Multiconsult

NOTAT

Oppdrag	**KU for Moifjellet Vindkraftverk**	Dokumentkode	10252119-01-RIM-NOT-001
Emne	Modellering og feltkartlegging i kontrollflater – kystlynghei, myr og klokkesøte	Tilgjengelighet	
Oppdragsgiver	Statkraft	Oppdragsleder	Håvard Finanger
Kontaktperson	Andreas Stokke	Utarbeidet av	Sølvi Wehn
Kopi		Ansvarlig enhet	Naturressurser

SAMMENDRAG

Planområdet for Moifjellet Vindkraftverk inkluderer kystlynghei (sterkt trua, utvalgt naturtype) og myr (viktig karbonlager) og klokkesøte (sårbar). Statkraft ønsker en mest mulig skånsom utbygging herunder vurdere avbøtende og kompenserende tiltak. Gjeldende metodikk for kartlegging (M-2209) gir ikke rom for å kartlegge alle typer myr eller variasjon innad i en naturtype-lokalitet, noe som er nødvendig for å gi tilstrekkelig datagrunnlag for å spisse tiltak innad i dette planområdet. Eksperter har vurdert at naturtyper i fjell, myrtyper samt habitat for rødlista arter kan kartlegges basert på fjernanalyse, tilgjengelige data og feltarbeid. Multiconsult har derfor, basert på fjernanalyse, tilgjengelige data og feltregistreringer i planområdet, utarbeidet modeller som kan anvendes i detaljplanlegging og til å prioritere områder hvor avbøtende og/eller kompenserende tiltak kan iverksettes.

Treningsdatasett ble basert på tidligere NiN-kartlegginger og registrerte forekomster av klokkesøte. Feltvalideringsdata ble basert på feltkartlegging i 188 kontrollflater på 250 m^2 og langs transekter gjennom planområdet. Tilgjengelige datasett som ble vurdert som mulige bakgrunnsdata var arealressurskart (AR5), NDVI (basert på nedlastede satellittbilder), markfuktighetsmodell (DTW), digital terrengmodell (DTM), høyde over terreng (digital overflatemodell (DOM) – DTM) og flyfoto.

Kystlynghei: Overlapp mellom åpen fastmark i AR5 og kystlynghei kartlagt i felt var 99 %, noe som tyder på at AR5 gir en svært god modell på utbredelse av kystlynghei i planområdet. Modellen tilsier at planområdet inkluderer ei kystlynghei på over 13 km^2. Høyde over terreng og flyfoto ble vurdert å sammen gi god informasjon på både suksesjon og spor av tunge kjøretøy, og dermed tilstand i kystlynghei i henhold til Miljødirektoratets kartleggingsinstruks M-2209. I detaljprosjekteringen kan man anvende modellen på høyde over terreng for å redusere konsekvensen av inngrep i kystlynghei. Den delen av kystlyngheia som er i gjengroing, kan restaureres. Modell på høyde over terreng og flyfoto kan anvendes til å lokalisere disse. Slike modeller kan også brukes utenfor planområdet for å finne andre områder som kan restaureres for å kompensere skader forårsaket av utbyggingen.

Myr: Overlapp mellom myr i AR5 og myr kartlagt i felt var 100 %, noe som tyder på at AR5 gir en svært god modell på utbredelse av myr i planområdet. Modell basert på AR5 tilsier at planområdet inkluderer 85 myrer. Størrelsen på myrene varierer fra 75 m^2 til 154 307 m^2. Avgrensingene er imidlertid ikke detaljerte nok for å unngå å degradere myr i detaljprosjekteringen. Dvs. ytterkanter av myrene bør kartlegges i større detalj i felt for å unngå skade. AR5 gir ikke en modell på type myr. Feltkartleggingen og tilgjengelige data om kalkinnhold, DTM, samt flyfototolkning sannsynliggjør at rike myrtyper eller de fleste nedbørmyrtypene (dvs. mange av de rødlistede myrtypene) ikke forekommer i planområdet, men forekomster av terrengdekkende (sårbar) eller semi-naturlige (sterkt trua) myr kan ikke utelukkes. Myr må kartlegges i felt for å dokumentere eventuell forekomst av disse myrtypene. DTM, høyde over terreng og flyfoto ble vurdert å gi god informasjon om grøfting, torvuttak, gjenvekst og spor av tunge kjøretøy og dermed tilstand i myr. Vi antar at de fleste myrene i planområdet er i god tilstand, men de vi fant var grøftet (2 myrer) eller hadde kjørespor (10 myrer) kan restaureres. AR5 gir informasjon om størrelse på myrene (noe som for mange myrtyper indikerer naturmangfold i myra iht. M-2209), men myrer må kartlegges i felt for å dokumentere forekomster av arter. Før detaljprosjekteringen bør alle myrene som kan bli berørt i felt, bli kartlagt. I detaljprosjekteringen bør kunnskap fra denne feltkartleggingen i tillegg til modellen på markfuktighet, brukes for å redusere negative konsekvenser i myr.

REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV
02	28.02.24	Revidert etter innspill fra Statkraft	SW	ØWJ	Håvard Finanger
01	16.02.24	Revidert etter innspill fra Statkraft	SW	ØWJ	Håvard Finanger
00	15.01.24	Modellering og feltkartlegging i kontrollflater	SW	Heidi Solstad	Håvard Finanger

Klokkesøte: DTM, høyde over terreng, DTW og NDVI ble vurdert å gi en god modell på egnede habitat for klokkesøte i planområdet. 88 % av registreringer av klokkesøte-forekomster i planområdet var i areal modellert å være mulige habitat. I detaljprosjekteringen bør denne modellen brukes for å unngå inngrep som degraderer klokkesøte-habitat

1 Bakgrunn

Omsøkt planområde for Moifjellet Vindkraftverk er kartlagt etter DN håndbok 13 og KU verdier er vist i Naturbase (se Figur 1-2 og Figur 1-2). Planområdet inkluderer kystlynghei og myrområder (se Figur 1-1. Planområdet inkluderer iht. kartlegging etter DN håndbok 13, kystlynghei og myrområderI områdene rundt planområdet er den rødlista arten klokkesøte registrert med stor utbredelse (se Figur 3-5).

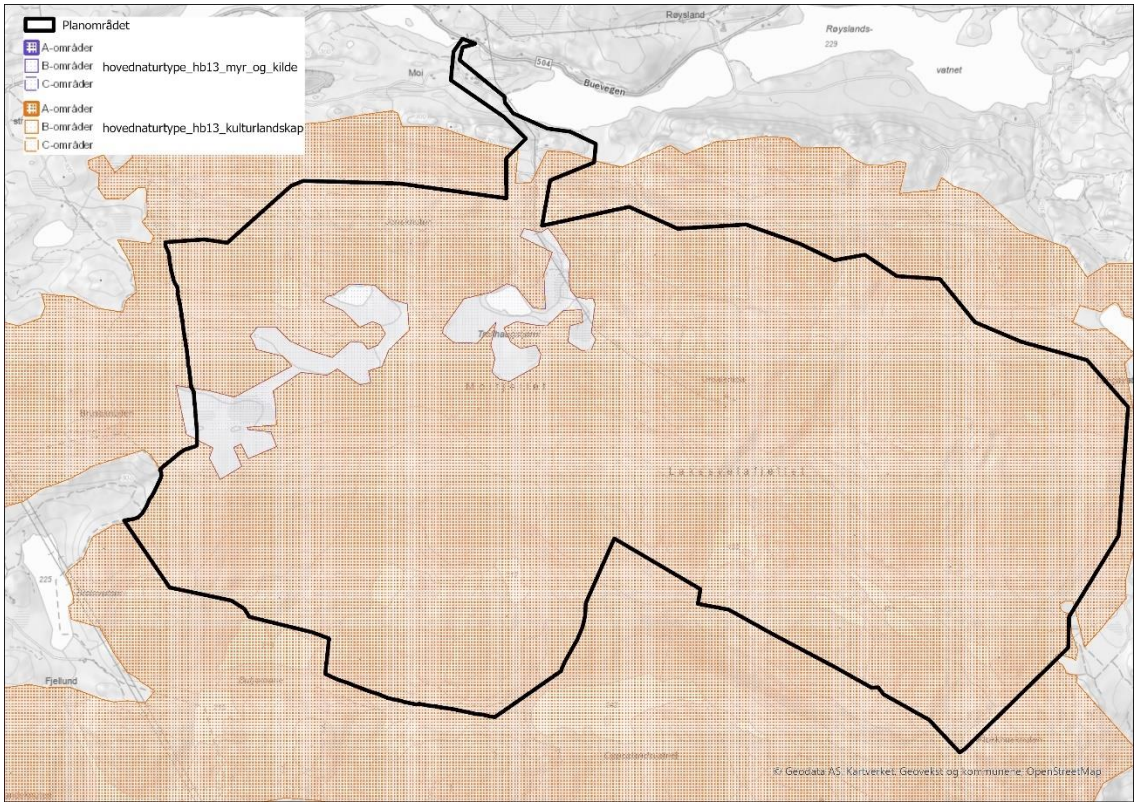
Statkraft ønsker en mest mulig skånsom utbygging herunder vurdere avbøtende og kompenserende tiltak. Statkraft har derfor bedt Multiconsult om å supplere eksisterende kunnskapsgrunnlag. Multiconsult har utarbeidet modeller som kan være til hjelp i å utpeke områder som bør unngås, kartlegges i mer detalj og/eller prioriteres når man skal iverksette tiltak for å bedre tilstand og/eller naturmangfold.

Eksisterende kart over naturtyper (vist i Figur 1-1 og Figur 1-2) har relativt lav oppløsning. For en detaljprosjektering er det derfor behov for mer detaljerte kart over utbredelser av kystlynghei og myr generelt, samt hvilke typer myr som forekommer i planområdet. For å unngå inngrep i de mest verdifulle lokalitetene i kystlyngheia er det behov for et kart som viser variasjonen innad i lokaliteten. Klokkesøte er ikke registrert i stort omfang innad i planområdet, men da arten er såpass utbredt like utenfor, er det et behov for å vurdere mulige habitat for denne arten også i planområdet.

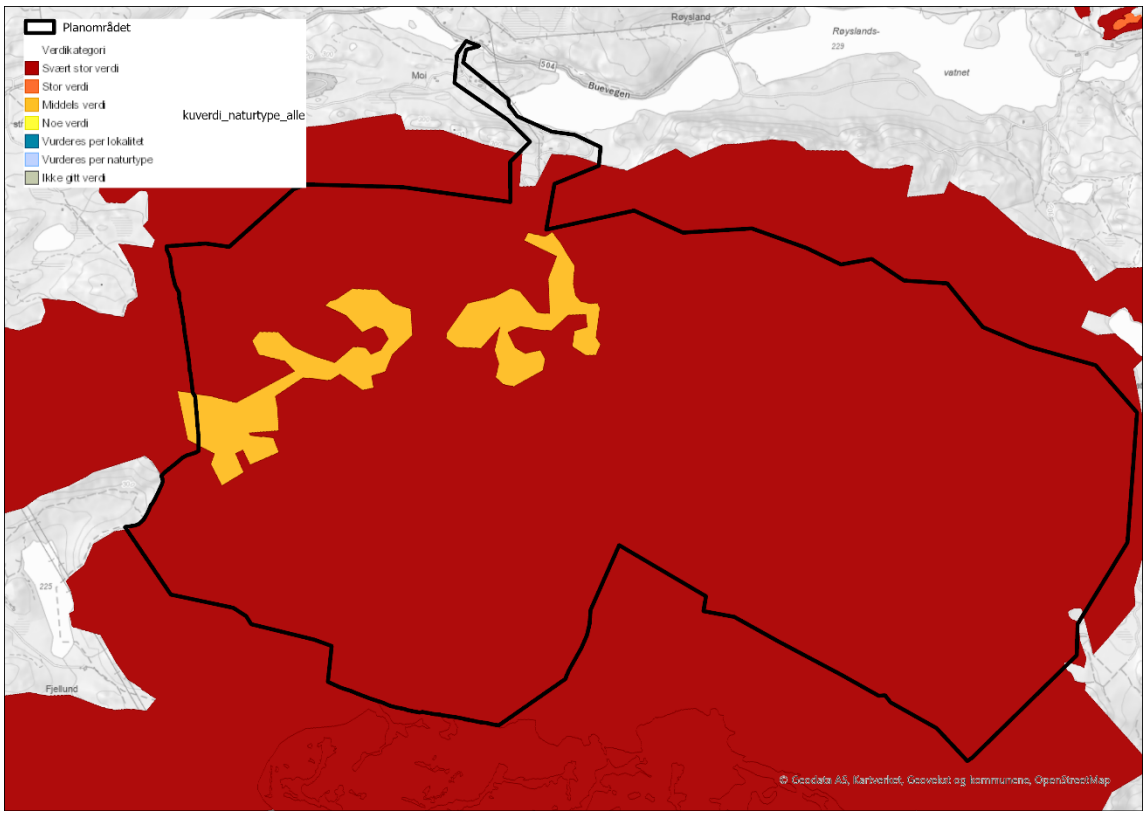
Miljødirektoratet anser fjernmåling som svært relevant i kartlegging av miljø (se https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/fjernmaling/). Blant annet har Miljødirektoratet finansiert en studie hvor fjernmåling av naturtyper i fjell er testet ut (Groesz m.fl. 2022). Studiet til Groesz m.fl. (2022) konkluderte med at en kombinasjon av fjernmåling og feltundersøkelser kan anvendes for å kartlegge naturtyper i fjellet.

En beskrivelse av hvordan man skal vurdere naturmangfold og tilstand for rødlista naturtyper og naturtyper med sentral økosystemfunksjon er gitt i M-2209. M-2209 gir ikke rom for å utarbeide kart med den oppløsningen man her ønsker, da den ikke inkluderer alle myrtyper og heller ikke en visualisering av variasjon innad i en naturtype. Multiconsult har derfor, ved å anvende metodikk beskrevet i M-2209 i kombinasjon med fjernmåling, produsert modeller/kart over alle myrer som forekommer i planområdet, et mer detaljert kart over utbredelse av kystlynghei i planområdet, samt kart som illustrerer variasjon på tilstand innad i kystlyngheia. Modellene er verifisert basert på bakkesannheter fra feltbefaring.

Modellering av arters potensielle utbredelse (egnede habitat) er vurdert å være et godt verktøy til å identifisere ukjente lokaliteter med rødlista arter og som basis for å utarbeide forvaltningsplaner (Stokland m.fl. 2008). Multiconsult har derfor også laget kart over mulige habitat for klokkesøte i planområdet.



Figur 1-1. Planområdet inkluderer iht. kartlegging etter DN håndbok 13, kystlynghei og myrområder. Bakgrunnskart hentet fra: https://kart.miljodirektoratet.no/arcgis/services/naturtyper_hb13/MapServer/WMSServer. Se beskrivelser av lokalitetene: https://geocortex02.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase.



Figur 1-2. Kartlagt KU-verdi i planområdet. Bakgrunnskart hentet fra: https://kart.miljodirektoratet.no/arcgis/services/naturtyper_kuverdi/MapServer/WMSServer.

2 Egenskaper ved kystlynghei, myr og klokkesøte

For å vurdere relevante tiltak for å redusere risiko for en naturverdi, må man ha kunnskap om egenskaper ved hver naturverdi.

2.1 Kystlynghei

Kystlynghei er en rødlista (sterkt trua – EN iht. Rødliste for naturtyper 2018) og utvalgt naturtype (jf. naturmangfoldloven og forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven). Naturtypen er formet av lang tids skjøtsel med beite og lyngbrenning (Hovstad m.fl. 2018; NiN 3.0 (https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-C-PE-NA-MB-T-K-03)). Naturtypen er trua da tradisjonell skjøtsel ikke lenger utføres i like stor grad som tidligere, dette gjelder spesielt lyngbrenning.

M-2209, versjon 18.01.2023 beskriver at tilstand for en kystlynghei-lokalitet først og fremst blir bestemt av beitetrykk og suksesjonsstadium. For at en lokalitet skal være i god tilstand må lokaliteten beites, men ikke for intensivt. I tillegg må den være intakt, dvs. ha et åpent preg uten trær eller kun enkeltstående trær. Selv om dette foreligger, vil menneskeskapte objekter som bygninger eller driftsområder, fremmedartsinnslag og spor av tunge kjøretøy kunne redusere tilstanden.

Naturmangfold blir iht. M-2209, først og fremst bestemt av størrelsen på lokaliteten. I tillegg bestemmer utviklingsfase, antall kartleggingsenheter og antall rødlista arter naturmangfold. Underliggende, lokale komplekse miljøgradienter som definerer grunntypene (og dermed antall kartleggingsenheter) er kalkinnhold og uttørkingsfare (dvs. markfuktighet). Prognose for kalkinnhold i hele planområdet, bortsett fra et lite område nede ved Moi, er kalkfattig iht. https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/berggrunnokologiwms/3e4b3bb0-dcb1-4fa4-a458-9734f789a333. Om størrelsen av ei kalkfattig (eller intermediær) kystlynghei er over 1 000 000 m^2 (1000 dekar/1 km^2) vil naturmangfold bli definert som stort, uavhengig av verdiene på de andre variablene (for de rikere kystlyngheiene er denne grenseverdien 300 000 m^2).

Basert på befaring i planområdet og samtaler med grunneiere vet vi at sau beiter i planområdet, men området blir ikke lenger skjøttet med lyngbrenning.

Kystlynghei er et også et karbonlager, det er registrert opp til 22 kg karbon per kvadratmeter i kystlynghei i Norge (Haugum 2021).

2.2 Myr

Myr er et landområde med fuktighetskrevende vegetasjon som danner torv (Lyngstad m.fl. 2018). Torv er et karbonrikt organisk materiale av mer eller mindre omdannete planterester, dannet i et fuktig miljø uten lufttilgang (Haraldsen m.fl. 2020). Myr er dermed et viktig karbonlager som har tatt opp mer karbon fra atmosfæren gjennom oppbygging av torv enn det den har avgitt i form av klimagasser, potensielt over flere årtusen. Gjennomsnittlig lagring av karbon i norske myrer er iht. Bartlett m.fl. (2020) om lag 50 kg karbon per kvadratmeter.

Noen myrtyper er rødlista da de er trua grunnet skogreising og oppdyrking gjennom grøfting og utbygging som medfører arealbeslag (Lyngstad m.fl. 2018). I tillegg har indirekte påvirkning grunnet langtransportert nitrogen hatt negativ påvirkning, og pågående klimaendringer forventes å ytterligere påvirke myr.

Kartleggingsinstruksen (M-2209, versjon 18.01.2023) beskriver ikke at alle typer myr skal kartlegges, men kun myr som er rødlista eller vurdert å ha sentral økosystemfunksjon. Disse typene inkluderer øyblandingsmyr, høymyrer, terrengdekkende myr, palsmyr, rik åpen jordvannsmyr, nedbørsmyr og semi-naturlig myr. Palsmyr inkluderer kjerner av permafrost, noe som ikke

forekommer i planområdet. Da planområdet inkluderer kalkfattige areal, antas det at rik åpen jordvannsmyr heller ikke forekommer i planområdet. De resterende myrene, bortsett fra semi-naturlig myr, er myrer med større eller mindre flater med ombrogen[1] overflatetorv, dvs. nedbørsmyrer. Minstearealet for at man skal kartlegge myrtypene som kan forekomme i planområdet er, om man følger M-2209, enten 1 000 m^2 eller 2 500 m^2.

Variabler som trekker ned tilstand i myr er grøftingsintensitet, spor av tunge kjøretøy, slitasje, torvuttak, vedvekster i feltsjiktet og dekning av busker og gjenveksttrær.

Naturmangfold blir iht. M-2209 først og fremst bestemt av størrelsen på lokaliteten. Alle typene myr som skal kartlegges iht. M-2209, skal om de overstiger en viss størrelse (100 000 m^2 eller 200 000 m^2), gis stort naturmangfold. For flere myrtyper vil myrstrukturer og forekomst av habitatspesifikke, rødlista arter og/eller kalkindikatorer gi høyere skår på naturmangfold selv om størrelsen er liten.

Da man i dette prosjektet ønsker å ikke bare hensynta naturmangfold, men også økosystem-tjenesten karbonlagring er det et ønske om å ivareta at alle myrer (som alle er svært viktige karbonlagre). Det er derfor et mål å identifisere alle myrer. I første omgang er det et ønske om å kartlegge omfang, dvs. lokalisere alle myrene i planområdet.

2.3 Klokkesøte

Klokkesøte (*Gentiana pneumonanthe*) er en flerårig urt som er vurdert som sårbar på grunn av en estimert pågående populasjonsnedgang på over 30 % (Solstad m.fl. 2021). Klokkesøte er knyttet til næringsfattig myr og kystfukthei, dynetrau og sjøstrender, men fra søndre Aust-Agder til Jæren vokser den i hovedsak i kystfukthei (Solstad m.fl. 2021). Kystfukthei er fuktigere partier i kystlyngheia.

Klokkesøte er en rødlista art (sårbar iht. Norsk rødliste for arter 2021) som er i tilbakegang pga. grøfting av myr, gjødsling av myr og kystlynghei, opphør av tradisjonell skjøtsel av kystlynghei (beite og lyngbrann) og planting av fremmede bartrær (som sitkagran), samt trolig økt utbredelse av blåtopp som følge av økt nitrogen-nedfall. Gjødsling av myr og fukthei påvirker også trolig tilbakegangen av klokkesøte.

3 Datainnhenting

For å utarbeide modeller må man ha data på «bakkesannheter» samt et sett med relevante bakgrunnsdata. Bakkesannheter er i mange tilfeller data fra registreringer i felt. Disse gir så et «treningsdatasett». Relevante bakgrunnsdata kan være basert på modeller og/eller registreringer av miljøvariabler i felt. Modellene man utarbeider, («trener») basert på bakkesannhetene og bakgrunnsdataene, bør deretter evalueres basert på data fra det spesifikke området man ønsker å modellere (et valideringsdatasett). Erikstad m.fl. (2011) beskriver at punktregistreringer gir robuste data for et datasett som skal brukes for å evaluere modeller.

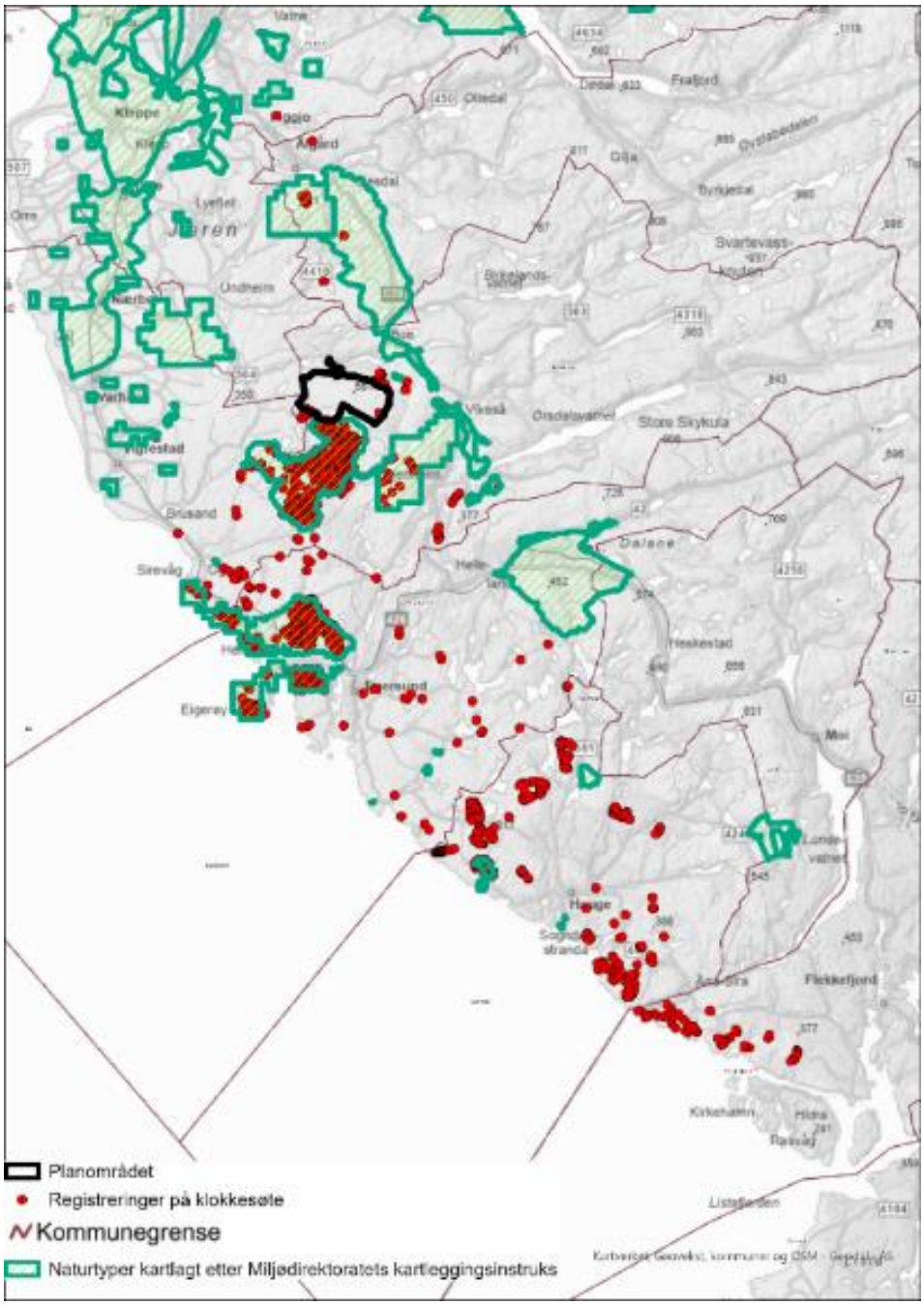
3.1 Bakkesannheter (treningsdatasett)

I Rogaland er 752 601 226 m^2 kartlagt etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks M-2209 (Figur 3-1). Dette gir bakkesannheter på utbredelse av kystlynghei innenfor dette arealet og kvaliteten (dvs. tilstand og naturmangfold) på disse kystlynghei-lokalitetene. Data fra disse kartleggingene ble hentet via Miljødirektoratets nedlastingsportal (https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/).

[1] Ombrogen overflatetorv er torv som ikke er i kontakt med grunnvannet, hvor all vanntilførsel baseres på nedbør.

Da ikke alle myrtyper blir kartlagt ved en kartlegging etter M-2209, har vi ikke et tilsvarende treningsdatasett på myr.

Artskart (Artsdatabankens database) inneholder bakkesannheter på forekomster av arter, men dette datasettet gir ikke en fullstendig informasjon på utbredelsen av en art. Forekomster av klokkesøte i området nord for Hidra (i Agder fylke) og sør for Sandnes (i Rogaland fylke) ble lastet ned fra Artsdatabankens database (Artskart: https://artskart.artsdatabanken.no/). Registreringer oppgitt å ha dårligere presisjon enn 10,1 meter ble ekskludert. Det samme ble funn plassert i vann. Til slutt gjensto 2 778 registreringer (Figur 3-1).



Figur 3-1. Registreringer av naturtyper og klokkesøte tilgjengelig i offentlige databaser brukt som grunnlag for modelleringene.

3.2 Feltdata (valideringsdatasett)

Høsten 2023 ble planområdet befart for å registrere naturtype og relevante tilstands- og naturmangfold-variabler i et sett forhåndsdefinerte punkt. Variablene registrert var iht. M-2209 og metodikken i henhold til Anders Bryn, Universitetet i Oslo (se https://youtu.be/q84n4Tq8n3o?list=PLOXeNzczfAuPTZToiUVsDtbMlyj1XGUJm&t=1809).

Før befaring ble 500 tilfeldige punkt med minimums avstand på 100 meter lagt ut i planområdet. Punktenes lokasjon ble definert ved bruk av med funksjonen «create random points» i analyse-pakken data management tools i ArcGIS pro. For å avgrense arealene som skulle kartlegges for å innhente data, ble en buffer på 8,92 meter rundt punktene avgrenset ved bruk av funksjonen «buffer» i analyse-pakken analysis tools i ArcGIS pro. Dette gir samme areal (250 m^2) som benyttes for punktundersøkelsene i Miljødirektoratets overvåkningsprosjekt «Arealrepresentativ naturovervåking» (se Tingstad m.fl. 2019). 55 av 250 m^2-sirklene (heretter kalt sirkler) var i areal som på marklagskart (AR5) var klassifisert som myr, 425 var i areal klassifisert som åpen fastmark.

Økologene Linn N. Leh og Katinka S. Eines befarte planområdet 26. - 27. september 2023. Under befaringen kartla de 188 av de 500 sirklene som var lokalisert langs transekter gjennom planområdet. Transektene ble gått slik at man fikk befart de fleste miljøgradienter, fra øst til vest, nord til sør, alle høyder, alle fuktighetsforhold (jf. Markfuktighets-modellen, se avsnitt 3.3.3) og alle produktivitets-forhold (jf. NDVI-indeksen, se avsnitt 3.3.2) og areal beskrevet som både åpen fastmark og myr i arealressurskart (AR5, se avsnitt 3.3.1).

I sirklene kartla økologene om sirkelen inkluderte kystlynghei, myr, annen våtmark, vann og/eller opparbeidet areal. I tillegg ble NiN-variablene beitetrykk (7JB-BT), rask suksesjon (7RA-SJ), menneskeskapte objekter (5AB-0, 5BY-0, MdirPRAM), fremmedartsinnslag (7FA), spor av tunge kjøretøy (7TK), kystlyngheias utviklingsfaser (7JBKU-PI, BY, MO, DE, MdirPRKU) og rødliste-arter (MdirPRRL) registrert. Variablene er iht. M-2209 og Halvorsen og Bratli (2019). I tillegg ble forekomst av klokkesøte (også om dette var utenfor sirklene) kartlagt mens de gikk langs transektene.

3.2.1 Resultater fra feltkartleggingen

168 av de 188 kartlagte sirklene inkluderte kystlynghei:

- 8 av disse inkluderte både kystlynghei og myr
- 1 inkluderte kystlynghei og vann
- 1 inkluderte kystlynghei og opparbeidet areal

De resterende sirklene inkluderte myr (25 stk., hvor én av disse muligens er semi-naturlig myr), våtmark eller opparbeidet areal. I sørvest ble klokkesøte (24 lokaliteter) (og 2 lokaliteter med solblom) registrert langs transektene.

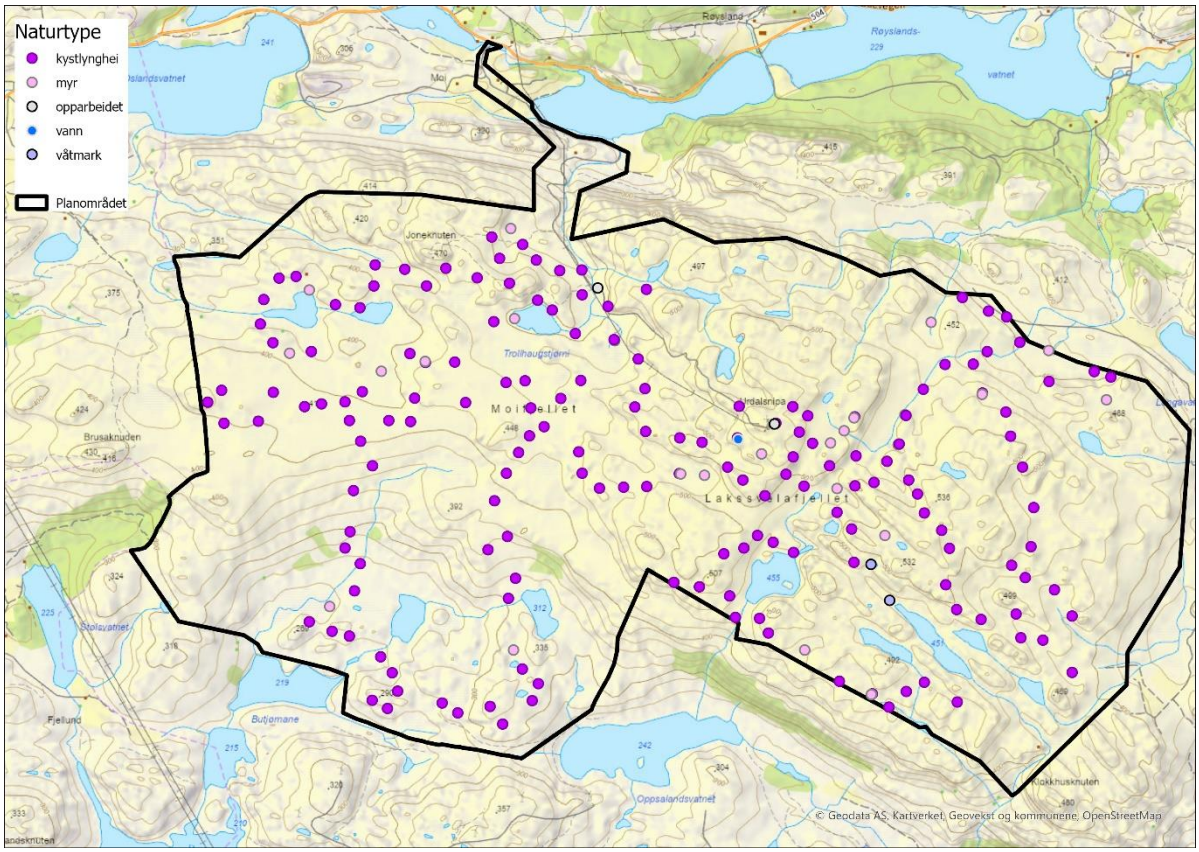
Se foto fra befaringen i Figur 3-2 og Figur 3-3, og naturtypelokaliteter og klokkesøte registrert under feltkartleggingen i Figur 3-4 og Figur 3-5.



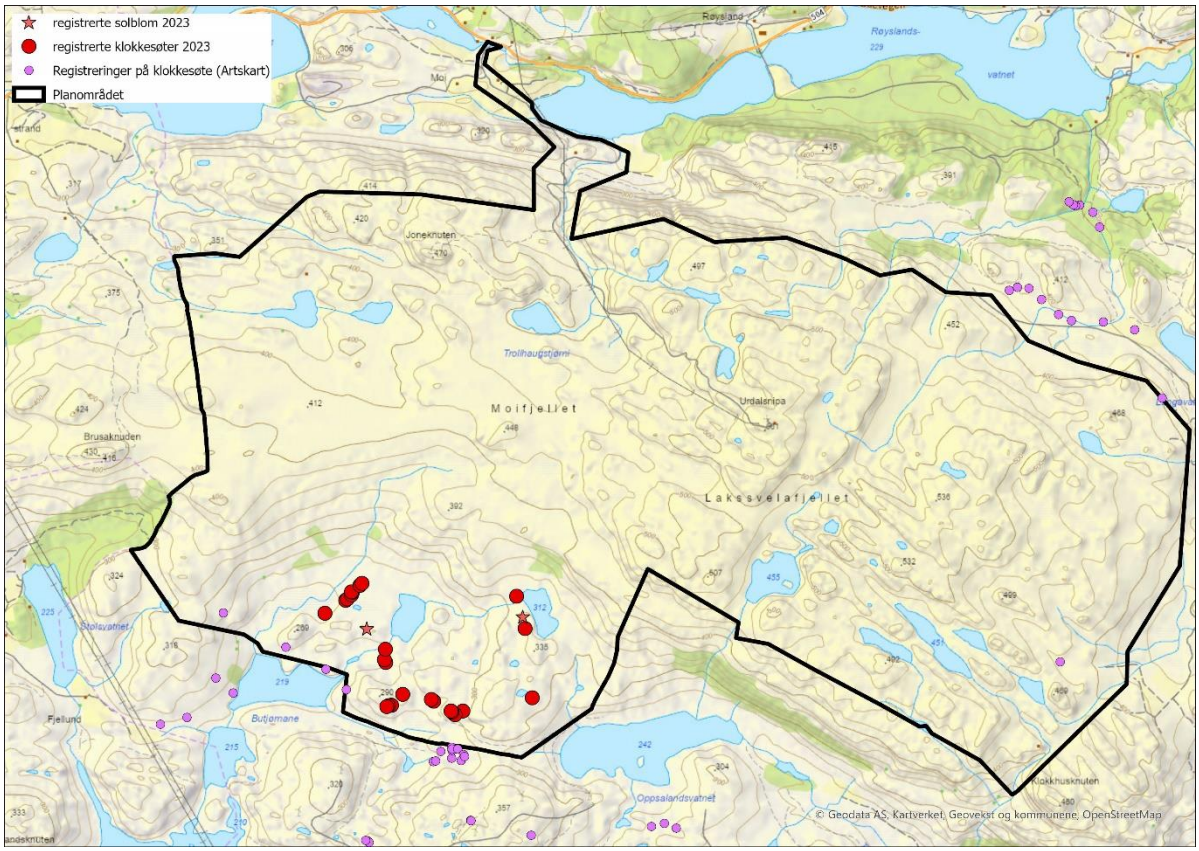
Figur 3-2. Deler av kystlyngheia beites av sau. Store deler domineres av gress. I bakgrunnene ses Bjerkreim vindkraftverk. Foto L. N. Leh, Multiconsult.



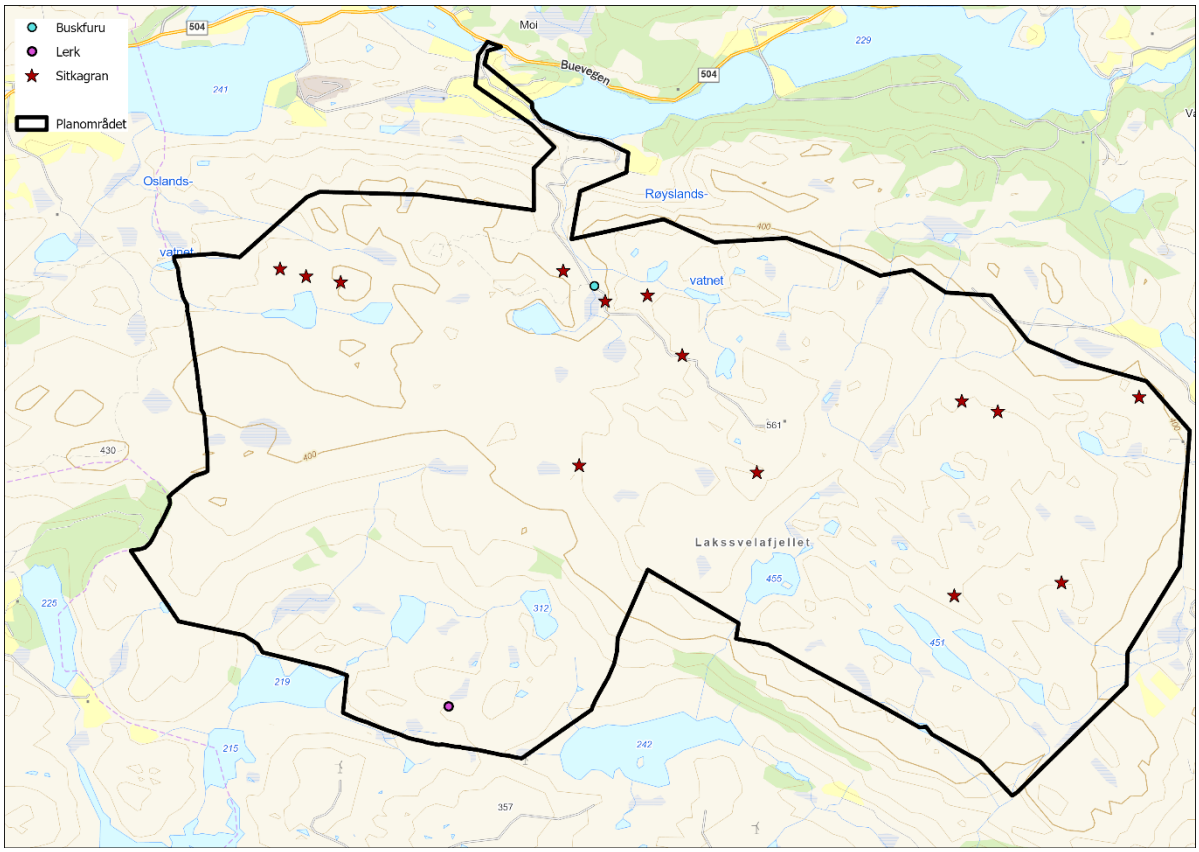
Figur 3-3. En av myrene i planområdet. Foto L. N. Leh, Multiconsult.



Figur 3-4. De 188 undersøkte sirklene i planområdet (per 27.9.23).



Figur 3-5. Forekomster av klokkesøte og solblom i og nær planområdet (per 27.9.23). Forekomstene i rødt er registrert av Multiconsult høsten 2023. Forekomster i rosa er hentet fra Artsdatabankens database Artskart.



Figur 3-6. Forekomster av fremmedarter i planområdet (per 27.9.23).

All kystlynghei i planområdet kan beskrives som én kystlynghei-lokalitet da den henger sammen. Se avsnitt 4.1 hvor dette begrunnes.

Basert på metodikk beskrevet i M-2209 var kystlyngheia i god tilstand. De fleste sirkler viste intakt kystlynghei (i tidlige faser i suksesjonen) med moderat beitetrykk, selv om noen av liene var i gjenvekstfase (se Tabell 1a og b og Figur 3-7). Sitkagran (svært høy risiko (SE)) ble observert i 14 lokaliteter i planområdet. I tillegg ble en buskfuru (vrifuru eller bergfuru; SE) og en lerk (mest sannsynlig sibirlerk som er vurdert å ha potensiell høy risiko (PH)) observert. Fremmedartene ble observert langs transektene som ble gått mellom «sirklene», se lokasjoner i Figur 3-6. Kjørespor ble observert ved to lokasjoner. Iht. beskrivninger angitt i Halvorsen og Bratli (2019) trekker ikke det begrensete omfanget av kjørespor ned den totale tilstands-skåren.

Arealet av kystlyngheia innenfor planområdet overstiger 1 000 000 m^2 (se avsnitt 4.1 AR5 - arealressurskart), noe som tilsvarer stort naturmangfold. Planområdet består i hovedsak av kalkfattig kystlynghei (T34-C-2), med noen flekker med kalkfattig bakli-hei (T34-C-1), og noen rikere utforminger i sørvest. Den største andelen av røsslyngen var i moden fase og en del røsslyng var i degenereringsfase (se Tabell 1c).

Tabell 1. a) beitetrykk, b) suksesjonstrinn og c) utviklingsfaser i de 168 sirklene bestående av kystlynghei. Variablene er beskrevet i Halvorsen og Bratli (2019) og M-2209 (Miljødirektoratet 2023)**.*

a) Beitetrykk (7JB-BT)*	**Antall sirkler**
1 - lavt/ ingen beitespor	10
2 - moderat beitetrykk	112
3 - nokså høyt beitetrykk	36
4 - høyt beitetrykk	10

b) Rask suksesjon (7RA-SJ)*	**Antall sirkler**
1 - i bruk	147
1 og 2	5
2 - brakkleggingsfase	10
3 - tidlig gjenvekstsuksesjonsfase	5

c) Utviklingsfaser (MdirPRKU)**	**Antall sirkler**
0 - ingen røsslyng	8
2 - byggefase	8
2 og 3	5
2 og 4	1
3 - moden fase	105
3 og 4	16
4 - degenereringsfase	26



Figur 3-7. Li i brakkleggingsfase. Foto L.N. Leh, Multiconsult.

For de sirklene som var plassert i myr, var kun ei av myrene som ble befart høsten 2023 av en myrtype som skal kartlegges iht. M-2209. Denne ene myra var muligens semi-naturlig. Dette skal sjekkes i mer detalj i 2024 (ila. vekstsesongen). Flere myrer enn de 25 sirklene som ble befart høsten 2023, vil bli befart i 2024 i forbindelse med dybdemålinger som skal danne grunnlag for klimagassberegninger.

3.2.2 Dagens påvirkningsfaktorer

Da det ble observert spredte forekomster av sitkagran (se Figur 3-6), kan videre spredning av denne arten medføre redusert tilstand. Noen få lokaliteter i planområdet virket å ha svært høyt beitetrykk, men det generelle bildet viste at naturmangfoldet trues av manglende skjøtsel i form av brenning da svært få områder med røsslyng i byggefase og ingen i pionerfase ble observert.

3.3 Mulige bakgrunnsdata

En god modell er en modell som baseres på variabler som i stor grad samvarierer med de faktorer man ønsker å modellere. Basert på eksisterende kunnskap om kystlynghei, myr og klokkesøte, ble følgende bakgrunnsdata vurdert å kunne gi relevant grunnlag: Arealklasser (fra AR5), normalisert vegetasjonsindeks (NDVI), markfuktighet (DTW), høyde over havet (moh., hentet fra digital terrengmodell (DTM)), høyde over terreng (hentet fra DTM og digital overflatemodell (DOM)) og flyfoto.

Kalkinnhold i jorda er bestemmende for utbredelse av mange naturtyper og arter. NGI har utarbeidet et kartlag som viser kalkinnhold basert på berggrunn, men dette kartlaget ble ansett som unødvendig å anvende i en modellering av planområdet da omtrent hele planområdet var i samme kategori. Som beskrevet i avsnitt 2.1 er omtrent hele planområdet svært kalkfattig.

3.3.1 Arealtyper

Arealressurskartet AR5 er et heldekkende kart over Norge. Datasettet er tilpasset målestokk 1:1 000 og oppover og viser arealressurser med vekt på produksjonsgrunnlaget for jord- og skogbruk. Arealtypene definert i dette kartlaget er: fulldyrka jord, overflatedyrka jord, innmarksbeite, skog, myr, åpen fastmark, bebygd, samferdsel, snøisbre, ferskvann og hav (se www.nibio.no: Klassifikasjonssystem AR5). AR5 ble lastet ned fra Geodata og importert inn som et polygon-lag i ArcGis pro.

Arealtypen åpen fastmark er definert som areal som ikke er myr, jordbruksareal, skog, bebygd eller samferdsel. Tidligere erfaringer fra oppdrag i områder med kystlynghei, har vist at åpen fastmark ofte er kystlynghei.

Erfaringer tilsier at overlapp mellom AR5s avgrensing av myr og den reelle avgrensninga av myr varierer fra sted til sted. Noen av dataene som ligger til grunn for AR5 er gått ut på dato slik at AR5 ikke gir detaljerte nok avgrensinger i forhold til det som virkeligheten tilsier, eller at myrarealet er såpass endret at naturtypen er gått over til å bli en annen naturtype.

Tre spørsmål ble stilt:

- Kan AR5 brukes for å estimere utbredelse av kystlynghei planområdet?
- Kan AR5 brukes for å estimere utbredelse av myr i planområdet?
- Kan AR5 brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?

3.3.2 Normalisert vegetasjonsindeks (NDVI)

Satellitt- og flybilder (fjernanalyse) er svært egnet til vegetasjonskartlegging (Lieng m.fl. 2006). Informasjon fra fjernanalyse kan brukes til å regne ut en indeks (indikator) på

primærproduksjonen/fotosynteseaktiviteten. Denne blir kalt normalisert vegetasjonsindeks (NDVI). Generelt gir vann negative NDVI verdier, bart berg og skrinn vegetasjon gir lave verdier og skog gir høye verdier. Denne indeksen er også funnet å korrelere med jordfuktighet (Zhang m.fl. 2018).

Satellittfoto ble lastet ned fra Copernicus Open Access Hub: https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home og lagt til som et lag i QGIS Desctop 3.6.3. hvor NDVI ble kalkulert ved bruk av formelen: (NIR – Rød) / (NIR + Rød), NIR = Nær infrarød reflektans, Rød = rød reflektans. Raster-laget (med oppløsning 10 x 10 meter) som angir verdier for NDVI ble så lastet inn i ArcGIS pro.

Tilstand i kystlynghei bestemmes blant annet av variabelen rask suksesjon (se avsnitt 2.1) og vi antar at rask suksesjon kan modelleres basert på data som viser produksjon, dvs. basert på NDVI.

Erfaringer tilsier at de mest produktive delene av ei kystlynghei også er de delene hvor flest arter forekommer.

To spørsmål ble stilt:

- Kan NDVI brukes for å angi tilstandsvariabelen suksesjon i kystlynghei i planområdet?
- Kan NDVI brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?

3.3.3 Markfuktighet (DTW)

NIBIO har modellert markfuktighet ved å kalkulere høydeforskjell i centimeter fra punkter til nærliggende vannmettede punkter («depth to water» (DTW)). Denne modellen er beregnet for hydrografiske enheter i REGINE (et register over egenskaper for arealer innenfor et vassdrag) og med terreng-modeller fra ny norsk høydemodell DTM1 (1 x 1 meter) med noe utfylling av DTM10 (10 x 10 meter) (se https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/andre-kart/markfuktighet). Denne modellen ble lastet ned fra NIBIOs kart-nedlastningsportal (https://kart8.nibio.no/nedlasting/dashboard) og deretter lastet inn i ArcGIS pro som et raster-lag med oppløsning 1 x 1 meter.

Erfaringer fra kartlegging av klokkesøte i områder i nærheten av planområdet, tilsier at arten ofte forekommer i de våteste partiene i kystlyngheia ned mot myrene, noe som er i samsvar med Mosberg og Stenberg (2018) og Elven m.fl. (2022) (se avsnitt 2.3).

Ett spørsmål ble stilt:

- Kan DTW brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?

3.3.4 Høyde over havet

Et utsnitt av nasjonal høydemodell, en digital terrengmodell (DTM) med oppløsning 1 x 1 meter, ble lastet ned fra hoydedata.no og importert inn i ArcGis pro som et raster-lag.

Høymyrer karakteriseres ved at de har en eller flere markerte forhøyninger (kupler) (M-2209). Basert på erfaringer kan man ved å lage et høydeplot basert på DTM i ArcGis pro (eller et annet geografisk informasjonssystem (GIS)) antyde om ei myr er ei høymyr eller ikke. Man kan også se om myra ligger i hellende terreng, men det er vanskelig å skille bakkemyr fra terrengdekkende myr.

To variabler som trekker ned tilstanden til myr er grøftingsintensitet og torvuttak. Grøfting og uttak vises tydelig på et høydeplott.

De fleste arter har en klimatisk bestemt utbredelse. Klokkesøte er en art som har sin utbredelse fra nemoral sone (med edelløvskog) til boreonemoral sone (overgangssonen der edelløvskog erstattes med barskog) og går opp til 400 moh. iht. Elven m.fl. (2022). Den øvre klimatiske grensa definert i Elven m.fl. (2022), er basert på registreringer i Bjerkreim som er lokalisert like nedenfor

planområdet. Det er derfor rimelig å anta at man, basert på tidligere registreringer, kan angi at klokkesøte ikke forekommer i areal over denne grensen.

To spørsmål ble stilt:

- Kan en DTM brukes for å bestemme type myr (høymyr) i planområdet?
- Kan en DTM brukes for å angi tilstandsvariabelen grøftingsintensitet og torvuttak i myrer i planområdet?
- Kan en DTM brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?

3.3.5 Høyde på vegetasjon

Et utsnitt av nasjonal høydemodell, en digital overflatemodell (DOM) med oppløsning 1 x 1 meter, ble lastet ned fra hoydedata.no og importert inn i ArcGis pro som et raster-lag. Deretter ble høyde på vegetasjon og andre elementer som for eksempel store enkeltsteiner, steingjerder osv. (heretter kalt høyde over terreng) kalkulert ved bruk av Raster kalkulator i ArcGis pro: DOM – DTM.

Rask suksesjon i kystlynghei kan muligens modelleres basert på data på høyde over terreng fordi høyden på vegetasjonen øker langs suksesjonsgradienten, i hvert fall i de senere faser med etablering av busker og trær.

Variabler som trekker ned tilstand (iht. M-2209) til de myrene som kan forekomme i planområdet er blant andre dekning av gjenveksttrær og busker (se avsnitt 2.2). Som for suksesjon i kystlynghei, antar vi at dekning av gjenveksttrær og busker kan modelleres basert på høyde over terreng.

Klokkesøte er en art som forekommer hovedsakelig i relativt åpne naturtyper. Der vegetasjonen er høyere, vil den 10 – 30 cm høye klokkesøta (jf. Mosberg og Stenberg, 2018 og Elven m.fl., 2022) fort bli konkurrert ut av andre arter.

Tre spørsmål ble stilt:

- Kan en modell på høyde over terreng brukes for å angi tilstandsvariabelen rask suksesjon i kystlynghei i planområdet?
- Kan en modell på høyde over terreng brukes for å angi tilstandsvariablene busksjiktsdekning og dekning av gjenveksttrær i myr i planområdet?
- Kan en modell på høyde over terreng brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?

3.3.6 Flyfoto

Flyfoto tilgjengelig via ArcGIS Map Service (https://services.geodataonline.no/arcgis/rest/services/Geocache_UTM33_EUREF89/GeocacheBilder/MapServer) ble anvendt i flyfototolkingen av planområdet. Fotoene ble tolket i 2D i ArcGIS pro. Flyfotoene er fra 2022 og 2019 med oppløsning på 0,1 m og 0,25 m.

Myr vises tydelig på flyfoto. Iht. Lyngstad m.fl. (2012, 2015, 2017) kan noen av de rødlista høymyr-typene delvis kartlegges ved bruk av flyfoto, men metodikken har sine begrensinger. Lyngstad m.fl. (2012, 2015, 2017) argumenterer for at konsentriske og eksentriske høymyrer er greie å identifisere, men der det er mye inngrep vil det være vanskeligere å avgrense utstrekning. Videre argumenterer de for at høymyrer nær deres høydegrense er vanskelige å skille fra planmyrer. Arrestad m.fl. (2003) mener at man kan avgrense terrengdekkende myr basert på flyfototolkning dersom kartleggeren innehar god botanisk kompetanse. Men, i alle ovenfornevnte dokumenter viser man til behovet for feltarbeid for å kalibrere seg i forhold til stedsspesifikke detaljer.

Variabler som trekker ned tilstand til myr (iht. M-2209) er grøftingsintensitet, spor av tunge kjøretøy, slitasje, torvuttak og dekning av gjenveksttrær. En av variablene som angir naturmangfold i myr, er om myrene inneholder tydelige myrstrukturer (se avsnitt 2.2). Lyngstad m.fl. (2012) viser

til at myrstrukturer, grøfter, veger, stier og tråkk vises godt på flybilder med god oppløsning og videre at tilstand i myr kan kartlegges ved bruk av flyfototolkning.

Variabler som trekker ned tilstand i kystlynghei (iht. M-2209) er menneskeskapte objekter, fremmedartsinnslag og spor av tunge kjøretøy (se avsnitt 2.1). Erfaring tilsier at disse kan registreres ved bruk av flyfoto. Sitkagran er en av fremmedartene som i størst grad truer kystlynghei. Store sitkagraner kan ses på flyfoto. Vi mener derfor at flyfoto også kan brukes for å kartlegge elementer i kystlynghei som definerer dens tilstand.

Tre spørsmål ble stilt:

- Kan flyfoto brukes for å bestemme type myr (høymyr) i planområdet?
- Kan flyfoto brukes for å angi tilstandsvariablene busksjiktsdekning, grøfting, dekning av gjenvekstrær, andel vedvekster, spor av tunge kjøretøy og slitasje i myr i planområdet?
- Kan flyfoto brukes for å angi tilstandsvariablene suksesjon, fremmedartsinnslag og spor av tunge kjøretøy i kystlynghei i planområdet?

4 Modellering

For å vurdere om de foreslåtte bakgrunnsdata er relevante for å lage modeller på utbredelse av naturtyper og klokkesøte, samt tilstand i naturtypelokaliteter, ble overlay-analyser i ArcGIS pro brukt for å knytte verdier fra mulige bakgrunnsdata til bakkesannhetene (treningsdataene). Funksjonene «extract values to points» og «zonal statistics as table» i analyse-pakken spatial analyst tools ble brukt for å hente data fra raster-lag, og funksjonen «spatial join» i analyse-pakken analysis tool brukt for å innhente verdier fra flate-lag (polygon-lag).

4.1 AR5 - arealressurskart

4.1.1 Utbredelsen av kystlynghei

39 % av arealet klassifisert som åpen fastmark i AR5 var ikke kartlagt etter M-2209 (dvs. her forekom ikke forvaltningsrelevante naturtyper) og kun 55 % var kartlagt som kystlynghei. En visuell tolkning av flyfoto viser at en stor andel av de 39 % egentlig er infrastruktur (selv om det i AR5 er egne kategorier for dette). Den store andelen åpen fastmark som ikke overlappet med M-2209-kartlagt kystlynghei tilsier at man generelt bør inkludere andre bakgrunnsdata i tillegg til AR5 når man skal modellere utbredelsen til kystlynghei.

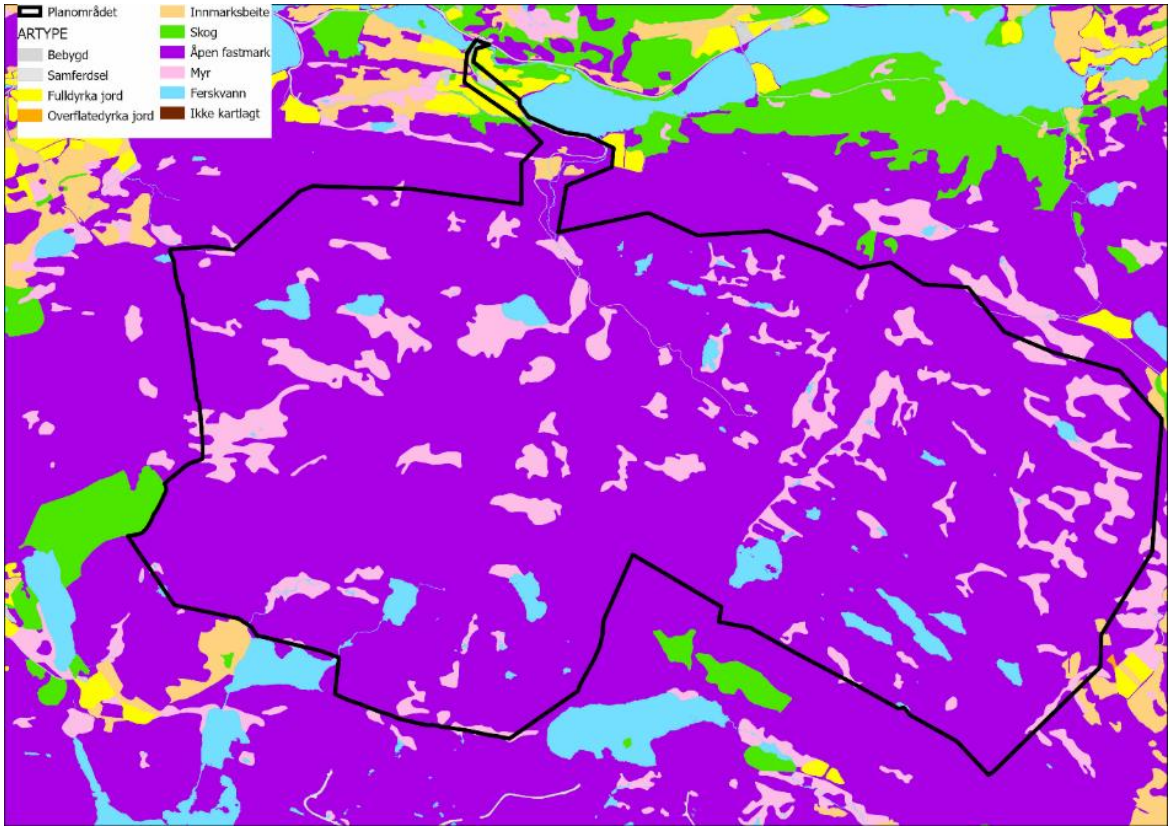
Feltvalideringsdataene fra planområdet viste derimot en veldig høy overlapp mellom åpen fastmark i AR5-kart og kystlynghei registrert i felt. 166 av de 168 registreringene i kystlynghei overlappet, dvs. 99 % overlapp. En modell anses som god ved 80 % overlapp eller mer. De to resterende «kystlynghei-sirklene» var på AR5-kart angitt som myr. Dette var i virkeligheten svært fuktig kystlynghei, det er ofte gradvise overganger mellom disse naturtypene.

Den svært høye graden av overlapp mellom feltvalideringsdataene og AR5-kartets avgrensning av åpen fastmark i planområdet, tilsier at AR5-kart kan brukes som modell (Figur 4-1) for utbredelse av kystlynghei i planområdet.

AR5-kartet viser en sammenhengende kystlyngheilokalitet i planområdet med en størrelse på 13 452 553 m^2.

4.1.2 Utbredelsen av myr

Alle sirkler kartlagt som myr i løpet av feltarbeidet høsten 2023, var også angitt som myr på AR5-kart, dvs. 100 % nøyaktighet. Dette tilsier at AR5-kart kan brukes som modell for utbredelse av myr i planområdet (Figur 4-1), men type myr kan ikke defineres basert på AR5-kart.



Figur 4-1. AR5-klasser i planområdet (per 27.9.23). Areal merket i lilla er vurdert å være kystlynghei mens rosa er vurdert å være myr, begge disse er mulige egnede habitat for klokkesøte.

For enkelte myrer ble det i felt vurdert om grensene i AR5-kart mellom åpen fastmark og myr stemte med virkeligheten. Nøyaktigheten varierte noe, så i detaljplanleggingsfasen bør utlegg av infrastruktur og andre anlegg koordineres med en befaring hvor man definerer nøyaktige grenser slik at utlegg kan plasseres slik at de ikke forringer vannbalansen i myrene. AR5-kart antyder at planområdet inkluderer 85 myrer med areal som varierer fra 75 m^2 til 154 307 m^2, 3 er større enn 100 000 m^2, 8 er større enn 50 000 m^2, 23 er større enn 20 000 m^2 og 43 er større enn 10 000. Om vi tar utgangspunkt i M-2209 og ser bort ifra typebestemmelse av myr, kan man argumentere for at naturmangfold i mange av myrene er lite. Er alle myrene semi-naturlige vil tre bli definert som med stort naturmangfold og 43 med moderat naturmangfold.

Basert på den svært høye graden av overlapp mellom feltvalideringsdataene og AR5-kartets avgrensing av myr, vil vi argumentere for at vi kan bruke AR5-kart som modell for utbredelse av myr i planområdet i denne fasen av prosjektet. Men siden overgangen mellom fukthei (en av grunntypene innen kystlyngheia) og myr er glidende, må det gjennomføres supplerende feltundersøkelser (som diskutert over).

4.1.3 Mulige habitat for klokkesøte

Mange av lokalitetene hvor klokkesøte er observert, er i åpen fastmark og i myr (Tabell 2). Da planområdet domineres av AR5-klassene åpen fastmark og myr, tilsier dette at hele planområdet er et egnet habitat for klokkesøte.

Alle observasjonene av klokkesøte under befaringen gjennomført av Multiconsult høsten 2023, var i åpen fastmark (kystlynghei). Men, klokkesøte ble kun observert i en svært liten del av det totale arealet med åpen fastmark (kystlynghei) innenfor planområdet. Man må derfor anvende andre bakgrunnsdata for å lage en god modell på artens habitat i planområdet.

Tabell 2. Antall og andel av alle observasjoner mellom Hidra og Sandnes med klokkesøte i AR5-klasser.

AR5-klasser	Antall observasjoner klokkesøte	Andel av alle observasjonene
Bebygd	5	**0 %**
Samferdsel	8	**0 %**
Fulldyrka jord	2	**0 %**
Innmarksbeite	37	**1 %**
Barskog	64	**2 %**
Lauvskog	26	**1 %**
Blandaskog	22	**1 %**
Åpen fastmark	2189	**79 %**
Myr	411	**15 %**
Totalt antall observasjoner	**2764**	

4.2 Normalisert vegetasjonsindeks (NDVI)

4.2.1 Tilstand på kystlynghei (suksesjon)

I datasettet man kan laste ned fra Miljødirektoratets nedlastingsportal (treningsdatasettet), får man informasjon på tilstand, som for kystlynghei er en funksjon av i hovedsak beitetrykk og suksesjon. Om man ønsker informasjon på suksesjon i hver lokalitet, må man gå inn manuelt og definere suksesjonstrinn registrert. Dette ble ikke gjort i dette prosjektet, men ofte er det en sammenheng mellom beitetrykk og suksesjonstrinn. Som vi ser i Figur 4-2 er det en sammenheng mellom gjennomsnittlig NDVI-verdi i en kystlyngheilokalitet og tilstand registrert i den samme lokaliteten.

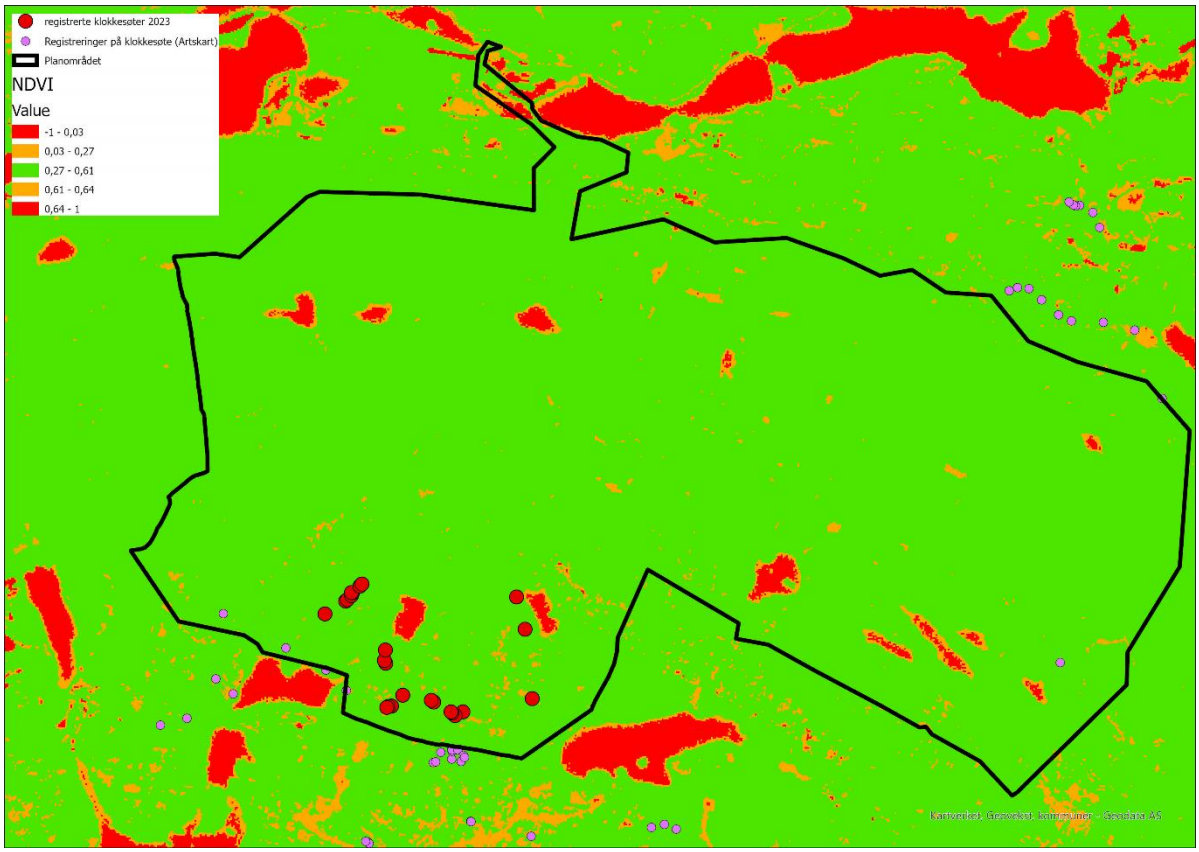
Figur 4-2. Sammenheng mellom NDVI-verdier og tilstand registrert i kystlynghei-lokaliteter i Rogaland. Figur eksportert fra Excel.

