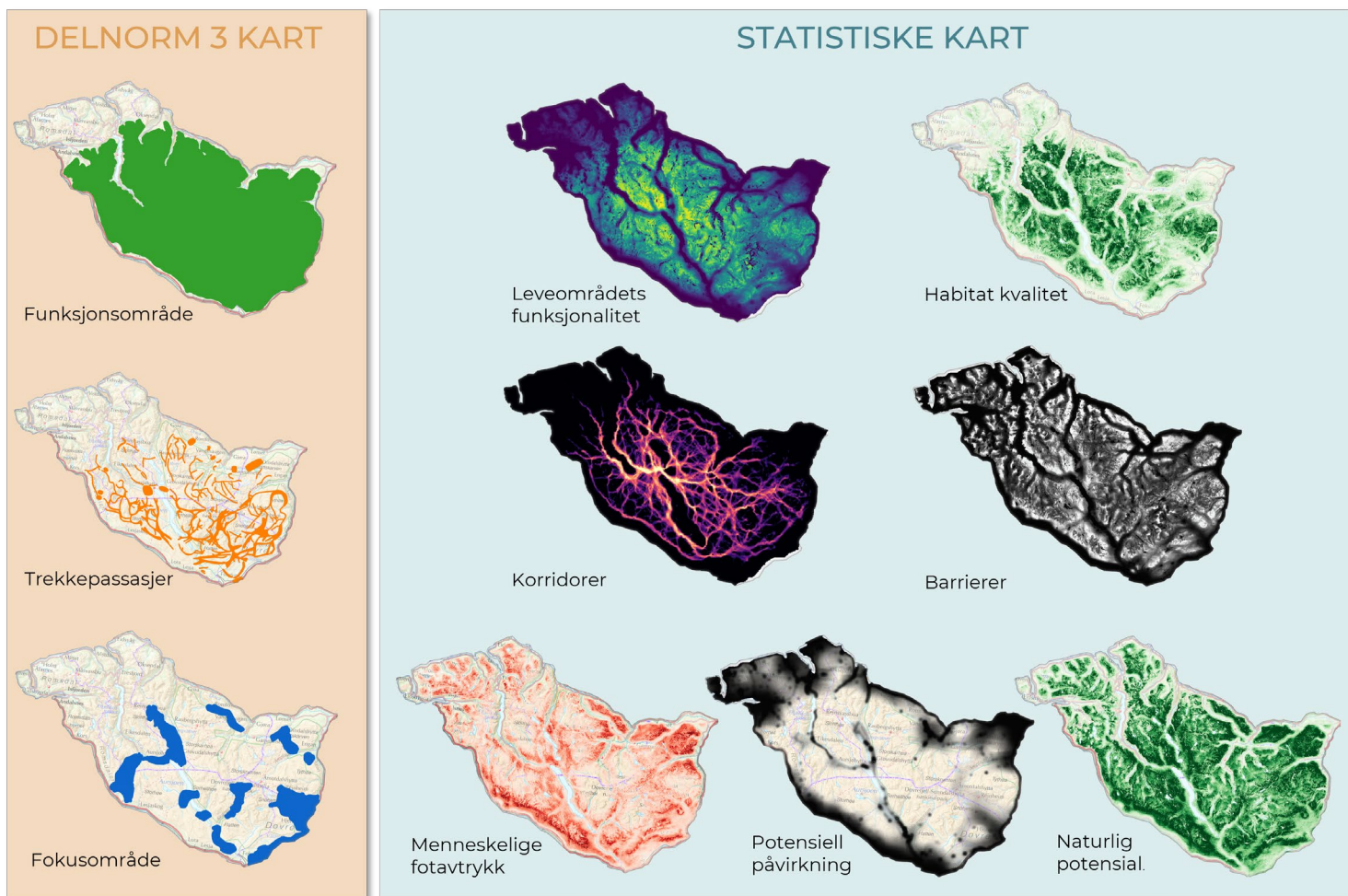


## Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder

Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging

Manuela Panzacchi, Bram van Moorter, Torkild Tveraa, Christer M. Rolandsen, Vegard Gundersen, Lucie Lelotte, Bernardo Brandão Niebuhr Dos Santos, Siri Wølneberg Bøthun, Audun Stien, Roy Andersen, Olav Strand



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

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

### **Annen publisering**

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



# Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder.

Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging

Manuela Panzacchi

Bram van Moorter

Torkild Tveraa

Christer M. Rolandsen

Vegard Gundersen

Lucie Lelotte

Bernardo Brandão Niebuhr Dos Santos

Siri Wølneberg Bøthun

Audun Stien

Roy Andersen

Olav Strand

Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., A., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Stien, A., Andersen, R., Strand, O. 2022. Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder. Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, 14. November 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4983-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Knut Langeland

ANSVARLIG SIGNATUR

Svein Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2382 | 2022

FORSIDEBILDE

[Statistiske villreinkart] © [Manuela Panzacchi]

NØKKEWORD

- Norge
- Reinsdyr / villrein
- Samla belastning
- Infrastruktur
- Funksjonelle habitat
- Korridorer
- Scenarioanalyser
- Konsekvensutredning

KEY WORDS

- Norway
- Reindeer
- Cumulative impacts
- Infrastructure
- Functional habitat
- Corridors
- Scenario analyses
- Impact assessment

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

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

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

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

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

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Villrein er truet både nasjonalt og internasjonalt, og flere bestander har gått kraftig tilbake de siste tiårene. Det er flere forhold som påvirker denne tilbakegangen, men det er godt dokumentert at forstyrrelser fra mennesker gjennom habitatødeleggelse, fragmentering og bruk av utmark til ulike formål har negativ innvirkning på reinens levedyktighet. Tilbakegangen i villreinbestandene har ført til at mye forskning er utført for å forstå og dokumentere hvordan reinen påvirkes av ulike forstyrrelseskilder.

I det siste tiåret har vi utviklet statistiske metoder og en programvare ([ConScape](#)) for å beregne kvaliteten på alle villreinens leveområder og bevegelseskorriderer, og ikke minst hvordan disse påvirkes av ulike typer menneskelig infrastruktur og aktiviteter («samla belastning» eller «kumulative effekter»). Modellene bygger på mer enn 3 millioner GPS-data fra de største villreinområdene, og på ca. 350 norgesdekkende datalag som beskriver landskap (topografi, vegetasjon osv.), infrastruktur (veger, utbygginger, vannkraft, sti- og løypenett, turistvolum, private hytter, turisthytter osv.) og klima, forbedret med lokalkunnskap på enkelte områder.

Derfor finnes det i dag flere forskjellige *statistiske kart* som beskriver hvordan villrein oppfatter ressurser og barrierer på lokalskala, og hvilke områder og korriderer som er mest funksjonelle for villrein på større landskappsskala. Det siste er spesielt viktig, ettersom reinen oppfatter landskapet som et sammenhengende nettverk av matressurser eller områder som brukes til andre behov, som den får tilgang til gjennom korriderer. Det er imidlertid også områder som unngås fordi den samla belastningen av menneskelig aktivitet er for stor til at reinen våger å bevege seg inn i disse områdene, til tross for at de næringsmessig fremstår som gode områder. Alle kart, beskrivelsen av metoden og referanser til vitenskapelige og populær-vitenskapelige artikler er tilgjengelig i *Nett-Appen*:

<https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>.

Basert på modellene er det utviklet et *simuleringsverktøy* for å støtte bærekraftig arealplanlegging og konsekvensutredning gjennom *scenarioanalyser*. Verktøyet er så langt brukt til å forutsi den forventede effekten av 80 avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter for å minimere samla belastning på reinsdyrs habitatfunksjonalitet og bevegelseskorriderer i flere områder i Norge (Setesdal, Nordfjella, Snøhetta, Hardangervidda; se **Appendiks 1** og [Nett-App](#)). Scenarier som kan testes inkluderer fjerning/stenging/omplussing av eksisterende infrastruktur, eller bygging av ny infrastruktur (eks. hytte, vei, sti, skiløype), endringer i bruksintensiteten (f.eks. av stier, hytter, vegger), eller klimaendringer.

Den statistiske tilnærmingen, programvare, kart, Nett-Appen og scenarioanalyser er utviklet i forskingsrådsprosjektene ledet av NINA «*RenewableReindeer*» ([lenke](#)), «*ProdChange*» og «*OneImpact*», samt i det relaterte prosjektet «*Scenario analyse Øyulvsbu og formidling*»; sammenligningen mellom statistiske kart med kart basert på ekspertvurderinger som brukes i kvalitetsnormene er støttet av Miljødirektoratets prosjekt «*OneImpact og kvalitetsnorm for villrein*». Disse prosjektene ble eller er støttet av flere prosjektpartnere og finansieringskilder, inkludert Miljødirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat NVE, Sira Kvina Kraftselskap, Villreinprosjektet i Setesdalsheiene v/ Statkraft, Norsk Villreinsenter, Villreinsrådet, Siri Bøthun Naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet NMBU, og flere internasjonale samarbeidspartnere (Universite Catholique Louvain, Julia Computing Inc, Sveriges lanbruksuniversitet SLU, University of Guelph, Canada, University of Alberta, Canada, The Nature Conservancy, Universidad Politecnica de Madrid, University of Glasgow).

I Norge er det iverksatt prosesser og forvaltningstiltak for å motvirke forringelse av villreinområder. I 2020 vedtok regjeringen en *kvalitetsnorm for villrein*, for å oppfylle både internasjonale forpliktelser og nasjonale mål for bevaring av levedyktige bestander innenfor sine naturlige utbredelsesområder (Lovdata 2020). Hvert fjerde år skal hvert av de 24 villreinområdene klassifiseres som enten god (grønn), middels (gul) eller dårlig (rød), basert på tre delnormer: 1) bestandsforhold; 2) lavbeiter; og 3) leveområde og menneskelig påvirkning.

Delnorm 3 er et viktig verktøy for å dokumentere i hvor stor grad målene om å ta vare på villreinens leveområder nåes. Delnorm 3 tar sikte på å identifisere kritiske reduksjoner i habitatenes kvalitet og i hvor stor grad ulike områder henger sammen sett fra villreinens ståsted. På denne måten skal årsaken til endringer identifiseres, og statusen til området gjenopprettes til akseptable nivåer (gul) så raskt som mulig gjennom tiltak. På lengre sikt er målet at alle nasjonale villreinområder skal ha god kvalitet (grønn). Metoden(e) bør derfor være i stand til å identifisere områder der tap av habitat og fragmentering har økt over en kritisk terskel, og deretter kunne gi informasjon om det sannsynlige relative bidraget som skyldes menneskelig infrastruktur og aktiviteter.

I gjeldende kvalitetsnorm er delnorm 3 basert på *ekspertbaserte vurderinger av endringer i villreinobservasjoner, som antas å reflektere endringer i menneskelig påvirkning*. Prosessen innebærer avgrensning av polygoner som representerer reinens sesongmessige utbredelse, bevegelseskorridorer og et sett med fokusområder der sosioøkologiske utfordringer knyttet til menneskelige aktiviteter er identifisert. I fokusområdene vurderer ekspertene villreinens bruk av området de 10 siste årene sammenlignet med forventningen basert på siste 50 år. Klassifiseringen utføres deretter ved å vurdere andelen tapt habitat innenfor alle fokusområder, sammenlignet med habitatet som er tilgjengelig innenfor sesongområdet.

I denne rapporten gir vi en oversikt over den statistiske tilnærmingen og kartene, og vi evaluerer hvor likt to ulike tilnærminger (statistisk og ekspertbasert) identifiserer kritiske reduksjoner i habitatkvalitet og konnektivitet. I vårt tilfelle vil det i stor grad si at vi sammenligner de "*statistiske kartene*" med de "*ekspertbaserte polygonene*" identifisert i Delnorm 3. Vi diskuterer erfaringene ved å sammenligne de to tilnærmingene, og hvordan disse kan bidra til å nå målene for forvaltning av villreinområder. Dette var hovedfokus i prosjektet «*OneImpact og kvalitetsnorm for villrein*» finansiert av Miljødirektoratet. Vi utfører også en test, ved å utføre en foreløpig statistisk klassifisering av tilstanden i villreinområdene etter Delnorm 3. Til slutt viser vi hvordan de statistiske kartene kan bidra til å avdekke hvilke av de 76 avbøtende tiltakene eller planleggingsalternativene om ble foreslått i Setesdal, Nordfjella og Snøhetta som vil være mest effektive for å tilbakeføre beiteområder til villreinen (Appendiks 1).

## Forskning på samla belastning av infrastruktur og menneskelige aktivitet

Reinsdyrenes leveområder er ikke truet av en enkelt menneskeskapt faktor som for eksempel et vannkraftmagasin, en vei, et turiststed eller en hyttelandsby. Reinsdyr trekker over store områder og krever store og godt sammenhengende områder. Påvirkning fra flere forstyrrelseskilder, spredt utover landskapet, skaper en rekke hindringer for reinens mulighet til å bevege seg fritt. Dette kan tvinge reinen til å bruke bare deler av de opprinnelige områdene, og forlate beiteområder som ble brukt tidligere. Menneskelig infrastruktur og aktiviteter som hver for seg kan ha liten effekt på reinen, kan til sammen gi stor samla påvirkning. Dette avhenger av hvor sterk påvirkning hver av disse aktivitetene har, hvor ofte eller hvor mange av disse infrastrukturene som forekommer i landskapet, hvor langt deres virkning kan oppfattes av rein, og av deres posisjon med hensyn til viktige reinbeiteområder og bevegelseskorridorer.

Statistiske modeller er ofte den mest effektive måten å forstå komplekse sammenhenger som involverer mange ulike faktorer over store områder. I løpet av det siste tiåret har vi bygd opp en datainfrastruktur, algoritmer og programvare, og vi har brukt dem til å kvantifisere effekten av mer enn 200 datalag som på ulik romlig og tidsmessig skala beskriver effekten av vegetasjon, topografi, klima, infrastruktur (veier, vannkraft, hytter, stier osv.) og menneskelige aktiviteter (turistvolum, husdyrbeite) på arealbruken til mer enn 400 GPS-merkede reinsdyr.

Tilnærmingen bygger på to statistiske analyser: den ene kvantifiserer *habitatkvalitet* eller *tap av habitat* (sannsynlighet for å bruke et område, gitt varierende vegetasjon, topografi, klima, infrastruktur og menneskelige aktiviteter); den andre kvantifiserer *fragmentering, eller barrierer* for bevegelser. Disse analysene gir estimater på effektstørrelsen av ulike typer menneskelig infrastruktur og aktivitet, og estimerer også hvor langt unna slike effekter kan oppfattes av rein - i hver 100 m piksel i Norge. Resultatene syntetiserer også på forskjellige måter menneskelig påvirkning i hver 100 m piksel i Norge (eks. «*menneskelig fotavtrykk*», «*naturlig potensiale*»

osv.), og rangerer hovedfaktorene som forårsaker tap av habitat i hvert villreinområde. Til slutt tok vi et overblikk ("*bird-eye-view*") av landskapet, og utviklet nye modeller som viser alle *bevegelseskorridorer* og *de mest funksjonelle områdene*, som har god kvalitet og reinen samtidig har god tilgang til.

Modeller kan også brukes til å forutsi effekter av menneskelige aktiviteter i villreinområder hvor det ikke er samlet data fra GPS-merkede villrein (dvs. ekstrapolering), til å forutsi effekter av tidligere eller fremtidige scenarier for infrastrukturutvikling (f.eks. bygge veier, hytter, vannkraft), effekter av avbøtende tiltak (f.eks. flytte en hytte, en sti, redusere turistvolum) eller klimaendringer (f.eks. endra skoggrense, endrede snømengder eller endra starttidspunkt for plantevekst om våren).

## Sammenligning av statistiske og ekspertbaserte tilnærminger

Statistiske kart og ekspertbaserte polygoner samsvarer ganske godt med hensyn til hva som er egnede reinbeiter i de ulike sesongene. Det er imidlertid en utfordring at de ekspertbaserte polygonene ofte er store, dekker store deler av villreinområdet og dermed også inkluderer arealer som er lite egnet for villrein. Derfor presterer statistiske modeller betydelig bedre enn ekspertbaserte polygoner til å skille mellom områder som faktisk blir brukt eller ikke brukt i ulike sesonger. Det er fordi de ekspertbaserte polygonene er avgrenset for hånd, og, slik de er definert, inkluderer «åpenbart» uegnede områder innenfor yttergrensene (som vannkraftmagasin, veier, hytter etc.). Vi viser at risikoen med dette i gjeldende måleparametere i villreinnormen (delnorm 3) er at en risikerer å undervurdere omfanget av habitattap.

Statistiske modeller bruker tilgjengelige data og kart om menneskelig infrastruktur og aktiviteter for å kvantifisere menneskeskapt påvirkninger direkte og i sanntid (ettersom ny utvikling oppdateres i dataene). Modeller kan også brukes for å forhindre påvirkninger ved å teste effekten av arealplaner før infrastruktur bygges, eller nye aktiviteter tillates. Den ekspertbaserte tilnærmingen er derimot i hovedsak rigget for å oppdage tap eller fragmentering av habitat først etter at en registrerer en nedgang i reinsdyrobservasjoner i et område. Dette øker risikoen for at endringer oppdages seint, eller at de ikke oppdages i det hele tatt. Det siste kan spesielt gjelde i områder hvor menneskelige aktiviteter er mer diffuse og jevnere fordelt i landskapet, og reinen ikke har tilgang til alternative «tilfluktsområder» med mindre forstyrrelser. Der reinen må oppholde seg i slike suboptimale områder kan resultatet bli at reinen lider av økt stress som har negative konsekvenser for enkeltindividene.

De statistiske modellene gir høyoppløselige estimater på kumulative virkninger (samla belastning) for hver 100 m piksel av landskapet. Dette innebærer at alle forstyrrelseskilder kvantifiseres, inkludert både høyintensive forstyrrelseskilder (f.eks. veier og jernbane med mye trafikk), eller forstyrrelseskilder kilder av lavere intensitet, som er mer diffuse og spredt i landskapet (f.eks. løypenett, private hytter, folk som beveger seg utenfor infrastruktur). Dette gjør det mulig å håndtere kumulative virkninger av diffuse forstyrrelseskilder med lav intensitet. En simulering viste at samme mengde forstyrrelser spredt over hele villreinområdet versus at de er konsentrert på et spesifikt sted kan føre til helt forskjellig klassifisering etter delnorm 3, da dagens prosedyre ikke tar hensyn til diffuse, lavintensive forstyrrelser.

En annen fordel med å bruke høyoppløselige modellestimater er at det ikke er behov for subjektivt å skissere mange polygoner (en for hvert fokusområde, sesongområde, korridor og influensområde), og dermed kan man minimere risikoen for feil knyttet til denne prosessen. Ved å bruke simuleringer viste vi at klassifiseringen av hvert villreinområde etter delnorm 3 kan avgjøres fullt ut i første trinn av prosedyren (når polygonene skisseres), uavhengig av den påfølgende ekspertbaserte vurderingen av en mulig reduksjon i reinens bruk av området. Dette er fordi klassifiseringen avhenger av arealet av fokusområder med vesentlig redusert bruk/unnvikelse *sett i forhold til det totale arealet* av sesongleveområdet. Dermed kan valgene om hvilke områder som skal inkluderes i polygonene som representerer de sesongmessige leveområdene bestemme klassifiseringen. Faktisk kunne de fleste av de fire vurderte områdene bare klassifiseres som "grønne" eller "gule" - ikke "røde" - fordi polygonene som representerer fokusområdene er for små, sammenlignet med hele leveområdet, til at området kan klassifiseres



som rødt. Derfor kan beslutninger om å inkludere eller ekskludere et vannkraftreservoar eller en isbre i polygonet som representerer leveområdet ha stor innvirkning på klassifiseringen.

Statistiske analyser kombinert med nettverksmodeller kan samtidig vurdere tap og fragmentering av habitat (korridorer og funksjonelt habitat) forårsaket av flere forstyrrelseskilder, og tar også hensyn til en rekke naturlige faktorer. Med andre ord, statistiske modeller vurderer delnorm 3A (om tap av habitat) og 3B (om fragmentering) innenfor samme rammeverk, på en standardisert måte, innenfor og på tvers av villreinområder.

### **Kan statistiske modeller støtte beslutningsprosesser?**

Påliteligheten til både data og modeller har økt raskt de siste tiårene, og rapporten viser at resultatene er robuste med hensyn til tilgjengelige reindata. Tilbakemeldingene fra lokale eksperter er generelt positive, og resultatene samsvarer ganske godt med lokalkunnskap, selv i områder hvor GPS-data ikke er tilgjengelig.

«Alle modeller er feil, men noen er nyttige.» Spørsmålet er derfor ikke om modellene representerer sannheten, men om de kan gi nyttige bidrag for å nå målene i delnorm 3 og for å støtte utarbeidelse av tiltaksplaner etter kvalitetsnormene. Etter vår oppfatning viser resultatene at modellene er nyttige for å forstå hvorfor reinen bruker et bestemt område, eller hvorfor de ikke lenger bruker det. Modellene viser også hvilke menneskelige aktiviteter som synes å gi sterkest påvirkning i ulike årstider, og hva som er forventet påvirkning i områder med lite data eller lokalkunnskap. Modellene er også nyttige for å identifisere områder, menneskelige aktiviteter og infrastruktur som bør prioriteres dersom det skal gjennomføres avbøtende tiltak eller restaurering med tanke på å forbedre villreinens levekår.

Modellene er i utgangspunktet ikke laget for delnorm 3, men er fleksible verktøy som kan justeres, oppdateres og forbedres. De kan for eksempel utvides til å inkludere mer data om bukker etter hvert som dette blir tilgjengelig (nå er de stort sett basert på data fra simler), endre hvilke deler av året som inngår i ulike analyser for sesongleveområder og ikke minst ved å innlemme lokalkunnskap mer direkte. Modellene er imidlertid allerede operative og kan støtte delnorm 3 på en rekke måter.

Rapporten diskuterer i detalj styrker og svakheter ved både statistiske og ekspertbaserte tilnærminger, og konkluderer med at et samspill mellom statistiske modeller og lokalkunnskap vil være ideelt for å maksimere at måleparametere i delnorm 3 vil avdekke kritiske endringer i villreinens arealbruk. Og med dette legges et bedre grunnlag for å bevare områder med god økologisk funksjonalitet for villrein, ved å ha både gode trekkpassasjer og god tilgang til funksjonsområder.

Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Stien, A., Andersen, R., Strand, O. 2022. Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villrein. Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. Norsk institutt for naturforskning. [Manuela Panzacchi, NINA, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim, [Manuela.Panzacchi@nina.no](mailto:Manuela.Panzacchi@nina.no)]

## Abstract

Wild reindeer are threatened both nationally and internationally, and several populations have declined sharply or become extinct in recent decades. Several factors are responsible for these trends, but it is well documented that infrastructure development and disturbance by humans can cause habitat degradation and fragmentation and can have a major negative impact on reindeer populations. This led to a large amount of research aimed at understanding and quantifying anthropogenic disturbance on reindeer and supporting sustainable land planning.

In the last decade we have developed statistical methods and a software (*ConScape*) to quantify the functionality of reindeer habitats, to identify movement corridors, and to measure the degree to which these are affected by the piecemeal development and "cumulative impact" of different infrastructure and human activities. The models are based on more than 3 million GPS-positions from the largest wild reindeer management areas, and on ca. 350 environmental layers describing the landscape (topography, vegetation, roads, hydropower, trails, tourist volume, private cabins, tourist cabins, etc.), climate, and, in some areas, local knowledge.

Based on these models, several maps have been produced to describe statistically how wild reindeer perceive resources and barriers on a local scale, and which areas and corridors are most functional in the entire landscape. The latter is particularly important, as reindeer perceive the landscape as a continuous network of functional areas that they can access through movement corridors. On the other side, reindeer also perceive the cumulative impact of different infrastructures and human activities and respond by avoiding or decreasing the use of some areas due to disturbance and/or barriers to movements. All maps, a description of methods, and the reference list to scientific and popular publications are available in the Web App: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>.

In addition, we developed a *simulation tool* to guide sustainable land planning and impact assessment through *scenario analyses*. The tool has already been used to predict the expected effect of 80 mitigation measures, suggested by boards of local experts to minimize cumulative impacts on reindeer habitat functionality and movement corridors in several areas in Norway (see **Appendix 1** and [Web-App](#)). The scenarios that can be tested to include a combination of the removal/closure/relocation of existing infrastructures, changes in their intensity of use, the construction of new infrastructure (e.g. cottage, road, hiking and skiing trail, bridge over water magazines), and climate change.

The statistical approach, software, maps, web-app and scenario analyses were developed within the Norwegian Research Council projects led by NINA "RenewableReindeer" ([link](#)), «ProdChange» and "OneImpact", and in the related project "Scenario analyse Øyulvsbu og formidling". Comparison between statistical and expert-based maps was funded by the project from the Norwegian Environment Agency «OneImpact og kvalitetsnorm for villrein». These projects were or are supported by several partners and funding sources including the Norwegian Environment Agency, the Directorate of Water and Energy, the Hydropower company Sira Kvina, the wild reindeer project in Setesdal, the Wild reindeer centre / wild reindeer council, Siri Bøthun nature management Norwegian University of Life Sciences NMBU, and several international collaboration partners (Universite Catholique Louvain, Julia Computing Inc, Sveriges landbruksuniversitet SLU, University of Guelph, Canada, University of Alberta, Canada, The Nature Conservancy, Universidad Politecnica de Madrid, University of Glasgow).

Parallel to this analytical work, management measures have been undertaken in Norway to counter the degradation of wild reindeer areas. In 2020 the government adopted the "Quality Standards for wild reindeer in Norway" (Lovdata 2020), to meet both international obligations and national objectives for the conservation of viable populations within ecologically functioning habitats. Every fourth year, each of the 23 Norwegian sub-populations is classified into good (*green*), medium (*yellow*) or poor (*red*) quality, based on 3 sub-standards: 1) population conditions; 2) lichens; 3) human impact on habitats.

Sub-standard 3 is therefore an important tool to ensure sustainable management of wild reindeer habitats. Sub-standard 3 aims to identify critical declines in habitat quality and connectivity in each wild reindeer area, so that the cause of the decline can be addressed, and the status of the area restored to acceptable levels (yellow) as soon as possible. In the longer term, the aim is that all national wild reindeer areas should be of good quality (green). The procedure thus needs to robustly identify areas where habitat loss and fragmentation increased above a critical threshold, and to provide information on the relative contribution of the responsible infrastructure and human activities.

In the current Quality Standards, sub-standard 3 is implemented based on *expert-based assessments of changes in available wild reindeer observations, that are assumed to reflect changes in human impact*. The process involves the delineation of polygons representing reindeer seasonal ranges, corridors, and a set of focal areas where socio-ecological challenges related to human activities have been identified. The reduction in use of focal areas is assessed by the experts in the last decade compared to the previous four decades. The classification is then conducted by assessing the proportion of habitat lost within all focal areas, as compared to the habitat available within the seasonal range.

In this report we provide an overview of the statistical approach, and we compare the performance of what we for simplicity call the “*statistical maps*” to the “*expert-based polygons*” developed in sub-standard 3, using both visual and quantitative approaches. We discuss the lessons learned by comparing the two approaches, and how these can help achieving the sustainability goals for the management of wild reindeer areas. This was the main focus of the project “*OneImpact and quality standard for wild reindeer*” funded by the Norwegian Environment Agency. As a proof of concepts, we also perform a preliminary statistical classification of the state of the wild reindeer areas following Delnorm 3 (“Sub-standard 3”). Last, we show how statistical approaches and simulations can help identifying the most effective among 76 measures suggested to mitigate cumulative impacts from anthropogenic activities in Setesdal, Nordfjella and Snøhetta (**Appendix 1**).

### **Research on cumulative impacts of infrastructure and human activities**

Reindeer areas are not threatened by a single anthropogenic factor such as a hydropower reservoir, a road, a tourist resort or a cabin village. Reindeer is a migratory species that require wide and well-connected ranges, whose functionality is threatened by the *combination of all these factors together*. The simultaneous presence of several sources of disturbance spread across the landscape creates a series of obstacles to their free movements that can force reindeer to use only parts of their originally large ranges, and abandon pastures used in the past. Infrastructures and human activities that, individually, may have only little effect on reindeer, can together cause a large *cumulative impact*. This depends on *how strong* the impact of each of these activities are, how often or how many of these infrastructures occur on the landscape, *how far* their effect can be perceived by reindeer, and on their *position* with respect to important reindeer *grazing areas* and *corridors*.

Statistical models are the most efficient way to understand complex interactions involving many variables at high resolution, over large areas. In the past decade we built *data infrastructure, methods and software* and we used them to quantify the effect of more than 200 data layers describing vegetation, topography, climate, infrastructures (e.g. roads, hydropower, cabins, trails) and human activities (e.g. tourist volume) on more than 400 GPS-monitored reindeer.

The approach builds upon two statistical analyses: one quantifies *habitat quality or habitat loss* (probability to use an area, taking into account vegetation, topography, climate, infrastructures and human activities); the other quantifies *fragmentation, or barriers* to movements. These analyses offer robust estimates of the magnitude of the effect of each infrastructure and human activity, and of the distance at which such effects can be perceived by reindeer, for each 100 m pixel in Norway. We also synthesised in different ways human impact in each 100 m pixel in Norway (current “*human footprint*”; “*natural potential*” etc), and we ranked the main factors

causing habitat loss in each reindeer area. Last, we took a “bird-eye-view” of the landscape and developed new models showing all movement corridors and the most functional areas.

Models can be used also to predict beyond the data (i.e. extrapolation) in areas where no GPS data are available, or under *past or future scenario of infrastructure development (e.g. build roads, cabins, hydropower), mitigation measures (e.g. move a cabin, reduce or re-direct tourism), or climate change (e.g. changes in snow)*.

## Comparing statistical and expert-based approaches

Statistical maps and expert-based polygons of seasonal ranges *generally agree* on the location of suitable reindeer pastures, though meaningful comparisons are prevented by the size of the polygons, that at times extend to the entire management area. However, statistical models *perform significantly better than the polygons in discriminating between areas used or not used by reindeer, according to both GPS data and to reindeer observations*. This is partly because the polygons are delineated by hand, and necessarily include “obviously” unsuitable areas such as hydropower reservoir, roads, cabins etc. We show that this *risks to underestimate habitat loss* in the classification of Sub-standard 3.

Statistical models use data on infrastructure and human activities to *quantify anthropogenic impacts directly and in real-time* (as soon as new developments are updated in the data). Models can also be used to *prevent* impacts by testing the effect of land development plans, before infrastructures are built. The expert-based approach on the contrary is set to detect habitat loss or fragmentation only following a decline in reindeer observations in an area. This *risks to delay or prevent the detection* of human impacts, especially in fragmented reindeer areas where human impact is widespread, and reindeer have no access to refuge areas. In such areas, reindeer have to stay, and might suffer higher stress levels, with consequences for individual conditions.

Statistical models *provide high-resolution estimates of cumulative impacts*, for every 100 m of the landscape. This implies that all sources of disturbance are quantified, including both high-intensity ones (e.g. high-traffic roads, railway), or sources of disturbance that may be of lower-intensity, but diffuse and widespread in the landscape (e.g. network of hiking trails, private cabins). This allows avoiding the *risk of failing to address cumulative impacts of low-intensity, diffuse sources of disturbance*. A simulation showed that the same amount of disturbance spread across the entire wild reindeer area or concentrated within a specific location can lead to a vastly different classification following Sub-standard 3, as the procedure currently does not account for diffuse, low-intensity sources of disturbance.

Another advantage of using high-resolution model estimates is that there *is no need to subjectively outline several polygons* (i.e. one for each focal areas, seasonal range, corridor and influence area - for each season). Using simulations, we showed that the process of outlining the polygons can entirely determine the final classification of each wild reindeer area following Sub-standard 3. Hence, the final classification can be determined at the first stage of Sub-standard 3, when the polygons are drawn, irrespective from the following expert-based assessment of a possible decline in reindeer area use therein. This is because the classification depends on the *proportion of the seasonal ranges covered by the focal area*, and thus *their respective size can fully determine the assessment*. Indeed, most of the four areas we assessed could only be classified as “green” or “yellow” – not “red” – as the sum of their focal areas is too small to allow the area to be classified as red. Hence, deciding whether to include or exclude a hydropower reservoir or a glacier in the polygon may determine the final classification of that area.

Statistical analysis coupled with network models can simultaneously assess habitat loss and fragmentation (corridors and functional habitat) caused by multiple sources of disturbance and taking into account also a variety of natural factors. In other words, statistical models assess Substandard 3A (on habitat loss) and 3B (on fragmentation) within the same framework, in a standardized way, within and across reindeer areas.

### **Can statistical models support decision-making processes?**

The reliability of both data and models increased rapidly in recent decades, and the report shows that results are robust with respect to available reindeer data. Feedbacks from local experts are generally positive, and the results correspond fairly well with local knowledge, even in areas where GPS data are not available.

*“All models are wrong, but some are useful”.* The question is not *“are the model representing the truth?”* (no, they never will), but *“are they useful to achieve the goals of Sub-standard 3?”*, or *“can they help identifying the most efficient mitigation measures?”*. In their current form, the models seemed useful to understand *why reindeer use a specific area*, or *why they no longer use it*, which *human activities* cause the strongest impact *in different seasons*, or what is the *expected impact in areas with little data* or local knowledge. Statistical models can also be useful to identify areas, human activities and infrastructures that would need to be prioritized for *conservation, mitigation or restoration both locally and across reindeer areas*.

These models were not made for Sub-standard 3, but are a flexible, “living product” that can be adjusted, updated and improved, for instance by adding data on bucks, changing the seasons or, *most importantly, by integrating local knowledge*. The models are operational, flexible, reproducible, and could support Sub-standard 3 in a variety of ways.

The report discusses in detail strengths and weaknesses of both statistical and expert-based approaches and concludes that *a robust interaction between statistical models and local knowledge would be ideal for maximizing the probability of reaching the sustainability goals of Sub-standard 3*, while minimizing the risks highlighted in this report.

Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Stien, A., Andersen, R., Strand, O. 2022. Statistical modelling of cumulative impacts of human activities on wild reindeer areas. Identifying functional areas and performing scenario analyses for impact assessment and area planning. NINA Report 2189. Norwegian Institute for Nature Research  
[Manuela Panzacchi, NINA, Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim, [Manuela.Panzacchi@nina.no](mailto:Manuela.Panzacchi@nina.no)]



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>11</b>
<b>Forord</b> .....	<b>13</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>14</b>
<b>2 Oversikt over statistiske tilnæringer og kart</b> .....	<b>15</b>
2.1 Statistiske tilnæringer: Data.....	17
2.2 Statistiske tilnæringer: Datainfrastruktur – SAM.....	18
2.3 Statistiske tilnæringer: Metodeoversikt.....	19
2.3.1 Tre trinn: fra piksler til landskap og tidsscenario.....	20
2.4 Statistiske kart: beskrivelse.....	22
2.5 Simuleringsverktøy.....	25
2.5.1 Scenario analyse for avbøtende tiltak.....	25
2.5.2 Scenarioanalyse bakover i tid.....	26
2.5.3 Scenarioanalyse for konsekvensutredning og bærekraftig arealplanlegging.....	27
2.5.4 Scenarioanalyse: resultater og konklusjon.....	28
2.6 Formidling av statistiske kart og verktøy: Nettpåpakning.....	29
<b>3 Kort beskrivelse av delnorm 3</b> .....	<b>30</b>
3.1 Data.....	30
3.2 Metodeoversikt.....	30
3.2.1 Prosedyre for Delnorm 3 A: endringer i funksjonell arealutnyttelse.....	32
3.2.2 Prosedyre for Delnorm 3 B: endringene i trekkpassasjer.....	32
3.2.3 Totalvurdering etter Delnorm 3.....	33
3.3 Første klassifisering etter Delnorm 3 og påvirkningsanalyser.....	33
<b>4 Sammenligning av statistiske- og ekspertbaserte kart</b> .....	<b>34</b>
4.1 Valg av områder: Snøhetta, Knutshø, Forollhogna og Sølnekletten.....	34
4.2 Premisser for sammenligningen av kart.....	34
4.2.1 Ulike filosofier og data.....	35
4.2.2 Kartene har en litt annen spesifikk betydning.....	35
4.2.3 Veiledning for sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart.....	36
4.3 Visuell sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart.....	39
4.4 Analytisk sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart.....	42
4.4.1 Habitatkvalitetsestimater innenfor og utenfor funksjonsområder.....	42
4.4.2 Funksjonsområde vs. binære statistiske kart - <i>Confusion matrix</i> .....	44
4.4.3 Funksjonsområde vs. kontinuerlige habitatkvalitetsestimater - ROC curve.....	46
4.5 Analytisk samsvar mellom kartene og reinsdyrdata.....	46
4.6 Statistiske vs. ekspertbaserte kart: konklusjon.....	50
4.6.1 Oppløsning.....	50
4.6.2 Kart vs. reinsdyrdata.....	51
4.6.3 Trekkruiter vs. statistiske korridorer.....	51
4.6.4 Fokusområder vs. kart over menneskelige inngrep.....	52
<b>5 Test: er en statistisk klassifisering av tilstanden til villreinområdene mulig i dag? ...</b>	<b>54</b>
<b>6 Hva har vi lært? Kan statistiske tilnæringer støtte bærekraftig forvaltning av villreinområder? .....</b>	<b>59</b>

6.2	Hva har vi lært av de ulike tilnærmingene? .....	60
6.2.1.1	Begrensninger og forbedringspotensial ved statistiske modeller .....	64
6.2.1.2	Krever modellene mye tid og ressurser? .....	65
6.2.2	Direkte måling av inngrep vs. bruk av nedgang i villreinobservasjoner som proxy av habitattap .....	65
6.2.2.1	Risiko for å undervurdere habitattap og fragmentering .....	65
6.2.2.2	Risiko for å oppdage inngrep for sent .....	67
6.2.2.3	Risiko for å undervurdere kumulative effekter av diffuse forstyrrelser .....	67
6.2.3	Samtidig kvantifisering av habitatkvalitet og konnektivitet .....	70
6.2.4	Fordelene med høyoppløselige kart .....	70
6.2.4.1	Klassifiseringen avhenger av størrelsen på polygonene .....	70
6.2.5	Avbøtende tiltak, restaurering og kompensering .....	73
<b>7</b>	<b>Forslag til forbedringer i datagrunnlaget og tilnærminger .....</b>	<b>76</b>
<b>8</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>79</b>
<b>9</b>	<b>Appendiks 1 .....</b>	
<b>10</b>	<b>Appendiks 2 .....</b>	

## Forord

De statistiske tilnærmingene som er brukt i denne rapporten er utviklet innenfor flere Forskningsrådsprosjekter: *RenewableReindeer*, *ProdChange* og *OneImpact* (som utvidet tilnærmingen til å inkludere tamrein i Norge og Sverige). Dette innebærer flere års spennende samarbeid med et team av nasjonale og internasjonale forskere, PhD-studenter, PostDoc studenter og masterstudenter på tvers av flere forskningsdisipliner, og med en lang rekke forvaltningsorganer, finansieringskilder og frivillige organisasjoner.

Forskningsinnsatsen bygget på en stor mengde GPS-data som ble samlet gjennom en rekke lokale prosjekter gjennom årene. Disse har vært avgjørende for modellutviklingen. Det har også vært et privilegium for oss å ha muligheten til å utforske disse dataene og få en helt spesiell type innsikt i reinsdyrenes liv - en slags kunnskap som ikke ville vært tilgjengelig uten fjernmålingsteknologi. I tillegg har lokale kjentfolk og eksperter bidratt på enkelte områder med lokalkunnskap som har bidratt til en vesentlig forbedring av datagrunnlaget og tolkningen.

Fordi vi hadde som mål å studere de kumulative effektene (samla belastning) av flere forskjellige menneskelige infrastrukturer og aktiviteter, brukte vi en stor mengde data (f.eks. om stier, hytter, trafikk, beiteområder, klima osv.) fra et stort antall samarbeidspartnere og sideprosjekter. Dette har vært viktig, siden infrastruktur og menneskelige aktiviteter forekommer sammen i landskapet, og vi måtte ta hensyn til disse interaksjonene for å forstå påvirkningen på rein.

En stor takk går til alle som har bidratt.

Forskning er en læringsprosess, hvor hvert steg i prosessen skal bidra til at vi lærer litt mer. Det har vi gjort, og vi håper at andre finner nytte i eksisterende kunnskap og inspirasjon til videre læring, og at dette kan bidra til å styrke villreinsens levevilkår i framtiden.

# 1 Innledning

Menneskers arealbruk er den viktigste årsaken til tap og fragmentering av dyrs habitater over hele verden (Dirzo m.fl. 2014). Også i Norge er den største trusselen mot villrein per i dag nedbygging av dens leveområder. De samla effektene av infrastruktur, forstyrrelser fra menneskelig aktivitet og klimaendringer fører til fragmentering og tap av leveområder. Disse effektene har stor påvirkning på villreinens utbredelse og arealbruk, og kan få betydelige konsekvenser for bevaring av villrein på lang sikt. Dette ble fremhevet i den visjonære VISA-rapporten (Andersen og Hustad 2004), og støttes av et stort antall vitenskapelige undersøkelser. Press på leveområder er en hovedårsak til at villrein vurderes som nær truet i norsk rødliste for arter 2021 (Eldegard et al. 2021).

Det er lagt ned stor innsats de siste tiårene for å samle data om reinens arealbruk gjennom GPS-merkeprosjekter i flere villreinområder. Disse dataene er svært verdifulle for å dokumentere reinens respons på infrastruktur og menneskelige aktiviteter, og brukes på flere måter for å styrke kunnskapsgrunnet for å støtte bærekraftig arealforvaltning.

I det siste tiåret har vi utviklet statistiske metoder og en programvare ([ConScape](#)) for å beregne kvaliteten på alle villreinens leveområder og bevegelseskorriderer, og ikke minst hvordan disse påvirkes av ulike typer infrastruktur og menneskelige aktiviteter («samla belastning» eller «kumulative effekter»). Modellene bygger på GPS-data fra de største villreinområdene, og på en stor mengde data fra hele Norge, inkludert landskapsdata (topografi, vegetasjon, veier, utbygginger, vannkraft, sti- og løypenett, turistvolum, private hytter, turisthytter osv.), data om klima, og lokalkunnskap på enkelte områder.

Derfor finnes det i dag flere forskjellige *statistiske kart* som beskriver hvordan villrein oppfatter ressurser og barrierer på lokal skala, og hvilke områder og korridorer som er mest funksjonelle i hele landskapet. Det siste er spesielt viktig, ettersom reinen oppfatter landskapet som et sammenhengende nettverk av matressurser, som den får tilgang til gjennom korridorer. Men det er også områder som unngås fordi den kumulative belastningen av menneskelig aktivitet er for stor til at reinen våger å bevege seg inn i disse områdene til tross for at næringsmessig er gode områder.

Basert på modellene som er utviklet, er det i tillegg utviklet et *simuleringsverktøy* for å støtte bærekraftig arealplanlegging og konsekvensutredning. Det kan brukes for å teste den forventede effekten av fjerning/stenging/omplussing av eksisterende inngrep, eller bygging av ny infrastruktur (eks. hytte, vei, sti, skiløype), endringer i bruksintensiteten, eller klimaendringer. Metoden og alle de resulterende kartene kan sees i *Nett-Appen*: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>.

I 2020 vedtok regjeringen en kvalitetsnorm for villrein (Lovdata 2020). Formålet er å bidra til at villrein forvaltes slik at internasjonale forpliktelser overholdes og nasjonale målsettinger om ivaretagelse av levedyktige bestander innenfor sine naturlige utbredelsesområder nås (Lovdata 2020). Kvalitetsnormen bygger på ulike måleparametere i tre ulike delnormer: 1) *bestandsforhold*, 2) *lavbeiter*, og 3) *leveområde og menneskelig påvirkning*. Disse gir til sammen grunnlag for å klassifisere forholdene i de enkelte villreinstammene og villreinområdene etter et tredelt «trafikklyssystem», som skal gjennomføres hvert fjerde år.

Delnorm 3 i kvalitetsnormen er derfor et viktig dokument for å sikre bærekraftig forvaltning av villreinens leveområder. Delnorm 3 er basert på ekspertvurderinger av forskjellige typer data og informasjon fra GPS-merka reinsdyr og ulike tellinger i overvåkingsområdene - der disse er tilgjengelige -, og kunnskap fra lokale rådgivergrupper (Jordhøy & Sørensen 2010, Jordhøy & Strand 2011, Strand mfl. 2015 a,b,c; Kjørstad et al. 2017; Mossing et al. 2020).

Denne rapporten gir en oversikt over den statistiske tilnærmingen og kartene, og vurderer muligheten for å inkludere statistiske tilnærminger og verktøy i forvaltningen av reinens leveområder og vurdering av menneskelig påvirkning.

## 2 Oversikt over statistiske tilnærminger og kart

Dagens største trussel mot villrein i Norge er fragmentering og tap av leveområder på grunn av *bit-for-bit utvikling* av menneskelig aktivitet og infrastruktur. Rein påvirkes ikke bare av én spesifikk infrastruktur eller menneskelig aktivitet, men av *kumulative effekter* som stammer fra samspillet mellom flere drivere i landskapet. Dette, sammen med klimaendringer, stiller nye og langt mer komplekse utfordringer til forvaltning og bærekraftig arealplanlegging med tanke på bevaring av villrein. Det har derfor vært et behov for å utvikle analytiske tilnærminger som kan finne statistiske mønstre i den store mengden data og informasjon som er tilgjengelig om rein, vegetasjon, landskap, topografi, infrastrukturutvikling og klima, og bruke dem til å informere og veilede bærekraftig arealutvikling.

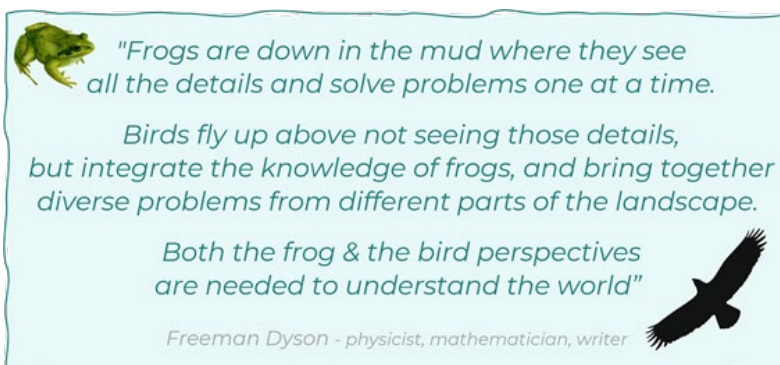
Vi har utviklet en programvare ([ConScape](#)), kartprodukter og et simuleringsverktøy for å beregne *kvaliteten på villreinens leveområder, den samlede påvirkningen av menneskelige aktiviteter, og hvordan disse kan minimeres* for å støtte *bærekraftig arealplanlegging*. Tilnærmingen er basert på analyse av GPS-data fra simler (hunndyr) og en stor mengde variabler om landskap, klima og infrastruktur i hele Norge. Hovedmålet var å estimere hvordan villreinen bruker naturressurser og reagerer på menneskelige aktiviteter. Modellene er validert, og ble brukt for å produsere en rekke kart (**Tab. 2.1**), som er sammenlignbare på tvers av områder.

De to første kartene beskriver kvaliteten på ressursene og barrierer/hindringer for bevegelser, på lokal skala. Man kan si at disse kartene beskriver ressursene fra et "*froskeperspektiv*". Disse er basert på analyser som kvantifiserer effekten av en rekke miljøvariabler på reinens områdebruk, og som representerer grunnlaget for alle andre kart vist i rapporten.

De neste kartene viser hvilke områder og korridorer som er de mest funksjonelle i hele landskapet. Dette er spesielt viktig, fordi analysene bak kartene *kombinerer informasjon om områdets kvalitet og tilgjengelighet* gjennom korridorer. Den tar hensyn til *samlet belastning* av all infrastruktur og menneskelig aktivitet i området, identifiserer de *viktigste* områdene og korridorene i hele landskapet. Man kan si at disse kartene beskriver ressursene fra et *«fugleperspektiv»*. Kartene kan gi verdifulle bidrag i arbeidet med å *prioritere* hvilke avbøtende tiltak som best kan bidra til bevaring av villreinens leveområder.


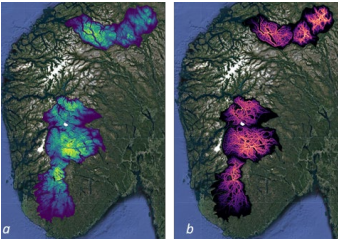
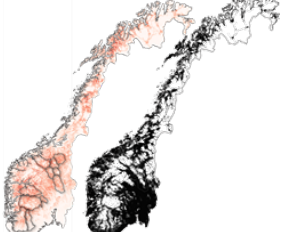
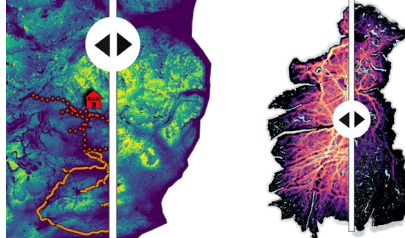
*Simuleringsverktøyet* kan brukes for å beregne effekter av eksisterende inngrep eller planlagt utvikling. Dette kan støtte bærekraftig arealplanlegging, konsekvensutredninger og avbøtende tiltak. For eksempel kan det brukes til å teste effekten av fjerning / stenging / omplassering / bygging av infrastruktur (eks. hytter, veier, stier), endringer i bruksintensiteten, eller klimaendringer.

Alle kart er tilgjengelig i [Nett-Appen](#) (kap. 2.6). Modeller, tilnærminger og resultater er kvalitetssikret av internasjonale eksperter gjennom publikasjoner i en rekke vitenskapelige tidsskrifter (Kivimäki et al. 2014, 2020; Panzacchi et al. 2015, 2016; Beyer et al. 2016; van Moorter et al. 2020, 2021, 2022a, 2022b; Brandão Niebuhr et al. under rev, Dorber et al. 2022, Vijeou et al. under rev), PhD-avhandlinger (Kivimäki 2018; Vijeou in prep), MSc avhandlinger (Lelotte 2021). Metoder og resultater er beskrevet i flere norske rapporter (Gundersen et al. 2021; Stange et al. 2019; Strand et al. 2013, 2015 a, b, c), populærvitenskapelige artikler (f.eks. Panzacchi et al. 2020) og videoer (Panzacchi et al. 2021a, b; Panzacchi et al. 2022a, b).





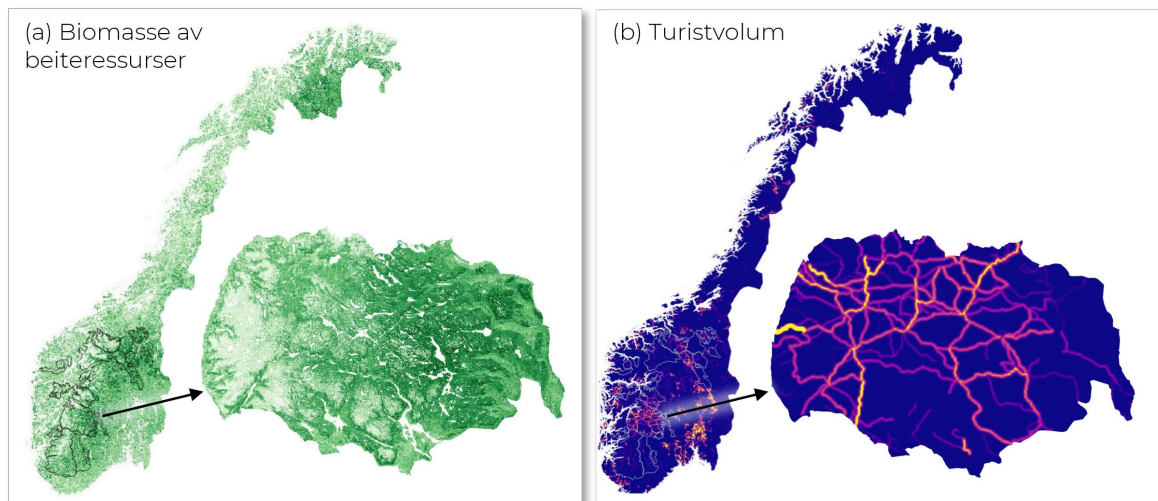
Tabell 2.1 Tilgjengelige statistiske kart og produkter som kan være relevant for vurdering av status for villrein leveområder etter Delnorm 3.

OVERSIKT AV TILGJENGELIGE STATISTISKE KART OG PRODUKTER	BESKRIVELSE	SKALA OG PERIODE
<p>1. Kart på lokalskala som beskriver:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* FORETRUKNE HABITAT</li> <li>* BARRIERER</li> </ul>	 <p>Sett med tre statistiske kart som beskriver hvordan villrein oppfatter <i>habitat kvalitet</i> (ift. vegetasjon, topografi, menneskelige aktiviteter osv., <i>a</i>) og <i>barrierer</i> for bevegelser (<i>b</i>). Kartene ble først publisert i vitenskapelig tidsskrifter i 2015 (Panzacchi – van Moorter et al. 2015; Panzacchi et al. 2016), og ble oppdatert i 2020 med nye data. En tredje oppdatering er i gang for villrein og tamrein i Skandinavia</p>	<p>Hele Norge, 100 m oppløsning. Kart for sommer- vinter- og kalvingsperiode</p>
<p>2. Kart på landskapskala som beskriver:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET</li> <li>* KORRIDORER</li> </ul>	 <p>Sett med to statistiske kart som beskriver hele landskapet i sammenheng fra et reindyrperspektiv, og identifiserer de mest <i>funksjonelle områdene</i> (området av god kvalitet og vel tilkoblet; <i>a</i>) og de viktigste <i>bevegelseskorradorene</i> (<i>b</i>) inne i hvert område (eller ved behov, mellom områder). Kartene er produsert med programvaren <i>ConScape</i> (ConnectedLandscape; van Moorter et al. 2022), og oppdateres ved behov</p>	<p>100 m oppløsning, alle sesonger. Kart er produsert for: Setesdal, Nordfjella, Snøhetta, Hardangervidda, Knutshø, Forollhogna, Sølketten (kan utvides til alle områder)</p>
<p>3. KART AV MENNESKELIG FOTAVTRYKK* (viser påvirkning av leveområder)</p>	 <p>Sett med tre ulike statistiske kart som på forskjellige måter kvantifiserer virkningen av infrastruktur og menneskelige aktiviteter på villreins leveområder (*). Kartene ble produsert innen NFR prosjektet «<i>OneImpact</i>», hvor videre analyser av samla belastning av menneskelige aktiviteter pågår for Norge og Sverige</p>	<p>Hele Norge, 100 m oppløsning, alle sesonger. For hver infrastruktur måles avstanden der effekten kan oppdages («påvirkningssonen»)</p>
<p>4. SIMULERINGSVERKTØY (før/ etter scenarioanalyser) for:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Konsekvensanalyse</li> <li>- Avbøtende tiltak</li> <li>- Arealplanlegging</li> </ul>	 <p>Simuleringsverktøyet kan forutsi samla belastning av eksisterende/ ny/ planlagt infrastruktur / klimaendringene på funksjonalitet (fig. venstre) og korridorer (høyre). Det kan brukes for <i>konsekvensanalyse</i> (eks. vannkraft, vei, hyttefelt), for å støtte bærekraftig arealplanlegging, for å forutsi effekten av <i>avbøtende tiltak</i> (eks. faunapassasjer, redusert trafikkvolum, stenging/omplussing av hytte, vegger. Dorber et al. 2022), og habitat <i>restaurering</i> (Hagen et al. 2022)</p>	<p>Det er gjort mange simuleringer i hele Norge. Kan brukes ved behov i alle områder, for all infrastruktur som er analysert, i hver sesong</p>

## 2.1 Statistiske tilnæringer: Data

De statistiske tilnæringerne er basert på en stor mengde data, som er kort beskrevet nedenfor (detaljer i Panzacchi & van Moorter et al. 2015 og Panzacchi et al. 2016):

**GPS data:** vi har GPS-data fra ni villreinområder i ulike perioder fra 2001 og fremover (Setesdal Ryfylke, Setesdal Austhei, Hardangervidda, Norefjell-Reinsjøfjell, Nordfjella, Snøhetta, Rondane Nord og Sør, Knutshø). Dataene inneholder posisjoner fra ca. 400 simler, som har logget posisjoner hver tredje time. Til samme utgjør dette over 3 millioner posisjoner.



Figur 2.1 Eksempler på data brukt i modellene. (a) Beiteressurser for rein (fordøyelig biomasse av foretrukne plantearter) om sommeren (kart for vinter er også tilgjengelig; Vijeou et al., under review); (b) Turistvolum langs turistier sommerstid (kart er laget av en kombinasjon av N50 data fra Kartverket om merket sti, data fra turisttellere i flere villreinområder - Gundersen et al. 2019 -, data fra Strava -2019-, og lokalkunnskap).

### Data om vegetasjon, klima, infrastruktur, beitedyr osv.:

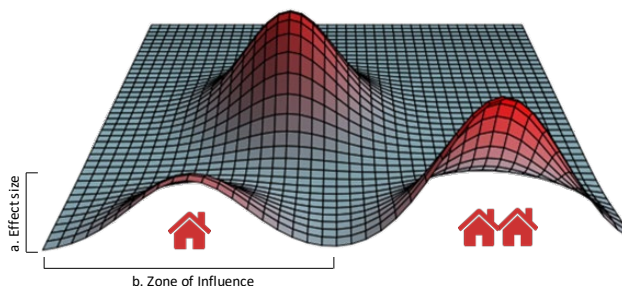
Hver GPS-posisjon er koblet til en stor mengde digitale høyoppløselige data som beskriver lokale forhold fra ulike datakilder med nasjonal dekning. Det trengs mange forskjellige typer data for å beregne de *kumulative effektene av forskjellig infrastruktur og menneskelige aktiviteter i flerbrukslandskap*. I Norge er det mange kilder til høyoppløselige data om infrastruktur og menneskelige aktiviteter som er relevante for å estimere effekter på reinens bruk av landskapet (f.eks. fra Geonorge, NASA, GBIF, Met.no). Vi har testet ca. 350 datasett som beskriver både *naturlige elementer* (eks. topografi, vegetasjon, planteproduksjon, beitedyr, klima, snø), *infrastruktur* (eks. veger, jernbane, hytter, turisthytter, løypenett, vannkraft, kraftlinjer), og *menneskelig aktivitet* (se Panzacchi et al. 2015, 2016).

Noen av datasettene er produsert spesielt for å støtte modellene, med fokus i vill- og tamreinområder. Disse inkluderer kart som beskriver *turistvolum langs stier*. Dette er basert på bakgrunnsdata fra Kartverket om merket sti (justert ved digitalisering av lokale data i områder hvor informasjonen var ufullstendig, f.eks. Knutshø), med tilleggsinformasjon om turistvolum basert på data fra turisttellere (antall besøkende pr. km løype; Hardangervidda, Nordfjella, Snøhetta, Rondane og Forollhogna pluss noen lokalområder; Gundersen et al. 2019, 2020, 2021); der disse ikke var tilgjengelige, brukte vi nasjonale data fra Strava (2019; skalert basert på korrelasjon med turisttellerdata i områder der begge datasett var tilgjengelig) korrigeret med lokalkunnskap i enkelte områder. Vi har også produsert et *dynamisk kart over beiteressurser* (fordøyelig biomasse av foretrukne plantearter for rein; Vijeou et al., under review; **Fig. 3.1a**). Vi har også brukt et kart som viser områder som brukes av *sau*, ved å jevne ut kartet fra NIBIO (kilden.nibio.no) innenfor en radius på 5 km, for å unngå sterke kanter mellom beiteområder, og for å forsøke å ta hensyn til romlige og tidsmessige variasjoner. Alle kartene kan potensielt oppdateres og forbedres i fremtidige prosjekter.

**Lokalkunnskap** har vært brukt for å supplere og forbedre nasjonale tilgjengelige data (for eks. veger som er stengt om vinteren, bruk av hytter osv.). Lokalkunnskap ble kun samlet i noen få områder hvor vi hadde prosjekter (Snøhetta, Setesdal, Nordfjella), men det vil være nyttig å samle inn lignende data for alle områder.

For hver type infrastruktur og ferdsel måler vi tetthet på forskjellige skalaer, innenfor radier fra 100 m til 10 km. Modellen identifiserer den mest relevante *påvirkningssonen* (**Fig. 2.2**). Sammenhengen mellom disse variablene - isolert og samlet (kumulative effekter) og GPS data ble analysert flere ganger gjennom årene (Panzacchi Van Moorter et al. 2015; Panzacchi et al. 2013a, 2013b, 2016; Beyer et al. 2016; Gundersen et al. 2019, 2020, van Moorter et al. 2021, 2022; Lelotte 2021; Strand et al. 2013, 2015a, 2015b, 2015c; Gundersen et al. 2021; van Moorter et al. under review; Brandão et al. under rev.; Dorber et al. 2022).

Figur 2.2.2. For hver type infrastruktur (e.g. hytte) beregnet vi dens tetthet i forskjellige skalaer, innenfor radier av 100m, 250m, 500m, 1km, 2,5 km, 5 km, 10 km. Modellen identifiserer deretter: (a) «effektstørrelsen», dvs. hvor sterkt rein unngår denne typen infrastruktur, eller område med flere infrastrukturtyper; (b) «påvirkningssonen», eller avstanden der effekten av infrastrukturen oppfattes av reinen (Brandão et al. 2022).

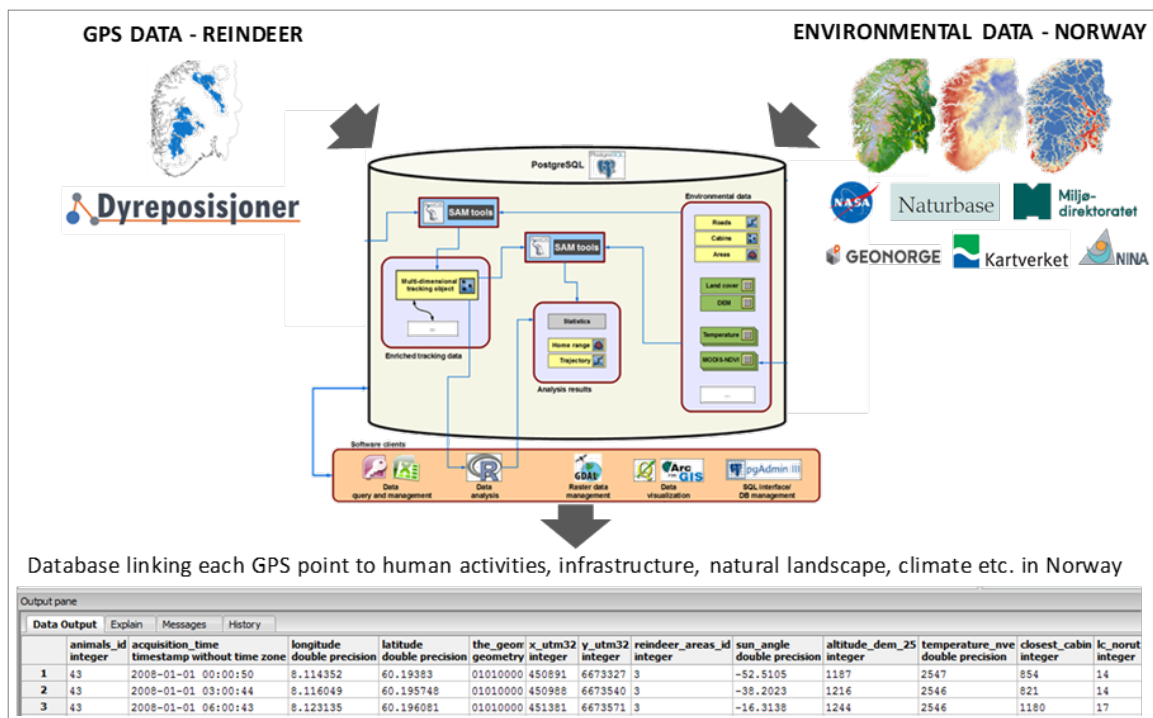


## 2.2 Statistiske tilnærminger: Datainfrastruktur – SAM

Datamengden er stor, og en avansert og oppdatert datainfrastruktur er avgjørende både for å kvantifisere endringene i landskapet (infrastrukturutvikling, vær- og klimaendringer), og for å analysere konsekvensene for reinen. I 2014 bygde NINA en slik datainfrastruktur, SAM - *Spatial Database for Animal Movements* (Urbano and Cagnacci 2014). SAM er en nyskapende forskningsinfrastruktur for å behandle posisjonsdata som kobler hver observasjon med en stor mengde digitale variabler som beskriver lokale forhold, og klargjør data for analyser. SAM lagrer koder for automatiserte operasjoner slik at alle dataoperasjoner er dokumentert og reproducerbare. SAM har funksjoner for å beregne områdevis oversikter, som for eksempel å oppdage endringer i landskapet over tid (f.eks. nye hytter, veger, endret trafikkvolum osv.). SAM kan behandle både rasterdata og vektordata, på en rask og beregningseffektiv måte. SAM er basert på åpen kildekode/programvare (PostgreSQL/PostGIS), som gjør det mulig å få tilgang til å bruke dataene i en rekke geografiske (f.eks. QGIS, GRASS) og statistiske programvarer (f.eks. R), og tillater dermed å implementere de analytiske tilnærmingene beskrevet her. SAM har vært i bruk i NINA i flere år for reinsdyr (villrein og tamrein) og flere andre arter.

Hver GPS-posisjon forhåndsbehandles (blant annet ved å sjekkes for sannsynlige feil, eller ved å regularisere tidsintervaller) før posisjonene kobles til variablene som er beskrevet ovenfor om vegetasjon, topografi, klima, infrastruktur og menneskelig aktivitet. Alle menneskelige infrastruktur og aktiviteter - for eksempel tetthet av hytter, veger eller stier -, måles på flere romlige skaler fra radier på 100 m til 10 km (**Fig. 2.3**). I SAM lages det også en database med tilfeldige observasjoner som er nødvendig for å gjøre statistiske analyser.

Informasjon og data hentet fra lokale eksperter (eks. polygoner, vektorer som beskriver for eks. snøscooterløyper, gjerder, eller informasjon om stengte veger om vinteren) er inkludert, der det er tilgjengelig. Resultatet er en tabell (**Fig. 3.3**) som kan brukes direkte for analyser. Tabellen kan oppdateres med nye tilgjengelige GPS-data eller variabler fra relevante kilder (met.no, NASA, NVE, Statens vegvesen osv.).



Figur 2.3. DATAINFRASTRUKTUR: SAM - Spatial Database for Animal Movements (Urbano and Cagnacci 2014) - ble produsert av NINA, for å automatisk laste ned GPS data, og koble hver reinsdyrposisjon med en stor mengde variabler fra flere kilder som beskriver lokale forhold, for å gjøre dem klare for analyser. SAM er et avgjørende forskningsverktøy for å kunne måle landskapsendringer i villreinområdene og kvantifisere kumulative effekter av menneskelige aktiviteter og klima på dyrenes arealbruk

## 2.3 Statistiske tilnærminger: Metodeoversikt

For å tilrettelegge for en mest mulig helhetlig, objektiv og bærekraftig arealforvaltning trenger vi kunnskap om hvordan villreins arealbruk påvirkes av de samla effektene av menneskelige aktiviteter, eller om forventede effekter av planlagt utbygging av infrastruktur eller avbøtende tiltak. Det betyr at vi samtidig trenger kunnskap om infrastrukturens effekt på habitatkvalitet og på migrasjonskorridorer.

Det har imidlertid manglet robuste vitenskapelig metoder for å måle kumulative effekter i flerbrukslandskap. Dette er en kompleks prosess, fordi den krever utvikling og integrering av kunnskap ikke bare innen økologi, men også informatikk, nettverksanalyse, matematikk og programvareutvikling. I samarbeid med internasjonale eksperter fra disse fagområdene har vi utviklet metodene som trengs for å utføre disse analysene. Metodene er utviklet gjennom prosjekter finansiert av Norges forskningsråd, med støtte fra lokale overvåkingsprosjekter.

Metodikken bygger på en analytisk tilnærming som parallelt estimerer kumulative effekter, viktige habitater og korridorer. Metodikken kan sammenfattes i tre trinn som inkluderer algoritmer og analyser. Det ligger utenfor rapportens rammer å gi en detaljert beskrivelse av prosedyrene (se publikasjonsliste [her](#), og norsk oversikt i Panzacchi et al. 2020). Her gir vi kun en kort oversikt.

Den teoretiske tilnærmingen og metodikken er kvalitetssikret gjennom publisering i flere høyt rangerte vitenskapelige tidsskrifter, og er tilgjengelig gjennom et program/software vi har produsert for å beregne funksjonelle områder, korridorer og kumulative effekter: **ConScape** (Connected-Landscape; Van Moorter et al. 2022). Metodikken brukes nå på flere andre arter i Norge, både villrein og tamrein i Norge og Sverige (innen NFR prosjektet **OneImpact**), og på flere hjortedyr, rovdyr, insekter, trær osv. (innen NFR-prosjektet **GreenPlan, 2022-5**). Metodikken vi har utviklet brukes også internasjonalt – for eksempel caribou (Fullmann et al. 2017), gaupe (Giocoela et al. 2021), hjort (Brennan et al. 2018), grizzlybjørn (Peck et al. 2017), og brunbjørn (De Angelis 2019).



### 2.3.1 Tre trinn: fra piksler til landskap og tidsscenario

Den statistiske tilnærmingen kan syntetiseres i tre trinn (se **Fig. 2.4** og **Nett-Appen**).

**Trinn 1 – fokus: 100 m piksel.** Først fokuserer vi på hver piksel isolert, uavhengig av andre piksler rundt den, og vi bruker statistiske modeller for å beskrive i detalj egenskapene til hver piksel. Resultatet beskriver i hvilken grad hver piksel inneholder foretrukket habitat for rein (Panzacchi-van Moorter et al. 2015) eller representerer en barriere for bevegelse (Panzacchi et al. 2016; Beyer m.fl. 2015). Disse kartene er basert på et robust kunnskapsgrunnlag som kvantifiserer betydningen og effekten av ulike infrastruktur og menneskelige aktiviteter på villrein (Panzacchi m.fl. 2013 a, b; Panzacchi m.fl. 2015, 2016; Beyer m.fl. 2015; Joli m.fl. 2021). Menneskelige fotavtrykk på reinsdyrhabitat er også beregnet (Lelotte 2021). Disse kartene er basert på kvantifisering av effekten av alle data beskrevet i Kap. 2.1 (ift. vegetasjon, infrastruktur, menneskelige aktiviteter osv.) på villrein GPS-data; resultater er illustrert i **Fig. 2.5**.

**Trinn 2 – fokus: landskap og samla belastning.** Vi tar deretter et *bredere perspektiv* på hele landskapet, for å identifisere nettverket av ressurser som reinen trenger å få tilgang til gjennom korridorer. Målet er å identifisere de mest funksjonelle områdene, dvs. områder som har ressurser av høy kvalitet og som lett kan nås av rein, og de viktigste migrasjonskorridorene som forbinder dem (van Moorter et al. 2021, 2022, under review). Disse kartene bygger på de pikselbaserte kartene beskrevet ovenfor, og vurderer forbindelsen mellom alle piksler i landskapet. Det gjøres ved bruk av nettverkalgoritmer som vurderer forbindelsen mellom alle pikselpar i landskapet (*Randomized Shortest Path*; Panzacchi et al. 2016; Kivimäki et al. 2018, 2020). Prosedyren kjøres ved hjelp av programvaren ConScape (*ConnectedLandscape*; van Moorter et al. 2022). Med andre ord løfter vi pikselfokuserte kart opp til en større skala, for å identifisere de viktigste korridorene og funksjonsområdene i hele landskapet. Vi kan dermed kvantifisere de *kumulative effektene* av all infrastruktur innenfor et område, som kan påvirke langt større områder enn den enkelte infrastruktur («*off-site effects*»; Dorber et al. 2022).

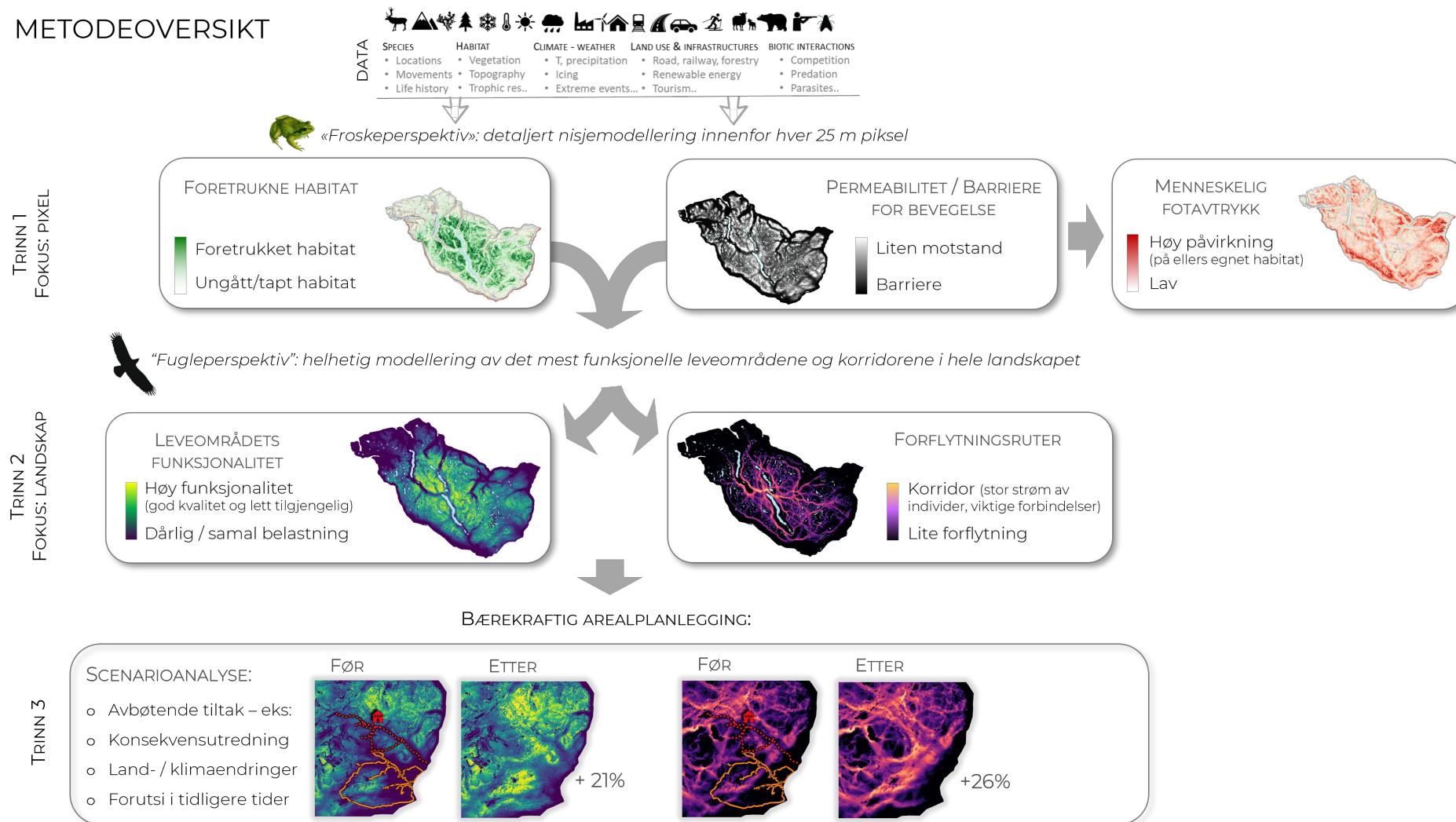
**Trinn 3 – Fokus: tidligere eller fremtidig scenario:** Til slutt kan vi forutsi konsekvenser av endringer i landskapet eller klima ved å kjøre scenarioanalyser. Dette innebærer: (a) å endre datagrunnlaget for å gjenskape ønsket scenario; (b) kjøre trinn 1 og 2 på nytt; (c) beregne endringene i «*Equivalent Connected Habitat*». For eksempel, kan vi beregne hvor mange km<sup>2</sup> av funksjonelt habitat eller hvilke korridorer som vil gå tapt ved å bygge nye hytter, magasiner, veier osv. Vi kan også se hva gevinsten er av å fjerne eller stenge veier, stier mm. (**Appendiks I**; Dorber et al. 2022).



Bilde 1: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)



# METODEOVERSIKT



Figur 2.4 METODEOVERSIKT. Dette er de 3-trinnene metodikken: 1) Først fokusere vi på hver piksel isolert, uavhengig av omgivelsene, og modellere habitat fra et «froskeperspektiv». 2) Vi ser på hele landskapet i "fugleperspektiv", og identifiser nettverket av ressurser som reinen trenger å få tilgang til gjennom korridorer. 3) Vi kjører scenarioanalyser for konsekvenser av menneskeskapt endringer i landskapet (eks. bygge hytter, magasiner, stenge veier, flytte stier) eller klima. Se Nett-Appen

## 2.4 Statistiske kart: beskrivelse

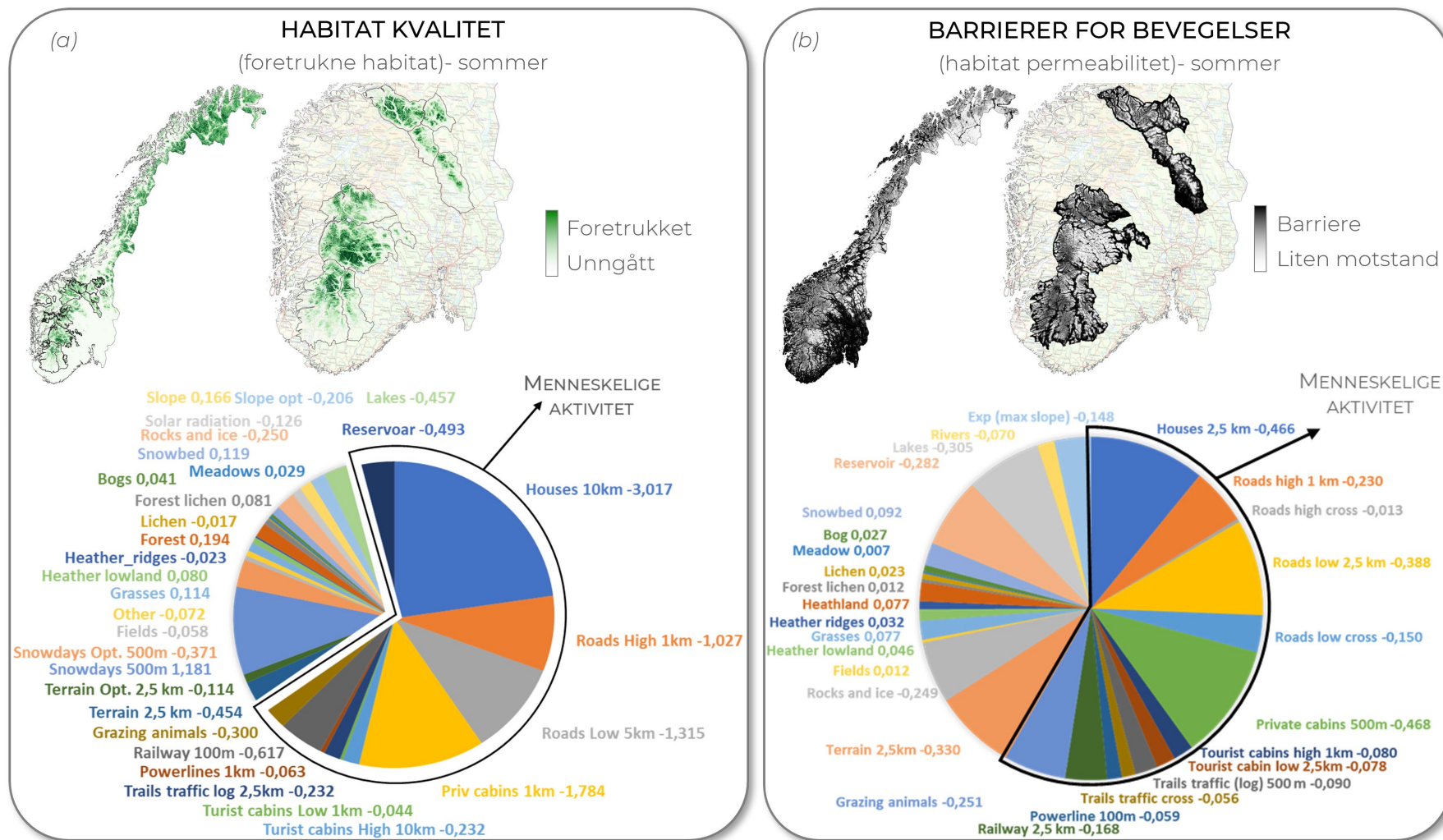
Basert på den metodiske tilnærmingen beskrevet over har vi produsert en rekke kart (syv kartsett, for hver sesong og område) som kvantifiserer hvordan reinen oppfatter landskapet med hensyn til ressurser, funksjonsområder, korridorer, barrierer, kumulative påvirkninger og menneskelig fotavtrykk. En oversikt av alle kartprodukter vises i **Fig. 2.6**.

Kartene kan deles i to hovedgrupper: pikselfokusert og landskapsfokusert. Man kan se for seg et reinsdyr i en liten, 100x100 m del av området deres. De *pikselfokuserte kartene beskriver om det lille området gir passende vegetasjon, topografiske og klimatiske forhold, og om det er i nærheten av populære turstier eller veier, om det er i et hyttefelt, eller midt i et vannmagasin, for eksempel. De landskapsfokuserte kartene tar et fugleperspektiv, og beskriver om pikselen er en del av en viktig korridor, eller om den er en del av et viktig funksjonsområde* - eller tvert imot, om det bare er et lite, isolert og ikke viktig område. Alle kart er nyttige samtidig for å forstå reinens habitat. Det er imidlertid kun landskapsfokuserte kart som gjør det mulig å forstå hvilke områder som er *viktigst* i hele landskapet, og bør derfor prioriteres for bevaring eller restaurering

**Pikselfokusert** – disse kartene (**Fig. 2.5**) beskriver i detalj hver piksel, fra et "*froskeperspektiv*". De beregner: (i) habitat kvalitet (sannsynlighet for at hver piksel kan tilby ressurser som er av god kvalitet for villrein, for eks. lite ferdsel, langt fra veier, gode beiteressurser osv. (Panzacchi Van Moorster et al. 2015); (ii) barrierer (sannsynlighet at hver piksel kan krysses, for eks. i forhold til barrierer, bratte områder, vann osv.; Panzacchi et al. 2016). Hver piksel er beskrevet uavhengig av omgivelsene: det betyr for eksempel at en *piksel kan være av god kvalitet, selv om reinen ikke kan få tilgang til den. Disse kartene kan være nyttige for å identifisere områder som er egnet, men ikke lengre er i bruk på grunn av tap av migrasjonskorridorer.*

**Landskapsfokusert** – Disse nyeste kartene beskriver landskapet fra et *fugleperspektiv*. Tanken er å se på hele det funksjonelle landskapet som et nettverk av ressurser som reinen kan få tilgang til gjennom korridorer (eller ressurser som er påvirket / utilgjengelig på grunn av menneskelige aktiviteter, topografi osv.). Kartene fokuserer på *konnektiviteten mellom viktige beiteområder*, og representerer *både de viktigste korridorene og de mest funksjonelle områdene, som samtidig har god kvalitet og har god tilgang*. Derfor kan disse kartene bidra til å identifisere områder som kan prioriteres til bevaring, restaurering eller avbøtende tiltak.

Kartene er et «levende forskningsprodukt» som kan oppdateres etter hvert som ny kunnskap blir tilgjengelig, og som kan tilpasses for å bedre støtte brukerens behov i beslutningsprosesser. Kartene kan for eksempel utformes for å vise de mest avgjørende korridorene mellom spesifikke interesseområder (f.eks. mellom Snøhetta øst og vest), eller inne i et helt villreinområde. Eller de kan vise eksisterende eller potensielle korridorer mellom forskjellige områder (f.eks. mellom Hardangervidda og Nordfjella nord, eller mellom Dovre og Rondane). Kartene kan sees i [Nett-Appen](#).

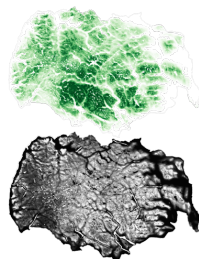


Figur 2.5 Kakediagrammene viser modellresultatene som inngår i kartene for habitatkvalitet (a) og permeabilitet (b) om sommeren. Resultatene viser sannsynligheten for å finne GPS-overvåket villrein i en piksel, tatt hensyn til både naturlige faktorer (lav, skråninger osv.) og menneskelige aktiviteter (tetthet av hus, veier, hytter, turistvolum osv.). Estimaten i a (Panzacchi-van Moorter et al. 2015) angir både i hvilken grad reinen foretrekker (positivt fortegn) eller unngår (negativt) hver variabel, og avstanden der effekten er påviselig. Estimaten i b (Panzacchi et al. 2016) angir både i hvilken grad reinen foretrekker eller unngår å krysse en piksel, og avstanden der effekten er påviselig.

## TOLKNING AV STATISTISKE KART

**1. Fokus: piksel, lokale ressurser***(froskeperspektiv)*

Beskriver hver 25 m piksel isolert, uavhengig av omgivelsene

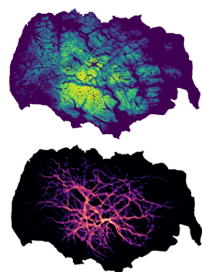


**HABITATKVALITET / FORETRUKNE HABITAT:** Grønnere piksler tilbyr ressurser av høyere kvalitet, foretrukket av reinsdyr (eks. foretrukket vegetasjon og topografi og lite forstyrrelsen); lysere piksler indikerer ressurser rein har en tendens til å unngå (eks. på grunn av infrastruktur, snø, bratte områder). Merk: viser alle piksler som tilbyr gode ressurser, inkludert de reinsdyrene ikke har tilgang til; det kan være nyttig for å identifisere områder som for er egnet for rein, men er ikke lengre i bruk for tap av migrasjonskorridorer

**BARRIERER / HABITATPERMEABILITET:** Lysere piksler kan enkelt krysses av et reinsdyr, mens mørkere piksler representerer barrierer for bevegelser (eks. veier, stier med høyt turistvolum, bratte områder osv.). Barrierer kan være permeable (kan krysses om nødvendig) eller ikke (eks. fjellklippe, gjerder, byer)

**2. Landskapsfokus***(fugleperspektiv)*

Fokusere på konnektivitet, fremhev de mest funksjonelle områder og korridorer i hele landskapet, og hjelp til å prioritere for bevaring eller restaurering



**LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET:** Lysere områder er samtidig gode (tilby ressurser av god kvalitet og lite forstyrrelser) og godt knyttet til andre gode områder (rein kan lett nå dem): disse er de viktigste og mest funksjonelle områdene innenfor denne landskapet (kjerneområder). Mørkere områder er uegnede og/eller isolerte/dårlig tilgjengelige. Disse nyskapende kartene representerer de viktigste områdene som brukes og trengs av rein bedre enn tradisjonelle habitatkvalitetskart, og kan derfor brukes til prioritering.

**FORFLYTNINGSRUTER / KORRIDORER:** Lysere farger indikerer områder som krysses av et høyere antall dyr som beveger seg mellom funksjonelle områder. Dette er de mest avgjørende korridorene og «flaskehalsene» for å opprettholde forbindelsen *innenfor* hele området. Merk: korridorer *mellom* forskjellige områder (eks. mellom Hardangervidda & Setesdal eller Nordfjella), eller mellom delområder (eks. Snøhetta øst & vest) kan modelleres, ved å fokusere på det største, ønskede området (eks. Hardangervidda + Setesdal)

**3. Menneskelige fotavtrykk**

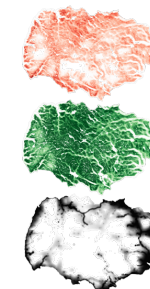
Visualiser menneskelig påvirkning av reinsdyrenes habitat. Reinen foretrekker områder med egnede naturressurser og lite forstyrrelser; kartene viser ressurser og forstyrrelser sammen, og hver for seg

*Kartene vurderer ennå ikke konnektiviteten [funksjonen under utvikling i «OneImpact» prosjekt]*

**MENNESKES FOTAVTRYKKART:** Mørkere farger indikerer områder med størst menneskelig påvirkning på gode reinhabitat, dvs. områder som potensielt kan gi svært egnede naturressurser, MEN hvor det også er infrastruktur og menneskelige aktiviteter unngått av reinen. Disse piksler (potensielt gode, men «ødelagt» av menneskelige aktiviteter) kan være aktuelle for restaurering

**NATURLIG POTENSIAL - «Bare natur» scenario:** Mørkere farger indikerer områder med potensielt de beste naturressursene for rein, dersom det ikke fantes infrastruktur eller menneskelige aktiviteter

**POTENSIELL PÅVIRKNING – «Bare mennesker» scenario:** Mørkere farger indikerer områder med den høyeste mengden infrastruktur og menneskelige aktiviteter unngått av rein - uavhengig av naturressurser



**Figur 2.6. Veiledning til tolkning av statistiske kart.** Kartene illustrerer: (1) hvordan villrein oppfatter både lokale ressurser og barrierer (innenfor hver piksel); (2), hvordan villrein oppfatter hele landskapet i et "fugleperspektiv", med tanke på funksjonelle landskaper som et nettverk av ressurser som reinen kan få tilgang til gjennom korridorer, og områder som er unngått på grunn av samla belastning av menneskelige aktiviteter. Vi viser også kart som beskriver menneskelig fotavtrykk /påvirkning av villreinområder (3). Alle kart er i samsvar med hverandre, da de alle er basert på samme analyse av habitatkvalitet og permeabilitet. Kartene og referanser vises i Web Appen: <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/home>

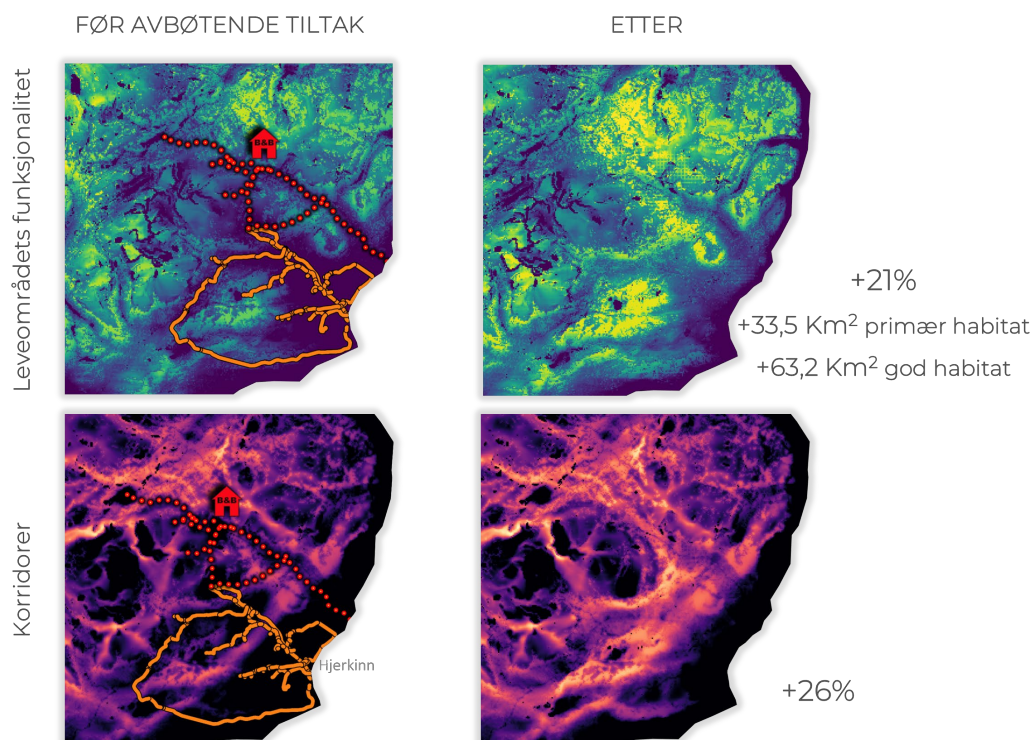


## 2.5 Simuleringsverktøy

### 2.5.1 Scenario analyse for avbøtende tiltak

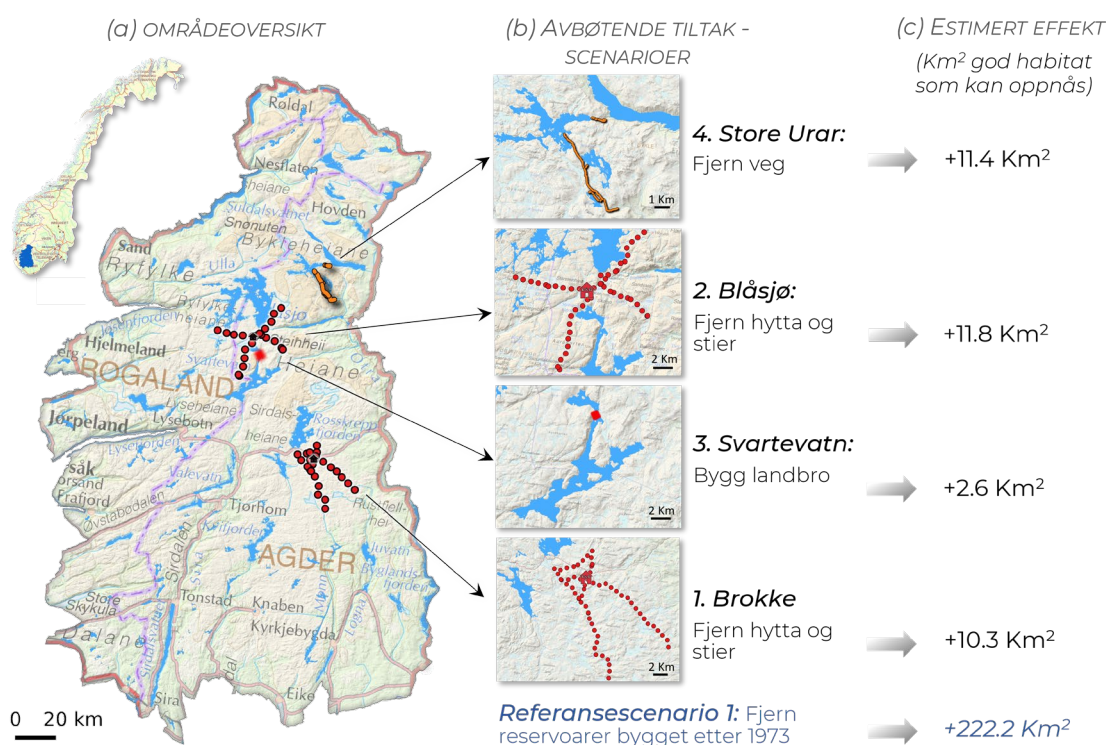
De statistiske tilnærmingene er godt egnet til å utføre scenarioanalyser, for å finne de mest effektive løsningene for å redusere den negative effekten av infrastruktur og menneskelige aktiviteter i et gitt område. En kan teste den forventede effekten av avbøtende tiltak for å minimere effekten av eksisterende infrastruktur, eller av en kombinasjon av infrastruktur og menneskelige aktiviteter, eller man kan vurdere scenarioer for klimaendringer. For eksempel, kan man teste effekten av å fjerne eller stenge av spesifikk infrastruktur (f.eks. en hytte med to stier og en vei), eller redusere turistvolum. Effekten kan testes ved å estimere hvor mange km<sup>2</sup> med funksjonelle områder som kan bli tilgjengelig for villrein ved å gjøre ulike avbøtende tiltak, og hvilke korridorer som kan reetableres (**Fig. 2.7**).

Slike simuleringer er så langt gjennomført i fire villreinområder i Norge. Totalt 80 scenarioer har blitt testet i forskjellige årstider i Setesdal (Dorber et al. 2022), Snøhetta (Hagen et al. 2022), Nordfjella og Hardangervidda (Gundersen et al. 2021). En oversikt over alle simuleringer (utenom Hardangervidda, som er gitt i Gundersen et al. 2021) er gitt i **Appendiks 1**, og i [Nett-Appen](#). Der har vi testet forventede effekter av 76 mulige avbøtende tiltak eller offset-tiltak anbefalt av lokale eksperter for å minimere negative samlede effekter av vannkraftmagasiner og annen infrastruktur. For å *direkte* minimere effekter av magasiner på tap av konektivitet / bevegelseskorridorer, har bygging av landbroer i enkelte situasjoner blitt foreslått som *avbøtende tiltak*. I de fleste andre tilfeller var direkte avbøtende tiltak ikke realistisk, og derfor har indirekte kompensierende tiltak (*offset-tiltak*) blitt foreslått som et alternativ. Med andre ord, der det ikke var mulig å jobbe direkte med hovedproblemet (dvs. vannmagasinet), foreslo lokale eksperter som alternativ å teste effekten av å flytte eller stenge annen infrastruktur (eks. stier, veier, hytter) plassert i gjenværende bevegelseskorridorer, eller i områder i nærheten av magasiner hvor funksjonalitet for reinen kan gjenopprettes.



Figur 2.7 Det mest effektive av de avbøtende tiltakene som ble foreslått av lokale eksperter i Snøhetta. Scenarioet (SN-5E, Appendiks 1) innebærer å fjerne Reinheim og stier knyttet til hytta, Snøheimvegen og de andre vegene knyttet til det gamle skytefeltet i Hjerkinnsområdet. Det ville føre til en 21% gevinst av funksjonelt habitat (godt og tilgjengelig habitat), og til reetablering av en nesten tapt migrasjonskorridor (26% mer bevegelsesmuligheter)

For hvert av de 76 scenarioene i Norge har vi beregnet hvor stor andel funksjonelle habitater og hvor mange bevegelsesmuligheter som kunne blitt tilgjengelig for villrein ved å implementere ulike foreslåtte avbøtende tiltak. Dette kan vi beregne i prosent (**% habitat oppnådd**), eller hvor mange **km<sup>2</sup> som kan tilføres** ved å iverksette alternative avbøtende tiltak. Vi har beregnet både hvor mange km<sup>2</sup> av det aller beste habitatet (1% topp kvalitet habitat), og hvor mange km<sup>2</sup> av gjennomsnittlig godt og funksjonelt habitat som er typisk brukt av villrein som kan tilføres (oppnås) med ulike tiltak (metoden er beskrevet i Dorber et al 2022). Kvantifisering av effekten av flere foreslåtte avbøtende tiltak tillot oss å **rangere** dem basert på den forventede effekten (**Fig. 2.8; Appendiks 1**). Dette kan være til hjelp for forvaltningen, nasjonale myndigheter, større private aktører og lokale interessenter som kan ta beslutninger om arealplanlegging basert på beste tilgjengelig informasjon.



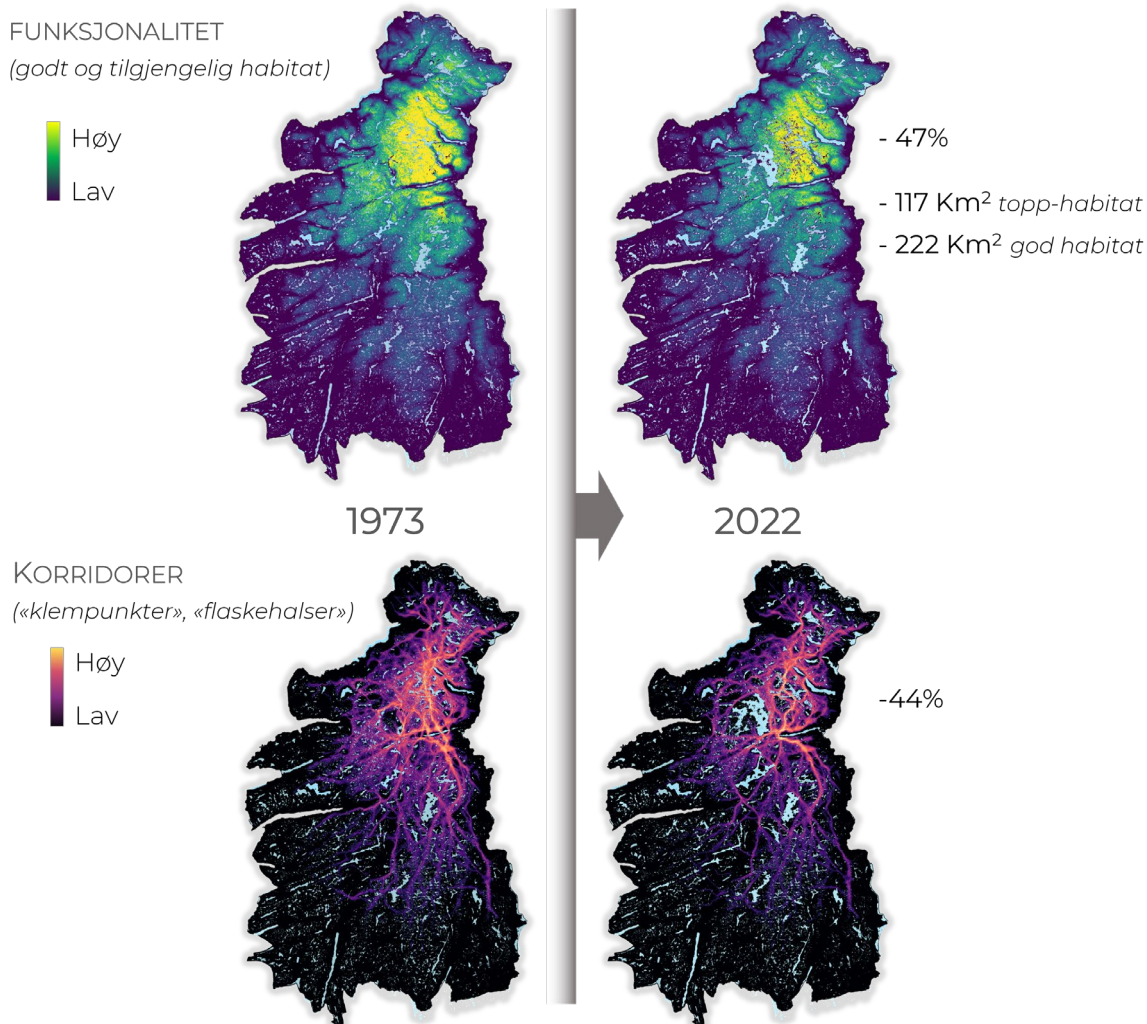
Figur 2.8. Testing og rangering av effekten av avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter på villreins leveområder i Setesdal Ryfylke. (a) Gir en oversikt over de fire foreslåtte tiltakene om sommeren. (b) Detaljer i hvert scenario, inkludert et referansescenario hvor vi simulerer fjerning av reservoar bygget etter 1973. (c) Resultatene viser hvor mange km<sup>2</sup> av gjennomsnittlig funksjonelt habitat som kan oppnås gjennom tiltakene. For scenario 1, Brokke, testet vi også 37 alternativer for å omplassere stier og hytter i mindre viktige områder for rein. Alle resultater er beskrevet i Appendiks 1.

## 2.5.2 Scenarioanalyse bakover i tid

Scenarioanalyser kan brukes også til å teste effekten av eksisterende eller tidligere utbygginger (engelsk *back-casting*; Fig. 2.9). Dette kan gjøres når historiske kart som beskriver landskapet eller infrastruktur er tilgjengelige, og der man er interessert i å forstå hvor funksjonelle habitater for reinen var lokalisert tidligere, eller hvor de viktigste bevegelseskorridorene var. Dette kan gi oss et utgangspunkt for å kvantifisere effekten av eksisterende infrastruktur eller tidligere inngrep, eller for å forstå og hvor mye habitat som har gått tapt inntil nå.

Som eksempel har vi brukt historiske kart for vannkraftutbygging i 1973 i Setesdal Ryfylke, (fra fjernmålingsanalyser, Dorber et al. 2018), og simulert hvordan funksjonelle habitater og korridorer for villrein så ut før utbyggingen. Med andre ord har vi simulert effekten av å fjerne alle vannkraftmagasiner bygd etter 1973 (vi simulerte ikke fjerning av annen infrastruktur knyttet til magasinet). Modellene viser at bygging av vannkraftmagasiner etter 1973 førte til et tap av ca.

222 km<sup>2</sup>, eller ca. 44 % av funksjonelt habitat som vanligvis brukes av rein, og 47 % tap av korridorer (Dorber et al. 2022; **Appendiks 1**). En kan derfor si at effekten av å bygge vannkraftmagasiner i Setesdal etter 1973 er et tap av 222 km<sup>2</sup> med leveområder av god kvalitet. I tillegg kommer det habitatet som har gått tapt på grunn av konstruksjon av adkomstveier, kraftledninger, bygninger og ferdsel knyttet til den «nye» infrastrukturen osv. Selv om det ikke er mulig å validere resultater tilbake i tid, ser det ut til at historiske data om fangstanlegg stemmer ganske bra med estimater av tidligere funksjonelle områder og korridorer.



Figur 2.9. Scenarioanalyse bakover i tid, før vannkraftmagasiner ble bygget i 1973. Figuren viser funksjonelle habitat og bevegelseskorridorer for rein i Setesdal Ryfylke i 1973, før byggingen av de største magasinene (til venstre), og i vår tid, med et av de største magasinnettverket i Europa, rundt Blåsjø (til høyre). Reservoarene (lyseblå) forårsaket tap og fragmentering av habitat, og deres samla belastning er en -47 % reduksjon i mengden funksjonelt habitat og en -44 % reduksjon i bevegelseskorridorer. Disse prosentene kan oversettes til et estimert tap på 222 km<sup>2</sup> funksjonelt habitat, typisk brukt av GPS-overvåket rein. Disse estimatene av vannkraftens totale påvirkning på rein er konservative, da atkomstveier, kraftledninger og annen infrastruktur knyttet til vannkraft ikke er vurdert i simuleringen. Dorber et al. (2022); Appendiks 1.

### 2.5.3 Scenarioanalyse for konsekvensutredning og bærekraftig arealplanlegging

Simuleringene kan brukes på en proaktiv måte ved å forutsi hvor mange km<sup>2</sup> funksjonelt habitat eller korridorer som kan gå tapt ved å bygge ny infrastruktur (strategisk konsekvensutredning), eller som konsekvens av klimaendringer. Derfor kan simuleringene støtte prosessen med å identifisere de mest bærekraftige alternativene for arealplanlegging som involverer flere typer av infrastruktur.



For eksempel har vi brukt simuleringene til å støtte beslutningsprosessen ved å identifisere de mest bærekraftige alternativene for ferdsel og friluftsliv/turisme i Brokke-Suleskard området i Setesdal Ryfylke. Der har vi testet effekten av 37 alternative utviklingsmuligheter (**Fig. 2.8.7; Appendiks 1**) for å hjelpe forvaltere og interessenter med å omplassere flere stier og hytter i viktige områder for reinen, og å bygge nye stier og hytter i mindre viktige områder for rein. Alle alternativene ble modellert, og resultatene ble rangert etter hvilken effekt de har på reinens arealbruk.

#### 2.5.4 Scenarioanalyse: resultater og konklusjon

Resultater, metoder og referanselisten kan ses i **Appendiks 1**, og i Nett-Appen: <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/scenario-analyses>.

Selv om resultatene av et referansescenario viser at reservoarene påvirket ca. 222 km<sup>2</sup> av leveområder som vanligvis brukes av villrein i Setesdal Ryfylke, vil hver av de foreslåtte avbøtende tiltak føre til en gevinst på bare ca. 2 til 12 km<sup>2</sup> av et slikt habitat.

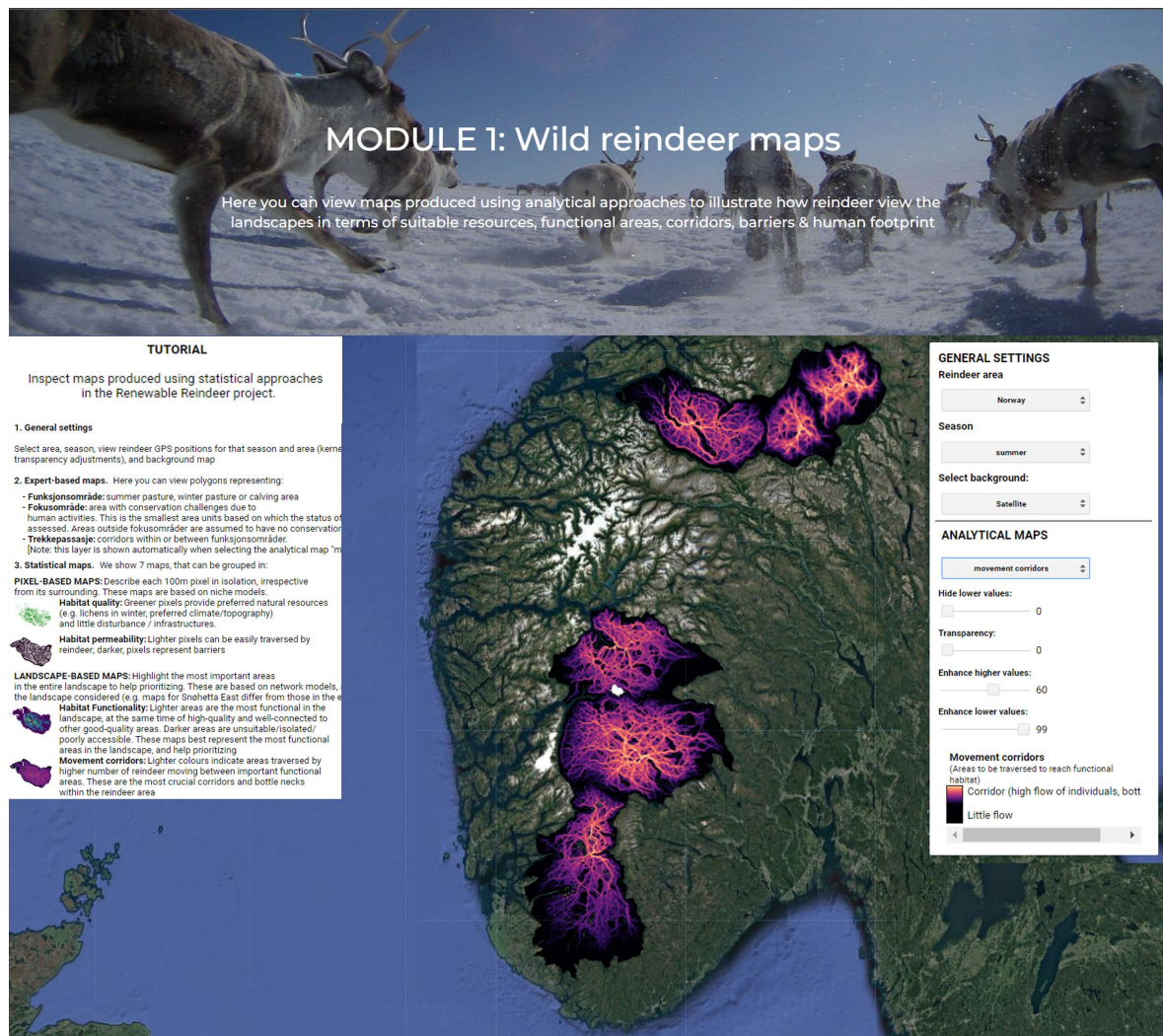
Derfor er en klar konklusjon av denne studien at en proaktiv tilnærming gjennom bærekraftig arealplanlegging er langt mer effektivt enn å implementere avbøtende tiltak (tilnærming med tilbakevirkende kraft) etter at skaden er gjort. En annen konklusjon er at noen avbøtende tiltak er langt mer effektive enn andre, og kun ved å fokusere på et landskapsperspektiv er det mulig å verdsette disse forskjellene.

Vi håper at disse verktøyene og resultatene kan være nyttige for konsekvensutredning, for å identifisere de mest effektive avbøtende tiltakene, og for å utvikle bærekraftige strategier for arealbruk i villreinområder. Aktiv integrering av lokalkunnskap i simuleringene (som i Øyvuvsbu) er avgjørende for å optimalisere nytten av analytiske tilnærminger for å oppnå bærekraftig arealforvaltning.



## 2.6 Formidling av statistiske kart og verktøy: Nettapplikasjon

Vi har utviklet en nettapplikasjon for å formidle statistiske kart for villrein i Norge, og for å forklare metoden. Appen finnes her <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/home>. Appen har to Moduler. Modul 1 visualiserer og gjør det mulig å zoomme inn på de fleste av våre statistiske kart, for tre sesonger (vinter, kalving, sommer; Fig. 2.10). Modul 2 er beskrevet i Kap. 4.3, og er utformet for å støtte denne rapporten. Modul 2 sammenligner statistiske kart med kart produsert på i de ekspert-baserte vurderingene for Delnorm 3 i kvalitetsnormen.



Figur 2.10 Skjerm bilde av Modul 1 i Nett-Appen tillater å se alle statistiske kartene. [Modul 2 tillater også å sammenligne dem med kart produsert på ekspert-baserte vurderinger etter Delnorm 3]

### 3 Kort beskrivelse av delnorm 3

Hovedmålet med delnormen er å identifisere områder hvor menneskelige aktiviteter / infrastruktur overstiger det som er satt som akseptabelt nivå for villrein, og som derfor bør vurderes for restaurering eller avbøtende tiltak. Dette hovedmålet er i delt i to komplementære delmål: delnorm 3A) «endringer i funksjonell arealutnyttelse», og delnorm 3B) «endringer i trekkpassasjer». Delnorm 3A og 3B er nødvendige delmål for å nå hovedmålet for normen. Disse to delmålene er operasjonalisert og beregnet i kvalitetsnormenes prosedyre som beskrevet nedenfor.

Delnormen bruker tilstedeværelsen av rein som et grunnlag for å si at habitatet er egnet, i stedet for å vurdere egnethet ut fra habitatene sine egenskaper. Dersom villrein er observert i et område, anses det i utgangspunktet som egnet. Dermed blir reinsdyrs *tilstedeværelse brukt som mål, eller «proxy», for å beskrive områdets «egnet» for rein*. I stedet for å måle direkte hvor mye habitat som har gått tapt på grunn av infrastrukturutvikling de siste 50 årene, vurderer normen erfarte endringer i villreinobservasjoner i denne perioden.

#### 3.1 Data

Delnorm 3 bygger på ekspertvurderinger av forskjellige typer data og informasjonskilder. Det er gjort en stor innsats over mange år på flere områder for å samle både reinsdyrposisjoner (gjennom GPS-merkeprosjekter i 9 villreinområder), og erfaringsbasert kunnskap om reinsdyras bruk av områder, ved intervju med lokalkjente oppsyn, medlemmer i fjellstyrer, jegere, lokale naturforvaltere og andre fjellfolk. I tillegg bruker Delnorm 3 reinsdyrobservasjoner fra oppsyns dagbøker og fra «sett-rein» (database med tilfeldige dyreobservasjoner), og kulturhistoriske data, dvs. informasjon knyttet til fangstminner (bågestillinger, dyregraver, massefangstanlegg osv.) - der slike data er tilgjengelig (se Kjørstad et al. 2017).

Tilnærmingen brukt i Delnorm 3 fokuserer på observerte og antatte reduksjoner i villreinobservasjoner i et område, som kan tyde på menneskeskapt reduksjon i habitatkvaliteten. Det benyttes ikke data om infrastrukturutvikling eller menneskelige aktiviteter direkte, selv om slik kunnskap er en del av den erfaringsbaserte kunnskapen som prosessen tar sikte på å fange opp (se kommentar i Kap. 6.2.2).

#### 3.2 Metodeoversikt

Informasjonskildene beskrevet ovenfor er vurdert og syntetisert av lokale eksperter for å produsere følgende kart-baserte delprodukter jf. Mossing et al. (2020; **Tab. 3.1**), og danner grunnlaget for sluttvurderingen for hvert område. Utvelging og kartfestingen av funksjonsområder og fokusområder er gjort etter en kartleggingsmal utarbeidet av Norsk villreinsenter i 2020 (Mossing et al. 2020). Erfaringene fra tidligere kartleggingsarbeid ble brukt og dels tilpasset kvalitetsnormen og dens metoder.

Etter kartproduktene i **Tab. 3.1** er framstilt, integrerer en ekspertgruppe informasjonen ovenfor og vurderer status for hvert villreinområde. Dette gjøres ved å følge en trinnvis prosess, først for arealutnyttelsen, og deretter for trekkpassasjer.

Tabell 3.1 Delprodukter som legges til grunn for dagens vurdering av status for hvert område.

Delprodukt	Beskrivelsen	Merknader
FUNKSJONSOMRÅDE ÅRSTIDSHABITAT	Polygon som beskriver avgrensingen av sommer- og høstbeite, vinterbeite eller kalvings- og oppvekstområde	Inkluderer områder brukt av villrein både nå og tidligere, som derfor antas å være funksjonelle eller av god nok kvalitet (< 50% habitattap)
FUNKSJONSOMRÅDE TREKKPASSASJE	Polygon som viser de viktigste kjente trekkrutene	Korridorer innenfor et funksjonsområde, mellom ulike funksjonsområder / sesonger, og noen mulige korridorer mellom leveområder
FOKUSOMRÅDE	<p>«Fokusområde» en del av en funksjonsområdet der det er identifisert utfordringer for villreinen som skyldes arealinngrep og menneskelig aktivitet.</p> <p>Fokusområdet er avgrenset på kart som et polygon. Dette er den minste arealenheten som brukes av eksperter til å vurdere menneskelig inngrep innen hvert villreinområde. Fokusområdene vil være utgangspunkt for vurdering av avbøtende tiltak som kan bidra til at reinen kan bruke leveområdet på en mer optimal måte.</p> <p>To typer fokusområder er identifisert: et knyttet til redusert bruk av leveområder, og et knyttet til redusert bruk av trekkpassasjer</p>	<p>Areal utenfor fokusområdene antas å være av god nok kvalitet, og fortsatt funksjonelle for villrein. Teknisk sett antar Delnorm 3 at forstyrrelsesnivået i alle funksjonsområder utenfor fokusområdene er så lavt at man kan ikke påvise redusert arealbruk, dvs. reduksjon av arealbruk er mindre enn 50%</p> <p>Et fokusområde er identifisert basert på bevaringsutfordringer og samfunnskonflikter knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet. Avgrensningen av fokusområder bygger på en helhetlig vurdering av landskapsformer/topografi, området sin opprinnelige funksjon for villreinen og påvirkningsfaktorene</p>
INFLUENSOMRÅDE	Polygon som identifiserer området som antas å være påvirket av forstyrrelser i et tilknyttet fokusområde brukt som trekkpassasje	Areal med redusert eller manglede bruk på grunn av brutte trekkruiter inn i det aktuelle området

### 3.2.1 Prosedyre for Delnorm 3 A: endringer i funksjonell arealutnyttelse

1. Fokus rettes *mot fokusområder* der det har vært tap av *arealutnyttelse*. Merk at resten av funksjonsområdet er antatt å være av god nok kvalitet (mindre påvirket av menneskelige forstyrrelser og inngrep) og derfor ikke teller med i klassifiseringen.
2. Innen hvert fokusområde, og for hver sesong, *vurderes det hvor mye dagens arealutnyttelse er redusert, sammenlignet med de 50 siste årene* (>90% - rød, 50-90% - gul, <50% - grønn)
3. Arealet av fokusområdene der arealutnyttelsen har gått ned med >90% (rød) summeres, og det blir deretter vurdert om dette tallet representerer en liten (<10%, grønn), middels (10-20%, gul) eller stor (>20%, rød) andel av hele funksjonsområdet
4. Det samme gjentas med de gule områdene (50-90%)
5. Vurderingen av de røde fokusområdene og av de gule fokusområdene kombineres. Den mest alvorlige klassifiseringen styrer klassifiseringen av hele villreinområdet.
6. Prosedyren gjentas for hver type funksjonsområde i hver sesong (sommerbeite, vinterbeite og kalving). Delnorm 3A blir altså vurdert tre ganger, og til slutt tar hele villreinområdet fargen til den mest alvorlige klassifiseringen.

### 3.2.2 Prosedyre for Delnorm 3 B: endringene i trekkpassasjer

1. Fokus rettes *mot hvert fokusområde* hvor det har vært tap eller redusert bruk av trekkpassasjer. Merk at alle andre bevegelseskorridorer utenfor fokusområdet antas å være funksjonelle og derfor ikke teller med i klassifiseringen.
2. Innen hvert fokusområde og for hver sesong, vurderes det *hvor mye dagens bruk av trekkpassasjer har gått ned sammenlignet med de siste 50 årene* (>90% - rød, 50-90% - gul, <50% - grønn). Her vurderes det om kryssingsfrekvensen reduseres eller kryssingshastigheten øker, sammenlignet med det som skjedde i historiske trekkpassasjer
3. Det vurderes deretter *hvor store arealer villreinen mister tilkomst til, i antall km<sup>2</sup>, pga. reduserte trekkmuligheter de siste 50 årene* (>90%, 50-90%, <50%). Dette arealet regnes som *influensområdet*.
4. Fokusområdene der bruk av trekkpassasjer har gått ned med >90% (rød) samles, og totalstørrelsen av influensområdet i kvadratkilometer beregnes. Deretter vurderes det om dette tallet representerer en liten (<10%, grønn), middels (10-20%, gul) eller stor (>20%, rød) andel av hele funksjonsområdet.
7. Det samme gjentas med de gule områdene (50-90%)
8. Vurderingen av de røde fokusområdene og av de gule fokusområdene kombineres, og hele funksjonsområdet tar fargen til den mest alvorlige klassifiseringen.
9. Prosedyren gjentas for hvert funksjonsområde - sommer- og høstbeite, vinterbeite, og kalvings- og oppvekstområder

### 3.2.3 Totalvurdering etter Delnorm 3

Vurderingen av Delnorm 3A og 3B for hvert funksjonsområde og sesong kombineres, og den dårligste klassifiseringen bestemmer den endelige helhetsvurderingen (**Tab. 3.2**).

Tabell 3.2 Siste fase av evalueringen av status for villreinens leveområder etter delnorm 3

Tapt km <sup>2</sup> innenfor alle fokusområder sammenlignet med total km <sup>2</sup> tilgjengelig i funksjonsområde	Tapt areal innenfor fokusområdet sammenlignet med tidligere 50 årene		
	< 50%	50 - 90%	> 90%
< 10%	lite	lite	lite
10 - 20%	lite	middels	middels
> 20%	lite	middels	dårlig

### 3.3 Første klassifisering etter Delnorm 3 og påvirkningsanalyser

For første gang etter at regjeringen innførte kvalitetsnormen for villrein i 2020 har en ekspertgruppe nylig gjennomført en klassifisering av de 10 nasjonale villreinområdene etter gjeldende måleparametere (Rolandsen et al. 2022). Helhetsvurderingene viser at ingen av villreinområdene ble klassifisert til god kvalitet (grønn). Fire (Forollhogna, Sølknkletten, Reinheimen-Breheimen og Setesdal Austhei) oppfyller minstemålet for middels kvalitet (gul). Seks villreinområder (Knutshø, Snøhetta, Rondane, Nordfjella, Hardangervidda og Setesdal Ryfylke) ble klassifisert til dårlig kvalitet (rød), og oppfyller dermed ikke kvalitetsnormens mål om minimum middels kvalitet.

For delnorm 3 sier rapporten: «fem av ti vurderte områder oppnår ikke tilfredsstillende kvalitet på grunn av dårlig tilstand på leveområdene. Rapporten konkluderer i grove trekk med at fragmentering av områdene på grunn av infrastruktur og menneskelig ferdsel er viktige årsaker til dårlige vilkår for villrein (Rolandsen et al. 2022).

I villreinområder som ikke oppfyller kravene til middels eller god kvalitet har ekspertgruppa gjennomført *påvirkningsanalyser* som peker på mulige årsaker til at områdene ikke har god kvalitet. Påvirkningsanalysene gir en faglig oppsummering av kunnskapsstatus for viktige påvirkningsfaktorer, men ekspertgruppa skriver at økte ressurser til statistiske analyser som en del av påvirkningsanalysene vil styrke kunnskapsgrunnlaget for fremtidige klassifiseringer.

Myndighetenes mål er at alle villreinområder skal ha minimum middels kvalitet. På lengre sikt er det også et mål at de nasjonale villreinområdene skal ha god kvalitet. For områder som ikke oppfyller kravet om minimum middels kvalitet etter normen skal myndighetene vurdere å utarbeide tiltaksplaner.

## 4 Sammenligning av statistiske- og ekspertbaserte kart

Hovedmålet med måleparametere under Delnorm 3 er å identifisere de viktigste områdene hvor menneskelig aktivitet og infrastrukturutvikling påvirker villreinens leveområder negativt. Dette målet skal nås basert på ekspertbaserte vurderinger av endringene i tilgjengelige villreinrelaterte observasjoner og arealbruksmønstre. Uavhengig av normarbeidet er det utviklet en statistisk tilnærming for å nå samme mål, basert på en annen filosofi, og på data for både reinsdyr, klima, landskap, menneskelige aktiviteter og infrastruktur (Kap. 2. Selv om det er forskjeller i filosofi, data og tilnærming, er hovedmålet for både ekspertbasert kartlegging og statistiske kart den samme. Derfor er det interessant å sammenligne resultatene, og lære fra begge tilnærmingene.

### 4.1 Valg av områder: Snøhetta, Knutshø, Forollhogna og Sølnekletten

Vi sammenligner her statistiske kart med kart basert på ekspertvurderinger i fire villreinområder: Snøhetta, Knutshø, Forollhogna og Sølnekletten. Disse områdene ble valgt på bakgrunn av:

- At GPS-data er kun er tilgjengelig i to av disse områdene (Snøhetta og Knutshø), mens for de to andre områdene er vurderingene basert på observasjoner og lokalkunnskap alene. Det modelldrevne datagrunnlaget for sammenligninger av metodene i områder uten GPS-data er basert på ekstrapolering av resultatene fra områder der en har hatt tilgang til slike data, og hvor modellresultatene er kryssvalidert med GPS data. Disse kryssvalideringene viste stort sett et rimelig godt samsvar mellom predikerte habitatverdier og fordeling av uavhengige GPS-data, noe som bidro til at det var et rimelig godt grunnlag for å kunne ekstrapolere modellresultatene til områder hvor en ikke hadde tilgang til slike data. De statistiske tilnærmingene beregner villreinens respons til vegetasjon, klima, turisme og infrastruktur i Norge. Ved hjelp av ekstrapoleringer har vi utvidet modellene til også å omfatte områder hvor vi ikke har GPS-data. Det betyr at modellene er forsøkt etablert for alle villreinområder. Derfor er det interessant å sammenligne modellprediksjoner og ekspertvurderinger fra områder med og uten GPS-data.
- Kartlegging: disse fire villreinområdene ble nylig kartlagt ved hjelp av ekspert baserte vurderinger etter delnorm 3. Når det gjelder statistiske modeller, er kart om habitatkvalitet, barrierer og menneskelig fotavtrykk tilgjengelig for alle villreinområder i Norge. Statistiske modeller for korridorer og funksjonelle habitat var imidlertid tidligere kun utviklet i områder der det en har hatt noe støtte fra lokalkunnskap gjennom RenewableReindeer, som var et forskningsrådsprosjekt der analyseområdene var Snøhetta, Nordfjella og Setesdal Ryfylke. Det er fordi støtte fra lokalkunnskap er viktig for å sikre at nasjonalt tilgjengelige data om infrastruktur og menneskelig aktivitet er korrekt og oppdatert.

I denne rapporten har vi utviklet kart for korridorer og funksjonelle habitat også for Knutshø, Forollhogna og Sølnekletten, men i disse tilfelle uten støtte fra lokalkunnskap som kunne bidratt til å korrigere datasettene. Kartene for Knutshø, Forollhogna og Sølnekletten er derfor å betrakte som et utgangspunkt, og kan forbedres ved å integrere lokalkunnskap.

### 4.2 Premisser for sammenligningen av kart

Selv om *hovedmålet* for både ekspertbaserte- og statistiske- tilnærminger er det samme, er *filosofi*, *spesifikke mål* og *informasjon* brukt for å nå målet vesentlig forskjellig. Derfor er produktene fra de ekspertbaserte- og statistiske- tilnærmingene litt forskjellige, og har ikke helt samme betydning. Det er med andre ord ikke en perfekt analogi mellom de ulike kartproduktene, og dette må vi ta hensyn til når kartene sammenlignes.

De ekspertbaserte kartene ble utviklet av en ekspertgruppe som involverte forskere, forvaltere og lokalkjente etter en flerårig prosess og var en direkte bestilling for å skaffe data til arbeidet med en kvalitetsnorm for villrein. Kartene er derfor spesifikt tilpasset Delnorm 3.



De statistiske kartene ble derimot utviklet innenfor forskningsprosjekter rettet mot å støtte villreinforvaltningen i Norge. Modellarbeidet er svært omfattende og gjør en annen og mer objektiv inngang til slik kunnskap. Det er derfor interessant å se om kart utarbeidet gjennom statistiske modeller som er produsert uavhengig av kvalitetsnormen, men med svært like overordnede mål, kan bidra med nyttig informasjon. Ikke minst er det viktig å få mer kunnskap om hvordan de to ulike kartleggingsmetodene kan utfylle og supplere hverandre.

#### 4.2.1 Ulike filosofier og data

Den grunnleggende forskjellen mellom de to produktene stammer fra forskjellige filosofier og ulike datagrunnlag. Selv om hovedmålet med de to tilnærmingene i stor grad er den samme (dvs. oppdage effekten av menneskelig aktivitet på villreinområder), *måler ikke Delnorm 3 direkte tap av habitat eller infrastrukturutvikling*. Delnorm 3 bruker ingen data om menneskelige aktiviteter, infrastruktur eller infrastrukturutvikling. Delnorm 3 vurderer i stedet *indirekte endringer i områder brukt* av villrein. Med andre ord er «måleenheten» for menneskelig påvirkning bruksfrekvensen til villrein av de aktuelle arealene. Dette er gjort ved å avgrense polygoner som beskriver dagens funksjonsområder, og vurdere dagens bruk opp mot tidligere bruk av samme areal. Hvis endringer i bruk er oppdaget, og dette antas å skyldes menneskelig aktivitet, starter en prosess for å undersøke årsakene til habitattap eller fragmentering. Derfor kan vi si at *Delnorm 3 i dag bruker en «top-down» filosofi*, med utgangspunkt i å observere at rein ikke lengre bruker et område, og ut fra dette anta og undersøke om menneskelig utvikling kan være en årsak.

*Statistiske tilnærminger benytter derimot en «bottom-up» filosofi*. Først analyseres en stor mengde GPS-data for å *beregne direkte hvordan reinen responderer på habitat, infrastruktur, klima, menneskelige aktiviteter osv.* Dette brukes for å kvantifisere den samla belastningen av menneskelige aktiviteter direkte, og for å identifisere de mest funksjonelle leveområdene og bevegelseskorridorene. Konsekvensene er at vi vil sammenligne ekspertbaserte polygoner og statistiske kart som har litt forskjellige betydning.

#### 4.2.2 Kartene har en litt annen spesifikk betydning

Vi oppsummerer de største forskjellene i betydning mellom ekspertbaserte- og statistiske-kart i **Tab. 4.1**. Disse forskjellene er et viktig premiss å ha i bakhodet når man sammenligner resultatene i denne rapporten.

Tabell 4.1 Forhold man må ta hensyn til når man sammenligner ekspertbaserte kart etter delnorm 3 og statistiske kart produsert i forskningsprosjekter. Tabellen syntetiserer hovedårsaken til at kartene ikke er direkte sammenlignbare.

EKSPERTBASERTE KART	STATISTISKE KART
Polygoner avgrenses med <i>hard kant</i> : (i) funksjonsområder egnet for villrein, og områder som ikke er egnet (eller ikke er brukt); (ii) trekkveger og områder som ikke inneholder korrider; (iii) fokusområder (der menneskelig påvirkning er antatt å være problematisk) og områder hvor ingen betydelig påvirkning er antatt	Alle kart viser en <i>gradert</i> vurdering av hvert 100m piksel i hele landskapet, i forhold til beiteområder, korrider, menneskelige påvirkning osv.

<p>Kartene viser <i>hovedmønstrene</i>, og polygonene er grove. Derfor er funksjonsområder ofte veldig <i>store</i> og inkluderer også områder med vannkraftmagasin og annen infrastruktur.</p> <p>Fokusområder som er avgrenset så langt er derimot ofte <i>små</i>, da de fanger opp områder der den menneskelige forstyrrelsen er antatt å være spesielt høy (de inkluderer ikke totalvirkningen av menneskelige aktiviteter som er mer diffuse i landskapet)</p>	<p>Kartene viser en <i>kontinuerlig, nyansert beskrivelse</i> av habitatkvalitet (fra 0 til 100) for hver 100m piksel, tatt i betraktning totalbelastningen av både de <i>største inngrepene</i> (eks. vannkraftmagasin, større vegger), litt <i>mindre infrastruktur</i> (eks. hytter, hus), og menneskelige aktiviteter som skaper en <i>diffus, men likevel betydelig forstyrrelser</i> (f. eks. turgåere langs stier og skiløyper)</p>
<p>Kartene er basert på <i>data om reinsdyr</i>, og viser <i>hvilke områder som er i bruk og har vært brukt av rein</i>. Observert bruk av et område anses som <i>indikator på god habitatkvalitet (mens manglende bruk anses som mulige tegn på menneskelig forstyrrelser) på selve området</i></p>	<p>Kart er basert på data om <i>reinsdyr, vegetasjon, klima, infrastruktur, menneskelige aktiviteter osv. Kart beskriver effekten av menneskelig aktivitet på reinens leveområder, direkte</i></p>
<p>Kartene er sterkt støttet av <i>lokalkunnskap</i>, som bl.a. viser tidligere brukte områder</p>	<p><i>Kun kart i Snøhetta</i> (pluss Nordfjella og Setesdal) er støttet av lokalkunnskap: det er derfor kartene som best kan sammenlignes med ekspertbaserte kart.</p>
<p>Polygoner for funksjonsområdene <i>dekker hele året</i>: sommer- og høstbeite, vinterbeite, eller kalvings- og oppvekstområde **</p>	<p>Modellene fokuserer på perioden som er mest representativ for en gitt sesong: sommer: 1 Jul - 15 Aug.; vinter Feb. 1 - Mar. 15; kalving: 1 Mai - 15 Jun. Data fra den meste intensive perioden med jakt er f.eks utelatt da dyrenes atferd i denne perioden er sterkt påvirket av jakten.</p>

\*\* Periode: selv om perioden er definert litt forskjellig, gjorde vi analyser ved å bruke begge periodene når vi sammenlignet med GPS-data og fastsetting, og resultatene var praktisk talt identiske

#### 4.2.3 Veiledning for sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart

Selv om det ikke er et perfekt samsvar mellom de to kartsettene, er det åpenbart *flere likheter enn forskjeller*.

**Figur 4.1** viser samsvar mellom hver av de ekspertbaserte polygonene og de statistiske kartene, for å veilede leseren hvordan man kan sammenligne produktene på den mest meningsfulle måten. De ekspertbaserte kartene presenterer en kategorisk vurdering av landskapet (dvs. «funksjonell» eller «ikke funksjonell»; «korridor» eller «ingen korridor»), og kan sammenlignes med sju statistiske kart, som viser gradert informasjon (dvs. sannsynlighetsverdier) om ulike aspekter av habitatkvalitet, bevegelsesmuligheter mellom områder og effekter av menneskelig påvirkning. Derfor kan det ikke være en perfekt en til en korrespondanse mellom ekspertbaserte polygonene og analytiske kart.

Grovt sett kan vi si at «funksjonsområde» tilsvarer «leveområdets funksjonalitet» og «habitat kvalitet»; «trekkpassasjer» tilsvarer «korridorer» - og på en måte også «barrierer»; «fokusområder» vil i noen tilfeller kunne sammenlignes med «menneskelige fotavtrykk», «barrierer», og også «potensiell påvirkning», og «naturlig potensial».

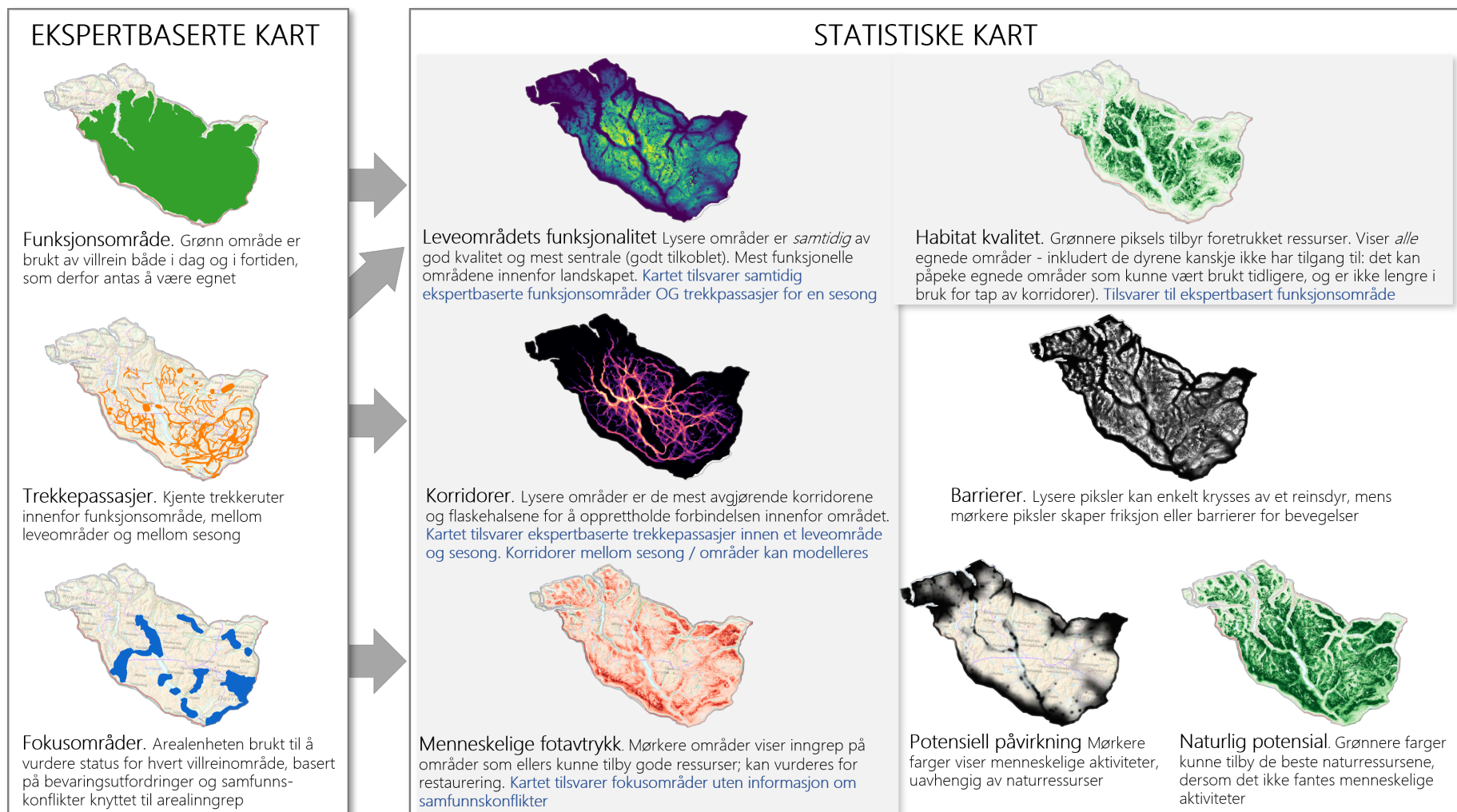
Merk at hvert av de mer avanserte *statistiske kartene (leveområde funksjonalitet og korridorer)* inneholder både informasjon om habitatkvalitet og om vandringsmuligheter, noe som er vurdert separat i de ekspertbaserte kartene. Det statistiske kartet over habitatfunksjonalitet inneholder informasjon gitt i de to ekspertbaserte kartene (funksjonsområder og trekkruiter) samlet.

Vi sammenligner først ekspertbaserte kart og statistiske kart for å vise grad av samsvar mellom disse kartsettene.



Vi sammenligner hvert av de to kartene med data som beskriver villreinens arealbruk: GPS-data for de 10 største villreinområdene, og 'sett rein' (Miljødirektoratet 2022). Det gjør vi for å teste hvilket kart som best samsvarer med tilgjengelige data om villreinens arealbruk.

I **Appendiks 2** gir vi en kommentar til samsvaret mellom og nytten av de to kartsettene. Kommentarene er gitt av en fagperson som har vært involvert i framstillingen av datasettene for flere av villreinområdene, i samarbeid med lokale arbeidsgrupper, og som har medvirket i utregningene for delnorm 3 basert på disse datasettene.



### 4.3 Visuell sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart

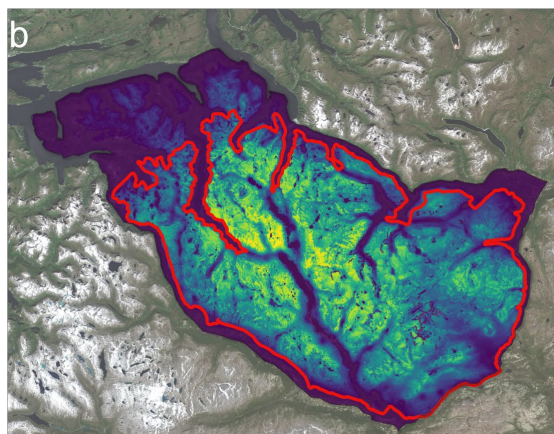
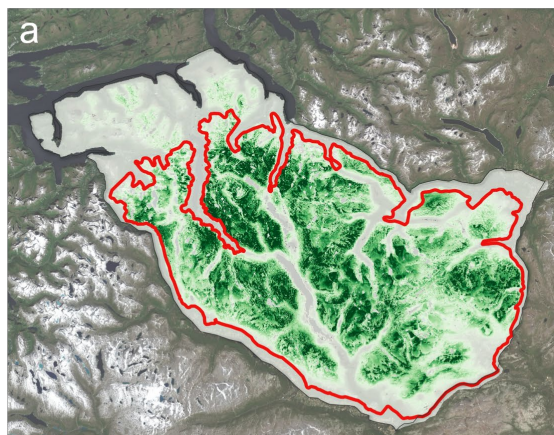
Først har vi lagt de ekspertbaserte polygonene oppå de graderte statistiske kartene. Leserne kan også gjøre dette selv, og sammenligne alle kartene i hvert område og sesong i Nett-Appen <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway> (Kap. 3.9). Modul 2 i Appen (Fig. 4.2) ble produsert spesifikt for å gjøre det mulig å sammenligne hvert statistiske kart med ekspertbaserte kart produsert for Delnorm 3, i Snøhetta, Knutshø, Forollhogna og Sølknkletten. Appen tillater å zoome inn på området av interesse, justere farger, velge grunnlagskart, og fokusere på detaljer som er vanskelige å visualisere på en tilfredsstillende måte på et trykt kart. Appen viser også GPS-data for den aktuelle sesongen, så man selv kan vurdere hvor godt kartene samsvarer. Appen visualiserer kombinasjoner av hver av de sju statistiske kartene og de tre ekspertbaserte kartene, for hvert av de fire områdene, og for hver årstid.

**Fig. 4.3.3** viser skjermbilder fra Appen hvor det er mulig å sammenligne ekspertbaserte funksjonsområder med graderte habitatkvalitetskart, i alle fire områder og alle sesonger. Merk at det grønne i det statistiske kartet viser alle områder som kan tilby gode resurser for reinsdyr, inkludert områder som reinen kanskje ikke har tilgang til; det kan være nyttig for å identifisere områder som potensielt egner seg for rein, men som ikke lenger er i bruk, for eksempel på grunn av barrierer / tapte migrasjonsruter. Merk også at funksjonsområder ofte er store, som f.eks. Snøhetta om sommeren, hvor funksjonsområdet dekker nesten hele villreinområdet. Dette gjør at nedtegnede funksjonsområder ofte inkluderer områder som ikke er egnet for reinsdyr, for eksempel vannkraftmagasiner, vegger, hytter, turstier, isbreer, bratte områder osv.



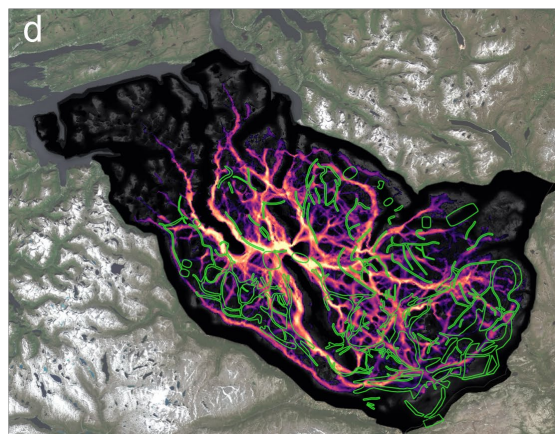
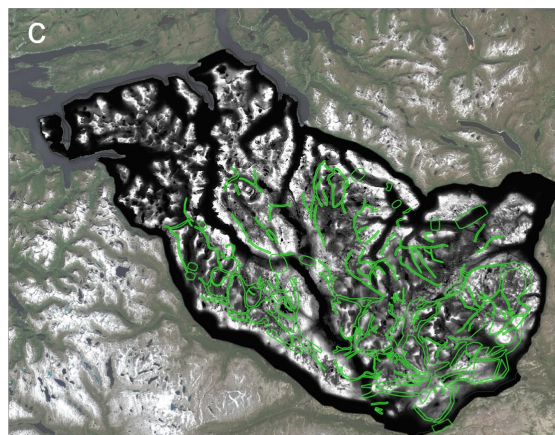
EKSPERTBASERTE FUNKSJONSOMRÅDER vs. HABITAT KVALITET (a) og FUNKSJONALITET (b):

Eksperterbaserte funksjonsområde (rød linje) sammenlignes til statistiske beregningen av god sommer habitat (grønn; a), og til de mest funksjonelle områder (gul-grønn; b)



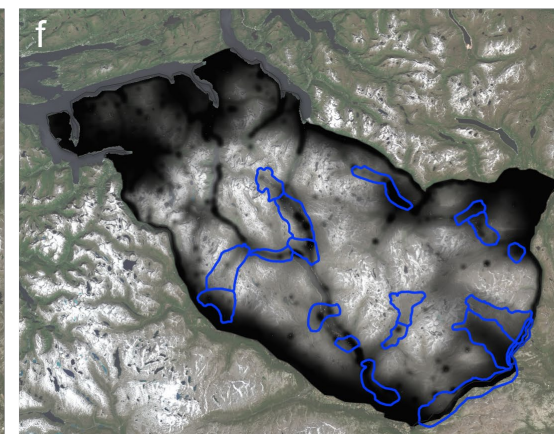
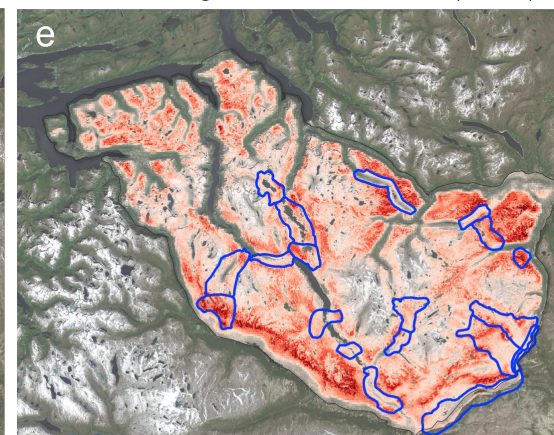
EKSPERTBASERTE TREKKERUTER vs. BARRIERER (c) FORFLYTNINGSRUTER (d):

Eksperterbaserte trekkeruter (grønn linje) sammenlignes til statistiske beregningen av barrierer (svart; c), og til de mest avgjørende korridorene innenfor villreinområdet (gul-lilla, d);



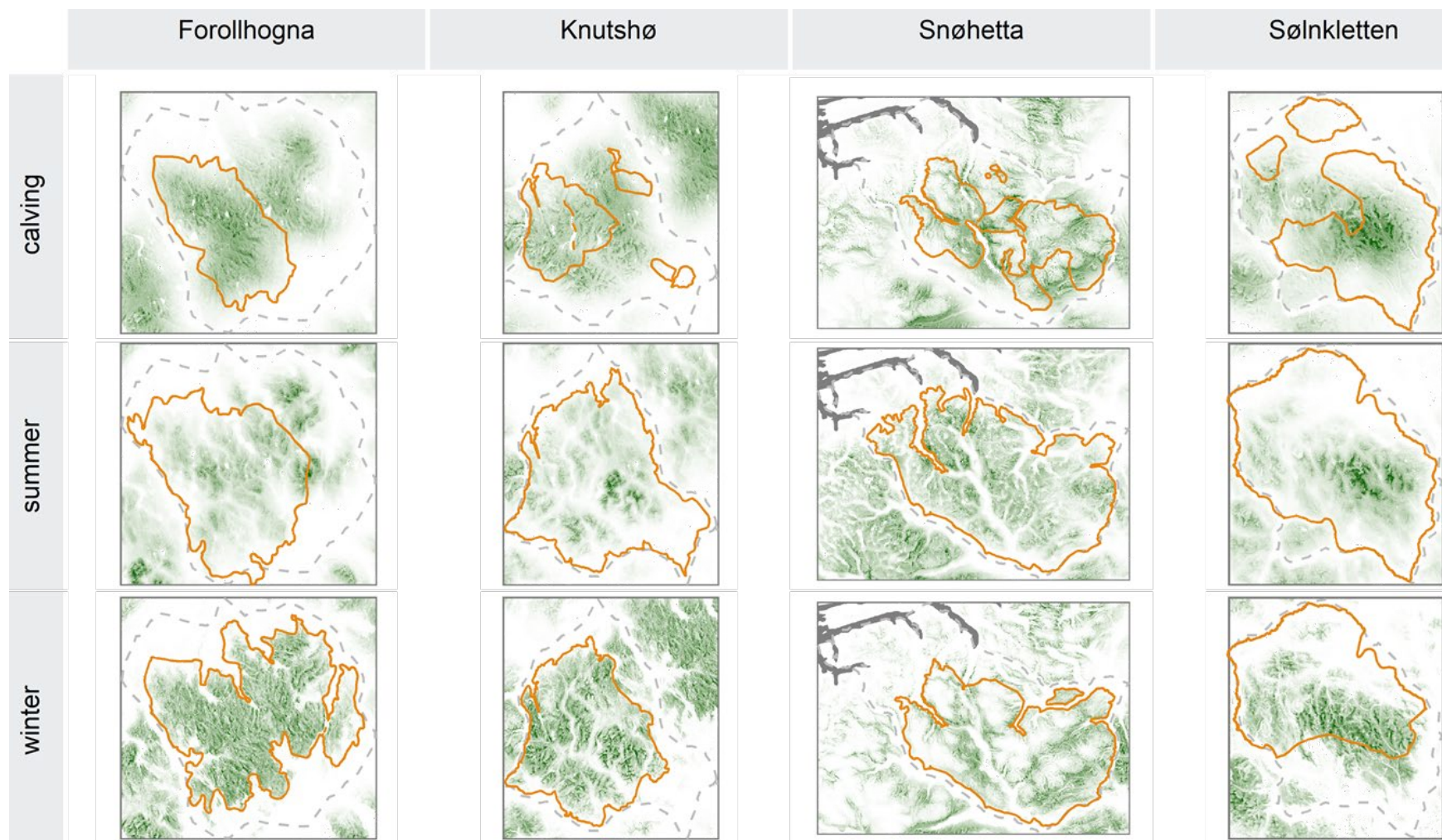
EKSP. FOKUSOMRÅDER vs. MENNESKENES FOTAVTRYK (d) og POTENSIELLE PÅVIRKNING (e):

Fokusområder (blå) sammenlignes til beregningen av områder potensielt gode for rein, men forringet av menneskelig aktiviteter (rød; e), eller områder hvor menneskelige aktiviteter er sterkest (svart, f)



Figur 4.2 Visuell sammenligning av eksperterbaserte polygoner (fargede linjer), og de mest relevante statistiske kartene (graderte fargeramper) i *Nett-Appen*: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjordedyr/reindeermapsnorway>. Vi viser her Snøhetta om sommeren, men kartene for andre sesonger og områder kan vises og sammenlignes i Modul 2 av *Nett-Appen*.





Figur 4.3 Ekspertbaserte funksjonsområder (oransje linjer), sammenlignet med statistisk estimering av habitatkvalitet (grønnere farger tilbyr ressurser foretrukket av reinsdyr; lysere piksler indikerer ressurser eller forstyrrelser reinen har en tendens til å unngå, for hver sesong og område. Villreinområdet er avgrenset med en stiplet grå linje. Merk: habitatkvalitetskart viser alle områder som kan tilby gode ressurser, inkludert områder som reinen kanskje ikke har tilgang til; det kan være nyttig for å identifisere områder som potensielt egner seg for rein, men som ikke lenger er i bruk, for eksempel på grunn av barrierer / tapt migrasjonsruter.

## 4.4 Analytisk sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart

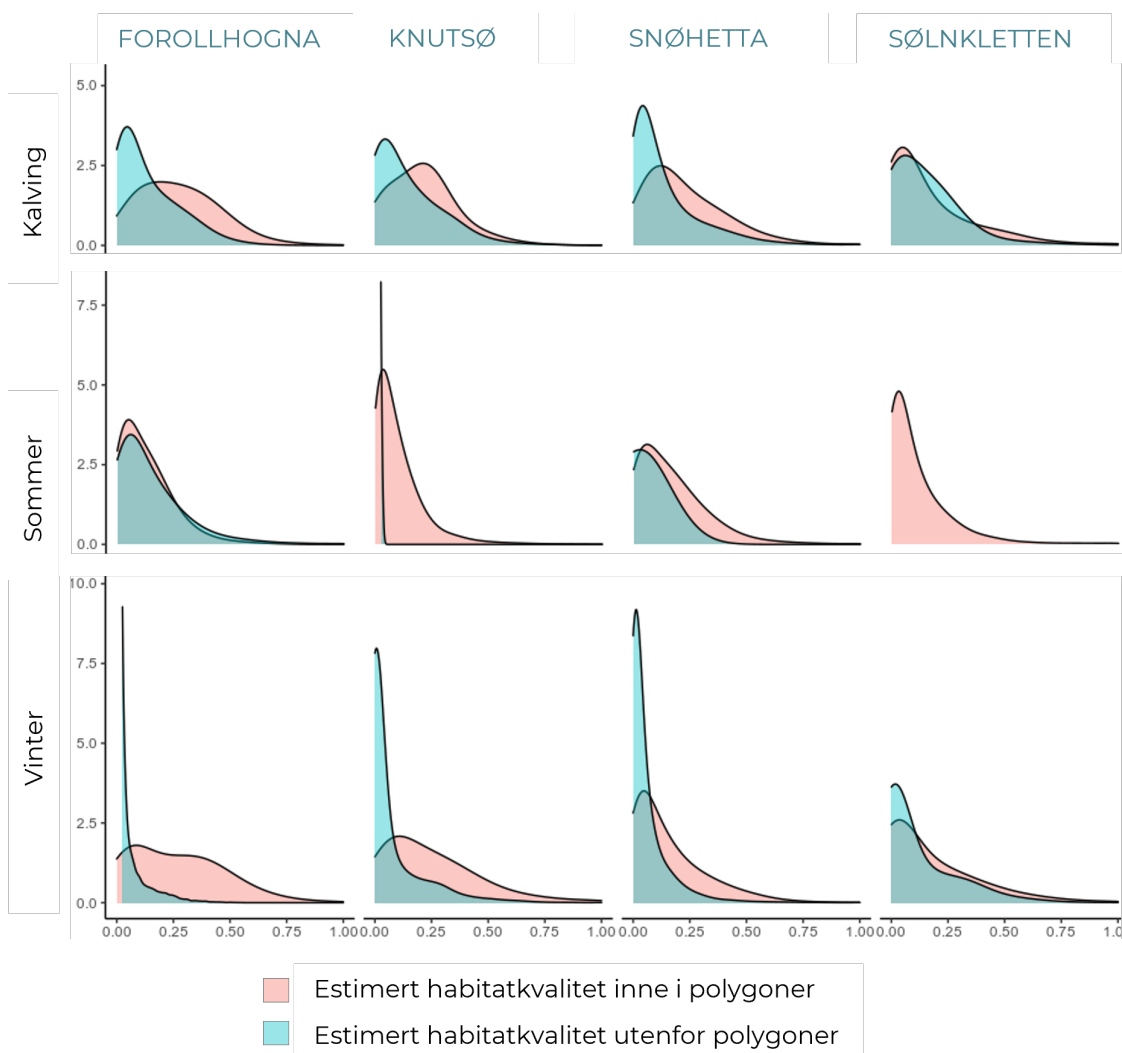
Vi bruker her analytiske metoder for å beregne i hvilken grad ekspertbaserte kart og statistiske kart samsvarer eller avviker fra hverandre. Vi fokuserer i første omgang på funksjonsområder og habitatkvalitetskart, da disse er mest sammenlignbare. Samtidig har de to kartene som tidligere nevnt store ulikheter. Man må derfor være svært forsiktig med å tolke resultatene av disse analysene. Siden det ikke finnes noen fullkommen måte å sammenligne på, bruker vi tre forskjellige metoder:

- 1) Først, visualiserer vi fordelingen av habitatkvalitetsestimater for hver piksel innen og utenfor de ekspertbaserte polygonene som avgrensner funksjonsområder
- 2) Vi kategoriserer habitatkvalitetskartene, slik at de også blir polygoner, og tester samsvaret med ekspertbaserte polygoner gjennom «*Confusion matrix*». For å kategorisere de statistiske kartene valgte vi en terskel som ville gjelde et polygon av samme størrelse som funksjonsområdet. Dette betyr imidlertid at nøyaktigheten til det statistiske kartet reduseres ved å inkludere piksler med lav estimert kvalitet, og derfor er sammenligningen ufordelaktig for habitatkartet
- 3) Vi sammenligner fordelingen av habitatkvalitetsestimater for hver piksel innenfor og utenfor de ekspertbaserte polygonene, og vi tester hypotesen om at habitatkvaliteten er høyere innenfor funksjonsområdene enn utenfor, ved bruk av en «*ROC-kurve*».

### 4.4.1 Habitatkvalitetsestimater innenfor og utenfor funksjonsområder

Først legger vi ekspertbaserte polygoner som avgrensner funksjonsområdene på toppen av de statistiske kartene som beskriver habitat kvalitet, som illustrert i **Fig. 4.4**. I **Fig. 4.5** visualiserer vi deretter fordelingen av habitatkvalitetsverdier (standardisert) innenfor (rosa) og utenfor (blå) hvert funksjonsområde.

Hypotesen er at polygoner (funksjonsområder) kun avgrensner piksler med høy estimert kvalitet, mens piksler med lav kvalitet bare finnes utenfor polygoner. Hvis det var tilfelle, bør toppene av de to kurvene nesten ikke overlapse hverandre, og den rosa kurven skal helle mot høyre (dvs. høyere verdier for habitatkvalitet). Hvis de to kurvene overlapper totalt, betyr det at de ekspertbaserte polygonene for funksjonsområdet inkluderer samme mengde estimerte høy-kvalitets piksler og lav-kvalitet piksler.



Figur 4.4 Estimert habitatkvalitet innenfor og utenfor grensen av de ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder, for hvert område og sesong. Habitatkvalitet (eller foretrukne habitat, eller RSF verdier – se Fig. 4.3) er estimert innenfor hver 100 m piksel. Hvis de to kurvene overlapper totalt, betyr det at ekspertbaserte polygoner for funksjonsområder inkluderer samme mengde estimerte høy-kvalitet piksler og lav-kvalitet piksler.

Figuren viser stort overlapp mellom kurvene. Dette tyder på at de ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder avgrensner en betydelig mengde 100 m piksler av både høy og lav estimert kvalitet. Dette forklares primært av størrelsen på de ekspertbaserte polygonene, som inkluderer områder som ikke er egnet (eks. vannkraftmagasiner, fjelklipper, veger, isbreer osv.); i tillegg er tidsintervallet som er dekt innfor hver årstid lengre i de ekspertbaserte kartene. Problemet er større om sommeren og vinteren, ettersom polygonene er større. Dette kan også sees ved at den blå kurven er fraværende på noen av plottene (Snøhetta og Sølnekletten om sommeren), fordi det ikke er noen piksler utenfor polygonene (dvs. funksjonsområdet omfatter nesten hele villreinområde). Med andre ord, det er ofte lite eller ingenting å sammenligne med – det er lite eller ingen områder "utenfor polygonet". Dette er en begrensning som reduserer betydningen av komparativ analyse mellom de to kartene. Merk at i figuren måtte områdene innenfor og utenfor polygonet skaleres, slik at områdene er sammenlignbare. Ved å bruke ekte data vil området "utenfor" polygoner ikke være synlig fordi de er så små.

Resultatene viser at piksler av høy kvalitet oftere finnes innenfor ekspertbaserte funksjonsområder, og piksler av lav kvalitet forekommer oftere utenfor dem (rosa kurver er til høyre for blå kurver, se f.eks. Forollhogna om vinteren, eller Knutshø i kalving). Det er derfor en *tendens til samsvar mellom de to kartene*, selv om det er stor variasjon. Det er en stor mengde egnede piksler som ikke er inkludert i polygonene og omvendt.

#### 4.4.2 Funksjonsområde vs. binære statistiske kart - *Confusion matrix*

Vi kategoriserer her de graderte habitatkvalitetskartene slik at de også blir polygoner, og dermed mer sammenlignbare med de ekspertbaserte polygonene til funksjonsområdene. Valget av en grenseverdi for å transformere en kontinuerlig variabel til en kategorisk variabel er vilkårlig – det er ingen standard måte å velge på. Vi valgte her en grenseverdi som gjør det mulig å oppnå et polygon av samme størrelse som det ekspertbaserte polygonet. For eksempel, hvis funksjonsområdet sommerstid dekker 90% av Snøhetta, så valgte vi en grenseverdi som tillater å inkludere piksler av høyere kvalitet som dekker samme områdestørrelse.

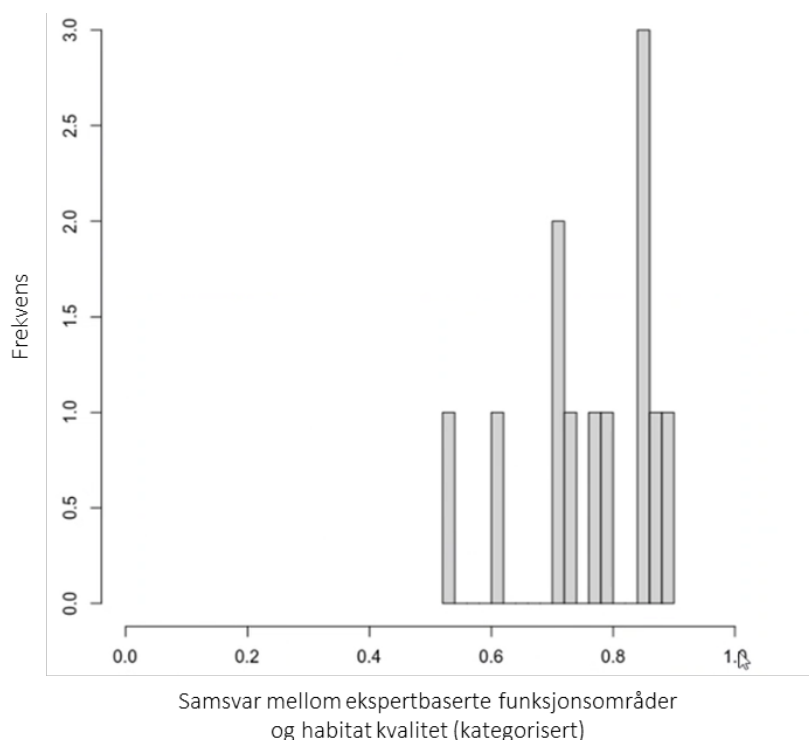
De ekspertbaserte polygonene tegnes for hand og kan i praksis ikke oppnå 100 m oppløsning som de statistiske kartene har. Derfor inkluderer polygonene ofte nødvendigvis en stor mengde piksler med lav-kvalitet (vannkraft, veier, hytter, isbreer, fjellklipper osv.). Dette er ikke ideelt for en robust sammenligning.

Vi testet samsvaret mellom de to polygoner ved bruk av «Confusion matrix». Dette gjør det mulig å teste samsvaret mellom informasjonen gitt av de to polygonene. Den gjør det mulig å kvantifisere andel piksler som klassifiseres på samme måte av begge kartene («god-god» - eller «*true positives*»), som er klassifisert på motsatte måter ("dårlig-dårlig" – «*true negatives*»), og hvilke på motstridende måter ("god-dårlig" – «*false positives*», eller "dårlig-god" – «*false negatives*»). «Confusion matrix» er visualisert som en tabell, der diagonale verdier viser samsvar («god-god» og «dårlig-dårlig»), og de utenfor diagonalen uenighet («god-dårlig» og «dårlig-god»). Dette gjør vi for hvert område og sesong. Resultatene er presentert for hvert område og sesong i **Tab. 4.1**, og syntetiseres også i histogrammet i **Fig 4.6**.

Tabell 4.2. Resultater av «Confusion matrix», som viser samsvar («god-god» og «dårlig-dårlig»; grønn farge) og uenighet («god-dårlig», «dårlig-god») mellom ekspertbaserte polygoner av funksjonsområder og statistiske kart (transformert til en binær polygon av samme størrelse som funksjonsområdene). Tallene er 1000 piksler eller 10 km<sup>2</sup> arealene det er enighet/uenighet om. Resultater syntetiseres i bunnen for alle sesong og områder.

Statistisk kart vs. Funksjonsområde		Forollhogna		Knutshø		Snøhetta		Sølnkletten	
		Dårlig	God	Dårlig	God	Dårlig	God	Dårlig	God
Kalving	Dårlig	95	38	98	37	125	66	18	35
	God	38	64	37	36	66	116	35	61
Sommer	Dårlig	18	47	0	0	0	0	0	0
	God	47	124	0	208	0	373	0	150
Vinter	Dårlig	22	15	31	18	24	40	16	30
	God	15	183	18	140	40	268	30	76
Prosent samsvar									
Kalving		68%		65%		65%		53%	
Sommer		60%		100%		100%		100%	
Vinter		87%		82%		78%		61%	





Figur 4.5 Samsvar mellom ekspertbaserte funksjonsområder og statistiske kart av habitat kvalitet (transformert til et binært polygon med samme størrelse som funksjonsområder). En verdi på 0.9 betyr veldig godt samsvar mellom kartene (begge kart vurderer en piksel som «god» eller «dårlig»), 0 betyr uenighet («god-dårlig» «dårlig-god»), og 0.5 betyr tilfeldig samsvar. Histogrammet syntetiserer alle resultater fra Tab 4.1: hver kolonne representerer kombinasjoner av område / sesong med samme samsvarsnivå.

**Tabell 4.1** og **Fig. 4.5** viser hvor mye areal som vurderes som egnet av både funksjonsområdene og av habitatkvalitetskartene («true positives»), hvor mye areal som vurderes som uegnet av begge («true negatives»), og hvor mye som vurderes som egnet av ett kart, og uegnet av det andre, og omvendt («false positives» og «false negatives»).

Resultater viser at *kartene stemmer i gjennomsnitt 77% («akseptabelt»)*. Det er aldri uenighet mellom kartene, da de alltid samsvarer mer enn 50%. Plasseringen av ekspertbaserte polygoner overlapper med andre ord på et akseptabelt nivå med polygonene oppnådd ved å kategorisere de statistiske habitatkvalitetskartene av de samme størrelsen. Men, det er også stor variasjon. *Best samsvar får man om sommeren og vinteren, når polygonene er størst. I kalvingsperioden viser resultater kun liten evne til å skille mellom estimerte egnede eller uegnede områder.*

Det største problemet med å tolke disse resultatene er at polygonene som avgrensner funksjonsområder kan være veldig store, spesielt om sommeren og vinteren. Eksempelvis dekker funksjonsområde for Snøhetta om sommeren nesten hele villreinområdet, og omfatter vannkraftmagasiner, veier, hytter, stier, innsjøer, fjellklipper, isbreer osv. (**Fig. 4.2**). Når det gjelder polygoner av den størrelsen, gir sammenligningen mellom kartene ingen innsikt, da alle pikslene, av både god og dårlig kvalitet, er inkludert innenfor polygonens grenser (det er ingenting utenfor polygonet å sammenligne med). **Tab. 4.1** viser derfor at i Knutshø, Snøhetta og Sønkleppen sommerstid samsvarer alle kart 100% i å identifisere gode habitat, og dette skyldes i stor grad størrelsen på polygonene for funksjonsområdene. Med andre ord, ingen andre resultater er mulig med så store polygoner.

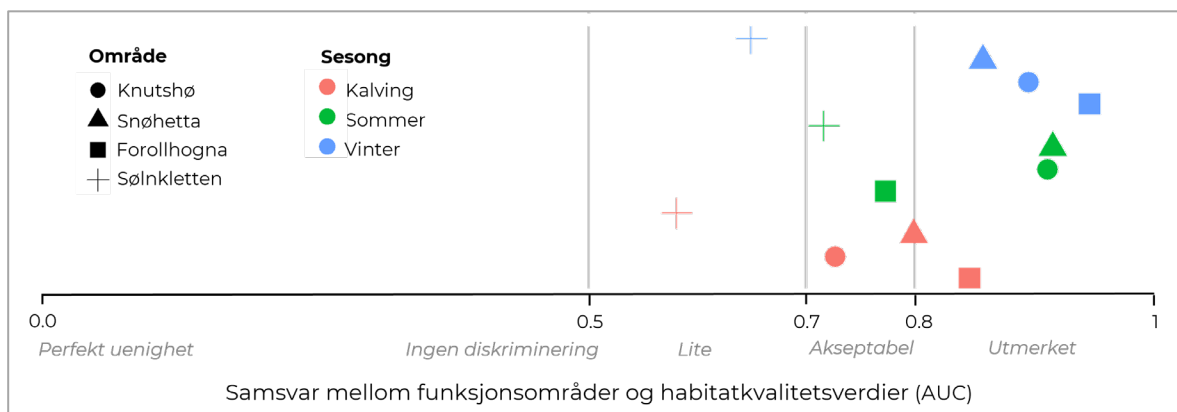
Avslutningsvis viser denne analysen et akseptabelt samsvar mellom ekspertbaserte kart og statistiske kart når vi transformerer de statistiske kartene til polygoner av samme størrelse som funksjonsområdene. Men det viser også at polygonene ofte er alt for store til å gi meningsfulle resultater, og at man må være forsiktig med å lese disse verdiene. En endelig tolkning av samsvar mellom kart bør baseres på en integrert vurdering av alle resultater vist i dette kapittelet.

#### 4.4.3 Funksjonsområde vs. kontinuerlige habitatkvalitetsestimater - ROC curve

I forrige analyse transformerte vi habitatkvalitetskartet til polygon av samme størrelse som funksjonsområdet for å få sammenlignbare polygoner. Her kategoriserer vi ikke habitatkvalitetskartet. Vi sammenligner ekspertbaserte polygoner direkte med de graderte habitatkvalitetskartene, som beskriver hver piksel med verdier som varierer mellom 0 og 1.

Vi måler habitatkvalitetsverdier innenfor og utenfor polygoner for funksjonsområder, og vi tester om verdiene er høyere inne i polygonene enn utenfor. Vi gjør det for alle mulige forskjellige terskler i habitatkvalitetsverdier (ikke bare en, som i 4.4.2). Vi gjør dette ved å bruke ROC-kurve («Receiver Operating Characteristic»), som beregner «type 2» versus «type 1» feil ved alle mulige forskjellige terskler i habitatkvalitetsverdiene. Vi laget en ROC-kurve for hvert område og sesong, og regnet ut arealet under kurven (AUC – «Area Under the Curve»). AUC-verdier indikerer hvor godt de kontinuerlige habitatkvalitetsverdiene klarer å skille de to gruppene (innenfor og utenfor funksjonsområdet). Hvis AUC er 1 er det perfekt samsvar mellom de to kartene, mens hvis AUC er 0.5 er funksjonsområdene tilfeldig plassert på tvers av habitatkvalitetskartet:

- 1 = Perfekt diskriminering (alle piksler innen polygoner for funksjonsområdene vil ha en høy habitatkvalitetsverdi, og alle piksler uten vil ha lav verdi)
- >0.9 = Enestående diskriminering
- 0.8-0.9 = Utmerket diskriminering
- 0.7-0.8 = Akseptabel diskriminering
- 0.5-0.7 = Lite diskriminering
- 0.5 = Ingen diskriminering - polygoner er plassert tilfeldig på tvers av habitatkvalitetsverdier
- 0 = Perfekt uenighet - alle piksler innen polygoner ha en lav habitatkvalitetsverdi, og omvendt



Figur 4.6 Samsvar mellom polygonene for ekspertbaserte funksjonsområder og de graderte statistiske kartene som beskriver habitat kvalitet. Figuren viser AUC, «Area Under the Curve», for hvert område og sesong. Jo høyere verdi, jo bedre er polygonene i stand til å klassifisere piksler med høye og lave habitatkvalitetsverdier.

Figur 4.7 viser samlet sett godt samsvar mellom statistiske kart og funksjonsområder (akseptabel til utmerket). Høyest samsvar får vi for vinter og for sommer. Dette betyr at de fleste pikslene innenfor polygoner for funksjonsområder har høye habitatkvalitetsverdier i henhold til de statistiske modellene, og de fleste pikslene utenfor polygoner har lav verdi. Et unntak er Sølnekletten, der vi fant lite samsvar mellom kartene for kalving og vinter.

Merk at en utfordring med å tolke disse resultatene skyldes størrelsen på polygonene, som forklart i forrige kapittel.

#### 4.5 Analytisk samsvar mellom kartene og reinsdyrdata

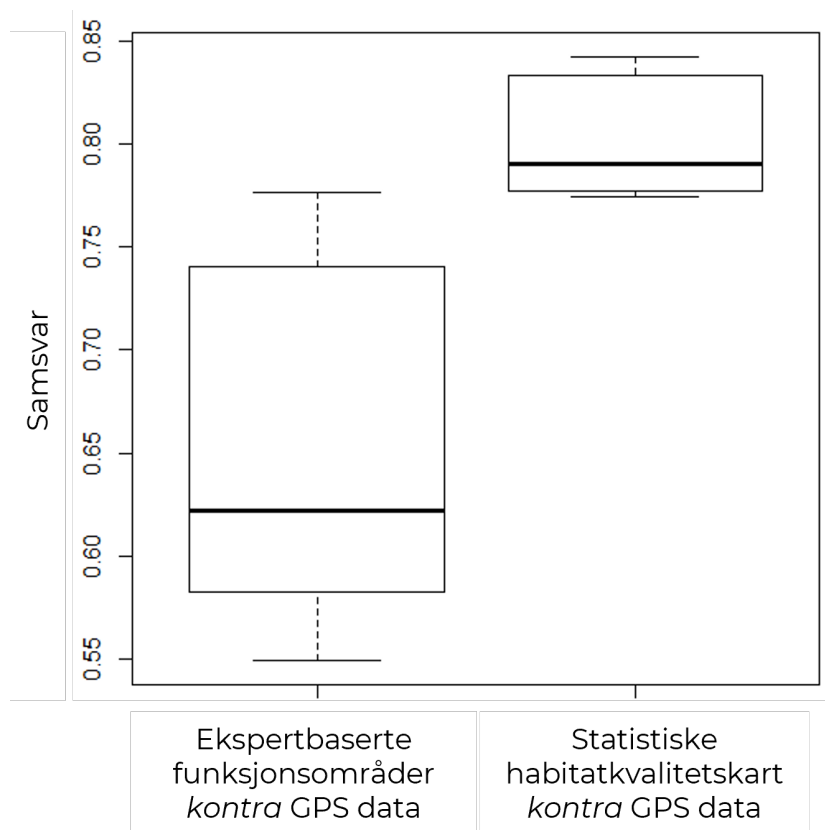
Sammenligningen mellom ekspertbaserte funksjonsområder med statistiske kart av habitatkvalitet er interessant, men sier ikke noe om hvilket av de to kartene som best beskriver reinens arealbruk. Selv om det er umulig å identifisere den "absolutte sannheten", kan dette

spørsmålet besvares ved å sammenligne kartene med de beste og mest objektive tilgjengelige dataene vi har per i dag. Her sammenligner vi hver av de to kartene med to uavhengige datasett som vitner om tilstedeværelse av villrein: GPS-posisjoner (701.000 observasjoner, hver 6. time, for 409 dyr, for de 10 største villreinområder, siden 2001), og «sett rein» (20308 observasjoner, for alle fire villreinområdene, Miljødirektoratet 2022). Det skal bemerkes at GPS-data hovedsakelig inkluderer data fra simler, mens det er godt kjent at bukk bruker ytterkanter i vesentlig større grad. Denne skjevheten er ikke å forvente i datasettet "sett-rein" ettersom dataene inkluderer både simler og bukker.

Sammenligningen er gjort for hvert område og sesong. Det er viktig å merke seg at sesongene ble definert litt annerledes i de statistiske analysene (sommer: 1. jul. – 15. aug.; vinter 1. feb. – 15. mar.; kalving: 1. mai – 15. jun.) og i Delnorm 3 (sommer- og høstbeite, vinterbeiter, og kalvings- og oppvekstområder; **Tab. 2.3**). For å utelukke muligheten for feil på grunn av dette, utførte vi alle analyser for begge periodene hver for seg, men resultatene var praktisk talt identiske og vi viser kun ett av dem.

For å sammenligne statistiske kart av habitatkvalitet (gradert) med GPS data og «sett rein» bruker vi ROC-kurven, og beregner AUC («Area Under the Receiving Operating Curve»), som beskrevet i Kap. 4.4.3.

For å sammenligne ekspertbaserte polygoner med GPS data og «sett rein» bruker vi Harrells C-indeks, som sammenligner piksler innen / utenfor funksjonsområdene med piksler som inneholder GPS data, eller reinsdyrobservasjoner. Indeksen deler antall konkordante par (der det er samsvar) med alle par, og resultatet har samme tolkning som for AUC (1 = samsvar; 0.5 = tilfeldig; 0 = uenighet).



Figur 4.7 Resultater av diskriminantanalyser, som beregner samsvar mellom ekspertbaserte polygoner for funksjonsområder og reinsdyr GPS data, og mellom habitatkvalitetskart og GPS data. Resultatene inkluderer alle sesonger og villreinområder.

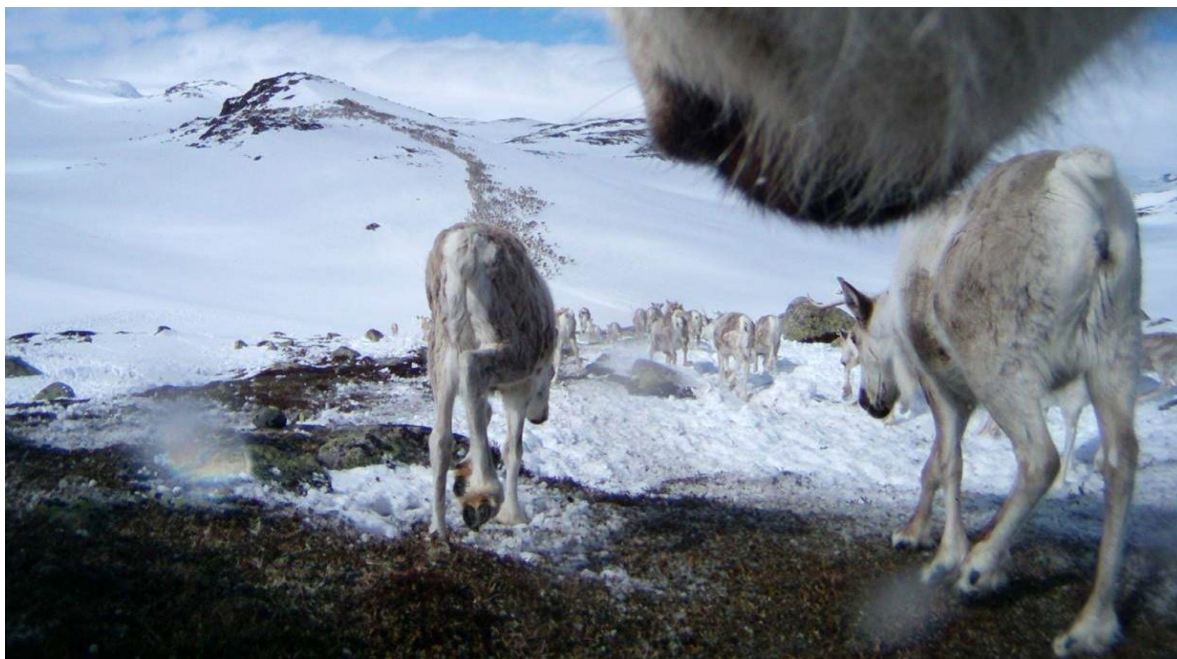
Boksplotten i **Fig. 4.8** viser samsvar mellom GPS data og ekspertbaserte polygoner for funksjonsområder, og mellom GPS-data og habitatkvalitetskart. Resultatene viser at habitatkvalitetskartene er en veldig god diskriminator («utmerket diskriminering») for GPS data.

Det betyr at de er veldig gode til å skille lite og mye brukte områder fra GPS data: piksler av høyere kvalitet inneholder de fleste GPS-punkter, mens piksler av lavere kvalitet bare inneholder få GPS-punkter. De ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder er betydelig dårligere til å diskriminere («lite diskriminering») mellom piksler som er brukt eller ikke brukt av rein (de er mye dårligere til å skille lite og mye brukt områder fra GPS data).

Med andre ord utkonkurrerer de statistiske modellene de beste ekspertpolygonene når det gjelder å forklare fordelingen av GPS-data i landskapet. Dette skyldes type 1-feil: mens ekspertbaserte polygoner er ganske gode til å inkludere de fleste områder med GPS-data, er de ikke tilstrekkelig gode til å ekskludere områder uten GPS-data. Dermed inkluderer ekspertbaserte polygoner flere "falske positive", eller områder som er lite brukt av GPS-overvåket reinsdyr.

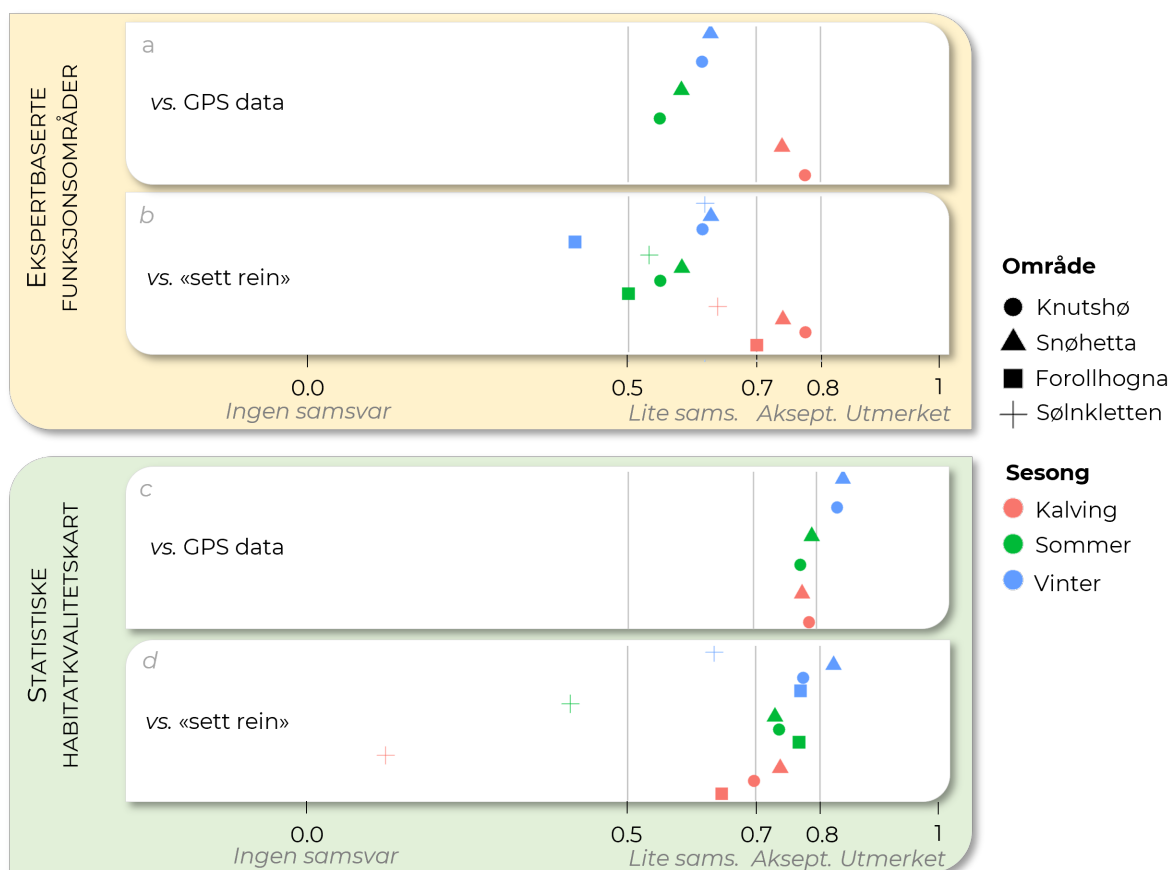
Som det også kommer frem av tidligere analyser i kap. 4, er funksjonsområder ofte avgrenset med store polygoner, og inkluderer også områder som er lite egnet for reinsdyr (vannkraftmagasiner, veger, hytter, isbreer, fjellklipper osv). Funksjonsområdet for sommer i Snøhetta omfatter for eksempel det meste av villreinområdet, og inkluderer derfor nesten alle reinobservasjoner i Snøhetta (derav identifiserer polygonen godt områdene med GPS-data). Funksjonsområdene klarer imidlertid ikke å skille tilstrekkelig godt ut områder hvor det ikke finnes GPS-data, og som derfor ser ut til å være mindre egnet for reinsdyr.

GPS-dataene kan med nærmest 100 % sikkerhet si at området har blitt brukt av rein, men kan ikke bevise at villrein ikke har brukt området (for eksempel kan et område ha vært brukt før GPS-data ble samlet inn, men er ikke nødvendigvis lenger i bruk). Samtidig representerer fordelingen av store mengder GPS-data innsamlet i løpet av de siste tiårene det beste tilgjengelige beviset per i dag, og kan derfor trygt brukes til å validere både ekspertbaserte og statistiske estimeringer av habitategnethet.



Bilde 2: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## Samsvar mellom kartene, GPS data og «sett rein»



Figur 4.8. Resultater av ROC-analyser, for hvert område og sesong, som viser samsvar mellom kartene og data som beskriver reinsdyr arealbruk: GPS data i Knutshø, Snøhetta, og observasjoner («sett rein» datasett) i alle områder. Det gule panelet viser samsvar mellom de ekspertbaserte polygoner for funksjonsområder og GPS data (a), og «sett rein» (b). Det grønne panelet viser samsvar mellom de statistiske habitatkvalitetskartene, GPS data (c), og «sett rein» (d). Det er «lite samsvar» for verdier mellom 0.5 og 0.7; korrespondansen over 0.7 er antatt som «akseptabel», og over 0.8 er «utmerket».

Resultater i **Fig. 4.9** viser samsvar mellom kartene (funksjonsområdene og habitatkvalitetskart) og reinsdyrobservasjoner (GPS-data og «sett rein»). Det gule panelet viser samsvar med de ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder og reinsdyrdata. Panelet viser at det er et «akseptabelt» samsvar for kalvingsperioden i Snøhetta, Knutshø og delvis Forollhogna. Men for de fleste områder / sesonger har ekspertbaserte polygoner «lite» diskrimineringssevne, og skiller ikke godt mellom områder som har blitt brukt og områder der det ikke er GPS-data eller observasjoner. Dette skyldes i stor grad type 1-feil, som forklart overfor.

Det grønne panelet viser at for de fleste områder og sesonger samsvarer habitatkvalitetskartet godt med GPS-data og sett rein (diskriminerende evne for GPS data mellom 0.75-0.85). Det betyr at 100 m piksler av høyere estimert kvalitet inneholder de fleste GPS-punkter, mens piksler av lavere estimert kvalitet inneholder kun få GPS-punkter.

Habitatkvalitetskartet samsvarer vesentlig bedre med reinsdyrdata – spesielt GPS-data, men også med «sett rein» - enn ekspertbaserte funksjonsområder (bortsett fra i det siste datasett fra Sølnekletten om kalving og sommer, og i mindre grad kalving i Forollhogna og Knutshø). Dette er et spesielt viktig resultat tatt i betraktning at "sett rein" er et uavhengig datasett, som ikke brukes til å bygge de statistiske modellene. De statistiske kartene har en betydelig høyere oppløsning og klarer i stor grad å skille mellom 100 m piksler brukt og ikke brukt av rein. Med andre ord, de balanserer betydelig bedre mellom «falsk positiv» (type-1 feil) og «falsk negativ» (type-2).

Det er interessant å merke seg at modellene ifølge "sett rein" presterer bedre enn de ekspertbaserte polygonene også i Forollhogna, hvor det ikke er GPS-data, og som er et ganske

vanskelig område. Forollhogna må regnes som et "spesialområde", der rein er kjent for å bruke mer skog (kanskje spesielt i kalvingsperioden) sammenlignet med andre områder. Det er fordi Forollhogna skiller seg fra de fleste andre villreinområdene ved manglende innslag av høyalpine områder, og ligger, geologisk sett, i sin helhet innenfor det såkalte Trondheimsfeltet som består av rike kambrosiluriske bergarter (Jordhøy et al. 2010). Panzacchi-van Moorter et al. (2015) viser at for å få robuste modeller trenger man ikke veldig mange radiomerkede individer fra noen få områder, men man trenger noen ganske få GPS-individer fra så mange områder som mulig, spesielt fra områder med unike miljøegenskaper (eks. Forollhogna). GPS-data er imidlertid ikke tilgjengelig fra Forollhogna, og modellene kunne derfor ikke dra nytte av denne informasjonen. Av den grunn hadde vi forventet at modellene skulle prestere dårligere i Forollhogna sammenlignet med alle andre områder, og sammenlignet med ekspertbaserte polygoner.

Avgrensningen av store funksjonsområder, med fare for å inkludere flere uegnede områder, vil kunne skyldes både praktiske forhold, og kanskje også et ønske om å være konservativ under den ekspertbaserte vurderingen, i et forsøk på å beskytte alle leveområder som reindyr benytter. *Dette kan imidlertid dessverre slå tilbake i kvalitetsstandardprosessen, og øker risikoen for å undervurdere habitattap.* Det er fordi tap av habitat kun vurderes innenfor fokusområdet, og det uttrykkes som prosentvis tapt habitat i forhold til total mengde tilgjengelig habitat i funksjonsområdet. Jo større mengde tilgjengelig habitat i funksjonsområdet, desto mindre er prosentandelen som indikerer tap av habitat. Dagens tilnærming kan derfor undervurdere tap av beiteland i de mest verdifulle områdene. Noen spesifikke kommentarer knyttet til områdene er gitt i **Appendiks 2**.

## 4.6 Statistiske vs. ekspertbaserte kart: konklusjon

### 4.6.1 Oppløsning

Den mest åpenbare forskjellen mellom ekspertbaserte kart og statistiske kart er oppløsningen, eller presisjonsnivået. Dette har betydelige konsekvenser når det gjelder å beskrive kvaliteten på reinens leveområder. Ekspertbaserte kart består av polygoner tegnet for hånd, og er nødvendigvis ganske store og med grov oppløsning: Det går på bekostning av nøyaktigheten, og er nødvendigvis uunngåelig. Like fullt har dette begrensninger og bidrar med andre utfordringer. For eksempel er størrelsen på funksjonsområdet også en utfordring for vurderingen andre beitekvaliteter (se Rolandsen et al. 2022).

Modellene på sin side bruker avanserte statistiske og databehandlingsløsninger og er i stand til å gir flere typer estimater for habitatkvalitet og trekkruter med svært høy oppløsning. Viktigst er det at de statistiske kartene gir informasjon om konkrete forvaltningsmessige begrensninger og muligheter som ikke fanges opp i de ekspertbaserte kartene. Dette ser vi for eksempel i Forollhogna hvor modellene peker på det østlige området som et potensielt viktig område, men som per i dag ikke brukes. Her kan konkrete studier og tiltak iverksettes for å forstå hvorfor området synes tapt som beiteland. En mulig reetablering vil kunne være viktig for å reversere den negative bestandsutviklingen i området.

De ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder, trekkruter og fokusområder, og de statistiske modellene stemmer generelt ganske godt overens i å identifisere viktig områder for villrein, på en grov skala. Når vi sammenligner de to kartsettene med fokus på detaljer og høyere oppløsning, blir forskjellene større. Hovedresultatet viser at polygoner for funksjonsområder inkluderer store områder som er estimert som uegnet eller lite egnet av de statistiske modellene, og dette kan indikere en type 1 feil. Dette funnet er ikke uventet, da polygonene er grovt skissert, og områdene de identifiserer som funksjonsområder også inneholder isbreer, bratte klipper, vannkraftmagasiner, veier, hytter, bygninger, transformatorer, kraftledninger, turisthytter, stier, skiløyper osv. Det motsatte (dvs. at områder utenfor polygonene også inkluderer piksler som er estimert som egnet av de statistiske modellene) er også sant, men ofte i mindre grad, fordi polygonene ofte strekker seg over nesten hele villreinområdene, og derfor er områdene utenfor polygonet for små til å tillate robuste sammenligninger.



## 4.6.2 Kart vs. reinsdyrdata

Når vi sammenligner de to kartsettene med to uavhengige datasett som vitner om tilstedeværelse av villrein (GPS-data og «sett rein») blir forskjellen mellom kartene betydelig. Habitatkvalitetskartene er veldig gode til å skille mellom egnede piksler som faktisk brukes av rein, og piksler av dårlig kvalitet som brukes lite eller unngås av reinsdyr. De ekspertbaserte polygonene for funksjonsområder presterer betydelig dårligere. Dette skyldes en «type 1-feil» (**Fig. 4.9**): mens ekspertbaserte polygoner er gode til å inkludere områder som inneholder GPS-data eller sett-rein, klarer de ikke å ekskludere områder som er uegnet og ikke brukt av reinsdyr. De inkluderer med andre ord mange "falske positive", eller dømmer som "egne" områder som faktisk ikke egner seg for rein. Avslutningsvis, de statistiske modellene utkonkurrerer ekspertpolygonene når det gjelder å forklare fordelingen av reinsdyr data i landskapet, og balanserer betydelig bedre mellom områder som brukes eller ikke brukes av rein.

Det er interessant å merke seg at vi her validerer to datasett (GPS-data og sett rein) som begge ble brukt til å informere de ekspertbaserte polygonene. Det ble kun brukt GPS-data til å bygge modellene. Derfor er det verdt å merke seg at statistiske modeller gir bedre resultater enn ekspertbaserte polygoner når det gjelder å forklare ikke bare GPS-data, men også sett-rein. Igjen er årsaken at ekspertbaserte polygoner gjør mange type-1-feil, sannsynligvis i et forsøk på å unngå type-2-feil (dvs. for å unngå å ekskludere områder med reinsdyrobservasjoner).



*Figur 4.9 Illustrasjon av type I og II feil. Ekspertbaserte funksjonsområder lider av type 1 feil, da de omfatter flere områder som ikke egner seg for eller brukes av villrein ("falsk positiv")*

I noen tilfeller var de statistiske modellene i stand til å identifisere egnede områder som tidligere ble brukt av villrein, men som ikke er inkludert i det ekspertbaserte funksjonsområdet. I disse tilfellene hjalp de statistiske modellene med å identifisere den mulige årsaken til at disse områdene ikke lenger er i bruk - typisk en spesifikk barriere eller område med høy friksjon - og foreslo undersøkelser og muligens avbøtende tiltak i spesifikke områder.

## 4.6.3 Trekkruiter vs. statistiske korridorer

Vi analyserte ikke fokusområdene og influensområder for trekkruiter fordi forholdet mellom disse polygonene kun er beskrevet i kommentarer, og det ville ha krevd en betydelig innsats for å få disse dataene klare for analyser.

En visuell sammenligning av de ekspertbaserte trekkrutene og de statistiske korridorene ser oppmuntrende ut, da korridorer og trekkruiter ser ut til å overlape i stor grad, og vi fikk mange positive tilbakemeldinger fra ekspertene og lokalkjente. Korridorer samsvarer godt med GPS-data. En statistisk sammenligning mellom korridorer og trekkruiter var ikke aktuelt, da trekkruiter ikke var definert for vitenskapelige formål. Trekkruiter viser noen – men ikke alle – bevegelsesruter, mens de statistiske modellene viser alle alternative bevegelsesmuligheter. De inkluderer dessuten ulike typer trekk, både migrasjonsruter mellom sesongbeiter (dvs. mellom funksjonsområder), daglige bevegelsesruter innen funksjonsområde, og mulige/gamle migrasjonsruter på tvers av villreinområder. Hvert av de statistiske korridorkartene er bygget med ett spesifikt mål i tankene. Det tillater sammenligninger med ekspertkunnskap, men bør være basert på de samme premissene. For eksempel viser korridorkartet for Snøhetta (**Fig. 4.1; Appendiks 2, Fig. 1.2, 1.3**) alle mulige bevegelseskorridorer mellom øst- og vestområdet, inkludert korridoren ved Aursjøhytta; dette er fordi vi satte opp modellen nettopp for å svare på det spørsmålet.

Vi spurte: «*hvis en rein må bevege seg blant alle de mest funksjonelle områdene, fra den østlige til den vestlige delen av studieområdet, hvilken korridor ville den bruke?*» Merk at vi også har laget kart som kun viser korridorer innenfor ett av delområdene (f.eks. Snøhetta øst). Ved behov kan vi lage kart som viser migrasjonskorridorer mellom sesongbeitområdene) eller gamle migrasjonskorridorer på tvers av villreinområder (f.eks. mellom Snøhetta-Rondane) osv. Disse kartene kan i tillegg understøttes av lokalkunnskap (eks. informasjon om turistvolum på en bestemt sti).

#### 4.6.4 Fokusområder vs. kart over menneskelige inngrep

Ingen av de statistiske habitatkartene er helt sammenlignbare med polygoner som identifiserer «fokusområder». Dette skyldes i stor grad at «Fokusområder» er forankret i et sosiopolitisk konsept. Fokusområdene er identifisert på grunnlag av de ekspertbaserte vurderingene av bevaringsutfordringer og samfunnskonflikter knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet. Derfor er ikke fokusområder ment å beskrive alle piksler med arealinngrep, men kun de områdene med de største og mest kontroversielle bevaringsutfordringene. I motsetning til dette beskriver de statistiske kartene samla belastning eller menneskelige inngrep for hver 100 m piksel av villreinområdene, og er uavhengige av vurderinger av samfunnskonflikter.

Fokusområder tar sikte på å identifisere kun de største konfliktområdene, og forutsetter på sett og vis god eller akseptabel habitatkvalitet i resten av reinområdet. Dette betyr at i Delnorm 3 antas alle områder uten de største bevarings- og samfunnsutfordringene å ha en rimelig akseptabel grad av menneskelig påvirkning (dvs. < 50% habitattap). Det ser derfor ut til at *kumulative effekter forårsaket av flere lavintensive men diffuse forstyrrelseskilder kanskje ikke tas i betraktning i Delnorm 3*. For eksempel viser analyser at selv noen få turgåere og skiløpere kan påvirke reinsdyr (Panzacchi-van Moorter et al. 2015; Panzacchi et al. 2016; Gundersen et al. 2019, 2021; se også Strand et al. 2013, 2015a). Det er imidlertid kun få løyper som inngår i fokusområder. Selv om områder rundt hyttefelt og tettsteder unngås av rein (Panzacchi-van Moorter et al. 2015; Panzacchi et al. 2016; Gundersen et al. 2022; Brandão et al. 2022), regnes de ikke alltid som Fokusområder.

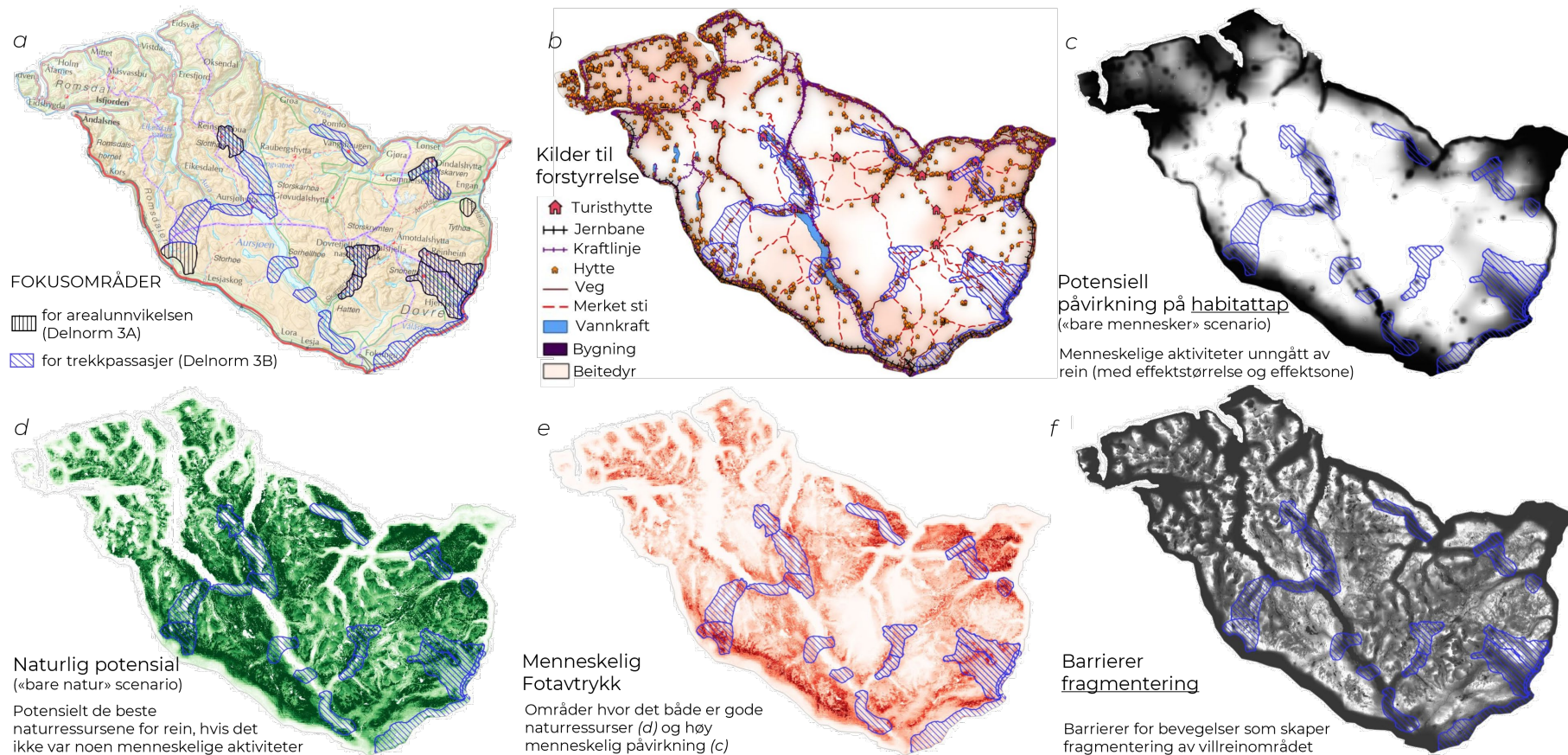
Det statistiske kartet over «menneskelige fotavtrykk» (**Fig. 3.5.3**) gir detaljert informasjon om påvirkning for hver 100 m piksel. Kartet viser områder med menneskelige aktiviteter og infrastruktur som unngås av reinsdyr (illustrert på kartet «potensiell påvirkning») i områder som ellers kunne gi gode naturressurser (kart «naturlig potensial»). De statistiske estimatene er basert på en lang liste med data over infrastruktur og menneskelige aktiviteter (*tetthet av veier - med ulikt trafikknivå, tetthet av stier - med ulikt turistvolum - tetthet av hus, private hytter, DNT-hytter osv.*). Estimaten viser den **samlede virkningen** av menneskelige aktiviteter og infrastruktur på hver 100m, mens de tar hensyn til egnetheten til vegetasjon, topografi, klima osv.

Menneskelige fotavtrykk kan være ganske høyt, spesielt i utkantområder (rundt landsbyer eller hyttefelt), i daler (der det er flest veier), og i turistområder, nær vannkraftmagasiner, stier, turisthytter, og i områder med mye beitedyr osv. Flere av disse områdene er imidlertid ikke vurdert som Fokusområder (**Fig. 4.12**), da fokusområdene ikke tar sikte på å fange opp samlede effekter av alle menneskelige aktiviteter, og i tillegg ofte faller disse områdene utenfor 50 års grensen for når infrastrukturen ble etablert.

Kartet over «menneskelige fotavtrykk» er ikke ment å identifisere de viktigste områder som bør prioriteres for bevaring eller restaurering. For å prioritere må man vurdere samlede effekter i forhold til de mest funksjonelle områdene for rein. Dette kan oppnås med en helhetlig vurdering av de ulike typene informasjon som gis av alle statistiske kart samtidig. De statistiske kartene over menneskelig fotavtrykk, barrierer, naturlig potensial, korridorer og funksjonsområder kan samlet gi en god forståelse av de viktigste bevaringsutfordringene. De kan også støtte prosessen med å identifisere områder hvor restaurering eller avbøtende tiltak vil være mest effektivt. Detaljerte sammenligninger mellom fokusområdene og de statistiske kartene kan gjøres i [Appen](#).

Merk at et spesifikt analytisk verktøy for å identifisere områder som skal prioriteres for bevaring og restaurering er under utvikling i GreenPlan, og en prototype kan sees i en prototype-App for Grønn Infrastruktur, Modul 3: <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home>.

FOKUSOMRÅDER vs. MENNESKELIG INNGREP



Figur 4.10 Sammenligning mellom de ekspertbaserte fokusområdene (i alle kart), observert plassering av forstyrrelseskilder i landskapet (b), og deres beregnede effekt på reinsdyrhabitat (c, d, e, f). Fokusområder er identifisert basert på samfunnskonflikter og bevaringsutfordringer knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet, og derfor inkludere ikke alle områder med utfordringer knyttet til arealinngrep. Derfor er flere områder med høyt estimert menneskelig fotavtrykk på reinsdyrhabitat (e), og flere barrierer (f) ikke inkludert i fokusområde



## 5 Test: er en statistisk klassifisering av tilstanden til villreinområdene mulig i dag?

De statistiske kartene over habitatpreferanser ble brukt i en masteroppgave med mål om å lage en syntese av de viktigste påvirkningsfaktorene innenfor hvert villreinområde (Lelotte 2021). Basert på denne masteroppgaven utførte vi en test-klassifisering av alle villreinområder etter prosedyren beskrevet i Delnorm 3 A. Dette gjorde vi basert på statistiske kart i stedet for ekspertbaserte polygoner, men kun for sommeren og habitatkvalitet (ikke trekruter), og uten å ta hensyn til vannmagasiner. Vurderingen sammenligner ikke dagens situasjon for villreinområdene med status for 50 år siden (slik den er i Delnorm 3), men den sammenligner dagens situasjon med status før all infrastruktur ble bygget, dvs. i fravær av menneskelige forstyrrelser.

Resultatene er ikke helt sammenlignbare med den ekspertbaserte tilnærmingen (Rolandsen et al. 2022), men er likevel produsert for å vise at det er mulig, og for å *vise et eksempel på hvordan modellene kan bidra med resultater som kan anvendes i kvalitetsnormarbeidet, både under Delnorm 3 og påvirkningsanalyser*. Denne øvelsen har som mål å illustrere en av flere måter eksisterende statistiske kart kan brukes direkte til å vurdere Delnorm 3 A. Husk derfor at dette kun er en **øvelse som har som mål å illustrere metodikken**, og ikke å produsere endelige og detaljert resultater for direkte bruk i forvaltningen. Hvis det er relevant, kan analysene justeres for relevante forvaltningsmål.

**Fig. 5.1b** syntetiserer to hovedfaktorer som påvirker habitatets egnethet (detaljer i **Fig. 2.5**): (1) naturlige variabler (vegetasjon, topografi, klima osv.), og (2) menneskeskapte variabler. Her har vi delt opp disse to faktorene. Vi beregnet deretter det menneskelige fotavtrykket som mengden egnet habitat (1) tapt på grunn av menneskeskapte aktiviteter (2). Den totale effekten av menneskeskapte aktiviteter kan videre brytes ned i separate drivere (turisme, veier, hytter osv., **Fig. 5.2**) for hvert område individuelt og for alle områder sammen. Deretter har vi syntetisert de viktigste forskjellige menneskelige aktivitetene i hvert område. Vi beregnet prosentandelen tapt habitat i hvert villreinområde ved å skalere det menneskelige fotavtrykket med mengden egnet habitat tilgjengelig (0 % = ingen habitat tapt; 100 % = alt habitat er tapt). Vi kunne da rangere alle reinområdene basert på mengden tapt habitat, som vist i **Fig. 5.3**, som illustrerer resultatene av en statistisk klassifisering av alle villreinområder som er analog med den som er utført på ekspertbasis i Delnorm 3 for sommeren (Rolandsen et al. 2022).

Her presenterer vi en syntese av masteroppgaven (Lelotte 2021; [hele oppgaven kan leses her](#)).

### 5.1 Analyse av menneskelig fotavtrykk og habitattap

Her bruker vi habitatkvalitetsmodellene for villrein beskrevet over for å utvikle en tilnærming til tap av leveområder i de ulike sesong. Her presenterer vi imidlertid bare sommersesongen for å illustrere metoden. I denne modellen er reinens habitatseleksjon brukt som et mål på habitatkvalitet. «Menneskelig fotavtrykk» er definert som tap av godt habitat for villrein på grunn av estimert reduksjon i bruk av et gitt område på grunn av menneskelig aktiviteter og infrastruktur.

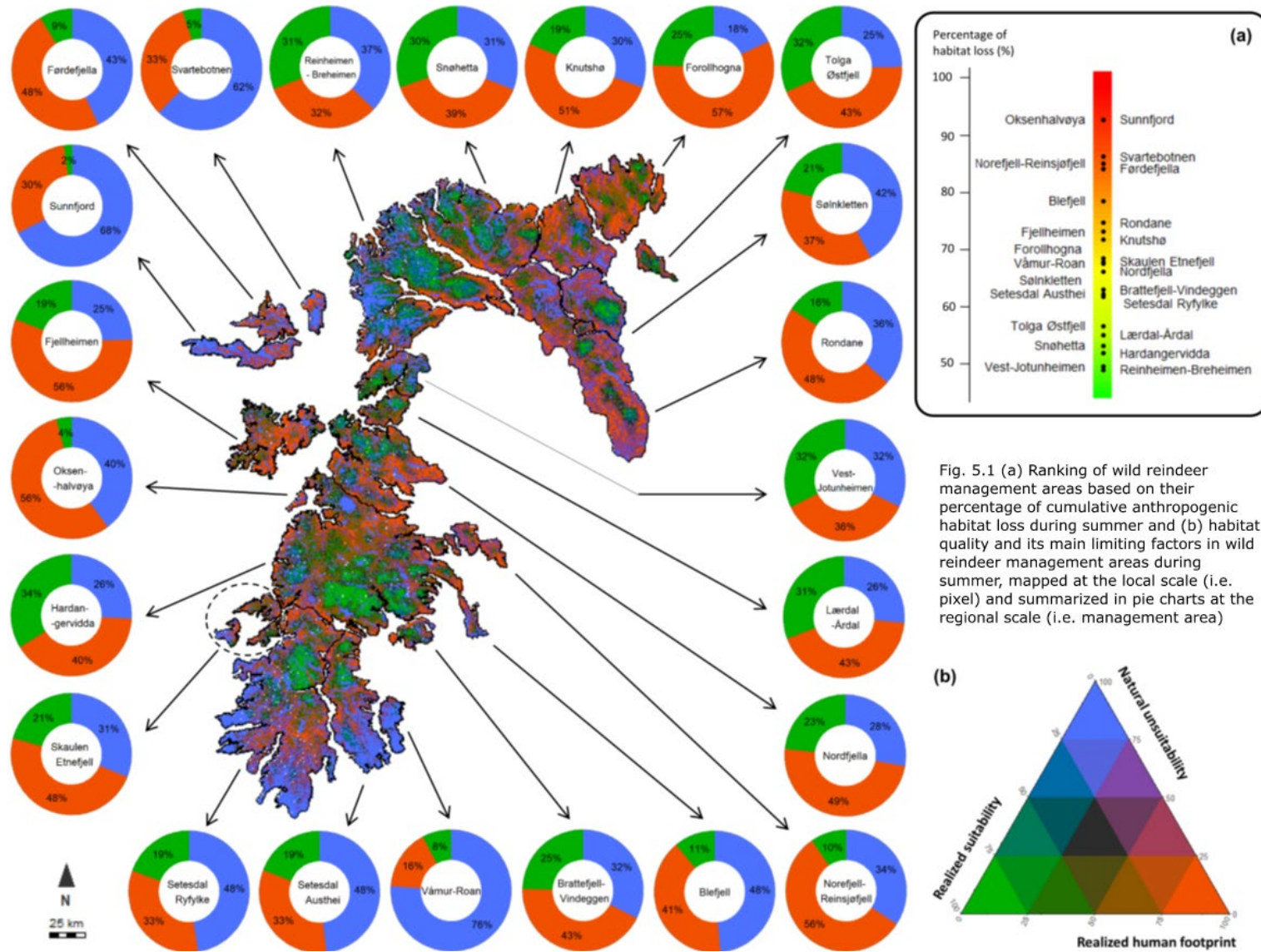


Fig. 5.1 (a) Ranking of wild reindeer management areas based on their percentage of cumulative anthropogenic habitat loss during summer and (b) habitat quality and its main limiting factors in wild reindeer management areas during summer, mapped at the local scale (i.e. pixel) and summarized in pie charts at the regional scale (i.e. management area)



**Fig. 5.1a** viser hvordan villreinområdene er rangert ut ifra mengden egnet habitat som modellen beregner er tapt på grunn av menneskelig aktiviteter på sommerbeitene (med bruk av trafikk lys farger). Dette er forenkling som er interessant for kunne sammenligne områdene, men gir ingen informasjon om hvordan klassifiseringen fordeler seg romlig. **Fig. 5.1b** viser romlig fordeler av uegnet (blå), egnet (grønn), og tapt pga. forstyrrelser (i rød). Illustrasjonen gir dermed et mål på hvor mye egnet habitat som er i hvert område, hvor stort areal som er uegnet, og hvor stort areal som er tapt pga. menneskelig aktivitet. Tilnærmingen åpner også opp for muligheten til å beregne hvilke menneskelige aktivitet og infrastruktur som bidrar mest til habitattap i hvert område, men dette er utenfor rammene av denne rapporten.

## 5.2 Driverne bak habitattap (tilsvarende “påvirkningsanalyse” i delnorm 3)

Vi undersøkte de viktigste begrensende faktorene for habitatkvalitet nærmere. Først delte vi menneskelige aktiviteter i tre hovedkategorier: (1) Transport og infrastruktur, (2) rekreasjon, og (3) husdyr (tetthet av sau på utmarksbeite). Vi inkluderte ikke vannmagasiner i denne preliminare analysen. Betydningen av hver sektor (**Tab. 5.1**) ble kvantifisert for hver piksel for hele villreinområdet og oppsummert for hvert område (**Fig. 5.2a**). Hver piksel i **Fig. 5.2a** viser betydningen av de tre hovedkategoriene av forstyrrelser (se også **Tab. 5.1**): Transport og infrastruktur, rekreasjon og husdyr. Piksler i rosa, oransje og turkis tilsvarer områder hvor tap av habitat, hovedsakelig er drevet av hhv. transport og infrastruktur, rekreasjon og husdyr. Gradienter mellom disse fargene tilsvarer områder som er påvirket av flere forhold (**Fig. 5.1b**).

I **Figur 5.1b** løser vi opp kategoriene og viser radarplott over de ulike menneskelige påvirkningsfaktorene

*Tabell 5.1 Sektoriell klassifisering av ulike menneskelige kilder til forstyrrelser i villreinområdene. Merk at vannmagasiner ikke ble inkludert i disse preliminare analysene.*

Transport og infrastruktur	Rekreasjon	Husdyr
Hus	Stier	Tetthet av sau på beite
Kraftlinjer	Private hytter	
Jernbane	Turisthytter (mye brukt)	
Høytrafikkveier	Turisthytter (lite brukt)	
Lavtrafikkveier		

## 5.3 Konklusjon av testen

Denne øvelsen viser at det er mulig å bruke statistiske tilnærminger for å estimere det menneskelige fotavtrykket, tap av habitat innen og på tvers av besetninger, og for å syntetisere hoved driverne som forårsaker samlede belastning. Husk at dette ikke var ment som en fullstendig økologisk vurdering av områdene etter Delnorm 3. Rammeverket kan imidlertid justeres for å inkludere mer presis og mer kompleks data og økologisk dynamikk (se også kap. 6.2.1), og for å svare på forvaltningsbehov.

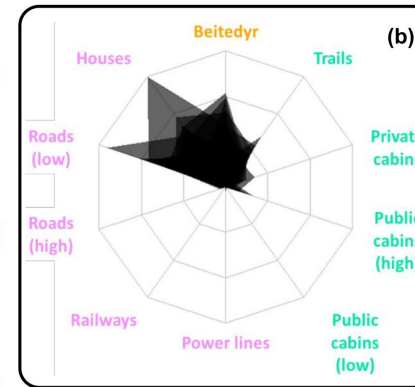
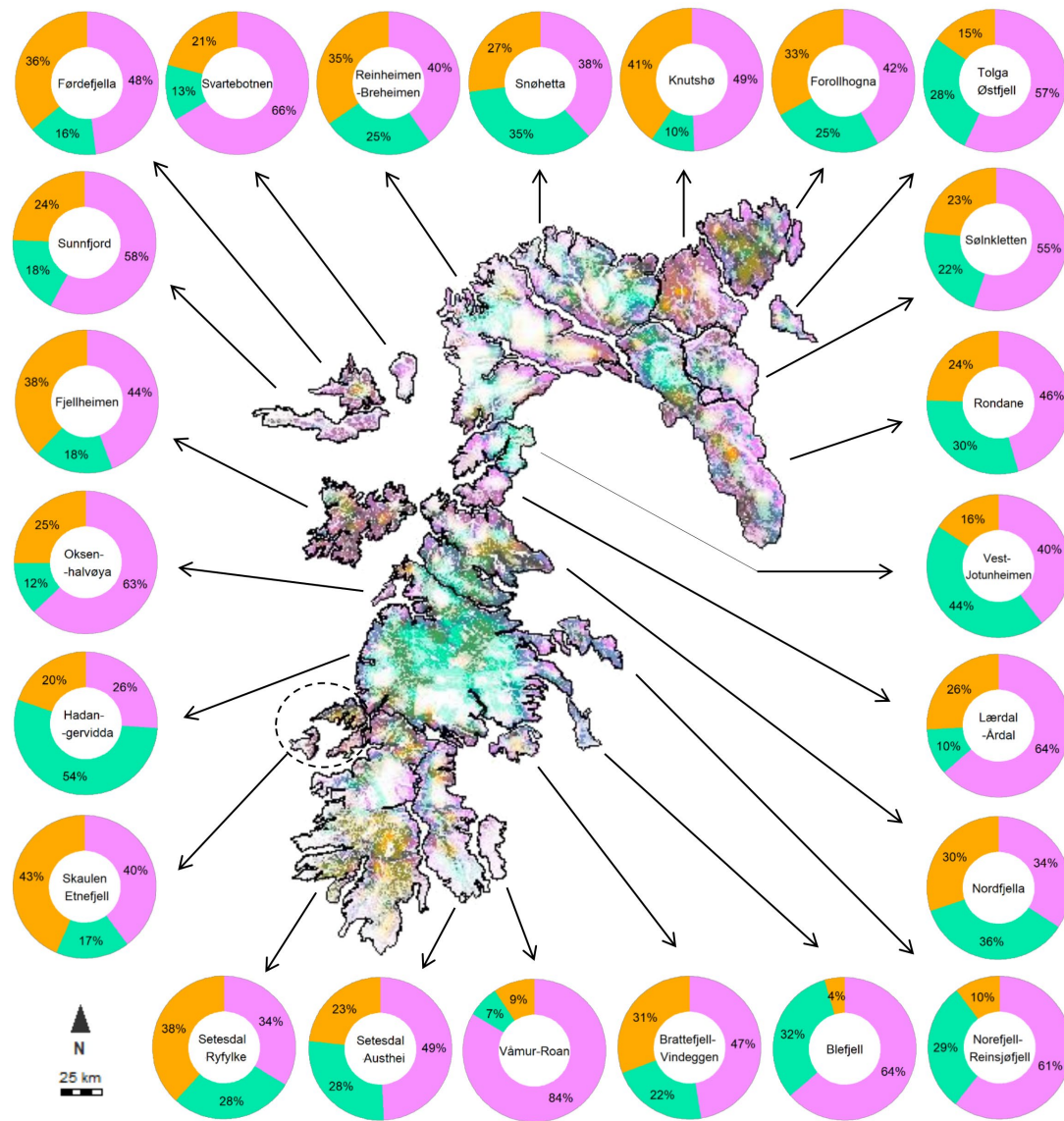
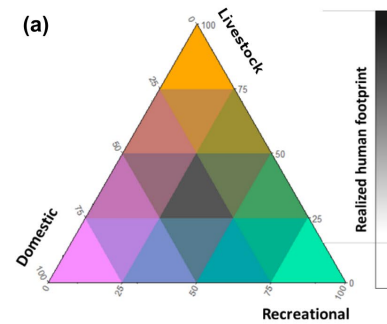
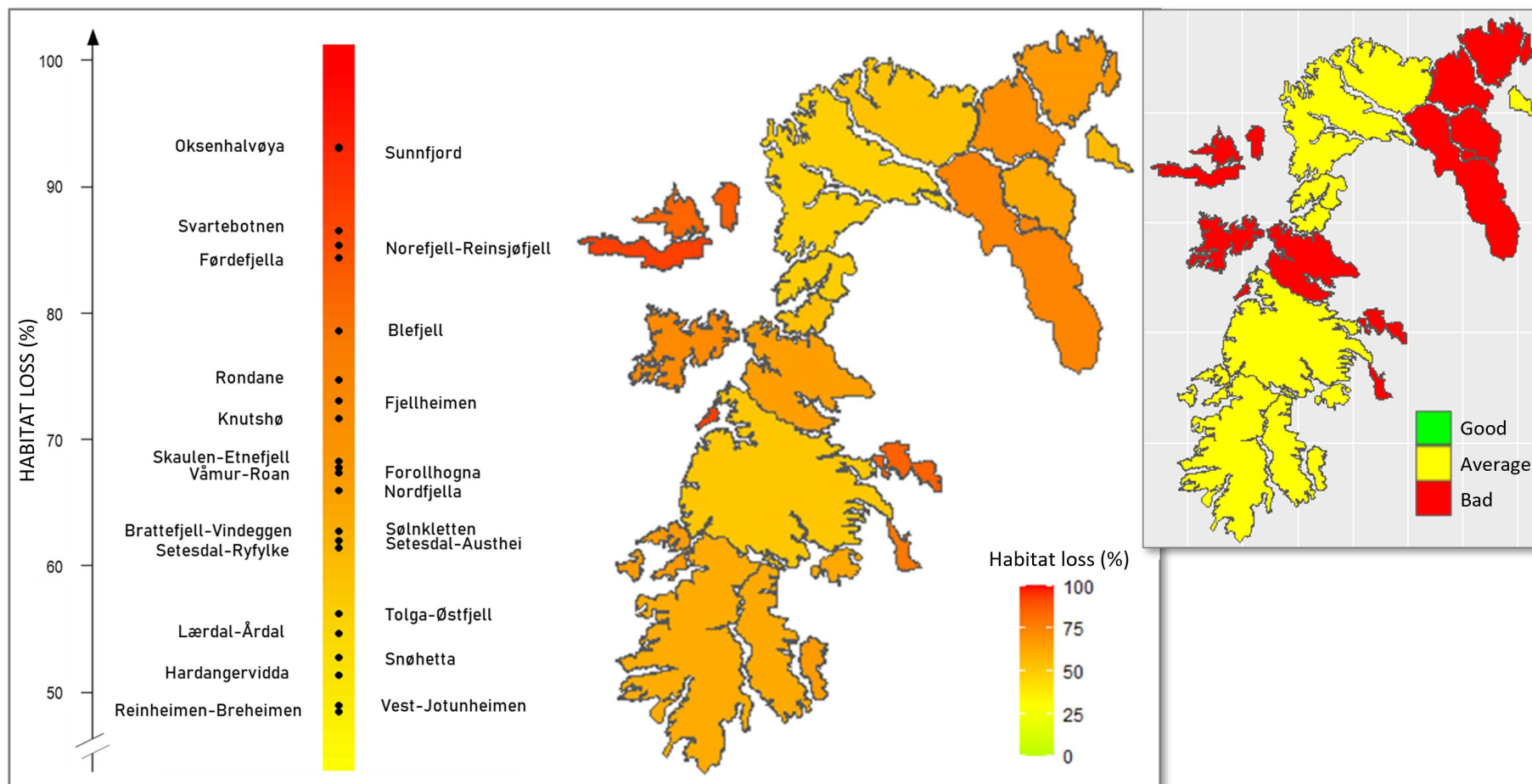


Fig. 5.2 (a) Main sectoral drivers of anthropogenic habitat loss in wild reindeer summer habitat, mapped at the local scale (i.e. pixel) and summarized in pie charts at the regional scale (i.e. management area). Each pixel has a color reflecting the contribution of each sector in its cumulative realized human footprint (f) and an opacity level that is proportional to the human footprint. (b) Composite radar chart of the realized human footprint of single drivers from stacking the translucent profiles from each wild reindeer management areas during summer.





Figur 5.3 Statistisk klassifisering av villreinområdene basert på habitattap på sommerbeitene. Villreinområdene er klassifisert på bakgrunn av prosentvis tap beregnet som andelen av naturlig egnet habitat som er tapt innenfor hvert villreinområde. Figuren til venstre viser resultatene som et kontinuum, mens den mindre figuren til høyre er klassifisert etter same terskler som i Delnorm 3. Merk at den statistiske klassifikasjonen og den gjort i Delnorm 3 ikke er identiske (se forklaring i tekst)

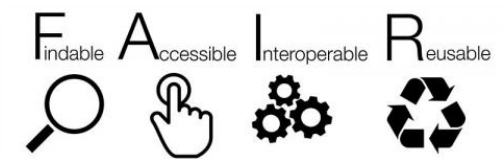
## 6 Hva har vi lært? Kan statistiske tilnærminger støtte bærekraftig forvaltning av villreinområder?

Sammenligning av statistiske og ekspertbaserte tilnærminger (Kap. 4) ga oss muligheten til å lære mye om styrker, svakheter, og risikoer. Her diskuterer vi hvordan det vi lærte ved å sammenligne data og tilnærmingene kan bidra til en bedre forvaltning av villreinen. Vi advarer også mot risikoer som har dukket opp og som kan påvirke eller forsinke oppdagelsen av kritiske endringer i kvaliteten på villreinsens leveområder.

### 6.1 Hva har vi lært av de ulike datatypene?

Et robust, oppdatert og homogent kunnskapsgrunnlag på tvers av villreinområder er avgjørende for å fange opp kritiske endringer i habitatkvaliteten, og for å riktig prioriterte områder for bevaring, restaurering eller avbøtende tiltak. En dataforvaltningsplan med fokus på digitalisering, kvalitet, data-integrering og nasjonal dekning, vil være til stor nytte for villreinforvaltningen i fremtiden.

Digitale data legger til rette for åpen, reproduserbar og transparent forskning og forvaltning. Derfor ønsker myndighetene at digitale data skal følge *FAIR-dataprinsippene*, som beskriver hvordan data skal organiseres, dokumenteres og kvalitetssikres slik at de er lettere å finne, mer tilgjengelige, interoperable (kan brukes i forskjellige enheter/programvare) og at de er gjenbrukbare (Wilkinson et al. 2016). De norske FAIR-prinsippene overlapper statens IKT-politikk (KMD 2017), som vil øke gjenbruk, oppdatering og deling av offentlige data for å realisere den hele verdien av dem. Dette vil også være nyttig i villreinforvaltningen.



Figur 6.1 FAIR dataprinsippene. FAIR står for: «Findable» (søkbarehet), «Accessible» (tilgjengelighet), «Interoperable» (interoperabilitet), og «Reusable» (gjenbrukbarhet). Illustrasjon: Sangya Pundir, CC

#### 6.1.1 Data om infrastruktur, menneskelige aktiviteter og miljø

Flere tiår med fremskritt innen datakraft og fjernmålingsteknologier har førte til enestående tilgjengelighet av *høyoppløselig digitale data om landskapet, infrastruktur og klimaet med nasjonal dekning*, og med stadig bedre kvalitet. I tillegg er det samlet inn mye lokale data og kunnskap, som kan supplere og forbedre digitale data lokalt, og på denne måten øke relevansen for lokal forvaltning.

Hvert villreinområde har ulike naturforhold og ulik grad av menneskelige påvirkninger. En *sammenlignbar vurdering av deres status, og endringer over tid, krever et sammenlignbart datagrunnlag* innenfor og på tvers av områder. Dette er avgjørende for statistiske vurderinger av menneskeskapt habitatforringelse, og for å *prioritere* best mulig områder for bevaring, restaurering og avbøtende tiltak, lokalt og nasjonalt. Dette vil også unngå risikoene beskrevet i Kap. 7.

#### 6.1.2 Reinsdyrdata

*GPS-posisjoner* er de beste dataene til å dokumentere reinsens arealbruk. Imidlertid er data tilgjengelig kun i 9 av de 24 villreinområdene (Kap. 2.1). Det er derfor en fordel om vi også kan bruke tilgjengelige GPS-data for å lage modeller for områder uten GPS-data.

Selv om de fleste GPS-data er tilgjengelige for simler, trenger ikke dette å være et problem, for målet om å identifisere områder der menneskelige aktiviteter forstyrrer bevaring av rein, ettersom simler med kalver er langt mer følsomme for menneskeskapt forstyrrelse enn bukker. Dette fremhever også viktigheten av å integrere ulike datatyper (f.eks. data fra flytransekter, genetiske data, «sett-rein» og lokalkunnskap) til ulike formål. I vitenskapelig litteratur er det et økende fokus på data integrering for å utnytte det fulle potensialet til all tilgjengelig informasjon (f.eks. Nilsen og Strand 2018). Dette kan ha et stort potensial for å øke relevansen for villreinforvaltning.

### 6.1.3 Lokalkunnskap

Lokalkunnskap kan peke på data og informasjon (snøscooter, gjerder, kjørerestriksjoner i bestemte årstider, eller veier som ikke brøytes) som mangler i nasjonale digitale datasett, eller som kan være lokalt feilaktige eller utdaterte. Lokalkunnskap kan også bidra til å forbedre statistiske modeller og til å forstå årsakene til lokale misforhold mellom modeller og villreindata. Det er selvsagt også avgjørende å sikre lokal deltakelse i beslutningsprosesser.

Samtidig er lokalkunnskap en samling av observasjoner og fakta, og relaterer seg til kognitive og emosjonelle prosesser av begreper, tro og oppfatninger som mennesker har om verden rundt seg (Berman 2017). Lokal kunnskap i regional planlegging refererer til mennesker som kan bli påvirket av planer, og inkluderer oppfatninger, ønsker, meninger, ideer, tro, tanker, spekulasjoner, følelser, behov, samfunnsnormer og praksiser (Berman 2017). Derfor vil kvaliteten, sammenlignbarheten og reproducerbarheten av kunnskapen variere, og risikere å være ujevnt inni- og på tvers av- områdene. Slike utfordringer ble også omtalt under den første vurderingen av Delnorm 3 (Rolandsen et al. 2022), og kan få konsekvenser for klassifiseringen (Kap. 6).

Det er derfor viktig å integrere lokalkunnskap med andre datakilder, og sette standarder for datakvalitet, datahåndtering og dataanalyser. Med andre ord, en tett interaksjon mellom forskning og lokalkunnskap kan gir en unik mulighet til å lære mer, og utvikle bedre statiske modeller i en adaptiv prosess, som illustrert i **Fig. 7.1**. De statiske modellene kan bli et felles produkt som integrerer den beste statistiske og lokale kunnskap.

### 6.1.4 Datainfrastruktur

Digitalisering, data-integrering og deling krever en kvalitetssikret datainfrastruktur og en effektiv datahåndteringsplan for datainnsamling, lagring, oppdatering, bruk og deling. SAM (*Spatial database for Animal Movement*, Kap. 2.2) er en avansert datainfrastruktur som sørger for at koder for datahåndtering, forbedring, standardisering, kvalitetssikring og integrering lagres på en hensiktsmessig måte. På denne måten er data tilgjengelig for analyser og deling nå og i fremtiden. SAM kobler GPS data med flere andre data, og kan være en egnet plattform for integrering av andre typer data, f.eks. lokalkunnskap.

## 6.2 Hva har vi lært av de ulike tilnærmingene?

*Villreimområdene påvirkes ikke av én infrastruktur eller menneskelig aktivitet, men av samlede påvirkninger som stammer fra samspillet mellom flere faktorer, ofte langt unna i landskapet* (Niebuhr et al. 2022). Målet om å forvalte villreinområdene på en best mulig måte på lang sikt representerer derfor en *kompleks utfordring som krever robuste tilnærminger*. Tilnærmingen skal kunne finne mønstre i store datamengder innen og på tvers av villreinområder, og deretter peke på de mest presserende utfordringene. Deretter bidra til å beregne og hva som kan være effektive avbøtende tiltak, eller peke på områder hvor nye inngrep bør unngås sett fra et villreinperspektiv.

### 6.2.1 Kan statistiske modeller være nyttige?

Statistiske modeller er som regel den beste måten å finne mønstre i store mengder data og finne mønstre i komplekse relasjoner. Alle er kjent med *værmodeller som vises på værmeldinger på TV* (**Fig. 6.2**). Disse integrerer en stor mengde observasjoner fra store områder, og identifiserer værmønstre gjennom statistiske analyser. Den menneskelige hjernen ville ikke være i stand til å integrere slike mengder data, nettopp derfor er statistiske verktøy løsningen.

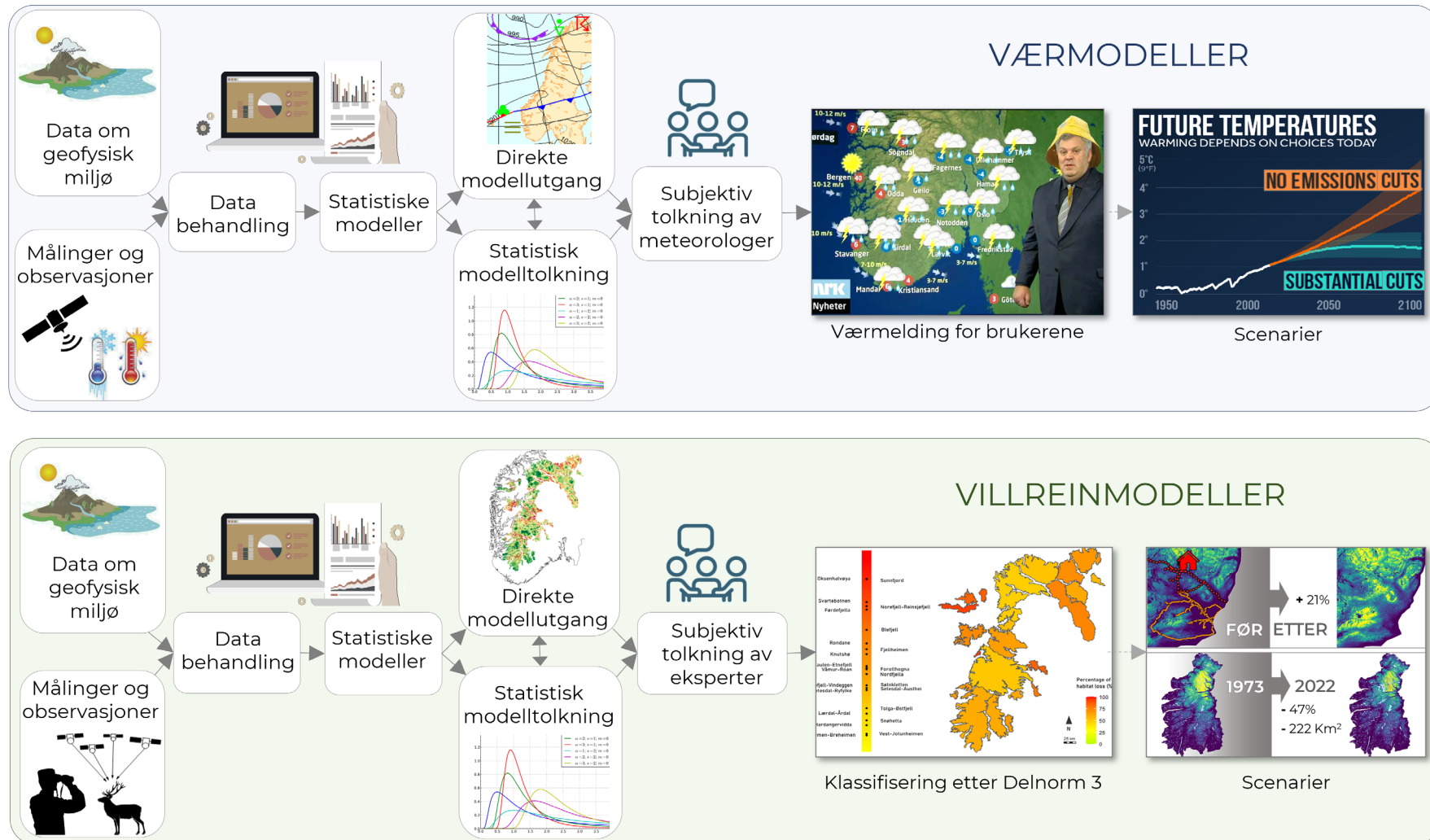
«**Alle modeller er feil, men noen er nyttige**» skrev George Box i 1976. Selv om vi vet at værmodeller kan ta feil, stoler vi på dem f.eks. når vi planlegger fjellturer, da de representerer den beste tilgjengelige kunnskapen for å være forberedt på ellers uforutsette forhold. Derfor er ikke spørsmålet om "*modellene representerer sannheten*" (dette er aldri tilfelle), men "*Er modellene nyttig for å nå målet om en bærekraftig forvaltning av villreinområdene?*».



Påliteligheten til data og modeller har økt raskt de siste tiårene, og resultatene er robuste med hensyn til best tilgjengelige data om villreinarealbruk: GPS-data og «sett-rein». Tilbakemeldinger fra lokalkjente og fagpersoner er generelt positive, og der de er undersøkt samsvarer resultatene ganske godt med lokalkunnskapen også i områder uten GPS-data, og hvor modellene er bygget uten støtte fra lokalkunnskap. Derfor kan de statistiske modellene i stor grad brukes på samme måte som værmodeller (**Fig. 6.2**). Konkret kan data og lokalkunnskap analyseres for å statistisk estimere menneskelig påvirkning i alle villreinområdene. Resultatene kan deretter tolkes av eksperter for å støtte klassifiseringen av villreinområdene etter Delnorm 3. Slik sett blir det også en læringsprosess der man gjennom å bruke statistiske modellene på alle nivåer i forvaltningen kan lære om deres styrker og svakheter dermed bli enda bedre til å predikere villreinhabitat i fremtiden samtidig som de blir akseptert og brukt av alle aktørene. I likhet med klimaprognooser kan modellene også brukes for å forutsi tilstanden i villreinområder under ulike scenarier for klimaendringer, infrastrukturutvikling, avbøtende tiltak og restaurering.



Bilde 3: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

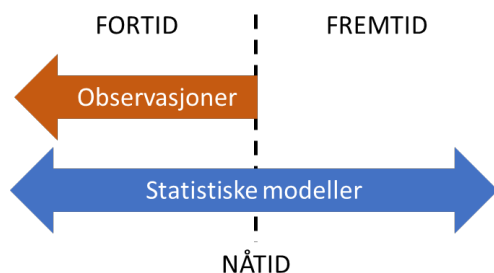


Figur 6.2. Tilnærminger til å produsere værmeldinger (over) og villreinmodeller (under) er like. Ulike data integreres og analyseres med statistiske modeller, og resultater er tolket av meteorologer før værmelding er presentert på TV. På tilsvarende måte kan villreindata og lokalkunnskap analyseres, og statistiske resultater kan tolkes av eksperter før klassifiseringen ift. Delnorm 3. Klimaprognoser kan forutsi klimaendringer under scenarier for menneskelig aktiviteter og CO<sub>2</sub>-utslipp; tilsvarende kan villreinmodeller brukes til å forutsi endringer i villreinområder under scenarier for infrastrukturutvikling, avbøtende tiltak, og klimaendringene (kilder: met.no, NRK.no, IPCC)

De statistiske modellene kan bidra til Delnorm 3 på følgende måter:

- Kan kvantifisere *påvirkningsgrad* og *påvirkningsområde* for hver type infrastruktur / menneskelig aktivitet i ulike årstider
- Kan kvantifisere *samlede effekter* av ulike infrastrukturer og menneskelig aktivitet i et spesifikt område, og beregne tappt habitat og tapte korridorer (i Km<sup>2</sup>), som skyldes ulike forstyrrelser og inngrep
- Kan kvantifisere samlede effekter av både de *største* og de *mindre eller mer diffuse forstyrrelseskildene* (eks. ferdsel, beitedyr), dvs. nyanserer kvaliteten av habitat, korridorer, eller intensiteten av menneskelige påvirkning, eller viser ikke alle alternative korridorer
- Kan forutsi *hvordan rein vil bruke hver del av hvert villreinområde* og dermed unngå skjevheter pga. få GPS-observasjoner som ikke er representative for hele området
- Kan ekstrapolere estimater *til områder og år hvor det er ingen / få GPS-data*
- Kan ekstrapolere estimater *til endrede forhold* i fortiden eller i fremtiden (dvs. scenarier av klimaendringer, infrastrukturutvikling, endring i ferdsel osv.; Kap. 2.5; **Appendiks 1**)
- Kan hjelpe *prioritering* ved å peke ut *områdene som er viktigst for bevaring, avbøtende eller restaureringstiltak*, innenfor og på tvers av villreinområder
- Kan støtte *konsekvensutredning, bærekraftig arealplanlegging og bærekraftig arealutvikling*, og derfor forhindre eller minimere inngrep på en *proaktiv måte og på et tidlig stadium* (f. eks. ved å teste effekten av arealplaner eller planer for infrastrukturbygging før de iverksettes)
- Kan gi *høyoppløselige kart* med beregninger for hele Norge
- Kan gi *sammenlignbare resultater* innenfor og på tvers av alle villreinområdene, og i tid
- Kan integrere *lokalkunnskap i flere stadier* (flere tilnærminger kan diskuteres, f.eks. «participatory modeling», «companion modelling», Bayesiske tilnærminger)
- *Unngå å bruke reinsdyrobservasjoner som substitutt (proxy) for habitatkvalitet* (unngå å anta at hvis det observeres rein på et sted, er området tilstrekkelig uforstyrret; se risikoen i Kap. 6.2.2)
- Tilbyr *transparente og etterprøvbare* prosedyrer som kan *oppdateres* med nye data om endringer i infrastruktur, vegetasjon og klima, GPS data m.m.
- Kan i stor grad *automatiseres*
- *Fleksibilitet*: modeller kan *justeres for å tilpasse brukernes behov* på flere måter, f.eks. ved å *integre andre typer data* (GPS-data fra bukker, "sett rein", jaktdata, lokalkunnskap), justere perioder, vise spesifikke korridorer, forklare observerte bevegelsesmønstre og arealinngrep

I et bredere perspektiv tilbyr de statistiske modellene kunnskap, programvare og kart som kan støtte fremtidig bærekraftig arealplanlegging for både vill- og tamrein (og andre arter).



Figur 5.1 Mens dataobservasjoner (f.eks. GPS-data for villrein) kun gir informasjon om situasjonen på det tidspunktet observasjonen ble gjort, er statistiske modeller kraftige verktøy for å ekstrapolere og vurdere situasjonen i fortiden (f.eks. før infrastrukturbygging) og i fremtiden (f.eks. under klimaendringer eller landutvikling), og også på andre områder og kan også ekstrapolere til andre lignede områder

### 6.2.1.1 Begrensninger og forbedringspotensial ved statistiske modeller

Det er selvsagt også begrensninger og forbedringspotensial knyttet til bruken av de statistiske modellene beskrevet her for å støtte Delnorm 3. Flere av disse begrensningene skyldes at modellene ble laget uavhengig av kvalitetsnormprosessen, og kan derfor bedre tilpasses behovene i Delnorm 3. Noen av disse begrensningene kan lett overvinnes. Andre er iboende i alle vitenskapelige tilnærminger, og disse forbedringene vil trenge tid. Her følger en liste over begrensninger og forbedringspotensialer:

- *Modeller bruker GPS-data kun for simler*, da de fleste GPS-merkede rein har vært simler. Simlene (sammen med kalvene) er imidlertid mer følsomme for forstyrrelser, og derfor *kan det også være fornuftig å fokusere på dem når man vurderer habitattap*. GPS-data for bukker er imidlertid samlet inn i større grad de siste årene, og kan legges til analysene
- *Årstidene er definert litt annerledes* i de ekspertbaserte enn de statistiske analysene. Statistiske analyser tok sikte på å identifisere de mest representative områdene for hver sesong. Blant annet ble posisjonsdata fra den perioden om høsten med mest intensiv jakt fjernet fordi jakten i stor grad påvirker reinens områdebruk. Dette kan justeres ved behov
- *Påliteligheten til modellprediksjoner avhenger av hvor representative tilgjengelige GPS-data er for andre miljøforhold eller atferdsmønstre*. Modeller er kryss-validert på tvers av områder for å sikre at de presterer godt i alle områder hvor vi har GPS data. Panzacchi-van Moorter et al. (2015) viser at resultater er mer robuste når man bruker GPS-data samlet inn for *minst ca. 6-7 individer i hvert av villreinområdene med de mest ulike miljøkarakteristikkene*. Dersom det for eksempel ikke finnes GPS-data i villreinområder der dyr ofte bruker skog, vil ikke analysene identifisere skog som viktig habitat. Så langt er GPS-data for det meste fra områder hvor reinsdyr hovedsakelig bruker fjellområder, og kun i liten grad bruker skog. En måte å forbedre modellene på er å GPS-merke individer som mer regelmessig bruker skogsområder (f.eks. Våmur-Roan og deler av Setesdal), og bruke data fra disse til å forbedre modellene. Videre, hvis det er av interesse, kan man utforske mulige ulike atferdsreaksjoner mellom bestander som anses som «mer ville» eller «mer tamme».
- *Alle modellestimater har en tilhørende grad av usikkerhet*. Men, i motsetning til ekspertbasert kunnskap, kan denne usikkerheten måles, og om nødvendig kan man undersøke usikkerhetens rolle i modellprediksjonene. Vi lager med andre ord kart med gjennomsnittlige estimerte verdier, men vi kunne tenke oss å inkludere mål på usikkerhet i kartene *ved behov*. Atferds forskjeller og respons på menneskelig aktivitet avhengig av genetisk opprinnelse (dvs. mer «ville» bestander vs. direkte etterkommere av tamrein) kan også spille en rolle i graden av usikkerhet til modellene, og kan undersøkes
- *Lokal kunnskap er kun delvis integrert i modellene og kun for enkelte områder*. Lokalkunnskap kan støtte flere stadier av modelleringsprosessen. Slik kunnskap er imidlertid kun integrert i dagens modeller for Setesdal Ryfylke, Snøhetta, og Nordfjella, og det ble hovedsakelig brukt for å forbedre de digitale dataene (f.eks. ved å supplere informasjon om områder brukt tidligere av villrein, eller om veistenging, eller ved å korrigere feil i turistvolum eller bruk av hytte osv.), og i mindre grad for å validere de resulterende kartene. Forbedringspotensialet er stort.
- *Nøyaktigheten og romlig og tidsmessig oppløsning av miljøvariablene* kan alltid forbedres - selv om kvaliteten på dataene brukt i modellene er generelt høy og øker raskt. Kartene om arealtyper, infrastruktur og ferdsel er ofte ikke tilgjengelig som årlige eller datofestede data, eller tidfestede data ikke har vært brukt i stor grad i modellene - selv om dette er mulig. For eksempel snømengde, eller tetthet av beitedyr kan variere over tid, og selv om årlige data er tilgjengelig, det er ikke brukt så langt (men vil bli brukt i fremtiden). Tilsvarende utfordringer har vi med kartlagene som beskriver antall turgåere, biltrafikk, hytter osv. Det vil derfor være *strategisk viktig å sette opp overvåkingsprogrammer for menneskelig aktivitet og infrastruktur* i reinområder.

- Klassifiseringsøvelsen vist i kap.5 er basert på de mest robuste, tradisjonelle analytiske tilnærmingene som brukes i økologi for å kvantifisere habitatkvalitet og barrierer (dvs. *Resource Selection Function* og *Step Selection Function*; **Fig 2.4, Trinn 1**). Fremtiden er å bruke de nyutviklede landskapsskalaindeksene for funksjonelt habitat og korridorer (**Fig 2.4, Trinn 2**), og å *knytte disse til populasjonsdynamikk* (dvs. identifisere hvor mye sammenhengende, funksjonelt habitat som trengs for å støtte et gitt antall rein året rundt).
- Det viktigste forbedringspotensialet eller utfordringen kan vel være å etablere effektive måter å samskape modeller med brukerne på, og finne måter å kommunisere resultatene på slik at de blir forstått, akseptert og brukt på flere samfunns- og administrative nivåer.

### 6.2.1.2 Krever modellene mye tid og ressurser?

Det tok flere år, prosjekter, og ressurser å få til modellene vi har i dag. Dette har vært nødvendig for å samle inn og organisere data, utvikle ny datainfrastruktur, nye vitenskapelige konsepter, algoritmer, koder og programvare, og har resultert i en stor mengde resultater og kart (Kap. 2). Vi er nå kommet til et stadiet der digitale data er samlet i databaser, datainfrastrukturen er operativ, programvaren er publisert og i bruk, estimerer av effekten av en rekke menneskelige aktiviteter og infrastruktur på villrein er publisert og modellene har blitt oppdatert tre ganger med nye data og forbedrede algoritmer.

Forbedringer er alltid mulig, og ligger til grunn for forskning. Men, *i dag er alt klart og tilgjengelig "som det er" for å støtte en god arealforvaltning i villreinområdene*. Hvis det er ønskelig å ha modellene klare for fremtidig bruk, vil det kreve:

- dialog for å diskutere mulige ønsker om justeringer (f.eks. ulike perioder, inkludering av bukker, automatisering osv.), og mulig integrering av lokalkunnskap
- vedlikehold av SAM-datainfrastrukturen, og integrasjon av nye / oppdaterte data
- kjøre eksisterende modeller, statistisk tolkning av resultater, og produsere kartene
- kommunikasjon: oppdatere og forbedre Nett-Appen (f.eks. oversette til norsk, legge til nye kart og funksjoner - f.eks. visualisere eksisterende infrastruktur, viser kart på nasjonalskala), lage rapporter og syntetiske faktaark, og støtte brukere slik at kart og resultater tolkes riktig

## 6.2.2 Direkte måling av inngrep vs. bruk av nedgang i villreinobservasjoner som proxy av habitattap

Statistiske tilnærminger estimerer direkte tap av habitat eller korridorer på grunn av infrastruktur og menneskelig aktivitet i hele villreinområder. Tilnærmingen i bruk for Delnorm 3 (Kap. 2) fokuserer i stedet på mulig reduksjon av villreinobservasjoner som antas å være forårsaket av infrastruktur eller forstyrrelser og dermed redusert habitatkvaliteten (Delnorm 3 bruker ikke data om infrastruktur eller menneskelige aktiviteter direkte). Bruk av villreinobservasjoner som et proxy (dvs. surrogat) på habitatkvalitet kan være en enkel og tidsbesparende snarvei for å unngå direkte kvantifisering av habitattap, som krever flere data og analyser. Samtidig fremhever rapportresultatene noen grunner til bekymring knyttet til bruk av reinsdyrobservasjoner som proxy for habitattap som vi diskuterer nedenfor.

### 6.2.2.1 Risiko for å undervurdere habitattap og fragmentering

Atferdsøkologi viser at antakelsen om at arter beveger seg bort fra områder når forstyrrelser øker er kontekstavhengig, og ikke alltid støttet. For det første avhenger det av om andre områder som er mindre forstyrret og samtidig med at de nødvendige ressursene er lett tilgjengelige. Dette er ikke alltid tilfelle, spesielt i fragmenterte eller isolerte områder, hvor dyr ikke kan unnsnippe forstyrrelser, og må leve med det. Det samme kan gjelde når forstyrrelsene er spredt over landskapet, og derfor vanskeligere å unngå i tilstrekkelig grad til at dyrene er upåvirket.

Studier viser at i slike områder vil dyrene til en viss grad kunne tilpasse atferden og bli mindre følsomme for mennesker (mer «tamme»). I disse områdene kan det også forventes økt stress



og lavere kondisjonsparametere enn i mer urørte områder. Slike undersøkelser av stress er ikke undersøkt i Norge for villrein, men for caribou i Nord Amerika er det vist at forstyrrelser øker stressnivå, med konsekvenser for fysiologi og ernæring særlig for drektige simler og i ressursbegrensede områder (Freeman 2008, Wasser m.fl. 2011, Joly m.fl. 2015). Dette kan påvirke reproduksjonen, og skalere opp fra å påvirke individuell helse til å påvirke bestandsdynamikken - men dette vet vi foreløpig lite om (Stølhaug 2016).

I tillegg kan reinsdyr unnlate å bruke enkelte områder for deretter å returnere til samme område etter lang tid av en rekke årsaker, også uten at dette skyldes menneskelig forstyrrelse. Det kan for eksempel skyldes endringer i lav- eller snødekke, eller det kan være knyttet til større endringer i bestandstetthet. Derfor kan det være misvisende å stole på endringer av reinsdyrobservasjoner over relativt korte perioder (f.eks. hvert femte år), og det kan medføre risiko for å fange opp endringer i habitattap for sent til å iverksette tiltak.

#### Relationship between loss of habitat and population reduction

*“Under criterion A, a reduction in population size may be based on a decline in area of occupancy, extent of occurrence and/or quality of habitat. The assumptions made about the relationship between habitat loss and population reduction have an important effect on the outcome of an assessment. In particular, the simplest assumption, that the relationship is linear, is not often true and may lead to over- or under-listing. ...*

*Available population data may contradict habitat data (e.g., habitat seems to be declining in quality, but population numbers are stable). This can occur because: (1) one set of data is uncertain, biased, or dated, or (2) the population has a lagged response to loss of habitat (likely if generation time is long). ...*

*In all cases, an understanding of the taxon and its relationship to its habitat, and the threats facing the habitat is central to making the most appropriate assumptions about habitat loss and subsequent population reduction”.*

IUCN. 2022

Nedenfor diskuterer vi to eksempler fra Norge. Vær imidlertid oppmerksom på at modellene omtalt nedenfor er utviklet uten støtte fra lokalkunnskap, og at kommentarene derfor bør betraktes som et utgangspunkt for diskusjoner med lokale eksperter.

*Norefjell-Reinsjøfjell* er et lite, isolert og fragmentert villreinområde og modellene beregner at dette område har blant de høyeste menneskelige fotavtrykkene i Norge, forårsaket av både infrastruktur, turisme og beitedyr (**Fig. 5.1, 5.2**). Området brukes imidlertid fortsatt av villrein, men kan delvis skyldes at de ikke har andre steder å gå på grunn av barrierer. Man kan spørre seg om en ytterligere økning i forstyrrelser vil føre til en reduksjon i reinsdyrobservasjoner i dette området, eller om en slik reduksjon vil kunne observeres tidlig nok til å iverksette tiltak. I slike områder bør man også vurdere atferds forskjeller og respons på menneskelig aktivitet avhengig av genetisk opprinnelse.

Et annet eksempel er *Knutshø*, hvor simler kun bruker den sørvestlige delen av området om sommeren. Ifølge de statistiske modellene er det en barriere i den sentrale delen av villreinområdet som gjør at simlene ikke når egnede beiteområder mot nordøst (dette støttes av lokalkunnskap og av Strand m fl. 2015). Simlene har derfor få alternativ og må bruke det sørvestlige området, som ifølge modellene har et av de høyeste naturpotensialene (gode beiteressurser), men som samtidig også har et høyt menneskelig fotavtrykk (**Fig. 5.1, 5.2**; se kartene i [Nett-Appen](#)). Lokale eksperter mener at «GPS-plottene ligger i områder med særlig høye estimerte verdier for menneskelig fotavtrykk, noe som er veldig ulogisk». Her er det nyttig å se på modellresultatene i lys av litteraturen om avveininger (*trade-offs*) mellom behovet for mat og toleranse for forstyrrelser. Det ser ut som simlene ikke klarer å krysse barrieren midt i Knutshø, og derfor er alle GPS-posisjoner begrenset til det gjenværende området med høyest naturlig beitepotensial, selv om dette området ligger nært Oppdal, hvor det menneskelige fotavtrykket er ganske høyt. Selv om alle villreinoobservasjoner om sommeren er i den sørvestlige delen av området, skyldes dette altså ikke fravær av forstyrrelser, eller mangel på egnet leveområde andre steder, men modellene tyder på at dette er på grunn av fragmentering, som hindrer dem fra å ta i bruk andre deler av villreinområde med gode beiteressurser sommerstid.

Det er interessant at de statistiske modellene regner sommerbeitene som brukes i Knutshø blant de mest forstyrrede innenfor villreinområdet, mens klassifiseringen etter Delnorm 3 for Knutshø

ikke antyder et tilsvarende betydelig habitattap. Resultatene fra de statistiske modellene er i så måte mer i tråd med konklusjonen i diskusjonen i klassifiseringsrapporten Rolandsen et al. (2022):

*«Det er en utfordring at et villreinområde kan klassifiseres til middels eller god kvalitet og bli godkjent i henhold til normen, selv om store deler av det totale funksjonsarealet regnes for å ha redusert og middels kvalitet. Ett av disse eksemplene er Knutshø, hvor hele 94,6 prosent av funksjonsarealet sommer og høst regnes for å ha redusert kvalitet (blir satt til middels) på grunn av trekkhindringer i forbindelse med det meget omfattende vegnettet. Ekspertgruppa anbefaler å vurdere om slike områder skal nedklassifiseres basert på om en viss prosentandel av funksjonsarealet har/gis middels kvalitet. Andre aktuelle eksempler er Nordfjella ... Rondane ... Hardangervidda».*

### 6.2.2.2 Risiko for å oppdage inngrep for sent

Habitatforringelse i villreinområder skjer normalt gradvis, ved at utbygging av infrastruktur i reinsdyrområder skjer typisk bit-for-bit. Som diskutert ovenfor avhenger reinsdyrenes reaksjoner på økende forstyrrelse av konteksten, og er ikke alltid umiddelbare eller like enkel å tolke. Det kan være en forsinket respons mellom habitatforringelse og reinsdyrobservasjoner, spesielt i små, isolerte og forstyrrede områder. Dette kan føre til ustabil og uforutsigbar dynamikk og vippepunkter.

Dette kan illustreres ved studier i Norge som viser hvordan villrein reagerer på økende ferdsel på stier. Resultatene er klare på at det avhenger av tilgjengelighet av uforstyrrede områder («refuge areas», dvs. områder lenger enn 5 km fra stier). Dersom slike uforstyrrede områder er tilgjengelige, flytter reinen dit og oppholder seg der gjennom hele turistsesongen, selv med så lite som tre personer per dag på stiene. Hvis det derimot ikke er uforstyrrede områder tilgjengelig må villrein holde seg der de er, og de reagerer på økt ferdsel ved å krysse stier oftere. Over en grense på ca. 30 personer/døgn/sti, begynner reinen å bevege seg mindre og stien blir en total barriere når den brukes av over 220 personer/sti, som i Rondane (Gundersen m.fl. 2019; Strand m.fl. 2013). Analysen viser også at reinobservasjoner er langt mer spredt i løpet av jaktperioden, og at de i denne perioden bruker de største områdene og beveger seg mer enn i andre deler av året.

Derfor viser analyser at villreinobservasjoner avtar i store og relativt uforstyrrede områder når forstyrrelsene øker. Dette skjer imidlertid ikke alltid tilfelle i mindre og mer forstyrrede områder, hvor rein må finne andre måter å sameksistere med mennesker. *I mindre og fragmenterte områder, og i områder med høyt menneskelige fotavtrykk, medfører derfor bruk av reinsobservasjoner som en proxy for menneskelig forstyrrelse en risiko for at økende press på området oppdages sent.*

### 6.2.2.3 Risiko for å undervurdere kumulative effekter av diffuse forstyrrelser

*«Kumulative effekter er sumeffektene av tidlige og nåværende inngrep. Infrastrukturtiltak som hver for seg kan ha begrenset effekt vil til sammen kunne føre til store negative effekter. Det er derfor viktig å få vurdert ulike typer inngrep i sammenheng»*

*Meld. St. 32 (2016-17) Arealforvaltning i reindriftsområdene*

*«En påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning som økosystemet er eller vil bli utsatt for. Dette innebærer at alle ulike typer tiltak og påvirkningsfaktorer må sees i sammenheng»*

*Naturmangfoldloven § 10 (økosystemtilnærming og samlet belastning)*

Selv om kunnskap kan, og forhåpentligvis alltid vil forbedres (Kap. 6.2.1.1), har vi i dag en god kvantitativ kunnskap om effekten av flere typer infrastruktur (f.eks. veger, stier, hytter, vannkraft) og menneskelige aktiviteter (f.eks. turistvolum på stier), på villreinens habitatpreferanser. Estimer tar hensyn til både effektstørrelsen (hvor sterkt rein unngår hver infrastruktur) og

størrelsen på området som unnvikes eller berøres av hver infrastruktur (hvor langt unna kan reinen oppfatte det).

De statistiske modellene skalerer opp disse estimatene til landskapsnivå for å kvantifisere de samlede effektene av ulike infrastrukturer og aktiviteter som finnes i et gitt område.

*Fokusområder* som brukes i Delnorm 3 fanger opp områder der menneskelig forstyrrelse er spesielt høy og konsentrert, men *er ikke utformet for å fange opp den samlede effekten av forstyrrelseskilder som kan være mer diffuse og spredt i landskapet, og med lav intensitet* (f.eks. flere mindre stier med lavt ferdselsnivå, eller beitedyr).

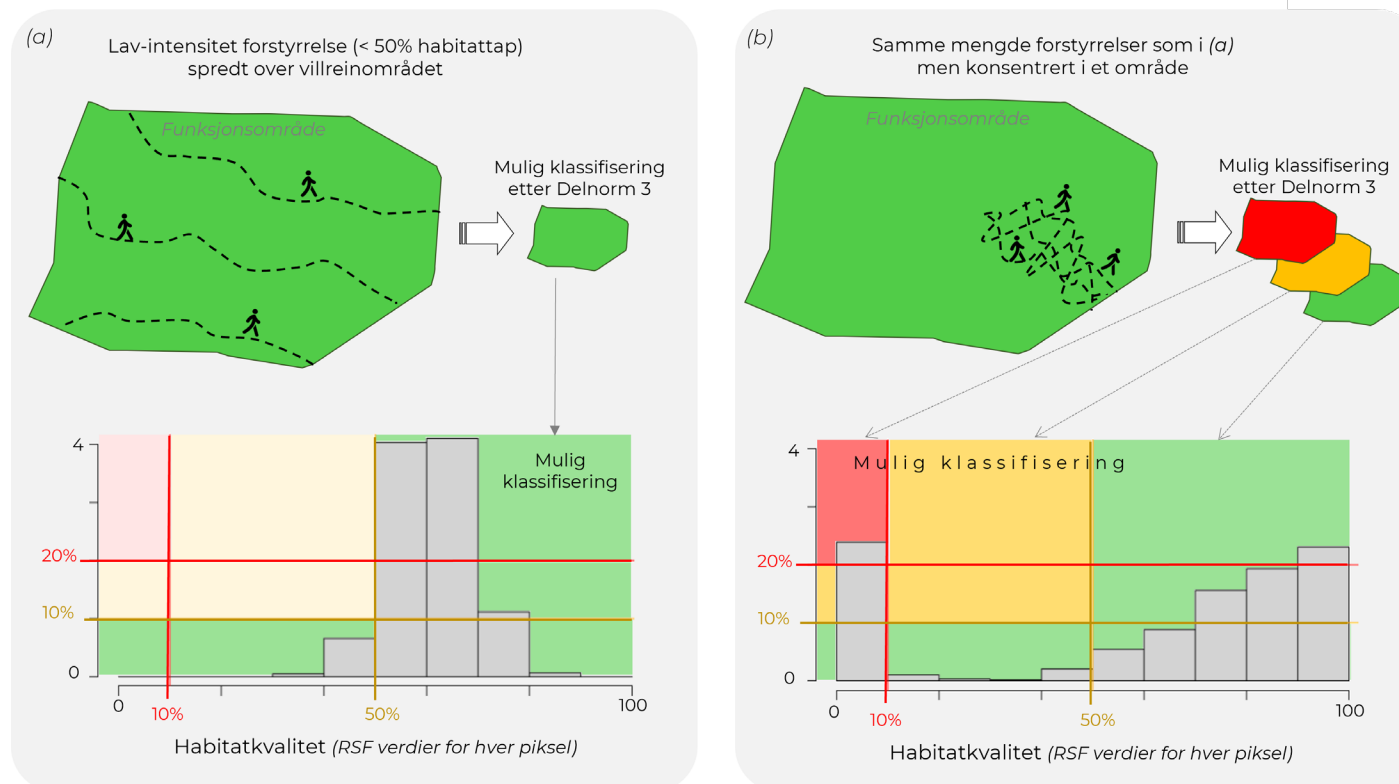
*Funksjonsområdene* som brukes i Delnorm 3 er definert som områder hvor habitatkvaliteten er tilstrekkelig god. Men, merk at *habitat anses som "godt nok" når opptil 50 % av habitatet er tapt (Tab. 3.1)*. Dette betyr at *dersom forstyrrelsen er < 50% vil den ikke blir vurdert, dvs. (del)område klassifiseres som god*. Dette tyder på at dagens måleparameter har liten evne til å identifisere lavintensive eller diffuse forstyrrelseskilder, og *er ikke utformet for å kvantifisere samlede påvirkninger over hele villreinområdet. Følsomhetene til disse vurderingene må derfor kunne anses som lav*.

I Delnorm 3 er det derfor en *risiko for å undervurdere de samlede effektene av flere, men mer diffuse forstyrrelseskilder spredt utover landskapet*. Dersom forstyrrelsene er diffuse over hele villreinområdet, og villrein fortsatt observeres i området (da de f.eks. ikke kan gå andre steder, Kap. 6.2.2.1), vil da habitattapet bli vurdert til < 50 %, og området kan kun klassifiseres som godt (grønt). Dersom nøyaktig samme mengde forstyrrelser er lokalisert i en bestemt del av studieområdet vil det trolig etableres et fokusområde der, og villreinområdet kan klassifiseres som enten grønt, gult eller rødt avhengig av hvor stor andel av sesongleveområdet som omfattes av fokusområder med større habitattap. **Fig. 6.3** illustrerer og demonstrerer konseptet ved hjelp av en simulering.



Bilde 4: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## KLASSIFISERINGEN ETTER DELNORM 3 AVHENGER AV OM FORSTYRRELSEN ER DIFFUS ELLER LOKALISERT



Figur 6.3 Polygonene representerer en funksjonsområde med samme mengde menneskelig forstyrrelse (f.eks. turstier), men i (a) er forstyrrelsen spredt over området, mens i (b) er den konsentrert. Figuren viser at dersom forstyrrelsen er diffus (a), og villreinbestanden ikke går vesentlig ned, vil habitattap bli vurdert til < 50 % og villreinområdet kan kun klassifiseres som grønt etter prosedyren for Delnorm 3. Tvert imot, dersom samme mengde forstyrrelser er lokalisert i en del av området (b), vil det trolig etableres et «fokusområde», og villreinområdet kan klassifiseres som enten grønt, gult eller rødt, avhengig av ekspertvurderinger. De nederste panelene demonstrerer konseptet ved å simulere hvordan fordelingen av piksler med ulik habitatkvalitet inne i et villreinområde påvirker klassifiseringen etter Delnorm 3 (prosedyren er syntetisert i Tab 3.3). De vertikale linjene viser de 2 terskelverdiene som brukes i første trinn av Delnorm 3 for å vurdere redusert arealbruk: en piksel blir rød når > 90 % habitat går tapt (eller habitatkvaliteten blir < 10 %), og blir gul når > 50 % av habitat går tapt (habitatkvaliteten < 50 %). De horisontale linjene viser de 2 terskelverdiene som brukes i andre trinn av Delnorm 3 for å vurdere mengden habitattap: det anses som lite, middels eller stort hvis < 10 %, mellom 10 og 20 % eller > 20 % av det totale arealet går tapt. I (a) de fleste piksler har middels egnethet (få piksler - mindre enn den horisontale terskelen på 10 % - har redusert habitatbruk til mindre enn den 50% vertikalt terskel); i denne situasjon den eneste mulige klassifiseringen er grønn. I (b) de fleste piksler har høy egnethet, men noen er sterkt påvirket, og - avhengig av ekspertvurdering - kan området klassifiseres som både grønt, gult eller rødt (pga. flere piksler, > 20% horisontalt terskel - har veldig stort redusert habitatbruk til < 10% vertikalt terskel).

### 6.2.3 Samtidig kvantifisering av habitatkvalitet og konektivitet

«Klassifikasjon av hvert enkelt villreinområde bygger på en samlet vurdering av funksjonell arealutnyttelse og funksjonelle trekkpassasjer. Et område med god økologisk funksjonalitet har både gode trekkpassasjer og god tilgang til funksjonsområder» (Delnorm 3, Lovdata 2020).

De statistiske tilnærmingene definerer funksjonelle områder akkurat som definert i Lovdata (områder som samtidig gir ressurser av høy kvalitet og er lett tilgjengelige), og derfor kvantifiserer habitatkvalitet og tilkoblingsmuligheter samtidig og direkte. Fordi disse to konseptene åpenbart henger sammen, garanterer bruk av samme tilnærming sammenheng i resultatene. Man kan si at «påvirkningsanalyser» er integrert i de statistiske modellene fra starten av.

I dagens måleparametere i *Delnorm 3 vurderes derimot disse to konseptene separat*: Delnorm 3A vurderer endringene i funksjonell arealutnyttelse, og 3B vurderer endringene i trekkruter. Vurderingen av 3A og 3B for hvert funksjonsområde og sesong kombineres, og villreinområdets klassifisering settes til den av parameterne som får dårligst klassifisering (Kap. 2). Påvirkningsanalyser skal deretter gjennomføres deretter separat for områder som samlet sett (basert på alle måleparametere i delnorm 1, 2 og 3) får dårlig kvalitet.

I Kap. 5 (**Fig. 5.3**) klassifiserte vi villreinområdene ved hjelp av de statistiske kartene, med omtrent samme tilnærming som i Delnorm 3A. Resultatene kan tyde på et behov for å øke fokus på habitattap, som kan være problematisk i enkelte områder på grunn av kumulative effekter. For eksempel klassifiserer Delnorm 3A Nordfjella som «grønn», mens den statistiske klassifiseringen for sommer viser en relativt høy grad av menneskelig forstyrrelser. *Knutshø* har også en betydelig mengde forstyrrelser / habitattap, ifølge modellene. Disse kommentarene bør imidlertid oppfattes som foreløpige innspill, da de statistiske vurderingene i Kap. 5 kun ble utført som en øvelse som følge av en masteroppgave (Lelotte et al 2021) for å vise at det vil være mulig å bruke statistiske metoder for å utføre klassifisering av reinområder etter delnorm 3, og en presis klassifisering vil kreve teamarbeid og mer innsats.

### 6.2.4 Fordelene med høyoppløselige kart

Den mest åpenbare forskjellen mellom ekspertbaserte kart og statistiske kart er oppløsningen (Kap. 4.6.1). Alle statistiske kart er produsert med høy oppløsning, og gir statistiske estimater av habitatkvalitet for hver 100 m piksel i alle villreinområdene. Dersom man ønsker å klassifisere villreinområder i Delnorm 3 ved hjelp av statistiske kart – slik vi gjorde i Kap. 5 – er det ikke behov for polygonene for funksjonsområder eller fokusområder. En direkte vurdering av tap av habitat kan gjøres direkte basert på de høyoppløselige statistiske estimatene. Dette innebærer at vi ville unngå risikoene beskrevet i Kap. 6.2.2. Det kan likevel være andre forvaltningsmessige grunner til å fortsatt definere fokusområder.

Delnorm 3 bruker håndtegnede polygoner basert på innspill fra lokale eksperter, da det ikke ville være mulig å klassifisere hver 100 m piksel i alle reinsområder basert på den metoden. *I løpet av prosessen med å tegne polygonene, må det tas flere subjektive avgjørelser om plasseringen og avgrensningen av hvert fokusområde og funksjonsområde*. Dette har konsekvenser for klassifiseringen, som vi diskuterer her.

#### 6.2.4.1 Klassifiseringen avhenger av størrelsen på polygonene

Kap. 3.2 beskriver prosedyren for klassifiseringen. Kort fortalt, først er polygonene for funksjonsområder og fokusområder avgrenset. *Dette trinnet inkluderer allerede implisitt en vurdering av habitatkvaliteten, da funksjonsområder er definert som områder som er «god nok» for rein* (der habitattap er mindre enn 50%).

Vurderingene av habitattap eller tap av korridorer gjøres deretter kun innenfor fokusområder - resten av funksjonsområdet antas å være uproblematisk, og teller ikke med i klassifiseringen. Dersom arealutnyttelsen har gått betydelig ned der, legges størrelsen på fokusområdene sammen, og dette sammenlignes med størrelsen på funksjonsområdet. Deretter vurderes det om dette tallet representerer en liten (<10%, grønn), middels (10-20%, gul) eller stor (>20%, rød) andel av hele funksjonsområdet.



Klassifiseringen er derfor sterkt avhengig av den relative størrelsen på fokusområdene sammenlignet med funksjonsområdet. Hvis funksjonsområdet er stort og fokusområdene små, kan forholdet mellom de to være for skjevt til fordel for førstnevnte, og den generelle klassifiseringen kan bare være grønn (eller gul avhengig av størrelsen, **Fig. 6.4** og **6.5**). Dette trenger ikke være et problem – forutsatt at årsaken er at det er svært lite forstyrrelser og inngrep i forhold til størrelsen av villreinområdet eller funksjonsområdet. Dette kan imidlertid også være et problem, da ved å gjøre subjektive vurderinger av grensene til polygonene er det en fare for at klassifiseringen blir påvirket på uforutsette måter, bli for upresis og lite sammenlignbar over tid og mellom områder.

*Delnorm 3 er derfor en 2-trinns prosess, og kan i en del tilfelle avsluttes etter det første trinnet.* Klassifiseringen kan bestemmes ut allerede under avgrensningen av polygonene, og i disse tilfellene har videre vurderinger av arealutnyttelsen eller tap av trekkruiter ingen betydning for klassifiseringen. Dette må tas i betraktning når polygonene avgrenses, da beslutningen om å inkludere eller ikke for eksempel et reservoar (eller en klippe, en innsjø, stier osv.) i polygonene kan påvirke resultatet av klassifiseringen.

**Fig. 6.5** viser at den relative størrelsen på fokusområdene med hensyn til funksjonsområdet i stor grad påvirker klassifiseringen etter Delnorm 3 for flere av områdene og årstidene vi har testet: de fleste områdene kan ikke skåre rødt, uavhengig av ekspertens vurderinger av mulig nedgang i villreins arealbruk. Klassifiseringen kan derfor bestemmes av store eller små avgjørelser under avgrensningen av polygonene – for eksempel en beslutning om hvorvidt et reservoar skal inkluderes eller ikke i et funksjonsområde, eller om et fokusområde er avgrenset til et mindre eller større område. *Størrelsen på fokusområdene er dermed en viktig faktor som påvirker klassifiseringen etter Delnorm 3 like mye som selve klassifiseringen av ekspertene.*

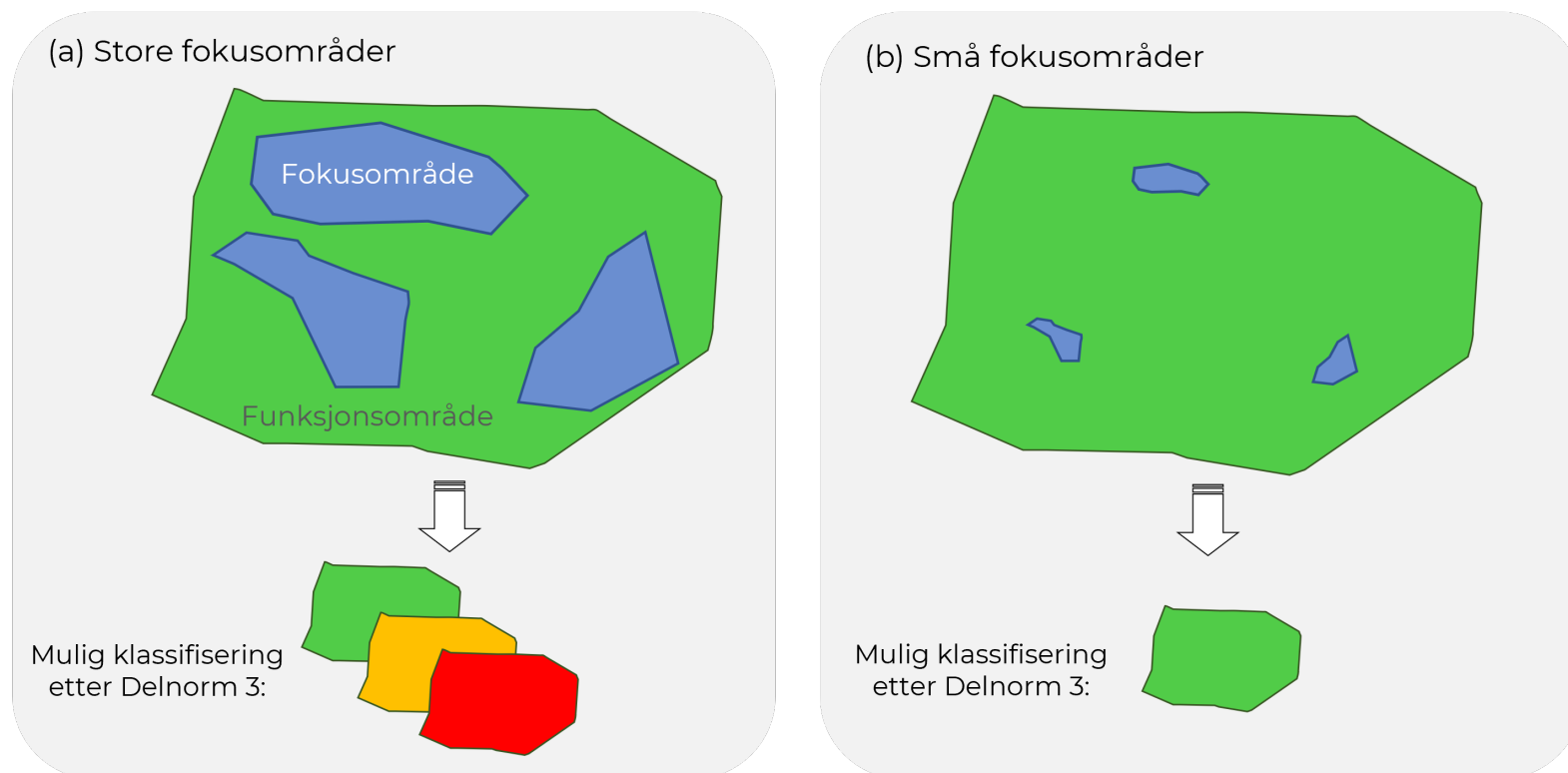
*Det finnes neppe en perfekt måte å avgrense et fokusområde, fordi det er identifisert basert på bevaringsutfordringer og samfunnskonflikter knyttet til arealinngrep og menneskelig aktivitet.* Ikke alle områder med utfordringer knyttet til arealinngrep anses som fokusområder, bare de som antas å være de mest åpenbart berørte områdene, eller de av størst interesse for forvaltning og samfunn. Avgrensningen bygger også på vurdering av landskapsformer og områdets opprinnelige funksjon for villreinen. Alle disse samfunnsmessige, politiske og økologiske hensynene må oversettes til et polygon, som blir den minste arealenheten for klassifiseringen. *Det tas derfor flere subjektive avgjørelser i flere stadier av prosessen.*

*Funksjonsområdene* avgrenser områder som antas å være funksjonelle (< 50% habitattap) for villrein. De viser kun yttergrensene av polygoner, og nyanserer ikke kvaliteten av habitat eller korridorer. Som vist i Kap. 4.5, *det ser ut til at polygonene ble tegnet med hovedmål å fange opp alle områder med GPS-data og reinsdyrobservasjoner, med fare for å inkludere uegnede områder* som reservoarer, veier, hytter, isbreer, fjellklipper osv. Man kan spekulere i at dette skyldtes to grunner. Først en praktisk grunn: det ville være praktisk umulig å tegne polygoner for hånd for alle villreinområder som utelukket alle bratte klipper, veier, jernbaner, hytter, isbreer, vannmagasiner, bygninger turistinfrastruktur og flere andre områder som ikke foretrekkes eller som unngås av reinsdyr. Videre kan man spekulere i at polygonene ble tegnet med et implisitt ønske om å være konservative og inkludere alle områder som har eller har hatt reinsdyrobservasjoner, i et forsøk på å beskytte alle områder som kan bli brukt av rein.

*Dette kan imidlertid slå tilbake i kvalitetsnormprosessen. Det er fordi habitattap beregnes som en prosentandel av tapt habitat i fokusområdene i forhold til total mengde tilgjengelig habitat i funksjonsområdet. Jo større funksjonsområdet, desto mindre er prosentandelen som kan indikerer habitattap.* Derfor, beslutningen om å inkludere reservoar, isbreer osv. kan påvirke klassifiseringen. I Delnorm 2 ble flere av disse områder fjernet – men dette ble ikke gjort i Delnorm 3. Hvis mengden egnet habitat overvurderes ved å inkludere uegnet habitat, vil andelen habitat som går tapt nødvendigvis være undervurdert.

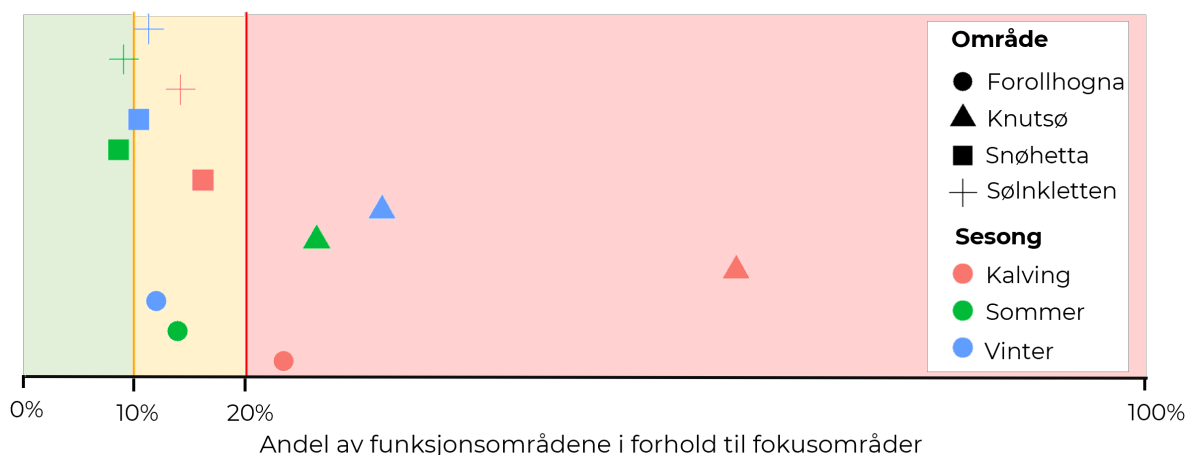
*Høyoppløselige statistiske kart gjør det mulig å unngå bruk av polygoner, og unngår derfor mulige skjevheter knyttet til deres størrelse.*

## KLASSIFISERINGEN AVHENGER AV STØRRELSEN PÅ POLYGONENE



Figur 6.4 Klassifiseringen er avhengig av den relative størrelsen på fokusområdene sammenlignet med størrelsen på funksjonsområdet. Hvis begge er store (a), er det ikke noe problem, og området kan klassifiseres som grønt, gult eller rødt etter ekspertvurdering. Men hvis summen av fokusområdene er mindre enn en viss terskel i forhold til funksjonsområdet (b), kan klassifiseringen av området bare være grønn (eller gul, avhengig av størrelsen). Derfor kan klassifiseringen bestemmes under avgrensningen av polygonene.

## KLASSIFISERINGEN AVHENGER AV ANDELEN FOKUSOMRÅDER I FORHOLD TIL FUNKSJONSOMRÅDET



Figur 6.5 Andel av Funksjonsområde med hensyn til størrelsen på Fokusområdene. Figuren viser at størrelsen på fokusområdene er en viktig faktor som sterk påvirker klassifiseringen etter Delnorm 3. Dersom fokusområdene dekker under 10 % av Funksjonsområde, vil området være «grønt» etter Delnorm 3A, uavhengig av ekspertvurderinger av arealutnyttelsen eller tap av trekkpassasjer der. Det er tilfellet i Snøhetta og Sølnekletten, som har små fokusområdene ift. Funksjonsområdet, og derfor klassifiseringen kan bare være grønn om sommeren. Hvis verdien er mellom 10 og 20 %, kan et område få grønt eller gult, men ikke rødt. De fleste områder og årstider faller i denne kategorien. Kun områder over 20 % (dvs. Knutshø og Forollhogna - kalving) kan potensielt skåre rødt.

### 6.2.5 Avbøtende tiltak, restaurering og kompensering

«Dersom normen i et villreinområde ikke er nådd, er målet at normen skal være et grunnlag for å iverksette avbøtende tiltak slik at tilstanden i området kan bringes opp på et nivå som tilfredsstillende kravene» (Lovdata 2020).

Mulige tiltak er beskrevet i internasjonale retningslinjer som «Mitigation hierarchy» (EC DG Environment 2022). Dette er et mye brukt verktøy for å begrense de negative påvirkningene på biologisk mangfold fra utviklingsprosjekter så langt det er mulig. Først bør man prøve å unngå eller forhindre negative påvirkninger. Der dette er umulig, bør skader *minimeres* (redusere intensitet), og *habitatrestaurering* forsøkes (merk at vi er nå inne "United Nations Decade of Ecosystem Restoration"). Den siste utvei bør være kompensasjon eller «off-set» tiltak (et tiltak i et annet område enn sonen som er berørt, men som likevel kan være positivt for villrein).

De statistiske tilnærmingene gir mulighet til å støtte hvert trinn i «avbøtingshierarkiet»:

1. De kan bidra til å identifisere områder der avbøtende tiltak forventes å være mer effektive, og hvilken type infrastruktur og hvilke aktiviteter som bør sees på først: de kan bidra til å prioritere tiltak innenfor og på tvers av villreinområder, og på tvers av infrastruktur
2. De kan bidra med å beregne effekten av planlagte avbøtende tiltak eller restaureringstiltak, ved å bruke simuleringer av før-etter-scenarier. Virkningen av flere mulige alternative scenarier kan deretter rangeres basert på forventet effekt
3. De kan bidra til å kvantifisere erstatning

Scenarioanalyser er utført i flere områder i Norge (Kap. 2.5; **Appendiks 1**; [Nett-Appen](#)). Scenarioanalyser kan være spesielt nyttige for å konkret støtte arealplanlegging når de gjøres i tett samarbeid med lokale eksperter, slik vi gjorde i *Brokke-Suleskard* området - *Setesdal Ryfylke*. Der ble det foreslått å fjerne en turisthytte og flere stier for å bidra til å forbedre funksjonaliteten i et villreinområde påvirket av vannkraft og andre forstyrrelseskilder. Ved å bruke simuleringene testet vi effekten av det foreslåtte scenariet og resultatet viser at det ville medføre 5,4 km<sup>2</sup> med høykvalitetshabitat (**Fig. 2.8**; Dorber et al. 2022; **Appendiks 1**). Deretter har vi testet 37 alternative scenarier for bygging av nye hytter og stier i områder hvor de ville forårsake mindre skade for reinen. Dette ble gjort i tett dialog med lokale eksperter, som bidro til å sikre

lokal nøyaktighet av dataene (f.eks. bruksintensitet av stier, veier). I **Fig. 6.6** viser vi resultatene av ett av scenariene som er testet; alle andre scenarioene er vist i **Appendiks 1**.

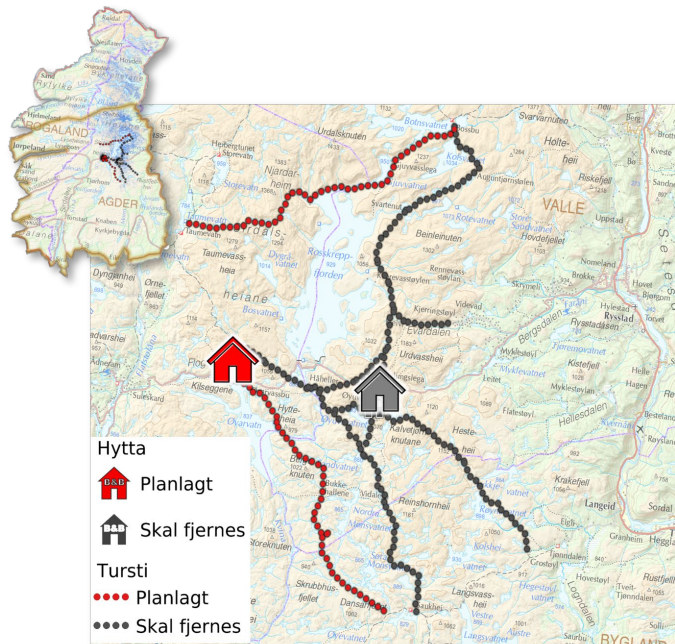
*Simuleringsverktøyet kan gjøre det mulig for myndigheter og interessenter å gi konkrete innspill og tilbakemeldinger på arealplanprosesser på en proaktiv måte, dvs. ikke etter at infrastrukturen er bygget, men før, i en tidlig planfase.*



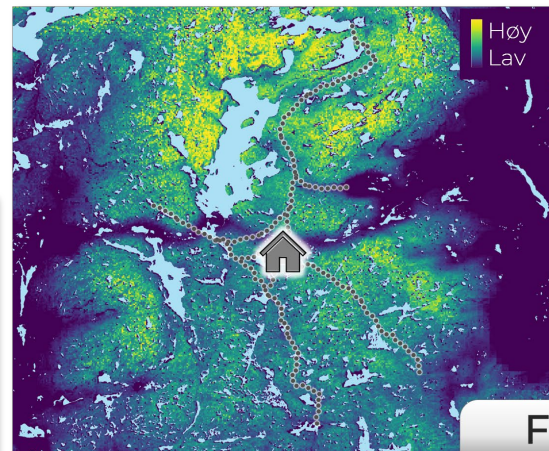
Bilde 5: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)



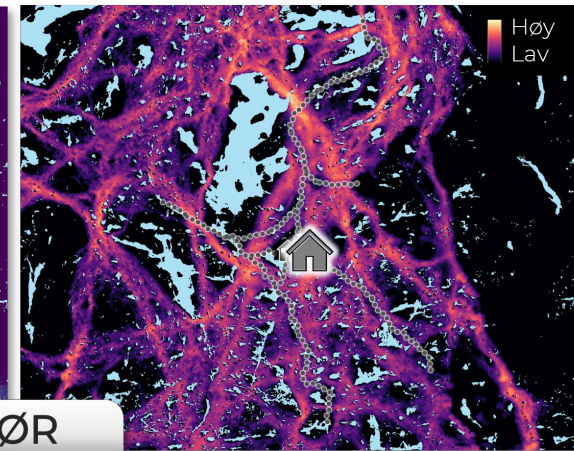
## TEST AV AREALPLANLEGGINGSSCENARIER I SETESDAL RYFLYKE



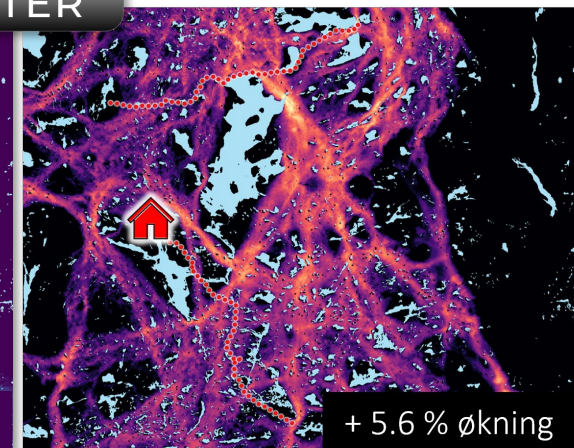
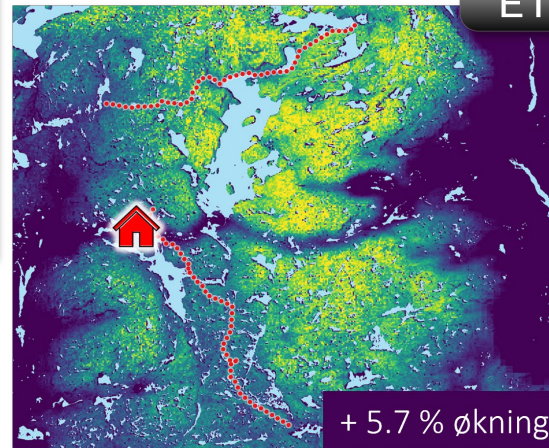
## LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET



## KORRIDORER



FØR  
ETTER



Figur 6.6 Utprøving av scenarier for arealplanleggingsalternativer for friluftaktiviteter i Setesdal Ryfylke. I dette eksemplet har vi testet et hypotetisk scenario, foreslått av lokale eksperter, som innebærer fjerning (grå) av Øyulvsbu og tilhørende stier, og bygging av ny hytte (Indre Flogvatnet) og nye stier i områder hvor de kan forårsake mindre forstyrrelser for reinens leveområder og bevegelseskorriderer (Dorber et al. 2022). Alle alternativer som ble testet er beskrevet i Appendiks 1.



## 7 Forslag til forbedringer i datagrunnlaget og tilnærminger

Rapporten viser at de statistiske tilnærminger gir konsistente resultater både med hensyn til GPS-data og lokalkunnskap, og at disse kan bidra til å redusere risikoen for å undervurdere eller forsinke oppdagelsen av tap og fragmentering av habitat. Statistiske kart som viser kontinuerlige verdier gjør det mulig å unngå bruk av subjektivt definerte polygoner, og unngår derfor mulige uheldige skjevheter knyttet til deres størrelse. Rapporten viser at de statistiske tilnærminger kan støtte bærekraftig arealforvaltning på flere måter, som kan diskuteres og tilpasses. Handlingsplaner for reinsdyr (caribou) har blitt satt i gang i Canada i 2011 (Environment Canada, 2011), og pågående samarbeid med kanadiske kolleger gir også verdifulle læringsmuligheter.

Rapporten viser styrker og svakheter ved både ekspertbaserte og statistiske tilnærminger, og konkluderer med at et godt samspill mellom statistiske modeller og lokalkunnskap vil være ideelt for å utvikle kvalitetsnormen til et enda bedre verktøy for å dokumentere villreinens levevilkår (se også Mossing et al. 2020). Statistiske tilnærminger og datainfrastruktur tilbyr et rammeverk for å integrere en stor mengde digitale data og lokalkunnskap for å finne mønstre i komplekse interaksjoner, og kunne forutsi virkningen av endringer i klimaet og i landskapet. Integrering av lokalkunnskap og eksperterfaring kan være nyttig i flere stadier av modellarbeidet. Både under datainnsamling, til å sette opp analysen, til modellevaluering, og for å identifisere mulige scenarier. Dette rammeverket kan føre til en robust syntese av informasjon som er nyttig for klassifiseringen.

Rapporten fremhever viktigheten av kvalitetssikring, repeterbarhet av resultater, standardisering av data og prosedyrer, og god forankring i vitenskapelig litteratur. Dette er avgjørende for å prioritere lokalt, regionalt og nasjonalt, og for å understøtte konstruktive samfunnsdebatter.

### 7.1.1 Kunnskapsgrunnlag: kvalitetssikring, standardisering på tvers av områder, effektivisering, og data integrering

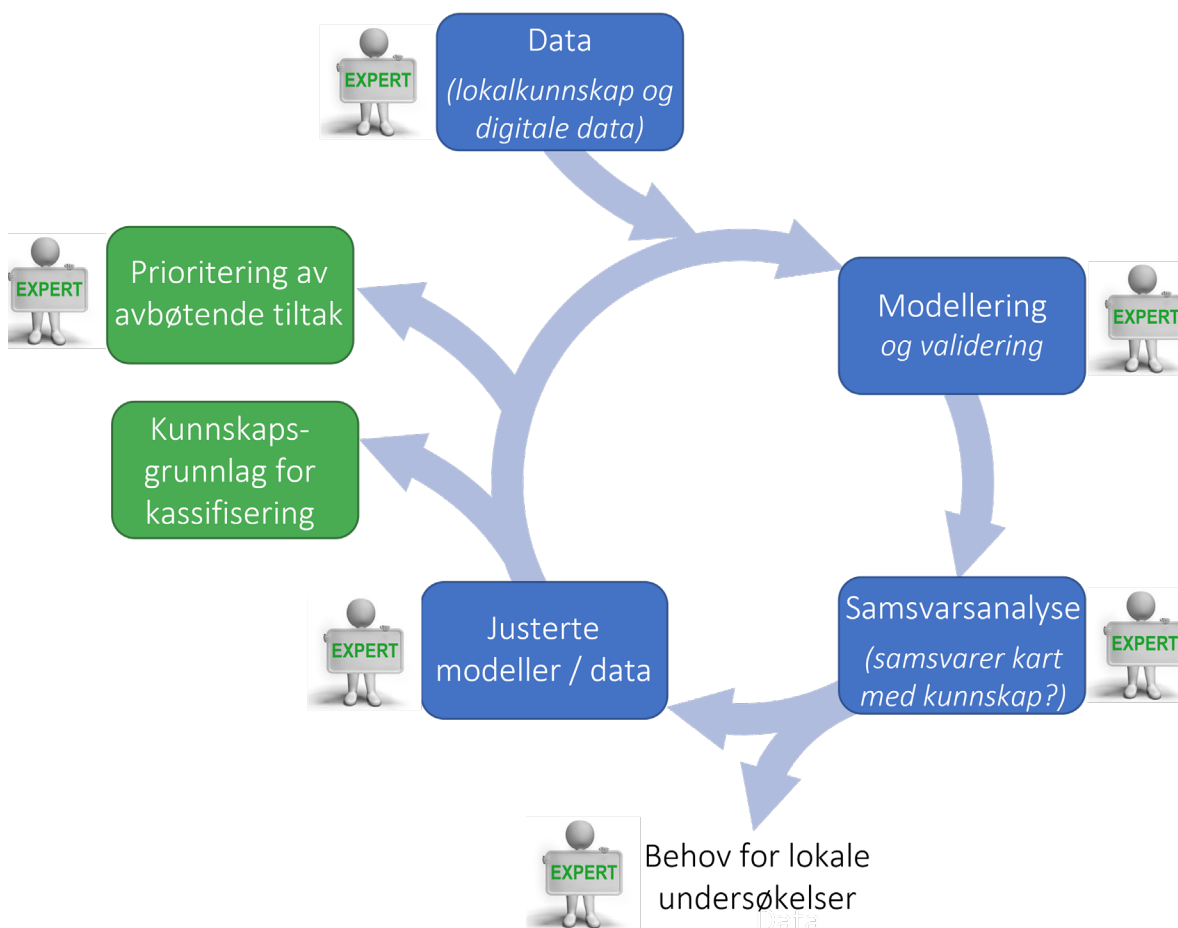
Basert på rapportresultatene kan det foreslås:

- Bruk av eksisterende data om menneskelige aktiviteter, infrastruktur, og naturforhold
- Vurdere muligheten for et overvåkingsprogram som måler utviklingen i de viktigste menneskelige aktivitetene og infrastrukturbygging i villreinområder (hyttebygging, ferdsel på stier, folk som beveger seg utenfor infrastruktur, transport osv.)
- Standardisering av kunnskapsgrunnlag på tvers av villreinområdene
- Integrering av ulike data om villrein (fra lokalkunnskap, GPS-data, observasjoner, osv.) og av ulike miljødata (fra lokalkunnskap, digitale kilder osv.)
- Utvikle en datahåndteringsplan for samling (eks. man kan utvikle en App), lagring, oppdatering og deling av lokalkunnskap om villrein arealbruk, med fokus på Findable, Accessible, Interoperable, Reusable (FAIR)-prinsippene
- Bruk av tilstrekkelig datainfrastruktur («spatial-database») som er i stand til å: (i) takle utfordringer knyttet til håndtering av økende mengder romlige data, inkl. datakvalitet, metadata, dataformater, datadeling og oppdateringsbehov; (ii) lagre, administrere og videreutvikle koder for datascreening, standardisering, oppdatering, deling; (iii) integrere, standardisere og tilpasse data for å produsere tabeller klare til å støtte vurderinger - nå og i fremtiden
- Kvalitetssikring, standardisering, effektivisering, integrering og oppdatering

## 7.1.2 Integrering av data og lokalkunnskap i statistiske tilnærminger

Basert på rapportresultatene kan det foreslås å fokusere på tilnærminger som kan:

- nyansere habitatkvalitet og funksjonalitet i hele villreinområder/landskapet, og vurdere både hoved- og alternative bevegelseskorridorer
- fange opp kritiske endringer i habitattap og fragmentering proaktivt, gjerne før inngrepet blir gjennomført (f.eks. basert på arealplaner hvor modellscenarier brukes aktivt).
- fange opp de samlede effektene av menneskelige aktiviteter og diffuse forstyrrelseskilder
- Støtte påvirkningsanalyser med kvantitative estimater av variasjon mellom villreinområder, og innen ulike deler av villreinområder i negativ påvirkning knyttet til inngrep og forstyrrelser, sett i forhold til andre faktorer (samla belastning).
- produsere sammenlignbare resultater, og dermed støtte prioriteringen av de mest kritiske områdene for villrein og utvikling av infrastruktur innen- og på tvers av villreinområdene
- integrere lokalkunnskap med høyoppløselige digitale data på nasjonal skala
- tillate ekstrapolering til andre områder og tidspunkter
- tillate kvantitativ oppsummering av kunnskapsstatus for viktige påvirkningsfaktorer
- tillate å beregne effekter av endringer i infrastruktur, landskap og klima, i før-etter-scenarier
- tillate å integrere statistiske metoder og lokalkunnskap for å utvikle bedre statistiske modeller i en adaptiv prosess



Figur 7.1. Et godt samspill mellom statistiske modeller og lokalkunnskap vil være ideelt for å nå bærekraftsmålene til kvalitetsnormen. Lokalkunnskap og erfaring kan integreres på flere stadier av modelleringsprosessen: fra datainnsamling, til å sette opp analysen, til modellevaluering (mismatch analyser) og til slutt for å identifisere mulige scenarier. Dette kan sees på som en «adaptiv modelleringstilnærming».

*Integreringen av lokalkunnskap og høyoppløselige digitale data kan gjøres på en gjentagende måte i flere stadier av modelleringprosessen: fra datainnsamling, til å sette opp analysen, til modellevaluering og til slutt for å identifisere mulige scenarier (Fig. 7.1).* Dette kan derfor sees på som en *læringsbasert modelleringstilnærming*, lik det *adaptive forvaltningsrammeverket* som brukes for villreinbestandsforvaltningen. For eksempel kan en sammenligning mellom de statistiske kartene og lokalkunnskapen bidra til å identifisere områder hvor modellene svikter, og finne ut på hvilken måte de kan forbedres. Misforhold mellom lokal kunnskap og statistiske modeller gir gode læringsmuligheter, da de kan peke på enten manglende data eller muligheter for forbedring av modellene. Den kan også fremheve områder der lokalkunnskapen må forbedres, eller undersøkelser bør iverksettes for å innhente ny informasjon (Lindenmayer og Likens 2010).

I vitenskapelig litteratur er det økende fokus på "data-integrering", dvs. bruke data av ulike typer innenfor samme rammeverk for å utnytte det fulle potensialet til all tilgjengelig informasjon. Slike prinsipper benyttes blant annet for å beregne bestandsparametere for villrein i Norge (f.eks. Nilsen og Strand 2018). Det ville vært interessant å integrere flere typer data og lokalkunnskap som beskriver hvordan villreinen bruker landskapet (f.eks. genetik, historiske data, observasjoner- i tillegg til GPS data) i de statistiske modellene.

Bruken av statistiske modeller vil spille en enda viktigere rolle i flere aspekter av forvaltningen på alle nivåer i fremtiden. De statistiske modellene kan bli et felles produkt som integrerer de beste statistiske og teknologiske tilnærmingene og de beste data og lokalkunnskap i en dynamisk prosess, der flere aktørene bidrar til og gir tilbakemeldinger til kartene. Dette har et stort potensial for å øke den nasjonale og lokale relevansen av bærekraftig arealforvaltning av villreinområder, og dermed øke sannsynligheten for å bevare villreinbestandene for fremtidige generasjoner.



Bilde 6: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## Referanser

- Andersen, R., Hustad, H. (red.) (2004). Villrein og Samfunn. En veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27.
- Artsdatabanken 2022. Rangifer tarandus - Rødlista 2021 - Artsdatabanken
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. and Halvorsen, R. (2008), Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography*, 35: 1906-1922.
- Berman T. 2017. "Public Participation as a Tool for Integration Local Knowledge into Spatial Planning" Publisher: Springer (220p.) Editor: Dr. Tal Berman
- Beyer, H, Gurarie E, L Borger, Panzacchi M, M Basille, I Herfindal, B van Moorter, S Lele, J Matthiopoulos. 2016. "You shall not pass!": quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology – Special Issue*
- Bernardo B. Niebuhr, Sant'Ana D., Panzacchi M., van Moorter B., Sandström P., Morato R.G., Skarin A, 2022 (*accepted for publication*). Renewable energy infrastructure impacts biodiversity beyond the area it occupies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Brandão Niebuhr Bernardo, Bram Van Moorter, Audun Stien, Torkild Tveraa, Olav Strand, Knut Langeland, Per Sandström, Moudud Alam, Anna Skarin, Manuela Panzacchi (*under revision*). Estimating the cumulative impact and zone of influence of anthropogenic infrastructure on biodiversity. *bioRxiv* 2022.06.14.495994; doi: <https://doi.org/10.1101/2022.06.14.495994>
- Brennan, A., Hanks, E.M., Merkle, J.A. et al.. (2018) Examining speed versus selection in connectivity models using elk migration as an example. *Landscape Ecol* 33, 955–968.
- De Angelis, D. 2019 (PhD Thesis). Moving in a crowded world: ecological and human-related factors affecting brown bear (*Ursus arctos*) space-use patterns. University of Rome.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (2014)345 (6195):401-6.
- Dorber, M., R. May, and F. Verones. 2018. 'Modeling Net Land Occupation of Hydropower Reservoirs in Norway for Use in Life Cycle Assessment', *Environmental Science & Technology*, 52: 2375-84.
- Dorber M., Panzacchi M., Strand O., van Moorter B (2022- *accepted for publication*) Indicators of habitat functionality reveal significant underestimations in SDG trade-off risk - The case of wild reindeer and hydropower development. *Ambio*.
- EC - European Commission (2022) [No Net Loss - Environment - European Commission \(europa.eu\)](https://european-council.europa.eu/media/e0604000-1200-4120-8000-000143000000/asset/document/20220318_Environment%20No%20Net%20Loss%20-%20Environment%20-%20European%20Commission%20-%20europa.eu) Accessed 18.03.2022
- Eldegard K, Syvertsen PO, Bjørge A, Kovacs K, Støen O-G og van der Kooij J (24.11.2021). Pattedyr: Vurdering av rein Rangifer tarandus for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken.
- Environment Canada, 2011. Scientific Assessment to Inform the Identification of Critical Habitat for Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Boreal Population, in Canada: 2011 update. Ottawa, Ontario, Canada. 102 pp. plus appendices. Link: Microsoft Word - COM 1426\_Boreal Caribou Science\_e\_05.docx (registrelep-sararegistry.gc.ca)
- Erlandsson R, Bjerke J, Finne E., R Myneni, Piao S, Wang X, Virtanen T, Räsänen A., Kumpula T, Kolari , Tahvanainen T., Tømmervik H. An artificial intelligence approach to remotely assess pale lichen biomass. (*under review*)
- Freeman, N.L. (2008) Motorized backcountry recreation and stress response in mountain caribou (*Rangifer tarandus caribou*).
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta biotheoretica* 19(1): 16-36.
- Fullman, T. J., Wilson, R. R., Joly, K., Gustine, D. D., Leonard, P., and Loya, W. M.. 2021. Mapping potential effects of proposed roads on migratory connectivity for a highly mobile herbivore using circuit theory. *Ecological Applications* 31( 1):e02207

- Goicolea, T., Gastón, A., Cisneros-Araujo, P. et al.. (2021). Deterministic, random, or in between? Inferring the randomness level of wildlife movements. *Mov Ecol* 9, 33.
- GreenPlan (2022-5) Launching the Norwegian Green Infrastructure Network and new decision-support tools for Land. Norwegian Research Council project 326979. Arealer Under Press program. Nett side: <https://www.nina.no/english/Sustainable-society/GreenPlan>
- Gundersen V, Vistad I, Panzacchi M, Strand O, Van Moorter B. (2019). Large-scale segregation of tourists and wild reindeer in three Norwegian national parks: Management implications. *Tourism Management* 75, 22-33
- Gundersen, V., Myrvold KM, Rauset GR, Selvaag S, Strand S (2020): Spatiotemporal tourism pattern in a large reindeer range as an important factor in disturbance research and management, *Journal of Sustainable Tourism*
- Gundersen, V., van Moorter, B. Panzacchi, M., Rauset, G.R. & Strand, O. Villrein-ferdselsanalyser på Hardangervidda. Anbefalinger og tiltak. 2021. Villrein-ferdselsanalyser på Hardangervidda - Anbefalinger og tiltak. NINA Rapport 1903
- Gunn, A. 2016. Rangifer tarandus (Linnaeus, 1758). The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Link: Rangifer tarandus (Reindeer) ([iucnredlist.org](http://iucnredlist.org))
- Hagen D, Evju M, Henriksen PS, Solli S, Erikstad L, Bartlett J. (2022). From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway. *Journal for Nature Conservation*, 66
- IPBES (2019): Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E.S.Brondizio, J.Settele, S.Díaz, H.T.Ngo (ed). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148pp
- IUCN (2022) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 15.1. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Jordhøy, P., Sørensen, R., Berge, T. A., Borgos, T., Guldvik, K. og Meli, J. J. og Strand, O. 2010. Villreinen i Forollhogna. Status og leveområde. NINA Rapport 528a. 64s.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 2011. Villreinen i Ottadalen. Kunnskapsstatus og leveområde. NINA Rapport 643. Norsk institutt for naturforskning. 85 s.
- Kivimäki I, Shimbo M, Særens M (2014) Developments in the theory of randomized shortest paths with a comparison of graph node distances. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* 393: 600-616
- Kivimäki, Ilkka. (2018) *Distances, centralities and model estimation methods based on randomized shortest paths for network data analysis. PhD Thesis. University of Louvain.*
- Kivimäki I, van Moorter B, Panzacchi M, Jari Saramäki, Marco Saerens. (2020) Maximum likelihood estimation for randomized shortest paths with trajectory data. *Journal of Complex Networks* (8),4
- KMD, Kommunal- og moderniseringsdepartementet (2017): Retningslinjer ved tilgjengeliggjøring av offentlige data <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/retningslinjer-ved-tilgjengeliggjoring-avoffentlige-data/id2536870/>
- Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400. 193 s
- Lelotte L. (2021) Analysis of the human footprint on reindeer summer habitat. Using habitat selection modeling to assess anthropogenic drivers of habitat loss in Norwegian wild mountain reindeer. MSc Thesis. University of Liege, Belgium & NINA . [Kan lasts ned her](#)
- Lindenmayer, D. B. and G. E. Likens (2010). Effective ecological monitoring. Collingwood, Australia, CSIRO
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.



Miljødirektoratet (2022) Databasen «sett rein»  
<https://settrein.miljodirektoratet.no/OmSettVillrein.aspx>.

Mossing, A., Bøthun, S. W., Strand, O., Gundersen, V., Jaren, V., Myren, I. S. og Sørensen, R. 2020. Kartlegging av villreins funksjonsområder og fokusområder. Mal for gjennomføring av prosjekter. NVS Notat 8/2020. 20 s.

Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. - *Biological Conservation* 101: 351-360

Nilsen EB, Strand O (2018) Integrating data from multiple sources for insights into demographic processes: Simulation studies and proof of concept for hierarchical change-in-ratio models. *PLoS ONE* 13(3): e0194566.

OneImpact (2020-4) Innovations in cumulative impact studies and applications to aid conservation and sustainable management of Reindeer in Scandinavia. MILJØFORSK-Miljøforskning for en grønn samfunnsomstilling. [Lenk her](#)

Panzacchi M., Van Moorter B., Strand, O. (2013a) Learning from the past to predict the future: Modelling archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. *Landscape Ecology, Special Issue* 28:847–859

Panzacchi M., Van Moorter B., Strand, O. (2013b) A road in the middle of one of the last wild reindeer migrations routes in Norway: crossing behaviour and threats to conservation. *Rangifer, Special Issue* 21: 15-26

Panzacchi, M. & Van Moorter, B. (*shared first authorship*), Strand, O., Loe L.E. & Reimers, E. (2015). Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography*, 38 (7): 659-669

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Saerens, M., Kivimäki, I.K., St Clair, C.C., Herfindal, I. & Boitani, L. (2016). Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. *Journal of Animal Ecology* 85(1): 32-42.

Panzacchi M, van Moorter B, Veiberg V (2020) One-Impact. Et mål på samlet miljøbelastning. Villreinen 44-48, <https://villreinen.no/digital-utgave-av-villreinen-2020/>

Panzacchi M, van Moorter B (2021) Fornybar energi og reinsdyr: nye metoder for å simulere effekten av inngrep, forstyrrelser og kompensierende tiltak Energi Norge - Produksjonsteknisk konferanse. [Video link here](#).

Panzacchi M; Van Moorter B; Strand O; Kivimäki I; Saerens M; Stien A; Tveraa T; Langeland K; Gundersen V; Eftestøl S; Tsegaye D; Coleman J (Keynote talk) 2021a. How to Quantify the Cumulative Impact of Human Activities on reindeer and aid Sustainable Land Planning. 18th North American Caribou Workshop ([link](#))

Panzacchi M, Van Moorter B, Teien KT, Simensen Trond, Stange E, Chipperfield J. (2022 a). GreenPlan: Launching the "Norwegian Green Infrastructure Network" and decision-support tools for Land Prioritization, Scenario & Impact Assessment. GreenPlan Kick-off Meeting. Oslo. Website: <https://www.nina.no/english/Sustainable-society/GreenPlan> [Video link here](#)

Panzacchi M, van Moorter B (2022 b) *Web App*: Wild reindeer Maps - View Norwegian landscapes as reindeer do". <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>

Panzacchi M, van Moorter B (2022 c) *Web App*: Connecting Nature with Land Planning. Prototype App for Green Infrastructure management in Norway. <https://sites.google.com/view/greeninfrastructureapp/home>

Peck, C. P., van Manen, F. T., Costello, C. M., Haroldson, M. A., Landenburger, L. A., Roberts, L. L., Bjornlie, D. D., and Mace, R. D.. 2017. Potential paths for male-mediated gene flow to and from an isolated grizzly bear population. *Ecosphere* 8( 10):e01969.

Rolandsen, C.M., Tveraa, T., Gundersen, V., Røed, K.H., Tømmervik, H., Kvie, K., Våge, J., Skarin, A. & Strand, O. 2022. Klassifisering av de ti nasjonale villreinområdene etter kvalitets-norm for villrein. Første klassifisering – 2022. NINA Rapport 2126. Norsk institutt for naturforskning.

- Stange E., Panzacchi M, van Moorter B, 2019. Modelling green infrastructure for conservation and land planning – a pilot study. NINA Report 1625. Norwegian Institute for Nature Research.
- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen,. 'Horisont Snøhetta'. NINA Temahefte 51, 2013.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015a. Villrein og ferdtsel i Rondane : sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. Norsk institutt for naturforskning. 170 s.
- Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhoel, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015b. Villreinens arealbruk i Knutshø : Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. Norsk institutt for naturforskning. 131 s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015c. Veger og villrein. Oppsummering–overvåking av Rv7 over Hardangervidda. NINA Rapport 1121. Norsk institutt for naturforskning. 47 s.
- Strava, Inc. (2019) Strava Global Heatmap. <https://www.strava.com/heatmap>
- Stølhaug CM. 2016. Stress: does it matter? A review of mechanisms and fitness consequences of stress in large herbivores. Master Thesis. Hedmark University College, 50 s
- Thomas, D. C., Gray, D. R., & Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. (2002). COSEWIC assessment and update status report on the woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Urbano, F. & Cagnacci, F. 2014. Spatial database for GPS wildlife tracking data. A practical guide to creating a data management system with PostgreSQL/PostGIS and R. Springer, Cham, Switzerland.
- Van Moorter, B., Engen, S., Fryxell, J.M., Panzacchi, M., Nilsen, E.B., Mysterud, A. 2020. Consequences of barriers and changing seasonality on population dynamics and harvest of migratory ungulates. *Theoretical Ecology*
- Van Moorter B, Kivimäki I, Panzacchi M, Særens M (2021). Review & Synthesis: defining and quantifying Effective Connectivity. *Ecography*. 44, 6: 870-884
- Van Moorter M, Kivimaki I, Noack A, Devooght R, Panzacchi M, Hall K, Leleux P, Saerens M. (2022) Accelerating advances in landscape connectivity modeling with the ConScape library. *Methods in Ecology and Evolution* 00, 1– 13
- Van Moorter B, Kivimaki I, Panzacchi M, Saura S, Strand O, Saerens M (under revision) Connecting the niche: Going beyond mere suitable towards functional habitat by including accessibility and connectivity
- Viejou R, Panzacchi M, Van Moorter B, Tveraa T, Stien A, Strand O, Fryxell JM. (2022 - under review). Mapping digestible energy availability for herbivores across space and time
- Wasser, S.K., Keim, J.L., Taper, M.L. & Lele, S.R. (2011) The influences of wolf predation, habitat loss, and human activity on caribou and moose in the Alberta oil sands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 546-551.
- Wilkinson, M., Dumontier, M., Aalbersberg, I. et al.. (2016) The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Sci Data* 3, 160018.

# Appendiks 1

## Resultater av 76 scenarioanalyser for å teste effekten av avbøtende tiltak og for å støtte bærekraftig arealplanlegging og konsekvensutredning i villreinområder

Panzacchi M., van Moorster B., Tveraa T., Rolandsen C.M., Gundersen V., Lelotte L., Dos Santos B.B.N., Bøthun S.W., Andersen R., Strand O. 2022. Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder. Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. ISBN: 978-82-426-4983-6

### Bakgrunn

Utbygging av vannkraft i Norge på 1900-tallet resulterte i neddemming av områder, kraftledninger og veier som endret fjellområder dramatisk. I disse fjellområdene lever også de siste stammene av villrein. En art Norge har internasjonalt forvaltningsansvar for. Vannkraftrelatert infrastruktur har bidratt til habitattap og til blokkering av migrasjonsruter, slik at villreinen er fordelt på minst 24 mer eller mindre atskilte bestander. Flere konsesjoner for vannkraft er under revisjonsprosesser der kumulative effekter og bærekraftig arealbruk skal vektlegges. Norge står overfor utfordringen med å revidere og styrke det fornybare energisystemet, og samtidig ivareta villreinbestandene for fremtidige generasjoner. Prosjektet bidro til å løse denne utfordringen ved å tilby statistisk kunnskap om de kumulative effektene av menneskelige aktiviteter og infrastruktur på rein, og hvordan de kan reduseres gjennom avbøtende og *off-set* tiltak.

Prosjektet har utviklet en ny metode for å samtidig måle den kumulative påvirkningen av menneskelige aktiviteter og infrastruktur på reinsdyrs funksjonelle leveområder og bevegelseskorridorer (dvs. habitattap og fragmentering). Prosjektet har også utviklet et innovativt simuleringsverktøy for å forutsi effekten av foreslåtte avbøtende tiltak for å forbedre forholdene i reinsdyrenes leveområder og korridorer. Disse tiltakene er foreslått av lokale eksperter involvert i prosjektet i Snøhetta, Nordfjella og Setesdal Ryfylke. Her presenteres resultatene av simuleringer utført innenfor Forskningsrådets [RenewableReindeer](#) - prosjekt for å forutsi forventet effekt av 76 avbøtende tiltak for å bedre forholdene i villreinsens leveområder.

### Scenarier for anbefalte avbøtende tiltak

Kun få avbøtende tiltak som retter seg direkte mot vannmagasinene er realistiske, f.eks. bygging av en landbro over et reservoar. Vi har testet et slikt scenario for å bygge en landbro over noen få reservoarer. Det er imidlertid ingen data som støtter at villrein faktisk ville bruke en landbro, og det er også uklart om en slik bro også vil bli brukt av mennesker – og dermed forhindre mulig bruk av rein. De fleste av de foreslåtte tiltakene som vi har testet retter seg derfor mot nettverket av infrastruktur (turisme, transport osv.) i områdene mellom magasinene, som ofte har blitt flaskehals for reinens bevegelser. Tiltakene som foreslås omfatter derfor fjerning eller stenging av veier, og stenging eller omplassering av stier eller skiløyper og turisthytter, eller endring i bruksintensiteten av stier eller turisthytter. I ett tilfelle, hvor lokale eksperter vurderer å fjerne en stor turisthytte (Øyvuvsbu) og flere stier, har vi også testet 37 alternative arealplanleggingsscenarier, for å identifisere de beste alternativene for flytting av stier og ombygging av hytter i områder hvor påvirkningen på reinen vil være minimal.

Her presenterer vi resultatene av de estimerte effektene av realistiske avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter. Disse analytiske resultatene bidrar til kunnskapsgrunnlaget som er tilgjengelig for å støtte beslutningsprosesser i Snøhetta, Nordfjella og Setesdal Ryfylke. Det foreligger også resultater for foreslåtte avbøtende tiltak i et sideprosjekt på Hardangervidda (Gundersen et al 2021).

### Referansescenarier

I tillegg testet vi også to urealistiske, hypotetiske scenarier for å få en «referanseverdi» for å forstå omfanget av virkningen av menneskelige aktiviteter, sammenlignet med omfanget av de foreslåtte tiltakene. Først testet vi effekten av å fjerne vannkraftmagasiner bygget etter 1973 i S.Ryfylke. Dette ble gjort ved å sammenligne situasjonen i dag og i 1973, før magasinene ble bygget, kunne vi kvantifisere hvor mye funksjonelt habitat (god kvalitet og lett tilgjengelig) som har gått tapt på grunn av magasinutvikling (Dorber et al. 2022). Vi testet også for et annet urealistisk scenario, hvor vi fjernet all infrastruktur fra S. Ryfyle, og derfor estimerte vi den totale påvirkningen av alle menneskelige aktiviteter på reinens leveområde.

## Veiledning for tolkning av resultatene

Resultater kan leses her og i [Nett-Appen](https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/scenario-analyses): <https://sites.google.com/view/reindeermapsnorway/scenario-analyses>. For å se og zoome inn i alle kart over funksjonalitet, korridorer, barrierer, fotavtrykk, naturlig egnethet osv. som er nevnt i dette dokumentet anbefaler vi å bruke [Nett-Appen](#), om mulig med en stor skjerm. På de neste sidene presenterer vi først en **oversikt** over alle scenarier som er testet (for Hardangervidda se Gundersen et al 2021). Hvert scenario identifiseres med en unik kode, som først angir studieområdet (SR for Setesdal Ryfylke, NF for Nordfjella, SN for Snøhetta) etterfulgt av et progressivt tall, og navnet på lokalområdet. Eksempelvis er scenarioet "SR-1. Brokke-Suleskard" det første scenarioet vi testet i Setesdal Ryfylke, i området "Brokke-Suleskard".

Vi presenterer deretter en **tabell** med en oversikt over alle resultater av alle simuleringer, uttrykt som tall. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket, og mengden bevegelsesflyt som kan oppnås. Dette kan vi beregne i prosent (**% habitat oppnådd**), eller hvor mange **km<sup>2</sup> som kan oppnås** ved å implementere alternative avbøtende tiltak. Vi har beregnet både hvor mange **km<sup>2</sup> av det aller beste habitatet (1% topp kvalitetshabitat)**, og hvor mange **km<sup>2</sup> av gjennomsnittlig gode og funksjonelle habitat** som er typisk brukt av villrein som kan oppnås.

Resultatene er beregnet separat for hele villreinområdet og, når det er relevant, for delområder (f.eks. Snøhetta øst). Dette er to analyseresultater som viser den totale estimerte mengden av gode og sammenhengende habitat som kan oppnås i villreinområdet, eller i delområdet. I tillegg gir vi på forespørsel fra brukere resultater som refererer til et fokusområde av interesse; vær imidlertid oppmerksom på at resultatene for fokusområdet kun er veiledende da de avhenger av størrelsen på fokusområdet.

Til slutt er resultatet av hver simulering beskrevet på egen side i et **faktaark**, som illustrerer visuelt resultatene av simuleringene, ved å vise situasjonen før og etter at tiltaket ble implementert. Det avbøtende tiltaket som gir best resultat i hvert villreinområde er merket med kokarde symbol:



## Konklusjon

Selv om resultatene av referansescenariene i S.Ryfylke viser at reservoarene påvirket ca. 222 km<sup>2</sup> habitat som vanligvis brukes av villrein, vil hver av de foreslåtte avbøtende tiltakene føre til en gevinst på bare ca. 2 til 12 km<sup>2</sup> av et slikt habitat. Derfor er en klar konklusjon av denne studien at en *proaktiv tilnærming gjennom bærekraftig arealplanlegging er langt mer effektivt enn å implementere avbøtende tiltak (tilnærming med tilbakevirkende kraft) etter at skaden er gjort.*

Kvantifisering av effekten av flere avbøtende tiltak tillot oss å *rangere* dem basert på den forventede effekten. Dette kan være til hjelp for forvaltningen til å prioritere arealplanlegging. *En annen konklusjon er at noen avbøtende tiltak er langt mer effektive enn andre, og kun ved å fokusere på et landskapsperspektiv er det mulig å verdsette forskjellene.*

Vi håper at disse verktøyene og resultatene kan være nyttige for konsekvensutredning, for å identifisere de meste effektive avbøtende tiltakene, og for å utvikle bærekraftige strategier for arealbruk i villreinområder. Aktiv integrering av lokalkunnskap i simuleringene (som i Øyuvsbu) er avgjørende for å optimalisere nytten av analytiske tilnærminger for å oppnå bærekraftig arealforvaltning.

## Merknad

*Resultatene ble produsert ved bruk av den analytiske tilnærmingen beskrevet i rapporten. De tar sikte på å fange opp hovedforskjeller mellom avbøtende tiltak, og å støtte forvaltningen i arbeidet med å prioritere tiltak. De har imidlertid ikke som mål å være et sluttprodukt klar for implementering lokalt - med mindre prosessen er støttet av lokalkunnskap (som i Øyuvsbu). Ved fravær av lokal involvering i prosessene kan det f.eks. være lokale feil i de nasjonale data-lagene som benyttes til analysene. Kommentarer til resultatene er i sin helhet basert på tolkningen av de statistiske kartene og data som er brukt i analysene, og ikke på lokalkunnskap. De mest relevante resultatene for lokal forvaltning kan oppnås gjennom aktiv involvering av lokale eksperter, slik at de iterativt kan støtte modellutvikling fra datainnsamling til scenarioutvikling og tolkning av resultater. Det er mange muligheter for integreringen av vitenskapelig og lokal kunnskap, og det kan føre til et ubegrenset potensial for å oppnå mer robuste og nyttige resultater.*





Foto: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## OVERSIKT OVER SCENARIOER FOR AVBØTENDE TILTAK

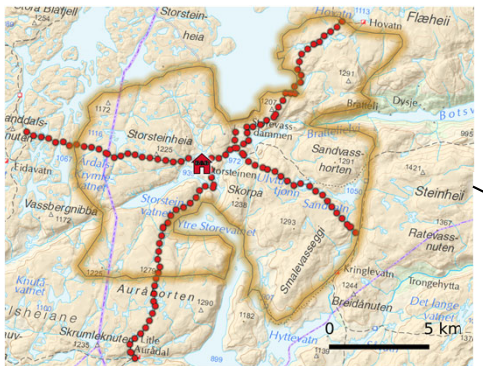


# OVERSIKT OVER SCENARIOER - SETESDAL RYFYLKE

## Villreinområde

## Del-områder

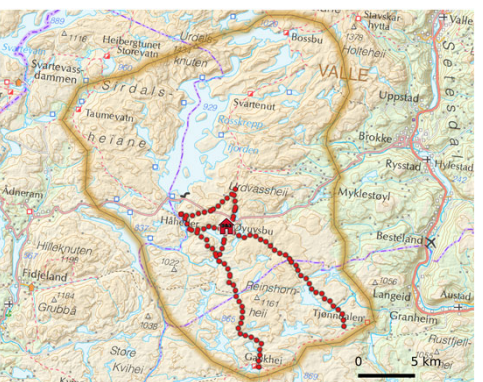
SR-2. Blåsjø: Fjern hytte, stier



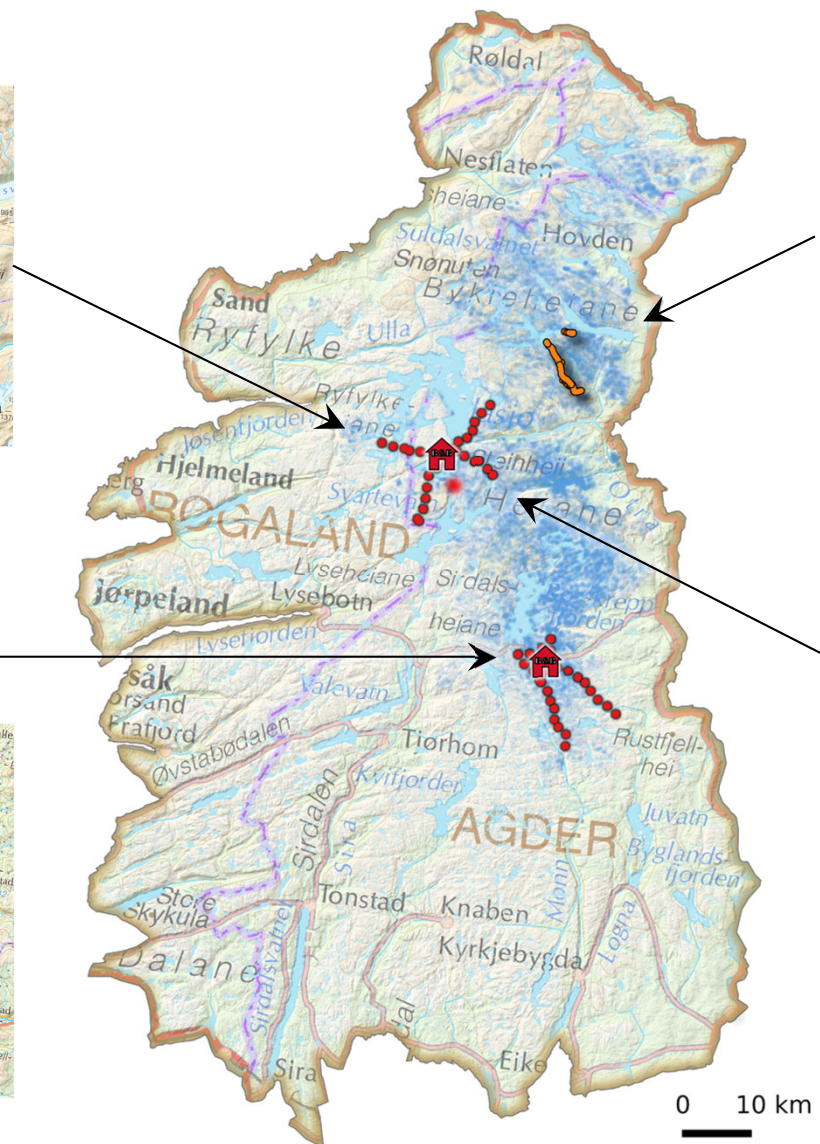
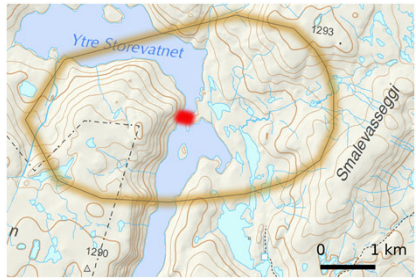
SR-4. Store Urar: Fjern veger



SR-1. Brokke-Suleskard: Fjern hytte, stier (flere alternativer)



SR-3: Svartevatn: Ny landbru



Senter (SR-2,3,4)



Sør (SR-1)



0 10 km

0 1 km

**Fig. 2.** Oversikt over scenarioer for mulige avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter i Setesdal Ryfylke (blått: GPS-data). I tillegg vurderte vi to referansescenarioer: fjerning av alle reservoar bygget etter 1973, og fjerning av all infrastruktur og menneskelig aktivitet (ss. 16-19). Hvert scenario identifiseres med en kode, og er illustrert i sitt fokusområde. Hvert avbøtende tiltak forventes å bedre forholdene for rein i hele villreinområdet, og spesielt i delbestandene i de sentrale eller sørlige delområdene (til høyre). Det er derfor gjennomført en egen simulering for å forutsi virkningene i hele villreinområdet og for det aktuelle delområdet; resultater syntetiseres også innenfor et fokusområde rundt det foreslåtte avbøtende tiltaket. Derfor refererer simuleringsresultatene (Tabell 1) til alle områder skissert i gult. Her viser vi kun sommerscenarioer, men scenarioer for vinter er også testet (Tab. 1). Merk: scenarioer for bærekraftig turisme i Øyvuvsbu området er også testet (ss. 33-38).



# OVERSIKT OVER SCENARIOER - SNØHETTA

## Del-område

Øst (SN-5)

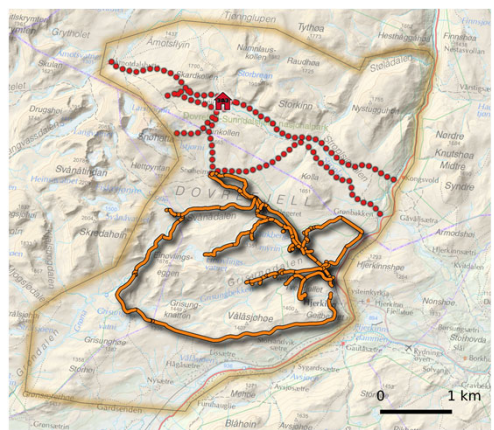
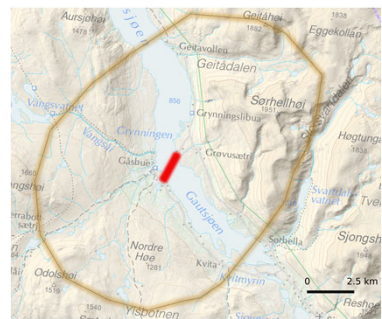
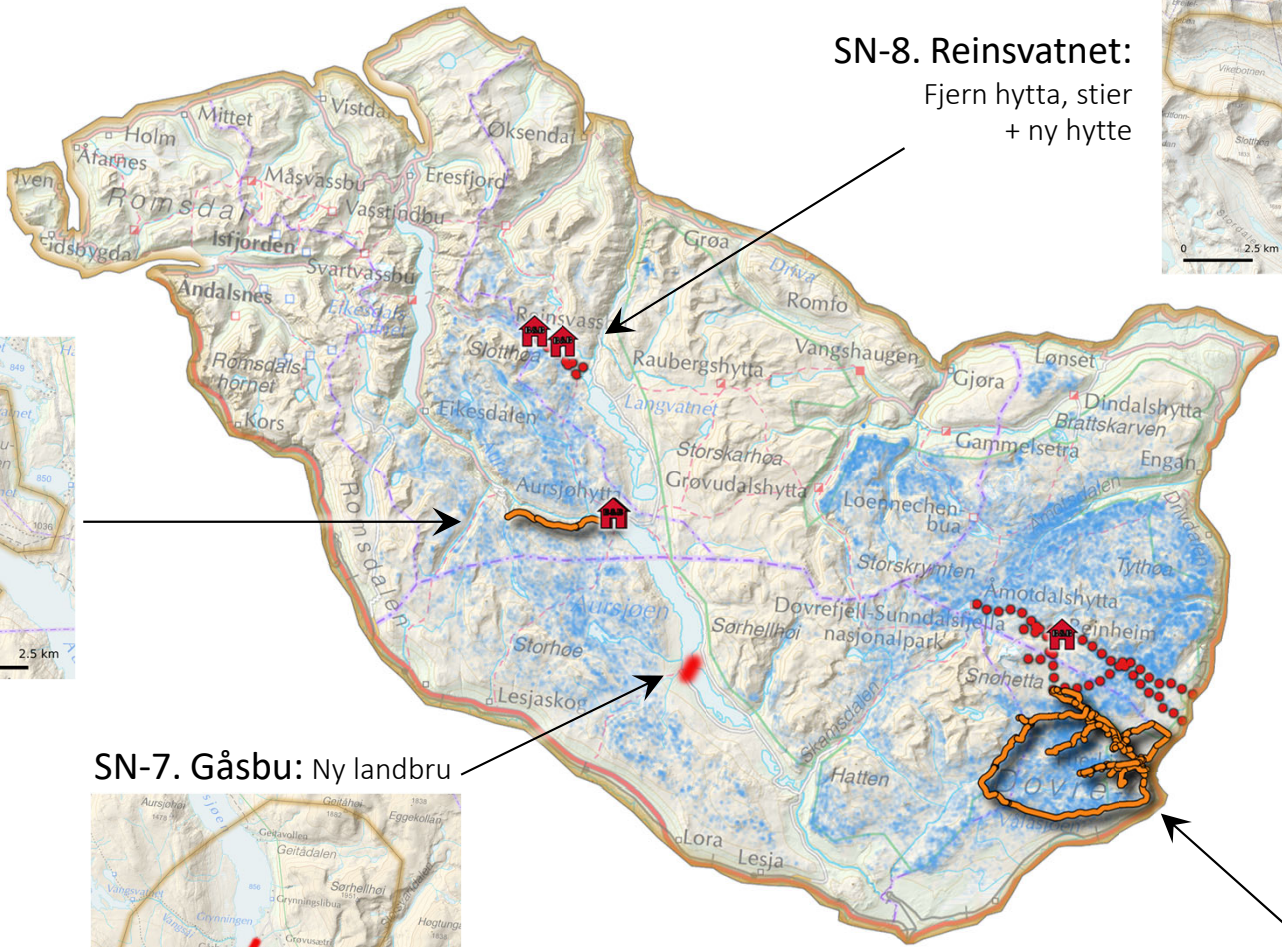
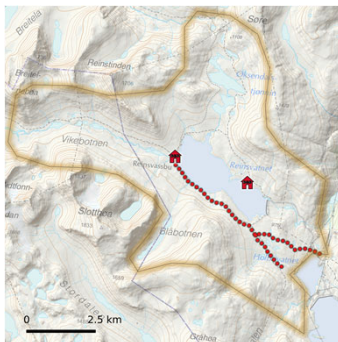
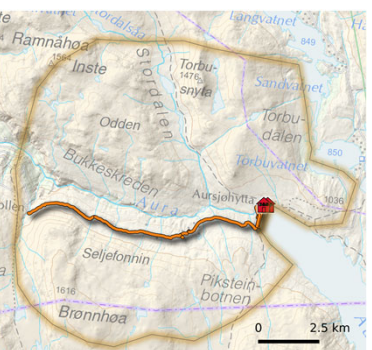
### Villreinområde

SN-6. Aursjøen:  
Fjern hytta, veg

SN-8. Reinsvatnet:  
Fjern hytta, stier  
+ ny hytta

SN-7. Gåsbu: Ny landbru

SN-5. Snøhetta  
Fjern hytta, stier, vegar (5  
alternativer + dagens situasjon etter  
restaurering av Hjerkinnskytefeltet)



**Fig. 3.** Oversikt over scenarioer for mulige avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter i Snøhetta (blått: GPS-data). I tillegg vurderte vi gevinsten i habitat etter restaureringen av Hjerkinnskytebane. Hvert scenario identifiseres med en kode, og er illustrert i sitt fokusområde. Hvert foreslåtte avbøtende tiltak forventes å forbedre forholdene for rein i hele villreinområdet og spesifikt for det østlige delområdet (til høyre). Det er derfor gjennomført en egen simulering både for hele villreinområdet, og for det østlige delområdet; resultater syntetiseres også innenfor et fokusområde rundt det foreslåtte avbøtende tiltaket. Derfor refererer simuleringsresultatene (Tabell 1) til alle områder skissert i gult. Her viser vi kun sommerscenarioer, men scenarioer for vinter er også testet (Tab. 1).



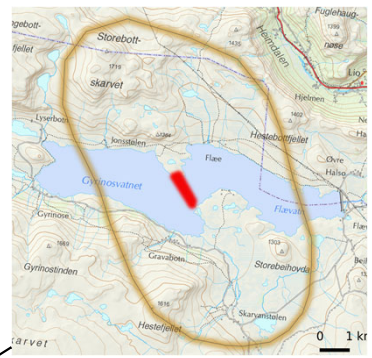
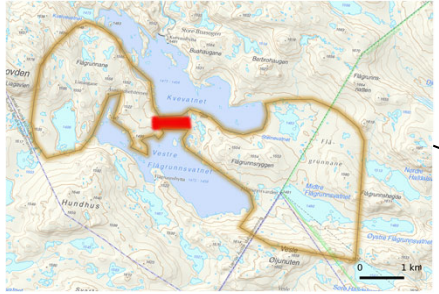
# OVERSIKT OVER SCENARIOER - NORDFJELLA

## Del-områder

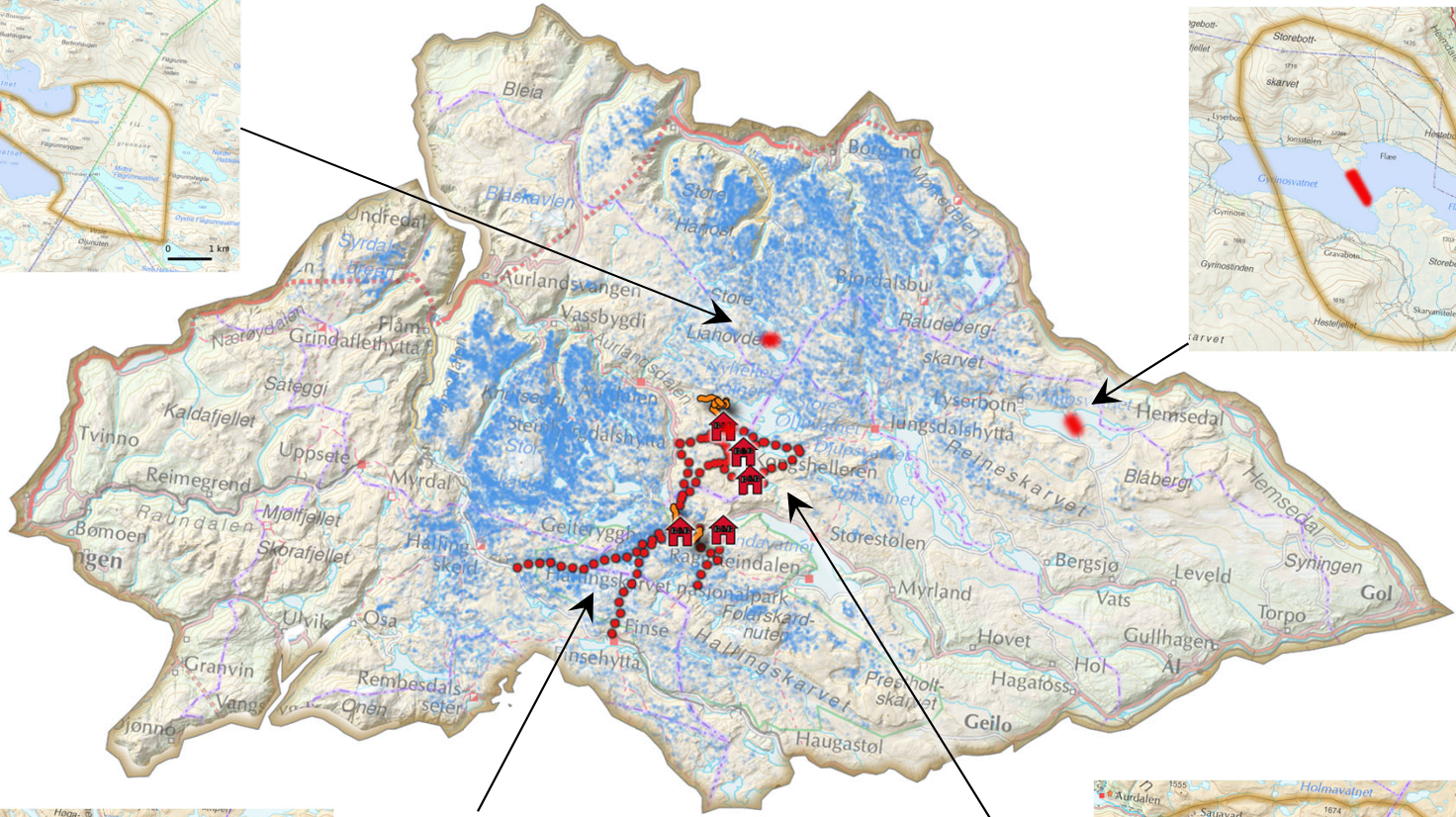
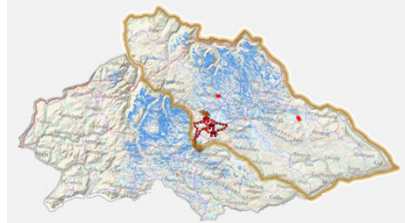
NF-10. Kvevatnet: Ny landbru

Villreinområde

NF-12. Flævatnet: Ny landbru

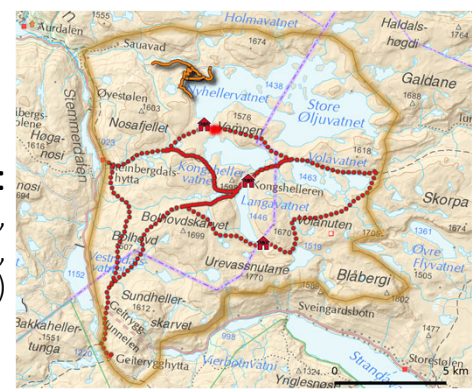
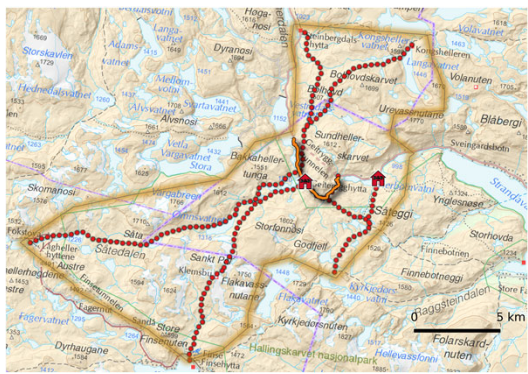


Øst  
(NF-10, 11, 12)



NF-9. Geitryggen:  
Fjern hytta, veg, sti  
+ ny hytte, sti

NF-11. Nyhellervatnet:  
Fjern hytta, stier, skyløype,  
veg + ny hytte, sti, skiløype,  
landbru (5 alternativer)



Senter  
(NF-9)



**Fig. 4.** Oversikt over scenarioer for mulige avbøtende tiltak foreslått av lokale eksperter i Nordfjella (blått: GPS-data). Hvert scenario identifiseres med en kode, og er illustrert i sitt fokusområde. Hvert foreslåtte avbøtende tiltak forventes å forbedre forholdene for rein i hele villreinområdet og spesifikt for delbestandene i østlige (sone 1) og sentrale (sone 1 og 2) delområder (høyre). Det er derfor gjennomført egne simuleringer både for hele villreinområdet, og for det aktuelle delområdet; syntetiseres også innenfor et fokusområde rundt det foreslåtte avbøtende tiltaket. Derfor refererer simuleringresultatene (Tabell 1) til alle områder skissert i gult. Her viser vi kun sommerscenarioer, men scenarioer for vinter er også testet (Tab. 1).





Foto: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## Resultater av scenarioanalyser - OVERSIKT

Tab 1. Resultater av simuleringer for å teste effekten av avbøtende tiltak

Villreiområde	Delområde	Scenario	LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET (estimert % økning)						FORFLYTNINGSRUTER (estimert % økning)						Km <sup>2</sup> FUNKSJONELT HABITAT OPPNÅDD	
			sommer			vinter			sommer			vinter			sommer	vinter
			Område	Delomr	Fokusomr	Område	Delom	Fokusomr	Område	Delom	Fokusomr	Område	Delom	Fokusomr		
Setesdal Ryfylke	Sør *	SR-1. Brokke suleskard-øyuvsbu	2,0	7,0	21,3	1,2	1,9	3,4	7,2	6,6	17,9	2,7	2,5	4,0	10,3	6,9
Setesdal Ryfylke	Senter	SR-2. Blåsjø	2,3	3,6	22,5				2,5	4,1	16,1				11,8	
Setesdal Ryfylke	Senter	SR-3. Svartevassmagasinet	0,5	0,2	0,2				1,0	0,6	1,4				2,6	
Setesdal Ryfylke	Senter	SR-4. Store Urar	2,2	2,7	7,8				3,1	3,8	11,2				11,4	
Setesdal Ryfylke	(alle)	SR-NoRes: Fjern reservoar - 1973	47,3						43,9						222,2	
Setesdal Ryfylke	(alle)	SR-NoInfra: Fjern infrastruktur	1192,2						2147,9						2697,5	
Snøhetta	Øst	SN-5A. Snøhetta-Reinheim	3,2	6,6	26,8				2,9	6,2	19,4				19,7	
Snøhetta	Øst	SN-5B. Snøhetta-veg NV	5,6	10,7	48,7				7,3	15,3	77,5				33,9	
Snøhetta	Øst	SN-5C. Snøhetta-veg S	0,8	1,4	6,8				1,2	2,2	10,6				5,1	
Snøhetta	Øst	SN-5D. Snøhetta A+B	9,5	18,7	83,3				10,9	23,3	108,6				56,9	
Snøhetta	Øst	SN-5E. Snøhetta A+B+C	10,7	20,9	94,2				12,5	26,6	126,0				63,8	
Snøhetta	(alle)	SN-6. Aursjohytta	4,6		21,2				7,0		21,9				27,9	
Snøhetta	(alle)	SN-7. Gåsbu	1,0		4,9				-1,0		17,0				5,8	
Snøhetta	(alle)	SN-8. Reinsvatnet	0,3		6,5				0,2		-0,6				1,9	
Snøhetta	Øst	SN-RS-RestaurertSkytefelt	3,8	7,2	31,8				5,1	10,3	51,4				23,2	
Nordfjella	Senter	NF-9. Geitryggen	3,0	3,3	34,8				2,9	3,4	17,7				13,8	
Nordfjella	Øst	NF-10. Kvevatnet	0,5	0,5	2,9				0,6	1,1	11,9				2,2	
Nordfjella	Øst	NF-11A. Nyhellervatnet S	0,9	0,9	8,4	0,8	0,3	5,7	0,9	1,2	11,0	1,7	0,4	4,4	4,0	2,4
Nordfjella	Øst	NF-11B. Nyhellervatnet N	0,6	0,5	1,7	0,1	0,1	0,7	0,6	1,1	1,4	0,9	0,3	1,9	2,7	0,3
Nordfjella	Øst	NF-11C. Nyhellervatnet veg	1,4	2,0	13,5				1,5	2,1	15,8				6,7	
Nordfjella	Øst	NF-11AC. Nyhellervatnet	2,3	2,9	21,8	0,8	0,3	5,7	2,4	3,3	26,9	1,7	0,4	4,4	10,7	2,4
Nordfjella	Øst	NF-11BC. Nyhellervatnet	2,0	2,5	16,0	0,1	0,1	0,7	2,2	3,4	18,8	0,9	0,3	1,9	9,5	0,3
Nordfjella	Øst	NF-12. Flævatnet	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2	1,0	-0,1	-0,1	0,9	1,0	0,5	8,4	0,1	0,4

Hvert scenario her og i resten av Appendikset er merket med en kode. De to første bokstavene angir området, og etterfølges av et progressivt tall og navnet på lokaliteten. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket (dette er den mest relevante verdien), og mengden bevegelseskorriderer som kan oppnås. Dette vises både i prosent (% habitat oppnådd), og som km<sup>2</sup> funksjonelt habitat som er typisk brukt av villrein som kan oppnås (metoden er beskrevet i Dorber et al 2022).

Resultatene er beregnet separat for hele villreiområdet og, når det er relevant, for delområder (f.eks. Snøhetta øst). I tillegg gir vi resultater som refererer til et fokusområde av interesse; disse sistnevnte resultatene er imidlertid kun veiledende, da de avhenger av størrelsen på fokusområdet.

\* Merk: I tillegg til scenario SR-1, hvor vi simulerer fjerning av Øyuvsbu, har vi gjennomført et parallellprosjekt for å teste framtidsscenarioer for bærekraftig friluftsliv i området, der vi testet 37 alternativer for å omplassere stier og hytter i mindre viktige områder for rein. Resultater vises på sider 33-38

Merk: Resultater av simuleringer for Hardangervidda er presentert i Gundersen et al 2021



# VISUELL OVERSIKT OVER HOVEDRESULTATENE – SETESDAL RYFYLKE

**SR-2. Blåsjø: + 11.8 Km<sup>2</sup>**  
 - Leveområdets funksjonalitet: + 2.3 % økning  
 - Korridorer: + 2.5 % økning

**SR-4. Store Urar: + 11.4 Km<sup>2</sup>**  
 Funksj.: + 2.2 %  
 Korrid.: + 3.1 %

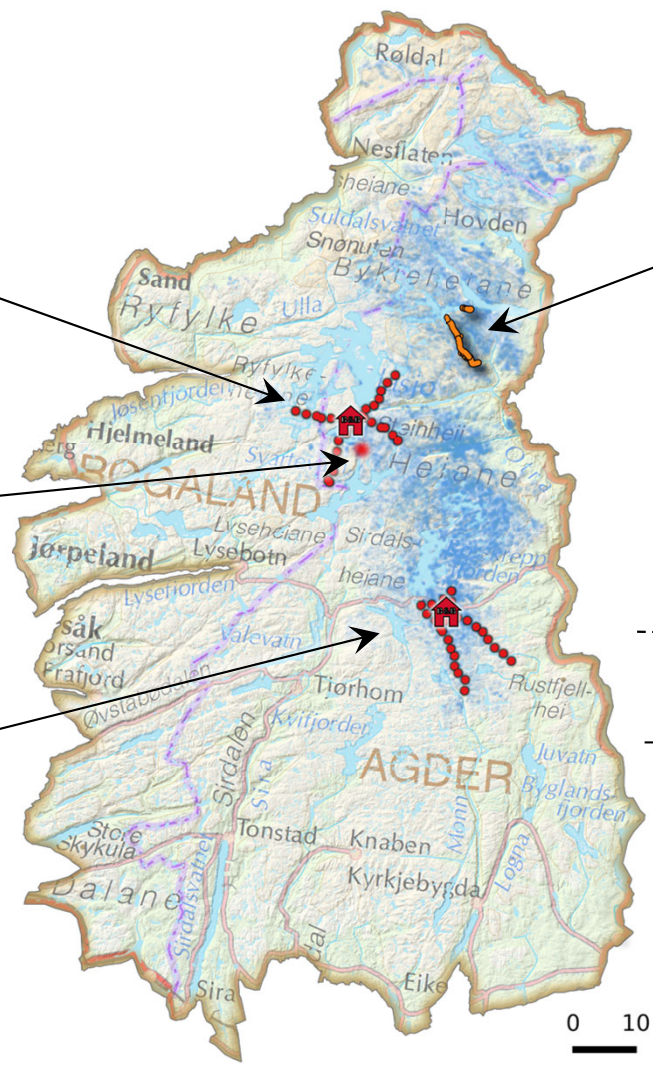
**SR-3: Svartevatn: + 2.6 Km<sup>2</sup>**  
 Funksj.: + 0.5 %  
 Korrid.: + 1.0 %

**REFERANSESCENARIOER:**

**SR-NoRes - fjern reservoar etter 1973: + 222.2 Km<sup>2</sup>**  
 Funksj.: + 47.3 %  
 Korrid.: + 43.9 %

**SR-NoInfra. - fjern all infrastruktur: + 2697.5 Km<sup>2</sup>**  
 Funksj.: + 1192.2 %  
 Korrid.: + 2147.9 %

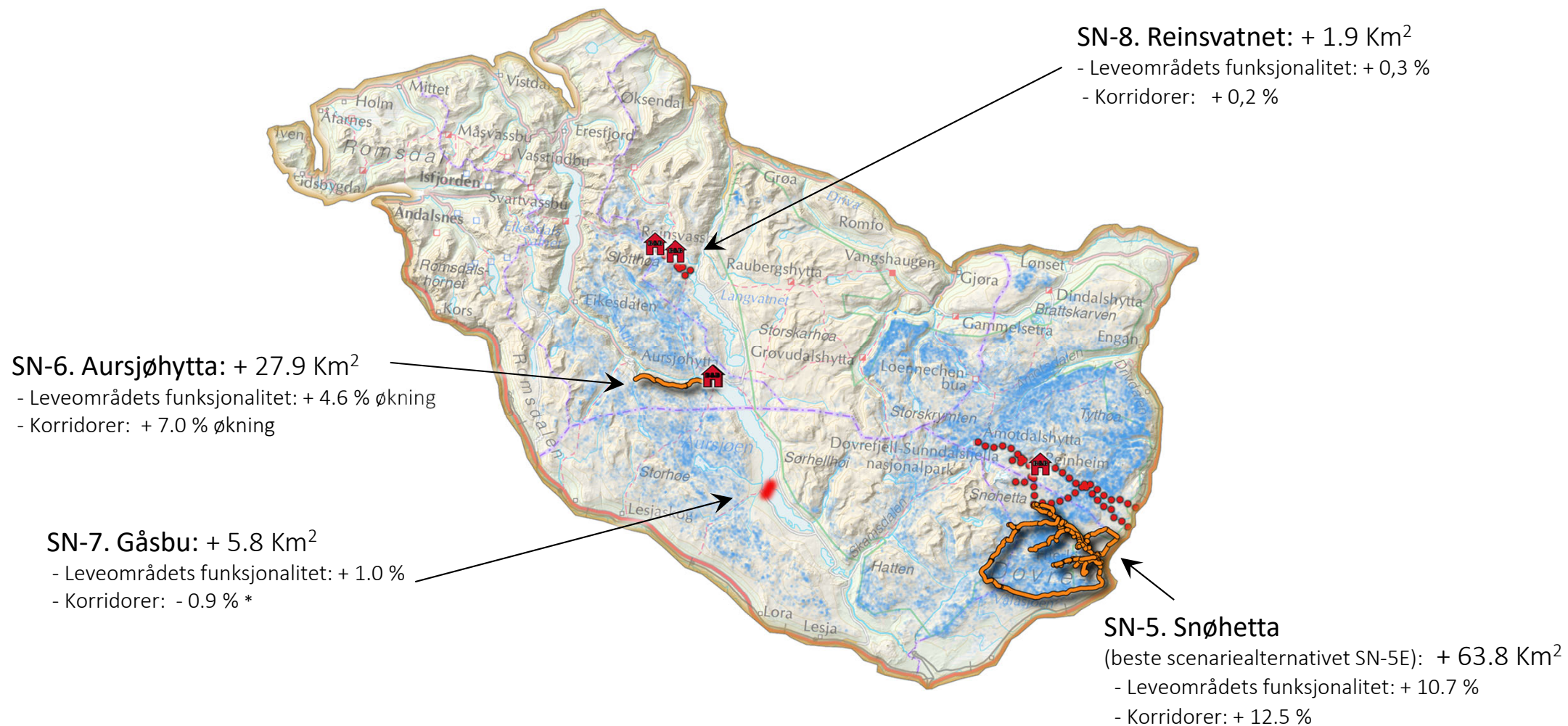
**SR-1. Brokke-Suleskard:**  
 + 10.3 Km<sup>2</sup> sommer; + 6.9 % Km<sup>2</sup> vinter  
 Funksj.: + 2.0 % sommer; + 1.2% vinter  
 Korrid.: + 7.2 % sommer; + 2.7% vinter



[Merk: 37 utviklingsalternativer er også testet - ss. 33-36]

**Fig. 5.** Kort oversikt av hovedresultater av simuleringer for å vurdere effekten av avbøtende tiltak foreslått i S.Ryfylke. I tillegg vises resultater fra to referansescenarioer: fjerning av alle reservoarer bygget etter 1973, og fjerning av all infrastruktur og menneskelig aktivitet. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket, og mengden bevegelseskorridorer som kan oppnås. Dette vises i prosent (% habitat oppnådd), og som Km<sup>2</sup> av gode og funksjonelle habitat som er typisk brukt av villrein som kan oppnås. Resultatene som vises her refererer til hele området S.Ryfylke. Alle resultater er presentert i Tab 1. Når avbøtende tiltak også innebar flytting av skiløyper, ble det også presentert resultater for vinteren.

# VISUELL OVERSIKT OVER HOVEDRESULTATENE – SNØHETTA



**Fig. 6.** Kort oversikt over hovedresultater av simuleringer for å vurdere effekten av avbøtende tiltak foreslått i Snøhetta. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket, og mengden bevegelseskorriderer som kan oppnås. Dette vises i prosent (% habitat oppnådd), og som Km<sup>2</sup> av gode og funksjonelle habitat som er typisk brukt av villrein som kan oppnås. Resultatene som vises her refererer til hele Snøhetta-området. Alle resultater er presentert i Tab 1.

\*Merk: Det er korrekt: ved å bygge broen forventes reinen å bevege seg over den i stedet for å gå rundt Aursjøen - så den totale mengden bevegelse i hele Snøhetta-området reduseres (men den øker betydelig, + 17%, i fokusområdet rund landsbrua; ss. 24, Tab. 1). Derfor er denne verdien mer meningsfull i fokalskalaen, enn for hele Snøhetta



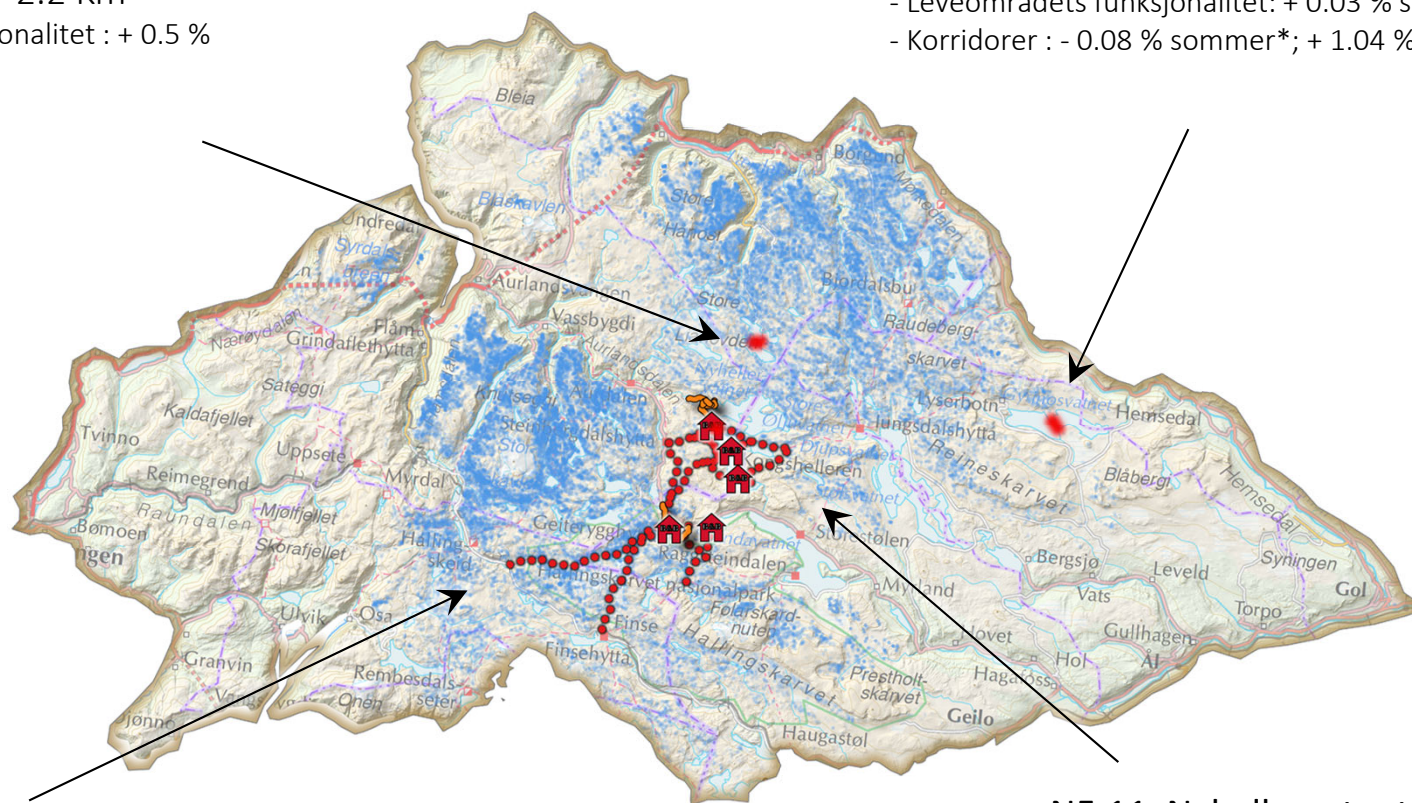
# VISUELL OVERSIKT OVER HOVEDRESULTATENE – NORDFJELLA

## NF-10. Kvevatnet: + 2.2 Km<sup>2</sup>

- Leveområdets funksjonalitet : + 0.5 %
- Korridorer: + 0.6 %

## NF-12. Flævatnet: + 0.1 Km<sup>2</sup>

- Leveområdets funksjonalitet: + 0.03 % sommer; + 0.09 % vinter
- Korridorer : - 0.08 % sommer\*; + 1.04 % vinter



## NF-9. Geitryggen: + 13.8 Km<sup>2</sup>

- Leveområdets funksjonalitet: + 3.0 %
- Korridorer.: + 2.9 %

## NF-11. Nyhellervatnet (beste alternativet NF-11D):

- + 10.7 Km<sup>2</sup> sommer; +2.4 Km<sup>2</sup> vinter
- Funksjonalitet: + 2.3 % sommer; + 0.8 % vinter
- Korridorer: + 2.4 % sommer; + 1.7 % vinter

**Fig. 7.** Kort oversikt av hovedresultater av simuleringer for å vurdere effekten av avbøtende tiltak foreslått i Nordfjella. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket, og mengden bevegelseskorriderer som kan oppnås. Dette vises i prosent (% habitat oppnådd), og som Km<sup>2</sup> av gode og funksjonelle habitat som er typisk brukt av villrein som kan oppnås. Resultatene refererer til hele Nordfjella-området. Alle resultater er presentert i Tab 1. Når avbøtende tiltak også innebar flytting av skiløyper, ble det også presentert resultater for vinteren.

\*Merk: Det er korrekt: ved å bygge broen forventes reinen å bevege seg gjennom den i stedet for å gå rundt Flævatnet - så den totale bevegelsesmengden i hele Nordfjella-området reduseres (men den øker i fokusområdet rund landsbrua; ss. 32: NF-F12). Derfor er denne verdien mer meningsfull i fokalskalaen, enn for hele Nordfjella



# F A K T A A R K



Foto: NINA/Autokamera (bildet er tatt med kamera montert på dyrets GPS-sender)

## Resultater av scenarioanalyser for avbøtende tiltak





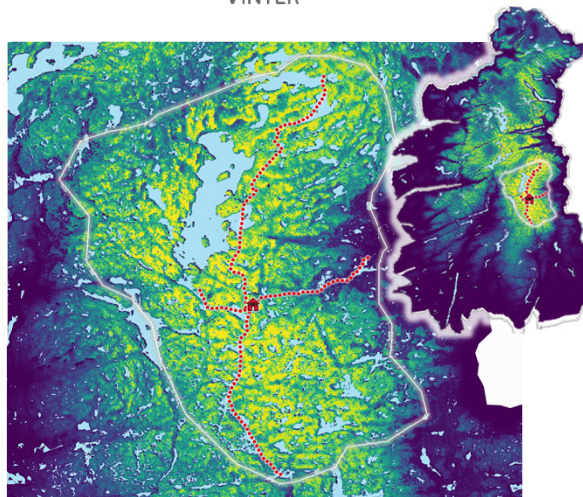
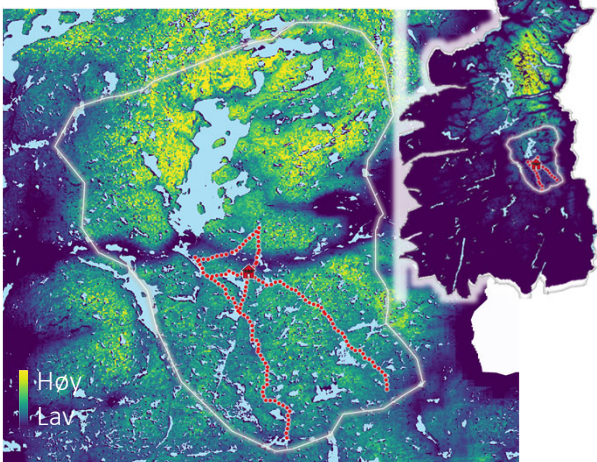
- **Område:** Setesdal Ryfylke
- **Delområde** Sør
- **Fokusområde:** området sør for Brokke-Suleskard veien
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern (svart) Øyulvsbu hytta, stier, skiløyper. Merk: 37 utviklingsalternativer er også testet (se til slutt)
- **Sesong:** Sommer og vinter

## SITUASJON NÅ

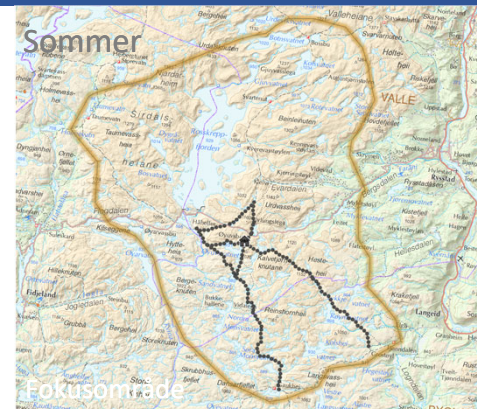
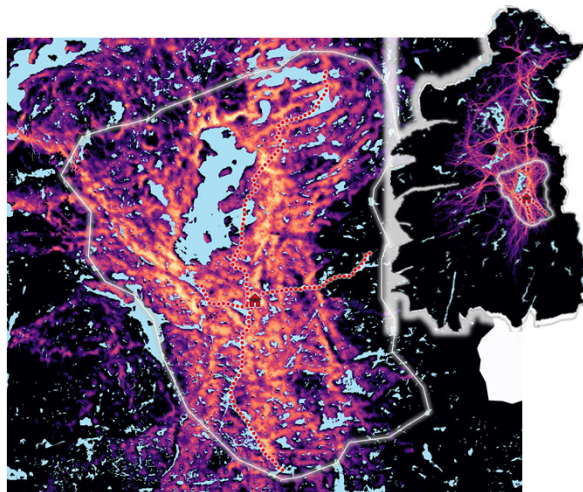
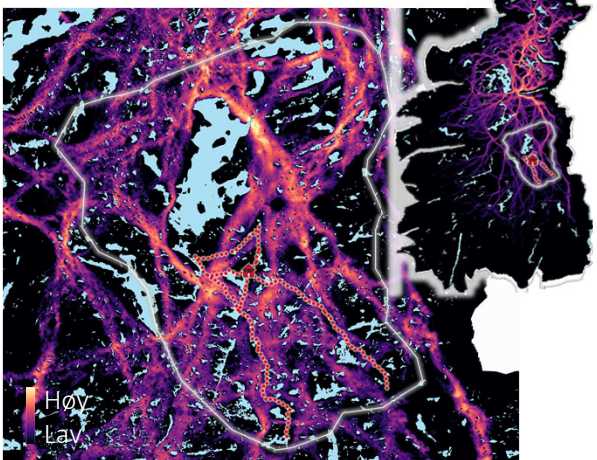
SOMMER

VINTER

FUNKSJONALITET



KORRIDORER

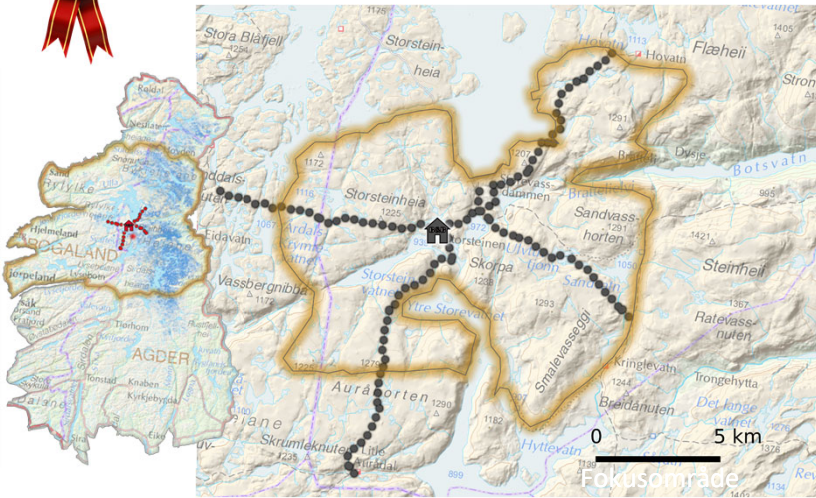


• **Områdets situasjon:** Fokusområdet ligger nær det sørligste området som brukes av reinsdyr i dag. Området har et ganske høy potensiell naturverdi i alle sesonger, men har også et høyt menneskelig fotavtrykk, spesielt under kalving og om sommeren. Det er forårsaket av høy tetthet av private hytter, vegger og boliger i randområdene, og en nettverk av DNT hytter, stier og skiløyper - i tillegg til vannmagasiner og kraftlinjer - i kjernehabitatet. Tettheten av beitedyr er veldig høy i området, og reduserer funksjonaliteten. Områdets funksjonalitet er spesielt viktig om vinteren for hele Ryfylke villreinområde. Infrastrukturene (Øyulvsbu, stier, skiløyper og vegger) er plassert i en sentral posisjon av bevegelseskorridorer, og reduserer tilgang til den sørligste delen av området.

• **Resultater av simuleringen:** fjerning av foreslåtte infrastrukturer forventes å øke funksjonalitet og korridorer i hele S. Ryfylke (om sommeren: +2%) - og spesielt i det sørlige området (7%) og i fokusområdet (+21%). Det tilsvarer en økning på 10,3 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat, og 6,9 km<sup>2</sup> vinterhabitat. Forbedringene er litt sterkere om sommeren fordi det menneskelige fotavtrykket er høyere - hovedsakelig fordi den negative effekten og påvirkningssonen av DNT-hytter er høyere om sommeren, mens effekten av skiløyper og stier er relativt lik.

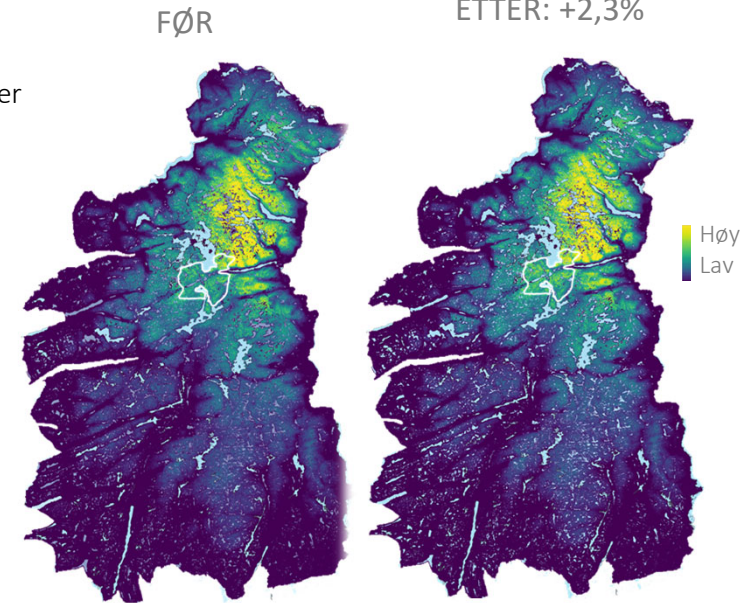
	Funksjonalitet (% økning)		Korridorer (% økning)		Km <sup>2</sup> habitat oppnådd	
	sommer	vinter	sommer	vinter	sommer	vinter
Ryfylke	2,0	1,2	7,2	2,7		
Sørområdet	7,0	1,9	6,6	2,5	10,3	6,9
Fokusområde	21,3	3,4	17,9	4,0		



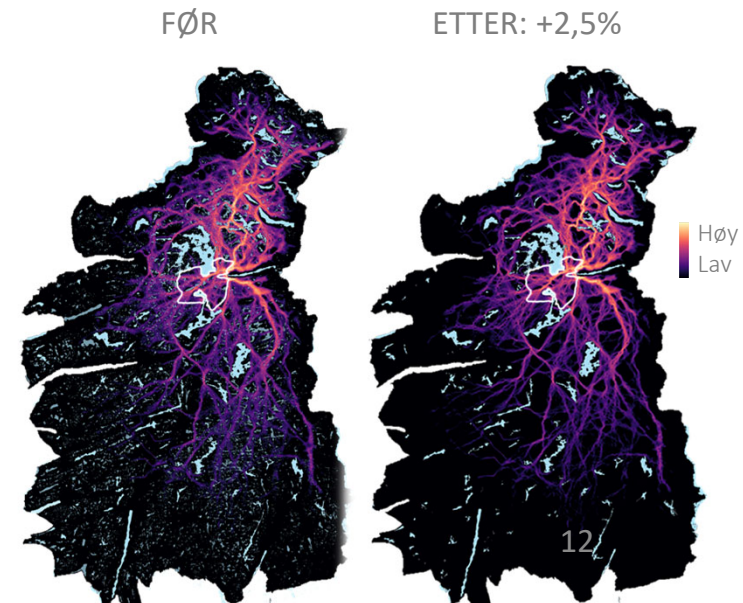


- **Område:** Setesdal Ryfylke
- **Delområde:** Senter
- **Fokusområde:** Blåsjø, Storsteinvatnet, Svartevatn
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern Storsteinen-hytta og stier
- **Sesong:** Sommer
- **Merk:** Mest effektive avbøtende tiltak i S Ryfylke

FUNKSJONALITET



KORRIDORER



• **Områdets situasjon:** Fokusområdet ligger i en strategisk posisjon for reinsdyr, ved den eneste bevegelseskorrideren som gir tilgang til de funksjonelle områdene som ligger sør-øst for fokusområdet (spesielt om vinteren) - i mye mindre grad også vest. Denne obligatoriske passasjen bestemmes av posisjonen til to store reservoarer (Blåsjø i nord, Botsvatn i øst), i tillegg til de bebodde områdene langs veien ved Bykle. Hytta og stier, sammen med vegger og flere kraftlinjer, ligger midt i korridoren og reduserer tilgangen til sørlige funksjonsområder. Funksjonaliteten til fokusområdet er ikke veldig høy, og den er lavere enn de beste områdene nord- og sør-øst for det. Dette skyldes i stor grad hytte og stier, som gir et relativt høyt menneskelig fotavtrykk. Beitedyr ser også ut til å redusere områdets egnethet for reinsdyr. Dette området er imidlertid avgjørende, og ser ut til å være eneste mulighet for å koble sammen den nordlige og sørlige delområdene i SR.

• **Resultater av simuleringen:** Avbøtende tiltak forventes å øke leveområdets funksjonalitet (+2,3%, noe som tilsvarer en estimert gevinst på 11,8 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat) og forflytningsruter (+2,5%) for hele S. Ryfylke villreinområde, og spesielt i det sentrale delområdet og i fokusområdet (detaljer på neste side). Dette avbøtende tiltaket forventes å gi den høyeste økningen i habitatfunksjonalitet og korridorer for hele S. Ryfylke, sammenlignet med andre foreslåtte avbøtende tiltak. Dette er fordi DNT-hytte og løypenetet har en negativ innvirkning, og de er plassert i en nøkkelposisjon for villreinen. Fjerningen av dem ville gi reinsdyr enklere tilgang til alle de sørlige områdene. Resultatet tyder på at det vil være smart å sjekke forstyrrelsene på grunn av beitedyr i fokusområdet.

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Ryfylke	2,3	2,5	
Delomr. Senter	3,6	4,1	11,8
Fokusområde	22,5	16,1	



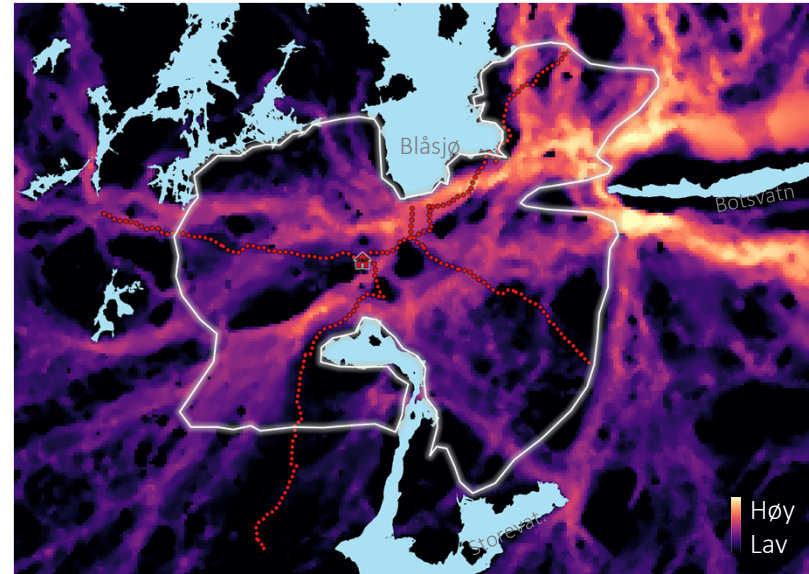
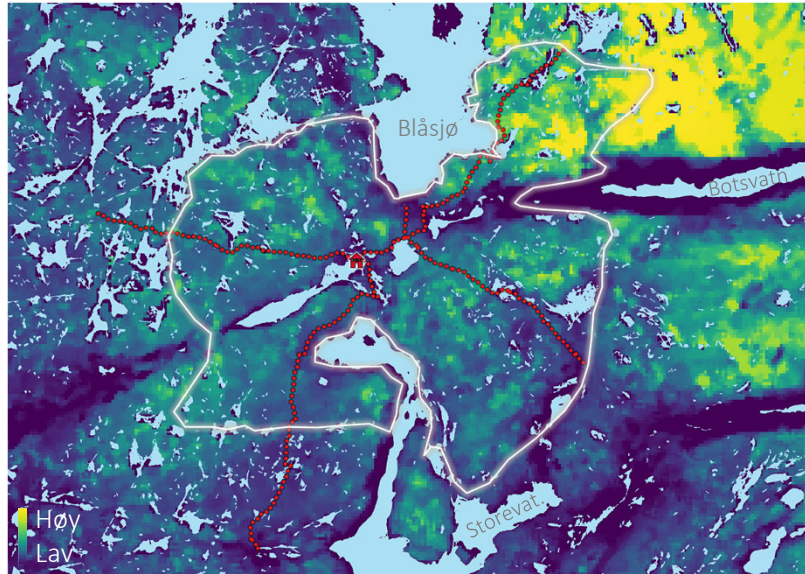


zoom på fokusområdet

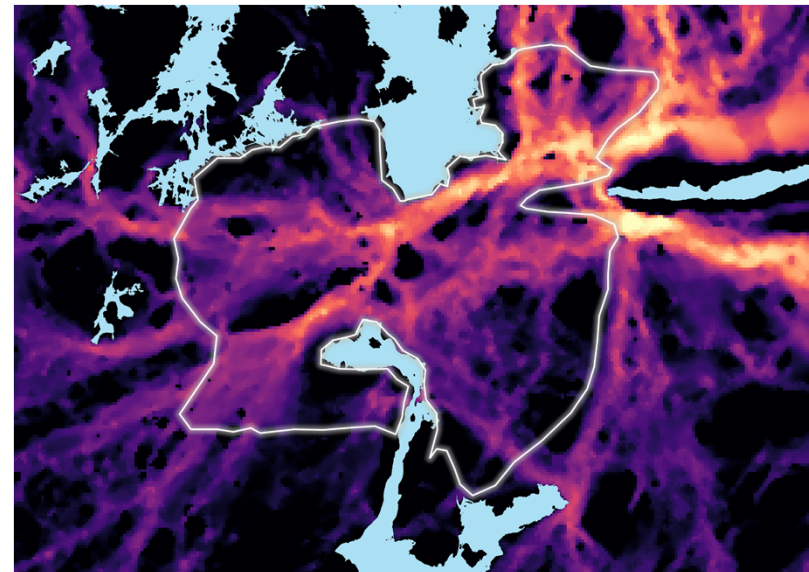
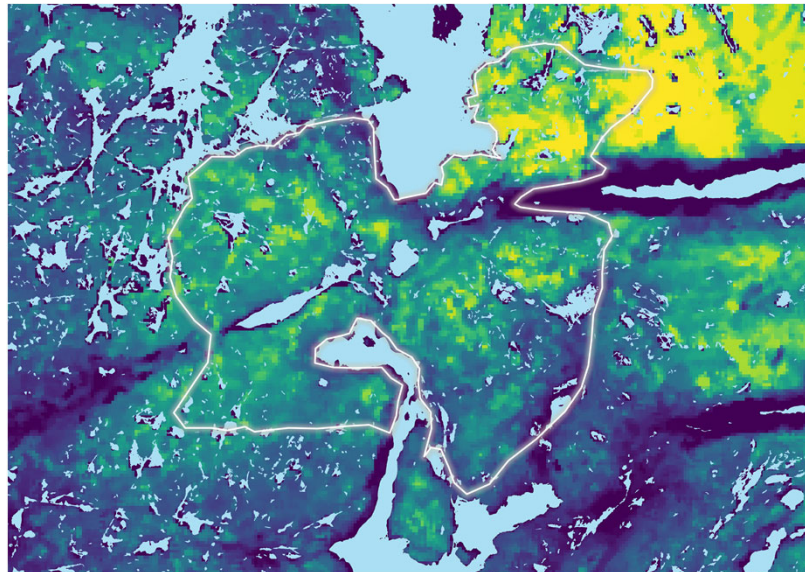
LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET

FORFLYTNINGSRUTER

FØR



ETTER



23% økning i fokusområdet

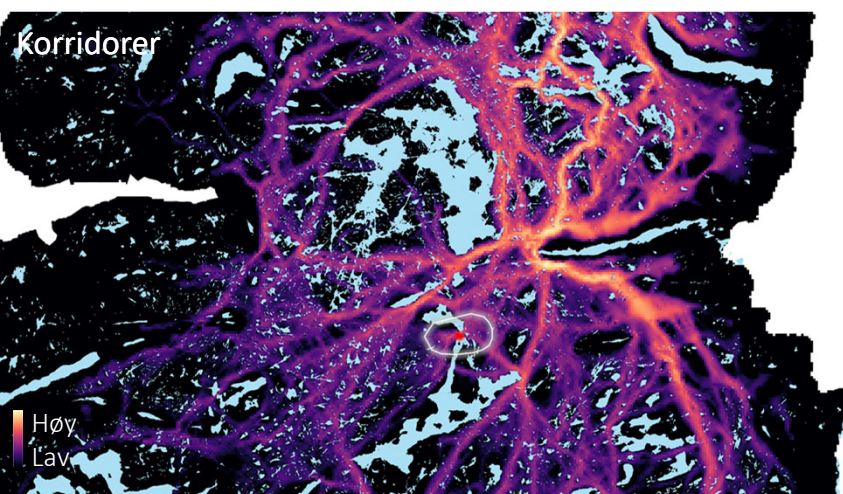
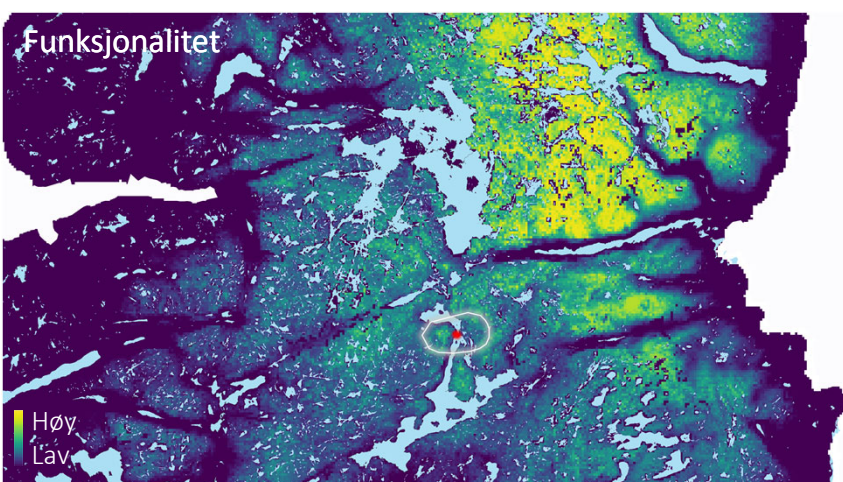
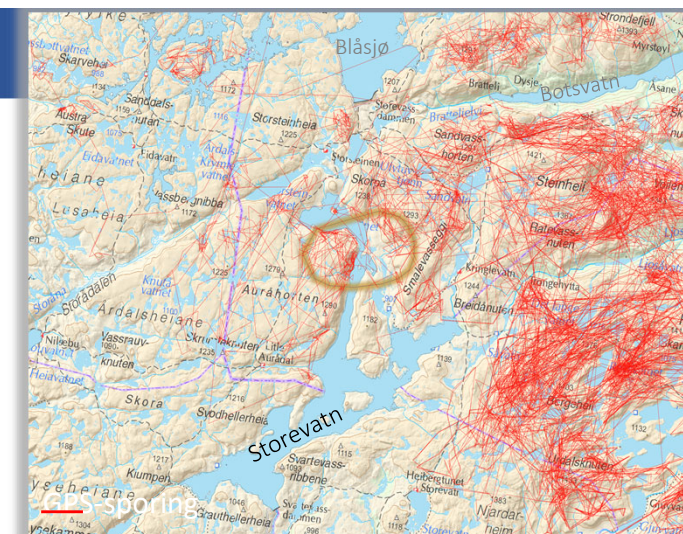
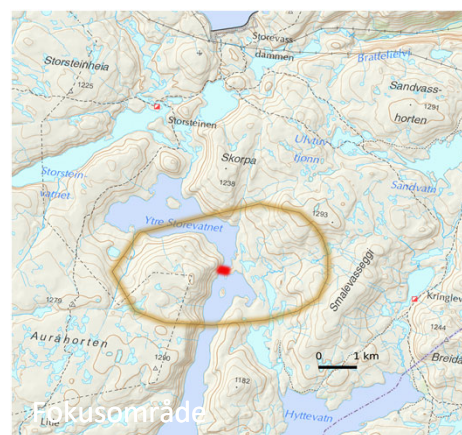
16% økning i fokusområdet





- **Område:** Setesdal Ryfylke
- **Delområde:** Senter
- **Fokusområde:** nordre del av Svartevassmagasinet
- **Scenariobeskrivelse:** Bygg landbru (rødt)
- **Sesong:** Sommer

## SITUASJON NÅ



• **Områdets situasjon:** Området er sterkt fragmentert på grunn av et nettverk av reservoarer og annen infrastruktur (se også scenarier: SR2, SR-NoHydro, SR-NoInfra). Beitedyr ser også ut til å redusere områdets egnethet for reinsdyr. Landbrua ble foreslått slik at reinsdyr kan krysse reservoaret i et område der det dannes en naturlig passasje når vannstanden i perioder er lav. GPS-posisjoner viser at det er mulig for reinsdyr å krysse den nordlige delen av reservoaret, men dette skjer sjeldent. Landskapsfunksjonaliteten er høyere på østsiden av fokusområdet, og lavere i vest. Dette er forårsaket av en høyere naturlig egnethet og lettere tilgjengelighet til det østlige området. Selv om det er noen lommer med gode habitat på vestsiden av reservoarene, er ikke disse lett tilgjengelige. Derfor er de største nord-sør bevegelseskorriderne i S.Ryfylke i østområdet, nær Austhei. Kun få korridorer er rettet mot vestsiden på grunn av barrierer skapt av nettverket av reservoarer mellom Blåsjø og Svartevatnet.

• **Resultater av simuleringen:** Merk: simuleringen forutsetter at en landbru vil bli brukt av rein, selv om vi ikke har noen bevis for at dette kan skje. Simuleringen viser at kryssing av landbroen fører til en relativt liten effekt på habitatfunksjonalitet og korridorer. Dette er i stor grad fordi området vest for den foreslåtte brua er litt mindre attraktiv for reinen, sammenlignet med områdene øst.

• **Anbefalinger:** resultatene tyder på at for å minimere fragmenteringseffekten av Svartevatnet ville det være mest effektivt å redusere menneskelige aktiviteter på nordsiden. Det kan også være nyttig generelt å undersøke småskalafaktorer som kan øke reinens sannsynlighet for å krysse magasiner (eks. banker, endringer i vannstand, forstyrrelser i mulige kryssingsområder).

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Ryfylke	0,5	1,0	2,6
Delomr. Senter	0,2	0,6	
Fokusområde	0,2	1,4	





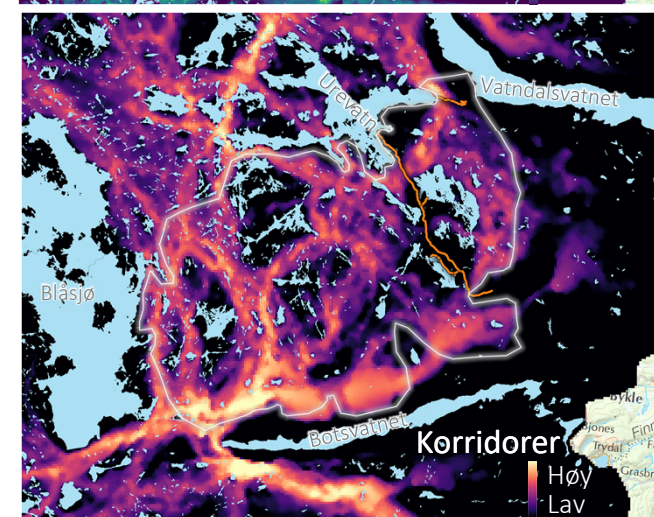
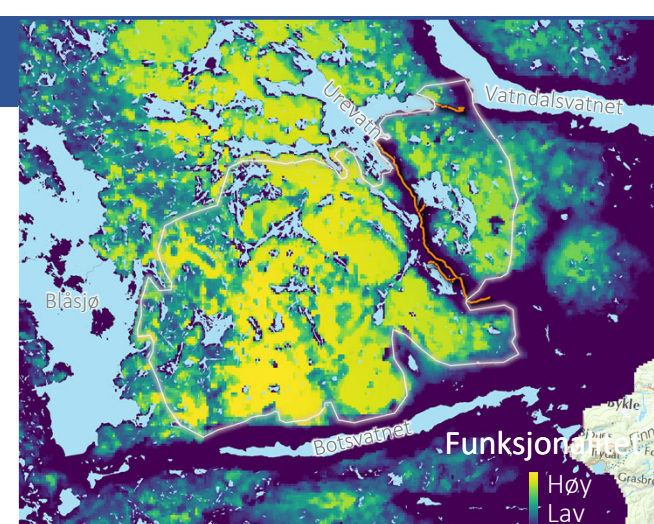
- **Område:** Setesdal Ryfylke
- **Delområde** Senter
- **Fokusområde:** Bykleheiane / Store Urar
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern 2 veger (oransje)
- **Sesong:** Sommer

• **Områdets situasjon:** Området er sterkt fragmentert på grunn av et nettverk av vannkraftreservoarer, sammen med veger og annen infrastruktur. Fokusområdet ligger i et primært habitat for reinsdyr i S. Ryfylke, med veldig høy funksjonalitet på vestsiden av veien. På østsiden av veien er den potensielle naturlige egnetheten til området veldig høy, men den nåværende funksjonaliteten er litt lavere på grunn av hytter, veger og kraftlinjer. Innenfor fokusområdet bidrar veiene mest til det menneskelige fotavtrykket, og reduserer permeabiliteten. Fokusområdet krysses av de største forflytningsrutene i SR, som forbinder den nordlige og den sørlige delbestanden. For å omgå reservoaret må reinen nå gå østover, der det nå ligger to veger, eller vestover, selv om et system med flere øst-vest reservoar vanskeliggjør nord-sør bevegelser. Før de største reservoarene ble bygd i 1973, viser historiske scenarioanalyser at det var en stor bevegelseskorridor i området der Store Urvatn ligger nå (fig. nederst). Plasseringen av de gamle fangstgropene (grønne stjerner) ser ut til å støtte dette.

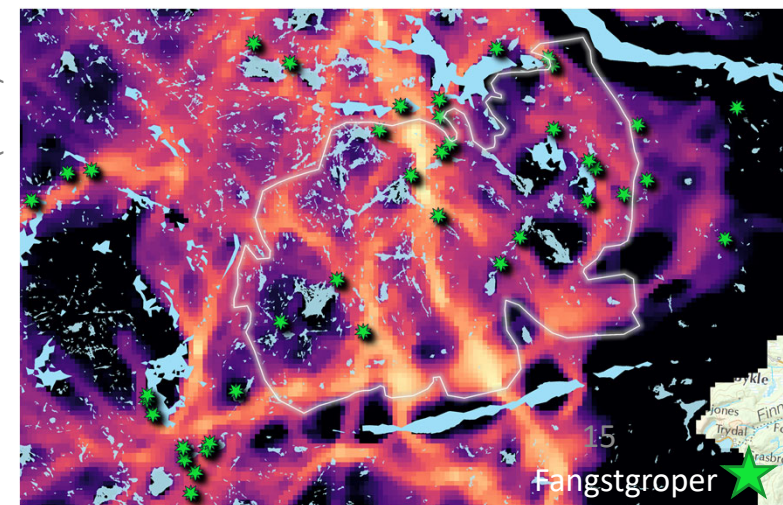
• **Resultater av simuleringen:** Simuleringen viser at fjerning av de to veiene kan føre til en ganske stor % økning i sommerens habitatfunksjonalitet (+2,2 % i hele SR, +7,8% i fokusområdet), noe som tilsvarer en estimert gevinst på 11,4 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat. Korridorer anslås også å øke ganske betydelig (+ 3,1% i SR, 11,2% i fokusområdet).

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Ryfylke	2,2	3,1	
Delomr. Senter	2,7	3,8	11,4
Fokusområdet	7,8	11,2	

SITUASJON NÅ



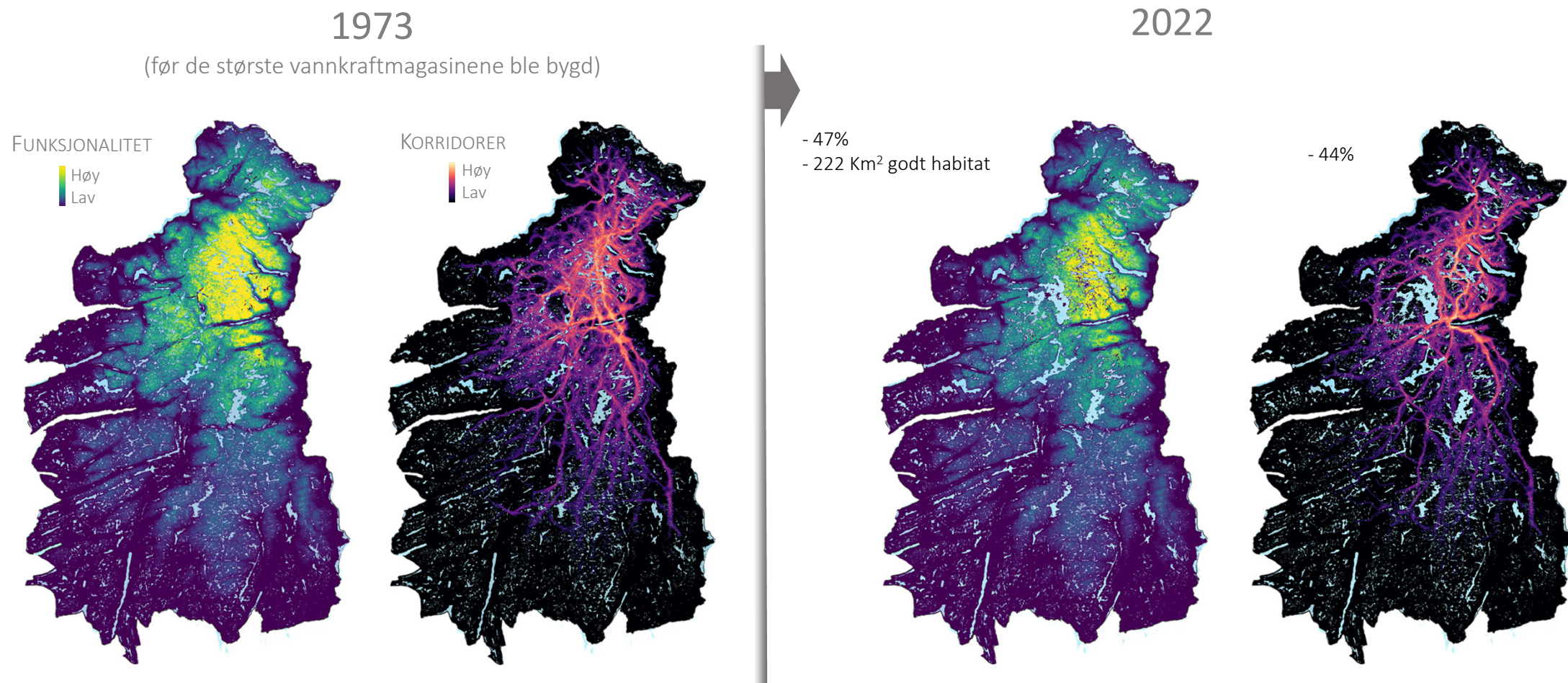
HISTORISK SCENARIO (1973)



Fangstgropene



- **Område:** Setesdal Ryfylke villreinområde
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern alle vannkraftmagasiner bygd etter 1973 i S. Ryfylke .
- **Merk:** Dette er et *hypotetisk, urealistisk grunnscenario*, for å få et inntrykk av hvor mye funksjonelt habitat som har gått tapt på grunn av bygging av magasiner etter 1973. Merk: simuleringen tar ikke hensyn til tilleggsinfrastruktur (adkomstveier, kraftledninger, turistanlegg osv) bygget etter 1973; dette er derfor et konservativt estimat for habitattap
- **Sesong:** Sommer

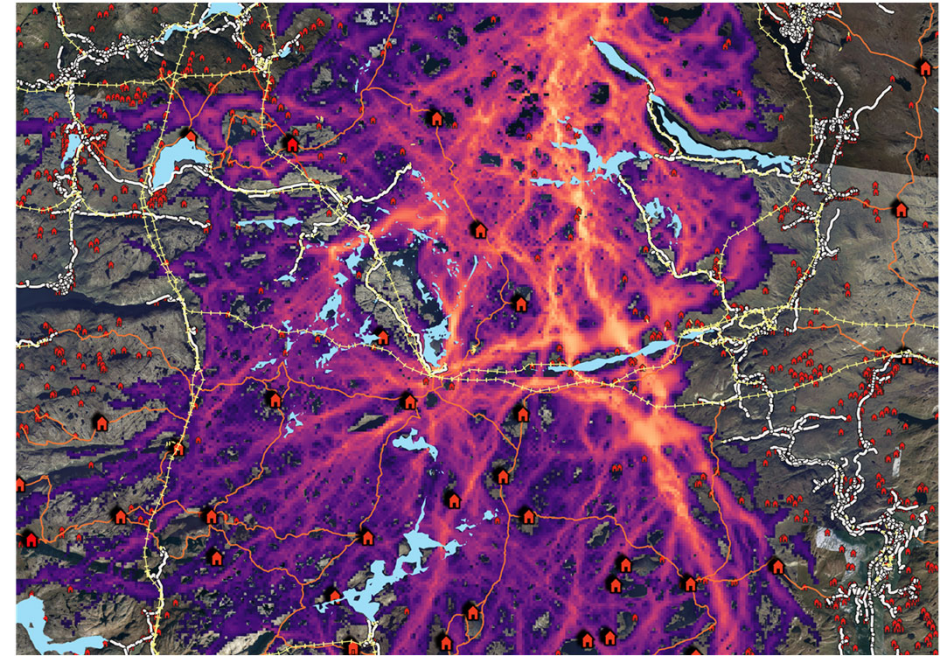
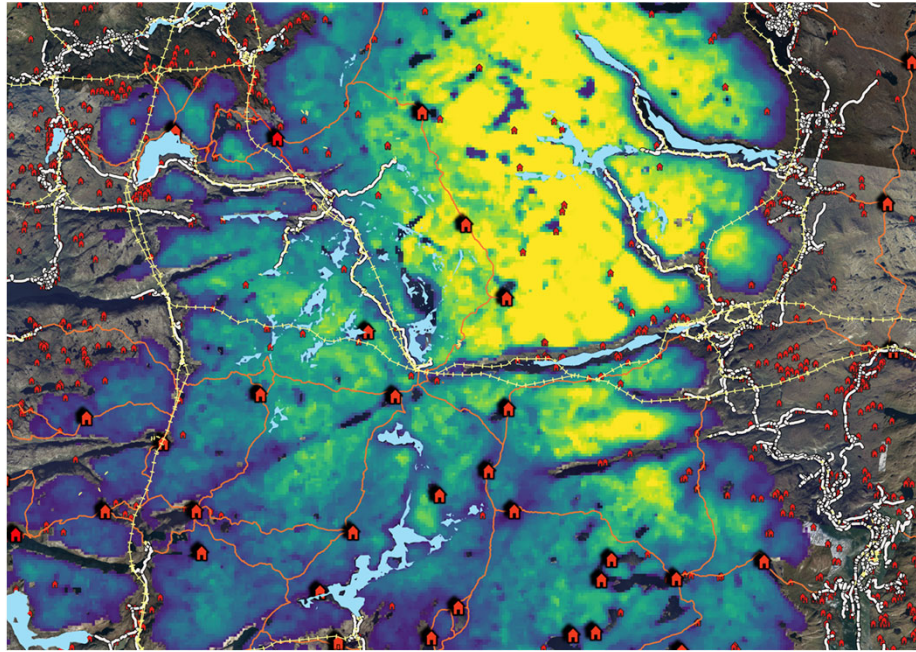


- **Områdets situasjon:** Området er sterkt fragmentert på grunn av et nettverk av vannkraftreservoarer, sammen med veger, kraftlinjer, turistanlegg og annen infrastruktur.
- **Resultater av simuleringen:** Simuleringen viser at fjerning av magasiner bygd etter 1973 kunne føre til en 47 % økning i habitatfunksjonalitet om sommeren i S. Ryfylke, noe som tilsvarer en estimert gevinst på ca. 222 Km<sup>2</sup> typisk/godt reinhabitat. Korridorer anslås også å øke betydelig (+ 44 %). Modellene anslår derfor at ca. 222 Km<sup>2</sup> godt reinhabitat har gått tapt under byggingen av reservoarene siden 1973 (Dorber et al under review). Merk på at resultatene er konservative, da de kun er basert på endringer i mengden land som har vært oversvømmet siden 1973 (dvs. 110 km<sup>2</sup>), og ikke tar hensyn til bygging av annen infrastruktur (f.eks. adkomstveier, kraftledninger, turistanlegg) som er knyttet til vannkraft eller som ble bygget etter 1973.



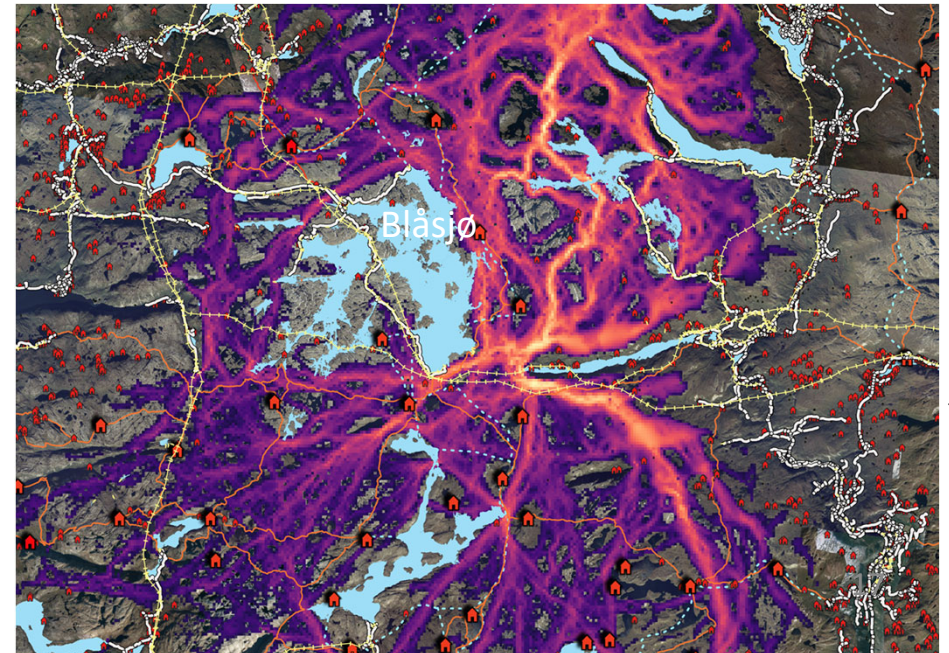
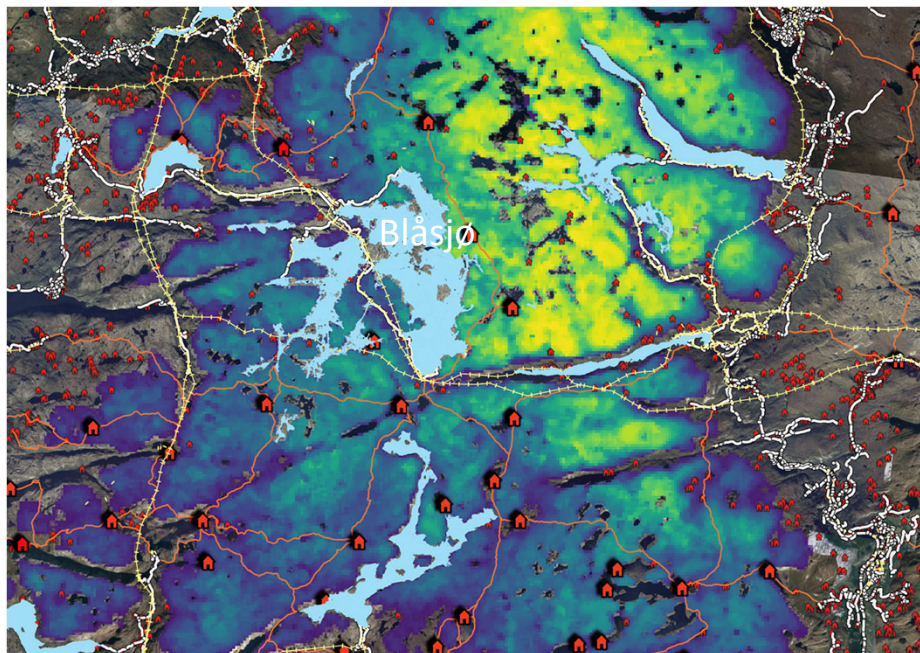
zoom på Blåsjø området

1973  
(før de fleste  
reservoarene  
ble bygget)



2022

- 47%  
- 222 Km<sup>2</sup>



- 44%



- **Område:** Setesdal Ryfylke villreinområde
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern all infrastruktur og menneskelige aktiviteter.
- **Merk:** Dette er et *hypotetisk, urealistisk grunnsenario*, for å få en grov ide av hvor mye funksjonelt reinhabitat som har gått tapt på grunn av alle menneskelige aktiviteter
- **Sesong:** Sommer

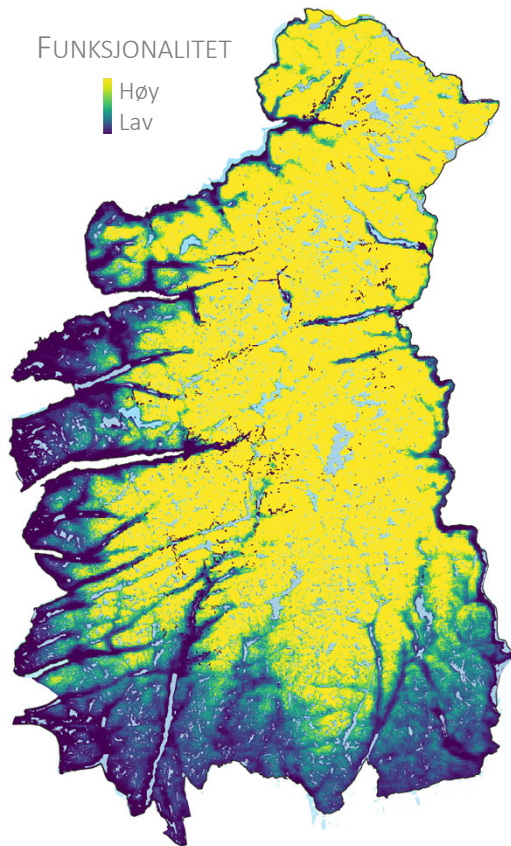
FORTIDEN

(før infrastruktur og menneskelige aktiviteter)

FUNKSJONALITET

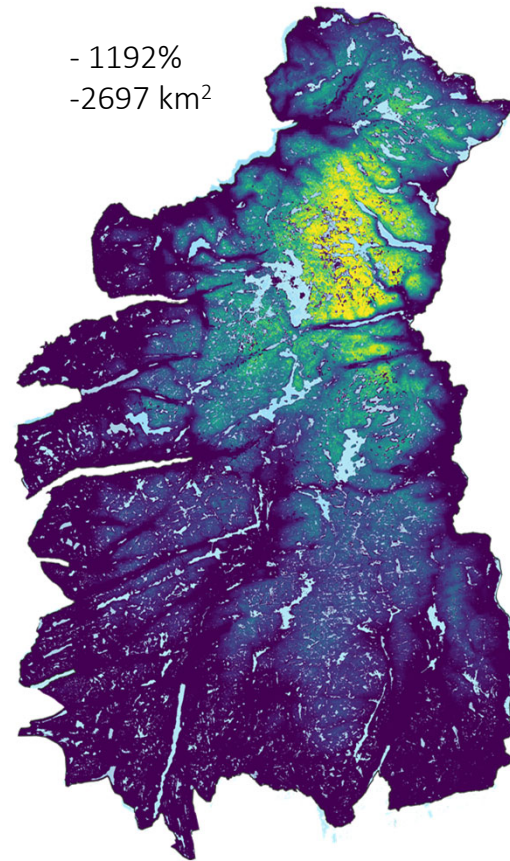


KORRIDORER

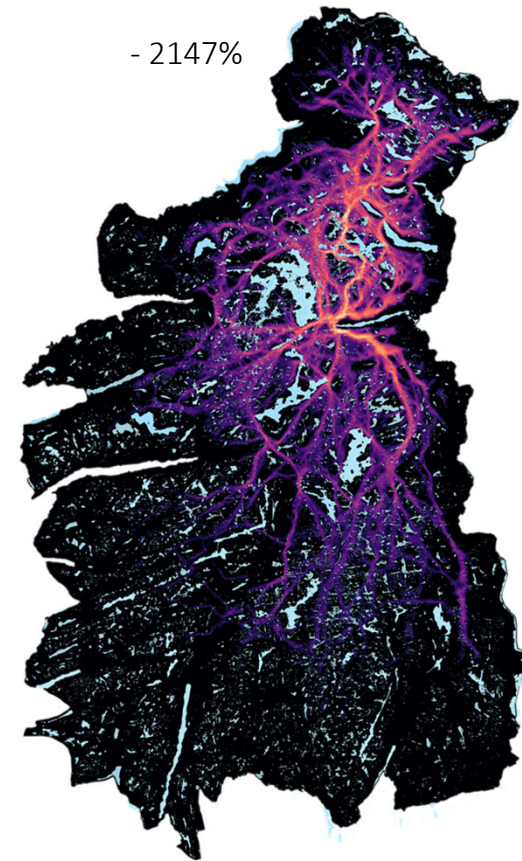


I DAG

- 1192%  
-2697 km<sup>2</sup>



- 2147%

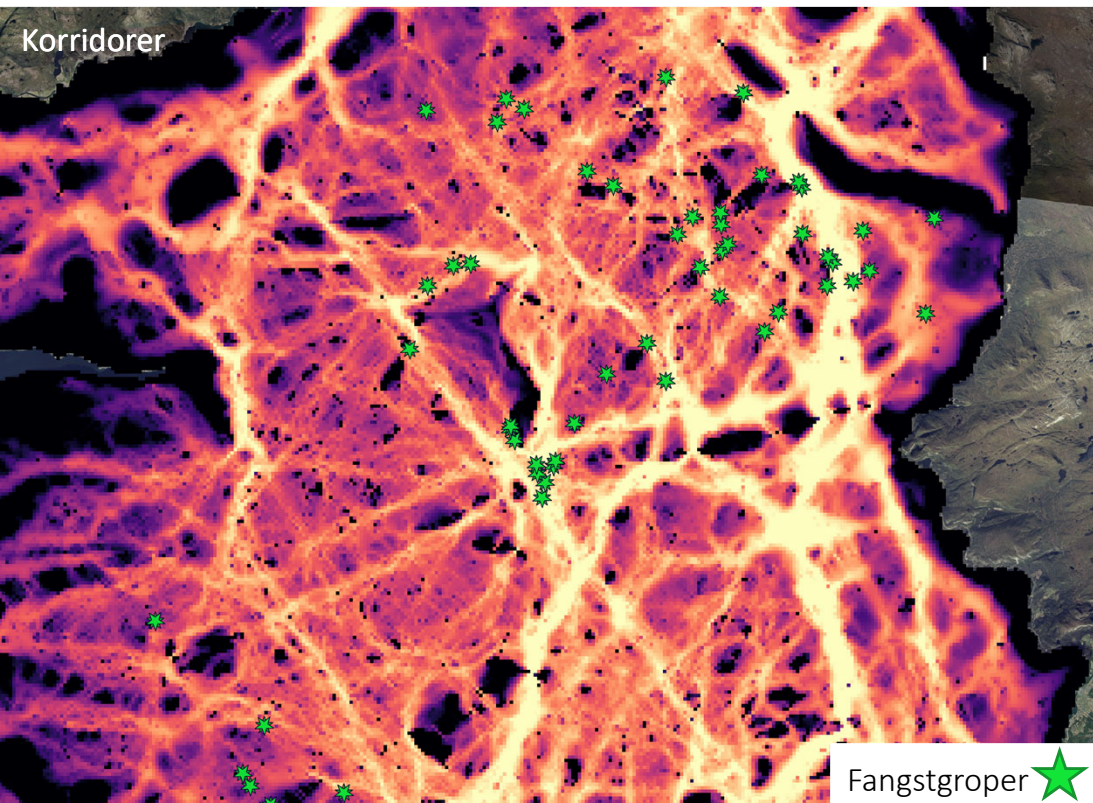




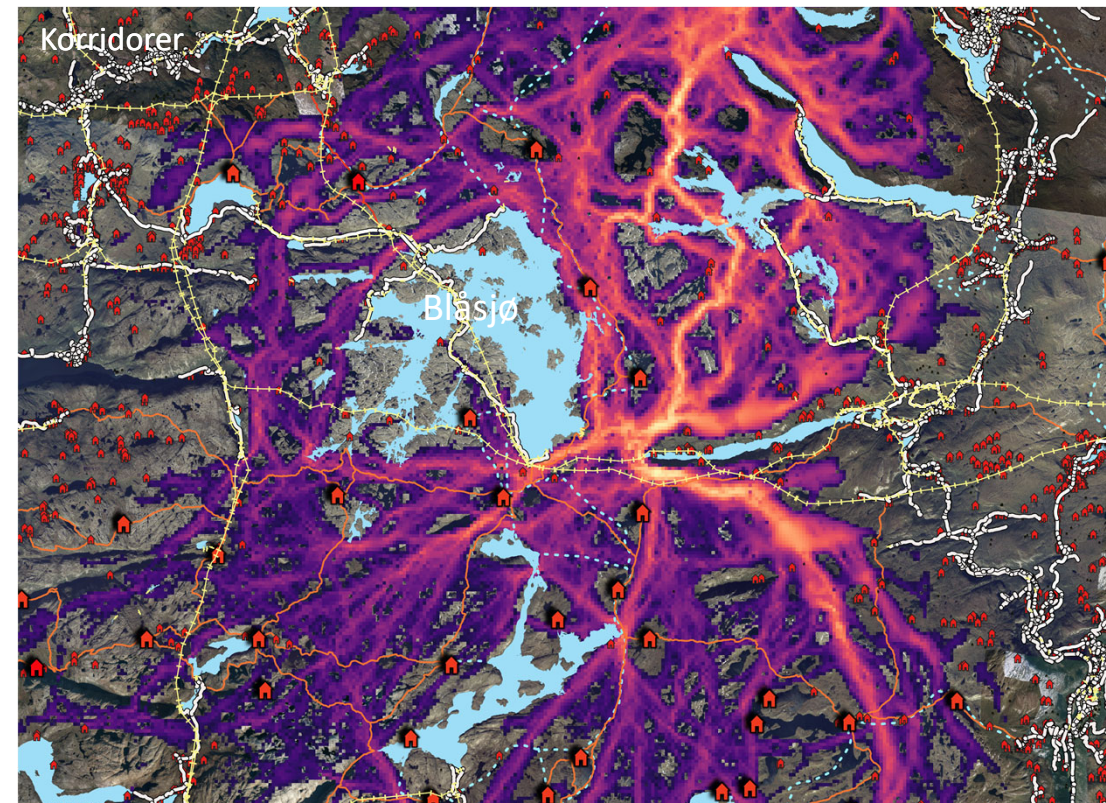
zoom på Blåsjø området

## FORTIDEN

(før infrastruktur og menneskelige aktiviteter)



2022

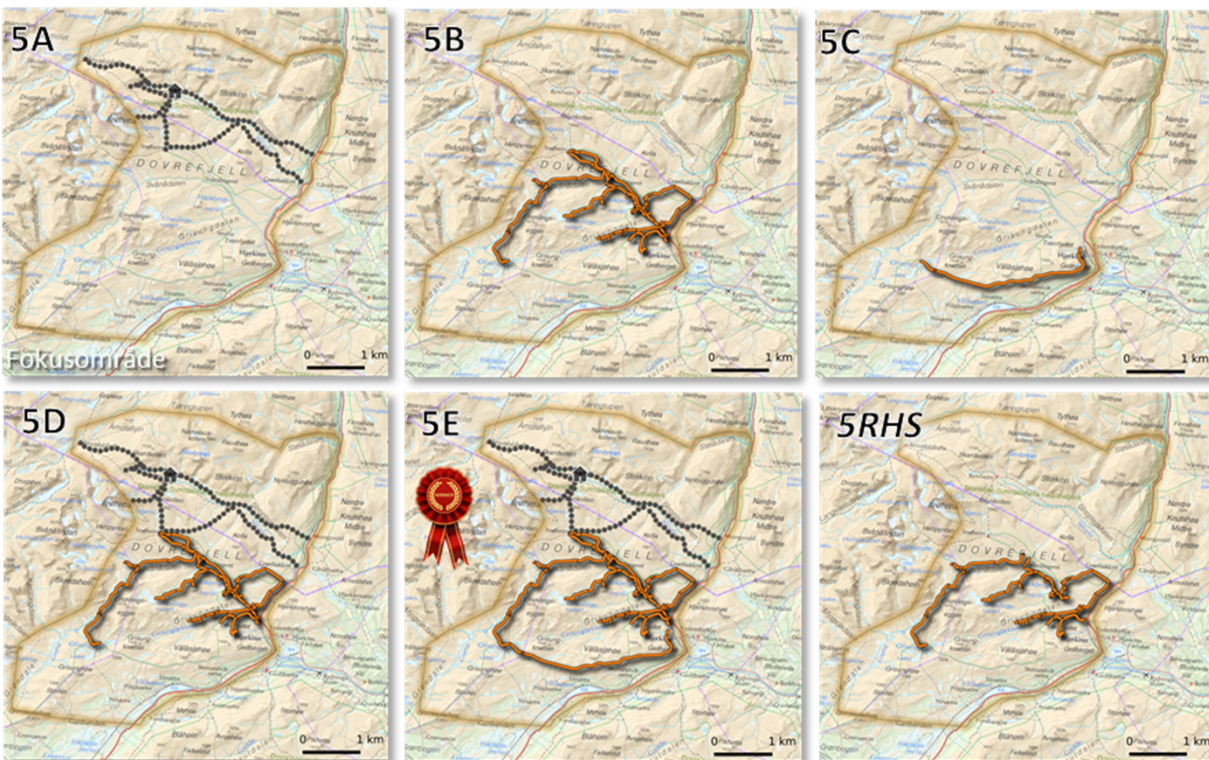


Dette referansescenariet illustrerer reinsdyrkorridorer i fortiden, før menneskelige aktiviteter og infrastruktur. Modellene anslår at ca. 1192% av funksjonelt habitat ble tapt (forrige side), og 2147% av korridorer har siden gått tapt. Selv om det ikke er mulig å validere disse tidligere spådommene, synes plasseringen av kjente gamle fangstgroper (figur til venstre), som ble bygget langs viktige bevegelseskorridorer, å indikere et visst samsvar med modellprediksjonen.





- **Område:** Snøhetta, delområde øst. **Fokusområde:** Reinheim – Hjerkinn
- **Sesong:** Sommer
- **Scenariobeskrivelse:** Vi testet 6 alternative scenarier:
  - 5A: Fjern (svart på illustrasjonen) Reinheim og tilhørende stier
  - 5B: Fjern Snøheimveien (oransje) og flere veier knyttet til den i det gamle skytefeltet
  - 5C: Fjern veg sør
  - 5D = scenario 5A + scenario 5B
  - 5E = scenario 5A + scenario 5B + scenario 5C
  - 5RHS: i tillegg til det foreslåtte scenariet vurderte vi dagens situasjon etter Restaurering av Hjerkinn Skytefelt (merk: brakker som ble fjernet er ikke inkludert i simuleringer pga. manglende data)



• **Områdets situasjon:** Fokusområdet ligger i en strategisk posisjon for den «villeste» villreinbestanden i Norge, ved den gamle korridoren mellom Snøhetta (som var et gammelt sommerområde) og Rondane / Knutsø. Migrasjonen stoppet på 1970-tallet etter byggingen av E6, jernbane og tilhørende infrastruktur. Reinsdyra tok en sirkulær årlig bevegelse, med klokken rundt Snøhetta, og brukte fokusområdet om sommeren. Modellene indikerer en høy potensiell naturverdi i området, som nå er redusert av høyt menneskelig fotavtrykk forårsaket av høy tetthet av veier, stier og hytter med høyt turistvolum, i tillegg til beitedyr nær Oppdal og Dombås. Kumulative effekter av disse forstyrrelsesfaktorene begrenser funksjonaliteten til leveområder og bevegelseskorridorer. Området er brukt mindre enn forventet basert på sin potensielle naturverdi. For å nå paringsområdet sør-vest må reinen krysse flere barrierer: stier til Reinheim, Snøheimveien, og de sørligste vegene fra Hjerkinn. Flere alternative avbøtende tiltak er foreslått, og et restaureringsprosjekt fjernet nylig noen veier og brakker fra militærleiren (Hagen et al 2022).

• **Resultater av simuleringen:** Tiltaket forventes å øke leveområdets funksjonalitet og forflytningsruter for hele villreinområdet betydelig. På grunn av kumulative effekter er fordelingen med å fjerne all infrastruktur (Scenario 5E) er høyere enn summen av effekten av å fjerne enkeltinfrastruktur. I tillegg, hvis bare en barriere skulle fjernes, ville reinen bli hindret av den andre. Scenario SN-5E er den mest effektive blant alle scenarioene som er foreslått, og forventes å bringe tilbake hele 63,8 Km<sup>2</sup> godt sommerhabitat. Områdets funksjonalitet forventes å øke med 10,7% i Snøhetta (+20,9% i delområde øst; +94,2% i fokusområdet), og forflytningsruter ville øke med 12,5% (26,6% i delområdet, 126% i fokusområdet). Dette anslås å være det mest effektive av alle avbøtende tiltak foreslått i Snøhetta, Nordfjella of Setesdal.

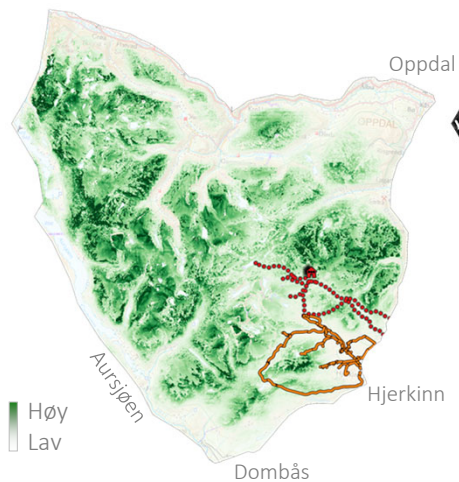
Scenario	Leveområdet funksjonalitet (% økning)			Forflytningsruter (% økning)			Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
	Snøhetta	Delområde	Fokusområde	Snøhetta	Delomr.	Fokusomr.	
SN-5A. Snøhetta-Reinheim	3,2	6,6	26,8	2,9	6,2	19,4	19,7
SN-5B. Snøhetta-veg NV	5,6	10,7	48,7	7,3	15,3	77,5	33,9
SN-5C. Snøhetta-veg S	0,8	1,4	6,8	1,2	2,2	10,6	5,1
SN-5D. Snøhetta A+B	9,5	18,7	83,3	10,9	23,3	108,6	56,9
SN-5E. Snøhetta A+B+C	10,7	20,9	94,2	12,5	26,6	126,0	63,8



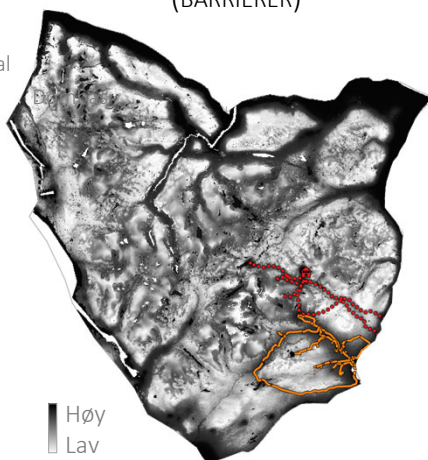


Detaljer om simuleringen av det beste scenariet (SN-5E) i det østlige delområdet

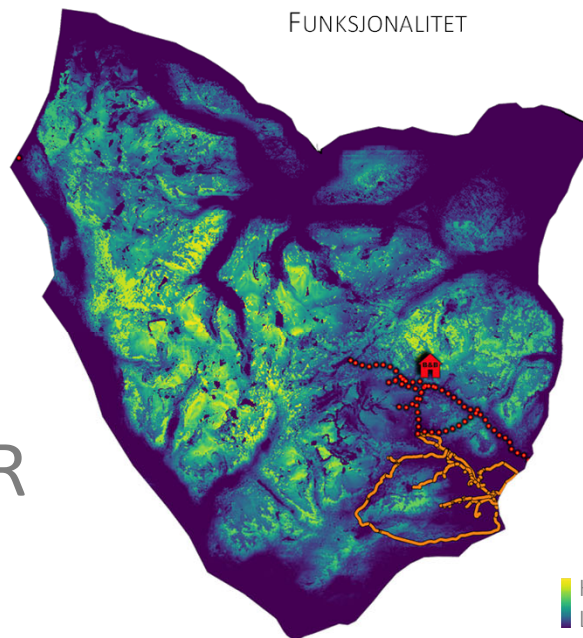
FORETRUKKET HABITAT



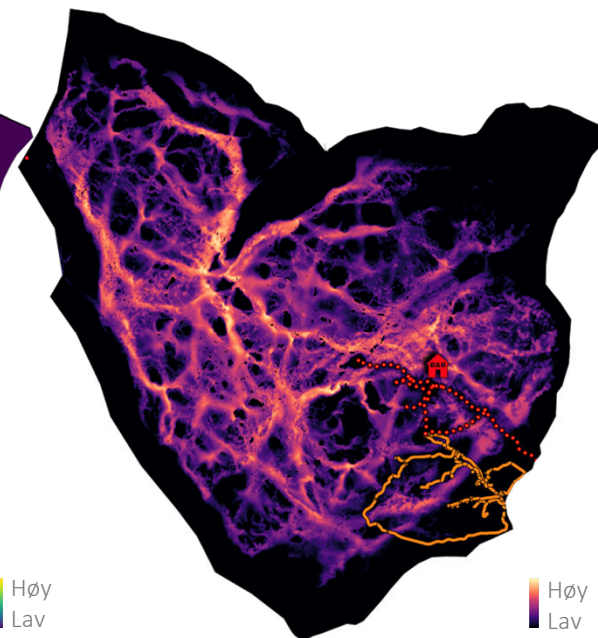
FRAGMENTERING (BARRIERER)



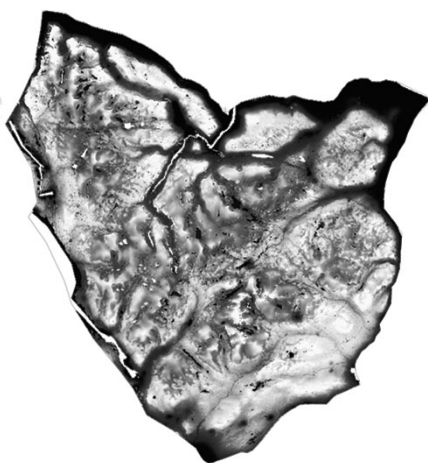
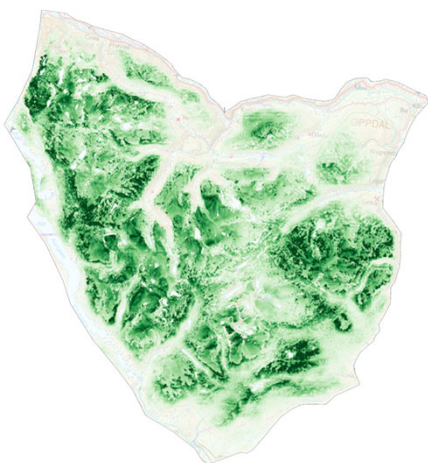
LEVEOMRÅDETS  
FUNKSJONALITET



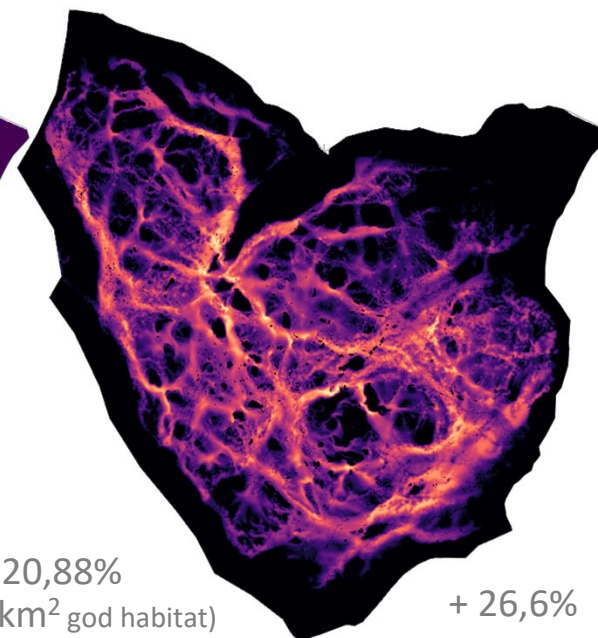
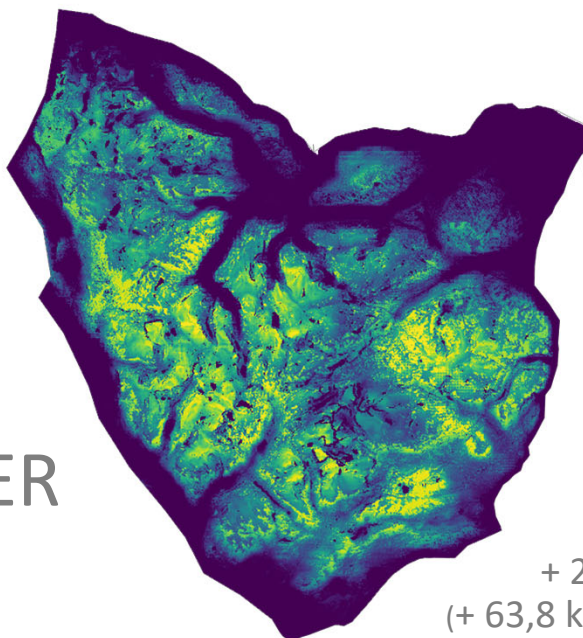
KORRIDORER



FØR



ETTER



+ 20,88%  
(+ 63,8 km<sup>2</sup> god habitat)

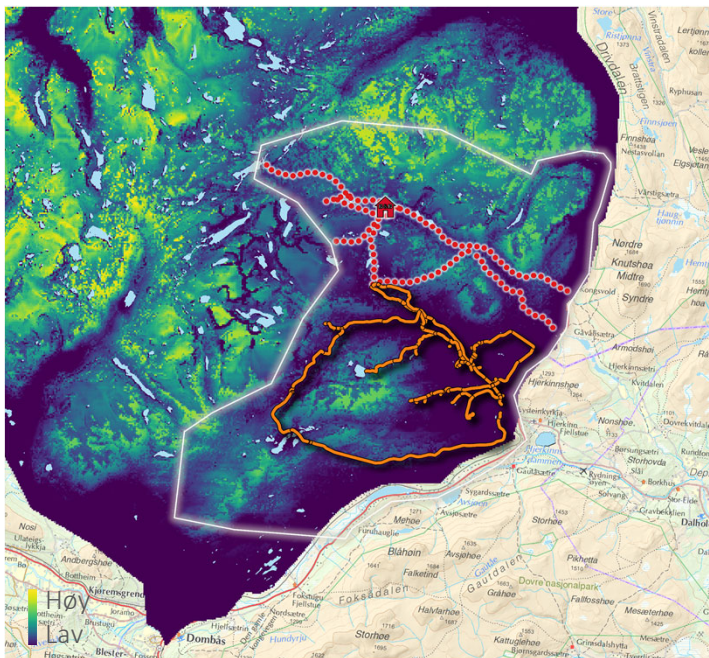
+ 26,6%



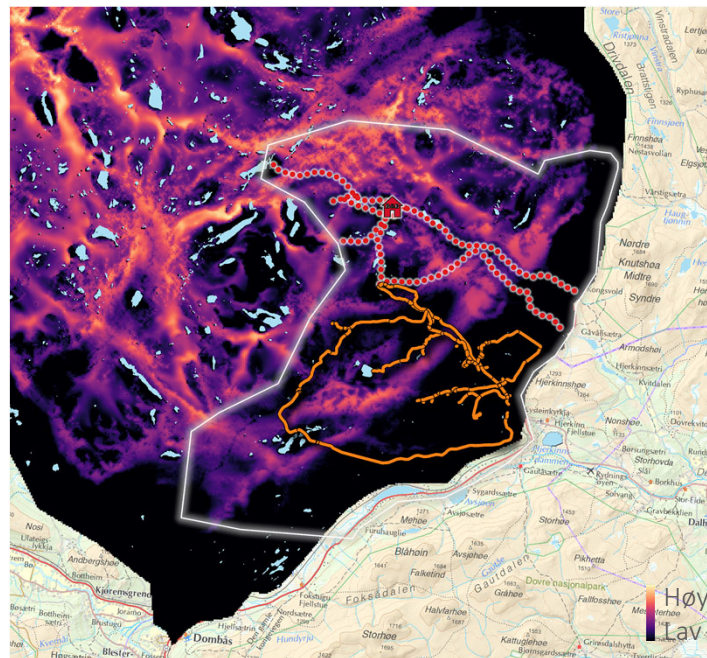


Detaljer om simuleringen av det beste scenariet (SN-5E) i fokusområdet

LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET



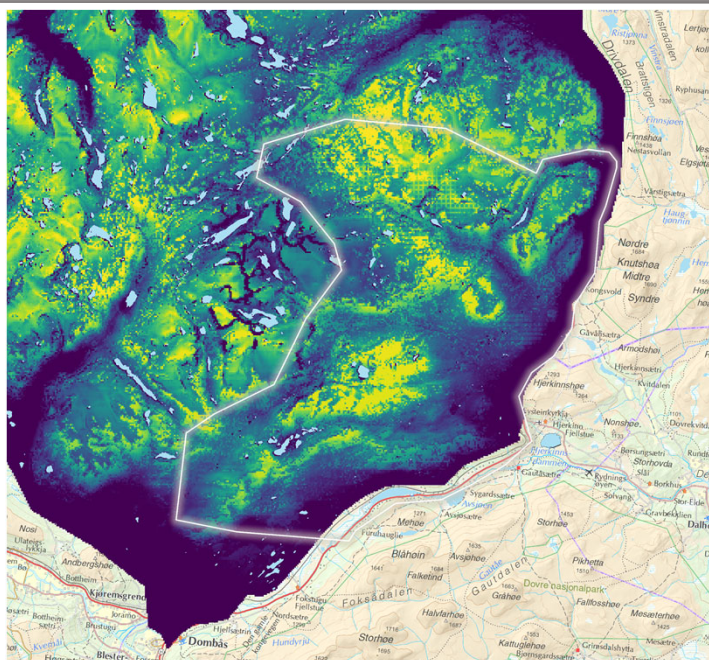
KORRIDORER



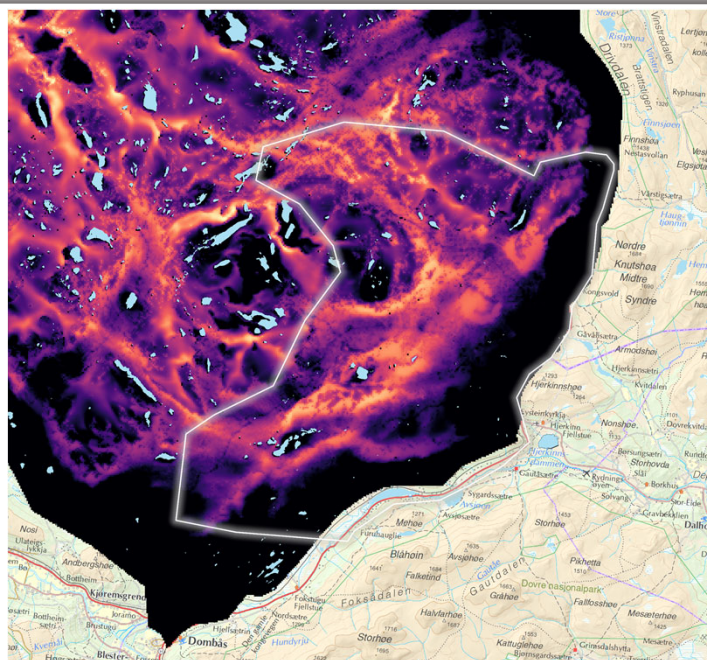
FØR

ETTER

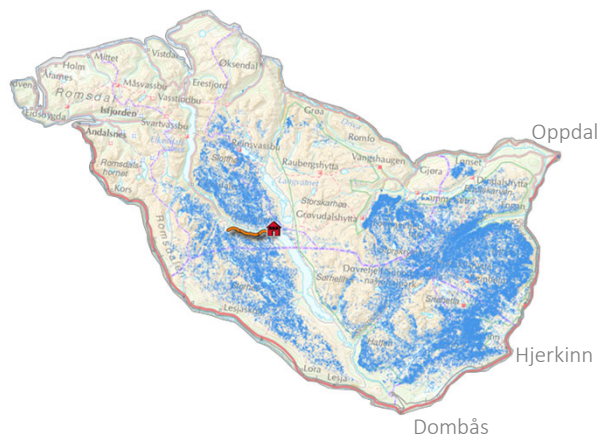
+ 94,2%  
(i fokusområdet)



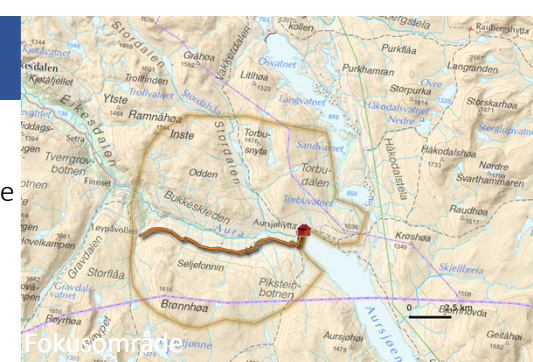
+ 126%  
(i fokusområdet)



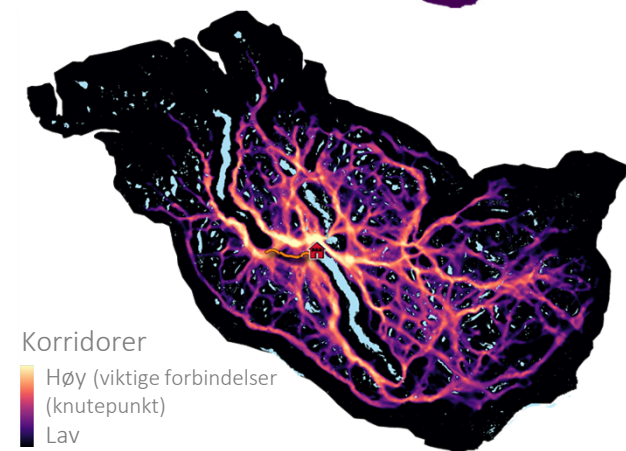
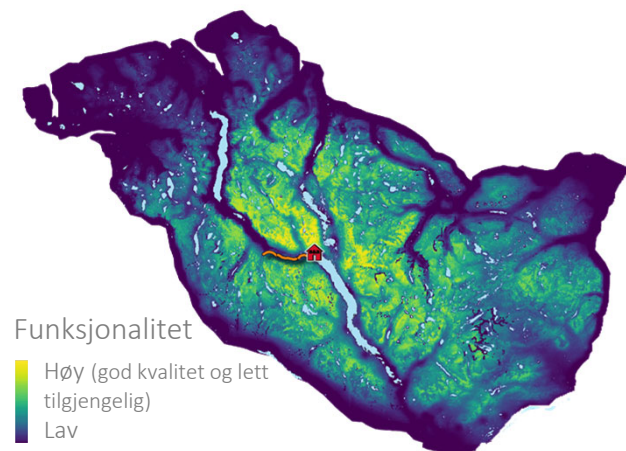




- **Område:** Snøhetta
- **Delområde:** tiltaket er relevant for hele villreinområdet østlige og vestlige delområdene
- **Fokusområde:** Aursjøhytta
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern Aursjøhytta (rødt) og vegen vest (oransje)
- **Sesong:** Sommer
- **Merkander:** Nest mest effektive av de avbøtende tiltakene testet i prosjektet



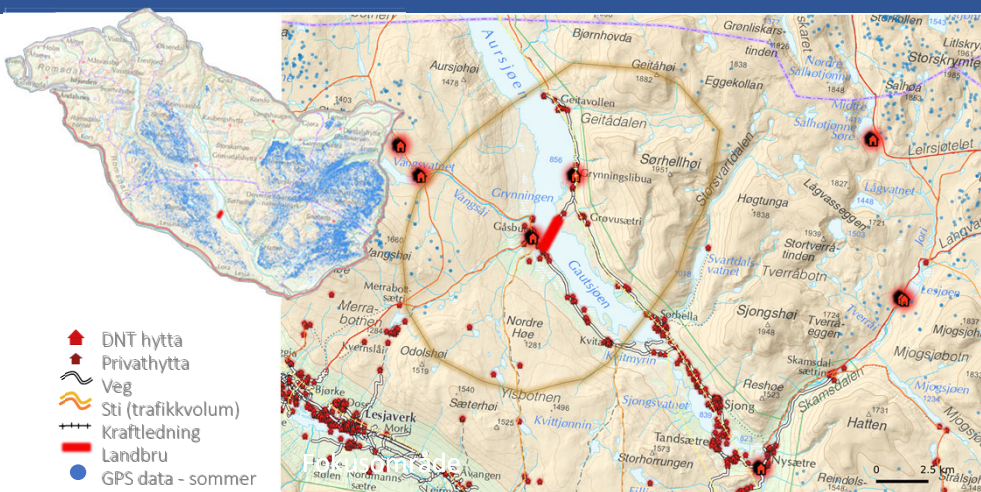
**SITUASJON NÅ**  
(under antagelse om at bevegelser er mulig mellom de østlige og vestlige områdene)



• **Områdets situasjon:** Snøhetta villreinområde er et sterkt fragmentert av to sammenhengende reservoarer, Aursjøen og Langvatnet, som skaper en barriere som skjærer gjennom området og deler bestanden nesten helt i to delområder. Merk at modellene er basert på antagelsen om at bevegelser fortsatt er mulig mellom de to delområdene. Modellene antar også at bevegelser fortsatt er mulige mellom Aursjøhytta og Grovudalshytta, selv om dette er uklart. Basert på disse forutsetningene identifiserer modellen tre mulige korridorer mellom øst- og vest- delområdene (fig til venstre): to mindre korridorer sør for Aursjøen og nord mellom Langvatnet og Reinsvatnet, og en hovedkorridor ved Aursjøhytta, mellom reservoarene. I følge GPS-dataene brukes ikke de to mindre potensielle korridorene i dag (se SN-8), og hovedkorridoren brukes sjelden. Fokusområdet ligger midt på den eneste, ca. 2 km lange korridoren ved Aursjøhytta. Veien vest for Aursjøhytta hindrer bevegelser, men kan krysses av den vestlige bestanden. Områdene innenfor og rundt fokusområdet har veldig høy potensiell naturverdi i alle sesonger, men også et høyt menneskelig fotavtrykk forårsaket av Aursjøhytta, veier, stier, kraftledninger, flere private hytter, og beitedyr. Områdets potensielle funksjonalitet er veldig høy, spesielt nord fra Aursjøhytta – gitt antagelsen om bevegelser mellom østlige og vestlige delområder; fordi sammenheng mellom disse områdene er liten, er funksjonaliteten fortsatt høy, men lavere enn vist av modellen for hele Snøhetta.

• **Resultater av simuleringen:** Tiltaket forventes å øke leveområdets funksjonalitet og forflytningsruter betydelig for hele villreinområdet, og føre til en gevinst på 27,9 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat. Tiltaket kunne reetablere den mest sentrale bevegelseskorridoren mellom Snøhetta øst og vest, gi tilgang til svært funksjonelle områder i øst, og lette bevegelser innenfor vestområdet. Vær oppmerksom på at modellene viser høyfunksjonelle områder mellom Aursjøhytta og Grovudalshytta, midt på Snøhetta. GPS-dataene viser imidlertid veldig lite bruk av dette området i dag. Det kan tyde på at data undervurderer barriereeffekten av turisme eller andre faktorer i dette området, og selv om dette området har høy naturlig kvalitet, er det foreløpig lite tilgjengelig og brukt av reinsdyr. Derfor kan det være nyttig å undersøke forstyrrelsesfaktorer i dette området. Etter scenario SN-5, er dette det nest mest effektive avbøtende tiltak som er testet per i dag.

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Snøhetta	4,6	7,0	27,9
Fokusområdet	21,2	21,9	



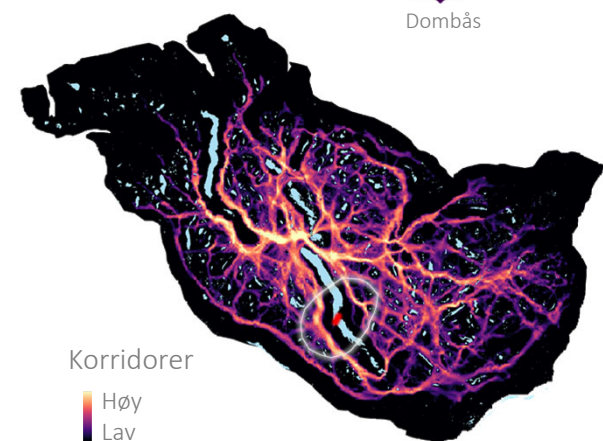
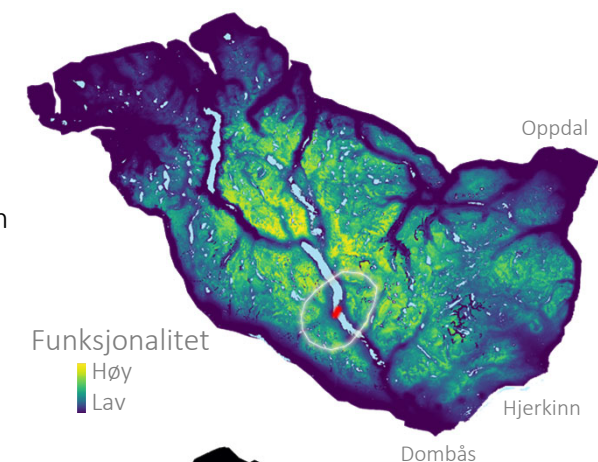
- **Område:** Snøhetta villreinområdet
- **Fokusområde:** Gåsbu, Aursjøen
- **Scenariobeskrivelse:** Bygge landbru over Aursjøen
- **Sesong:** Sommer

• **Områdets situasjon:** Villreinområdet er et høyst fragmentert, og bestanden er nesten delt i to. Aursjøen og Langvatnet, skaper en ugjennomtrengelig barriere i retning NV-SØ. Det foreslåtte avbøtende tiltaket tar sikte på å koble sammen de to delbestandene ved å la villreinen krysse Aursjøen. Modellene viser at områdene innenfor og rundt fokusområdet har veldig høy potensiell naturverdi, men også et høyt menneskelig fotavtrykk forårsaket av privathytter, stier, turisthytter, veier, kraftledninger og beitedyr, spesielt på vest- og sør-siden av Aursjøen, mellom Dombås, Lesja, Lesjaverk og Gåsbu. Fotavtrykket er høyt om sommeren, og høyest i kalvingsperioden. Dette reduserer den potensielle funksjonaliteten og forflytningsmuligheter i området, spesielt rundt og sør for Gåsbu. GPS-data støtter det, og viser lite bruk av området hele året (fig øverst til venstre), og lite/ingen bruk av området sør fra stier mellom Gåsbu og Lesjaverk. Modellene viser en ganske god funksjonalitet på nord-østsida av fokusområdet, men GPS data viser at området per nå er lite brukt. Dette kan tyde på at vi undervurderer barriereeffekten av forstyrrelsen mellom Aursjøhytta, Grovudalshytta, Nysætre - som er potensielt av høy naturlig kvalitet, men foreløpig lite tilgjengelig. Reinen ser derfor foreløpig ikke ut til å bruke området i umiddelbar nærhet av den foreslåtte broen om sommeren.

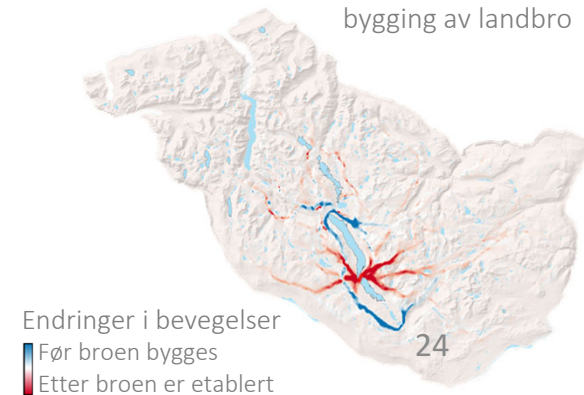
• **Resultater av simuleringen:** Merk: simuleringen forutsetter at landbrua vil bli brukt, og kun av reinsdyr, det er imidlertid ingen data om villrein som krysser broer. Simuleringen viser at kryssing av landbroen kan føre til en god men relativt liten effekt på habitatsfunksjonalitet (+1%). Forflytningsruter vil øke mye i fokusområdet (+17%), ettersom reinen ville ta en kortere rute og krysse broen i stedet for å omgå Aursjøen (dermed er nettomengden av bevegelser i hele villreinområdet litt negativ; denne verdien er derfor lite meningsfull på den skalaen). Resultatene kan tyde på at det kan være viktig å kombinere dette avbøtende tiltaket med tiltak for å minimere faktorer som hindrer reinsdyr i å bruke området nær den foreslåtte landbrua om sommeren, på begge sider av reservoaret.

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat opnådd
Snøhetta	1,0	-1,0	5,8
Fokusområdet	4,9	17,0	

## SITUASJON NÅ:



Estimerte endringer i bevegelser etter bygging av landbro

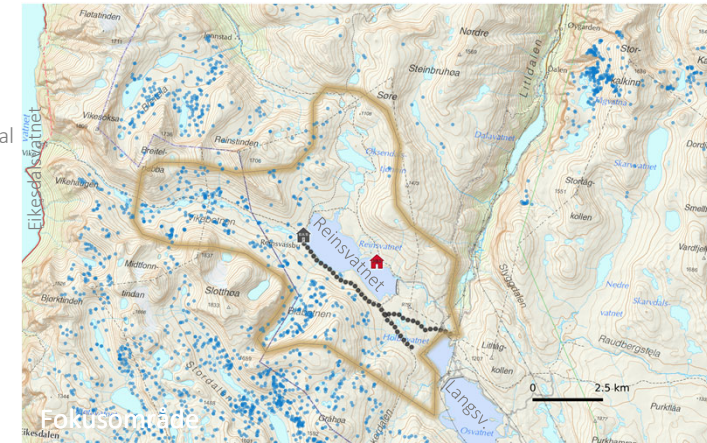
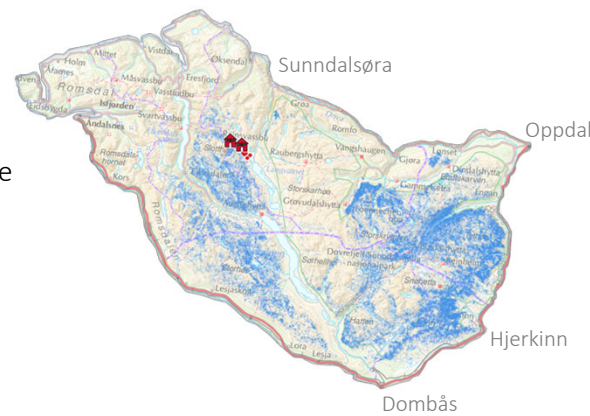
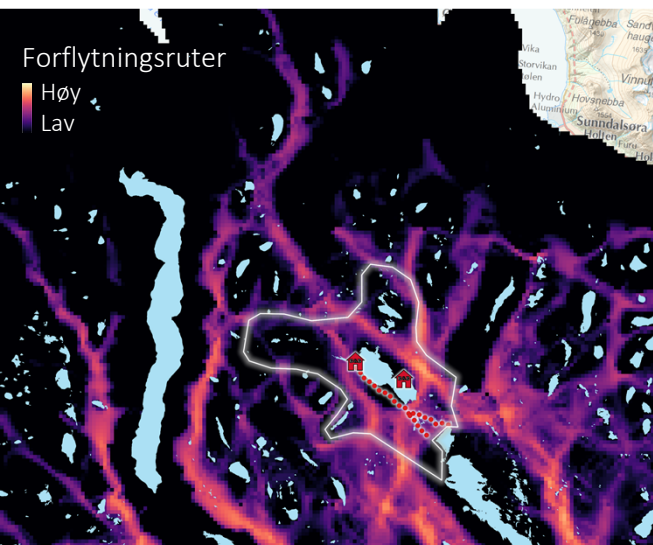
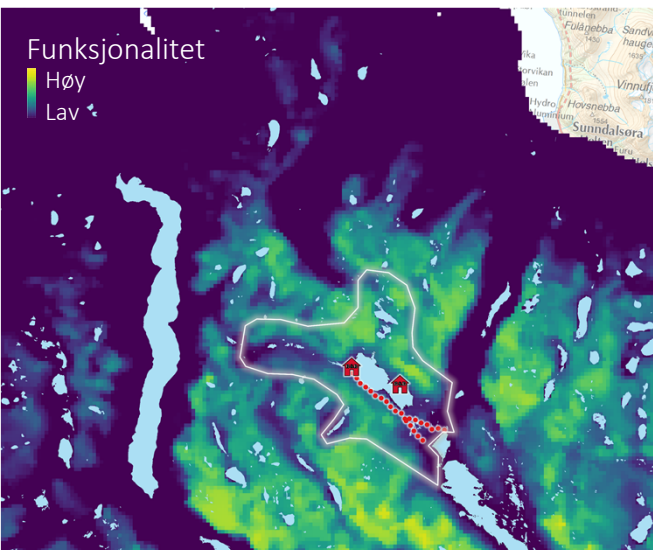


Endringer i bevegelser  
 Før broen bygges  
 Etter broen er etablert



- **Område:** Snøhetta
- **Delområde:** Tiltaket er relevant for delområdene både i øst og vest
- **Fokusområde:** Reinsvatnet
- **Scenariobeskrivelse:** Fjern (svart) Reinsvassbu og stier, bygg (rød) ny hytte
- **Sesong:** Sommer

## SITUASJON NÅ

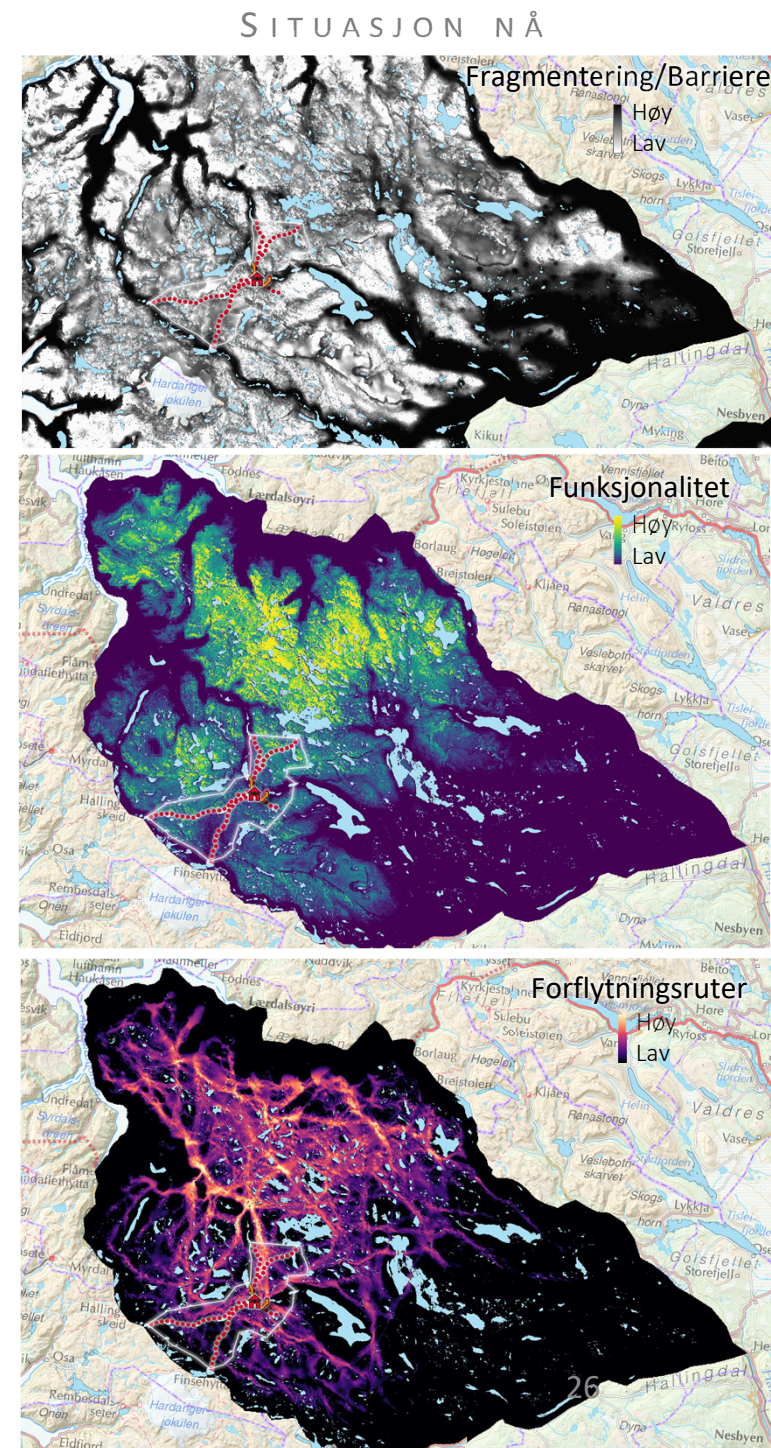
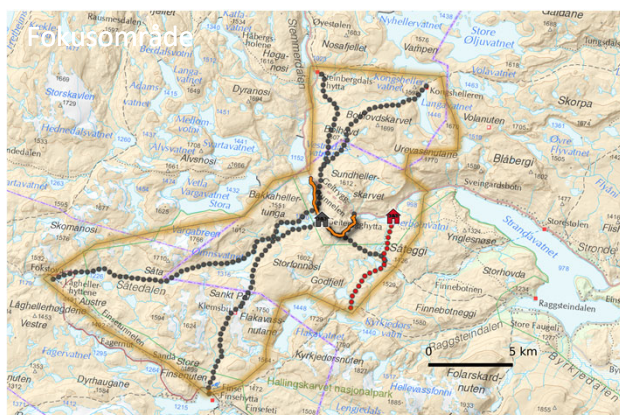


• **Områdets situasjon:** Fokusområdet ligger i det nordligste området som brukes av reinsdyr i Snøhetta. Om sommeren bruker reinen den vestlige og (i mindre grad) nordlige delen av fokusområdet (se blå GPS-data i fokusområdet). Modellene viser at området har høy potensiell naturlig egnethet sommer og vinter - høyest på østsiden av Reinsvatnet; menneskelige fotavtrykk er også størst på østsiden, på grunn av vei, sti, hytter og kraftledninger. Funksjonaliteten i fokusområdet er ganske god, men begrenset, fordi området ligger nær utkanten av sommerområdet. Funksjonaliteten er veldig lav sør ved demningen, som er koblet til en vei, stier og kraftledninger; disse fortsetter opp til den bratte Litldalen/Sunndalsøra, som representerer den nordligste ugjennomtrengelige barrieren som skiller de østlige og vestlige reinsdyrbestandene i Snøhetta. Derfor forårsaker området sør-øst for demningen den sterkeste påvirkningen av fokusområdets funksjonalitet og permeabilitet, og det har konsekvenser for forbindelsesmuligheter mellom de østlige og vestlige delbestandene i hele Snøhetta villreinområde. Modellene overvurderer muligheten for reinsdyr at krysser disse barrierene i den sørlige delen av demningen, da ingen GPS-spor krysser dette området om sommeren (det skyldes at denne modellen er bygget for hele Snøhetta-området, forutsatt at det er forbindelsesmuligheter mellom disse to områdene; en vestfokusert analyse kan gjøres om nødvendig).

• **Resultater av simuleringen:** Det foreslåtte tiltaket forventes å øke habitatfunksjonaliteten i Snøhetta med 0,3% - noe som tilsvarer ca. 2 km<sup>2</sup> av primært sommerhabitat - og det forventes ikke å endre bevegelsesruter vesentlig. Disse relativt beskjedne forbedringene skyldes i stor grad at området er ganske marginalt, at hytta som skal fjernes har en relativt lav bruksintensitet, og at stien som skal fjernes ligger veldig nær innsjøen, så potensialet for å få nye beiteområder er ikke spesielt høyt. I tillegg, vil den nye hytta øke menneskelig fotavtrykk på østsiden, der naturlige potensiale kunne vært høyere (vær imidlertid oppmerksom på at modellen kan overvurdere den nåværende verdien av området øst for Reinsvatnet). Det viktigste er at andre stier (f.eks. til Eikesdalsvatnet), og spesielt all infrastruktur sør-øst fra demningen, vil forbli, og vil trolig fortsette å blokkere forbindelsen til det østlige området.

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Snøhetta	0,3	0,2	1,9
Fokusområdet	6,5	-0,6	





- **Område:** Nordfjella
  - **Delområde** Senter (sone 1 + sone 2)
  - **Fokusområde:** Geitryggen, mellom sone 1 og 2
  - **Scenariobeskrivelse:** Fjern (svart) Geiterygghytta, stier og veg (oransje), bygg ny (rødt) hytte, sti (se også NF-11A, D)
  - **Sesong:** Sommer
- **Områdets situasjon:** Villreinområdet er sterkt fragmentert på grunn av kumulative effekter av nettverket av vannkraft-, transport-, og turistinfrastruktur, og bestanden er delt i sone 1 og sone 2 (merk: i 2018 ble bestanden i sone 1 sanert på grunn skrantesjuka). Barriereeffekten er høy langs grensen mellom sone 1 og 2, og den eneste relevante passasjen er nettopp i området der hytta, veien og stiene møtes. Funksjonaliteten er høyest nord i sone 1, men er god også vest for fokusområdet. Området i sørøst har en høy *potensiell* naturlig verdi for reinsdyr i alle årstider, men har også et veldig høyt *menneskelig fotavtrykk*, og flere beitedyr. Derfor er funksjonaliteten mellom fokusområdet, Geilo og Gol veldig lav i dag. Fokusområdet er ganske stort, og ligger nøyaktig i den mest relevante bevegelseskorrideren mellom sone 1 og 2.
- **Resultater av simuleringen:** Simuleringen (detaljer på neste side) viser at tiltaket fører til en ganske stor % økning i habitatfunksjonalitet om sommeren (+ 2,9 % i hele Nordfjella, + 34,8 % i fokusområdet) ved å gi tilgang til beiter i det sørøstlige området, noe som tilsvarer en estimert gevinst på 13,8 Km<sup>2</sup> godt sommerhabitat. Forflytningsruter anslås også å øke ganske betydelig (+ 2,9 % i NF, + 17,7 % i fokusområdet), og forventes å øke forbindelsen mellom sone 1 og 2. Dette avbøtende tiltaket er viktig også for forbindelse med områdene vest for Finsehytta og med Hardangervidda.

	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Nordfjella	2,96	2,90	13,8
Delomr. senter	3,30	3,37	
Fokusområdet	34,83	17,74	

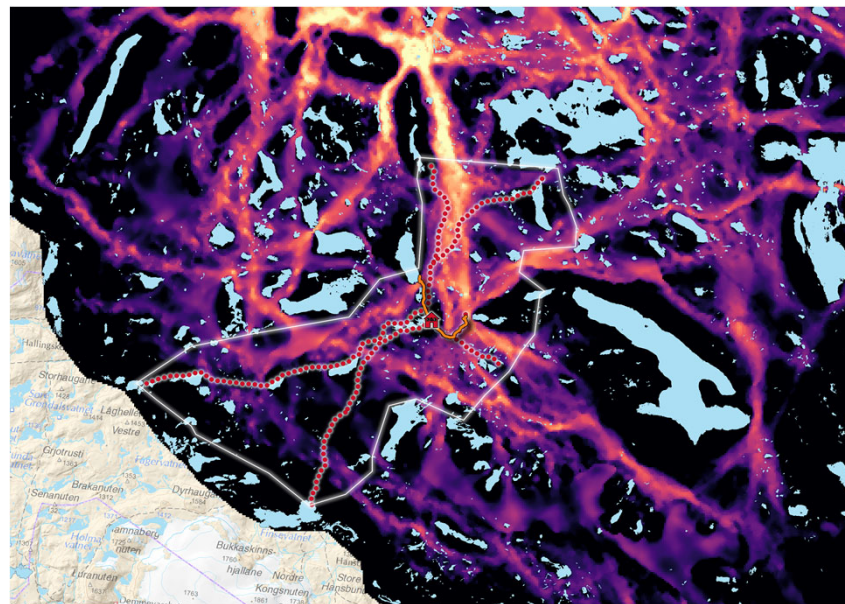
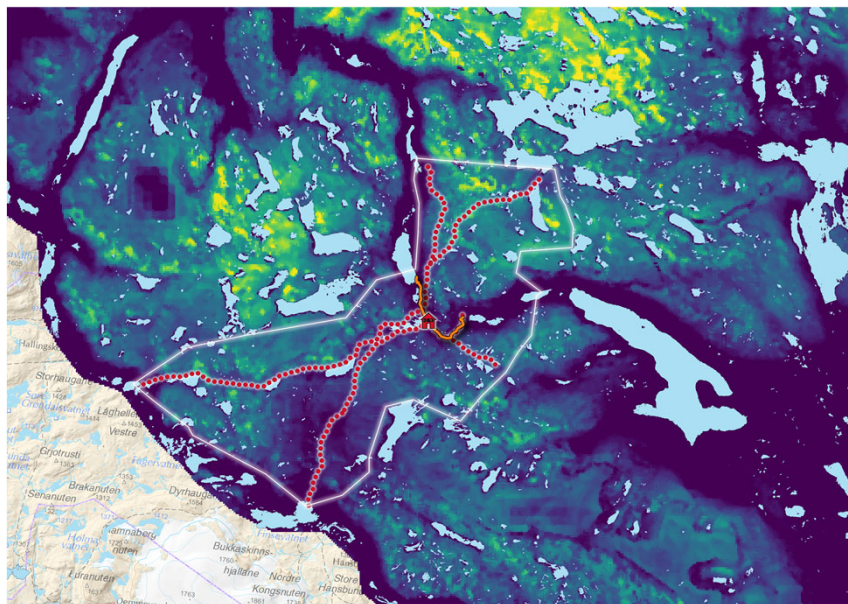




Detaljer om simuleringen av det beste scenariet i Nordfjella (NF-9) i fokusområdet

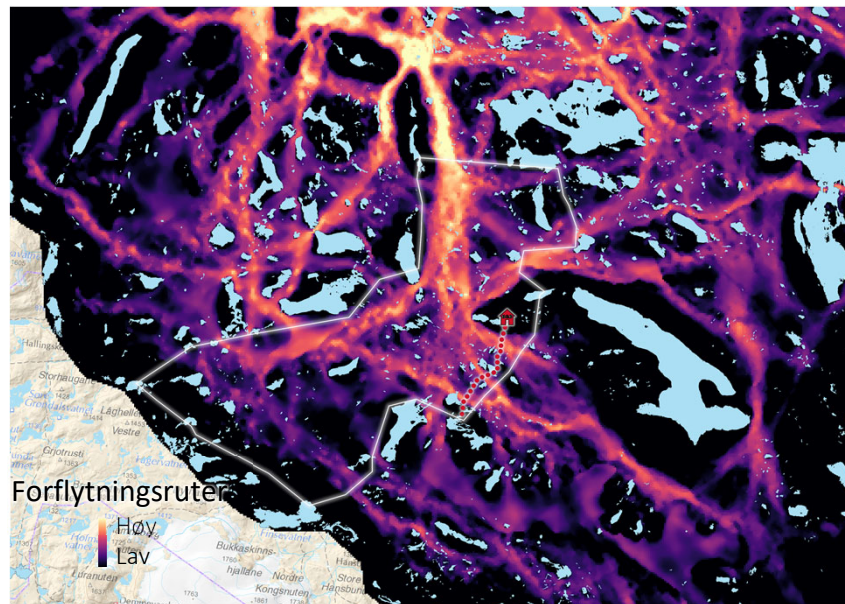
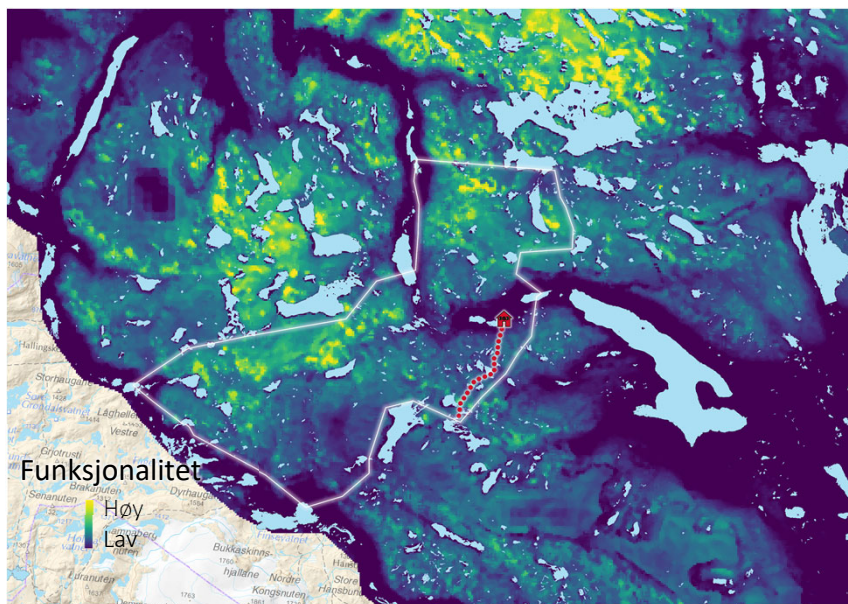
### LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET

### FORFLYTNINGSRUTER



## FØR

## ETTER



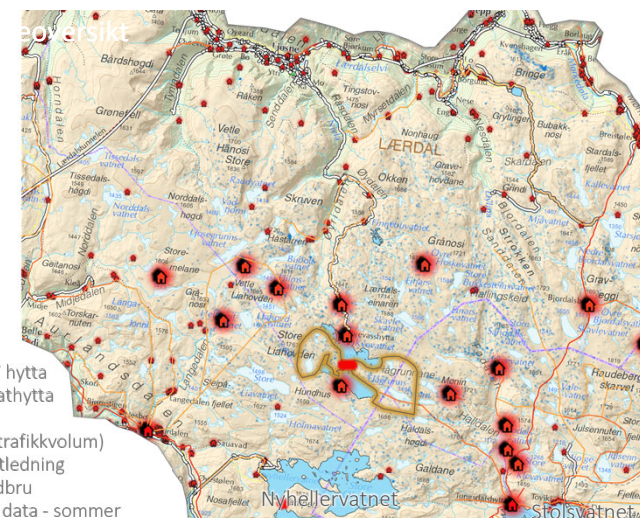
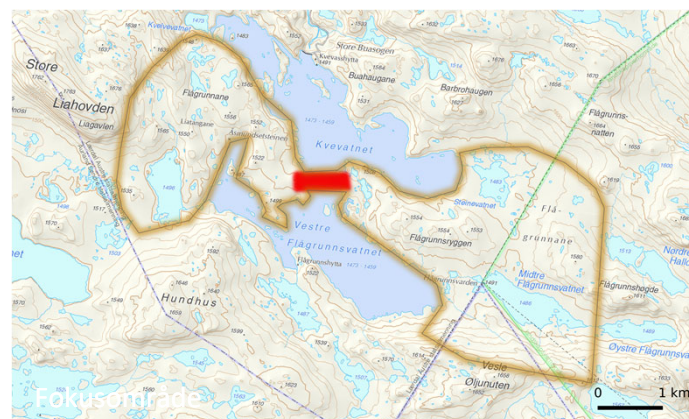
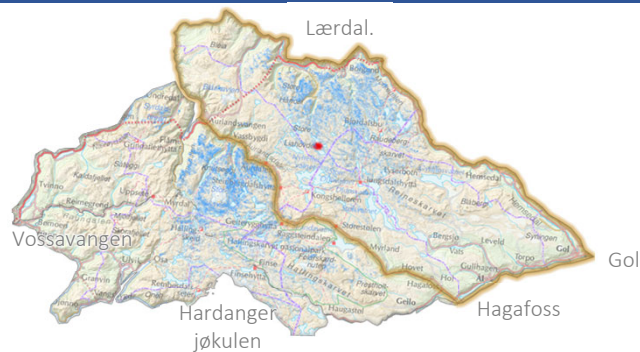
+ 34,8 %  
(i fokusområdet)

Funksjonalitet

Forflytningsruter

+ 17,7 %  
(i fokusområdet)





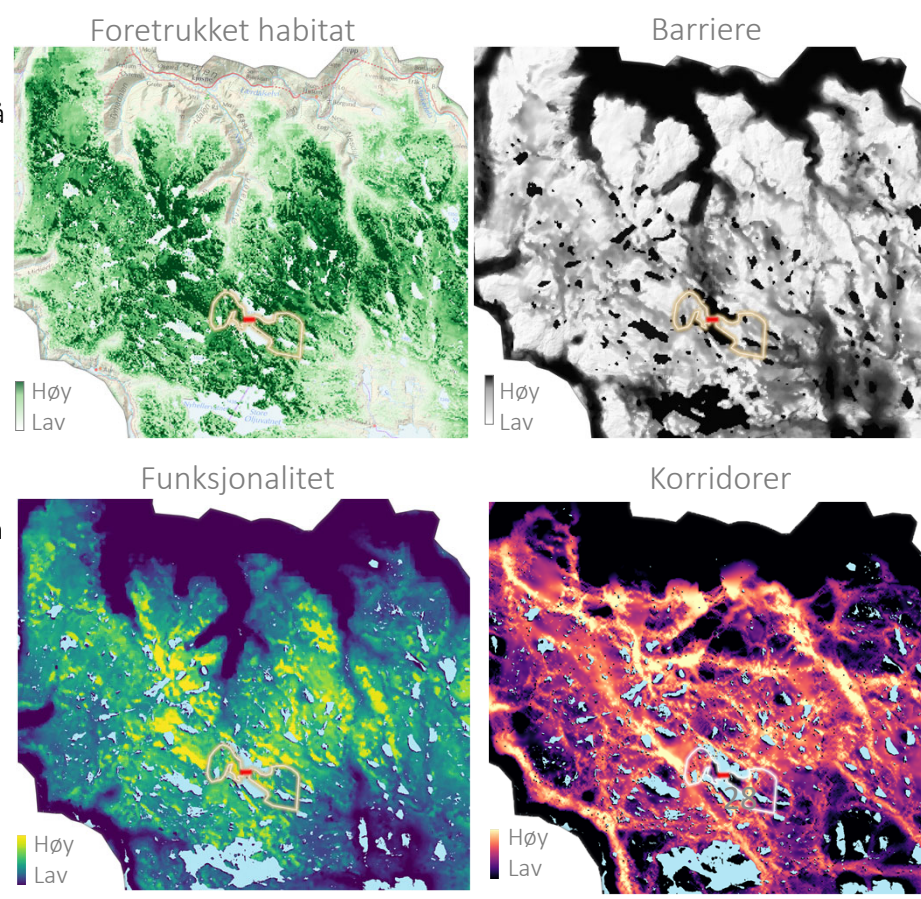
- ▲ DNT hytta
- ▲ Privathytta
- Veg
- Sti (trafikkvolum)
- Kraftledning
- Landbru
- GPS data - sommer

- **Område:** Nordfjella, delområde øst (sone 1)
- **Fokusområde:** Kvevatnet (N-V fra Aurdalen)
- **Scenariobeskrivelse:** Bygg landbru (rødt)
- **Sesong:** Sommer

• **Områdets situasjon:** Modellene viser at reservoaret ligger i et område preget av høyt foretrukket sommerhabitat, og skaper noe habitattap og fragmentering (barriere). Rett nord for reservoaret, Kvevassytta og et system med andre hytter, veier og stier opp til Øyridalen skaper ytterligere barrierer. For å få tilgang til gode funksjonsområder nordøst og nordvest for fokusområdet må reinen omgå Kvevatnet på nordsiden (gjennom små korridorer ved Kvevasshytta) eller på sørsiden (mellom Kvevatnet og Nyhellervatnet). Både områdene sørvest og sørøst for reservoaret har høy potensiell naturlig verdi, men også et høyt menneskelig fotavtrykk. Dette er forårsaket sørvest av en skarp barriere ved Aurland - veger, hytter og stier, som blokker tilgang til sone 2. I sørøst har området nord for Stolsvatnet høy tetthet av infrastruktur (lungdalshytta og flere DNT-hytter nord, flere stier, magasiner og veger) og høy tetthet av beitedyr, som reduserer funksjonaliteten og bevegelsesmuligheter for reinsdyr.

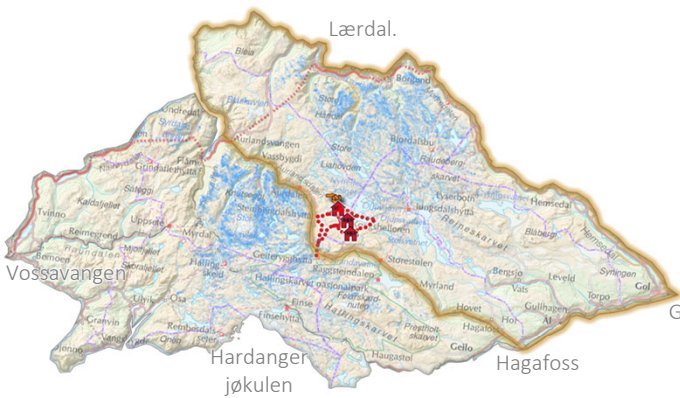
• **Resultater av simuleringen:** Merk: simuleringen forutsetter at landbrua vil bli brukt, og kun av reinsdyr, det er imidlertid ingen data om villrein som krysser broer. Tiltaket forventes å øke delområdets funksjonalitet i relativt begrenset grad (+0,5%; +1,1% korridorer). Dette er fordi på den ene siden klarer reinsdyr å omgå reservoaret i dag, selv om permeabiliteten ikke er veldig høy. Viktigst ville broen, hvis den ble brukt, øke tilgang til et område nord av Stolsvatnet øst med et høyt menneskelig fotavtrykk. Resultatene antyder at man burde undersøke muligheten for å redusere forstyrrelsen både nord for Kvevatnet, og i området sør-øst (nord for Stolsvatnet)

SITUASJON NÅ

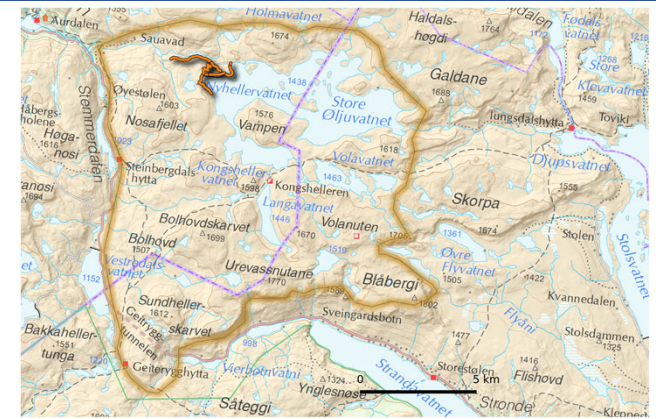


	Funksjonalitet (% økning)	Korridorer (% økning)	Km <sup>2</sup> habitat oppnådd
Nordfjella	0,5	0,6	2,2
Delområde Øst	0,5	1,1	
Fokusområdet	2,9	11,9	





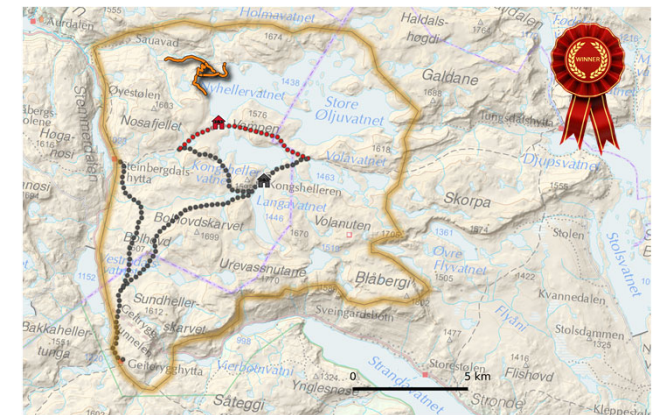
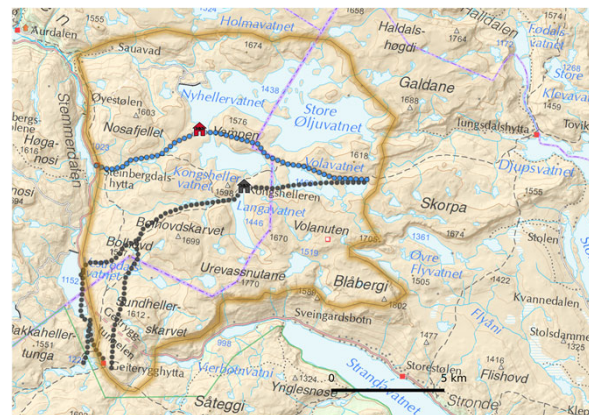
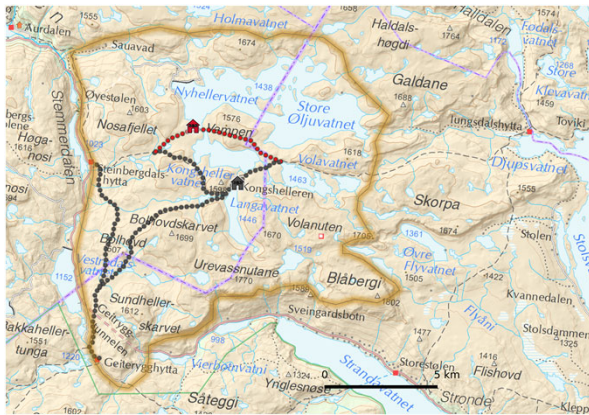
- **Område:** Nordfjella
- **Delområde:** øst (sone 1)
- **Fokusområde:** områder rundt Nyhellervatnet
- **Scenariobeskrivelse:** 7 scenarioalternativer ble testet - se beskrivelsen under figurene.
- **Sesong:** Sommer og vinter (merk: ettersom veien i scenario 11C er stengt om vinteren, presenteres scenarioer som refererer til fjerning av en veggen bare for sommeren)
- **Merk:** Områdets situasjon, resultatene av simuleringene og en illustrasjon av de mest effektive scenarioene vises på neste side



Scenario NF 11C: Fjern veg (oransje)

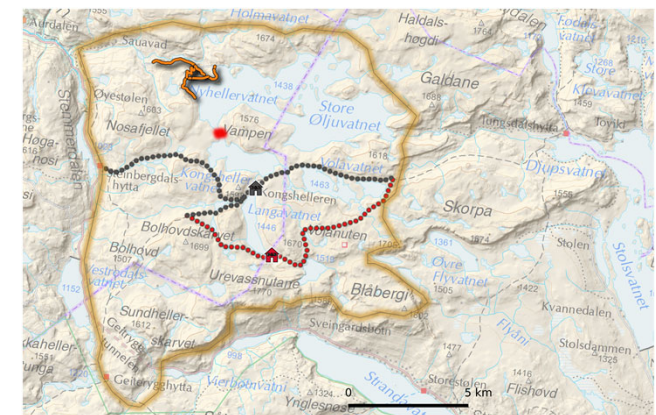
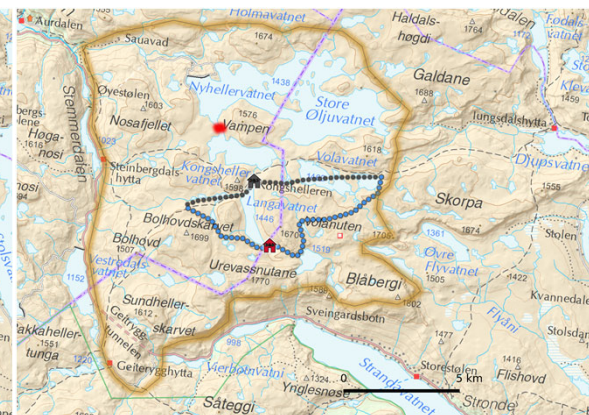
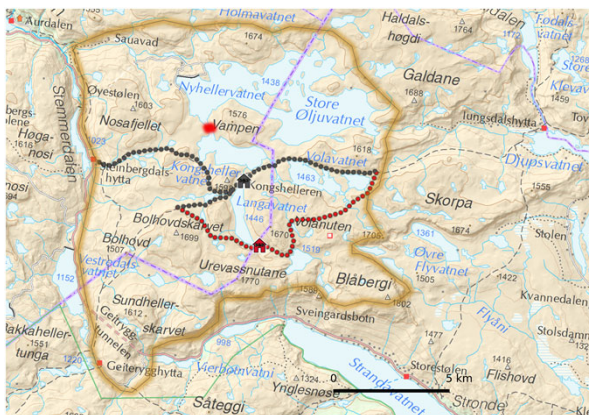
SOMMER

VINTER



Scenario NF 11A: Fjern Kongshelleren (mørk), stier, skiløyper + ny (farget) hytte, sti, skiløype (se også NF-9)

Scenario NF 11D: scenario 11A + 11C (mest effektiv)

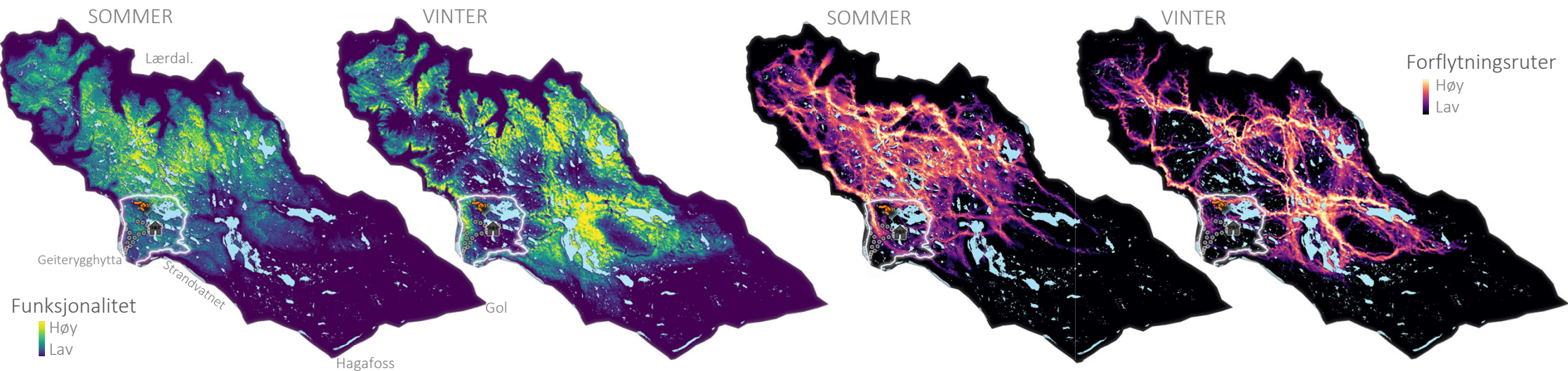


Scenario NF 11B: Fjern Kongshelleren (mørk), stier, skyløype + ny (farget) hytte, sti, skiløype, landbru

Scenario NF 11E: scenario 11B + scenario 11C



• **Områdets situasjon:** Villreinområdet er sterkt fragmentert på grunn av kumulative effekter av vannkraft-, transport-, og turistinfrastruktur, og er delt i sone 1 og sone 2. I den sørlige delen av sone 1 ligger fokusområdet (hvit), nord-øst for bevegelseskorrideren som potensielt forbinder det med sone 2. Modellene indikerer at funksjonaliteten er høyest nord for fokusområdet om sommeren, og spesielt i vest (Reinskarvet) om vinteren; vær imidlertid oppmerksom på at de relativt få GPS-posisjonene i vest (Reinskarvet) om vinteren kan tyde enten på at modellen overvurderer egnetheten til Reinskarvet, eller at den undervurderer barriereeffekten som hindrer reinsdyr i å nå det. Fokusområdets naturlige *potensiale* er høyt om sommeren, men et høyt menneskelig fotavtrykk forårsaket av vannmagasiner, hytter, stier, veger, og beitedyr reduserer områdets virkelige funksjonalitet. Området øst sør-øst fra fokusområdet (Flishovd) har ganske god funksjonalitet om vinteren, selv om potensialet er begrenset av et ganske høyt menneskelig fotavtrykk på grunn av private hytter, veger, løyper osv. En rekke menneskelige aktiviteter som starter fra det nordvestlige hjørnet av fokusområdet og strekker seg mot øst (vei fra Øyestolen til Nyhellervatnet, vannmagasiner, turistinfrastrukturer og beitedyr opp til Stolsvatnet – og, i mindre grad, videre til Gyrinosvatnet) skaper en sterk barriere som er ugjennomtrengelig for reinsdyr i de fleste årstider. De foreslåtte avbøtende tiltak forventes å øke områdets funksjonalitet og forbindelse med egnede områder sør og sør-vest.



• **Resultater av simuleringen:** Simuleringen viser at det mest effektive av de foreslåtte avbøtende tiltak (NF-11D, illustrert her over, og på neste side) involverer fjerning av veger (oransje) i kombinasjon med omplassering av stier, skiløyper og hytter i områder nærmere vannet. Det fører til en ganske stor % økning i habitatfunksjonalitet om sommeren (+ 2,3 % i Nordfjella; + 21,8 % i fokusområdet), noe som tilsvarer en estimert gevinst på 10,67 km<sup>2</sup> god sommerhabitat. Om vinteren er økningen litt mer begrenset (merk at veger er stengt), og tiltaket fører til 2.4 Km<sup>2</sup> godt vinterhabitat. Forflytningsruter anslås også å øke ganske betydelig om sommeren (+ 2,4 % i hele NF; 26,9 % i fokusområdet). Merk at scenario 11 ble foreslått for å forbedre reinsdyrforholdene i det østlige området (sone 1); de forventede effektene vil sannsynligvis øke hvis man fokuserer på det større delområdet "sentrum" i Nordfjella (sone 1 + 2), og sikter mot å øke forbindelsen mellom sone 1 og 2 (analysene kan gjøres om nødvendig).

Scenario	Leveområdet funksjonalitet (% økning)						Forflytningsruter (% økning)						Km <sup>2</sup> habitat oppnådd	
	sommer			vinter			sommer			vinter			somm	vinter
	Nordf	Delom	Fokus	Nordf	Delom	Fokus	Nordf	Delom	Fokus	Nordf	Delom	Fokus		
11A	0,86	0,90	8,36	0,76	0,29	5,71	0,93	1,18	10,99	1,68	0,39	4,42	4,03	2,41
11B	0,58	0,45	1,71	0,07	0,06	0,71	0,64	1,14	1,42	0,91	0,28	1,88	2,74	0,27
11C	1,43	1,96	13,50				1,47	2,10	15,77				6,68	
11D	2,28	2,85	21,83	0,76	0,29	5,71	2,43	3,26	26,88	1,68	0,39	4,42	10,67	2,41
11E	2,04	2,49	15,99	0,07	0,06	0,71	2,19	3,37	18,78	0,91	0,28	1,88	9,55	0,27

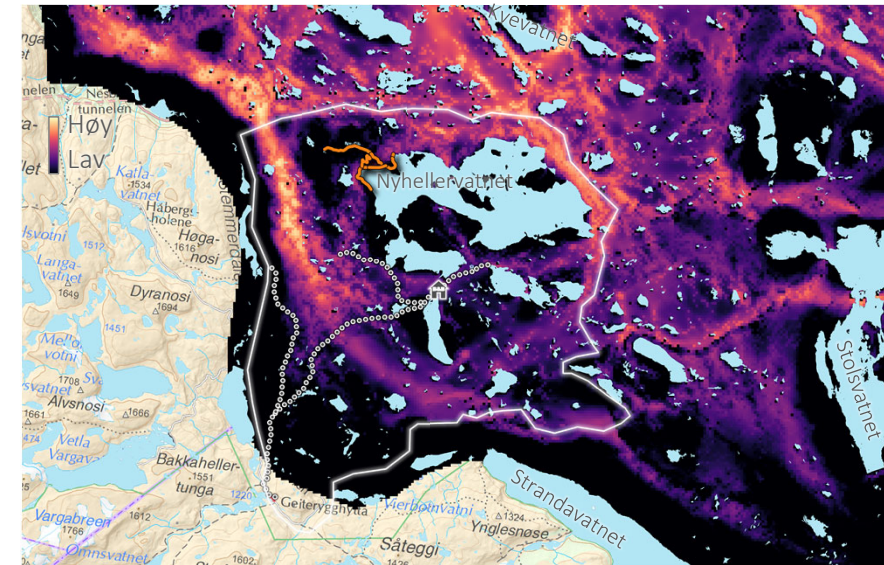
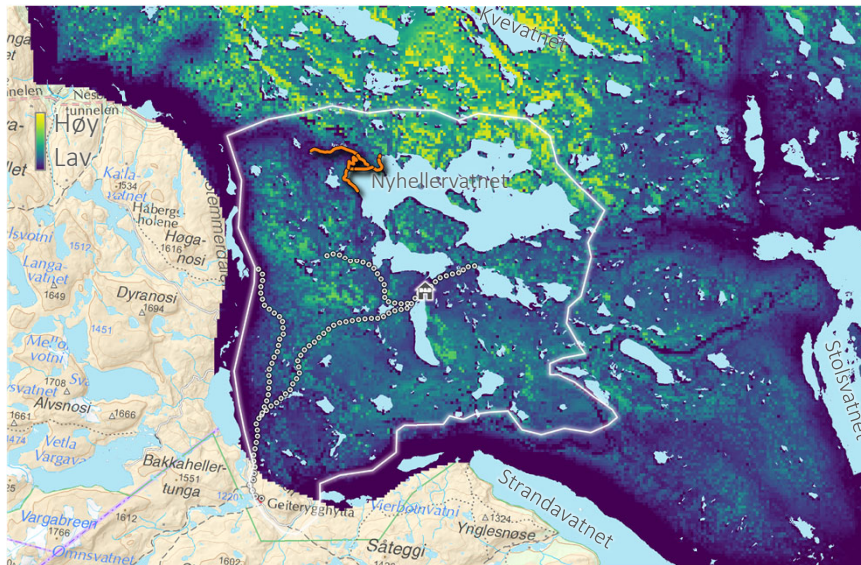


Detaljer fra simuleringen av det mest effektive blant de fem scenarionalternativene i Nyhellervatnet fokusområde - scenario NF-11D:  
 Fjern Kongshelleren, stier og vegger, og bygge en ny hytte og sti nærmere vannet (her vises sommerscenariet )

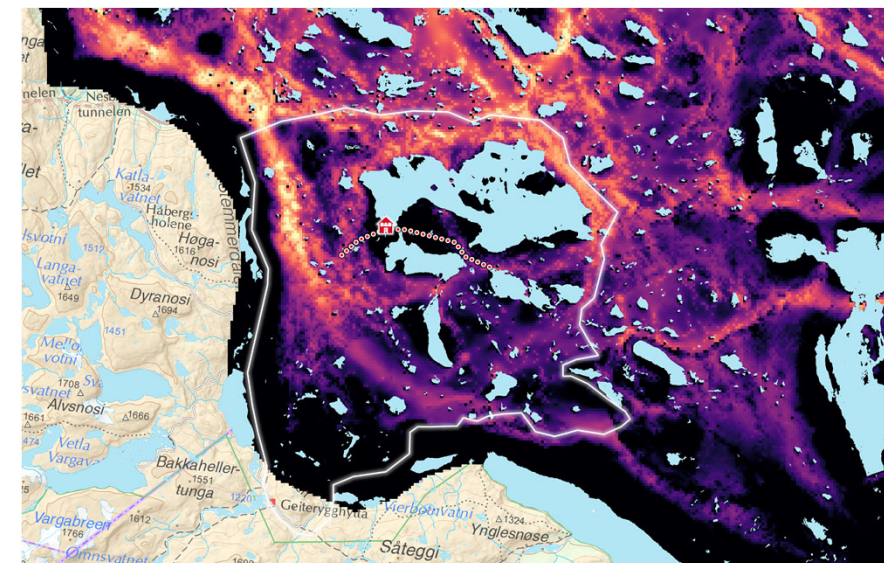
LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET

FORFLYTNINGSRUTER

FØR



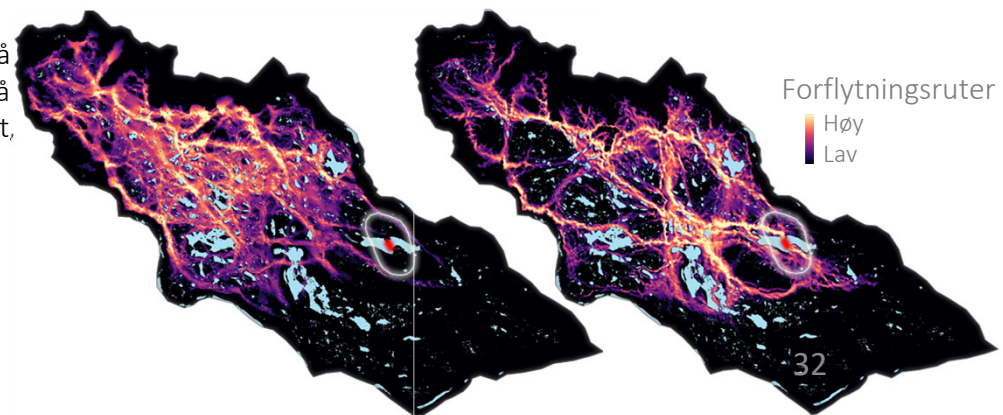
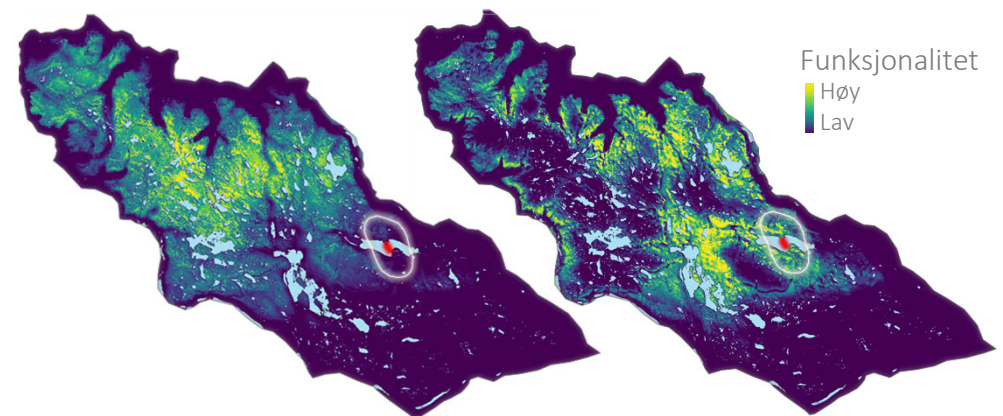
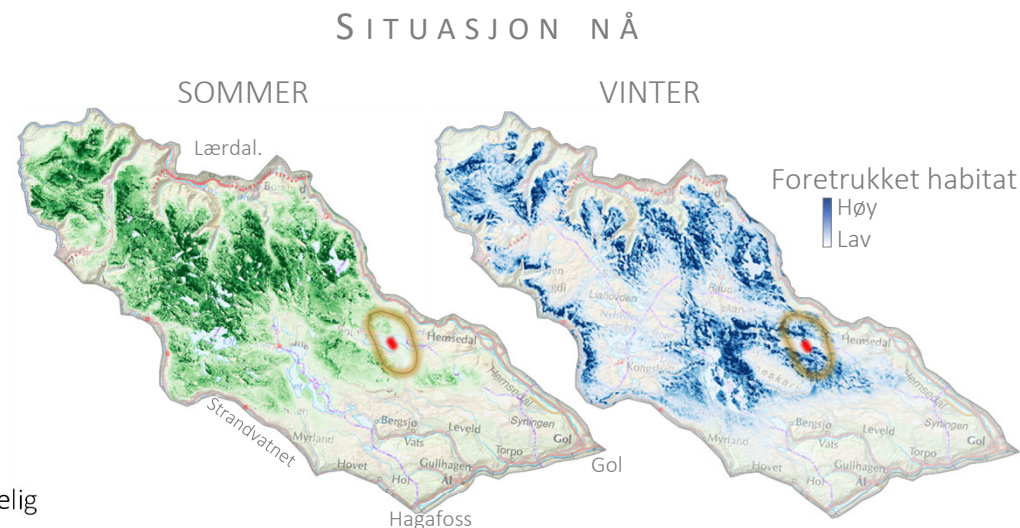
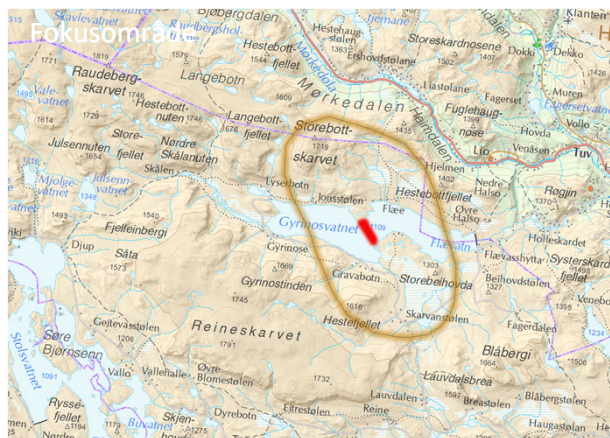
ETTER



+ 21,8 %  
 (i fokusområdet)

+ 26,9 %  
 (i fokusområdet)





- **Område:** Nordfjella, delområdet Øst (~sone1)
- **Fokusområde:** Gyrinos-Flævatnmagasinet
- **Scenariobeskrivelse:** Bygg landbru (rødt)
- **Sesong:** Sommer og vinter

• **Områdets situasjon:** Villreinområdet er sterkt fragmentert, og fokusområdet har et høyt menneskelig fotavtrykk på grunn av vannkraft-, transport- og turistinfrastruktur, i tillegg til beitedyr spesielt nord for reservoaret. Fokusområdet ligger i den østlige delen av området reinen bruker i dag. Modellene viser at reservoaret reduserer beiteområdet og forhindrer tilgang til de gjenværende lommene med godt habitat i sør-øst. Det mest foretrukne habitatet finnes nord og vest for fokusområdet. I sør-øst finnes en flekk med relativt godt sommerhabitat, men det er ganske isolert, og derfor er funksjonaliteten (foretrukket og tilgjengelig habitat) ganske lav. Om vinteren er området relativt mer funksjonelt og tilgjengelig. Modellene viser lite bevegelser om sommeren og mer om vinteren, også gjennom reservoaret. Selv om reservoarer reduserer bevegelsesmulighetene, kan noen bevegelser forekomme, og GPS-sporing viser minst ett tilfelle hvor reinsdyr krysset Flævatnet om vinteren.

• **Resultater av simuleringen:** Merk: simuleringen forutsetter at landbrua vil bli brukt, og kun av reinsdyr. Det er imidlertid ingen data om villrein som krysser broer. Bygging av landbrua endrer ikke sommersituasjonen vesentlig, og fører til noen forbedringer om vinteren (+ 8,4% bevegelser i fokusområdet, + 1% funksjonaliteten). Bygging av brua forventes å føre til en økning på 0,1 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat, og 0,4 km<sup>2</sup> om vinteren. Disse relativt små forbedringene skyldes at broen ville øke tilgangen til et område med høyt menneskelig fotavtrykk, som reinsdyr kunne få tilgang til allerede nå gjennom korridorer mot vest og det frose reservoaret. Resultatene tilsier at det kan være fornuftig å undersøke muligheten for å redusere aktiviteter rundt reservoaret, og i området nord for Stolsvatnet, og mellom Stolsvatnet og Gyrinosvatnet.

	Funksjonalitet (% økning)		Korridorer (% økning)		Km <sup>2</sup> habitat opnådd	
	sommer	vinter	sommer	vinter	sommer	vinter
Nordfjella	0,0	0,1	0,0	1,0		
Delområde Øst	0,0	0,2	0,0	0,5	0,1	0,4
Fokusområdet	0,2	1,0	0,9	8,4		



# F A K T A A R K



Foto: M.Panzacchi

Scenarioanalyser for bærekraftig turisme  
i Brokke-Suleskard området (Øyuvsbu)



# Scenarioanalyser for bærekraftig turisme i Brokke-Suleskard området (Øyuvsbu)



- **Område:** Setesdal Ryfylke
- **Delområde** S.Ryfylke sør; interesseområdet er nord og sør for Brokke-Suleskard vegen
- **Scenariebeskrivelse:** I prosjektet [RenewableReindeer](#) testet vi flere avbøtende tiltak, inkludert scenario SR-1 hvor vi simulerer fjerning av hytta Øyuvsbu. I tillegg har vi gjennomført et parallellprosjekt for å teste framtidsscenarioer for bærekraftig friluftsliv i området, der vi testet 37 alternativer for å omplassere stier og hytter i mindre viktige områder for rein. Dette var mulig takket være et tett samarbeid med lokale eksperter som forbedret tilgjengelige datakilder gjennom lokalkunnskap om eksisterende stier, skispor, veger, hytter, og tillot oss å oppnå et større detaljnivå og større realisme sammenlignet med andre scenarier.

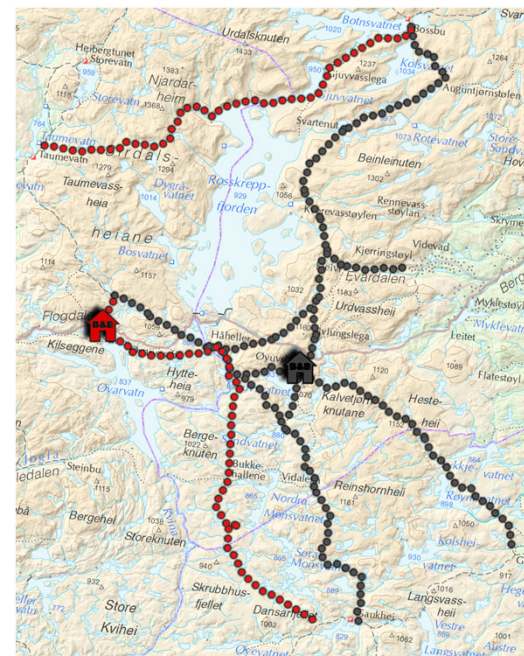
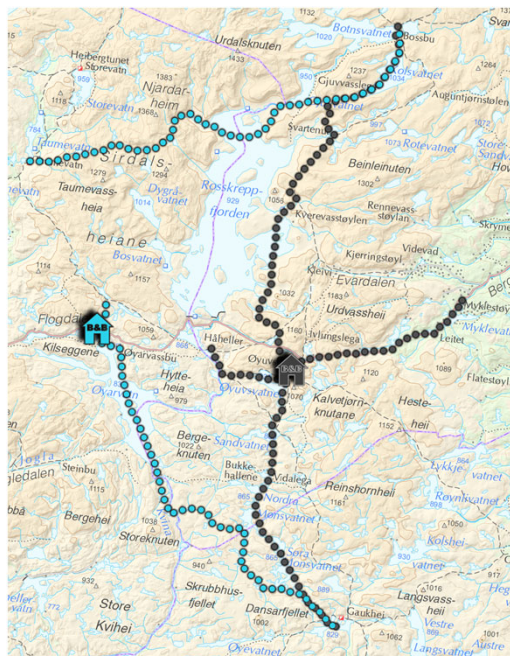
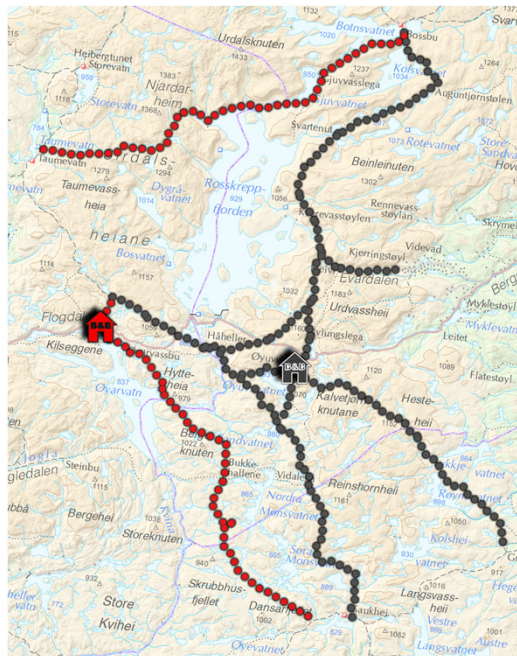
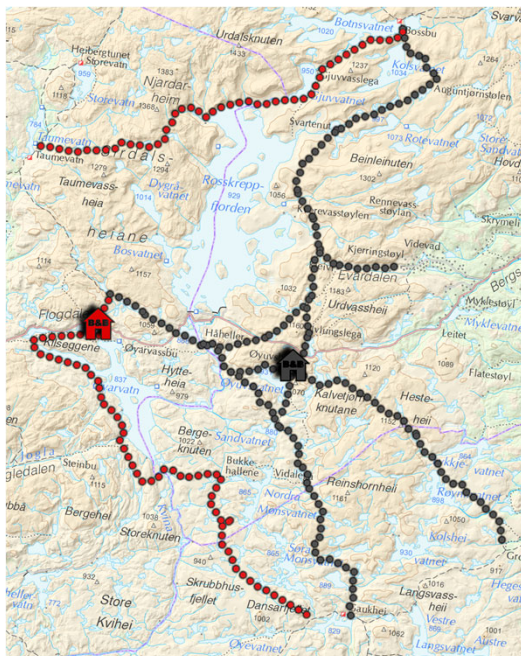
Alle scenariealternativer innebærer først fjerning (svart, i figurene nedenfor) av Øyuvsbu, med stier og skiløyper (dvs. alle alternativer bygger på scenario SR-1). Forslagene innebærer da å bygge (rød om sommeren, blå om vinteren) en av de 3 anbefalte hyttene: Indre Flogvatnet (vest), Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten), eller en hytte nær Store Urdevatnet (øst). Til slutt, fra hver foreslåtte hytte foreslås det også å bygge ulike stier og skiløyper, både nord og sør for Brokke-Suleskard veien. Kombinasjonene av alle disse alternativene resulterte i 37 forskjellige scenarier, for sommer og vinter, som er illustrert nedenfor og på de neste to sidene:

Scenario SR1-A (sommer)

Scenario SR1-D (sommer)

Scenario SR1-D (vinter)

Scenario SR1-G (sommer)



	Hytta		Tursti
	Planlagt		Planlagt
	Skal fjernes		Skal fjernes

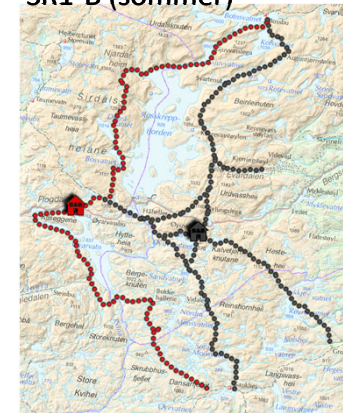
	Hytta		Skiløype
	Planlagt		Planlagt
	Skal fjernes		Skal fjernes



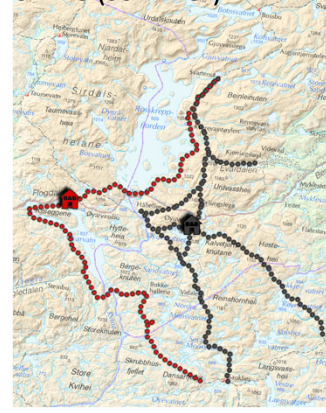
# Scenarioanalyser for bærekraftig turisme i Brokke-Suleskard området (Øyuvsbu)

Illustrasjon av de 37scenarioene som er testet (fortsetter fra forrige side)

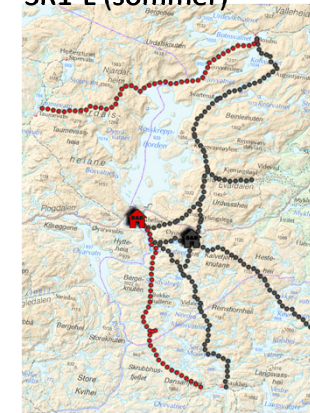
SR1-B (sommer)



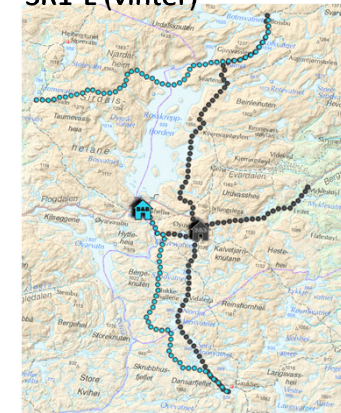
SR1-C (sommer)



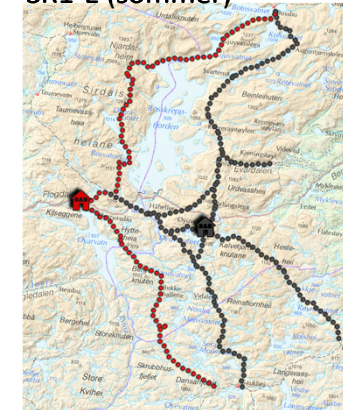
SR1-L (sommer)



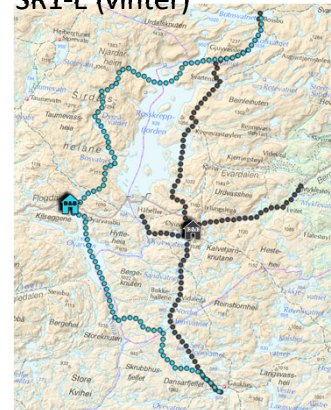
SR1-L (vinter)



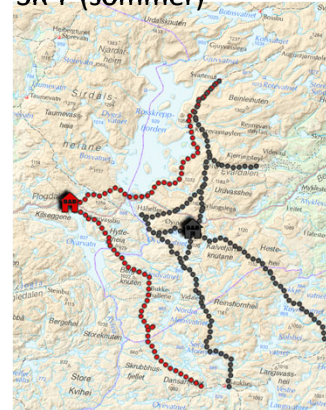
SR1-E (sommer)



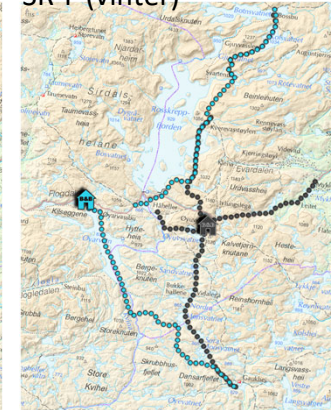
SR1-E (vinter)



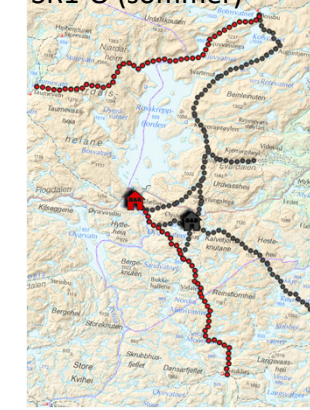
SR-F (sommer)



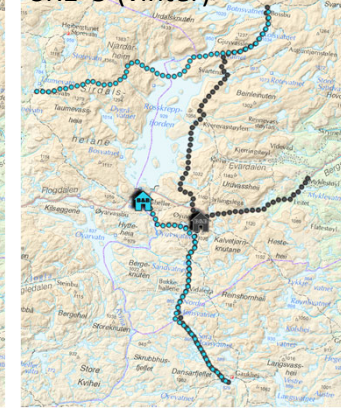
SR-F (vinter)



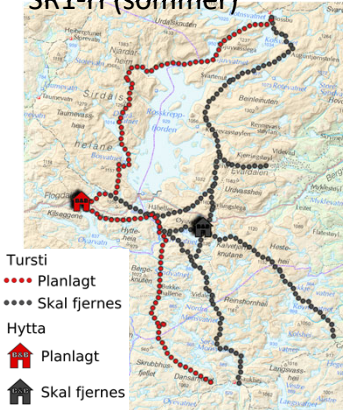
SR1-O (sommer)



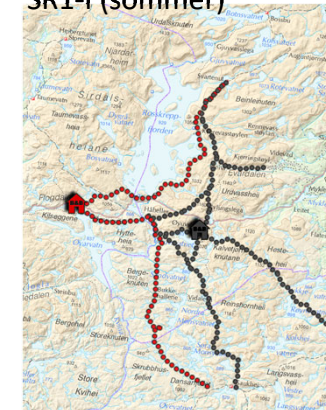
SR1-O (vinter)



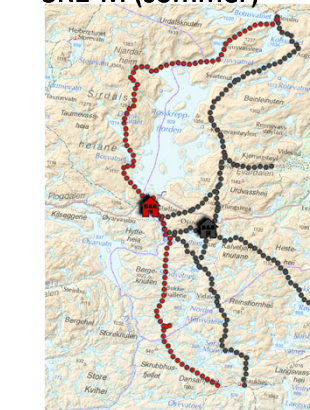
SR1-H (sommer)



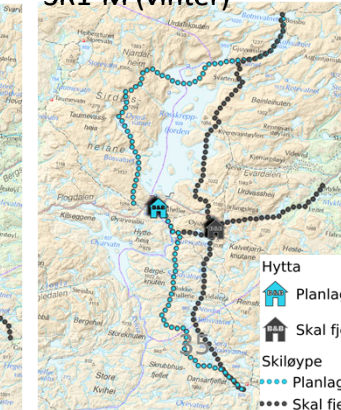
SR1-I (sommer)



SR1-M (sommer)



SR1-M (vinter)



- Tursti
- Planlagt
- Skal fjernes
- Hytta
- Planlagt
- Skal fjernes

- Hytta
- Planlagt
- Skal fjernes
- Skiløype
- Planlagt
- Skal fjernes



# Scenarioanalyser for bærekraftig turisme i Øyuvsbu

Illustrasjon av de 37scenariene som er testet (fortsetter fra forrige side)

SR1-P (sommer)

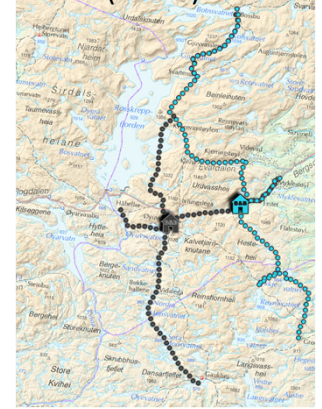
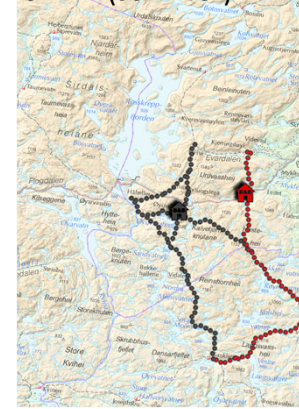
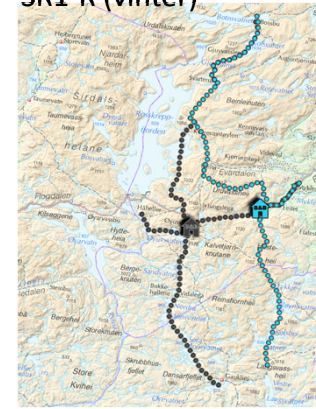
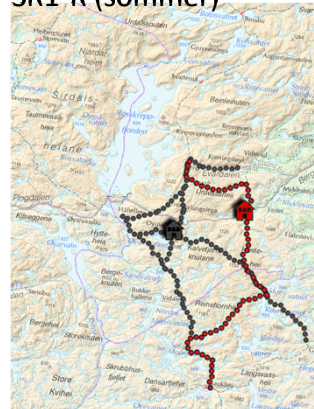
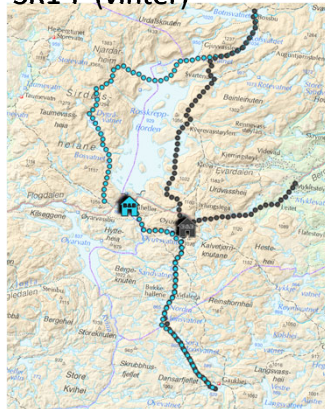
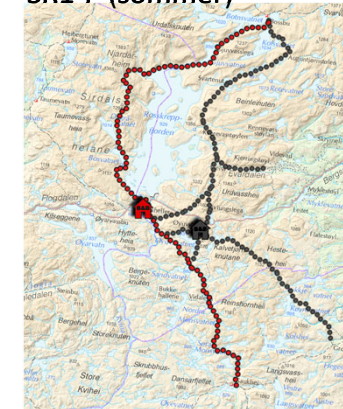
SR1-P (vinter)

SR1-R (sommer)

SR1-R (vinter)

SR1-V (sommer)

SR1-V (vinter)



SR1-N (sommer)

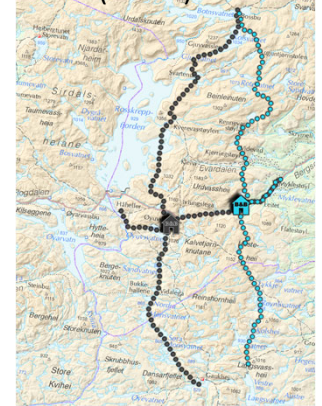
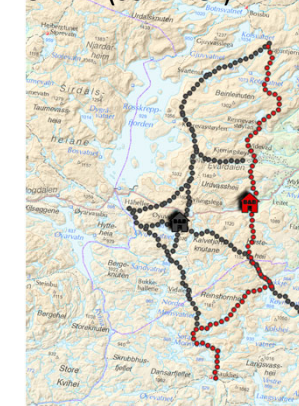
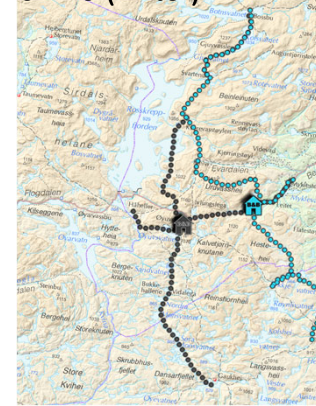
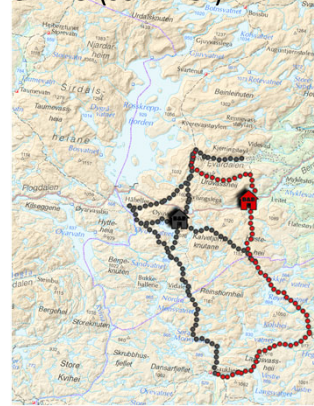
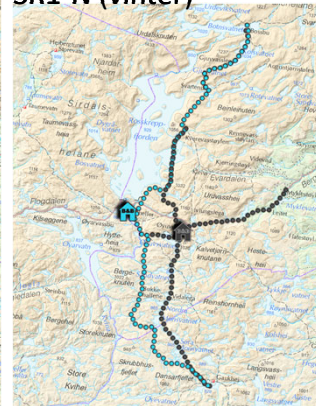
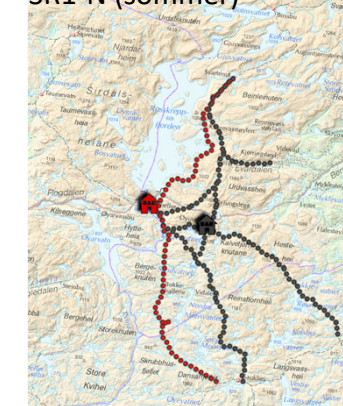
SR1-N (vinter)

SR1-U (sommer)

SR1-U (vinter)

SR1-T (sommer)

SR1-T (vinter)



SR1-Q (sommer)

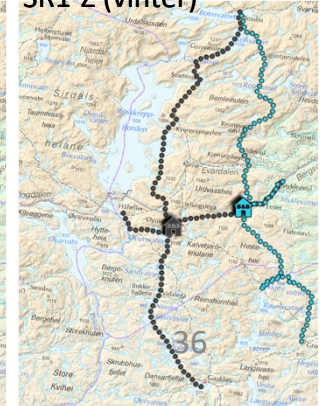
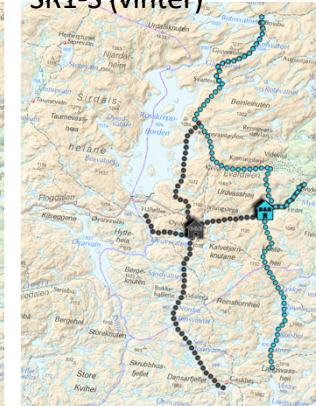
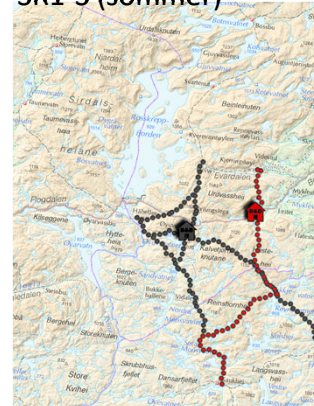
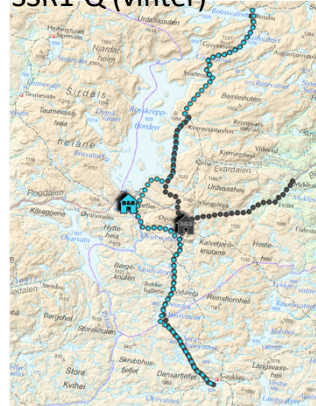
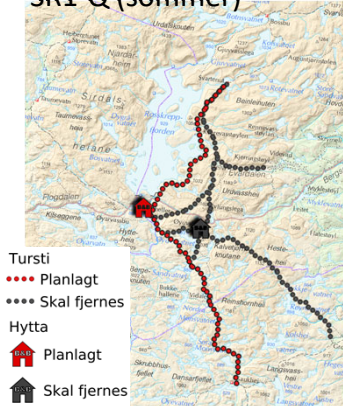
SSR1-Q (vinter)

SR1-S (sommer)

SR1-S (vinter)

SR1-Z (sommer)

SR1-Z (vinter)



- Tursti
- Planlagt
- Skal fjernes
- Hytta
- 🏠 Planlagt
- 🏠 Skal fjernes



## Tab. 2 - Resultater av scenarioanalyser for bærekraftig turisme i Brokke-Suleskard området (Øyuvsbu)

Tabellen viser resultatene av de 37 simuleringene i Øyuvsbu. Hvert scenario identifiseres med den samme koden som ble brukt i illustrasjonene på foregående sider. Tallene indikerer estimert mengde funksjonelt habitat (habitat som er av høy kvalitet og lett tilgjengelig) som kan oppnås ved å implementere det foreslåtte avbøtende tiltaket, og mengden bevegelseskorriderer som kan oppnås. Dette vises i prosent (% habitat oppnådd), og som km<sup>2</sup> gode og funksjonelle habitat som er typisk brukt av villrein som kan oppnås (metoden er beskrevet i Dorber et al 2022). Eks: Hvis alternativ SR-1D ville bli implementert (fjern Øyuvsbu og stier, bygge den nye hytta –Flogvatnet- og nye stier), beregner modellene en økning på 5,7% i funksjonelle habitat om sommeren, og en økning på 2,0% i korriderer; det tilsvarer en total gevinst på 13,4 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat.

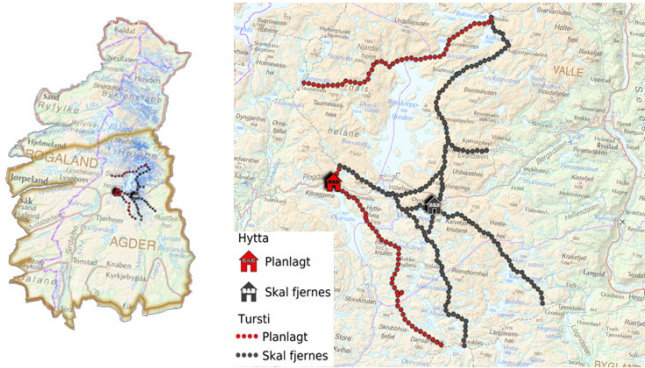
Scenario kode	Ny hytta	Funksjonalitet (% økning)		Forflytningsruter (% økning)		Km <sup>2</sup> god habitat oppnådd	
		sommer	vinter	sommer	vinter	sommer	vinter
SR-1 *	(ingen nye hytte)	7,4	2,0	7,2	2,8	17,4	7,8
SR-1A	Indre Flogvatnet (vest)	5,0		4,9		11,7	
SR-1B	Indre Flogvatnet (vest)	4,6		4,4		10,8	
SR-1C	Indre Flogvatnet (vest)	4,0		3,8		9,4	
SR-1D	Indre Flogvatnet (vest)	<b>5,7</b>	<b>2,0</b>	<b>5,6</b>	<b>2,8</b>	<b>13,4</b>	<b>7,8</b>
SR-1E	Indre Flogvatnet (vest)	5,3	2,0	5,2	2,8	12,5	7,8
SR-1F	Indre Flogvatnet (vest)	4,7	2,0	4,6	2,8	11,1	7,8
SR-1G	Indre Flogvatnet (vest)	5,5		5,4		12,9	
SR-1H	Indre Flogvatnet (vest)	5,1		5,0		12,0	
SR-1I	Indre Flogvatnet (vest)	4,6		4,4		10,7	
SR-1L	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	4,5	1,8	4,5	2,7	10,6	7,1
SR-1M	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	4,2	1,8	4,2	2,7	9,8	7,1
SR-1N	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	3,9	1,8	3,9	2,7	9,2	7,1
SR-1O	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	4,0	1,8	4,1	2,7	9,5	7,1
SR-1P	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	3,7	1,8	3,8	2,7	8,8	7,1
SR-1Q	Sanvigsvatnet (nær Håheller, midten)	3,5	1,8	3,5	2,7	8,2	7,1
SR-1R	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	0,9	1,7	0,8	2,5	2,1	6,6
SR-1S	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	1,1	1,7	1,0	2,5	2,7	6,6
SR-1T	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	2,9	1,7	2,5	2,5	7,0	6,6
SR-1U	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	1,4	1,7	1,2	2,5	3,3	6,6
SR-1V	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	1,6	1,7	1,5	2,5	3,9	6,6
SR-1Z	Hytta nær Store Urdevatnet (øst)	3,5	1,7	3,0	2,5	8,2	6,6

\* Referanse scenario: fjerning av Øyuvsbu, SR-1



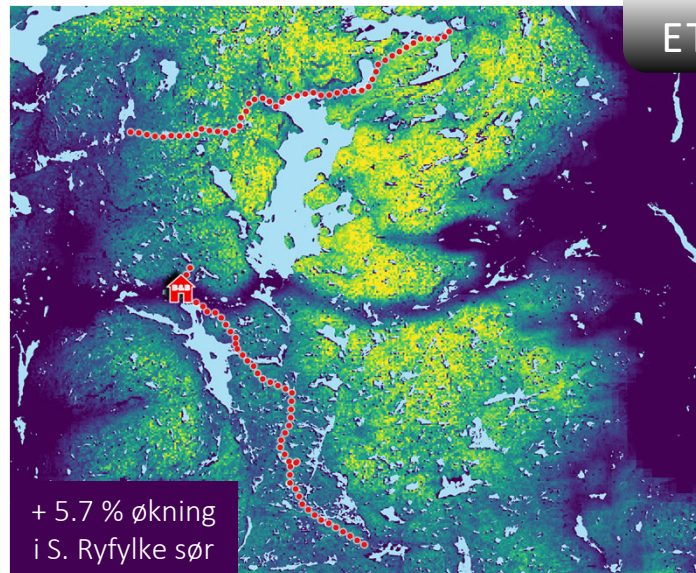
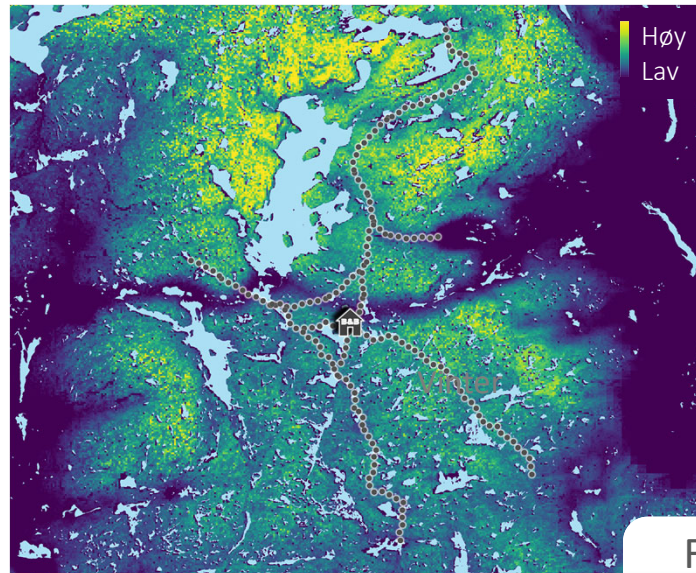
# Resultater av simuleringen for Alternativ SR-1D - for bærekraftig turisme i Brokke-Suleskard området

- **Område:** Setesdal Ryfylke, sør; interesseområdet er nord og sør for Brokke-Suleskard vegen
- **Scenariobeskrivelse:** Her vises ett av de 37 arealplannleggingsalternativene for Øyuvsbu-området, alternativ SR-1D (s. 34). Dette alternativet innebærer fjerning (svart) av Øyuvsbu hytta, stier og skiløyper, og bygging (rødt) av ny hytte (Indre Flogvatnet) med tilhørende stier og skiløyper. Dette alternativet er beregnet å gi de beste resultatene (dvs. lavest tap av funksjonelt leveområde for villrein), sammenlignet med de andre alternativene.
- **Sesong:** sommer og vinter (her vises sommer scenario - resultater for vinter vises i Tab 2)



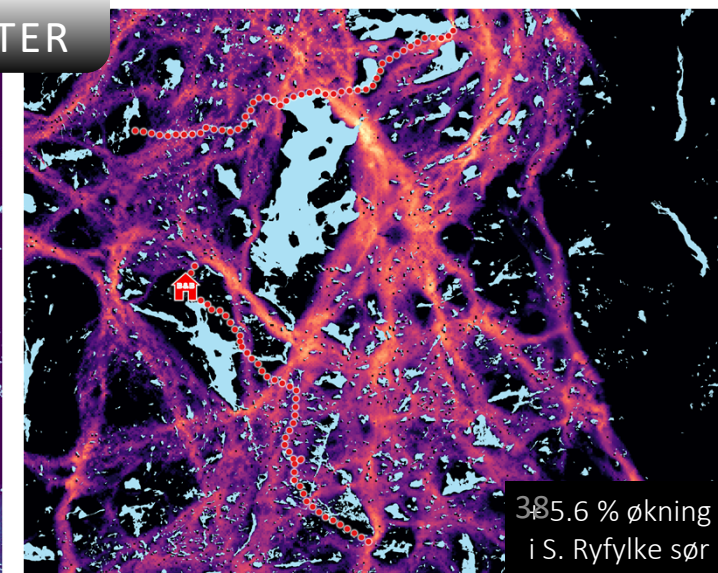
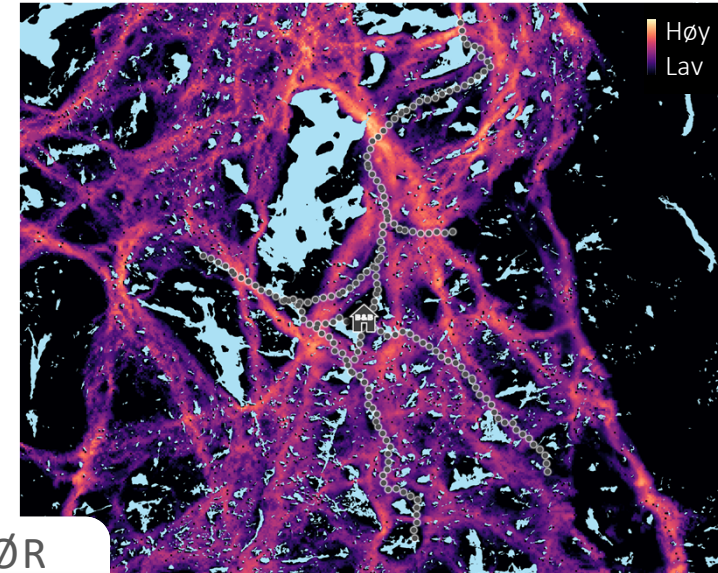
- **Resultater:** tiltaket forventes å øke landskapsfunksjonalitet (+5,7%) og forflytningsruter (+5,6%) i S. Ryfylke om sommeren. Det tilsvarer en økning på 13,4 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat. Vinterscenario forventes også å øke funksjonaliteten (+ 2,0%; + 7,8 km<sup>2</sup>) og forflytningsruter (+2,8%; Tab 2). Dette alternativet er beregnet å gi de beste resultatene (dvs. lavest tap av funksjonelt leveområde for villrein), sammenlignet med de andre 36 alternativene. Fjerning av Øyuvsbu og tilhørende stier er forventet å styrke bevegelseskorriderne (SR-1) i et viktig område. Bygging av ny turistinfrastruktur på vestsiden av innsjøen har en viss negativ innvirkning på reinen. Imidlertid forutsier modellen en positiv netto økning i på 13,4 km<sup>2</sup> godt sommerhabitat, og 7,8 km<sup>2</sup> vinterhabitat. Selv om dette er det beste utviklingsalternativet, antas også andre scenarioer på vestsiden av innsjøen å føre til relativt gode resultater. Utbyggingsalternativer på østsiden av innsjøen antas å ha en sterkere negativ innvirkning på reinen. Scenario SR-1R forutsettes å gi de dårligste resultatene, og nesten avbryte habitatet oppnådd ved å fjerne Øyuvsbu.

## LEVEOMRÅDETS FUNKSJONALITET



+ 5.7 % økning  
i S. Ryfylke sør

## KORRIDORER



+ 5.6 % økning  
i S. Ryfylke sør

FØR  
ETTER



# Appendiks 2

## Statistiske vs. ekspertbaserte kart: spesifikke kommentarer basert på visuell vurderinger

Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Andersen, R., Strand, O. 2022. Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder. Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. Norsk institutt for naturforskning. ISBN: 978-82-426-4983-6

### 1. Bakgrunn

I Appendiks 2 gir vi en kommentar til samsvaret mellom, og nytten av, ekspertbaserte polygoner og statistiske kart. Denne sammenligningen er gjort etter mandat fra Miljødirektoratet gjennom prosjektet «*OneImpact og kvalitetsnorm for villrein*». I kapittel 4 i rapportens hovedtekst sammenligner vi ytelsen til ekspertbaserte polygoner og statistiske kart ved hjelp av statistiske tilnærminger. I Appendiks 2 supplerer vi dette informasjon med ekspertbaserte kommentarer basert på sammenligningen mellom disse kartsettene.

Kommentarene er gitt både av de som har laget de statistiske modellene, og av en fagperson som har vært involvert i framstillingen av datasettene for flere av villreinområdene, i samarbeid med lokale arbeidsgrupper, og som har medvirket i utregningene for delnorm 3 basert på disse datasettene.

Fagpersonen som har tilbudt kommentarer og spørsmål inne i figurene er Siri Bøthun fra «Siri Bøthun Naturforvaltning», som var involvert i ekspertgruppen som jobbet for utviklingen av Delnorm 3 (Kjørstad et al 2017). Bøthun er også deltatt i oppdateringen av ekspertbaserte kart over funksjonsområder og fokusområder brukt som kunnskapsgrunnlag til Delnorm 3 for de 10 første villreinbestandene (publisert som karthistorier hos Norsk villreinsenter: <https://www.villrein.no/kvalitetsnorm-for-villrein>). I denne sammenhengen har Bøthun bidratt til møter med lokalkjente og jobbet med digitalisering. Hun er derfor godt kjent med de ekspertbaserte kartene og har god innsikt og grunnlag til å gi nyttige kommentarer (se også Myren 2021 a,b). *Kommentarer fra S. Bøthun er vist i figurer 2.1, 2.2, 3.1, 3.2, 3.3 og er merket med hennes navn.*

Kommentaren og spørsmålene fra Bøthun er supplert med kommentarer og svar fra de som har laget de statistiske modellene (Bram van Moorter og Manuela Panzacchi). Disse kommentarene og svar til spørsmålene stilt av lokalkjente er basert på en overordnet tolkning av alle modellresultater (kapittel 2 og 4) og på alle syv statistiske kart presentert i rapporten og i Nett-Appen. *Alle kommentarer fra de som har laget de statistiske modellene er merket med BvM-MP.*

For å lette denne sammenligningen har vi laget en Nett-App for å illustrere alle statistiske kart: <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>. Modul 2 av Nett-Appen er spesialdesignet slik at brukerne kan overlegge, sammenligne og zoome inn og utforske både statistiske og ekspertbaserte kart i de 4 områder valgt ut i Miljødirektoratets prosjekt.



## Veiledning for sammenligning av ekspertbaserte og statistiske kart

De mest meningsfulle *analytiske* sammenligningene kan gjøres mellom ekspertbaserte funksjonsområder og statistiske kart for habitatkvalitet, og mellom hvert av disse kartene og reinsdyrdata (GPS-data og sett-rein). Analytiske resultater er gitt i hovedteksten, Kap. 4. Imidlertid gir de sju ulike analytiske kartene en stor mengde informasjon som også *kan være nyttig for identifisering og avgrensning av «Fokusområder», «Trekkveger» og "Influensområder"*, som illustrert i Figur 2.3 og 3.4. Det viktigste er at statistiske kart kan hjelpe til med å forstå og forklare de observerte mønstrene i villreinsens bruk av landskapet, nå og i tidligere år. Målet er å vise, på en romlig eksplisitt måte, samsvar eller uenighet mellom ekspertbaserte og statistiske kart, og hvordan de statistiske kartene kan bidra til å forstå og forklare mønstrene i villreinsens bruk av landskapet. Imidlertid er en presis statistisk sammenligning mellom for eksempel fokusområder og det statistiske kartet for "*menneskelig fotavtrykk*" kanskje lite aktuelt, da ikke alle de ekspertbaserte polygonene er analytisk definerbare (f.eks. er fokusområder valgt basert på både bevaringsutfordringer og samfunnskonflikter knyttet til menneskelig aktivitet).

Å gi detaljerte kommentarer for alle de sju statistiske kartene i kombinasjon med de 4 ekspertbaserte kartene, for hver av de tre sesongene, for hvert av de fire områdene (dvs. mer enn 1000 kombinasjoner) er utenfor rammen av denne rapporten. Alle kart for alle områder og sesonger kan vises i Nett-Appen. Her følger derfor en illustrert kommentar av alle relevante kart, for to av områdene sommerstid: Snøhetta og Forollhogna.

Kartet for Snøhetta er basert på analyse av GPS-data og mange offisielle miljødata og data om infrastruktur og menneskelige aktiviteter; noen av disse dataene (f.eks. veistenging) er delvis forbedret ved innhenting av lokalkunnskap.

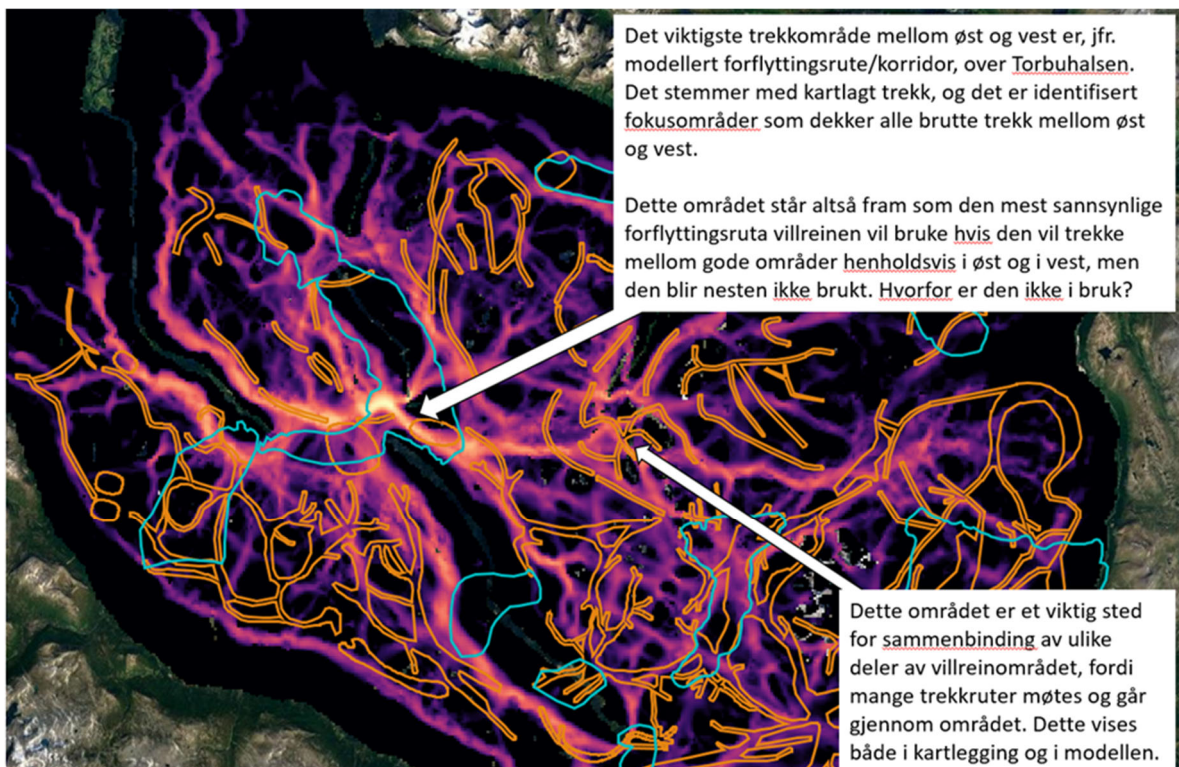
Forollhogna er det vanskeligste området fra et statistisk perspektiv. Kartet er kun basert på GPS-data, og uten støtte fra lokalkunnskap. Området er spesielt, fordi det skiller seg fra andre villreinområder når det gjelder topografi og vegetasjon. I dette området er rein kjent for å bruke skogsområder oftere sammenlignet med andre områder. Til dags dato er det imidlertid ikke samlet inn GPS-data i villreinområder der dyr antas å bruke skoghabitat i høy grad. Derfor, selv om skog er en av variablene som brukes i modellene, fordi få GPS-overvåket rein brukte skog, forventer vi ikke at modellene skal kunne vurdere med høy nøyaktighet skogbruk i områder der dyr oppfører seg vesentlig annerledes enn andre områder. *I Forollhogna forventer vi derfor at de statistiske modellene gir dårligst resultater sammenlignet med andre områder.*

## 2. Snøhetta

Trekkruiter utpekt av lokalkjente samsvarer ganske godt med de modellerte korridorene i Snøhetta (Fig 2.1), og med kart som viser barrierer (Fig 2.2). Ved å se på modellene og sammenligne dem med GPS-data og "sett rein", kan vi svare på spørsmålene fra lokalkjente og vi kan forklare villreins bruk av området. Fremfor alt, *modellene kan bidra til å identifisere områder hvor det kan mangle data om menneskelige aktiviteter, eller andre faktorer som kan forstyrre villreinen, som bør undersøkes nærmere (Fig 2.3).*

Fig 2.3 viser alle modeller for Snøhetta om sommeren. Ved å inspisere disse kartene (som er prediksjonene fra modellresultatene) sammen med villreindata (GPS og sett rein), kan BvM-MP tilby følgende kommentarer:

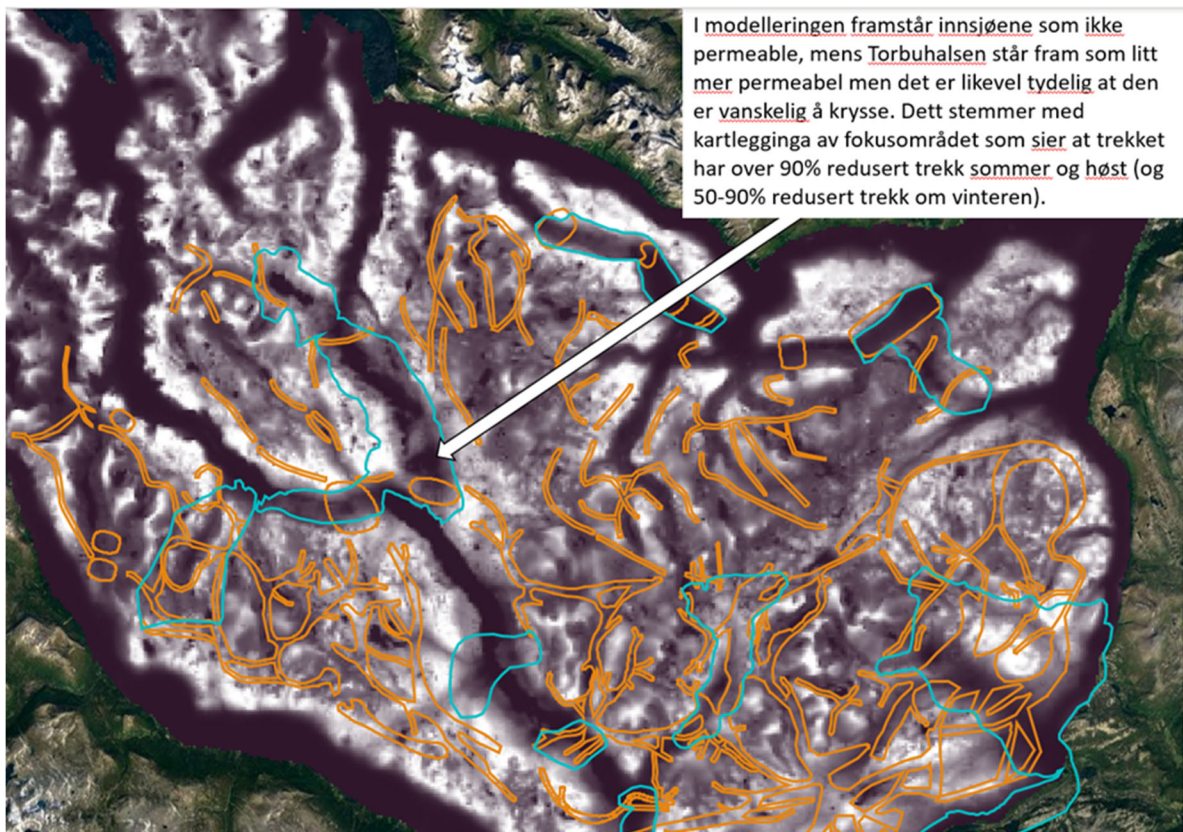
Det meste av Snøhetta villreinområde kunne vært godt egnet for villrein om sommeren, hvis det ikke hadde vært infrastruktur og menneskelig aktivitet (se panel *i*). Siden det i dag er menneskelige aktiviteter og infrastruktur, spesielt i utkantområdene (*h, j*), er områdene som gir ressurser som ville vært foretrukket av rein vist i (*a*). Disse foretrukne ressursene finnes i stor grad i områdene rundt Aursjøen og Langvatnet (*b*). Området mellom Oppdal og Hjerkin er påvirket av menneskelige aktiviteter (*h, j*) og det er fragmentert (*e*); dermed er dette området potensielt godt, men ikke det mest funksjonelle i dag (*b, a*).



Figur 2.1 Kommentar og spørsmål av S. Bøthun om sammenhenger mellom de statistiske kart og ekspertbasert kartlegging av trekk og fokusområder i Snøhetta. Kartet viser statistiske korridorer (gul til lilla) med overlagt ekspertbaserte Trekkeruter (oransje) og Fokusområder (blå).

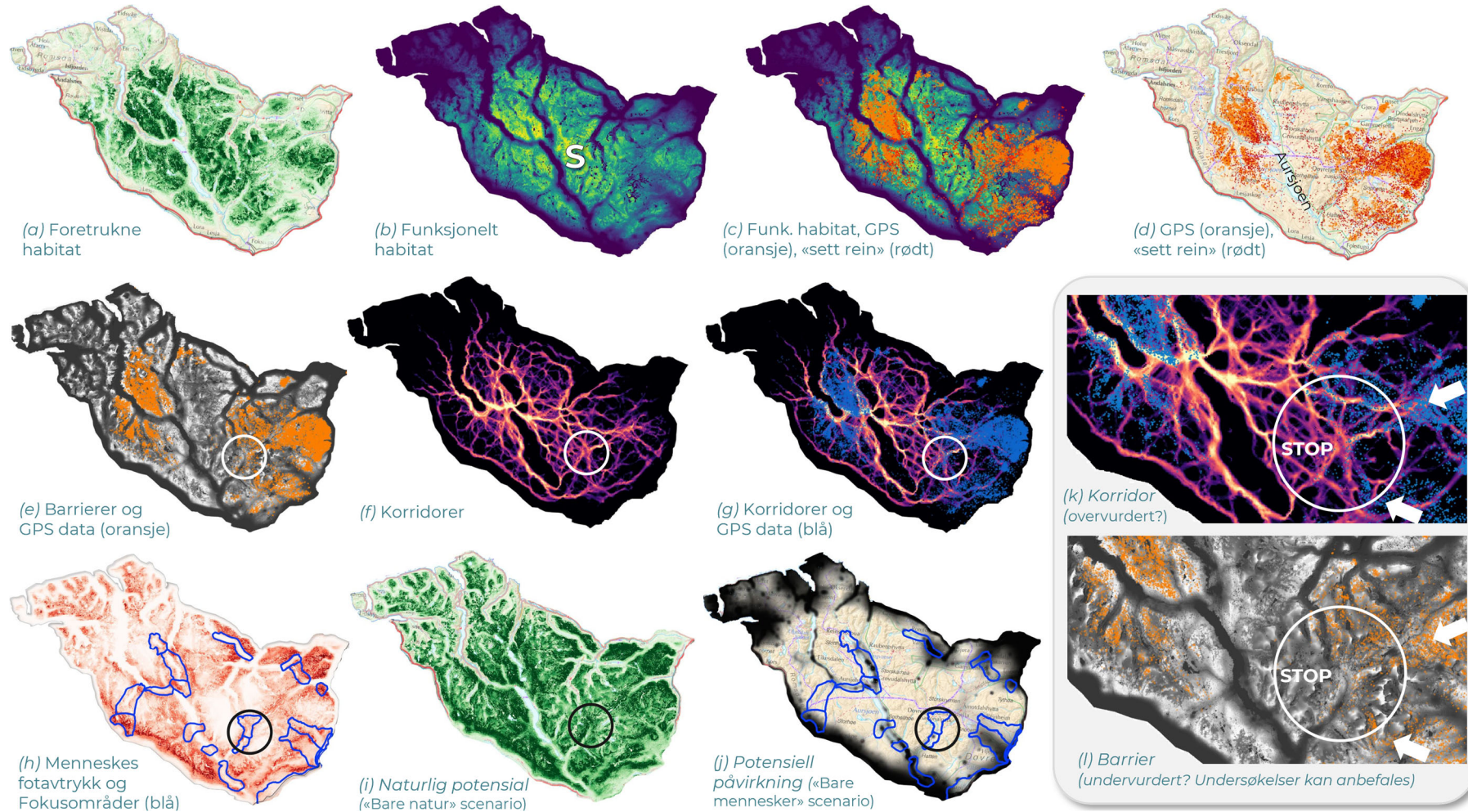
Området som modellene identifiserer som svært funksjonelt, i den sentrale delen av villreinområdet (merket med "S", i *b*), er knapt brukt av rein i perioden fra GPS-merkeprosjektet startet i 2009 og fram til i dag (se *c, d*). Reinen bruker heller to mindre områder, ett N-V for Aursjøhytta, og ett N-Ø for Snøheim (*c, d*). Sammenligning av modellene og GPS-data peker mot at dette skyldes 2 hovedbarrierer: reinen får ikke

tilgang til det sentrale området (S), da det er en barriere både i nord-vest, ved Aursjøhytta (som korrekt påpekt av modeller og av lokalkjente), men også en sannsynlig barriere i sør-øst, markert med en hvit sirkel (k, l). Modellen identifiserer korrekt barrieren i nærheten av Aursjøhytta, og identifiserer riktignok en barriere sør. Men ifølge dataene er det mulig for reinsdyr å kunne krysse barrieren i området markert med hvit sirkel (selv om det er en del motstand). Det betyr at modellene peker på en mulig liten, men ikke desto mindre viktig, korridor mellom sør-østlige og nord-vestlige deler av Snøhetta øst, som ikke ser ut til å eksistere lenger. Dersom dyr ikke kommer inn i nord-østlige deler av Snøhettas østre delområde vil de heller aldri krysse videre vestover og inn i det vestlige delområdet. Panel k og l viser at GPS-data stopper langs korridoren inne i sirkelen, og at dyra ikke krysser vestover. Det er derfor sannsynlig at de tilgjengelige dataene undervurderer barrieren innenfor den hvite sirkelen. Panel j viser faktisk nesten ingen menneskelige forstyrrelser eller infrastruktur i dette området. Områdets viktighet for villreins bevegelser er likevel anerkjent av lokalkjente, og det er pekt ut to fokusområder som dekker den mulige barrieren. Basert på disse kommentarene kan en undersøkelse i området markert med hvit sirkel være nyttig for å identifisere mulige faktorer som hindrer reins passasje og som ikke er tilstrekkelig identifisert av tilgjengelige data. Disse kan både skyldes naturlige faktorer og/eller menneskelige aktiviteter. Hvis undersøkelsen viser at forstyrrelser er undervurdert, kunne dette området være aktuelt for avbøtende tiltak



Figur 2.2 Kommentar av S. Bøthun om samsvar mellom modellerte kart og kartlegging av trekk og fokusområder i Snøhetta . Kart viser statistiske barrierer (svart-grå) med overlatt ekspertbaserte Trekkeruter (oransje) og Fokusområder (blå).



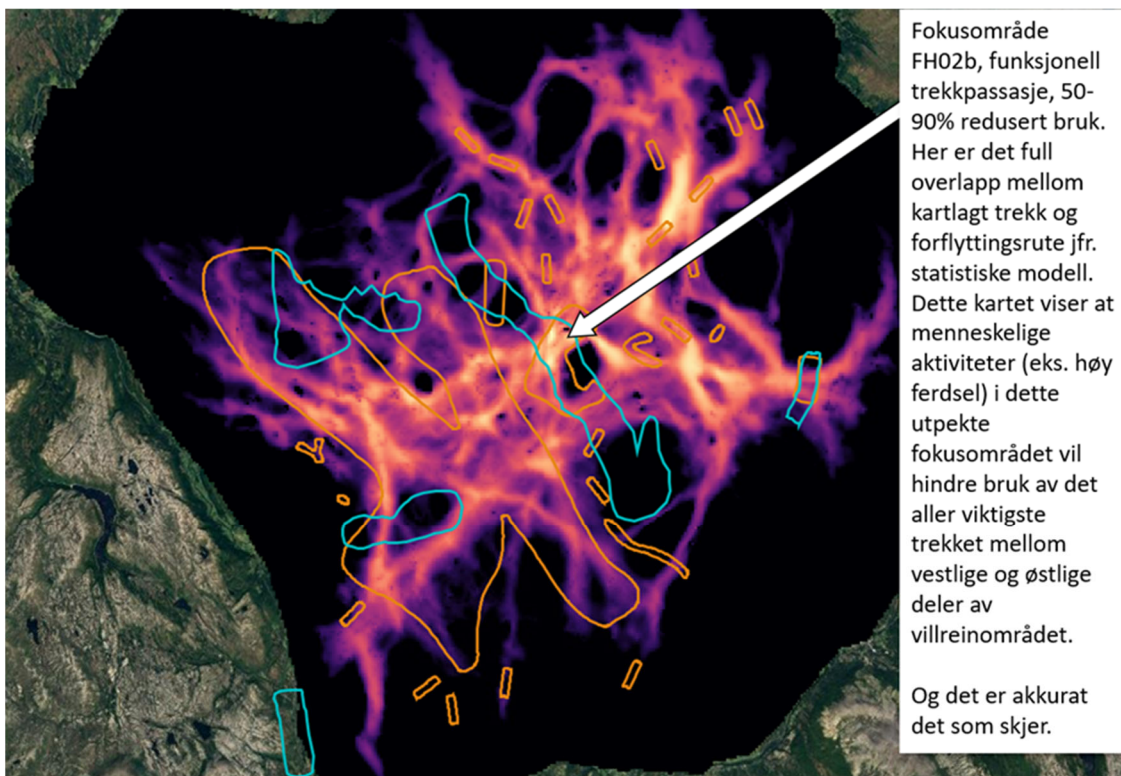


Figur 2.3 Noen kommentarer og anbefalinger fra BvM-MP basert på statistiske modeller i Snøhetta – se tekst. Modellene gir mye informasjon. Blant annet, foreslår modellene at sentralområdet (S, i panel b) ikke er brukt av reinsdyr på grunn av to barrierer: en ved Aursjøhytta (e) og en mulig barriere i området markert med hvit sirkel. Begge områder er også vurdert som Fokusområder (h, j) Reinsdyr kommer inni den hvite sirkelen langs to korridorer (k), men klarer ikke å krysse sirkelen (l). Modellene tyder på at data om forstyrrelser i dette området kan være undervurdert (j, h), og undersøkelser kan anbefales for å forstå hva som forårsaker barrieren. Modellene viser også at det er flere områder med høyt menneskelig fotavtrykk (h) (dvs. områder med flere menneskelige aktiviteter, j, akkurat i områder som kunne ha en stort naturlig potensial for villrein, i) som ikke er vurdert som Fokusområder. Alle kartene og GPS data kan sees i og zoomes inn i [Nett-Appen, Modul 2](#).

### 3. Forollhogna

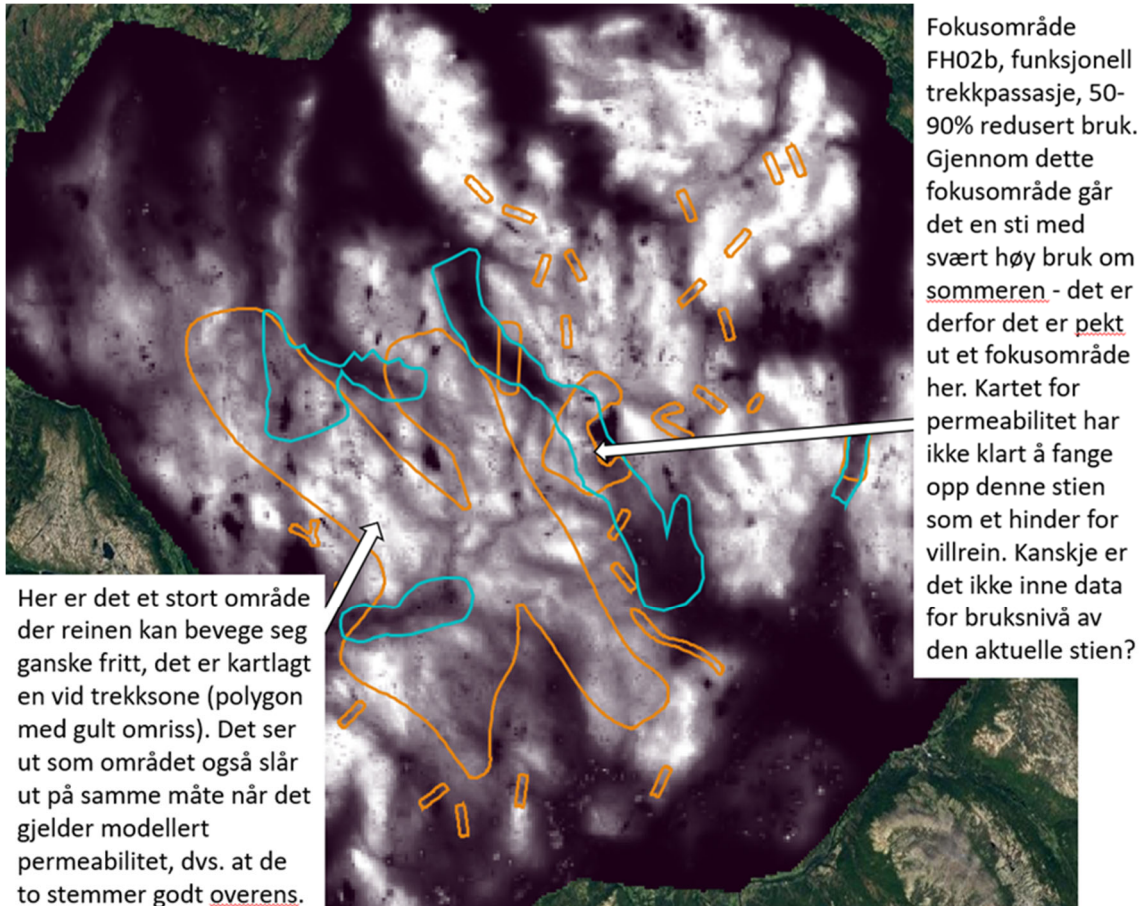
Stikk i strid med antakelsene om at Forollhogna er vanskelig å modellere nøyaktig på grunn av de særegne økologiske forholdene, ser modellen ut til å prestere rimelig bra. Modellen viser en trang korridor for trekk mellom sørvestlige og nordøstlige deler av området – akkurat slik lokalkjente også har bemerket (Fig 3.1). Lokalkjente bemerket at data brukt for de statistiske modellene kanskje undervurderer mengden turister som bruker stien som går opp til Forollhognatoppen (Fig 3.2). Det kan være tilfelle. Vi har her brukt data fra Strava som vitner om høy bruk av stien, men det kan være at dataene vurderer turistvolumet for lavt. Lignende problemer kan lett unngås gjennom samarbeid med eksperter og integrering av lokalkunnskap i modeller.

Vær oppmerksom på at med mindre barrieren er ugjennomtrengelig (100 % umulig å krysse), vil modellen alltid vise en korridor, selv om den kan være trang («traffic-jam»). Dette er fordi modellene er satt opp for å nøyaktig identifisere korridorer og flaskehalsar for å koble sammen høy-kvalitets områder tilgjengelig innenfor Forollhogna villreinområde. Siden modellen viser et område på nordøstsiden av Forollhognatoppen med god kvalitet, vil modellen identifisere mulige korridorer for å nå det området – med mindre barrieren er helt umulig å krysse. Merk at det er enkelt å justere målene i modellen i dialog med lokalkjente for å tilpasse spesifikke forvaltningsmål.



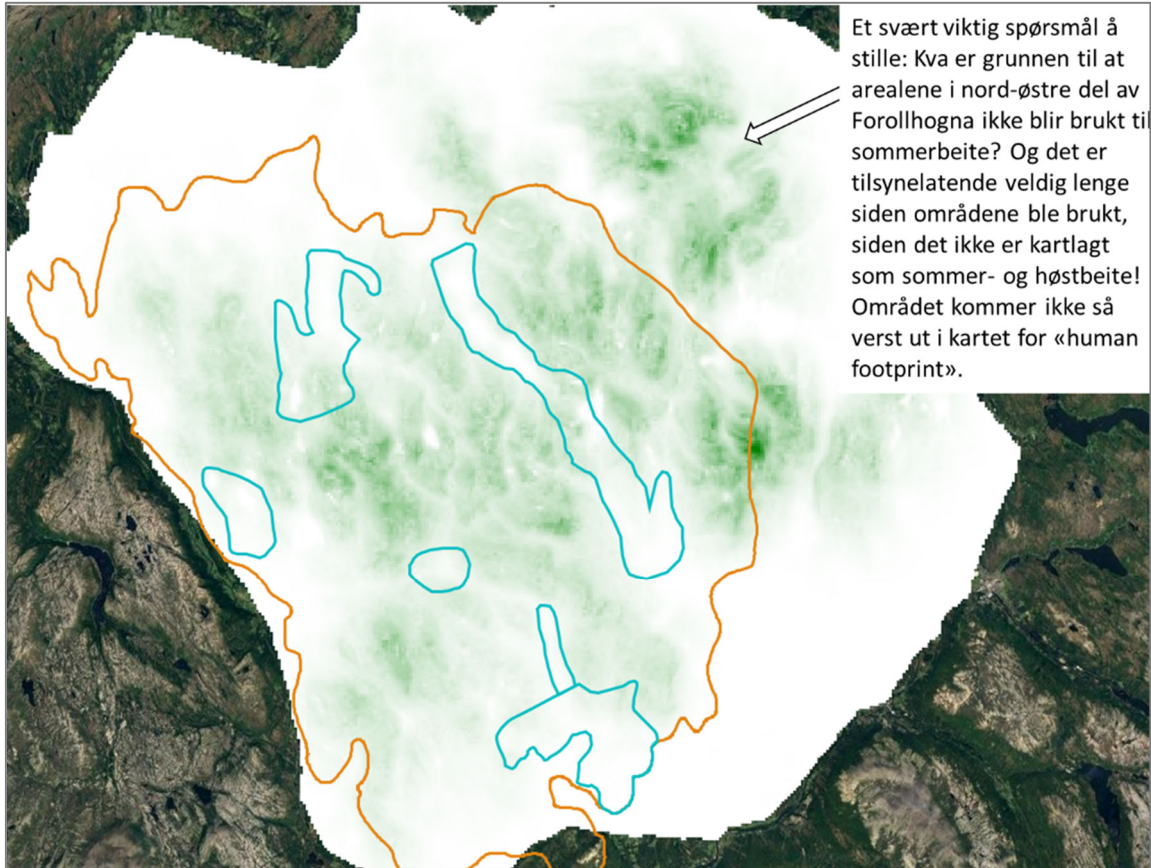
Figur 3.1 Kommentarer av S. Bøthun om sammenhenger mellom de statistiske korridorer (gul til lilla) med overlagt ekspertbaserte Trekkeruter (oransje) og Fokusområder (blå) i Forollhogna





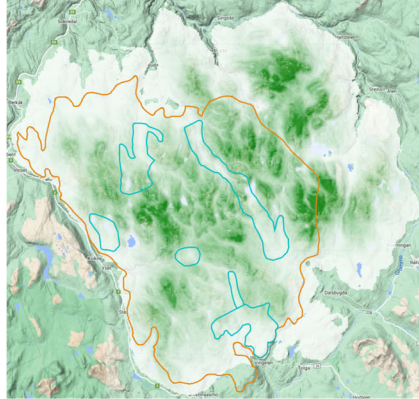
Figur 3.2 Kommentarer av S. Bøthun om sammenhenger mellom de statistiske modeller av barrierer (svart) med overlagt Trekkeruter (oransje) og Fokusområder (blå) i Forollhogna. Kommentarer av S. Bøthun har delvis rett: BvM-MP bekrefter at forskere har ikke direkte registrert turistvolum i denne stien, og de statistiske modellen bruker informasjon fra Strava, som viser en generelt høyt turistvolum. Dette kan likevel være en undervurdering - turistvolumet kan være «svært høyt» og representerer derfor en ugjennomtrengelig barriere for rein. Dette eksemplet viser at integrering av lokalkunnskap er viktig for å forbedre tilgjengelige data og modellprediksjoner lokalt.



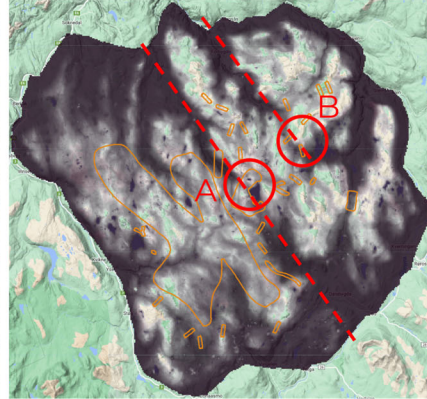


Figur 3.3 Kommentar av S. Bøthun om sammenhenger mellom statistiske modeller for habitat kvalitet (dvs. foretrukket habitat - grønn) med overlagt Funksjonsområdet (oransje) for sommer og høstbeite, og Fokusområder (blå) i Forollhogna.

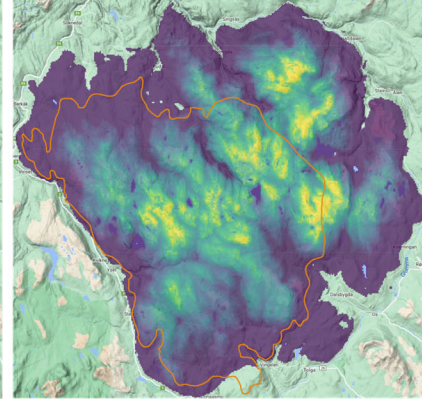
(a) Foretrukne habitat (grønn), fokusområder (blå), funksjonsområder (oransje)



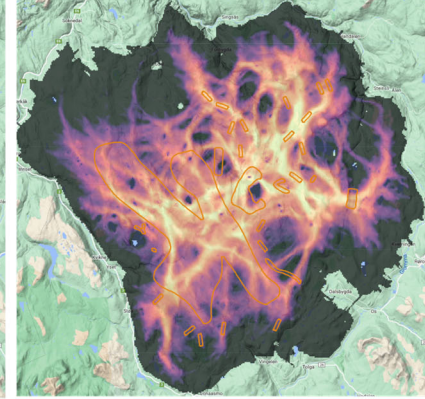
(b) Barrierer og trekkeruter (oransje)



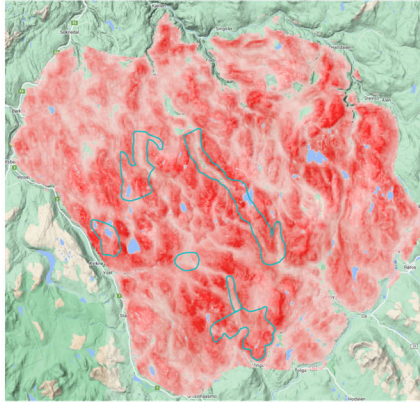
(c) Funksjonelt habitat (gul-grønn)



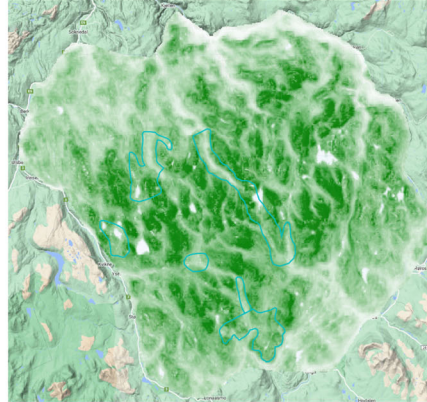
(d) Korridorer og trekkeruter (oransje)



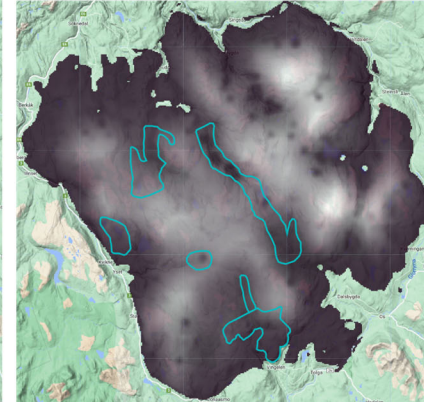
(e) Menneskes fotavtrykk på ellers gode habitat (rød), og Fokusområder (blå)



(f) Naturlig potensial («bare natur» scenario) og Fokusområder (blå)



(g) Potensiell påvirkning («bare mennesker» scenario) og Fokusområder (blå)



Figur 3.4 Noen kommentar og anbefalinger fra BvM-MP basert på statistiske modeller i Forollhogna - se tekst. Modellene foreslår at det finnes høykvalitetsområder i nord-øst (panel a) som lokalkjente sa ikke lenge brukes. Modellene antyder at dette skyldes barrierer. En barriere krysser området (b). Ifølge ekspertene har turistvolum økt i stien opp til Forollhognatoppen og derfor brukes ikke korridoren «A» lengre av reinsdyr (merk: modellene kan oppdateres med denne informasjon). Modellene viser en andre mulig barriere (panel b) med en mulig gap i («B»). Modellresultater anbefaler undersøkelser i B og øst fra A, for å sjekke om mulige alternative korridorer (d) fortsatt er åpne eller trenger restaurering, slik at reinsdyr kan nå høykvalitetsområdet i nord-øst. Merk: selv om modellene presterer ganske bra, mangler det både GPS-data og lokalkunnskap. Det er derfor trolig rom for viktige forbedringer. Modellene viser også at det er flere områder med høyt menneskelig fotavtrykk (e) (dvs. områder med flere menneskelige aktiviteter, (g), akkurat i områder som kunne ha en stort naturlig potensial for villrein, f) som ikke er vurdert som Fokusområder.



Panel a, c og f i Fig 3.4 viser en betydelig mengde egnet sommerhabitat i den nordøstlige delen av villreinområdet. Dette området brukes tilsynelatende ikke lenger av rein. Ekspertene stiller «*et viktig spørsmål: hvorfor er ikke området lenger i bruk?*» (Fig. 3.3). Modellprediksjonene (Fig. 3.4, panel b) i viser at villreinområdet praktisk talt er delt i to sommerstid. Det er to daler som fører til stien som trekkes frem av de lokale ekspertene. Her finnes veier, hytter, stier, og det er ytterligere kilder til forstyrrelser i nærheten (beitedyr). Det eneste området hvor reinen kunne krysset er midt i villreinområdet, og det samsvarer med to overnevnte mye brukte stiene som fører til Forollhognatoppen. Ifølge ekspertene har disse stiene blitt en 50-90 % barriere i de siste årene, men at de ikke lenger krysses i høysesongen for fotturer om sommeren. Hvis dette er riktig, bør modellene justeres. Selv om området i nord fortsatt vil være av god kvalitet (dvs. panel a ville være uendret), ville området ikke lenger være høyfunksjonelt (dvs. panel c ville ikke lenger vise funksjonelt habitat i nord, eller det ville vise et langt mindre funksjonelt område, dersom noen reinsdyr fortsatt klarer å nå det).

Man bør samtidig vurdere modeller for andre årstider, spesielt kalvingsperioden. Kalvingsperioden er muligens den viktigste sesongen for reinen. Simlene er i en tilstand av energetisk stress og trenger tilgang til gode kalvingsområder med lite forstyrrelser og næringsrik mat. Modellen for kalvingsperioden viser at kalvingsområdene ligger sørvest fra barrieren (noe det ekspertbaserte funksjonsområdet bekrefter). Derfor, hvis reinen ville være nord-øst for barrieren om vinteren, ville de måtte krysse barrieren før kalvingsperioden, ellers ville de risikere å kalve i et mindre egnet område hvis stiene til Forellhogtatoppen representerte de farligste barrierene i villreinområdet. Modellene viser andre mulige, men mindre, korridorer som kan koble sammen nordområdene (f.eks. øst fra B), og andre barrierer (A) som må krysses for å få tilgang til det nordlige området. Modellene foreslår derfor å undersøke forstyrrelser i disse områdene, og om disse korridorene fortsatt er funksjonelle og/eller trenger restaurering/bevaring.

Det er interessant å merke seg at modellen for Forollhogna er den mest utfordrende, både med tanke på mangel på GPS-data og lokalkunnskap, og at området er unikt ut fra et vegetasjons- og topografisk perspektiv. Likevel presterte modellen rimelig bra, og gir informasjon som besvarer spørsmål fra lokalkjente. Modellene kunne for eksempel hjelpe med å forstå hvorfor det nordøstlige området ble brukt tidligere, hvorfor det ikke lenger brukes, og hvilke undersøkelser og avbøtende tiltak som bør gjøres hvis det er ønskelig å gjenopprette tilkoblingen.

Vær imidlertid oppmerksom på at dette bare er spekulasjoner basert på en analytisk prediksjon i et område uten data. Verifisering av dataene med lokalkjente og integrering av lokalkunnskap vil være nødvendig før videre diskusjoner.

## Referanser

*Merk: referanselisten for de statistiske kartene er gitt i rapporten Panzacchi et al 2022 og i Nett-Appen <https://www.nina.no/Naturmangfold/Hjortedyr/reindeermapsnorway>*

Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Myrnes, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400. 193 s

Myren, I. S. og Brænd, E. 2021a. Kunnskapsgrunnlaget for delnorm 3 i Snøhetta. Karthistorie, Norsk villreinsenter 2021. <https://storymaps.arcgis.com/stories/915d4ffe90c14e06b4ab3b211d687655>

Myren, I. S. og Brænd, E. 2021b. Kunnskapsgrunnlaget for delnorm 3 i Forollhogna. Karthistorie, Norsk villreinsenter 2021. <https://storymaps.arcgis.com/stories/8faceac701ab4efd9e1b02f25f9cd544>

Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., Stien, A., Solberg, E., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Andersen, R., Strand, O. 2022. Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreins leveområder, og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. Norsk institutt for naturforskning. ISBN: 978-82-426-4983-6



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

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

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

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4983-6

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger