

2437

NINA Rapport

Fagutredning for virkninger av havvind på fugl, flaggermus og insekter i tre utredningsområder i Nordsjøen: Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B

Børge Moe, Arild Breistøl, Vegard Sandøy Bråthen, Bård-Jørgen Bårdsen, Line Cordes, Emma Jane Critchley, Nina Dehnhard, Per Fauchald, Annette Fayet, Christoffer Høyvik Hilde, Svein-Håkon Lorentsen, Thomas Kvalnes, Roel May, Sindre Molværsmyr, Øyvind Skarsgard Nyheim, Kate Layton-Matthews, Geir Systad, Frode Thomassen Singsaas, Jens Åström



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Fagutredning for virkninger av havvind på fugl, flaggermus og insekter i tre utredningsområder i Nordsjøen: Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B

Børge Moe
Arild Breistøl
Vegard Sandøy Bråthen
Bård-Jørgen Bårdsen
Line Cordes
Emma Jane Critchley
Nina Dehnhard
Per Fauchald
Annette Fayet
Christoffer Høyvik Hilde
Svein-Håkon Lorentsen
Thomas Kvalnes
Roel May
Sindre Molværsmyr
Øyvind Skarsgard Nyheim
Kate Layton-Matthews
Geir Systad
Frode Thomassen Singsaas
Jens Åström



Moe, B., Breistøl, A., Bråthen, V.S., Bårdsen, B.-J., Cordes, L., Critchley, E.J., Dehnhard, N., Fauchald, P., Fayet, A., Hilde, C.H., Lorentsen, S.-H., Kvalnes, T. May, R., Molværsmyr, S., Nyheim, Ø-S., Layton-Matthews, K. Systad, G., Singasaas, F.T. & Åström, J. 2024. Fagutredning for virkninger av havvind på fugl, flaggermus og insekter i tre utredningsområder i Nordsjøen: Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B. NINA Rapport 2437. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim juli 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5246-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Torkild Tveraa

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Torjus Haukvik

FORSIDEBILDE

Ringgås-flokk på trekk ved Karmøy © Oskar Bjørnstad

NØKKELOD

- Nordsjøen
- Sørvest F
- Vestavind F
- Vestavind B
- havvind
- fagutredning
- konsekvensutredning
- sjøfugl
- fugl
- flaggermus
- insekter
- sårbare arter

KEY WORDS

North Sea, Sørvest F, Vestavind F, Vestavind B, offshore windfarms, assessment, environmental impact assessment, seabirds, bird, bats, insects, vulnerable species

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

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

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Moe, B., Breistøl, A., Bråthen, V.S., Bårdsen, B.-J., Cordes, L., Critchley, E.J., Dehnhard, N., Fauchald, P., Fayet, A., Hilde, C.H., Lorentsen, S.-H., Kvalnes, T. May, R., Molværsmyr, S., Nyheim, Ø.-S., Layton-Matthews, K. Systad, G., Singasaas, F.T. & Åström, J. 2024. Fagutredning for virkninger av havvind på fugl, flaggermus og insekter i tre utredningsområder i Nordsjøen: Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B. NINA Rapport 2437. Norsk institutt for naturforskning.

Olje og energidepartementet (OED) fastsatte den 14. september 2023 et utredningsprogram for 20 områder som kan være egnet for havvind og har gitt Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) i oppdrag å gjennomføre strategisk konsekvensutredning av disse. Denne rapporten er en fagutredning av temaene fugl, flaggermus og insekter for de tre første utredningsområdene, Sørvest F, Vestavind B og Vestavind F. Hensikten med fagutredningen er å kartlegge hvilke miljøverdier som finnes i områdene innen temaene fugl, flaggermus og insekter, og vurdere hvilken påvirkning og konsekvens havvind kan ha på disse. Vi beskriver også kunnskapsmangler for de ulike tema.

Fugl er delt inn i to tema; a) sjøfugl og vannfugl og b) trekkende fugl. Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).

Konsekvensene er beskrevet i egne sammendrag for hvert av de tre utredningsområdene. Vestavind F er utredningsområdet med høyest konsekvens på fugl, dernest Vestavind B og Sørvest F. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.

Konsekvens på fugl er avhengig av avstand fra land, og viser en tydelig gradient i hele norsk økonomisk sone, og til en viss grad innen områder. Det er et konsistent resultat fra de ulike metodene vi har benyttet, og utbygging av havvind vil ha minst konsekvenser lengst vest i utredningsområdene. Konsekvens og den samlede belastningen øker med størrelsen på arealene og antall områder som bygges ut.

Børge Moe¹ borge.moe@nina.no
 Arild Breistøl² arild.breistol@nina.no;
 Vegard Sandøy Bråthen¹ Vegard.Brathen@nina.no
 Bård Jørgen Bårdsen³ bjb@nina.no
 Line Cordes¹ line.cordes@nina.no
 Emma Jane Critchley¹ emma.critchley@nina.no
 Nina Dehnhard¹ nina.dehnhard@nina.no
 Per Fauchald³ Per.Fauchald@nina.no
 Annette Fayet¹ annette.fayet@nina.no
 Christoffer Høyvik Hilde² christoffer.hilde@nina.no
 Svein-Håkon Lorentsen¹ svein.lorentsen@nina.no
 Thomas Kvalnes¹ thomas.kvalnes@nina.no
 Roel May¹ Roel.May@nina.no
 Sindre Molværsmyr² sindre.molvarsmyr@nina.no
 Øyvind Skarsgard Nyheim¹ oyvind.nyheim@nina.no
 Kate Layton-Matthews⁴ kate.matthews@nina.no
 Geir Systad Geir.Systad@nina.no
 Frode Thomassen Singasaas¹ frode.singasaas@nina.no
 Jens Åström¹ Jens.Astrom@nina.no

¹Norsk institutt for naturforskning, 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norge,

²Norsk institutt for naturforskning, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen, Norge,

³Norsk institutt for naturforskning, Framsenteret, 6606 Langnes, 9296 Tromsø, Norge

⁴Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norge

Abstract

Moe, B., Breistøl, A., Bråthen, V.S., Bårdsen, B-J., Cordes, L., Critchley, E.J., Dehnhard, N., Fauchald, P., Fayet, A., Hilde, C.H., Lorentsen, S-H., Kvalnes, T. May, R., Molværsmyr, S., Nyheim, Ø-S., Layton-Matthews, K. Systad, G., Singasaas, F.T. & Åström, J. 2024. Assessment of the effects of offshore wind farms on birds, bats and insects in three areas in the North Sea: Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B. NINA Report 2437. Norwegian Institute for Nature Research.

The Ministry of Petroleum and Energy (OED) established an investigation program on September 14, 2023, for 20 areas that may be suitable for offshore wind and has assigned the Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE) to conduct a strategic environmental assessment of these areas. This report is a scientific assessment of the topics of birds, bats, and insects for the first three study areas: Sørvest F, Vestavind B, and Vestavind F. The purpose of the scientific assessment is to identify the environmental values present in these areas concerning birds, bats, and insects, and to evaluate the potential impact and consequences of offshore wind on these. We also describe knowledge gaps for the various topics.

Birds are divided into two categories: a) seabirds and waterfowl and b) migratory birds. It is difficult to compare consequences between topics because consequences are calculated using different methods. This is due to the different data sources and limitations, and that we do not have sufficient knowledge about where to set thresholds for calculating damage potential (absolute consequences). Within each topic, which uses the same method, the calculated consequence is well-suited for comparing areas and species/species groups (relative consequence).

The consequences are described in separate summaries for each of the three study areas. Vestavind F is the study area with the highest consequence for birds, followed by Vestavind B and Southwest F. For bats and insects, the consequence is unknown since there is so little knowledge about bats and insects at sea.

The consequence for birds depends on the distance from the coast and shows a clear gradient throughout the Norwegian economic zone, and to some extent within areas. This is a consistent result from the various methods we have used, and offshore wind development will have the least consequences furthest west in the study areas. The consequence and cumulative burden increase with the size of the areas and the number of areas developed.

Børge Moe borge.moe@nina.no
Arild Breistøl arild.breistol@nina.no;
Vegard Sandøy Bråthen Vegard.Brathen@nina.no
Bård Jørgen Bårdsen bjb@nina.no
Line Cordes line.cordes@nina.no
Emma Jane Critchley emma.critchley@nina.no
Nina Dehnhard nina.dehnhard@nina.no
Per Fauchald Per.Fauchald@nina.no
Annette Fayet annette.fayet@nina.no
Christoffer Høyvik Hilde christoffer.hilde@nina.no
Svein-Håkon Lorentsen svein.lorentsen@nina.no
Thomas Kvalnes thomas.kvalnes@nina.no
Roel May Roel.May@nina.no
Sindre Molværsmyr sindre.molvarsmyr@nina.no
Øyvind Skarsgard Nyheim oyvind.nyheim@nina.no
Kate Layton-Matthews kate.matthews@nina.no
Geir Systad Geir.Systad@nina.no
Frode Thomassen Singasaas frode.singasaas@nina.no
Jens Åström Jens.Astrom@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn og hensikt.....	9
1.2 Sjøfugl.....	10
1.2.1 Effekter av vindkraft på sjøfugl.....	10
1.2.2 Dødelighet som følge av kollisjon.....	10
1.2.3 Endring og tap av habitat.....	11
1.2.4 Forstyrrelser.....	12
1.2.5 Barriereeffekter.....	12
1.2.6 Viktige områdefunksjoner til sjøfugl gjennom året.....	13
1.3 Trekkfugler.....	13
1.3.1 Terrestrisk fugletrekk i Norge.....	13
1.3.2 Påvirkninger på trekkfugler av offshore vindkraft.....	15
1.4 Flaggermus.....	17
1.4.1 Kunnskapsgrunnlag for flaggermus.....	17
1.5 Insekter.....	17
1.5.1 Kunnskapsgrunnlag for insekter.....	17
1.5.2 Tiltrekking til vindturbiner.....	18
1.6 Avbøtende tiltak.....	18
1.6.1 Tiltakshierarkiet.....	19
1.6.2 Planlegging.....	19
1.6.3 Design og utforming.....	20
1.6.4 Konstruksjon.....	20
1.6.5 Drift.....	22
1.6.6 Avvikling.....	22
1.6.7 Adaptiv forvaltning.....	22
1.7 Referanseprosjekt som utgangspunkt for beregninger av konsekvens.....	23
2 Materiale og metoder	24
2.1 Sjøfugl.....	24
2.1.1 Sjøfugl og vannfugler som inngår i analyser av sårbarhet og konsekvensberegning.....	24
2.1.2 Sårbarhetsanalyser.....	26
2.1.3 Leveområder.....	26
2.1.4 Bevaringsstatus.....	27
2.1.5 Sensitivitet for havvind.....	27
2.1.6 Sårbarhetsindikator.....	28
2.1.7 Analyser av konsekvens.....	29
2.1.8 Bestandsandeler.....	29
2.1.9 Miljøverdi.....	30
2.1.10 Konsekvens.....	31
2.1.11 Funksjonsområder -konsekvens for lokale bestander.....	32
2.1.12 GPS Sporing av sjøfugl i hekkeperioden.....	34
2.1.13 GLS-sporing av sjøfugl utenfor hekkesesong og identifisering av herkomst.....	35
2.1.14 Bestandsovervåking av sjøfugl.....	35
2.2 Trekkfugler.....	36
2.2.1 Kartlegging av trekk.....	36
2.2.2 Beregning av konsekvenser.....	37

2.2.3	Konsekvensverdier for trekkfuglmangfold	38
2.2.4	Fugleradar	38
2.3	Flaggermus	40
2.4	Insekter	40
3	Sørvest F	42
3.1	Sammendrag Sørvest F	42
3.2	Sjøfugl og vannfugler	42
3.2.1	Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning	42
3.2.2	Områdebruk gjennom året	46
3.2.3	Nærhet til viktige verneområder	51
3.2.4	Kartlegging av sjøfugl	53
3.2.5	Bestandstrender for sjøfugl	53
3.2.6	Konsekvenser	56
3.2.7	Kunnskapsmangler	64
3.3	Trekkfugler	65
3.3.1	Identifiserte verdier	65
3.3.2	Verdisetting og påvirkning	70
3.3.3	Konsekvenser	74
3.3.4	Kunnskapsmangler	78
3.4	Flaggermus	79
3.4.1	Identifiserte verdier	79
3.4.2	Verdisetting og påvirkning	79
3.4.3	Konsekvenser	79
3.4.4	Kunnskapsmangler	80
3.5	Andre sårbare arter over vann (insekter)	80
3.5.1	Identifiserte verdier	80
3.5.2	Verdisetting og påvirkning	80
3.5.3	Konsekvenser	81
3.5.4	Kunnskapsmangler	81
4	Vestavind F	82
4.1	Sammendrag Vestavind F	82
4.2	Sjøfugl og vannfugler	82
4.2.1	Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning	82
4.2.2	Områdebruk gjennom året	87
4.2.3	Nærhet til viktige verneområder	92
4.2.4	Kartlegging av sjøfugl	93
4.2.5	Bestandstrender for sjøfugl	93
4.2.6	Konsekvenser	95
4.2.7	Kunnskapsmangler	103
4.3	Trekkfugler	103
4.3.1	Identifiserte verdier	103
4.3.2	Verdisetting og påvirkning	107
4.3.3	Konsekvenser	110
4.3.4	Kunnskapsmangler	113
4.4	Flaggermus	114
4.4.1	Identifiserte verdier	114
4.4.2	Verdisetting og påvirkning	114
4.4.3	Konsekvenser	114
4.4.4	Kunnskapsmangler	114
4.5	Andre sårbare arter over vann (insekter)	115
4.5.1	Identifiserte verdier	115
4.5.2	Verdisetting og påvirkning	115
4.5.3	Konsekvenser	115
4.5.4	Kunnskapsmangler	116
5	Vestavind B	117

5.1	Sammendrag Vestavind B.....	117
5.2	Sjøfugl og vannfugler.....	117
5.2.1	Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning	117
5.2.2	Områdebruk gjennom året.....	121
5.2.3	Nærhet til viktige verneområder	126
5.2.4	Kartlegging av sjøfugl	127
5.2.5	Bestandstrender for sjøfugl.....	127
5.2.6	Konsekvenser	131
5.2.7	Kunnskapsmangler	134
5.3	Trekkfugler.....	135
5.3.1	Identifiserte verdier	135
5.3.2	Verdisetting og påvirkning	136
5.3.3	Konsekvenser	138
5.3.4	Kunnskapsmangler	141
5.4	Flaggermus.....	142
5.4.1	Identifiserte verdier	142
5.4.2	Verdisetting og påvirkning	142
5.4.3	Konsekvenser	142
5.4.4	Kunnskapsmangler.....	143
5.5	Andre sårbare arter over vann (insekter)	143
5.5.1	Identifiserte verdier	143
5.5.2	Verdisetting og påvirkning	143
5.5.3	Konsekvenser	144
5.5.4	Kunnskapsmangler.....	144
6	Nasjonale bestandstrender	145
6.1	Nasjonale bestandstrender og - endringer siste 20 år	145
7	Diskusjon.....	150
7.1	Betraktninger og samlede virkninger.....	150
8	Referanser.....	153
9	Vedlegg 1. Sammedrag for alle utredningsområder	165
9.1	Sammendrag Sørvest F	165
9.2	Sammendrag Vestavind F.....	166
9.3	Sammendrag Vestavind B.....	166
10	Vedlegg 2. Artsvise vurderinger til beregning av bevaringsstatus og sensitivitet for havvind	167
11	Vedlegg 3. GPS-sporing i hekketiden	173
11.1	Oversikt over datasett og overlapp med utredningsområdene	173
11.2	Eksempler GPS-kart Sørvest F	174
11.3	Eksempler GPS-kart Vestavind F.....	176
12	Vedlegg 4. Trekkfugler	180
13	Vedlegg 5. Viktige datakilder på sjøfugl	184

Forord

Olje og energidepartementet (OED) har gitt Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) i oppdrag å gjennomføre en strategisk konsekvensutredning av 20 utredningsområder som NVE i samråd med en direktoratsgruppe har foreslått som egnet for utbygging av havvind. Utredningsprogrammet for den strategiske konsekvensutredningen ble fastsatt av OED 14. september 2023. De tre områdene Sørvest F, Vestavind B og Vestavind F skiller ut i en egen strategisk konsekvensutredning, ettersom disse utredningene skal kunne brukes direkte i en åpningsprosess frem mot utlysning i 2025. Deretter skal det gjennomføres strategisk konsekvensutredning for de 17 øvrige områdene.

Det skal gjennomføres fagutredninger for alle tema som ligger i utredningsprogrammet. Denne rapporten er en fagutredning av temaene fugl, flaggermus og andre sårbare arter over vann for de tre første utredningsområdene, Sørvest F, Vestavind B og Vestavind F. Temaet andre sårbare arter over vann har vi definert som insekter. Fagutredningen kartlegger hvilke miljøverdier innenfor fugl, flaggermus og insekter som finnes i områdene, og beskriver og kvantifiserer hvilken påvirkning havvind kan ha på disse.

Hovedstrukturen i rapporten er gitt av oppdragsgiver. Hvert utredningsområdet er beskrevet i egne kapitler slik at de kan leses selvstendige. Det gjør at rapporten blir ganske stor med underkapitler som repeteres for hvert delområdet. I tillegg repeteres sammendragene for utredningsområdene i vedlegg 1.

I den senere tid har det vært et sterkt fokus på forskningsetikk og riktig sitering til tidligere publikasjoner. Foreliggende rapport bygger på en lang rekke av rapporter forfattet av de samme NINA-forfatterne som bidrar til denne rapporten. Det er derfor store likheter med tidligere rapporter i enkelte deler av foreliggende rapport. Deler av beskrivelsen av metoder og kunnskapsnivå vil derfor ha likheter eller være likt med tidligere rapporter. Vi har så langt det lar seg gjøre referert tidligere rapporter, men det har ikke alltid vært like hensiktsmessig.

Vi takker for godt samarbeid med Torjus Haukvik, Ingvild Andersson og Øyvind Mjell Lian som har vært kontaktpersonene hos oppdragsgiver (NVE), og Jørund Braa som har vært kontaktperson hos Miljødirektoratet. Vi takker Tale Eirum (NVE) for bistand omkring kartdata. Vi takker SEATRACK, SEAPOP, Artsobservasjoner og European Seabirds at Sea databasen og alle som har bidratt med sporingsdata, bestandsdata og observasjoner. Oversikt over primærkontakter for GPS-sporingsdata brukt i fagutredningen er angitt i vedlegg 5. Der er det også angitt oversikt over primærkontakter for data knyttet til nøkkellokaliteter i SEAPOP samt sporing i regi av SEATRACK.

Trondheim, oktober 2024

Børge Moe, Arild Breistøl, Vegard Sandøy Bråthen, Bård-Jørgen Bårdsen Line Cordes, Emma Jane Critchley, Nina Dehnhard, Per Fauchald, Annette Fayet, Christoffer Høyvik Hilde, Svein-Håkon Lorentsen, Thomas Kvalnes, Roel May, Sindre Molværsmyr, Øyvind Skarsgard Nyheim, Kate Layton-Matthews, Geir Systad, Frode Thomassen Singsaas, Jens Åström

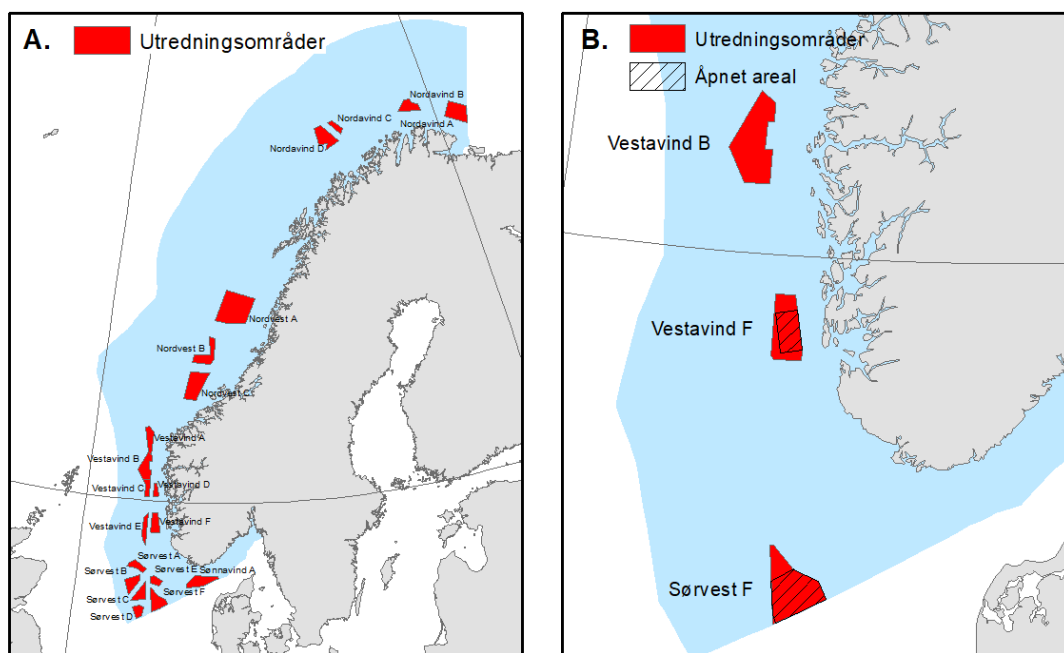
1 Innledning

1.1 Bakgrunn og hensikt

Havvind er fornybar energiproduksjon til havs, basert på produksjon av elektrisk kraft fra vindturbiner. Norge er i startfasen av satsing på havvind, og Regjeringen har som mål at det skal tildeles områder for 30 GW havvindproduksjon i Norge innen 2040. Det tilsvarer omtrent 75% av kraften som Norge produserer totalt i dag (Norges vassdrags- og energidirektorat 2019, 2023a).

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ledet en direktoratsgruppe som i april 2023 identifiserte 20 områder som kan være egnet for havvind og som skal inngå i strategisk konsekvensutredning (Norges vassdrags- og energidirektorat 2023a,b). Olje og energidepartementet (OED) fastsatte utredningsprogrammet 14. september 2023 og gav i oppdrag til NVE å gjennomføre en strategisk konsekvensutredning av disse 20 utredningsområdene (**figur 1.1.1A**). De tre områdene Sørvest F, Vestavind B og Vestavind F skiller ut i en egen strategisk konsekvensutredning (**figur 1.1.1B**), ettersom disse utredningene skal kunne brukes direkte i en åpningsprosess frem mot utlysning i 2025. Deretter skal det gjennomføres strategisk konsekvensutredning for de 17 øvrige områdene. Tidslinjen er derfor ulik mellom de to strategiske konsekvensutredningene. En annen forskjell er at de tre første områdene ikke skal vurderes opp mot hverandre eller de andre områdene, mens de 17 andre områdene vil bli sammenlignet med hverandre.

Det skal gjennomføres fagutredninger for alle tema som ligger i utredningsprogrammet. Denne rapporten er en fagutredning av temaene fugl, flaggermus og andre sårbare arter over vann for de tre første utredningsområdene, Sørvest F, Vestavind B og Vestavind F. Temaet andre sårbare arter over vann har vi definert som insekter.



Figur 1.1.1. De 20 utredningsområdene for havvind i norsk økonomiske sone (A). I denne første fagutredningen skal vi utrede de tre områdene Vestavind B, Vestavind F og Sørvest F (B). De skraverete feltene er arealer som allerede er åpnet for havvind innen Sørvest F (Sørlige Nordsjø II) og Vestavind F (Utsira Nord). De andre 17 utredningsområdene blir behandlet i neste fagutredning.

Hensikten med fagutredningen er å kartlegge hvilke miljøverdier som finnes i områdene innen temaene fugl, flaggermus og insekter, og vurdere hvilken påvirkning og konsekvens havvind kan ha

på disse. Deler av områdene Sørvest F og Vestavind F er allerede åpnet for utbygging av hhv. 3000 og 1500 MW (Sørlige Nordsjø II, Utsira Nord, **figur 1.1B**). Dette er null-alternativet for disse to utredningsområdene, og NVE skal vurdere utbygging av ytterligere kapasitet. Derfor skiller vi mellom åpnet areal og tilleggsareal innad i disse to utredningsområdene.

1.2 Sjøfugl

1.2.1 Effekter av vindkraft på sjøfugl

Sjøfugl er arter som tilbringer og henter sin næring fra havet hele eller deler av året. 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 avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under fjærfelling og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Tilknytningen til marine områder medfører at utbygging av vindparker vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. Graden av påvirkning vil imidlertid avhenge av bl.a. fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004, Moe et al. 2018).

Sjøfuglene lever i et variabelt miljø, der tilgangen på næring ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres hekkestrategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. De mest typiske sjøfuglene blir først kjønnsmodne 5-10-år gamle og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at vellykket hekking ikke kan forventes hvert år, men forutsetter at de voksne fuglene har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. En eller flere sesonger med mislykket hekking har isolert sett ikke nødvendigvis vesentlig betydning for bestandenes størrelse, 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 (Moe et al. 2018).

Top-predatorer som sjøfugl er allerede sterkt påvirket av miljøendringer bl.a. gjennom klimaendringer som påvirker lavere trofiske nivåer (Descamps et al. 2017, Dias et al. 2019), samt antropogene påvirkninger (Frederiksen et al. 2004, Dias et al. 2019). Problemene sjøfuglene erfarer illustreres godt ved at verdens sjøfuglbestander er redusert med 70% i perioden 1950-2010 (Palczy et al. 2015). Data fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet indikerer at situasjonen er tilsvarende for norske sjøfuglbestander, og 63% av de norske sjøfuglartene er listet på den norske Rødlista (Artsdatabanken 2021).

Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindparkers virkning på fugl (e.g. Drewitt & Langston 2006, **figur 1.2.1.1**):

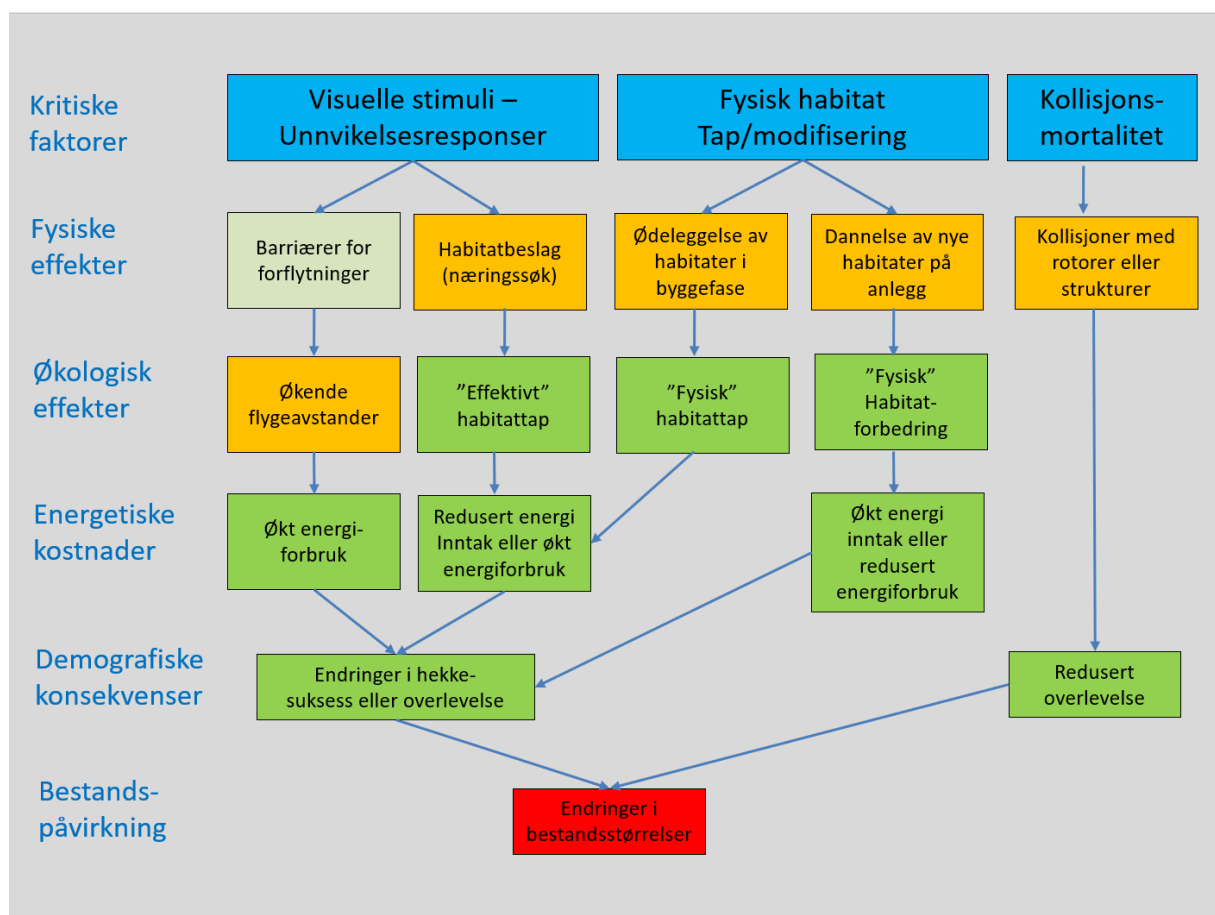
1. dødelighet som følger av kollisjoner med vindturbiner (tårn og rotorblad)
2. unnvikelse pga. forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra tilknyttet aktivitet
3. habitattap, gjennom nedbygging, habitatforringelse og fragmentering
4. barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglens energibehov

1.2.2 Dødelighet som følge av kollisjon

Direkte dødelighet som følge av kollisjon i vindparker kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes rotorblad eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindparken. Risikoen for at det vil forekomme kollisjon av fugl i en vindpark avhenger av en rekke faktorer knyttet til de ulike artenes representasjon i området og bruk av området. Antall individer (tetthet), fuglens atferd og værforhold er viktige (Drewitt & Langston 2006). Danske undersøkelser har f.eks. vist at fugler som beveger seg mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindparkene (Christensen & Hounisen 2005), hvilket øker kollisjonsrisikoen (Moe et al. 2018).

I en studie i Skottland i 2023 ble det konkludert med at sjøfugl unngår å kollidere med rotorblader på offshore vindinstallasjoner (Tjørnløv et al. 2023). I studiet ble det brukt en kombinasjon av radar og kamera for å undersøke kollisjonsrisiko for måker og havsule. Rapporten konkluderer med at både måker og havsule unngår å kollidere med rotorblader på en avstand av 100-120 m, men at evnen til unnavikelsesmanøvre kollapse ved sterk turbulens. Studien har imidlertid en sterk begrensning ettersom den bare kartla unnavikelsesmønstre under den lyse årstiden, kun på dagtid, og kun i perioder med godt vær uten tåke etc. Det bør forventes at evnen til å se rotorblader reduseres under slike forhold. Rapporten konkluderer heller ikke med om i hvor stor grad unnavikelse av rotorblader fører til barriereeffekter eller (se under) eller habitattap, dvs. at fuglene ikke flyr inn i vindkraftanlegget.

Det er kjent at lyskilder på offshore installasjoner som for eksempel oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler (Wiese et al. 2001) men det er så langt ikke vist at lys fra vindturbiner påvirker fuglenes atferd (Casella Stanger 2002).



Figur 1.2.1.1. Mulige påvirkninger av vindturbiner på fugl, med tilhørende konsekvensmekanismer og forventede effekter på enkeltindivider og på bestandsnivå. (etter Langston et al. 2006).

1.2.3 Endring og tap av habitat

Utbygging av vindparker til havs kan påvirke fordeling av fugler gjennom to mekanismer (Kaiser et al. 2006):

- De kan unngå områder med menneskeskapt 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.

Det direkte arealtapet for sjøfugl er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt turbinene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Den motsatte effekten kan muligens også oppstå, dersom fundamentene kan fungere som refugier for fisk (Inger et al. 2009). Det faktiske arealtapet kan derimot være betydelig større enn de små arealene rundt turbinene (Niebuhr et al. 2022). Dette skjer når fugler velger å ikke bruke arealer mellom turbinene, men unnviker hele vindparken (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen et al. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt sårbare for slike forstyrrelser (Moe et al. 2018), men en undersøkelse i den Tyske delen av Nordsjøen konkluderte imidlertid med at tettheten av lomvi var kraftig redusert innenfor 19,5 km fra operative havvindanlegg (Peschko et al. 2024). Med utgangspunkt i eksisterende planer for havvindanlegg ble det estimert at 68% av høstbestanden av lomvi ville bli påvirket (Peschko et al. 2024). For overvintrende lomvi var resultatene også negative, men det var større variasjon mellom forskjellige vindkraftanlegg. Også for lommer er det påvist signifikant lavere tettheter innenfor 9-12 km fra havvindanlegg. Forekomsten av lommer ble redusert med 94% innenfor 1 km fra anlegget og 52% innenfor 10 km fra anlegget (Garthe et al. 2023). Undersøkelser fra vindparkene Horns Rev og Nysted i Danmark (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2006) har vist at trekkende fugler i stor grad unngikk vindparker, men at det var artsspesifikke forskjeller. Studier viser også at effekten av vindparker på sjøfugl varierer mye, og er både arts- og område-spesifikke. Denne variasjonen kan skyldes faktorer som sesong og forskjeller i døgnrytme, plasseringen av vindparken i forhold til viktige sjøfugl-habitater, tilgang på alternative habitater, samt utforming av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006). Resultater fra undersøkelser fra en vindpark i et gitt område har derfor ikke direkte overføringsverdi til andre områder, men må alltid vurderes i relasjon til de lokale forholdene (Moe et al. 2018).

1.2.4 Forstyrrelser

Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl (f. eks. Merkel et al. 2009, Fliessbach et al. 2019, Dehnhard et al. 2020). I utbyggingsperioden for vindkraftanlegg til havs vil det være stor aktivitet i området med mange båter når utstyr skal monteres. Dette kan skremme fugler vekk fra området, men det antas at denne effekten er temporær. Anleggene vil imidlertid nødvendigvis generere skipstrafikk også i driftsfasen. Konfliktpotensialet knyttet til båttrafikk relatert til vindkraftanlegg må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i nærheten, der den samlede forstyrrelseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av området. Båttrafikk til og fra en vindpark vil ha et annet mønster enn annen skipstrafikk langs kysten eller på tvers av Nordsjøen (Moe et al. 2018).

En studie i Tyskland viste at flere arter hadde en generell unnvikelse av områder med tett skipstrafikk (Schwemmer et al. 2011). Ettersom dette var fiskespisende arter som dermed ikke er avhengige av spesielle bunnforhold, ble deres forekomst antatt å reflektere soner hvor konflikter i forhold til skipstrafikk ville være mest intense. Resultatene viste også at noen arter i liten grad evnet å venne seg til skipstrafikken, på samme måte som de syntes å venne seg til offshore vindturbiner (se ref. i Garthe & Hüppop 2004). Dette kan få uheldige konsekvenser for disse artene og andre arter som denne studien ikke omfattet, dersom forstyrrelsene medfører midlertidige tap av viktige beiteområder og mindre tid til å lete etter næring (Schwemmer mfl. 2011).

Merkel et al. (2009) påviste effekter av gjentatte forstyrrelser for ærfugl. Når forstyrrelsene gjentok seg med relativ kort avstand fra og kort tid etter forrige forstyrrelse (<1 time, <1 km) så det ut til å være en kumulativ effekt på tiden brukt på næringssøk, som nærmet seg null når de ble forstyrret tre ganger i løpet av en time. Så hyppige forstyrrelser kan ikke forventes i driftsfasen av en vindpark, men på den annen side vet vi ikke hvor sårbare alkefuglene, som f.eks. alkekonge, er overfor båttrafikk. Erfaringer fra takseringer av sjøfugl i åpent hav viser at alkekongen mer enn andre arter kan lette på relativ lang avstand fra båten (Moe et al. 2018).

1.2.5 Barriereeffekter

Et vindkraftanlegg kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktretingen, slik at fuglene velger å fly eller svømme utenom anlegget, eller ikke passere i det hele tatt (Fox et al. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan

forekomme hvis vindkraftanlegget er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra trekkrueten for å unngå anlegget (Hüppop et al. 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 et al. 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 et al. 2006, Speakman et al. 2009, men se også Masden et al. 2010). Tjørnløv et al. 2023 viste at måker og havsule unngikk å kolliderer med offshore vindinstallasjoner når det er forhold som gjør at de kan se turbinene. En slik adferd vil i praksis være et resultat av en barriereeffekt. Fordi sjøfugler har ulike beitestrategier, vil effektene av en barriere i hekkesesongen være artsspesifikk (Masden et al. 2010).

1.2.6 Viktige områdefunksjoner til sjøfugl gjennom året.

Konfliktpotensialet mellom vindparker og sjøfugl avhenger av anleggets plassering og størrelse. Hvilke sjøfuglarter som er mest sårbare for en eventuell utbygging, avhenger også av nærhet til kysten. 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 1.2.6.1**). 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 vindparker.

Tabell 1.2.6.1. De viktigste sjøfuglartene og arter med periodevis tilsvarende adferd, inndelt i økologiske grupper i henhold til deres næringsøksadferd i hekketiden (etter Anker-Nilssen 1994 og Christensen-Dalsgaard et al. 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	Sjørørre	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

1.3 Trekkfugler

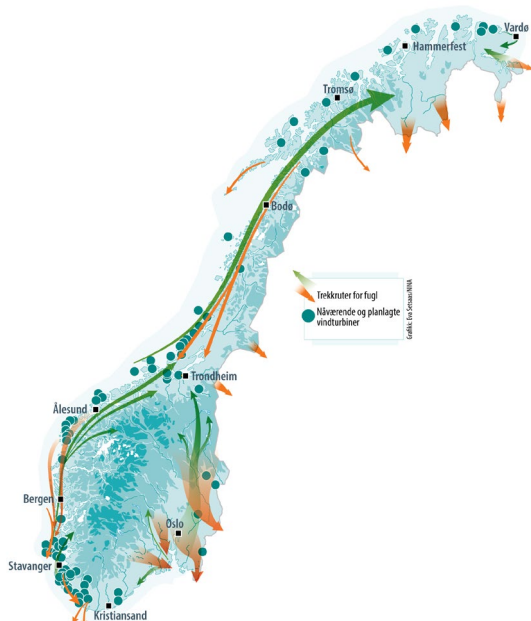
1.3.1 Terrestrisk fugletrekk i Norge

Millioner av fugler som hekker i Norge trekker hvert år over lange avstander for å overvintre andre steder i verden. Hovedgrunnen til at fugler migrerer er for å utnytte sesongbasert variasjon i mattilgang. De terrestriske fugleartene som trekker, er arter som utnytter matkilder som forsvinner eller reduseres kraftig om vinteren i Norge. Det inkluderer arter som spiser insekter knyttet til blader og luften (svaler og sangere), og arter hvor matkildene blir utilgjengelig under is og snø (mange finker, troster, rovfugler, ender og vadere). Dermed er timingen til fugletrekket nært knyttet til når disse matkildene er tilgjengelige, og det er betydelig forskjell i når trekket foregår langs nord-sør akse i Norge. I Nord starter trekket tidligere om høsten og senere om våren. Andelen fuglearter som trekker øker også lenger nord i Norge. På Svalbard trekker hele 83% av fugleartene, mens denne andelen går fra rundt 75 til 50% fra lengst nord til lengst sør i fastlands Norge (Newton & Dale 1996). Noen av disse artene trekker imidlertid bare korte avstander innad i Norge.

Vi kan skille mellom to hovedperioder for fugletrekket (høst, vår) og to perioder med minimal migrasjon (sommer, vinter). Ved Lista fuglestasjon ved sørspissen av Norge hvor mange fugler starter trekket over Nordsjøen er hovedperioden for vårtrekket fra midten av mars til begynnelsen av juni, og høsttrekket fra midten av juli til midten av november (López et al. 2022). De fleste andre steder i Norge har ikke systematisk innsamlede data på trekktidspunkt, men vi kan regne med å vite mye mer om nøyaktig trekktidspunkt i ulike deler av Norge i løpet av de nærmeste tre årene gjennom det pågående NINA-prosjektet visavis ([VisAviS \(nina.no\)](https://visavis.nina.no)). Det er også store forskjeller mellom arter i når de trekker. Blant annet ankommer ofte fugler som trekker langt (ofte til Afrika) senere om våren og reiser tidligere om høsten (López et al. 2022).

Trekkfugler som ikke er sjøfugler, foretrekker å trekke over land, og vil stort sett bare krysse større havområder når det er nødvendig for å komme til overvintringsområdene sine. Mange fugler trekker fra vestkysten av Norge til Storbritannia, og fra sørkysten av Norge til hovedsakelig Danmark, Nederland og Tyskland. Terrestriske fugler ønsker å redusere avstanden de trekker over hav, siden de ikke kan stoppe og har lettere for å bli blåst av kurs over havet. Om dette skjer så kan fugler havne på uventete steder langt utenfor normale trekkruiter, eller i verste fall dø. Men siden fugler også ønsker kortest mulig trekkruite, med gunstige værforhold og egnede rasteplasser underveis, vil de ikke alltid krysse der havstrekningen er kortest (Liechti & Bruderer 1998, Newton 2023). Fugler som starter trekket lengre nord på fastlands Norge enn Møre og Romsdal kan imidlertid ikke korte ned trekkruiten betydelig ved å trekke over Norskehavet, så de vil sannsynligvis trekke over land nord for Vestland fylke. Noen få arter terrestriske fugler vil imidlertid trekke mellom Svalbard og Nord-Norge, men mye færre enn for havområdene lenger sør hvor fugler trekker til andre europeiske land.

Lenger sør i Norge er hele Nordsjøen en logisk trekkruite for større mengder terrestriske fugler. Kysten langs Vestland og Rogaland fylke er egnet for å krysse havet til overvintringssteder i Storbritannia, og sørkysten av Norge (Sørlandet og Østlandet) for å krysse havet på vei til resten av Europa (**figur 1.3.1.1**). Særlig det korte havstrekket mellom Norge og Danmark er en velbrukt trekkruite, men mange fugler trekker også over det lengre havstrekket som skiller Norge og Nederland (Bradarić et al. 2020).



Figur 1.3.1.1. Trekkveier for fugl langs og ut fra Norskekysten. Pilene viser trekkbevegelser under høsttrekk (sør-østover). Om våren følges de samme linjene nordover.

Fugletrekket i disse havområdene skjer over en bred front, og mengde fugl som trekker over et gitt havområde er stort sett ikke kjent. Mesteparten av det vi vet om trekkruiter over havet kommer fra

analyser av gjenfunn av ringmerkede fugler (se seksjon 2.2.1), men dette gir begrenset informasjon om akkurat hvor fugler krysser havet. Cordes & May (2023) har foreslått en langsiktig overvåkningsplan for å kartlegge trekket over Nordsjøen og Norskehavet ved å ta i bruk en kombinasjon av metoder som lydopptagere, GPS-sporing, radarer, LiDAR, m.m., men inntil videre er kunnskapen vår om trekkruiter over havet svært mangelfull.

Når fugler velger å krysse sjøen er veldig avhengig av værforhold. Fugler foretrekker å krysse hav når de har medvind, eller svak motvind, og klar himmel (Hüppop et al. 2006, Karlsson et al. 2011, Newton 2023), og vil ofte vente med å krysse til værforholdene er gunstige (Nussbaumer et al. 2022). Dermed kan man få store konsentrasjoner av trekkende fugl over havet etter flere dager med dårlig vær. Ut ifra studier fra andre land og preliminnære undersøkelser av norske radarer kan vi regne med at minst 80% av terrestriske fugler vil trekke om natten (Newton 2023). En radarstudie ved Bremangerlandet viste at trekkaktivitet var høyest ved skumring, men minket ved økt vindhastighet, nedbør og sidevind (Lorentsen et al. 2012).

Høydeprofilen til terrestriske fugler over våre havområder er et annet tema som har blitt lite studert, og som kompliseres ytterligere ved at det er stor variasjon i flyvehøyde mellom arter, værforhold og i mindre grad mellom sesonger og tid på døgnet (Dokter et al 2011 Gauthreaux Jr 1991 Newton 2023). Vindforhold er spesielt viktig for flyhøyden til trekkfugler, siden fugler kan spare mye energi og tid på å fly i medvind (Liechti & Bruderer 1998). Vindforhold kan variere veldig på tvers av høydelag, og det gjør at fugler ofte trekker i høyder med de beste vindforholdene (Dokter et al 2011 Gauthreaux Jr 1991). Noen fugler endrer også trekkhøyde hyppig underveis for å fly under optimale vindforhold (Bowlin et al 2015 Norevik et al 2021). Fugler flyr også ofte under skyene så de kan bruke landskapet til å orientere seg, så man kan forvente lavere flyve høyde når skydekket er lavt (Newton 2023).

Radarstudier over land har vist at mesteparten av fugletrekket foregår mindre enn 1,5 km over bakken (Dokter et al 2011, Gauthreaux Jr 1991). Høydeprofilen til trekkfugler over hav har blitt betydelig mindre undersøkt, men vi vet at fugler i gjennomsnitt flyr lavere over hav, og flyr enda lavere under dårlige værforhold over hav (Newton 2023). Christensen-Dalsgaard et al. (2012)) fant at fugler på trekk ble presset inn mot landet med 54 m for hver m per sekund økning i vindhastighet. I snitt avtok flyvehøyde med cirka 18 m for hver meter per sekund økning i vindhastighet. En studie utenfor kysten av Tyskland fant at det alltid var høyest andel fugl mellom 0-100 meter over havnivå, og at mellom 20 til 64% av trekkende fugler migrerte mellom 0-200 m om natten (Hüppop et al 2006). Ved to offshore vindkraftverk utenfor kysten av Nederland fant mesteparten av den nattlige migrasjonen sted under 300 m (Bradarić et al 2024a). Mer enn 50% av trekkfuglene fløy mellom 0-300 m på 70 og 86% av dagene ved de to vindkraftverkene. Imidlertid var det store forskjeller i median trekkhøyde både mellom de to vindkraftverkene og mellom vår- og høsttrekket. Dette understreker at vi vet for lite om høydeprofilen i ulike deler av Norskehavet og Nordsjøen, og om hvordan høydeprofilen avhenger av artssammensetning, værforhold, sesong og tid på døgnet (Weiser et al. 2024).

1.3.2 Påvirkninger på trekkfugler av offshore vindkraft

Trekkfugler står overfor mange trusler langs sine trekkflyruiter, inkludert en økende trussel fra energiproduksjon (Lascelles et al. 2014). Når vindturbiner flyttes lenger til havs på grunn av utviklingen innen turbinteknologi, vil risikoen for kollisjoner og forstyrrelser øke for arter som trekker lengre strekninger over hav. Forskjellige arter vil bli påvirket og reagere på ulike måter på grunn av deres trekkatferd og nivå av unngåelse eller tiltrekning til vindturbiner.

Fugler på trekk kan bli påvirket av offshore vindturbiner på tre hovedmåter: direkte kollisjon med turbiner; forstyrrelser fra turbinene eller hele vindparken; og ved å utgjøre barrierer for trekk. Overvåking og estimering av disse effektene kan være utfordrende gitt utilgjengeligheten til offshore vindparker. Imidlertid begynner utviklingen innen teknologi å forbedre verktøy for fjernovervåking, inkludert: observasjonsplattformer med flere kameraer og sensorer (f.eks. infrarøde kameraer, lydopptakere, ATOM-systemet (akustisk og termografisk offshoreovervåking) som kombinerer termiske kameraer, et synlig-lys kamera, akustisk detektor og VHF-mottaker (Willmott et al. 2023));

bruk av ornitologiekspert og AI-modeller for å oppdage fugler i kamerabilder (f.eks. Spoor); og fugleradarer for å spore fuglebevegelser gjennom vindparker (Plonczkier & Simms 2012, Skov et al. 2016, van Erp et al. 2024).

Av de tre måtene fugler kan påvirkes har kollisjonsrisiko vært hovedfokus for påvirkninger på trekkende fugler på land, og trekkende fugler er ofte de vanligste ofrene ved landbaserte vindparker (Marques et al. 2014). Det er fortsatt mye mindre informasjon tilgjengelig for antall kollisjoner offshore, men en global metaanalyse fant at kollisjonsrater var betydelig lavere for fuglearter som bruker marine habitater, noe som delvis ble tilskrevet mangelen på data for offshore vindparker (Thaxter et al. 2017). Kollisjoner av trekkfugler har blitt registrert ved godt opplyste landbaserte vindparker med høy dødelighet hos nattaktive trekkende arter, sannsynligvis på grunn av at fugler blir desorienterte av lysene (Gauthreaux Jr. & Belser 2006). Det har også vært rapporter om dødelighet hos trekkfugler ved en godt opplyst offshore plattform i Nordsjøen, der de fleste kollisjonene skjedde under værforhold med dårlig sikt (Hüppop et al. 2016). I Belgia har intense nattlige trekkhendelser med mer enn 500 fugler per km per time i rotorhøyde blitt observert ved offshore vindkraftverk (Degraer et al. 2021). Flokker med gjess fløy også oftere gjennom Nysted offshore vindkraftverk i Danmark om natten (Desholm & Kahlert 2005).

Utover de eksterne faktorene lysforstyrrelse og værforhold, er variasjon i kollisjonsrisiko på tvers av trekkfuglearter primært drevet av om artene tiltrekkes av eller unngår vindkraftverk, samt flyvehøyde offshore. Med tanke på høyden på nye offshore vindturbiner (opptil 300 m) vil mange trekkende arter tilbringe mesteparten av tiden med å fly på høyder innenfor rotorhøyde. En nylig gjennomgang av litteratur på trekkende fugler i skotske farvann fant at de fleste trekkende vadere, vannfugler, rovfugler og ugler (minst 50%) flyr i rotorhøyde under trekk (Woodward et al. 2022). Mange av disse trekkende fuglene vil ha kommet fra norske hekkebestander. Dvergdykkere er en av de få gruppene av trekkfugler som hovedsakelig flyr under turbinhøyde (Woodward et al. 2022), men de er mer følsomme for forstyrrelser. Radarstudier ved et nederlandsk vindkraftverk (Egmond aan Zee) estimerte at 1,6 millioner fugler krysset vindkraftverket innen rotorhøyde, hvorav 50% krysset i en høyde under 115 m, den laveste rotorhøyden (Fijn et al. 2015). Det er svært begrenset data om flyveatferd under trekk tilgjengelig for spurvefugler siden deres lille kroppsstørrelse gjør det utfordrende å feste telemetri- eller høydemålermerker på dem, og vanskeligere å oppdage dem med radar eller kameraer offshore. Imidlertid er det sannsynlig at spurvefugl populasjoner er mindre følsomme for tilleggsmortalitet fra kollisjoner siden de er r-selekterte arter med høye reproduksjonsrater og høye nivåer av naturlig dødelighet; dette sammenlignet med de store trekkende fuglene som er K-selekterte arter med lengre forventet levealder og lavere reproduksjonsrater, f.eks. gjess, ugle og rovfugler, som vil bli sterkere påvirket av tilleggsmortalitet. Flyvehøyde, og dermed kollisjonsrisiko, kan også endre seg med årstid så vel som med tid på døgnet. Ved to nederlandske vindkraftverk (Borssele og Luchterduinen) oppdaget radarstudier trekkende fugler som fløy høyere om våren sammenlignet med høsten (Bradarić et al. 2024a).

Tiltrekning og unngåelse av offshore vindparker har i liten grad blitt studert for terrestriske fugler som trekker over vann. Imidlertid har sterk unngåelse av vindparker (makro-unngåelse) blitt observert hos noen arter av hovedsakelig vadefugler og dvergdykkere (Desholm & Kahlert 2005, Garthe et al. 2023, Masden et al. 2009). For andre arter som flyr gjennom vindparker, som rovfugler, har unngåelse av enten turbinene eller turbinbladene (meso- og mikro-unngåelse) blitt observert ved kystnære landbaserte vindparker (Linder et al. 2022). Tiltrekning grunnet at vindparker fungerer som beiteområder er sannsynligvis et mindre problem for trekkende fugler sammenlignet med beitende sjøfugler i hekkesesongen. Imidlertid kan turbinplattformer være praktiske hvilesteder for trekkende fugler, inkludert måker, rovfugler og trekkende spurvefugler (Willmott et al. 2023). Tilvenning til offshore vindparker vil kanskje heller ikke være sannsynlig for fugler som bare møter en bestemt vindpark en eller to ganger i året (May 2015). Selv om høye unngåelsesrater vil redusere en arts kollisjonsrisiko, kan den resulterende fortrengningen fra en trekkroute føre til påvirkninger gjennom enten forstyrrelser eller barriereeffekter. Forstyrrelser og barriereeffekter er indirekte kilder til dødelighet, hvor effekter kan være langsiktige, det vil si påvirke fremtidig overlevelse og reproduksjon. Forstyrrelseseffekter kan føre til at trekkende terrestriske fugler unngår området, helt eller delvis, mens barriereeffekter får trekkfugler til å fly rundt eller over vindparken med påfølgende ekstra energikostnader (Masden et al. 2009). Det er et stort spekter av variasjon i hvordan

trekkfugler forventes å reagere på offshore vindparker. Noen arter forstyrres i stor grad av offshore antropogene strukturer og vil sannsynligvis helt unngå en offshore vindpark. Dette inkluderer alker og dvergdykkere (*Gavia* spp.) som i stor grad unngår offshore vindparker. Lomvier reiser ofte opptil 10 km rundt offshore vindparker (Garthe et al. 2023, Peschko et al. 2024), mens ærfugler som passerer Nysted offshore vindpark i Danmark unnviker 3 km rundt (Petersen et al. 2006). Mens forstyrrelse og barriereeffekter ikke forårsaker direkte dødelighet, kan disse ekstra energikostnadene ha langsiktige virkninger, spesielt når fugler møter flere vindparker langs trekkrueten (Cabrera-Cruz & Villegas-Patracá 2016, Masden et al. 2010). Dette er en spesiell bekymring i Nordsjøen, der flere land raskt øker sin offshore vindkraft kapasitet for å nå målene om reduksjon av karbonutslipp («Ostend-erklæringen fra energiministrene om Nordsjøen som en grønn kraftplante i Europa», 2023).

1.4 Flaggermus

1.4.1 Kunnskapsgrunnlag for flaggermus

Det forekommer 11 arter av flaggermus i Norge hvorav alle tilhører underordenen *Microchiroptera*, dvs. små flaggermus som finner føde (hovedsakelig invertebrater) vha. ekkolokasjon (Isaksen et al., 2009). Flaggermus finnes over hele landet og er registrert så langt nord som Lebesby kommune i Finnmark (artsdata). Norske flaggermus er i all hovedsak relativt stasjonære arter bortsett fra tre arter. Trollflaggermus (*Pipistrellus nathusii*), skimmelflaggermus (*Vespertillo murinus*) og storflaggermus (*Nyctalus noctula*) er alle kjent for å ha trekke over relativt store avstander, med lengste registrerte trekk for et individ trollflaggermus på 2486 km (Vasenkov et al., 2022). Migrerende flaggermus trekker mellom passende vinter- og yngleområder, på samme måte som trekkende fugler (Dietz et al., 2009). Flaggermus, og spesielt trekkende flaggermus, er svært utsatt for mortalitet forårsaket av kollisjoner med vindturbiner eller barotrauma (trykkfall like i nærheten av turbinbladene som fører til indre blødninger og død) (Baerwald et al. 2008 Voigt et al. 2016). Det er spesielt arter som er tilpasset næringssøk i åpent landskap som er utsatt når de jakter insekter som blir tiltrukket av vindturbiner (Rydell et al. 2010). Det er så langt ikke registrert ynglekolonier av hverken trollflaggermus eller storflaggermus i Norge, men begge blir regelmessig observert i Norge hele sommerhalvåret noe som tyder på at et trekk foregår(artsdata). Det er lite trolig at skimmelf- eller storflaggermus vil bli påvirket av vindkraft i Nordlige Nordsjøen, da de i hovedsak har en mer sørlig og østlig utbredelse i Europa og trekker over land (artsdata). Trollflaggermus derimot blir regelmessig observert på norske oljeinstallasjoner (Petersen et al., 2014; Eldegard et al., 2021) og er kjent for å bl.a. trekke gjennom Østersjøregionen og Sørliche Nordsjøen (Ijäs et al., 2017; Lagerveld et al., 2023). En undersøkelse med ultralydloggere fant at det sannsynlig går et vår- og høsttrekk av trollflaggermus langs Vestlandet (Michaelsen, 2016, 2017). Basert på overnevnte er det trolig kun trollflaggermus som vil kunne bli påvirket av havvindfeltene Vestavind F og V, samt Sørvest F, og konsekvensvurdering er derfor kun utført for trollflaggermus i denne rapporten.

1.5 Insekter

1.5.1 Kunnskapsgrunnlag for insekter

Så langt vi kjenner til finnes det ikke noe data på insekter fra norske vindkraftparker. Hverken individantall, biomasse, eller artskomposisjon hos insektsamfunnene i vindkraftparker er kjente. Det begynner å komme på plass landsdekkende tidsserier for flygende insekter (Åström et al. 2024), og disse kan si noe om de generelle mengdene og samfunnskomposisjon av insekter i vindkraftverk på land. Men det er usikkert i hvilken grad slike tall er representative for hvor mye insekter som flyger i rotorsonen, og under hvilke vindforhold. Derfor trengs dedikerte studier for å kunne si noe bestemt om kollisjonsrisiko for insekter i norske vindkraftparker. For insektforekomster over norske havområder finnes det så vidt vi vet ikke data.

Ut ifra generelle økologiske prinsipper er det liten grunn til å tro at havområder er viktige leveområder for insekter. Bortsett fra å migrere til andre landområder er det lite å vinne for insekter å fly ut over havet. De fleste insekter som flyr ut til havs kan nok antas å være «lost at sea», og ut fra et økologisk perspektiv spiller det derfor liten rolle hva deres endelige blir. Vurderingen av eventuelle

problemer fra havvind på insekter kan derfor begrenses til trekkende insektbestander. Dessverre er kunnskapen om omfanget på insekttrekk over havområder også svært begrenset, til dels på grunn av manglende prioritering av denne typen undersøkelser, men kanskje fremst på grunn av tekniske og praktiske utfordringer med å observere insekter til havs. Måleteknologi som bruker elektromagnetisk stråling (Radar, LIDAR) åpner opp nye muligheter for fjernanalyse av flygende insekter (Rhodes et al. 2022, van Klink et al. 2022), men disse kartlegger oftest et mindre område og det er usikkert hvor enkelt de kan tas i bruk over hav. Landbaserte radarsystemer med fokus på insekter rettes for eksempel vanligvis loddrett opp for å kartlegge trekk over et begrenset område. En annen teknisk mulighet er å analysere rådata fra meteorologiske radaranlegg, for å påvise trek-kende insekt over havområder (Bauer et al. 2017). Dette er kanskje den mest fremkommelige veien for å identifisere større migrasjoner av insekter over norske havområder, men krever metodeutvikling, og har ikke blitt brukt ennå så vidt vi vet.

1.5.2 Tiltrekking til vindturbiner

Det godt kjent at insekter samles rundt lyskilder, for eksempel lyspærer om natta. Belyste hvite laken eller lyspærer i trakter brukes for eksempel rutinemessig til å tiltrekke nattaktive insekter for vitenskapelig innsamling, spesielt nattaktive sommerfugler. Nylige studier peker på at årsaken til denne tiltrekningen er en svært grunnleggende adferd, nemlig at flygende insekter refleksmessig navigerer seg omkring en lyskilde og dermed vil sirkulere den (Fabian et al. 2024). Denne forklaringen sår tvil om at insekter direkte tiltrekkes til lyskilder over store avstander, og peker heller på at de bare tilfeldigvis passerer en lyskilde og dermed endrer retning til de etter hvert kommer til å sirkulere lyskilden. Debatten er muligens akademisk, da sluttresultatet er det samme, nemlig at store mengder insekter samles rundt lyse punkter om natta.

Overflater med lyse farger og god UV-refleksjon kan også virke tiltrekkende på dagaktive insekter, ved at de imiterer blomster. Dette benyttes ved innsamling av bier og blomsterfluer gjennom å male skåler med vann i tiltrekkende fargerik UV-farge. Lyse farger som er vanlige for maling av vindturbiner har i eksperiment også vist seg være særlig tiltrekkende for insekter (Long et al. 2011). Man kan dermed konkludere at fargene på vindturbiner i prinsipp kan virke tiltrekkende på insekter. Det er vanskeligere å svare på hvor ofte dette skjer, særlig i vindkraftverk til havs.

Insekter er observert å sverme rundt navet på vindturbiner på land (Jansson et al. 2020). Insekter kan sverme under korte perioder ved fjelltopper eller høye punkter i terrenget, og turbiner som er plassert på slike plasser kan være særlig utsatt. Tidsmessig har Norge de største mengdene flygende insekter i juni-juli men enkelte arter kan ha bestandstopper i andre perioder. Ved kraftig sverming kan belegget av døde insekter på rotorbladene bli såpass stort at det reduserer effekten av turbinene betydelig slik at en rengjøring blir nødvendig (Wilcox & White 2016). Vi kjenner dog ikke til at slike tilstander er observert i Norge. Dette er sannsynligvis et svært begrenset problem i Norge, særlig i vindkraftverk i norske havområder.

Generelt er det utfordrende å måle insektmengder ved vindkraftverk, hvilket kan forklare det lave nivået av rådata. Studien til Jansson et al. (2020) brukte en rettet radar for å detektere insekter fra avstand, hvilket er en lovende metodikk for fremtidige studier. Alternativt kan som nevnt meteorologiske radardata potensielt brukes, men her trengs metodeutvikling for analysene (Bauer et al. 2017). Mer tradisjonell metodikk bruker feller, f.eks. sugefeller, som i prinsipp kan monteres på en vindturbin over en periode. Alternativt kan mer effektive feller på marknivå brukes. Bruket av feller har praktiske utfordringer med hensyn til å representere forekomstene ved rotorbladene ved et bestemt tidspunkt, ved at de fanger insekter vekk fra turbinene, typisk sett over en lengre periode med varierende vindforhold.

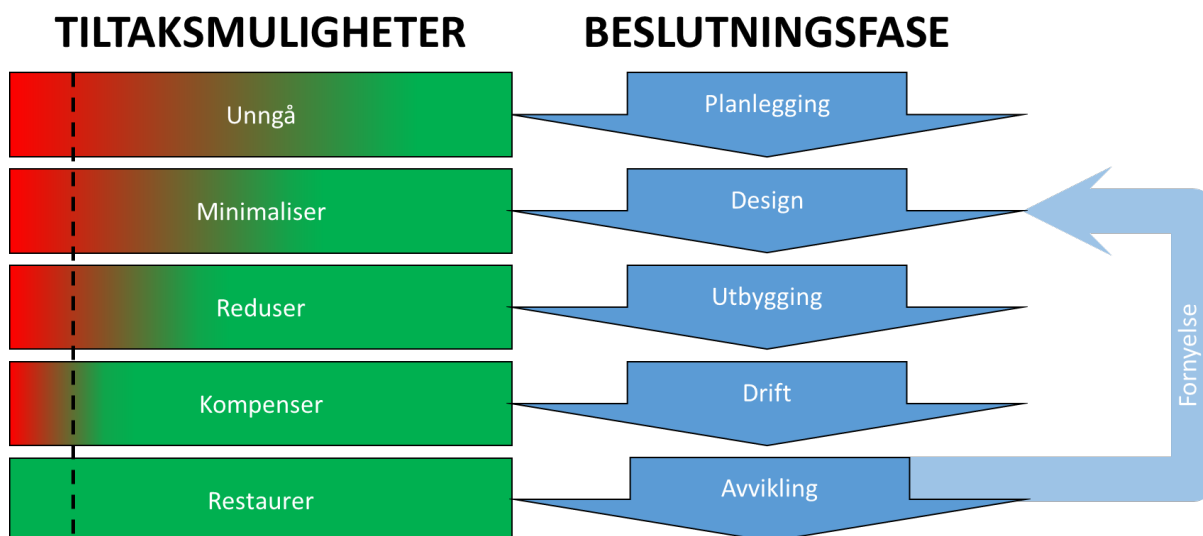
1.6 Avbøtende tiltak

Et mål om lavest mulige miljø- og samfunnskostnader per kWh fra vindkraft er avhengig av en planleggingsprosess som tilrettelegger for implementering av avbøtende tiltak for å redusere påvirkninger på biomangfoldet gjennom vindkraftverkets livsløp. Dette er også viktig for å unngå forsinkelser i konsesjonsprosessen. Avbøtende tiltak kan bidra til å redusere det generelle

konfliktnivået og derved muliggjøre utvikling i områder som tidligere ble ansett å ha for høye konfliktnivå, samt bedre utnyttelse av vindressursene på bestemte steder uten å øke konfliktnivået (May et al. 2015, Arnett & May 2016). I en horisontskanning, ble fravær av konsesjonskrav, (påvist) effektivitet av avbøtende tiltak og kostnader for overvåking likevel identifisert som overordnede utfordringer for både landbasert vindkraft og havvind (Green et al. 2022). Det er dermed av stor betydning at avbøtende tiltak blir implementert på en målrettet og målbar måte.

1.6.1 Tiltakshierarkiet

«Tiltakshierarkiet» (figur 1.6.1.1) er et viktig verktøy i KU-prosessen, der tiltakshaver kan redusere negative påvirkninger. Formålet er å (1) unngå, (2) minimere, (3) redusere, (4) kompensere for påvirkninger og (5) restaurere til før-situasjonen (May 2017). De prioriterte tiltak er knyttet til livsløpet til et vindkraftverk og tilhørende beslutningsmomenter: a) planlegging, b) utforming, c) bygging, d) drift og e) fjerning. I tilfelle fornyelse, kan utformingen minimere påvirkninger ytterligere. Likevel er tiltakshierarkiet ofte ikke systematisk gjennomført i planlegging av vindkraftverk (Langston & Pullan 2003, Tinker et al. 2005), noe som i stor grad skyldes mangel på insentiver som en del av KU-praksisen og spesifikke konsesjonskrav tilknyttet dette (Cole 2011, Kiesecker et al. 2011). I tillegg har man usikkerhet omkring omfanget av påvirkningene (May 2019b, Köppel et al. 2014). Etter føre-var-prinsippet, som er nedfelt i Naturmangfoldloven, bør mangel på kunnskap og vitenskapelig usikkerhet krediteres naturen. Ansvar for dette hviler hos tiltakshaver, og prosjekter med potensial for betydelig risiko krever dermed at trinnene i tiltakshierarkiet følges for å redusere risikoen for uakseptable påvirkninger (Harwood & Perrow 2019, May 2017). I de følgende avsnittene blir mulige avbøtende tiltak for utbygging av havvind på sjøfugl og vannfugl, trekkfugl, flaggemus og insekter beskrevet for hver av beslutningsfasene. Det Internasjonale Energibyråets Vind-forumet [WREN](#) (Sinclair et al. 2018) har initiert litteraturløstet [Tethys Knowledge Base](#) og [Wind Energy Monitoring and Mitigation Technologies Tool](#) som gir en oppdatert oversikt over både relevant litteratur globalt og kjente overvåkings- og tiltaksprodukter på markedet.



Figur 1.6.1.1. Tiltakshierarkiet (oversatt fra May 2017).

1.6.2 Planlegging

Hensyn til avbøtende tiltak starter allerede i planleggingsfasen. Som en del av enhver strategisk KU (SKU) prosess, som vi er inne nå, skal verdiene og konsekvensene av ulike alternativer vurderes, samt at muligheter for avbøtende tiltak skal beskrives. Denne rapporten gir faggrunnlaget til dette. For sjøfugl og vannfugl, trekkfugl, flaggemus og insekter betyr det at identifiserte områder som er viktig for deres økologi i størst mulig grad skjermes mot utbygging. Dette inkluderer funksjonsområder som:

- Havområder nær sjøfuglkoloniene
- Viktige byttedyrområder
- Myteområder
- Overvintringshabitater

- Trekkruiter og trekkhabitat
- Stoppesteder under sesongstrekk

Et tilleggselement som er viktig å ta med, er den samlede belastningen plasseringen til utvalgte utbyggingsområder kan ha. For eksempel ville gruppering versus spredning av vindkraft langs norskekysten, men også i henhold til grenseoverskridende utbygging i Nordsjøen, ha ulik betydning for ulike arter og dens utbredelse. Det er dermed viktig at konsekvensvurderingen tar med eventuelle ringvirkninger et bestemt utbyggingsområde kan ha i et større regionalt perspektiv (Köppel et al. 2019, May 2017). SKU-arbeidet bør dermed favne en stor geografisk skala på linje med forvaltningsplanene for de norske havområdene (Klima- og miljødepartementet 2024). Hvordan ulike temaer vektas i denne romlige multikriterieanalysen og hvordan akseptable terskler for påvirkninger blir satt bør være transparent (Hanssen et al. 2018).

For det enkelte utbyggingsområde skal lokalinnhentet kunnskap innenfor og rundt influensområdet kunne bidra til ytterligere unngåelse av lokalt viktige funksjonsområder for artene som er til stede. KU-prosessen for det enkelte havvindprosjektet skal sikre tilstrekkelig empiriske data for en kunnskapsbasert konsekvensberegning samt vurdering av forventet effekt av avbøtende tiltak. Dette kan bety at deler av utbyggingsområdet må skånes for utbygging, som igjen påvirker både størrelse og selve utformingen av vindkraftverket.

1.6.3 Design og utforming

Påvirkninger kan minimaliseres ytterligere gjennom tilpasninger i utforming av vindkraftverket samt endringer i turbinding. Harwood & Perrow (2019) gir en oversikt over mulige utformingstiltak som kan bidra til å minimalisere kollisjonsrisiko, forstyrrelser og barriereeffekten for fugler og flaggermus. Om det finnes spesifikke områder med høynet aktivitet, så kan disse skjermes fra utbygging (reduere utbyggingsområdet og/eller installert kapasitet). Innenfor selve området, kan finplassering av turbinene ha mye effekt. En langstrakt eller kompleks utforming med skarpe hjørner kan øke eksponering og dermed bidra til økt kollisjonsrisiko ved ytre turbiner samt at dette indirekte kan øke influensområdet gjennom unnvikelse av de ytterste turbiner. En mer uniform utforming med 'runde' hjørner er dermed å foretrekke. Justering av avstand mellom turbiner, innretting og orientering av turbiner kan bidra til å øke permeabilitet og dermed minke barriereeffekter. En oppdeling av vindkraftverket i et blokkdesign eller introdusere korridorer kan bidra til at arter får bevege seg gjennom området. Det allikevel viktig at økt avstand mellom turbinrader eller en oppdeling av vindkraftverket samtidig ville øke det totale arealet som trengs gitt en vis installert kapasitet. Hva som ville ha størst forventet effekt bør dermed vurderes ut fra lokale forhold samt ta hensyn til valg av turbinding.

Turbinding har et stor potensiale for å minimalisere kollisjonsrisiko hos fugler og flaggermus. Mens større turbiner med lengre rotorblader øker kollisjonsrisiko hos fugler og flaggermus, behøves det færre av dem for å oppnå installert kapasitet (Thaxter et al. 2017). Likeså må større turbiner plasseres lengre fra hverandre for å ivareta optimalt vindfang. Totalt sett antyder kollisjonsrisikomodellering at færre, men større turbiner har en lavere risiko for fuglekollisjoner (Brabant et al. 2022). Mye av sjøfugleaktivitet er konsentrert i lavere flyhøyder over havoverflaten. En økning av navhøyden resulterer i en høyere klaring mellom rotorbladspissen og havoverflaten ('luftgapet'), som gir fugler redusert kollisjonsrisiko der hvor de er mest aktive (Brabant et al. 2022). En høyere rotorsoner kan derimot være negativ for trekkende fugler (Bradarić et al. 2024a). Sist, men ikke minst, er det i nærmest alle tilfeller brukt standardturbiner med tre rotorblader. Andre turbintyper som for eksempel vertikalakse-turbiner eller drage-turbiner kan også vurderes. Hvilken utforming og turbinding som velges bør dermed justeres etter arts- og stedsspesifikke lokalforhold.

1.6.4 Konstruksjon

Konstruksjon av vindkraftverket kan påvirke fugler og flaggermus gjennom økt forstyrrelsespotensial fra økt skipstrafikk og installasjonsarbeid direkte, eller indirekte gjennom påvirkninger av byttedyrførekost for eksempel fra påling (pile-driving) eller forankringsaktivitet. Effekter kan reduseres ved å begrense antall og størrelse på fartøyer og ved nøye planlegging av tidspunkt, farveier og hyppighet av fartøysbevegelser. I tillegg kan tiltak for å redusere støy- og lysforurensning og justering av fartøyets hastighet hjelpe ytterligere. Til slutt kan trinnvis utbygging også redusere risikoen

for akutte påvirkninger på sensitive arter i sensitive perioder, med mulighet for å overvåke fugle- og flaggermusaktivitet i influensområdet for å justere aktivitet i området etter det.

Når konstruksjonsfasen nærmer seg slutten, bør avbøtende tiltak som må implementeres eller installeres på turbinene før de kan operasjonaliseres i driftsfasen utføres. Dette spesielt med tanke på at senere iverksettelse vil være logistisk og kostnadmessig utfordrende. May et al. (2015) [oppdatert i May et al. 2022] og Arnett & May (2016) har evaluert ulike kollisjonsreducerende tiltak hos fugler og flaggermus. De skåret kontrastmaling, driftstilpasninger, belysning og akustisk avskrekking høyest med en middels til høy TRL-nivå. Danovaro et al. (2024) har oppsummert mulige avbøtende tiltak spesifikt for flytende havvind.

Å øke synligheten til turbinene, og spesielt rotorbladene, kan bidra til å redusere kollisjonsrisikoen for fugler. Maling av ett av tre rotorblader svart har vist seg å redusere fuglekollisjoner ved Smøla vindkraftverk med 70% (May et al. 2020). May (2019a) antyder at dette tiltaket også kan være aktuelt for havvind. Sjøfugler tilbringer mye tid i rotorhøyde, ofte under forhold med dårlig sikt, som dermed øker risikoen for kollisjon. Trekkende fugler, som rovfugler, kan bli tiltrukket vindkraftverk til havs, og sette dem i fare for å kolliderer med turbiner (Skov et al. 2016). Å øke synligheten til rotorbladene antas å redusere bevegelsesmøring (jf. Hodos 2003) og/eller fremme en flimringsstimulans (Martin & Banks 2023). Det er også foreslått å bruke UV-reflekerende belegg, da måker og terner har syn som strekker seg i det ultrafiolette spekteret (Martin 2017). Spesielt kontrasten mellom UV-absorberende svarte og UV-reflekerende hvite seksjoner foreslås å være positiv (Martin & Banks 2023). Økning av den visuelle kontrasten vil ikke ha noen direkte effekt for flaggermus, men de kan bli tiltrukket av turbiner på grunn av tilstedeværelsen av insekter ved turbiner, som kan aggregere ved vindturbiner (Jansson et al. 2020). Insekter har vist seg å bli tiltrukket av vindturbiner i gule, hvite eller lysegrå farger (Long et al. 2011; Crawford et al. 2023). I et eksperiment med vindturbiner ble de også tiltrukket av IR- og UV-reflekerende farger (Long et al. 2011). Insekter ble minst tiltrukket til lilla. Gult brukes ofte på turbinbasen, mens selve turbinen vanligvis er hvite eller lysegrå.

Lys er kjent til å tiltrekke seg både nattetrekende fugler og insekter. Flaggermus er igjen tiltrukket til insektene som svermer rundt lyskilder, samt at lys kan desorientere dem. Tilpasninger i turbinbelysning, for luftfartsikkerhet, kan dermed minke tiltrekningseffekten. Rødt og hvitt lys har vist seg å forstyrre magnetisk orientering hos trekkfugler, og trekker dem til turbinene. Dette var ikke tilfellet for grønt og blått lys, som de krever for magnetisk kompassorientering (Poot et al. 2008). Likevel er det blitt påvist at trekkende flaggermus er tiltrukket rødt, hvit og grønt lys (Voigt et al. 2017, 2018). Nattaktive insekter er tiltrukket til ulike lysfarger men spesielt de med høyere UV-refleksjon. Bruk av UV-lys som avskrekkingstiltak er blitt testet med liten eller ingen effekt for fugler, flaggermus og insekter (May et al. 2017b, Cryan et al. 2021). Med tanke på de tiltrekende effektene av UV-lys på insekter kan det i tillegg foreligge en målkonflikt ved å bruke dette som avskrekkingstiltak, ved at dette kan tiltrekke insekter til turbinene. Det er dermed best å minimalisere belysning av turbinene ved bruk av Aircraft Lighting Detection Systems (ADLS), som kun bruker (pulserende) lys når fly er i nærheten av vindkraftverket.

Tilpasninger i turbindriften har blitt testet grundig for landbasert vindkraft både for (ofte trekkende) fugler og flaggermus med god suksess. For havvind er midlertidig erfaringene begrenset, men ansett for å kunne være et effektivt tiltak med et begrenset tap av produksjon (Harwood & Perrow 2019). Mulige tilpasninger i turbindriften inkluderer midlertidig nedstenging ved deteksjon ('shutdown-on-demand') og adaptive driftstilpasninger ('smart curtailment'). 'Shutdown-on-demand' (SDOD) krever et system som muliggjør deteksjon og sporing av fugler eller flaggermus i nærheten av turbinene, og som er tilknyttet SCADA-systemet for automatisk nedstenging av turbinen når et individ kommer innenfor en predeterminert risikosone. Sånne systemer er vanligvis basert på radar- eller (dagslys eller termisk) kamerateknologi (May et al. 2022), eller akustiske opptakere for flaggermus. 'Smart curtailment' fungerer særdeles godt for å redusere kollisjonsrisiko hos flaggermus, hvor basert på situasjonsavhengige algoritmer (f.eks. vindhastighet, temperatur, sesong, tid på dagen, flaggermusaktivitet) turbinparametere tilpasses aktivt (f.eks. oppstarthastighet, turbinbladvinkling ('pitch angle'), rotasjonshastighet) (Arnett & May 2016, Arnett et al. 2011, Arnett et al. 2013,

Baerwald et al. 2009). For fugler har dette ennå ikke blitt implementert i noen særlig grad, men lignende tiltak kan være aktuelt å satse videre på (Bradaric et al. 2024).

Fugler eller flaggermus registrert med et deteksjonssystem kan utløse en høyintensitetslyd for å framskaffe en endring i fluktretningen (avskrekking). Avhengig av hvor ofte et slikt signal utløses, og hvor spesifikt det er for målarten(e), kan dette øke risiko for tilvenning over tid (May et al. 2015). For flaggermus har bruk av ultralyd resultert i en 64% nedgang i dødelighet, men ultralyd er ganske begrenset av avstand og luftfuktighet (Arnett & May 2016), og dermed mindre egnet for havvind.

1.6.5 Drift

Flere av tiltakene beskrevet ovenfor er operasjonelle i driftsfasen, men de bør implementeres allerede i konstruksjonsfasen. Det kan også vurderes ytterligere tiltak som kompenserer for påvirkninger på fugler eller flaggermus. Kompensasjon kan kategoriseres som (1) hva som erstattes (lik-for-lik ('in-kind') versus ulik ('out-of-kind')) og (2) hvor det erstattes (på stedet ('on-site') og andre steder ('off-site')) (May 2017). Her bør man prioritere lik-for-lik kompensasjon på stedet framfor ulik på stedet og lik-for-lik andre steder, framfor ulik andre steder. Eksempler på mulige kompenserende tiltak for sjøfugl (McGregor et al. 2022, Harwood & Perrow 2019) inkluderer installasjon av hvilebøyer, hekkeplattformer eller fiskeaggregeringsenheter (FAD) i nærheten av vindkraftverket. Hensikten med disse tiltak er å tiltrekke fugler til plasser utenfor vindkraftverket. Mer indirekte tiltak kan inkludere bevaring av kolonier (predasjonsbekjempelse, inngjerding, tilleggsfôring), tilpasninger i fiskeri (stenging av tobis- og brislingfiske, tiltak mot bifangst), habitatrestaurering, og utvidelse av vern av viktige områder for arten eller dens byttedyr (McGregor et al. 2022). For flaggermus, kan kompensasjonstiltak som forbedrer landhabitat og hvileplasser være aktuelle, samt å unngå plassering av havvind langs kjente trekkruiter (Peste et al. 2015, Harwood & Perrow 2019).

Konsept som 'net-gain' eller 'natur-positiv' utbygging av havvind som fremmes mye i det siste ville kreve en større innsats og mer helhetlig implementering av tiltak i og rundt influensområdet ('seascape') (Tallis et al. 2015). Det må passes på at disse konseptene ikke brukes som grønnvasking, men heller ses som en mulighet for å forsone utbygging av havvind med naturmiljøet rundt (Milner-Gulland 2022, Milner-Gulland et al. 2021, Pardo et al. 2023).

1.6.6 Avvikling

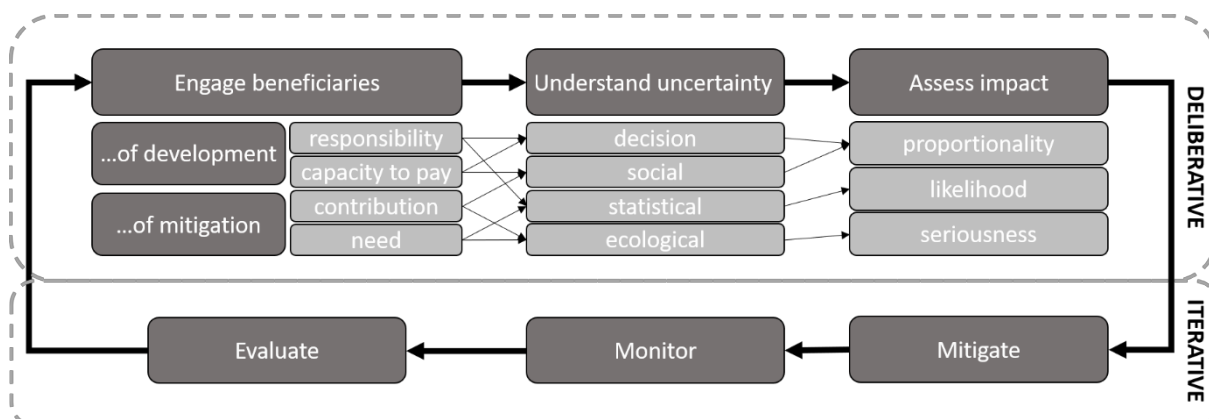
Det er per i dag lite erfaring om hvordan man bør avvikle havbaserte vindkraftverk. Ved avvikling kan det vurderes å fornye vindkraftverket på samme lokasjon, som muliggjør forbedret utforming med lavere påvirkninger per kWt. Om vindkraftverket skal fjernes, må det vurderes nøye hvordan dette blir gjort (Knights et al. 2024). Muligheter for gjenbruk og resirkulering av (deler av) strukturene bør vurderes, samt at valg av materiell i første omgang bør ha redusert avfall ved avvikling ('Reduce – Re-use – Recycle'). Når det gjelder fjerning så kan dette ha store påvirkninger på det bentske miljøet da dette ofte behøves eksplosiver. Med dette i tankene, til sammen med at forankringselementer for flytende havvind eller turbinfundamenter for bunnfast havvind har blitt kolonisert med bentske samfunn (kunstige rev), kan det være fordelaktig å la de nederste meterne av bunnfestete strukturer være igjen (Fowler et al. 2018). Mens dette ikke vil ha noen direkte effekter for fugler, kan dette over tid utvikles som et naturmangfoldig habitat for sjøfugler og vannfugler på søk etter mat. I tillegg kan området ytterligere restaureres aktivt til et nytt verneområde der bunntåling ikke er lengre mulig.

1.6.7 Adaptiv forvaltning

Den forventede raske og storstilte utviklingen av havvind i årene som kommer utfordrer vår evne til å forutse, verifisere og redusere påvirkninger på miljøet (Northrup & Wittenmeyer 2013). Mangel på systematisk overvåking, og allment aksepterte metoder for å kvantifisere omfanget av påvirkningene på dyrelivet samt effektiviteten av avbøtende tiltak, fortsetter å etterlate vindkraftindustrien, konsesjonsmyndighetene og andre interessenter i en usikker posisjon (Copping et al. 2019, Copping et al. 2020, May 2017, May 2019b, Köppel et al. 2014). Med denne usikkerheten er førevar-prinsippet alene ikke nok til å balansere fornybar energi med bevaring av biologisk mangfold. Alle parter har et ansvar for avbøtende tiltak gjennom vindkraftverkets livsløp som kan bare ivaretas gjennom etiske forvaltningstilnærminger (**figur 1.6.7.1**) som er inkluderende og transparente, integreerte og adaptive (May 2019b, Copping et al. 2019, Copping et al. 2020, Köppel et al. 2014). Det

kreves et tverrfaglig samarbeid for å identifisere funksjonelle løsninger for utstrakt implementering (May 2023, May et al. 2017a). Adaptiv forvaltning, risikobaserte tilnærminger eller økosystembasert forvaltning har blitt ansett for å være bedre i stand til å håndtere usikkerhet. Adaptiv forvaltning er en sirkulær prosess hvor man lærer underveis: Implementere – Overvåke – Evaluere. Mens denne tilnærmingen kan møtes med skepsis fra industrien på prosjektnivå, kan adaptiv forvaltning også utføres på programnivå. Her gjøres læring i fortløpende på tvers av prosjekter i stedet for innenfor hvert enkelt prosjekt.

Gitt dagens kunnskap om potensielle påvirkninger av havvind på fugler, flaggemus og insekter, og enda mer på effektiviteten av avbøtende tiltak, vil det være av største betydning å stille klare konsesjonskrav til før- og etterundersøkelser både innenfor influensområdet og i et nærliggende referanseområde. Dette inkluderer overvåking av kollisjoner, endringer i arealbruk og effektiviteten til implementerte avbøtende tiltak.



Figur 1.6.7.1. Etisk rammeverk for avbøtende tiltak (May 2019).

1.7 Referanseprosjekt som utgangspunkt for beregninger av konsekvens

Konsekvensen av et gitt vindkraftverk er avhengig av størrelse og utforming, men de tekniske spesifikasjonene for kommende havvindprosjekter er ukjente. Vi legger derfor til grunn et referanseprosjekt (eller standardprosjekt) som NVE har angitt. Referanseprosjektet er konservativt utformet med forholdsvis stort arealbeslag og store vindturbiner, som per nå ikke er kommersielt tilgjengelige, men som kanskje kan bli en realitet. Vindturbinen er på 22 MW med 308 m høyde, 286 m rotordiameter og 22 m klarerings høyde. Referanseprosjektet er på 1500 MW og består av ca. 68 vindturbiner. Turbinene har en avstand på ca. 2500 m og antatt arealbruk på utbygd område blir 430 km². I våre beregninger har vi benyttet arealbruk på 400 km² som en tilpasning til kartruter på 100² km i rutenettet (10 x 10 km) benyttet i sårbarhetsanalysene.

I denne rapporten beregner vi derfor konsekvens av etablering av ett referanseprosjekt i hvert utredningsområde. I områdene Sørvest F og Vestavind F vil referanseprosjektet representere utbygging av ytterligere kapasitet i forhold til det som allerede er åpnet.

2 Materiale og metoder

2.1 Sjøfugl

2.1.1 Sjøfugl og vannfugler som inngår i analyser av sårbarhet og konsekvensberegning

I Norge defineres 54 arter som sjøfugler av norsk miljøforvaltning. Målsettingen var å inkludere alle disse i de kvantitative analysene av sårbarhet og konsekvens, og i tillegg inkludere 20 vannfugler som kan ha tilknytning til saltvann og kysten; totalt 75 arter. For 18 arter, som enten er sjeldne eller som i liten grad bruker kysten som habitat, var det ikke tilstrekkelig med observasjoner til å utvikle habitatmodeller. Disse artene ble derfor ekskludert fra sårbarhets- og konsekvensanalysene pga. datamangel (**tabell 2.1.1.1**). Totalt er det derfor inkludert 58 arter, derav 46 sjøfugler og 12 vannfugler (**tabell 2.1.1.1**). Vi deler inn sjøfuglene i taksonomiske grupper i henhold til Dias et al. (2019), med følgende modifikasjoner. Vi slår sammen 'Large petrels and shearwaters' med 'Storm-petrels' til 'stormfugler'. Vi splitter 'seaducks and allies' til 'dykkender', 'dykkere' og 'lommer'.

Tabell 2.1.1.1. Arter som inngår i analysene av sårbarhet og konsekvens. Arter som ble ekskludert er indikert med ett-tall.

Norsk	Latin	Gruppe	Ekskludert
Alke	<i>Alca torda</i>	Alkefugler	
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	Alkefugler	
Bergand	<i>Aythya marila</i>	Dykkender	
Brilleand	<i>Melanitta perspicillata</i>	Vannfugler	1
Brunnakke	<i>Marcea penelope</i>	Vannfugler	1
Dvergdykker	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Dykkere	
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	Vannfugler	1
Dvergmåke	<i>Larus minutus</i>	Måker	1
Dvergsvane	<i>Cygnus columbianus</i>	Vannfugler	1
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	Måker	
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Joer	
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	Vannfugler	
Grønlandsmåke	<i>Larus glaucoides</i>	Måker	
Grågås	<i>Anser anser</i>	Vannfugler	
Grålire	<i>Puffinus griseus</i>	Stormfugler	1
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	Måker	
Gråstrupedykker	<i>Podiceps grisegena</i>	Dykkere	
Gulnebbblom	<i>Gavia adamsii</i>	Lommer	
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	Dykkender	
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	Stormfugler	
Havlire	<i>Puffinus puffinus</i>	Stormfugler	1
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	Suler	
Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Stormfugler	
Hettemåke	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Måker	
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	Dykkere	
Hvitkinngås	<i>Branta leucopsis</i>	Vannfugler	
Islom	<i>Gavia immer</i>	Lommer	
Ismåke	<i>Pagophila eburnea</i>	Måker	1
Kanadagås	<i>Branta canadensis</i>	Vannfugler	1

Knekkand	<i>Spatula querquedula</i>	Vannfugler	
Knoppsvane	<i>Cygnus olor</i>	Vannfugler	
Kortnebbgås	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Vannfugler	
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	Måker	
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	Dykkender	
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	Dykkender	
Lappfiskand	<i>Mergellus albellus</i>	Dykkender	1
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	Alkefugler	
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	Alkefugler	
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	Terner	
Polarjo	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Joer	
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	Alkefugler	
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	Måker	
Polarsvømmesnipe	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Svømmesniper	1
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	Dykkender	
Ringgås	<i>Branta bernicla</i>	Vannfugler	
Rosenmåke	<i>Rhodostethia rosea</i>	Måker	1
Rødhalsgås	<i>Branta ruficollis</i>	Vannfugler	1
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	Terner	
Sabinemåke	<i>Larus sabini</i>	Måker	1
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	Vannfugler	
Siland	<i>Mergus serrator</i>	Dykkender	
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	Måker	
Sjørre	<i>Melanitta fusca</i>	Dykkender	
Skjeand	<i>Spatula clypeata</i>	Vannfugler	
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	Lommer	
Snadderand	<i>Mareca strepera</i>	Vannfugler	
Splitterne	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Terner	
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	Dykkender	
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	Vannfugler	
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	Joer	
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	Lommer	
Stormsvale	<i>Hydrobates leucorhous</i>	Stormfugler	1
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Skarver	
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	Dykkender	
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	Måker	
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	Svømmesniper	
Taffeland	<i>Aythya ferina</i>	Dykkender	
Taigasædgås	<i>Anser fabalis</i>	Vannfugler	1
Teist	<i>Cephus grylle</i>	Alkefugler	
Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	Dykkender	
Toppdykker	<i>Podiceps cristatus</i>	Dykkere	1
Toppskarv	<i>Gulosus aristotelis</i>	Skarver	
Tundragås	<i>Anser albifrons</i>	Vannfugler	
Tundrasædgås	<i>Anser serrirostris</i>	Vannfugler	1
Tyvjo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Joer	

2.1.2 Sårbarhetsanalyser

Sårbarhetsanalyser bruker indikatorer, som kombinerer artenes utbredelse, bevaringsstatus og sensitivitet for havvindanlegg, til å kvantifisere sårbarhet for havvindutbygging (Bradbury et al. 2014, Kelsey et al. 2018). Disse analysene er geografisk eksplisitte, og derfor spesielt egnet til å sammenligne sårbarhet mellom ulike områder (Fauchald et al. 2024). I dette arbeidet blir sårbarhetsanalyser brukt til å identifisere hvilke områder som er minst og mest sårbare med hensyn til havvindutbygging for sjøfugl og vannfugl. Analysene gjøres både mellom områdene og innad i områdene som utredes. Sårbarhetsindikatorerne brukes både til å kvantifisere generell sårbarhet, men også til å identifisere de mest sårbare artene og årstidene.

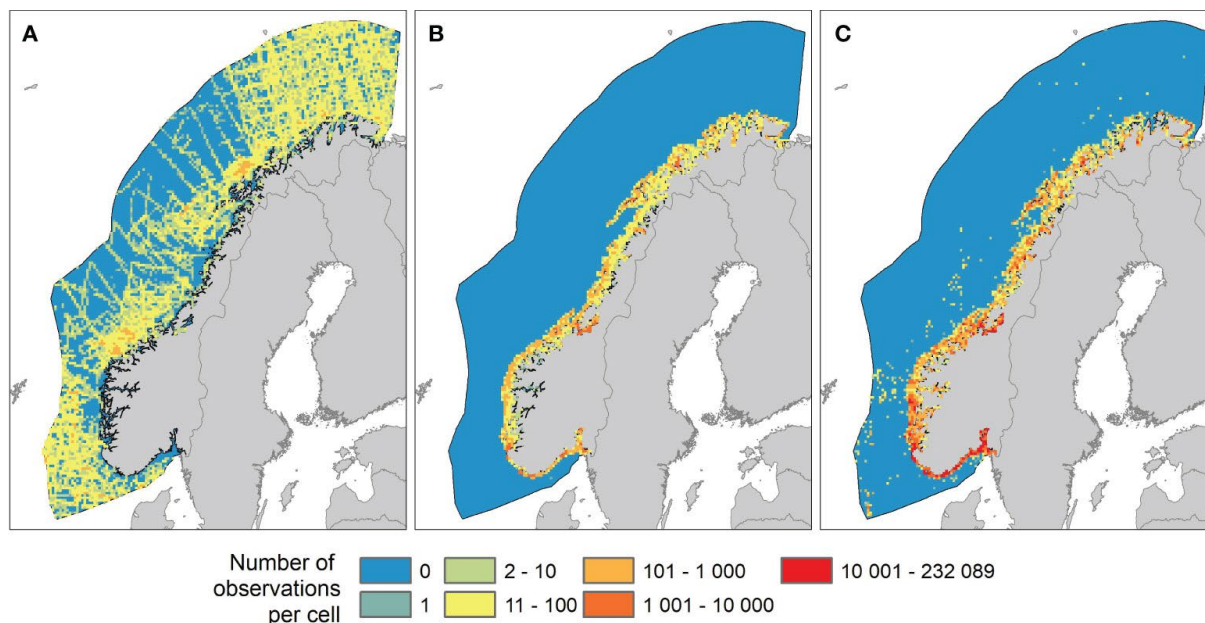
Det er viktig å merke seg at sårbarhetsindikatorerne ikke tar hensyn til arealets størrelse eller utformingen til utbyggingene, og disse analysene kan derfor ikke alene brukes til å beregne konsekvens (se kapittel 2.3 for beregning av konsekvens).

Basert på data over artenes utbredelse, bevaringsstatus og sensitivitet for havvind, utviklet Fauchald et al (2024) heldekkende sårbarhetsindikatorer for sjøfugl og vannfugl i norsk økonomisk sone. Vi gir her en enkel oversikt over metodikken bak disse analysene. Sårbarhetsindikatorerne angir sårbarhet for havvind for hver enkelt art i 10x10 km² ruter i fire sesonger; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Ved å summere sårbarhet for alle artene i hver rute får man et mål på sesongmessig sårbarhet for sjøfugl og vannfugl. Total sårbarhet er definert som den maksimale sårbarheten i ruten gjennom fire sesonger. Sårbarhetsindikatorerne er skalert (normalisert) til den høyeste verdien i norsk økonomisk sone, og uttrykkes som prosent av denne, slik at denne indeksen varierer fra 0 (lite sårbarhet) til 100 (stor sårbarhet; se Fauchald et al. 2024 for detaljer).

2.1.3 Leveområder

Utbredelsesdata ble brukt til å modellere leveområdet til hver enkelt art. For seks arter brukte vi SEATRACK sine bestandskart (NEAS datasett) utviklet av Fauchald et al. (2021). For de resterende artene modellerte vi utbredelse med basis i SEAPOPs åpent hav data (Fauchald 2011), SEAPOPs kystdatasett og data fra artsobservasjoner (**figur 2.1.3.1**). Target Group metoden (Phillips et al. 2009) ble brukt for å fjerne effekten av geografisk skjevhet i datamaterialet. I utbredelsesmodellene brukte vi syv heldekkende miljøvariable for å modellere sannsynligheten for tilstedeværelse av arten i en rute. Data og metodikk er beskrevet i detalj i Fauchald et al. (2024).

Fra habitatmodellene predikerte vi forventet utbredelse av hver enkelt art, definert som forventet tilstedeværelse i hver 10x10km² rute i fire sesonger. Forventet utbredelse ble standardisert slik at verdiene er uavhengig av om arten er sjelden eller vanlig i norsk økonomisk sone, men verdiene varierer geografisk og mellom sesonger, avhengig av hvordan arten migrerer mellom områder og ut og inn av norsk økonomisk sone.



Figur 2.1.3.1. Datasett brukt i habitatmodellering av 58 arter i fire sesonger. Kartene viser antall observasjoner av sjøfugl og vannfugl per 10x10km² rute i studieområdet fra tre ulike datasett: A) Åpent hav data B) kystdatasett og C) data fra Artsobservasjoner. Figuren er hentet fra Fauchald et al. (2024).

2.1.4 Bevaringsstatus

Bevaringsstatus (CS_s) til en art s angir hvor sårbar bestanden er for økt dødelighet. Hvis økt dødelighet medfører stor risiko for at bestanden dør ut har bestanden høy bevaringsstatus og motsatt. Bevaringsstatus er avhengig av faktorer som bestandsstørrelse, bestandstrend og demografi. I sårbarhetsanalysene ble bevaringsstatus definert som gjennomsnittet av tre variabler som hver var skalert fra 1-5. De tre variablene var 1) rødlistestatus, 2) andel av Europeisk bestand i norske havområder og 3) voksenoverlevelse. Siden hver av de underliggende variablene varierer mellom 1 og 5 vil også bevaringsstatus variere fra 1 til 5, hvor 1 betyr at bestanden har lav sårbarhet mens 5 betyr at arten er svært sårbar. Data for hver art ble hentet fra litteratur og databaser (**tabell 10.1**, Fauchald et al. 2023, 2024).

2.1.5 Sensitivitet for havvind

Sensitivitet for havvind (VU_s) for en art s ble definert gjennom to variable; 1) risiko for kollisjon og 2) habitatfortrengning (Furness et al. 2013). Kollisjonsrisiko er avhengig av artens atferd, og er en indikator som beskriver artens risiko for å kolliderer med rotorbladene til havvindanlegget. Indikatoren kan variere fra 1 til 5 og er definert som gjennomsnittet av fire variable, alle skalert fra 1 til 5: 1) nattlig flyaktivitet, 2) andel tid i luften, 3) andel tid i rotorhøyde, og 4) evne til unnvikelse (manøvrering).

Habitatfortrengning angir i hvilken grad arten unngår havvindanleggene, og dermed blir fortrent fra potensielt viktige leveområder. Indikatoren varierer fra 1-5, og er definert som gjennomsnittet av to variable, begge skalert fra 1 til 5: 1) unnvikelse; i hvilken grad arten unnviker havvindanlegg, og 2) habitatfleksibilitet; i hvilken grad arten kan ta i bruk alternative habitater.

Kollisjonsrisiko og habitatfortrengning står i motsetning til hverandre ettersom høy habitatfortrengning vil medføre lav kollisjonsrisiko og omvendt. I analysene bruker man den av indikatorene som har den høyeste verdien, enten kollisjonsrisiko eller habitatfortrengning (Furness et al. 2013). Data for hver art ble hentet fra litteratur (**tabell 10.2, 10.3**, Fauchald et al. 2023, 2024).

2.1.6 Sårbarhetsindikator

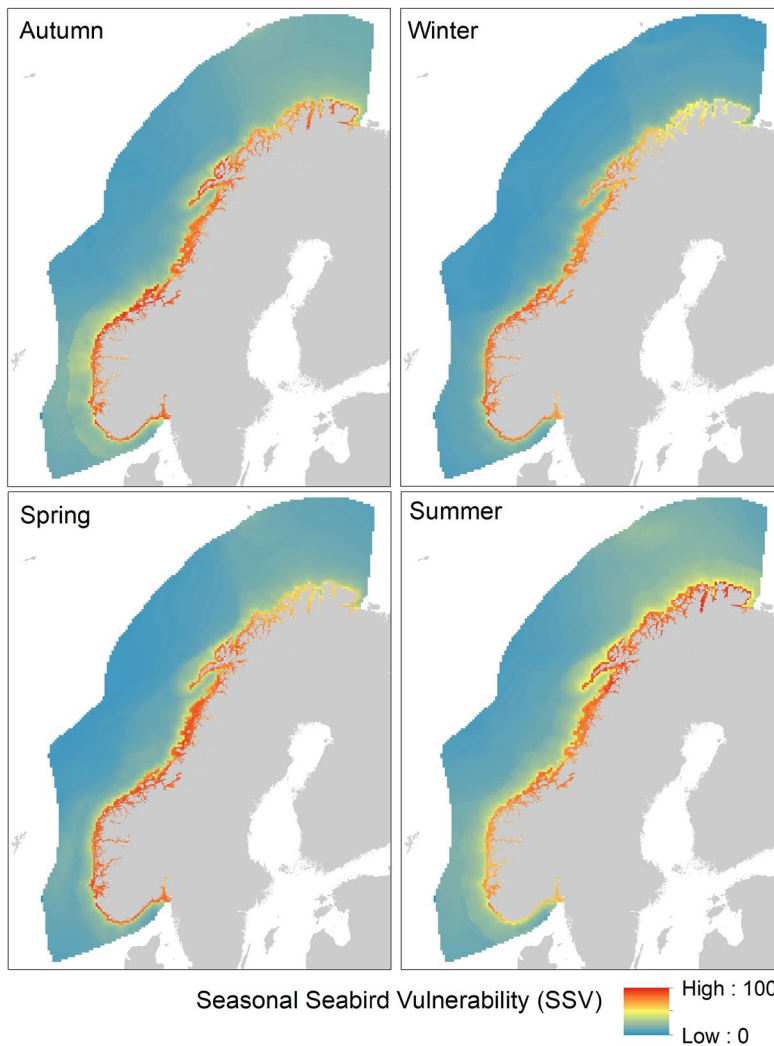
Sårbarhetsindikator for hver enkelt art ble definert som produktet av forventet utbredelse i ruten, artens bevaringsstatus og artens sensitivitet for havvind. For å redusere effekten av ekstreme verdier ble indikatoren log-transformert, og for å skalere indikatoren ble den normalisert og uttrykt som prosent av den høyeste verdien i norsk økonomisk sone:

$$SPV_{i,j,s} = Norm[\log_e(c_{i,j,s} \times CS_s \times VU_s + 1)]$$

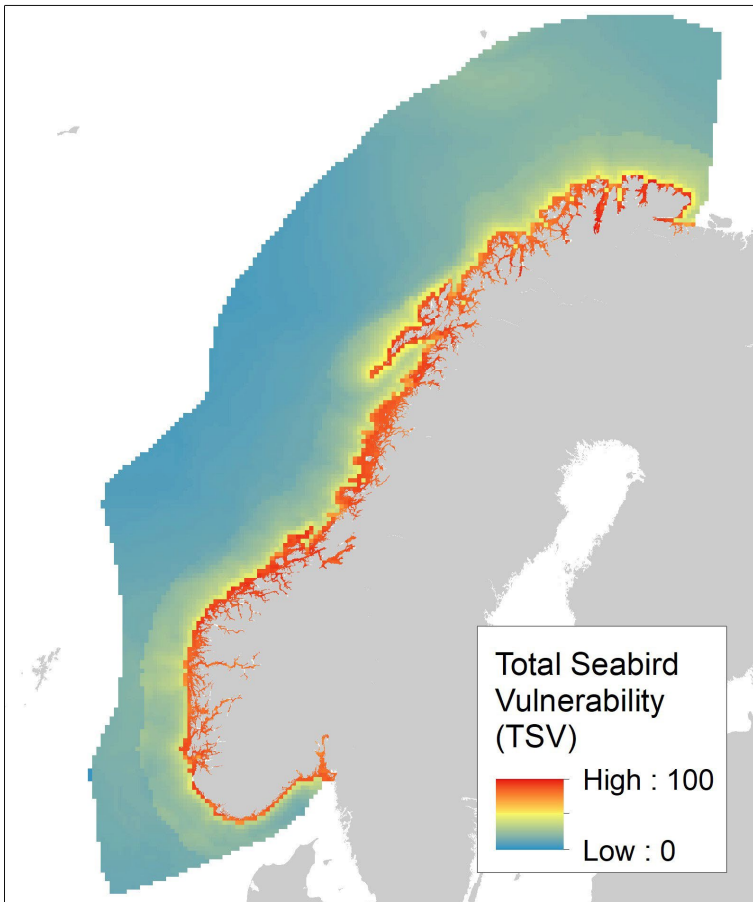
$SPV_{i,j,s}$ er sårbarhet for havvind for art s i rute i og for sesong j mens $c_{i,j,s}$ er artens forventede tilstedeværelse i rute i og sesong j . CS_s er artens bevaringsstatus, og VU_s er artens sensitivitet for havvindanlegg (som er basert på enten kollisjonsrisiko eller fortrengning).

Sesongmessig sårbarhet for havvindanlegg for sjøfugl og vannfugl i en gitt rute (SSV) er definert som summen av alle artenes sårbarhet (SPV) i den angitte ruten. SPV verdiene i norsk økonomisk sone er vist i **figur 2.1.6.1**. Total sårbarhet (TSV) i en rute er den maksimale sesongmessige sårbarheten i ruten. TSV verdiene er vist i **figur 2.1.6.2**. SSV og TSV ble på lik linje med sårbarhetsindikator for hver enkelt art normalisert og uttrykt som prosent av den høyeste verdien i norsk økonomisk sone.

For hvert område og sesong viser vi SSV i 10x10 km² piksler sammen med polygonet som definerer utredningsområdet.



Figur 2.1.6.1. Sårbarhet for sjøfugl per sesong (SSV) med hensyn til havvindkraft (OWF) i Norsk økonomiske sone (EEZ). Kartene viser den geografiske fordelingen av SSV i fire sesonger (høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli)). SSV er den normaliserte summen av artssårbarhet (SPV) fra 55 sjøfuglarter. Figur er hentet fra Fauchald et al. (2024).



Figur 2.1.6.2. Total sårbarhet for sjøfugl (TSV) med hensyn til havvindkraft (OWF) i Norsk økonomiske sone (EEZ). TSV er definert som den normaliserte maksimale sesongmessige sårbarheten og er basert på kart over habitategnethet og artsspesifikk sårbarhet med hensyn til OWF for 55 sjøfuglarter. Figur er hentet fra Fauchald et al. (2024).

2.1.7 Analyser av konsekvens

Analyser av konsekvens er nært beslektet med sårbarhetsanalysene beskrevet over. Artenes sårbarhetsindikator (og de utlede sesongmessige og totale verdiene) brukes til å beskrive sårbarhet med hensyn til forstyrrelser, og dermed de kan dermed brukes for å gi råd om plassering av et anlegg. Konsekvensanalysene brukes for å beregne konsekvensen av en gitt utbygging – og denne er, i motsetning til sårbarhet, knyttet til arealstørrelsen av utbyggingen. Konsekvens er en funksjon av (miljø)verdien av området som utbygges og hvor stor påvirkningen fra anlegget eller aktiviteten vil være (se **figur 2.1.9.1** Konsekvensvifte fra Miljødirektoratet). I vår sammenheng er miljøverdi bestemt av artenes bevaringsstatus (CS_s ; se kapittel 2.1.2), og andelen av bestanden som blir berørt i anleggsområdet. Hvordan miljøverdien blir påvirket av havvindutbygging er bestemt av artenes sensitivitet for havvindutbygging (VU_s ; se kapittel 2.2.3).

I motsetning til sårbarhetsindeksen må en indikator for konsekvens kunne summeres i rom slik at samlet konsekvens kan bli beregnet i forhold til det arealet som faktisk berøres av en gitt utbygging. Dersom det berørte arealet er svært lite vil også konsekvensen bli mindre, men hvis utbyggingen omfatter store arealer vil konsekvensen kunne være stor, avhengig av påvirkning. I vårt tilfelle er det den berørte bestandsandelen som er additiv i rom. Bestandsandeler kan beregnes fra artenes forventede utbredelse hentet fra habitatmodellene (se kapittel 2.1.3).

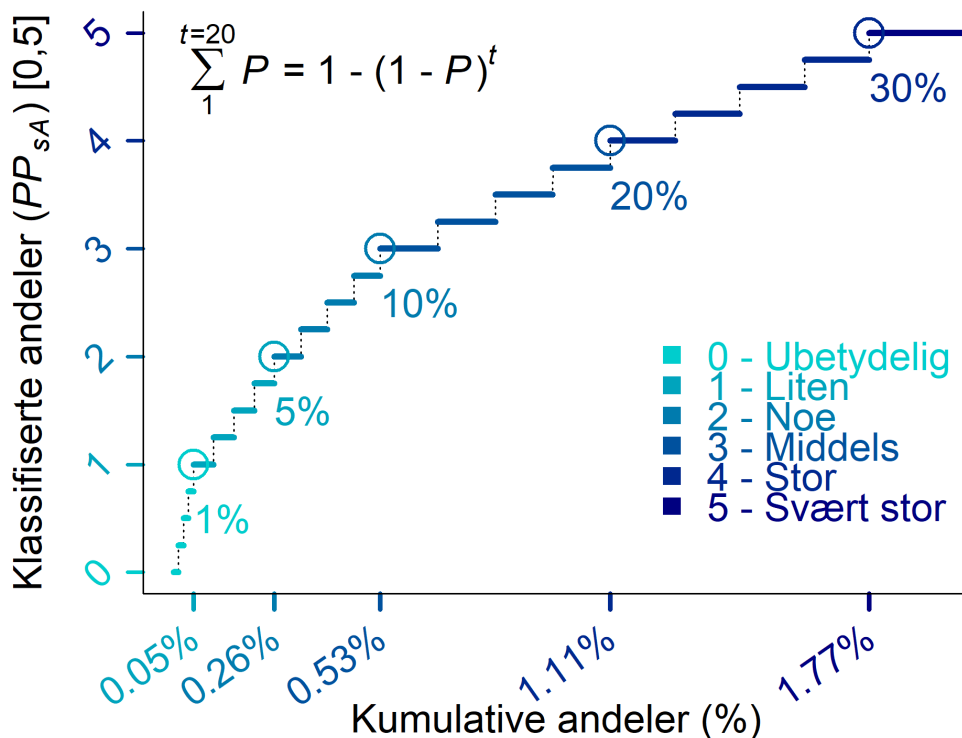
2.1.8 Bestandsandeler

Klassifisering av bestandsandeler ble gjort på bakgrunn av artenes forventede tilstedeværelse (samme som $c_{i,j,s}$ i kapittel 2.1.3). Bestandssandel refererer til andel (prosent) av total bestand i

norsk økonomisk sone. For å beregne konsekvens, må vi lage en forsvarlig klassifisering av bestandssandelen som berøres i et gitt område. Den totale bestanden i hele norsk økonomisk sone vil som regel være mye større enn antallet man finner innenfor relativt begrensede områder. Bestandsandeler for ett enkelt havvindanlegg vil derfor som regel være liten.

I utgangspunktet vil et standard vindkraftanlegg på om lag 400 km² dekke en svært liten andel av norsk økonomisk sone (ca. 0.04%), og for arter med forholdsvis vid utbredelse vil andelen som berøres på et gitt tidspunkt også være lav. I denne sammenhengen er det viktig å ta hensyn til at vindkraftanlegget representerer en langvarig forstyrrelse som vil påvirke sjøfuglene i mange år. Samtidig er sjøfuglene svært mobile med lang forventet levetid, og sannsynligheten for at en fugl blir eksponert for anlegget vil øke over tid.

Vi gjorde derfor en enkel betraktning, for å beregne den samlede andelen av fugl som blir berørt over en tidsperiode på 20 år, og satt grenseverdiene for skaleringen lik 1%, 5%, 10%, 20% og 30% (se **figur 2.1.8.1**). Bruker vi disse grenseverdiene, blir skaleringen med hensyn til (momentan) andel av bestanden gitt ved: 0 - Ubetydelig [0,00%,0,05%), 1 - Liten [0,05%,0,26%), 2 - Noe [0,26%,0,53%), 3 - Middels [0,53%,1,11%), 4 - Stor [1,11, 1,77) og svært stor [1,77,100%] (**figur 2.1.8.1**). Intuitivt kan det virke som om andelsintervallene (angitt som prosent av total bestand over) som definerer disse klassene er små, men grunnen til det er at de sesongmessige bestandssandelene er konstante, og vi har omregnet disse til en kumulativ andel påvirket over et tidsrom på 20 år som da er betydelig høyere. For å gi et mer nyansert bilde av miljøverdi og dermed også konsekvens (se nedenfor) så har hver klasse bortsett fra den siste blitt gitt fire ulike (desimal) verdier slik at vi f.eks. angir den første klassen som 1.00, 1.25, 1.50 og 1.75.



Figur 2.1.8.1. Klassifisering basert på en bestandsandeler som et gitt (utbygd) område berører – i figuren har vi omregnet de faktiske andelene oppgitt i teksten til de kumulative andelene (%) av en gitt bestandsandel (P) berørt over 20 år basert på ligningen i figuren.

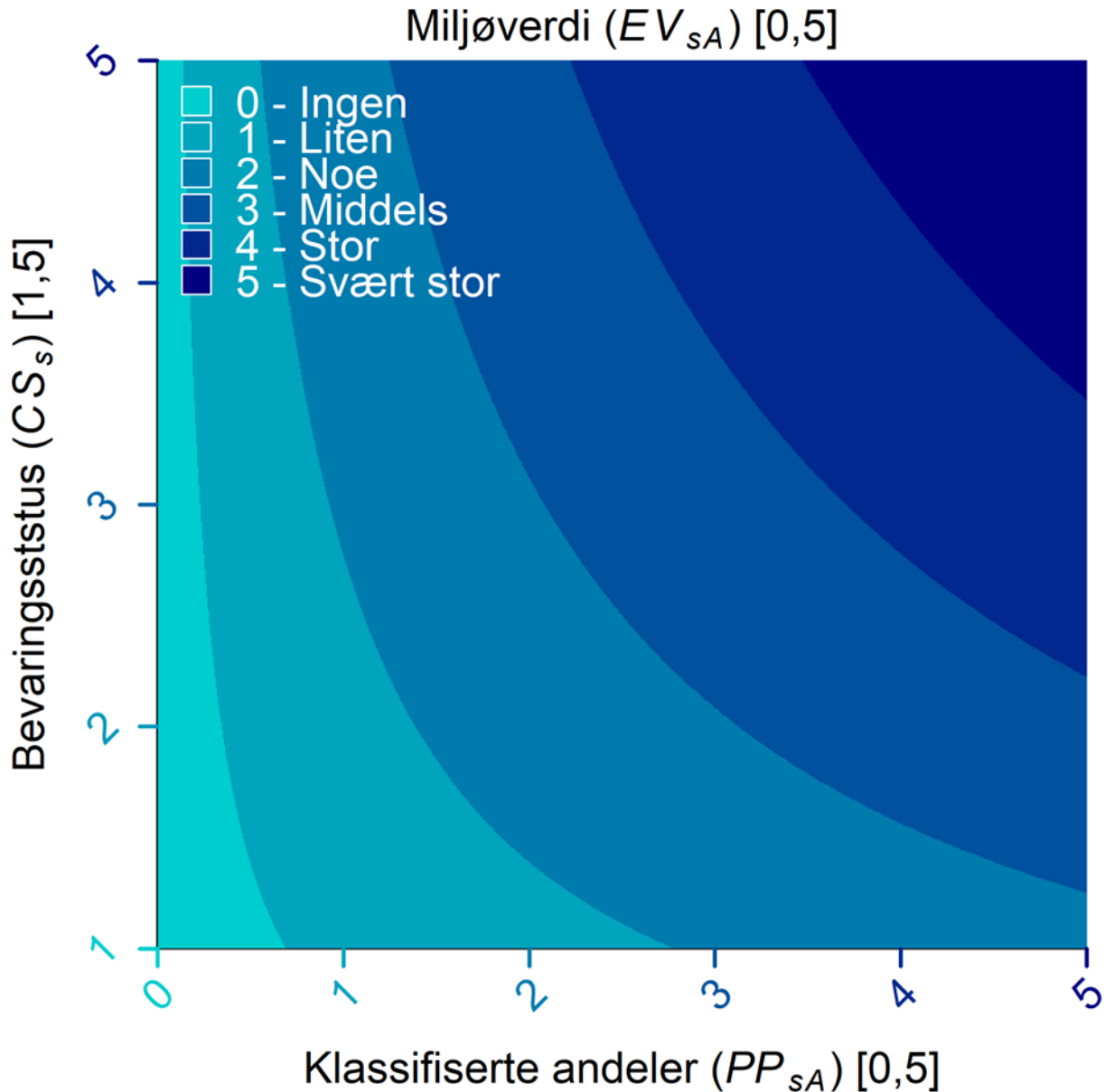
2.1.9 Miljøverdi

I beregningen av miljøverdi inngår artenes bevaringsstatus og hvor stor andel av bestanden som blir berørt av en gitt utbygging. Vi bruker samme mål for bevaringsstatus (CS_s) som i sårbarhetsanalysene (se kapittel 2.1.4), sammen med den klassifiserte bestandsandelen (se kapittel 2.1.8).

Miljøverdi EV_{sA} for art s i område A , ble definert som det geometriske gjennomsnittet av artens bestandsandel i området (PP_{sA}) og artens bevaringsstatus (CS_s):

$$EV_{sA} = \sqrt{PP_{sA} \times CS_s}$$

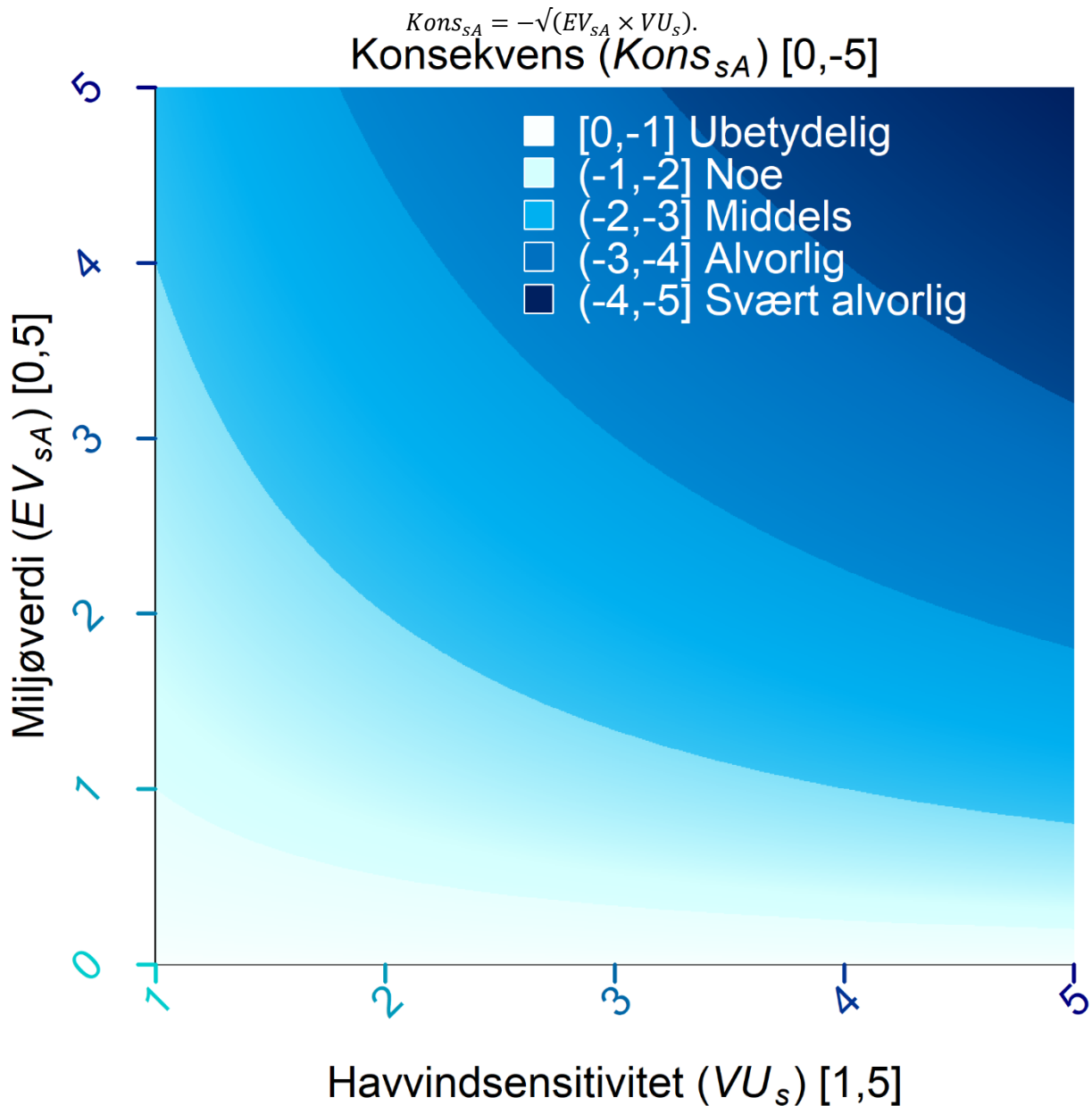
EV_{sA} kan anta verdier fra 0 (ubetydelig verdi) til 5 (svært stor verdi) (se **figur 2.1.9.1** viftefigur som viser miljøverdi som funksjon av bestandsandel og bevaringsstatus).



Figur 2.1.9.1. Viftefigur som viser hvordan miljøverdi blir definert ut fra klassifiserte bestandsandeler og bevaringsstatus (ut fra ligningen ovenfor). Fargene angir hver klassifisering av miljøverdi som følger: 0 - Ingen, 1 - Liten, 2 - Noe, 3 - Middels, 4 - Stor og 5 - Svært stor.

2.1.10 Konsekvens

Til sist ble konsekvens for art s i område A ($Cons_{sA}$) beregnet på bakgrunn av artens miljøverdi (EV_{sA}) og hvor stor påvirkningen et anlegg eller aktiviteten vil være på en gitt art (VU_s) (se kapittel 2.1.5 for definisjon av VU_s). Konsekvens er klassifisert som -1 - Ubetydelig, -2 - Noe, -3 - Middels, -4 - Alvorlig og -5 - Svært alvorlig, og ble beregnet som følger (**figur 2.1.10.1**):



Figur 2.1.10.1. Viftefigur som viser hvordan konsekvens blir definert ut fra miljøverdi og havvindsensitivitet (ut fra ligningen ovenfor). Fargene angir hver klassifisering av konsekvens som følger: -1 - Ubetydelig, -2 - Noe, -3 - Middels, -4 - Alvorlig og -5 - Svært alvorlig.

For hvert utredningsområde og sesong viser vi boksploott over fordelingen av konsekvens for piksler med en størrelse som tilsvarer området som beslaglegges av et standard vindkraftanlegg på ca. 400 km² (kun piksler som har en dekningsgrad på ca. 70% av det polygon som definerer et gitt utbyggingsområde er inkludert). Disse fordelingene er basert på pikselspesifikke konsekvenser for de artene med størst negativ konsekvens (dvs. de med en median $Kons_{sA} \leq -1.5$). På disse figurene er det også angitt antall arter med en median $Kons_{sA} \leq -1.5$. Vi plottes (i sortert rekkefølge) fordelingen for opptil 10 arter per sesong og område.

2.1.11 Funksjonsområder -konsekvens for lokale bestander

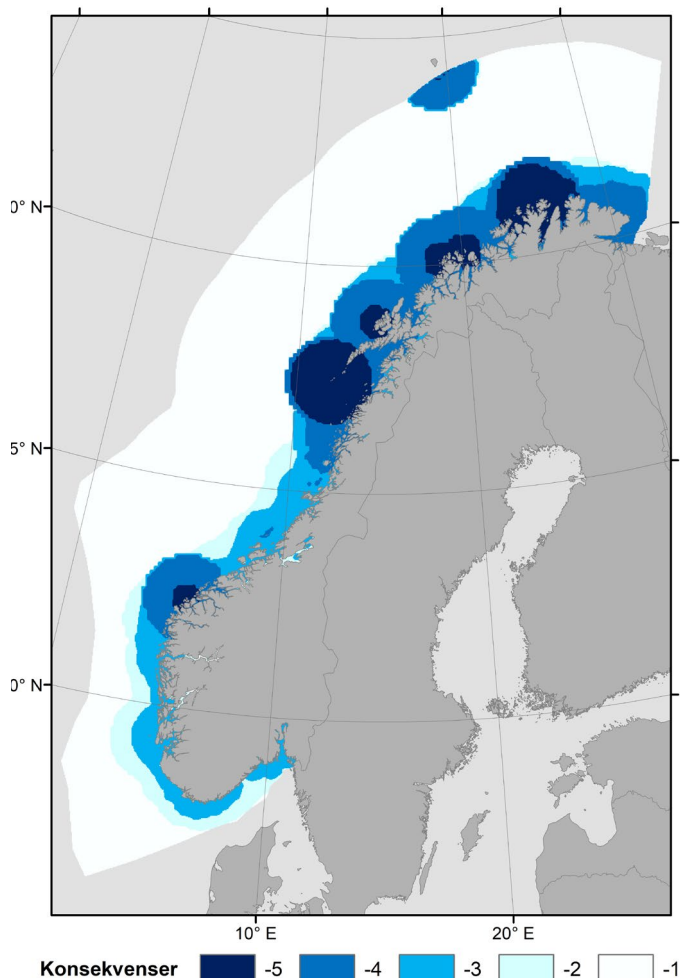
I hekkesesongen (som regel fra april til og med juli), er utbredelsen til hekkende sjøfugl konsentrert til havområdene rundt koloniene. Områder nær de store sjøfuglkoloniene vil i denne perioden ha særlig høye konsentrasjoner av beitende fugl, og fugl som flyr fram og tilbake mellom næringsområdene og hekkeplassen. Disse områdene kalles funksjonsområder, og vil være spesielt sårbare, både fordi områdene har høye konsentrasjoner av sjøfugl, men også fordi en forstyrrelse i et slikt område spesifikt vil gå ut over den lokale bestanden.

Ulike arter og økologiske grupper vil bruke områder av forskjellig størrelse rundt koloniene, avhengig av aksjonsradius. Områdene vil også variere over tid, avhengig av variasjon i utbredelse av næring.

Systad et al. (2018), definerte funksjonsområdene til ulike artsgrupper i tre soner ut fra hekkelokoniene. Fauchald et al. (2023) brukte denne definisjonen sammen med data over hekkeforekomster av fugl, til å klassifisere funksjonsområder for sjøfugl i norsk økonomisk sone. For hver rute ble antall hekkende fugl som bruker ruten som funksjonsområde beregnet, og konsekvens definert som i tabell 2.1.11.1. Kart over konsekvensvurdering for norsk økonomisk sone vises i **figur 2.1.11.1**.

Tabell 2.1.11.1. *Definisjon av konsekvens for funksjonsområder for hekkende fugl med hensyn til havvind.*

Antall hekkende fugl som bruker området som funksjonsområde	Konsekvens
0-99	-1 (ubetydelig)
100-999	-2 (noe)
1 000-9 999	-3 (middels)
10 000-99 999	-4 (alvorlig)
≥100 000	-5 (svært alvorlig)



Figur 2.1.11.1. *Konsekvensvurdering med hensyn til funksjonsområder for hekkende sjøfugl og havvind i norsk økonomisk sone.*

2.1.12 GPS Sporing av sjøfugl i hekkeperioden

Sporing av sjøfugl med GPS-loggere er et nyttig verktøy til å identifisere habitatbruk rundt hekketkoloniene om sommeren (f.eks. Christensen-Dalsgaard et al. 2017, Dehnhard et al. 2023). All relevant eksisterende GPS-sporingsdata fra lomvi, krykkje, gråmåke og sildemåke som hekker i kolonier i Sør-Norge er brukt i forbindelse med utarbeiding av denne rapporten (se **tabell 2.1.12.1** for en oversikt).

Tabell 2.1.12.1. Oversikt over GPS-sporingsdata brukt i fagutredningen.

Art	Koloni	Sporingsår	Antall individer med data
Lomvi	Spannholmane	2022 & 2023	21
Lomvi	Kjør	2023	13
Krykkje	Skudeneshavn	2022 & 2023	35
Gråmåke	Karmøy	2023	10
Gråmåke	Mandal	2023	5
Sildemåke	Bergen	2023	4
Sildemåke	Karmøy	2023	7
Sildemåke	Mandal	2023	5

GPS loggerne som er brukt overførte dataene automatisk, enten med en UHF-link til en base-stasjon som stod i kolonien (lomvi, krykkje), eller via GSM-nettverket (gråmåke, sildemåke). Loggerne som ble brukt var av typen Pathtrack nanoFix® GEO+RF (12 g) for lomvi, Pathtrack nanoFix® GEO+RF (7,5 g) for krykkje, Interrex (12 g) for grå- og sildemåke og Ornitela OrniTrack-10 4G (12 g) for grå- og sildemåke. Loggerne som ble brukt på krykkje, gråmåke og sildemåke hadde solcellepanel som ladet batteriene slik at de fungerte over flere uker. Disse loggerne ble programmert slik at de samlet data hvert 5 min (krykkje) eller 15 min (gråmåke og sildemåke), hvis batteriet var fullt, men frekvensen gikk ned hvis ladestatus ble dårligere. Loggerne på lomvi hadde en batterilevetid på ca. én uke. GPS-intervall for loggerne på lomvi var 4 min, og 23 av de 34 loggerne brukt på lomvi registrerte også dybde-data hvert andre sekund, hvis loggeren (fuglen) var dypere enn 2 m under havoverflaten.

Lomvi ble instrumentert i unge-perioden og loggerne ble festet med tape på nedre delen av ryggen. Krykkje ble instrumentert tidlig i rugeperioden, med loggerne festet med tape på stjerthjærene. Grå- og sildemåke var i rugeperioden når de ble instrumentert. Alle fikk loggerne festet med lim på en festeskinne på ryggen, bortsett fra tre sildemåker som fikk logger festet på stjerten.

Sporingstiden for lomvi var begrenset av batterikapasiteten som var på maksimum 8 dager. Dvs. at dataene er begrenset til ca. 1 uke i første del av ungeperioden. For krykkje, gråmåke og sildemåke var sporingstiden lengre, og først og fremst begrenset av hvor lenge loggerne var festet til fuglene. Sporingstiden for krykkje var typisk 2 måneder. Sporingstiden for loggerne festet på ryggen til gråmåke og sildemåke varierte fra 2 dager til 2 måneder. Sildemåkene som fikk logger festet på stjerten hadde sporingstid på kun et par dager etter instrumentering pga. dårlige ladeforhold på stjerten i hekketiden.

GPS-dataene viser hvor fuglene har vært, men det er vanskelig å vite om de har brukt området til næringssøk eller andre aktiviteter hvis de ikke samtidig registrerer dykkedata. For lomvi og krykkje brukte vi derfor metoden «Expectation Maximization binary Clustering (EMbC)» for å klassifisere aktivitet ved GPS-punktene, basert på hastighet og svingvinkel (Garriga et al. 2016). Klassifiseringen fra EMbC kan være en tilnærming til å identifisere når fuglen aktivt søker etter mat (og beiter) og ikke bare flyr frem og tilbake til kolonien. For individer av lomvi utstyrt med logger som registrerte dykke-informasjon, fungerte EMbC metoden veldig godt. GPS punkter som ifølge EMbC representerte næringssøk, korresponderte med lokasjoner hvor dykkeloggerne registrerte dykkeaktivitet (Dehnhard et al. Upubliserte data). For krykkje har vi benyttet våt/tørr-sensor i lyslogger til å justere klassifiseringen fra EMbC-metoden. Dette er validert med data på krykkje fra en annen

koloni (Fayet et al. Upubliserte data). For gråmåke og sildemåke hadde vi ikke noe mulighet til å validere EmbC-kategoriseringen, og har derfor ikke brukt den.

For alle artene og koloniene kvantifiserte vi antall GPS-posisjoner som overlapper med utredningsområdene. For lomvi og krykkje kvantifiserte vi også overlapp mellom GPS-posisjoner kategorisert som beiteadferd og utredningsområdene, og for lomvi i tillegg overlapp mellom kjente dykkeposisjoner (fra dykke-data) og utredningsområdene.

GPS-studiene ble gjort på voksne hekkende individer, dvs. at de hadde egg eller unger da de ble instrumenterte. Det betyr at vi ikke har GPS-sporingsdata fra ikke-hekkende individer. Det er ungfugler som ikke er kjønnsmodne eller ikke har etablert seg som hekkende, og det er også voksne fugler som står over hekking. Ikke-hekkende fugler er ikke knyttet like sterkt til kolonien som hekkende fugler.

2.1.13 GLS-sporing av sjøfugl utenfor hekkesesong og identifisering av herkomst

Gjennom SEATRACK er det utviklet et heldekkende bestandskart for seks vanlige pelagiske sjøfuglarter i Nordøst Atlanteren: havhest, krykkje, polarlomvi, lomvi, alkekonge og lunde.

Bestandskartene er basert på sporingsdata fra kolonier i Nordøst Atlanteren kombinert med bestandsdata, og er beskrevet i detalj i Fauchald et al. (2021). Dette datasettet, som også kalles NEAS-datasettet, består av månedlig fordeling av de seks artene for alle kolonier som er sporet med GLS-loggere (lysloggere) gjennom SEATRACK. Det representerer totalt 87% av de Nordøst Atlantiske bestandene. For norske havområder er dekningsgraden større, og nær 100%. Dette datasettet gir altså informasjon om antall individer av hver av de seks artene, for hver måned i et rutenett på 10 x 10 km i Nordøst-Atlanteren. I denne rapporten henter vi ut dataene som er avgrenset geografisk av hvert av de tre utredningsområdene, slik at vi identifiserer det beregnede antall individer innen utredningsområdene. Siden datasettet for disse seks artene også gir info om hvilke bestander sjøfuglene tilhører, identifiserer vi også deres herkomst.

SEATRACK har siden 2014 også sporet andre arter utenfor hekkesesongen, som ærfugl, toppskarv, polarmåke, gråmåke og sildemåke. I tillegg er havsule, rødnebbterne, alke, storjo og stormsvale nylig inkludert i SEATRACK. Selv om det ikke er produsert bestandskart og beregnet antall individer for disse, har vi data på hvor de trekker og lever utenfor hekkesesongen, og hvilke bestander de kan tilhøre,

Det finnes også studier utenfor SEATRACK som har sporet sjøfugl utenfor hekkesesongen, og som vi har lagt til grunn for tolkning av herkomst til sjøfugl innen utredningsområdene. I tillegg har vi benyttet ekspertkunnskap og erfaring med gjenfunn av ringmerket fugl for å vurdere herkomst til arter eller bestander som har lite eller ingen tilgjengelige sporingsdata.

2.1.14 Bestandsovervåking av sjøfugl

En rekke kolonier av hekkende sjøfugl overvåkes gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl som er integrert i SEAPOP, samt rapporteres av Statsforvaltere. Programmet ble startet i 1988 og innebærer årlige tellinger av antall individer, par, reir eller reir med egg og gir en ulik mulighet for å overvåke endringer i bestandene over tid. Overvåkingen omfatter 18 arter (havhest, havsule, storskarv, toppskarv, ærfugl, storjo, fiskemåke, sildemåke, gråmåke, svartbak, krykkje, makrellterne, rødnebbterne, alke, lomvi, polarlomvi, lunde og teist) og foregår i utvalgte områder langs hele Norskekysten. Lokalitetsnummer og navn på de enkelte overvåkingslokalitetene med kommune- og fylkesangivelse er registret for alle tellinger. En hekkebestand defineres som den delen av populasjonen som går til hekking hvert enkelt år. Dette betyr at individer som av forskjellige grunner står over hekking, eller er for unge til å hekke, ikke omfattes av definisjonen. For flere lokaliteter er tellinger gjennomført i flere overvåkningsfelt hvor de samme feltene er telt hvert enkelt år.

Basert på overvåkningsdataene har vi estimert bestandsutviklingen på nasjonal-, fylke- og koloninivå for de 10 meste sensitive artene innenfor hver sesong (mht. sensitivitetsberegningen), for de 3 utredningsområdene. Utviklingen er beregnet fra år 1990 til 2022 og er en indeks hvor verdien i

første året er satt til 1. For enkelte arter nasjonalt eller innenfor fylke og koloni startet overvåkingen senere, dette vises i resultatene. Vi brukte pakken «poptrend» (Knape 2016) i statistikkprogrammet R for å estimere bestandstrenden ved bruk av «generaliserte additive miksete modeller» (GAMs). Responsvariabelen er antall, med år som en temporal random effekt. Lokalitet, dellokalitet og måleenhet (individer/par/reir) var spesifisert som kovariater i henhold til hvordan tellingene var strukturert for hver analyse. Fra de beregnede bestandstrendene har vi beregnet den prosentvise endringen i bestandstørrelsen over 20 år, fra 2002 til 2022. For noen arter med senere oppstart av overvåkingen er den prosentvise endringen beregnet over et kortere periode. Dette er oppgitt i resultatene der det er aktuelt. Vi viser estimert prosentvis endring med 95 % konfidensintervall.

2.2 Trekkfugler

For å vurdere mulige påvirkninger på trekkfugler, ble det laget trekkintensitetskart for trekkfugler ved hjelp av ringmerkingsdata som deretter ble brukt til en livssyklusanalyse for å estimere påvirkninger på grunn av kollisjoner, forstyrrelser og barriere effekter (Critchley et al. 2024 (under gjennomgang)). Disse romlige påvirkningene er grunnlaget for estimering av forventet konsekvens i havvindområdene. Denne analysen fokuserer på trekkbevegelser av fugler mellom Norge og landene rundt Nordsjøbassenget (Belgia, Nederland, Tyskland, Danmark, Storbritannia). Terrestriske fugler minimaliserer tiden brukt på å trekke over åpne havområder; dette i motsetning til mange sjøfugl- og vannfuglarter som kan både ha retningsbestemt sesongtrekk og mer kontinuerlig og variert trekkatferd utenfor hekkesesongen. De potensielle konsekvensene av retningsbestemt sesongtrekk til sjøfugl og vannfugl ble inkludert her som et supplement til analysene på disse artene ellers i rapporten.

2.2.1 Kartlegging av trekk

Ringmerking-gjenfunn data ble levert av Norsk Ringmerkingssentral ved Stavanger Museum, Norge, og deres samarbeidspartnere innenfor EURING-nettverket for å produsere kart over trekkruiter over Nordsjøbassenget. Tilgjengelige data ble samlet for alle år (1906-2022) og både vår- og høsttrekket. Kun gjenfunn innenfor 60 dager etter funndato ble inkludert. Dette resulterte i data fra totalt 123 arter, som deretter ble gruppert i 9 funksjonelle grupper i henhold til May et al. (2021), se **tabell 2.2.1.1**. for listen over funksjonelle grupper og **tabell 12.1** for en fullstendig liste over arter. Sjøfugl og vannfugl som inkludert ellers i rapporten er kategorisert som måker (9 arter), sjøfugler (6 arter, med en overvekt av data for havsvale) og andefugler (12 arter, med en hovedvekt av data for gåsearter).

En Brownian bridge bevegelsesmodell (BBMM) ble brukt til å estimere fuglenes trekkruiter fra ringmerking og gjenfunn dataene og kartlegge sannsynlighet for dens forekomst under vår- og høsttrekket. BBMM estimerer sannsynligheten for at en fugl er til stede i et område basert på individuelle observasjoner, ved å bruke en betinget tilfeldig vandring og ta hensyn til avstanden og tiden mellom observasjonene (Horne et al. 2007). BBMM kan estimere fuglenes trekkruiter basert på romlige og tidsmessige observasjoner (Horne et al. 2007, Palm et al. 2015), og gjør det mulig å konstruere mer realistiske trekkruiter i stedet for bare å koble start- og endepunktene. Vi brukte BBMM til å estimere trekkrutene mellom ringmerking og gjenfunnhendelsene som en sannsynlighet for forekomst på et 2,5 x 2,5 km kart over Nordsjøbassenget. Deretter ble disse kartene summert for hver funksjonell fuglegruppe for å visualisere den romlige trekkintensiteten av artsmangfoldet for de ulike gruppene.

Tabell 2.2.1.1. Fuglegrupperingene som ble brukt for å produsere trekk-kartene, antall arter med tilgjengelige trekkspor i hver gruppe og antall trekkspor (fra en ringmerket fugl med minst ett gjenfunn) per fuglegruppe.

Fuglegruppe	Antall arter	Antall trekkspor
Kråkefugl	3	6
Måker	9	4229
Spurvefugler	50	3936
Rovfugl	8	58
Sjøfugl	6	410
Vadere	13	1071
Andefugl	12	611
Vannfugl	4	133
Andre fuglearter	5	11

2.2.2 Beregning av konsekvenser

En livssyklusanalyse (LCA) ble anvendt på trekk-kartene for å vurdere de potensielle effektene fra utbygging av offshore vindkraft i den norske økonomiske sonen (NØS) gjennom tre påvirkningsveier: 1) kollisjon, 2) forstyrrelse og 3) barriereeffekter. Metodene ble tilpasset fra May et al. (2020) og May et al. (2021), som utviklet LCA for å evaluere konsekvenser av landbasert vindkraft på artsmangfold av fugler. De potensielt forsvunne fraksjonene av arter (PDF), en målestokk for potensielt tap av artsmangfold i et område på grunn av utbygging av havvind, ble beregnet for hver påvirkningsvei og hver funksjonell gruppe basert på en referanseturbin på 22 MW plassert i hver enkel piksel i kartet. Dette tillater en avstand på 2500 meter mellom hver turbin. Se **tabell 2.2.2.1** for detaljer om ligningene og input verdier. Inputverdier for arter som ikke tidligere var inkludert i May et al. (2021) ble oppdatert etter Critchley et al. (2024, under gjennomgang).

PDF-verdier for kollisjonspåvirkninger ble definert som nedgangen i antall arter utsatt for kollisjoner (**tabell 2.2.2.1**, ligning 1). Utsatte arter er de som bruker området i rotorhøyde (πr_w^2) og har en viss sannsynlighet for kollisjon (R_k) basert på artsspesifikke kollisjonsrater ved vindturbiner fra Thaxter et al. (2017).

Forstyrrelses PDF-verdier måles som andelen arter som blir fortrent fra utbyggingsområdet (Tabell 2.8.2, ligning 2), basert på forstyrrelsesfaktorer per funksjonell gruppe (D_k) og artsspesifikke fluktavstander (d_k).

PDF-verdier for påvirkninger på grunn av barriereeffekter (**tabell 2.2.2.1**, ligning 3) ble beregnet som andelen arter som blir fortrent fra influensområdet med en ekstra migrasjonskostnad (M_k). Migrasjonskostnaden beregnes som produktet av artsspesifikke trekkavstanden og vekt i gjennomsnitt per artsgruppe. For å beregne barriereeffekten ble det antatt at de mest brukte trekkrutene ville ligge innenfor 50% kjerneområdet til trekk-kartene.

Kartene for de tre påvirkningsveiene ble deretter summert for å produsere ett kumulativt påvirkningskart per funksjonell gruppe.

Tabell 2.2.2.1. Ligninger for å beregne den potensielt forsvunne fraksjonen (PDF) av arter fra May et al. (2020) og May et al. (2021) og parameter definisjoner.

Kollisjon (C)	
$PDF(C)_{k,w} = \frac{S_k P_{k,i} \left(1 - \left(\frac{A_{org} - R_k * t_w * (\pi * r_w^2)}{A_{org}}\right)^z\right)}{\sum_i^I S_k P_{k,i}}$	$S_k P_{k,i}$ = Antal arter til stede lokalt i celle i innen gruppe k $A_{org} = 6.25 \text{ km}^2$ $t_w = 1$ turbin r_w = rotorblad lengde av turbinen w R_k = sannsynlighet for årlig kollisjon per turbin innen gruppe k $z = 0.21$ (art-areal relasjonen)
Forstyrrelse (D)	
$PDF(D)_{k,w} = \frac{S_k P_{k,i} \left(1 - \left(\frac{A_{org} - t_w * (\pi * (D_k * d_{k,max})^2)}{A_{org}}\right)^z\right)}{\sum_i^I S_k P_{k,i}}$	D_k = Forstyrrelses factor innen gruppe k . $d_{k,max}$ = Maksimal fluktavstand innen gruppe k
Barriere (B)	
$PDF(B)_{k,w} = \frac{S_k P_{k,i} \left(1 - \left(\frac{A_{org} - (\pi * t_w * M_k * (D_k * d_{k,max})^2)}{A_{org}}\right)^z\right)}{\sum_i^I S_k C_{k,i}}$	M_k = migrasjonskostnad innen gruppe k

2.2.3 Konsekvensverdier for trekkfuglmangfold

De høyeste og laveste påvirkningsområdene for plassering av et referanseprosjekt ble identifisert ved å kjøre et bevegelig vindu over hele den norske økonomiske sonen (NØS) og beregne summen av PDF-verdiene innenfor et område når et referanseprosjekt var sentrert på hver piksel på kartet. Siden påvirkningene (PDF-verdiene) allerede var beregnet for hver 2,5 x 2,5 km piksel, tar dette hensyn til retningslinjene for å opprettholde en avstand på 2500 m mellom turbiner innenfor et referanseprosjekt. Deretter ble naturlige brudd (Jenks natural breaks) i foredlingen av PDF-verdiene på kartet beregnet for å oppnå fem kategorier, som deretter ble konvertert til konsekvenskategorier mellom -1 og -5. Til slutt ble kartene aggregert til en oppløsning på 10 x 10 km for å sammenfalle med studiens raster, ved å bruke maksimalverdien per 10 km piksel. Konsekvens er dermed et relativt mål som muliggjør en sammenligning av ulike havvindområder, men den gir ikke absolutte tall på tap av artsmangfoldet.

2.2.4 Fugleradar

En Robin MAX 3D fugleradar ble utplassert på Lista (58.109002 N, 6.566235 E) i en høyde på 2,5 m over havet og har samlet inn data siden 29. mars 2023. En lignende radar ble plassert på Utsira (59.305762 N, 4.874604 E) i en høyde på 62 m over havet, som samlet inn data fra 30. august 2023. Radarene detekterer og sporer fugler kontinuerlig innenfor en rekkevidde på opptil ca. 10 km, avhengig av størrelsen på fuglen, og gir innsikt i detaljert flyveatferd samt flyvehøyde. Radaren er ikke i stand til å identifisere spesifikke fuglearter, men kan gi informasjon om ulike størrelser.

Der radaren også kan registrere spor som ikke er fra fugler (f.eks. fartøy, fly, bølger, interferens). I analysen inkluderte vi kun radarspor som opprinnelig ble kategorisert av radaren som fugler. Spor ble også kun inkludert hvis disse besto av minst 6 forflytninger. Mindre retningsbestemte spor ble fjernet ved å filtrere ut spor med en tortuositet (vinglethet) <0,60. Tortuositet defineres her som den

rette avstanden fra første til siste posisjon delt på den faktiske sporlengden. Spor med en tortuositet på 1 er derfor perfekt lineære spor. Spor med en tortuositet på 0,5 har derimot en spor lengde som er dobbelt så lang som den rette avstanden fra første og siste posisjon. Gitt det vi vet om trekkhastighetene til forskjellige fuglearter, inkluderte vi kun spor med en gjennomsnittshastighet mellom 5 – 28 m/s (Bruderer & Boldt 2001, Schmaljohann et al. 2008).

Det er ikke mulig for radarer å spore fugler bak bygninger, da disse reflekterer radarsignalet. På Lista ligger det et fyrtårn bare en kort avstand fra radaren. En kjegleformet polygon ble derfor merket for å dekke (kunstige) spor bak fyrtårnet, og alle spor som overlappet eller krysset polygonen, ble fjernet. For å eliminere bølger som feilaktig ble registrert som fugler, brukte vi et grovt «bølgefilter» der eventuelle spor som startet og sluttet over vann, og som hadde en maksimal flyhøyde på 4 m, ble fjernet.

For å bedre skille mellom spor fra trekkende og ikke-trekkende fugler identifiserte vi dager med høy aktivitet (mest sannsynlig trekkspor) fra dager med typisk lokal aktivitet ved hjelp av R-pakken 'sco-repeak' (Ochi 2019). Vi satt vindusstørrelsen til lengden på trekkseasonen (~3 måneder) med en periodisk betingelse. Imidlertid er det fortsatt inkludert lokal bevegelse innenfor dager med økt fugletrekk. Vi jobber med å utvikle bedre metoder for å filtrere ut spor av fugler fra ikke-fugler og trekkende fugler fra ikke-trekkbevegelser. Antall spor per dag gir en indikasjon på relative aktivitetsnivåer, i stedet for absolutte antall spor av trekkende fugler. Vi inkluderte bare spor over vann ved å filtrere ut spor som startet og sluttet over havet, og det er viktig å merke seg at spor registrert av radaren vil inkludere både sjøfugler og ikke-sjøfugler, og det er for tiden ikke mulig å skille disse. Til slutt vil det sannsynligvis være flere spor som oppdages på Lista, ettersom landet rundt radaren er relativt flatt, mens Utsira har noe høyere topografi (spesielt på nordsiden av radaren) som reduserte volumet av rommet skannet av radaren. Vinddata ble lastet ned fra Norsk klimaservicesenter (<https://klimaservicesenter.no/>).

De to radarene overlapper ikke med selve vindkraftområder. Vi antar dermed at trekkmønsteret som er registrert med radarene gir en indikasjon på potensiell konsekvens i disse områdene. Vi kvantifiserte konsekvensene (K) av vindkraftområdet for fugletrekk ved hjelp av følgende ligning:

$$K = -4 * \sqrt{EKSPONERING * SANNSYNLIGHET} - 1$$

Hvor:

$$EKSPONERING = \sqrt{\widehat{retn} * A_{høyde}}$$

Hvor $A_{høyde}$ er andelen av spor i rotorsonen og

$$\widehat{retn} = \cos(\text{mean}(retn_{vind\ areal} - retn_{fugle}))$$

Hvor $retn_{vind\ areal}$ er retningen mellom radaren og senterpunktet til vindkraftområdet, og $retn_{fugle}$ er retningen til hvert spor som er registrert av radaren.

Og $SANNSYNLIGHET$ beregnes ved hjelp av:

$$1 - \sqrt{var_{retn} * var_{avstand}}$$

Hvor:

$$var_{retn} = VAR(retn_{vind\ areal} - retn_{fugle})$$

Og:

$$var_{avstand} = \frac{\cos(\Delta_{vind\ areal}) + 1}{2}$$

Hvor $\Delta_{vind\ areal}$ er forskjellen i retning fra radaren til de ytterste hjørnene av vindkraftområdet. Dette tar dermed indirekte hensyn til avstanden mellom radaren og vindkraftområdet, samt selve utformingen av området (bredden mot radaren).

Vi bruker data fra radaren som er nærmest de ulike vindkraftområdene:

- Sørvest F → Lista fugleradar
- Vestavind F → Utsira fugleradar

2.3 Flaggermus

For å vurdere ev. konsekvenser av havvind på flaggermus ble et litteratursøk utført i siteringsdatabasene Web of Science (Core Collection) og Scopus, hvor et bredt systematisk søk ble satt sammen for å fange opp vitenskapelig litteratur. Relevante søketermer ble sortert i ulike kategorier: flaggermus, samt vind og migrasjon ved kyst og sjø. Termene ble deretter satt sammen med hjelp av de boolske operatorene OR og AND. Screeningsverktøyet Rayyan ble så brukt til å gå gjennom litteraturen fra søket basert på tittel og abstract. For flaggermus satt man igjen med 79 artikler som ble brukt videre i vurderingen. I tillegg ble det hentet inn litteratur fra en online database for miljøeffekter av vind og marin fornybar energi, Tethys ([Tethys | Environmental Effects of Wind and Marine Renewable Energy \(pnnl.gov\)](#)). Det ble også hentet informasjon fra publiserte norske rapporter og artsdatabanken ([Artsdatabanken - Kunnskapsbank for naturmangfold](#)).

2.4 Insekter

De mest kjente insektmigrantene til Norge er arter av dagsommerfugler som er aktive over vinteren som voksne individer istedenfor å gjennomleve vinteren i diapause eller som egg eller larve. Disse arter forflytter seg ofte for å følge fôrplantene til larvene, og flyger derfor som regel nordover om våren etter en overvintring (og fôring) om vinteren i sørligere strøk. Den kanskje mest kjente av disse er admiral-sommerfugl (*Vanessa atalanta*). Den overvintrer som voksen i middelhavsregionen i Europa, men kan finnes om vinteren så langt nord som Sør-Tyskland. Den migrerer nordover om våren/sommeren for å følge forekomsten av nesler. På nesler legger den egg, som er hovedføden for larvene, før forpopping til en ny generasjon voksne individer som trekker sørover om høsten til områder der nye nesler spirer etter tørkesesongen. Tidligere har det blitt spekulert i om insekter som migrerer nordover utgjør en slags overproduksjon av individer og at disse forsvinner fra populasjonene gjennom migrasjonen. Men mer sannsynlig er at migrasjonen i hvert fall bidrar til en høyere populasjonsstørrelse. Uansett er migrasjonen sentral for forekomsten av admiral på våre breddegrader. En studie fra Finland som inkluderer radarobservasjoner fra værstasjoner indikerer at admiral kan bruke kalde nordlige vinder for å trekke tilbake sørover om høsten (Mikkola et al. 2003). I den studien observertes store mengder sommerfugler på store høyder, langt over virkeområdet for vindturbiner. Admiralen deler til stor grad migrasjonsmønstre og levevis med tistelsommerfugl (*Vanessa cardui*) som trekker over enda større områder. Også sørgekåpe (*Nymphalis antiopa*) er en vanlig migrant over store områder, og kan derfor potensielt komme i kontakt med vindkraft til havs. Andre eksempler på dagsommerfugler som migrerer helt eller delvis er vandregulvinge (*Colias croceus*), svalestjert (*Papilio machaon*) og dagpåfugløyve (*Aglais io*). Ingen av disse arter regnes i dag som truet i Norge. Fra dette, og de allmenne begrunnelsene ovenfor ligger det nære å generelt avskrive risikoen med havvind for insektbestander. Men vi understreker at det stort sett mangler empiriske data, og derfor finns det ikke noen realistisk mulighet å oppdage eventuelle problem for insekter over de havområder som er aktuelle for etablering av havvind. Insektfaunaen i Norge er ikke fullstendig kartlagt, men den estimeres til å omfatte rundt 30 000 arter (Elven & Sørli 2021). Hittil har nesten 20 000 arter blitt observert innenfor landets grenser. Ut ifra denne ekstreme artsrikdom, og den nesten totale mangelen på data over havet, er det umulig å

utelukke at flere arter enn de som skisseres ovenfor kan være påvirket av vindkraft til havs. Gitt de generelle migrasjonsmønstrene fra sør om våren og nedover igjen om høsten er det naturlig å tenke seg at de mest sørlige områdene har størst risiko for insekter. Utefra disse enkle antakelser kan man forvente seg at områdene Nordvest (A og B) og Nordavind (A til D) har liten potensiell påvirkning på insekter.

3 Sørvest F

3.1 Sammendrag Sørvest F

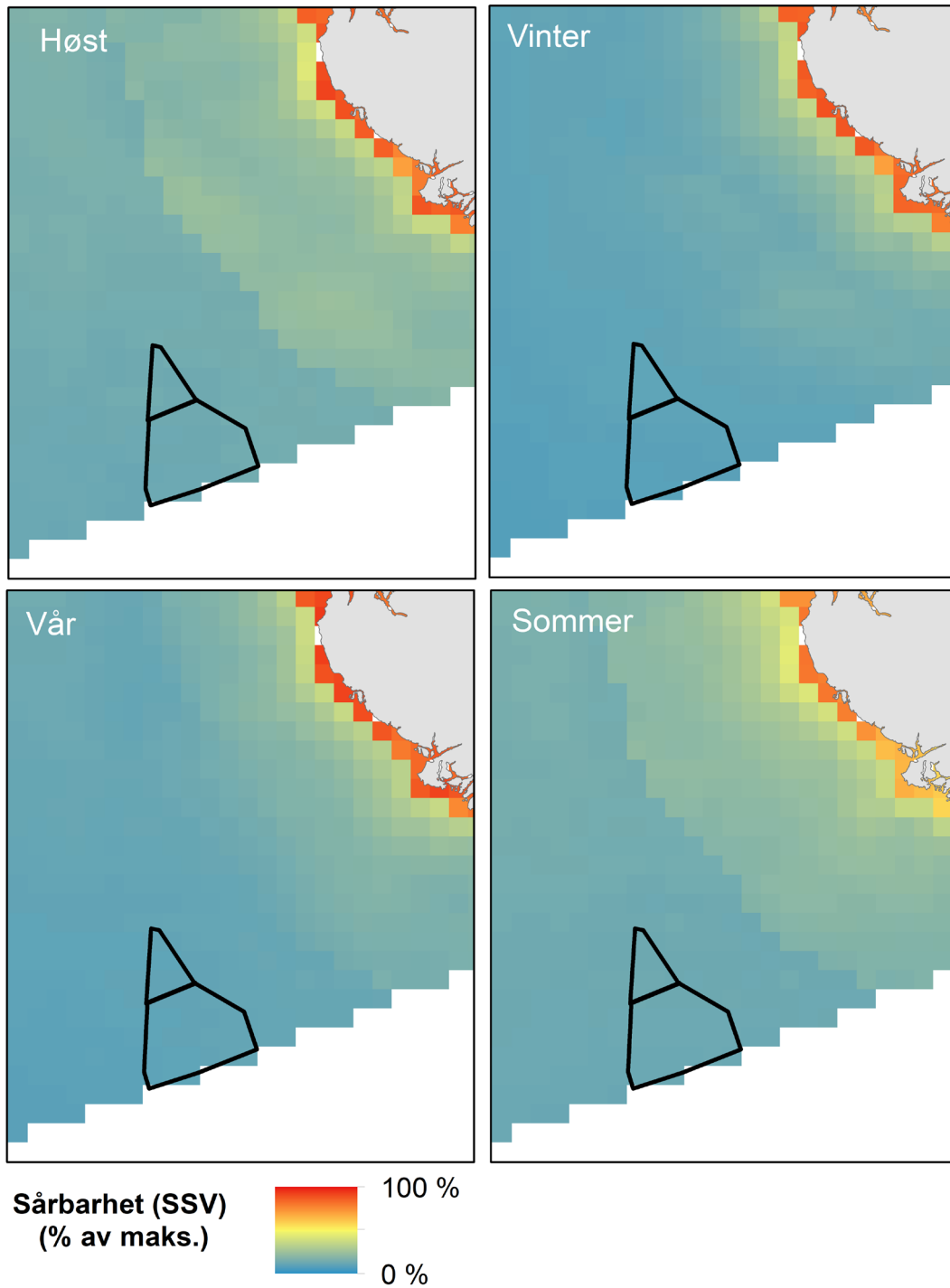
	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	<i>Noe</i>	<i>Alvorlig</i>	<i>Ukjent</i>	<i>Ukjent</i>
<p>Det er ubetydelig til noe konsekvens på de fleste artene av sjøfugl og vannfugl i Sørvest F. På nasjonal skala har lomvi og svartbak middels konsekvens gjennom hele året i Sørvest F. Sildemåke, hettemåke, fiskemåke, havsule, krykkje, storjo, grønlandsmåke og havsvale har middels konsekvens i minst én sesong. Antallet sårbare arter er generelt lavt fordi området ligger langt til havs. Ingen større norske sjøfuglkolonier berøres i hekketiden, og konsekvens for funksjonsområde rundt norske hekkekolonier ble beregnet til ubetydelig. Lomviene i området er først og fremst fra Storbritannia. Det gjelder også mange av de andre artene. Mindre andeler kommer fra Norge, andre land rundt Nordsjøen, Færøyene, Island, og Russland. Krykkje skiller seg litt ut, ved at størst andel av de som er i utredningsområdet om vinteren kommer fra Bjørnøya og Svalbard.</p> <p>Det ble beregnet noe til middels konsekvens på en rekke grupper trekkende fugl (dvs analyser av trekk basert på ringmerkingsdata). Det gjaldt måker, rovfugl, sjøfugl og vannfugl. Andefugler og andre fuglearter ble beregnet til alvorlig, og vadere og spurvefugler ble beregnet til svært alvorlig. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdiene skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p> <p>Uavhengig av tema og metode ble det ikke funnet tydelige forskjeller i konsekvens mellom åpnet område og tilleggsareal innen Sørvest F. Det er minkende sårbarhet og konsekvens med økende avstand fra fastlandet. I tillegg finnes det et større tobisfelt øst for utredningsområdet, som er viktig for sjøfugl. Derfor kan konsekvens være noe lavere i den vestlige delen av utredningsområdet.</p>				

3.2 Sjøfugl og vannfugler

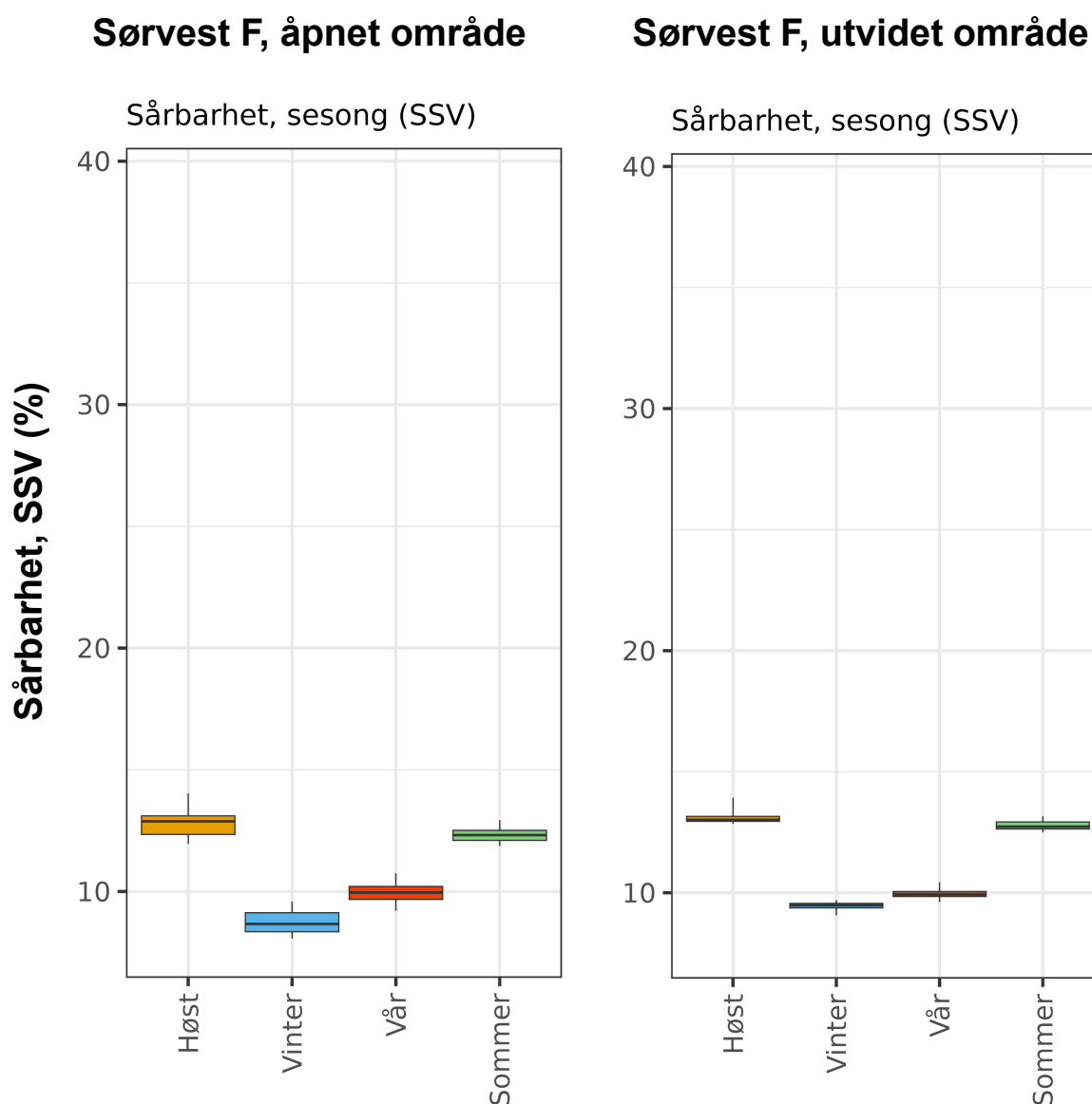
3.2.1 Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning

3.2.1.1 Sårbarhet

Sårbarhet kombinerer data over artenes utbredelse, bevaringsstatus og sensitivitet til havvindanlegg i en romlig indikator og uttrykkes som prosent av den høyeste verdien i norsk økonomisk sone. Samlet sårbarhet for 55 arter av sjøfugl og vannfugl i utredningsområdet hadde en medianverdi på 12,88% (min-maks: 11,96% - 14,03%) for åpnet område, og 13,01% (12,85% – 13,94%) for tilleggsområdet. Lav sårbarhet med lav variasjon i sårbarhet innad i utredningsområdet, reflekterer at utredningsområdet ligger forholdsvis langt fra kysten (se **figur 3.2.1.1.1**). Sårbarheten var noe lavere om vinteren enn om sommeren og høsten (**figur 3.2.1.1.1** og **figur 3.2.1.1.2**.)



Figur 3.2.1.1.1. Sjøfugl og vannfugl sin sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Sørvest F i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone. Utredningsområdet er vist som svart heltrukket strek (åpnet område i sør og utvidet område i nord).



Figur 3.2.1.1.2. Boksplott over fordelingen av sjøfugl og vannfugl sin sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Sørvest F i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone. Venstre figur viser fordelingen for åpnet område og høyre figur viser fordelingen for utvidet område.

Plasseringen av utredningsområdet langt til havs reflekterer også forholdsvis lav artsrikdom med kun 15 arter i åpnet område og 16 arter i utvidet område med en median sårbarhet på over 10%. Arter med en sårbarhet på over 20% er vist i **tabell 3.2.1.1.1**.

Tabell 3.2.1.1.1. Artsspesifikk sårbarhet i utredningsområde Sørvest F (åpnet område øverst og utvidet område nederst). Tabellen viser alle arter med en median sårbarhet på over 20% sortert fra mest sårbar til minst sårbar. Tabellen viser også rødlistestatus (Norsk rødliste), klassifisering av bevaringsstatus (CS) fra 1 (lite viktig) til 5 (svært viktig), og klassifisering av sensitivitet til havvindlegg fra 1 (lite sensitiv) til 5 (svært sensitiv). Årstid med høyest sårbarhet samt median, minimum- og maksimumsverdier i utredningsområdene er indikert.

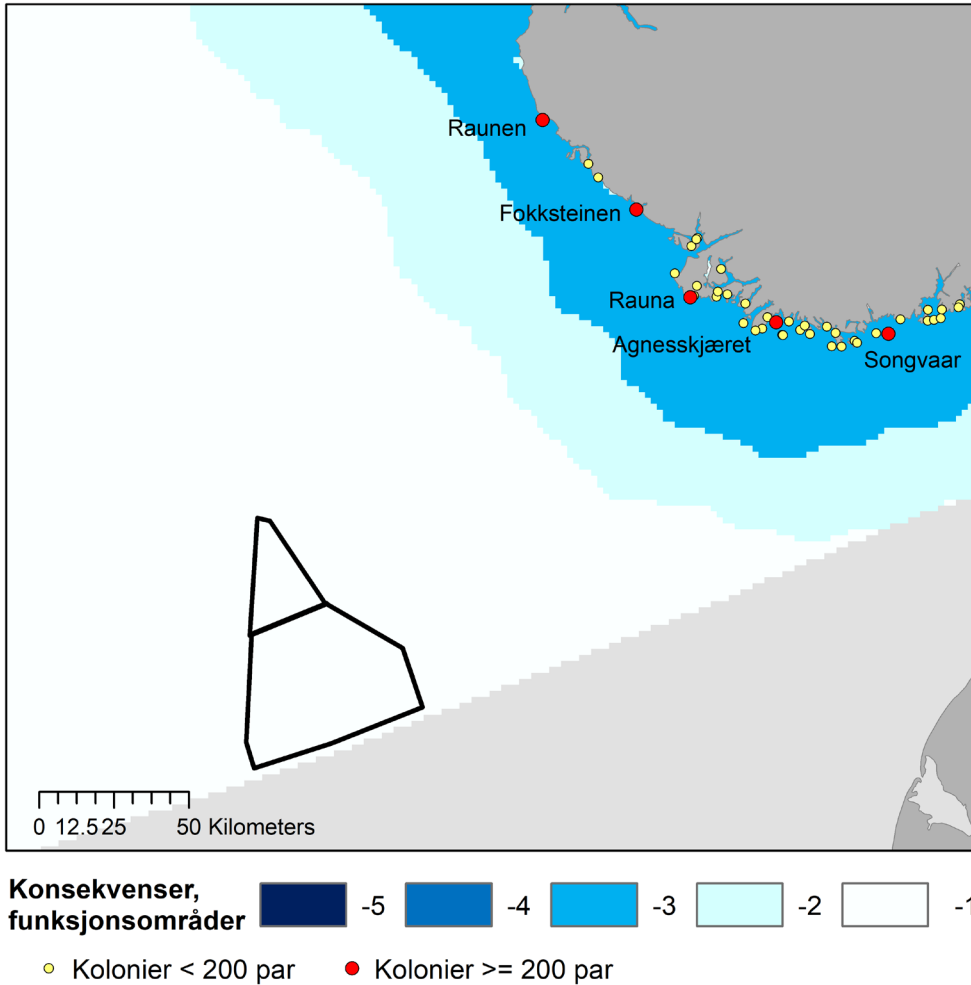
Sørvest F, åpnet					Sårbarhet (SPV) (%)		
Art	Rødliste	CS	VU	Årstid	Median	Min	Maks
1 Lomvi	CR	4,7	3,0	Vinter	34,24	33,54	34,79
2 Sildemåke	LC	3,0	4,2	Sommer	30,28	28,82	31,74
3 Havsule	LC	2,3	3,5	Sommer	28,78	26,87	30,19
4 Svartbak	NT	4,0	4,2	Høst	27,47	25,79	29,43
5 Hettemåke	CR	3,0	3,8	Sommer	26,28	24,76	28,46
6 Fiskemåke	VU	3,3	4,2	Høst	23,88	22,09	26,38
7 Storjo	LC	2,7	3,5	Høst	23,53	20,99	29,00
8 Havhest	EN	4,7	2,3	Vår	22,76	22,41	23,13
9 Krykkje	EN	3,7	3,7	Sommer	21,70	19,56	23,76
10 Alke	EN	4,3	3,0	Vår	21,33	19,59	24,33
11 Gråmåke	VU	4,0	4,2	Vinter	20,77	19,16	22,64
12 Havsvale	LC	2,3	3,2	Høst	20,75	16,89	25,50

Sørvest F, utvidet					Sårbarhet (SPV) (%)		
Art	Rødliste	CS	VU	Årstid	Median	Min	Maks
1 Lomvi	CR	4,7	3,0	Vinter	34,79	34,40	35,14
2 Sildemåke	LC	3,0	4,2	Sommer	30,60	29,33	31,74
3 Havsule	LC	2,3	3,5	Sommer	28,55	26,87	29,29
4 Svartbak	NT	4,0	4,2	Høst	27,01	25,51	28,17
5 Hettemåke	CR	3,0	3,8	Sommer	25,87	23,97	27,73
6 Fiskemåke	VU	3,3	4,2	Høst	24,75	22,42	26,30
7 Storjo	LC	2,7	3,5	Sommer	23,65	22,98	24,53
8 Krykkje	EN	3,7	3,7	Sommer	23,14	22,07	24,03
9 Havhest	EN	4,7	2,3	Vår	23,14	22,90	23,45
10 Alke	EN	4,3	3,0	Vår	23,07	21,49	24,29
11 Havsvale	LC	2,3	3,2	Høst	22,96	20,14	23,53
12 Gråmåke	VU	4,0	4,2	Vinter	22,45	21,33	23,23
13 Polarmåke	VU	3,7	3,8	Vinter	21,01	20,04	21,19

3.2.1.2 Funksjonsområder rundt koloniene

I hekkesesongen er utbredelsen til hekkende sjøfugl konsentrert til havområdene rundt koloniene, og disse områdene vil derfor ha særlig høye konsentrasjoner av beitende fugl, og fugl som flyr fram og tilbake mellom næringsområdene og hekkeplassen. Disse funksjonsområdene vil være spesielt sårbare, både fordi områdene har høye konsentrasjoner av sjøfugl, men også fordi en forstyrrelse i et slikt område vil gå spesielt ut over den lokale bestanden. Funksjonsområdene ble klassifisert etter alvorlighetsgrad fra -1 (liten konsekvens) til -5 (svært alvorlig konsekvens) avhengig av aksjonsradius og størrelsen på koloniene (se **kapittel 2.1.12**).

Det er relativt lang avstand (> 150km) mellom koloniene langs Sørlandskysten og utredningsområdet (**figur 3.2.1.2.1**), og vi forventer derfor at funksjonsområdet deres i liten grad vil bli påvirket.



Figur 3.2.1.2.1. Kart over utredningsområdet (svart strek), funksjonsområder etter konsekvens, og sjøfuglkolonier langs Sørlandskysten. Viktige kolonier, med mer enn ca. 200 hekkende par er indikert.

3.2.2 Områdebruk gjennom året

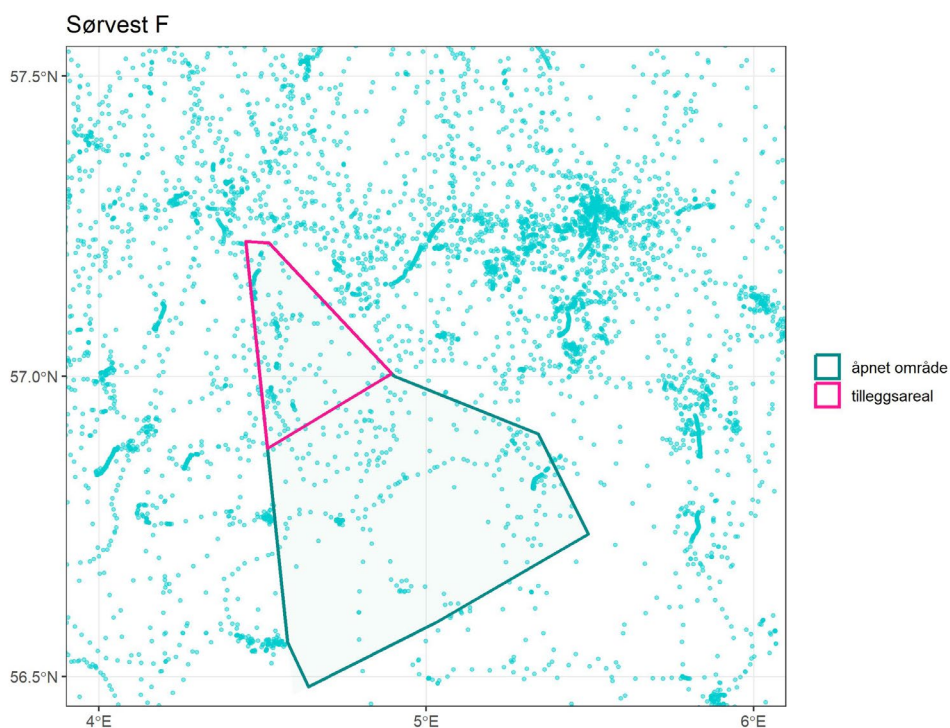
3.2.2.1 GPS-sporing i hekkesesongen

Av de artene som er sporet i hekkeperioden med GPS-loggerne fra kolonier i Sørvest-Norge, var det krykkje som brukte utredningsområdet Sørvest F mest (**tabell 11.1**). Krykkje er sporet med GPS fra kolonien i Skudeneshavn på Karmøy i Rogaland. 12 av 35 krykkjer med GPS brukte utredningsområdet. 10 individer hadde posisjoner innen det åpnet området, og 11 individer innen tilleggsarealet i nord (**figur 3.2.2.1.1, figur 11.2.1**). Av disse var 9 på næringsøk i det åpnete området og 8 i tilleggsarealet i nord. På bakgrunn av dette konkluderer vi med at krykkje kan bruke utredningsområdet til næringsøk i hekketiden. Krykkjene ble sporet til utredningsområdet etter at de hadde mistet sine egg eller unger. Derfor antar vi at det er krykkjer som har mislykkes med hekkingen i kolonien i Rogaland som kan bruke utredningsområdet i hekketiden. Det er litt høyere tetthet av posisjoner i tilleggsarealet enn det åpnete arealet, men disse resultatene gir ikke noe grunn til å skille områdene mht. verdi eller konsekvens for krykkje.

Ingen av GPS-posisjonene fra gråmåke og sildemåke fra Bergen (Vestland), Karmøy (Rogaland) eller Mandal (Agder) overlappet med utredningsområde Sørvest F (**tabell 11.1**). Men, det var GPS-posisjoner av noen sildemåke fra Mandal og Karmøy rett utenfor utredningsområdet (>12 km, **figur**

11.2.2 og 11.2.3). Vi antar at sildemåker som har mislykkes med hekkingen i kolonier i Rogaland og Agder kan bruke utredningsområdet i hekketiden. Det var også ett eksempel på at gråmåke fra Karmøy fløy gjennom området på trekk sørover i starten av august (**figur 11.2.2 og 11.2.3**). Det indikerer at gråmåke som hekker i Sørvest-Norge kan komme innom utredningsområdet etter hekking.

Ingen av lomviene som er sporet med GPS i hekketiden fra Kjør eller Spannholmane i Rogaland brukte utredningsområdet Sørvest F (se kart i vedlegg 3).



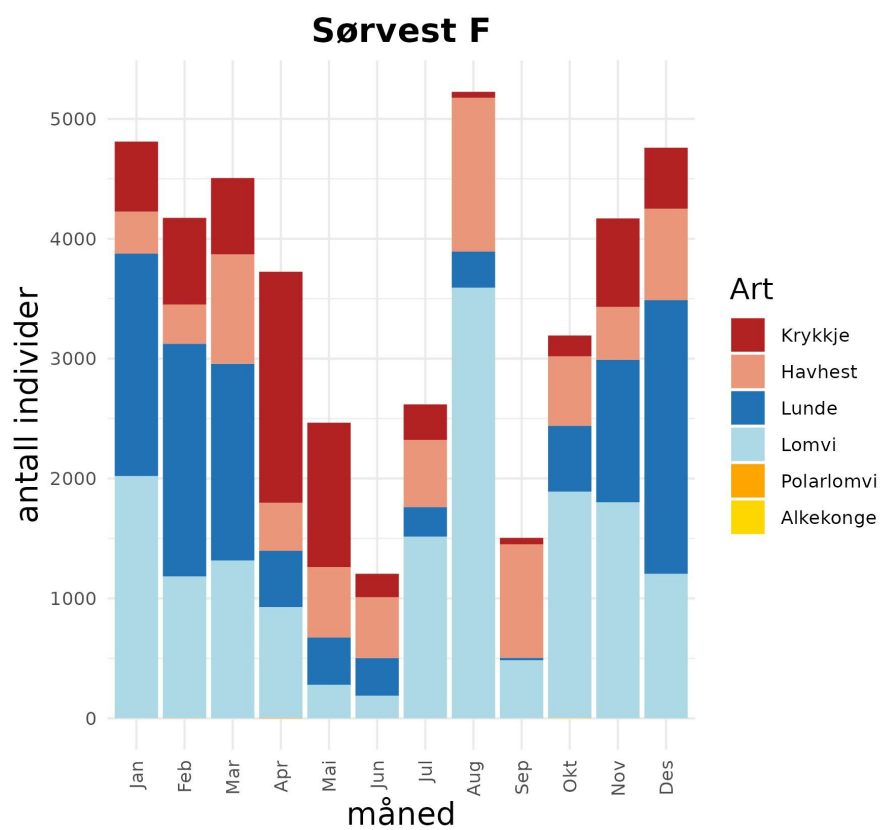
Figur 3.2.2.1.1. GPS-posisjoner av krykkje (lys blå) som hekker i Skudeneshavn (Rogaland) viser overlapp med utredningsområdet Sørvest F.

3.2.2.2 Sporing utenfor hekkesesongen

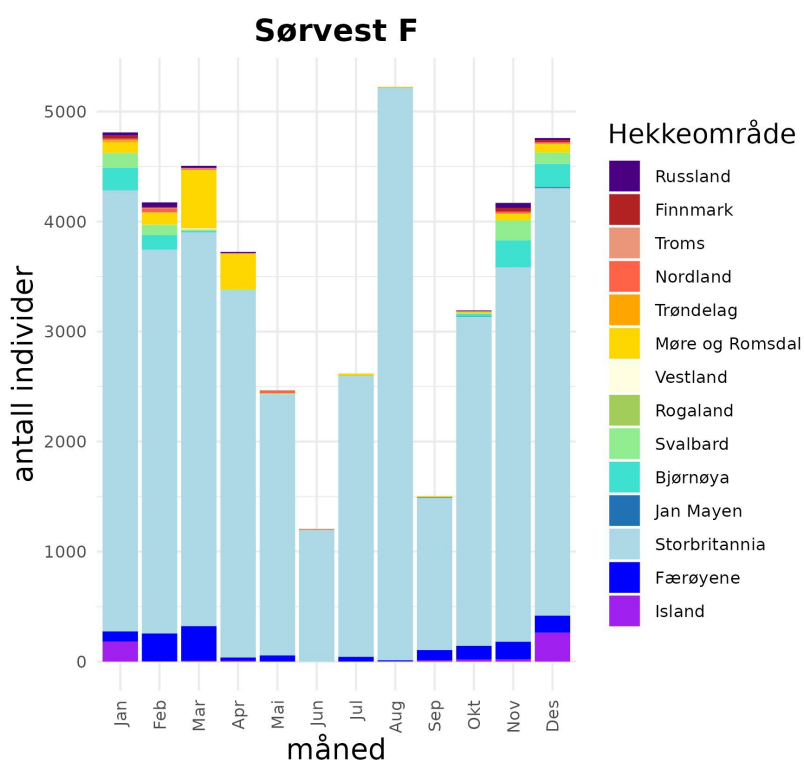
For de seks pelagiske artene, krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge, er det beregnet at ca. 1000 – 5000 individer er innen utredningsområdet. Det er beregnet mye lomvi, lunde, havhest og krykkje i området. Det er høyest antall i månedene fra november til mars. Lavest antall er beregnet i juni, hvor fuglene er tett på hekkekoloniene, og i mindre grad langt til havs slik som Sørvest F.

De aller fleste av disse fuglene kommer fra Storbritannia og er knyttet til britiske kolonier (**figur 3.2.2.2.1.- 3.2.2.2.5.**). Mindre andeler kommer fra Færøyene, Island og Russland. Relativt til andelen fra Storbritannia er det også mindre andeler fra Norge, fra Rogaland i sør til Svalbard og Jan Mayen i nord.

Krykkje skiller seg litt ut fra de andre artene, ved at andelen av britiske fugler er lavere utenfor hekketiden (**figur 3.2.2.2.2**). I november, desember og januar er mer enn halvparten av krykkjene fra Norge. Det er særlig mange krykkjer fra Bjørnøya og andre deler av Svalbard på denne tiden. I februar er det også stor andel norske krykkjer, og i mars og april utgjør krykkjer fra Møre og Romsdal en vesentlig del av totalen.



Figur 3.2.2.2.1. Estimert antall individer innen utredningsområdet Sørvest F angitt for seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge) i hver måned.

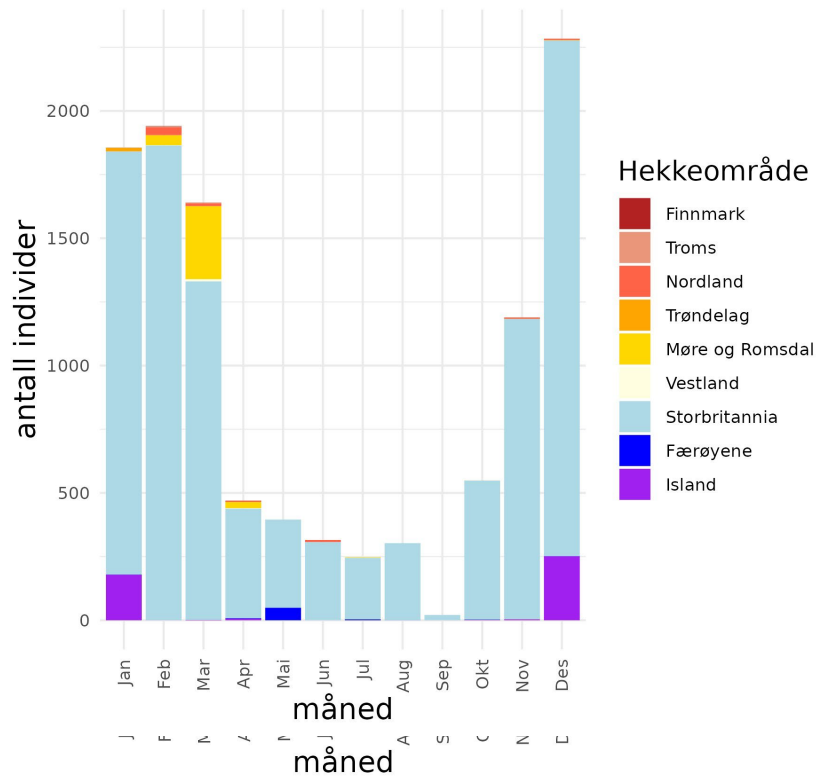


Figur 3.2.2.2.2. Estimert antall individer innen utredningsområdet Sørvest F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst) for totalt seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge).

Ingen av disse seks artene hekker i Agder. Krykkje, lomvi, lunde og havhest hekker i Rogaland, men kun havhest fra Rogaland er inkludert i dette datagrunnlaget fra SEATRACK. Sporing med lysloggere av krykkje og lomvi fra Rogaland har startet senere, og disse vil inkluderes i nyere versjoner. Det er viktige regionale bestander, men utgjør lave andeler i dette totalbildet. Våre upubliserte data viser at krykkje og lomvi fra Rogaland kan være i utredningsområdet Sørvest F høst, vinter og vår. I forrige kapittel presenterte vi GPS-sporinger som viser at krykkje fra Rogaland også kan være innom utredningsområdet om sommeren.

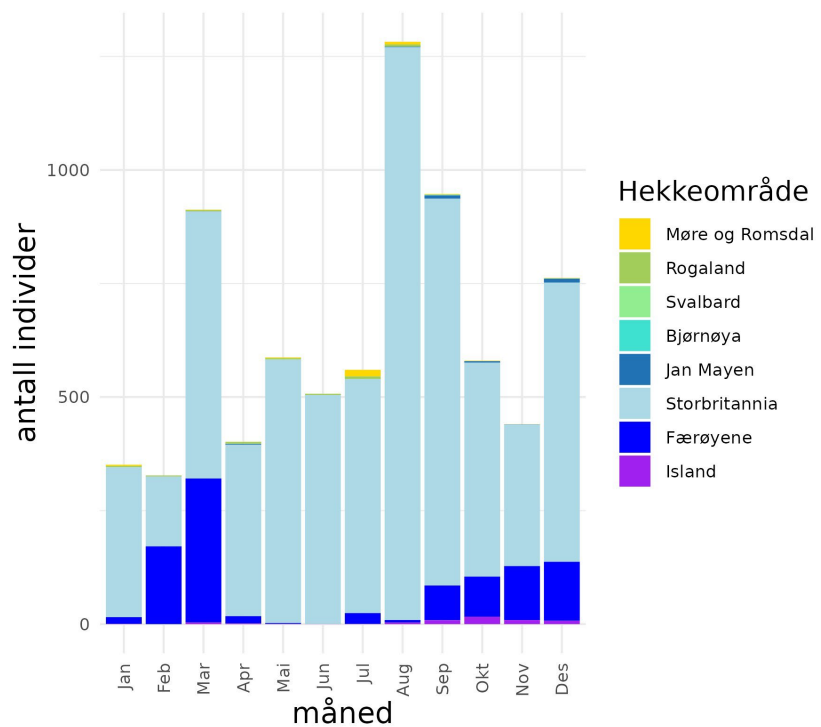
Sørvest F - Lunde

Figur 3.2.2.2.2. Estimert antall krykkje innen utredningsområdet Sørvest F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



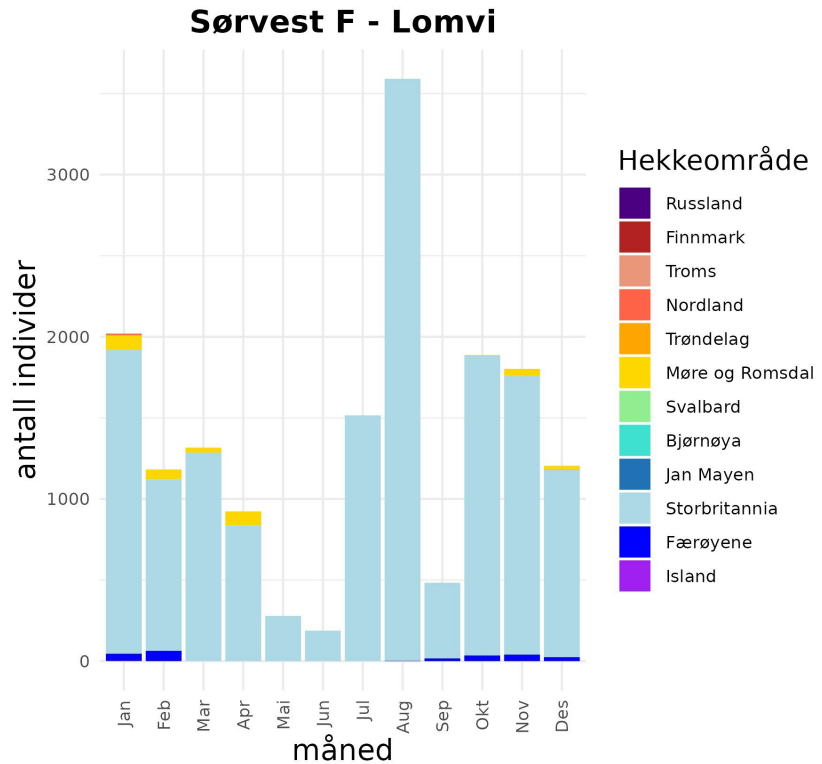
Sørvest F - Havhest

Figur 3.2.2.2.3. Estimert antall havhest innen utredningsområdet Sørvest F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



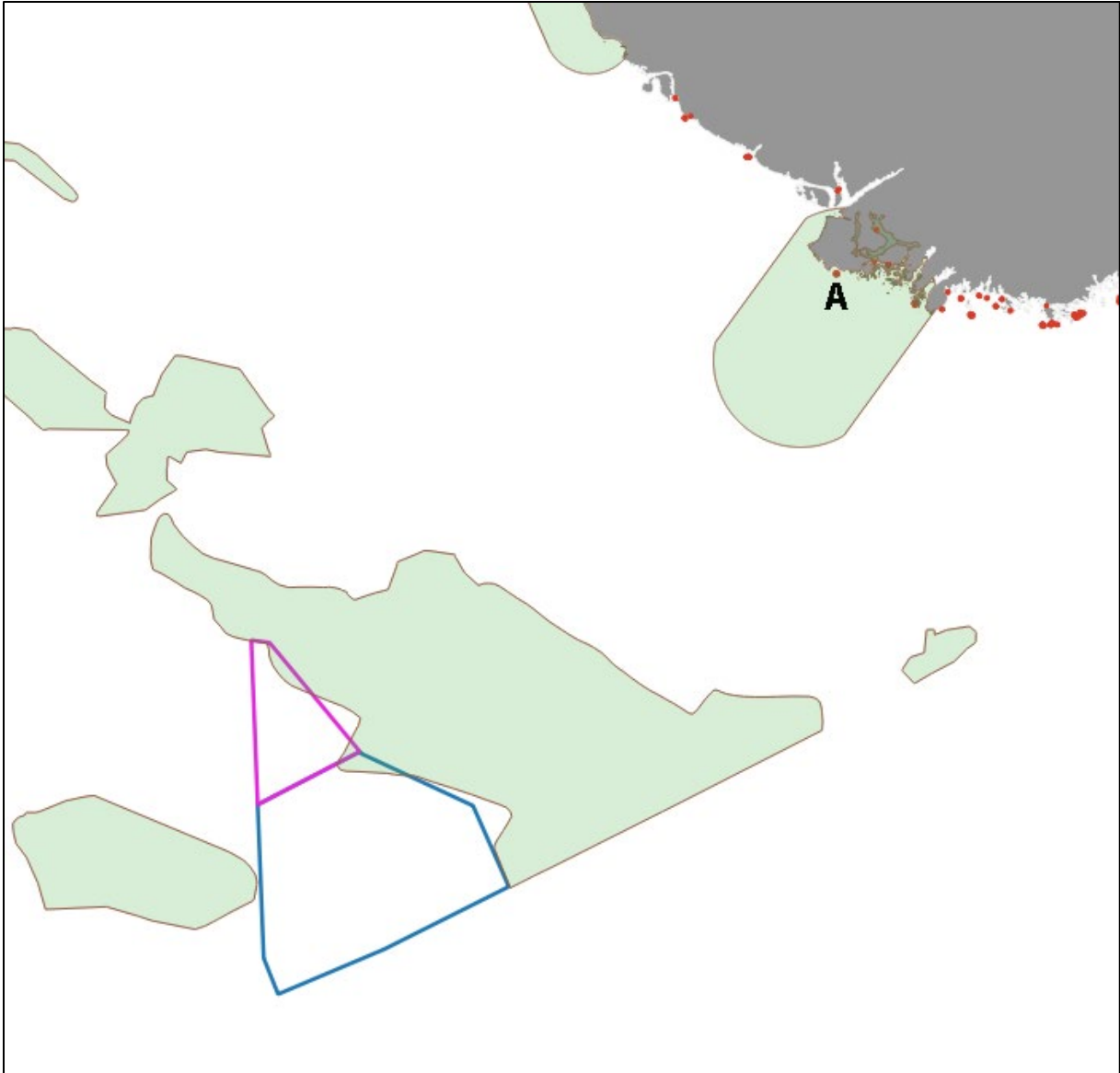
Figur 3.2.2.2.4. Estimert antall lunde innen utredningsområdet Sørvest F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).

Figur 3.2.2.2.5. Estimert antall lomvi innen utredningsområdet Sørvest F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst). Merk: Tallet for august er antakeligvis feil (se tekst)



3.2.3 Nærhet til viktige verneområder

Sørvest F ligger i et område med flere av de viktigste gyte- og leveområdene for tobis i Nordsjøen. Disse områdene er identifisert som særlig verdifulle og sårbare områder, SVO, av Faglig Forum og presentert i Stortingsmelding om helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene (Klima- og miljødepartementet 2024). Tobisforekomsten gjør at disse områdene blir attraktive til næringsøk for hekkende sjøfugl langs kysten (**figur 3.2.3.1**).



Figur 3.2.3.1. Kart som viser Sørvest F i forhold til SVO (Særlig verdifulle og sårbare områder). Åpnet område for Sørvest F er markert med mørkegrønn strek og tilleggsareal lilla strek. Grønne områder rundt området er SVO Tobisfelt sør. Listastrendene SVO har grønn markering og den sørlige delen av Boknafjorden og Jærstrendene SVO er synlig øverst i kartet. Naturreservat for sjøfugl er markert med rødt og Rauna (A) utenfor Lista er i tillegg markert med A.

Det som kanskje er Norges største sildemåkekoloni på øya Rauna utenfor Lista ligger på det nærmeste 151 km nordøst for Sørvest F. Kolonien hadde i 2023 1600 par. Denne kolonien er regionalt av stor betydning på grunn av størrelsen og at andre kolonier langs kysten i tidligere Vest-Agder fylke har en nedadgående trend. For sjøfugl generelt er det slik at denne kolonien har over halvparten av hekkende sjøfugl i det tidligere fylket. Plasseringen av Sørvest F mellom gyteområdene til tobis kan gjøre at fugler som hekker her kan bli eksponert eller hindret i å gjøre næringssøk her.

Jærstrendene ligger på det nærmeste 160 km i fra Sørvest F. Dette er et av Norges viktigste, raste, overvintrings og myteområde for vann- og vadefugl. Deler av disse strendene har også internasjonal vernestatus (Ramsar). Betydningen for trekkfugler er også grunnen til at ti områder på Lista i Farsund kommune er Ramsarområder.

3.2.4 Kartlegging av sjøfugl

I 2023 ble hekkebestandene av sjøfugl kartlagt fra Svenskegrensen til Karmøy. I 2024 skal tilsvarende kartlegging gjøres mellom Karmøy og Trøndelag. De viktigste resultatene presenteres her når en spesifikk koloni eller en art omtales.

3.2.5 Bestandstrender for sjøfugl

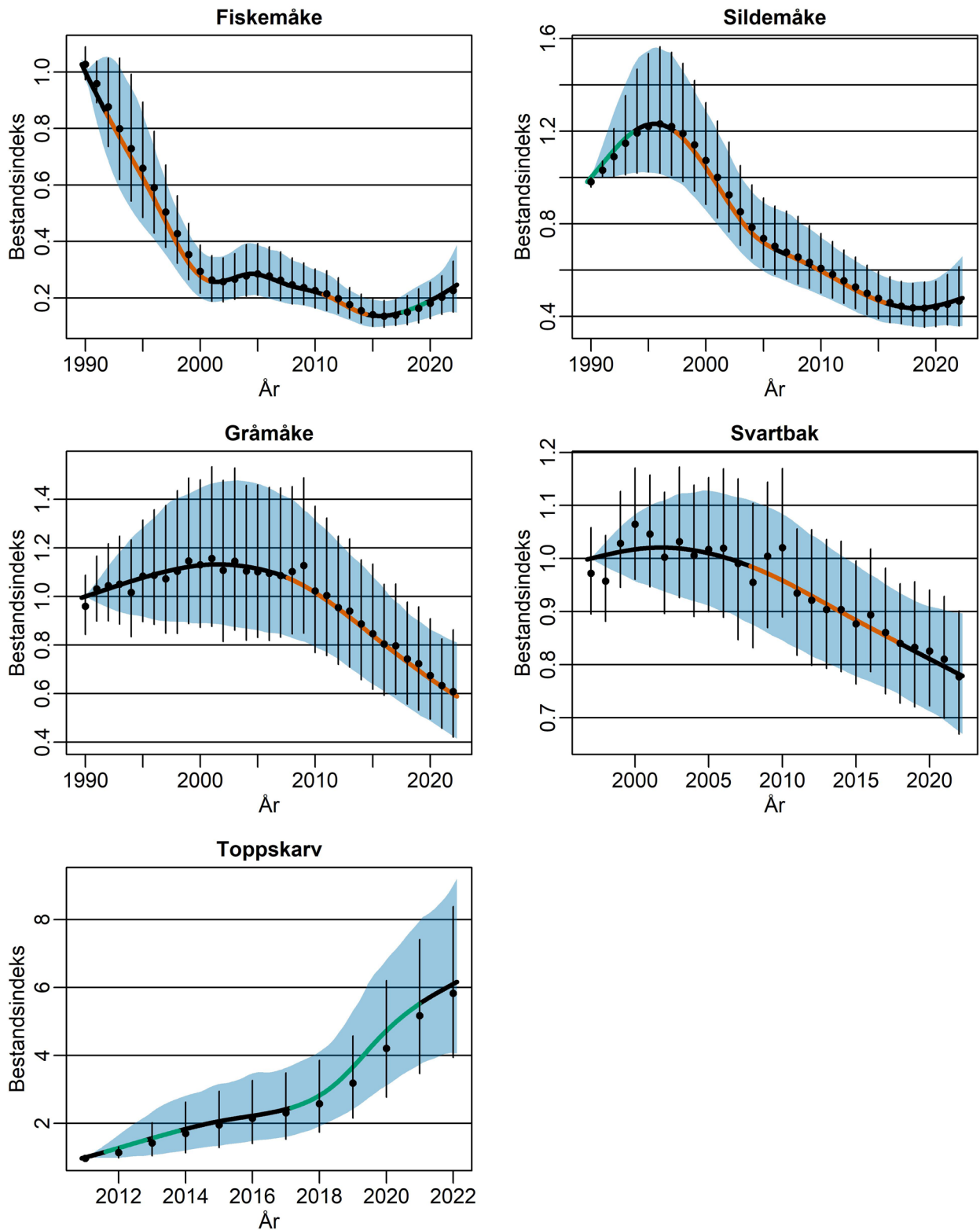
Sørvest F inngår som en del av leveområdet for flere arter av sjøfugl. Det er totalt 14 arter innenfor topp 10 for SPV for de ulike sesongene. Området ligger langt fra land i Nordsjøen, men oppsøkes for næringssøk spesielt under trekk og utenfor hekkesesongen. Under trekket vil kystbundne arter, slik som fiskemåke, hettemåke, gråmåke, sildemåke, grønlandsmåke og polarmåke, kunne trekke forbi området på vei mot og fra overvintringsområder i landene rundt Nordsjøen. Havsvale vil også trekke gjennom og søke næring i området på vei til og fra hekkeområdene. Bestandstrend for havsvale er omtalt under område Vestavind F.

Tabell 3.2.5.1. Oversikt over de 10 artene med høyest artsspesifikk sårbarhet (SPV) i utredningsområde per sesong for påvirkning fra havvind innen utredningsområdet Sørvest F. For hver sesong oppgis en rangering av SPV til en art, slik at arten med høyeste SPV får rang 1. Rang utenfor topp 10 en gitt sesong er oppgitt der arten er innenfor topp 10 i andre sesonger. Arter som ikke har noen kjent bruk av området en gitt sesong er gitt (-). Vår = februar-april, sommer = mai-juli, høst = august-oktober og vinter = november-januar. Aktivitet i et område er oppgitt som T = trekk, H = hekking og O = overvintring, og gjenspeiles i tiden på året for når områdene benyttes. Parenteser indikerer begrenset bruk ved aktuell aktivitet.

Norsk	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Aktivitet
Sildemåke	10	1	7	-	T, (H)
Lomvi	1	2	1	1	T, H, O
Havhest	2	8	10	4	T, H, O
Svartbak	5	10	3	2	T, (H), O
Havsule	4	3	2	8	T, H, O
Alke	3	9	12	10	T, H, O
Gråmåke	7	13	9	3	T, (H), O
Hettemåke	11	4	4	12	T
Fiskemåke	9	12	5	9	T
Polarmåke	8	19	19	5	T, O
Storjo	-	5	6	-	T, (O)
Grønlandmåke	13	18	-	6	T, O
Krykkje	6	6	15	7	T, H, O
Havsvale	-	7	8	-	T

I Agder fylke har det vært en langvarig nedgang i hekkekoloniene til sildemåke, fiskemåke, gråmåke og svartbak (**figur 3.2.5.1**). Fiskemåke har hatt en tendens til en nedgang på -8,2 % (CI = [-36,7, 36,7]) i Agder siden 2022, men bestanden hadde en langt mer dramatisk nedgang i 1990-2000 og er nå på kun 20 % av opprinnelig størrelse (**figur 3.2.5.1**). Nedgangen i Agder er også reflektert på nasjonalt nivå der nedgangen har vært på -58,9% (CI = [-68,9, -47,0]) siden 2002 (**figur 6.2, tabell 6.1**). Sildemåke har hatt en nedgang på -46,7 % (CI = [-58,4, -30,6]) i Agder og en nedgang på -46,8 % (CI = [-54,3, -38,9]) nasjonalt siden 2002 (**figur 6.2, tabell 6.1**). For gråmåke var bestanden stabil i Agder fram til 2009, men har siden fulgt den nasjonale trenden for arten og vi finner en nedgang på -47,2 % (CI = [-59,6, -28,4]) i Agder (**figur 3.2.5.1**) og -52,8 % (CI = [-58,9, -45,6]) nasjonalt (**figur 6.2, tabell 6.1**). Svartbak økte i bestandsstørrelse nasjonalt på 90-tallet, men har vist en trend for en moderat nedgang på 9,4 % siden 2002 der konfidensintervallet er bredt (**figur 6.2, tabell 6.1**). I Agder har bestanden gått ned -23,4 % (CI = [-32,6, -13,0]) siden 2002 (**figur 3.2.5.1**). Krykkje benytter områdene rundt Sørvest F under trekk og utenfor hekkesesongen, de er

pelagiske og søker mat i havoverflaten. Kolonier for denne arten finnes flere steder på de Britiske øyene og i Norge fra Rogaland og nordover. Kolonier har også etablert seg på offshore-installasjoner. Nasjonalt viser bestandstrenden en nedgang på -66,6 % (CI = [-73,3, -57,0]), en nedgang som var spesielt rask fra slutten av 90-tallet fram til rundt 2010 (**figur 6.2, tabell 6.1**).

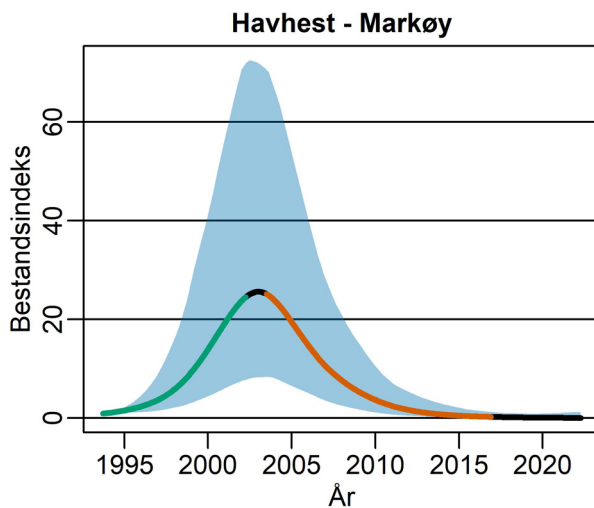


Figur 3.2.5.1. Bestandstrender for kolonier av måker og toppskarv i Agder fylke.

Hettemåke, polarmåke og enkelte grønlandsmåker kan påtreffes i området ved Sørvest F utenfor hekkesesongen på trekk mot kystområdene rundt Nordsjøen. Nasjonalt er bestandstrenden for polarmåke og hettemåke negativ, spesielt hettemåke har gått kraftig tilbake siden slutten av 1980-tallet (Stokke et al. 2021b). Grønlandsmåke hekker på Grønland og lengre vest og påtreffes sporadisk på overvintring langs kysten vår.

Lomvi og alke benytter områdene ved sørvest F særlig utenfor hekkesesongen og er svært sensitive i forhold til vindkraft i området. Kolonier for disse to artene finnes i Norge fra Rogaland og nordover. Bestandstrenden for begge arter var positiv på 90-tallet, men har siden gått ned i antall. Nasjonalt har lomvi vist en nedgang på -15,1 % (CI = [-25,4, -0,4]) og alke en nedgang på -61,1 % (CI = [-78,3, -33,3]) siden 2002 (**figur 6.1, tabell 6.1**).

Havhestkolonien på Markøy i Agder vokste i starten av 2000-tallet raskt, men har siden avtatt sterkt i størrelse. Det er ikke registrert noen hekking her siden 2017 (**figur 3.2.5.2**). Det er spesielt utenfor hekkesesongen at havhest er sensitiv til havvind i området ved sørvest F og fugler i området vil komme fra ulike kolonier, spesielt sørvest i Norge og på de Britiske øyer. Nasjonalt har bestanden av havhest vist en svært dramatisk nedgang på 95,1 % (CI = [-98,5, -84,8]) (**figur 6.3, tabell 6.1**).



Figur 3.2.5.2. Bestandstrend for havhestkolonien på Markøy i Agder.

Havsule er en overflatebeitende pelagisk art som benytter området ved sørvest F særlig utenfor hekkesesongen. Nærmeste kolonien i Norge er ved Runde, og arten hekker blant annet på de Britiske øyer, i Irland og på Helgoland sør i Nordsjøen. De er kjent for å kunne dra svært langt fra koloniene under næringssøk og er særlig sensitive til havvind. Nasjonalt viser bestanden av havsule en økning på 49,9 % (CI = [24,4, 82,8]) siden 2002 (**figur 6.3, tabell 6.1**).

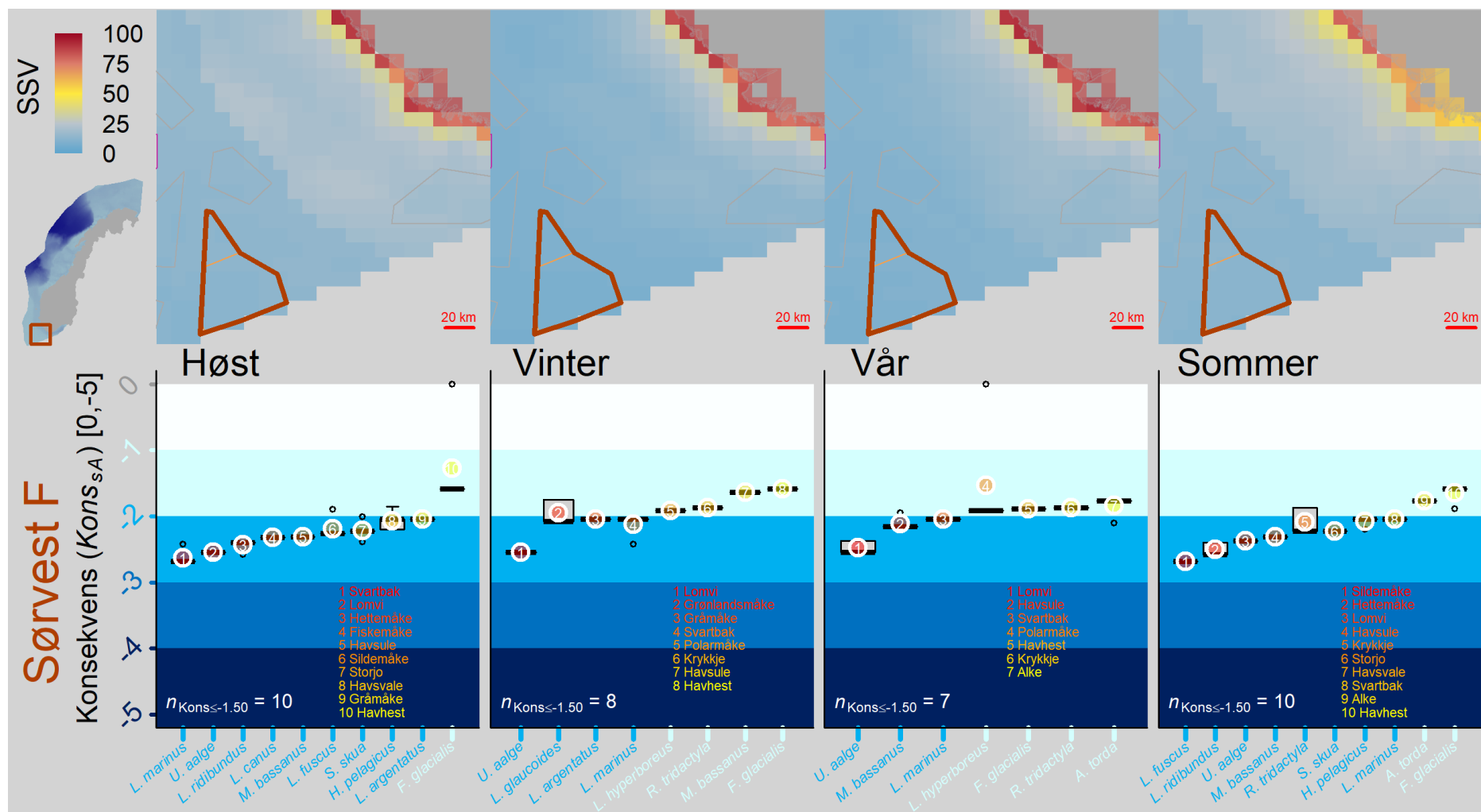
Storjo hekker spredt i Norge i løse kolonier fra Møre og Romsdal og nordover. De finnes også hekkende blant annet nord på de Britiske øyer og i Irland. De søker næring pelagisk i overflaten og kan benytte området ved sørvest F særlig utenfor hekkesesongen på trekk til overvintringsområdene lengre sør og vest. De observeres fåtallig så langt øst i Nordsjøen som området sørvest F. Nasjonalt viser bestandstrenden for storjo en økning på 45 % (CI = [13,3, 80,0]) siden 2002 (**figur 6.3, tabell 6.1**).

3.2.6 Konsekvenser

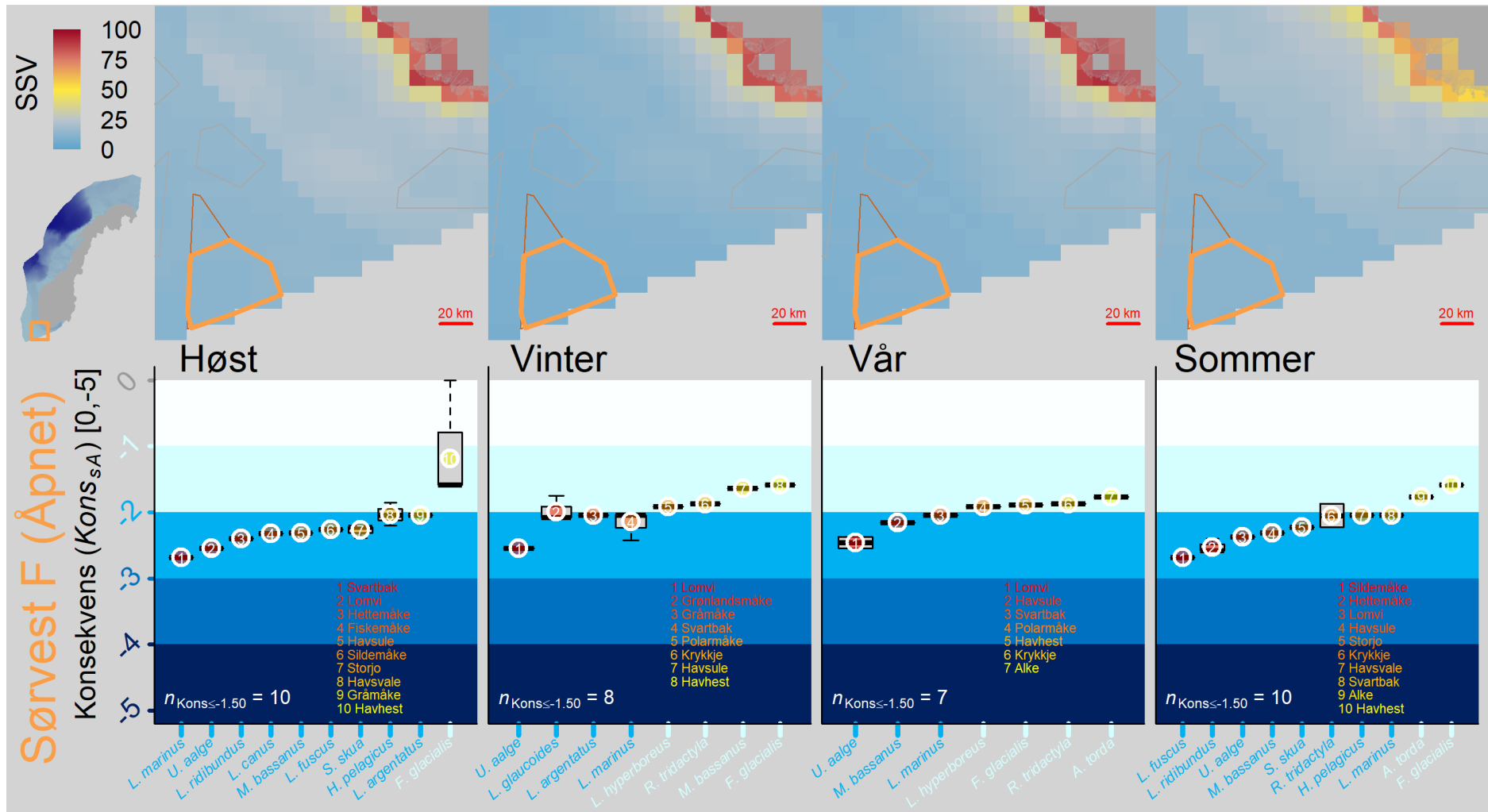
3.2.6.1 Sårbarhet og konsekvens for nasjonale bestander

I dette området viste sesongmessig sårbarhet (SSV) en gradient ut fra kysten der de mest sårbare områdene var nærmest kysten.

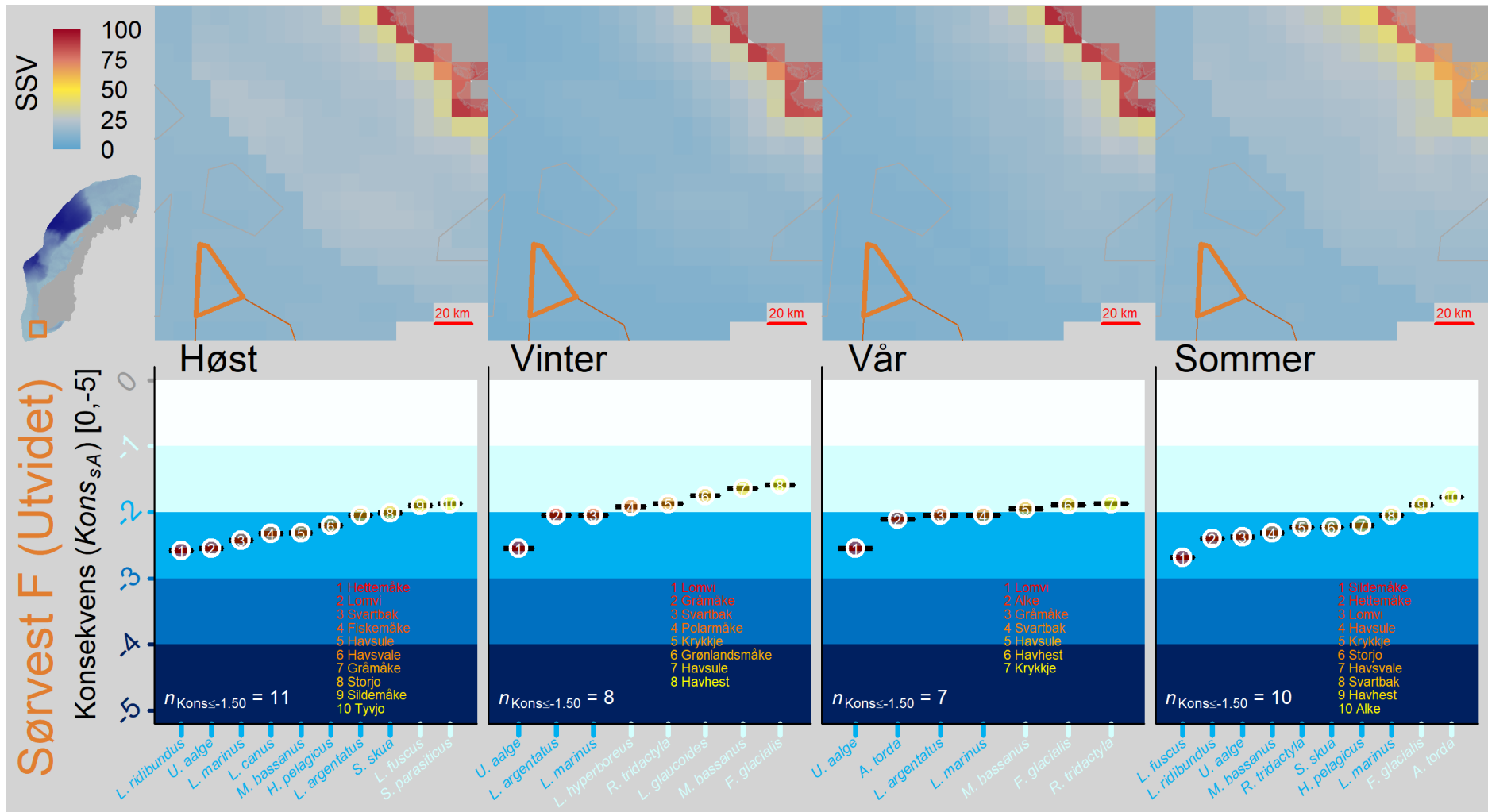
Antall arter med en median negativ konsekvens på mindre enn -1.5 var størst om høsten (Sørvest F = 10, Åpent = 10 og Utvidet = 11) og sommer (Sørvest F = 10, Åpent = 10 og Utvidet = 10), etterfulgt av vinter (Sørvest F = 8, Åpent = 8 og Utvidet = 8) og vår (Sørvest F = 7, Åpent = 7 og Utvidet = 7) (**figur 3.2.6.1**). For alle sesongene var den største negative (median) konsekvensen vurdert til '(-2,-3] Middels'. For høsten gjaldt dette lomvi, svartbak, fiskemåke, gråmåke, sildemåke [ikke Sørvest F (Utvidet)], hettemåke, storjo, havsvale og havsule, for vinter gjaldt det lomvi, Grønlandsmåke [ikke Sørvest F (Utvidet)], svartbak og gråmåke, for våren lomvi, alke (ikke Sørvest F) og svartbak, gråmåke [ikke Sørvest F (Åpnet) og Sørvest F] og Havsule [ikke Sørvest F (Utvidet)], og for sommer gjaldt det lomvi, svartbak, sildemåke, krykkje, hettemåke, storjo, havsvale og havsule (**figur 3.2.6.1, tabell 3.2.6.2**).



Figur 3.2.6.1. Den øverste raden viser sesongmessig sårbarhet (SSV) med en gradientnøkkel (øverst til venstre) for piksler på 100 km² i et kartutsnitt for Sørvest F (polygon med tykk grenselinje, tilgrensede områder med smalere linjer). Oversiktskartet viser utsnittet nasjonalt. Vi viser konsekvensfordelingen for opptil ti arter (nederste rad), vurdert for piksler på ca. 400 km² som dekker minst 70% av arealet. Punktene viser gjennomsnittlig konsekvens (rød til gul fargegradient) og nummerering angir artenes norske navn ($n_{Kons \le -1.5}$ angir antall arter).



Figur 3.2.6.1 (forts). Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Sørvest F (Åpnet) (se figurtekst over for tekniske detaljer).



Figur 3.2.6.1 (forts). Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Sørvest F (Utvidelse) (se figurtekst over for tekniske detaljer).

Tabell 3.2.6.1. Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV) for de ti artene med størst gjennomsnittsverdier (sortert uavhengig av sesong) for Sørvest F. De sesongmessige verdiene angis som gjennomsnitt (25-percentilen, 75-percentilen), og er basert på piksler innenfor polygonet vist i figur BJB4. Rødlis-teststatus er status hentet fra den norske rødlista: kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU), nær truet (NT) eller datamangel (DD) der kategorien CR, EN og VU blir refereres til som truede arter (<https://artsdatabanken.no/rodliseforarter2021/Metode#316484>, besøkt 29-05-2024). Bevaringsstatus og Havvindsensitivitet er redegjort for i kapittel 2.2 og 2.3).

Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havvindsen- sitivitet (VU _s)	Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV)			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
a) Sørvest F								
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	31.2 (30.7,31.9)	34.3 (34.0,34.6)	30.2 (29.4,31.1)	33.1 (32.9,33.2)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	12.1 (11.2,12.8)	0.0 (0.0,0.0)	30.3 (30.0,30.8)	22.1 (20.7,23.2)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	20.5 (19.7,21.6)	15.7 (14.6,16.5)	28.5 (27.9,29.2)	27.5 (26.5,28.1)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	20.0 (19.4,20.6)	22.5 (22.1,22.9)	17.8 (17.3,18.3)	27.3 (26.5,28.0)
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	11.4 (9.6,13.1)	7.2 (5.5,9.0)	26.3 (25.4,27.0)	25.1 (24.5,25.4)
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	14.1 (13.2,15.0)	15.3 (14.4,16.3)	9.5 (8.7,10.4)	24.1 (23.4,24.6)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	23.4 (23.0,23.7)	23.1 (21.5,24.6)
Havhest	<i>F. glacialis</i>	EN	4.667	2.333	22.9 (22.6,23.0)	19.7 (19.5,19.9)	20.2 (19.9,20.4)	14.6 (14.4,14.7)
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	17.9 (17.5,18.4)	16.6 (16.5,16.6)	22.0 (21.2,23.1)	5.1 (4.7,5.5)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	21.8 (20.8,22.9)	10.9 (9.1,12.3)	18.1 (17.5,18.4)	8.8 (8.2,9.4)
b) Sørvest F (Åpnet)								
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	31.0 (30.5,31.6)	34.2 (33.9,34.5)	29.9 (28.9,30.8)	33.0 (32.9,33.1)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	11.9 (11.1,12.6)	0.0 (0.0,0.0)	30.4 (30.0,31.0)	22.3 (21.1,23.3)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	20.8 (19.8,22.1)	15.5 (14.6,16.0)	28.7 (28.1,29.3)	27.7 (27.1,28.2)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	19.7 (19.0,20.4)	22.5 (22.1,23.1)	17.8 (17.1,18.3)	27.4 (26.6,28.0)
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	12.2 (10.7,13.6)	6.6 (5.4,7.9)	26.4 (25.8,27.0)	24.7 (24.4,25.0)
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	14.3 (13.5,15.0)	15.3 (14.4,16.2)	9.3 (8.4,10.3)	24.1 (23.4,24.6)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	23.4 (22.9,23.7)	23.8 (22.4,24.8)
Havhest	<i>F. glacialis</i>	EN	4.667	2.333	22.8 (22.6,22.9)	19.6 (19.4,19.7)	20.1 (19.9,20.2)	14.5 (14.4,14.6)
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	17.8 (17.2,18.3)	16.6 (16.5,16.7)	21.7 (20.6,22.7)	4.9 (4.6,5.2)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	21.5 (20.4,22.4)	10.3 (9.0,11.8)	18.0 (17.5,18.4)	8.9 (8.1,9.6)

Tabell 3.2.6.1. Fortsettelse.

Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sivitet (VU _s)	Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV)			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
c) Sørvest F (Utvidet)								
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	32.0 (31.7,32.3)	34.8 (34.7,34.9)	31.2 (30.9,31.9)	33.3 (33.2,33.3)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	12.5 (11.6,12.9)	0.0 (0.0,0.0)	30.5 (30.1,30.9)	21.1 (19.9,22.2)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	19.6 (18.4,21.0)	16.1 (15.1,17.3)	28.4 (27.9,29.1)	26.6 (25.9,27.3)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	21.0 (20.2,21.6)	22.5 (22.3,22.7)	17.9 (17.6,18.0)	26.9 (26.1,27.8)
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	8.9 (7.3,10.5)	9.8 (9.2,10.2)	25.6 (24.6,26.2)	26.1 (24.6,27.5)
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	13.7 (13.2,13.9)	16.0 (14.9,17.4)	9.8 (9.2,10.4)	24.6 (23.9,25.6)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	23.8 (23.4,24.2)	20.9 (20.3,21.9)
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	18.5 (18.4,18.8)	16.5 (16.4,16.5)	23.3 (22.8,23.9)	5.8 (5.6,6.0)
Havhest	<i>F. glacialis</i>	EN	4.667	2.333	23.2 (23.1,23.3)	20.0 (19.9,20.1)	20.6 (20.4,20.7)	14.8 (14.8,14.9)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	23.0 (22.2,23.8)	12.7 (12.3,13.2)	18.7 (18.4,19.0)	8.6 (8.3,8.7)

Tabell 3.2.6.2. Konsekvens (samme som i figur 3.2.6.1) for Sørvest F, men her for de ti artene med størst negativ konsekvens (sortert uavhengig av sesong, noe som gjør at utvalget her er gjort ulikt fra figurene). Konsekvens angis som median (25-percentilen, 75-percentilen) og antall piksler i klammer. Se Tabell 3.2.6.1 for detaljer om rødlistestatus, bevaringsstatus og havvindsensitivitet.

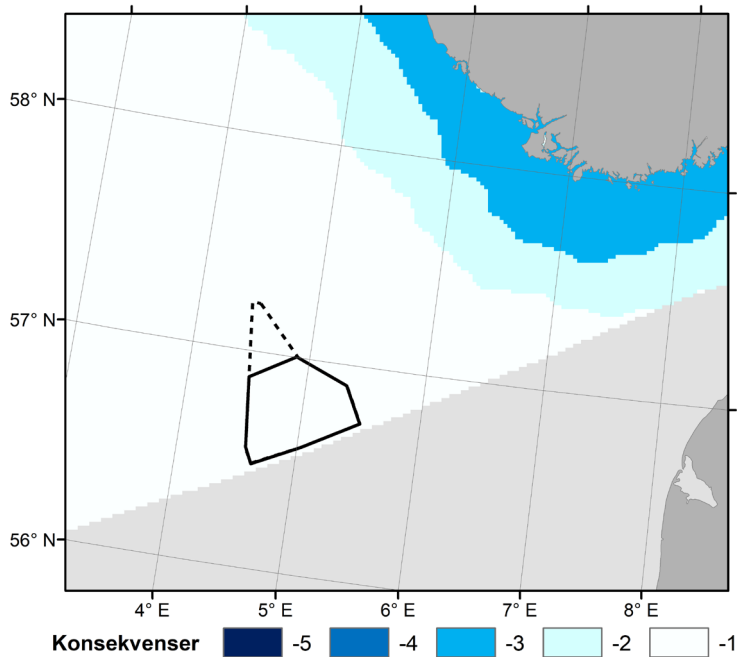
Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sitivitet (VU _s)	Konsekvens			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
a) Sørvest F								
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.7 (-2.7,-2.7)[5]	-2.3 (-2.3,-2.3)[5]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]	-2.7 (-2.7,-2.7)[5]
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.6 (-2.6,-2.4)[5]	-2.4 (-2.4,-2.4)[5]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.5 (-2.5,-2.4)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]	-2.4 (-2.4,-2.4)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-2.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.3 (-2.3,-2.3)[5]
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	-2.2 (-2.2,-2.2)[5]	-1.6 (-1.6,-1.6)[5]	-2.3 (-2.3,-2.3)[5]	-2.3 (-2.3,-2.3)[5]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[5]	-1.9 (-1.9,-1.9)[5]	-2.2 (-2.2,-1.9)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.2 (-2.2,-2.2)[5]	-2.2 (-2.2,-2.2)[5]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.1 (-2.1,-1.7)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]
Havsvale	<i>H. pelagicus</i>	LC	2.333	3.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]	-2.0 (-2.2,-2.0)[5]
b) Sørvest F (Åpnet)								
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.7 (-2.7,-2.7)[4]	-2.3 (-2.3,-2.3)[4]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.0 (-2.0,-2.0)[4]	-2.0 (-2.1,-2.0)[4]	-2.0 (-2.0,-2.0)[4]	-2.7 (-2.7,-2.7)[4]
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	0.0 (-0.5,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.6 (-2.6,-2.5)[4]	-2.4 (-2.4,-2.4)[4]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.5 (-2.5,-2.4)[4]	-2.5 (-2.5,-2.5)[4]	-2.4 (-2.4,-2.4)[4]	-2.5 (-2.5,-2.5)[4]
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	0.0 (-0.5,-0.0)[4]	-1.0 (-2.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.3 (-2.3,-2.3)[4]
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	-2.2 (-2.2,-2.2)[4]	-1.6 (-1.6,-1.6)[4]	-2.3 (-2.3,-2.3)[4]	-2.3 (-2.3,-2.3)[4]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.2 (-2.2,-2.2)[4]	-2.2 (-2.3,-2.2)[4]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.1 (-2.1,-2.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[4]	-1.9 (-1.9,-1.9)[4]	-2.1 (-2.2,-1.9)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
Havsvale	<i>H. pelagicus</i>	LC	2.333	3.167	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.0 (-2.0,-2.0)[4]	-2.0 (-2.1,-2.0)[4]

Tabell 3.2.6.2. Fortsettelse.

Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sitivitet (VU _s)	Konsekvens			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
c) Sørvest F (Utvidet)								
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.7 (-2.7,-2.7)[1]	-1.9 (-1.9,-1.9)[1]
Hettemåke	<i>L. ridibundus</i>	CR	3.000	3.833	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.6 (-2.6,-2.6)[1]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.3 (-2.3,-2.3)[1]
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	-1.9 (-1.9,-1.9)[1]	-1.6 (-1.6,-1.6)[1]	-2.3 (-2.3,-2.3)[1]	-2.3 (-2.3,-2.3)[1]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[1]	-1.9 (-1.9,-1.9)[1]	-2.2 (-2.2,-2.2)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.2 (-2.2,-2.2)[1]	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]
Havsvale	<i>H. pelagicus</i>	LC	2.333	3.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.2 (-2.2,-2.2)[1]	-2.2 (-2.2,-2.2)[1]
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	-2.1 (-2.1,-2.1)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-1.8 (-1.8,-1.8)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]

3.2.6.2 Konsekvens for funksjonsområdene

Konsekvens for funksjonsområder rundt hekkekoloniene ble beregnet til -1 (ubetydelig) for både åpent areal og tilleggsareal (**figur 3.2.6.2**).



Figur 3.2.6.2: Konsekvensverdi for et referanseprosjekt med hensyn til funksjonsområder for sjøfugl. Funksjonsområder er havområdene rundt koloniene som hekkende fugl bruker som beiteområder. Den heltrukne svarte linjen viser det åpne området til Sørvest F og den stiplede svarte linjen viser utvidelsen av Sørvest F.

3.2.7 Kunnskapsmangler

3.2.7.1 Generelle kunnskapsmangler

Analysene av sårbarhet og konsekvens baserer seg på data og kunnskap opparbeidet gjennom mer enn 20 år med sjøfuglovervåking, spesielt gjennom programmene SEAPOP og SEATRACK. I tillegg brukes kunnskap om sjøfuglenes sensitivitet for havvindanlegg hentet fra internasjonale studier, spesielt fra Nordsjøen, men også fra USAs østkyst. Denne kunnskapen utvikles kontinuerlig, og vil ytterligere forbedre grunnlaget for konsekvensvurderinger i framtiden.

Konsekvensvurderingene baserer seg blant annet på en klassifisering av bestandsandeler i fem klasser; fra ubetydelig til svært stor bestandsandel, og beregnet konsekvens er avhengig av hvor grensene i denne klassifiseringen settes. En viktig kunnskapsmangel er hvordan grensene for bestandsandeler skal settes slik at de gir et realistisk bilde av skadepotensiale. Bestandsandelen er beregnet ut fra total bestand i hele norsk økonomisk sone, og en bestandsandel innenfor et forholdsvis lite areal vil derfor også være relativt liten. Klassifiseringen er med andre ord avhengig av hvordan man definerer total bestand, og tar ikke hensyn til at noen bestander er isolerte innenfor mindre områder. En mer realistisk klassifisering vil kunne settes med kunnskap om fuglenes herkomst, noe som først og fremst opparbeides gjennom sporingsprogrammet SEATRACK.

Et annet moment er at havvindanleggene representerer langvarige forstyrrelser som vil kunne påvirke sjøfuglene i mange år. Samtidig er sjøfuglene svært mobile med lang forventet levetid, og sannsynligheten for at en fugl blir eksponert for anlegget vil øke over tid. Vi har liten kunnskap om hvordan kumulativ eksponering over tid vil påvirke den totale andelen av bestanden som påvirkes.

Dette er kunnskap som vil kunne opparbeides gjennom sporingsdata kombinert med agent-basert modellering.

Konsekvensen av en utbygging er avhengig av den samlede belastningen fra alle stressorer og ikke minst bestandsutvikling. Økt forstyrrelse av en synkende bestand med høy samlet belastning vil være mer alvorlig enn for en økende bestand med få andre stressorer. I analysene brukes blant annet rødlistestatus til å bestemme bestandsstatus, men mer eksakt kunnskap om bestandsutvikling vil likevel kunne forbedre vurderingen av lokale bestander. Hvordan man skal ta hensyn til samlet belastning fra flere viktige menneskelige stressorer belyses i forskningsprosjektet MARCIS.

I analysene gjøres det en separat vurdering av konsekvens i forhold til fuglenes funksjonsområde. Funksjonsområder er de marine beiteområdene utenfor sjøfuglkoloniene hvor hekkende fugl finner næring. Disse områdene har stor konsentrasjon av fugl, og en forstyrrelse vil kunne få alvorlige konsekvenser for den lokale bestanden. I modellen av funksjonsområder har vi brukt antagelser knyttet til fuglenes aksjonsradius og størrelsen på hekkekoloniene. Disse modellene vil forbedres med modellering av beiteområder rundt hekkekoloniene basert på GPS sporing. Dette er data og kunnskap som innhentes fortløpende i SEAPOP. Videre er modellene avhengig av gode og oppdaterte kart over hekkebestandene. Kartlegging av hekkebestandene foregår nå langs kysten i regi av SEAPOP.

3.2.7.2 Kunnskapsmangler for Sørvest F

Vi har fortsatt relativt lite kunnskap om sjøfuglenes områdebruk og bestandsutvikling i dette området. Dette er i ferd med å bedres gjennom målrettet overvåking, sporing og kartlegging i SEAPOP og SEATRACK langs kysten av Skagerrak og Nordsjøen. Videre har Statsforvalterne og BirdLife drevet overvåking i sjøfuglreservatene langs kysten siden 1980-tallet, og disse dataene settes sammen og opparbeides for analyser i regi av SEAPOP.

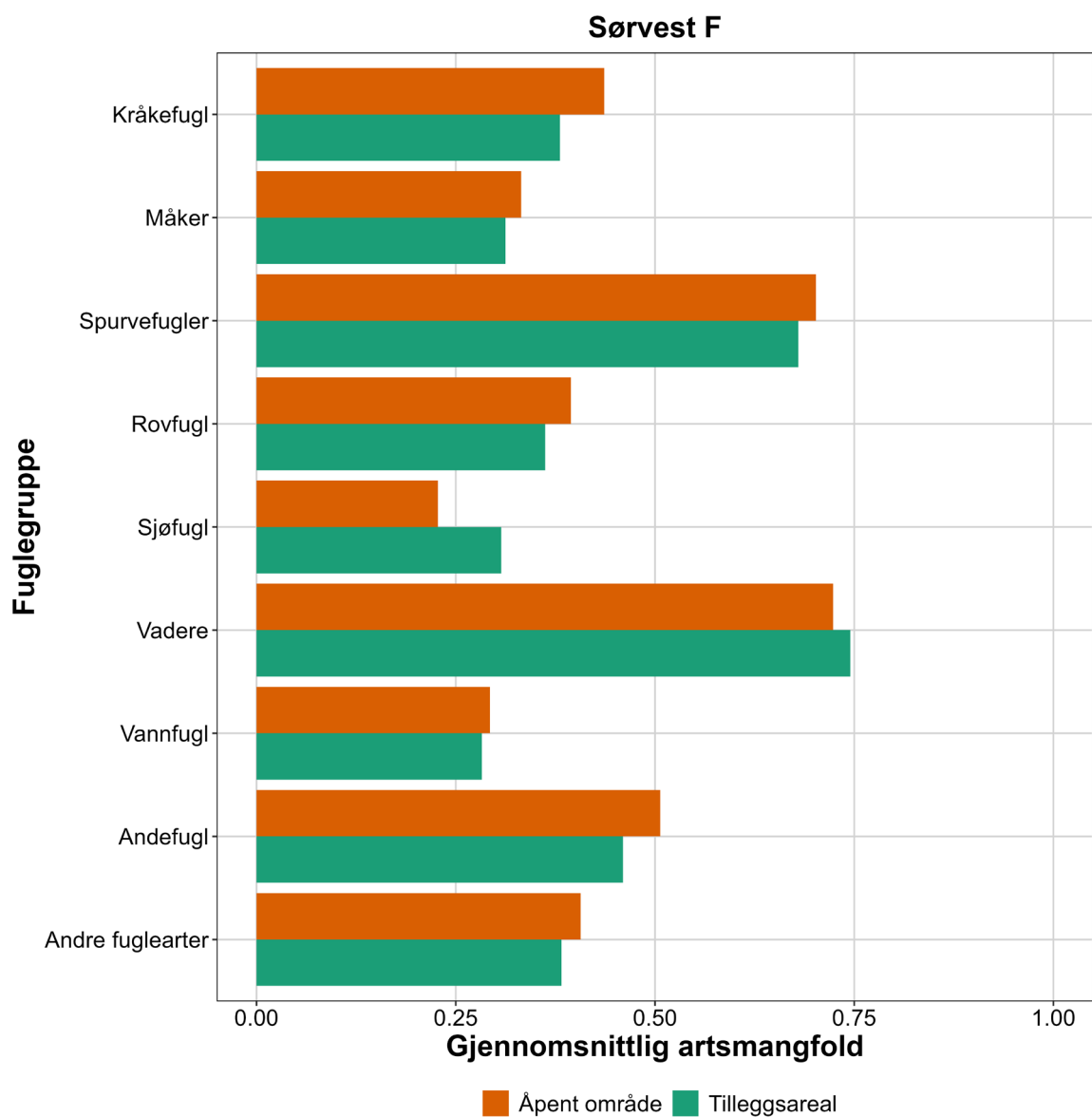
Sørvest F ligger forholdsvis langt ute i Nordsjøen, og bestander fra de andre Nordsjølandene vil derfor også kunne bli berørt. Dette gjelder for eksempel lomvi fra Storbritannia. Bestander med tilhørighet andre steder som for eksempel krykkje fra Bjørnøya vil også kunne bli berørt. Utvidelse av datainnsamling i SEATRACK til flere arter og fra flere kolonier er i ferd med å øke dette kunnskapsgrunnlaget.

3.3 Trekkfugler

3.3.1 Identifiserte verdier

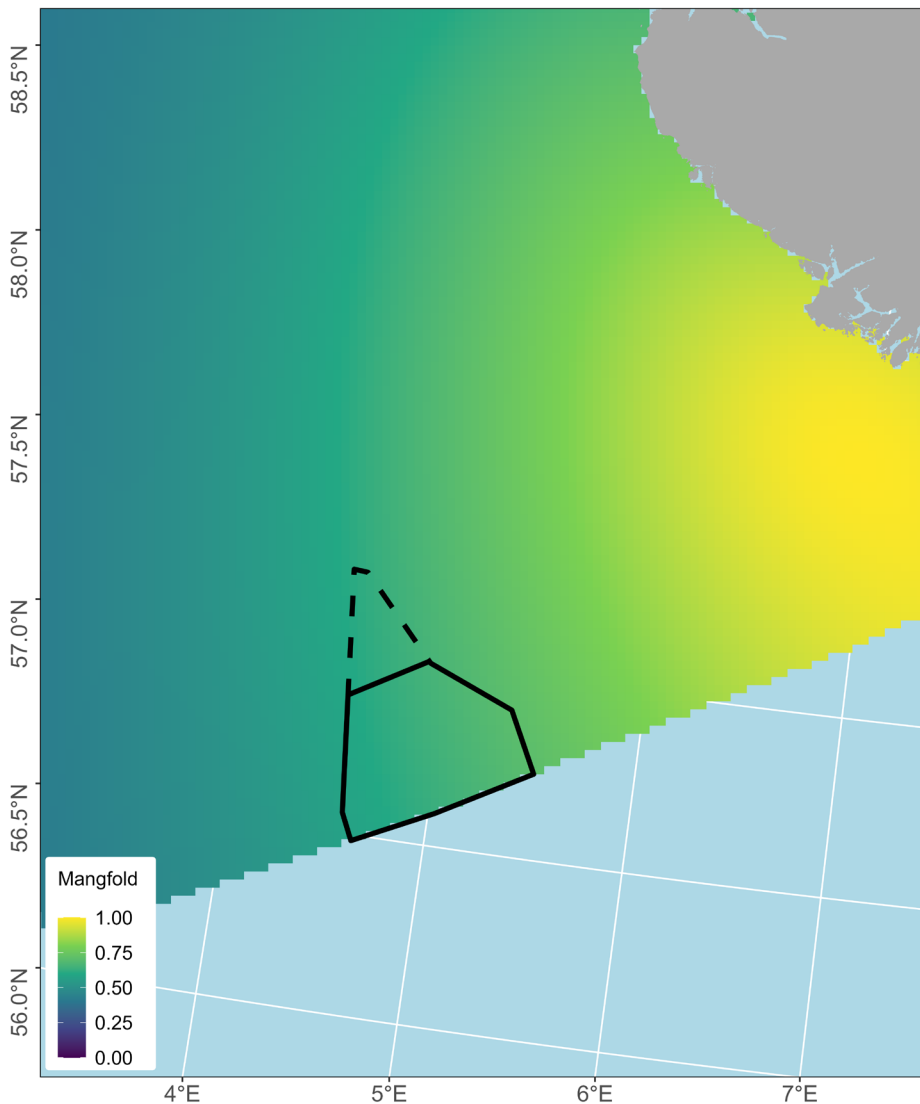
3.3.1.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med høyest gjennomsnitt arts mangfold (per 2,5 x 2,5 km piksel) i både det åpne området og utvidelsesområdet til Sørvest F er vadere og spurvefugler (se **figur 3.3.1.1.1** og kart i **figur 3.3.1.1.2**). Vadere har to hovedtrekkruiter fra Sør-Norge, den ene på vei sørøst til Danmarks nordkyst og den andre sørvest til den nordøstlige kysten av England. Spurvefugler trekker i stort antall over det sørvestlige hjørnet av Norges økonomiske sone i retning mot den danske og nederlandske kysten. De fleste fuglegruppene har noe høyere sannsynlig for å trekke gjennom det åpne området sammenlignet med utvidelsesområdet, bortsett fra sjøfugler og vadere. Av de tre områdene som er vurdert for denne rapporten, er retningsbestemt tekk til sjøfuglmangfoldet lavest i Sørvest F sammenlignet med Vestavind F og Vestavind B. Dette skyldes sannsynligvis at flertallet av sjøfugler som vi har tilgjengelige spor for gjelder for det meste havsvale som trekker vestover til Nord-Skottland, med svært få spor som går rett sørover.



Figur 3.3.1.1.1. Gjennomsnittlig artsmangfold (per 2,5 x 2,5 km piksel) for hver fuglegruppe i Sørvest F åpent areal og tilleggsareal.

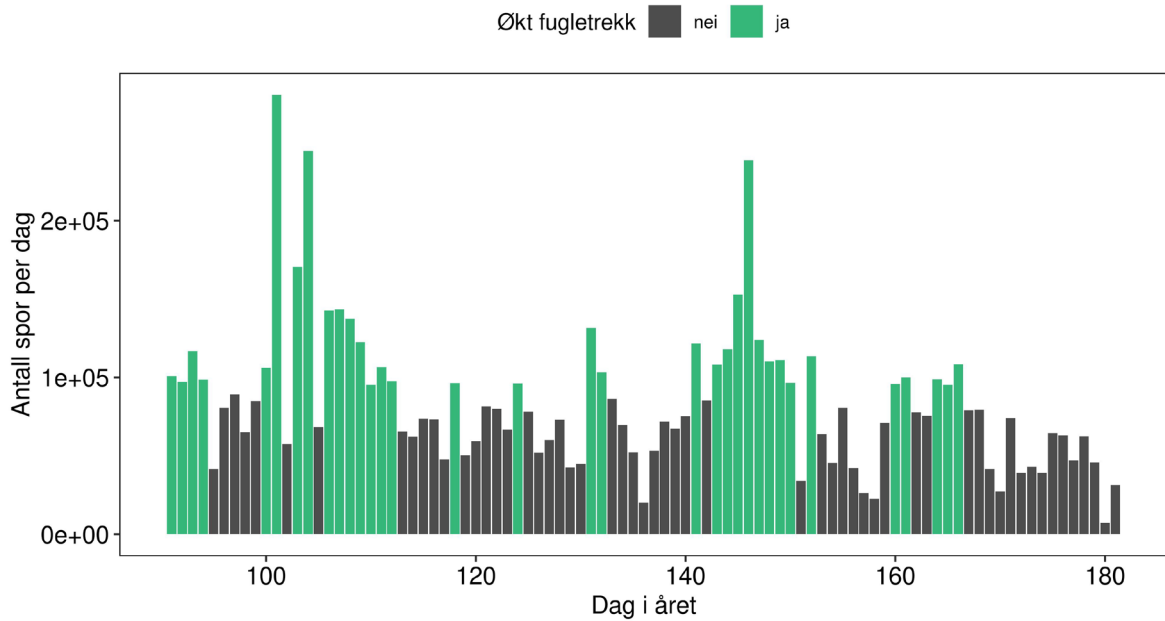
Trekkfugler



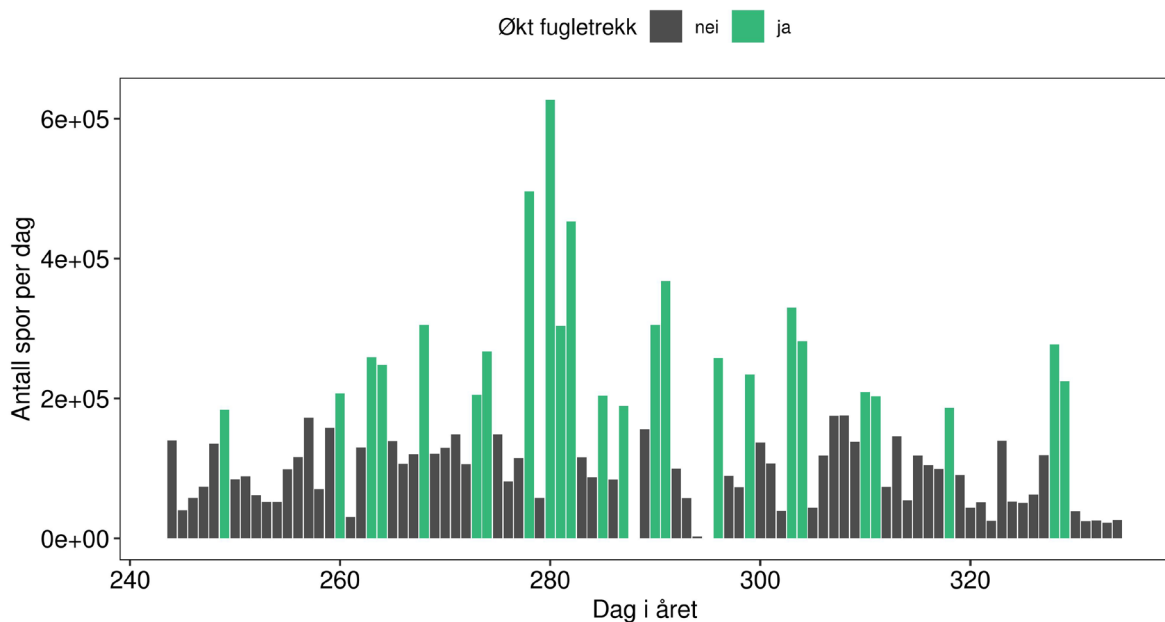
Figur 3.3.1.1.2 Artsmangfoldskart over trekkintensitet i norsk økonomisk sone for alle fuglegrupper samlet (se **tabell 12.1** for detaljer per fuglegruppe) basert på ringmerking gjenfunndata og *Brownian bridge*-modeller. Verdier viser forventet lavt (0) til høyt artsmangfold (1) per piksel basert på antall arter som krysser hver piksel under trekket. De heltrukne svarte linjene viser det åpnet arealet til Sørvest F og de stiplede svarte linjene viser tilleggsarealet av Sørvest F.

3.3.1.2 Fugleradar

Antall fuglespor per dag på Lista varierte fra 7 208 til 280 226 i løpet av vårtrekkssesongen, og mellom 2 587 og 627 308 i løpet av høsttrekkssesongen (**figur 3.3.1.2.1** og **figur 3.3.1.2.2**). Trekk-tidene om våren og høsten på Lista var mer spredt ut og mindre definert sammenlignet med mønstrene for trekk på Utsira. Lista hadde også mye høyere nivåer av lokal bevegelse fra dag til dag.