NDVI-verdiene for de kartlagte sirklene varierte fra 0,05 til 0,15, mens de registrerte verdiene på suksesjon i valideringsdatasettet varierte svært lite. Valideringsdatasettet kan derfor ikke brukes for å evaluere om NDVI gir en god modell for å vurdere suksesjon i planområdet. Men, basert på sammenhengen vist i Figur 4-2, antar vi at en modell basert på NDVI kan gi god informasjon på variasjon innad i ei kystlynghei.

Ved å visualisere NDVI-verdier i ArcGIS pro ble produksjon (som vi antok indikerte suksesjonstrinn) i kystlynghei (avgrenset basert på åpen fastmark i AR5) i planområdet tolket. Analyse-pakken Zonal ble brukt for å kalkulere variasjon på NDVI-verdier. NDVI-verdiene i kystlyngheia var fra 0,004 til 0,664. Dette indikerer at innad i kystlyngheia har man alle tilstander, om man baserer antagelsen på verdiene vist i Figur 4-2. Gjennomsnitt var 0,48 og standard avviket 0,06, noe som indikerer en gjennomsnittlig moderat tilstand. Feltkartleggingen antydet en god tilstand, se avsnitt 3.2. Dette avviket kan skyldes at høye NDVI-verdier både indikerer fuktige partier samt tresatte partier. Vi anbefaler derfor å ikke kun basere en modellering av suksesjon på NDVI-verdier alene.

4.2.2 Mulige habitat for klokkesøte

Basert på informasjon hentet på NDVI-verdier i alle lokalitetene hvor klokkesøte forekommer, er tilnærmet hele planområdet egnet for klokkesøte (se Figur 4-3). Da arten ikke ble registrert i hele planområdet, tilsier dette at NDVI ikke er tilstrekkelig som bakgrunnsdata på egnede habitat for denne planten i planområdet.



Figur 4-3. Egnede habitat for klokkesøte med utgangspunkt i NDVI verdier for de lokaliteter hvor arten er registrert mellom Hidra og Sandnes. Areal merket i grønt har verdier innen 95 % konfidensintervallet. Oransje areal har verdier opp til maks verdi og ned til minimums-verdi, mens de røde har verdier høyere eller lavere enn dette. Oransje areal er antatt å være lite egnede habitat med tanke på markfuktighet, men det er funnet klokkesøte også i slike habitat. Rødt er områder vurdert som uegnede. Da klokkesøte ble funnet i kun et svært lite område i de egnede områdene definert i denne modellen, er ikke NDVI-verdier alene nok for å definere en god modell.

4.3 Markfuktighet (DTW)

4.3.1 Mulige habitat for klokkesøte

Basert på verdier hentet fra DTW fra kjente klokkesøtelokaliteter, er tilnærmet hele planområdet egnet for klokkesøte (se Figur 4-4). Arten ble ikke registrert i hele planområdet, noe som tilsier at DTW ikke er tilstrekkelig som bakgrunnsdata på egnede habitat for denne arten i planområdet.



Figur 4-4. Egnede habitat for klokkesøte med utgangspunkt i modellen Markfuktighet (DTW) og oversikt over kjente forekomster mellom Hidra og Sandnes. Areal merket i grønt har verdier innen 95 % konfidensintervallet. Oransje areal har verdier opp til maks verdi og ned til minimums-verdi, mens de røde har verdier høyere eller lavere enn dette. Oransje areal er antatt å være lite egnede habitat med tanke på markfuktighet, men det er funnet klokkesøte også i slike habitat. Rødt er områder vurdert som uegnede. Da klokkesøte ble funnet i kun et svært lite område i de egnede områdene definert i denne modellen, er ikke DTW-verdier alene nok for å definere en god modell.

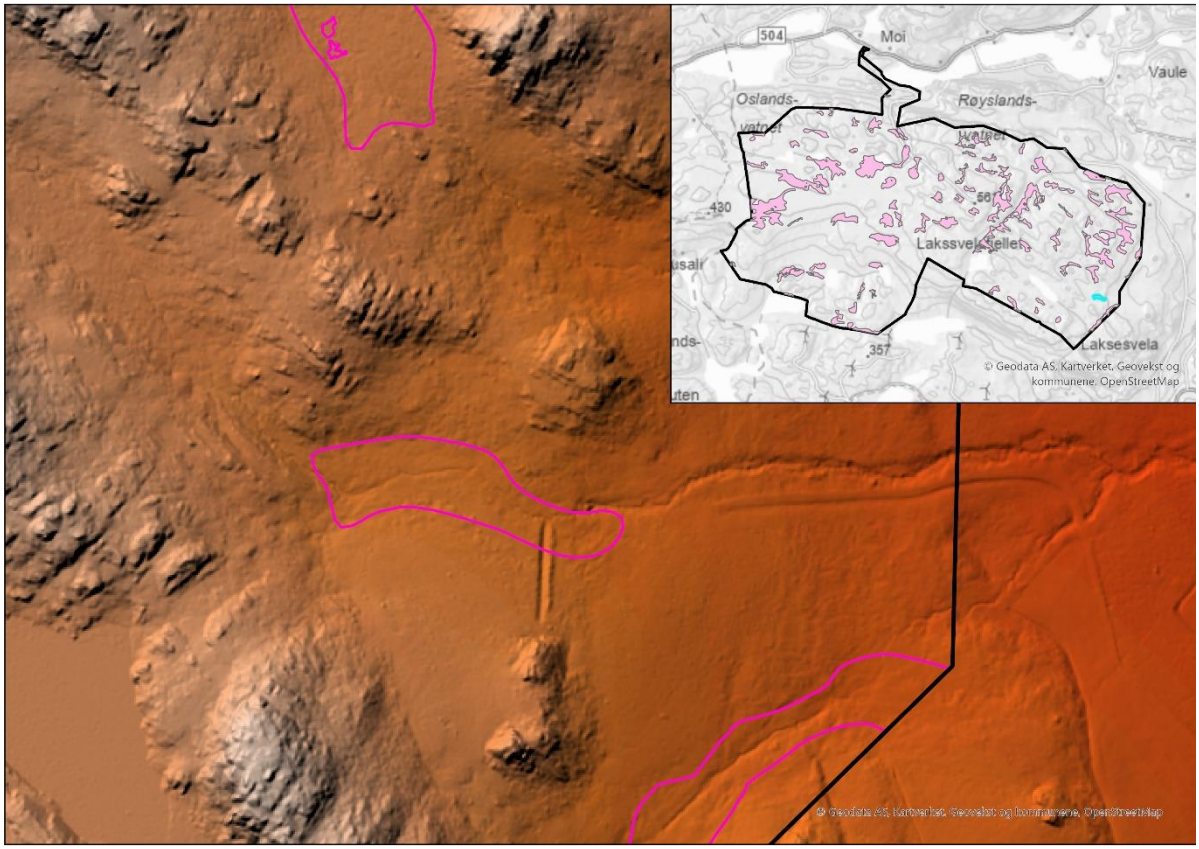
4.4 Høyde over havet

4.4.1 Typebestemme myr

Ved å visualisere terreng i ArcGIS pro ble alle AR5-avgrensete myrer i planområdet tolket. Ingen av myrene viste antydninger til kupler. Noen myrer lå i hellende terreng, men en DTM gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere om myra er ei bakkemyr eller ei terrengdekkende myr. Vi antar at i de fleste tilfellene er de bakkemyrer, men dette må valideres i felt. Forutsatt at myrene ikke er semi-naturlige, antar vi derfor at planområdet ikke inkluderer rødlista myrtyper eller myrtyper med sentral økosystemfunksjon (forvaltningsrelevante typer).

4.4.2 Tilstand på myr (grøfting eller torvuttak)

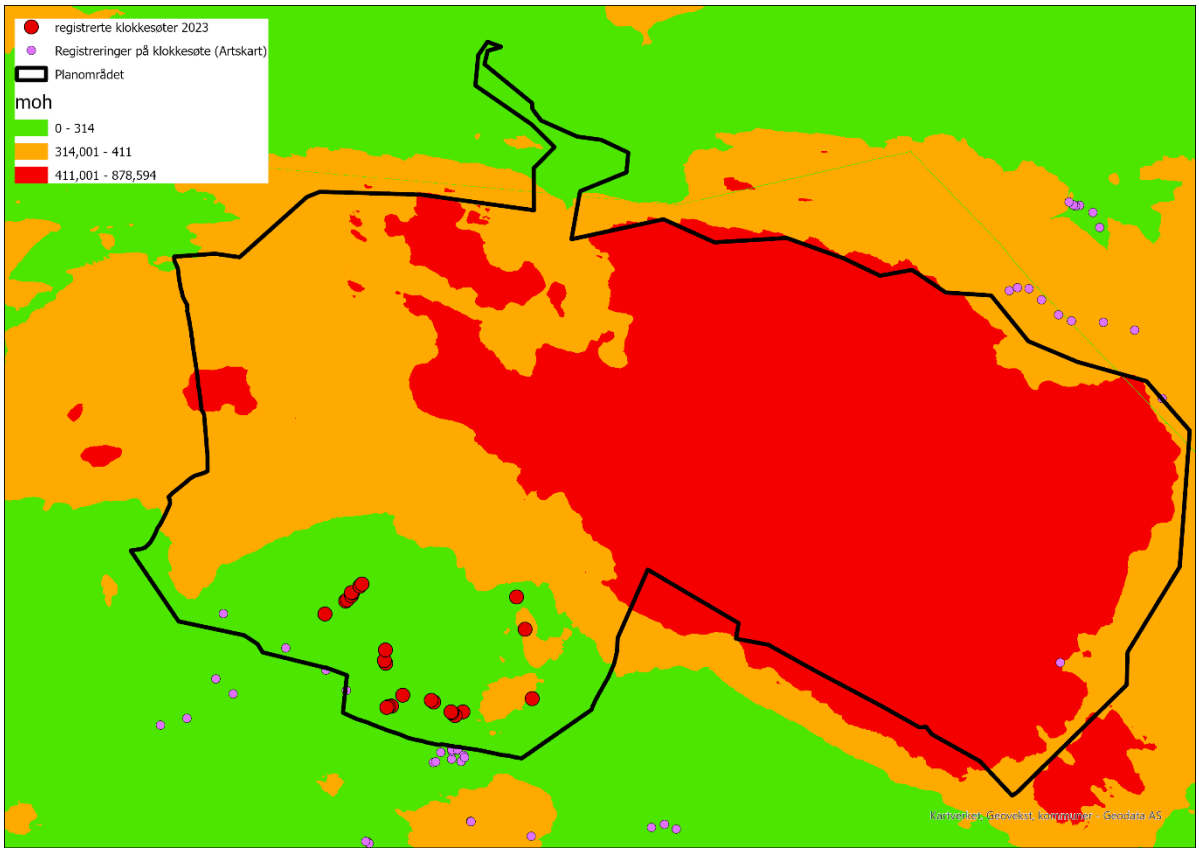
Den samme visualiseringen, som beskrevet i forrige avsnitt, avslørte omtrent ingen spor etter grøfting eller torvuttak i myr. Kun to myrer er negativt påvirket (se ei myr i Figur 4-5). Basert på dette kan vi anta ingen grøfting eller torvuttak i myr og dermed god tilstand, om det ikke forekommer spor av tunge kjøretøy, slitasje, og/eller høy dekning av gjenveksttrær, busker eller vedvekster (det siste gjelder for semi-naturlig myr).



Figur 4-5. En av de 85 lokasjonene for myr angitt i AR5 var negativt påvirket av inngrep. Dette var tydelig på en 3D-framstilling i ArcGIS pro av relieff basert på DTM. Lokasjon på denne myra er vist i oversiktsbildet i turkis.

4.4.3 Mulige habitat for klokkesøte

Basert på verdier hentet fra DTM i lokalitetene hvor klokkesøte forekommer, er kun den sørvestlige delen av planområdet egnet for klokkesøte, da arten ikke er registrert over 411 moh. (se Figur 4-6). Under befaring ble klokkesøte kun observert i denne delen av planområdet, noe som tilsier at en DTM gir relativt gode bakgrunnsdata når man ønsker å modellere egnede habitat for denne planten i planområdet. Om man ønsker en mer detaljert modell, kan det likevel lønne seg å inkludere også andre variabler som NDVI og DTW som bakgrunnsdata.



Figur 4-6. Egnede habitat for klokkesøte med utgangspunkt i digital terrengmodell (DTM) som viser høyde over havet (moh.) for de lokaliteter mellom Hidra og Sandnes hvor arten er registrert. Areal merket i lyst grønt har verdier innen 95 % konfidensintervallet. Oransje areal har verdier opp til maks verdi, mens de røde har verdier høyere enn dette. Oransje areal er antatt å være lite egnede habitat med tanke på moh., men det er funnet klokkesøte også i slike habitat. Rødt er områder vurdert som uegnede. Da klokkesøte ble funnet i kun et lite område i de egnede områdene definert i denne modellen, kan det være lurt å også inkludere andre variabler for å definere en veldig god modell.

4.5 Høyde på vegetasjon

4.5.1 Tilstand på kystlynghei (suksesjon)

Vi ser i Figur 4-7 at det er en sammenheng mellom gjennomsnittlig verdi på høyde over terreng (basert på en kalkulasjon på digital overflatemodell (DOM) minus digital terrengmodell (DTM)) i en kystlyngheilokalitet og tilstand registrert i den samme lokaliteten.

Som beskrevet i avsnitt 4.2, inkluderer ikke valideringsdatasettet nok variasjon til å evaluere om antatt bakgrunnsdata er egnet til å modellere suksesjon. Men, basert på sammenhengen vist i Figur 4-7, antar vi at en modell basert på høyde over terreng kan gi god informasjon på variasjon innad i ei kystlynghei.

Ved å visualisere høyde over terreng i ArcGIS pro ble kystlynghei (avgrenset basert på åpen fastmark i AR5) i planområdet tolket for suksesjonsstadium. Analyse-pakken Zonal ble brukt for å kalkulere variasjon på høyde over terreng. Høyden over terreng i kystlynghei var fra 0 cm til 8,4 m. Dette indikerer at innad i kystlyngheia har man alle tilstander, om man baserer antagelsen på verdiene vist i Figur 4-7. Gjennomsnitt var 5 cm og standard avviket 18,8 cm, noe som indikerer en gjennomsnittlig god tilstand. Dette er i overenstemmelse med konklusjonen basert på feltkartlegging (se avsnitt 3.2). Høyde på vegetasjon og steiner i kystlynghei varierer noe, men digital overflatemodell (DOM) skiller ikke steiner fra vegetasjon. Man kan derfor kun trekke ut de areal hvor trær over ca. 1 meter er etablert, dvs. areal i de seneste suksesjonsfasene. Kun 0,5 % av

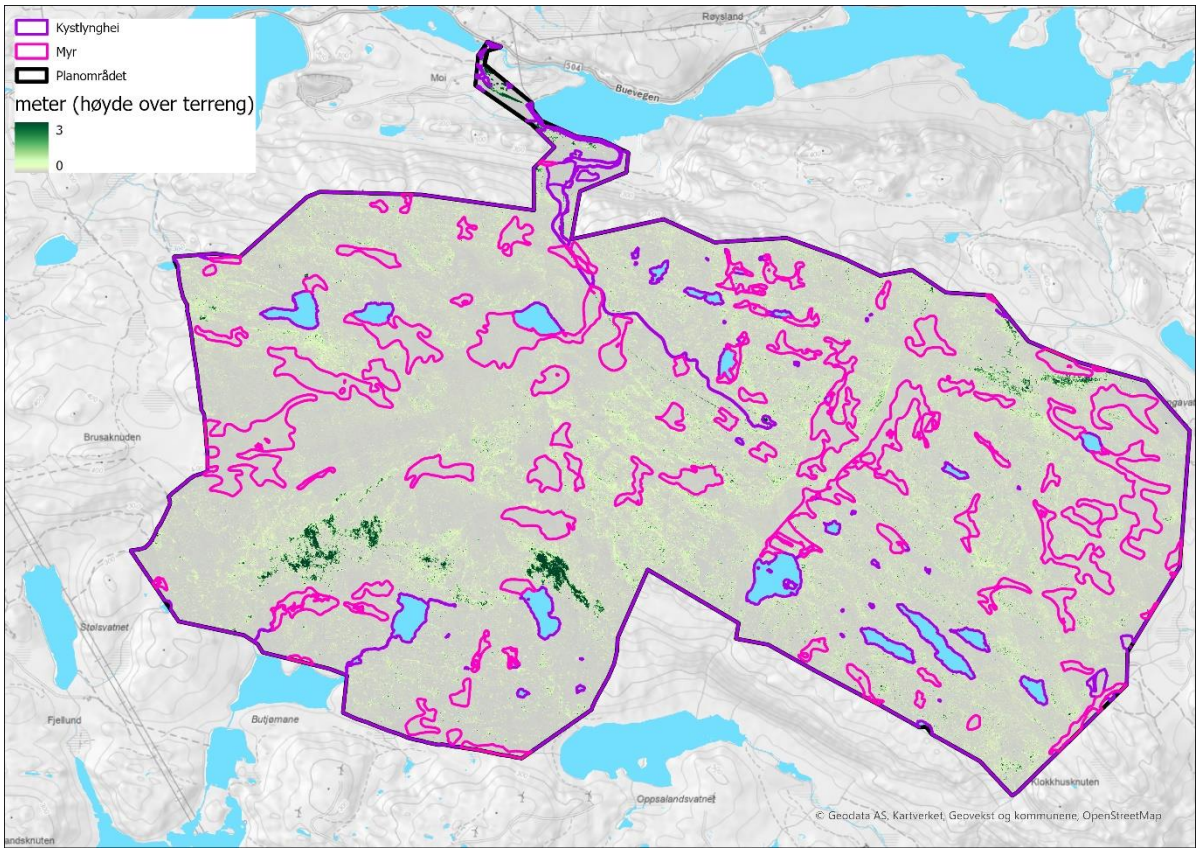
hele kystlyngheilokaliteten var med trær/busker over 1 meter. Hele 98 % av planområdet hadde en høyde over terreng mindre enn 20 cm.

Basert på dette anbefaler vi å anvende en modell på høyde over terreng for å avgrense lokaliteter innad i kystlyngheia hvor man kan iverksette restaureringstiltak, men at man også gjør en analyse slik at man skiller steiner fra buskas.

Figur 4-7. Sammenheng mellom verdier på høyde over terreng (DOM – DTM) og tilstand registrert i kystlynghei-lokaliteter i Rogaland. Figur eksportert fra Excel.

4.5.2 Tilstand på myr (gjenvekst)

Den samme visualiseringen og analysen som beskrevet i forrige avsnitt, avslørte omtrent ingen spor etter gjenvekst i myr (se Figur 4-8). De elementer som var høyere enn 50 cm i myrene, var enten steiner eller vegetasjon i kanten av myra. Det siste er muligens et resultat av den mindre detaljerte avgrensinga av myr i AR5, som diskutert i avsnitt 3.3.1. Høyden over terreng i myrene avgrenset i AR5, varierer fra 0 cm til 69 cm. Gjennomsnitt er 2 cm og standard avviket er 0,014, dvs. høyde på vegetasjon i myr varierer lite. Vi kan derfor anta lite gjenvekst i myr og dermed stå for antagelsen i avsnitt 4.4 om god tilstand i myrene, om det ikke forekommer spor av tunge kjøretøy eller slitasje eller høy andel vedvekster i feltsjiktet.



Figur 4-8. Tresatte flekker (i grønt) i kystlynghei. Myrene var åpne. Framstillingen viser høyde på vegetasjon og ev. andre elementer i terreng.

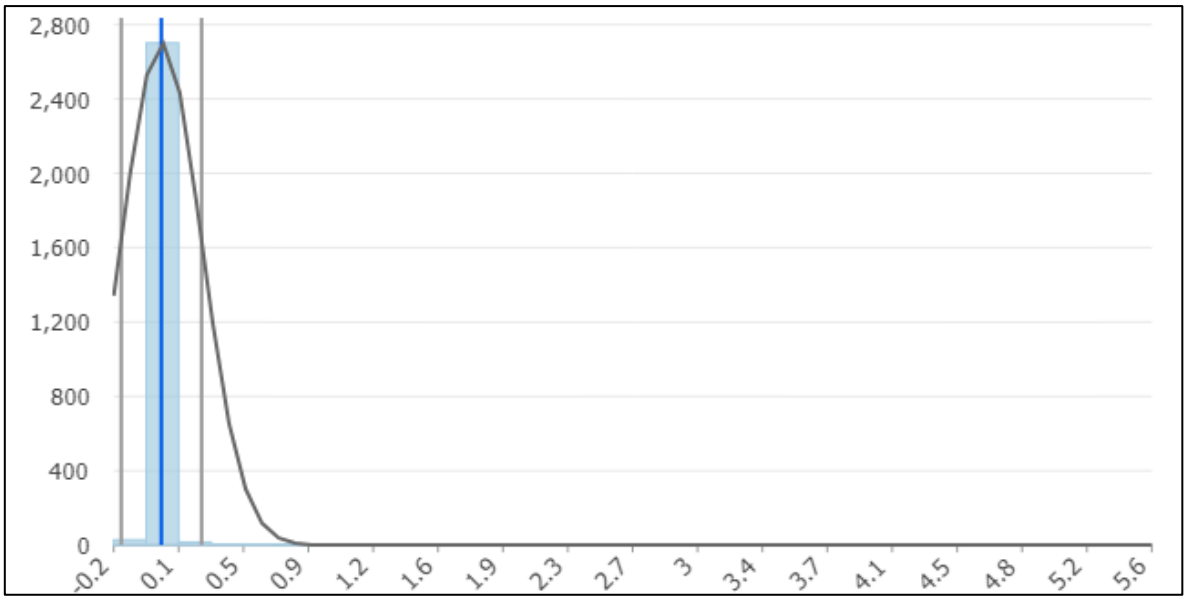
4.5.3 Mulige habitat for klokkesøte

Vi antar at vegetasjon over 30 cm vil utkonkurrere den 10-30 cm høye klokkesøta.

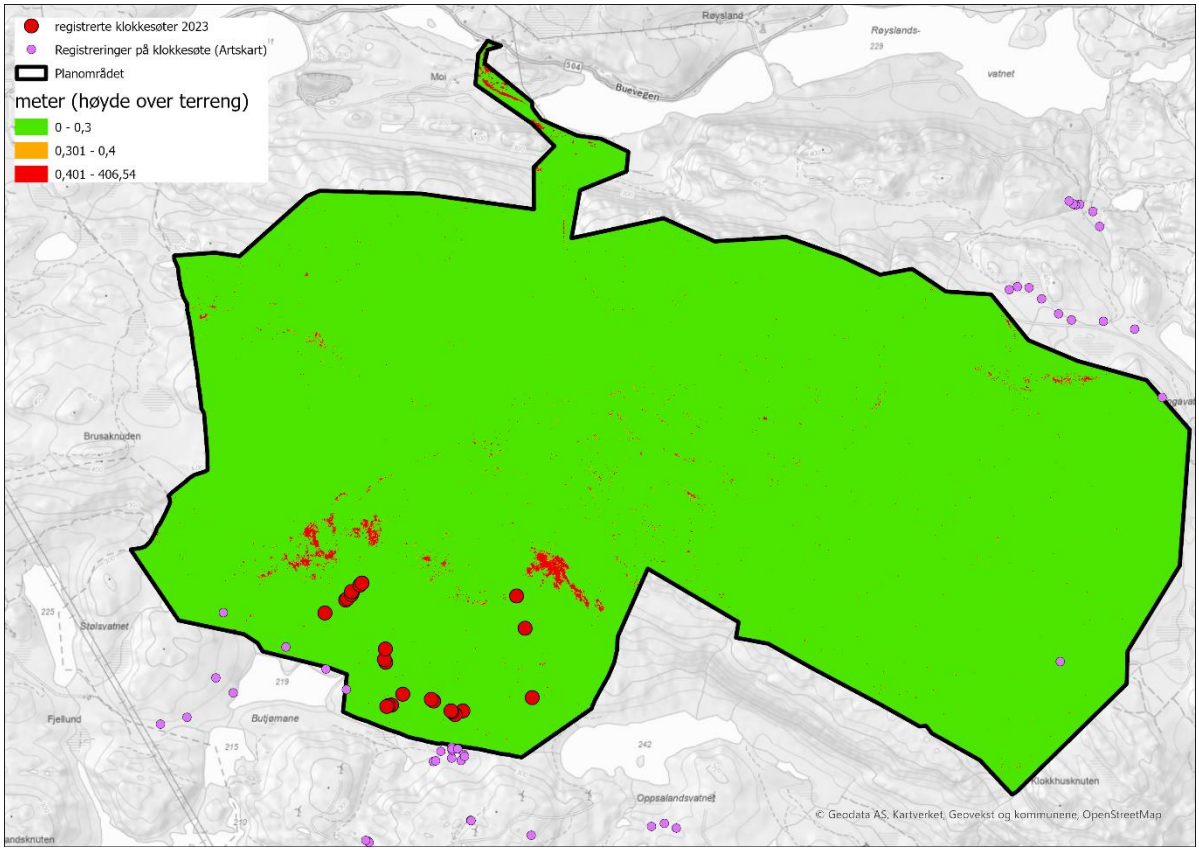
Feilmarginen på GPS-registreringene av klokkesøte både i treningsdatasettet og valideringsdatasettet er ofte større enn 1 m. Derfor ble modellen på høyde over terreng aggregert til å ha en oppløsning på 4 x 4 m. Ved å definere verdiene i aggregert modell på den minste av de fire verdiene i den opprinnelige modellen, ble aggregert modell også mindre påvirket av høyder på steiner.

Gjennomsnittlig høyde over terreng for observasjonene i treningsdatasettet var 0,03 m med standard avvik på 0,22 m (se Figur 4-9). Dette verifiserer vår antagelse om at klokkesøte blir utkonkurrert av høyere vegetasjon.

Høyden over terreng der klokkesøte ble registrert høsten 2023 (valideringsdatasettet) varierte fra 0 cm til 5 cm. Gjennomsnitt var 1,5 cm med standard avvik på 0,01 cm. Dette betyr at klokkesøte også i planområdet vokser i svært lav vegetasjon. I utgangspunktet er tilnærmet hele planområdet egnet for klokkesøte (se Figur 4-10) fordi 99 % av planområdet har høyde over terreng lavere enn 30 cm. Arten ble ikke registrert i hele planområdet. Dette tilsier at modellene på høyde over terreng ikke er tilstrekkelig som bakgrunnsdata alene for å modellere egnede habitat for klokkesøte i planområdet.



Figur 4-9. Antall klokkesøte-registreringer i Rogaland (y-akse) fordelt iht. høyde over terreng (x-akse). Figur eksportert fra ArcGIS pro.



Figur 4-10. Egnede habitat for klokkesøte med utgangspunkt i høyde over terreng (m) kalkulert basert på: digital overflatemodell (DOM) og digital terrengmodell (DTM). Areal merket i lyst grønt viser vegetasjon under 30 cm som er maks høyden på klokkesøte. Oransje areal har noe høyere høyde, mens de røde viser områder med såpass høy vegetasjon at denne vil utkonkurrere klokkesøte, dvs. uegnede områder. Da klokkesøte ble funnet i kun et svært lite område i de egnede områdene definert i denne modellen, er ikke høyde over terreng alene nok for å definere en god modell.

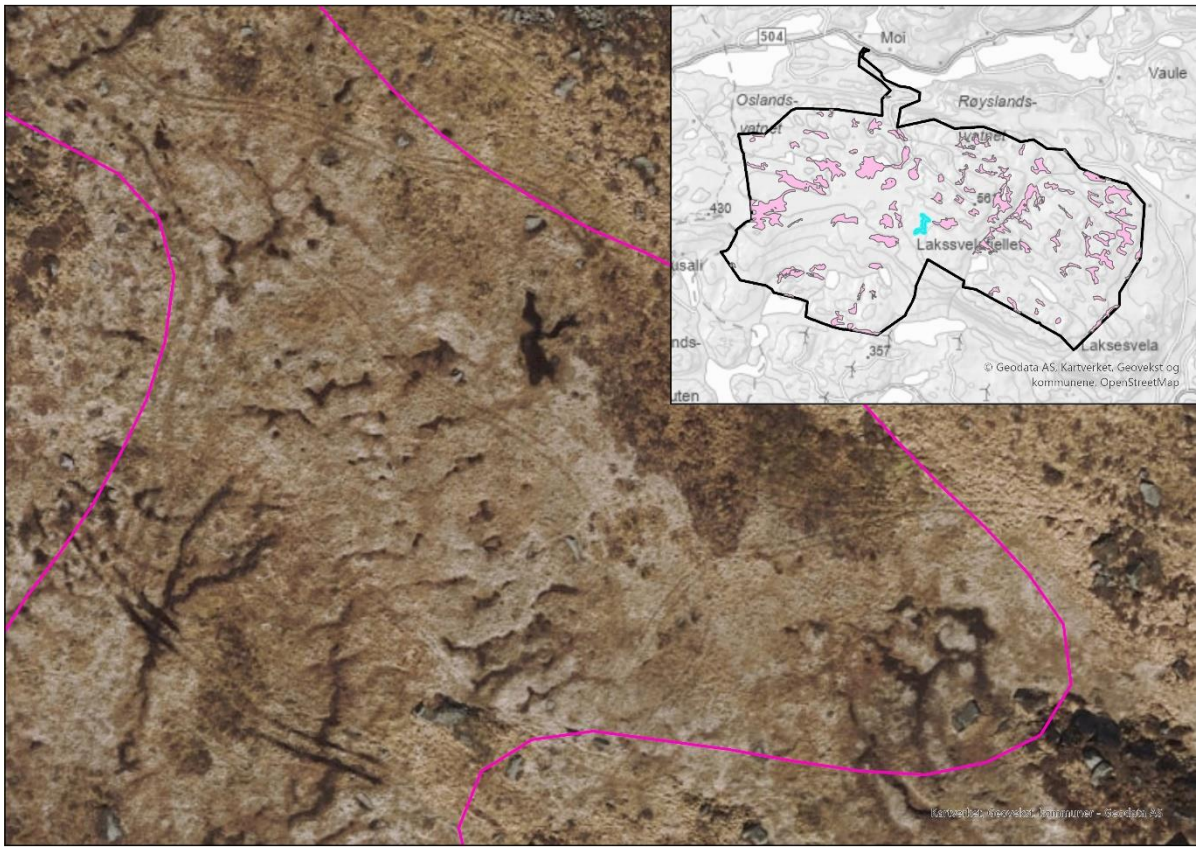
4.6 Flyfoto

4.6.1 Typebestemme myr

Flyfototolkning tilsa at ingen høymyrer forekom i planområdet. Dette er i overenstemmelse med både befaringen høsten 2023 og tidligere kartlegging i areal rundt planområdet. Veldig få myrer er kartlagt etter M-2209, dvs. det forekommer få rødlista myrtyper eller myrtyper med sentral økosystemfunksjon i dette området. De fleste av de kartlagte myrene i Rogaland og muligens ei myr i planområdet (se avsnitt 3.2) er semi-naturlige myrtyper. Den planlagte kartleggingen i vekstsesongen 2024 vil avklare dette i planområdet.

4.6.2 Tilstand på myr (gjenvekst, grøfter, torvuttak, spor av tunge kjøretøy, slitasje)

Ingen menneskeskapte objekter (bortsett fra steingjerder i 4 myrer) ble registrert basert på flyfototolkningen, men kjørespor ble registrert i 10 myrer og grøfter i 2 myrer. Se eksempel på ei myr i Figur 4-11. Effekt av grøfting må vurderes i felt, men effekt av kjørespor kan settes basert på flyfoto. Kjørespor i de 10 myrene kan ha påvirket mer enn 6 % av myra, men mindre enn 25 %, noe som gir moderat tilstand for disse myrene. Andelen myr i planområdet med god tilstand er i overvekt.



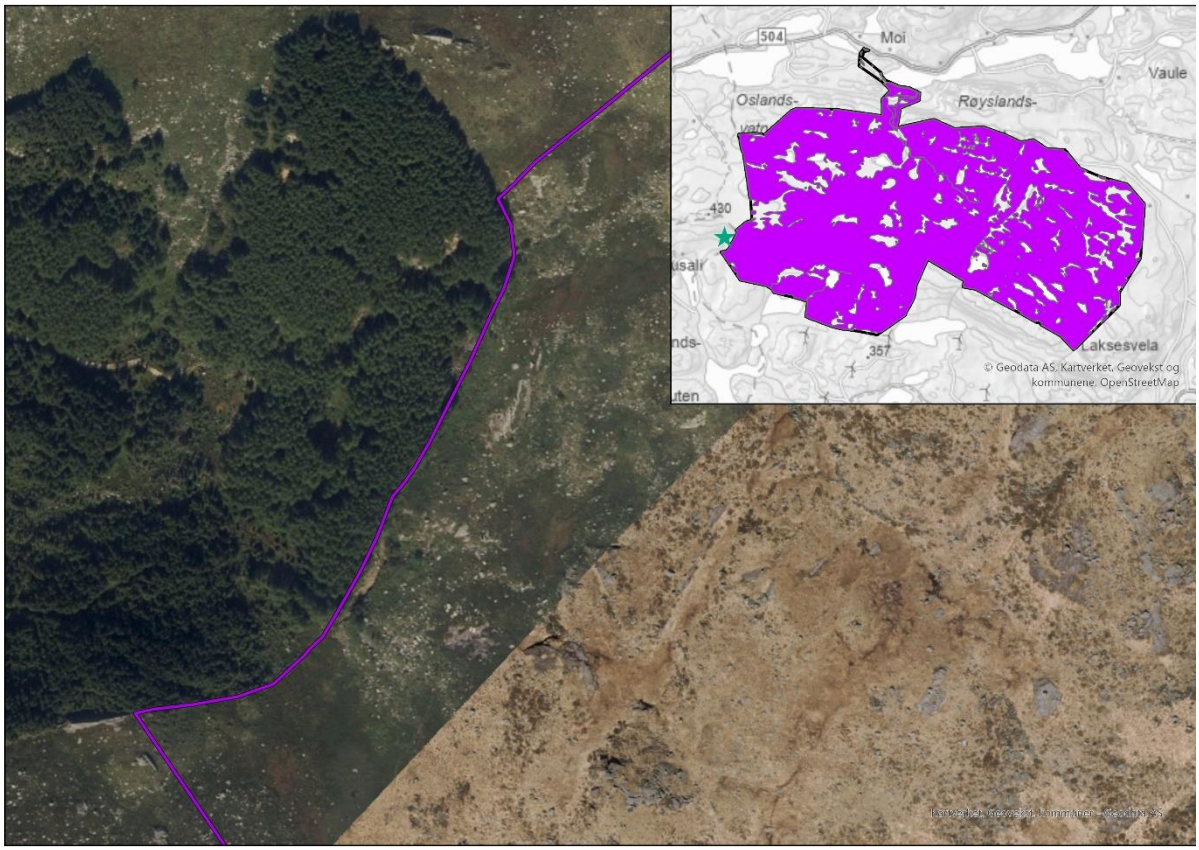
Figur 4-11. En av de 85 myrlokalitetene iAR5 som var negativt påvirket av kjørespor. Dette var tydelig på flyfoto. Lokasjon på denne myra er vist i oversiktsbildet i turkis.

4.6.3 Tilstand på kystlynghei (suksesjon, fremmedartsinnslag, spor av tunge kjøretøy)

Det er mulig å kartlegge kratt fra flyfoto, men med ei svært stor kystlynghei, slik som denne, vil det være tidkrevende. Feltvalideringsdataene var gode og i kombinasjon med modell på høyde over terreng og NDVI, anså vi disse som tilstrekkelig for å angi suksesjon i lokaliteten.

Plantefelt er lette å observere på flyfoto (se Figur 4-12), men enkelttrær er vanskeligere å se, selv om vi tok utgangspunkt i registreringene gjort i felt. Vi kan derfor ikke anbefale tolkning av fremmedartsinnslag basert på en visuell tolkning av flyfoto, om ikke man har flyfoto med bedre oppløsning enn det vi anvendte. Det er nødvendig med en feltbefaring eller tilgang til flyfoto/dronefoto med høyere oppløsning.

Noen få kjørespor ble registrert i kystlynghei a i planområdet basert på flyfototolkning.



Figur 4-12. Et plantefelt med sitkagran like utenfor planområdet. Sitkagran er i ferd med å spre seg inn i planområdet. Plantefeltet var tydelig på flyfoto, men enkelttrær var vanskeligere å observere. Lokasjonen av plantefeltet vist i oversiktsbildet med grønn stjerne.

5 Oppsummering

Tabell 3 oppsummerer resultatene beskrevet i kapittel 4.

Tabell 3. Svar på spørsmål beskrevet i avsnitt 3.3.

Spørsmål	**Svar og kommentarer**
Kan AR5 brukes for å estimere utbredelse av kystlynghei planområdet?	Ja, for planområdet tilsvarer AR5 kategori åpen fastmark kystlynghei. Svært høy overlapp mellom feltdata (valideringsdatasettet) og AR5 verifiserer dette. AR5 kan ikke ukritisk brukes for å avgrense kystlynghei i andre områder. Feltvalideringsdata må benyttes.
Kan AR5 brukes for å estimere utbredelse av myr i planområdet?	Ja, AR5 angir at planområdet inkluderer 85 myrer. Relativ høy overlapp mellom feltdata (valideringsdatasettet) og AR5 verifiserer dette. Avgrensinger i AR5 er ikke nøyaktig nok til å bli anvendt i en detalj-prosjektering av infrastruktur. AR5 gir ikke informasjon om myrtype (og mangler derfor informasjon om myrene er rødlistede eller med sentral økosystemfunksjon).
Kan AR5 brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?	AR5 gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere mulige habitat for klokkesøte.
Kan NDVI brukes for å angi tilstandsvariabelen suksesjon i kystlynghei i planområdet?	Treningsdatasettet indikerer at NDVI kan brukes til å modellere tilstand i kystlynghei. Valideringsdatasettet kunne ikke brukes for å teste om NDVI er egnet bakgrunnsdata for å vurdere suksesjon. En visuell analyse indikerer at man ikke kan skille gjenvekst fra fuktige partier basert på NDVI-verdier.
Kan NDVI brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?	NDVI gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere mulige habitat for klokkesøte.
Kan DTW brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?	DTW gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere mulige habitat for klokkesøte.
Kan en DTM brukes for å bestemme type myr (høymyr) i planområdet?	Ja, DTM antyder at ingen høymyrer forekommer i planområdet. DTM viser at noen myrer ligger i hellende terreng, men DTM gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere om myren er en bakkemyr eller en terrengdekkende myr, eller om myren er semi-naturlig.
Kan en DTM brukes for å angi tilstandsvariabelen grøftingsintensitet og torvuttak i myrer i planområdet?	Ja, DTM kan brukes for å angi om en myr er påvirket av grøfting. Kun to av 85 myrer inkluderte en grøft, dvs. god tilstand om ikke det forekommer spor av tunge kjøretøy, slitasje, og/eller høy dekning av gjenveksttrær, busker eller vedvekster.
Kan en DTM brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?	Ja, DTM gir relativt god bakgrunnsdata for å definere mulige habitat for klokkesøte. Men om andre variabler slås sammen med denne modellen, vil modellen bli bedre.
Kan en modell på høyde over terreng (DOM – DTM) brukes for å angi tilstandsvariabelen rask suksesjon i kystlynghei i planområdet?	En modell på høyde over terreng samsvarer med tilstand i treningsdatasettet. En modell på høyde over terreng antyder lav høyde på det meste av kystlynghei-vegetasjonen i planområdet, dvs. tidlige suksesjonsfaser, noe som også ble observert i feltkartleggingen (valideringsdatasettet). Dette indikerer god tilstand om ikke beitetrykk er for høyt eller fraværende, menneskeskapte objekter, fremmedartsinnslag eller spor av tunge kjøretøy tilsier noe annet.

	Modellen på høyde over terreng kan suppleres med NDVI-verdier for å utarbeide en enda mer presis modell på suksesjon (den vil kunne fjerne unøyaktighet forbundet med at modellen på høyde over terreng ikke skiller på høyde på steiner og høyde på vegetasjon).
Kan en modell på høyde over terreng brukes for å angi tilstandsvariablene busksjiktsdekning og dekning av gjenveksttrær i myr i planområdet?	Ja, en modell på høyde over terreng kan brukes. Modell på høyde over terreng antyder svært lav dekning av gjenvekst i myrene i planområdet da modellen viser lav høyde over terreng. Om myrene er semi-naturlige, er de i god tilstand (om de ikke er en av de to myrene med grøfter) om ikke spor av tunge kjøretøy, slitasje eller høy andel vedvekster i feltsjiktet trekker ned tilstanden.
Kan en modell på høyde over terreng brukes for å estimere mulige habitater for klokkesøte?	En modell på høyde over terreng gir ikke tilstrekkelig bakgrunnsdata alene for å definere mulige habitat for klokkesøte.
Kan flyfoto brukes for å bestemme type myr (høymyr) i planområdet?	Ja, flyfototolking antyder at ingen høymyrer forekommer i planområdet. For å typebestemme myr til semi-naturlig myr eller bakkemyr, må planområdet befares i vekstsesongen.
Kan flyfoto brukes for å angi tilstandsvariablene busksjiktsdekning, grøfting, dekning av gjenveksttrær, andel vedvekster, spor av tunge kjøretøy og slitasje i myr i planområdet?	Ja, flyfoto kan brukes til å registrere busksjiktsdekning, grøfter, kjørespor og stier. Flyfoto antyder kjørespor i noen myrer i planområdet, for noen av disse er det såpass mange kjørespor at vil dette trekker ned tilstand til moderat. De fleste myrene er intakte og dermed i god tilstand. Om myrene er semi-naturlige er de i god tilstand om ikke slitasje eller høy andel vedvekster i feltsjiktet trekker ned tilstanden. Flyfoto kan ikke brukes for å definere slitasje eller dekning/andel av vedvekster i feltsjiktet.
Kan flyfoto brukes for å angi tilstandsvariablene rask suksesjon, fremmedartsinnslag og spor av tunge kjøretøy i kystlynghei i planområdet?	Ja, flyfoto kan brukes til å registrere gjenvekst av kratt og kjørespor. Flyfoto antyder kjørespor i kystlyngheia i planområdet, men såpass få at dette trekker ikke ned tilstand fra god. Er kystlyngheia såpass stor som i dette tilfellet, tar en digitalisering av kratt såpass lang tid at det ble vurdert at data fra modellen på høyde over terreng og feltvalideringsdatene var tilstrekkelig for å angi suksesjon i lokaliteten. En kan ikke med bruk av 2D flyfoto, skille mellom de første faser av suksesjonen. Da det var vanskelig å observere enkelttrær og deretter vanskelig å skille ut om disse enkelttrærne var fremmede treslag er det nødvendig med en feltbefaring for å vurdere fremmedartsinnslag, eller anvende flyfoto av bedre oppløsning enn brukt i dette prosjektet.

5.1 Kystlynghei

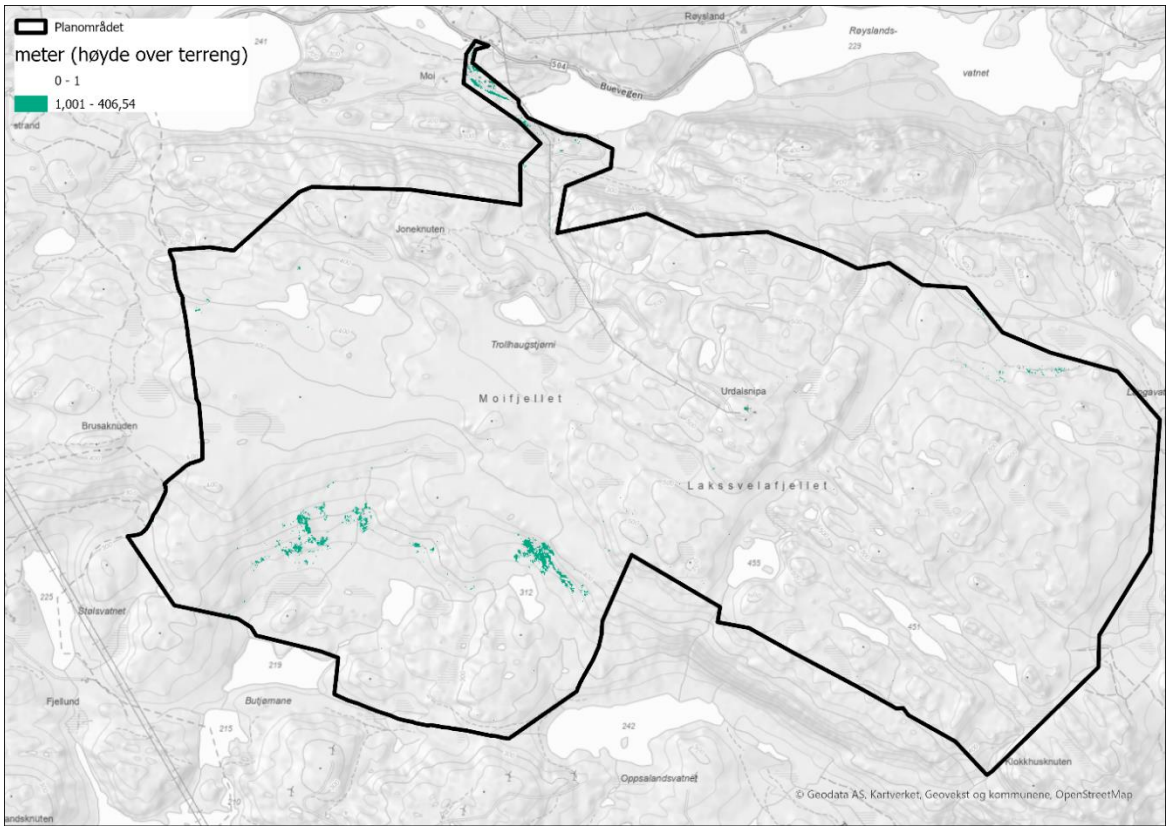
Hele planområdet inkluderer en kystlyngheilokalitet (avgrensing hentet fra AR5). Basert på størrelsen antyder vi et stort naturmangfold.

Ved detaljprosjektering bør variasjonen innad i kystlyngheia tas hensyn til. Infrastruktur og andre inngrep bør gjøres enten der kystlyngheia er i gjengroing (areal som trekker ned tilstand) eller i de mest skrinne areal. I skrinne areal er en eventuell restaurering tilbake til opprinnelig tilstand etter endt anleggs- og/eller driftsfase, mere realistisk enn i mer produktive areal.

Modellen som viser høyde over terreng (DOM - DTM), kan anvendes som supplerende bakgrunnsdata for å vurdere utlegg i areal som er gjengrodd eller hvor man kan gjennomføre restaureringstiltak. Men, som Figur 5-1 viser, er ikke dette mye areal.

Modellen som viser markfuktighet (se Figur 5-2) kan muligens anvendes som supplerende bakgrunnsdata for å vurdere utlegg som ikke forringer vannveier i planområdet samt de rikeste areal i kystlyngheia.

En modell basert på NDVI kan utarbeides for å finne skrinne områder og områder med nakent berg. Dette er områder som bør prioriteres til å bygge i, da dette er områder av lavere biologisk verdi enn de mer produktive områdene i kystlyngheia.



Figur 5-1. Områder innenfor planområdet (per 27.9.23) som er skogkledt. Dette er degraderte områder i kystlyngheia og er derfor ikke så sårbare som de mer intakte områdene. Disse områdene kan eventuelt vurderes å ryddes da dette vil gi kompenserende effekt for den degradering utbyggingen ellers vil medføre.

5.2 Myr

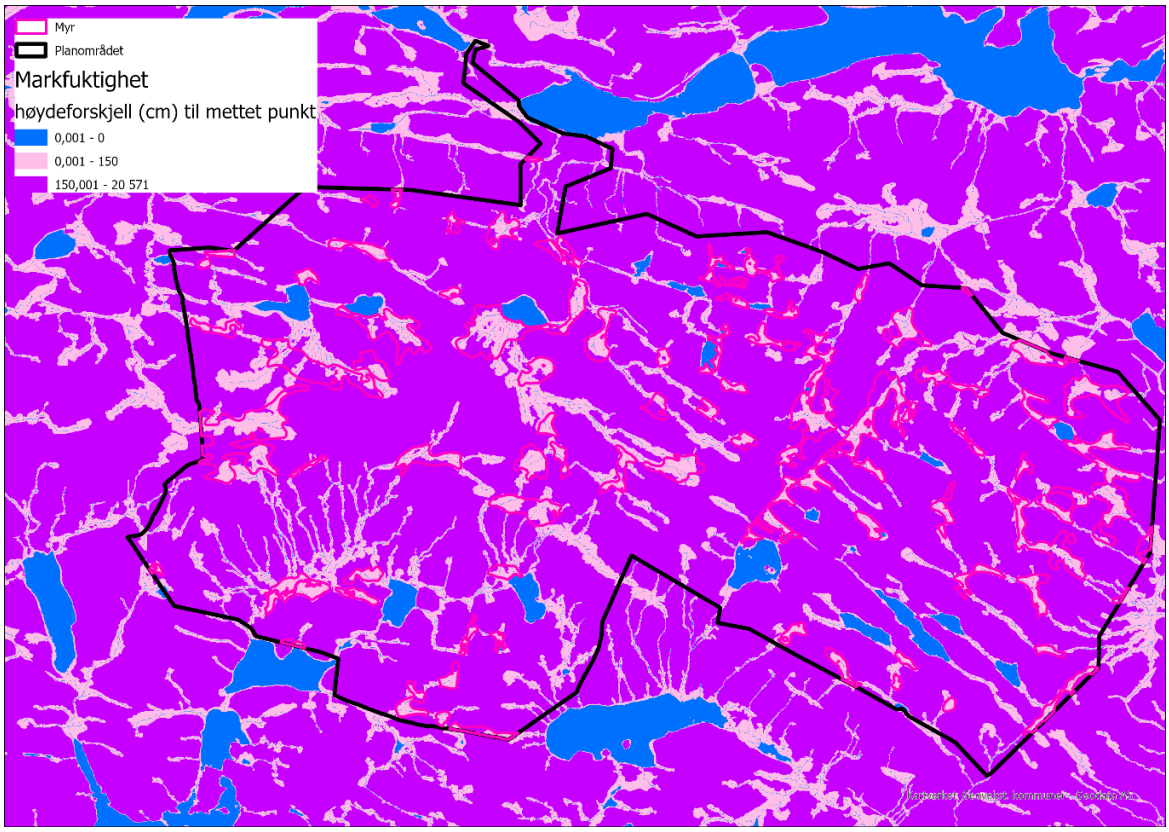
Avgrensning hentet fra arealressurskart (AR5) antyder svært mange myrer i planområdet (85 stk.). Basert på terrengmodell (DTM) og flyfoto antyder vi lav sannsynlighet for at høymyrer forekommer i planområdet. Om det forekommer terrengdekkende myr i planområdet må vurderes i felt. Noen myrer kan være semi-naturlige, dette må også vurderes i felt.

Basert på størrelsen (avgrensing hentet fra AR5) antyder vi at for de fleste myrene i planområdet er naturmangfold lite. Om myrene er semi-naturlige er naturmangfold for flere myrer enten moderat eller stort.

Basert på terrengmodell (DTM) og flyfoto antyder vi at alle bortsett fra to, ikke inkluderer grøfter og at de er intakte og i god tilstand. For de to med grøfter må feltbefaring gjennomføres for å vurdere grad av påvirkning. Basert på flyfototolkning antyder vi at kjørespor forekommer i flere myrer, men de fleste myrene er intakte og dermed i god tilstand.

Før detaljprosjektering bør grensene gitt i AR5 justeres basert på feltbefaring. Infrastruktur og andre inngrep bør i hovedsak ikke legges i myr da myr inkluderer svært store karbonlager og er svært vanskelig å reetablere/restaurere. Om myr må berøres, bør man prioritere at dette ikke skjer i semi-naturlig eng eller i terrengdekkende myr. Disse typene må bestemmes i felt. For de myrene man da står igjen med, må inngrep gjøres så minimale at de ikke drenerer hele myrkomplekset.

Modellen som vises i Figur 5-2 indikerer vannveier og områder som dermed bør unngås.

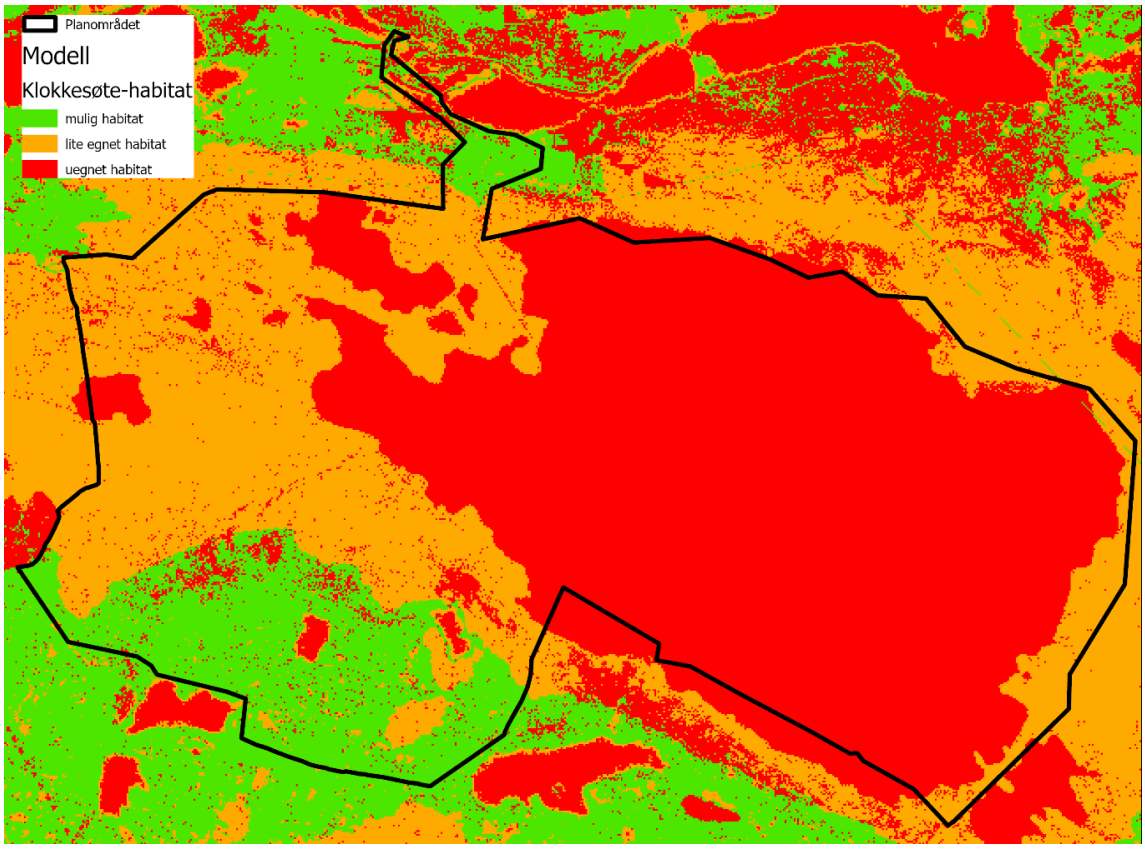


Figur 5-2. Modell over markfuktighet i planområdet (per 27.9.23). Blå områder indikerer åpent vann og rosa områder indikerer fuktige områder/vannveier. Disse bør unngås å gjøre inngrep i.

5.3 Klokkesøte

Ved å slå sammen alle modellene vist i kapittel 4, anser vi at vi har en relativt god modell på egnede habitat for den rødlista arten klokkesøte i planområdet. 21 av forekomstene av klokkesøte registrert langs transektene var i areal modellert å være mulige habitat, 2 av forekomstene var i areal modellert å være lite egnet habitat, mens en forekomst var i areal modellert å være uegnet. Grunnen til mismatchen vurderes å være oppløsning på bakgrunnsdata, satellittfoto som har oppløsning på 10 x 10 meter. I lokasjonen hvor klokkesøte ble observert, men modellen prediker uegnet habitat, antyder NVDI-verdien svært uproduktivt areal. Her var avstand mellom klokkesøte og berg mindre enn 10 m.

Modellen på egnede habitat vises i Figur 5-3. I detaljprosjektering bør spesielt de områder merket som grønt i Figur 5-3, unngås.



Figur 5-3. Modell over egnede habitat for klokkesøte i planområdet basert på NDVI, markfuktighet, høyde over terreng (DOM – DTM) og DTM. Grønt: egnet habitat. Oransje: klokkesøte kan forekomme. Rødt: klokkesøte forekommer ikke. Inngrep bør ikke legges til grønne områder for å unngå klokkesøte.

5.4 Videre refleksjon

Et planområde for et vindkraftverk kan være svært stort. En realistisk tilnærming til datainnhenting kan derfor være modellering som verifiseres av feltobservasjoner av et visst omfang.

Basert på bakkesannheter i andre områder som kan sammenlignes med planområdet (et treningsdatasett), kartlegging i 188 kontrollflater i planområdet (et valideringsdatasett) og relevante bakgrunnsdata har vi utarbeidet modeller som kan beskrive variasjon innad i den ene kystlynghei-lokaliteten og i og mellom myrene i planområdet. Disse modellene kan anvendes for å justere detaljprosjektering slik at man reduserer inngrep med høy konsekvens samt finne områder hvor man eventuelt kan gjennomføre restaurering for å kompensere for de inngrep man måtte gjøre andre steder.

Utvalgskartleggingen, som M-2209 legger opp til, beskriver at alle forvaltningsrelevante naturtype-lokaliteter innenfor et område skal kartlegges i felt. Metodikk for konsekvensutredning M-1941 legger opp til at hele planområdet skal kartlegges heldekkende. Men, basert på M-2209 skal man kun angi en status (ofte et estimert gjennomsnitt) for naturmangfold- og tilstandsvariabler for hver lokalitet. Dette gir ingen informasjon om variasjonen innad i hver lokalitet. Ved en detaljprosjektering hvor man ikke har mulighet til å unngå å berøre rødlista naturtyper eller naturtyper med sentral økosystemfunksjon, er man avhengig av kunnskap på om det innad i en naturtypelokalitet er områder som er mer sårbare enn andre. Dette for å kunne unngå å legge inngrep i disse. Tilnærmingen vi har vist i denne rapporten gir mulighet til dette.

Vet man at det forekommer sårbare arter i et planområde, kan det også være hensiktsmessig å modellere mulige egnede habitat for disse. Noen arter kan kun observeres i løpet av korte perioder i løpet av et år, andre kan man kun observere enkelte år. Skal man i en planprosess, i prosjektering,

i anleggsfase og/eller driftsfase, hensynta alle sårbare arter, vil en modellering ofte være en svært god tilnærming. Vi har her vist et eksempel ved å utarbeide en modell for den rødlista arten klokkesøte i planområdet for Moifjellet Vindkraftverk. Det er viktig å presisere at stedspesifikke modeller på klokkesøte må utarbeides for eventuelle andre planområder.

Under utvikling av vindkraft, og all annen utbygging, må man hensynta at både kartlegging i felt og modellering innehar en viss grad av usikkerhet. Ingen modeller er nøyaktige bilder på virkeligheten og videre, kvaliteten på data brukt til å utarbeide en modell vil avgjøre kvaliteten på selve modellen.

Videre arbeid i utviklingen av prosjektet Moifjellet Vindkraftverk vil inkludere flere feltbefaringer hvor man vil kartlegge myrdybde, myrtype, semi-naturlige enger og rødlista og fremmede arter. Funn vil bli eksportert til Artsdatabankens og Miljødirektoratets databaser. Videre vil man kartlegge mer detaljerte grenser mellom myr og kystlynghei enn det som foreligger i dag, og i hvor stor grad de få grøftene i myr har påvirket disse myrene. I tillegg vil man utvikle en modell som illustrerer nakent berg og skrinne områder. Det siste for å kunne legge inngrep der istedenfor i områder vurdert å ha høyere biologisk verdi og større karbonlager. Denne vil også kunne supplere modellen på suksesjon basert på høyde over terreng slik at man får en mer presis modell.

6 Referanser

Bartlett J, Rusch GM, Kyrkjeeide MO, Sandvik H og Nordén J (2020). Carbon storage in Norwegian ecosystems (revised edition). NINA Report 1774b. Norwegian Institute for Nature Research

Bratli H, Halvorsen R, Bryn A, Arnesen G, Bendiksen E, Jordal JB, Svalheim EJ, Vandvik V, Velle LG, Øien D-I og Aarrestad PA. (2022). Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN versjon 2.3 – Natur i Norge (NiN) Kartleggingsveileder: 4 (utgave 2): 1–413 Artsdatabanken, Trondheim (http://www.artsdatabanken.no).

Elven R, Fremstad E, Bjorå CS, Hegre H og Solstad H. (2022). Norsk flora. Samlaget, Oslo.

Erikstad L, Strand GH, Bentzen F, og Salberg AB (2011). Arealrepresentativ overvåking basert på fjernanalyse. Flyfototolkning i fjell og myrnatur. NINA rapport.

Groesz F, Arnesen G, Tandstad H og Rostad S (2022). Fjernmåling av naturtyper i fjellet - videreutvikling av prototype. Miljødirektoratet M-2327|2022. https://www.miljodirektoratet.no/link/481c8091bf5b4b3c8e87dc893876ad6a.aspx.

Halvorsen R og Bratli H (2019). Dokumentasjon av NiN versjon 2.2 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet. – Natur i Norge, Artikkel 11 (versjon 2.2.0): 1–218 (Artsdatabanken, Trondheim; http://www.artsdatabanken.no.)

Haraldsen T, Borch H, Kløve B, Strand, GH, Veggeland F, og Joner E (2020). Effekter av utfasing av uttak og bruk av torv. NIBIO Rapport.

Haugum, SV (2021). Land-use and climate impacts on drought resistance and resilience in coastal heathland ecosystems. Phd, Universitetet i Bergen.

Heldal T og Torgersen E (2020). Miljøvariabel Kalkinnhold i Berggrunn: metode for å etablere nasjonale datasett. NGU rapport 2020.003.

Hovstad KA, Johansen L, Arnesen A, Svalheim E og Velle LG (2018). Kystlynghei, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. https://artsdatabanken.no/RLN2018/74.

Lieng E, Kastdalen L og Bolstad JP (2006). Satellittdata til kartlegging av arealdekke. Utprøving av tilgjengelige kartdata for klassifisering av Sør-Trøndelag. DN utredning 2006-5.

Lyngstad A, og Fandrem M, (2017). Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Buskerud, Vestfold, Telemark og Aust-Agder. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2017-3.

Lyngstad A, og Vold EM (2015). Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-3.

Lyngstad A, Brandrud TE, Moen A og Øien D I (2018). Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken. Hentet (dato) fra https://www.artsdatabanken.no/Pages/259099.

Lyngstad A, Holm KR, Moen A, og Øien D I (2012). Flybildetolking av høgmyr i Soløområdet, Hedmark. NTNU, Vitenskapsmuseet rapport botanisk serie 2012-3.

Miljødirektoratet (2023). Kartleggingsinstruks - Kartlegging av terrestriske Naturtyper etter NiN2 M-2209, versjon 18.01.2023.

Mosberg B og Stenberg L (2018). Gyldendals store nordiske flora. Gyldendal, Oslo.

Solstad H, Elven R, Arnesen G, Eidesen PB, Gaarder G, Hegre H, Høitomt T, Mjelde M og Pedersen O (2021). Karplanter: Vurdering av klokkesøte *Gentiana pneumonanthe* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/19586.

Stokland JN, Bakkestuen V, Bekkby T, Rinde E, Skarpaas O, Thygeson AS, Yoccoz NG og Halvorsen R (2008). Prediksjonsmodeller som verktøy for kartlegging, overvåking og forvaltning av biologisk mangfold–anvendelse, utviklingspotensial og utfordringer. Naturhistorisk museum Rapport 1

Tingstad L, Evju M, Sickel H og Töpper J (2019). Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.

Zhang H, Chang J, Zhang L et al. (2018). NDVI dynamic changes and their relationship with meteorological factors and soil moisture. Environ Earth Sci 77, 582 (2018). https://doi.org/10.1007/s12665-018-7759-x

Aarrestad PA, Øien DI, Lyngstad A, Moen A og Often A (2003). A. Kartlegging av truete vegetasjonstyper. Erfaringer fra Inderøy og Levanger. NTNU, Vitenskapsmuseet rapport botanisk serie 2003-1.

Rapport

Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk

OPPDRAGSGIVER

Statkraft

EMNE

Tematisk fagutredning fugl

DATO / REVISJON: 13. april 2026 / 03

DOKUMENTKODE: 10265688-01-RIM-RAP-007



Multiconsult

Foto, illustrasjoner og figurer: Multiconsult om annet ikke er oppgitt

Dette dokumentet har blitt utarbeidet av Multiconsult på vegne av Multiconsult Norge AS eller selskapets klient. Klientens rettigheter til dokumentet er gitt i den aktuelle oppdragsavtalen eller ved anmodning. Tredjeparter har ingen rettigheter til bruk av dokumentet (eller deler av det) uten skriftlig forhåndsgodkjenning fra Multiconsult med mindre annet følger av norsk lov. Multiconsult påtar seg intet ansvar for bruk av dokumentet (eller deler av det) til andre formål, på andre måter eller av andre personer eller enheter enn det som er godkjent skriftlig av Multiconsult. Deler av dokumentet kan være beskyttet av immaterielle rettigheter og/eller eiendomsrettigheter. Kopiering, distribusjon, endring, behandling eller annen bruk av dokumentet er ikke tillatt uten skriftlig forhåndssamtykke fra Multiconsult eller annen innehaver av slike rettigheter med mindre annet følger av norsk lov.

Rapport

OPPDRAG	Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk	DOKUMENTKODE	10265688-01-RIM-RAP-007
EMNE	Tematisk fagutredning fugl	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAGSGIVER	Statkraft	OPPDRAGSLEDER	Håvard Finanger
KONTAKTPERSON	Kristin Serck-Hanssen	UTARBEIDET AV	Ørjan W. Jenssen
KOORDINATER	Sone: / Øst: / Nord:	ANSVARLIG ENHET	10234054 Naturrådgivning
GNR./BNR./SNR.	/ /		

SAMMENDRAG

Denne rapporten er en tematisk utredning av temaet fugl for Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk. Rapporten går gjennom kunnskapsgrunnlaget og angir verdisatte delområder (funksjonsområder), påvirkning og konsekvens for fugl iht. M-1941. For nærmere omtale av tiltaket, nullalternativ, metodikk mv. vises det til fagutredning naturmangfold.

Opplysninger og vurderinger som pga. detaljert stedfesting må unntas offentlighet er samlet i et eget vedlegg.

Konsekvensvurderingene her av delområder for fugl vil inngå sammen med delområder for andre artsgrupper i kategorien arter i fagutredning for naturmangfold. Det er kort omtalt særlig viktige områder for fugl på landskapsnivå, som vil inngå i kategorien landskapsøkologiske sammenhenger i fagutredning for naturmangfold. Det er videre gjort vurderinger her av samlete virkninger for fugl som innspill til vurderingen av samlete virkninger i fagutredning naturmangfold.

Utredningen er utført iht. gjeldende metode før Miljødirektoratet kom med revidert liste over spesielt hensynskrevende arter påsken 2026.

REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV
03	13.4.2026	Utvidet med Mellomstrand vindkraftverk og kunnskap 2025	ØWJ	ARNH	HAVF
02	12.3.2025	Revidert med kunnskapsinnhenting 2024	ØWJ	ARNH	HAVF
01	15.11.2024	Etter intern KS	ØWJ		
00	12.11.2024	Tematisk fagutredning fugl Moifjellet vindkraftverk	ØWJ	ARNH	HAVF

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 Bestilling - fastsatte utredningsprogrammer 5
1.1 NVEs fastsatte utredningsprogram 5
1.2 Bjerkreim kommunes fastsatte planprogram 5
2 Relevant artsutvalg av fugl 6
3 Kunnskapsgrunnlaget om arter og funksjonsområder for fugl for Moifjellet 7
3.1 Influensområde, dataoversikt 7
3.1.1 Data fra nasjonale databaser 8
3.1.2 Hekkeundersøkelse Moifjellet 2024 8
3.1.3 Hekkeundersøkelse Mellomstrand 2025 8
3.1.4 Kartlegging av rastende storspove Moifjellet 2025 8
3.1.5 Trekkundersøkelser utenom rovfugl 2024 9
3.1.6 Trekkundersøkelser Mellomstrand 2025 9
3.1.7 Nærmere om hubro 9
3.2 Nærmere om rovfugltrekk 10
3.2.1 Kartlegging av rovfugl i Sør-Rogaland 2007 10
3.2.2 Forundersøkelser rovfugltrekk høsten 2011 10
3.2.3 Første etterundersøkelse rovfugltrekk høsten 2020 12
3.2.4 Andre etterundersøkelse av rovfugltrekk høsten 2021 15
3.3 Kadaversøk 2021 18
3.4 Undersøkelse av rovfugltrekk på Moifjellet 2023 18
3.4.1 Undersøkelse av rovfugltrekk på Moifjellet 2024 21
3.5 Modellering av oppdriftsforhold på Moifjellet 22
3.6 Modellering av kollisjonsrisiko på Moifjellet 22
3.7 Nærmere om kongeørn 23
3.8 Nærmere om ansvarsarter, jaktbare arter og ev. arter som er særlig sårbare for å bli påvirket av tiltaket 23
3.8.1 Ansvarsarter 23
3.8.2 Jaktbare arter 24
3.8.3 Særlig sårbare arter 24
4 Økologiske funksjonsområder for fugl 25
4.1 Utgangspunkt for avgrensning av økologiske funksjonsområder 25
4.2 Nærmere om de avgrensete funksjonsområdene 25
5 Usikkerhet ved kunnskapsgrunnlaget 27
6 Inndeling i delområder for fugl 27
7 Verdisetting 29
8 Vurderinger av påvirkning 32
8.1 Bakgrunn 32
8.2 Påvirkning på fugl av Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk 32
8.2.1 Tap og endring av leveområder 33
8.2.2 Barriere- og unnvikelseseffekter 33
8.2.3 Kollisjoner 33
8.3 Avbøtende tiltak 36
8.4 Overvåkningsordninger 38
9 Konsekvens 39
9.1.1 Konsekvensgrad for delområder 39
9.1.2 Samla belastning 39
9.1.3 Rangering av alternativer 42
10 REFERANSER 43
11 VEDLEGG 47
11.1 Vedlegg 1. Arter av nasjonal forvaltningsinteresse 47
11.2 Vedlegg 2. Arter funksjonsområder, flate 51
11.3 Vedlegg 3. Artskart 53
11.4 Vedlegg 4. Fugl UNNTATT OFFENTLIGHET 57

1 Bestilling - fastsatte utredningsprogrammer

1.1 NVEs fastsatte utredningsprogram

Av NVEs fastsatte utredningsprogram for **Moifjellet vindkraftverk** (NVE, 2024) framgår bl.a. følgende punkter som er særlig relevante for utredningen for fugl:

- Det skal gis en sammenstilling av naturverdier av nasjonal eller vesentlig regional interesse, jf. innsigelsesrundskriv T-2/16.

Ellers sier NVEs utredningsprogram følgende for fugl:

Tiltakshaver skal:

- Utarbeide en oversikt over fuglearter med økologiske (f.eks. hekkeområder) og/eller landskapsøkologiske funksjonsområder (f.eks. trekkruter) i plan- og influensområdet som kan bli vesentlig berørt av tiltaket. Det skal spesielt fokuseres på arter av stor og særlig stor forvaltningsinteresse, ansvarsarter, jaktbare arter, rovfugl, ugler og eventuelle arter som er særlig sårbare for å bli påvirket av tiltaket. Arter av stor og særlig stor forvaltningsinteresse omfatter rødlistede arter, prioriterte arter, fredede arter, spesielle økologiske former og andre spesielt hensynskrevende arter.
- Vurdere hvordan tiltaket kan påvirke fuglearter av stor og særlig stor forvaltningsinteresse, ansvarsarter, jaktbare arter, rovfugl, ugler og eventuelle arter som er særlig sårbare for å bli påvirket av tiltaket. Herunder skal områdets verdi som trekklokalitet, fare for kollisjoner og redusert/forringet økologisk funksjonsområde vurderes.
- Gjennomføre forundersøkelser av hubro og trekkende rovfugl tilsvarende undersøkelsene som følger av konsesjonsvilkårene for de andre vindkraftverkene i Bjerkreim. Hekkelokaliteter/territorier som overlapper med tiltaksområdet skal kartlegges.
- Bruke resultat fra etterundersøkelsene om fugl fra Bjerkreim, Skinansfjellet, Gravdal, Måkaknuten, Stigafjellet, Egersund og Svåheia vindkraftverk.
- Vurdere potensialet for funn av hittil ukjente forekomster av arter av stor og særlig stor forvaltningsinteresse og ansvarsarter i plan- og influensområdet.

Metode: Utredningen skal gjennomføres med anerkjent metodikk etter gjeldende veileder fra Miljødirektoratet. Lokale og regionale myndigheter og organisasjoner, samt personer med relevant lokalkunnskap, skal kontaktes. Om det skal foretas feltbefaring, må dette gjennomføres på hensiktsmessig tid av året med hensyn til for eksempel trekksesong, leik- og hekketider. Sensitive opplysninger skal merkes unntatt offentlighet og oversendes NVE som et eget dokument.

NVE fastsatte 30.10.2025 et utredningsprogram for **Mellomstrand vindkraftverk** (NVE, 2025). Utredningsprogrammet stadfestet kapittel 5 i Statkrafts forslag, som vedtatt av Time kommune 26.5.2025, med enkelte tillegg. Ingen av tilleggene gjaldt spesifikt for fugl, dvs. for fugl blir bestillingen for Mellomstrand som for Moifjellet.

1.2 Bjerkreim kommunes fastsatte planprogram

Av kommunens fastsatte planprogram for **Moifjellet vindkraftverk** (Bjerkreim kommune, 2024) framgår bl.a. følgende:

- Det skal avgrenses økologiske og landskapsøkologiske funksjonsområder for alle beslutningsrelevante arter med forekomster i området. Beslutningsrelevante arter inkluderer

alle arter av nasjonal forvaltningsinteresse, slik som truede, prioriterte, fredede og spesielt hensynskrevende arter, samt spesielle økologiske former, samt ansvarsarter.

- Uttalelser fra regionale myndigheter, og foreløpig utredningsprogram fra NVE, skal være førende for kartlegging/utredning av fugl. Feltbefaringer må gjennomføres på en hensiktsmessig tid av året med hensyn til f.eks trekksesong, leik- og hekketider. Sensitive opplysninger skal merkes "unntatt offentlighet" og oversendes i eget dokument.

Time kommune fastsatte 19.6.2025 planprogram for Mellomstrand vindkraftverk (Time kommune, 2025). Kommunen fastsatte planprogrammet som foreslått av Statkraft, med en presisering om at det skulle gis en vurdering av samlet belastning av vindkraft for både Moifjellet og Mellomstrand. For fugl innebærer programmet et utvidet undersøkelsesareal, men metodisk ingen endringer fra fastsatt program for Moifjellet.

2 Relevant artsutvalg av fugl

Det er sjelden eller aldri mulig å oppnå komplett oversikt over alle arter av fugl som hører hjemme i influensområdet for et tiltak. Det er viktig at konsekvensutredningen og kartlegging fokuserer på de artene og artsgruppene som er relevant når beslutning vedrørende planen/tiltaket skal tas. Håndbok M-1941 (Miljødirektoratet4) formulerer kravet slik: «*Artsutvalget må være relevant for den berørte naturen. Hvilke artsgrupper som er aktuelle å kartlegge må derfor vurderes fra sak til sak*». For å belyse konsekvensene av et utbyggingsprosjekt må en først og fremst prioritere arter som er truet av arealendringer.

Influensområdet for vurderingene er gitt i kapittel 3.1 og vist på kart i figur 15. Området består av fjell/hei med myrer og vann, omkranset av lavereliggende landbruksarealer, heiområder og vassdrag. Med utgangspunkt i rødlistevurdering av grupper av fugl vil vadefugler (11 av 28 arter rødlistet) være sentrale, med utgangspunkt i arter knyttet til jordbrukslandskapet (spesielt vade- og spurvefugler) og fjellet (spesielt ande- og vadefugler) (Artsdatabanken1). Videre er regionen kjent for et omfattende rovfugltrekk om høsten, og for å være et kjerneområde for hubro.

Nasjonale føringer for klima- og miljøhensyn i utbyggingssaker framgår særlig av Klima- og miljødepartementets innsigelsesrundskriv T-2/16 (Klima- og miljødepartementet 2021). For arter trekker rundskrivet fram bl.a. trua arter (CR, EN, VU) iht. gjeldende rødliste og deres leveområder, prioriterte arter etter naturmangfoldloven med ev. økologiske funksjonsområder, freda arter, spesielle økologiske former og spesielt hensynskrevende arter iht. arter av nasjonal forvaltningsinteresse i Naturbase, samt viktige forflytnings- og spredningskorridorer (Regjeringen1). Innslagspunktet for å vurdere innsigelse iht. T-2/16 tilsvarer i hovedsak verdisetting stor eller svært stor verdi i Miljødirektoratets KU-håndbok M-1941 (Miljødirektoratet1). Svært stor verdi gis da til freda arter, prioriterte arter, sterkt trua og kritisk trua arter. Stor verdi gis til sårbare arter og spesielt hensynskrevende arter. T-2/16 nevner i tillegg spesielle økologisk former av arter iht. arter av nasjonal forvaltningsinteresse i Naturbase (Miljødirektoratet3).

Ingen fuglearter er særskilt **freda** etter forskrift. De to **prioriterte artene** etter naturmangfoldloven, dverggås og svarthalespove, er ikke kjent i influensområdet. Spesielt **hensynskrevende arter** av fugl iht. Miljødirektoratets «arter av nasjonal forvaltningsinteresse» omfatter artene havelle (NT), praktærfugl (LC), kongeørn (LC), musvåk (LC), vandrefalk (LC), hvitryggspett (LC), gråspett (LC) og dvergspett (LC) (Miljødirektoratet2). Enkelte av disse er kjent i området. Spesielle **økologiske former** av fugl iht. Miljødirektoratets «arter av nasjonal forvaltningsinteresse» omfatter underartene nordlig sildemåke, sørlig myrsnipe, sørlig gulerle og engelsk gulerle (artene er LC). Merk at fuglearter som er ansvarsarter for Norge (mer enn 25 % av den europeiske bestanden befinner seg i Norge), men ikke er

hverken rødlista, spesielle økologiske former eller spesielt hensynskrevende, ikke er omfattet av nasjonale føringer. Dette gjelder bl.a. havørn, fjellvåk, dvergfalk, heipiplerke, gråtrost og svartbak.

I en konsekvensutredning for Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk vil det for fugl derfor være vesentlig å ha et tilstrekkelig godt kunnskapsgrunnlag for rødlista arter, spesielle økologiske former og spesielt hensynskrevende arter av fugl som omtalt over.

[Miljødirektoratet kom 27.3.2026 med omfattende endringer i lista for spesielt hensynskrevende arter. Denne endringen er ikke innarbeidet i denne konsekvensutredningen.]

3 Kunnskapsgrunnlaget om arter og funksjonsområder for fugl for Moifjellet

3.1 Influensområde, dataoversikt

For fugl er det som hovedregel lagt til grunn et influensområde på 1 km ut fra ytre planavgrensning i Bjerkreim og Time kommuner, samt 1 km utover fra de to aktuelle traséene for nettilknytning. 1 km er valgt med bakgrunn i hva som er kjent om generelle, direkte forstyrrelsesavstander for fugl, se for eksempel Røsberg og Mork (2018). For særlig sårbare arter som hubro og kongeørn er det også sett utenfor dette arealet, jf. at bl.a. Rydell m.fl. (2017) anbefaler større avstander mellom reirplass og vindturbiner.

Tabell 1 viser en oversikt over datakilder og registreringer i disse som ligger helt eller delvis innenfor influensområdet.

Tabell 1. Oversikt over datakilder fugl per januar 2026.

Datakilde	Antall registrer-inger i influens-området	Antall arter i influens-området	Merknad
Sensitive arter, punkt (Miljødirektoratet, 2026)	4 innenfor 1 km (1 av disse for nett), 22 innenfor 5 km.	3	Hubro, havørn, hønsehauk. Innenfor 1 ekstra km også kongeørn.
Arter av nasjonal forvaltningsinteresse, punkt (Naturbase, Miljødir.)	374 (371 uten nett)	88 (87 uten nett)	De fleste reg. fra feltundersøkelser i forb. med KU.
Arter av nasjonal forvaltningsinteresse, flate (Naturbase, Miljødir.)	37	9	Enkeltbekkasin, fiskeørn, fossekall, heilo, kanadagås, orrfugl, sanglerke, smålom, stokkand. Samme med/uten nett.
ArtFunksjon, flate (viltkart) (Naturbase, Miljødir., 2026)	21	6 arter og 5 artsgrupper	10 ulike flater. Samme med/uten nett.
Artskart, punkt (Artsdatabanken)	1780 (1764 uten nett)	141 arter (140 uten nett)	
Ecofact 2023 rovfugltrekk-undersøkelser	495	10	Tellepunkt Moifjellet og Lakssvelafjellet
Ecofact 2024 rovfugltrekk-undersøkelser	460	9	Tellepunkt som 2023 + Gjedleråsen og Butjørnane
Ecofact 2024 hekkeundersøkelser	4030	28	9 reg. vår, 4021 høst.
Ecofact 2024 trekkfugl-undersøkelser (utenom rovfugl)	7 trekkbevegelser vår, 326 trekk-bevegelser høst	48	Vår og høst 2024, fra samme tellepunkt Moi- og Lakssvelafjellet som rovfugl + Butjørnane

Ecofact 2025 hekkeundersøkelser	113 (ved punkt-taksering)	21	Basiskartlegging utenom punkttaksering ikke tallfestet.
Ecofact 2025 trekkfugl-undersøkelser	7 trekkbevegelser vår, 884 trekk-bevegelser høst	6 vår, 48 høst	Totalt 7 individer vår, 14156 høst (mye troster)
Ecofact hubroundersøkelser		1	Nærmere omtalt i vedlegg unntatt offentlighet
Ecofact kongeørnundersøkelser		1	Nærmere omtalt i vedlegg unntatt offentlighet

3.1.1 Data fra nasjonale databaser

Registreringer innenfor influensområdet fra artskart (Artsdatabanken), arter av nasjonal forvaltningsinteresse (Miljødirektoratet) og sensitive arter (Miljødirektoratet) inngår i vurderinger av økologiske funksjonsområder i kapittel 4.

3.1.2 Hekkeundersøkelse Moifjellet 2024

Det ble som en del av konsekvensutredningen for Moifjellet vindkraftverk utført en generell kartlegging av hekkende fugl i planområdet i perioden 25. mai – 22. juni 2024. Det ble også søkt etter viktige forekomster i tilgrensende områder. Totalt 28 arter ble registrert, og artsinventaret er vurdert som noenlunde representativt for tilsvarende områder i distriktet. Tettheten av fugl og artsmangfoldet er størst i området sør for Moifjellet (sørvest i planområdet). Det ble her registrert 5 til 7 hekketerritorier av svartstrupe (EN) samt én artsregistrering av granmeis (VU). Det ble registrert bra forekomster av heilo, sanglerke og gjøk i planområdet (alle NT). Ellers er enkeltbekkasin vanlig, og flere spillende orrfugl ble registrert (begge LC). I høyereliggende strøk var de vanligste artene heipiplerke, ringtrost og steinskvett (alle LC). Det ble ikke registrert hekkende andefugl, lommer, spetter eller rovfugl. Det ble heller ikke registrert rype. Området er dominert av spurvefugl. Det må vektlegges at området inngår i hekketerritorier for hubro (EN), kongeørn (LC, hensynskrevende) og havørn (LC) (Tysse 2024b).

Av de 28 påvist hekkende artene er det 5 arter av svært stor eller stor nasjonal forvaltningsinteresse: svartstrupe, granmeis, heilo, gjøk og sanglerke. Ansvarsarter er heilo, heipiplerke og gråsisik (registrert brunsisik på Moifjellet skal iht. Birdlife Norge regnes som underart av gråsisik, som er ansvarsart for Norge).

3.1.3 Hekkeundersøkelse Mellomstrand 2025

Det ble kartlagt hekkefugl i og ved planområdet for Mellomstrand vindkraftverk ved en basiskartlegging den 6. juni og en punkttaksering med 16 punkter gjennomgått den 16. mai 2025 (Tysse og Oddane 2025c). Totalt 21 arter ble registrert i planområdet. Vanligste arter var heipiplerke, ringtrost og gjøk, mens løvsanger, tornsanger og orrfugl var relativt vanlig forekommende. Tre rødlistearter ble registrert: gjøk, heilo og sanglerke (alle NT). Noe overraskende ble svartstrupe (EN) ikke registrert. Øvrige, registrerte arter var alle livskraftige (LC). Arter med status som ansvarsarter var heilo, heipiplerke, grå-/brunsisik, gråtrost og dvergfalk, av fremmede arter ble det registrert kanadagås. Av de 21 registrerte artene har de tre NT-artene stor nasjonal forvaltningsinteresse.

3.1.4 Kartlegging av rastende storspove Moifjellet 2025

På grunnlag av en enkeltobservasjon av 20+ storspover sommeren 2023 (som ga opphav til et eget funksjonsområde F4 i forrige revisjon av denne utredningen) på Moifjellet, ble det gjennomført et undersøkelsesprogram etter storspove i og nær dette området i 2025 (Tysse 2025d). Konklusjonen ble

at dette ikke var et fast rasteområde for storspove, og at observasjonen i 2023 var en mer tilfeldig arealbruk.

3.1.5 Trekkundersøkelser utenom rovfugl 2024

Det ble kartlagt trekkende fugl i området vår og høst 2024. Tellinger ble utført fra tre faste utsiktspunkter (Moifjellet, Lakssvelafjellet og Butjørnane) ukentlig over 4 dager i mai og 10 dager i august – november.

I mai ble det registrert 9 fugler og 7 trekkbevegelser, kun 7 ulike arter ble registrert, av disse er heilo (NT) av stor nasjonal forvaltningsinteresse.

På høsten ble det registrert totalt 4021 individer av fugl fordelt på 48 arter, 7 av disse rødlista: myrhauk (EN), grønnfink (VU), gråmåke (VU), jaktfalk (VU), heilo (NT), sanglerke (NT) og storskarv (NT). 326 bevegelser ble tolket som trekk, tallrikeste art først i trekksesongen var heipiplerke, mot slutten gråtrost.

I tillegg til observert rasting av heilo, trekkes det særlig fram tidligere observasjoner (i forbindelse med rovfuglregistreringer) av 20+ storspover (EN) vest på Moifjellet (Tysse 2025a).

3.1.6 Trekkundersøkelser Mellomstrand 2025

Det ble gjennomført tre vårtellinger (14., 19. og 28. mai) og 20 høsttellinger (juli–oktober) av trekkende fugl i planområdet for Mellomstrand i 2025 (Tysse, 2025d).

På våren ble det registrert syv trekkende individer fordelt på seks arter, herunder én småspove (NT) og én storspove (NT). Det lave antallet observasjoner av trekkbevegelser og lokale bevegelser gjør at konfliktpotensialet framstår som relativt lite, men det anbefales oppfølgingsundersøkelser som også inkluderer månedene mars og april.

På høsten ble det registrert 14156 trekkende fugler fordelt på 48 arter, med totalt 884 trekkbevegelser (stort sett flokker med fugl) i området. Heipiplerke og heilo (NT) var vanligst tidlig i trekksesongen, i oktober dominerte gråtrost og rødvingetrost med flere tusen individer. Det var ellers noe trekk av grågås, til dels høyt over området. Observerte trekkende rødlistearter, ut over heilo som mest tallrik, var jaktfalk (VU), lerkefalk (NT), grønnfink (VU), gulspurv (VU) og sanglerke (NT).

I planområdet ble det om høsten også registrert (ikke trekkende) gråmåke (VU), hønsehauk (VU), myrhauk (EN), lappspurv (EN), gjøk (NT), tårnseiler (NT), storskarv (NT) og stær (NT). Av livskraftige (LC) men spesielt hensynskrevende arter ble det registrert kongeørn, musvåk og vandrefalk. Av livskraftige ansvarsarter ble det observert fjellvåk, dvergfalk, havørn, gråtrost, heipiplerke og bjørkefink.

Høsttrekket i planområdet Mellomstrand framstår (med forbehold om tellinger i kun én trekksesong) som mer variert og mer konsentrert enn i planområdet for Moifjellet. Hele området ble benyttet, men for rovfugl synes det å være en viss oppstuving i oppdriftsområdene ved Brusaknuden og på sørvestsida av planområdet.

3.1.7 Nærmere om hubro

Hubro (EN sterkt truet) er mer detaljert omtalt i et eget vedlegg unntatt offentlighet. Det gis her en forenklet omtale uten nærmere angivelse av lokaliteter eller reirplasser.

Rogaland har sammen med vestre del av Agder og sørlige del av Hordaland det største antallet og tettheten av hubro i Norge (Fjeldstad m.fl. 2022). Det pågår årlige oppfølgingsundersøkelser av hubro i fylket, dels gjennom Miljødirektoratets nasjonale overvåkningsprogram for hubro og dels gjennom det konsesjonspålagte oppfølgingsprogrammet for hubro for vindkraftverkene Måkaknuten, Stigafjellet,

Bjerkreim søndre klynge (Eikeland-Steinsland, Gravdal, Skinansfjellet), Egersund og Svåheia. I et belte fra sørsørøst til nordnordvest i kommunene Sokndal, Eigersund, Bjerkreim, Hå, Time og Gjesdal er det per 2021 identifisert 25 hubroterritorier. 15 av disse følges opp av det nasjonale overvåknings-programmet, og 10 gjennom NVEs pålagte oppfølgingsprogram. Det er fortsatt slik at mange alternative reirplasser er ukjent, og i noen territorier er ingen reirplass påvist. Det ble i 2021 registrert hekking i totalt 6 av de 25 territoriene. Det er vurdert som trolig at hubro kan ha hekket eller hatt hekkeforsøk i flere territorier der dette ikke er fanget opp (Oddane 2022).

GPS-merking av hubro i regionen har bl.a. vist at hubroens hjemmeområde normalt er i området fra 20 til 30 km^2 i hekketida og i området fra 42 til 66 km^2 utenom hekketid, men variasjonen er stor. Hubroen foretrekker lavereliggende deler av terrenget i hekketida og høyereliggende deler utenom hekketid. Hele året unngås dyrka mark og bebyggelse/samferdsel, mens hubroen foretrekker områder i nærheten av vann. Bestanden av hubro på Høg-Jæren og i Dalane synes å være mettet (Oddane m.fl. 2012, Oddane 2022).

Undersøkelser til og med 2024 tilsier at det er 3 -4 aktive hubroterritorier rundt Moifjellet, for to av disse er det kjente hekkeplasser (Oddane 2023a, Oddane 2023b, Oddane 2024). I tråd med tidligere GPS-undersøkelser ligger de kjente hekkeplassene i lavlandet omkring fjellet. Deler av planområdet vil inngå i leveområdet til disse hubroparene, særlig utenom hekketida.

De to best kartlagte territoriene omkring Moifjellet følges opp i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hubro. De øvrige følges opp gjennom NVEs pålagte oppfølgingsprogram for hubro og særskilte feltundersøkelser i forbindelse med Moifjellet vindkraftverk.

3.2 Nærmere om rovfugltrekk

Årlige overvåkinger av rovfugltrekk har i Norge vært gjort i hovedsak på Jomfruland, Lista og Mølen fuglestasjoner, samt på Mønstremyr vest for Flekkefjord. Det antas at de fleste rovfuglene som hekker sør i Norge trekker gjennom Falsterbo i Sverige på høsten, mens studier tyder på at rovfugl som hekker nord i Norge har en mest østlig trekkrute gjennom Finland og Russland (Heggøy og Øien 2014).

3.2.1 Kartlegging av rovfugl i Sør-Rogaland 2007

Etter at lokale amatørornitologer avdekket et relativt omfattende rovfugltrekk ved Lassaskaret i Hå kommune høstene 2004 – 2006, nær flere planlagte vindkraftverk, ble det høsten 2007 igangsatt kartlegginger også inne i planområdene for vindparkene. Tellinger ble utført på totalt 34 dager i et vel 100 km^2 stort undersøkelsesområde, først fra 7 faste tellepunkt som utover høsten ble supplert med flere andre for å få et mer samlet bilde, samt et referanseområde. Totalt ble det samlet inn knapt 4000 registreringer av rovfugl, en overveiende lav tetthet med i snitt 19 individer per punkt per dag. Samlet sett var det små forskjeller i tettheten av rovfugl, og det generelle bildet var et trekk på bred front, men i perioder var det bra tettheter på høydedraget Karten – Moifjellet og sør for dette.

Tårnfalk og spurvehauk (begge LC) var de vanligste artene, men også vandrefalk, kongeørn, musvåk (alle tre LC, men «spesielt hensynskrevende») og havørn (LC, ansvarsart) var tallmessig vanlige.

Samlet ble rovfugltrekket vurdert å ha stort omfang og som nasjonalt viktig. Det ble vurdert som sannsynlig at mange områder videre nedover langs kysten kan ha tilsvarende trekkomfang, da mange av de registrerte rovfuglene forflytter seg i en smal kystsone mellom Sørlandet og undersøkelsesområdet.

3.2.2 Forundersøkelser rovfugltrekk høsten 2011

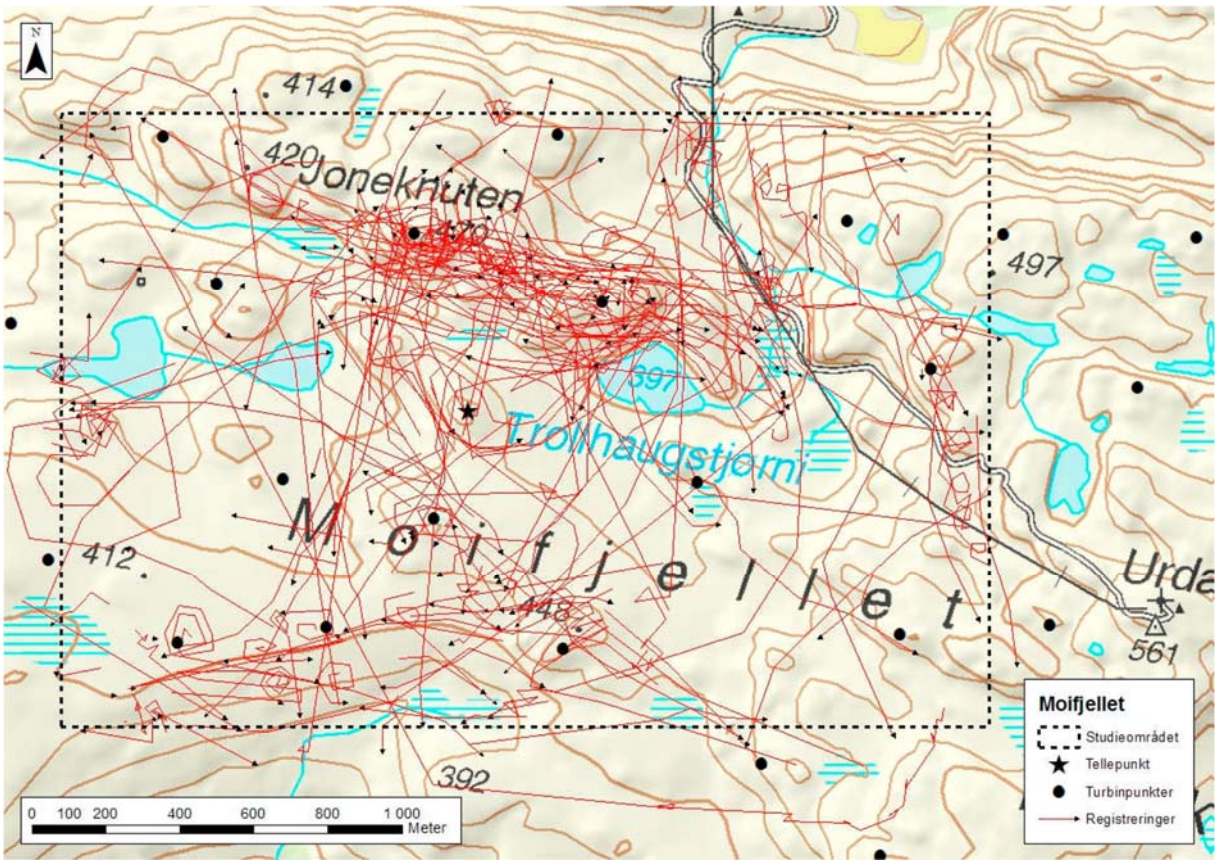
Da det i 2009 ble gitt konsesjon av NVE for fire vindkraftverk i Rogaland, herunder også «Moifjellet/ Laksesvelafjellet vindkraftverk», ble det stilt vilkår om oppfølging av hubro samt for- og etter-

undersøkelser av trekkende rovfugl. Vilkåret om rovfugl ble stilt fordi regionen var dokumentert viktig for trekkende rovfugl om høsten. Det ble derfor i 2011 gjennomført forundersøkelser i de fire vindkraftverkene, samt i to omsøkte vindkraftverk og et nærliggende referanseområde (dekker en dal vest for rekka av vindkraftverk). Det er presisert at dette referanseområdet ikke er et egentlig referanseområde siden det potensielt kan bli indirekte påvirket av vindkraftverkene (Tysse 2012).

Værforholdene høsten 2011 var ikke ideelle, men det ble gjennomført tellinger fordelt på 23 utvalgte dager med gode telleforhold fra august til november. Under tellingene høsten 2011 ble det registrert totalt 2982 rovfugler fordelt på alle 15 arter av dagrovfugl som hekker eller opptrer regelmessig i Norge. 253 av disse fordelt på 11 arter var innenfor studieområdet på ca. 2,4 x 1,6 km på Moifjellet. Undersøkelsene viste at rovfugltrekket i området går på en bred front, uten spesielt store konsentrasjoner i noen områder og dermed med små forskjeller mellom de undersøkte områdene. Undersøkelsene i 2007 og 2001 tyder på at senter av trekket går i NV/SØ retning litt vest for de undersøkte områdene. Lokal topografi påvirker til en viss grad tettheten av rovfugler, men også vindretning og vindstyrke bidrar til de forskjeller i lokale konsentrasjoner, både innenfor en trekkperiode og mellom år. Et sikkert tall på totalt antall rovfugl som årlig trekker gjennom telleområdet under høsttrekket kan ikke gis, men det omfatter sannsynligvis flere tusen individer (Tysse 2012).

Registreringene høsten 2011 viste at innenfor alle studieområdene ble 48 % av rovfuglene registrert 0 – 50 m over bakken, 32 % 50 – 150 m over bakken, og 20 % over 150 m over bakken. For Moifjellet alene var fordelingen ca. 59/29/12, markert lavere over bakken enn for de andre studieområdene (Tysse 2012).

Studieområdet på Moifjellet i 2011 og registrerte fluktruter er vist i figur 1. Som det framgår var det innenfor studieområdet en betydelig konsentrasjon ved Joneknuten, og en viss konsentrasjon ved sørsida av platået.



Figur 1. Trekkruter registrerte rovfugl Moifjellet i 2011. Fra Tysse (2012).

Innenfor studieområdet på Moifjellet var det plukket ut fire mulige turbinpunkt som ble kartlagt særskilt innenfor en radius på 100 meter. Undersøkelsene tilsa en potensiell kollisjonsrisiko på minimum 0,020 rovfugler per time per vindturbin (på dager med gode trekkforhold). Dette gitt at 29 % av registreringene av fugl var i kollisjonshøyde definert til 50 – 150 m [dvs. 50 m lavere enn eksempelutlegget for Moifjellet vindkraftverk per 2024].

Artsfordelingen på Moifjellet i 2011 framgår av tabell 2.

Tabell 2. Artsfordeling registreringer Moifjellet studieområde 2011. Fra figurer i Tysse (2012).

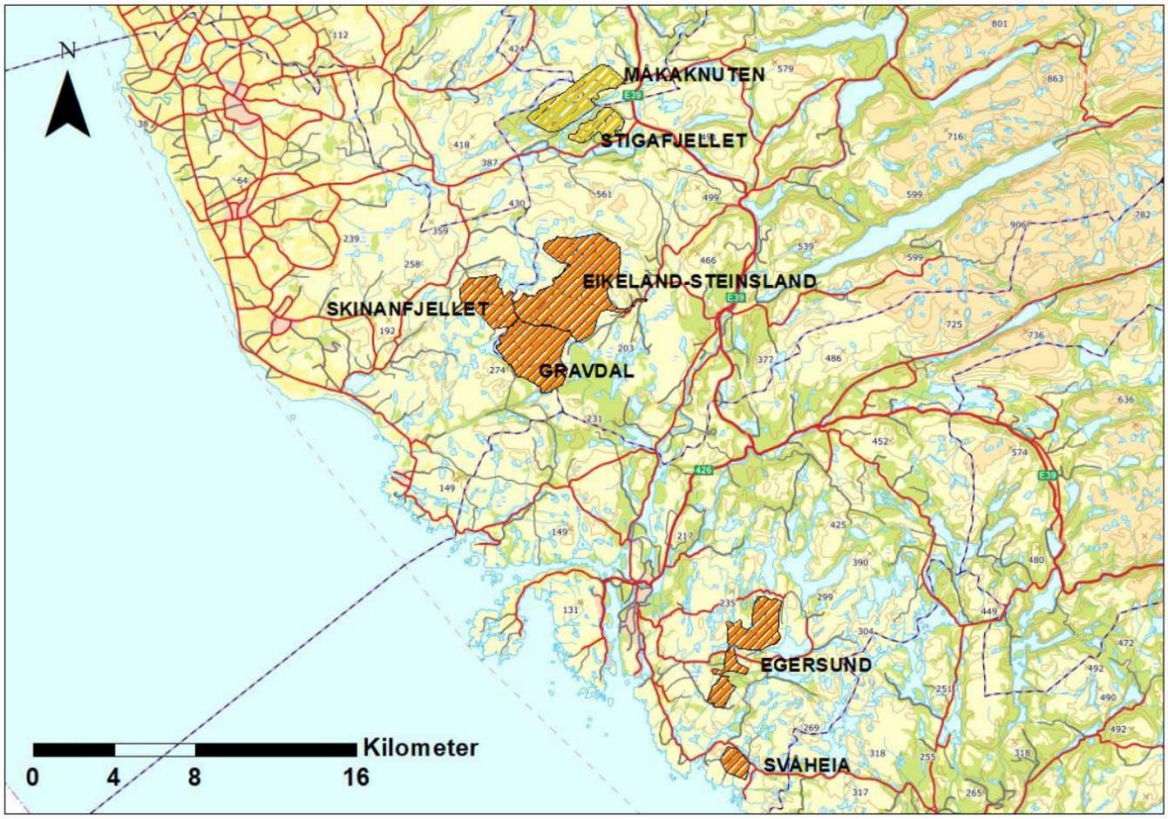
Art	Status	Studieområdet		Fire turbinpunkt	
Tårnfalk	LC	106 stk.	42 %	47 stk.	51 %
Spurvehauk	LC	62 stk.	25 %	22 stk.	24 %
Vandrefalk	LC, hensynskr.	16 stk.	6 %	6 stk.	7 %
Kongeørn	LC, hensynskr.	15 stk.	6 %	4 stk.	4 %
Musvåk	LC, hensynskr.	13 stk.	5 %	1 stk.	1%
Havørn	LC, AA	8 stk.	3 %	1 stk.	1 %
Myrhauk	EN	8 stk.	3 %	5 stk.	5 %
Dvergfalk	LC, AA	6 stk.	2 %	4 stk.	4 %
Fjellvåk	LC, AA	3 stk.	1 %		
Jaktfalk	VU, AA	1 stk.	0,4 %	1 stk.	1 %
Hønsehauk	VU	1 stk.	0,4 %		
Ubestemt	*	14 stk.	6 %	1 stk.	1 %
SUM		153 stk.	100 %	92 stk.	100 %

3.2.3 Første etterundersøkelse rovfugltrekk høsten 2020

Siden Moi-/Laksesvelafjellet vindkraftverk fikk avslag på konsesjon etter klagebehandling i OED i 2012, ble ikke Moifjellet med på første etterundersøkelse av rovfugltrekket etter idriftsettelse av

konsesjonsgitte vindkraftverk. Undersøkelsen er likevel oppsummert i kunnskapsgrunnlaget fordi den delvis er utført rett sør for Moifjellet.

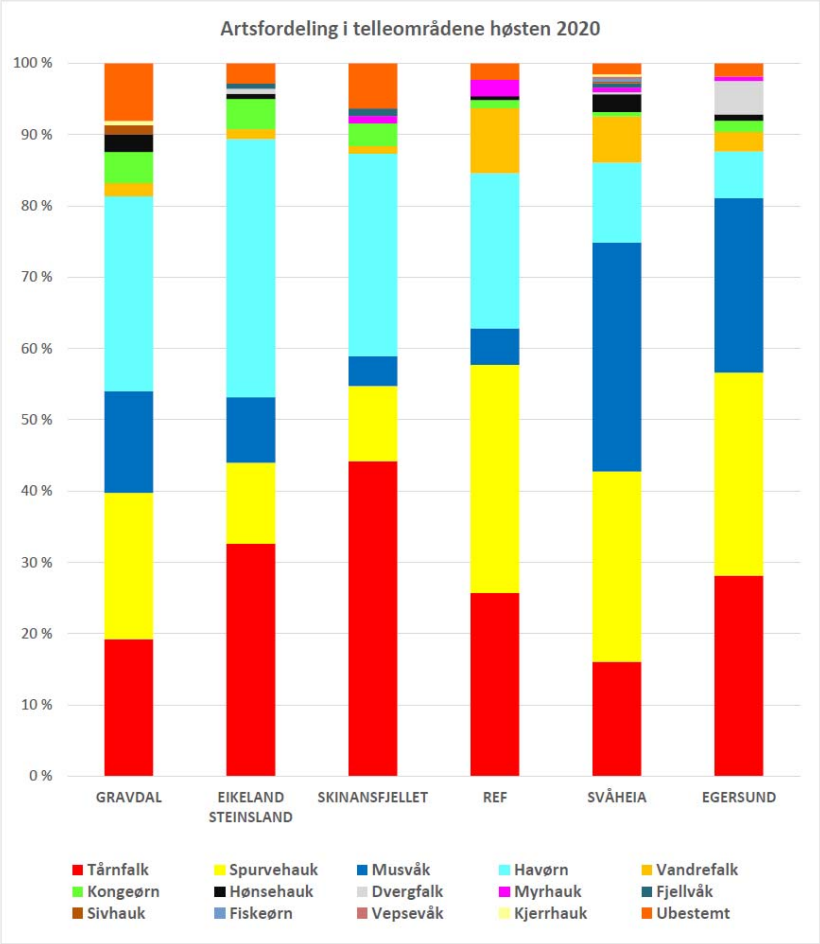
Undersøkelsene i 2020 omfattet 5 vindkraftverk. Tre av disse, Eikeland-Steinsland, Gravdal og Skinansfjellet, utgjør dagens Bjerkreim vindkraftverk Søndre Klynge og ligger like sør for Moifjellet. De to andre, Svåheia og Egersund, ligger nærmere kysten ved Egersund (forundersøkelser for de to sistnevnte omtales ikke nærmere her). Se oversiktskart i figur 2. I tillegg ble det telt i referanseområdet like vest for Skinansfjellet. De konsesjonsgitte vindkraftverkene Måkaknuten og Stigafjellet var ikke med i undersøkelsene i 2020 fordi de ikke var satt i drift da undersøkelsene ble igangsatt. Tellinger ble utført i 10 dager per lokasjon, fra 17. august til 6. november, etter samme metode som i forundersøkelsene (Tysse 2021).



Figur 2. Beliggenhet av vindkraftverkene som ble undersøkt høsten 2021 (rødaktig skravur). Fra Tysse (2021). Moifjellet ligger mellom Eikeland-Steinsland i sør og Stigafjellet i nord.

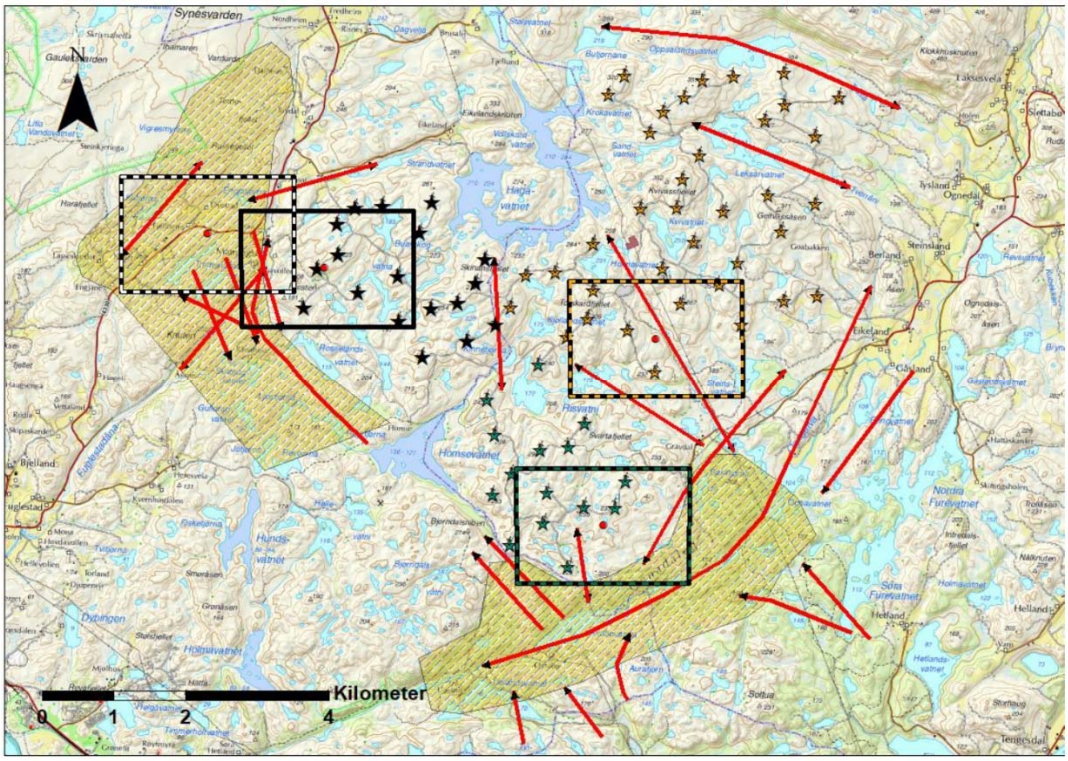
Det ble registrert totalt 1218 rovfugler i løpet av 346 timer og 15 minutter, fordelt på 13 rovfuglarter. Gjennomsnittlig timerate var 3,52 rovfugler per time. Antall observerte rovfugl per time var høyest i de to anleggene ved kysten i sørøst, Egersund og Svåheia (begge 5,6), og lavest i Skinansfjellet (1,79), vestre del av Bjerkreim Søndre Klynge. Antall observerte rovfugl per time var lavere i alle områdene enn under forundersøkelsene, størst var forskjellen i Bjerkreim Søndre Klynge (inklusive referanseområdet). En halvering av antallet feltdager per område samt en del skifte av feltpersonell gjør at det ikke kan konkluderes at trekket var dårligere høsten 2020 enn under forundersøkelsene. Avvikene var større innenfor enn utenfor studieområdene i vindkraftverkene (med turbiner) og motsatt i referanseområdet (uten turbiner). Dette kan tilsi at vindturbinene hadde en effekt på fordelingen av rovfugl i området. Forskjellen var også størst hos de mest sky rovfuglene som havørn, kongeørn og musvåk [alle LC, de to sistnevnte spesielt hensynskrevende] (Tysse 2021). 24 % av observasjonene var arter av særlig stor eller stor nasjonal forvaltningsinteresse (rødlista arter samt de hensynskrevende musvåk, kongeørn og vandrefalk).

Den relative artsfordelingen mellom områdene framgår i figur 3.



Figur 3. Artsfordeling i telleområdene høsten 2020. Fra Tysse (2021). Av de nevnte artene er disse av nasjonal forvaltningsinteresse: Musvåk, vandrefalk og kongeørn (alle tre LC men hensynskrevende), hønsehauk (VU), myrhauk (EN), sivhauk (NT), fiskeørn (VU) og vepsevåk (NT). Eikeland-Steinsland er nærmest Moifjellet.

En skjematisk framstilling av rovfuglregistreringene i Bjerkreim Søndre Klynge, like sør for Moifjellet, er vist i figur 4. Som figuren viser var det mer trekkbevegelser og konsentrasjoner av rovfugl utenfor enn i vindkraftverket. Det er mer av markerte dalganger, skog, dyrka mark, innmarksbeiter og elver utenfor enn i vindkraftverket, noe som kan ha betydning for en del av bevegelsene av rovfugler (Tysse 2021).



Figur 4. Skjematisk oversikt over viktige forflytningsruter (røde piler) og områder med konsentrasjon av rovfugler (skravert) høsten 2020 ved Bjerkreim Søndre Klynge. Stjerner er turbinpunkt. Moifjellet ligger i øvre høyre kartkant. Fra Tysse (2021).

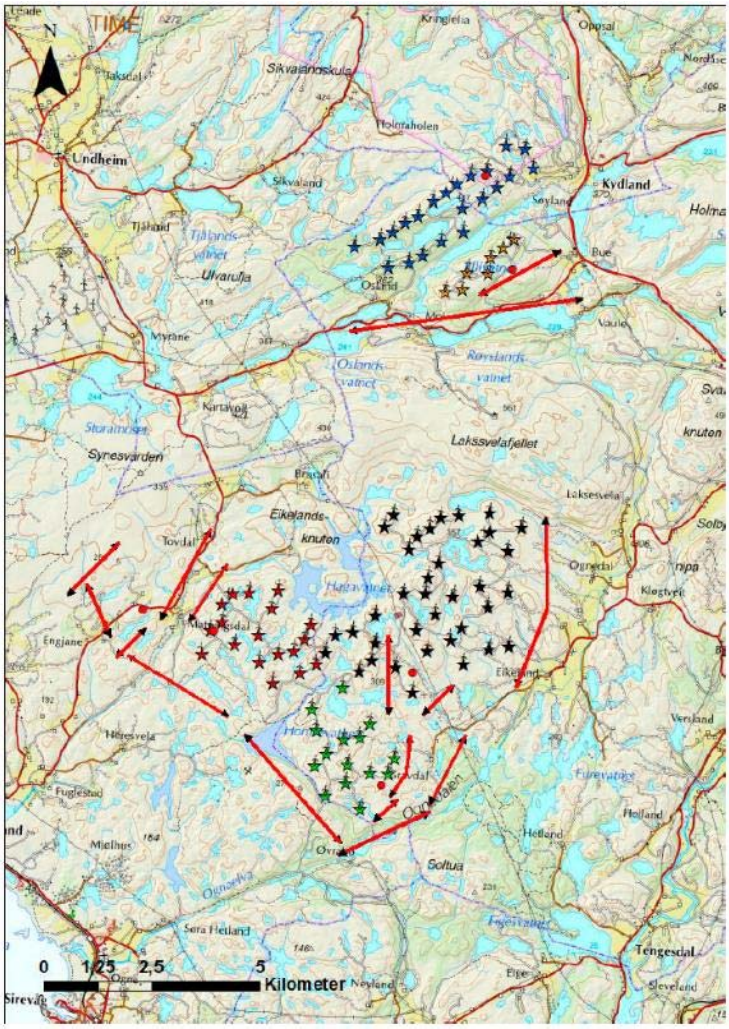
3.2.4 Andre etterundersøkelse av rovfugltrekk høsten 2021

I 2021 ble det utført 10 dagers tellinger av rovfugl fra 16. august til 4 november i vindkraftverkene Svåheia, Egersund, Gravdal, Skinansfjellet, Eikeland-Steinsland, Stigafjellet og Måkaknuten (se figur 2) samt i referanseområdet (Tysse 2022). Moifjellet var altså ikke med, men undersøkelsen er oppsummert i kunnskapsgrunnlaget fordi den er utført både rett sør og rett nord for Moifjellet.

Totalt ble 1631 rovfugler registrert i løpet av 475,5 timer fordelt på 13 arter (samme antall arter som i 2020, men i 2021 ble jaktfalk sett i stedet for sivhauk). Gjennomsnittlig timerate var 3,4 rovfugler per time, +0,38 sammenlignet med i 2020. Per anlegg var timeraten høyest i Svåheia (6,46) og lavest i Måkaknuten (1,73) (Tysse 2022). 17 % av observasjonene var arter omfattet av nasjonale føringer (de trua artene myrhauk (EN), fiskeørn, hønsehauk og jaktfalk (alle tre VU) samt de spesielt hensynskrevende artene musvåk, kongeørn og vandrefalk). Totalt 33 % av observasjonene var arter av nasjonal forvaltningsinteresse (de forannevnte samt vepsevåk (NT), havørn og dvergfalk (begge ansvarsarter) i tillegg).

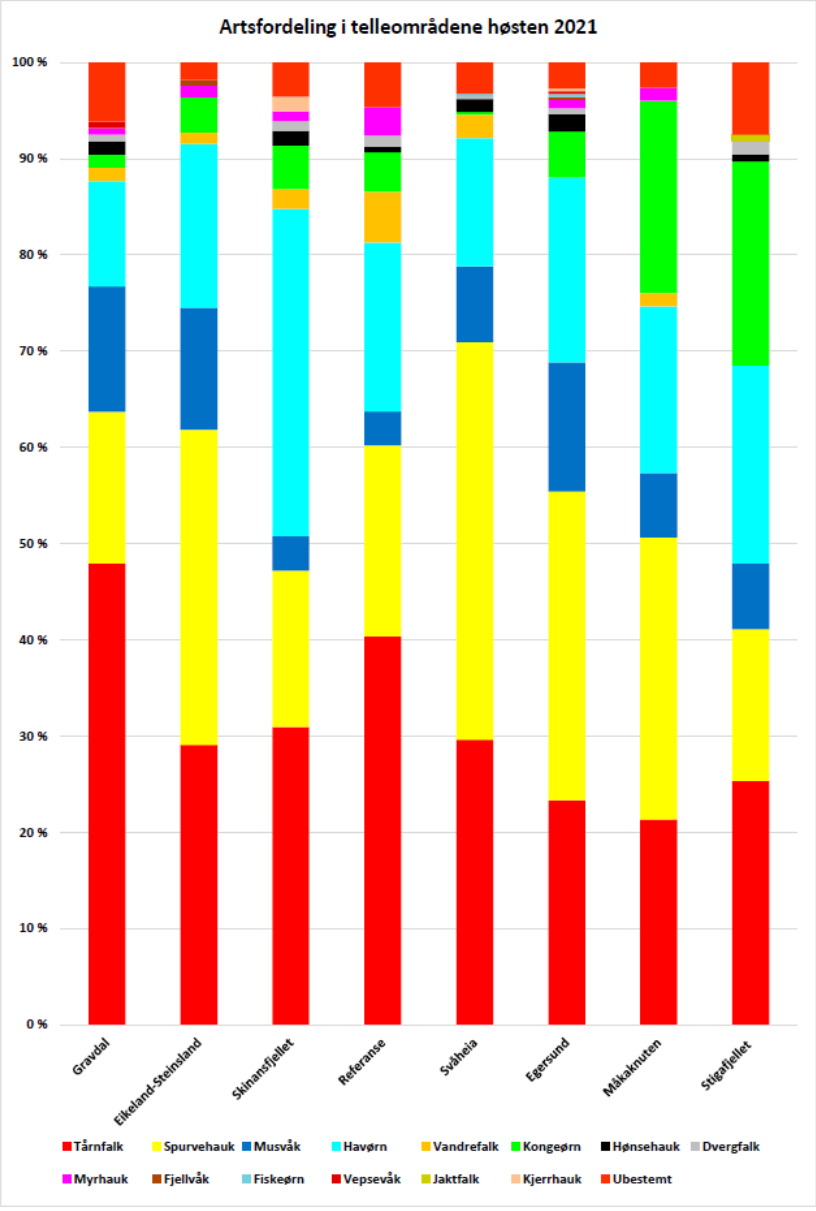
Resultatene viser en synkende timerate ut over høsten, men ingen klar periode om høsten peker seg ut som beste trekktid. Dette må ses i sammenheng med at tårnfalk, en tallrik art, stort sett var ferdig med trekket midt i september. Dårlig sikt og mangel på vind og sol synes å fungere hemmende på trekket, men ellers er det vanskelig å se klare sammenhenger mellom værforhold og trekket.

I alle åtte områder (inklusive referanseområdet) ble det stort sett registrert færre fugl per time enn i forundersøkelsene (som gikk over tre ulike år). Det samme gjaldt i 2020. En årsak kan være unnvikelse av vindkraftverkene. Andre faktorer kan være forskjeller i tellemannskap og variasjon i ungeproduksjon. Et foreløpig inntrykk var at mye benyttete flygeruter under etterundersøkelsene ikke har avveket mye fra forundersøkelsene (Tysse 2022).



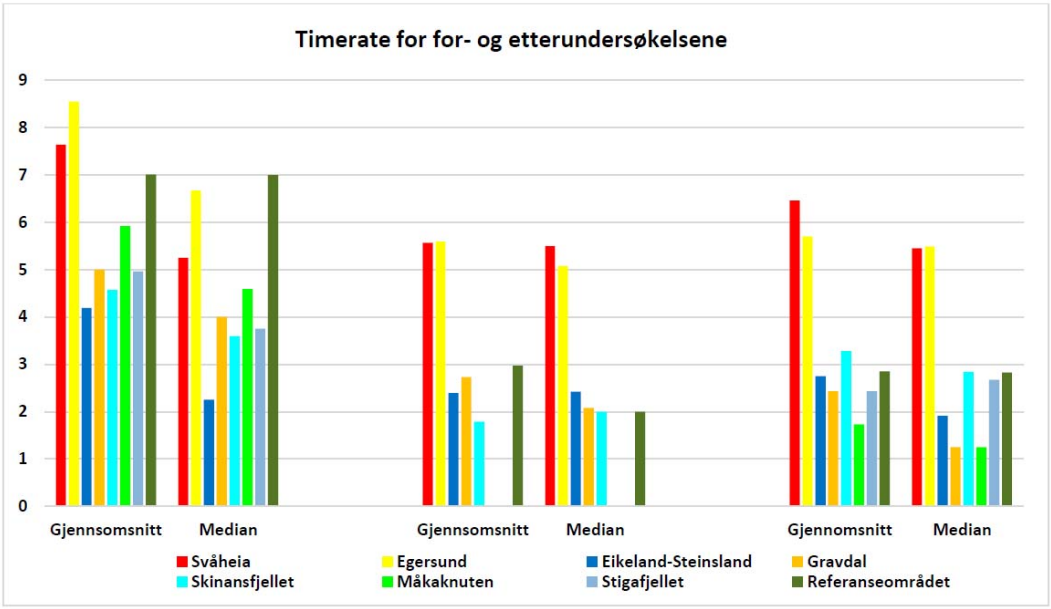
Figur 5. Mye brukte flyruter for rovfugl registrert i 2021 (røde linjer). Røde punkt er tellepunkt, stjerner er vindturbiner. Fra Tysse (2022). Moifjellet ligger mellom de to konsentrasjonene av vindturbiner.

Artsfordelingen i telleområdene i 2021 framgår i figur 6.



Figur 6. Artsfordeling i telleområdene høsten 2021. Fra Tysse (2022). Av de nevnte artene er disse av nasjonal forvaltningsinteresse: Musvåk, vandrefalk og kongeørn (alle tre LC men hensynskrevende), hønsehauk (VU), myrhauk (EN), fiskeørn (VU), vepsevåk (NT) og jaktfalk (VU). Eikeland-Steinsland og Stigafjellet er nærmest Moifjellet.

Tysse (2022) poengterer at bruk av medianverdier reduserer forskjellene mellom for- og etterundersøkelser. Ved bruk av gjennomsnitt vil en dag med mye fugler slå stort ut i materialet, jf. at forundersøkelsene hadde dobbelt så mange telledager som etterundersøkelsene. Det er likevel for de fleste vindkraftverkene en nedgang mellom forundersøkelser og etterundersøkelser. Se figur 7.



Figur 7. Antall rovfugl/time ved forundersøkelser (til venstre) og etterundersøkelser 2020 (midt) og 2021 (høyre) ved bruk av gjennomsnitt og median. Fra Tysse (2022).

Tysse (2022) ser ikke noe som tyder på masseunnvikelser av vindkraftverkene av rovfugl. Vindretning ser ut til å ha liten betydning for gode/dårlige trekkforhold. Andelen havørn har økt betydelig mellom for- og etterundersøkelsene, noe som gjenspeiler en reell økning i bestanden i regionen, mens vandrefalk har hatt en nedgang. Det har ikke blitt observert kollisjoner med turbiner i etterundersøkelsene, men et fåtall (<10) «nesten-kollisjoner». Ingen dokumentert kollisjonsdøde, typisk trekkende rovfugler per 2022 kan tyde på at kollisjonsomfanget for disse artene er lavt i de aktuelle vindkraftverkene.

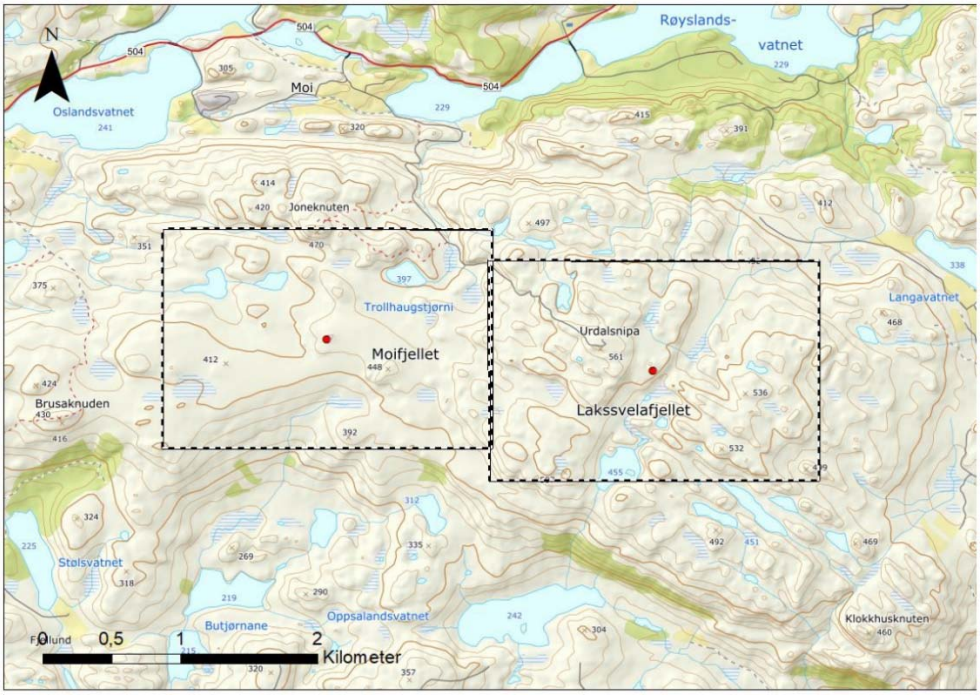
3.3 Kadaversøk 2021

Det ble høsten 2021 gjennomført et program med søk etter kollisjonsdrept fugl i vindkraftverkene omfattet av trekktellinger rovfugl. Det ble søkt med hund ca. 120 m ut fra vindturbinen (ca. 45 dekar) tre ganger med ca. 2 ukers mellomrom ved 71 av 139 vindturbiner i vindkraftverkene Måkaknuten, Stigafjellet, (Eikeland-Steinland, Gravdal, Skinansfjellet = Bjerkreim Søndre Klynge), Egersund og Svåheia. Det ble utført tester av hundenes funnprosent og for fjerning av fugl av åtseletere ved utlegging av kadaver (Oddane 2021).

Det ble totalt funnet 12 døde fugler fordelt på 8 arter, ingen rovfugler: Gråmåke (VU, 2), heilo (NT, 1), rødstrupe (LC, 1), kråke (LC, 1), ravn (LC, 1), tårnseiler (NT, 1), sildemåke (LC, 1), enkeltbekkasin (LC, 1), dessuten en ubestemt fugl. Funnprosenten for hundene på utlagt fugl var 100 %. Av 17 utlagte test-fugler for åtseletere forsvant alle unntatt en spurvehauk i løpet av 16 dager, 7 var borte allerede 3 – 5 dager etter utlegging (Oddane 2021).

3.4 Undersøkelse av rovfugltrekk på Moifjellet 2023

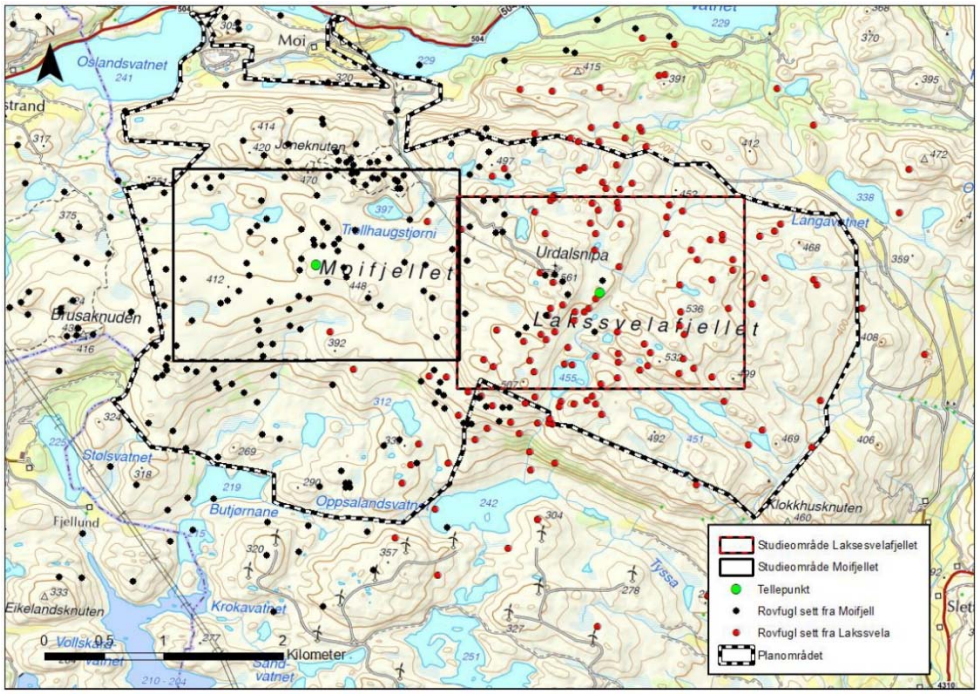
Høsten 2023 fra 11. august til 6. november ble det gjennomført samtidige tellinger i 10 dager á 6 timer av trekkende rovfugler fra to tellepunkter på hhv. Moifjellet og Lakssvelafjellet. Se tellepunkt og studieområde i figur 8. Samme metode ble brukt som i de konsesjonspålagte for- og etterundersøkelser for rovfugltrekk i regionen, se omtale foran. Tellepunktet og studieområdet på Moifjellet ble dog flyttet noe lengre sør i 2023 sammenlignet med forundersøkelsen i 2011 (Tysse 2023a).



Figur 8. Tellepunkt og studieområder for rovfugltellinger på Moifjellet og Laksselvafjellet høsten 2023. Fra Tysse (2024a).

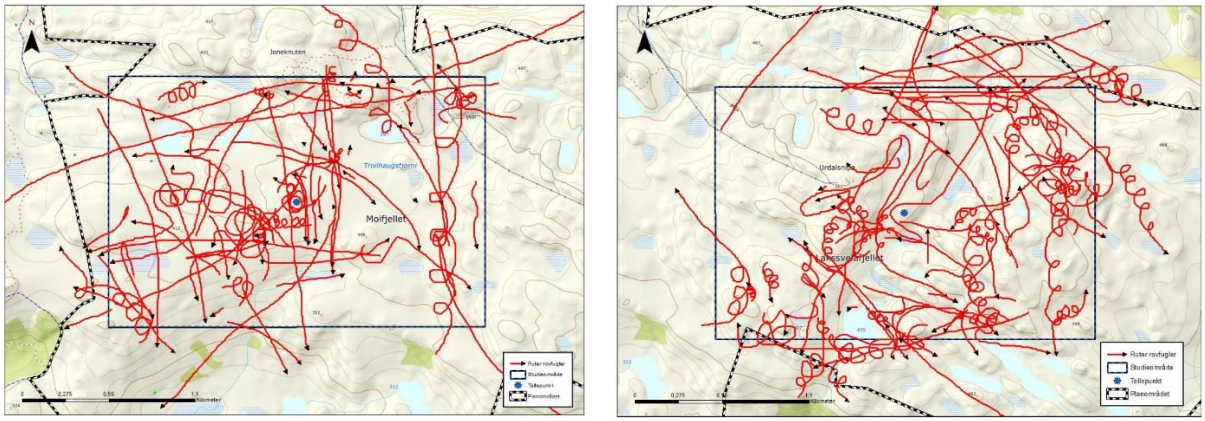
Det ble registrert hhv. 316 og 179 rovfugler (totalt 495) i løpet av de 60 (totalt 120) telletimene, fordelt på 10 ulike arter. Dette gir en samlet timerate på 4,13 rovfugler per time. Sammenlignet med forundersøkelsen i 2011 på Moifjellet var timeraten ca. 13 % høyere i 2023 enn i 2011, dog lavere i 2023 om man ser begge studieområdene samlet (Tysse 2024a). 10 % av observasjonene var arter av særlig stor og stor nasjonal forvaltningsinteresse (rødlista arter samt de hensynskrevende musvåk, kongeørn og vandrefalk).

Geografisk fordeling av førsteobservasjoner av rovfugl er vist i figur 9. Fordelingen kan både skyldes forskjeller i oppdagbarhet (topografi/utsikt og fuglens størrelse) og reelle konsentrasjoner av fugl i visse områder. Registreringer av fugl i ulike høydelag innenfor studieområdene ga 47 % i rotorhøyde (50 – 200 meter) i studieområdet Moifjellet og 32 % i rotorhøyde i studieområdet Lakssvelafjellet (Tysse 2024a).



Figur 9. Førsteobservasjoner av rovfuglindivider (i hovedsak 1 fugl/1 punkt) sett fra tellepunktene på Moifjellet og Laksselvafjellet. Fra Tysse (2024a).

Registrerte forflytninger i studieområdene er vist i figur 10.



Figur 10. Registrerte forflytningsruter for rovfugl i studieområdene, Moifjellet til venstre og Lakssvelafjellet til høyre. Fra Tysse (2024a).

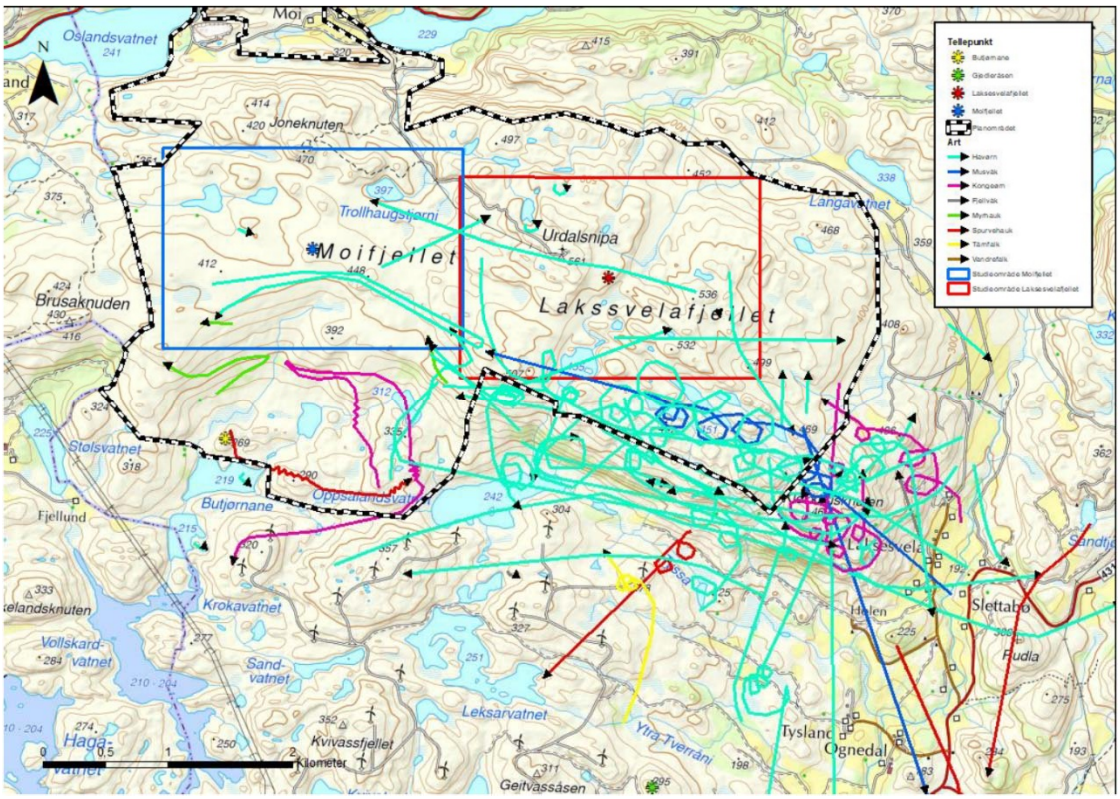
Én av de ti telledagene, den 17. september, stod for 30 % av registreringene høsten 2023, med særlig store tall for tårnfalk og spurvehauk. Den 7. oktober var også en god dag, og dette understreker erfaringer fra tidligere om at enkeltdager gir store utslag i materialet. Resultatene viser en viss oppstuving langs sørsida av fjellet samt ved Joneknuten, i samsvar med erfaringene fra 2011. Erfaringene tyder på at man får slike konsentrasjoner ved nordlige vinder nord på høydedraget og sørlige vinder samt soloppvarming sør på høydedraget. Innslaget av ørn, særlig havørn, synes større her enn ellers i distriktet. Dette kan ha sammenheng med at området ikke er utbygd, har markerte dalganger med vassdrag på begge sider, relativt stor tetthet av småfe og/eller gode oppdriftsforhold for de store og relativt mer sky ørnene. Det er ikke noe som klart tyder på at tettheten av trekkende rovfugl generelt er større her enn ellers i distriktet. De høye timeratene under forundersøkelsene i 2011 kan trolig delvis skyldes at 2011 var et toppår for både spurvehauk og tårnfalk, bl.a. dokumentert gjennom data fra Lista (Tysse 2024a).

3.4.1 Undersøkelse av rovfugltrekk på Moifjellet 2024

Høsten 2024 fra 5. september til 18. november ble det gjennomført samtidige tellinger i 10 dager á 6 timer av trekkende rovfugler fra samme tellepunkt på Moifjellet og Lakssvelafjellet som i 2023, se figur 8. Det ble dessuten utført kontrolltellinger i tre dager fra Gjedleråsen i sørøst og én dag fra Butjørnane sørvest i planområdet, for å få en bedre oversikt over bevegelser av spesielt større rovfugl langs sørsida av fjellet. Samme metode ble brukt under tellingene som omtalt foran.

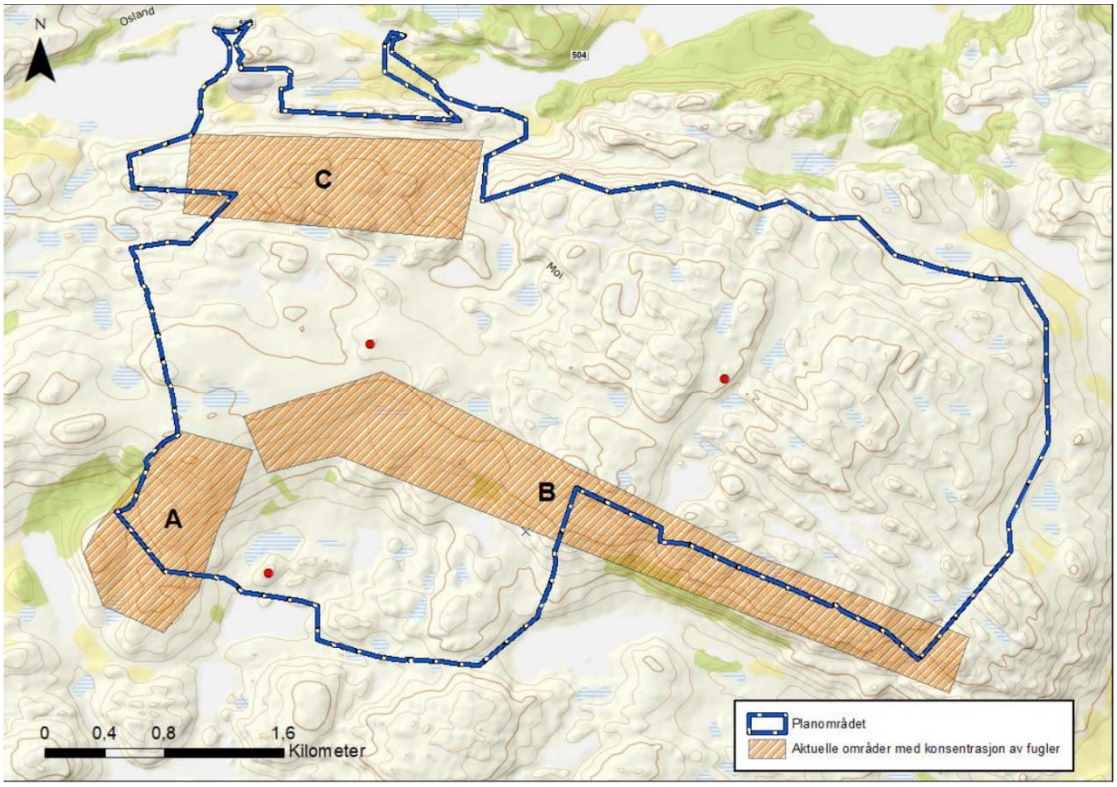
Det ble registrert totalt 189 rovfugler på Moifjellet og 184 på Lakssvelafjellet i løpet av 60 timer høsten 2024. (Totalt 460 i influensområdet inkludert tellinger fra Gjedleråsen og Butjørnane.) Gjennomsnittlig timerate 3,15 og 3,07, totalt 3,10. Andelen fugl registrert innenfor de definerte studieområdene var hhv. 36,5 og 65,7 %. Totalt 9 rovfuglarter, etter synkende antall havørn, tårnfalk, spurvehauk, musvåk, kongeørn, vandrefalk (alle LC, musvåk og vandrefalk særlig hensynskrevende, havørn ansvarsart), myrhauk (EN), fjellvåk og hønsehauk (VU). På Lakssvelafjellet ble en større andel av totalt observerte fugl sett innenfor det avgrensete studieområdet, trolig pga. dårligere oversikt der enn på Moifjellet som følge av terrengkompleksitet. Ingen telledager utmerket seg med høyere trekktall. Ingen vindretninger framhevet seg med høyere tall enn andre vindretninger. Det var markert mindre fugl i 2023 og 2024 enn i 2011, og en gradvis nedgang i antall fugl utover høsten (Tysse 2025b).

Det ble påvist en betydelig konsentrasjon av rovfugler på sør- og sørøstsida av Laksesvelafjellet under kontrolltellingene, mange av disse ble ikke observert fra de to faste tellepunktene. Sørøstlig vind bidro til en oppstuving av rovfugl ved Klokkhusknuten, like utenfor planområdet. Manglende konsentrasjon lengre vest kan skyldes dårligere observasjonsforhold her under undersøkelsene (Tysse 2025b).



Figur 11. Bevegelsesruter for rovfugler registrert fra Gjedleråsen (grønn asterisk i nedre billedkant) og Butjørnane (gul asterisk sørvest i planområdet). Observasjonspunkt og studieområder på Moi- og Lakssvelafjellet framgår med hhv. blå og rød farge. Figur fra Tysse (2025b).

Tysse (2025a) har skissert områder som ut ifra det samlete materialet synes å ha generell høy aktivitet av rovfugler og i noen grad også andre fugler.



Figur 12. Tentativ og foreløpig avgrensning av potensielle kollisjonsområder for spesielt rovfugler ved utbygging av vindkraft. Røde sirkler er posisjoner for faste tellepunkt. Figur fra Tysse (2025a).

3.5 Modellering av oppdriftsforhold på Moifjellet

NINA (Hanssen og May 2023/upublisert) har på oppdrag fra Statkraft modellert oppdriftsforholdene i planområdet basert på vind- og solforhold. Modelleringen konkluderte med at store deler av området potensielt kan tilby tilstrekkelige oppdriftshastigheter for rovfugl. Modelleringen stemmer ellers godt overens med funn fra de utførte rovfugltellingene.

3.6 Modellering av kollisjonsrisiko på Moifjellet

NINA (Kvalnes og May 2025) har modellert kollisjonsrisiko for rovfugler basert på Ecofacts tellinger i 2023 og 2024. Modelleringen er basert på Bands kollisjonsrisikomodell og nye retningslinjer fra 2024 for beregning av parametere for denne modellen. For hver art ble det beregnet forventet antall kollisjoner per måned, basert på tettheten av fugl, andelen flukt i rotorhøyde, estimert antall flygninger gjennom sveipareal, sannsynligheten for kollisjon per passering, andel av tiden med turbinene i drift/bevegelse, og artens unnvikelsesrate. Det bygges inn en rekke parametere i modellen, bl.a. endringer i daglengde, turbinenes gjennomsnittlige rotasjonshastighet etter vindhastighet, endringer i bladets form langs dets lengde, de enkelte artenes morfologi og flyveadferd mm. Havørn ble gitt en viss nattaktivitet, mens de øvrige ble satt til null.

Beregningene viser en økning i tettheten av rovfugl fra august til september før den faller i oktober og er lav i november. Havørn og tårnfalk har høyest tetthet, etterfulgt av spurvehauk, musvåk og kongeørn (alle LC, musvåk og kongeørn særlig hensynskrevende). Kongeørn hadde høy tetthet i oktober, men også svært variabel forekomst da tettheten skyldtes enkeltindivider som oppholdt seg i området i lengre tid. Øvrige rovfuglarter hadde lavere tetthet og mer sporadisk forekomst.

Summert over de fire månedene med høsttrekk var estimert antall kollisjoner som vist tabell 3.

Tabell 3. Beregnet antall kollisjoner av rovfugl under høsttrekk i Moifjellet vindkraftverk.

Art	Antall kollisjoner	Sum 30 års drift	Forvaltningsstatus
Havørn	2,08	62,4	LC, ansvarsart
Tårnfalk	1,15	34,5	LC
Kongeørn	0,08	2,4	LC, spesielt hensynskrevende
Musvåk	0,08	2,4	LC, spesielt hensynskrevende
Spurvehauk	0,08	2,4	LC
Vandrefalk	0,01	0,3	LC, spesielt hensynskrevende
Myrhauk	0,001	0,03	EN

Øvrige rovfuglarter ble observert så sjelden at det ikke kunne beregnes kollisjonsrater for dem. Det totale antallet kollisjoner forventet over hele året (og hele konsesjonsperioden) vil være noe større, avhengig av forekomsten under vårtrekket og ellers i året som det ikke fins data for.

Usikkerheten i disse estimatene er forholdsvis stor i de fleste tilfeller. Kollisjonsrisikoen er modellert samlet for hele området, da modellering av variasjoner innenfor området krever større datamengder. Høyere oppløsning på registrerte flyvehøyder vil også kunne gi bedre estimater for kollisjonsrisiko.

NINA skisserer mulige tiltak som tilpasset plassering av vindturbiner, kontrastmaling av rotorblader ev. også på tårnet, og radar- eller kamerabaserte deteksjonssystemer for å stenge ned vindturbiner når rovfugler kommer for nært.

3.7 Nærmere om kongeørn

Kongeørn (LC livskraftig, men spesielt hensynskrevende iht. Miljødirektoratet2) er mer detaljert omtalt i et eget vedlegg unntatt offentlighet. Det gis her en forenklet omtale uten nærmere angivelse av lokaliteter eller reirplasser.

Iht. tidligere registreringer samt feltundersøkelser våren 2023 (Tysse 2023a) og søk etter reir (Tysse 2023b) ligger det meste av planområdet innenfor territoriet til ett kongeørnpar. Det er ikke kjent reirplasser for kongeørn innenfor planområdet, som må anses som et næringsområde for i hovedsak dette territoriet. Helt i øst antas deler av planområdet å inngå i et tilgrensende territorium.

3.8 Nærmere om ansvarsarter, jaktbare arter og ev. arter som er særlig sårbare for å bli påvirket av tiltaket

Iht. til fastsatte utredningsprogram skal konsekvensutredningen for fugl også omtale arter som ikke medfører mer enn «noe verdi» iht. M-1941 ved å også inkludere ansvarsarter, jaktbare arter og ev. arter som er særlig sårbare for å bli påvirket av tiltaket.

3.8.1 Ansvarsarter

Som omtalt innledningsvis i fagutredningen er ansvarsarter arter hvor mer enn 25 % av den europeiske bestanden befinner seg i Norge. Fugler som kun er ansvarsarter (ikke er rødlistet, hensynskrevende eller en særskilt økologisk form) er ikke omfattet av nasjonale føringer eller særskilt verdisetting i M-1941. Slike arter registrert ut over tilfeldige observasjoner innenfor influensområdet er i alfabetisk rekkefølge: bjørkefink, dvergfalk, fjellvåk, furukorsnebb, gråsisik, gråtrost, havørn, heipiplerke og svartbak.

Det er iht. Ecofacts kartlegginger i 2023–2025 (Tysse 2023a, 2023b, 2024a, 2024b, 2025a, 2025b, 2025c, Tysse og Oddane 2025) ikke noe som tilsier hekking av rovfugl, inklusive dvergfalk, fjellvåk og havørn, innenfor planområdene. Selv om disse artene kan observeres sporadisk i Moifjellet-området, vurderes det ikke å være underlag i kunnskapsgrunnlaget for å avgrense særskilte funksjonsområder for disse rovfuglene innenfor influensområdet. For noen av de øvrige ansvarsartene er det mulig å anta funksjonsområder. Slike områder ville iht. M-1941 få noe verdi. Siden hele influensområdet gis noe verdi som utgangspunkt, vil forsøksvis avgrensning av slike funksjonsområder for ansvarsarter ikke få noen betydning for konsekvensutredningen, og dette er derfor utelatt.

3.8.2 Jaktbare arter

Innenfor influensområdet er det registreringer av 18 av totalt 23 jaktbare arter av fugl iht. Miljødirektoratet5.

Av hekkende, jaktbare arter i planområdet fant Tysse (2024b) enkeltbekkasin, orrfugl, kråke og ravn.

Det er ellers innenfor plan- og influensområdet registreringer i Artskart av følgende jaktbare arter, i alfabetisk rekkefølge: brunnakke, grågås, gråtrost, kanadagås, kvinand, laksand, lirype, ringdue, rugde, skjære, stokkand, storskarv og toppand. Arter med understreking er registrert innenfor planområdet, arter uten understreking kun i influensområdet, utenfor planområdet.

Følgende jaktbare arter av fugl i regionen er ikke registrert i plan- og influensområdet, i alfabetisk rekkefølge: fjellrype, kortnebbgås, nøtteskrike og storfugl. Jerpe finnes ikke i regionen.

3.8.3 Særlig sårbare arter

Med arter som er særlig sårbare for tiltaket forstås her arter som er særlig sky for menneskelig aktivitet og arter som er særlig kollisjonsutsatt for vindturbiner.

Sensitive arter for menneskelig ferdsel er omtalt i Hagen m.fl. (2019). Særlig sky arter vurderes her til å omfatte heilo, hubro, kongeørn og havørn. Kunnskapsgrunnlaget for hubro og kongeørn er omtalt i egne underkapitler, heilo i forbindelse med hekkefuglkartlegging, mens kunnskapsgrunnlaget for havørn er omtalt under ansvarsarter. Artenes særskilte sårbarhet inngår ellers i påvirkningskapitlet.

Alle arter av fugl kan kollidere med vindturbiner (Rydell m.fl. 2017). Særlig kollisjonsutsatte arter er iht. norske erfaringer (særlig fra undersøkelser på Smøla) lirype og havørn. Denne sårbarheten inngår i påvirkningskapitlet.

4 Økologiske funksjonsområder for fugl

4.1 Utgangspunkt for avgrensning av økologiske funksjonsområder

Det er iht. M-1941 under utvikling en standardisert metode for kartlegging av terrestriske arter og deres funksjonsområder [denne foreligger altså ikke for denne konsekvensutredningen.] Med økologisk funksjonsområde menes et område som oppfyller en bestemt økologisk funksjon for en art, for eksempel gyte-, hekke- eller myteområde, kalvingsområde eller vinterbeite. For fugl er det mest relevant å kartlegge økologiske funksjonsområder for rødlista eller hensynskrevende arter som er truet av arealendringer, og som har et funksjonsområde som er hensiktsmessig å kartlegge med bakgrunn i spesifikke habitatkrav eller begrenset utbredelse. Det vises videre til Framstad m.fl. (2018) (Miljødirektoratet4) og til Heggland (2026).

Framstad m.fl. (2018) framholder at det for fugl vil være mest hensiktsmessig å avgrense økologiske funksjonsområder for arter med spesifikke habitatkrav eller begrenset utbredelse. Aktuelle typer økologiske funksjonsområder er spill-/paringsområder, hekke-, oppvekst- og myteområder. Beite/rasteplasser langs kjente trekkveier er også aktuelle å avgrense som funksjonsområder, særlig for andefugler, vadere og andre «våtmarksfugl». Generelle leveområder samt områder for arter med vid utbredelse, store bestander og vide habitatkrav blir derimot ikke/lite aktuelle å avgrense som økologiske funksjonsområder. Mens Framstad mener det økologiske funksjonsområdet bør omfatte en viss buffersone rundt en reirplass/hekkeområde, framholder Heggland (2026) at funksjonsområdet er der funksjonen utspiller seg, som hovedregel uten ekstra buffer.

Registreringer av fugl utgjør størsteparten av artsregistreringene i Artsdatabankens innsynsløsning Artskart. Et stort flertall av disse er observasjoner som ikke kan brukes som underlag for økologiske funksjonsområder. Dette gjelder for eksempel funn av rødlista måker, grønnfink, taksvale, gjøk mv., observasjoner av overflygende eller mer tilfeldig næringssøkende individer, dårlig stedfestete registreringer, gamle registreringer mv. Selv om «arter av nasjonal forvaltningsinteresse», slik det er framstilt i Naturbase, er et silt datasett, er det fortsatt registreringer som slipper gjennom til dette datasettet som ikke gir grunnlag for å avgrense et økologisk funksjonsområde. Eksempelvis har mange av generalistene blant rovfuglene svært vide beite/næringsområder som er vanskelige og lite hensiktsmessige å forvalte gjennom økologiske funksjonsområder. Arter som ikke har faste hekketerritorier som benyttes år etter år er også vanskelige å avgrense funksjonsområder for.

4.2 Nærmere om de avgrensete funksjonsområdene

Av spurvefugl er det **svartstrupe** (EN) det her vurderes som mest aktuelt å angi økologisk funksjonsområde for, med bakgrunn i rødlisting og begrenset utbredelse. I Norge er arten en fåtallig utløper av den britiske bestanden, knyttet til områder med milde vintre på Sør- og Vestlandet, hekkeområdene er normalt 10 – 40 dekar i åpen kystlynghei, ofte i kupert terreng med myrsøkk og små vannansamlinger (Størkersen 1994). Funksjonsområder er avgrenset iht. samlet kunnskapsgrunnlag fra utførte fuglekartlegginger (Tysse/Ecofact, upublisert).

Av sårbare rovfugler er det kjent ett reir av **kongeørn** (LC, hensynskrevende) innenfor influensområdet. Her er det avgrenset et hekkeområde med utgangspunkt i reiret, forstyrrelsesavstand på ca. 1 km og terrengformer. Funksjonsområdet er kun vist i vedlegg unntatt offentlighet. Hele plan- og influensområdet inngår i to eller tre kongeørnterritorier, men disse mer generelle leveområdene avgrenses ikke som funksjonsområder, jf. omtalen i forrige kapittel.

Hele plan- og influensområdet inngår i et stort **trekkområde for rovfugl**. Kunnskapsgrunnlaget tilsier at trekket foregår på en bred front, det er ikke markerte flaskehalser eller ledelinjer i landskapet som gir tydelige korridorer i trekket. Det er imidlertid terrengformer på og ved Moifjellet som gir midlertidige

«oppstuvinger» av rovfugl når vind- og/eller solforhold gir særlig god oppdrift, se figur 12. Disse arealene inkluderes som landskapsøkologiske sammenhenger (egen kategori i fagutredning naturmangfold), ikke økologiske funksjonsområder.

Det er en registrering fra 1994 av hekkende **hønsehauk** (VU) i influensområdet. Denne registreringen er ikke inkludert som funksjonsområde fordi informasjonen er gammel. Det er hogd en del skog i dette området siden den ble registrert, og lokaliteten er ikke aktivt kontrollert seneste år (T. Tysse, pers. med.).

Deler av plan- og influensområdet inngår i et hekkeområde rundt en kjent reirplass for **hubro** (EN). Hekkeområdet er avgrenset med utgangspunkt i reiret, en forstyrrelsesavstand på ca. 1 km og terrengformer. Funksjonsområdet er kun vist i vedlegg unntatt offentlighet. Det er åpenbart at større deler av plan- og influensområdet inngår i hjemmeområdet for dette og muligens andre hubropar i hekkesesongen, og at hele plan- og influensområdet inngår i de større hjemmeområdene utenfor hekkesesong, jf. Oddane m.fl. (2012). Det er imidlertid ikke mulig å stedfeste fornuftige grenser for dette med basis i kunnskapsgrunnlaget, og det vises også til den generelle omtalen om avgrensning av funksjonsområder i forrige kapittel. Virkningen på disse øvrige delene av hubroens leveområder tas likevel inn i påvirkningsvurderingen av hekkeområdet, siden hekkeplassen i ytterste konsekvens ikke kan fungere uten jaktområdene.

For **storspove** (EN) og **heilo** (NT) benyttes funksjonsområder fra Tysse (2024b og 2025a) med endringer iht. Tysse og Oddane (2025) og Tysse (2025d), mens gamle avgrensninger av heilo fra 1990-tallet anses som utdaterte. Et tidligere antatt funksjonsområde for storspove er etter nærmere undersøkelser i 2025 bortfalt. Det er tydelig ut ifra registreringene i Artskart at en rekke vannfugler, også rødlista arter, bruker vannene nord for Moifjellet. Dette gjelder særlig Mellomstrandsvatnet og Oslandsvatnet, og særlig utenom hekketid. Disse registreringene vurderes ikke å gi tilstrekkelig grunnlag for å avgrense særskilte funksjonsområder for de registrerte artene. Det er tilsvarende en del observasjoner av kornkråke (VU) og måker, til dels i store antall, på og nær åkrene nær disse vannene. Denne opptredenen framstår som tidsmessig spredte konsentrasjoner pga. tilgjengelig mat på åkrene, og noe som kan forventes på alle slike arealer i regionen. Disse arealene er derfor ikke brukt som grunnlag for å avgrense funksjonsområder.

Funksjonsområder for vanlige arter som orrfugl, lirype, stokkand, svaner, smålom og ikke artsbestemte grupper av fugl i gamle viltkartdata fra 1990-tallet inkluderes ikke. Det samme gjelder registreringer av rene ansvarsarter og av fremmede arter som kanadagås. For punktregistreringer av øvrige arter av fugl som slipper gjennom filtreringen til Miljødirektoratets «arter av nasjonal forvaltningsinteresse» er det skjønnsmessig avgrenset et fåtall funksjonsområder. Tabell 4 gir nærmere opplysninger om disse registreringene. Øvrige registreringer i Artskart er brukt for å si noe om tilstedeværelse av arter, men vurderes ikke å gi grunnlag for avgrensning av funksjonsområder.

5 Usikkerhet ved kunnskapsgrunnlaget

Fuglenes mobilitet og variasjoner fra år til år innebærer at det alltid vil være gjenværende usikkerheter både om hvilke arter som bruker et område, hvor hekkeplassen er, hvor ev. territoriegrenser går, og hva som er mest brukte forflytningsruter. Dette illustreres av at den foreliggende revisjonen av temarapporten for fugl har utelatt et tidligere antatt rasteområde for storspove fordi systematisk kontroll i 2025 har overprøvd en observasjon fra 2023 som et «tilfeldig funn» (Tysse 2025d). Videre har et hekkeområde for svartstrupe ved Ognedalstølen fått endret avgrensning etter nærmere kartlegginger og vurderinger; og et annet basert på eldre data er falt bort ved tjern 305 i planområde Mellomstrand (jf. Tysse og Oddane 2025). Til tross for usikkerhet må kunnskapsgrunnlaget for fugl kunne sies å være meget godt og egnet til å belyse tiltakets påvirkning. Ut over dynamikk som følge av naturlige variasjoner er det særlig for **hubro**, som er en svært vanskelig art å kartlegge i detalj, at det fortsatt kan pekes på usikkerheter, til tross for betydelig feltinnsats over mange år i nærområdene. Konkret for Moifjellet gjelder dette ev. alternative reirplasser for det nærmeste paret, dette parets arealbruk sommer og vinter, og territoriegrensene mot naboene. Tilsvarende gjelder i noe mindre grad for **kongeørn**.

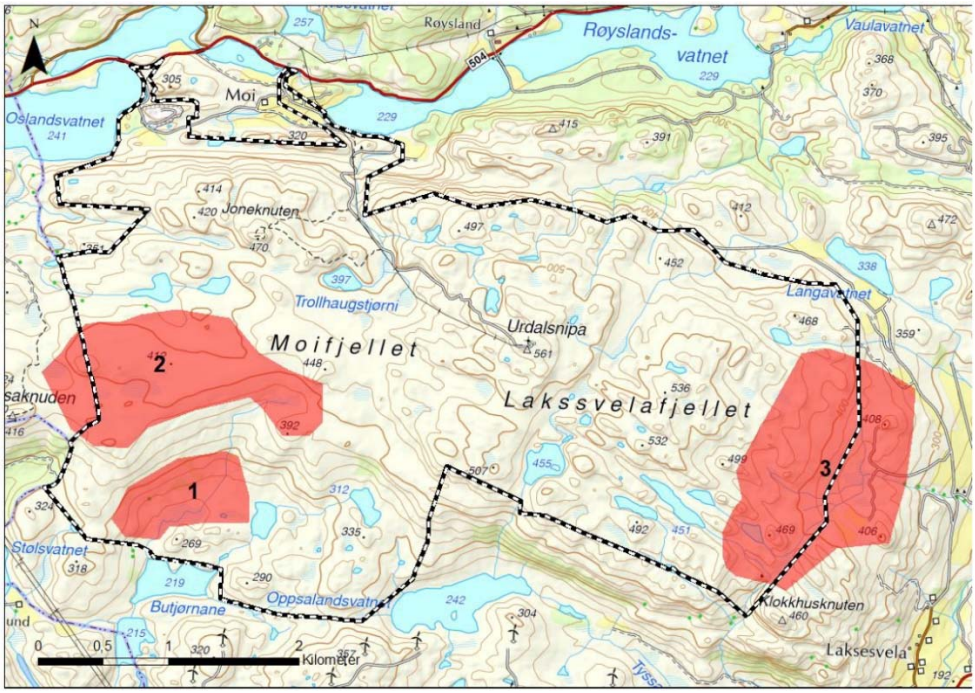
Identifisering og avgrensning av funksjonsområder er nødvendigvis gjort ved bruk av faglig skjønn. Funksjonsområdene er kort omtalt/begrunnet for å gjøre valgene etterprøvbare.

Potensialet for funn av hittil ukjente forekomster av arter av særlig stor og stor forvaltningsinteresse vurderes på denne bakgrunn som lite innenfor planområdene, noe større innenfor den lavereliggende delen av influensområdet for fugl.

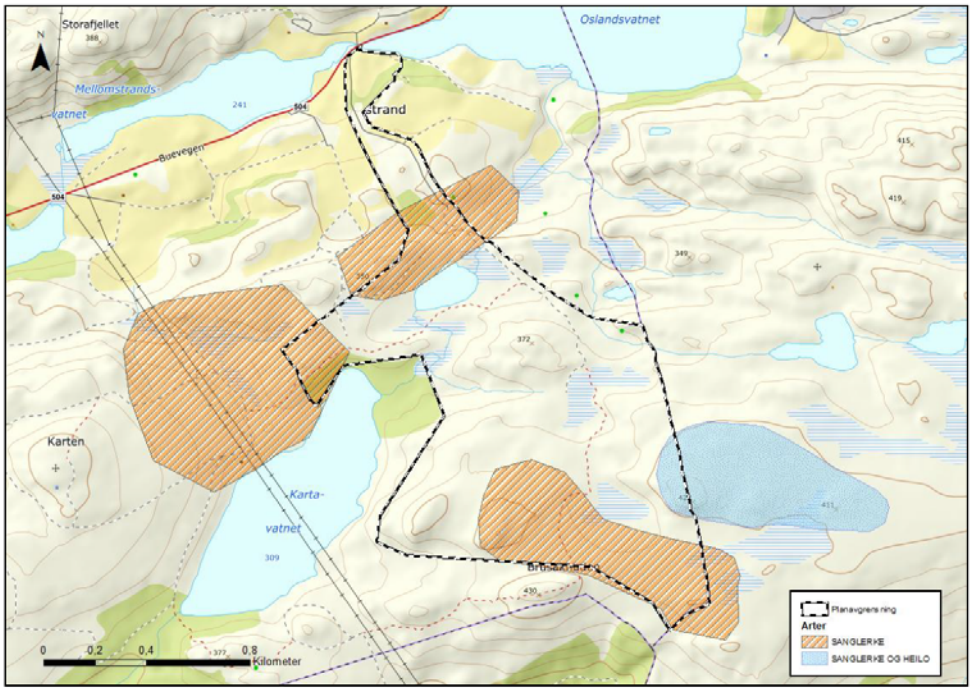
6 Inndeling i delområder for fugl

Avgrensete og verdisatte funksjonsområder for hekkende fugl (unntatt hubro og kongeørn) iht. hekkeundersøkelsene (Tysse 2024b) er vist i figur 13. Avgrenset og verdisatt funksjonsområde for trekkende fugl iht. trekkundersøkelsene (Tysse 2025a) er vist i figur 14. Disse og øvrige funksjonsområder/delområder er nærmere beskrevet i tabell 4. Alle delområdene med unntak av to områder unntatt offentlighet er vist på kart i figur 15.

Det bemerkes at de tre områdene med konsentrasjoner av spesielt trekkende rovfugl, jf. kartet i figur 12, tas inn direkte i fagutredning naturmangfold som landskapsøkologiske sammenhenger, verdsatt til stor verdi.



Figur 13. Funksjonsområder for hekkende fugl i og ved planområdet. Fra Tysse (2024b). Merk at område 1 med svartstrupe og område 2 med heilo og sanglerke har fått reviderte grenser basert på samlet kunnskapsgrunnlag i 2025.



Figur 14. Tentative hekkeområder for de rødlista artene sanglerke og heilo i og omkring planområdet for Mellomstrand vindkraftverk. Blå figur erstatter område 2 i figur 13. Fra Tysse og Oddane (2025).

Tabell 4. Delområder fugl med funksjonsangivelse og grunnlag for avgrensning og verdisetting.

Delområde	Type funksjons-område	Utslagsgivende for verdisetting og avgrensning
F1	Hekkeområde	Svartstrupe (EN) 5–7 par kartlagt i 2024 og -25. Avgrensning justert iht. kartdatasett fra Ecofact desember 2025.
F2	Hekkeområde	Svartstrupe (EN) minst ett par. Iht. kartdatasett Ecofact des. 2025.
F3	Hekkeområde	Svartstrupe (EN) minst ett par. Iht. kartdatasett Ecofact des. 2025.

Delområde	Type funksjons-område	Utslagsgivende for verdisetting og avgrensning
F4	Hekkeområde	Svartstrupe (EN) 1 par, 2023. Avgrenset iht. fuktdrag, størrelse rikelig ift. normalstørrelse hekketerritorium (jf. Størkersen 1994).
F5	Hekkeområde	Svartstrupe (EN) 1 par, 2008. Avgrenset på samme vis som F4.
F6	Hekkeområde	Gulspurv (VU), 2015. Avgrenset til kulturlandskapet ved registreringen. Svært mange reg. av ulike arter her, men ingen andre er vurdert å gi grunnlag for funksjonsområde.
F7	Hekkeområde	Dvergspett (hensynskrevende), mulig reproduksjon, 2023. Skjønnsmessig avgrenset til skog omkring obs.
F8	Hekkeområde, raste-/næringsområde	Hekkeobservasjoner er begrenset til rødstilk (NT). Ellers en rekke registreringer av næringssøkende eller rastende vannfugl, rovfugl og spurvefugl, i stor grad utenom hekketid. Høyere rødlistete arter veldig sporadisk, ikke sikre funksjoner for arter høyere enn NT. Areal skjønnsmessig avgrenset v/reg.pkt.
F9	Hekkeområde	Sanglerke (NT) jf. Tysse og Oddane (2025).
F10	Hekkeområde	Sanglerke (NT) jf. Tysse og Oddane (2025).
F11	Hekkeområde	Sanglerke (NT) jf. Tysse og Oddane (2025).
F12	Raste- og nærings-område	Heilo (NT), sporadisk men ikke fast storspove, jf. Tysse (2025c, 2025d). Overlapper i stor grad med F13.
F13	Hekkeområde	Heilo (NT) 3 – 4 par, sanglerke (NT) 5 – 10 par kartlagt i 2024. Avgrensning iht. Tysse (2024b) er erstattet av avgrensning iht. Tysse og Oddane (2025).
F14	Hekkeområde	Tjeld (NT), antatt hekkeområde ut ifra obs. i juni 2023 i passende biotop. Areal skjønnsmessig ved obs.
F15	Hekkeområde	Heilo (NT) 5 – 6 par kartlagt i 2024. Observert like ved i 2023. Avgrensning iht. Tysse (2024b).
F16	Hekkeområde	Sandsvale (VU) hekkeområde 2024, ukjent antall. Gårdstak sand, avgrenset skjønnsmessig etter synlige kanter i ortofoto.
SF1 U.OFF.	Hekkeområde	Sensitiv art. Areal avgrenset med utgangspunkt i direkte forstyrrelsesavstand ca. 1 km og skjerming av terreng.
SF2 U.OFF.	Hekkeområde	Sensitiv art. Areal avgrenset med utgangspunkt i direkte forstyrrelsesavstand ca. 1 km og skjerming av terreng.

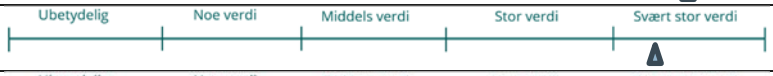
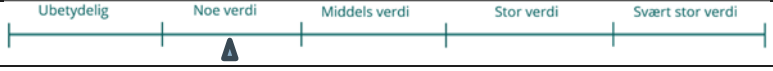
7 Verdisetting

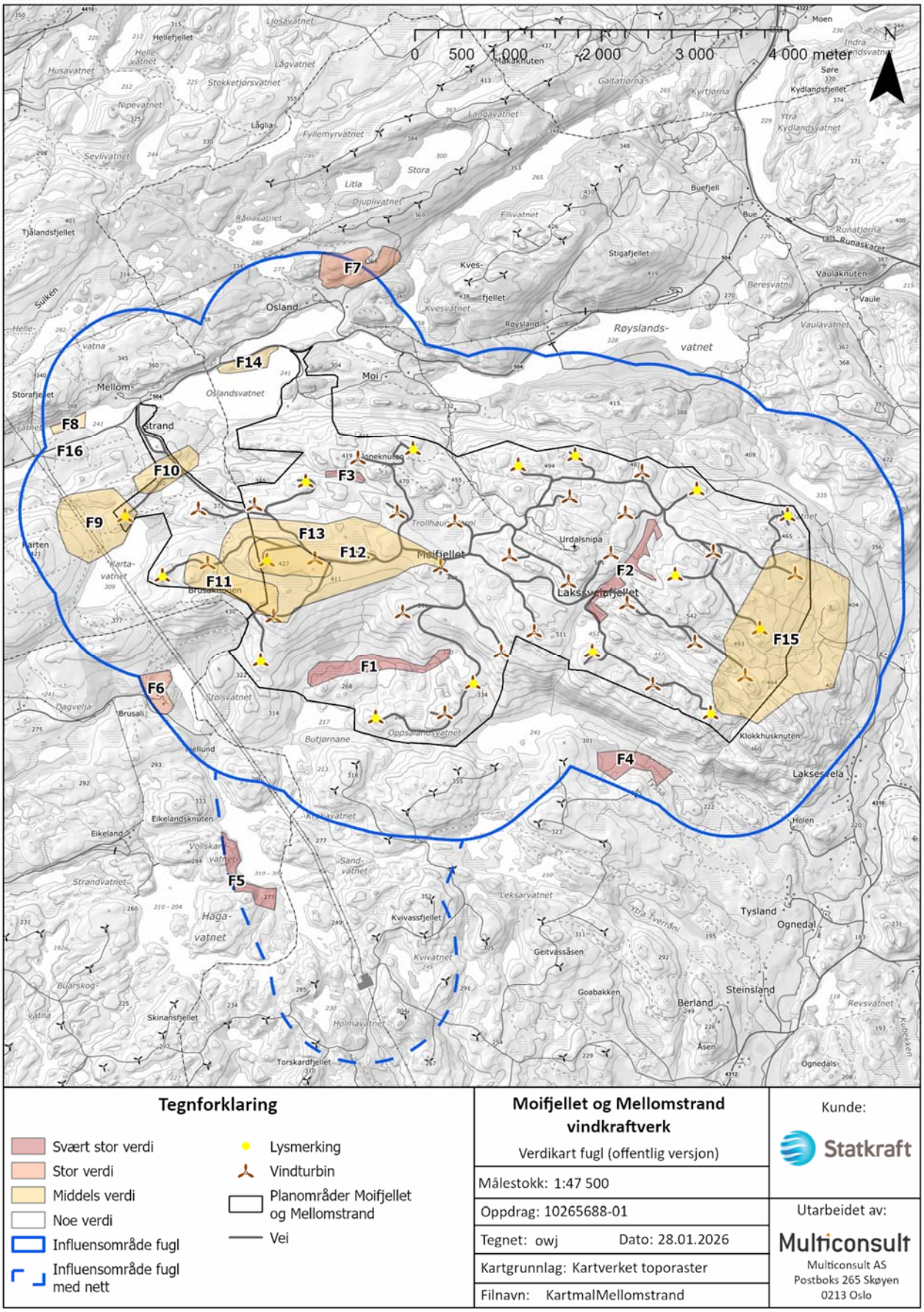
Individuelle delområder er verdisatt iht. M-1941, se tabell 5, og er vist på kart i figur 15. Ved overlappende delområder er det største verdi som gjelder. Alt øvrig areal i plan- og influensområdet er gitt basisverdien «noe verdi». Dette begrunnes med at dette i all hovedsak er et naturområde eller ekstensive jordbruksarealer, med en fauna av alminnelige, vidt utbredte og livskraftige arter som det ikke er aktuelt å forsøke å avgrense særskilte funksjonsområder for. (Fullstendig artsliste/alle registreringer er gjengitt i vedlegg.) Her vil det være arealer som er i bruk av arter omfattet av nasjonale føringer, men som er mindre sentrale enn arealene som er avgrenset som økologiske funksjonsområder/delområder.

M-1941 fastsetter en verdi basert på rødlisting og grad av forvaltningsinteresse. Det er adgang til å nyansere innenfor verdien, men ikke gå opp eller ned til tilgrensende verdier. Utgangspunktet for verdisettingen er dermed en plassering «midt i», som er valgt for F2, F3, F8–F11, F13, F15 og øvrig areal. F1 er gitt noe forhøyet verdi som følge av flere par/god tetthet, F12 ditto og for å godtgjøre sporadisk bruk av storspove. For F4–F7, F14 og F16 er verdien redusert basert på en viss usikkerhet i grunnlaget og/eller at få individer/par gir mindre verdi som funksjonsområde. For SF1 og SF2 er

verdien noe redusert basert på omstendigheter ved selve hekkeplassen eller i nærheten av denne, nærmere omtalt i vedlegg unntatt offentlighet.

Tabell 5. Verdisetting av delområder.

Delområde	Verdi	Verdisetting innen kategori
F1 svartstrupe	Svært stor	
F2 svartstrupe	Svært stor	
F3 svartstrupe	Svært stor	
F4 svartstrupe	Svært stor	
F5 svartstrupe	Svært stor	
F6 gulspurv	Stor	
F7 dvergspett	Stor	
F8 rødstilk	Middels	
F9 sanglerke	Middels	
F10 sanglerke	Middels	
F11 sanglerke	Middels	
F12 heilo	Middels	
F13 heilo, sanglerke	Middels	
F14 tjeld	Middels	
F15 heilo	Middels	
F16 sandsvale	Stor	
SF1 U.OFF.	Svært stor	
SF2 U.OFF.	Stor	
Øvrig areal	Noe	



Figur 15. Delområder fugl med verdisetting, offentlig versjon. Merk at alt areal innenfor influensområdet har minimum "Noe verdi", men er ikke fargelagt av hensyn til lesbarheten av kartet. Versjon av kartet med SF1 og SF2 jf. tabell 4 er lagt i vedlegg unntatt offentlighet. Eksempelutlegget (alt. 1) er vist, uten nett pga. egen kons.søknad.

8 Vurderinger av påvirkning

8.1 Bakgrunn

Vurderingen av påvirkning gjelder for varige forringelser ev. forbedringer. Varig påvirkning kan følge både av midlertidige tiltak i anleggsperioden og av det ferdigstilte tiltaket. Rent midlertidig påvirkning i anleggsfasen skal beskrives, men ikke inkluderes i påvirknings- og konsekvensvurderingen med mindre det gir varige virkninger. Midlertidige virkninger kan f.eks. være støy, støv og forstyrrelser i anleggsfasen (Miljødirektoratet4). Veileder M-1941 må forstås slik at den gir større rom for faglig skjønn i påvirkningsvurderingen enn det den gjør for verdivurderingen.

Av påvirkningsfaktorer for fugl er arealendringer generelt viktigst, og berører særlig arter knyttet til jordbrukslandskapet, til gammelskog og til våtmarker og vassdrag. Menneskelige forstyrrelser, særlig støy og ferdsel i hekketida, regnes som en betydelig negativ påvirkningsfaktor for spesielt en del ande-, vade- og rovfugler/ugler (Artsdatabanken1).

NVE (2023) oppsummerer at fugler kan påvirkes av vindkraftverk gjennom tap og endring av leveområder, barriere- og fortrengningseffekter, og kollisjoner med vindturbinene/andre anleggsdeler.

Rydell m.fl. (2017) oppsummerer at vindkraftverk kan medføre mortalitet for alle arter av fugl, og kan ha en populasjonsvirkning på noen arter, i hvert fall i områder med svært stor tetthet av vindturbiner. Disse artene er karakterisert av lavt reproduksjonspotensial, slik at de vanskelig kan kompensere for økt dødelighet. I gjennomsnitt dør det 5 til 10 fugler per vindturbin per år, men variasjonen er stor avhengig av plassering, og dødeligheten er størst i våte miljøer. Større turbiner gir økt dødelighet per turbin, men mindre per installert MW og produsert strømmengde. De fleste drepte fuglene i vindkraftverk er vanlige småfugler/spurvefugler. Rovfugler, måker og hønsefugl er også særlig utsatt, mens svaner, gjess og traner er lite utsatt. Relativt få fugler blir drept under trekk, dødeligheten er generelt større for fugl som holder til i et område i lengre tid (hekke-, raste- og overvintringsområder). Undersøkelser i USA og Canada fant ikke effekter på bestandsnivå, mens man i Nord-Tyskland, med stor tetthet av vindkraftverk, ser effekter på bestandene av glente og musvåk, trolig også av havørn. For unnvikelse og redusert arealbruk er det store variasjoner mellom arter, områder og landskapstyper. Generelt ser unnvikelsen ut til å være minst under hekking, og når den forekommer være begrenset til noen hundre meter. Vadere har størst unnvikelse i hekketid.

Når det gjelder hubro viser undersøkelser i Midt-Norge (Husby og Pearson 2022) en (økt) unnvikelse fra reirplass 4–5 km fra vindkraftverk under og like etter anleggsfasen, og peker på mulige årsaker som forstyrrelser, kollisjon eller redusert tilgang på byttedyr. Det er nylig gitt tillatelse til og igangsatt gps-merking av hubro i Rogaland/Agder (B. Oddane, pers.med.), og plottene derfra vil etter hvert kunne gi detaljert kunnskap om i hvilken grad hubroen unnviker vindkraftverk og andre installasjoner.

8.2 Påvirkning på fugl av Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk

Turbinutlegg A03 med tilhørende veinett, eksempelutlegg for Mellomstrand og meldte alternativer for nettilknytning legges til grunn for påvirkningsvurderingene.

Figur 15 viser delområder fugl med mer enn noe verdi og eventuell geografisk overlapp med eksempelutlegget. En stikkordsmessig vurdering av påvirkning for hvert delområde er gitt i tabell 6, mens nærmere omtale er gitt i kapitlene under.

Delområdene SF1 og SF2 for sensitive arter er ikke vist på kartet, men er inkludert med konklusjon i tabellen. Kart og nærmere omtale av disse delområdene er lagt i vedlegg unntatt offentlighet.

8.2.1 Tap og endring av leveområder

Det direkte tapet av habitater med ulike grad og styrke av funksjoner for fugl innenfor planområdet anslås (jf. eksempelutlegget av veier, turbiner mv.) til om lag 1030/985 dekar for hhv. alternativ 1 og alternativ 2 i anleggsfasen (ca. 6 % av planområdet), og om lag 640/600 dekar i driftsfasen (ca. 4 % av planområdet), inklusive tilbakeførte veikanter mv. Også de urørte nærområdene til veier og andre anleggsdeler må forventes å få en redusert bruk, avtakende med avstand og varierende med de ulike artenes toleranse for forstyrrelser. Denne effekten på nærområdene vil som regel være størst i anleggsfasen og mindre (men fortsatt betydelig) i driftsfasen, som følge av graden av trafikk/menneskelige forstyrrelser.

Hver enkelt vindturbin kan forventes å medføre varig redusert bruk i nærheten. Av arter relevant for Moifjellet tilsier kunnskapssyntesen i Rydell m.fl. (2017) at **orrfugl** (registrert i området, inngår i delområde F0) kan forventes å flytte leik 500 m unna turbiner, men ikke få vesentlig redusert tetthet, mens vadere som **heilo** trolig vil hekke først ca. 400 m unna enkeltturbiner og få redusert tetthet som følge av dette.

For hubro, som i stor grad jakter om natta ved hjelp av hørselen, kan den nesten kontinuerlige støyen fra vindturbinene medføre en varig redusert tilgang på byttedyr gjennom redusert jaktsuksess/bruk av området.

8.2.2 Barriere- og unnvikelseseffekter

Det viktige rovfugltrekket gjennom regionen, med i praksis alle norske arter av rovfugler, går iht. kunnskapsgrunnlaget på en bred front. Foreløpige resultater fra det pågående undersøkelses-programmet i og nær vindkraftverkene i regionen tyder på at senter av trekket ligger nærmere kysten, ved Moifjellet/Mellomstrand litt vest for de undersøkte studieområdene (muligens i den nord-sørgående kantsonen mellom Låg- og Høg-Jæren), og at vindkraftverkene medfører en viss unnvikelseseffekt, men ingen masseunnvikelse.

Det forventes at et Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk på tilsvarende vis vil medføre en viss storskala unnvikelseseffekt. Det er her relevant å påpeke at fjellet ligger på linje mellom to vindkraftverk i nord (Måkafjellet og Stigaknuten) og et (sammenslått av tre) vindkraftverk i sør (Bjerkreim Søndre Klynge). Den innbyrdes plasseringen gjør at Moifjellet/Mellomstrand trolig i noe mindre grad vil fungere som et nytt hinder i rovfuglenes hovedtrekkretning fra nord til sør om høsten, sammenlignet med en situasjon uten disse naboanleggene. Samtidig kan Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk tenkes å begrense en bevegelse fra vest til øst eller motsatt i dagens turbinfrie areal, ved å lukke/smalne inn denne åpningen mellom de eksisterende anleggene.

8.2.3 Kollisjoner

Det er ikke observert kollisjoner med vindturbiner i løpet av det pågående undersøkelsesprogrammet for rovfugl på Høg-Jæren/Dalane. En undersøkelsesrekke med hund høsten 2021 fant ingen døde rovfugler, men tre måker (gråmåke, sildemåke), to vadere (heilo, enkeltbekkasin), to kråkefugl (ravn, kråke) samt en rødstrupe og en tårnseiler. Som omtalt tidligere skriver Rydell m.fl. (2017) at dødeligheten fra vindturbiner generelt er lav for trekkende fugl, og større for fugl som oppholder seg i et område over tid (hekke-, raste- og overvintringsområder).

Kraftledninger medfører også en viss kollisjonsfare for alle fugler, særlig utsatt er svaner, ender, hegrer, hønsefugl og hubro, mens rovfugl og kråkefugl er mindre utsatt (NN 2021).

De mest utsatte fuglene på Moifjellet med tanke på forventet antall kollisjonsdrepte individer vil etter dette være **heilo**, **enkeltbekkasin** og **orrfugl**, som alle hekker i selve planområdet, i områder som

planlegges utbygd. Også andre mer sporadiske gjester som trekkende/rastende **storspove** vil være utsatt.

De kjente territoriene for **svartstrupe** er ikke direkte berørt av vindturbiner, og kollisjonsfaren for denne sterkt trua arten synes derfor å ville bli liten. Delområdene F1–F5 for svartstrupe er heller ikke berørt av andre anlegg, med unntak av F2 som krysses og delvis grenser til internveier. [Nettilknytningen krysser et (revidert) hekkeområde for svartstrupe (F1), men denne påvirkningen tas først inn under vurderingen av samlete virkninger siden nettilknytningen i denne revisjonen er et separat tiltak som følge av en egen konsesjonssøknad.]

Det hekker **kongeørn** og **havørn** i omlandet rundt Moifjellet, og planområdene inngår i to ulike kongeørnterritorier og trolig ett havørnterritorium. Anlegget vil medføre en viss risiko for kollisjonsdød for disse, iht. NINAs modellering (Kvalnes og May 2025, se kapittel 3.6) ca. 2 havørn per år og ca. 2 kongeørn totalt i løpet av konsesjonsperioden på 30 år. For andre rovfugler anslår NINAs modellering ca. 1 tårnfalk per år, for andre arter 0-2 individer i løpet av konsesjonsperioden. Kollisjonsfaren er trolig størst innenfor de tre områdene vist på figur 12, som inngår som landskapsøkologiske sammenhenger for fugl i fagutredning naturmangfold.

Når det gjelder **hubro** så er det så langt utreder vet ikke registrert kollisjonsdød med vindturbiner av disse i Norge (men det ble i 2025 funnet en død hubro innenfor et vindkraftverk i Trøndelag). Det er imidlertid registrert flere tilfeller i Europa (eks. Rasran m.fl. 2008). De viktigste dødsårsakene for hubro i Europa er elektrokusjon og kollisjon med kraftledninger, dette gjelder også i Norge (Penteriani og Delgado 2019). Moifjellet inngår i minst ett hubroterritorium og vil medføre en viss risiko for kollisjonsdød for hubro. Hubroen kan bli gammel, har en lav reproduksjonstakt og har vært i langvarig tilbakegang, noe som gjør den mer sårbar for kollisjonstap av enkeltindivider.

Tabell 6. Påvirkning (varig) på delområder fugl. En vurdering for anleggsfase er inkludert i egen kolonne, men det er varig påvirkning som legges til grunn ved konsekvensvurderingen. Gradering av varig påvirkning er vist i skyvelinjal for hvert delområde. Se ellers tekst i kap. 8.2.1 - 8.2.3 for en begrunnet gjennomgang av påvirkningsfaktorer for de enkelte artene og artsgruppene som er utslagsgivende for vurderingen av de enkelte funksjonsområdene. Der det er forskjell mellom alt. 1 og alt. 2 er alt. 2 vist med oransje pil.

Delområde	Påvirkning	Anleggsfase	Merknad
F1 svartstrupe	Ubetydelig	Noe forringet	Ikke direkte berørt, internvei like utenfor. [Krysses av begge alternativer til nettilknytning.]
			
F2 svartstrupe	Noe forringet	Noe forringet	Krysses og nærføring internvei, territorium forventes opprettholdt.
			
F3 svartstrupe	Ubetydelig til noe forringet	Noe forringet	Ikke direkte berørt, men midt mellom to turbiner.
			
F4 svartstrupe	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, avstand ca. 700 m.
			
F5 svartstrupe	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, avstand ca. 1900 m.
			
F6 gulspurv	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, avstand ca. 1 km.

Delområde	Påvirkning	Anleggsfase	Merknad
			
F7 dvergspett	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, ca. 700 m fra atkomst Bjerkreim.
			
F8 rødstilk m.fl.	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, avstand ca. 600 m atkomst Time.
			
F9 sanglerke	Noe forringet	Noe forringet	Alt. 1 mindre del av området berørt, men kollisjonsrisiko. For alternativ 2 ikke berørt, ubetydelig endring.
			
F10 sanglerke	Noe forringet	Forringet	Alt. 1 planlagt riggområde, stor forstyrrelse i anleggsfase. I drift noe ny internvei. For alternativ 2 ikke berørt, ubetydelig endring.
			
F11 sanglerke	Noe forringet	Noe forringet	Alt. 1 turbin og vei i hver ende, alt. 2 kun i en ende.
			
F12 heilo, sporadisk storspove	Noe forringet til forringet	Noe forringet til forringet	Inntil 5 turbiner, veier samt mulig driftsbygg spredt over området, funksjon som raste-/næringsområde trolig redusert eller tapt.
			
F13 heilo, sanglerke	Forringet	Forringet	Relativt lite område med to turbiner og div. veinett, trolig redusert eller tapt funksjon som hekkeområde heilo, primært kollisjonsfare for sanglerke.
			
F14 tjeld	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, avstand ca. 300 m fra atkomst Bjerkreim.
			
F15 heilo	Noe forringet	Noe forringet	3 vindturbiner, ca. 1,1 km vei. Unnvikelse, kollisjonsrisiko.
			
F16 sandsvale	Ubetydelig	Ubetydelig	Ikke berørt, 8–900 m til vei og turbin i alt. 1, mer i alt. 2. Forflytnings- og næringsområder langs vassdrag ikke/lite berørt.
			
SF1 UOFF	Forringet	Forringet	(Unntatt offentlighet)
			
SF2 UOFF	Noe forringet	Noe forringet	(Unntatt offentlighet)
			

Delområde	Påvirkning	Anleggsfase	Merknad
Resten av plan-/influens-området	Noe forringet	Noe forringet	30 vindturbiner, ca. 30 km vei, transformator, nettilknytning, riggområde, massetak mv. Unnvikelse og kollisjonsrisiko, men vesentlige funksjoner opprettholdes innenfor området og bestandseffektene for alminnelige og vidt utbredte arter forventes å bli små og lokale.
			

Det bemerkes at for landskapsøkologiske sammenhenger for fugl – de tre tentativt avgrensede områdene i figur 12 med konsentrasjoner av spesielt trekkende rovfugl – vurderes påvirkningen til noe forringet. Den store aktiviteten i anleggsfasen og turbinene i driftfasen forventes å påvirke rovfugltrekket negativt i form av en viss fortrengning, men ikke i alvorlig grad. Direkte dødelighet som følge av kollisjoner forventes å bli begrenset, jf. omtale i kapittel 8.2.3.

8.3 Avbøtende tiltak

Avbøtende tiltak handler iht. Rydell m.fl. (2017) primært om å unngå å plassere vindturbiner i særlig fuglerike områder, spesielt hekkeområder, overvintringsområder og rasteområder, samt nærområdene til særlig utsatte arter.

Det er iht. tiltakshierarkiet **unngått å plassere vindturbiner (i eksempelutlegget) innenfor en viss avstand** fra kjent reirlokalitet for sensitiv art. En mulig, ytterligere avbøting vil være å øke avstanden mellom nærmeste turbin og reirplass for sensitiv art. Dette er nærmere omtalt i vedlegg unntatt offentlighet.

Veier og plasser i eksempelutlegget er søkt plassert slik at **myrer berøres i minst mulig grad**. Dette er egnet til å begrense virkningene for bl.a. insektproduksjonen i våtområder, som er spesielt viktig for mange arter av fugl i hekketida.

Gitt at det innvilges konsesjon vil det ha høy prioritet å redusere kollisjonsfaren generelt, og spesielt for arter omfattet av nasjonale føringer:

Installasjon av én svart turbinvinge kan iht. erfaringer fra Smøla vindkraftverk (May m.fl. 2020, 2022) gi en signifikant redusert kollisjonsfare for havørn og andre arter. Tilsvarende farging testes nå ut flere steder i verden. Forskriftskravet om at vindturbiner skal være hvite eller grå tilsier at slik merking krever særskilt dispensasjon fra Luftfartstilsynet. Det vil være enklere å installere en mørk vinge ved montasje enn å male en vinge i etterkant, slik det ble gjort i forsøket på Smøla. Tiltaket har den fordelen at det ikke krever noen form for annet teknisk utstyr eller oppfølging. Tiltaket kan gjennomføres på alle turbiner, eller på et utvalg basert på en risikovurdering (oppdriftsforhold mv.). Det er tvilsomt om tiltaket vil ha like god preventiv effekt for hubro (som ser ut til å bruke fjellområdet mest om vinteren/i den mørke årstida). Det kan ev. benyttes en annen farge enn svart for å gi mindre landskapseffekt for mennesker, men dette kan redusere effekten for fugl. Tiltaket anbefales på et utvalg ev. på alle turbiner. Se også neste avsnitt for annen utforming.

Maling av nedre del av tårnet i en mørk farge kan iht. erfaringer fra Smøla (May m.fl. 2022) gi en 50 % redusert kollisjonsfare for lirype. Forskriftskravet om at vindturbiner skal være hvite eller grå gjelder ikke for nedre tredjedel av tårnet, og er dermed ikke til hinder for slik farging. Martin og Banks (2023) anbefaler å gå enda lengre i å skape akromatiske kontraster, både på vinger og tårn, se figur 16 (se bort fra gulfargen). En slik merking eller en tilnærming til den vil kreve særskilt tillatelse fra Luftfartstilsynet. Det er så vidt utreder vet ikke gjort praktiske forsøk med en så omfattende, akromatisk kontrastmerking av turbiner som vist på figur 16, men det er grunn til å forvente god effekt

av et slikt tiltak mhp. kollisjonsfare både for arter av fugl som primært kolliderer med tårnet, som hønsefugl, og arter som primært kolliderer med vingene, som rovfugl. I den grad det viser seg praktisk mulig innenfor gjeldende regelverk og unntakstillatelser, anbefales derfor akromatisk kontrastmaling av tårn og vinger som et avbøtende tiltak.



Figur 16. Til venstre prinsippskisse for turbinmerking, til høyre fotomontasje. Merk at gul farge nederst på tårnet er for offshore vindturbiner for synlighet for skipstrafikk, og dermed kan ses bort ifra på land slik at tårnmerkingen over kan forlenges helt ned. Figur fra Martin og Banks (2023).

Stans av turbinene under bestemte værforhold er iht. Rydell m.fl. (2017) vanskelig i praksis, da koblingen mellom dødelighet og ulike værforhold har vist seg å være mer uklar for fugler enn for flaggermus. Det gjør utkoblinger under visse værforhold mindre treffsikkert mht. redusert dødelighet for fugler enn det har vist seg å kunne være for flaggermus. Dette foreslås derfor ikke som et aktuelt avbøtende tiltak for fugl.

Stans av utvalgte turbiner i særlig sårbar periode kan være et aktuelt tiltak, eksempelvis for å hensynta rastende vadere. Oppdatert kunnskapsgrunnlag tilsier at områdets betydning for rastende storspove (EN) er mindre enn først antatt. Det trengs nærmere undersøkelser for å spisse geografisk og tidsmessig avgrensning for et slikt tiltak, og det foreslås derfor i dag ikke som et som aktuelt avbøtende tiltak for fugl. Et slikt tiltak kan trolig utgå til fordel for tiltaket omtalt i neste avsnitt.

Stans av turbiner basert på overvåkningssystemer framstår som et lovende tiltak både med tanke på rovfugltrekket og lokalt hekkende hubro og kongeørn. Det fins ulike deteksjonssystemer basert på kamera og/eller radar som oppdager når en fugl kommer inn imot en vindturbin, og som enten gir varsel (lyd/lys), justerer rotasjonshastigheten slik at fuglen ikke treffes, eller stanser turbinen helt. Her fins det mange ulike varianter på markedet, og det gis ikke her noen klar anbefaling om en løsning/ett produkt. Dette vil også kunne avhenge av valget av turbinleverandør. Et slikt tiltak anbefales, enten fra start eller etter nærmere undersøkelser etter idriftsettelse. Statkraft har fått utført radarundersøkelser av fuglebevegelser på Moifjellet i 2025, og disse undersøkelsene kan bidra til en prioritering av turbiner for deteksjonssystemer og/eller for kontrastmerking. Kunnskapsgrunnlaget per i dag tilsier prioritering av funksjonsområdene F11–F13 innenfor planområdet samt de tentativt avgrensede, potensielle kollisjonsområdene for spesielt rovfugl som er vist i figur 12.

Ved installasjon av overvåkingsbasert stans av turbiner kan akromatisk merking av blader og tårn som omtalt over vurderes å utelates. Motsatt må installasjon av vindkraftverket med akromatisk merking av blader og tårn kunne forventes å redusere behovet for overvåkningsbasert stans av turbiner.

