

Fjellrevmodul COAT Finnmark: Rapport for 2023

www.coat.no



Foto: COAT viltkamera

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontraktnummer 23047014

Kontaktperson hos Miljødirektoratet: Ingrid Regina Reinkind

Faglig prosjektansvarlig: UiT –Norges Arktiske Universitet v/ Rolf A. Ims

Leder COAT Finnmark fjellrevmodul: Dorothee Ehrich (UiT)

Prosjektmedarbeidere: J. E. Knutsen (UiT), S. Kaino (UiT), S. P. Hofhuis (UiT), N. G. Yoccoz (UiT), B. T. Gaski (UiT), T. Mørk (Vet. Inst., Tromsø)

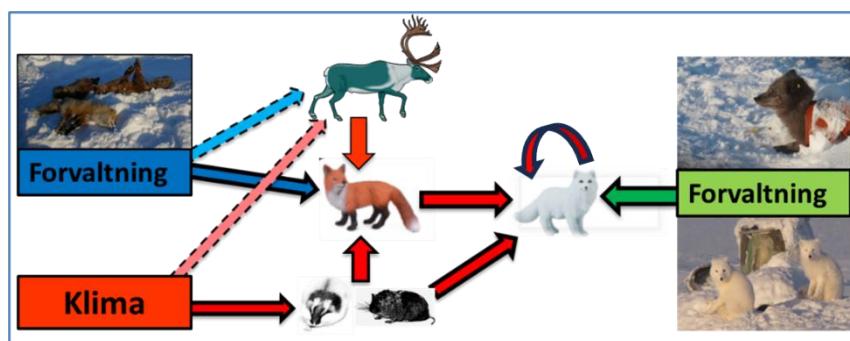
Rapport nummer: M-2717 | 2024

1. Innledning

I 2016 besluttet Miljødirektoratet å videreføre prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (2004-2016) som en modul av *Klima-økologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra* (COAT) – den nåværende prosjektperioden (2023-2025) er den tredje 3-årsperioden av COATs «fjellrevmodul». COAT er et adaptivt overvåkningsprogram - ledet av UiT - med det langsiktige formålet å gi samfunnet stadig oppdatert informasjon om tilstanden til de arktiske landøkosystemene på Svalbard og i Finnmark, og dette som grunnlag for å iverksette mulige tiltak og tilpasninger til konsekvensene av klimaendringer. COAT består av en rekke sammenhengende *moduler* som til sammen dekker viktige økosystemfunksjoner/tjenester og sårbart arktisk biomangfold (Ims m. fl. 2013). COAT Finnmarks «fjellrevmodul» dekker således økosystemrelasjonene og endringsdrivere som påvirker populasjoner av fjellrev og andre sårbare arktiske predatorer, og dette i stor grad basert på kunnskapen som ble generert av forløperprosjektet «Fjellrev i Finnmark» (se Ims m.fl. 2017).

Oppdraget fra Miljødirektoratet til «COAT Finnmarks Fjellrevmodul» består av tre komponenter med de følgende begrunnelser:

- 1) Å gjøre forskning på **økosystembetingelser** som begrenser fjellrevbestandens utbredelse og bestandsvekst med fokus på to hypoteser; 1) *uregelmessige/dempede smånagersykler* og 2) *konkurranse med rødrev* (Figur 1, røde piler). Denne forskning har også som mål å belyse *drivere for endringer* i henholdsvis 1) og 2).
- 2) Å belyse **rødrevens funksjon** i fjell- og tundraøkosystemer med hensyn på å identifisere hva som styrer rødrevens bestandsdynamikk, samt belyse rødrevens effekter på andre arter og om forvaltningstiltak kan bidra til å redusere slike negative effekter (Fig. 1 blå pil).
- 3) Evaluere **effekten av en tiltakspakke** for å styrke bestanden av fjellrev på Varangerhalvøya til et bærekraftig nivå i samarbeid med NINA, SNO og lokale jegere (Figur 1, blå og grønn pil), samt å evaluere effektene av disse tiltakene.



Figur 1. Diagram som viser de tre målsettingene til COATs fjellrevmodul. 1) Evaluere hypotesen at mindre smånagere og mer rødrev har direkte negative effekter (røde piler) på fjellrevbestanden, og at klimaendringer og hjortedyrforvaltning er

indirekte drivere av disse negative effektene. 2) Evaluere rødrevens rolle i økosystemet og effekten av utskytingstiltak (blå pil) på rødrevbestanden. 3) Evaluere effekten tiltakene for er å øke fjellrevbestanden til et bærekraftig nivå, dvs. utsetting av fjellrev fra avlsstasjon og støttefôring (grønn pil). Den røde løkkepilen indikerer at fjellrevbestandens størrelse («litenhet») også har en betydning for bestandens levedyktighet bl.a. gjennom faren for innavl og utdøelse som et resultat av miljømessig eller demografisk stokastisitet.

I perioden for prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (2004-2016), da utskyting av rødvrev var det eneste forvaltningstiltaket, klarte ikke fjellrevbestanden på Varangerhalvøya å opprettholde en positiv vekst (Ims m. fl. 2017). En sannsynlig årsak er at bestanden i utgangspunktet var for liten til å tåle tilfeldige (stokastiske) hendelser som f.eks. uregelmessigheter i lemensyklus. I tillegg er det mulig at den nåværende ressursituasjonen med uregelmessige lemensykluser gjør det vanskelig å oppnå vekst i bestanden uten støttefôring. En evaluering av tiltak i hele Skandinavia i 2013 (Angerbjörn m. fl. 2013), viste at rødvrevuttak sammen med støttefôring førte til vekst i fjellrevbestandene.

I forbindelse med at «Fjellrev i Finnmark» ble en COAT-modul i 2017, ble det besluttet å iverksette en mer omfattende tiltakspakke på Varangerhalvøya, bestående av utsetting av fjellrev i kombinasjon med støttefôring og rødvrevkontroll. Målet er å øke bestanden til et bærekraftig nivå som gjør den mindre utsatt for stokastiske hendelser. I tråd med adaptiv forvaltning/overvåkning har dermed målsetningene for COAT Finnmarks fjellrevmodul blitt utvidet med fortsatt rødvrevuttak i kombinasjonen med to nye tiltak - utsetting av valper og støttefôring - for å øke bestanden av fjellrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Statens naturoppsyn (SNO) (Figur 1; grønn pil), og å evaluere effekten av denne tiltakspakken ved å overvåke utviklingen av fjellrevbestanden på Varangerhalvøya og i referanseområdet på Ifjordfjellet/Gaissene hvor det ikke gjennomføres tiltak.

Rødvrevtiltaket som har pågått siden 2005 har generert omfattende data som utgjør en unik ressurs for øket kunnskap om rødvrevs funksjon i fjellet. Rødvrev er en generalistpredator med økende bestander i alpine, subarktiske og lav-arktiske økosystemer. Denne økningen har trolig ikke bare negativ effekt på fjellrev, men også predasjonseffekter på andre sårbare (rødlistede) arter og ettertraktede jaktressurser som rype og hare. Økende rødvrevbestander kan også gi negative effekter i form av spredning av parasitter (skabb og ulike arter av innvollsmark). Tiltak for å redusere rødvrevbestander og de effektene dette har på biologiske mangfold gjøres mange steder i verden, men slike tiltak er sjeldent koplet til forskning slik at det kan gjøres kvantitative evalueringer. De ulike dataseriene på rødvrev og viktige økosystembetingelse (ulike drivervariable) er etter hvert blitt såpass lange at de gir grunnlag for en bedre forståelse av rødvrev med hensyn på 1) ressurs og områdebruk, 2) demografi og prosessene som driver populasjonsutviklingen, 3) epidemiologi og 4) effekten av tiltaket både på bestanden av rødvrev og sårbare arter i tillegg til fjellrev.

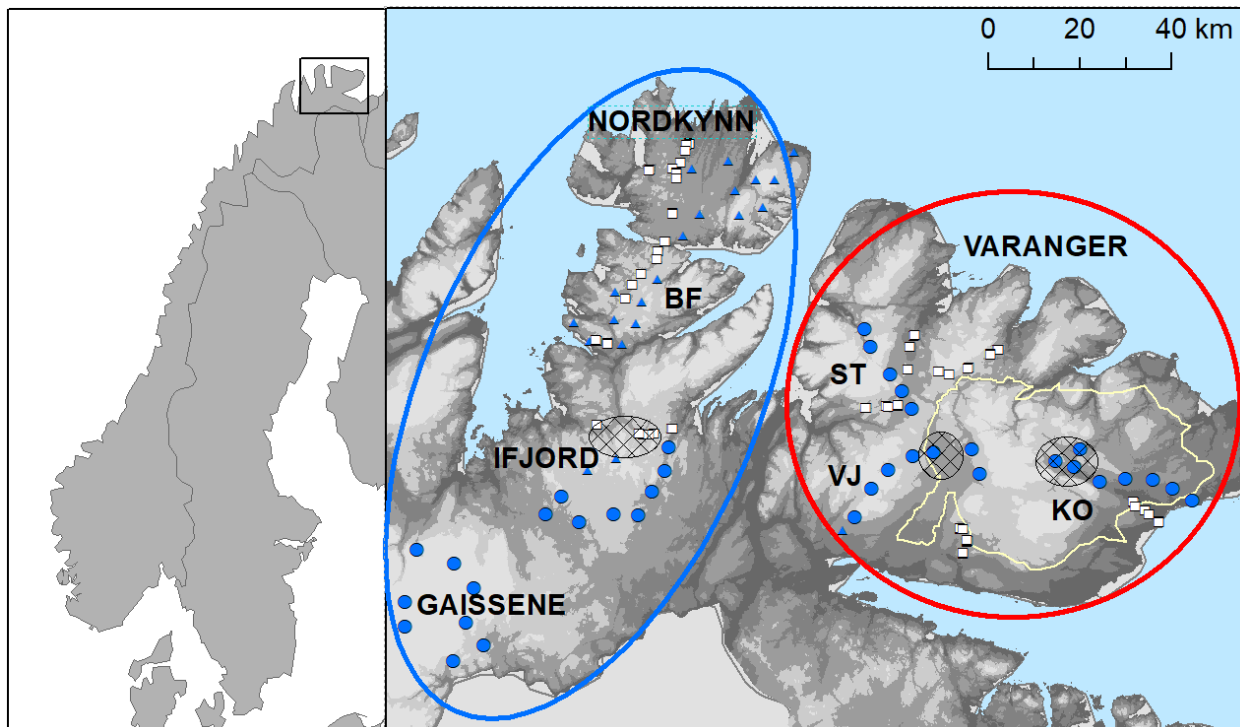
I slutten av 2022 ble det skrevet en omfattende rapport som viste resultatene fra de to første 3-årsperiodene (2017-2022) med den nye tiltakspakken. På bakgrunn av denne rapporten besluttet Miljødirektoratet å fortsette tiltakspakken med støttefôring og rødvrevuttak, samt de tilhørende forskningskomponentene i COAT Finnmarks fjellrevmodul i en ny 3-årsperiode (2023-2025). I denne rapporten presenteres resultater for det første året (2023) av denne nye 3-årsperioden fordelt på de tre prosjektkomponentene: «Økosystembetingelser», «Tiltakspakken» og «Rødvrev».

2 Økosystembetingelser

2.1 Ressursdynamikk: Smågnagere

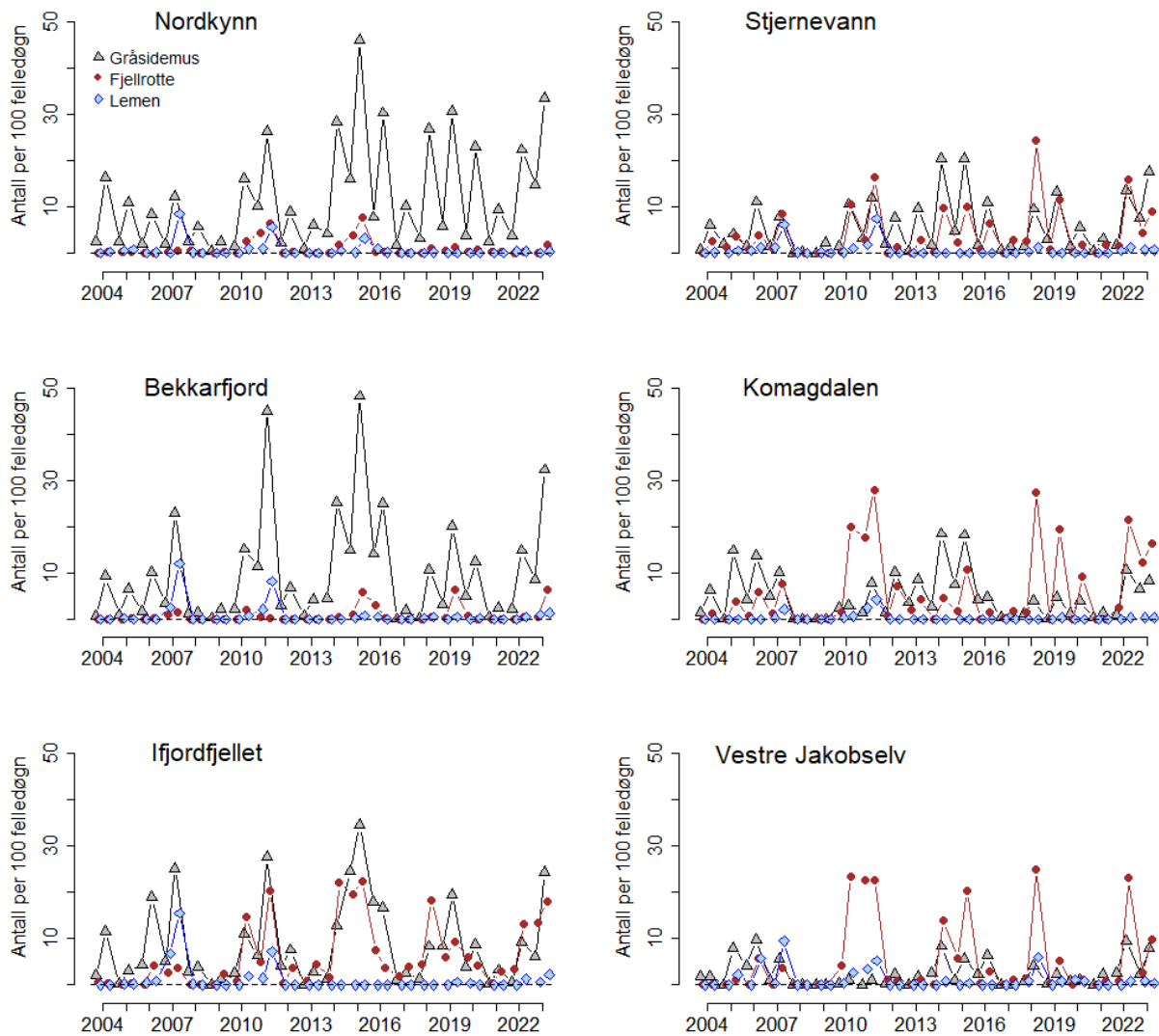
God kunnskap om dynamikken i smågnagerbestandene – den viktigste næringsressursen for fjellreven i Skandinavia – er nødvendig for å vurdere utviklingen til fjellrevbestandene. Denne kunnskapen må også ligge til grunn for å vurdere effekten av forvaltningstiltak siden både fjellrev og rødvrev responderer kraftig på denne ressursdynamikken i økosystemet.

Prosjektets basisdata på smågnagernes dynamikk kommer fra flere typer observasjonsserier. Den viktigste og mest langvarige smågnagerserien, som vi fokuserer på i denne rapporten, genereres av den såkalte ekstensivfangsten. Denne omfatter tre områder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen), samt Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet (Figur 2). Fangsten skjer med klappfeller etter småkvadratmetoden (Myllymäki m. fl. 1971), vår (juni) og høst (september) hvert år. Utvalget av lokaliteter innen hvert område (hvite firkanter i Figur 2) dekker høydegrader fra tregrensa til mellomalpin tundra og de viktigste smågnagerhabitatene.



Figur 2. Kart over prosjektområdet og studiedesignet i COATs fjellrevmodul. Varangerhalvøya er området der tiltakspakken gjennomføres (rød sirkel). Områdene lengre vest er referanseområdet (blå ellipse). De fleste aktive fjellrevhi per i dag er i Varanger Nasjonalpark (lys gul linje). De hvite firkantene viser lokaliseringen av feltene til den ekstensive smågnagerfangsten (som ble etablert i 2004, men modifisert litt i 2010) med regionene Norkyn-Nordkinnhalvøya, Ifjord-Ifjordfjellet, BF – Bekkarfjordfjellet, ST – Stjernevann, VJ – Vestre Jakobselv, KO - Komagdalen). Transekter med åtestasjoner og fotobokser for å overvåke rovdrysamfunnet på vinteren er indikert med blå rundinger (de små blå trekanter indikerer åtestasjoner som var i bruk i noen år i begynnelsen av prosjektet). Skraverter områder viser hvor det gjøres overvåkning av lirype, hare, fjellvåk, fjelljo og snøugle - i Vestre Jakobselv og Komagdalen (for Ifjordfjellet i perioden 2004-2016). Skyggegrader i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanser.

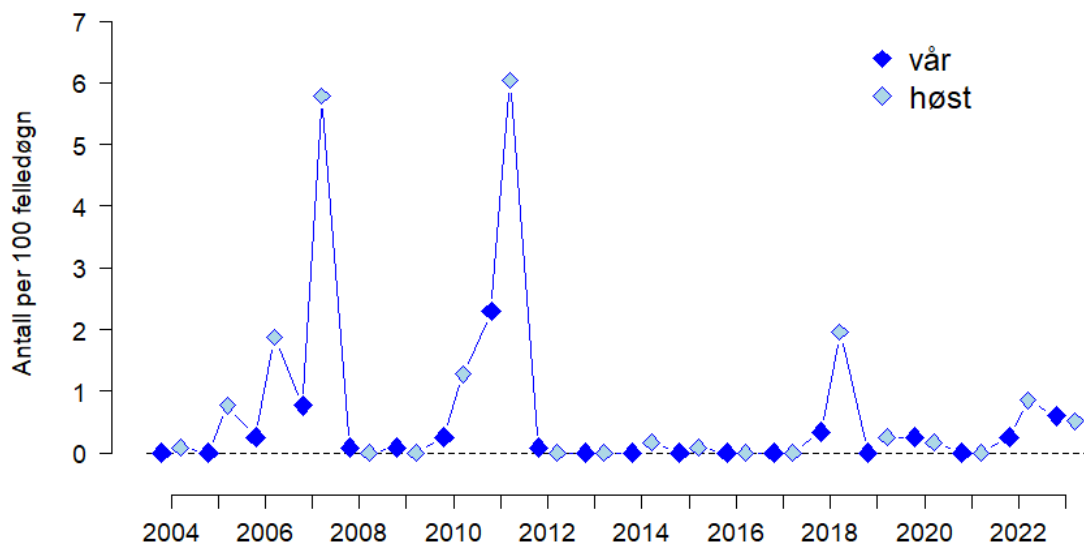
De oppdaterte smånagertidsseriene fra ekstensivfangsten viser at prosjektperioden dekker nå fem ngnersyklus med toppår i 2007, 2011, 2015, 2018/19 og 2023. Som forventet ble 2023 et tydelig toppår. Bestandene av gråsidemus, og i noen områder også fjellrotte, var høye allerede på våren, og økte som vanlig mot høsten (de siste to punktene i kurvene i Figur 3). Følger smånagerbestandene på Varangerhalvøya et normalt syklusforløp, forventes bestandene å gå ned i 2024.



Figur 3. Tetthetsdynamikk for gråsidemus, fjellrotte og lemen i de 6 områdene som inngår i ekstensivfangsten på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen) og i referanseområdene lengre vest (Nordkynn, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet). Grafene viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn (2 punkter per år for vår- og høstfangst).

Av de tre smånagerartene som er vanlige i Øst-Finnmark, er det grunn til å fokusere særlig på lemen - dette fordi fjellrev og snøugle på Varangerhalvøya responderer særlig på lemendynamikken (Ims m. fl. 2017). Klappfellefangsten gir nesten alltid betydelig færre lemen enn de to andre smånagerartene, bl.a. fordi lemen ikke tiltrekkes av åte (Figur 3). Trekker vi ut dataene for lemen

fra de tre fangstområdene på Varangerhalvøya under ett, framtrer lemendynamikken over den 20 år lange tidsserien tydeligere (Figur 4). Den viser at det har bare vært to tydelige lementopper i prosjektperioden; dvs. årene 2007 og 2011. Av disse to toppårene hadde bare 2011 særlig høye tettheter om våren (slutten av juni) når fjellreven og andre lemen-spesialiserte predatorer yngler. Til tross for to tydelige topper for fjellrotte og gråsidemus i 2015 og i 2018/2019 har det siden 2011 vært lave tettheter av lemen, særlig om våren. I 2023 målte vi den tredje høyeste tettheten av lemen på våren, men fangsttallene økte ikke mot høsten. Det var dermed ikke et lementoppår, til tross for at turgåere og andre så lemen regelmessig. Et visst antall lemen ble også sett som bytte til fjellrev på hikamera (se avsnitt 3.3.1) og registrert i mager til rødvrev (se avsnitt 4.3.2), noe som tyder på at tettheten av lemen i 2023 var høyere enn de siste 4-5 årene. COAT overvåker nå smågnagere også med kamerafeller, en metode som er bedre egnet til å overvåke lemen. Kamerafellene bekreftet inntrykket fra tilfeldige observasjoner og viser at det var ganske mye lemen i 2023 (COAT, upubliserte data). I løpet av denne prosjektperioden blir ekstensivfangsten med klappfeller erstattet av kamerafeller i tråd med det nye nasjonale overvåkningsprogrammet for smågnagere i fjellet (Kleiven m.fl. 2022).



Figur 4. Tetthetsdynamikk for lemen på Varangerhalvøya. Grafen viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn for vår og høst for fangsområdene Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen sett under ett.

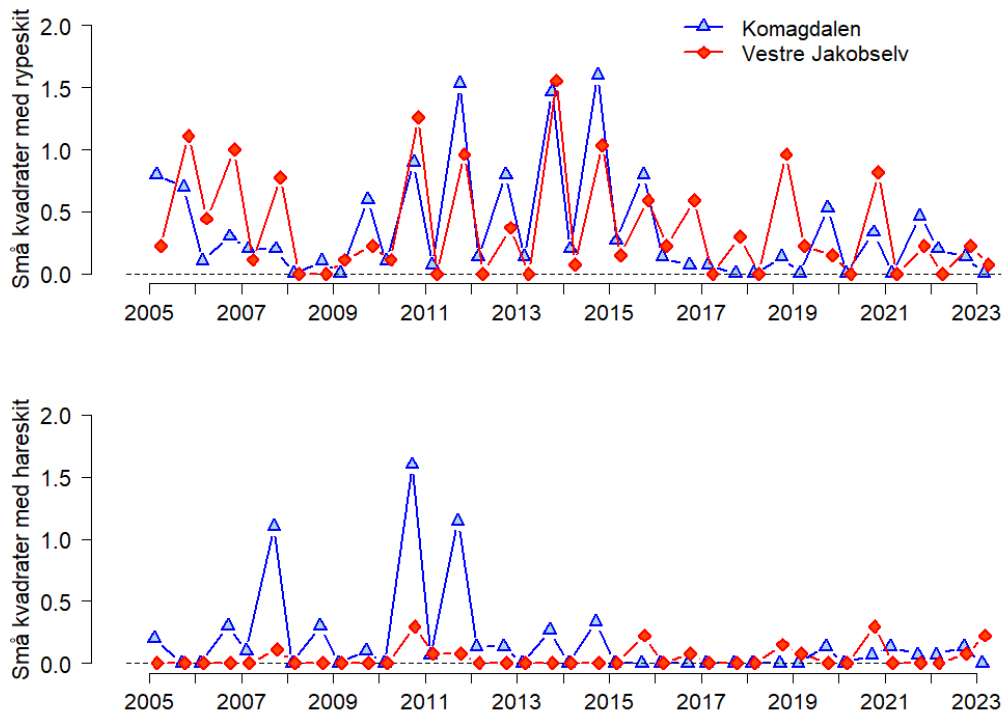
2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare

Småvilt (hare og ryper) er alternative byttedyr for både fjellrev og rødvrev. Småvilt generelt, og lirype spesielt, har vært kjent for å ha bestandssvingninger som er synkronisert med smågnagersyklus i Fennoskandia (Moss & Watson 2001). Rypesyklusen forsvant fra fjellområdene i Sør-Norge for perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smågnagersyklusen i denne perioden (Kausrud m. fl. 2008). Figur 5 viser dynamikken i bestandsindekser for lirype og hare. Disse indeksene er basert på skittregistreringer sommer (tidlig juli) og høst (tidlig september) i faste 0.5m x 0.5m kvadrater i kanten av vierkratt i Vestre Jakobselv og i Komagdalen. Sommertellingene reflekterer kumulativ aktivitet over en periode på 10 måneder, mens høsttellingene bare reflekterer 2 måneders aktivitet og har

dermed gjennomgående lavere verdier enn sommertellingene. Denne indeksen basert på skittregistreringene i Komagdalen var signifikant korrelert med bestandsestimatet for lirype basert på linjetransekt med hund i samme området for perioden 2005-2016 (Fuglei m. fl. 2020).

Sommerestimatene for lirype viser en tendens til positiv respons på toppårene for smånagere i 2007, 2011 og 2014/2015, dog med store regionale forskjeller i denne tendensen. I Vestre Jakobselv viste de også en positiv respons til den økende smånagertettheten i 2018-2019. I 2022 og 2023 var tellingen derimot lave i begge områder, til tross for høye smånagertall og en økning av tettheten av lirype i Øst-Finnmark over de siste to årene estimert fra linjetransekter (Hønsefuglportalen; www.honsefugl.nina.no). Dette kan tyde på stor romlig variasjon i bestandstetthetene i denne siste smånagertoppen, i den forstand at skitt-indeksene representerer mer lokale, og kanskje mest tilfeldige, forhold enn de regionale takserings-estimatene for hele Øst-Finnmark.

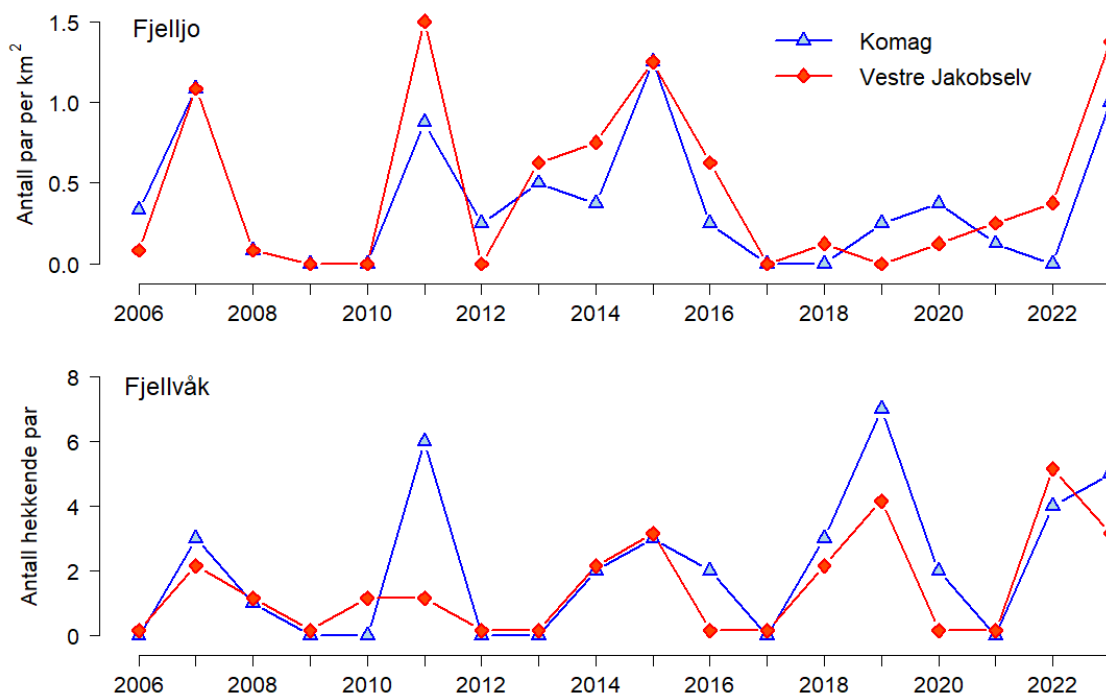
Harebestanden har vært vedvarende lav i de siste 10 årene siden toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene i 2007 og 2011. I 2023 ble det registrert noe få hareskitt i begge områdene (Figur 5). I de siste årene har det blitt observert mange harer langs kysten av Varangerhalvøya mellom Vadsø og Vardø, noe som tyder på en økende bestand i lavlandet. Skitregistreringene de neste årene vil kunne vise om den voksende bestanden ved kysten fører til spredning av harer til innlandet.



Figur 5. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregistreringer i kanten av vierkratt i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir det gjennomsnittlige antall små registreringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt (som hver har 8 kvadrater). Det er to estimater/målinger per år; henholdsvis tidlig juli og tidlig september.

2.3 Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer

Ynglefrekvensen til andre smågnageravhengige predatorer gir viktig tilleggsinformasjon om den naturlige ressurstilgangen for fjellreven i sommerhalvåret. Dette fordi disse artene reflekterer tilgjengelighet av smågnagere i deler av landskapet og på tider av året som ikke dekkes godt av klappfellefangsten. Denne informasjonen har blitt enda viktigere etter at støttelefôringen av fjellrev kom i gang, fordi dette tiltaket kan bryte sammenhengen mellom smågnagerdynamikken og fjellrevynglingen (se kapittel 3.3). COAT har derfor siden 2006 overvåket hekkfrekvensen til fjelljo, fjellvåk og snøugle i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Snøugle har bare hekket under lemenåret i 2011, mens fjelljo og fjellvåk har vist ganske synkroner fluktuasjoner i hekkfrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smågnagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 6). I 2023 hadde begge arter høye hekkfrekvenser, som var på samme nivå som i tidligere smågnagertoppår. Fjelljo og fjellvåk bruker i noen grad forskjellige deler av landskapet, særlig fordi fjellvåken også jakter i relativt høy vegetasjon i krattengene i bunn av dalene hvor det kan være mye fjellmarkmus. I de årene fjellmarkmuse er den dominerende smågnagerarten kan hekkfrekvensen av fjellvåk være høy mens den er lavere for fjelljoen, som bruker den mer åpne delen av landskapet. Dette kan forklare forskjellen i responsen i 2019 og 2022 til disse to smågnagerpredatorene (Figur 6).



Figur 6. Tidsserier med frekvensen av hekkende par av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i Komagdalen og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya. For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km², mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkeplasser i hvert av de to områdene.

2.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren

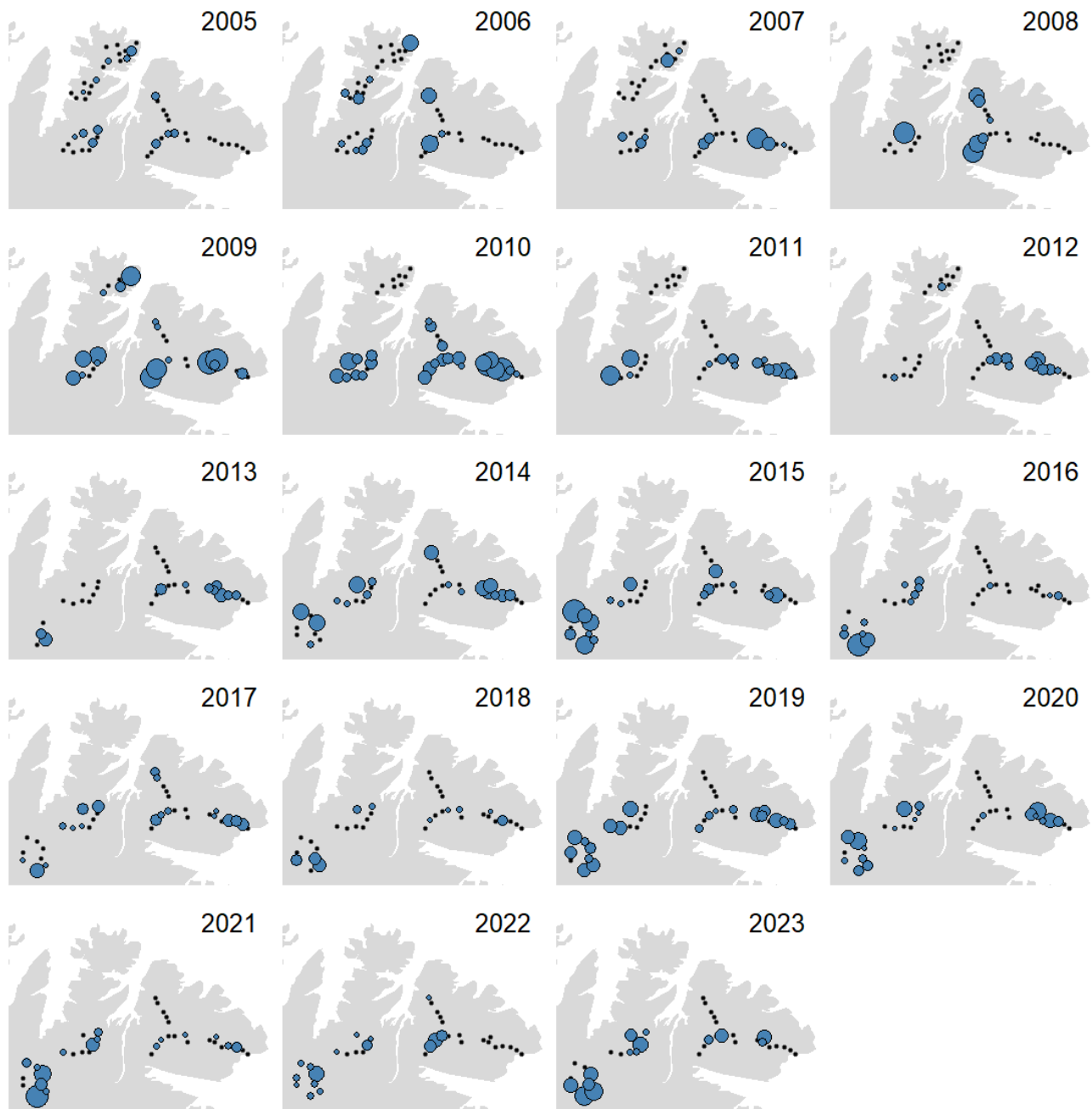
Åtsler utgjør en viktig næringsressurs for mange arktiske rovdyr, særlig på vinteren. Dette er også tilfelle for fjellrev, og konkurranse med andre rovdyrarter om åtselsressurser kan påvirke fjellrevbestanden. Fjellrevens og andre rovdyrarters bruk av åtselressurser i tid og rom overvåkes med fotobokser på åtestasjoner som er plassert langs transekter i både tiltaks- og referanseområdene (Figur 2). Åte legges ut to ganger på senvinteren i en periode fra slutten av februar til begynnelsen av april. Data fra åtestasjons-transektene belyser rovdyrsamfunnets struktur og dynamikk (Killengreen m.fl. 2012, Henden m. fl. 2014, Rød-Eriksen m. fl. 2023). Data fra åtestasjonstransektene for fjellrev er gitt i seksjon 3.3, mens tilsvarende data for rødvrev gis i seksjon 4.2.

Jerv er det største rovdyret i dette samfunnet (Figur 7). Den er viktig som en konkurrent til rødvrev, og kan tenkes å ha både en negativ (gjennom konkurranse) eller en indirekte positiv effekt på fjellrev (gjennom en negativ effekt på rødvrev). Rød-Eriksen m. fl. (2023) har vist at både rødvrev og fjellrev er til en viss grad hyppigere til stede der også jerv opptrer på åtestasjonene. Jerven viser relativt store variasjoner fra år til år og fra område til område i bruk av åtestasjonene. Noe av denne variasjonen kan tilskrives i hvor stor grad bestanden av jerv har blitt beskattet i de enkelte årene og at det er generelt få individer på Varangerhalvøya (Figur 8).



Figur 7. «Kongen av åteblokka» og samfunnet av åtseletere i Finnmark. Fint bilde av en jerv som sitter på åtet ved en av de lavereliggende stasjonene nær skoggrensa i Gaissene. Der var det relativt mye observasjoner

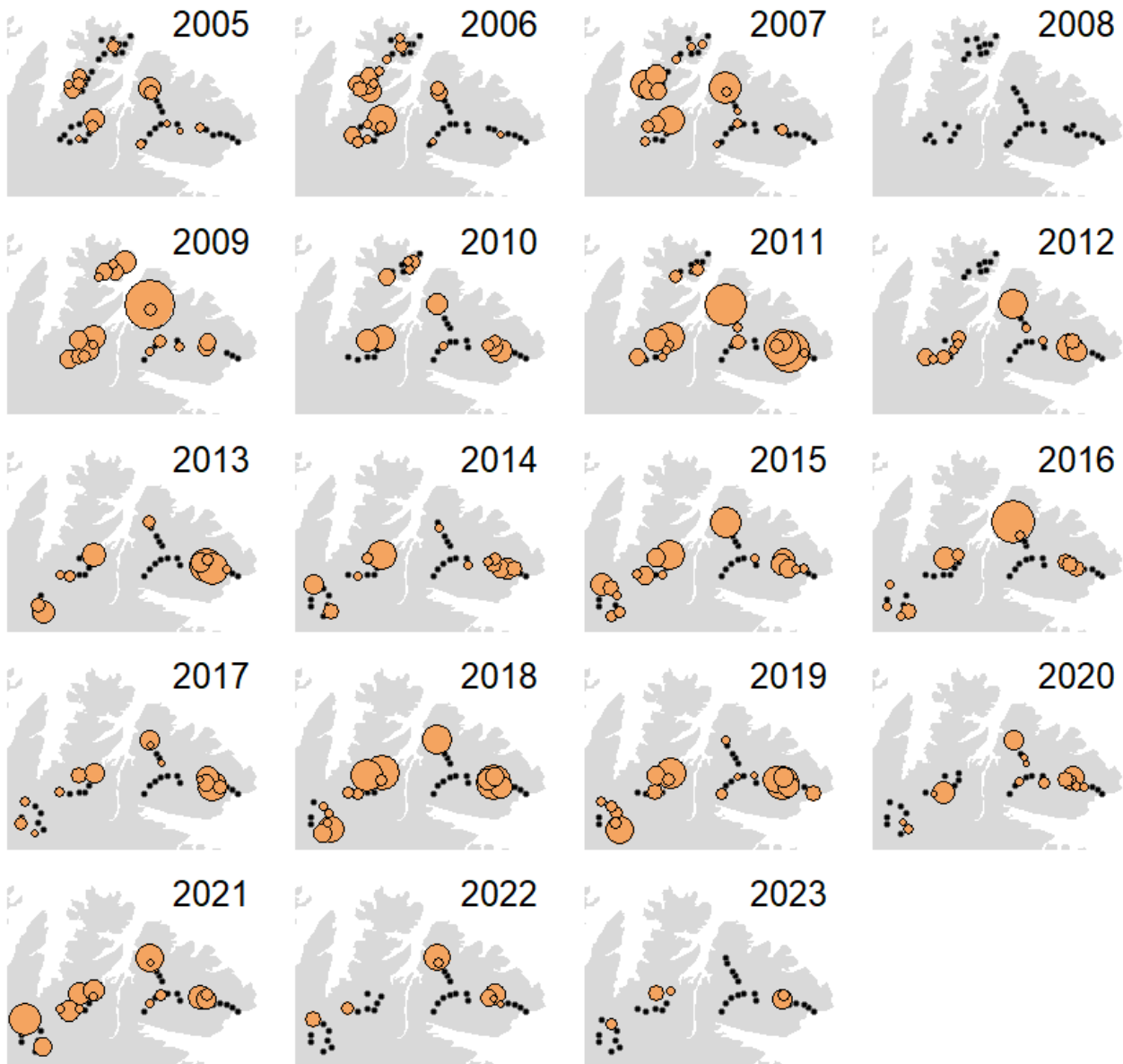
av jerv i 2023.



