

Fjellrevmodul COAT Varanger: Rapport for 2017-2019

<http://www.coat.no/Fjellrev/Varanger>



Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontaktnummer 170040015

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

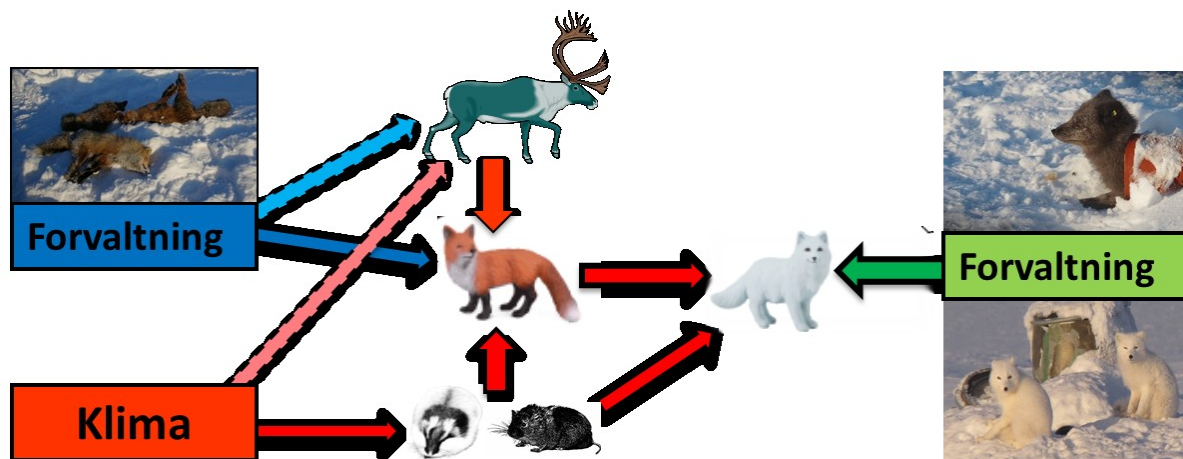
Prosjektkoordinator & leder COAT Varanger fjellrevmodul: Dorothee Ehrich (UiT)

Prosjektmedarbeidere: N. G. Yoccoz (UiT), J.A. Henden (UiT), Jan Erik Knutsen (UiT), Sissel Kaino (UiT), Siw T. Killengreen (UiT), T. Mørk (Vet. Inst., Tromsø), A. P. Sarre (SNO), A. Ørjebu (SNO), B.H. Kristoffersen (SNO).

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). De første 13 årene (Fase I: 2004-2016) hadde prosjektet/modulen to målsetninger:

- 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 forskning 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 som et replikat i en felles skandinavisk analyse av tilsvarende tiltak lengre sør i Norge og Sverige.



Figur 1. Konseptuell modell som viser de tre hovedmålsetningene til COAT Varanger fjellrevmodul. Den ene målsettingen er å evaluere hypotesen at mindre smågnagerer 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 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 rødvuttak 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 rødvkontroll. 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

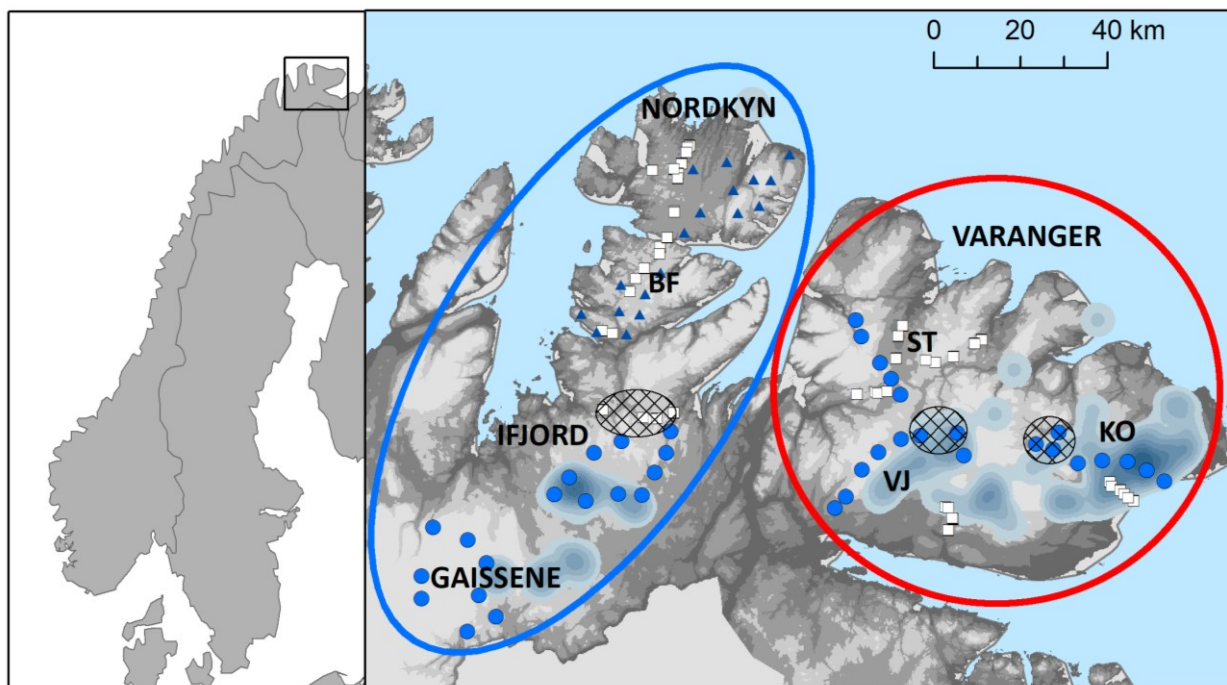
- 3) *fortsatt rødvuttak i kombinasjonen med to nye tiltak - utsetting av valper og støttefôring - for å øke bestanden av fjellrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Avlsprogrammet (NINA) og Statens naturoppsyn (SNO) (Figur 1 grønn pil), og å evaluere effekten av denne tiltakspakken ved å overvåke utviklingen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

Rødvtiltaket som har pågått siden starten av prosjektet har generert omfattende data som utgjør en unik ressurs for øket kunnskap om rødvrens funksjon i fjellet. Rødv 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 rødvbestander kan også gi negative effekter i form av spredning av parasitter (skabb og ulike arter av innvollsmark). Tiltak for å reduserer rødvbestander og de effektene dette har på biologiske mangfold gjøres i mange steder 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 rødv og viktige økosystembetingelse (ulike drivervariable) så omfattende at de gir grunnlag for en bedre forståelse av 1) ressurs og områdebruken av rødv, 2) demografi og prosessene som driver populasjonsutviklingen, 3) epidemiologi og 4) effekten av tiltaket både på bestanden av rødv og sårbare arter i tillegg til fjellrev.

Denne rapporten gir resultatene fra de første 3 årene (2017-2019) av prosjektets fase II - fordelt på de tre prosjektkomponentene som er beskrevet i oppdraget fra Miljødirektoratet: Henholdsvis «Tiltakspakken», «Økosystembetingelser» og «Rødv». I og med at resultatene fra 2017 og 2018 er beskrevet i årsrapportene for 2017 og 2018, fokuserer den herværende rapporten mest på nye resultater fra 2019.

2. Tiltakspakke fjellrev

Tiltakspakken består av utsetting av valper, støttefôring, og uttak av rødvrev (Figur 1). Utsetting og støttefôring 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 3). Tiltakspakken gjennomføres på Varangerhalvøya (tiltaksområde; Figur 2). For å evaluere effekten av tiltaket, overvåkes også referanseområder 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 (2004-2019). I det mer høyereliggende og alpine «Gaisseområdet» lenger vest, var det et hi med frekvent yngling av fjellrev fram til og med 2011.



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 firkanten 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 rovdryrsamfunnet på vinteren er indikert med blå rundinger (de små blå trekanten 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.

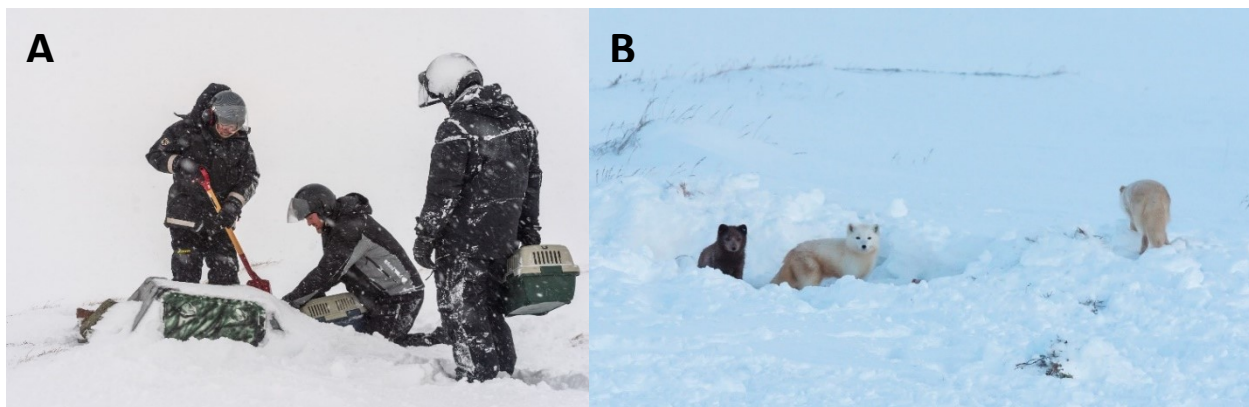
2.1 Utsetting

De første 27 valpene fra avlsprogrammet ble satt ut på Varangerhalvøya i februar 2018. Valpene tilhørte 4 kull og ble satt ut på 4 hi. I januar 2019 ble 26 nye valper fra 3 kull satt ut på 3 hi. En tredje utsetting med 16 valper fordelt på 3 kull/hi er planlagt for 2020 (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 2018 og 2019, og planlagt utsetting for januar 2020.

| Hi ID | Utsetting 2018 | Utsetting 2019 | Utsetting planlagt 2020 |
|-----------|----------------|----------------|-------------------------|
| F-NFI-002 | 9 | | |
| F-NFI-009 | 5 | 11 | X |
| F-NFI-021 | 5 | | |
| F-NFI-027 | 8 | | |
| F-NFI-005 | | 7 | |
| F-NFI-140 | | 8 | X |
| F-NFI-120 | | | X |
| Totalt | 27 | 26 | 16 |

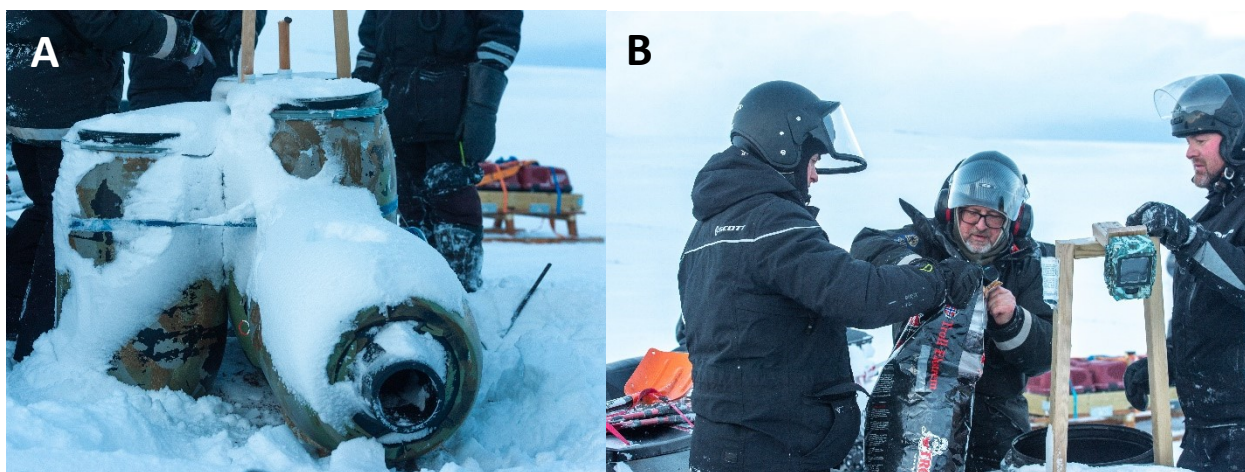
Ved utsetting settes valpene inn i et kunstig hi som plassert oppå det naturlige hiet (Figur 3A). Åpningen til det kunstige hiet holdes lukket i en halv time for at valpene skal roe seg ned. Erfaringene fra utsettingene i 2018 viste imidlertid at en del av valpene forvant umiddelbart etter at det kunstige hiet ble åpnet. I 2019 ble derfor det kunstige hiet plassert over en 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 3B). Denne utsettingsprosedyren skal også benyttes i 2020. I tillegg skal det under utsettingen unngås å lage snøskuterspor som kan lede fjellrevvalpene bort fra hiområdene.



Figur 3. Bilder fra utsettingen i januar 2019. A. Fjellrevvalpene transporteres til hiet hvor de skal settes ut i individuelle kattebur. B. Tre nysgjerrige valper tar sine første steg på Varangerhalvøya. Foto: Dorothee Ehrich.

2.2 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 4A). Fôrautomater finnes også i innhegningene på avlsstasjonen, slik at valpene som settes ut er allerede vant til å bruke automatene.

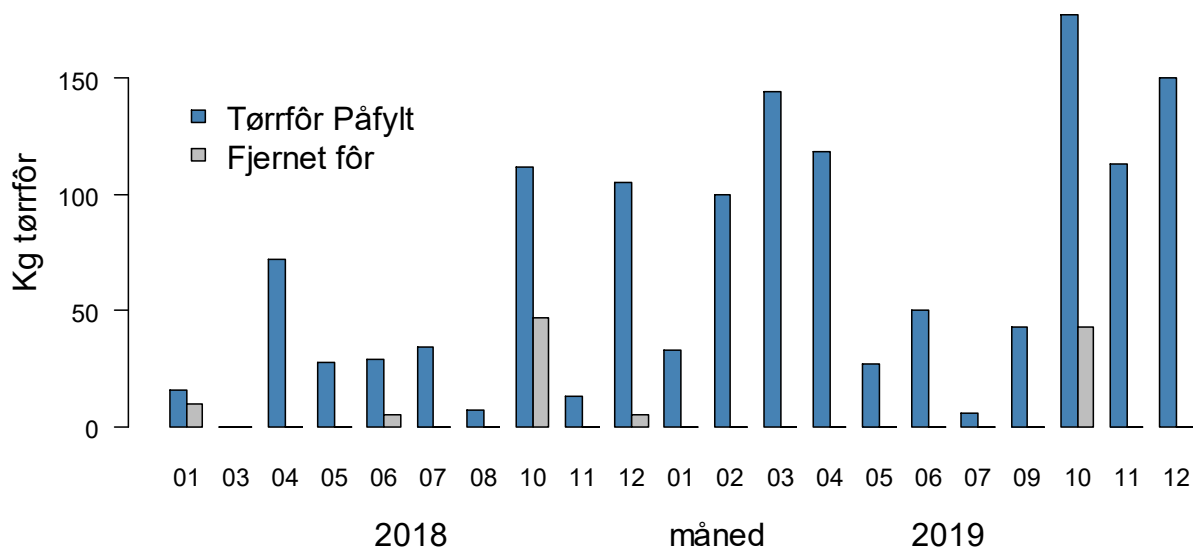


Figur 4. Fôrautomatene på Varangerhalvøya. A. Fôrautomatene består av en tønne med fôr, en tønne der reven spiser og en inngangstønne med en inngang som er akkurat stor nok til å slippe en fjellrev gjennom, men er for trang for rødrev eller jerv. Foto: Arne-Petter Sarre. B. Fôr fylles på regelmessig. Foto: Dorothee Ehrich.

De første 8 fôrautomatene ble satt opp på Varangerhalvøya på våren 2017. Siden 2017 har flere automater blitt satt opp og noen har blitt flyttet. Ved årsskiftet 2019/2020 er det 14 fôrautomater på halvøya i nærheten av 9 forskjellige hi. Fôrautomatene settes opp i noen hundre meters avstand fra hiene, og spesielt i nærheten av hiene der utsetting skal skje. Fôrautomatene fylles regelmessig av SNO i samarbeid med COAT (Figur 4B). I 2018 og 2019 har det blitt gjennomført over 200 besøk av automater i forbindelse med kontroll og påfylling. Mengde tøttfôr (antall kg) som må fylles ved hver kontroll viser i hvor stor grad fjellrevene bruker automatene. Automatene er også utstyrt med et automatisk kamera med bevegelsessensor og registrer dyr som går inn i automaten eller oppholder seg rett foran den. NINA har også utstyrt noen fôrautomater med chiplesere som skal identifisere chipmerkede fjellrevere som bruker automatene. Chipleserne har dessverre hittil hatt en del tekniske problemer.

Fire av de første automatene som ble satt ut i 2017 før den første utsettingen ble snart tatt i bruk av siste opprinnelige fjellrevene på Varangerhalvøya. Etter utsettingene har automatene blitt brukt mye

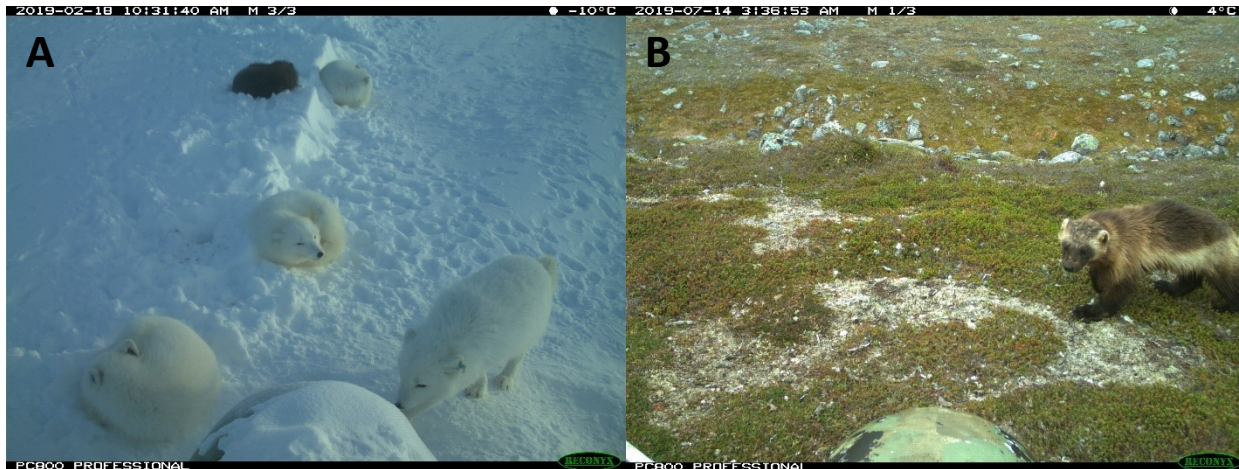
av de utsatte revene. Siden mars 2018 registrerer NINA mengden fôr brukt i en sentral logg. Totalt ble det brukt 1377 kg tørrfôr på Varangerhalvøya i denne perioden. Av dette ble 110 kg fôr fjernes på grunn av fukt og mugning. Figur 5 viser fôrmengden brukt hver måned. Det brukes mindre fôr på sommeren, 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. Både i 2018 og 2019 har det blitt fjernet mest fôr i oktober, noe som viser at fuktproblemer og mugg opptrer mest mot slutten av sommeren.



Figur 5. Mengder tørrfôr påfylt og fjernet pga mugning i fôrautomatene på Varangerhalvøya de siste 2 årene.

Viltkamera fra fôrautomatene viste at alle automatene var godt besøkt. Det er ikke lett å identifisere de individuelle revene som er fotografert basert på øremerker. Men basert på 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 utsetting har det også vært observert flere individer som bruker samme automat (Figur 6A).

Det er ikke ofte rødrev blir registrert rundt fôrautomatene. På 11 kamera som var aktive mellom november 2018 og april 2019 var det totalt 8 dager med rødrevbesøk (mellom 0 og 4 besøk pr. kamera). Rødrevene har aldri opphold seg lengre tid ved en fôrautomat. Det var også 12 dager totalt med besøk av jerv (mellom 0 og 7 besøk pr. kamera; Figur 6B). I de fleste tilfellene med besøk av jerv eller rødrev kom fjellrevene tilbake til fôrautomaten enten senere samme dag eller dagen etter.



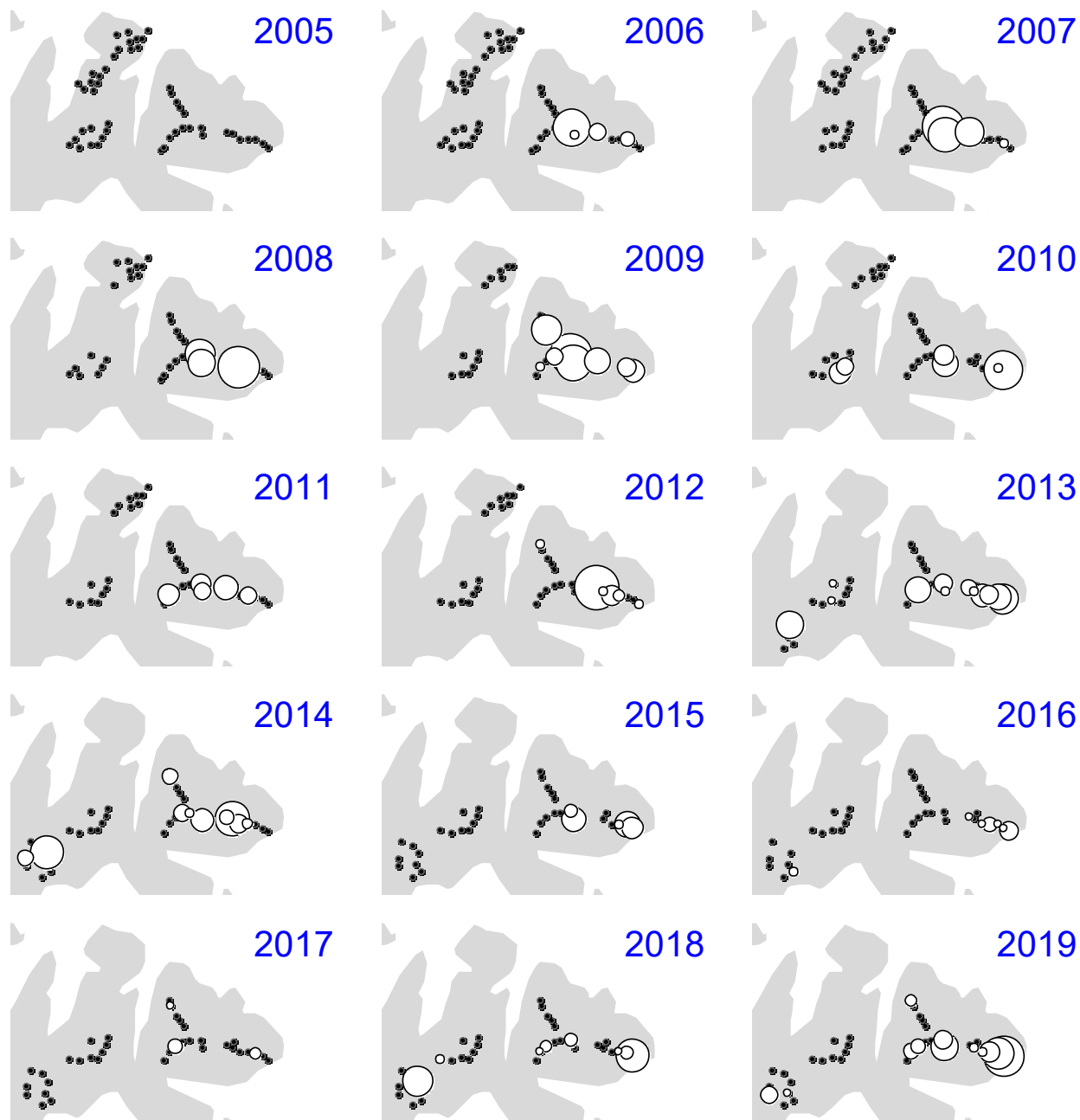
Figur 6. Bilder fra viltkamera montert på fôrautomatene. A. Automatene er populære blant fjellrevene og flere individer kan oppholde samtidig rundt automatene, spesielt på vinteren. B. Andre rovdyr som rødrev og jerv blir også registrert av og til i nærheten av automatene.

2.3 Overvåkning av fjellrev

2.3.1 Områdebruk på vinteren

Åtsler utgjøre en viktig næringsressurs for mange arktiske rovdyr, særlig på vinteren. Dette er også tilfelle for fjellrev. Fjellrevens og andre rovdyrarters bruk av åtselressurser i tid og rom overvåkes med fotobokser på åtestasjoner som er plassert langs transekter i både tiltaks- og referanseområdene (Figur 2). Åte legges ut to ganger på sen vinteren i en periode fra slutten av februar til begynnelsen av april.

Data fra åtestasjonene viser fordelingen av fjellrev i tiltaks- og referanseområdene (Figur 7). Frem til 2009 ble fjellrev registrert bare i tiltaksområdet på Varangerhalvøya, men fra og med 2010 har fjellrev i noen år også dukket opp på åtestasjoner i referanseområdene på Ifjordfjellet og i Gaissene. Frekvensen av fjellrev avtok gradvis fra 2014 til 2017 (2014 var det siste året med yngling av de opprinnelige fjellrevene på Varangerhalvøya). I 2018 og 2019 økte frekvensen av fjellrev på åtestasjonene markant – 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 var det fjellrev på to åtestasjoner i referanseområde i Gaissene. De utsatte revene er øremerket, men det er vanskelig å se merkene på bilder fra åtestasjonene hvor fjellrevene som oftest er på natten.



Figur 7. 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.

2.3.2 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 etter bare 2 fjellrevindivider fra 2 hi helt øst på Varangerhalvøya. Etter utsettingene i 2018 og 2019 har aktiviteten økt markant med registrert aktivitet på 10 av hiene hvert av disse årene (Tabell 2). I 2018 ble det registrert 1 yngling, mens det i 2019 ble påvist 3 ynglinger. I referanseområdene har det i løpet av perioden 2017-2019 blitt registrering av fjellrev på hi i bare ett tilfelle (et hi i Gaissene juli 2019), men uten at det ble yngling ved dette 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 | |
|-------------------------------------------------|----------------|--------|---------------------|--------|
| | Besøk | Kamera | Besøk | Kamera |
| Kontrollerte hi tiltaksområde Varanger | 35 | 7 | 29 | 7 |
| Hi med fjellrev aktivitet | 10 | 5 | 10 | 6 |
| Hi med fjellrev yngling | 0 | 1 | 3 | 3 |
| Hi med rødrev aktivitet | 1 | 2 | 3 | 2 |
| Hi med rødrev yngling | 1 [#] | 0 | 1 | 0 |
| Kontrollerte hi referanseområde Ifjord-Gaissene | 12 | 6 | 13 | 7 |
| Hi med fjellrev aktivitet | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Hi med fjellrev yngling | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Hi med rødrev aktivitet | 2 | 3 | 5 (6 [*]) | 4 |
| Hi med rødrev yngling | 1 | 1 | 1 | 2 |

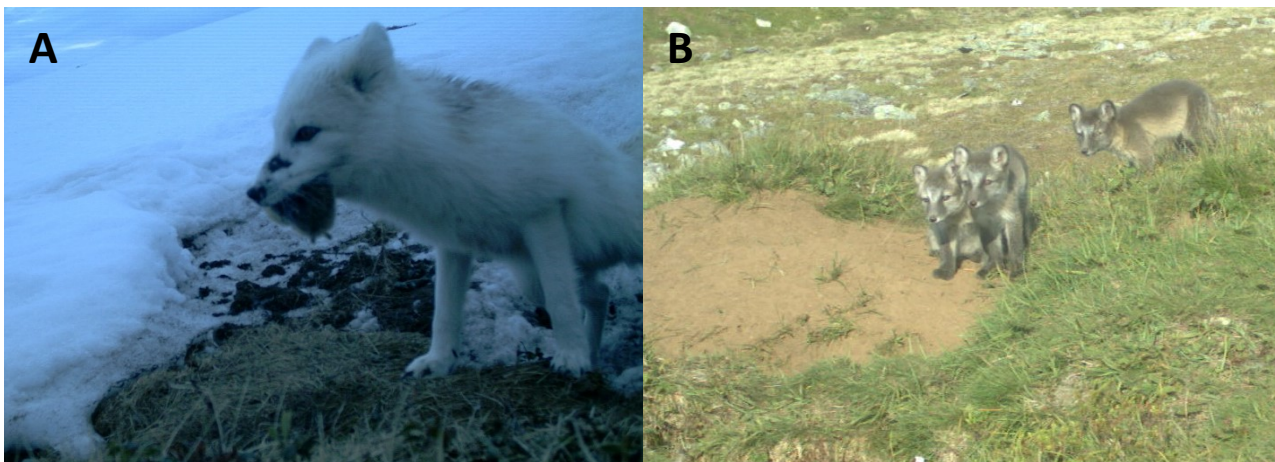
* På et hi ble det observert aktivitetsspor av ubestemt rev

[#] Mulig yngling

DNA-analysene basert på skittprøver fra hiene, som utføres av NINA, gav identifikasjon av totalt 14 fjellrevindivider i 2019. Fem av disse var satt ut i 2018 og åtte var satt ut i 2019. Det ble også 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. Basert på tilstedeværelse på hiet var denne hannen også

faren av et av årets valpekull (Figur 8A). De andre fem foreldrene var fjellrev satt ut i 2018. DNA fra paret som sannsynligvis ynglet i fjor ble funnet på et av hiene der det var yngling i år, noe som kan indikere at de fikk valper sammen i år også. Det er ingen ting som tyder på at noen av revene som ble satt ut i 2019 har deltatt i yngling. Det ble heller ikke registrert DNA av noen ukjente rev som f. eks. kunne være fra de tre valpene født sommeren 2018.

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, men også for å studere hvilken virkning hibesøk av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) har på fjellreven. I 2019 ble det satt opp kamera på 7 hi på Varangerhalvøya og på 7 hi i Ifjordfjellet/Gaissene området. Kameraene på Varangerhalvøya var aktive fra slutten av april og midten av September. På Ifjordfjellet/Gaissene ble kameraene også satt ut i slutten av april og tatt inn mot slutten av juli. Dessverre har to kamera blitt åpnet på Varangerhalvøya, sannsynligvis av fjellrevvalpene, og minnekortet fra ett kamera har forsvunnet. Dette var et av hiene hvor valper ble satt ut i januar 2019. På Ifjord-Gaissene sluttet et kamera å virke rett etter at det aktivert.



Figur 8. Bilder fra viltkamera på et av fjellrevhiene med yngling i 2019. A. En voksen fjellrev med lemen. B. Tre fjellrevvalper. Foto: COAT viltkamera

Fjellrev ble i 2019 registrert på alle 6 hi med fungerende kamera på Varangerhalvøya. Naturligvis ble mest aktivitet registrert på de tre hiene hvor det var yngling (Figur 8B). Observasjoner gjennomført NINA og SNO, i tillegg til bildene fra viltkamera, viste at det ble født minimum 19 valper; fordelt på 3 kull med henholdsvis 5, 6 og 8 valper. I tillegg dokumenterte viltkameraene fjellrevaktivitet på et av hiene der valper ble satt ut frem til begynnelsen av mai, og senere på sommeren på to hi som ligger i nærheten av hiene med yngling. Sommeren 2019 var det dermed fjellrevaktiviteten konsentrert rundt to områder på Varangerhalvøya; et område med to relativt to

nærliggende ynglehi og et annet område med et ynglehi og nærliggende hi med tilknyttede fôrautomater. Fjellreven som ble observert 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 2019 registrert på to av fjellrevhiene i referanseområdet på Ifjordfjellet (viltkamera) og på ett hi på Varangerhalvøya (observasjoner av COAT/SNO). På hiet Varangerhalvøya ble rødrevvalpene tatt ut av SNO i juli, da dette var et fjellrevhi i kjerneområde for fjellrev. På Varangerhalvøya ble besøk av rødrev registrert på ett av hiene med fjellrevyngling og på et av de andre hiene med fjellrevaktivitet (en observasjon). På ynglehiet ble rødreven fotografert to ganger, en gang i august og en gang i begynnelsen av september. Begge ganger var fjellrevvalpene tilbake på hiet etter ca 3 ½ time. Totalt sett var det i 2019 dermed lite besøk av rødrev på fjellrevhiene. Dette tilsvarer inntrykket fra kamera montert fôrautomatene, som også viste lite tilstedeværelse av rødrev.

Jerv og kongeørn (Figur 9) ble også registrert på et av de ynglehiene for fjellrev i 2019 (et besøk hver). Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele kull i andre delbestander i Skandinavia.



Figur 9. Besøk av kongeørn på et av hiene hvor det var fjellrevyngling sommeren 2019 på Varangerhalvøya. Fjellreven møtte inntrengeren med full forsvarspositur. Foto: COAT Viltkamera.

2.3.3. Spredning av utsatte fjellrev

Av de 27 valpene satt ut i februar 2018, ble 14 observert på kamera enten på hi eller på fôrautomater på våren eller sommeren. Tre individer har blitt observert i andre delbestander i Norge; en har etablert seg i indre Troms, en i Reisa Nord, og en har vandret helt til Saltfjellet. To rever fra 2018-utsettingen har blitt funnet døde, hvorav en ble påkjørt og en ble drept av en rødrev ved et åte i Nesseby. Sju av revene satt ut i 2018 ble registrert på Varangerhalvøya i løpet av våren og sommeren 2019 (kamera og DNA kombinert). Dette er et minimumsestimat, fordi flere har mistet øremerkene

sine.

Av de 26 valpene satt ut i januar 2019 ble 19 registrert på Varangerhalvøya på våren 2019 (kamera og DNA kombinert). Dette kan tyde på at flere har oppholdt seg lengre tid i område der de ble satt ut enn i 2018. Dette kan skyldes bedret utsettingsprosedyre (se seksjon 2.1) eller at det var mer smågnagere i terrenget rundt hiene. Observasjoner av minst to forskjellige fjellrevindivider på tre forskjellige fôrautomater i nord-øst Finland i 2019 skyldes også sannsynligvis utvandret fjellrev fra Varangerhalvøya (øremerkene kunne ikke bli identifisert på bildene).

3 Økosystembetingelser

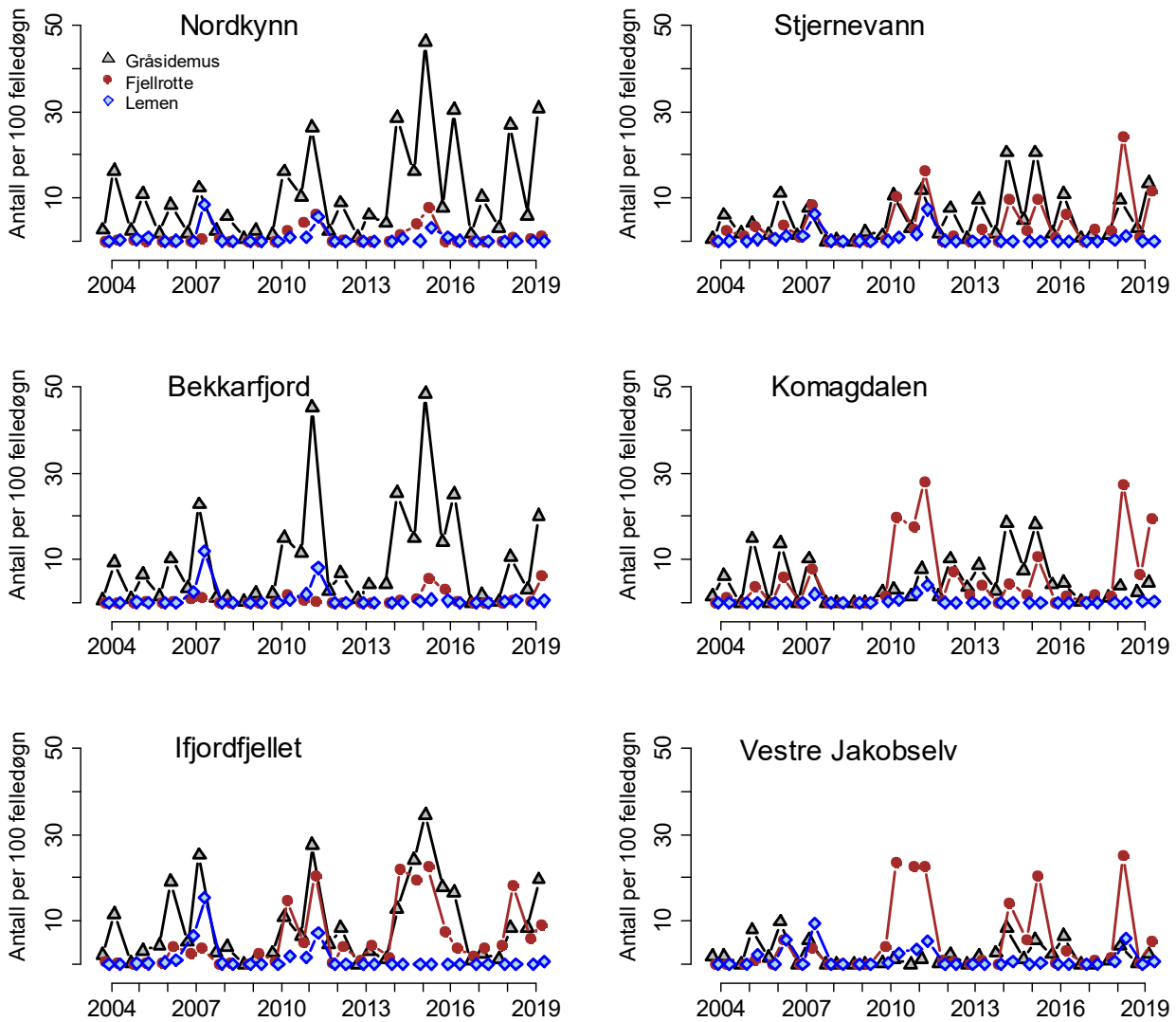
3.1 Ressursdynamikk: Smågnagere

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 rødreveltaket i prosjektet siden rødrevbestanden også responderer på smågnagerdynamikken (se seksjon 3). Av de tre smågnagerartene som er vanlige på Varangerhalvøya, er det grunn til å fokusere særlig på lemen - dette fordi predatorerne på Varangerhalvøya responderer særlig på dynamikken til denne smågnagerarten (Ims m. fl. 2017).

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.

Fangstmetoden gir nesten alltid færre fangster av lemen enn de to andre smågnagerartene, 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 begge disse lementoppene var det vekst i bestanden over vinteren (dvs. mellom høst og sommerfangster) før toppåret. Høsten 2014 fanget vi noen få individer av lemen, men den forventede toppen i 2015 uteblev. Bortsett fra et enkelt individ som ble fanget i Vestre Jakobselv høsten 2015 var lemen helt fraværende i fangstene fra Varangerhalvøya i årene 2015-2017. I 2018 vokste lemenbestanden igjen, i og med at lemen ble fanget på våren og på høsten både på Varangerhalvøya og på Nordkinnhalvøya, med en økning av antall individer mot høsten. Dermed var det grunn til å håpe på vekst i bestanden over vinteren en lementopp sommeren 2019.

Figur 10 viser de oppdaterte tidsseriene smånagertidsseriene. Lemenbestandene som hadde vist en tendens til oppgang høsten 2018 kollapset over vinteren 2018/2019. Det var også generelt en kraftig nedgang i fjellrotte og gråsidemus i de fleste av fangstområdene denne vinteren. Andre COAT-data (dvs. vær- og snømålinger, samt fotofelleovervåking av smånagere på vinteren) indikerer at den aborterte lementoppen skyldes flere mildværsepisoder på forvinteren 2018 som gav islag nær bakken.

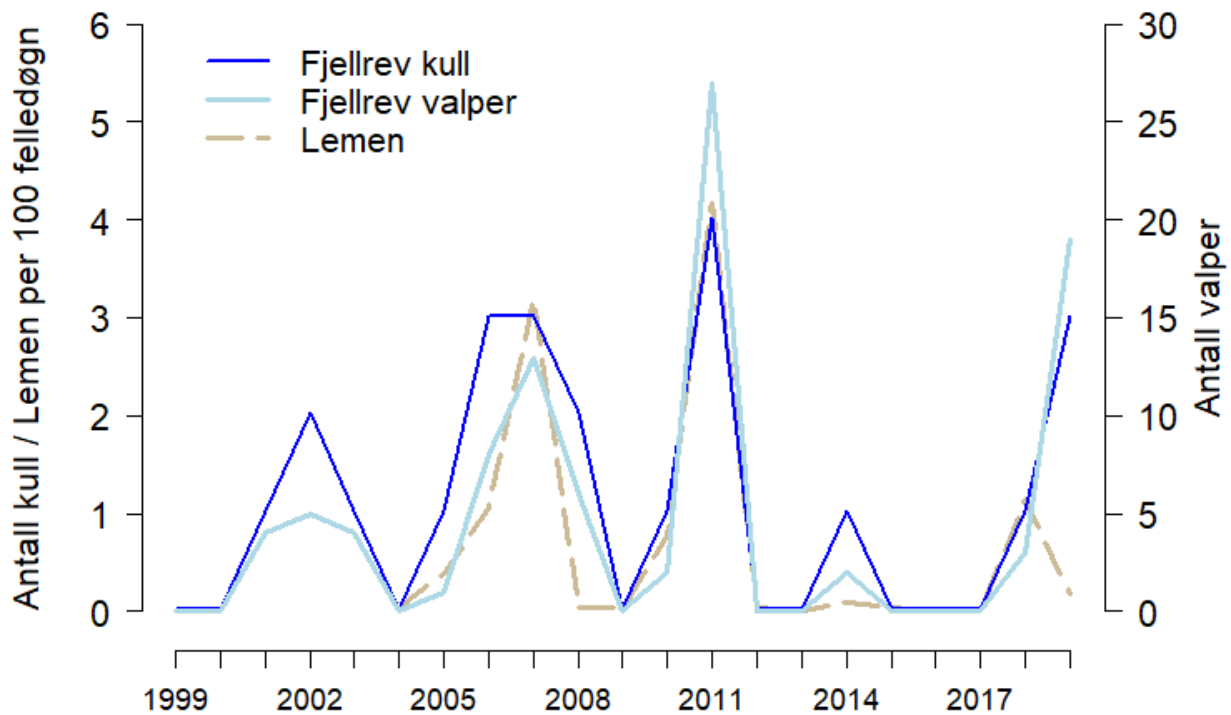


Figur 10. Tetthetsdynamikk av gråsidemus, fjellrotte og lemen i de 6 områdene som inngår i ekstensivfangsten på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen) og i referanseområdene lengre vest (Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet). Grafene viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn (2 punkter per år for sommer og høstfangst).

3.2 Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer

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 11). Siste året i tidsserien (dvs. 2019) 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.

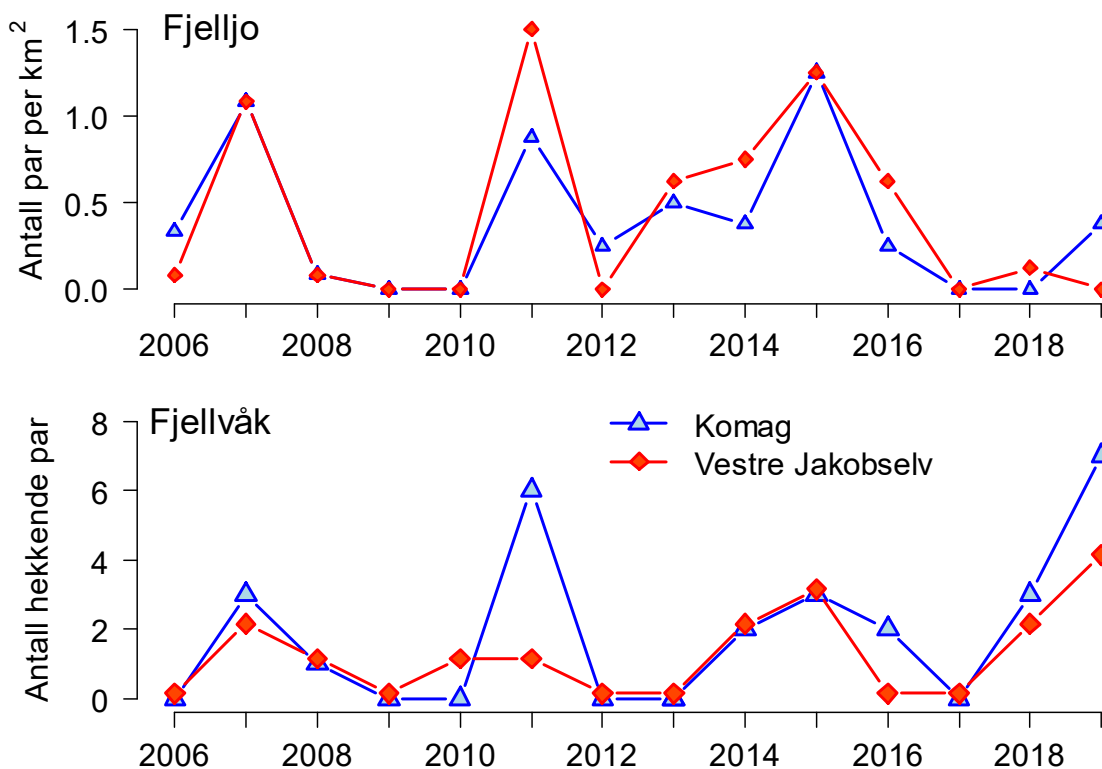
Flere faktorer kan ha spilt en rolle for den gode ynglingen i 2019 til tross for en abortert lementopp. For det først har sannsynligvis støttefôringen bidratt til en bedre ressursituasjon for fjellreven. For det andre hadde utsettingen i 2018 resultert i at fjellrev i den riktige alderen for yngling (dvs. 2-åringer) var etablert på Varangerhalvøya våren 2019. For det tredje, viser data på mageinnhold til rødrevis (se seksjon 3.2) at det var fortsatt en god del lemen på Varangerhalvøya i perioden januar-mars på Varangerhalvøya, noe som også kan ha bidratt positiv til yngling av fjellrev.



Figur 11. Antall registrerte fjellrevkull og antall valper på Varangerhalvøya i den 21 år lange tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2010.

Ynglefrequensen 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 støttefôringen av fjellrev i noen grad kan bryte sammenhengen mellom smågnagerdynamikken og fjellrevynglingen. COAT har derfor siden 2006 overvåket hekkfrekvensen til fjellljo, 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 hekkefrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smågnagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 12). Sommeren 2019 var likevel noe annerledes for disse to smågnagerpredatorene. Fjellvåken hekket med relativt mange par i begge overvåkningsområdene, mens fjelljoene ikke hekket i Vestre Jakobselv og hadde samtidig svært lav hekkefrekvens i Komagdalen. Inntrykket fra annen smågnagerovervåkning i disse områdene (data fra klappfellefangst og fotofeller ikke rapportert her) er at gnagerbestandene i typiske hekkehabitater for fjelljo (høyereleggende mosaikker av hei og myr) hadde kollapset over vinteren 2018/2019, mens lavereliggende elvedaler (enger og krattområder) - som fjellvåkene hekker/jakter i - hadde god tilgang på fjellrotte sommeren 2019. Det at hiområdene for fjellrev overlapper i større grad med hekkeområdene til fjelljo enn fjellvåk, støtter tolkningen at støtrefôringen av fjellrev kan ha bidratt til den gode valpeproduksjonen (jmf. diskusjonen ovenfor).

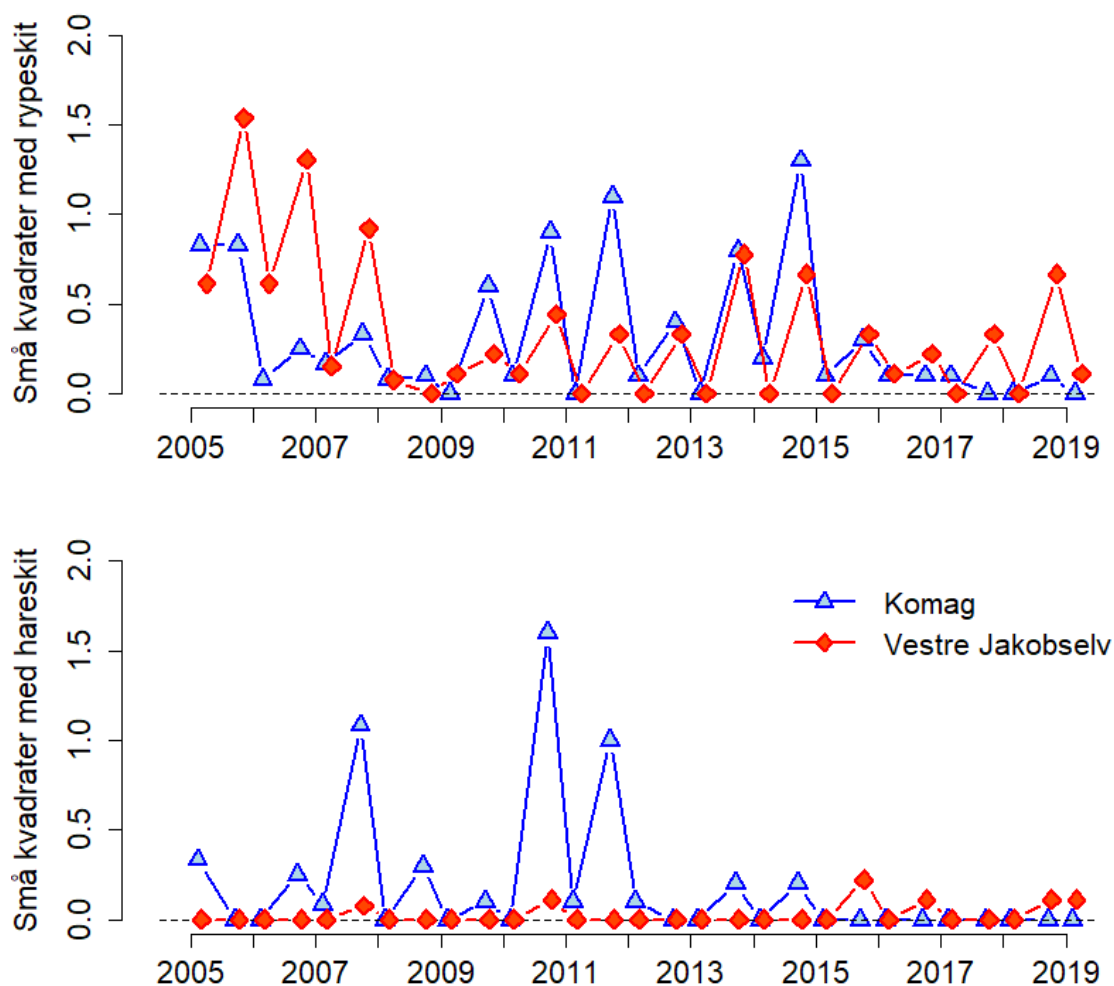


Figur 12. Tidsserier med frekvensen av hekkende av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i Komagdalen og Vestre Jakobselv på Varangerhalvøya. For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km², mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkeplasser i hvert av de to områdene.

3.3 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 13 viser dynamikken i bestandsindekser for lirype og hare. Disse indeksene er basert på skittregisteringer 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. Sommerestimatene 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 smågnagertettheten i 2018-2019. Harebestanden har vært vedvarende lav i de siste 8 årene siden toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene i 2007 og 2011.

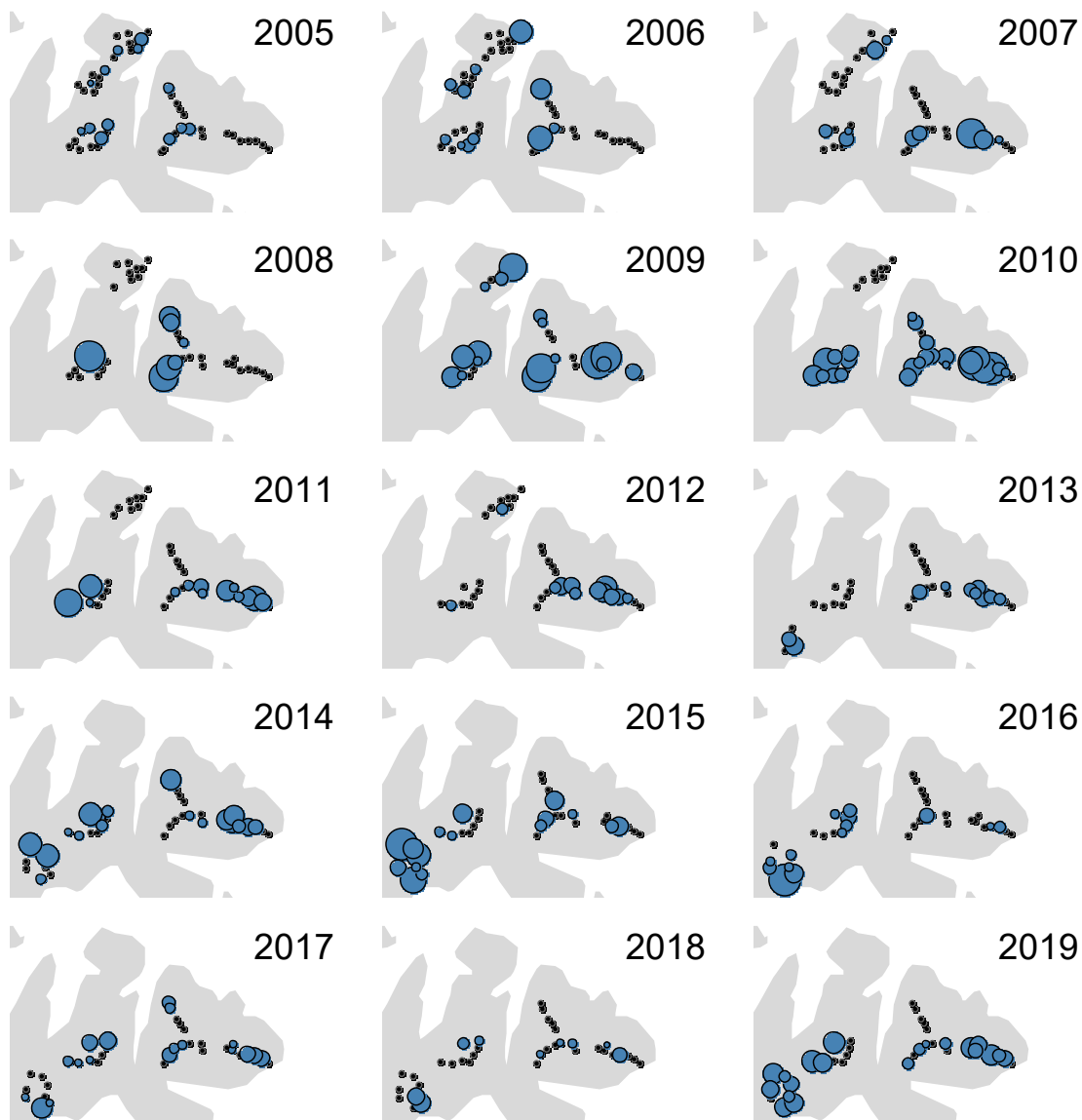


Figur 13. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregisteringer i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir andelen av de 8 små registeringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt og er basert bare på plot i kanten av vierkratt.

3.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren

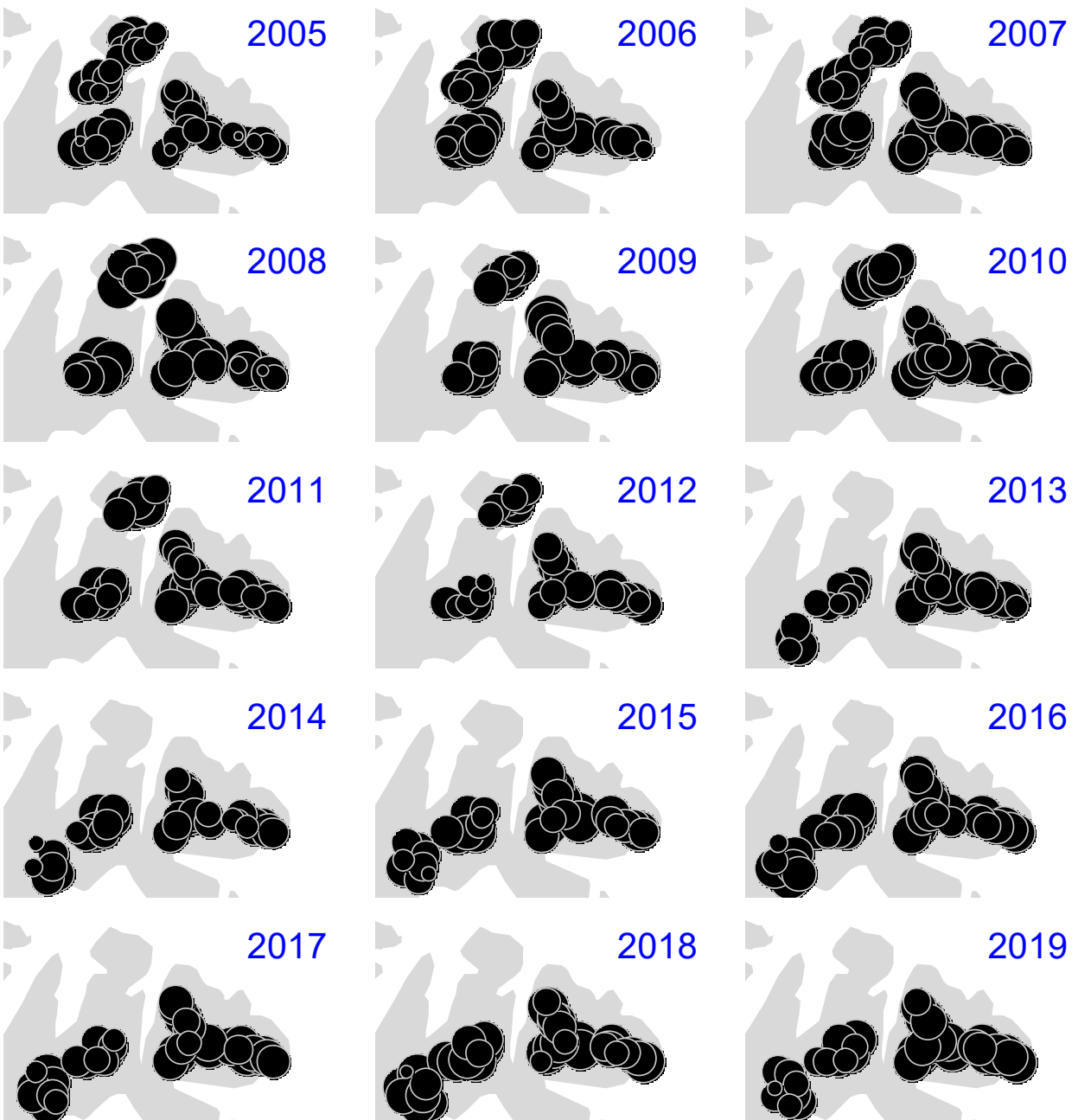
Konkurransen med andre rovdyrarter om åtselsressurser på vinteren kan påvirke fjellrevbestanden. Basert på data fra åtestasjonsstransektene har prosjektet opparbeidet lange tidsserier som vil bli gjenstand for formelle analyser og publisering på dette rovdyransamfunnets struktur og dynamikk i løpet av den neste 3-årsperioden av prosjektet. I denne rapporten gis kun en oversikt over datatilfanget og noen åpenbare mønstre hos noen av de viktigste artene med fokus på de siste tre årene av prosjektet. Data fra åtestasjonstransektene for fjellrev er gitt i seksjonen 2.1, mens tilsvarende data for rødvrev er gitt i seksjon 3.2.

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 14).



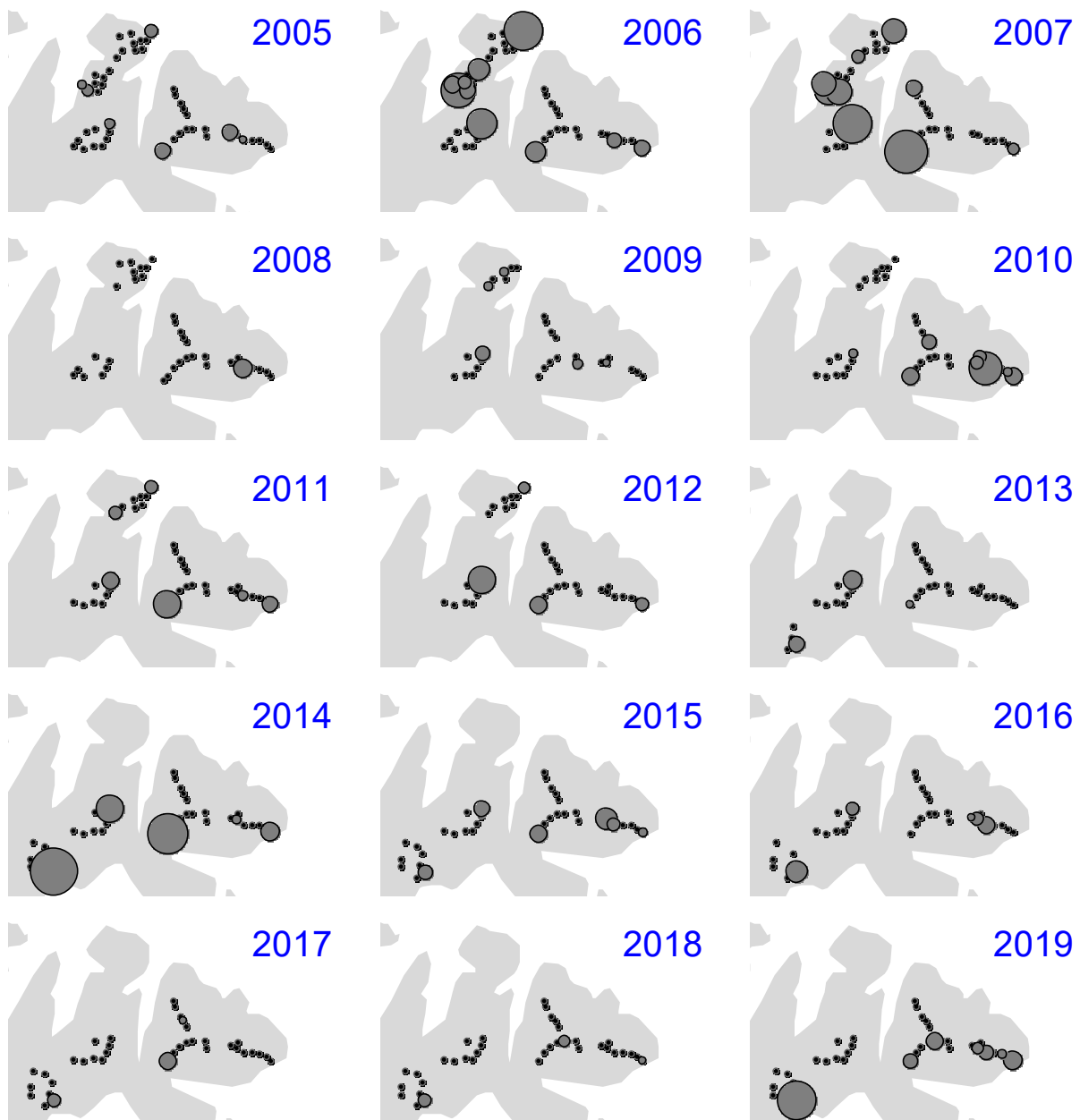
Figur 14. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellreven besøkte en bestemt åtestasjon.

Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 15) og ofte representerer med mange individer (flokker) som utnytter åtene samtidig. Dermed kan raven være den funksjonelt viktigste arten i åtselelersamfunnet.



Figur 15. 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 16). 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 enkelte steder i Arktis (Sokolov m. fl. 2016).

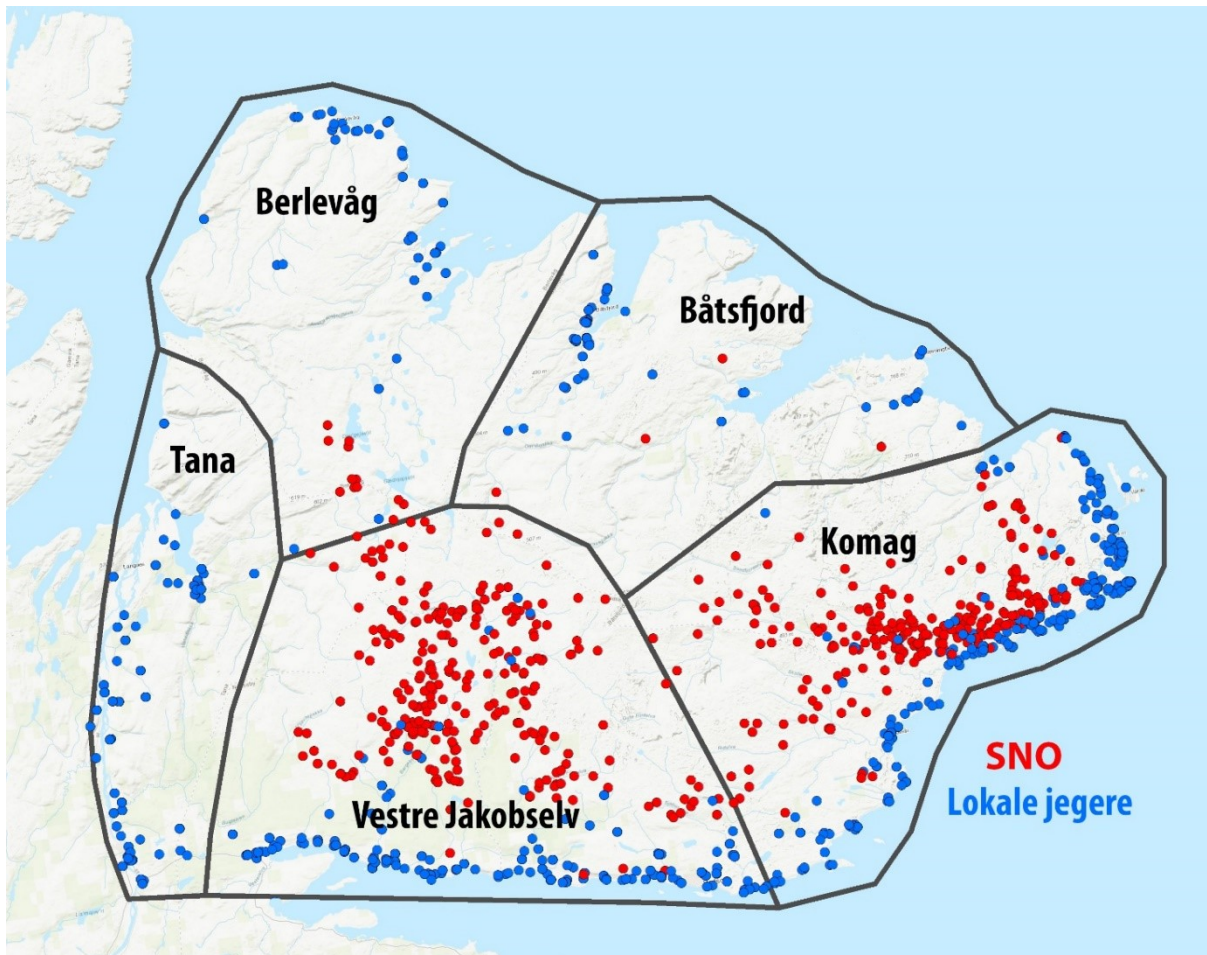


Figur 16. Antall dager med besøk av kråke registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager

4. Rødrev

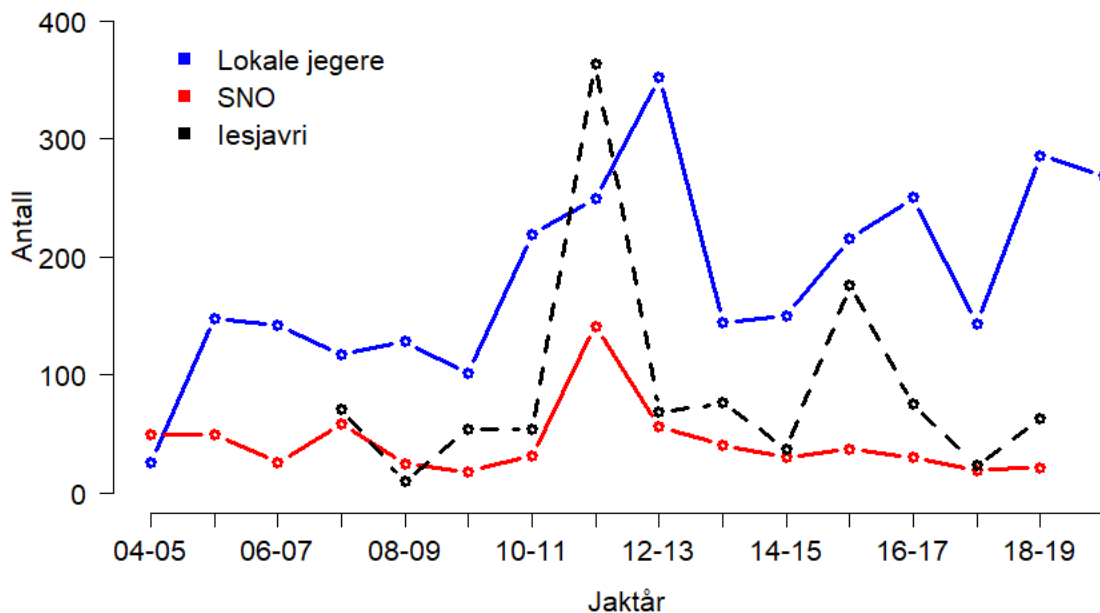
4.1 Tiltaket

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 17). Siden 2013 har alle jegere som ønsker å levere felte rødrev måttet skrive en kontrakt med prosjektet. Dette ble gjort for å få en bedre oversikt over hvem som deltar i jakten. Ordningen fungerer meget bra, og det er ganske stor interesse for jakten. Siden juli 2019 har 18 nye jegere registrert seg. 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 Iesjavri-område i forbindelse med dverggåsprosjektet (Marolla et al. 2018). Materialet fra både Varangerhalvøya og Iesjavri-området blir analysert for å kvantifisere rødrevbestandens responser på intensiv jakt i en lavarktisk kontekst preget av store fluktuasjoner i ressursene.



Figur 17. Lokalitetene hvor rødrev er felt av SNO (rødt) og lokale jegere (blått) 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.

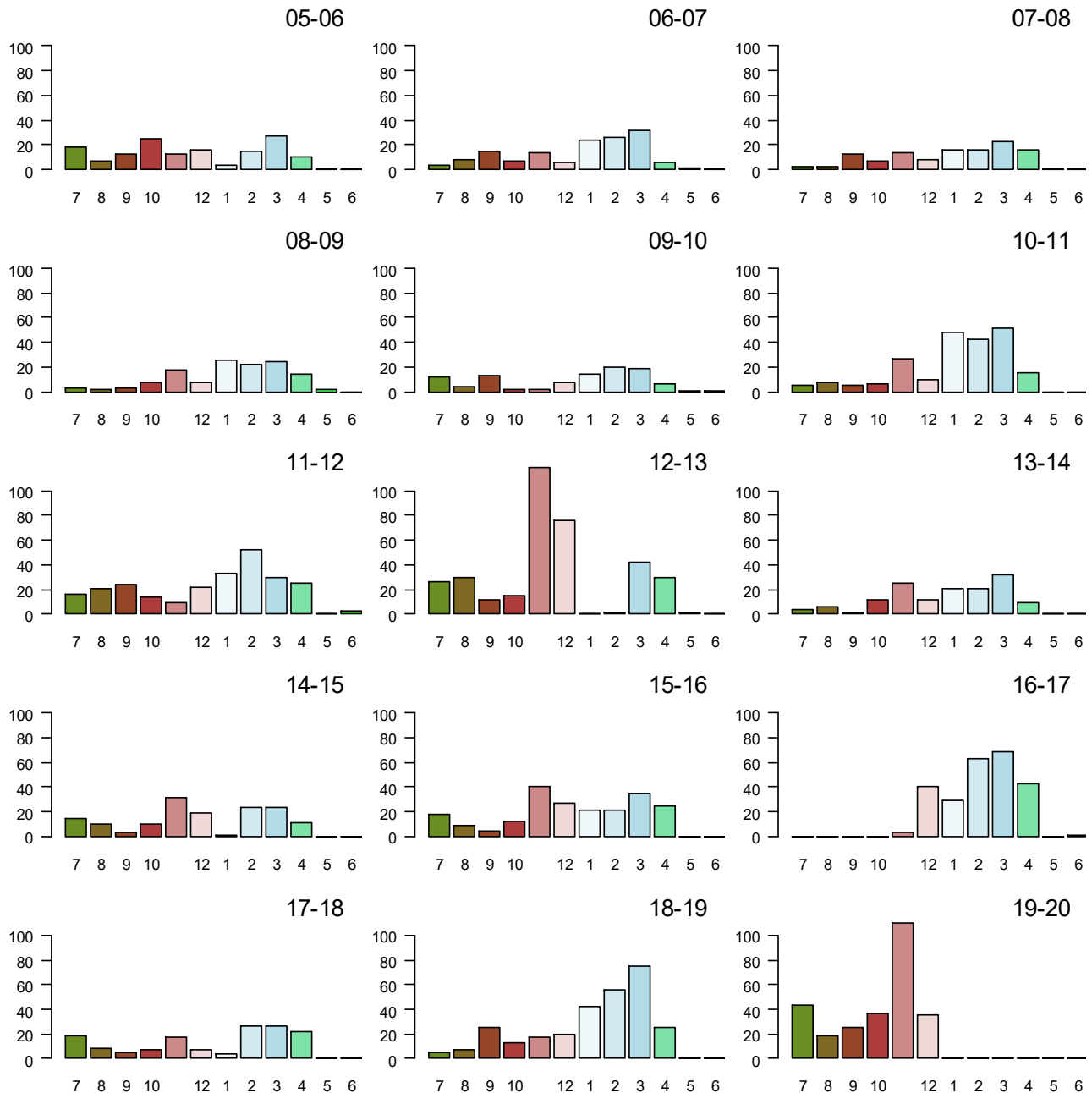
Siden starten på tiltaket i 2005 har SNO felt totalt 629 rødrev på Varangerhalvøya, mens 244 lokale jegere har felt 2939. Bortsett fra fellingstoppen i forbindelse med lemenåret 2011-2012, har SNO-uttaket av rødrev på Varangerhalvøya vært omtrent det samme hvert år. Ved lesjavri har det vært topper i 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 i vinteren ett år etter smågnagertoppårene i 2011 og 2015, og det er sannsynlig at det samme mønsteret kommer å gjenta seg i vinteren 2019-2020. Det er interessant å se at de fleste rev levert av lokale jegere på Varangerhalvøya ble skutt et år senere enn ved lesjavri, til tross for at smågnagertoppårene kom samtidig i de to områdene. Det 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.



Figur 18. 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 2019/2020 (dvs. omtrent et halvt jaktår).

I kalenderåret 2019 har 64 jegere levert totalt 468 rødrev til prosjektet. Sammenlignet med kalenderåret 2018 representerer dette en tredobling av antall rev skutt og en økning av antall

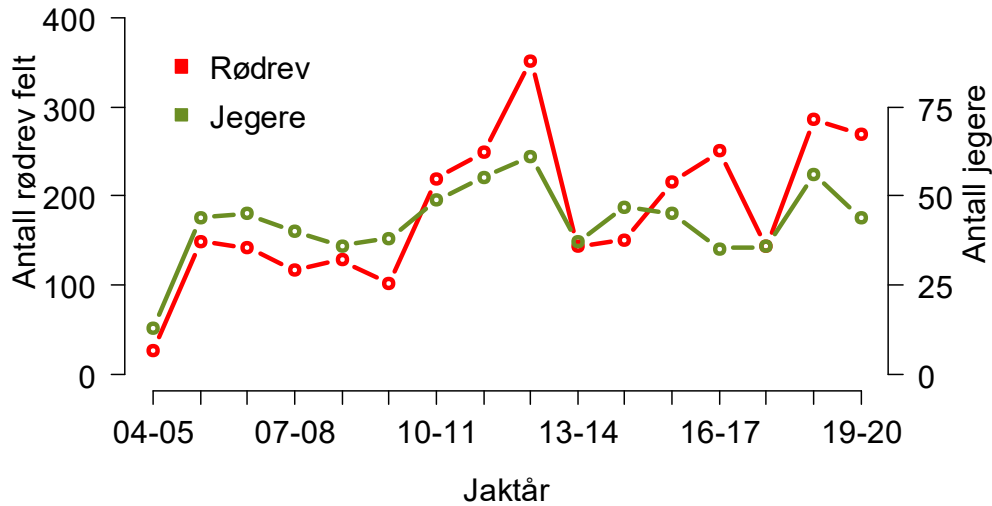
jegere med 48%. Den månedlige fellingen høsten 2019 ligner det forrige toppåret i 2012, med en særlig stor felling i november (Figur 19).



Figur 19. Antall rødrev felt per måned på Varangerhalvøya siden jaktåret 2006-2007 og frem til 31.12.2019. I 2012 og 2019 ble det skutt over 100 rev i november. I 2016 mottok prosjektet ikke skrotter før 1 desember.

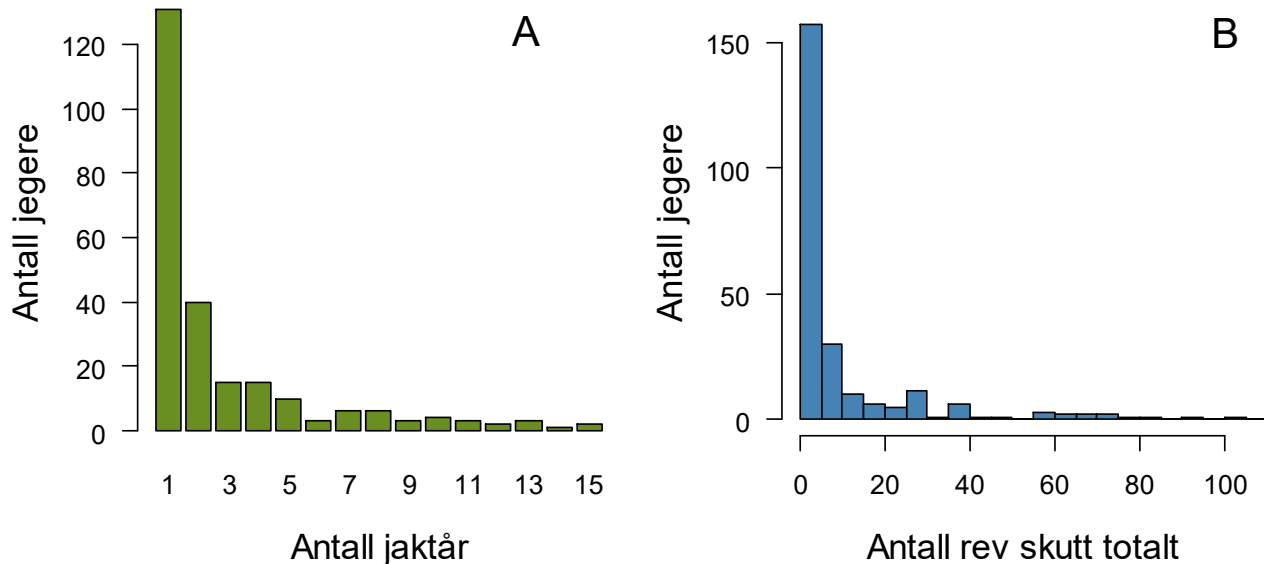
Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet variere mellom jaktårene stort sett i takt med fellingsstallene (Figur 20). Dette skyldes sannsynligvis mest at jaktsuksess blant de som deltar (dvs. flere jegere får minst en rev) øker proporsjonalt med tettheten av rev. Økt interesse for rødrevjakt

i år med mye rødrev kan også spille en viss rolle. Dog er fluktuationene i antall jeger mindre enn variasjonen i antall skutt rødrev (Figur 20).



Figur 20. Antall forskjellige jegere som har levert rev til prosjektet og antall rødrev skutt av lokale jegere hver jaktår. Tallene for 2019-2020 er frem til 31.12.2019.

Av de 244 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har omtrent halvparten levert rev bare fra ett jaktår (Figur 21A). 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 21B), der majoriteten har bare skutt en rødrev, mens to jegere har skutt over 200 rever hver.

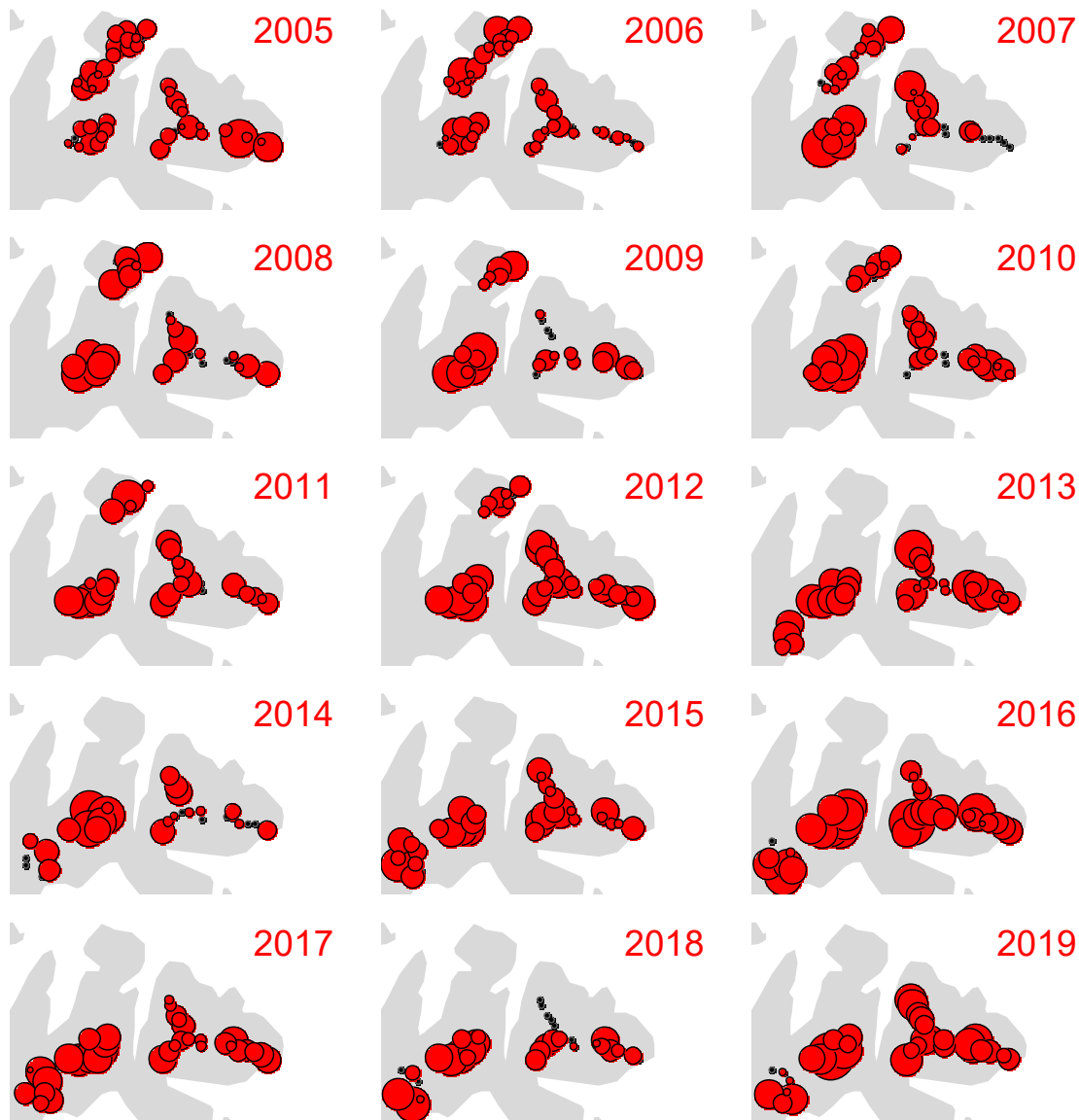


Figur 21. Fordeling av jaktinnsatsen på forskjellige jegere. A. Antall jaktår hver jeger har levert rev til prosjektet. B. Antall reveskrott levert av hver jeger unntatt to storjegere som har levert over 200 rev hver.

3.2 Område og ressursbruk

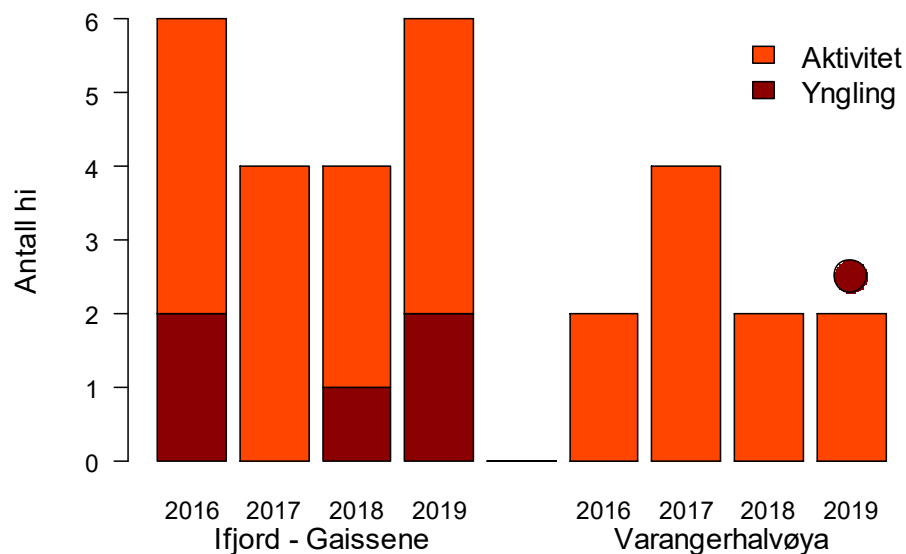
Hyppheten av rødvrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødvrev på senvinteren hvert år (Figur 22). Ifjordfjellet har hatt en jevnt høy frekvens av rødvrev i alle årene. Til sammenligning har Varangerhalvøya større variasjon mellom årene og mellom åtestasjonene. Denne variasjonen er sannsynligvis en effekt av utskytingstiltaket på Varangerhalvøya.

Når det gjelder årene i prosjektets fase II, hadde åtestasjonene på Varangerhalvøya en forholdsvis gjennomsnittlig (2017), lav (2018) og høy (2019) forekomst av rødvrev. Dette samsvarer noenlunde med jakttallene og fasene av smånagersyklusen i disse tre årene.



Figur 22. Antall dager med besøk av rødvrev på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager rødvreven besøkte en bestemt åtestasjon.

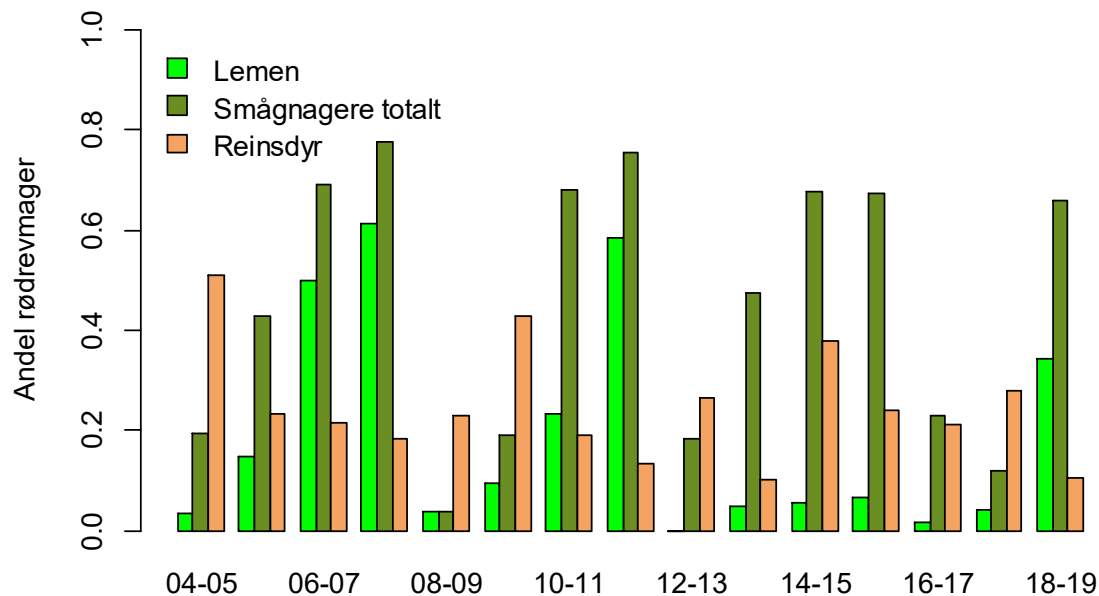
Kamera på fjellrevhi og data fra hikontrollene til SNO reflekter tilstedeværelse av rødrev i de høyreliggende fjellområdene på sommeren og dermed rødrevaktivitet som kan ha spesielt stor effekt på fjellrev. For de siste 4 årene synes disse data å vise den samme trenden som overvåkningen ved hjelp av åtestasjonene på vinteren og jakttallene for referanseområde (Figur 23). Etter en nedgang av rødrev over årene 2017-2018, har aktiviteten og antall ynglinger økt igjen i 2019. På Varangerhalvøya er det generelt mindre aktivitet av rødrev på fjellrevhi enn på Ifjordfjellet-Gaissene, noe som kan skyldes rødrevtiltaket.



Figur 23. Rødrevaktivitet og rødrevyngling 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.

Analyser av mageinnhold utført for rødrev skutt av SNO på Varangerhalvøya viser hvilke ressurser rødrev 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).

Den 15 år lange diettseriene 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 24) og mengde (våtvekten av de ulike næringsemnene; Figur 25). I vintrene umiddelbart før og etter de to lementoppene i prosjektperioden (2007-2008, 2011-2012), har lemen vært det klart viktigste byttedyret. I disse vintrene hadde halvparten eller mer av de felte revene lemen i magen (Figur 24).

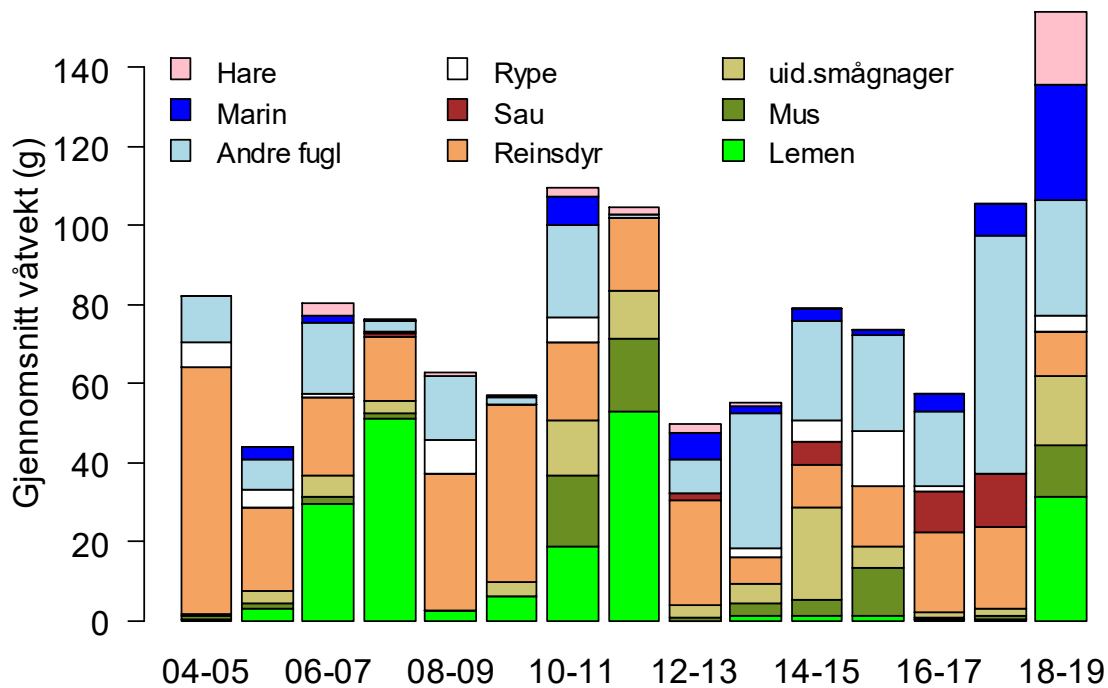


Figur 24. Rødrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av rødrever felt av SNO på Varangerhalvøya i 15 vintre med lemen, smågnagere totalt eller reinsdyr i magen. Smågnagere totalt inkluderer lemen og andre smågnagere (fjellrotte og gråsidemus).

Det er interessant å merke seg at selv om det alltid har vært mer gråsidemus og fjellrotte enn lemen i fellefangsten (Figur 10), så utnyttes disse gnagerartene mindre enn lemen i de toppårene lemen deltar i toppen (spesielt i 2007-2008) (Figur 24 og 25). Det skyldes sannsynligvis at det er lite aktivitet av gråsidemus og fjellrotte oppå snøen sammenlignet med lemen (Killengreen m. fl. 2013, Ims m. fl. 2017). Spesielt i vintrene 2007-2008 var det svært mye lemen oppå snøen (Killengreen m. fl. 2013). I toppårene 2015-2016, da lemen var fraværende i fellefangsten mens det var høye tettheter av gråsidemus og fjellrotte, spilte disse gnagerartene en mye viktigere rolle i dietten til rødreven enn lemen (Figur 24). Smågnagere i denne toppen representerte ikke en like stor vektandel av dietten som i de to første toppene (Figur 25). Sommeren 2018 var en typisk oppgangsfase for smågnagere som resulterte i høye tettheter på høsten (Figur 10). Til tross for kollapsen i lemenbestanden over vinteren 2018-2019, hadde en tredjedel av rødrevene da lemen i magen, noe som tyder på at det var fremdeles en del lemen i noen områder på sen vinteren når de fleste rev skytes av SNO. Dette kan også bety at revene lett fant levende eller døde lemen oppå snødekket, fordi forholdene i bunnsjiktet var dårlige. Gråsidemus og fjellrotte var også godt representert i rødrevenes mageinnhold denne vinteren.

I år med lite lemen har reinkadavre vært en viktig komponent i vinterdietten til rødreven på Varangerhalvøya (Figur 25) og særlig med økende avstand fra kysten (Killengreen m.fl. 2011, Henden m. fl. 2014). Resultatene fra de siste tre årene viser imidlertid at det har vært noe mindre rein i rødrevdietten enn i tidligere år med lite lemen (Figur 24). Bare omtrent en fjerdedel av revene hadde spist rein. Dette har skjedd til tross for at Varangerhalvøya fra og med vinteren 2014-2015

har kunnet bli brukt som helårsbeite for rein. En viktig variabel i denne sammenhengen er reinens vinterdødelighet, som vi ikke har informasjon om. Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 20), særlig nær kysten (Killengreen m. fl. 2011). I 2018 ble det også funnet rester av fjellrev i en rødrevmage. Denne rødreven ble skutt 10. april, og det er dermed godt mulig at den har spist en av de utsatte valpene. Ingen fjellrevrester ble funnet i rødrevmagene i 2019.

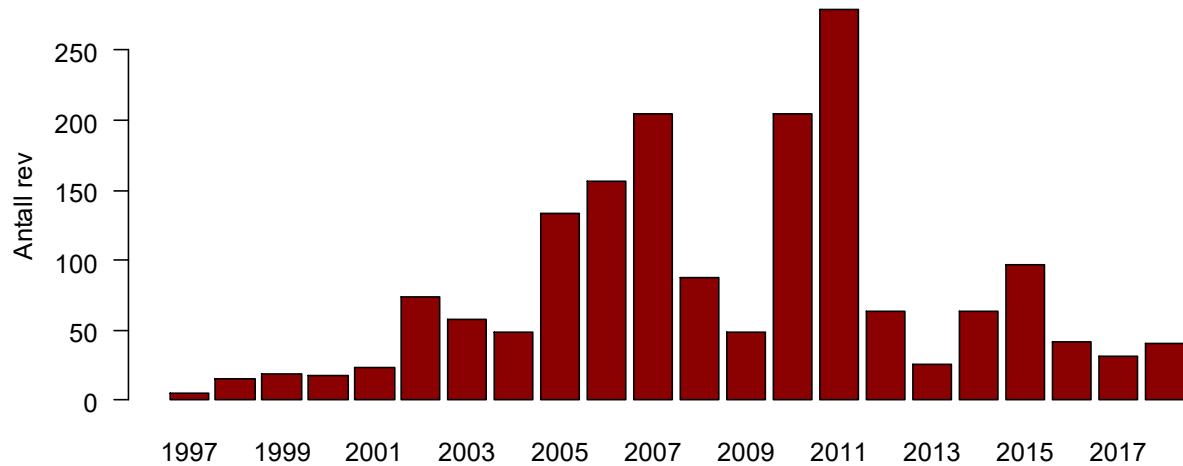


Figur 25. Diett presentert som mengde av ulike næringsemner i magene til rødrever felt på vinteren av SNO på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringsemner er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellrotte, mens uid. referer til uidentifiserte smågnagerrester. Kategorien «Marin» er fisk og evertebrater. «Andre fugl» (enn rype) er oftest sjøfugl eller andefugl.

I årene mellom smågnagertoppene er det generelt mindre mat tilgjengelig for rødreven, noe som reflekteres i mindre mengde mat i magene (Figur 25). 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.

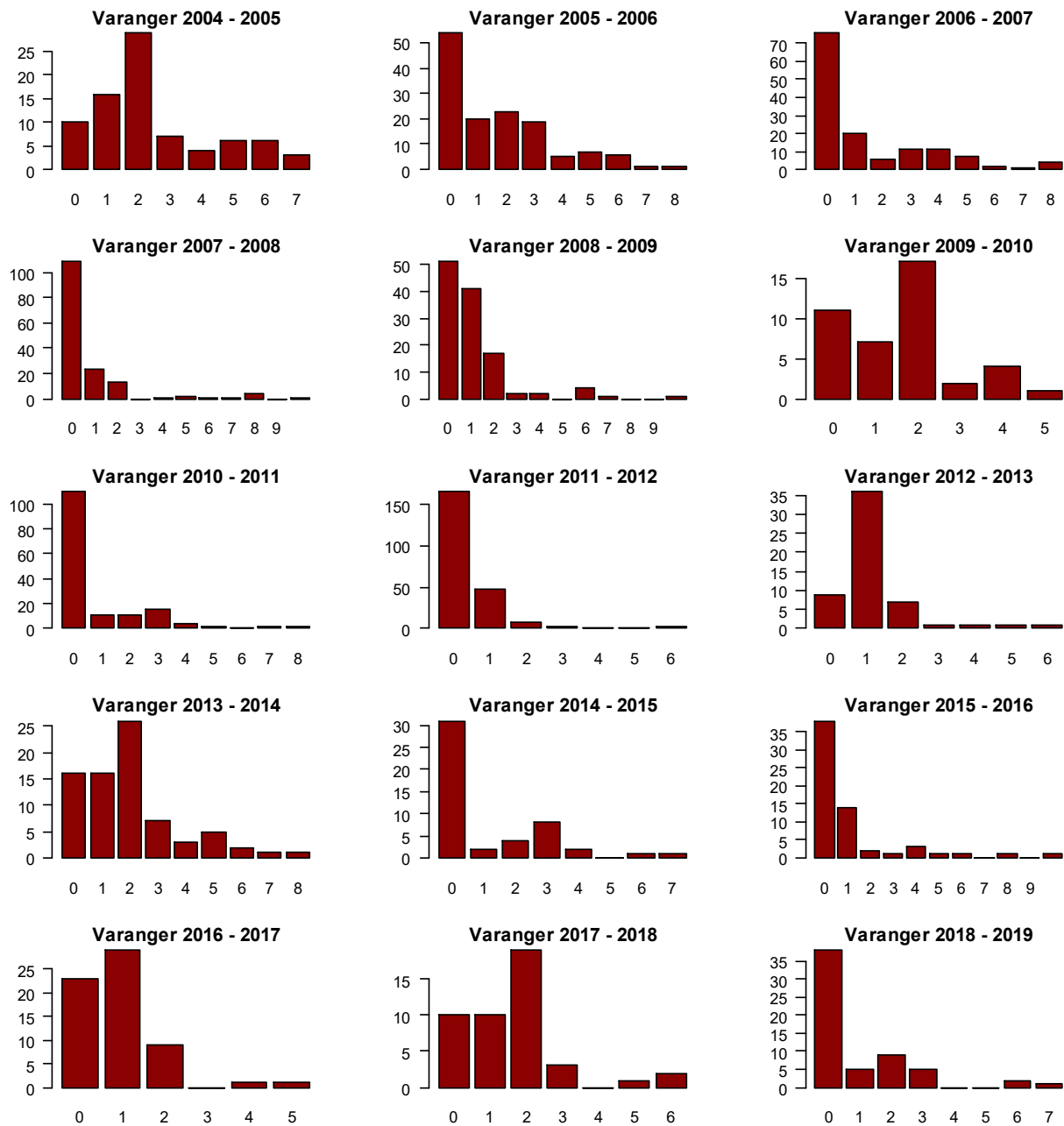
4.3 Demografi og genetikk

Aldersstrukturen til rødrevene 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 26). Færreste rødrever blir født 2 år etter en smånagertopp.



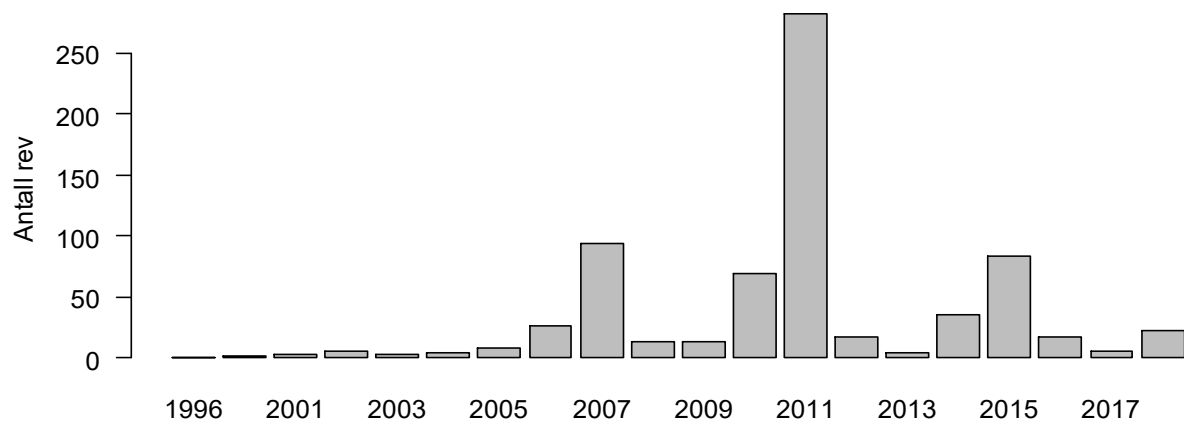
Figur 26. Fordeling av fødselsår til alle rødrever skutt på Varangerhalvøya siden begynnelsen av tiltaket. Tiltaket startet i 2005.

Aldersfordelingen av rødrever skutt hvert år bærer også tydelig preg av smånagerdynamikken (Figur 27). Da tiltaket startet i april 2005 var de fleste dyrene som ble skutt 3-åringer; dvs. de var født i 2002 som var et toppår for smånagere i hele Finnmark. Neste toppår var i 2007 og de ca. 100 revene som ble skutt da (vinter 07-08) ble født sommeren før (dvs. 1-åringer). Denne 2007-kohorten utgjorde en viktig del av bestanden frem til vinteren 2009-2010. I 2010 kom det igjen flere 1-åringer, og den neste store kohorten ble født under lementoppen 2011. Musetoppårene uten lemen i 2014 og 2015 førte igjen til rekruttering av unge rev. Denne toppen er ikke like synlige i fordelingen av fødselsår (Figur 27). Dette kan delvis forklares med at mindre rev ble aldersbestemt de siste årene, men kan også at gråsidemus og fjellrotte ikke har samme effekt på demografien til rødrever som lemen. I vinteren 2018-2019 kom den neste store kohorten født i oppgangsåret for smånagere i 2018.

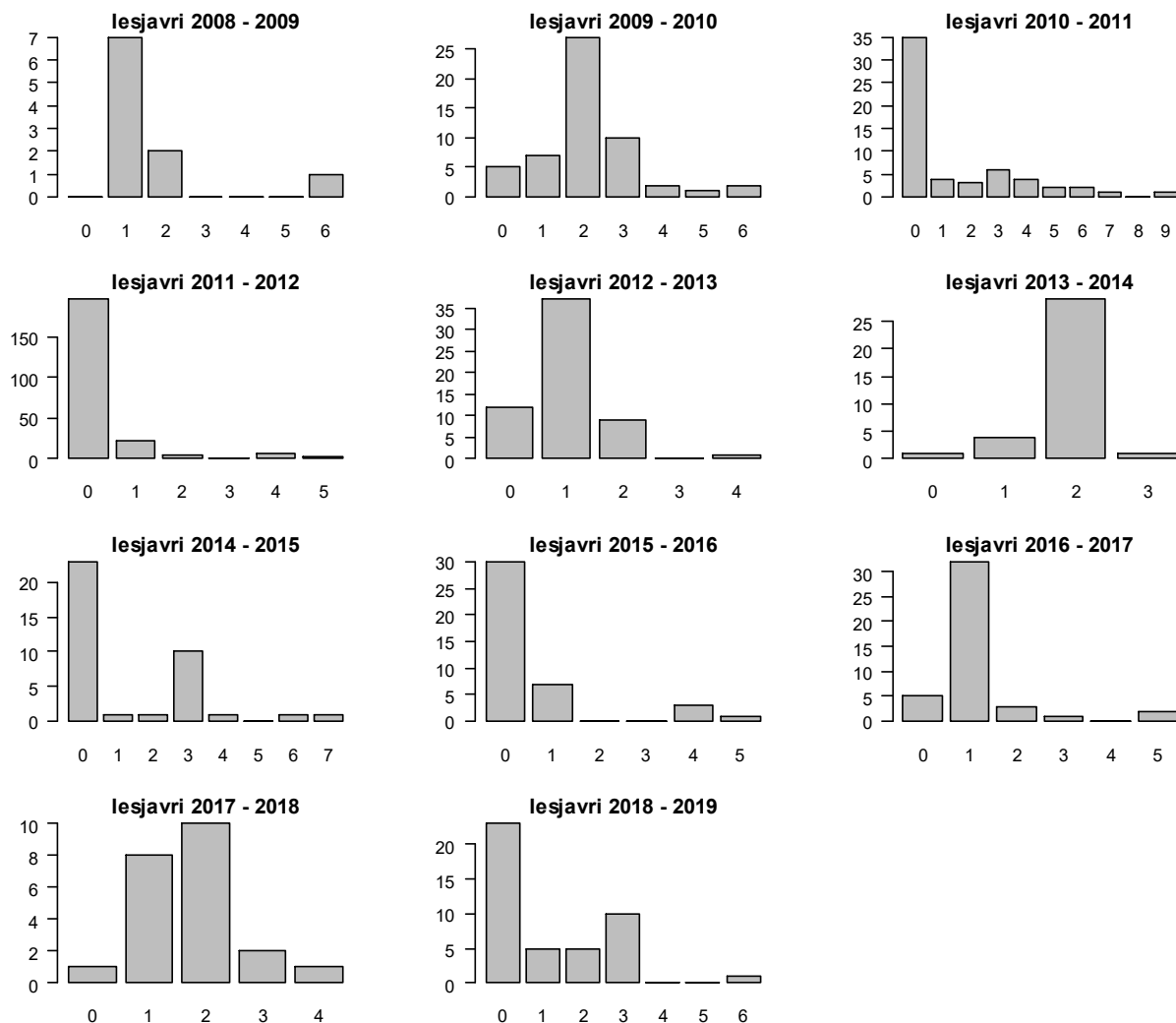


Figur 27. Aldersstrukturen hos rødrev skutt i vinterhalvåret (oktober – mai) på Varangerhalvøya i løpet av prosjektperioden. X-aksen viser alderen på rødrevene og y-aksen viser antallet. Legg merke til forskjellig skala på y-aksene.

Ved lesjarvve er kontrasten mellom antall rev født i smågnagerår og andre år enda mer utpreget enn på Varangerhalvøya (Figur 28 og 29).

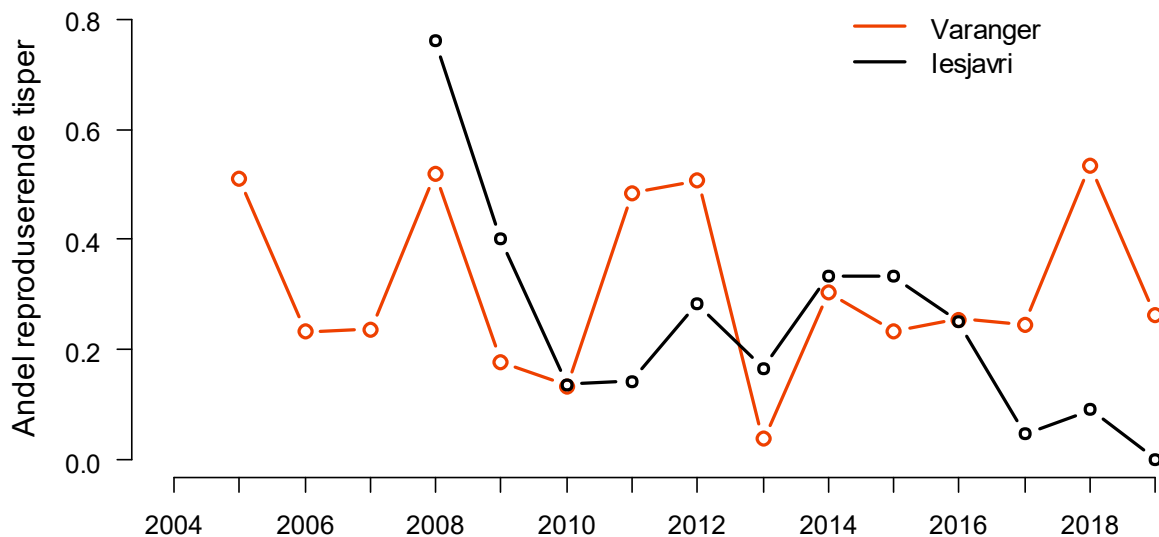


Figur 28. Fordeling av fødselsår til alle rødvrev skutt ved lesjavri siden begynnelsen av tiltaket for styrke bestanden av dverggås i dette området. Tiltaket startet i 2008.



Figur 29. Aldersstrukturen hos rødvrev skutt på våren (mars-april) ved lesjavri. X-aksen viser alderen på rødvrevene og y-aksen viser antallet. Legg merke til forskjellig skala på y-aksene.

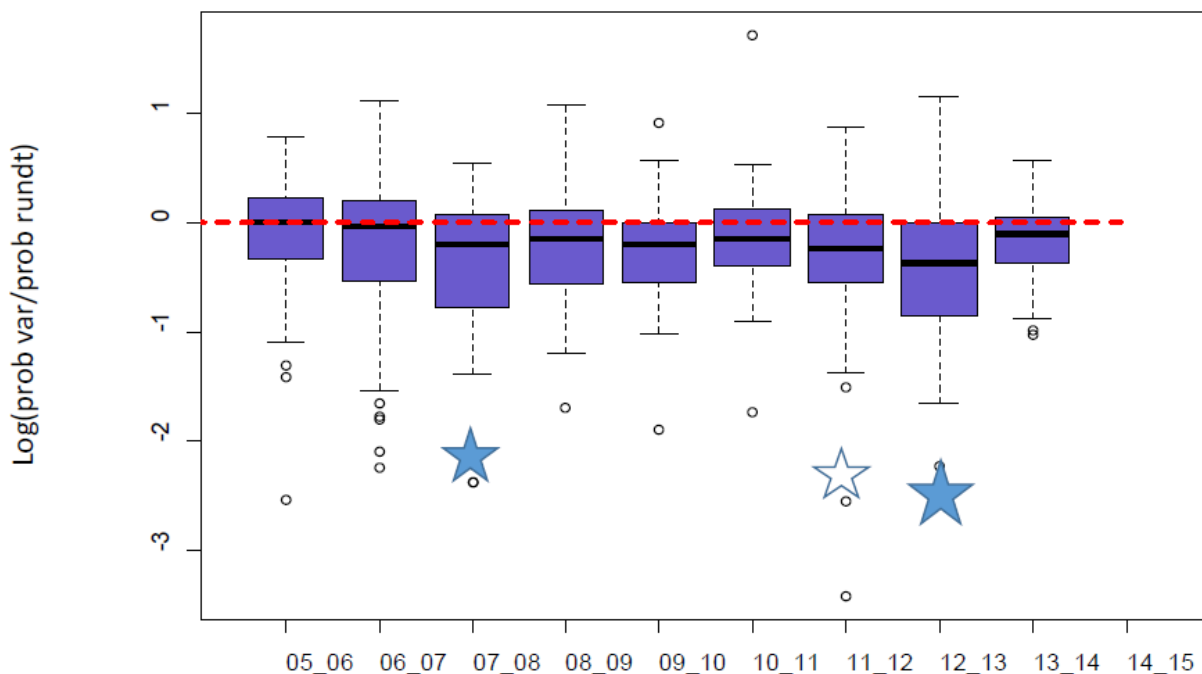
Viktigheten av smånagersyklusen (og spesielt lementoppårene) for demografien til rødreven vises også i andelen drektige tisper felt på senvinteren (Figur 30). Det er midlertid svært bemerkelsesverdig at andelen drektige tisper på Varangerhalvøya var høyest året etter lementoppårene i 2008 og 2012, samtidig som det ble rekruttert relativt mye færre rever inn i populasjonen i disse årene (Figur 26 og 27). 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 lemensyklus. I så fall er dårligere tilpasset et slikt fluktuerende ressursgrunnlag enn fjellrev (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996, 1998). Mønsteret i drektighetsratene i årene 2018 og 2019 avviker imidlertid fra det som ble observert tidligere i og med at andelen drektige tisper i smånagertoppen 2019 var lavere enn i oppgangsåret 2018. Dette kan være et tilfeldig utslag fordi drektighets-estimatet for 2018 er basert på et relativt lite antall obduserte revetisper (n=26). Drektighetsratene i materialet fra lesjavri avviker en del fra ratene fra Varangerhalvøya spesielt ved at toppen i lemenåret 2011-2012 er lite markant og ved at det har vært svært få drektige rødrever i årene 2017-2019.



Figur 30. Andel drektige tisper blant alle rødrevtisper skutt på Varangerhalvøya og ved lesjavri mellom 1. mars og slutten av mai.

Analyser av den genetiske av strukturen i rødrevbestanden på Varangerhalvøya som er gjort i samarbeid med NINA (basert på mikrosatellitter), viser at den gjennomsnittlige genetiske forskjellen mellom rødrev fra nordsiden av Varangerhalvøya (Båtsfjord og Berlevåg; se figur 17) og rødrev skutt på sørsiden av halvøya (Vestre Jakobselv og Komagdalen) minket over tiltaksperioden. Videre viser disse analysene at graden av slektskap mellom de felte revene er litt lavere i vintre etter gode

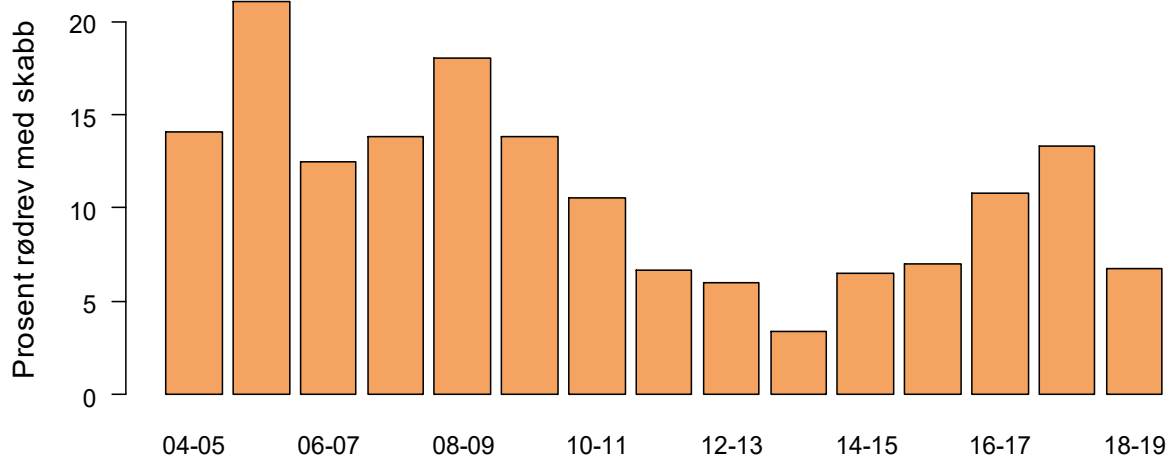
gnagerår. Dette tyder på at den intensive jakten har økt genflyten mellom de forskjellige delene av Varangerhalvøya, noe som har blitt beskrevet før for jagede populasjoner av rev (Ehrich m.fl. 2011). I starten av tiltaksperiode var det en liten men målbar forskjell i den genetiske sammensetningen mellom rødreiv fra Varangerhalvøya og rødreiv fra andre områder i øst Finnmark. En statistisk test som estimerer sannsynligheten for at hver revene felt på Varangerhalvøya faktisk stammer fra denne populasjonen, viser at denne sannsynligheten var i gjennomsnitt litt mindre i vintrene 2006/2007, 2011/2012 og 2012/2013 (Figur 33). Til sammen indikerer disse genetiske analysene på at økningen av rødreivbestanden på Varangerhalvøya etter gode smågnagerår, delvis skyldes innvandring.



Figur 31. Relativ sannsynligheter for at rødreivindivider skutt på Varangerhalvøya stammer fra Varangerpopulasjonen eller fra andre populasjoner beregnet ut fra genetiske data (mikrosatellitter). Negative verdier indikerer større sannsynlighet for at revene stammer fra andre populasjoner og dermed har vandret inn på Varangerhalvøya. Stjerner viser vintre hvor dette var signifikant for dette utvalget (blå stjerner $p < 0.05$; hvit stjerne $p < 0.06$).

4.3 Epidemiologi

Det skytes hvert år en del rødreiv med skabb på Varangerhalvøya. Stor prevalens av skabb hos rødreiv øker sannsynligheten for at også fjellrev kan bli smittet av denne til dels dødelige parasitten. Andelen rødreiv med skabb (dvs. prevalens) har variert mellom mindre enn 5% og litt over 20% (Figur 32). Det er en tendens til at prevalensen har vært generelt lavere i siste halvdel av tidsserien.



Figur 32. Andelen (%) av de felte rødrevne 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 (-2.9 % per 100 flere rev skutt, SE = 1.5, p = 0.07). 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.

Mørk m.fl. (2019) har nylig analysert forekomsten av egg av tre tarmparasitter (innvollsmark) i avføringen til rødrev skutt på Varangerhalvøya i perioden 2006 til 2015. Resultatene viste at for to arter som kan bruke smågnagere som mellomvert (*Toxocaris leonina* og *Toxocara canis*) fluktuerte både prevalens (andelen av revere med parasitt) og intensitet (tettheten av parasittegg pr. rev) helt synkront med smågnagersyklusen. Dette resultatet viser tydelig at den funksjonelle responsen hos rødrev til smågnagere er den viktigste smitemekanismen for disse to parasittartene som også som også kan smitte fjellrev. For en tredje art, en nematode som ikke har noen mellomvert, var forekomsten lav og viste ingen syklus.

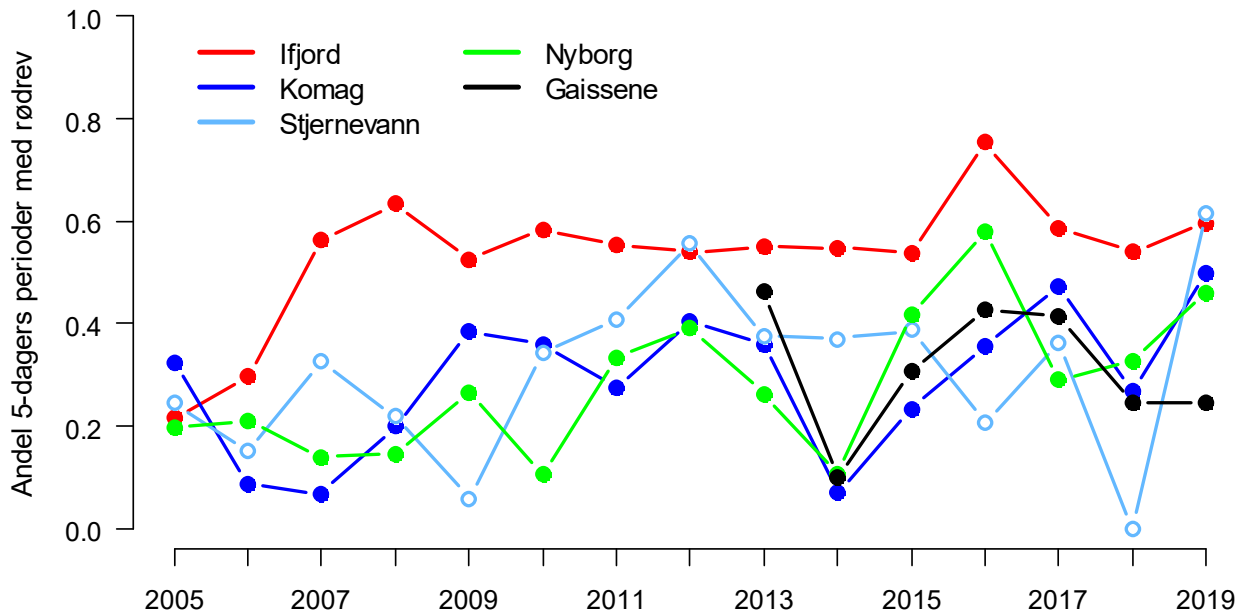
4.4 Effekten av tiltaket på rødrevpopulasjonen

Det er vanskelig å få gode bestandsestimater for mobile predatorer som rødrev, men to av dataseriene som samles i prosjektet inneholder informasjon om den relative tettheten av rødrev; dvs. kameradata på åtestasjoner og jaktstatistikken. Begge disse datakildene brukes for å evaluere effekten av tiltaket på rødrevpopulasjonen.

I og med at overvåkingen av rovdyrssamfunnet med viltkamera på åtestasjonene gjøres både i tiltaksområde og i referanseområdene kan disse data derfor brukes for å sammenlikne rødrevdynamikken med og uten tiltak. Kameradataene reflekterer først og fremst arealbruken av rødrev i de indre delene av Varangerhalvøya og i de høyreliggende delene av referanseområdet. De er funksjon av flere faktorer – først og fremst hvor mange rødrev er tilstede, men også hvor mye

revene beveger seg mellom ulike åtestasjoner og hvor mye de oppsøker åtene. De to siste faktorer er påvirket av ressursituasjonen i området. God tilgang på ressurser i form av smågnagere eller reinkadaver i de områdene åtestasjonene er plassert, kan derfor påvirke frekvensen av rødrev på kamera både positivt, fordi denne ressurstilgangen fører til at rødrevene tiltrekkes til tundraområdene i innlandet, og negativt, fordi revene da tiltrekkes av åtene i mindre grad. Det er derfor viktig å bruke all tilgjengelig informasjon om ressursituasjonen når disse data analyseres med hensyn på effekter av tiltaket.

Figur 33 viser den gjennomsnittlige andelen av 5-dagers perioder pr. vintersesong med rødrev på kamera i de forskjellige åtestasjons-transektene. Det har helt siden 2006 vært en vedvarende høyere og mer stabil frekvens av rødrev på Ifjordfjellet, enn i de andre områdene/transektene hvor frekvensen fluktuerer mye med enkelte relativt synkron bunnår (f. eks. 2014 og 2018).



Figur 33. Gjennomsnittlig andel 5-dagers perioder hvor rødrev ble registrert på åtestasjoner med kamera i de ulike transektene hvor kamera overvåkingen gjennomføres from til i dag (se Figur 1). Ifjordfjellet og Gaissene er referanseområder uten rødrevtiltak, mens Nyborg, Stjernevann og Komagdalen er åtestasjons-transekter på Varangerhalvøya hvor det skjer tiltak.

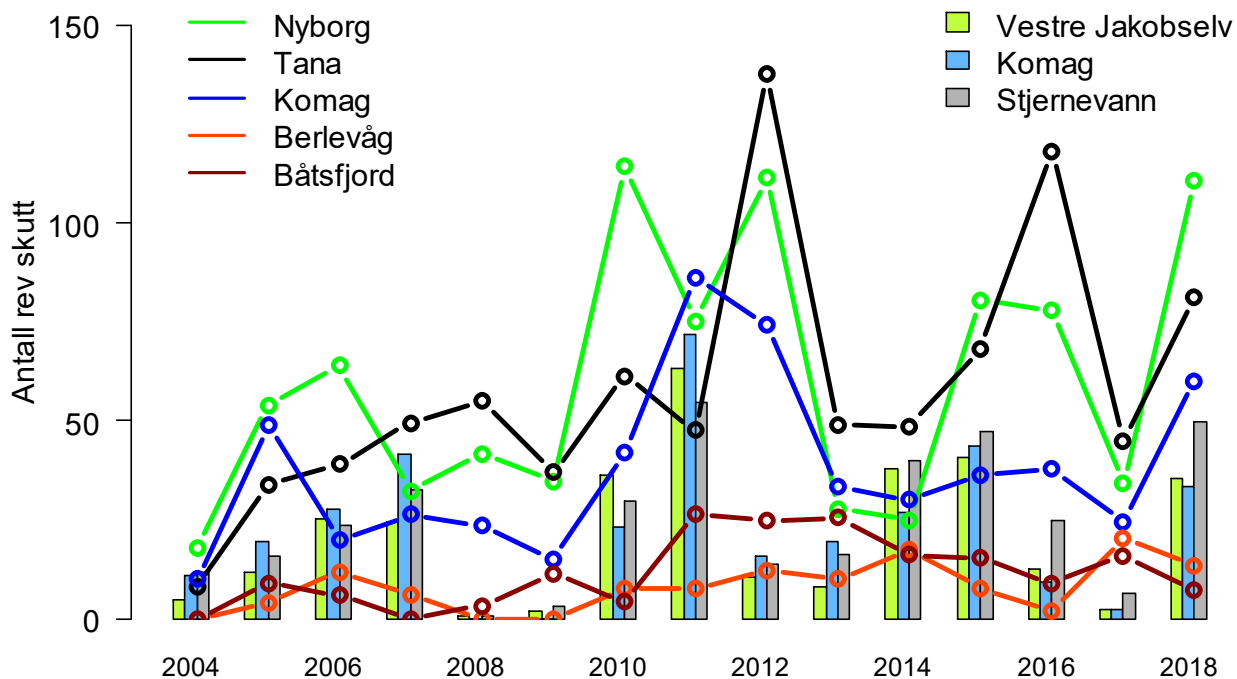
En statistisk analyse av kameradata basert på hele tidsserien (2005-2019) viser at det er en statistisk signifikant høyere frekvens av rødrev på Ifjordfjellet (referanseområde ingen tiltak) sammenlignet de tre transektene på Varangerhalvøya (tiltak). I analysen tok vi hensyn til antall smågnagere på vinteren (gjennomsnittet mellom høst og vårfangst), som hadde en positiv effekt på rødrevfrekvensen. I tillegg tok vi hensyn til landskapsvariabler som ble vist til å være viktig av Killengreen m.fl. (2012). Høyde over havet hadde en svak negativ effekt på rødrev. Som vist i figur 33 er det i gjennomsnitt omtrent samme frekvens av rødrev på åtestasjonene i referanseområdet Gaissene (referanseområde ingen

tiltak) som på Varangerhalvøya (tiltak). Hvis man gjør analysen bare for årene med kameradata fra begge referanseområdene, er ikke effekten av tiltaket lengre statistisk signifikant. Dette kan imidlertid skyldes at tidsseriene i denne analysen blir vesentlig kortere. Det er mulig at lite jakt er noe som bidrar til den store rødrevpopulasjonen på Ifjordfjellet, men det er sannsynligvis ikke den eneste faktoren som forklarer dette.

Vi har også analysert effekten av uttaket (dvs. antall rev felt) på rødrexfrekvensen på åtestasjonen for de tre transektene/områdene på Varangerhalvøya. Denne analysen viste at det er en nært signifikant negativ effekt av antall rev skutt året før, mens jakten på høsten og tidlig vinter samme år var positiv korrelert med frekvensen av rødrev. Det var også en klar positiv effekt av smågnagertettheten (gjennomsnittet mellom høst og vårfangst). For å estimere en mulig effekt av tilgjengelighet av reinsdyrkadaver brukte vi også mengden reinsdyrrester i magen til obduserte rødrev i analysen. Det viste seg at dette også hadde en signifikant positiv effekt på hvor frekvente rødrevene var på åtestasjonene. Disse resultater tyder på at det er flere rødrev i de indre deler av Varangerhalvøya i årene med en bedre ressursituasjon, enten på grunn av mye smågnagere eller på grunn av mye kadaver av rein.

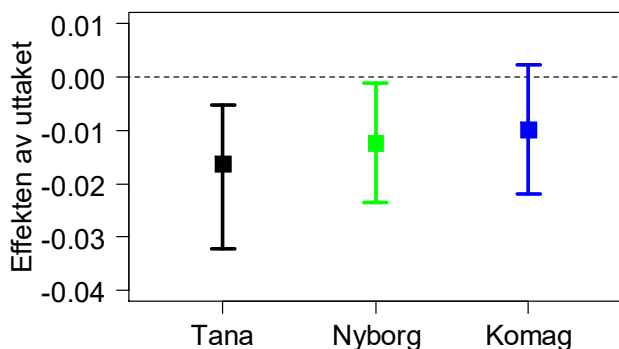
Jaktstatistikk (fellingstall) har blitt brukt av mange forskere som en relativ bestandsindeks for å studere dynamikken av høstbare arter som fjellrev, rødrev eller gaupe (Elton 1942, Henden m.fl. 2009a). Dette forutsetter en antakelse om at jaktinnsatsen er relativt konstant i forhold til bestandsfluktuasjonene. Dessverre har vi foreløpig ingen gode estimater på jaktinnsatsen på Varangerhalvøya (dette er noe som vi kommer å prøve å få bedre informasjon om i de neste årene). Dog er grunn til å tro, at bortsett første året da prosjektet var lite kjent, har jaktinnsatsen ikke variert mye både fordi belønningen (skrottpengene) for levert rev har vært konstant og fordi antall jegere som har levert rev har fluktuert mindre enn antall skutte rev (Figur 20). Figur 34 viser antall rev felt under ordinær jakt (ikke SNO-fellinger) i de 5 definerte jaktområdene på Varangerhalvøya (Figur 17). I de nordlige delene av halvøya, Båtsfjord og Berlevåg, har det så langt vært mye mindre interesse for rødrevjakt, og fluktuasjoner i antall skutt rev skyldes først og fremst aktiviteten av noen få jegere som må antas å gi mer usikre tall. Derfor har vi ikke inkludert data fra disse to områdene i de statistiske analysene.

Som vist tidligere i denne rapporten, er det tydelig at smågangerdynamikken er en viktig driver av rødreves bestandsdynamikk (Figur 36). Toppene i antall felt rev har ofte en tendens til å komme året etter at smågnagerbestandene har crashet (dvs. i årene 2008, 2012 og 2016) og denne tendensen er tydeligst i Tana. 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 i Nyborg og spesielt i Komagdalen lengre øst på Varangerhalvøya i større grad er lokale rødrever. Denne tolkningen støttes av de genetiske analysene som viser flest innvandrede rev i vinter 2012-2013.



Figur 34. Antall rev felt (kurvene) av lokale jegere i fem områder på Varangerhalvøya (Figur 17) er vist sammen med smågnagerdynamikken (histogrammer) basert på den totale fangsten i de tre fangstområder på halvøya.

Denne jaktstatistikken kan også brukes til å analysere effekten av tiltaket på rødrevens bestandsdynamikk i de tre områdene på Varangerhalvøya. I denne analysen brukes vekstraten i bestanden fra ett år til et annet i bestanden som responsvariabel - hvor vekstraten er beregnet som forholdet (log-ratioen) mellom antall felte rev i en jakt sesong (15. juli -15. april) og antallet sesongen før. Forklaringsvariablene i denne analysen er uttaket av rev året før (effekten av tiltaket) og smågnagerindeksen både samme år og året før (effektene av direkte og forsinket numerisk respons). Resultatene viser at det var en statistisk signifikant negativ effekt av uttaket på vekstraten i rødrevpopulasjonen i Tana og Nyborg, mens den var nært signifikant i Komagdalen (Figur 35).



Figur 35. Effekten av det totale rødrevuttaket på vekstraten hos rødrev i tre områder på Varangerhalvøya estimert fra jaktdata med 95% konfidens intervaller.

Totalt sett tyder analysene av de to datakildene på rødvrevbestandenes dynamikk (kameradata fra åtestasjoner og jaktstatistikk) at uttaket av rødvrev har en effekt på rødvrevbestanden på Varangerhalvøya. De ulike analysene viser imidlertid en god del heterogenitet i hvor store og sikre effektestimaterne er. Dette kan skyldes at dataseriene er ennå forholdvis korte, særlig med hensyn på tidsmessig replikasjoner ($n=3$) av smågnagersyklus som er en svært viktig driver av rødvrevs bestandsdynamikk. De analysene som estimerer forskjellen mellom tiltaks- og referanseområdene er også trolig belemret med ukjente forskjeller mellom områdene/økosystemene som vi dermed ikke kan korrigere for i analysene.

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 rødvrev - vil gi grunnlag for en levedyktig bestand av fjellrev på Varangerhalvøya. Det er prematurt å gi noe svar på dette spørsmålet to 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). Også analysene vi har presentert i denne rapporten på rødvrevbestanden respons på tiltaket (dvs. desimeringen på Varangerhalvøya) understreker viktigheten av lange tidsserier, romlig replikasjon og korreksjon for andre drivere i systemet (jmf. modulens fokus på økosystembetingelser).

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 det sommeren 2019 var etablert tre ynglende par med relativt store kull fra den første kohorten av fjellrev satt ut året før, må sies å være et godt resultat – dette særlig tatt smågnagersituasjonen i betraktning. Lemenbestanden hadde kollapset over vinteren 2018/2019 noe som sannsynligvis førte til at andre smågnageravhengige predatorer hadde dårlig eller helt manglende suksess/etablering i fjellrevhabitatene (fjelljo og snøugle). Det er også verdt å merke seg at drektighetsraten hos de felte rødvrevtipsene var relativt lav i 2019, noe som kan skyldes sviktende næringsgrunnlag. Til sammen kan dette tolkes som at støttefôringen har vært avgjørende for de vellykkede fjellrevynglingene i 2019.

En annen hovedkomponent i COATs fjellrevmodul er rødvrev. På basis av 15 år med data og tiltak på rødvrev (inkludert måling av viktige økosystemvariable) begynner vi å få en bedre forståelse hva som driver rødvrevs bestandsdynamikk i fjell- og tundraøkosystemer. Ressursdynamikken (særlig smågnagere, men også kadavre av tamrein) er svært viktig og bestemmer mye rødvrevbestandens evne til å tåle jakt/desimeringstiltak (dvs. resiliens). Til tross for at rødvrevbestanden i stor grad kompenserer for jaktuttak gjennom stor rekruttering i smågnagerår, og 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. Denne fasen av smågnagersyklus forventes å være særlig viktig for vekstraten i fjellrevbestander (Henden m. fl. 2009b). Datatilfanget fra COAT Varangers fjellrevmodul begynner nå også å bli tilstrekkelig til å analysere mer direkte rødrevers effekter på andre (rødlistede) arter i fjell- og tundraøkosystemer. Dette vil være et fokusområde for det videre arbeidet i modulen.

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.
- Ehrich, D., Carmichael, L., & Fuglei, E. 2012. Age-dependent genetic structure of arctic foxes in Svalbard. *Polar Biology* 35: 53-62.
- 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. *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., Yoccoz, N.G., Ims, R.A., Bårdsen, B.-J. and Angerbjörn, A. 2009b. Phase-dependent effect of conservation efforts in cyclically fluctuating populations of Arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Biological Conservation* 142: 2586-2592.
- 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.
- 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., Henden, J.A., Yoccoz, N.G. & Ehrich D. 2013. *Prosjekt "Fjellrev i Finnmark"- Rapport for perioden 2008-2012*. Universitet i Tromsø, Tromsø.
- 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.
- Mørk, T., Ims, R.A. & Killengreen S.T. 2019. Rodent population cycle as a determinant of gastrointestinal

- nematode abundance in a low-arctic population of the red fox. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 9: 36-41.
- 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.
- 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.