8.4 Overvåkningsordninger

Fortsatt kartlegging av hubro i og nær planområdet vil være nødvendig for å kunne oppdage ev. bestandseffekter på hubro av tiltaket. Med DNA-analyser kan utskifting av voksenfugl bli oppdaget, og kan sammenlignes med referanseområder (Oddane 2022). Anbefales.

Fortsatt kartlegging av kongeørn i og nær planområdet framstår som noe mindre påkrevd med tanke på ev. bestandseffekter. Det vises her til at kongeørn ikke er en rødlistet art, og i sakte ekspansjon i regionen iht. kunnskapsgrunnlaget. Ev. kollisjoner på Moifjellet vil derfor trolig ikke få noen varige bestandseffekter lokalt eller på større skala, og ut ifra et bestandsmessig synspunkt prioriteres tiltaket ikke.

Fortsatt kartlegging av rovfugltrekket framstår som mindre relevant med tanke på ev. bestandseffekter. Det er imidlertid usikkert hvordan Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk vil kunne påvirke unnvikelse og trekkbevegelser ved å etablere en situasjon med mer eller mindre sammenhengende vindkraft over et stort område fra nord mot sør, ved å tette en «åpning» mellom dagens anlegg. Det anbefales derfor å forlenge det pågående overvåkingsprogrammet med Moifjellet og Mellomstrand inkludert for å gi et sikrest mulig resultat.

Kadaversøk etter fugl vil kunne gi en kontroll av reelle kollisjonstall for Moifjellet vindkraftverk etter idriftsettelse og med de implementerte, avbøtende tiltak som måtte bli fastsatt, og vil kunne gi konsesjonsmyndigheten grunnlag for å vurdere om det skal kreves ytterligere tiltak. Anbefales.

9 Konsekvens

9.1.1 Konsekvensgrad for delområder

Det skal iht. M-1941 først settes konsekvensgrad for hvert delområde ved bruk av «konsekvensvifta». Resultatet er vist i tabell 7.

Tabell 7. Konsekvensgrad for delområder for ulike alternativer.

		Alt. 1 Moifjellet og Mellomstrand	Alt. 2 Moifjellet
Delområde	**Verdi**	**Konsekvens**	**Konsekvens**
F1 svartstrupe	Svært stor	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
F2 svartstrupe	Svært stor	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
F3 svartstrupe	Svært stor	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
F4 svartstrupe	Svært stor	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F5 svartstrupe	Svært stor	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F6 gulspurv	Stor	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F7 dvergspett	Stor	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F8 rødstilk	Middels	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F9 sanglerke	Middels	Noe negativ (1-)	Ubetydelig (0)
F10 sanglerke	Middels	Noe negativ (1-)	Ubetydelig (0)
F11 sanglerke	Middels	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
F12 heilo	Middels	Middels negativ (2-)	Middels negativ (2-)
F13 heilo, sangl.	Middels	Middels negativ (2-)	Middels negativ (2-)
F14 tjeld	Middels	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
F15 heilo	Middels	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
F16 sandsvale	Stor	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)
SF1 UOFF	Svært stor	Stor/Middels negativ (3-/2-)	Stor negativ (3-)
SF2 UOFF	Stor	Noe negativ (1-)	Noe negativ (1-)
Resten av plan/infl.omr.	Noe	Ubetydelig (0)	Ubetydelig (0)

For de tre tentativt avgrensete landskapsøkologiske sammenhengene for fugl vist i figur 12, verdsatt til stor verdi og vurdert til påvirkning noe forringet, blir konsekvensgraden noe negativ (1-).

9.1.2 Samla belastning

Samla belastning er iht. M-1941 summen av konsekvensene for alle delområdene innenfor influensområdet, inklusive også andre pågående og planlagte tiltak, jf. naturmangfoldloven § 10 om økosystemtilnærming og samlet belastning. Dessuten skal ev. konsekvenser for en arts utbredelse i regional eller nasjonal sammenheng vurderes, jf. naturmangfoldloven § 5 forvaltningsmål for arter. Endelig skal det vurderes om andre faktorer, som klimaendringer, vil bidra til en ytterligere belastning.

Hubro

Erfaringer fra Trøndelag (Husby og Pearson 2022) viser økt risiko for at hubroen blir borte fra kjente hekkelokaliteter i tida under og like etter utbygging av vindkraft og kraftledninger i en avstand på 3–4 km. Det er foreløpig usikkert om dette er midlertidige eller varige endringer. I Sørmarkfjellet vindkraftverk (Husby m.fl. 2022) var hubroen borte fra fjellet under den mest intense anleggsperioden, men hekket igjen på fjellet året etter, når vindkraftverket var satt i drift. Dette kan være utypisk atferd, men illustrerer at utfallet ikke er gitt.

Hoveddødsårsaken til hubro i Norge er elektrokusjon (primært fra 22 kV-nettet) og kollisjon (alle spenningsnivåer) med kraftledninger (Bevanger 2011). Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk vil medføre en økt risiko for død og redusert ungeproduksjon for hubro i området, spesifikt for ett eller

muligens to par/territorier. Utbyggingen er mer i konflikt med høyereliggende vinterområder enn med lavereliggende hekkeområder.

Den norske hekkebestanden av hubro ble av Shimmings og Øien (2015) anslått til 902 til 1362 individer, og i nedgang. Området Høg-Jæren/Dalane er likevel iht. Oddane (2022) med stor sannsynlighet mettet med hubro. På den ene siden innebærer det at dersom en hubro blir drept av en vindturbin, vil den raskt kunne erstattes av en annen som har manglet et territorium å slå seg ned i. På den andre siden gjør dette at økt voksendødelighet eller redusert ungeproduksjon ikke vil bli åpenbart før områdene rundt er tappet for slike overskuddsfugler («flytere»). Slike overskuddsfugler vil da heller ikke være tilgjengelige for å erstatte normal dødelighet, tap av fugler i andre territorier eller for ekspansjon av hubro fra dette kjerneområdet på Høg-Jæren.

Dersom man forutsetter at Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk ikke vil gjøre at nærliggende territorier forlates og ikke overbelaster terskelen for tilførsel av overskuddsfugler, vil tiltaket ikke medføre bestandsmessige konsekvenser for hubro lokalt. Hekkesuksessen i nærliggende reir framstår iht. databasen Sensitive artsdata som svært lav allerede i dag, men dette kan også skyldes manglende kunnskap om alternative reirplasser. Kunnskapsgrunnlaget tilsier at man minimum må forvente en redusert hekkeaktivitet av hubro lokalt i årene under og noe etter den hektiske anleggsperioden. En utbygging vil også medføre en viss økt risiko for dødelighet fra kollisjon med kraftledning og vindturbiner, og trolig redusere fjellets verdi som jaktområde, bl.a. pga. støy.

Dersom tiltaket bidrar til at regionen går fra et overskuddsområde («source») til et underskuddsområde («sink») for hubro, vil dette gjøre det vanskeligere å nå forvaltningsmålet for hubro. Det er ikke mulig å si med sikkerhet at dette vil eller ikke vil skje, men det er mulig med overvåkingstiltak som kan fange opp dette i en tidlig fase (se avbøtende tiltak).

Samlet sett, og med henvisning til føre var-prinsippet i naturmangfoldloven § 9, vurderes det slik at samla belastning for hubro, jf. nml § 10, tilsier en skjerpet, samlet konsekvensgrad for tiltaket.

Det er gjort noen ytterligere vurdering om hubro i vedlegg unntatt offentlighet.

Kongeørn

De hekkende kongeørnene nær Moifjellet har iht. Tysse (2023b) reirplasser som ikke er optimale for hekkende kongeørn, noe han ser som et resultat av ekspansjon av en overskuddsbestand inn i randområder som er marginale hva gjelder reirplasser. Disse reirplassene ligger utenfor direkte forstyrrelsesavstand på 1 km (jf. Røsberg og Mork (2018) fra nærmeste planlagte vindturbin på Moifjellet, men innenfor Rydell m.fl. (2017) sin anbefaling på 2 – 3 km til nærmeste vindturbin.

Kvalnes og May (2025) har beregnet antall kollisjoner per år til 0,08 under høsttrekk, samlet per år vil den være større som følge av lokale fugler (ikke bare trekk). Den samlete norske bestanden av kongeørn er av Shimmings og Øien (2015) anslått til mellom 1207 og 1537 hekkende par. Den norske bestanden er trolig mer eller mindre stabil (Artsdatabanken), men lokalt/regionalt i en viss ekspansjon, jf. forrige avsnitt.

Moifjellet vindkraftverk kan gi midlertidige, lokale effekter på bestanden av kongeørn selv om kollisjonsraten framstår som lav, men forventes ikke å kunne få betydning for bestandsutviklingen regionalt og nasjonalt. Se også omtale under avbøtende tiltak i vedlegg unntatt offentlighet. Samla belastning for kongeørn vurderes ikke å tilsi en skjerpet, samlet konsekvensgrad for tiltaket.

Havørn

Bestanden av havørn i Rogaland er i økning (Tysse 2022). I databasen sensitive arter er det én observasjon fra 2023 i hekketid innenfor influensområdet for Moifjellet vindkraftverk, men reir/hekking

er ikke påvist. Undesøkelser av havørn på Smøla har bl.a. dokumentert at havørn i liten grad endrer atferd innenfor vindkraftverket – de skyr ikke eller i liten grad turbinene (Hoel 2009). Havørn framstår som særlig utsatt for vindturbiner, og med en økende lokal bestand kan det forventes kollisjoner i løpet av driftsperioden. Kvalnes og May (2025) har beregnet antall kollisjoner til 2,08 per år under høsttrekk, samlet per år vil den være større som følge av lokale standfugler. Den samlete norske bestanden av havørn er av Shimmings og Øien (2015) anslått til mellom 5600 og 8400 individer, og klart i økning. Arten er også i økning i alle våre naboland (Artsdatabanken).

Et Moifjellet vindkraftverk kan gi midlertidige, lokale effekter på bestanden av havørn, men forventes ikke å kunne få betydning for bestandsutviklingen regionalt og nasjonalt. Samla belastning for havørn vurderes ikke å tilsi en skjerpet, samlet konsekvensgrad for tiltaket, særlig med bakgrunn i artens markerte bestandsvekst som gjør at den vil tåle en god del lokale tap.

Andre rovfugler/rovfugltrekket

Hele plan- og influensområdet inngår i et høsttrekk av rovfugl på bred front gjennom regionen. Slike brede korridorer vil være mer motstandsdyktige mot påvirkning fra omgivelsene enn smale korridorer (Miljødirektoratet4). Arealer på landskapsnivå med særlig viktig funksjon som forflytningskorridorer kan iht. M-1941 inkluderes i kategorien «landskapsøkologiske sammenhenger» bl.a. dersom de er egnet til kortere opphold og forflytning, men ikke brukes til langvarig opphold (økologiske funksjonsområder).

Områdene med særlige konsentrasjoner av rovfugl i og nær planområdet, skissert av Tysse (2025a) i figur 12, tas på denne bakgrunn inn i kategorien «landskapsøkologiske sammenhenger» i fagutredningen for naturmangfold. Konsekvens for trekkfunksjonen vurderes da der og telles ikke dobbelt her.

Beregnete tap i Moifjellet vindkraftverk under høsttrekket iht. Kvalnes og May (2025) sammen med nasjonale bestandsanslag (hentet fra Artsdatabankens rødlistevurderinger, som i hovedsak viser til Shimmings og Øien 2015) er vist i tabell 8.

Tabell 8. Beregnet antall kollisjoner av rovfugl (havørn og kongeørn er omtalt over) under høsttrekk i Moifjellet vindkraftverk, og gjeldende anslag for totalbestand i Norge.

Art	Forvaltningsstatus	Kollisjoner/år	Bestandsanslag
Tårnfalk	LC	1,15	6000 – 20000 individer
Kongeørn	LC, spesielt hensynskrevende	0,08	1207 – 1537 hekkende par
Musvåk	LC, spesielt hensynskrevende	0,08	5500 – 11000 individer
Spurvehauk	LC	0,08	6000 – 12000 individer
Vandrefalk	LC, spesielt hensynskrevende	0,01	1492 – 2166 individer
Myrhauk	EN	0,001	50 – 280 individer

Med unntak for myrhauk er de angitte rovfuglartene vurdert som livskraftige i gjeldende rødlistevurderinger, med stabile eller økende bestander. De beregnete tapene for Moifjellet vindkraftverk sett isolert opp mot bestandsanslag og forvaltningsstatus framstår ikke som vesentlige for de enkelte bestandene.

Det konsesjonspålagte programmet for undersøkelser av rovfugltrekket er ikke avsluttet og konklusjoner er ikke trukket. Det synes foreløpig som lite sannsynlig at Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk isolert sett vil medføre noen merkbar bestandseffekt på trekkende rovfugl. Det vises her til generelle erfaringer om lav kollisjonsrisiko under trekk omtalt av Rydell m.fl. (2017) og i lokale kadaverundersøkelser (Oddane 2021), at ikke-rødlista arter er sterkt dominerende i trekket (eks. Tysse

2024a), og at beregnete tap i høsttrekkene er små sett opp mot totalbestander og forvaltningsstatus. Det har imidlertid vært en omfattende utbygging av vindkraft i regionen, og det vil være en usikkerhet i om Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk kan medføre en samla belastning som overskrider en terskel. Samla belastning for rovfugltrekket tilsier derfor i noen grad en skjerpet, samlet konsekvensgrad for tiltaket.

Andre arter

Utbyggingen av Moifjellet vindkraftverk må forventes å gi en reduksjon i hekkebestanden av heilo (NT) på Moifjellet som følge av tap av hekkeområder nærmere enn ca. 400 m fra turbiner. En utbygging vil også redusere områdets egnethet som fast rasteområde for heilo, sporadisk også for storspove (EN), og vil gi en viss kollisjonsrisiko for bl.a. rødlista vadere. Dette forventes ikke å kunne få betydning for bestandsutviklingen regionalt og nasjonalt. Det må iht. Rydell m.fl. (2012) forventes en lokal påvirkning på spillplasser for orrfugl, men det forventes ikke noen merkbart redusert bestand av orrfugl eller for lirype (i den grad sistnevnte fins på fjellet i dag). Vanlige arter av spurvefugl som hekker på fjellet, eks. heipiplerke, vil i noen grad rammes av fortrengning og kollisjoner. Noen merkbar bestandseffekt forventes imidlertid ikke, med bakgrunn i at om lag 94 % av arealet ikke berøres, at spurvefuglene er mindre sky mot mennesker og inngrep, og at de har høy reproduksjonsrate. Samla belastning for andre arter vurderes ikke å tilsi en skjerpet, samlet konsekvensgrad for tiltaket.

Andre faktorer herunder klimaendringer

Det fokuseres her på forhold som kan endre ressursgrunnlaget i større skala i plan- og influensområdet. Det framgår av naturtypekartleggingen at Moifjellet er utsatt for en nitrifisering gjennom nedbør som gir en langsom overgang fra fattig lyngvegetasjon til mer grasdominert kystlynghei. Samtidig er brenning opphørt, og til tross for pågående beiting kan det forventes en langsom spredning av skog i området. På kort og mellomlang sikt kan mer gras og økt primærproduksjon gi mer smågnagere og andre byttedyr for hubro og rovfugler. På lengre sikt vil gjengroing med skog, som også forsterkes kraftig av et varmere klima, redusere områdets verdi for hubro og rovfugl som jakter i åpent terreng, samt for svartstrupe, heilo og andre fjell-/heitilknyttete arter som hekker i området i dag. Disse storskala vegetasjonsendringene vil i liten grad påvirkes av det planlagte vindkraftverket.

Det er foreslått som et avbøtende tiltak for kystlynghеia å innføre et skjøtselsprogram med brenning av kystlynghei og fjerning av trær (som i hovedsak er fremmede arter) i hele planområdet. Dette vil over tid virke i positiv retning også for fugler tilknyttet åpent fjell- og heilandskap. Gitt en slik oppfølging vil samla virkninger for fugl i et etablert vindkraftverk reduseres noe.

9.1.3 Rangering av alternativer

En rangering av alternativer med utgangspunkt i hensyn til fugl er gitt i tabell 9. Ytterligere omtale er gitt i vedlegg unntatt offentlighet.

Tabell 9. Rangering av alternative utbyggingsløsninger.

Alternativ	Rangering	Begrunnelse
0	1	Ingen utbygging, ingen negative konsekvenser for fugl.
1 Moifjellet og Mellomstrand	2	Berører SF1 i minst grad, noe som vektes tyngre enn at alternativ 2 unngår eller har noe mindre påvirkning i hekkeområder for sanglerke i/ved planområde Mellomstrand. Korteste atkomstvei utenom eksisterende vei.

2 Moifjellet	3	Berører SF1 i størst grad. Ellers små positive effekter ved en noe redusert utbygging sammenlignet med alternativ 1.
Nettilknytning, østre eller vestre alt.	-	Ingen vesentlig forskjell, begge berører F1. Østre kan være svakt å foretrekke pga. kortere lengde og mindre kryssing av vann, dvs. trolig litt lavere kollisjonsrisiko for fugl.

10 REFERANSER

Artsdatabanken1: https://artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/Artsgruppene/fugler

Bevanger, K. 2011. Kraftledninger og fugl. Oppsummering av generelle og nettspesifikke problemstillinger. NINA Rapport 674. 64 s.

Birdlife1: https://www.birdlife.no/organisasjonen/nskf/norgeslisten.php.

Bjerkreim kommune. 2024. Møte i Bjerkreim kommunestyre 14.5.2024, sak 033/24 Planprogram for Moifjellet vindkraftverk med forslag til utredningsprogram.

Fjeldstad, A. S. B., Husdal, M og Hestem, M. 2022. Handlingsplan for hubro 2022 – 2026. Miljødirektoratet. 62 s.

Framstad, E., Bevanger, K., Dervo, B., Endrestøl, A., Olsen, S. L. og Pedersen, H. C. 2018. Faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter. NINA Rapport 1598. Norsk institutt for naturforskning. 82 s.

Hagen, D., Eide, N. E., Evju, M., Gundersen, V., Stokke, B., Vistad, O. I., Rød-Eriksen, L, Olsen, S. L. og Fangel, K. 2019. Håndbok. Sårbarhetsvurdering av ferdselslokaliteter i verneområder, for vegetasjon og dyreliv. NINA Temahefte 73. 144 s.

Hanssen, F. og May, R. 2023/upublisert. Termikk og oppdriftsforhold på Moifjellet. NINA Prosjektnotat 494. 14 s.

Heggland, A. 2026. Økologiske funksjonsområder. Presiseringer av metode for identifisering, avgrensning og dokumentasjon. Statens vegvesens rapporter nr. 1113. 80 s.

Heggøy, O. og Øien, I. J. 2014. Conservation status of birds of prey and owls in Norway. NOF/BirdLife Norway – Report 1-2014. 129 s.

Hoel, P. L. 2009. Do wind power developments affect the behaviour of White-Tailed Sea Eagles on Smøla? Master thesis in ethology (2007 – 2009), NTNU. 45 s.

Husby, M. og Pearson, M. 2022. Wind Farms and Power Lines Have Negative Effects on Territory Occupancy in Eurasian Eagle Owls (*Bubo bubo*). Animals 2022, 12, 1089. https://www.mdpi.com/2076-2615/12/9/1089.

Husby, M., Pearson, M. og Dørum, H. 2022. Hubroundersøkelser på og ved Sørmarkfjellet, Flatanger kommune, i 2021. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2022-2: 1-21.

Klima- og miljødepartementet. 2021. Rundskriv T-2/16 rev. februar 2021. Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet – klargjøring av miljøforvaltningens innsigelsespraksis. 9 s.

Kvalnes, T. og May, R. 2025. Modellering av kollisjonsrisiko for rovfugler ved bruk av overvåkingsdata ved Moifjellet og Lakssvelafjellet. NINA Prosjektnotat 633, upublisert. 20 s.

May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J, Hamre, Ø. og Stokke, Bård G. 2020. Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities. Ecology and Evolution, Vol. 10 issue 16, p. 8927-8935.

May, R., Nygård, T. og Stokke, B. G. 2022. En vurdering av mulige fuglekollisjonsreduserende tiltak i Smøla vindpark. NINA Rapport 2152. Norsk institutt for naturforskning. NINA Brage: En vurdering av mulige fuglekollisjonsreduserende tiltak i Smøla vindpark

Miljødirektoratet1: https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/konsekvensutredninger/metode-for-utredning/naturmangfold/1.4-sett-verdi

Miljødirektoratet2: https://nedlasting.miljodirektoratet.no/Artnasjonal/ArtslisteArtnasjonal_2023_01-31.xlsx

Miljødirektoratet3: https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/miljohensyn-i-arealplanlegging/naturmangfold/arter-i-arealplanlegging/#:~:text=Arter%20av%20nasjonal%20forvaltningsinteresse%20er%20arter%20som%20Milj%C3%B8direktoratet,%C3%A5%20ta%20hensyn%20til%2C%20for%20eksempel%20i%20planprosesser.

Miljødirektoratet4: Veileder M-1941 Konsekvensutredning av klima og miljø. Konsekvensutredning av klima og miljø | KU veileder - miljodirektoratet.no

Miljødirektoratet5: Jakt- og fangsttider 2022-2028. jakt--og-fangsttider-2022-2028_a3.pdf

NN. 2021. Electrocutions & Collisions of Birds in EU Countries: The Negative Impact & Best Practices for Mitigation. Compiled by Raptor Protection of Slovakia. 103 s.

NVE. 2023. Kunnskapsgrunnlag om virkninger av vindkraft på land – Fugl. Fugl - NVE

NVE. 2024. Utredningsprogram Moifjellet vindkraftverk. Brev

NVE. 2025. Fastsettelse av utredningsprogram for Mellomstrand vindkraftverk, Time kommune i Rogaland. Brev 30.10.2025 ref. 202504668-37.

Oddane, B., Undheim, O., Undheim, O., Steen, R. og Sonerund, G. A. 2012. Hubro *Bubo bubo* på Høg-Jæren/Dalane: Bestand, arealbruk og habitatvalg. Ecofact rapport 153. 45 s.

Oddane, B. H. 2021. Resultater fra kadaversøk under vindturbiner i Bjerkreim, Stigafjell, Måkaknuten, Svåheia og Egersund vindkraftverk under rovfugltrekket høsten 2021. Ecofact notat 16.6.2021. 6 s.

Oddane, B. H. 2022. Etterundersøkelser av hubro i forbindelse med utbygging av vindkraftverk på Høg-Jæren/Dalane – sesongen 2021. Ecofact rapport. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Oddane, B. 2023a. Kartlegging av hubro i tilknytning til planlagte Moi-/Laksesvelafjellet vindkraftverk. Ecofact notat 5.5.2023. 3 s. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Oddane, B. 2023b. Kartlegging av hekkende hubro ved Laksesvela i tilknytning til planlagte Moi-/Laksesvelafjellet vindkraftverk. Ecofact notat 20.10.2023. 3 s. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Oddane, B. 2024. Kartlegging av hubro i tilknytning til planlagte Moifjellet vindkraftverk. Resultat fra sesongen 2024. Ecofact notat 9.9.2024. 4 s. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Penteriani, V., og Delgado, M. 2019. The Eagle Owl. T & AD Poyser, London. 384 s.

Rasran, L., Dürr, T. og Hötker, H. 2008. Analysis of collision victims in Germany. Documentation of an international workshop in Berlin, 21st and 22nd October 2008. S. 26-30.

Regjeringen1: https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nasjonale-og-vesentlige-regionale-interesser-pa-miljoomradet--klargjoring-av-miljoforvaltningens-innsigelsespraksis/id2504971/

Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S. og Green, M. 2017. Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss. Uppdaterad syntesrapport 2017. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet, Göteborg. Vindval, Naturvårdsverket Rapport 6740, maj 2017. 130 s.

Røsberg, T.-A. og Mork, K. 2018. Anbefalte hensynssoner for sårbare arter av fugl. Multiconsult notat 10202416-RIM-RAP-0001. 11 s.

Shimmings, P. og Øien, I. J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. NOF-Rapport 2015-2.

Størkersen, Ø. R. 1994: Svartstrupe *Saxicola torquata*. S. 360 i: Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.): *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.

Time kommune. 2025. Fastsetting av planprogram for områdeplanlegging av Mellomstrand vindkraftverk. Ref. 25/381-30, journalpostid 25/16680.

Tysse, T. 2008. Kartlegging av rovfugl i og ved planlagte vindparker i Sør-Rogaland høsten 2007. AMBIO Miljørådgivning rapport 25619-1. 92 s.

Tysse, T. 2012. Rovfugltrekk i planlagte vindparker i Sør-Rogaland. Forundersøkelser 2011. Ambio Miljørådgivning rapport 25127-1. 66 s.

Tysse, T. 2021. Første etterundersøkelse av trekkende rovfugler i vindkraftverk i Sør-Rogaland, høsten 2020. Ecofact rapport 814. 42 s.

Tysse, T. 2022. Etterundersøkelse av trekkende rovfugler i vindkraftverk i Sør-Rogaland, høsten 2021. Ecofact rapport 874. 48 s.

Tysse, T. 2023a. Kartlegging av territorielle kongeørner i tilknytning til planlagte Moi-/Laksesvelafjellet vindkraftverk. Ecofact notat 28.4.2023. 7 s. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Tysse, T. 2023b. Søk etter reirplasser i kongeørnterritorier i og ved planlagte Moifjellet/Laksesvelafjellet vindkraftverk. Ecofact notat 31.8.2023. 8 s. UNNTATT OFFENTLIGHET.

Tysse, T. 2024a. Undersøkelse av trekkende rovfugler i og ved planlagte Moifjellet vindkraftverk høsten 2023. Ecofact rapport 1034. 37 s.

Tysse, T. 2024b. Undersøkelser av hekkende fugler i planlagte Moifjellet vindkraftverk, Bjerkreim kommune, våren-sommeren 2024. Ecofact rapport 1066. 22 s.

Tysse, T. 2025a. Undersøkelser av trekkende fugler i planområdet for planlagte Moifjellet vindkraftverk vår og høst 2024. Ecofact rapport 1068. 28 s.

Tysse, T. 2025b. Oppfølgende undersøkelser av trekkende rovfugler i og ved planlagte Moifjellet vindkraftverk, høsten 2024. Ecofact rapport 1128. 36 s.

Tysse, T. 2025c. Undersøkelser av trekkende fugler i planområdet for planlagte Mellomstrand vindkraftverk vår og høst 2025. Ecofact rapport 1196. 32 s.

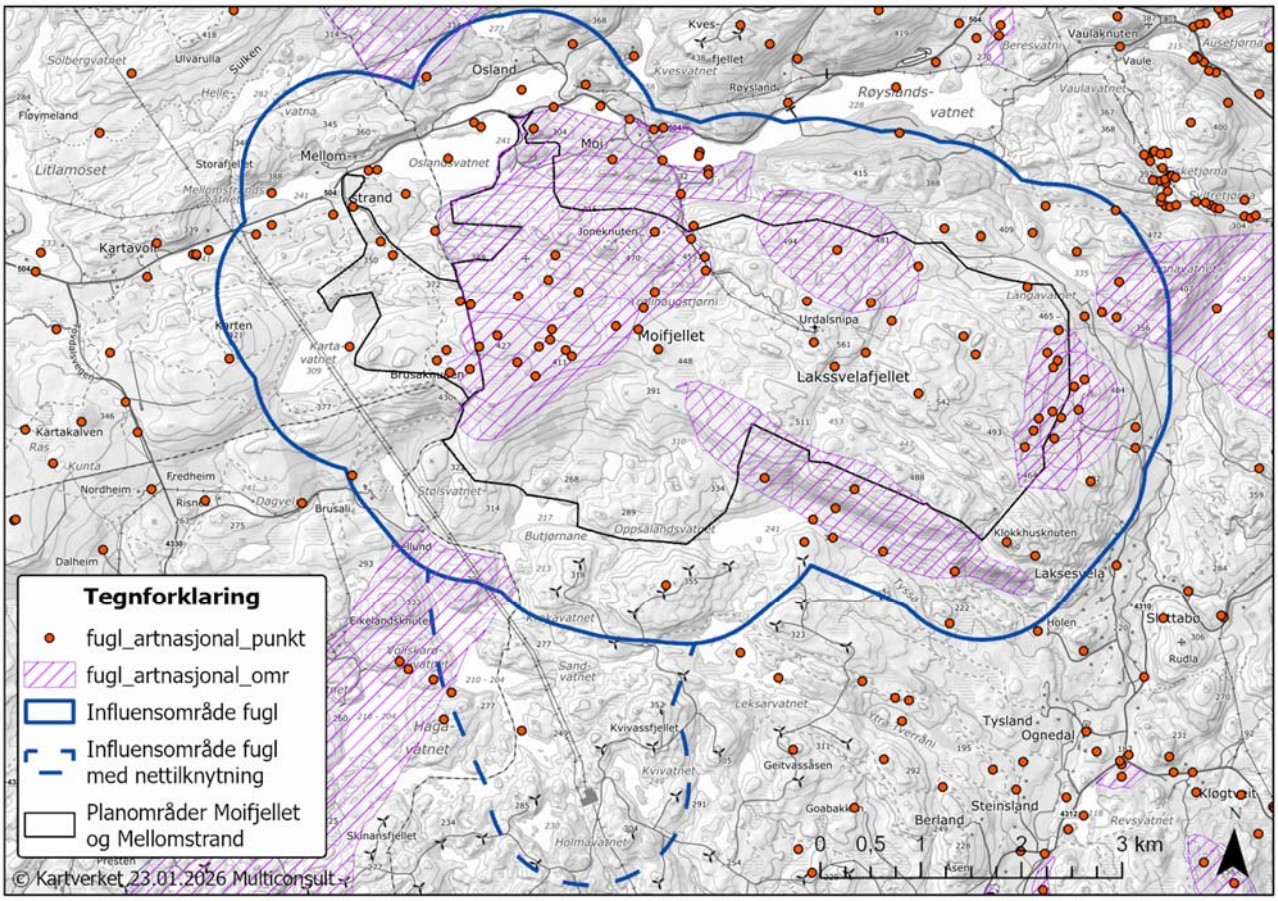
Tysse, T. 2025d. Kartlegging av rastende storspove i planområdet for Moifjellet vindkraftverk sommeren 2025. Ecofact rapport 1186. 13 s.

Tysse, T. og Oddane, B. 2025. Undersøkelser av hekkende fugler i planlagte Mellomstrand vindkraftverk, Time kommune, våren–sommeren 2025. Ecofact rapport 1195. 28 s.

11 VEDLEGG

11.1 Vedlegg 1. Arter av nasjonal forvaltningsinteresse

Arter av nasjonal forvaltningsinteresse, fugl, punkt og flater per 26.1.2026, er vist på kart i figur 18 og oppsummert i tabell 10 og 11.



Figur 17. Oversiktskart over registreringspunkt og -flater i Arter av nasjonal forvaltningsinteresse per 23.1.2026 i og omkring influensområdet.

Tabell 10. Registreringer av fugl i Arter av nasjonal forvaltningsinteresse punkt innenfor influensområdet per 23.1.2026. Data er sortert etter rødlistestatus og deretter alfabetisk. «Kun nett» angir ev. registreringer innenfor det ekstra, stiplete influensområdet for nettilknytningen jf. kartet over.

Art	Rødlisting	Verdi M-1941	Infl.omr.	Kun nett	Merknad
Bergand	EN	sværtStorVerdi	1		Ikke eget grunnlag for funksjonsområde, men styrker F8.
Myrhauk	EN	sværtStorVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk, område grundig kontrollert av Ecofact.
Storspove	EN	sværtStorVerdi	2		Reg, i F12, men ikke funksjons-område jf. Ecofact nærmere kontroller i 2025.
Svartstrupe	EN	sværtStorVerdi	7	1	F1, F2, F3, F4, F5.
Båndkorsnebb	VU	storVerdi	2		F6.

Art	Rødlisting	Verdi M-1941	Infl.omr.	Kun nett	Merknad
Fiskeørn	VU	storVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk langs Os-/Røyslandsvatna.
Granmeis	VU	storVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, utenom hekketid, vurdert som tilfeldig streif jf. ikke fanget opp i hekkeundersøkelser Ecofact.
Gulspurv	VU	storVerdi	1		F6.
Jaktfalk	VU	storVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Kornkråke	VU	storVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Sandsvale	VU	storVerdi	3		F16.
Gjøk	NT	middelsVerdi	7		Reirparasitt, uaktuell for funksjonsområde.
Havelle	NT	storVerdi	1		Hensynskrevende. Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Heilo	NT	middelsVerdi	92		F12, F13, F15.
Lerkefalk	NT	middelsVerdi	1		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk, men styrker F8.
Rødstilk	NT	middelsVerdi	1		F8.
Sanglerke	NT	middelsVerdi	7		F9, F10, F11, F13.
Småspove	NT	middelsVerdi	4		Ikke eget grunnlag for funksjonsområde, men styrker F2 og F12.
Storskarv	NT	middelsVerdi	5		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Stær	NT	middelsVerdi	2		Ikke grunnlag for funksjonsområde, unøyaktig.
Taksvale	NT	middelsVerdi	1		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Tjeld	NT	middelsVerdi	5		F14.
Tårnseiler	NT	middelsVerdi	1		Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk.
Blåmeis	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Buskskvett	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Dvergfalk	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Dvergspett	LC	storVerdi	1		Hensynskrevende. F7.
Enkeltbekkasin	LC	noeVerdi	13		Inngår i restareal m/noe verdi
Fjellvåk	LC	storVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Fossekall	LC	noeVerdi	7		Inngår i restareal m/noe verdi
Fuglekonge	LC	noeVerdi	4		Inngår i restareal m/noe verdi
Furukorsnebb	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi

Art	Rødlisting	Verdi M-1941	Infl.omr.	Kun nett	Merknad
Gjerdesmett	LC	noeVerdi	3		Inngår i restareal m/noe verdi
Grankorsnebb	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Gransanger	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Gråfluesnapper	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Grågås	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Gråsisik	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Gråspett	LC	storVerdi	1		Hensynskrevende. Ikke grunnlag for funksjonsområde (unøyaktig).
Grønnsisik	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Hagesanger	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Haukugle	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Havørn	LC	noeVerdi	4		Inngår i restareal m/noe verdi
Heipiplerke	LC	noeVerdi	23		Inngår i restareal m/noe verdi
Kattugle	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Kjøttmeis	LC	noeVerdi	3		Inngår i restareal m/noe verdi
Knoppsvane	LC	noeVerdi	3		Inngår i restareal m/noe verdi
Kongeørn	LC	storVerdi	4		Hensynskrevende. SF 2
Krikkand	LC	noeVerdi	4		Inngår i restareal m/noe verdi
Kvinand	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Laksand	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Linerle	LC	noeVerdi	4		Inngår i restareal m/noe verdi
Låvesvale	LC	noeVerdi	3		Inngår i restareal m/noe verdi
Løvsanger	LC	noeVerdi	6		Inngår i restareal m/noe verdi
Munk	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Musvåk	LC	StorVerdi	1		Hensynskrevende. Ikke grunnlag for funksjonsområde.
Myrsnipe	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Orrfugl	LC	noeVerdi	7		Inngår i restareal m/noe verdi
Ringtrost	LC	noeVerdi	22		Inngår i restareal m/noe verdi
Rødstjert	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Rødstrupe	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Sandlo	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Sangsvane	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Siland	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Smålom	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Snøspurv	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Spettmeis	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Spurvehauk	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Steinskvett	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Stillits	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Stjertmeis	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi

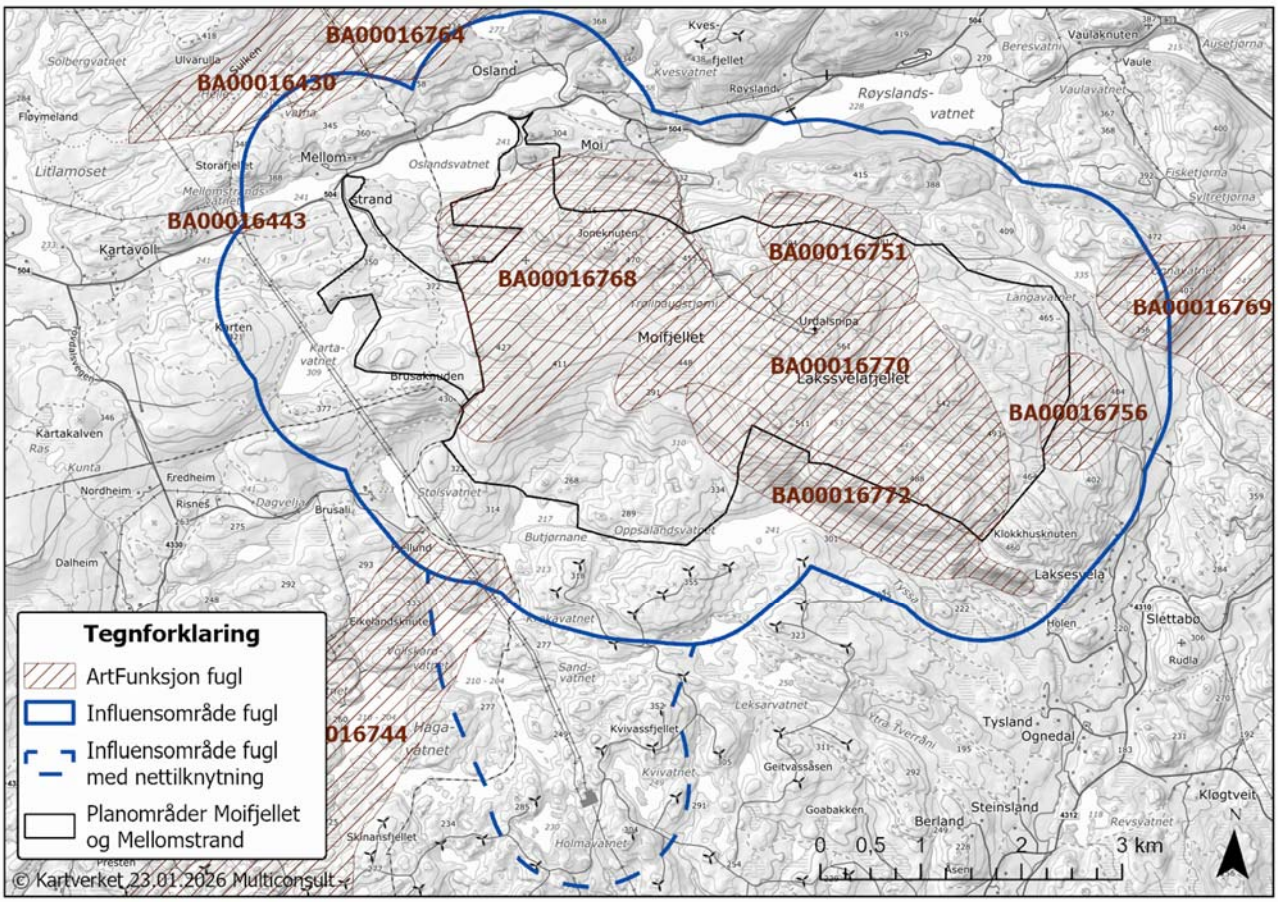
Art	Rødlisting	Verdi M-1941	Infl.omr.	Kun nett	Merknad
Stokkand	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Storlom	LC	noeVerdi	0	1	Inngår i restareal m/noe verdi
Strandsnipe	LC	noeVerdi	9		Inngår i restareal m/noe verdi
Svarthvit fluesnapper	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Svartmeis	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Svartspett	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Toppand	LC	noeVerdi	5		Inngår i restareal m/noe verdi
Toppmeis	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Tornirisk	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Tornsanger	LC	noeVerdi	3	1	Inngår i restareal m/noe verdi
Tornskate	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Trepiplerke	LC	noeVerdi	2		Inngår i restareal m/noe verdi
Tårnfalk	LC	noeVerdi	4		Inngår i restareal m/noe verdi
Vandrefalk	LC	noeVerdi	1		Hensynskrevende.
Varsler	LC	noeVerdi	1		Inngår i restareal m/noe verdi
Vintererle	LC	noeVerdi	3		Inngår i restareal m/noe verdi
Kanadagås		-	7		Fremmed art.

Tabell 11: Registreringer av fugl i Arter av nasjonal forvaltningsinteresse flate innenfor influensområdet per 23.1.2026. Data er sortert etter rødlistestatus og deretter alfabetisk. Det er ikke forskjell mellom influensområder med/uten nett, derfor kun én kolonne med oppsummering av antall registreringer i influensområdet her ift. tabellen over.

Art	Rødlisting	Verdi M-1941	Infl.omr.	Merknad
Fiskeørn	VU	storVerdi	1	Ikke grunnlag for funksjonsområde, næringssøk langs Os-/Røyslandsvatna.
Heilo	NT	middelsVerdi	20	F12, F13, F15. Reg. fra 90-tallet som ikke er senere bekreftet er ikke vektlagt.
Sanglerke	NT	middelsVerdi	2	F9, F10, F11, F13.
Enkeltbekkasin	LC	noeVerdi	1	Inngår i restareal m/noe verdi.
Fossekall	LC	noeVerdi	1	Inngår i restareal m/noe verdi.
Orrfugl	LC	noeVerdi	7	Alle reg. fra 90-tallet. Inngår i restareal m/noe verdi.
Smålom	LC	noeVerdi	3	Alle reg. fra 90-tallet. Inngår i restareal m/noe verdi.
Stokkand	LC	noeVerdi	1	Fra 90-tallet. Inngår i restareal m/noe verdi.
Kanadagås		-	1	Fremmed art.

11.2 Vedlegg 2. Arter funksjonsområder, flate

Arter funksjonsområder flate, fugl, data sortert i stigende rekkefølge iht. Miljødirektoratets ID-nummerering. Geografisk plassering er vist i figur 18 og dataene er gjengitt i tabell 12.



Figur 18. Oversiktskart over registreringsflater Arter funksjonsområder per 22.1.2026 innenfor influensområdet. Dette datasettet tilsvarer gamle kommunale viltkartdata og blir ikke oppdatert, men kan gi noe relevant informasjon. Alle data er omkring 30 år gamle.

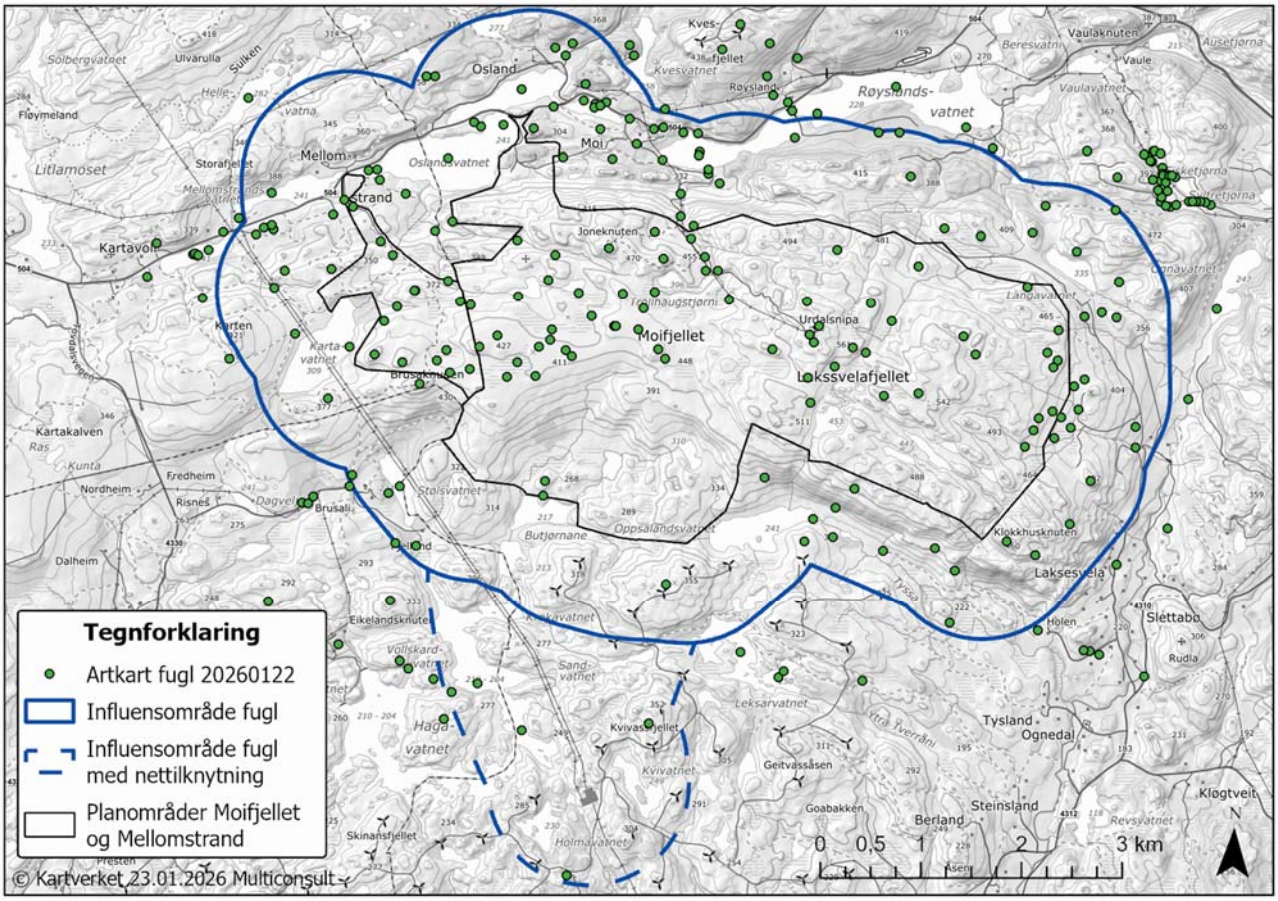
Tabell 12. Registreringer av fugl i ArtFunksjon (flatedata) helt eller delvis innenfor influensområdet per 22.1.2026. Data er sortert etter områdeID, som her også gir en sortering med nyeste først.

OmrådeID	Områdenavn	Funksjon	Art/artsgruppe	Merknad
BA00016430	Niben-Trollhaug	beiteområde	Andefugler	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016430	Niben-Trollhaug	yngleområde	Andefugler	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016430	Niben-Trollhaug	beiteområde	Sangsvane	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016430	Niben-Trollhaug	yngleområde	Vade- , måke- og alkefugler	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016430	Niben-Trollhaug	yngleområde	Spurvefugler	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016443	Mellomstrandvatnet sv	yngleområde	Vade- , måke- og alkefugler	Støtter F8.
BA00016443	Mellomstrandvatnet sv	yngleområde	Spurvefugler	Støtter F8.
BA00016744	Homse-Eikelandsknuten	yngleområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016744	Homse-Eikelandsknuten	leveområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.

OmrådeID	Områdenavn	Funksjon	Art/artsgruppe	Merknad
BA00016751	4	yngleområde	Heilo	Ikke støttet i senere undersøkelser.
BA00016756	Laksesvelafjellet, A	yngleområde	Heilo	Støtter F15.
BA00016764	Råmavatnet	beiteområde	Smålom	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016768	Joneknuten	leveområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016769	Store Svela N.	beiteområde	Stokkand	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016769	Store Svela N.	yngleområde	Stokkand	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016769	Store Svela N.	yngleområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016769	Store Svela N.	leveområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016770	Lakssvelafjellet	beiteområde	Lirype	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016770	Lakssvelafjellet	yngleområde	Lirype	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016772	Lakssvelafjellet	yngleområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.
BA00016772	Lakssvelafjellet	leveområde	Orrfugl	Inngår i restareal noe verdi.

11.3 Vedlegg 3. Artskart

Registreringer i Artskart (punkt), fugl, per januar 2026. Geografisk plassering er vist i figur 19. Registreringer innenfor influensområdet er oppsummert i tabell 13, ekstra registreringer innenfor utvidet influensområde for nett er oppsummert i tabell 14.



Figur 19. Oversiktskart over registreringer i Artskart per 17.10.2024 innenfor influensområdet.

Tabell 13. Registreringer av fugl i Artskart (punktdata) innenfor influensområde fugl per 22.1.2026. Merk at ArtNasjonal i stor grad gjengir registreringer som kan tilsi funksjonsområder. Lista under supplerer hvilke fuglearter som er observert i området. Nærmere vurderinger gitt for ArtNasjonal foran gjør at det ikke er knyttet utreders merknader til tabellen under.

Art	Rødlisting	Antall	Funnår	Aktitivitet
Bergand	EN	1	2011	Næringssøkende 1
Myrhauk	EN	2	2024–2025	Næringssøkende 1, Stasjonær 1
Storspove	EN	2	2024–2025	Næringssøkende 1, Stasjonær 1
Svartstrupe	EN	7	2008–2025	Mulig reproduksjon 5, Næringssøkende 1, Reproduksjon 1
Båndkorsnebb	VU	2	2015–2025	Næringssøkende 1, Næringssøkende, Stasjonær 3
Fiskeørn	VU	2	2005–2023	Næringssøkende 2
Granmeis	VU	2	2021–2025	Næringssøkende 1, Stasjonær, Næringssøkende 3
Gulspurv	VU	1	2014	Mulig reproduksjon 1
Jaktfalk	VU	2	2021–2025	Næringssøkende 1, Stasjonær 1
Kornkråke	VU	2	2020–2023	Næringssøkende 3

Art	Rødlisting	Antall	Funnår	Aktitivitet
Sandsvale	VU	3	2014–2025	Næringssøkende 1, Reproduksjon 1, Stasjonær 1
Gjøk	NT	7	2008–2024	Mulig reproduksjon 8, Stasjonær 1
Havelle	NT	1	2023	Næringssøkende 1
Heilo	NT	92	1993–2025	Mulig reproduksjon 56, Mulig reproduksjon, Reproduksjon 8, Reproduksjon 20, Stasjonær 16
Lerkefalk	NT	1	2023	Næringssøkende 1
Rødstilk	NT	1	2020	Mulig reproduksjon 1
Sanglerke	NT	7	2024–2025	Mulig reproduksjon 7
Småspove	NT	4	2025	Stasjonær 4
Storskarv	NT	5	2014–2024	Næringssøkende 3, Stasjonær 1, Stasjonær, Næringssøkende 2
Stær	NT	2	2023–2025	Næringssøkende 2
Taksvale	NT	1	2025	Næringssøkende 1
Tjeld	NT	5	2019–2024	Næringssøkende 1, Stasjonær 4, Stasjonær, Mulig reproduksjon 2
Tårnseiler	NT	1	2025	Næringssøkende 1
Blåmeis	LC	1	2025	Næringssøkende 2
Buskskvett	LC	2	2014–2025	Mulig reproduksjon 2
Dvergfalk	LC	2	2023	Mulig reproduksjon 2
Dvergspett	LC	1	2023	Mulig reproduksjon 1
Enkeltbekkasin	LC	13	2010–2025	Mulig reproduksjon 9, Næringssøkende 1, Reproduksjon 1, Stasjonær 2
Fjellvåk	LC	2	2008–2025	Næringssøkende 2
Fossekall	LC	7	2012–2025	Næringssøkende 2, Næringssøkende, Stasjonær, Reproduksjon, Mulig reproduksjon 11, Reproduksjon 1, Reproduksjon, Mulig reproduksjon, Næringssøkende 12, Stasjonær 2
Fuglekonge	LC	4	2016–2025	Næringssøkende 3, Stasjonær 1
Furukorsnebb	LC	1	2019	Næringssøkende 1
Gjerdesmett	LC	3	2016–2025	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende 1, Stasjonær 1
Grankorsnebb	LC	1	2025	Næringssøkende 1
Gransanger	LC	1	2022	Stasjonær 1
Gråfluesnapper	LC	1	2012	Mulig reproduksjon 1
Grågås	LC	1	2024	Stasjonær 1
Gråsisik	LC	2	2022	Næringssøkende 2
Gråspett	LC	1	2018	Stasjonær 1
Grønnsisik	LC	2	2009–2019	Mulig reproduksjon 1, Stasjonær 1
Hagesanger	LC	1	2023	Mulig reproduksjon 1
Haukugle	LC	1	2012	Næringssøkende 1
Havørn	LC	4	2015–2019	Stasjonær 4, Stasjonær, Næringssøkende 2
Heipiplerke	LC	23	2014–2025	Mulig reproduksjon 6, Mulig reproduksjon, Næringssøkende 16, Næringssøkende 3, Næringssøkende, Mulig reproduksjon 12, Stasjonær 6
Kattugle	LC	1	2016	Mulig reproduksjon 1

Art	Rødlisting	Antall	Funnår	Aktitivitet
Kjøttmeis	LC	3	2016–2025	Næringssøkende 3, Stasjonær 1
Knoppsvane	LC	3	2012–2019	Næringssøkende 4
Kongeørn	LC	4	2021–2024	Næringssøkende 3, Stasjonær 1
Krikkand	LC	4	2015–2023	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende 1, Stasjonær 2
Kvinand	LC	5	2011–2024	Næringssøkende 3, Næringssøkende, Stasjonær 21, Stasjonær, Næringssøkende 11
Laksand	LC	5	2019–2024	Næringssøkende 6, Stasjonær, Næringssøkende 16
Linerle	LC	4	2016–2020	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende 3
Låvesvale	LC	3	2014–2025	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende 2
Løvsanger	LC	6	2014–2024	Mulig reproduksjon 6, Mulig reproduksjon, Reproduksjon 2, Stasjonær 1
Munk	LC	1	2014	Mulig reproduksjon 1
Musvåk	LC	1	2024	Stasjonær 1
Myrsnipe	LC	1	2010	Stasjonær 1
Orrfugl	LC	7	1994–2025	Mulig reproduksjon 5, Reproduksjon 1, Stasjonær 1
Ringtrost	LC	22	2007–2025	Mulig reproduksjon 17, Mulig reproduksjon, Næringssøkende 6, Næringssøkende 1, Næringssøkende, Mulig reproduksjon 2, Reproduksjon 1, Stasjonær 1
Rødstjert	LC	1	2022	Næringssøkende 1
Rødstrupe	LC	5	2015–2023	Mulig reproduksjon 2, Mulig reproduksjon, Stasjonær 2, Stasjonær 2
Sandlo	LC	1	2022	Næringssøkende 1
Sangsvane	LC	5	2011–2023	Næringssøkende 2, Næringssøkende, Stasjonær 10, Stasjonær, Næringssøkende 9
Siland	LC	2	2021–2025	Mulig reproduksjon 1, Stasjonær 1
Smålom	LC	1	2010	Næringssøkende 2
Snøspurv	LC	2	2013–2025	Næringssøkende 2
Spettmeis	LC	1	2025	Næringssøkende 1
Spurvehauk	LC	2	2025	Næringssøkende 2
Steinskvett	LC	5	2012–2025	Næringssøkende 6
Stillits	LC	1	2020	Næringssøkende 1
Stjertmeis	LC	1	2015	Næringssøkende, Stasjonær 2
Stokkand	LC	5	2014–2019	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende, Mulig reproduksjon 4, Stasjonær 1, Stasjonær, Næringssøkende 9
Storlom	LC	0	-	-
Strandsnipe	LC	9	2014–2025	Mulig reproduksjon 4, Næringssøkende 1, Næringssøkende, Mulig reproduksjon 2, Reproduksjon 1, Stasjonær 2
Svarthvit fluesnapper	LC	1	2013	Næringssøkende 1
Svartmeis	LC	1	2025	Næringssøkende 1
Svartspett	LC	1	2019	Næringssøkende 1
Toppand	LC	5	2012–2023	Næringssøkende 5, Næringssøkende, Stasjonær 17, Stasjonær, Næringssøkende 35
Toppmeis	LC	2	2016–2021	Næringssøkende 1, Næringssøkende, Stasjonær 3

Art	Rødlisting	Antall	Funnår	Aktitivitet
Tornirisk	LC	1	2015	Stasjonær 1
Tornsanger	LC	3	2008–2025	Mulig reproduksjon 3
Tornskate	LC	1	2025	Næringssøkende 1
Trepiplerke	LC	2	2009	Mulig reproduksjon 2
Tårnfalk	LC	4	2016–2023	Næringssøkende 4
Vandrefalk	LC	1	2022	Næringssøkende 1
Varsler	LC	1	2008	Stasjonær 2
Vintererle	LC	3	2023–2025	Mulig reproduksjon 2, Næringssøkende, Mulig reproduksjon 2
Kanadagås	Fremmed art	7	2023–2025	Mulig reproduksjon 1, Næringssøkende 4, Reproduksjon 2, Stasjonær 1

Tabell 14: Registreringer av fugl i Artskart (punktdata) per 22.1.2026 innenfor influensområde nett som går utenfor influensområdet fugl gjengitt over. Ekstra registreringer er presisert i parentes under antall og markert med fet skrift under aktivitet.

Art	Rødl.	Antall	Funnår	Aktivitet
Svartstrupe	EN	8 (1 ekstra)	2008–2025	Mulig reproduksjon 5, Næringssøkende 1, **Reproduksjon** 2
Storlom	LC	1 (1 ekstra)	2023	Næringssøkende 1
Tornsanger	LC	4 (1 ekstra)	2008–2025	Mulig reproduksjon 3, **Reproduksjon** 1

11.4 Vedlegg 4. Fugl UNNTATT OFFENTLIGHET

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

BatLab Norway

Moifjellet Bat Acoustic Monitoring

Assessment of risk for negative effects on bats from wind energy development in Moifjellet



Reed April McKay, Mara Zebele, Katrine Eldegard (BatLab Norway, Norwegian University of Life Sciences)

Version 2

Delivered to:
Håvard Finager (Mulitconsult AS); December 20, 2024

Title page image of acoustic detector site MO-03; photo by Reed McKay

Table of contents

Moifjellet Bat Acoustic Monitoring Assessment of risk for negative effects on bats from wind energy development in Moifjellet 1

Table of contents 2

Synopsis 3

Introduction 4

Results 13

Overview 13

Ground level acoustic monitoring 13

At height acoustic monitoring 13

Discussion and recommendations 22

Works cited 26

Supplementary materials 29

Synopsis

This report is prepared to provide insights on the potential impacts that building a wind farm could have on bat populations found within the planned project area for Moifjellet Wind Farm. The findings of this report are based on data collected from passive acoustic monitoring surveys carried out between June 25th – September 28th, 2024, at 3 different ground-level sites and two detectors deployed on a Telenor tower (microphones mounted ~50 and 90 m high) located near Urdalsnipa. The objective of these surveys is to provide information about the bat community in the study area (species present, activity levels of different species throughout the season) and to provide guidance with regards to reducing potential negative impacts on bat populations in the project area caused by future potential wind farm development and operation. Furthermore, this study provides some baseline knowledge on bats in the area that could be used comparatively for future studies. Note that this study includes only one summer and autumn season (late June to late September) of data from acoustic monitoring alone. Therefore, there are some inherent limits to what can be deduced from these findings i.e., this does not provide adequate information about what kinds of seasonal activity of bat species can be expected in the future, or what potential sensitive habitats such as roost sites might exist in the study area. We have also not accounted for the influence of weather conditions such as wind, temperature or wind speed on bat activity. We recorded 20,143 bat passes and identified 7 different bat taxa across 455 detector nights for all sites combined. Species detected included local and migratory bats which are potentially vulnerable to habitat loss caused by development and/or are at high risk of colliding with turbines. Threatened and Near Threatened species detected included *Eptesicus nilssonii* (nordflaggermus, Vulnerable), *Nyctalus noctula* (storflaggermus, Endangered), *Pipistrellus nathusii* (trollflaggermus, Near Threatened) and *Vespertilio murinus* (skimmelflaggermus, Near Threatened). Detectors deployed at heights within the rotor sweep zone of wind turbines primarily collected bat passes of *E. nilssonii* but also *Pipistrellus pygmaeus* (dvergflaggermus) and *P. nathusii* – all of which are species that are vulnerable to colliding with wind turbines. Due to lack of previous knowledge from this area for comparison, it is not clear if the areas around the ground-level sites could be described as critical foraging habitat for bats. However, it is evident that several species of bats, which are part of local as well as migrant populations, are found throughout the study area. To reduce the risk of destroying important bat habitat, we urge stakeholders who determine the placement of turbines and supporting infrastructure to avoid developing near freshwater as well as forest, especially at lower elevations. Furthermore, avoiding development near these key habitat features could potentially reduce the risk of future collisions. EUROBATS guidelines state that wind turbines should not be built within 200 m of forest, and we recommend developers to follow this guidance. Given the limitations of this pre-construction assessment, it is of extra importance to carry out post-construction surveys for bats including acoustic monitoring as well as carcass searches in spring, summer and autumn over at least two years once the proposed wind farm is built.

Introduction

Bats and wind turbines. International scientific studies have well documented that wind turbines can impact bats directly through collisions, as well as indirectly through habitat loss and avoidance (displacement effect) of turbine areas (Voigt et al. 2012; Whitby et al. 2024). Conflicts between wildlife and wind turbines can be reduced by careful planning and siting of wind farms to avoid areas that are major migration routes or important habitats.

Legal protections of bats in Norway. All of the 11 species registered in Norway (**table 1**, Eldegard et al. 2021) are protected under the Nature Diversity Act which safeguards the animals themselves as well as habitats that support ecological function such as roost site as well as important foraging and migratory areas. Bats in Norway are also safeguarded under the UNEP/Eurobats agreement set up under the United Nations (UN) convention for the protection of migratory species of wild animals (CMS) convention signed in Bonn, 1979 and UNEP/Eurobats set up under the CMS convention, 1991). Norway is a party to CMS and has been a party to Eurobats since the agreement began in 1994. CMS Resolution 7.5 (Rev.COP12) Wind Turbines and Migratory Species calls (2017) upon the Parties of the Convention to implement proper impact assessments of wind turbines on migratory species, to assess the cumulative environmental impacts of installed wind turbines on these species, and to take full account of the precautionary principle in the development of wind farms. Furthermore, the Norwegian Water Resources and Energy Directorate (NVE) has now required that new wind farms built in Norway should account for the potential direct and indrect negative effects that a new wind farm will have for bat populations: *"Konsekvensutredninger knyttet til konsesjonssøknad om vindkraftutbygging bør avdekke om det lever høyrisikoarter der, om utbyggingsområdet ligger i trekket til langdistansetrekkere, avstand til insektproduserende habitater og om det finnes ynglelokaliteter eller dagleier i nærheten."* NVE 2023

Table 1. Bat species in Norway, their conservation status and estimated risk of casualty due to colliding with turbines at onshore wind farms (Rydell et al. 2010; Rodrigues et al. 2015). Species which meet the criteria threatened or near threatened on the Norwegian National Red List are bolded and the abbreviated Red List Status of each species is provided in parentheses next to the taxonomic name (LC = Least Concern, NT = Near Threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered; (Eldegard et al. 2021)). This table only describes the risk of bat casualties caused by colliding with or encountering wind turbines rather than indirect effects i.e., habitat loss or avoidance effects caused by wind turbines and wind farm infrastructure.

Taxonomic name	English name	Norwegian name	Risk
Barbastella barbastellus (CR)	**Western barbastelle bat**	**Bredøre**	**Medium**
Eptesicus nilssonii (VU)	**Northern bat**	**Nordflaggermus**	**High**
Myotis brandtii (LC)	Brandt's bat	Skogflaggermus	Low
Myotis daubentonii (LC)	Daubenton's bat	Vannflaggermus	Low
Myotis mystacinus (LC)	Whiskered bat	Skjeggflaggermus	Low
Myotis nattereri (CR)	**Natterer's bat**	**Børsteflaggermus**	**Low**
Nyctalus noctula (EN)	**Common Noctule**	**Storflaggermus**	**High**
Pipistrellus nathusii (NT)	**Nathusius pipistrelle**	**Trollflaggermus**	**High**
Pipistrellus pygmaeus (LC)	Soprano pipistrelle	Dvergflaggermus	High
Plecotus auritus (LC)	Brown long eared bat	Brunlangøre	Low
Vespertilio murinus (NT)	**Parti-coloured bat**	**Skimmelflaggermus**	**High**

Previous knowledge of bat populations in the area. There is very limited knowledge of bat populations in Norway in general (McKay 2024) and virtually no previous information available for bat populations in this study area. There are a few observations of *E. nilssonii* and *P. pygmaeus* reported in Artsdatabanken for the local area but, to the best of our knowledge, no standardized or long term studies which can provide more detailed information on local populations. However, several bat fatalities of *E. nilssonii* (nordflaggermus) and *P. pygmaeus* (dvergflaggermus) have been documented at neighboring active windfarms in 2022-2023 (Bjarne Oddane, Ecofact AS, personal communications with Reed McKay and Katrine Eldegard).

Variation in detectability and interpreting bat acoustic data. Passive acoustic monitoring is a powerful, cost-effective and non-invasive tool for conducting species presence/absence surveys and describing activity levels in a standardized format across space and time (Sugai et al. 2019). The results of bat acoustic monitoring are highly influenced by the detectability of different species as well as the methods used to collect and process data (Russ 2021). Bat echolocation varies between and within species, reflecting differences in morphology as well as foraging strategies, and can be flexible in response to environmental conditions (Aldridge and Rautenbach 1987; Norberg et al. 1997; Gorresen et al. 2008). In some cases, it may not be possible to differentiate between bat species acoustically due to similarities in call structure, acoustic variation or recording quality (Russo et al. 2018). Some bat taxa echolocate very quietly or infrequently, making them especially challenging to detect acoustically. Therefore, it is not possible to compare activity levels between bat taxa based on bat acoustic activity. For example, *P. auritus* (brunlangøre) uses low intensity echolocation and often flies without echolocating while *E. nilssonii* (nordflaggermus) uses a much louder type of echolocation and more consistently, making it easier to detect acoustically (Dietz and Kiefer 2016; Russ 2021). *P. auritus* may make up a small number of the recordings than *E. nilssonii* in a sample, but this does not necessarily indicate that there are fewer individuals of *P. auritus* than of *E. nilssonii* within the study area (Russ 2021). Also, the type of detector and settings used to program the detector, the type of microphone and how this equipment is deployed will influence the detectability of taxa (Adams et al. 2012). Furthermore, the analytical and bat classification tools used to process the original acoustic recordings to interpret the activity recorded introduce different types of bias (Rydell et al. 2010; Russo et al. 2018; Kerbiriou et al. 2019). It is therefore analytically very challenging to – and often not ecologically meaningful – to compare results from bat acoustic monitoring studies that do not follow the same standard methods for recording and analyzing acoustic data.

