

Fjellrevmodul COAT Finnmark:

Rapport for 2023-2025

www.coat.no



Foto: COAT viltkamera

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet – kontraktnummer 23047014

Kontaktperson hos Miljødirektoratet: Tomas Holmern

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

Leder COAT Finnmark fjellrevmodul: Dorothee Ehrich (UiT)

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

Rapport nummer: M-3123|2026

Endelig versjon levert 29.01.2025

Siteres som: Ehrich, D., Ims, R.A., Nater, C.R, Hofhuis, S.P. 2026. Fjellrevmodul COAT Finnmark: Rapport for 2023-2025. Miljødirektoratet, rapport nr. M-3123|2026.

Innholdsfortegnelse:

1.	Innledning	3
2.	Økosystembetingelser	5
2.1	Ressursdynamikk: Smågnagere	5
2.2	Ressursdynamikk: Lirype og hare	9
2.3	Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer	11
2.4	Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren	13
3.	Tiltakspakke fjellrev	17
3.1	Utsetting	17
3.2	Støttefôring	17
3.3	Overvåkning av fjellrev	20
3.3.1	Hiovervåkning	20
3.3.2	Bestandsutvikling og dynamikk	23
3.3.3	Naturlige fjender på fjellrevhi	26
3.3.4	Områdebruk på vinteren	29
4.	Rødrev	32
4.1	Tiltaket	32
4.2	Effekten av tiltaket	36
4.2.1	Effekten av tiltaket på rødrevbestanden: integrert bestandsmodell	36
4.2.2	Effekten av tiltaket på rødrevbestanden: kamera på åtestasjoner	38
4.3	Område og ressursbruk	41
4.3.1	Områdebruk	41
4.3.2	Ressursbruk	45
4.4	Demografi relatert til smågnagerdynamikken	48
4.5	Skabb og andre parasitter	49
5	Konklusjon og veien videre	51
6	Datatilgjengelighet	53
7	Referanser	53
8	Vedlegg	57

1. Innledning

Varangerhalvøya og den nordlige delen av Nordkinnhalvøya i Øst-Finnmark representerer den største delen av den lavarktiske tundraen på det norske fastlandet (Pedersen m. fl. 2021). Et karakteristisk trekk av disse arktiske landskapene er at tundra (fjellvegetasjon) strekker seg helt ned til kysten, noe som er vanlig i Arktis sirkumpolart, men som skiller disse områdene fra fjelltundraen lengre vest og sør i Norge. For fjellreven åpner dette arktiske elementet nye ressurser. I tillegg til smågnagere, først og fremst lemen, og alternative terrestriske byttedyr, utnytter den gjerne også marine ressurser i andre deler av Arktis (Tarroux m.fl. 2012, Ehrich et al. 2014), spesielt på vinteren. Beskrivelser fra lokalbefolkningen tyder på at tilstanden til fjellrevbestanden i Finnmark fram til 1980-tallet var bedre enn i fjellområdene lengre sør i Skandinavia. Eldre mennesker husker også at fjellreven ynglet helt nede ved kysten på Varangerhalvøya (Walhovd 1978). Dette tyder på at marine ressurser har vært viktig supplement for fjellreven her, spesielt i perioder når det er lite lemen. Dette var en av grunnene for at Direktoratet for Naturforvaltning satt i gang prosjektet «Fjellrev i Finnmark» i 2004 som en av komponentene til den norske innsatsen for å bevare fjellreven.

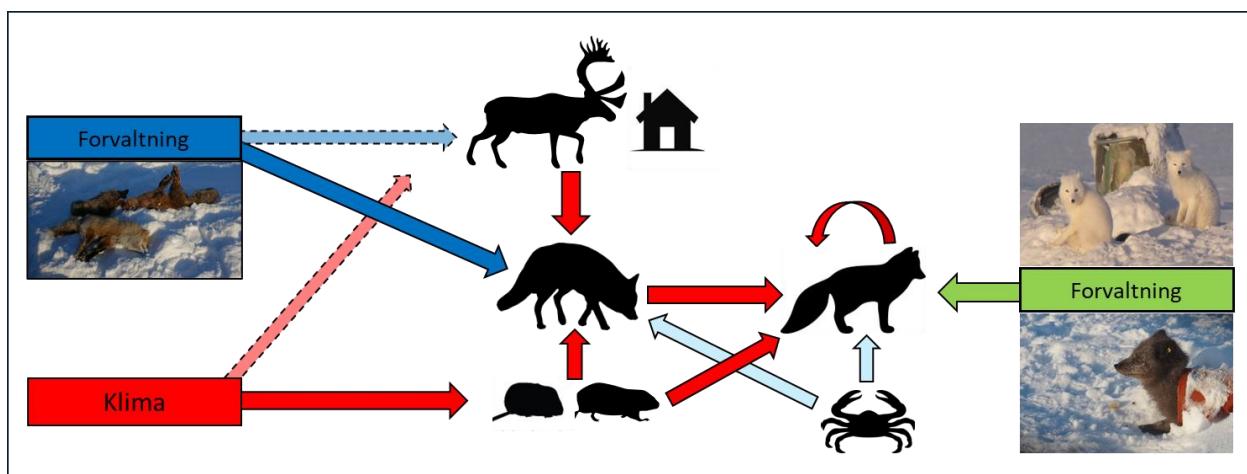
I 2016 besluttet Miljødirektoratet å videreføre prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (2004-2016) som en modul av *Klima-økologisk Observasjonssystem for Arktisk Tundra* (COAT) – den nåværende prosjektperioden (2023-2025) er den tredje 3-årsperioden av COATs «fjellrevmodul». COAT er et adaptivt, økosystembasert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