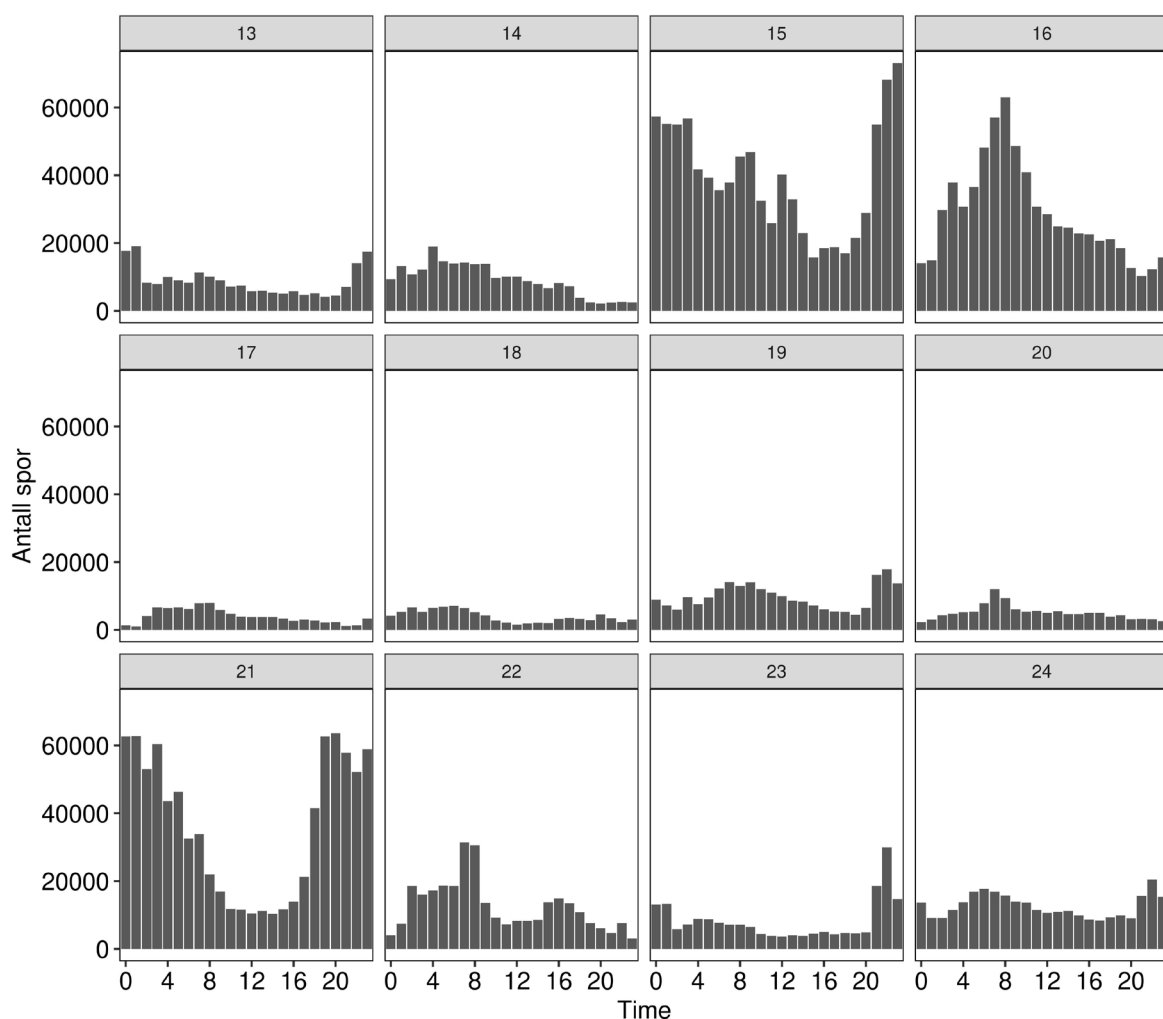
Figur 3.3.1.2.1. Antall individuelle spor registrert per dag i løpet av våren på Lista etter filtrering med identifiserte dager med økt fugletrekk (grønne stolper).



Figur 3.3.1.2.2. Antall individuelle spor registrert per dag i løpet av høsten på Lista etter filtrering med identifiserte dager med økt fugletrekk (grønne stolper).

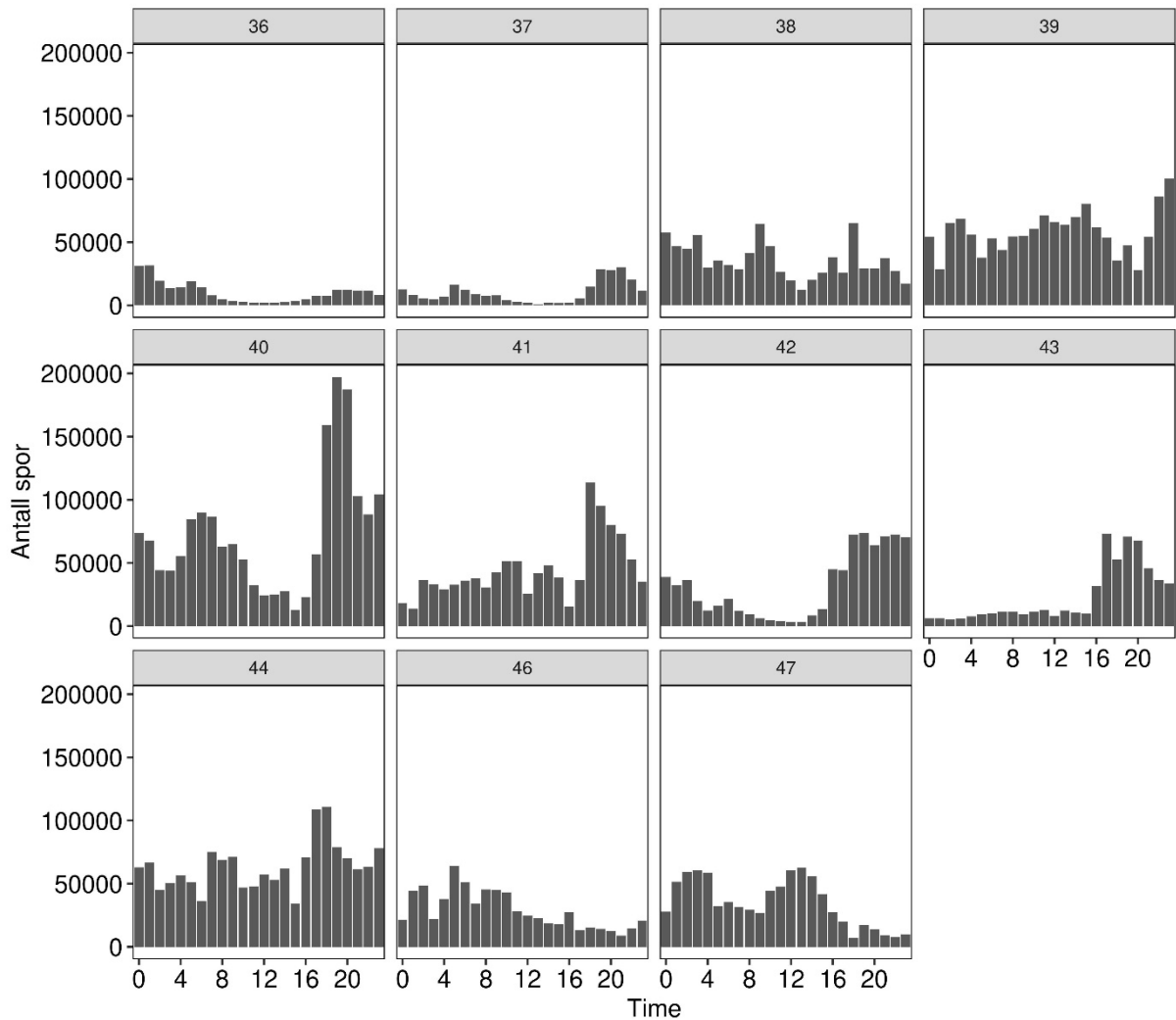
De følgende resultater inkluderer bare data fra dager med økt fugletrekk (grønne stolper; **figur 3.3.1.2.1** og **figur 3.3.1.2.2**). Disse dagene inneholder hovedsakelig spor etter trekkende fugler, men vil fortsatt inneholde spor fra lokale bevegelser av fugler rundt radaren.

I løpet av våren varierte aktivitetsmønsteret gjennom dagen og mellom ukene. Generelt var der økt aktivitet om kvelden, natten og om morgenen (**figur 3.3.1.2.3**).



Figur 3.3.1.2.3. Antall spor per time presentert per uke i løpet av våren på Lista. Dataene som presenteres her er fra dager med økt fugletrekk, noe som kan føre til et ulikt antall dager presentert for hver uke.

I løpet av høsten var det en noe jevnere spredning av aktivitet mellom ukene. Ukene 40-43 viste økt aktivitet etter klokken 16:00 om ettermiddagen, mens i andre uker er det også en betydelig mengde aktivitet på andre tidspunkter, inkludert midt på dagen (**figur 3.3.1.2.4**).



Figur 3.3.1.2.4. Antall spor per time presentert per uke i løpet av **høsten** på Lista. Dataene som presenteres her, er fra dager med økt fugletrekk, noe som kan føre til et ujevnt antall dager presentert for hver uke.

3.3.2 Verdisetting og påvirkning

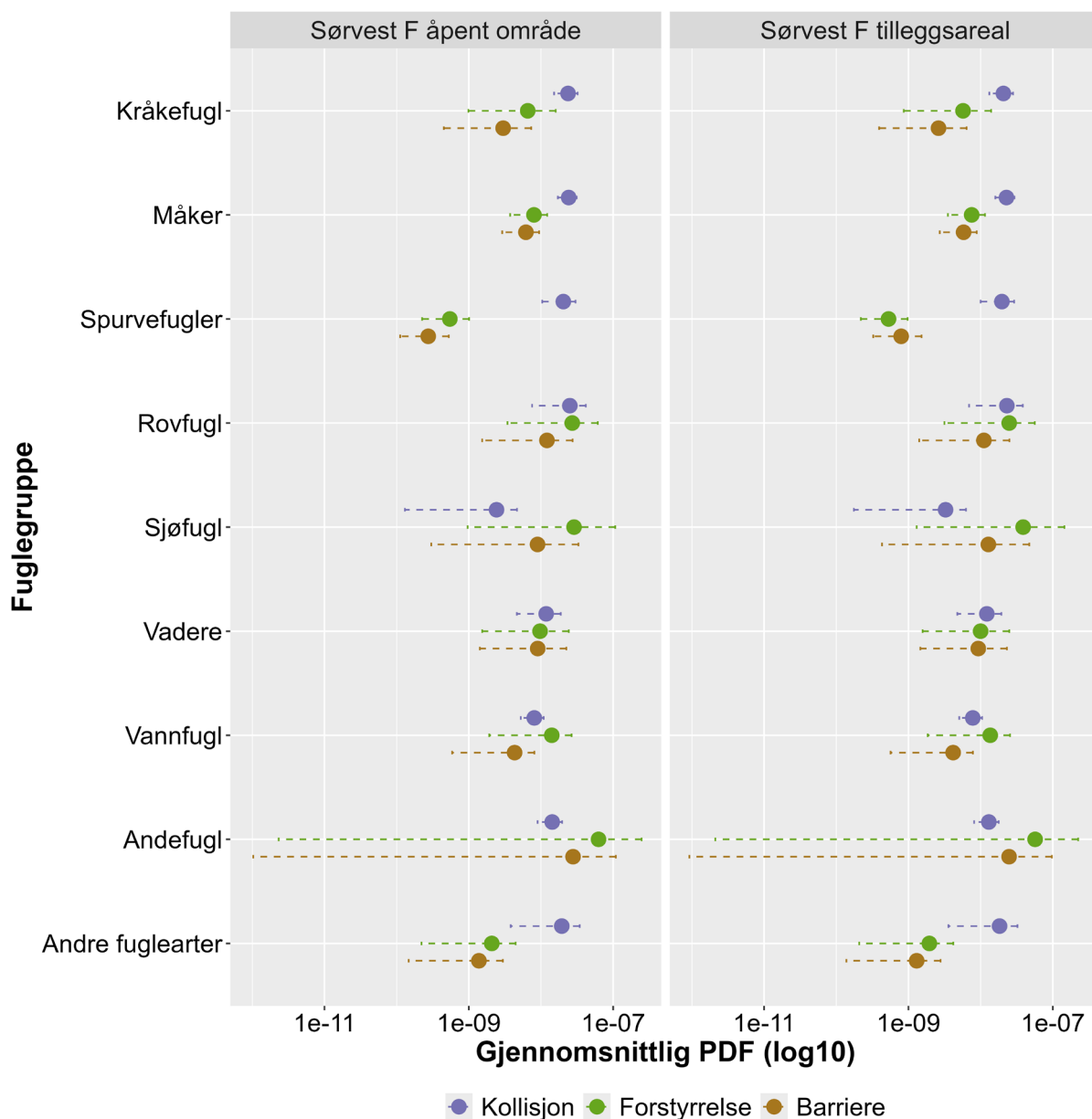
3.3.2.1 Livssyklusanalyse

Livssyklusanalysen for Sørvest F beregnet tap av arts mangfold (uttrykt som PDF = potensielt forsvunnet fraksjon av arter) innenfor enhver piksel dersom en 22 MW turbin ble plassert der, for hver av de tre påvirkningsveiene: kollisjon, forstyrrelser og barriereeffekter. Disse verdiene ble deretter gjennomsnittliggjort innenfor a) det åpne området og b) tilleggsarealet. Svært liten forskjell ble funnet i påvirkningsverdier mellom Sørvest F åpent område og tilleggsareal for alle fuglegrupper på tvers av alle tre påvirkningsveier (se **figur 3.3.2.1.1**). For mange grupper ble kollisjon estimert til å være høyere enn forstyrrelser og barriereeffekter. For retningsbestemt trekk til sjøfugl og andefugl var imidlertid påvirkningene fra forstyrrelser og barriereeffekter høyere enn kollisjon, og forstyrrelser for begge gruppene er høyere enn alle andre grupper. Disse gruppene inneholder arter som er kjent for å vise høye nivåer av fortregning fra havvindområder (se **tabell 12.1** for en fullstendig artsliste).

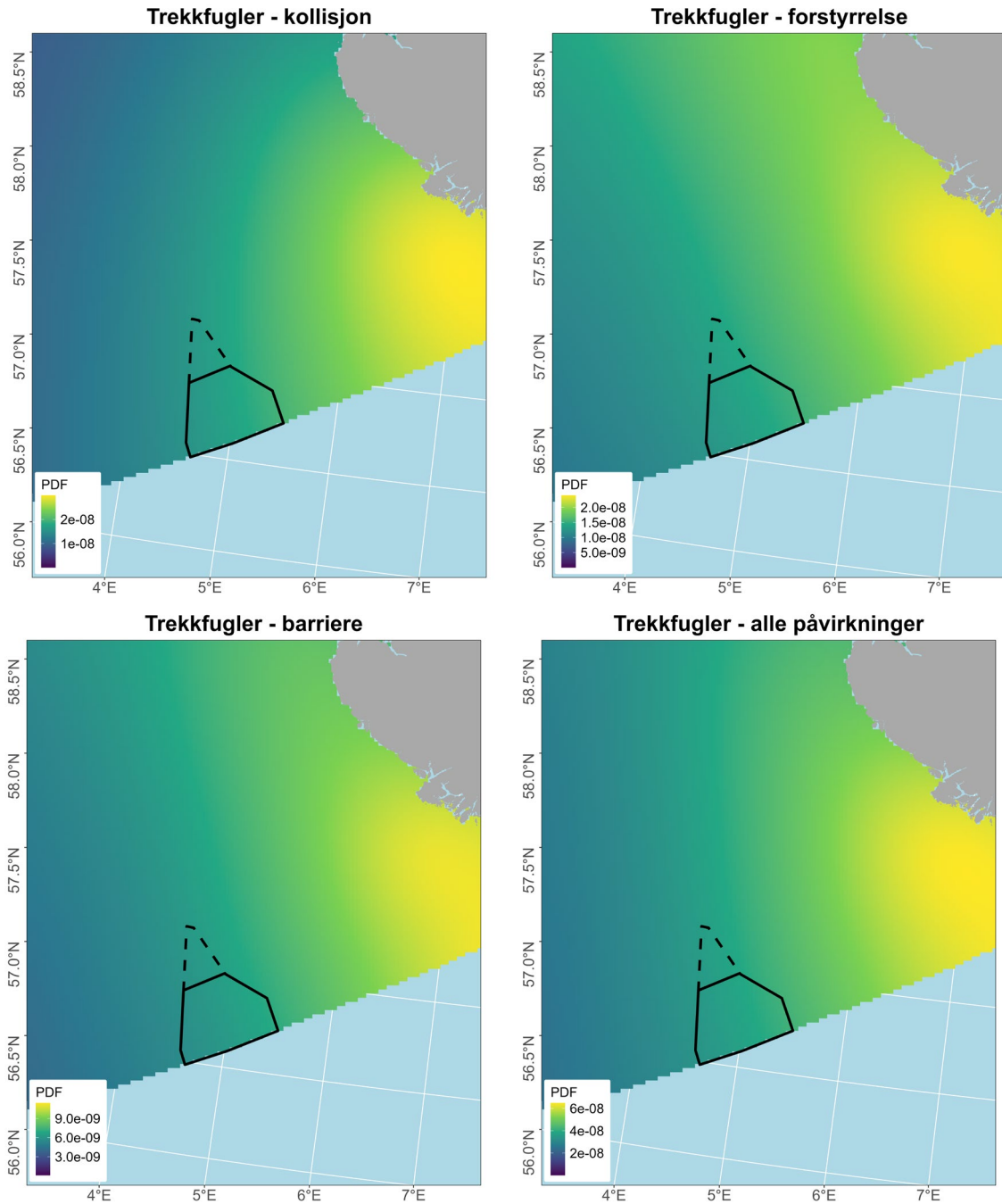
Disse resultatene skiller seg fra funnene fra en tidligere livssyklusanalyse for havvind i Nordsjøen (Critchley et al. 2024, under gjennomgang), som fant at mange ikke-sangfuglarter (f.eks. kråkefugl, måker, rovfugl, vannfugl og vadere) ble estimert til å oppleve høyere påvirkning fra forstyrrelser og barriereeffekter enn kollisjon. Denne forskjellen i resultater kan skyldes oppløsningen som ble brukt

til å beregne påvirkninger, 2,5 x 2,5 km sammenlignet med 2 x 2 km i forrige studie. Den grovere oppløsningen ble brukt for å gjøre rede for en avstand på 2500 meter mellom turbiner, som er større enn avstandene ved eksisterende vindkraftverk i Nordsjøen. Den økte avstanden mellom turbinene resulterer i et større opprinnelig område rundt vindturbinene, hvorfra arealtap beregnes for å estimere forstyrrelse og barriereeffekter. Derfor beregnes et mindre arealtap og påfølgende lavere forstyrrelse og barriereeffekter.

Kart i **figur 3.3.2.1.2** viser kumulative PDF-verdier for alle fuglegrupper kombinert for kollisjon, forstyrrelse og barriereeffekter, og summen av alle tre påvirkningsveier til sammen.



Figur 3.3.2.1.1 Gjennomsnittlig potensielt forsvunnet fraksjon (PDF) av trekkfugl i Sørvest F åpent område og tilleggsareal for hver påvirkningsvei. Stiplede linjer viser øvre og nedre grenser for variasjon i påvirkninger på tvers av arter innenfor hver gruppe.



Figur 3.3.2.1.2. Kumulative PDF-verdier (proporsjonalt tap av artsmangfold) for alle fuglegrupper kombinert for a) kollisjon, b) forstyrrelse, c) barriereeffekter og d) kumulative påvirkninger (summen av alle tre påvirkningsveier) hvis en 22 MW turbin var plassert i hver 2,5 x 2,5 km piksel. Merk at kart er plottet på samme fargeskala. De heltrukne svarte linjene viser det åpne området til Sørvest F og de stiplede svarte linjene viser utvidelsen av Sørvest F.

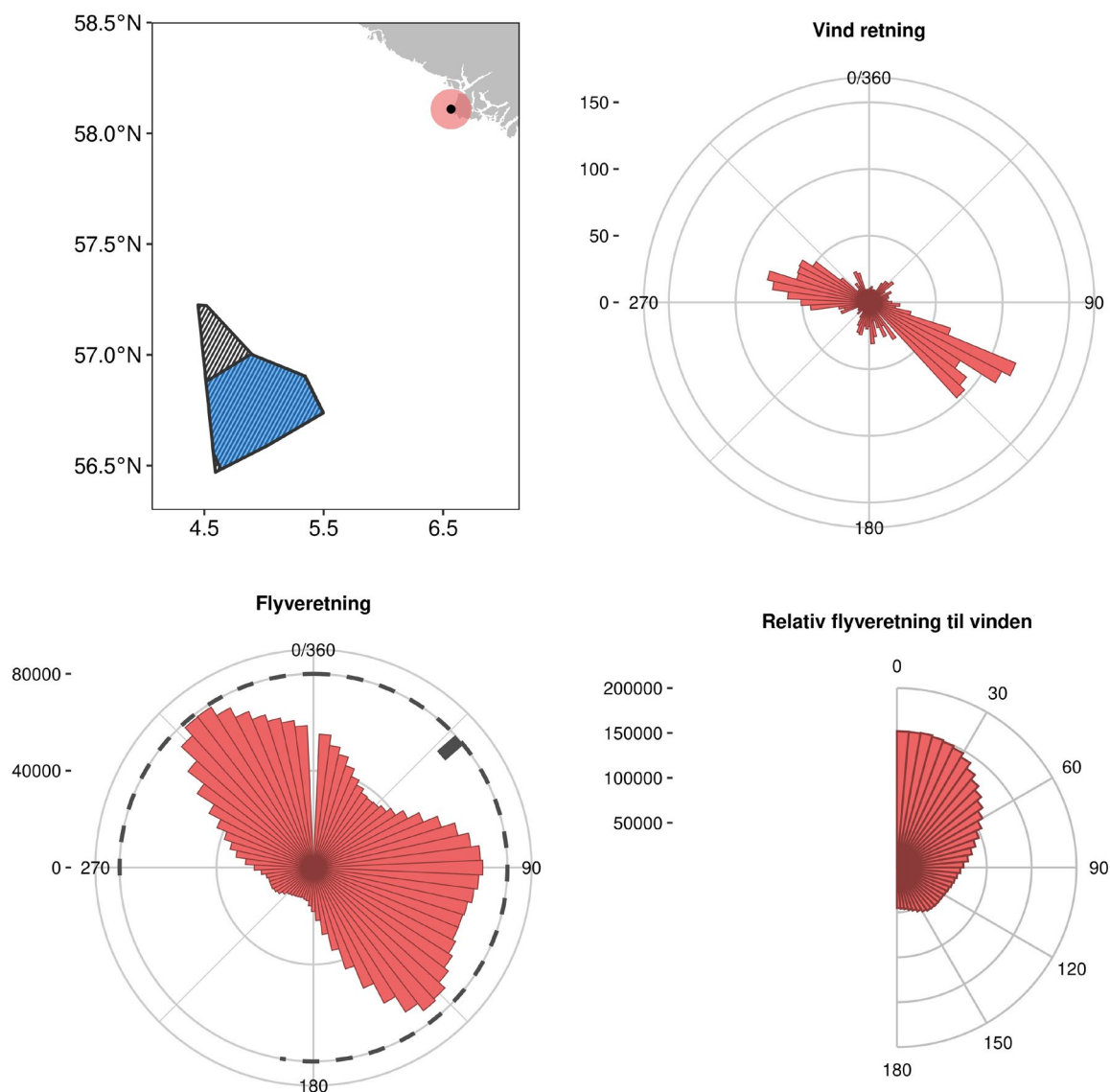
3.3.2.2 Fugleradar

I løpet av våren på Lista var det et høyt antall lavtflygende fugler i klareringsnivået. Som et resultat var andelen fugler som fløy i rotorsonen relativt lav (0,20), men når andelen fugler i rotorsonen pluss klareringsnivået ble inkludert, økte dette til 0,89 og 0,71 for henholdsvis vår og høst (**tabell 3.3.2.2.1**).

Tabell 3.3.2.2.1. Andel fugler som flyr i rotorsonen (RSZ) og rotorsonen pluss klareringsnivået på Lista under vår- og høsttrekken.

Sesong	RSZ	RSZ + Klarering
Vår	0,20	0,89
Høst	0,20	0,71

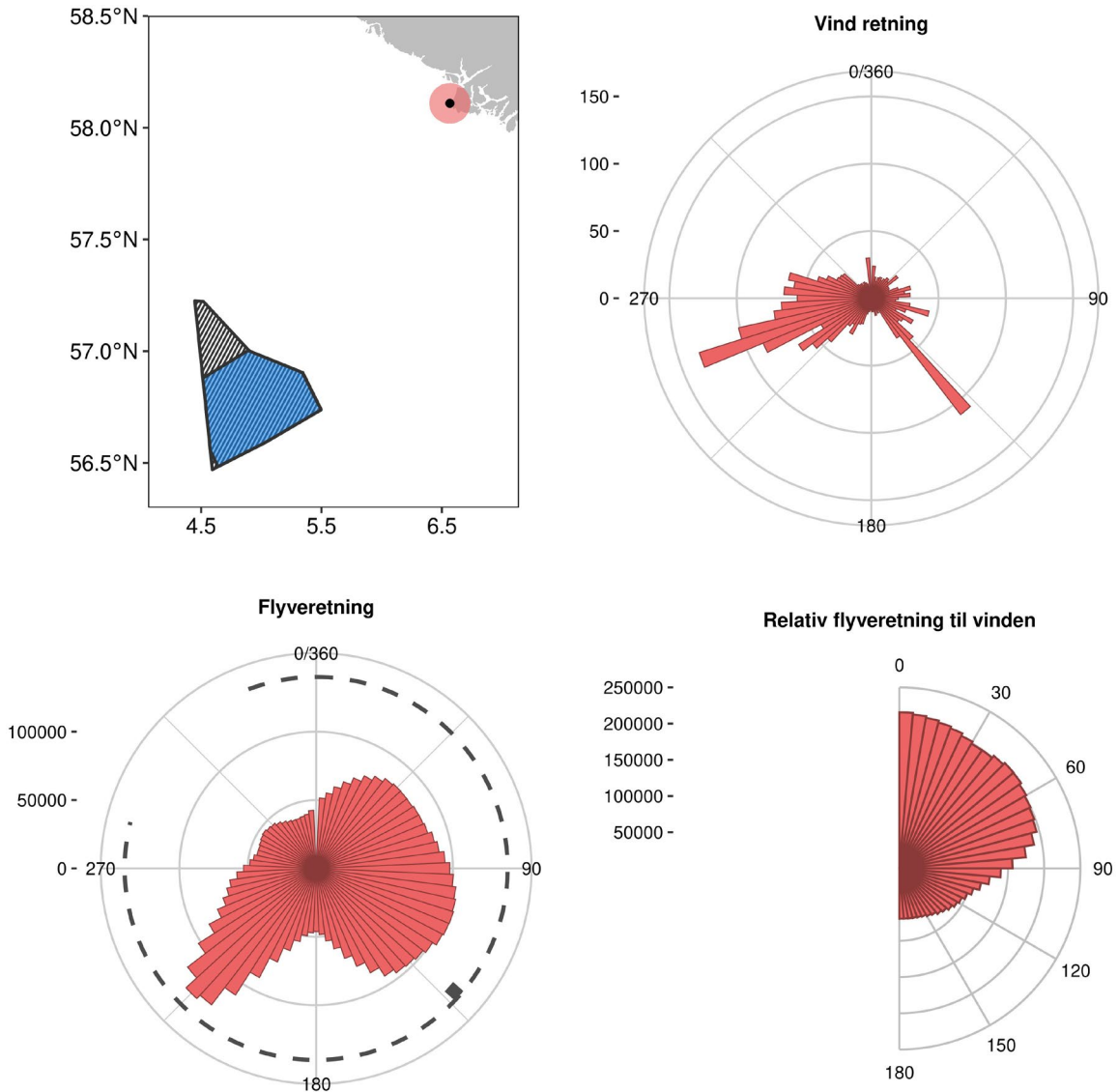
I våren på Lista var vinden typisk enten øst-sørøstlig eller nordvestlig. Gjennomsnittsretningen for sporene på Lista var 49 grader hvilket reflektere de observerte mønstrene dårlig på grunn av stor variasjon på 0,78 (begrenset mellom 0 og 1). Gjennomsnittsretningen for sporene i forhold til vindretningen varierte også, men de fleste sporene opplevde en medvind (**figur 3.3.2.2.1**).



Figur 3.3.2.2.1. Øverst til venstre) Kart som viser plasseringen av radaren på Lista (svart prikk) med en 10-km buffersone (rød sirkel) og vindkraftområdet (skravert polygon). Øverst til høyre) Vindretningen i løpet av **våren** på Lista (antall timer). Nederst til venstre) Antall fuglespor med en gitt flyve retning. Gjennomsnittlig flyve retning (tykk mørk grå linje) og varians (stiplet mørk grå linje) er indikert. Nederst til høyre) Retningen til fuglene i forhold til vindretningen (antall spor).

Om høsten var vinden på Lista typisk vest-sørvestlig. Gjennomsnittsretningen for sporene på Lista var 132 grader, men det var en høy variasjon på 0,87 (begrenset mellom 0 og 1) og også mange

spor i sørvestlig retning. Gjennomsnittsretningen for sporene i forhold til vindretningen varierte også, men de fleste sporene opplevde en skrå-medvind (**figur 3.3.2.2**).



Figur 3.3.2.2.2. Øverst til venstre) Kart som viser plasseringen av radaren på Lista (svart prikk) med en 10-km buffersone (rød sirkel) og vindkraftområdet (skravert polygon). Øverst til høyre) Vindretningen i løpet av **høsten** på Lista (antall timer). Nederst til venstre) Antall fuglespor med en gitt flyveretning. Gjennomsnittlig flyveretning (tykk mørk grå linje) og varians (stiplet mørk grå linje) er indikert. Nederst til høyre) Retningen til fuglene i forhold til vindretningen (antall spor).

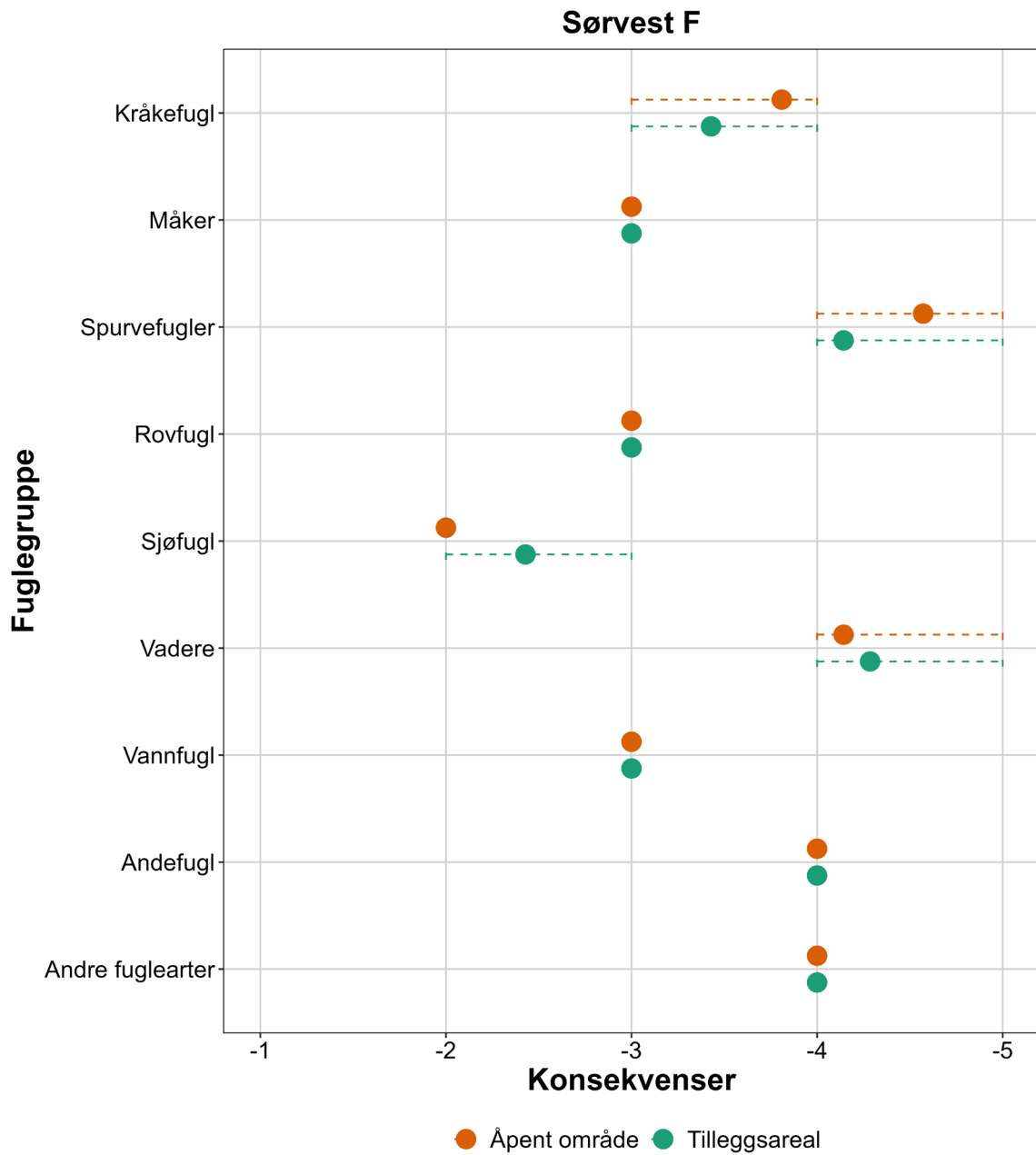
3.3.3 Konsekvenser

3.3.3.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med de høyeste gjennomsnittlige og maksimale konsekvensverdiene i Sørvest F er spurvefugler og vadere både for det åpne området og tilleggsarealet (se **tabell 3.3.3.1.1**, **figur 3.3.3.1.1**). Fuglegruppen med laveste gjennomsnittlige konsekvensverdier er for retningsbestemt tekk av sjøfugl. Hele utredningsområdet for Sørvest F har en alvorlig (-4) konsekvens (**figur 3.3.3.1.2**).

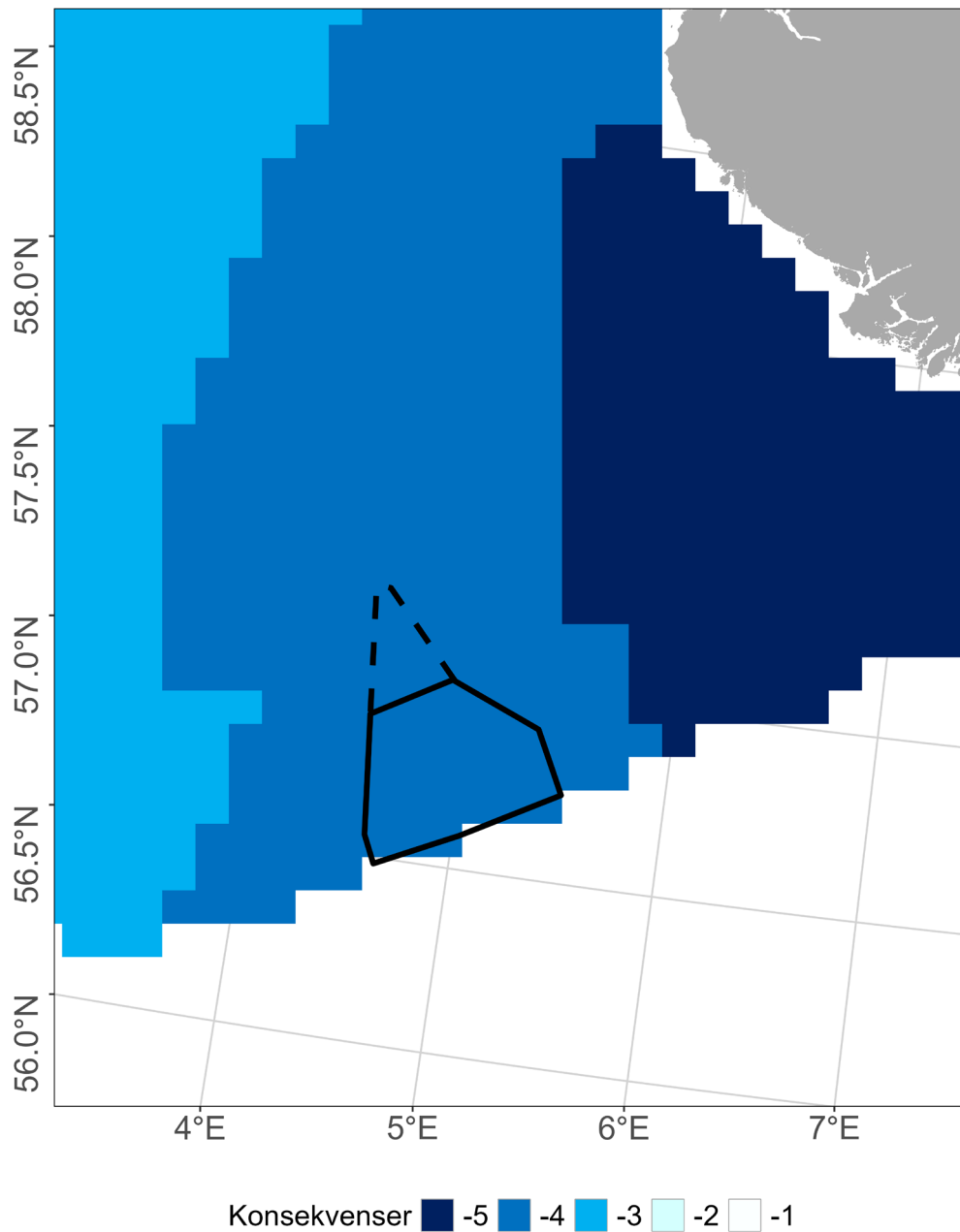
Tabell 3.3.3.1.1. Minimal, middels og maksimal konsekvensverdi for et referanseprosjekt per fuglegruppe i Sørvest F åpent areal og tilleggsareal.

Fuglegruppe	Åpent areal			Tilleggsareal		
	Min	Middel	Maks	Min	Middel	Maks
Kråkefugl	-3	-3,81	-4	-3	-3,43	-4
Måker	-3	-3	-3	-3	-3	-3
Spurvefugler	-4	-4,57	-5	-4	-4,14	-5
Rovfugl	-3	-3	-3	-3	-3	-3
Sjøfugl	-2	-2	-2	-2	-2,29	-3
Vadere	-4	-4,14	-5	-4	-4,29	-5
Vannfugl	-3	-3	-3	-3	-3	-3
Andefugl	-4	-4	-4	-4	-4	-4
Andre fuglearter	-4	-4	-4	-4	-4	-4



Figur 3.3.3.1.1. Gjennomsnittlig konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Sørvest F åpent område og tilleggsareal. Stiplede linjer angir maksimum og minimum konsekvensverdier. For grupper hvor det ikke vises stiplede linjer er maksimale og laveste konsekvensverdier de samme som middelverdien.

Trekkfugler



Figur 3.3.3.1.2. Konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Sørvest F åpent område og tilleggsareal. De heltrukne svarte linjene viser det åpne området til Sørvest F og de stiplede svarte linjene viser utvidelsen av Sørvest F.

3.3.3.2 Fugleradar

Parameterne som brukes til å beregne konsekvens kan finnes i **tabell 3.3.3.2.1**. På grunn av avstanden mellom radaren og vindparkområdet er konsekvensen beregnet for åpent areal og utredningsområdet lik, men med noe større konsekvens for utredningsområdet. De estimerte konsekvensverdiene for vår og høst var også like, men noe høyere for våren (**tabell 3.3.3.2.2**). Den største forskjellen i estimert konsekvens kom av å inkludere eller ekskludere andelen av fugler i klareringen i beregningene. På grunn av det høye antallet lavtflygende fugler rundt Lista ble konsekvensen betydelig høyere når man vurderer andelen fugler i klaringssonen. Ut fra føre-var-prinsippet bør konsekvensen settes til den kalkulert for rotorsonen inkludert klarering.

Tabell 3.3.3.2.1. Parametere som brukes til å beregne konsekvens.

	Åpnet areal		Tilleggsareal	
	Vår	Høst	Vår	Høst
$\Delta_{vind\ areal}$ (radians)	0,341	0,341	0,519	0,519
$var_{avstand}$	0,971	0,971	0,934	0,934
$retn_{fugler}$ (grader)	49	132	49	132
$retn_{vind\ areal}$ (grader)	214	214	216	216
var_{retn}	0,784	0,847	0,784	0,847
\widehat{retn}	0,410	0,664	0,422	0,673
$A_{høyde}$ (rsz)	0,198	0,202	0,198	0,202
$A_{høyde}$ (rsz+klarering)	0,890	0,711	0,890	0,711
SANNSYNLIGHET	0,127	0,093	0,144	0,111
EKSPONERING _{rsz}	0,285	0,366	0,289	0,369
EKSPONERING _{rsz+klarering}	0,603	0,687	0,613	0,692

Tabell 3.3.3.2.2. Antatt konsekvens for fugler som flyr i rotorsonen (RSZ) og rotorsonen inkludert klareringsnivået på Lista under vår- og høsttrekk.

	Åpnet areal		Tilleggsareal	
	Vår	Høst	Vår	Høst
RSZ	-1,76	-1,74	-1,82	-1,81
RSZ + Klarering	-2,11	-2,01	-2,19	-2,11

3.3.4 Kunnskapsmangler

Livssyklusanalysen utført her inneholder kun gjenfunn av ringmerkede trekkfugler fra norske, skandinaviske og arktiske hekkebestander og tar ikke hensyn til fugler fra andre land rundt Nordsjøbasen som kan krysse norske farvann under trekket. Også, analysen er begrenset til retningsbestemt tekk til måker, sjøfugl og andefugl. Siden Sørvest F ligger helt i det sørvestlige hjørnet av det norske økonomisk sone området, vil Sørvest F mest sannsynlig også bli krysset av fugler på trekk som ikke hekker i Norge, for eksempel fugler som krysser mellom Storbritannia og Danmark. Disse er dermed ikke tatt med i betraktning, og kan underestimere faktisk konsekvens.

Det er også noen usikkerheter knyttet til bruk av ringmerkingsdata for å overvåke fugletrekk. Det foregår mest ringmerking av trekkfugl ved trekkfuglstasjoner (f.eks. Lista, Jomfruland) og andre aktive fuglestasjoner (f.eks. Utsira). Imidlertid er dette steder vi forventer høy migrasjonsintensitet, ettersom fuglestasjoner vanligvis er lokalisert på steder der mange migranter samler seg før og etter havkryssing. Trekkmønstre kan avhenge av årstiden og er også væravhengige – disse mønstrene kan ikke fanges opp i data fra steder med lav ringmerkingsaktivitet. Kartene som er brukt i LCA-analysen gir et estimat av sannsynlig arealbruk for trekkende grupper av fugler i stedet for å måle mengde fugl innen et gitt område. Derfor bør resultatene som presenteres her brukes som en relativ indikator på variasjonen i påvirkning mellom trekkfuglgrupper og områder og ikke et eksakt mål på antall fugler som vil bli påvirket innenfor et gitt område.

Det var forskjeller i hvor mye ringmerkingsdata vi hadde tilgjengelig for de ulike artsgruppene. Det kan ha påvirket resultatene for noen artsgrupper. Sjøfugl-gruppen hadde en overvekt av data for havsvaler. Se **tabell 12.1**, for en fullstendig liste over antall trekkspor tilgjengelig for hver fuglegruppe.

Analysen av data fra fugleradaren utplassert ved Lista gir innsikt i det temporære mønsteret til fugletrekk om våren og høsten inkludert høydeprofilen og trekkintensitet og -retning, men dataene er ikke artsspesifikke. I tillegg er radardata begrenset til et område med en radius opptil 10 km fra radaren og dekker dermed ikke selve utredningsområde. Beregnete konsekvenser antar dermed at trekkmønstrene som er registrert ved radaren er lik det som kan forventes i Sørvest F området.

Det som er ukjent, er om fuglene beholder samme flyvehøyde og -retning over havet nærmere utredningsområdet. Beregningen tar hensyn til økt usikkerhet på grunn av stor avstand mellom radaren og utredningsområdet. Likeså er utredningsområdet plassert langt fra kysten, så data om fugletrekk langt ut på havet er svært mangelfull.

Det er en stor mangel på empiriske data om fugletrekk over åpent hav, inkludert på trekkatferd og flyvehøyde. Spesielt for Sørvest F er at området er plassert langt fra kysten midt i Nordsjøbasenget hvor vi mangler kunnskap om fugletrekk. Det er dermed svært viktig å få på plass flerårige data på arealbruk samt høydeprofil av trekkende fugler og kvantifisering av risiko for kollisjoner, forstyrrelse og barriereeffekter av framtidig utbygging i området allerede i planleggingsfasen for å muliggjøre implementering av avbøtende tiltak i design- og konstruksjonsfasen. Det finnes flere verktøy som kan anvendes for å overvåke trekkende fugler både før og etter utbygging (Cordes & May 2023).

3.4 Flaggermus

3.4.1 Identifiserte verdier

Trollflaggermus trekker regelmessig over sørlige Nordsjøen og på bakgrunn av observasjoner på norske oljeinstallasjoner er det sannsynlig at det også foregår et trekk mellom Sør-Norge og Storbritannia (Isaksen et al. 2009, Petersen et al. 2014). Det er så langt ikke observert ynglekolonier av trollflaggermus, men det er registrert sosiale lyder som kan tyde på spillatferd (Eldegard et al. 2021). Trollflaggermus er klassifisert som nær truet (NT) med en estimert bestandsstørrelse av reproduktive individ til 1000 eller færre (Eldegard et al. 2021).

3.4.2 Verdisetting og påvirkning

De fleste effektstudier på flaggermus og vindkraft er gjort på landbaserte anlegg og informasjon om potensielle effekter av havvind på flaggermus er mangelfull (Browning et al 2021). Mortalitet som følge av kollisjoner med vindturbiner på land kan være betydelig og i en oversiktsstudie ble det funnet spesielt høy dødelighet knyttet til bl.a. vindturbiner langs kysten i Nordvest – Europa (Rydell et al. 2010). I en overvåkingsstudie av trollflaggermus under høsttrekket i Sørlige Nordsjøen ble det registrert flaggermus > 60 km fra land gjennom hele natten (flaggermus trekker kun på natten), noe som indikerer at trollflaggermus bruker installasjoner til sjøs som dagoppholdssted under trekket (Lagerveld et al 2023). Det er også vist at kunstig lys kan virke tiltrekkende på trollflaggermus, noe som kan føre til økt aktivitet rundt vindturbiner til havs og potensielt øke kollisjonsfaren (Voigt et al 2017). Basert på studier fra Østersjøen og sørlige Nordsjøen er det sannsynlig at utbygging av havvind i trekkrutene til trollflaggermus vil kunne påvirke den norske populasjonen negativt om det fører til økt mortalitet gjennom kollisjoner og barotrauma (Gaultier et al 2020 Bach et al 2022).

3.4.3 Konsekvenser

På tross av at de fleste flaggermus er små (Norske arter er 4 – 30 gram) har flaggermus lang generasjonstid, dvs. en høy gjennomsnittsalder for alle reproduserende individ (Barclay & Harder 2003). Generelt, så produserer arter med høy generasjonstid få avkom, og er derfor mer utsatt for økt mortalitet enn arter med lav generasjonstid som har kapasitet til å produsere mange avkom (Stearns 1989). Det er derfor sannsynlig at økt dødelighet som følge av kollisjoner vil kunne ha en negativ effekt på bestandstrendene til ev. berørte arter av flaggermus. Det finnes lite data på bestandstrender for norske flaggermus, men 6 av 11 arter er på rødlisten, inkludert trollflaggermus som er den arten med størst potensial for konflikt med havvindutbygging (Eldegard et al. 2021). Selv om flaggermus i Norge er på størrelse med små fugler, vil konsekvensene av økt mortalitet være mye høyere for flaggermus siden de har lenger generasjonstid og produserer mindre avkom enn f.eks. fugler på samme størrelse. Det er gjort svært få studier på konsekvensene av økt dødelighet som følge av kollisjoner med vindturbiner hos flaggermus, men på bakgrunn av livshistorien til denne dyregruppen vil det kunne sammenlignes med samme type effekter som hos andre langlevende arter som f.eks. sjøfugler.

3.4.4 Kunnskapsmangler

Basert på overnevnte informasjon er det mulig at utbygging av havvind i sørvest F kan påvirke trollflaggermus på trekk over Nordsjøen, men det kreves videre studier for å slå fast om dette er tilfellet eller ikke. Flaggermus er lite studert i Norge og det foreligger lite kunnskap om hvilke trekk-ruter flaggermus som overvintrer i utlandet bruker til og fra Norge og hvorvidt de planlagte havvindområdene vil påvirke f.eks. trollflaggermus under trekket (Isaksen et al. 2009). Overvåking av kollisjoner mellom flaggermus og vindturbiner til sjøs er vanskelig siden det er liten sjanse for å finne skada eller drepte individ (Browning et al. 2021). Dette vil kreve avanserte deteksjonssystemer basert på sensorer i rotorbladene kombinert med termiske kameraer og/eller akustiske sensorer (Tethys Monitoring & Mitigation Technologies Tool – [Bats](#)). Trekkruiter langs kysten og til havs kan kartlegges vha. registrering av ekkolokalisering eller GPS-merkede individer (MOTUS) på f.eks. oljeinstallasjoner i Nordsjøen og/eller ved å plassere ut målere i aktuelle utbyggingsområder for havvind (se f.eks. Brabant et al., 2020). For å kunne vurdere ev. effekter på populasjonsnivå må både antall og utbredelse av aktuelle arter i Norge kartlegges.

3.5 Andre sårbare arter over vann (insekter)

3.5.1 Identifiserte verdier

Insekter som ikke migrerer påvirkes sannsynligvis i liten grad av havvind. Havet er ikke et primært oppholdsområde for insekter og de forekommer grovt estimert i 2-3 størrelsesordener lavere konsentrasjoner enn på land (Cheng & Birch 1977). Totalt sett spiller de sannsynligvis en liten rolle i næringsvevet til marine økosystem, selv om de kan være betydende næringskilder for fisker som fødesøker ved vannoverflaten (Cheng & Birch 1978). Forekomst av havvind gjør sannsynligvis hverken til eller fra for de insekter som allerede har forvillet seg til havs eller blir blåst ut. Unntaket er de migrerende insekter som regelmessig beveger seg over havområder som er aktuelle for etablering av havvind. Følgende vurdering begrenser seg til denne gruppe.

De mest kjente insektmigrantene til Norge er arter av dagsommerfugler som er aktive over vinteren som voksne, istedenfor å gjennomleve vinteren i diapause eller som egg eller larve. Disse arter forflytter seg ofte for å følge fårplantene til larvene, og flyger derfor i regel nordover om våren etter en overvintring (og foring) om vinteren i sørligere strøk. Den kanskje mest kjente av disse er admiral-sommerfugl som er iøyefallende og av og til kan forekomme i store antall. Andre arter som helt eller delvis er avhengig migrasjon fra sørlige land er tistelsommerfugl, sørgekåpe, vandregulvinge, svalestjert og dagpåfugløy. Ikke noen av disse arter regnes i dag som truet i Norge, men de er karakteristiske sommerfugler i Norge om sommeren.

3.5.2 Verdisetting og påvirkning

Migrerende insekter kan utsettes for økt mortalitet fra direkte kollisjoner med rotorblader. Ved kraftig sverming kring vindturbiner kan belegget av døde insekter på rotorbladene faktisk bli så pass stort at det reduserer effekten av turbinene betydelig, og en rengjøring er nødvendig (Wilcox & White 2016). Det er ikke kjent noe slike forhold i Norge, og tetthetene av insekter til havs tilsier at dette ikke er et aktuelt tema for havvind. Kollisjoner med rotorblader kan likevel potensielt få konsekvenser for populasjonsstørrelsene for migrerende insekter, spesielt for vårtrekket nordover som utgjøres av en relativt liten mengde individer som flytter fra kontinentale Europa for å formere seg over sommeren i Norge.

Potensielt kan migrerende insekter også påvirkes ved at de samles omkring vindturbiner som danner lyse punkter i skumringen. Det er velkjent at insekter samles omkring lyskilder, for eksempel lypærer om natta. Lyse farger som er vanlige for maling av vindturbiner har i eksperiment også vist seg være særlig tiltrekkende for insekter (Long et al. 2011).

3.5.3 Konsekvenser

De fleste insekter er relativt kortlevde, med en høy potensial reproduksjonsrate, ved de rette forholdene. Som eksoterme organismer styres utviklingen og aktivitetsnivået deres til stor del av lokale værforhold. Dette gjør at populasjonsstørrelser kan variere kraftig mellom år av naturlige årsaker. Likevel tyder flere studier på at det pågår betydelige nedganger i insektmengdene over lengre tidsperioder, i hvert fall i Vestverden (Hallman et al. 2017, Strien et al. 2019, Seibold et al. 2019, Wagner 2020, Soroye et al. 2020, Klink et al. 2020, Åström et al. 2024). En av flere mulige påvirkningsfaktorer som har blitt nevnt til disse nedganger er vindkraft. En studie fra 2018 beregnet at tapet av insekter fra vindkraft i Tyskland kunne nå opp i over tusen tonn insekter per år (Trieb 2018). Disse tall er sannsynlig overestimert, men utgjør likevel en relativt liten del av den totale insektbiomassen på land (Åström & May 2019). Basert på omfanget av vindkraft og overlappet med flygeaktiviteten til insekter vurderer vi at vindkraft ikke bør antas være en av de større påvirkningsfaktorene.

For enkelte arter kan påvirkningen likevel potensielt være stor, for eksempel om det blir store tap av migranter om våren. Gitt det nærmest ubetydelige datagrunnlaget om insektaktivitet over norske havområder går det ikke å angi et estimat på eventuelle konsekvenser for enkelte arter.

3.5.4 Kunnskapsmangler

Det mangler, så vidt vi vet, helt data på insektforekomster over norske havområder. Insektfaunaen i Norge er ikke heller fullstendig kartlagt, men den estimeres til å oppgå til rundt 30 000 arter (Elven & Sørli 2021). Hittil har nesten 20 000 arter blitt observert innen landets grenser. Ut ifra denne ekstreme artsrikdommen, og den nesten totale mangelen på insektdata over havet, er det vanskelig å beregne hvilke arter som potensielt kan bli påvirkede av vindkraft til havs. Bruk av radar, for eksempel meteorologiske radar kan være den mest fremkommelige veien for å kartlegge storskala mønstre av insektmigrasjon over havet (Bauer et al. 2017). Gitt et antatt generelt migrasjonsmønstre med bevegelser fra sør om våren og nedover igjen om høsten er det naturlig å tenke seg at de mest sørlige områdene omtalt i denne rapport har størst risiko for insekter. Område Sørvest F er derfor i prinsipp aktuelt, men det trengs empiriske data for å vurdere risikoen videre.

4 Vestavind F

4.1 Sammendrag Vestavind F

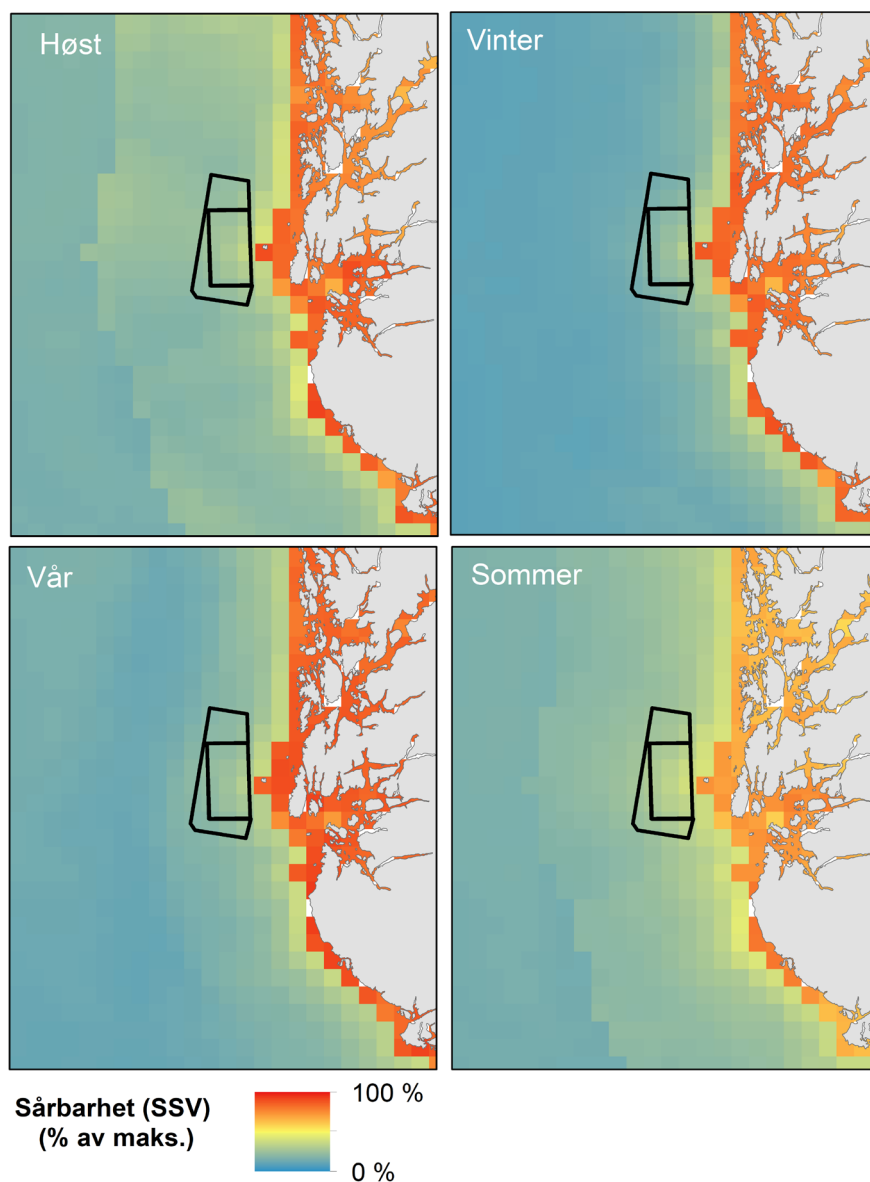
	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	<i>middels-alvorlig</i>	<i>Alvorlig</i>	<i>Ukjent</i>	<i>Ukjent</i>
<p>Vestavind F har middels til alvorlig konsekvens. Utredningsområdet ligger nærme land, og en rekke både kystnære og pelagiske arter med høy verneverdi berøres. På nasjonal skala viser flere arter middels konsekvens (gråmåke, svartbak, sildemåke, lomvi, grønlandsmåke, horndykker, storjo, krykkje, havsule og fiskemåke) og én art alvorlig konsekvens (ringgås). Basert på antall fugler ble konsekvens for funksjonsområde rundt de nærliggende norske hekkekolonier beregnet til middels. Vestavind F ligger nærme (< 50 km) flere lokalt viktige sjøfuglkolonier utenfor Karmøy og særlig sårbare og verdifulle områder (SVO). Derfor velger vi å angi total-konsekvensen for Vestavind F til middels til alvorlig.</p> <p>Det ble beregnet alvorlig eller svært alvorlig konsekvens på tre grupper trekkende fugl (dvs analyser av trekk basert på ringmerkingsdata). Det gjaldt vadere, spurvefugl og sjøfugl. Sjøfugl i dette datagrunnlaget er dominert av havsvaler. De andre gruppene har konsekvens på middels til noe. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p> <p>Åpnet område ligger generelt nærmere kysten, og har derfor noe høyere konsekvens enn tilleggsarealet. Vestavind F overlapper med Karmøyfeltet SVO i sørøst. Konsekvens anses lavere i den vestlige delen av utredningsområdet.</p>				

4.2 Sjøfugl og vannfugler

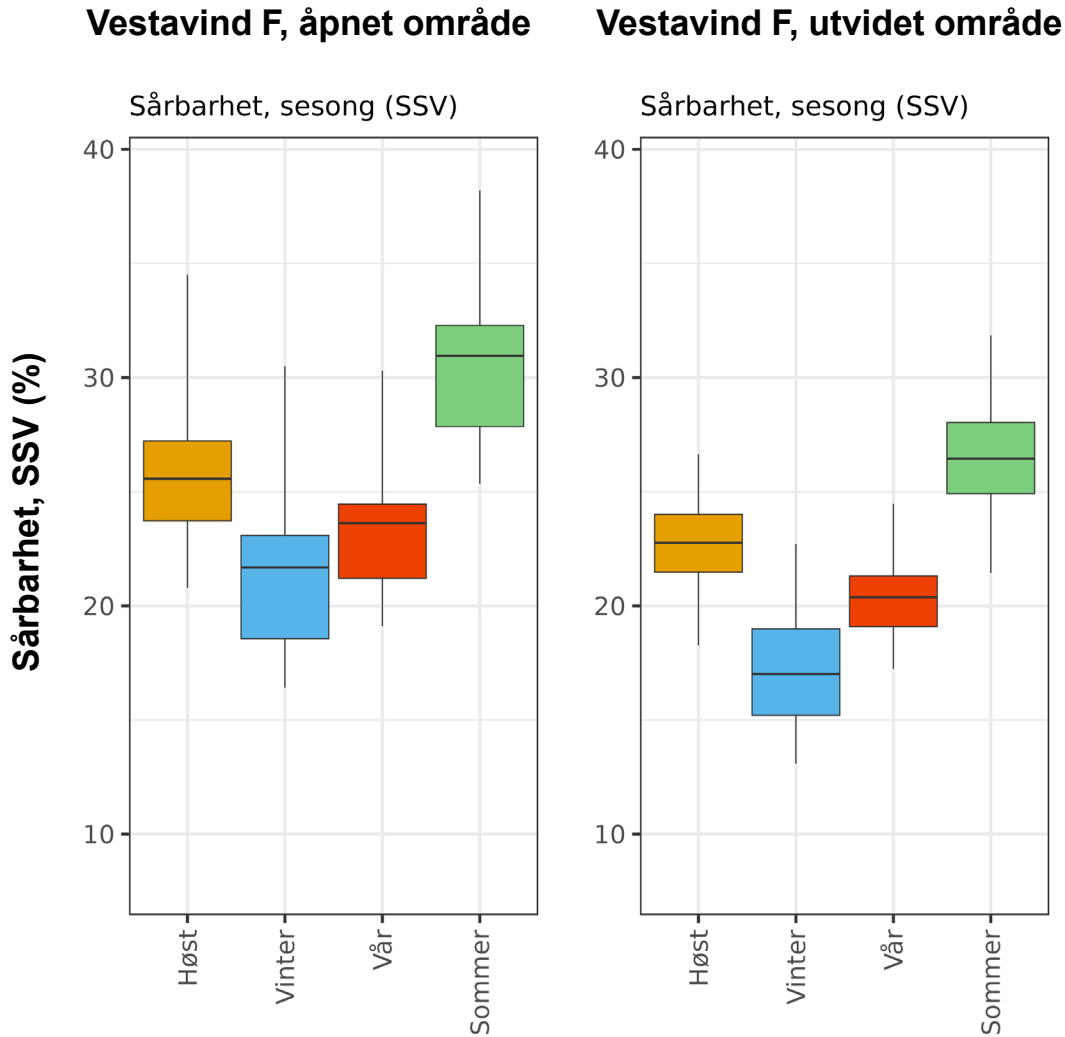
4.2.1 Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning

4.2.1.1 Sårbarhet

Sårbarhet kombinerer data over artenes utbredelse, bevaringsstatus og sensitivitet til havvindanlegg i en romlig indikator, og uttrykkes som prosent av den høyeste verdien i norsk økonomisk sone. Samlet sårbarhet for 55 arter av sjøfugl og vannfugl i utredningsområdet hadde en medianverdi på 30,95% (min-maks: 25,36% - 38,20%) for åpnet område, og 26,45% (21,45% – 31,85%) for tilleggsområdet. Utredningsområdet hadde relativt høy sårbarhet, men med en avtagende sårbarhet ut fra kysten (se **figur 4.2.1.1.1**). Sårbarheten var høyere om sommeren enn de andre årstidene (**figur 4.2.1.1.1** og **figur 4.2.1.1.2**.)



Figur 4.2.1.1.1. Sjøfugl og vannfugl sin sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Vestavind F i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone. Utredningsområdet er vist som svart heltrukket strek (åpnet område er boksen innenfor det større området).



Figur 4.2.1.1.2. Boksplott over fordelingen av sjøfugl og vannfugl sin sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Vestavind F i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone. Venstre figur viser fordelingen for åpnet område og høyre figur viser fordelingen for utvidet område.

Plasseringen av utredningsområdet nært kysten reflekterer forholdsvis høy artsrikdom med 33 arter i åpnet område og 32 arter i utvidet område med en median sårbarhet på over 10%. Arter med en sårbarhet på over 20% er vist i **tabell 4.2.1.1.1**. Plasseringen av utredningsområdet nært land, betyr at sårbare arter omfatter både pelagiske arter som alkefugl, stormfugl, havsule, joer og måker, men også typiske kystnære arter som ringgås, horndykker, toppskarv, smålom og svartand.

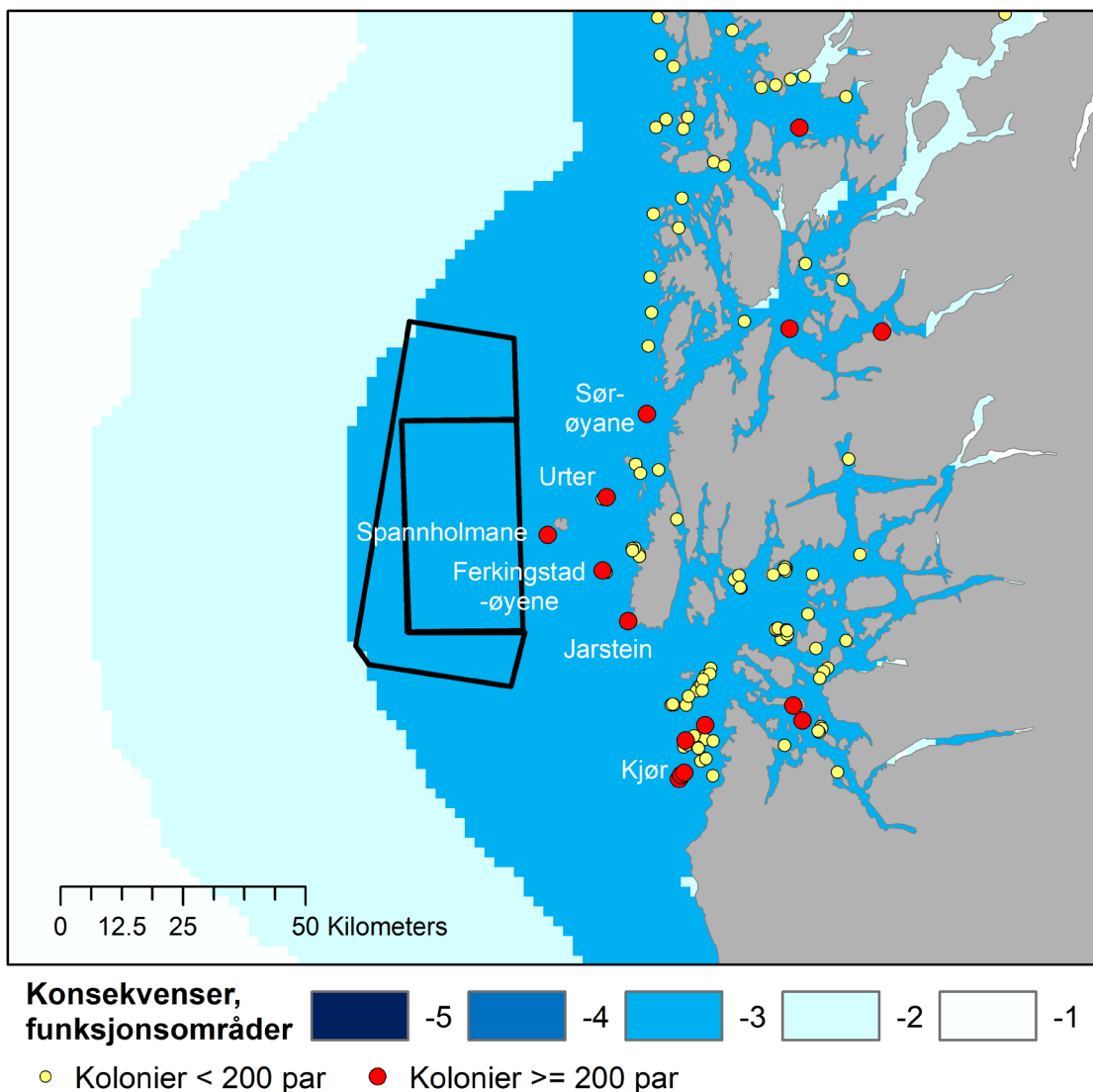
Tabell 4.2.1.1.1. Artsspesifikk sårbarhet i utredningsområde Vestavind F (åpnet område øverst og utvidet område nederst). Tabellen viser alle arter med en median sårbarhet på over 20% sortert fra mest sårbar til minst sårbar. Tabellen viser også rødlistestatus (Norsk rødliste), klassifisering av bestandsstatus (CS) fra 1 (lite viktig) til 5 (svært viktig), og klassifisering av sensitivitet til havvindanlegg fra 1 (lite sensitiv) til 5 (svært sensitiv). Årstid med høyest sårbarhet samt median, minimum- og maksimumsverdier i utredningsområdene er indikert.

Vestavind F, åpnet					Sårbarhet (SPV)		
Art	Rødliste	CS	VU	Årstid	Median	Min	Maks
1 Ringgås	NT	3.7	4.5	Sommer	44.53	38.83	54.14
2 Sildemåke	LC	3.0	4.2	Sommer	38.37	36.73	41.46
3 Gråmåke	VU	4.0	4.2	Vinter	35.56	34.43	36.56
4 Lomvi	CR	4.7	3.0	Vinter	34.54	34.13	34.88
5 Svartbak	NT	4.0	4.2	Høst	31.08	28.80	32.40
6 Storjo	LC	2.7	3.5	Sommer	29.14	27.72	30.59
7 Havsule	LC	2.3	3.5	Høst	28.80	27.21	30.35
8 Grønlandsmåke	LC	2.3	4.0	Vinter	28.19	25.23	35.68
9 Horndykker	VU	1.7	4.5	Vår	27.48	25.70	30.86
10 Alke	EN	4.3	3.0	Vår	26.83	24.33	28.46
11 Havsvale	LC	2.3	3.2	Sommer	26.33	23.84	29.69
12 Toppskarv	LC	3.0	3.2	Vår	26.08	21.61	33.82
13 Havhest	EN	4.7	2.3	Vår	25.55	25.31	25.84
14 Krykkje	EN	3.7	3.7	Sommer	24.59	23.61	25.52
15 Fiskemåke	VU	3.3	4.2	Sommer	22.85	20.17	26.26
16 Smålom	LC	2.3	4.5	Høst	22.52	17.48	30.59
17 Polarmåke	VU	3.7	3.8	Vår	21.28	16.99	24.48
18 Tyvjo	VU	3.7	3.7	Sommer	20.63	17.72	23.15
19 Svartand	VU	2.0	4.5	Vinter	19.03	14.16	24.90
Vestavind F, utvidet					Sårbarhet (SPV)		
Art	Rødliste	CS	VU	Årstid	Median	Min	Maks
1 Ringgås	NT	3.7	4.5	Sommer	39.34	31.48	45.58
2 Sildemåke	LC	3.0	4.2	Sommer	37.32	35.62	39.62
3 Lomvi	CR	4.7	3.0	Vinter	34.69	33.88	35.17
4 Gråmåke	VU	4.0	4.2	Vinter	34.65	33.41	35.74
5 Svartbak	NT	4.0	4.2	Høst	30.78	28.33	32.04
6 Storjo	LC	2.7	3.5	Sommer	28.66	26.55	29.97
7 Havsule	LC	2.3	3.5	Høst	28.56	26.81	30.81
8 Horndykker	VU	1.7	4.5	Vår	27.36	24.28	30.96
9 Alke	EN	4.3	3.0	Vår	26.93	23.95	29.09
10 Grønlandsmåke	LC	2.3	4.0	Vinter	26.48	22.21	33.99
11 Havsvale	LC	2.3	3.2	Sommer	26.43	21.81	28.46
12 Havhest	EN	4.7	2.3	Vår	25.68	25.23	26.09
13 Krykkje	EN	3.7	3.7	Sommer	25.02	23.45	25.91
14 Toppskarv	LC	3.0	3.2	Vår	23.29	18.86	29.29
15 Polarmåke	VU	3.7	3.8	Vår	21.57	15.00	25.67
16 Fiskemåke	VU	3.3	4.2	Sommer	20.96	17.67	24.09
17 Smålom	LC	2.3	4.5	Høst	19.38	14.16	23.74

4.2.1.2 Funksjonsområder rundt koloniene

I hekkesesongen er utbredelsen til hekkende sjøfugl konsentrert til havområdene rundt koloniene, og disse områdene vil derfor ha særlig høye konsentrasjoner av beitende fugl, og fugl som flyr fram og tilbake mellom næringsområdene og hekkeplassen. Disse funksjonsområdene vil være spesielt sårbare, både fordi områdene har høye konsentrasjoner av sjøfugl, men også fordi en forstyrrelse i et slikt område vil gå spesielt ut over den lokale bestanden. Funksjonsområdene ble klassifisert etter alvorlighetsgrad fra -1 (liten konsekvens) til -5 (svært alvorlig konsekvens) avhengig av aksjonsradius og størrelsen på koloniene (se **kapittel 2.1.12**).

Det er kort avstand (< 50km) mellom koloniene på yttersiden av Karmøy og utredningsområdet (**figur 4.2.1.2.1**), og vi forventer at funksjonsområdet til disse koloniene vil bli påvirket. Dette gjelder koloniene på Sør Øyane (Hovsøy, Låtørsøy, Melne, Melneklubben, Lyngsøy, Oksøy og Rau naturreservat), Urter, Spannholmane, Ferkingstadøyane og Jarsteinen. På nasjonal skala er imidlertid ikke disse koloniene svært store, og konsekvens ble derfor «middels».



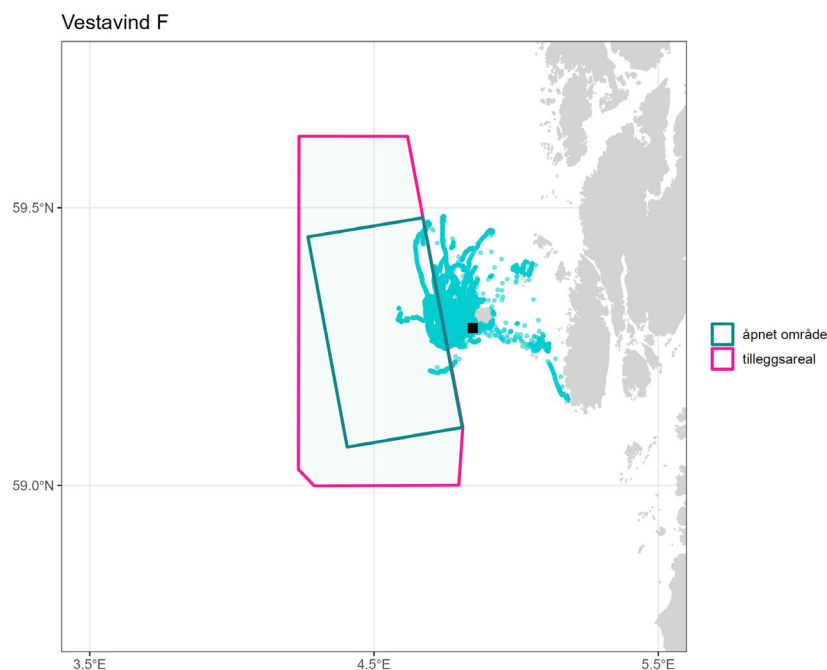
Figur 4.2.1.2.1. Kart over utredningsområdet (svart strek), funksjonsområder etter konsekvens, og sjøfuglkolonier langs kysten av Rogaland og Vestland. Viktige kolonier, med mer enn ca. 200 hekkende par er indikert.

4.2.2 Områdebruk gjennom året

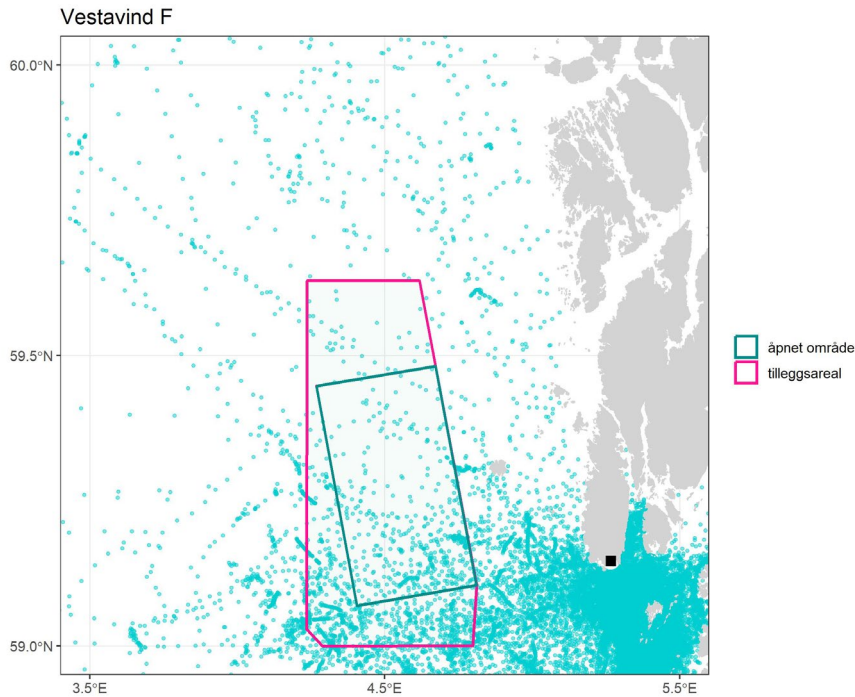
4.2.2.1 GPS-sporing i hekkesesongen

GPS-sporing i hekkeperioden viste at lomvi fra Spannholmane hadde stort overlapp med Vestavind F-området (**figur 4.2.2.1.1, figur 11.3.1, tabell 11.1**). 12 av de 21 individene som ble instrumentert brukte deler av hele utredningsområdet, 12 individer brukte det åpne området og 10 individer brukte tilleggsarealet. Alle individer som brukte områdene brukte dem også for næringssøk, og ikke bare til gjennomflyging/transit. Lomvi sporet fra Kjør hadde ingen posisjoner i utredningsområdet Vestavind F, men nærmeste GPS-posisjon var bare 11,57 km unna området (**figur 11.3.2, 11.3.3**). Av stormåkene som ble sporet med GPS-loggerne var det 1 sildemåke fra Karmøy som krysset gjennom Vestavind F (**figur 11.3.4**). Gråmåke fra Karmøy kom opp til 22,45 km til grensen av utredningsområdet, mens sildemåker og gråmåker sporet fra Bergen og Agder var mer enn 65 km unna.

Krykkje sporet fra kolonien i Skudeneshavn brukte utredningsområdet Vestavind F intensivt (**figur 4.2.2.1.2 og 11.3.5**). 22 av de 35 instrumenterte individene brukte deler av Vestavind F. 18 individer brukte åpnet området, og 21 individer brukte tilleggsareal (**tabell 11.1**). Av disse var det 18 individer som var på næringssøk i Sørvest F, 13 i åpnet området og 17 i tilleggsarealet (**tabell 11.1**).



Figur 4.2.2.1.1. GPS-posisjoner av lomvi (lys blå) fra Spannholmane (svart firkant) viser overlapp med utredningsområdet Vestavind F, og tyder på at lomvi som hekker på Spannholmane benytter utredningsområdet til næringssøk i hekketiden.



Figur 4.2.2.1.2. GPS-lokasjoner av krykkje (lys blå) fra Skudeneshavn (svart firkant) viste overlapp med utredningsområdet Vestavind F.

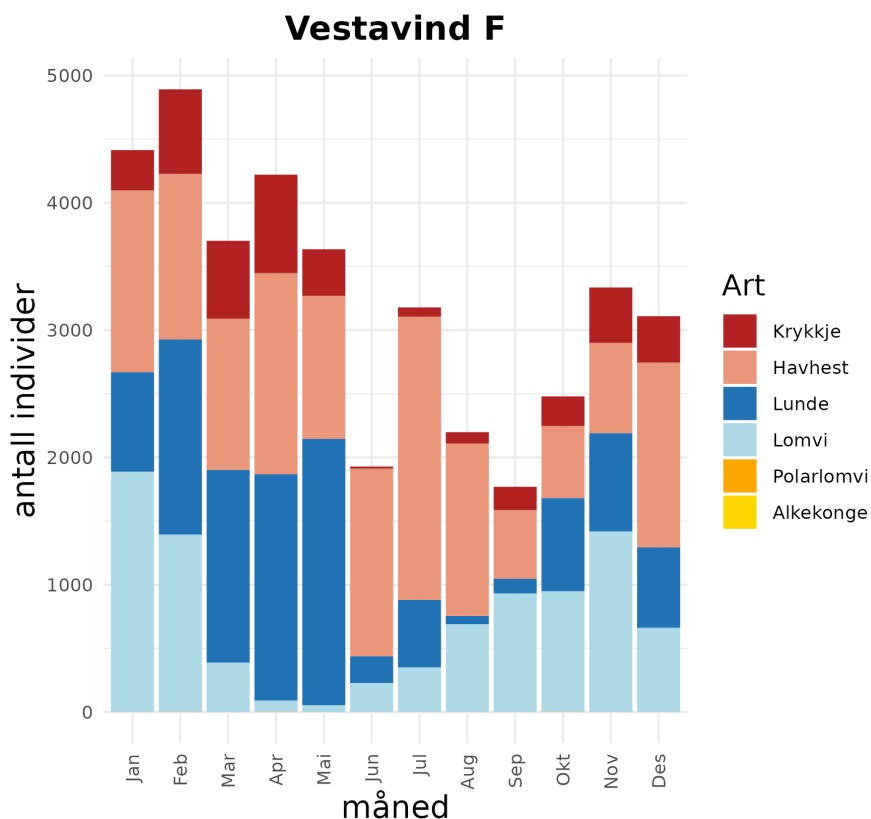
4.2.2.2 Sporing utenfor hekkesesongen

For de seks pelagiske artene, krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge, er det beregnet at ca. 2000 – 5000 individer er innen utredningsområdet. Det er beregnet mye lomvi, lunde, havhest og krykkje i området. Det er høyest antall fra november til mai. Lavest antall er beregnet i juni.

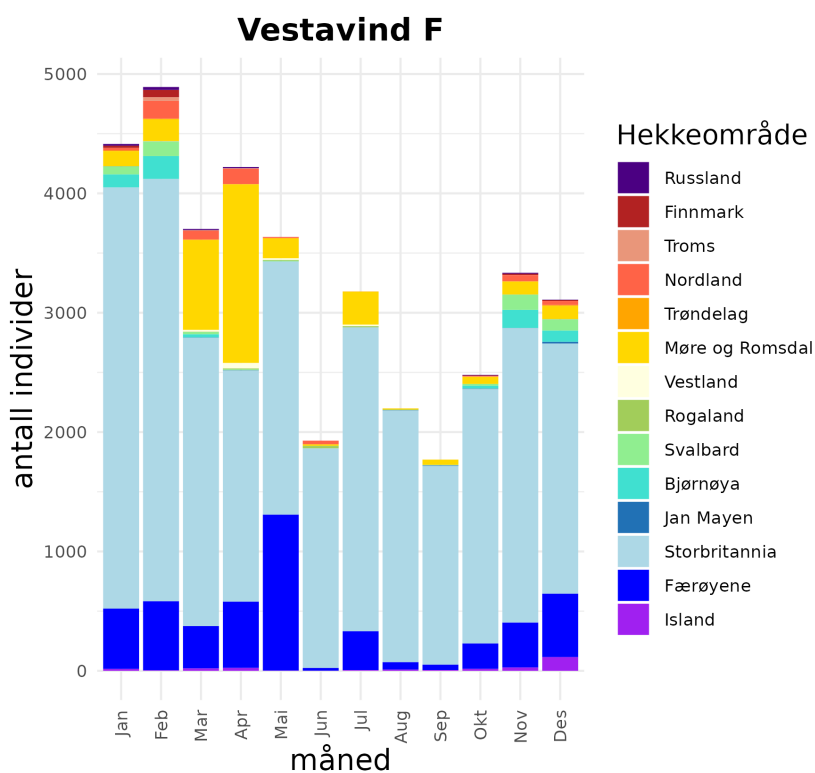
De aller fleste av disse fuglene kommer fra Storbritannia og er knyttet til britiske kolonier (**figur 4.2.2.2.1.- 4.2.2.2.5.**). En god del kommer fra Færøyene og fra Norge inkludert Svalbard og Jan Mayen. Det er lave andeler fra Island og Russland.