The number of bat passes i.e., bat activity does not directly relate to bat abundance because it is not possible to differentiate between individuals from acoustic recordings (Gibb et al. 2019): a single individual bat may forage for an extended period in an area near a detector, generating many recordings, for example. While there have been some recent advancements in using mobile acoustic transects to estimate bat population sizes (Udell et al. 2024) and estimating bat density from passive acoustic monitoring (Hoggatt et al. 2024), these methods have not been thoroughly tested for different bat taxa and do not translate acoustic data into individual count data. Passive acoustic monitoring alone, and especially only over one season, is not an appropriate tool for estimating bat population sizes (Gibb et al. 2019; Browning et al. 2021).

Spatial and temporal scope of study design. Bats are long-lived and highly mobile species with diverse life history strategies. Consequently, several years of monitoring is required to capture trends in seasonal activity across a bat community for a specific area (Jones et al. 2013; Mathews et al. 2016; Browning et al. 2021). In this study, only one season of monitoring was possible to collect. EUROBATS recommends using passive acoustic monitoring to sample all areas within 1 km of where turbines will be built for pre-construction surveys (Rodrigues et al. 2015) which was not feasible in this study. These guidelines also recommend monitoring at heights relative to the rotor sweep zone of the planned turbines whenever possible, which we were able to achieve in this study by deploying two acoustic detectors with microphones mounted at ~50 and 90 m high on a Telenor TV tower located near Urdalsnipa. This gave us the ability to monitor bat activity at high altitudes within the project area which could provide insights into migratory activity and the activity levels of high-flying species.

Objectives. The primary objectives of this study are as follows:

i. Describe the bat community (different species detected, total activity recorded at each site, seasonal variation in activity and species presence between sites) using data collected from passive acoustic monitoring sites (ground-level and at-height) within the planned development area. This will also include describing any potential migratory activity or indications of areas being used as foraging sites.

ii. Provide guidance about what types of risks wind farm development might pose to the bat community in this area and what future steps can be taken to limit those risks.

iii. Provide baseline data for future studies that aim to evaluate the effectiveness of mitigation measures or impacts that future development might have.

Methods

Study area

The planned area for Moifjellet wind farm is a 15.4 km^2 area located in Bjerkreim municipality, Rogaland county, where 260 MW and up to 40 wind turbines are expected to be installed (Statkraft 2024). The terrain is varied in topography and elevation, with the highest point at the center of the study area, Urdalsnipa (561 m above sea level). Near the peak of Urdalsnipa, there is a Telenor tower (Lakssevelafjellet TV tower); there are very few other standing structures in the study area. The study area includes diverse habitats such as lowland pastures (lowest elevation approximately 230 m above sea level) as well as alpine pastures, with a variety of freshwater systems i.e., streams, lakes, and wetlands (figure 1).



Figure 1. View of the study area and neighboring wind farms from near Urdalsnipa facing toward the east. Photo by Maris Pärn.

Bat acoustic monitoring

We deployed five SM4-BATFS (Wildlife Acoustics Inc.; figure 2) stationary ultrasonic bat acoustic detectors (hereafter, detectors) which were active between June 25th – September 28th, 2024. The detectors were programmed to collect 16-bit resolution full spectrum .wav files during recordings triggered by ultrasonic activity resembling bat echolocation (256 kHz sampling rate, 16 kHz minimum trigger frequency, 15 seconds max recording length) between one hour before sunset until one hour after sunrise. We deployed detectors at ground level sites to sample different habitat types near planned turbine locations in the study area, as well as at heights relevant to the expected rotor sweep zone of future wind turbines. All microphones were deployed to avoid clutter and/or reflective surfaces that might create a poor recording environment. Maintenance checks were carried out on all detector sites approximately once a month during the deployment to check the detectors and microphones for signs of damage and to collect data. An overview of the five different site locations and the habitats sampled is provided in table 2. Photos of all detector sites including habitat photos and GPS coordinates of the sites are provided in the supplementary materials.

Ground level monitoring

Three detectors (sites MO-03, MO-04, MO-05) were deployed at "ground level" with SMM-U2 directional microphones (hereafter, U2 microphones) placed approximately 2 m high and oriented toward the sky. Ground level detectors were deployed on existing structures such as signs and fence posts to avoid potential disturbance from and to livestock grazing inside the study area. At site MO-05, we secured the microphone to our own metal pole supported by a fence post to achieve the necessary height. Ground level sites were selected to sample representative different habitat types available in the study area and within at least 1 km of planned turbine locations (figure 2). However, we were restricted from sampling the western part of the project area where there was a risk of encountering unexploded ordinances (personal communication, Håvard Finanger) due to obvious safety concerns.

At height monitoring

Two detectors were deployed "at height" on the Telenor tower (figure 3) located near the peak of Urdalsnipa with SMM-U1 omnidirectional microphones (hereafter, U1 microphones). One microphone was deployed approximately 50 m high (MO-01) and the second at approximately 90 m from the ground (MO-02), directed 15° and 60° N, respectively. Microphones were deployed and retrieved by professional climbing crews and could therefore not be calibrated during their deployment. The heights of the microphones are measured from the roof of the tower (an additional 3 - 5 m from elevation above sea level) where the detectors were stored in a secure aluminum box (supplementary materials, figure i).

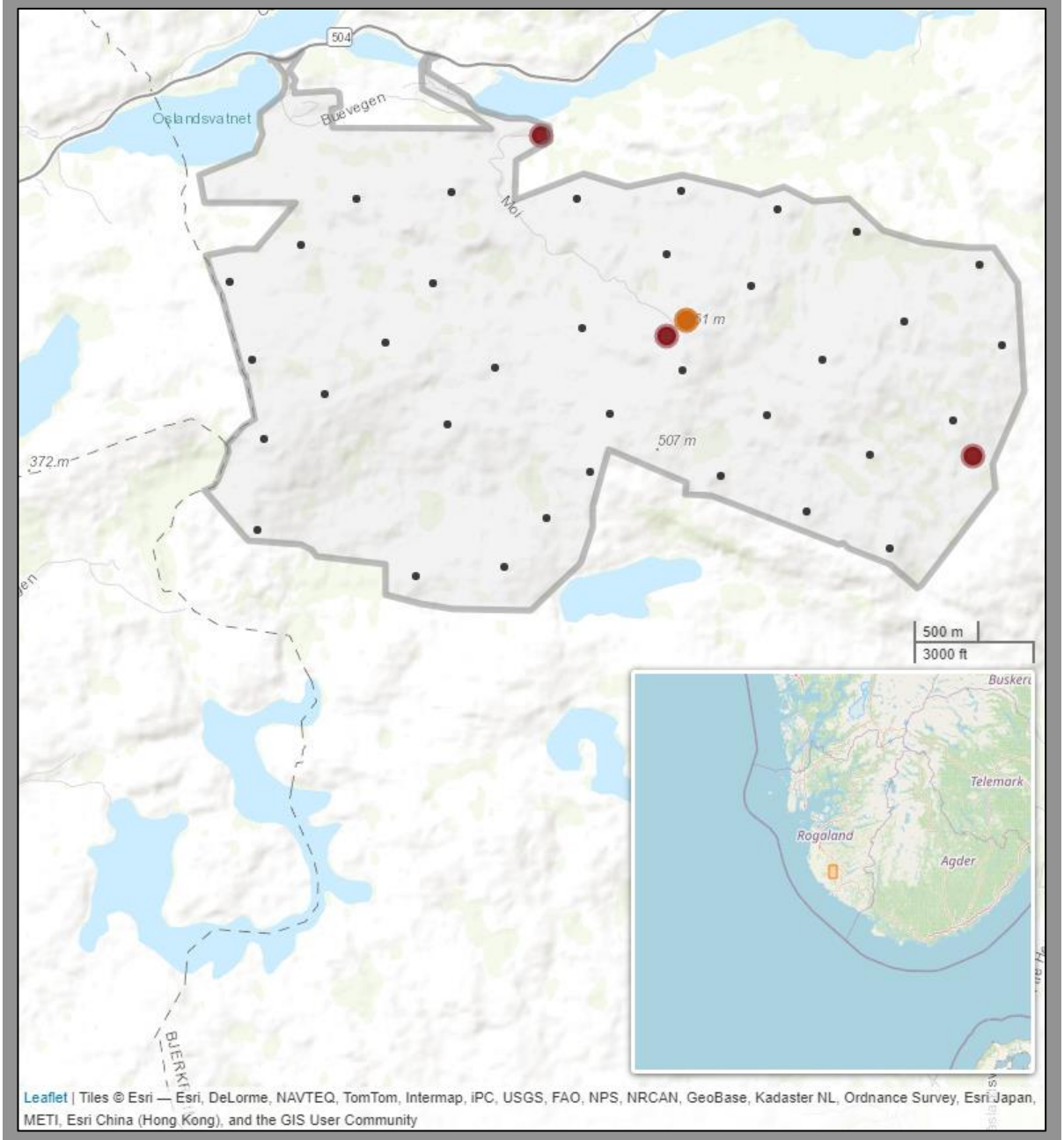


Figure 2. Site map of the study area illustrating where bat acoustic detectors were deployed and the project area boundaries (gray polygon), as well as the planned locations of 35 wind turbines (small black circles). Dark red circles represent the locations of ground-level acoustic detector sites (MO-03, center; MO-04, top left; MO-05, bottom right). The two acoustic detector sites which were deployed at height (MO-01, ~50 m high; MO-02, ~90 m) were on the Telenor tower "Lakssvelafjellet TV Tårn" located at Urdalsnipa represented by a light orange circle. Acoustic detector locations were restricted to the eastern part of the project area due to the risk of disturbing unexploded ordnances in the western region. A smaller reference map indicating where the study area was in relation to southern Norway is included in the bottom right. Map created by Reed McKay using the R package Leaflet.



Figure 3. Photos of a ground-level detector site (MO-03) neighboring the Telenor tower at Urdalsnipa where the two at-height detector sites were located.Photo left: Reed McKay, photo right: Maris Pärn.

Table 2. Overview of the different detector sites (figure 2). and habitats sampled as well as the number of complete recording nights (Detector nights) and the number of nights when bats were detected (Bat nights). The total number of recordings includes all original recordings, before removing noise and defining bat passes through manual acoustic analysis.

Site	Detector nights	Bat nights	Recordings	Bat passes	Elevation (m.a.s.l)	Habitat sampled	Distance to water (m)
MO-01	95	5	1,993	86	567	Tower ~50 m	190
MO-02	95	5	163,225	22	567	Tower ~ 90 m	190
MO-03	84	21	8,709	133	540	Alpine pasture, pond	10
MO-04	95	81	7,185	3,424	240	Lowland pasture, small stream	8
MO-05	86	69	21,678	16,478	400	Alpine pasture, small stream	15

Automatic and manual classification of bat acoustic data

Bat acoustic data was automatically classified and manually analyzed using Kaleidoscope Pro software (v.5.6.3., Wildlife Acoustics Inc). Each original recording was standardized to 5-second recordings and filtered for noise using the following parameters: 8 – 120 kHz frequency range; 2 – 500 ms max length of detected pulses; 500 ms maximum inter-syllable gap, 2 pulses minimum. Each 5-second file was then classified using the automatic identification function Bats of Europe Classifier v.5.4.0 to identify bat passes to species and filter additional noise files. The classifier settings were adjusted to only consider species found in Norway (**table 1**).

We collected data over 455 detector nights generating 202,784 5-second recordings. Recordings identified as noise during automatic processing (n = 182,767) were removed from further analysis. Across all sites combined; after removing noise files, 20,017 recordings were analyzed manually to identify bat species and behavior. Incomplete nights or nights when known equipment failures occurred have been excluded from the dataset resulting in one bat pass being removed from MO-05. For an overview of nights when detectors were active, when bats were recorded and when equipment failures occurred, see **figure v** in supplementary materials.

Manual acoustic analysis

All manual acoustic analysis was carried out by Reed April McKay following parameters described by Middleton 2020 and Russ 2021 and the Swedish University of Agricultural Sciences Guidelines for validation of bat observations (2023-05-17).

Here we define a bat pass to be characterized as a 5-second triggered recording which includes at least two consecutive pulses (Fenton et al. 1973). Bat passes were manually identified to the lowest taxonomic rank for which a confident identification (species or genus level) could be made. Any file that did not include bat acoustic activity that met the criteria for a bat pass was treated as noise and removed (n = 22). Only bat species included in the Norwegian National Red List for Species (Eldegard et al. 2021) were considered during the manual acoustic analysis. *Myotis* species were grouped into one sonotype due to their similar echolocation call types. There was one recording which diagnostically matched characteristics of *P. pipistrellus* (tusseflaggermus) echolocation. However, as this species is not registered in Norway and it is possible that *P. pygmaeus* could encompass the acoustic niche of *P. pipistrellus* in certain circumstances (Montauban et al. 2021), this recording was classified as “Unidentified Pipistrellus species”. This observation is treated as an “Unknown bat” when aggregating bat activity per night to reduce zero inflation. Ambiguous bat passes that could not be confidently assigned to a taxonomic group were coded as "NoID" (n = 25). Recordings that included multiple individuals of the same taxa were treated as a single bat pass. If multiple taxa were identified within a single recording, these were treated as separate bat passes.

Behavior was also assigned for each bat pass (commuting, social and feeding passes) following Middleton et al. (2014); Middleton (2020) and Russ (2021). Passes that included both feeding and social behavior (8 passes) were treated only as feeding behavior. This was done because bat passes that included feeding and social activity is a small subcategory of the data, and the bat feeding behavior is considered the most relevant to this study.

Results

Overview

In total, 20,143 bat passes and 7 different bat taxa were identified across all sites combined (table 3). We found a great deal of variation in the amount of bat activity recorded for different species between sites (figure 4) as well as the types of behavior recorded (figure 5). We have created figures describing patterns in the activity recorded across sites for the 5 most abundant species recorded in the study area (*E. nilssonii* i.e., nordflaggermus, figure 6, *V. murinus* i.e., skimmelflaggermus, figure 7, *P. pygmaeus* i.e., dvergflaggermus, figure 8, *P. nathusii* i.e., trollflaggermus, figure 9, *Myotis* species, figure 10). Bat activity was aggregated to the number of bat passes per bat taxa per night per site to better explore within season and between site variation in bat activity. The average number of bat passes per night for each site is as follows: MO-01 (0.13), MO-02 (0.03), MO-03 (0.23), MO-04 (5.15), MO-05 (27.37). These results are contextualized and discussed in more depth in the Discussion and conclusion.

Ground level acoustic monitoring

The most activity by far was recorded at sites MO-04 and MO-05. However, the most species rich site was MO-03, which was the only site to record the endangered *N. noctula* (storflaggermus, table 1). MO-03 is also the site where the most *V. murinus* (skimmelflaggermus) activity was recorded (figure 7). Notably, 80% of all bat passes collected in this study were of *E. nilssonii* (nordflaggermus) from MO-05 alone. The mean number of *E. nilssonii* passes per night recorded at MO-05 was an impressive 189.11. The only other bat taxa recorded at MO-05 were *P. pygmaeus* (dvergflaggermus) and *Myotis* species, with less than 200 bat passes recorded combined. The largest number (n = 468) of *P. pygmaeus* recordings were collected from MO-04, with a mean of 27 passes per night. Nearly all the social bat activity (29 out of 31 passes in total) recorded in the study were from MO-04 which almost exclusively consisted of *P. pygmaeus* male territorial/advertisement song-flight. Male *P. pygmaeus* produce this call while foraging in their territory to defend that territory from other breeding males and to attract mates (Middleton et al. 2014). These observations of *P. pygmaeus* social activity indicate that there is some amount of breeding activity in the area near site MO-04. We found that 90% of all *Myotis*, 80% of *P. nathusii* (trollflaggermus) and 64% of *V. murinus* (skimmelflaggermus) activity was recorded at MO-04. MO-04 and MO-05 were the only sites with more than 1 mean bat pass per night and where enough bat activity was recorded to describe seasonal patterns in activity. For these sites, we saw that activity for *E. nilssonii, Myotis* species and *P. pygmaeus* peaked between August and September, with activity for *E. nilssonii* and *P. pygmaeus* remaining higher later into the season at MO-05 than at MO-04 (figure 6, 8, 10). There were two nights of extremely high *E. nilssonii* activity at MO-05 with 2,275 and 2,206 passes being recorded on August 5th and 7th, respectively (figure vi). Though there were very few recordings of *P. nathusii* (n = 10) and *V. murinus* (n = 37), we can see that the nights with the highest activity are in mid and late September (figure 7, 9) at sites near fresh water, which could be indicative of migratory behavior.

At height acoustic monitoring

We recorded 108 bat passes (< 1% of all bat passes) in total from both the detectors deployed at height (table 2), with 86 (80%) of the bat passes recorded at MO-01 (microphone deployed approximately 60 m from the ground) and 22 of the passes (20%) recorded from MO-02 (microphone deployed approximately 100 m above the ground). *E. nilssonii* (nordflaggermus) was the most frequently recorded species for both detector sites, making up 94% of all the bat activity recorded at height. *P. pygmaeus* was only recorded on 6 occasions at MO-01 but the

activity was dispersed throughout the season (figure 8). Remarkably, *P. nathusii* was recorded at MO-02 on September 20th (figure 9). There were 10 bat passes of *E. nilssonii* (n = 9) and *P. pygmaeus* (n = 1) which included feeding activity at MO-01. All bat passes at MO-01 and MO-02 were recorded between August 2nd and September 22nd.

Table 3. The total number of bat passes recorded at each site for all bat taxa detected in the study area. Recordings that the automatic classifier identified as a bat but was found to not include bat activity (noise) are also summarized. The approximate height of each microphone from the ground is described in the columns. The observation of the single *Pipistrellus* species was treated as an unknown bat when aggregating the dataset to nightly bat activity to reduce zero inflation. See table 1 for more information about each species.

		MO-01 60 m	**MO-02** 100 m	**MO-03** 2 m	**MO-04** 2 m	**MO-05** 2 m
Eptesicus nilssonii	Nordflaggermus	**80**	**21**	**45**	**2536**	**16264**
Vespertilio murinus	Skimmelflaggermus	0	0	**23**	**1**	**13**
Nyctalus noctula	Storflaggermus	0	0	**2**	0	0
***Pipistrellus* species**		0	0	**1**	0	0
Pipistrellus pygmaeus	Dvergflaggermus	**6**	0	**55**	**468**	**145**
Pipistrellus nathusii	Trollflaggermus	0	**1**	**1**	**8**	0
***Myotis* species**		0	0	**6**	**405**	**38**
Unknown bat	Flaggermus	0	0	0	**6**	**19**
Not a bat (noise)		**12**	0	**4**	**6**	**2**

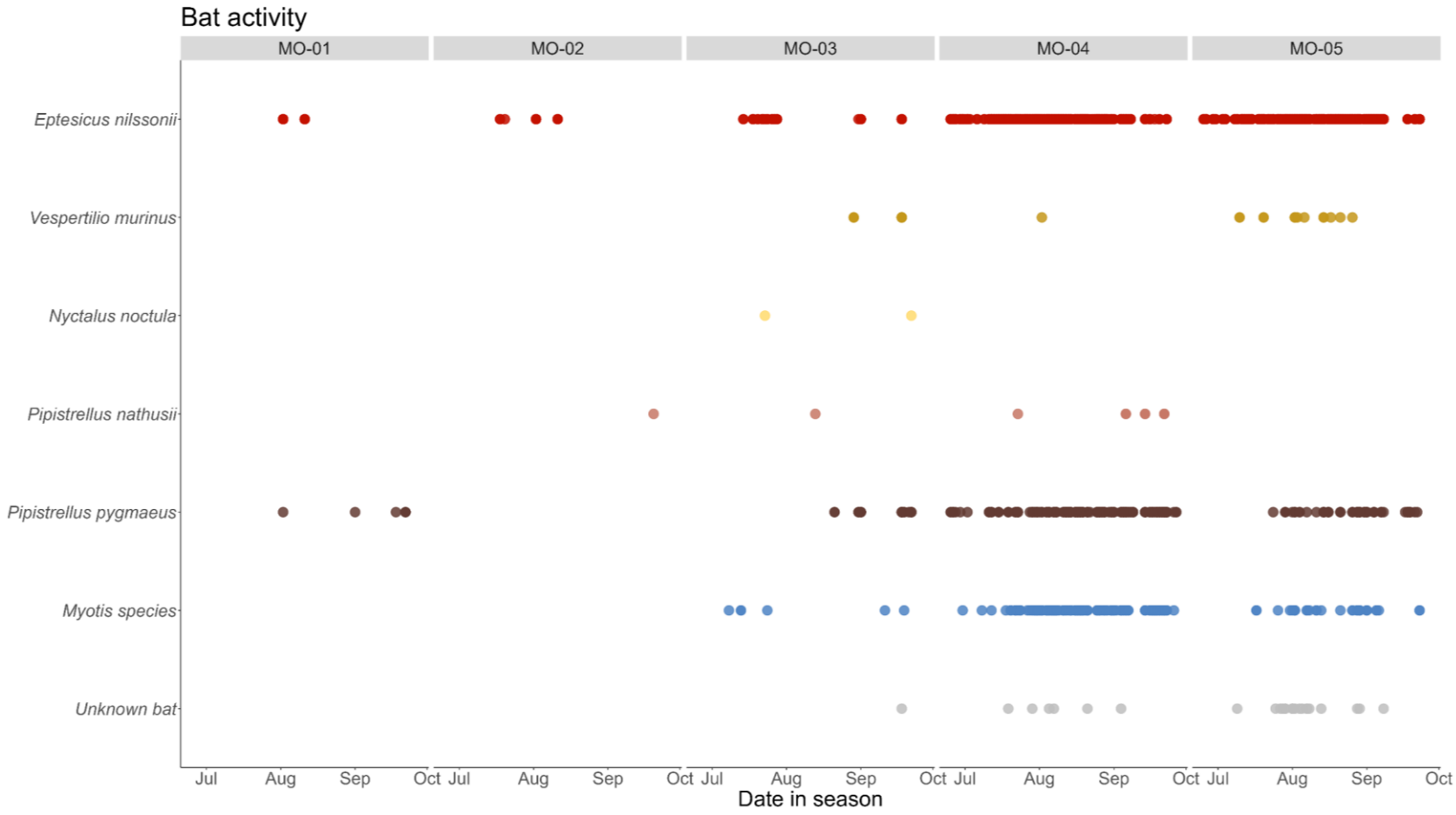


Figure 4. Summary of the nights when bats of different taxa were recorded at each detector site throughout the recording period (year = 2024). See table 1 for Norwegian and English species names. See figure 3 for location of the five detector sites within the study area.

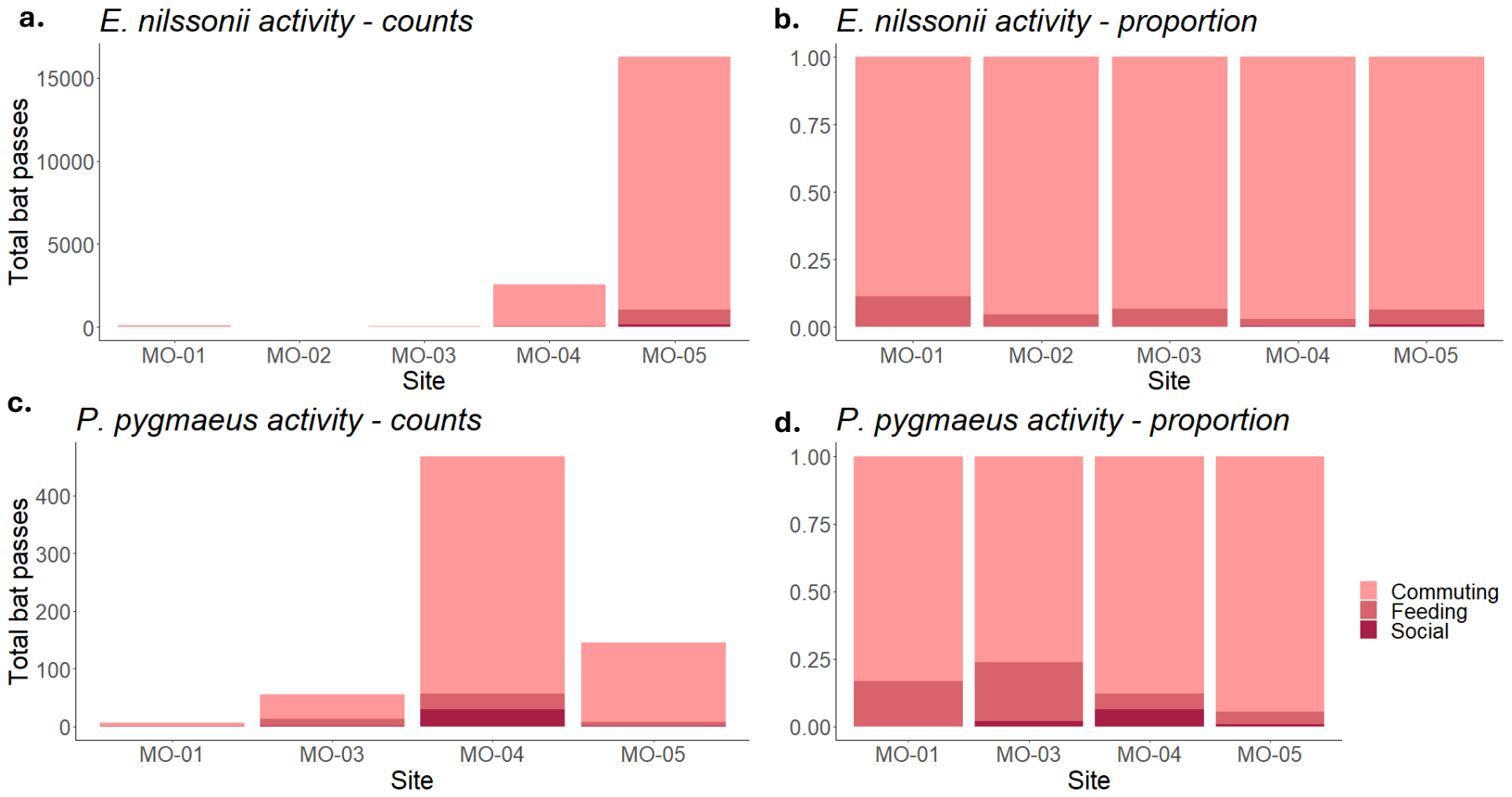


Figure 5. The number of bat passes (a. and c.) and proportion of different behavior activity (b. and d.) of the two most frequently recorded species in the study, *E. nilssonii* (nordflaggermus, top) and *P. pygmaeus* (dvergflaggermus, bottom) across all sites where these species were recorded. The different colors relate to the different types of behaviors recorded.

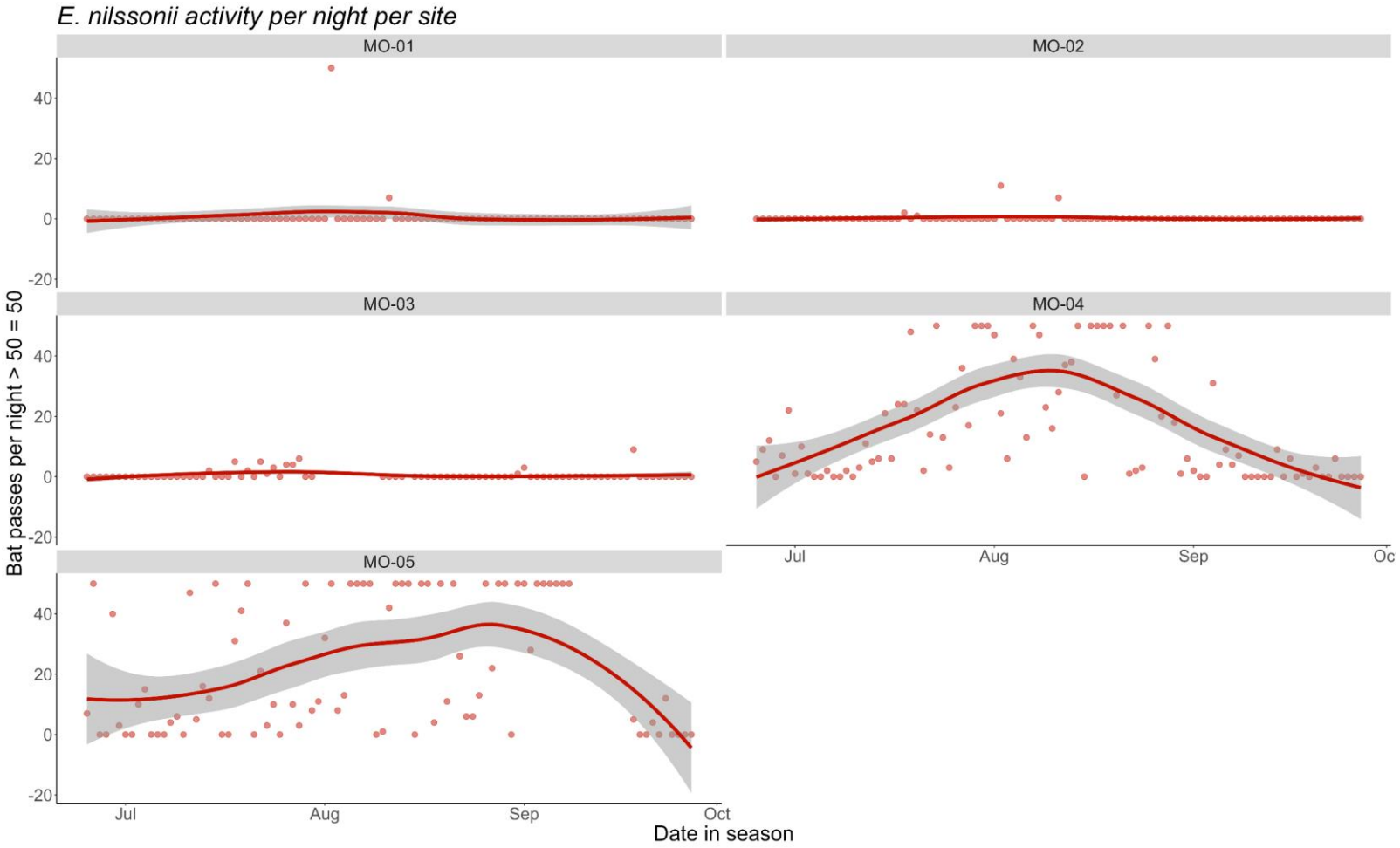


Figure 6. All *E. nilssonii* (nordflaggermus) activity recorded across all sites for the entire season. The dark trend line shows bat activity in response to time, using locally estimated scatterplot smoothing, and the gray area representing the 95% confidence interval. Nights when more than 50 bat passes were recorded are transformed to 50 for ease of viewing most of the bat activity. Due to the huge amount of variation in activity for *E. nilssonii*, an additional figure is provided in the supplementary materials (figure vi) which provides information about when higher amounts of activity were recorded for this species.

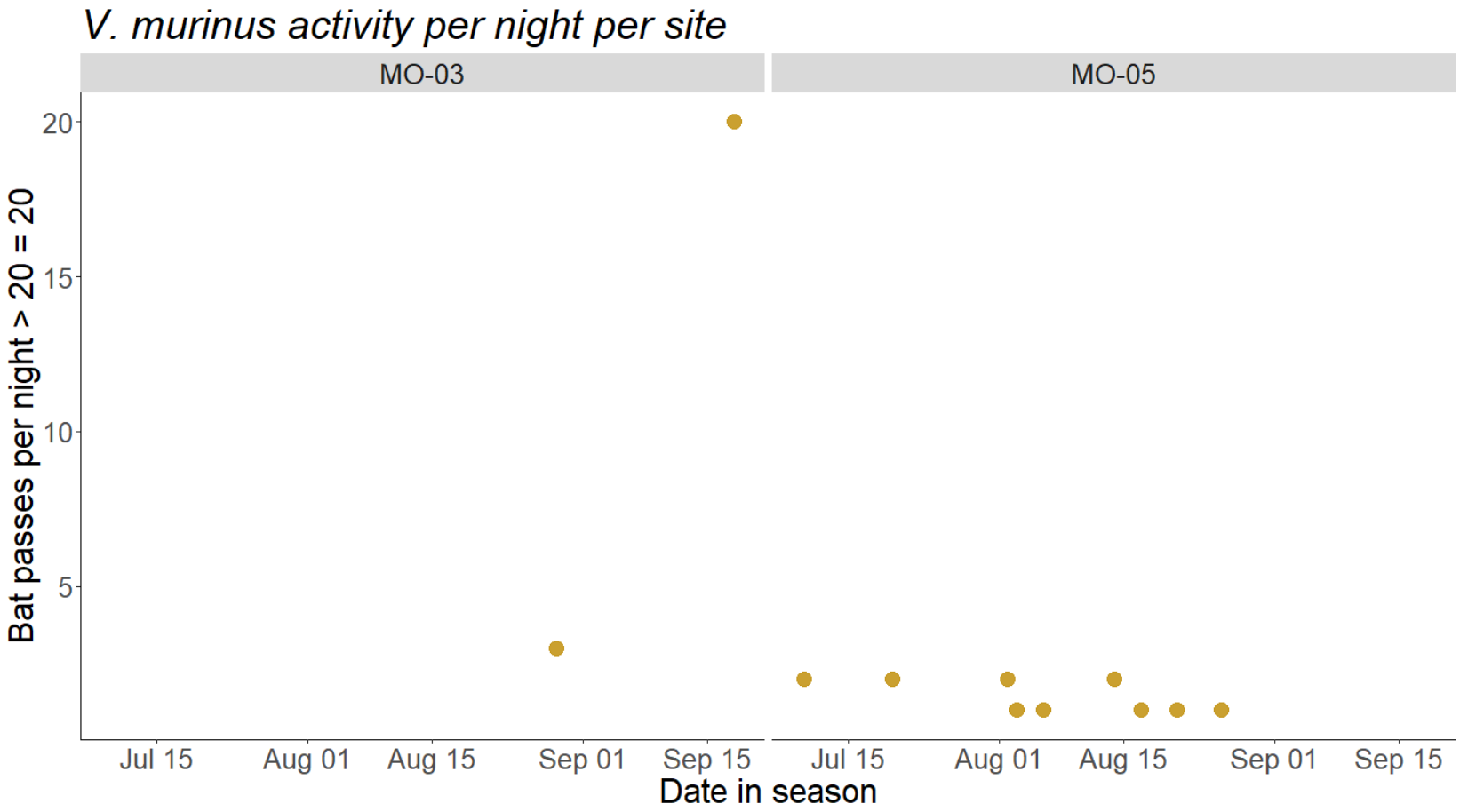


Figure 7. All *V. murinus* (skimmelflaggermus) activity recorded across all sites for the entire season. Nights when no activity for this species are excluded and nights where more than 20 bat passes were recorded are transformed to 20 for ease of viewing most of the bat activity. There was one observation of this species at MO-04 but due to that low sample size, it is not included in this figure.

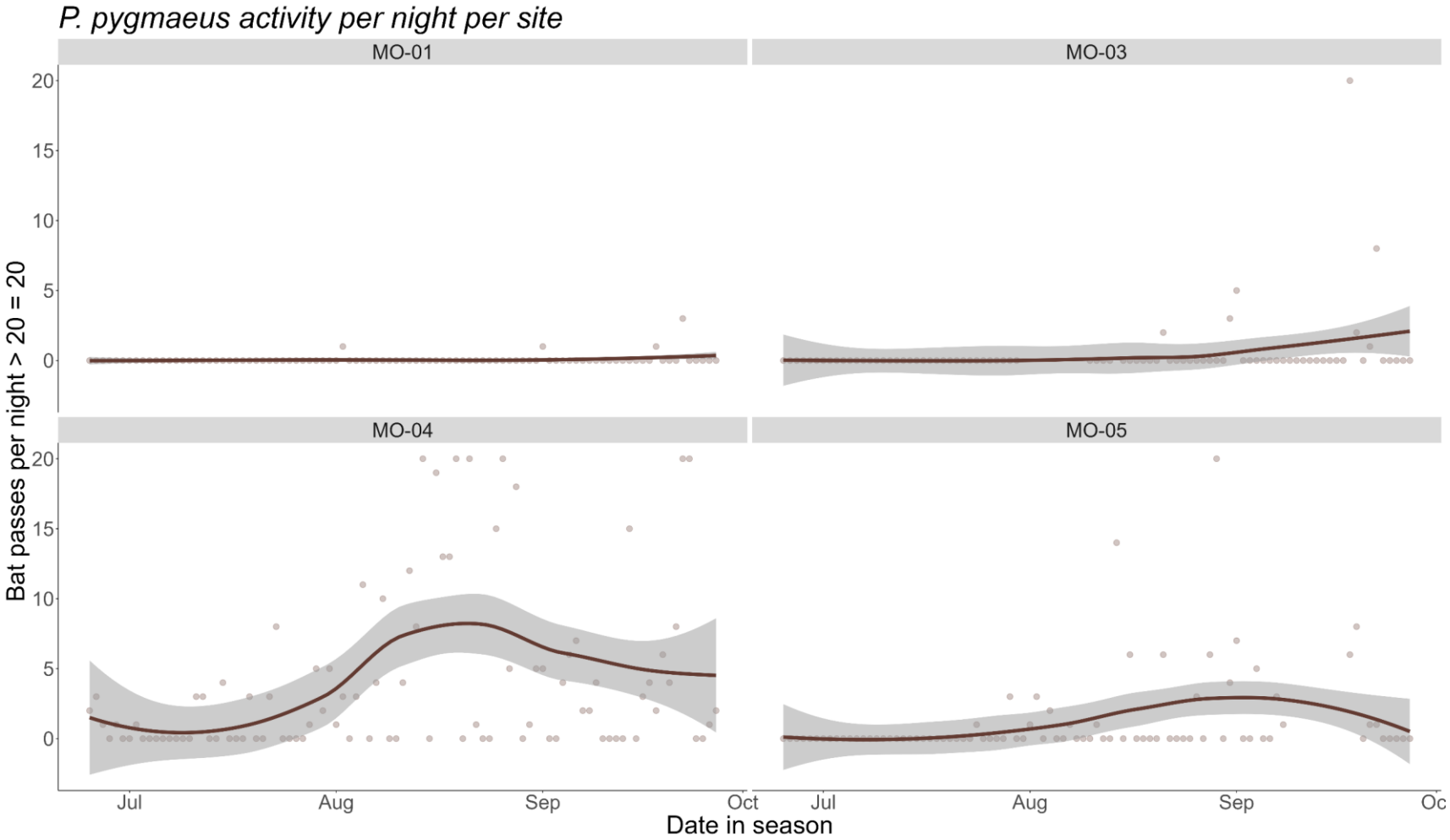


Figure 8. All *P. pygmaeus* (dvergflaggermus) activity recorded across all sites for the entire season. Nights when more than 20 bat passes were recorded are transformed to 20 for ease of viewing most of the bat activity. The dark trend line shows bat activity in response to time, using locally estimated scatterplot smoothing, and the gray area representing the 95% confidence interval.

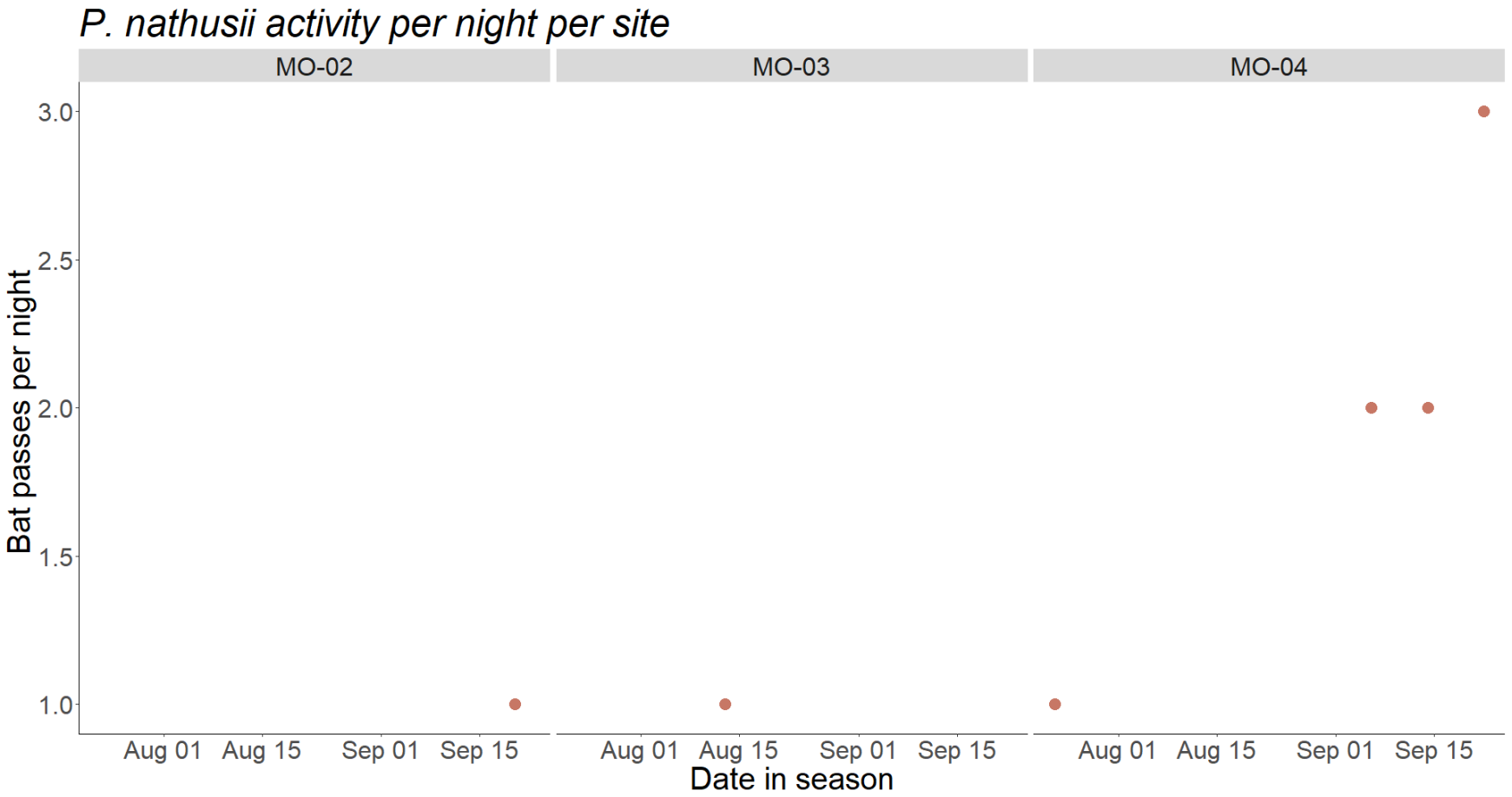


Figure 9. All *P. nathusii* (trollflaggermus) activity recorded across all sites for the entire season. Nights when no activity for this species are excluded.

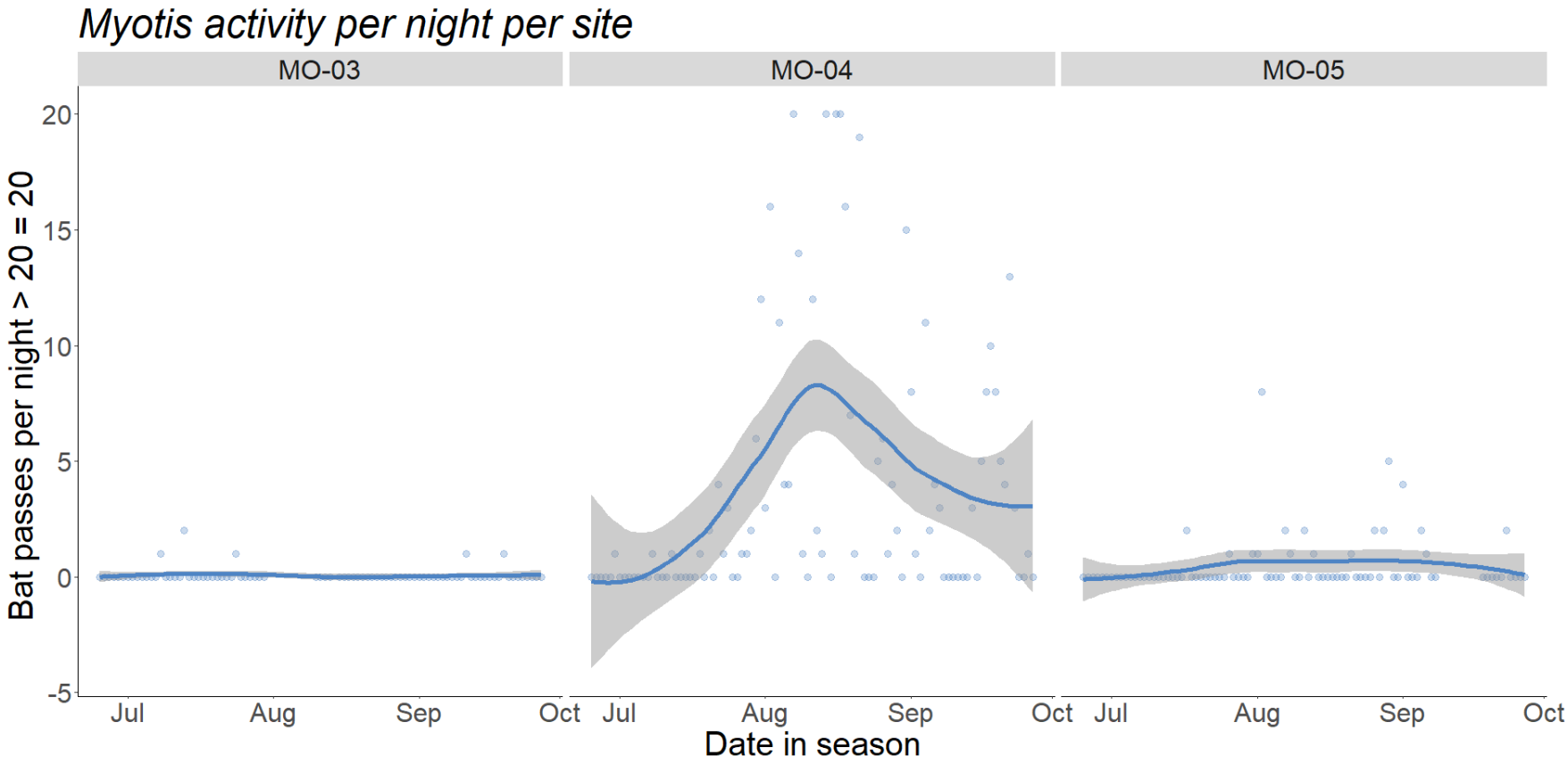


Figure 10. All *Myotis* species activity recorded across all sites for the entire season. Nights when no activity for this species are excluded and nights where more than 20 bat passes were recorded are transformed to 20 for ease of viewing most of the bat activity. The dark trend line shows bat activity in response to time, using locally estimated scatterplot smoothing, and the gray area representing the 95% confidence interval.

Discussion and recommendations

Limitations and applications of this report

Pre-construction studies using bat acoustic monitoring data do not provide adequate information to predict future risk of bat collisions at wind farms (Solick et al. 2020; Voigt et al. 2024). This is largely due to how the development of wind farms has a dramatic change on the landscape. These changes will influence the bat community in diverse, difficult to predict ways. There can be attraction as well as deterrent effects of bats to the area in relation to the building of infrastructure, changes in habitat and to the turbines themselves (Voigt et al. 2024).Therefore, it would be professionally irresponsible to estimate the risk of bats colliding with wind turbines that are not built yet from bat acoustic monitoring data alone, especially when no previous knowledge about the local bat community exits. Any estimates would be based on speculation and not evidence based. We cannot say if future wind turbines built in this area will attract or repel bats which might then collide with turbines or be displaced from important habitat. However, considering the documented occurrence and activity of high-flying species, which are deemed at high risk of collisions with wind turbines in Norway other European countries, we assess that the collision risk within the area is not negligible.

Pre-construction bat acoustic monitoring data is better suited to evaluate the risk that land use change can pose on existing bat communities and can serve as a baseline to determine how the community has been impacted in later years post development. Furthermore, bat activity within a given area can vary substantially between years. To account for the high variation in bat activity, especially in poorly studied areas, a minimum of two years of pre-construction monitoring is recommended for studying the impacts of wind farm development on bats, especially in the northern Europe where there is so little existing information on bat populations (Gaultier et al. 2020). Such pre-construction studies should then also monitor bats acoustically in spring, summer and autumn (Rodrigues et al. 2015; Scottish Natural Heritage 2021). This study includes only one season from summer and autumn and therefore has obvious limitation in describing species occurrences and seasonal activity patterns of the bat activity for this area. There was also a large portion of the study area which was inaccessible due to unexploded ordinances and where there was limited access from existing roads (**figure 2**). This made it impossible for us – within the time and resources available to us to carry out the surveys – to deploy equipment for a longer period and in the southern part of the project area. The results of this study give a snapshot of the bat community in the monitoring sites for the summer and autumn of 2024 and can be used to infer what types of habitat loss and development might have negative impacts on the bats using the area. There is virtually no previous information available on the bat community in or near the Moifjellet area which could be used as a reference for our findings.

We urge the readers of this report to exercise caution when drawing conclusions from these results due to the limited spatial and temporal coverage. This report can be best served as a reference to future post-construction studies and offers some guidance on how to limit negative impacts to the bat community within the project area during development of the Moifjellet wind farm. We have therefore discussed these findings in the context of potential direct and indirect effects that future wind farm construction can influence the bat community within this study area.

Bat activity is also impacted by weather conditions such as wind speed, temperature, rainfall and wind direction (Kunz and Fenton 2005; Arnett et al. 2008, 2016; Rydell et al. 2010). It was not within the scope of this report to explore relationships between bat activity and weather conditions, but it can be valuable to explore the relationships between bat activity and weather

conditions for pre-construction studies. We will provide the unaggregated and nightly aggregated datasets along with the report which can be used for further analyses.

Direct effects

Collisions with wind turbines. Several bat species which are at a high risk of colliding with turbines frequently use the study area – especially *E. nilssonii* (nordflaggermus) and *P. pygmaeus* (dvergflaggermus), which made up a large proportion of the bat acoustic activity recorded. *E. nilssonii, V. murinus* (skimmelflaggermus)*, N. noctula* (storflaggermus)*, P. nathusii* (trollflaggermus)*,* and *P. pygmaeus,* were all found in our survey and are considered high and medium risk for colliding directly with wind turbines onshore (table 1). Four of the species found are threatened or near threatened on the Norwegian red list: *E. nilssonii* (VU), *V. murinus* (NT)*, N. noctula* (EN)*,* and *P. nathusii* (NT). While *N. noctula, V. murinus* and *P. nathusii* were all recorded more scarcely in this study, these are all considered migratory species and therefore there is a heightened risk that the loss of individuals of this species will have more far-reaching impacts to European bat populations due to the large geographical areas that these bats cover (Voigt et al. 2012). The results of this study cannot be used to predict future mortalities of bats at wind turbines in the area. However, it is important for developers and wind farm operators to note that bat species that are highly vulnerable to colliding with wind turbines are frequently found throughout the study area and we found that activity was highest in August in September during this study. The activity recorded from the detectors deployed at height (MO-01, 60 m and MO-02, 100 m) provides evidence that *E. nilssonii, P. pygmaeus* and *P. nathusii* all fly at high elevations (> 500 m above sea level) as well as at heights within the rotor sweep zone of planned turbines during August and September. The risk of potential future bat mortalities due to colliding with turbines, even at high elevations, cannot be ignored.

Loss of roosts, hibernacula sites and critical foraging habitat. Another potential direct negative impact on bats caused by developing wind farms, is the loss of important habitat such as roosts, hibernacula sites and critical foraging areas (Voigt et al. 2024). It is not possible to determine the presence of roosts or hibernacula sites in the study area from these results, but the loss of roost sites (rock cracks, tree hollows, buildings etc.) or hibernacula (subterranean sites such as mines or cellars, rock cracks, etc.) caused by development would result in profound negative effects on the bat community in this area. Our findings can provide some insights into areas that are important for foraging bats with the project area.

Bats have extraordinary long lives in relation to their body size and the species in this study area typically have 1 – 2 pups per year (Dietz and Kiefer 2016). Destroying active roosts would kill bats, remove critical habitat and result in losses to bat populations that can take decades or more to recover. We urge developers to be alert to the possibility of bat roosts and hibernacula existing in the study area (piles of bat droppings observed, bats found flying in and out of structures such as trees, buildings or rock cracks). If there is any indication that bats are using an area for roosting or hibernating, it is imperative to follow up with surveys by an experienced bat worker to evaluate the potential existence of roost or hibernacula sites before proceeding with development. This is especially critical during the summer (May – August) when bats are forming maternity colonies to raise their offspring and the coldest months of the year (December – February) when hibernating bats are most vulnerable to disturbance.

The sites with the highest amounts of bat activity found in this study were the ground level sites MO-04 and MO-05. There were no features in the areas surrounding these sites that were obvious potential roost sites for bats. However, MO-05 appears to be an important

foraging area for *E. nilssonii* (nordflaggermus) given the high activity recorded there. *E. nilssonii* foraging near MO-05 may be using the stone wall and ridgeline there as linear features to follow while foraging (Wermundsen and Siivonen 2008). Given the high number of feeding and social calls recorded, they may also be circling the area or even roosting nearby (figure 5). MO-04 had the highest amount of activity recorded for *Myotis* species as well as *P. nathusii* and *P. pygmaeus.* As MO-04 is situated lowest in elevation (table 2) for this study and is located near a stream, it represents a part of the study area with high potential for providing foraging habitat for local as well as migrant bats. MO-03 had the fewest bat passes of the ground level sites but the highest amount of bat taxa recorded. The high number of taxa recorded was somewhat surprising, given the high elevation. Bat activity recorded at MO-03 included the only bat passes of *N. noctula,* one bat pass of *P. nathusii*, and the highest activity for *V. murinus;* all of which are migratory species (table 1). However, MO-03 is also located near a small pond. Such pond and lake sites at high elevations may be especially important for migrating bats.

Indirect effects

Indirect effects include the loss of foraging habitat due to avoidance or disruption to an area (Voigt et al. 2024). This can include land use changes as well as sound and light pollution. *Myotis* species – which were also found in our survey – are not considered high risk of colliding with turbines. However, *Myotis* species are sensitive to changes in their environment which alter habitat structure. Several recent studies from Germany, Finland and Norway have provided strong evidence that the presence of wind turbines and wind energy infrastructure removes foraging habitat for these species (Barré et al. 2018; Ellerbrok et al. 2022; Gaultier et al. 2023; McKay et al. 2024). Therefore, the development of a wind farm in forested areas of Moifjellet is likely to reduce the foraging and roosting habitat for these species, which could exclude them from the area. Site MO-04 had the highest *Myotis* activity and is a potentially important foraging habitat for local and migrating bats. When siting potential wind turbines and the supporting infrastructure, it is important to reduce the potential for disturbing important foraging habitat (riparian areas, forests, freshwater and surrounding vegetation) and major migration routes.

Further recommendations

Given the limitations of this pre-construction assessment, it is of extra importance to carry out post-construction surveys for bats including acoustic monitoring as well as carcass searches in spring, summer and autumn over at least two years once (if) the wind farm is built. A recent global review written by a group of international experts summarizes the existing knowledge about the impacts of wind energy development on bats, emphasizes the need for post-construction monitoring, and for validating the effectiveness of post-construction acoustic monitoring with carcass-based fatality estimates (Box 1 in Voigt et al. 2024). The findings of future post-construction studies should be contextualized by our study and used to inform developers about what if any potential mitigation measures might be required in the future.

It is not clear if the areas around MO-03, MO-04 and MO-05 could be described as critical foraging habitat for bats due to lack of previous knowledge from this area for comparison. However, it is evident that several species of bats which are part of local as well as migrant populations are found throughout the study area. We urge stakeholders who determine the placement of turbines and supporting infrastructure to avoid developing near freshwater as well as forest, especially at lower elevations, as this would reduce the risk of destroying important bat habitat. Furthermore, avoiding development near these habitat features or landscapes that foster high densities of bats could potentially reduce

the risk of future collisions (Millon et al. 2015; Roemer et al. 2019; Moustakas et al. 2023). EUROBATS guidelines state that wind turbines should not be built within 200 m of forest (Rodrigues et al. 2015) and we recommend developers to follow this guidance. The results of this study indicates that pond and riparian areas, even at high elevations, are also important to buffer in relation to wind turbine siting. **Voigt et al. 2024** further recommends to not site wind turbines within 500 m of any potential important bat habitat such as freshwater bodies, riparian areas or diversely structured forest and we support this recommendation. We will also re-iterate the importance of carrying out post-construction surveys for bats at the wind farm once the turbines are operational. Such surveys should include bat acoustic monitoring as well as carcass search surveys complimented by carcass removal trials and searcher efficiency trials to estimate undetected carcasses. More information about post-construction surveys can also be found in (Voigt et al. 2024) and **NatureScot 2021.**

Acknowledgements

We are grateful to the PhD and master students with BatLab Norway at the Norwegian University of Life Sciences who contributed toward field work for this study: Maris Pärn, Benedikte Øyen, and Ylva Heyn Friberg. We thank the professional climbers from Oppland Elektro for their professionalism and care in deploying our equipment. We thank also the landowners who allowed us to collect this data on their land and to access their properties to carry out our field work

Works cited

Adams, A. M., M. K. Jantzen, R. M. Hamilton, and M. B. Fenton. 2012. Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. Methods in Ecology and Evolution 3:992–998.

Aldridge, H. D. J. N., and I. L. Rautenbach. 1987. Morphology, Echolocation and Resource Partitioning in Insectivorous Bats. Journal of Animal Ecology 56:763–778.

Arnett, E. B. et al. 2008. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. Journal of Wildlife Management 72:61–78.

Arnett, E. B. et al. 2016. Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. Pp. 295–323 in Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World (C. C. Voigt & T. Kingston, eds.). Springer International Publishing, Cham.

Barré, K., I. Le Viol, Y. Bas, R. Julliard, and C. Kerbiriou. 2018. Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. Biological Conservation 226:205–214.

Browning, E., K. E. Barlow, F. Burns, C. Hawkins, and K. Boughey. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. Mammal Review 51:353–368.

Dietz, C., and A. Kiefer. 2016. Bats of Britain and Europe. Bloomsbury USA.

Eldegard, K., P. Syvertsen, A. Bjørge, K. Kovacs, O.-G. Støen, and J. van der Kooij. 2021. Pattedyr: Vurdering av arter for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken.

Ellerbrok, J. S., A. Delius, F. Peter, N. Farwig, and C. C. Voigt. 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. Journal of Applied Ecology 59:2497–2506.

Fenton, M. B., S. L. Jacobson, and R. N. Stone. 1973. An automatic ultrasonic sensing system for monitoring the activity of some bats. Canadian Journal of Zoology 51:291–299.

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 54:10385–10398.

Gaultier, S. P., T. M. Lilley, E. J. Vesterinen, and J. E. Brommer. 2023. The presence of wind turbines repels bats in boreal forests. Landscape and Urban Planning 231:104636.

Gibb, R., E. Browning, P. Glover-Kapfer, and K. E. Jones. 2019. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. Methods in Ecology and Evolution 10:169–185.

Gorresen, P. M., A. C. Miles, C. M. Todd, F. J. Bonaccorso, and T. J. Weller. 2008. Assessing Bat Detectability and Occupancy with Multiple Automated Echolocation Detectors. Journal of Mammalogy 89:11–17.

Hoggatt, M. L., C. A. Starbuck, and J. M. O'Keefe. 2024. Acoustic monitoring yields informative bat population density estimates. Ecology and Evolution 14:e11051.

Jones, K. E. et al. 2013. Indicator Bats Program: A System for the Global Acoustic Monitoring of Bats.

Kerbiriou, C., Y. Bas, I. Le Viol, R. Lorrilliere, J. Mougnot, and J. F. Julien. 2019. Potential of bat pass duration measures for studies of bat activity. Bioacoustics 28:177–192.

Kunz, T. H., and M. B. Fenton. 2005. Bat Ecology. University of Chicago Press.

Mathews, F., S. Richardson, P. Lintott, and D. Hosken. 2016. Understanding the Risk to European Protected Species. FINAL REPORT.

McKay, R. A. 2024. Drivers of bat activity and habitat use in boreal forest. Doctoral thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås.

McKay, R. A. et al. 2024. Wind energy development can lead to guild-specific habitat loss in boreal forest bats. Wildlife Biology n/a:e01168.

Middleton, N. 2020. Is that a bat? a guide to non-bat sounds encountered during bat surveys. Pelagic publishing, Exeter, GB.

Middleton, N., A. Froud, and K. French. 2014. Social Calls of the Bats of Britain and Ireland. Pelagic Publishing Ltd.

Millon, L., J.-F. Julien, R. Julliard, and C. Kerbiriou. 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. Ecological Engineering 75:250–257.

Montauban, C. et al. 2021. Bat echolocation plasticity in allopatry: a call for caution in acoustic identification of Pipistrellus sp. Behavioral Ecology and Sociobiology 75:70.

Moustakas, A., P. Georgiakakis, E. Kret, and E. Kapsalis. 2023. Wind turbine power and land cover effects on cumulative bat deaths. Science of The Total Environment 892:164536.

Norberg, U. M., J. M. V. Rayner, and M. J. Lighthill. 1997. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences 316:335–427.

Rodrigues, L. et al. 2015. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series 3:1–51.

Roemer, C., Y. Bas, T. Disca, and A. Coulon. 2019. Influence of landscape and time of year on bat-wind turbines collision risks. Landscape Ecology 34:2869–2881.

Russ, J. (ed.). 2021. Bat calls of Britain and Europe: a guide to species identification. Pelagic Publishing, Exeter, UK.

Russo, D., L. Ancillotto, and G. Jones. 2018. Bats are still not birds in the digital era: echolocation call variation and why it matters for bat species identification. Canadian Journal of Zoology 96:63–78.

RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES, AND A. HEDENSTRÖM. 2010. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research 56:823–827.

SCOTTISH NATURAL HERITAGE. 2021. Bats and onshore wind turbines - survey, assessment and mitigation.

SOLICK, D., D. PHAM, K. NASMAN, AND K. BAY. 2020. Bat activity rates do not predict bat fatality rates at wind energy facilities. Acta Chiropterologica 22:135–146.

STATKRAFT, N. 2024. Moifjellet vindkraftpark | Statkraft. *Moifjellet vindkraftpark*. <https://prosjekter.statkraft.no/moifjellet/> (8 October 2024).

SUGAI, L. S. M., T. S. F. SILVA, J. W. RIBEIRO JR, AND D. LLUSIA. 2019. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. BioScience 69:15–25.

UDELL, B. J. ET AL. 2024. Using mobile acoustic monitoring and false-positive N-mixture models to estimate bat abundance and population trends. Ecological Monographs 94:e1617.

VOIGT, C. C. ET AL. 2024. Toward solving the global green–green dilemma between wind energy production and bat conservation. BioScience 74:240–252.

VOIGT, C. C., A. G. POPA-LISSEANU, I. NIERMANN, AND S. KRAMER-SCHADT. 2012. The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. Biological Conservation 153:80–86.

WERMUNDSEN, T., AND Y. SIIVONEN. 2008. Foraging habitats of bats in southern Finland. Acta Theriologica 53:229–240.

WHITBY, M. D., M. T. O'MARA, C. D. HEIN, M. HUSO, AND W. F. FRICK. 2024. A decade of curtailment studies demonstrates a consistent and effective strategy to reduce bat fatalities at wind turbines in North America. Ecological Solutions and Evidence 5:e12371.

Supplementary materials

All photos taken by Reed McKay, Maris Pärn, Mara Zebele or professional climbers with Oppland Elektro shared with the intention of disseminating.



a.



b.

Figure i. Photos of “at height” site MO-01 and MO-02 detectors which were deployed on the Telenor tower, Lakssvelafjellet TV Tårn.The detector box was located at 58.6331946 N, 5.9547091 E.



Figure ii. Photos of ground level site MO-03 which was deployed on a signpost that was no longer in use in an alpine pasture near the Telenor tower. The photos show how the detector was deployed on the pole (top left) and the proximity of the detector to the Telenor tower (top right) as well as a small pond as well as the surrounding landscape (bottom; detector site indicated with an orange circle). The detector was located at 58.63203 N, 5.95236 E.



Figure iii. Photos of ground level site MO-04 which was deployed on a signpost that was no longer in use in a lowland pasture. The photos show the proximity of the detector to a small stream (left) and a gravel road (right). The detector was located at 58.64560 N, 05,93607 E.



Figure iv. Photos of ground level site MO-05 which was deployed on a fence post along with our own metal pole to place the microphone at least 2 m high. The photos show the detector and microphone were deployed (left) and the surrounding habitat (right; the detector site indicated with an orange circle). The detector was located at 58.62390 N, 05,99217 E.

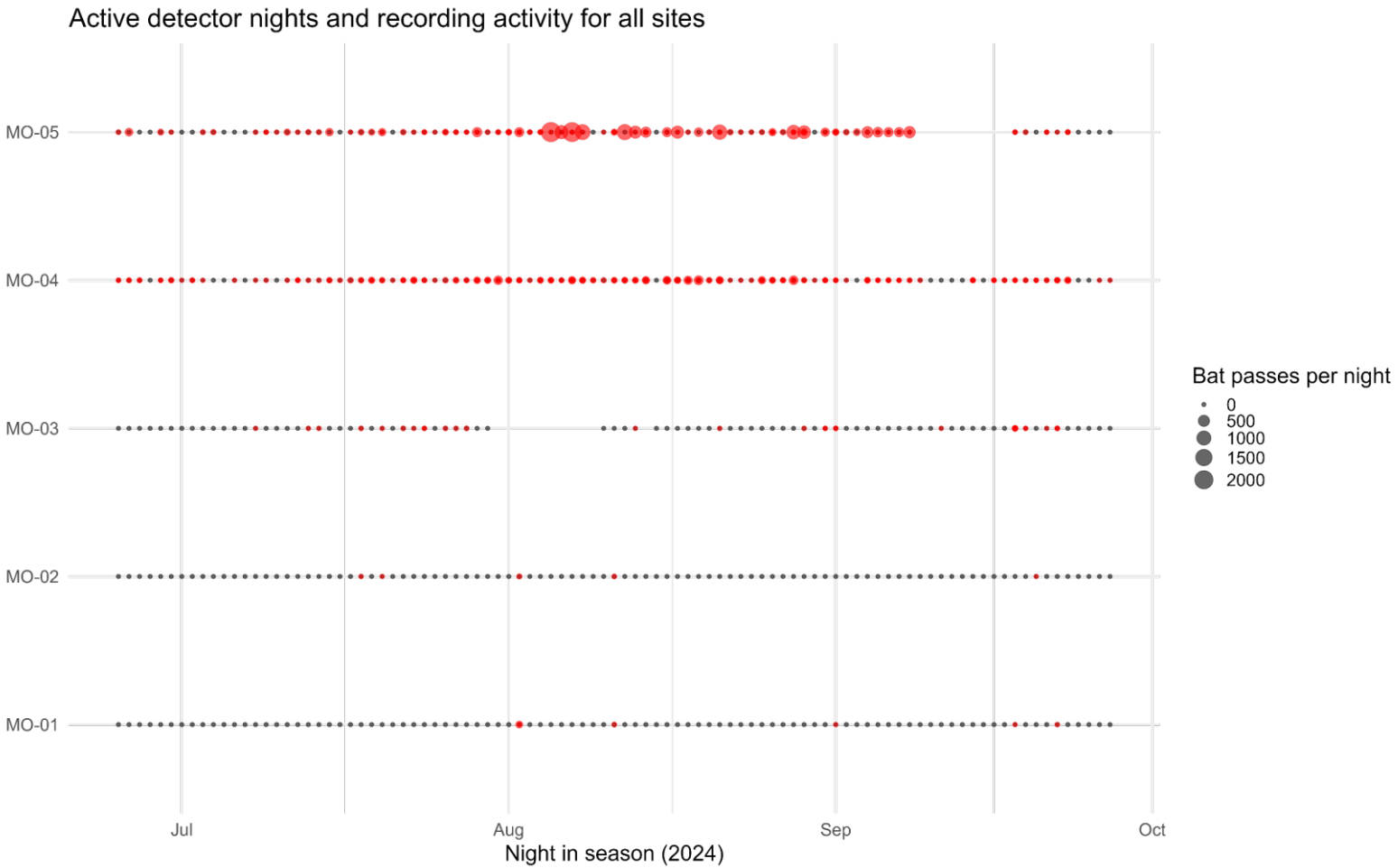


Figure v. Overview of the detector nights and amount of bat acoustic activity was recorded (black dots = nights when a detector was active, but no bats were recorded, red dots = nights when bats were recorded) at each night at each site throughout the survey period. Gaps in the recordings are due to equipment failures (MO-03, 31.07 - 06.08 data processing error and 14.08 due to microphone failure: MO-05, 09.09 – 17.09 due to microphone likely being water-logged).

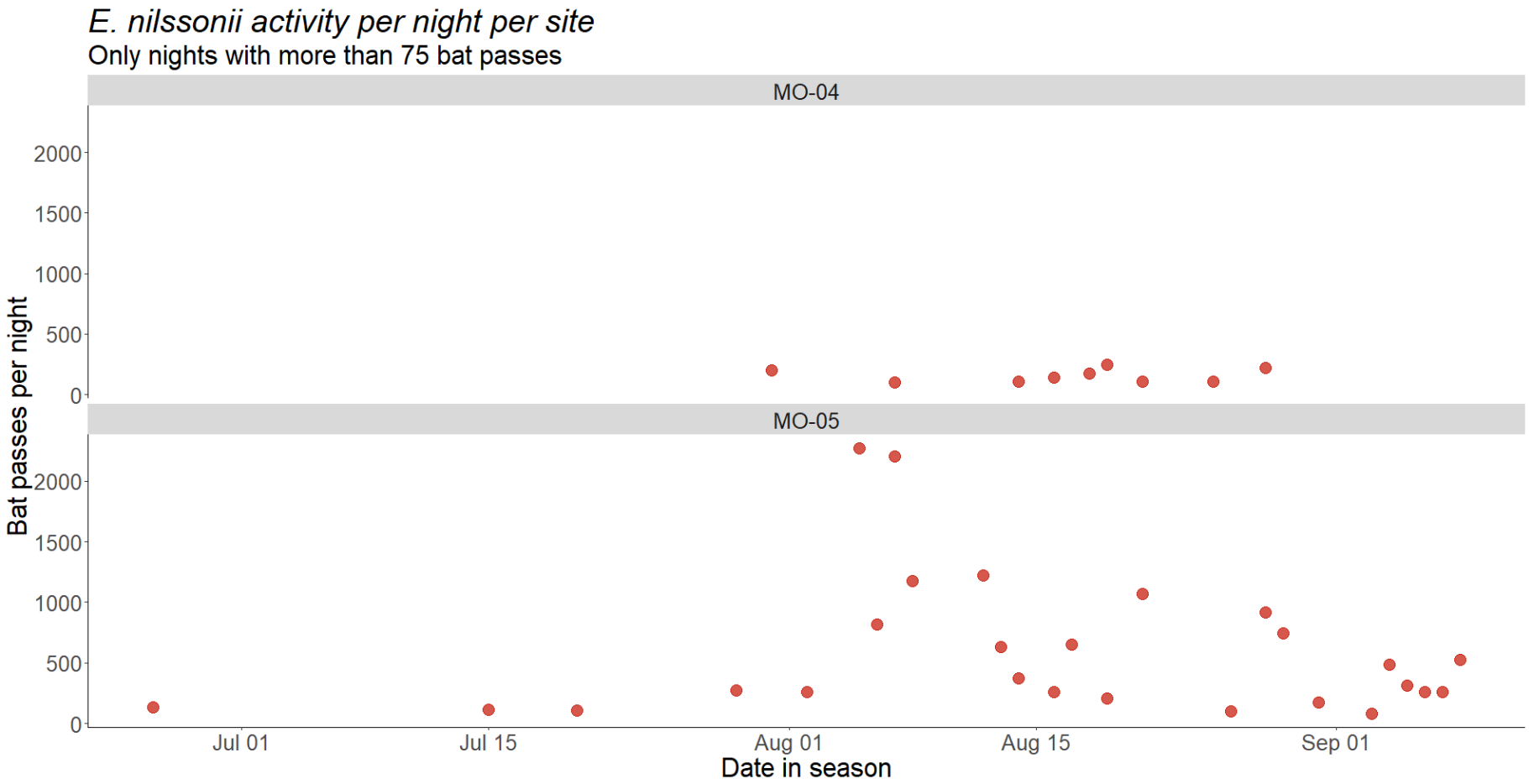


Figure vi. Overview of the nights with high levels of activity (more than 75 passes per night) for *E. nilssonii* (nordflaggermus) at sites MO-04 and MO-05.

Konsekvenser for flaggermus ved etableringen av Mellomstrand vindkraftverk, Time kommune



Fagrapport 2026

Runa Odden

www.ecofact.no

ISSN: 1891-5450
ISBN: 978-82-8469-238-8

Konsekvenser for flaggermus ved etableringen av Mellomstrand vindkraftverk, Time kommune

Ecofact-rapport: 1238

www.ecofact.no

Rev.	Dato	Beskrivelse	Utført	Godkjent
03641_0	02.02.2026	Ferdig utkast til gjennomlesing hos oppdragsgiver	RO	RM
	27.03.2026	Revidert utkast	RO	RM

Kunde:	Statkraft AS		
Prosjekt:	03641		
Dokument referanse:	Odden, R. 2026. Konsekvenser for flaggermus ved etableringen av Mellomstrand vindkraftverk, Time kommune. Ecofact-rapport 1238. 43 s.		
ISSN:	1891-5450		
ISBN:	978-82-8469-238-8		
Opphav: Ecofact AS	**Forfattere:** Runa Odden	**Prosjektleder:** Roy Mangersnes	**Kvalitetssikring:** Roy Mangersnes
Forside foto: Detektor 3 ved innhenting i november 2025. Kartavatnet og Høg-Jæren vindkraftverk i bakgrunnen. Foto: Runa Odden			

INNHOLD

FORORD ... **2**

SAMMENDRAG ... **3**

1 INNLEDNING ... **6**

2 TILTAKSBESKRIVELSE ... **6**

2.1 LOKALISERING ... 6

2.2 UTREDNINGSALTERNATIVER ... 8

Nullalternativet ... *8*

2.3 INFLUENSOMRÅDET ... 9

3 STATUS OG VERDI FOR NATURMANGFOLD ... **10**

3.1 KUNNSKAPSSTATUS FØR FELTBEFARING ... 10

3.2 METODE ... 10

3.3 RESULTAT ... 14

3.4 VERDI ... 22

3.5 USIKKERHET OG POTENSIALET FOR ANDRE FUNN ... 26

4 PÅVIRKNING ... **26**

4.1 ARTER OG ØKOLOGISKE FUNKSJONSOMRÅDER ... 27

Funksjonsområde for flaggermus ... *27*

5 KONSEKVENSER ... **32**

5.1 NULLALTERNATIVET ... 32

5.2 KONSEKVENSER ... 32

5.3 SAMLET BELASTNING ... 33

5.4 USIKKERHET ... 35

6 AVBØTENDE TILTAK ... **37**

7 REFERANSER ... **40**

8 VEDLEGG ... **43**

FORORD

Foreliggende rapport om fagtema flaggermus er en av flere faggrunnlag for konsekvensutredningen av tiltaket. Rapporten presenterer resultatene fra kartlegging av flaggermus i forbindelse med søknad om konsesjon for bygging og drift av Mellomstrand vindkraftverk i Time kommune. Utredningen går gjennom funn av arter i området, verdisetting av disse og vurdering av konsekvenser det planlagte tiltaket vil ha for flaggermus. Feltarbeidet er gjennomført av Bjarne Oddane, Ranveig Straume, Ellisiv Raftevold og Runa Odden. Oppdragsgiver er Statkraft Energi AS der Kristin Serck-Hanssen og Espen Fjeldstad har vært kontaktpersoner. Vi takker for samarbeidet og opplysninger om tiltaket.

Sandnes, 02.02.2026



Runa Odden

SAMMENDRAG

Beskrivelse av oppdraget

På oppdrag av Statkraft Energi AS har Ecofact utført en utredning av konsekvenser for flaggermus i forbindelse med søknad om konsesjon for bygging og drift av Mellomstrand vindkraftverk. Et forbehold for utbyggingen av Mellomstrand er at utbyggingen av Moifjellet vindkraftverk blir godkjent. Utformingen av undersøkelsene baserer seg på anbefalt metodikk for undersøkelser av vindkraftverks påvirkning på flaggermus (Rodrigues et al., 2015, McKay et al., 2020). Utredningen baseres på Miljødirektoratets veileder M-1941 Konsekvensutredninger for klima og miljø, fra 2025. Planområdet ble undersøkt med akustiske detektorer i perioden 10.04.2025 til 09.11.2025 for å dekke den mest aktive sesongen for flaggermus.

Datagrunnlag

Datagrunnlaget i planområdet var relativt svakt før egen utredning ble gjennomført. Imidlertid ble en tilsvarende undersøkelse gjennomført på Moifjellet, like vest for planområdet, i sammenheng med utredningene for Moifjellet vindkraftverk i 2024. På Mellomstrand ble tre flaggermus detektorer av typen SongMeter mini bat 2 ble benyttet i perioden 10.04 til 09.11 En av detektorene ble ødelagt av vannskader 28.08 og resten av studieperioden ble gjennomført med to detektorer. Plasseringen av detektorene ble bestemt ut ifra habitater som erfaringsmessig er attraktive for flaggermus, og i områder med en overordnet representativ naturtype for planområdet, for å gi best mulig sammenligningsgrunnlag. Egen utredning ble supplert med opplysninger fra kilden Artskart og data fra flaggermus utredningen gjennomført av NMBU på Moifjellet i 2024.

Samlet sett vurderes datagrunnlaget som tilstrekkelig for å belyse planområdets betydning/verdi for flaggermus. Kartleggingen ble gjennomført etter anbefalt metodikk, og data ble samlet inn gjennom den viktigste årstiden for flaggermus selv da tekniske problemer oppstod med en av de tre detektorene. Hensikten med å bruke flere detektorer i planområdet er å hente inn data fra ulike habitattyper og lanskapsstrukturer, men også å sikre kontinuerlig datainnhenting ved tekniske problemer eller andre hendelser.

Resultat

Resultatene fra kartleggingen identifiserer planområdet for Mellomstrand vindkraftverk som et viktig område for flaggermus. Det var et høyt aktivitetsnivå gjennom sesongen og det ble registrert minst 7 forskjellige arter/grupper der nordflaggermus (VU) var dominerende i materialet, etterfulgt av gruppen Myotis og dvergflaggermus (LC). Etter manuell verifisering av lydfilene ble det registrert totalt 37 357 flaggermus passeringer fordelt på de tre detektorene. Artene som ble registrer var nordflaggermus (VU), gruppen Myotis, brunlangøre (LC), trollflaggermus (NT), dvergflaggermus (LC), storflaggermus

(EN) og gruppen Nyctaloid. Funnene ble verdisatt etter artenes rødlistestatus der nordflaggermus ble vurdert til stor verdi, brunlangøre til noe verdi, trollflaggermus til middels verdi, dvergflaggermus til noe verdi og storflaggermus til svært stor verdi.Et grovt funksjonsområde for flaggermus ble tatt ut i dalføret mellom Kartavatnet og Oslandsvatnet, og de lavereliggende områdene med variert kulturmark. Det er noe usikkerhet knyttet til kartfestingen da resultat fra stasjonær akustisk overvåkning kun gir informasjon om forholdene i direkte nærhet til detektoren. Basert på de registrerte artenes rødlistestatus og aktivtetsnivå ble funksjonsområdet vurdert til svært stor verdi som et økologiske funksjonsområde for flaggermus. Av de registrerte artene har fire (nordflaggermus, trollflaggermus, dvergflaggermus og storflaggermus) høy risiko for å kollidere med vindturbiner på land, basert på atferd, flyvehøyde og trekkaktivitet. Undersøkelsen belyser at planområdet, spesielt lavereliggende områder, i stor grad blir tatt i bruk av flaggermus både til forflytting, næringssøk og sosial atferd assosiert med territoriehevding.

Samlet konsekvens

Flere av de registrerte artene har atferd som gjør de er utsatt for kollisjon med vindturbiner, der økt dødelighet potensielt kan påvirke populasjonen. For trekkende arter som storflaggermus, trollflaggermus og dvergflaggermus kan økt kollisjonsrisiko som følge av tiltaket ha påvirkninger lokalt, regionalt og potensielt internasjonalt. Den samlede belastningen av vindkraftutbygginger i Norge og Europa for øvrig kan ha negative konsekvenser for flaggermus ikke bare i form av kollisjoner, men også tap av funksjonsområder og unnvikelse. Tiltakets påvirkning på samlet belastning inkluderes i den samlede konsekvensen, og tiltaket vurderes til å ha **stor negativ konsekvens** for flaggermus og deres funksjonsområder.

Avbøtende tiltak

Justering av turbindplassering er et avbøtende tiltak som kan bidra til å redusere tiltakets konsekvens. Ulike strategier forekommer der EUROBATS anbefaler å ikke etablere turbiner nærmere enn 200 meter fra kantsoner og insektsdannende strukturer som ferskvannskilder og våtmarker. Ved å bruke en hensynssone rundt habitat der flaggermus typisk driver med næringssøk, kan konflikten mellom flaggermus og turbiner reduseres noe. Studier viser at aktivitetsnivået synker med avstand fra kantsoner og andre viktige strukturer, og at plassering av enkelte turbiner er en viktig faktor når man undersøker dødeligheten i et vindkraftverk. Flaggermus følger naturlige ledelinjer i landskapet og kantsoner blir brukt til både forflytting og næringssøk.

Et direkte tiltak er å fjerne skogen i nordende av Kartavatnet i nærheten av en planlagt turbin. Ved å fjerne slike strukturer kan området i nærheten av turbinen fremstå mindre attraktivt for flaggermus, og de blir ikke ledet inn mot turbinen langs skogkanten. Det er usikkert i hvilken grad disse avbøtende tiltakene vil redusere konflikter med flaggermus, og det er begrenset hvor mye de vil redusere konsekvensen for trekkende individer.

Stoppregulering er et direkte tiltak som omhandler driften av vindkraftverket. Studier fra utlandet viser at dødeligheten for flaggermus kan reduseres kraftig dersom turbinene stoppes under netter med svake vindstyrker, opphold og temperaturer over 14 grader i perioden 14. juli til 15.september.

Dersom konsesjon blir innvilget anbefales det grundige etterundersøkelser i både Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk. Planområdet fremstår som viktig for flere arter til både forflytting, næringssøk og sosial atferd. Tilstedeværelsen av flere rødlistede arter med høy kollisjonsrisiko, og svakhetene assosiert med kun et år med forundersøkelser, gjør at etterundersøkelser vurderes som nødvendig ved en eventuell utbygging. Etterundersøkelsene bør bestå av minst to år med akustisk overvåkning for å se på endringer i artssammensetning og aktivitetsnivå, og standardiserte kadaversøk for å undersøke kollisjonsraten. Resultatene fra etterundersøkelsen kan belyse om tiltak som stoppregulering bør påkreves.

1 INNLEDNING

Foreliggende rapport belyser status, påvirkning og konsekvenser for flaggermus ved etablering og drift av Mellomstrand vindkraftverk i Time kommune. Av de 11 artene flaggermus vi har i Norge er 6 av de på norsk rødliste for arter (Eldegard et al., 2021). Rødlistestatus for norske flaggermus er vurdert med bakgrunn i bestandsnedgang eller få reproduserende individ, eller en kombinasjon av disse. Habitattap, fragmentering og tap av egnede overvintringsplasser og dagleier er hovedårsakene til bestandsnedgang hos flere flaggermusarter på verdensbasis. Samlet med høy dødelighet fra turbiner, rask økning i utbygging av vindkraftverk, og flaggermus sin langsomme reproduksjon gjør artsgruppen svært utsatt (Barcklay et al. 2003). Foreliggende rapport skal belyse resultat fra undersøkelsen om hvilke arter og grupper flaggermus som er til stede i planområdet, deres aktivitetsmønster gjennom sesongen, og vurdere risiko knyttet til kollisjoner og habitattap. Rapporten foreslår også avbøtende tiltak.

2 TILTAKSBESKRIVELSE

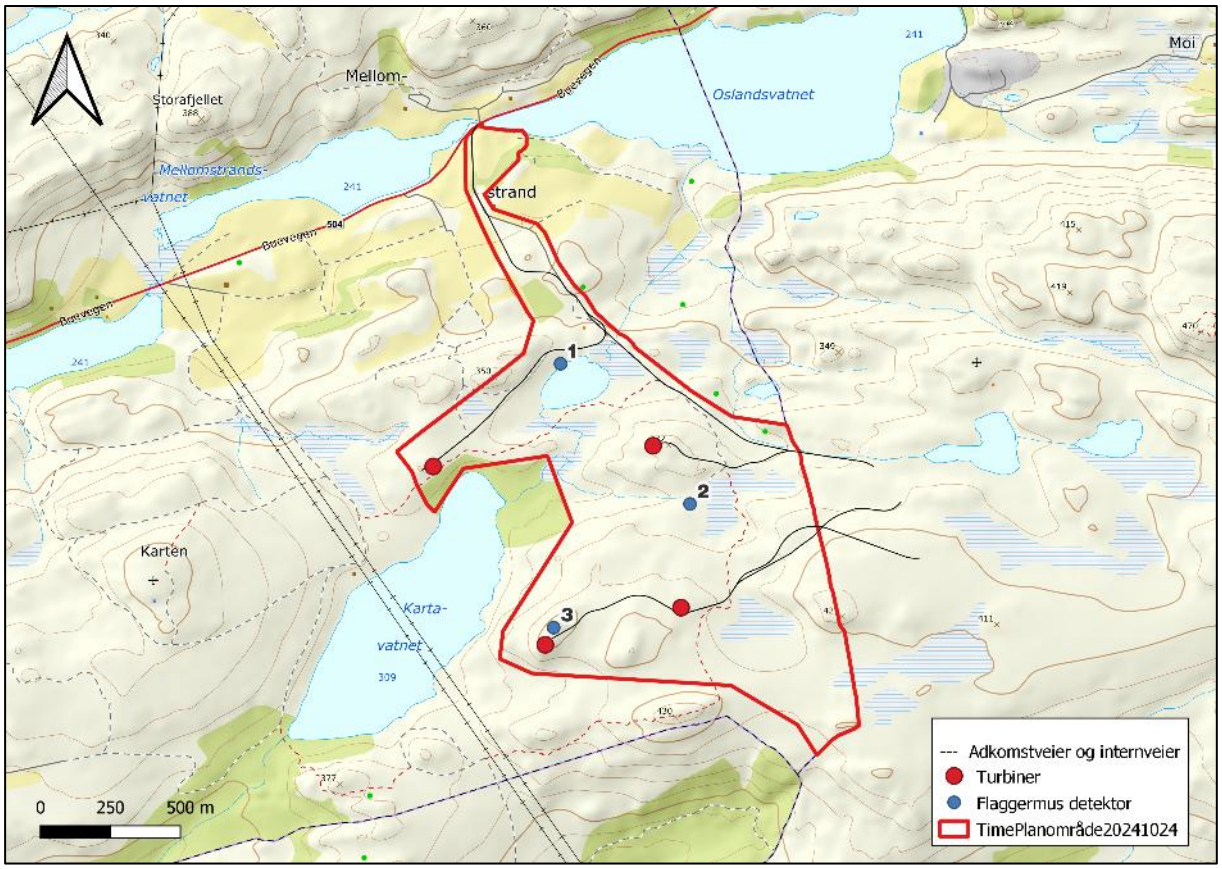
2.1 Lokalisering

Planområdet ligger ved Mellomstrand i Time kommune, på grensen til Bjerkreim kommune, vest for planlagte Moifjellet vindkraftverk. Figur 2.1 gir en oversikt over planområdets geografiske plassering, og figur 2.2 viser den lokale plasseringen av tiltaket.

Mellomstrand vindkraftverk er planlagt som en utvidelse av Moifjellet vindkraftverk, og vil kun realiseres dersom konsesjonssøknaden for Moifjellet blir godkjent. Ulike alternativ for utforming er under vurdering med forslag om 2-4 turbiner med en totalhøyde på 180-200 meter (figur 2.2). Planområdet består i hovedsak av kystlynghei med en del berg i dagen, og har relativt store variasjoner i topografi. De lavereliggende områdene inneholder variert kulturmark med innslag av ferskvannskilder og en del myr. En plantasjeskog ved Kartavantet går delvis inn i planområdet, ellers er planområdet preget av et åpent landskap.



Figur 2.1. Figuren viser planområdets geografiske plassering i Time kommune, omtrent 12 km øst for tettstedet Varhaug.



Figur 2.2. Figuren viser planområdet der planlagte turbiner er markert med røde punkt, internveier med svart linje, og flaggermusdetektorer med blå punkt.

2.2 Utredningsalternativer

Utbygging av Mellomstrand vindkraftverk er avhengig av tilslag på konsesjonssøknaden om bygging og drift av Moifjellet vindkraftverk, og vil ikke realiseres alene. Konsekvensene av Moifjellet vindkraftverk for flaggermus blir ikke direkte vurdert i denne rapporten, men blir inkludert i kapittelet om samlet belastning. Et alternativ er utbyggingen av Moifjellet vindkraftverk uten Mellomstrand vindkraftverk. Dette tiltaket er vurdert i en egen konsekvensutredning og vil ikke bli direkte vurdert i denne rapporten (Multiconsult 2025).

Nullalternativet

Nullalternativet er forventet situasjon i influensområdet dersom planen eller tiltaket ikke blir gjennomført. Det tar utgangspunkt i dagens miljøstand og beskriver den mest realistiske utviklingen i området uten planlagt tiltak. Nullalternativet i dette tilfellet er en videreføring av dagens situasjon. Foreliggende rapport vurderer søknaden om konsesjon for bygging og drift av Mellomstrand vindkraftverk i forhold til nullalternativet.

2.3 Influensområdet

Alle områder som blir berørt av inngrepet defineres som del av influensområdet. Ved foreliggende tiltak er influensområdet vanskelig å definere for flaggermus. Artsgruppen er mobil og kan bevege seg over svært store geografiske områder. Utbredelsen, trekkruter og bestandsstatus for flaggermus er usikker i regionen. Og metoden for akustisk overvåkning benyttet i utredelsen belyser kun artsinventar og aktivitetsnivå i nærheten av detektorene, innenfor planområdet.

3 STATUS OG VERDI FOR NATURMANGFOLD

3.1 Kunnskapsstatus før feltbefaring

Kunnskapsgrunnlaget for flaggermus i influensområdet var relativt mangelfullt før gjennomført kartlegging. Enkelte observasjoner av nordflaggermus var registrert i området, men med noe avstand fra planområdet. Ellers er det en god del registreringer av artene nordflaggermus, dvergflaggermus og vannflaggermus i regionen. I sammenheng med konsekvensutredningen for Moifjellet vindkraftverk ble det gjennomført en tilsvarende undersøkelse av NMBU i 2024. Resultatene fra denne undersøkelsen komplementerer resultatene for Mellomstrand, og brukes til å vurdere samlet belastning.

3.2 Metode

Kartleggingen av flaggermus på Mellomstrand ble gjennomført ved bruk av følgende metodikk, anbefalt av BatLab Norway, ved Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tre flaggermus detektorer av typen SongMeter mini bat 2 med ultrasonisk mikrofon ble utplassert i starten av april 2025 og hentet inn 20 november 2025. Månedsskifte oktober-november regnes som tilstrekkelig for flaggermus undersøkelser, men innhentingen ble utsatt på grunn av annet feltarbeid.

Detektor 1 ble plassert ved et spesielt godt flaggermus habitat i nærheten til et vann og myrområde. Detektor 2 ble plassert høyere i planområdet ved en myr og en elv, i et dalføre som leder opp fra Kartavatnet. Detektor 3 ble plassert høyest over havet i et kystlyngheiområde, som er en typisk naturtype i planområdet (figur 2.2). Plasseringen var oppå en høyde der turbiner ofte plasseres, og der det periodevis kan oppstå en ansamling av insekter, et fenomen kalt «hilltopping». Detektorenes plassering i forhold til habitat, landskap og insektsdannende strukturer er svært viktig for sannsynligheten for å fange opp flaggermus og hvilken atferd man identifiserer. Resultatene fra en undersøkelse avhenger mye av detektorplassering og det er viktig å både inkludere områder som er attraktive for flaggermus og områder som er representative for planområder og hvor turbinene sannsynligvis skal plasseres. Detektorene ble montert på gjerdestolper på 175 cm, da de fleste flaggermus flyr noen meter over bakken, og høyde på detektoren bidrar til å fange opp lyd fra flere individer (Dietz et al. 2016, Russ 2021) (figur 3.1, 3.2 og 3.3).



Figur 3.1. Detektor 1 montert ved et gjerde. Rundt 10 meter fra vannkanten av et navnløst vann i dalen mellom Kartavatnet og Oslandsvatnet. Foto: Bjarne Oddane.



Figur 3.2. Detektor 2 plassert i en steinrøys ved en elv, sett fra vest. Foto: Bjarne Oddane.



Figur 3.3. Detektor 3 med Kartavatnet i bakgrunnen. Foto: Bjarne Oddane.

Flaggermus i Norge er utpreget nattaktive og for å dekke den mest aktive perioden av døgnet var detektorene programmert til å ta opp lyd fra en time før solnedgang til en time etter soloppgang. Denne metoden reduserer også detektorenes strømbruk slik at batterienes levetid utvides, og reduserer mengden opptak som ikke er ekkolokalisering fra flaggermus. Detektorene ble røktet rundt en gang hver femte uke der SD-kort og batteri ble byttet, og detektorene ble undersøkt for andre feil eller mangler.

For å identifisere artene i materialet ble det brukt en kombinasjon av automatisk og manuell analyse. Detektorene tar kun opp lyder de har identifisert som trolig flaggermus, og disse filene blir analysert i programvaren Kaleidoscope Pro versjon 5.8.1 (KPro). Klassifiseringen Bats of Europe 5.7.0 blir brukt for å kun inkludere arter som forekommer i Norge. KPro gir forslag til en automatisk klassifisering av art, NoID som sannsynligvis er en flaggermus, eller Noise som er lydfiler med støy eller forstyrrelser som ikke er flaggermus.

Erfaringsmessig, og etter anbefalt metodikk, er ikke kun automatisk identifisering av arter tilstrekkelig. Programvaren tar ofte feil mellom arter, da det er både stor intern variasjon og overlapp mellom arter, klassifiserer støy eller gnagere som flaggermus, og er ikke i stand til å registrere flere arter i samme fil eller skille mellom vanlig ekkolokalisering og sosiale lyder eller næringssøk. Denne svakheten kan føre til mangler i materialet og feilidentifiserte arter, som fører til resultater med høy grad av usikkerhet. Dermed er det nødvendig å gjennomføre en manuell verifisering av materialet der hver enkelt flaggermus passering blir artsbestemt og atferd som forflytting, næringssøk og sosiale lyder kan registreres. Da de norske flaggermus artene har forskjellige rødlistestatuser og ulik sårbarhet ovenfor vindkraft, er manuell verifisering av materialet svært viktig i denne typen undersøkelser.

En flaggermuspassering er definert som en 5-sekunders lydfil der minst to ekkolokaliserings rop er registrert etter hverandre. For de manuelle analysene ble Noise/støy filene fjernet fra materialet (n = 19 545), og totalt fra de tre detektorene ble det identifisert 37 357 flaggermus passeringer. Ved detektor 1 ble det registrert den høyeste andelen av passeringer med næringssøkende flaggermus.

Tabell 3.1. Tabellen inneholder de norske flaggermusartene med latinsk navn, norsk navn, kollisjonsrisiko med vindturbiner på land (Rydell et al. 2010, Rodrigues et al. 2015) og rødlistestatus (Eldegard et al. 2021).

Latinsk navn	Norsk navn	Kollisjonsrisiko	Rødlistestatus
Barbastella barbastellus	Bredøre	Middels	CR
Eptesicus nilssonii	Nordflaggermus	Høy	VU
Myotis brandtii	Skogflaggermus	Lav	LC
Myotis daubentonii	Vannflaggermus	Lav	LC
Myotis myatacinus	Skjeggflaggermus	Lav	LC
Myotis nattereri	Børsteflaggermus	Lav	CR
Nyctalus noctula	Storflaggermus	Høy	EN
Pipistrellus nathusii	Trollflaggermus	Høy	NT
Pipistrellus pygmaeus	Dvergflaggermus	Høy	LC
Plecotus auritus	Brunlangøre	Lav	LC
Vespertilio murinus	Skimmelflaggermus	Høy	NT

Det er stor forskjell i oppdagbarheten mellom de norske artene, og deteksjonsavstanden fra en mikrofon er mellom 10 og 50 meter (Dietz et al., 2016). Unntaket er storflaggermus som har lavfrekvent ekkolokalisering og kan ha en deteksjonsavstand på 100 meter fra mikrofonen. Hvor lydytrende en art er, hvor høyt den vanligvis flyr og deteksjonsavstanden for ekkolokalisering har mye å si for hvor ofte den vil opptre i materialet. Dette kan føre til en skeivfordeling av identifiserte arter i forhold til det egentlige artsinventaret.

3.3 Resultat

Totalt ble det registrert 37 357 flaggermus passeringer og 6 ulike flaggermus taxon/grupper fordelt på detektorene. Undersøkelsen viste store variasjoner mellom aktivitetsnivået og atferden til artene, og antall passeringer registrert per detektor. Som beskrevet i metoden ble detektor 3 ødelagt og erstattet med detektor 2 slik at antall passeringer per detektor ble ytterligere skeivfordelt. For å korrigere for antall netter med aktiv detektor ble gjennomsnittet av flaggermus passeringer per aktive natt regnet ut, der detektor 1 hadde et gjennomsnitt på 188.7 passeringer per natt, detektor 2 hadde 10.0, og detektor 3 hadde 5.5. Plasseringen av detektor 1 hadde trolig mye å si for antall registrerte passeringer. Dalføret med elv fungerer

som en naturlig ledelinje og vann med myrområder har ofte en høy tetthet av insekter som tiltrekker seg flaggermus.

Tabell 3.2. Tabellen viser en oversikt over de identifiserte artene/gruppene med antall passeringer per detektor.

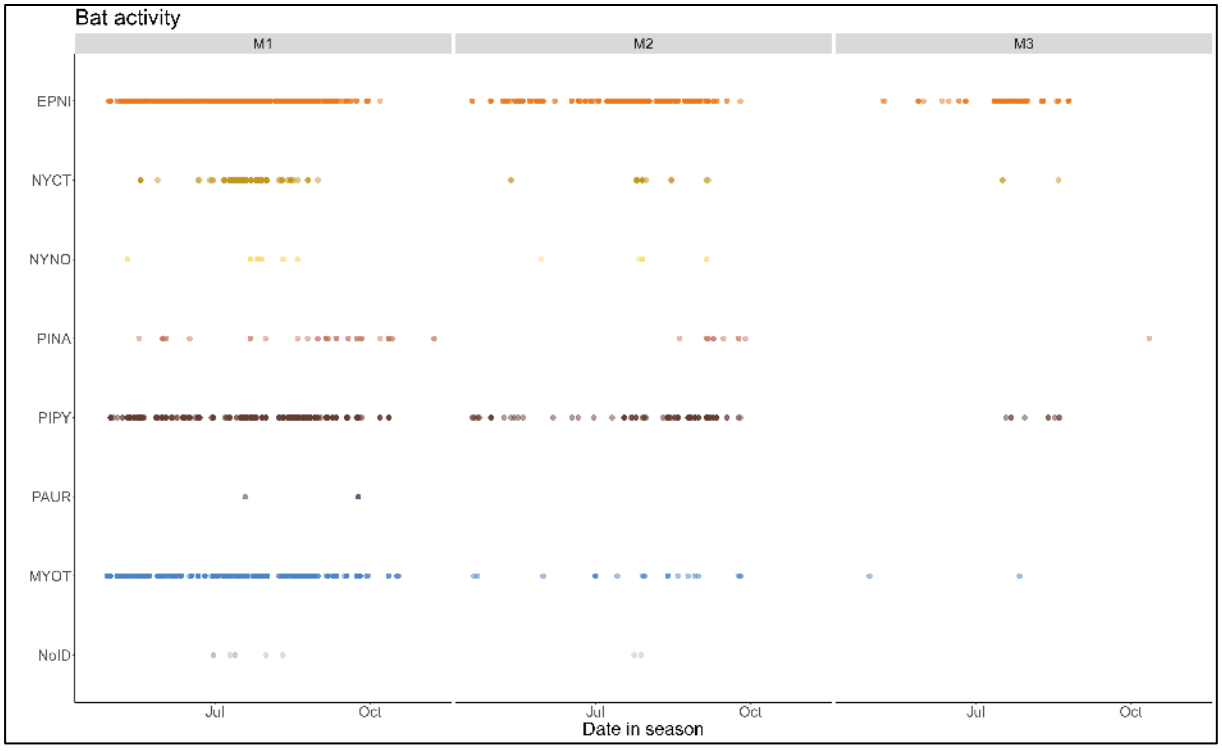
Latinsk navn	Norsk navn	M1	M2	M3	Total
Eptesicus nilssonii	Nordflaggermus	32 812	1544	667	35 023
Myotis spp	Myotis gruppe	1007	21	2	1029
Nyctalus noctula	Storflaggermus	19	8	-	27
Plecotus auritus	Brunlangøre	3	-	-	3
Pipistrellus nathusii	Trollflaggermus	77	12	1	90
Pipistrellus pygmaeus	Dvergflaggermus	861	114	9	984
Nyctaloid	Nyctaloid art	167	20	3	190
NoID	Ukjent flaggermus	9	2	-	11

Flere arter kan overlappe mye i parameterne for ekkolokaliserings rop, og det er ikke alltid mulig å skille artene fra hverandre med en høy grad av sikkerhet. Myotis arter grupperes sammen som en ekkolokaliserings type da ropene er svært vanskelig å artsbestemme. Merk i tabell 3.2 at også arter innen ekkolokaliserings gruppen Nyctaloid er samlet. Gruppen inkluderer nordflaggermus, skimmelflaggermus og storflaggermus. Både nord- og storflaggermus er mulig å artsbestemme ut ifra ekkolokalisering dersom enkelte krav oppfylles, men det eksisterer en del overlapp mellom disse og skimmelflaggermus som ligger mellom artene i frekvens. Skimmelflaggermus kan overlappe med både nord- og storflaggermus og kan lett forveksles med et lavfrekvent rop av nordflaggermus eller et høyfrekvent rop av storflaggermus. Da alle disse artene har ulik rødlistekategori er det ikke ønskelig å inkludere usikre artsregistreringer i materialet.

Netter der detektorene var aktive og tok opp lyd ble undersøkt for hver detektor og er presentert i figur 3.4. Aktivitetsnivået varierte noe gjennom studieperioden og mellom detektorene. Flest passeringer og det største artsinventaret ble registrert på seinsommeren fra juli ut september (figur 3.5 og 3.6).

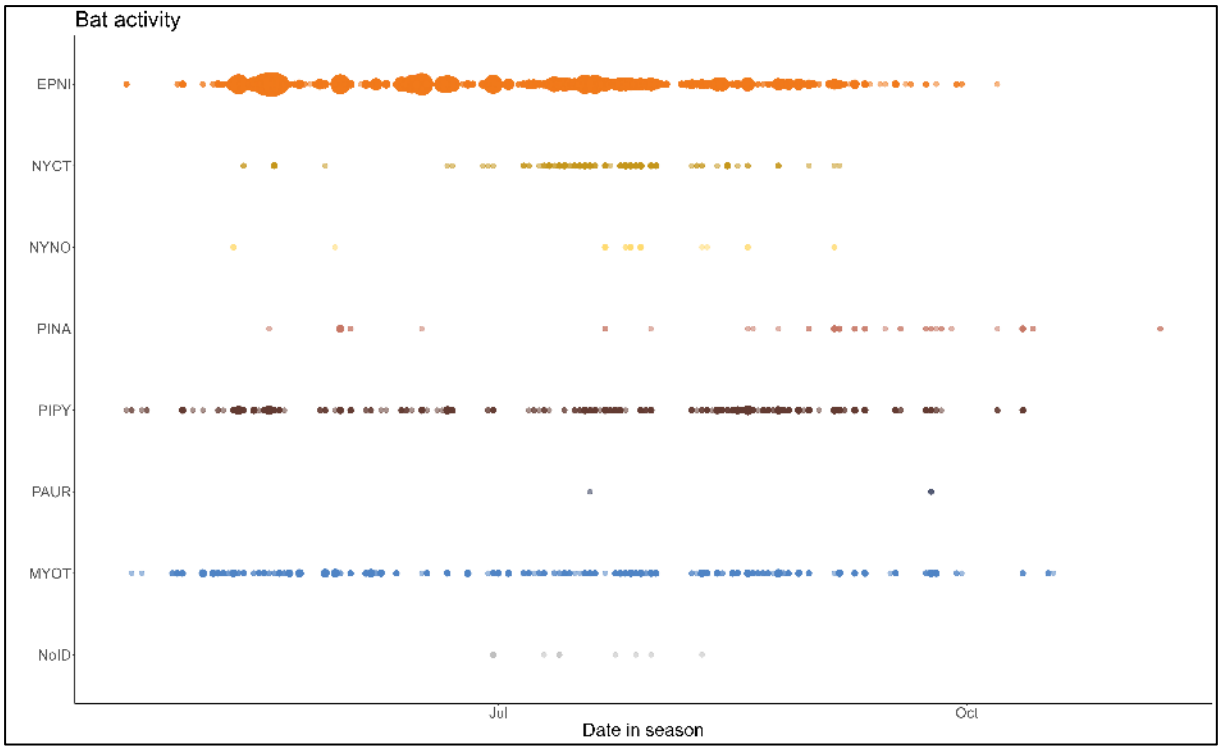


Figur 3.4. Netter der detektorene har vert aktive og tatt opp lyd. Netter der detektor har vert aktiv, men ingen lyd ble registrert kan mangle fra materiellet. Merk hullet i datasettet når detektor 3 ble ødelagt av vannskader.



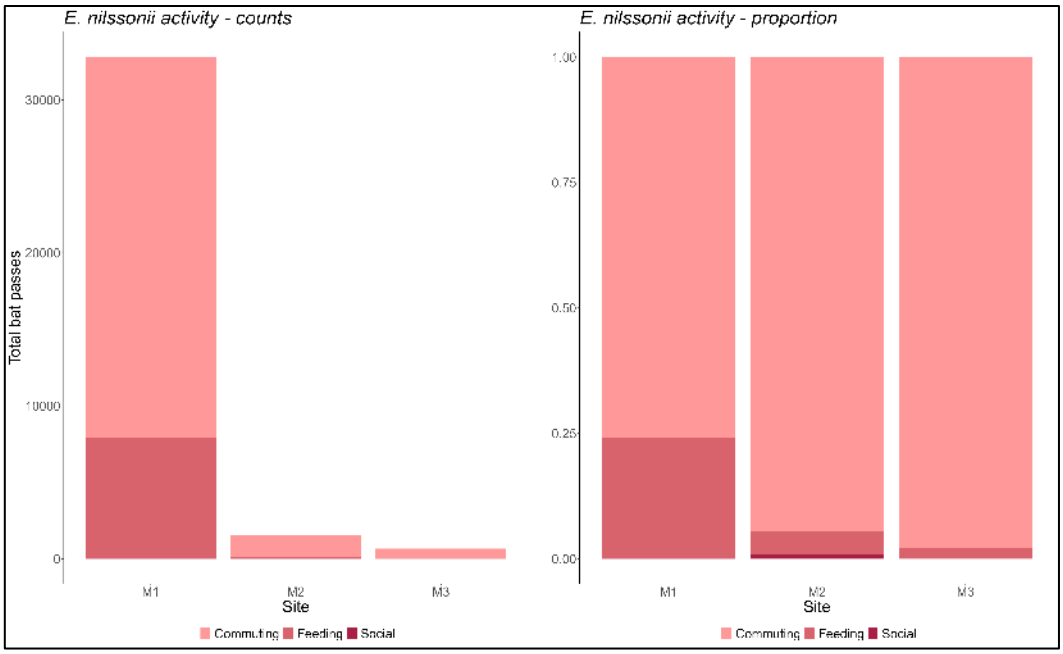
Figur 3.5. Figuren viser registreringer av de ulike artene fordelt på detektorene. X-aksen viser dato gjennom studieperioden.

Nordflaggermus var klart mest tallrik med tanke på antall passeringer og var vanlig forekommende i materialet fra mai til oktober. Dvergflaggermus og Myotis var også vanlig forekommende fra mai til oktober, mens de andre artene ble registrert mer sporadisk gjennom studieperioden (figur 3.6).



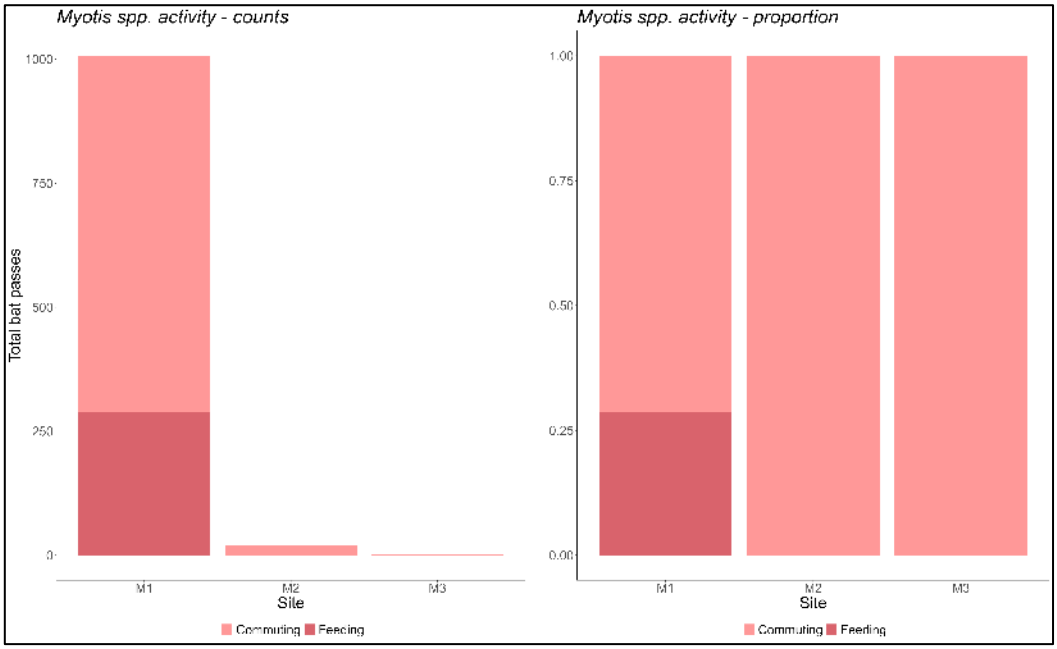
Figur 3.6. Figuren viser totalt antall dager med registreringer per art. Størrelsen på punktene representerer antall passeringer per dag.

Atferd hos de tre mest tallrike artene er presentert i figurene under (figur 3.7, 3.8, og 3.9). Det ble registrert en relativt høy andel av lyder for næringssøk, spesielt ved detektor 1. For nordflaggermus inneholdt over 20% av de registrerte passeringene et eller flere «feeding buzz» som er lyden flaggermus lager når de fanger et bytte. Også sosiale lyder ble registrert fra arten, denne typen atferd er lite studert for nordflaggermus, men er typisk assosiert med territorielle konflikter når to individ møtes under næringssøk (Russ 2021). Sosiale lyder ble registrert både ved detektor 1 og 2, men kommer dårlig frem i figuren på grunn av det svært høye antallet passeringer fra arten (figur 3.7).



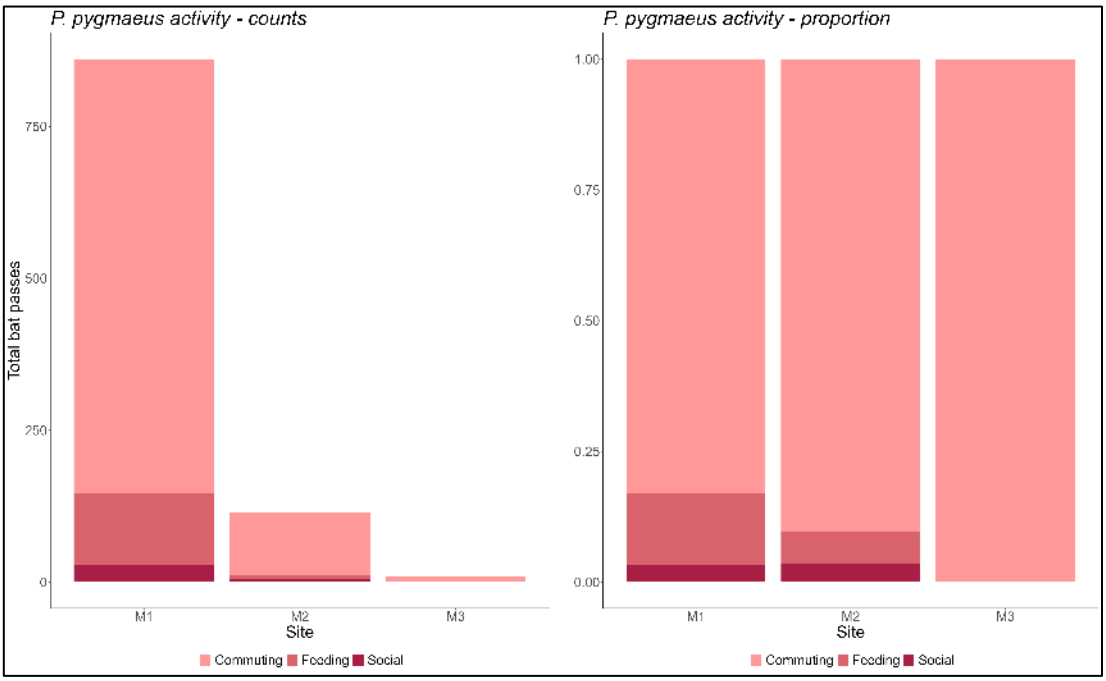
Figur 3.7. Antall flaggermus passeringer og andelen av passeringer med ulik atferd for nordflaggermus, fordelt på de tre detektorene.

Også for artsgruppen Myotis ble det registrert en del næringssøk. Der over 25% av registrerte passeringer fra gruppen ved detektor 1 inneholdt næringssøk lyder. Figur 3.8 viser at de fleste Myotis registreringene kom fra detektor 1 som er naturlig da denne plasseringen inneholdt et vann og myrområde som de fleste artene i gruppen har sterk tilknytting til (Dietz 2016).



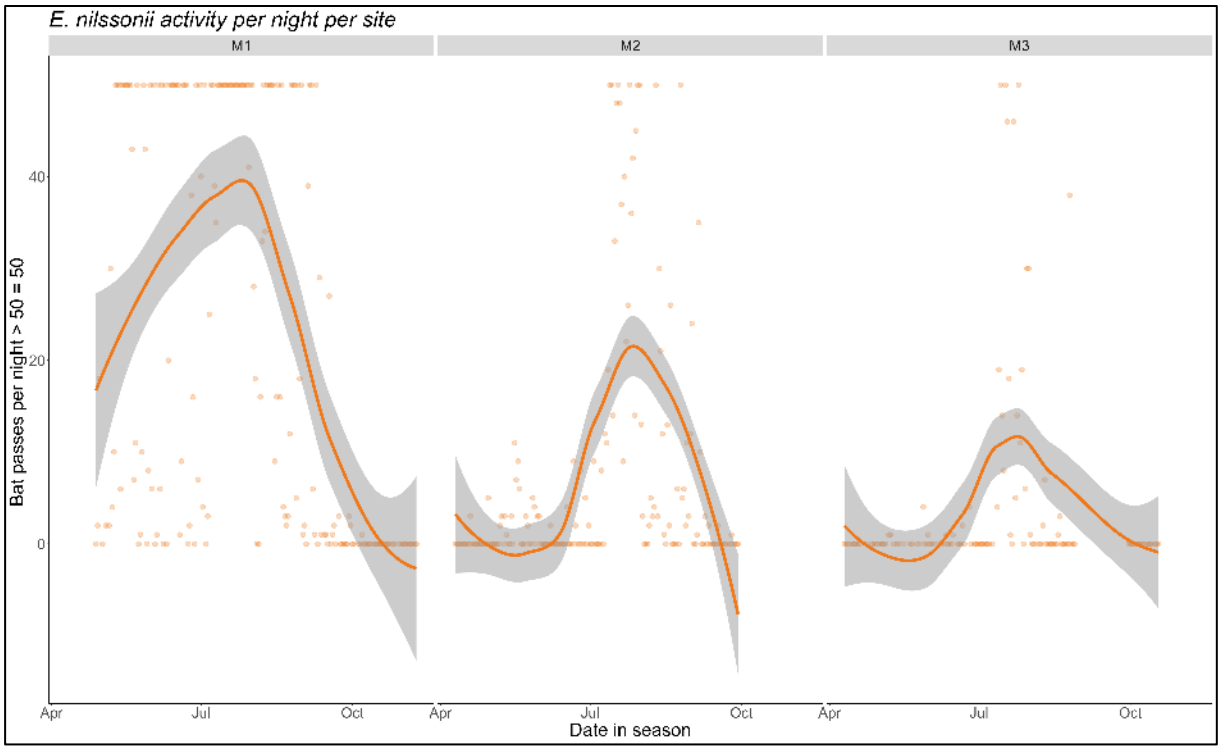
Figur 3.8. Antall flaggermus passeringer og andelen av passeringer med ulik atferd for Myotis, fordelt på de tre detektorene.

Dvergflaggermus var arten med tredje høyest antall registrerte passeringer, og i likhet med nordflaggermus og Myotis ble flesteparten registrert ved detektor 1. Det ble registrert lyder for næringssøk både ved detektor 1 og detektor 2. Det ble også registrert sosiale lyder fra dvergflaggermus. Atferden er ofte assosiert med territoriehevding eller en sang flukt hannene bruker for å tiltrekke seg hunner på sommeren og høsten (Russ 2021). Tilstedeværelsen av sosiale lyder fra dvergflaggermus kan tyde på at det forekommer reproduksjon i området.

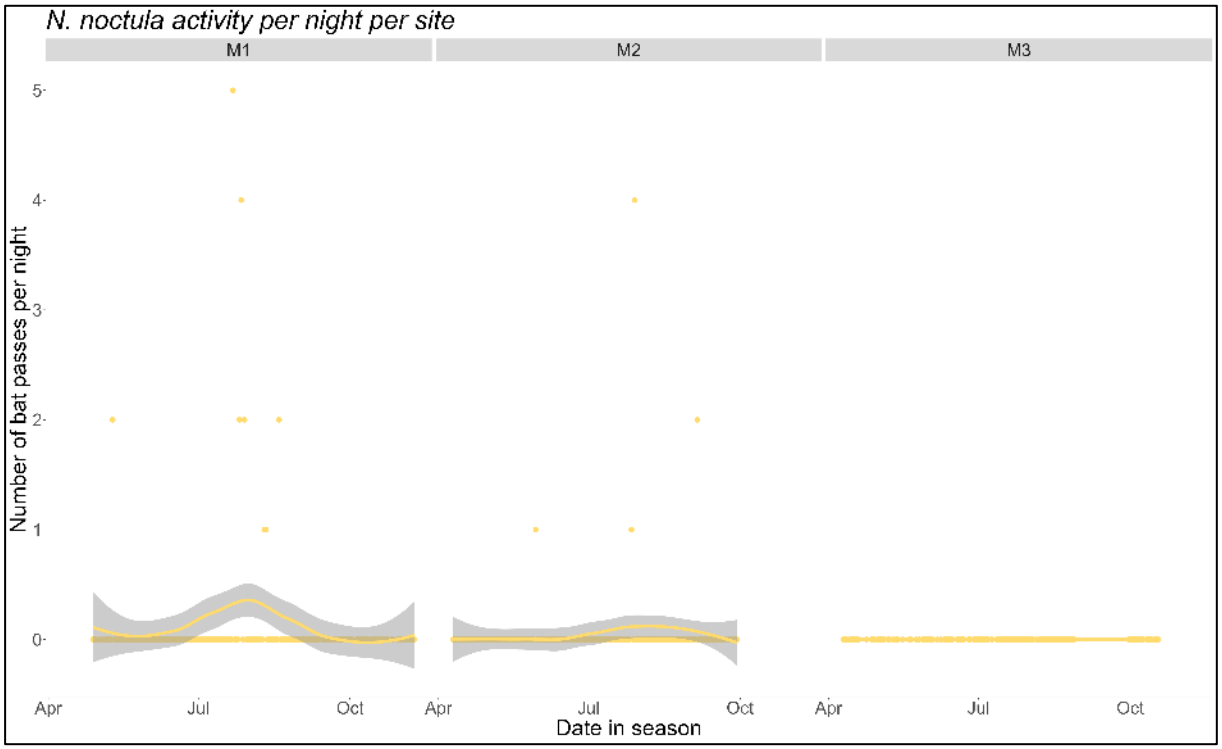


Figur 3.9. Antall flaggermus passeringer og andelen av passeringer med ulik atferd for dvergflaggermus, fordelt på de tre detektorene.

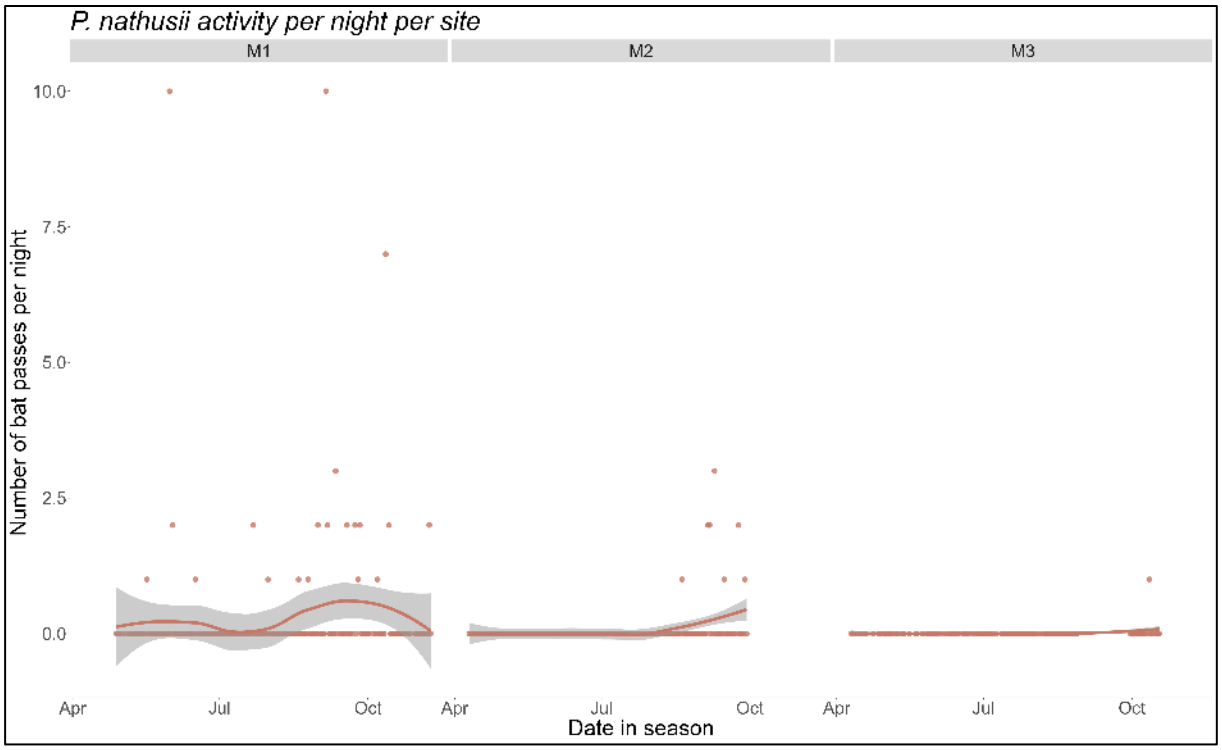
Antall passeringer varierte gjennom studieperioden, men en generell trend hos alle de registrerte artene/gruppene var en topp i aktivitet på sensommeren fra juli til september. Dette mønsteret er funnet i flere andre undersøkelser i Europa (Rydell et al. 2017, de Jong et al. 2021, Kotila et al. 2023), og var også en trend funnet i flaggermus undersøkelsene på Moifjellet i 2024 (Multiconsult 2025). Figurene under viser aktivitetsnivået til hver art undersøkt i forhold til netter med aktiv detektor, fordelt på de tre detektorene. Trollflaggermus har en senere aktivitetstopp enn de andre artene som kan tyde på at trekkende individer kommer sørover på høsten (figur 3.12). Merk at noen av y-aksene er transformerte for bedre visualisering. De resterende artene/gruppene som ikke er på rødlisten eller har høy kollisjonsrisiko kan finnes i vedlegg.



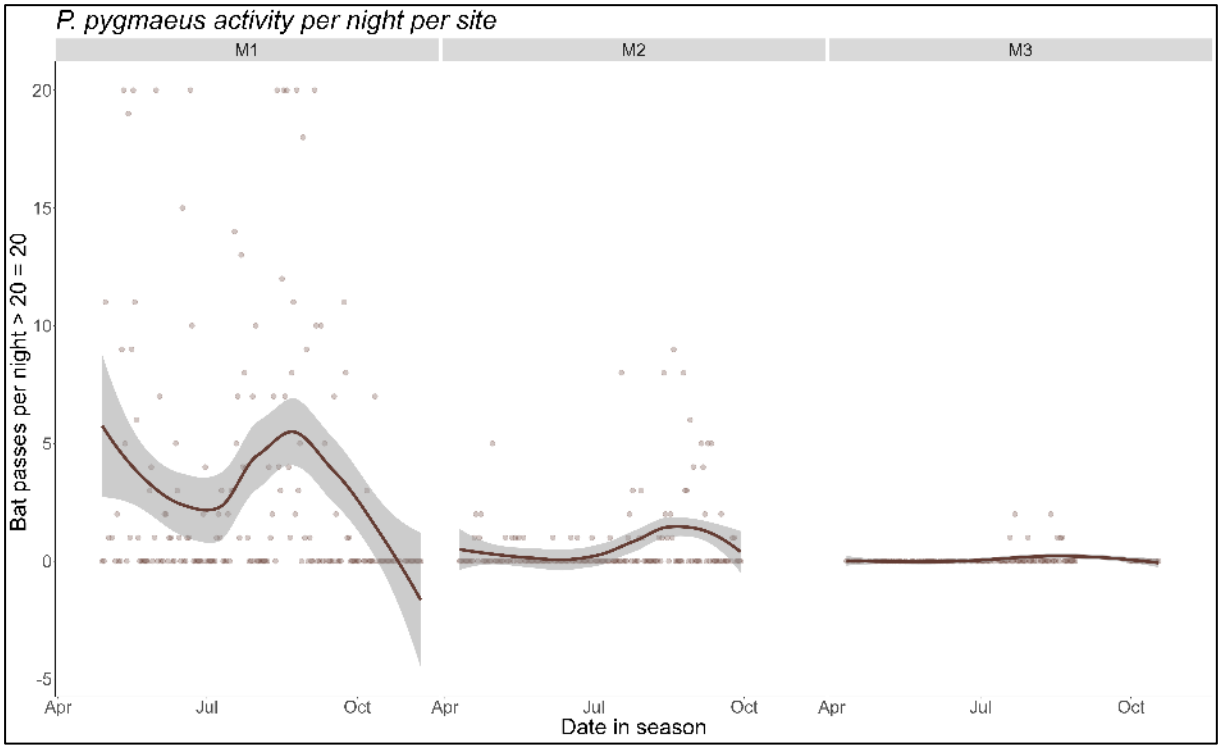
Figur 3.10. Aktiviteten til nordflaggermus gjennom studieperioden fordelt på de tre detektorene. Merk at netter der mer enn 50 passeringer ble registrert er transformert til 50 for å bedre visualisere aktivitetsnivået.



Figur 3.11. Aktiviteten til storflaggermus gjennom studieperioden fordelt på de tre detektorene. Y-aksen viser antall passeringer av Storflaggermus per natt med aktiv detektor.



Figur 3.12. Aktiviteten til trollflaggermus gjennom studieperioden fordelt på de tre detektorene. Y-aksen viser antall passeringer av Storflaggermus per natt med aktiv detektor.

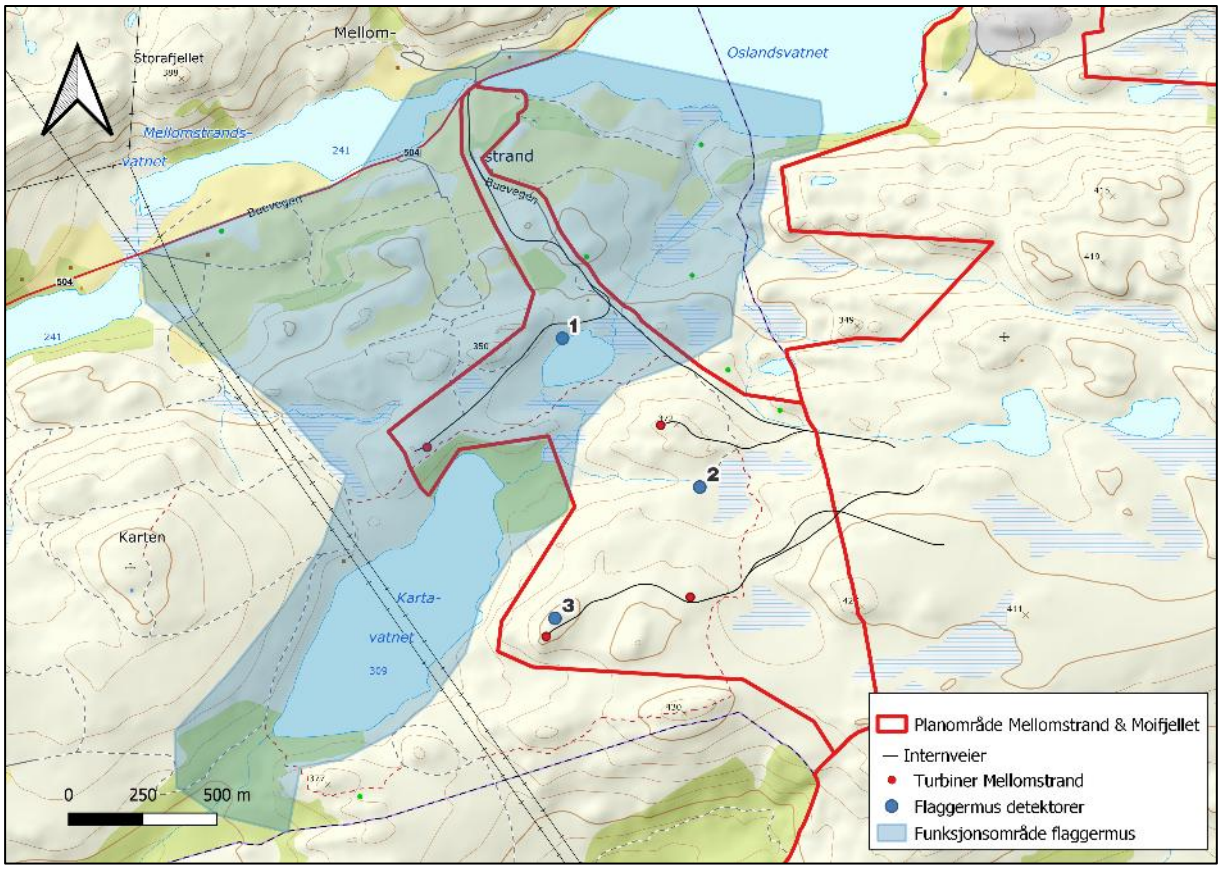


Figur 3.13. Aktiviteten til dvergflaggermus gjennom studieperioden fordelt på de tre detektorene. Merk at netter der mer enn 20 passeringer ble registrert er transformert til 20 for å bedre visualisere aktivitetsnivået.

3.4 Verdi

Kunnskapsgrunnlaget basert på akustisk overvåkning av en mobil art gir et usikkert grunnlag for å avgrense økologiske funksjonsområder for flaggermus på kart. Artsgruppen kan bevege seg over svært store områder, samt trekke til andre land, og geografisk plassering av denne aktiviteten er i stor grad dårlig undersøkt som gjør det krevende å kartfeste funksjonsområder og dele planområdet inn i delområder. Det blir likevel tatt ut et grovt funksjonsområde for flaggermus i dalføret mellom Oslandsvatnet og Kartavatnet, og de lavereliggende områdene med variert kulturmark (figur 3.14). Avgrensningen er basert på det spesielt høye antallet passeringer ved detektor 1, antall ulike arter, tilstedeværelsen av mye næringssøk og sosiale lyder, og kjent kunnskap om flaggermus sin habitatpreferanse og bevegelser i landskapet. Resultatene fra kartleggingen viste en omfattende bruk av området rundt detektor 1, som fremstår som et svært viktig område for flaggermus. Essensielle funksjoner for artsgruppen er registrert i området, inkludert sosiale lyder som indikerer at territoriell atferd eller reproduksjon skjer i, eller i nærheten av, funksjonsområdet. Topografien bidrar til å lede aktivitet mellom de to vannene, og dalføret blir sannsynligvis benyttet som daglig vandringsrute mellom dagleier og næringsområder. Flere flaggermus arter trives i variert kulturlandskap, og undersøkelsene fra Moifjellet viste også at de lavereliggende områdene hadde høyest aktivitetsnivå (Multiconsult 2025). Planområdet mangler i stor grad strukturer som er egnet for dagleier og ynglekolonier, utenom steinurer der det kan forekomme, og de er sannsynligvis plassert i hus og gårdsbygninger i nærområdet. Kartfestingen av funksjonsområde for flaggermus blir relativt grov, da metoden for datainnsamling og antall detektorer ikke tillater noe annet. Avgrensningen er i stor grad basert på høydekurver og plasseringen av egnede naturtyper.

Det presiseres at de høyereliggende områdene utenfor funksjonsområdet også blir benyttet av flaggermus, og at selv om antallet passeringer her var mindre, er det på ingen måte ubetydelig bruk. Landskapet er svært åpent med mindre vegetasjon og andre strukturer som flaggermus foretrekker, sammenlignet med funksjonsområdet. Noen arter er spesialisert til å jakte i skog og tettere vegetasjon og vil i mindre grad benytte store åpne områder, men forflytting, noe næringssøk og rasting under trekk vil likevel forekomme. De individene som benytter dette området tilhører trolig samme bestand som de innenfor funksjonsområdet, vertfall for de stasjonære artene, og påvirkninger på disse individene vil ha en påvirkning for funksjonsområdet og den lokale bestanden.



Figur 3.14 Figuren viser plasseringen av planområdet, planlagte turbiner og flaggermus detektorene. Funksjonsområde for flaggermus er teinet inn som transparent blått polygon.

Nordflaggermus (VU)

Nordflaggermus var den klart dominerende arten i materialet (n = 35 023) og var registrert i planområdet fra midten av mai til starten av oktober. Det var stor variasjon i antall passeringer per detektor, men nordflaggermus hadde høyest antall passeringer for alle tre. Passeringer er ikke det samme som antall individ som diskutert i metoden, men vil likevel gi en forståelse av hvor hyppig et område blir brukt. Planområdet, spesielt lavereliggende områder rundt vannene, fremstår som et svært viktig område for nordflaggermus. Det ble registrert flere tilfeller av «feeding buzz» som fastslår at området blir bruk til næringssøk. Også sosiale lyder ble registrert, formålet med disse lydene er ikke alltid kjent, men assosieres ofte med markering av territorier/næringsområde eller kurtise. Nordflaggermus har rødlistestatus som sårbar VU, og arten med funksjonsområder får dermed stor verdi. På grunn av svært høyt aktivitetsnivå, og tilstedeværelsen av både næringssøk og sosiale lyder blir nordflaggermus vurdert til øvre sjiktet av kategorien.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
			▲	

Storflaggermus (EN)

Storflaggermus (n = 27) var en av artene med færre registrerte passeringer, men er for øvrig ikke en spesielt tallrik art i Norge (Eldegard et al. 2021). Arten ble kun registrert på detektor 1 og detektor 2, og hovedsakelig på seinsommeren i juli og august. Kun passeringer som var sikre ble inkludert, mens usikre registreringer ble klassifisert i Nyctaloid gruppen (n = 190) som også inkluderer nordflaggermus og skimmelflaggermus. Storflaggermus er en høytflyvende art som kan gjør at individer ikke fanges opp av detektoren, og som gjør den vanskeligere å registrere enn enkelte andre arter. Storflaggermus har rødlistestatus som sterkt truet EN, og arten med funksjonsområder får dermed svært stor verdi.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
				▲

Trollflaggermus (NT)

Trollflaggermus (n=90) er en trekkende art der det er mye usikkerhet knyttet til hvilke trekkruter som benyttes i Norge. Arten ble hovedsakelig registrert på detektor 1 og 2, med en passering registrert på detektor 3. Trollflaggermus hadde sin topp i aktivitetsnivå (antall registreringer) senere enn de andre artene, som kan tyde på trekkaktivitet fra individer som beveger seg sørover i Norge på høsten. Det er kjent at arten ofte benytter kystlinjer som trekkruter (Voigt et al., 2023), og det mistenkes at individ fra Sverige og Finland kan bruke norskekysten for å benytte en rute sørover mot Danmark og kontinental Europa, eller over Nordsjøen til Storbritannia. Trollflaggermus har rødlistestatus som nær truet NT, og arten med funksjonsområder får dermed middels verdi.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
		▲		

Dvergflaggermus (LC)

Dvergflaggermus (n=984) var arten med tredje flest registrerte passeringer og arten er relativt vanlig forkommende i Rogaland, og kystområder i Sør-Norge generelt. Den ble registrert jevnt gjennom hele studieperioden fra mai til oktober, med en overvekt av passeringer ved detektor 1. Næringssøk og sosiale lyder fra arten ble registrert både ved detektor 1 og detektor 2 som indikerer at planområdet har en viktig funksjon for arten. De sosiale lydene er typisk assosiert med territorielle hanner og kan tyde på at det forekommer formering i, eller i nærheten av, planområdet. Dvergflaggermus har rødlistestatus som livskraftig LC, og arten med

funksjonsområder får dermed noe verdi. Det ble registrert sosiale lyder av dvergflaggermus som er assosiert med territorielle hanner, dette kan tyde på at det forekommer reproduksjon av arten i planområdet. Derfor blir dvergflaggermus vurdert til øvre sjiktet av noe verdi.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
	▲			

Brunlangøre (LC)

Brunlangøre (n=3) ble kun positivt identifisert tre ganger i løpet av studieperioden. Arten har få registreringer i Rogaland og ble ikke funnet under kartleggingen av Moifjellet vindkraftverk i 2024. Arten er spesialist på jakt i tettere vegetasjon og unngår typisk mer åpne habitat som størstedelen av planområdet består av. Brunlangøre har rødlistestatus som livskraftig LC, arten med funksjonsområder får dermed noe verdi.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
	▲			

Myotis flaggermus

Myotis spp. (n=1029) var den nest mest registrerte artsgruppen etter nordflaggermus. De fire artene fra gruppen som forekommer i Norge har svært likt utseende og ekkolokalisering, og generell preferanse for lignende habitat og strukturer. Ved detektor 1 inneholdt over 25% av passeringene en eller flere «feeding buzz» som tyder på at området er viktig for næringssøk. Tre av de fire norske artene har rødlistestatus som livskraftig LC, mens børsteflaggermus er kritisk truet CR. Da artene er samlet i en gruppe blir det ikke hensiktsmessig å gi en konkret verdivurdering basert på rødlistestatus.

Nyctaloid gruppen

Nyctaloid (n=190) er en ekkolokaliseringsgruppe og ikke en taksonomisk gruppe, der ekkolokalisering fra nordflaggermus, skimmelflaggermus og storflaggermus kan inkluderes. På grunn av stor intern variasjon i artene i tillegg til overlapp mellom artene, kan de ikke alltid skilles med mindre spesifikke parametere for ekkolokalisering er oppnådd. De tre artene har ulik rødlistestatus (tabell 3.1). Det er ikke hensiktsmessig å verdisette gruppen da den inneholder arter med ulik rødlistestatus.

Tabell 3.3. Identifiserte arter i planområdet og deres funksjonsområder verdisatt etter rødlistestatus.

Tema	Forekomst	Vektlagt	Verdi
Arter og deres økologiske funksjonsområde	*Flaggermus*		
	Nordflaggermus	Sårbar	Stor verdi
	Storflaggermus	Sterkt truet	Svært stor verdi
	Brunlangøre	Livskraftig	Noe verdi
	Trollflaggermus	Nær truet	Middels verdi
	Dvergflaggermus	Livskraftig	Noe verdi

3.5 Usikkerhet og potensialet for andre funn

Ved akustisk overvåkning fra faste stasjonære punkter er det alltid en sjanse for at ikke alle forekomster, spesielt sjeldne arter, blir oppdaget. Flaggermus er en svært mobil artsgruppe og audio overvåkning gir kun et bilde av situasjonen rundt detektoren. Imidlertid ble kartleggingen gjennomført i den mest aktive perioden for flaggermus, og detektorene var plassert både i gode flaggermus habitater og områder der turbiner sannsynligvis skal plasseres. Det oppstod et teknisk problem underveis i studieperioden der detektor 3 ble ødelagt av vannskader. Dette førte til et hull i datasettet og detektor 3 ble erstattet med detektor 2. Antall aktive detektor netter er dermed mindre for detektor 2 og 3 enn for detektor 1, men minst to detektorer var aktive gjennom hele studieperioden. Omfanget på kartleggingen og detektorenes plassering vurderes som tilstrekkelig for å fange opp aktiviteten til flaggermus i planområdet.

4 Påvirkning

I dette kapittelet vurderes det planlagte tiltakets påvirkninger på flaggermus i influensområdet. Det er først og fremst virkninger av varig karakter som skal vurderes (Jf. Veileder M-1941). Varig påvirkning kan komme som følge av både midlertidige tiltak i anleggsperioden og av det endelige tiltaket. I foreliggende rapport skilles det ikke direkte på anleggsfase og driftsfase da anleggsfasen vurderes til å ikke ha nevneverdig påvirkning utover driftsfasen for flaggermus. Etablering av 2 – 4 turbiner krever tilhørende infrastruktur som adkomstvei, internveier og oppstillingsplasser (figur 2.2). Arealendringene kan redusere tilgjengelige funksjonsområder for flaggermus og potensielt ødelegge dagleier/ynglekolonier dersom disse forekommer i bergsprekker eller steinrøyser i planområdet.

4.1 Arter og økologiske funksjonsområder

Funksjonsområde for flaggermus

Det er noe usikkerhet knyttet til tiltakets påvirkning for flaggermus. Det er stor variasjon i hvordan flaggermus reagerer på vindkraft og flere faktorer spiller inn som artssammensetning, habitat, landskapsformer, topografi, årstid og vindforhold. Det er ikke alltid en direkte korrelasjon mellom antall turbiner i et kraftverk og dødelighet for flaggermus, men det er kjent at dødelighet i vindkraftverk er et problem for artsgruppen på verdensbasis (Lehnert et al. 2014, Linott et al. 2017, Solick et al.2020). Detaljplassering av turbiner er også en viktig faktor og dødeligheten kan variere mye innad i et kraftverk basert på nærliggende habitat og landskapsformer. Graden av unnvikelse, og fragmentering av trekk- og vandringsruter er generelt dårlig undersøkt og ingen data er tilgjengelig fra Norge. Det gjør det krevende å vurdere påvirkningsgraden når virkningene av tiltaket ikke er kjent. I §9 av naturmangfoldloven heter det at «*Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det tas sikte på å unngå vesentlig skade på naturmangfoldet».*

Tiltaket må ses på som en utvidelse av Moifjellet vindkraftverk da utbygging av Mellomstrand er avhengig av godkjent konsesjon og utbygging av Moifjellet vindkraftverk. I tillegg til 2 – 4 turbiner i Mellomstrand er det planlagt 38 turbiner i Moifjellet med tilhørende infrastruktur.

Tiltakets påvirkning for flaggermus kan deles inn i direkte og indirekte påvirkninger der den mest kritiske direkte påvirkningen er kollisjon med turbiner. Kartleggingen identifiserte flere arter som har høy risiko for å kollidere med turbiner på land med nordflaggermus (VU), storflaggermus (EN), trollflaggermus (NT), dvergflaggermus (LC) og trolig skimmelflaggermus (NT) til stede i materialet. Spesielt nordflaggermus og dvergflaggermus stod for en stor andel av de registrerte passeringene, og oppstod hyppig i materialet gjennom studieperioden. Flaggermus som jakter i åpne områder og over tretoppene er ofte mer utsatt for kollisjon da de oppholder seg i samme høyde som rotorbladene. Også migrerende arter flyr høyere i luften når de er på trekk og flyr ofte fort med vinden (Arnett et al., 2015, Frick et al. 2017, Goldenberg et al., 2021, de Joung et al., 2021). Av artene med høy kollisjonsrisiko er alle på norsk rødliste for arter utenom dvergflaggermus som er livskraftig. Storflaggermus og trollflaggermus hadde et lavere antall passeringer enn andre arter i studiet, med da de er utpreget

trekkende arter er risikoen høyere for at tap av individer kan ha påvirkning på den europeiske bestanden ettersom de dekker et stort geografisk område (Voigt et al., 2012).

Studier viser at flaggermus i noen tilfeller kan bli tiltrukket av turbiner (Cryan et al., 2014, de Joung et al., 2021). Det er fremdeles usikkerheter knyttet til årsaken, men det er trolig sammensatt av flere faktorer. En mulighet er at turbinenes lyse farge tiltrekker seg insekter som i tur tiltrekker seg næringssøkende flaggermus. Turbinenes plasseringer er ofte oppå høyder og rygger der «hilltopping» kan forekomme, som er et fenomen der insekter ansamles på høyder (Guest et al. 2022).

Resultat fra forundersøkelser kan ikke nøyaktig predikere framtidig dødelighet i et vindkraftverk (Rydell et al. 2017), men kan beskrive artsinventaret og tilstedeværelsen av utsatte arter som bør tas hensyn til. Resultatene kan brukes til å vurdere hvilken risiko utbyggingen kan ha for eksisterende populasjoner. Utbygger må være klar over at det er identifisert flere arter som har høy kollisjonsrisiko med turbiner, flesteparten på rødlisten, som aktivt bruker planområdet og forekommer hyppig gjennom den aktive perioden for flaggermus i Norge. Flaggermus ble registrert ved alle detektorene med spesielt høyt aktivitetsnivå ved detektor 1 i et lavereliggende område ved et vann. Denne delen av planområdet ble identifisert som et svært viktig område for næringssøk. Merk at selv om antall passeringer ved detektor 2 og 3 var signifikant lavere, er det sammenlignbart med resultatene fra NMBUs undersøkelse for Moifjell vindkraftverk der noen av detektorene var plassert i lignende habitat og meter over havet (Multiconsult, 2025).

En annen potensiell direkte effekt ved utbygging av vindkraftverk er tap av dagleier/overvintringsplasser og habitat for næringssøk (Voigt et al., 2016). Basert på akustiske kartlegginger er det ikke mulig å fastslå tilstedeværelsen av dagleier eller overvintringsplasser i planområdet. Men tap av elementer som steinrøyser, bergsprekker, eldre trær/bygninger og steingjerder som følge av utbygning vil kunne ha svært negative konsekvenser for flaggermus bestanden i området. Flaggermus lever lenge og har langsom reproduksjon slik at ødeleggelsen av aktive dagleier og yngleplasser kan føre til tap i den lokale populasjonen som kan ta tiår å gjenopprette (Arnett et al. 2016).

Det var stor variasjon i antall registrerte passeringer mellom detektorene, som trolig kommer av en kombinasjon av ulik habitat, ulik høyde over havet og at detektor 2 og 3 hadde færre

aktive netter som følge av tekniske problem. Detektor 1 hadde svært høyt aktivitetsnivå og fremstår som et viktig område for næringssøk for flere arter inkludert nordflaggermus, dvergflaggermus og Myotis. Ferskvann med omkransende myrområder i et dalføre er attraktivt for flaggermus, og dalføret mellom Kartavatnet og Oslandsvatnet med sammenhengende elver fungerer trolig som en naturlig ledelinje både for stasjonære og trekkende individer (Kyheröinen et al. 2019). Detektor 2 var plassert ved en liten elv i et dalføre som ledet opp fra Kartavatnet og det ble registrert næringssøk for både nordflaggermus og dvergflaggermus. Detektor 3 hadde færrest registrerte passeringer og færrest arter, der habitattype og avstand til vann trolig var relevant.

Indirekte påvirkninger fra tiltaket kan være tap av tilgjengelige habitat for næringssøk som følge av unnvikelse eller forstyrrelser som lys og støy. Arter i Myotis gruppen og brunlangøre er vurdert til å ha lav kollisjonsrisiko da de både forflytter seg og driver næringssøk under rotorhøyde. Imidlertid er disse artene sensitive for forstyrrelser og endringer i sine leveområder. Utbygging av tiltaket med tilhørende infrastruktur kan føre til unnvikelse av planområdet slik at funksjonsområder og viktige områder for næringssøk utgår. Et nytt studie fra Tyskland viste at vindkraftverk langs kysten førte til habitattap for flaggermus undersøkt med GPS spor fra storflaggermus (Reusch et al. 2025). De fleste flaggermusene viste unnvikelse fra kraftverkene, slik at næringssøkende flaggermus kan miste tilgangen til viktige funksjonsområder, spesielt langs kysten der tettheten av turbiner og vindkraftverk er høy.

Nordflaggermus

Nordflaggermus er vurdert til å ha høy risiko for kollisjon med turbiner, da den ofte jakter i åpne områder over tretoppene og dermed flyr i rotorsonen. Undersøkelsene for Moifjellet vindkraftverk i 2024 påviste at nordflaggermus flyr både 60 og 100 meter over bakken ved Urdalsnipa TV tårn. Arten er hovedsakelig stasjonær, men kan forflytte seg relativt langt mellom dagleier/ynglekolonier, næringsområder og overvintringsplasser. Planområdet, spesielt lavereliggende områder ved Kartavatnet, fremstår som viktig for nordflaggermus og arten hadde gjennomsnittlig 177.3 passeringer per aktive detektor natt for detektor 1. Etableringen av 2-4 turbiner i planområdet vil medføre kollisjonsrisiko for et tilsynelatende høyt antall nordflaggermus som bruker området både til forflytting og næringssøk, og potensielt reproduksjon basert på tilstedeværelsen av sosiale lyder. Det er ikke mulig å forutsi dødelighet basert på en forundersøkelse, men med bakgrunn i artens atferd og aktivitetsnivå er risikoen på ingen måte usignifikant. Tilhørende infrastruktur som internveier og oppstillingsplasser vil også

kunne redusere tilgangen til viktige strukturer som våtmark og kantsoner. Utbygging av planområdet vil ha en negativ påvirkning for nordflaggermus sammenlignet med nullalternativet der dagens situasjon videreføres. Tiltakets påvirkningsgrad for nordflaggermus vurderes til forringet.

Forbedret	Ubetydelig endring	Noe forringet	Forringet	Sterkt forringet
			▲	

Storflaggermus

Storflaggermus er en av de artene med høyest kollisjonsrisiko i Europa, sammen med dvergflaggermus, tusseflaggermus og trollflaggermus (Rydell et al., 2017). Arten flyr typisk høyt i åpne områder og kan fly i rotorhøyde både under næringssøk og trekk. Det er en trekkende art som ikke har påvist overvintring i Norge, som følgelig betyr at påvirkninger i bestanden lokalt kan ha både nasjonale og internasjonale konsekvenser (Lehnert et al., 2014). Arten har rødlistestatus som sterkt truet som følge av en kombinasjon av få reproduserende individer og bestandsnedgang. Tiltakets påvirkningsgrad for storflaggermus vurderes til forringet.

Forbedret	Ubetydelig endring	Noe forringet	Forringet	Sterkt forringet
			▲	

Brunlangøre

Brunlangøre forkommer hovedsakelig i skog gjerne i forbindelse med fuktige habitater. Kun tre passeringer ble identifisert, men arten er ikke den mest lydytrende og kan jakte insekter kun ved bruk av hørsel uten ekkolokalisering. Arten har lav risiko for kollisjon med turbiner da den er relativt lavtflyvende, men merk at et dødt individ ble funnet under en turbin i Måkaknuten vindkraftverk høsten 2025 i sammenheng med kadaversøk etter fugl (Bjarne Oddane pers.medd). Arten er imidlertid sensitiv til endringer og forstyrrelser i sine funksjonsområder slik at utbygging kan føre til en unnvikelse av planområdet. Det åpne kystlynghei landskapet som dekker store deler av planområdet er ikke spesielt attraktivt for arten, men barskogen ved nordenden av Kartavatnet og kantsonene rundt kan være et godt habitat for næringssøk. Tiltakets påvirkningsgrad for brunlangøre vurderes til noe forringet.

Forbedret	Ubetydelig endring	Noe forringet	Forringet	Sterkt forringet
		▲		

Trollflaggermus

Trollflaggermus er en utpreget trekkende art som kan forflytte seg over 2000 km mellom sommer og vinterområder. Arten har høy risiko for kollisjon med turbiner og er en av artene som hyppigst blir funnet turbindrept i europeiske vindkraftverk sammen med storflaggermus, tusseflaggermus og dvergflaggermus. Trollflaggermus trekker trolig langs norskekysten om seinsommeren/høsten, og tidspunktet for aktivitetstoppen registrert i undersøkelsene støtter opp under dette. Da trollflaggermus er en trekkende art som benytter høyere luftlag vurderes den til å ha høy kollisjonsrisiko med turbiner. I likhet med storflaggermus dekker trollflaggermus store områder og tap av individ kan ha påvirkninger på bestander i andre landsdeler eller andre land. Etableringen av tiltaket vil kunne føre til en økt kollisjonsrisiko for trollflaggermus i området og potensielt redusere tilgangen på egnede habitat for næringssøk. Tiltakets påvirkningsgrad for trollflaggermus vurderes til forringet.

Forbedret	Ubetydelig endring	Noe forringet	Forringet	Sterkt forringet
			▲	

Dvergflaggermus

Dvergflaggermus er en trekkende art som kan overvintre i de sørligste delene av Norge. Arten er utbredt i lavlandet i Sør-Norge med høyest tetthet langs kysten. Dvergflaggermus er vurdert til å ha høy risiko for kollisjon med vindturbiner da den kan jakte i turbinhøyde og på grunn av trekkaktivitet. Sammen med storflaggermus, tusseflaggermus og trollflaggermus blir dvergflaggermus ofte funnet turbindrept i europeiske vindkraftverk. I likhet med de andre trekkende artene kan endringer i populasjoner av dvergflaggermus ha konsekvenser over store geografiske områder også på tvers av landegrenser. Kombinasjonen av at arten migrerer, høy kollisjonsrisiko og et høyt aktivitetsnivå i planområdet gjør at tiltaket kan få en negativ påvirkning for dvergflaggermus.

Forbedret	Ubetydelig endring	Noe forringet	Forringet	Sterkt forringet
			▲	

5 KONSEKVENSER

5.1 Nullalternativet

Nullalternativet er ingen endring fra dagens situasjon og har derfor ingen konsekvens for naturmangfoldet.

5.2 Konsekvenser

De største konsekvensene for flaggermus ved gjennomført tiltak vil være økt kollisjonsrisiko, tap og unnvikelse av funksjonsområder, og potensielt svekking av trekk og vandringskorridorer. Nordflaggermus, trollflaggermus og storflaggermus er alle på rødlisten på grunn av bestandsnedgang eller få individer og etableringen av tiltaket vil føre til økt kollisjonsrisiko i planområdet sammenlignet med nullalternativet. Utbygging vil også redusere funksjonsområder for artsgruppen både direkte i form av habitattap og indirekte i form av unnvikelse. Planlagt tiltak medfører **stor negativ konsekvens** for flaggermus og deres økologiske funksjonsområder.

Arten brunlangøre er ikke inkludert i vurderingen av samlet konsekvens da den har rødlistestatus som livskraftig og lav risiko for kollisjon med vindturbiner. Dvergflaggermus er også en LC-art, men har høy risiko for kollisjon med vindturbiner og er en av artene som blir hyppigest funnet turbindrept i europeiske vindkraftverk. Arten hadde også et høyt aktivitetsnivå der den brukte planområdet både til næringssøk og potensielt til reproduksjon.

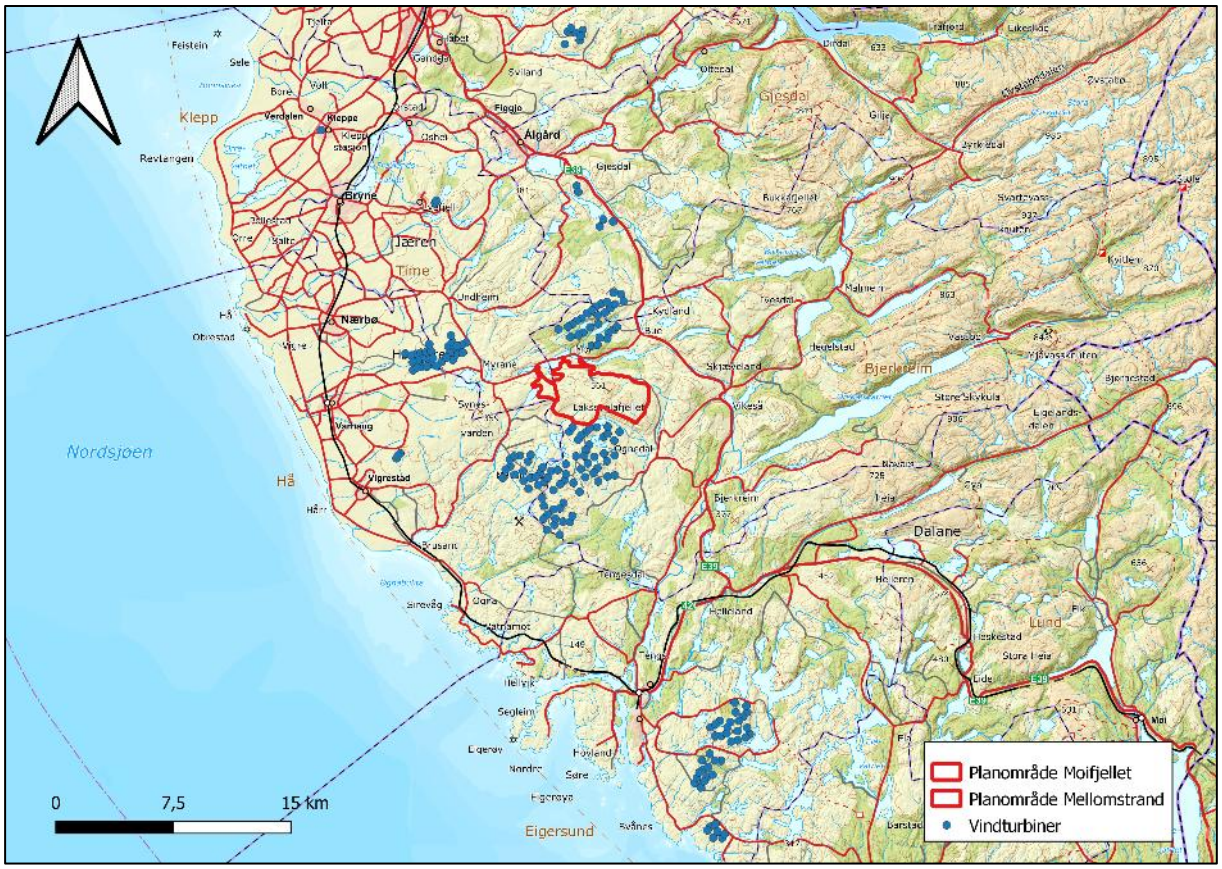
Tabell 5.1. Samlet oversikt over registrerte verdier og tiltakets virkninger og konsekvens for disse. Konsekvens blir satt ved bruk av konsekvensviften i M-1941 veilederen.

Tema	Forekomst	Verdi	Vektlagt	
Arter og deres økologiske funksjonsområde	*Flaggermus*			
	Nordflaggermus	Stor verdi	Forringet	Middels konsekvens
	Storflaggermus	Svært stor verdi	Forringet	Stor konsekvens
	Trollflaggermus	Middels verdi	Forringet	Middels konsekvens
	Dvergflaggermus	Noe verdi	Forringet	Noe konsekvens
Samlet konsekvens				Stor negativ konsekvens

5.3 Samlet belastning

Ved vurdering av samlet belastning for naturmangfold, skal det legges vekt på arter og naturtyper som inngår i norsk rødliste for arter i kategoriene CR, EN, VU eller NT. Det skal vurderes om eksisterende og planlagte inngrep kan påvirke tilstanden eller bestandsutviklingen for noen av de overnevnte kategoriene. Den samlede belastningen skal vurderes ut ifra både nullalternativet, det planlagte tiltaket og andre planlagte tiltak i regionen. Det er krevende å vurdere de negative påvirkningene i området i dag, da en ikke har oversikt over alle påvirkningsfaktorene. Nedenfor er det likevel gjort vurderinger av den samlede belastningen for viktige forekomster som vil bli vesentlig berørt av tiltaket.

Mellomstrand vindkraftverk er å anse som en utvidelse av Moifjellet vindkraftverk slik at en betingelse for utbygging er at Moifjellet bygges ut først. Belastningen fra tiltaket må også vurderes opp mot andre vindkraftverk i regionen, der Moifjellet og Mellomstrand vil fylle igjen et «hull» mellom kraftverkene Høg-Jæren, Måkaknuten, Stigafjell og Bjerkreim (figur 5.1). Den totale mengden turbiner i regionen øker risikoen for kollisjoner med flaggermus, og kan bidra til å stenge lokale og regionale trekkruter i form av unnvikende atferd. Et nytt studie fra Tyskland viser at flaggermus unnviker vindkraftverk i kystnære områder, som kan lede til habitattap (Reusch et al. 2025). I de tilfellene flaggermusene var i nærheten av en turbin hadde det sammenheng med turbinens nærhet til vann eller et kjent dagleie/ynglekoloni. Studiet peker på viktigheten av å plassere turbiner med avstand fra viktige næringsområder. Av de positivt identifiserte artene i materialet er tre på rødlisten med nordflaggermus (VU), storflaggermus (EN) og trollflaggermus (NT). Rødlistestatusen er basert på bestandsnedgang og/eller få reproduserende individer i (Eldegard et al., 2021). Resultatene fra undersøkelsen identifiserer planområdet til Mellomstrand, spesielt lavereliggende områder, som viktig for flaggermus både til næringssøk og forflytting. For å begrense konflikter med flaggermus bør ikke turbiner etableres i nærheten til viktige strukturer og næringssøksområder, og tettheten av turbiner bør begrenses slik at flaggermus kan bevege seg mellom turbinene/kraftverkene.



Figur 5.1. Planområdet for Moifjellet og Mellomstrand vindkraftverk i forhold til allerede utbygde vindkraftverk i regionen.

Det er imidlertid svakheter knyttet til kun et år med forundersøkelser som begrenser hva resultatene kan brukes til. Aktivitetsmønster kan endre seg mye mellom år på grunn av klima og insektstilgang, og dødelighet eller unnvikelse kan ikke predikeres med sikkerhet. Dermed er det relativt stor usikkerhet knyttet til vurderingen av samlet belastning for flaggermus. For å kunne vurdere tiltakets konsekvens for flaggermus bør det gjennomføres etterundersøkelser over minst to år, med både akustisk overvåkning og kadaversøk etter eventuell utbygging.

Den samlede konsekvensen av tiltaket vurderes til stor negativ konsekvens for flaggermus, på bakgrunn av høyt aktivitetsnivå i planområdet, den høye kollisjonsrisikoen til flere av de identifiserte artene og artenes rødlistestatus. For den samlede konsekvensen skal det også inkluderes helhetsvurderingen av samlet belastning. Tetthet av turbiner i kystnære områder er et problem for flaggermus og kan føre til habitattap for næringssøkende individer, både direkte ved utbygging og indirekte ved unnvikelse (Reusch et al. 2025).

	Nullalternativ	Tiltak
Samlet konsekvens vurdering	Ingen/Ubetydelig	Stor negativ konsekvens
	Nullalternativet er en videreføring av dagens situasjon, og vil ha ingen/ubetydelig konsekvens for flaggermus og deres funksjonsområder.	Forekomst av syv ulike flaggermus arter/grupper, der fire har høy risiko for kollisjon med turbiner og tre av disse er på rødlisten. Utbygging av Mellomstrand og Moifjellet øker antall turbiner og tettheten av vindkraftverk i regionen.
Rangering	1	2
Begrunnelse for rangering	Ingen endring fra dagens situasjon	2 – 4 turbiner i Mellomstrand. 38 turbiner i Moifjellet.

5.4 Usikkerhet

Det er relativt lite usikkerhet knyttet til resultatene av selve kartleggingen. Det er en periode med hull i datasettet da detektor 3 ble ødelagt av vannskader. Feilen ble oppdaget og detektor 3 ble erstattet med detektor 2, da vi var interessert i data fra det høyeste punktet i planområdet. Det presiseres at selv med et godt kunnskapsgrunnlag er det alltid usikkerheter knyttet til om alle forekomster er oppdaget, spesielt når det gjelder mobile arter som kan bevege seg over stor områder. Ved stasjonær akustisk overvåkning vil man kun innhente informasjon om artsinventar i umiddelbar nærhet til detektoren, som kan brukes til å gjøre antagelser om tilstanden i nærliggende områder med samme habitat.

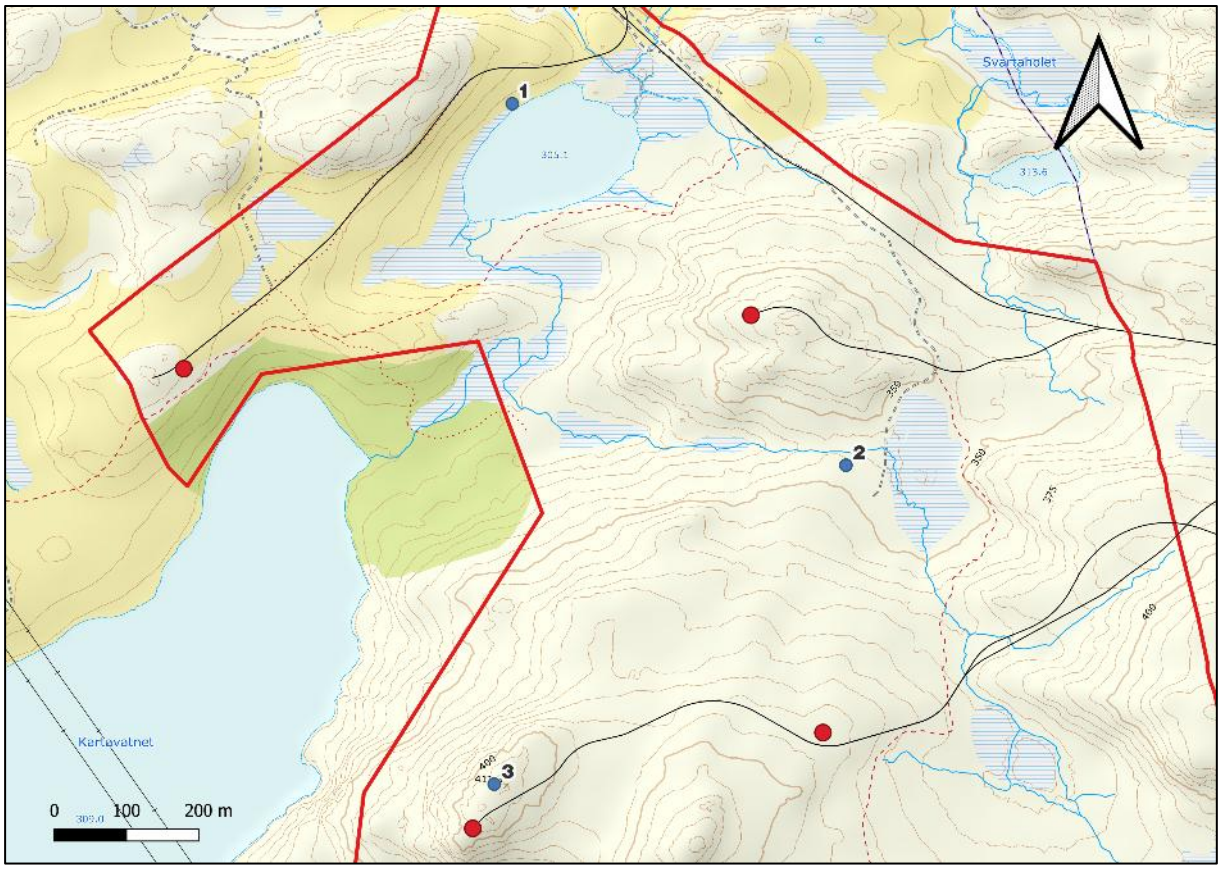
Det er noe usikkerhet knyttet til vurderingene om påvirkning og konsekvens. På verdensbasis, men spesielt i Norge, er det fremdeles mye som er ukjent rundt flaggermus sin reaksjon på endringer, atferd, bestandsstatus og bevegelsesmønster. Flere studier viser at forundersøkelser av flaggermus aktivitet ikke korrelerer direkte til dødeligheten av et vindkraftverk etter utbygging. Resultatene av slike undersøkelser er bedre egnet til å vurdere risikoen arealbruksendringer kan ha for den eksisterende bestanden. Det er uklart om tiltaket vil kunne ha påvirkning på funksjonaliteten av trekkveier og vandringsmuligheter da det ikke er kjent hvor disse rutene går i dag. Det er imidlertid kjent at flaggermus unngår vindkraftverk langs kysten som kan føre til habitattap for næringssøkende flaggermus (Reusch et al. 2025). Vurderinger om hvorvidt tiltaket vil svekke bestanden lokalt/regionalt er svært krevende da kollisjonsraten og konkrete populasjonstall i regionen ikke er kjent. Men basert på tall fra

europeiske vindkraftverk, samt funn av døde flaggermus ved turbiner under kadaversøk for fugler i Rogaland (Bjarne Oddane pers.medd), er det rimelig å anta en betydelig dødelighet også i norske vindkraftverk.

6 AVBØTENDE TILTAK

Detaljplassering av turbiner kan bidra til å redusere tap av viktige funksjonsområder og potensiell kollisjonsrisiko. Det anbefales å ikke plassere vindturbiner og tilhørende infrastruktur i nærheten av ferskvannskilder, myrområder og skog. Både fordi tap av viktige habitater og funksjonsområder vil være negativt for flaggermus, og slike habitat er attraktive for næringssøk. Ved å etablere turbiner i næringsområder der det samles flaggermus kan kollisjonsrisikoen øke, spesielt for arter som jakter i rotorhøyde som storflaggermus, nordflaggermus, skimmelflaggermus, trollflaggermus og dvergflaggermus. Det finnes flere ulike anbefalinger til hensynssoner der NatureScot anbefaler minst 50 meter mellom turbiner og viktige flaggermus habitat, mens EUROBATS anbefaler en hensynssone på 200 meter (NatureScot 2021, Rodrigues et al. 2015).

Studier viser at aktivitetsnivået til flaggermus synker med avstand fra kantsoner og andre viktige strukturer, og at plassering av enkeltturbiner er en faktor når dødelighet i et vindkraftverk undersøkes. En turbin er planlagt i nordenden av Kartavatnet rett ved en plantasjeskog (figur 6.1). Kantsoner mellom skog og kulturmark er et attraktivt jaktområde for flere arter, spesielt i sammenheng med ferskvann. Kombinert med resultatene fra detektor 1 som identifiserte svært høy flaggermusaktivitet i dalføret, har turbinen potensialet til å ha en negativ påvirkning for den lokale populasjonen. Et direkte tiltak vil være å fjerne skogen ved turbinen for å øke avstanden mellom turbinen og et attraktivt næringsområde (Leroux er al. 2022, Ellerbrook et al. 2022).



Figur 6.1. Foreslått plassering av turbiner og internveier i Mellomstrand vindkraftverk.

Stoppregulering av vindturbiner er et avbøtende tiltak som har hatt stor suksess i vindkraftverk i utlandet. Tiltaket går ut på at turbinbladene ikke spinner under en viss meter per sekund gjennom en bestemt sesong og tid på døgnet. Ved å øke cut-in vindstyrken til 5-6 m/s for netter med opphold der temperaturen er over 14 grader i perioden 15. juli til 15 september. Dette er perioden og de værforholdene der flaggermus er mest utsatt for kollisjon med turbiner (Rydell et al. 2017, de Jong et al. 2021).

Dersom konsesjon for utbygging blir gitt vil vi anbefale oppfølgende undersøkelser over minst to år for å vurdere hvilke konsekvenser utbygging har hatt for flaggermus. Det bør gjennomføres tilsvarende akustiske undersøkelser, både ved Mellomstrand og Moifjellet, for å sammenligne artsinventaret og aktivitetsnivået med resultatene før utbygging. Videre bør det gjennomføres systematiske kadaversøk gjennom vår, sommer og høst for å undersøke dødeligheten i kraftverkene. Kadaversøk med hunder etter fugler har blitt gjennomført i flere vindkraftverk i Rogaland de siste årene i sammenheng med konsesjonskrav. Det har også blitt funnet flere turbindrepte flaggermus under disse søkene selv om de fleste hundene ikke er trent til det, og det ikke egentlig letes etter flaggermus (Bjarne Oddane pers.medd). I 2025 ble det

funnet tre skimmelflaggermus (NT), seks nordflaggermus (VU), tre dvergflaggermus (LC) og en brunlangøre (LC), disse funnene påviser dødelighet i nærliggende kraftverk og det er høyst sannsynlig at kollisjoner også vil forekomme i Mellomstrand og Moifjellet vindkraftverk.

7 REFERANSER

Artskart: https://artskart.artsdatabanken.no

Arnett, E. B., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., & Voigt, C. C. (2016). Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world, 295-323.

Barclay, R. M., Harder, L. D., Kunz, T. H., & Fenton, M. B. (2003). Life histories of bats: life in the slow lane. Bat ecology, 209, 253.

Cryan, P. M., Gorresen, P. M., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Diehl, R. H., Huso, M. M., & Dalton, D. C. (2014). Behavior of bats at wind turbines. Proceedings of the National Academy of Sciences, 111(42), 15126-15131.

de Jong, J., Millon, L., Håstad, O., & Victorsson, J. (2021). Activity pattern and correlation between bat and insect abundance at wind turbines in South Sweden. Animals, 11(11), 3269.
Dietz, C., & Kiefer, A. (2016). Bats of Britain and Europe. Bloomsbury publishing.

Eldegard K, Syvertsen PO, Bjørge A, Kovacs K, Støen O-G og van der Kooij J (2021). Pattedyr: Vurdering av arter for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/28742. Nedlastet 13.11.2025

Ellerbrok, J. S., Delius, A., Peter, F., Farwig, N., & Voigt, C. C. (2022). Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. Journal of Applied Ecology, 59(10), 2497-2506.

Frick, W. F., Baerwald, E. F., Pollock, J. F., Barclay, R. M. R., Szymanski, J. A., Weller, T. J., & McGuire, L. P. (2017). Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. Biological Conservation, 209, 172-177.

Goldenberg, S. Z., Cryan, P. M., Gorresen, P. M., & Fingersh, L. J. (2021). Behavioral patterns of bats at a wind turbine confirm seasonality of fatality risk. Ecology and Evolution, 11(9), 4843-4853.

Guest, E. E., Stamps, B. F., Durish, N. D., Hale, A. M., Hein, C. D., Morton, B. P., & Fritts, S. R. (2022). An updated review of hypotheses regarding bat attraction to wind turbines. Animals, 12(3), 343.

Kotila, M., Suominen, K. M., Vasko, V. V., Blomberg, A. S., Lehikoinen, A., Andersson, T., & Lilley, T. M. (2023). Large-scale long-term passive-acoustic monitoring reveals spatio-temporal activity patterns of boreal bats. Ecography, 2023(6), e06617.

Kyheröinen, E.M., J. Dekker, M.-J. Dubourg-Savage, B. Ferrer, S. Gazaryan, P. Georgiakakis, D. Hamidovic, C. Harbusch, K. Haysom, H. Jahelková, T. Kervin, M. Koch, M. Lundy, F. Marnell, A. Mitchell-Jones, J. Pir, D. Russo, H. Schofield, P.O. Syvertsen, A. Tsoar (2019): Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats. EUROBATS Publication Series No. 9. UNEP/ EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 109 pp.

Lehnert, L. S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I., & Voigt, C. C. (2014). Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. PloS one, 9(8), e103106.

Leroux, C., Kerbiriou, C., Le Viol, I., Valet, N., & Barré, K. (2022). Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. Journal of Applied Ecology, 59(8), 2142-2153.

Lintott, P. R., Richardson, S. M., Hosken, D. J., Fensome, S. A., & Mathews, F. (2016). Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. Current Biology, 26(21), R1135-R1136.

McKay AIR, van der Kooij J, Mathews F, Eldegard K. (2020 upublisert). Flaggermus og vindkraft - Forslag til nasjonale retningslinjer for før-og etterundersøkelserav effekterav vindkraftverk på flaggermus i Norge.

NatureScot (2021). Bats and onshore wind trubines – survey, assessment and mitigation. NatureScot (Scottish Natural Heritage), Natural England, Natural Resources Wales,

RenewableUK, Scottish Power Renewables, Ecotricity Ltd, the University of Exeter and the Bat Conservation Trust (BCT). https://www.nature.scot/doc/bats-and-onshore-wind-turbinessurvey-assessment-and-mitigation

NVE. Kunnskapsgrunnlag om virkninger av vindkraft på land. Flaggermus. https://www.nve.no/energi/energisystem/vindkraft-paa-land/kunnskapsgrunnlag-omvirkninger-av-vindkraft-paa-land/flaggermus/

Miljødirektoratet. Konsekvensutredninger for klima og miljø. Veileder: M-1941.

Miljødirektoratet. (2018). Nasjonal ramme for vindkraft 2017-2018. Faggrunnlag flaggermus.

Naturmangfoldloven. (2009). Lov om forvaltning av naturens mangfold (LOV-2009-06-19-100). Lovdata. https://lovdata.no/lov/2009-06-19-100

Reusch, C., Lozar, M., Kramer-Schadt, S., & Voigt, C. C. (2022). Coastal onshore wind turbines lead to habitat loss for bats in Northern Germany. *Journal of Environmental Management*, *310*, 114715.

Rodrigues, L. et al. (2015). Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. Eurobats Publication Series 3:1–51.

Russ, J. (Ed.). (2021). Bat calls of Britain and Europe: A guide to species identification. Pelagic Publishing Ltd.

Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S., & Green, M. (2017). The effects of wind power on birds and bats: An updated synthesis report 2017. Naturvårdsverket.

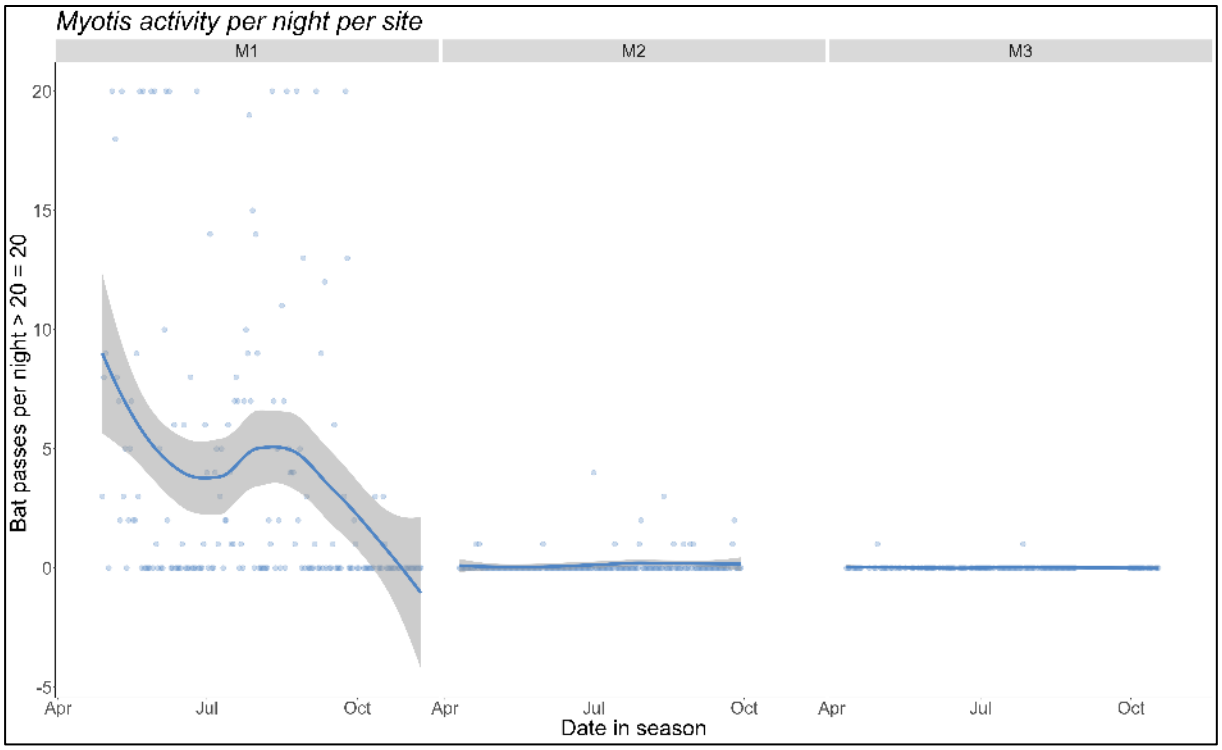
Solick, D., Pham, D., Nasman, K., & Bay, K. (2020). Bat activity rates do not predict bat fatality rates at wind energy facilities. Acta Chiropterologica, 22(1), 135-146.

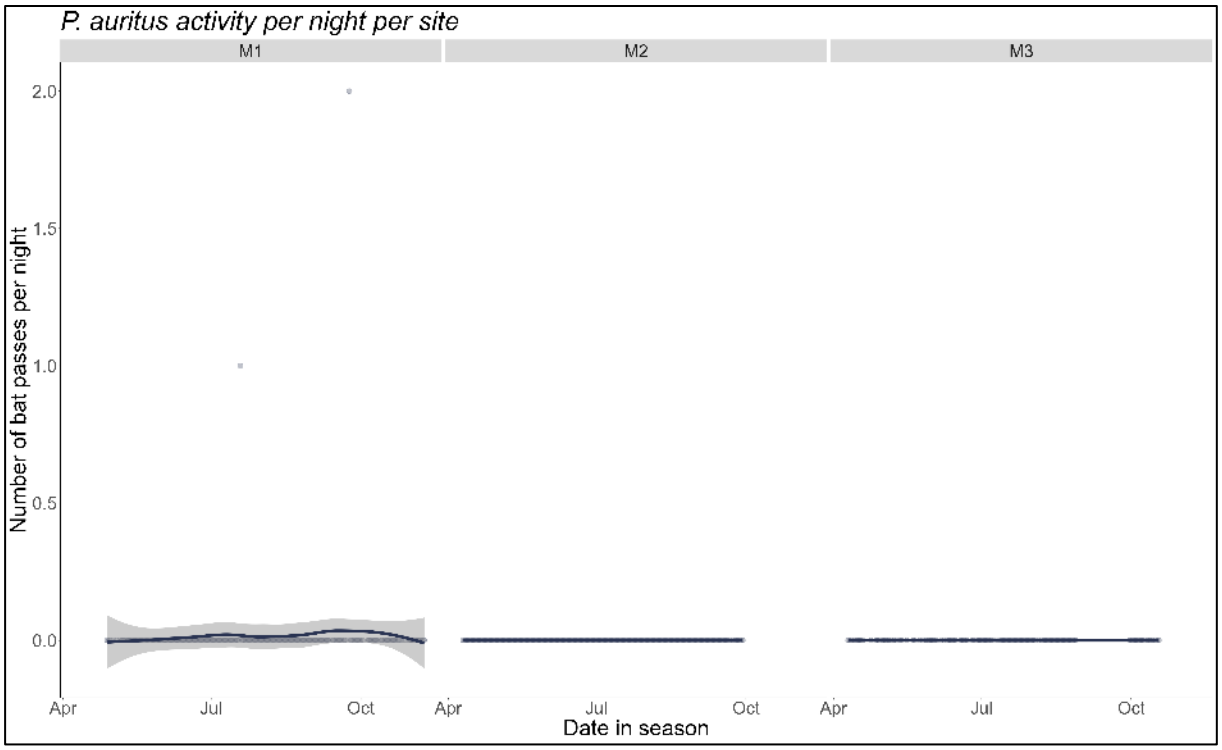
Voigt, C. C., Popa-Lisseanu, A. G., Niermann, I., & Kramer-Schadt, S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations. Biological conservation, 153, 80-86.

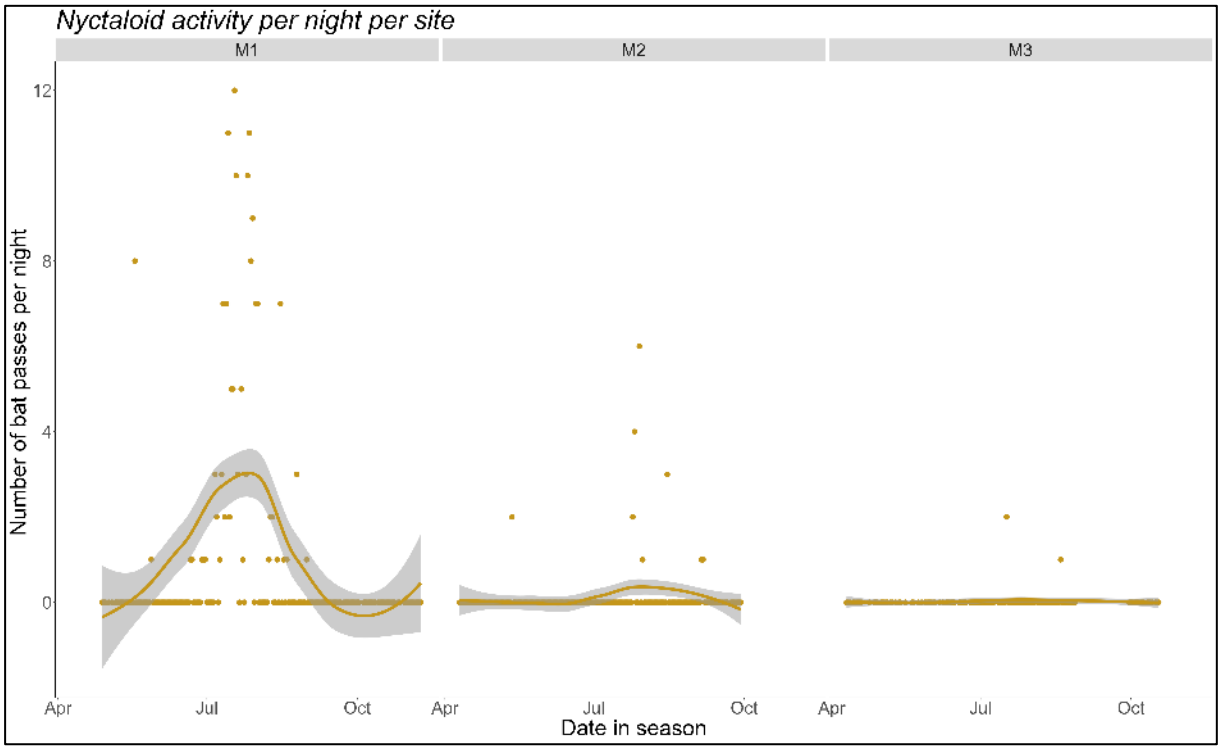
Voigt, C. C., Lindecke, O., Schönborn, S., Kramer-Schadt, S., & Lehmann, D. (2016). Habitat use of migratory bats killed during autumn at wind turbines. Ecological Applications, 26(3), 771-783.

Voigt, C. C., Kionka, J., Koblitz, J. C., Stilz, P. C., Pētersons, G., & Lindecke, O. (2023). Bidirectional movements of Nathusius' pipistrelle bats (Pipistrellus nathusii) during autumn at a major migration corridor. Global Ecology and Conservation, 48, e02695.

8 Vedlegg




P. auritus activity per night per site
M1
M2
M3
Number of bat passes per night
2.0
1.5
1.0
0.5
0.0
Apr
Jul
Oct
Date in season


Nyctaloid activity per night per site
M1
M2
M3
Number of bat passes per night
12
8
4
0
Apr
Jul
Oct
Date in season

NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI

NOTAT

Til: Multiconsult v Håvard Finanger
Fra: Hans M Hanslin
Dato: 16.02.2025

Forventede effekter på edderkopper av vindkraftutbygging på Moifjellet

Statkraft arbeider med et prosjekt om mulig utbygging av vindkraft i Moifjellet. Bjerkreim kommune har i sitt planprogram til områdeplan for vindkraftverk på Moifjellet bedt om at kunnskapsgrunnlaget for edderkoppdyr oppdateres. Multiconsult har derfor bedt om faglig bistand fra NIBIO for å sammenfatte eksisterende kunnskap på feltet.

Edderkoppfaunaen i Rogaland er godt dokumentert med nær 9 000 observasjoner av over 300 arter i Bjerkreim og de omkringliggende kommunene Hå, Gjesdal, Lund, Sokndal og Eigersund (Artskart, februar 2025). Av vevkjerringer er det 280 observasjoner av 19 arter, mens det for mosskorpionene er under 15 observasjoner av mosskorpioner, og da av den vanlige mosemosskorpionen. For midd er kunnskapsgrunnlaget begrenset. Planområdet har mesteparten av arealet mellom 300 og 500 moh. og er dominert av lynghei med noe nakent berg, myr og overgangsformer. Dette utvalget av naturtyper reduserer antallet aktuelle arter vesentlig. Basert på forekomster av arter i regionen, forventes det ikke forekomster av rødlistede vevkjerringer eller mosskorpioner i planområdet, mens det for edderkopper er minst to aktuelle arter: viernutedderkopp (*Semljicola caliginosus,* EN-Sterkt truet) og heivargedderkopp (*Alopecosa accentuata,* VU-Sårbar*)*.

Hvilke hovedgradienter som styrer edderkoppsammensetning og forekomster i Rogaland er ikke godt undersøkt og det er heller ikke gjort feltundersøkelser på Moifjell eller områdene rundt. Basert på felterfaring og litteratur så er temperatur og høyde over havet viktig for de storskala forskjellene, mens naturtype og soleksponering bidrar til tydelige forskjeller på mindre skala gjennom forskjeller i vegetasjonsstruktur og mikroklima. For å få en bedre oversikt over viktige forklaringsvariabler og dokumenterte effekter av vindkraftutbygging på edderkoppdyr, ble det derfor gjennomført en enkel litteraturstudie. Direkte søk på ulike begreper i Web of Science ga få relevante resultater, så jeg tok utgangspunkt i et par sentrale studier og bruke en snøball-tilnærming for å finne aktuelle studier. Da det er lite litteratur som ser direkte på vindkraftutbygging, ble litteratur på effekter av andre typer inngrep og arealbruk inkludert, med et spesielt fokus på lynghei.

Etter å ha gått gjennom noe over 100 studier, kan en oppsummere noen hovedpunkter som vist under. Jeg refererer ikke alle studiene, men trekker fram de mer sentrale.

- Edderkopper er egnede indikatorer på miljøendringer da de er sensitive for endringer i habitatstruktur og mikrohabitat (Solascasas mfl. 2022).
- Effekter er mest undersøkt på aggregert nivå (antall arter, artssammensetning, funksjonssammensetning osv.). Kunnskap om effekter av tiltak (både inngrep og restaurering) på artsnivå er svært begrenset ut over det en kan konkludere fra endringer i artssammensetninger. En generell trend er at spesialister trenger lenger tid på å reetablere seg etter inngrep enn generalister (f.eks. Pedley mfl. 2013, Cristofoli mfl. 2010).
- God spredningsevne for mange edderkopparter (Montes og Gleiser 2025), men habitatselektive.
- Det er få studier på effekter av inngrep fra relevante systemer - mest fra avskoging og overgang til annen arealbruk, dvs omfattende endringer (f.eks. Chiappero mfl. 2024), men også få studier på effekter av fragmentering av leveområder.
- For de få studiene en har på relevante studier av edderkopper i lynghei og lignende naturtyper har fokus vært på effekter av skjøtsel som beitepress, beiting og brenning, og effekter av restaureringstiltak (Bell mfl. 2001, Matevski mfl. 2025).
- Småskala variasjon i lynghei påvirker artssammensetning gjennom effekter på vegetasjonsstruktur og hydrologi, der et ofte ikke så store endringer som skal til før det gir endringer i artssammensetning. Småskala forskjeller i skjøtsel og suksesjon påvirker forholdene direkte, men også indirekte via effekter på byttedyr og predatorer (f.eks. Bell mfl. 2001, Lafage mfl. 2019).
- Tradisjonell skjøtsel av lynghei som brenning gir en dynamikk i artssammensetningen og kan gi utfordringer for en del arter hvis brenning skjer ofte eller over store områder (McLean mfl. 2023)
- For studier knyttet til vindkraft er det fokus på kollisjoner og effekter i driftsfasen (Weschler og Tronstad 2024, vurdert for norsk forhold av Åström og May 2019) og ikke på effekter av anleggsarbeidet. Effekter av turbiner i drift kan påvirke mikroklima i nærheten, men betydningen av dette i vindutsatte heier er ikke vurdert. Støy og vibrasjoner fra turbiner er dokumentert, men effekter på invertebrater ikke nærmere vurdert. Det er godt kjent at særlig vibrasjoner kan påvirke organismer som edderkopper over lange avstander (Hanslin mfl. 2023).

De mest plausible effektmekanismene i lynghei er derfor hvordan anleggsarbeidet og anleggsveiene påvirker hvordan vannet beveger seg i terrenget og hvordan dette igjen påvirker forekomst av naturtyper (dvs vegetasjon) og mikroklima gjennom effekter av jordfuktighet. Dette kan virke begge veier ved å stuve opp vann i noen områder og øke dreneringen av andre, selv med avbøtende tiltak.

Det er lite detaljert informasjon å finne om de mest aktuelle artene. Viernutedderkopp (*Semljicola caliginosus*) forekommer i strølag og mose i sur hei, myr og våtmark i fjellområder (men også i lavlandet i Rogaland, Åström m fl. 2021a, Nentwig m fl 2020). Arten forventes følgelig å være sårbar for inngrep som påvirker hydrologien. Nettsøk viser restaureringstiltak for høyere vannstand på myr

i Northumberland nasjonalpark i England for å sikre overlevelse av viernutedderkopp som også er sjelden der (Hexham Courant, 2. mai 2017). Dette indikerer også en sensitivitet for endringer i hydrologi. Heivargedderkopp (*Alopecosa accentuata*) foretrekker tørrere områder med lite vegetasjon (Åström m fl. 2021b) og kan finnes i flere naturtyper, men utbredelsen i Rogaland viser en større bredde i forhold til fuktighet. Heivargedderkopp er ikke uvanlig sørover i Europa, mens viernutedderkopp har en fragmentert utbredelse i England, Rogaland og Russland.

Samlet er det altså lite konkret informasjon om forventede effekter på edderkoppdyr ved en vindkraftutbygging i lynghei som på Moifjellet. Det er så vidt jeg vet heller ikke gjennomført feltundersøkelser som har inkludert edderkoppdyr på Moifjell eller i områdene rundt. Med det omfanget en har av vindkraftutbygging i heiområder, bør det derfor

- etableres kunnskap om hvordan anleggsarbeidet og anleggsveiene påvirker hydrologien ved å gjennomføre målinger i felt.
- gjennomføre målrettede feltundersøkelser for å dokumentere eventuelle forekomster av rødlistede arter. Metodene en bruker for edderkopper vil også gi informasjon om andre artsgrupper som biller, nebbmunner, en del veps og tovinger, men bør suppleres med andre metoder for å dekke disse fullt ut. Slik feltarbeid vil kunne lokalisere funksjonsområder og kunne brukes til å tilpasse byggeplan.
- etableres startdata på artsforekomster før større inngrep for senere å kunne undersøke effekter. Dette gjelder for et bredt spekter invertebrater og vegetasjon og er helt sentralt i kunnskapsoppbyggingen nasjonalt. Forskningsfinansieringen i Norge er ikke tilpasset slike utfordringer, så sentrale aktører bør ta et ansvar her.

Litteratur referert til i notat:

Bell JR, Wheater CP, Cullen WR. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. Journal of zoology, 255(3), pp.377-387.

Chiappero MF, Rossetti MR, Moreno ML, Pérez-Harguindeguy N. 2024. A global meta-analysis reveals a consistent reduction of soil fauna abundance and richness as a consequence of land use conversion. Science of The Total Environment, p.173822.

Cristofoli S, Mahy G, Kekenbosch R, Lambeets K. 2010. Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. Ecological Indicators, 10(3), pp.773-780.

Hanslin HM, Kroeger SB, Bayr U, Hansen I. 2023. Litteraturstudie av veitrafikkstøy og effekter på dyreliv. NIBIO Rapport 9(131).

Lafage D, Perrin G, Gallet S, Pétillon J. 2019. Responses of ground-dwelling spider assemblages to changes in vegetation from wet oligotrophic habitats of Western France. Arthropod-Plant Interactions 13: 653–662

Matevski D, Temperton VM, Walmsley D, Härdtle W, Daniels J, Boutaud E. 2025. How to promote spider diversity of heathlands: impact of management intensity. *Biodiversity and Conservation*, pp.1-14.

McLean CA, Melville J, Schubert J, Rose R, Medina I. 2023 Assessing the impact of fire on spiders through a global comparative analysis. Proc. R. Soc. B 290:20230089.

Montes M, Gleiser RM. 2025. Why do spiders balloon? a review of recent evidence. Journal of Insect Conservation, 29(1), pp.1-13.

Nentwig W, Blick T, Bosmans R, Gloor D, Hänggi A, Kropf C. 2020. Spiders of Europe. https://araneae.nmbe.ch/data/289/Semljicola_caliginosus.

Pedley SM, Franco AM, Pankhurst T, Dolman PM. 2013. Physical disturbance enhances ecological networks for heathland biota: a multiple taxa experiment. Biological Conservation, 160, pp.173-182.

Solascasas P, Azcárate FM, Hevia V. 2022. Edaphic arthropods as indicators of the ecological condition of temperate grassland ecosystems: A systematic review. Ecological Indicators, 142, p.109277.

Weschler M, Tronstad L. 2024. Wind energy and insects: reviewing the state of knowledge and identifying potential interactions. PeerJ 12 (2024): e18153.

Åström J, May R. 2019. Tap av insekt i vindkraftanlegg. NINA Rapport 1721. Norsk institutt for naturforskning.

Åström S, Fjellberg A, Løvbrekke H, Olsen KM (24.11.2021a). Edderkoppdyr: Vurdering av viernutedderkopp *Semljicola caliginosus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/6569.

Åström S, Fjellberg A, Løvbrekke H, Olsen KM (24.11.2021b). Edderkoppdyr: Vurdering av heivargedderkopp *Alopecosa accentuata* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/7763.