Figur 8. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager jerven besøkte en bestemt åtestasjon.

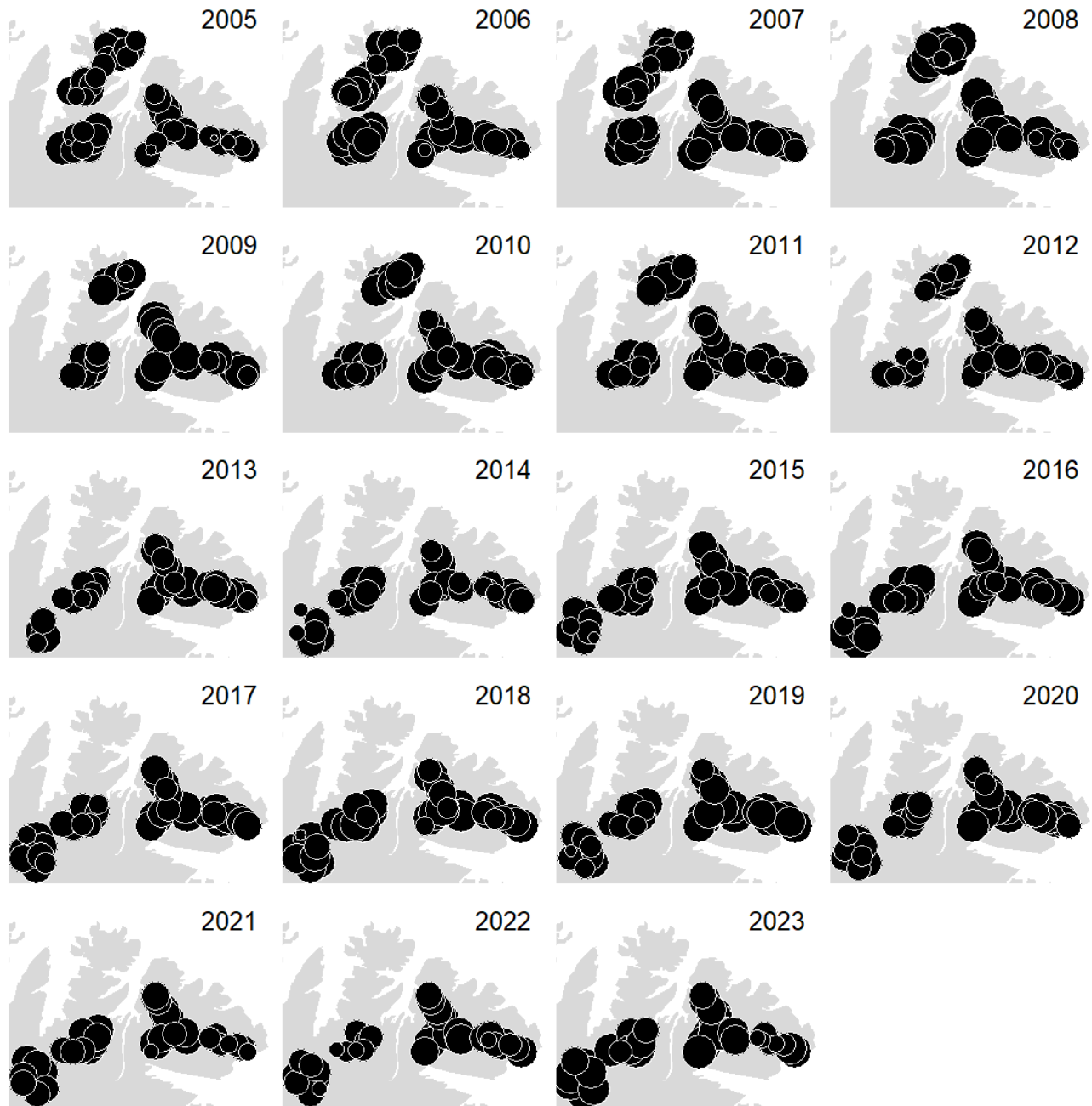
Kongeørn er en stor rovfugl som både kan være en konkurrent til og predator på både rødvov og fjellrev. De siste årene har det blitt dokumentert en rekke tilfeller av kongeørnpredasjon på fjellrevvalper både på Varangerhalvøya (avsnitt 3.3.2) og lengre sør i Norge (inkludert avlsstasjonen for fjellrev på Oppdal). Kongeørn er dermed en trussel for fjellreven i yngleperioden, og det kan antas at fjellreven unngår ørn også gjennom resten av året. Resultater fra Rød-Eriksen

m. fl. (2023) analyser basert på foto-data fra åtestasjonene tyder på at kongeørn ikke påvirker rødreven på samme måte som fjellreven, og at det er dermed mulig at en høy tilstedeværelse av kongeørn kan være negativ for fjellreven både direkte (predasjon og frykt for den) og indirekte (ved å gi en fordel til rødreven). Tilstedeværelsen av kongeørn på åtestasjonene har gått litt ned de siste to årene (Figur 9). Men det kan noen ganger være vanskelig å skille mellom kongeørn og havørn på bildene, dermed kan forekomsten av kongeørn være noe unøyaktig.



Figur 9. Antall dager med besøk av kongeørn registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager kongeørn besøkte en bestemt åtestasjon. Noen ganger kan det være vanskelig å skille mellom kongeørn og havørn på bildene, dermed kan denne fordelingen være noe unøyaktig.

Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 10). Dette kan være territorielle par som kan være til stede på åtene mange ganger om dagen, men det er også omstreifende flokker med mange individer (> 20 individer) som utnytter åtene samtidig. Dermed kan raven være den funksjonelt viktigste arten i åtseletersamfunnet både i form av konsumpsjon av åtsler og effekter på andre arter (særlig bakkehekkende fugl: Ims m.fl. 2019).



Figur 10. Antall dager med besøk av ravn registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager ravn

besøkte en bestemt åtestasjon.

3 Tiltakspakke fjellrev

Tiltakspakken består av utsetting av valper, støttefôring, og uttak av rødvrev (Figur 1). Utsetting og støttefôring gjennomføres av NINA i samarbeid med SNO, og evalueres av NINA i samarbeid med COAT. Rødvrevuttaket utføres av SNO og lokale jegere, og administreres og evalueres av COAT. Det siste tiltaket beskrives nærmere i rødvrevdelen av denne rapporten (seksjon 4). Tiltakspakken gjennomføres på Varangerhalvøya (tiltaksområde; Figur 2). For å evaluere effekten av tiltaket, overvåkes også et referanseområde lengre vest på Ifjordfjellet og i Gaissene. På Ifjordfjellet, som omfatter fjelltundra i omtrent samme høydesjikt og topografi som Varangerhalvøya (Killengreen m. fl. 2007), har det ikke vært fjellrevynglinger i prosjektperioden (2004-2023). I det mer høyereliggende og alpine «Gaisseområdet» lenger vest, var det et hi med frekvent yngling av fjellrev fram til og med 2011.

3.1 Utsetting

I årene 2018 -2020 ble det totalt satt ut 67 valper fra avlstasjonen på Oppdal på 7 forskjellige hi på Varangerhalvøya. På grunn den gode utviklingen i bestanden etter dette har det ikke blitt satt ut flere fjellrev. I regi av Miljødirektoratet gjøres det årvisse vurderinger av hvor det skal settes ut fjellrever fra avlstasjonen i Norge. For Varangerhalvøyas vedkommende, vil utviklingen i denne bestandens genetik (fare for innavl og tap av diversitet) komme i betraktning.

3.2 Støttefôring

Støttefôringen skjer gjennom fôrautomater som settes opp i nærheten av hiene. Fôrautomatene består av tre plasttønner og har en inngang som er dimensjonert til å slippe inn fjellrev, men ikke rødvrev og jerv (Figur 11A). Tilsvarende fôrautomater finnes også i innhegningene på avlsstasjonen, slik at valpene som settes ut er allerede vant til å bruke automatene (Landa m.fl. 2017). Slike automater brukes nå i hele Norge og i Nord-Finland for å støtte fjellrevbestanden.



Figur 11. Fôrautomater på Varangerhalvøya. A. Fôrautomatene består av en lagertønne med fôr, en tønne der reven spiser og en inngangstønne med en inngang som er akkurat stor nok til å slippe en fjellrev gjennom, men er for trang for rødvrev eller jerv. Foto: Arne-Petter Sarre. B. Fôr fylles på regelmessig både sommer og vinter.

vinter. Foto: Dorothee Ehrich.

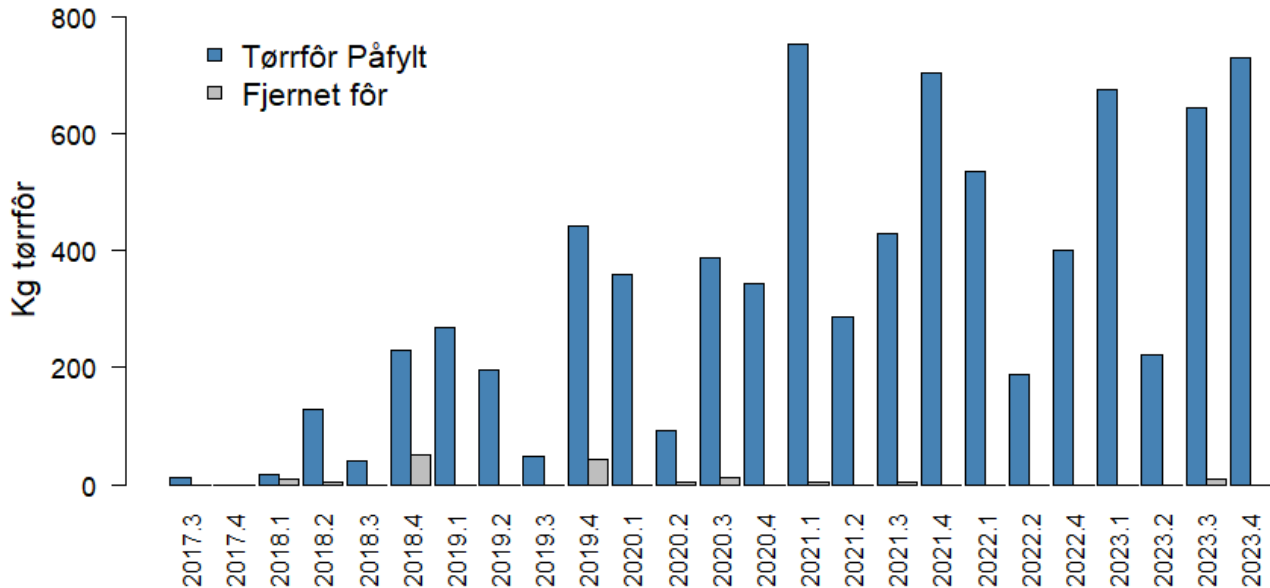
De første 8 fôrautomatene ble satt opp på Varangerhalvøya på våren 2017, dvs. året før den første utsettingen. Siden da har flere automater blitt satt opp og noen har blitt flyttet. Ved årsskiftet 2023/2024 var det 20 fôrautomater på Varangerhalvøya i nærheten av 10 forskjellige hi. Fôrautomatene settes opp i noen hundre meters avstand (120-770 meter) fra hiene. Over de siste årene har plasseringen i landskapet blitt optimalisert for å unngå at automaten dekkes med et for tykt lag med snø som gjør det vanskelig å gjennomføre fôringen over vinteren. Samtidig skal ikke automatene være for langt unna hiet da en lang vei over åpen mark gjør valpene veldig utsatt for predasjon av særlig kongeørn. Hvis fôret blir fuktig, kan den mugne og må fjernes. De to første årene måtte det fjernes en del mugnet fôr spesielt på høsten (Figur 12), men de siste årene ble dette problemet redusert gjennom forbedring av vedlikehold på automatene. Fôrautomatene fylles regelmessig med tørt hundefôr av SNO i samarbeid med COAT (Figur 11B). Siden mars 2018 registrerer NINA mengden fôr brukt i en sentral logg. I 2023 har det blitt gjennomført 181 besøk av automatene på Varangerhalvøya i forbindelse med kontroll og påfylling, dvs. i gjennomsnitt 9 besøk pr. automat (tabell 1). Oppfølgingen av tiltaket var dermed omtrent på samme nivå som i årene før. Den svært gode gjennomføringen av støttfôrings-tiltaket i regi av SNO på Varangerhalvøya, har sannsynligvis vært helt avgjørende for å fremme en betydelig vekst i fjellrevpopulasjonen til tross for mangelen av en tydelig lementopp siden den nye tiltakspakken startet i 2018.

Tabell 1. Oversikt over fôringen av fjellrev på Varangerhalvøya i årene 2018-2022 basert på fôrloggen ført av NINA.

År	Antall automater	Antall kontroller (gjennomsnitt per automat)	Fôr brukt [kg] (fôr fjernet)
2018	10	69 (6.9)	416 (67)
2019	14	138 (9.2)	956 (43)
2020	18	157 (8.3)	1182 (18)
2021	18	192 (10.7)	2175 (8)
2022	20	162 (7.7)	2049 (24)
2023	20	181 (9.1)	2275 (10)

Mengde tørrfôr (antall kg) som ble fylt i automatene har økt over årene og nådd et nytt maksimum med 2275 kg i 2023 (tabell 1). Til tross for denne nye rekorden, har forbruket stabilisert seg på litt over 2 tonn i året de siste 3 år. Økningen i fôrforbruket er sannsynligvis relatert til den voksende fjellrevpopulasjonen og de mange valper født de siste årene (Avsnitt 3.3), men også til forbedringen av arbeidsprosessen med fôringen. Den relativt stabile fôrforbruken over de siste tre år til tross for en betydelig økning av antall fjellrev i området kan tyde på den maksimale intensiteten på tiltaket gitt antall fôrautomatene er nådd. Men gitt økningen i smånagertettheten fra en lav bestand i 2021 til et toppår (dog med lite lemen) i 2023 (Avsnitt 1.2) er det også sannsynlig at fjellrevene ble mindre avhengig av støttfôring over denne perioden. I 2023 ble det registrert 5 ynglinger på hi uten fôrautomat (avstand mellom 2.5 og 11 km til nærmeste fôrautomat), noe som også tyder på at fôringen kan ha vært mindre viktig for noen av revene i år.

Mengden fôr som fylles på ved hver kontroll viser også i hvor stor grad fjellrevne bruker automatene. Figur 12 viser fôrmengden brukt per 3-måneders perioder siden 2018 som registrert i fôrloggen. Det brukes mindre fôr på sommeren, antakelig fordi det da er bedre tilgang på naturlig mat for fjellrevne. Den totale mengden fôr som har blitt brukt de siste årene virker som veldig mye hvis man relaterer den til det sannsynlige antall rev som bruker automatene. Derfor kan det tenkes at fjellreven i noen tilfeller gjemmer (hamstrer) en del fôr utenfor automatene.



Figur 12. Mengden (kg) tørrfôr påfylt (i blått) og fjernet (i grått; pga mugning) i fôrautomatene per trimester (januar-mars = 1, april-juni = 2, osv) på Varangerhalvøya i 2018-2023 som registrert i fôrloggen fra NINA.

Fôrautomatene er utstyrt med et viltkamera med bevegelsessensor og registrer dyr som går inn i automaten eller oppholder seg rett foran den. Viltkameraene viser at de fleste automatene er godt besøkt og at de stort sett besøkes av fjellrev hver måned. På hiene med yngling er også valpene regelmessig ved fôrautomatene når de begynner å bevege seg litt bort fra hiet. Revne kan besøke automaten nesten daglig over perioder av noen uker. Til tross for plassering på forhøyede og vindeksponerte steder, kan noen fôrautomater av og til bli fullstendig dekket med snø. Men bilder fra kameraene viser at dette ikke er noe problem for revne, som bare graver seg ned til inngangen på automaten.

3.3 Overvåking av fjellrev

3.3.1 Aktivitet på hi

Den nasjonale hiovervåkingen av fjellrev gir datagrunnlaget for å følge utviklingen i den reprodukerende delen av fjellrevbestanden på Varangerhalvøya, hvor tiltakene gjennomføres, og i referanseområdene uten tiltak (Ifjordfjellet og Gaissene, Figur 2). Hiene besøkes av SNO både på

senvinteren og på sommeren for å dokumentere aktivitet og yngling. Etter tre år med utsetting og sju år med støttefôring har aktiviteten økt markant (Tabell 2). Også antall dokumenterte ynglinger har økt fra år til år siden 2018, og ynglefrekvensen har i de siste to årene (2022 og 2023) vært tre ganger høyere enn det beste året (2011) i overvåkingsperioden (1999-2017) før støttefôringen startet. I referanseområdene har det siden 2020 blitt registrert tilstedeværelse av fjellrev på ett hi i Gaissene hvert år. Dette er hiet hadde yngling sist i 2011. I 2023 viste kameraovervåkningen at det var to fjellrev til stede på hiet mellom 5 mai og 4 juli, men det var dessverre ikke tegn til yngling.

Tabell 2. Overvåkningen av fjellrevhi som gjøres av SNO (besøk vår og sommer) i rammen av det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev som ledes av NINA. COAT bidrar med kameraovervåkning på ynglehiene vår/sommer. Tallene viser antall hi som har vært besøkt eller overvåket med kamera i årene 2020-2023, og antall hi hvor det er registrert aktivitet eller yngling av fjellrev eller rødrev, eller foto av kongeørn.

	2020		2021		2022		2023	
	Besøk	Kam	Besøk	Kam	Besøk	Kam	Besøk	Kam
Tiltaksområde Varanger								
Kontrollerte hi	34	10	32	11	39	12	35	16
Hi med fjellrevaktivitet	16	10	19	11	17	12	26	16
Hi med fjellrevyngling	5	5	7	7	12	12	13	13
Hi med rødrevaktivitet	1	6	6	5	0	3	1**	2
Hi med rødrevyngling	0	0	0	0	0	0	0	0
Hi med kongeørn-observasjon	0	4°	0	5	0	5°	0	5°
Referanseområde Ifjord-Gaissene								
Kontrollerte hi	13	6	12	6	13	6	13	7
Hi med fjellrevaktivitet	1	1	1	1	1	1	2	1
Hi med fjellrevyngling	0	0	0	0	0	0	0	0
Hi med rødrevaktivitet	5*	5	0	3	3	3#	5	5
Hi med rødrevyngling	0	1	0	0	0	0	2	2

° I tillegg ble det observert havørn på et hi.

°°I tillegg ble det observert havørn på tre hi.

* I tillegg var det et hi med aktivitetsspor av ubestemt rev

**I tillegg var det to hi med aktivitetsspor av ubestemt rev

Totalt ble det registrert rødrevaktivitet/besøk på 5 hi fra hibesøk av SNO og kamera

Viltkamera brukes nå som en integrert del av hiovervåkningen (Tabell 2). Kameraene gir svært nyttig tilleggsinformasjon til de andre metodene vi bruker for å få en presis registrering av fjellrevyngling og antall valper (Figur 13). Denne overvåkingsmetodikken gir også unike muligheter for å studere hvilken virkning hibesøk av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) har på fjellreven. I 2023 ble det satt opp kamera på 16 hi på Varangerhalvøya og på 7 hi i Ifjordfjellet/Gaissene området (tabell 2). Kameraene på Varangerhalvøya var aktive fra slutten av april/begynnelsen av mai og til begynnelsen av september. På Ifjordfjellet/Gaissene ble kameraene satt ut i begynnelsen av mai og tatt inn i slutten av juli. På flere av hiene er det vanskelig å plassere kamera på en måte som gir en god oversikt over alle innganger som er i bruk. Dermed kan

kullstørrelsene fremdeles være noe underestimert på enkelte av hiene. På et av hiene ble det brukt to kamera i år for å få bedre oversikt, og på et hi ble det brukt korte videosnutter. Dette gjorde det lettere å telle valper, men også mer tidskrevende.



