

Fjellrevmodul COAT Finnmark: Rapport for 2024

www.coat.no



Foto: COAT viltkamera

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontraktnummer 23047014

Kontaktperson hos Miljødirektoratet: Tomas Holmern

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-2935 | 2025

Innholdsfortegnelse:

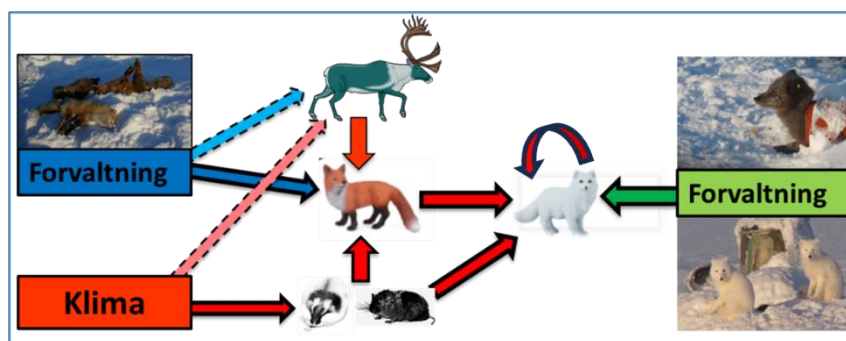
1. Innledning	3
2. Økosystembetingelser	4
2.1 Ressursdynamikk: Smågnagere	4
2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare	8
2.3 Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer	9
2.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren	11
3. Tiltakspakke fjellrev	15
3.1 Utsetting	15
3.2 Støtteføring	15
3.3 Overvåkning av fjellrev	18
3.3.1 Hiovervåkning	18
3.3.2 Bestandsutvikling	22
3.3.3 Områdebruk på vinteren	24
4. Rødrev	26
4.1 Tiltaket	26
4.2 Effekten av tiltaket	31
4.3 Område og ressursbruk	34
4.3.1 Områdebruk	34
4.3.2 Ressursbruk	38
4.4 Demografi	40
4.5 Skabb	41
5 Konklusjon	42
6 Datatilgjengelighet	43
7 Referanser	44

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 med det langsiktige formålet å gi samfunnet stadig oppdatert informasjon om tilstanden til de arktiske landøkosystemene på Svalbard og i Finnmark som grunnlag for å iverksette mulige tiltak og tilpasninger til konsekvensene av klimaendringer. COAT ble etablert som et forskningssenter ved UiT i januar 2025. Overvåkningsprogrammet 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 smånagersykluser* 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 (Figur1 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 av tiltakene for er å øke fjellrevbestanden til et bærekraftig nivå, dvs. utskyting av rødrev, 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 rødrev 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 rødrevuttak sammen med støttefôring førte til vekst i fjellrevbestandene. Støttefôring har også hatt en positiv effekt i mange delbestander lengre sør i Norge (e.g. Eide et al. 2024).

I forbindelse med at «Fjellrev i Finnmark» ble en COAT-modul i 2017, ble det - i tråd med prinsippet «adaptiv forvaltning» - besluttet å iverksette en mer omfattende tiltakspakke på Varangerhalvøya. Tiltakspakken inkluderer utsetting av fjellrev fra avlsstasjonen i Oppdal og støttefôring (Figur 1; grønn pil). Disse nye tiltakene kommer i tillegg til fortsatt uttak av rødrev på Varangerhalvøya. Målet er å øke fjellrevbestanden i Finnmark til et bærekraftig nivå som gjør den mindre utsatt for stokastiske hendelser. Tiltakspakken gjennomføres og evalueres i samarbeid med Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Statens naturoppsyn (SNO).

Rødrevtiltaket som har pågått siden 2005, har frembrakt omfattende data som utgjør en unik ressurs for øket kunnskap om rødrevs funksjon i fjellet. Rødrev 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 rødrevbestander kan også gi negative effekter i form av spredning av parasitter (skabb og ulike arter av innvollsmark). Tiltak for å redusere økende rødrevbestander - for å dempe de negative effektene dette har på biologiske mangfoldet - gjøres mange steder i verden. Men slike tiltak er sjeldent koplet til forskning slik at det kan gjøres kvantitative effektevalueringer. Dataseriene i COAT på rødrev og viktige økosystembetingelse (ulike drivervariable) er etter hvert blitt såpass lange at de gir grunnlag for en bedre forståelse av rødrev 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 rødrev 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 rødrevuttak, samt de tilhørende forskningskomponentene i COAT Finnmarks fjellrevmodul i en ny 3-årsperiode (2023-2025). I denne rapporten presenteres resultater for det andre året (2024) av denne nye 3-årsperioden fordelt på de tre prosjektkomponentene: «Økosystembetingelser», «Tiltakspakken» og «Rødrev».

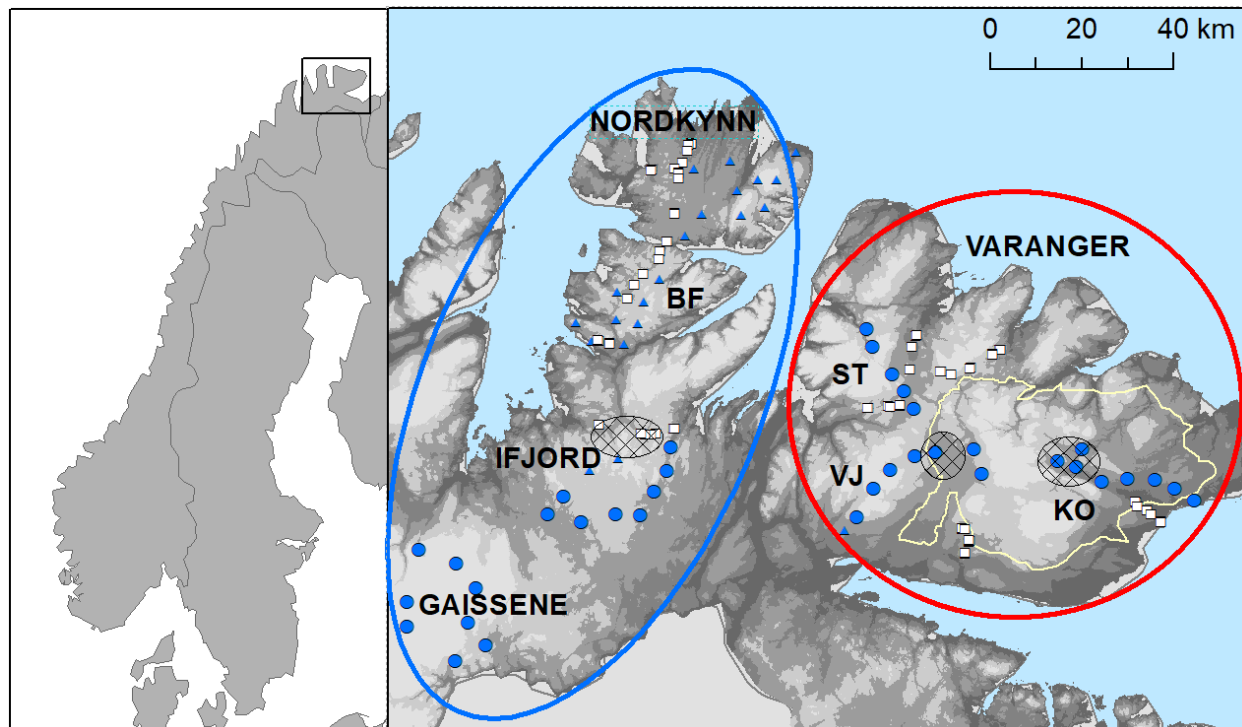
2 Økosystembetingelser

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 rødrev responderer kraftig på denne ressursdynamikken i økosystemet.

Prosjektets basisdata på smånagernes dynamikk kommer fra flere typer observasjonsserier. Den viktigste og mest langvarige smånagerserien, som vi har fokusert på i fjellrevmodulen hittil, genereres av den såkalte ekstensivfangsten. Siden begynnelsen av prosjektet i 2004 har den omfattet 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 høydegradienter fra tregrensa til mellomalpin tundra og de viktigste smånagerhabitatene.



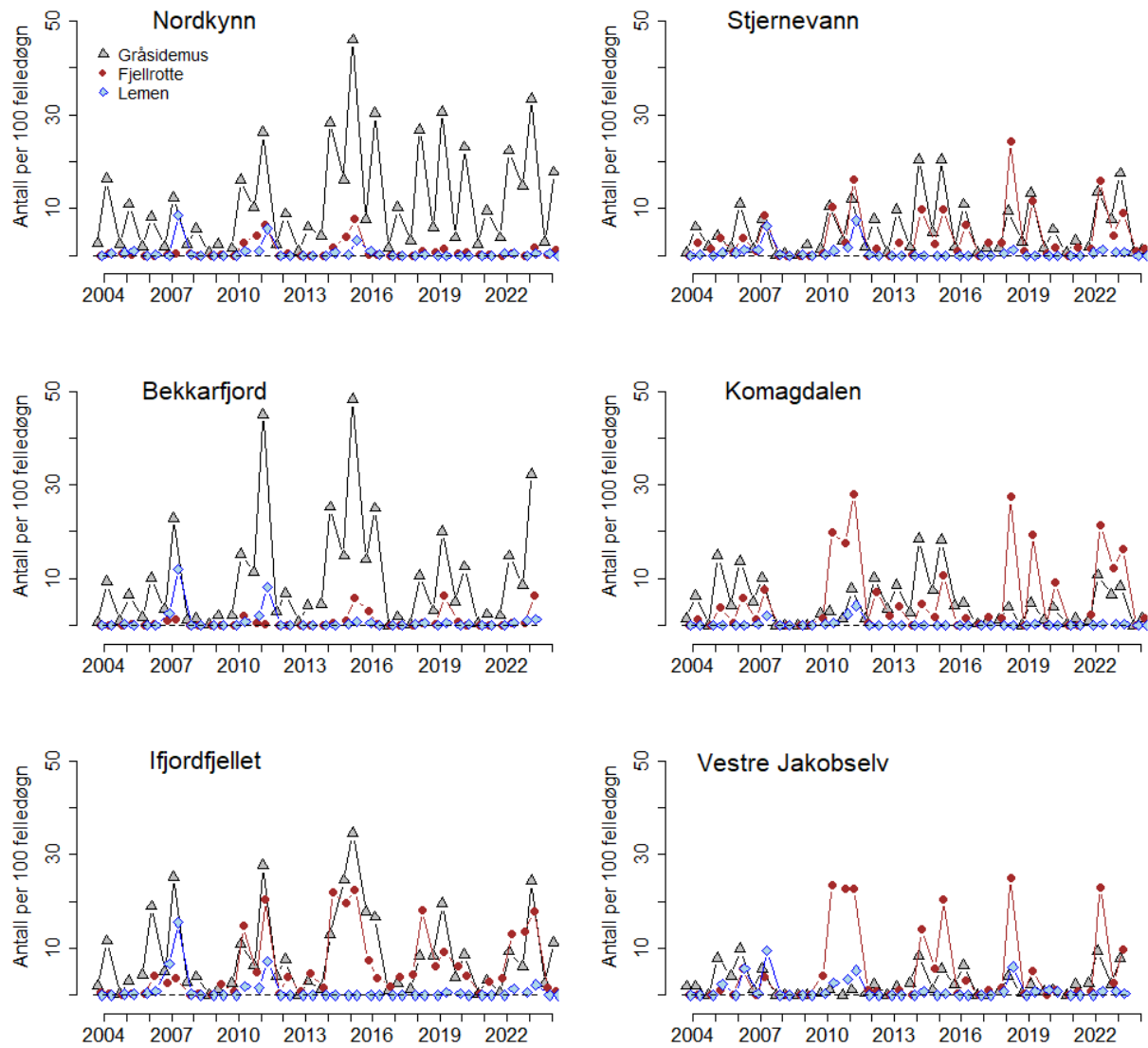
Figur 2. Kart over prosjektområdet og studiedesignet i COATs fjellrevmodul. Varangerhalvøya er området der tiltakspakken gjennomføres (rød sirkel). Områdene lengre vest er referanseområdet (blå ellipse). De fleste aktive fjellrevhi per i dag er i Varanger Nasjonalpark (lys gul linje). De hvite firkantene viser lokaliseringen av feltene til den ekstensive smånagerfangsten (som ble etablert i 2004, og modifisert litt i 2010) med regionene Norkyn-Nordkinnhalvøya, Ifjord-Ifjordfjellet, BF – Bekkarfjordfjellet, ST – Stjernevann, VJ – Vestre Jakobselv, KO – Komagdalen). I Bekkarfjordfjellet og Vestre Jakobselv ble fangstseriene avsluttet i 2023, og på Nordkinnhalvøya ble den siste fangsten gjennomført i 2024. 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). Skraverte områder viser hvor det gjøres overvåkning av lirype, hare, fjellvåk, fjelljo og snøugle - i Vestre Jakobselv og Komagdalen (for Ifjordfjellet i perioden 2004-2016). Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanser.

Men klappfellefangst er en metode som har flere begrensninger. Den gjennomføres bare to ganger i året. Denne metodikken viser dermed ikke viktige aspekter ved bestandsdynamikk over vinteren som er både viktig for spesialiserte rovdyr som fjellrev og for å forstå hvordan vinterklima påvirker de

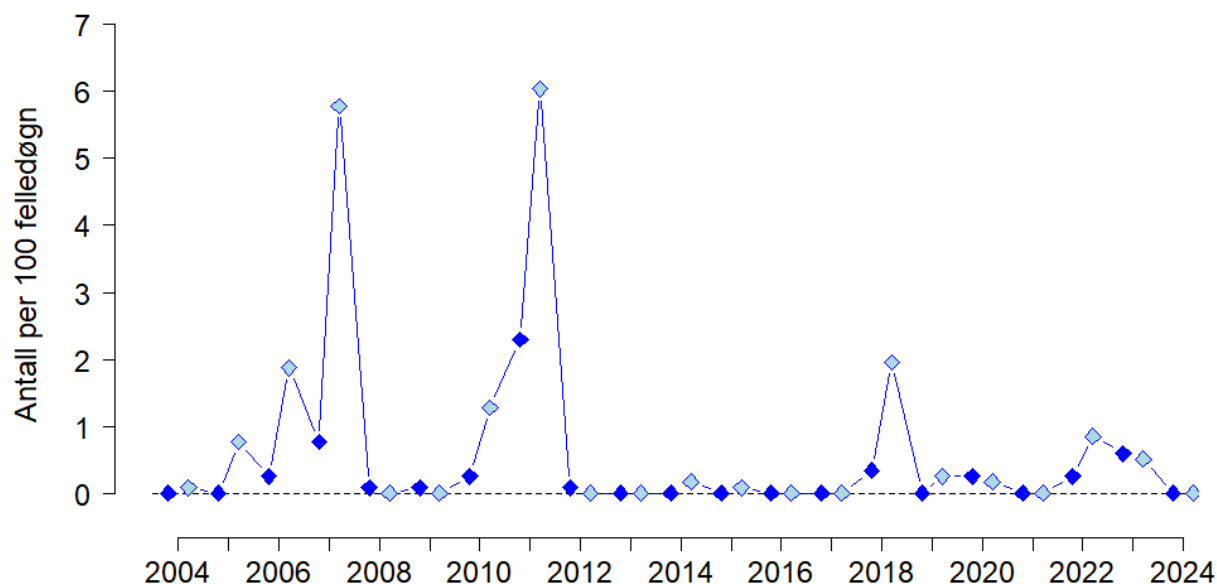
forskjellige smågnagerartene (Figur1). Klappfellefangsten resulterer også nesten alltid i betydelig færre lemen enn de to andre smågnagerartene, bl.a. fordi lemen ikke tiltrekkes av åte. I tillegg er det en metode som er etisk omstridt. COAT har over de siste ti årene utviklet en ny metode for smågnagerovervåking med kamerafeller (Soininen m.fl. 2015). Disse brukes nå til å overvåke småpattedyrsamfunnet (i tillegg til smågnagere gir kamerafellene også data om røyskatt og snømus) i COAT intensivområdene på Varangerhalvøya (Figur2). Denne metoden har også blitt tatt i bruk i det nye nasjonale programmet for smågnagerovervåking i fjellet (Kleiven m.fl. 2022) og kamerafeller har blitt etablert i en rekke fjellområder de siste årene. I tråd med denne utviklingen har vi i 2024 revidert ekstensivfangsten av smågnagere i fjellrevmodulen. Vi har avsluttet fangstserien i Bekkarfjord (hvor det ikke har blitt registrert fjellrev de to siste 10-årene og hvor det nå er ingen andre pågående overvåkningsserier) og i Vestre Jakobselv (som dekkes nå av kamerafeller). På den nordlige delen av Nordkynn halvøya har vi etablert kamerafeller i tråd med designet foreslått i det nye nasjonale programmet (Kleiven m.fl. 2022). Klappfellefangsten ble også gjennomført i dette området i 2024 for å ha overlapp mellom metodene. I 2025 planlegger vi å erstatte klappfellefangsten i nedre del av Komagdalen og på Ifjordfjellet med kamerafeller.

De oppdaterte smågnagertidsseriene fra ekstensivfangsten viser at prosjektperioden dekker nå fem gnagersykler med toppår i 2007, 2011, 2015, 2018/19 og 2023 (Figur 3). Som forventet ble 2024 et bunnår etter toppåret i 2023. Bestandene av alle arter var lave både på våren og på høsten på Stjernevann og i Komagdalen, mens det var en svak økning i fangsten av gråsidemus på høsten i de andre områdene. I Vestre Jakobselv var det også en liten økning av fjellrotter på høsten. På Nordkynn var ikke bunnåret like utpreget for gråsidemus. I dette området har gråsidemus vist en tydelig sesongmessig dynamikk med høyre tall på høsten over de siste ti år, men med lite utpreget flerårige sykluser.

Av de tre smågnagerartene 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). Trekker vi ut dataene for lemen fra de tre fangstområdene på Varangerhalvøya under ett, framtrer lemendynamikken over den 21 år lange tidsserien tydeligere (Figur 4; bare Komagdalen og Stjernevann i 2024). 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 tre tydelige topper for fjellrotte og gråsidemus etter 2011-toppen (dvs. i 2015 og i 2018/2019 og 2023) har det siden 2011 vært lave tettheter av lemen, særlig om våren. I 2023 målte vi den tredje høyeste tettheten av lemen på våren i hele tidsserien, men fangsttallene økte ikke mot høsten. Det var dermed ikke et virkelig lementoppår, til tross for for at turgåere og andre så lemen regelmessig og at kamerafellene i COAT intensivområdene viste at det var ganske mye lemen (COAT, upubliserte data). I 2024 ble det ikke fanget en eneste lemen på Varangerhalvøya, og bare to lemen på våren på Nordkynn. Kamerafellene viste at det var lemen flekkvis til stede i øvre deler av Komagdalen og Sandfjorddalen frem til juni 2024 (COAT, upubliserte data).



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). I tråd med revideringen av smågnagerfangsten i prosjektet ble det ikke gjennomført fangst i Bekkarfjord og i Vestre Jakobselv i 2024.



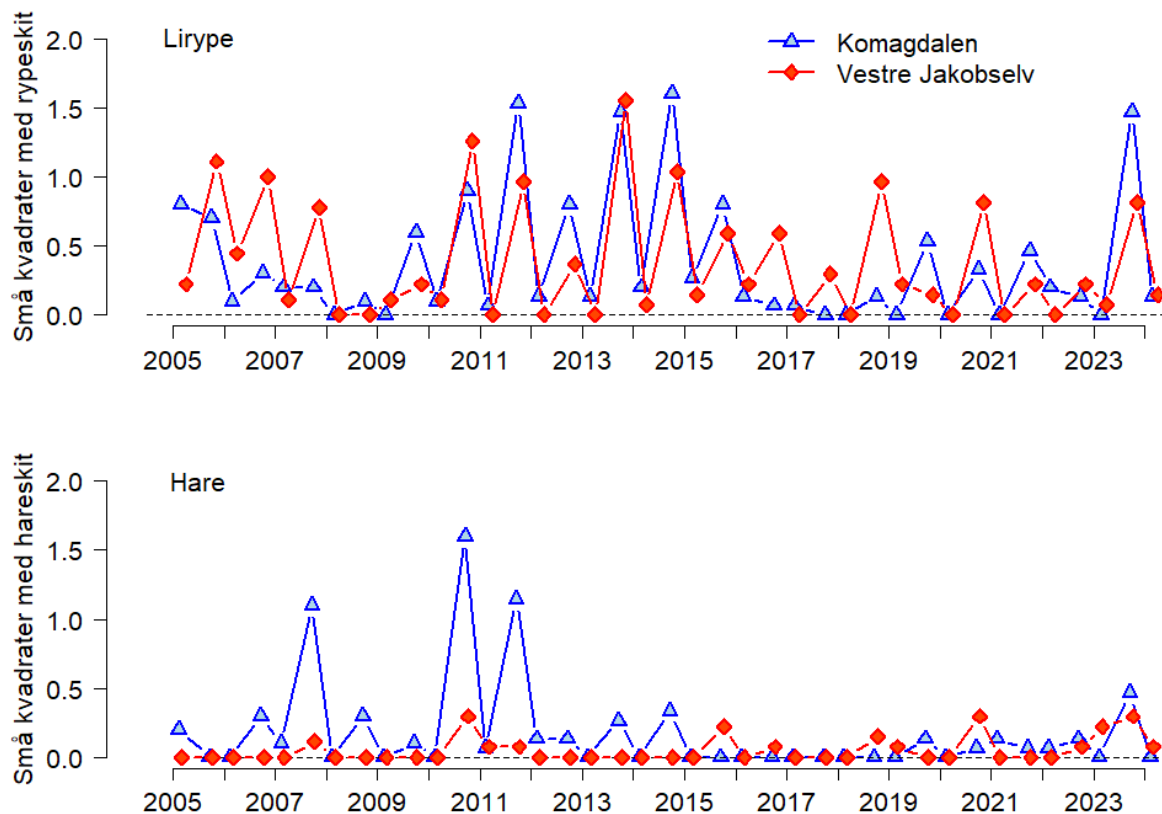
Figur 4. Tetthetsdynamikk for lemen på Varangerhalvøya. Grafen viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn for vår og høst for fangsområdene Stjernevann, Vestre Jakobselv (frem til 2023) og Komagdalen sett under ett.

2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare

Småvilt (hare og ryper) er alternative byttedyr for både fjellrev og rødvilt. Småvilt generelt, og lirype spesielt, har vært kjent for å ha bestandssvingninger som er synkronisert med smånagersyklus i Fennoskandia (Moss & Watson 2001). Rypesyklusen forsvant fra fjellområdene i Sør-Norge for perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smånagersyklusen 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, mens de viste en tydelig økning i 2024 som var et bunnår for smånagerne. Den observerte økningen overensstemmer med økningen av tettheten av lirype i Øst-Finnmark over de siste årene estimert fra linjetransekter (Hønsefuglportalen; honsefugl.nina.no), men med noe forsinkelse i starten av veksten. Denne økningen vinteren etter smånagertoppåret 2023 (første måling i 2024) kan mest sannsynligvis forklares med vellykket reproduksjon av lirype i 2023.

Harebestanden har vært vedvarende lav i de siste 10 årene siden toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene 2007 og 2011. Både korrelative og eksperimentelle studier har tidligere vist at harebestander i Fennoskandia begrenses av predasjon og at predasjon kan knytte harenes bestandssvingninger til smånagersyklusen (Newey m.fl. 2007). Dermed var disse to toppene som forventet. Men senere smånagertopper, der lemen var stort sett fraværende, hadde ikke den samme positive effekten på hare. Det kan skyldes generelt høy predasjonstrykk til tross for høye tettheter av gråsidemus og fjellrotte, muligens hovedsakelig fra rødrev. En bedre forståelse av drivere for haredynamikken hadde dog krevet mer målrettede undersøkelser. I 2024 ble det registrert en liten økning i forekomsten av hareskit i begge områder (Figur 5), noe som kan relateres til smånagertoppåret i 2023. 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 i 2024 tyder på at denne voksende bestanden ved kysten kan også ha ført til noe spredning av harer til innlandet.



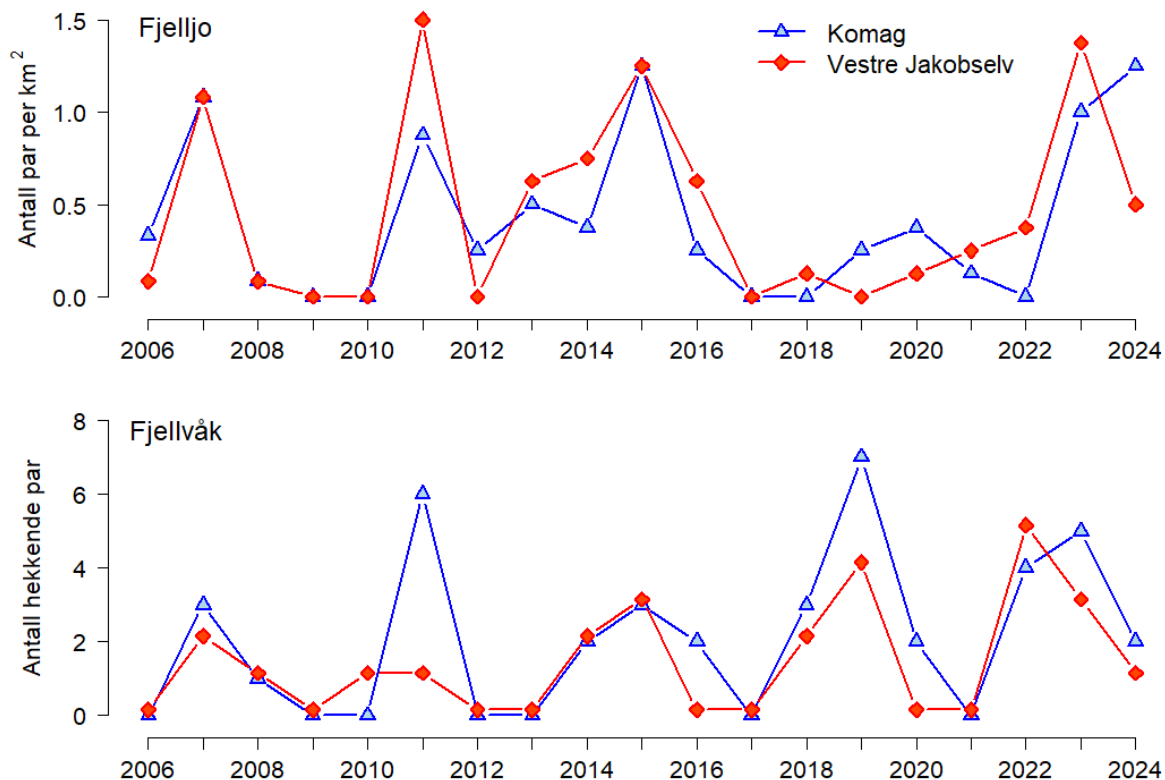
Figur 5. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregistreringer i kanten av vierkratt i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir det gjennomsnittlige antall små registreringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt (som hver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

2.3 Rovdyrsamfunnet: Smånagerpredatorer

Ynglefrekvensen til andre smånageravhengige predatorer gir viktig tilleggsmåling om den naturlige ressurstilgangen for fjellreven i sommerhalvåret. Dette fordi disse artene reflekterer tilgjengelighet av smånagere i deler av landskapet og på tider av året som ikke dekkes godt av

klappfellefangsten. Denne informasjonen har blitt enda viktigere etter at støtteføringen av fjellrev kom i gang, fordi dette tiltaket kan bryte sammenhengen mellom smågnagerdynamikken og fjellrevynglingen (se avsnitt 3.3). COAT har derfor siden 2006 overvåket hekkefrekvensen 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 synkrone fluktuasjoner i hekkefrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smågnagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 6). I 2023 hadde begge arter høye hekkefrekvenser, som var på samme nivå som i tidligere smågnagertoppår, men i 2024 var ikke hekkefrekvensene helt så lave som forventet ut fra de lave smågnagerfangsttallene. I Komagdalen var fjelljo hekkefrekvensen til og med litt høyere enn i 2023, noe som tyder på at det lokalt var mer smågnagere tilgjengelig i denne indre delen av halvøya enn lengre vest og nærmere kysten. I Vestre Jakobselv var det mindre hekkende fjelljo, men også i dette område var ikke hekkefrekvensen på bunnivå.

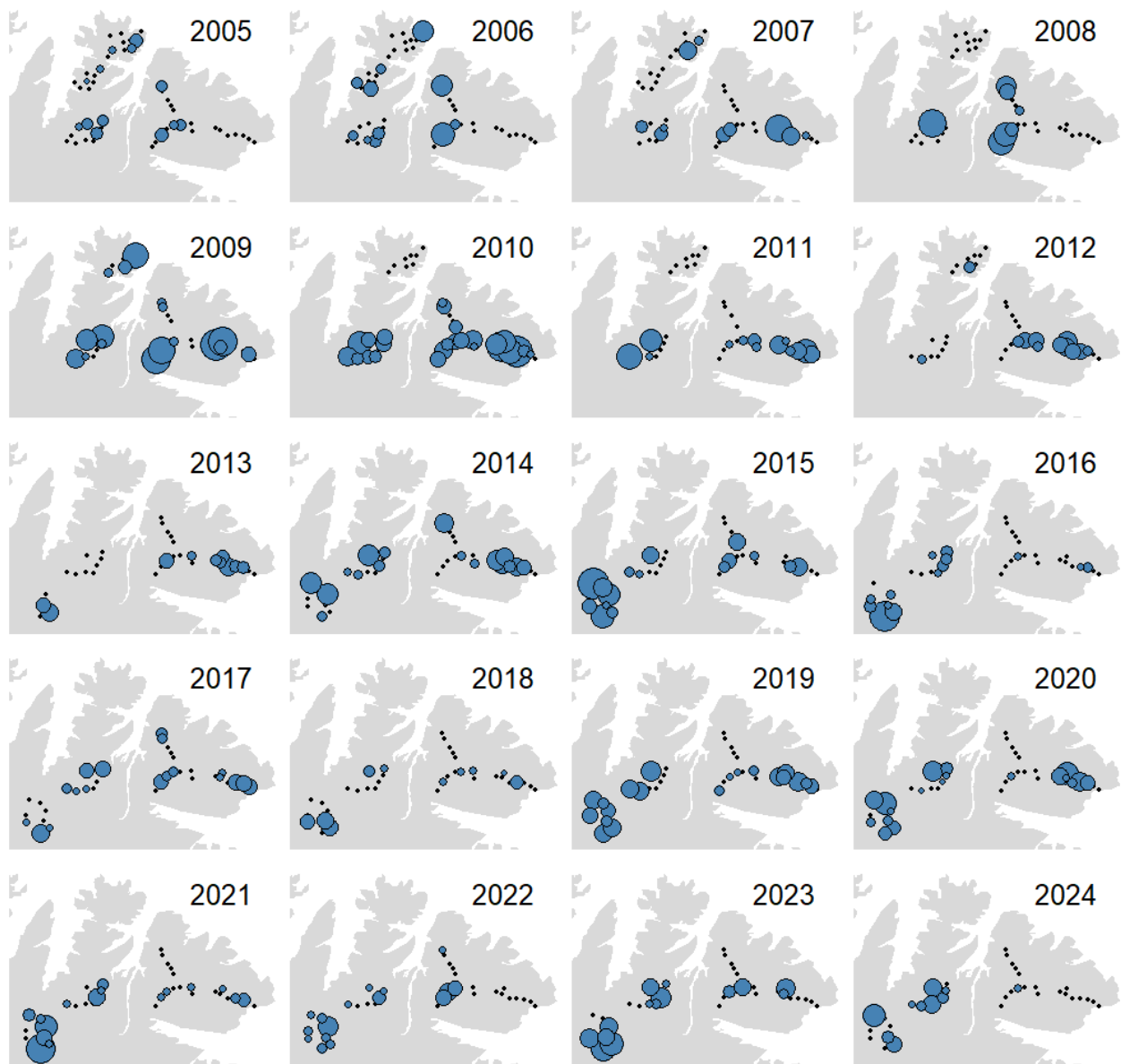
Hekkefrekvensen av fjellvåk var lavere i 2024 enn i 2023 i begge områder som forventet ut fra nedgangen i smågnagerbestanden (Figur 6). Men også for denne predatoren var ikke hekkefrekvensen helt i bunn. Tallene fra begge predatorene viser dermed at det var sannsynligvis noen smågnagere tilgjengelig lokalt i de indre delene av Varangerhalvøya til tross for en generell nedgang i bestandene. Som nevnt ovenfor viste data fra kamerafellene at det var det forekomster av lemen i de øvre deler av Komagdalen så sent som juni 2024. Både fjelljo og fjellvåk hadde lavere kullstørrelser enn det som typisk for gode smågnagerår.



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.



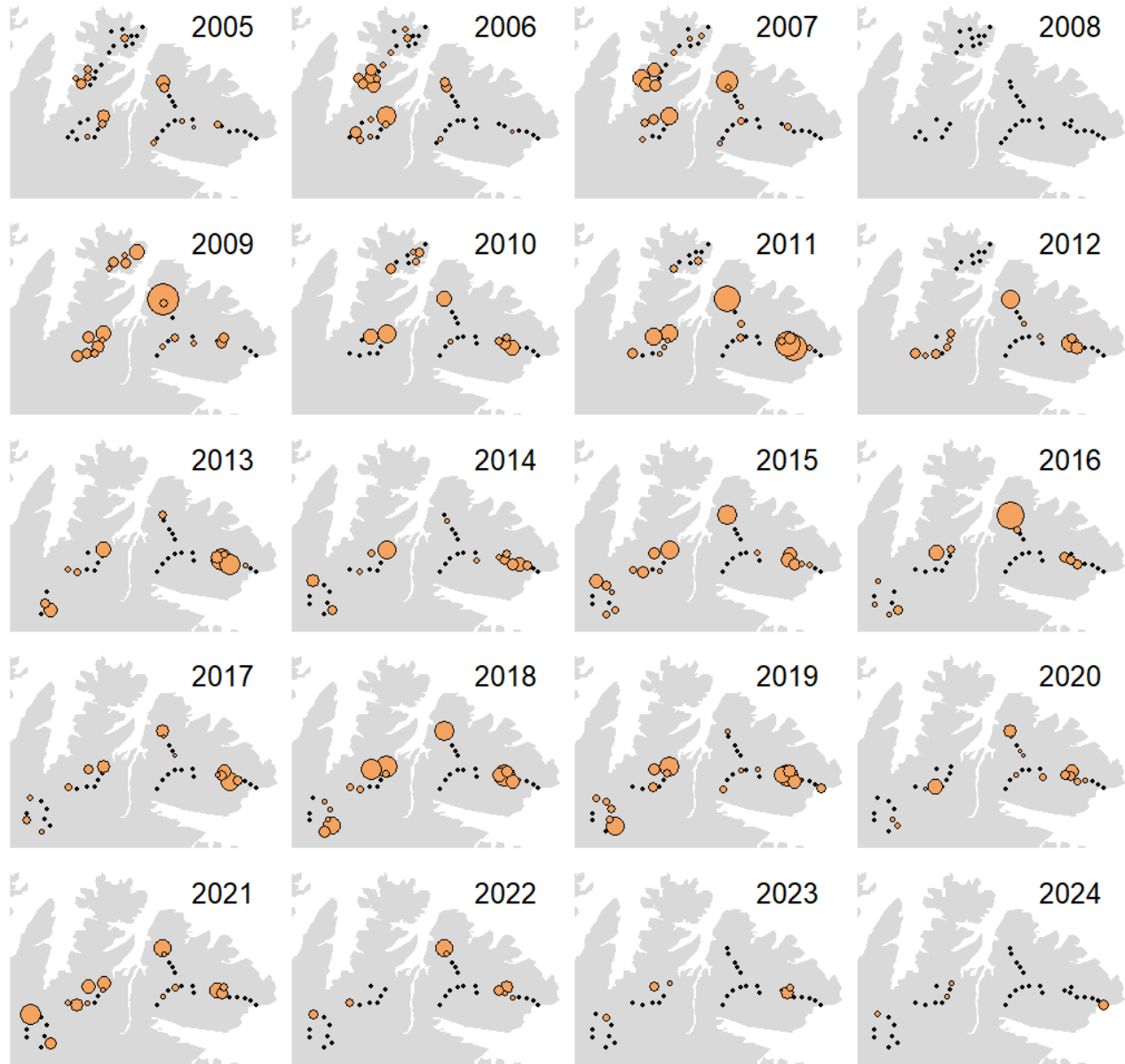
Figur 7. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager jerven besøkte en bestemt åtestasjon.

Jerven er det største rovdyret i dette samfunnet. Den 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 7). I 2024 ble registrert bare et besøk av jerv på en åtestasjon på Varanger 31. mars i Vestre Jakobselv-transektet. Det at jerven var så å si fraværende kan forklares med at det ble gjennomført hiuttak av en jervetispe på vårvinteren 2024 i tillegg til sterk bestandskontroll i tidligere år. De første 4 år i prosjektet var det også lite jerveobservasjoner på åtestasjonene. Teorien sier at store rovdyr kan strukturere rovdyrsamfunnet ved å undertrykke mellomstore rovdyr som rev (Ritchie og Johnson 2009). Derfor kunne man forvente at mer jerv førte til mindre rødrev, både fordi jerven er en konkurrent til rødrev, men også fordi den kan både skremme og drepe rødrev. På samme måte kunne man forvente en negativ påvirkning av jerv på fjellrev. Men gjennom en negativ effekt på rødrev, kunne jerven også ha en indirekte positiv effekt på fjellrev. Rød-Eriksen m. fl. (2023) har undersøkt forholdene mellom jerv, rødrev, fjellrev og kongeørn basert på «occupancy-analyser» (tilstedeværelse estimert ved å ta hensyn til variasjon i oppdagbarhet) av data fra åtestasjonene. Resultatene viser at fjellrev er til en viss grad hyppigere til stede der også jerv opptrer på åtestasjonene, mens det var ingen direkte sammenheng mellom tilstedeværelse av jerv og rødrev.

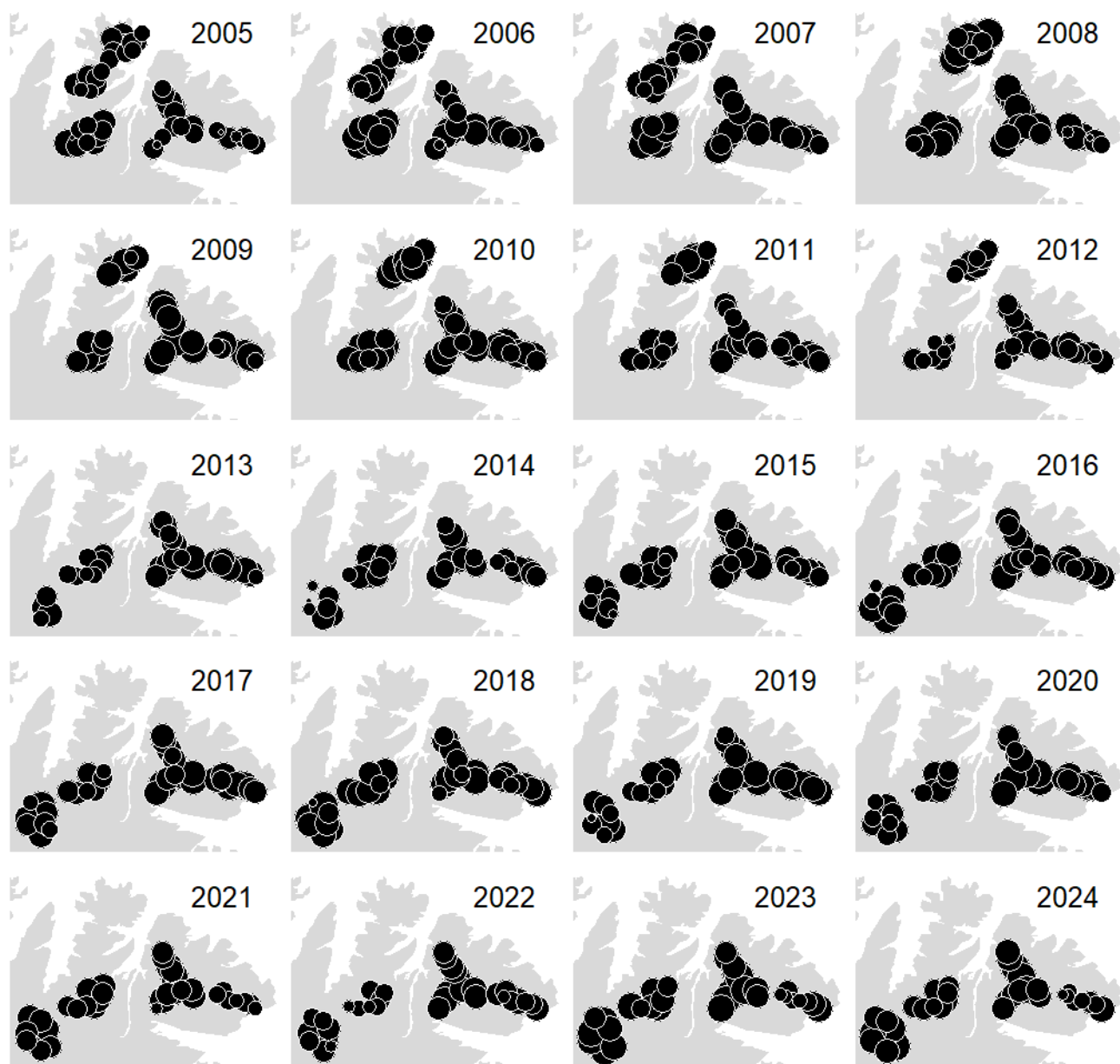
Kongeørn er en stor rovfugl som både kan være en konkurrent til og predator på både rødrev og fjellrev. De siste årene har det blitt dokumentert en rekke tilfeller av kongeørnpredasjon på fjellrevvalper både på Varangerhalvøya og lengre sør i Norge (inkludert avlsstasjonen for fjellrev på Oppdal). Kongeørn 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 8). Vi vet ikke hvorfor det har vært mindre tilstedeværelse av kongeørn på åtestasjonene de siste årene. Det er bare fire kjente hekkeplasser på Varangerhalvøya og ikke mange individer totalt på halvøya, dermed kan individuelle hendelser spille en viktig rolle. Det var også en liten nedgang i tilstedeværelse av kongeørn på fjellrevhi i år (avsnitt 3.3.1). En lav kongeørnbestand kan være positiv for fjellreven. Det kan noen ganger være vanskelig å skille mellom kongeørn og havørn på bildene, dermed kan forekomsten av kongeørn være noe unøyaktig og vi planlegger å gjennomføre en sterkere kvalitetssikring av data i forhold til identifikasjon av ørn.

Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 9). 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 åtseleersamfunnet både i form av konsumpsjon av åtsler og effekter på andre arter (særlig bakkehekkende fugl: Ims m.fl. 2019). Stor tilstedeværelse av ravn ble også dokumentert av Henden m.fl. (2014) over et større område i Øst-Finnmark. Det er sannsynlig at den høye forekomsten av ravn skyldes både god tilgang på ressurser hele året for denne generalisten og god tilgang på hekkeplasser (fjellvegger). Åtestasjoner satt opp i to områder i Russland, et område med intensiv reindrift på Yamal og et område med lite tamrein men med et lite tettsted i nærheten i Chukotka,

viste at det var mye mindre ravn i disse områder sammenlignet med Øst-Finnmark (upublisert rapport fra prosjektet CHARTER – www.charter-arctic.org). Det er sannsynlig at denne forskjellen skyldes mye mindre menneskelig aktivitet i disse områdene, men fraværet av gode hekkplasser i det flate nord-sibirske landskapet kan også spille en rolle.



Figur 8. 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.



Figur 9. 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, støttelefôring, og uttak av rødrev (Figur 1). Utsetting og støttelefôring gjennomføres av NINA i samarbeid med SNO, og evalueres av NINA i samarbeid med COAT. Rødrevuttaket utføres av SNO og lokale jegere, og administreres og evalueres av COAT. Det siste tiltaket beskrives nærmere i rødrevdelen 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 (2004-2024). I det mer høyereliggende og alpine «Gaissområdet» lenger vest, var det et hi med jevnlig yngling av fjellrev fram til og med 2011, mens det ikke har vært yngling etter det.

3.1 Utsetting

årene 2018 -2020 ble det totalt satt ut 67 fjellrev fra avlsstasjonen 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. På grunnlag av anbefalinger referansegruppa for fjellrevprogrammet bestemmer Miljødirektoratet hvor det skal settes ut fjellrever fra avlsstasjonen i Norge. For Varangerhalvøyas vedkommende, vil utviklingen i denne bestandens genetikk (fare for innavl og tap av diversitet) bli vurdert for eventuelt å planlegge utsetting av flere fjellrever fra avlsstasjonen.

3.2 Støttelefôring

Støttelefôringen 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 rødrev og jerv (Figur 10A). Slike automater brukes nå i hele Norge og i Nord-Finland for å støtte fjellrevbestanden.

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. I 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 mer utsatt for predasjon av særlig kongeørn. Hvis fôret blir fuktig, kan den mugne og må fjernes. De siste årene ble dette problemet redusert gjennom forbedring av vedlikehold på automatene (tabell 1).



Figur 10. 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 rødrev eller jerv. Foto: Arne-Petter Sarre. B. Fôr fylles på regelmessig både sommer og vinter. Foto: Dorothee Ehrich.

Fôrautomatene fylles regelmessig med tørt hundefôr av SNO i samarbeid med COAT (Figur 10B). Siden 2018 registrerer NINA mengden fôr brukt i en sentral logg. I 2024 har det blitt gjennomført 159 besøk av automatene på Varangerhalvøya i forbindelse med kontroll og påfylling, dvs. i gjennomsnitt 8 besøk pr. automat (tabell 1). Oppfølgingen av tiltaket var dermed omtrent på samme nivå som i årene før. Den svært gode gjennomføringen av støttefôrings-tiltaket i regi av SNO på Varangerhalvøya, har sannsynligvis vært helt avgjørende for å fremme en betydelig vekst i fjellrevbestanden til tross for mangelen av en tydelig lementopp siden den nye tiltakspakken startet i 2018.

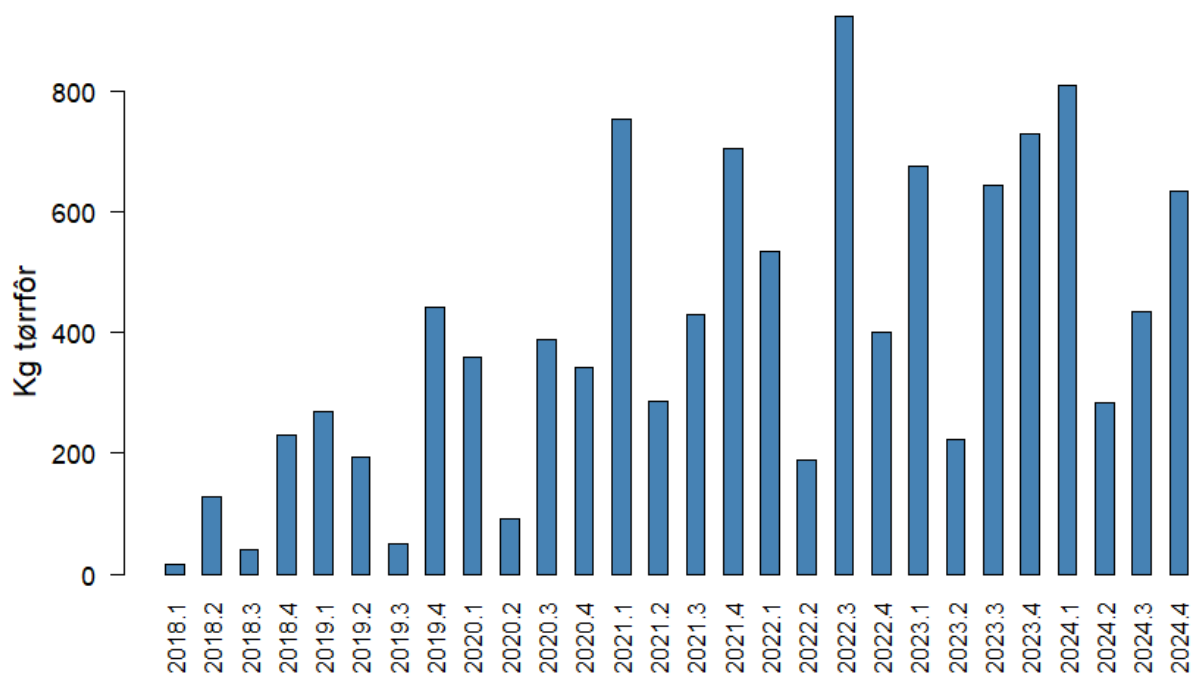
Tabell 1. Oversikt over fôringen av fjellrev på Varangerhalvøya i årene 2018-2024 basert på fôrloggen ført av NINA.

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)
2024	20	159 (8)	2163 (7)

Mengde tørrfôr (antall kg) som ble fylt i automatene har økt over de første årene, men stabilisert seg på litt over 2 tonn i året de siste 4 år. Økningen i fôrforbruket er 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 4 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. Det at fôrforbruken holdt seg omtrent på samme nivå i 2024 - som i 2023 til tross for en tydelig nedgang i smågnagerbestanden (Avsnitt 1.2), tyder på det samme. Samtidig ble det født færre valper i 2024 og et mindre antall dyr på høsten kan ha kompensert for en forventet større avhengighet av hundefôr i et bunnår for smågnagere.

Mengden fôr som fylles på ved hver kontroll viser også i hvor stor grad fjellrevene bruker automatene. Figur 11 viser fôrmengden brukt per 3-måneders perioder siden 2018 som registrert i fôrloggen. Det brukes minst fôr i andre trimester, antakelig fordi det da er bedre tilgang på naturlig mat for fjellrevene, men også fordi det er logistisk vanskelig å føre i mai og i juni når snøen smelter. Fôrbruken øker utover høsten, når valpene begynner å bli selvstendige, og er høyest på vinteren, når naturlig mat er mindre tilgjengelig. I 2024 var forbruken høy i første trimester, men økte mindre etter sommeren enn i 2023 noe som kan ses i sammenheng med at det var mindre valper/unge rev på halvøya i 2024 enn etter rekordynglingen i 2023. Den totale mengden fôr som har blitt brukt de siste årene virker overraskende stort i forhold 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 11. Mengden (kg) tørrfôr påfylt i fôrautomatene per trimester (januar-mars = 1, april-juni = 2, osv) på Varangerhalvøya i 2018-2024 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.

3.3 Overvåkning av fjellrev

3.3.1 Hiovervåkning

Den nasjonale hiovervåkingen av fjellrev gir datagrunnlaget for å følge utviklingen i den reproduserende 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 støttestøring har aktiviteten på hiene økt markant. Fra aktivitet på bare noen få hi før utsetting har det nå blitt registrert aktivitet på 26 og 24 hi de siste to årene (Tabell 2). Antall dokumenterte ynglinger har økt fra år til år fra 2018 til 2023, og ynglefrekvensen har på det høyeste (i 2022 og 2023) vært tre ganger høyere enn det beste året (2011) i overvåkingsperioden (1999-2017) før støttestøringen startet (Figur 12). I 2024 var det derimot bare 5 ynglinger med levede valper. Dette var litt mindre enn i bunnåret i den forrige smågnagersyklusen (7 ynglinger i 2021).

Tabell 2. Overvåkingen av fjellrevhi som gjøres av SNO (besøk senvinter og sommer) i rammen av det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev som ledes av NINA. COAT bidrar med kameraovervåkning på ynglehienes vår/sommer. Tallene viser antall hi som har vært besøkt eller overvåket med kamera i årene 2021-2024, og antall hi hvor det er registrert aktivitet eller yngling av fjellrev eller rødrev, eller foto av kongeørn.

	2021		2022		2023		2024	
	Besøk	Kamera	Besøk	Kamera	Besøk	Kamera	Besøk	Kamera
Tiltaksområde Varanger								
Kontrollerte hi	32	11	39	12	35	16	29	15
Hi med fjellrevaktivitet	19	11	17	12	26	16	24	15
Hi med fjellrevyngling	7	7	12	12	13	13	5	6 ⁴
Hi med rødrevaktivitet	6	5	0	3	1 ⁵	2	1	8
Hi med rødrevyngling	0	0	0	0	0	0	0	0
Hi med kongeørn-observasjon	0	5	0	5 ¹	0	5 ²	0	3 ³
Referanseområde Ifjord-Gaissene								
Kontrollerte hi	12	6	13	6	13	7	13	6
Hi med fjellrevaktivitet	1	1	1	1	2	1	0	1
Hi med fjellrevyngling	0	0	0	0	0	0	0	0
Hi med rødrevaktivitet	0	3	3	3 ⁶	5	5	3 ⁷	6
Hi med rødrevyngling	0	0	0	0	2	2	1	0

¹ I tillegg ble det observert havørn på et hi.

² I tillegg ble det observert havørn på tre hi.

³ I tillegg ble det observert havørn på to hi.

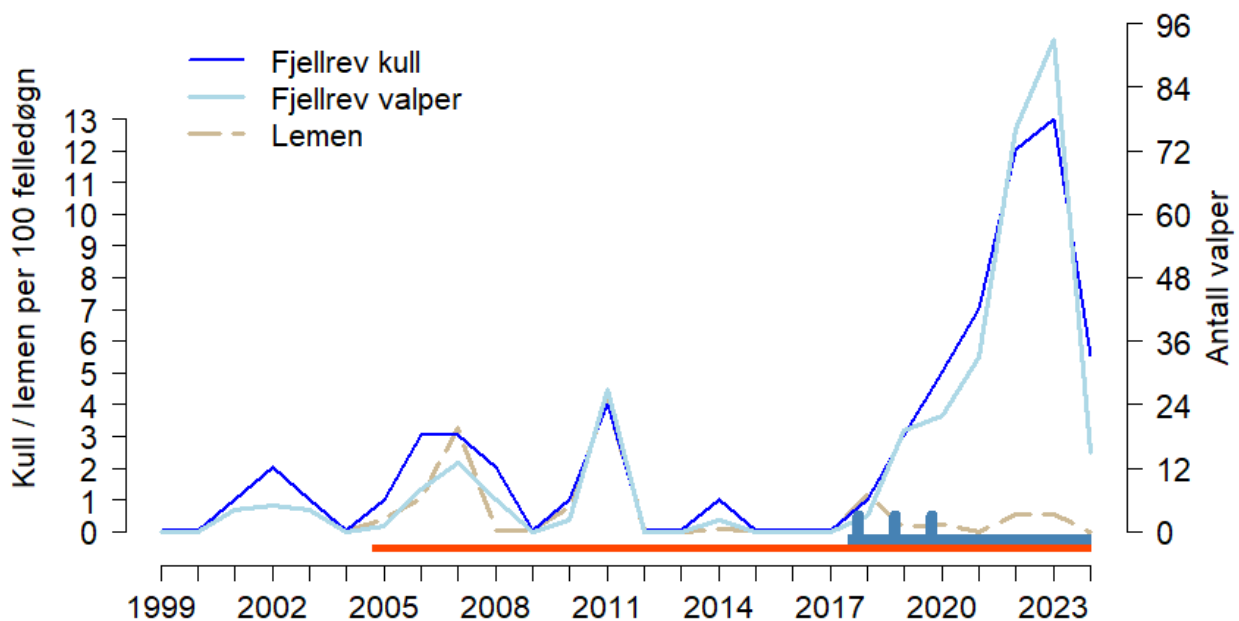
⁴ På et hi ble det tatt et bilde med en voksen fjellrev med en valp i kjeften, men ingen levende valper ble observert. Usikker yngling.

⁵ I tillegg var det to hi med aktivitetsspor av ubestemt rev

⁶ Totalt ble det registrert rødrevaktivitet/besøk på 5 hi fra hibesøk av SNO og kamera

⁷ Totalt ble det registrert rødrevaktivitet/besøk på 7 hi fra hibesøk av SNO og kamera, og i tillegg aktivitet av ukjent rev på et hi.

I referanseområdene har det siden 2020 blitt registrert tilstedeværelse av fjellrev på ett hi i Gaissene hvert år uten at det har vært yngling (Tabell 2). Dette hiet hadde yngling sist i 2011. Et fjellrevpar var til stede på hiet i 2024, men igjen var det ingen yngling. På Varangerhalvøya ble det dokumentert yngling på hi uten støttefôring både i 2022 og i 2023, men observasjonen fra referanseområdet tyder på at det er vanskelig for fjellrev å reetablere seg i et fjellområde helt uten støttefôring under de nåværende økosystembetingelser. Vi har dessverre ingen data om sammensetningen av smånagersamfunnet i Gaissene. Sannsynligvis har det ikke vært et tydelig lemenår i dette området etter 2011.



Figur 12. Antall registrerte fjellrevkull (mørk blå linje) og antall valper (lys blå linje) på Varangerhalvøya i den 25 år lange tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier (grå stiplede linje) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2023 og bare for Stjernevann og Vestre Jakobselv i 2024. Den røde horisontale linja under grafene viser varigheten av rødrevtiltaket. Den blå horisontale linja viser varigheten av støttefôringen, mens de blå vertikale stolpene viser de tre årene med utsetting av fjellrev fra avlstasjonen.

Viltkamera brukes nå som en integrert del av hiovervåkingen (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 overvåkningsmetodikken gir også unike muligheter for å studere hvilken virkning hibesøk av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) har på

fjellreven. I 2024 ble det satt opp kamera på 15 hi på Varangerhalvøya og på 6 hi i Ifjordfjellet/Gaissene området (tabell 2). Kameraene på Varangerhalvøya var aktive fra slutten av mai og til slutten av august eller 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.



Figur 13. Bilde fra viltkamera på et av fjellrevhiene med fire små valper. Det var små kull i 2024.

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, men i 2024 ble det bare observert levende valper på hi med fôrautomater. Dette indikerer - som man kunne forvente - at fjellreven er mer avhengig av fôrautomatene når det er lite smånagere. På et hi uten fôrautomater ble det tatt et bilde av en fjellrev med (sannsynligvis) en liten valp i kjeften. Dermed kan det ha vært en yngling til der valpene døde før de kom ut av hiet.

På våren 2021 viste viltkamera for første gang tilstedeværelse av flere enn to voksne fjellrever på et hi over flere dager, 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. Også i 2024 ble det observert 3 voksne på to av hiene med yngling over en lengre periode. Til sammen tyder disse observasjonene på at det er nå ganske høy tetthet av fjellrev i den sør-østre delen av Varangerhalvøya.

Yngling av rødrev i fjellrevhi har ikke vært registrert på Varangerhalvøya siden 2019. I referanseområdet på Ifjordfjellet var det i 2024 en rødrevyngling i et gammelt fjellrevhi (tabell 2). Kameraovervåkningen av hiene i dette referanseområdet har vist at rødrev har vært ganske jevnt til stede med kortere besøk på mellom 3 til 5 av hiene i de siste årene (dvs. mindre enn halvparten av de overvåkede hi). På Varangerhalvøya har hyppigheten av rødrevbesøk avtatt noe fra 6 hi i 2020 til 2 hi i 2023, men økte til 8 hi i 2024, som er det høyeste antallet registrert siden

2016 (Figur 27). På de fleste hi ble rødvrev bare observert på noen få dager, men på to hi var den til stede på minst 12 dager. På et hi med yngling ble det ikke tatt bilder av valpene etter et rødvrevbesøk på 10.07. De voksne har fortsatt å bruke fôrautomaten i nærheten av hiet etter dette, og et mulig bilde av en valp ble tatt i august. Dermed har fjellreven kanskje flyttet valpene til et sekundærhi etter rødvrevbesøket. På et hi uten yngling dokumenterte viltkameraet et angrep av rødvrev på en fjellrev som lå på hiet (Figur 14 A og B), og på et av hiene med yngling ser det ut som om fjellreven gjør forsøk på å jage en rødvrev bort (Figur 14 C og D).



Figur 14. Viltkamerabilder som dokumenterer interaksjoner mellom rødvrev og fjellrev på hi på Varangerhalvøya. A og B viser et angrep av en rødvrev på en fjellrev som lå på hiet. C og D viser en rødvrev som ser ned i en inngang på hiet og en fjellrev som prøver å jage den bort ved å komme mot den og bjeffe.

I tillegg til rødvrev, ble kongeørn registrert på 4-5 fjellrevhi de siste årene. Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele fjellrevkull i andre lokaliteter i Skandinavia. I 2021 ble det med viltkamera dokumentert at en voksen kongeørn predaterte en liten fjellrevvalp på et av hiene på Varanger. I 2024 ble kongeørn observert bare på 3 hi (Figur 15C) og ingen predasjon ble dokumentert. I tillegg ble det observert havørn på to hi (Figur 15B). 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. I 2024 var det to hekkeforsøk, men ingen vellykket hekking av kongeørn på Varangerhalvøya. 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. Data fra åtekamera viser at det var veldig lite kongeørn på Varangerhalvøya på sen vinter i 2024 (Figur 9), mens i tidligere år var det observasjoner på de øvre åtestasjonene på transektet i Komagdalen, som er forholdsvis nær noen av fjellrevhiene med yngling i de siste årene. En jervetispe med to valper ble fotografert i mai på hiet i Gaissene der det var fjellrevaktivitet (Figur 15A).

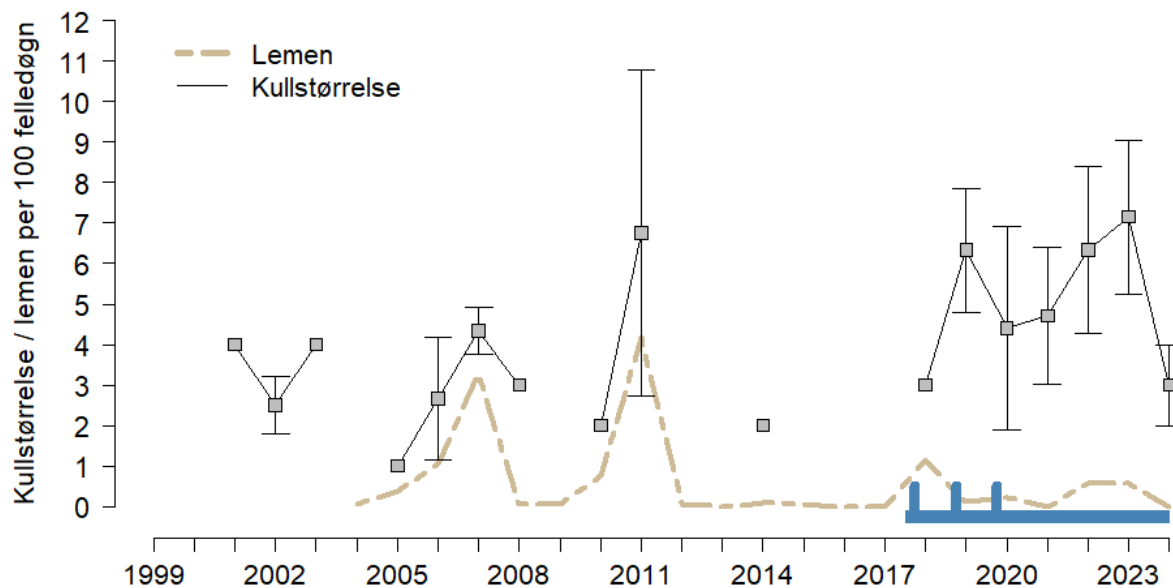


Figur 15. Bilder fra viltkamera på to fjellrevhi i 2024. En jervetispe med to valper gikk over et hi i Gaissene, mens (A) viser en havørn, og (B) en kongeørn på hi på Varangerhalvøya.

3.3.2 Bestandsutvikling

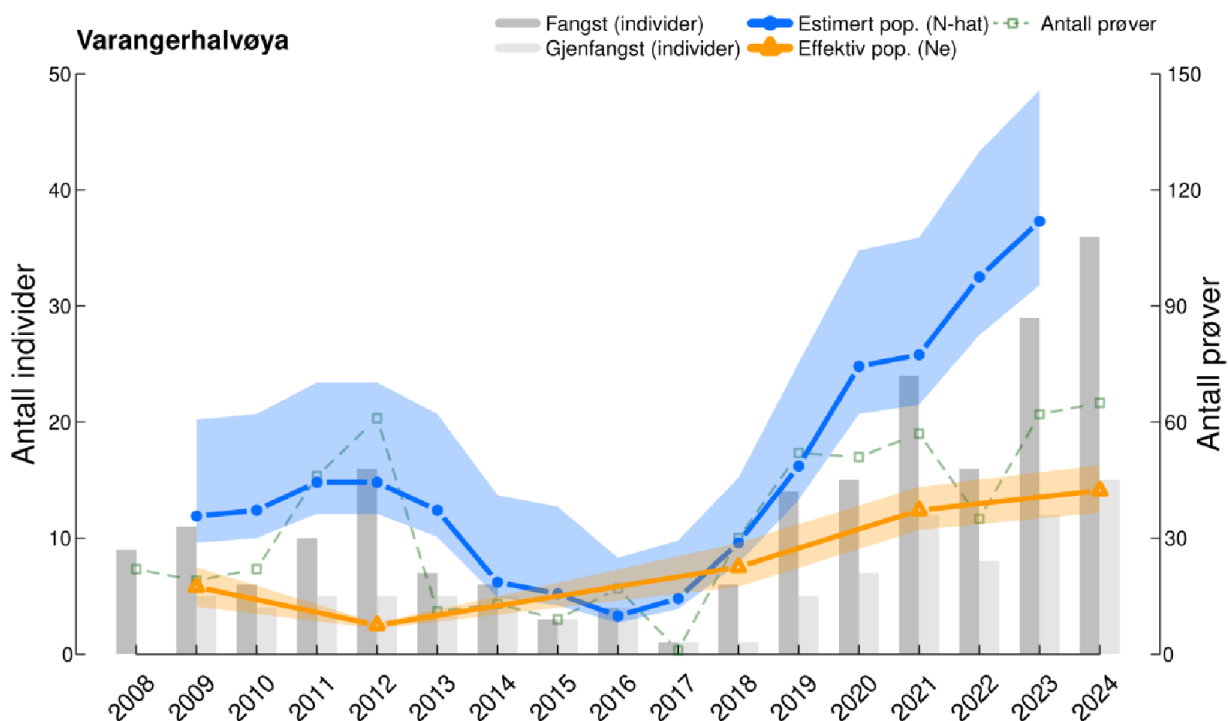
Det var en klar sammenheng mellom fangstindeksen for lemen og yngling av fjellrev (antall kull og valper) på Varangerhalvøya frem til og med 2018 (Figur 12). Årene fra 2018 til 2023 viser derimot et avvikende bilde. Det har vært en kraftig økning i antall fjellrevynglinger og valper til tross for at det ikke har vært noen tydelige lementopper. Den jevne veksten i fjellrevynglingene har også vært frikoplet fra dynamikken til de to andre smånagerartene som har hatt nedadgående eller lave bestandstettheter fram til våren 2022 (Figur 3). Både utsettingene av fjellrev fra avlsstasjonen og støttefôringen har bidratt til denne frikoplingen fra smånagerdynamikken. Den bratte veksten i ynglefrequens og valpeproduksjon i årene etter siste utsetting av rever i 2020, tyder på at særlig støttefôringen har hatt en avgjørende positiv effekt. Men i 2024 har denne trenden snudd, og antall ynglinger gikk kraftig ned fra 13 i 2023 til 5. Fem ynglinger i et bunnår i smånagersyklusen er fremdeles mer enn forventet i bestander uten støttefôring og betydelig mer enn det som ble observert på Varangerhalvøya før fôringstiltaket ble igangsatt. Det var omtrent like mange ynglinger som i bunnårene i den siste smågangersyklusen i 2020 og 2021. I andre delbestander med støttefôring lengre vest og sør i Norge følger antall ynglinger også smånagerdynamikken, men med ofte noen få ynglinger også i lavår (Eide m.fl. 2024). Dermed er utviklingen i ynglingsdynamikken på Varangerhalvøya som forventet.

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 støttefôringen (Figur 16). 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 2018-2024 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 vist en økende trend de første 6 år etter utsettelsen og hatt et høyere gjennomsnittsnivå enn i perioden før tiltakspakken (Figur 16). I 2024 gikk derimot kullstørrelsen kraftig ned som forventet ut fra smågnagerdynamikken. Kullstørrelsene i 2024 er ikke signifikant lavere enn i bunnårene 2020 og 2021 i den forrige smågangersyklusen.



Figur 16. Kullstørrelse (gjennomsnitt med standardavvik) for fjellrev på Varangerhalvøya i forhold til lemendynamikken. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier (grå stiplert linje) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2023 og bare for Stjernevann og Vestre Jakobselv i 2024. Den blå horisontale linja viser varigheten av støttefôringen, mens de blå vertikale stolpene viser de tre årene med utsetting av fjellrev fra avlsstasjonen.

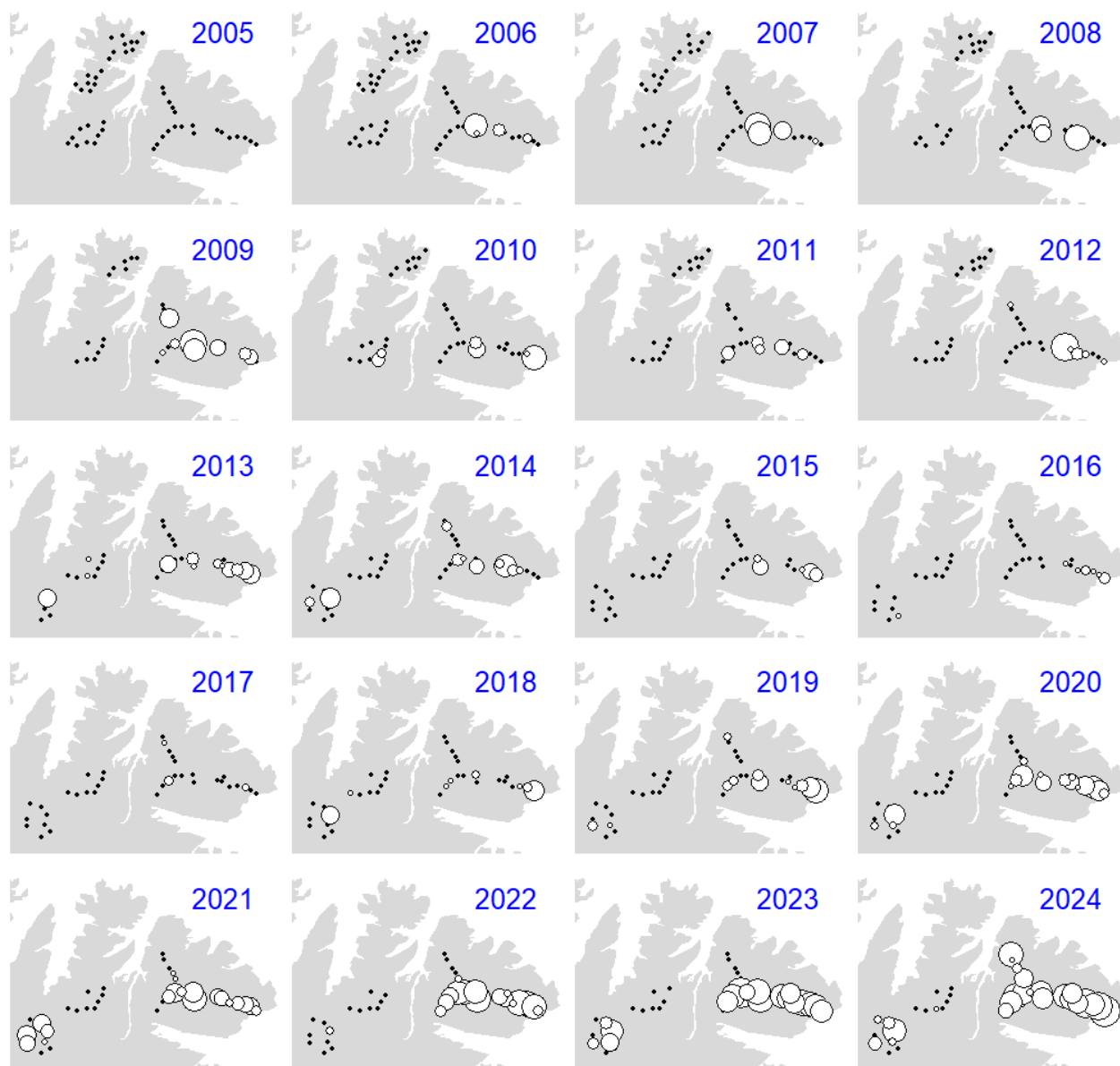
NINA regner ut bestandsstørrelses-estimer for alle delbestandene basert på fjellrevindivider som er identifisert gjennom DNA-analyser av skittprøver. I 2024 ble det indentifisert 36 fjellrevindivider på Varangerhalvøya basert på disse analysene. Beregningen av bestandsstørrelsen over de siste tre år resulterte i et bestandsestimat på 37 individer [31-49, 95% konfidensintervall]. Dette er en økning med 6 individer fra året før (Eide m. fl. 2024; Figur 17) og en tydelig økning sammenliknet med tidligere år da bestanden var til dels betydelig lavere. NINA beregner også den effektive bestandsstørrelsen, et estimat som reflekterer antallet ubeslektede individer i bestanden. Den var på 14.1 [95% KI: 12.2-16.3] i perioden 2023-2024, og dermed relativ lav, men høyere enn i den forrige perioden og omtrent som forventet i en relativ isolert bestand som har vokst fort over de siste årene (Eide m. fl. 2024). Figur 17 viser at veksten i effektiv bestandsstørrelse flater ut mens den estimerte bestandsstørrelsen fortsetter å vokse.



Figur 17. Antall individer identifisert fra DNA analyser hvert år, antall kjente individer (gjenfangst), estimert populasjonsstørrelse (3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv populasjonsstørrelse (gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på den venstre aksene. Antall DNA prøver som ble analysert vises på den høyre aksene. Figuren er hentet fra årsrapporten til NINA for 2024 (Eide et al. 2024).

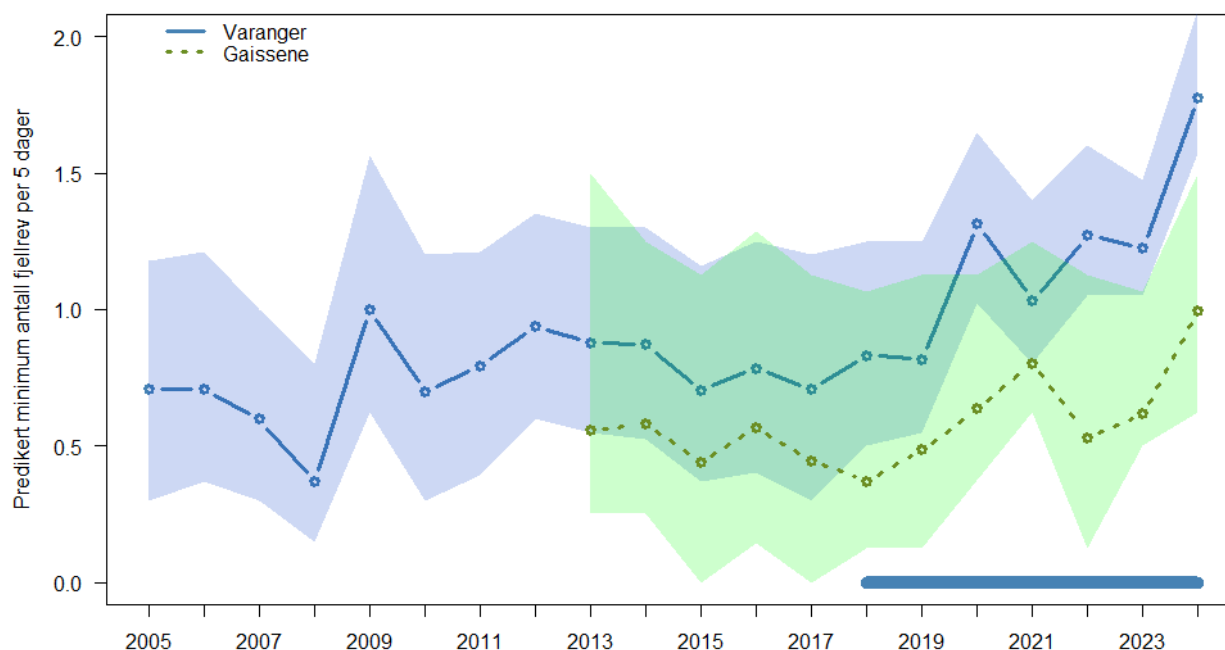
3.3.3 Områdebruk på vinteren

Data fra åtestasjonene viser fordelingen av fjellrev i tiltaks- og referanseområdene på senvinteren (Figur 18). Etter å ha vært veldig lav i 2016 og 2017, har frekvensen av fjellrev på åtestasjonene økt markant siden 2019. Etter at utsettingstiltaket startet (dvs. siden 2018) har det blitt registrert fjellrev på alle tre transektene på Varangerhalvøya, men mest i Komagdalen og Nyborg/Vestre Jakobselv som er nærmest hiene der revene fra avlsstasjonen ble satt ut. I 2024 økte også aktiviteten på Stjernevanns-transektet på den nordvestre delen av Varangerhalvøya (Figur 18), der det nesten ikke ble registrert fjellrev tidligere og hvor det ikke finnes kjente hi. I tillegg har tilstedeværelsen av fjellrev økt litt i referanseområde i Gaissene. Der ble fjellrev registrert på 5 åtestasjoner i 2024 mot 4 i 2023.



Figur 18. 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.

Tilstedeværelsen av fjellrev på åtestasjonene har også blitt kvantifisert ved bruk av et 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 og tid på året. Modellen estimerer antall forskjellige individer som var til stede på en åtestasjon i en 5-dagers periode. Estimaten viser en klar økning i tilstedeværelse av fjellrev på åtestasjonene (Figur 19). Denne økingen kan tilskrives utsetningen av rever 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. Til tross for stor usikkerhet i estimaten viser også den hierarkiske modellen økningen i tilstedeværelse på Varangerhalvøya, og også en økning i Gaissene (Figur 19).



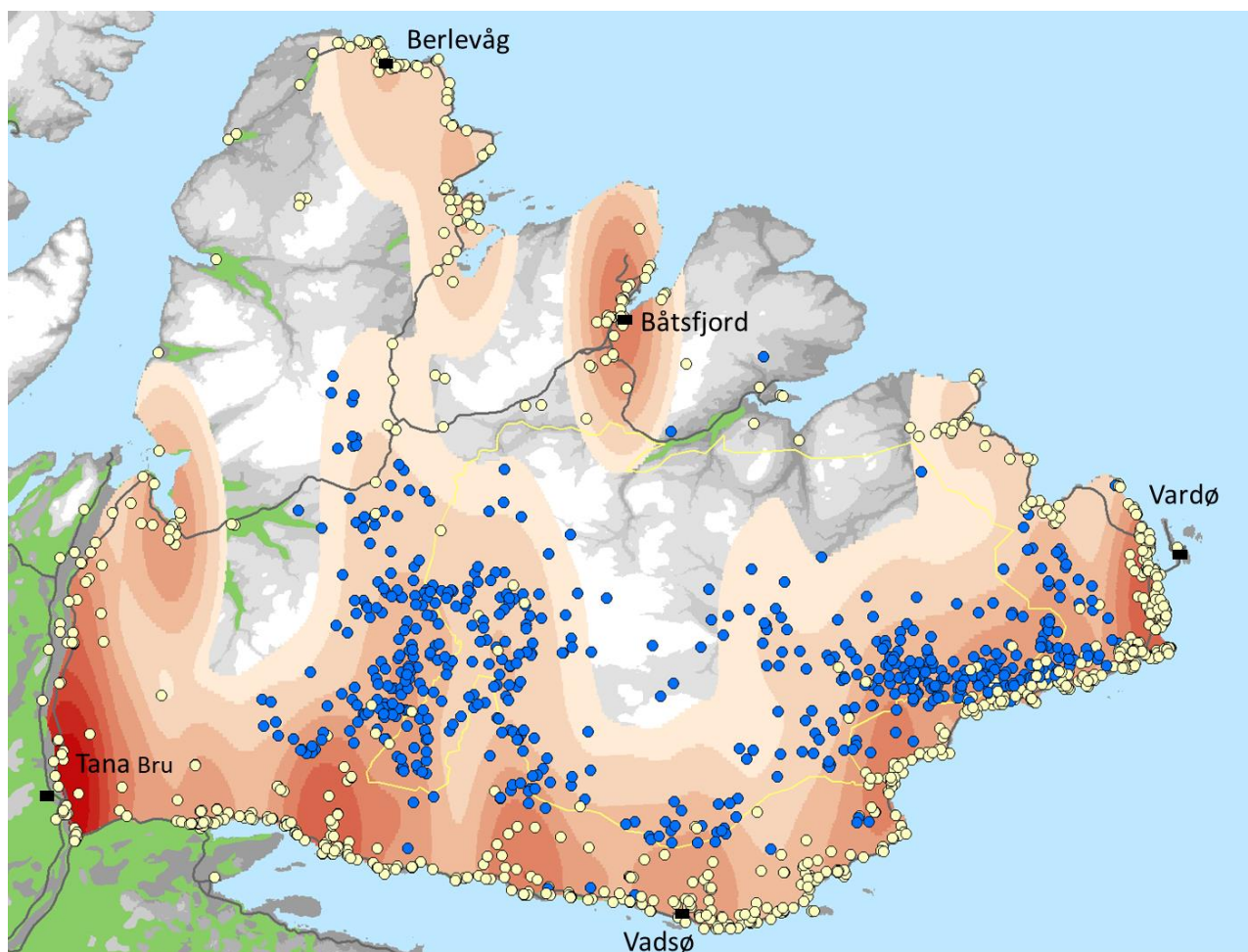
Figur 19. Antall fjellrev som er til stede ved en åtestasjon per 5-dagers periode i tiltaksområde (Varanger) og referanseområdene (Gaissene) estimert med en statistisk modell som tar hensyn til at sannsynligheten at en rev blir registrert varierer. Den horisontale blå linjen viser årene med føring av fjellrev på Varangerhalvøya.

Sommeren og høsten 2024 har folk regelmessig rapportert fjellrevobservasjoner langs kysten og veien fra Vardø mot Vadsø. Dette skjedde også høsten og vinteren 2023. Fjellrev ble også fanget i flere av rødrevbåsene som står i nærheten av kysten i dette område i november og desember både i 2023 og 2024 (se avsnitt 4.3.1). 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

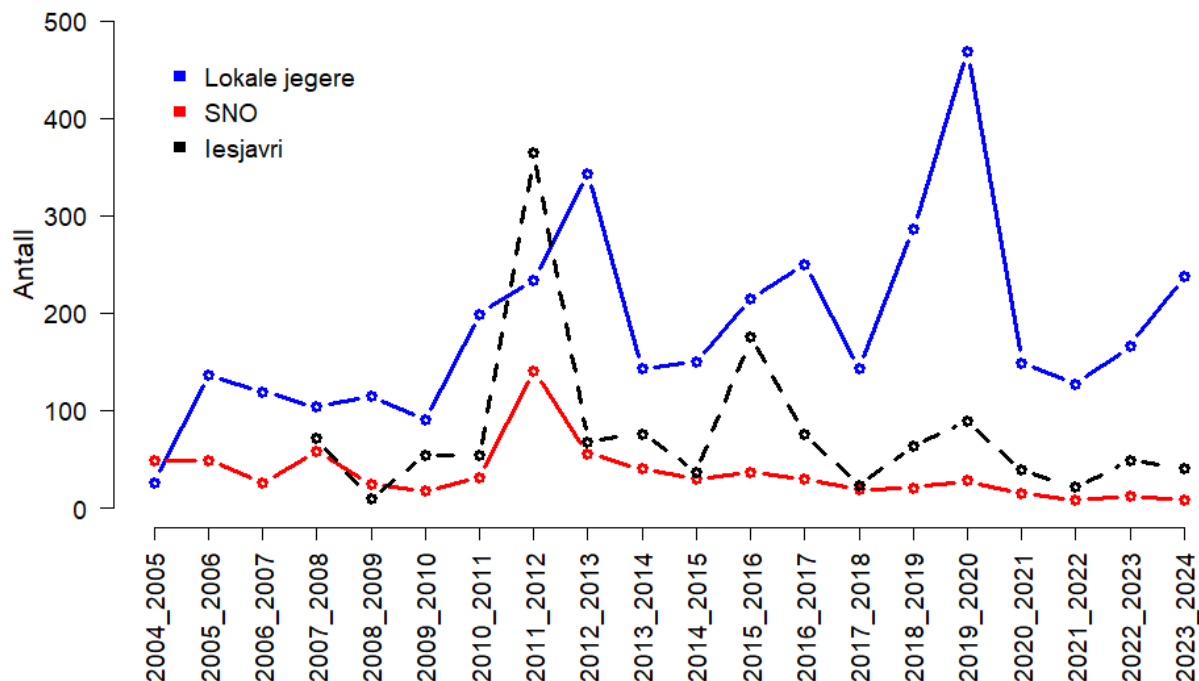
4.1 Tiltaket

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-område 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.



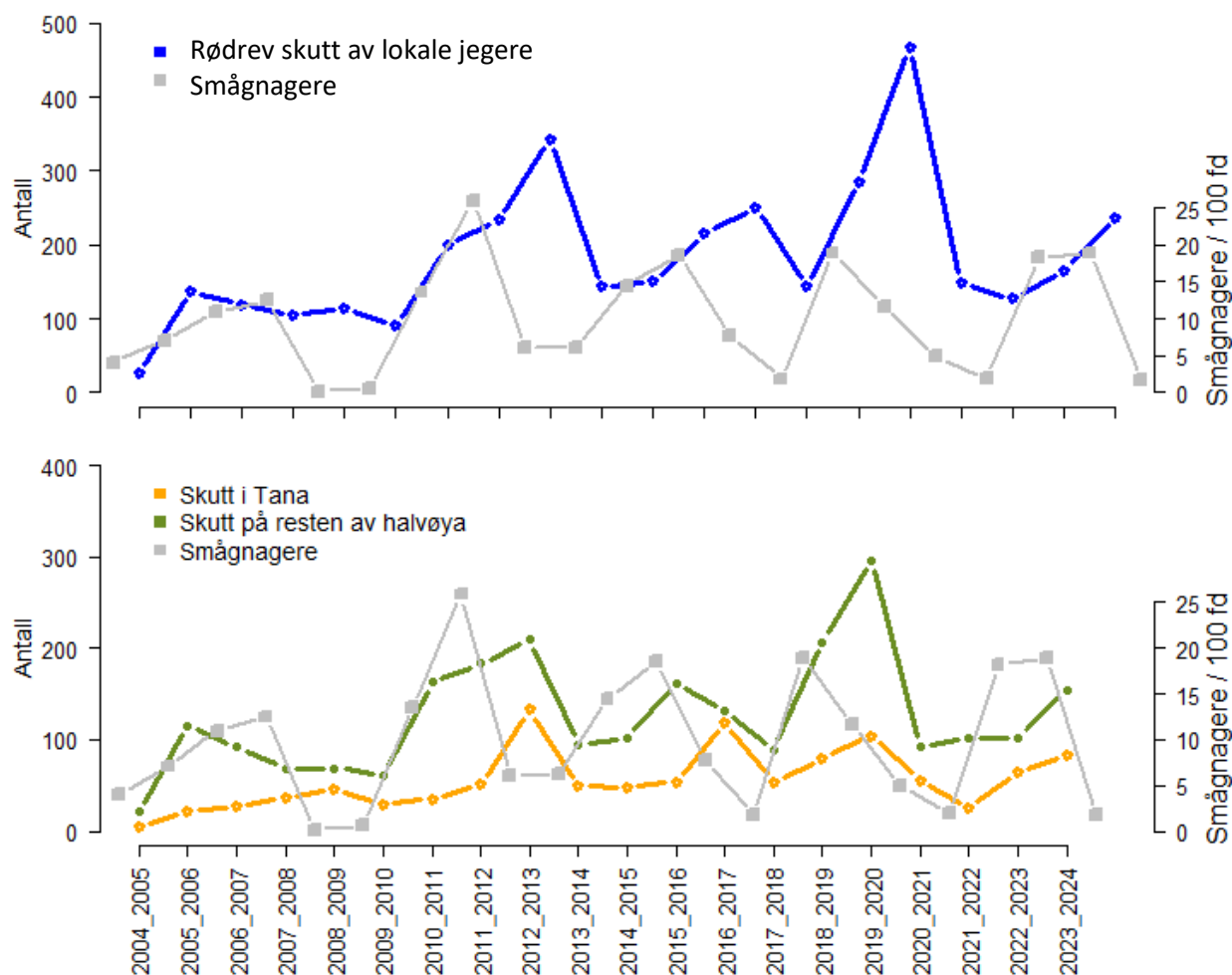
Figur 20. Lokalitetene hvor rødvrev er felt av SNO (blå) og lokale jegere (gul) på Varangerhalvøya over hele tiltaksperioden (2005-2024). Lokale jegere har ofte faste åteplasser, dermed kan noen punkter representere mange rev felt over flere år. Røde fargegraderinger viser den interpolerte frekvensen av rødvrev skutt i område. Svarte kvadrater viser de viktigste tettstedene på halvøya.

Siden starten på tiltaket i 2005 og frem til slutten av jaktseasonen i 2024 har SNO felt totalt 700 rødvrev på Varangerhalvøya, mens 226 lokale jegere har felt 3701. 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 noe hemmet de siste årene på grunn av mye dårlig vær og mange oppgaver som skal utføres på de få godværsdager. I 2024 har SNO bare skutt 8 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 2019-2020, ett år etter smågnagertoppen i 2018-2019 (Figur 21 og 22). Denne forsinkete effekten kan skyldes at det er lettere å tiltrekke seg rev med åte eller lokkefløyte når det er lite tilgjengelig næring i krash-årene for smågnagere, eller at revebestanden har en forsinket relasjon til smågnagertetthet gjennom reproduksjon og innvandring. I jaktåret 2023-2024 ble det skutt flere rev på Varangerhalvøya enn i de tre foregående vintrene, noe som var forventet etter smågnagertoppåret i 2023.



Figur 21. Antall rødrev 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 rødrev som er felt av SNO på Varangerhalvøya. Den svarte stiplede linja viser antall rødrev som er felt av SNO i regi av dverggåsprosjektet ved lesjavri.

Rødrevtiltaket gjelder hele Varangerhalvøya frem til Tanaelven i vest. Figur 22 viser antall rev felt under ordinær jakt totalt på Varangerhalvøya (ikke SNO-fellinger) og delt opp mellom Tana i vest og i resten av Varangerhalvøya sammen med smågangerdynamikken. Mens den totale dynamikken viser en forsinket tetthetsavhengighet mellom rødrev og smågnagere, var dynamikken litt forskjellig mellom de to delene av halvøya i den første delen av tidsserien. Toppen i antall felt kom ett år senere i Tana enn i områdene lengre øst etter lementoppen i 2011 og 2015. 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 smågnagerpopulasjonen har kollapset, mens revene som felles lengre øst på Varangerhalvøya i større grad er lokale rødrevere. I de to siste smågnagertoppene var fluktuasjonene i antall rødrev skutt vært synkrone mellom de to områdene med topper i 2019-2020 og en økning mot 2023-2024. Smågnagerbestandene har hatt synkron dynamikk over det meste av Finnmark siden 2004 (Soininen m. fl. 2024).



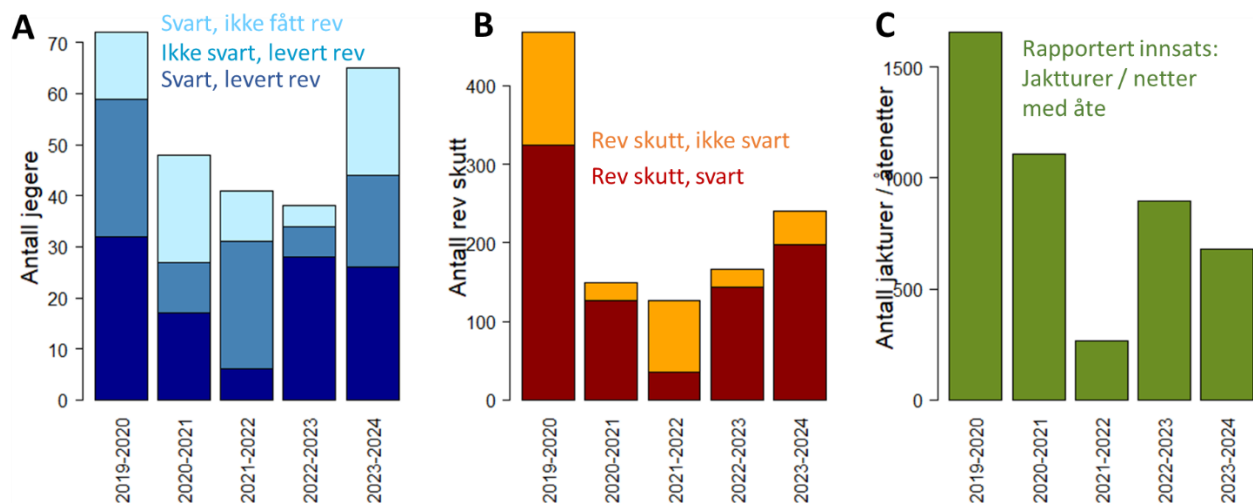
Figur 22. Antall rødrev felt av vanlige jeger pr. jaktseong (15.07 – 15.04) i forhold til smånagerdynamikken (summert fangstindeks for all arter). I den øvre grafen vises alle rev skutt og i den nedre grafen vises rev skutt i Tana Kommune og i resten av Varangerhalvøya adskilt.

Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet varierer mellom jaktårene stort sett i takt med fellingstallene, men variasjonen er mindre for antall jegere enn for antall rødrev felt. Jaktinnsatsen varierer også mye mellom jegere. Av de 226 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har 101 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 (68 jegere har levert bare en rev i løpet av prosjektet), mens 18 jegere har levert over 50 rev og to av de har skutt over 250 rever hver.

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 fem 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

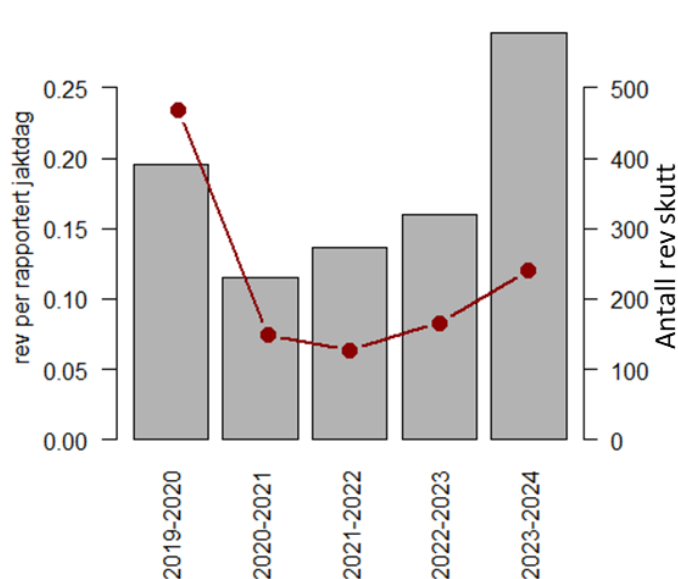
jegere som svarte varierer en del mellom årene, men til tross for dette gir disse data informasjon om endringer i jaktinnsats mellom år der det ble skutt mye rev eller mindre rev (Figur 23 og 24).

Innsatsen varierte mye i alle år, fra jegere som bare hadde 1-2 jaktture til jegere som brukte åte med revevarsler nesten hele jaktseasonen. 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 23C). I 2021-2022 var svarprosenten lav slik at den lave totalt rapporterte innsatsen ikke er representativ (Figur 23B). 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. Men den tydelig mindre forskjellen mellom årene i tidsbruk sammenliknet med forskjellen i antall rev skutt tyder på at de årlige fluktuasjoner i fellingstall reflekterer hovedsakelig rødrevens bestandssvingninger. I 2023-2024 gikk den totale innsatsen ytterligere ned til tross for at det ble skutt flere rev igjen (Figur 23C). Dette var ikke forventet, og den nedgående trenden i tidsbruken kan tyde på at noen har mistet litt interessen for jakt.



Figur 23. Innsatsen til rødrevjegerne over de siste fem jaktseasonene. 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 jaktseason.

Figur 24 viser antall rev skutt per rapportert jaktdag over de siste fem årene. Her ser man at det ble skutt flere rev per jaktdag i 2023-2024 enn i tidligere år. Samtidig ble det skutt klart mindre rev enn etter den forrige smånagertoppen. Dette tyder på at med en litt høyere jaktinnsats kunne det ha blitt tatt ut flere rev. En mulig nedgang i jaktinteressen kan ha noe å gjøre med det at noen jegere har sagt at de synes at «skrottpengene» burde økes (indeksreguleres). Skrottpengene på kr 1000,- per rev har vært de samme siden 2014. En spørreundersøkelse vi har utført blant jegerne på Varangerhalvøya i 2017 viste at mange hadde jaktet mindre hvis skrottpengene var lavere. For å opprettholde jakttrykket på samme nivå som tidligere vil skrottpengene bli økt til kr. 1200,- fra 1. februar 2025.



Figur 24. Antall rødvrev skutt per rapportert jakt dag over de siste fem jaktsesongene (grå stolper; venstre akse). Antall rev skutt er vist med punkter og linje (høyre akse).

4.2 Effekten av tiltaket

Prosjektets data på rødvrev kommer fra to observasjonsserier, som begge to er indirekte mål på rødvrevbestandens 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 rødvrevbestandens størrelse. I og med at vi vet at jaktinnsatsen varierer noe, men betydelig mindre enn bestandsfluktuasjonene, 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 rødvrevbestanden.

Til tross for intensiv jakt over nå 20 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 2010-2011. Denne økningen kan 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 22), gått kraftig ned etter hver topp. Dette indikerer at jakten faktisk reduserer antall rødvrev 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 2013-2014 har antall rev felt i bunnårene vært stabilt.

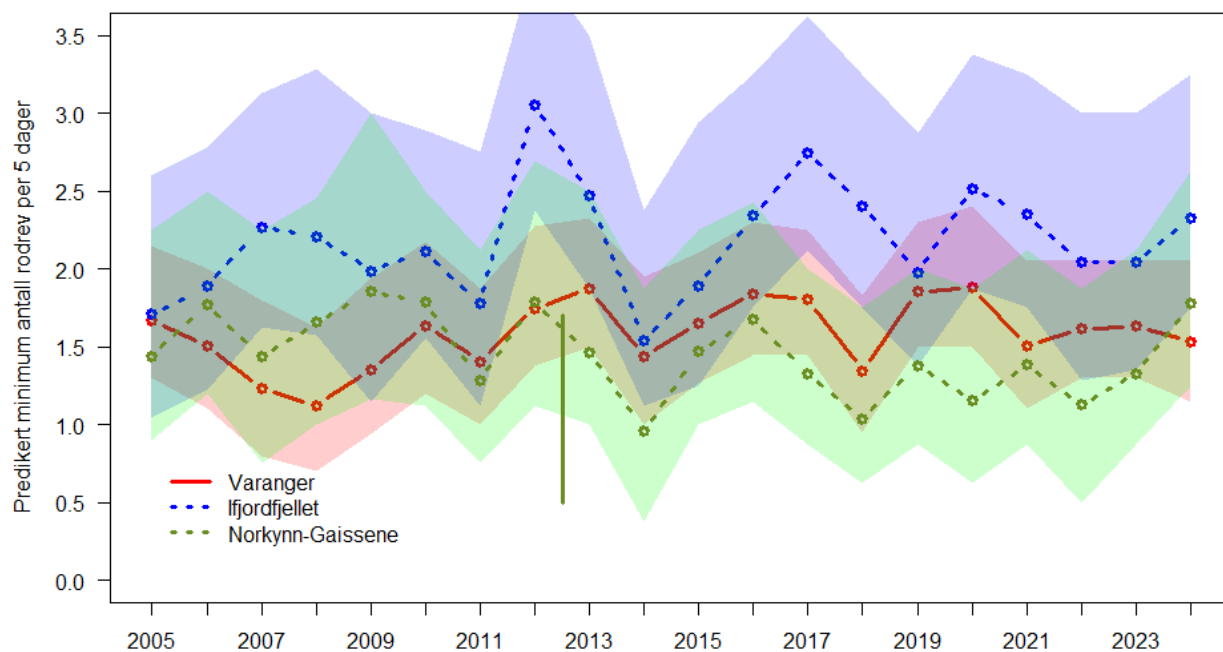
For å få et bedre estimat på dynamikken til rødvrevbestanden på Varangerhalvøya har vi utviklet en integrert populasjonsmodell i samarbeid med Chloé Nater fra NINA. Denne modellen anvender en avansert statistisk metode for å bruke forskjellige datakilder og dermed sette sammen all tilgjengelig

informasjon til best mulige estimater på bestandsstørrelse, demografiske rater og effekten av drivere på disse (se for eksempel Nater m.fl. 2021). Modellen baserer seg først og fremst på de demografiske data fra obduksjon av reveskrottene, dvs. aldersfordelingen, andel reproduserende tisper og antall fostre eller placentale arr (avsnitt 4.4). I tillegg brukte vi genetikkdata fra årene 2005-2014 for å estimere antall innvandrende rev, overlevelsesestimater fra litteraturen, og noen observasjoner av antall valper på rødvhi. Figur 25 viser det estimerte antall tisper på Varangerhalvøya. Det er interessant å se at modellen antyder en nedgang i bestanden etter 2016 og viser ikke noen økning etter smånagertoppåret i 2018. En mulig forklaring for forskjellen mellom modellestimatene og jakttallene, som viste den høyeste toppen i tidsserien i 2019-2020 (Figur 22), er at jakten ble så effektiv denne vinteren at bestanden ikke vokste til tross for god ressurstilgang og mange ynglinger i smånagertoppåret. Modellen viste også en klar sammenheng mellom smånagerdynamikken og både andel reproduserende tisper og kullstørrelse hos rødrev (se også avsnitt 4.4). Effekten av 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) på reproduksjon av rødrev var derimot mindre klar.



Figur 25. Estimert bestandsstørrelse av rødrev (bare tisper) på Varangerhalvøya basert på den integrerte populasjonsmodellen utviklet av Nater m.fl. (under evaluering)

Til tross for at tilstedeværelse av rødrev på viltkamera på åtestasjoner er først og fremst et mål på områdebruken av rødrev, gir den også noe informasjon om rødrevbestandens 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 rødrev spesielt i innlandet, i området der de fleste fjellrevene oppholder seg. I og med at viltkamera-overvåkingen også inneholder data fra referanseområdet, gir dette en mulighet til å evaluere effekten av tiltaket som kontraster mellom områder.



Figur 26. Antall rødrever som er til stede ved en åtestasjon med viltkamera per 5-dagers-perioder 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. Den vertikale grønne linjen viser flyttingen av referanseområdet fra Nordkynn til Gaissene.

For den statistiske analysen ble tilstedeværelsen av rødrever 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 og dagen på året. Resultatene viser at det var omtrent like mange rev til stede i alle områdene i starten av prosjektet. Men etter dette økte antall rødrever på Ifjordfjellet, mens det gikk først ned på Varangerhalvøya etter de første årene med rødrevertak - før antallet her gikk noe opp igjen (Figur 26). I de siste 10 årene (fra vinteren 2011-2012 = viltkamera på sen vinteren 2012) er antall rødrever på viltkamera på Varangerhalvøya relativt godt korrelert med jaktstatistikken, noe som tyder på at begge observasjonsserier fanger opp bestandssvingningene i denne perioden. 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. Over den siste smånagertoppen (de siste fire årene) har ikke antall rødrever på åtekamera på Varanger økt like mye som i tidligere smånagertopper. I 2024 var det derimot en oppgang i estimert rødrevertilstedeværelse både på Ifjordfjellet og i Gaissene.

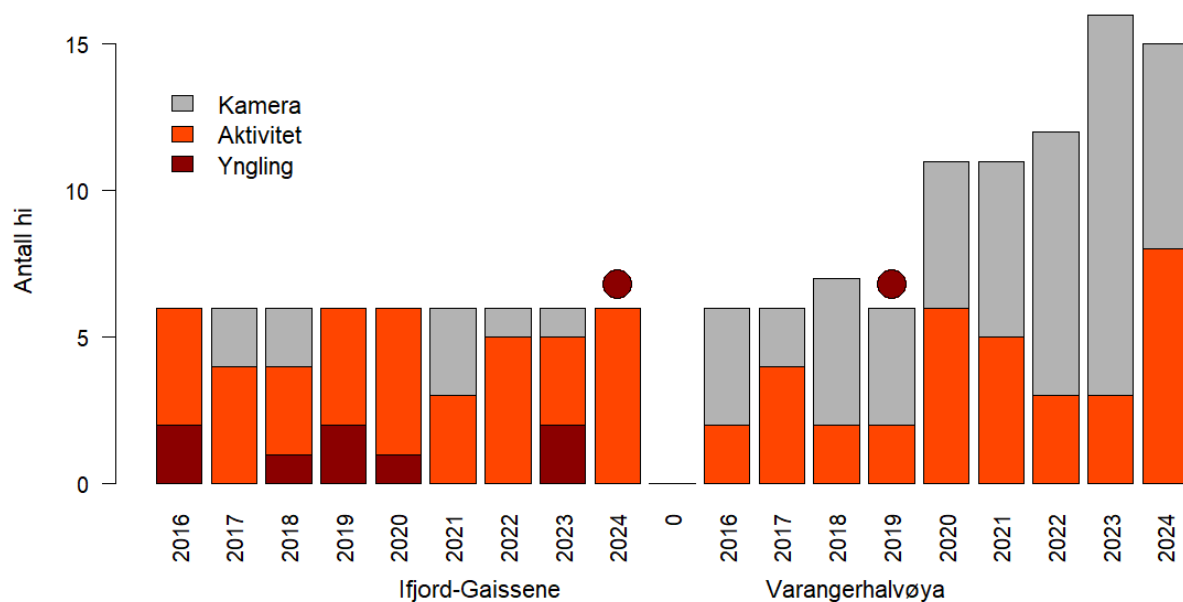
På Ifjordfjellet har viltkamera vært i bruk over hele prosjektperioden (2005-2023). Hvis man sammenlikner dette referanseområdet med tiltaksområdet (Varangerhalvøya), er det en klar forskjell i tilstedeværelse av rødrever på viltkamera i de fleste årene som kunne tyde på en effekt av tiltaket (Figur 26). Men helt siden 2007 var det betydelig mer rev til stede på Ifjordfjellet enn i de to andre referanseområdene. Estimater for rødrevertilstedeværelse har vært lavere i Gaissene enn på Varanger

fra 2013 til 2023, dog med overlappende konfidensintervaller. Dette kan forklares med at det var lite rødrev i det høytliggende og lite produktive Gaissene-området, men gjør det vanskeligere å konkludere om effekten av tiltaket.

4.3 Område - og ressursbruk

4.3.1 Områdebruk

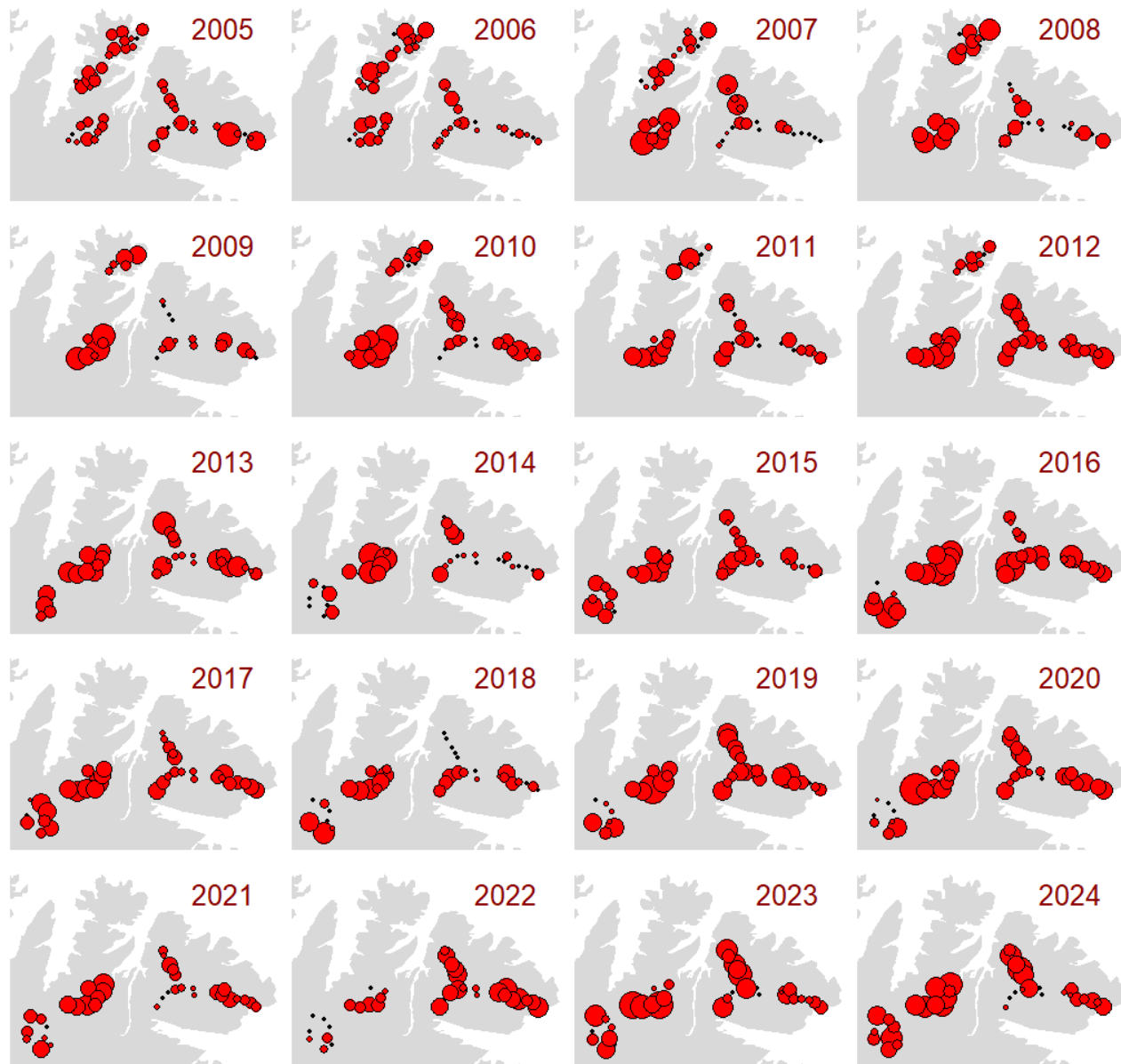
Kamera på fjellrevhi og data fra hikontrollene til SNO reflekter tilstedeværelse av rødrev i de høyreliggende fjellområdene på sommeren og dermed rødrevaktivitet som kan ha spesielt stor effekt på fjellrev. For de ni årene hikamera har blitt brukt systematisk synes disse data fra referanseområdet å følge smågnagerdynamikken med yngling og mer tilstedeværelse i år med middels og høy smågnagertetthet (Figur 27). I 2024 ble rødrevaktivitet registrert på alle seks hi med kamera i referanseområdet (Ifjordfjellet-Gaissene), men ofte bare med sporadiske besøk. I tillegg ble det dokumentert yngling på et hi der det ikke var kamera. På Varangerhalvøya har det generelt vært mindre aktivitet av rødrev på fjellrevhi enn på Ifjordfjellet-Gaissene, og det har ikke blitt dokumentert yngling av rødrev i fjellrevhi etter ynglingen i 2019. I 2024 ble det registrert flere rødrevbesøk på hi enn i alle tidligere år. Dette kan ha noe å gjøre med at kameraovervåkingen har blitt intensivert på Varangerhalvøya, men tyder allikevel på mye aktivitet av rødrev i området med fjellrevhi dette året. De fleste av hiene ble bare besøkt sporadisk, men på to hi var rødrev til stede 12 eller flere dager. Det ble dokumentert flere interaksjoner mellom fjellrev og rødrev. Tre av de fem hi med yngling fikk besøk av rødrev (avsnitt 3.3.1).



Figur 27. Rødrevaktivitet og rødrevyngling i fjellrevhi dokumentert med viltkamera på hi i referanseområde Ifjord-Gaissene og i tiltaksområde på Varangerhalvøya. Rundingen er ynglinger dokumentert av personell fra SNO (Ifjordfjellet) eller COAT (Varangerhalvøya).

Hyppigheten av rødrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødrev på senvinteren hvert år (Figur 28). 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 utskytingstiltaket på Varangerhalvøya. I 2024 - og til en viss grad i 2023 - var det flest rødrev på Stjernevanns-transektet, mens det var mindre rødrev tilstede i de andre to transektene på Varangerhalvøya.



Figur 28. Antall dager med besøk av rødrev 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 på områdebruk av rødrev gjennom sporing med GPS-halsbånd ble igangsatt i 2021. Målet med studien er å finne ut mer om hvordan individene 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 jaktes (Figur 20), og det indre av halvøya med kjerneområdene for fjellrev. 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 29A) og utstyres med GPS halsbånd (Figur 29B). 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 har lyktes å fange 18 rev i prosjektet så langt (tabell 3). To rev fanget i 2024 hadde dessverre skabb og måtte avlives. En rev fanget i 2023 (Uhcci Kate) ble fanget igjen i 2024 og halsbåndet, som hadde sluttet å virke, ble byttet. Fem av revene ble nå sporet i over ett år og ha levert mer enn 3000 posisjoner. Dessverre har det vært tekniske problemer med noen av halsbånd som har resultert i færre posisjoner fra noen rev og kortere perioder med sporing før halsbåndet sluttet å virke. Fem rev spores fremdeles og sporene kan følges på www.coat.no.

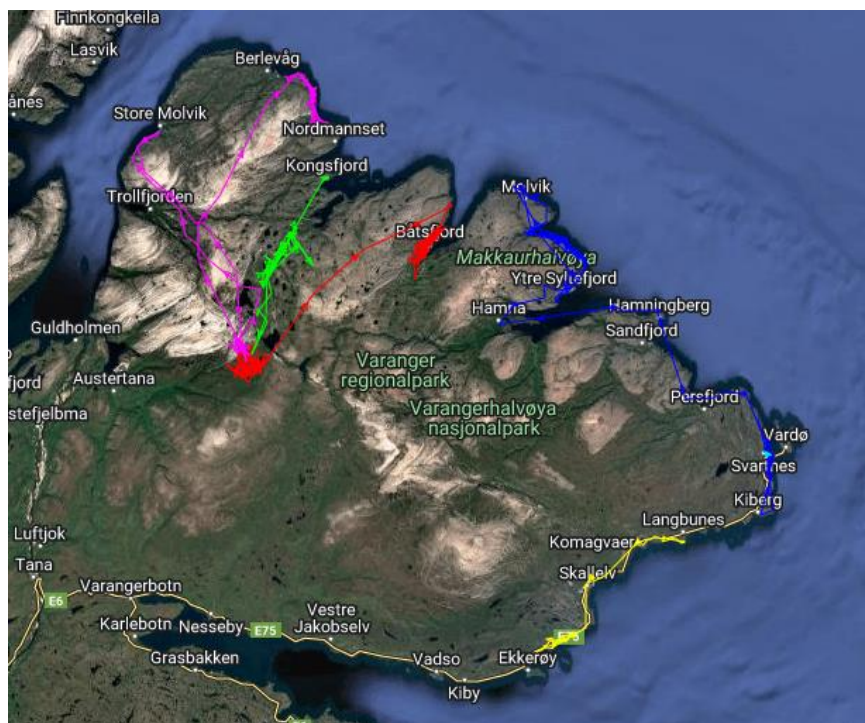
Tabell 3. Rødrev ble fanget og merket med GPS-sendere på Varangerhalvøya. M står for hann og F står for hunn. Aktiv viser om halsbåndet er fortsatt aktiv. Antall GPS-posisjoner viser tilstand per 4.02.2024.

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	Nei	15 mnd	4196	Nei
Geir M	15.10.2023	5.48	Nei	4 mnd	1121	Ja
Uhcci Kate F	19.10.2023	5.19	Nei	3.5 mnd	987	Ja
	1.12.2024	5.60	Nei	1.2 mnd	66	Ja
Pedersen F	29.11.2023	5.25	Nei	3 mnd	1292	Nei
Wilhelmina F	17.10.2024	6.05	Ja	3.5 mnd	626	Ikke relevant
Willem M	23.10.2024	4.83	Ja	3.5 mnd	782	Ikke relevant
Tina F	26.10.2024	5.63	Ja	3 mnd	216	Ikke relevant
Simmon M	01.11.2024	5.31	Ja	3 mnd	389	Ikke relevant
Sarre M	4.11.2024	6.44	Ja	3 mnd	948	Ikke relevant
Clara F	7.11.2024	4.43	Nei ?	0.5 mnd	149	Nei
Skabbrev 1	11.11.2024					
Skabbrev 2	2.12.2024					

Sporene vi har fått fra revene viser interessante og varierte mønstre. 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.



Figur 29. Rødrevingfangst på Varangerhalvøya. A) Båsfelle og B) Rødrev med GPS halsbånd og øremerker (Foto Joachim Henriksen).



Figur 30. Arealbruk av rødrev på Varangerhalvøya fra GPS-sporing. Sporene er fra fangstdato høsten 2024 til midten av desember 2024 (se tabell 3). Det vises to tisper, Wilhelmina (rosa) og Clara (gul) og tre hannrev, Willem (blå), Sarre (rød) og Simmon (grønn).

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. Mange rev bruker som forventet større områder på vinteren enn på sommeren, blant ant på grunn av mer tilgjengelige ressurser på sommeren enn på vinteren. Dette er spesielt utpreget i innlandet, mens rev ved kysten ofte også bruker relativ små områder om vinteren. Viktigheten av forskjellige ressurser i forskjellige tider av året blir nå analysert kvantitativt.

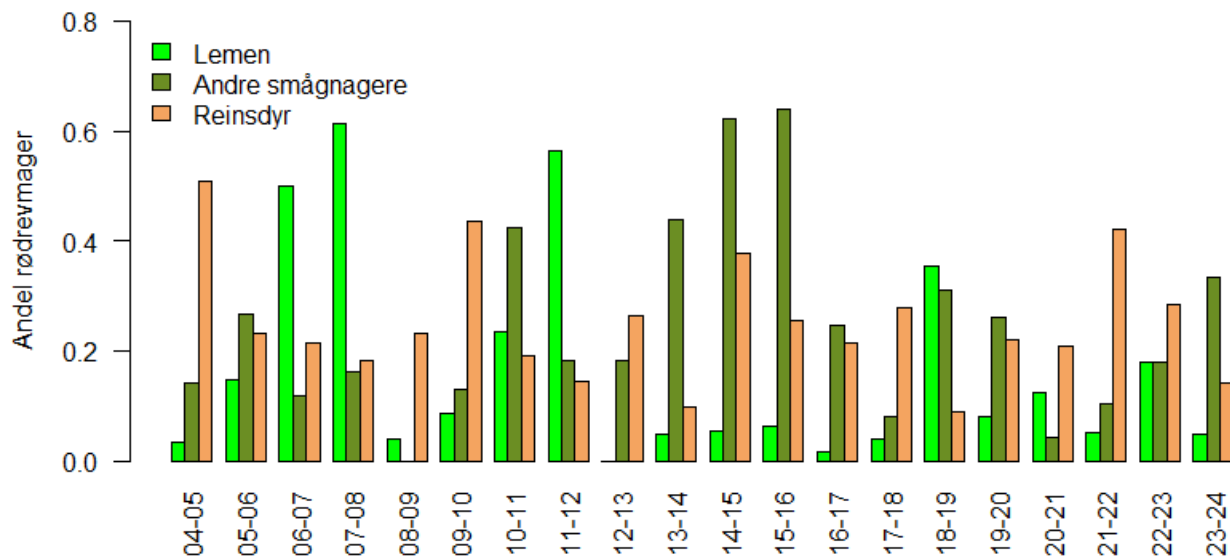
I 2024 ble det fanget 4 rev i innlandet i Stjernevannsområdet (et halsbånd virket dårlig og sendte nesten ingen posisjoner) og to rev ved kysten øst på halvøya. Alle rev oppholdte seg mye ved

kysten, og også revene fanget i innlandet gikk ut til kysten (Figur 30). En hannrev, Sarre, oppholdte seg nesten utelukkende rundt menneskelig infrastruktur i Båtsfjord (Figur 30). Bruken av alternative ressurser, som menneskeskapte subsidier eller marine ressurser, er som forventet i en vinter med lite smågnagere.

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-Artis (Sokolov m. fl. 2016, Elmhagen m. fl. 2017).

Den 20 år lange diettserien for rødrev viser tydelig viktigheten av smågnagerår, og særlig toppår med lemen, både vurdert ut fra prevalens (andel rever med ulike næringsemner i magen; Figur 31) og mengde (våttvekten av de ulike næringsemnene; Figur 32). 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 det var få lemen i klappfellefangsten i disse årene (Figur 4).



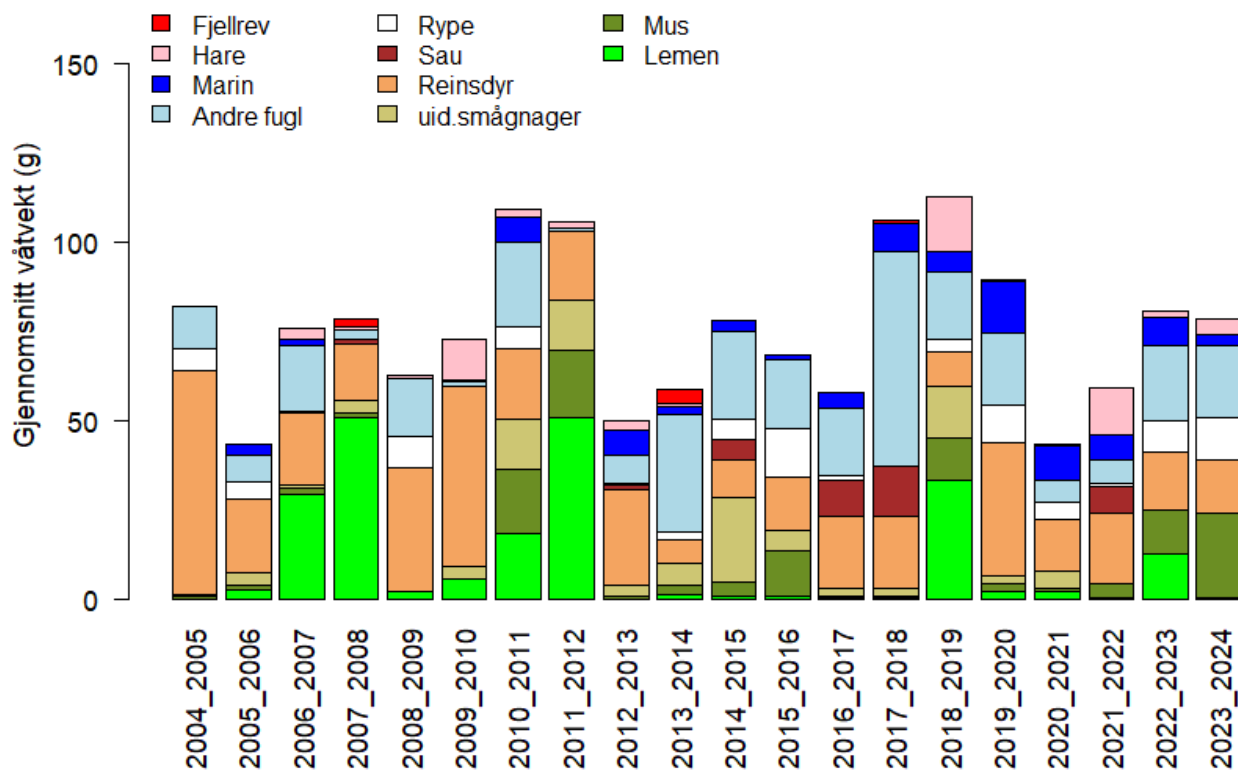
Figur 31. Rødrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av felte rødrever (hovedsakelig av SNO; november til mai) med lemen, andre smågnagere eller reinsdyr i magen. Andre smågnagere inkluderer fjellrotte, gråsidemus og uidentifiserte smågnagerrester.

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 og i 2023-2024 har en tredel av revene spist andre smågnagerarter, mens forekomsten av lemen var lav.

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 2021-2022, men gikk så litt ned igjen i vintrene 2022-2023 og 2023-2024. Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 32), særlig nær kysten (Killengreen m. fl. 2011). Andelen andre byttedyr som rype og hare, varierer mellom år og fluktuasjonene 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 32). 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. Gjennomsnittlig våtvekt og dietten var veldig lik i de to siste vintrene, noe som tyder på at det enda var smågnagere tilgjengelig for rødreven i noen deler av halvøya.

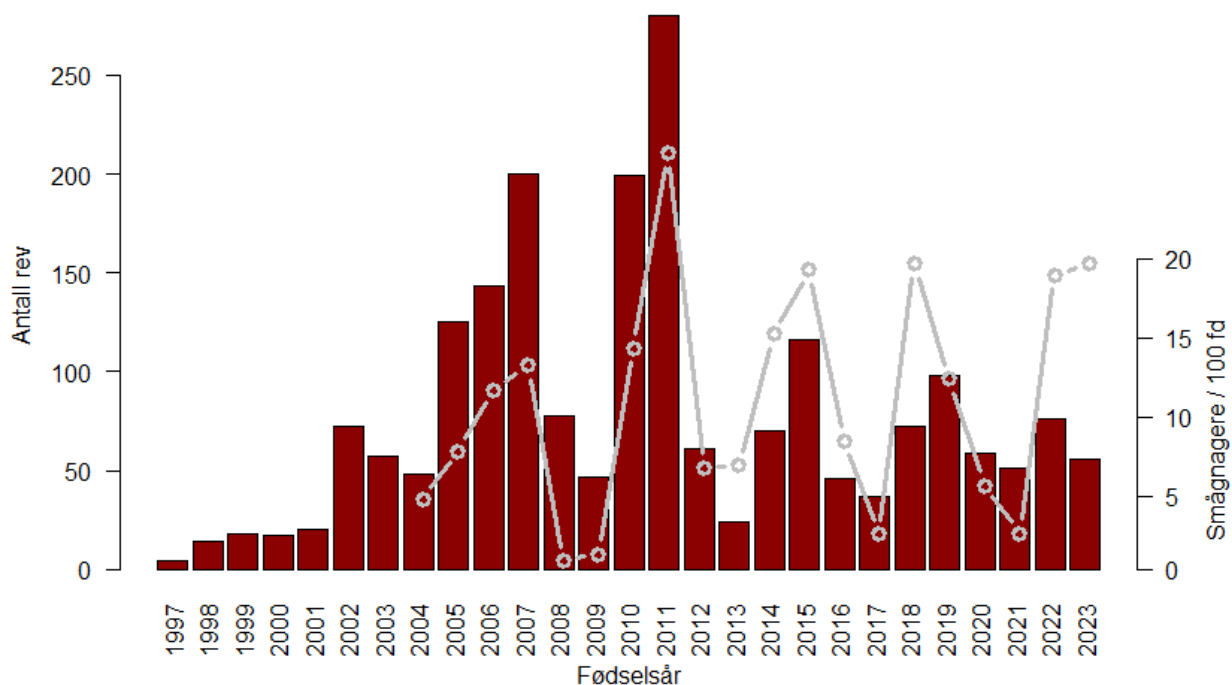


Figur 32. Diett presentert som mengde av ulike næringsemner i magene til rødrever felt på vinteren på drivjakt (mest av SNO) på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringsemne er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellrotte, mens uid. referer til uidentifiserte smågnagerrester. Kategorien «Marin» er fisk og evertebrater. «Andre fugl» (enn rype) er oftest sjøfugl eller andefugl.

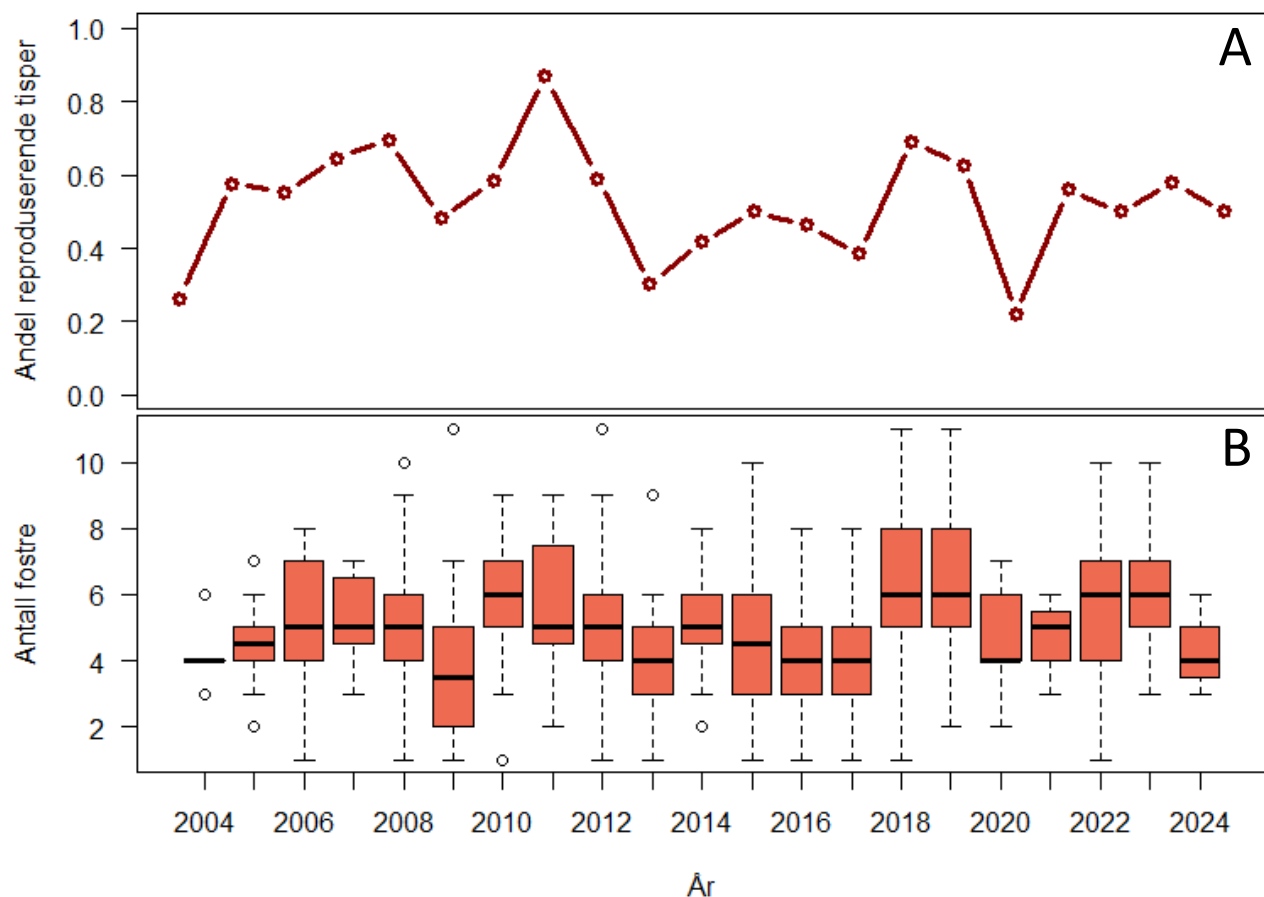
4.4 Demografi

Aldersstrukturen til rødrevne som er felt på Varangerhalvøya, viser at det største rekrutteringsbidraget til bestanden kommer fra rødrever født i smånagertoppårene. Året før toppårene har også god rekruttering (Figur 33). Færreste rødrev blir rekruttert inn i bestanden 2 år etter en smånagertopp.

Viktigheten av smånagersyklusen (og spesielt lementoppårene) for demografien til rødreven vises også i andelen tisper som reproduserer hvert år (Figur 34A). 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 smånagere, 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 smånagerdynamikken (Figur 34B), men fluktuasjonene er mindre tydelige enn for andel reproduserende tisper eller antall rev som rekrutteres inn i populasjonen. I 2024 var antall fostre lav, som forventet i et bunnår i smånagersyklusen. Dette tilsvarer de lave kullstørrelsene observert hos fjellrev i 2024 og viser at begge revearter reagerer ofte ganske likt på smånagerdynamikken.



Figur 33. 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 smånagerindeksen (individer fanget per 100 felledøgn) for Varangerhalvøya.

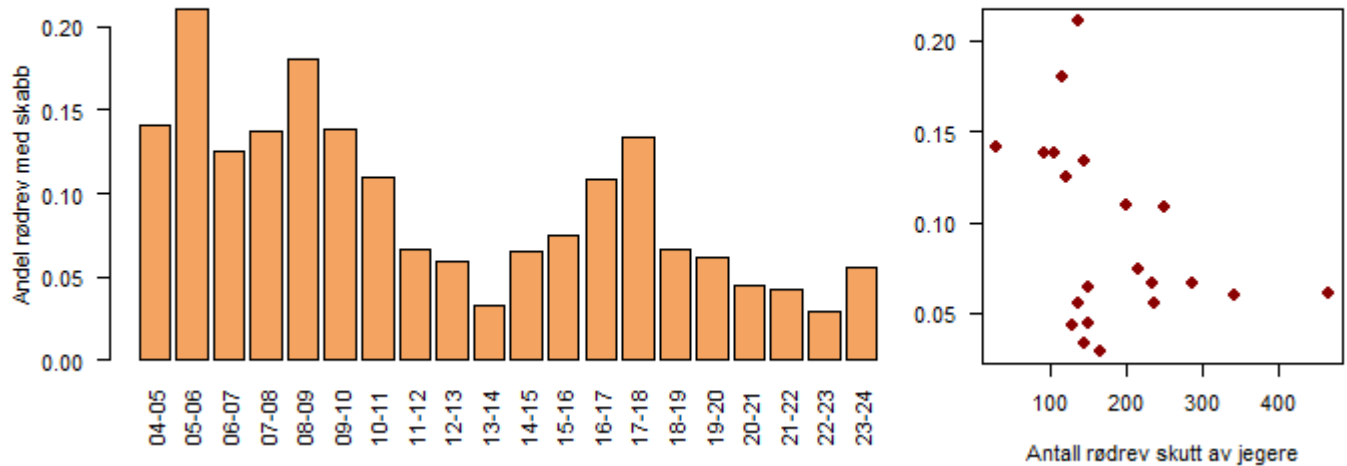


Figur 34. Andel av reproduserende tisper blant rødrev skutt på Varangerhalvøya basert på graviditet og placentale arr (A) og antall fostre (B; boksene viser de midtre 50% av fordelingen og den horisontale streken viser medianen). Estimater i 2024 er bare basert på gravide tisper da placentale arr som reflekterer reproduksjon i 2024 vil bare ses i rev som jaktes i sesongen 2024-2025.

4.5 Skabb

Det skytes hvert år noen rødrev med skabb på Varangerhalvøya. Stor prevalens av skabb hos rødrev øker sannsynligheten for at også fjellrev kan bli smittet av denne til dels dødelige parasitten. Andelen rødrev med skabb (dvs. prevalens) har variert mellom mindre enn 5% og litt over 20% (Figur 35). Det er en tendens til at prevalensen har vært generelt lavere i siste halvdel av tidsserien, men den gikk litt opp i 2024. I tillegg ble det fanget to rødrever med skabb i revefellen på Smellror, som ligger relativt nært området med mange fjellrevhi øst på halvøya. Det er viktig å følge med utviklingen av skabb i dette område og ta ut smittede rødrev for å forhindre overføring av smitte til fjellrev.

I motsetning til hva man kanskje kunne forvente er det ikke mer skabbrev i år med mye rødrev. Tvert imot er det en antydning til en negativ relasjon mellom antall rev skutt på Varangerhalvøya og prevalensen av skabb (Figur 35). 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 35. Andelen av de felte rødrevene med påvist skabb for hvert jaktår. Grafen på høyre side viser andelen rødrev med skabb i forhold til antall rødrev skutt av jegere som et mål på bestandsstørrelse.

5. Konklusjon

Et sentralt spørsmål som adresseres i COAT Finnmarks fjellrevmodul er om den pågående tiltakspakken bestående av rødrevuttak, utsetting og støttefôring, vil gi grunnlag for en levedyktig bestand av fjellrev på Varangerhalvøya. Det er prematurt å gi noe svar på dette spørsmålet sju 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 smånagersyklusur og dermed tiltak minst over 10-12 år med tilhørende målinger av andre viktige drivervariable 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) og fem ynglinger i bunnåret i 2024 tyder på at støttefôringen har vært avgjørende for den positive utviklingen i bestanden. I tiltaksperioden har også kullstørrelsene økt noe frem til 2023, men gått ned i 2024. Dette har sannsynligvis en sammenheng med at 2022 og 2023 var henholdsvis et oppgangår og et toppår i smånagersyklus med noe innslag av lemen, mens 2024 var et bunnår. I de to gode smånagerårene har det også vært etablering og yngling på hi uten fôring 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 har heller ikke vært yngling i Gaissene til tross for tilstedeværelse av et fjellrevpar på et hi her i flere år.

En annet viktig fokus i COATs fjellrevmodul er rødrev. På basis av 20 år med data og tiltak på rødrev (inkludert måling av viktige økosystemvariabler) begynner vi å få en bedre forståelse hva som driver rødrevens bestandsdynamikk i fjell- og tundraøkosystemer. Ressursdynamikken (særlig smånagere, men også kadavre av tamrein) er svært viktig og bestemmer mye av rødrevbestandens evne til å tåle jakt/desimeringstiltak (dvs. resiliens). Til tross for at rødrevbestanden i stor grad kompenserer for jaktuttak gjennom stor rekruttering i smånagerår, og sannsynligvis gjennom innvandring fra områder der det jaktes lite, viser jaktstatistikken at tiltaket på Varangerhalvøya reduserer rødrevbestanden i forkant av smånagertoppene. Data fra overvåkingen med viltkamera på åtestasjonene viser at det er betydelig mindre rødrev til stede i tiltaksområde enn i referanseområde på Ifjordfjellet. Videre tyder resultatene fra en integrert bestandsmodell, som i stor grad er basert på demografiske data fra rødrevene som er skutt på Varangerhalvøya, på en nedgang i rødrevbestanden over den siste smånagersyklusen. Ingen av datakildene tyder derimot på en varig nedgang av rødrevbestanden i tiltaksområdet. Derfor vil trolig et fortsatt høyt jaktrykk være nødvendig for å dempe effekten av rødrev på arter som er sårbare for predasjon og konkurranse i fjell- og tundraøkosystemer.

6. Datatilgjengelighet

Som en statlig finansiert nasjonal forskningsinfrastruktur er COAT forpliktet til å gjøre data som samles inn tilgjengelige i en åpen dataportal. COATs dataportal er i ferd med å ferdigstilles og de viktigste dataseriene som presenteres i denne rapporten er tilgjengelige der sammen med protokoller og metadata som forklarer hvordan de er samlet inn. Alle data på portalen er kvalitetssikret.

Dataserier i COAT dataportalen som er brukt i denne rapporten:

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

Data seriene legges ut med en embargo på to år før de gjøres allment tilgjengelige.

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.
- Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen L., Furnes, M.W., Arntsen, L., Mjøen, T., Spets, M., Berg, S., Kleven, O., Flagstad, Ø. & Jackson, C. 2024. Fjellrev i Norge 2024 - Tiltak, status og anbefalinger. NINA Rapport 2511. Norsk institutt for naturforskning
- 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., Strømseng, 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., Strømseng, 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 smågnagerovervåking 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*, 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.
- Nater, C. R., N. E. Eide, Å. Ø. Pedersen, N. G. Yoccoz, and E. Fuglei. 2021. Contributions from terrestrial and marine resources stabilize predator populations in a rapidly changing climate. *Ecosphere* 12:e03546.
- Newey, S., Dahl, F., Willebrand, T. and Thirgood, S. 2007. Unstable dynamics and population limitation in mountain hares. *Biological Reviews*, 82: 527-549.
- Ritchie, E.G. and Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12: 982-998.
- 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*.
- Soininen, E.M., Magnusson, M., Jepsen, J.U., Eide, N.E., Yoccoz, N.G., Angerbjörn, A., Inge Breisjøberget, J., Ecke, F., Ehrich, D., Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Killengreen, S., Olofsson, J., Oksanen, L., Oksanen, T., Tveito, O.E. and Ims, R.A. 2024. Macroecological patterns of rodent population dynamics shaped by bioclimatic gradients. *Ecography* e07058.
- 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.