

Fjellrevmodul COAT Varanger: Rapport for 2020

www.coat.no



Foto: COAT viltkamera

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontraktnummer 20047035

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

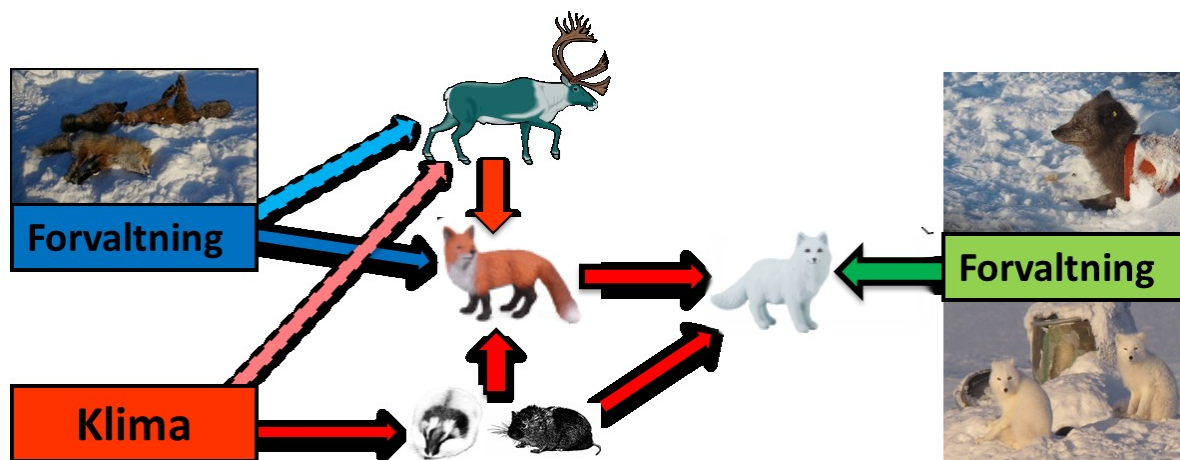
Prosjektkoordinator & leder COAT Varanger fjellrevmodul: Dorothee Ehrich (UiT)

Prosjektmedarbeidere: J.A. Henden (UiT), Jan Erik Knutsen (UiT), Sissel Kaino (UiT), Torunn Moe (UiT), N. G. Yoccoz (UiT), T. Mørk (Vet. Inst., Tromsø), A. P. Sarre (SNO), Christer Michaelsen (SNO), B.H. Kristoffersen (SNO), Sveinung Killi (SNO), Alfred Ørjebu, John-Arne Christiansen

1. Innledning

Prosjektet «Fjellrev i Finnmark» har pågått siden 2004 og er blitt gradvis fasett inn som en modul av COAT – Klimaøkologisk observasjonssystem for Arktisk Tundra (Ims m. fl. 2013, www.coat.no). De første 13 årene (Fase I: 2004-2016) hadde prosjektet/modulen to målsettinger:

- 1) Å gjøre forskning på økosystembetingelser som begrenser fjellrevenbestandens utbredelse og bestandsvekst i Øst-Finnmark spesielt, og i sub- og lav-Arktis generelt, med fokus på to hypoteser; a) uregelmessige og dempede smågnagersyklus og b) konkurranse med rødrev (Figur 1, røde piler). Denne forskningen har også som mål å belyse drivere for endringer i henholdsvis a) og b).
- 2) Gjennomføre utprøving av forvaltningstiltak for å redusere bestanden av rødrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Statens naturoppsyn (SNO) og lokale jegere (Figur 1, blå pil), samt å evaluere effektene av disse tiltakene, dels ved å gjøre sammenligninger med referanseområder i Øst-Finnmark hvor det ikke skjer tiltak og dels ved å la tiltaket inngå felles skandinaviske analyser av tilsvarende tiltak lengre sør i Norge og Sverige.



Figur 1. Konseptuell modell som viser de tre hovedmålsettingene til COAT Varanger fjellrevmodul. Den ene målsettingen er å evaluere hypotesen at mindre smågnagere og mer rødrev er direkte drivere (røde piler) av redusert fjellrevbestand, og at klima og hjortedyrforvaltning er indirekte drivere av disse endringene. Den andre målsettingen til prosjektet er gjennomføring og evaluering av desimering av rødrev (blå pil) som et tiltak for å dempe konkurransepresset fra rødrev på fjellrevbestanden. Den tredje målsettingen (grønn pil) er å øke bestanden av fjellrev til et bærekraftig nivå gjennom utsetting av fjellrev og støttefôring.

En evaluering av disse hypotesene basert på data fra perioden 2004-2016, er gitt i Ims m. fl. (2017). Den viser at fjellrevbestanden på Varangerhalvøya har ikke klart å opprettholde en positiv vekst over denne perioden. 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 rødrevtuttak sammen med støttefôring førte til størst vekst i fjellrevbestandene.

Som en ny fase II av prosjektet ble det i 2017 besluttet å iverksette en mer omfattende tiltakspakke på Varangerhalvøya, bestående av utsetting av fjellrev i kombinasjon med støttefôring og rødrevtkontroll. 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

- 3) *fortsatt rødrevtuttak i kombinasjonen med to nye tiltak - utsetting av valper og støttefôring - for å øke bestanden av fjellrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Avlsprogrammet (NINA) og Statens naturoppsyn (SNO) (Figur 1 grønn pil), og å evaluere effekten av denne tiltakspakken ved å overvåke utviklingen av fjellrevbestanden på Varanger.*

Rødrevtiltaket som har pågått siden starten av prosjektet har generert omfattende data som utgjør en unik ressurs for øket kunnskap om rødrevens 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. I fase II av dette prosjektet blir de ulike dataseriene på rødrev og viktige økosystembetingelse (ulike drivervariable) så omfattende at de gir grunnlag for en bedre forståelse av rødrev med hensyn på 1) ressurs og områdebruken, 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.

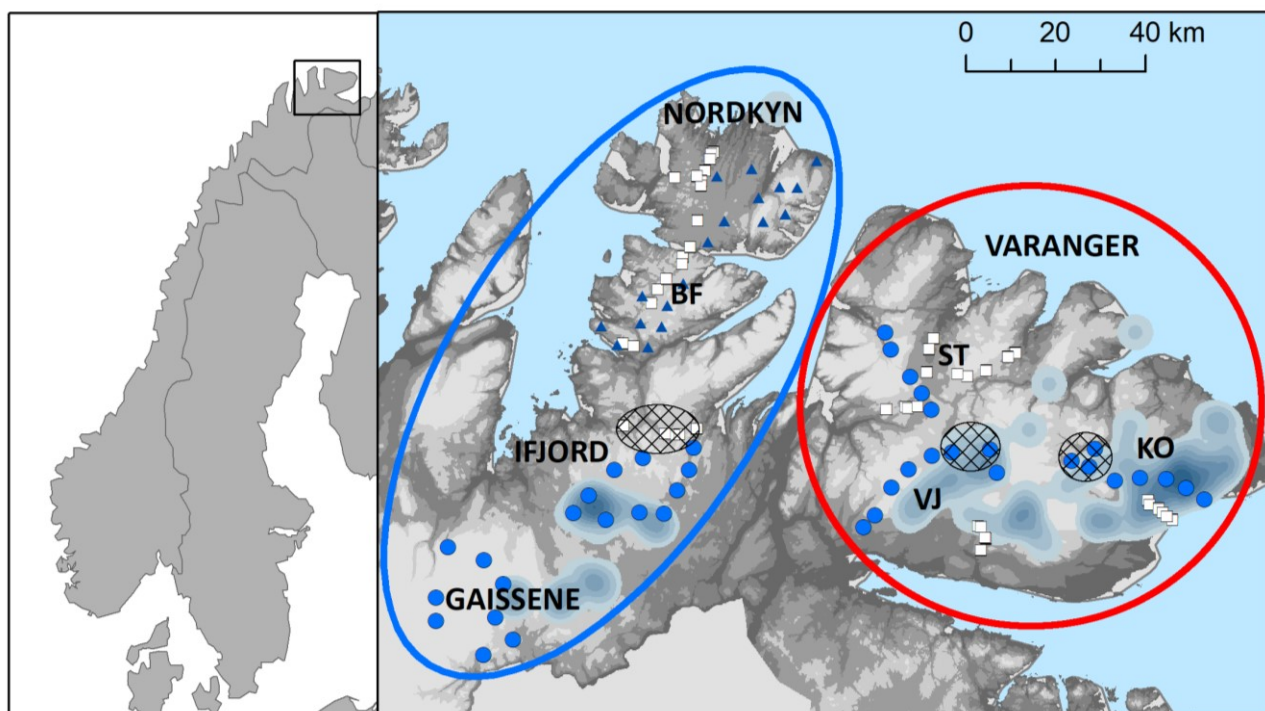
I slutten av 2019 ble det skrevet en omfattende rapport som viste resultatene fra de første 3 årene (2017-2019) av prosjektets fase II. Årets rapport viser resultatene fra 2020 fordelt på de tre prosjektkomponentene som er beskrevet i oppdraget fra Miljødirektoratet: Henholdsvis «Økosystembetingelser», «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 rødrevtiltaket i prosjektet siden rødrevbstanden også responderer på smågnagerdynamikken (se seksjon 4).

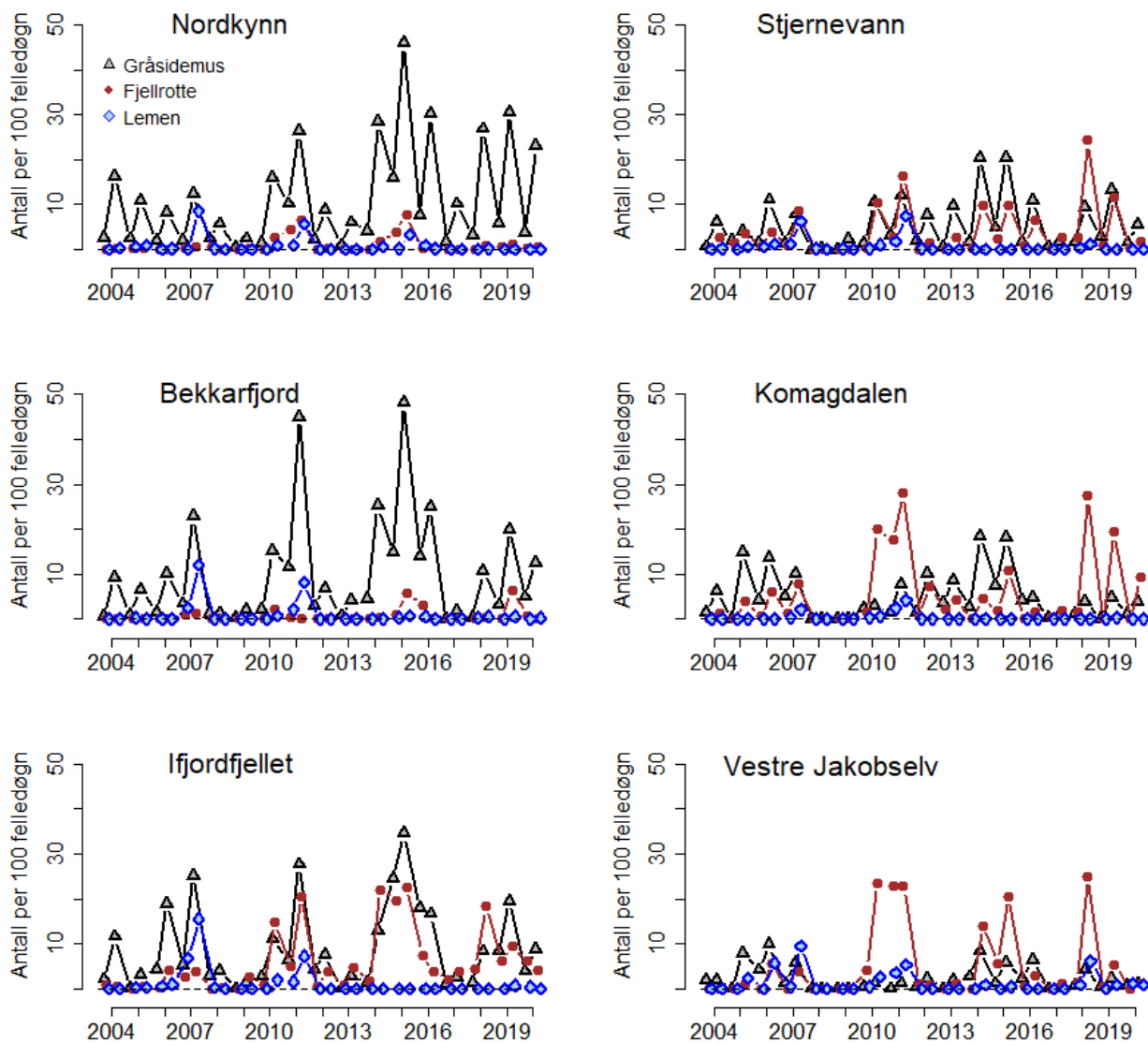
Prosjektets basisdata på smågnagernes dynamikk kommer fra flere typer observasjonsserier. Den viktigste smågnagerserien, som vi fokuserer på i denne rapporten, genereres av den såkalte ekstensivfangsten. Denne omfatter tre områder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen), samt Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet (Figur 2). Fangsten skjer etter småkvadratmetoden (Myllymäki et al. 1971), tidlig sommer og høst hvert år. Utvalget av lokaliteter innen hvert område (hvite firkanter i Figur 2) dekker høydegradierer fra tregrensa til mellomalpin tundra.



Figur 2. Kart over prosjektområdet og studiedesignet i fjellrevmodulen i fase II av COATS fjellrevmodul. Varangerhalvøya representerer området der tiltakspakken gjennomføres (rød sirkel). Områdene lengre vest er referanseområder (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 rovdrysamfunnet på vinteren er

indikert med blå rundinger (de små blå trekkanter 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 andre smågnagerpredatorer: Ifjordfjellet (2004-2016), Vestre Jakobselv og Komagdalen. Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanser.

Figur 3 viser de oppdaterte smågnagertidsseriene. Lemenbestandene som hadde vist en tendens til oppgang høsten 2018 kollapset over vinteren 2018/2019. I 2020 ble det bare fanget noen få individer, til tross for at COAT-data (dvs. vær- og snømålinger) indikerte at det var gode forhold for smågnagere under snøen. Det var også generelt en kraftig nedgang i fjellrotte og gråsidemus i fangstområdene på Varangerhalvøya sammenliknet med 2019. I referanseområdet var nedgangen litt mindre utpreget, og i den nordligste delen av Norkinnhalvøya var det høye tettheter med gråsidemus på høsten for tredje år på rad.

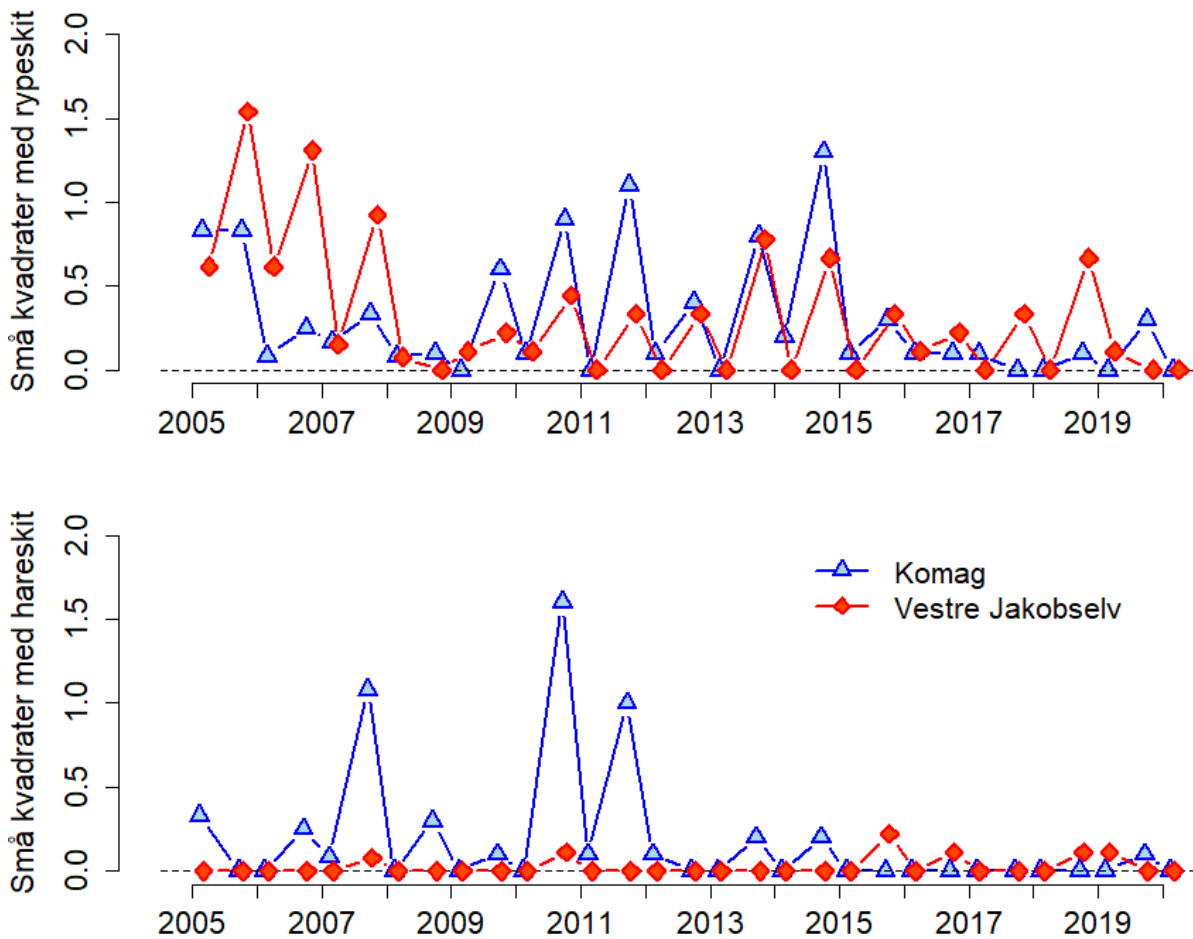


Figur 3. Tetthetsdynamikk av gråsidemus, fjellrotte og lemen i de 6 områdene som inngår i ekstensivfangsten på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen) og i referanseområdene lengre vest (Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet). Grafene viser gjennomsnittlig antall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

Av de tre smågnaverartene som er vanlige på Varangerhalvøya, er det grunn til å fokusere særlig på lemen - dette fordi predatorene på Varangerhalvøya responderer særlig på dynamikken til denne smågnaverarten (Ims m. fl. 2017). Fangstmetoden som brukes i prosjektet gir nesten alltid færre fangster av lemen enn de to andre smågnaverartene, bl.a. fordi lemen ikke tiltrekkes av åte. Likevel viser dataene at det har vært to tydelige lementopper i prosjektperioden; dvs. årene 2007 og 2011. I de to siste smågnavertoppene i 2014/2015 og i 2018/2019 ble det bare fanget noen få lemen, og i begge tilfellene skyldes dette mest sannsynligvis dårlige forhold på vinteren med mye is på bakken. For å få bedre data på lemen, har COAT utviklet en ny metode for å overvåke smågnaverbestanden året rundt med kamera som plasseres i tunneller og tar bilder av passerende smågnagere og små mustelider (røyskatt og snømus) (Soininen m.fl. 2015). Vi regner med at vi kan presentere data fra denne nye metodikken fra og med 2022.

2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare

Småvilt (hare og hønsefugl) er alternative byttedyr for både fjellrev og rødrev. Småvilt generelt, og lirype spesielt, har vært kjent for å ha bestandssvingninger som er synkronisert med smågnagersyklus i Fennoskandia (Moss & Watson 2001). Rypesyklusen forsvant fra fjellområdene i Sør-Norge for perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smågnagersyklusen i denne perioden (Kausrud m. fl. 2008). Figur 4 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. Sommerestimaterne for lirype viser en tendens til positiv respons på toppårene for smågnagere 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 smågnavertettheten i 2018-2019. Harebestanden har vært vedvarende lav i de siste 8 årene siden toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene i 2007 og 2011. I 2020 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 hareskit Komagdalen. Dette tyder på at det er fortsatt svært få harer i de indre delene av halvøya.

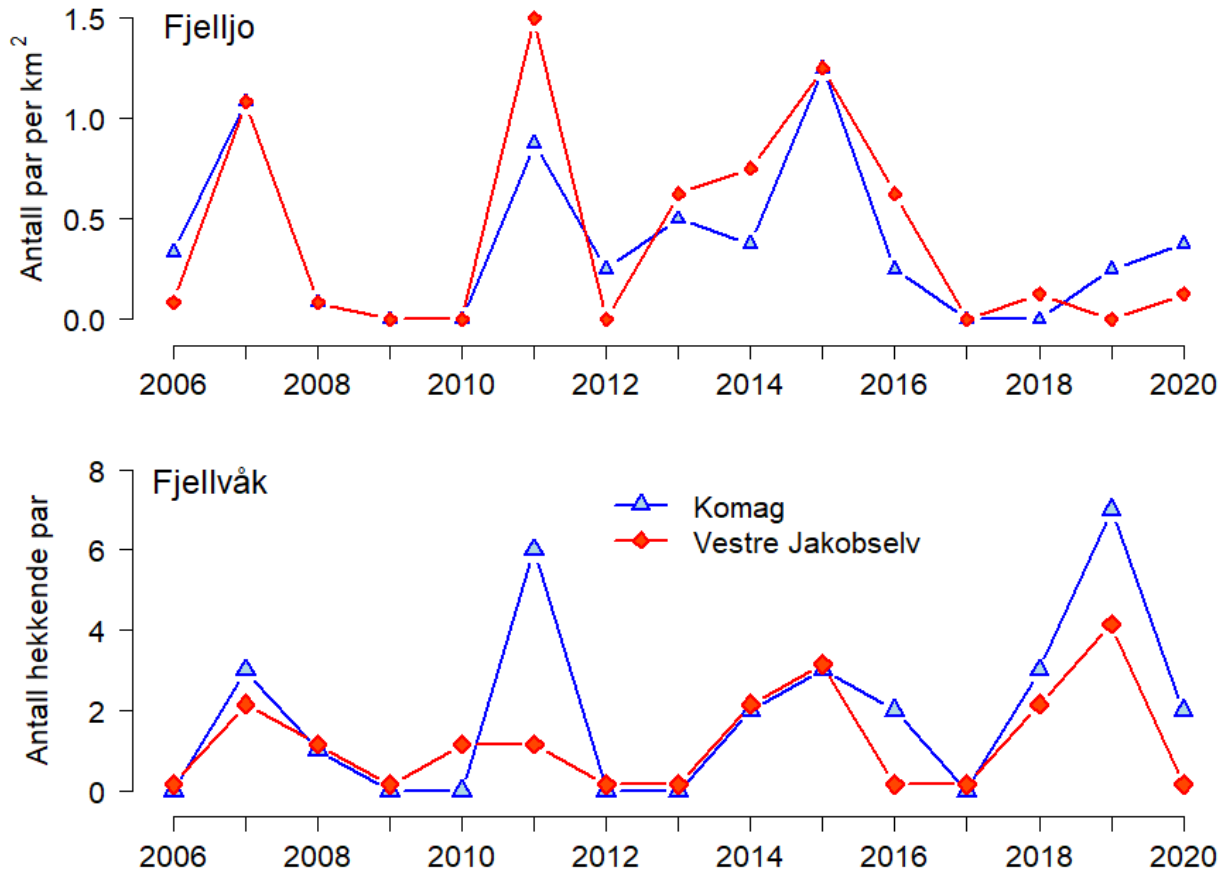


Figur 4. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregisteringer i kanten av vierkratt i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir det gjennomsnittlige antall små registeringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt (som hver har 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. Denne informasjonen har blitt enda viktigere i prosjektets fase II fordi støtteføringen av fjellrev i noen grad kan bryte sammenhengen mellom smågnagerdynamikken og fjellrevynglingen. COAT har derfor siden 2006 overvåket hekkfrekvensen til fjelljo, fjellvåk og snøugle i Komagdalen og Vestre Jakobselv. Snøugle har bare hekket under lemenåret i 2011, mens fjelljo og fjellvåk har vist synkrone fluktasjoner i hekkfrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smågnagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 5). Som forventet ved lave smågnagertettheter, var det veldig få hekkende par i 2020. I Komagdalen var det to fjellvåkpar, men eggene/kyllingene døde før slutten av juli, og ingen fjellvåk hekket i Vestre Jakobselv. I hvert område gikk bare noen få fjelljo til hekking, og

de fleste av de hekkende parene mistet kyllingene sine.

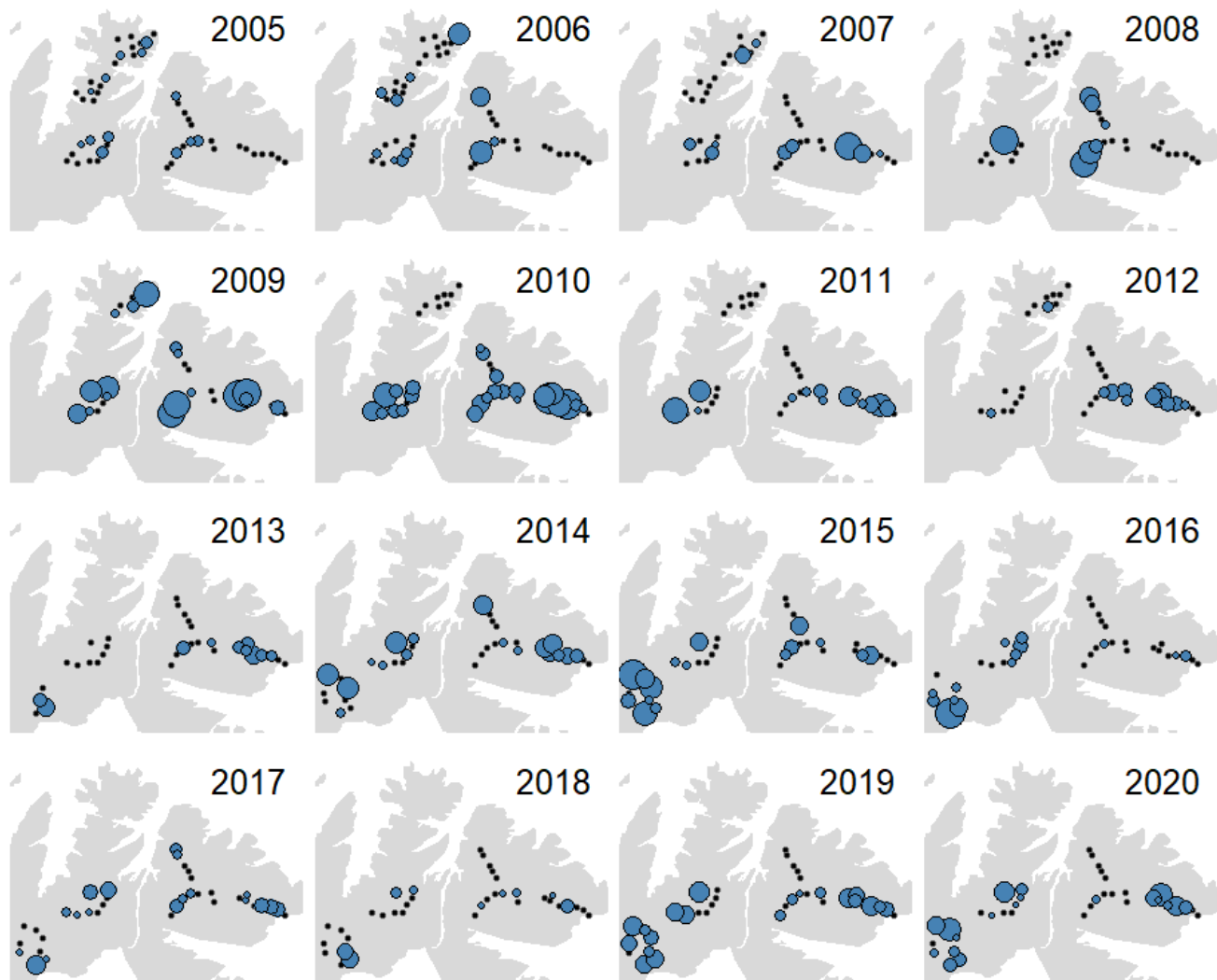


Figur 5. Tidsserier med frekvensen av hekkende par av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i Komagdalen og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya. For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km², mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkeplasser i hvert av de to områdene.

2.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren

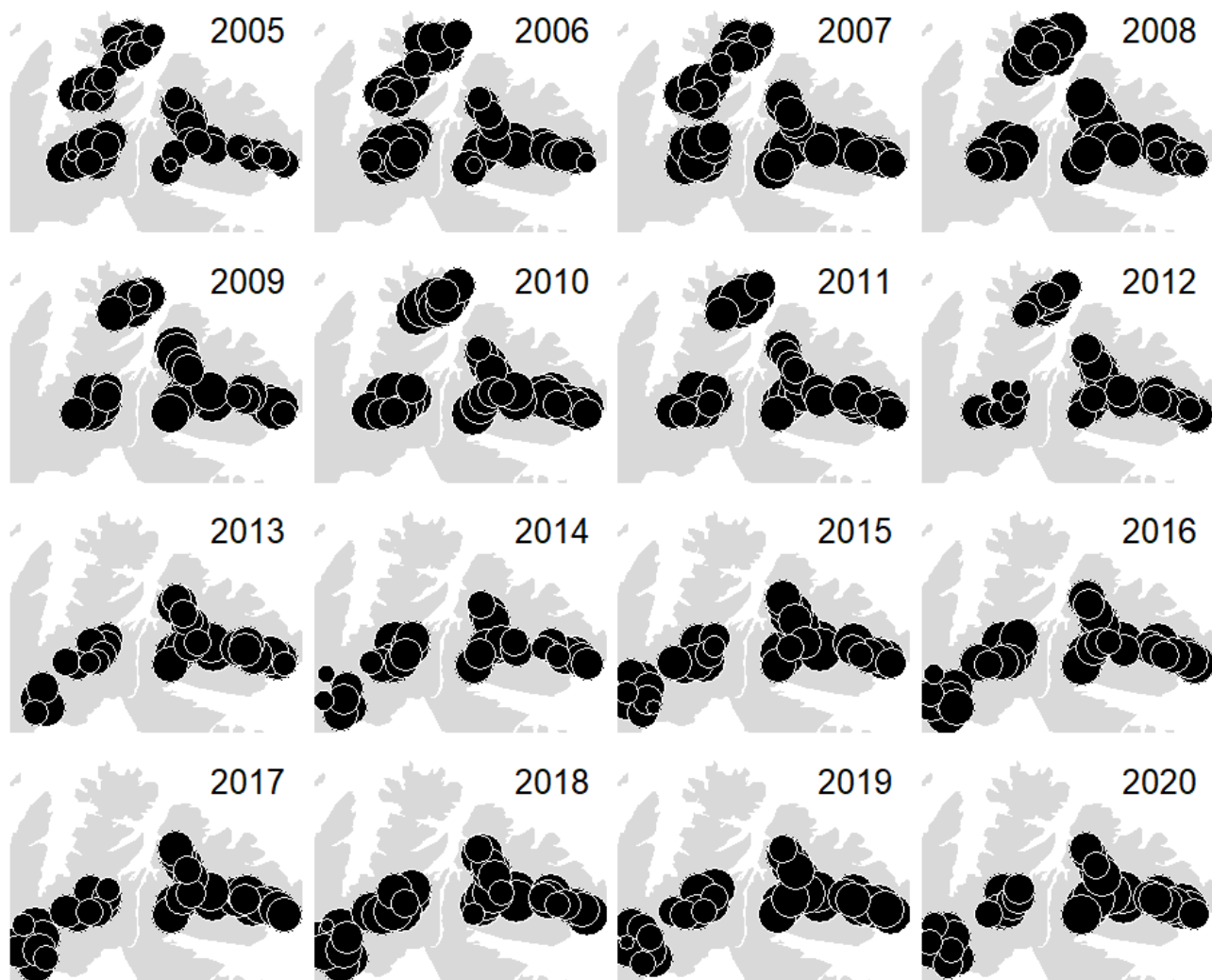
Åtsler utgjøre en viktig næringsressurs for mange arktiske rovdyr, særlig på vinteren. Dette er også tilfelle for fjellrev, og konkurranse med andre rovdyrarter om åtselsressurser kan påvirke fjellrevbestanden. Fjellrevens og andre rovdyrarters bruk av åtselsressurser i tid og rom overvåkes med fotobokser på åtestasjoner som er plassert langs 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 åtestasjonsstransektene belyser rovdyrsamfunnets struktur og dynamikk. Data fra åtestasjonstransektene for fjellrev er gitt i seksjonen 2.1, mens tilsvarende data for rødvrev gis i seksjon 3.2. Jerv er det største rovdyret i dette samfunnet. Den er viktig som er en konkurrent til rødvrev, og kan tenkes å både ha en negativ (gjennom konkurranse) eller en indirekte positiv effekt på fjellrev (gjennom en negativ effekt på rødvrev). 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 (Figur 6).



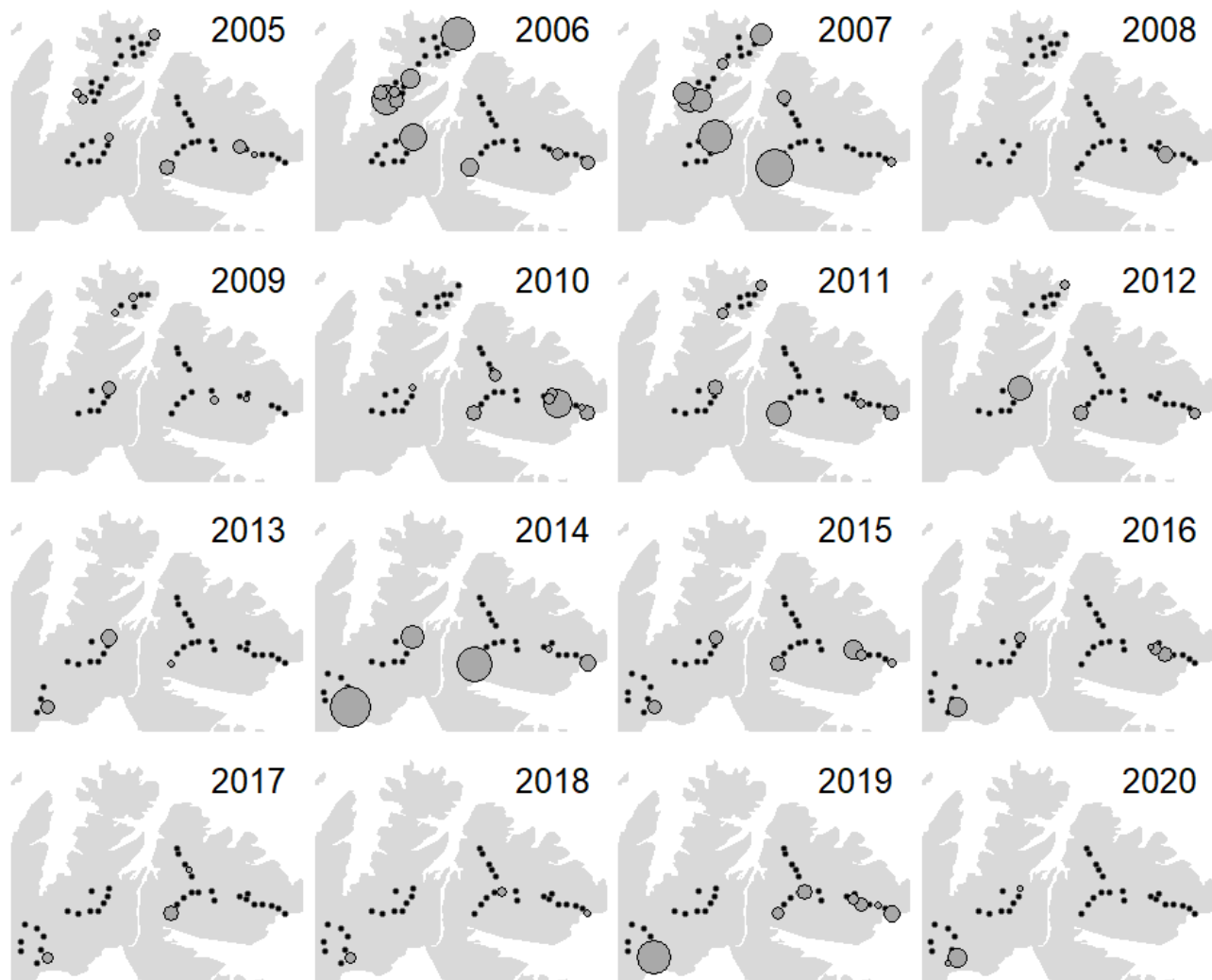
Figur 6. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellreven besøkte en bestemt åtestasjon.

Kråkefugl er viktige åtselsetere og representerer generalist predatorer med økende bestander i lav-Arktis, noe som kan ha en negativ effekt på bakkehekkende fugl som for eksempel rype. Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 7). Den forekommer som par, som kan være tilstede på åtene mange ganger om dagen og som er mest sannsynligvis territorielle, men det er også flokker med mange individer (opp til 10-15) som utnytter åtene samtidig og kan fly fra en åtestasjon til neste. Dermed kan ravnen være den funksjonelt viktigste arten i åtselersamfunnet.



Figur 7. 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.

Kråke er langt mindre utbedt enn ravn og finnes i de fleste år geografisk aggregert på stasjoner i økotoner ved skoggrensa eller kysten (Figur 8). Enkelte år kan denne arten allikevel finnes langt fra disse økotonene slik som i 2019 da en god del observasjoner ble gjort på stasjonene midt inne på Varangerhalvøya. Kråke er en art som har vist en spredning nordover i enkelte steder i Arktis (Sokolov m. fl. 2016).



Figur 8. 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.

3 Tiltakspakke fjellrev

Tiltakspakken i fase II av prosjektet består av utsetting av valper, støttestøring, og uttak av rødvrev (Figur 1). Utsetting og støttestøring gjennomføres av Avlsprogrammet i NINA i samarbeid med SNO, og evalueres av NINA i samarbeid med COAT. Rødvrevuttaket utføres av SNO og lokale jegere, og administreres og evalueres av COAT. Det siste tiltaket beskrives nærmere i rødvrevdelen av denne rapporten (seksjon 5). Tiltakspakken gjennomføres på Varangerhalvøya (tiltaksområde; Figur 2). For å evaluere effekten av tiltaket, overvåkes også referanseområder lengre vest på Ifjordfjellet og i Gaisse. På Ifjordfjellet, som omfatter fjelltundra i samme høydesjikt og topografi som Varangerhalvøya (Killengreen et al. 2007), har det ikke vært fjellrevynglinger i prosjektperioden (2004-2019). I det mer høyereliggende og alpine «Gaisseområdet» lenger vest, var det et hi med frekvent yngling av fjellrev fram til og med 2011.

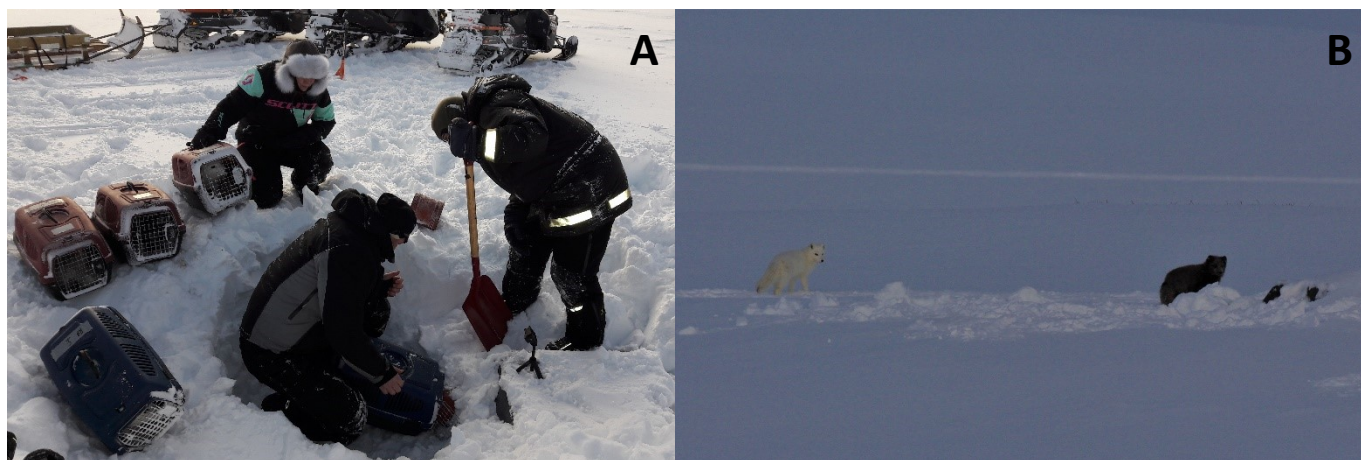
3.1 Utsetting

Over de siste 3 år (2018-2020) har det blitt satt ut totalt 65 valper på Varangerhalvøya. Valpene settes ut som hele kull på ett hi, for å opprettholde strukturen i søskenflokken. Totalt ble det satt ut ti kull på 7 forskjellige hi (Tabell 1). Hiene for utsetting blir 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

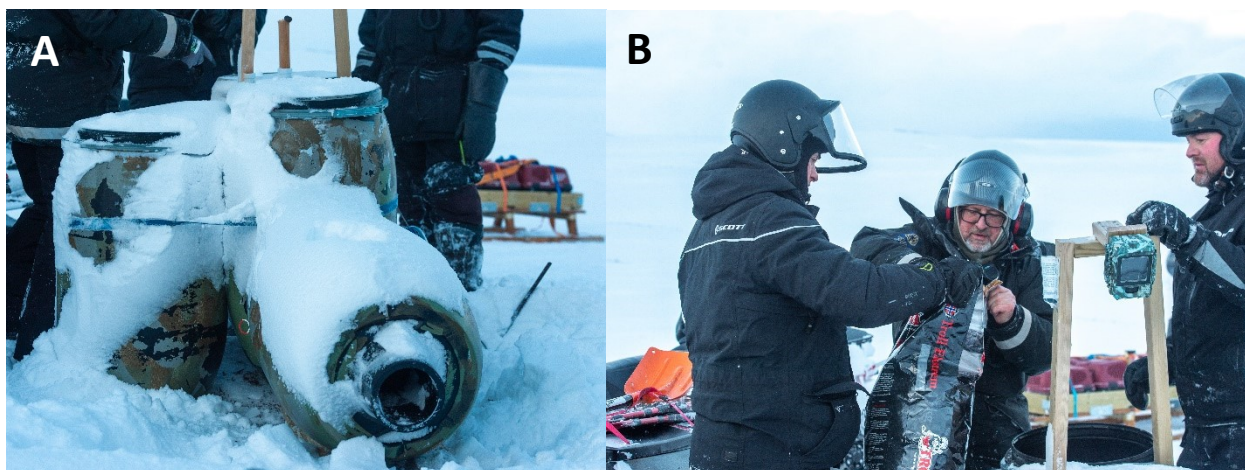
Ved utsetting settes valpene inn i et kunstig hi som plassert oppå det naturlige hiet på høsten (Figur 9A). Åpningen til det kunstige hiet holdes lukket i en halv time for at valpene skal roe seg ned. Erfaringene fra utsettingene i 2019 viste at det var gunstig å plassere det kunstige hiet over en av åpningene i det naturlige hiet slik at valpene kunne gå ned i higangene med en gang. Dette gjorde at valpene ikke løp bort så fort det kunstige hiet ble åpnet (Figur 9B). Denne utsettingsprosedyren ble også benyttet i 2020. Når det er dyp snø, er det også viktig å ikke lage en skuterspor som går rett ned til veien fra hiet, for å unngå at valpene løper bort på den.



Figur 9. Bilder fra utsettingen i januar 2020. A. Fjellrevvalpene transporteres til hiet hvor de skal settes ut i individuelle kattebur. Foto: Jan Erik Knutsen B. To nysgjerrige valper ser på sitt nye hjem på Varangerhalvøya. Foto: Geir Østereng.

3.2 Støttefôring

Før utsetting blir det satt opp en eller oftest to fôrautomater i nærheten de utvalgte hiene. Fôrautomatene øker sannsynligheten for at fjellvalpene skal etablere seg i hiområdet. Fra andre områder har det også blitt vist at støttefôringen gir øket reproduksjonssuksess hos etablerte fjellrevpar og at den på sikt bidrar til vekst i fjellrevbestanden (Angerbjörn m. fl. 2013). Fôrautomater 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.

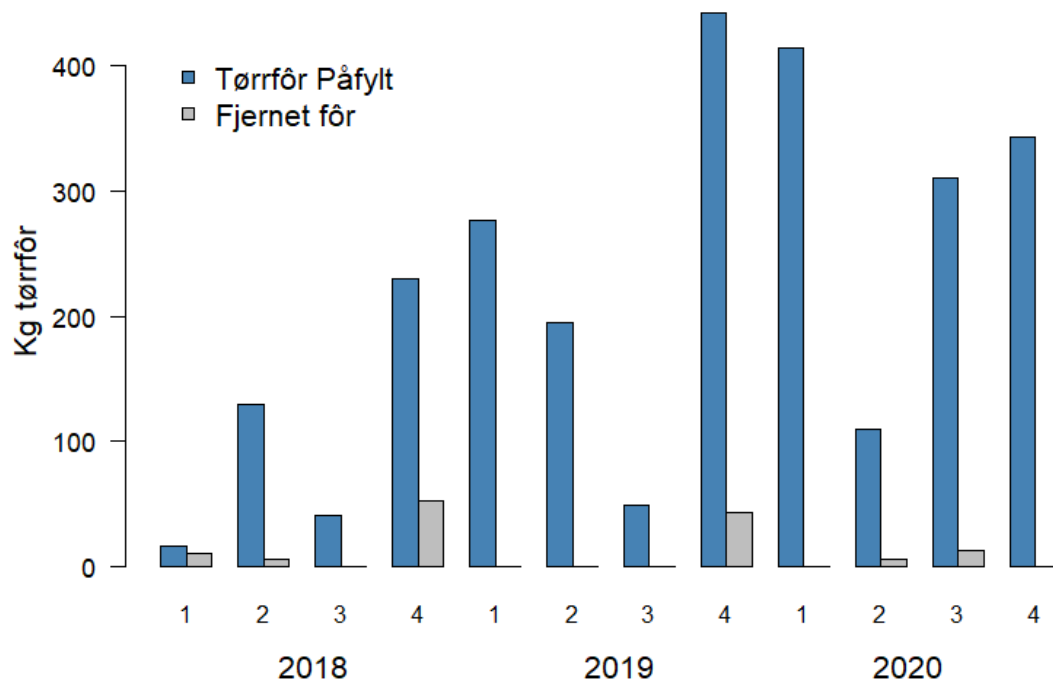


Figur 10. Fôrautomatene på Varangerhalvøya. A. Fôrautomatene består av en tønne med fôr, en tønne der reven spiser og en inngangstønne med en inngang som er akkurat stor nok til å slippe en fjellrev gjennom, men er for trang for rødrev eller jerv. Foto: Arne-Petter Sarre. B. Fôr fylles på regelmessig.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

De første 8 fôrautomatene ble satt opp på Varangerhalvøya på våren 2017, året før den første utsettingen. Siden da har flere automater blitt satt opp og noen har blitt flyttet. Ved årsskiftet 2020/2021 er det 18 fôrautomater på halvøya i nærheten av 11 forskjellige hi. Fôrautomatene settes opp i noen hundre meters avstand fra hiene. De fylles regelmessig av SNO i samarbeid med COAT (Figur 10B). Siden mars 2018 registrerer NINA mengden fôr brukt i en sentral logg. I 2020 har det blitt gjennomført 162 besøk av automater på Varangerhalvøya i forbindelse med kontroll og påfylling. I løpet av året ble det fylt på 1180 kg tørrfôr. 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). I 2020, ble bare 18 kg fôr fjernet.

Fire av de første automatene som ble satt ut i 2017 før den første utsettingen ble snart tatt i bruk av siste opprinnelige fjellrevne på Varangerhalvøya. Etter utsettingene har automatene blitt brukt mye av de utsatte revne, og etter hvert av valpene født på Varangerhalvøya. Mengde tørrfôr (antall kg) som må fylles ved hver kontroll viser i hvor stor grad fjellrevne bruker automatene. Figur 11 viser

fôrmengden brukt per 3-måneders perioder. Det brukes mindre fôr på sommeren, antakelig fordi det da er bedre tilgang på naturlig mat for fjellrevene. Den totale mengden fôr har økt over tid i takt med økningen i antall fjellrev og antall fôrautomater.



Figur 11. Mengder tørrfôr påfylt og fjernet (pga mugning) i fôrautomatene per trimester (januar-mars = 1, april-juni = 2, osv) på Varangerhalvøya i 2018-2020.

Fôrautomatene er utstyrt med et viltkamera med bevegelsessensor og registrer dyr som går inn i automaten eller oppholder seg rett foran den. NINA har i utgangspunktet også utstyrt noen fôrautomater med chiplesere som skal identifisere chipmerkede fjellrevere som bruker automatene. På grunn av mange tekniske problemer og begrensede data, ble det i 2020 besluttet å fjerne chipleserne, og heller satse på andre overvåkningsmetoder som viltkamera og DNA-basert identifisering av individer. 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 revene, 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.

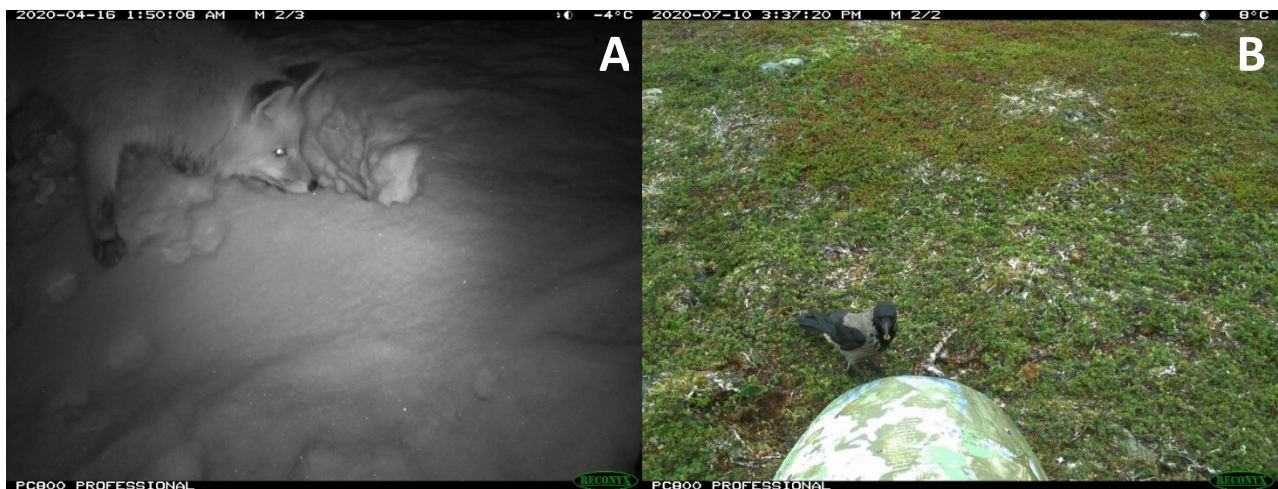
Viltkameraene viste at alle automatene var godt besøkt i 2020. På de fleste var det fjellrev hver måned. Det er ikke lett å identifisere de individuelle revene som er fotografert basert på øremerker, spesielt når ørene er dekket av tjukk vinterpels (Figur 13A). Men basert på pelsfarge og de som har vært identifisert er det vanligvis 2-4 individer som bruker samme automat i løpet av en måned på våren. Spesielt i den første måneden etter utsetning har det også vært observert flere individer som bruker samme automat. Senere på sommeren var det ofte to, sannsynligvis par. På hiene med yngling er også valpene regelmessig ved fôrautomatene når de begynner å bevege seg litt bort fra hiet. Revene kan besøke automaten nesten daglig over perioder av noen uker. Til tross for sikkert tilgang på fôr i automatene, jakter revene aktivt på smågnagere også i nærheten av automatene (Figur 13B).

Til tross for at inngangen til fôrautomatene er dimensjonert slik at bare fjellrev kan komme inn, kan andre artene være tiltrukket av dem. Vinteren 2019-2020 og sommeren 2020 ble det registrert mer besøk av rødrev på fôrautomatene enn i årene før. Rødrev ble dokumentert på kamera på mer enn 63 dager mellom september 2019 og august 2020 (Figur 14A). Dette kan være relatert til at det var totalt mye rødrev på Varangerhalvøya i vinteren 2019-2020 (seksjon 4). Rødrevene har aldri oppholdt seg lengre tid ved en fôrautomaten. Bildeseriene tyder ikke på at rødreven forstyrret fjellrevene nevneverdig. Fjellreven var ofte tilbake ved automaten på samme dag eller på neste dag etter rødrevbesøk. Ravn ble også ofte registrert ved automatene, og tilstedeværelse av jerv ble dokumentert ved to av dem. En fôrautomat fikk besøk av en kråke som kan ha oppdaget at det var

mulig å gå inn i den for å hente mat (Figur 14B)



Figur 13. Bilder fra viltkamera montert på fôrautomatene. A. Det kan være vanskelig å identifisere øremerkene, spesielt når reven har en tjukk vinterpels. B. Denne reven jaktet på lemen i nærheten av fôrautomaten.

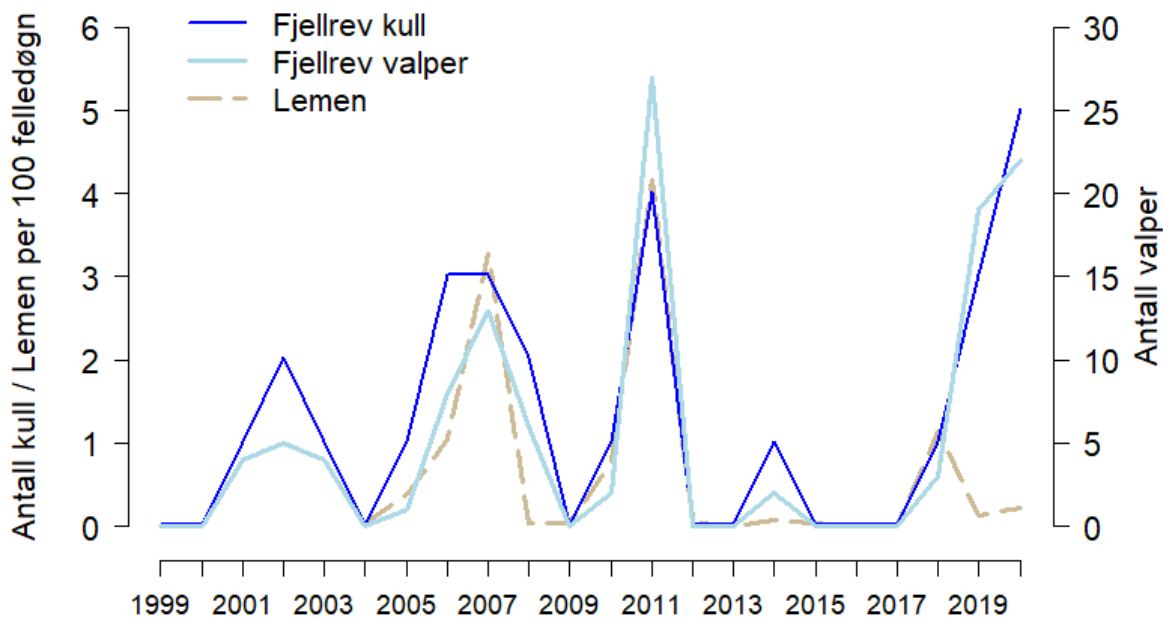


Figur 14. Bilder fra viltkamera montert på fôrautomatene. A. En rødrev ser ned til inngangen av fôrautomaten, men bildene tydet ikke på at den prøvde å gå ned i hullet. B. En kråke med en hundepellet i nebbe.

3.3 Overvåkning av fjellrev

3.3.1 Bestandsutvikling

COATs tidsserier viser en svært god og konsistent sammenheng mellom fangstindeksen for lemen og yngling av fjellrev (antall kull og valper) på Varangerhalvøya frem til og med 2018 (Figur 15). De to siste årene i tidsserien (dvs. 2019 og 2020) viser et avvikende bilde i og med at det var en ny topp i fjellrevynglingen til tross for at fangsten indikerte at lemenbestanden hadde kollapset etter en dårlig vinter i 2018-2019. Flere faktorer kan ha spilt en rolle for den gode ynglingen i 2019 og 2020 til tross for lite lemen. For det først har sannsynligvis støtteføringen bidratt til en bedre ressursituasjon for fjellreven. For det andre hadde utsettingene i 2018 og 2019 resultert i at fjellrev i den riktige alderen for yngling (dvs. 2-åringer) var etablert på Varangerhalvøya. For det tredje, viser data på mageinnhold til rødrev (spesielt for 2019, se seksjon 4.2) at det var fortsatt en god del lemen på Varangerhalvøya i perioden januar-mars på Varangerhalvøya. Bildene fra fôrautomat- og hikamera viser også at det tidlig på sommeren 2020 var noe forekomst av lemen lokalt (Figur 13B og figur 16B). Dette kan også ha bidratt positiv til yngling av fjellrev.



Figur 15. Antall registrerte fjellrevkull og antall valper på Varangerhalvøya i den 22 år lange tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2020.

3.3.2 Aktivitet på hi

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 sen vinteren og på sommeren for å dokumentere aktivitet og yngling. I 2017 nådde aktiviteten av fjellrev på hiene et lavmål for hele prosjektperioden med sikre sportegn på bare 2 hi helt øst på Varangerhalvøya. Etter tre år med utsetting har aktiviteten økt markant med registrert aktivitet på 16 av hiene i 2020 (Tabell 2). Også antall dokumenterte ynglinger har økt til fem ynglinger i 2020. Dette er det høyeste antall ynglinger dokumentert på halvøya siden overvåkingen startet i 1999 (Figur 15). I referanseområdene har det i løpet av perioden 2018-2020 blitt registrert tilstedeværelse av fjellrev på et hi i Gaissene. Det er hiet hvor det har vært yngling sist i 2011. I 2019 ble det bare registrert et kort besøk av fjellrev på sommeren, men i 2020 har en fjellrevtisppe etablert seg på hiet.

Tabell 2. Overvåkingen av fjellrevhi som gjøres av SNO (besøk vår og sommer) i samarbeid med NINA og COAT (kameraovervåking vår/sommer). Tallene viser antall hi som har vært besøkt eller overvåket med kamera og antall hi hvor det er registrert aktivitet eller yngling av fjellrev eller rødrev.

	2018		2019		2020	
	Besøk	Kam	Besøk	Kam	Besøk	Kam
Kontrollerte hi tiltaksområde Varanger	35	7	29	7	34	10
Hi med fjellrevaktivitet	10	5	10	6	16	10
Hi med fjellrevyngling	0	1	3	3	5	5
Hi med rødrevaktivitet	1	2	3	2	1	6
Hi med rødrevyngling	1 [#]	0	1	0	0	0
Kontrollerte hi referanseområde Ifjord-Gaissene	12	6	13	7	13	6
Hi med fjellrevaktivitet	0	0	1	1	1	1
Hi med fjellrevyngling	0	0	0	0	0	0
Hi med rødrevaktivitet	2	3	5 (6*)	4	5 (6*)	5
Hi med rødrevyngling	1	1	1	2	0	1

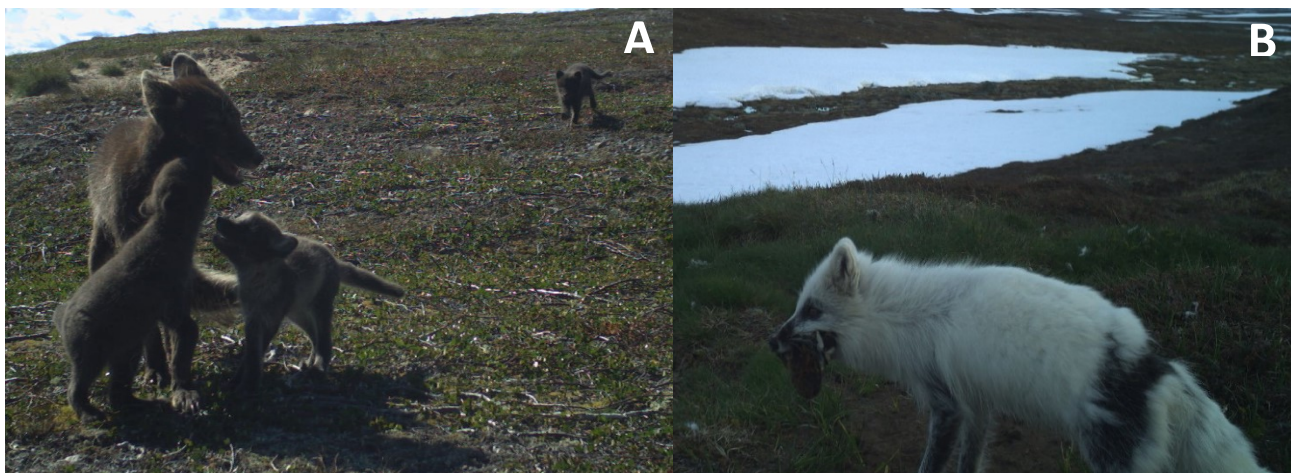
* På et hi ble det observert aktivitetsspor av ubestemt rev

[#] hi med antatt yngling

DNA-analysene basert på skittprøver samlet på hiene, som utføres av NINA, gav identifikasjon av totalt 15 fjellrevindivider på sen vinter/våren 2020. Det var bare ett individ mer enn i 2019. Beregning av med en fangst-gjenfangst modell basert på DNA-data resulterte i et bestandsestimat på 22 rev [17-32], nesten like høy som i 2012 etter den store lementoppen 2011. I 2020, ble det som i 2019 funnet DNA fra en fjellrev fra den opprinnelige bestanden. Denne hannreven ble registrert

første gang på Varangerhalvøya sommeren 2016, og ble sannsynligvis født i 2015 eller 2014. Den var en av de to siste revene observert på halvøya i 2017, og ble far til et valpekull både i 2019 og i 2020 med en tisper som ble satt ut i 2018. Foreldrene på de andre hiene var to par av rev satt ut i 2018 og et par satt ut i 2019. Det siste paret ble ikke identifisert. Tisper som har etablert seg på Gaissehiet ble identifisert som en av revene satt ut i 2019.

Til tross for fem ynglinger ble det født færre valper på Varangerhalvøya i 2020 enn i lemenåret 2011. I midten av juli ble det registrert mellom 1 og 8 valper på hiene (22 valper totalt; Figur 15). Men mot slutten av juli ble bare 14 valper observert. Bortsett fra det gode lemenåret 2011 har kullstørrelsene vært relativt lave for fjellreven på Varangerhalvøya, og fram til fase II av prosjektet var det en klar statistisk sammenheng mellom kullstørrelsen og fangstindeksen for lemen (Ims m.fl. 2017). Også i 2020 kan de lave kullstørrelsene og dårlig overlevelse av valpene trolig forklares med den lave lemenbestanden. Det ble ikke dokumentert predasjon på valpene, noe som har vært et problem i andre delbestander.



Figur 16. Bilder fra viltkamera på et av fjellrevhiene med yngling i 2019. A. Tre fjellrevvalper med en voksen. B. En voksen fjellrev med lemen.

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 i prosjektet for å få en presis registrering av fjellrevyngling og antall valper (Figur 16A), men også for å studere hvilken virkning hibesøk av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) har på fjellreven. I 2020 ble det satt opp kamera på 10 hi på Varangerhalvøya og på 6 hi i Ifjordfjellet/Gaissene området. Kameraene på Varangerhalvøya var aktive fra begynnelsen av mai til slutten av august. På Ifjordfjellet/Gaissene ble kameraene også satt ut i begynnelsen av mai og tatt inn i midten av juli. På Varangerhalvøya ble fjellrev registrert på alle 10 hi mer kamera. Fjellreven som ble registrert på et hi i Gaissene av SNO ble også registrert av viltkamera. Ellers var det ingen fjellrevaktivitet på sommeren i referanseområdene.

Yngling av rødrev ble i 2020 registrert på ett av fjellrevhiene i referanseområdet på Ifjordfjellet (viltkamera). Besøk av rødrev ble registrert på 5 av de 6 hi som var utstyrt med kamera. På Varangerhalvøya ble besøk av rødrev registrert på to av hiene med fjellrevyngling og på fire av de andre hiene med fjellrevaktivitet. Totalt sett var det i 2020 dermed mer besøk av rødrev på fjellrevhiene enn i årene før. Dette samsvarer med inntrykket fra kamera montert på fôrautomatene, som også viste mye tilstedeværelse av rødrev. På ynglehiene ble rødreven ble rødreven bare fotografert noen få ganger, og fjellrevene var tilbake på bildene relativt kort tid etter. På en bildesekvens fra ett av hiene blir rødreven tilsynelatende jaget bort av en bjeffende fjellrev (Figur 17). Disse observasjonene kan kanskje tyde på at de utsatte fjellrevene reagerer annerledes på rødrev enn de opprinnelige Varangerrevene gjorde.



Figur 17: Bilder fra viltkamera på fjellrevhi som tilsynelatende viser en rødrev som jages bort av en sint fjellrev.

I tillegg til rødrev, ble kongeørn registrert på fire fjellrevhi og havørn på et hi i 2020. Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele kull i andre delsbestander i Skandinavia.

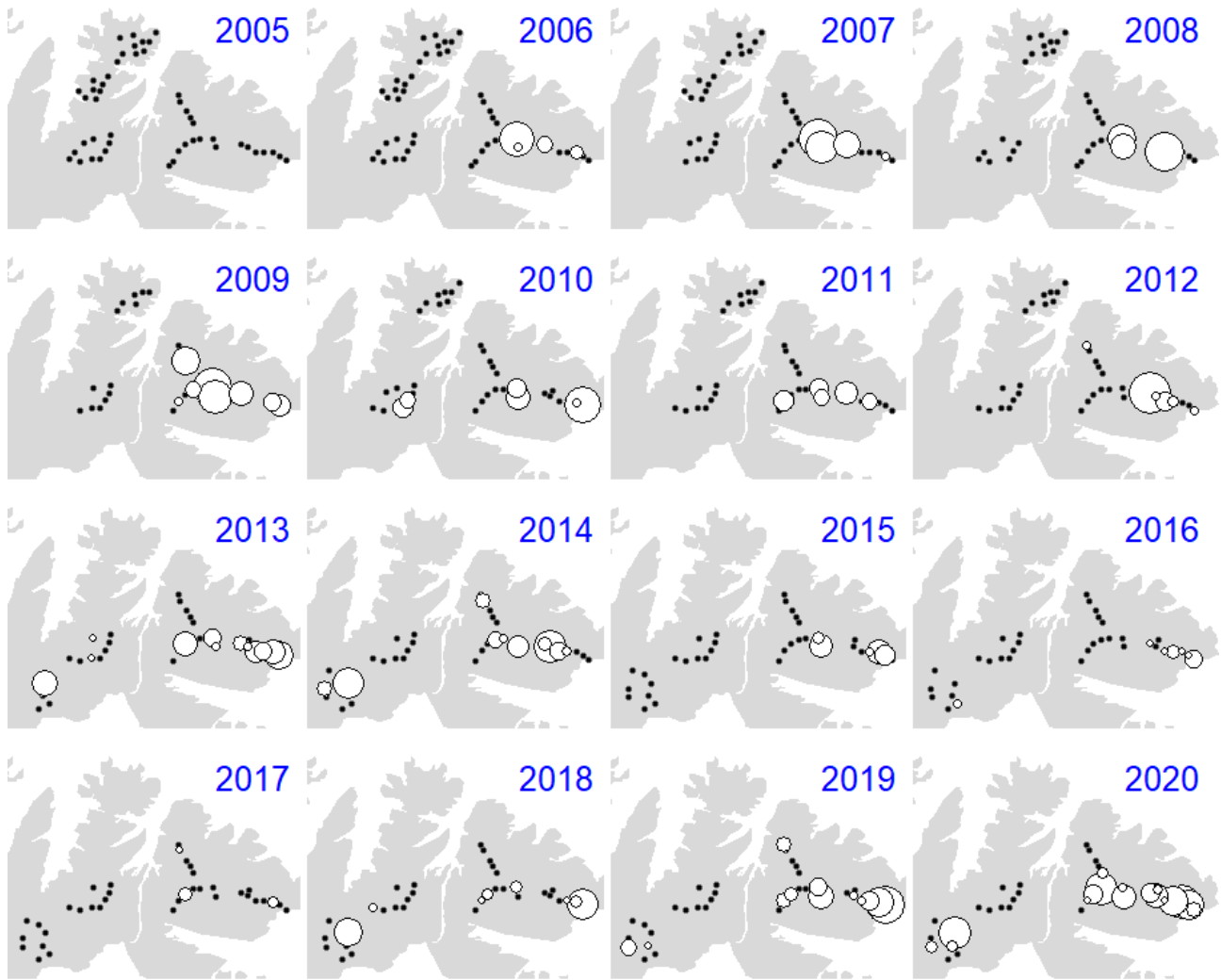
3.3.3. Etablering og spredning av utsatte fjellrever

Av de 65 valper som har blitt satt ut på Varangerhalvøya, er 16 individer identifisert fra DNA-prøver på Varangerhalvøya. 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. Av de 14 valpene satt ut i 2020 ble bare noen få registrert på kamera og ingen ble identifisert med-DNA prøve.

Nettverket av fôrautomater med kamera i nord-Fennoskandia som har blitt etablert gjennom av Interreg- prosjektet «Felles Fjellrev Nord» og DNA-analyser 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 2020 har en tisper etablert seg i Gaissene. Fire fjellrev med øremerker har også blitt observert i nord Finland. I april 2020 ble en øremerket fjellrev observert i Russland i Pechenga distriktet. 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 (Figur 18). Etter å ha vært veldig lav i 2016 og 2017, økte frekvensen av fjellrev på åtestasjonene markant de siste årene – noe som kan tilskrives utsettingen av valpene fra avlsprogrammet. 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. vintrene 2018 og 2019) har det blitt registrert fjellrev på alle tre transektene på Varangerhalvøya, men mest i Komagdalen og Nyborg som er nærmest hiene der valpene ble satt ut. I tillegg har tilstedeværelsen av fjellrev økt i referanseområde i Gaissene. Der ble fjellrev registrert på tre åtestasjoner i 2020, og hvorav en ble mye besøkt (Figur 18).

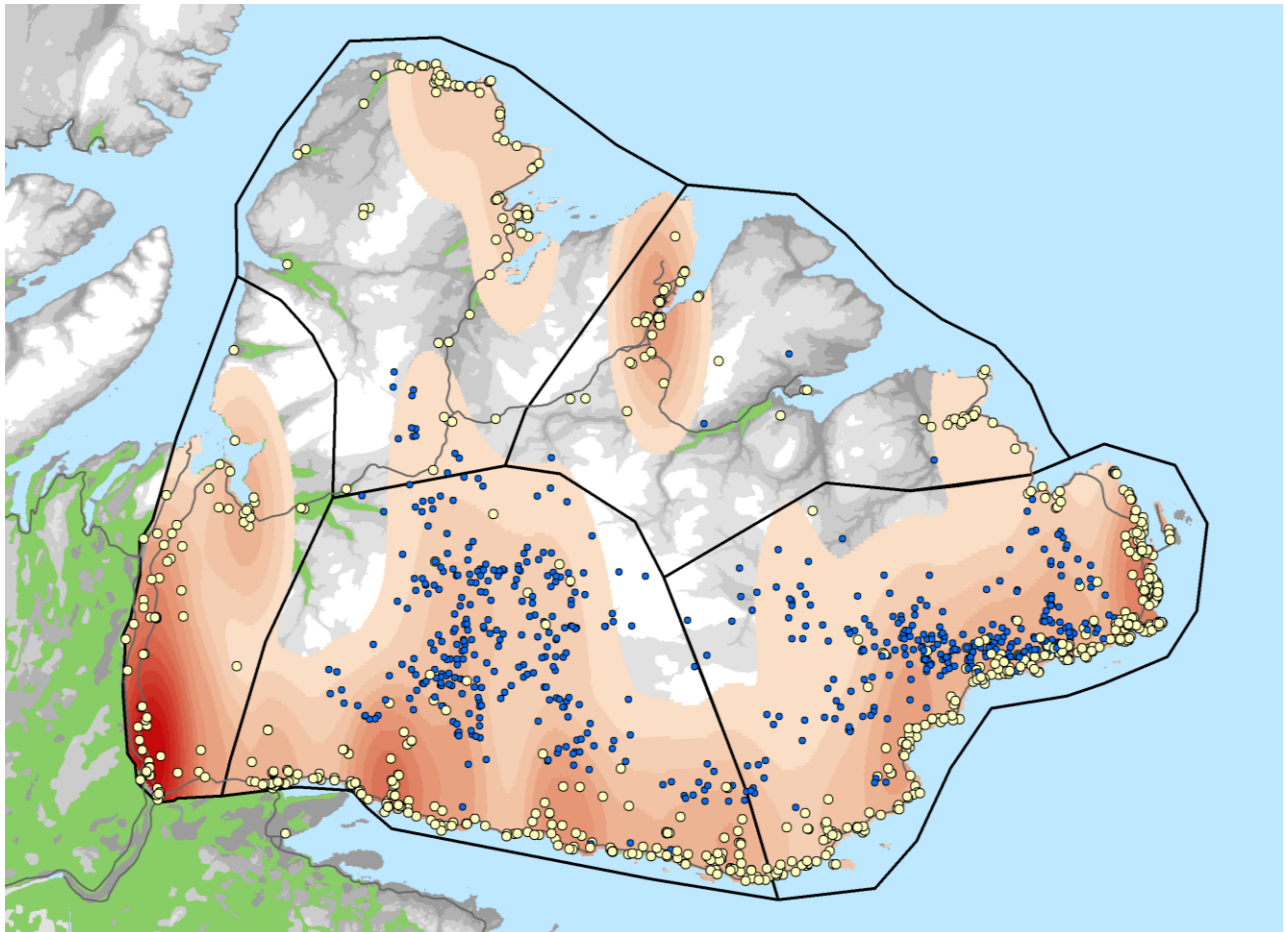


Figur 18. Antall dager med besøk av fjellrev registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellrevert besøkte en bestemt åtestasjon.

4. Rødrev

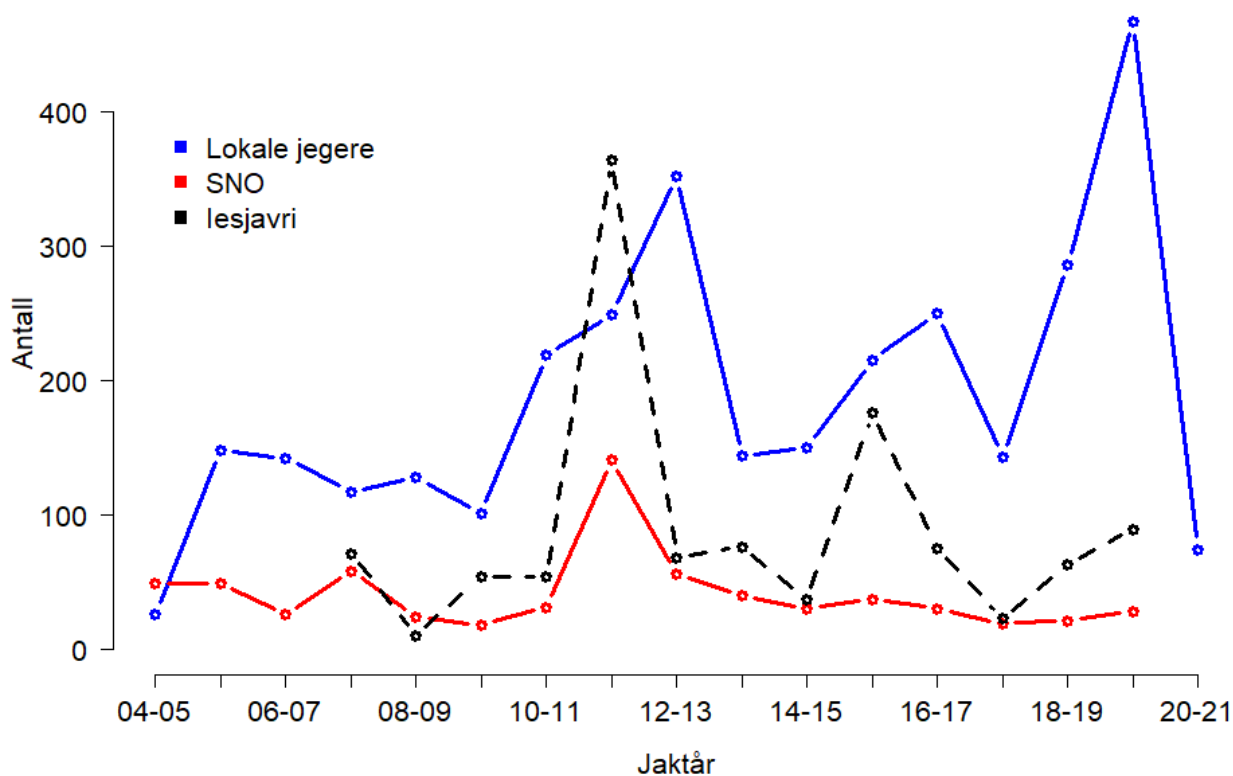
4.1 Tiltaket

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 19). 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. 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. 2018). 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.



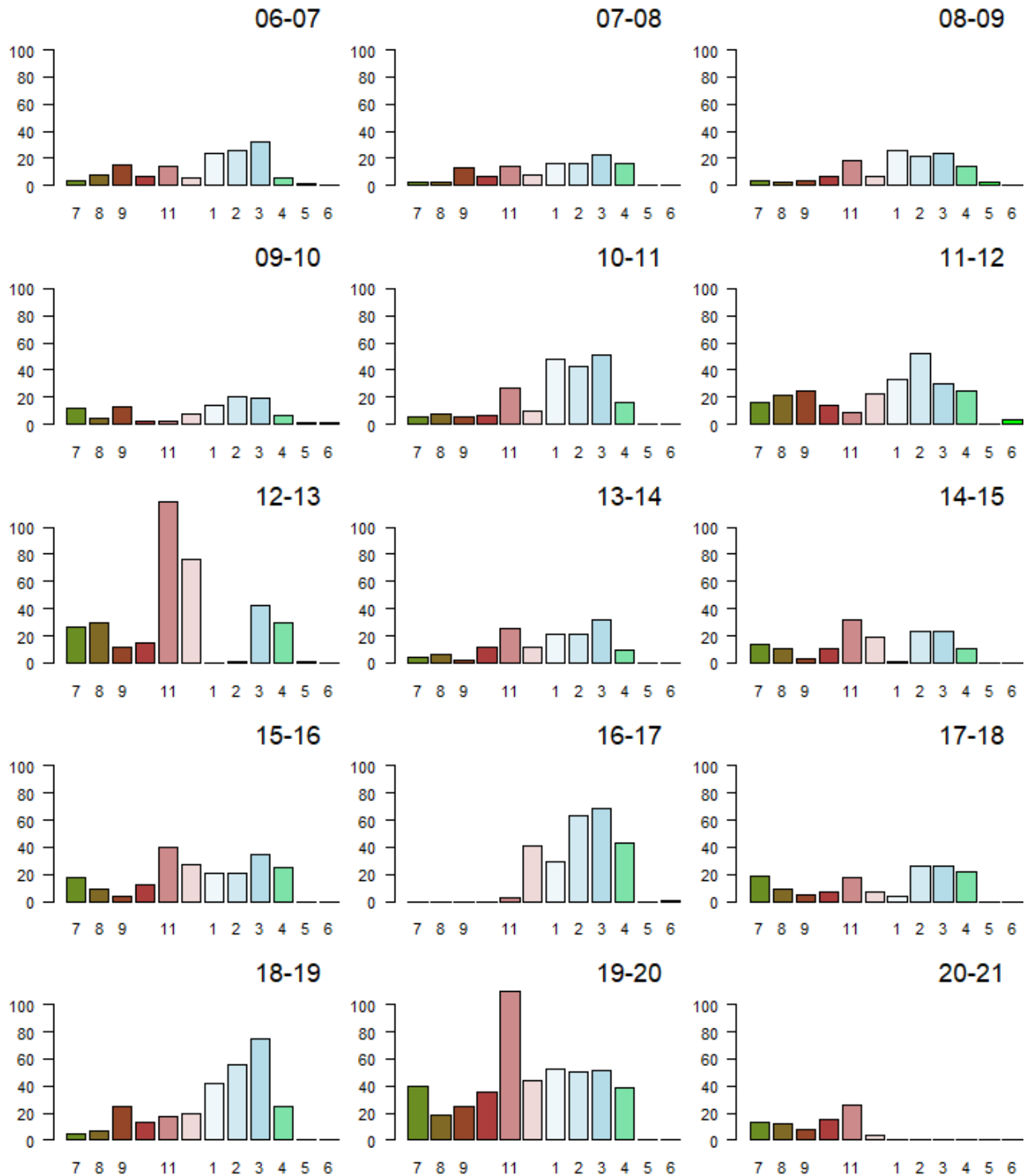
Figur 19. Lokaltetene hvor rødrev er felt av SNO (blå) og lokale jegere (gul) på Varangerhalvøya fordelt på de fem jaktområder som ble brukt i analysene av effekten av jakt på rødrevbestanden. Områdene ble avgrenset ved å ta hensyn til fordelingen av jegere og naturlige topografiske skiller i landskapet (f. eks. fjellrygger). Lokale jegere har ofte faste åteplasser, dermed kan noen punkter representere mange rev felt over flere år. Røde fargegraderinger viser den interpolerte frekvensen av rødrev skutt i område.

Siden starten på tiltaket i 2005 har SNO felt totalt 657 rødrev på Varangerhalvøya, mens 242 lokale jegere har felt 3211. Bortsett fra fellingstoppen i forbindelse med lemenåret 2011-2012, har SNO-uttaket av rødrev på Varangerhalvøya vært omtrent det samme hvert år og bestemmes først og fremst av tiden SNO kan allokere til dette arbeidet (Figur 20). Ved lesjavri har det vært topper i SNO-uttaket både etter lemenåret i 2011 og etter smågnagertoppen i 2015 (som også hadde en god del lemen i dette området; L. Oksanen pers. med.). Antall rev levert av lokale jegere har variert mer gjennom årene. Flest rev ble levert siste vinter (2019-2020), ett år etter smågnagertoppen i 2018/2019. Det ble også skutt mye rev ett år etter smågnagertoppårene 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 smågnagere, eller at revpopulasjonen har en forsinket relasjon til smågnagertetthet gjennom reproduksjon og innvandring.



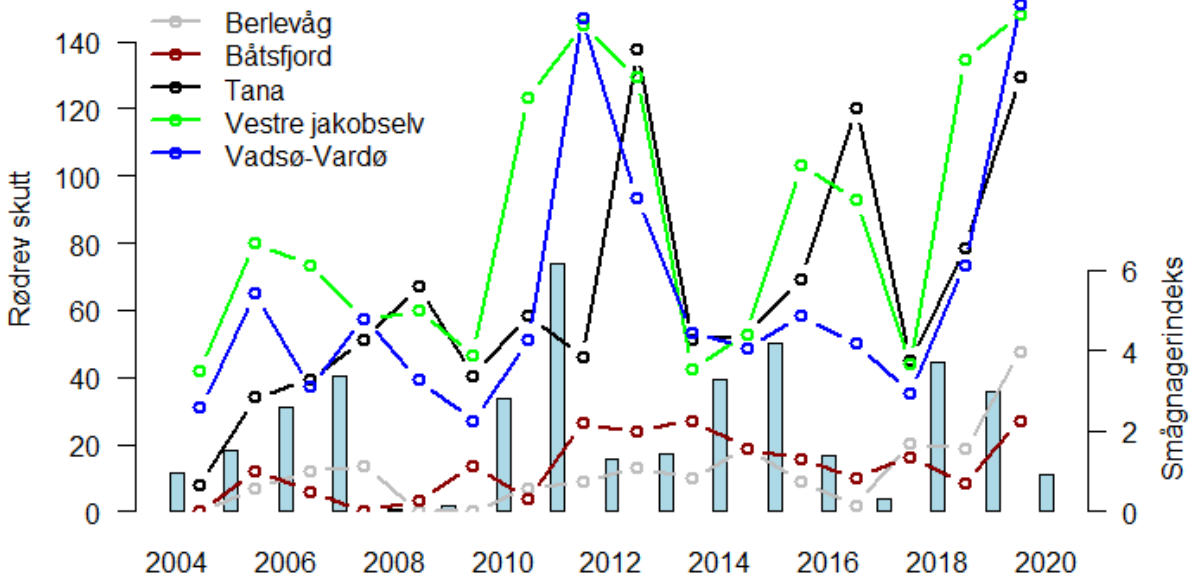
Figur 20. Antall rødrev felt for hvert jaktår (15. juli til våren året etter). Den blå linjen viser antallet levert av lokale jegere, mens den røde linjen viser antallet rødrev som er felt av SNO på Varangerhalvøya. Den svarte stiplede linja viser antall rødrev som er felt av SNO i regi av dverggåsprosjektet ved lesjavri. Siste datapunktet i kurven for lokale jegere på Varangerhalvøya er kun basert på tallene fram årsskiftet 2020/2021 (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 2010-2020), ble de fleste rev mottatt i november (Figur 21). I 2016 mottok prosjektet rev bare fra 1. desember. Dermed er det usikker om det var spesielt mange rev i november i det året også.



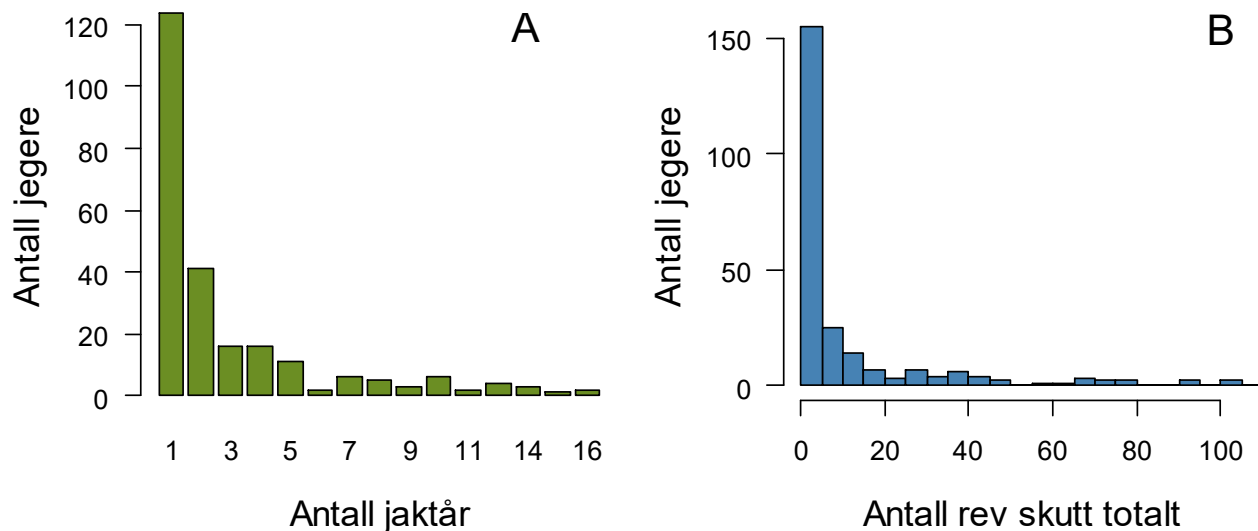
Figur 21. Antall rødvrev felt per måned på Varangerhalvøya siden jaktåret 2006-2007 og frem til 15.12.2020. I 2012 og 2019 ble det skutt over 100 rev i november. I 2016 mottok prosjektet ikke skrotter før 1 desember.

Dynamikken av antall rødvrev skutt varierer i forskjellige deler av Varangerhalvøya. Figur 22 viser antall rev felt under ordinær jakt (ikke SNO-fellinger) i de fem definerte jaktområdene på Varangerhalvøya (Figur 19). I de nordlige delene av halvøya, Båtsfjord og Berlevåg, har det lenge vært mindre interesse for rødvrevjakt, og fluktuasjoner i antall skutt rev skyldes først og fremst aktiviteten av noen få jegere. I vinter 2019-2020 har det blitt skutt flere rev enn før også i disse områdene. For de tre områdene i den sørlige delen av halvøya vises det at 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 rødvrevbestanden 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 i Nyborg og spesielt i Komagdalen lengre øst på Varangerhalvøya i større grad er lokale rødvrever.



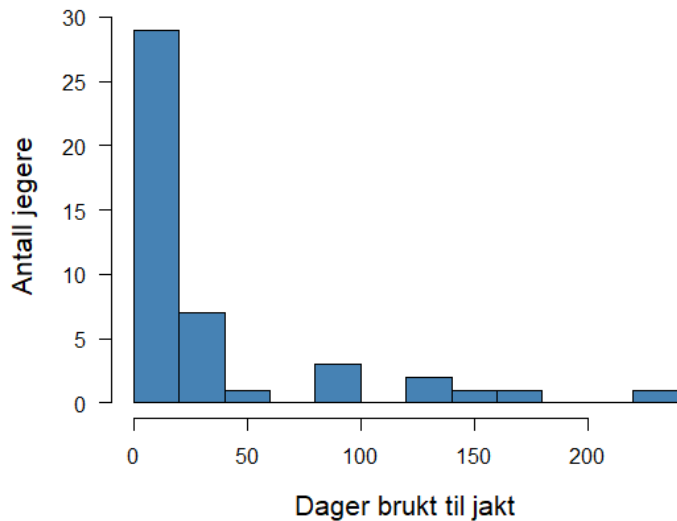
Figur 22. Antall rødvrev felt pr. jakt sesong (15.07 – 15.04) i fem områder på Varangerhalvøya. Figur 19 viser avgrensningene mellom områdene. Stolpene viser smågnagerdynamikken som gjennomsnittlig antall individer (alle arters summert) fanget per 100 fangstdøgn.

Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet variere mellom jaktårene stort sett i takt med fellingsstallene. Av de 242 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har omtrent halvparten levert rev bare fra ett jaktår (Figur 23A). Noen jegere har derimot deltatt i jakten i mange år, og 2 jegere har vært med i alle av de 16 jaktårene. Denne svært skjeve fordelingen av jaktinnsatsen vises også i antall reveskrott levert av hver jeger (Figur 23B), der majoriteten har bare skutt en rødrev, mens to jegere har skutt over 200 rever hver.



Figur 23. Fordeling av jaktinnsatsen på forskjellige jegere. A. Antall jaktår hver jeger har levert rev til prosjektet. B. Antall reveskrott levert av hver jeger unntatt to storjegere som har levert over 200 rev hver.

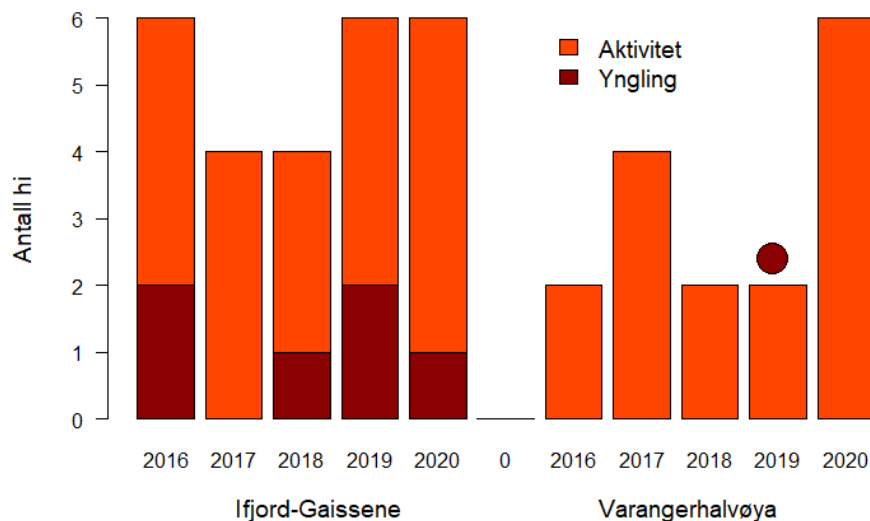
Jaktstatistikk (fellingstall) har blitt brukt av mange forskere som en relativ bestandsindeks for å studere dynamikken av høstbare arter som fjellrev, rødrev eller gaupe (Elton 1942, Henden m.fl. 2009a). Dette forutsetter en antakelse om at jaktinnsatsen er relativt konstant i forhold til bestandsfluktuasjonene. Derfor har vi i sesongen 2019-2020 bedt jegere om å rapportere jaktinnsatsen og 45 jegere svarte. Innsatsen varierte fra 1-2 jaktturer til jegere som brukte åte med revevarsler nesten hele sesongen. Av de 45 jegere som svarte hadde 13 ikke fått rev i 2019-2020 og 8 hadde ikke levert rev i hele prosjektet, til tross for at noen hadde vært registrert som jeger i flere år. De 32 jegerne som svarte og hadde levert rev representerer 55% av jegerne som har levert rev (58), og disse jegere har til sammen levert 69% av de innleverte revene. Total jaktinnsats var ca 1650 dager. Fordelingen av tiden pr. jeger viser den samme skjeve fordelingen som antall rev levert (Figur 24). Vi skal fortsette å be jegere om å rapportere innsatsen sin og det blir interessant å se hvordan innsatsen varierer med antall rødrev felt.



Figur 24. Antall dager brukt til jakt i løpet av jaktseasonen 2019-2020 av de 45 jegere som har rapportert innsatsen sin.

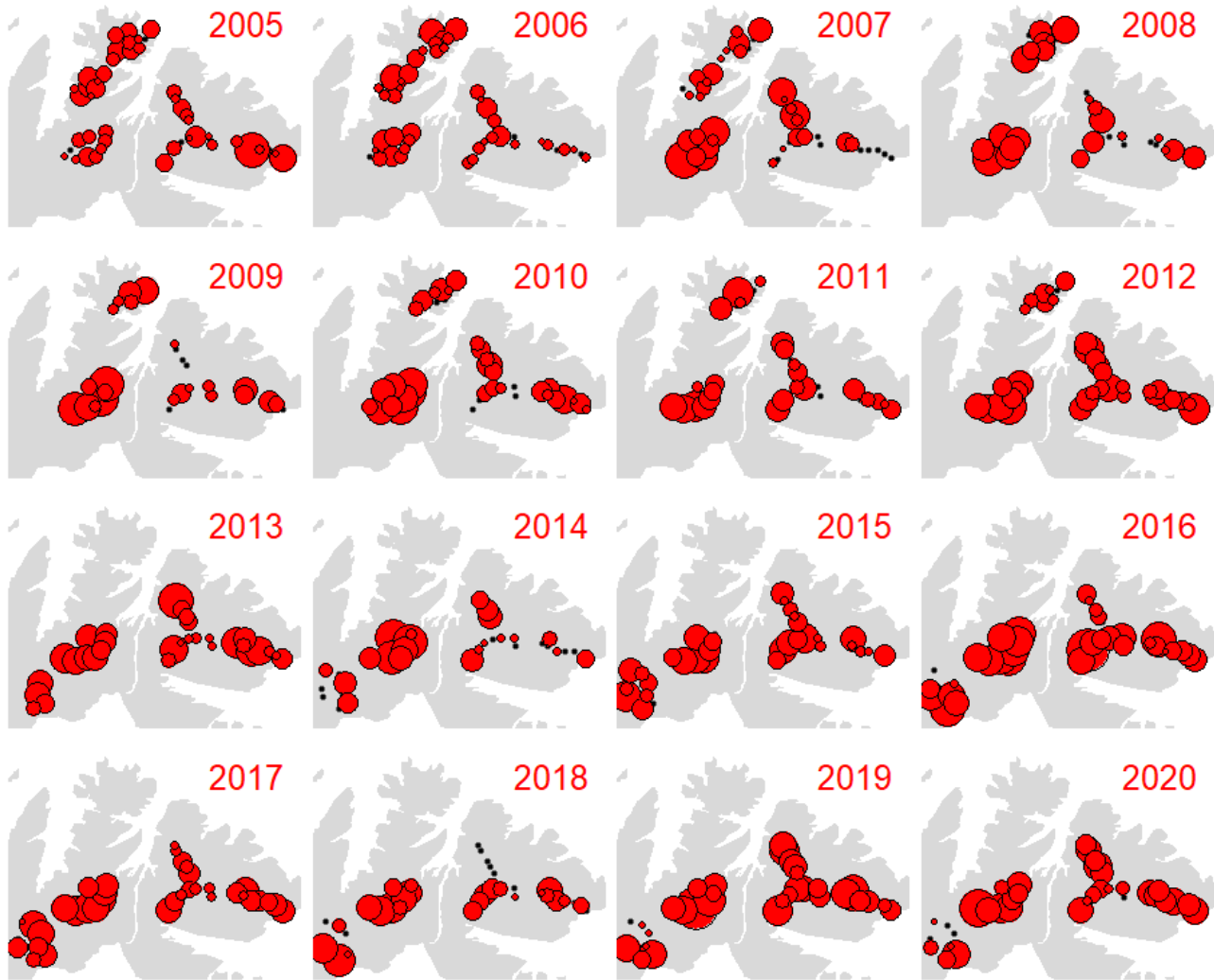
4.2 Område og ressursbruk

Kamera på fjellrevhi og data fra hikontrollene til SNO reflekter tilstedeværelse av rødvrev i de høyreliggende fjellområdene på sommeren og dermed rødvrevaktivitet som kan ha spesielt stor effekt på fjellrev. For de siste 5 årene synes disse data fra referanseområdet å vise den samme trenden som jakttallene på Varangerhalvøya (Figur 25). Etter en nedgang av rødvrev over årene 2017-2018, har aktiviteten og antall ynglinger økt igjen i 2019. På Varangerhalvøya er det generelt mindre aktivitet av rødvrev på fjellrevhi enn på Ifjordfjellet-Gaissene. I 2020 ble det dokumentert bare en yngling, men det var rødvrevbesøk på mange hi. På Varangerhalvøya ble det brukt flere hikamera enn i tidligere år.



Figur 25. Rødvrevaktivitet og rødvrevyngling på 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 observert av personell fra COAT/SNO.

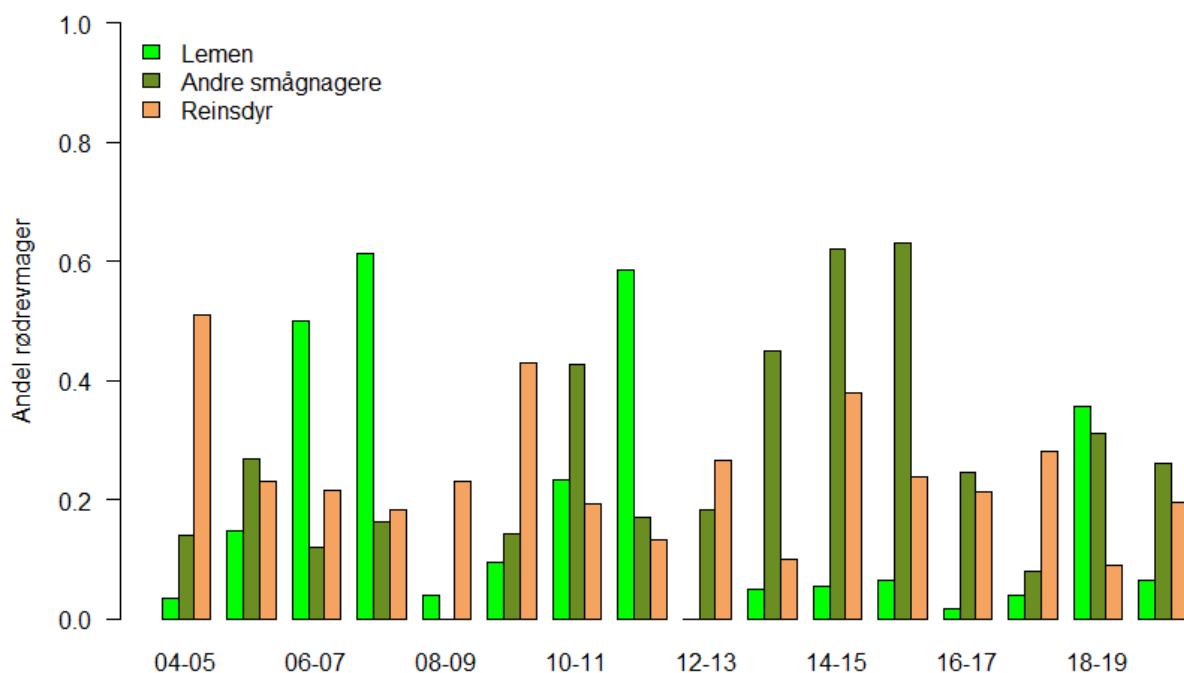
Hyppigheten av rødrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødrev på senvinteren hvert år (Figur 26). Ifjordfjellet har hatt en jevnt høy frekvens av rødrev i alle årene. Til sammenligning har Varangerhalvøya større variasjon mellom årene og mellom åtestasjonene. Denne variasjonen er sannsynligvis en effekt av utskytingstiltaket på Varangerhalvøya. Etter den veldig høye forekomsten av rødrev i 2019, var forekomsten noe lavere i 2020.



Figur 26. 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.

Analyser av mageinnhold utført for rødvrev 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 rødvrev (Elmhagen m.fl. 2017). Fjellreven, som er mindre og bedre tilpasset kulde og ressursmangel, har en fordel over rødvrev i spesielt ressursfattige perioder. Økt ressurstilgang gjennom for eksempel menneskeskapt subsidier er den viktigste faktoren som fremmer utbredelsen av generalistpredatorer som rødvrev i lav-Arktis (Sokolov m. fl. 2016, Elmhagen m. fl. 2017).

Den 16 år lange diettseriene for rødvrev reflekterer tydelig viktigheten av smågnagerår og særlig toppår med lemen både vurdert ut fra prevalens (andel rever med ulike næringsemner i magen; Figur 27) og mengde (våtvekten av de ulike næringsemnene; Figur 28). I vintrene umiddelbart før og etter de to lementoppene i prosjektperioden (2007 og 2011), har lemen vært det klart viktigste byttedyret.

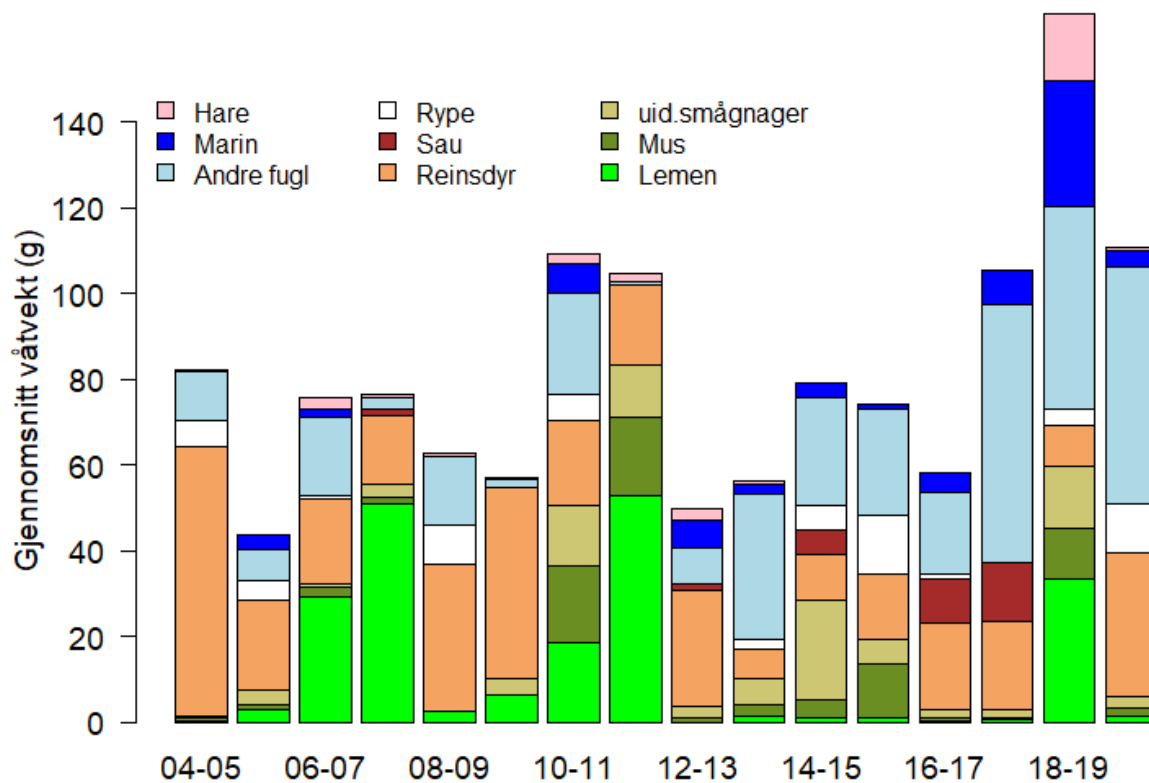


Figur 27. Rødvrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av rødrever felt på drivjakt i 16 vintre med lemen, andre smågnagere eller reinsdyr i magen. Andre smågnagere inkluderer fjellrotte, gråsidemus og uidentifiserte smågnagerrester.

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 27 og 28). Det skyldes sannsynligvis at det er lite aktivitet av gråsidemus og fjellrotte oppå snøen sammenlignet med lemen (Ims m. fl. 2017).

Sommeren 2018 var en typisk oppgangsfase for smågnagere som resulterte i høye tettheter på høsten (Figur 3). Til tross for kollapsen i lemenbestanden over vinteren 2018-2019, hadde en tredjedel av rødrevne da lemen i magen, noe som tyder på at det var fremdeles en del lemen i noen områder på senvinteren når de fleste rev skytes av SNO. Dette kan også bety at revne lett fant levende eller døde lemen oppå snødekket, fordi forholdene i bunnsjiktet var dårlige. Gråsidemus og fjellrotte var også godt representert i rødrevnes mageinnhold denne vinteren.

I år med lite lemen har reinkadavre vært en viktig komponent i vinterdietten til rødreven på Varangerhalvøya (Figur 28) og særlig med økende avstand fra kysten (Killengreen m.fl. 2011, Henden m. fl. 2014). Resultatene fra de siste fire årene viser imidlertid at det har vært noe mindre rein i rødrevdietten enn i tidligere år med lite lemen (Figur 27). Bare omtrent en fjerdedel av revne hadde spist rein. Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 28), særlig nær kysten (Killengreen m. fl. 2011). Det er en tendens til økende mengde fugl i rødrevdietten i den siste delen av denne tidsserien (Figur 28).

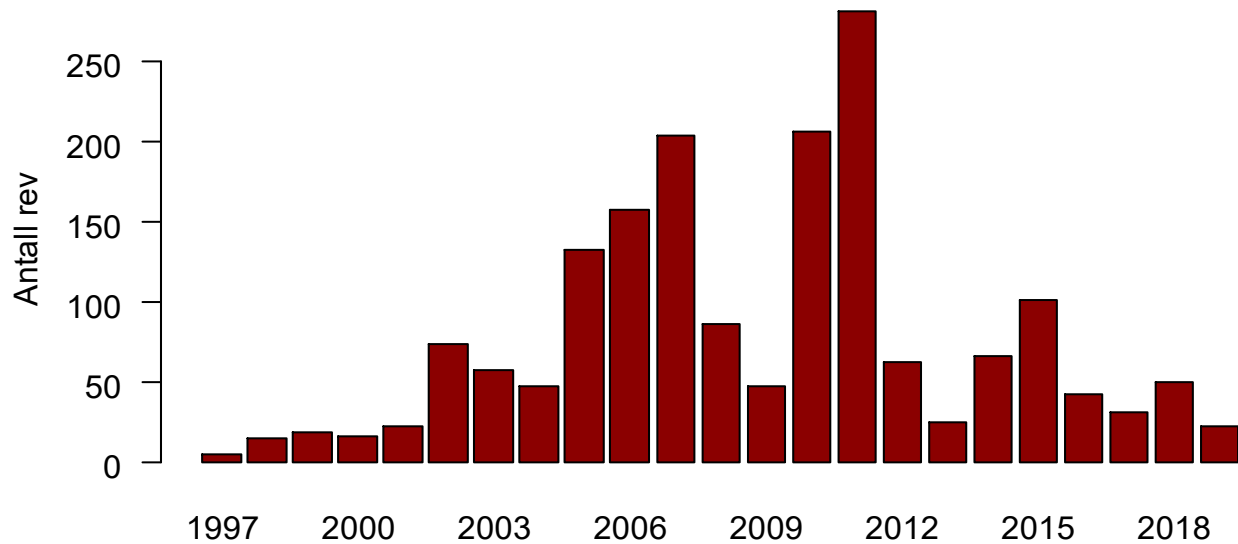


Figur 28. Diett presentert som mengde av ulike næringsemner i magene til rødrevere felt på vinteren av SNO på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringsemner er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellrotte, mens uid. referer til uidentifiserte smågnagerrester. Kategorien «Marin» er fisk og evertebrater. «Andre fugl» (enn rype) er oftest sjøfugl eller andefugl.

I årene mellom smånagertoppene er det generelt mindre mat tilgjengelig for rødreven, noe som reflekteres i mindre mengde mat i gjennomsnitt i magene (Figur 28). Dette viser viktigheten av smånagere for denne generalistpredatoren og at alternative ressurser som reinsdyrkadaver og fugl ikke fullt ut kan kompensere for fraværet av smånagere.

4.3 Demografi

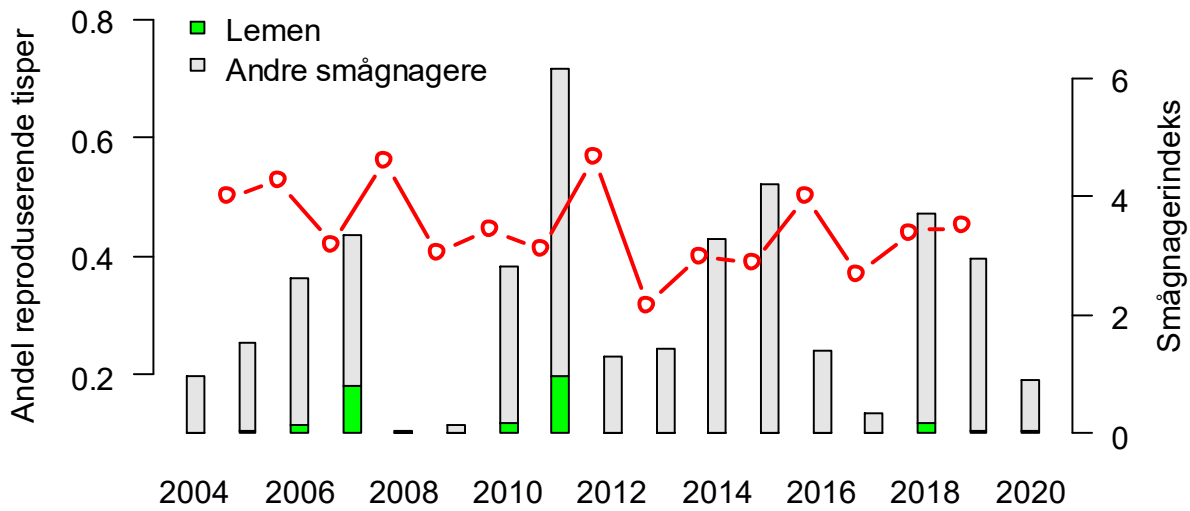
Aldersstrukturen til rødrene som er felt på Varangerhalvøya, viser at det største rekrutteringsbidraget til bestanden kommer fra rødrever født i smånagertoppårene. Året før toppårene har også god rekruttering (Figur 29). Færreste rødrev blir rekruttert inn i bestanden 2 år etter en smånagertopp.



Figur 29. Fordeling av fødselsår til alle aldersbestemte rødrever skutt på Varangerhalvøya siden begynnelsen av tiltaket. Tiltaket startet i 2005.

Viktigheten av smånageryklusen (og spesielt lementoppårene) for demografien til rødreven vises også i andelen tisper som reproduserer hvert år (Figur 30). Det er midlertid svært bemerkelsesverdig at andelen drektige tisper på Varangerhalvøya var høyest året etter lementoppårene i 2008, 2012 og 2015 samtidig som det ble rekruttert relativt mye færre rever inn i populasjonen i disse årene (Figur 29 og 30). Dette betyr at det enten må være et stort tap av fostre (embryo-resorpsjoner) eller stor dødelighet av fødte valper i disse crash-årene for lemen, og dermed at rødreven ikke klarer å optimalisere sin reproduksjonsinnsats til lemenyklus. I så fall er dårligere tilpasset et slikt fluktuerende ressursgrunnlag enn fjellrev (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996, 1998). Mønsteret i

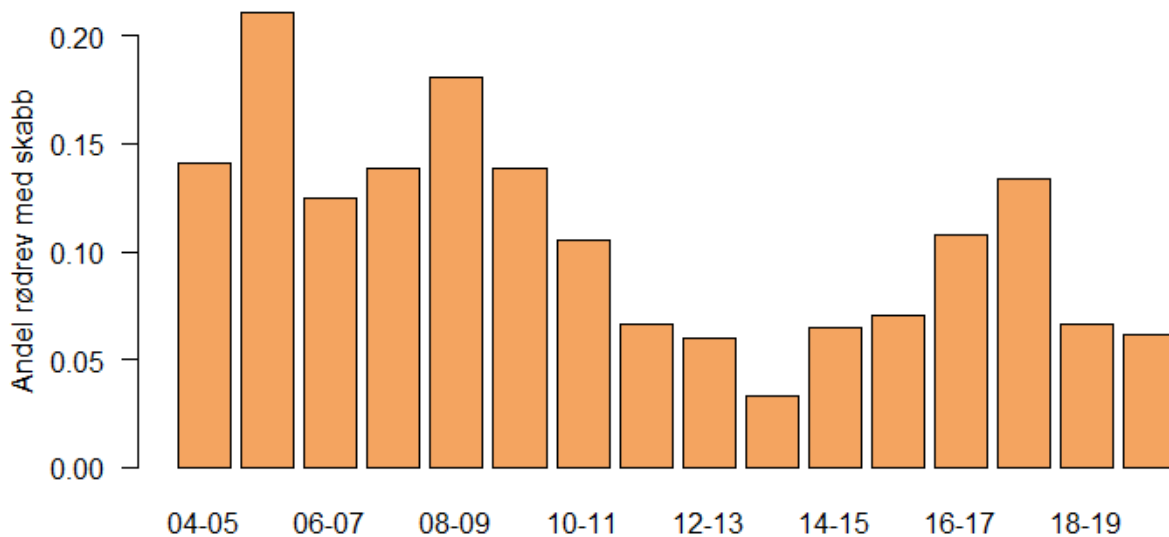
drektighetsratene i årene 2018 og 2019 er ikke like tydelig. Dette kan være et tilfeldig utslag fordi drektighets-estimatet for disse årene er basert på et relativt lite antall revetisper.



Figur 30. Andel reproduserende tisper per år blant alle rødrevisper skutt på Varangerhalvøya estimert både fra drektige tisper og fra placentale arr. Stolpene viser småsnagerdynamikken som gjennomsnittlig antall individer (lemen og andre småsnagere) fanget per 100 fangstdøgn.

4.4 Epidemiologi

Det skytes hvert år en del rødrevisper med skabb på Varangerhalvøya. Stor prevalens av skabb hos rødrevisper øker sannsynligheten for at også fjellrev kan bli smittet av denne til dels dødelige parasitten. Andelen rødrevisper med skabb (dvs. prevalens) har variert mellom mindre enn 5% og litt over 20% (Figur 31). Det er en tendens til at prevalensen har vært generelt lavere i siste halvdel av tidsserien.



Figur 31. Andelen av de felte rødrevisper med påvist skabb.

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. når det er kanskje flere rev som er i dårlig kondisjon.

5. Konklusjon

Et sentralt spørsmål som adresseres i COATs fjellrevmodul er om den nye tiltakspakken i fase II av prosjektet - bestående av utsetting og støttefôring 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 tre år etter at denne tiltakspakken har blitt satt i verk. Tidligere analyser av intensive forvaltningstiltak på fjellrevbestander har vist at sikre estimerer 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).

Til tross for disse begrensningene vil vi konkludere med at fjellrevens utvikling på Varangerhalvøya i så langt fase II av prosjektet er lovende. Det at antall ynglende par har økt over de tre år fra ett i 2018 til fem i 2020, som er det høyeste antallet registrert på Varangerhalvøya er veldig positiv – særlig tatt smågnagersituasjonen i betraktning. Lemenbestanden hadde kollapset over vinteren 2018/2019 og var sannsynligvis enda lavere i 2020. Til tross for at bildene fra viltkamera viser at det har vært noen lokale lemenforekomster, tolkes dette som at støttefôringen har vært avgjørende for de vellykkede fjellrevynglingene de to siste årene.

En annen hovedkomponent i COATs fjellrevmodul er rødrev. På basis av 16 år med data og tiltak på rødrev (inkludert måling av viktige økosystemvariable) 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, begynner vi nå å få evidens for at tiltaket på Varangerhalvøya reduserer rødrevbestanden særlig i forkant av smågnagertoppene. Dette støttes også av en relatert analyse som viser at rødrevtiltaket har hatt en positiv effekt på lirypebestanden på Varangerhalvøya (Henden m. fl. 2021).

6. 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.
- Elton, C. S. 1942. *Voles, 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.
- Moss, R. & Watson, A. 2001. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*, Vol 32: 53-111.
- Myllymäki, A., Paasikallio, A., Pankakoski, E. & Kanervo, V. 1971. Removal experiment on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* 8: 177-185.
- 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.
- 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.
- 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.