

Fjellrevmodul COAT Varanger: Rapport for 2020-2022

www.coat.no



Foto: COAT viltkamera

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontraktnummer 20047035

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

Leder COAT Varanger fjellrevmodul: Dorothee Ehrich (UiT)

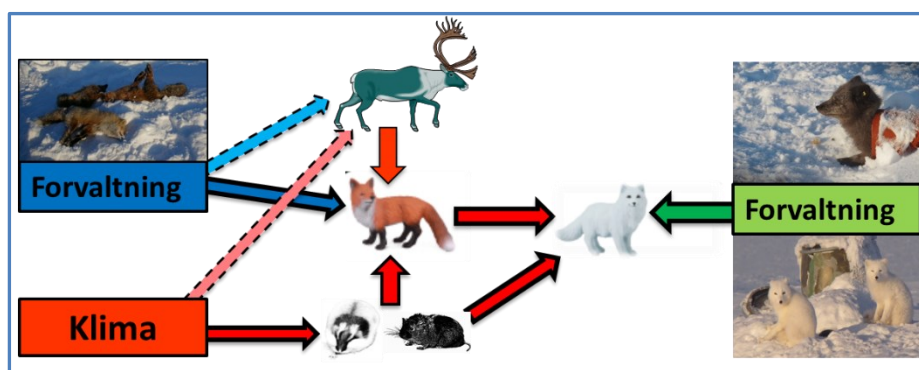
Prosjektmedarbeidere: J. E. Knutsen (UiT), S. Kaino (UiT), S. P. Hofhuis (UiT), N. G. Yoccoz (UiT), T. Mørk (Vet. Inst., Tromsø), A. P. Sarre (SNO), C. Michaelsen (SNO), B.-H. Kristoffersen (SNO), S. Killi (SNO), J. O. Mudenia (SNO), A. Ørjebu, J.-A. Christiansen, B. T. Gaski

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) - først for perioden 2017-2019, dernest for perioden 2020-2022. COAT er et adaptivt overvåkningsprogram - ledet av UiT - med det langsiktige formålet å gi samfunnet stadig oppdatert informasjon om tilstanden til de arktiske landøkosystemene på Svalbard og i Finnmark, og dette som grunnlag for å iverksette mulige tiltak og tilpasninger til konsekvensene av klimaendringer. COAT består av en rekke sammenhengende *moduler* som til sammen dekker viktige økosystemfunksjoner/tjenester og sårbart arktisk biomangfold. COATs «fjellrevmodul» dekker således de 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 et al. 2017a).

Oppdraget fra Miljødirektoratet til «COAT Fjellrevmodulen» har så langt bestått av tre komponenter med de følgende begrunnelser:

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



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

hjortedyrforvaltning er indirekte drivere av disse negative effektene. 2) Evaluere rødrevens rolle i økosystemet og effekten av utskytingstiltak (blå pil) på rødrevbestanden. 3) Evaluere effekten tiltakene for er å øke fjellrevbestanden til et bærekraftig nivå, dvs. utskyting av rødrev, utsetting av fjellrev fra avlsstasjon og støttefôring (grønn pil).

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 et al. 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.

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

Rødrevtiltaket som har pågått siden 2005 har generert 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 påvirkning 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 rødrevbestander og de effektene dette har på biologiske mangfold gjøres mange steder i verden, men slike tiltak er sjeldent koplet til forskning slik at det kan gjøres kvantitative evalueringer. De ulike dataseriene på 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.

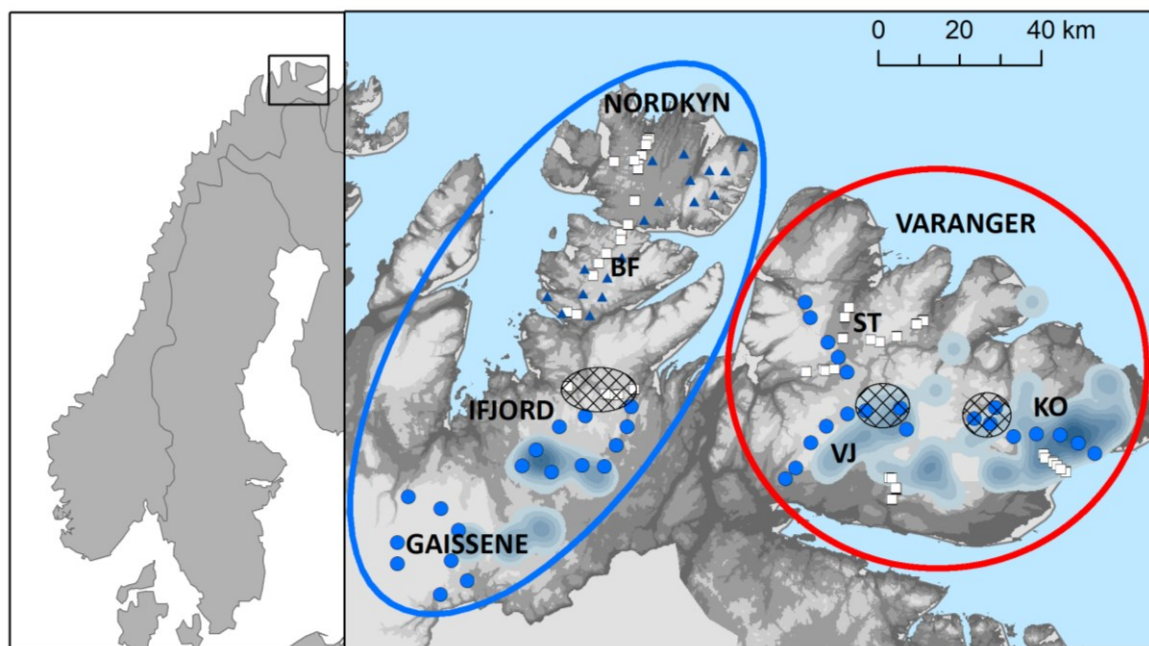
I slutten av 2019 ble det skrevet en omfattende rapport som viste resultatene fra de første 3-årsperioden (2017-2019) med den nye tiltakspakken. Denne rapporten oppsummerer resultatene for 3-årsperioden 2020-2022 fordelt på de tre prosjektkomponentene som er beskrevet i oppdraget fra Miljødirektoratet: Henholdsvis «Økosystembetingelser», «Tiltakspakken» og «Rødrev».

2 Økosystembetingelser

2.1 Ressursdynamikk: Smågnagere

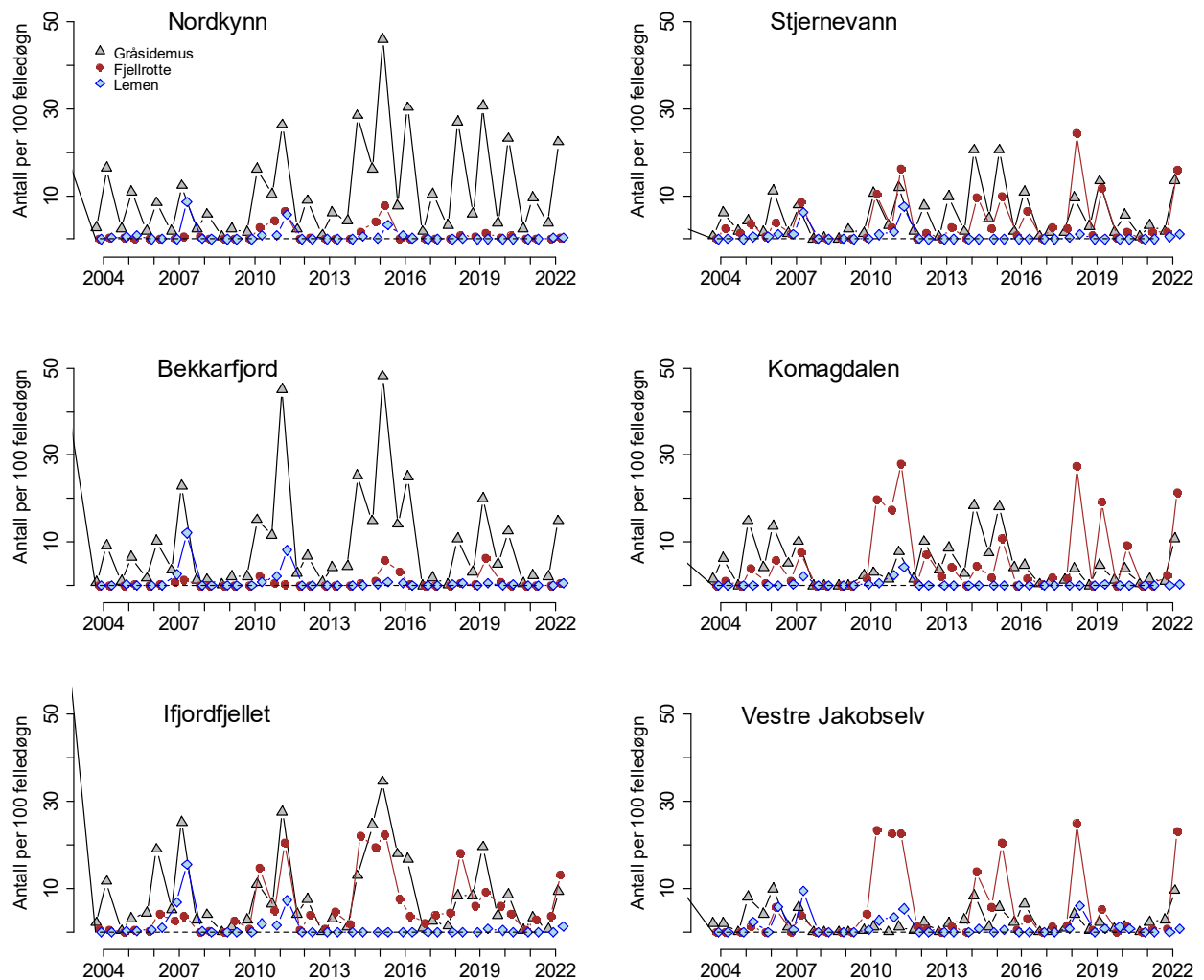
God kunnskap om dynamikken i smågnagerbestandene – den viktigste næringsressursen for fjellreven i Skandinavia – er nødvendig for å vurdere utviklingen til fjellrevbestandene. Denne kunnskapen må også ligge til grunn for å vurdere effekten av forvaltningstiltak siden både fjellrev og rødrev responderer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

Prosjektets basisdata på smågnagernes dynamikk kommer fra flere typer observasjonsserier. Den viktigste og mest langvarige smågnagerserien, som vi fokuserer på i denne rapporten, genereres av den såkalte ekstensivfangsten. Denne omfatter tre områder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen), samt Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet (Figur 2). Fangsten skjer med klappfeller etter småkvadratmetoden (Myllymäki et al. 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 smågnagerhabitatene.



Figur 2. Kart over prosjektområdet og studiedesignet i COATs fjellrevmodul. Varangerhalvøya er området der tiltakspakken gjennomføres (rød sirkel). Områdene lengre vest er referanseområdet (blå ellipse). Tettheten av kjente fjellrevhi er vist som blå konturer (høyere tetthet av hi med mørkere blåfarge). De hvite firkanter viser lokaliseringen av feltene til den ekstensive smågnagerfangsten (som ble etablert i 2004, men modifisert litt i 2010) med regionene Norkyn-Nordkinnhalvøya, Ifjord-Ifjordfjellet, BF – Bekkarfjordfjellet, ST – Stjernevann, VJ – Vestre Jakobselv, KO - Komagdalen). Transekter med åtestasjoner og fotobokser for å overvåke rovdyrksamfunnet 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 overvåking av lirype og hare, og av hekkeaktiviteten til andre smågnagerpredatorer - i Vestre Jakobselv og Komagdalen (for Ifjordfjellet i perioden 2004-2016). Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanser.

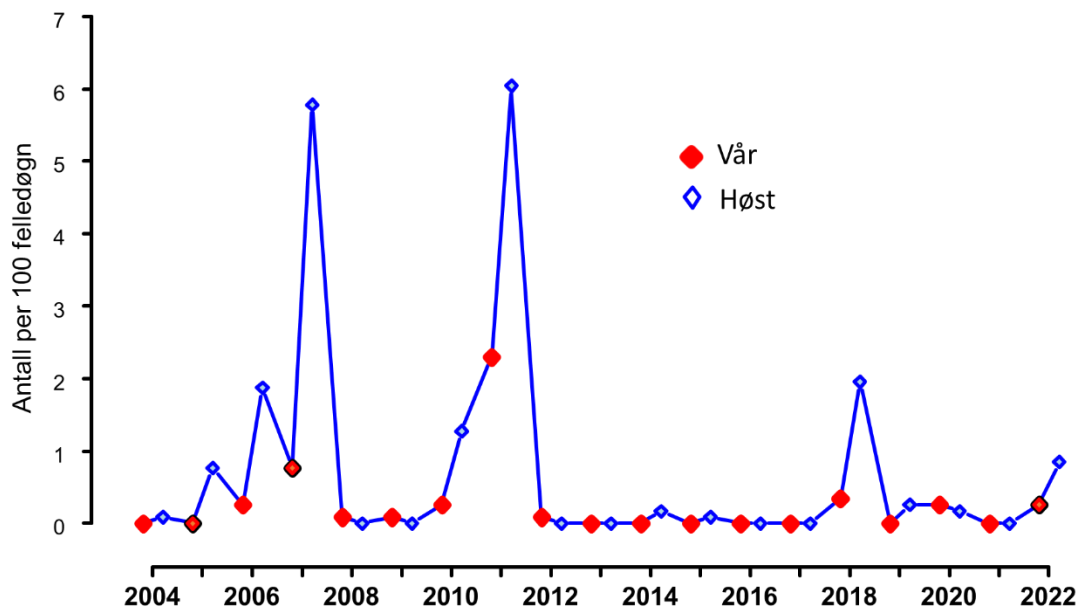
De oppdaterte smånagertidsseriene fra ekstensivfangsten viser at perioden 2020-2022 dekker en periode med for det meste lave bestandstettheter (særlig om våren), men med en markant oppgang i bestanden av særlig fjellrotte mot høsten 2022 (dvs. det siste punktet i kurvene i Figur 3). Følger smånagerbestandene på Varangerhalvøya et normalt syklusforløp, forventes 2023 å bli et toppår.



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

Av de tre smånagerartene som er vanlige i Øst-Finnmark, er det grunn til å fokusere særlig på lemen - dette fordi fjellrev og snøugle på Varangerhalvøya responderer særlig på lemendynamikken (Ims m. fl. 2017). Klappfellefangsten gir nesten alltid betydelig færre lemen enn de to andre smånagerartene, bl.a. fordi lemen ikke tiltrekkes av åte (Figur 3). Trekker vi ut dataene for lemen fra de tre fangstområdene på Varangerhalvøya under ett, framtrer lemendynamikken over den 18

år lange tidsserien tydeligere (Figur 4). Den viser at det har bare vært to tydelige lementopper i prosjektperioden; dvs. årene 2007 og 2011. Av disse to toppårene hadde bare 2011 særlig høye tettheter om våren (slutten av juni) når fjellreven og andre lemen-spesialiserte predatorer yngler. Derfor ynglet et tosifret antall snøuglepar og for første gang polarjo på Varangerhalvøya i 2011. Til tross for to tydelige topper for fjellrotte og gråsidemus i 2014/2015 og i 2018/2019 har det siden 2011 vært svært lave tettheter av lemen, særlig om våren. Det var en oppgang i lemenbestanden fram mot høsten 2022. Om det blir noen markant lementopp i 2023 avhenger sannsynligvis av snøforholdene vinteren 2022/23.



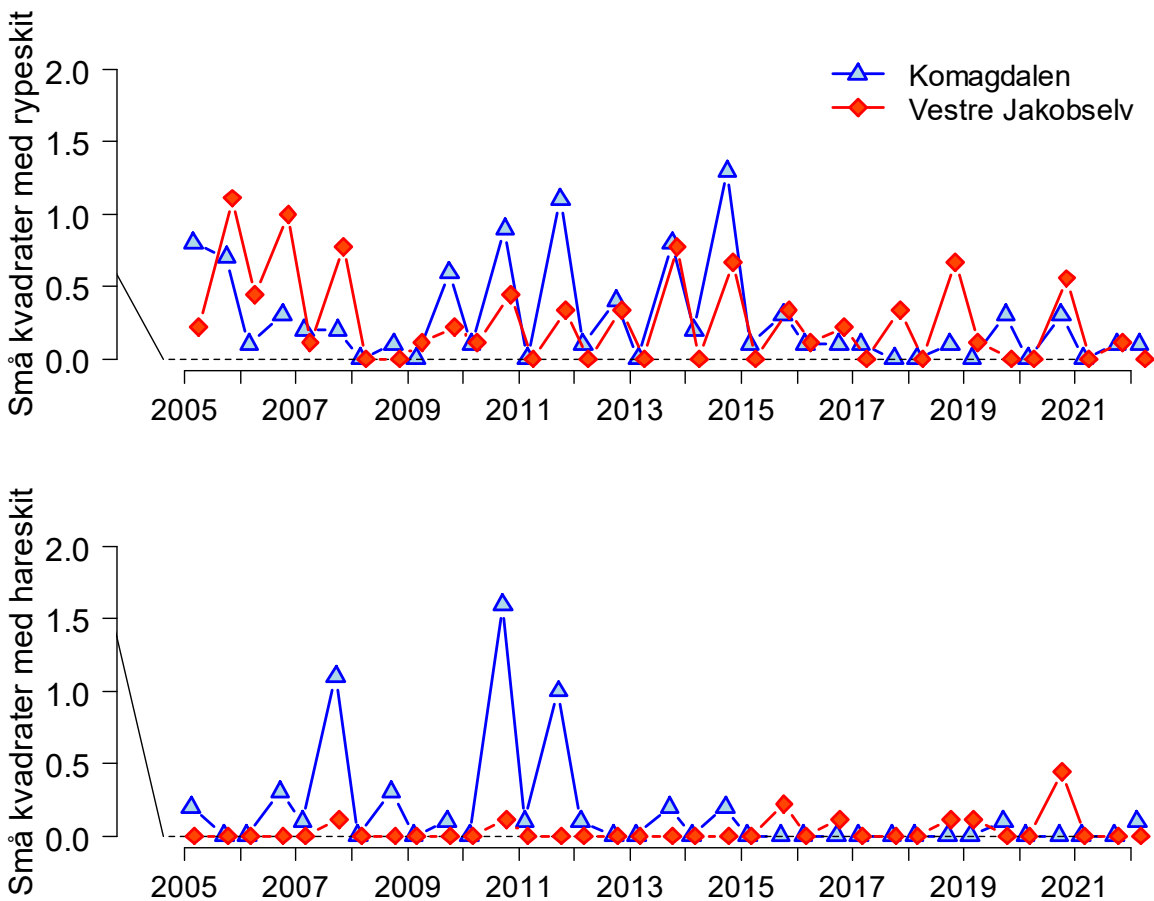
Figur 4. Tetthetsdynamikk for lemen på Varangerhalvøya. Grafen viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn for vår og høst for fangsområdene Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen sett under ett.

2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare

Småvilt (hare og rype) 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.

Sommerestimaterne for lirype viser en tendens til positiv respons på toppårene for smånager 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 smånageretettheten i 2018-2019. I de to påfølgende år var tellingene ikke helt på bunn til tross for lave smånagerbestander. Spesielt i Vestre Jakobselv

var det en økning i 2021 sammenliknet med 2020. Dette kan ha en relasjon til lokale variasjoner i rødrevbestanden, bl.a. som resultat av rødrevtiltaket (Henden m. fl. 2021). I 2022 var tellingen derimot lave i begge områder. Noe av disse mindre fluktuationene ved lave absolutte tall kan også skyldes tilfeldigheter. Harebestanden har vært vedvarende lav i de siste 8 årene siden toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene i 2007 og 2011. I 2021 ble det registrert litt mer hare i Vestre Jakobselv, noe som samsvarer med den registrerte økningen i lirype her. I de tre siste årene ble det observert mange harer langs kysten av Varangerhalvøya mellom Vadsø og Vardø, men til tross for en økende bestand i lavlandet, ble det bare registrert noen få hareskitt i Komagdalen, dog med en antydning til en økning på høsten 2022 (Figur 5). Dette kan tyde på at den voksende bestanden ved kysten fører til at noen harer sprer seg mot innlandet.

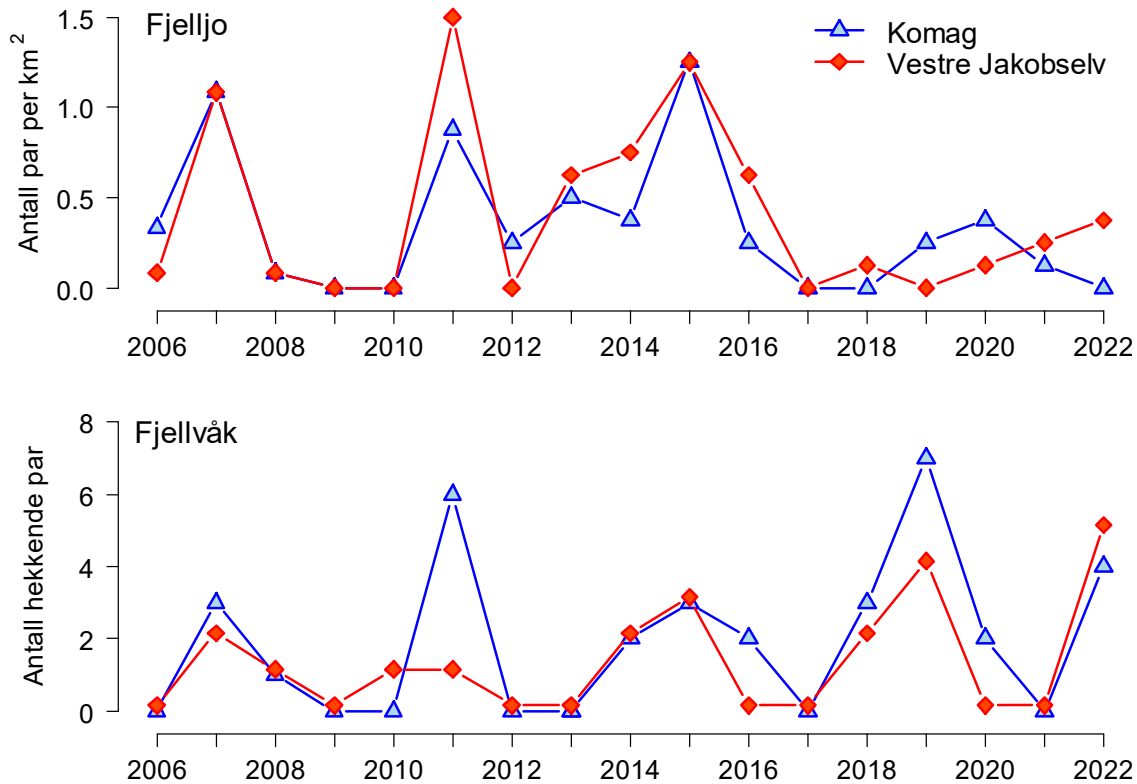


Figur 5. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregistreringer i kanten av vierkratt i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir det gjennomsnittlige antall små registeringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt (som hver har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

2.3 Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer

Ynglefrekvensen til andre smågnageravhengige predatorer gir viktig tilleggsmåling om den naturlige ressurstilgangen for fjellreven i sommerhalvåret. Dette fordi disse artene reflekterer tilgjengelighet av smågnagere i deler av landskapet og på tider av året som ikke dekkes godt av klappfellefangsten. Denne informasjonen har blitt enda viktigere etter at støttestøringen av fjellrev

kom i gang, fordi dette tiltaket kan bryte sammenhengen mellom smånagerdynamikken og fjellrevynglingen (se kapittel 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 synkrone fluktuasjoner i hekkefrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smånagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 6). Fjelljo og fjellvåk bruker i noen grad forskjellige deler av landskapet, særlig fordi fjellvåken også jakter i relativt høy vegetasjon i krattengene i bunn av dalene hvor det kan være mye fjellrotte. Den relativt høye hekkefrekvensen av fjellvåk i 2022 kan derfor trolig knyttes til den kraftige veksten i fjellrottebestanden over sommeren (Figur 3).

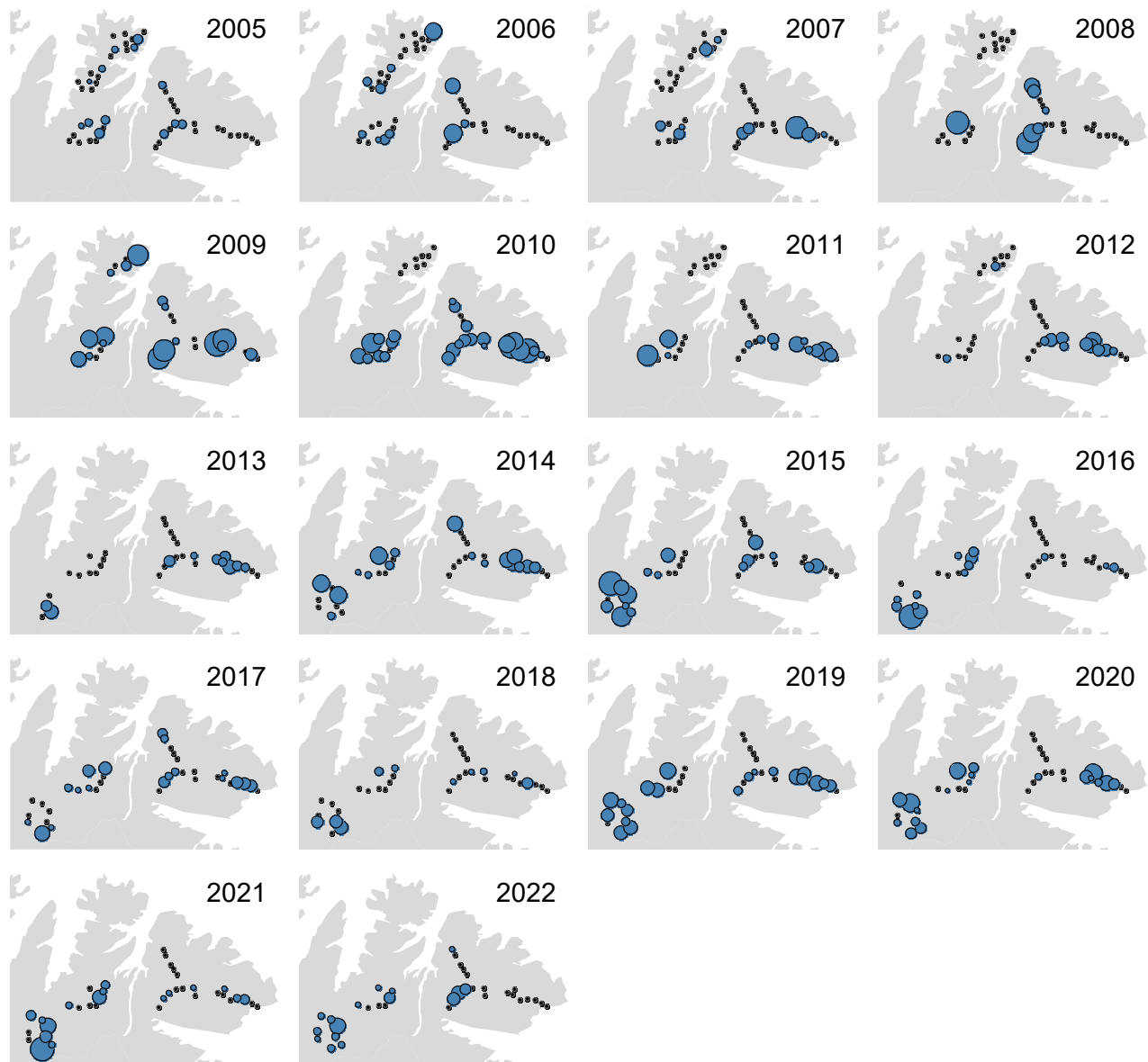


Figur 6. Tidsserier med frekvensen av hekkende par av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i Komagdalen og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya. For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km², mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkeplasser i hvert av de to områdene.

2.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren

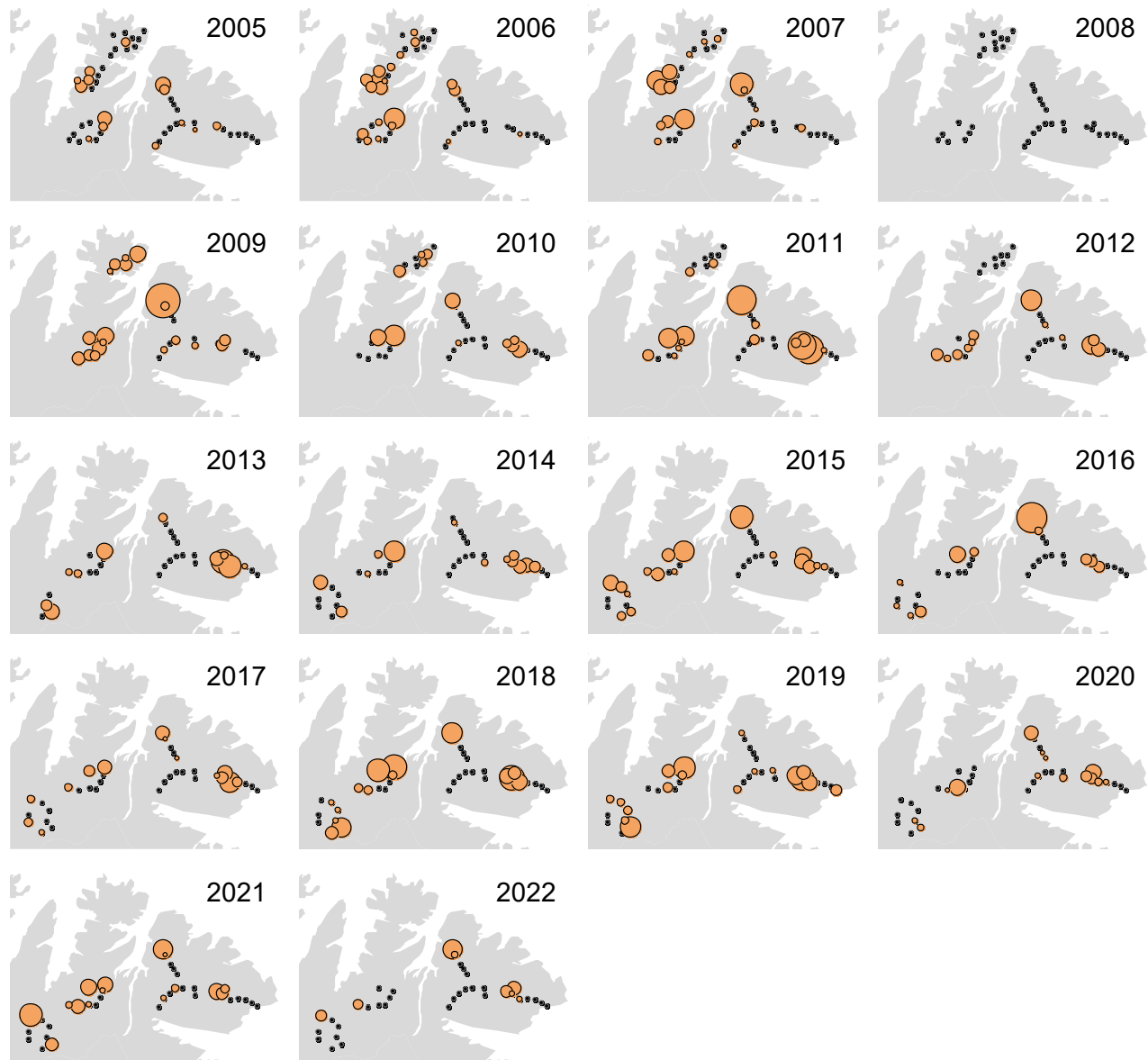
Åtsler utgjør en viktig næringsressurs for mange arktiske rovdyr, særlig på vinteren. Dette er også tilfelle for fjellrev, og konkurranse med andre rovdyrarter om åtselsressurser kan påvirke fjellrevbestanden. Fjellrevens og andre rovdyrarters bruk av åtselsressurser i tid og rom overvåkes med fotobokser på åtestasjoner som er plassert langs transektorer i både tiltaks- og referanseområdene (Figur 2). Åte legges ut to ganger på sen vinteren 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 rødrev gis i seksjon 4.2.

Jerv er det største rovdyret i dette samfunnet. Den er viktig som en konkurrent til rødrev, og kan tenkes å ha både en negativ (gjennom konkurranse) eller en indirekte positiv effekt på fjellrev (gjennom en negativ effekt på rødrev). Rød-Eriksen m. fl. (2023) viste at bruken av kadaver var til en viss grad positive assosiert med tilstedeværelsen av jerv for begge revearter. Jerven viser relativt store variasjoner fra år til år og fra område til område i bruk av åtestasjonene. Noe av denne variasjonen kan tilskrives i hvor stor grad bestanden av jerv har blitt beskattet i de enkelte årene og at det er generelt få individer på Varangerhalvøya (Figur 7).



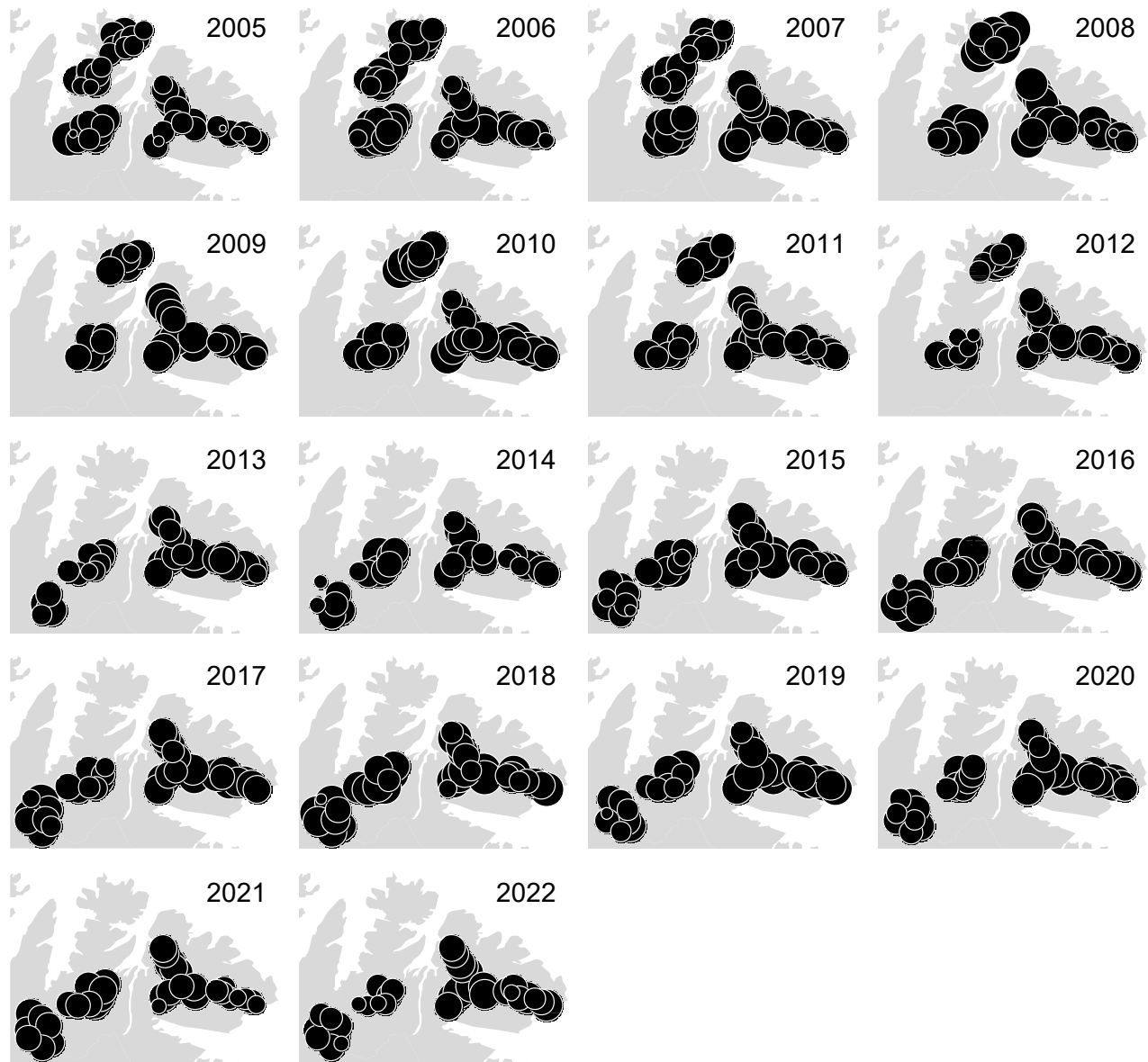
Figur 7. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager jerven besøkte en bestemt åtestasjon.

Kongeørn er en stor rovfugl som både kan også 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 (avsnitt 3.3.2) og lengre sør i Norge, og også på avlsstasjonen for fjellrev. 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) 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).



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 jerven besøkte en bestemt åtestasjon. Noen ganger kan det være vanskelig å skille mellom kongeørn og havørn på bildene, dermed kan denne fordelingen være noe unøyaktig.

Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 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 åtselelersamfunnet både i form av konsumpsjon av åtsler og effekter på andre arter (særlig bakkehekkende fugl: Ims m.fl. 2013, 2019).



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 samme høydesjikt og topografi som Varangerhalvøya (Killengreen et al. 2007), har det ikke vært fjellrevynglinger i prosjektperioden (2004-2022). I det mer høyereliggende og alpine «Gaissområdet» lenger vest, var det et hi med frekvent yngling av fjellrev fram til og med 2011.

3.1 Utsetting

Totalt ble det satt ut 67 valper på 7 forskjellige hi på Varangerhalvøya i årene 2018 til 2020 (Tabell 1). Hiene for utsetting ble valgt ut fra kriteriene at de skal være i god stand (mange intakte innganger) og at det skal ha vært aktivitet av fjellrev (observert eller sannsynlig yngling) på hiene i nyere tid, men dog ikke etablerte fjellrev på tidspunktet for utsettingen.

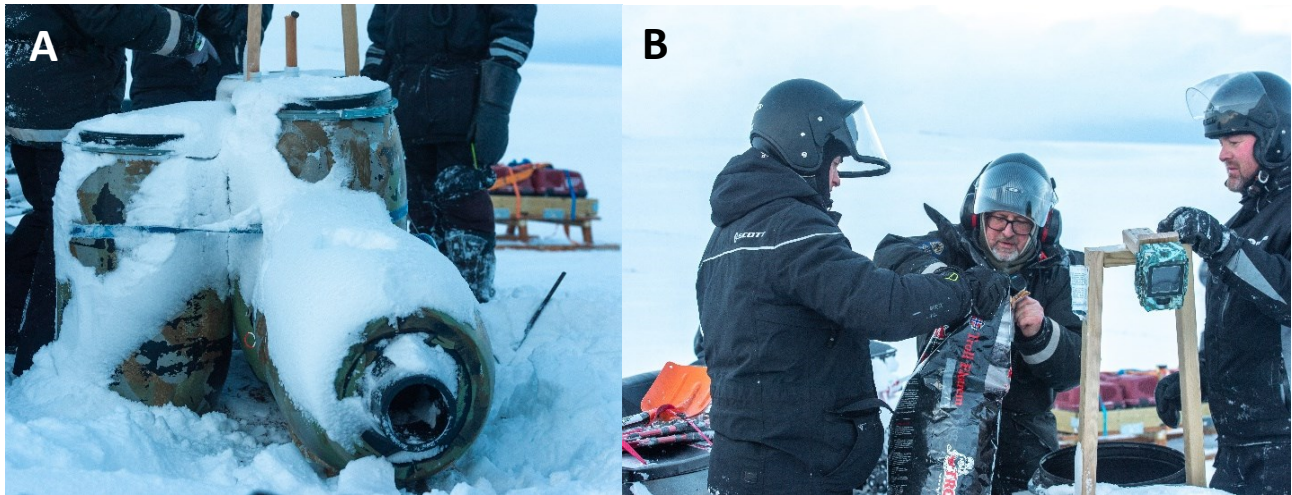
Tabell 1. Antall fjellrevvalper satt ut på ulike hi på Varangerhalvøya i perioden 2018-2020.

Hi ID	Utsetting 2018	Utsetting 2019	Utsetting 2020
F-NFI-002	9		
F-NFI-009	5	11	
F-NFI-021	5		
F-NFI-027	8		
F-NFI-005		7	2
F-NFI-140		8	7
F-NFI-120			5
Totalt	27	26	14

På grunn den gode utviklingen i bestanden etter de første tre år med utsetting har det ikke blitt satt ut fjellrev etter 2020.

3.2 Støttelefôring

Det ble etablert to fôrautomater i nærheten av hiene der valpene ble satt ut. Fôrautomatene øker sannsynligheten for at fjellrevvalpene skal etablere seg i hiområdet. Fra andre områder har det også blitt vist at støttelefôringen gir øket reproduksjonssuksess hos etablerte fjellrevpar og at den på sikt bidrar til vekst i fjellrevbestanden (Angerbjörn m. fl. 2013). Fôrautomatene har en inngang som er dimensjonert til å slippe inn fjellrev, men ikke rødrev og jerv (Figur 10A). Tilsvarende fôrautomater finnes også i innhegningene på avlsstasjonen, slik at valpene som settes ut er allerede vant til å bruke automatene (Landa m.fl. 2017). Slike automater brukes nå i hele Norge og i Nord-Finland for å støtte fjellrevbestanden.



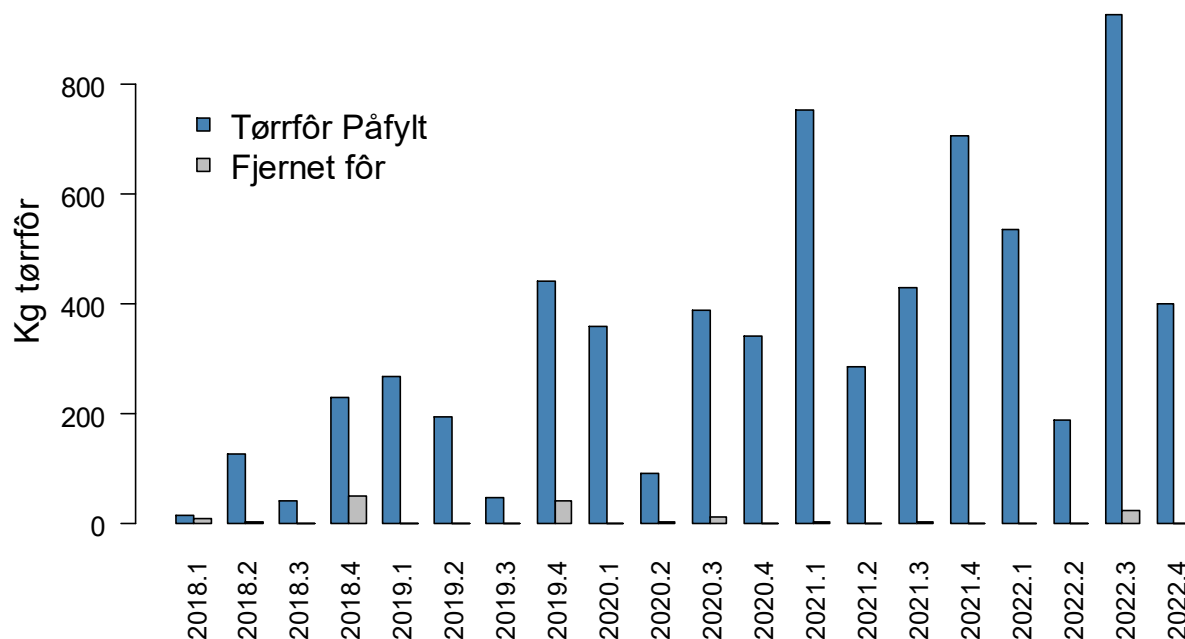
Figur 10. Fôrautomatene på Varangerhalvøya. A. Fôrautomatene består av en tønne med fôr, en tønne der reven spiser og en inngangstønne med en inngang som er akkurat stor nok til å slippe en fjellrev gjennom, men er for trang for rødvrev eller jerv. Foto: Arne-Petter Sarre. B. Fôr fylles på regelmessig. Foto: Dorothee Ehrich.

De første 8 fôrautomatene ble satt opp på Varangerhalvøya på våren 2017, dvs. året før den første utsettingen. Siden da har flere automater blitt satt opp og noen har blitt flyttet. Ved årsskiftet 2022/2023 var det 20 fôrautomater på Varangerhalvøya i nærheten av 10 forskjellige hi. Fôrautomatene settes opp i noen hundre meters avstand (150-900 meter) fra hiene. Over de siste årene har plasseringen i landskapet blitt optimalisert for å unngå at automaten dekkes med et for tykt lag med snø som gjør det vanskelig å gjennomføre fôringen over vinteren. Samtidig skal ikke automatene være for langt unna hiet da en lang vei over åpen mark gjør valpene veldig utsatt for predasjon av særlig kongeørn. Hvis fôret blir fuktig, kan den mugne og må fjernes. De to første årene måtte det fjernes en del fôr spesielt på høsten (Figur 11), men de siste årene ble dette problemet redusert gjennom forbedring av vedlikehold på automatene. Fôrautomatene fylles regelmessig av SNO i samarbeid med COAT (Figur 10B). Siden mars 2018 registrerer NINA mengden fôr brukt i en sentral logg. Over årene 2020 til 2022 har det blitt gjennomført 156-192 årlige besøk av automatene på Varangerhalvøya i forbindelse med kontroll og påfylling, dvs nesten 9 besøk i gjennomsnitt per automat per år (tabell 2). Denne store jobben utført av SNO har vært sannsynligvis helt avgjørende for å fremme en betydelig vekst i fjellrevpopulasjonen til tross for lite smånagere de siste årene.

Tabell 2. Oversikt over fôringen av fjellrev på Varangerhalvøya i årene 2018-2022 basert på fôrloggen ført av NINA.

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

Mengde tørrfôr (antall kg) som ble fylt i automatene har økt over årene og ser nå ut til å ha stabilisert seg med litt over 2 tonn per år de siste to årene (tabell 2). Økningen i fôrforbruket kan være relatert til den voksende fjellrevpopulasjonen og de mange valper født de siste årene (Avsnitt 3.3), men også til de lave smågnagerbestandene i 2021. Stabiliseringen av fôrforbruket i 2022 til tross for en fortsatt økning i fjellrev reproduksjon kan være relatert til den begynnende økningen i smågnagerbestandene. Den kan også tyde på den maksimale intensiteten på tiltaket gitt antall fôrautomatene er nådd. Mengden fôr som fylles ved hver kontroll viser også i hvor stor grad fjellrevne bruker automatene. Figur 11 viser fôrmengden brukt per 3-måneders perioder siden 2018 som registrert i fôrloggen. Det brukes mindre fôr på sommeren, antakelig fordi det da er bedre tilgang på naturlig mat for fjellrevne. Den totale mengden fôr som har blitt brukt de siste årene virker som veldig mye hvis man relaterer den til det sannsynlige antall rev som bruker automatene. Derfor kan det tenkes at fjellreven i noen tilfeller gjemmer (hamstrer) en del fôr utenfor automatene.



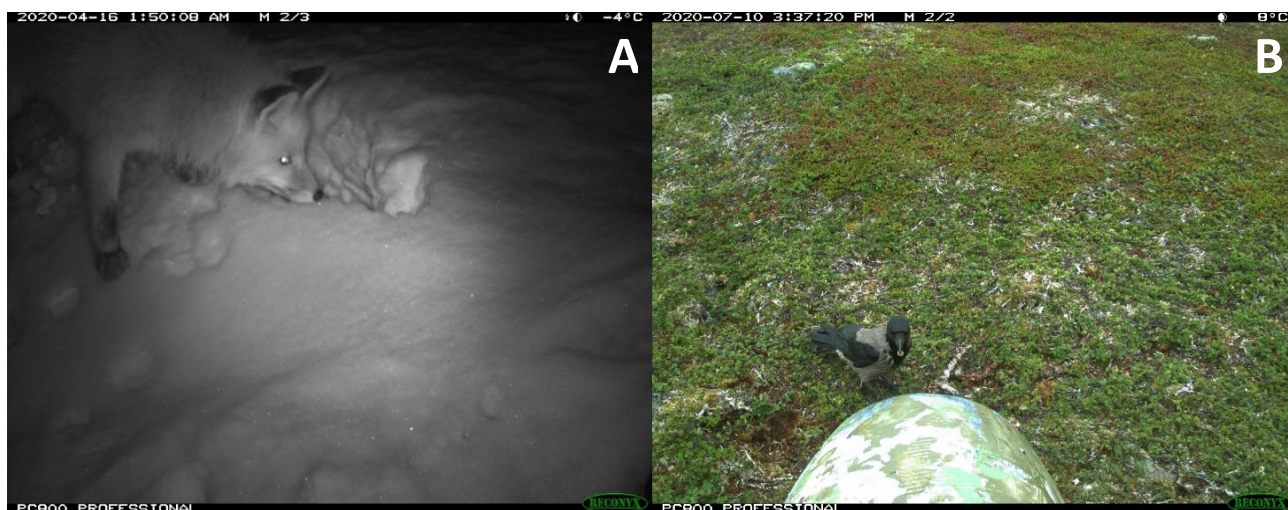
Figur 11. Mengder tørrfôr påfylt (i blått) og fjernet (i grått; pga mugning) i fôrautomatene per trimester (januar-mars = 1, april-juni = 2, osv) på Varangerhalvøya i 2018-2022 som registrert i fôrloggen fra NINA.

Fôrautomatene er utstyrt med et viltkamera med bevegelsessensor og registrer dyr som går inn i automaten eller oppholder seg rett foran den. Viltkameraene viser at de fleste automatene er godt besøkt og at de stort sett besøkes av fjellrev hver måned. På hiene med yngling er også valpene regelmessig ved fôrautomatene når de begynner å bevege seg litt bort fra hiet. Revne kan besøke automaten nesten daglig over perioder av noen uker. Til tross for plassering på forhøyede og vindeksponerte steder, kan noen fôrautomater av og til bli fullstendig dekket med snø. Men bilder fra kameraene viser at dette ikke er noe problem for revne, som bare graver seg ned til inngangen på automaten (Figur 12).



Figur 12. En fjellrev graver seg ned til inngangen til en nedsnødd fôrautomat på senvinteren 2020.

Til tross for at inngangen til fôrautomatene er dimensjonert slik at bare fjellrev kan komme inn, kan andre artene være tiltrukket av dem. De vanligste artene som registreres på kameraene er ravn og rødrev, med noen observasjoner av jerv. Rødrevene oppholder seg oftest ikke lenge i nærheten av fôrautomatene, men noen ganger kan en rødrev være der flere ganger over 2-3 dager (Figur 13A). Bildeseriene tyder på at rødreven forstyrret ikke fjellrevene nevneverdig. Fjellreven var ofte tilbake ved automaten på samme dag eller på neste dag etter rødrevbesøk. Over årene 2017-2020 var det ingen forskjell i antall fjellrevindivider observert 3 dager før eller etter rødrevbesøk (bachelor oppgave Christiane Lovise Elde, 2021). I oktober 2019 ble det observert at en rødrev, sannsynligvis en valp, gikk inn i en automat flere ganger. Ellers ble det ikke dokumentert at rødrev benyttet seg av fôringen. I 2020 fikk en fôrautomat besøk av en kråke som har oppdaget at det var mulig å gå inn i den for å hente mat (Figur 13B)



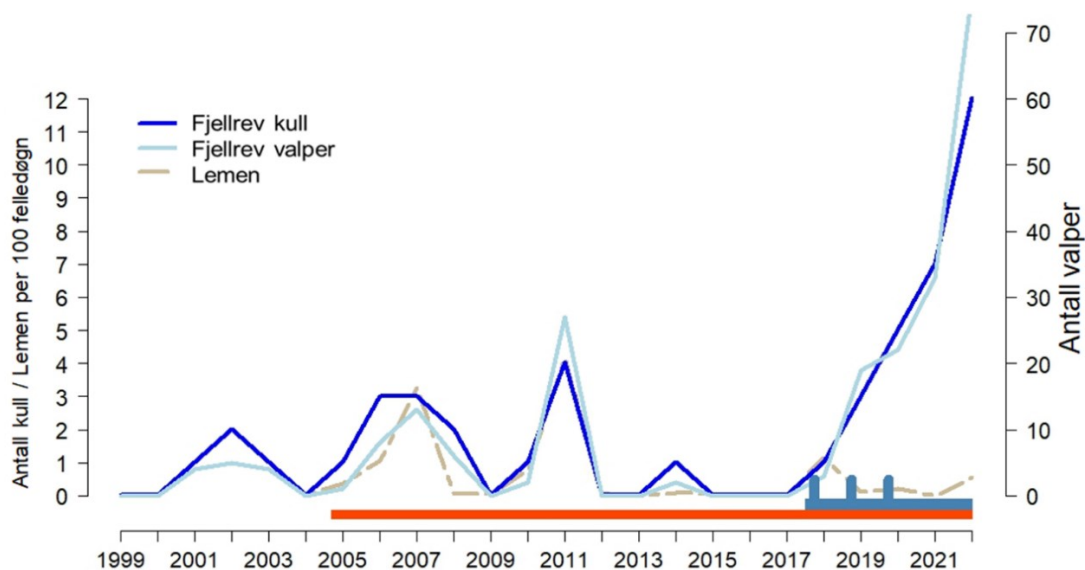
Figur 13. Bilder fra viltkamera montert på fôrautomatene. A. En rødrev ser ned til inngangen av fôrautomaten, men bildene tydet ikke på at den prøvde å gå ned i hullet. B. En kråke med en hundepellet i nebbet.

3.3 Overvåkning av fjellrev

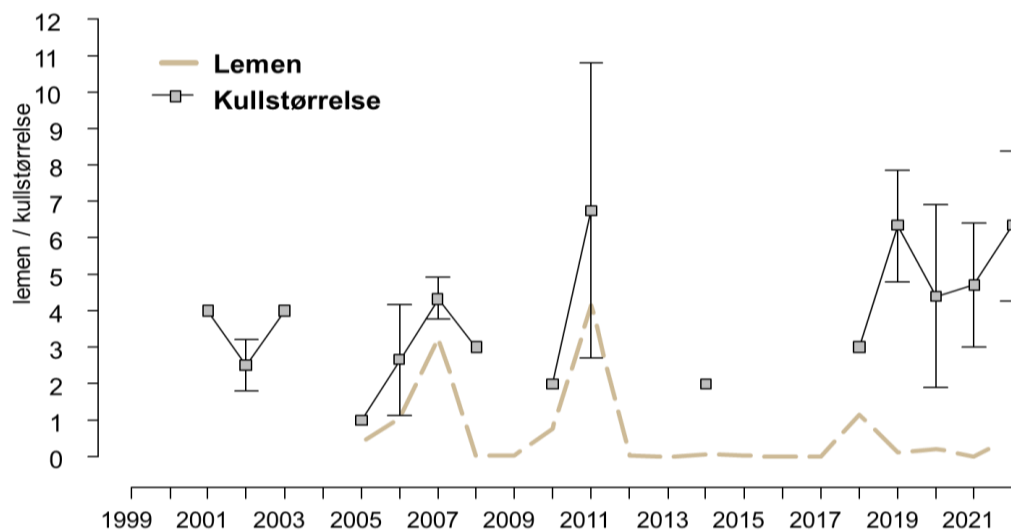
3.3.1 Bestandsutvikling

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 14). De fem siste årene i tidsserien (dvs. 2018 til 2022) viser et avvikende bilde. Det har vært en kraftig økning i antall fjellrevynglinger og valper til tross for det ikke har vært noen tydelige lementopper. Den jevne veksten i fjellrevynglingene har også vært frikoplet fra dynamikken til de to andre smågnagerartene som har hatt nedadgående eller lave bestandstettheter fram til våren 2022 (Figur 3). Både utsetting av valper og støttelefôringen har bidratt til denne frikoplingen. Den bratte veksten i ynglefrekvens og valpeproduksjon i de tre årene etter siste utsetting av valper i 2020, tyder på at særlig støttelefôringen har hatt en avgjørende positiv effekt. Dette understrekes også av at 26 av de 28 fjellrevynglingene som er dokumentert i årene 2018-2022, har skjedd på hi med støttelefôring.

Også kullstørrelse hos fjellrev er som regel tett koplet til tettheten av lemen (Angerbjörn et al. 1999), noe vi observerte på Varangerhalvøya før starten på støttelefôringen (Figur 15). Bortsett fra det gode lemenåret 2011 har kullstørrelsene vært relativt lave for fjellreven på Varangerhalvøya. Med støttelefôring har kullstørrelsene stabilisert deg på middels nivå (gjennomsnittlig 5-6 valper per kull). Kullstørrelser i gode lemenår kan være rundt 10-12 valper (Tannerfeldt & Angerbjörn 1998). Alle kullstørrelser i årene 2018-2022 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.



Figur 14. Antall registrerte fjellrevkull (mørk blå linje) og antall valper (lys blå linje) på Varangerhalvøya i den 24 år lange tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier (stiplet brun linje) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2022. Lementoppen i 2011 er skjult bak kurven for antall kull. 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 valper.



Figur 15. Kullstørrelse (gjennomsnitt med standardavvik) for fjellrev på Varangerhalvøya i forhold til lemendynamikken.

NINA regner ut et bestandsestimat for hver fjellrev delpopulasjon basert på individer som er identifisert gjennom DNA-analyser av skittprøver (Eide et al. 2022). I 2021, resulterte denne beregningen et bestandsestimat på 33 individer [23-46] (Ulvund m. fl. 2021). Dette var en tydelig økning sammenliknet med 2020, da estimatet var 22 individer [17-32], og tidligere år der bestanden var lavere. I 2022 ble det samlet inn færre skittprøver grunn av dårlig vær som gjorde estimatet ble kun 16 individer.

3.3.2 Aktivitet på hi

Den nasjonale hiovervåkningen 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 seks år med støttestøring har aktiviteten økt markant (Tabell 3). Også antall dokumenterte ynglinger har økt fra år til år siden 2018. De siste tre årene ble de høyeste antall ynglinger dokumentert på halvøya siden overvåkningen startet i 1999 (Figur 14). I referanseområdene har det i løpet av perioden 2020-2022 blitt registrert tilstedeværelse av fjellrev på et hi i Gaissene. Dette er hiet som hadde yngling sist i 2011. I 2020 hadde en fjellrevtispe etablert seg på hiet. Dette ble bekreftet av DNA analysene. I 2021 virket kameraet på det hiet dessverre bare en kort periode, og fjellrev ble bare dokumentert på en av dagene. DNA-analysene identifiserte en hann på hiet det året. I 2022 var det igjen minst en fjellrev tilstede i mai, men etter 2 ørnebesøk 29 mai og 13 juni ble ikke fjellreven observert noe mer.

Tabell 3. Overvåkningen av fjellrevhi som gjøres av SNO (besøk vår og sommer) i rammen av den nasjonale overvåkningsprogrammet for fjellrev som ledes av NINA. COAT bidrar med kameraovervåkning på ynglehiene vår/sommer. Tallene viser antall hi som har vært besøkt eller overvåket med kamera i årenen 2020-2022, og antall hi hvor det er registrert aktivitet eller yngling av fjellrev eller rødrev.

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

° I tillegg ble det observert havørn på et hi.

* På et hi ble det observert aktivitetsspor av ubestemt rev

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

Siden 2014 har viltkamera blitt brukt på et utvalg av hi i tillegg til hibesøk av SNO for å overvåke aktivitet på hiene (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 16), men også for å

studere hvilken virkning hibesøk av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) har på fjellreven. I 2020-2022 ble det satt opp kamera på 10-12 hi på Varangerhalvøya og på 6 hi i Ifjordfjellet/Gaissene området (tabell 3). Kameraene på Varangerhalvøya var aktive fra slutten av april/begynnelsen av mai og til slutten av august. På Ifjordfjellet/Gaissene ble kameraene satt ut i begynnelsen av mai og tatt inn i slutten av juli. Mens antall valper registrert i rovbasen av SNO var tidligere først og fremst basert på observasjoner i felt ved hibesøk, har SNO integrert bruken av kamera mer og mer i overvåkingen over de siste årene og bruker de nå til å bestemme antall valper. 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 16. Bilder fra viltkamera på to av fjellrevhiene med yngling i 2022. Valpene kommer ofte ut av hiet når en av de voksne kommer.

I 2022 ble det for første gang siden utsettingen dokumentert yngling på to hi uten fôrautomater. Kamera ble da satt ut også på disse hiene, og dermed kunne kullstørrelsen bli dokumentert med kamera på alle hiene.

På våren 2021 viste viltkamera for første gang tilstedeværelse av flere enn to voksne fjellrever på et hi over flere dager. Det var fire voksne over en periode på to uker på et hi der det senere ble observert valper. På to andre hi var det tre voksne i noen perioder. Det ble observert tre voksne på to hi også i 2022. På et av hiene var alle tre voksne fortsatt til stede når valpene (8) var ute på hiet. DNA-analysene viste også tilstedeværelse av to tisper på dette hiet. Det samme ble dokumentert på to andre hi. På to av hiene med yngling i 2022 er det mulig at har vært to forskjellige kull. På det ene hiet var valpene av påfallende forskjellig størrelse, og ved den andre hilokaliteten er det to hi i nærheten av hverandre og valper ble observert på begge samtidig. Det var 7 valper totalt, dermed er det også mulig at valpene ble delt opp mellom de to hiene, noe som har vært observert i andre fjellrev populasjoner tidligere. Overalt tyder disse observasjonene på at det er nå ganske høy tetthet av fjellrev i den sør-østre delen av Varangerhalvøya.

Yngling av rødrev ble ikke registrert i 2021 og 2022, men det var en yngling i referanseområdet i 2020 (tabell 3). I referanseområdet var tilstedeværelse av rødrev relativ lik over de siste årene med besøk på mellom 3 og 6 av hiene (dvs. litt mindre enn halvparten av de overvåkede hi). På Varangerhalvøya har hyppigheten av rødrevbesøk på hi som overvåkes med vidkamera avtatt noe fra 6 i 2020 til 3 i 2022. På de fleste hiene, også der det var yngling, ble rødreven bare fotografert

noen få ganger, og fjellrevene var tilbake på bildene relativt kort tid etter. Men på et hi i 2022 ble det dokumentert predasjon av rødrev på en fjellrevvalp. Bildet med en rødrev som tok en fjellrevvalp (Figur 17A) ble tatt like før de første valpene dukket opp på viltkamera. Etter dette ble tre valper registrert på hiet. Det er sannsynlig at rødrev forstyrret en ungling også i 2021. Da oppholdt en rødrev seg flere timer to dager på rad på et hi der det var fire små valper. Etter dette ble ikke valpene observert mer, enten har de blitt flyttet til et ant hi eller de ble drept av rødreven (men ingen av delene bli dokumentert på viltkamera).

I tillegg til rødrev, ble kongeørn registrert på 4-5 fjellrevhi hvert år. Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele kull i andre delsbestander i Skandinavia. I 2021 ble predasjon av en voksen kongeørn på en liten fjellrevvalp dokumentert med viltkamera på et av hiene (Figur 17B). Ørnen besøkte hiet gjentatte ganger på samme dag, og etter dette ble bare en valp observert på dette hiet. I 2022 ble det dokumentert predasjon av en ung kongeørn på en allerede ganske stor valp ved en fôrautomat. COAT overvåker kongeørnreir på Varangerhalvøya i rypemodulen. Det finns bare en kjent reirplass i området hvor hiene med fôrautomater er, og der var det ikke hekking i år. De andre tre kjente reirplassene er lengre unna. Men kongeørn har veldig store territorier og dermed sier ikke reirplassene mye i forhold til hvor de jakter. I tillegg finns det mange yngre individer som ikke er territorielle. Data fra åtekamera viser at kongeørn oppholder seg regelmessig ved de indre delene av Komagtransektet (Figur 8), som er forholdvis nær noen av fjellrevhiene med ungling i de siste årene.



Figur 17. Bilder fra viltkamera på fjellrevhi som viser predasjon på fjellrevvalper av henholdsvis kongeørn i 2021 og rødrev i 2022.

I 2022 ble det også for første gang registrert en hund (uten eier) på et hi der det var ungling. Men fjellrevene forlot hiet. Det hiet ligger ganske nært en skiltet tursti.

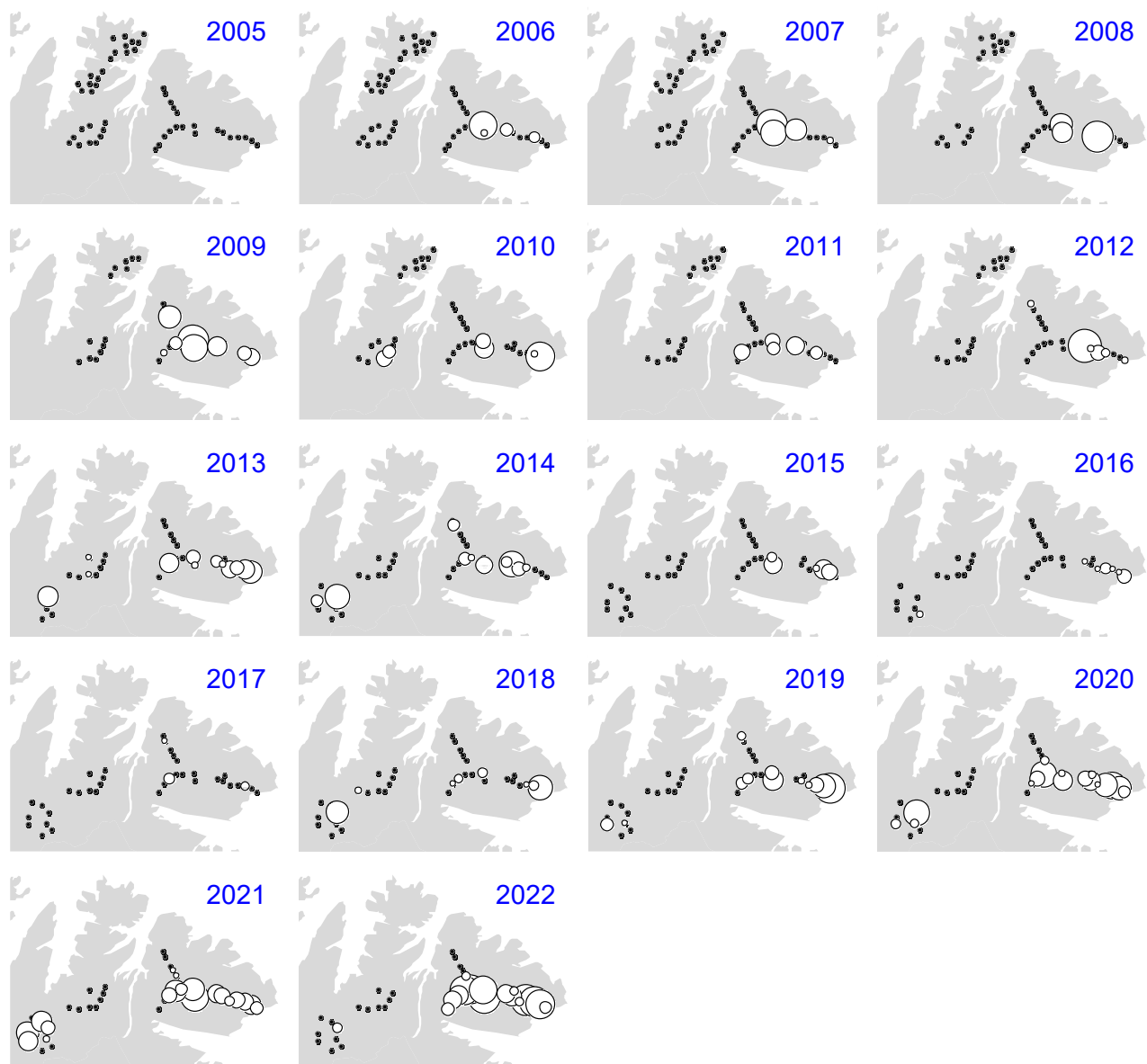
3.3.3. Etablering og spredning av utsatte fjellrever

Av de 67 valper som har blitt satt ut på Varangerhalvøya, er 23 individer identifisert fra DNA-prøver på Varangerhalvøya som NINA har analysert, 10 hanner og 13 tisper. Omtrent 2/3 deler av valpene som ble satt ut i 2018, og litt flere av de som ble satt ut i 2019, ble identifisert på fôrautomat- og hikamera minst en gang etter utsetting basert på enten øremerker eller DNA. Av de 14 valpene satt ut i 2020 ble bare noen få registrert på kamera og tre ble identifisert med-DNA-prøve.

Nettverket av fôrautomater med kamera i Nord-Fennoskandia som har blitt etablert gjennom Interreg- prosjektet «Felles Fjellrev Nord», og DNA-analyser av prøver samlet på hi i andre delbestander, har vist at flere av de utsatte fjellrevene på Varangerhalvøya har vandret ut. I 2018 hadde en rev vandret helt til Saltfjellet, mens en annen har etablert seg i Reisa Nord. I 2019 har en hannrev blitt registrert med DNA i indre Troms. I 2020 hadde en tisper etablert seg i Gaissene og i 2021 ble en hannrev registrert der. Fire fjellrev med øremerker har blitt observert i Nord-Finland og i april 2020 ble en øremerket fjellrev observert i Pechenga-distriktet i Russland. Disse eksemplene viser at utsettingen av valper på Varangerhalvøya kan bidra øke utbredelsen av fjellrev og utveksling av individer mellom delbestander i et større område på nordkalotten.

3.3.4 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 2018 – noe som kan tilskrives utsettingen av valpene fra avlsprogrammet og de mange ynglingene de siste årene. Det er verdt å merke seg at denne økningen har skjedd til tross for at fôrautomatene kan ha redusert besøksfrekvensen av fjellrev på åtestasjoner i forhold til tidligere år. Etter at utsettingstiltaket startet (dvs. siden 2018) har det blitt registrert fjellrev på alle tre transektene på Varangerhalvøya, men aller mest i Komagdalen og Nyborg/Vestre Jakobselv som er nærmest hiene der valpene ble satt ut. Det er fremdeles lite aktivitet på Stjernevanns-transektet. I tillegg har tilstedeværelsen av fjellrev økt i referanseområde i Gaissene. Der ble fjellrev registrert på tre åtestasjoner i 2020, fem stasjoner i 2021, men bare på en stasjon i 2022 (Figur 18).



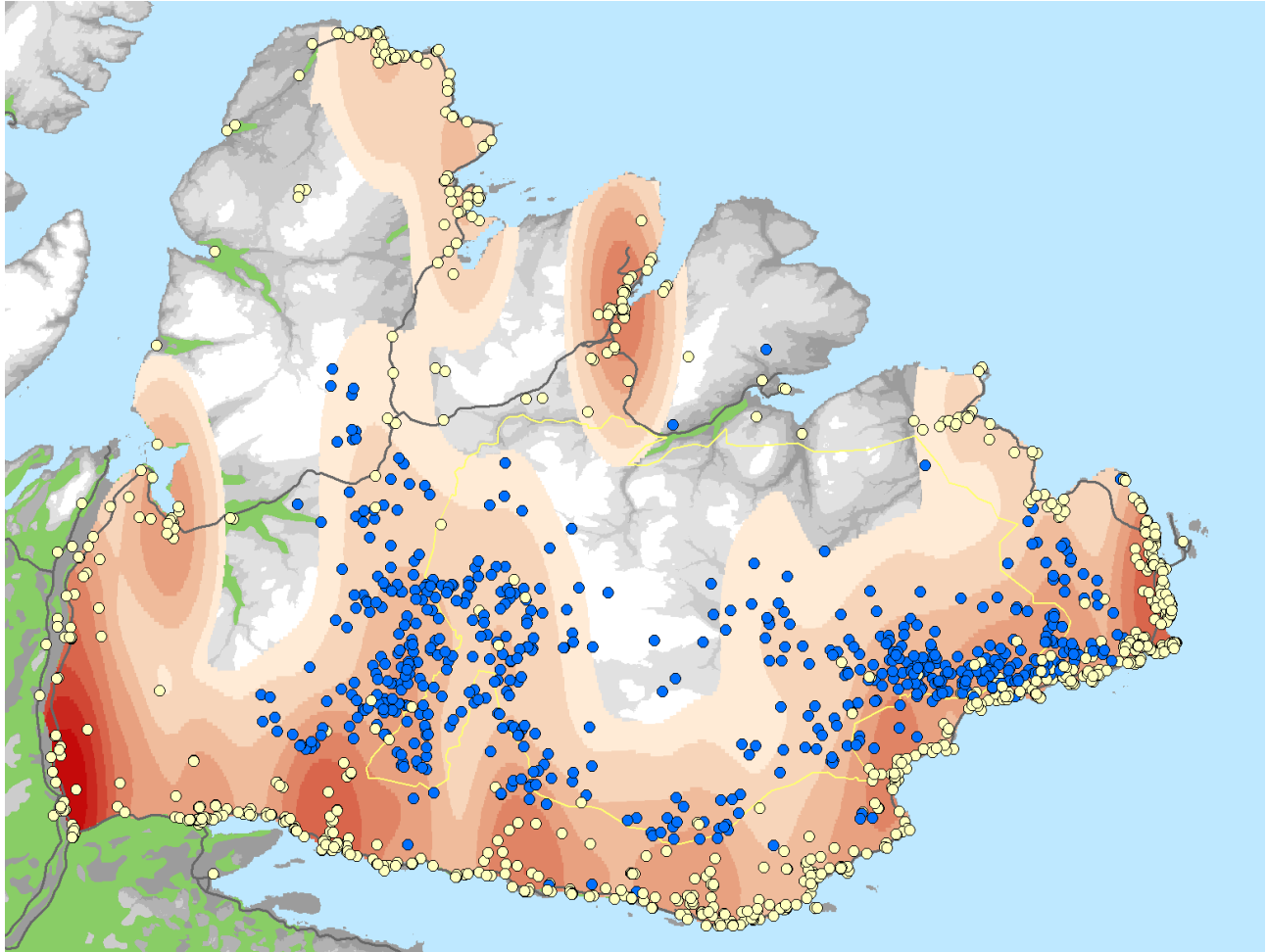
Figur 18. Antall dager med besøk av fjellrev registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellrever besøkte en bestemt åtestasjon.

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 18). 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

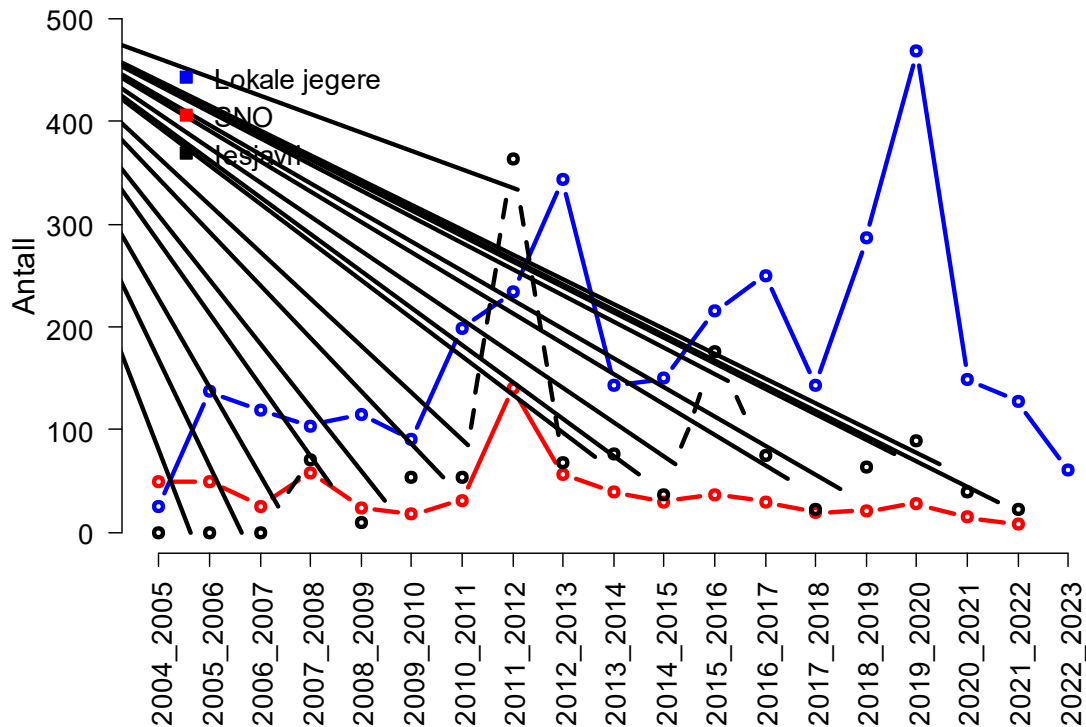
rødrevene som felles av SNO i lesjavri-område i forbindelse med dverggåsprosjektet (Marolla et al. 2019). Materialet fra både Varangerhalvøya og lesjavri-området blir analysert for å kvantifisere rødrevb bestandens responser på intensiv jakt i en lav-arktisk kontekst preget av store fluktuasjoner i ressursene.



Figur 19. Lokalitetene hvor rødreiv er felt av SNO (blå) og lokale jegere (gul) på Varangerhalvøya over hele tiltaksperioden (2005-2022). Lokale jegere har ofte faste åteplasser, dermed kan noen punkter representere mange rev felt over flere år. Røde fargegraderinger viser den interpolerte frekvensen av rødreiv skutt i område.

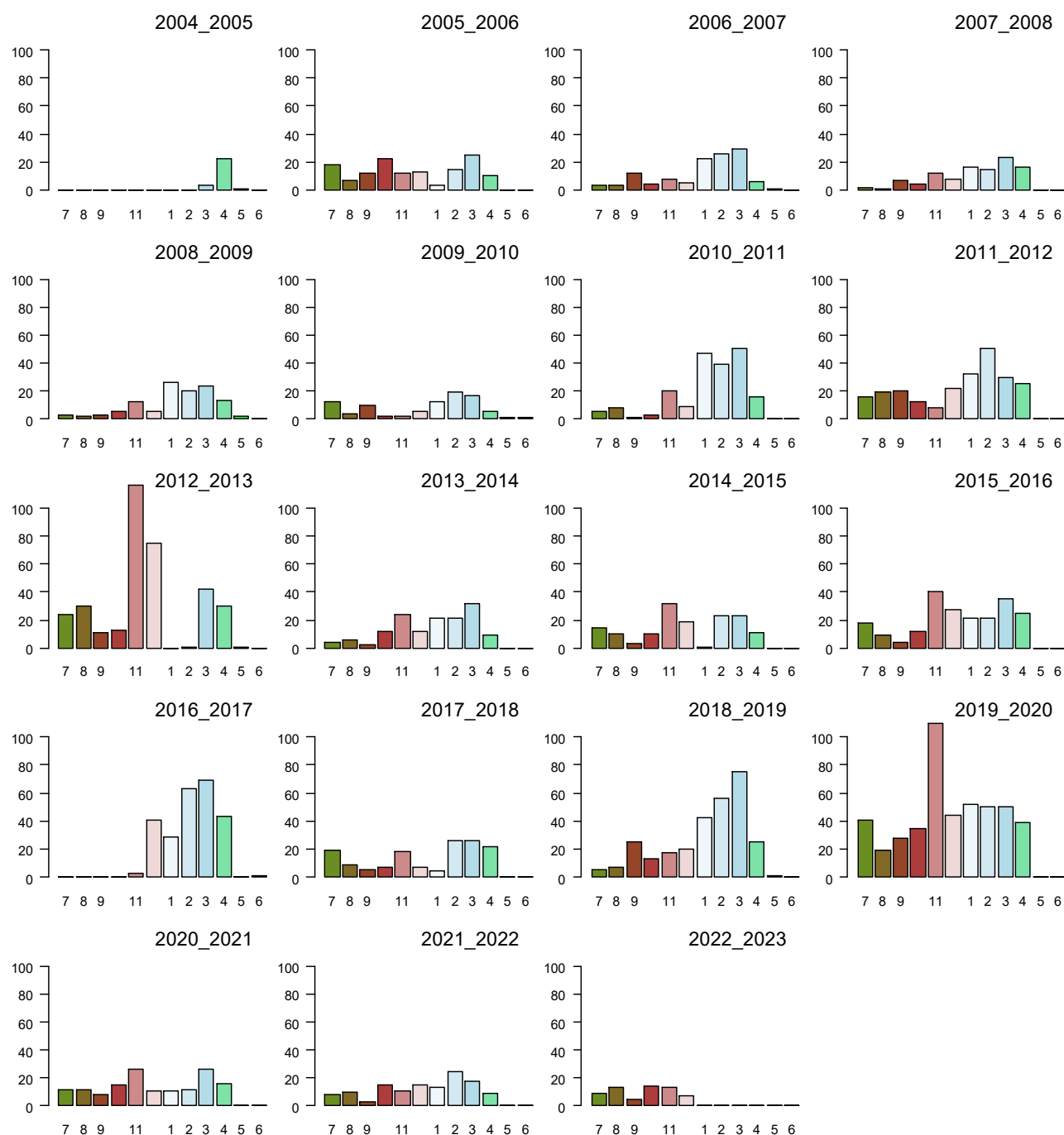
Siden starten på tiltaket i 2005 har SNO felt totalt 680 rødreiv på Varangerhalvøya, mens 214 lokale jegere har felt 3359. Bortsett fra fellingstoppen i forbindelse med lemenåret 2011-2012, har SNO-uttaket av rødreiv på Varangerhalvøya vært omtrent det samme hvert år og bestemmes først og fremst av tiden SNO kan allokere til dette arbeidet (Figur 20). Jakten har blitt vanskeligere de siste årene på grunn av mye dårlig vær og mange oppgaver som skal utføres på de få godværsdager. I 2022 har SNO skutt bare 8 rev. Ved lesjavri har det vært topper i SNO-uttaket både etter lemenåret i 2011, etter smånagertoppen 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 gjennom årene. Flest rev ble levert i vinteren 2019/20, ett år etter smånagertoppen i 2018/2019. Det ble også skutt mye rev ett år etter smånagertoppårene i 2011 og 2015 (Figur 20). Denne forsinkete effekten

kan skyldes at det er lettere å tiltrekke seg rev med åte eller lokkefløyte når det er lite tilgjengelig næring i crash-årene for smånagere, eller at revpopulasjonen har en forsinket relasjon til smånagertetthet gjennom reproduksjon og innvandring. De to siste vintrene (2020/21 og 2021/22) ble det skutt lite rev og både lokale jegere og SNO har fortalt at det var veldig lite rødrev på Varangerhalvøya.



Figur 20. 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. Siste datapunktet i kurven for lokale jegere på Varangerhalvøya er kun basert på tallene fram årsskiftet 2022/2023 (dvs. omtrent et halvt jaktår).

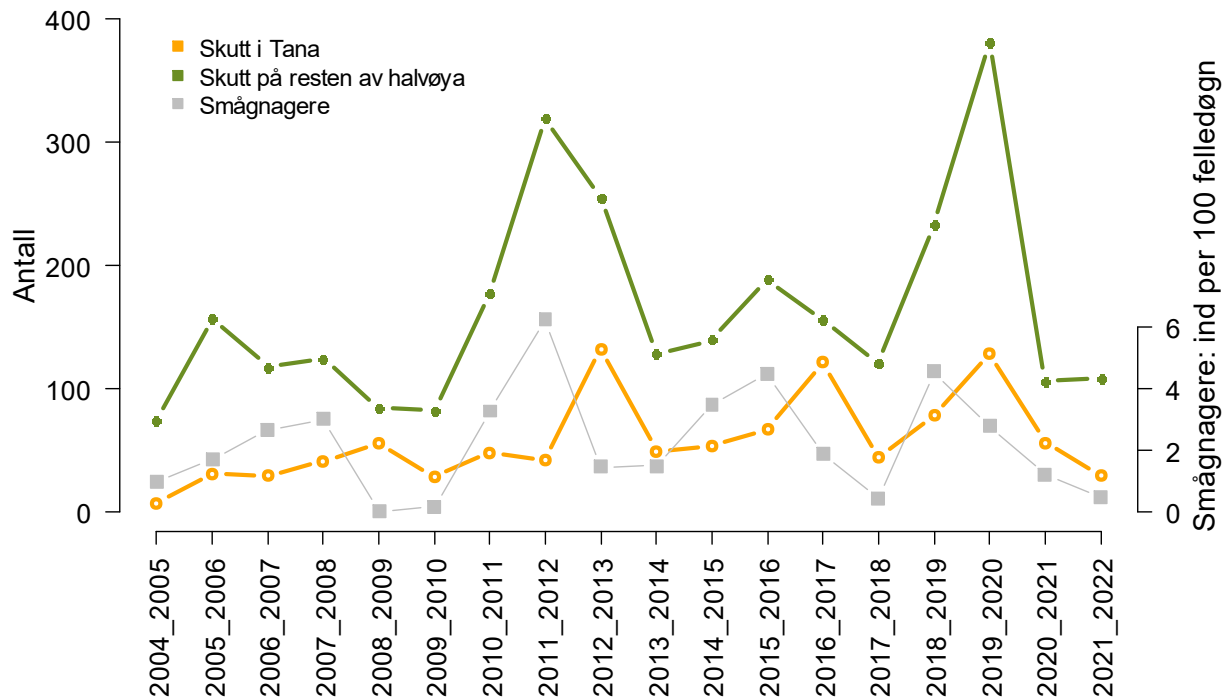
Revene som leveres til prosjektet er skutt gjennom hele jaktseasonen, og i mange år skytes flest rev i februar og mars. Det er dog interessant å se at i de årene det ble skutt flest rev (2012/2013 og 2019/2020), ble de fleste rev mottatt i november (Figur 21). I 2016 mottok prosjektet rev bare fra 1. desember. De to siste jaktseasonene ble det skutt rev ganske jevnt over hele seasonen.



Figur 21. Antall rødrev felt per måned på Varangerhalvøya siden jaktåret 2004-2005 og frem til 15.12.2022. I 2012 og 2019 ble det skutt over 100 rev i november. I 2016 mottok prosjektet ikke skrotter før 1 desember.

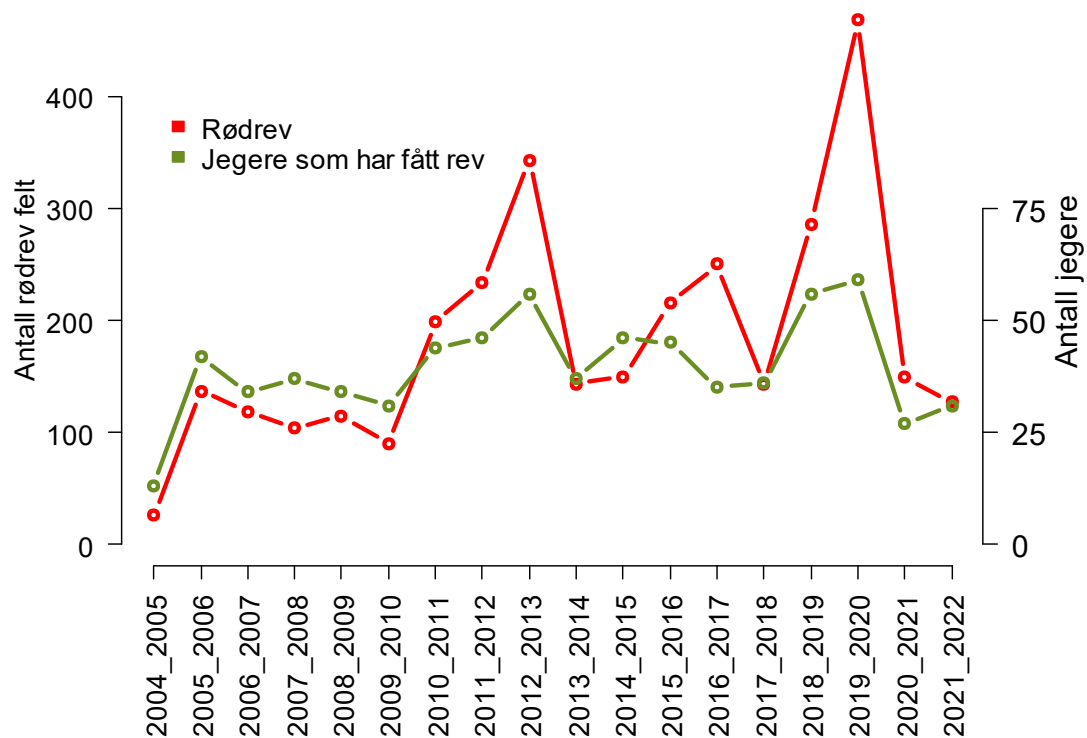
Rødrevtiltaket gjelder hele Varangerhalvøya frem til Tanaelven i vest. Figur 22 viser antall rev felt under ordinær jakt (ikke SNO-fellinger) i Tanadalen og i resten av Varangerhalvøya sammen med smågangerdynamikken. Dynamikken i antall rødrev skutt varierer mellom de to delene av halvøya. Toppen i antall felt har ofte en tendens til å komme ett år senere i Tana enn i områdene lengre øst.

Det at denne forsinkede numeriske responsen i rødrevbestanden er mest utpreget i Tana kan skyldes at revene som felles her har vandret inn på Varangerhalvøya fra vest i vintrene året etter at smågnagerpopulasjonen har kollapset, mens revene som felles lengre øst på Varangerhalvøya i større grad er lokale rødrever. I motsetning til tidligere i prosjektet, ble det felt flest rev et år etter smågnagertoppen både i Tana og på resten av halvøya i 2019/20, vinteren der det ble jaktet flest rev i prosjektet.

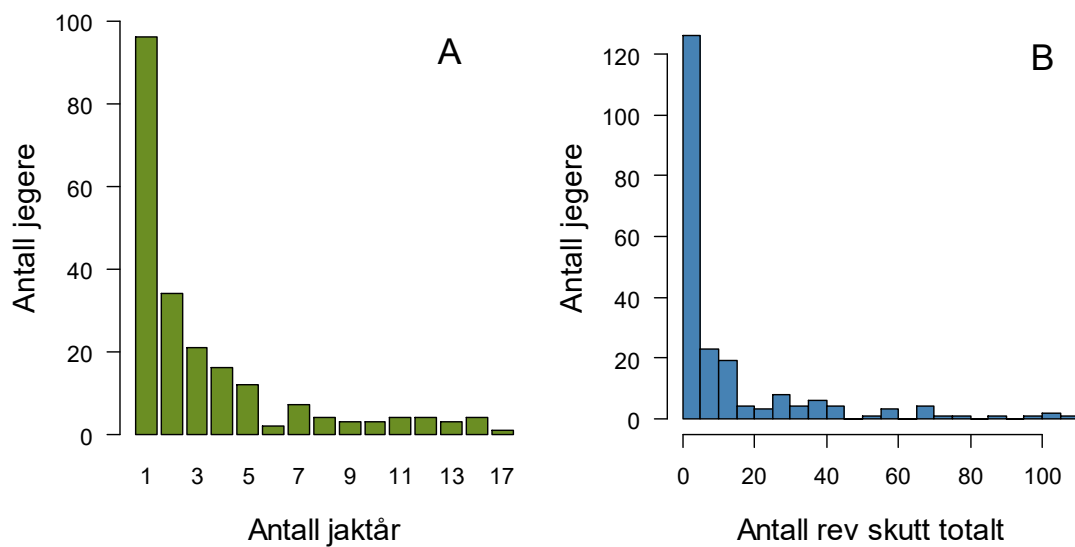


Figur 22. Antall rødrev felt av vanlige jeger pr. jaktsesong (15.07 – 15.04) i Tanadalen og i resten av Varangerhalvøya er vist i forhold til fangstindeksen for smågnagere.

Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet varierer mellom jaktårene stort sett i takt med fellingsstallene, men variasjonen er mindre for antall jegere enn for antall rødrev felt (Figur 23). Jaktinnsatsen varierer også mye mellom jegere. Av de totalt 214 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har 96 levert rev bare i ett jaktår (Figur 24A). Noen jegere har derimot deltatt i jakten i mange år, og har levert rev gjennom en stor del av prosjektet. Denne svært skjeve fordelingen av jaktinnsatsen vises også i antall reveskrotter levert av hver jeger (Figur 24B), der majoriteten har bare skutt noen få rødrev (64 jegere har levert bare en rev i løpet av prosjektet), mens to jegere har skutt over 200 rever hver.



Figur 23. Antallet jegere som har levert rev i forhold til antall rødrev felt per år.



Figur 24. Fordeling av jaktinnsatsen pr. jeger. A. Antall jaktår hver jeger har levert rev til prosjektet. B. Antall reveskrotter levert av hver jeger, unntatt to «storjegere» som har levert over 200 rev 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 bestandsfluktuasjonene. For å finne ut i hvilken grad dette er tilfelle på Varangerhalvøya har vi i

sesongen 2019/20 og i 2020/21 bedt jegere om å rapportere jaktinnsatsen. I og med at det var en veldig stor forskjell i antall skutte rev de to siste årene (Figur 20), ble det en interessant sammenlikning. Innsatsen varierte mye i begge vintre, fra jegere som bare hadde 1-2 jaktturer til jegere som brukte åte med revevarsler nesten hele sesongen. Noen rapporterte et estimert antall timer mens andre skrev antall jaktturer eller dager med åte og revevarsler. For å konvertere mellom dager og timer anslo vi at en jaktdag tilsvarer 4-5 timer og en dag med revevarsler tilsvarer 3 timer. Disse ganske grove estimatene tydet på at tiden jegere hadde brukt på jakt var betydelig mindre i 2020/21 enn den tiden som ble brukt vinteren før; ca 1/3 mindre tid totalt (Tabell 4). Jegerne som har svart har skutt enn større andel av revene som ble levert til prosjektet i 2020/21 enn i 2019/20, dermed er det usannsynlig at reduksjonen i estimert tidsbruk skyldes lavere svarprosent. Reduksjonen i tidsbruken var klart mindre enn reduksjonen i antall rev skutt i og med at det ble skutt bare 1/3 så mange rev i 2020/21 som i 2019/20. 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. Tilpasningen av jaktinnsatsen fører dog kanskje til at bestandssvingningene overvurderes noe.

Tabell 4. *Jaktinnsatsen i forhold til antall rev skutt i sesongen 2019/20 sammenliknet med 2020/21.*

	2019/2020	2020/2021	Forhold mellom vintrene
Antall jeger som svarte at de har jaktet	45	38	
Antall som har jaktet, men ikke fått rev	13 (29%)	21 (55%)	
Antall jegere som svarte at de ikke har jaktet	Noen få	13	
Andel som har svart blant de som har skutt rev	32/58 - 55%	17/27 – 63%	
Andel leverte rev, som ble skutt av jegere som har svart	69%	84%	
Total innsats	1657 dager	1106 dager	67%
	6624 timer	3907 timer	59%
Antall rev skutt	468	149	32%

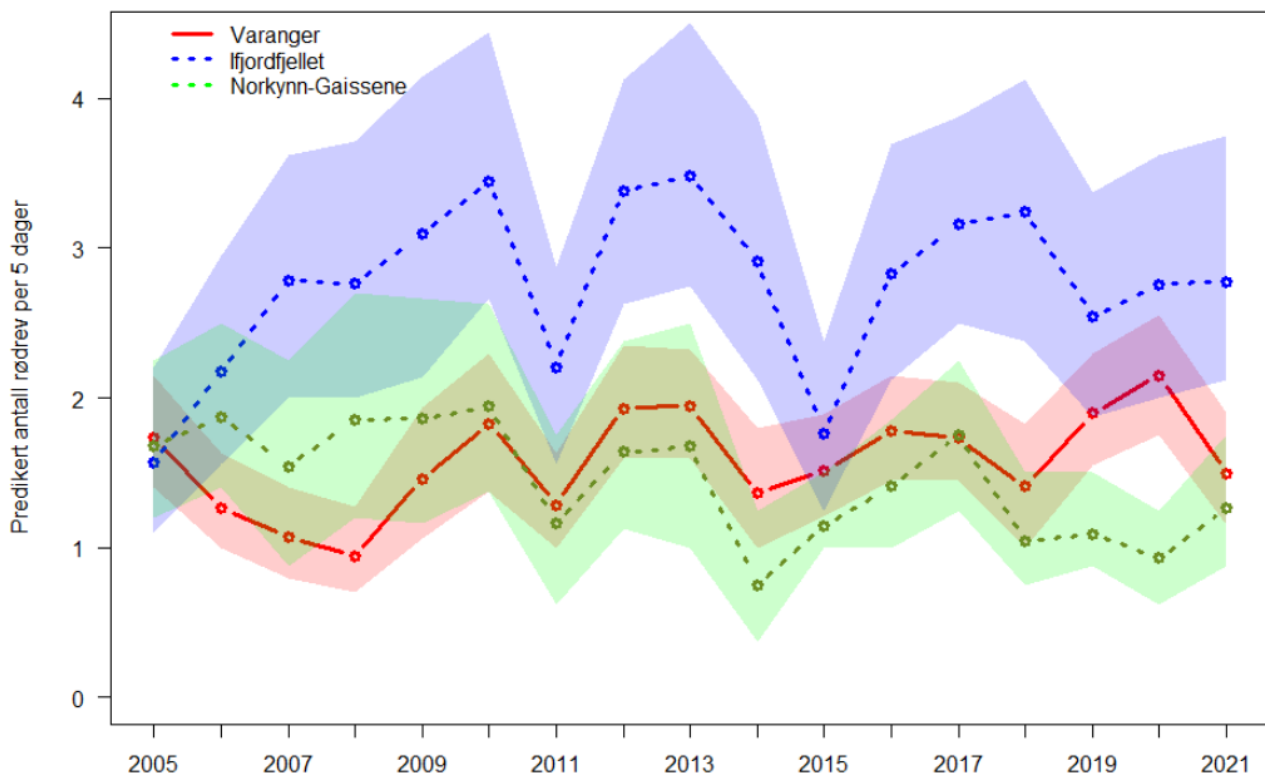
4.2 Effekten av tiltaket

4.2.1 Effekten av tiltaket på rødrev bestanden

Prosjektets data på rødrev kommer fra to observasjonsserier, som begge to er indirekte mål på rødrevabundans: antall rev felt og 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 rødrevpopulasjonens størrelse. I og med at vi vet at jaktinnsatsen er ikke helt konstant, men variere betydelig mindre enn bestandsfluktuasjonene, kan man anta at dette målet overestimerer bestandsfluktuasjonene noe, men er tross alt godt korrelert med bestandsstørrelsen. De fleste jegere jakter i nærheten av kysten og i skogsbåndet (Figur 19), dermed reflekterer denne observasjonsserien først og fremst denne delen av revepopulasjonen.

Til tross for intensiv jakt over nå 18 år, har ikke antall felte rev gått ned i prosjektperioden (Figur 20). Tvert imot har det vært en økning i de gjennomsnittlige jakttallene fra vinteren før det store lemenåret 2010/11. Denne økningen kan være begrunnet i en økning i revepopulasjonen, 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 smånagersykelen med ett års forsinkelse (Figur 22), gått kraftig ned etter hver topp. Dette indikerer at jakten er effektiv i å redusere antall rødrev i årene før smånagertoppene til tross for god rekruttering og sannsynligvis en god del innvandring. Disse årene kan være viktige for fjellreven fordi det er årene hvor smånager/lemen populasjonen begynner å vokse (som i 2018 og 2022; Figur 4). Fjellrev født i disse oppgangår kan ha en god overlevelse (Meijer m.fl. 2013) og uforstyrret yngling er dermed spesielt viktig. Siden vinteren 2013/14 har antall rev felt i bunnårene vært stabilt, og bortsett fra vinteren 2019/20 tyder ikke tallene på noe fortsettende økning etter 2010/11 – men heller ikke på noe nedgang.

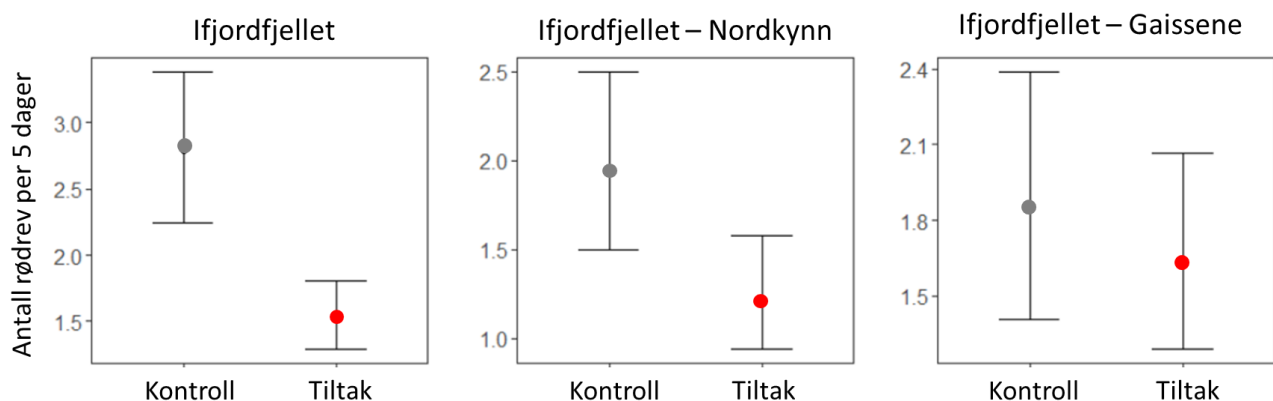
Til tross for at tilstedeværelse av rødrev på viltkamera på åtestasjoner er først og fremst et mål på områdebruken av rødrev, gir den også noe informasjon om rødrevabundans. Men observasjonene på kameraene er også relatert til hvor mye revene beveger seg mellom stasjonene, noe som også kan være relatert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



Figur 25. Antall rødrev som er tilstede ved en åtestasjon per 5-dagers periode i tiltaksområde (Varanger) og kontrollområdene (Ifjordfjellet og Nordkynn-Gaissene) predikert av en modell som tar hensyn til at sannsynligheten at en rev blir registrert varierer.

For den statistiske analysen ble tilstedeværelsen av rødrev 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 som tar hensyn til at sannsynligheten for at en rev blir oppdaget på en åtestasjon varierer med tilstedeværelse av åte, antall bilder tatt i 5-dagers perioden, dagen i året, smågnagerindeksen og det relative antallet reinsdyrkadaver (dette ble beregnet fra antallet død rein rapportert offisielt for Øst-Finnmark med antakelse at dødeligheten av rein skyldes forhold på vinteren som er relativt like over større områder; Henden m.fl. 2021). Resultatene viser at det var omtrent like mange rev til stede i alle områder i starten av prosjektet, men at etter dette økte antall rødrev på Ifjordfjellet (Figur 25). I de siste 10 årene (fra vinteren 2011/12 = viltkamera på senvinteren 2012) er antall rødrev på viltkamera på Varangerhalvøya relativt godt korrelert med jaktstatistikken, noe som tyder på at begge observasjonsserier fanger opp bestandssvingningene i denne perioden. Fluktuationene mellom topp og bunnår er mindre for viltkameradata enn for jaktstatistikken. Dette kan forklares med at vi estimerer et minimumsantall individer fra kamera, mens jaktstatistikken kan overestimere fluktuationene noe.

På Ifjordfjellet var viltkamera i bruk over hele prosjektperioden (2005-2022). Hvis man sammenlikner dette kontrollområdet med tiltaksområdet (Varangerhalvøya), er det en klar forskjell i tilstedeværelse av rev på viltkamera (Figur 26). Men helt siden 2007 var det betydelig mer rev til stede på Ifjordfjellet enn i de andre kontrollområdene (Figur 25, Figur 29). Hvis man beregner effekten av tiltaket ved å inkludere de andre områdene blir effekten mindre klar. Den er ganske tydelig i begynnelsen av prosjektperioden med kontrollområdene Ifjordfjellet og Nordkynn, men blir svak med stor overlapp i kredibilitetsintervallene når man sammenlikner Varangerhalvøya med Ifjordfjellet og Gaissene, som var kontrollområdene siden 2013 (Figur 26). Dette kan forklares med at det var lite rødrev i det høytliggende og lite produktive Gaissene området.

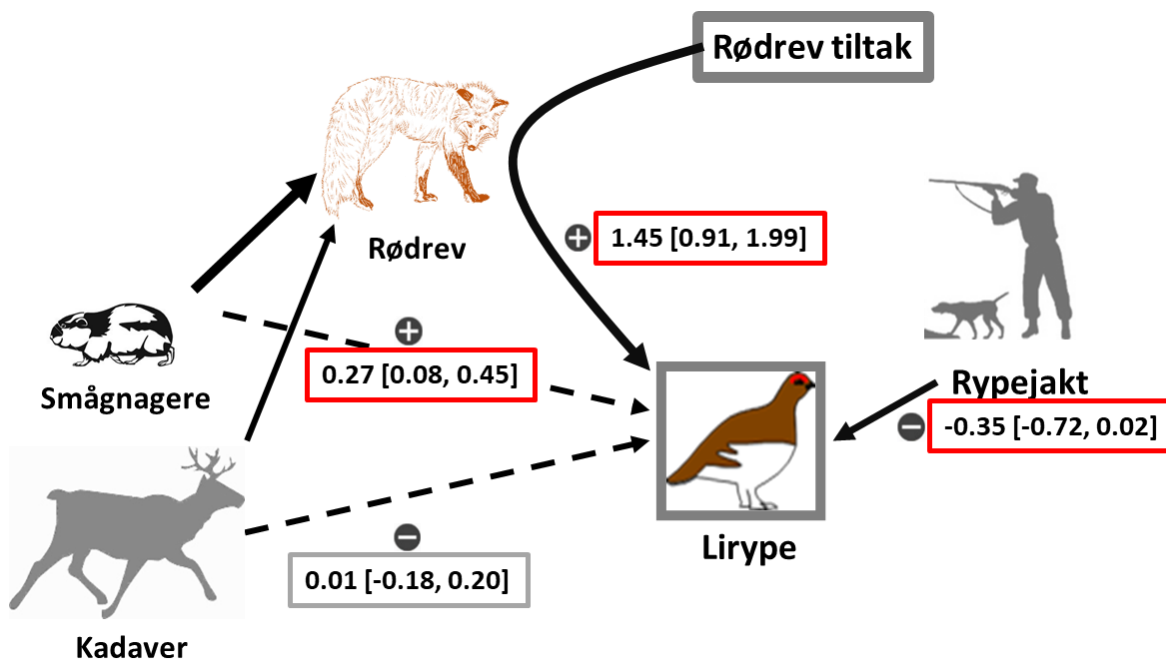


Figur 26. Effekten av tiltaket tolket som forskjellen mellom Varangerhalvøya (tiltak) og referanseområdene (kontroll=overskrift for hver graf) i minimumsantall rødrev tilstede på viltkamera ved åtestasjonene med 95% kredibilitetsintervaller (Bayesiansk mål på usikkerheten i estimatene). De tre delfigurene viser effekten beregnet med N-mixture modellen for sammenlikningen med Ifjordfjellet over hele prosjektperioden, sammenlikningen med både Ifjordfjellet og Nordkynn i begynnelsen frem til 2012, og sammenlikningen med Ifjordfjellet og Gaissene fra 2013 til 2021.

I tråd med sammenlikningen med de forskjellige kontrollområdene, viste analysen også en antydning til at tilstedeværelsen av rødrev økte svakt over prosjektperioden. Trenden estimert over tiden på Ifjordfjellet var 0.078 [-0.050; 0.208] per år, og for tiltaksområdet på Varangerhalvøya var den sannsynligvis ikke lavere (estimat for kontrasten tiltaksområde – kontrollområde: 0.066 [-0.102; 0.229]).

4.2.2. Effekten av tiltaket på bakkehekkende fugl

Lirypebestanden hadde en nedgang i Finnmark og resten av Norge i perioden 2005-2015, noe som førte til at lirypa ble rødlistet som nær truet i 2015. Reirpredasjon av generalistrovdyr som rødrev er mistenkt å være en viktig grunn til denne nedgangen. Henden m.fl. (2021) brukte rødrevtiltaket på Varangerhalvøya for å teste om intensiv jakt av rødrev kan ha en positiv effekt på rypebestanden. Estimer fra rypetellinger i tiltaksområde ble sammenliknet med tellinger i referanseområdet. Denne analysen inkluderte ikke direkte tall på rødrevabundans, men modellerte effekten av tiltaket indirekte. Resultatene viste at nedgangen i lirypebestanden var betydelig mindre i tiltaksområde enn i kontrollområde når den ble beregnet ved å bruke en modell som tar høyde for andre næringsnett drivere, dvs. smågnagerindeksen det relative antallet reinsdyrkadaver (Figur 27).

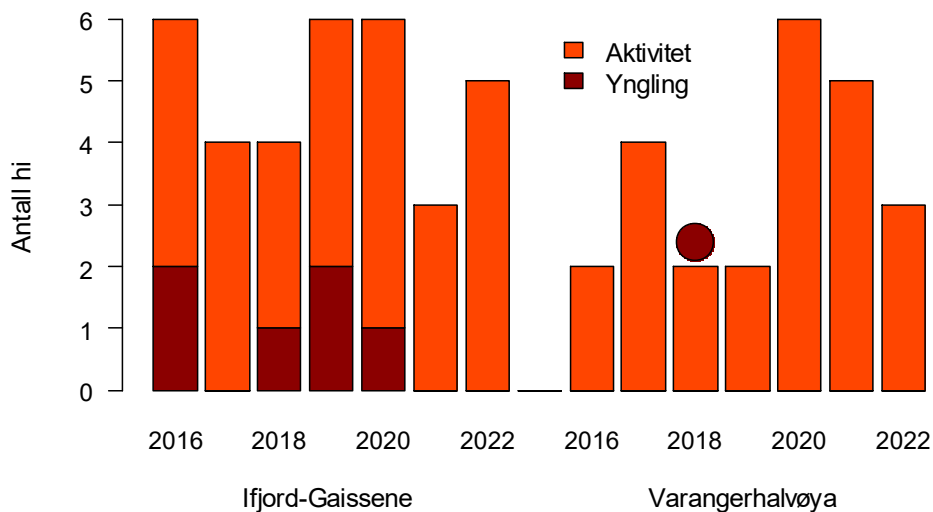


Figur 27. Resultater av analysen av effekten av rødrevtiltaket på lirypebestanden på Varangerhalvøya (Henden et al. 2021). Analysen viser at effekten på rypebestanden var positiv når man tar høyde for en positiv effekt av smågnagere og en negativ effekt av jakt.

4.3 Område - og ressursbruk

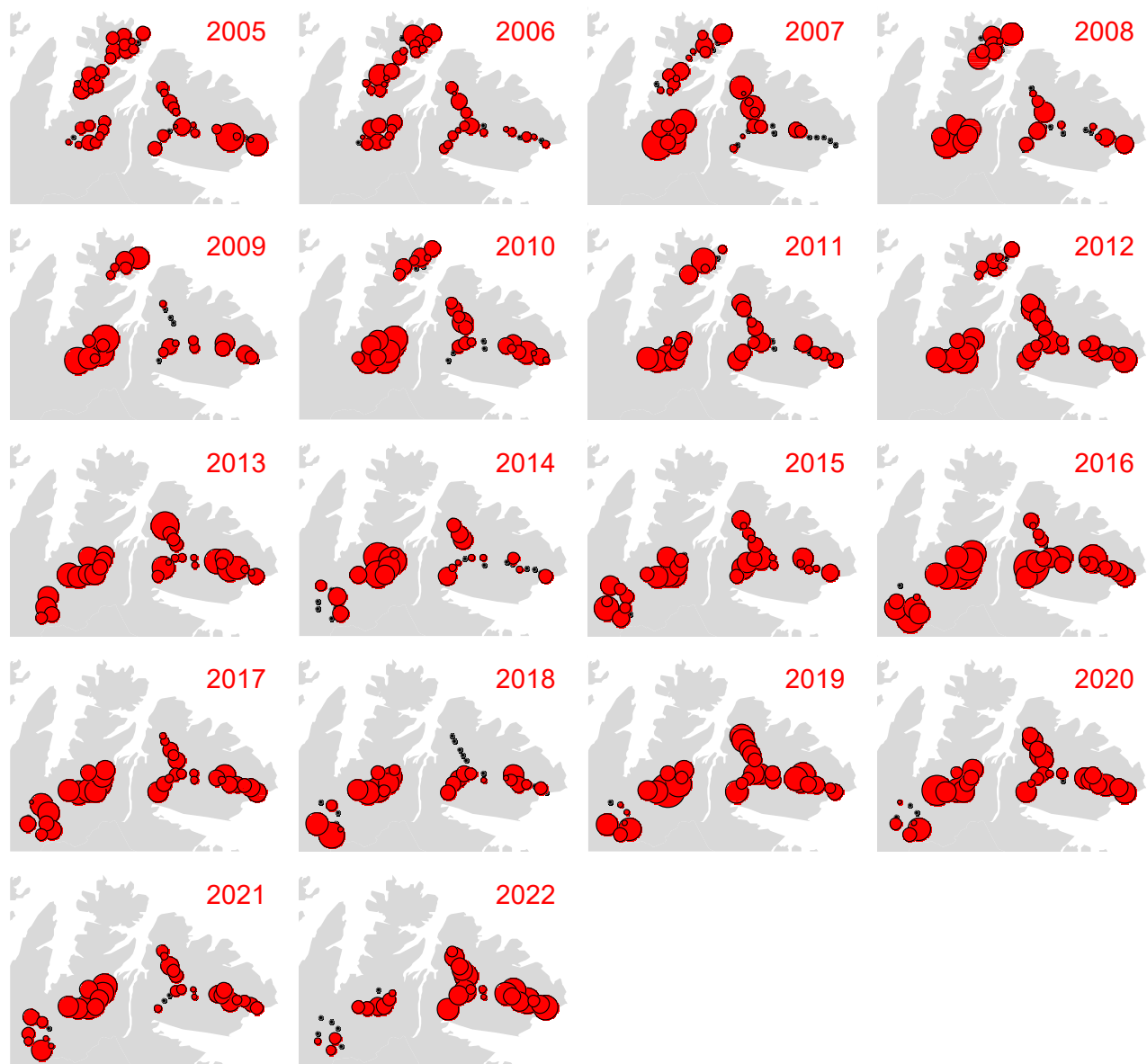
4.3.1 Områdebruk

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 syv årene hikamera har blitt brukt systematisk synes disse data fra referanseområdet å følge smånagerdynamikken og å vise den samme trenden som jakttallene på Varangerhalvøya (Figur 28). Etter en nedgang av rødrev over årene 2017-2018, har aktiviteten og antall ynglinger økt i 2019 for så å gå ned igjen i 2021. På Varangerhalvøya er det generelt mindre aktivitet av rødrev på fjellrevhi enn på Ifjordfjellet-Gaissene. Det ble ikke dokumentert yngling av rødrev i fjellrevhi etter ynglingen i 2018. I forhold til tidligere år ble det brukt viltkamera på flere hi på Varangerhalvøya siden 2020, dermed kan dataene ikke sammenliknes direkte til de forrige årene og det var ingen klar økning i tilstedeværelse av rødrev over tid (Figur 28).



Figur 28. Rødrevaktivitet og rødrevyngling i fjellrevhi dokumentert med viltkamera på hi i referanseområde Ifjord-Gaissene og i tiltaksområde på Varangerhalvøya. Rundingen på Varangerhalvøya i 2019 indikerer en yngling på et fjellrevhi oppdaget av personell fra COAT. I perioden 2020-2022 ble antall viltkamera på Varangerhalvøya økt fra 6 til mellom 10 og 12.

Hyppigheten av rødrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødrev på sen vinteren hvert år (Figur 29). Ifjordfjellet har hatt en jevnt høy frekvens av rødrev i alle årene (se også Figur 25). Til sammenligning har Varangerhalvøya større variasjon mellom årene og mellom åtestasjonene. Denne variasjonen er sannsynligvis en effekt av utskytingstiltaket på Varangerhalvøya. Etter den veldig høye forekomsten av rødrev i 2019, var forekomsten noe lavere i 2020 og enda lavere i 2021, men økte igjen noe i 2022.



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

En ny studie om områdebruk av rødvær gjennom sporing med GPS halsbånd ble igangsatt i 2021. Målet med studien er å finne ut mer om hvordan individer beveger seg på halvøya, og når og hvor lenge de oppholder seg i forskjellige habitater. Vi er spesielt interessert i vandringer mellom kysten, der det er mye rev og der de fleste rev jakes (Figur 19) og det indre av halvøya der kjerneområdene for fjellrev ligger. Det blir også interessant å se i hvilken grad produktive habitater som for eksempel vierkratt er viktige for rødvær i innlandet og hvor tett revene er knyttet til menneskelige strukturer som veier og hytter i forskjellige årstider.

Revene fanges i store båsfeller (Figur 30A) og utstyres med GPS halsbånd (Figur 30B). De merkes også med øremerker for å gjøre det lettere for jegere å se dem, slik at det kan unngås de blir skutt. Halsbåndene er programmert til å ta en posisjon hver 3 timer. I tillegg tar de en posisjon hver 20 min over 3 timer ca hver andre dag for å få en mer detaljert innblikk i bevegelsesmønstre til revene. Det er krevende å fange rødrev levende, men vi lyktes med å fange seks rev i 2021. En av disse ble dessverre skutt kort tid etter merking, og en noe senere i 2022. Tre av revene ble nå sporet i over ett år og ha levert mer enn 5000 posisjoner (Tabell 5).

Tabell 5. Rødrev ble fanget og merket med GPS sendere på Varangerhalvøya. M står for hann og F står for hunn. Aktiv viser om halsbåndet er fortsatt aktiv. Antall GPS posisjoner viser stand per 12.03.2023.

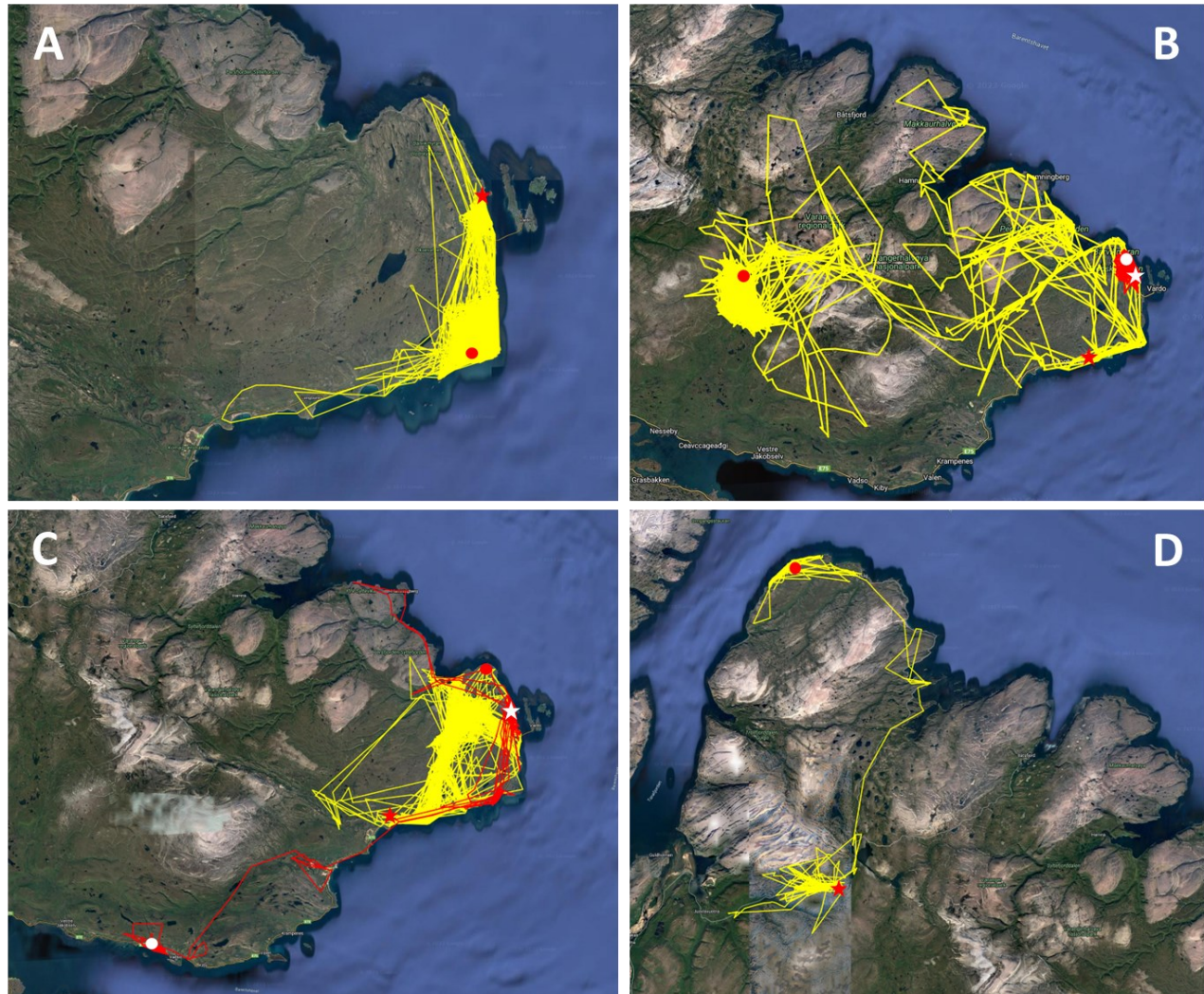
Rev	Dato fanget	Vekt	Aktiv	Tid sporet	Posisjoner	Halsbånd fått tilbake
Thorsen M	19.05.2021	5.63	Nei	15 mnd	5418	Ja
Reinært M	04.11.2021	5.33	Nei	3 mnd	996	Ja
Kaptein Jan M	04.11.2021	6.50	Ja	16 mnd	5670	
Uhcci Biret F	10.11.2021	4.42	Nei	15 mnd	5434	Ja
Helmer F	13.11.2021	6.60	Nei	1 dag	0	Ja
Mari F	05.11.2021	4.82	Nei	9 mnd	3157	Ja
Murphy M	08.11.2022	6.27	Ja	4 mnd	1200	



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

I 2021 ble alle seks rev fanget ved kysten. I 2022 lyktes vi med å fange en rev i innlandet i Stjernevannsområde (Figur 31D). Sporene vi fikk fra de seks rev som leverte data viste interessante og varierte mønstre. To rev brukte forholdsvis små arealer ved kysten helt øst på halvøya (Figur 31A og B). Til tross for at hun brukte bare et lite areal, viste obduksjon at tisper som ble skutt (Mari, Figur 31B) hadde placentale arr, og hadde dermed fått valper. En hann utforsket kysten før han etablerte seg i utkanten av Vadsø i nærheten av hovedveien (Figur 31C). Der ble han etter hvert påkjørt. En annen hannrev beveget seg mye mellom kysten og innlandstundraen på vinteren og etablerte seg i tundraen på sommeren (Figur 31C). Sporene viste at til tross for at han etablerte seg bare noen km fra et aktivt fjellrevhi var han sannsynligvis bare innom det hiet

en gang. Reven som vandret mest var en liten tisper (Figur 31B). På våren vandret hun rundt i store områder på halvøya flere ganger og krysset høyfjellsområder for så å gå ned til kysten igjen. Senere på våren etablerte hun seg i Jakobselvkroken, et frodig område med store vierkratt i Jakobselvdalen i innlandet på halvøya. Der oppholdt hun seg til februar 2023 når hun ble skutt av SNO.



Figur 31. Arealbruk av rødrev på Varangerhalvøya fra GPS sporing. Stjerner viser fangststedet og sirkelen viser den siste posisjonen (12.03.2023 for rev som fortsatt spores; rød for gule spor og hvit for røde spor). A) Thorsen - voksen hannrev fanget i Smellror. B) Kontrasterte mønster fra to tisper sannsynligvis fanget i første leveåret: gul – Uhcci Biret og rødt – Mari. C) Habitatbruk av to hannrev sannsynligvis fanget i første leveåret: gul – Kaptein Jan og rødt – Reinært. D) Bevegelser av hannrev fanget ved Stjernevann: Murphy.

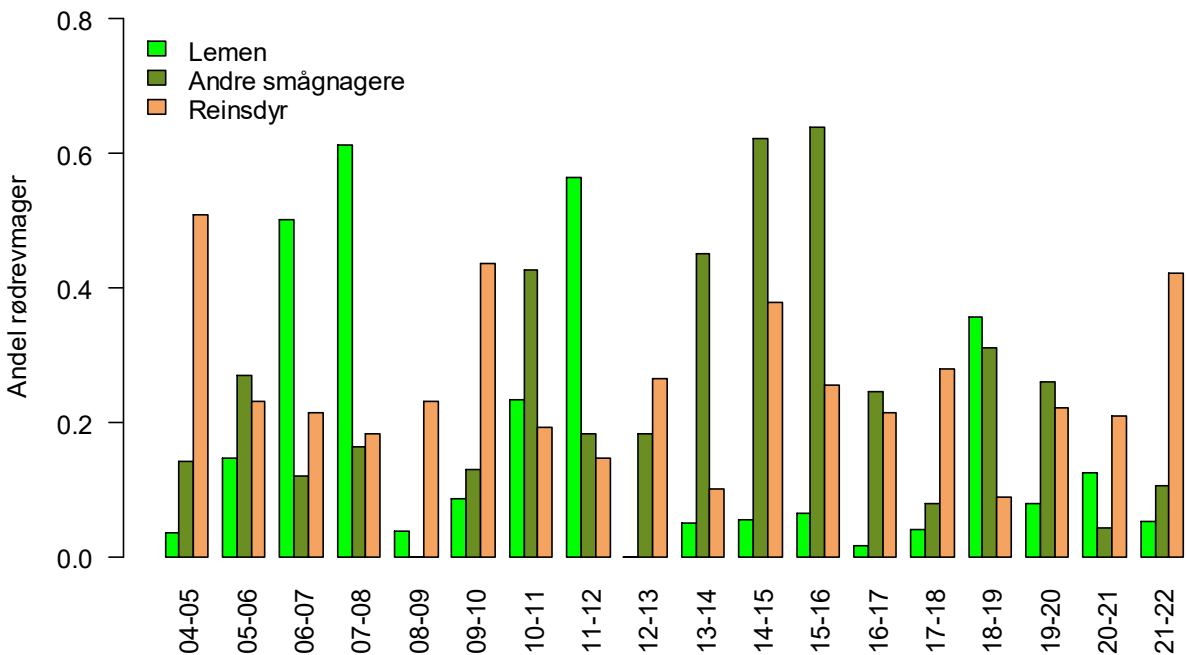
Preliminære resultater viser dermed at mens noen rev holder til ved kysten hele året, noen ganger bare i et lite område, vandrer andre rev frem og tilbake mellom kysten og innlandet. Noen rev som var ved kysten på vinteren, sannsynligvis i sin første vinter, etablerte seg i innlandstundraen for sommeren 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 Lavarktis. Revene vandrer ofte, men ikke

alltid, langs dalene som er mer produktive, og en rev har etablert seg i en av de mest produktive deler av fjellområdet på halvøya med store og høye vierkratt. Plasser som er preget av menneskelig aktivitet brukes i forskjellig grad av forskjellige individer, og flere rev har oppholdt seg i nærheten av bebyggelser over lengre perioder.

4.3.1 Ressursbruk

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

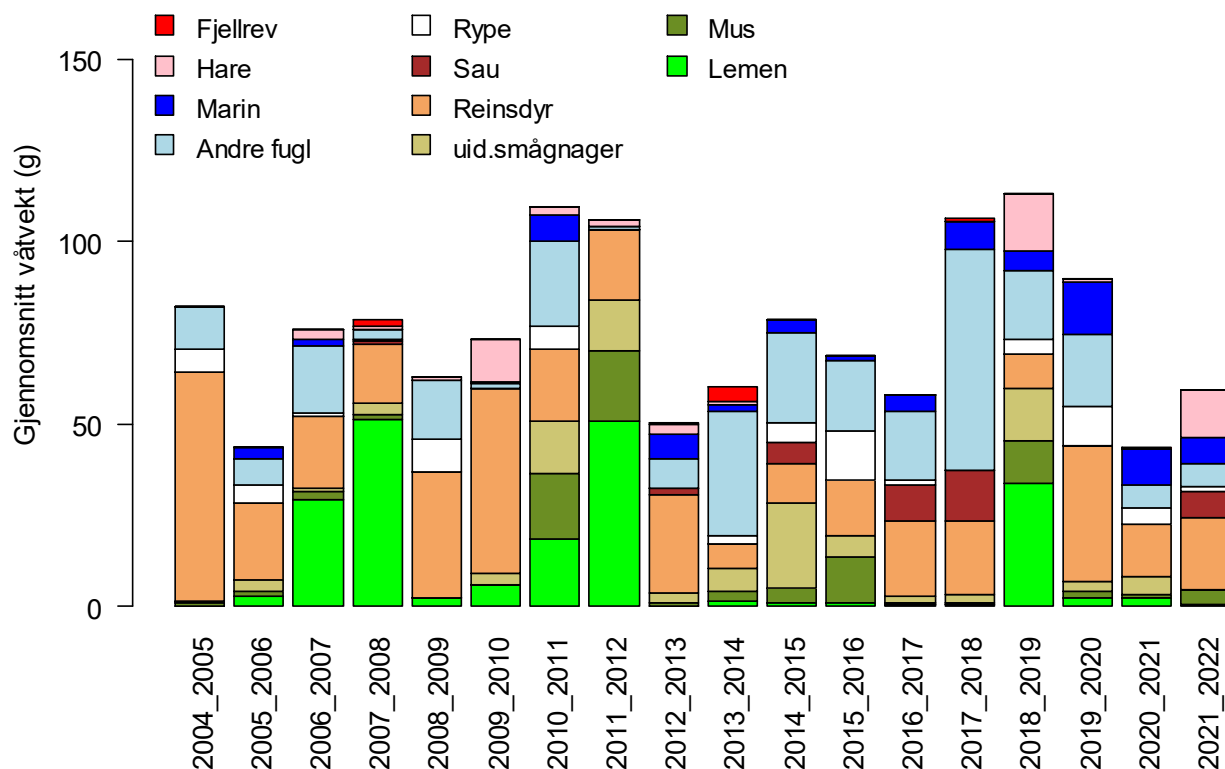
I de to siste vintrene 2020/21 og 2021/22 var det lite rødrev, og det ble ikke skutt mange rev av SNO. Dermed har vi bare analysert 24 og 19 mager fra disse årene. Den 18 år lange diettserien for rødrev reflekterer tydelig viktigheten av smågnagerår, og særlig toppår med lemen, både vurdert ut fra prevalens (andel rever med ulike næringsemner i magen; Figur 32) og mengde (våttvekten av de ulike næringsemnene; Figur 33). I vintrene umiddelbart før og etter de to lementoppene i prosjektperioden (2007 og 2011), har lemen vært det klart viktigste byttedyret. Men også i vinteren 2018/2019 hadde en god del rødrev spist lemen, til tross for at få lemen ble fanget i klappfellefangsten i disse årene (Figur 4).



Figur 32. Rødrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av rødrever felt 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 utnyttes 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 de to siste vintrene 2020/21 og 2021/22 var det lite smågnagere i revemagene som man kunne forvente ut dra de lave fangsttallene.

I år med lite lemen har reinkadavre vært en viktig komponent i vinterdietten til rødreven på Varangerhalvøya (Figur 32) og særlig med økende avstand fra kysten (Killengreen m.fl. 2011, Henden m. fl. 2014). Mens det hadde vært noe mindre rein i rødrevdietten enn i tidligere år over de siste to gnagersyklusene, økte andelen rev som hadde spist rein betydelig i vinteren 2021/22. Bare omtrent en fjerdedel av revene hadde spist rein i vinter 2019/2020 og 2020/2021, mens det var nesten halvparten i 2021/22. Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 33), særlig nær kysten (Killengreen m. fl. 2011). Andelen andre byttedyr som rype og hare varierer med år og fluktuasjonene kan være noe tilfeldig.

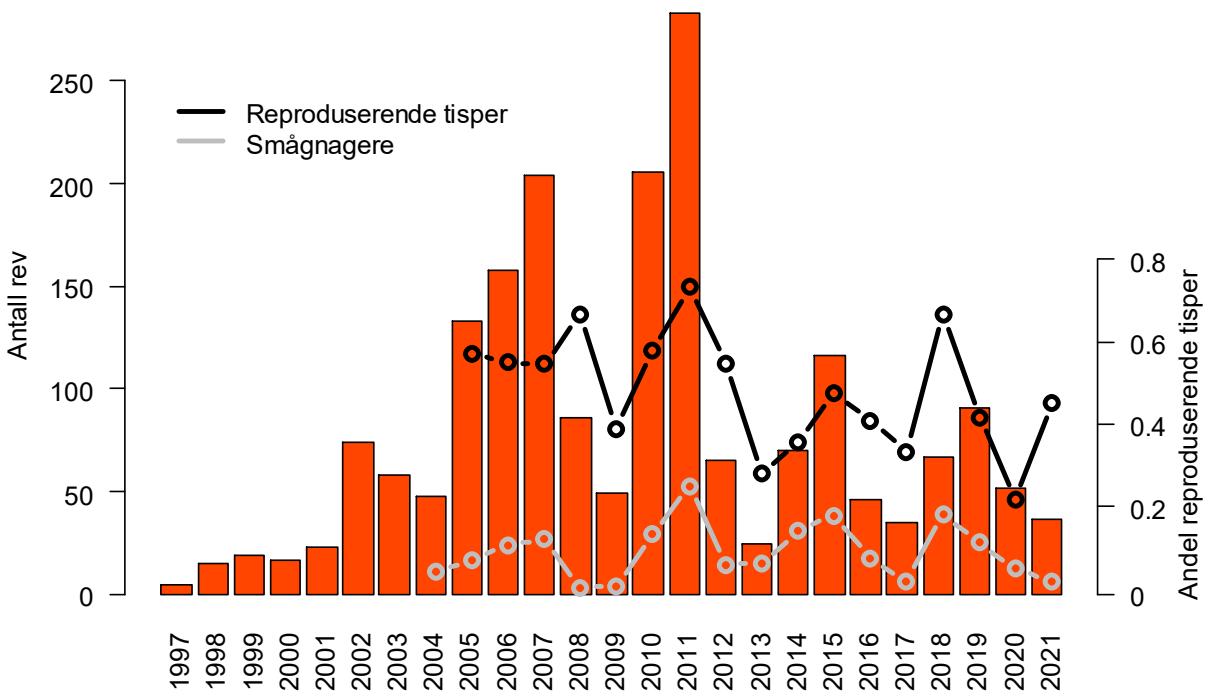


Figur 33. Diett presentert som mengde av ulike næringsemner i magene til rødrever felt på vinteren av SNO på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringsemne er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellrotte, mens uid. referer til uidentifiserte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

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

4.3 Demografi

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



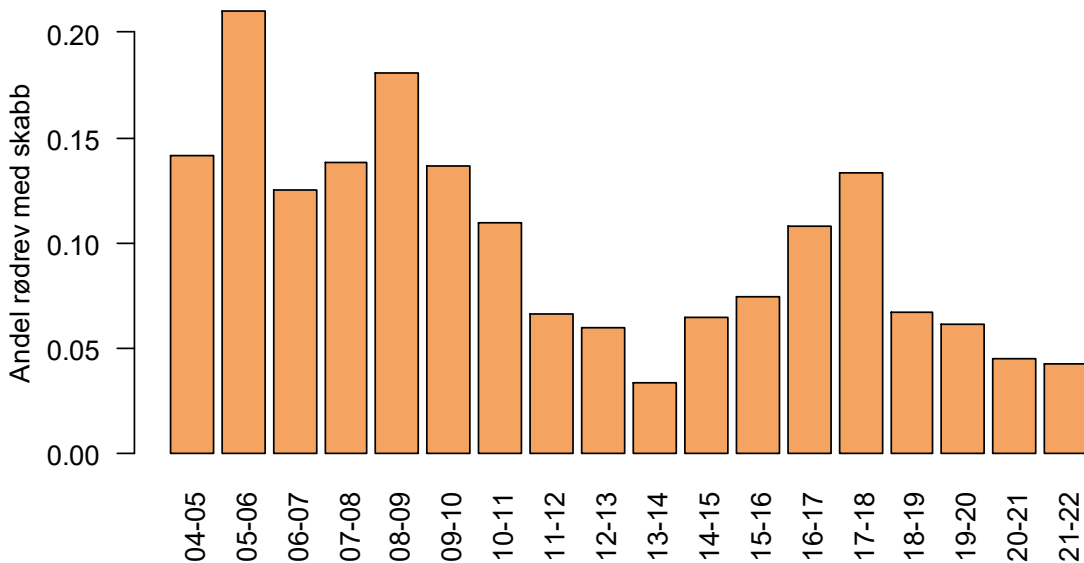
Figur 34. Fordeling av fødselsår til alle aldersbestemte rødrev skutt på Varangerhalvøya siden begynnelsen av tiltaket. Tiltaket startet i 2005. Fra 2012 ble alder bare bestemt for et utvalg av de obduserte revene. Den svarte linjen viser andelen av reproduserende tisper basert på både graviditet og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

Viktigheten av smågnagersyklusen (og spesielt lementoppårene) for demografien til rødreven vises også i andelen tisper som reproduserer hvert år (Figur 34). Denne andelen ble beregnet ved å se både på tisper som var gravide når de ble skutt og på tisper som hadde placentale arr. Flere tisper reproduserer i år med mye smågnagere, og det er også i disse årene at flest rev rekrutteres inn i populasjonen.

4.4 Epidemiologi

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.

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. 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.

5. Konklusjon

Et sentralt spørsmål som adresseres i COATs fjellrevmodul er om den nye tiltakspakken i fase II av prosjektet - bestående av utsetting og støttelefôring fjellrev og desimering av rødrev - vil gi grunnlag for en levedyktig bestand av fjellrev på Varangerhalvøya. Det er prematurt å gi noe svar på dette spørsmålet fem 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 replikerer minst 3 smågnagersykluser (helst også med romlig replikasjon) og dermed kanskje innsats 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 så langt i fase II av prosjektet er veldig lovende. Det at antall ynglende par har økt fra år til år over de fem år fra ett i 2018 til 12 i 2022, med de høyeste tall registrert på Varangerhalvøya de siste to årene, er veldig positiv – særlig tatt smågnagersituasjonen i betraktning. Lemenbestanden hadde kollapset over vinteren 2018/2019, var på bunn av syklusen i 2021 og begynte å vokse i 2022. Dette tolkes som at støttelefôringen har vært avgjørende for de vellykkede fjellrevynglingene de tre siste årene, og spesielt i 2021. Kullstørrelsen de siste årene har også økt noe i tiltaksperioden sammenliknet med de fleste årene før det, og har stabilisert seg på middels nivå med 5-6 valper per kull. For første gang siden starten av støttelefôringen var det yngling på 2 hi uten fôrautomater i 2022. En ytterligere økning av antall ynglinger i hi uten støttelefôring kan forventes i 2023 siden dette ligger an til å bli et toppår for smågnagere. Det blir derfor viktig at så mange som mulig av de kjente fjellrevhiene på Varangerhalvøya overvåkes i 2023. Valpeproduksjonen på Varangerhalvøya i 2022 var så stor at det også kan være gode muligheter for at fjellrev i 2023 kan etableres på hi også utenfor tiltaksområdet, for eksempel i Gaissene.

En annen hovedkomponent i COATs fjellrevmodul er rødrev. På basis av 18 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 smågnagere, men også kadavre av tamrein) er svært viktig og bestemmer mye rødrevbestandens evne til å tåle jakt/desimeringstiltak (dvs. resiliens). Til tross for at rødrevbestanden i stor grad kompenserer for jaktuttak gjennom stor rekruttering i smågnagerår, og sannsynligvis gjennom innvandring fra områder der det jaktes lite, viser jaktstatistikken at tiltaket på Varangerhalvøya reduserer rødrevbestanden i forkant av smågnagertoppene. Data fra overvåkingen med viltkamera på åtestasjonene viser at det er betydelig mindre rødrev til stede i tiltaksområde enn i kontrollområde på Ifjordfjellet. Dette støttes også av en relatert analyse som viser at rødrevtiltaket har hatt en positiv effekt på lirypebestanden på Varangerhalvøya (Henden m. fl. 2021). Begge datakilder tyder derimot ikke på en varig nedgang av rødrevbestanden i tiltaksområde, slik at et høyt jaktrykk kan være nødvendig for å dempe effekten av rødrev på arter som er sårbare for predasjon og konkurranse i fjell- og tundraøkosystemer.

6. Datatilgjengelighet

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

Dataserier i COAT dataportalen:

- Smågnager fangstdata: V_rodents_snaptrapping_abundance_regional
- Skittellinger for hare og rype: V_ptarmigan_pellet_abundance_intensive
- Antall fjellrevhi med ynling og antall valper (i COAT databasen vises dette bare som summer per år mens detaljerte data er lagret i rovbasen for det nasjonale overvåkningsprogrammet for fjellrev): V_arctic_fox_reproduction (denne blir lagt ut i løpet av våren 2023)
- Fellingsdata for rødrev: V_redfox_hunting
- Obduksjonsdata for rødrev: V_redfox_carcass_examination
- Rovdyrsamfunnet på vinteren: V_savengers_winter (denne blir lagt i løpet av våren 2023))

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.
- 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.
- Eide, N. E., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Sandercock, B. K., Jackson, C., Kleven, O., Dlagstad, Ø. 2022. Fjellrev i Norge 2022. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 2200. Norsk institutt for naturforskning.
- Elton, C. S. 1942. *Voies, Mice and Lemmings: Problems in Population Dynamics*. Oxford, UK: Clarendon Press.
- 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. I
- 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-U93.
- 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.
- 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.
- Meijer, T., Elmhagen, B., Eide, N. E. & Angerbjörn, A. Life history traits in a cyclic ecosystem: a field experiment on the arctic fox. *Oecologia* 173: 439-447.
- Moss, R. & Watson, A. 2001. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*, Vol 32: 53-111.
- Mølle, J., Kleiven E. F., Ims, R. A., Soininen, E. M. 2022. Using subnivean camera traps to study Arctic small mammal community dynamics during winter. *Arctic Science* <https://doi.org/10.1139/as-2021-0006>.
- 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.

- Rod-Eriksen, L., Killengreen, S. T., Ehrich, D., Ims, R. A., Herfindal, I., Landa, A. M. & Eide, N.eE. 2023. Predator co-occurrence in alpine and Arctic tundra in relation to fluctuating prey. *Journal of Animal Ecology*.
- Sokolov, A. A., Sokolova, N. A., Ims, R. A., Brucker, L., & Ehrich, D. 2016. Emergent Rainy Winter Warm Spells May Promote Boreal Predator Expansion into the Arctic. *Arctic*: 69: 121-129.
- Soininen, E.M., Jensvoll, I., Killengreen, S.T. & Ims, R.A. 2015. Under the snow: a new camera trap opens the white box of subnivean ecology. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 1: 29-38.
- Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 1998. Fluctuating resources and the evolution of litter size in the arctic fox. *Oikos*, 83: 545-559.
- Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 1996. Life history strategies in a fluctuating environment: establishment and reproductive success in the arctic fox. *Ecography* 19: 209-220.