. J., Witt, M. J. & Votier, S. C. 2010. Potential impacts of wave-powered marine renewable energy installations on marine birds. – Ibis 152: 683-697.

Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1998. Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. - National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report 227, 60 s.

Guillemette, M. & J.K. Larsen. 2002. Postdevelopment experiments to detect anthropogenic disturbances: the case of sea ducks and wind parks. Ecological Applications 12: 868-877.

Halley, D. J. & Hopshaug, P. 2007. Breeding and overland flight of red-throated divers Gavia stellate at Smøla, Norway, in relation to the Smøla wind farm. – NINA Report 297. 26 s.

Hamer, K.C., Monaghan, P., Uttley, J.D., Walton, P. & Burns, M.D. 1993. The influence of food supply on the breeding ecology of Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland. - Ibis 135: 255-263.

Hillersøy, G. and Lorentsen, S.-H. I trykk. Annual Variation in the Diet of Breeding European Shag (*Phalacrocorax aristotelis*) in Central-Norway. - Waterbirds

Hofstad, K., Tallhaug., L. 2008. Vindkraftpotensialet utenfor norskekysten (offshore). – NVE Rapport 9/2008. 27s pluss kartvedlegg.

Houston, A.I., Thompson, W.A., and Gaston, A.J. 1996. The use of a time and energy budget model of a parent bird to investigate limits to fledging mass in the thick-billed murre. - Functional Ecology 10: 432-439.

Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.M., Fredrich, E. & Hill, R. 2006. Bird Migration studies and potential risk with offshore wind turbines. - Ibis 148: 90-109

IPCC, Core Writing Team (2007) Climate change 2007: synthesis report. - In: Pachauri RK, Reisinger A (eds) Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment. Report of the intergovernmental panel on climate change. IPCC, Geneva, Switzerland.

Iverson, S. J., Springer, A. M., & Kitaysky, S. 2007. Seabirds as indicators of food web structure and ecosystem variability: qualitative and quantitative diet analyses using fatty acids. - MEPS 352: 235-244.

Jacobsen, K.O. & Johnsen, T.V. 2004. Ornitologiske registreringer i Skipsfjorden, Vannøya, Troms. - NINA Oppdragsmelding 857, 24 s.

Joensen, A.H. 1974. Waterfowl Populations in Denmark 1965-1973. A survey of the non-breeding populations of ducks, swans and coot and their shooting utilization. - Danish Review of Game Biology. Vol. 9 no. 1.

Kaiser, M.J., Galandi, M., Showler, D.A., Elliott, A.J., Caldow, R.W.G., Rees, E.I.S., Stillman, R.A. & Sutherland, W.J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. - Ibis 148: 110-128

Kaspersen, T. E., Einvik, K. 1997. Utkast til verneplan for sjøfuglområder i Nord-Trøndelag. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen. Rapport 3-197

Kotzerka, J., Garthe, S. & Hatch, S.A. 2010. GPS tracking devices reveal foraging strategies of Black-legged Kittiwakes. - Journal of Ornithology 151: 459-467.

Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken,Norge.

Langton, R., Davies, I. M. & Scott, B. E. 2011. Seabird conservation and tidal stream and wave power generation: Information needs for predicting and managing potential impacts. - Marine Policy 35: 623-630.

Langston, R.H.W. 2010. Offshore wind farms and birds: Round 3 zones, extensions to Round 1 & Round 2 sites & Scottish Territorial Waters. - RSPB Research Report No. 39. 40 s.

Langston, R.H.W., Fox, A.D. & Drewitt, A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. - Ibis 148: 210-216.

Langston, R. H. W. & Pullan, J. D. 2003. Windfarms and birds: an analysis of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. - RSPB/Birdlige International report to the council of Europe (Bern Convention). T-PVS/Inf (2003) 12.

Larsen, T. 2011. Sjøfuglteljingar i Sogn og Fjordane i 2011. Hekkefuglteljingar i sjøfuglreservata. - Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Rapport nr. 5-2011.

Larsen, J.K. & Clausen, P. 2002. Potential wind park impacts on whooper swans in winter: the risk of collision. - Waterbirds 25: 327-330.

Larsen, J. K. & Guillemette, M. 2007. Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. - J. Appl. Ecol. 44: 516-522.

Lawrence, E. S., Painter, S. & Little, B. 2007. Responses of birds to the wind farm at Blyth Harbour, Northumberland, UK. – s. 47-69. I de Lucas, M., Guyonne, F. E. J. & Ferrer, M. 2007. Birds and wind farms. Risk assessments and mitigation. Quercus

Lorentsen, S.-H. 2006. Hvordan er utviklingen i de norske ternebestandene? - Vår Fuglefauna 29: 22-26

Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. – NINA Rapport 439, 53 s.

Lorentsen, S.-H. & Larsen, B.H. 1988. Opptelling av hekkende ærfugl og teist på Tarva, Været, Tristein og Melstein i Bjugn kommune og Froan i Frøya kommune, Sør-Trøndelag mai 1988 – Feltrapport. DN, Viltforskningen 16 s.

Lorentsen, S.-H. & May, R. I trykk. Inter-breeding movements of common guillemots (*Uria aalge*) suggest the Barents Sea is an important staging and wintering area. Polar Biology

Lorentsen, S.-H. & Nygård, T. 2001. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra overvåkingen av overvintrende sjøfugl fram til 2000. – NINA Oppdragsmelding 717, 62s.

Lucas, M.L., Guyonne, F.E.J. & Ferrer, M. (eds.) 2007. Birds and wind farmes. Risk assessment and mitigation. - Quercus, Madrid. 255 s.

Masden, A. E., Haydon, D. T., Fox, A .D. & Furness, R. W., Bullman, R. & Desholm, M. 2009. Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. – ICES J. Mar. Sci. 66: 746-753.

Masden, A. E., Haydon, D. T., Fox, A .D. & Furness, R. W. 2010. Barriers to movement: modeling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. - Marine Pollution Bulletin 60: 1085-1091

May, R. & Bevanger, K. 2011. Proceedings. Conference on wind energy and wildlife impacts, 2-5 may 2011, Trondheim, Norway. – NINA Report 693, 140 s.

MD & OED 2007. Retningslinjer for planlegging og lokalisering av vindkraftanlegg. - T-1458/2007.

Merkel, F. R., Mosbech, A. & Riget, F. 2009. Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. - Ardea 97: 99-107.

Michel, J., Dunagan, H., Boring, C., Healy, E., Evans, W., Dean, J. M., McGills, A. & Hain, J. 2007. Worldwide synthesis and analysis of existing information regarding environmental effects of alternative energy uses on the outer continental shelf. 254. - Herndon, VA:US department of the Interior, Minerals Management Service, MMSOCS report 2007-038.

Morkel. L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (edts.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 pp. http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_tagungsband_zweite_wissenschaftstage_en.pdf

Newton, I. 2008. The Migration Ecology of Birds, 1st Edition. Academic Press, London, UK.

Nielsen, R. D. & Krag Petersen, I. 2010. Moulting birds in Lofoten and Vesterålen, August 2009. - NERI Technical Report 782, 24s.

Nilsson, L. & Green, M. 2011. Birds in southern Öresund in relation to the wind farm at Lillgrund. - Final report of the monitoring program 2001-2011. Department of biology, University of Lund, Lund, Sweden. 85 pp.

Nybakke, K. 2011. Konsekvenser av fornybar energiproduksjon i Nordsjøen. En sektorutredning fra faggruppen for helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. - NVE, TA-2829/2011.

Ottersen, G. & Auran, J. A. (red.) 2007. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. - Fisken og Havet 6/2007, Havforskningsinstituttet, Bergen.

Ot.prp. nr. 107 (2008-2009). 2009. Om lov om fornybar energiproduksjon til havs (havenergilova). - Olje- og energidepartementet. 96 s.

Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S. & Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. - ICES J. Mar. Sci. 65: 1520-1526.

Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Douse, A. & R. H. W. Langston. 2012. Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. – J. Appl. Ecol. 49: 386-394.

Perrow, M.R., Gilroy, J.J., Skeate, E.R. & Mackenzie, A. 2010. Quantifying the relative use of coastal waters by breeding terns: towards effective tools for planning & assessing the ornithological impact of offshore windfarms. COWRIE Report TERN-07-08. Report prepared for COWRIE by ECON Ecological Consultancy Ltd. COWRIE Limited, London, UK.

Petersen, M., Bustnes, J.O. & Systad, G.H. 2006. Distribution patterns of Steller's eiders wintering in northern Norway and northwest Russia. - Journal of Avian Biology 37: 58-68.

Petersen, I. K., Christensen, T. K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A. D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nystad and Horns Rev, Denmark. - NERI Report commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S. 163 s.

Petersen, I. K. & Fox, A. D. 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Commissioned report by Vattenfall A/S. - National Environmental Research Institute, Denmark. 36 pp.

Petersen, I. K., Fox, A. D. & Kahlert, J. 2008. Waterbird distribution in and around the Nystad offshore wind farm, 2007. Commissioned report by Dong Energy. - National Environmental Research Institute, Denmark. 42 s.

Pettex, E., Lorentsen, S.-H., Bonadonna, F., Gimenez, O. Barrett, R. T., Pons, J.-B., Le Bohec, C., Grémillet, D. Innsendt. Multi-scale foraging in a marine predator, the northern gannet (Morus bassanus, L.).

Piatt, J. F., Harding, A. M. A., Shultz, M., Speckman, S. G., van Pelt, T. I., Drew, G. S. & Kettle, A. B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. - MEPS 352: 221-234.

Polagye, B., Van Cleve, B., Copping, A. & Kirkendall, K. (red.). 2010. Environmental effects of tidal energy development. - Proceedings of a scientific Workshop March 22-25, 2010. U.S. department of Commerce, NOAA Technical memorandum.

Poot, H., Ens, B.J., de Vries, H., Donners, M.A.H., Wernand, M.R. & Marquenie, J.M. 2008. Green light for nocturnally migrating birds. - Ecology and Society 13: 47.

Røv, N. (ed.) 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. Viltrapport 35, 109 s.

Schroeder, A. 2007. Impacts of offshore wind energy turbines on marine bottom fauna. Pp. 132-141 - in: Morkel. L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (edts.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 s.

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.

Skov, H. & Prins, E. 2001. Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. - MEPS 214: 279-287.

Speakman, J., Gray, H & Furness, L. 2009. University of Aberdeen report on effects of offshore wind farms on the energy demands on seabirds. - Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen. 23 s.

Stenmark, G. & Wrånes, E. 1984. Ærfuglregistreringer langs Skagerrakkysten 1983. – Stensil 22 s.

Stewart, G. B., Coles, C. F. & Pullin, A. S. 2005. Effects of Wind Turbines on Bird Abundance. - Systematic review no 4. Birmingham, UK: Centre for Evidence-based Conservation.

Stortingsmelding nr. 34 (2006-2007). Norsk klimapolitikk. - Miljøverndepartementet. 157s.

Systad, G. H., Hanssen, S. A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2007. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet –NINA rapport 230. 54 s.

Systad, G. H., Aas-Hansen, Ø., Bustnes, J. O. & Bjørn, P. A. 2005. Pilotanlegg tidevannskraft Kvalsundet – statusbeskrivelse og mulige konsekvenser for naturmiljøet. – NINA Rapport 112. 29s.

Systad, G., Hanssen, S. A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2007. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet. – NINA Rapport 230, 54s

Tasker, M. L., Jones, P. H., Dixon, T. J. & Blake, B. F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. - Auk 101: 567-577.

Thelander, C.G. & Rugge, L. 2000. Avian risk behavior and fatalities at the Altamount Wind Resourca Area. March 1998 to February 1999. - Report to National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. Predatory Bird Research Group, University of California,

Tombre, I.M., Madsen, J., Tømmervik, H. & Eythórsson, E. 2004. Vårrastende kortnebbgjess i vesterålen. Konflikter med landbruket, årsaker og konsekvenser. - NINA Fagrapport 77, 25 s.

Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoran, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W. & Linke, J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. - Mar. Pollut. Bull. 42: 1285-1290.

Wilson, B. Batty, R. S., Daunt, F. & Carter, C. 2007. Collision risks between marine renewable energy devices and mammals, fish and diving birds. - Report to the Scottish Executive. Scottish Association for Marine Science, Oban, Scotland, PA37 1QA.

Wrånes, E. 1982. Seasonal fluctuations and movements of the Common Eider *Somateria mollissima* (L.) at the Norwegian Skagerrak coast. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 5: 49-52.

8 Vedlegg

Vedlegg 1. Effekter av offshore vindkraftverk på sjøfugl

Oversikt over publiserte effekter av offshore vindkraftverk på arter og artsgrupper av sjøfugl. Listen er ikke komplett.

Arter Artsgrupper	Økt mortalitet	Habitat tap og unnvikelse	Barriere-effekter	Kilde
Lommer		Fullstendig unnvikelse både svømmende og flygende		Petersen m.fl. 2006
		Ingen habituering, svømmende		Petersen & Fox 2007
		Unngår områder med båttrafikk		Schwemmer m.fl. 2011
		Unnvikelse av områder med vindturbiner		Duncan & Hopshaug 2007
Havsule		Fullstendig unnvikelse i flukt		Petersen m.fl. 2006
Vannfugl			Store	Desholm & Kahlert 2005
Ærfugl	Liten kollisjonsrisiko			Desholm & Kahlert 2005
		Stor grad av unnvikelse når de svømmer, men kan være relater til endring I næringstilgang		Guillemette m.fl. 1998
		Noe-stor unnvikelse i flukt		Guillemette m.fl. 1998
			Store	Desholm & Kahlert 2005
		Initiell unnvikelse, habituering på sikt		Nilsson & Green 2011
		Redusert landing og flyving innenfor 100m av turbiner		Guillemette & Larsen 2002; Larsen & Guillemette 2007
		Endring i flyveretning innenfor 500m		Masden m.fl. 2009

		av et vindkraftverk		
Svartand		Noe unnvikelse, svømmende		Petersen m.fl. 2006
		Habituering, svømmende		Petersen & Fox 2007
		Stor grad av unnvikelse når de svømmer, men kan være relater til endring I næringstilgang		Guillemette m.fl. 1998
		Unngår båter		Exo m.fl. 2003
			Store	Christensen & Hounisen 2005
	Økt mortalitet pga. unnvikelse	Unnvikelse i scenarioer som inkluderte en 2-km buffer rundt vindkraftverk		Kaiser m.fl. 2006
Sjøorre		Unngår båter		Exo m.fl. 2003
Havelle		Ingen habituering, svømmende		Petersen m.fl. 2008
		Unnvikelse, ingen habituering på vann		Nilsson & Green 2011
Siland		Unnvikelse		Nilsson & Green 2011
Stormåker	Økt mortalitet			Lawrence m.fl. 2007
Stormåker		Lavere antall i utbygd område, sannsynligvis relatert til lavere antall fiskebåter		Nilsson & Green 2011
Terner		Mer eller mindre komplett unnvikelse I flukt		Petersen m.fl. 2006
Terner (makrell-, splitt- og dverg)	Økt mortalitet pga kollisjoner, bestandseffekter			Everaert & Stienen 2007
	Økt kollisjonsrisiko;			Perrow m.fl. 2010

	steds- og artsspesifikk		
Alkefugl		Mer eller mindre komplett unnvikelse I flukt	Petersen m.fl. 2006

Vedlegg 2. Beregning av sensitivitet

Garthe & Hüppop (2004) utviklet en sensitivitetsindeks (SSI) for sjøfugl i forhold til vindkraftverk. Sensitivitetsindeksen baserer seg på 9 faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg; fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifb. anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografisk bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og europeisk rødlistestatus. Hver av faktorene er vurdert på en skala fra 1-5 der 1 er lav sårbarhet og 5 er høy sårbarhet. Faktorene er enten vurdert på bakgrunn av reelle data, publiserte og upubliserte, eller subjektive vurderinger som er gjort av en internasjonal ekspertgruppe (ti eksperter for hver faktor, ekspertene er navngitt i Garte & Hüppop 2004). Sensitivitetsindeksen ble opprinnelig utviklet for bruk i Tyske farvann, men ble oppdatert med flere arter i King m.fl. (2009). I forbindelse med den norske screening er indeksen oppdatert i forhold til norske data og vurderinger (**tabell 5**). Følgende vurderinger er lagt til grunn for tabellverdiene:

(a) Fuglenes manøvreringsdyktighet. Faktoren tar hensyn til de forskjellige artenes manøvreringsdyktighet i luften, spesielt med tanke på å unngå kollisjoner med vindturbiner. Faktoren er vurdert subjektivt i samarbeid med en internasjonal ekspertgruppe. Artene er rangert fra høy manøvreringsdyktighet (1) til lav manøvreringsdyktighet (5). En hurtigflygende og tung art (f.eks. lomvi) er således vurdert å være mer sårbar enn lette og sakteflygende arter som f.eks. terner.