I november, desember, januar og februar er mer enn halvparten av krykkjene fra Norge (**figur 4.2.2.2.3.**). Det er særlig mange krykkjer fra Bjørnøya og andre deler av Svalbard i november, desember og januar. I februar, mars og april utgjør krykkjer fra Møre og Romsdal en vesentlig del av totalen. Det er en stor andel lunder fra Norge i utredningsområdet i februar, mars og april. I april og mai utgjør lunder fra hhv Møre og Romsdal og Færøyene over halvparten.

Ingen av disse seks artene hekker i Agder. Krykkje, lomvi, lunde og havhest hekker i Rogaland, men kun havhest fra Rogaland er inkludert i dette datagrunnlaget fra SEATRACK. Sporing med lysloggere av krykkje og lomvi fra Rogaland har startet senere, og disse vil inkluderes i nyere versjoner. Dette er viktige regionale bestander, men utgjør lave andeler i dette totalbildet. Våre upubliserte data viser at krykkje og lomvi fra Rogaland benytter utredningsområdet Vestavind F høst, vinter og vår. I forrige underkapittel presenterte vi resultater fra GPS-springer som viser at både krykkje og lomvi fra kolonier i Rogaland bruker utredningsområdet om sommeren.

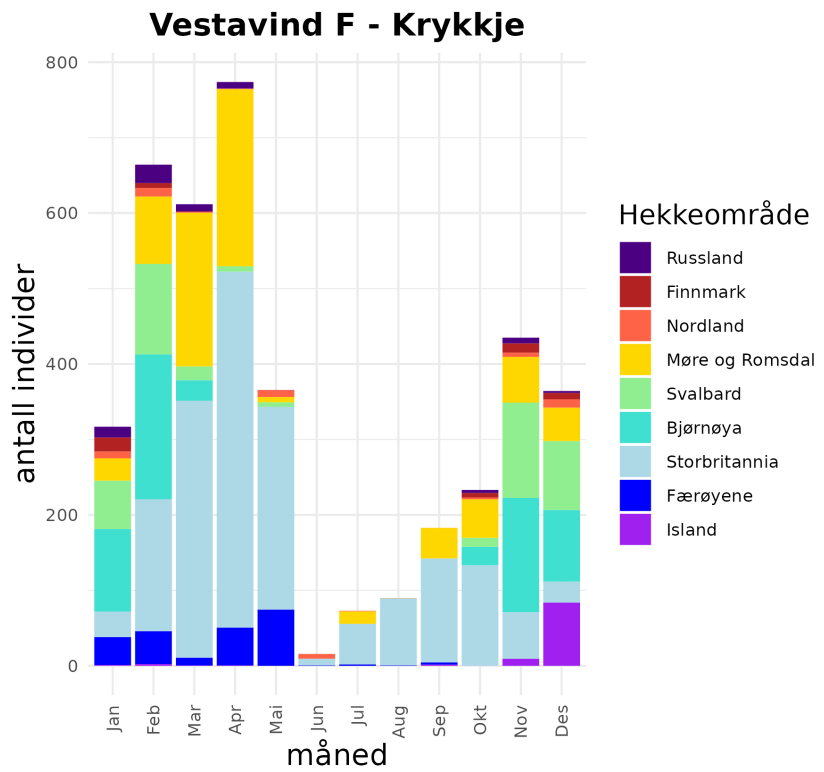


Figur 4.2.2.2.1. Estimert antall individer innen utredningsområdet Vestavind F angitt for seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge) i hver måned.

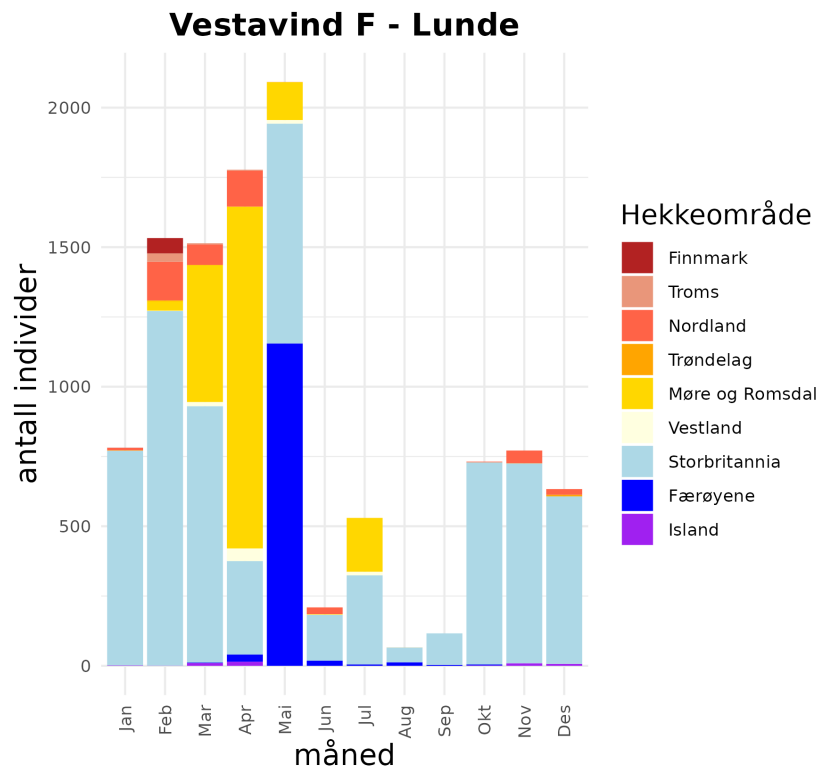


Figur 4.2.2.2.2. Estimert antall individer innen utredningsområdet Vestavind F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst) for totalt seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge).

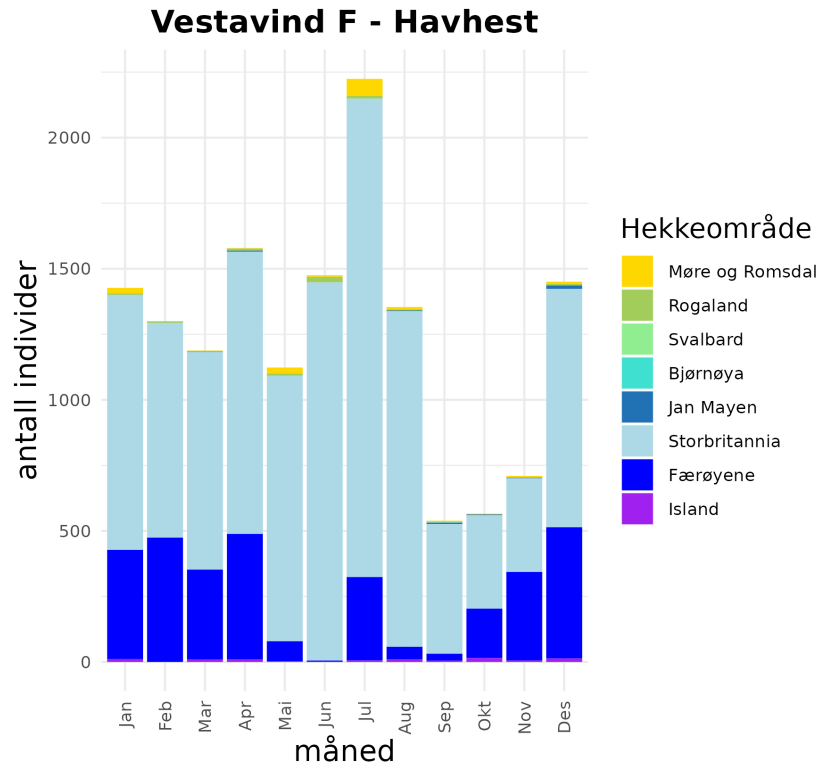
Figur 4.2.2.2.3. Estimert antall krykkje innen utredningsområdet Vestavind F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



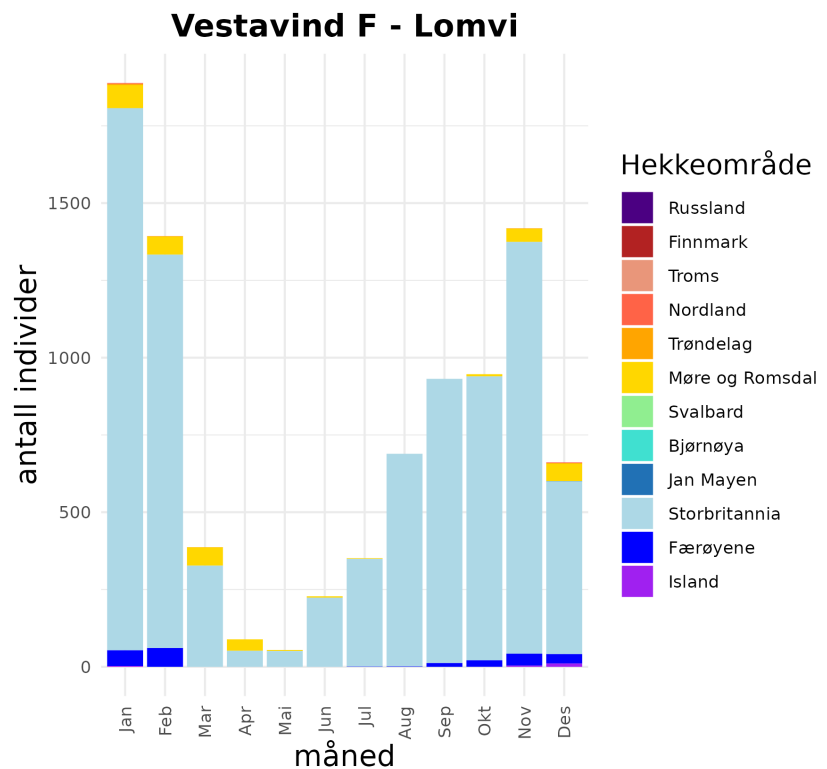
Figur 4.2.2.2.4. Estimert antall lunde innen utredningsområdet Vestavind F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



Figur 4.2.2.2.5. Estimert antall havhest innen utredningsområdet Vestavind F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



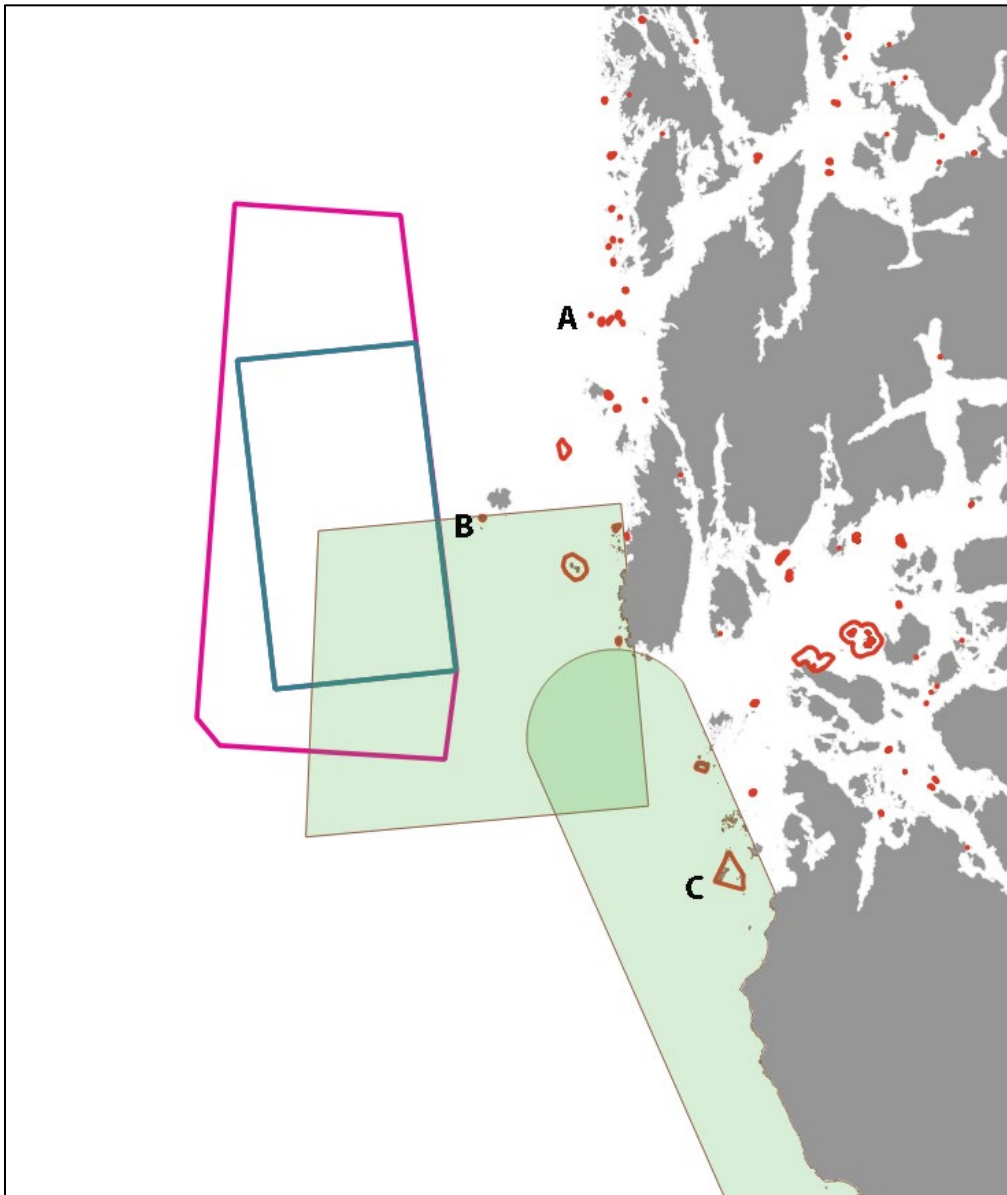
Figur 4.2.2.2.6. Estimert antall lomvi innen utredningsområdet Vestavind F og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



4.2.3 Nærhet til viktige verneområder.

Vestavind F overlapper delvis med Karmøyfeltet, et område som er identifisert som særlig verdifullt og sårbart, SVO, av Faglig Forum og presentert i Stortingsmelding 21 (Klima- og miljødepartementet 2024). Området er et viktig gyteområde for vårgytende sild og en samleplass for larver og yngel. Området er derfor attraktivt å utnytte for næringssøkende sjøfugl. Spannholmane og Tjør er begge naturreservat med viktige forekomster av alkefugl og toppskarv. Disse ligger henholdsvis ca. 5 og 38 kilometer fra Vestavind F (**figur 4.2.3.1**). Sildemåker fra to av fylkets største kolonier (Hydro Håvik og Gauselholmen) antas også å bruke området for næringssøk. Tilsvarende er det og sannsynlig at fugl fra Sørøyane naturreservat i Bømlo utnytter området til næringssøk.

Det særlig verdifulle området Boknafjorden og Jærstrendene ligger like øst for Vestavind F. Dette er et av Norges viktigste, raste-, overvintrings- og myteområde for vann- og vadefugl.



Figur 4.2.3.1. Kart som viser Vestavind F i forhold til SVO (Særlig verdifulle og sårbare områder). Åpnet område for Vestavind F er markert med mørk grønn strek mens tilleggsareal har lilla strek. Karmøyfeltet SVO er markert med grønt og er delvis overlappende med Vestavind F. Boknafjorden og Jærstrendene SVO er den grønne markeringen sørøst i kartet. Naturreservat for sjøfugl i området er markert med rødt og Sørøyane (A), Spannholmane (B) og Kjør (C) er i tillegg markert en bokstav.

4.2.4 Kartlegging av sjøfugl

I 2023 ble hekkebestandene av sjøfugl kartlagt fra Svenskegrensen til Karmøy. I 2024 skal tilsvarende kartlegging gjøres mellom Karmøy og Trøndelag. De viktigste resultatene presenteres her når en spesifikk koloni eller en art omtales.

4.2.5 Bestandstrender for sjøfugl

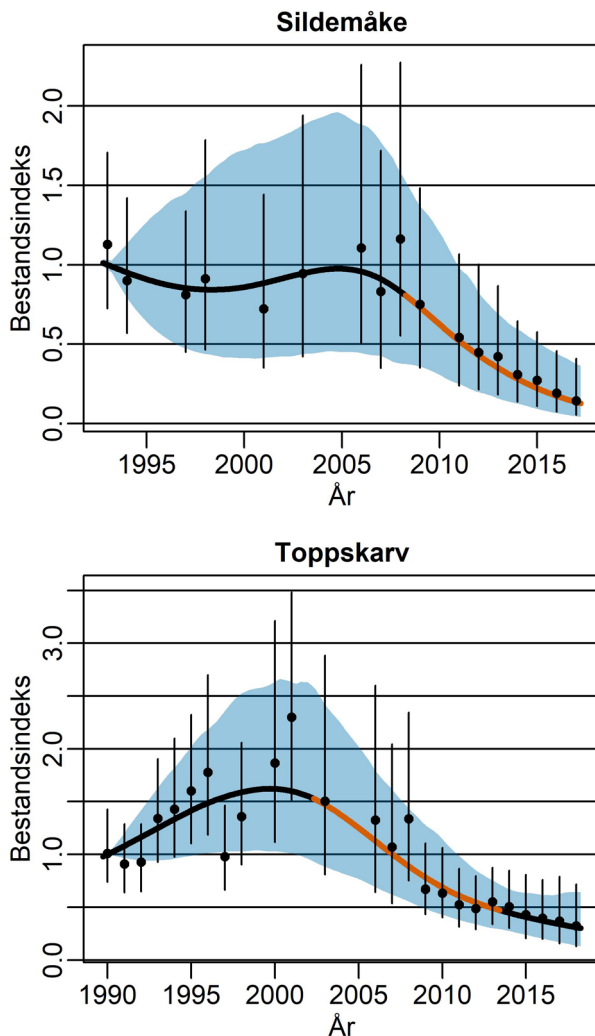
Vestavind F er en viktig del av leveområdet for en rekke arter av sjø- og vannfugl. Det er totalt 18 arter innenfor de 10 artene med høyest SPV hver sesong (**tabell 4.2.5.1**). Mange av artene trekker gjennom området eller benytter det utenfor hekkesesongen, men området benyttes også under hekkesesongen for en del arter. Artene som beveger seg gjennom området på næringssøk og trekk kommer både fra lokale kolonier og fra kolonier lengre unna. Sporing med satellittsendere har vist at ringgås som hekker på Nordøst-Grønland og Svalbard trekker gjennom området ved Vestavind F under vår-trekket (Clausen et al. 2003). Det skjer i mai-juni, dvs. måneder som er definert som sommer i denne rapporten (**tabell 4.2.5.1**). Høst-trekket av ringgås kommer også ned langs kysten av Vest-Norge og gjennom utredningsområdet i september (**tabell 4.2.5.1**). Ringgjessene tilhører hekkebestandene på Nordøst-Grønland og Svalbard (og antakeligvis Franz Josef Land), og overvintrer nordøst i England og i Danmark. Bestanden av ringgås har gått drastisk tilbake siden begynnelsen av 1900-tallet. Den har tatt seg litt opp igjen siden fredning i 1972 (Madsen 1987, Clausen & Craggs 2018), men utviklingen i Svalbardbestanden er usikker (Stokke et al. 2021a). Havsvale på trekk til og fra hekkeområder i Møre og Romsdal og nordover trekker gjennom området. Havsvale som hekker på de britiske øyer kan benytte området til næringssøk i hekketiden (Bolton et al. 2021) Den norske hekkebestanden av havsvale antas å være stabil, men det finnes ingen beregninger av bestandstrender for denne utpregede pelagiske arten (Stokke et al. 2021c).

Tabell 4.2.5.1. Oversikt over de 10 artene med høyest artsspesifikk sårbarhet (SPV) per sesong for påvirkning fra havvind innen utredningsområdet Vestavind F. For hver sesong oppgis en rangering av SPV til en art, slik at arten med høyeste SPV en gitt sesong får rang 1. Rang utenfor topp 10 en gitt sesong er oppgitt der arten er innenfor topp 10 andre sesonger og arter som ikke har noen kjent bruk av området en gitt sesong er gitt (-). Vår = februar-april, sommer = mai-juli, høst = august-oktober og vinter = november-januar. Aktivitet i et område er oppgitt som T = trekk, H = hekking og O = overvintring, og gjenspeiles i tiden på året for når områdene benyttes. Parenteser indikerer begrenset bruk ved aktuell aktivitet.

Norsk	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Aktivitet
Ringgås	-	1	3	-	T
Gråmåke	3	12	6	1	T, H, O
Lomvi	1	6	1	2	T, H, O
Sildemåke	19	2	5	-	T, H
Svartbak	5	3	2	3	T, H, O
Horndykker	2	53	37	6	T, O
Alke	4	11	7	9	T, H, O
Grønlandsmåke	11	32	-	4	T, O
Havsule	10	9	4	7	T, (H), O
Storjo	-	4	8	-	T, (O)
Havhest	6	8	11	5	T, H, O
Havsvale	-	5	10	-	T, (H)
Toppskarv	7	14	12	14	T, (H), O
Krykkje	9	7	22	10	T, H, O
Polarmåke	8	36	28	12	T, O
Svartand	18	25	17	8	T, O
Smålom	26	24	9	18	T, O
Fiskemåke	16	10	18	17	T, (H)

Horndykker, smålom og svartand hekker i ferskvann, men benytter området utenfor hekkesesongen på overvintring og trekk. Bestanden av horndykker overvåkes en del steder i landet og er vurdert å ha en bestandsnedgang på -10 til -20 % over de siste tre generasjoner (Stokke et al. 2021d). Smålobbestanden i Norge har en ikke gode tall på, men utfra trekkteinger og lokale overvåkinger er bestanden vurdert å være stabil eller svakt økende (Stokke et al. 2021e). Svartand overvåkes ikke på nasjonal skala, men regionale tellinger indikerer en markant nedgang siden først på 1990-tallet ved kjente hekkelokaliteter (Shimmings & Øien 2015).

I Rogaland har det vært en bestandsnedgang på -85,2 % (CI = [-94,5, -64,6]) i sildemåkebestanden på Spannholmane siden 2002 (**figur 4.2.5.1**), og en tilsvarende negativ trend observeres nasjonalt (**figur 6.1.2, tabell 6.1.1**). For måkeartene fiskemåke, gråmåke, svartbak og krykkje er det nasjonalt observert negative bestandstrender på fra -66,6 til -9,4 % som er nærmere omtalt for området Sørvest F (se **figur 6.1.2, tabell 6.1.1**). Endringer i måkebestandene i Vestland fylke, omtalt under område Vestavind B, er også relevante for området Vestavind F. Måkene trekker gjennom området og spesielt store antall av krykkje registreres årlig. Polarmåke og grønlandsmåke sees i området utenfor hekkesesongen og på trekk mot områder lengre sør. Se område Sørvest F for nærmere omtale.



Figur 4.2.5.1. Bestandstrender for kolonien av sildemåke på Spannholmane og kolonier av toppskarv på Spannholmane, Ferkingstadøyane og Kjørholmane i Rogaland.

Lomvi og alke hekker sparsomt i Rogaland og fugler fra de nærmeste koloniene vil benytte deler av tiltaksområdet til næringsøk. Utenfor hekkesesongen vil også fugler fra kolonier lengre unna

bruke området. De største koloniene finnes fra Trøndelag og nordover, og trekket av alkefugler som går gjennom tiltaksområdet er omfattende. Nasjonalt har bestandene av disse to artene også gått ned og er omtalt for område Sørvest F (se **figur 6.1.1, tabell 6.1.1**).

Toppskarv viste en økning i Rogaland fram til rundt 2000, men siden 2002 har det vært en kraftig bestandsnedgang på -79,9 % (CI = [-90,9, -55,2]) i fylket (**figur 4.2.5.1**). Nasjonalt har det vært en bestandsnedgang på -37,7 % (CI = [-53,8, -18,7]), men bestanden vokste fram til rundt 2008 og ble redusert i årene etter (**figur 6.1.3, tabell 6.1.1**). Det er spesielt utenfor hekkesesongen at toppskarven har høy sensitivitet i området siden fugler fra hekkeområder lengre unna kan opptre i området.

Havhestbestanden i Rogaland vokste fram mot rundt 2010, men har siden gått drastisk tilbake og besto i 2021 av noen titalls par (Stokke et al. 2021f). Dette speiler den kraftig negative nasjonale trenden for arten som er omtalt under områder Sørvest F (**figur 6.1.3, tabell 6.1.1**). Det er nå mest utenfor hekkesesongen at arten benytter området og store antall kan trekke forbi, men lokale hekkepar kan også søke næring her. De er kjent for å drive næringssøk langt fra hekkekoloniene.

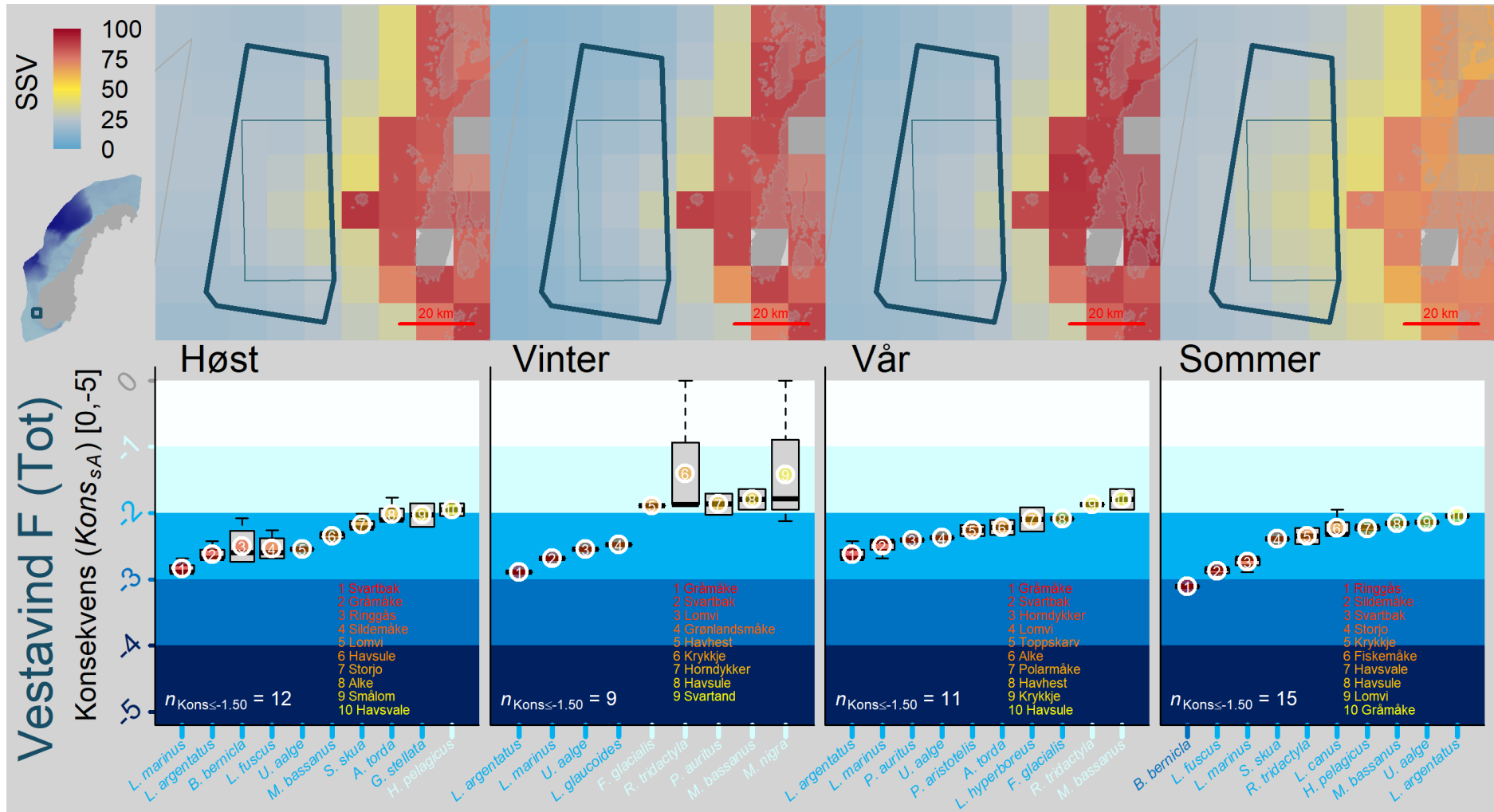
Utenfor hekkesesongen er både havsule og storjo i området. De nærmeste koloniene av disse artene ligger på Runde i Møre og Romsdal, og de har økt med 265,1 % (CI = [185,8, 348,3]) for havsule og 21,2 % (CI = [-13,1, 61,5]) for storjo siden 2002. Nasjonalt observeres tilsvarende positive trender for de to artene som omtalt under område Sørvest F (se **figur 6.1.3, tabell 6.1.1**). Havsule har stor aksjonsradius i hekkesesongen (Gremillet et al. 2024), og en sporingstudie har vist at havsuler som hekker i Skottland kan komme helt over til kysten av Rogaland i hekkesesongen (Jeglinski et al. 2024). Vi antar derfor at også havsuler som hekker på Runde kan komme innom utredningsområdet i hekkesesongen.

4.2.6 Konsekvenser

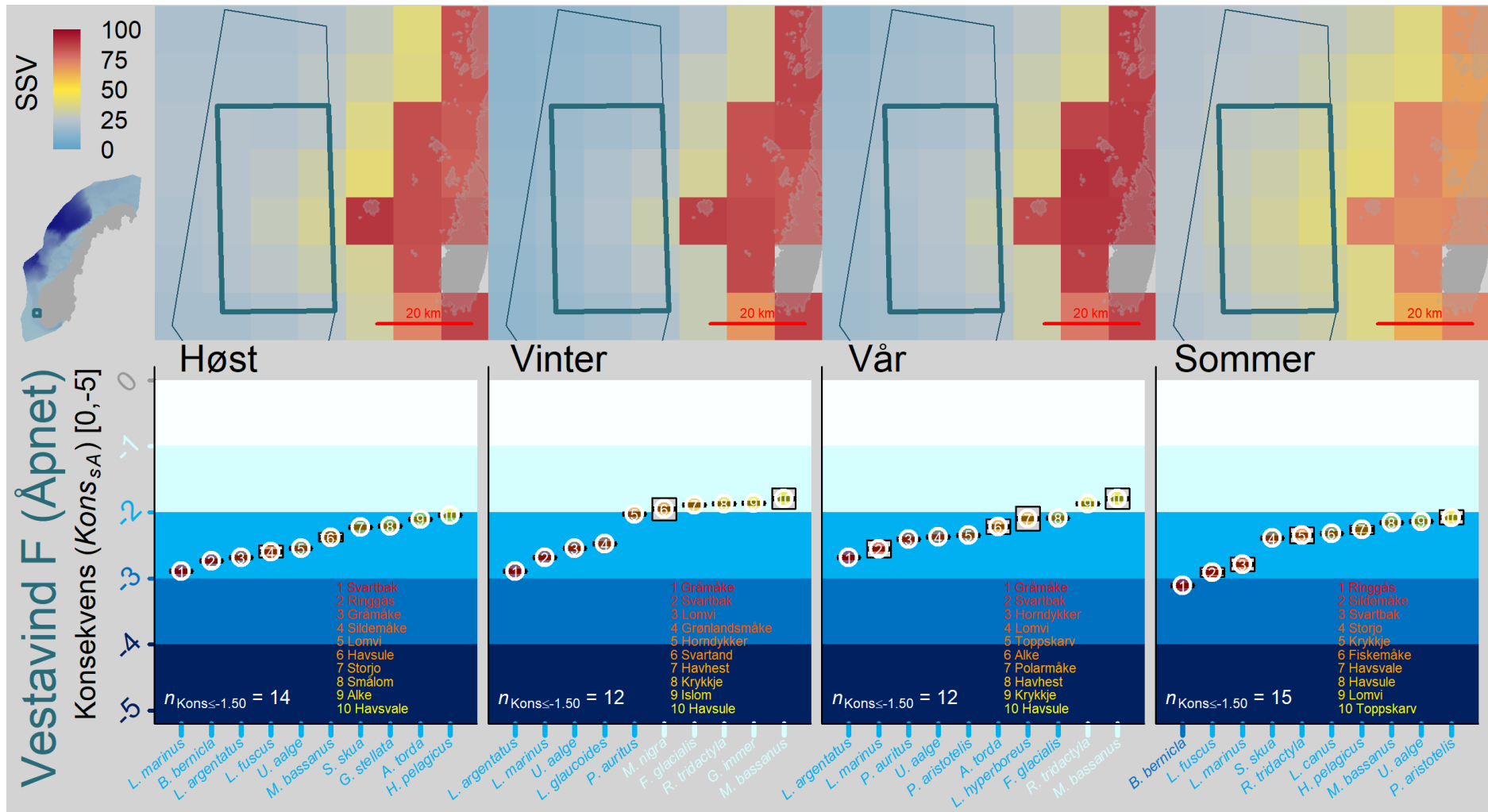
4.2.6.1 Sårbarhet og konsekvens for nasjonale bestander

Også i dette området viste sesongmessig sårbarhet en gradient ut fra kysten der de mest sårbare områdene var nærmest kysten.

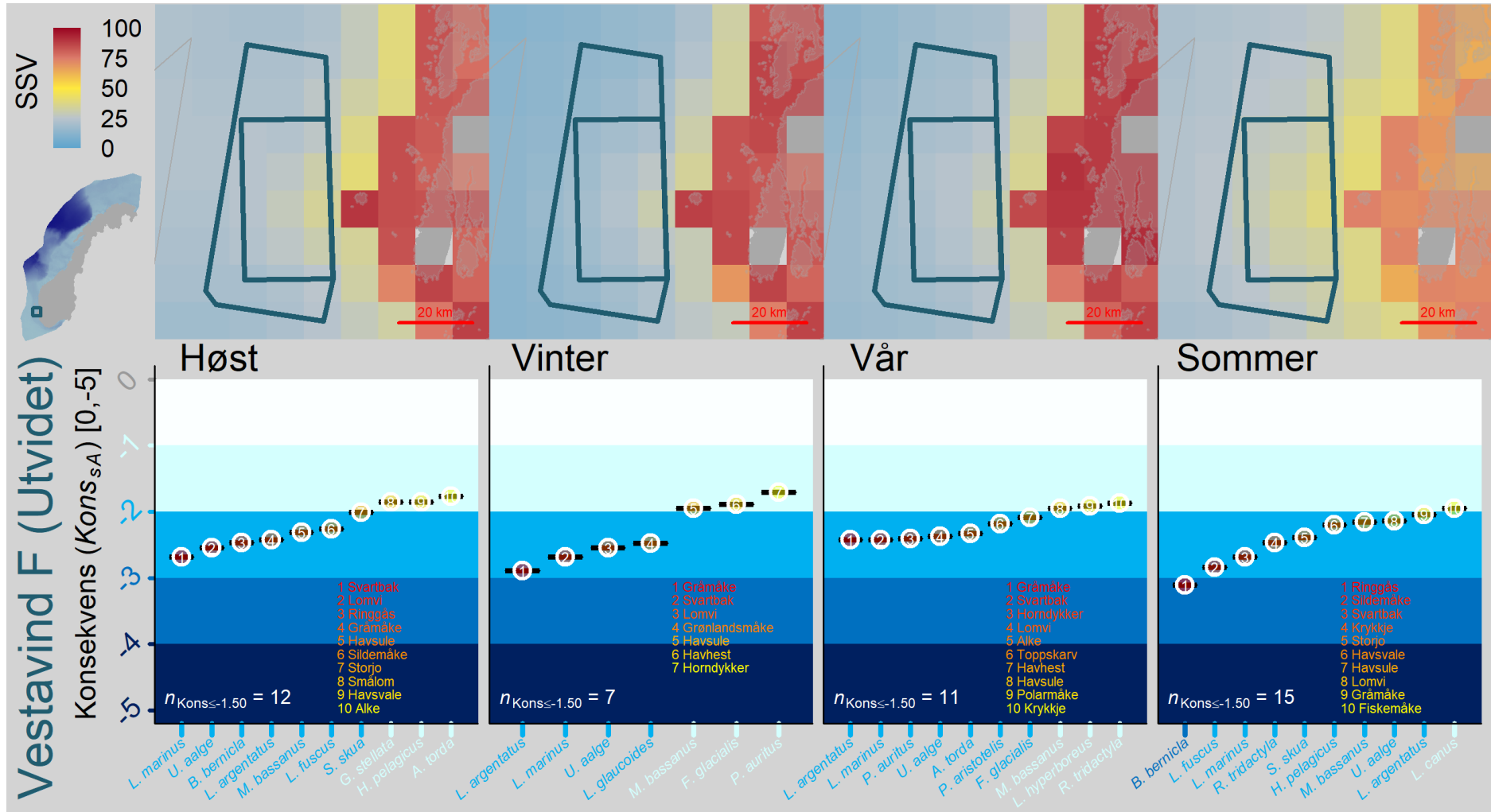
Antall arter med en median negativ konsekvens på mer enn -1.5 var størst om sommeren (Vestavind F = 15, Åpent = 15 og Utvidet = 15), etterfulgt av høst (Vestavind F = 12, Åpent = 14 og Utvidet = 14), vinter (Vestavind F = 9, Åpent = 12, og Utvidet = 12) og vår (Vestavind F = 11, Åpent = 12 og Utvidet = 12; **figur 4.2.6.1**). For alle sesongene var den største negative (median) konsekvensen vurdert til '(-2.-3] Middels'. Sommer var den sesongene med flest arter med denne konsekvensen (hele utvalget på ti arter i figuren) etterfulgt av høst med henholdsvis ni (Vestavind F) og ti [Vestavind F (Åpnet) og Vestavind F (Åpnet)]. For sommer gjaldt det ringgås, lomvi, svartbak, gråmåke [ikke Vestavind F (Åpnet)], sildemåke, fiskemåke, krykkje, storjo, havsule, havsvale og toppskarv [ikke Vestavind F og Vestavind F (Utvidet)], for høsten gjaldt dette ringgås, alke [ikke Vestavind F (Utvidet)], lomvi, smålom [Vestavind F (Utvidet)], svartbak, gråmåke, sildemåke, storjo, og havsule og havsvale [ikke Vestavind F og Vestavind F (Utvidet)], for våren gjaldt dette alke, lomvi, horndykker, svartbak, gråmåke, polarmåke [ikke Vestavind F (Utvidet)], havhest, og toppskarv, og for vinter gjaldt dette lomvi, horndykker [ikke Vestavind F (Åpnet)], svartbak, gråmåke, og Grønlandsmåke (**figur 4.2.6.1**).



Figur 4.2.6.1. Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Vestavind F (se figur 3.2.6.1 for tekniske detaljer).



Figur 4.2.6.1 (forts). Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Vestavind F (Åpnet) (se figurtekst over for tekniske detaljer).



Figur 4.2.6.1 (forts). Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Vestavind F (Utvidelse) (se figurtekst over for tekniske detaljer).

Tabell 4.2.6.1. Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV) for de ti artene med størst gjennomsnittsverdier (sortert uavhengig av sesong) for Vestavind F. De sesongmessige verdiene angis som gjennomsnitt (25-percentilen, 75-percentilen, se tabell 3.2.6.1 for detaljer).

Artsnavn		Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sitivitet (VU _s)	Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV)			
Norsk	Vitenskapelig				Vår	Vinter	Sommer	Høst
a) Vestavind F								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	40.8 (37.7,44.3)	29.6 (27.2,32.0)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	10.2 (8.6,11.8)	0.0 (0.0,0.0)	37.8 (36.7,38.7)	27.1 (25.8,29.1)
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	27.4 (24.4,29.9)	35.0 (34.4,35.6)	20.7 (19.2,22.1)	27.1 (26.3,27.9)
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	30.6 (30.5,30.7)	34.6 (34.3,34.8)	26.1 (25.6,26.5)	32.4 (32.2,32.5)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	26.6 (25.5,27.7)	29.1 (28.8,29.4)	28.7 (27.9,29.5)	30.5 (29.4,31.3)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	15.4 (13.3,18.7)	16.6 (15.3,17.5)	21.8 (21.1,22.6)	28.8 (28.0,29.6)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	28.6 (27.9,29.2)	22.7 (21.6,23.5)
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	15.2 (13.6,15.3)	27.9 (25.7,29.5)	1.9 (1.3,2.3)	0.0 (0.0,0.0)
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	27.7 (26.9,29.0)	18.7 (16.0,22.2)	0.0 (0.0,0.0)	0.6 (0.2,0.8)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	27.1 (26.4,28.3)	15.5 (12.1,18.4)	21.6 (21.2,22.1)	24.1 (22.7,24.9)
b) Vestavind F (Åpnet)								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	44.4 (41.4,45.5)	31.7 (28.9,33.0)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	10.9 (10.1,12.0)	0.0 (0.0,0.0)	38.6 (37.6,39.4)	28.3 (27.2,29.5)
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	29.0 (26.9,30.8)	35.5 (35.2,36.0)	21.9 (20.7,22.7)	27.8 (27.3,28.2)
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	30.6 (30.5,30.7)	34.5 (34.4,34.7)	25.9 (25.7,26.2)	32.3 (32.2,32.5)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	27.4 (26.6,28.3)	29.6 (29.2,29.8)	29.6 (29.0,30.1)	30.7 (29.5,31.6)
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	16.0 (14.0,17.1)	29.4 (27.1,30.7)	2.2 (1.9,2.7)	0.0 (0.0,0.0)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	29.0 (28.0,29.7)	23.1 (22.0,24.0)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	13.8 (11.2,16.6)	15.8 (15.1,16.9)	22.0 (21.5,22.6)	28.9 (28.4,29.7)
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	28.0 (26.9,29.3)	21.9 (17.8,23.7)	0.0 (0.0,0.0)	0.6 (0.2,0.8)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	26.9 (26.3,27.9)	17.6 (14.9,19.9)	22.2 (21.6,22.9)	25.5 (23.8,26.6)

Tabell 4.2.6.1. Fortsettelse.

Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sitivitet (VU _s)	Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV)			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
c) Vestavind F (Utvidet)								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	40.4 (37.3,42.2)	29.3 (26.5,31.5)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	10.0 (8.5,11.5)	0.0 (0.0,0.0)	37.7 (36.7,38.5)	26.9 (25.3,28.3)
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	27.1 (24.1,29.5)	34.8 (34.3,35.3)	20.5 (19.2,21.2)	26.9 (26.2,27.6)
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	30.6 (30.5,30.7)	34.6 (34.3,34.8)	26.1 (25.6,26.5)	32.4 (32.2,32.6)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	26.4 (25.4,27.5)	29.0 (28.8,29.3)	28.5 (27.8,29.4)	30.3 (29.2,31.2)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	15.5 (13.0,19.2)	16.7 (15.6,17.7)	21.7 (21.2,22.5)	28.7 (27.9,29.5)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	28.4 (27.8,29.2)	22.8 (21.6,23.6)
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	27.7 (26.8,29.1)	18.4 (15.7,20.1)	0.0 (0.0,0.0)	0.6 (0.2,0.8)
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	15.2 (13.5,15.2)	27.7 (25.4,29.4)	1.8 (1.3,2.1)	0.0 (0.0,0.0)
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	27.1 (26.5,28.4)	15.2 (11.7,17.6)	21.5 (21.1,21.9)	23.9 (22.5,24.5)

Tabell 4.2.6.2. Konsekvens (samme som i figur 4.2.6.1) for Vestavind F, men her for de ti artene med størst negativ konsekvens (sortert uavhengig av sesong). Konsekvens angis som median (25-percentilen, 75-percentilen) og antall piksler i klammer. Se tabell 3.2.6.1 for detaljer om rødlistestatus, bevaringsstatus og havvindsensitivitet.

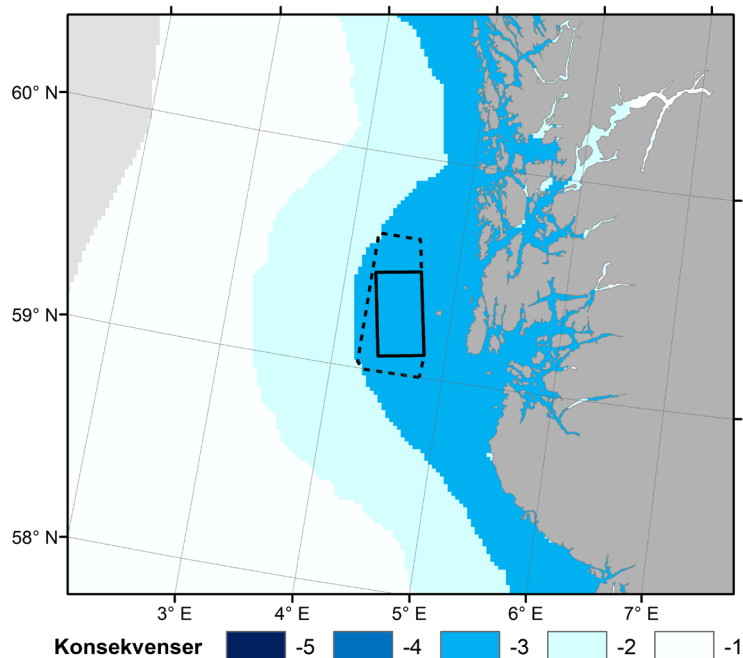
Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sitivitet (VU _s)	Konsekvens			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
a) Vestavind F								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-3.1 (-3.1,-3.1)[4]	-2.6 (-2.7,-2.4)[4]
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	-2.7 (-2.7,-2.6)[4]	-2.9 (-2.9,-2.9)[4]	-2.0 (-2.0,-2.0)[4]	-2.7 (-2.7,-2.6)[4]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.4 (-2.5,-2.4)[4]	-2.7 (-2.7,-2.7)[4]	-2.7 (-2.7,-2.7)[4]	-2.9 (-2.9,-2.8)[4]
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.8 (-2.9,-2.8)[4]	-2.6 (-2.7,-2.4)[4]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.4 (-2.4,-2.4)[4]	-2.5 (-2.5,-2.5)[4]	-2.1 (-2.1,-2.1)[4]	-2.5 (-2.5,-2.5)[4]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	-1.7 (-1.7,-1.7)[4]	-2.5 (-2.5,-2.5)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	-2.4 (-2.4,-2.4)[4]	-1.9 (-2.0,-1.7)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.4 (-2.4,-2.4)[4]	-2.2 (-2.2,-2.2)[4]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[4]	-1.9 (-1.9,-1.4)[4]	-2.3 (-2.5,-2.2)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
Fiskemåke	<i>L. canus</i>	VU	3.333	4.167	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]	-2.3 (-2.3,-2.2)[4]	0.0 (-0.0,-0.0)[4]
b) Vestavind F (Åpnet)								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	-3.1 (-3.1,-3.1)[2]	-2.7 (-2.7,-2.7)[2]
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	-2.9 (-2.9,-2.9)[2]	-2.6 (-2.6,-2.5)[2]
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	-2.7 (-2.7,-2.7)[2]	-2.9 (-2.9,-2.9)[2]	-2.0 (-2.0,-2.0)[2]	-2.7 (-2.7,-2.7)[2]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.6 (-2.6,-2.5)[2]	-2.7 (-2.7,-2.7)[2]	-2.8 (-2.8,-2.7)[2]	-2.9 (-2.9,-2.9)[2]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.4 (-2.4,-2.4)[2]	-2.5 (-2.5,-2.5)[2]	-2.1 (-2.1,-2.1)[2]	-2.5 (-2.5,-2.5)[2]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	-1.7 (-1.7,-1.7)[2]	-2.5 (-2.5,-2.5)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	-2.4 (-2.4,-2.4)[2]	-2.0 (-2.0,-2.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]	-2.4 (-2.4,-2.4)[2]	-2.2 (-2.2,-2.2)[2]
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	-1.8 (-1.9,-1.7)[2]	-1.8 (-1.9,-1.7)[2]	-2.2 (-2.2,-2.2)[2]	-2.4 (-2.4,-2.3)[2]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[2]	-1.9 (-1.9,-1.9)[2]	-2.3 (-2.4,-2.3)[2]	0.0 (-0.0,-0.0)[2]

Tabell 4.2.6.2. Fortsettelse.

Norsk	Artsnavn Vitenskapelig	Rødliste- status	Bevarings- status (CS _s)	Havindsen- sivitet (VU _s)	Konsekvens			
					Vår	Vinter	Sommer	Høst
c) Vestavind F (Utvidet)								
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-3.1 (-3.1,-3.1)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.9 (-2.9,-2.9)[1]	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.8 (-2.8,-2.8)[1]	-2.3 (-2.3,-2.3)[1]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.7 (-2.7,-2.7)[1]	-2.7 (-2.7,-2.7)[1]	-2.7 (-2.7,-2.7)[1]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]	-2.1 (-2.1,-2.1)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucoides</i>	LC	2.333	4.000	-1.7 (-1.7,-1.7)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.5 (-2.5,-2.5)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]
Horndykker	<i>P. auritus</i>	VU	1.667	4.500	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-1.7 (-1.7,-1.7)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-2.4 (-2.4,-2.4)[1]	-2.0 (-2.0,-2.0)[1]
Alke	<i>A. torda</i>	EN	4.333	3.000	-2.3 (-2.3,-2.3)[1]	-0.0 (-0.0,-0.0)[1]	-1.8 (-1.8,-1.8)[1]	-1.8 (-1.8,-1.8)[1]

4.2.6.2 Konsekvens for funksjonsområdene

Konsekvens for funksjonsområder rundt hekkekoloniene ble beregnet til -3 (middels) for både åpnet areal og tilleggsareal (**figur 4.2.6.2**). Området ligger innenfor aksjonsradiusen til fugl fra flere hekkekolonier, inkludert koloniene på Jarsteinen, Ferkingstadøyane, Spannholmane og Urter. Dette ble også vist ved GPS sporing av lomvi fra Spannholmane og krykkje fra Skudeneshavn (kapittel 4.2.2.).



Figur 4.2.6.2: Konsekvensverdi for et referanseprosjekt med hensyn til funksjonsområder for sjøfugl. Funksjonsområder er havområdene rundt koloniene som hekkende fugl bruker som beiteområder. De heltrukne svarte linjene viser det åpne arealet til Vestavind F og de stiplede svarte linjene viser tilleggsarealet av Vestavind F.

4.2.7 Kunnskapsmangler

4.2.7.1 Generelle kunnskapsmangler

Se kapittel 3.2.7.1.

4.2.7.2 Kunnskapsmangler for Vestavind F

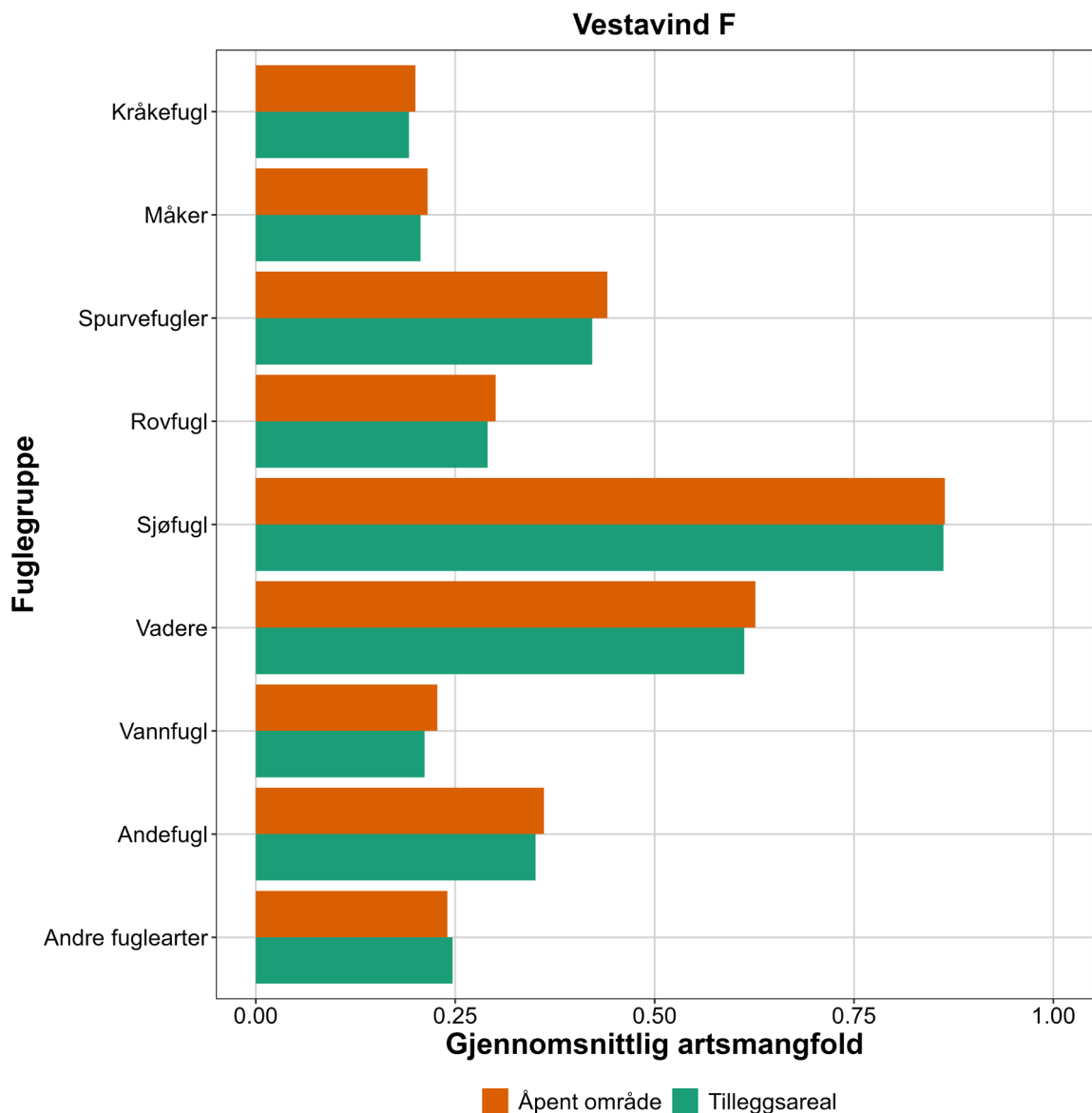
Vi har fortsatt relativt lite kunnskap om sjøfuglenes områdebruk og bestandsutvikling i dette området. Dette er i ferd med å bedres gjennom målrettet utvidet overvåking, sporing og kartlegging i SEAPOP og SEATRACK, spesielt med hensyn til koloniene utenfor Karmøy. Statsforvalteren har drevet overvåking i sjøfuglreservatene langs kysten siden 1980-tallet, og disse dataene settes sammen og opparbeides for analyser i regi av SEAPOP.

4.3 Trekkfugler

4.3.1 Identifiserte verdier

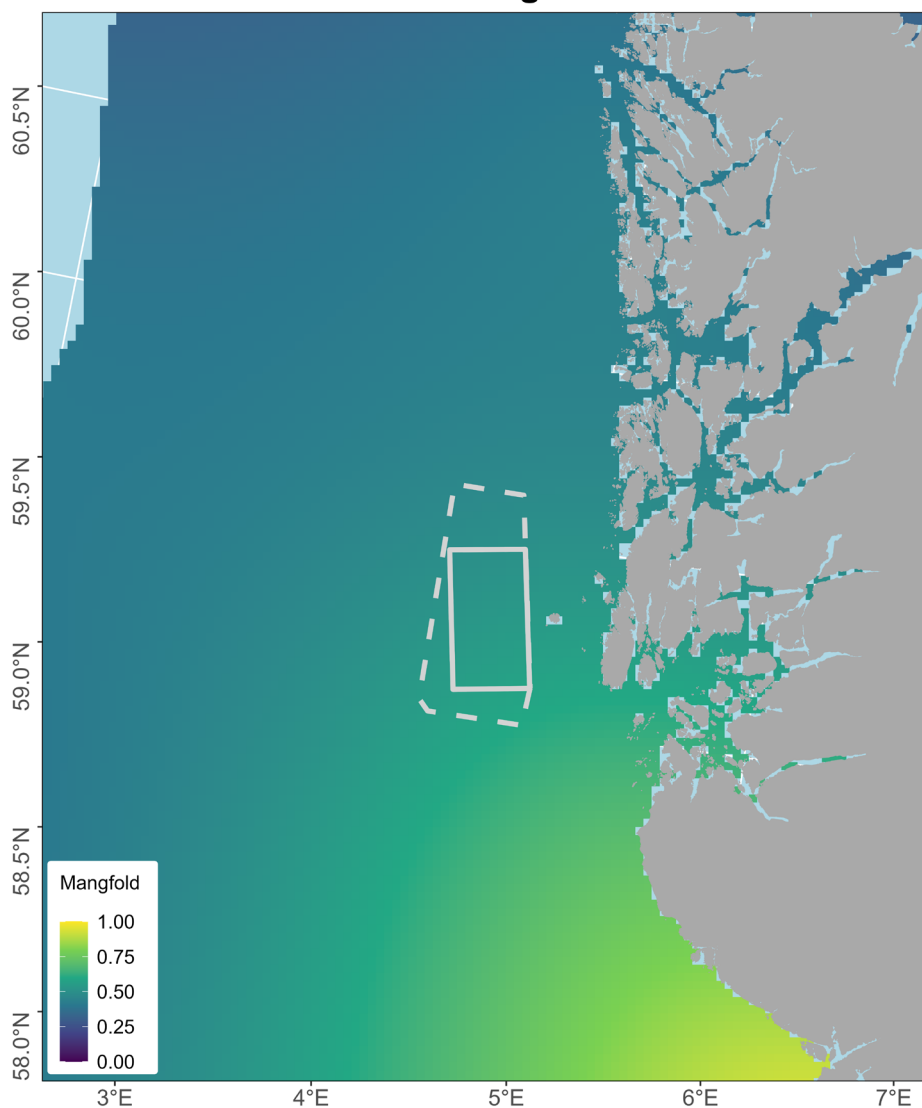
4.3.1.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med høyest gjennomsnittlig artsmangfold (per 2,5 x 2,5 km piksel) i både det åpne arealet og utvidelsesarealet til Vestavind F er sjøfugler og vadere (Se **figur 4.3.1.1.1** og kart i **figur 4.3.1.1.2**). Sjøfuglmangfoldet (retningsbestemt trekk) er mye høyere i Vestavind F sammenlignet med Sørvest F; dette er på grunn av havsvaler som trekker mellom Norge og Storbritannia (se **tabell 12.1** for en fullstendig liste over arter i sjøfuglgruppen). Tettheten av spurvefugler er mye lavere enn ved Sørvest F, da disse gruppene krysser Nordsjøen på et sørligere punkt i Norge. Vadere krysser havet over en bredere front langs norskekysten med noen fugler som flyr sørvestover til Storbritannia. Derfor vil det sannsynligvis finnes høye sannsynlighet for forekomst av trekk i hele Nordsjødelen av den norske økonomiske sonen. De fleste fuglegruppene har noe høyere gjennomsnittlig artsmangfold i det åpne arealet sammenlignet med tilleggsarealet, bortsett fra gruppen 'andre fuglearter'.



Figur 4.3.1.1.1 Gjennomsnittlig artsmangfold (per 2,5 x 2,5 km piksel) for hver fuglegruppe i Vestavind F åpnet areal og tilleggsareal.

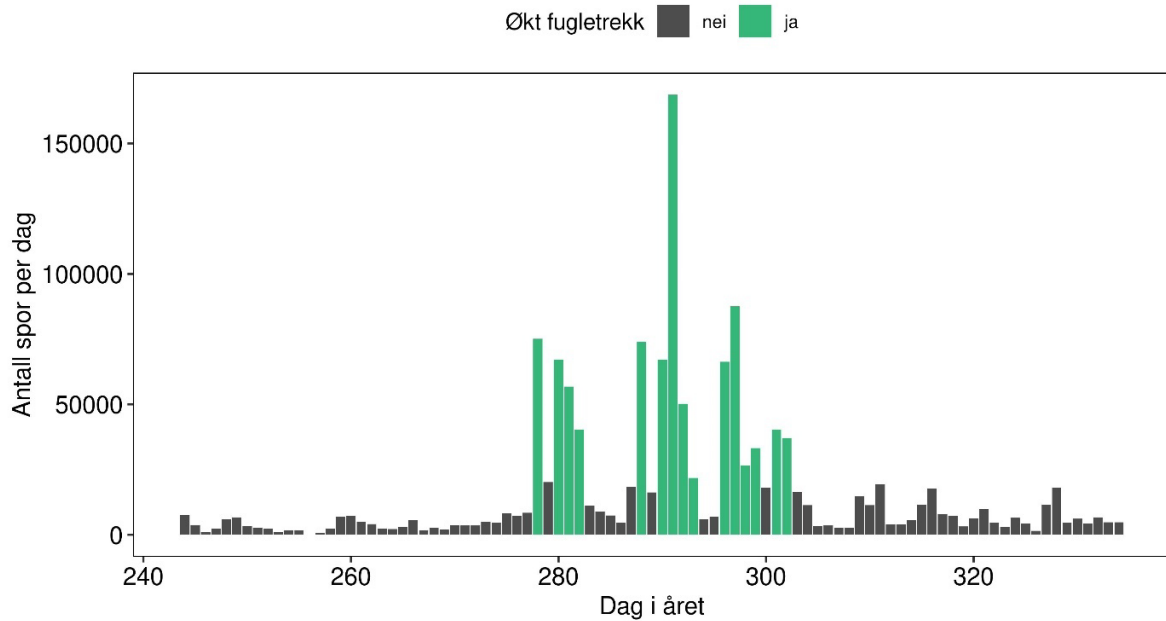
Trekkfugler



Figur 4.3.1.1.2 Artsmangfoldskart over trekkintensitet i norsk økonomisk sone for alle fuglegrupper samlet (se **tabell 12.1** for detaljer per fuglegruppe) basert på ringmerking gjenfunndata og Brownian bridge-modeller. Verdier viser forventet lav (0) til høy diversitet (1) per piksel basert på antall arter som krysser hver piksel under trekket. De heltrukne grå linjene viser det åpne området til Vestavind F og de stiplede grå linjene viser utvidelsen av Vestavind F.

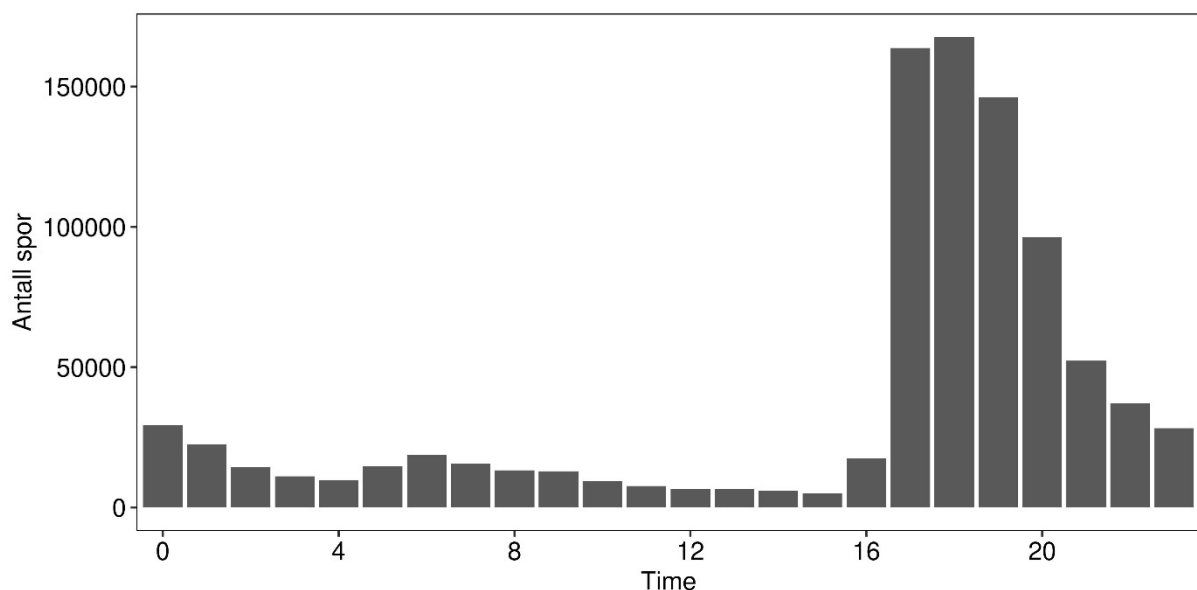
4.3.1.2 Fugleradar

Antall fuglespor per dag på Utsira varierte fra 109 til 165 315 i løpet av høsttrekksesongen (**figur 4.3.1.2.1**). Trekkperioden var relativt konsentrert og varte omtrent 24 dager med tydelige økt fugletrekk aktivitet.



Figur 4.3.1.2.1. Antall individuelle spor registrert per dag på Utsira etter filtrering med identifiserte dager med økt fugletrekk (grønne søyler).

Følgende data er filtrert for å kun inkludere dager med økt fugletrekk (grønne søyler; **figur 4.3.1.2.1**). Disse dagene inneholder hovedsakelig spor etter trekkende fugler, men vil også fortsatt inneholde spor fra lokale bevegelser av fugler rundt radaren. Innenfor dager med økt aktivitet ble flertallet av sporene registrert mellom klokken 17:00-21:00 (CET; **figur 4.3.1.2.2**).



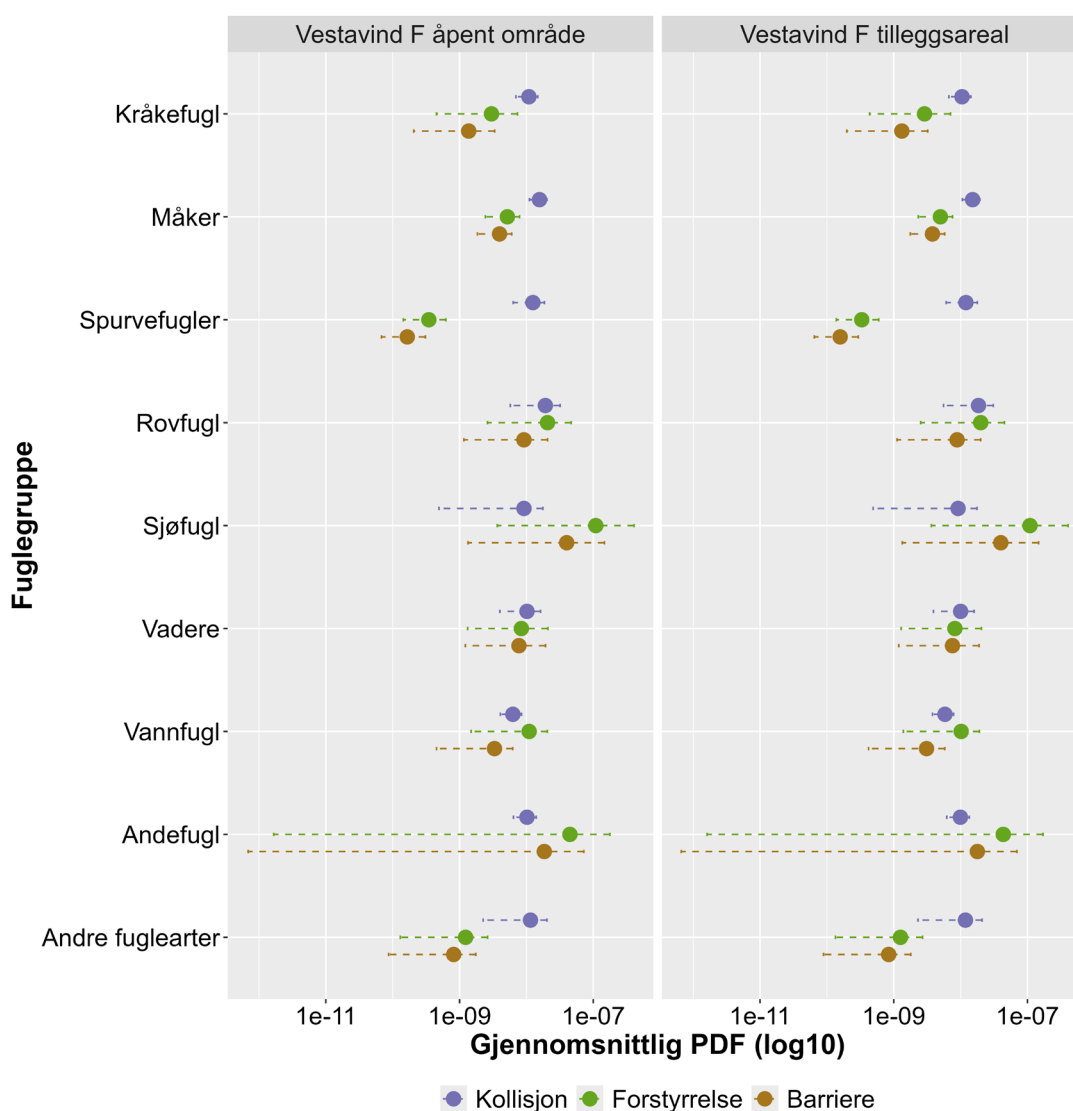
Figur 4.3.1.2.2. Antall spor per time for dager med økt fugletrekk.

4.3.2 Verdisetting og påvirkning

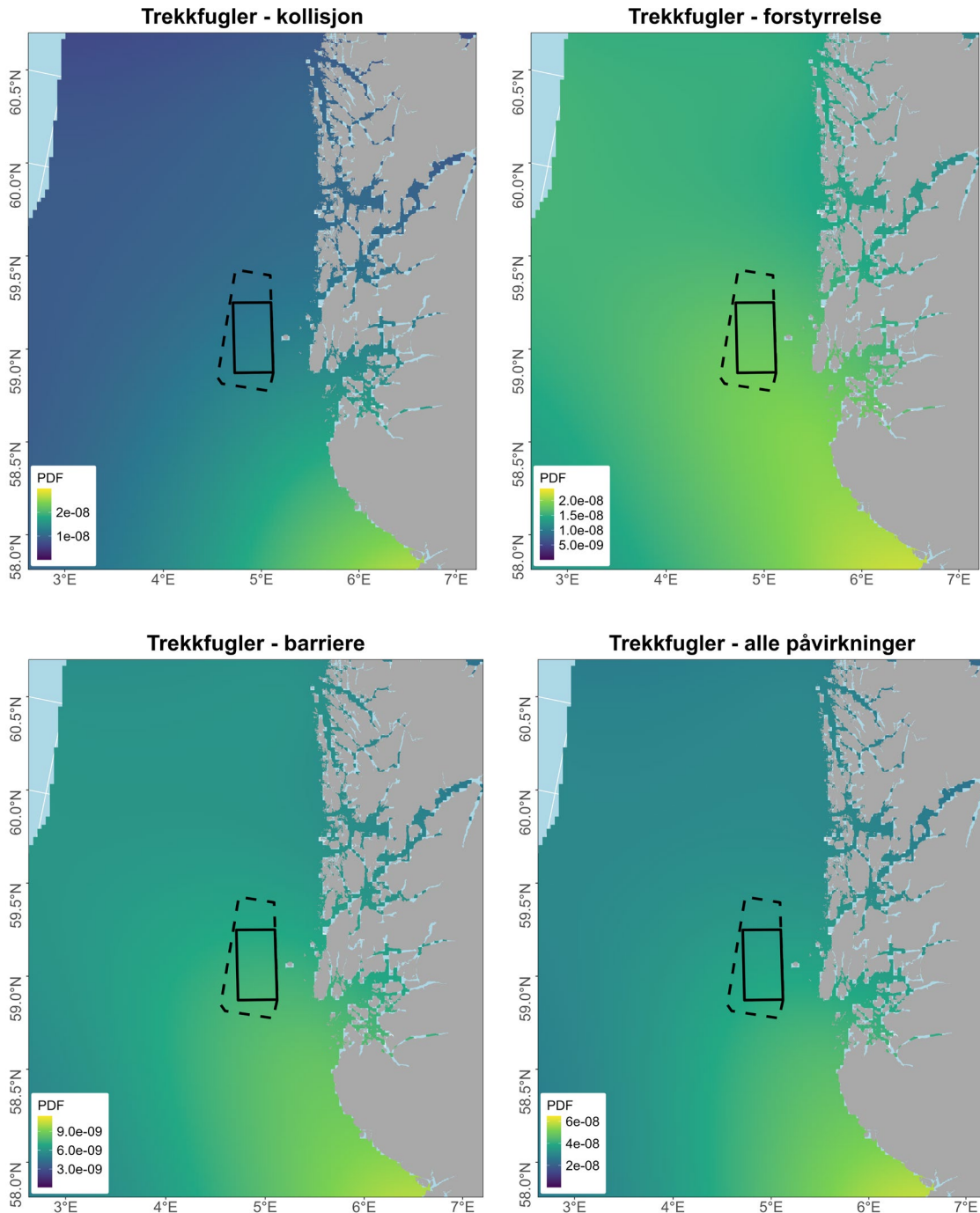
4.3.2.1 Livssyklusanalyse

Livssyklusanalysen for Vestavind F beregnet tap av artsmangfold (PDF = potensielt forsvunnet fraksjon av arter) innenfor enhver piksel dersom en 22 MW turbin ble plassert der, for hver av de tre påvirkningsveiene: kollisjon, forstyrrelse og barriereeffekter. Gjennomsnittsverdien ble beregnet for hver fuglegruppe innen hver av de tre påvirkningsfaktorene innenfor a) det åpne arealet og b) tilleggsarealet. For de fleste fuglegruppene er konsekvensverdiene litt lavere i Vestavind F (både åpent areal og tilleggsareal) sammenlignet med konsekvensverdiene i Sørvest F, bortsett fra sjøfugl som opplever høyere påvirkninger i Vestavind F sammenlignet med Sørvest F. De høyere påvirkningene for sjøfugl er på grunn av det mer intense retningsbestemte trekket av havsvaler som trekker vestover fra Norge til nordøstkysten av Storbritannia og krysser direkte over Vestavind F-området. Forskjellene i påvirkninger mellom fuglegruppene er imidlertid lik Sørvest F. For mange grupper ble kollisjon estimert til å være høyere enn forstyrrelse og barriereeffekter (se **figur 4.3.2.1.1**). For sjøfugl og andefugl var imidlertid påvirkningene fra forstyrrelse og barriereeffekter høyere enn for kollisjon, og forstyrrelse for begge er høyere enn alle andre grupper.

Kart i **figur 4.3.2.1.2** viser kumulative PDF-verdier for alle fuglegrupper kombinert for kollisjon, forstyrrelse og barriereeffekt, og summen av alle tre påvirkningsveier til sammen.



Figur 4.3.2.1.1. Gjennomsnittlig potensielt forsvunnet fraksjon (PDF) av trekkfugl i Vestavind F åpent areal og tilleggsareal for hver påvirkningsvei. Stiplede linjer viser øvre og nedre grenser for variasjon i påvirkninger på tvers av arter innenfor hver gruppe.



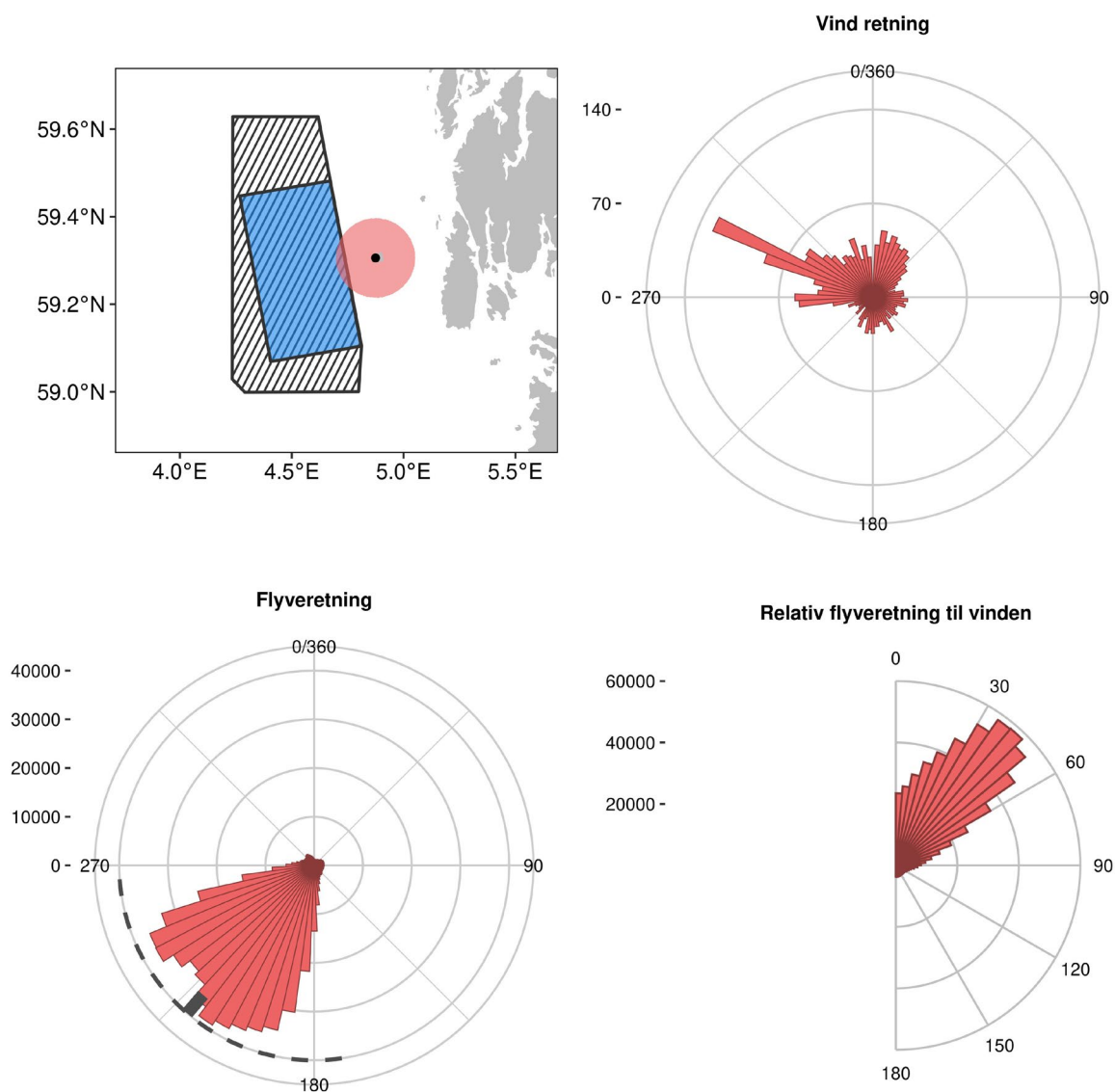
Figur 4.3.2.1.2 Kumulative PDF-verdier (proporsjonalt tap av artsmangfold) for alle fuglegrupper kombinert for a) kollisjon, b) forstyrrelse, c) barriereeffekter og d) kumulative påvirkninger (summen av alle tre påvirkningsveier) hvis en 22 MW turbin var plassert i hver 2,5 x 2,5 km piksel. Merk at kart er plottet på samme fargeskala. De heltrukne svarte linjene viser det åpnete arealet til Sørvest F og de stiplede svarte linjene viser tilleggsarealet av Sørvest F.

4.3.2.2 Fugleradar

Flyvehøyde er avgjørende for å kvantifisere konsekvensen, spesielt med tanke på andelen fugler som flyr i rotorsonen («rotor swept zone» (RSZ)). Her er RSZ definert basert på referanseturbinen på 22 MW med en rotordiameter på 286 m, som når fra 22 til 308 m over havoverflaten. På Utsira var gjennomsnittandelene av spor innenfor RSZ 0,439. Imidlertid er det nyttig å også vurdere

fugler som flyr i det trange rommet mellom havoverflaten og rotorene (såkalt «airgap»). På grunn av mengden lavtflygende fugler på Utsira endret det ikke resultatet mye (0,441).

Flyveretningen er også viktig for å kvantifisere konsekvensen mht. sannsynligheten for at trekkende fugler passerer selve vindkraftområdet. Her anslår vi gjennomsnittsretningen for sporene og gjennomsnittsretningen for sporene i forhold til vindretningen (**figur 4.3.2.2.1**). Gjennomsnittsretningen for sporene på Utsira var 221 grader (sørvest). Det var generelt høy konsistens i retningen på sporene på Utsira om høsten (relativt lav variasjon på 0,27), og med spor som overlapper det sørøstlige hjørnet av vindkraftområdet. Retningen på sporene i forhold til vinden var konsekvent i en skrå medvind (**figur 4.3.2.2.1** nederst til høyre).



Figur 4.3.2.2.1. Øverst til venstre: Kart som viser plasseringen av radaren på Utsira (svart prikk) med en 10-km bufferson (rød sirkel) rundt radaren samt utredningsområdet (stripet polygon) og åpent areal (blå polygon). Øverst til høyre: Vindretningen om høsten på Utsira (antall timer). Nederst til venstre: Antall fuglespor med en gitt flyveretning. Gjennomsnittlig flyveretning (tykk mørk grå linje) og variasjon (stiplet mørk grå linje) er indikert. Nederst til høyre: Fuglenes retning i forhold til vindretningen (antall spor).

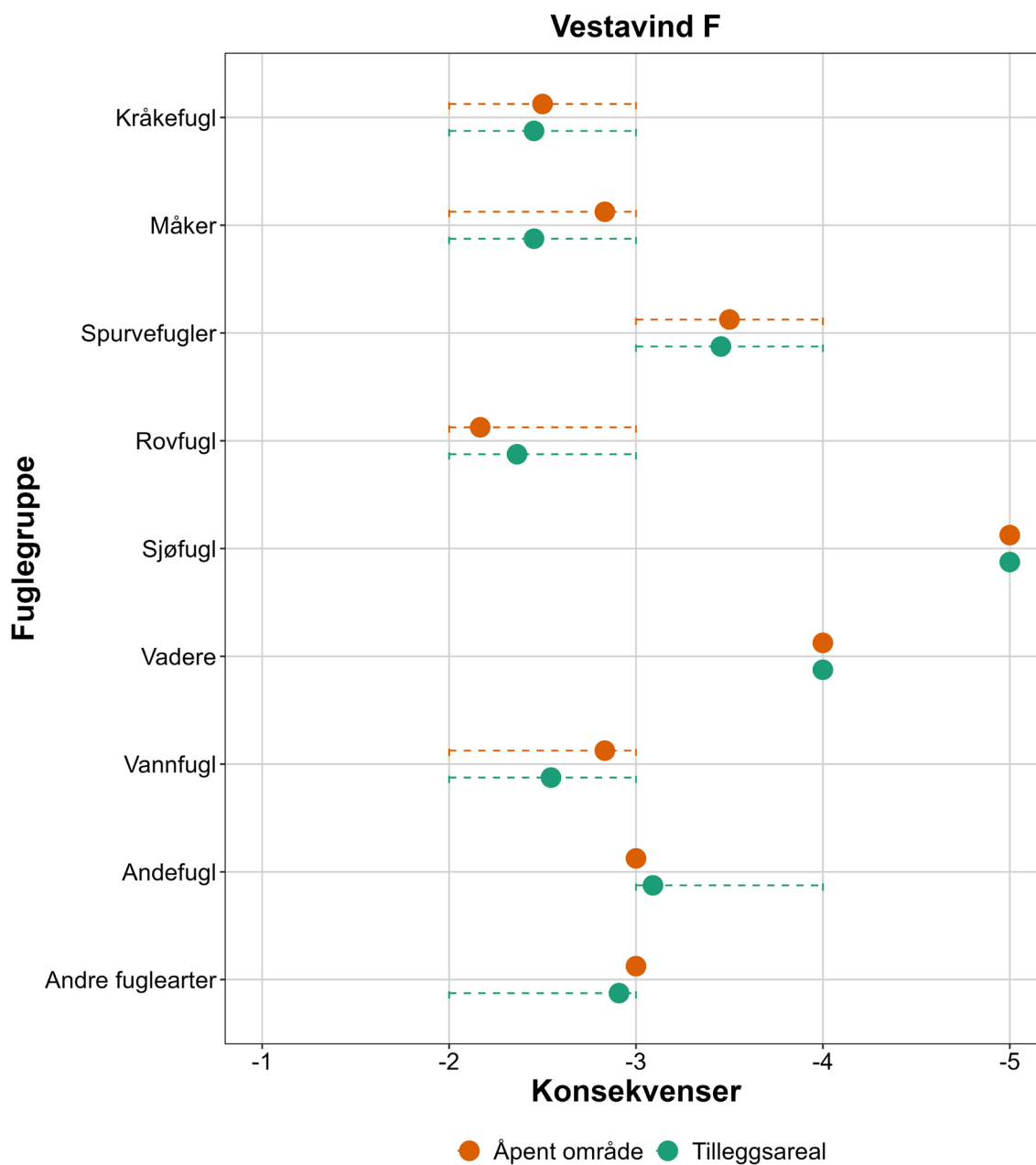
4.3.3 Konsekvenser

4.3.3.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med høyest middels og maksimal konsekvensverdi i Vestavind F for både åpent areal og tilleggsareal er sjøfugl og vadere (**tabell 4.3.3.1.1, figur 4.3.3.1.1**). Alle andre fuglegrupper har middelkonsekvensverdier mellom -2 og -3,5. For sjøfugler er dette på grunn av retningsbestemt trekk av havsvaler som trekker mellom Norge og nordøstkysten av Storbritannia og krysser direkte over Vestavind F-området. Unntatt den øverste delen av det åpnede arealet og tilleggsarealet, har Vestavind F en alvorlig (-4) konsekvens på fugletrekk (**figur 4.3.3.1.2**).

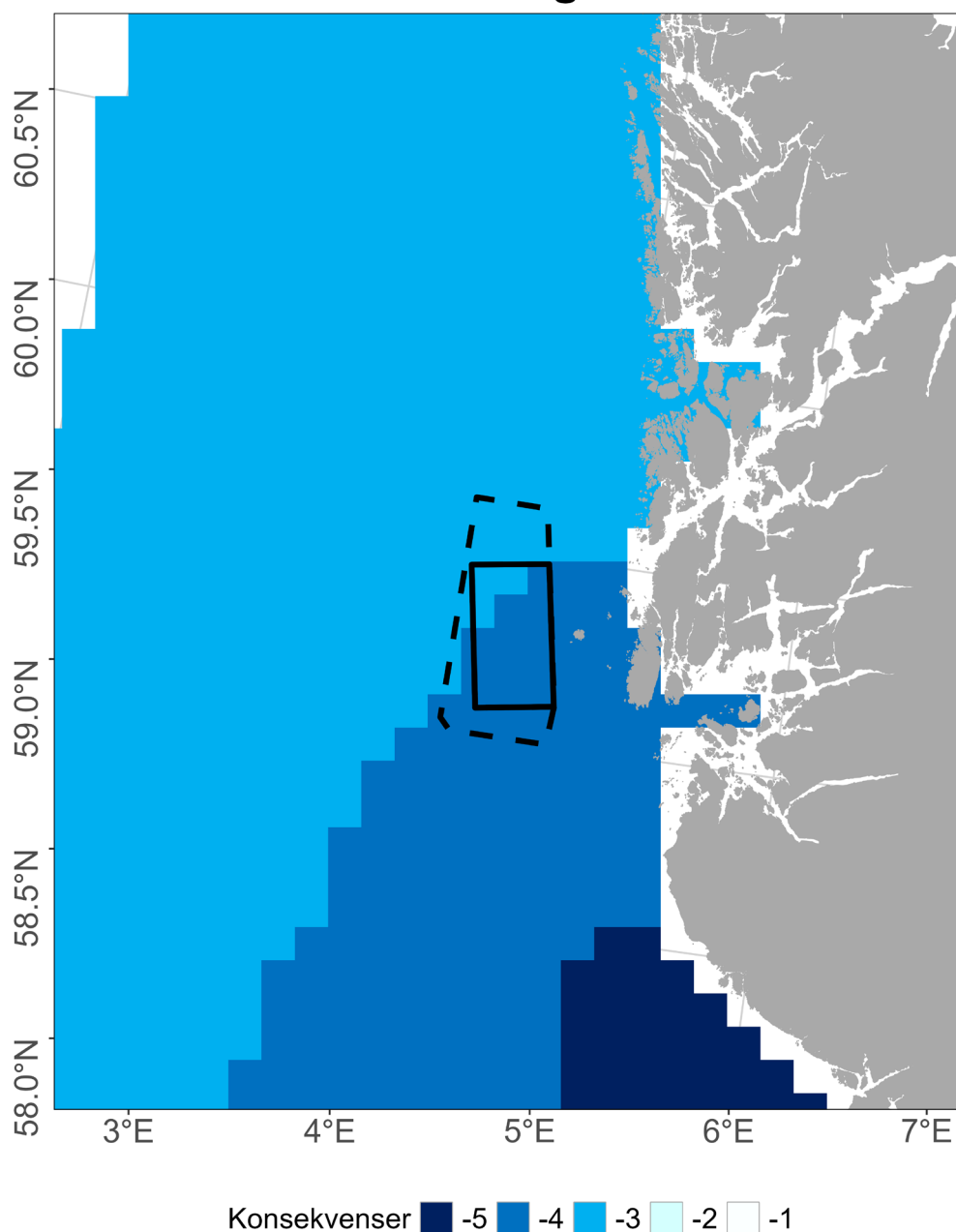
Tabell 4.3.3.1.1. Minimal, middels og maksimal konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind F åpent areal og tilleggsareal.

Fuglegruppe	Åpent areal			Tilleggsareal		
	Min	Middel	Maks	Min	Middel	Maks
Kråkefugl	-2	-2.5	-3	-2	-2.45	-3
Måker	-2	-2.83	-3	-2	-2.45	-3
Spurvefugler	-3	-3.5	-4	-3	-3.45	-4
Rovfugl	-2	-2.17	-3	-2	-2.36	-3
Sjøfugl	-5	-5	-5	-5	-5	-5
Vadere	-4	-4	-4	-4	-4	-4
Vannfugl	-2	-2.83	-3	-2	-2.55	-3
Andefugl	-3	-3	-3	-3	-3.09	-4
Andre fuglearter	-2	-3	-3	-2	-2.91	-3



Figur 4.3.3.1.1. Gjennomsnittlig konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind F åpent areal og tilleggsareal. Stiplede linjer angir maksimum og minimum konsekvensverdier. For grupper hvor det ikke vises stiplede linjer er maksimale og laveste konsekvensverdier de samme som middelverdien.

Trekkfugler



Figur 4.3.3.1.2. Konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind F åpent areal og tilleggsareal. De heltrukne svarte linjene viser det åpne arealet til Vestavind F og de stipulede svarte linjene viser tilleggsarealet av Vestavind F.

4.3.3.2 Fugleradar

På grunn av mengden lavtflygende fugler er den beregnede konsekvensen den samme på Utsira om man bruker andelen av fugler som flyr i rotorsonen eller i rotorsonen inkludert klareringen. Fra radardataene samlet inn på Utsira høsten 2023, estimerer vi at konsekvensen blir -3,78 for tilleggsarealet, og -3,75 for det åpnete arealet. Disse konsekvenser er beregnet ved bruk av parametere i **tabell 4.3.3.2.1**.

Tabell 4.3.3.2.1. Parametere som brukes til å beregne konsekvens for Utsira (høst).

	Åpnet areal	Utredningsområde
$\Delta_{vind\ areal}$ (radians)	2,449	2,631
$var_{avstand}$	0,115	0,064
$retn_{fugle}$ (grader)	221	221
$retn_{vind\ areal}$ (grader)	260	266
var_{retn}	0,271	0,271
\overline{retn}	0,755	0,705
$A_{høyde}$ (rsz)	0,439	0,439
$A_{høyde}$ (rsz+klarering)	0,441	0,441
SANNSYNLIGHET	0,823	0,869
EKSPONERING _{rsz}	0,576	0,557
EKSPONERING _{rsz+klarering}	0,577	0,558

4.3.4 Kunnskapsmangler

Se avsnitt 3.3.4 for en diskusjon av begrensningene ved bruk av ringmerkingsdata for å vurdere trekkruiter over havet. Det var ikke nok ringmarkeringsdata tilgjengelig for ugler til å kunne vurdere mulige migrasjonsruter og påvirkninger for denne gruppen. Det er imidlertid bevis fra et lite antall fugler om at ugler krysser Vestavind F-området på trekk (Critchley et al. 2024).

Mye høyere konsekvensverdier for sjøfugl ble estimert for Vestavind F sammenlignet med Sørvest F. Det er på grunn av et mer intenst retningsbestemt trekk av havsvale som trekker vestover fra Norge til nordøstkysten av Storbritannia og krysser direkte over Vestavind F-området. Det er imidlertid svært lite tilgjengelige observasjonsdata om påvirkningene (spesielt kollisjoner) av havvind på sjøfugl på grunn av utfordringen med å registrere sjøfugl til havs. Vi estimerte derfor kollisjonsrater for noen sjøfugler basert på artens rangering innenfor en kollisjonssårbarhetsindeks. Dette betyr at det er større usikkerhet om de faktiske konsekvensverdiene for denne gruppen. Det er generelt sett lite kunnskap om mulige virkninger av havvind på havsvale internasjonalt. Det vil derfor være viktig å få på plass mer generell kunnskap om arealbruk og flyveatferd til havsvale på ulike tider av året i og rundt utredningsområdet før og etter utbygging.

Analysen av data fra fugleradaren utplassert på Utsira gir innsikt i det temporære mønsteret til fugletrekk om våren og høsten inklusive høydeprofilen og trekkintensitet og -retning, men er ikke artsspesifikk. I tillegg er radardata begrenset til et område med en radius opptil 10 km og dekker dermed ikke hele utredningsområdet. Vi antar likevel at trekkmønsteret ved radaren er lik det som kan forventes i Vestavind F området. Basert på data fra en høstsesong er fugletrekket ved Vestavind F (Utsira) mer retningsbestemt og har høyere andel fuglebevegelser innenfor RSZ enn for Sørvest F (Lista). Nærheten til utredningsområdet betyr også at konsekvensberegningen er mer pålitelig. Overvåking av fugletrekk over lengre perioder og med en bedre dekning av selve utredningsområdet vil være viktig for å avdekke variasjon i trekkperiode og trekkatferd som påvirkes av både værforhold, og selve utbygningen av området. Utbyggingen kan potensielt påvirke tilgjengelighet av Utsira for fugler som ankommer eller drar fra Norge i andre retninger enn før utbyggingen (barriereeffekt). Den høye andelen fugler innenfor RSZ, tyder også på en høyere kollisjonsrisiko ved Vestavind F.

Det er en stor mangel på empiriske data på fugletrekk over åpent hav, inklusive trekkatferd og flyvehøyde. Spesielt for Vestavind F er at den er plassert nært øya Utsira ved en mulig trekkroute mellom Norge og Storbritannia. Det er dermed svært viktig å skaffe flerårige data på arealbruk og høydeprofilen til trekkende fugler og kvantifisere risiko for kollisjoner, forstyrrelse og barriereeffekter ved framtidig utbygging i området allerede i planleggingsfasen for å muliggjøre implementering av avbøtende tiltak i design- og konstruksjonsfasen. Det finnes flere verktøy som kan anvendes for å overvåke trekkende fugler både før og etter utbygging (Cordes & May 2023).

4.4 Flaggermus

4.4.1 Identifiserte verdier

Trollflaggermus trekker regelmessig over sørlige Nordsjøen og på bakgrunn av observasjoner på norske oljeinstallasjoner er det sannsynlig at det også foregår et trekk mellom Sør-Norge og Storbritannia (Isaksen et al. 2009, Petersen et al. 2014). Det er så langt ikke observert ynglekolonier av trollflaggermus, men det er registrert sosiale lyder som kan tyde på spillatferd (Eldegard et al. 2021). Trollflaggermus er klassifisert som nær truet (NT) med en estimert bestandsstørrelse av reproduktive individ til 1000 eller færre (Eldegard et al. 2021).

4.4.2 Verdisetting og påvirkning

De fleste effektstudier på flaggermus og vindkraft er gjort på landbaserte anlegg og informasjon om potensielle effekter av havvind på flaggermus er mangelfull (Browning et al 2021). Mortalitet som følge av kollisjoner med vindturbiner på land kan være betydelig og i en oversiktsstudie ble det funnet spesielt høy mortalitet knyttet til bl.a. vindturbiner langs kysten i Nordvest – Europa (Rydell et al. 2010). I en overvåkingsstudie av trollflaggermus under høsttrekket i Sørlige Nordsjøen ble det registrert flaggermus > 60 km fra land gjennom hele natten (flaggermus trekker kun på natten), noe som indikerer at trollflaggermus bruker installasjoner til sjøs som dagoppholdssted under trekket (Lagerveld et al 2023). Det er også vist at kunstig lys kan virke tiltrekkende på trollflaggermus, noe som kan føre til økt aktivitet rundt vindturbiner til havs og potensielt øke kollisjonsfaren (Voigt et al 2017). Basert på studier fra Østersjøen og sørlige Nordsjøen er det sannsynlig at utbygging av havvind i trekkrutene til trollflaggermus vil kunne påvirke den norske populasjonen negativt om det fører til økt mortalitet gjennom kollisjoner og barotrauma (Gaultier et al 2020 Bach et al 2022).

4.4.3 Konsekvenser

På tross av at de fleste flaggermus er små (Norske arter er 4 – 30 gram) har flaggermus lang generasjonstid, dvs. en høy gjennomsnittsalder for alle reproduserende individ (Barclay & Harder 2003). Generelt, så produserer arter med høy generasjonstid få avkom, og er derfor mer utsatt for økt mortalitet enn arter med lav generasjonstid som har kapasitet til å produsere mange avkom (Stearns 1989). Det er derfor sannsynlig at økt mortalitet som følge av kollisjoner vil kunne ha en negativ effekt på bestandstrendene til ev. berørte arter av flaggermus. Det finnes lite data på bestandstrender for norske flaggermus, men 6 av 11 arter er på rødlisten, inkludert trollflaggermus som er den arten med størst potensial for konflikt med havvindutbygging (Eldegard et al. 2021). Selv om flaggermus i Norge er på størrelse med små fugler, vil konsekvensene av økt mortalitet være mye høyere for flaggermus siden de har lenger generasjonstid og produserer mindre avkom enn f.eks. fugler på samme størrelse. Det er gjort svært få studier på konsekvensene av økt mortalitet som følge av kollisjoner med vindturbiner hos flaggermus, men på bakgrunn av livshistorien til denne dyregruppen vil det kunne sammenlignes med samme type effekter som hos andre langtlivende arter som f.eks. sjøfugler.

4.4.4 Kunnskapsmangler

Basert på overnevnte informasjon er det mulig at utbygging av havvind i vestavind F kan påvirke trollflaggermus på trekk over Nordsjøen, men det kreves videre studier for å slå fast om dette er tilfellet. Flaggermus er lite studert i Norge og det foreligger lite kunnskap om hvilke trekkruiter flaggermus som overvintrer i utlandet bruker til og fra Norge og hvorvidt de planlagte havvindområdene vil påvirke f.eks. trollflaggermus under trekket (Isaksen et al. 2009). Overvåking av kollisjoner mellom flaggermus og vindturbiner til sjøs er vanskelig siden det er liten sjanse for å finne skada eller drepte individ (Browning et al. 2021). Dette vil kreve avanserte deteksjonssystemer basert på sensorer i rotorbladene kombinert med termiske kameraer og/eller akustiske sensorer (Tethys Monitoring & Mitigation Technologies Tool – [Bats](#)). Trekkruiter langs kysten og til havs kan kartlegges vha. registrering av ekkolokalisering eller GPS-merkede individer (MOTUS) på f.eks. oljeinstallasjoner i Nordsjøen og/eller ved å plassere ut målere i aktuelle utbyggingsområder for havvind (se f.eks. Brabant et al., 2020). For å kunne vurdere eventuelle effekter på populasjonsnivå må både antall og utbredelse av aktuelle arter i Norge kartlegges.

4.5 Andre sårbare arter over vann (insekter)

4.5.1 Identifiserte verdier

Insekter som ikke migrerer påvirkes sannsynligvis i liten grad av havvind. Havet er ikke et primært oppholdsområde for insekter og de forekommer grovt estimert i 2-3 størrelsesordener lavere konsentrasjoner enn på land (Cheng & Birch 1977). Totalt sett spiller de sannsynligvis en liten rolle i næringskjeden i marine økosystem, selv om de kan være betydende næringskilder for fisker som fødesøker ved vannoverflaten (Cheng & Birch 1978). Forekomst av havvind gjør sannsynligvis hverken til eller fra for de insektene som allerede har forvillet seg til havs eller blir blåst ut. Unntaket er de migrerende insekter som regelmessig beveger seg over havområder som er aktuelle for etablering av havvind. Følgende vurdering begrenser seg til denne gruppen.

De mest kjente insektmigrantene til Norge er arter av dagsommerfugler som er aktive over vinteren som voksne, istedenfor å gjennomleve vinteren i diapause eller som egg eller larve. Disse arter forflytter seg ofte for å følge fôrplantene til larvene, og flyger derfor som regel nordover om våren etter en overvintring (og fôring) om vinteren i sørligere strøk. Den kanskje mest kjente av disse er admiral-sommerfugl som er i øyenfallende og av og til kan forekomme i store antall. Andre arter som helt eller delvis er avhengig migrasjon fra sørlige land er tistelsommerfugl, sørgekåpe, vandregulvinge, svalestjert og dagpåfugløyve. Ikke noen av disse arter regnes i dag som truet i Norge, men de er karakteristiske sommerfugler i Norge om sommeren.

4.5.2 Verdisetting og påvirkning

Migrerende insekter kan utsettes for økt mortalitet fra direkte kollisjoner med rotorblader. Ved kraftig sverming kring vindturbiner kan belegget av døde insekter på rotorbladene faktisk bli så pass stort at det reduserer effekten av turbinene betydelig, og en rengjøring er nødvendig (Wilcox & White 2016). Det er ikke kjent noe slike forhold i Norge, og tetthetene av insekter til havs tilsier at dette ikke er et aktuelt tema for havvind. Kollisjoner med rotorblader kan likevel potensielt få konsekvenser for populasjonsstørrelsene for migrerende insekter, spesielt for vårtrekket nordover som utgjøres av en relativt liten mengde individer som flytter fra kontinentale Europa for å formere seg over sommeren i Norge.

Potensielt kan migrerende insekter også påvirkes ved at de samles kring vindturbiner som danner lyse punkter i skumringen. Det er siden lenge velkjent at insekter samles kring lyskilder, for eksempel lyspærer om natta. Lyse farger som er vanlige for maling av vindturbiner har i eksperiment også vist seg være særlig tiltrekkende for insekter (Long et al. 2011). Nylige studier peker på at ansamlingen av insekter kring lyskilder årsakes av en svært grunnleggende adferd, nemlig at flygende insekter refleksmessig snur seg kring en lyskilde og dermed kommer til å sirkulere den (Fabian et al. 2024). Insekter ser derfor ut til å ha liten evne til å anpasse seg til slik «lysforurensing».

4.5.3 Konsekvenser

De fleste insekter er relativt kortlevde, med en høy potensial reproduksjonsrate, ved de rette forholdene. Som eksoterme organismer styrs utviklingen og aktivitetsnivået deres til stor del av lokale værforhold. Dette gjør at populasjonsstørrelser kan variere kraftig mellom år av naturlige årsaker. Likevel tyder flere studier på at det pågår betydelige nedganger i insektmengdene over lengre tidsperioder, i hvert fall i Vestverden (Hallman et al. 2017, Strien et al. 2019; Seibold et al. 2019; Wagner 2020; Soroye et al. 2020; Klink et al. 2020; Åström et al. 2024). En av flere mulige påvirkningsfaktorer som har blitt nevnt til denne nedgangen er vindkraft. En studie fra 2018 beregnet at tapet av insekter fra vindkraft i Tyskland kunne være over tusen tonn insekter per år (Trieb 2018). Disse tallene er sannsynligvis overestimert, men utgjør likevel en relativt liten del av den totale insektbiomassen på land (Åström & May 2019). Basert på omfanget av vindkraft og overlappet med flygaktiviteten til insekter vurderer vi at vindkraft ikke bør antas være en av de større påvirkningsfaktorene.

For enkelte arter kan påvirkningen likevel potensielt være stor. For eksempel om det blir store tap av migranter om våren. Gitt det nærmest ubetydelige datagrunnlaget om insektaktivitet over norske havområder er det ikke mulig å angi et estimat på eventuelle konsekvenser for enkelte arter.

4.5.4 Kunnskapsmangler

Det mangler, så vidt vi vet, helt data på insektforekomster over norske havområder. Insektfaunaen i Norge er ikke heller fullstendig kartlagt, men den estimeres til å oppgå til rundt 30 000 arter (Elven & Sørli 2021). Hittil har nesten 20 000 arter blitt observert innen landets grenser. Utefra denne ekstreme artsrikdom, og den nesten totale mangelen på insektdata over havet, er det vanskelig å begrense hvilke arter som potensielt kan bli påvirkede av vindkraft til havs. Bruk av radar, for eksempel meteorologiske radar kan være den mest fremkommelige veien for å kartlegge storskalige mønstre av insektmigrasjon over havet (Bauer et al. 2017). Gitt et antatt generelt migrasjonsmønstre med bevegelser fra sør om våren og nedover igjen om høsten er det naturlig å tenke seg at de mest sørlige områdene omtalt i denne rapport har størst risiko for insekter. Område Vestavind F er derfor i prinsipp aktuelt, men det trengs empiriske data for å vurdere risikoen videre.

5 Vestavind B

5.1 Sammendrag Vestavind B

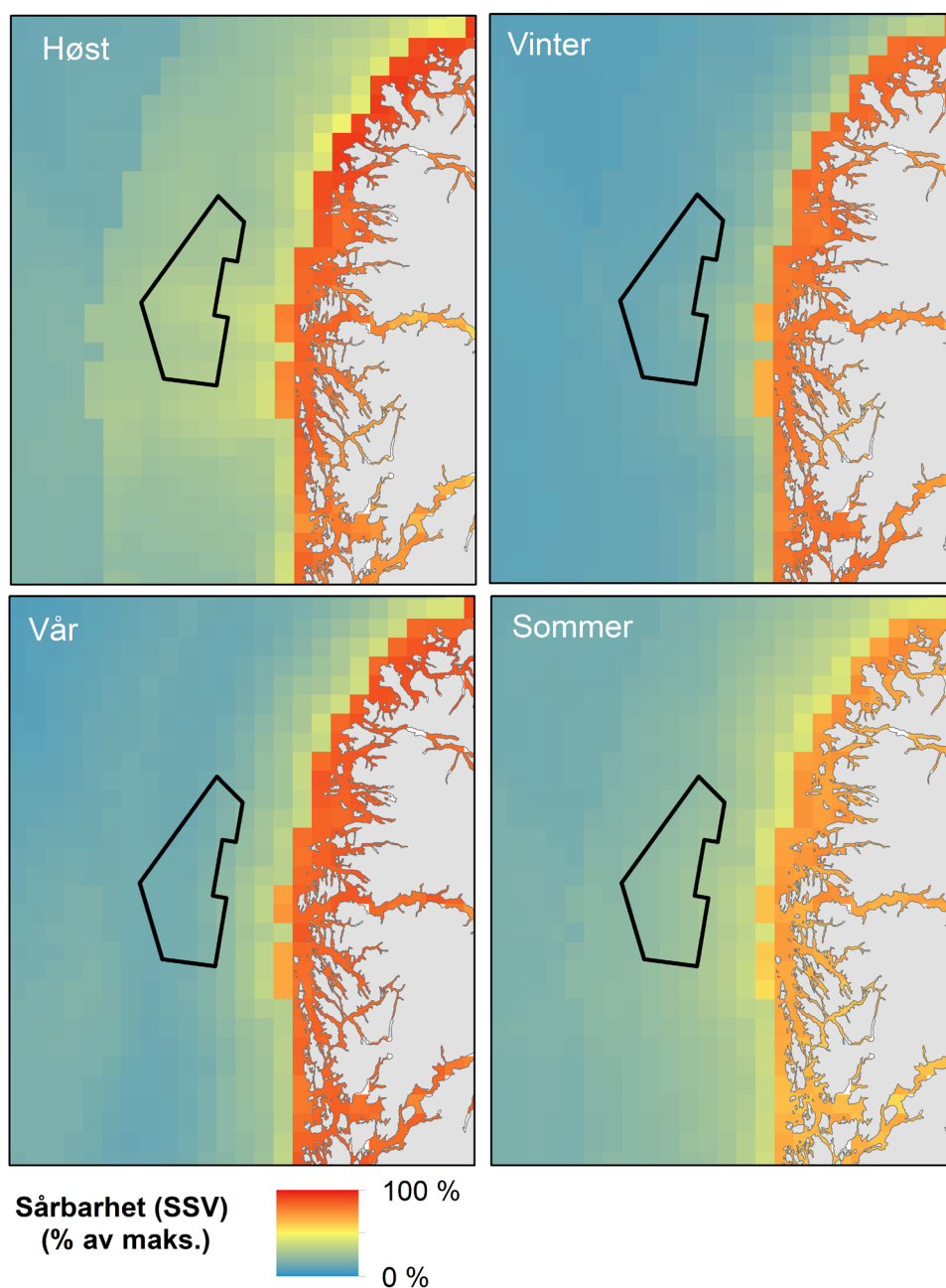
	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	<i>middels</i>	<i>middels</i>	<i>Ukjent</i>	<i>Ukjent</i>
<p>Vestavind B har middels konsekvens for sjøfugl og vannfugler. Deler av utredningsområdet ligger nærme land, og både kystnære og pelagiske arter med høy verneverdi berøres. Flere arter har middels konsekvens på nasjonal skala. Området ligger også nærme (< 50 km) noen lokalt viktige sjøfuglkolonier ytterst i Sognefjorden, men kolonier som Einevarden og Veststeinen kan også berøres.</p> <p>Det ble beregnet middels konsekvens totalt sett for trekkende fugl. Sjøfugl og ugler ble beregnet til hhv. svært alvorlig og alvorlig. Sjøfugl i dette datagrunnlaget er dominert av havsvaler. Ugler består av kun to individer og kan ikke vektlegges. Vadere ble beregnet til middels konsekvens og de andre gruppene til noe eller ubetydelig konsekvens. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p>				

5.2 Sjøfugl og vannfugler

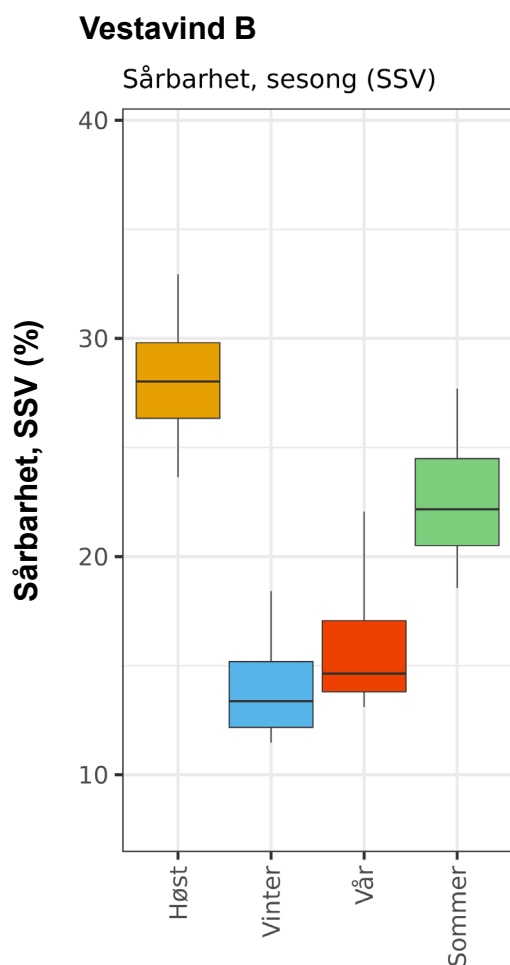
5.2.1 Identifiserte verdier, verdi- og påvirkning

5.2.1.1 Sårbarhet

Sårbarhet kombinerer data over artenes utbredelse, bevaringsstatus og sensitivitet til havvindanlegg i en romlig indikator, og uttrykkes som prosent av den høyeste verdien i norsk økonomisk sone. Samlet sårbarhet for 55 arter av sjøfugl og vannfugl i utredningsområdet hadde en medianverdi på 28,03% (min-maks: 23,64% - 32,94%). Utredningsområdet hadde middels høy sårbarhet, men med en avtagende sårbarhet ut fra kysten (se **figur 5.2.1.1.1**). Sårbarheten var høyest om høsten, etterfulgt av sommeren, og med lavest sårbarhet om våren og vinteren (**figur 5.2.1.1.1** og **figur 5.2.1.1.2**.)



Figur 5.2.1.1.1. Sjøfugl og vannfugl sin sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Vestavind B i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone. Utredningsområdet er vist som svart heltrukket strek.



Figur 5.2.1.1.2. Boksplott over fordelingen av sjøfugl og vannfugls sårbarhet for havvindanlegg (SSV) i utredningsområdet Vestavind B i fire årstider; høst (august-oktober), vinter (november-januar), vår (februar-april) og sommer (mai-juli). Sårbarhet er angitt som prosent av maksimal verdi i norsk økonomisk sone.

Utredningsområdet ligger forholdsvis nært kysten, og har derfor relativt høy artsrikdom med 28 arter i utredningsområdet med en median sårbarhet på over 10%. Arter med en sårbarhet på over 20% er vist i **tabell 5.2.1.1.1**. Plasseringen av utredningsområdet nært land, betyr at sårbare arter omfatter både pelagiske arter som alkefugl, stormfugl, havsule, joer og måker, men også typiske kystnære arter som gjess, toppskarv og dykkere.

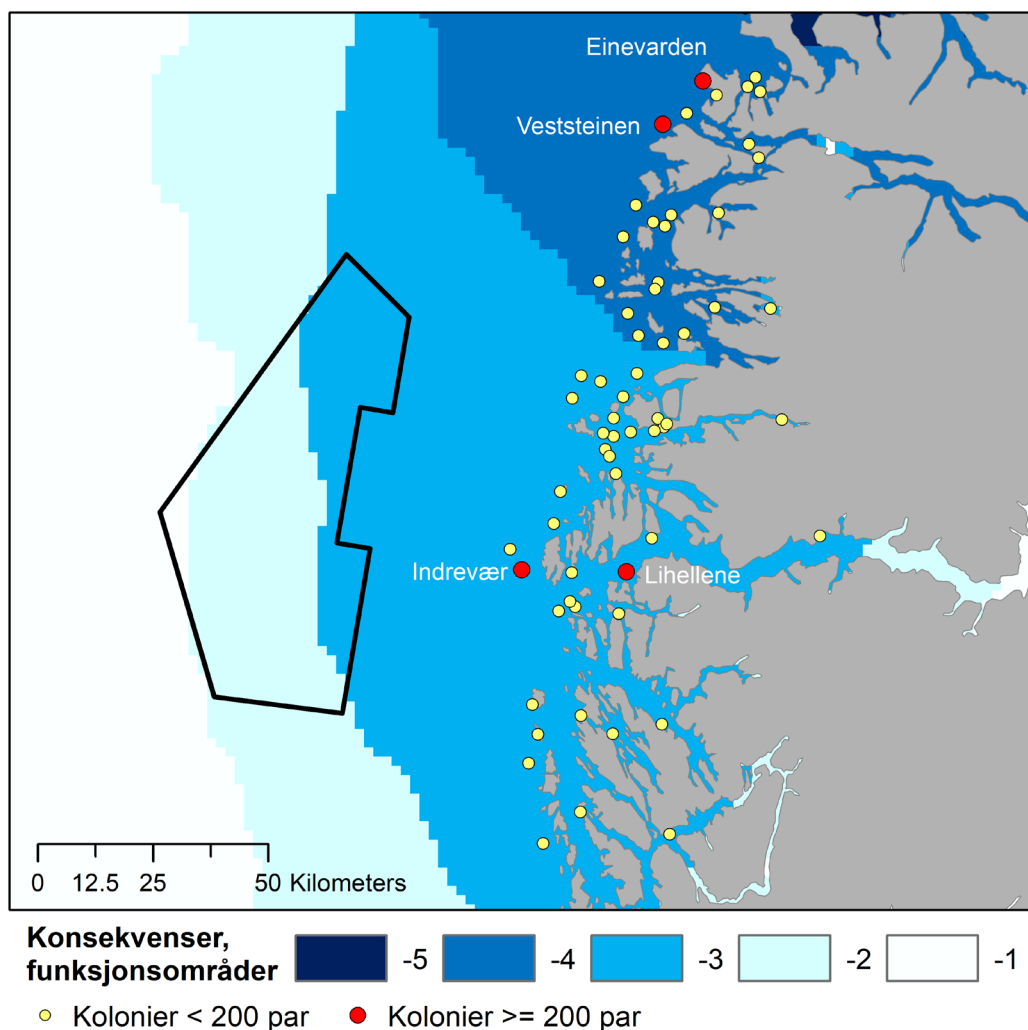
Tabell 5.2.1.1.1. Artsspesifikk sårbarhet i utredningsområde Vestavind B. Tabellen viser alle arter med en median sårbarhet på over 20% sortert fra mest sårbar til minst sårbar. Tabellen viser også rødlistestatus (Norsk rødliste), klassifisering av bestandsstatus (CS) fra 1 (lite viktig) til 5 (svært viktig), og klassifisering av sensitivitet til havvindanlegg fra 1 (lite sensitiv) til 5 (svært sensitiv). Årstid med høyest sårbarhet samt median, minimum- og maksimumsverdier i utredningsområdene er indikert.

Vestavind B					Sårbarhet (SPV)		
Art	Rødliste	CS	VU	Årstid	Median	Min	Maks
1 Havsvale	LC	2.3	3.2	Sommer	38.49	32.50	41.78
2 Lomvi	CR	4.7	3.0	Vinter	33.62	32.00	35.23
3 Gråmåke	VU	4.0	4.2	Vinter	33.48	30.25	36.32
4 Storjo	LC	2.7	3.5	Høst	32.36	27.59	35.27
5 Hvitkinngås	LC	2.7	4.5	Høst	31.32	7.91	40.55
6 Svartbak	NT	4.0	4.2	Høst	31.10	26.10	32.73
7 Havsule	LC	2.3	3.5	Høst	30.95	27.23	33.43
8 Ringgås	NT	3.7	4.5	Høst	29.33	22.82	36.16
9 Sildemåke	LC	3.0	4.2	Sommer	29.23	27.55	32.24
10 Havhest	EN	4.7	2.3	Vår	27.77	27.44	28.23
11 Grønlandsmåke	LC	2.3	4.0	Vinter	27.25	24.98	30.21
12 Alke	EN	4.3	3.0	Vår	26.32	18.59	31.79
13 Krykkje	EN	3.7	3.7	Sommer	26.20	25.42	27.32
14 Toppskarv	LC	3.0	3.2	Høst	25.12	17.18	31.85
15 Tyvjo	VU	3.7	3.7	Sommer	24.05	15.32	28.68
16 Islom	LC	3.0	4.0	Vinter	23.40	11.28	33.57
17 Gulneblom	VU	4.0	4.5	Høst	22.15	15.52	26.31
18 Smålom	LC	2.3	4.5	Høst	22.02	18.69	28.02
19 Lunde	EN	4.7	2.5	Sommer	20.06	19.22	21.16

5.2.1.2 Funksjonsområder rundt koloniene

I hekkesesongen er utbredelsen til hekkende sjøfugl konsentrert til havområdene rundt koloniene, og disse områdene vil derfor ha særlig høye konsentrasjoner av beitende fugl, og fugl som flyr fram og tilbake mellom næringsområdene og hekkeplassen. Disse funksjonsområdene vil være spesielt sårbare, både fordi områdene har høye konsentrasjoner av sjøfugl, men også fordi en forstyrrelse i et slikt område vil gå spesielt ut over den lokale bestanden. Funksjonsområdene ble klassifisert etter alvorlighetsgrad fra -1 (liten konsekvens) til -5 (svært alvorlig konsekvens) avhengig av aksjonsradius og størrelsen på koloniene (se **kapittel 2.1.12**).

Det er mindre enn 50 km mellom en rekke mindre kolonier i Sogn og Fjordane og utredningsområdet (**figur 5.2.1.2.1**). Koloniene Einevarden og Veststeinen ligger nordøst for utredningsområdet, men er også innenfor 100 km av utredningsområdet, og vil til en viss grad også kunne bli påvirket.

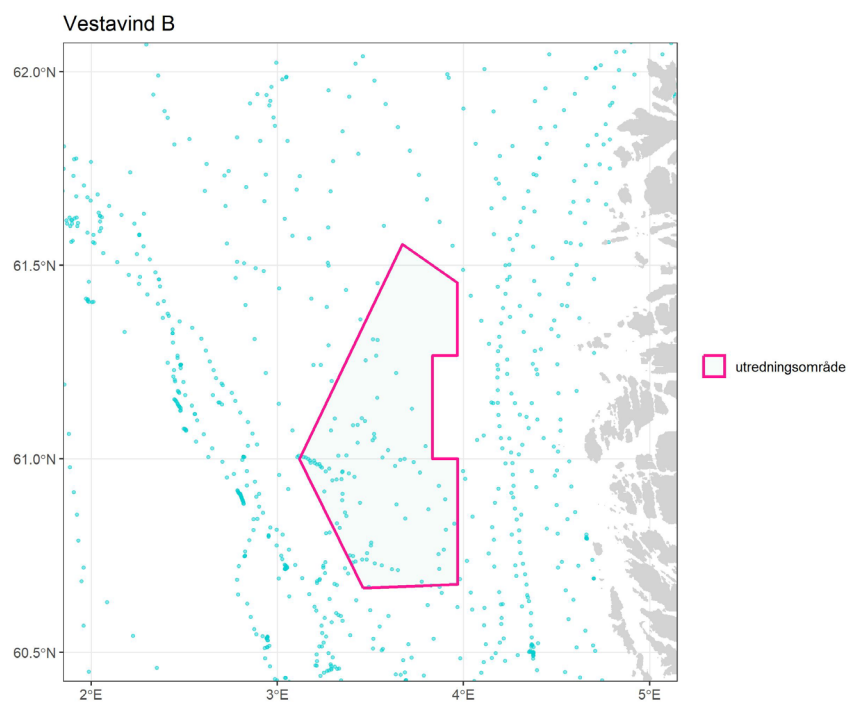


Figur 5.2.1.2.1. Kart over utredningsområdet (svart strek), funksjonsområder etter konsekvens, og sjøfuglkolonier langs kysten av Vestland. Viktige kolonier, med mer enn ca. 200 hekkende par er indikert.

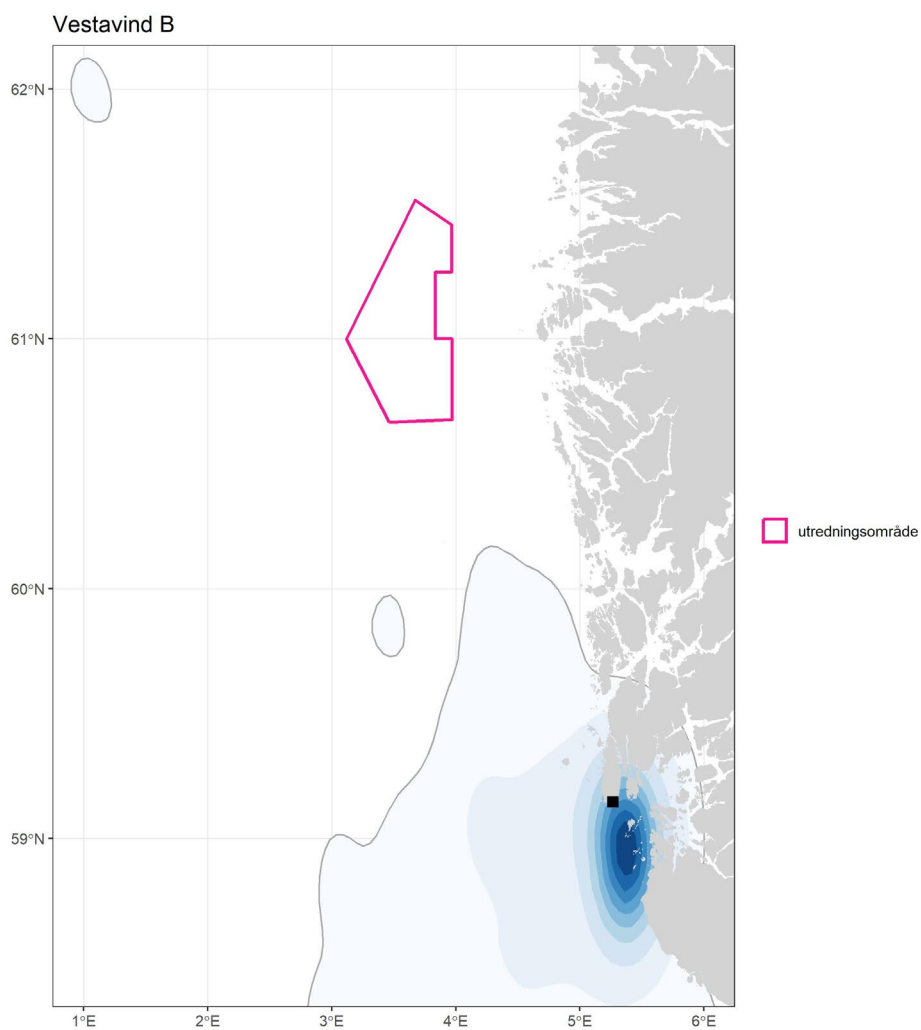
5.2.2 Områdebruk gjennom året

5.2.2.1 GPS-sporing i hekkesesongen

Det mangler sporingsdata fra relevante arter og kolonier i Vestland som kan tenkes å bruke Utredningsområdet Vestavind B. Av artene vi har sporet med GPS i hekkeperioden, var det kun krykkje fra Skudeneshavn i Rogaland som hadde posisjoner innen området (**figur 5.2.2.1.1 & 5.2.2.1.2**). 5 individer brukte området, og 4 av disse var på næringsøk (se **tabell 12.1**). GPS-sporing i hekkeperioden viste at verken lomvi fra Kjør eller Spannholmane bruker utredningsområdet Vestavind B. Ingen av GPS-posisjoner fra gråmåke eller sildemåke fra enten Bergen, Karmøy eller Mandal overlappet med Vestavind B. Den nærmeste GPS-posisjonen kom fra én sildemåke fra Bergen, som var 42.57 km unna fra Vestavind B. Alle andre instrumenterte stormåker var lengre enn 70 km unna Vestavind B området.



Figur 5.2.2.1.1. GPS-posisjoner fra krykkje (lys blå) fra Skudeneshavn viste overlapp med utredningsområdet Vestavind B.

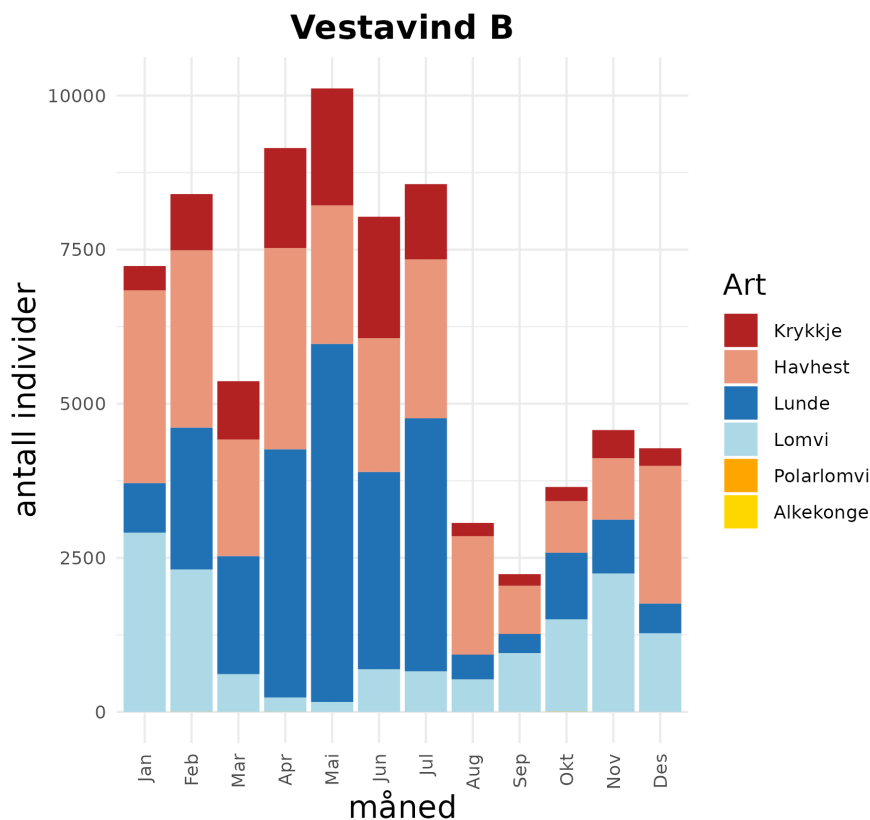


Figur 5.2.2.1.2. Kernel-tetthetskart av krykkje (lys blå) fra Skudeneshavn (svart firkant) som viser overlapp i habitatbruk av krykkje med utredningsområdet Sørvest F.

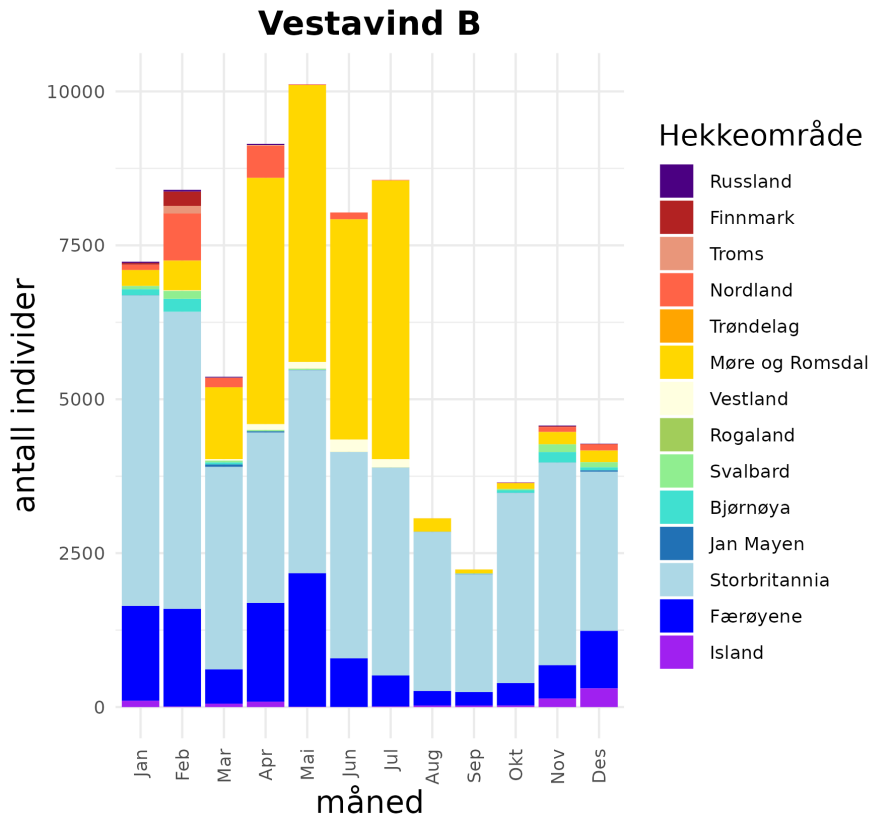
5.2.2.2 Spring utenfor hekkesesongen

For de seks pelagiske artene, krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge, er det beregnet at ca. 2000 – 10000 individer er innen utredningsområdet. Det er beregnet mye lomvi, lunde, havhest og krykkje i området (**figur 5.2.2.2.1**). Det er høyest antall i månedene fra januar til juli. Lavest antall er beregnet i september. (Det er mange britiske fugler, med en relativt høy andel gjennom hele året **figur 5.2.2.2.2**). Det er også en andel fra Færøyene og en veldig liten andel fra Island. I perioden april-juli er det stor andel norske fugler, og det er da spesielt mange krykkjer og lunder fra Møre og Romsdal (**figur 5.2.2.2.3-5.2.2.2.4**). Havhestene i utredningsområdet kommer i all hovedsak fra britiske kolonier og fra Færøyene (**figur 5.2.2.2.5**), og de fleste lomviene kommer fra britiske kolonier (**figur 5.2.2.2.6**).

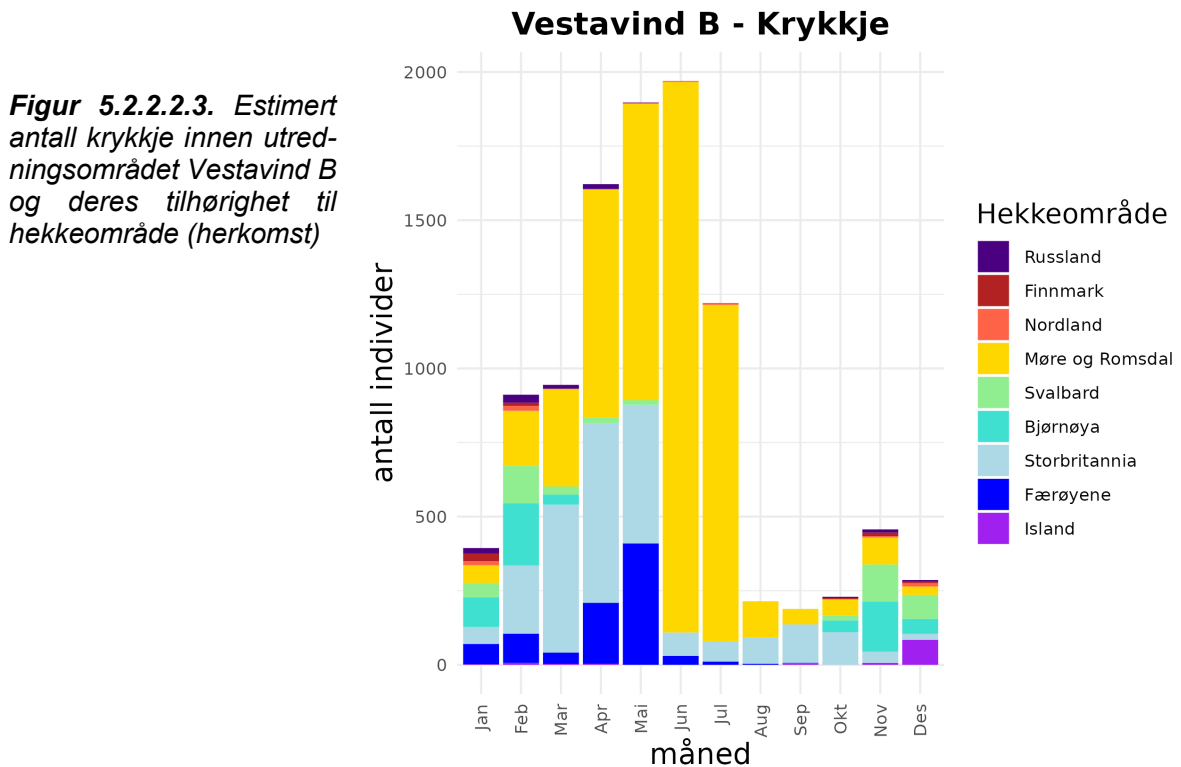
Lomvi og lunde og havhest hekker i Vestland. Ingen av disse er sporet med lysloggere disse koloniene, men lunde fra Vestland inngår i beregningene fordi arten er sporet fra Runde i Møre og Romsdal som er lokalisert i tilstrekkelig nærhet til å representere lunde fra kolonier i Vestland (**figur 5.2.2.2.4**).



Figur 5.2.2.2.1. Estimert antall individer innen utredningsområdet Vestavind B angitt for seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge) i hver måned.

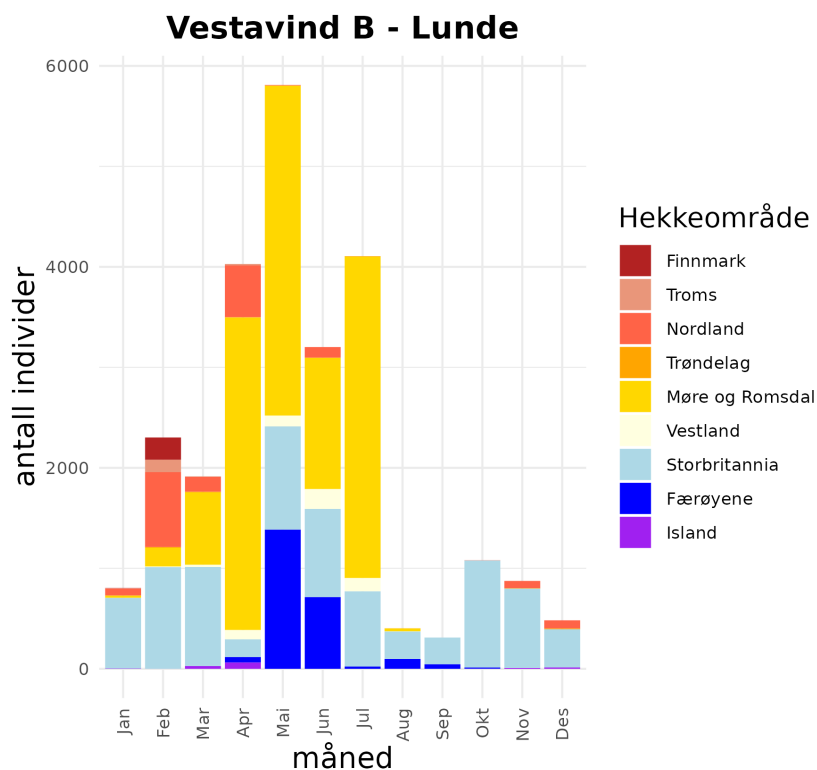


Figur 5.2.2.2. Estimert antall individer innen utredningsområdet Vestavind B og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst) for totalt seks pelagiske arter (krykkje, havhest, lunde, lomvi, polarlomvi og alkekonge).

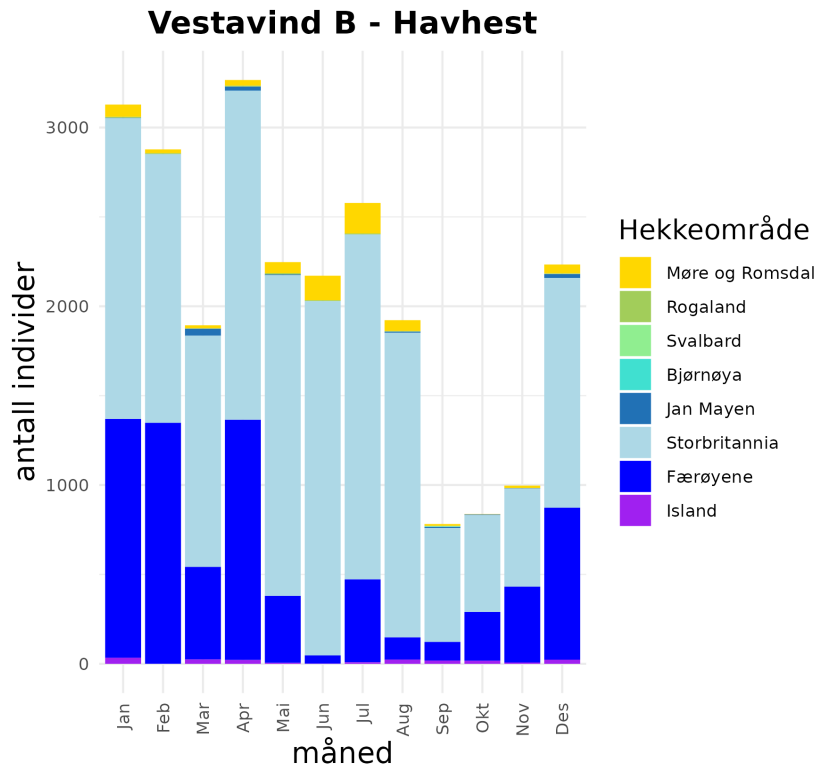


Figur 5.2.2.3. Estimert antall krykkje innen utredningsområdet Vestavind B og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst)

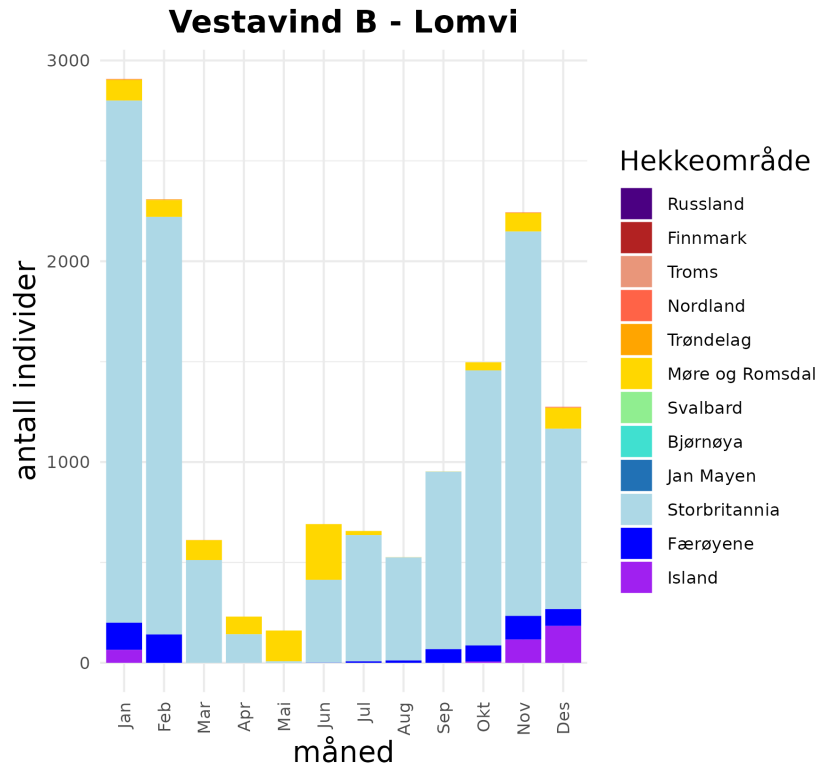
Figur 5.2.2.2.4. Estimert antall lunde innen utredningsområdet Vestavind B og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



Figur 5.2.2.2.5. Estimert antall havhest innen utredningsområdet Vestavind B og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



Figur 5.2.2.6. Estimert antall lomvi innen utredningsområdet Vestavind B og deres tilhørighet til hekkeområde (herkomst).



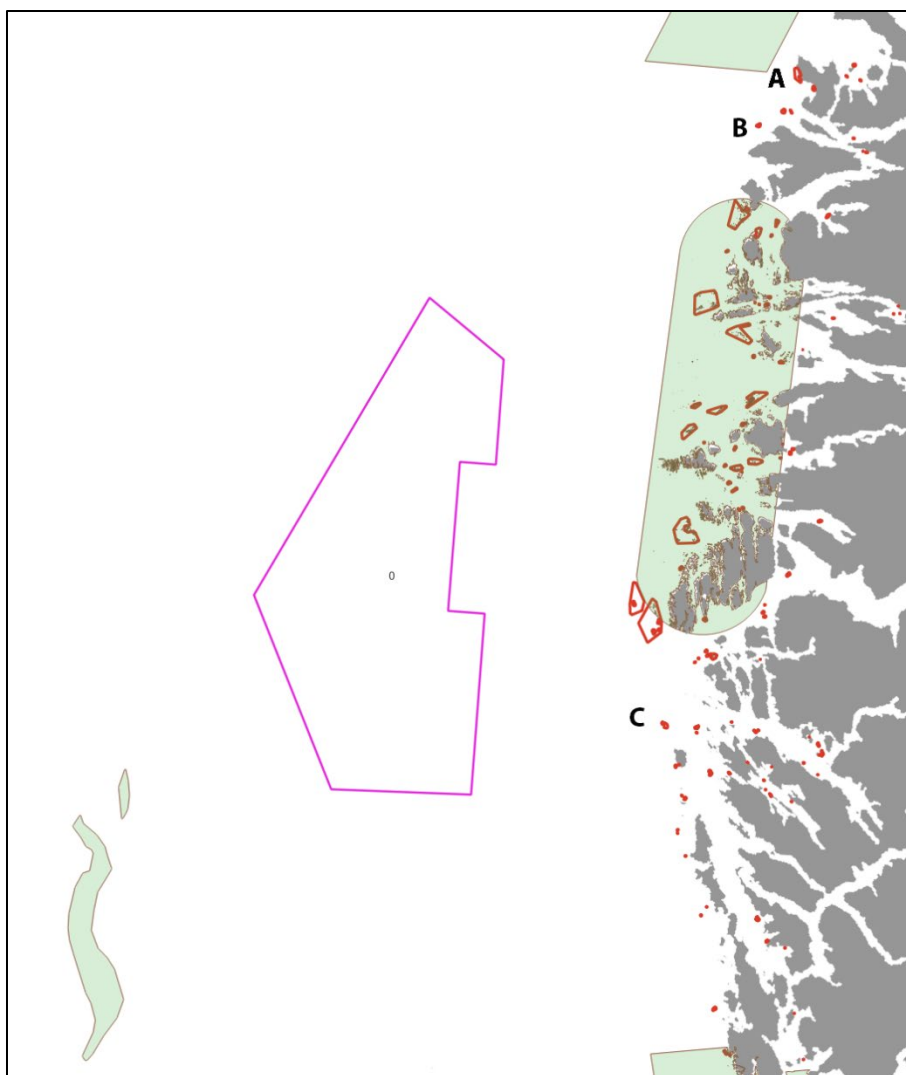
5.2.3 Nærhet til viktige verneområder

Vestavind B ligger sørvest og vest for kystsonen Norskehavet sør som er identifisert som et særlig verdifullt og sårbart område i St.meld 21 (Meld.St. 21 2023-2024).

Langs kysten av Vestland fylke ligger flere viktige sjøfuglreservat. To av de viktigste er Einevarden i Vågsøy og Veststeinen i Bremanger. Beliggenheten er henholdsvis 67 og 100 kilometer nordøst for Vestavind B. Disse er de eneste «klassiske fuglefjellene» i Vestland med hekkeforekomster av lunde, alke, og lomvi. Tidligere fantes det også krykkjekolonier på noen hundre par i disse områdene, men i kartleggingen i 2024 ble det bare registrert to hekkeforekomster på under ti par i området.

37 kilometer rett øst for Vestavind B ligger Innesøyane naturreservat som blir regnet som et av de viktigste i det tidligere fylket Hordaland. Gode forekomster av rødnebbterne og inkluderer vi resten av Fedje kommune finnes det og viktige forekomster av sildemåke, gråmåke og svartbak.

Sørvest for Vestavind ligger Vikingbanken gyte- og leveområdene for tobis. At dette området kan utnyttes for næringsøk fra fugler som hekker langs Vestlandsskysten er sannsynlig (figur 5.2.3.1).



Figur 5.2.3.1. Kart som viser Vestavind B i forhold til SVO (Særlig verdifulle og sårbare områder). Vestavind B er markert med lilla strek sentralt i kartet. Kystsonen Norskehavet sør SVO er markert med grønt nordost for området og Vikingbanken gyte- og leveområde for tobis er markert med grønt i sørvest. Naturresevat for sjøfugl i området er markert med rødt og Einevarden (A), Veststeinen (B) og Innesøyane (C) er i tillegg markert en bokstav.

5.2.4 Kartlegging av sjøfugl

I 2023 ble hekkebestandene av sjøfugl kartlagt fra Svenskegrensen til Karmøy. I 2024 skal tilsvarende kartlegging gjøres mellom Karmøy og Trøndelag. De viktigste resultatene presenteres her når en spesifikk koloni eller en art omtales.

5.2.5 Bestandstrender for sjøfugl

Vestavind B er en viktig del av leveområdet for mange arter av sjøfugl og vannfugler. I tiltaksområdet er det totalt 20 arter med en SPV som er innenfor topp 10 på tvers av sesonger (**tabell 5.2.5.1**). En rekke arter trekker forbi området i løpet av våren og høsten i tillegg til at flere arter av sjøfugl bruker området utenfor hekketiden. Under hekkeperioden er det også sannsynlig at en del arter oppsøker tiltaksområdet på næringssøk. Trekkfugler som beveger seg gjennom området kommer både fra lokale bestander og bestander lengre unna.

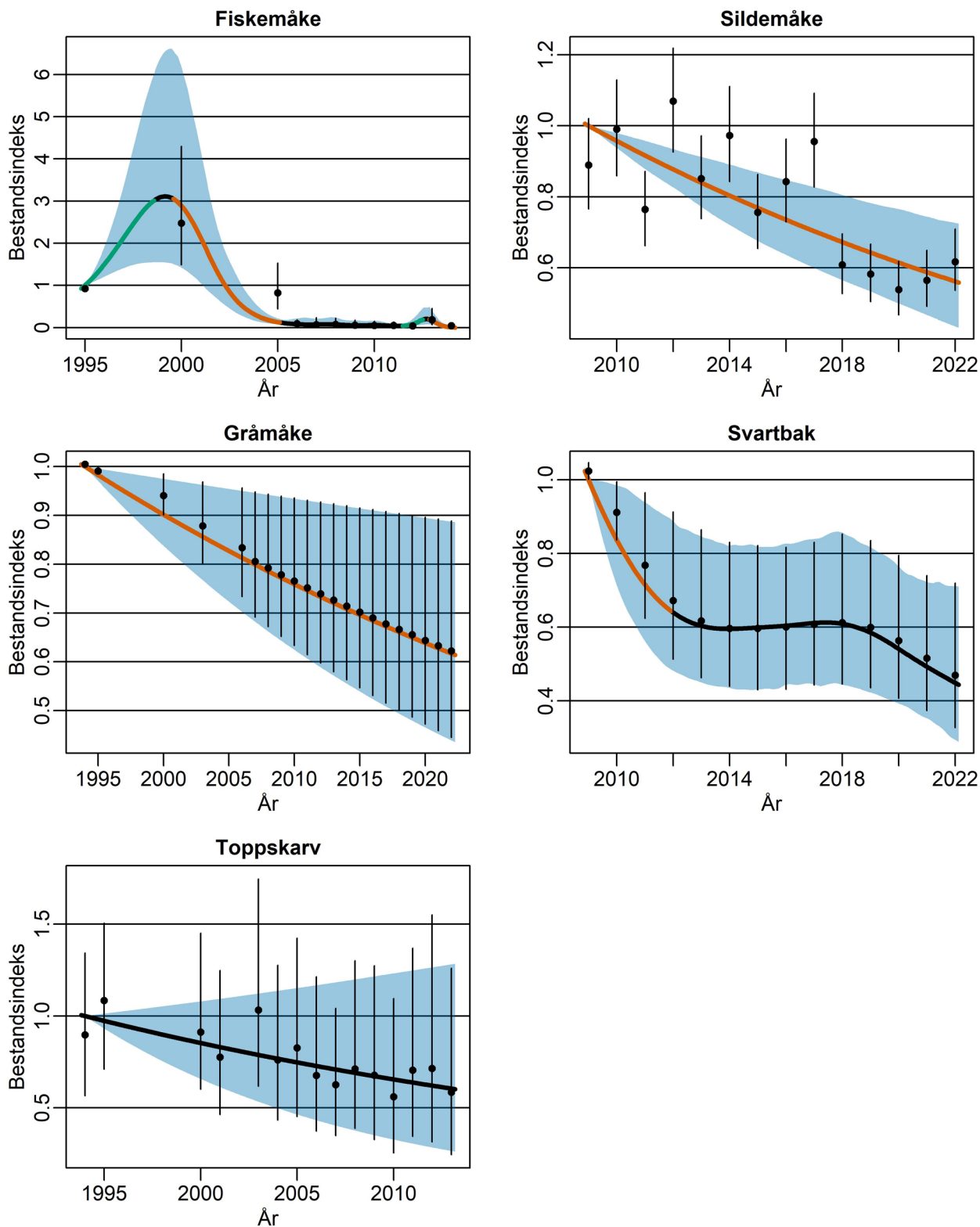
Blant annet trekker hvitkinggås og ringgås gjennom området (Clausen et al. 2003, Griffin et al. 2011, Shariatinajafabadi et al. 2014). Disse to artene får høyest sårbarhet om høsten i våre analyser (**tabell 5.2.5.1**), men de flyr gjennom området både på vår- og høsttrekket. Vårtrekket til disse

artene overlapper med sommer i våre analyser. Ringgjessene tilhører hekkebestandene på Nordøst-Grønland og Svalbard (og antakeligvis Franz Josef Land), og overvintrer nordøst i England og i Danmark. Bestanden av ringgås har gått drastisk tilbake siden begynnelsen av 1900-tallet. Den har tatt seg litt opp igjen siden fredning (Madsen 1987, Clausen & Craggs 2018), men utviklingen i Svalbardbestanden er usikker (Stokke et al. 2021a). Hvitkinngjessene tilhører hekkebestandene på Svalbard. Hvitkinngås er vurdert å ha en positiv bestandstrend med økning i bestandsstørrelse (Stokke et al. 2021g). Den har også etablert hekkebestander i Sør-Norge vestover til Rogaland, der utsatte parkfugler har bidratt, og noen få hekker i Finnmark (Stokke et al. 2021g). Havsvale trekker også gjennom området og er den mest sårbare arten i forhold til havvind i dette området under vårtrekket. Den nærmeste kjente hekkelokaliteten er på Runde i Møre og Romsdal. Havsvale kan søke næring opptil flere hundre km fra hekkekolonien (Bolton 2021). Havsvale som hekker i Møre og Romsdal vil derfor kunne søke næring og/eller fly gjennom området i hekketiden, og vi antar også at havsvale som hekker på de britiske øyer kan komme innom området i hekketiden (Bolton 2021). Noen bestandstrend er ikke kjent, men den nasjonale bestanden antas å være stabil (Stokke et al. 2021c). Havsule er en overflatebeitende pelagisk art som benytter området. Runde er nærmeste koloni, og bestanden her har økt med 265,1 % siden 2002 (CI = [185,8, 348,3]). Vestavind B ligger innenfor forventet aksjonsradius til havsule som hekker på Runde (Gremillet et al. 2024, Jeglinski et al. 2024), og derfor antar vi at hekkfugl fra Runde kan gjære næringssøk eller fly gjennom området i hekkesesongen. Arten har imidlertid høyere sårbarhet om høsten (**tabell 5.2.5.1**). Da kommer også fugler på trekk fra flere andre kolonier innom området. Den nasjonale bestandstrenden for havsule er positiv (se **figur 6.1.3, tabell 6.1.1**).

Tabell 5.2.5.1. Oversikt over de 10 artene med høyest sårbarhet per sesong for påvirkning fra havvind innen utredningsområdet Vestavind B. For hver sesong oppgis en rangering av sensitiviteten til en art, slik at arten med høyeste SPV en gitt sesong får rang 1. Rang utenfor topp 10 en gitt sesong er oppgitt der arten er innenfor topp 10 andre sesonger og arter som ikke har noen kjent bruk av området en gitt sesong er gitt (-). Vår = februar-april, sommer = mai-juli, høst = august-oktober og vinter = november-januar. Aktivitet i et område er oppgitt som T = trekk, H = hekking og O = overvintring, og gjenspeiles i tiden på året for når områdene benyttes. Parenteser indikerer begrenset bruk ved aktuell aktivitet.

Norsk	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Aktivitet
Havsvale	-	1	15	-	T, H
Gråmåke	5	12	13	1	T, H, O
Svartbak	1	4	3	3	T, H, O
Storjo	-	2	1	-	T, (H), (O)
Havsule	7	10	2	7	T, (H), O
Lomvi	2	8	4	2	T, H, O
Havhest	3	6	14	5	T, (H), O
Sildemåke	12	3	9	-	T, H
Alke	4	9	7	15	T, H, O
Grønlandsmåke	10	33	-	4	O
Hvitkinngås	22	16	5	34	T
Krykkje	6	5	23	9	T, H, O
Ringgås	-	19	6	-	T
Islom	20	20	11	6	O
Tyvjo	-	7	17	-	T, (H)
Lunde	8	11	27	13	T, H, O
Polarmåke	14	36	24	8	O
Toppskarv	9	15	8	11	T, (H), O
Smålom	24	26	10	18	T, O
Svartand	25	23	19	10	T, O

Islom er en art som har sine nærmeste hekkeområder på Island, Grønland og i Nord-Amerika, langs Norskekysten og i Nordsjøen opptrer arten utenfor hekkesesongen. Trenden for overvintringsbestanden er ikke godt kjent, men var stabil fra 1980 til 2000 (Lorentsen & Nygård 2001). Den Europeiske overvintringsbestanden ble vurdert å være i nedgang i 2017 (Birdlife International 2017). Bestandene av smålom og svartand er som omtalt for område Vestavind F.



Figur 5.2.5.1. Bestandstrender for kolonier av måker og toppskarv i Vestland fylke.

I Vestland fylke viser bestandstrenden for fiskemåke en kraftig nedgang fra 2002 til 2014 i de overvåkede koloniene (**figur 5.2.5.1**). Nedgangen har vært på -99,1 % (CI = [-99,8, -96,2]) i denne perioden, men tidsserien går ikke lengre tilbake enn til 2014. En negativ trend observeres også nasjonalt som omtalt for områder Sørvest F (**figur 6.1.2, tabell 6.1.1**). Fiskemåke er imidlertid ikke blant de mest sensitive artene innenfor område Vestavind B (**tabell 5.2.5.1**). Sildemåkekolonien på Lyngøya har en bestandstrend med en nedgang på -43,8 % (CI = [-55,9, -29,2]) i perioden 2009 til 2022 (**tabell 5.2.5.1**) og tilsvarende nedgang nasjonalt er omtalt for område Sørvest F (**figur 6.1.2, tabell 6.1.1**). Gråmåkekoloniene på Lyngøya og Flatholmen viser en bestandsnedgang på -29,1 % (CI = [-44,9, -7,4]) fra 2002 til 2022 (**figur 5.2.5.1**) og enda kraftigere nedgang nasjonalt som er omtalt for område Sørvest F (**figur 6.1.2, tabell 6.1.1**). Bestandstrenden for svartbak er variabel, men viser en nedgang på -55,1 % (CI = [-70,9, -33,2]) i perioden 2009 til 2022 (**tabell 5.2.5.1**). Nasjonalt er bestandstrenden svakt negativ som omtalt for område Sørvest F (se **figur 6.1.1, tabell 6.1.1**). Krykkje benytter området ved Vestavind B hele året og store antall trekker gjennom området på vår og høst. Nasjonal bestandstrend er negativ for område Sørvest F. Polar-måke og grønlandsmåke påtreffes i området ved Vestavind B utenfor hekkesesongen og på trekk til og fra områder lengre sør. Nærmere omtale er gitt for område Sørvest F.

Bestandstrenden for Toppskarv i Vestland viser en nedgang på -25,2 % (CI = [-50,8, 15,6]), men konfidensintervallet er for bredt til å konkludere med en nedgang. Nasjonalt viser bestandstrenden imidlertid en tydelig og noe sterkere nedgang (**figur 6.1.3, tabell 6.1.1**).

Alkefuglene lomvi, alke og lunde finnes i området Vestavind B utenfor hekkesesongen og kan også benytte området for næringssøk med små kolonier i Rogaland, Vestland og Møre og Romsdal. De største koloniene finnes nordover fra Trøndelag. Lomvi hekket tidligere i store antall på Runde i Møre og Romsdal, men ingen hekking ble registrert i 2019 (Stokke et al. 2021h) og bestandstrenden nasjonalt viser en nedgang som omtalt for område Sørvest F (se **figur 6.1.1, tabell 6.1.1**). Den nasjonale bestandstrenden for Alke viser en kraftig nedgang som er omtalt for områder Sørvest F (se **figur 6.1.1, tabell 6.1.1**). Lunde viser variasjon i bestandstrenden mellom ulike kolonier, der de nordligste koloniene i Troms og Finnmark gjør det best. De hekker sør til Rogaland og kan opptre i området hele året, spesielt utenfor hekkesesongen. Nasjonalt viser bestandstrenden en kraftig nedgang på -53,3 % (CI = [-57,9, -46,6]) i perioden 2002 til 2022 (**figur 6.1.1, tabell 6.1.1**).

Tyvjo hekker i kolonier langs kysten i Vestland, men opptre i området Vestavind B først og fremst på trekk. Det vurderes å ha vært en nedgang i bestanden i hele landet (Stokke et al. 2021i) og nasjonalt viser bestandstrenden fra Hjelmsøya i Troms og Finnmark en nedgang på -84,3 % (CI = [-92,7, -67,5]) i perioden 2006-2022 (**figur 6.1.4**). Den nærmeste kolonien av storjo finnes på Runde i Møre og Romsdal, bestandstrend for kolonien og nasjonalt er positiv. I Vestavind B vil arten opptre utenfor hekkesesongen på trekk, men næringssøk kan foretas flere hundre km fra hekkekoloniene (Jakubas et al. 2018).

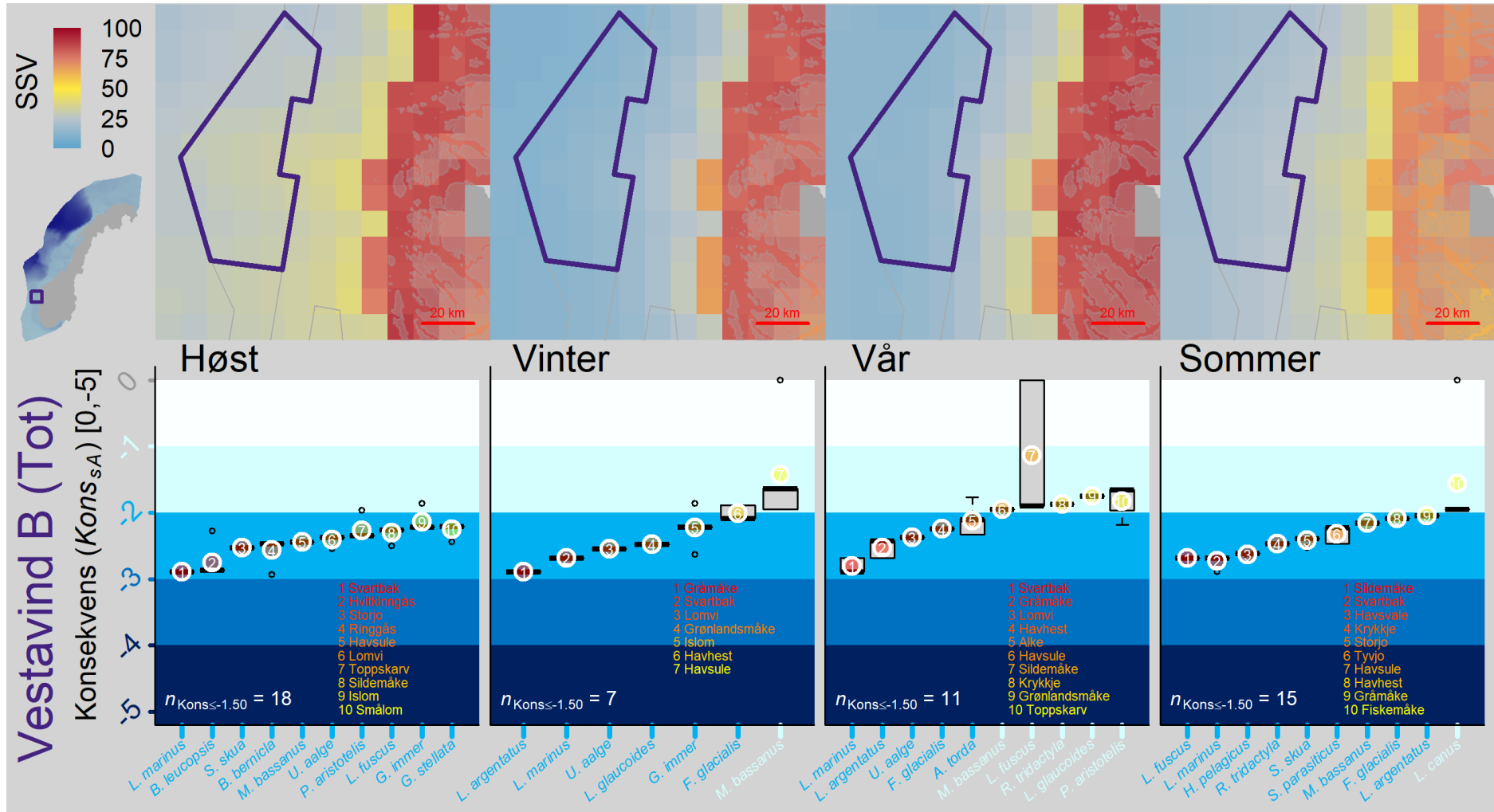
På Runde finner en også den nærmeste kolonien av havsule, bestandstrenden for arten viser en markant økning i kolonien på Runde i perioden 2002 til 2022 og en positiv bestandstrend sees også nasjonalt (se **figur 6.1.3, tabell 6.1.1**).

Den nærmeste hekkekolonien for havhest finnes på Runde i Møre og Romsdal, men bestanden har gått drastisk tilbake og de siste årene er det så godt som ingen fugler som har gått til hekking (Lorentsen 2020). Tilsvarende kraftig negativ bestandsutvikling sees også i kolonier i Rogaland og nasjonalt (**figur 6.1.3, tabell 6.1.1**). Havhesten opptre nå først og fremst utenfor hekkesesongen og på trekk i området ved Vestavind B.

5.2.6 Konsekvenser

5.2.6.1 Sårbarhet og konsekvens for nasjonale bestander

Gradienten i sesongmessig sårbarhet ut fra kysten var som for de to andre områdene - de mest sårbare områdene var nærmest kysten. Antall arter med en median negativ konsekvens på mer enn -1.5 var størst om høsten (18 arter), etterfulgt av sommer (15 arter), vår (11 arter) og vinter (7 arter; **figur 5.2.6.1**). For alle sesongene var den største negative (median) konsekvensen vurdert til '(-2,-3] Middels'. Høsten var den sesongen med flest arter med denne konsekvensen (hele utvalget vårt på ti arter) etterfulgt av sommer med ni, vinteren med seks og våren med fem arter. For høsten gjaldt dette ringgås, hvitkinngås, lomvi, smålom, islom, svartbak, sildemåke, havsule og toppskarv (hele utvalget på ti arter i figuren), for sommeren gjaldt dette svartbak, gråmåke, sildemåke, krykkje, storjo, tyvjo, havsule, havsule og havhest, for vinteren gjaldt dette lomvi, svartbak, gråmåke, Grønlandsmåke og havhest, og for våren gjaldt dette alke, lomvi, svartbak, gråmåke, havhest, og havsule (**figur 5.2.6.1**).



Figur 5.2.6.1. Sesongmessig sårbarhet (SSV) og fordeling av konsekvens for Vestavind B (se figur 3.2.6.1 for tekniske detaljer).

Tabell 5.2.6.1. Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV) for de ti artene med størst gjennomsnittsverdier (sortert uavhengig av sesong) for Vestavind B. De sesongmessige verdiene angis som gjennomsnitt (25-percentilen, 75-pernsentilen, se **tabell 3.2.6.1** for detaljer).

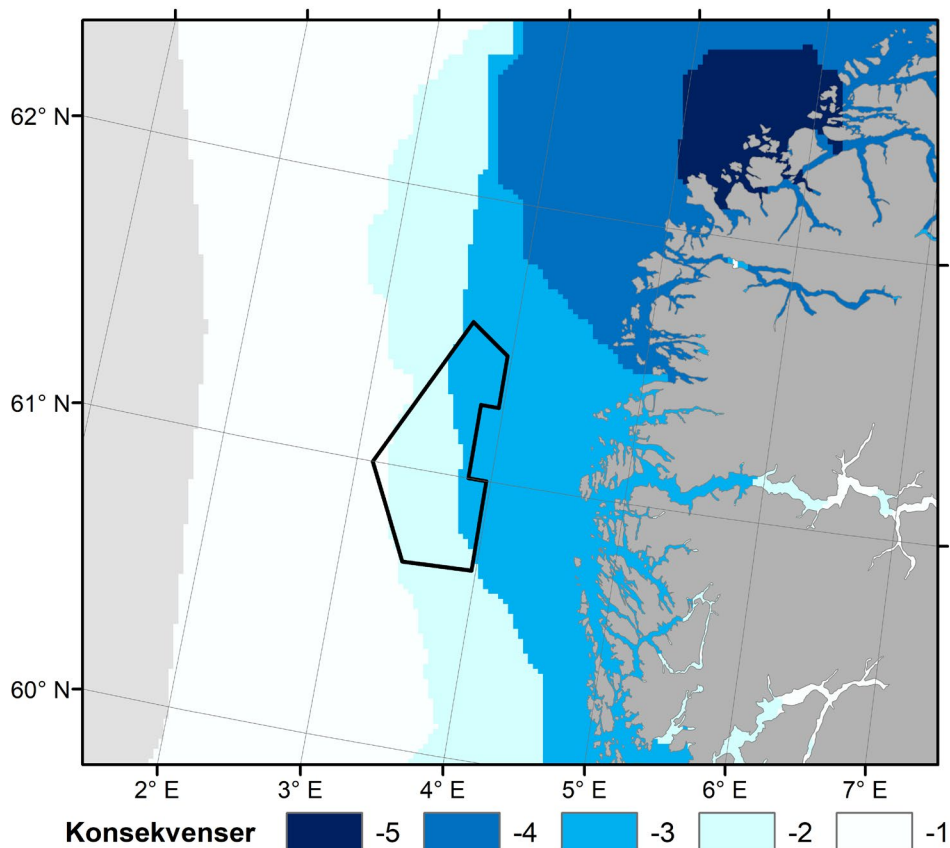
Artsnavn		Rødliste-status	Bevarings-status (CS _s)	Havindsensitivitet (VU _s)	Artsspesifikk sårbarhetsindikator (SPV)			
Norsk	Vitenskapelig				Vår	Vinter	Sommer	Høst
Havsvale	<i>H. pelagicus</i>	LC	2.333	3.167	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	38.2 (37.3,40.0)	18.1 (15.4,20.5)
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	25.6 (24.5,27.4)	33.6 (32.4,34.8)	18.6 (17.2,20.0)	21.1 (19.8,22.5)
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	29.3 (28.8,29.8)	33.6 (32.8,34.3)	22.0 (20.3,23.5)	30.2 (29.5,30.7)
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	30.6 (29.5,31.6)	32.1 (31.1,33.1)
Havsule	<i>M. bassanus</i>	LC	2.333	3.500	18.7 (17.9,19.3)	15.3 (12.4,18.4)	21.3 (20.8,22.0)	30.8 (30.2,31.6)
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	30.0 (28.7,31.6)	28.5 (27.9,28.9)	28.6 (27.7,29.9)	30.8 (30.3,31.7)
Hvitkinngås	<i>B. leucopsis</i>	LC	2.667	4.500	3.1 (0.0,6.5)	0.0 (0.0,0.0)	12.0 (10.1,14.6)	29.5 (23.5,36.5)
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	0.0 (0.0,0.0)	0.0 (0.0,0.0)	8.8 (3.5,11.8)	29.4 (26.5,32.0)
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	13.5 (10.3,15.9)	0.0 (0.0,0.0)	29.4 (28.5,30.2)	22.6 (21.9,24.5)
Havhest	<i>F. glacialis</i>	EN	4.667	2.333	27.8 (27.6,28.0)	24.2 (24.0,24.4)	25.2 (24.8,25.7)	18.1 (17.9,18.4)

Tabell 5.2.6.2. Konsekvens (samme som i **figur 5.2.6.1**) for Vestavind B, men her for de ti artene med størst negativ konsekvens (sortert uavhengig av sesong). Konsekvens angis som median (25-percentilen, 75-pernsentilen) og antall piksler i klammer. Se **tabell 3.2.6.1** for detaljer om rødlistestatus, bevaringsstatus og havindsensitivitet.

Artsnavn		Rødliste-status	Bevarings-status (CS _s)	Havindsensitivitet (VU _s)	Konsekvens			
Norsk	Vitenskapelig				Vår	Vinter	Sommer	Høst
Gråmåke	<i>L. argentatus</i>	VU	4.000	4.167	-2.4 (-2.7,-2.4)[5]	-2.9 (-2.9,-2.9)[5]	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]	-2.0 (-2.0,-2.0)[5]
Svartbak	<i>L. marinus</i>	NT	4.000	4.167	-2.9 (-2.9,-2.7)[5]	-2.7 (-2.7,-2.7)[5]	-2.7 (-2.7,-2.7)[5]	-2.9 (-2.9,-2.9)[5]
Hvitkinngås	<i>B. leucopsis</i>	LC	2.667	4.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.9 (-2.9,-2.9)[5]
Sildemåke	<i>L. fuscus</i>	LC	3.000	4.167	-1.9 (-1.9,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.7 (-2.7,-2.7)[5]	-2.3 (-2.3,-2.3)[5]
Havsvale	<i>H. pelagicus</i>	LC	2.333	3.167	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.6 (-2.6,-2.6)[5]	-1.8 (-1.8,-1.8)[5]
Lomvi	<i>U. aalge</i>	CR	4.667	3.000	-2.4 (-2.4,-2.4)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]	-1.8 (-1.8,-1.8)[5]	-2.4 (-2.4,-2.4)[5]
Storjo	<i>S. skua</i>	LC	2.667	3.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.4 (-2.4,-2.4)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]
Grønlandsmåke	<i>L. glaucooides</i>	LC	2.333	4.000	-1.7 (-1.7,-1.7)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]
Ringgås	<i>B. bernicla</i>	NT	3.667	4.500	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]
Krykkje	<i>R. tridactyla</i>	EN	3.667	3.667	-1.9 (-1.9,-1.9)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]	-2.5 (-2.5,-2.5)[5]	-0.0 (-0.0,-0.0)[5]

5.2.6.2 Konsekvens for funksjonsområdene

Konsekvens for funksjonsområder rundt hekkekoloniene ble beregnet til -2 (noe negativ konsekvens) i sørvest til -3 (middels negativ konsekvens) i nordøst (**figur 5.2.6.2**). Området ligger innenfor aksjonsradiusen til fugl fra Nord-Vestlandet (Sogn og Fjordane), men stort sett utenfor aksjonsradiusen til kolonier som Runde i Møre og Romsdal. Veststeinen og Einevarden er eksempler på kolonier som kunne bli berørt.



Figur 5.2.6.2: Konsekvensverdi for et referanseprosjekt med hensyn til funksjonsområder for sjøfugl. Funksjonsområder er havområdene rundt koloniene som hekkende fugl bruker som beiteområder. Den stiplede svarte linjen viser utredningsområdet Vestavind B.

5.2.7 Kunnskapsmangler

5.2.7.1 Generelle kunnskapsmangler

Se kapittel 3.2.7.1.

5.2.7.2 Kunnskapsmangler for Vestavind F

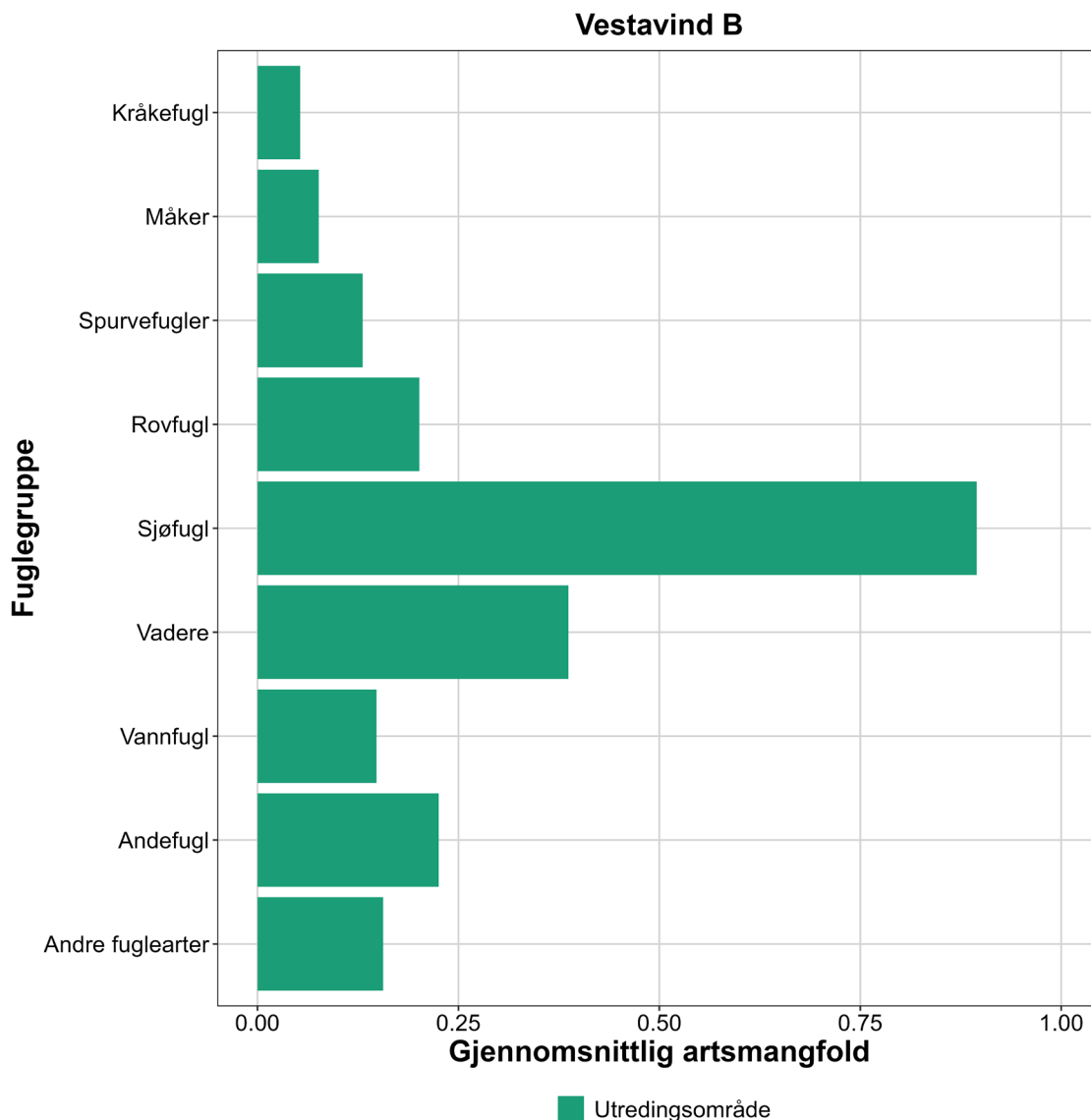
Vi har fortsatt relativt lite kunnskap om sjøfuglenes områdebruk og bestandsutvikling i dette området. Kartlegging av hekkebestandene er gjort i regi av SEAPOP i 2024. Vi mangler sporingsdata og detaljert overvåking av kolonier i nærheten av Vestavind B. Viktige sjøfuglkolonier er Veststeinen og Einevarden. Statsforvalteren har drevet overvåking i sjøfuglreservatene langs kysten siden 1980-tallet, og disse dataene settes sammen og opparbeides for analyser i regi av SEAPOP.

5.3 Trekkfugler

5.3.1 Identifiserte verdier

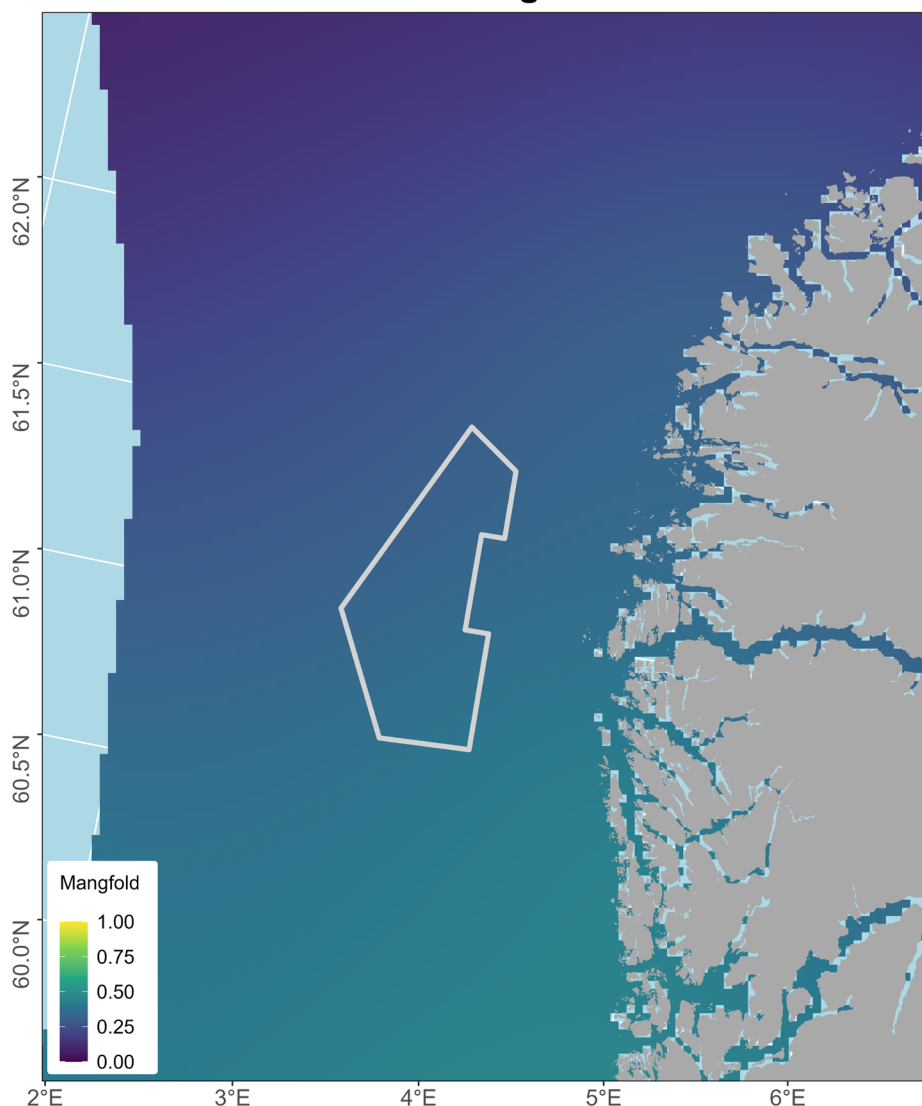
5.3.1.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med høyest gjennomsnittlig artsmangfold (per 2,5 x 2,5 km rutenett) i utredningsområdet for Vestavind B er sjøfugl og vadere (se **figur 5.3.1.1.1** og kart i **figur 5.3.1.1.2**). Dette er for det meste fugler som trekker vestover mot England og Skottland. Sjøfugl-mangfoldet er mye høyere i Vestavind B sammenlignet med Sørvest F.



Figur 5.3.1.1.1. Gjennomsnittlig artsmangfold (per 2,5 x 2,5 km rutenett) for hver fuglegruppe i Vestavind B utredningsområde.

Trekkfugler



Figur 5.3.1.1.2. Artsmangfoldskart over trekkintensitet i norsk EØS for alle fuglegrupper samlet (se tabell 12.1 for detaljer per fuglegruppe) basert på ringmerking gjenfunn data og Brownian bridge-modeller. Verdier viser forventet lavt (0) til høyt artsmangfold (1) per rutenett basert på antall arter som krysser hvert rutenett under trekket. De heltrukne grå linjene viser det utredningsområdet til Vestavind B.

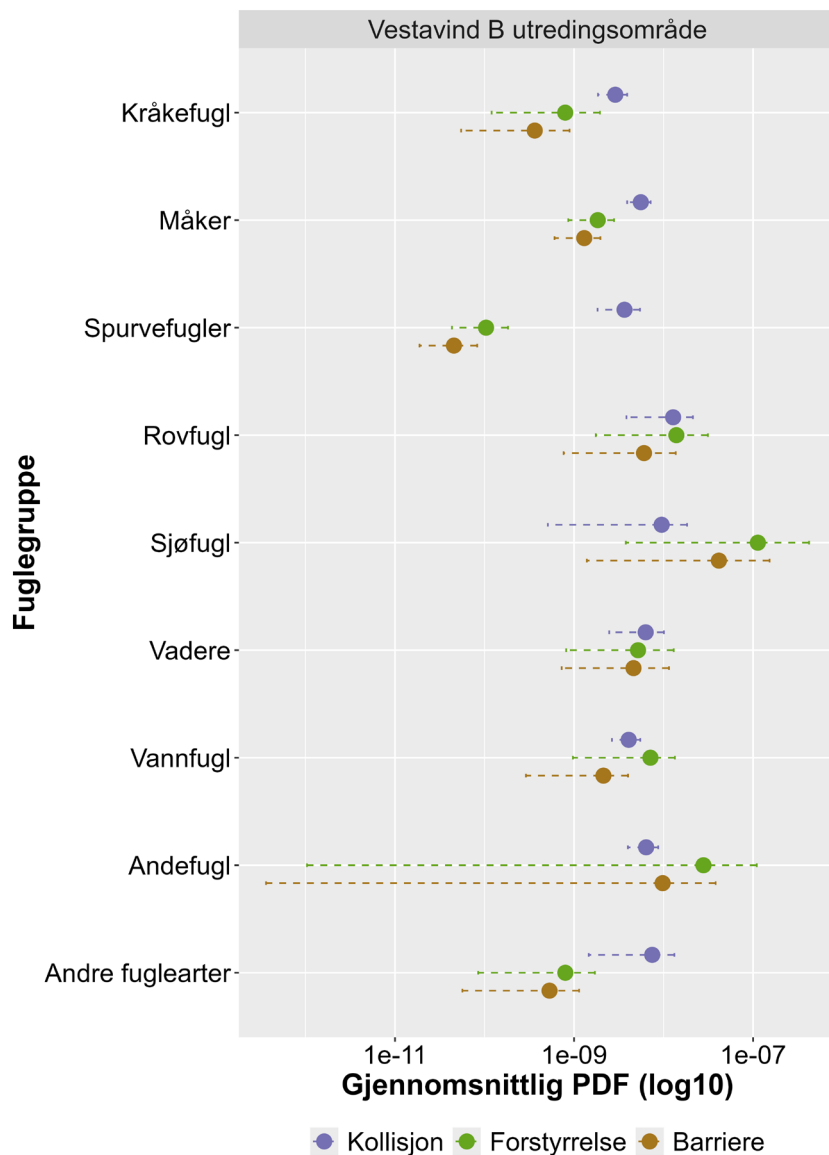
5.3.2 Verdisetting og påvirkning

5.3.2.1 Livssyklusanalyse

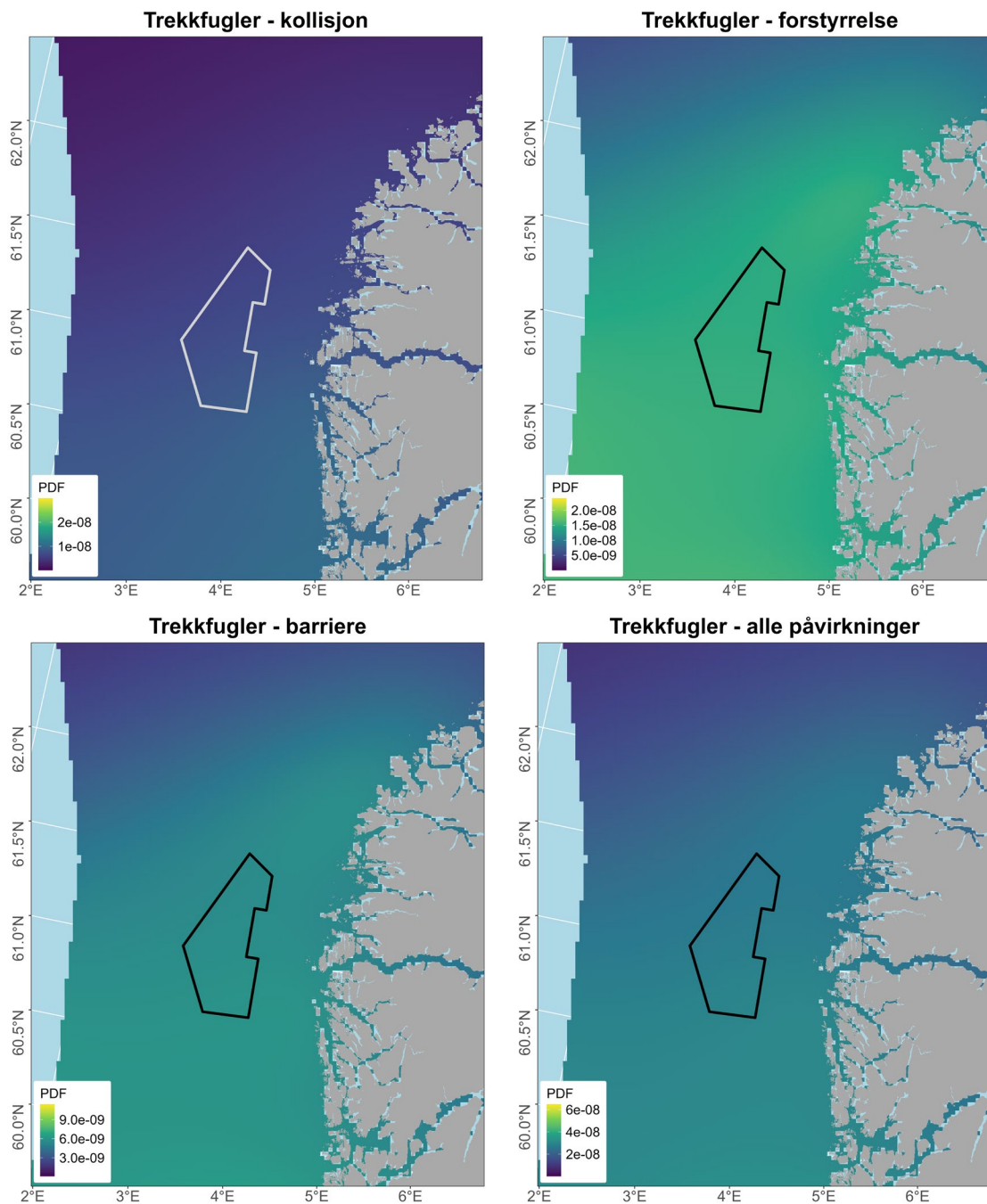
Livssyklusanalysen for Vestavind B beregnet tap av artsmangfold (PDF = potensielt forsvunnet fraksjon av arter) innenfor enhver rute dersom en 22 MW turbin ble plassert der, for hver av de tre påvirkningsveiene: kollisjon, forstyrrelser og barriereeffekter. Disse verdiene ble deretter gjennomsnittgjort innenfor utredningsområdet. For de fleste fuglegruppene er påvirkningsverdiene litt lavere i Vestavind B sammenlignet med påvirkningen i både Sørvest F og Vestavind F. Dette er sannsynligvis forårsaket av det lavere trekkfuglmangfoldet i Vestavind B, på grunn av mindre fugletrekk som krysser dette området – se kunnskapshull for en diskusjon om datatilgjengelighet. Påvirkningene til sjøfugl er imidlertid høyere i Vestavind B sammenlignet med Sørvest F. Igjen er forskjellene i påvirkningene mellom fuglegruppene lik både Sørvest F og Vestavind F. For mange grupper ble kollisjon estimert til å være høyere enn forstyrrelser og

barriereeffekter (se **figur 5.3.2.1.1**). For sjøfugl og andefugl var imidlertid påvirkningene fra forstyrrelse og barriereeffekter høyere enn for kollisjon, og forstyrrelse for begge er høyere enn alle andre grupper.

Kart i **figur 5.3.2.1.2** viser kumulative PDF-verdier for alle fuglegrupper kombinert for kollisjon, forstyrrelse og barriereeffekter, og summen av alle tre påvirkningsveier til sammen.



Figur 5.3.2.1.1. Gjennomsnittlig potensielt forsvunnet fraksjon (PDF) av trekkfugl i Vestavind B utredningsområde for hver påvirkningsvei. Stiplede linjer viser øvre og nedre grenser for variasjon i påvirkninger på tvers av arter innenfor hver gruppe.



Figur 5.3.2.1.2 Kumulative PDF-verdier (proporsjonalt tap av artsmangfold) for alle fuglegrupper kombinert for a) kollisjon, b) forstyrrelse, c) barriereeffekter og d) kumulative påvirkninger (summen av alle tre påvirkningsveier) hvis en 22 MW turbin var plassert i hver 2,5 x 2,5 km rutenettcelle. Merk at kart ikke er plottet på samme fargeskala. De heltrukne grå eller svarte linjene viser det utredningsområde til Vestavind B.

5.3.3 Konsekvenser

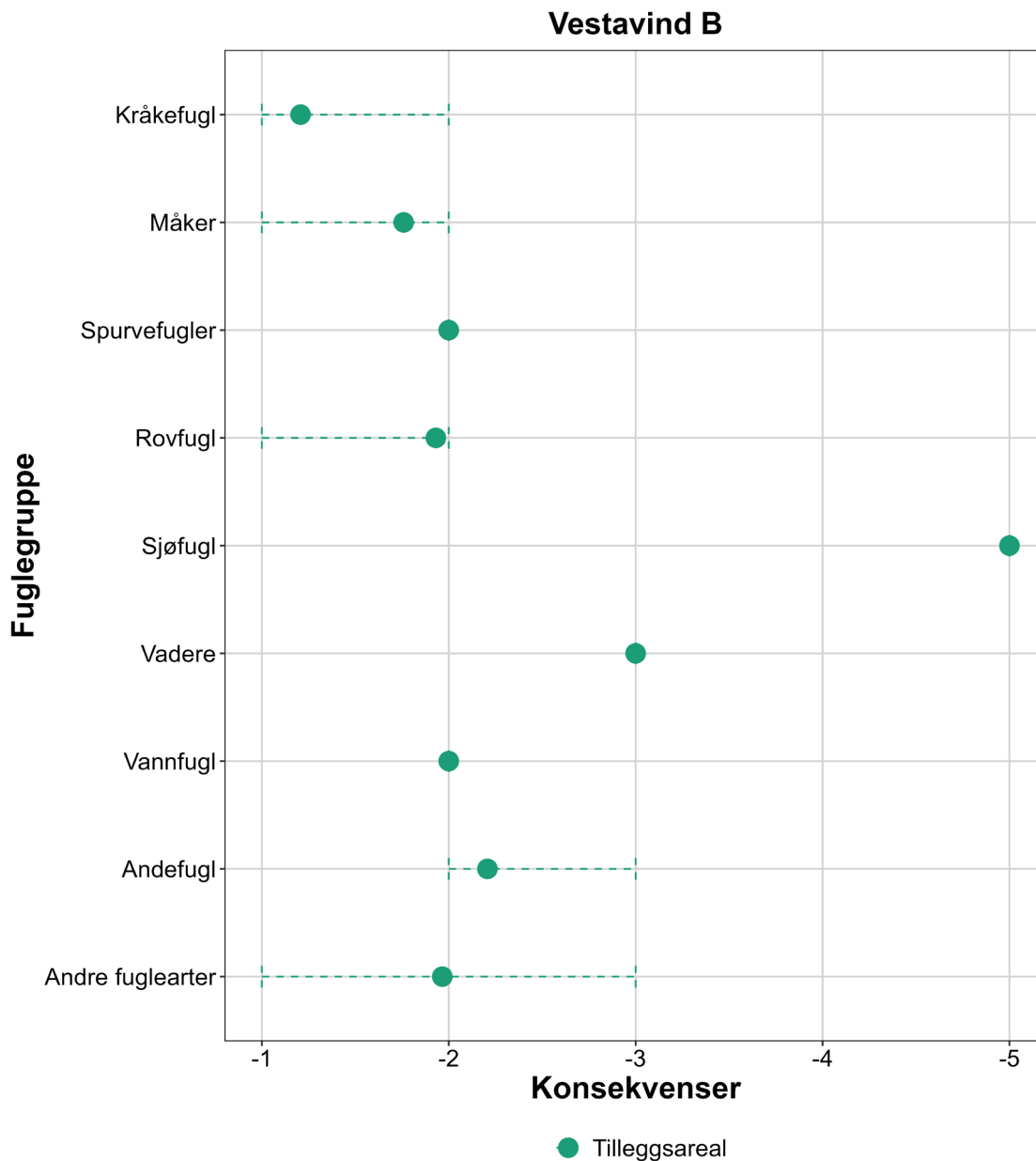
5.3.3.1 Livssyklusanalyse

Fuglegruppene med de høyeste gjennomsnittlige konsekvensverdiene i Vestavind B for utredningsområdet er sjøfugl og vadere (se **tabell 5.3.3.1.1**, **figur 5.3.3.1.1**). Alle andre fuglegrupper har middelkonsekvensverdier mellom -1,21 og -2,21, som er mye lavere sammenlignet med

Sørvest F og Vestavind F. Nesten hele utredningsområdet har en middels (-3) konsekvens (**figur 5.3.3.1.2**), bortsett fra det øverste hjørnet. Det kan imidlertid være noen databegrensninger for dette området, se kunnskapsmangler nedenfor.

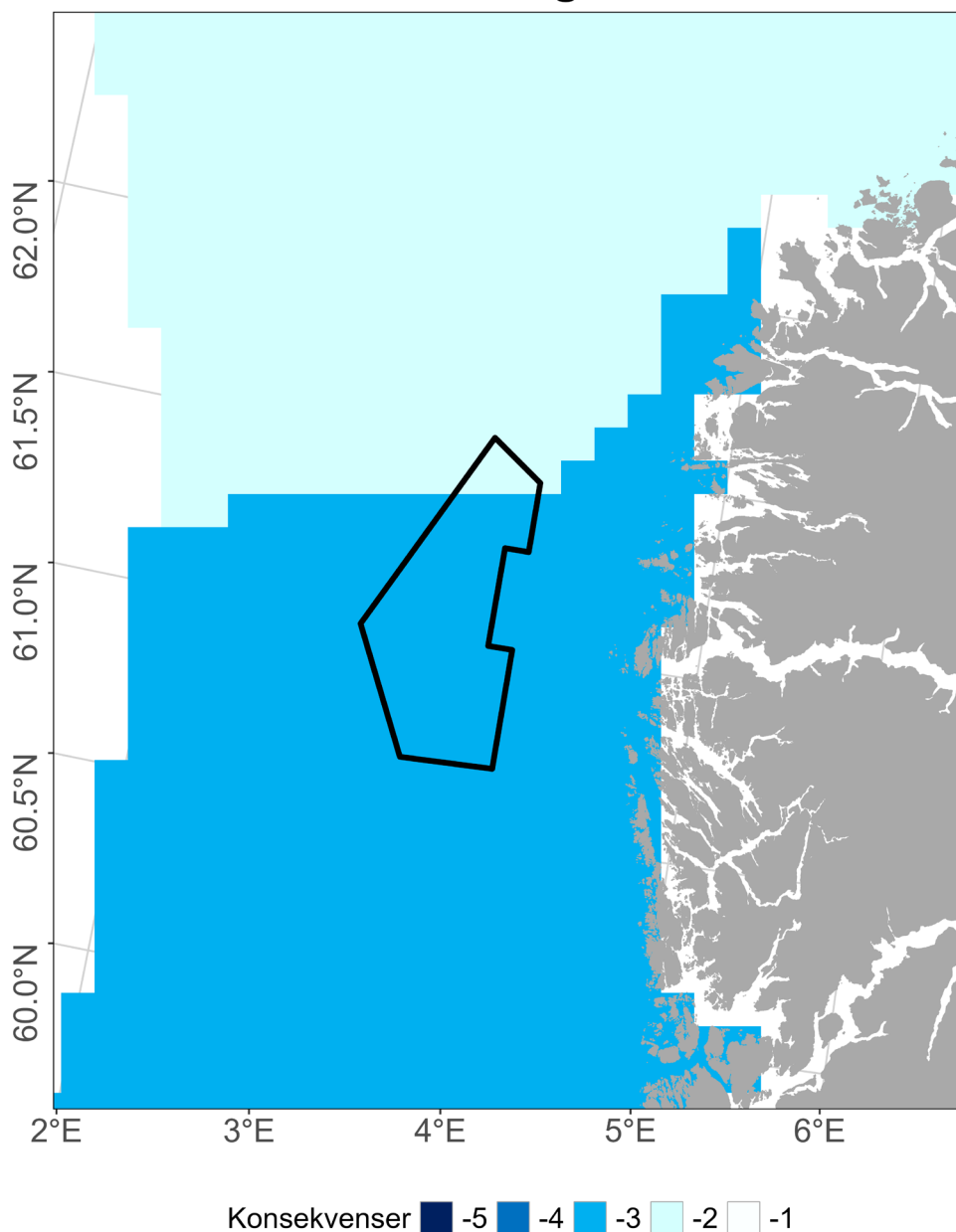
Tabell 5.3.3.1.1. Minimal, middels og maksimal konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind B utredningsområde.

Fuglegruppe	Utredningsområde		
	Maks	Middel	Min
Kråkefugl	-2	-1.21	-1
Måker	-2	-1.76	-1
Spurvefugler	-2	-2	-2
Rovfugl	-2	-1.93	-1
Sjøfugl	-5	-5	-5
Vadere	-3	-3	-3
Vannfugl	-2	-2	-2
Andefugl	-3	-2.21	-2
Andre fuglearter	-3	-1.97	-1



Figur 5.3.3.1.1. Gjennomsnittlig konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind B utredningsområde. Stiplede linjer angir maksimum og minimum konsekvensverdier. For grupper hvor det ikke vises stiplede linjer er maksimale og laveste konsekvensverdier de samme som middelverdien.

Trekkfugler



Figur 5.3.3.1.2. Konsekvensverdi for et referanseprosjekt for hver fuglegruppe i Vestavind B åpent område og tilleggsareal. De heltrukne svarte linjene viser det utredningsområde til Vestavind B.

5.3.4 Kunnskapsmangler

Konsekvensverdier i Vestavind B var mye lavere enn i Vestavind F og Sørvest F, bortsett fra for sjøfugl, på grunn av det mye lavere fuglemangfoldet for de fleste gruppene i dette området. For de fleste gruppene var det imidlertid også svært få data tilgjengelig nord for 62°N, og det er utfordrende å skille hvor mye av det lavere mangfoldet som skyldes fravær av fugletrekk og hvor mye som skyldes mangel på relevante data – se omtale i avsnitt 3.3.4 om begrensningene ved ringmerkningsdata.

Det er generelt sett lite kunnskap om mulige virkninger av havvind på havsvale. Det vil derfor være viktig å få på plass mer generell kunnskap om arealbruk og flyveatferden til havsvale hele året i og rundt utredningsområdet før og etter utbygging.

Utenom data fra fugleradar utplassert ved Utsira og Lista, finnes det kun radardata fra noen for- og etterundersøkelser i landbaserte vindkraftverk ved kysten (Guleslettene og Bremangerlandet) som gir noen innblikk i fugletrekk oppover langs norskekysten (Systad et al. 2019; Stokke et al. 2018; Lorentsen et al. 2012). Disse undersøkelsene dekker allikevel ikke havområdene i særlig grad, og kan dermed ikke si mye om hvorvidt Vestavind B kan påvirke fugletrekk. Vi vet ikke om deler av fugletrekket går i vestlig retning over havet ved utredningsområdet eller om fuglene hovedsakelig trekker over land i nord-sør retning øst for utredningsområdet.

Det er stor mangel av empiriske data for fugletrekk over åpent hav, inklusive trekkatferd og flyvehøyde. Det er dermed svært viktig å få på plass flerårige for- og etterundersøkelser på arealbruk samt høydeprofil, trekkintensitet og -retning av trekkende fugler og kvantifisering av risiko for kollisjoner, forstyrrelse og barriereeffekter av framtidig utbygging i området allerede i planleggingsfasen for å muliggjøre implementering av avbøtende tiltak i design- og konstruksjonsfasen. Overvåking av fugletrekk over lengre perioder og med en god dekning av selve utredningsområde vil være viktig å kunne avdekke variasjon i trekkperiode og trekkatferd som er påvirket av værforhold, og selve utbygningen av området. Det finnes flere verktøy som kan anvendes for å overvåke trekkende fugler både før og etter utbygging (Cordes & May 2023).

5.4 Flaggermus

5.4.1 Identifiserte verdier

Trollflaggermus trekker regelmessig over sørlige Nordsjøen og på bakgrunn av observasjoner på norske oljeinstallasjoner er det sannsynlig at det også foregår et trekk mellom Sør-Norge og Storbritannia (Isaksen et al. 2009, Petersen et al. 2014). Det er så langt ikke observert ynglekolonier av trollflaggermus, men det er registrert sosiale lyder som kan tyde på spillatferd (Eldegard et al. 2021). Trollflaggermus er klassifisert som nær truet (NT) med en estimert bestandsstørrelse av reproduktive individ til 1000 eller færre (Eldegard et al. 2021).

5.4.2 Verdisetting og påvirkning

De fleste effektstudier på flaggermus og vindkraft er gjort på landbaserte anlegg og informasjon om potensielle effekter av havvind på flaggermus er mangelfull (Browning et al 2021). Mortalitet som følge av kollisjoner med vindturbiner på land kan være betydelig og i en oversiktsstudie ble det funnet spesielt høy mortalitet knyttet til bl.a. vindturbiner langs kysten i Nordvest – Europa (Rydell et al. 2010). I en overvåkingsstudie av trollflaggermus under høsttrekket i Sørlige Nordsjøen ble det registrert flaggermus > 60 km fra land gjennom hele natten (flaggermus trekker kun på natten), noe som indikerer at trollflaggermus bruker installasjoner til sjøs som dagoppholdssted under trekket (Lagerveld et al 2023). Det er også vist at kunstig lys kan virke tiltrekkende på trollflaggermus, noe som kan føre til økt aktivitet rundt vindturbiner til havs og potensielt øke kollisjonsfaren (Voigt et al 2017). Basert på studier fra Østersjøen og sørlige Nordsjøen er det sannsynlig at utbygging av havvind i trekkrutene til trollflaggermus vil kunne påvirke den norske populasjonen negativt om det fører til økt mortalitet gjennom kollisjoner og barotrauma (Gaultier et al 2020 Bach et al 2022).

5.4.3 Konsekvenser

På tross av at de fleste flaggermus er små (Norske arter er 4 – 30 gram) har flaggermus lang generasjonstid, dvs. en høy gjennomsnittsalder for alle reproduserende individ (Barclay & Harder 2003). Generelt, så produserer arter med høy generasjonstid få avkom, og er derfor mer utsatt for økt mortalitet enn arter med lav generasjonstid som har kapasitet til å produsere mange avkom (Stearns 1989). Det er derfor sannsynlig at økt mortalitet som følge av kollisjoner vil kunne ha en negativ effekt på bestandstrendene til ev. berørte arter av flaggermus. Det finnes lite data på bestandstrender for norske flaggermus, men 6 av 11 arter er på rødlisten, inkludert

trollflaggermus som er den arten med størst potensial for konflikt med havvindutbygging (Eldegard et al. 2021). Selv om flaggermus i Norge er på størrelse med små fugler, vil konsekvensene av økt mortalitet være mye høyere for flaggermus siden de har lenger generasjonstid og produserer mindre avkom enn f.eks. fugler på samme størrelse. Det er gjort svært få studier på konsekvensene av økt mortalitet som følge av kollisjoner med vindturbiner hos flaggermus, men på bakgrunn av livshistorien til denne dyregruppen vil det kunne sammenlignes med samme type effekter som hos andre langt-levende arter som f.eks. sjøfugler.

5.4.4 Kunnskapsmangler

Basert på overnevnte informasjon er det mulig at utbygging av havvind i vestavind B kan påvirke trollflaggermus på trekk over Nordsjøen, men det kreves videre studier for å slå fast om dette er tilfellet eller ikke. Flaggermus er lite studert i Norge og det foreligger lite kunnskap om hvilke trekkruiter flaggermus som overvintrer i utlandet bruker til og fra Norge og hvorvidt de planlagte havvindområdene vil påvirke f.eks. trollflaggermus under trekket (Isaksen et al. 2009). Overvåking av kollisjoner mellom flaggermus og vindturbiner til sjøs er vanskelig siden det er liten sjanse for å finne skada eller drepte individ (Browning et al. 2021). Dette vil kreve avanserte deteksjonssystemer basert på sensorer i rotorbladene kombinert med termiske kameraer og/eller akustiske sensorer (Tethys Monitoring & Mitigation Technologies Tool – [Bats](#)). Trekkruiter langs kysten og til havs kan kartlegges vha. registrering av ekkolokalisering eller GPS-merkede individer (MOTUS) på f.eks. oljeinstallasjoner i Nordsjøen og/eller ved å plassere ut målere i aktuelle utbyggingsområder for havvind (se f.eks. Brabant et al., 2020). For å kunne vurdere ev. effekter på populasjonsnivå må både antall og utbredelse av aktuelle arter i Norge kartlegges.

5.5 Andre sårbare arter over vann (insekter)

5.5.1 Identifiserte verdier

Insekter som ikke migrerer påvirkes sannsynligvis i liten grad av havvind. Havet er ikke et primært oppholdsområde for insekter og de forekommer grovt estimert i 2-3 størrelsesordener lavere konsentrasjoner enn på land (Cheng & Birch 1977). Totalt sett spiller de sannsynligvis en liten rolle i næringsvevet til marine økosystem, selv om de kan være betydende næringskilder for fisker som fødesøker ved vannoverflaten (Cheng & Birch 1978). Forekomst av havvind gjør sannsynligvis hverken til eller fra for de insekter som allerede har forvillet seg til havs eller blir blåst ut. Unntaket er de migrerende insekter som regelmessig beveger seg over havområder som er aktuelle for etablering av havvind. Følgende vurdering begrenser seg til denne gruppe. De mest kjente insektmigrantene til Norge er arter av dagsommerfugler som er aktive over vinteren som voksne, istedenfor å gjennomleve vinteren i diapause eller som egg eller larve. Disse arter forflytter seg ofte for å følge fôrplantene til larvene, og flyger derfor i regel nordover om våren etter en overvintring (og foring) om vinteren i sørligere strøk. Den kanskje mest kjente av disse er admiral-sommerfugl som er iøyenfallende og av og til kan forekomme i store antall. Andre arter som helt eller delvis er avhengig migrasjon fra sørlige land er tistelsommerfugl, sørgekåpe, vandregulvinge, svalestjert og dagpåfugløye. Ikke noen av disse arter regnes i dag som truet i Norge, men de er karakteristiske sommerfugler i Norge om sommeren.

5.5.2 Verdisetting og påvirkning

Migrerende insekter kan utsettes for økt mortalitet fra direkte kollisjoner med rotorblader. Ved kraftig sverming kring vindturbiner kan belegget av døde insekter på rotorbladene faktisk bli så pass stort at det reduserer effekten av turbinene betydelig, og en rengjøring er nødvendig (Wilcox & White 2016). Det er ikke kjent noe slike forhold i Norge, og tetthetene av insekter til havs tilsier at dette ikke er et aktuelt tema for havvind. Kollisjoner med rotorblader kan likevel potensielt få konsekvenser for populasjonsstørrelsene for migrerende insekter, spesielt for vårtrekket nordover som utgjøres av en relativt liten mengde individer som flytter fra kontinentale Europa for å formere seg over sommeren i Norge.

Potensielt kan migrerende insekter også påvirkes ved at de samles kring vindturbiner som danner lyse punkter i skumringen. Det er velkjent at insekter samles kring lyskilder, for eksempel lyspærer om natta. Lyse farger som er vanlige for maling av vindturbiner har i eksperiment også vist seg være særlig tiltrekkende for insekter (Long et al. 2011). Nylige studier peker på at ansamlingen av insekter kring lyskilder årsakes av en svært grunnleggende adferd, nemlig at flygende insekter refleksmessig snur seg kring en lyskilde og dermed kommer til å sirkulere den (Fabian et al. 2024). Insekter ser derfor ut til å ha liten evne til å anpasse seg til slik «lysfuren-sing».

5.5.3 Konsekvenser

De fleste insekter er relativt kortlevde, med en høy potensial reproduksjonsrate, ved de rette forholdene. Som eksoterme organismer styres utviklingen og aktivitetsnivået deres til stor del av lokale værforhold. Dette gjør at populasjonsstørrelser kan variere kraftig mellom år av naturlige årsaker. Likevel tyder flere studier på at det er betydelig nedgang i insektmengdene over lengre tidsperioder, i hvert fall i den vestlige verden (Hallman et al. 2017, Strien et al. 2019; Seibold et al. 2019; Wagner 2020; Soroye et al. 2020; Klink et al. 2020; Åström et al. 2024). En av flere mulige påvirkningsfaktorer som har blitt nevnt til denne nedgangen er vindkraft. En studie fra 2018 beregnet at tapet av insekter fra vindkraft i Tyskland kunde oppgå til over tusen tonn per år (Trieb 2018). Disse tallene er sannsynlig overestimert, men utgjør likevel en relativt liten del av den totale insektbiomassen på land (Åström & May 2019). Basert på omfanget av vindkraft og overlappen med flygaktiviteten til insekter vurderer vi at vindkraft ikke bør antas være en av de større påvirkningsfaktorere.

For enkelte arter kan påvirkningen likevel potensielt være stor, for eksempel om det blir store tap av migranter om våren. Gitt det nærmest ubetydelige datagrunnlaget om insektaktivitet over norske havområder går det ikke å angi et estimat på eventuelle konsekvenser for enkelte arter.

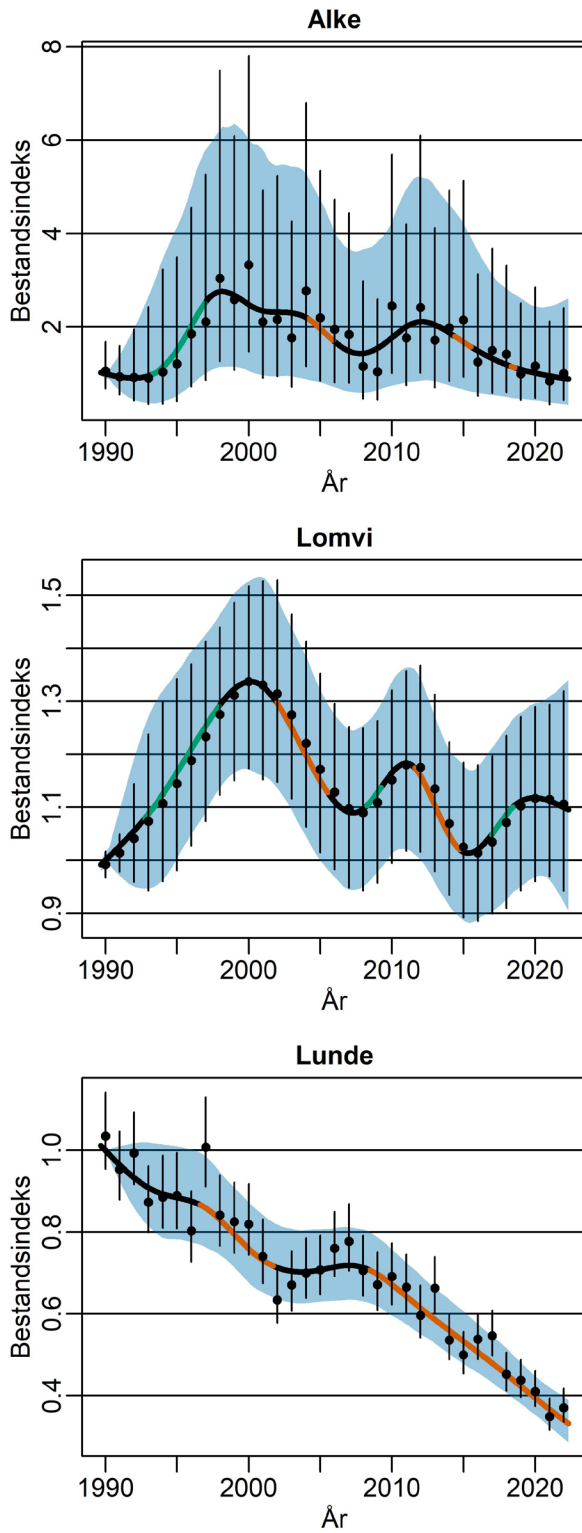
5.5.4 Kunnskapsmangler

Det mangler, så vidt vi vet, helt data på insektforekomster over norske havområder. Insektfaunaen i Norge er ikke heller fullstendig kartlagt, men den estimeres til å oppgå til rundt 30 000 arter (Elven & Sørli 2021). Hittil har nesten 20 000 arter blitt observert innen landets grenser. Utefra denne ekstreme artsrikdom, og den nesten totale mangelen på insektdata over havet, er det vanskelig å begrense hvilke arter som potensielt kan bli påvirkede av vindkraft til havs. Bruk av radar, for eksempel meteorologiske radar kan være den mest fremkommelige veien for å kartlegge storskala mønstre av insektmigrasjon over havet (Bauer et al. 2017). Gitt et antatt generelt migrasjonsmønstre med bevegelser fra sør om våren og nedover igjen om høsten er det naturlig å tenke seg at de mest sørlige områdene omtalt i denne rapport har størst risiko for insekter. Område Vestavind B er derfor i prinsipp aktuelt, men det trengs empiriske data for å vurdere risikoen videre.

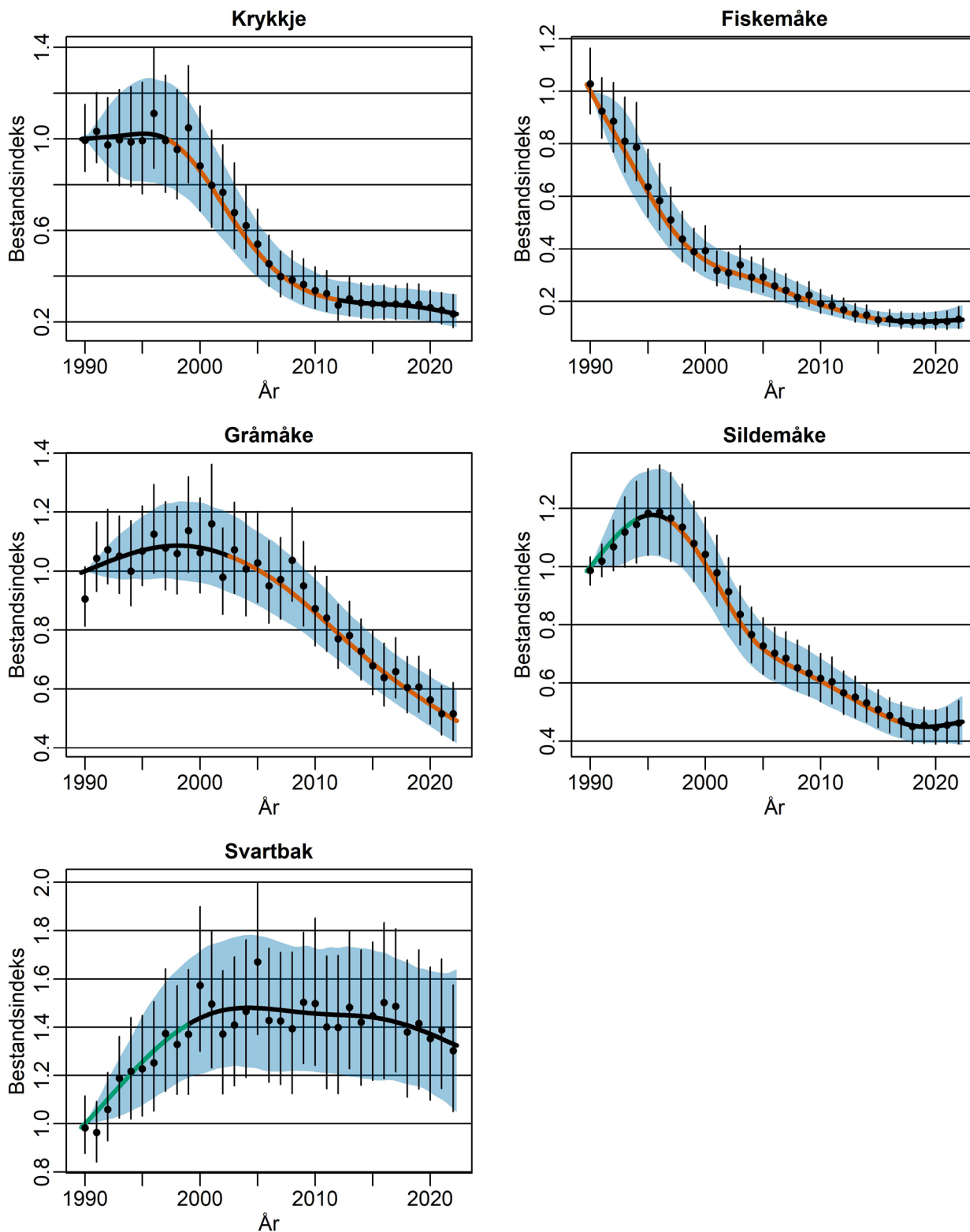
6 Nasjonale bestandstrender

6.1 Nasjonale bestandstrender og -endringer siste 20 år

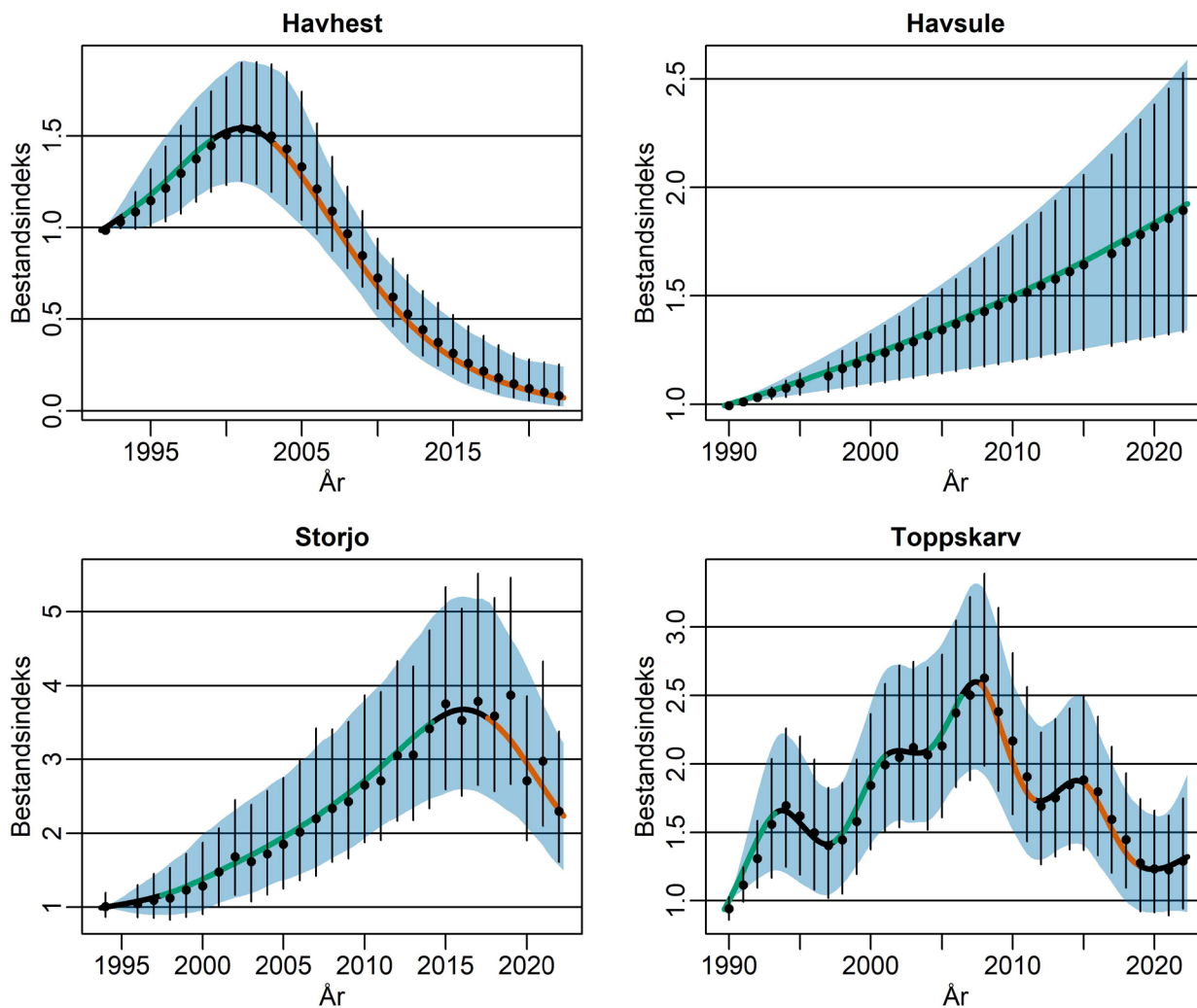
Nasjonale bestandstrender for utvalgte arter innenfor topp 10 på sensitivitet for de tre utredningsområdene er vist i **figur 6.1.1, 6.1.2, 6.1.3 og 6.1.4**. Prosentvis endring i perioden 2002 til 2022 er vist i **tabell 6.1.1**. Nærmere omtale av bestandstrender finnes innenfor hvert utredningsområde.



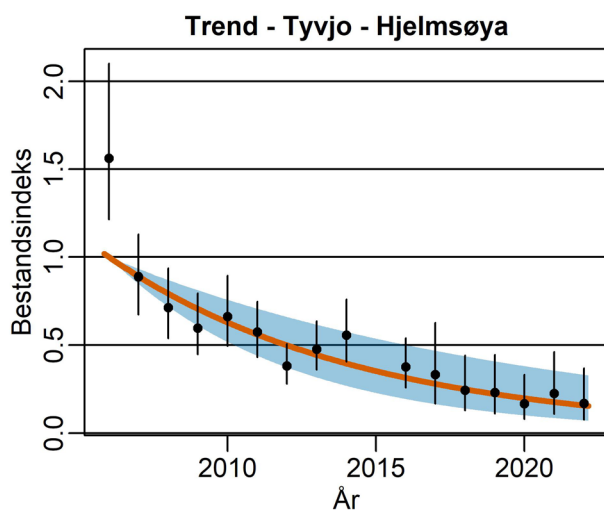
Figur 6.1.1. Bestandstrender for alkefugler nasjonalt.



Figur 6.1.2. Bestandstrender for måker nasjonalt.



Figur 6.1.3. Bestandstrender for havhest, havsule, storjo og toppskarv nasjonalt.



Figur 6.1.4. Bestandstrend for tyvjo på Hjelmsøya i Troms og Finnmark.

Tabell 6.1.1. Bestandsendring i prosent over perioden 2002-2022 for 12 sjøfuglarter som er blant artene som er innenfor topp 10 i sensitivitet for havvind i de tre utredningsområdene Sørvest F, Vestavind F og Vestavind B. Bestandsendringene er beregnet med utgangspunkt i de nasjonale bestandstrendene for hver art. Estimert prosentvis endring og 95 % konfidensintervall er oppgitt.

Art	Periode	Endring (%)	Konfidensintervall	
			Nedre	Øvre
Alke	2002-2022	-61,1	-78,3	-33,3
Lunde	2002-2022	-52,3	-57,9	-46,6
Havhest	2002-2022	-95,1	-98,5	-84,8
Gråmåke	2002-2022	-52,8	-58,9	-45,6
Fiskemåke	2002-2022	-58,9	-68,9	-47,0
Sildemåke	2002-2022	-46,8	-54,3	-38,9
Svartbak	2002-2022	-9,4	-22,6	5,8
Havsule	2002-2022	49,9	24,4	82,8
Toppskarv	2002-2022	-37,7	-53,8	-18,7
Krykkje	2002-2022	-66,6	-73,3	-57,0
Storjo	2002-2022	45,0	13,3	80,0
Lomvi	2002-2022	-15,1	-25,4	-0,4
Tyvjo*	2006-2022	-84,3	-92,7	-67,5

*Tall fra hekkekolonien på Hjelmsøya som er en av de største i Norge.

7 Diskusjon

7.1 Betraktninger og samlede virkninger

Denne rapporten utreder virkninger av havvind på ulike tema i tre utredningsområder i Nordsjøen. Vestavind F er utredningsområdet med høyest konsekvens på fugl, dernest Vestavind B og Sørvest F. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.

Konsekvens på fugl er avhengig av avstand fra land, og viser en tydelig gradient i hele norsk økonomisk sone, og til en viss grad innen områder. Det er et konsistent resultat fra de ulike metodene vi har benyttet, og utbygging av havvind vil ha minst konsekvenser lengst vest i utredningsområdene. Konsekvens og den samlede belastningen øker med størrelsen på arealene og antall områder som bygges ut.

Fugl er delt inn i to tema; a) sjøfugl og vannfugl og b) trekkende fugl. Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).

Absolutt konsekvens. Vi har benyttet en konsekvensskala som skal benyttes for alle fagutredninger som skal ligge til grunn for de to strategiske konsekvensutredningene som NVE skal gjennomføre. Skalaene er inndelt i de fem kategoriene *ubetydelig*, *noe*, *middels*, *alvorlig* og *svært alvorlig*. Det er mange grunner til at det er uhyre vanskelig å angi slik absolutt konsekvens på et gitt tema. Én viktig grunn til dette er at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å gi et realistisk bilde av skadepotensiale og konsekvens. De kan settes lavere, og beregne mer alvorlige konsekvenser, eller den kan settes høyere og beregne mindre alvorlige konsekvenser. Ett eksempel er fra sjøfugl og vannfugl, der vi har satt grenseverdier i forhold til andelen av den nasjonale bestanden (dvs. totalbestanden i Norsk økonomisk sone) som kan bli berørt av vindturbiner i det aktuelle utredningsområdet, og knytter denne til de forskjellige kategoriene i konsekvensskalaen. En annen viktig grunn er det ligger ulike metoder bak beregningen av konsekvens for ulike tema, noe som også innebærer ulike datagrunnlag og begrensninger. For sjøfugl og vannfugl stammer datagrunnlaget fra sporingsstudier i hekkeperioden og utenfor hekkeperioden, bestandsovervåkning og observasjoner og tellinger som er gjennomført gjennom hele året, mens datagrunnlaget for trekkfugl i trekktiden stammer fra ringmerking (merking og gjenfunn). Det er derfor a) heftet stor usikkerhet til angivelse av absolutt konsekvens, og den er b) ikke direkte sammenlignbar mellom tema som har ulike metoder og datagrunnlag.

Relativ konsekvens. Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper. For eksempel angir kartene som er brukt i LCA-analysen et estimat på sannsynlig arealbruk for trekkende grupper av fugler i stedet for å beregne antall fugl innen et gitt område. Derfor bør resultatene som presenteres brukes som en relativ indikator på variasjonen i påvirkning mellom trekkfuglgrupper og områder. Det samme gjelder sjøfugl og vannfugl, til tross for at det ligger andre data til grunn. Vi kan beregne antall fugl som blir berørt innen et område for kun de seks artene som inngår i bestandskartene fra SEATRACK. Men selv for disse artene, er det utfordringer med å sette grenseverdier, noe som underbygger at vi anser at konsekvens må behandles som relative indikatorer.

I en strategisk konsekvensutredning som denne vil beregnet konsekvens egne seg godt til relative sammenligninger mellom forskjellige temaområder da denne typen konsekvensutredninger kun skal gi overordnede betraktninger og bidra til å vurdere hvilke områder påvirker de

forskjellige temaområdene om området blir utbygget. Våre beregninger er godt egnet til å sammenligne konsekvenser mellom utredningsområder. De er også egnet til å vurdere konsekvens innad i utredningsområder, men variasjonen er mye mindre innen områder enn mellom områder.

Det er knyttet føringer til den første strategiske konsekvensutredningen, dvs. denne, at de tre utredningsområdene ikke skal sammenlignes. Her nøyer vi oss derfor med å konkludere med at det er større konsekvens for fugl med utbygging i Vestavind F, enn Vestavind B og Sørvest F. De 17 andre områdene skal imidlertid sammenlignes i den neste strategiske konsekvensutredningen. Derfor vil vår fagutredning for de 17 neste områdene gi en mer inngående sammenligning av konsekvens mellom områdene.

De foreslåtte utredningsområdenes avstand fra land er en tydelig gradient som gjenspeiler seg i hele norsk økonomisk sone, og til en viss grad innen områder, når det gjelder potensielle konsekvenser for de temaområdene som er utredet i denne rapporten. Det er et konsistent resultat fra alle de metodene vi har benyttet. Innad i Vestavind F vil det derfor ha minst konsekvenser hvis utbygging skjer lengst vest i utredningsområdet. Det samme gjelder Vestavind B og Sørvest F.

Innen Sørvest F er det er liten/ingen forskjell mellom åpnet område og tilleggsarealet. Men ut fra nærhet til tobis-feltene og gradient fra land, vil det muligens være litt mindre konsekvenser lengst vest i utredningsområdet.

Det er beregnet forskjell i konsekvens mellom det åpnete området og tilleggsarealet for Vestavind F. Det åpnete område ligger i øst og er lokalisert nærmest land. Derfor er konsekvensen for de temaområdene som er utredet i denne rapporten størst hvis videre utbygging skjer i det åpnete området og minst hvis den skjer i tilleggsarealet og den vestlige delen av utredningsområdet. Nullalternativene er utbygging av 3000 og 1500 MW i hhv. Sørvest F og Vestavind F. Vi har beregnet konsekvensverdier for utbygging som kommer i tillegg til dette.

Konsekvensen for de utredede temaområdene er avhengig av arealet på utbyggingen. Vi har tatt utgangspunkt i et areal på 400 km² som tilsvarer arealet (420 km²) angitt for et referanseprosjekt på 1500 MW innen hvert utredningsområde. Den absolutte konsekvensen av utbygging innen et utredningsområde er avhengig av metode og hvordan man knytter grenseverdier til konsekvens. Hvis man betrakter kun ett utredningsområde i gangen, vil man ha relativt lave konsekvenser. Særlig når man vurderer konsekvensen på nasjonale bestander. Da vil fuglene som er berørt i ett utredningsområde utgjøre små andeler av den totale bestanden i Norsk økonomisk sone. Det er typisk for en tilnærming som blir kalt 'bit for bit'. Det imidlertid helt klart at konsekvensen er additiv og øker når større arealer og flere utredningsområder bygges ut. Vi kommer tilbake til dette i neste fagutredning, men foreløpige beregninger viser at det er sannsynlig med alvorlige konsekvenser på nasjonale bestander, hvis det bygges ut for totalt 30 GW i til sammen 20 utredningsområder. Det planlegges også utbygging av havvind utenfor de 20 utredningsområdene innen Norsk økonomisk sone og i havområder til våre naboland, som bidrar til det samme.

Vår beregning av konsekvens på nasjonale bestander fokuserer på den totale bestanden i Norsk økonomisk sone. Beregning av konsekvens i funksjonsområdene angir om beitearealene rundt koloniene i hekketiden kan bli berørt, og har et regionalt/lokalt fokus. Vestavind F ligger såpass nært land at det overlapper med funksjonsområdene til viktige kolonier ved kysten av Rogaland. Våre grenseverdier er beregnet for relativt høye antall av sjøfugl, og små bestander som er regionalt viktige, kan derfor bli undervurdert. Det gjelder for eksempel for lomvi, krykkje, lunde og havhest som har sine sørligste hekkebestander i Norge i Rogaland. Vestavind B overlapper også med beiteområdene til viktige sjøfuglkolonier i Vestland.

Påvirkning fra havvind vil komme i tillegg til andre faktorer som påvirker sjøfugl negativt, det være seg andre arealbeslag i våre havområder, klimaendringer, næringsmangel, fugleinfluensa,

predasjon mm. Samlet belastning vil derfor omfatte både den totale havvindutbyggingen, men også alle andre faktorer som påvirker sjøfuglbestandene.

Norge har et ambisiøst mål for tildeling av områder til produksjon av 30 GW havvind innen 2040. Regjeringen ønsker en helhetlig plan for naturkartlegging i områdene som er aktuelle for havvind for å øke kunnskapen om effekten av havvind på naturmangfoldet. For å sikre kunnskapsbaserte godkjenningsprosesser som unngår og avbøter potensielle virkninger på fugl, flaggermus og insekter etter tiltakshierarkiet vil det vil være et stort behov for å tette viktige kunnskapshull i årene som kommer. Derfor vil det være viktig å fortsette satsing på kartlegging og overvåkning gjennom SEAPOP og SEATRACK. I tillegg vil det være viktig å etablere et strategisk forskningsprogram i Norge å la [Vindval](#), [WOZEP](#) eller [ORJIP](#) som finansierer og initierer prosjekter på prioriterte kunnskapshull. Første steg bør være for å kartlegge kunnskapshull som deretter utøser målrettede prosjekter for å tette kritiske kunnskapshull.

8 Referanser

- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310.
- Arnett, E.B., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Huso, M.M. & Szewczak, J.M. 2013. Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. PLOS ONE 8: e65794.
- Arnett, E.B., Huso, M.M.P., Schirmacher, M.R. & Hayes, J.P. 2011. Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 209-214.
- Arnett, E. & May, R. 2016. Mitigating wind energy impacts on wildlife: Approaches for multiple taxa. *Human-Wildlife Interactions* 10: 28-41.
- Bach, P., Voigt, C. C., Göttsche, M., Bach, L., Hill, R., Hüppop, O., Lagerveld, S., Schmaljohann, H. & Seebens-Hoyer, A. 2022. Offshore and coastline migration of radio-tagged *Nathusius' pipistrelles*. *Conservation Science and Practice*, 4(10), p. e12783. doi: <https://doi.org/10.1111/csp2.12783>.
- 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(16), pp. R695–R696. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.06.029>.
- Baerwald, E.F., Edworthy, J., Holder, M. & Barclay, R.M.R. 2009. A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *Journal of Wildlife Management* 73: 1077-1081.
- Bauer, S., Chapman, J. W., Reynolds, D. R., Alves, J. A., Dokter, A. M., Menz, M. M. H., Sapir, N., Ciach, M., Pettersson, L. B., Kelly, J. F., Leijnse, H., Shamoun-Baranes, J. 2017. From Agricultural Benefits to Aviation Safety: Realizing the Potential of Continent-Wide Radar Networks. *BioScience* 67(10): 912–918. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix074>
- Barclay, R.M.R. and Harder, L.D. 2003. Life histories of bats: life in the slow lane. I Bat ecology. University of Chicago Press, S. 209-256.
- BirdLife International 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK.
- Bolton, M. 2021. GPS tracking reveals highly consistent use of restricted foraging areas by European Storm-petrels *Hydrobates pelagicus* breeding at the largest UK colony: implications for conservation management. *Bird Conservation International*, 31: 35-52.
- Bowlin, M. S., Enstrom, D. A., Murphy, B. J., Plaza, E., Jurich, P., & Cochran, J. 2015. Unexplained altitude changes in a migrating thrush: Long-flight altitude data from radio-telemetry. *The Auk* 132(4): 808-816. doi: <https://doi.org/10.1642/auk-15-33.1>
- Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B. J. & Dager, S. 2020 Activity and behaviour of *Nathusius' Pipistrelle Pipistrellus nathusii* at low and high altitude in a North Sea offshore wind farm. *Acta Chiropterologica*, 21(2), S. 341–348. doi: <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.2.009>.
- Brabant R., Vanermen N. & Degraer S. 2022. Turbine size impacts the number of seabird collisions per installed megawatt and offers possibilities for mitigation. Pp. 81-91. I: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Red). *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Getting ready for offshore wind farm expansion in the North Sea*. *Memoirs on the Marine Environment*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, 106 pp.
- Bradarić, M., Bouten, W., Fijn, R. C., Krijgsveld, K. L., & Shamoun-Baranes, J. 2020. Winds at departure shape seasonal patterns of nocturnal bird migration over the North Sea. *Journal of Avian Biology* 51(10). <https://doi.org/10.1111/jav.02562>
- Bradarić, M., Kranstauber, B., Bouten, W., van Gasteren, H. & Shamoun-Baranes, J. 2024a. Drivers of flight altitude during nocturnal bird migration over the North Sea and implications for offshore wind energy. *Conservation Science and Practice* 6: e13114.

- Bradarić, M., Kranstauber, B., Bouten, W. & Shamoun-Baranes, J. 2024b. Forecasting nocturnal bird migration for dynamic aeroconservation: The value of short-term datasets. *Journal of Applied Ecology* (EarlyView).
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. G., & Hume, D. 2014. Mapping Seabird Sensitivity to offshore wind farms. *PLoS One* 9, e106366. doi: 10.1371/journal.pone.0106366
- Browning, E., Barlow, K. E., Hawkins, C. & Boughet, K. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. *Mammal Review*, 51(3), S. 353–368. doi: <https://doi.org/10.1111/mam.12239>.
- Bruderer, B. & Boldt, A., 2001. Flight characteristics of birds: I. Radar measurements of speeds. *Ibis*, 143(2): 178-204. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04475.x>
- Cabrera-Cruz, S.A., & Villegas-Patracá, R. 2016. Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. *Journal of Applied Ecology* 53: 1667–1675. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12673>
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. Seascope Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2.
- Cheng, L., & Birch, M. C. 1977. Terrestrial insects at sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 57(4): 995–997. <https://doi.org/10.1017/S0025315400026072>
- Cheng, L., & Birch, M. C. 1978. Insect flotsam: an unstudied marine resource. *Ecological Entomology* 3(2): 87–97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1978.tb00907.x>
- Christensen, T.K., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2003. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of construction. 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.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Christensen-Dalsgaard, S., Danielsen, J., Daunt, F., Dehnhard, N., Erikstad, K. E., Ezhov, A., Gavriilo, M., Hallgrimsson, G. T., Hansen, E. S., Harris, M., Helberg, M., Jónsson, J. E., Kolbeins-son, Y., Krasnov, Y., Langset, M., Lorentsen, S.-H., Lorentzen, E., Newell, M., Olsen, B., Reiertsen, T. K., Systad, G. H., Thompson, P., Thórarinnsson, T. L., Wanless, S., Wojczulanis-Jakubas, K. & Strøm, H. 2021. The year-round distribution of Northeast Atlantic seabird populations: Applications for population management and marine spatial planning. *Marine Ecology Progress Series* 676: 255-276.
- Christensen-Dalsgaard, S., Mattisson, J., Bekkby, T., Gundersen, H., May, R., Rinde, E. & Lorentsen, S.-H. 2017. Habitat selection of foraging chick-rearing European shags in contrasting marine environments. *Marine Biology* 164: 196. doi: 10.1007/s00227-017-3227-5.
- Clausen, P. & Craggs, A. 2018. K2. East Atlantic (Greenland/ Svalbard) light-bellied brent *Branta bernicla hrota*. I Fox A.D. & Leafloor, J.O. (red.): A global audit of the status and trends of Arctic and Northern Hemisphere goose populations. (Component 2: population accounts.) Akureyri: Conservation of Arctic Flora and Fauna. S. 90–92.
- Clausen, P., Green, M. & Alerstam, T. 2003. Energy limitations for spring migration and breeding: the case of brent geese *Branta bernicla* tracked by satellite telemetry to Svalbard and Greenland. *Oikos* 103: 426–445.
- Critchley, E.J., Nilsson, A., Helberg, M. & May R., 2024. Life-cycle impact assessment of offshore wind energy development on migrating bird diversity in the North Sea. *Journal of Applied Ecology*. In review.

- Cole, S.G. 2011. Wind power compensation is not for the birds: an opinion from an environmental economist. *Restoration Ecology* 19: 147-153.
- Copping, A. Gartman, V., May, R. & F. Bennet 2019. The Role of Adaptive Management in the Wind Energy Industry. Pp. 1-25, In: Bispo, R., Bernardino, J., Coelho, H., Lino Costa, J. (Eds.) *Wind Energy and Wildlife Impacts. Balancing Energy Sustainability with Wildlife Conservation*. Springer, Cham.
- Copping, A.E., Gorton, A.M., May, R., Bennet, F., DeGeorge, E., Repas Goncalves, M. & Rumes, B. 2020. Enabling Renewable Energy While Protecting Wildlife: An Ecological Risk-Based Approach to Wind Energy Development Using Ecosystem-Based Management Values. *Sustainability* 12: 9352.
- Cordes, L.S. & May, R. 2023. Long-term monitoring of bird migration across the North and Norwegian Seas. NINA Report 2350. Norwegian Institute for Nature Research.
- Crawford, M.S., Dority, D.E., Dillon, M.E. & Tronstad, L.M. 2023. Insects are attracted to white wind turbine bases: evidence from turbine mimics. *Western North American Naturalist* 83: 232-242.
- Critchley, E.J., Nilsson, A., Helberg, M., May, R. 2024. Life-cycle impact assessment of offshore wind energy development on migrating bird diversity in the North Sea. *Journal of Applied Ecology*. In review.
- Cryan, P.M., Gorresen, P.M., Straw, B.R., Thao, S.S. & DeGeorge, E. 2021. Influencing Activity of Bats by Dimly Lighting Wind Turbine Surfaces with Ultraviolet Light. *Animals* 12: 9.
- Danovaro, R., Bianchelli, S., Brambilla, P., Brussa, G., Corinaldesi, C., Del Borghi, A., Dell'Anno, A., Frascchetti, S., Greco, S., Grosso, M., Nepote, E., Rigamonti, L. & Boero, F. 2024. Making eco-sustainable floating offshore wind farms: Siting, mitigations, and compensations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 197: 114386.
- Dehnhard, N., Anker-Nilssen, T., Johnston, D., Masden, E.A., Lorentsen, S.-H., Christensen-Dalsgaard, S. 2023. Foraging behaviour of black guillemots at three Norwegian sites during the breeding season. *Marine Biology* 170: 87. doi: 10.1007/s00227-023-04228-x.
- Dehnhard, N., Skei, J., Christensen-Dalsgaard, S., May, R., Halley, D., Ringsby, T. H., & Lorentsen, S.-H. 2020. Boat disturbance effects on moulting common eiders *Somateria mollissima*. *Mar. Biol.* 167:12. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3624-z>
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L., 2021. Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Attraction, avoidance and habitat use at various spatial scales. *Memoirs on the Marine Environment*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels.
- Descamps, S., Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T., Irons, D. B., Merkel, F., Robertson, G. J., Yoccoz, N. G., Mallory, M. L., Montevecchi, W. A., Boertmann, D., Artukhin, Y., Christensen-Dalsgaard, S., Erikstad, K. E., Gilchrist, H. G., Labansen, A. L., Lorentsen, S.-H., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Rail, J.-F., Renner, H. M., Strøm, H., Systad, G. H., Wilhelm, S. I., Zelenskaya, L. 2017. Circumpolar dynamics of a marine top-predator track ocean warming rates. *Global Change Biology* 23: 3770-3780. doi: 10.1111/gcb.13715
- Desholm, M. & Kahlert, J., 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1: 296–298. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0336>
- Dias, M.P., Martin, R., Pearmain, E.J., Burfield, I.J., Small, C., Phillips, R.A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P.G. & Croxall, J.P. 2019. Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation* 237: 525–537.
- Dietz, C. et al. 2009. *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. A & C Black London. doi: <https://library.wur.nl/WebQuery/titel/1920644>
- Dokter, A. M., Liechti, F., Stark, H., Delobbe, L., Tabary, P., & Holleman, I. 2011. Bird migration flight altitudes studied by a network of operational weather radars. *Journal of the Royal Society Interface* 8(54): 30-43. <https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rsif.2010.0116>
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29-42.

- Eldegard, K., Syvertsen, P. O., Bjørge, A., Kovacs, K., Støen, O.-G. & van der Kooij, J. 2021. Pat-
tedyr: Vurdering av tusseflaggermus *Pipistrellus pipistrellus* for Norge. Rødlista for arter 2021.
Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/31708>
- Elven H. og Søli G. (red.) 2021. Kunnskapsstatus for artsmangfoldet i Norge 2020. Utredning for
Artsdatabanken 1/2021. Artsdatabanken, Norge.
- Fabian, S. T., Sondhi, Y., Allen, P. E., Theobald, J. C., & Lin, H.-T. 2024. Why flying insects gather
at artificial light. *Nature Communications* 15(1): 689. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-44785-3>
- van Erp, J.A., van Loon, E.E., De Groeve, J., Bradarić, M. & Shamoun-Baranes, J., 2024. A frame-
work for post-processing bird tracks from automated tracking radar systems. *Methods in Ecology
and Evolution* 15: 130–143. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14249>
- Fauchald, P. 2011. Sjøfugl i åpent hav. Utbredelsen av sjøfugl i norske og tilgrensende havområder.
NINA Rapport, 786.
- Fauchald, P., Tarroux, A., Amélineau, F., Bråthen, V. S., Descamps, S., Ekker, M., Helgason, H. H.,
Johansen, M. K., Merkel, B., Moe, B., Åström, J., Anker-Nilssen, T., Bjørnstad, O., Chastel, O.,
Christensen-Dalsgaard, S., Danielsen, J., Daunt, F., Dehnhard, N., Erikstad, K. E., Ezhov, A.,
Gavriilo, M., Hallgrímsson, G. T., Hansen, E. S., Harris, M. P., Helberg, M., Jónsson, J. E., Kol-
beinsson, Y., Krasnov, Y., Langset, M., Lorentsen, S.-H., Lorentzen, E., Newell, M., Olsen, B.,
Reiertsen, T. K., Systad, G. H., Thompson, P. M., Þórarinnsson, Þ. L., Wanless, S., Wojczulanis-
Jakubas, K., Strøm, H. 2021. Year-round distribution of Northeast Atlantic seabird populations:
Applications for population management and marine spatial planning. *Marine Ecology Progress
Series* 676: 255–276. doi: 10.3354/meps13854
- Fauchald, P., Ollus, V. M. S., Ballesteros, M., Breistøl, A., Christensen-Dalsgaard, S., Molværsmyr,
S., Tarroux, A., Systad, G. H. & Moe, B. 2024. Mapping seabird vulnerability to offshore wind farms
in Norwegian waters. *Frontiers in Marine Science*. DOI 10.3389/fmars.2024.1335224
- Fauchald, P., Christensen-Dalsgaard, S., Ballesteros, M., Ollus, V.M.S., Breistøl, A., Molværsmyr, S.,
Tarroux, A., Systad, G.H.R & Moe, B. 2023. Verdisetting av sjøfuglers sensitivitet for havvind i
norske kyst- og havområder. NINA Rapport 2184. Norsk institutt for naturforskning.
- Fijn, R.C., Krijgsveld, K.L., Poot, M.J.M. & Dirksen, S., 2015. Bird movements at rotor heights meas-
ured continuously with vertical radar at a Dutch offshore wind farm. *Ibis* 157: 558–566.
<https://doi.org/10.1111/ibi.12259>
- Fliessbach, K.L., Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, P., Garthe, S. 2019. A ship
traffic disturbance vulnerability index for northwest European seabirds as a tool for marine spatial
planning. *Front Mar Sci* 6:192
- 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.
- Fowler, A.M., Jørgensen, A.-M., Svendsen, J.C., Macreadie, P.I., Jones, D.O.B., Boon, A.R., Booth,
D.J., Brabant, R., Callahan, E., Claisse, J.T., Dahlgren, T.G., Degraer, S., Dokken, Q.R., Gill, A.B.,
Johns, D.G., Leewis, R.J., Lindeboom, H.J., Linden, O., May, R., Murk, A.J., Ottersen, G.,
Schroeder, D.M., Shastri, S.M., Teilmann, J., Todd, V., Van Hoey, G., Vanaverbeke, J., & Coolen,
J.W.P. 2018. Environmental benefits of leaving offshore infrastructure in the ocean. *Frontiers in
Ecology and the Environment* 16: 571-578.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Harris, M.P., Rothery, P., Wilson, L.J. 2004 The role of industrial fish-
eries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *J Appl Ecol*
41:1129–1139
- Furness, R. W., Wade, H. M. & Masden, E. A. 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations
to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.025>
- Garriga J., Palmer J. R. B., Oltra A., Bartumeus F. 2016. Expectation-Maximization Binary Clustering
for Behavioural Annotation. *PLoS One* 11, e0151984. doi: 10.1371/journal.pone.0151984.

- Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724-734.
- Garthe, S., Schwemmer, H., Peschko, V., Markones, N., Müller, S., Schwemmer, P. & Mercker, M., 2023. Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Scientific Reports* 13: 4779. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31601-z>
- Gaultier, S.P. et al. 2020. Bats and Wind Farms: The Role and Importance of the Baltic Sea Countries in the European Context of Power Transition and Biodiversity Conservation, *Environmental Science & Technology*, 54(17), S. 10385–10398. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00070>.
- Gauthreaux Jr, S. A. 1991. The flight behavior of migrating birds in changing wind fields: radar and visual analyses. *American Zoologist* 31(1): 187-204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/icb/31.1.187>
- Gauthreaux Jr., S.A. & Belser, C.G., 2006. *Effects of artificial night lighting on migrating birds*. Island Press.
- Green, R.E., Gill, E., Hein, C., Couturier, L., Mascarenhas, M., May, R., Newell, D. & Rumes, R. 2022. International assessment of priority environmental issues for land-based and offshore wind energy development. *Global Sustainability* 5: e17.
- Gremillet, D., Ponchon, A., Provost, P., Gamble, A., Abed-Zahar, M., Bernard, A., Courbin, N., Delavaud, G., Deniau, A., Fort, J., Hamer, K.C., Jeavons, R., Lane, J.V., Langley, L., Matthiopoulos, J., Poupart, T., Prudor, A., Stephens, N., Trevail, A., Wanless, S., Votier, S.C. & Jeglinski J.W.E. (2023) Strong breeding colony fidelity in northern gannets following high pathogenicity avian influenza virus (HPAIV) outbreak. *Biological Conservation* 286, 11026
- Griffin, L., Rees, E.C., & Hughes, B. 2011. *Migration routes of Whooper Swans and geese in relation to wind farm footprints: Final report*. WWT, Slimbridge.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., and Kroon, H. de. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10): e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809.
- Hanssen, F., May, R., van Dijk, J. & Rød, J.K. 2018. Spatial Multi-Criteria Decision Analysis Tool Suite for Consensus-Based Siting of Renewable Energy Structures. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 1840003: 1-28.
- Harwood, A.J.P. & Perrow, M.R. 2019. Mitigation of birds with implications for bats. Pp. 242-280. In: Perrow, M. (ed.) *Wildlife and Wind Farms: Conflicts and Solutions*. Volume 4. *Offshore: Monitoring and Mitigation*. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Hodos, W. 2003. *Minimization of motion smear: Reducing avian collisions with wind turbines*. Period of performance: July 12, 1999 - August 31, 2002. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado, USA.
- Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M., Lewis, J.S. 2007. Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology* 88: 2354-2363.
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K. M., Fredrich, E., & Hill, R. 2006. Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148(s1): 90-109. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x>
- Hüppop, O., Hüppop, K., Dierschke, J. & Hill, R., 2016. Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. *Bird Study* 63: 73–82. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1134440>
- Ijäs, A. et al. 2017. Evidence of the Migratory Bat, *Pipistrellus nathusii*, Aggregating to the Coastlines in the Northern Baltic Sea, *Acta Chiropterologica*, 19(1), S. 127–139. doi: <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2017.19.1.010>.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. and Godley, B.J. 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology* 46: 1145-1153.

- Isaksen, K. et al. 2009. Flaggermus i Norge. Kunnskapsstatus og nasjonal handlingsplan. Rapport 13. Norsk Zoologisk Forening, S. 124.
- Jakubas, D., Illiszko, L.M., Strøm, H., Helgason, H.H. & Stempniewicz, L. 2018. Flexibility of foraging strategies of the great skua *Stercorarius skua* breeding in the largest colony in the Barents Sea region. *Frontiers in Zoology*, 15: 9.
- Jansson, S., Malmqvist, E., Brydegaard, M., Åkesson, S., & Rydell, J. 2020. A Scheimpflug lidar used to observe insect swarming at a wind turbine. *Ecological Indicators* 117: 106578. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106578>
- Jeglinski, J.W.E., Lane, J.V., Votier, S.C., Furness, R.W., Hamer, K.C., McCafferty, D.J., Nager, R.G., Sheddan, M., Wanless, S. & Matthiopoulos, J. (2024). HPAIV outbreak triggers short-term colony connectivity in a seabird metapopulation. *Scientific Reports* 14, 3126. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-53550-x>
- 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.
- Karlsson, H., Nilsson, C., Bäckman, J., & Alerstam, T. 2011. Nocturnal passerine migration without tailwind assistance. *Ibis* 153(3): 485-493. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01130.x>
- Kelsey, E. C., Felis, J. J., Czapanskiy, M., Pereksta, D. M., & Adams, J. 2018. Collision and displacement vulnerability to offshore wind energy infrastructure among marine birds of the Pacific Outer Continental Shelf. *J. Environ. Manage.* 227, 229–247. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.051
- Kiesecker, J.M., Evans, J.S., Fargione, J., Doherty, K., Foresman, K.R., Kunz, T.H., Naugle, D., Nibelink, N.P. & Niemuth, N.D. 2011. Win-win for wind and wildlife: a vision to facilitate sustainable development. *PLOS ONE* 6: e17566.
- Klima- og miljødepartementet. 2024. Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene — Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet, og Nordsjøen og Skagerrak. (Meld. St. 21 (2023-2024)). <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-21-20232024/id3032474/>
- Klink, R. van, Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A., and Chase, J.M. 2020. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368(6489): 417–420. doi:10.1126/science.aax9931.
- Klink, R. van, August, T., Bas, Y., Bodesheim, P., Bonn, A., Fossøy, F., Høye, T. T., Jongejans, E., Menz, M. H. M., Miraldo, A., Roslin, T., Roy, H. E., Ruczyński, I., Schigel, D., Schäffler, L., Sheard, J. K., Svenningsen, C., Tschan, G. F., Wäldchen, J., Zizka, V. M. A., Åström, J., Bowler, D. E. 2022. Emerging technologies revolutionise insect ecology and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 0(0). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.06.001>
- Knape, J. 2016. Decomposing trends in Swedish bird populations using generalized additive mixed models. *Journal of Applied Ecology*, 53:1852-1861. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12720>
- Knights, A.M., Lemasson, A.J., Firth, L.B., Beaumont, N., Birchenough, S., Claisse, J., Coolen, J.W.P., Copping, A., De Dominicis, M., Degraer, S., Elliott, M., Fernandes, P.G., Fowler, A.M., Frost, M., Henry, L.A., Hicks, N., Hyder, K., Jagerroos, S., Love, M., Lynam, C., Macreadie, P.I., McLean, D., Marlow, J., Mavraki, N., Montagna, P.A., Paterson, D.M., Perrow, M.R., Porter, J., Bull, A.S., Schratzberger, M., Shipley, B., van Elden, S., Vanaverbeke, J., Want, A., Watson, S.C.L., Wilding, T.A. & Somerfield, P.J. 2024. To what extent can decommissioning options for marine artificial structures move us toward environmental targets? *Journal of Environmental Management* 350: 119644.
- Köppel, J., Biehl, J., Dahmen, M., Geissler, G. & Portman, M.E. 2019. Perspectives on marine spatial planning. Pp. 281-317. In: Perrow, M. (ed.) *Wildlife and Wind Farms: Conflicts and Solutions*. Volume 4. *Offshore: Monitoring and Mitigation*. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- Köppel, J., Dahmen, M., Helfrich, J., Schuster, E. & Bulling, L. 2014. Cautious but committed: moving toward adaptive planning and operation strategies for renewable energy's wildlife implications. *Environmental Management* 54: 744-755.

- Lagerveld, S. et al. 2023. Acoustic monitoring reveals spatiotemporal occurrence of *Nathusius' pipistrelle* at the southern North Sea during autumn migration, *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(9), S. 1016. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11590-2>.
- Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. 2003. Windfarms and Birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report written by BirdLife International on behalf of the Bern Convention T-PVS/Inf (2003) 12. Royal Society for the Protection of Birds/Birdlife in the UK, Strasbourg, Luxembourg.
- Lascelles, B., Notarbartolo Di Sciara, G., Agardy, T., Cuttelod, A., Eckert, S., Glowka, L., Hoyt, E., Llewellyn, F., Louzao, M., Ridoux, V. & Tetley, M.J., 2014. Migratory marine species: their status, threats and conservation management needs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 111–127. <https://doi.org/10.1002/aqc.2512>
- Liechti, F., & Bruderer, B. 1998. The relevance of wind for optimal migration theory. *Journal of Avian Biology*, 561-568.
- Linder, A.C., Lyhne, H., Laubek, B., Bruhn, D. & Pertoldi, C., 2022. Quantifying Raptors' Flight Behavior to Assess Collision Risk and Avoidance Behavior to Wind Turbines. *Symmetry* 14: 2245. <https://doi.org/10.3390/sym14112245>
- Long, C.V., Flint, J.A. & Lepper, P.A. 2011. Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? *European Journal of Wildlife Research* 57: 323-331.
- López, A., Heggøy, O., Nordsteien, O., & Rør, J. E. 2022. Overvåking av trekkfugler i Sør-Norge 2022. En oppsummering av standardisert fangst og trekkteillinger. Jomfruland og Lista fuglestasjoner. BirdLife Norge-Rapport, 3.
- Lorentsen, S.-H. (ed.), 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 pp. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Lorentsen, S.-H. 2020. Havhest, *Fulmarus glacialis*. Arter på nett. <https://artsdatabanken.no/Pages/186759>
- Lorentsen, S.-H. & Nygård, T. 2001. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra overvåkningen av overvintrende sjøfugl fram til 2000. NINA Oppdragsmelding 717. Norsk institutt for naturforskning.
- Madsen, J. 1987. Status and management of goose populations in Europe, with special reference to populations resting and breeding in Denmark. *Danish Review of Game Biology* 12(4). Rønde, Denmark: Game Biology Station
- Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., Bernardino, J., 2014. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179: 40–52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.08.017>
- Martin, G.R., 2017. What Drives Bird Vision? Bill Control and Predator Detection Overshadow Flight. *Frontiers in Neuroscience* 11: 619.
- Martin, G.R., Banks, A.N. 2023. Marine birds: Vision-based wind turbine collision mitigation. *Global Ecology and Conservation* 42: e02386.
- Masden, E.A., 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 Journal of Marine Science* 66: 746–753. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp031>
- Masden, E.A., Haydon, D.T., Fox, A.D. & Furness, R.W., 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*. 60 : 1085–1091. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.016>
- May, R.F. 2015. A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation* 190: 179-187.

- May, R., Jackson, C.R., Middel, H., Stokke, B.G., & Verones, F. 2021. Life-cycle impacts of wind energy development on bird diversity in Norway. *Environmental Impact Assessment Review*, 90: 106635.
- May, R. 2017. Mitigation for birds. Pp. 124-145, In: Perrow, M. (ed.) *Wildlife and Wind Farms: Conflicts and Solutions*. Volume 2. Onshore: Monitoring and Mitigation. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- May, R. 2019a. The likely efficacy of contrast painting on offshore wind turbines to reduce bird collisions. Pp. 260-262. In: Perrow, M. (ed.) *Wildlife and Wind Farms: Conflicts and Solutions*. Volume 4. Offshore: Monitoring and Mitigation. Pelagic Publishing, Exeter, UK.
- May, R. 2019b. The Mitigation of Impact and the Impact of Mitigation: An Ethical Perspective. Pp. 93-113, In: Bispo, R., Bernardino, J., Coelho, H., Lino Costa, J. (Eds.) *Wind Energy and Wildlife Impacts. Balancing Energy Sustainability with Wildlife Conservation*. Springer, Cham.
- May, R. 2023. Joint responsibility in the development of effective wind-turbine collision-reducing solutions. *Frontiers in Energy Research* 11: 1146324.
- May, R., Gill, A.B., Köppel, J., Langston, R.H.W., Reichenbach, M., Scheidat, M., Smallwood, S., Voigt, C.C., Hüppop, O. & Portman, M. 2017a. Future research directions to reconcile wind-wildlife interactions. Pp 255-276, In: Köppel, J. (ed.) *Proceedings of the Conference on Wind energy and Wildlife impacts, Berlin 2015*. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J., Hamre, Ø., Stokke, B.G. 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind-turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. *Ecology and Evolution*, 10: 8927-8935.
- May, R., Nygård, T. & Stokke, B.G. 2022. En vurdering av mulige fuglekollisjonsreducerende tiltak i Smøla vindpark. NINA Rapport 2152. Norsk institutt for naturforskning.
- May, R., Reitan, O., Bevanger, K. Lorentsen, S.-H. & Nygård, T. 2015. Mitigating wind-turbine induced avian mortality: Sensory, aerodynamic and cognitive constraints and options. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42:170-181.
- May, R., Åström, J., Hamre, Ø. & Dahl, E.L. 2017b. Do birds in flight respond to (ultra)violet lighting? *Avian Research* 8: 33.
- McGregor, R., Trinder, M. & Goodship, N. 2022. Assessment of compensatory measures for impacts of offshore windfarms on seabirds. *Natural England: Glasgow*, U.K.
- Merkel, F.R., Mosbech, A. & Riget, F. 2009. Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea* 97: 99-107.
- Michaelsen, T.C. 2016. Kartlegging av trekkende flaggermus på Vestlandet og i Midt-Norge - kunnskapsstatus 2016. Michaelsen Biometrika AS, Ålesund.
- Michaelsen, T.C. 2017. Trekk og forflytninger hos flaggermus på Vestlandet – resultater fra sesongen 2017. 14/2017. Michaelsen Biometrika AS, Ålesund.
- Mikkola, K. 2003. The Red Admiral butterfly (*Vanessa atalanta*, Lepidoptera: Nymphalidae) is a true seasonal migrant: an evolutionary puzzle resolved? *European Journal of Entomology* 100(4): 625–626. <https://doi.org/10.14411/eje.2003.091>
- Milner-Gulland, E.J. 2022. Don't dilute the term Nature Positive. *Ecology and Evolution* 6: 1243-1244.
- Milner-Gulland, E.J., Addison, P., Arlidge, W.N.S., Baker, J., Booth, H., Brooks, T., Bull, J.W., Burgass, M.J., Ekstrom, J., zu Ermgassen, S.O.S.E., Fleming, L.V., Grub, H.M.J., von Hase, A., Hoffmann, M., Hutton, J., Juffe-Bignoli, D., ten Kate, K., Kiesecker, J., Kümpel, N.F., Maron, M., Newing, H.S., Ole-Moiyoi, K., Sinclair, C., Sinclair, S., Starkey, M., Stuart, S.N., Tayleur, C. & Watson, J.E.M. 2021. Four steps for the Earth: mainstreaming the post-2020 global biodiversity framework. *One Earth* 4: 75-87.
- Moe, B., Christensen-Dalsgaard, S., Follestad, A., Hanssen, S.A., Systad, G.H.R. & Lorentsen S-H. 2018. Hywind Tampen vindpark. Vurdering av konsekvenser for sjøfugl. NINA Rapport 1521.
- Newton, I. 2023. *The migration ecology of birds*. Elsevier.

- Newton, I., & Dale, L. 1996. Relationship between migration and latitude among west European birds. *Journal of Animal Ecology*, 137-146. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/5716>
- Niebuhr, B.B., Sant'Ana, D., Panzacchi, M., van Moorter, B., Sandström, P., Morato, R.G. & Skarin, A. 2022. Renewable energy infrastructure impacts biodiversity beyond the area it occupies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 119(48) e2208815119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2208815119>
- Norevik, G., Åkesson, S., Andersson, A., Bäckman, J., & Hedenström, A. 2021. Flight altitude dynamics of migrating European nightjars across regions and seasons. *Journal of Experimental Biology* 224(20). <https://doi.org/https://doi.org/10.1242/jeb.242836>
- Norges vassdrags- og energidirektorat (2019) Kraftproduksjon. <https://www.nve.no/energi/energisystem/kraftproduksjon/>. Sist oppdatert 30.04.24.
- Norges vassdrags- og energidirektorat (2023a) Identifisering av utredningsområder for havvind. <https://veiledere.nve.no/havvind/identifisering-av-utredningsomrader-for-havvind/>. Sist oppdatert 18.10.2023.
- Norges vassdrags- og energidirektorat (2023b) Strategisk konsekvensutredning av identifiserte områder. <https://www.nve.no/energi/energisystem/havvind/strategisk-konsekvensutredning-av-identifiserte-omraader/>. Sist oppdatert 02.07.2024.
- Northrup, J.M. & Wittemyer, G. 2013. Characterising the impacts of emerging energy development on wildlife, with an eye towards mitigation. *Ecology Letters* 16: 112-125.
- Nussbaumer, R., Schmid, B., Bauer, S., & Liechti, F. 2022. Favorable winds speed up bird migration in spring but not in autumn. *Ecology and Evolution* 12(8): e9146. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.9146>
- Ochi S (2019). scorepeak: Peak Functions for Peak Detection in Univariate Time Series. R package version 0.1.2, <https://CRAN.R-project.org/package=scorepeak>.
- Ostend declaration of energy ministers on the North Seas as a green power plant of Europe, 2023. <https://www.regjeringen.no/contentassets/78bfc87bb04044c0933002ad7dd6e0f1/erklaring-energi-ministere.pdf>
- Palczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. & Pauly, D. 2015. Population trends of the world's monitored seabirds, 1950-2010. *Plos One* 10(6): e0129342. doi:10.1371/journal.pone.0129342
- Palm, E.C., Newman, S.H., Prosser, D.J., Xiao, X., Ze, L., Batbayar, N., Balachandran, S., Takekawa, J.Y. 2015. Mapping migratory flyways in Asia using dynamic Brownian bridge movement models. *Movement Ecology* 3: 3. <https://doi.org/10.1186/s40462-015-0029-6>
- Pardo, J.C.F., Aune, M., Harman, C., Walday, M., Skjellum, S.F. & Gibbs, M. 2023. A synthesis review of nature positive approaches and coexistence in the offshore wind industry. *ICES Journal of Marine Science* fsad191.
- Peschko, V., Schwemmer, H., Mercker, M., Markones, N., Borkenhagen, K. & Garthe, S., 2024. Cumulative effects of offshore wind farms on common guillemots (*Uria aalge*) in the southern North Sea - climate versus biodiversity? *Biodiversity and Conservation* 33: 949–970. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02759-9>
- Peste, F., Paula, A., da Silva, L.P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C. & Pereira, M.J.R. 2015. How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51: 10-22.
- 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 Nysted and Horns Rev. Den. Comm. DONG Energy Vattenfall NERMinistry Environ. NERI Rep.
- Petersen, A. et al. 2014. A Review of the Occurrence of Bats (Chiroptera) on Islands in the North East Atlantic and on North Sea Installations, *Acta Chiropterologica*, 16(1): S. 169–195. doi: <https://doi.org/10.3161/150811014X683381>.

- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. 2009. Sample selection-bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*. 19 (1): 181-197. <https://doi.org/10.1890/07-2153.1>
- Plonczkier, P. & Simms, I.C., 2012. Radar monitoring of migrating pink-footed geese: behavioural responses to offshore wind farm development. *Journal of Applied Ecology* 49: 1187–1194. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02181.x>
- 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.
- Rhodes, M. W., Bennie, J. J., Spalding, A., French-Constant, R. H., & Maclean, I. M. D. 2022. Recent advances in the remote sensing of insects. *Biological Reviews* 97(1): 343–360. <https://doi.org/10.1111/brv.12802>
- Rydell, J. et al. 2010. Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe, *Acta Chiropterologica*, 12(2), S. 261–274. doi: <https://doi.org/10.3161/150811010X537846>.
- Shariatinajafabadi M., Wang T., Skidmore A.K., Toxopeus A.G., Kölzsch A., Nolet, B., Exo K-M., Griffin, L., Stahl, J. & Cabot, D. 2014 Migratory Herbivorous Waterfowl Track Satellite-Derived Green Wave Index. *PLOS ONE* 9(9): e108331. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108331>
- Schmaljohann, H., Liechti, F., Bächler, E., Steuri, T. & Bruderer, B., 2008. Quantification of bird migration by radar – a detection probability problem. *Ibis*, 150(2): 342-355. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00797.x>
- 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. (eds.). 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.
- 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. *Ecological Applications* 21:1851-1860.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., and Weisser, W.W. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671–674. doi:10.1038/s41586-019-1684-3.
- Shimmings, P. & Øien, I.J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. NOF-rapport 2015-2.
- Sinclair K., Copping A.E., May R., Bennet, F., Warnas, M., Perron, M., Elmqvist, Å. & DeGeorge, E. 2018. Resolving environmental effects of wind energy. *WIREs Energy and Environment* 7: e291.
- Skov, H., Desholm, M., Heinanen, S., Kahlert, J.A., Laubek, B., Jensen, N.E., Zydalis, R. & Jensen, B.P. 2016. Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters* 12: 20160804.
- Masden, E.A., Haydon, D.T., Fox, A.D. & Furness, R.W., 2010. Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine Pollution Bulletin*. 60, 1085–1091. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.016>
- Soroye, P., Newbold, T., and Kerr, J. 2020. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science* 367(6478): 685–688.
- 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.
- Stearns, S.C. 1989. Trade-Offs in Life-History Evolution, *Functional Ecology*, 3(3), S. 259. doi: <https://doi.org/10.2307/2389364>.
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021a. Fugler: Vurdering av ringgås *Branta bernicla* for Svalbard. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/31806>

- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021b. Fugler: Vurdering av hettemåke *Chroicocephalus ridibundus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/29490>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021c. Fugler: Vurdering av havsvale *Hydrobates pelagicus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/31895>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021d. Fugler: Vurdering av horndykker *Podiceps auritus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/28011>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021e. Fugler: Vurdering av smålom *Gavia stellata* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/28483>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021f. Fugler: Vurdering av havhest *Fulmarus glacialis* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/31892>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021g. Fugler: Vurdering av hvitkinngås *Branta leucopsis* for Svalbard. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/31807>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021h. Fugler: Vurdering av lomvi *Uria aalge* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/28793>
- Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K.-O., Lislevand, T., Solvang, R. & Strøm, H. 2021i. Fugler: Vurdering av tyvjo *Stercorarius parasiticus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/27780>
- Stokke, B.G., May, R., Hamre, Ø., Åström, J., Gjershaug, J.O. & Follestad, A. 2018. Kartlegging av fugletrekket over Bremangerlandet. Undersøkelser ved det planlagte Bremangerlandet vindkraftverk. NINA Rapport 1585. Norsk institutt for naturforskning.
- Stokke, B.G., Nygård, T., Falkdalen, U., Pedersen, H.C. & May, R. 2020. Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecology and Evolution*, 10: 5670-5679. doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.6307>
- Strien, A.J. van, Swaay, C.A.M. van, Strien-van Liempt, W.T.F.H. van, Poot, M.J.M., and WallisDeVries, M.F. 2019. Over a century of data reveal more than 80. *Biological Conservation* 234: 116–122.
- Systad, G.H.R., Breistøl, A., Follestad, A., Gjershaug, J.O., Guidos, S., Hamre, Ø., May, R., Stokke, B., Østerås, T.R. & Åström, J. 2019. Undersøkelser av trekkaktiviteten for fugl på Guleslettene 2018-2019 - Observasjoner, radarkartlegging og lyttedata med supplerende materiale. NINA Rapport 1693. Norsk institutt for naturforskning.
- Systad, G. H. R., Bjørgesæter, A., Brude, O. W., & Skeie, G. M. 2018. Standardisering og tilrettelegging av sjøfugldata til bruk i konsekvens- og miljørisikoberegninger. In NINA Rapport. Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J. & Kiesecker, J.M. 2015. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review* 55: 21-34.
- Thaxter, C.B., Buchanan, G.M., Carr, J., Butchart, S.H.M., Newbold, T., Green, R.E., Tobias, J.A., Foden, W.B., O'Brien, S. & Pearce-Higgins, J.W. 2017. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284: 20170829.
- Tinker, L., Cobb, D., Bond, A. & Cashmore, M. 2005. Impact mitigation in environmental impact assessment: paper promises or the basis of consent conditions? *Impact Assessment and Project Appraisal* 23: 265-280.

- Tjørnløv, R., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J., Mortensen, L., Thomas, K., Uhrenholdt, T. 2023. Resolving key uncertainties of seabird flight and avoidance behaviour at offshore wind farms: Final report for the study period 2020-2021. Report by Danish Hydraulic Institute (DHI). Report for Vattenfall.
- Trieb, F. 2018. Interference of Flying Insects and Wind Parks (FliWip) – Study Report. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR).
- Vasenkov, D., Desmet, J.-F., Popov, I. & Sidorchuk, N. 2022. Bats can migrate farther than it was previously known: a new longest migration record by Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Mammalia* 86(5): S. 524–526. doi: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2021-0139>.
- Voigt, C.C., Lindecke, O., Kramer-Schadt, S. & Lehmann, D. 2016. Habitat use of migratory bats killed during autumn at wind turbines. *Ecological Applications*, 26(3), S. 771–783. doi: <https://doi.org/10.1890/15-0671>.
- Voigt, C.C., Roeleke, M., Marggraf, L., Pëtersons, G. & Voigt-Heucke, S. L. 2017. Migratory bats respond to artificial green light with positive phototaxis. *PLOS ONE*, 12(5), S. e0177748. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177748>.
- Voigt, C.C., Rehnig, K., Lindecke, O. & Petersons, G. 2018. Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. *Ecology and Evolution* 8: 9353-9361.
- Wagner, D.L. 2020. Insect declines in the anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65(1): 457–480. doi:10.1146/annurev-ento-011019-025151.
- 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. *Marine Pollution Bulletin* 42: 1285-1290.
- Weiser, E.L., Overton, C.T., Douglas, D.C., Casazza, M.L. & Flint, P.L. 2024. Geese migrating over the Pacific Ocean select altitudes coinciding with offshore wind turbine blades. *Journal of Applied Ecology* 61(5): 951-962. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14612>
- Wilcox, B., & White, E. 2016. Computational analysis of insect impingement patterns on wind turbine blades. *Wind Energy* 19(3): 483–495. <https://doi.org/10.1002/we.1846>
- Willmott, J.R., Forcey, G. & Vukovich, M., 2023. New insights into the influence of turbines on the behaviour of migrant birds: implications for predicting impacts of offshore wind developments on wildlife. *Journal of Physics: Conference Series* 2507: 012006. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2507/1/012006>
- Woodward, I.D., Franks, S.E., Bowgen, K., Davies, J.G., Green, R.M.W., Griffin, L.R., Mitchell, C., O'Hanlon, N., Pollock, C., Rees, E.C., Tremlett, C., Wright, L. & Cook, A.S.C.P., 2022. Strategic review of birds on migration in Scottish waters. British Trust for Ornithology, Royal Society for the Protection of Birds and ECO-LG to The Scottish Government, Crown Estate Scotland and The Crown Estate., Edinburgh.
- Åström, J., Birkemoe, T., Dahle, S., Davey, M., Ekrem, T., Fossøy, F., Laugsand, A., Molander, I., Opsahl, N., A., Staverløkk, A., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2024. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Rapport fra feltsesong 2023. NINA Rapport 2357. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, J., May, R. 2019. Tap av insekt i vindkraftanlegg under drift - Kort vurdering av problemstilling og kunnskapsnivå for Norge. NINA Rapport 1721. Norsk institutt for naturforskning.

9 Vedlegg 1. Sammedrag for alle utredningsområder

Fargekoder og kategorier benyttet for angivelse av konsekvens

Konsekvens

Ukjent (0)

Ubetydelig <0,-1]

Noe <-1,-2]

Middels <-2,-3]

Alvorlig <-3,-4]

Svært alvorlig (-4, -5]

9.1 Sammendrag Sørvest F

	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	Noe	Alvorlig	Ukjent	Ukjent
<p>Det er ubetydelig til noe konsekvens på de fleste artene av sjøfugl og vannfugl i Sørvest F. På nasjonal skala har lomvi og svartbak middels konsekvens gjennom hele året i Sørvest F. Sildemåke, hettemåke, fiskemåke, havsule, krykkje, storjo, Grønlandsmåke og havsvaler har middels konsekvens i minst én sesong. Antallet sårbare arter er generelt lavt fordi området ligger langt til havs. Ingen større norske sjøfuglkolonier berøres i hekketiden, og konsekvens for funksjonsområde rundt norske hekkolonier ble beregnet til ubetydelig. Lomviene i området er først og fremst fra Storbritannia. Det gjelder også mange av de andre artene. Mindre andeler kommer fra Norge, andre land rundt Nordsjøen, Færøylene, Island, og Russland. Krykkje skiller seg litt ut, ved at størst andel av de som er i utredningsområdet om vinteren kommer fra Bjørnøya og Svalbard.</p> <p>Det ble beregnet noe til middels konsekvens på en rekke grupper trekkende fugl (dvs. analyser av trekk basert på ringmerkningsdata). Det gjaldt måker, rovfugl, sjøfugl og vannfugl. Andefugler og andre fuglearter ble beregnet til alvorlig, og vadere og spurvefugler ble beregnet til svært alvorlig. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p> <p>Uavhengig av tema og metode ble det ikke funnet tydelige forskjeller i konsekvens mellom åpnet område og tilleggsareal innen Sørvest F. Det er minkende sårbarhet og konsekvens med økende avstand fra fastlandet. I tillegg finnes det et større tobisfelt øst for utredningsområdet, som er viktig for sjøfugl. Derfor kan konsekvens være noe lavere i den vestlige delen av utredningsområdet.</p>				

9.2 Sammendrag Vestavind F

	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	<i>middels-alvorlig</i>	<i>Alvorlig</i>	<i>Ukjent</i>	<i>Ukjent</i>
<p>Vestavind F har middels til alvorlig konsekvens. Utredningsområdet ligger nærme land, og en rekke både kystnære og pelagiske arter med høy verneverdi berøres. På nasjonal skala viser flere arter middels konsekvens (gråmåke, svartbak, sildemåke, lomvi, Grønlandsmåke, horndykker, storjo, krykkje, havsule og fiskemåke) og én art alvorlig konsekvens (ringgås). Basert på antall fugler ble konsekvens for funksjonsområde rundt de nærliggende norske hekkekolonier beregnet til middels. Vestavind F ligger nærme (< 50 km) flere lokalt viktige sjøfuglkolonier utenfor Karmøy og særlig sårbare og verdifulle områder (SVO). Derfor velger vi å angi total-konsekvensen for Vestavind F til middels til alvorlig.</p> <p>Det ble beregnet alvorlig eller svært alvorlig konsekvens på tre grupper trekkende fugl (dvs. analyser av trekk basert på ringmerkingsdata). Det gjaldt vadere, spurvefugl og sjøfugl. Sjøfugl i dette datagrunnlaget er dominert av havsvaler. De andre gruppene har konsekvens på middels til noe. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p> <p>Åpnet område ligger generelt nærmere kysten, og har derfor noe høyere konsekvens enn tilleggsarealet. Vestavind F overlapper med Karmøyfeltet SVO i sørøst. Konsekvens anses lavere i den vestlige delen av utredningsområdet.</p>				

9.3 Sammendrag Vestavind B

	Sjøfugl og vannfugl	Fugletrekk	Flaggermus	Insekter
Konsekvenser	<i>middels</i>	<i>middels</i>	<i>Ukjent</i>	<i>Ukjent</i>
<p>Vestavind B har middels konsekvens for sjøfugl og vannfugler. Deler av utredningsområdet ligger nærme land, og både kystnære og pelagiske arter med høy verneverdi berøres. Flere arter har middels konsekvens på nasjonal skala. Området ligger også nærme (< 50 km) noen lokalt viktige sjøfuglkolonier ytterst i Sognefjorden, men kolonier som Einevarden og Veststeinen kan også berøres.</p> <p>Det ble beregnet middels konsekvens totalt sett for trekkende fugl. Sjøfugl og ugler ble beregnet til hhv. svært alvorlig og alvorlig. Sjøfugl i dette datagrunnlaget er dominert av havsvaler. Ugler består av kun to individer og kan ikke vektlegges. Vadere ble beregnet til middels konsekvens og de andre gruppene til noe eller ubetydelig konsekvens. For flaggermus og insekter er konsekvensen ukjent, siden det finnes så lite kunnskap om flaggermus og insekter til havs.</p> <p>Det er vanskelig å sammenligne konsekvens mellom tema fordi konsekvens er beregnet med ulike metoder. Det skyldes at temaene har ulike datagrunnlag og begrensninger, og at vi ikke har god nok kunnskap om hvor grenseverdier skal settes for å beregne skadepotensiale (absolutt konsekvens). Innen hvert tema, som benytter samme metode, er den beregnede konsekvensen godt egnet til å sammenligne områder og arter/artsgrupper (relativ konsekvens).</p>				

10 Vedlegg 2. Artsvise vurderinger til beregning av bevaringsstatus og sensitivitet for havvind

Tabeller med artsvise vurderinger for faktorer brukt til beregning av komponenter for sensitivitet (Fauchald et al. 2023, 2024).

Tabell 10.1. Artsvis vurdering av faktorene som er brukt til å beregne bevaringsstatus (CS_s) og generell sensitivitet. (a) Nasjonal andel av europeisk bestand. (b) Røddlistestatus. (c) Voksenoverlevelse. Faktorene er fra 1 til 5, hvor 5 er høyeste verdi. (Ses. avh) Sesongavhengig sensitivitet, der 1 angir at arten er sensitiv både sommer- og vinterhalvår, og 0,5 angir kun vinter.

Norsk	Latin	a	b	c	Ses. avh.
Alke	<i>Alca torda</i>	4	4	5	1
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	4	1	4	1
Bergand	<i>Aythya marila</i>	1	4	1 ¹	0,5
Dvergdykker	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	4	1	0,5
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	4	3	3	1
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	4	3	4 [§]	0,5
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	2	1	2 [^]	1
Grønlandsmåke	<i>Larus glaucoides</i>	1	1	5 [§]	1
Grågås	<i>Anser anser</i>	3	1	3 [^]	1
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	4	3	5	1
Gråstrupedykker	<i>Podiceps grisegena</i>	1	1	4 [*]	1
Gulnebbblom	<i>Gavia adamsii</i>	5	3	4 [§]	1
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	2	2	1	0,5
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	5	4	5	1
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	1	1	5	1
Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	2	1	4	1
Hettemåke	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	1	5	3	1
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	1	3	1 [§]	0,5
Hvitkinngås	<i>Branta leucopsis</i>	3	1	4 ²	1
Islom	<i>Gavia immer</i>	4	1	4	1
Knekkand	<i>Spatula querquedula</i>	4	1	3 ³	1
Knoppsvane	<i>Cygnus olor</i>	1	1	3 ⁴	0,5
Kortnebbgås	<i>Anser brachyrhynchus</i>	5	1	3 [^]	1
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	4	4	3	1
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	2	1	2	0,5
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	3	1	1 [*]	0,5
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	4	5	5	1
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	5	4	5	1
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	4	4	4	1
Polarjo	<i>Stercorarius pomarinus</i>	1	1	4 [§]	1
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	5	5	5 [*]	1
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	3	3	5	1
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	2	2	5 [*]	1
Ringgås	<i>Branta bernicla</i>	5	2	4 [*]	1
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	3	1	4	1
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	2	1	3 [^]	0,5
Siland	<i>Mergus serrator</i>	4	1	2 [*]	1
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	3	1	5	1
Sjørørre	<i>Melanitta fusca</i>	2	3	3	0,5
Skjeand	<i>Spatula clypeata</i>	1	3	1 [^]	0,5

Smålom	<i>Gavia stellata</i>	3	1	3	0,5
Snadderand	<i>Mareca strepera</i>	1	2	2*	0,5
Splitterne	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	1	1	4	1
Stellerand	<i>Polysticta stelleri</i>	3	3	4 ⁵	1
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	2	1	1*	0,5
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	3	1	4	1
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	2	1	4	0,5
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	3	2	3	1
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	1	3	2	0,5
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	5	2	5	1
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	2	3	1 [§]	0,5
Taffeland	<i>Aythya ferina</i>	1	1	1 ⁶	0,5
Teist	<i>Cepphus grylle</i>	5	2	4	1
Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	2	1	1 ⁶	0,5
Toppskarv	<i>Gulosus aristotelis</i>	5	1	3	1
Tundragås	<i>Anser albifrons</i>	1	1	1 [^]	1
Tyvjo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	4	3	4*	1
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	4	3	4	1

For verdiene for overlevelse er tatt utgangspunkt i Furness et al. (2014). For de artene som ikke var inkludert i Furness et al. (2014), brukte vi informasjon fra § Bradbury et al. (2014) (markert med § i tabellen), Robinson Willmott et al. (2013) (markert med * i tabellen) eller King et al. (2009) (markert med ^ i tabellen). For de artene hvor det ikke var tilgjengelig informasjon, brukte vi verdier tatt for arter som ble vurdert mest lik i overlevelse og adferd. ¹ Verdier tatt fra horndykker, ² Verdier tatt fra ringgås, ³ Verdier tatt fra svartand, ⁴ Verdier tatt fra sangsvane, ⁵ Verdier tatt fra ærfugl, ⁶ Verdier tatt fra bergand.

Tabell 10.2. Artsvis vurdering av faktorene som er brukt til å beregne sensitivitet for kollisjon. **(d)** Natlig flygeaktivitet. **(e)** Andel tid flygende. **(f)** Andel tid i rotorhøyde. **(g)** Unnvikelse (kollisjon). *Faktorene er fra 1 til 5, hvor 5 er høyeste verdi.*

Norsk	Latin	d	e	f	g
Alke	<i>Alca torda</i>	1	1	1	3
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	1	3*	1	4
Bergand	<i>Aythya marila</i>	5	2	1	3
Dvergdykker ¹	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	4 [#]	2	1	1
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	3	2	5	5 α
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	1 [§]	5 [§]	3	5 [§]
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	5 [^]	5 [^]	1 [^]	5 [^]
Grønlandsmåke	<i>Larus glaucoides</i>	3	3*	5	4 [§]
Grågås	<i>Anser anser</i>	5 [^]	5 [^]	5 [^]	4 [^]
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	3	2	5	5 α
Gråstrupedykker	<i>Podiceps grisegena</i>	1*	1*	3*	1 α
Gulnebbblom	<i>Gavia adamsii</i>	1 [§]	2 [§]	3 [§]	1 [§]
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	4*	3*	3*	3 α
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	4	2	1	3 α
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	2	3	5*	1 α
Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	4	3	1	5
Hettemåke	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	2	1	5	5 α
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	2	2 [§]	1	1
Hvitkinngås ²	<i>Branta leucopsis</i>	1	1	5	1
Islom	<i>Gavia immer</i>	1	2	3	1
Knekkand ³	<i>Spatula querquedula</i>	3	3	1	1
Knoppsvane ⁴	<i>Cygnus olor</i>	5	5	5	4
Kortnebbgås	<i>Anser brachyrhynchus</i>	5 [^]	5 [^]	5 [^]	4 [^]
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	3	3	3	5 α
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	3	2	3	2
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	1*	1*	3 [§]	2 [§]
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	2	1	1	3
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	1	1	1	4
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	1	5	3	5 α
Polarjo	<i>Stercorarius pomarinus</i>	1 [§]	3*	3 [§]	5 [§]
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	1	1*	1*	1
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	3 [§]	2 [§]	5 [§]	4 [§]
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	5*	5*	5*	1
Ringgås	<i>Branta bernicla</i>	1*	1*	5*	1
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	1	5	3	5 α
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	5 [^]	5 [^]	5 [^]	4 [^]
Siland	<i>Mergus serrator</i>	2 [§]	1*	3 [§]	2
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	3	2	5	5 α
Sjørørre	<i>Melanitta fusca</i>	3	2	1	1
Skjeand	<i>Spatula clypeata</i>	5*	5*	1*	1 [^]
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	1	2	3	1 α
Snadderand	<i>Mareca strepera</i>	5	1*	1*	1
Splitterne	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	1	4*	3	1 [^]
Stellerand ⁵	<i>Polysticta stelleri</i>	3	2	1	3
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	1*	3*	5*	1
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	1	4	3	5

Storlom	<i>Gavia arctica</i>	1	3	3	1 α
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	1	2	3	5 α
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	3	2	1	1
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	3	2	5	5 α
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	2 \S	3*	3 \S	4
Taffeland ⁶	<i>Aythya ferina</i>	5	2	1	3
Teist	<i>Cephus grylle</i>	1	1	1	3
Toppand ⁶	<i>Aythya fuligula</i>	5	2	1	3
Toppskarv	<i>Gulosus aristotelis</i>	1	2	3	5 α
Tundragås	<i>Anser albifrons</i>	5 [^]	5 [^]	5*	4 [^]
Tyvjo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	1	5	3	5
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	3	2	1	3

For verdiene for overlevelse er tatt utgangspunkt i Furness et al. (2014). For de artene som ikke var inkludert i Furness et al. (2014), brukte vi informasjon fra King et al. (2009) (markert med [^] i tabellen), Robinson Willmott et al. (2013) (markert med * i tabellen), Bradbury et al. (2014) (markert med \S i tabellen) eller Dierschke et al. (2016) (markert med α i tabellen). For noen arter, har vi gjort egen vurdering (markert med # i tabellen). For de artene hvor det ikke var tilgjengelig informasjon, brukte vi verdier tatt for arter som ble vurdert mest lik i overlevelse og adferd. ¹ Verdier tatt fra horndykker, ² Verdier tatt fra ringgås, ³ Verdier tatt fra svartand, ⁴ Verdier tatt fra sangsvane, ⁵ Verdier tatt fra ærfugl, ⁶ Verdier tatt fra bergand.

Tabell 10.3. Artsvis vurdering av faktorene som er brukt til å beregne sensitivitet for habitatforstyrrelse. **(h)** Unnvikelse/ (fortrengning). **(i)** Fleksibilitet i habitatbruk. Faktorene er fra 1 til 5, hvor 5 er høyeste verdi.

Norsk	Latin	h	i
Alke	<i>Alca torda</i>	3	3
Alkekonge	<i>Alle alle</i>	2	2
Bergand	<i>Aythya marila</i>	3	4
Dvergdykker ¹	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	5	4
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	1□	2
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	1§	2
Gravand	<i>Tadorna tadorna</i>	1^	4#
Grønlandsmåke	<i>Larus glaucooides</i>	2§	2*
Grågås	<i>Anser anser</i>	2^	4#
Gråmåke	<i>Larus argentatus</i>	1□	1
Gråstrupedykker	<i>Podiceps grisegena</i>	5□	3
Gulnebbblom	<i>Gavia adamsii</i>	5§	4§
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	3□	4
Havhest	<i>Fulmarus glacialis</i>	3□	1
Havsule	<i>Morus bassanus</i>	5□	1
Havsvale	<i>Hydrobates pelagicus</i>	1	1
Hettemåke	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	1□	3
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	5*	4
Hvitkinngås ²	<i>Branta leucopsis</i>	5	4
Islom	<i>Gavia immer</i>	5	3
Knekkand ³	<i>Spatula querquedula</i>	5	4
Knoppsvane ⁴	<i>Cygnus olor</i>	2	4
Kortnebbgås	<i>Anser brachyrhynchus</i>	2^	4#
Krykkje	<i>Rissa tridactyla</i>	1□	3
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	4	4
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	4§	4§
Lomvi	<i>Uria aalge</i>	3	3
Lunde	<i>Fratercula arctica</i>	2	3
Makrellterne	<i>Sterna hirundo</i>	1□	3
Polarjo	<i>Stercorarius pomarinus</i>	1§	2
Polarlomvi	<i>Uria lomvia</i>	5*	3*
Polarmåke	<i>Larus hyperboreus</i>	2§	1§
Praktærfugl	<i>Somateria spectabilis</i>	5*	4*
Ringgås	<i>Branta bernicla</i>	5*	4#
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	1□	3
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	2^	4#
Siland	<i>Mergus serrator</i>	4*	4§
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	1□	1
Sjørre	<i>Melanitta fusca</i>	5	3
Skjeand	<i>Spatula clypeata</i>	5^	4#
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	5□	4
Snadderand	<i>Mareca strepera</i>	5*	4#
Splitterne	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	5^	3*
Stellerand ⁵	<i>Polysticta stelleri</i>	3	4
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	5*	4#
Storjo	<i>Stercorarius skua</i>	1	2
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	5□	4
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	1□	3

Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	5	4
Svartbak	<i>Larus marinus</i>	1 \square	2
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	2*	2 \S
Taffeland ⁶	<i>Aythya ferina</i>	3	4
Teist	<i>Cephus grylle</i>	3	4
Toppand ⁶	<i>Aythya fuligula</i>	3	4
Toppskarv	<i>Gulosus aristotelis</i>	1 \square	3
Tundragås	<i>Anser albifrons</i>	2 [^]	4
Tyvjo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	1	2
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	3	4

For verdiene for overlevelse er tatt utgangspunkt i Furness et al. (2014). For de artene som ikke var inkludert i Furness et al. (2014), brukte vi informasjon fra King et al. (2009) (markert med [^] i tabellen), Robinson Willmott et al. (2013) (markert med * i tabellen), Bradbury et al. (2014) (markert med \S i tabellen) eller Dierschke et al. (2016) (markert med \square i tabellen). For noen arter, har vi gjort egen vurdering (markert med # i tabellen). For de artene hvor det ikke var tilgjengelig informasjon, brukte vi verdier tatt for arter som ble vurdert mest lik i overlevelse og adferd. ¹ Verdier tatt fra horndykker, ² Verdier tatt fra ringgås, ³ Verdier tatt fra svartand, ⁴ Verdier tatt fra sangsvane, ⁵ Verdier tatt fra ærfugl, ⁶ Verdier tatt fra bergand.

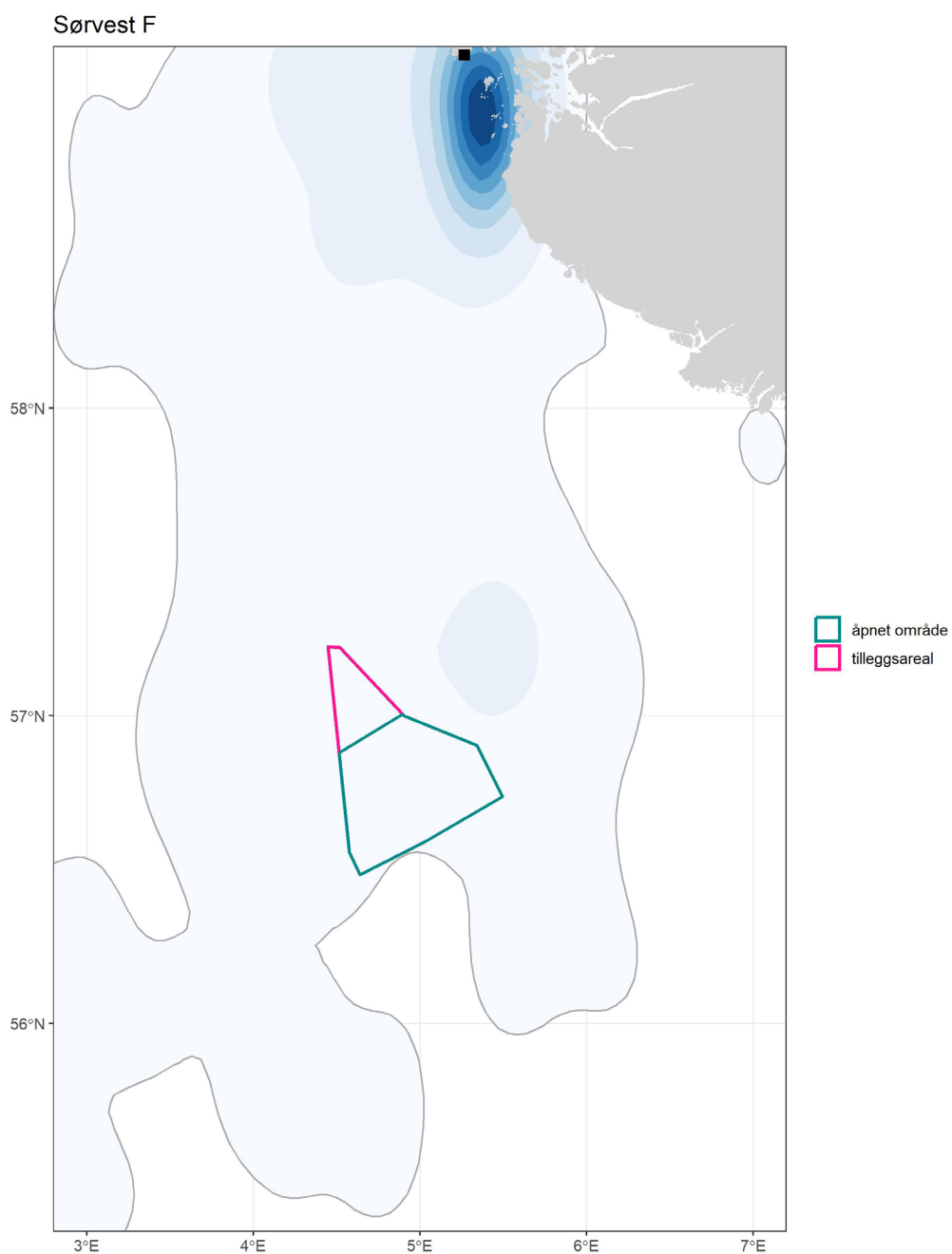
11 Vedlegg 3. GPS-sporing i hekketiden

11.1 Oversikt over datasett og overlapp med utredningsområdene

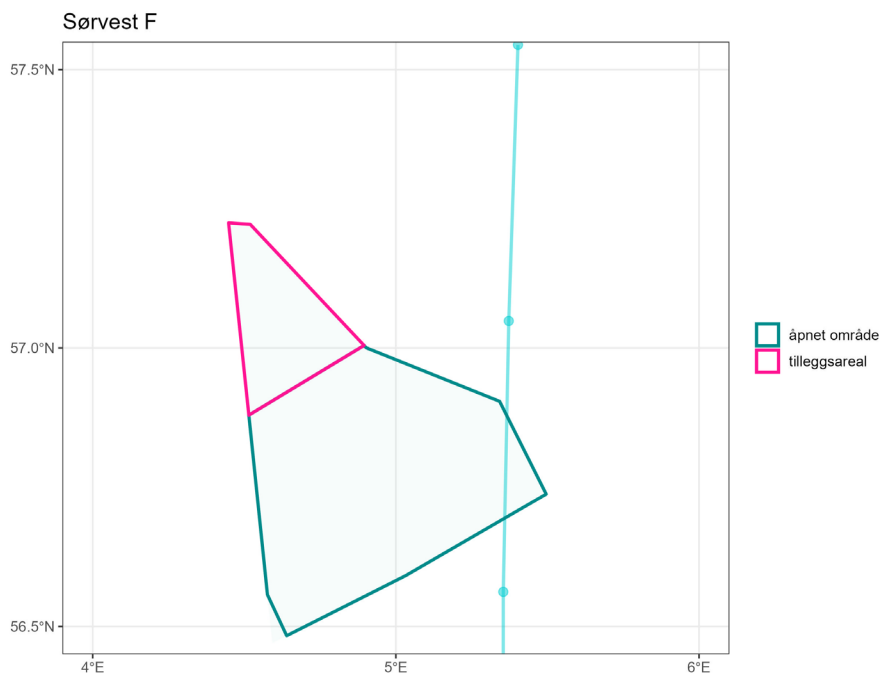
	Datasett antall posisjoner (ind)	Utredningsområde	Overlapp Vestavind F Åpnet område	Tilleggsareal	Overlapp Vestavind B Utredningsområde	Utredningsområde	Overlapp Sørvest F Åpnet område	Tilleggsareal
LOMVI								
Spannholmane (2022 & 2023)								
alle gps lokasjoner	22480 (21)	3297 (12)	4280 (12)	117 (10)	0	0	0	0
Dykelokasjoner	6787 (10)	1347 (7)	1306 (7)	41 (4)	0	0	0	0
Næringsøk (EMBC)	21252 (21)	4318 (12)	4203 (12)	115 (10)	0	0	0	0
Kjør (2023)								
alle gps lokasjoner	17871 (13)	0	0	0	0	0	0	0
Dykelokasjoner	12590 (13)	0	0	0	0	0	0	0
Næringsøk (EMBC)	16399 (13)	0	0	0	0	0	0	0
GRÅMÅKE								
Karmøy (2023) - alle gps lokasjoner	20181 (10)	0	0	0	0	0	0	0
Mandal (2023) - alle gps lokasjoner	13501 (5)	0	0	0	0	0	0	0
SILDEMÅKE								
Bergen (2023) - alle gps lokasjoner	7949 (4)	0	0	0	0	0	0	0
Karmøy (2023) - alle gps lokasjoner	8855 (7)	43 (1)	38 (1)	5 (1)	0	0	0	0
Mandal (2023) - alle gps lokasjoner	8533 (5)	0	0	0	0	0	0	0
KRYKKJE								
Skudeneshavn (2022 & 2023)								
alle gps lokasjoner	115391 (35*)	1484 (22)	535 (18)	949 (21)	80 (5)	539 (12)	308 (10)	231 (11)
Næringsøk (EMBC)	100465 (35*)	1083 (18)	342 (13)	741 (17)	53 (4)	442 (11)	252 (9)	190 (8)

*35 = individ-år, 26 ulike individer

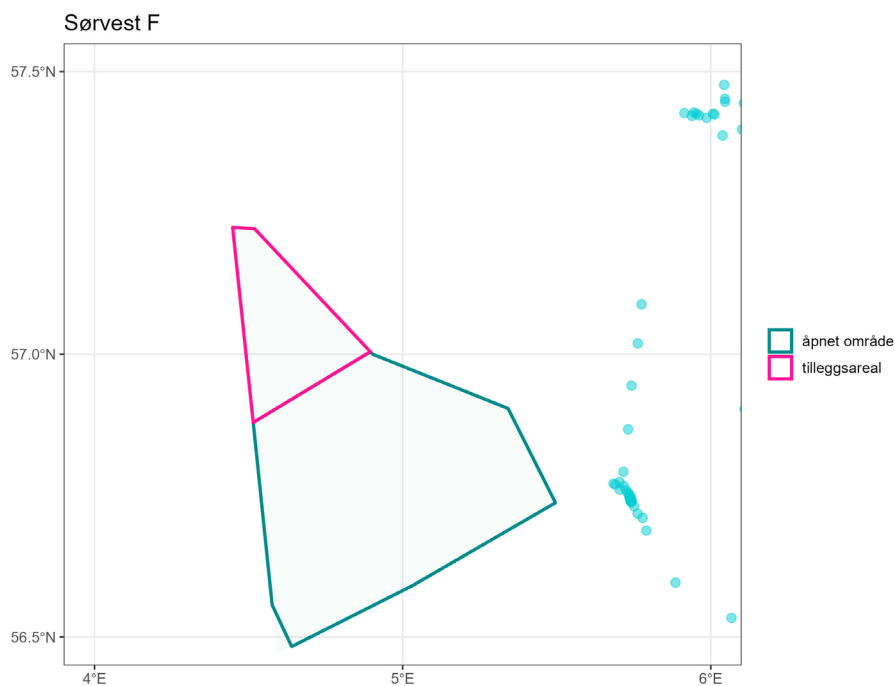
11.2 Eksempler GPS-kart Sørvest F



Figur 11.2.1. Kernel-tetthetskart av krykkje (blå) fra Skudeneshavn (svart firkant) som viser overlapp i habitatbruk av krykkje med utredningsområdet Sørvest F.

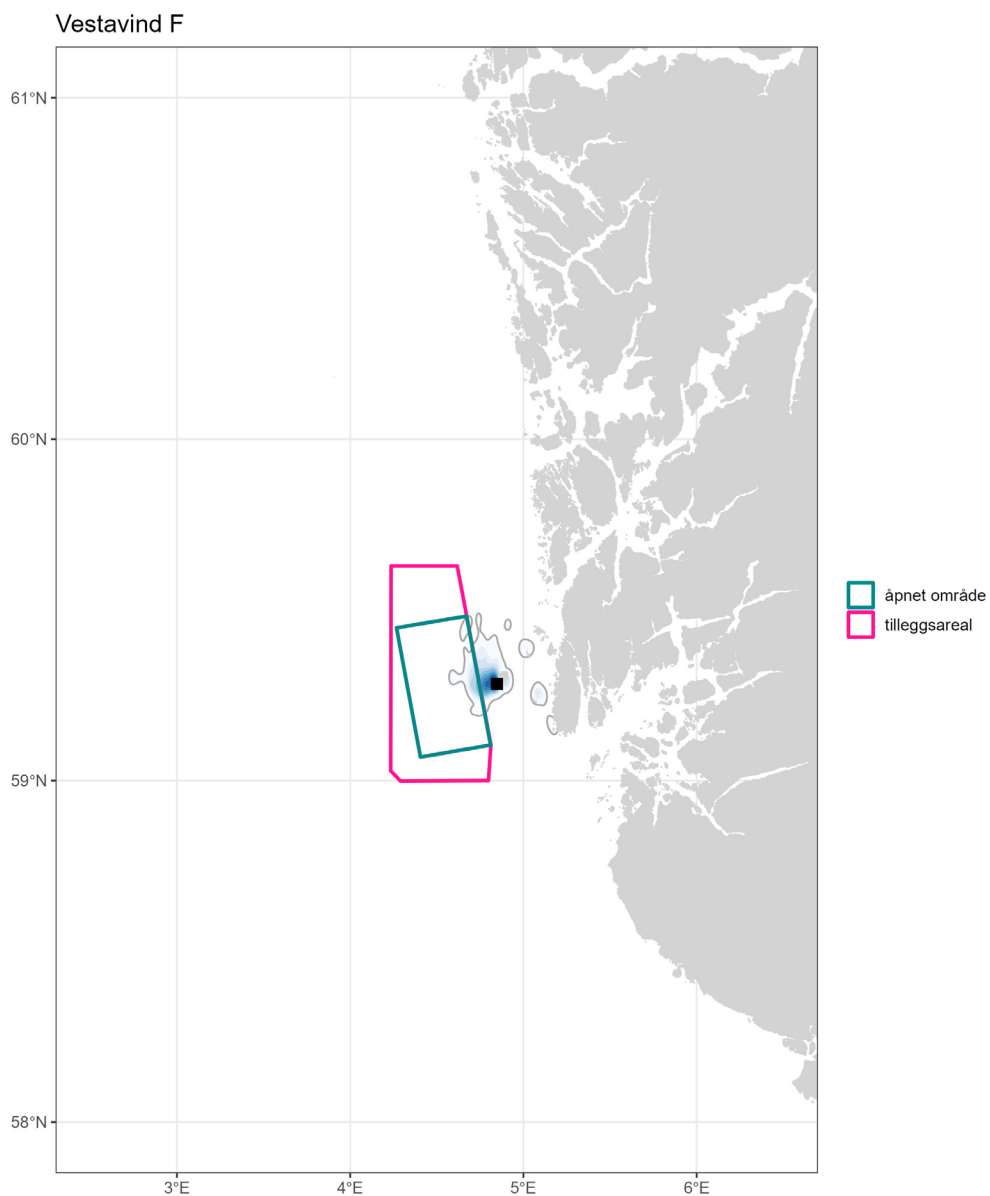


Figur 11.2.2. GPS-posisjoner av en gråmåke (lys blå) fra Karmøy. De tre posisjonene er del av et spor hvor vi antar at fuglen har flydd gjennom utredningsområdet Sørvest F.

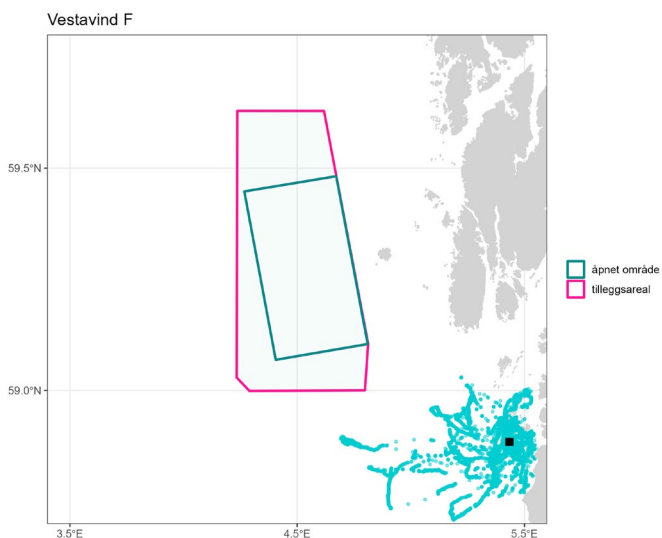


Figur 11.2.3. GPS-posisjoner av noen sildemåker (lys blå) fra Mandal er rett utenfor utredningsområdet Sørvest F.

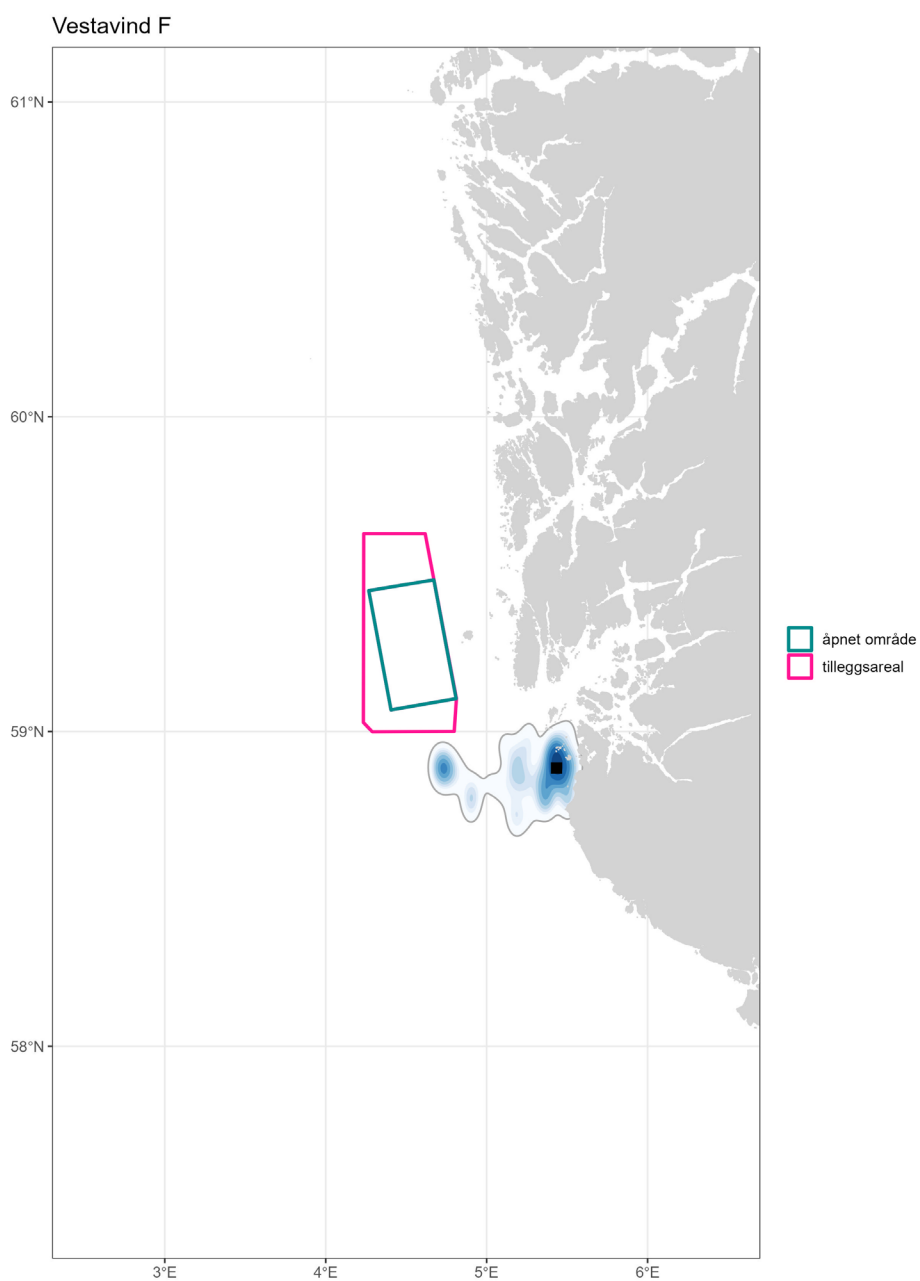
11.3 Eksempler GPS-kart Vestavind F



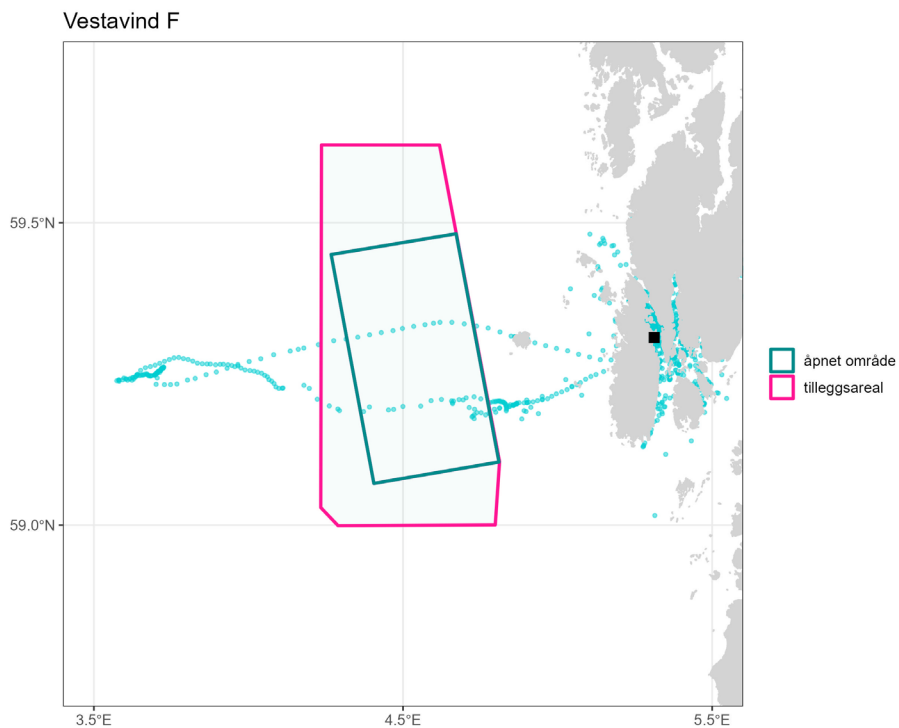
Figur 11.3.1. Kernel-tetthetskart av lomvi (blå) fra Spannholmane (svart firkant) som viser overlap i habitatbruk av lomvi med utredningsområdet Vestavind F.



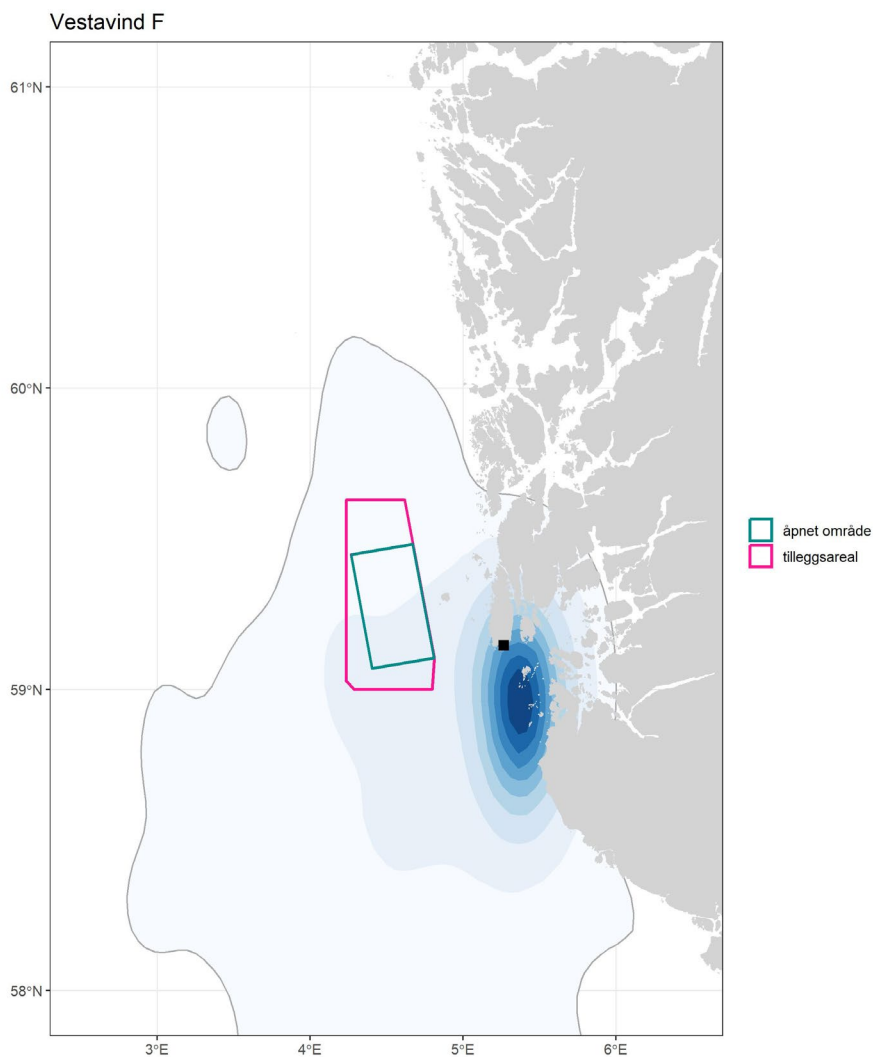
Figur 11.3.2. GPS-lokasjoner av lomvi (lys blå) fra Kjør viste ikke overlapp med utredningsområdet Vestavind F.



Figur 11.3.3. Kernel-tetthetskart av lomvi (blå) fra Skudeneshavn (svart firkant) som viser nærheten av habitat brukt sammenliknet med utredningsområdet Vestavind F.



Figur 11.3.4. GPS-lokasjoner av sildemåke (lys blå) fra Karmøy (svart firkant) viste overlapp med utredningsområdet Vestavind F.



Figur 11.3.5. Kernel-tetthetskart av krykkje (lys blå) fra Skudeneshavn (svart firkant) som viser overlapp i habitatbruk av krykkje med utredningsområdet Vestavind F.

12 Vedlegg 4. Trekkfugler

Tabell 12.1. Artssammensetningen til funksjonelle fuglegruppene brukt i *Brownian Bridge Movement Models (BBMM)* og påfølgende *Life Cycle Impact Assessments (LCIA)* for å belyse trekkrutene til fugler basert på norske, britiske, belgiske, nederlandske, tyske og danske ringmerkinger og gjenfunn, inkludert prøvestørrelsene (N = antall ringmerkede og gjenfunne individer).

Fuglegruppe	Latinsk navn	Norsk navn	N
Kråkefugl	<i>Corvus corone</i>	Kråke	1
	<i>Lanius collurio</i>	Tornskate	3
	<i>Lanius excubitor</i>	Varsler	2
	<i>Total</i>		6
Måker	<i>Larus argentatus</i>	Gråmåke	680
	<i>Larus canus</i>	Fiskemåke	309
	<i>Larus fuscus</i>	Sildemåke	714
	<i>Larus hyperboreus*</i>	Polarmåke	3
	<i>Larus marinus*</i>	Svartbak	1802
	<i>Larus ridibundus</i>	Hettemåke	599
	<i>Rissa tridactyla*</i>	Krykkje	16
	<i>Sterna hirundo</i>	Makrellterne	97
	<i>Sterna paradisaea</i>	Rødnebbterne	9
<i>Total</i>		4229	
Spurvefugler	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Sisvsanger	452
	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Rørsanger	218
	<i>Anthus petrosus</i>	Skjærpiplerke	100
	<i>Anthus pratensis</i>	Heipiplerke	105
	<i>Anthus trivialis</i>	Trepiplerke	9
	<i>Bombycilla garrulus</i>	Sidensvans	33
	<i>Carduelis cannabina</i>	Tornirisk	9
	<i>Carduelis chloris</i>	Grønnfink	481
	<i>Carduelis flammea</i>	Gråsisik	59
	<i>Carduelis flavirostris</i>	Bergirisk	36
	<i>Carduelis hornemanni</i>	Polarsisik	2
	<i>Carduelis spinus</i>	Grønnsisik	238
	<i>Carpodacus erythrinus</i>	Rosenfink	2
	<i>Certhia familiaris</i>	Trekryper	4
	<i>Cinclus cinclus</i>	Fossefall	27
	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kjernebiter	5
	<i>Delichon urbica</i>	Taksvale	2
	<i>Emberiza citrinella</i>	Gulspurv	3
	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Sivspurv	69

	<i>Erithacus rubecula</i>	Rødstrupe	255
	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Svarthvit flue- snapper	36
	<i>Fringilla coelebs</i>	Bokfink	99
	<i>Fringilla montifringilla</i>	Bjørkefink	155
	<i>Hirundo rustica</i>	Låvesvale	46
	<i>Loxia curvirostra</i>	Grankorsnebb	6
	<i>Luscinia svecica</i>	Blåstrupe	2
	<i>Motacilla alba</i>	Linerle	5
	<i>Motacilla cinerea</i>	Vintererle	2
	<i>Muscicapa striata</i>	Gråfluesnapper	6
	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinskvett	11
	<i>Parus caeruleus</i>	Blåmeis	38
	<i>Parus major</i>	Kjøttmeis	8
	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Rødstjert	13
	<i>Phylloscopus collybita</i>	Gransanger	65
	<i>Phylloscopus inornatus</i>	Gulbrynsanger	2
	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Løvsanger	196
	<i>Prunella modularis</i>	Jernspurv	158
	<i>Regulus regulus</i>	Fuglekonge	215
	<i>Riparia riparia</i>	Sandsvale	8
	<i>Saxicola rubetra</i>	Buskskvett	7
	<i>Sturnus vulgaris</i>	Stær	64
	<i>Sylvia atricapilla</i>	Munk	235
	<i>Sylvia borin</i>	Hagesanger	92
	<i>Sylvia communis</i>	Tornsanger	20
	<i>Sylvia curruca</i>	Møller	3
	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Gjerdsmett	17
	<i>Turdus iliacus</i>	Rødvingetrost	39
	<i>Turdus merula</i>	Svarttrost	241
	<i>Turdus philomelos</i>	Måltrost	21
	<i>Turdus pilaris</i>	Gråtrost	17
		<i>Total</i>	3936
Rovfugl	<i>Accipiter nisus</i>	Spurvehawk	27
	<i>Buteo buteo</i>	Musvåk	2
	<i>Buteo lagopus</i>	Fjellvåk	2
	<i>Falco columbarius</i>	Dvergfalk	5
	<i>Falco peregrinus</i>	Vandrefalk	5
	<i>Falco tinnunculus</i>	Tårnfalk	7
	<i>Milvus milvus</i>	Glente	2

	<i>Pandion haliaetus</i>	Fiskeørn	8
		<i>Total</i>	<i>58</i>
Sjøfugl	<i>Alca torda</i> *	Alke	2
	<i>Hydrobates pelagicus</i> *	Havsvale	324
	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Storskarv	35
	<i>Stercorarius skua</i> *	Storjo	4
	<i>Sula bassana</i> *	Havsule	8
	<i>Uria aalge</i> *	Lomvi	37
		<i>Total</i>	<i>410</i>
Vadere	<i>Actitis hypoleucos</i>	Strandsnipe	16
	<i>Arenaria interpres</i>	Steinvender	47
	<i>Calidris alba</i>	Sandløper	10
	<i>Calidris alpina</i>	Myrsnipe	349
	<i>Calidris ferruginea</i>	Tundrasnipe	34
	<i>Calidris maritima</i>	Fjæreplytt	67
	<i>Calidris minuta</i>	Dvergsnipe	74
	<i>Charadrius hiaticula</i>	Sandlo	132
	<i>Charadrius morinellus</i>	Boltit	2
	<i>Gallinago gallinago</i>	Enkeltbekkasin	9
	<i>Haematopus ostralegus</i>	Tjeld	118
	<i>Limosa lapponica</i>	Lappspove	89
	<i>Limosa limosa</i>	Svarthalespove	3
	<i>Lymnocyptes minimus</i>	Kvartbekkasin	3
	<i>Numenius arquata</i>	Storspove	5
	<i>Philomachus pugnax</i>	Brushane	37
	<i>Pluvialis apricaria</i>	Heilo	3
	<i>Pluvialis squatarola</i>	Tundralo	3
	<i>Scolopax rusticola</i>	Rugde	7
	<i>Tringa glareola</i>	Grønnstilk	5
	<i>Tringa nebularia</i>	Gluttsnipe	5
	<i>Tringa ochropus</i>	Skogsnipe	8
	<i>Tringa totanus</i>	Rødstilk	42
	<i>Vanellus vanellus</i>	Vipe	3
		<i>Total</i>	<i>1071</i>
Vannfugl	<i>Ardea cinerea</i>	Gråhegre	18
	<i>Fulica atra</i>	Sothøne	4
	<i>Gallinula chloropus</i>	Sivhøne	3
	<i>Grus grus</i>	Trane	108
		<i>Total</i>	<i>133</i>

Andefugl	<i>Anas crecca</i>	Krikkand	11
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Stokkand	2
	<i>Anser anser</i>	Grågås	138
	<i>Anser brachyrhynchus</i>	Kortnebbgås	274
	<i>Anser erythropus</i>	Dverggås	2
	<i>Anser fabalis</i>	Taigasædgåsa	16
	<i>Aythya fuligula</i>	Toppand	2
	<i>Branta bernicla</i>	Ringgås	4
	<i>Branta canadensis</i>	Kanadagås	7
	<i>Branta leucopsis</i>	Hvitkinngås	91
	<i>Cygnus cygnus</i>	Sangsvane	15
	<i>Cygnus olor</i>	Knoppsvane	49
	<i>Total</i>		<i>611</i>
Andre fuglearter	<i>Apus apus</i>	Tårnseiler	1
	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Nattravn	1
	<i>Cuculus canorus</i>	Gjøk	2
	<i>Jynx torquilla</i>	Vendehals	6
	<i>Streptopelia decaocto</i>	Tyrkerdue	1
	<i>Total</i>		<i>11</i>
<i>Alle grupper</i>	<i>Total</i>		<i>10465</i>

13 Vedlegg 5. Viktige datakilder på sjøfugl

Tabell 13.1 Oversikt over GPS-sporingsdata brukt i fagutredningen og primærkontakter* for dataene.

Art	Koloni	Sporingsår	Primærkontakt
Lomvi	Spannholmane	2022 & 2023	Signe Christensen-Dalsgaard
Lomvi	Kjør	2023	Signe Christensen-Dalsgaard
Krykkje	Skudeneshavn	2022 & 2023	Børge Moe
Gråmåke	Karmøy	2023	Børge Moe
Gråmåke	Mandal	2023	Morten Helberg
Sildemåke	Bergen	2023	Sindre Molværsmyr
Sildemåke	Karmøy	2023	Børge Moe
Sildemåke	Mandal	2023	Morten Helberg

*det er kun angitt ett navn per linje, selv om det kan være flere personer som deler ansvaret

Tabell 13.2. Oversikt over nøkkellokaliteter i SEAPOP og primærkontakter* for dataene

Nøkkellokalitet	Primærkontakt
Norge fastlandet	
Hornøya	Tone Reiertsen
Hjelmsøya	Geir Helge Systad
Grindøya	Sveinn Are Hanssen
Anda	Arnaud Tarroux
Røst	Tycho Anker-Nilssen
Helgeland	Jan Ove Bustnes
Sklinna/Sør-Gjæslingan	Nina Dehnhard
Runde/Ålesund	Signe Christensen-Dalsgaard
Vestland	Arild Breistøl
Rogaland	Arne Follestad
Agder	Sveinn Are Hanssen
Ytre Oslofjord	Kate Layton-Matthews
Svalbard og Jan Mayen	
Bjørnøya	Hallvard Strøm
Jan Mayen	Hallvard Strøm
Spitsbergen	Sébastien Descamps
Kongsfjorden	Børge Moe

*det er kun angitt ett navn per linje, selv om det kan være flere personer som deler ansvaret

Tabell 13.3. Oversikt over sporing i regi av SEATRACK for ulike arter ved alle lokaliteter med primærkontakter* for dataene. Alder er angitt som voksne (Ad.) og ungfugler (pull.).

Lokalitet	Art	Alder	Primærkontakt/partner
Norge fastlandet			
Anda	Lunde	Ad.+ pull.	Signe Christensen-Dalsgaard
Anda	Krykkje	Ad.+ pull.	Signe Christensen-Dalsgaard
Gjesværstappan	Havsule	Ad.	Børge Moe
Grindøya	Ærfugl	Ad.	Sveinn Are Hanssen
Hjelmsøya	Alke	Ad.	Geir Helge Systad
Hjelmsøya	Lunde	Ad.	Geir Helge Systad
Hjelmsøya	Lomvi	Ad.	Geir Helge Systad
Hjelmsøya	Storjo	Ad.	Sveinn Are Hanssen
Hornøya	Krykkje	Ad.	Tone Reiertsen
Hornøya	Gråmåke	Ad.	Tone Reiertsen
Hornøya	Polarlomvi	Ad.	Tone Reiertsen
Hornøya	Lomvi	Ad.	Tone Reiertsen
Hornøya	Lunde	Ad.+ pull.	Tone Reiertsen
Hornøya	Alke	Ad.	Tone Reiertsen
Hornøya	Toppskarv	Ad.	Tone Reiertsen
Hvaler	Ærfugl	Ad.	Børge Moe
Karmøy	Sildemåke	Ad.	Børge Moe
Karmøy	Gråmåke	Ad.	Børge Moe
Karmøy	Krykkje	Ad.	Børge Moe
Karmøy	Ærfugl	Ad.	Børge Moe
Karmøy	Toppskarv	Ad.	Oskar Bjørnstad
Karmøy	Havhest	Ad.	Oskar Bjørnstad
Karmøy	Lomvi	Ad.	Signe Christensen-Dalsgaard
Lyngøy	Gråmåke	Ad.	Arild Breistøl
Mandal og Lindesnes	Sildemåke	Ad.	Morten Helberg
Mandal og Lindesnes	Gråmåke	Ad.	Morten Helberg
Mandal og Lindesnes	Ærfugl	Ad.	Runar Jåbekk
Nesodden	Ærfugl	Ad.	Børge Moe
Røst	Lunde	Ad.	Tycho Anker-Nilssen
Røst	Alke	Ad.	Tycho Anker-Nilssen
Røst	Stormsvalde	Ad.	Tycho Anker-Nilssen
Røst	Krykkje	Ad.+ pull.	Tycho Anker-Nilssen
Røst	Lomvi	Ad.	Tycho Anker-Nilssen
Røst	Toppskarv	Ad.	Tycho Anker-Nilssen
Runde og Aalesund	Storjo	Ad.	Signe Christensen-Dalsgaard

Tabell 13.3 forts.

Runde og Aalesund	Krykkje	Ad.	Signe Christensen-Dalsgaard
Runde og Aalesund	Lunde	Ad.	Signe Christensen-Dalsgaard
Selvær	Ærfugl	Ad.	Thomas Holm Carlsen
Sklinna	Lunde	Ad.	Nina Dehnhard
Sklinna	Toppskarv	Ad.	Nina Dehnhard
Sklinna	Alke	Ad.	Nina Dehnhard
Sklinna	Krykkje	Ad.	Nina Dehnhard
Sklinna	Lomvi	Ad.+ pull.	Nina Dehnhard
Svalbard og Jan Mayen			
Alkefjellet	Polarlomvi	Ad.	Sebastien Descamps
Alkefjellet	Krykkje	Ad.	Sebastien Descamps
Alkefjellet	Havhest	Ad.	Sebastien Descamps
Bjørnøya	Polarmåke	Ad.+ pull.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Storjo	Ad.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Polarlomvi	Ad.+ pull.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Lomvi	Ad.+ pull.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Krykkje	Ad.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Alkekonge	Ad.+ pull.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Rødnebbterne	Ad.	Hallvard Strøm
Bjørnøya	Havhest	Ad.	Hallvard Strøm
Hornsund	Alkekonge	Ad.+ pull.	Katarzyna Wojczulanis-Jakubas
Isfjorden	Krykkje	Ad.	Sebastien Descamps
Isfjorden	Lunde	Ad.+ pull.	Sebastien Descamps
Jan Mayen	Polarlomvi	Ad.	Hallvard Strøm
Jan Mayen	Lomvi	Ad.	Hallvard Strøm
Jan Mayen	Havhest	Ad.	Hallvard Strøm
Kongsfjorden	Polarmåke	Ad.+ pull.	Sebastien Descamps
Kongsfjorden	Storjo	Ad.	Børge Moe
Kongsfjorden	Ærfugl	Ad.	Børge Moe
Kongsfjorden	Krykkje	Ad.+ pull.	Børge Moe
Kongsfjorden	Rødnebbterne	Ad.	Maarten Loonen
Kongsfjorden	Polarlomvi	Ad.+ pull.	Sebastien Descamps
Koval'skijfjella	Krykkje	Ad.	Sebastien Descamps
Magdalenefjorden	Alkekonge	Ad.	Katarzyna Wojczulanis-Jakubas

*det er kun angitt ett navn per linje, selv om det kan være flere personer som deler ansvaret

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5246-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger