

Evaluering av metoder brukt i overvåking av gaupe

Neri H. Thorsen
John Odden

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.

Evaluering av metoder brukt i overvåking av gaupe

Neri H. Thorsen
John Odden

Thorsen, N.H. & Odden, J. 2024. Evaluering av metoder brukt i overvåking av gaupe. NINA Rapport 2499. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, oktober 2024

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5312-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inger Maren Rivrud

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Jonas Kindberg (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2846|2024

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Susanne Kristin Hansen, Miljødirektoratet

NØKKELOORD

Gaupe, *Lynx lynx*, overvåking metode, evaluering, Norge, Sverige

KEY WORDS

Lynx, monitoring methods, evaluating, Norway, Sweden

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Thorsen, N.H. & Odden, J. 2024. Evaluering av metoder brukt i overvåking av gaupe. NINA Rapport 2499. Norsk institutt for naturforskning.

Stortinget har fastsatt et mål for antall årlige ynglinger av gaupe i Norge, og fordelt målet på åtte rovviltregioner. Bruk av presise bestandsmål forutsetter at vi har en årlig og presis overvåking. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt overvåker derfor bestandsstørrelse og bestandsutvikling hos gaupe i Norge gjennom registrering av familiegrupper (hunngaupe med unger) over hele landet. I denne rapporten evaluerer vi metodene som brukes i overvåkingen av gaupe og kommer med forslag til mulige endringer i metodikken på oppdrag fra Miljødirektoratet.

Det er unikt at vi hvert år forsøker å få tall på antall ynglinger av et stort rovdyr fra et så enormt areal som Skandinavia. Data fra merkede hunngauper og viltkamera viser at de fleste familiegruppene fanges opp av dagens overvåkingssystem. Dette er imponerende da store deler av overvåkingen gjennomføres av frivillige lokale folk som melder inn observasjoner.

Overvåkingen står imidlertid overfor utfordringer framover da klimaendringene kan føre til mindre og kortere snødekke i årene som kommer. Overvåkingen av familiegrupper av gaupe er avhengig av sporsnø, men en høy oppdagbarhet av familiegrupper kan fortsatt sikres ved bruk av nettverk av viltkamera, og mer bruk av aktivt søk etter familiegrupper fra SNO, NJFF og andre frivillige når snøforholdene er gode.

Vi viser at beregningen av antall familiegrupper med hjelp av avstandskriterier (AK) har sine svakheter, men det finnes i dag ingen realistiske alternativer til å beregne antall ynglinger for hele Skandinavia. Vi viser at presisjonen i beregningene er relativt god, men at den er avhengig av antall observasjoner i et område. Den største usikkerheten med bruk av AK er trolig knyttet til at AK forklarer tetthet av gaupe basert på områdebruk som i seg selv til en viss grad er påvirket av tettheten av gaupe. Denne usikkerheten kommer vi dessverre ikke utenom så lenge antallet familiegrupper beregnes fra observasjoner der vi ikke kan gjenkjenne individene. Vi mener man må se videre på forsøk med bruk av DNA for å gruppere eller skille observasjoner som et supplement til dagens metoder.

I dag grupperes familiegruppeobservasjoner manuelt. Vi presenterer her et skript som gjør grupperingen automatisk i programvaren R, og mener at dette bør bli en del av overvåkingen.

En del av oppdraget har vært å se om det er mulig å finne nye og bedre tilnærminger til dagens AK. Det har blant annet vært misnøye med dagens inndeling av Skandinavia i fire byttedyrkategorier. Vi har testet flere ulike tilnærminger, og utarbeidet nye forslag til AK på den beste modellen som baserer seg på antall skutt hjortevilt per arealenhet som en indeks på tetthet av byttedyr. De nye AK er utformet så de endrer seg kontinuerlige i det skandinaviske landskapet fra lave til høye tettheter av byttedyr. Det nye forslaget til AK forutsetter at grupperingen og beregningen av avstanden gjøres automatisk på samme framgangsmåte som er benyttet i denne rapporten. Det vil i praksis være umulig å gruppere manuelt med det nye forslaget til AK.

Neri H. Thorsen, John Odden, Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo.
Neri.Thorsen@nina.no. John.Odden@nina.no.

Abstract

Thorsen, N.H. & Odden, J. 2024. Evaluation of methods used in lynx monitoring. NINA Report 2499. Norwegian Institute for Nature Research.

The Norwegian Parliament has set a population goal for lynx reproduction in Norway and distributed this on eight carnivore management regions. Accurate population management requires precise and annual monitoring. Therefore, the national monitoring program for large carnivores tracks lynx population size and trends through the registration of family groups (females with cubs) across the country. This report evaluates the current monitoring methods and proposes potential methodological changes as commissioned by the Norwegian Environment Agency.

It is unique to attempt to estimate the number of annual reproductions of a large carnivore over such a vast area as Scandinavia. Independent data from collared female lynx and camera traps indicate that most family groups are detected by the current monitoring system. This is particularly impressive given that much of the monitoring is carried out by local volunteers who report observations.

However, the monitoring system faces challenges as climate change is expected to reduce the duration and extent of snow cover in the coming years. High detection rates of family groups can still be maintained through increased use of camera trap networks and more active searching by the Norwegian Nature Inspectorate (SNO), the Norwegian Association of Hunters and Anglers (NJFF), and other volunteers when snow conditions are favorable.

We acknowledge that calculating the number of family groups using AK has limitations, but there are currently no realistic alternatives for estimating annual reproductions across Scandinavia. The precision of these estimates depends on the number of observations in an area, and the greatest uncertainty lies in that lynx movement is influenced by lynx density. This inherent uncertainty persists as long as we estimate family group numbers from observations without identifying individual lynx. Further exploration of using DNA to group or differentiate observations as a supplement to current methods is recommended.

Currently, family group observations are grouped manually. We present an R script for automatic grouping and suggest that this should be integrated into the monitoring process as soon as possible.

Part of this project was to explore new and improved approaches to the current AK. Dissatisfaction has been expressed with the current division of Scandinavia into four prey categories. We have tested various approaches and developed new AK models based on the number of harvested deer per unit area as an index of prey density. The proposed new AK model continuously adjusts across the Scandinavian landscape from low to high prey densities. This new AK model requires automatic grouping and distance calculation in the same manner as used in this report, making manual grouping infeasible.

Neri H. Thorsen, John Odden, Norwegian Institute for Nature Research, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway. Neri.Thorsen@nina.no. John.Odden@nina.no.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract.....	4
Innhold	5
Forord.....	7
1 Innledning.....	8
2 Evaluering av oppdagbarhet av familiegrupper.....	9
2.1 Snøforhold.....	9
2.2 Befolkningstetthet og tilgjengelighet.....	10
2.3 Data på oppdagbarhet av merkede familiegrupper.....	11
2.4 Scandcam – evaluering av gaupeovervåking med viltkamera	12
2.5 Søkeinnsats fra SNO og NJFF.....	14
2.6 Anbefalinger og tiltak for å øke oppdagelsen av familiegrupper.....	15
3 Kriterier for familiegruppeobservasjon.....	17
3.1 Sporobservasjoner	17
3.2 Foto og film.....	17
3.3 Døde gaupeunger og synsobservasjoner.....	18
3.4 Anbefalinger	18
4 Beregning av antall familiegrupper.....	19
4.1 Hunngauper med og uten unger	19
4.2 Effekt av antall observasjoner på presisjonen i bestandsestimatet	21
4.2.1 Framgangsmåte	21
4.2.2 Resultater og evaluering av simuleringene.....	24
4.2.3 Diskusjon simuleringsresultater.....	28
4.3 Alternative måter å beregne antall familiegrupper	29
4.3.1 Områdeinventering.....	29
4.3.2 DNA.....	29
4.3.3 Individgjenkjenning av gauper fra bilder	30
4.4 Utfordringer med tetthetsavhengig områdebruk og overlapp mellom revir	30
4.5 Prioriteringer og innsats i felt hos SNO	31
4.6 Oppsummering og anbefalinger.....	32
5 Automatisering av gruppering etter dagens AK.....	33
5.1 Utfordringer med gruppering med AK	33
5.2 Framgangsmåte for automatisering av AK	33
5.3 Sammenligning av antall grupperte familiegrupper i Rovbase med automatisert skript.....	34
5.4 Anbefalinger og tiltak	35
6 Forslag til nye AK.....	36
6.1 Økologisk avstand vs. luftlinje.....	36
6.2 Forslag til nye AK	38
6.2.1 Metode.....	38
6.2.2 Resultater og diskusjon.....	40
6.2.3 Tamrein.....	45
6.2.4 Anbefaling til nye AK.....	47
7 Sluttord.....	48

8 Referanser.....	49
9 Vedlegg.....	52
9.1 GIS og forberedelse av kartlag for ny AK.....	55
9.2 Metode: Kort om bevegelsesmodeller og «path selection».....	56

Forord

Rovdata fikk i oppdrag fra Miljødirektoratet, innenfor rammen av det nasjonale overvåkingsprogrammet signert 2022, å evaluere den gjeldende organisering og metodiske tilnærmingen i gaupeovervåkningen. Evalueringen skulle videre inneholde konkrete forslag til eventuelle endringer, herunder bruk av ny dynamisk AK.

Stor takk til Göran Bergqvist fra Svenska Jägarförbundet for å ha gitt oss nye data på skutte hjortevilt i Sverige. I utviklingen av nye AK har vi også benyttet data på forflytning fra radiomerkede gauper fra forskningsprosjektet Scandlynx som er i regi av NINA og SLU, og data på skutte hjortevilt i Norge fra Statistisk sentralbyrå.

Stor takk til Jenny Mattisson for gode innspill, og Inger Maren Rivrud for kvalitetssikring av rapporten.

Oktober 2024
Neri H. Thorsen

1 Innledning

Stortinget har fastsatt et mål på hvor mange årlige ynglinger vi skal ha i Norge, og videre fordelt bestandsmålet på 8 rovviltregioner (Anonym 2003). Bestandsmålet for hele Norge er 65 ynglinger av gaupe. Bruk av presise bestandsmål forutsetter at vi har en årlig og presis overvåking. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt overvåker derfor bestandsstørrelse og bestandsutvikling hos gaupe i Norge gjennom registrering av familiegrupper (hunngaue med unger) over hele landet (www.rovdata.no). I Norge har vi overvåket antall familiegrupper siden 1996, og siden 2012 har Norge og Sverige benyttet samme metodikk for overvåking av gauper (Kjørstad et al. 2012).

De store rovdyrene er generelt krevende å telle. De er øverst i næringskjeden, og lever derfor under lave tettheter og har store leveområder. Gaupa er ikke noe unntak. Voksne hunngauper beveger seg over arealer som varierer fra noen hundre til over tusen kvadratkilometer (Aronsson et al. 2016, Herfindal et al. 2005, Linnell et al. 2001, Linnell et al. 2021).

Overvåkingsmetodikken er beskrevet i detalj på Rovdata sine nettsider (www.rovdata.no). **Figur 1** viser en oversikt over overvåkingssystemet fra en observasjon er gjort i felten til antall familiegrupper har blitt beregnet av Rovdata. I korte trekk så akkumuleres observasjoner av familiegrupper gjennom registreringsperioden fra 1. oktober til ut februar måned. Observasjonene er spor etter flere gauper i snøen, døde gaupeunger, synsobservasjoner gjort av feltpersonell fra SNO og bilder av familiegrupper. Observasjonene kontrolleres og verifiseres av Statens naturoppsyn (SNO) og legges inn i den skandinaviske databasen Rovbase (www.rovbase.no). Det brukes såkalte avstandskriterier (AK) til å skille eller gruppere observasjoner av familiegrupper. Avstandskriteriene er basert på gjennomsnittlig maksimale forlytningsavstander til merkede hunngauper i Skandinavia, og de ble sist revidert i 2013 (Gervasi et al. 2013, Linnell et al. 2007). Ut fra analyser av gaupenes forflytning, og hva som best forklarer variasjonen i forflytningsavstand hos hunngauper, er Skandinavia delt inn i fire ulike byttedyrkategorier med hvert sitt sett av AK (Gervasi mfl. 2013). Lengden på avstandskriteriene varierer med antall døgn mellom observasjonene, og det skilles mellom dynamiske og en statisk avstandsregel. De dynamiske avstandskriteriene tar utgangspunkt i den maksimale avstanden (i luftlinje) som hunngauper forflytter seg fra en dag til de ti påfølgende dagene. Det statiske avstandskriteriet gjelder når det er mer enn ti dager mellom observasjonene, og vil i praksis representere ytterpunktene i et hjem-meområde for en hunngaue med unger.

I denne rapporten gjør vi en evaluering av metodene som brukes i overvåkingen av gaupe og kommer med forslag til mulige endringer i metodikken. Mer spesifikt vurderer vi hva som kan påvirke oppdagbarheten av familiegrupper. Vi ser på dagens kriterier for godkjenning av familiegruppeobservasjoner, og vi vurderer hva som påvirker gruppering av observasjoner med AK. Til slutt kommer vi med forslag til en automatisk gruppering av familiegrupper, og konkrete forslag til nye AK for Skandinavia.



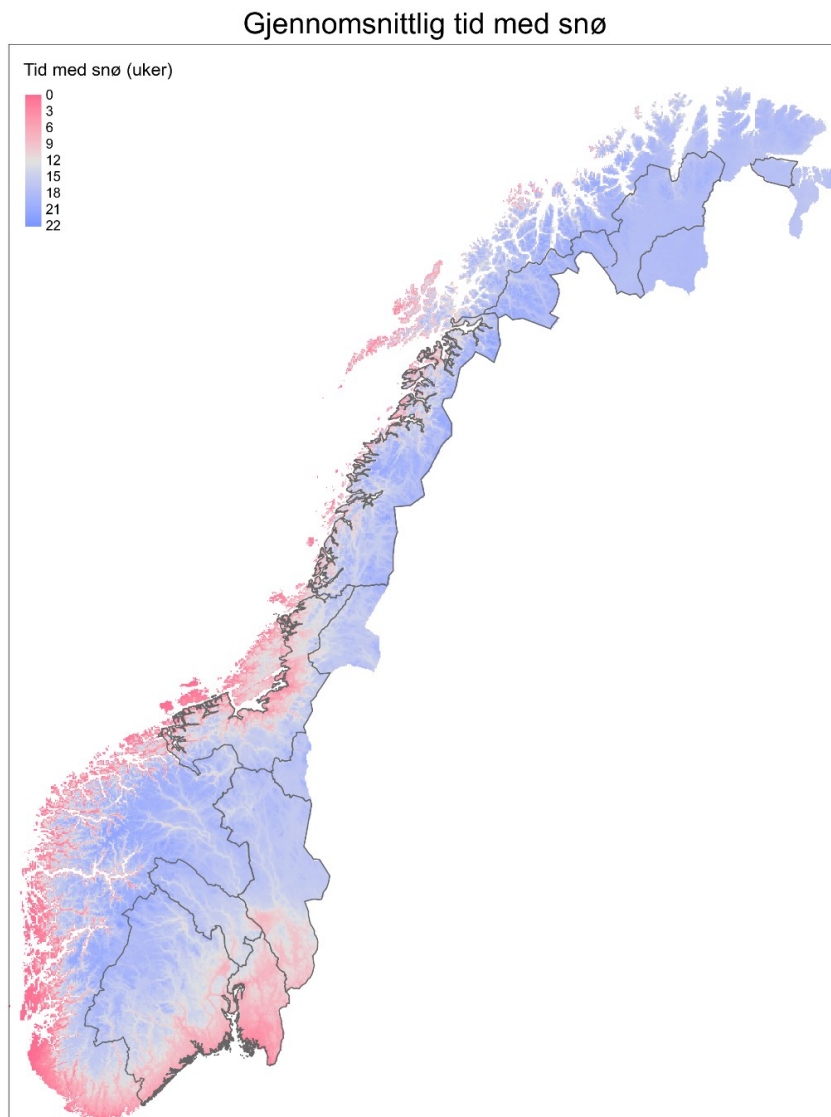
Figur 1. Flyttdiagram som viser overvåkingssystemet fra en observasjon i felt til antall familiegrupper har blitt beregnet av Rovdata.

2 Evaluering av oppdagbarhet av familiegrupper

Overvåkingssystemet i Norge er i stor grad basert på lokal medvirkning der publikum skal rapportere inn familiegruppeobservasjoner til SNO i registreringssesongen. Det må være flere faktorer til stede for at en familiegruppeobservasjon rapporteres inn: 1) det må være ei familiegruppe til stede, 2) det må være sporingsforhold (gjelder ikke ved bruk av viltkamera), 3) området familiegruppa bruker må være tilgjengelig for publikum og 4) det må være en rapporteringsvilje hos publikum. Lav oppdagbarhet av familiegrupper vil gi en underestimert avstanden. Innsatsen som legges ned i forbindelse med å samle inn familiegruppeobservasjoner i registreringssesongen bør derfor være så høy som praktisk mulig og fordelt ut i hele gaupas utbredelsesområde. I dette kapitlet gjennomgår vi tilgjengelige data på oppdagbarhet av familiegrupper, og diskuterer hva som kan påvirke dette.

2.1 Snøforhold

Antall dager med snø hver vinter påvirker vår evne til å finne spor etter familiegrupper. Beregninger fra NVE viser at den gjennomsnittlige snødybden vil synke i årene som kommer (Saloranta & Andersen 2018). Dette vil medføre at områder som allerede har korte perioder med brukbare sporingsforhold sannsynligvis vil få en enda kortere periode hvor det er praktisk mulig å registrere familiegrupper på sporsnø. I enkelte områder og år vil muligheten til å dokumentere familiegrupper på sporsnø utgå helt. **Figur 2** viser gjennomsnittlig antall uker med snø i registreringsperioden for gaupe fra 2010 til 2022. Dette kartet viser at enkelte områder har man ned mot 3 uker til å registrere familiegrupper i gjennomsnitt. I tillegg er det en forutsetning at snøforholdene er slik at gaupene setter spor på snøen og at disse sporene ikke føyer igjen. Kartet i **Figur 2** representerer derfor maksimalt tidsrom det er mulig å dokumentere familiegrupper ved hjelp av spor i snøen. Alternativene til overvåking når snøen forsvinner er i hovedsak viltkamera (se nedenfor). Innsamling av DNA fra gaupe er mer utfordrende enn de andre store rovdypene siden gaupa gemmer avføringen sin.



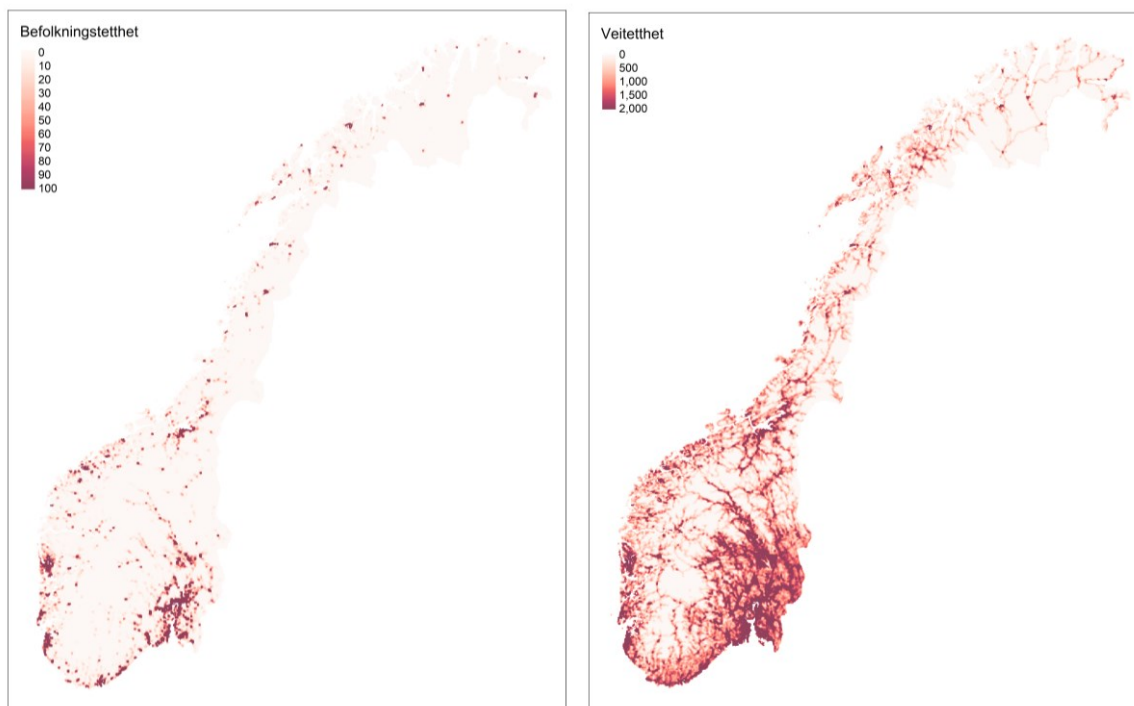
Figur 2. Kart over gjennomsnittlig antall uker med mer enn 5 cm snø for registreringssesongene 2010 til 2022. Forvaltningsområdene til de 8 ulike rovviltregionene er avgrenset i kartet. Snødata fra SeNorge.no.

2.2 Befolkningstetthet og tilgjengelighet

Norge er et langstrakt land med stor variasjon i befolkningstetthet og hvor tilgjengelig utmarka er. Dette vil trolig påvirke oppdagbarheten til familiegrupper. I områder med lite folk og infrastruktur kan det være mindre sannsynlig at familiegrupper blir oppdaget av publikum. **Figur 3** viser befolkningstettheten og veitettheten i Norge. Kartet viser at det er i fylkene Nordland, Troms og Finnmark hvor tilgjengelighet og lav befolkningstetthet kan gjøre det utfordrende å fange opp familiegrupper av gaupe i enkelte områder. Gauper har store leveområder, og de største leveområdene finner vi i Nord-Norge (Aronsson et al. 2016, Linnell et al. 2001, Linnell et al. 2021). De aller fleste familiegrupper i Norge vil derfor likevel bevege seg i områder der også mennesker ferdes.

I områder med svært høy befolkningstetthet kan det også være krevende å finne spor etter gauper da snøen raskt kan bli «forurensset» av spor etter hunder og mennesker. Det kan også være andre faktorer som bestemmer om det er en vilje i befolkningen til å rapportere inn familiegrupper

av gaupe. Holdningen til rovdyr som gaupe varierer mye i ulike deler av befolkningen (Krange & Figari 2024) og det er konflikter knyttet til størrelse på bestandsmål og kvotejakt på gaupe. Lav tillit til forvaltningsmyndighetene kan føre til at folk unnlater å rapportere. I dag er det slik at det ikke blir gjennomført kvotejakt på gaupe hvis bestandsmålet i regionen ikke er nådd. Det kan være at i miljøer der naturvern står sterkt, så kan det være sosiale normer som oppmuntrer til ikke å rapportere inn observasjoner av familiegupper av gaupe. Jegermiljøer vil derimot ha sterke insentiv til å rapportere observasjoner.



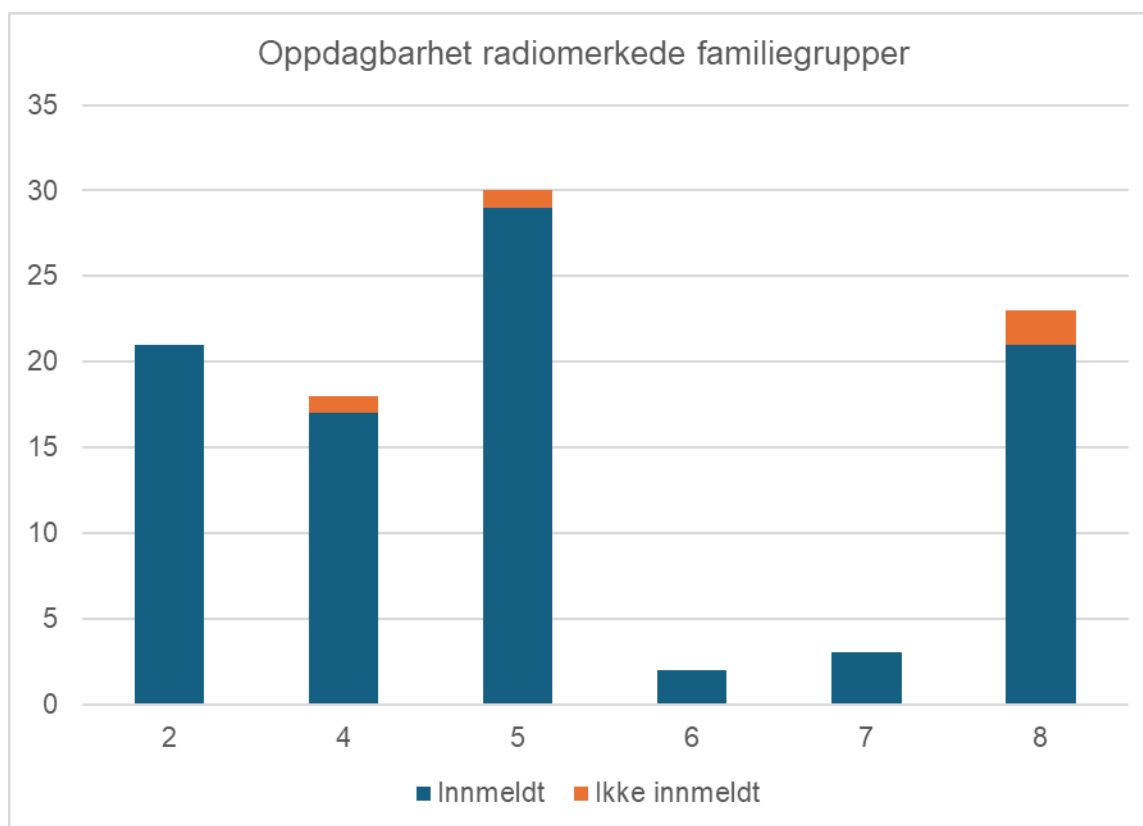
Figur 3. Kart over befolkningstetthet (mennesker per km²) (venstre) og veitetthet (høyre). Verdiene er kuttet ved 100 mennesker per km² (verdier over 100 mennesker per km² er vist som 100) og 2 000 meter vei per km² innen 2,5 km radius. Data fra Felles KartdataBase (geonorge.no).

2.3 Data på oppdagbarhet av merkede familiegupper

Forskningsprosjektet Scandlynx har fulgt hunngauper med radio- og GPS-sendere i Norge og Sverige siden 1995 ([SCANDLYNX \(nina.no\)](https://scandlynx.nina.no)). Et av målene med forskningen til prosjektet har vært å evaluere overvåkingsmetodikken. Ved å følge hunngauper med unger der hunngaupa eller en av ungene er merket har vi fått et mål på andelen av familiegupper som blir meldt inn til SNO i løpet av vinteren.

Dataene fra disse gaupene indikerer at de fleste familiegroppene blir registrert. Prosjektet har fulgt hunngauper med unger i Norge i til sammen hele eller deler av 97 vintre (50 individer). 93 av disse (96%) ble registrert minst én gang i løpet av registreringssesongen (**Figur 4**). Totalt sett er en oppdagbarhet på 96% svært imponerende. Vi kan imidlertid ikke utelukke at forskningsprosjektets aktivitet har ført til mer oppmerksomhet rundt overvåkingen, og at dette kan ha ført til en høyere vilje til innmelding av familiegupper. Det bør også merkes at overvåkingen av gaupe har endret seg en del i denne perioden.

Av de merkede familiegruppene som ikke ble meldt inn til SNO var tre i relativt lite befolkede områder i Finnmark (2) og Østerdalen (1), mens en familiegruppe oppholdt seg i tett befolkede områder i Østmarka ved Oslo.



Figur 4. Andelen radiomerkede familiegrupper fra forskningsprosjektet Scandlynx som ble registrert i ulike regioner i Norge i perioden 1995 til 2024. Tallene under kolonnene referer til de ulike Rovviltregionene familiegruppene ble merket i.

2.4 Scandcam – evaluering av gaupeovervåking med viltkamera

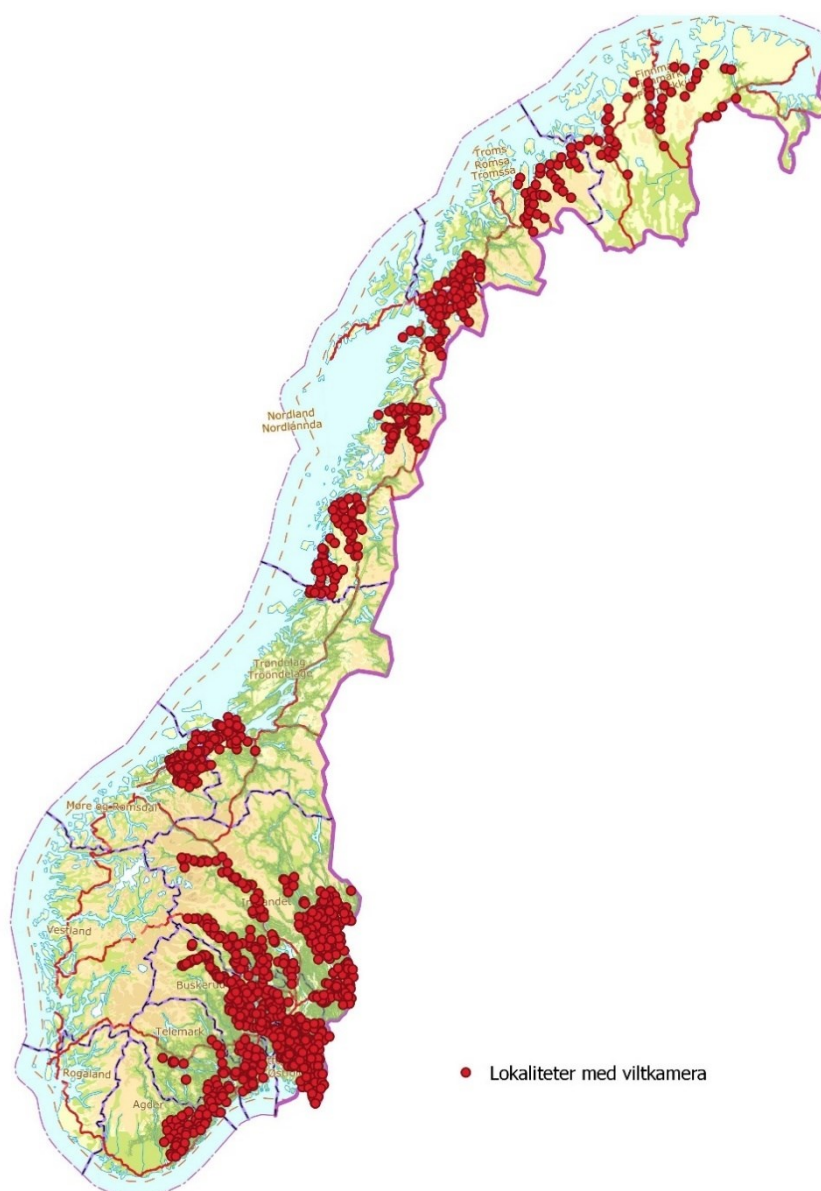
Forskningsprosjektet Scandcam (<https://viltkamera.nina.no/>) startet i 2010 for å evaluere oppdagbarheten av familiegrupper ved hjelp av viltkamera. Prosjektet startet i et studieområde sørøst for Oslo, og er siden utvidet til å omfatte deler av alle sju roviltregioner som har mål om å ha familiegrupper av gaupe. Siden 2010 har prosjektet hatt viltkamera utplassert på 2800 lokaliteter (Odden 2015), **Figur 5**). I studieområdene monteres et viltkamera per 50-100 kvadratkilometer for å sikre at alle gauper i bestanden har en viss sannsynlighet for å bli oppdaget. Kameraene plasseres på steder hvor det forventes at gaupene ferdes.

Observasjoner av familiegrupper på Scandcams viltkameraer blir registrert i Rovbase, og inngår som en del av grupperingen av familiegrupper gjort av Rovdata på lik linje med andre godkjente observasjoner. I studieområdene har vi gjennomført en analyse av antall nye familiegruppeobservasjoner som Scandcam sine kamera oppdaget som ikke ellers hadde blitt oppdaget av den tradisjonelle overvåkingen.

Scandcam har fram til og med vinteren 2023/2024 fanget opp 236 observasjoner av familiegrupper. Observasjoner av familiegrupper på Scandcam sine viltkameraer økte antallet registrerte familiegrupper med 13 familiegrupper i alle studieområdene samlet. Det totale antallet grupperte familiegrupper i Scandcam sine studieområder var 142 grupper (129 uten Scandcam). De fleste

av disse 13 er sannsynligvis familiegrupper som ellers ikke ville blitt oppdaget, men noen kan også skyldes at flere observasjoner av den samme familiegruppa fører til at antallet familiegrupper overestimeres med AK (se kap. 4.2).

I områder med gode sporingsforhold, interesserte personers som melder inn spor, og god tilgjengelighet, vil trolig snøsporing gi tilstrekkelig med familiegruppeobservasjoner. Utfordringene oppstår når snøvintrene blir mer uforutsigbare med lite eller ingen snø og vekslende temperatur eller vind som ødelegger sporsnøen. Slike vintre vil ikke bare påvirke det enkelte årets bestandsestimat, men også de to påfølgende årene siden forvaltningen opererer med et 3-års gjennomsnitt. Vi ser også at Scandcam sine viltkameraer øker antallet grupperte familiegrupper i områder med mye snø, f. eks i Oppland og Hedmark. Dette kan skyldes observatørtretthet eller at flere familiegrupper enn som er til stede blir gruppert etter AK (evt. overestimering).



Figur 5. Kartet viser lokaliteter (røde prikker) der Scandcam har hatt viltkamera utplassert i perioder siden 2010.

2.5 Søkeinnsats fra SNO og NJFF

Norges jeger og fiskerforbund (NJFF) driver årlig med aktivt søk etter familiegrupper etter oppdrag fra Miljødirektoratet. Dette foregår ved at personell som leter etter gaupespor registrerer hvor de har søkt etter spor, og alle spor etter familiegrupper rapporteres til SNO. **Tabell 1** viser innsatsen og antall observasjoner som har kommet inn via NJFFs aktive søk. Generelt er det god innsats av NJFF, og mellom 11 og 21% av observasjonene av familiegrupper per år har kommet i forbindelse med deres søkeinnsats. Det er likevel rom for forbedringer. I noen regioner finnes det områder hvor det kunne vært lagt ned større innsats, og søket kunne vært mer spredt utover innen regionene.

Det er to strategier for hvordan NJFF kan gjøre et aktivt søk. (1) Spre søkeinnsatsen utover i landskapet for å søke i mange forskjellige områder eller (2) de kan gjennomføre søk på den samme «runden» gjentatte ganger helt til det dokumenteres familiegruppe av gaupe. Hvilken av strategiene som fungerer best vil avhenge av lokale forhold. Dersom det allerede er registrert familiegruppe et sted, så kan det lønne seg å rette innsatsen inn mot et annet område.

Tabell 1. Søkeinnsats, sporobservasjoner og antall dokumenterte observasjoner av familiegrupper fra NJFF. Prosentandel av det totale antallet observasjoner er angitt i parentes. Dataene er hentet fra tidligere bestandsstatus rapporter fra Rovdata.

År	Lengde søk (km)	Observasjoner NJFF	Dokumenterte obs. NJFF	Dokumenterte obs totalt
2022	8262	70	33 (11%)	308
2021	8697	43	33 (13%)	245
2020	9081	99	47 (19%)	250
2019	7155	68	26 (12%)	220
2018	9191	82	41 (20%)	201
2017	9768	73	34 (15%)	224
2016	10967	36	22 (11%)	199
2015	12259	60	35 (21%)	167

SNO gjør også aktivt søk etter familiegrupper av gaupe. Dette skjer enten som egne søk etter gaupe eller ved at de også søker etter gaupe når de er ute på andre oppdrag. Søk dokumenteres gjennom at aktivitetsloggene på GPS'ene registreres i Rovbase. **Tabell 2** viser vi dekningsgraden til SNO og NJFFs aktivitetslogger. SNO registrerer aktivitetslogger når dem er ute på oppdrag i forbindelse med sporing. Vi har benyttet disse og regner med at eventuelle familiegrupper av gaupe ville blitt dokumentert i forbindelse med andre feltoppdrag. Vi har benyttet en buffer på 5 km rundt hver aktivitetslogg. Dersom disse aktivitetsloggene gjøres på snø som er 1-2 dager gammel og vi antar at familiegruppene har gått 5-10 km på denne tiden, bør denne bufferen gi en indikasjon på hvor stort område som dekkes av disse sporloggene.

Tabell 2. Dekningsgrad for aktivitetslogger fra SNO og NJFF. Dekningsgrad er angitt som prosent av forvaltningsområdet eller Norge (uten gamle Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane) som er dekket med aktivitetslogger. Rundt hver aktivitetslogg har vi lagt en buffer på 5 km. Vi har gjort dette for sporloggene til SNO og NJFF hver for seg og der sporloggene har blitt samlet (de to siste kolonnene) før bufferen ble lagt til. Merk derfor at summen av dekningsgraden til NJFF og SNO ikke tilsvarer det som står i de kolonnene der sporloggene har blitt samlet.

År	SNO forvaltningsområdet	SNO Norge	NJFF forvaltningsområdet	NJFF Norge	Samlet forvaltningsområdet	Samlet Norge
2015	12	10	22	17	32	24
2016	10	9	17	13	24	20
2017	12	10	17	12	26	20
2018	16	12	17	14	29	23
2019	17	14	14	10	26	21
2020	17	12	16	12	28	22
2021	18	14	11	9	25	20
2022	26	20	15	11	36	28

2.6 Anbefalinger og tiltak for å øke oppdagelsen av familiegupper

I Norge er det politiske føringer om å ha en stor grad av lokal medvirkning i overvåkingen av store rovdyr, og tilfeldige innmeldte observasjoner av familiegupper fra publikum er dagens primærmetode. Det finnes lite informasjon om den lokale innsatsen i områder uten innmeldinger. I områder hvor rapporteringsinnsatsen mistenkes å ha vært lav (lav dekningsgrad) over tid, er det flere metoder som kan benyttes for å øke oppdagelse av familiegupper.

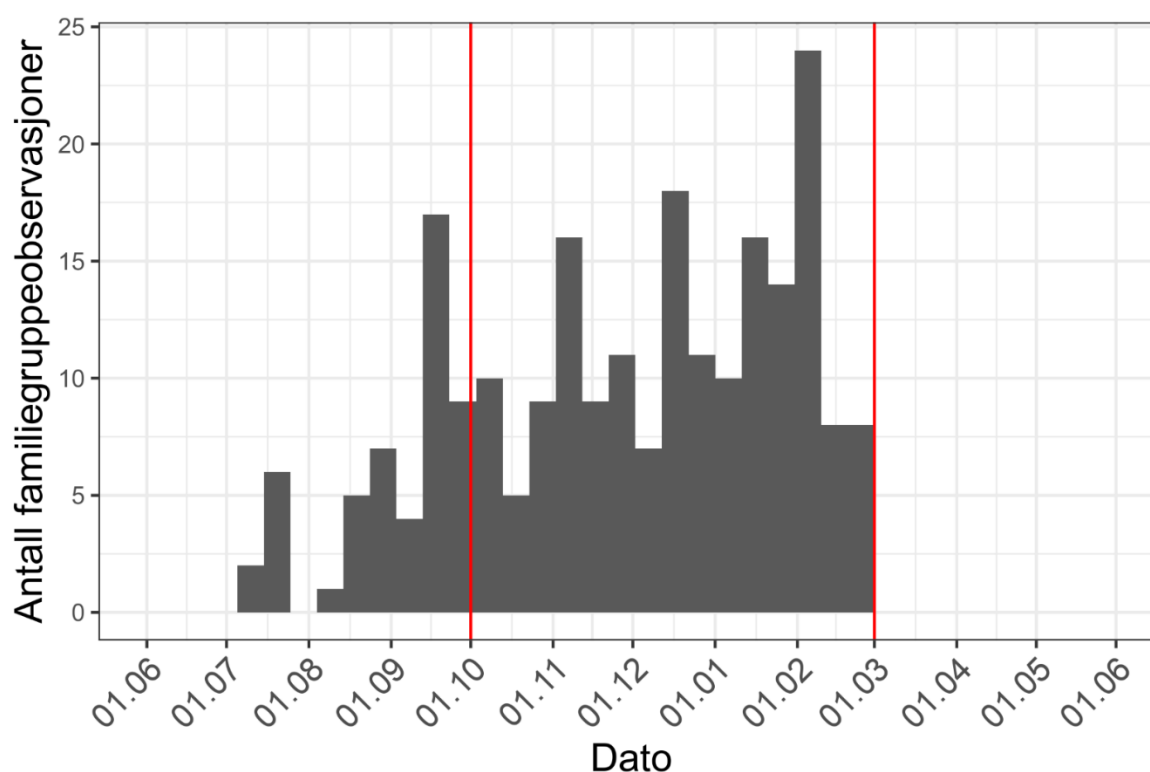
(i) Scandcam har vist at nettverk av viltkamera vil fungere som et supplement til dagens overvåking, og prosjektet har i 2024 ca. 1000 viltkamera i hele eller deler av seks av de åtte rovviltregionene. Et nettverk av viltkamera krever ikke snø, og gir også data på bestandsutvikling og utbredelse til en rekke andre pattedyrarter. Nettverk av viltkamera over hele gaupas utbredelsesområde er ressurskrevende.

(ii) Områdeinventering kan også være en supplerende metode i enkelte områder og år i Skandinavia der landskap og snøforhold tillater dette. Områdeinventering er at man forsøker å gjenomsøke store sammenhengende områder etter familiegupper innenfor samme korte tidsrom. Søkene skjer som regel langs bestemte takseringslinjer, og familiegroppene særskilles eller grupperes i felt etter egne kriterier. Metoden krever innsats fra og koordinering av mange personer, og stabile snøforhold i løpet av den perioden inventeringen gjennomføres. Metoden har tidligere vist seg å være vanskelig å gjennomføre i en del områder på grunn av ustabile snøforhold. Dersom denne metoden benyttes, er det en stor fordel om innsatsen kan dokumenteres med sporlogger fra GPS.

(iii) I noen regioner fungerer søket til NJFF godt, mens i andre regioner finnes det områder hvor det kunne vært lagt ned større innsats. I områder hvor rapporteringsinnsatsen har vært lav vil det også kunne gjennomføres ytterligere aktivt søk etter familiegupper fra SNO ved hjelp av snøskuter eller helikopter. SNO gjennomfører aktivt søk i hovedsak i de nordlige delene av landet, og dette kan med fordel benyttes i større grad i andre deler av landet. Aktivt søk av Länsstyrelsen er den viktigste metoden benyttet i Sverige.

(iv) Dusør kan føre til økt registrering, og dette er benyttet i noen regioner. Ordningen fungerer slik at personer får dusør hvis de er den første til å innrapportere en familiegruppe som kan dokumenteres. Effekten av ordningen med dusør er ikke evaluert så vidt oss bekjent.

Et generelt tiltak som kan øke oppdagbarheten til familiegrupper i hele landet er å utvide registreringsperioden i forkant. Med et økende antall viltkameraer så vil det oftere dukke opp familiegruppeobservasjoner før 1. oktober (**Figur 6**). Ved å flytte registreringsperioden til f.eks. 1. juni, så kan også disse observasjonene inkluderes i overvåkingen. En utvidelse av perioden er ikke uproblematisk da dagens omregningsfaktorer for beregning av total bestand er basert på et estimat av antall familiegrupper før kvotejakta starter 1. februar hvert år (Andren et al. 2002). Vi har kunnskap om at det er høy dødelighet på gaupeunger det første året (Andren et al. 2002, Andren et al. 2006, Mattisson et al. 2022), men vet ikke sikkert når dødeligheten skjer. Vi mistenker at mye av dødeligheten skjer tidlig. Utvider vi registreringsperioden i forkant vil dermed en større andel av ungekullene i familiegruppene ikke være i live 1. februar, og omregningsfaktoren vil overestimere antall individer.



Figur 6. Antall familiegruppeobservasjoner gjennom året fra Scandcam sine kameraer fram til og med vinteren 2022. Vi har ekskludert observasjoner i perioden 1. mars og 1. juni. Røde linjer viser start og slutt på registreringsperioden.

3 Kriterier for familiegruppeobservasjon

I dette kapittelet gjennomgår vi kriteriene som brukes til å godkjenne en familiegruppeobservasjon som dokumentert observasjon. Dokumentert eller antatt sikker observasjon regnes som godkjente observasjoner og inkluderes i beregningen av antall familiegrupper. De gjeldene kriteriene ble fastsatt av en arbeidsgruppe bestående av erfarne forvaltere, forskere og feltpersonell fra Statens naturoppsyn og Länsstyrelsen i Sverige (Kjørstad et al. 2012). I fastsettelse av kriteriene var det en avveining mellom risikoen for å inkludere familiegruppeobservasjoner som faktisk ikke er en familiegruppe mot risikoen for å ekskludere en observasjon som faktisk er en familiegruppe. Det er fire alternative måter å dokumentere en familiegruppeobservasjon på. Disse er sporobservasjoner (1), foto eller film (2), død eller ivaretatt unge (3) og synsobservasjon (4).

3.1 Sporobservasjoner

Voksne gauper er ensliglevende med unntak av mordyr med unger. Hanner og hunner møtes i hovedsak (men ikke bare) i forbindelsen med parringen i mars. Spor etter to eller flere gauper sammen vil derfor i de fleste tilfeller være en hunngaue med en unge fram til mars måned. Det hender imidlertid at gauper møtes eller sporer hverandre også utenom brunsten. I tillegg kan enslige gauper gå i eget spor på vei mellom kadaver og dagleie.

Det er derfor laget kriterier for hvor langt man må spore for at observasjonen skal kunne godkjennes som en familiegruppe. Kriteriene skiller på sporingslengde mellom to og tre dyr sammen. Dersom det er minst tre gauper så er det tilstrekkelig med én km lang sporing, men dersom det er to gauper må det spores i tre km med mindre det er sportegn som viser hopp og leik. Kan sportegn som viser leikatferd fra ungen dokumenteres så holder det at sporingen er én km lang. I tillegg må sporene gå i samme retning og være avsatt til samme tid. For at sporingen skal godkjennes må også GPS-logg på sporingen og foto som viser artsspesifikke karakterer og spor-delinger registreres i Rovbase.

Gaupene i en familie går ofte i hverandres spor. Hvor ofte sporene til familiegrupper splitter avhenger trolig av snødybde. Hva feltpersonellet tolker som leik ut fra sporene vil trolig også variere fra person til person. Det kan i enkelte områder være arbeidskrevende å spore tre kilometer på to dyr, noe som kan gjøre det utfordrende å dokumentere familiegrupper med kun én unge. Det finnes ikke data som gjør det mulig å vurdere konsekvensene av å redusere sporingslengden på to dyr eller evaluere kriteriene for dokumentering av sporobservasjoner. Disse dataene kan kun samles inn gjennom snøsporing av GPS-merkede gauper med og uten unger.

3.2 Foto og film

Arbeidsgruppen laget også kriterier for at fotoobservasjoner skal kunne godkjennes som en dokumentert familiegruppeobservasjon. For at en observasjon skal godkjennes som familiegruppe må bildet eller filmen vise (a) to gauper med tydelig størrelsesforskjell og de skal ikke passere mer enn 10 minutter etter hverandre eller (b) være en observasjon av en gaupeunge som viser den typiske korte og runde kroppen eller tydelig leikoppførsel. Dersom observasjonene kommer fra publikum skal originalfoto benyttes, datoinnstillinger kontrolleres, stedet undersøkes i felt og kopi av foto eller film være hos SNO eller Länsstyrelsen innen 1. april.

Det er utfordrende å finne helt objektive kriterier for å tolke alder og kjønn på gauper ut fra bilder. Tidlig i registreringssesongen er det enklere å identifisere gaupeunger både basert på størrelse og kroppsbygning. Det er stor forskjell på mor og ungene. Mot slutten av registreringssesongen blir ungene større, og det kan være vanskeligere å se forskjell om bildet viser en hunngaue med unge eller en hanngaue sammen med en hunngaue. Det er sjelden at hanngauper er

sammen med hunngaupene utenom parringen, men data fra forskningsprosjektene Scandlynx og Scandcam har vist at det forekommer jevnlig (Mattisson et al. 2011).

Den vanskeligste vurderingen som gjøres er vurdering av bilder og film av en enslig gaupeunge. Har man bilder av god kvalitet kan man med rimelig grad av sikkerhet skille årsunger fra voksne på kroppsfasong og størrelse, men som sagt over blir vurderingen vanskeligere utover sesongen. Tolkning vil være enklere hvis man har tilgang til referansebilder der man ser målestokk, eller eventuelt foto av andre gauper eller arter med samme viltkamera.

I tvilstilfeller sendes bildeobservasjonene til en ekspertgruppe som består av erfarne folk fra overvåkingsarbeidet i Norge og Sverige. Personene i ekspertgruppen vurderer hver for seg om de mener bildene viser familiegruppe eller ei, og en flertallsavgjørelse blir tatt på om observasjonen kan godkjennes.

Det er, og vil alltid være, en grad av skjønn i vurderingen av bildeobservasjoner av familiegrupper, og vi ser i dag ingen alternativer til dagens system for vurdering. Den eneste mulige objektive evalueringen av kriteriene for fotodokumentasjon, slik vi ser det, må være gjennom foto av gauper med GPS-sender. Med slik fotodokumentasjon vi kan sette opp en test som undersøker hvor seint i sesongen det faktisk er mulig å skille familiegrupper fra voksne gauper som går foran kameraene.

3.3 Døde gaupeunger og synsobservasjoner

Døde gaupeunger registreres fram til 31. mars og inngår i observasjonene som benyttes til å beregne antall familiegrupper. Alderen på en død gaupeunge kan fastslås med sikkerhet. I de fleste tilfellene er ungen sammen med mora når de dør i dette tidsrommet, men noen unger kan være enslige. Disse kan ha splittet fra moren eller moren kan ha dødd.

I dag antar man at disse enslige ungene fortsatt var innenfor oppvekstområdet sitt og observasjonene kan dermed benyttes på lik linje med andre observasjoner av familiegrupper. I noen tilfeller kan disse ungene ha forlatt reviret til moren før de dør, og de kan bli registrert som en ny familiegruppe. Samelius mfl. (2012) studerte spredningsmønstre hos 120 radiomerkede gaupeunger i Skandinavia. De så at hanngauper spredte seg lengre enn unge hunner, og at gauper sør i Skandinavia forlot mødrene tidligere enn gaupene lengre nord. I alle studieområdene startet noen av gaupeungene spredningen før registrerings sesongen var over, og andelen av unger som startet spredningen synes å være større i sør. I tillegg til å ha startet spredningen, må også gaupeungen bli skutt eller bli funnet død på andre måter (påkjørslar). Antageligvis har ikke dette så stor betydning i praksis da er sjeldent at en familiegruppe beregnes på bakgrunn av kun én enkelt observasjon av en skutt unge.

Synsobservasjoner av familiegrupper uten fotodokumentasjon godkjennes kun når den er gjort av felpersonell fra SNO eller LST. Dette gjelder få observasjoner og vi ser ingen grunn til å endre ordningen.

3.4 Anbefalinger

Kriteriene som brukes til å godkjenne en familiegruppeobservasjon som en dokumentert observasjon ser i stor grad ut til være hensiktsmessige, men vi ser at det kan være arbeidskrevende å spore familiegrupper i opptil tre km for å få godkjent en observasjon på to dyr. Hvis denne avstanden skal reduseres bør det spores på merkede gauper med og uten unger for å undersøke risikoen for at enslige gauper som går i hverandres spor registreres som en familiegruppe.

4 Beregning av antall familiegrupper

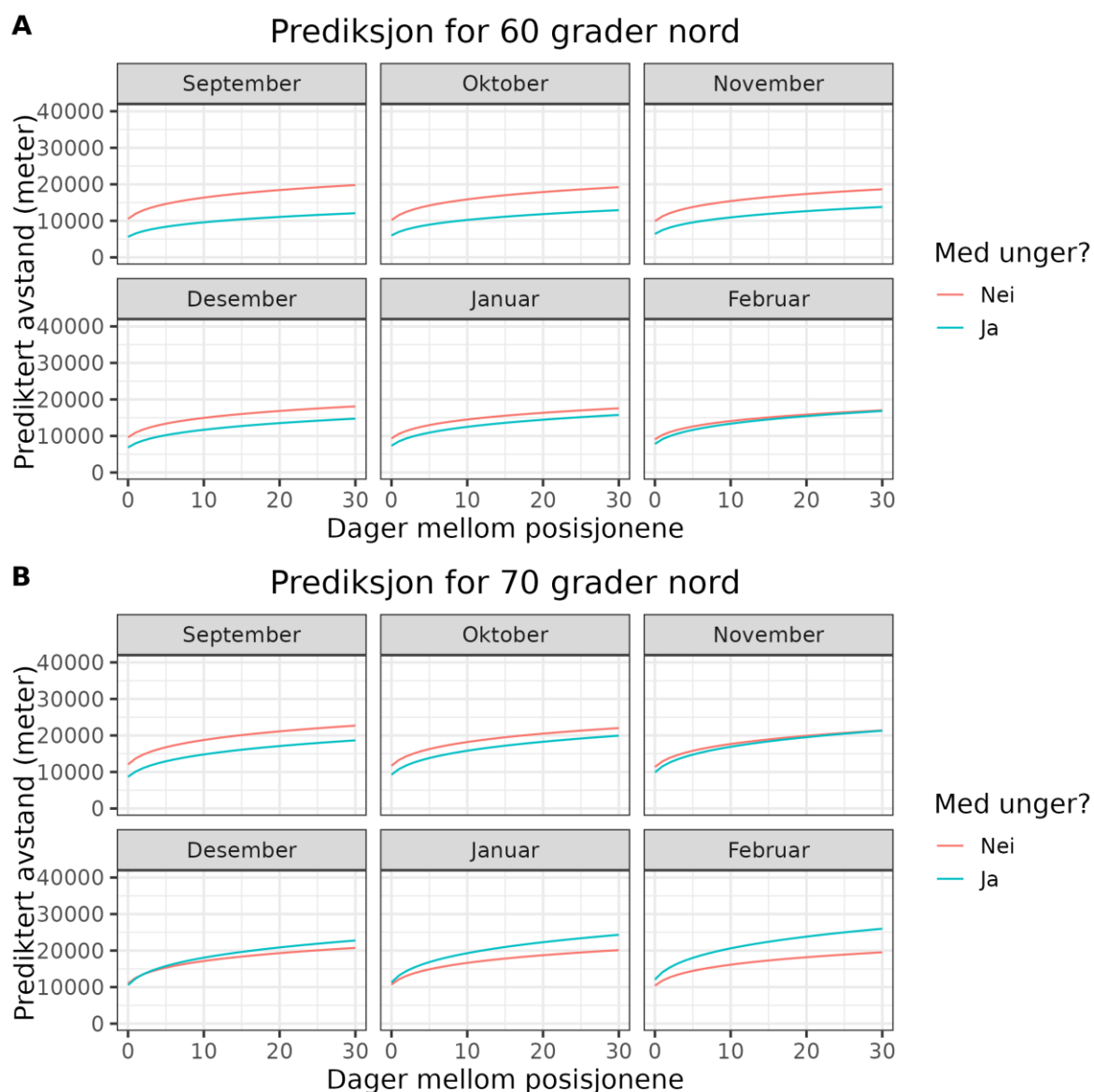
Etter at familiegruppeobservasjoner er samlet inn og kontrollert i felt er neste utfordring å gjøre en best mulig beregning av antall familiegrupper. I dette kapitlet har vi undersøkt det vi anser som de viktigste antagelsene for dagens AK. Videre har vi evaluert hvordan dagens AK grupperer simulerte observasjoner fra radio- og GPS-merkede hunngauper for å illustrere hvordan bruk av AK kan under- og overestimere gaupebestanden.

4.1 Hunngauper med og uten unger

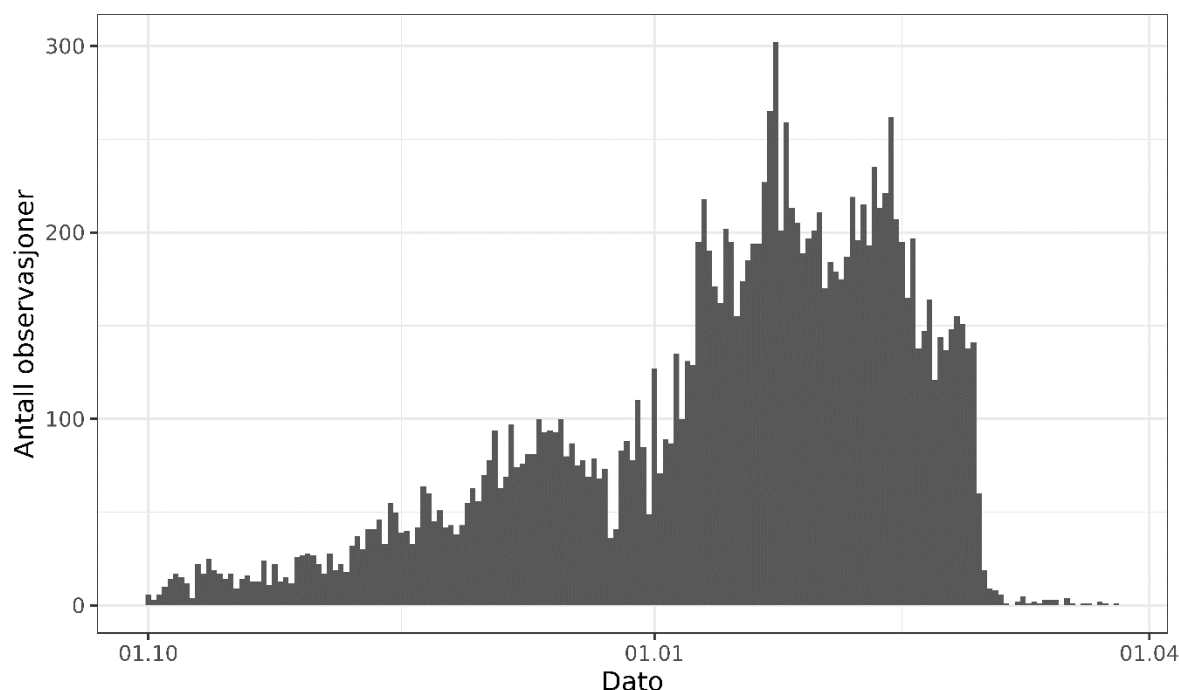
Dagens avstandskriterier er basert på forflytningsdata fra radiomerkede hunngauper med og uten unger (Gervasi et al. 2013, Linnell et al. 2007). For å undersøke om hunner med unger forflytter seg annerledes enn hunner uten unger benyttet vi posisjonene fra VHF- og GPS-merkede hunngauper fra Norge og Sverige. Vi trakk ut én posisjon per dag per hunngaube, og beregnet deretter avstandene i rett linje mellom disse posisjonene i en og samme registreringsperiode for alle hunngaupene. Vi brukte avstand som respons i en generalisert lineær regresjonsmodell («generalized linear regression model») og inkluderte forklaringsvariablene tid mellom observasjonene, unger vs. ikke unger, måned og breddegrad. Tiden mellom observasjonene ble log-transformert, for at effekten av tid skulle avta når tiden mellom observasjonene økte.

Vi fant at avstanden hunngaupene beveger seg er påvirket av om de har unger eller ikke (**Figur 7**). **Figur 7A** viser prediksjoner fra modellen for breddegrad 60 (Oslo-området). Her ser vi at hunngauper med unger beveger seg over litt kortere avstander tidlig i sesongen sammenlignet med hunngauper uten unger. Først i februar sier modellen at de beveger seg over relativt like avstander. På høyere breddegrader (**Figur 7B**) ser vi samme mønster, men her viser modellen at hunner med og uten unger beveger seg over like lange avstander allerede i november. I januar og desember ser det også ut som at hunngauper med unger beveger seg lenger enn hunner uten unger. Dette skyldes trolig at det er mindre data på hunngauper med unger på høyere breddegrader gjør prediksjonene usikre.

Til tross for at det er en viss forskjell på hvordan hunngauper med og uten unger beveger seg, mener vi det var hensiktsmessig at disse ble slått sammen da AK ble laget. Dette skyldes at forskjellen mellom hunner med og uten unger blir mindre utover i registreringssesongen, og flesteparten av observasjonene i Norge gjøres i januar og februar (**Figur 8**). Dersom AK hadde inkludert sesong, ville det vært viktig å skille på hunner med og uten unger når AK ble beregnet. Et sesongbasert AK vil trolig ligge nærmere virkeligheten, men det vil bli mer komplisert. Samtidig viser **Figur 7** at de predikterte avstandene mellom to posisjoner som er 30 dager fra hverandre i tid er relativt lik for alle månedene. Dette betyr at et sesongbasert AK først og fremst ville hatt betydning på den dynamiske delen av AK (for observasjoner som er mindre enn 10 dager fra hverandre i tid), og liten effekt på den statiske delen av AK (den over 10 dager). En inkludering av sesong og ekskludering av hunner uten unger ville redusert antall datapunkter i analysene. Dette gjelder særlig i Nord-Norge der data på hunngauper med unger er begrenset. Vår vurdering er derfor at inkludering av hunner med og uten unger er hensiktsmessig når AK ble beregnet og at det blir unødvendig komplisert å inkludere sesong.



Figur 7. Prediktert avstand mellom to posisjoner fra samme GPS-merkede hunngaue. På y-aksen er det prediktert avstand i meter, på x-aksen er det dager mellom de to posisjonene og fargen på linja indikerer om den GPS-merkede hunngaupa har unger eller ikke. A) viser prediksjoner for breddegrad 60 (ca. Oslo) og B) for breddegrad 70 (ca. Alta).

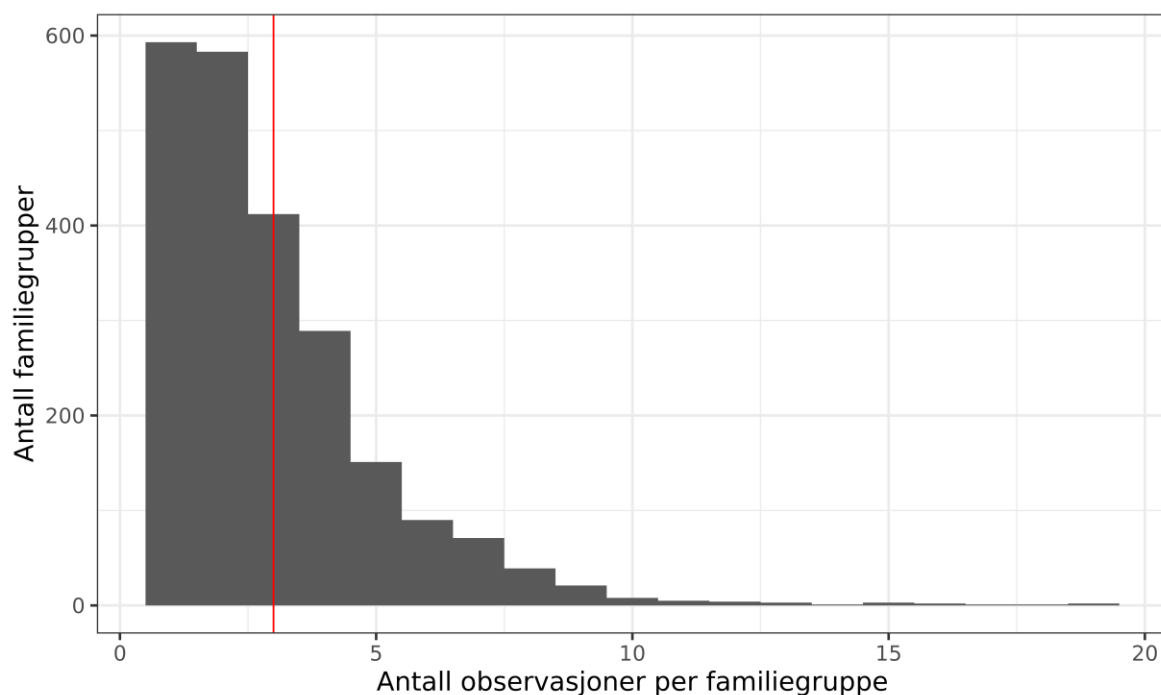


Figur 8. Antallet dokumenterte observasjoner av familiegupper i Norge og Sverige tilbake til 1997 plottet mot tid på året for perioden 1. oktober–15. mars fra Rovbase.no. Denne perioden dekker registreringsperioden (01. oktober–28(29). februar) og utvidet periode for registrering av døde gaupeunger.

4.2 Effekt av antall observasjoner på presisjonen i bestandsestimatet

4.2.1 Framgangsmåte

Vi benyttet en automatisert gruppering med AK basert på observasjoner fra merkede hunngauper for å se på hvordan antall observasjoner påvirker risikoen for over- og underestimert av antallet familiegupper. Vi benyttet alle posisjoner fra radiomerkede hunngauper (med og uten unger) i registreringsperioden 01. oktober–28(29). februar. For hver registreringsperiode trakk vi ut et tilfeldig antall observasjoner fra de merkede gaupene og grupperte dem med dagens AK. For å undersøke hvordan antallet observasjoner kan påvirke estimatet av antall familiegupper varierte vi antall observasjoner av familiegrippa fra en til ti. Grupperte familiegupper i Rovbase har sjeldent mer enn ti observasjoner (**Figur9**). Vi inkluderte også usikkerheten knyttet til anslått aktivitetstidspunkt, dvs. når sporene ble satt i snøen. Når SNO (rovviltkontaktene) anslår aktivitetsperiode, kan denne settes med høy presisjon (aktivitetens start og slutt ligger nærmere hverandre i tid) eller den kan settes med lav presisjon (aktivitetens start og slutt ligger lenger fra hverandre i tid). Simuleringene vi gjennomførte undersøkte om variasjonen i denne presisjonen påvirker beregnet antall familiegupper. Vi har ikke undersøkt effekten av at SNO setter feil aktivitetstidspunkt, det vil si at det virkelige aktivitetstidspunktet ikke ligger innen angitt tidsintervall. For viltkameraobservasjoner vil usikkerheten knyttet til tid være liten, mens den for sporobservasjoner vil variere med snøforhold og når sporene ble oppdaget.

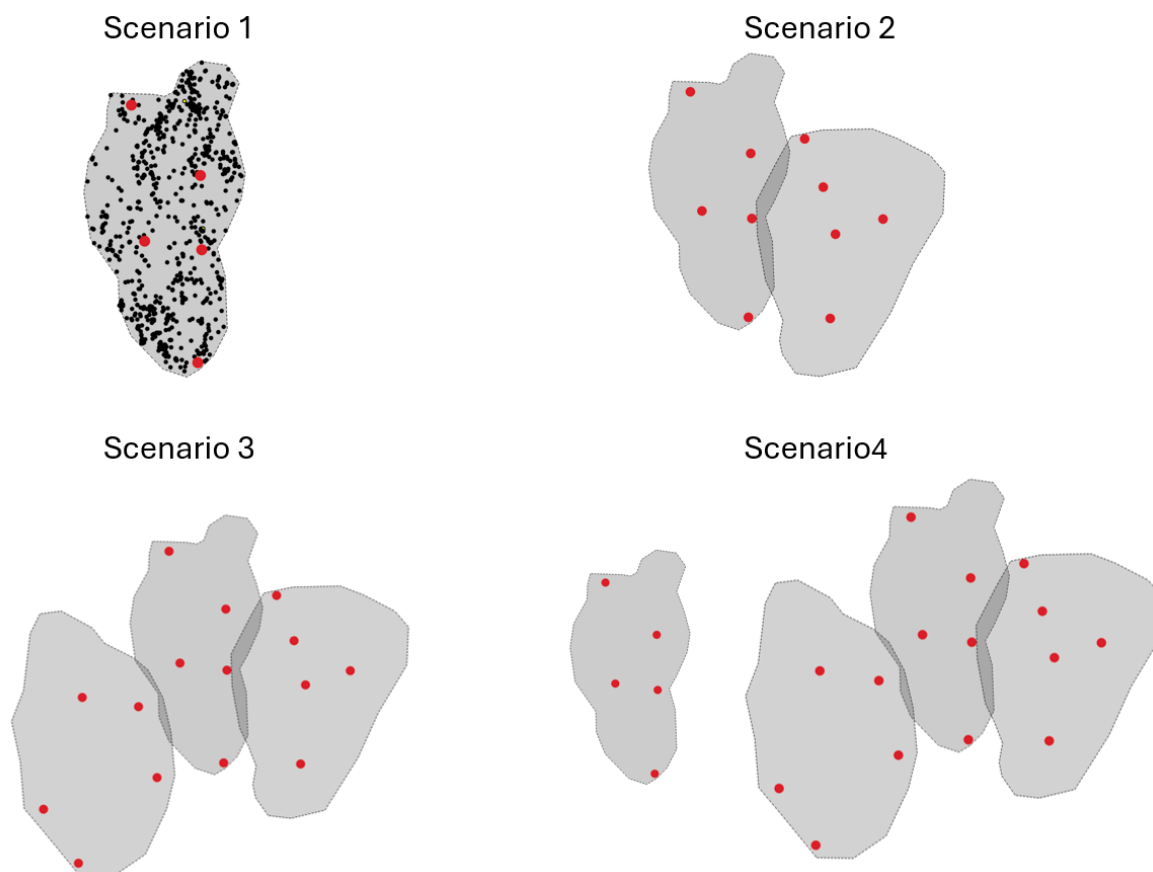


Figur 9. Antall familiegrupper plottet mot antallet observasjoner per grupperte familiegruppe for familiegrupper i Norge og Sverige i perioden 2013–2023. Den vertikale røde streken indikerer gjennomsnittet på 3 observasjoner per familiegruppe.

De fleste hunngauper i Skandinavia vil antageligvis ha mer enn én nabo, men alle hunngauper får ikke unger hvert år. Andelen hunngauper i bestanden som yngler et spesifikt år varierer med hvor i Skandinavia gaupene holder seg (Andren et al. 2002). I tillegg vil terrenget påvirke antall naboer. I store dalfører, langs kysten mv. vil antall naboer ofte være færre enn mer flate områder med gaupehabitat på alle sider. Vi delte derfor simuleringene inn i fire ulike scenarier for å få en forståelse av hvordan antallet nabohunner påvirker beregningene (**Figur 10**). Scenariene var simulering av observasjoner fra:

- (1) kun én hunngaue om gangen.
- (2) nabopar (det vil si akkurat to hunner)
- (3) klynger med mer enn én nabo (det vil si grupper med minst tre hunngauper)
- (4) alle de merkede gaupene per registringssesong.

Ved simulering av observasjon fra kun én hunngaue (1) vil fasiten bestandig være én og her vil kun være mulig å overestimere antallet familiegrupper ved bruk av AK. Dette scenarioet vil tilsvare tilfeller der hunngaupa ikke har noen naboer eller ingen av nabohunnene har unger i den gitt registreringsperioden. Ved simulering av observasjoner fra nabopar (2) vil fasit være to og her vil det være mulig å både under- og overestimere bestanden. Dette vil tilsvare eksempler der to nabohunner får unger samtidig uten andre nabohunner til stede. Ved simulering av observasjoner fra klynger på minst tre hunngauper (3) tilsvarer altså at tre hunngauper som grenser inn til hverandre får unger. Scenario 4 er en kombinasjon av alle de tre scenarioene over.



Figur 10. Denne figuren illustrerer de fire ulike simuleringsscenarioene. I scenario 1 vises posisjonene til en tenkt hunngaue som sorte prikker. Hennes leveområde er markert med grå polygon. Det er fem røde prikker, dette er tilfeldige valgte posisjoner hun har besøkt. Det er disse vi har gruppert etter AK. I scenario 2 vises leveområde for to nabohunner og fem tilfeldige utvalgte posisjoner innenfor begge hunngaupenes leveområder. I scenario 3 vises en samling med tre nabohunner. I dette scenarioet inkluderte vi minst 3 hunner som levde ved siden av hverandre. I scenario 4 inkluderte vi alle hunngauper i den samme registrerings sesongen og så bort fra om de hadde naboer eller ikke. I dette scenarioet grupperte vi også alle per registrerings sesong.

For simuleringsscenario 1 og 2 tilpasset vi en generalisert lineær modell (GLM) med antallet grupperte familiegrupper som respons der vi antok en Poisson-fordeling med «log link». Vi inkluderte antallet observasjoner av familiegruppa, presisjon i tidsangivelse og byttedyrkategori som forklaringsvariabler. Vi tilpasset fire ulike modeller der vi hadde ulike måter å inkludere antallet familiegruppeobservasjoner på. I en modell inkluderte vi antallet observasjoner, i neste modell log-transformerte vi antallet observasjoner, i den tredje modellen inkluderte vi kvadratet til antallet observasjoner og i den fjerde modellen inkluderte vi en interaksjon mellom antallet observasjoner og usikkerhet i tid (**Tabell 3**). De tre første modellene tilpasset vi fordi vi ønsket å undersøke ulike sammenhenger mellom antallet observasjoner av familiegruppa og responsvariabelen (lineær, log-transformert og polynomisk) og se hvilken av dem som passet best med dataene. Bakgrunnen for den fjerde modellen var å undersøke om effekten av antallet observasjoner varierte med usikkerhet i tid, og undersøke om denne modellen passet bedre med dataene enn de tre første modellene. Vi benyttet AIC til å vurdere hvilken modell som best forklarte dataene for hvert scenario (Akaike 1974). Etter modellen var tilpasset estimerte vi «marginal means» (marginalgjennomsnitt) (Lenth 2024) for å se om det var forskjell mellom byttedyrkategoriene for scenario 1 og 2. For simuleringsscenario 3 og 4, brukte vi samme framgangsmåte, men benyttet en annen responsvariabel. Her delte vi antall grupperte familiegrupper på antall reelle familiegrupper. Dette er et forholdstall som vil være 1 når AK grupperer korrekt. Når forholdstallet er under 1 vil AK underestimere og når forholdstallet er over 1 vil AK overestimere. Dette modellerte vi

med en Gaussisk fordeling og et lineært forhold mellom forklaringsvariablene og responsvariabelen («identity link»). Vi inkluderte heller ikke byttedyrkategori som forklaringsvariabel fordi dette ble komplisert med flere gauper i samme simulering. Dermed fikk vi ikke undersøkt effekten av byttedyrkategori for scenario 3 og 4.

Tabell 3. Modellseleksjon for de fire simuleringsscenarioene. Det ble tilpasset fire modeller til hvert simuleringsscenario. Kolonnene viser modellen, AIC og ΔAIC . ΔAIC er forskjellen i AIC mellom den gitte modellen og modellen som ble ansett som den beste (lavest AIC).

Modell	AIC	ΔAIC
<i>Simuleringsscenario 1: Én merket hunngaue</i>		
Antall obs + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	42141	8,59
Log(Antall obs) + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	42133	0
Antall obs + Antall obs ² + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	42138	4,75
Log(Antall obs) × usikkerhet i tid + byttedyrkategori	42134	1,48
<i>Simuleringsscenario 2: Nabopar (akkurat to hunngauper)</i>		
Antall obs + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	29004	89,93
Log(Antall obs) + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	28914	0
Antall obs + Antall obs ² + usikkerhet i tid + byttedyrkategori	28924	10,24
Log(Antall obs) × usikkerhet i tid + byttedyrkategori	28916	1,88
<i>Simuleringsscenario 3: Samlinger av nabohunner der minst tre hunngauper inngår</i>		
Antall obs + usikkerhet i tid	-509	65,21
Log(Antall obs) + usikkerhet i tid	-571	3,45
Antall obs + Antall obs ² + usikkerhet i tid	-555	19,79
Log(Antall obs) × usikkerhet i tid	-575	0
<i>Simuleringsscenario 4: Alle merkede hunngauper i én registrerings sesong</i>		
Antall obs + usikkerhet i tid	1298	41,74
Log(Antall obs) + usikkerhet i tid	1256	0
Antall obs + Antall obs ² + usikkerhet i tid	1261	5,08
Log(Antall obs) × usikkerhet i tid	1257	0,81

Det er viktig å påpeke forskjellen mellom simuleringene og hva som vil skje i praksis. Vi har trukket fra én til ti tilfeldig posisjoner fra gaupene og ansett dem som en observasjon. I virkeligheten er nok ikke denne prosessen tilfeldig. Sporobservasjoner av familiegrupper blir ofte registrert fra bil og sannsynligheten for at de oppdages nærme veier er nok derfor større. Videre er ikke observasjonene i felt spredt tilfeldig gjennom registreringsperioden. De er oftere klumpet sammen i tid fordi gode sporingsforhold ofte er begrenset i tid. Til slutt kan også denne måten å evaluere AK på kunne gi et bedre inntrykk enn virkeligheten da vi validerer AK med de samme dataene som ble benyttet til å lage AK. Disse simuleringene vil likevel gi oss en god pekepinn på hvordan AK fungerer i praksis.

4.2.2 Resultater og evaluering av simuleringene

Simuleringene viser at antallet observasjoner per familiegruppe påvirker risikoen for at AK under- og overestimerte antallet familiegrupper for alle simuleringsscenarioene (**Tabell 4**). Modellene som hadde log-transformert antall observasjoner passet best til dataene. Dette betyr at effekten av flere observasjoner av familiegruppa blir mindre jo høyere antall observasjoner som allerede er gjort av den. Dette er illustrert i figurene i dette kapitlet. Effekten av usikkerheten knyttet til

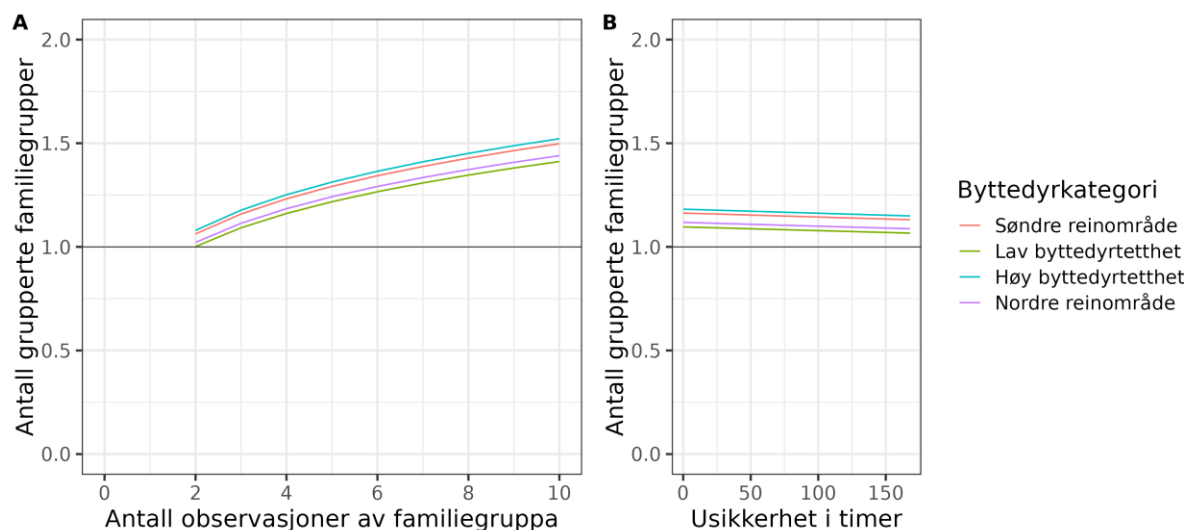
aktivitetstidspunkt var signifikant i to av fire simuleringsscenarioer, og hadde en negativ effekt. Det vil si at antallet grupperte familiegrupper blir lavere når usikkerheten i tidsanslaget blir større. Dette skyldes trolig at den dynamiske delen av AK (mindre enn ti dager mellom observasjonene) får mindre betydning og at en større andel av observasjonene vil bli gruppert av den statiske delen av AK (ti eller flere dager mellom observasjonene) når usikkerheten i tidsanslaget blir større.

Tabell 4. Modellsammendrag fra den beste modellen fra hver av de fire simuleringsscenarioene. Kolonnene viser forklaringsvariablene, deres estimat, standardfeil og P-verdi. For byttedyrkategoriene er høy byttedyrtetthet referanseverdi, og estimatet som vises i tabellen er alle relativt til høy byttedyrtetthet. For scenario 1 og 2 er responsvariabelen antall familiegrupper, mens den for 3 og 4 er antall grupperte familiegrupper delt på det virkelige antall familiegrupper.

Forklaringsvariabel	Estimat	Standardfeil	P-verdi
<i>Simuleringsscenario 1: Én merket hunngaue</i>			
Skjæringspunkt	-0,067	0,027	0,012
Log(Antall obs)	0,213	0,013	<0.001
Usikkerhet i tid	-1,67*10 ⁻⁴	1.20*10 ⁻⁴	0,165
Byttedyrkategori – Lav byttedyrtetthet	-0,075	0,019	<0.001
Byttedyrkategori – Nordre reinsdyromr.	-0,055	0,019	0,003
Byttedyrkategori – Søndre reinsdyromr.	-0,016	0,017	0,344
<i>Simuleringsscenario 2: Nabopar (akkurat to hunngauper)</i>			
Skjæringspunkt	0,515	0,024	<0.001
Log(Antall obs)	0,224	0,011	<0.001
Usikkerhet i tid	-3.63*10 ⁻⁴	1.25*10 ⁻⁴	0,004
Byttedyrkategori – Lav byttedyrtetthet	-0,171	0,018	<0.001
Byttedyrkategori – Nordre reinsdyromr.	-0,175	0,022	<0.001
Byttedyrkategori – Søndre reinsdyromr.	-0,107	0,020	<0.001
<i>Simuleringsscenario 3: Samlinger av nabohunner der minst tre hunngauper inngår</i>			
Skjæringspunkt	0,611	0,020	<0.001
Log(Antall obs)	0,248	0,012	<0.001
Usikkerhet i tid	4.68*10 ⁻⁵	2.24*10 ⁻⁴	0,834
Log(Antall obs) × Usikkerhet i tid	-3.14*10 ⁻⁴	1.35*10 ⁻⁴	0,020
<i>Simuleringsscenario 4: Alle merkede hunngauper i én registreringssesong</i>			
Skjæringspunkt	0,826	0,018	0
Log(Antall obs)	0,121	0,010	<0.001
Usikkerhet i tid	-3.28*10 ⁻⁴	1.21*10 ⁻⁴	0,007

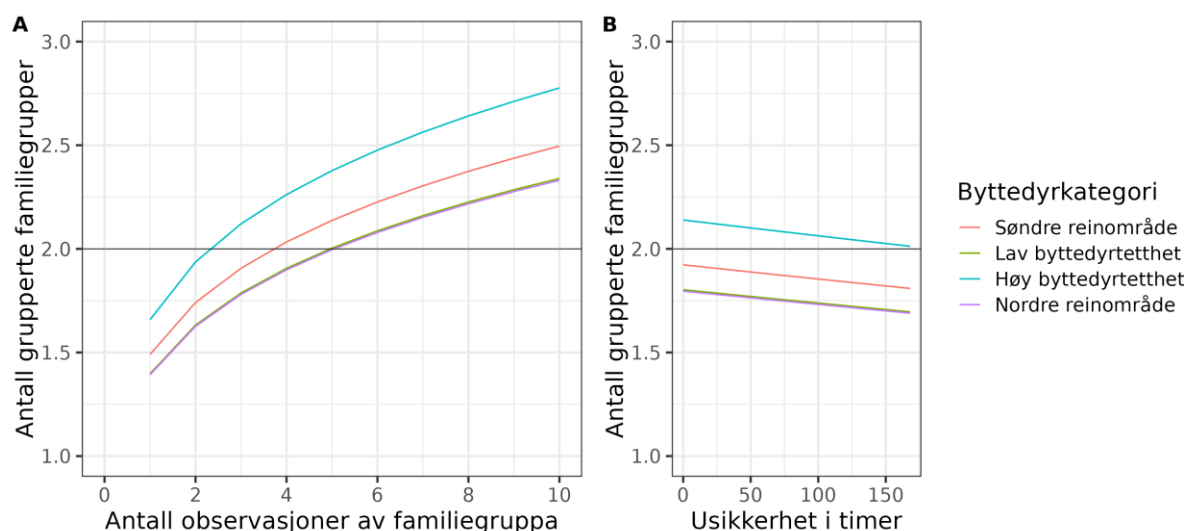
I simuleringsscenario 1 ble de fleste observasjoner korrekt gruppert til én familiegruppe. I dette scenarioet var det ikke mulig å underestimere antallet familiegrupper. Ved to observasjoner var antallet grupperte familiegrupper rett i overkant av én for alle byttedyrkategoriene. Ved ti observasjoner av en familiegruppe ble ei familiegruppe i snitt beregnet til halvannen familiegruppe (**Figur 11**), det vil si at den ble overestimert halvparten av gangene ved 10 observasjoner. Under dette scenarioet var det ingen effekt av usikkerhet i tidsanslaget, men det var signifikante

forskjeller for byttedyrkategori (**Tabell 4**). Antallet grupperte familiegrupper ble oftere overestimert ved høy byttedyrtetthet sammenlignet med nordre reinområde og lav byttedyrtetthet, og søndre reinområde overestimerte oftere antallet familiegrupper sammenlignet med lav byttedyrtetthet (**Figur 11, Figur S1**).



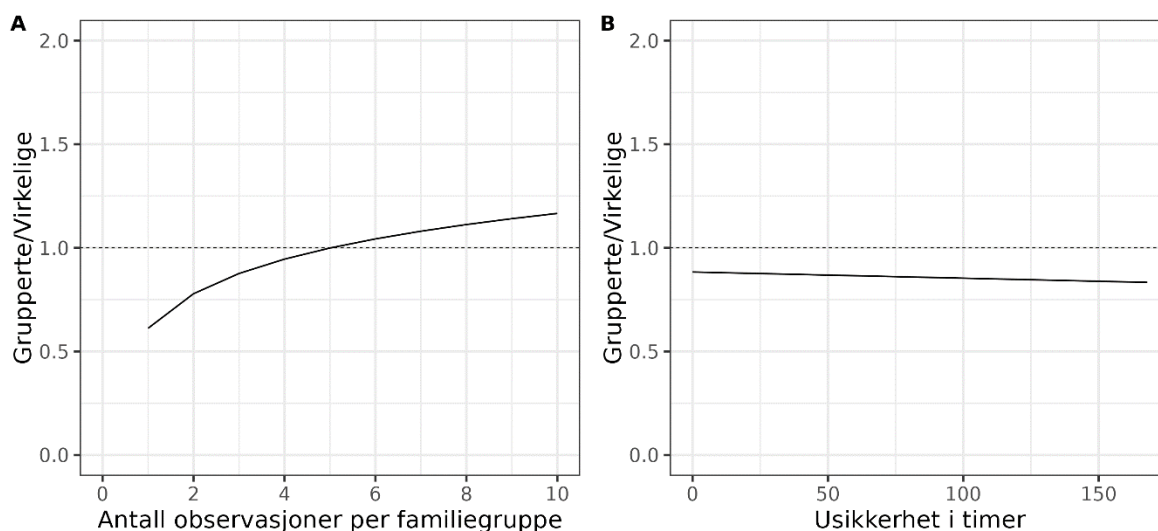
Figur 11. Simuleringsscenario 1: Én merket hunngaue. A) Antall grupperte familiegrupper ved ulikt antall observasjoner av en familiegruppe. B) Antall grupperte familiegrupper plottet mot usikkerheten knyttet til observasjonene, dersom det er fem observasjoner per familiegruppe. I dette scenarioet vil det kun være mulig å overestimere.

I simuleringsscenario 2 (nabopar) økte antallet beregnede familiegrupper med antallet observasjoner av familiegruppene og antallet familiegrupper ble mindre ved større usikkerhet i tidsanslaget (**Tabell 4** og **Figur 12**). Der prediksjonene fra modellen krysser den horisontale linja i **Figur 12** vil AK være korrekt. Dette varierte fra 2 til 5 observasjoner per familiegruppe, avhengig av hvilken byttedyrkategori gaupene lever i. I simuleringsscenario 2 ble det beregnet signifikant flere familiegrupper i områder med høy byttedyrtetthet sammenlignet med de tre andre byttedyrkategoriene (**Figur 12, Figur S2**). Det ble også beregnet signifikant flere familiegrupper i det søndre reinområde sammenlignet med nordre reinområde og lav byttedyrtetthet. I dette tilfellet betyr dette at det var større risiko for overestimering av bestanden ved høy byttedyrtetthet og tils dels i det søndre reinområdet.



Figur 12. Simuleringsscenario 2: Nabopar (akkurat to hunngauper). Antall grupperte familiegupper ved ulikt antall observasjoner av et nabopar (A) og usikkerhet i tidsanslaget (B). Denne figuren illustrer simulering der kun nabopar har inngått. Siden det er nabopar vil det både være mulighet for under- og overestimering. Merk at lav byttedyrtetthet og nordre reinområde ligger så nært hverandre at det kan se ut som én linje.

Under simuleringsscenario 3 ser vi også at forholdstallet mellom antall grupperte familiegupper delt på det virkelige antallet familiegupper økte med antall observasjoner (**Tabell 4** og **Figur 13**). Ved kun én observasjon per familieguppe vil det grupperte antallet familiegupper utgjøre ca. 60% av det reelle antallet familiegupper. Ved ca. fem observasjoner per familieguppe ligger det nært 100%. Ved mer enn fem observasjoner per gruppe starter AK å overestimere antallet familiegupper. I dette scenarioet ble modellen med interaksjon mellom usikkerheten i tidsanslaget og log-transformert antallet observasjoner ansett som best. Interaksjonen var signifikant, noe som betyr at effekten av usikkerhet i tidsanslaget vil avhenge av hvor mange observasjoner det er per familieguppe. Når antallet observasjoner øker så vil større usikkerhet i tidsanslag ha enda større negativ effekt på antallet beregnede familiegupper. I hovedsak betyr dette at retningen på effekten for usikkerhet i tidsanslaget er likt det vi ser i simuleringsscenario 2 (negativ effekt), men at effekten forsterkes ved flere observasjoner per familieguppe. Dette indikerer at usikkerheten ved tidsanslag har større betydning i områder med mange observasjoner. For disse simuleringene inkluderte vi ikke informasjon om byttekategoriene.



Figur 13. Simuleringsscenario 3: Samlinger av nabohunner der minst tre hunngauper inngår. På y-aksene vises antall grupperte familiegrupper delt på antall reelle familiegrupper. Er verdien over 1 er det en overestimering, og er verdien under 1 er det en underestimering. X-aksen viser antall observasjoner per familiegruppe (A) og usikkerhet i tidsanslaget (B). Denne figuren illustrer simulering der nabopar og hunngauper med mer enn én nabo har inngått. Her kan vi med andre ord få «klynger» med hunngauper som ligger i nærheten av hverandre. Prediksjonene i A er angitt ved 24 timers usikker, mens prediksjonene i B er angitt ved 3 observasjoner per familiegruppe.

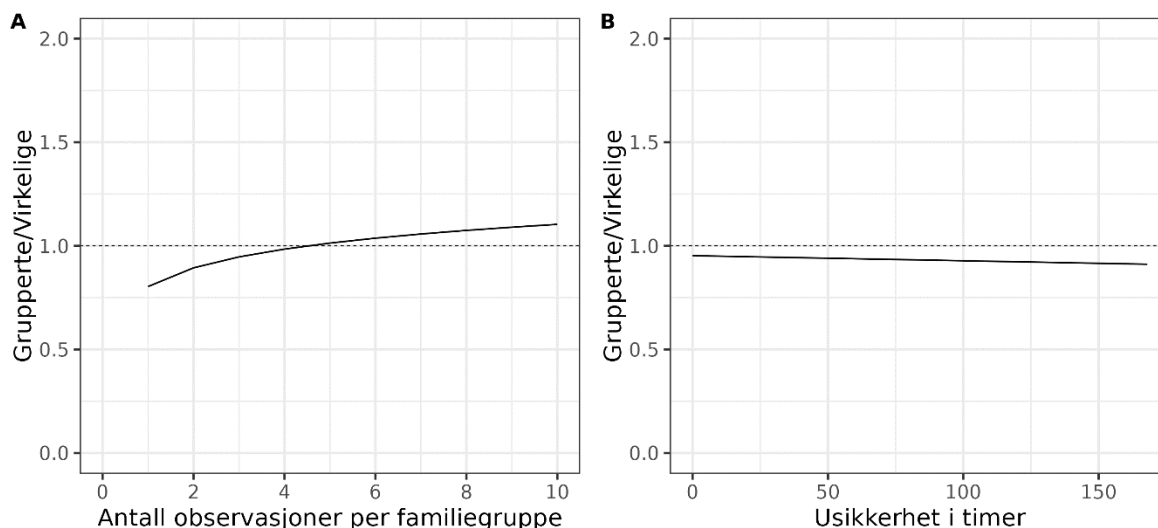
Simuleringsscenario 4 (alle merkede hunngauper i en registreringsperiode) var i hovedsak likt simuleringsscenario 3 (minst tre nabohunner), men modellen uten interaksjon var bedre enn modellen med (Tabell 3). Antallet observasjoner økte forholdstallet mellom grupperte og virkelige familiegrupper (øker risikoen for overestimering) og større usikkerhet i tidsanslaget reduserer forholdstallet (øker risikoen for underestimering, Figur 14).

4.2.3 Diskusjon simuleringresultater

Det vil bestandig være rom for forbedringer når det kommer til et AK. Simuleringene i dette avsnittet viser at AK underestimerer ved få observasjoner per familiegruppe og overestimerer ved mange observasjoner per familiegruppe. For de grupperte familiegruppeobservasjonene i Rovbase ligger snittet per gruppe på ca. 3 observasjoner. I simuleringsscenario 3 og 4 tyder dette på at AK underestimerer antallet familiegrupper, samtidig vil 3 observasjoner per familiegruppe føre til en overestimering i simuleringsscenario 1, mens under simuleringsscenario 2 så vil AK ligge rundt det riktige antallet familiegrupper, litt avhengig av hvilken byttedyrkategori vi befinner oss i.

Hvilke simuleringsscenario som passer best med virkeligheten vil variere med hvor i landet vi befinner oss. I Finnmark og nordlige deler av Troms, hvor det er vanligere at hunngaupene ikke har unger i registreringsperioden (Mattisson et al. 2015), kan det hende at simuleringsscenario 1 er mest reelt. Sørøver i områder hvor hunngaupene oftere får unger og landskapet er utformet slik at hunngaupene kan ha flere naboer er nok simuleringsscenario 3 mer reelt. Samtidig vil vi i disse områdene oftere befinne oss i høy byttedyrkategori, som generelt lå på et høyere beregnet antall familiegrupper enn virkelig (Figur 11 og Figur 12).

Ut fra disse simuleringene ser vi at AK gir et estimat som ligger nært opp mot det reelle antallet familiegrupper ved ca. 3 til 6 observasjoner per familiegruppe. Ved færre observasjoner øker sannsynligheten for å underestimere bestanden, og med flere observasjoner øker sannsynligheten for å overestimere bestanden.



Figur 14. Simuleringsscenario 4: Alle merkede hunngauper i én registreringssesong. På y-aksen vises antall grupperte familiegrupper delt på antall reelle familiegrupper. Er verdien over 1 er det en overestimering, og er verdien under 1 er det en underestimering. X-aksen viser antall observasjoner per familiegruppe (A) og usikkerhet i tidsanslaget (B). Denne figuren inkluderer alle hunngauper per registreringssesong. Prediksjonene i A er angitt ved 24 timers usikker, mens prediksjonene i B er angitt ved 3 observasjoner per familiegruppe.

4.3 Alternative måter å beregne antall familiegrupper

4.3.1 Områdeinventering

Det finnes metoder for å skille familiegrupper fra hverandre uten bruk av AK. Tidligere i Norge og i flere områder på svensk side har det blitt benyttet «områdeinventering» eller «rullende område inventering» der man forsøker å gjennomføre store sammenhengende områder etter familiegrupper innenfor samme korte tidsrom. Familiegruppene skilles fra hverandre ved at man enten baksporer alle familiegruppene til sporene er dekket av snø eller ved at man slår en ring rundt familiegruppene (særskilling i felt). Se instruksene på rovdatab.no for nærmere beskrivelse av kriteriene. Denne metoden har ofte vist seg å være vanskelig å gjennomføre på grunn av ustabile snøforhold. Det har også ofte vært store logistiske utfordringer knyttet til å få nok frivillig mannskap ut for å søke etter spor.

4.3.2 DNA

Man kan også skille familiegrupper fra hverandre ved hjelp av DNA fra gaupas ekskrementer, urin eller hår. En utfordring med denne metoden er at det har vist seg vanskelig å finne DNA etter gauper. Prøver av ekskrementer, urin og hår kan samles inn i forbindelse med sporing, men i praksis har dette vist seg å være utfordrende da gaupene ofte graver ned ekskrementene i snøen. Det kan være enklere å finne urin eller hår under sporing, og metoden er under uttesting. Dersom ny teknologi gir bedre treffprosenten på hårprøver og urin kan bruk av DNA fungere for å skille eller gruppere observasjoner av familiegrupper.

Innsamling av DNA i områder med lite snø er mer krevende da dette vil kreve innsamling av DNA fra såkalte hårfeller eller markeringssteder. I 2008 og 2009 ble det gjennomført forsøk med hårfeller for å samle inn DNA fra gaupe i Akershus og Østfold (Odden et al. 2009). Det ble satt ut 70 hårfeller innenfor revirene til radiomerkede gauper. Hårfellene var åttet med luktstoff og bestod av en «børste» som skulle samle opp hår når gaupene gned seg mot børsten. Fellene ble plassert på steder der man visste de radiomerkede gaupene gikk. Det ble samlet inn 21 hår i løpet av forsøksperioden, men kun et av hårene ga DNA av god nok kvalitet til å kunne

gi en fullstendig DNA-profil. Problemet var at de fleste innsamlede hårene ikke hadde hårsekken intakt.

Neste utfordring med å gruppere familiegrupper ved hjelp av DNA er at to nabohunner ofte kan være i nær slekt da døtre kan etablere seg nær moren (Samelius et al. 2012). Det er dessuten slik at leveområdene til beslektede hunner overlapper mer enn ubeslektede naboer (Aronsson et al. 2020). I praksis betyr dette at du kan finne DNA fra to ulike familiegrupper og se at dette er DNA fra mor og datter. Vi får ikke alder fra DNA, og vet fortsatt ikke om dette er samme eller to forskjellige familiegrupper. Datteren kan være fra årets kull, eller være en datter fra tidligere år med egne unger.

Teoretisk er den beste bruken av DNA for å estimere antall gauper et system der det samles inn DNA jevnt gjennom hele bestanden, og både av enslige gauper og familiegrupper. Tetthet kan dermed beregnes ved hjelp av romlige fangst- og gjenfangstmodeller. Dette alternativet er nok dessverre vanskelig å gjennomføre for gaupe på nasjonal skala, da det vil være svært kostbart å samle inn DNA fra så store områder og særlige i områder uten snø.

4.3.3 Individgjenkjenning av gauper fra bilder

Identifisering av gaupeindivider fra viltkamerabilder er den mest benyttet metoden for bestands- overvåking av gauper i Europa og mange kattedyr ellers i verden (Rovero & Zimmermann 2016). Metoden baserer seg på at individer har unike flekkmønstre, og at overvåkingspersonell kan skille individene fra hverandre ved hjelp av flekkmønstre på ulike kroppsdeler (Pesenti & Zimmermann 2013, Weingarth et al. 2012, Zimmermann et al. 2013). Tetthet av gaupe kan så beregnes ved hjelp av fangst-gjenfangst metodikk. Metoden er også utprøvd i Norge (Odden et al. 2022).

Metoden kan også benyttes for å skille eller gruppere bildeobservasjoner av gaupe. Det er viktig å være klar over at identifisering av gaupeindivider fra bilder kan være vanskelig og ha betydelig feilkilder. Blindtesting av forskere og andre folk med ulik erfaring har vist at det er flere faktorer som spiller inn på sannsynligheten for å identifisere gaupeindivider korrekt (Tvete 2023). Det er lettere å identifisere flekkete gauper enn gauper som mangler flekker på store deler av kroppen, noe som er en utfordring i Skandinavia da en stor andel av bestanden består av gauper med lite flekker (Darul et al. 2022). Videre betyr erfaringen til personen som identifiserer gaupe mye.

Hvis særskilling av familiegrupper basert på viltkamerabilder skal brukes aktivt i overvåkingen bør dette gjøres av en fast gruppe personer, slik at de kan opparbeide seg erfaring på fagfeltet og redusere risikoen for feilidentifisering. Sannsynligheten for feilgruppering av bilder av familiegrupper kan også reduseres ved at det settes krav til at man skal se forskjell på ungene også, i tillegg til krav om bildekvalitet og type flekkmønstre mv. Identifisering av gauper på stor skala vil være svært ressurskrevende.

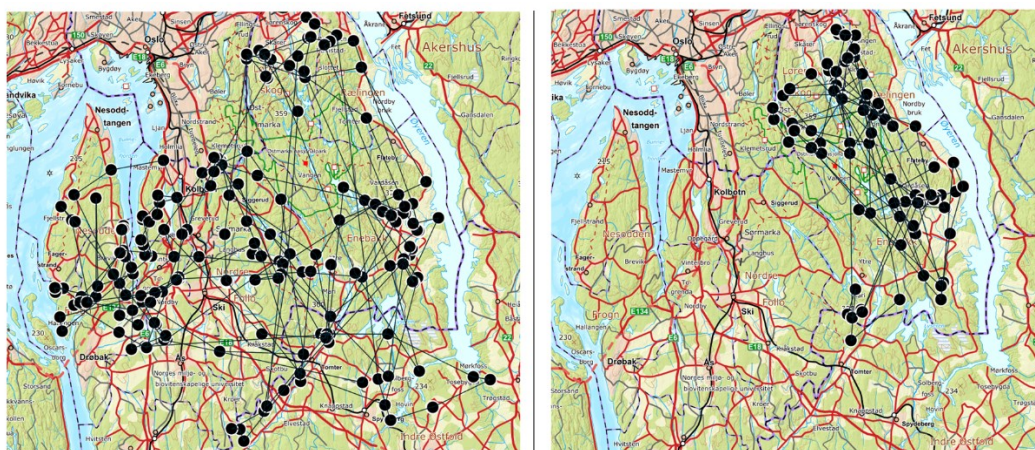
4.4 Utfordringer med tetthetsavhengig områdebruk og overlapp mellom revir

Kanskje den største utfordringen med bruk av AK er at leveområdene til gaupe påvirkes av tettheten av gaupe. Studier av merkede gauper har vist at størrelsen på leveområdene til hunngauper avtar med økende byttedyrtetthet og med økende tetthet av gauper (Aronsson et al. 2016). Sannsynligheten for at vi underestimerer bestanden av gaupe med bruk av AK øker dermed når antall gauper øker, og sannsynligheten for at vi overestimerer bestanden av gaupe øker når tettheten av gaupe avtar. De aller største utfordringene får vi når hunngauper blir gående «alene» uten naboer, da kan arealet de benytter øke voldsomt. En hunngaube kan i slike situasjoner bli registrert til å være flere familiegrupper. **Figur 15** viser et eksempel med to ulike hunngauper fra Østmarka sørøst for Oslo. Hunngaupa fulgt i 2013 hadde få naboer og benyttet et betydelig større areal enn hunngaupa fulgt i 2003 som hadde flere naboer.

Denne utfordringen klarer vi ikke å unnsnippe så lenge vi ikke vet identiteten til gaupene som vi forsøker å overvåke. Dersom innsatsen i gaupeovervåkingen og oppdagbarheten av familiegrupper hadde vært konstant eller tallfestet, kunne man brukt antall observasjoner av familiegrupper per innsats til å forklare antallet familiegrupper. Dette er ikke mulig, siden det er for mange faktorer som påvirker oppdagbarheten til familiegruppene, f. eks snømengde, snøforhold, tilgjengelighet, observatørtretthet osv.

AK deles inn i en dynamisk del og en statisk del. Den statiske delen er for observasjoner som er ti dager eller mer fra hverandre i tid. Den dynamiske delen er den delen av avstandskriteriene der avstanden varierer med antallet dager det er mellom observasjonene. Bruk av den dynamiske delen av AK kan til en viss grad ta hensyn til tetthetsavhengig områdebruk ved høye tettheter, gitt at det er høy oppdagbarhet på familiegruppene. Er det få observasjoner per familiegruppe benyttes den statiske AK i størst grad, og beregningene vil være mer sårbare for å bli påvirket av tetthetsavhengig arealbruk.

Så lenge det ikke er mulig å identifisere individer på stor skala er tetthetsavhengig områdebruk en svakhet med AK vi må akseptere. Når bestandene holdes relativt stabile, dødeligheten knyttet til andre ting enn lovlig jakt er stabil og det er liten variasjon i oppdagbarhet vil antallet familiegrupper beregnet ved hjelp av AK antageligvis være relativt nærme fasiten. Nilsen mfl. (2012) rekonstruerte gaupebestanden ved hjelp av såkalte kohort-analyser, og disse uavhengige tallene på bestandsstørrelse sammenfalt svært godt med de offisielle bestandsanslagene fra Rovdata.



Figur 15. Arealbruk i løpet av et år for to radiomerkede hunngauper, F306 i 2013 (venstre) og hunngaube F156 i 2003 (høyre). F306 hadde få nabogauper, og F156 hadde flere. Data fra forskningsprosjektet Scandlynx (dyreposisjon.no).

4.5 Prioriteringer og innsats i felt hos SNO

Det vil naturlig nok variere hvor flinke publikum er til å rapportere inn meldinger om familiegruppeobservasjoner. For å opprettholde publikums innsats over tid er det viktig at observasjonene følges opp av SNO. Hovedregelen bør derfor være at alle meldinger om familiegrupper skal følges opp. Dersom tiden ikke strekker til, så bør meldinger i områder uten tidligere registreringer eller der det har gått lang tid siden siste observasjon prioriteres. På dager med mange meldinger i et område vil det være gunstig å kontrollere så mange som mulig da dette gir gode muligheter til å særskille med bruk av dynamisk AK.

4.6 Oppsummering og anbefalinger

Vi har her vist at sannsynligheten for å underestimere bestanden er størst ved få observasjoner per familiegruppe, mens sannsynligheten for å overestimere bestanden er størst mange observasjoner per familiegruppe. Ved 3-6 observasjoner per familiegruppe ligger estimatet fra AK relativt nærme det virkelige antallet familiegrupper i simuleringene. Presisjonen i tidsanslaget for når observasjonen er gjort hadde mindre betydning i simuleringene, men ved større usikkerhet i tidsanslaget ble observasjonene oftere gruppert til færre familiegrupper enn det reelle antallet. I praksis vil trolig usikkerhet i tidsanslaget ha litt større effekt, siden observasjoner ofte gjøres når det er gode forhold og kan derfor bli klumpet i tid. Her er det lite SNO kan gjøre annet enn å gi et så godt estimat som mulig på aktivitetsdato, og øke usikkerheten i tidsanslaget hvis dette er reelt. Dette har uansett ikke veldig stor effekt på det endelige antallet familiegrupper. Den største usikkerheten i forbindelse med AK skyldes trolig at vi forsøker å forklare tetthet basert på områdebruk som i seg selv til en viss grad er påvirket av tettheten av gaupe. Denne usikkerheten kommer vi dessverre ikke utenom så lenge antallet familiegrupper beregnes fra observasjoner der vi ikke kan gjenkjenne individene. Den dynamiske delen av AK er viktig da denne til dels vil hensynta at områdebruken til gaupe er tetthetsavhengig.

Ny teknologi har trolig økt treffprosenten på DNA, men innsamling av DNA fra gaupe er vanskeligere enn for de andre store rovdyra i Skandinavia. Særskilling av familiegrupper ved foto kan fungere, men tas dette i bruk bør det settes opp en fast gruppe til å gjøre dette, da identifisering av gauper basert på flekkemønster kan være en utfordrende øvelse og personer med erfaring gjør denne jobben bedre enn de uten.

5 Automatisering av gruppering etter dagens AK

På norsk side er det Rovdata som grupperer familiegruppeobservasjoner ved hjelp av AK. Dette har inntil nå blitt gjennomført manuelt. Vi har her skrevet et skript som gjør grupperingen automatisk i programvaren R (R Core Team 2024), og framgangsmåten er beskrevet i **kapittel 5.2**. Vi presenterer også utfordringer med dagens AK som oppdages med automatiseringen.

5.1 Utfordringer med gruppering med AK

I forbindelse med utarbeidelsen av skriptet oppdaget vi at antallet familiegrupper AK estimerer avhenger av hvor vi begynner å gruppere. Antallet familiegrupper skriptet kommer fram til trenger ikke å være det samme om vi f.eks. begynner å gruppere fra vest og jobber oss østover, som om vi begynner i øst og jobber oss vestover. Bakgrunnen for at dette skjer, er at AK sier noe om hvilke observasjoner som *ikke* kan grupperes sammen, men det sier ikke noe om hvordan mange observasjoner som *kan* grupperes sammen *skal* grupperes sammen.

I instruksjonen for AK står det: «*To eller fleire observasjonar som ligg innanfor ein gitt avstand i tid og rom, gitt av avstandskriteria i tabell 1, skal grupperast til same familiegruppe med mindre det finst dokumentasjon på at det er ulike familiegrupper.*». Ved første øyekast tenker man ikke at dette kan gi opphav til flere svar, men når man vet at inkludering av én observasjon til ei familiegruppe også kan medføre ekskludering av andre observasjoner, så betyr dette at valg som gjøres ett sted påvirker resultatet et annet sted. Hvis vi tenker oss at vi har en familiegruppeobservasjon 1 som kan inkluderes i familiegruppe A, inkludering av denne observasjonen vil medføre at andre observasjoner ikke kan bli med i familiegruppe A. Vi gjør valget om å inkludere observasjon 1 i gruppe A og fortsetter grupperingen til vi blir ferdig. Hvis vi etter fullført gruppering ombestemmer oss og velger å ekskludere observasjon 1 fra gruppe A og fullfører grupperingen på nytt, så kan vi ende opp med et annet svar enn det vi gjorde i den første grupperingen. Dette eksempelet illustrerer hvordan vi får mange svar og vi opplever den samme effekten når vi benytter oss av forskjellige startpunkt. I realiteten finnes det mange mulige svar slik dagens AK er definert.

Vi anbefaler at det legges til et punkt i kriteriene som sier noe om hvilken av de mulige løsningene (antall grupperte familiegrupper) som bør ansees som det korrekte svaret. Et gjennomsnitt er vanskelig å bruke presist siden det vil avhenge av hvilken algoritme som brukes og hvilke startpunkt som tas i betraktning. Det lavest antallet grupperte familiegrupper vil være et mer konsistent estimat å benytte. Forholdet mellom det lavest antallet grupperte familiegrupper og antall startpunkt vil trolig være asymptotisk, slik at når antallet startpunkt økes så vil det etter hvert ikke være store endringer i det laveste antallet grupperte familiegrupper. Forhåpentligvis oppnås denne asymptoten med relativt få antall startpunkt. Dette punktet bør legges til uavhengig av om det automatiske skriptet benyttes eller ikke. Det bør også legges til dersom et av de to nye forslagene til AK i **kapittel 6.2** velges framfor dagens AK.

5.2 Framgangsmåte for automatisering av AK

Her følger en detaljert forklaring for hvordan AK ble automatisert. Vi laget en funksjon i programmet R som benytter enkel matriseregning og en hierarkisk romlig klustringsmetode til å gruppere familiegruppeobservasjonene. Den første matrisen skriptet lager er en romlig avstandsmatrise. Denne matrisen inneholder alle avstander mellom familiegruppeobservasjonene i meter for hele landet. Avstanden mellom et punkt (f. eks en viltkameraobservasjon) og kurvede linjer (en sporlogg) vil variere med hvor på linjen det måles fra. For avstander mellom punkter vs. sporlogger og sporlogger vs. sporlogger benyttet vi den lengste mulige avstanden.

Den andre matrisen skriptet lager en tidsmatrise. I denne matrisen beregnes maksimumsavstanden mellom to familiegruppeobservasjoner i tid. For hver observasjon er det assosiert et tidsvindu hvor SNO (rovviltkontakt) har anslått når sporene er satt. Tidsvinduet avgrenses av en starttid, som er det tidligste tidspunktet SNO mener sporene er satt, og en sluttid, som er det seneste tidspunktet SNO mener sporene er satt. Avstanden mellom to familiegruppeobservasjoner i tid kan derfor beregnes på flere måter. Praksis i Rovdata er å bruke den lengste tiden, og denne benyttet vi også i automatiseringen.

I en tredje matrise beregner skriptet gjeldende AK mellom to observasjoner, denne kan vi kalle AK-matrisen. Norge og Sverige er delt inn i fire byttedyrkategorier, og for hver byttedyrkategori finnes det ett sett med AK. Avstandene som bestemmer om to observasjoner kan grupperes sammen varierer med tiden det har gått mellom to observasjoner. Skriptet henter derfor først ut byttedyrkategoriene for observasjonene. Når to observasjoner ligger i to ulike byttedyrkategorier er det praksis hos Rovdata at gjennomsnittet av AK for de to kategoriene benyttes. Dette ble også implementert i skriptet. Etter at alle observasjoner har blitt knyttet til en byttedyrkategori brukes tidsmatrisen til å hente ut avstandskriteriet mellom de to observasjonene.

Når disse tre matrisene har blitt laget gjenstår det kun én matrise, denne matrisen kan vi kalle grupperingsmatrisen. Grupperingsmatrisen er avstandsmatrisen delt på AK-matrisen. Grupperingsmatrisen vil ha verdier under 1 dersom to observasjoner er nærme nok i tid og rom til å grupperes sammen og verdier over 1 dersom to observasjoner *ikke* kan grupperes sammen. Grupperingsmatrisen grupperes deretter inn i familiegrupper ved hjelp av hierarkisk klustering og/eller en algoritme vi selv har utviklet.

Når grupperingen utføres, har vi benyttet to framgangsmåter; egenutviklet algoritme eller hierarkisk klustering. Den egenutviklede algoritmen begynner med en observasjon og legger til alle observasjoner som denne kan grupperes med. Deretter går algoritmen til neste ugrupperte observasjon og grupperer denne med alle denne kan grupperes med. Slik fortsetter algoritmen helt til alle observasjoner er gruppert. Alternativet er hierarkiske klustering. Denne framgangsmåten grupperer observasjoner som er «nært» hverandre sammen. Det vil si at observasjoner i grupperingsmatrisen med lave verdier har større sjanse for å bli gruppert sammen enn de som har høyere verdier. Disse blir satt sammen til et «tre» der alle observasjonene henger sammen på det øverste nivået. Etter klusteringen kuttet «treet» ved verdien 1, da ingen observasjoner i grupperingsmatrisen med verdier over 1 kan grupperes sammen etter AK.

Den automatiserte grupperingen tester flere ulike rekkefølger på observasjonene når klusteringen gjennomføres, siden startpunktet har påvirkning på det endelige resultatet. Dette kan sees på som «flere forsøk». Videre utviklet vi en algoritme som går gjennom hver eneste grupperte *familiegruppe* og undersøker om alle observasjonene kan «gis» bort til andre *grupperte familiegrupper*. Denne prosessen klarer ofte å redusere antallet familiegrupper ytterligere. Til slutt har vi også utviklet en algoritme som lager finfordeler grupperte familiegrupper. Denne algoritmen flytter observasjoner som kan inngå i flere grupperte familiegrupper uten å påvirke antallet familiegrupper på en slik måte at summen av avstandene internt i den grupperte familiegruppen minimeres.

5.3 Sammenligning av antall grupperte familiegrupper i Rovbase med automatisert skript

Vi sammenlignet antallet grupperte familiegrupper fra Rovbase med antallet grupperte familiegrupper fra det automatiserte skriptet. Generelt fant vi at antallet grupperte familiegrupper fra skriptet var lavere enn antallet familiegrupper fra Rovbase (**Tabell 5**). Forskjellene var noe større i Sverige enn i Norge. Dette kan trolig skyldes at det i Sverige er mer komplisert å gruppere fordi det er sammenhengende observasjoner over et større område (flatere terreng som ikke avgrenses av fjorder og fjell) slik at startpunktet får enda større betydning. Videre gjøres også grupperingen i Sverige av Länsstyrelsen regionalt, som gjør at denne effekten kan bli enda større når

familiegrupper over tilgrensende lån skal slås sammen. I Sverige grupperes også familiegrupper fortløpende, og dette kan også være en av årsakene til at den automatiske grupperingen og gruppering som ligger i Rovbase skiller seg mer fra hverandre. Dette kan ha betydning fordi valg som tas tidlig i registreringsperioden påvirker grupperingsmulighetene n r alle observasjonene foreligger.

I Norge viser en gjennomgang at det er to årsaker til at skriptet oftere f r færre familiegrupper enn Rovbase. Den første er at når Rovdata manuelt grupperer har det ikke blitt gruppert familiegrupper over fjordarmer (av og til over større innsj r) sammen fordi det er usannsynlig at familiegruppene har sv mt over distanser på flere kilometer. I slike tilfeller har Rovdata utvist skjønn. Dette er trolig den riktige løsningen, men det åpner samtidig for at det kan bli diskusjon for hvorfor familiegruppeobservasjoner over enkelte innsj r f. eks ikke splittes. Det bør derfor settes en maksgrense for hvor langt vi anser det som sannsynlig at ei hunngaue med unger vil svømme. Den andre grunnen er at skriptet har funnet løsninger som vil være vanskelige å finne manuelt og dermed gruppert til færre antall familiegrupper.

Tabell 5. Oversikt over grupperte familiegrupper i Rovbase og grupperte familiegrupper basert på et automatisert R-skript for utvalgte år i Norge og Sverige. Kolonne «land» angir hvilket land det er beregnet for, « r» angir overv kingssesong, «hierarkisk» viser antallet grupperte familiegrupper ved hjelp av hierarkisk klustering, «egen» indikerer antallet familiegrupper for den egenutviklede algoritmen og «Rovbase» indikerer antallet unike familiegrupper det er gjort observasjoner av i det enkelte land og deler ikke familiegrupper over landegrenser. Tallene i kolonnen Rovbase kan derfor avvike fra de offisielle bestandsanslagene.

Land	�r	Hierarkisk	Egen	Rovbase
Norge	2015	51	51	53
Norge	2016	56	55	59
Norge	2017	59	60	59
Norge	2018	57	57	56
Norge	2019	63	63	67
Norge	2020	64	65	69
Sverige	2019	172	172	186
Sverige	2020	192	195	214

5.4 Anbefalinger og tiltak

Det bør legges til et punkt i AK som sier at det minste antallet familiegrupper det er mulig å gruppere til bør benyttes. Gruppering etter dagens AK ved hjelp av skript er klart til å tas i bruk lokalt på en PC. Vi er usikre på hvordan dette eventuelt kan implementeres i Rovbase. Foreløpig er særskilling i felt ikke implementert i skriptet. F r dette kan gjøres må denne informasjonen være lett å hente ut fra Rovbase.

6 Forslag til nye AK

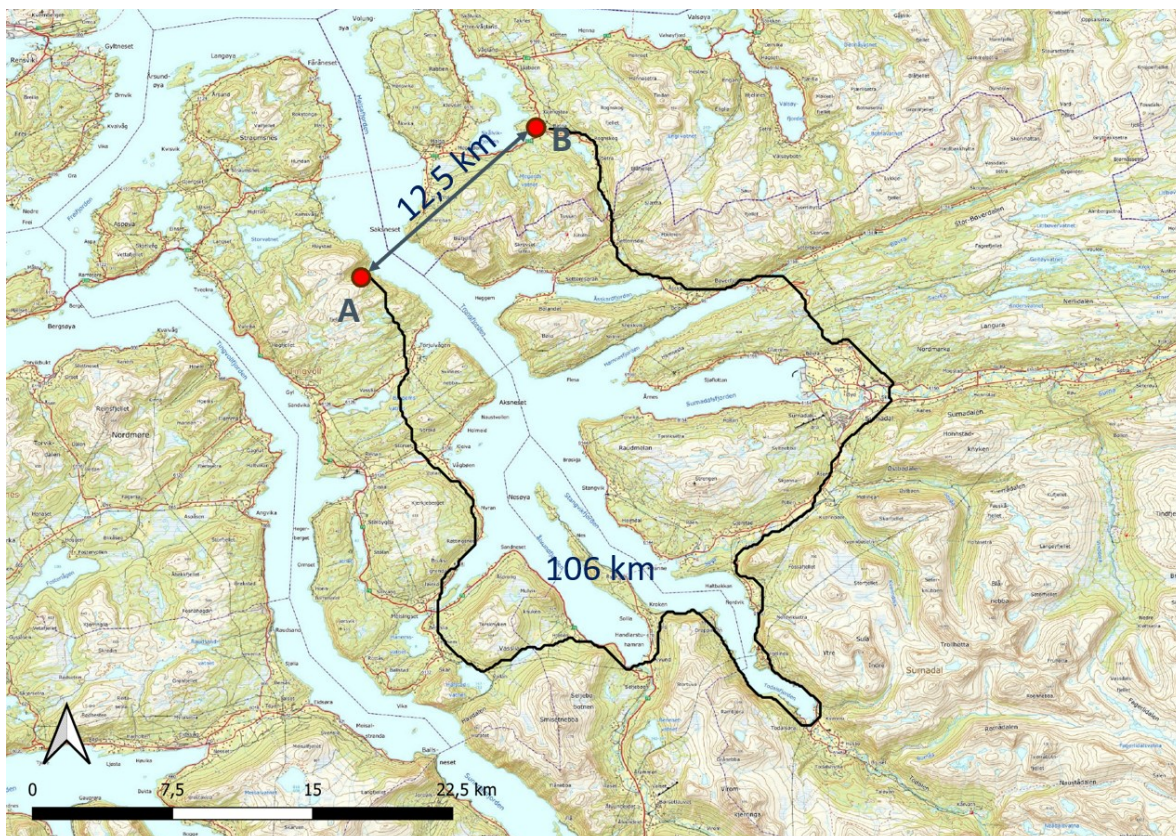
En del av oppdraget har vært å se om det er mulig å finne nye og bedre tilnærminger til dagens AK. Vi redegjør her for uttesting av flere ulike tilnærminger. I hovedtrekk har vi først vurdert inkludering av økologisk avstand i stedet for luftlinje. Deretter har vi forsøkt å erstatte dagens byttedyrkattegrorier med en rekke kontinuerlige variabler, med ulike sammenhenger mellom de forflyttede avstandene og forklaringsvariablene.

6.1 Økologisk avstand vs. luftlinje

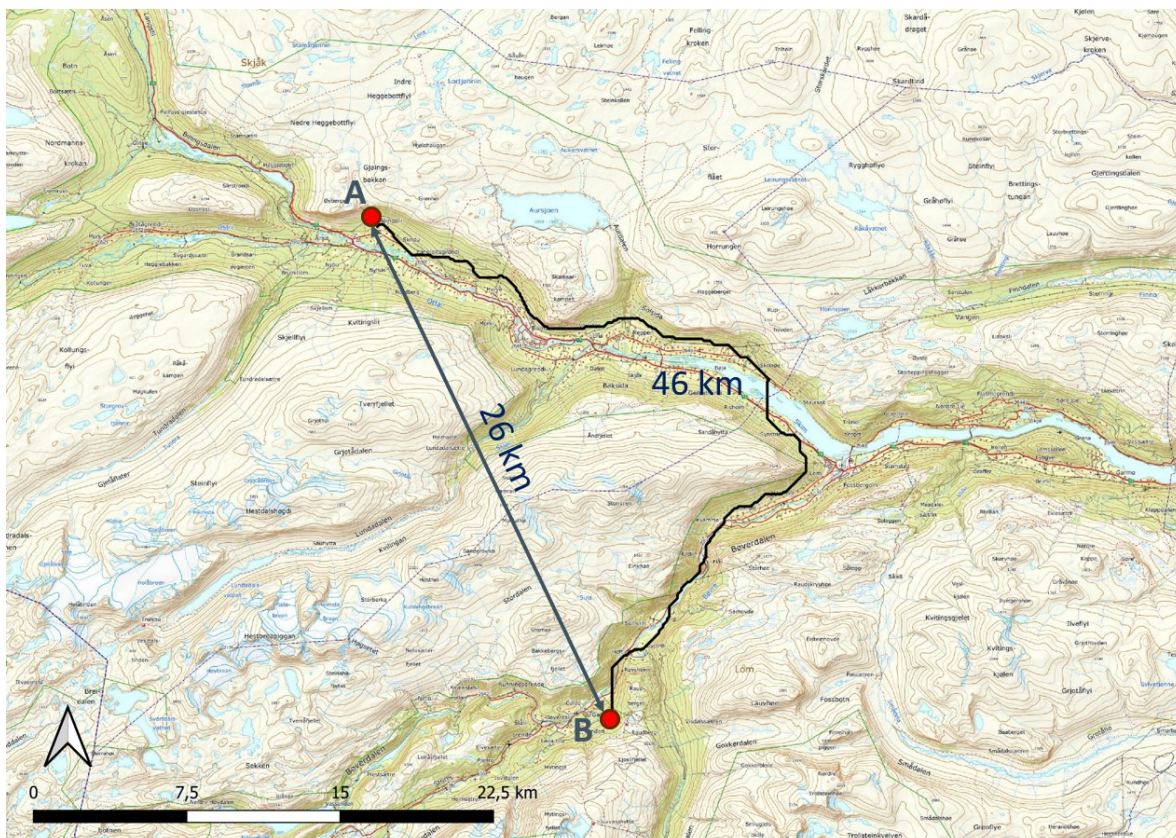
Dagens AK benytter den korteste avstanden mellom to posisjoner i luftlinje. En mulig forbedring av denne metoden er å beregne en avstand som tar hensyn til habitatet som er mellom posisjonene. Et første steg kan f.eks. være å si at det er svært lite sannsynlig at en familiegruppe vil svømme mer enn 500 meter. Vi kan da si at gaupene må bevege seg rundt bredere fjordarmer. Dette steget har vi tatt inn i det nye forslaget til AK.

Neste steg vil være å ta hensyn til at gaupene ofte beveger seg i bratt terreng og oftere beveger seg langs dalfører enn å gå rett over fjell. For å ta hensyn til dette, må vi først lage en modell som beskriver gaupenes bevegelse i landskapet. Vi har startet denne prosessen, og laget modeller for forflytning basert på data på sporing av familiegrupper (**Vedlegg 9.2**). De foreløpige resultatene fra disse modellene var lovende, men arbeidet med disse modellene ble for ressurskrevende for å kunne gjennomføres i forbindelse med denne rapporten. Vi har illustrert et par eksempler der vi beregnet avstanden mellom observasjoner i luftlinje og som økologisk avstand («least cost path») med den beste av bevegelsesmodellene vi har laget (**Figur 16** og **Figur 17**). Disse to eksemplene er tatt fra områder hvor vi antok at økologisk avstand ville skille seg mye fra avstanden beregnet i luftlinje. Avstandene vil trolig ligge nærmere hverandre i flatt terreng, så lenge det ikke er for mye menneskelig infrastruktur.

Den statiske delen av dagens AK antar at hunngaupenes leveområder er sirkulære siden avstanden beregnes i luftlinje. Ved å benytte økologisk avstand i stedet tillater vi andre former på hunngaupenes leveområder. Dette vil trolig ha størst betydning langs dalfører, i fjellnære områder og områder med mange fjordarmer eller større vandringshinder som menneskelig infrastruktur. En overgang til økologisk avstand vil være en forbedring siden det vil hensynta hvordan gaupene beveger seg gjennom de ulike habitatene vi finner i landskapet. Ulempen vil være at AK blir mer komplisert og at det kreves en god del jobb å utarbeide og validere en god bevegelsesmodell som kan benyttes til å beregne de økologiske avstandene. Vi forlot denne ideen grunnet ressursbruk, men anser dette fortsatt som en forbedring for AK i framtiden. Den største fordelene med økologisk avstand er antageligvis at vi slipper antagelsen om sirkulære leveområder, som vi får i forbindelse med det statiske avstandskriteriet (mer enn 10 dager) når korteste vei i luftlinje beregnes.



Figur 16. Et eksempel fra Nordmøre med avstand beregnet i luftlinje (12,5 km) og avstand beregnet som økologisk avstand (106 km). Her ser vi at avstanden i luftlinje går rett over en fjordarm, mens den økologiske avstanden (representert som «least cost path») går rundt fjorden og unngår også Surnadal sentrum.

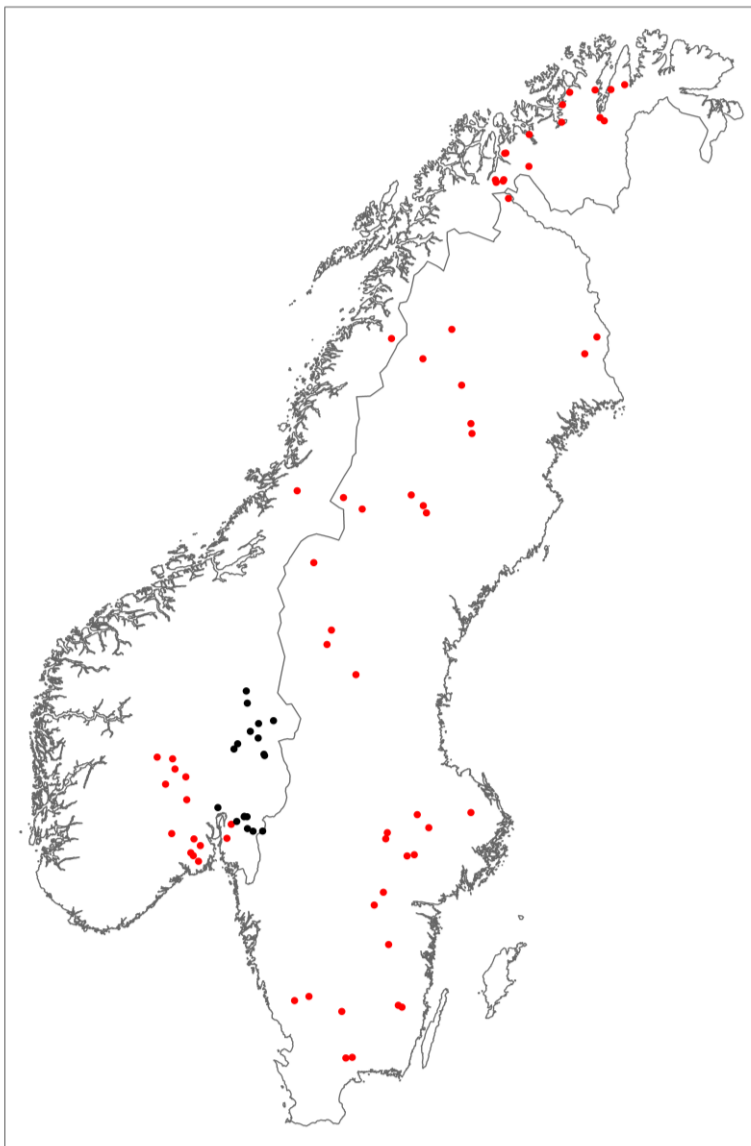


Figur 17. Et eksempel fra Lom og Skjåk med avstand beregnet i luftlinje (A: 26 km) og avstand beregnet som økologisk avstand (B: 46 km). Her ser vi at avstanden i luftlinje krysser rett over fjellet, økologisk avstand (representert med «least cost path») beveger seg langs dalføret.

6.2 Forslag til nye AK

6.2.1 Metode

For å undersøke hvilke variabler som kan bli brukt for å forklare hunngaupers forflytning beregnet vi først avstander mellom posisjoner til alle hunngauper gjennom hver registreringsperiode. Vi inkluderte GPS-data fra Norge og Sverige og VHF-data fra Norge (**Figur 18**). Dette utgjorde totalt 84 gaupehunner og 139 unike kombinasjoner av gaupehunner og registreringsperioder. Før vi beregnet avstandene trakk vi ut én posisjon per dag for at perioder med flere posisjoner ikke skulle vektes tyngre. Deretter beregnet vi avstandene mellom posisjoner for ei hunngaue for hver registreringsperiode gaupa var merket. Avstandene ble beregnet på en transisjonsmatrise basert på 250 x 250 meter, der «least cost path» kan bevege seg mellom alle tilgrensede naboceller, så lenge cellene i transisjonsmatrisa har landareal. Dette betyr at «least cost path» ikke vil krysse distanser på mer enn 500 meter med hav. Dette ble laget ved hjelp av gdistance-pakken (van Etten 2017) i R. Vi benyttet så funksjonen *shortestPath* til å beregne avstanden mellom to observerte posisjoner. Vi endte opp med mange avstander, siden hver posisjon vil ha én avstand til alle andre posisjoner gaupa er registrert.



Figur 18. Senterpunktene av posisjonene til hunngaupene som ble inkludert i analysene. Røde punkter er gauper med GPS-sender, mens sorte punkter er gauper med VHF-sender.

Vi benyttet kun de 10% lengste avstandene for hver tidsenhet. Vi definerte tidsenhetene som følger: observasjoner mindre enn et døgn fra hverandre i tid, observasjoner med et døgn fra hverandre i tid (24 timer – 48 timer), to døgn fra hverandre i tid (48 timer – 72 timer), ..., og observasjoner med 10 eller flere dager fra hver andre i tid. Disse avstandene ble benyttet som responsvariabelen i lineære regresjonsmodeller med tilfeldige effekter. I disse modellene inkluderte vi en rekke forskjellige forklaringsvariabler (**Vedlegg 9.1**). Vi inkluderte kun observasjoner fra gauper som hadde flere enn 10 observasjoner i den gitte tidsenheten. Dette favoriserer GPS-data over VHF, og ekskluderer i all hovedsak VHF-data fra å bidra til den dynamiske delen av avstandskriteriet. Dette er i utgangspunktet bra, siden GPS-data gir et mer representativt bilde av hvordan gaupene beveger seg enn VHF-data. Ulempen er at vi mister flere gauper og får et dårligere utvalg av landskapet.

Alle modellene besto av en grunnmodell. Denne grunnmodellen hadde antall hele dager mellom posisjonene som forklaringsvariabel og gaupe-ID og registreringsperiode som tilfeldige effekter på skjæringspunktet. Øvrige forklaringsvariablene ble inkludert (**Vedlegg 9.1**) som en interaksjon med antall hele dager observasjonene gjaldt for (tidsenhet). Effekten av forklaringsvariabelen

alene ble ikke inkludert, men effekten av antall hele dager mellom posisjonene ble inkludert. På denne måten lager modellen ett estimat per tidsenhet.

En utfyllende beskrivelse over forklaringsvariablene vi inkluderte, og hvordan disse har blitt laget, finnes i **Vedlegg 9.1**. Kortfattet inkluderte vi alle de bioklimatiske variablene i bioclim (Fick & Hijmans 2017), netto primær produksjon (NPP) og brutto primær produksjon som mål på produktivitet. Vi laget også et kartlag som sier noe om landskapsformen (daldybde), som f. eks skiller områder med dype dalfører mot flattere områder osv. Vi inkluderte tetthet av skutte rådyr, hjort og dåhjort (hentet fra SSB og Svenska Jägarförbundet) per landareal som ikke er fjell eller urbane områder på flere forskjellige måter; tetthet av skutte rådyr (antall/ km²), tetthet av skutt hjort (antall/ km²), tetthet skutt hjortevilt (antall/ km²), vektet tetthet av skutt hjortevilt (antall/ km²), skutt hjorteviltbiomasse (kg/km²) og vektet skutt hjorteviltbiomasse (kg/km²). I forbindelse med utregning av areal benyttet vi det landareal under fjellet som ikke var urbane områder. Som hjortevilt inkluderte vi rådyr, hjort og dåhjort. Når vi har vektet hjorteviltartene ble rådyr og dåhjort gitt vekten 1, mens hjort fikk vekten 0,3. Vi ga rådyr og dåhjort vekten 1 fordi vi gaupa like gjerne dreper voksne dyr, mens vi ga 0,3 for hjort fordi gaupa i større grad tar hjortekalver enn voksne dyr (Gervasi et al. 2014) og vi antok at hjortekalver tilsvarte ca. 30% av hjortebeholdningen. Da vi beregnet biomasse for hjortevilt antok vi en vekt på 20 kg på rådyr, 40 kg på dåhjort og 80 kg på hjort. Til slutt vurderte vi også byttedyrkategoriene som brukes i dagens AK som forklaringsvariabel. Alle disse modellene ble tilpasset og deretter vurdert med AIC.

6.2.2 Resultater og diskusjon

Blant de fem beste modellene til å forklare forflytningsavstand var det forskjellige varianter av modeller med skutte hjorteviltarter og dagens avstandskriterier (med byttedyrkategorier) som viste seg å være best (**Tabell 6**). De beste hjorteviltmodellene hadde forklaringsvariabler som var log-transformerte. Den beste modellen inkluderte skutt hjorteviltbiomasse, og var marginalt bedre enn modellen med tettheten av skutt hjortevilt. Den tredje beste modellen var byttedyrkategoriene. Dette viser at de gamle avstandskriteriene fungerer godt (Gervasi et al. 2013).

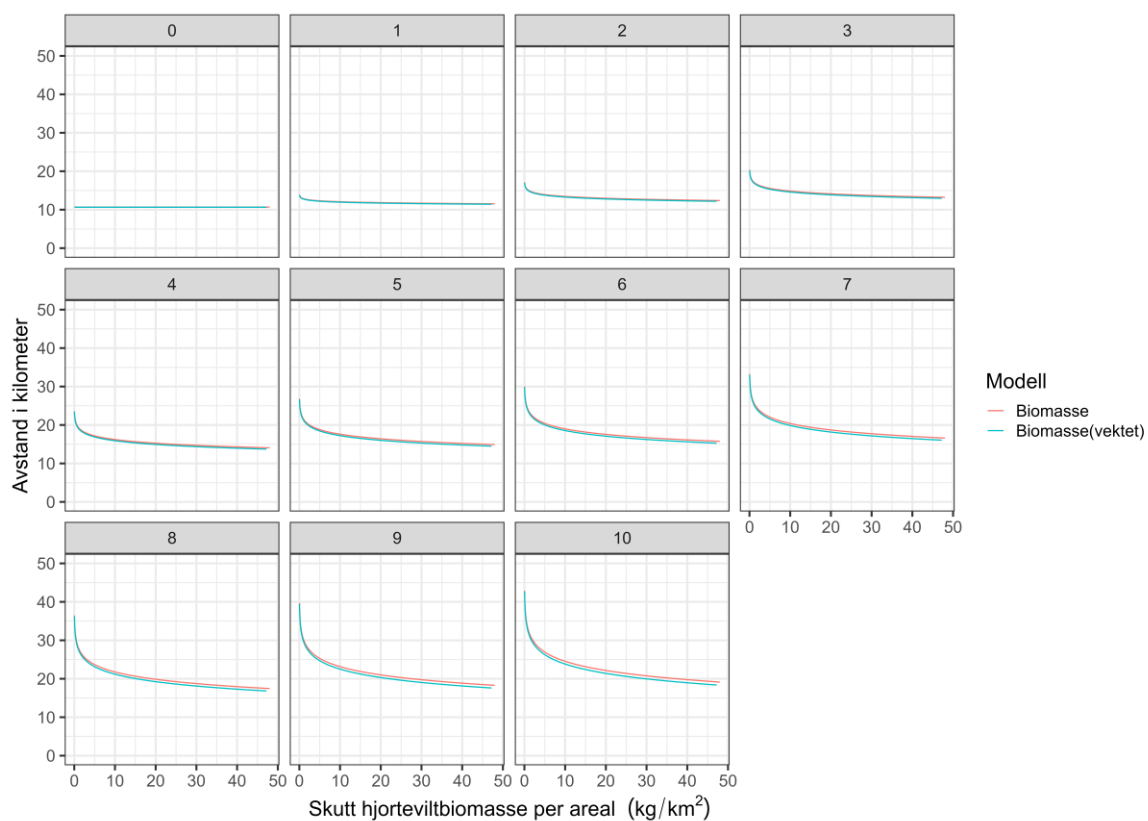
Tabell 6. Modellseleksjon for modellene som beskriver nytt AK. Tabellen viser modellene, AIC og delta AIC for de ti beste modellene. Se **Tabell S1** for den fulle tabellen, og **Vedlegg 9.1** for forklaring av de bioklimatiske variablene.

Model	AIC	ΔAIC
Biomasse log-transformert	1018188	0
Hjortevilt log-transformert	1018188	0,55
Byttedyrkategori	1018201	13,33
Biomasse (vektet) log-transformert	1018244	56,16
Hjortevilt (vektet) log-transformert	1018290	102,07
Rådyr log-transformert	1018446	258,59
Bio5 kvadrert	1018448	259,97
Bio5 lineær	1018448	260,64
Biomasse kvadrert	1018868	680,4
Hjortevilt kvadrert	1018893	705,13

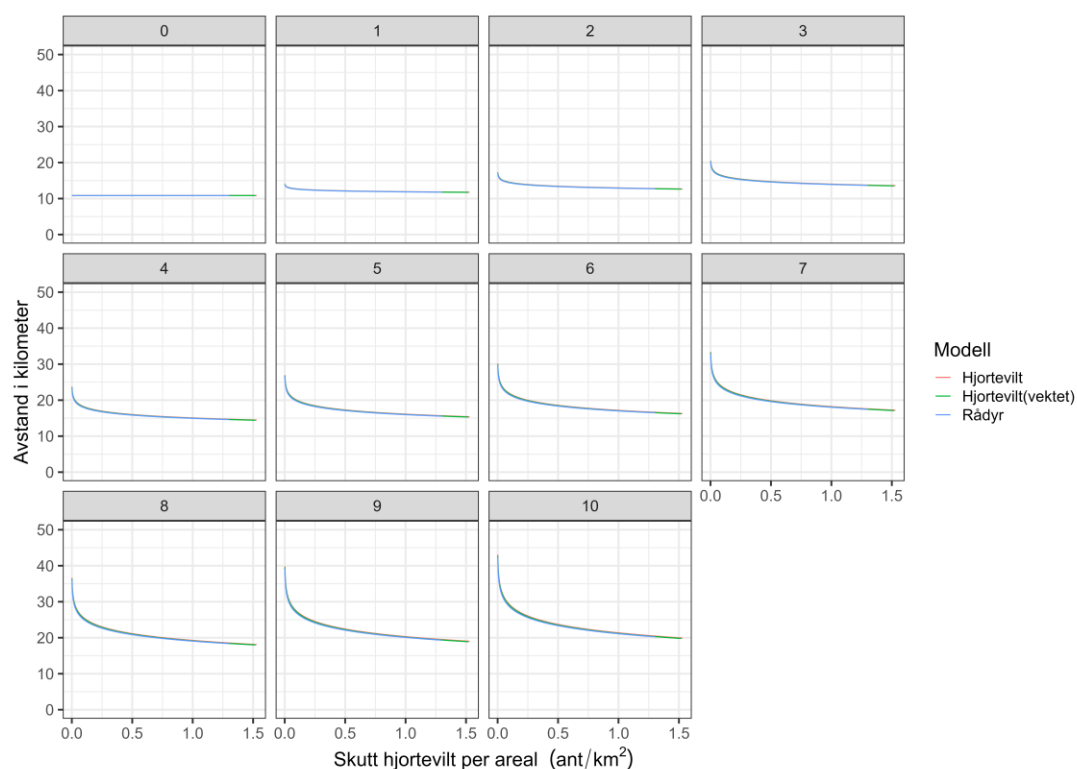
Sammenhengen mellom avstand og antall skutte dyr viser praktisk talt det samme mønsteret for de beste modellene, de to ulike biomasse-modellene (**Figur 19**), og de tre modellene med antall skutt hjortevilt eller rådyr (**Figur 20**). Dette skyldes antageligvis at det er rådyr som er den viktigste byttedyrarten sør i Skandinavia (Gervasi et al. 2014, Nilsen et al. 2009, Odden et al. 2006), og at denne forklarer mye av variasjonen i avstandene. Selv om mønsteret er relativt likt, kan

det være stor forskjell på et AK basert på de ulike modellene, siden f.eks. tettheten av skutt hjortevilt (rådyr, hjort og dåhjort) kan være ganske forskjellig fra tettheten av skutte rådyr (f.eks. der det er mye hjort og dåhjort). Derfor har det betydning hvilken av modellene som velges. I utgangspunktet vil det være ønskelig med ett sett med AK som endres lite over små endringer i forklaringsvariabelen. På denne måten unngår vi at AK endres brått i landskapet, men at endringene skjer gradvis over en lengre gradient. Selv om modellene i **Figur 19** (med biomasse) endrer seg hurtigere enn modellene i **Figur 20** (med antall skutte hjortevilt), så kan denne endringen allikevel skje gradvis i landskapet hvis mesteparten av variasjonen i landskapet ligger rundt 0-10 kg/km². I **Figur 21** og **Figur 22** har vi laget et kart som viser det statiske AK for de to beste modellene. Vi anser disse to modellene som alternativer til to nye forslag til AK. Denne figuren illustrerer variasjonen i den statiske delen av AK (mer enn 10 dager) slik den fremgår i landskapet. Kartene viser at det ikke er stor forskjell mellom de to modellene. Vi har også lagt til dagens statiske AK med de fire byttedyrkategoriene (**Figur 23**) for sammenligning. Fargegradienten er lik i **Figur 21-23**.

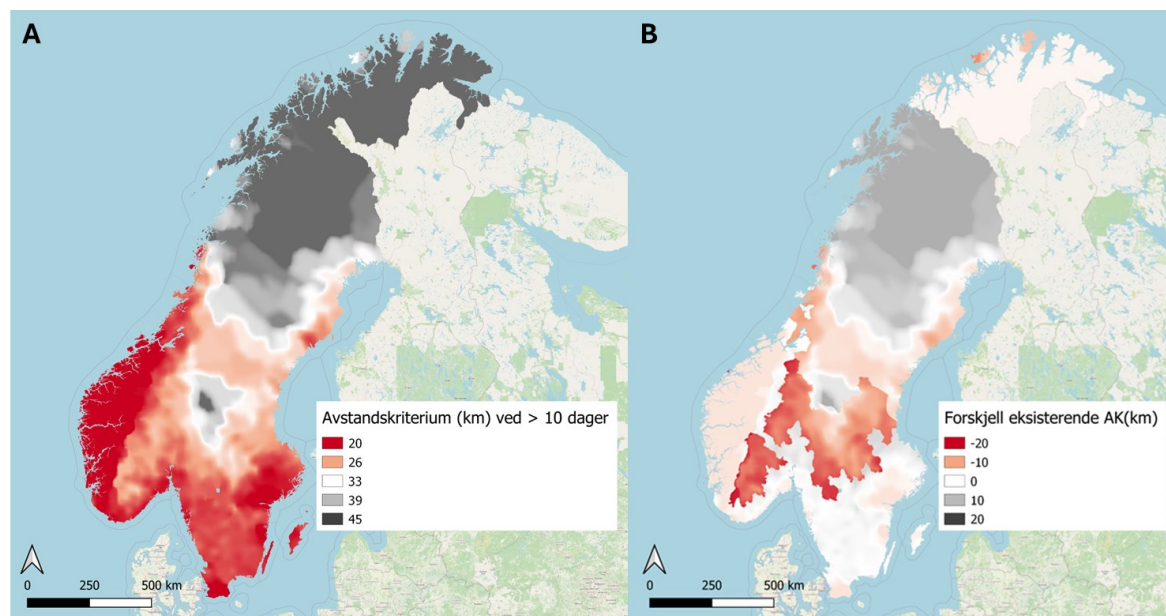
Vi har også illustrert hvordan de to nye forslagene til avstandskriterier vil føre til endringer sammenlignet med dagens AK. I **Figur 21** og **Figur 22** vises også forskjellene mellom den statiske delen av AK for dagens AK og de to nye forslagene. Det er byttedyrkategorien lav byttedyrtetthet som vil få de største endringene, her er de nye forslagene opp til 20 km kortere. I Norge vil dette i hovedsak være indre deler av Sør-Norge. For områder som allerede har byttedyrkategorien høy byttedyrtetthet, så vil det ikke være noen større endringer. I det som utgjør det nordre reinområdet i dagens AK vil det ikke være så store endringer (Finnmark og nordlige deler av Troms), mens det i det søndre reinområdet vil bli opp mot 10 km lenger AK (sørlige deler av Troms og nordlige deler av Nordland). Det er viktig å merke seg at denne sammenligningen gjøres på litt ulikt grunnlag, da de nye avstandene ikke krysser avstander over hav på mer enn 500 meter. I det eksisterende AK beregnes avstanden rett over hav. Dette betyr at for gauper som lever i kystnære strøk, så kan de to nye forslagene på avstandskriterier i praksis være litt kortere enn de eksisterende AK selv om dette ikke fremgår av figurene.



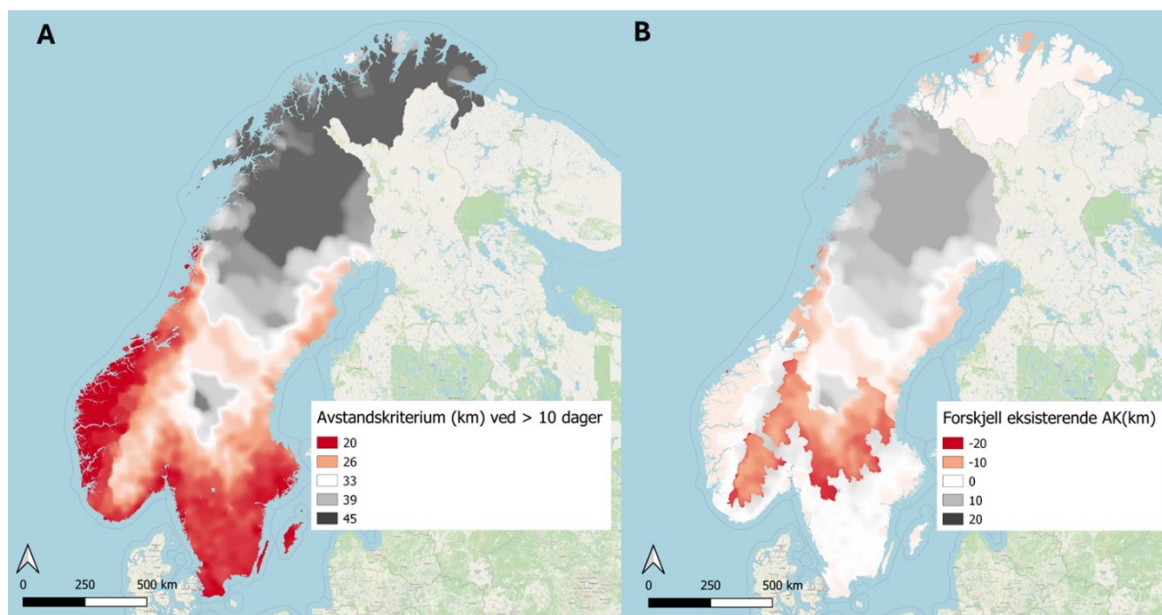
Figur 19. Grafisk framstilling av avstandskriterier fra modellene med skutt hjorteviltbiomasse (kg/km^2) som benevning på X-aksen og avstand i kilometer for avstandskriteriet på Y-aksen. Tallet som vises øverst i hver panelfigur viser antallet dager mellom observasjonene.



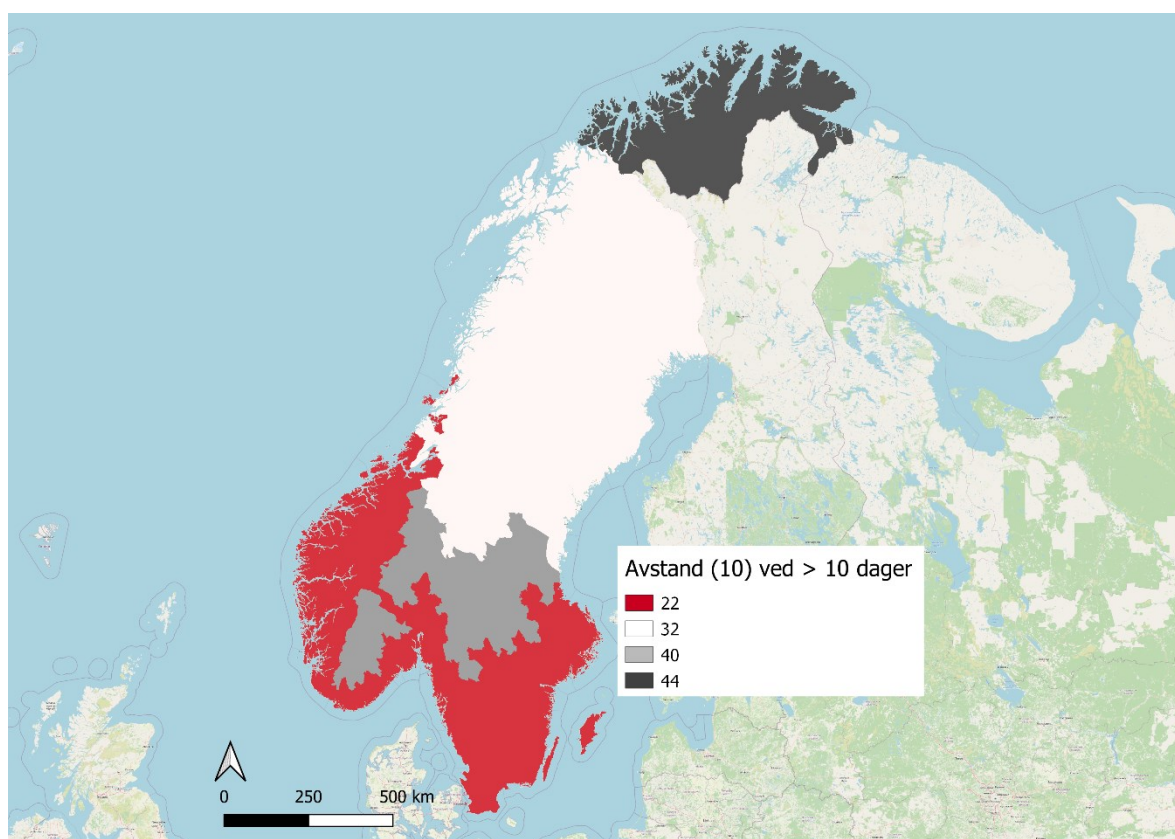
Figur 20. Grafisk framstilling av avstandskriterier fra de tre modellene som har antall skutte dyr (hjortevilt, vektet hjortevilt og rådyr) per areal (antall/km²) som forklaringsvariabler. På X-aksen vises antall skutte dyr per areal og avstanden i kilometer for avstandskriteriet på Y-aksen. Tallet som vises øverst i hver panelfigur viser antallet dager mellom observasjonene.



Figur 21. A) Kart over den statiske delen av avstandskriteriet etter 10 dager basert på modellen med skutt hjorteviltbiomasse. B) Kart som illustrerer forskjellen i det statiske AK mellom dagens AK og AK i A). Negative verdier indikerer at det nye forslaget er kortere og positive verdier indikerer at det er lenger.



Figur 22. A) Kart over den statiske delen av avstandskriteriet (mer enn 10 dager) basert på modellen med antall skutt hjortevilt per areal. B) Kart som illustrerer forskjellen i det statiske AK mellom dagens AK og AK i A). Negative verdier indikerer at det nye forslaget er kortere og positive verdier indikerer at det er lenger.

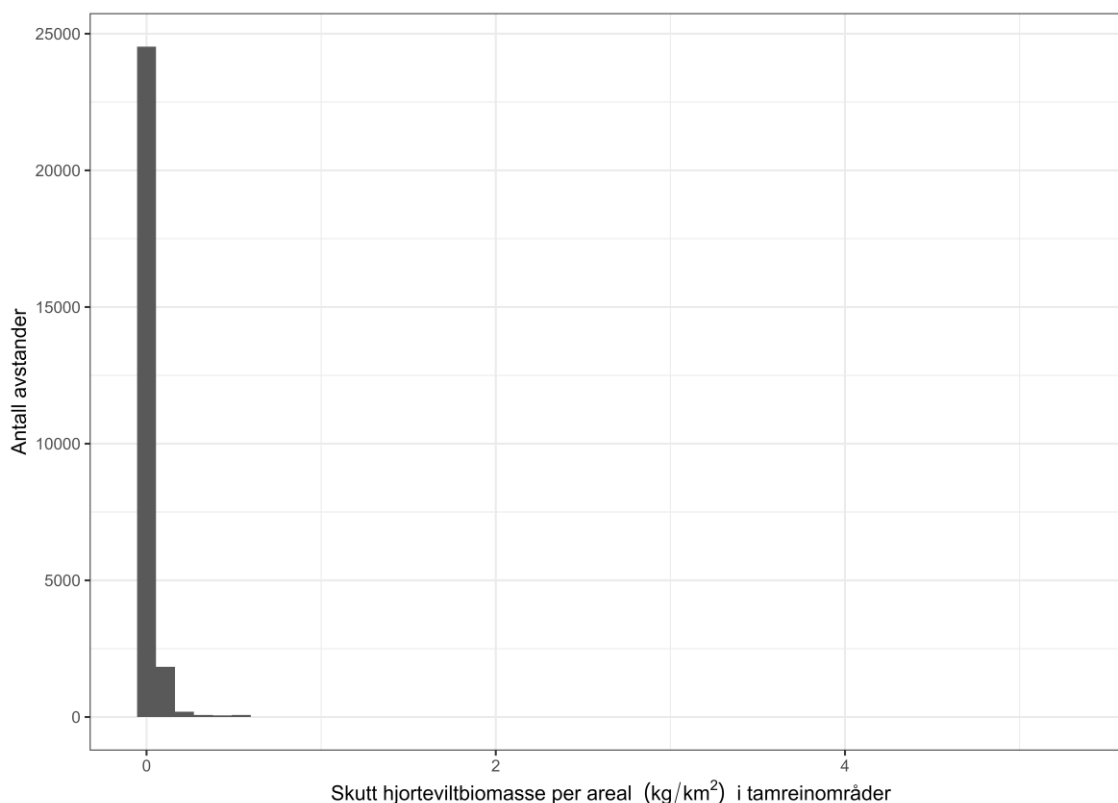


Figur 23. Det statiske avstandskriteriet med fire byttedyrkategorier slik det benyttes i dagens overvåkning.

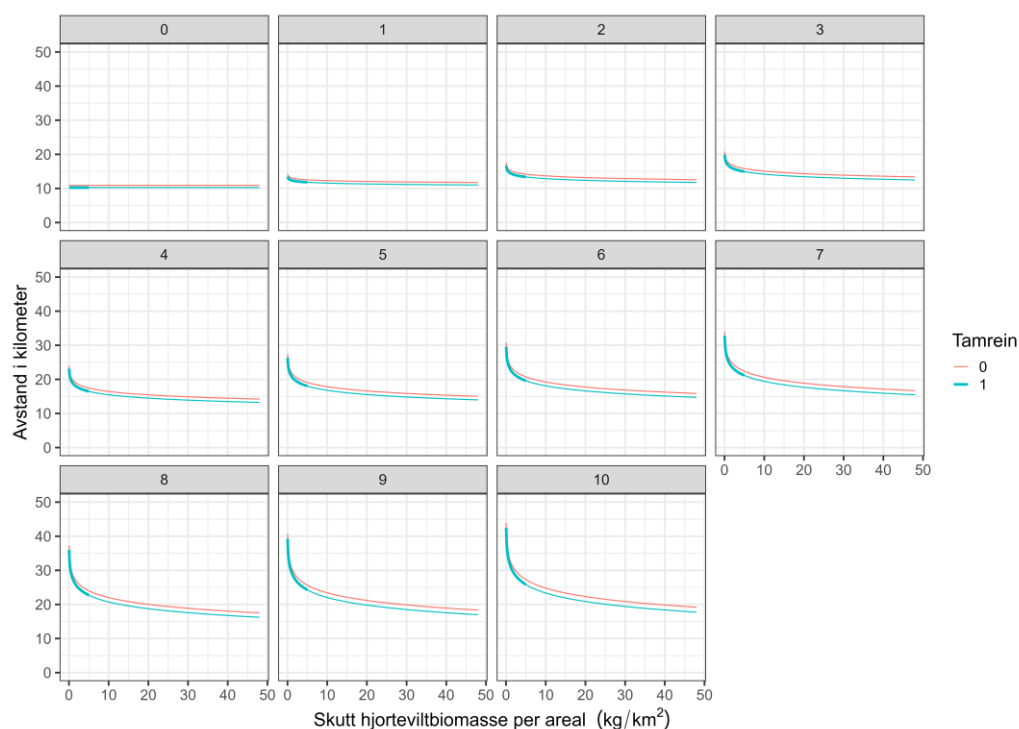
6.2.3 Tamrein

I motsetning til de forrige avstandskriteriene som inkluderte to byttedyrkattegrorier for tamrein så har vi valgt å se bort fra tamrein i forbindelse med modellseleksjonen til de nye AK. Det er flere faktorer som har gjort at vi har valgt å gjøre det på denne måten. Først og fremst så har vi ikke nøyaktig romlig og temporær informasjon om tetthet av tamrein. I de aller fleste områder flyttes tamrein mellom sesongbeiter, slik at tilgangen på rein er sesongavhengig. Det blir derfor en relativt stor forenkling å inkludere tamrein som en faktor, fordi de lokale forholdene vil variere mye innenfor tamreinområder.

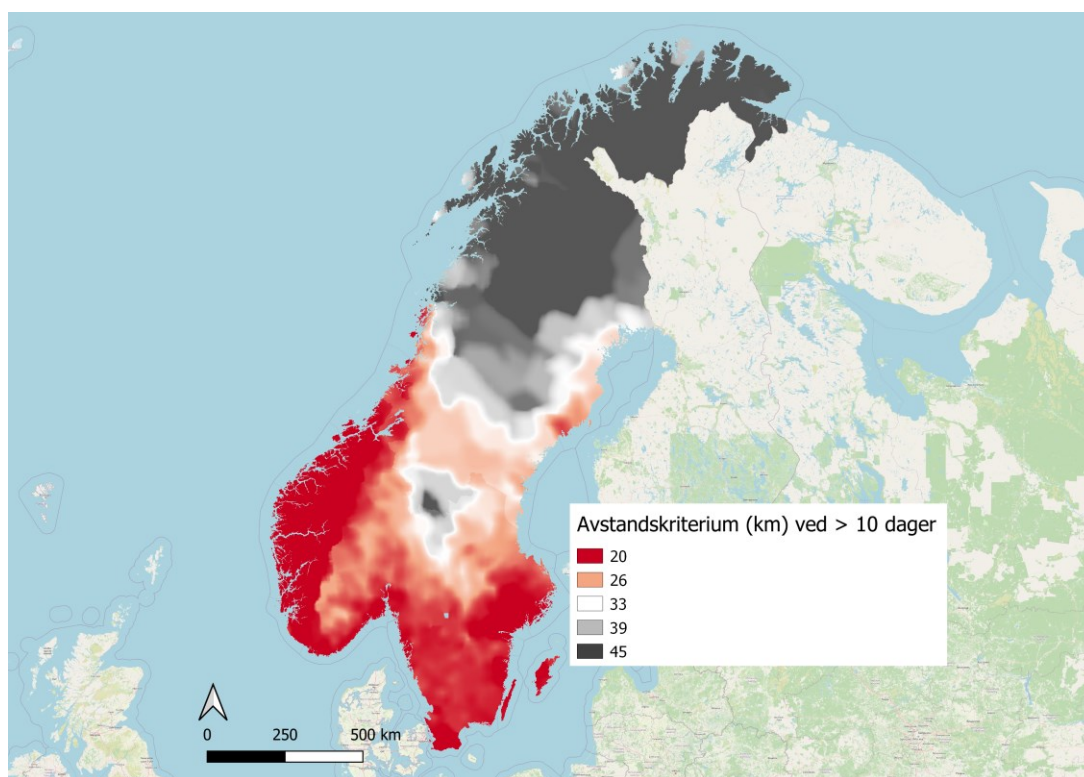
I **Figur 24** vises den skutte hjorteviltbiomassen per areal i reinbeiteområder der vi har hatt merkede gauper. Denne er veldig lav og tilsvarer i hovedsak mindre enn 0,1 kg kjøtt per landareal under tregrensa. Når vi ekskluderer reinsdyr fra modellene betyr dette at områder med tamrein i hovedsak vil tilsvare områder der det skytes lite eller ingen hjortevilt (rådyr, dåhjort og hjort). I de to nye forslagene vil derfor de fleste områder med tamrein bli regnet som områder med lite hjortevilt. Vi har også lagt til tamrein i modellen med skutt hjorteviltbiomassen for å illustrere hva som vil skje dersom vi legger inn tamreinområder som en faktor med to nivåer, 1 hvis gaupa levde i tamreinområder og 0 hvis ikke. Vi inkluderte denne faktoren som en interaksjon mellom antall dager mellom posisjonene og som en hovedeffekt («main effect»). Avstandskriteriene fra denne vises i **Figur 25**. Her ser vi at resultatet er mer eller mindre det samme som det vi vil få dersom reinsdyr ikke ville vært inkludert (**Figur 19** og **Figur 20**). I **Figur 26** vises det statiske avstandskriteriet for modellen med reinsdyr, og her ser vi at denne ikke skiller seg nevneverdig fra **Figur 21** og **Figur 22**. Siden tilstedeværelse av tamrein ikke bedrer modellen, foreslår vi å se bort fra tamrein i de nye AK. Som nevnt i kapittel 6.2.2 vil ikke de nye forslaget til AK i tamreinområder i Norge endre seg vesentlig fra de eksisterende AK.



Figur 24. Skutt hjorteviltmasse per areal for de gaupene som har vært i tamreinområder. 95 persentilen er på 0,098 kg/km² og den høyeste observerte verdien er 5,317 kg/km².



Figur 25. Grafisk framstilling av AK der tamrein er inkludert. Den skutte hjorteviltbiomassen for de gaupene som har levd i tamreinområder er uthøvet med tykkere blå strek. Tallet som vises øverst i hver panelfigur viser antallet dager mellom observasjonene.



Figur 26. Kart over den statiske delen av avstandskriteriet (mer enn 10 dager) basert på modellen med skutt hjorteviltbiomasse per areal og tamrein som faktor.

6.2.4 Anbefaling til nye AK

Det var to modeller (modellen med skutt hjorteviltbiomasse og antall skutt hjortevilt) som modellseleksjonen tilsa var omtrent like gode til å predikere hunngaupenes forflytninger. Det har ingen store praktiske betydninger for hvilken av disse to som blir valgt som et nytt forslag som AK. Modellen med antall skutt hjortevilt er trolig nærmest dagens AK og er ikke påvirket av at vi har valgt verdier for vektorer som er benyttet i forbindelse med omregning til biomasse. Vi foreslår derfor at modellen med antall skutt hjortevilt kan vurderes som et nytt forslag til AK.

Fordelen med dette nye forslaget til AK er at kriteriene endrer seg kontinuerlige i landskapet og ikke brått slik det gjør med dagens kategoriske avstandskriterier. Videre er det en fordel at AK er beregnet for avstander som ikke krysser hav over distanser på mer enn 500 meter. På denne måten tar dette AK hensyn til at hav er en barriere. Modellen kan ha et større forbedringspotensial i framtiden hvis avstanden kan beregnes ut fra en bevegelsesmodell.

En mulig ulempe med et nytt AK-forslag er at log-transformasjonen gjør at små endringer på lav tetthet av skutte hjortevilt fører til store endringer i AK. Dette fører til at det blir større forskjeller i AK i områder med lav hjortevilttetthet, f. eks når en kommune har åpnet for jakt på rådyr, mens nabokommunen ikke har det. Dette er tydelig i Nord-Norge. Overgangene er fremdeles ikke like brå som for det eksisterende AK. En annen ulempe med å bytte til nye AK er at det er flere beregninger som benytter de gamle byttedyrkategoriene. Dette gjelder for eksempel omregningsfaktoren fra antall familiegrupper til total bestand. Ved et skifte til nye AK vil også sammenligning mot tidligere års familiegruppeestimer bli vanskeligere. Det går an å beregne antall ynglinger tilbake i tid, men dette vil kreve en del datakraft (tidkrevende). Det bør også nevnes at det kreves mye datakraft å beregne avstander som ikke krysser hav. Det kan derfor være lurt å begrense antall ganger denne beregningen bør gjennomføres gjennom en sesong. Det nye forslaget til AK forutsetter at grupperingen og beregningen av avstanden gjøres automatisk på samme framgangsmåte som er benyttet i denne rapporten. Det vil ikke være mulig å gruppere manuelt. Før det nye forslaget er klart til å tas i bruk må det implementeres en enkel løsning for å hente ut informasjon om hvilke observasjoner som er særskilt i felt.

7 Sluttord

Det er unikt at vi hvert år forsøker å få tall på antall ynglinger av gaupe fra et så enormt areal som Skandinavia. De uavhengige dataene fra merkede hunngauper og viltkamera viser at det er en stor andel av familiegruppene som fanges opp av dagens overvåkingssystem. Dette er imponerende da store deler av overvåkingen gjennomføres av frivillige lokale folk som melder inn observasjoner.

Overvåkingen står overfor utfordringer framover da klimaendringene vil føre til mindre og kortere snødekke i årene som kommer. En høy oppdagbarhet av familiegrupper kan fortsatt sikres ved bruk av nettverk av viltkamera, og mer bruk av aktivt søk etter familiegrupper fra SNO, NJFF og andre frivillige når snøforholdene er gode.

Beregningen av antall familiegrupper med hjelp av AK har sine svakheter, men det finnes i dag ingen realistiske alternativer til å estimere antall ynglinger fra hele Skandinavia. Vi har her vist at presisjonen i beregningene er avhengig av antall observasjoner i et område, og at den største usikkerheten med bruk av AK er knyttet til at vi forklarer tetthet av gaupe basert på områdebruk som i seg selv til en viss grad er påvirket av tettheten av gaupe. Denne usikkerheten kommer vi dessverre ikke utenom så lenge antallet familiegrupper beregnes fra observasjoner der vi ikke kan gjenkjenne individene. Vi mener man må se videre på forsøk med bruk av DNA for å gruppere eller skille observasjoner.

I dag grupperes familiegruppeobservasjoner manuelt. Vi har her skrevet et skript som gjør grupperingen automatisk i programvaren R, og mener at dette bør implementeres i overvåkingen så snart som mulig.

En del av oppdraget har vært å se om det er mulig å finne nye og bedre tilnærminger til dagens AK. Det har blant annet vært misnøye med dagens inndeling av Skandinavia i fire byttedyrkategorier. Vi har her testet flere ulike tilnærminger, og utarbeidet nye forslag til AK som baserer seg på antall skutt hjortevilt per arealenhet som en indeks på tetthet av byttedyr. De nye AK er utformet så de endrer seg kontinuerlige i det skandinaviske landskapet fra lave til høye tettheter av byttedyr. AK tar nå også hensyn til fjorder og åpent vann. Det nye forslaget til AK forutsetter at grupperingen og beregningen av avstanden gjøres automatisk på samme framgangsmåte som er benyttet i denne rapporten. Det vil ikke være mulig å gruppere manuelt. For Norges del vil de nye AK kanskje beregne noen flere familiegrupper i indre deler av Sør-Norge, mens det sannsynligvis vil bli relativt likt i resten av Norge.

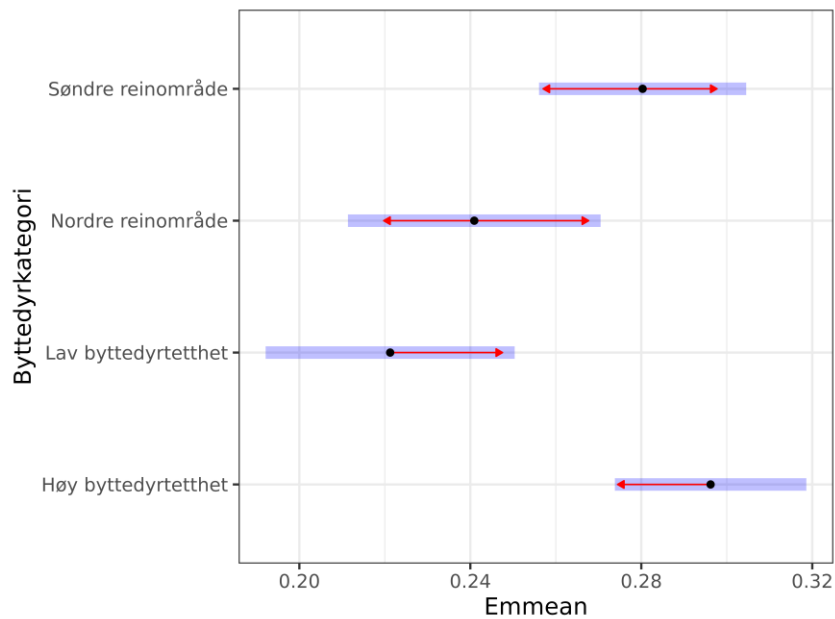
8 Referanser

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE transactions on automatic control* 19: 716-23.
- Andren, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerstrom, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology* 8:299-306.
- Andren, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P.F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzen, R. & Segerstrom, P. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131: 23-32. doi:10.1016/j.biocon.2006.01.025.
- Anonym. 2003. Rovvilt i norsk natur. St.meld. nr. 15 (2003-2004).
- Aronsson, M., Low, M., López-Bao, J.V., Persson, J., Odden, J., Linnell, J.D.C. & Andrén, H. 2016. Intensity of space use reveals conditional sex-specific effects of prey and conspecific density on home range size. *Ecology and Evolution* 6:2957-2967. doi:10.1002/ece3.2032
- Aronsson, M., Åkesson, M., Low, M., Persson, J. & Andrén, H. 2020. Resource dispersion and relatedness interact to explain space use in a solitary predator. *Oikos* 129(8):1174-1184. doi:<https://doi.org/10.1111/oik.07258>
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography* 35(10):1906-1922. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01941.x>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V. & Böhner, J. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geosci. Model Dev.* 8: 1991-2007. doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.
- Darul, R., Gavashelishvili, A., Saveljev, A.P., Seryodkin, I.V., Linnell, J.D.C., Okarma, H., Bagrade, G., Omicans, A., Ozolins, J., Männil, P., Khorozyan, I., Melovski, D., Stojanov, A., Trajçe, A., Hoxha, B., Dvornikov, M.G., Galsandorj, N., Okhlopkov, I., Mamuchadze, J., Yarovenko, Y.A., Akkiev, M.I., Sulamanidze, G., Kochiashvili, V., Şahin, M.K., Trepet, S.A., Pkhitikov, A.B., Farhadinia, M.S., Godoy, J.A., Jászay, T., Ratkiewicz, M. & Schmidt, K. 2022. Coat Polymorphism in Eurasian lynx: Adaptation to environment or phylogeographic legacy? *Journal of Mammalian Evolution* 29(1): 51-62. doi:10.1007/s10914-021-09580-7.
- Fick, S.E. & Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12): 4302-4315. doi:<https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Gervasi, V., Odden, J., Linnell, J.D.C., Persson, J., Andrén, H. & Brøseth, H. 2013. Re-evaluation of distance criteria for classification of lynx family groups in Scandinavia. *NINA Report* 965: 32s.
- Gervasi, V., Nilsen, E.B., Odden, J., Bouyer, Y. & Linnell, J.D.C. 2014. The spatio-temporal distribution of wild and domestic ungulates modulates lynx kill rates in a multi-use landscape. *Journal of Zoology* 292(3): 175-183. doi:10.1111/jzo.12088.
- Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B. & Andersen, R. 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265: 63-71. doi:10.1017/s0952836904006053.
- Hijmans R (2024). *_terra: Spatial Data Analysis_*. R package version 1.7-78, <<https://CRAN.R-project.org/package=terra>>.
- Kjørstad, M., Ledström, G., Nordin, H., Odden, J., Pedersen, V., Svensson, L. & Tovmo, M. 2012. Forslag til samordning av overvåking av gaupe i Norge og Sverige. *NINA Rapport* 880.
- Krange, O. & Figari, H. 2024. Nordmenns holdninger til store rovdyr: 2010, 2017 og 2023. *NINA Rapport* 2407. Norsk institutt for naturforskning.
- Lenth, R. 2024. *_emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_*. R package version 1.10.2.
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T., Andren, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P.F. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. *Environmental Management* 27(6): 869-879.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Andren, H., Liberg, O., Andersen, R., Moa, P., Kvam, T., Broseth, H., Segerstrom, P., Ahlqvist, P., Schmidt, K., Jedrzejewski, W. & Okarma, H. 2007. Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different

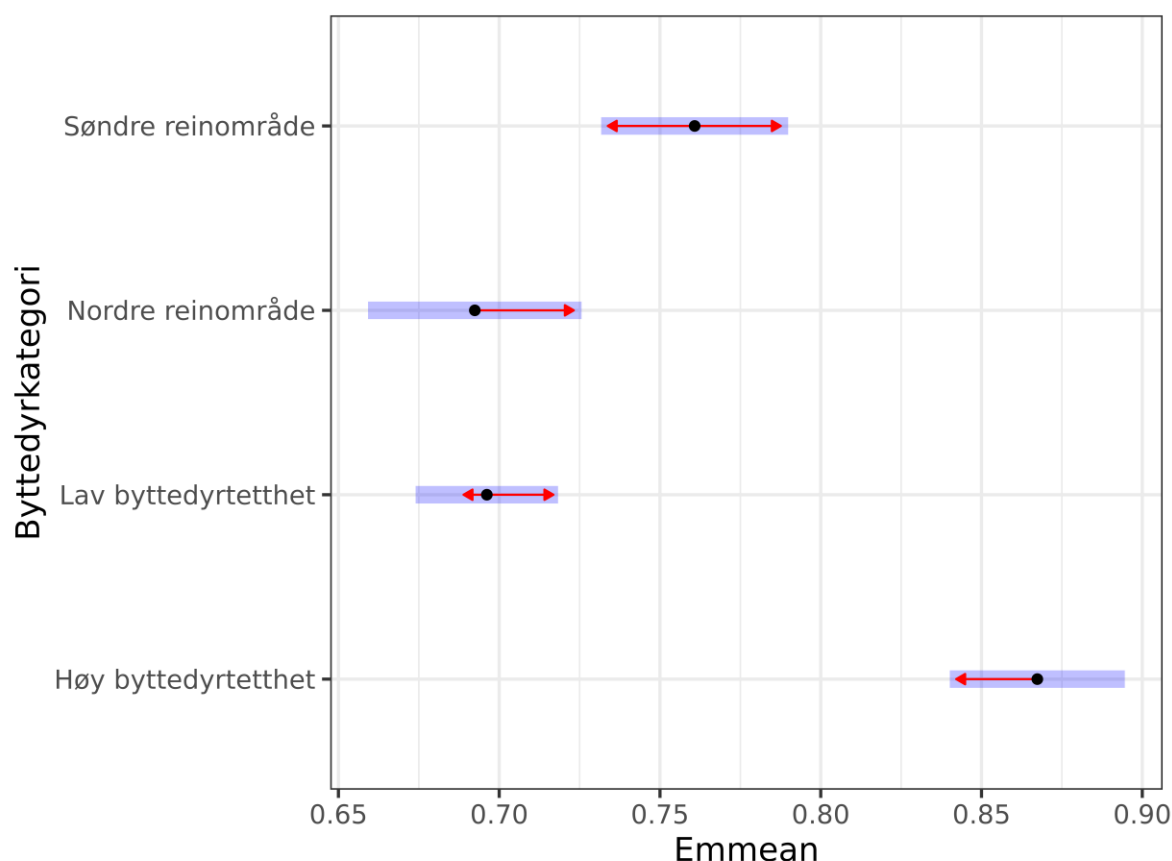
- ecological conditions. *Wildlife Biology* 13(4): 447-455. doi:10.2981/0909-6396(2007)13[447:drfmco]2.0.co;2.
- Linnell, J.D.C., Mattisson, J. & Odden, J. 2021. Extreme home range sizes among Eurasian lynx at the northern edge of their biogeographic range. *Ecology and Evolution* 11(10): 5001-5009. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.7436>.
- Mattisson, J., Persson, J., Andren, H. & Segerström, P. 2011. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx (*Lynx lynx*), and a facultative scavenger, the wolverine (*Gulo gulo*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 89(2): 79-89. doi:10.1139/z10-097.
- Mattisson, J., Odden, J., Strømseth, T.H., Rauset, G.R., Flagstad, Ø. & Linnell, J.D.C. 2015. Gaupe og jerv i reinbeiteland. Sluttrapport for Scandlynx Troms og Finnmark 2007-2014. . NINA Rapport 1200: 45 s.
- Mattisson, J., Linnell, J.D.C., Anders, O., Belotti, E., Breitenmoser-Würsten, C., Bufka, L., Fuxjäger, C., Heurich, M., Ivanov, G., Jędrzejewski, W., Kont, R., Kowalczyk, R., Krofel, M., Melovski, D., Mengüllüoğlu, D., Middelhoff, T.L., Molinari-Jobin, A., Odden, J., Ozoliņš, J., Okarma, H., Persson, J., Schmidt, K., Vogt, K., Zimmermann, F. & Andrén, H. 2022. Timing and synchrony of birth in Eurasian lynx across Europe. *Ecology and Evolution* 12(8): e9147. doi:<https://doi.org/10.1002/ece3.9147>.
- Nilsen, E.B., Linnell, J.D.C., Odden, J. & Andersen, R. 2009. Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78(4): 741-751. doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01547.x.
- Nilsen, E.B., Brøseth, H., Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2012. Quota hunting of Eurasian lynx in Norway: patterns of hunter selection, hunter efficiency and monitoring accuracy. *European Journal of Wildlife Research* 58(1): 325-333. doi:10.1007/s10344-011-0585-z.
- Odden, J., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 52(4): 237-244. doi:10.1007/s10344-006-0052-4.
- Odden, J., Mattisson, J., Andrén, H., Linnell, J.D., Persson, J., Flagstad, Ø., Nilsen, E.B., Arnemo, J.M., Sköld, K., Segerström, P., Samelius, G., Rauset, G.R., Danell, A. & Liberg, O. 2009. Scandlynx. Framdriftsrapport for det skandinaviske forskningsprosjektet på gaupe 2008 – 2009. NINA Rapport 513. Norsk institutt for naturforskning.
- Odden, J. 2015. Bruk av viltkamera i overvåking av gaupe - Et pilotstudie i tre områder på Østlandet. - NINA Rapport 1216. Norsk institutt for naturforskning.
- Odden, J., Thorsen, N.H., Tvete, K.O., Røragen, S., Bahlk, S. & Linnell, J.D.C. 2022. Intensiv overvåking av gaupe med kamerafeller på Nordmøre 2021. Norsk institutt for naturforskning.
- Pesenti, E. & Zimmermann, F. 2013. Density estimations of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy* 94(1): 73-81. doi:10.1644/11-mamm-a-322.1.
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Rovero, F. & Zimmermann, F. 2016. Camera trapping for wildlife research. Exeter: Pelagic Publishing, UK.
- Saloranta, T. & Andersen, J. 2018. Simulations of snow depth in Norway in a projected future climate (2071-2100). Norwegian water resources and energy directorate (NVE).
- Samelius, G., Andren, H., Liberg, O., Linnell, J.D.C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerstrom, P. & Skold, K. 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286(2): 120-130. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00857.x.
- Team, G.D. 2024. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 8.4. Open Source Geospatial Foundation, <https://grass.osgeo.org>.
- Tvete, K.O. 2023. Visuell individbestemmelse av gaupe (*Lynx lynx*) ved hjelp av viltkamerabilder. Masteroppgave. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- van Etten, J. 2017. R Package gdistance: Distances and Routes on Geographical Grids. *Journal of Statistical Software* 76: 1-21. doi:doi:10.18637/jss.v076.i13.
- Weingarth, K., Heibl, C., Knauer, F., Zimmermann, F., Bufka, L. & Heurich, M. 2012. First estimation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) abundance and density using digital cameras and capture-recapture techniques in a German national park. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 197-207.

Zimmermann, F., Breitenmoser-Wursten, C., Molinari-Jobin, A. & Breitenmoser, U. 2013. Optimizing the size of the area surveyed for monitoring a Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the Swiss Alps by means of photographic capture-recapture. *Integrative Zoology* 8(3): 232-243. doi:10.1111/1749-4877.12017.

9 Vedlegg



Figur S1. Sammenligning for de marginale gjennomsnittene (emmean) for byttedyrkategoriene under simuleringsscenario 1. Den sorte prikken viser det marginale gjennomsnittet og det blå-fargede området viser dets 95% konfidensintervall. Pilene indikerer signifikante forskjeller. Dersom to piler for to forskjellige grupper ikke overlapper hverandre er forskjellen signifikant, dersom de overlapper er det ingen signifikant forskjell.



Figur S2. Sammenligning for de marginale gjennomsnittene (emmean) for byttdyrkategoriene under simuleringsscenario 2. Den sorte prikken viser det marginale gjennomsnittet og det blå-fargede området viser dets 95% konfidensintervall. Pilene indikerer signifikante forskjeller. Dersom to piler for to forskjellige grupper ikke overlapper hverandre er forskjellen signifikant, dersom de overlapper er det ingen signifikant forskjell.

Tabell S1. Full tabell over modellseleksjonen i forbindelse med utarbeidelse av nye forslag til AK. Se **Vedlegg 9.1** for informasjon om de ulike bioklimatiske variablene.

Model	AIC	Δ AIC
Biomasse logtransformert	1018188	0
Hjortevilt logtransformert	1018188	0,55
Byttdyrkategori	1018201	13,33
Biomasse (vektet) logtransformert	1018244	56,16
Hjortevilt (vektet) logtransformert	1018290	102,07
Rådyr logtransformert	1018446	258,59
Bio5 kvadrert	1018448	259,97
Bio5 lineær	1018448	260,64
Biomasse kvadrert	1018868	680,40
Hjortevilt kvadrert	1018893	705,13
Biomasse (vektet) kvadrert	1018981	793,53
Hjortevilt (vektet) kvadrert	1019018	830,21
Bio2 kvadrert	1019033	844,74
Bio2 lineær	1019045	856,75

Rådyr kvadrert	1019085	897,60
Bio1 kvadrert	1019090	902,20
Bio3 kvadrert	1019132	944,61
Bio3 lineær	1019133	944,77
Bio10 kvadrert	1019142	953,92
Bio18 kvadrert	1019189	1000,98
Hjortevilt lineær	1019202	1013,97
Hjortevilt (vektet) lineær	1019259	1071,09
Bio18 lineær	1019261	1073,11
Biomasse lineær	1019339	1150,69
Biomasse (vektet) lineær	1019362	1174,62
Rådyr lineær	1019393	1204,96
Bio11 kvadrert	1019410	1222,03
Bio10 lineær	1019434	1245,67
Hjort kvadrert	1019676	1488,24
Bio6 kvadrert	1019883	1694,92
Bio15 kvadrert	1019968	1779,87
Bio15 lineær	1019995	1807,03
Hjort logtransformert	1020069	1880,85
Bio7 kvadrert	1020244	2055,86
Bio13 lineær	1020268	2079,98
Bio13 kvadrert	1020268	2079,99
Bio7 lineær	1020273	2084,67
Bio16 lineær	1020392	2204,64
Bio16 kvadrert	1020397	2208,73
Daldybde2 kvadrert	1020412	2224,60
Daldybde2 lineær	1020420	2232,42
Bio8 kvadrert	1020479	2290,67
Hjort lineær	1020491	2303,23
Bio1 lineær	1020504	2316,42
Bio4 lineær	1020616	2428,04
Bio4 kvadrert	1020629	2441,61
Daldybde1 kvadrert	1020706	2517,81
Daldybde1 lineær	1020716	2528,03
Bio17 kvadrert	1020731	2543,42
Bio9 kvadrert	1020817	2629,58
Bio19 kvadrert	1020824	2636,17
Bio14 kvadrert	1020841	2653,14
Bio12 kvadrert	1020845	2657,63
Bio8 lineær	1020949	2761,18
Bio12 lineær	1020986	2798,36
Netto primærproduksjon kvadrert	1021023	2835,56
Brutto primærproduksjon kvadrert	1021035	2847,14
Bio11 lineær	1021117	2929,24

Bio19 lineær	1021122	2934,09
Bio9 lineær	1021174	2986,21
Bio17 lineær	1021184	2995,97
Brutto primærproduksjon lineær	1021187	2999,10
Netto primærproduksjon lineær	1021199	3011,03
Bio6 lineær	1021199	3011,08
Netto primærproduksjon logtransformert	1021215	3027,62
Brutto primærproduksjon logtransformert	1021216	3027,69
Bio14 lineær	1021219	3030,93

9.1 GIS og forberedelse av kartlag for ny AK

En oversikt over alle kartlagene som ble hentet inn finnes i **Tabell S2**. Kartlag som var i vektorformat ble rasterisert til en oppløsning på 500*500 m. Kartlagene som var i raster format ble resamplet til en oppløsning på 500*500 m, bortsett fradaldybde som ble rasterisert til 1000*1000 m (av datakrafthensyn).

Netto og brutto primærproduksjon (hhv. NPP og GPP) ble hentet for årene 2014-2023 fra NASA. Satellittdekningen varierer over Skandinavia og med værforhold, det er derfor ikke alle områder hvor det er like lett å få gode satellittbilder slik at NPP og GPP kan beregnes hvert år. Verdien vi benyttet i analysene var derfor en medianverdi for de 10 siste årene.

Bioclimvariablene lastet ned fra World Clim ([Historical climate data — WorldClim 1 documentation](#)) og ble subsamlet fra en oppløsning på 1 km til en oppløsning på 500 meter. Se Tabell S2 for en oversikt over alle de bioklimatiske variablene vi inkluderte.

Daldybde ble beregnet fra en digital høydemodell for hele Skandinavia ved hjelp av Saga GIS (Conrad et al. 2015). Vi laget flere varianter av dette kartlaget. Fra det opprinnelige daldybdekartet laget vi en ny versjon ved å beregne et gjennomsnitt ved å kjøre «focal» i R-pakken terra (Hijmans 2024) med et kvadratisk vindu på 15 km i hver retning, der fokuscella ligger i midten. Dette beregner et gjennomsnitt for rastercella basert på hva som er i de andre rastercellene innenfor dette området. Vi laget også en kategorisk versjon, der vi klassifiserte områder med en verdi over 250 som dalfører og områder under som ikke-dalfører. Deretter kjørte vi en ny focal med et kvadratisk vindu på 15 km i hver retning og beregnet ett gjennomsnitt. Dette kartlaget vil variere fra 0, det vil si områder uten dalfører, til 1 der vi har områder med mye dalfører.

Vi har hentet inn skutte rådyr, hjort og dåhjort fra Norge (SSB) og Sverige (Svenska Jägarförbundet). I Norge er disse dataene knyttet opp til kommune og i Sverige er de knyttet opp til jaktkretser. Dataene gikk tilbake til 2008-2022 for Norge og til 2003-2022 for Sverige. Det var flere hull i begge datasettene, men flest i Sverige. Dette skyldes trolig endringer i jaktvårdskretsene og i kommunene. For kretser og kommuner det var tidligere registrert antall skutte dyr, så der benyttet vi oss av verdiene fra det mest nærliggende året. Dersom antallet skutte dyr aldri var blitt registrert i jaktkretsen eller kommunen brukte vi gjennomsnittlig tetthet (skutte dyr per areal) for de kommunene/jaktkretsene som grenser inn mot den aktuelle kommunen/jaktkretsen. De forrige byttedyrkategoriene ble klassifisert basert på antall skutte dyr delt på kommunens/jaktkretsens totale areal. I stedet for å benytte kommunens totale areal benyttet vi landarealet som ikke var fjell eller urbane områder når vi skulle beregne antall skutte dyr per areal. Bakgrunnen for dette er at rådyr, hjort og dåhjort i liten grad skytes i fjellet (hjort jaktes av og til i fjellet) og ikke i vann. Dette tilsvarer omtrent det som kalles tellende areal i forbindelse med tildeling av kvoter for hjort og elg. Kommuner med stort areal fjell og en brukbar bestand av rådyr i dalførene vil derfor få en mer korrekt tetthet av skutte hjortevilt enn dersom tettheten skulle blitt beregnet for hele kommunen. Dette vil også i stor grad være tettheten av rådyr som gaupa opplever, siden gaupa som regel bruker skogen mer enn fjellet. Ulempen er at det på enkelte øyer blir en veldig

høy tetthet av skutte dyr, siden det er lite skog på øyene og mye kratt som hjorteviltet kan bruke som skjul. I områdene dette gjelder er det liten sannsynlighet for at det vil være gaupe (f. eks Vega). Vi rasteriserte informasjonen om de skutte hjorteviltartene til en rasterfil per art og per år. Vi fylte deretter ut en del av rastercellene som manglet verdier basert på gjennomsnittsverdien til nabocellene. Til slutt, brukte vi focal funksjonen til å beregne et gjennomsnitt over for et kvadrat med sider på 55 ruter (27,5 km) for å skape mer glidende overganger i kartene.

Tabell S2. Alle kartlagene som ble vurdert som alternativer til byttedyrkategorier.

Kartlag	Opprinnelig format	Kilde
Netto primær produksjon	Raster, 500 m	NASA, MODIS
Brutto primær produksjon	Raster, 500 m	NASA, MODIS
Skutte byttedyr	Vektor	Norge: SSB Sverige: Svenska Jägerförbundet
Dalldybde	Raster, 1 km	
Årsgjennomsnitt temperatur (BIO1)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Gjennomsnittlig variasjonsbredde temperatur (BIO2)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Isotermitet (BIO3)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Temperaturvariasjon (BIO4)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Maximum temperatur i den varmeste måneden (BIO5)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Minimumstemperatur i den kaldeste måneden (BIO6)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Årlig temperaturvariasjon (BIO7)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Gjennomsnittstemperatur av våteste kvartal (BIO8)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Gjennomsnittstemperatur av tørreste kvartal (BIO9)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Gjennomsnittstemperatur av varmeste kvartal (BIO10)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Gjennomsnittstemperatur av kaldeste kvartal (BIO11)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Årsnedbør (BIO12)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i den våteste måneden (BIO13)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i den tørreste måneden (BIO14)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbørsvariasjon (BIO15)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i det våteste kvartalet (BIO16)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i det tørreste kvartalet (BIO17)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i det varmeste kvartalet (BIO18)	Raster, 1 km	Bioclim V2
Nedbør i det kaldeste kvartalet (BIO19)	Raster, 1 km	Bioclim V2

9.2 Metode: Kort om bevegelsesmodeller og «path selection»

Vi forsøkte å lage bevegelsesmodeller med sporloggene i forbindelse med sporing av familiegrupper som allerede ligger i Rovbase. Først ble sporloggene manuelt rensket. Her ble åpenbare feil fjernet. Deretter benyttet vi en form for «path selection». Vi benyttet de virkelige sporløypene fra SNO og laget alternative sporløyper basert på disse. De alternative sporløypene representerer sporløyper gaupene kunne ha gått, men som de *ikke* valgte å benytte. De alternative sporløypene ble laget ved å rotere sporløypa i en tilfeldig vinkel rundt et tilfeldig valgt punkt langs sporløypa. Til slutt ble også sporløypa forskjøvet i en tilfeldig valgt avstand fra 0 til 2 km i en tilfeldig valgt himmelretning fra startpunktet. Vi hentet deretter ut en rekke forklaringsvariabler, der alle var rasterisert i samme oppløsning (25*25 m) etter samme mal. Først trakk vi ut alle rastercellene som sporløypa berørte. På denne måten ble alle rastercellene en sporløype berørte kun inkludert én gang per sporløype. Hver rastercelle ei sporløype berørte ble deretter kodet 1 dersom det var en virkelig sporløype og 0 dersom det var en alternativ sporløype. Merk at én og samme rastercelle kan bli inkludert både i en virkelig sporløype og som en alternativ

sporløype. Vi inkluderte deretter sporløypene med alle de korresponderende rastercellene som responsvariabel i en «conditional logistic regression». I denne responsen vil en virkelig sporløype og de korresponderende rastercellene få verdien 1, men en alternativ sporløype og de korresponderende rastercellene vil få verdien 0. Stratomet var sporings-ID.

I denne analysen inkluderte vi kun data fra Norge. For veitype, hus og hytter beregnet vi avstanden til nærmeste rastercelle av denne typen for hele Norge (FKB-data). Dette gjorde vi i GRASS GIS (Team 2024). For kartlagene, hus, hytter, offentlige veier og private veier beregnet vi andelen rasterceller med de gitte egenskapene innenfor en radius av 250, 500, 750 og 1 000 meter for hele Norge. Vi benyttet også arealtyper fra AR50 og PCA2 fra Bakkestuen mfl. 2008 ,

Vi utforsket flere modeller og vurderte disse kun enkelt med AIC. Fra modellen som hadde den laveste AIC laget vi et «permabilitetskart» (dvs hvor «enkelt» det er for gaupe å bevege seg gjennom et punkt på kartet), og benyttet dette kartet til å beregne økologisk avstand. Videre arbeid med disse modellene ble for omfattende til å gjennomføres og det er flere forutsetninger som med fordel kan undersøkes før et slik arbeid eventuelt videreføres. I første omgang bør skjevheten i den geografiske fordelingen av sporløypene undersøkes. Disse viser antageligvis ikke et representativt utvalg av hvor familiegruppene beveger seg, siden det er enkelte plasser det vil være lettere å oppdage spor etter familiegrupper enn andre. Videre kan det hende det er en skjevfordeling mot lett fremkommelig terreng; dvs. har SNO (rovviltkontakt) valget mellom å bakspore i bratt og ulendt terreng og framspore i flattere mer framkommelig terrenget, så vil nok SNO velge å framspore. I et eventuelt videre arbeid med disse modellene bør flere modeller vurderes, og ulike valideringsmåter bør inkluderes. F. eks. vil det antageligvis være en fordel å validere modellene basert på forvaltningsområder eller mindre enheter, for å sørge for at modellen fungerer godt i hele Norge.

Rovdata leverer overvåkingsdata og bestandstall for gaupe, jerv, bjørn, ulv og kongeørn i Norge til forvaltning, media og publikum.

Rovdata er en enhet i Norsk institutt for naturforskning.

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-5312-3

Omslagsfoto: Lars Krempig, John Linnell, Roy Andersen,
Per Jordhøy, Espen Lie Dahl.

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger