

# Samlet belastning av utbygging på Gulsvikfjellet på økosystemet



2024



NATURRESTAURERING

## Innhold

<b>1. Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>2. Metode</b> .....	<b>8</b>
2.1 Vurdering iht. naturmangfoldlovens §10 .....	8
2.2 Avgrensning .....	9
2.3 Datagrunnlag.....	10
<b>3. Statusbeskrivelse og prognoser for fremtidig utbygging og menneskelig aktivitet</b> .....	<b>11</b>
3.1 Planstatus .....	12
3.2 Realisert og fremtidig utbygging med prognoser for ferdsel .....	15
<b>4. Samlet belastning på villrein</b> .....	<b>19</b>
4.1 Bakgrunn fra tidligere planarbeid med konsekvensvurdering .....	19
4.2 Oppdatert statusbeskrivelse for villreinen per 2023 .....	20
Historikk .....	20
Bestandsstatus .....	20
Arealbruk.....	20
Villreinhensyn i Regional plan for Norefjell- Reinsjøfjell .....	22
Kjent kunnskap om villreinens bruk av influensområdet til utbyggingsområder på Gulsvikfjellet .....	23
4.3 Kunnskapsstatus for virkninger av hytteutbygging, turisme og annen menneskelig aktivitet på villrein .....	25
Atferdsøkologisk bakteppe .....	25
Frykt- og fluktresponser.....	26
Stress og nedsatt beitero .....	27
Unnvikelseeffekter .....	28
Sesongmessig variasjon i sårbarhet.....	28
Virkninger av turistsentre og hytteområder .....	29
Virkninger av menneskelig ferdsel .....	31
Virkninger av veier.....	32
Virkninger av kraft- og industrianlegg .....	33
Anleggsfasen av ny utbygging .....	35
4.3 Samlet belastning på villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell .....	35
Miljøkvalitetsnormen for villrein .....	40
Oppsummerende vurdering av samlet belastning .....	44
<b>5. Samlet belastning vilt (utenom villrein)</b> .....	<b>47</b>
5.1 Områdebeskrivelse, vilt.....	47
Oppsummert om leveområder for vilt .....	52
5.2 Virkninger av inngrep og menneskelig aktivitet på vilt .....	53

Hjortedyr, inkl. elg, hjort og rådyr .....	53
Gaupe .....	53
Hare.....	54
Kongeørn .....	54
Li- og fjellrype .....	56
Orrfugl .....	56
Storfugl .....	57
Vilt, andre arter og generelt .....	58
5.3 Samlet belastning på vilt relatert til utbygging og menneskelig aktivitet på Gulsvikfjellet .....	58
Oppsummerende konklusjoner .....	62
<b>6. Samlet belastning på vegetasjon og naturtyper .....</b>	<b>62</b>
6.1 Naturgrunnlaget.....	62
6.2 Metodikk .....	63
Status verdisatt vegetasjon og naturtyper i Gulsvikfjellet .....	64
Status ikke-verdisatt natur .....	65
<b>6. Kilder .....</b>	<b>75</b>

Dato: 08.03.2024	Rapportnr.: 2024-03-02
Rapportnavn: Samlet belastning av utbygging på Gulsvikfjellet på økosystemet	
Oppdragsgiver: Høgevarde AS	
Forfattere: Kjetil Flydal, Jørn Olav Løkken, Sindre Eftestøl	
Faglig kvalitetssikring: Ole Tobias Rannestad	
Prosjektleder: Kjetil Flydal	E-post: kjetil.flydal@naturrestaurering.no

## Sammendrag

Flå kommune har signalisert behov for å få utredet omfang av total ferdsel, og tålegrenser knyttet til samlet planlagt og gjennomført utbygging på Gulsvikfjellet, der Høgevarde AS er tiltakshaver. Dette henger også sammen med utarbeidelse av en sti- og løypeplan for området. I denne rapporten utredes dette tema ved å presentere visualiseringer og analyser av hvordan omfanget av utbygging og menneskelig aktivitet har endret seg etter at hytteutbygging på Gulsvikfjellet ble startet opp. Dette vurderes opp mot landskapsøkologi og funksjonsområder for arter i området. For villrein presenteres samlet belastning innenfor hele skalaen av leveområdet for Norefjell-stammen. For forvaltningsrelevante arter av vilt, slik som rovfugl, hønsfugl, vannfugl og hjortevilt vurderes belastning på habitater generelt, og på spesifikke funksjonsområder, slik som hekkeplasser eller vilttrekk. For vegetasjon og naturtyper, inkludert myr, vurderes de samlede arealinngrepene på et regionalt nivå og settes i sammenheng med påvirkning på sentrale økosystemfunksjoner og arts mangfold. Viktige tema i den sammenheng er rødlistearter knyttet til kontinuitet i skogshabitat, og karbonlager og flombufring i myr. Vurderinger er inndelt i direkte og indirekte effekter, dvs. direkte effekter som arealbeslag og fragmentering, og indirekte virkninger spesielt knyttet til menneskelig ferdsel eller interaksjoner i økosystemet.

De siste to tiårene har omfanget av utbygginger og ferdsel blitt økt drastisk på Gulsvikfjellet, og mye av planlagte/godkjente utbygginger innenfor områdeplanen er fortsatt ikke realisert. På landskapsnivå kommer dette i tillegg til allerede gjennomførte omfattende hytteutbygginger på Sigdal-siden av Norefjell. Vi har antatt at dagens status inkluderer utbygging av hytter på 680 tomter, mens dette i fremtiden kan bli økt til et antall enheter på 3300 (kombinert hytter, leiligheter etc.). Her inngår bl.a. utvikling av feltene kalt HV16 og HV19 med omfattende utbygging. Hvis en slik økt utbygging blir realisert har vi antatt en vesentlig økning i ferdsel på stier og løyper i nærområdet, bl.a. stien mot Høgevarde turisthytte. I felt HV16, der det er stort rom for økt utbygging, har vi lagt til grunn at utbyggingen blir sentrert med flere leilighetsbygg rundt et omfattende aktivitetstilbud i form av alpinanlegg, stier og løyper. Dette betyr også at den største tyngden av økt ferdsel kommer i dette området. Det er også antatt en økning i dagsbesøk (ca. 20 000 vinter og 20 000 sommer), som vi regner med at primært gir økt bruk av alpint- og sykkelanlegg. Antakelsene om økt utbygging og økt ferdsel er usikre og baseres kun på målsetninger som har vært formidlet gjennom prosjektgruppen for videre utvikling av fjelldestinasjonen (dvs. Høgevarde AS).

En oppsummering av våre vurderinger for ulike artsgrupper og naturverdier følger nedenfor:

**Villrein** Villreinområdet historikk innebærer at det først på 1990-tallet ble etablert en villreinstamme med basis i tidligere tamreindrift. Det var da allerede etablert mye fjellturisme sentrert rundt destinasjoner som f.eks. Norefjell skisenter, Tempelseter og Haglebu. Villreinen har derfor etablert sin arealbruk i et landskap der tilgang på funksjonelle habitat allerede var begrenset av menneskelig aktivitet. Det er vist at tamreinopphavet gjør at villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell responderer svakere på menneskelig forstyrrelse enn i andre villreinområder. Forskning i andre villreinområder har vist at reinen unnviker hytteområder og tilsvarende typer av forstyrrelser der dyrene utsettes for menneskelig

aktivitet. Det er også vist at mye brukte stier i fjellet kan bli barrieredannende, samt at direkte provokasjon fra folk (turgåer, skiløper, kiter) fører til sterke frykt- og fluktrespons. Effektstørrelser vil ikke være overførbare mellom villreinområder grunnet varierende skyhetsgrad og geografiske forhold (f.eks. grad av inngrepsfrihet og tilgang på uforstyrrede beiter), men det kan antas å være nivåer av forstyrrelse som reinen ikke vil tolerere. Med bakgrunn i at GPS-sporing og lokale observasjoner viste bruk av arealer tettere inn mot hyttefelter på Gulsvikfjellet på 2000-tallet enn det som er tilfelle i dag kan det antas å ha skjedd en gradvis unnvikelse av disse områdene. Turisthytta på Høgevarde er et viktig turmål fra begge sider av fjellet og kan medvirke til at reinen får vanskeligheter med å krysse turstiene og opprettholde en dynamisk beitebruk sør og nord for aksen Tempelseter- Høgevarde turisthytte – Gulsvikfjellet. Planlagt økt utbygging på Gulsvikfjellet vil også bidra til økt bruk av fjellet med virkninger på villrein. Det antas at etablerte stier og skiløyper vil kanalisere en stor majoritet av ferdselen, men det vil også være enkelte som velger å ferdes fritt i terrenget, bl.a. i forbindelse med aktiviteter som jakt, fiske, bærplukking, toppturer, kiting, naturfotografering m.m. Med en full utbygging innenfor arealet av områdeplanen på Gulsvikfjellet vil det bety en relativt stor økning i bruken av tilgrensende fjellområder. Med basis i økning på antallet boenheter har vi antatt at økningen i ferdsel og friluftsliv i fjellområdene sentrert rundt Gulsviksetran/Fyrisjøen og opp mot viktige turmål som Høgevarde turisthytte kan bli vesentlig. Siden villreinen normalt er på vinterbeite nord for Fv 287, og først trekker inn i beiteområder rundt Gulsvikfjellet fra slutten av april, vil folks bruk av fjellet vinterstid ha liten betydning. Om våren og i barmarksperioden kan derimot økt ferdsel, spesielt mellom Gulsviksetran/Fyrisjøen og Høgevarde, kunne føre til at reinen får vanskeligheter med å opprettholde dynamisk beiteveksling mellom fjellområdene lengst sørøst på Norefjellplataet, og arealene lenger mot nord og vest. Ved videre utvikling av Gulsvikfjellet som fjelldestinasjon vil viktigste avbøtende tiltak knyttet til villrein være styring av ferdsel til områder som ikke er villreinhabitat og/eller perioder da det ikke er villrein i området. Økt tilrettelegging for aktiviteter som alpint, sykkel, langrenn, turgåing og fjelløping bør da i størst mulig grad skje øst for Fyrisjøen og Gulsviksetran og i lavereliggende områder (<1000 moh.). Man kan unngå preparering av skiløyper inn i fjellet etter påske og man kan oppfordre til bruk av alternative turområder i perioder som er kritiske for villreinens arealbruk, f.eks. når de trekker inn i vårbeiter og kalvingsområder nord for Fyrisjøen, og mellom Fyrisjøen og Høgevarde/Gråfjell, fra siste halvdel av april.

**Vilt utenom villrein.** *Pattedyr:* Samtlige utbygginger/delområder/inngrep bidrar i større og mindre grad til forringelse av leveområder/tap av funksjonsområde for pattedyr. Av større arter, vil elg, hjort og gaupe påvirkes mest, mens det blir liten endring for rådyr. Trekkruiter i sone 2 (200-600 moh.) og 3 (600-1000 moh.) blir negativt påvirket av nye utbygginger i skogen øverst i sone 2 og nederst i sone 3. Økt ferdsel på snaufjellet vil påvirke pattedyr relativt lite, utenom villrein. Få fysiske barrierer vil etableres, men pattedyr vil i større grad måtte trekke rundt hyttefeltene, og det må forventes endringer i trekkruiter, sannsynligvis med større konsentrasjon av dyr i sone 2 (dvs. det brattere barskogsbeltet i høydelaget ca. 200-600 moh.). Refugier vil fortsatt eksistere, men i mindre grad enn før. Det blir sannsynligvis liten endring i populasjonsstørrelser på regionalt nivå, men bestandene vil påvirkes negativt lokalt. *Fugl:* Kongeørn vil påvirkes delvis negativt av forventet økt ferdsel (særlig på snø) innenfor et mer storskala influensområde. Arten vil være særlig sensitiv for forstyrrelser på hekkeplass på senvinter/vår. Noe redusert tilgang på visse byttarter (ryper, hare) kan forventes mens andre kan øke (rødrev). Skoglevende sensitive arter (f.eks. hønsehauk, lavskrike, tretåspett) påvirkes primært

gjennom fragmentering av skog og tap av tilknyttede leve-/hekkeområder, og det samme gjelder skoglevende hønsefugl. Noe mer forstyrrelse grunnet økt generell ferdsel, men omfanget av ferdsel vil ofte være lavere i sensitiv hekkeperiode sen vår og tidlig sommer. Vadefugl og ender er sannsynligvis relativt fåtallige i utredningsområdet, men særlig økt ferdsel rundt vann og vassdrag i barmarksesongen vil ha negativ påvirkning. Det blir sannsynligvis liten endring i populasjonsstørrelser på regionalt nivå, men bestandene vil påvirkes negativt lokalt. *Øvrige artsgrupper (amfibier, reptiler)*: For reptiler og amfibier forventes primært lokale virkninger grunnet direkte arealbeslag, siden disse artsgruppene i mindre grad er sky for mennesker. Tap av ynglehabitat i fiskeløse dammer eller overvintringshabitat (frostfrie hulrom) vil være eksempler på negativ lokal påvirkning. Større veier og hyttefelter vil også gi en oppsplitting av habitater og gi redusert metapopulasjonsdynamikk på høyere landskapsnivå, men for den type spredt utbygging med fritidsboliger som er typisk for en fjelldestinasjon, antas denne type effekt å ha relativt liten betydning.

**Naturtyper og rødlistearter.** I utviklingen av Gulsvikfjellet som fjelldestinasjon har en i stor grad unngått direkte inngrep i naturtyper, og det er avsatt naturreservater som innehar de største verdiene knyttet til skog og bekkeløfter. Selv om en ikke har mye direkte arealinngrep i verdifulle naturtyper, har utviklingen av infrastruktur andre negative virkninger på disse naturtypene. I skog vil de mest alvorlige påvirkningene, i tillegg til direkte arealbeslag, være fragmentering og kanteffekter. Mange av de rødlistede artene som finnes i skog har spesifikke krav til habitat, samt svært dårlig spredningsmekanismer og er derfor avhengig av større sammenhengende arealer for å overleve. Dette kan for eksempel være granseterlav som kun vokser på stammen av svært gamle grantrær, svartsonekjuka som kun vokser på nedbrutt liggende død ved, eller huldrestry som sprer seg med små fragmenter mellom tettstående, gamle trær. Et brudd i skogshabitat på kun noen få meter (f.eks. en vei) kan ha negativ landskapsøkologisk effekt på slike arter. Følgelig vil tap av en lokalitet potensielt kunne medføre negativ påvirkning på andre viktige lokaliteter i nærheten. I tillegg vil det ved hogst være slik at en ikke bare taper det hogde arealet, men at gjenstående skog vil påvirkes flere titalls meter fra kanten. I et slikt perspektiv er de fleste naturtypene som ligger i nærheten av hytteområdene nå i stor grad påvirket. Med økende tetthet av mennesker øker også sannsynligheten for at flere vil utforske disse områdene til turbruk, og en vil få en noe økende slitasje på bunnvegetasjon.

**Ikke-verdisatt natur.** *Skog.* Konsekvens i ikke-verdisatt skog vil i stor grad være det samme som i verdisatt skog (altså naturtyper). Generelt vil skader på trær og sanking av ved ha mindre konsekvenser i yngre, og produksjonspreget skog. Slik skog er generelt lettere å bevege seg i, og en kan forvente en noe høyere slitasje på bunnvegetasjon enn i områder med gammel skog. Et punkt som skiller verdisatt skog fra ikke-verdisatt er arealbeslaget: Det har vært et relativt omfattende arealbeslag av natur, særlig skog, i og rundt tregrensa i hele regionen, stort sett som følge av hyttebygging. Med en nesten firedobling av antallet enheter i planområdet (HV16 og HV19), de fleste av dem innenfor arealkategori skog, vil dette arealbeslaget øke betraktelig. *Fjell:* Hytteområdene ligger i randsonen til større fjellområder (Høgevarde/Norefjell). Selv om arealbeslaget av fjell i seg selv er relativt lite, vil området bli benyttet som en inngangsport til fjellet. Det vil dreie seg om både hytteeiere, og tilreisende som bruker området som utgangspunkt for eksempel dagsturer til Høgevarde og andre topper/severdigheter. Data fra Strava viser at det er større grad av ferdsel utenom oppmerket sti i fjellet. Med en økt ferdsel, vil også slitasjen på

vegetasjonen øke. Fjellvegetasjon er generelt saktevoksende, og er følgelig ekstra utsatt for slitasjeskader. Det gjelder særlig fuktige vegetasjonstyper, men også for eksempel mer avblåste rabber med tynt vegetasjonsdekke. *Myr:* Det er i all hovedsak nedbygging og kryssende veier som påvirker myrområdene i Gulsvikfjellet. Det er særlig de grunnere bakkemyrene i området HV17 som er påvirket av sterk nedbygging eller kryssende veier. Det har i de senere årene blitt satt mye fokus på myr, og viktige egenskaper ved myra (Blant annet som karbonlager). I det videre planarbeidet i Gulsvikfjellet er det derfor lagt stor vekt på å unngå å bygge i myr, og vi antar følgelig at ytterligere nedbygging av myr vil begrenses.

# 1. Innledning

Høgevarde AS har realisert utbygging av flere hyttefelter på Gulsvikfjellet de siste årene. Dette inkluderer også tiltak for friluftsliv og turisme, som alpinsenter, sykkeløyper, turstier og skiløyper. I sammenheng med at nye hyttefelt vil søkes utbygd, samt pågående etablering av et omfattende nettverk av sykkeløyper, har en samlet utredning av belastning på naturmangfold og økosystem blitt aktualisert. Planavdelingen hos Flå kommune har bl.a. signalisert at en slik utredning vil være relevant for planbehandling for detalj- og områdeplaner i området i de kommende årene. Spesielt fordi den samlede utbyggingen har økt i omfang, sammenlignet med opprinnelige planer som ble godkjent for noen år siden.

NaturRestaurering AS (NRAS) fikk høsten 2022 i oppdrag av Høgevarde AS å gjøre en utredning av samlet belastning på naturmangfold for utbyggingen og tilretteleggingen for turisme og friluftsliv som pågår på Gulsvikfjellet. Arbeidet med utredningen ble i all hovedsak gjort i perioden fra november 2022 til mai 2023, da et rapportutkast ble levert oppdragsgiver. Vinteren 2024 ble det bedt om revidering av rapporten basert på at kvalitetsnormklassifiseringen for villrein ble ferdigstilt i desember 2023, samt at reguleringsplanforslag knyttet til videre utbygging er revidert, med potensiale for større antall enheter av fritidsboliger gjennom tettere og mer sentrert utbygging. Vår rapport ble derfor revidert i februar/mars 2024. Arbeidet har vært utført av Kjetil Flydal (Dr. scient. biolog), Jørn Olav Løkken (Ph.d. vegetasjonsøkolog) og Sindre Eftestøl (M. scient. biolog). Utrederne har fagkompetanse som dekker bredden av utredningsbehov i denne saken.

## 2. Metode

### 2.1 Vurdering iht. naturmangfoldlovens §10

Naturmangfoldlovens §10 gir krav til vurdering av økosystemtilnærming og samlet belastning som er relevant for vårt oppdrag: «*En påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning som økosystemet er eller vil bli utsatt for.*» I naturmangfoldlovens § 3 er økosystem definert som «*et mer eller mindre velavgrenset og ensartet natursystem der samfunn av planter, dyr, sopp og mikroorganismer fungerer i samspill innbyrdes og med det ikke-levende miljøet*». Miljødirektoratets veileder M-1941 (Konsekvensutredninger for klima og miljø) fra 2020 henviser til Miljødepartementets veileder til naturmangfoldlovens kapittel II, og som omfatter lovens § 10. Fra denne veilederen har vi trukket ut viktige momenter nedenfor, sammen med en kort vurdering av hvordan vår tilnærming er i denne rapporten.

- *Formålet med § 10 er å hindre gradvis forvitring eller nedbygging av landskap, økosystemer, naturtyper og arter ved å se summen av tidligere, nåværende og fremtidig påvirkning på dette naturmangfoldet i sammenheng. I dette inngår også å se på effekten av tiltaket på landskap,*



*økosystemer, naturtyper og arter på kommunenivå, fylkesnivå og på landsbasis. Gulsvikfjellet:* Det er i første rekke tilrettelegging for friluftsliv og turisme som har gitt økt nedbygging i området de siste årene, men tradisjonell arealbruk i form av setring og skogbruksnæring har også påvirket naturen i et langt tidsperspektiv. Det er særlig viktig for arealkrevende arter, som villrein, at effekter vurderes på høyere nivå enn kommune. I slik sammenheng bør den samlede belastning på fjellområdet Norefjell-Reinsjøfjell vurderes samlet.

- *Paragraf 10 medfører at man skal vurdere konkret hva som tidligere har berørt landskapet, økosystemene, naturtypene og artene i det aktuelle tiltaksområdet. Videre skal man vurdere det omsøkte tiltaket og hvilke fremtidige tiltak som kan være aktuelle. Det skal ikke gjøres hypotetiske vurderinger av fremtidige tiltak. Det må være en realistisk mulighet for påvirkning. Gulsvikfjellet:* Det blir viktig å få fram hvordan utbygging og menneskelig aktivitet gradvis har endret den samlede belastningen, og hva som er planene for fremtidige tiltak. Her er kartdata og geografiske data for realisert utbygging og fremtidige realistiske planer for økt utbygging relevante.
- *Ved vurderingene av samlet belastning skal en også se på situasjonen for landskapstypen, økosystemet, naturtypen eller arten på kommunenivå, fylkesnivå og på landsbasis, jf. også forvaltningsmålene ei §§ 4 og 5. Gulsvikfjellet:* Det blir viktig å få fram hvor «vanlige» de aktuelle naturverdiene er avhengig av skala. Her kan det framstilles arealmessige oversikter over hvor stor andel av en spesifikk naturverdi som berøres.
- *Dersom tiltaket sammen med andre påvirkninger samlet sett har stor negativ effekt, kan dette isolert sett tale for at tiltaket ut fra hensynet til naturmangfoldet i det aktuelle området ikke bør tillates. Men vurderingen skal også se hen til hvordan situasjonen er for eksempel for naturtypen på landsbasis eller fylkesnivå. Har vi mye av denne naturtypen og er den generelt i en god tilstand, taler dette for at hensynet til samlet belastning tillegges mindre vekt. Men er situasjonen at naturtypen finnes mange andre steder, men generelt i dårlig stand, taler dette for ikke å tillate tiltaket ut fra hensynet til naturtypen som sådan. Gulsvikfjellet:* Dette vil innebære at man gjør en konsekvensvurdering for relevante naturverdier. Er påvirkningen stor negativ og påvirket natur sjelden eller sårbar, kan det bety at den samlede belastningen ikke vil være akseptabel.
- *Vurderingen av samlet belastning skal gjøres ut fra kunnskap om påvirkninger fra tidligere inngrep i det aktuelle området, konsekvenser av det omsøkte tiltaket, samt konsekvenser av mulige fremtidige tiltak. Gulsvikfjellet:* Her bør man legge til grunn etablert kunnskap om hvordan typen av inngrep og forstyrrelser påvirker aktuell naturverdi, tidligere konsekvensvurderinger fra området, og kjent kunnskap om status etter realiserde inngrep.

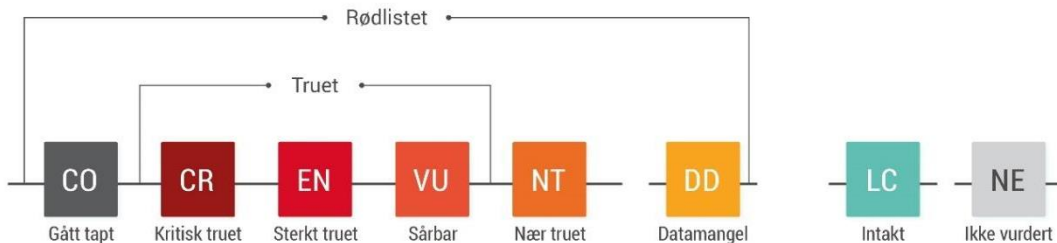
## 2.2 Avgrensning

Et økosystem kan forstås som en avgrenset del av naturen der det biologiske mangfoldet og de økologiske funksjonene og prosessene samvirker (se også definisjon etter naturmangfoldloven ovenfor). I realiteten står ulike økosystem i forbindelse med hverandre og kan vanskelig avgrenses presist geografisk. I denne utredningen har vi valgt en inndeling i fjelløkosystem, og økosystem i skog, men der det anses hensiktsmessig vurderes disse samlet (f.eks. hvis en art bruker mer enn ett). Geografiske avgrensninger er valgt ut fra hva som kan antas å være influensområdet av utbygging, turisme og

friluftsliv på Gulsvikfjellet. Siden samlet belastning dreier seg om samlet effekt av mange ulike tiltak, vil vi også vurdere hvordan andre tiltak og aktiviteter enn Høgevarde AS sin virksomhet på Gulsvikfjellet vil påvirke det samme influensområdet. I tråd med Miljødepartementets veileder vil konsekvenser innenfor influensområdet settes i sammenheng med tap og ivaretagelse av naturverdier på regional og nasjonal skala. Her vil status for nasjonale ansvarsarter, eller rødlistede arter (Figur 1) og naturtyper være av spesiell relevans.

Fjelløkosystemet kan avgrenses som leveområdet til den kanskje mest arealkrevende arten i dette området, nemlig villreinen, men for mindre arealkrevende arter tilknyttet fjellet som økosystem vil vi gjøre vurderinger på en mindre skala. For skog har vi for enkelhets skyld gjort en avgrensning av økosystemet til sammenhengende områder av skog mellom Hallingdalselva og Norefjell, med en ytre avgrensning på maksimalt 10 km fra utbyggingsområdene på Gulsvikfjellet.

Ved vurdering av påvirkning og konsekvens benyttes som utgangspunkt en lignende tilnærming som i Håndbok V712 (Statens vegvesen, 2014) og Veileder M-1941 (Miljødirektoratet, 2020). Dette betyr at naturverdi og påvirkning sammenstilles til en konsekvens innenfor influensområdet. For virkninger av økt ferdsel vil vi også benytte en tilnærming som tilsvarer metodikken i NINA Temahefte 73 (Hagen m.fl. 2019). Dette er en håndbok for sårbarhetsvurdering av ferdselslokaliteter i verneområder, for vegetasjon og dyreliv. Essensen i metoden er at sårbarhet for ferdsel vurderes basert på hvor sensitive vegetasjonstyper er for tråkkaskader og hvor sensitivt dyreliv er for menneskelig forstyrrelse.



Figur 1. Kategorier innenfor norsk rødliste for arter (2021). Om en art er rødlistet kan ofte graden av truethet være relatert til menneskelig påvirkning. Begrunnelsen for rødlistestatusen er tilgjengelig via [artsdatabanken.no](https://artsdatabanken.no)

### 2.3 Datagrunnlag

Datagrunnlaget for å vurdere samlet belastning på naturmangfold i det aktuelle området anses som relativt god. I forbindelse med utredning av områderegeringsplanen for Gulsvikfjellet (Midteng, 2014), har det vært gjennomført kartlegging og konsekvensvurdering av planene i 2011 og 2012. I etterkant har flere tilleggskartlegginger vært utført i forbindelse med reguleringsplanarbeid for delområder innenfor områdeplanen. Her kan nevnes en tilleggskartlegging av myr utført i 2020 (Wold, 2020), samt utredninger av konsekvenser og avbøtende tiltak for inngrep i myr tilknyttet hhv. areal for en fritidspark sentralt i

området, og for delområdene HV16, HV17 og HV19 (Løkken m.fl. 2021, Flydal og Løkken, 2021 og Løkken og Flydal, 2023). Det har vært foretatt naturtypekartlegginger i omkringliggende arealer de seneste 20 årene, og flere naturtypelokaliteter (etter håndbok DN-13) av bl.a. gammel granskog er registrert på Miljødirektoratets naturbase. For villrein har vi vært i kontakt med professor Eigil Reimers, som har forsket på Norefjell-reinen over en lengre tidsperiode. Han har gitt oss tilgang til GPS-datamateriale for reinen. I tillegg er viktige kilder til kunnskap om reinen i området NVS Rapport 17/2016 med kunnskapsstatus og kart over leveområdet (Mossing, 2016), vurdering av vinterbeiter v/Holand (2010), Regional plan for Norefjell-Reinsjøfjell 2020-2035, inkl. konsekvensutredning v/Punsvik (2019). Den mest oppdaterte kilden til kunnskap er imidlertid seneste rapportering fra arbeidet som gjøres i tråd med Miljøkvalitetsnorm villrein (Rolandsen m.fl. 2023). Her har vi også vært i direkte kontakt med Norsk Villreinsenter for oppdateringer om status underveis i kvalitetsnormarbeidet. Vi har også gjennomgått et stort kildemateriale når det gjelder kunnskap om virkninger av menneskelige forstyrrelser på rein og annet vilt. For ferdsel har Strava vært en nyttig kilde. Strava-kartene oppdateres fortløpende, og viser menneskelig aktivitetsmønster for de siste to årene. Brukere kan riktignok reservere seg mot at deres aktivitet blir synlig, og i tillegg vil ikke områder/ruter med svært lite aktivitet komme frem på kartet. Det er viktig å huske at svært mange heller ikke er medlem av/logget på i dette systemet. Strava-kartene skal derfor tolkes med forsiktighet, men kartene gir et inntrykk av hvor det meste av ferdsel har vært konsentrert de siste to årene, og gir et godt minimumsbilde av ferdsel. Alle skriftlige og muntlige kilder, samt aktuelle databaser, er oppgitt i referanselisten.

### 3. Statusbeskrivelse og prognoser for fremtidig utbygging og menneskelig aktivitet

På Gulsvikfjellet har det skjedd en gradvis utbygging med fritidsboliger, relatert infrastruktur, ski- og sykkelanlegg m.m. gjennom en 20-årsperiode. Samlet områdereguleringsplan for Gulsvikfjellet ble vedtatt i 2015 (Vedlegg 1). Egne fagutredninger for naturmangfold og villrein ble den gang utarbeidet og inngikk i plansaken, og er del av kunnskapsgrunnlaget i vår utredning. En oppsummering av samlede verdier for naturmangfold i utredningen fra den gang var (Midteng, 2014): *«De samla viltverdiene i influensområdet er vurdert å være store. Dette skyldes i hovedsak villreinverdiene, men forsterkes også av kvaliteter området har for rovfugl, gammelskogsarter og landskapsøkologiske trekk.»*

*...Utredningsområdets samla naturverdi er etter håndbok 140 vurdert til å være av stor verdi.*

*Naturverdiene er særlig knyttet til leveområder for villrein og naturtypelokalitetene. Verdiene forsterkes også av forekomster av eldre skog utenfor naturtypelokalitetene, viltområdet, INON-områdene og hekkende rovfugl. Det er likevel klare forskjeller i naturverdiene mellom de forskjellige utbyggingsområdene, og verdien veksler fra liten til stor verdi på korte avstander.»*

Det ble imidlertid ikke gjort spesifikke vurderinger av samlet belastning i utredningen fra 2014. Samlet konsekvensvurdering oppsummerte primært virkningene per delområde i planen. Unntak fra dette var tema villrein som ble utredet i egne faglige uttalelser til reguleringsplanarbeidet (Reimers, pers. medd.),

og som også er sitert i Midteng (2014). Innenfor dette fagtema var det fokus på virkninger innenfor hele leveområdet til reinen i Norefjell-Reinsjøfjell, og spesielt for kalvingsområder som lå relativt tett inn mot aktuelle utbyggingsområder på Gulsvikfjellet. Ettersom det totale omfanget av realisert og planlagt utbygging nå fremstår mer klart enn i utredningsarbeidet i årene rundt 2014, samt at reinen kan ha foretatt visse endringer i arealbruken i løpet av de seneste ca. ti årene, tilsier det at disse vurderingene bør oppdateres.

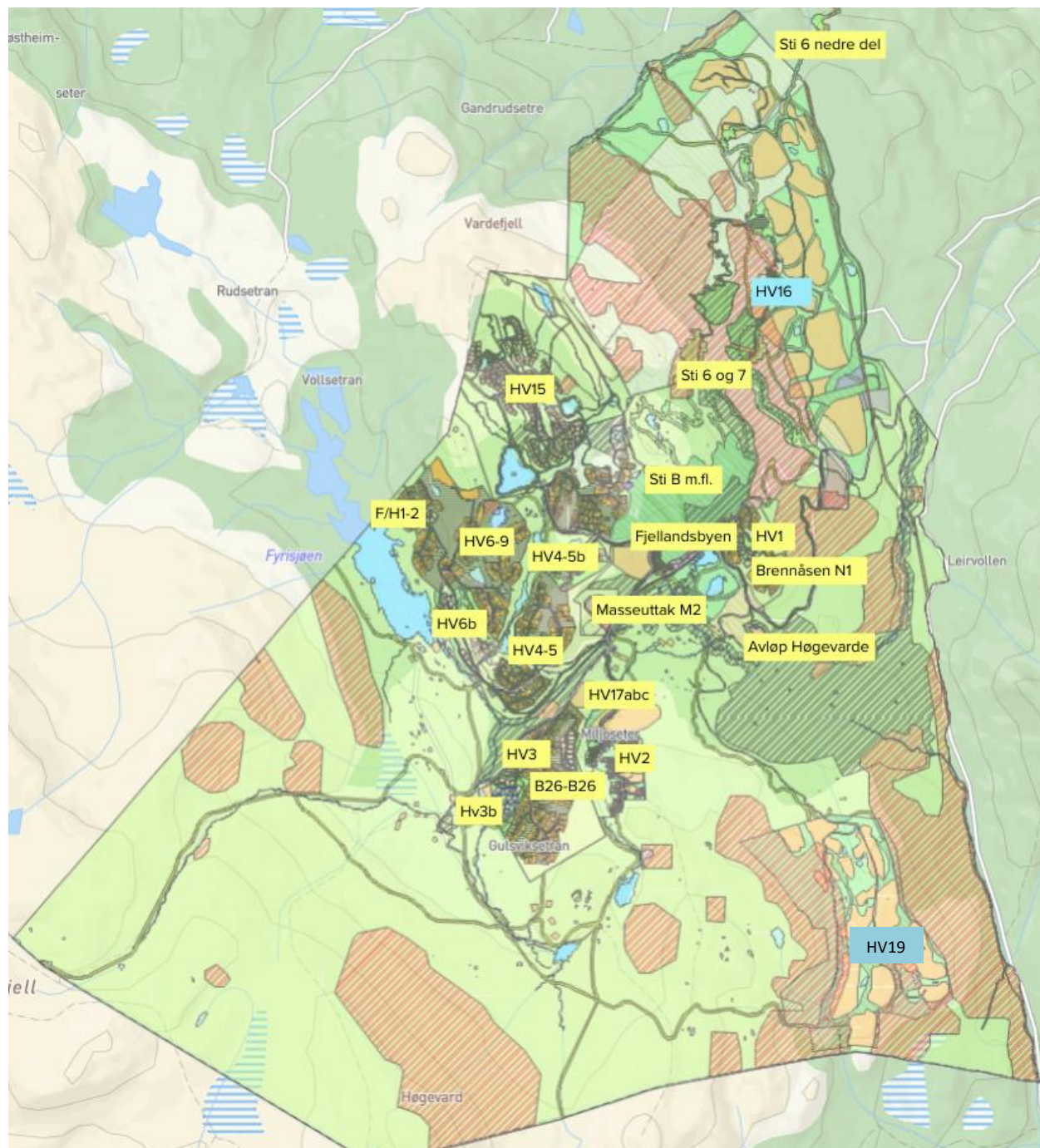
### 3.1 Planstatus

Omfang og detaljering av planene som fremgår av vedtatt områdereguleringsplan har i etterkant blitt revidert gjennom reguleringsplanarbeid (Figur 2). Mye utbygging er allerede realisert, mens det også er planer som vil kreve fremtidige reguleringsplanvedtak før de eventuelt kan bli realisert. Per desember 2022 har vi mottatt en generell beskrivelse av status for godkjente og nye planer for utbygging i regi av Høgevarde AS:

Planer godkjent før 2015		
Plan-ID	Navn på reguleringsplan	Ikrafttredelsesdato
2007003	Bebyggelsesplan for massetak FS1 - Høgevarde	13.06.2007
2007001	HØGEVARDE HV6, 7, 8 og 9	25.10.2007
2009002	Reguleringsplan for skibakke - Høgevarde	22.04.2010
2011002	HØGEVARDE HV2	22.09.2011

Nye planer godkjent etter 2015		
Plan-ID	Navn på reguleringsplan	Ikrafttredelsesdato
2015002	Høgevarde HV3-b Fjellseterhaugen	18.06.2015
2015004	Detaljreguleringsplan for område N1 – Brennåsen	17.03.2016
2015005	Reguleringsplan for B24-B26 Sauvallia HV3	28.03.2017
2015011	Høgevarde HV15 Vardefjell	18.05.2017
2015013	Høgevarde fjellpark	01.12.2016
2016007	Eitjernhaugen H4-HV5b	23.02.2017
2018002	Høgevarde Høgfjellspark	18.06.2020
2022001	Høgevarde - Sykkelsti B m.fl.	17.06.2022
2022002	Høgevarde - Sykkelsti 6 nedre del	17.06.2022
2015009	Høgevarde - HV17-abc	15.12.2022
2022007	Detaljreguleringsplan for veg til HV19 Høgevarde	13.04.2023

Pågående planarbeid per 2024		
Plan-ID	Navn på reguleringsplan	Status
	Detaljreguleringsplan for HV19 Grøun	Sendes til behandling ca. mai 2023. Innsigelse fra Statsforvalter ble fremmet 16.juni 2023
	Detaljreguleringsplan for HV13	
	Detaljreguleringsplan for Høgevarde Fritidspark	Konsesjonssøknad NVE, vedtatt med begrenset tillatelse 23.06.2023
	Områdereguleringsplan for HV16 Heimseter	Planprogram ble fastsatt 15.06.2023, og planen er under utredning
	Sti- og løypeplan	Veiledende plan under utarbeidelse



Figur 2. Oversikt over gjeldende reguleringsplaner i Høgevarde (gul markering) og reguleringsplaner i prosess (blå markering). Det fremgår at visse arealer innenfor områdeplanen ikke er bygget ut per 2023; dette gjelder bl.a. feltene HV19, HV16, HV17 og Fjellandsbyen. Merk at rødskravert område gjelder skianlegg, samt at det reguleres flere sykkeløyper. Kilde til kart: Forslag til planprogram for HV16.

### **3.2 Realisert og fremtidig utbygging med prognoser for ferdsel**

Per desember 2022 er det omtrent 680 tomter på Gulsvikfjellet der det er bygget ut i tråd med vedtatte planer (Figur 2 og Figur 3). En oppsummering av sannsynlig fremtidig økning i utbyggingen er:

- 71 enheter innenfor HV17 ABC
- 150-200 enheter i Høgevarde Fjellpark – Fjellandsbyen (usikkert hva Høgevarde ender opp med å søke utbygget)
- 60-80 enheter innenfor HV13 (usikkert hva Høgevarde ender opp med å søke utbygget)
- Maksimalt 30-40 små enheter innenfor Høgevarde fritidspark
- Maksimalt 250 enheter innenfor HV19 Grøun, usikkert om eventuell revidering av planer etter innsigelse fra Statsforvalter
- Maksimalt 1000 enheter innenfor HV16 ble opplyst som grunnlag for våre vurderinger i des. 2022. I videre planarbeid har dette imidlertid blitt endret til opptil 2000 enheter (J. Aakre, pers. medd. februar 2024)

Dette betyr at en sannsynlig utvidelse av dagens tilstand går fra 680 enheter (primært fritidsboliger på egen tomt) til opp mot 3300 enheter, med en kombinasjon av hytter på frittliggende tomter og leilighetsbygg. Opplysninger gitt pr. februar 2024 (J. Aakre, pers. medd.) tilsier et stort antall enheter samlet i leilighetsbygg gjennom en sentralisering av utbyggingen innenfor HV 16, samt at aktivitetstilbudet av stier, løyper, og skibakker vil vært stort og godt tilrettelagt i nærhet til den sentraliserte utbyggingen. Vi antar i våre vurderinger at eventuelle fremtidige eiere av denne type fritidsboliger i større grad vil oppsøke tilrettelagte lokale friluftslivsaktiviteter, enn mer tradisjonelle hytteeiere, som søker til fred og ro innenfor det spredte nettverket av stier og løyper innover i fjellet (Mimir, 2017).

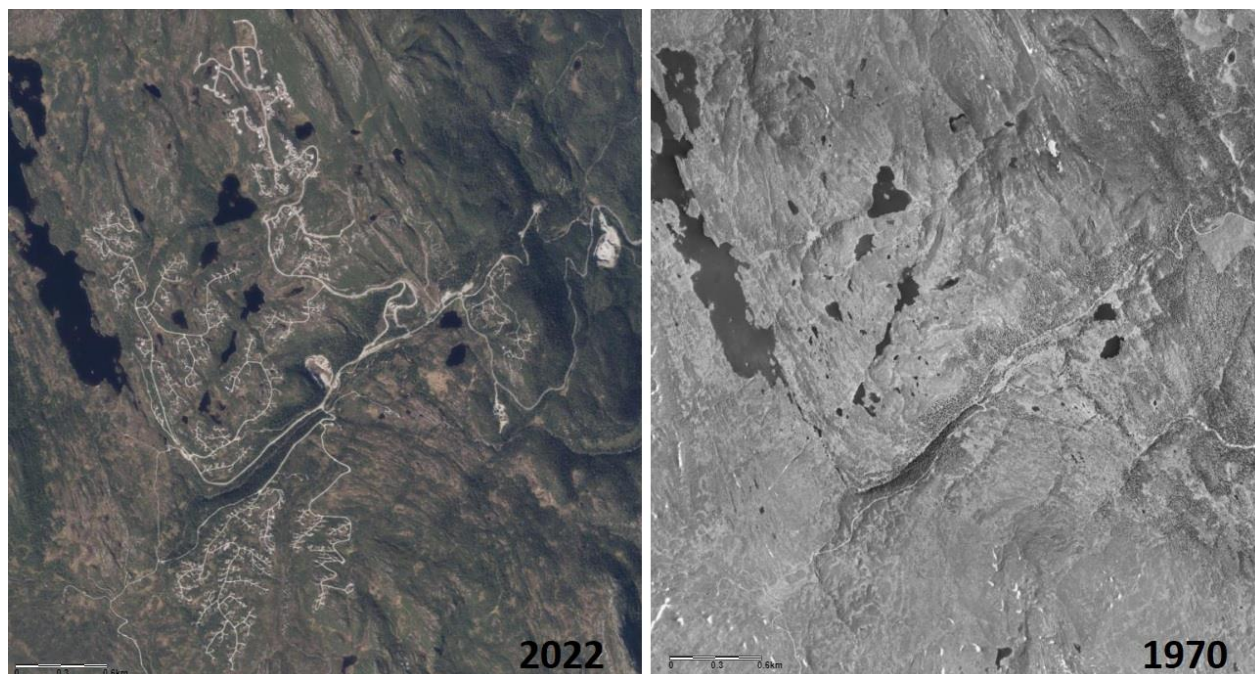
Målsetninger og prognoser for ferdsel er usikre, men de foreløpige tallene vi har mottatt fra Høgevarde AS er: Dagutfart vinter: foreløpig tall 20 000 personer. Dette vil primært være knyttet til alpin- og langrennsløyper. Dagutfart sommer: foreløpig tall 20 000 personer. Her er det satset tungt på sykkelstier og en håper på betydelig besøk i fremtiden. Fra Høgevarde AS sin side opplyses det om at målsetningen er at hovedtyngden av dagutfart vil bli kanalisert til fritidsparken (sentrum i HV16) og ski- sykkelanlegg, og i liten grad vil belaste fjellområdet utenfor dette. Tallene for dagutfart er usikre og bør kvalitetssikres gjennom markedsanalyser.

Hvis vi antar at dagutfart overveiende konsentreres til tilrettelagte anlegg, som alpinanlegg og sykkelstier, vil økt ferdsel til omkringliggende fjellområder primært være knyttet til eiere/brukere av fritidsboligene. Hvis økningen i enheter går fra 680 til 3300 ved realisert utbygging i de feltene som ennå ikke er detaljregulert og/eller utbygget innenfor områdeplanen, vil dette tilsvare en økning på 385%. Dette kan generere en tilsvarende økning i ferdselen i nærtområdet på Gulsvikfjellet, dvs. på stier og løyper som i første rekke benyttes av «hyttefolket». Med økt avstand til Gulsvikfjellet, f.eks. på hovedstier og løyper som leder til Høgevardehytta og andre turmål på Norefjell som er attraktive fra Eggedals-siden, eller fra hytteområdene rundt Norefjell alpinksenter, vil økningen som er forbundet med flere fritidsboliger på Gulsvikfjellet være mindre. Likevel er nok hovedsti- og løype mellom Gulsvikfjellet og Høgevardehytta et område der ferdselsøkningen kan bli stor, siden mye av ferdselen her er fra de

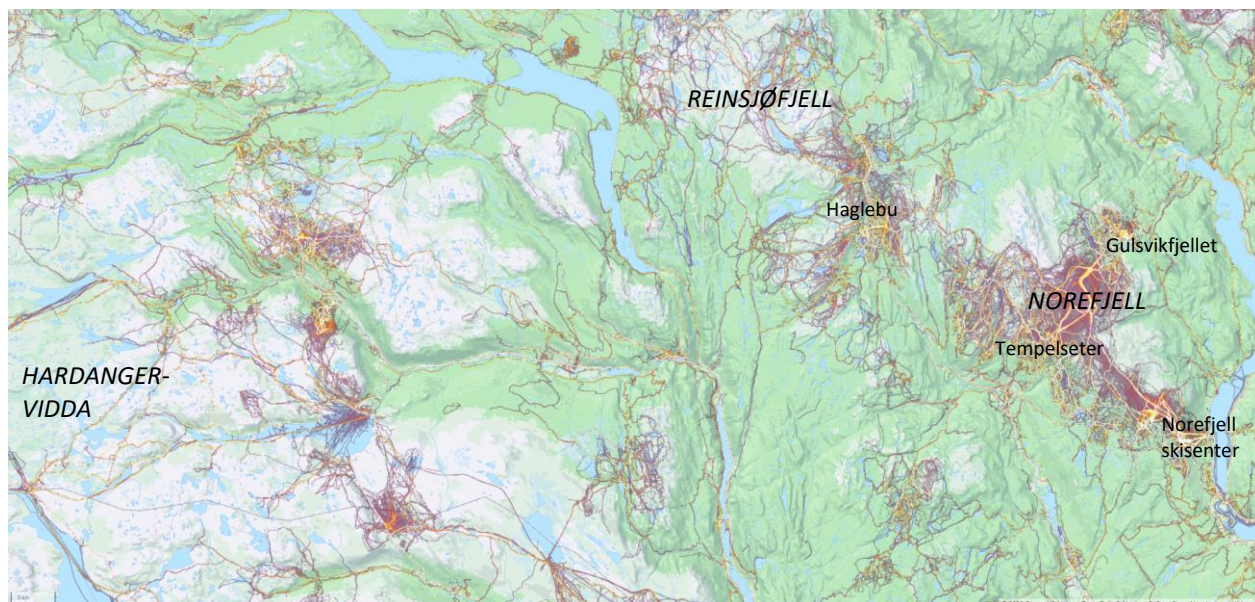
som holder til på Gulsvikfjellet og ønsker å ta seg inn i fjellet. Strava heat-map (Figur 4 og Figur 5) gir et godt bilde av ferdsels-situasjonen de seneste årene, vi kan dermed anta at spesielt ferdselsintensiteten rundt Gulsvikfjellet og mot Høgevarde turisthytte (Figur 5) øker ytterligere ved økt utbygging med potensielt opptil 385% økning i antall fritidsboligenheter. Det er sannsynlig at størst ferdselsøkning vil bli lokalt innenfor aktivitetstilbudene rundt felt HV16, der det er under planlegging et omfattende nettverk av alpinanlegg, stier og løyper.

Her kan også bemerkes at det er et pågående arbeid med sti- og løypeplan for Norefjell-Reinsjøfjell i regi av Viken Fylkeskommune (L.B. Lian, pers. medd.), og en slik plan vil anbefale kanalisering/tilrettelegging med stier og løyper i området slik at både rekreasjonshensyn og hensyn til naturmangfold, bl.a. villrein, blir lagt til grunn. Tilsvarende jobber Høgevarde AS med planer for kanalisert ferdsel gjennom alpinanlegg, sykkelløyper, stier og løyper, der bl.a. hensyn til naturmangfold skal legges til grunn. I utredningsarbeidet for sti- og løypeplan har Viken Fylkeskommune fått utført en analyse av Strava-data ved NINA (Norsk inst. for naturforsk.). Vi har fått innsyn i et utkast til analyserapport og har diskutert dagens situasjon med Lian. Analysene viser mye det samme som Figur 4 og Figur 5, dvs. at Norefjellområdet er relativt tungt belastet av menneskelig ferdsel. De viser også at ferdselsintensiteten er klart høyere i helger, spesielt lørdager, og i ferieperioder. I 2022 var april (påskeferie), juli (sommerferie) og oktober (høstferie) månedene med mest bruk av fjellet. For lørdager ligger bruken 5-10 ganger høyere enn på hverdager, med lavest bruk mandag til onsdag. Vi vet også at værforhold vil være avgjørende for hvor mange som ferdes i fjellet, og man kan tenke seg at friluftslivet går ned mot 0 hvis det er regnvær og sterk vind i f.eks. november, mens for godværsdager i påsken eller i juli vil man se folk «overalt» i terrenget mellom Gulsviksetran og Høgevarde. Dette betyr m.a.o. at naturmangfold som er sårbart for forstyrrelser knyttet til friluftsliv og ferdsel utsettes for stor variasjon i negative virkninger gjennom året. Ved utbygging av flere enheter er det også sannsynlig at flere personer vil bruke utmarka til ulike aktiviteter også i perioder med dårlig vær o.l. enn det som har vært tilfellet så langt. Ulike personer har ulike preferanser, og visse friluftslivsutøvere tiltrekkes av forhold som avskrekker andre.

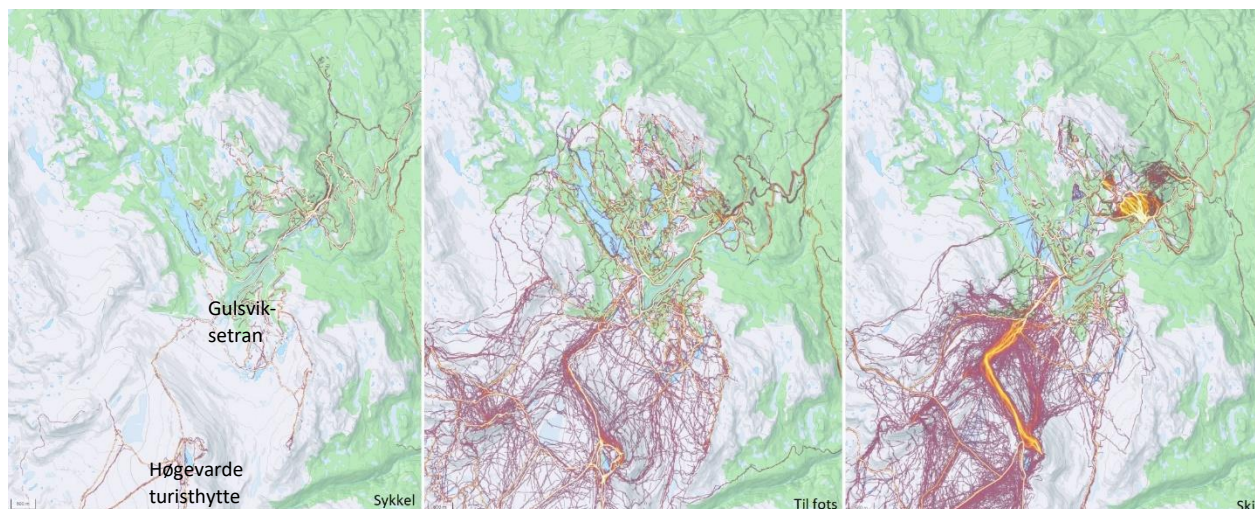




Figur 3. Flybilde av Gulsvikfjellet i 2022 vs. 1970. Det har vært en betraktelig utvikling i antall hytter og adkomstveier i denne perioden. I følge Høgevarde AS er det bygget ut på om lag 680 tomter frem til 2022. Kilde: [norgebilder.no](http://norgebilder.no)



Figur 4. Strava heatmap nedlastet april 2023. På stor skala ser vi mye aktivitet rundt turistsentre og hyttelandsbyer i fjellet, og innenfor snauffjellshabitater er det på Norefjell små gjenværende arealer med lite/ingen aktivitet. Noe større gjenværende areal med liten aktivitet finnes på Reinsjøfjell, mens for Hardangervidda ser vi store gjenværende areal med liten aktivitet. Kilde: [Strava Global Heatmap](https://www.strava.com/heatmap)



*Figur 5. Strava heatmap nedlastet april 2023. På liten skala (inndelt per aktivitet) fremgår det at sykling har relativt lite omfang og i liten grad skjer utenfor løyper. For aktivitet både til fots og på ski er hovedtraséen fra Gulsviksetran til Høgevarde turisthytte intensivt brukt, det samme gjelder områder sentralt innenfor hytteområdet og i alpinbakken nord for Gulsviksetran.*

## 4. Samlet belastning på villrein



Brunst. Fra Flenten naturreservat ved Flatvollen. Foto: Kim Abel/Naturarkivet.no

### 4.1 Bakgrunn fra tidligere planarbeid med konsekvensvurdering

Vurderinger som ble gjort for villrein i Midteng (2014) er fremdeles aktuelle å gjengis her som en innledning til tema: «Vurderingene viser at planlagt fysisk utbygging i liten grad medfører negativ konsekvens i forhold til villrein, slik at selve utbyggingsområdene neppe vil medføre konflikt. Den økte ferdsele fra et økt antall mennesker i området vil kunne være problematisk. I større grad enn økt antall personer på tur, er det hvor og når disse går på tur som er det avgjørende. Det er også viktig om turvirksomheten foregår utenfor løypenett eller følger preparerte og merkede stier/løyper. Erfaringer tilsier at de aller fleste følger merka ruter og spesielt på sen vinteren/vår da snø medfører at det er ekstra tungt å gå utenfor løypene. Det vil derfor være avgjørende at man ikke kjører opp løyper, at man stenger løyper, at man informerer hyttefolket om reinens ulike behov, at man etablerer utfartsparkeringer og løyper i konfliktfrie områder og at man ikke preparerer løyper i tidspunkt som medfører konflikt. Konfliktgraden avhenger derfor i stor grad hvor godt man lykkes med dette. Det er særlig hyttefelt hvor det ikke er lett å kanalisere trafikken konflikter vil kunne oppstå. Dette er områder hvor feltene ligger nær sårbare områder og hvor man kan forvente økt uønsket ferdsel. Særlig er nærområdene til HV19 mest sårbare. En utbygging her vurderes å gi liten-middels negativ konsekvens. HV17 er et nokså lite område med få nye boenheter men hvor man vil kunne regne med at flere av beboere vil følge vei oppover i terrenget mot Høgevarde og Laksejuvflaten. Det lave antall beboere gjør at dette feltet vurderes å gi liten negativ konsekvens. De andre feltene er også vurdert å gi liten negativ konsekvens da de ligger lenger unna konfliktfulle områder og

*turgåing i nærområdene er uten konflikt, samtidig som fjerntrafikk kan kanaliseres til utfartsparkering i områder med lav grad av konflikt.*

Det fremgår altså at opprinnelig utredning (Midteng, 2014) la til grunn at ferdsel i fjellet, med utgangspunkt i arealer som bygges ut med fritidsboliger, sannsynligvis ville ha liten negativ konsekvens på villrein. Unntak var for felt HV19 der konsekvens ble vurdert til liten-middels negativ.

#### **4.2 Oppdatert statusbeskrivelse for villreinen per 2023**

Norefjell-Reinsjøfjell villreinområde ligger i Viken fylke og har et tellende areal på 314 km<sup>2</sup>.

Villreinområdet omfatter kommunene Nesbyen, Flå, Krødsherad, Sigdal og Nore og Uvdal.

Bestandsmålet for vinterstammen er 570 dyr. Vi gir her en gjennomgang av historikk, bestandsstatus og områdebruk.

##### **Historikk**

Gjennomgangen her er basert på Mossing (2016). Reinen i Norefjell-Reinsjøfjell er forvillet tamrein. Det genetiske opphavet skal være fra svensk reindrift i skogsområder, dvs. tilsvarende opphav som i Forollhogna villreinområde. Etter en periode med tamreindrift fra 1953 til 1968 ble de fleste dyrene nedslaktet, men 30-40 rein gikk fortsatt i fjellet. Grunneieren kjøpte disse og dannet Norefjell Reinkompani i 1971, med den hensikt å drive jaktutleie. Stammen vokste og lovmessige krav knyttet til tamreindrift ble vanskelige å etterkomme. I 1991 avklarte Landbruksdepartementet og Miljøverndepartementet at reinen i området kunne forvaltes etter viltlovens bestemmelser og Direktoratet for naturforvaltning ble oppfordret til å iverksette nødvendige tiltak. Rettighetshaverne skulle forvalte villreinområde på bestemte vilkår, bl.a. retten til å fastsette hvor stor bestanden skulle være, begrunnet ut fra andre arealhensyn. Ved rullering etter 10 år (2002) vedtok imidlertid Direktoratet for naturforvaltning at Norefjell-Reinsjøfjell må forvaltes på lik linje med andre villreinområder i medhold av hjorteviltforskriften. Dette betyr i dagens situasjon at bestandsmål og arealforvaltning for villreinområdet skjer etter godkjenning fra direktoratet, mao. har grunneiere/rettighetshavere i dag mindre grad av selvbestemmelse enn ved etableringen av villreinområdet i 1991.

##### **Bestandsstatus**

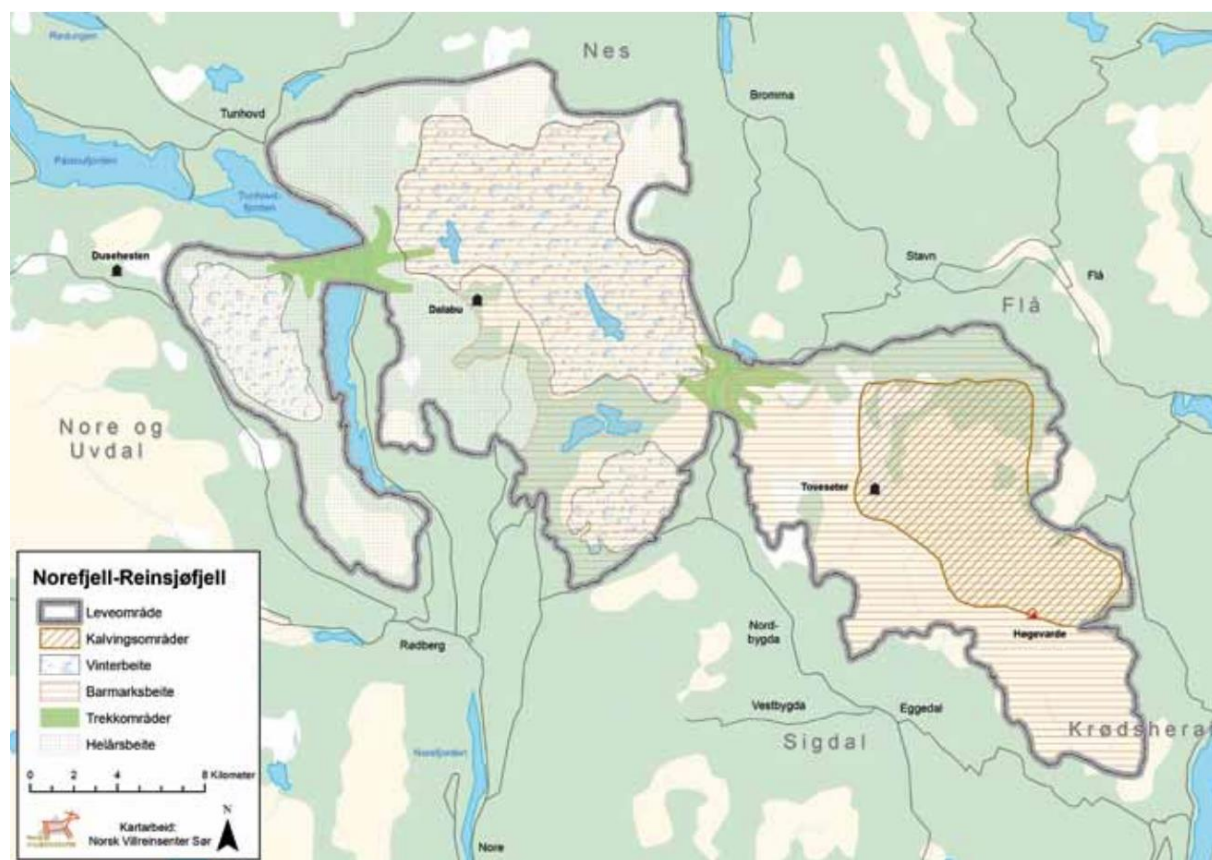
Bestandsmålet i Norefjell-Reinsjøfjell er 570 dyr i vinterstammen. Det faktum at villreinområdets areal er relativt lite gir bedre mulighet for å organisere samjakt å opprettholde en stabil bestand gjennom rettet avskyting. Det har vært perioder de siste 30 årene da bestanden har hatt antall over målsetningen, men generelt har tallet vært relativt stabilt. Fra SSB viser tall for totalt felte dyr at dette ligger rundt 200 i gjennomsnitt, men med en del enkeltår da uttaket har vært høyt. Siden fellingsprosenten i dette villreinområdet er høy (ca. 85% iht. Mossing, 2016), gjenspeiler avskytingen relativt godt den årlige kvoten, som har ligget på 200-250 dyr.

##### **Arealbruk**

Reinens vekslinger i areal- og beitebruk gjennom året, avhenger av hvordan beiteressurser varierer i tilgjengelighet og kvalitet med årstider og miljøforhold. På stor skala har villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell vinterbeiter nordvest for Haglebuveien, mens kalvingsområder og barmarksbeiter ligger sørøst for

denne. En meget viktig trekk-korridor mellom vinterbeiter og barmarksbeiter krysser Haglebuveien i området kalt Flatvollen. Norsk Villreinseiter v/Anders Mossing har hatt en sentral rolle i å sammenstille faglig grunnlag og utarbeide kart som viser leveområde for villreinen, og funksjonsområder innenfor dette (Mossing, 2016, Figur 6). Leveområdets avgrensning er vurdert ut fra ulike typer data, som GPS-posisjoner fra åtte simler i 2005-2007, registrerte feltobservasjoner ved tidligere undersøkelser, viltkart hos kommunene og innspill fra et stort antall lokalkjente fra bl.a. villreinutvalget. Det er verdt å merke seg at det for villreinområdet ble definert et tellende areal på 314 km<sup>2</sup> i 1992, mens det biologiske leveområdet som vist i Figur 6 utgjør 580 km<sup>2</sup>. Hva som er registrert villreinområde i offisielle planer og hva som er et realistisk leveområde kan derfor avvike. I Mossing (2016) er det gitt seks presiseringer knyttet til funksjonsområder som fremgår av kartet gjengitt i Figur 6:

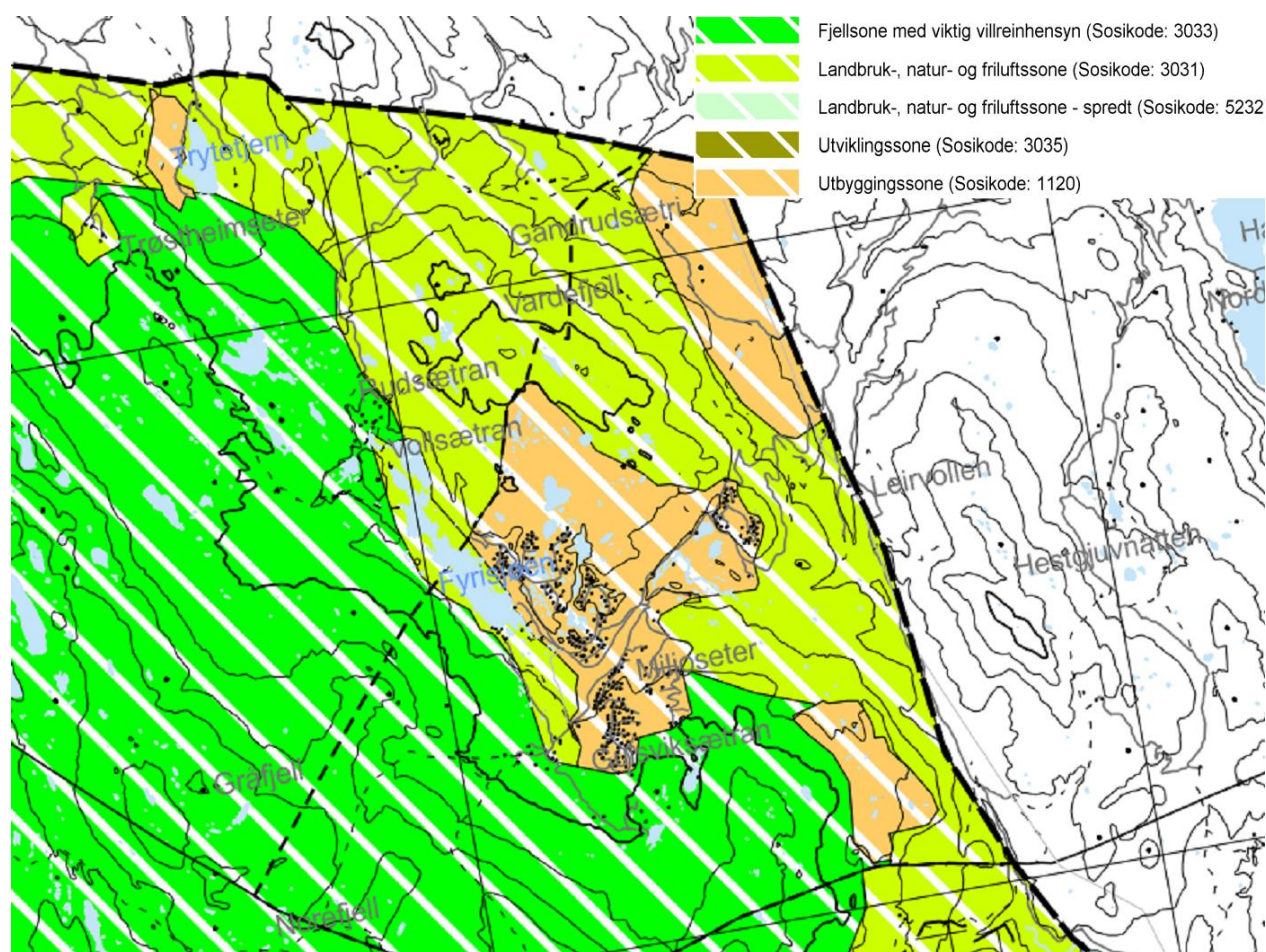
- *Villreinområdet (ytre biologisk grense): ytre grense for villreinens arealbruk (alle årstider) over tid.*
- *Barmarksbeite (vår-, sommer- og høstbeite): ca. mai – oktober.*
- *Vinterbeite: bruksperiode ca. november – april.*
- *Helårsbeite (sesongmessig udefinerte beiteområder): kan brukes hele eller deler av året.*
- *Kalvingsområder (områder med kalving): bruksperiode mai måned (+/-).*
- *Trekkområder (forflytning mellom «delområder): årssuavhengig.*



Figur 6. Leveområde og funksjonsområder for reinen i Norefjell-Reinsjøfjell. Kartet er kopiert fra Mossing (2016).

## Villreinhensyn i Regional plan for Norefjell- Reinsjøfjell

Regional plan for Norefjell-Reinsjøfjell 2020-2035 har definerte soner med ulike prioriteringer når det gjelder ivaretagelse av villrein, lokal nærings- og samfunnsutvikling og friluftsinnteresser (Figur 7). Dette skal legges til grunn ved arealforvaltningen på kommunalt nivå. Vedtatte kommunale planer, f.eks. områdeplanen for Gulsvikfjellet, er implementert i den regionale planen. Fra Regional plan fremgår det at areal fjellsone går inntil utbyggingssone ved Gulsviksætran og Grøun (felt HV19), nettopp fordi den vedtatte områdeplanen er implementert som del av den regionale planen.



Figur 7. Utsnitt fra plankartet til Regional plan for Norefjell-Reinsjøfjell. Merk at vedtatt områdeplan for Gulsvikfjellet er definert som utbyggingssone, og at fjellsone med viktige villreinhensyn går helt inntil denne sonen ved Gulsviksætran og felt HV19 (lengst sørøst). Det er også vist en liten utbyggingssone ved Trytetjern, lengst nord, som ikke er del av områdeplanen for Gulsvikfjellet.

For de ulike sonene i den regionale planen gjelder følgende prinsipper når det gjelder næring vs. villreinhensyn:

**Fjellsone med viktige villreinhensyn.** Den «strengeste» sonen der villrein og uberørt natur er høyt prioritert. Sonen inkluderer i all hovedsak:

- Områder over 1000 moh., i samsvar med areal definert som tellende areal i 1992
- Kalvingsområder over og under 1000 moh.
- Trekkområder ved Flatvollen
- Allerede regulerte og utbygde arealer over 1000 moh. utgår av sonen
- Åpner ikke for annen utbygging enn det som inngår i kommuneplanens LNF-formål

**Landbruk-, natur og friluftssone.** Sone under Fjellsonen, og over og mellom Utbyggingssonen med stor verdi for landbruket, villrein, natur og friluftsliv. Tilrettelegging for friluftsliv begrenses ikke av villreinhensyn. Åpner ikke for annen utbygging enn det som inngår i kommuneplanens LNF-formål.

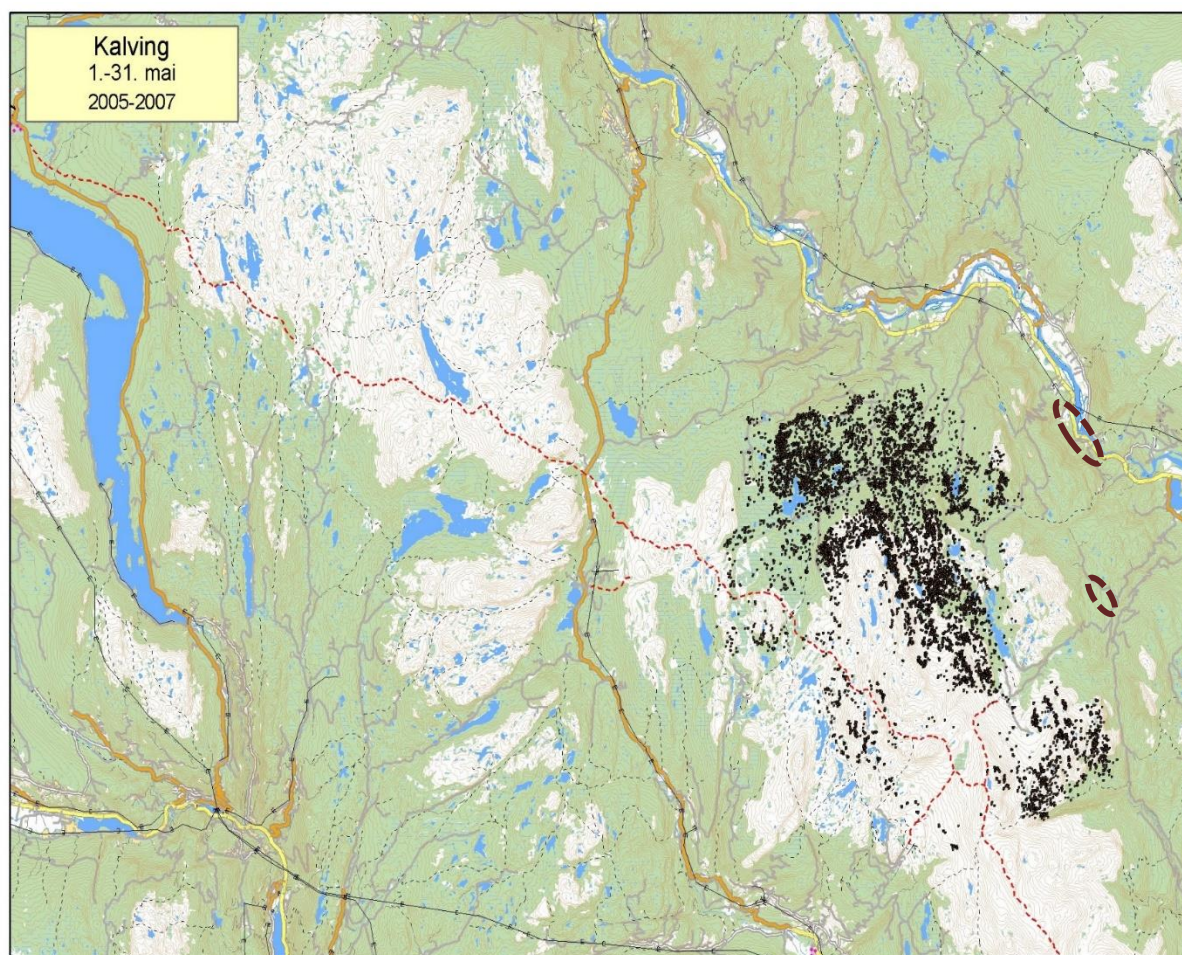
**Utbyggingszone.** Områder preget av relativt tett bebyggelse og anlegg for fritidsboliger og reiseliv som skal utvikles videre for disse formålene. Sonen skal også ha tydelige grønne strukturer.

### **Kjent kunnskap om villreinens bruk av influensområdet til utbyggingsområder på Gulsvikfjellet**

Med bakgrunn i at villrein er en art som varierer sin arealbruk over lange tidsrom er det innenfor arealforvaltningen en tradisjon for å avgrense leveområder og funksjonsområder for arten med en buffer som tar høyde for at egnet habitat kan brukes mer (eller mindre) i fremtiden. Vi kan generelt si at Norefjellreinens tamreinopphav gjør den mindre sky for mennesker enn i mange andre villreinområder og det gjenspeiles i hvordan bestanden bruker beiter relativt nært opp til utbyggete områder med høy grad av menneskelig forstyrrelse. For de deler av områdeplanen som ligger lengst sørøst, dvs. hyttefeltene nærmest Gulsviksætran, samt delområde HV19 (pågående arbeid med detaljregulering) er vi i en sone som er definert til å være leveområde for villrein (Mossing, 2016) og det er også definert til funksjonsområde for både kalving, sommer og høstbeite gjennom arbeidet med delnorm 3 i miljøkvalitetsnorm villrein (Elgaaen m.fl. 2023). I Midteng (2014) sin naturmangfoldrapport som lå til grunn for vedtatt områdeplan, ble det gjort en vurdering av hvordan villrein vil være berørt av en utbygging innenfor HV19, med basis i informasjon som var levert prosjektet av E. Reimers (se f.eks. Reimers notat med tittel *Prosjektrapport: «Villreinens tålegrenser vis à vis menneskelig virksomhet» og «Etablering av nøkkelparametere for bestemmelse av reproduksjon og tidlig kalvedødelighet i våre villreinområder»*). Reimers la den gang fram plot over villreinens arealbruk basert på GPS-merkede simler i perioden 2005-2007. Plottene viste for disse årene at areal tett inn mot og til dels innenfor HV19 ble noe brukt av villreinen på våren og sommeren (inkludert kalvingstiden, se Figur 8). E. Reimers (pers. medd.) som har studert reinen i Norefjell gjennom flere tiår har også gjort mye feltobservasjon i kalvingstid, som supplerer det vi har av informasjon fra GPS-merkede rein fra >15 år tilbake i tid. Trolig er de viktigste og mest brukte vårbeiter og kalvingsområder lokalisert i fjellskogsområder nordvest for Fyrissjøen. At reinen også kan bruke arealer på vestsiden og inn mot Gulsviksetran og HV19 er imidlertid klart dokumentert ved GPS, selv om lokalkjente har gitt uttrykk for at de ikke har erfart at rein trekker så langt ned som det aktuelle planområdet for HV19 (H.C. Gulsvik, pers. medd.). Når det gjelder område HV16, som ligger noe lavere i terrenget i skogs- og myrområder på østsiden av Vardefjell, så ligger det mer perifert i forhold til reinens funksjonsområder enn hytteområdene nær Gulsviksetran og HV19. Det er ikke kjent at reinen bruker disse områdene i større grad, selv om streif av mindre flokker ikke er

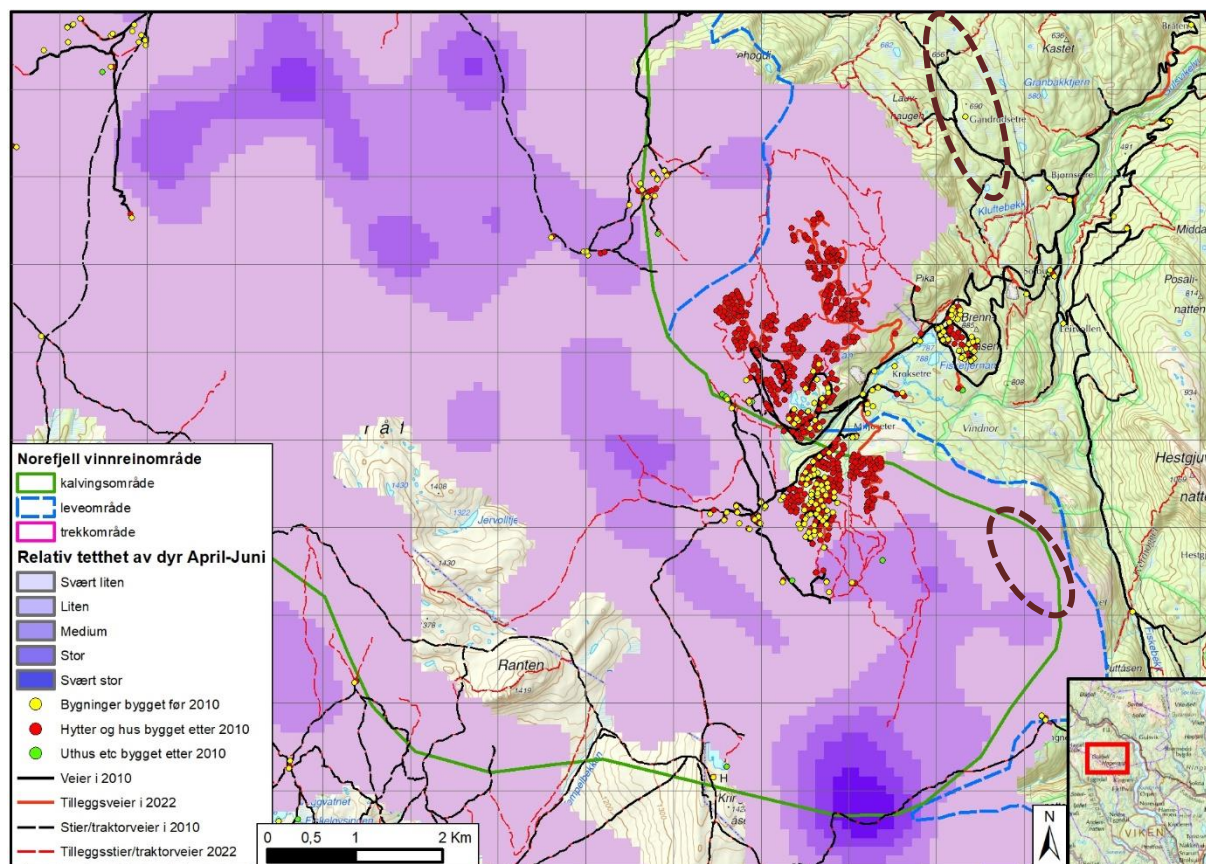
usannsynlig. Områdene her ligger også utenfor leveområdegrensen, slik denne er definert i Mossing (2016) og på Miljødirektoratets naturbase (Figur 9).

Det er imidlertid viktig å legge til grunn den endringen som har skjedd i inngrepssituasjonen etter GPS-merkeprosjektet i 2005-2007. Siden det har blitt bygget ut større hyttefelt på Gulsvikfjellet, spesielt i areal sør og øst for Fyrisjøen, vil disse områdene ikke lenger være tilgjengelige for reinen og det kan på større landskapsnivå bety at reinen i mindre grad benytter beiter i denne østlige delen av leveområdet pga. økt ferdsel relatert til hytteområdene. Vi har gjort en visuell reanalyse av GPS-datasettet fra E. Reimers sitt prosjekt og sammenstilt dette med data for ny utbygging. Visualiseringen (Figur 9) viser at areal definert som hhv. kalvingsområde og leveområde for rein (Mossing, 2016; Miljødirektoratets naturbase) stemmer relativt godt med hvordan GPS-merket rein benyttet området i årene 2005-2007. Et viktig forbehold her er at GPS-datamaterialet stammer fra kun åtte merkede simler, og at dette ikke representerer områdebruken for hele villreinstammen.



Figur 8. GPS-plot for åtte simler i mai måned for årene 2005-2007. Figuren er direkte kopiert fra utredningsgrunnlaget som forelå ved behandling av områdeplanen (se f.eks. Midteng, 2014). Lokaliseringen av planområdet for HV16 og HV19, som utgjør de største nye arealene der Høgevarde AS har planer for ny utvikling av fritidsboliger, er markert med ellipseform og stiplet brun strek.





Figur 9. GPS-data for rein i årene 2005-2007, benyttet for å beregne relativ tetthet av dyr om våren estimert ved Kernel density plot. Dette er sammenstilt med geografiske data for utbygginger hhv. før og etter 2010. Lokaliseringen av planområdet for HV16 og HV19, som utgjør de største nye arealene der Høgevarde AS har planer for ny utvikling av fritidsboliger, er markert med ellipseform og stiplet brun strek. Merk at situasjonen før 2010 vil sammenfalle med perioden da det pågikk GPS-merkeprosjekt på villreinen. I etterkant av økt utbygging vil reinen kunne ha endret sin arealbruk.

#### 4.3 Kunnskapsstatus for virkninger av hytteutbygging, turisme og annen menneskelig aktivitet på villrein

Vi gir i dette kapittelet en gjennomgang av tilgjengelig kunnskap på menneskelig forstyrrelse og villrein. Siden samlet belastning dreier seg om summen av alle inngrep og forstyrrelser, inkluderes også en del relevant kunnskap om inngrep som ikke er aktuelle for Høgevarde AS, men som inngår i leveområdet til villreinen på Norefjell-Reinsjøfjell.

##### Atferdsøkologisk bakteppe

*Rangifer tarandus* (rein og caribou) er en art som er mye studert når det gjelder virkninger av menneskelige forstyrrelser på atferd og arealbruk. Selv om forskjellige underarter har visse ulikheter når det gjelder økologisk tilpasning, er de kjennetegnet ved store hjemmeområder, sesongvekslinger i beitepreferanse og en antipredatoratferd der de trekker unna farer på lang avstand. Av denne grunn kan

en forvente lignende responser på menneskelige forstyrrelser i alle populasjoner, selv om ulikheter i skyhetsgrad (Reimers m.fl. 2012 og 2014) og landskapets eksponering (f.eks. skog vs. fjell og tundra), kan gi ulik størrelse på negative effekter.

I dagens situasjon er villreinpopulasjonene primært regulert ved jakt, mens rovdyr har mindre betydning. Dette medvirker til å opprettholde frykten for mennesket som predator. Antipredatoratferd og beiteatferd forklarer i stor grad hvordan effekter av menneskelige inngrep og forstyrrelser oppstår (Stankowitch, 2008). For beitedyr generelt, og rein spesielt, kan atferden forstås som avveininger mellom å redusere sannsynligheten for rovdyrangrep, og å øke inntak av næringsrikt beite (Allen m.fl. 2014; Lone m.fl. 2014). Når reinen responderer på menneskelig aktivitet, skjer dette ved frykt- og flukt ved direkte eksponering, og ved å unngå arealer der det er økt risiko for å påtreffes mennesker. I tillegg vil lineær infrastruktur slik som trafikkerte veger eller turiststier utgjøre barrierer i landskapet som reinen har vanskeligheter med å krysse, enten fordi de utgjør fysiske hinder, eller fordi reinen unngår dem som følge av den menneskelige aktiviteten som følger med.

Reinens vekslinger i areal- og beitebruk gjennom året, avhenger av hvordan beiteressurser varierer i tilgjengelighet og kvalitet med årstider og miljøforhold. Det er velkjent at reinen prefererer lavbeiter i kontinentalt klima vinterstid, der snømengdene er moderate og temperaturene relativt lave/stabile slik at nedising av beiter unngås. Sommerstid er derimot ferske grøntbeiter preferert og reinen kan følge snøsmeltingen med fersk spiring i høyden, samt at insektrefugier finnes i høyereliggende strøk og på snøflekker sommerstid. Villreinområdene er splittet opp i mindre areal som forhindrer optimal beiteveksling gjennom året, dels grunnet landskapsformasjoner og dels grunnet infrastruktur og menneskelige forstyrrelser.

### **Frykt- og fluktresponser**

Frykt- og fluktresponser hos rein er studert relativt inngående, og et utvalg av publikasjoner er vist i Tabell 1. Oppsummert kan vi si at villrein responderer på forstyrrelser på lenger avstand enn tamrein, og flykter også lengre avstander. Vi kan generelt si at fryktresponser i gjennomsnitt skjer innenfor avstander fra minimum 60 m og opp mot 500 m, med største avstander for villrein. Fluktavstander, dvs. hvor lang avstand reinen flykter unna, varierer med gjennomsnitt fra 60 m til >500 m, igjen med de klart største avstandene registrert for villrein. Fra vitenskapelig litteratur er det funnet at mennesker som ferdes i terrenget genererer sterkere frykt- og fluktresponser enn kjøretøy, en naturlig konsekvens av at reinen oppfatter mennesket, og ikke nødvendigvis kjøretøyet, som en predator (Stankowitch, 2008). Generelt har reinen sterke fluktresponser sammenlignet med andre arter av hjortevilt (Stankowitch, 2008), og større flokker eller grupper av dyr kan flykte samlet over avstander på mange hundre meter, og derav påvirke vesentlig på energibudsjettet til en reinflokk ved gjentatt forstyrrelse innenfor et beiteområde. Dette kan også lede til stress og nedsatt beitero som er nærmere omtalt under.

Tabell 1. Frykt- og fluktresponser hos rein. Merk at responsene er svakere for villreinen på Norefjell enn i andre villreinområder. Dette kan ha sin årsak i at Norefjellreinen er opprinnelig tamrein som i dag er forvillet.

Type inngrep eller forstyrrelse	Reinstamme	Fryktavstand (hvor nær er trusselen før de responderer)	Fluktavstand (hvor langt flykter dyrene)	Kilde
Mennesker i terrenget	Villrein Forollhogna	310 m vinter, 351 m sommer, 180 m høst	183 m vinter, 525 m sommer, 122 m høst	Reimers m.fl. 2006
Mennesker i terrenget	Villrein Norefjell	115 m vinter, 60 m barmark	210 m vinter, 400 m barmark	Reimers m.fl. 2009
Mennesker i terrenget	Villrein vs. tamrein	Villrein: 471 og 409 m Tamrein: 178 m	Villrein: 300 m, 178 m Tamrein: 106 m, 60 m	Baskin og Hjalten 2001
Mennesker i terrenget	Villrein vs. tamrein	Villrein: 192 m Tamrein: 68 m	360 m	Nieminen 2012

### Stress og nedsatt beitero

Hvis reinen benytter beiter der den utsettes for stadige forstyrrelser kan dette føre til nedsatt beitero og derav virke inn på dyrenes energibalanse. Økt hjertefrekvens (se f.eks. Berntsen, 1996. Harrington og Veitch, 1991) og økt bevegelsesrate (se f.eks. Murphy and Curatolo, 1987) er dokumentert ved direkte provokasjon, og innenfor nærområdene av infrastruktur for rein og caribou. Det er vist at økt vaktomshetsatferd og derav nedsatt tid til beiting hos villrein med stor skyhetsgrad er en antatt medvirkende årsak til dårligere kondisjon og lavere slaktevekter i enkelte populasjoner (Reimers m.fl. 2012). I Reimers m.fl. (2014), ble bevegelsesdistanser for villrein fra Rondane og Norefjell beregnet ut fra GPS-posisjoner, og energiforbruk ble estimert. Det ble funnet at energikostnader knyttet til bevegelse i barmarksesongen utgjorde 32–37% for Norefjellreinen og 33–48% for Rondanereinen, samt at reinen i Rondane beveget seg om lag dobbelt så langt som reinen i Norefjell. Forskjellene kan forklares ved genetiske ulikheter, der reinen i Norefjell stammer fra tamrein og er mindre sky (Reimers m.fl. 2009 og 2012). Skogland og Grøvan (1988), fant at villreinsimler på Hardangervidda hadde et vekttap der gjennomsnittlig slaktevekt gikk ned fra 29 til 26 kg (10% nedgang) i en intensiv jaktperiode på ca. tre uker, da medgått tid til bevegelse økte med 129%. I to andre villreinstammer var det et mindre vekttap (Knutshø) og en vektøkning (Forollhogna) under jaktperioden. Dette ble forklart ved at reinen i disse områdene var i mindre bevegelse. Tallene i studiet til Skogland og Grøvan inneholder relativt stor usikkerhet, men antyder hvordan en stor økning i forstyrrelsesnivået under villreinjakten kan gi vektnedgang. Tilsvarende vil gjelde hvis villreinen til stadighet forstyrres av andre former for turisme og friluftsliv.

## Unnvikelseeffekter

Unnvikelseeffekter kan forstås som en antipredatorstrategi og er i vitenskapelig litteratur ofte beskrevet som «navigasjon i et fryktens landskap» (se f.eks. Lone m.fl. 2014). Spesielt de siste 20 årene er det publisert en rekke arbeider som viser at rein unnviker menneskepåvirkete områder på flere kilometers avstand (se f.eks. litteraturgjennomgang i Vistnes og Nelleman, 2008, Skarin og Åhman, 2014, og Flydal m.fl. 2019). Selv om rein unnviker områder med økt menneskelig aktivitet betyr ikke dette at områder går fullstendig ut av bruk. GPS-studier fra senere år har gjort det mulig å beregne størrelsen på unnvikelseeffekten med større presisjon, og som eksempel har en funnet at tamrein kan redusere bruken av beiter nær anleggsarbeid og vindparker med 20-50% innenfor avstander opp til om lag 3 km (Strand m.fl. 2017). Tendensen er at villrein og caribou responderer kraftigere, og derav unnviker større areal enn tamrein. Det er funnet at villrein kan vise unnvikelse på opptil 5-10 km avstand der det er trafikkerte veier, hyttefelt og turistsentre (se f.eks. Nellemann m.fl. 2000), og for tundralevende caribou har en funnet unnvikelse på avstander større enn 20 km rundt sterke forstyrrelseskilder (se f.eks. Plante m.fl. 2018). Imidlertid er det en svakhet i de fleste vitenskapelige studier at man ikke har data for reinens arealbruk fra før etableringen av et nytt inngrep, og ved at det er vanskelig å ta høyde for at reinen kan endre og variere sin arealbruk over lange tidsrom (Flydal m.fl. 2019). Det er derfor viktig også å vurdere alternative forklaringer i de tilfeller man registrerer sterke og storskala unnvikelseeffekter som i noen tilfeller kan være naturlige endringer i reinens arealbruk. De fleste trafikkerte veier, befolkningsentre og turistområder i fjellet er lokalisert i dalganger eller randområder hvor det ofte kan forventes mindre bruk for reinen, også uavhengig av menneskelige forstyrrelser. For reinen i Norefjell-Reinsjøfjell, som er forvillet tamrein, vil unnvikelsesresponser antakelig være mer på linje med det som er funnet for tamrein enn for opprinnelig villrein (f.eks. Rondane, Snøhetta og Hardangervidda).

## Sesongmessig variasjon i sårbarhet

Reinen er generelt spesielt sårbar for forstyrrelser vinterstid, og særlig på senvinteren fordi den må spare på energireservene når mattilgangen er liten. Unnvikelse kan derfor også få større betydning vinterstid fordi optimale og/eller tilgjengelige beiter kan være mer begrensede ved store snømengder eller nedising. Reinen kan også vise forskjellig skyhetsgrad i forskjellige perioder av året. Det er vist at rein på vinterbeite viser fryktatferd på lengre avstand enn på sommerbeite, men at de flykter over kortere avstander (Reimers m.fl. 2006, Reimers og Svela 2002). Dette kan være en strategi for å spare på energireserver.

I kalvingsperioden viser simlene spesielt sterk antipredatoratferd fordi kalvene er sårbare for rovdyr. De er også avhengige av å unngå flukt og lengre forflytninger både fordi simla er fysisk svak, og har lite reserver å tære på i denne perioden, og fordi kalven har vanskelig for å følge raskt etter simla over lengre avstander i de første ukene. Dette betyr at de er spesielt sårbare for forstyrrelser, og det er viktig at arealforvaltningen tar spesielt hensyn til kalvingsområder (Dzialak m.fl. 2011).

Utover sommeren vil kalvene bli mindre sårbare for rovdyr, og i varme perioder om sommeren med stor insektplage kan rein og caribou til en viss grad ignorere andre forstyrrelser (Smith og Cameron 1983, Murphy og Curatolo 1987, Murphy 1988, Pollard m.fl. 1996). Høytliggende områder, snøbreer, og vindutsatte områder blir viktige i denne perioden.

Bukkene trenger i mindre grad enn simler med kalv å frykte rovdyr, det vil også være viktig for bukkene å legge på seg maksimalt gjennom våren og sommeren slik at de stiller sterkere til brunsten (se f.eks. Skogland, 1994). Bukker observeres derfor oftere enn simler i næringsrike beiter med høyere grad av forstyrrelser, gjerne i randsonen av villreinområdene. På den annen side er simlene i stort flertall i reinsflokker fordi de forvaltes ut i fra et ønske om kalvetilvekst. Dette betyr at simlenes responser har større betydning enn bukkenes ved vurdering av den totale effekten for en bestand av rein.

Under villreinjakta spres reinen utover større deler av villreinområdet og opptrer sky i møte med mennesker (Gundersen m.fl. 2020). Utover høsten er det sannsynlig at reinen er noe mindre sensitive for forstyrrelser. Studier viser for eksempel at frykt- og fluktavstander er kortere om høsten sammenlignet med andre sesonger (Reimers m.fl. 2006). Økt testosteronnivået i forbindelse med brunst kan medføre at bukker tar større risiko. Senhøsten er en periode med mindre menneskelig aktivitet i fjellet og reinen har derfor en periode med større beitero.

For Gulsvikfjellet er det trolig innenfor vårbeiter og kalvingsområder nord og vest for Fyrisjøen, samt i noe mindre grad videre sørover mot Laksejuvflaten, at reinen vil være mest sårbar. På senvinter/tidlig vår og kalvingsperioden er simlene spesielt sårbare. Sommerstid, når det også er mye folk i fjellet vil reinen ofte stå høyt til fjells for å oppsøke friskt beite og være mindre plaget av insekter. Det kan da forventes at reinsflokker vil bli berørt av ferdsel der turmålet er de høyeste toppene på Norefjellplatået.

### **Virkninger av turistsentre og hytteområder**

Virkninger av turistsentre, hyttefelt og tilknyttet infrastruktur vil avhenge av omfanget av tilknyttet menneskelig aktivitet innenfor villreinens habitat. Moderne hyttelandsbyer eller turistsentre med store bygg og høy boligstandard har oftest mange besøkende gjennom hele året og et nett av skiløyper og turstier rundt. For mindre, private hytter som ligger spredt innenfor et areal uten veiforbindelse, kan bruken ofte være begrenset til kortere perioder av året, og bruken er vanligvis begrenset når det gjelder antallet personer som ferdes i terrenget rundt. Det har vært en generell trend i Norge de siste tiårene der stadig flere hytter får oppgradert standard og helårsvei helt frem.

Vistnes m.fl. (2004) studerte villrein, og fant unnvikelse opp mot 5 km fra hyttefelter, mens veier, turstier og annen lineær infrastruktur ble unnviket opp mot 2,5 km. Nellemann m.fl. (2000) fant i studier av villrein i Rondane at dyrene viste beiteunnvikelse på opp mot 10-15 km ut ifra hytteområdene på Høvringen. Nellemann m.fl. (2010) fant at villrein i Rondane sør gjenopptok bruken av arealer rundt en mye brukt turisthytte og skiløype etter at hytta ble fjernet og løypa ble lagt om til en trase om lag 4 km lenger vest. Johnson og Russell (2014) analyserte data fra en periode på 27 år og fant at bosetninger virket mest forstyrrende på caribou (nordamerikansk villrein), etterfulgt av større veier. Polfus m.fl. (2011) undersøkte arealbruken for fem GPS-merkete caribou og fant en unnvikelse rundt hytter og gruver på 1,5-2 km om sommeren, men fant ingen unnvikelse om vinteren når den menneskelige aktiviteten i det aktuelle området var på et minimum. Helle m.fl. (2012) undersøkte områder rundt Saariselkä turistområde i Finland ved å registrere fordeling av reinsdyrmøkk ut til 12 km avstand fra turistområdet. De gjorde samme type registrering i 1986 og år 2000, og fant unnvikelse av områder 0-4 km fra turistdestinasjonen begge år, men mye svakere negativ effekt i 2000 enn i 1986. Dette ble forklart

ut i fra at turistaktiviteten var sentrert inn i mer faste organiserte løyper/traséer i samme periode, men også grunnet mulig tilvenning hos reinen.

Av spesiell relevans er vitenskapelige studier som differensierer mellom dyrenes arealbruk knyttet til mindre inngrep som enkelthytter i landskapet, og storskala inngrep som turistsentre (hoteller, skianlegg og lignende), hyttelandsbyer, og veier. Denne typen studier har særlig vært mulig etter at GPS-teknologi ble tatt i bruk, og det er noen studier som i hvert fall delvis differensierer mellom effekter av slike ulike typer av inngrep eller grader av forstyrrelse. I Panzacchi m.fl. (2013) presenteres resultater fra GPS-studier i flere av villreinområdene i Sør-Norge. Der studeres reinens arealbruk i områder hvor vi finner større fangstanlegg fra tidligere. Fangstanleggene brukes som dokumentasjon på at arealene har vært mye brukt av rein før de siste århundres utbygginger. Innenfor radius rundt inngrep på 1 km, 5 km og 10 km dokumenteres sterkest redusert bruk av beiter rundt turisthytter (DNT-hytter, serveringssteder osv.), og deretter rundt veier. For isolerte hytter, som typisk er av liten størrelse og ligger spredt innenfor villreinområder, dokumenteres ingen direkte redusert bruk, men en viss reduksjon i bruken forekommer når private hytter er lokalisert i kombinasjon med bilvei.

Skarin m.fl. (2008) fant i GPS-studier av tamrein på vår/forsommer i tre distrikter i Sverige at reinen innen det ene av disse distriktene viste beiteunntakelse rundt enkeltstående bolighus, campingområder og feriehytter. Størrelsen på beiteunntakelsen ble ikke rapportert, og det ble i dette studiet ikke differensiert mellom grad av menneskelig bruk av hhv. hus, hytter og campingområder. Det er derfor vanskelig å konkludere med noe mer fra dette studiet enn at rein på vår- og sommerbeite kan trekke unna bebygde områder med menneskelig aktivitet. I det samme studiet ble det ikke rapportert om unntakelse rundt turstier, som oftest var lokalisert innenfor gode reinbeiter.

Anttonen m.fl. (2011) undersøkte arealbruk for GPS-merket tamrein for å avdekke effekter av tettsteder, spredte hus, samt andre typer av infrastruktur. Ikke uventet ble det her rapportert klare unntakelseeffekter rundt tettsteder, men også rundt spredte hus, der en unntakelsesavstand på 400 m er beskrevet. Forfatterne vurderer tilstedeværelse av folk og hunder rundt hus som årsaken til unntakelsen.

I hvilken grad fritidsboliger påvirker villrein negativt avhenger av hvor hyttene ligger, hvor mye/ofte hyttene brukes, når de brukes og hvilke aktiviteter som utføres av hytteeierne i terrenget rundt. Det kan være relevant å trekke inn en hytteundersøkelse utført i kommuner i Trøndelag Bjerke m.fl. (2017). En gjennomsnittlig fritidsbolig i Røros brukes 56,2 dager i året av 2,9 personer, og 66 % av hytteeierne bruker hytta i perioder fordelt utover hele året. Hyttene brukes minst i vinterferien og helgene om vinteren. Påsken, sommerferien og helgene om høsten er de mest brukt. Barn og unge under 20 år og voksne mellom 50-70 år er de største brukergruppene. En tredjedel ser for seg å bruke hytta mer i fremtiden, mens de fleste vil bruke den like mye som i dag. På spørsmål om hva som betyr mye for bruken av hytta var nøkkelordene fjell, natur, friluftsliv, preparerte skiløyper og merkede tur- og sykkelstier de vanligste svarene. For Gulsvikfjellet vil samlet belastning på villrein avhenge mest av bruken fra slutten av april og frem til senhøsten, siden reinen utenom dette normalt er på vinterbeite i områdene nordvest for Fv 287.

## Virkinger av menneskelig ferdsel

Gundersen m.fl. (2019) har studert effekter av fotturisme på villreinens arealbruk i Snøhetta, Rondane Nord, og Nordfjella. Datamaterialet er basert på ferdselstellere langs turstier, intervjuer med et utvalg av turister, og GPS-data for villrein i de tre områdene. Det fremkommer at stor turisttrafikk på stier fører til at reinen ikke krysser disse, samt at habitatbruken konsentreres til områder utenom de som er sterkt turistfisererte i høysesongen om sommeren. Under villreinjakta skjer det en motsatt effekt der reinsflokkene i større grad spres over store områder. I Gundersen m.fl. (2020) presenteres et tilsvarende studium fra Hardangervidda villreinområde. Datakilder er ferdselstellere langs stier, intervjuer med besøkende, og GPS-data for villrein. De fant at reinen konsentrerer sin habitatbruk til areal med lite ferdsel og infrastruktur, og at reinsflokkene reduserer kryssingen av turstier hvis ferdsel overstiger 10-15 personer daglig, og unngår å krysse hvis ferdselen overstiger 30-50 personer per dag. Under jakta blir reinsflokkene spredt over store areal og vil i denne perioden også krysse stier uavhengig av ferdselsintensitet på disse. De har altså funnet en generell flukt og spredningsrespons hos reinen som følge av jakt.

Resultatene i Gundersen m.fl. (2019 og 2020) er sammenfallende for fire villreinområder og viser at konsekvenser av ferdsel på villrein kan nå terskelverdier der mye besøkte turisthytter og stier blir barrieredannende og der omkringliggende reinsdyrhabitat går helt eller delvis ut av bruk. De diskuterer metoder for å bevare villreinområdene med mindre grad av menneskelig forstyrrelse og har tatt utgangspunkt i en tredelt soneinndeling som delvis tilsvarer det vi finner i regionale planer for villreinområdene. I viktige beiter/funksjonsområder for reinen anbefaler de en sone der rein har førsteprioritet framfor mennesker, og det anbefales ingen tilrettelegging for turisme, og ingen ny etablering av infrastruktur, mens eksisterende infrastruktur kan fjernes hvis det kan bidra til mindre tilgang for folk. I en sone utenom dette foreslås det enkel tilrettelegging for fotturisme, med merkede stier, enkle gangbroer der stiene passerer vassdrag osv. Gundersen m.fl. påpeker at det største konfliktnivået mellom habitatbruk hos reinen og turisme vil kunne oppstå i denne sonen der det er tilrettelagt for tradisjonelt friluftsliv. Dette ser man eksempel på i Rondane der DNT er etablert med større betjente eller selvbetjente hytter og populære stier for hytte til hytteturer. Gundersen m.fl. påpeker derfor at det kan være nødvendig å regulere bruken av hytter/stier, eller flytte populære stier i slike områder om disse medfører barrierer for reinen og derfor setter klare begrensninger på villreinens bruk av villreinområdet, spesielt i perioder med mye turisme sommerstid. Den siste sonen som beskrives er de områdene som ligger i randsonen av villreinområde og utgjør innfallsporter til nasjonalparken/villreinområdet for turister og friluftsfolk. Her anbefales tiltak som kan bidra til at turister og besøkende på dagsturer holder seg i denne sonen i stedet for ferdes videre inn i villreinområdet. Dette kan være spesielle turistattraksjoner, tilrettelegging for «villmarksopplevelser», informasjonssentre som opplyser om hvordan man kan unngå å forstyrre villreinen mm. Generelt vurderer Gundersen m.fl. det slik at en strategi med samling og kanalisering av ferdsel til mindre sårbare områder kan være veien å gå i forvaltningen av villrein og turisme. Det vil si begrensninger i bruken (flytte stier, stenge hytter etc.) i arealer der villreinen er sårbare for forstyrrelser, og i stedet satse på økt tilrettelegging i arealer som er mindre viktige for villreinen. I praksis kan det imidlertid være vanskelig å oppnå en forflytting av folks bruk av området fra de sårbare til de mindre sårbare områdene. Økt tilrettelegging ved innfallsporter til villreinområdet kan i stedet bidra til å trekke mer turister totalt sett,

og mange av disse vil uansett ønske å ferdes lenger inn i nasjonalparken. Allemannsretten gir folk rett til å ferdes fritt i hele villreinområdet. Det er også trender innen friluftslivet som kan gi økt ferdsel utenom merkede stier og turisthytter. Gundersen m.fl. er inne på at det kreves mer forskning på dette området for å gjøre forvaltningsgrep som fungerer i praksis.

Eide m.fl. (2015) har også diskutert hvordan villreinens respons på forstyrrelser rundt stier og veier avhenger av forekomsten av refugieområder (dvs. helt eller nesten uforstyrrede områder), intensitet i menneskelig bruk av sti/vei, og jakttid eller ikke. I dette studiet definerte de villreinens respons på fot-/skiturisme langs stier/veier slik:

- 0-3 passeringer av mennesker/dag: refugium
- 3-30 passeringer/dag: reinen beveger seg vekk fra stien. I områder med lav tetthet av stier vil reinen redusere hastighet, men sannsynligheten for å krysse stien endres ikke. I områder med høy tetthet av stier øker hastigheten, og konsekvensen blir en signifikant økning av stikryssinger.
- >30 passeringer/dag: reinen holder seg vekk fra stiene og krysser sjeldnere. Ved > 220 passeringer/dag ble det ikke registrert kryssing av villrein.
- I jakta reagerer villreinen med panikk, er spredt over store områder, og har større tilbøyelighet til å krysse stier med opptil 30 passeringer av mennesker/dag. De krysser oftere om natta og tidlig morgen.

Vi har de siste årene sett en økning i aktiviteter som toppturskiløping og kiting i norske fjellområder. Dette er aktiviteter hvor folk beveger seg i høy hastighet i arealer hvor reinen ellers ser lite folk, og det er aktiviteter som drives i størst omfang på senvinteren og våren, og dermed sammenfaller med reinens mest sårbare periode. Kiting er antakelig spesielt negativt for villreinen, som vist i Colman m.fl. (2012) i et studie fra Norefjell.

Når det gjelder Norefjellreinen, som er opprinnelig tamrein, vil trolig negative virkninger av ferdsel ikke være like sterke som det Gundersen m.fl. har rapportert i sine studier av villrein i de nasjonale villreinområdene på Hardangervidda, Rondane m.fl. Men selv om responsene kan være svakere hvis reinen er mindre sky, vil type responser være de samme i møte med mennesker. Dvs. at aktivitet i fjellet genererer frykt- og fluktresponser, helt eller delvis barrieredannelse langs mye brukte stier og skiløyper, samt at arealer med mye menneskelig aktivitet kan bli unnveket av reinen på mer eller mindre permanent basis.

### **Virkninger av veier**

Barriereeffekter kan oppstå som følge av at reinen unnviker lineær infrastruktur der trafikkmengde og menneskelig aktivitet er stor. Dette vil bety at reinen ikke krysser barrieren fordi de holder seg på «trygg» avstand (Strand m.fl. 2015). En barriereeffekt kan også virke mer direkte, f.eks. ved at en bilveg har fysiske hindringer (brøytekant, autovern, midtrabatt, bratte skjæringer eller fyllinger), og ved at reinen ikke våger å krysse vegen selv når de beiter i nærområdet grunnet stadige forstyrrelser i form av folk og biler. I vitenskapelige studier er det vist hvordan rein forsinkes på sesongtrekk når de må krysse bilveger (Panzacchi m.fl. 2013), at vegen fører til at færre dyr krysser, eller at bevegelsehastigheten på trekk endres i forbindelse med kryssing (Wilson m.fl. 2016, Beyer m.fl. 2016). Sistnevnte kan bety at



bevegelsehastigheten går ned når dyrene kommer inn mot en vei, og at den øker ved selve kryssingen og i etterkant av kryssingen. Det er også kjent fra reindriftssammenheng at det kan være krevende å drive dyr over bilveger, eller krysse annen lineær infrastruktur. Reinen har en tendens til å bøye av i møte med selv små hindringer i terrenget, noe som har vært utnyttet i tidligere tider, da det ble bygget lave steingjerder inn mot dyregraver i villreinområdene (se f.eks. Punsvik og Frøstrup, 2016. s. 92 og 105-106). Dette utnyttet innen reindriften når rein skal drives inn i gjerdeanlegg. Det samme kan ofte også observeres for reinsflokker langs bilveger, der de bøyer av når de beiter langs vegen, og dermed ikke krysser den, selv i perioder med lite trafikk (se f.eks. Strand m.fl. 2015).

I Rondane har NINA studert relativt inngående hvordan reinen er påvirket av Fv 27 Venabygdsfjellet og Friisvegen (Strand m.fl. 2014, 2015). Førstnevnte har forbud mot stopp/parkering langs veien i den viktigste trekksonen for rein, mens sistnevnte er vinterstengt. Studiene er basert på GPS-merkeprosjektet for villrein i Rondane, og observasjoner gjort gjennom oppsyn, og viser at begge veier er barrieredannende, og at trafikkintensitet øker barrieroeffekten. For Friisvegen tyder resultatene på at reinens arealbruk er normalisert når denne er stengt vinterstid, mens Fv27 har barrieredannende virkning gjennom hele året. Det er likevel observert flere årlige trekk over veien, slik at dette ikke er snakk om barriere som medfører genetisk isolasjon i adskilte populasjoner, men snarere i delpopulasjoner som de med får begrensninger i den naturlige beitevekslingen gjennom året.

For reinen i Norefjell-Reinsjøfjell er Fv 287 en potensiell barriere som separerer vinterbeiter i nord fra kalvingsområder og barmarksbeiter på sørsiden av veien. Antakelig vil negative virkninger av denne veien avhenge av assosiert menneskelig aktivitet, spesielt hyttefelter, og ski- og turløyper som ligger i veiens nærområde.

### **Virknninger av kraft- og industrianlegg**

Tekniske installasjoner kan ha mer begrenset virkning på reinens atferd og arealbruk hvis anleggene ikke medfører menneskelig aktivitet (se f.eks. Flydal m.fl. 2019). Et eksempel på dette kan være kraftledninger, der nyere studier finner liten eller ingen effekt utenom anleggsfase (Panzacchi m.fl. 2013, Colman m.fl. 2015, Eftestøl m.fl. 2015, Plante m.fl. 2018). For anlegg som medfører menneskelig aktivitet, slik som vindparker, gruveanlegg, eller åpne veier som fører fram til vannkraftanlegg, kan de negative virkningene derimot være vesentlige.

Tabell 2 gjennomgår studier basert på GPS-data for rein og caribou, som omhandler tekniske installasjoner med varierende grad av tilknyttet menneskelig aktivitet. Tendensen er at villrein og caribou responderer kraftigere, og derav unnviker større areal enn tamrein. Generelt viser studiene at villrein og caribou viser unnvikelse på opptil 10 km avstand, mens det for tamrein er funnet unnvikelse på opptil 6 km avstand. Generelt er stasjonære inngrep uten medfølgende menneskelig aktivitet mindre problematisk. Eksempelvis har senere års studier dokumentert at kraftledninger har liten eller ingen negativ effekt, mens f.eks. gruver og vindparker kan føre til unnvikelsesresponser på flere km avstand. I Norefjell-Reinsjøfjell er det ikke etablerte industrianlegg innenfor villreinområdet, men for infrastruktur som kraftledninger, skitrek og veier kan en del av forskningen som er gjort på rein nær kraft- og industrianlegg, være relevant.

Tabell 2. Studier av unnavikelseeffekter ved veier, kraft- og industrianlegg for GPS-merket tamrein, villrein og caribou.

Art	Forstyrrelses type	Virkning	Kilde
Tamrein,	Vindpark, anleggsfase	Redusert bruk av trekk- og flyttveier i anleggsfase sammenfalt med unnavikelse av arealer rundt vindparken, og ble vurdert å forårsake økt fragmentering av kalvingsområdene.	Skarin m.fl. 2015
Caribou,	Diverse typer inngrep	Befolkningssentre; 9 km for vinter og 2 km for sommer. Høyt trafikkerte veier; 2 km for begge sesonger. Lavt trafikkerte veier; 1 km for begge sesonger. Jaktleire og hytter; minimal om vinter og 1,5 km om sommeren. Gruver; minimal om vinteren og 2 km om sommeren. Effektstørrelser ikke angitt.	Polfus m.fl. (2011)
Villrein	Diverse typer inngrep	Turisthytter: 10 km, Veier: 10 km, Kraftledninger: 0 km, Private hytter: 0 km, Stier: 0 km, Demninger: 0 km. Effektstørrelse ikke direkte angitt	Panzacchi m.fl. (2013a)
Tamrein	Diverse typer inngrep	Finner effekter av befolkningssentre på 2,5 km, mens det er effekter fra veier, skuterløyper, skiløyper, gullgruver: opp til 1,5 km. Ingen effektstørrelser er angitt	Anttonen m. fl. (2011)
Tamrein.	Kraftledning, anleggsfase	0- 6 km for kalving under utbygging (10% unnavikelse); 0-3,5 km for sommer under utbygging (12% unnavikelse); 0- 3,5 km for høst under utbygging (13% unnavikelse). Ingen effekter i driftsfasen	Eftestøl m. fl. (2015)
Villrein	Kraftledning, anleggsfase	Svak nedgang i bruk i anleggsfase innen 6 km avstand i et av to områder. Ingen effekt i driftsfase.	Colman m. fl. (2015)
Caribou,	Diverse typer inngrep	Variierende effekter, men i tilfeller med unnavikelse er det innen følgende avstander: Veier; ca 0-1 km, Seismikk- og rørgater; ca 0-1 km, hogstfelt; 0-1 km, Olje- og gassinallasjoner; 0-3 km, Gruver; 1,5 km, skogbrannområder; 0-2 km.	Johnson m. fl. (2014)
Caribou,	Diverse typer inngrep	Rapporterer et kumulativt habitat-tap på opp til 30 % av sesongbeitene. Dette er forårsaket av beiteunnavikelse i tilknytning til mange ulike typer inngrep, hvorav sterkest negativ virkning ble funnet for et stort gruveanlegg (se Tab. 4)	Plante m.fl. 2018

Tamrein	Dagbrudd, kvartsitt, Austertana - Finnmark	Fant at perioder med høy gruveaktivitet ga 25-40% redusert bruk innenfor 2 km om sommeren, og 30% innen 3 km om høsten sammenlignet med perioder med lav aktivitet. Også 40 % redusert bruk innen 1,5 km avstand ved sprengningsaktivitet i helger.	Eftestøl m.fl. 2019
«New Foundland caribou»	Gullgruve	6 km unnavikelse om våren og 4 km i øvrige sesonger	Weir m.fl. 2007
Caribou, <i>R. tarandus groenlandicus</i>	Diamantgruver	Redusert bruk av arealer innen 11 km avstand (GPS-data) og 13 km (flytelling). Antar negativ effekt av gruvestøv i tundramiljø.	Boullanger m.fl. 2012

### Anleggsfasen av ny utbygging

Anleggsfasen for store infrastrukturprosjekter er studert spesielt inngående for tamrein i forbindelse med lednings- og vindkraftutbygging (Strand m.fl. 2017). I slik sammenheng har man funnet klart sterkere negative effekter i anleggsfase sammenlignet med driftsfase (Skarin m.fl. 2015, Eftestøl m.fl. 2015, Tsegaye m.fl. 2017). Som eksempel fant Eftestøl m.fl. (2015) unnavikelse på relativt lang avstand (3-6 km og 10-30% redusert bruk) ved bygging av ny 300 kV-ledning i Essand, mens det ikke var negative virkninger i driftsfasen de to påfølgende årene. Skarin m.fl. (2015) fant at trekkveier for reinen i kalvingstida fikk 76% redusert bruk i anleggsfasen av vindparkutbygging i Sverige, men negative virkninger var moderate i den etterfølgende driftsfasen (Skarin m.fl. 2018). For villrein er det ikke publisert mye rundt dette, men det er rimelig å anta tilsvarende som for tamrein, at negative virkninger er klart sterkere i anleggsfase enn i driftsfasen. Store masseforflytninger, deponier, sprengningsaktivitet og bruk av store maskiner og kjøretøy skaper kraftig støy, lukt og visuelle effekter, og reinen vil kunne registrere den menneskelige aktiviteten på lenger hold enn i driftsfase. Dette vil trolig føre til økte unnavikelseeffekter i de områdene reinen eksponeres for anleggsaktivitet. I tillegg vil anleggsområder kunne fremstå som en forsterket fysisk barriere grunnet anleggsgjerder, mellomlagring av maskiner, utstyr og masser, anleggsgrøfter og fyllinger mm. Ut ifra hva som er kjent om unnavikelseeffekter for rein (se f.eks. Vistnes og Nelleman 2008, Skarin og Åhman 2014 og Flydal m.fl. 2019), er det derfor grunn til å tro at intensiv anleggsaktivitet med stort arealomfang kan fortrenge villreinen fra beiteområder. Når det gjelder småskala anleggsarbeid, f.eks begrenset økt hytteutbygging i et etablert hytteområde vil omfanget være langt mer beskjedent og begrenset i tid. Negativt omfang må derfor vurderes spesifikt for hver enkelt byggesak. Om mulig kan negative virkninger begrenses hvis anleggsfase legges utenom perioder av året da reinen typisk bruker det omkringliggende influensområdet.

### 4.3 Samlet belastning på villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell

Litteraturgjennomgangen ovenfor har vist at det er et stort omfang av ulike former for menneskelig aktivitet som påvirker villreinområder. For reinen i Norefjell-Reinsjøfjell innebærer dagens situasjon at

store turistsentre (Norefjell, Tempelseter, Gulsvikfjellet, Haglebu, Nefjellet) ligger i randsonene av leveområdet og vil generere menneskelig aktivitet inn i villreinområdet, primært langs etablerte løyper og stier og ved turisthytter. Fv. 287 utgjør også en mulig barriere for reinen ved trekk mellom sesongbeitene.

Det er antatt at det finnes en tålegrense der summen og graden av inngrep og forstyrrelser blir så stor at habitater går helt eller delvis ut av bruk. Innenfor leveområdene til rein og caribou er denne type virkninger oftest studert ved å inkludere flere ulike typer forstyrrelser i analyser av dyrenes arealbruk, og beregne hvor store områder som har gått helt eller delvis ut av bruk som følge av den samlede effekten (se f.eks. Nellemann m.fl. 2000 og Vistnes og Nellemann, 2008). Det er imidlertid vanskelig å få gode mål på denne type virkninger fordi vi sjelden har gode data på reinens arealbruk fra perioden før nye inngrep ble etablert, og fordi reinen har en dynamisk arealbruk og dermed må studeres i lange tidsrom for å få god forståelse av hvordan arealbruken er endret (Flydal m.fl. 2019). For villrein har vi omtalt ovenfor at det som antakelig var viktige trekkområder tidligere (basert på stor forekomst av fangstminner) mer eller mindre har gått ut av bruk som følge av bl.a. vei, og turisthytter (Panzacchi m.fl. 2013a). Et nyere studie på tamrein i Nordland har vist hvordan summen av flere forstyrrelser i samme område kan medføre at man går mot et terskelnivå der områders funksjon som reinsdyrhabitat kan gå helt tapt (Eftestøl m.fl. 2021). For caribou er det vist hvordan summen av en rekke forskjellige inngrep og forstyrrelser kan ha medført et tap av habitater på opptil 30% (Plante m.fl. 2018, se Tabell ). For skoglevende caribou i Canada er det funnet at forstyrrelsesnivået kan overstige en terskel der mangel på egnet habitat for å unngå predasjon fører til populasjonsnedgang (Beauchesne m.fl. 2014), et perspektiv som kan ha overføringsverdi til situasjoner med økt forstyrrelsesgrad i kalvingsområder for skandinavisk rein. I Gundersen m.fl. (2020) og Strand m.fl. (2006 og 2015) er det lagt fram dokumentasjon på hvordan reinen i vårt største villreinområde på Hardangervidda har gjennomgått en innskrenking av vår- og sommerbeitene som er i reell bruk, antakelig grunnet stort trykk fra menneskelig ferdsel i andre områder. Dette tilsvarer tendenser vi finner i Rondane, med nedsatt utnyttelse av beitehabitat nær de mest brukte turistområdene og bilveiene med innfallsporter til fjellet (Gundersen m.fl. 2019 og Strand m.fl. 2014).

Selv om summen av mange ulike inngrep og menneskelige forstyrrelser begrenser villreinens arealbruk og kan gi en reduksjon i hva som utgjør funksjonelle leveområder, er det også viktig å ta i betraktning hvordan populasjonsvekst virker inn på beitegrunnlaget. Reinen kan ta i bruk randsoner eller gjenoppta trekk til tidligere brukte områder hvis populasjonen vokser til et nivå som gir for stort beitetrykk i opprinnelig område (se f.eks. Bergerud, 1984). Det er en kjensgjerning at vi forvalter villreinpopulasjonene ved kvotejakt, og at dette har virket stabiliserende på populasjonene, spesielt etter 1980-tallet. I tidligere tider sammenfalt ofte populasjonssvingninger med storskala endringer i bruken av beiter. Dette skjer i mindre grad når villreinen forvaltes ved relativt små populasjoner som skal gi bærekraft i forhold til ressursgrunnlaget innen definerte grenser for villreinområdene.

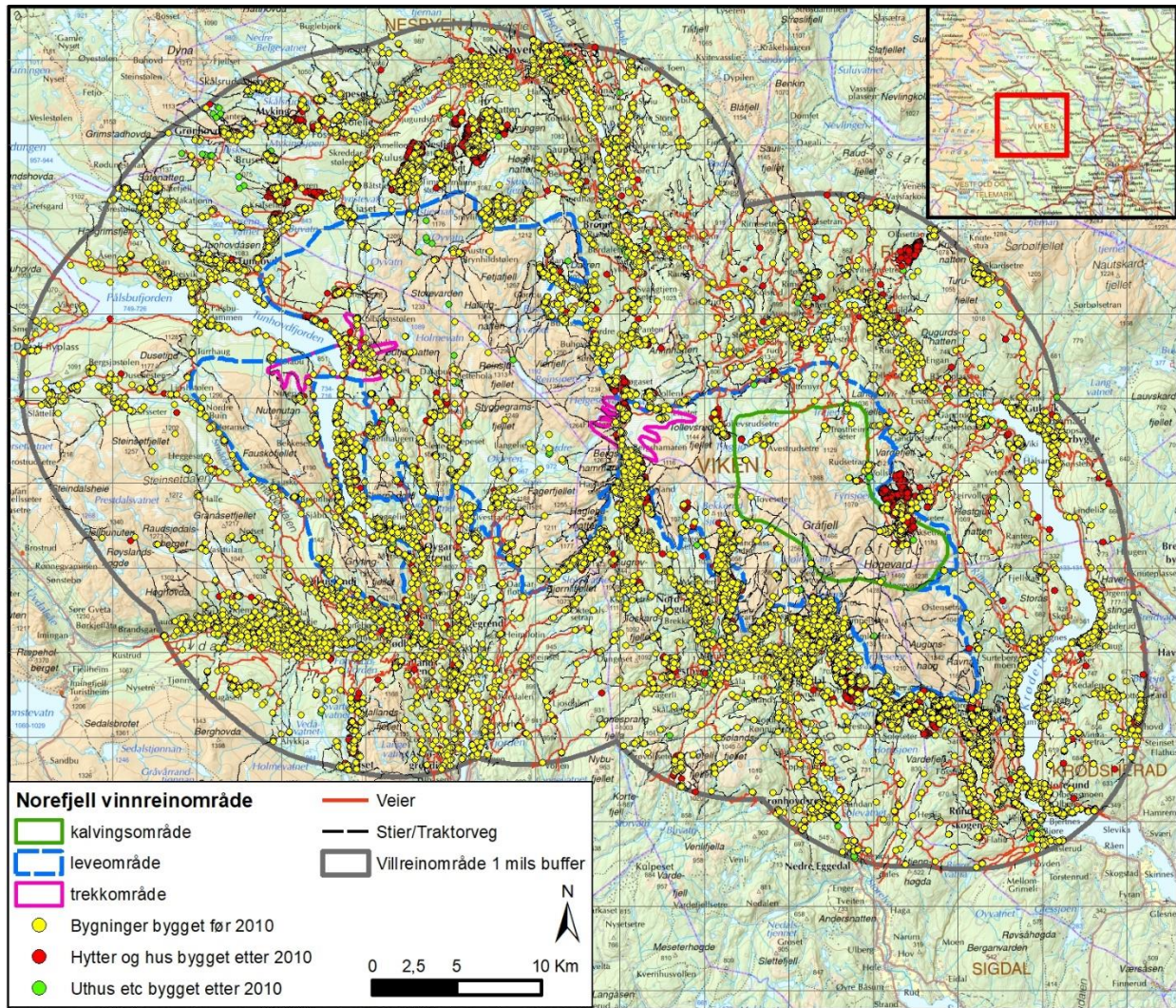
Den største økningen i samlet belastning som vi har sett de siste tiårene er antakelig knyttet til turisme knyttet til fritidsboliger og økt ferdsel. Turistsentre og hyttelandsbyer med relativt tett bebyggelse og ofte høy boligstandard, samt veiforbindelse, blir gjennomgående brukt av mennesker gjennom hele året, med økning i bruken rundt ferieperioder. Ofte er de tilrettelagt med tilhørende skiløyper, turstier osv. i

nærområdene, og i mange tilfeller vil bruk av snøskuter også være et fremtredende element, men dette varierer mye fra sted til sted, og hvor strikte de ulike kommunene er i håndhevingen av ulovlig kjøring og dispensasjoner. Rein som tradisjonelt har brukt områder innenfor det menneskelige aktivitetsområdet rundt hyttefelter opplever potensielt mange møter med mennesker og hunder. Over tid kan det etableres en permanent redusert bruk av disse områdene, og bidra til regional unnvikelseeffekt. Regional unnvikelseeffekt er mindre sannsynlig i områder med spredt hyttebebyggelse uten veiforbindelse, og/eller der hytter kun er i bruk i kortere perioder av året.

Selv om det er av betydning hvordan hytteutbygging gir direkte arealbeslag i deler av det som er registrert som leveområde for villrein, vil det kunne ha større betydning hvordan utbygging genererer ferdsel inn i områder som har større verdi for villrein, og som brukes oftere. Vi har her lagt til grunn at planlagt utvidelse av utbygging på Gulsvikfjellet kan bety at en maksimal utvidelse av dagens tilstand fra 680 enheter (primært fritidsboliger på egen tomt) til opp mot 3300 enheter med en kombinasjon av hytter på frittliggende tomter og leilighetsbygg. Dette tilsvarer en økning på ca. 385%. Generelt antar vi også at økt ferdsel fra hytteområdene på Gulsvikfjellet og inn i mer sentrale deler av villreinområdet vil kunne øke mye, men ikke helt tilsvare økningen i antallet fritidsboliger fordi fremtidige eiere antas å bruke lokale tilrettelagte friluftslivstilbud i større grad. Ved vurdering av samlet belastning på villrein er det også nødvendig å se utviklingen av Gulsvikfjellet i sammenheng med utviklingen innenfor det øvrige leveområdet for villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell. For å få en forståelse av hvordan en økt grad av inngrep vil kunne influere på villreinens arealbruk har vi laget en visualisering som viser realisert utbygging frem til 2010 og frem til 2022 innenfor, og i en sone på opptil 10 km rundt hele villreinområdet (Figur 10). I Tabell 3 er disse dataene, dvs. antall hytter/fritidsboliger, summert opp innenfor villreinområdet og i avstandssoner på opptil 3 km og 3-10 km fra villreinområdet. Det er vist tall for 2010 og 2022, men også tatt med estimater for økt antall ved full utvikling av områdeplan for Gulsvikfjellet. Det er økning i antall hytter innenfor villreinområdet og i sonen opp til 3 km unna som har størst relevans for samlet belastning, siden avstanden 3-10 km i mindre grad vil omfatte utbygging som genererer ferdsel inn i villreinområdet. Vi ser av estimatene i Tabell 3 at det mellom 2010 og 2022 har vært 39% økning i antallet hytter innenfor villreinområdet og 32% økning i antallet i sonen med opptil 3 km avstand. Dette er for en stor del knyttet til realisert utbygging på Gulsvikfjellet, slik det fremgår av Figur 10. Estimatenes for antallet hytter (inkludert leiligheter) ved fremtidig videre utvikling innenfor områdeplanen for Gulsvikfjellet viser at økningen sammenlignet med 2010 blir 72% innenfor villreinområdet og 76% i sonen med opptil 3 km avstand. Økning innenfor villreinområdet har sin årsak i at utbygde hyttefelt nærmest Gulsviksetran, samt mulig fremtidig utbygging i felt HV19 vil ligge innenfor det som er registrert som villreinområde. Øvrig utbygging på Gulsvikfjellet, inkludert mulig fremtidig utbygging av felt HV16 ligger hovedsakelig innenfor 3 km avstandssonen og gir derfor også en prosentvis stor økning av hytteantallet i denne sonen ved sammenligning med 2010.

Tabell 3 Oversikt over antall hytter innenfor Norefjell villreinområde og i soner med økt avstand i 2010, 2022 og ved fremtidig full utvikling av områdeplan Gulsvikfjellet. Dataene er lastet ned fra kartverket (dagens byggpunktdata og historiske byggpunktdata fra 2010). I tabellen vises kun hytter (byggkategori 161). Tall for potensiell fremtidig økning er basert på estimater mottatt fra tiltakshaver, dvs. Høgevarde AS.

År	Estimater for antall hytter innenfor og i økende avstand fra villreinområdet			
	Innenfor	<3 km	3-10 km	Totalt
2010	955	5191	3029	9175
2022	1325	6830	3727	11882
Fremtidsscenario ved full utvikling av områdeplan Gulsvikfjellet	1645	9130	3727	14502
<b>Endring 2010-2022</b>	+ 39%	+32%	+23%	+30%
<b>Endring 2010 - fremtid</b>	+ 72%	+76%	+23%	+58%



Figur 10 Fysisk plassering av bygninger presentert i

*Tabell . Fortetningen har først og fremst skjedd på Gulsvikfjellet, ved trekkområdet over Fv. 287 mellom barmarks og vinterbeitene og helt i ytterkanten av leveområdet i nord og nordvest.*

### **Miljøkvalitetsnormen for villrein**

Den 23.06.2020 ble det vedtatt en kvalitetsnorm for villrein iht. naturmangfoldloven §13.

*Kvalitetsnormens formål er «å bidra til at villrein, og de ulike villreinområdene, forvaltes på en slik måte at internasjonale forpliktelser overholdes, og at nasjonale målsettinger om ivaretagelse av levedyktige bestander innenfor sine naturlige utbredelsesområder nås. Kvalitetsnormen er retningsgivende for myndighetenes forvaltning i alle saker som har betydning for villrein og skal gi myndighetene et best mulig grunnlag for forvaltningen av bestandene og leveområdene, og faktorene som påvirker disse».*

Villreinbestander skal klassifiseres etter dårlig, middels, eller god tilstand basert på et sett kriterier som fremgår av vedlegg til kvalitetsnormen, og det er en målsetning at alle bestander skal ha minimum middels god tilstand. Et av områdene for tilstandsvurdering som er spesielt relevant når det gjelder den samlede belastningen av Gulsvikfjellet som fjelldestinasjon er Delnorm 3: *Leveområde og menneskelig påvirkning*, der en måleparameter er i hvor stor grad villreinen har tilgang til viktige funksjonsområder gjennom året. Følgende skal da vurderes: 1. Grad av arealunnavvikelse i fokusområde (sommerbeite, vinterbeite, kalvingsområde) siste 10 år sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år, der dårlig er > 90 % unnavvikelse, middels 50–90 % unnavvikelse og god er < 50 % unnavvikelse. 2. For de fokusområdene som er klassifisert til en vesentlig grad av arealunnavvikelse (dårlig eller middels) vurderes deretter om disse arealene utgjør et lite (inntil 10 %), middels (10–20 %) eller stort (mer enn 20 %) omfang sammenlignet med det totale arealet av funksjonsområder for sommerbeite, vinterbeite og kalving innen villreinområdet. Tilstanden klassifiseres til dårlig hvis det er >90% arealunnavvikelse innenfor >20% av totalarealet av et funksjonsområde.

Arbeidet med klassifisering av villreinen i Norefjell Reinsjøfjell etter miljøkvalitetsnormen ble gjennomført i 2023. Det ble konkludert at bestanden var på middels nivå med basis i følgende (Rolandsen m.fl. 2023): *«Helhetsvurderingen medførte at Norefjell-Reinsjøfjell villreinområde ble klassifisert til middels kvalitet. Dette som en følge av at delnorm 1 og 3 ble satt til god kvalitet, mens delnorm 2 ble satt til middels kvalitet. Norefjell-Reinsjøfjell oppfyller derfor kvalitetsnormens mål om minimum middels kvalitet.»* Middels kvalitet betyr at tilstanden er tilfredsstillende iht. kvalitetsnormen (krav om minst middels kvalitet), og det er derfor ikke krav om å planlegge å iverksette spesielle tiltak for å oppnå forbedret tilstand. Etter delnorm 2 er det nedsatt kvalitet på lavbeitene som fører til kun middels kvalitet, utenom dette ligger kvalitet etter kriteriene i delnorm 1 og 2 generelt på godt nivå, dette gjelder nærmere bestemt kjønns- og alderskorrigert slaktevekt på kalv, genetisk variasjon, helsestatus, funksjonell arealutnyttelse og funksjonelle trekkpassasjer.

Planer for økt utbygging, aktivitetstilbud og friluftsliv på Gulsvikfjellet har primært relevans for vurderinger etter delnorm 3. Siden vurderingen etter delnorm 3 betyr god tilstand, er status i dag at arealutnyttelse og trekk ikke har blitt vesentlig negativt påvirket av menneskelig aktivitet de siste 10 år. Siden vi i denne rapporten vurderer mulig fremtidig økt belastning grunnet flere fritidsboliger og flere folk i fjellet, er det relevant å presentere grunnlaget for vurdert god tilstand i mer detalj. Arbeidet etter kvalitetsnormens delnorm 3 er basert på at en arbeidsgruppe ledet av Norsk villreinsenter har



gjennomgått data og kildemateriale for reinens arealbruk, og innhentet kunnskap gjennom møter med lokalkjente. De har basert på dette utarbeidet en kartfortelling med oppdatert kartgrunnlag og vurderinger av arealbruk og funksjonsområder (Elgaaen m.fl. 2023). I sammenheng med et utredningsoppdrag i Sigdal kommune hadde vi høsten 2023 et møte der bl.a. A. Mossing fra Norsk villreinsenter gjorde rede for vesentlige forhold som var vurdert i deres arbeid. Følgende ble presisert, med referanse til Elgaaen m.fl. (2023):

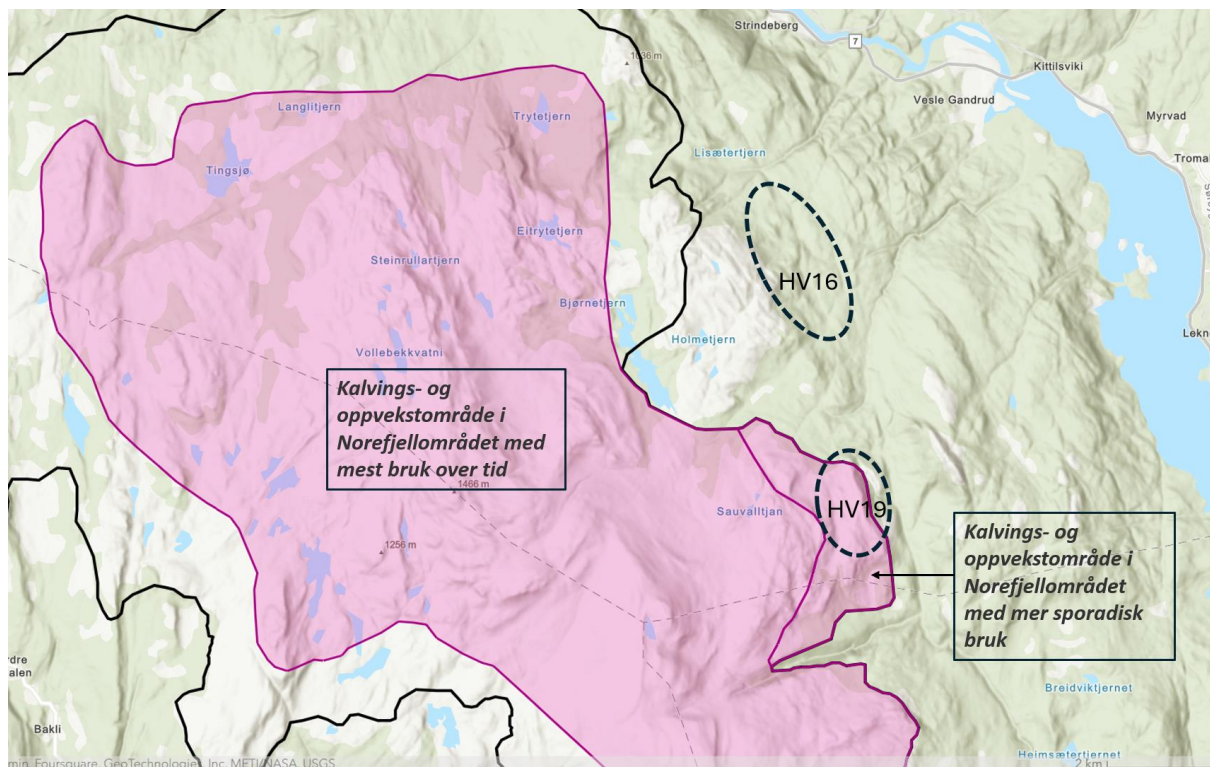
- Funksjonsområder er iht. kvalitetsnormen definert innenfor kategoriene *vinterbeiter, sommer- og høstbeiter, helårsbeiter, kalvings- og oppvekstområder og viktige trekkpassasjer* (Mossing m.fl. 2020). Kalvings- og oppvekstområder er dermed sammenslått i kart og inkluderer både mai måned (kalving) og juni (sårbar periode for kalver).
- Sørøst for Fv. 211 er det kun sommer- og høstbeiter og kalvings- og oppvekstområder som er kartlagt. I egen kartfortelling (Elgaaen m.fl. 2023) er arealavgrensningen for funksjonsområdene noe nyansert sammenlignet med leveområdekartet fra 2016. Det er verdt å merke seg at areal for kalvings- og oppvekstområder er litt endret, samt at det er angitt noen ytre soner innenfor både kalvings- og oppvekstområder og sommer- og høstbeiter som har mer sjelden eller sporadisk bruk (Figur 11 og Figur 12).
- Iht. kvalitetsnormen defineres fokusområder som steder i villreinsens leveområde med arealinngrep og/eller menneskelig aktivitet på et nivå som kan skape utfordringer for villreinen (Figur 13). Det er avsatt et fokusområde nærmest områdeplanen kalt NR-03 Høgevard, og vi har gjengitt vurderingen for dette i Boks 1.
- For alle fokusområdene i Norefjell-Reinsjøfjell er det vurdert at det er <50% arealunnvikelse eller redusert bruk. Dette tilsier god tilstand iht. delnorm 3 i kvalitetsnormen.

#### **Boks 1. Gjengivelse av vurdering gjort i Elgaaen m.fl. (2023) for NR-03 Fokusområde Høgevard**

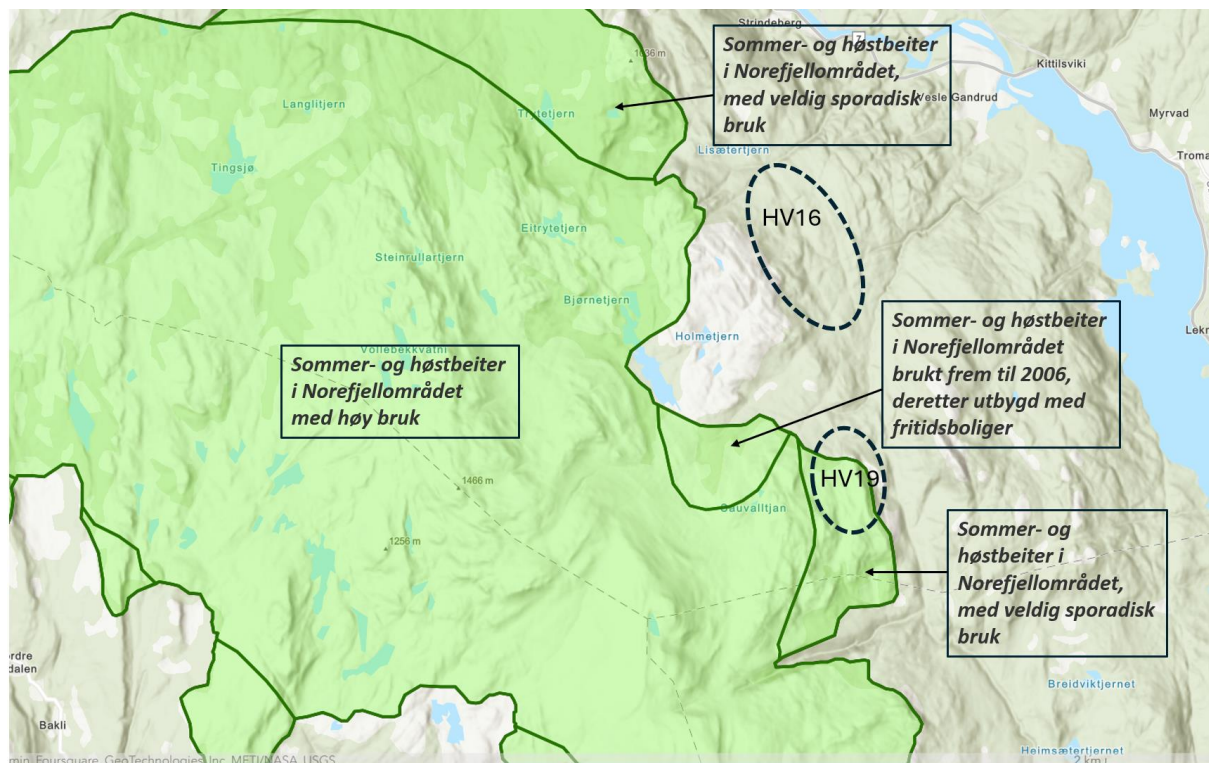
Utpekt som fokusområde for "funksjonell arealutnyttelse". Områdene rundt Høgevard har til dels mye ferdsel av ulik karakter til "alle" årstider. Her er det utfart fra en rekke utbyggingsområder i både Sigdal, Flå og Krødsherad, samt turister forøvrig. Det er sentrale kalvings- og oppvekstområder her, selv om man lokalt kanskje ser at ferdselen er minst akkurat på denne tiden av året. Området har også gode sommer- og høstbeiter.

Hovedferdselen ser ut til å foregå langs merkede stier og løyper og på tross av store utbyggingsområder rundt, mener arbeidsgruppa at ferdselen kanskje ikke er så høy hele tiden. Det toppe seg gjerne i helger og enkelte ferier, men er tidvis også ganske rolig.

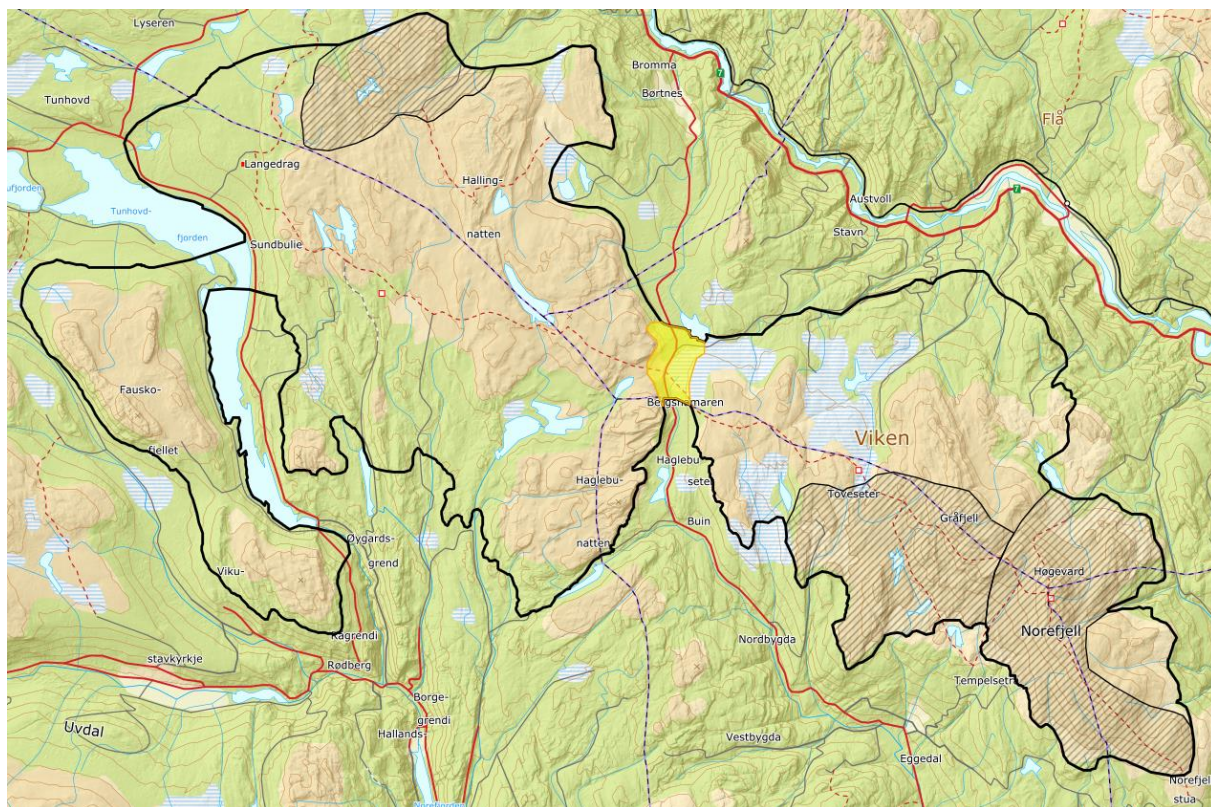
Arbeidsgruppa mener reinen ikke påvirkes i nevneverdig grad av ferdselen, og at området brukes omtrent likt nå som tidligere. Vurderer derfor arealunnvikelse til under 50 % i både sommer- og høstperioden og kalvings- og oppvekstperioden. Ikke relevant å vurdere i forhold til vinterperioden. Reinen er naturligvis ikke upåvirket av den til tider høye ferdselen, men fluktstrekningene ser ut til å være relativt korte. Reinen oppholder seg lite langs stier med mye ferdsel, men finner fredelige lommer i "nærheten". Arbeidsgruppa diskuterte hvorvidt ev. redusert beitetid kunne påvirke vurdering av grad av arealunnvikelse, men følte ikke man hadde tilstrekkelig kunnskap.



Figur 11. Kart over villreinens kalvings- og oppvekstområder vist sammen med et omtrentlig omriss av områdeplanens felt HV16 og 19, der det foreligger størst planer for utbygging. Merk av stordelen av fjellplatået Norefjell-Gråfjell er angitt som funksjonsområde, men at det innenfor dette er mer sporadisk bruk i østlig del ved Gulsviksetra-Grøun. Tekstboksene med beskrivelser av reinens bruk er hentet fra kvalitetsnormvurderingen. Kilde: Elgaaen m.fl. 2023.



Figur 12. Kart over villreinsens sommer- og høstbeiter vist sammen med et omtrentlig omriss av områdeplanens felt HV16 og 19. Merk av stordelen av fjellplatået Norefjell-Gråfjell er angitt som funksjonsområde, men at det innenfor dette er veldig sporadisk bruk i enkelte randsoner, inkl. storparten av arealet som inngår i områdeplanen. Tekstboksene med beskrivelser av reinsens bruk er hentet fra kvalitetsnormvurderingen. Kilde: Elgaaen m.fl. 2023.



*Figur 13. I kvalitetsnormarbeidet er det avsatt fire fokusområder i Norefjell-Reinsjøfjell. De skraverte delområdene gjelder fokusområder for arealunnvikelse, og det er avsatt to slike arealer i Sigdal kommune, der arealet lengst mot sørøst også inkluderer deler av områdeplanen. Vurderingene for disse er gjengitt i Boks 1. Kilde: Elgaaen m.fl. 2023*

Elgaaen mfl. (2023) sitt arbeid ble videre bearbeidet til et samlet faggrunnlag for delnorm 3 for de 14 ikke-nasjonale villreinområdene. I denne ble det konkludert at tilstand var god for både funksjonell arealutnyttelse og trekkpassasjer, men de foreslo at klassifiseringen burde endres til usikker-grå i denne første klassifiseringen med bakgrunn i at man er usikker på hvor toleransegrensen for reinen ligger, og fordi situasjonen i leveområdet innebærer stor og økende utbygging med fritidsboliger, og også økt fjellturisme. Ved den endelige behandlingen av faggrunnlaget fra ekspertgruppas side (Rolandsen m.fl. 2023), ble imidlertid klassifisering på god tilstand for delnorm 3 opprettholdt.

### **Oppsummerende vurdering av samlet belastning**

Ut fra det vi har lagt fram av kunnskap om reinens arealbruk i Norefjell-Reinsjøfjell, kunnskapsstatus for virkninger av menneskelig forstyrrelse på villrein, samt eksisterende og planlagt ny utbygging med fritidsboliger på Gulsvikfjellet kan den samlede belastningen oppsummeres som følger:

- Påvirkning fra fritidsboliger, turistdestinasjoner, friluftsliv og ferdsel i fjellet medfører at reinen i Norefjell-Reinsjøfjell har lite tilgang på større sammenhengende areal der de kan beite uten å bli forstyrret over tid.
- Villreinområdets historikk innebærer at det først på 1990-tallet ble etablert en villreinstamme med basis i tidligere tamreindrift. Det var da allerede etablert mye fjellturisme sentrert rundt destinasjoner som f.eks. Norefjell skisenter, Tempelseter og Haglebu. Villreinen har derfor etablert sin arealbruk i et landskap der tilgang på funksjonelle habitat allerede var begrenset av menneskelig aktivitet.
- Store turistdestinasjoner med lett tilgjengelighet til fjellområde, mange grunneiere med lokal tilknytning i kommunene, og etableringen av en villreinstamme først på 1990-tallet, betyr at mange brukerinteresser til fjellområdet utenom villrein står sterkt. Dette er hensyntatt i den regionale planen. Av denne grunn er det også i regional plan arealer som er avsatt til byggesone som også ligger innenfor definert leveområde for villrein.
- Etter at villreinområdet ble opprettet har det vært økt utbygging ved etablerte turistdestinasjoner, i flere mindre hyttefelt og etablering av spesielt en stor ny destinasjon (Gulsvikfjellet/Høgevarde AS).
- Det er vist at tamreinopphavet gjør at villreinen i Norefjell-Reinsjøfjell responderer svakere på menneskelig forstyrrelse enn i andre villreinområder. Siden villreinområdet også er lite i utstrekning og reinen ofte vil erfare møter med mennesker kan det medvirke til å opprettholde en grad av tilvenning til mennesker og/eller svakere responser på mennesker også i fremtiden. Trolig er det en kombinasjon av arv og miljø som fører til at Norefjellreinen fremstår langt mindre sky enn i de nasjonale villreinområdene.
- Forskning i andre villreinområder har vist at reinen unnviker hytteområder og tilsvarende typer av forstyrrelser der dyrene utsettes for menneskelig aktivitet. Det er også vist at mye brukte stier i fjellet kan bli barrieredannende, samt at direkte provokasjon fra folk (turgåer, skiløper, kiter) fører til sterke frykt- og fluktresponser. Effektstørrelser vil ikke være overførbare mellom villreinområder grunnet varierende skyhetsgrad og geografiske forhold (f.eks. grad av inngrepsfrihet og tilgang på uforstyrrete beiter), men det kan antas å være nivåer av forstyrrelse som reinen ikke vil tolerere.
- Med bakgrunn i at GPS-sporing og lokale observasjoner viste bruk av arealer tettere inn mot hyttefelter på Gulsvikfjellet på 2000-tallet enn det som er tilfelle i dag kan det antas å ha skjedd en gradvis unnvikelse av disse områdene
- Turisthytta på Høgevarde er et viktig turmål fra begge sider av fjellet og kan medvirke til at reinen får vanskeligheter med å krysse turstiene og opprettholde en dynamisk beitebruk sør og nord for aksen Tempelseter- Høgevarde turishytte – Gulsvikfjellet. Fra kvalitetsnormarbeidet er det imidlertid ikke konkludert med at dette utgjør et problem som gir nedsatt funksjonell arealutnyttelse i dagens situasjon.
- Planlagt økt utbygging på Gulsvikfjellet vil også bidra til økt bruk av fjellet med virkninger på villrein. Det antas at etablerte stier og skiløyper vil kanalisere en stor majoritet av ferdselen, men det vil også være enkelte som velger å ferdes fritt i terrenget, bl.a. i forbindelse med aktiviteter som jakt, fiske, bærplukking, toppturer, kiting, naturfotografering m.m.

- Forenklet har vi antatt at økningen i bruken av fjellet vil tilsvare økningen i antallet fritidsboligenheter. Økning i dagsturer er også forventet ettersom det utvikles større anlegg for bl.a. stisykling og alpint, men det antas at dagsturene knyttes til slike spesifikke aktiviteter og derfor ikke gir en tilsvarende økning i ferdsel ut i fjellet/villreinområde.
- Med en full utbygging innenfor arealet av områdeplanen på Gulsvikfjellet vil det bety en relativt stor økning i bruken av tilgrensende fjellområder. Med basis i økning på antallet boenheter på 385% har vi antatt en stor økning også i ferdsel og friluftsliv i fjellområdene sentrert rundt Gulsviksetran/Fyrisjøen og opp mot viktige turmål som Høgevarde turisthytte, men det er antatt at et større antall fremtidige eiere av leiligheter ved skibakker og løyper i felt HV 16, vil kunne foretrekke næraktiviteter der, framfor ferdsel inn i villreinområdet.
- Man har tidligere dokumentert at villreinen i noe grad kan benytte beiter helt ned mot Gulsviksetran og Grøun, f.eks. på våren. Dette er imidlertid utenfor det vi kan karakterisere som kjerneområder for villreinen. Den utbyggingen som har skjedd nærmest Gulsviksetran og mulig fremtidig utbygging ved Grøun (felt HV19 i områdeplanen) vil bety at disse områdene mister sitt potensiale som fremtidig villreinhabitat.
- Siden villreinen normalt er på vinterbeite nord for Fv 287, og først trekker inn i beiteområder rundt Gulsvikfjellet fra slutten av april, vil folks bruk av fjellet vinterstid ha liten betydning. Om våren og i barmarksperioden kan derimot økt ferdsel, spesielt mellom Gulsviksetran/Fyrisjøen og Høgevarde, kunne føre til at reinen får vanskeligheter med å opprettholde dynamisk beiteveksling mellom fjellområdene lengst sørøst på Norefjellplataet, og arealene lenger mot nord og vest.
- Ved videre utvikling av Gulsvikfjellet som fjelldestinasjon vil viktigste avbøtende tiltak knyttet til villrein være styring av ferdsel til områder som ikke er villreinhabitat og/eller perioder da det ikke er villrein i området. Økt tilrettelegging for aktiviteter som alpint, sykkel, langrenn, turgåing og fjelløping bør da i størst mulig grad skje øst for Fyrisjøen og Gulsviksetran og i lavereliggende områder (<1000 moh.). Man kan unngå preparering av skiløyper inn i fjellet etter påske og man kan oppfordre til bruk av alternative turområder i perioder som er kritiske for villreinens arealbruk, f.eks. når de trekker inn i vårbeiter og kalvingsområder nord for Fyrisjøen, og mellom Fyrisjøen og Høgevarde/Gråfjell, fra siste halvdel av april.
- Status som villreinområde betyr at forvaltningen styres fra Miljødirektoratet, der Miljøkvalitetsnorm villrein legger føringer for hvordan villreinområder skal klassifiseres med tilstand bl.a. ut fra sårbarhet og virkninger av arealinngrep og menneskelig forstyrrelse (delnorm 3). Reinen i Norefjell-Reinsjøfjell ble klassifisert til god tilstand etter delnorm 3 fordi det har vært <50% reduksjon i funksjonell arealutnyttelse innenfor leveområdet, dette til tross for at tilrettelegging for friluftsliv og turisme, inkludert utbygging med fritidsboliger, har skjedd med stort omfang og fremdeles er i økning. Kvalitetsnormen legger imidlertid til grunn dagens tilstand, og ikke eventuell fremtidig økning av den samlede belastningen.

## 5. Samlet belastning vilt (utenom villrein)

### 5.1 Områdebeskrivelse, vilt

Det vises til gjennomgangen i kapittel 3 av eksisterende og mulig fremtidig utbygging innenfor områdeplanen for Gulsvikfjellet, og hvordan dette genererer økt ferdsel ut i nærområdene. Dette vil være definerende for hva slags viltområder som utsettes for en belastning. De fysiske inngrepene (både eksisterende og planlagte) knyttet til Høgevarde-utbyggingene er for det meste konsentrert i høydelaget 600-1000 moh. Dette inkluderer det meste av bebyggelsen, internveier, alpinanlegg, nye løyper m.m. Høydelaget domineres av barskog, med overgang til fjellbjørk og snaufjell de øverste ca. 200 høydemeterne. Høydelaget over dette (snaufjellet) påvirkes av utbyggingene gjennom økt ferdsel, med forventet stor økning i menneskelig aktivitet det meste av året, med mulig delvis redusert ferdsel typisk i vårløsningen (varierende fra siste del av april til første del av juni) og før det blir godt skiføre på senhøsten (varierende november-januar). Snaufjellet er i stor grad lettgått, og det eksisterer allerede en rekke turstier. Etablerte sykkelstier starter også nederst i snaufjellet, men ligger for en stor del nedover i åssidene innenfor skogshabitat.

Fra Krøderen (ca. 150 moh.) til ca. 600 moh. er området dominert av barskog. Denne sonen påvirkes primært i form av sykkelstier, oppgradering av eksisterende atkomstvei og betydelig mer biltrafikk. Området for Høgevarde-utbyggingene, og i praksis hele Norefjell, har allerede i mange år vært registrert som et svært viktig friluftslivsområde. Med betydelig fremtidig utbygging vil ferdselstrykket øke betydelig.

Utredningsområdet som vurderes når det gjelder vilt utenom villrein er skjematisk satt til 10 km avstand fra utbyggingene, og omfatter naturområder fra under 150 moh. til over 1400 moh., og det er variert topografisk, med bl.a. bekkekløfter, vann og myrer, skrenter, slake fjelltopper, m.m. I praksis betyr dette at området har stor variasjon i habitater langs høydegradienten, reflektert og forsterket av klimatiske forhold og vegetasjon. Berggrunnen er overveiende sur, hvilket begrenser botanisk diversitet. Som følge av variasjon i topografi og habitater, er området leveområde for mange ulike arter pattedyr, fugl og andre virveldyr, og det må forventes at de aller fleste arter som er typiske for denne delen av Norge har blitt eller kan påvises i utredningsområdet. Området inkluderer også et av få gjenværende INON-områder i denne delen av landet, med arealer 1-3 km fra tyngre tekniske inngrep, hvilket kan være særlig viktig for arealkrevende sensitive arter som f.eks. store rovdyr, diverse rovfugler, villrein (omhandles ovenfor) og andre. Forekomstene av upåvirket/lite påvirket natur har medført oppretting av fem naturreservater med bl.a. gammel barskog og bekkekløfter innenfor det aktuelle utredningsområdet.

Et søk på virveldyr i Artsdatabankens artskart (mars 2023, Tabell 4) med avstand ca. 10 km rundt utbyggingsområdet for Høgevarde-prosjektene, fra Krøderen til Høgevarde-toppen, gir en indikasjon på arter som er påvist i området. Det understrekes at visse arter ikke har området som fast leveområde, men at enkeltindivider har blitt påvist. Et eksempel på dette er jerv. Andre arter, f.eks. vipe, er primært påvist ifb. innmark, våtmark og vassdrag langs Hallingdalselva, og kan ikke tillegges

---

stor vekt for utbyggingene i Høgevarde-området. Det er også påfallende at svært vanlige arter, som utvilsomt opptrer i stort antall i utredningsområdet ikke er registrert i artskart. To eksempler er elg og rådyr. Dette eksemplifiserer en av svakhetene med bruk av databaser i utredning og forvaltning av naturmangfold: Ulike områder er ofte kartlagt/registrert i svært varierende grad, vanlige arter som f.eks. elg og rådyr registreres ofte ikke fordi folk «tar dem for gitt», og visse artsgrupper (særlig fugl) og/eller visse kategorier av arter (f.eks. rødlistearter) kartlegges i større grad enn andre.

Rapportørens kunnskap, motivasjon og presisjonen på registreringene varierer også i stor grad fra område til område, og registreringer kan være svært gamle. Visse registreringer (f.eks. brunbjørn) er også gjort i området (jf. data unntatt offentligheten i Rovbase), men forekommer ikke i artskart.

Tabell 4. Pattedyr og fugl registrert Innenfor ca. 10 km fra Høgevarde-utbyggingene. Sortert etter rødliste-kategori. Kilde: Artskart, mars 2023.

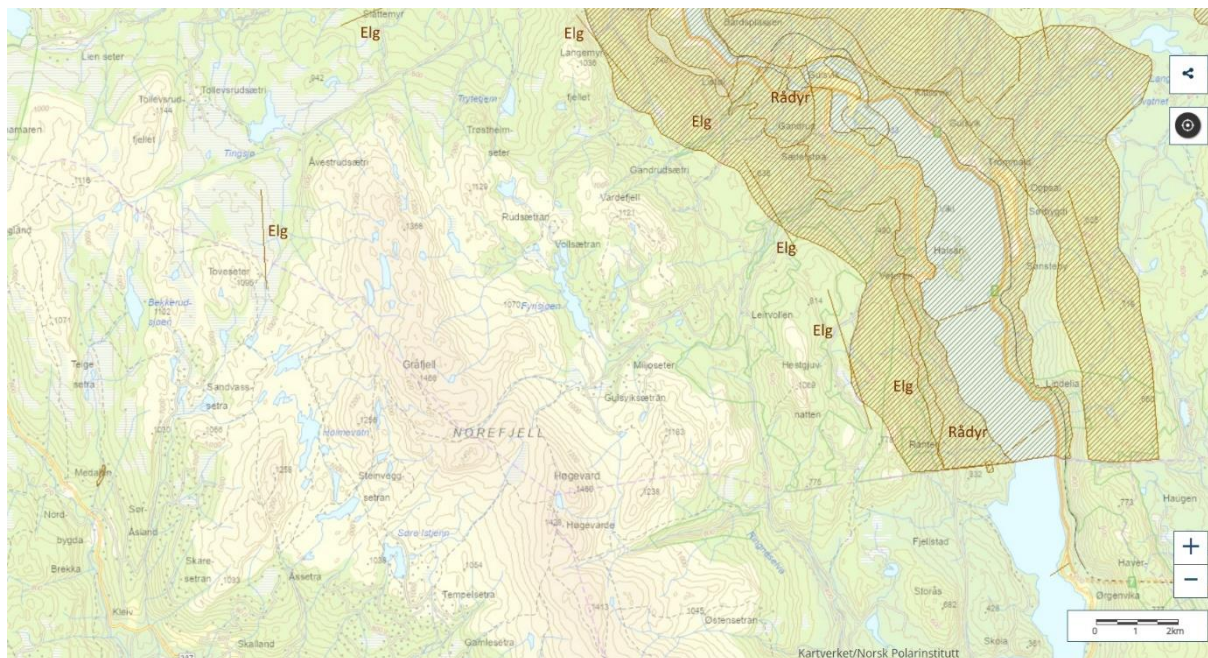
Norsk navn	Vitenskapelig navn	Kategori	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Kategori
Vipe	<i>Vanellus vanellus</i>	CR	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>	LC
Jerv	<i>Gulo gulo</i>	EN	Tornsanger	<i>Curruca communis</i>	LC
Gaupe	<i>Lynx lynx</i>	EN	Musvåk	<i>Buteo buteo</i>	LC
Granmeis	<i>Poecile montanus</i>	VU	Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>	LC
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	VU	Møller	<i>Curruca curruca</i>	LC
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	VU	Fjellrype	<i>Lagopus muta</i>	LC
Hønsehauk	<i>Accipiter gentilis</i>	VU	Brunnakke	<i>Mareca penelope</i>	LC
Grønnefink	<i>Chloris chloris</i>	VU	Orrfugl	<i>Lyrurus tetrix</i>	LC
Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>	VU	Perleugle	<i>Aegolius funereus</i>	LC
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	VU	Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	LC
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	VU	Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	LC
Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>	NT	Linerle	<i>Motacilla alba</i>	LC
Heilo	<i>Pluvialis apricaria</i>	NT	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>	LC
Taksvale	<i>Delichon urbicum</i>	NT	Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	LC
Rødstilk	<i>Tringa totanus</i>	NT	Tornskate	<i>Lanius collurio</i>	LC
Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>	NT	Rødvingetrost	<i>Turdus iliacus</i>	LC
Tretåspett	<i>Picoides tridactylus</i>	NT	Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	LC
Gråspurv	<i>Passer domesticus</i>	NT	Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>	LC
Rein	<i>Rangifer tarandus</i>	NT	Kråke	<i>Corvus cornix</i>	LC
Hare	<i>Lepus timidus</i>	NT	Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	LC
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>	NT	Gluttsnipe	<i>Tringa nebularia</i>	LC
Sanglerke	<i>Alauda arvensis</i>	NT	Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	LC
Tårnseiler	<i>Apus apus</i>	NT	Svartmeis	<i>Periparus ater</i>	LC
Gjøk	<i>Cuculus canorus</i>	NT	Bergirisk	<i>Linaria flavirostris</i>	LC
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	LC	Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>	LC
Rugde	<i>Scolopax rusticola</i>	LC	Jordugle	<i>Asio flammeus</i>	LC
Grønnstilk	<i>Tringa glareola</i>	LC	Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	LC
Skogsnipe	<i>Tringa ochropus</i>	LC	Krikkand	<i>Anas crecca</i>	LC
Spurvehauk	<i>Accipiter nisus</i>	LC	Gjerdsmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	LC



Dvergfalk	<i>Falco columbarius</i>	LC	Rødrev	<i>Vulpes vulpes</i>	LC
Lemen	<i>Lemmus lemmus</i>	LC	Flaggspett	<i>Dendrocopos major</i>	LC
Dvergspett	<i>Dryobates minor</i>	LC	Fossefall	<i>Cinclus cinclus</i>	LC
Svartspett	<i>Dryocopus martius</i>	LC	Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	LC
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>	LC	Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	LC
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	LC	Løvsanger	<i>Phylloscopus trochilus</i>	LC
Storfugl	<i>Tetrao urogallus</i>	LC	Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	LC
Haukugle	<i>Surnia ulula</i>	LC	Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>	LC
Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>	LC	Blåmeis	<i>Cyanistes caeruleus</i>	LC
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	LC	Grankorsnebb	<i>Loxia curvirostra</i>	LC
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>	LC	Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>	LC
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	LC	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>	LC
Hjort	<i>Cervus elaphus</i>	LC	Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>	LC
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	LC	Ravn	<i>Corvus corax</i>	LC
Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	LC	Toppmeis	<i>Lophophanes cristatus</i>	LC
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	LC	Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	LC
Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>	LC	Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	LC
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	LC	Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	LC
Strandsnipe	<i>Actitis hypoleucos</i>	LC	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>	LC
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	LC	Skjære	<i>Pica pica</i>	LC
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	LC	Tårnfalk	<i>Falco tinnunculus</i>	LC
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	LC	Pilfink	<i>Passer montanus</i>	LC
Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	LC	Vintererle	<i>Motacilla cinerea</i>	LC
Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	LC	Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	LC
Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>	LC	Trane	<i>Grus grus</i>	LC
Grågåås	<i>Anser anser</i>	LC	Grønnsisik	<i>Spinus spinus</i>	LC
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	LC	Mår	<i>Martes martes</i>	LC
Ekorn	<i>Sciurus vulgaris</i>	LC	Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>	NE
Gråsisik	<i>Acanthis flammea</i>	LC	Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	NE
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	LC	Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	NE
Furukorsnebb	<i>Loxia pytyopsittacus</i>	LC	Båndkorsnebb	<i>Loxia leucoptera</i>	NE
Boltit	<i>Charadrius morinellus</i>	LC			

De viktigste funksjonsområdene for elg, hjort og rådyr ligger i kulturlandskapet og skogbeltet mellom Krøderen og opp til anslagsvis 600-700 moh. Forenklet sagt, så holder rådyr seg primært i de lavestliggende områdene, hjort forekommer generelt flekkvis, og har ofte leveområde i brattere partier, mens elg bruker det aller meste av området, men med redusert bruk av snaufjellet. Fjellbjørkebeltet og vierkratt rundt myrer høyt i terrenget kan likevel ofte brukes av elg, særlig når snøen er dyp lavere i terrenget. Viltkart fra Flå kommune (Figur 14) er lite detaljert og delvis utdatert,

men forutsatt at forholdene ikke har endret seg mye i kommunen de siste tiårene, gir kartet et brukbart inntrykk av viktige funksjonsområder for hjortevilt i denne delen av kommunen. Det understrekes at kartet viser registrerte funksjonsområder, og ikke skal tolkes som at de respektive artene ikke kan påvises i relativt høye tettheter også andre steder. Informasjon fra lokalkjente (Nilsestuen, Ask, Sterud og Gulsvik, pers. medd.) tilsier at store deler av utredningsområdet, unntatt snaufjellet, er leveområde for hjortedyr. Mye av snaufjellet inngår i villreinområde (se ovenfor).



Figur 14. Viltkart, Flå kommune. Trekkveier er markert med streker. Tekst er satt på av utreder. Kilde: Miljøstatus, mars 2023.

Andre pattedyr i området inkluderer arter som gaupe (EN), hare (NT), rødrev, mår og de mindre mårdyrene, ekorn, en rekke smånagere og andre små pattedyr. Når det gjelder små pattedyr er typisk smånagere og flaggermus sterkt underrepresentert blant registrerte observasjoner. En art som f.eks. nordflaggermus (VU) vil trolig ha leveområder i utredningsområdet, men fortrinnsvis i lavereliggende skogshabitat. Mår og gaupe er i stor grad knyttet til skogkledte deler, mens hare og rødrev kan opptre nesten over alt. Gaupe er påvist en rekke ganger i denne delen av kommunen, og utredningsområdet inngår i offisielt forvaltningsområde for arten. Antallet gauper i området er i stor grad avhengig av jakttrykket (Nilsestuen, pers. medd.), og det har blitt skutt flere individer i denne delen av kommunen de siste årene. Flå sankelag har rundt 1000 sau på utmarksbeite i området (NIBIO), og det har blitt registrert tap til gaupe (Rovbase).

Det er flere sikre registreringer av rovfugl og ugler innenfor ca. 10 km rundt Høgevarde-utbyggingene, inkludert hekking (detaljer om dette er unntatt offentlighet, og lokaliteter er ikke inkludert nedenfor). Som nevnt ovenfor er det svært varierende grad av innrapporteringer også for rovfugl, og det er sannsynlig at store, lett synlige og «spektakulære» arter, samt arter som forvaltningsmyndighetene har mest fokus på, er bedre representert i datamaterialet. Eksempler på dette er f.eks. kongeørn og fiskeørn (VU). Men arter som hønsehauk (VU), spurvehauk, tårnfalk, jaktfalk (VU), dvergfalk, vandrefalk, perleugle, jordugle, haukugle og hubro (EN) er jf.

Artsdatabanken/Rovbase også påvist innenfor (eller like utenfor) utredningsområdet. Området har en rekke bekreftede hekkeplasser for kongeørn i høyereliggende områder, og fiskeørn i lavereliggende områder og rundt vann og myrer, og fungerer med stor sikkerhet også som leve- og hekkeområde for mange av de andre rovfuglartene. Området har store forekomster av egnede hekkehabitater for artene, særlig i form av gammel barskog med innslag av gamle løvtrær, klippevegger i høyfjell og bekkekløfter m.m. Hubro er riktignok påvist kun unntaksvis, og kan ikke regnes som spesielt relevant for området basert på den informasjonen som er hentet inn ifb. denne utredningen.

Stor høydeforskjell og varierte habitater i utredningsområdet gir livsgrunnlag for en rekke arter hønsefugl. Fjellrype, lirype, orrfugl, storfugl og jerpe er faste i området. Fjellrype er konsentrert til høyereliggende deler av snaufjellet, lirype forekommer også her, men primært i noe mer lavereliggende deler, inkludert i fjellbjørkebeltet. De øvrige artene er mest knyttet til skog, men også med forekomster langs myrer og vassdrag, samt i fjellbjørkebeltet (mest orrfugl). Jerpe er ikke vanlig. De andre artene opptrer i brukbare bestander, men med svingninger fra år til år (Nilsestuen og Sterud, pers. medd.). Det er relativt hardt jaktpress på rype-artene i denne delen av Flå kommune. Tetthet av ryper er følgelig sterkt påvirket av jaktuttak, og år med lave tettheter sent på høsten (mot slutten av jaktperioden) betyr ikke at utredningsområdet er lite produktivt. Vi har ikke tilgang på evt. takseringsdata fra området. Rypebestandene svinger mye basert på vær og temperatur, smågnagerbestander, tetthet av predatorer m.m. Storfugl og orrfugl opptrer mange steder i skogen ned mot Krøderen, og har jevnt over gode bestander som er utsatt for lavt jakttrykk de fleste år (Nilsestuen, pers. medd.). Det har ikke blitt fremskaffet spesifikke detaljer om leik-lokaliteter, men relativt stabile forekomster av skogsfugl betyr at leiker forekommer. Forekomster av gammelskog (særlig i og rundt naturreservatene), samt større myrområder flere steder, kombinert med områder med lite menneskelig aktivitet (særlig i leikperioden om våren), tilsier at det sannsynligvis er flere skogsfuglleiker innfor utredningsområdet. Vi har ikke oversikt over frafallet av leiker ifb. med regulær skogsdrift eller knyttet til Høgevarde-utbyggingene de siste tiårene.

For fugl (utover rovfugl, ugle og hønsefugl) er utredningsområdet av verdi for mange arter tilknyttet denne typen landskap og naturtyper i Norge (jf. Tabell ovenfor). Dette inkluderer arter med preferanse for gamle og lite fragmenterte fjellskoger, bl.a. lavskrike og tretåspett (NT). Fossekall har leveområde langs vassdragene. Vann og myrer i utredningsområdet har noe verdi som raste-/hvileplass for vadere, lommer og ender i perioder ifb. trekk, og for noen par også som hekkelokalitet, men datagrunnlaget for denne rapporten er begrenset i så henseende. Mye av resting for vanntilknyttet fugl går sannsynligvis i dalgangene og langs Hallingdalselva, mens trekk i større grad også går over fjellpartiene. For noen arter ender og vadere vil vann, myr- og fjellområder i utredningsområdet også fungere som fast hekkeområde. Dette gjelder bl.a. rødstilk (NT), heilo (NT) boltit, skogsnipe, strandsnipe, grønntilk, enkeltbekkasin og krikkand. Spesielt viktige hekkelokaliteter er ikke registrert eller kjent av utreder, og ikke markert i databaser.

Øvrige artsgrupper virveldyr (amfibier, reptiler): For amfibier og reptiler er leveområdene relativt små, men artene kan påvirkes negativt av barrieredannende infrastruktur og andre arealinngrep, eller inngrep som direkte påvirker ynglehabitat. Det betyr at samlet belastning vurderes på mindre skala for disse artsgruppene enn for arealkrevende viltarter, og viltarter som er spesielt sky i møte med mennesker. Forekomsten av reptiler og amfibier er mangelfullt observert i utredningsområdet, men ut i fra kjent kunnskap om habitatkrav og leveområde i Norge vil huggorm og nordfirfisle kunne

forekomme med relativt tynne bestander i høydelaget 700-1100 moh. og vanligere i lavere strøk. Andre reptiler, som buorm, slettsnok og stålorm vil kunne forekomme i lavereliggende strøk lenger ned mot Krøderen, men for buorm og slettsnok er utredningsområdet i nordlig ytterkant av utbredelsesområdet i Norge, og nærmeste kjente observasjoner er fra Tyrifjord-området (artskart.artsdatabanken.no). I sammenheng med myr og vannsig i småkupert terreng er det relativt store antall av små fisketomme dammer, som utgjør potensielt ynglehabitat for amfibier. Av de amfibiartene vi har i Norge, er det kun buttsnutefrosk (*Rana temporaria*) som forekommer i fjellet, mens vi kan finne nordpadde (*Bufo bufo*) lavere ned mot Krøderen.

### Oppsummert om leveområder for vilt

Et skjematisk utredningsområde på ca. 10 km rundt områdeplanen for Gulsvikfjellet inngår som leve- og funksjonsområde for de fleste fugle- og pattedyrartene gjengitt i artsdatabankens artskart (Tabell). I tillegg vil dette gjelde for en rekke vanlige arter der observasjoner sjelden registreres i denne databasen (bl.a. arter av smågnagere, mindre mårdyr, flaggermus, elg og rådyr). De aller fleste artene er vanlige i denne typen naturområder i denne delen av Norge. En grov økologisk inndeling av landskapet mtp. vilt kan gjøres som følger:

1. De lavestliggende områdene (130-200 moh.) i dalen langs Krøderen og Hallingdalselva
2. Relativt bratte skogsområder fra 200-600 moh.
3. Delvis flattere områder med variert barskog, fjellbjørk, myrområder, og noe snaufjell fra ca. 600- 1000 moh.
4. Ekte snaufjell med variert topografi over 1000 moh.

Hvilke arter som lever hvor, er i stor grad definert av høyde over havet og vegetasjonsforhold, og vil variere mye innenfor disse sonene. Tallrike arter har leveområde i alle de tre første sonene, mens snaufjellet i større grad har «spesialister» (f.eks. villrein, boltit, heilo).

Områdene helt nede i dalen (sone 1) har historisk sett vært mest fragmentert av menneskelig aktivitet og inngrep (Rv 7, fylkesvei, gårdsveier, jernbane, inngjerdet innmark, tettsteder, industriområder m.m.), men gjennomførte utbygginger som inngår i områdeplanen på Gulsvikfjellet har de siste tiårene i stor grad også påvirket den nest høyeste sonen (sone 3) innenfor utredningsområdet. De to øvrige sonene (dvs. 2 og 4) er i dag mindre påvirket av fysiske inngrep, men særlig snaufjellet (4) er sterkt preget av ferdsel (jf. registrert aktivitet på strava, se Figur 4 og Figur 5 i kapittel 3). Sone 2 er gjennomgående bratt, bevokst med til dels velutviklet skog, og har primært kun blitt utsatt for varige fysiske inngrep i form av skogsbilveier, flatehogster og atkomstveier til hyttefelter. I dagens situasjon vil det være varierende virkning på viltets funksjonsområder avhengig av hvor det foregår aktiv hogst, samt noe påvirkning på vilttrekk avhengig av trafikk på veier, og sonen mellom 200 og 600 moh. har derfor opprettholdt det meste av opprinnelig landskapsøkologisk funksjonalitet. Det foreligger imidlertid planer for fremtidig utvidelse av alpinanlegg og sykkeløyper, og vi er ikke kjent med om dette også kan bety nye løyper ned i sonen under 600 moh.

## **5.2 Virkninger av inngrep og menneskelig aktivitet på vilt**

Det har i mange tiår blitt forsket på hvordan utbygging av turistsentra, hytter, alpinanlegg, og andre inngrep i utmark, kombinert med tilhørende menneskelig ferdsel, påvirker ville arter. Resultater og konklusjoner spriker fra art til art og fra studieområde til studieområde, grunnet bl.a. forskernes ulike metodiske tilnærminger, forskjeller i lokale natur/menneske-forhold, varierende omfang av inngrep og forstyrrelser, m.m. Samtidig er det mulig å trekke ut generelle konklusjoner for de aller fleste arter og artsgrupper. Det understrekes at visse arter og artsgrupper har vært gjenstand for betydelig mer forskning enn andre, og arealkrevende pattedyr, visse arter rovfugl, store rovdyr og jaktbart vilt (både fugl og pattedyr) er overrepresentert som studiearter. Kunnskapsgrunnlaget er følgelig mindre kjent og mer usikkert for andre artsgrupper. Nedenfor følger et sammendrag av utvalgte forskningsresultater for arter som anses som relevante for utredningsområdet tilknyttet utviklingen av Høgevarde som fjelldestinasjon (dvs. områdeplanen for Gulsvikfjellet) og ca. 10 km influensområde rundt dette.

### **Hjortedyr, inkl. elg, hjort og rådyr**

Neumann m.fl. (2011) fant i et eksperiment i Nord-Sverige at elger som ble utsatt for hhv. fotturisme og snøskuteraktivitet beveget seg signifikant mer enn ikke-forstyrrede dyr, med påfølgende økning i aktivitetsområde. Mange individer trakk ut av studieområdet etter å ha blitt forstyrret. Økt aktivitet ble registrert i én og to timer etter påvirkning for hhv. fotturisme og snøskuter. Forskerne konkluderte med at endringen i atferd vil ha beskjeden effekt på sunne voksne individer i områder med moderat forstyrrelsesfrekvens (i studiet tilsvarende ca. 6 mennesker/km<sup>2</sup> og 1 km vei/km<sup>2</sup>). For kalv vurderer de at forstyrrelsene kan medføre redusert næringsopptak og bidra til underernæring. De samme forskerne (Neumann m.fl. 2010) studerte også påvirkning fra skiaktivitet utenfor løyper i Nord-Sverige, og resultatene viste at elgens respons var distinkt: Voksne dyr beveget seg 33 ganger raskere enn normalt i den første timen etter forstyrrelsen, med en estimert nesten dobling av energiforbruk per kg kroppsvekt. Etter tre timer var bevegelsesnivået fortsatt høyere enn forventet. Det ble ikke funnet tydelige tegn til at dyrene tilpasset seg forstyrrelsen i form av redusert aktivitet.

Beeck Calkoen m.fl. (2021) studerte beite- og arealbruk av rådyr og hjort i Bayern i forhold til tetthet/frekvens av hhv. gaupe og bosetninger/menneskelig ferdsel, og fant at bosetninger og ferdsel hadde tydelig negativ påvirkning på beitetrykk, mens forekomst av gaupe ikke hadde det. Coppes m.fl. (2017) fant at hjorts valg av leveområde i seg selv ikke ble påvirket av stier og løyper med menneskelig ferdsel, men at dyrenes areal-/habitatbruk innenfor leveområdet var sterkt påvirket av dette ved at avsidesliggende og lite menneskepåvirkede sentrale deler ble brukt mye mer enn periferien. Det ble også funnet at områder rundt stier og løyper ble mer brukt om natten. Scholten m.fl. (2018) undersøkte spesifikt sykkelstier i utmark i Kaupanger i Norge, og konkluderte med at hjort unngikk disse i en sone på ca. 40 m. Effekten av sykling i utmark hadde mer negativ effekt på bukker enn på hinder. Pelletier (2006) studerte påvirkning av ferdsel i et verneområde i Canada, og fant at de tre studerte hjortedyrartene opptrådte i lavere antall langs ferdselsårer i utmark i helger (med mye menneskelig ferdsel) sammenliknet med i ukedager (med mindre ferdsel).

### **Gaupe**

Et studium fra Norge (Bouyer m.fl. 2015), basert på 49 gaupeterritorier, viste at gaupa var territoriehevdende i et stort antall habitattyper; fra tilnærmet upåvirket villmark til nesten urbane områder. For gaupe er det funnet mange eksempler på unnvikelse av menneskepåvirkete områder,

særlig i yngletiden, og ved undersøkelse av radiomerkede gauper (Bunnefeld m.fl. 2006) ble det funnet spesielt sterk unnavikelse av områder med gaupejakt, selv om mattilgangen der var god. Rådyr er gaupas viktigste bytteart de fleste steder i Skandinavia. I et studium, basert på sporing med snøskuter (Basille m.fl. 2009), ble det vist at gaupe generelt jaktet mye rådyr i befolkningsnære strøk. Dette ble forklart som en trade-off mellom risiko for å bli drept av mennesker og fordelen ved mye tilgang på byttedyr. White m.fl. (2015) fant at gaupa foretrekker avsidesliggende, lite forstyrrede lokaliteter i ulendt terreng som hiplass, men at jaktområdene kan ligge tett inntil bebygde områder og veier. Dersom det finnes egnet, bratt og ulendt terreng i et område kan gaupa ha hiplass så nær som 500-600 m fra bebyggelse (Boutros m.fl. 2007). Sunde m.fl. (1998) viste at gaupa aktivt kan bruke områder så nær som 200 m fra bebyggelse og veier, selv i områder der den blir jaktet.

Selv om gaupa kan være mer tolerant enn andre store rovdyr overfor tekniske installasjoner og ikke-aggressiv menneskelig aktivitet, så vil også gaupa endre atferd avhengig av forstyrrelsesnivået. I likhet med andre arter er det vist at gaupa f.eks. øker bruken av områder rundt bosettinger, turiststier og veier om natten, sammenliknet med om dagen (Belotti m.fl. 2012). Lundberg (2012) fant ingen statistisk endring i sporfrekvens av gaupe før og etter utbyggingen av Uljabuoda vindkraftverk i Sverige, som er en type inngrep som ikke innebærer mye menneskelig aktivitet. Rundt hytteområder må det forventes at gaupa ikke vil yngle innenfor mange hundre meter rundt hytter og veier, og det må også forventes generell unnavikelse rundt hytter og veier, særlig om dagen. Unnavikelsesgraden avhenger av kjønn og lokale forhold, og reduseres i økende avstand fra hyttefeltene. I perioder av året med lite menneskelig aktivitet i hyttefeltene vil unnavikelsen gå ned.

## Hare

På hare har det blitt gjort forsøk i forhold til nivå av stresshormoner i områder hvor dyrene utsettes for hyppige forstyrrelser. Rehnus m.fl. (2014) viste f.eks. at nivået av stresshormoner i harer øker i områder med vintersportaktiviteter, og at dyrene brukte mindre tid til hvile og sosial interaksjon i områder med stor grad av generell menneskelig aktivitet. Disse kjemiske og atferdsmessige endringene kan medføre problemer, særlig i de mest kritiske periodene om vinteren. Wyttenbach m.fl. (2021) konkluderte med at sommeren er årstiden med størst konfliktpotensiale for vilt i forhold til ferdsel knyttet til friluftsliv, siden mange arter har et større leveområde som sommeren. Sjansen for sammenfallende arealbruk med mennesker blir da følgelig større. Om vinteren reduseres ofte aktivitetsområdet, grunnet dyp snø og mer målrettet aktivitet for å spare energi. Samtidig vil individer som faktisk forstyrres om vinteren kunne påvirkes betydelig mer negativt enn om sommeren, grunnet økt energiforbruk i en periode preget av negativ energibalanse. Forskerne presiserer også at det mange steder er mer aktivitet av mennesker om vinteren grunnet lettere tilgjengelig og fremkommelighet for mennesker på snø og is, og at påvirkede individer av ville arter følgelig kan påvirkes ekstra negativt da. Dette er spesielt relevant ift. skikjøring utenfor løyper, kiting, aktiviteter på isdekte vann osv.

## Kongeørn

Hipkiss m.fl. (2013) og Sandgren m.fl. (2014) viste at kongeørn i Sverige foretrakk å jakte i furuskog på lavdekt fjell, samt kantsoner mellom skog og hogstflater, mens andre habitattyper (inkludert tett skog) ble lite brukt. Forskerne fant at gjennomsnittlige leveområder for kongeørn i Sverige til å være på 200 km<sup>2</sup> i hekkeperioden, men at variasjonen var stor. Reirene plasseres oftest på en klippe eller i et stort tre i bratt terreng. I nordlige områder er sørvendte lier foretrukket grunnet høyere

temperatur. I mange tilfeller vil reiret ligge relativt midt på høydegradienten mellom de laveste og høyeste delene av reviret. Dette kan ha sammenheng med å ha god utsikt og unngå menneskeskapte forstyrrelser. I tillegg vil det være energibesparende at ikke alle byttedyr må transporteres oppover i terrenget til reiret.

Forstyrrelseskilder kan ha ulik effekt avhengig av hvor disse er sentrert i forhold til ørnereir og territorier. Ørnene bytter gjerne mellom flere reir innenfor et territorium, men de foretrekker oftest ett eller to av disse over tid (Tjernberg 1983). Forklaringene kan være anti-parasittstrategi, eller tilpasning til forstyrrelser. Hekketiden for kongeørn strekker seg fra slutten av februar til juli, men eggleggingen finner typisk sted fra slutten av mars til begynnelsen av april. Hekkesuksess henger oftest sammen med tilgangen på byttedyr (Watson 1997), men også andre faktorer som klimatiske forhold og forstyrrelser spiller inn. I fjellområder i Skandinavia er det ofte mye ski- og annen vinteraktivitet i mars og april, dvs. når kongeørn er mest sensitive overfor forstyrrelser. Fremming (1980) viste f.eks. at hekkefiasko var høyere for kongeørn når påskeferien i Norge sammenfalt med hekketiden, grunnet flere skigåere i og rundt hekkeområdene. Steenhof og Kochert (1982) fant også at kongeørn som ble utsatt for menneskerelaterte forstyrrelser tidlig i hekketiden hadde signifikant lavere hekkesuksess enn dersom dette skjedde senere i hekkesesongen. Tilgangen på byttedyr er spesielt viktig fra midten av mars til tidlig i mai, når hunnene legger egg og ruger. Rovfugler er sannsynligvis mer tilbøyelige til å forlate redet tidlig i hekketiden når foreldrene har investert relativt lite i selve hekkeprosessen. Tendensen til å forlate reiret som følge av forstyrrelser ser ut til å avta med erfaring og tilvenning til forstyrrelsene, og individuell respons avtar også utover i hekketiden (Knight og Temple 1986).

Martin m.fl. (2011) samlet data fra 93 kongeørneteritorier over 20 år i Denali (Alaska), og fant til å begynne med at hindring av menneskers tilgang hadde liten effekt på okkupasjonen av ørneteritorier. Men når det ble korrigert for usikkerhet i materialet (miljøstokastisitet, problemer med deteksjon av harer, modellusikkerhet), viste det seg at fravær av fotturister økte reproduksjonsraten betydelig.

Jokimäki m.fl. (2006) studerte økologiske effekter på kongeørn av turistaktiviteter som skigåing, turgåing og snøskuterkjøring fra 12 turiststeder i Finland, og analyserte territorieokkupasjon og hekkesuksess i forhold til avstand fra turiststedene. Resultatene viste at begge variablene var avhengige av år, og at de varierte fra sted til sted. Men avstand i seg selv var ikke en forklarende faktor. Videre, turistområdets størrelse og graden av menneskelig aktivitet (skigåing, snøskuterkjøring) hadde heller ingen signifikant effekt. Forskerne spekulerer i om tilgangen på byttedyr (særlig hare), basert på klimatisk variasjon, var den virkelige forklaringen på endret hekkesuksess fra år til år. Forskjellen i hekkesuksess fra sted til sted var sannsynligvis knyttet til forskjeller i landskapsstrukturer, og dette er igjen knyttet til jaktsuksess. De samme forskerne (Kaisanlahti-Jokimäki m.fl. 2008) fant senere (basert på 2150 territorie-data fra 1990 til 2004) at sentrum i gjennomsnittlige kongeørneteritorier lå 9,9 km fra sentrum i nærmeste turistområde, mens gjennomsnittlig avstand fra reir med hekkesuksess lå 10,3 km fra sentrum i nærmeste turistområde (alle territoriene lå innenfor 40 km radius fra de respektive turiststedene). Videre ble det konkludert med at det var lavere grad av territorieokkupasjon i nærheten av store (>5000 senger) turistdestinasjoner, sammenliknet med middels store (2500-5000) og små (<2000) destinasjoner, og at territorieokkupasjonen gikk ned i takt med økning i turisme. Forstyrrelser fra skigåere og snøskutere på lokalt nivå ved de store turistdestinasjonene påvirket territorieokkupasjon negativt,

men ikke hekkesuksessen. Dette betyr muligens at ørnene fikk færre hekkelokaliteter å velge mellom (grunnet økt unnavikelse), men at hekkingen ble mer effektiv der ørnene faktisk hekket (dvs. typisk i mer avsidesliggende og mindre menneskepåvirkede områder; refugier). Når turisttrafikken økte mellom 1990 og 2004 gikk territorieokkupasjonen for kongeørn ned. Dette kunne potensielt også hatt sammenheng med f.eks. nedgang i tetthet av byttedyr, men det ble ikke funnet nedgang i bestander av hare, storfugl, orrfugl, og rype i studieområdet.

I Finland er det ifb. hogst satt krav om en 200 m buffersone fra kjente kongeørnreir på statlig og ikke-vernet grunn. Dersom hekkeklassen er beviselig i bruk økes denne avstanden til 800–1000 m i hekketiden fra 15. februar til 31. juli (Ponnikas 2014). I Colorado i USA har det blitt laget retningslinjer for inngrep og forstyrrelser rundt aktive kongeørnreir. Disse krever at det ikke skjer utbygging på arealer innenfor en radius på 400 m, og at det ikke drives menneskelig aktivitet i en radius på 800 m fra midten av desember til midten av juli (Colorado Division of Wildlife 2008). Resultater gitt av Ponnikas (2014) indikerer at kongeørn kan være særlig sensitiv innenfor en 4 km<sup>2</sup> stor sone rundt reiret, og at en buffersone med en radius på 1100-1200 m er nødvendig i de fleste tilfeller. I Hagen m.fl. (2019) er buffersone for kongeørn satt til kun 500 m.

### Li- og fjellrype

Alle de større hønsefuglene, inkludert fjell- og lirype, kan bli utsatt for økt dødelighet som følge av påkjørsler, sammenstøt med skiheiskabler o.l. etter utbygginger i fjellet (Bech m. fl. 2012). I hvilken grad utbygging vil påvirke artene, er knyttet til ødeleggelse av habitater og indirekte habitattap som følge av forstyrrelser. Dessuten kommer stressreaksjoner. I tillegg må det vurderes i hvilken grad utbygging medfører en økning av konkurrerende arter og/eller predatorer. Watson og Moss (2004) har f.eks. beskrevet hvordan tidligere produktive områder for rype ble forlatt som følge av en økning av kråkebestanden etter utbygging av et alpinanlegg i Skottland. Støen m.fl. (2010) undersøkte mulige effekter av hyttebygging på lirype i et 500 km<sup>2</sup> studieområde ved Sjusjøen i Norge. Påvirkning ble studert i 3 km lange transekter fra hyttefeltet. Konklusjonene var at tettheten av stegger om våren, samt kullstørrelse og antall voksne fugl i august, ikke var signifikant forskjellig langs transektgradienten. Tettheten av kyllinger var derimot signifikant høyere fra 1,5 km fra hyttene og utover, sannsynligvis grunnet høyere predasjonsrisiko nærmere hyttefeltene. I dette studiet ble kråkefugl vurdert som den viktigste predatoren på rypeegg og kyllinger. I et forsøk gjennomført i fem lirypeområder i Midt-Norge fant Røttereng og Simonsen (2010) at de vanligste eggpredatorene var ravn, mår og kråke. Predasjonsraten i eksperimentene totalt økte i samsvar med økende tettheter av veier og stier. Det var en negativ sammenheng mellom predasjon fra mår og tettheter av vei og sti, mens det var en positiv sammenheng mellom predasjon fra ravn og kråke. Mår var følgelig negativt påvirket av menneskelig aktivitet, mens kråkefuglene var positivt påvirket, sannsynligvis grunnet økt ressurstillgang i form av søppel, matrester og annet avfall, samt påkjørte dyr, fugl som dør i sammenstøt med hyttevinduer m.m.

### Orrfugl

En rekke studier på skogsfugl er utført i Mellom-Europa, og Storch (2013) refererer til hvordan orrhaner i f.eks. Alpene opptrer i mindre grupper og er mindre knyttet til store, permanente spillplasser i områder nært ski- og turistanlegg sammenliknet med i områder lenger vekk. Det er følgelig usikkert om forstyrrelser kun medfører endringer i atferd, eller om områder nært skianlegg også har fått redusert bæreevne for bestandene. Stoch (2013) omtaler riktignok også et studium av



Miquet (1988), som ikke påviste endringer i bruk av orrfuglens leveområder, eller endringer i hekkesuksess, i områder hhv. tett inntil og langt fra skianlegg.

Tost m.fl. (2020) fant at GPS-merket orrfugl i Tyskland i gjennomsnitt unngikk en sone på flere hundre meter rundt turstier, og at unnvikelsesavstanden hadde direkte sammenheng med ferdselsfrekvensen på stiene. Noen av fuglene gjenopptok delvis arealbruken rundt stiene om natta, men forskerne konkluderer med at ferdsel totalt sett har stor negativ påvirkning på den studerte bestanden.

Arlettaz m.fl. (2007) utførte systematisk, daglig forstyrrelse av orrfugl i dokk (hvilende under snø), og fant at konsentrasjonen av stresshormoner i fuglene økte betraktelig når de ble støkket. I forhold til frikjøring, langrenn utenfor løypenett og snøskuterkjøring rundt hytteområder, alpinanlegg og generelt i utmark, er dette relevant. Gjentatt forstyrrelse medførte direkte stress, men gjorde også at fuglene ble mer utsatt for predasjon og unødvendig forbrenning av opplagsnæring, siden de samme forskerne (Arlettaz m. fl. 2015) siden fant at individene kompenserer for økt forbrenning ved å bruke mer tid på beiting i eksponerte områder, hvilket igjen gjør dem mer sårbare for predasjon. Et annet stadium fra Alpe (Braunisch m.fl. 2011) fant at overvintrende orrfugl unngikk områder rundt skiheiser og skiløyper. I det aktuelle området ble det estimert at arten hadde mistet 10% av leveområdene grunnet utbygging av skirelatert infrastruktur, samtidig som det var en mer enn 10% sjans for at fuglene ville bli forstyrret av mennesker i 67% av det resterende leveområdet. Patthey m.fl. (2008) fant at tettheten av skiheiser og løyper, kombinert med forhold knyttet til terreng og vegetasjon, i større grad enn jakt avgjorde tettheten av orrfugl. Skianlegg hadde særlig negativ effekt på spillende hanner (nedgang på 36%).

Baines og Richardson (2007) undersøkte unnvikelsesatferd for orrfugl i England, i hhv. områder uten menneskelig ferdsel, områder med ferdsels-episoder ca. annenhver uke, og områder med ferdsels-episoder ca. to ganger per uke. Resultatene viste at fugler som ble forstyrret mest hadde fluktavstand som var signifikant (32%) lenger, særlig om våren og vinteren, sammenliknet med fugl som kun ble forstyrret ca. annenhver uke. I forhold til reproduksjons-parametere (kullstørrelse, hekkesuksess) og overlevelse ble det ikke funnet forskjeller mellom de tre forstyrrelses-kategoriene. Negativ påvirkning gjorde seg gjeldende primært gjennom økt vaktksomhet og noe økt energibruk forbundet med flukt. Så lenge fuglene har refugie-områder å trekke seg tilbake til, hadde negativ påvirkning tilsynelatende begrenset effekt for bestanden som helhet.

## **Storfugl**

Moss m. fl. (2014) fant at tettheten av storfuglmøkk var signifikant lavere i en sone 70–235 m fra turstier sammenliknet med i områdene rundt. Studiet ble gjort i en del av Skottland hvor det er relativt høy frekvens av turgåere, ofte med hunder. Fluktavstand kan si mye om forstyrrelser på fuglevilt, og resultater fra Thiel m. fl. (2007) viser at storfugl lettet på lenger hold i områder påvirket av vintersportaktiviteter og jakt, sammenliknet med i andre områder. I områder med vintersportsaktiviteter har det blitt vist at storfugl ikke nødvendigvis forlater leveområdene sine selv om disse blir negativt påvirket (Thiel m. fl. 2008), men det var en klar tendens til at fuglene tilbrakte mer tid i de minst forstyrrede områdene (refugier) i skisesongen. Nivået av stresshormoner var også lavere hos fugl som hadde mulighet til å trekke seg tilbake til uforstyrrede områder sammenliknet med individer som levde i de mest menneskepåvirkede leveområdene. Ifølge Moss m. fl. (2014) vil

storfugl fortsette å bruke områder rundt alpinanlegg, men da forutsatt at det er tilgang til store uforstyrrede refugier i nærheten.

### **Vilt, andre arter og generelt**

Coppes og Braunisch (2013) skriver at mange ville arter kan tilpasse seg forutsigbar menneskelig aktivitet som foregår i etablerte traséer i og rundt f.eks. skianlegg. Motsatsen til dette er uforutsigbar aktivitet, som vil oppfattes forstyrrende, og artene har mindre mulighet til å tilvenne seg. Frikjøring utenfor løyper og «vifte-ferdsel» utenfor stier er eksempler på det siste. Men selv i områder hvor aktiviteter i stor grad begrenses til faste løyper vil det være potensiale for forstyrrelser.

Wolf m.fl. (2013) fant at økende grad av ferdsel på turstier totalt sett negativt påvirket antall og artsmangfold for fugl, men at aggressive generalister (f.eks. mange kråkefugler) ble observert mer hyppig. På strekninger hvor stier var omkranset av høy vegetasjon var den negative effekten på mer sensitiv fugl generelt lavere.

Taylor og Knight (2003) studerte unnavikelse av mulhjort, bison og gaffelantilope rundt tur- og sykkelstier i utmark i Utah i USA, og konkluderte med at alle tre arter kombinert hadde 70% sjans for å flykte innenfor 100 m fra stier og løyper når folk gikk/syklet forbi. Mulhjort hadde 96% sjans for å flykte innenfor 100 m av personer utenfor stier/løyper, og den var fortsatt så høy som 70% på 400 m avstand. Totalt sett ble det estimert en 200 m bred unnavikelsessone for disse store planteeterne rundt stier og løyper.

Pearce-Higgins m.fl. (2007) konkluderte med at forstyrrelser knyttet til turaktivitet på stier kan påvirke arealbruk for vader-artene heilo og myrsnipe negativt, men at effekten ble signifikant tydelig først når antallet passeringer av personer på og like rundt stien var «svært høy», dvs. minst 30 passeringer per dag. I områder hvor mennesker utelukkende gikk i selve sti-traséen ble negativ påvirkning redusert, og sonen med beviselig negativ påvirkning på arealbruk og hekking ble da estimert til snaut 50 m rundt stien.

Det er viktig å nevne at løshunder i de fleste sammenhenger vil ha mer negativ påvirkning på ville dyr og fugler enn mennesker i terrenget. Også hund i bånd vil kunne medføre en betydelig sterkere stressrespons. Dette har rot i dyrenes urgamle latente frykt for ulv og beslektede predatorer. Der ville arter jaktes aktivt av mennesker vil frykt for mennesker riktignok også holdes på et høyt nivå, spesielt i jaktseongen. De fleste hundeeiere i Norge følger regler om båndtvang, men personlig observasjon mange steder tilsier at hundeeiere har lettere for å slippe hunden i utmark når de antar at de ikke blir observert, sammenliknet med i mer bebygde områder. Antallet løshunder i perioder med båndtvang innenfor et gitt areal vil de fleste steder også øke proporsjonalt med antallet hundeeiere som bruker området.

### **5.3 Samlet belastning på vilt relatert til utbygging og menneskelig aktivitet på Gulsvikfjellet**

En del menneskerelatert aktivitet (jakt, bærplukking, turgåing, seterdrift, utmarksbeite, tømmerhogst m.m.) har alltid foregått innenfor og rundt området for utviklingen av Høgevarde som fjelldestinasjon (områdeplanen for Gulsvikfjellet). Et begrenset antall skogsbilveier har også eksistert i mange tiår, i

tillegg til noen fritidsboliger. De siste to tiårene har omfanget av utbygginger og ferdsel blitt økt drastisk, og mye av planlagte/godkjente utbygginger innenfor områdeplanen for Gulsvikfjellet er fortsatt ikke realisert, slik det er gjort rede for i kapittel 3. På landskapsnivå kommer dette i tillegg til allerede gjennomførte omfattende hytteutbygginger på Sigdal-siden av Norefjell (se Figur 10 i kapittel 4). Som forklart i kapittel 3 har vi antatt at dagens status med utbygging av hytter på 680 tomter, i fremtiden kan bli økt til et antall enheter på 3300 (kombinert hytter, leiligheter etc.). Her inngår bl.a. utvikling av feltene kalt HV16 og HV19 med omfattende utbygging. Hvis en slik økt utbygging blir realisert har vi antatt en tilsvarende økning i ferdsel på stier og løyper i nærområdet, men avtakende økning lenger unna. Vi antar at stien mot Høgevarde turisthytte uansett vil være populær, og det vil bli stor økning i ferdselen der. Her er det ikke lagt til grunn økningen i dagsbesøk (ca. 20 000 vinter og 20 000 sommer), som vi regner med at primært gir økt bruk av alpint- og sykkelanlegg. Antakelsene om økt utbygging og økt ferdsel er usikre og baseres kun på målsetninger som har vært formidlet gjennom prosjektgruppen for videre utvikling av fjelldestinasjonen (dvs. Høgevarde AS). Nedenfor følger beskrivelse av forventede effekter av samlet belastning for ulike arter og artsgrupper av vilt ved realisering av alle planlagte utbygginger knyttet til planområdet for Høgevarde

Basert på kunnskapsgrunnlaget er det naturlig å forvente at de fleste individer innenfor arter av større pattedyr og mer sensitive fuglearter vil unngå hyttefelter, mye brukte turstier, sykkelløyper, alpinanlegg og andre friluftslivsanlegg. Unnvikelse kan forekomme i en sone på flere hundre meter ut fra areal med menneskelig forstyrrelse, men vil variere med årstid og tid på døgnet, og spesielt avhengig av hvor mange mennesker som oppholder seg inne i hytteområdene og omegn. Helger og ferier og andre populære utfartstider vil medføre særlig økt unnvikelse. Ville arter kan i større grad bruke områdene rundt hyttene om natta også når det er mennesker der.

Hvis man utelukkende forholder seg til databaser og kartlegginger ifb. konsekvensutredninger, er det ingen klart definerte viktige funksjonsområder for vilt som fysisk bygges ned i området, men summen av alle inngrepene er med på å forringe habitatet for de aller fleste arter som har naturlige leveområder her. Naturreservatene vil iht. vernebestemmelsene ikke fysisk berøres. Det må likevel forventes mer ferdsel og annen påvirkning inne i naturreservatene, men omfanget er vanskelig å anslå. Økningen her blir sannsynligvis liten til moderat, med unntak av i områder som er relativt lettgånge, har severdigheter (fjelltopper, fosser, elvejuv osv.), eller som ligger i kort avstand fra hytter og veier.

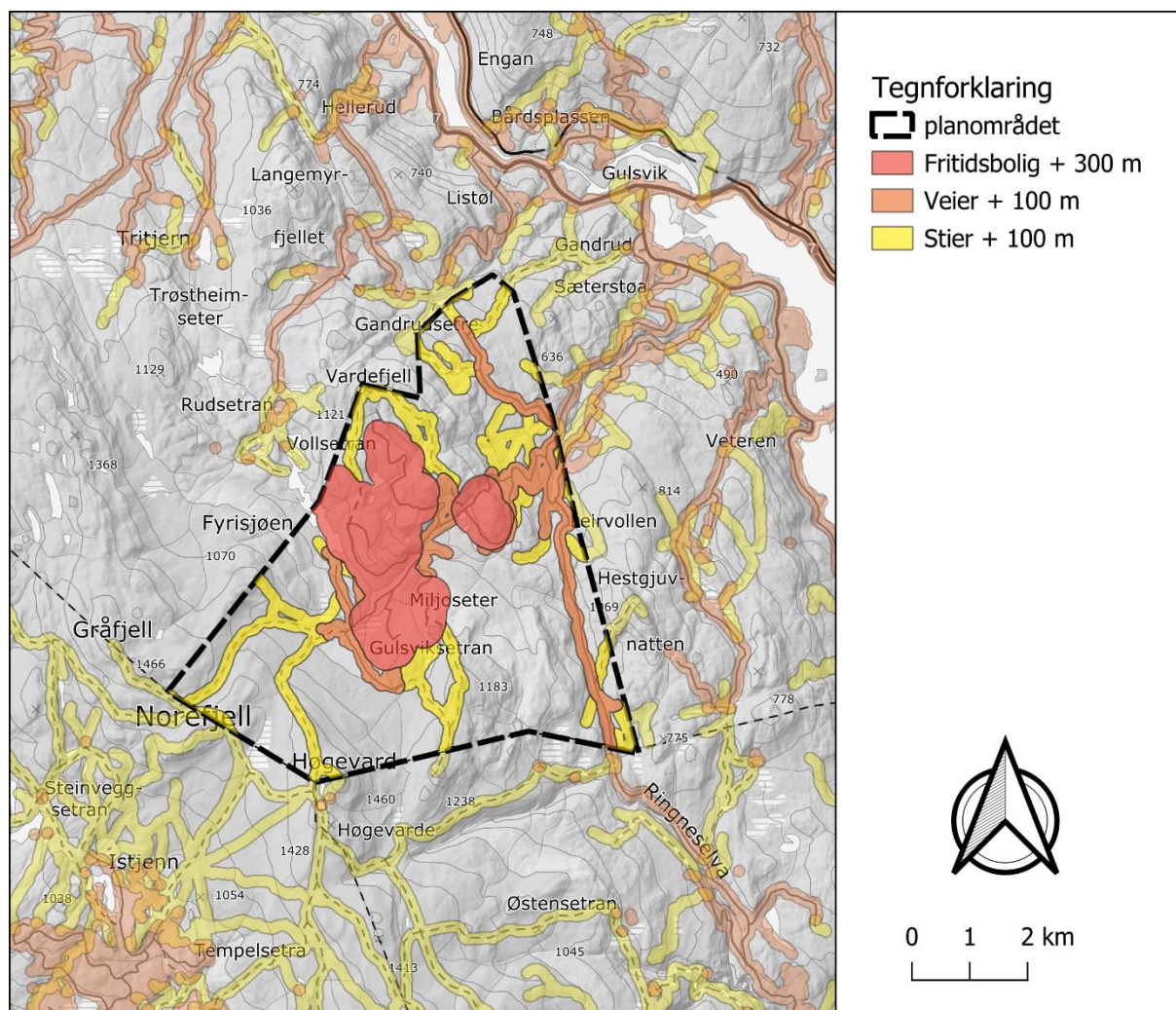
Visse opportunister, som kråke, ravn og muligens rødrev, vil bli mer tallrike rundt utbygde arealer, og dette kan igjen medføre økt negativ påvirkning på bl.a. hønsefugl, gjennom økt egg- og ungepredasjon, som beskrevet ovenfor. Nilsestuen (pers. medd.) vurderte at det jaktet lite eller ingenting på kråkefugl og rev i det meste av utredningsområdet, og at tetthetene av disse artene fremstår som høye i og rundt Høgevarde-utbyggingene.

Flere studier konkluderer med at arter som påvirkes negativt av utbygging unngår de påvirkede områdene, men likevel forblir innenfor sine opprinnelige leveområder. Dette forutsatt at det finnes lommer med uforstyrrede habitater (refugier) i leveområdene. De brattere skogspartiene (sone 2) i utredningsområdet vil sannsynligvis i stor grad kunne fungere som refugium for skoglevende arter også i fremtiden, men i mindre grad enn før. Særlig utbygging av HV16 med tilhørende omfattende nett av løyper og nedfarter vil gjøre et stort innhugg i barskogbeltet i området, primært i nedre del av

sone 3, men også direkte eller indirekte i øvre del av sone 2. Kombinert med allerede utførte og planlagte utbygginger i sone 3, i overgangen mellom skog og snaufjell, vil dette skape en relativt sammenhengende inngrepssone som går over flere hundre høydemeter. Ferdsel i utmark rundt hyttefeltene kan forventes å følge mange av de samme traséene som allerede eksisterer, særlig opp på fjelltoppene, men, som vist for registrert ferdsel på Strava (Figur 4 og Figur 5 i kapittel 3), er det en god del ferdsel også utenfor stier og løyper i store deler av utredningsområdet. Dette gjelder særlig på snaufjellet, men med økt utbygging i skogbeltet må dette til en viss grad forventes også der. Det må også tas et forbehold om at registrert Strava-aktivitet oftest vil være for treningsaktiviteter som sykkel, løp og langrenn, siden dette er en «treningsapp». Strava som datakilde gir følgelig et underestimat for ferdsel utenom stier og løyper, og kun et minimumsbilde (siden majoriteten av personer i Norge ikke bruker denne applikasjonen).

Det er registrert bl.a. faste hekkeplasser for kongeørn i relativt upåvirkede områder både nord og sør for Høgevarde-utbyggingene. Hekkeplassene berøres ikke fysisk av utbyggingene, og det vil ikke utføres inngrep innenfor 1000 m avstand, som kan anses som en minimumsavstand for tydelig negativ påvirkning. Flere av lokalitetene ligger ikke veldig langt utenfor denne 1000 m-sonen, og føre-var-tilnærming tilsier at det kan forventes noe negativ påvirkning på hekkeplasser av selve utbyggingene, særlig når sykkelløyper m.m. er inkludert. I hvilken grad de per i dag relativt lite menneskepåvirkede arealene rundt de kjente hekkeplassene vil påvirkes av annen ferdsel, er vanskelig å forutsi, men det er sikkert at det vil bli mer ferdsel i takt med økende antall hytter. Kongeørn og flere andre rovfugler starter hekkesesongen allerede fra februar, med egglegging ofte så tidlig som i mars. Dette sammenfaller ofte både med vinterferie og påskeferie. Det er svært sannsynlig at det de fleste år kan være betydelig med skiaktivitet i denne perioden, inkludert i frikjøringsområder utenfor de etablerte løypene. For ryper og skoglevende hønsefugl sammenfaller viktigste perioder i hekketiden med sen vår og tidlig sommer, dvs. en periode som ofte har lavere frekvens av ferdsel i utmark. Dette gjelder særlig i skogen, men også i stor grad på fjellet. Negativ påvirkning fra ferdsel kan følgelig forventes å bli noe redusert for disse artsgruppene i en kritisk periode på året.

Med en unnvikelsessone på flere hundre meter rundt hyttefelter for de fleste arter, og anslagsvis minst 50-100 m rundt trafikkerte stier, løyper og veier i store deler av året (særlig på dagtid), vil påvirket areal totalt utgjøre en betydelig andel av landskapsgradienten fra Krøderen til fjelltoppene på Norefjell. De mest umiddelbare konsekvensene av dette er direkte og indirekte tap av leveområder, men også negativ påvirkning på trekk og forflytning for de fleste arter vilt gjennom skogsområdet (Figur 15). Visualiseringen i Figur 15 er en forenkling siden det er antatt samme buffer uavhengig av type fritidsbolig eller om størrelse/bruksfrekvens av sti/vei. Den får likevel frem hvordan vilthabitater forringes på landskapsnivå, spesielt rundt de sentrale utbygningsområdene på Gulsvkfjellet og rundt Tempelseter på andre siden av fjellområdet.



Figur 15. Her er det lagt inn grunndata fra kartverket for fritidsboliger, veier og stier per 2023. Det er lagt en buffer på 300 m rundt fritidsboliger og 100 m ut fra sti/vei for å illustrere arealer der vilt påvirkes av mennesker/menneskelig aktivitet.

I forhold til samlet belastning er det relevant å trekke fram utviklingen i samme natur- og landskapstype på sør- og vestsiden av Norefjell (se Figur 10 i kapittel 4 med illustrasjon som viser tetthet av hytter rundt hele Norefjell-Reinsjøfjellområdet). Det er sannsynlig at sør og vestsiden av Norefjell, med tette hyttefelt, ski- og alpinanlegg rundt bl.a. Norefjell alpinksenter, Tempelseter og Haglebu opprinnelig har hatt tilsvarende kvalitet på vilthabitater som for Gulsvikfjellet, men at disse ble forringet i takt med utviklingen av fjelldestinasjonene i tiårene etter 2. verdenskrig. Gulsvikfjellet var relativt upåvirket av tilrettelegging for fritidsboliger og turisme frem til etter år 2000, og kan dermed ha hatt en økt verdi for arealkrevende viltarter ettersom andre områder rundt Norefjell var mer nedbygget og hadde mer turisttrafikk. Ved økt utbygging også på Flå-siden (Gulsvikfjellet) de seneste to tiårene, og med antatt ytterligere økning i årene som kommer, vil begge sider av Norefjell bli stedvis sterkt påvirket av utbygging og ferdsel, hvilket vil gi arealkrevende viltarter innskrenkede leveområder, og reduserte alternativer ift. trekkemønster og habitatbruk.

## Oppsummerende konklusjoner

**Pattedyr:** Samtlige utbygginger/delområder/inngrep bidrar i større og mindre grad til forringelse av leveområder/tap av funksjonsområde for pattedyr. Av større arter, vil elg, hjort og gaupe påvirkes mest, mens det blir liten endring for rådyr. Trekkruiter i sone 2 (200-600 moh.) og 3 (600-1000 moh.) blir negativt påvirket av nye utbygginger i skogen øverst i sone 2 og nederst i sone 3. Økt ferdsel på snaufjellet vil påvirke pattedyr relativt lite, utenom villrein. Få fysiske barrierer vil etableres, men pattedyr vil i større grad måtte trekke rundt hyttefeltene, og det må forventes endringer i trekkruiter, sannsynligvis med større konsentrasjon av dyr i sone 2 (dvs. det brattere barskogsbeltet i høydelaget ca. 200-600 moh.). Refugier vil fortsatt eksistere, men i mindre grad enn før. Det blir sannsynligvis liten endring i populasjonsstørrelser på regionalt nivå, men bestandene vil påvirkes negativt lokalt.

**Fugl:** Kongeørn vil påvirkes delvis negativt av forventet økt ferdsel (særlig på snø) innenfor et mer storskala influensområde. Arten vil være særlig sensitiv for forstyrrelser på hekkeplass på senvinter/vår. Noe redusert tilgang på visse byttearter (ryper, hare) kan forventes mens andre kan øke (rødrev). Skoglevende sensitive arter (f.eks. hønsehauk, lavskrike, tretåspett) påvirkes primært gjennom fragmentering av skog og tap av tilknyttede leve-/hekkeområder, og det samme gjelder skoglevende hønsefugl. Noe mer forstyrrelse grunnet økt generell ferdsel, men omfanget av ferdsel vil ofte være lavere i sensitiv hekkeperiode sen vår og tidlig sommer. Vadefugl og ender er sannsynligvis relativt fåtallige i utredningsområdet, men særlig økt ferdsel rundt vann og vassdrag i barmarksesongen vil ha negativ påvirkning. Det blir sannsynligvis liten endring i populasjonsstørrelser på regionalt nivå, men bestandene vil påvirkes negativt lokalt.

**Øvrige artsgrupper (amfibier, reptiler):** For reptiler og amfibier forventes primært lokale virkninger grunnet direkte arealbeslag, siden disse artsgruppene i mindre grad er sky for mennesker. Tap av ynglehabitat i fiskeløse dammer eller overvintringshabitat (frostfrie hulrom) vil være eksempler på negativ lokal påvirkning. Større veier og hyttefelter vil også gi en oppsplitting av habitater og gi redusert metapopulasjonsdynamikk på høyere landskapsnivå, men for den type spredt utbygging med fritidsboliger som er typisk for en fjelldestinasjon, antas denne type effekt å ha relativt liten betydning.

## 6. Samlet belastning på vegetasjon og naturtyper

### 6.1 Naturgrunlaget

Området ligger i overgangssonen mellom nordboreal og mellomboreal vegetasjonssone, og ligger i svakt oseanisk klimaseksjon (Bakkestuen m.fl. 2008). Berggrunnen i området består i hovedsak av kvartsitt og muskovitt-kvartsskifer, som er kalkfattige bergarter. Et belte av biotittgneis strekker seg gjennom området i øst, noe som potensielt gir opphav til en litt rikere vegetasjon i disse områdene (NGU, 2020).

Plan- og influensområdet har dominans av skog, med furu på koller og langs myrdrag, og grandominans i lier og kantsone mot Gulsvikelvi. I Norge utgjør skog ca. 44% av landarealet, og skogbruk er vurdert til å være den fremste trusselen (Jacobsson og Pedersen, 2020). Skog er en

naturtype der vegetasjonen har et sterkt preg av å være tresatt (Mer enn 10% kronedekke av trær). De viktigste faktorene som påvirker artsmangfold og sammensetning i skogsmark er tilgang på kalk fra grunnen («rikhet»), og fuktighet i jorden. I tillegg vil eldre skog ha et større artsmangfold grunnet høyere kontinuitet og større mengder stående og liggende dødved. En skiller også mellom «normalskog», som er påvirket av menneskelig aktivitet i form av hogst, og «naturskog», som er skog uten tegn til omfattende skogbruk. En viss grad av plukkhogst faller innenfor rammene til definisjonen naturskog.

Planområdet inkluderer også en del snaufjell. Fjell består gjerne av store sammenhengende arealer, og flere av naturtypene en finner i fjellet er nå rødlistet. Fjell er det av våre hovedøkosystemer som tradisjonelt har blitt minst påvirket av arealendring og andre negative menneskelige påvirkninger. I all hovedsak er det klimaendringene som utgjør en trussel for disse naturtypene. Av menneskelige påvirkningsfaktorer er det gjerne ferdsel (turisme/rekreasjon) og arealbeslag som negativt påvirker fjellnaturen (Artsdatabanken 2018).

Det er også mye myr i plan- og influensområdet. I Norge dekker myr ca. 9% av landarealet (Bryn m.fl. 2018). Menneskelig påvirkning er den største trusselen, og store arealer har gått tapt som følge av arealutbygging (Lyngstad m.fl. 2018). Kjennetegnene på en myr er et høyt grunnvannspeil som ligger svært nære overflaten, der det er lite til ingen gjennomstrømming av vann. At døde planterester blir liggende under vann er hovedårsaken til at de ikke blir nedbrutt, men i stedet omdannet til torv. En skiller ofte mellom nedbørsmyr (ombrogen) der vannet utelukkende er regnvann og jordvannsmyr (minrogen) der myren får tilsig av grunnvann. Regnvann er svært næringsfattig, rent vann, mens grunnvann inneholder mer mineraler og næringsstoffer. Vannspeil, gjennomstrømming og vannets næringsinnhold er sterkt styrende for myrens artssammensetning og struktur. De fleste myrer består av hovedsakelig torvmoser. Torvmoser har en høy kapasitet til å holde på vann, og er sensitive til grunnvannsspeilet over tid. I tillegg påvirker torvmoser vannkjemien, og danner et miljø som er mer gunstig for moser enn for andre planter. Dersom grunnvannsspeilet blir for lavt over lang tid, vil torvmosene tørke ut og utkonkurreres av andre arter, mens dersom grunnvannsspeilet blir for høyt over lengre tid vil torvmosene etter hvert drukne.

## **6.2 Metodikk**

Naturtyper er definert som et ensartet naturområde der artene og påvirkningsfaktorene har en gitt sammensetning. Eksempler på overordnede naturtyper er for eksempel skog og myr. Disse kan videre deles inn i mer spesifikke underkategorier, slik som lågurtskog, eller bærlyngskog basert på hvilke arter som opptrer her. Natur i Norge (NiN) er et vitenskapelig utarbeidet system for å beskrive naturvariasjon og naturtyper (Halvorsen m.fl. 2016), og omfatter blant annet en typeinndeling av alle naturtyper en finner i Norge.

NiN ligger til grunn for all forvaltning av Naturtyper i Norge, deriblant den Norske rødlista for naturtyper (Artsdatabanken, 2018). De fleste naturtyper er relativt sett ganske vanlige og finnes over store deler av landet, mens noen naturtyper er sjelden og/eller under sterkt press fra for eksempel mennesker. Dersom det er vurdert at en naturtype er i fare for å gå tapt, ender den på rødlista for naturtyper. Det er Miljødirektoratet som er satt til å forvalte naturtyper i Norge. Det gjøres blant annet gjennom arbeidet med å utvikle en instruks for kartlegging av truede og viktige naturtyper (Miljødirektoratet, 2023). Denne instruksen legger NiN-systemet til grunn, og i tillegg til rødlistede

naturtyper inneholder denne instruksen også naturtyper med sentral økosystemfunksjon og dårlig kartlagte naturtyper. Naturtyper kartlagt etter denne instruksen (og tidligere etter DN-håndbok 13) refereres ofte til som «verdisatte naturtyper». Vanlige naturtyper kartlegges ikke etter denne instruksen og får derfor ingen formell verdi inn i forvaltningsarbeidet. Arealtap og påvirkning av ikke-verdisatte naturtyper er likevel ikke uten konsekvens for naturmangfoldet. Det er del av en bit-for-bit-nedbygging, kan på sikt føre til blant annet at flere naturtyper blir rødlistet, eller at verdisatte naturtyper fragmenteres og taper seg i verdi som.

Videre i arbeidet med naturtyper har vi derfor gjort en todelt vurdering med tanke på naturtyper:

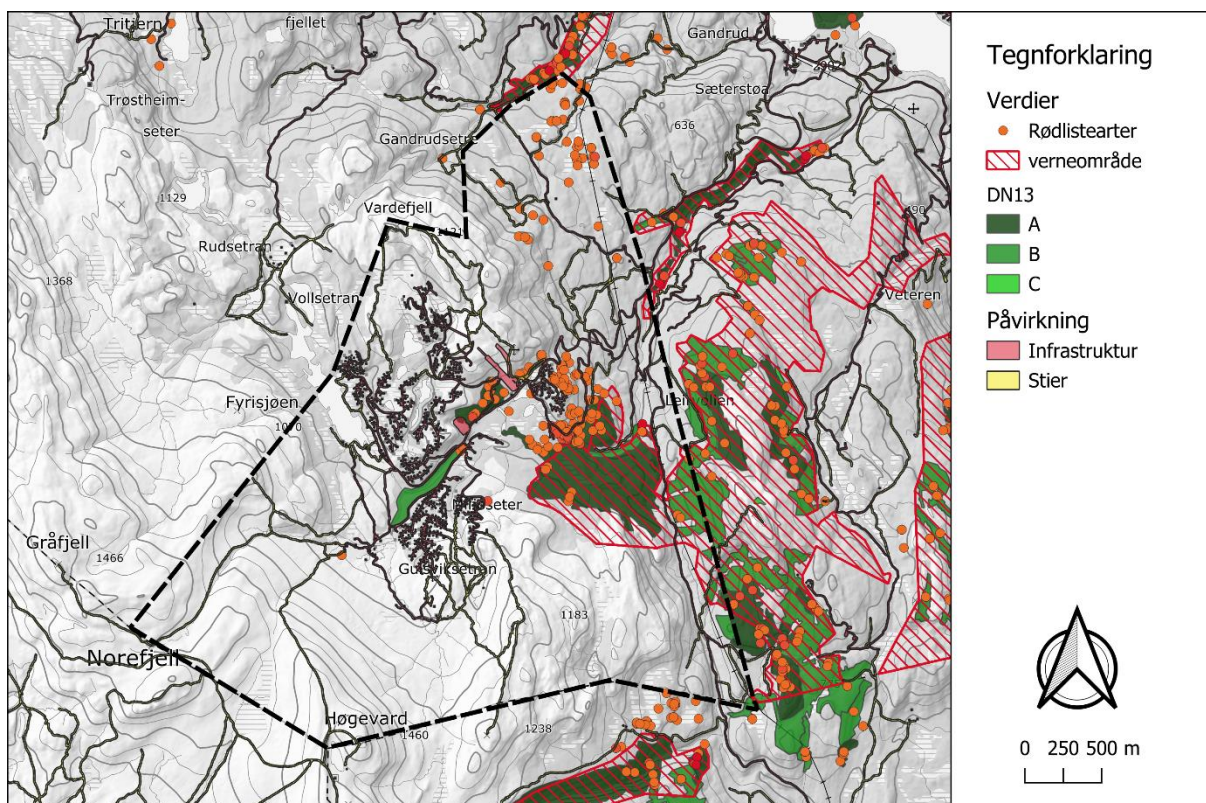
- Status, påvirkning og konsekvens for verdisatte naturtyper
- Status, påvirkning og konsekvens for ikke-verdisatte naturtyper

### **Status verdisatt vegetasjon og naturtyper i Gulsvikfjellet**

Verdisatt vegetasjon rundt Gulsvikfjellet og de sentrale hytteområdene finnes i form av DN-13 naturtypekartlegginger og artsregistreringer (Naturbase, 2023). Området er ikke systematisk kartlagt etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet, 2023). Kartlagte verdiene er stort sett knyttet til barskog, spesifikt gamle og/eller tilknyttet bekekløfter (Figur 16). Den største trusselen mot slike naturtyper er hogst og fragmentering. Historisk sett har det vært mye hogst i disse områdene. I nyere tid har en blitt mer klar over disse naturverdiene, og i forbindelse med utbyggingen av hytte og fritidsområdene rundt Høgevarde, har de fleste slike områder blitt identifisert. De aller fleste forekomster av rødlistede botaniske arter (karplanter, moser, lav og sopp) som er registrert i Gulsvikfjellet er knyttet til gammel barskog. Dette dreier seg om lav og sopp som går på gamle bartrær, eller på dødvved (gadd og læger), hvor blant annet granseterlav (NT), ulvelav (NT), svartsonekjuke (NT), rynkeskinn (NT) og rosenkjuke (NT) er de vanligste. Noen mer sjeldne arter slik som huldrestry (EN), lys brannstubbela (VU) og mørk brannstubbela (VU) finnes også i spesialiserte og mindre utbredte habitater som for eksempel bekekløfter og brannpåvirket skog.

En håndfull spredte funn av rødlistede arter tilknyttet fjell (hjelmmose, rypebunke og snøull) i lia opp mot selve Høgevarde tilsier at slike arter kan være noe underkartlagt. Dette fordi fjell er et økosystem med store arealer, og flere ulike naturtyper. Dagens funn er stort sett gjort i nærheten av sentrale stinettverk, noe som antyder at få artskartleggere (både profesjonelle og private) har detaljkartlagt noe særlig utenom sti i snaufjellet.

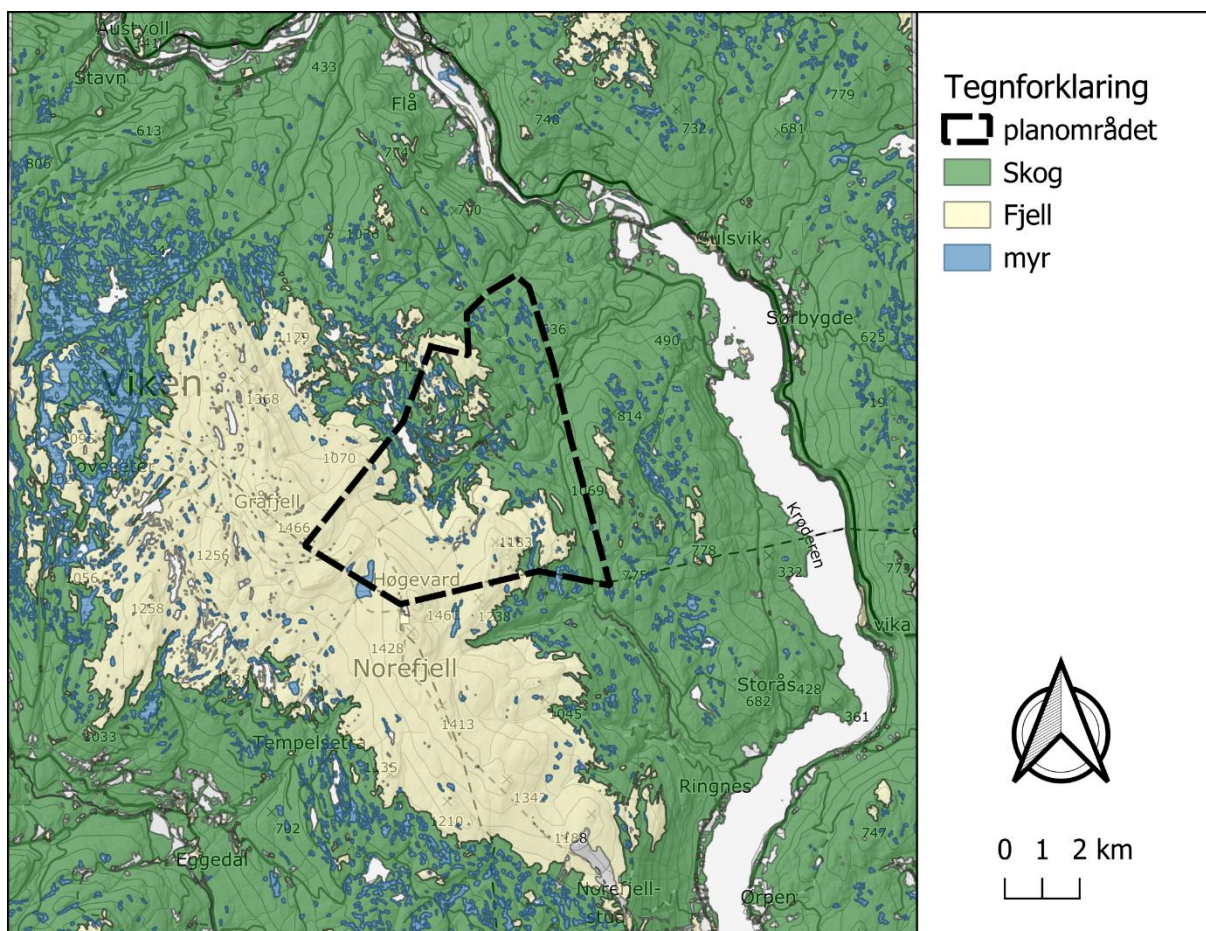




Figur 16. Registrerte naturtyper og verneområder, samt tyngre infrastruktur og stinettverk i de sentrale delene av Høgevarde.

### Status ikke-verdisatt natur

Som et utgangspunkt for å vurdere påvirkning på ikke-verdisatt natur har vi gjort en enkel GIS-analyse av arealbeslag for de ulike arealkategoriene i AR-50 (NIBIO, 2023) innenfor planområdet, samt en sammenligning med hvor utbredt disse arealkategoriene er i et større regionalt område (ca. 10 km avstand fra planområdene, Figur 17). AR-50 er et kartlag utarbeidet av NIBIO, der areal av ulike naturkategorier (grovinndeling av naturtyper) er markert på en relativt grov skala.



Figur 17. Oversikt over arealkategoriene skog, myr og snaumark/snaufjell i planområdet (svart, stiplet linje) og regionalt (Hele utsnittet, ca. 10 km rundt planområdet).

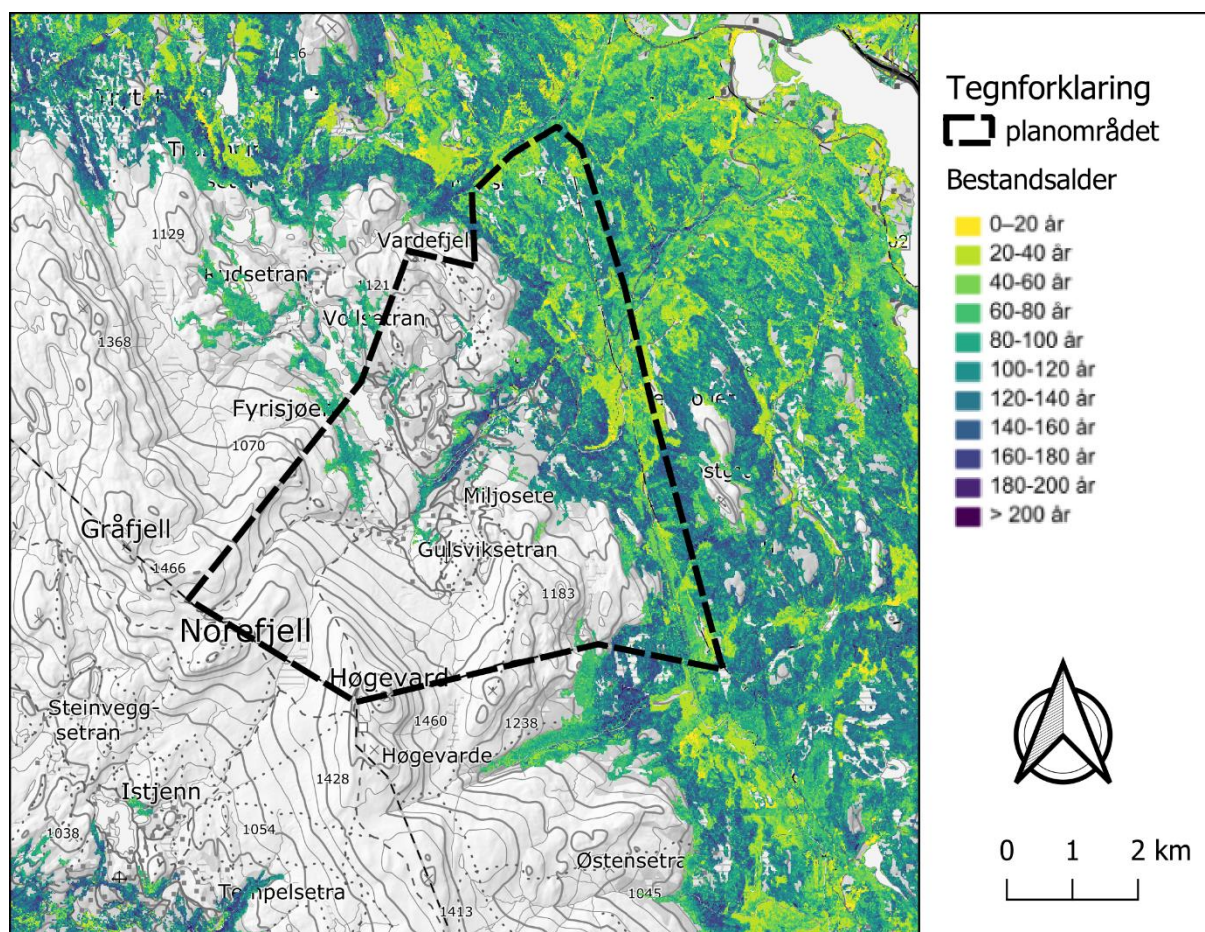
Vi har beregnet areal og arealtap for følgende arealkategorier (Definisjon fra NIBIO i parentes):

- Skog (tresatt areal som ikke er myr)
- Myr (områder som på overflaten bærer preg av å være myr)
- Snaumark (Fastmark med naturlig vegetasjonsdekke som ikke er skog. Innenfor planområdet er dette antatt til å være mer eller mindre tilsvarende fjellvegetasjon)

I henhold til dette kartlaget er det innenfor planområdet i underkant av 50% av både skog og fjell, mens det er ca. 5% myr (Figur 17, Tabell 5). Infrastruktur og vannforekomster er ikke tatt med i analysen.

Arealkategori skog inkluderer alt fra rene skogplantasjer og produksjonsskog til naturlige skogsområder med mer eller mindre høyt naturmangfold. Mye av skogen i de lavereliggende områdene rundt Gulsvikfjellet er produksjonsskog, og sterkt preget av dette. Skogen opp mot tregrensa har vært vanskeligere tilgjengelig, og er følgelig gjerne mindre hardt beskattet. Det samme gjelder for skog i vanskelig tilgjengelige områder slik som bekkeløfter og bratte lier. Slike områder har derfor gjerne eldre skog med større potensiale for verdier tilknyttet naturmangfold (Figur 18). Slik naturtyperegistreringene gjort i forbindelse med planarbeidet viser, finnes det likevel flere mindre områder med lokalt til nasjonalt verneverdig skog i området. Denne skogen er allerede sterkt

fragmentert, og intakt skog vil følgelig være viktig for fortsatt sammenheng mellom disse områdene. På regional skala (ca. 10 km avstand fra planområdet) er skog er den vanligste arealkategorien, og utgjør om lag 70% av arealet (Figur 18, Tabell 5).



Figur 18. Oversikt over modellert skogsbestandsalder fra kartlaget SR-16 beta (NIBIO). Kartet viser at mye av skogen i tregrensa opp mot Høgevarde er relativt gammel (>150 år).

Arealkategorien i NIBIO er ikke egentlig fjell, men «snaumark». I dette området og høyde over havet vil dette i prinsippet være mer eller mindre tilsvarende snaufjell. Dette er en vid arealkategori som omfavner en lang rekke økosystemer i fjell, og som følgelig har svært varierende sensitivitet mot for eksempel tråkk, erosjon osv. En tørr rabbe vil for eksempel være mer sensitiv for tråkkskader enn en vierhei, siden en rabbe ofte har grunt jordsmonn og arter som lett rives opp ved tråkk etc. Fjell er vanligere innenfor planområdet enn regionalt (ca. 30% regionalt). Generelt ligger hovedtyngden av denne kategorien i områdene over tregrensen (ca. 900-1000 moh.) rundt selve Høgevarde-toppen, og dekker følgelig et stort spekter av økosystemer fra lav-alpin til mellom-alpin sone, og med ulik soleksponering (for eksempel sørvendt eller nordvendt), og lokalklima (eks rabbe, leside og snøleie).

Myr er den minst utbredte arealkategorien og utgjør ca. 5% av planområdet, og er relativt likt utbredelsen på regional skala. Arealkategorien sier lite om hvilken type myr dette er (nedbørsmyr, jordvannsmyr, næringsrikhet etc), eller hvor dype de ulike myrene er. Fra tidligere kartlegginger i delområdene er inntrykket at det stort sett dreier seg om kalkfattige jordvannsmyrer, bakkemyrer og

mindre regnvannsmyrer. Vi har også stukket dybde på noen myrer, og mange av disse har vært minst 2 meter dype. Dybdene på de store myrene rundt Høgevarde fritidspark er stedvis stukket til opp imot 4 meter (Løkken mfl. 2021).

## **Påvirkning**

### *Arealendring verdisatt natur*

Selv om det tilsynelatende er mye gammel skog i de øverste skogsområdene, er de registrerte naturtypelokalitetene med gammel skog, både innenfor planområdet og regionalt, er stort sett relativt små og fragmenterte. Selv om skog så høyt over havet er noe fragmentert av naturlige årsaker (værutsatthet, topografi osv.), vitner dette likevel om et historisk sterkt press på skogen, der store deler av skogsområdene har vært utsatt for intenst skogbruk. På grunn av dette er disse naturtypene marginalisert, og opptrer stort sett i mindre lommer i utilgjengelig terreng. Vårt inntrykk er at en i planarbeidet med hytteutvikling i Gulsvikfjellet i stor grad har vært oppmerksom på naturverdien tilknyttet skog, og da særlig gammel barskog. Dette har resultert i at en blant annet har vernet større områder med gammel skog, samt at en i stor grad har unngått inngrep i identifiserte naturtypelokaliteter. Det har likevel vært noen mindre inngrep i naturtypelokalitetene. Deler av gammelskoglokaliteten som grenser opp mot skianlegget er gått tapt som følge av utbygging i dette området (Se Midteng, 2014, for avgrensing av denne), særlig er det er noen stier/veier/sykeltrasé) som berører gammel barskog i åssiden nær skibakken.

### *Arealendring ikke-verdisatt natur*

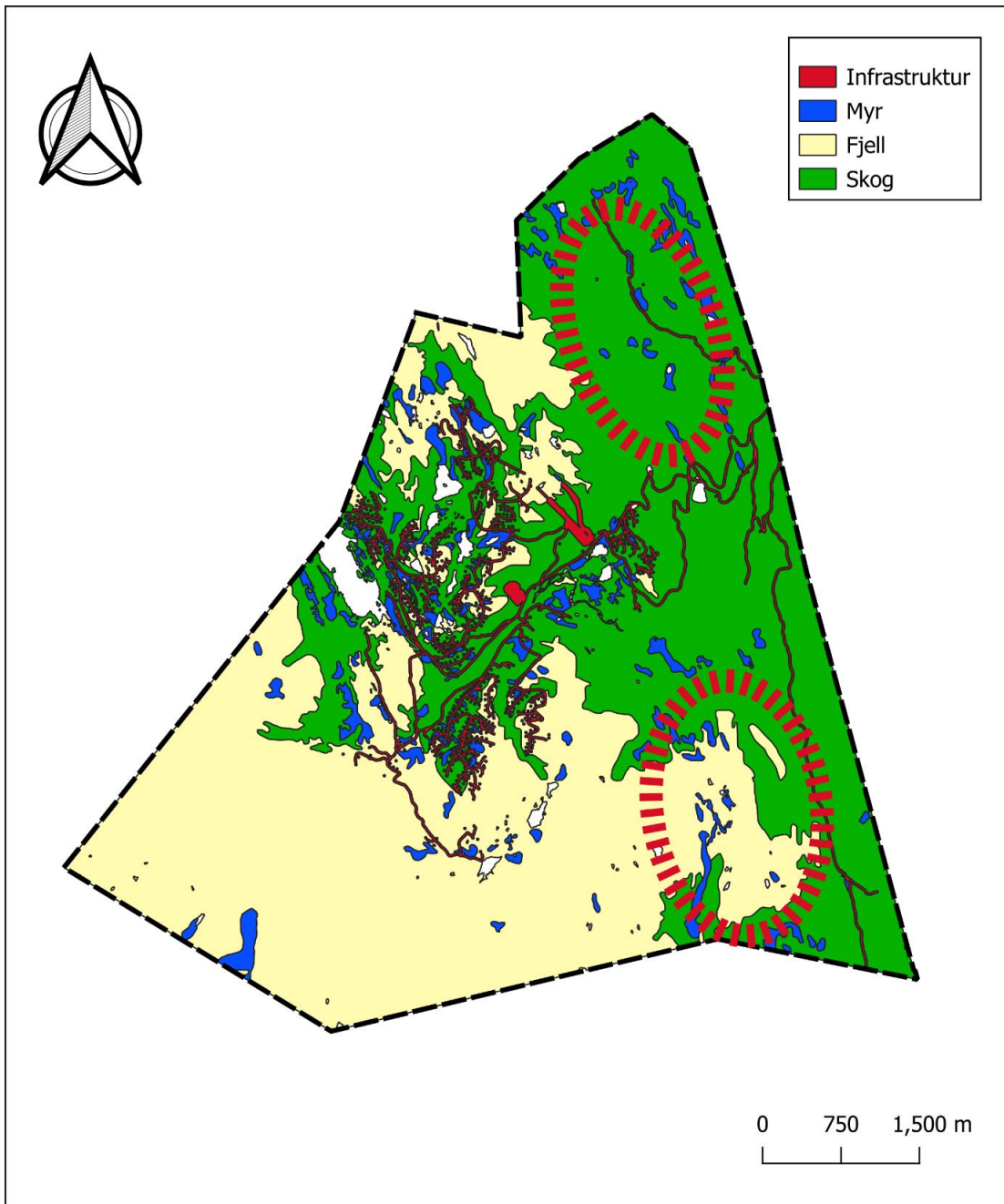
I henhold til GIS-analysen basert på arealkategori er om lag 5% av naturarealet innenfor planområdet fysisk nedbygd (Tabell 5, figur 18) per 2023. Dette er ikke veldig forskjellig fra arealbeslaget på regional skala, men ligger noe høyere. For myr er prosenten langt høyere innenfor planområdet på regional skala (6% innenfor planområdet mot 1% regionalt). Tettbebygde strøk og jordbruksareal tilhører andre arealkategorier i kartlaget, slik at analysen i stor grad favner det en kan kategorisere som utmark. Arealene vi har definert som regionalt (altså 10 km rundt planområdet) inkluderer flere store hytteområder, blant annet Tempelseter på sørsiden av Høgevarde. Følgelig er det både på regional skala, og innenfor planområdet, et relativt sett høyt arealbeslag av skogsområdene i og rundt tregrensa opp mot Høgevarde. Videre utbyggingsplaner i Gulsvikfjellet (HV16 og HV19) er ikke tatt med i beregningen, men disse utbyggingene vil medføre et videre arealtap av både skogsnatur og fjellnatur (Figur 19).

Når det kommer til myr, er det større arealbeslag innenfor planområdet enn på lokal skala. Det er likevel vanskelig å anslå påvirkingsgraden basert utelukkende på arealbeslag. Myr er ekstra sensitiv mot arealbeslag som endrer hydrologien, og påvirkning ett sted kan få følger for hele myrsystemet. Noen myrer er sterkt påvirket (kryssende vei eller nedbygging), mens i andre tilfeller er det snakk om en vei i utkanten av en myr. Siden myrer også lagrer mye karbon, vil nedbygging av myr potensielt kunne frigjøre store mengder CO<sub>2</sub>. I snitt slipper en myr som blir tørrlagt ut 55 tonn karbon per daa (Grønlund m.fl. 2010). Gitt at arealtapet av myr fra GIS-analysen er mer eller mindre korrekte, betyr dette at nedbygging og annen påvirkning på myr på Gulsvikfjellet over tid kan medføre utslipp av et sted mellom 6 000 og 7 000 tonn karbon.

Tabell 5 Oversikt over antall daa skog, fjell og myr innenfor planområdet og innenfor en radius på 10 km. Tabellen viser også hvor mye av dette som er nedbygd, og andelen av hver kategori. Tabellen viser kun realisert nedbygging frem til nå, og tar ikke høyde for fremtidig arealtap.

<b>Arealkategori</b>				
<b>Planområdet</b>	<b>Totalt (daa)</b>	<b>Nedbygd (daa)</b>	<b>Andel av totalarealet (%)</b>	<b>Andel nedbygd (%)</b>
Skog	17777	1023	48	6
Fjell	17564	325	47	2
Myr	1996	123	5	6

<b>10 km radius</b>				
Skog	392754	14161	70	4
Fjell	131737	1739	24	1
Myr	32826	487	6	1



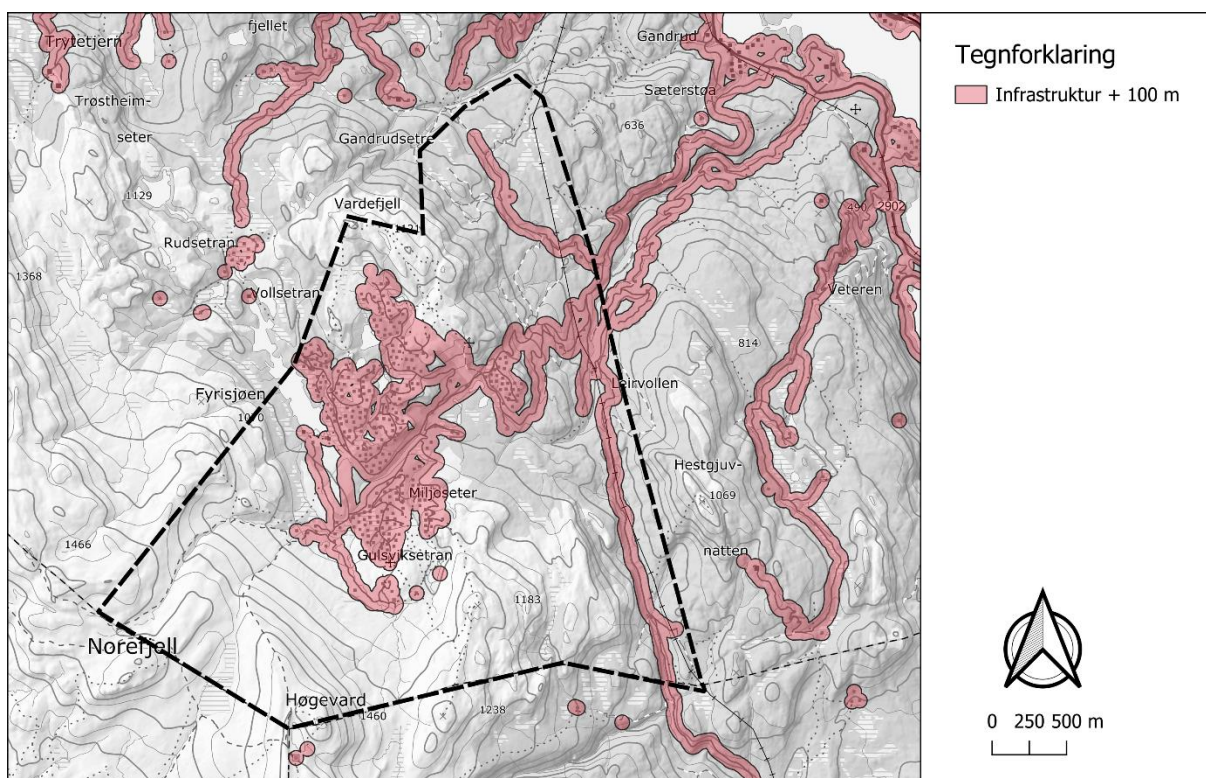
*Figur 19. Arealer identifisert som skog, fjell og myr i AR-50, samt tyngre infrastruktur (veier, hytter etc.) innenfor planområdet. De to røde ellipsene viser med grov angivelse hvor det er planlagt videre hytteutvikling (HV16 og HV19)*

Som det kommer frem av GIS-analysen basert på arealkategorier over, er det allerede relativt omfattende arealinngrep i Gulsvikfjellet. Arealinngrepene har i stor grad påvirket vanlig, altså ikke-verdisatte naturtyper og vegetasjon, mens verdisatte naturtyper er lite direkte påvirket. Analysen er en ren kvantitativ metode, og sier ingenting om graden av nedbygging, hvordan inngrepet påvirker den aktuelle naturtypen eller kvaliteten på ikke-verdisatte naturtyper. Analysen er likevel nyttig for å kunne si noe kvantitativt om omfanget av påvirkning, samt hvilke økosystemer som påvirkes. Ut ifra analysene over kan en anta at over 5% av natur-areale under tregrensa i planområdet nå er påvirket

av større eller mindre arealinngrep. I de sentrale hytteområdene er arealbeslaget langt høyere enn dette. Fremtidig/planlagt arealbeslag er ikke tatt med i denne beregningen. Noe som vil si at arealbeslaget vil bli større. Det er rom for å detaljregulere for opp imot 3300 enheter i Gulsvikfjellet innenfor vedtatt områdeplan, noe som er nesten 5x så mange enheter som de som er realisert per i dag. Siden en del infrastruktur som de store tilkomstveiene allerede er på plass, og at nyoppførte hytter gjerne har et noe mindre arealbruk vil nok ikke arealbeslaget nødvendigvis firedobles. En kan nok likevel regne med at fremtidig arealbeslag vil bli økt fra 6% til 10-15%. Det kan tilføres at J. Aakre (pers. medd.) per februar 2024 har opplyst at reguleringsplanforslaget for HV 16 er justert slik at utbyggingen blir mer sentrert og basert på flere leiligheter, kombinert med stor utbygging av aktivitetsinfrastruktur (stier, løyper, bakker etc.) i umiddelbar tilknytning til delfeltene. Vi har ikke fortatt noen gis-analyse basert på oppdatert plankart, men vil anta at dette reduserer samlet arealbeslag, også i myr.

#### *Indirekte effekter av infrastruktur*

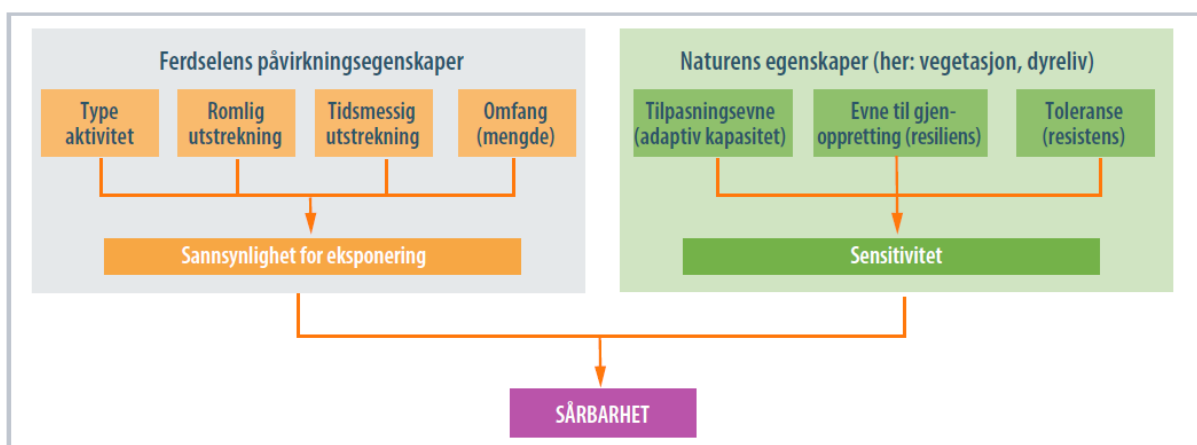
Ut over den direkte effekten av arealtap, vil arealendring også påvirke indirekte via fragmenteringseffekter og kanteffekter. Dette er spesielt aktuelt for skog. Ved hogst av skog vil gjenstående skog få endret sitt mikroklima, ved for eksempel forhøyet solinnstråling, vindeksponering og snødybde. For myr vil et arealinngrep påvirke hydrologien i myrer nedstrøms aktuelle inngrep, for eksempel i form av uttørking. Fjellvegetasjon vil i mindre grad enn skog og myr påvirkes. Samtidig er svært mange av artene som lever i fjellet av karplanter, moser og lav være svært saktevoksende, og med lav spredningsevne. Følgelig vil en økt fragmentering ha en viss effekt på disse artenes overlevelse. Alle de tre nevnte økosystemene dannes over svært lang tid, og bruker lang tid på å komme tilbake til en normaltilstand selv etter et midlertidig inngrep. Det er i dag svært få områder som ligger mer enn 100 meter fra tyngre infrastruktur i det sentrale hytteområdet (Figur 20).



Figur 20. Kart som viser planområdet og en 100 meter buffer rundt tyngre infrastruktur.

### Ferdsel

En økt ferdsel fører til en økt påvirkning på vegetasjon og naturtyper. Det vil i hovedsak dreie seg om tråkkskader og erosjon. NINA har utviklet en modell for sårbarhetsanalyse av natur (NINA, 2019). Under er en skjematisk oversikt over denne modellen (Figur 21).



Figur 21. Faktorer som påvirker naturens sårbarhet for ferdsel. Hentet fra NINA temahefte 73.



Som det utgår fra modellen vil ferdsel påvirke ulik natur forskjellig. Modellen viser også at det er stor forskjell på type ferdsel, omfang av ferdsel og utbredelse i tid og rom. For å få full nytte av modellen, må en detaljkartlegge både ferdsel og natur i et gitt område, men en kan også dra noen generelle konklusjoner. Med økt tilrettelegging for turaktivitet i naturen følger det naturlig at mengden folk i terrenget øker. For å unngå unødvendig slitasje på terrenget vil det bli et økende behov for tilrettelegging av stinettverk som er tilpasset naturen. Dette gjelder både for fotturer, jogging, ski og sykling. Med et godt tilrettelagt stinettverk vil en i stor grad kunne styre trafikk unna sårbare områder, men en vil også få en høyere belastning i umiddelbar nærhet til stiene. I populære turområder ser en ofte at stier utvider seg over tid, og noen steder kan de bli flere meter brede. I tillegg kan en forvente økt ferdsel også utenom oppmerket sti, rett og slett fordi det er flere mennesker ute. Basert på data fra Strava er dette («vifteferdsel») i Gulsvikfjellet mer utbredt over skoggrensa enn i skogen. Følgelig kan en anta at slitasje fra fotturister vil være høyere i fjellet, sammenliknet med i skogen og på myrene. Videre antyder Strava at hovedtyngden av ferdselen er sentrert rundt alpinanlegget og hytteområdet, samt på etablerte stier opp mot selve Høgevarde.

Utover slitasjeskader som følge av bevegelse vil en økt folkemengde i naturen også føre til andre typer påvirkning. Dette kan dreie seg om etablering av leirplasser, med mye punktslitasje, bålbrenning, plukking av ved og oppheng av hengekøyer. En vil også trolig se noe økning i forsøpling.

## **Konsekvens**

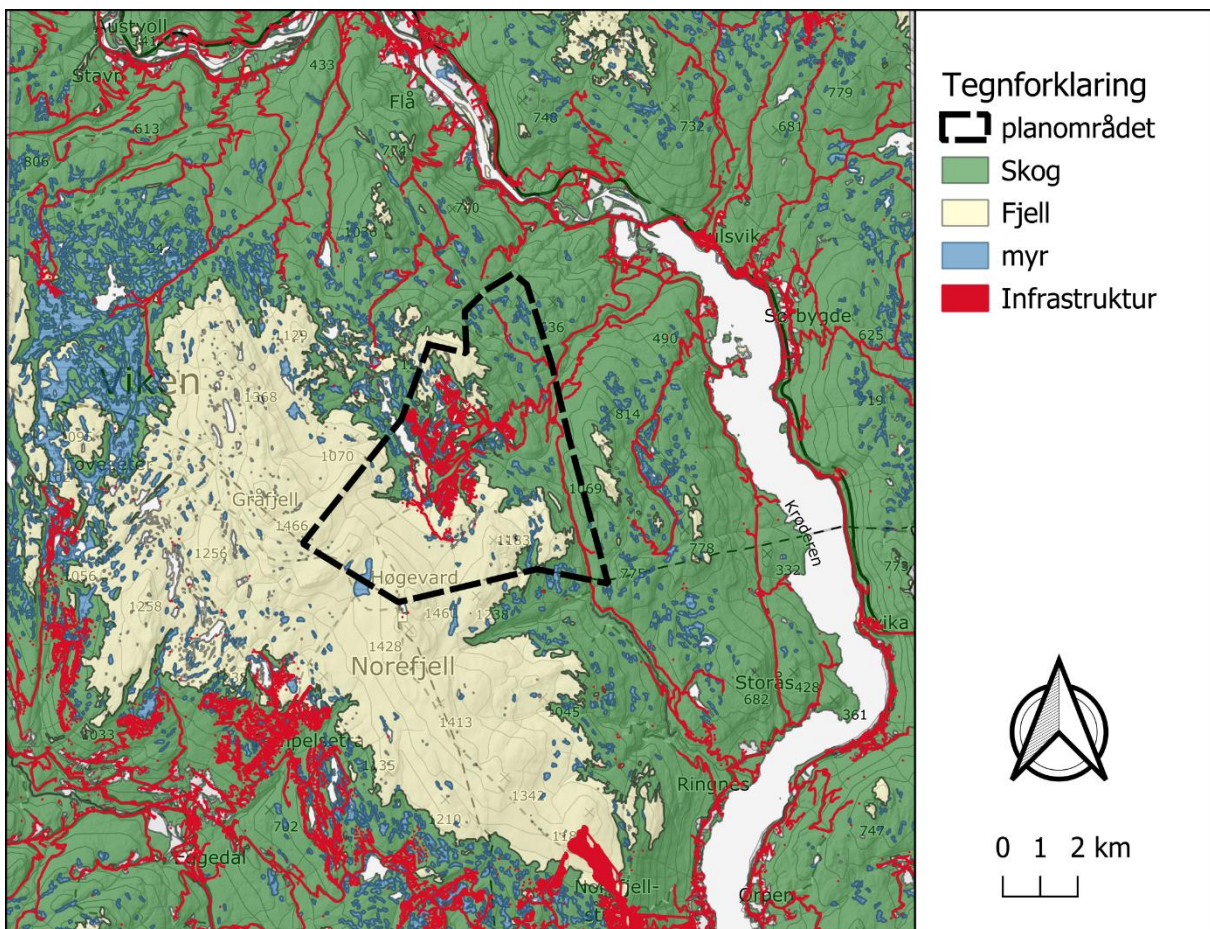
### ***Verdisatt natur***

I utviklingsprosessen har en i stor grad unngått direkte inngrep i naturtypene (Figur 16). Selv om en ikke har mye direkte arealinngrep i naturtypen, har utviklingen av infrastruktur andre negative virkninger på disse naturtypene. I skog vil de mest alvorlige påvirkningene, i tillegg til direkte arealbeslag, være fragmentering og kanteffekter. Mange av de rødlistede artene som finnes i skog har spesifikke krav til habitat, samt svært dårlig spredningsmekanismer og er derfor avhengig av større sammenhengende arealer for å overleve. Dette kan for eksempel være granseterlav som kun vokser på stammen av svært gamle grantrær, svartsonekjuke som kun vokser på nedbrutt liggende død ved, eller huldrestry som sprer seg med små fragmenter mellom tettstående, gamle trær. Et brudd i skogshabitat på kun noen få meter (f.eks. en vei) kan ha negativ landskapsøkologisk effekt på slike arter. Følgelig vil tap av en lokalitet potensielt kunne medføre negativ påvirkning på andre viktige lokaliteter i nærheten. I tillegg vil det ved hogst være slik at en ikke bare tape det hogde arealet, men at gjenstående skog vil påvirkes flere titalls meter fra kanten. I et slik perspektiv er de fleste naturtypene som ligger i nærheten av hytteområdene nå i stor grad påvirket. Med økende tetthet av mennesker øker også sannsynligheten for at flere vil utforske disse områdene til turbruk, og en vil få en noe økende slitasje på bunnvegetasjon. I lignende verneområder, for eksempel i Femundsmarka, har en hatt uhell der fotturister har skadet svært gamle og verneverdige trær med oppheng av hengekøyer eller brukt verdifull dødved til bål. Sannsynligheten for slike hendelser vil også øke med økende ferdsel.

## Ikke-verdisatt natur

### Skog

Konsekvens i ikke-verdisatt skog vil i stor grad være det samme som i verdisatt skog. Generelt vil skader på trær og sanking av ved ha mindre konsekvenser i yngre, og produksjonspreget skog. Slik skog er generelt lettere å bevege seg i, og en kan forvente en noe høyere slitasje på bunnvegetasjon enn i områder med gammel skog. Et punkt som skiller verdisatt skog fra ikke-verdisatt er arealbeslaget: Det har vært et relativt omfattende arealbeslag av natur, særlig skog, i og rundt tregrensa i hele regionen, stort sett som følge av hyttebygging (Figur 22). Med en nesten firedobling av antallet enheter i planområdet (HV16 og HV19), de fleste av dem innenfor arealkategori skog, vil dette arealbeslaget øke betraktelig.



Figur 22. Figuren viser arealkategoriene fjell, skog og myr, samt omfang av tyngre infrastruktur regionalt rundt Høgevarde.

### Fjell

Hytteområdene ligger i randsonen til større fjellområder (Høgevarde/Norefjell). Selv om arealbeslaget av fjell i seg selv er relativt lite, vil området bli benyttet som en inngangsport til fjellet. Det vil dreie seg om både hytteeiere, og tilreisende som bruker området som utgangspunkt for eksempel dagsturer til Høgevarde og andre topper/severdigheter. Data fra Strava viser at det er større grad av ferdsel utenom

oppmerket sti i fjellet. Med en økt ferdsel, vil også slitasjen på vegetasjonen øke. Fjellvegetasjon er generelt saktevoksende, og er følgelig ekstra utsatt for slitasjeskader. Det gjelder særlig fuktige vegetasjonstyper, men også for eksempel mer avblåste rabber med tynt vegetasjonsdekke.

### Myr

Det er i all hovedsak nedbygging og kryssende veier som påvirker myrområdene i Gulsvikfjellet. Det er særlig de grunnere bakkemyrene i området HV17 som er påvirket av sterk nedbygging eller kryssende veier. Det har i de senere årene blitt satt mye fokus på myr, og viktige egenskaper ved myra (Blant annet som karbonlager). I det videre planarbeidet i Gulsvikfjellet er det derfor lagt stor vekt på å unngå å bygge i myr, og vi antar følgelig at ytterligere nedbygging av myr vil begrenses.

## 6. Kilder

Aker, P. og Johansen, M.D. 2015. Når vegen berører myra – God forvaltning av myr i vegplanlegging, bygging og drift. Statens vegvesen rapport 423. Statens vegvesen.

Allen AM, Mansson J, Jarnemo A, Bunnefeld N (2014) The impacts of landscape structure on the winter movements and habitat selection of female red deer. *Eur J Wildl Res* 60:411–421. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0797-0>

Anttonen M, Kumpula J, Colpaert A (2011) Range Selection by Semi-Domesticated Reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Relation to Infrastructure and Human Activity in the Boreal Forest Environment, Northern Finland *Arctic* 64:1-14 [Artsdatabanken \(www.artsdatabanken.no\)](http://www.artsdatabanken.no)

Arlettaz, R. m. fl. 2007. Spreading Free-Riding Snow Sports Represent a Novel Serious Threat for Wildlife. *Proceedings: Biological Sciences* 274: 1219-1224.

Arlettaz, R. m. fl. 2015. Disturbance of wildlife by outdoor winter recreation: allostatic stress response and altered activity-energy budgets. *Ecological Applications* 25: 1197-1212.

Artsobservasjoner ([www.artsobservasjoner.no](http://www.artsobservasjoner.no))

Baines, D. og Richardson, M. 2007. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on Black Grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. *Ibis* 149 (Suppl. 1), 56–64.

Bakkestuen, V., Erikstad, L. og Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional biogeoclimatic variation in Norway. *J. Biogeogr.* 35: 1906-1922.

Bartlett, J., Rusch, G.M., Kyrkjeeide, M.O., Sandvik, H. og Nordén, J. 2020. Carbon storage in Norwegian ecosystems. NINA Report 1774.

Basille M, Herfindal I, Santin-Janin H, Linnell JDC, Odden J, m.fl. (2009) What shapes Eurasian lynx distribution in human dominated landscapes: selecting prey or avoiding people? *Ecography* 32: 683–691.

Baskin L. M. og Hjalten J. 2001. Fright and flight behavior of reindeer. *Alces* 37:435-445.

- Beauchesne, D., Jaeger, J.A.G., St-Laurent, M-H. 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* 172: 190-199.
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J. F., Resseguier, J. og Novoa, C., 2012. Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 95–98.
- van Beeck Calkoen, S.T.S. m.fl. 2021. Humans rather than Eurasian lynx (*Lynx lynx*) shape ungulate browsing patterns in a temperate forest. *Ecosphere*, DOI: 10.1002/ecs2.3931.
- Belotti, E., Heurich, M. Kreisinger, J. m.fl. 2012. Influence of tourism and traffic on the Eurasian lynx hunting activity and daily movements. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 235-246.
- Bergerud A.T., Jakimchuk R.D. og Carruthers D.R. 1984. The buffalo of the north: Caribou (*Rangifer tarandus*) and human developments. *Arctic* 37:7-22.
- Berntsen, F. 1996. Reinens reaksjon på lavtflyvende luftfartøy. NINA oppdragsmelding 390. Norsk institutt for naturforskning. Trondheim. 22 s.
- Beyer HL, Gurarie E, Börger L, Panzacchi, M, Basille M, Herfindal I, Van Moorter B, Lele SR, Matthiopoulos J. 2016. «You shall not pass!»: quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology* 85: 43-53
- Bjerke, A., Fossum, N.E. og Skorem, L.C. 2017. Kunnskapsgrunnlag - fritidsboliger og reindrift i kommunene: Holtålen, Selbu, Tydal, Røros På oppdrag for Holtålen, Selbu, Tydal, Røros kommuner. Plankontoret, Rennebu. 29 s.
- Blindheim, T. (red) m.fl. 2017. Naturfaglige registreringer i forbindelse med ordningen "frivillig vern" 2016. BioFokus-rapport 2017-10. 32 s.
- Boulanger J, Poole KG, Gunn A, Wierzchowski J (2012) Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study *Wildlife Biol* 18:164-179 doi:10.2981/11-045
- Boutros, D., Breitenmoser-Wursten, C., Zimmermann, F., Ryser, A., Molinari-Jobin, A., Capt, S., Guntert, M. og Breitenmoser, U. 2007. Characterisation of Eurasian lynx *Lynx lynx* den sites and kitten survival. *Wildlife Biology* 13: 417-429.
- Bouyer, Y., Gervasi, V., Poncin, P. m.fl. 2015. Tolerance to anthropogenic disturbance by a large carnivore: the case of Eurasian lynx in south-eastern Norway. *Animal Conservation* 18: 271-278.
- Braunisch, V., Patthey, P. og Arlettaz, R. 2011. Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications* 21: 955-967.
- Bryn, A., Strand, G-H., Angeloff, M. og Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. *Norsk geografisk tidsskrift* 72: 131–145.
- Bunnefeld, N., J. D. C. Linnell, J. Odden, M. A. J. van Duijn, og R. Andersen. 2006. Risk-taking by Eurasian lynx in a human-dominated landscape: effects of sex and reproductive status. *Journal of Zoology* 270:31–39.

Colman, J.E., M.S. Lilleeng, D. Tsegaye, M.D. Vigeland og E. Reimers. 2012. Responses of wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) when provoked by a snow-kiter or skier; a model approach. *Applied Animal Behaviour Science*.

Colman, J.E., D. Tsegaye, K. Flydal, I.M. Rivrud, E. Reimers and S. Eftestøl. 2015. High voltage power lines near reindeer calving areas; does mitigation matter. *European Journal of wildlife research*. . 61. DOI:10.1007/s10344-015-0965-x

Colorado Division of Wildlife. 2008. Recommended buffer zones and seasonal restrictions for Colorado raptors. Report.

Coppes, J. og Braunisch, V. 2013. Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology* 19:1-11.

Coppes J, Burghardt F, Hagen R, Suchant R, Braunisch V. 2017. Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (*Cervus elaphus*). *PLoS ONE* 12(5): e0175134.

de Wit, H.A., Austnes, K., Hysten, G. og Dalsgaard, L. 2015. A carbon balance of Norway: terrestrial and aquatic carbon fluxes. *Biogeochemistry* 123: 147-173.

Direktoratet for naturforvaltning (DN) 2000. Viltkartlegging. DN-håndbok 11. 112 s.

Direktoratet for naturforvaltning (DN) 2000. Kartlegging av ferskvannslokaliteter. DN-håndbok 15.

Direktoratet for naturforvaltning (DN). 2007. Kartlegging av naturtyper - verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2.utgave 2006 (oppdatert 2007). 340 s.

Dzialak MR, Harju SM, Osborn RG, Wondzell JJ, Hayden-Wing LD, Winstead JB, Webb SL (2011) Prioritizing conservation of ungulate calving resources in multiple-use landscapes. *PLoS ONE* 6, e14597. doi:[10.1371/journal.pone.0014597](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014597)

Eftestøl, S, D. Tsegaye, K. Flydal and Colman, J.E. 2016. From high voltage (300 kV) to higher voltage (420 kV); reindeer avoid construction activities, but not power lines themselves. *Polar Biology*. 39(4): 689–699.

Eftestøl, S. Flydal, K. Tsegaye, D., Colman, J.E. 2019. Mining activity disturbs area use of reindeer. *Polar Biology* 42 (10), s. 1849–1858.

Eftestøl, S. Tsegaye, D., Flydal, K., Colman, J.E. *In review*. Cumulative effects of infrastructure and human disturbance: a case study within a semi-domesticated reindeer herd. *Journal of Landscape Ecology*.

Eide, N.E., Hagen, D., Gundersen, V., Vistad, O.I., Fangel, K., Erikstad, L., Strand, O. og Blumentrath, S. 2015. Sårbarhetsvurdering i verneområder. Utvikling av metodikk for å vurdere sårbarhet for vegetasjon og dyreliv knyttet til ferdsel i verneområder i fjellet. – NINA Rapport 1191.

Elgaaen, M. Mossing, A. Romtveit, L. 2023. Norefjell-Reinsjøfjell villreinområde. Her presenteres kunnskapsgrunnlaget for delnorm 3, kvalitetsnorm for villrein, i Norefjell-Reinsjøfjell villreinområde. Utkast 15. aug. 2023 (før ekspertgruppens kvalitetssikring). Kartfortelling fra Norsk villreinsenter tilgjengelig på: <https://storymaps.arcgis.com/stories/099e66ddc5034357b5d9a5fdbe26451e>

Evans, C. m.fl. 2016. Final report on project SP1210: Lowland peatland systems in England and Wales – evaluating greenhouse gas fluxes and carbon balances. Centre for Ecology and Hydrology.

Flydal, K. Tsegaye, D. Eftestøl, S. Reimers, E. Colman, J.E. 2019. *Rangifer* within areas of human influence - understanding effects in relation to spatio-temporal scales. *Polar Biology*. DOI 10.1007/s00300-018-2410-6 .

Flydal, K. og Løkken, J.O. 2021. Naturhensyn, avbøtende og kompenserende tiltak Heimseter. Rådgivning til pågående planarbeider for Høgevarde AS, pr. august 2021. 30 s.

Fremming , O.R. 1980 : Kongeørn i Norge. Viltrapport 12: 1-63.

Grønlund, A., Bjørkelo, K., Hysten, G. og Tomter S. 2010. CO<sub>2</sub>-opptak i jord og vegetasjon i Norge – Lagring, opptak og utslipp av CO<sub>2</sub> og andre klimagasser. Bioforsk Rapport. vol. 5. Nr. 162.

Gundersen, V. Vistad, OE. Panzacchi, M. Strand, O. Moorter, BV. 2019. Large-scale segregation of tourists and wild reindeer in three Norwegian national parks: Management implications. *Tourism Management Volume 75*, December 2019, Pages 22-33

Gundersen, V. Knut Marius Myrvold , Geir Rune Rauset , Sofie Kjendlie Selvaag og Olav Strand (2021) Spatiotemporal tourism pattern in a large reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) range as an important factor in disturbance research and management, *Journal of Sustainable Tourism*, 29:1, 21-39, DOI: 10.1080/09669582.2020.1804394

Haagensen, T. 2014. Bygge hytter eller verne om naturen? – Samfunnsspeilet 2014-4: 1-8.

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 ferdselslokalteter i verneområder, for vegetasjon og dyreliv. NINA Temahefte 73. Norsk institutt for naturforskning

Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016. NiN – typeinndeling og beskrivessystem for natursystemnivået. – *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)

Harrington, F. H. og Veitch, A.M. 1991. Short-term impacts of low-level jet fighter training on caribou in Labrador. – *Arctic* 44: 318-327.

Helle m.fl. 2012. Effects of a holiday resort on the distribution of semidomesticated reindeer. *Annales Zoologici Fennici* 49:23-35.

Henriksen, S. og Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Tema>>.

Hipkiss T., Ecke F., Dettki H., Moss E., Sandgren C. og Hörnfeldt, B. 2013. Betydelsen av kungsörnars hemområden, biotopval och rörelser för vindkraftsetablering. Vindval-rapport nr. 6589. 46 s.

Hofton, T. H., Gaarder, G. og Klepsland, J. 2009. Naturverdier for lokalitet Gulsvikelvi, registrert i forbindelse med prosjekt Bekkeklofter 2008. NaRIN faktaark. BioFokus, NINA, Miljøfaglig utredning. [biolitt.biofokus.no/rapporter/omraadebeskrivelser/Bekkeklofter2008\\_Gulsvikelvi.pdf](http://biolitt.biofokus.no/rapporter/omraadebeskrivelser/Bekkeklofter2008_Gulsvikelvi.pdf)

- Huseby, K. Pedersen, A. og Gregersen, H. 2006. Fåbro Energipark i Lysakerelva. Miljørapport. SWECO Grøner, Oslo.
- Jacobson, S. og Pedersen, B. 2020. Naturindeks for Norge 2020 – Tilstand og utvikling for biologisk tilstand. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Johnson C.J. og Russell D.E. 2014. Long-term distribution responses of a migratory caribou herd to human disturbance. *Biological Conservation* 177:52–63.
- Jokimäki J, Huhta E, Kaisanlahti M-L, Ukkola M, og Helle P. 2006. The ecological impacts of tourism: The case of the Golden Eagle. *Journal of Ornithology* 147 (suppl.) S. 189.
- Joosten, H., Bartelmes, A., Couwenberg, J., Hassel, K., Moen A., Tegetmeyer, C. og Lyngstad, A. 2015. Metoder for å beregne endring i klimagassutslipp ved restaurering av myr. Naturhistorisk rapport 2015-10. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Kaisanlahti-Jokimäki, M-L., Jokimäki, J. Huhta, E. Ukkola, M. Helle, P. og Ollila, T. 2008. Territory occupancy and breeding success of the golden eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in Finland. *Ornis Fennica* 85: 2-12.
- Kirkemoen, O. 2021. Fiskebiologiske undersøkelser i Fyrisjøen, Søndre Fisketjern, Nordre Fisketjern og Gulsvikelvi – Flå kommune, Viken fylke – 2021. NRAS-rapport 2021 07-08.
- Knight, R. L., og S. A. Temple. 1986. Why does intensity of avian nest defense increase during the nesting cycle? *Auk* 103:318–327.
- Lone K, Loe LE, Gobakken T, Linnell JDC, Odden J, Remmen J, Mysterud A (2014) Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humans. *Oikos* 123:641–651. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00938.x>
- Lundberg, P. 2012. Rovdjursinventering - Uljabuoda 2007-2012. Makkaur Miljö AB. 14 s.
- Lyngstad, A., Brandrud, T.E., Moen, A. og Øien, D-I. 2018a. Våtmark. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259099>. Hentet 25.08.2020.
- Løkken, J.O. Flydal, K. og Colman, J.E. 2021. Naturmangfold og karbonregnskap i Høgevarde aktivitetspark: Virkninger og avbøtende tiltak. Oppdragsgiver: Høgevarde AS
- Løkken, J.O. og Flydal, K. *In prep.* Konsekvensutredning naturmangfold – HV19 Grøun, Høgevarde.
- Martin J, Fackler PL, Nichols JD, Runge MC, McIntyre CL, m.fl. (2011) An adaptive-management framework for optimal control of hiking near golden eagle nests in Denali National Park. *Conservation Biology* 25: 316–323.
- Midteng, R. 2014. Gulsvikfjellet, Flå kommune. Naturverdier og konsekvensutredning av hytteutbygging. Sluttrapport/ 2014-01-29. 79 s.
- Miljødirektoratet. 2016. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016-2020).
- Miljødirektoratet. 2020. Kartleggingsinstruks – Kartlegging av Naturtyper etter NiN2 i 2020. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1287/m1287.pdf>

Miljødirektoratet 2020. Veileder M-1941. Konsekvensutredninger for klima og miljø. Tilgjengelig på: [Konsekvensutredninger for klima og miljø - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no)

Miljøstatus ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no))

Mimir AS. 2017. Norefjell fra ok til wow. Strategidokument på oppdrag for Sigdal og Krødsherad kommuner. 76 s.

Miquet, A. 1988. Effects of winter disturbance on the black grouse *Tetrao tetrix*). *Gibier Faune Sauvage* 5: 321-330.

Moen, A., Lyngstad, A. og Øien, D.-I. 2011. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). Botanisk rapport 2011-3. NTNU Vitenskapsmuseet.

Moss, R. m. fl. 2014. Impacts of Human Disturbance on Capercaillie *Tetrao urogallus* Distribution and Demography in Scottish Woodland. *Wildlife Biology*, 20:1-18.

Murphy, S.M. og Curatolo, J.A. 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads and traffic in Northern Alaska. – *Can. J. Zool.* 65: 2483-2490.

Murphy, S.M. 1988. Caribou behavior and movements in the Kuparuk oil field: Implications for energetic and impact analyses. Proceedings of the Third North American Caribou Workshop. Alaska Department of Fish and Game, Juneau, Alaska. *Wildlife Technical Bulletin* 8:196-210.

Naturbase ([www.naturbase.no](http://www.naturbase.no))

Nellemann C., Jordhøy P., Støen O.-G. og Strand O. 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* 53:9-17.

Nellemann C., Vistnes I., Jordhøy P., Støen O.-G., Kaltenborn B.P., Hanssen F. og Helgesen R. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18:873-881.

Neumann, W., Göran Ericsson og Holger Dettki. 2010. Does off-trail backcountry skiing disturb moose? *Eur J Wildl Res* (2010) 56:513–518.

Neumann, W., Göran Ericsson, and Holger Dettki. 2011. THE IMPACT OF HUMAN RECREATIONAL ACTIVITIES: MOOSE AS A CASE STUDY. *ALCES VOL.* 47: 17-25.

NIBIO. 2020. Arealressursstatistikk (Arealressurskartet, AR5) <https://kilden.nibio.no/>

Nieminen M. 2012. Response distances of wild forest reindeer (*Rangifer tarandus fennicus* Lönnb.) and semi-domestic reindeer (*R. t. tarandus* L.) to direct provocation by a human on foot/snowshoes. *Rangifer* 33: 1-15.

NRK. 2020. Klimabomben ingen tenkte på. <https://www.nrk.no/norge/xl/klimabombene-ingen-tenkte-pa-1.15217036>

NVE. 2019. NVE Atlas. <https://atlas.nve.no>

Panzacchi M., van Moorter B., Jordhøy P. og Strand O. 2013a. Learning from the past to predict the future: using archeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology* 28:847-859.



- Panzacchi M, Van Moorter B, Strand O. 2013b. A road in the middle of one of the last wild reindeer migration routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. *Rangifer* 33, Special Issue No. 21, 2013: 15–26.
- Patthey, P. m. fl. 2008. Impact of Outdoor Winter Sports on the Abundance of a Key Indicator Species of Alpine Ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1704-1711.
- Pelletier, F. 2006. EFFECTS OF TOURIST ACTIVITIES ON UNGULATE BEHAVIOUR IN A MOUNTAIN PROTECTED AREA. *J. Mt. Ecol.*, 8: 15 – 19.
- Plante S, Dussault C, Richard JH, Cote SD (2018) Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. *Biol Conserv* 224:129–143. <https://doi.org/10.1016/j.bioco.2018.05.022>
- Polfus J.L., Hebblewhite M. og Heinemeyer K. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144:2637-2646.
- Pollard R.H., Ballard W.B., Noel L.E. og Cronin M.A. 1996. Summer distribution of Caribou, *Rangifer tarandus granti*, in the area of the Prudhoe Bay oil field, Alaska, 1990-1994. *Canadian Field-Naturalist* 110:659-674.
- Ponnikas, S. 2014. Establishing conservation management for avian threatened species. Ph.D Thesis. University of Oulu, Finland.
- Pulg, U., Vollset, K.W. og Lennox, R.J. 2019. Linking habitat to density-dependent population regulation: How spawning gravel availability affects abundance of juvenile salmonids (*Salmo trutta* and *Salmo salar*) in small streams. *Hydrobiologia* 841, 13–29 (2019).
- Punsvik, T. og Frøsvik J.C. 2016. Villreinen - Fjellviddas nomade. Friluftsførlaget
- Rehnus, M., Wehrle, M. og Palme, R. 2014. Mountain hares *Lepus timidus* and tourism: stress events and reactions. *Journal of Applied Ecology* 51: 6–12.
- Reimers E. og Svela S. 2002. Vigilance behavior in wild and semi-domestic reindeer in Norway. *Alces* 37:303-313.
- Reimers E., Miller F.L., Eftestøl S., Colman J.E. og Dahle B. 2006. Flight by feral reindeer in response to a directly approaching human on foot or on skis. *Wildlife Biology* 12:403-413.
- Reimers E., Loe, L.E., Eftestøl, S., Colman, J.E. og Dahle, B. 2009. Effects of hunting on response behaviours of wild reindeer. *Journal of wildlife management* 73(6): 844-851.
- Reimers E., Røed K.H. og Colman J.E. 2012. Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. *Journal of Evolutionary Biology* 25: 1543-1554.
- Reimers, E. Tsegaye, D. Colman, J.E. og Eftestøl, S. 2014. Activity patterns in reindeer with domestic vs. wild ancestry. [Applied Animal Behaviour Science](https://doi.org/10.1016/j.applanim.2013.10.010). ISSN 0168-1591. 150, s 74- 84 . doi: [10.1016/j.applanim.2013.10.010](https://doi.org/10.1016/j.applanim.2013.10.010)
- Robertsen, K. Haugen, M. Hveem Hansen, T. 2021. Asplan viak på vegne av Høgevarde AS. Søknad om utslippstillatelse. 55 s.

- Rolandsen, C.M., Tveraa, T., Gundersen, V., Røed, K.H., Tømmervik, H., Våge, J., Skarin, A., Strand, O. & Hansen, B.B. 2023. Klassifisering av 14 ikke-nasjonale villreinområder etter kvalitetsnorm for villrein. Første klassifisering – 2023. NINA Rapport 2372. Norsk institutt for naturforskning.
- Rova, J. og Paulson, K. 2015. Restaurering av en värdefull naturtyp: Myren – Erfarenheter från projektet Life to ad(d)mire. Länsstyrelserna.
- Røttereng, L.C. og Simonsen, M. 2010. Predasjon på kunstige reir i forhold til menneskelig aktivitet og rypetetthet langs landskapsgradienter i et borealt økosystem. M.Sc.-oppgave, NMBU.
- Sandgren, C., T. Hipkiss, H. Dettki, F. Ecke og B. Hörnfeldt. 2014. Habitat use and ranging behaviour of juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* within natal home ranges in boreal Sweden. *Bird Study* 61:9–16.
- Scholten, J., Stein R. Moe og Stein Joar Hegland. 2018. Red deer (*Cervus elaphus*) avoid mountain biking trails. *European Journal of Wildlife Research* (2018) 64: 8.
- Skarin A., Danell Ö., Bergstrom R. og Moen J. 2008. Summer habitat preferences of GPS-collared reindeer *Rangifer tarandus tarandus*. *Wildlife Biology* 14:1-15.
- Skarin A. og Åhman B. 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology* 37:1041-1054.
- Skarin, A., Nellemann C., Rønnegård L., Sandström P. og Lundqvist H. 2015. Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology*. Online: DOI 10.1007/s10980-015-0210-8.
- Skarin, A. Sandström, P. Alam, M. 2018. Out of sight of wind turbines—Reindeer response to wind farms in operation. *Ecology and Evolution*. DOI:10.1002/ece3.4476
- Skogland T og Grøvan B. 1988. The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. *Rangifer* 8:11-19.
- Skogland T. 1994. Villrein - Fra urinnvåner til miljøbarometer. Teknologisk forlag, Oslo, Norge.
- Smith, W.T. og Cameron, R.D. 1983. Responses of caribou to industrial development on Alaskas arctic slope. *Acta Zoologica Fennica* 175:43-45.
- Stankowich T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation* 141: 2159-2173.
- Statens vegvesen (SVV). 2014. Grunnforsterkninger, fyllinger og skrånninger. Håndbok V221. Vegdirektoratet, juni 2014 (Faglig innhold 2012 2. opplag med rettelser 2014). 353 s.
- Statens vegvesen (SVV). 2018. Konsekvensanalyser. Veiledning. Håndbok V712. Vegdirektoratet, februar 2018. 248 s.
- Steenhof, K. og Kochert, M.N. 1982. An evaluation of methods used to estimate raptor nesting success. *Journal of Wildlife Management* 46:885-893.
- Storch, I. 2013. Human disturbance of grouse - why and when? *Wildlife Biology* 19:390-403.

- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdsløse i Rondane. Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 170 s. + vedlegg
- Strand, O., Bevanger, K. og Falldorf, T. 2006. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. – NINA Rapport 131. 67 s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. og Van Moorter, B. 2015. Veger og villrein. Oppsummering – overvåking av Rv7 over Hardangervidda. - NINA Rapport 1121. 47 s. + vedlegg
- Strand, O., Colman, J.E., Eftestøl, S., Sandström, P., Skarin, A. og Thomassen, J. 2017. *Vindkraft og reinsdyr – en kunnskapssyntese*. - NINA Rapport 1305. 62 s.
- Støen, O-G. m.fl. 2010. The effect of recreational homes on willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in a mountain area of Norway. *Eur J Wildl Res* (2010) 56:789–795.
- Sunde, P., Stener, S.Ø. og Kvam, T. 1998. Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. *Wildlife Biology* 4: 177-183.
- Taylor, A.R. og Knight, R.I. 2003. WILDLIFE RESPONSES TO RECREATION AND ASSOCIATED VISITOR PERCEPTIONS. *Ecological Applications*, 13(4), 2003, pp. 951–963.
- Thiel, D., Ménoni, E., Brenot, J.-F. og Jenni, L. 2007. Effects of recreation and hunting on flushing distance of Capercaillie. *Journal of Wildlife Management* 71: 1784–1792.
- Thiel, D. m. fl. 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45: 845–853.
- Tjernberg, M. 1983. Breeding ecology of the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos* (L.) in Sweden. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Tost D, Strauß E, Jung K, Siebert U. 2020. Impact of tourism on habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix*) in an isolated population in northern Germany. *PLoS ONE* 15(9): e0238660.
- Tsegaye D, Colman JE, Eftestøl S, Flydal K, Rothe G, Rapp K (2017) Reindeer spatial use before, during and after construction of a wind farm. *Appl Anim Behav Sci* 195:103–111. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2017.05.023>.
- Vann-nett: <https://www.vann-nett.no>
- Vanselow-Algan, M., Schmidt, S.R., Greven, M. Fiencke, C., Kutzbach, L. og Pfeiffer, E.-M. 2015. High methane emissions dominated annual greenhouse gas balance 30 years after bog rewetting. *Biogeosciences* 12: 4361-4371.
- Villa, J. og Bernal, B. 2018. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: an overview of the biogeochemical process, measurement methods and policy framework. *Ecological Engineering* 114: 115-128.
- Vistnes I., Nellemann C., Jordhøy P. og Strand O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68:101-108.

Vistnes I. og Nellemann C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology* 31: 399-407.

Watson, J. 1997. *The Golden Eagle*. TogAD Poyser, London.

Watson, A. og Moss, R. 2004. Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biological Conservation* 116: 267–275.

Weir JN, Mahoney SP, McLaren B, Ferguson SH (2007) Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus* distribution. *Wildlife Biol* 13:66-74. doi:10.2981/0909-6396(2007)13[66:Eomdow]2.0.Co;2

Weldon, S., Parmentier, F.J.W., Grønlund, A. og Silvennoinen, H. 2016. Restaurering av myr. Potensiale for karbonlagring og reduksjon av klimagassutslipp. NIBIO Rapport Vol. 2, nr. 113.

White, S., Briers, R.A., Bouyer, Y. m.fl. 2015. Eurasian lynx natal den site and maternal home-range selection in multi-use landscapes of Norway. *Journal of Zoology* 297: 87-98.

Wilson, R.R Parrett, L.S. Joly, K. Dau, J.R. 2016 Effects of roads on individual caribou movements during migration. *Biological conservation* 195: 2-8.

Wold, O. 2020. Høgevarde Fjellpark supplerende vurderinger naturverdier. 630787-01. 26.10.2020. 10 s.

Wolf, I.D., Gerald Hagenloh, David B. Croft 2013. Vegetation moderates impacts of tourism usage on bird communities along roads and hiking trails. *Journal of Environmental Management* 129, 224-234.

Wytttenbach M., F Volpert, A Hochreutener og R Rupf. 2021. Disturbance caused by recreational activities: Case study, Regional Nature Parc Beverin (RNPB), Switzerland. I: MINA fagrapport 73: The 10th MMV Conference: Managing outdoor recreation experiences in the Anthropocene – Resources, markets, innovations. NMBU

### **Muntlige kilder**

Anders Storm Nilsestuen, leder for jakt- og fiskesenteret i Flå

Jon Andreas Ask, skogbrukssjef i Flå kommune

Eigil Reimers, Professor emeritus UiO

Knut Sterud, Grinaker AS

Hans H. Gulsvik, Høgevarde AS

Anders Mossing, Villreinsenter sør

Morten Elgaaen, Villreinsenter sør

Judith Aakre, Arealplanlegger, Asplan Viak