Figur 13. *Bilde fra viltkamera på et av fjellrevhiene med yngling i 2023. Valpene kommer ofte ut av hiet når en av de voksne kommer.*

I 2022 ble det for første gang siden starten på tiltakspakken dokumentert yngling på to hi uten fôrautomater. I 2023 økte dette til yngling på 5 hi uten fôrautomater, noe som kan tyde på at det var relativt god tilgang på naturlige ressurser og/eller at det nå er så mange fjellrev på Varangerhalvøya at alle hi med støttefôring er okkupert og at nyetableringer dermed må skje på hi uten fôring. Et nytt stort hi lengre vest enn de kjente ynglehiene på Varangerhalvøya ble oppdaget ved hjelp av sporing på ski under COATs vinterfeltarbeid i mars 2023. Her ble det registrert yngling på sommeren. Dette gir grunn til å tro at det finns flere ukjente hi på Varangerhalvøya. På to hi med fôrautomater ble det derimot ikke dokumentert yngling. På et av disse hiene var det et fjellrevpar som oppførte seg som om de skulle bli foreldre, men det dukket aldri opp noen valper.

På våren 2021 viste viltkamera for første gang tilstedeværelse av flere enn to voksne fjellrever på et hi over flere dager. Det ble observert tre voksne på to hi også i 2022, og DNA-analysene viste tilstedeværelse av to tisper på tre av hiene med yngling det året. I 2023 ble det dokumentert at 3 voksne tok seg av valpene på et hi. En blårev ble identifisert som en hann satt ut i 2020, og i tillegg var det to hvite rever (Figur 14). Til sammen tyder disse observasjonene på at det er nå ganske høy tetthet av fjellrev i den sør-østre delen av Varangerhalvøya. Viltkameraene gir også et innblikk i byttedyrene fjellrevforeldrene kommer til hiet med. I 2023 var det mange bilder av fjellrev med lemen, men også noen bilder av fjellrev med fjellmarkmus.



Figur 14. Tre voksne rev, en blå handrev (til høyre) og to hvite rever (til venstre), tok seg av valpene på dette hiet.

Yngling av rødrev i fjellrevhi har ikke vært registrert på Varangerhalvøya siden 2019. I referanseområdet på Ifjordfjellet var det i 2023 to rødrevynglinger i gamle fjellrevhi (tabell 2). Kameraovervåkingen av hiene i dette referanseområdet har vist at rødrev har vært ganske jevnt tilstede på mellom 3 til 6 av hiene i de siste årene med besøk (dvs. litt mindre enn halvparten av de overvåkede hi). På Varangerhalvøya (som har dobbelt så mange hi med kameraovervåking) har hyppigheten av rødrevbesøk avtatt noe fra 6 hi i 2020 til 2 hi i 2023. På et av hiene var en rødrev til stede på 4 dager mellom 1. og 10. mai. Denne rødreven så ned i hi inngangen flere ganger og prøvde til og med å grave seg ned (Figur 15), men uten å få det til. Senere ble 7 fjellrevvalper observert på dette hiet. På det andre hiet ble en rødrev fotografert 9 dager før fjellrevvalpene kom ut av hiet og senere en dag i september. Ingen direkte interaksjoner ble dokumentert under noen av disse rødrevbesøkene. I 2023 ble det i tillegg registrert aktivitet av rødrev på et hi ved hikontroll på vinteren 2023 (tabell 2).



Figur 15. Viltkamerabilder som dokumenterer rødrevbesøk i mai på et av fjellrevhiene med yngling i 2023. Som bildene viser, gjør rødreven er forsøk på å grave seg ned i hiet.

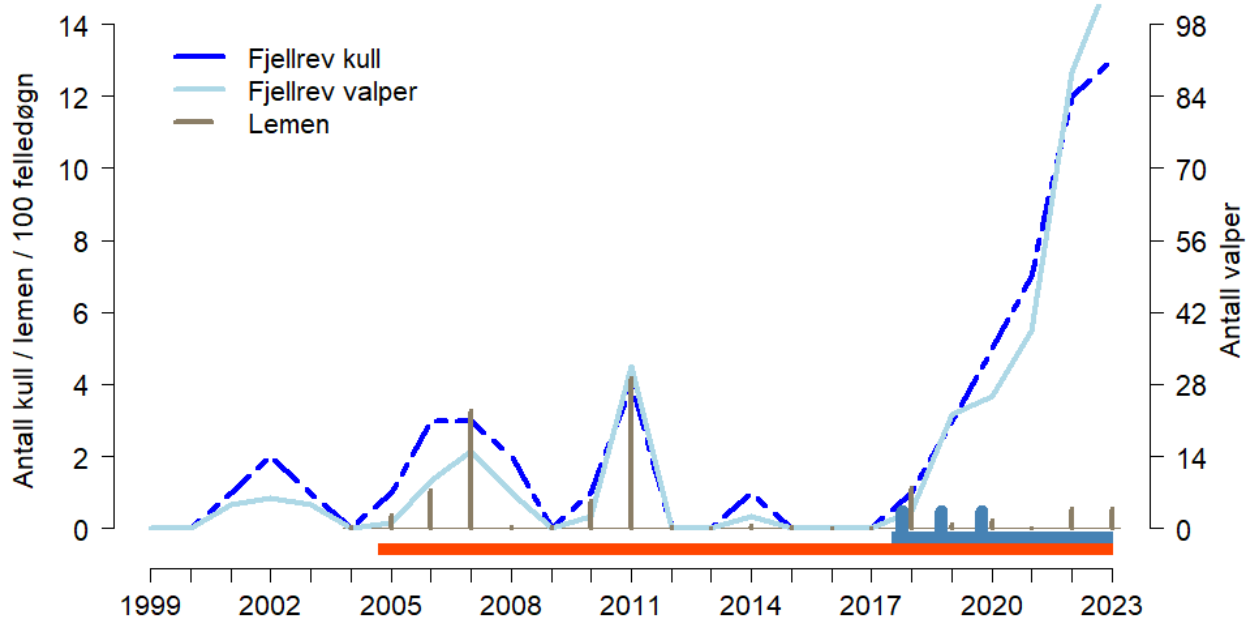
I tillegg til rødrev, ble kongeørn registrert på 4-5 fjellrevhi de siste årene. Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele kull i andre bestander i Skandinavia. I 2021 ble predasjon av en voksen kongeørn på en liten fjellrevvalp dokumentert med viltkamera på et av hiene på Varanger. I 2023 ble kongeørn observert på 5 hi, men ingen predasjon ble dokumentert. I tillegg ble det observert havørn på tre hi. På et av bildene er det mulig at havørn har en fjellrevvalp i klørne, men bilde er for lite tydelig for å konkludere at dette var predasjon (Figur 16A). COATs rypemodul overvåker kongeørnreirene på Varangerhalvøya. Det finns bare en kjent reirplass i området hvor hiene med fôrautomater er, mens tre andre kjente reirplassene er lengre unna. Til tross for to hekkeforsøk var det ingen kongeørn som fikk fram unger i år. Kongeørn har veldig store territorier og dermed sier ikke reirplassene mye om hvor de jakter. I tillegg finns det mange yngre individer som ikke er territorielle og flere av ørnene på hikamera var ungfugl (Figur 16B). Data fra åtekamera viser at kongeørn oppholder seg regelmessig ved de indre delene av Komagtransektet (Figur 9), som er forholdvis nær noen av fjellrevhiene med yngling i de siste årene.



Figur 16. Bilder fra viltkamera på to fjellrevhi i 2023 som viser voksen havørn med et bytte (muligens fjellrev) i klørne (A) og sannsynligvis ung kongeørn (B).

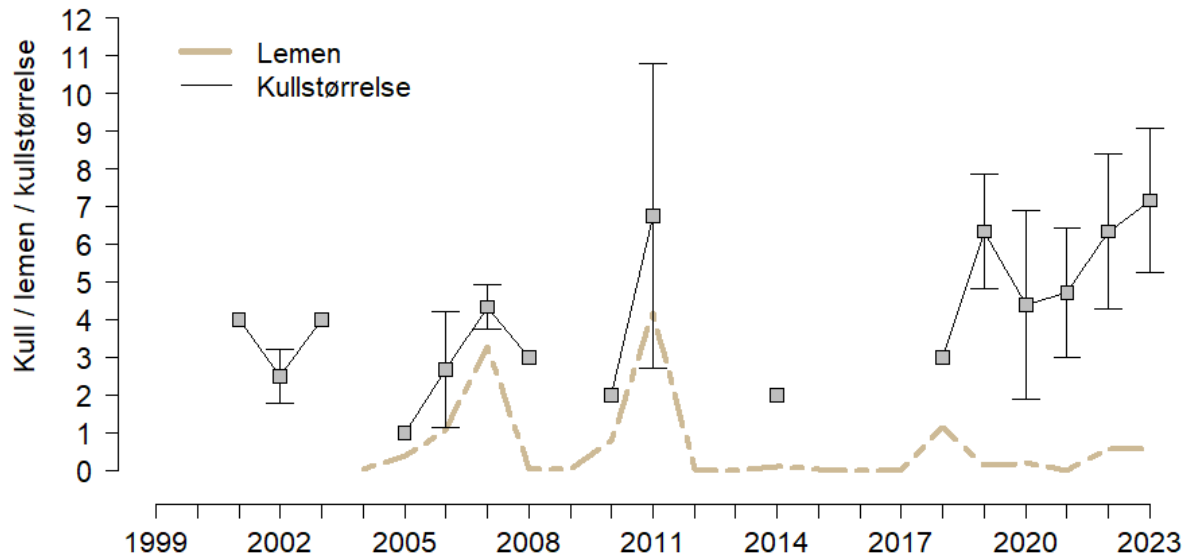
3.3.2 Bestandsutvikling

Det var en klar sammenheng mellom fangstindeksen for lemen og yngling av fjellrev (antall kull og valper) på Varangerhalvøya frem til og med 2018 (Figur 17). De seks siste årene i tidsserien (dvs. 2018 til 2023) viser et avvikende bilde. Det har vært en kraftig økning i antall fjellrevynglinger og valper til tross for det ikke har vært noen tydelige lementopper. Den jevne veksten i fjellrevynglingene har også vært frikopleet fra dynamikken til de to andre smågnagerartene som har hatt nedadgående eller lave bestandstettheter fram til våren 2022 (Figur 3). Både utsetting av valper og støtteføringen har bidratt til denne frikoplingen fra smågnagerdynamikken. Den bratte veksten i ynglefrekvens og valpeproduksjon i årene etter siste utsetting av valper i 2020, tyder på at særlig støtteføringen har hatt en avgjørende positiv effekt. Dette understrekes også av at 34 av de 41 fjellrevynglingene som er dokumentert i årene 2018-2023, har skjedd på hi med støtteføring.



Figur 17. Antall registrerte fjellrevkull (mørk blå, stiplet linje) og antall valper (lys blå, sammenhengende linje) på Varangerhalvøya i den 25 år lange tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier (vertikale grå stopler) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2023. Den røde horisontale linja under grafene viser varigheten av rødrevtiltaket. Den blå horisontale linja viser varigheten av støtteføringen, mens de blå vertikale stolpene viser de tre årene med utsetting av valper.

Også kullstørrelse hos fjellrev er som regel tett koplet til tettheten av lemen (Tannerfeldt og Angerbjörn 1998), noe vi observerte på Varangerhalvøya før starten på støtteføringen (Figur 18). Bortsett fra det gode lemenåret 2011 har kullstørrelsene vært lave for fjellreven på Varangerhalvøya frem til starten på den nye tiltakspakken. De fleste kullstørrelsene i årene 2018-2023 er basert på viltkamera på hi som gir et relativt presist mål på antall valper som overlever fram til de er så store at de beveger seg utenfor hiet. Kullstørrelsene har i denne 6-årsperioden vist en økende trend og med et høyere gjennomsnittsnivå enn i perioden før tiltakspakken (Figur 18). I 2023 var den gjennomsnittlige kullstørrelsen like stor som i lementoppåret i 2011 til tross for mye mindre lemen i 2023. I 2023 hadde kullstørrelsen på de 5 hiene som ikke hadde støtteføring et gjennomsnitt på 7.4 valper [min: 6, maks: 11], mens de 8 ynglehiene med føring hadde et gjennomsnitt på 7.0 valper [min: 5, maks: 10]. Det var altså ikke noen tydelig effekt av støtteføring nær hiene på kullstørrelsen i 2023.

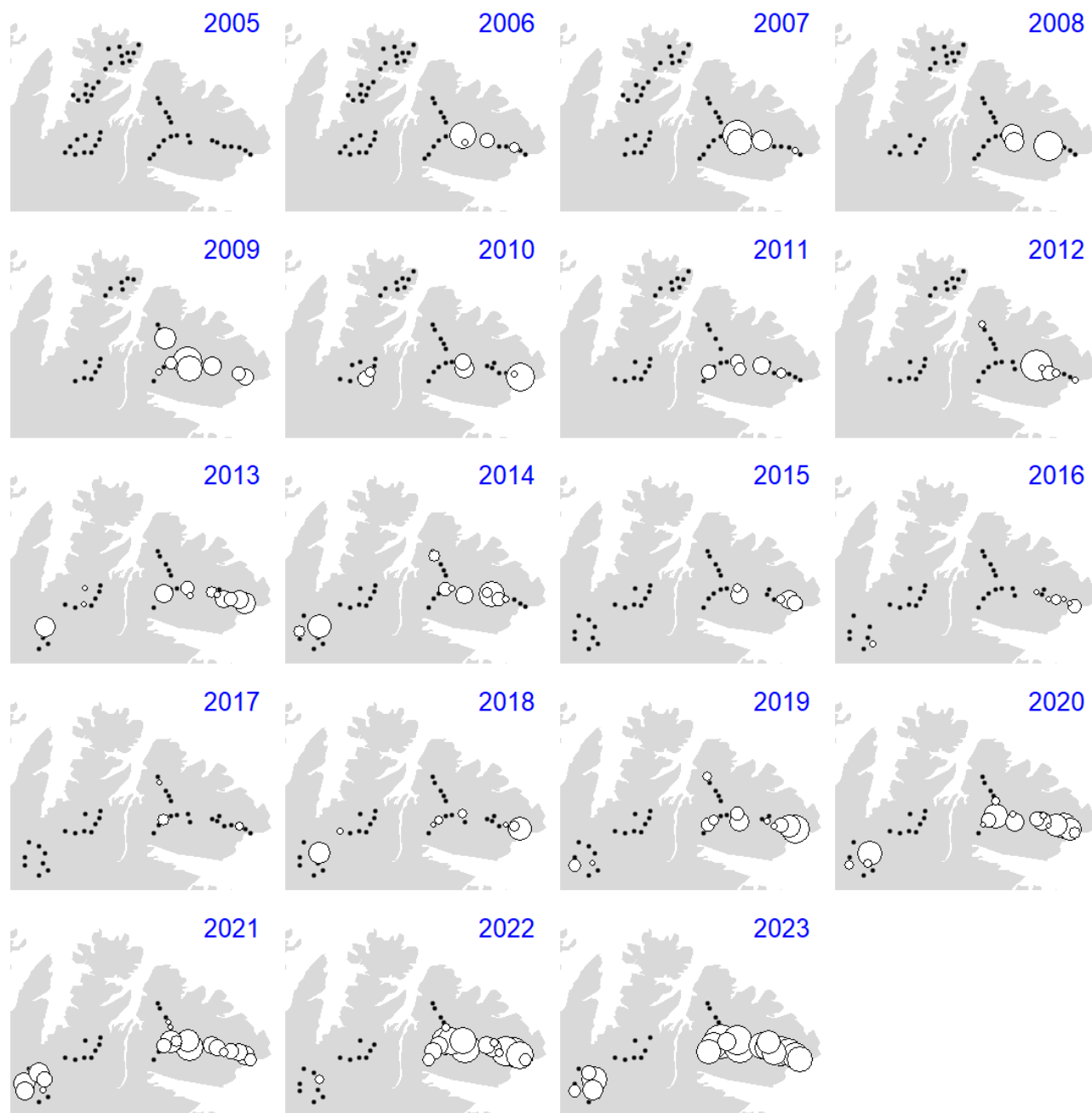


Figur 18. Kullstørrelse (gjennomsnitt med standardavvik) for fjellrev på Varangerhalvøya i forhold til lemendynamikken.

NINA regner ut bestandsstørrelses-estimer for alle delbestandene basert på fjellrevindivider som er identifisert gjennom DNA-analyser av skittprøver. I 2023 ble det indentifisert 29 fjellrevindivider på Varangerhalvøya basert på disse analysene. Beregningen av bestandsstørrelsen over de siste tre år resulterte i et bestandsestimat på 32 individer [27-43, 95% konfidensintervall] (Ulvund m. fl. 2023). Dette er en tydelig økning sammenliknet med 2020, da estimatet var 22 individer [17-32], og tidligere år da bestanden var til dels betydelig lavere. NINA beregner også den effektive bestandsstørrelsen. Den var på 10.1 [95% KI: 9.0-11.3] i perioden 2021-2023, og dermed relativ lav, men omtrent som forventet i en relativ isolert populasjon som har vokst fort over de siste årene (Ulvund m. fl. 2023).

3.3.3 Områdebruk på vinteren

Data fra åtestasjonene viser fordelingen av fjellrev i tiltaks- og referanseområdene på sen vinteren (Figur 19). Etter å ha vært veldig lav i 2016 og 2017, har frekvensen av fjellrev på åtestasjonene økt markant siden 2018 – noe som kan tilskrives utsettingen av valpene fra avlsprogrammet og de mange ynglingene de siste årene. Det er verdt å merke seg at denne økningen har skjedd til tross for at fôrautomatene kan ha redusert besøksfrekvensen av fjellrev på åtestasjoner i forhold til tidligere år. Etter at utsettingstiltaket startet (dvs. siden 2018) har det blitt registrert fjellrev på alle tre transektene på Varangerhalvøya, men aller mest i Komagdalen og Nyborg/Vestre Jakobselv som er nærmest hiene der valpene ble satt ut. Det er fremdeles lite aktivitet på Stjernevannstransektet, og det ble ikke registrert fjellrev der i 2023. I tillegg har tilstedeværelsen av fjellrev økt i referanseområde i Gaissene. Der ble fjellrev registrert på fire åtestasjoner i 2023.



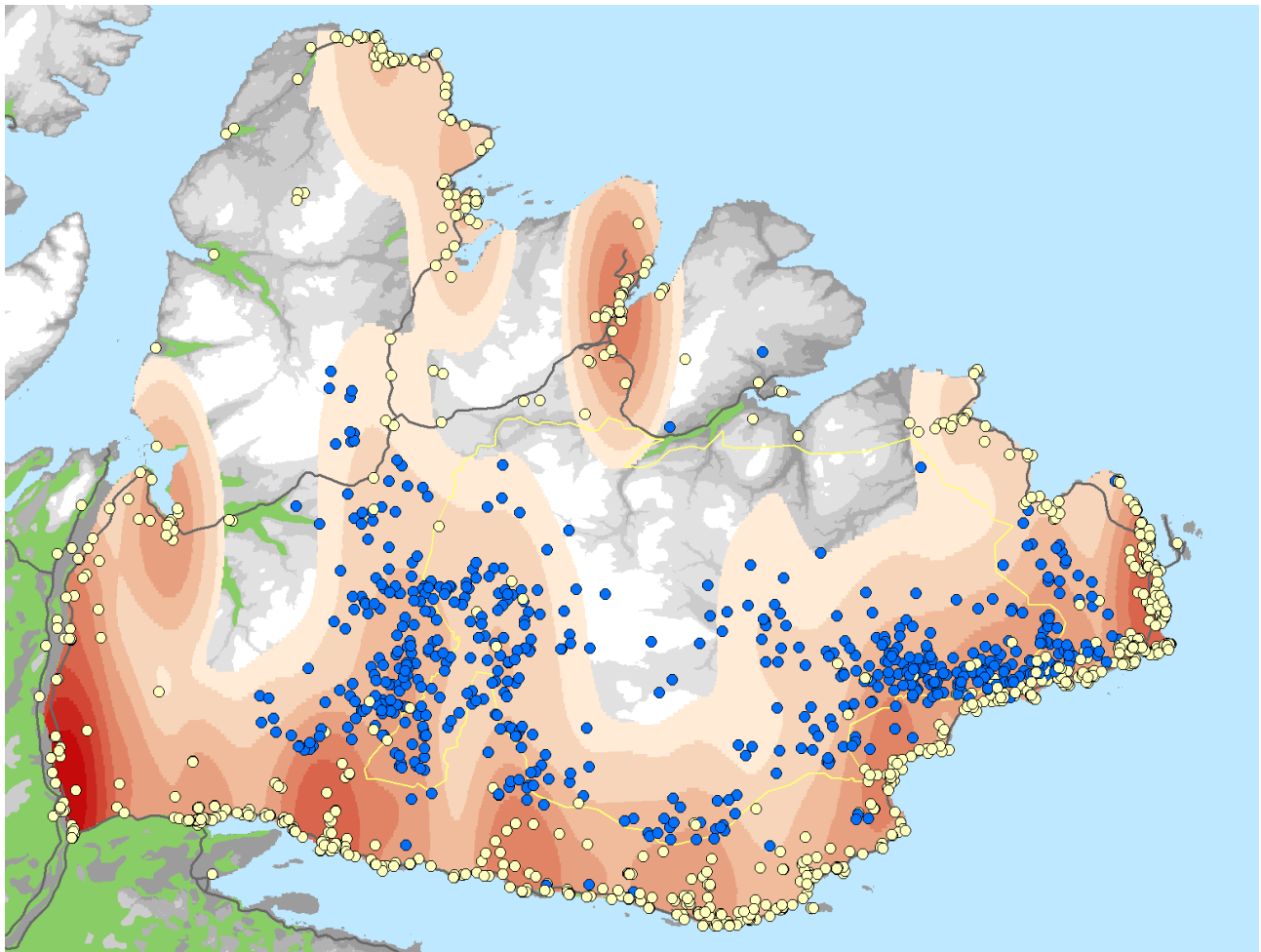
Figur 19. Antall dager med besøk av fjellrev registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellrever besøkte en bestemt åtestasjon.

Høsten 2023 har folk regelmessig rapportert fjellrevobservasjoner langs kysten og veien fra Vardø mot Vadsø. Fjellrev ble også fanget i flere av rødrevbåsene som står i nærheten av kysten i dette område (se avsnitt 4.3.1). Både disse observasjonene og tilstedeværelse på kystnære hi viser at fjellreven nå har tatt i bruk kysten som et leveområde. Det at fjellreven bruker kysten som habitat er vanlig andre steder i Arktis og var det også på Varangerhalvøya før bestanden her ble kraftig redusert på 1980/90-tallet.

4. Rødrev

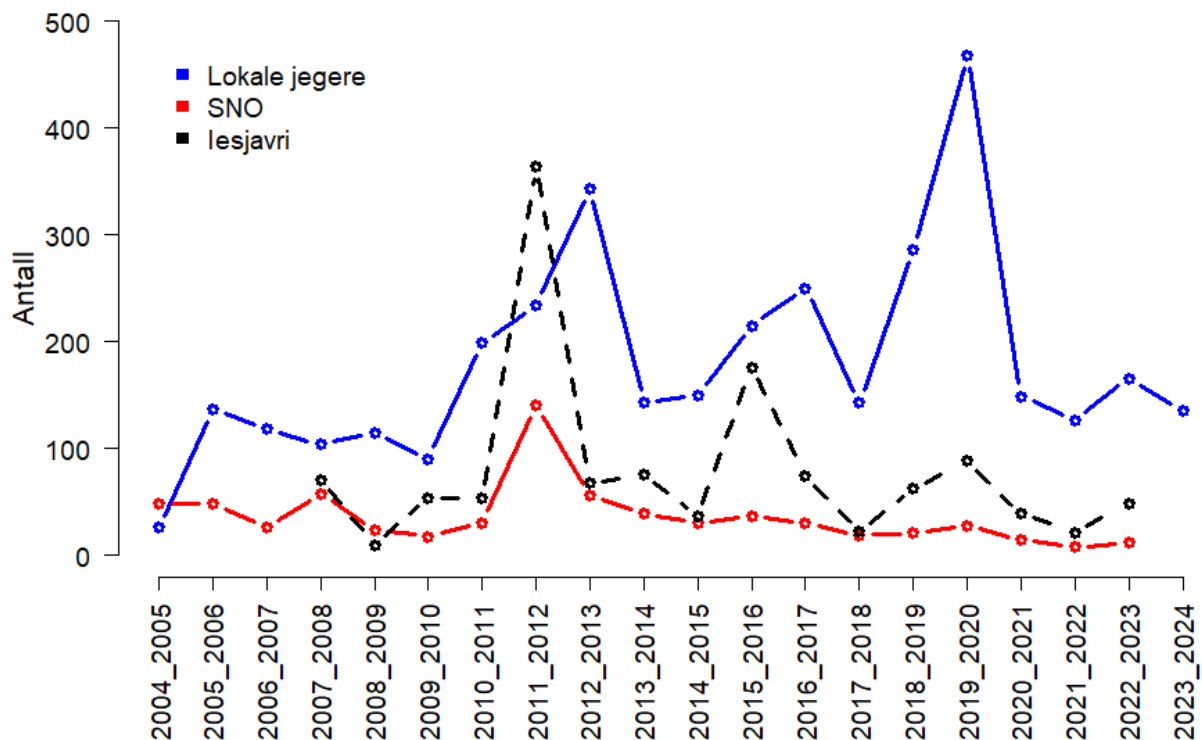
4.1 Tiltaket

Både SNO og vanlige jegere bidrar til uttaket av rødrev på Varangerhalvøya. SNO gjennomfører felling vesentlig i de indre områdene av halvøya. Lokale jegere jakter mest langs kysten og i nærheten av veier (Figur 20). Siden 2013 har alle jegere som ønsker å levere felte rødrev signert en kontrakt med prosjektet. Dette ble gjort for å få en bedre oversikt over hvem som deltar i jakten. Ordningen fungerer bra, og det er ganske stor interesse for jakten. Nye jegere melder seg på hvert år. Innsatsen til jegere belønnes med «skrottpenger» (kr. 1000,- pr. rev) som betales av prosjektet for mottak av reveskrotter til forskningsformål. I tillegg til rødrevtiltaket på Varangerhalvøya mottar COAT rødrevene som felles av SNO i lesjavri-området i forbindelse med dverggåsprosjektet (Marolla m. fl. 2019). Materialet fra både Varangerhalvøya og lesjavri-området blir analysert for å kvantifisere rødrevbestandens responser på intensiv jakt i en lav-arktisk kontekst preget av store fluktuasjoner i ressursene.



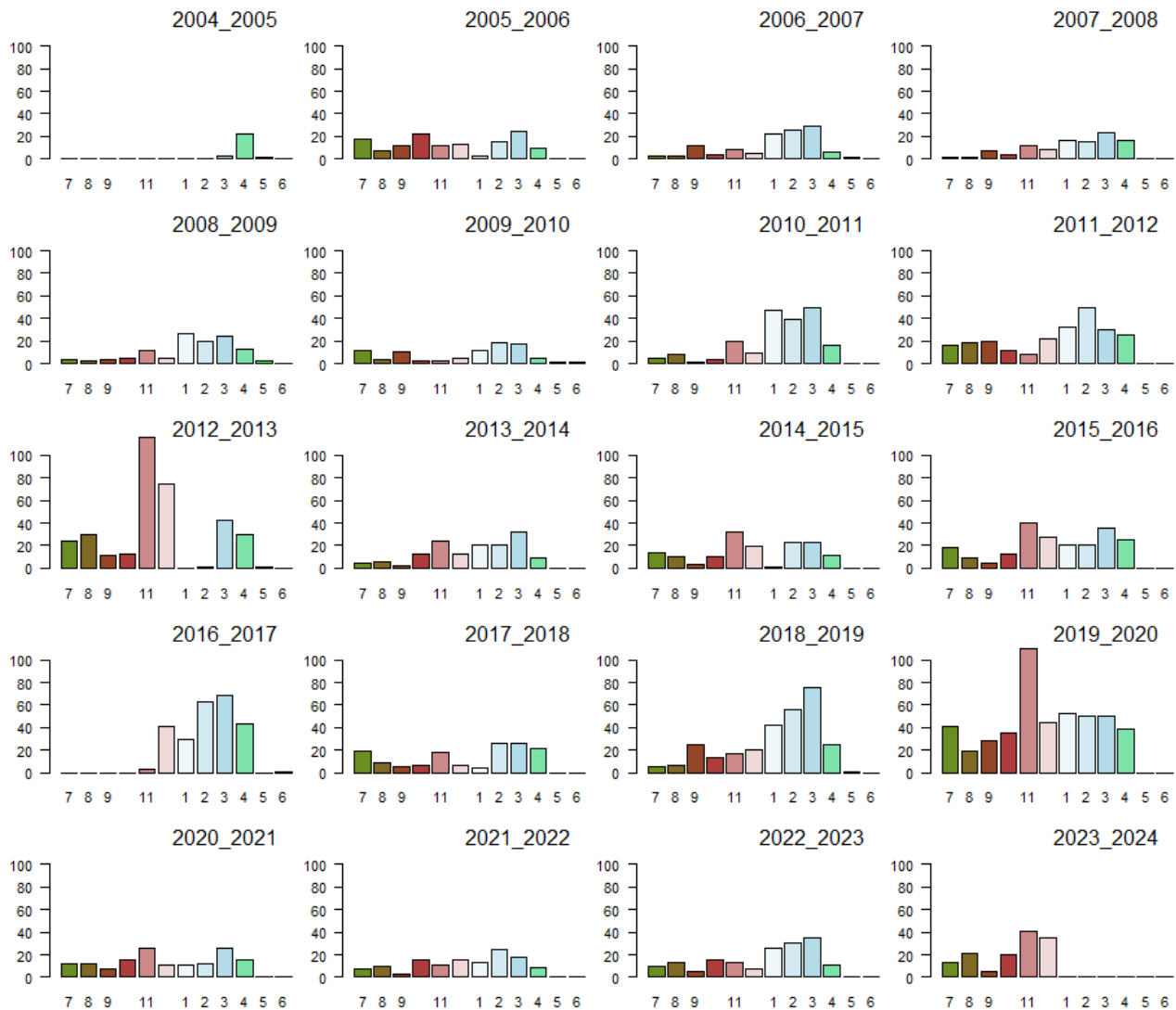
Figur 20. Lokalitетene hvor rødrev er felt av SNO (blå) og lokale jegere (gul) på Varangerhalvøya over hele tiltaksperioden (2005-2023). Lokale jegere har ofte faste åteplasser, dermed kan noen punkter representere mange rev felt over flere år. Røde fargegraderinger viser den interpolerte frekvensen av rødrev skutt i område.

Siden starten på tiltaket i 2005 har SNO felt totalt 692 rødvrev på Varangerhalvøya, mens 220 lokale jegere har felt 3569. Bortsett fra fellingstoppen i forbindelse med lemenåret 2011-2012, har SNO-uttaket av rødvrev på Varangerhalvøya vært omtrent det samme hvert år og bestemmes først og fremst av tiden SNO kan allokere til dette arbeidet (Figur 21). SNO-uttaket har blitt hemmet de siste årene på grunn av mye dårlig vær og mange oppgaver som skal utføres på de få godværsdager. I 2023 har SNO skutt 12 rev. Ved lesjavri har det vært topper i SNO-uttaket både etter lemenåret i 2011, etter smågnagertoppen i 2015 (som også hadde en god del lemen i dette området; L. Oksanen pers. med.) og en mindre topp i 2019-2020. Antall rev levert av lokale jegere har variert mer. Flest rev ble levert i vinteren 2019/20, ett år etter smågnagertoppen i 2018/2019 (Figur 21). Denne forsinkete effekten kan skyldes at det er lettere å tiltrekke seg rev med åte eller lokkefløyte når det er lite tilgjengelig næring i crash-årene for smågnagere, eller at revpopulasjonen har en forsinket relasjon til smågnagertetthet gjennom reproduksjon og innvandring. De tre siste vintrene ble det skutt ganske lite rev på Varangerhalvøya, dog med en liten økning i 2022-2023. For vinteren 2023-2024 er det forventet at jakt-uttaket øker igjen.



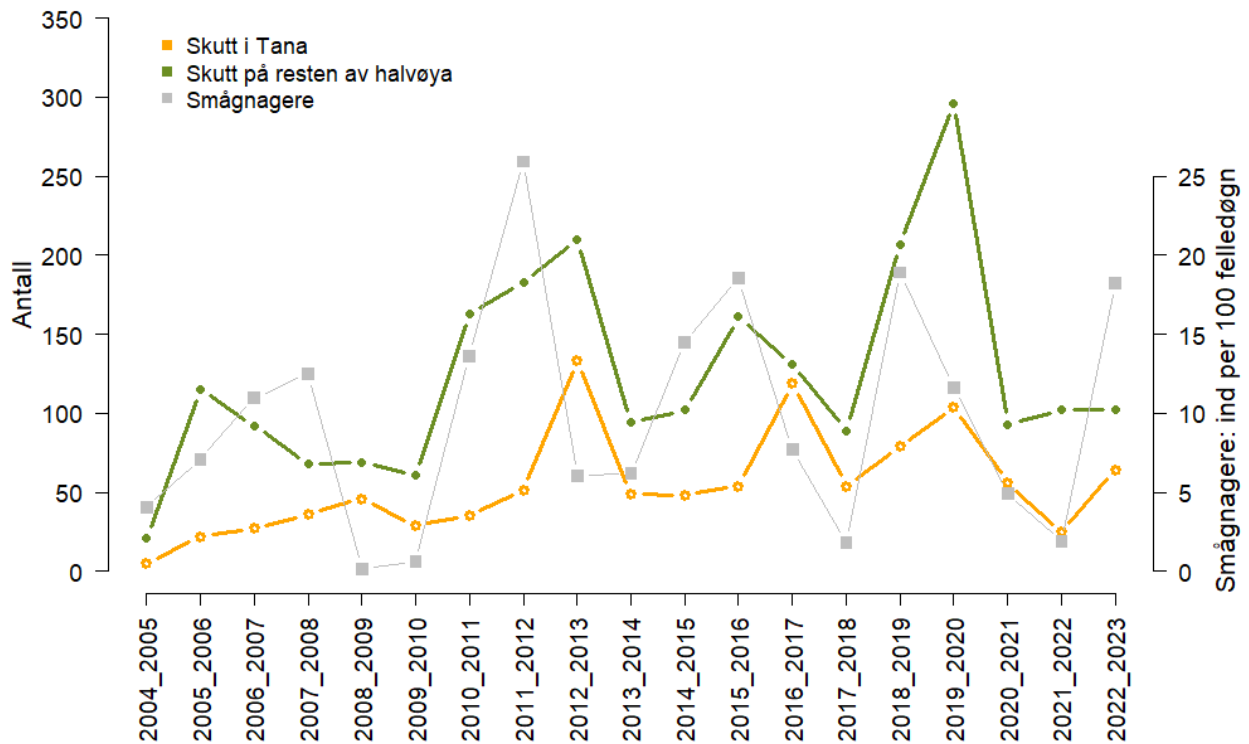
Figur 21. Antall rødvrev felt for hvert jaktår (15. juli til våren året etter). Den blå linjen viser antallet levert av lokale jegere, mens den røde linjen viser antallet rødvrev som er felt av SNO på Varangerhalvøya. Den svarte stiplede linja viser antall rødvrev som er felt av SNO i regi av dvergåsprosjektet ved lesjavri. Siste datapunktet i kurven for lokale jegere på Varangerhalvøya er kun basert på tallene fram årsskiftet 2023/2024 (dvs. omtrent et halvt jaktår).

Revene som leveres til prosjektet er skutt gjennom hele jaktseasonen, og i mange år skytes flest rev i februar og mars. Det kan tenkes at det er bra for fjellreven at rødrevene tas ut kort tid før revene etableres på hi, og det er dermed mindre sannsynlig at de blir erstattet av andre rødrever som vandrer inn. Det er dog interessant å se at i de årene det ble skutt flest rev (2012/2013 og 2019/2020), ble de fleste rev mottatt i november (Figur 22). På høsten 2023 ble det skutt litt flere rev enn i høstmånedene de siste tre årene, noe som tyder på at jakttallene kommer å være høyere denne vinteren (2023/2024) enn i de siste tre årene.



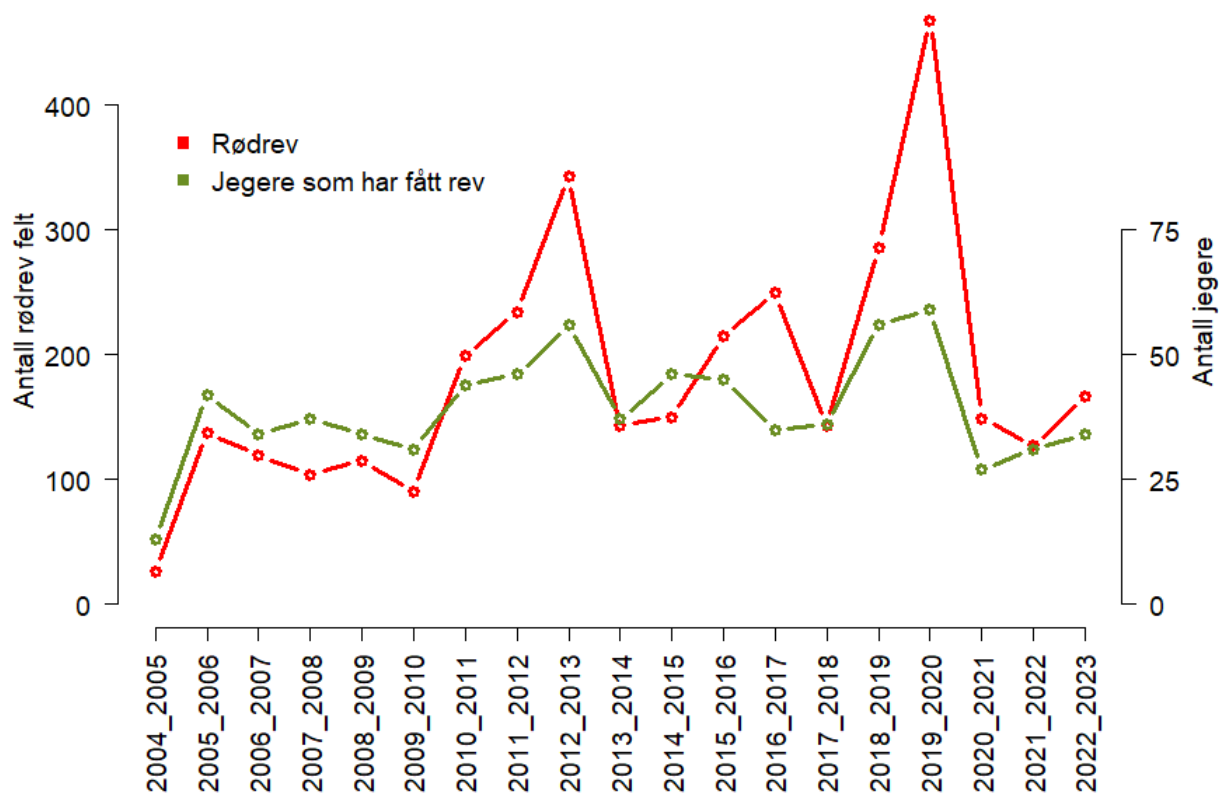
Figur 22. Antall rødrever felt per måned på Varangerhalvøya siden jaktåret 2004-2005 og frem til 31.12.2023. I 2016 mottok prosjektet ikke skrotter før 1. desember.

Rødrevtiltaket gjelder hele Varangerhalvøya frem til Tanaelven i vest. Figur 23 viser antall rev felt under ordinær jakt (ikke SNO-fellinger) i Tana og i resten av Varangerhalvøya sammen med smågangerdynamikken. Dynamikken i antall rødrev skutt varierer litt mellom de to delene av halvøya. Toppen i antall felt har ofte en tendens til å komme ett år senere i Tana enn i områdene lengre øst. Det at denne forsinkede numeriske responsen i rødrevbestanden er mest utpreget i Tana kan skyldes at revene som felles her har vandret inn på Varangerhalvøya fra vest i vintrene året etter at smågangerpopulasjonen har kollapset, mens revene som felles lengre øst på Varangerhalvøya i større grad er lokale rødrever.



Figur 23. Antall rødrev felt av vanlige jeger pr. jaktsesong (15.07 – 15.04) i Tanadalen og i resten av Varangerhalvøya er vist i forhold til fangstindeksen for smågnagere.

Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet varierer mellom jaktårene stort sett i takt med fellingsstallene, men variasjonen er mindre for antall jegere enn for antall rødrev felt (Figur 24). Jaktinnsatsen varierer også mye mellom jegere. Av de totalt 220 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har 100 levert rev bare i ett jaktår. Noen jegere har derimot levert rev gjennom en stor del av prosjektet. Denne svært skjeve fordelingen av jaktinnsatsen vises også i antall reveskrotter levert av hver jeger, der majoriteten har bare skutt noen få rødrev (66 jegere har levert bare en rev i løpet av prosjektet), mens to jegere har skutt over 200 rever hver.

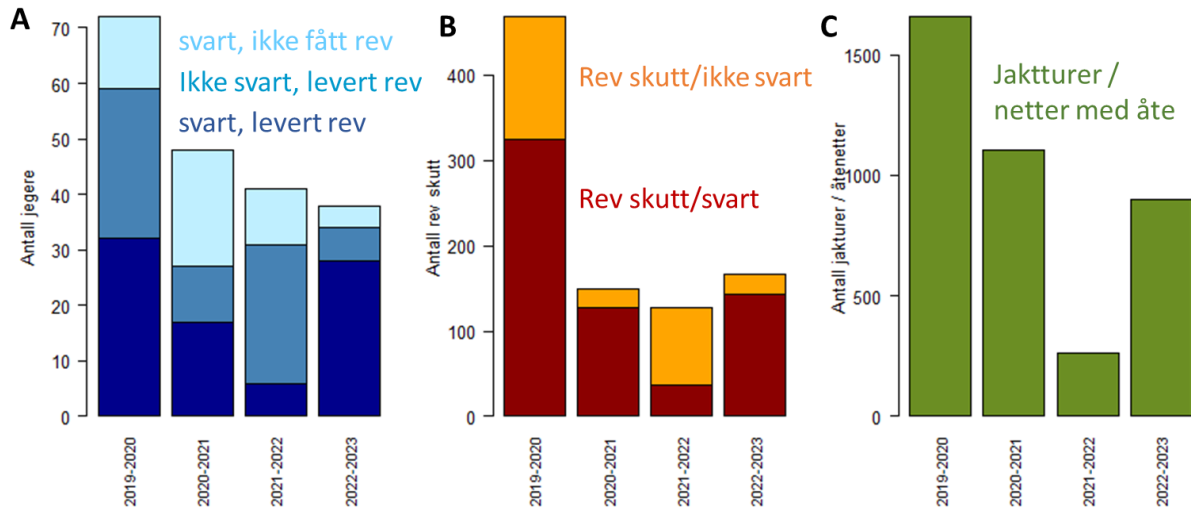


Figur 24. Antallet jegere som har levert rev i forhold til antall rødrev felt per år.

Jaktstatistikk (fellingstall) har blitt brukt av mange forskere som en relativ bestandsindeks for å studere dynamikken av høstbare arter som fjellrev, rødrev eller gaupe (Elton 1942, Henden m.fl. 2009a). Dette forutsetter en antakelse om at jaktinnsatsen er relativt konstant i forhold til bestandsfluktuationene. For å finne ut i hvilken grad dette er tilfelle på Varangerhalvøya har vi de siste årene bedt jegere om å rapportere jaktinnsatsen i antall dager de holdt på med jakt. Antall jaktturer og/eller antall netter med åtejakt ble så summert til en indeks for jaktinnsats. Andelen jegere som svarte varierer en del mellom årene, men til tross for dette gir disse data informasjon om endringer i jaktinnsats mellom år der det ble skutt mye rev (2019/2020) og de påfølgende år der det ble skutt mindre (Figur 25).

Innsatsen varierte mye i alle år, fra jegere som bare hadde 1-2 jaktturer til jegere som brukte åte med revevarsler nesten hele sesongen. Til sammen tyder disse ganske grove estimatene på at jegere brukte omtrent en tredel mer tid på jakt totalt i 2019/2020 enn i vinteren 2020/2021, da det ble levert bare en tredel så mange rev som i 2019/2020 (Figur 25C). I 2021/2022 var svarprosenten lav dermed er den lave totalt rapporterte innsatsen ikke representativ (Figur 25B). I 2022/2023 ble det rapportert litt mindre innsats enn i 2020/2021 til tross for en god svarprosent. Reduksjonen i tidsbruken mellom toppår og lavår i rødrevbestanden var dermed klart mindre enn reduksjonen i antall rev skutt. Det virker opplagt at folk bruker mer tid på jakt når det er mer rev. Det at tidsbruken gikk litt ned over årene med lite rev (fra 2020/2021 til 2022/2023) kan tyde på at noen har mistet litt

interessen etter et par år der det var vanskelig å få rev. Men den tydelig mindre forskjellen mellom årene i tidsbruk sammenliknet med forskjellen i antall rev skutt tyder på at de årlige fluktusjoner i fellingstall reflekterer hovedsakelig rødrevs bestandssvingninger.



Figur 25. Innsatsen til rødrevejegerne over de siste fire jaktseongene. A) Antall jegere som har levert rev til prosjektet og rapportert innsats, antall som har levert rev, men ikke svart, og antall jegere som har svart, men ikke fått rev. B) Antall rev som ble skutt av jegere som har eller har ikke rapport innsats. C) totalt antall jakturer /netter med åtejakt rapport per jaktseong.

4.2 Effekten av tiltaket

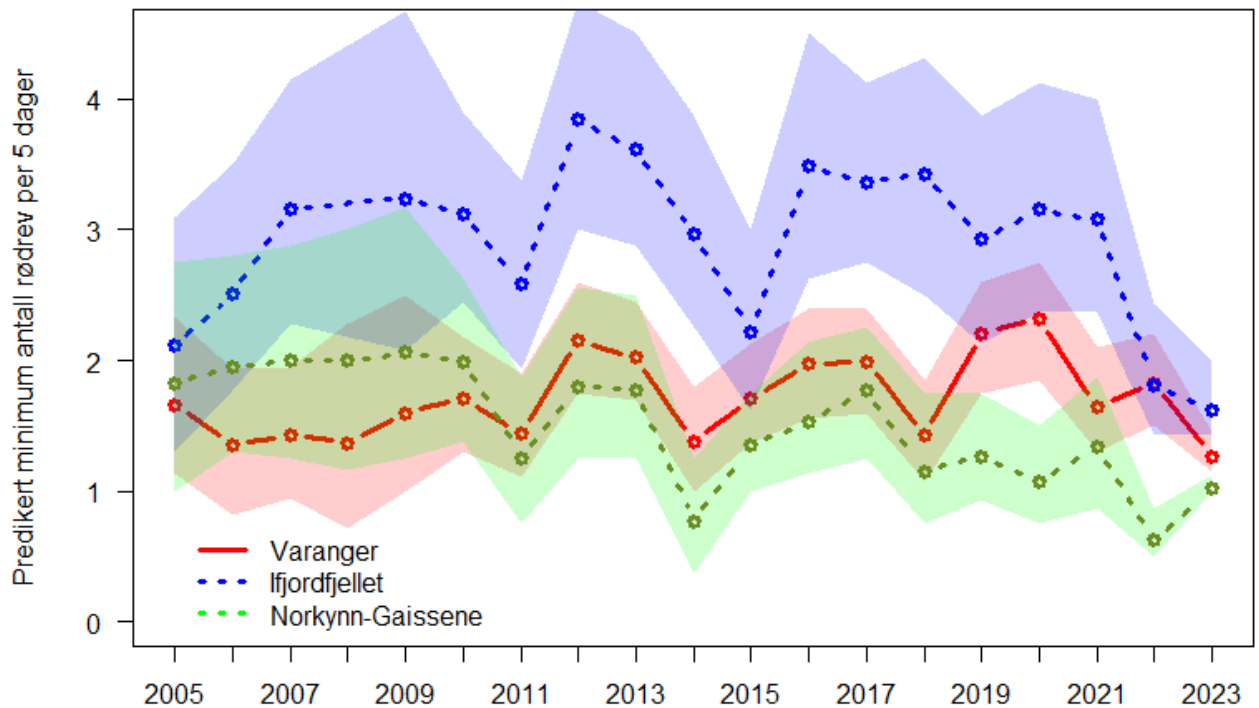
4.2.1 Effekten av tiltaket på rødrevs bestanden

Prosjektets data på rødrevs kommer fra to observasjonsserier, som begge to er indirekte mål på rødrevsbestandens størrelse: (1) antall rev felt og (2) antall rev registrert på kamera ved åtestasjonene. Jaktstatistikk har blitt brukt av mange forskere som en relativ bestandsindeks (Elton 1942, Henden m.fl. 2009a), dermed kan vi se på antall rev felt av vanlige jegere som et relativt mål på rødrevsbestandens størrelse. I og med at vi vet at jaktinnsatsen varierer noe, men betydelig mindre enn bestandsfluktusjonene, kan man anta at dette målet har en viss skjevhet, men er tross alt godt korrelert med bestandsstørrelsen. De fleste jegere jakter i nærheten av kysten og i skogsbandet (Figur 20), dermed reflekterer denne observasjonsserien først og fremst den kystnære delen av rødrevsbestanden.

Til tross for intensiv jakt over nå 19 år, har ikke antall felte rev gått ned i prosjektperioden (Figur 21). Tvert imot har det vært en økning i de gjennomsnittlige jakttallene fra vinteren før det store lemenåret 2010/11. Denne økningen kan være skyldes en reell økning i revebestanden, men kan også være relatert til at tiltaket ble bedre kjent og mer etablert etter å ha pågått i noen år. Til tross for denne økende tendensen har jakttallene, som er relatert til smågnagersyklusen med ett års forsinkelse (Figur 23), gått kraftig ned etter hver topp. Dette indikerer at jakten er effektiv i å redusere antall rødrevs i årene før smågnagertoppene til tross for god rekruttering og sannsynligvis en god del

innvandring. Disse årene kan være viktige for fjellreven fordi det er årene hvor bestanden av smågnager/lemen begynner å vokse (som i 2018 og 2022; Figur 4). Siden vinteren 2013/14 har antall rev felt i bunnårene vært stabilt, og de siste tre jaktseongene har antallet vært omtrent på dette nivået (Figur 21). Det er første gang siden 2011 at vi antall rev felt var relativt lav tre vintre på rad. For neste vinter forventer vi derimot en økning.

Til tross for at tilstedeværelse av rødvrev på viltkamera på åtestasjoner er først og fremst et mål på områdebruken av rødvrev, gir den også noe informasjon om rødvrevbestandens størrelse/tetthet. Men observasjonene på kameraene er også relatert til hvor mye revene beveger seg mellom stasjonene, noe som også kan være relatert til ressurstilgang og kanskje tetthet. I motsetning til jaktstatistikken, gir denne observasjonsserien informasjon om rødvrev i innlandet, i området der fjellreven oppholder seg. I og med at den også inneholder data fra referanseområdet, gir dette en mulighet til å evaluere effekten av tiltaket som kontraster mellom områder.

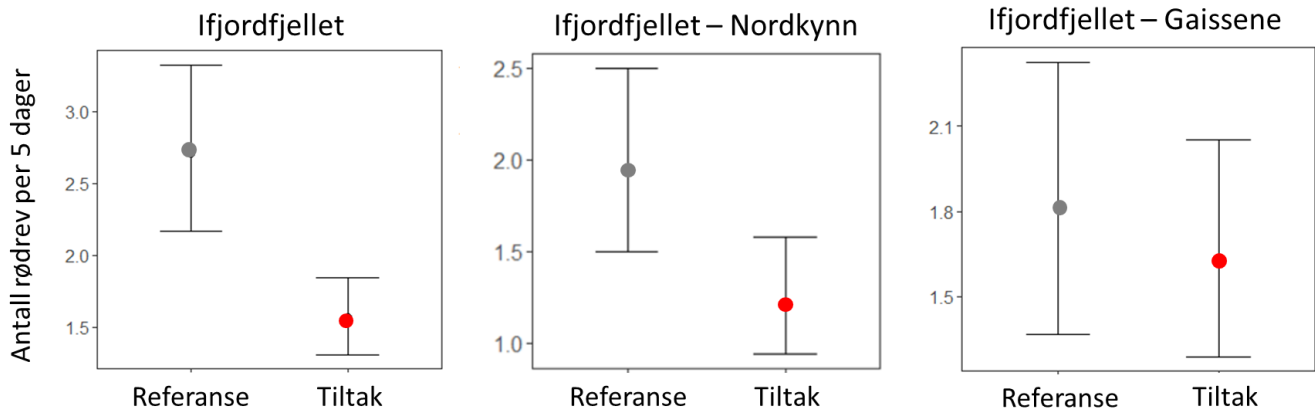


Figur 26. Antall rødvrev som er til stede ved en åtestasjon per 5-dagers periode i tiltaksområde (Varanger) og referanseområdene (Ifjordfjellet og Nordkynn-Gaissene) predikert av en modell som tar hensyn til at sannsynligheten at en rev blir registrert varierer. I 2022 og 2023 ble bildene delvis klassifisert automatisk, noe som kan ha ført til en litt forskjellig estimering.

For den statistiske analysen ble tilstedeværelsen av rødvrev på viltkamera sammenfattet til et minimumsantall individer per 5-dagers perioder. Dvs. at hvis det var to rever på et bilde, og en rev på mange andre bilder, kan vi være sikre på at det var minst to forskjellige rever til stede i denne perioden. For å evaluere effekten av tiltaket, brukte vi en hierarkisk N-mixture modell (Kery og Royle 2016) som tar hensyn til at sannsynligheten for at en rev blir oppdaget på en åtestasjon varierer med

tilstedeværelse av åte, antall bilder tatt i 5-dagers perioden, dagen i året, smågnagerindeksen og det relative antallet reinsdyrkadaver (dette ble beregnet fra antallet død rein rapportert offisielt for Øst-Finnmark med antakelse at dødeligheten av rein skyldes forhold på vinteren som er relativt like over større områder; Henden m.fl. 2021). Resultatene viser at det var omtrent like mange rev til stede i alle områder i starten av prosjektet, men at etter dette økte antall rødrev på Ifjordfjellet (Figur 26). I de siste 10 årene (fra vinteren 2011/12 = viltkamera på senvinteren 2012) er antall rødrev på viltkamera på Varangerhalvøya relativt godt korrelert med jaktstatistikken, noe som tyder på at begge observasjonsserier fanger opp bestandssvingningene i denne perioden. De siste tre årene var det relativt lite rødrev på åtekamera på Varanger. Fluktuationene mellom topp og bunnår er dog mindre for viltkameradata enn for jaktstatistikken. Dette kan forklares med at vi estimerer et minimumsantall individer fra kamera. I 2022 og 2023 var en påfallende nedgang i estimert antall rødrev på Ifjordfjellet. I disse årene har vi også delvis klassifisert bildene fra viltkamera automatisk (Celis m.fl. 2023), noe som kan ha påvirket måten tilstedeværelse av åte, som er viktig for modelleringen av sannsynligheten for at en rev blir oppdaget, har blitt registrert. Dermed er estimatene for disse to årene noe usikker (noe som skal forbedres gjennom å raffinere prosedyren billedklassifisering).

På Ifjordfjellet har viltkamera vært i bruk over hele prosjektperioden (2005-2023). Hvis man sammenlikner dette referanseområdet med tiltaksområdet (Varangerhalvøya), er det en klar forskjell i tilstedeværelse av rødrev på viltkamera (Figur 27). Men helt siden 2007 var det betydelig mer rev til stede på Ifjordfjellet enn i de andre to andre referanseområdene (Figur 26, Figur 30). Hvis man beregner effekten av tiltaket ved å inkludere de andre delområdene blir effekten mindre klar. Den er ganske tydelig i begynnelsen av prosjektperioden med referanseområdene Ifjordfjellet og Nordkynn, men blir svak med stor overlapp i kredibilitetsintervallene når man sammenlikner Varangerhalvøya med Ifjordfjellet og Gaissene, som var referanseområdene siden 2013 (Figur 27). Dette kan forklares med at det var lite rødrev i det høytliggende og lite produktive Gaissene-området.

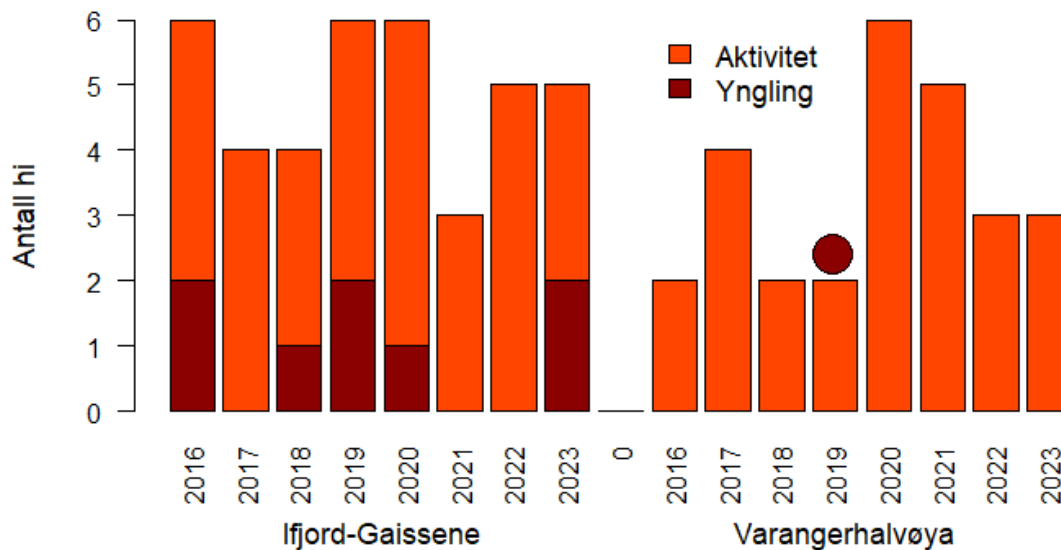


Figur 27. Effekten av tiltaket tolket som forskjellen mellom Varangerhalvøya (tiltak) og referanseområdene (referanse=overskrift for hver graf) i minimumsantall rødrev til stede på viltkamera ved åtestasjonene med 95% kredibilitetsintervaller (Bayesiansk mål på usikkerheten i estimatene). De tre delfigurene viser effekten beregnet med N-mixture modellen for sammenlikningen med Ifjordfjellet over hele prosjektperioden, sammenlikningen med både Ifjordfjellet og Nordkynn i begynnelsen frem til 2012, og sammenlikningen med Ifjordfjellet og Gaissene fra 2013 til 2023.

4.3 Område - og ressursbruk

4.3.1 Områdebruk

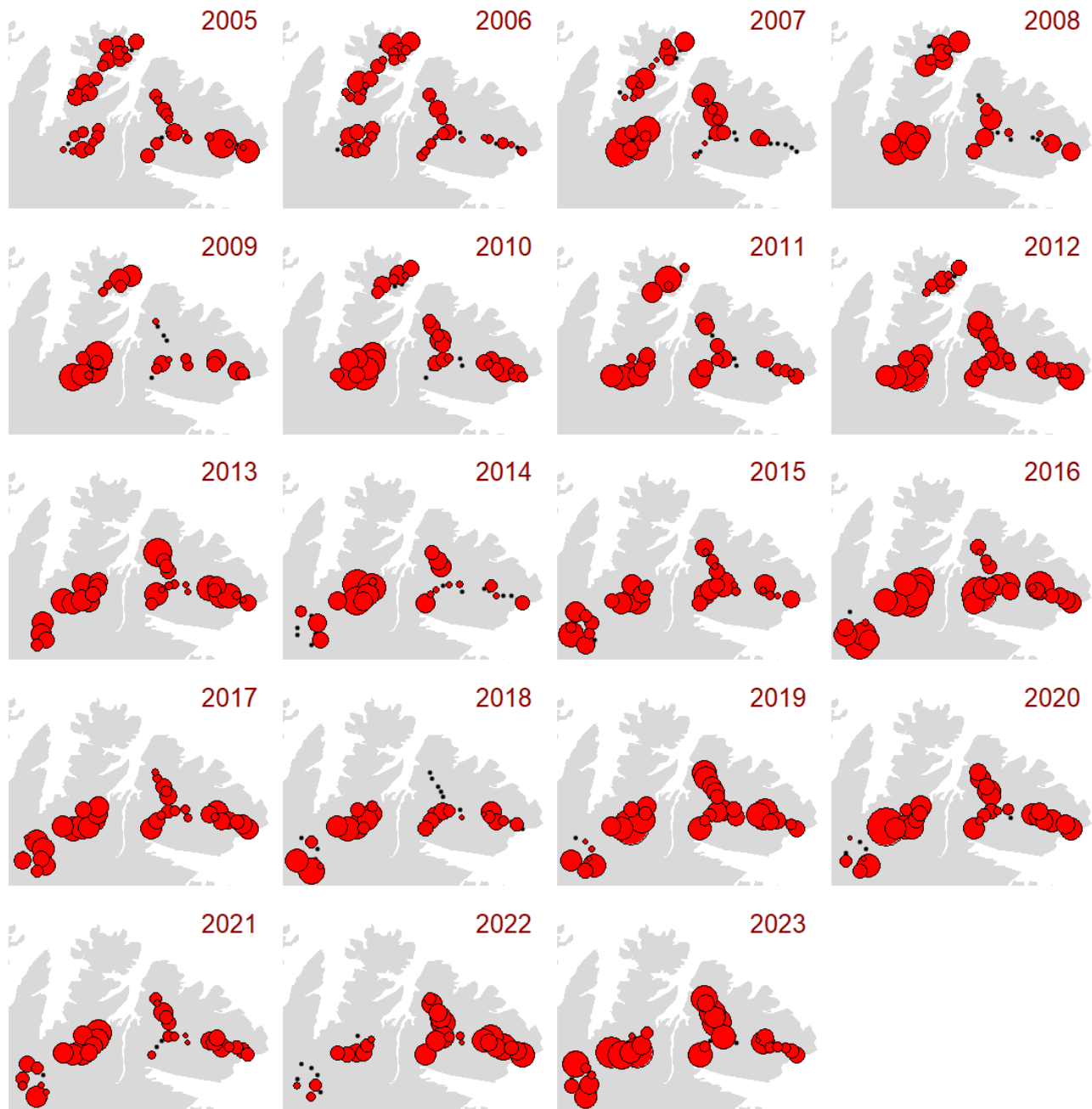
Kamera på fjellrevhi og data fra hikontrollene til SNO reflekter tilstedeværelse av rødrev i de høyreliggende fjellområdene på sommeren og dermed rødrevaktivitet som kan ha spesielt stor effekt på fjellrev. For de åtte årene hikamera har blitt brukt systematisk synes disse data fra referanseområdet å følge smånagerdynamikken med yngling og mer tilstedeværelse i år med middels og høy smånagertetthet. I 2023 ble rødrevaktivitet registrert på fem hi totalt i referanseområdet (Ifjordfjellet-Gaissene), og på to av disse ble det dokumentert yngling. På Varangerhalvøya er det generelt mindre aktivitet av rødrev på fjellrevhi enn på Ifjordfjellet-Gaissene. Det ble ikke dokumentert yngling av rødrev i fjellrevhi etter ynglingen i 2019. Sammenliknet med 2020 har rødrevaktiviteten på hi vært lav de to siste årene til tross for at antall hi som er kameraovervåket har øket (Tabell 2, Figur 28). Den lave frekvensen av rødrev på hiene på Varangerhalvøya de to siste årene (2022 og 2023) er i overensstemmelse med de relativt lave jakttallene, samt resultatene fra åtekameraene (Figur 26).



Figur 28. Rødrevaktivitet og rødrevyngling i fjellrevhi dokumentert med viltkamera på hi i referanseområde Ifjord-Gaissene og i tiltaksområde på Varangerhalvøya. Rundingen på Varangerhalvøya i 2019 indikerer en yngling på et fjellrevhi oppdaget av personell fra COAT. I perioden 2020-2023 ble antall viltkamera på Varangerhalvøya økt fra 6 til mellom 10 og 12.

Hyppigheten av rødrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødrev på sen vinteren hvert år (Figur 29). Ifjordfjellet har hatt en jevnt høy frekvens av rødrev i alle år (se også Figur 26). Til sammenligning har Varangerhalvøya større variasjon mellom årene og mellom åtestasjonene. Denne variasjonen er sannsynligvis en effekt av utskytningstiltaket på Varangerhalvøya. I 2023 var det flest rødrev på Stjernevannstransektet, mens det var mindre rødrev

tilstede i de andre to transektene på Varangerhalvøya, der det var mye fjellrev (Figur 19).



Figur 29. Antall dager med besøk av rødvrev på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager rødreven besøkte en bestemt åtestasjon.

En studie om områdebruk av rødvrev gjennom spring med GPS halsbånd ble igangsatt i 2021. Målet med studien er å finne ut mer om hvordan individer beveger seg på halvøya, og når og hvor lenge de oppholder seg i forskjellige habitater. Vi er spesielt interessert i vandringer mellom kysten, der det er mye rev og der de fleste rev jaktet (Figur 20) og det indre av halvøya der

kjerneområdene for fjellrev ligger. Det blir også interessant å se i hvilken grad produktive habitater som for eksempel vierkratt er viktige for rødrev i innlandet og hvor tett revene er knyttet til menneskelige strukturer som veier og hytter i forskjellige årstider.

Revene fanges i store båsfeller (Figur 30A) og utstyres med GPS halsbånd (Figur 30B). De merkes også med øremerker for å gjøre det lettere for jegere å se dem, slik at det kan unngås de blir skutt. Halsbåndene er programmert til å ta en posisjon hver 3 timer. I tillegg tar de en posisjon hver 20 min over 3 timer ca hver andre dag for å få et mer detaljert innblikk i bevegelsesmønstre til revene. Det er krevende å fange rødrev levende, men vi lyktes å fange 10 rev i prosjektet så langt. Fire av revene ble nå sporet i over ett år og ha levert mer enn 4000 posisjoner (Tabell 5).

Tabell 4. Rødrev ble fanget og merket med GPS sendere på Varangerhalvøya. M står for hann og F står for hunn. Aktiv viser om halsbåndet er fortsatt aktiv. Antall GPS posisjoner viser stand per 13.02.2024.

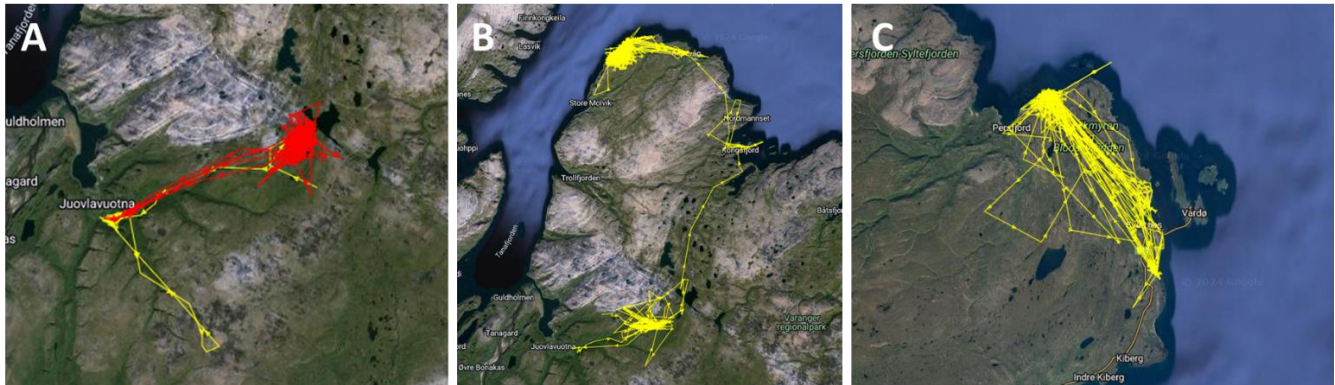
Rev	Dato fanget	Vekt	Aktiv	Tid sporet	Posisjoner	Halsbånd fått tilbake
Thorsen M	19.05.2021	5.63	Nei	15 mnd	5418	Ja
Reinært M	04.11.2021	5.33	Nei	3 mnd	996	Ja
Kaptein Jan M	04.11.2021	6.50	Nei	16 mnd	5736	Ja
Uhcci Biret F	10.11.2021	4.42	Nei	15 mnd	5434	Ja
Helmer F	13.11.2021	6.60	Nei	1 dag	0	Ja
Mari F	05.11.2021	4.82	Nei	9 mnd	3157	Ja
Murphy M	08.11.2022	6.27	Ja	15 mnd	4052	
Geir M	15.10.2023	5.48	ja	4 mnd	611	
Uhcci Kate F	19.10.2023	5.19	ja	3.5 mnd	987	
Pedersen F	29.11.2023	5.25	ja	2.5 mnd	1097	



Figur 30. Rødrevfangst på Varangerhalvøya. A) Båsfelle og B) Rødrev med GPS halsbånd og øremerker (Foto Joachim Henriksen).

I 2021 ble alle seks rev fanget ved kysten. I 2022 og 2023 lyktes vi med å fange tre rev i innlandet i Stjernevannsområdet (Figur 31A og B). Sporene vi fikk fra revene hittil viste interessante og varierte mønstre. To rev brukte forholdsvis små arealer ved kysten helt øst på halvøya, og en rev har nå oppholdt seg et helt år i et lite areal ved Tanahornet (Figur 31B). Dette tyder på at marine

ressurser er viktige for noen rødrev. Noen rev vandrer gjentatte ganger frem og tilbake mellom to steder (Figur 31C). For revene som vises på figurene 31A og 31C var et av stedene i nærheten av bebyggelser (Austertana og Smellror), mens det andre stedet var mindre preget av menneskelig bruk (Stjernevannsområde og Næringen).



Figur 31. Arealbruk av rødrev på Varangerhalvøya fra GPS sporing. Sporene er fra fangstdato til 13.02.2024. A) En hannrev (gul; Geir) og en tisper (rød; Uhcci Kate) fanget i Stjernevannsområde i slutten av oktober. B) En hannrev (Murphy) ble fanget i Stjernevannsområde i november 2022 og vandret ned til kysten i januar 2023 for å etablere seg ved Tanahornet. C) En ung tisper fanget i Smellror i november 2023 vandrer regelmessig frem og tilbake mellom Næringen til Smellror.

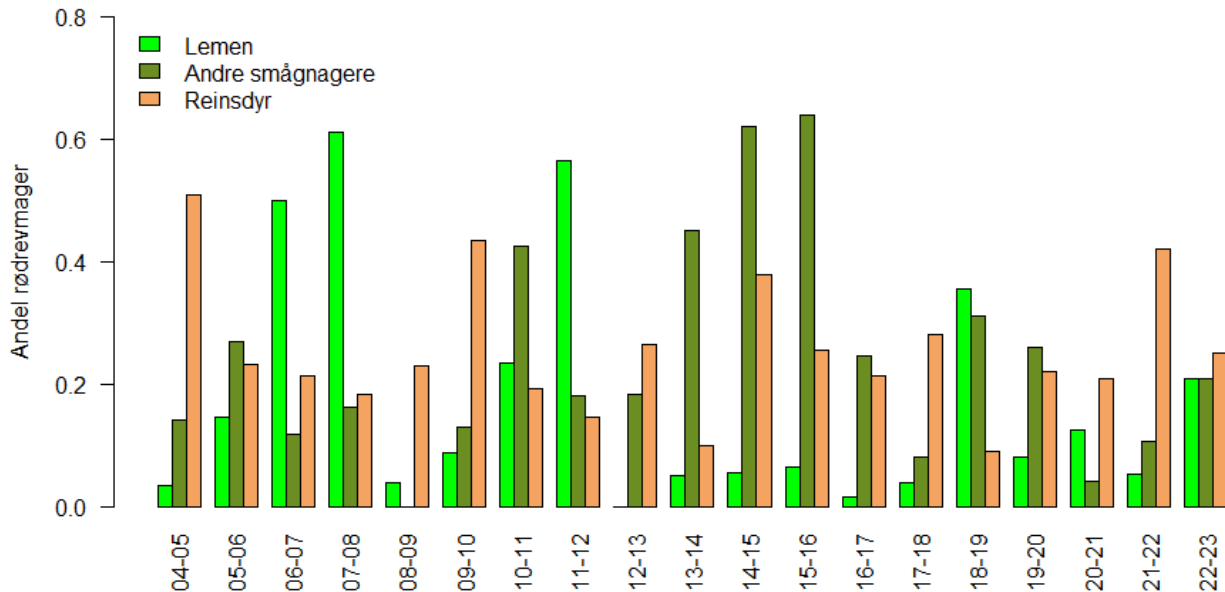
Preliminære resultater viser at mens noen rev holder til ved kysten hele året, vandrer andre rev frem og tilbake mellom kysten og innlandet. Noen rev som var ved kysten på vinteren, sannsynligvis i sin første vinter, etablerte seg i innlandstundraen for sommeren og ble værende der frem til vinteren året etter. Sporingen viser også at vierkratt og de mer produktive deler av landskapet er viktige for rødrev i lav-Arktis. Revene vandrer ofte, men ikke alltid, langs dalene som er mer produktive, og en rev har etablert seg i en av de mest produktive deler av fjellområdet på halvøya med store og høye vierkratt. Plasser som er preget av menneskelig aktivitet brukes i forskjellig grad av forskjellige individer, og flere rev har oppholdt seg i nærheten av bebyggelser over lengre perioder.

4.3.2 Ressursbruk

Analyser av mageinnhold utført for rødrev skutt på drivjakt på Varangerhalvøya (hovedsakelig av SNO) viser hvilke ressurser rødreven bruker på vinteren. Vinteren kan være en flaskehals for overlevelsen til predatorbestander i tundraøkosystemet, fordi ressursene da er mest begrenset. Ressursbruk på vinteren er også viktig for konkurranseforholdet mellom fjellrev og rødrev (Elmhagen m.fl. 2017). Fjellreven, som er mindre og bedre tilpasset kulde og ressursmangel, har en fordel over rødrev i spesielt ressursfattige perioder. Økt ressurstilgang gjennom for eksempel menneskeskapte subsidier er den viktigste faktoren som fremmer utbredelsen av generalistpredatorer som rødrev i lav-Arktis (Sokolov m. fl. 2016, Elmhagen m. fl. 2017).

Den 19 år lange diettserien for rødrev reflekterer tydelig viktigheten av smågnagerår, og særlig toppår med lemen, både vurdert ut fra prevalens (andel rever med ulike næringsemner i magen; Figur 32) og mengde (våttvekten av de ulike næringsemnene; Figur 33). I vintrene umiddelbart før og etter de to lementoppene i prosjektperioden (2007 og 2011), har lemen vært det klart viktigste byttedyret. Men også i vinteren 2018/2019, og til en litt mindre grad i 2022/2023, hadde en god del

rødrev spist lemen, til tross for at få lemen ble fanget i klappfellefangsten i disse årene (Figur 4).

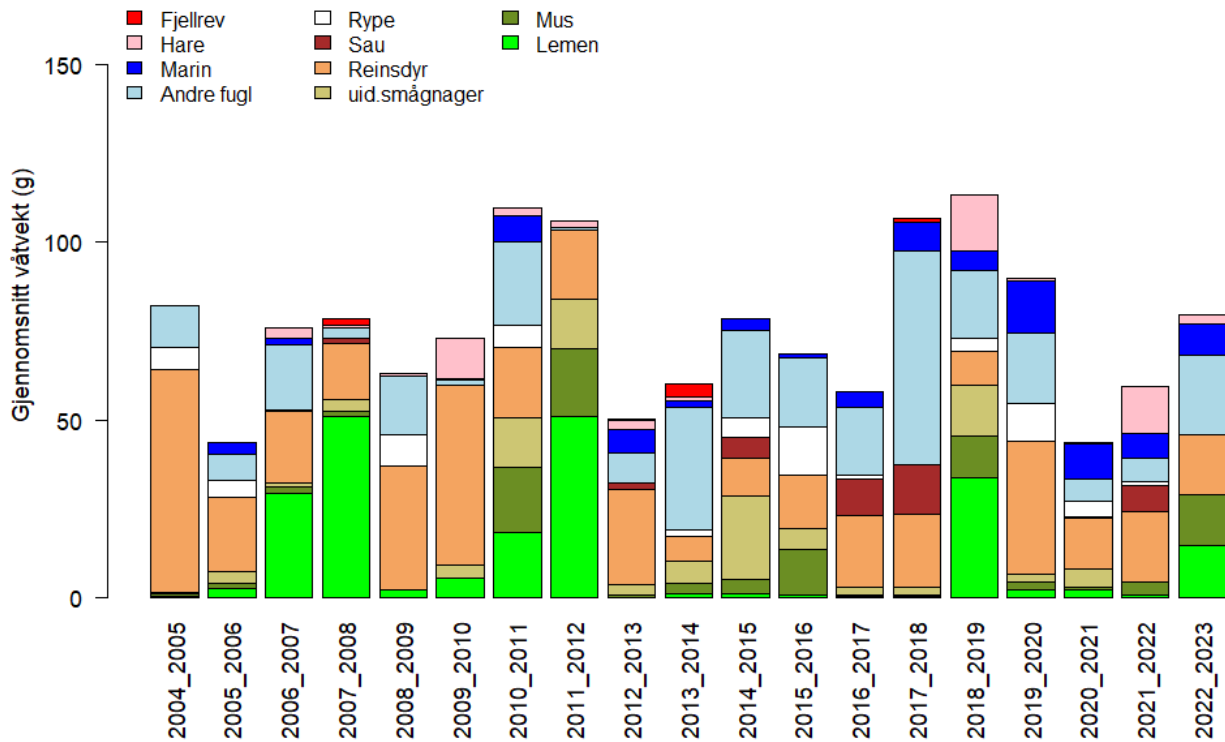


Figur 32. Rødrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av rødrever felt på drivjakt (hovedsakelig av SNO; november til mai) med lemen, andre smågnagere eller reinsdyr i magen. Andre smågnagere inkluderer fjellrotte, gråsidemus og uidentifiserte smågnagerrester.

Det er interessant å merke seg at selv om det alltid har vært mer gråsidemus og fjellrotte enn lemen i fellefangsten (Figur 3), så utnyttet disse gnagerartene mindre enn lemen i de toppårene lemen deltar i toppen (spesielt i 2007/2008) (Figur 32 og 33). Det skyldes sannsynligvis at det er lite aktivitet av gråsidemus og fjellrotte oppå snøen sammenlignet med lemen (Ims m. fl. 2017). I vinteren 2022/2023 har rødreven spist omtrent like mye lemen som andre smågnagerarter.

I år med lite lemen har reinkadavre vært en viktig komponent i vinterdietten til rødreven på Varangerhalvøya (Figur 32) og særlig med økende avstand fra kysten (Killengreen m.fl. 2011, Henden m. fl. 2014). Mens det hadde vært noe mindre rein i rødrevdietten enn i tidligere år over de siste to gnagersyklusene, økte andelen rev som hadde spist rein betydelig i vinteren 2021/22, men gikk så litt ned igjen vinteren 2022/2023. Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 33), særlig nær kysten (Killengreen m. fl. 2011). Andelen andre byttedyr som rype og hare varierer med år og fluktusjonene kan være noe tilfeldig.

I årene mellom smågnagertoppene er det generelt mindre mat tilgjengelig for rødreven, noe som reflekteres i mindre total mengde mat i magene (Figur 33). Dette viser viktigheten av smågnagere for denne generalistpredatoren og at alternative ressurser som reinsdyrkadaver og fugl ikke fullt ut kan kompensere for fraværet av smågnagere.

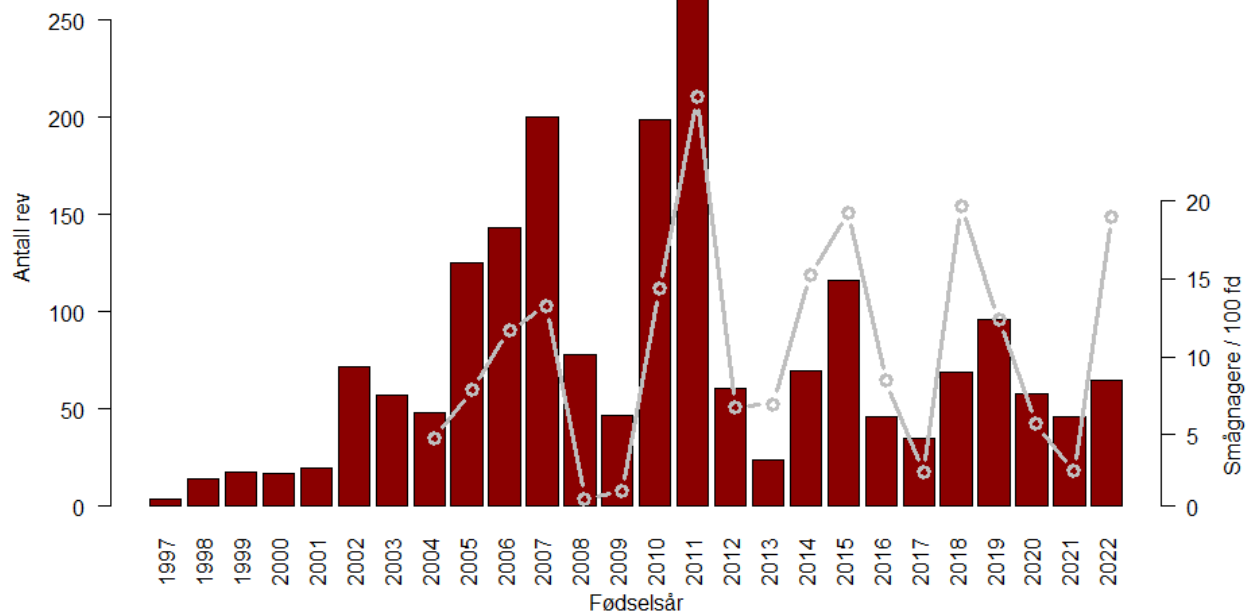


Figur 33. Diett presentert som mengde av ulike næringssemner i magene til rødrever felt på vinteren på drivjakt (mest av SNO) på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringssemne er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellrotte, mens uid. referer til uidentifiserte smågnagerrester. Kategorien «Marin» er fisk og evertebrater. «Andre fugl» (enn rype) er oftest sjøfugl eller andefugl.

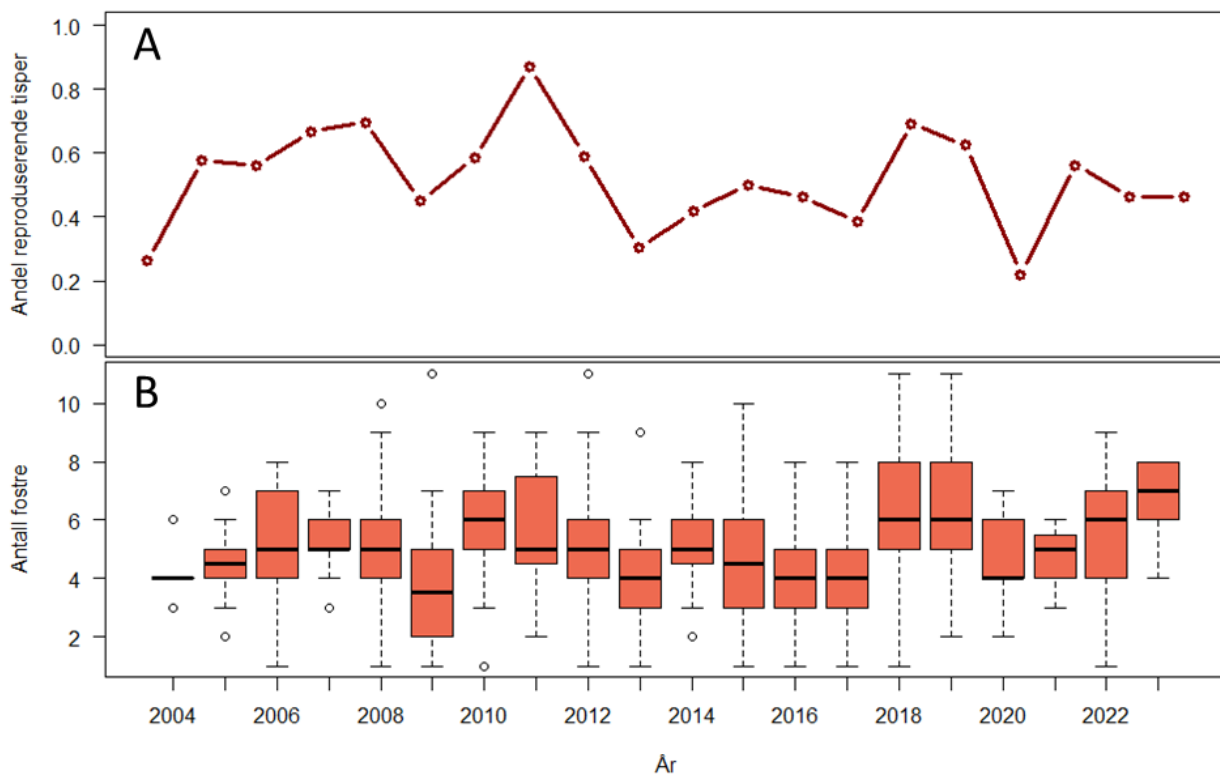
4.3 Demografi

Aldersstrukturen til rødrevene som er felt på Varangerhalvøya viser at det største rekrutteringsbidraget til bestanden kommer fra rødrever født i smågnagertoppårene. Året før toppårene har også god rekruttering (Figur 34). Færreste rødrev blir rekruttert inn i bestanden 2 år etter en smågnagertopp.

Viktigheten av smågnagersyklusen (og spesielt lementoppårene) for demografien til rødreven vises også i andelen tisper som reproduserer hvert år (Figur 35A). Denne andelen ble beregnet ved å se både på tisper som var gravide når de ble skutt og på tisper som hadde placentale arr. Flere tisper reproduserer i år med mye smågnagere, og det er også i disse årene at flest rev rekrutteres inn i populasjonen, og minst tisper reproduserer to år etter et gnagertoppår. Antall fostre varierer også med smågnagerdynamikken (Figur 35B), men fluktuasjonene er mindre tydelige enn for andel reproduserende tisper eller antall rev som rekrutteres inn i populasjonen.



Figur 34. Fordeling av fødselsår til alle aldersbestemte rødrev skutt på Varangerhalvøya siden begynnelsen av tiltaket. Tiltaket startet i 2005. Fra 2012 ble alder bare bestemt for et utvalg av de obduserte revene. Den svarte linjen viser andelen av reproduserende tisper basert på både graviditet og placentale arr, og den grå linjen viser den relative smågnagerindeksen (individer fanget per 100 felledøgn) for Varangerhalvøya.

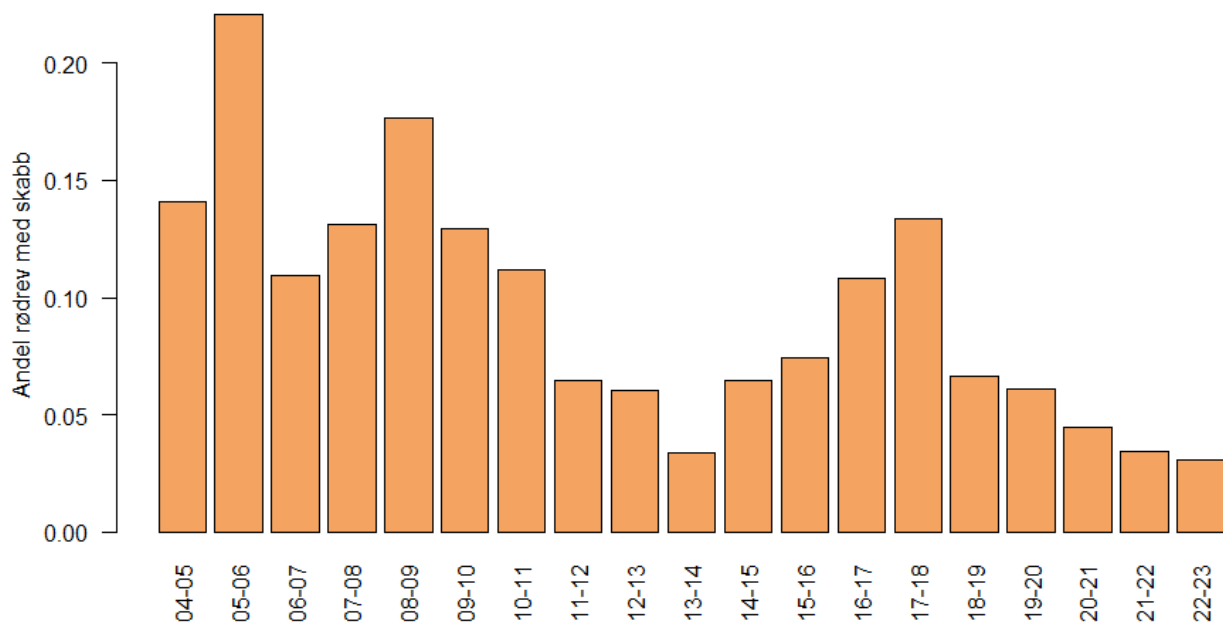


Figur 35. Andel av reproduserende tisper blant rødrev skutt på Varangerhalvøya basert på graviditet og placentale arr (A) og antall fostre (B; boksene viser de midtre 50% av fordelingen og den horisontale streken viser medianen).

4.4 Epidemiologi

Det skytes hvert år noen rødrever med skabb på Varangerhalvøya. Stor prevalens av skabb hos rødrever øker sannsynligheten for at også fjellrev kan bli smittet av denne til dels dødelige parasitten. Andelen rødrever med skabb (dvs. prevalens) har variert mellom mindre enn 5% og litt over 20% (Figur 36). Det er en tendens til at prevalensen har vært generelt lavere i siste halvdel av tidsserien.

I motsetning til hva man kanskje kunne forvente er det ikke mer skabbrev i år med mye rødrever. Tvert imot er det en antydning til en negativ relasjon mellom antall rev skutt på Varangerhalvøya og prevalensen av skabb. Dette kan indikere at andelen skabbrev går opp i år med dårlig mattilgang, dvs. kanskje som en følge av at revene da har dårlig kondisjon.



Figur 36. Andelen av de felte rødrevene med påvist skabb.

5. Konklusjon

Et sentralt spørsmål som adresseres i COAT Finnmarks fjellrevmodul er om den pågående tiltakspakken vil gi grunnlag for en levedyktig bestand av fjellrev på Varangerhalvøya. Det er prematurt å gi noe svar på dette spørsmålet seks år etter at denne tiltakspakken har blitt satt i verk. Tidligere analyser av intensive forvaltningstiltak på fjellrevbestander har vist at sikre estimater på tiltakseffekter krever tidsserier som spenner minst 3 smånagersyklusener og dermed tiltak minst over 10-12 år med tilhørende målinger av andre viktige drivervariabler i økosystemet (Angerbjörn m. fl. 2013). Et sentralt spørsmål som bør besvares i fremtiden, er også hvilke forvaltningstiltak som det kan være aktuelt å videreføre eller avslutte - på lengre sikt.

Til tross for disse begrensningene vil vi konkludere med at fjellrevens utvikling på Varangerhalvøya under den pågående tiltakspakken er lovende. Det at antall ynglende par har økt fra år til år over de

seks årene fra ett i 2018 til en rekord på 13 i 2023, som er tre ganger høyere enn toppåret 2011 i de forutgående 17 årene, er veldig positiv. Det at det var relativt mange ynglinger også i lavfasen av den siste smånagersyklusen (årene 2020 og 2021), tyder på at støttefôringen har vært avgjørende for den positive utviklingen i bestanden. Smånagertoppen i 2023 med noe innslag av lemen har sannsynligvis bidratt til at dette ble et rekordår i valpeproduksjonen. I tiltaksperioden har også kullstørrelsene økt noe i de siste årene. Dette har sannsynligvis en sammenheng med at de to siste årene var henholdsvis et oppgangår (2022) og et toppår (2023) i smånagersyklus med noe innslag av lemen. I disse to årene har det også vært etablering og yngling på hi uten fôrautomater med kullstørrelser som har vært like store som på hi med støttefôring. Men til tross for den store valpeproduksjonen på Varangerhalvøya de siste årene har dette ikke ført til etablering av ynglende par andre steder i Øst-Finnmark. Det var et etablert fjellrevpar på et hi i Gaissene i 2023 uten at dette resulterte i yngling.

En annen hovedkomponent i COATs fjellrevmodul er rødvrev. På basis av 19 år med data og tiltak på rødvrev (inkludert måling av viktige økosystemvariabler) begynner vi å få en bedre forståelse hva som driver rødvrevens bestandsdynamikk i fjell- og tundraøkosystemer. Ressursdynamikken (særlig smånagere, men også kadavre av tamrein) er svært viktig og bestemmer mye av rødvrevbestandens evne til å tåle jakt/desimeringstiltak (dvs. resiliens). Til tross for at rødvrevbestanden i stor grad kompenseres for jaktuttak gjennom stor rekruttering i smånagerår, og sannsynligvis gjennom innvandring fra områder der det jaktes lite, viser jaktstatistikken at tiltaket på Varangerhalvøya reduserer rødvrevbestanden i forkant av smånagertoppene. Data fra overvåkingen med viltkamera på åtestasjonene viser at det er betydelig mindre rødvrev til stede i tiltaksområde enn i referanseområde på Ifjordfjellet. Begge datakilder tyder derimot ikke på en varig nedgang av rødvrevbestanden i tiltaksområde, slik at et høyt jaktrykk kan være nødvendig for å dempe effekten av rødvrev på arter som er sårbare for predasjon og konkurranse i fjell- og tundraøkosystemer.

6. Datatilgjengelighet

COAT har forpliktet seg å gjøre data som samles inn i overvåkingen tilgjengelige i en åpen database. COAT dataportalen er i ferd med å ferdigstilles og de viktigste dataseriene som presenteres i denne rapporten kommer å være tilgjengelig der sammen med protokoller som forklarer hvordan de er samlet inn. I arbeidet med databasen har data blitt grundig sjekket. Dette har ført til at noen rapporterte tall i denne rapporten er litt forskjellig fra tidligere rapporter.

Dataserier i COAT dataportalen:

- Smånager fangstdata: V_rodents_snaptrapping_abundance_regional
- Skittellinger for hare og rype: V_ptarmigan_pellet_abundance_intensive
- Fellingsdata for rødvrev: V_redfox_hunting
- Obduksjonsdata for rødvrev: V_redfox_carcass_examination
- Rovdyrsamfunnet på vinteren: V_savengers_cameratraps

Data seriene legges ut med en embargo på to år før de gjøres almen tilgjengelige. Flere dataserier kommer å legges ut i løpet av 2024.

7. Referanser

- Angerbjörn, A., Eide, N.E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R.A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N.G. & Henttonen, H. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 50: 59–67.
- Celis, G., Ungar, P., Sokolov, A., Sokolova, N., Böhner, H., Liu, D., Ziker, J., Gilg, O., Fufachev, I., Pokrovskaya, O., Ims, R.A., Ivanov, V., Ehrich, D. 2023. A versatile semiautomated image analysis workflow for time-lapsed camera trap image classification. *bioRxiv* 2022.12.28.522027.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R.M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R.A., Killengreen, S.T., Niemimaa, J., Norén, K., Ollila, T., Rodnikova, A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Stickney, A.A. & Angerbjörn, A. 2017. Homage to Hersteinsson & Macdonald: Climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and arctic fox decline. *Polar Research* 36, sup1.
- Elton, C.S. 1942. *Voies, Mice and Lemmings: Problems in Population Dynamics*. Oxford, UK: Clarendon Press.
- Fuglei, E., Henden, J.A., Callahan, C. Gilg, O., Hansen, J., Ims, R.A., Isaey, A.P., Lang, J., McIntyre, C., Merizon, R., Mineev, O.Y., Mineev, Y.N., Mossop, Nielsen, O.K., D. Nilsen, E.B, Pedersen, Å.Ø., Schmidt, N.M., Sittler, B., Willebrand, M.H. and Martin, K. 2020. Circumpolar status of arctic ptarmigan: Population dynamics and trends. *Ambio* 49:749-761
- Henden, J. A., Ims, R. A. & Yoccoz, N. G. 2009a. Nonstationary spatio-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology* 78: 636-645.
- Henden, J. A., Stien, A., Bårdsen, B.J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2014. Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology* 51: 1525-1533.
- Henden, J. A., Ehrich, D., Soininen, E.M. & Ims, R.A. 2021. Accounting for food web dynamics when assessing the impact of mesopredator control on declining prey populations. *Journal of Applied Ecology* 58: 104–113.
- Ims, R.A., Henden, J.A., Strømeng, M.A. *et al.* 2019. Arctic greening and bird nest predation risk across tundra ecotones. *Nature Climate Change* 9, 607–610.
- Ims, R. A., Jepsen, J. U., Stien, A., & Yoccoz, N. G. 2013. Science Plan for COAT: Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. *Fram Centre Report Series, 1*, 1-177.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.A., Jensvoll, I. & Yoccoz N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research* 36.
- Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy T. & Stenseth N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93-97.
- Kery, M. and Royle, J.A. 2016. *Applied hierarchical modelling in ecology*. Academic Press, Elsevier.
- Killengreen, S.T., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Henden, J.A. & Schott, T. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* 135: 459-472.
- Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2011. The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *Journal of Animal Ecology* 80: 1049-1060.
- Killengreen, S.T., Strømeng, E., Yoccoz, N.G. and Ims, R.A. (2012), How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. *Diversity and Distributions*, 18: 563-574.
- Kleiven, E.F., Framstad, E., Bakkestuen, V., Böhner, H., Cretois, B., Frassinelli, F., Ims, R.A., Jepsen, J.U., Soininen, E.M. & Eide, N.E. 2022. Ny nasjonal smågnaverovervåking i fjell basert på kamerafeller. Forslag til innsamlingsdesign og dataprosessering. *NINA Rapport 2170*. Norsk institutt for naturforskning.

- Landa A., Flagstad Øystein, Areskoug V., Linnell J. D. C., Strand O., Roaldsnes Ulvund K., Thierry A.-M., Rød-Eriksen L., & Eide N. E. (2018). The endangered Arctic fox in Norway—the failure and success of captive breeding and reintroduction. *Polar Research*, 36, sup1.
- Marolla, F., Aarvak, T., Øien, I. J., Mellard, J. P., Henden, J.-A., Hamel, S., . . . Ims, R. A. 2019. Assessing the effect of predator control on an endangered goose population subjected to predator-mediated food web dynamics. *Journal of Applied Ecology* 56: 1245-1255.
- Moss, R. & Watson, A. 2001. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*, Vol 32: 53-111.
- Myllymäki, A., Paasikallio, A., Pankakoski, E. & Kanervo, V. 1971. Removal experiment on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* 8: 177-185.
- Rød-Eriksen, L., Killengreen, S. T., Ehrich, D., Ims, R. A., Herfindal, I., Landa, A. M. & Eide, N. E. 2023. Predator co-occurrence in alpine and Arctic tundra in relation to fluctuating prey. *Journal of Animal Ecology*.
- Sokolov, A. A., Sokolova, N. A., Ims, R. A., Brucker, L., & Ehrich, D. 2016. Emergent Rainy Winter Warm Spells May Promote Boreal Predator Expansion into the Arctic. *Arctic*: 69: 121-129.
- Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 1998. Fluctuating resources and the evolution of litter size in the arctic fox. *Oikos*, 83: 545-559.
- Ulvund, K. Flagstad, Ø., Rød-Eriksen, L., Arntsen, L.G., Birkeland, L. E., Jackson, C., Kleven, O., Sandercock, B.K., Eide, N. E. 2023. Fjellrev i Norge 2023. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 2344. Norsk institutt for naturforskning.