(b) Flygehøyde. Faktoren er vurdert med bakgrunn i klassifiseringer gjort under regulære takseringer av sjøfugl i åpent hav. Flygehøyder er vurdert vha. kikkert, avstandsmålere og sammenligninger med fartøyenes høyde (som observasjonene er gjort fra). Det er brukt følgende høydeklasser: 1 = 0-5 m, 2 = 5-10 m, 3 = 10-20 m, 4 = 20-50 m, 5 = 50-100 m, 6 = > 100 m. Flygehøydene ble konvertert til en 5-delt skala ved å bruke to forskjellige persentiler for fordelingen av flygehøyder; medianen (= 50 persentilen) og 90 persentilen. Nitti persentilen ble valgt i forhold til medianen for å ta høyde for de få fuglene som fløy høyt (f.eks. 90 % av fuglene fløy i den samme eller lavere høydeklasser, 10 % av fuglene fløy i den samme eller høyere høydeklasser). Klassifiseringen ble vurdert som følger: 1 = høydeklasse 1 for median, 2 = høydeklasse 2 for medianen, 3-5 = høydeklasse 3 for medianen men 90 persentilen varierte, 3 = høydeklasse < 5 for 90 persentilen, 4 = høydeklasse 5 for 90 persentilen og 5 = høydeklasse 6 for 90 persentilen. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(c) Andel av tid flygende. Faktoren ble vurdert fra transekttellinger i åpent hav. Klassifiseringen er som følger: 1 = 0-20 % av individene i transektet ble observert flygende, 2 = 21-40 % av individene i transektet ble observert flygende, 3 = 41-60 % av individene i transektet ble observert flygende, 4 = 61-80 av individene i transektet ble observert flygende, og 5 = 81-100 % av individene i transektet ble observert flygende. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(d) Nattlig flygeaktivitet. Nattlig flygeaktivitet kunne ikke kvantifiseres ved reelle data og ble subjektivt klassifisert på en skala fra 1 (omtrent ikke noe nattlig flygeaktivitet) til 5 (mye nattlig flygeaktivitet). Informasjon om slik aktivitet ble hentet fra håndbøker som Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) og Cramp & Simmons (1983), supplert med feltobservasjoner fra Garte & Hüppop (1996). Klassifiseringen ble vurdert av en internasjonal ekspertgruppe.

(e) Fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifb. anleggsvirksomhet). Forskjellige sjøfuglarter reagerer forskjellig på skip- og helikoptertrafikk i forbindelse med anleggs- og vedlikeholdsaktivitet i offshore vindkraftverk. På grunn av mangel på data for denne klassifiseringen ble faktoren vurdert subjektivt på en skala fra 1 (nesten ikke fluktreaksjon, unnvikelsesadferd og/eller veldig lav fluktavstand) til 5 (sterk flukt/unnvikelsesadferd og/eller høy fluktavstand). Klassifiseringene ble vurdert av

internasjonale eksperter. Erfaringene for disse vurderingene kommer fra åpenthav-transekter med båt, og transektellinger av sjøfugl fra fly. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(f) Fleksibilitet i habitatbruk. I åpent hav er sjøfuglenes habitatbruk ofte definert av hydrografiske parametere som vannmasser og fronter. Siden disse avhenger av vindretninger, vindstyrke og tidevannsstrømmer varierer de ofte over mange titalls kilometer. Fuglenes fleksibilitet i habitatbruk (åpent hav) er basert på dette. Faktoren er basert på publiserte data (Garte 1997, Skov & Prins 2001) og analyser av data på sjøfuglforekomster i åpent hav, og ble i tillegg vurdert av internasjonale eksperter. Faktoren ble vurdert på en skala fra 1 (veldig fleksibel habitatbruk) til 5 (avhengig av spesielle habitatkarakteristika). Sjøfuglarter fikk en lav vurdering hvis de brukte store sjøområder; dvs. ble observert over mange forskjellige vannmasser (f.eks. sildemåke), og høyt hvis de var knyttet til spesielle habitater (f.eks. sjøender over muslingbanker).

Faktoren ble opprinnelig basert på åpent hav data, men den stemmer i de aller fleste tilfellene godt for fugl i kystnære områder, og de samme vurderingene er derfor brukt her.

(g) Biogeografisk bestandsstørrelse. Denne faktoren ble vurdert i forhold til de biogeografiske bestandsstørrelsene av de respektive artene. Bestandsstørrelser ble tatt fra Delaney & Scott (2006), eller Mitchell m.fl. 2004. Norske hekkebestander ble vurdert fra Barrett m.fl. 2006 eller Gjershaug m.fl. 2004. Følgende vurderinger ble brukt: 1 = bestand større enn 3 mill. individer, 2 = bestand 1-3 mill. individer, 3 = bestand 500 000 – 1 mill., 4 = bestand 100 000 – 500 000, og 5 = bestand mindre enn 100 000 individer.

(h) Voksenoverlevelse. Siden mortalitet forårsaket av vindturbiner påvirker bestander med høy voksenoverlevelse mer enn bestander med lav voksenoverlevelse ble denne faktoren inkludert. Følgende vurderinger ble gjort: 1 = årlig voksenoverlevelse lavere enn 0,75, 2 = årlig voksenoverlevelse 0,75 – 0,80, 3 = årlig voksenoverlevelse 0,80 – 0,85, 4 = årlig voksenoverlevelse 0,85 – 0,90, og 5 = årlig voksenoverlevelse høyere enn 0,90. Verdiene ble hentet fra Garthe & Hüppop 2004 som gjorde et litteratursøk. For noen arter var det ikke mulig å finne data på voksenoverlevelse. I slike tilfeller ble verdiene for nærstående arter brukt (se Garthe & Hüppop 2004).

I hekketiden antas sjøfuglene å være spesielt sårbare innenfor artenes aksjonsradius (maksimum energetisk forsvarbar flygeavstand for å hente mat til ungene, dvs. at fuglene kan fly denne avstanden for å hente mat uten at det går ut over kullets eller voksenfuglenes overlevelse). For å kompensere for dette i sårbarhetsvurderingene ble faktorene (b) flygehøyde, (d) andel av tid flygende og (e) fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk oppjustert én grad, dog slik at vurderingsklasse 5 fremdeles var den høyeste.

Artsvis vurdering av 9 sårbarhetsfaktorer og de resulterende sensitivitetsindeksene (SSI). For hekkende arter er faktorene flygehøyde, andel av tid i luften og fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelse fra fly- og helikoptertrafikk oppjustert én grad og de resulterende SSI indeksene er gitt i tabellen for de artene det gjelder. Tabellen er hentet fra Christensen-Dalsgaard m.fl. 2010, bortsett fra at rødlistestatus er utelatt fra denne tabellen. Koder for de økologiske gruppene; PDy = pelagisk dykkende, POv = pelagisk overflatebeitende, KFi = kystbundne fiskespisende, KBe = kystbundne bentisk beitende, Kov = kystbundne overflatebeitende, Våtm = våtmarkstilknyttede arter. Se ***tabell 2.10*** *for oversikt over hvilke arter som går hører inn under de respektive gruppene.*

	Økologisk gruppe	a) Manøvrerings evne	b) Flygehøyde	c) Nattlig aktivitet	d) Tid i luften	e) Forstyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksenoverlevelse	SSI Generell	SSI Hekking
Smålom	KFi	5	2	2	1	4	4	4	3	35,0[1]	47,3
Storlom	KFi	5	2	3	1	4	4	4	3	38,5[1]	51,2
Islom	KFi	5	2	2	1	4	4	5	3	40,0[2]	
Gulnebblom	KFi	5	2	2	1	4	4	5	3	40,0[2]	
Toppdykker	KFi	4	2	3	2	3	4	4	1	24,1[1]	
Gråstrupedykker	KFi	4	2	1	1	3	5	5	1	24,0[1]	
Horndykker	KFi	3	2	1	1	3	5	5	1	21,0[2]	
Havhest	POv	3	1	2	4	1	1	1	5	7,5[1]	13,5
Havsule	POv	3	3	3	2	2	1	4	5	18,6[1]	29,3
Storskarv	KFi	4	1	4	1	4	3	4	3	30,6[2]	42,0
Toppskarv	KFi	4	1	3	1	4	3	4	4	31,5[2]	44,0
Grågås	VåtM	5	5	5	5	2	0	3	3	15,0[2]	24,8
Kortnebbgås	VåtM	5	5	5	5	2	0	4	3	17,5[2]	
Hvitkinngås	VåtM	5	5	5	5	2	0	3	4	17,5[2]	
Havelle	KBe	3	1	2	3	3	4	1	3	15,8[2]	
Ærfugl	KBe	4	1	2	3	3	4	2	4	26,3[1]	36,0
Praktærfugl	KBe	4	1	2	3	3	4	4	4	35,0[2]	
Svartand	KBe	3	1	2	3	5	4	2	2	20,3[2]	
Sjøorre	KBe	3	1	2	3	5	4	4	2	30,4[1]	
Siland	KFi	3	1	2	3	3	4	4	3	27,6[2]	38,5
Tyvjo	POv	1	3	5	1	1	2	5	3	15,0[1]	24,0
Storjo	POv	1	3	4	1	1	2	5	4	15,2[1]	24,8
Fiskemåke	KOv	1	3	2	3	2	2	2	2	9,0[2]	13,8
Sildemåke	POv	1	4	2	3	2	1	5	5	18,8[2]	30,0
Gråmåke	KOv	2	4	2	3	2	1	2	5	14,4[1]	22,8
Svartbak	KOv	2	3	2	3	2	2	4	5	22,5[1]	33,8
Krykkje	POv	1	2	3	3	2	2	1	3	9,0[1]	13,8
Makrellterne	KOv	1	2	5	1	2	3	3	4	19,7[1]	28,9
Rødnebbterne	KOv	1	1	5	1	2	3	3	4	17,5[1]	26,3
Teist	KBe	4	1	1	2	3	3	4	4	24,0[2]	35,0
Alke	PDy	4	1	1	1	3	3	3	5	21,0[1]	31,5

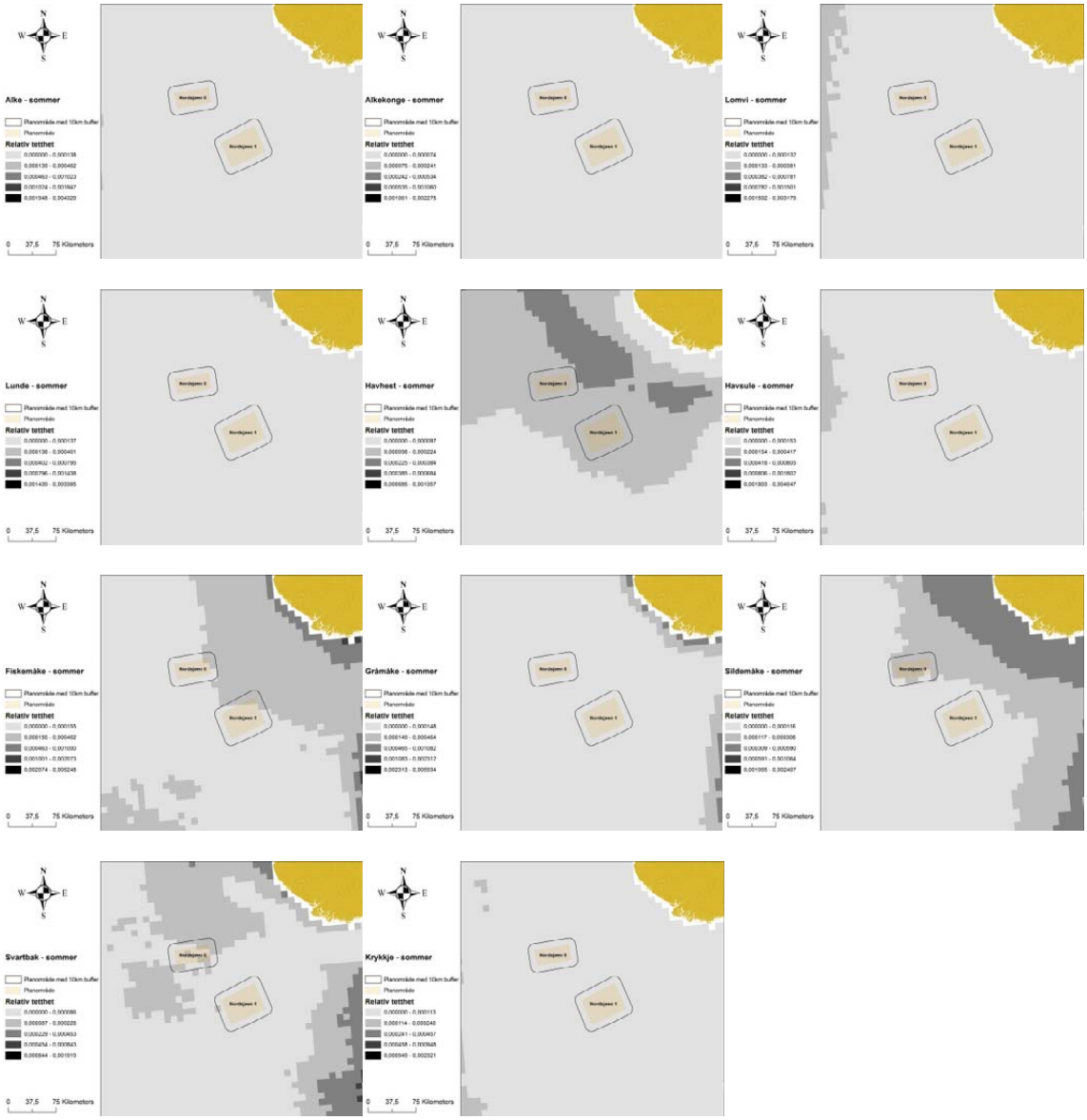
Lomvi	PDy	4	1	1	2	3	3	1	4	15,0[1]	21,9
Alkekonge	PDy	3	1	2	1	3	3	1	2	7,9[2]	
Lunde	PDy	3	1	1	1	2	3	1	5	11,3[1]	18,0

1) SSI er modifisert fra Garthe & Hüppop (2004), 2) SSI er modifisert fra King m.fl. (2009)

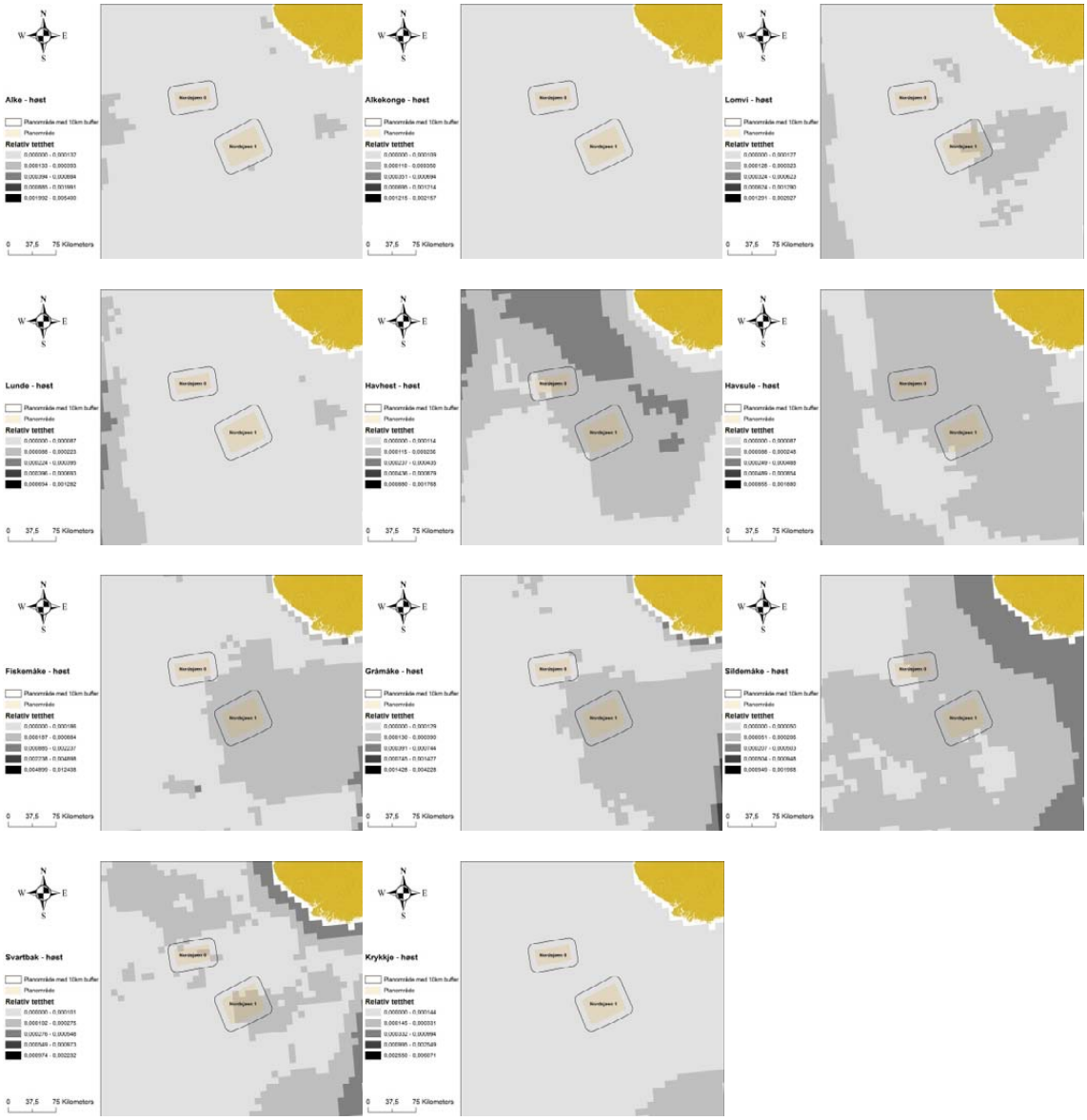
For å beregne sårbarhetsindeksen ble de ni sårbarhetsfaktorene gruppert i tre grupper som omhandler artenes flygeadferd (faktorene a-d), generell adferd (faktorene e-f) og status (faktorene g-i). For hver gruppe har vi brukt den gjennomsnittlige vurderingen for summen av de samlede faktorene. Disse gjennomsnittsverdiene ble så multiplisert for å gi en artsspesifikk sensitivitetsindeks (SSI):

$$SSI = \frac{(a+b+c+d)}{4} x \frac{(e+f)}{2} x \frac{(g+h)}{2}$$

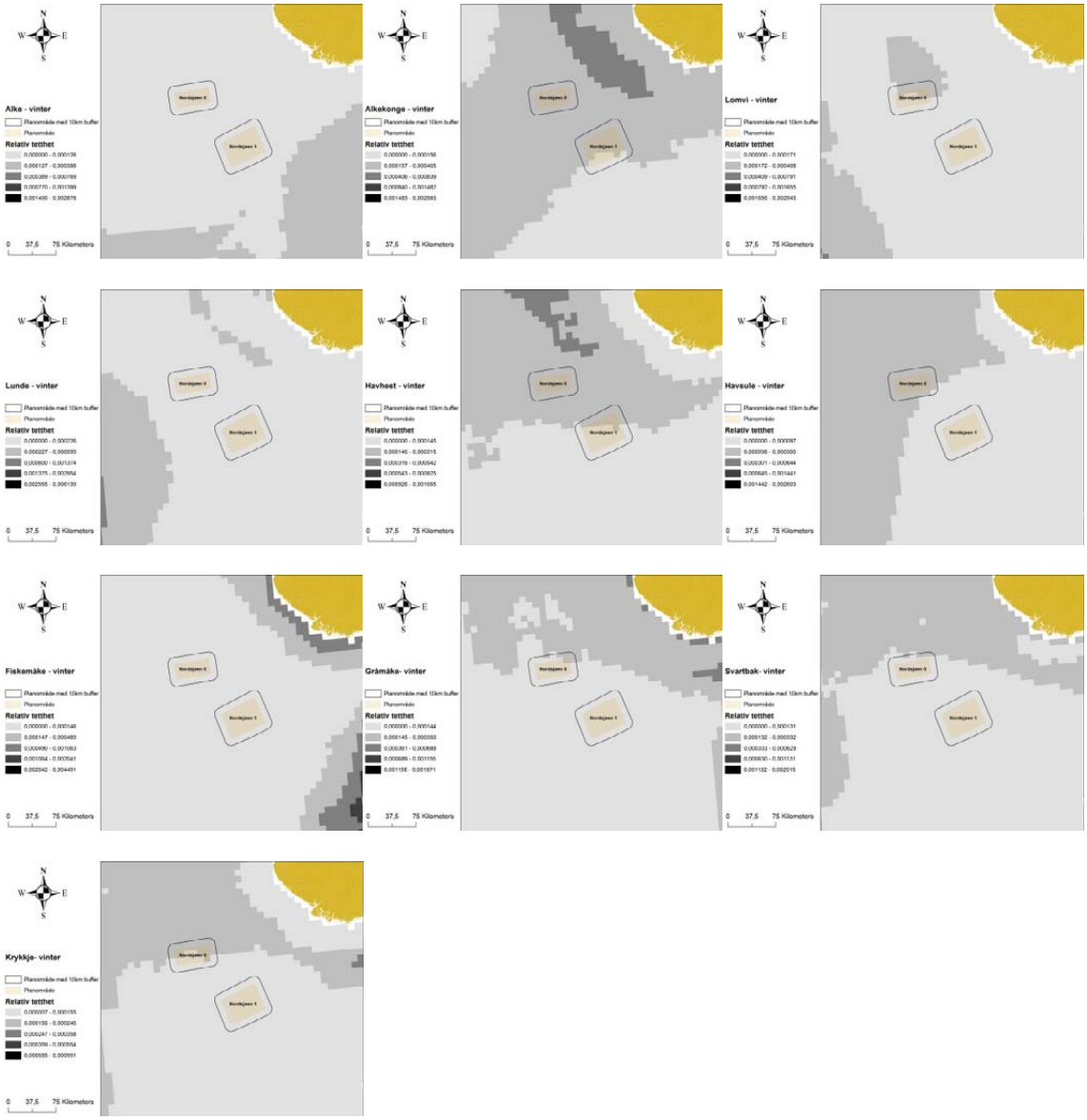
Vedlegg 3. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø sommer



Vedlegg 4. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø høst

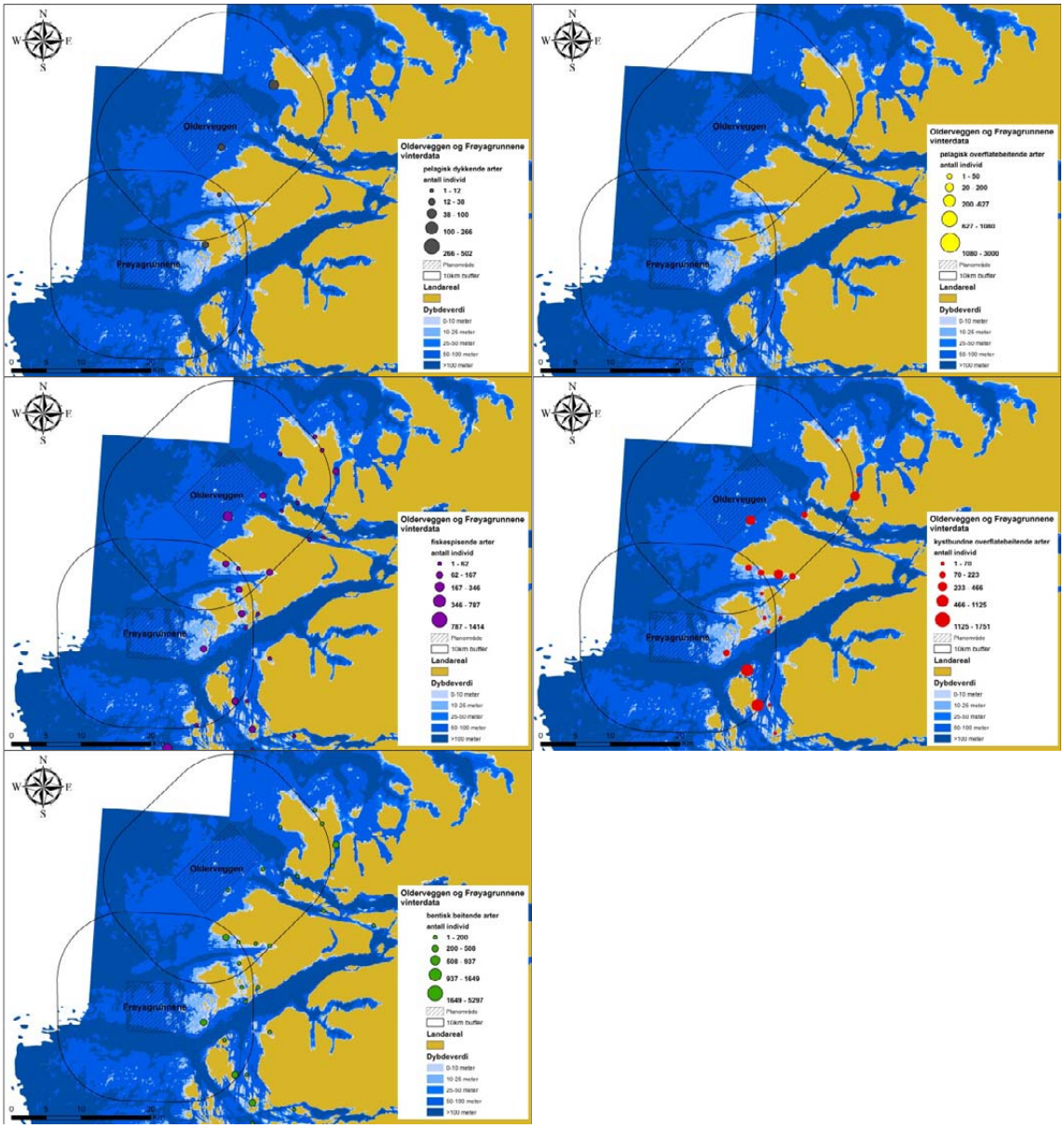


Vedlegg 5. Forekomst av sjøfugl i sørlig Nordsjø vinter



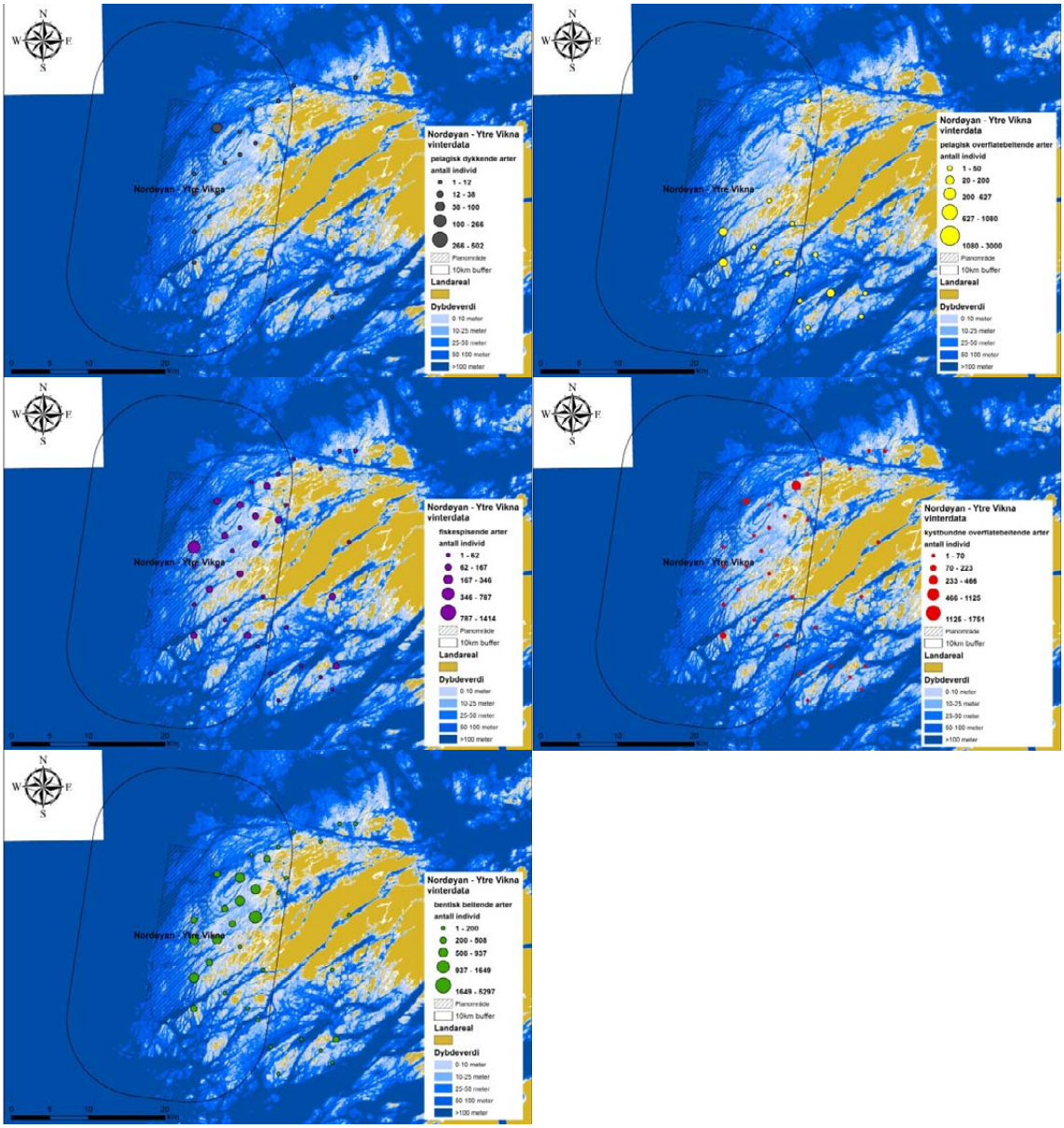
Vedlegg 6. Forekomst av sjøfugl i Frøyagrunnene og Olderveggen vinter

Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Frøyagrunnene og Olderveggen, historiske data. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne, bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.



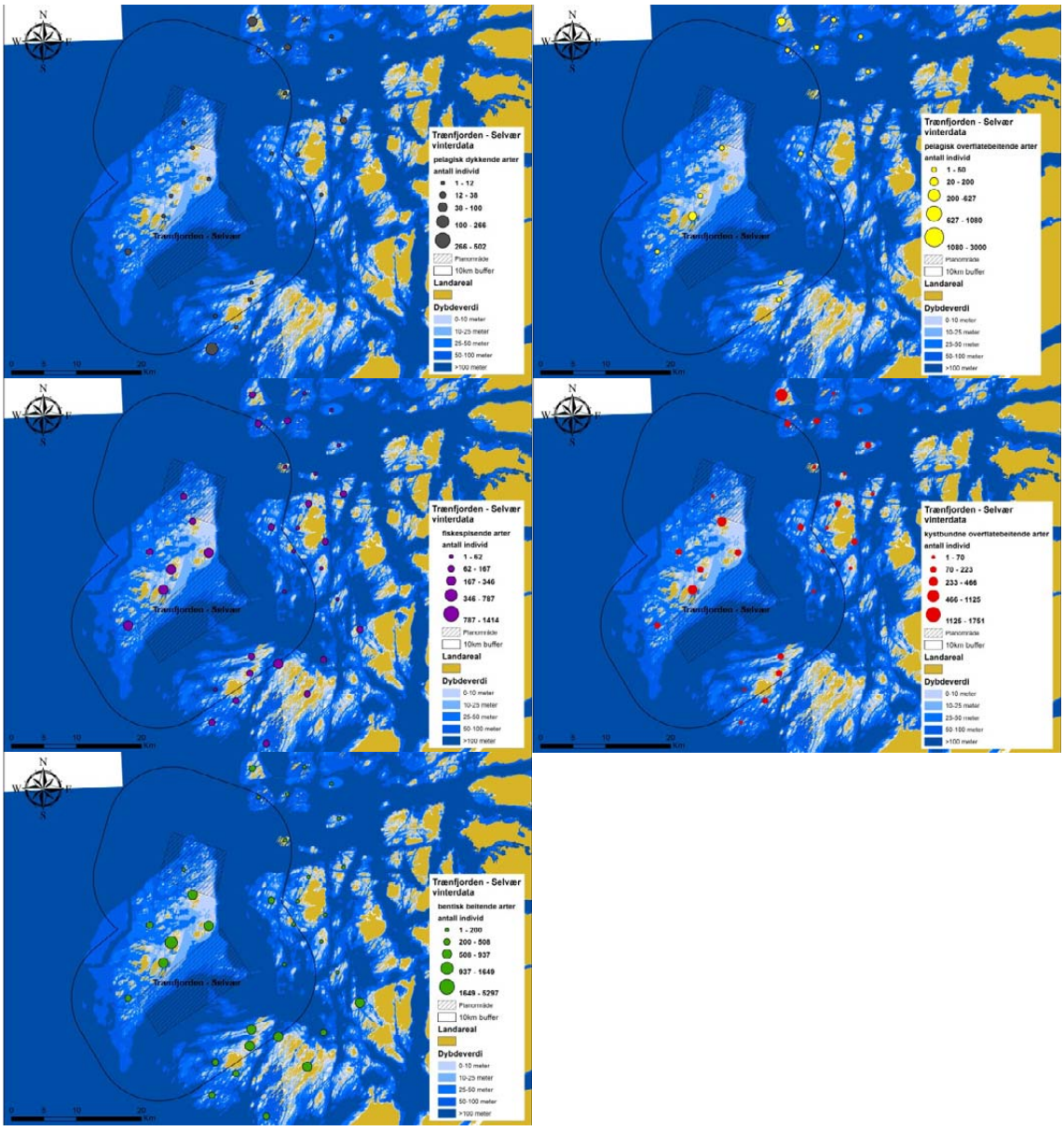
Vedlegg 7. Forekomst av sjøfugl i Nordøyan – Ytre Vikna vinter

Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Nordøyan – Ytre Vikna midt på 1980-tallet. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne, bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.

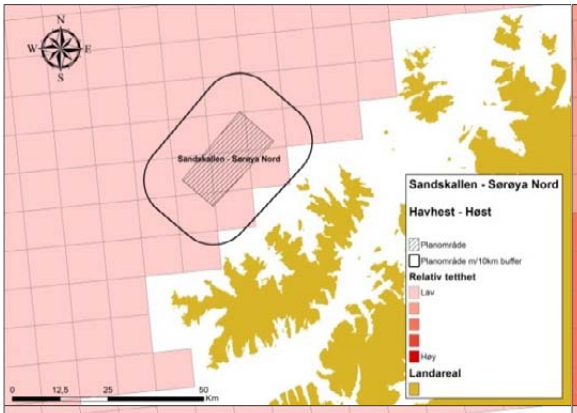


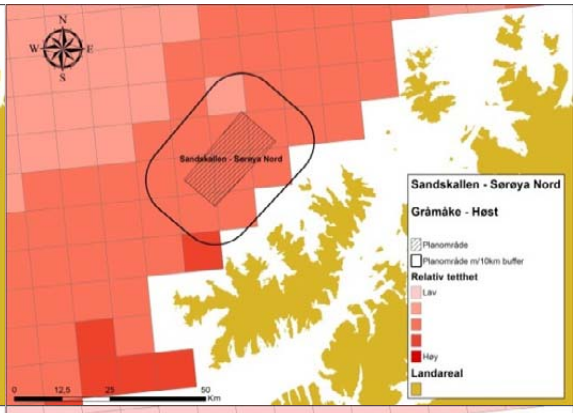
Vedlegg 8. Forekomst av sjøfugl i Trænfjorden-Selvær vinter

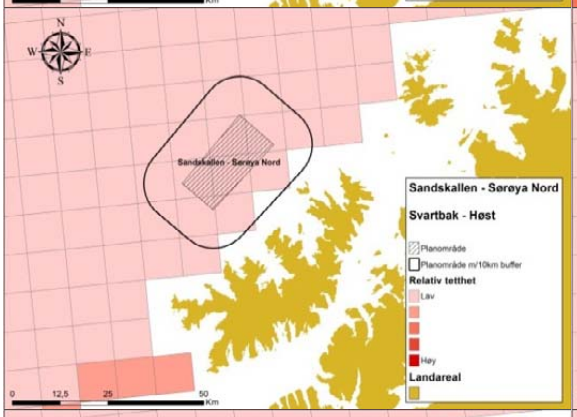
Fordeling av overvintrende sjøfugl, fordelt på økologiske grupper, ved Trænfjorden – Selvær midt på 1980-tallet. Kartene viser følgende grupper, fra øverst til venstre til nederst til høyre; pelagisk dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne fiskespisende, kystbundne overflatebeitende og kystbundne, bentisk beitende. Data fra Det nasjonale sjøfugl-kartverket/SEAPOP.

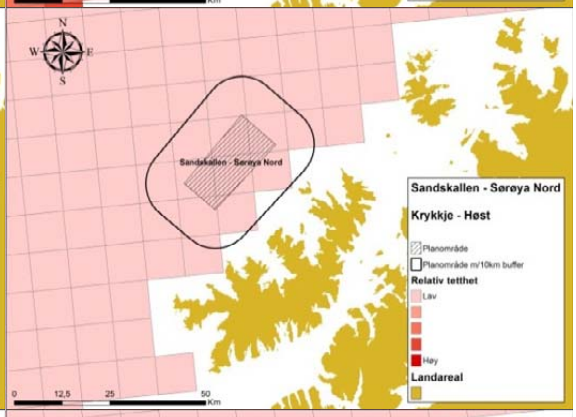


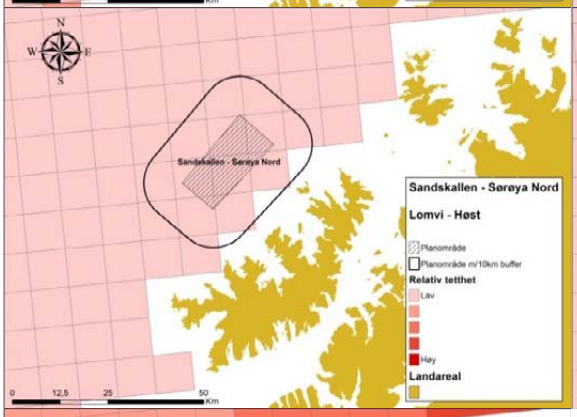
Vedlegg 9. Forekomst av sjøfugl i høstperioden i Sandskallen – Sørøya Nord

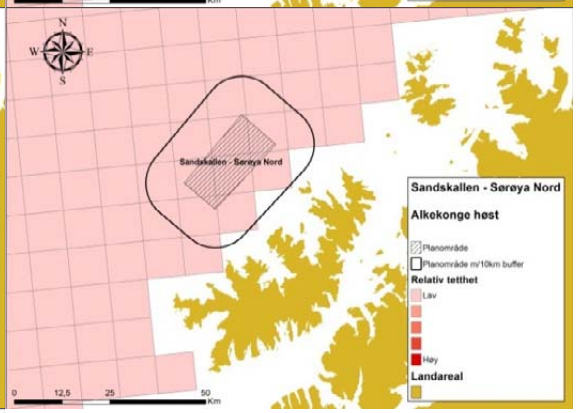


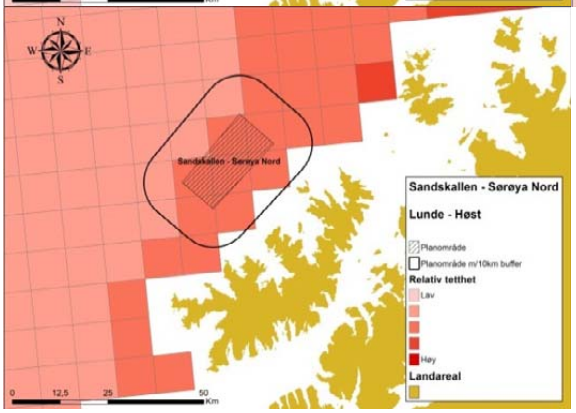




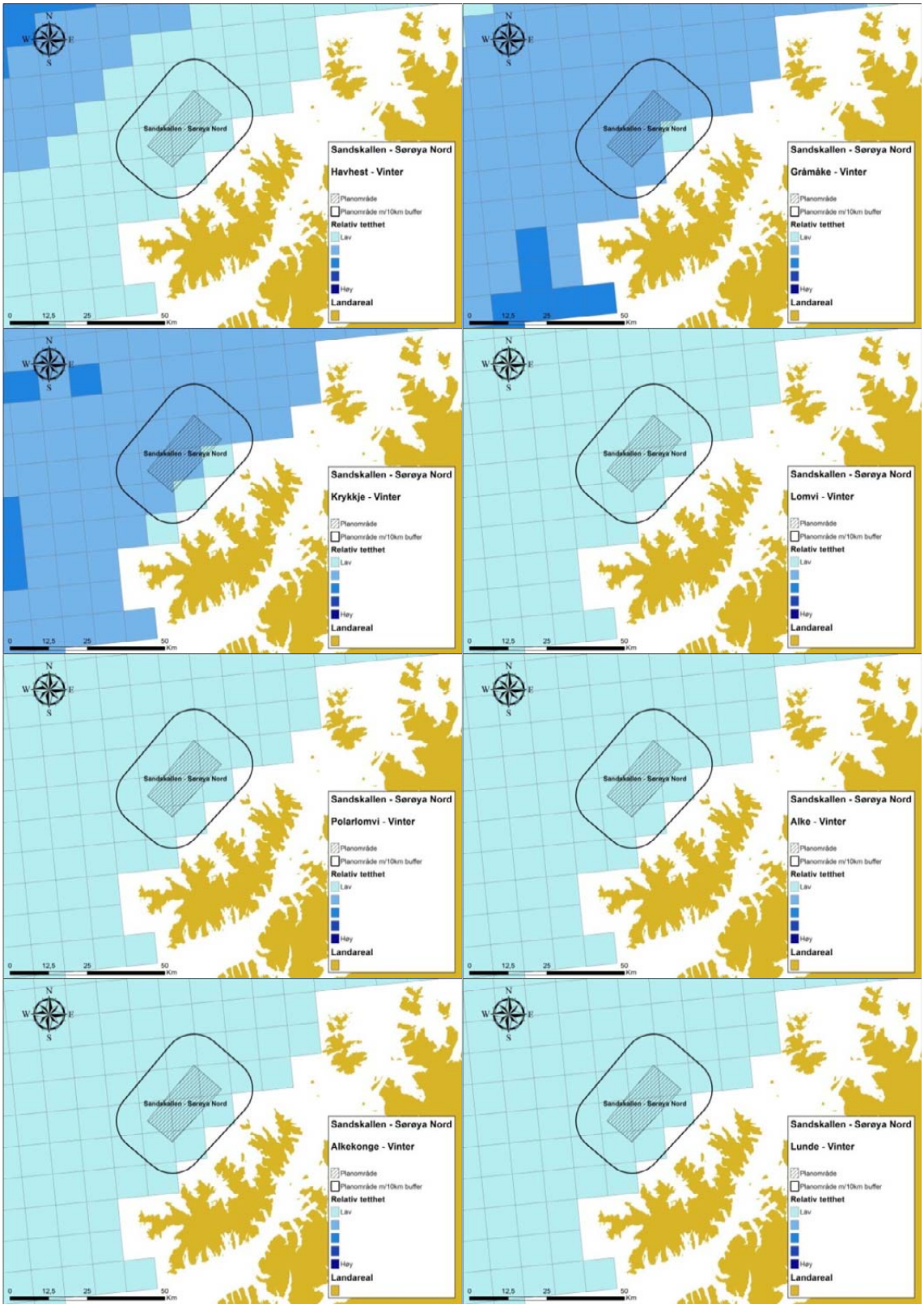








Vedlegg 10. Forekomst av sjøfugl i vinterperioden i Sandskallen – Sørøya Nord



Vedlegg 11. Artsvise konsekvenstabeller for enkeltområder

*Arts- og områdevis oversikt over mulige konsekvenser for sjøfugl ved etablering (anlegg, drift, avvikling) av vindkraftverk i utredningsområdene som er behandlet i denne rapporten. Vurderingene er basert på kjent eller antatt forekomst i de enkelte områdene (jf. kap. 3.3) og sårbarhets-/sensitivitetsvurderinger gitt i **Vedlegg 2**. Usikkerhet i konsekvensvurderingene er angitt med tallene 1 (liten), 2 (middels) eller 3 (stor usikkerhet), mens kunnskapsnivå om forekomst er angitt med * (dårlig), ** (middels) eller *** (relativ god kunnskap). Se **kap. 2.3** for nærmere beskrivelse. Blanke ruter betyr at arten ikke forekommer, eller har så liten forekomst i området, at eventuelle konsekvenser ikke er vurdert å være relevante. Bokstaven L og gul farge = lav konsekvens, M og oransje farge = middels konsekvens og S og rød farge = stor konsekvens.*

Art	Sørlig Nordsjø I og II	Frøyagrunnene	Olderveggen	Nordøyan – Ytre Vikna	Trænfjorden - Selvær	Gimsøy nord	Nordmela	Auvær	Vannøy nordøst	Sandskallen – Sørøya Nord
Smålom		M^{1**}	L^{1**}	M^{1**}	L^{1**}	M^{1**}	M^{1**}			
Storlom				L^{1***}		L^{1***}	L^{1***}			
Islom		M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}		
Gulnebblom		M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	M^{2**}	
Gråstrupedykker		L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}					
Horndykker		L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}		L^{3**}				
Havhest	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}
Havsule	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	S^{2***}	M^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}
Storskarv		L^{2***}	L^{2***}	M^{2***}	M^{2***}	M^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	
Toppskarv		L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	L^{2***}	
Grågås		L^{3***}		L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	M^{3***}		
Havelle		L^{1***}	L^{1***}	M^{1***}	M^{1***}	M^{1***}	L^{1***}			
Ærfugl		M^{1***}	M^{1***}	S^{1***}	L^{1***}	L^{1***}	L^{1***}	M^{1***}	L^{1***}	
Praktærfugl						M^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	
Svartand		S^{1**}	S^{1**}	M^{1**}	L^{1**}	L^{1**}				
Sjøorre				S^{2**}						
Laksand						L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	
Siland		L^{2**}	L^{2**}	M^{2**}	L^{2**}	L^{2**}				
Tyvjo		M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	
Storjo		L^{3**}	L^{3**}							
Fiskemåke	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	L^{3***}
Sildemåke	L^{3***}	L^{3**}	L^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	M^{3**}	
Gråmåke	L^{3***}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3***}
Svartbak	L^{3***}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3***}
Krykkje	L^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	L^{3***}	L^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	M^{3***}	L^{3***}
Makrellterne	L^{1**}	S^{1**}		S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	M^{1**}			
Rødnebbterne	L^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	S^{1**}	
Teist		L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	L^{3**}	
Alke	L^{2**}	L^{2**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	M^{1**}	M^{1**}	L^{2**}
Lomvi	L^{2**}	L^{2**}	M^{1**}	M^{1**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	M^{1**}	M^{1**}	M^{2**}
Alkekonge	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}	L^{2**}
Lunde	L^{2**}	L^{2**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	L^{2**}	M^{1**}	M^{2**}
% L	100	68	62	48	58	62	50	50	55	80
% M	0	21	31	38	35	28	46	45	40	20
% S	0	11	8	14	8	10	4	5	5	0

www.nina.no

825

NINA Rapport



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: 978-82-426-2420-8

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 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 framtidas miljøløsninger