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

- 1) Å gjøre *forskning på økosystembetingelser* som begrenser fjellrevbestandens utbredelse og bestandsvekst med fokus på to hypoteser; 1) *uregelmessige/dempede smågnagersykluser* og 2) *konkurranse med rødrev* (Figur 1, røde piler). Denne forskning har også som mål å belyse *drivere for endringer* i henholdsvis 1) og 2).
- 2) Å belyse *rødrevens funksjon* i fjell- og tundraøkosystemer med hensyn på å identifisere hva som styrer rødrevens bestandsdynamikk, samt belyse rødrevens effekter på andre arter og om forvaltningstiltak kan bidra til å redusere slike negative effekter (Figur1 blå pil).
- 3) *Evaluerer effekten av en tiltakspakke for å styrke bestanden av fjellrev* på Varangerhalvøya til et bærekraftig nivå i samarbeid med NINA, SNO og lokale jegere (Figur 1, blå og grønn pil), samt å *evaluere effektene* av disse tiltakene.

I perioden for prosjektet «Fjellrev i Finnmark» (2004-2016), da utskyting av rødrev var det eneste forvaltningstiltaket, klarte ikke fjellrevbestanden på Varangerhalvøya å opprettholde en positiv vekst (Ims m. fl. 2017). En sannsynlig årsak er at bestanden i utgangspunktet var for liten til å tåle tilfeldige (stokastiske) hendelser som f.eks. uregelmessigheter i lemensyklus. En nedgang i vekstraten eller negative vekstrater i små bestander er noe som har blitt beskrevet som Allee-

effekt. Flere prosesser kan gi en slik effekt. Små bestander er for eksempel mer utsatte for negative stokastiske hendelser som sykdommer eller dårlige år. Videre kan det være vanskeligere for dyr å finne en make når tettheten er veldig lav. Små bestander kan også ha en negativ genetisk utvikling på grunn av tap av genetisk variasjon gjennom genetisk drift og innavl. Disse genetiske og demografiske prosessene kan ha medvirket til at fjellreven på Varangerhalvøya var nær utryddet i 2017. I tillegg er det mulig at den nåværende ressursituasjonen med uregelmessige lemensykluser gjør det vanskelig å oppnå vekst i bestanden uten støttefôring eller tilgang på marine ressurser i kystsonen. En evaluering av tiltak i hele Skandinavia i 2013 (Angerbjörn m. fl. 2013), viste at rødvuttak sammen med støttefôring førte til vekst i fjellrevbestandene. Støttefôring har også hatt en positiv effekt i mange delbestander lengre sør i Norge (e.g. Jackson m.fl. 2025). Det er også viktig å ha i mente at ulv - som i tidligere tider har vært den viktigste topppredatoren i Fennoskandia - har blitt eliminert i fjellrevens utbredelsesområde. Likeledes er bestanden av jerv kraftig desimert. Fraværet av større predatorer kan ha forsterket den negative effekten av rødrev på fjellrev.



Figur 1. Diagram som viser de tre målsettingene til COATs fjellrevmodul. 1) Evaluere hypotesen at mindre smågnagere og mer rødrev har direkte negative effekter (røde piler) på fjellrevbestanden, og at klimaendringer og hjortedyrforvaltning er indirekte drivere av disse negative effektene. 2) Evaluere rødrevens rolle i økosystemet og effekten av utskytingstiltak (blå pil) på rødrevbestanden. 3) Evaluere effekten av tiltakene for å øke fjellrevbestanden til et bærekraftig nivå, dvs. utskyting av rødrev, utsetting av fjellrev fra avlsstasjon og støttefôring (grønn pil). Den røde løkkepilen indikerer at fjellrevbestandens størrelse («litenhet») også har en betydning for bestandens levedyktighet bl.a. gjennom faren for innavl og utdøelse som et resultat av miljømessig eller demografisk stokastisitet. De lyseblå pilene indikere viktigheten av marine ressurser både for fjellrev og for rødrev (fjellrev og krabbe ikonene er fra Sihouettegarden.com). Andre viktige sammenhenger i økosystemet, for eksempel de som angår planter, undersøkes i andre deler av COAT.

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

Rødrevtiltaket som har pågått siden 2005, har frembrakt omfattende data som utgjør en unik ressurs for øket kunnskap om rødrevens funksjon i fjellet og lav-arktisk tundra. Rødrev er en generalistpredator med økende bestander i alpine, subarktiske og lav-arktiske økosystemer. Denne økningen har trolig ikke bare negativ effekt på fjellrev, men også predasjonseffekter på andre sårbare (rødlistede) arter som bakkehekkende vadefugl og ettertraktete jaktressurser som rype og hare. Økende rødrevbestander kan også gi negative effekter i form av spredning av parasitter (skabb, pelslus og ulike arter av innvollsmark). Tiltak for å redusere økende rødrevbestander - for å dempe de negative effektene dette har på biologiske mangfoldet - gjøres mange steder i verden. Men slike tiltak er sjeldent koplet til forskning slik at det kan gjøres kvantitative effektevalueringer. Dataseriene i COAT på rødrev og viktige økosystembetingelse (ulike drivervariable) er etter hvert blitt såpass lange at de gir grunnlag for en bedre forståelse av rødrev med hensyn på 1) ressurs og områdebruk, 2) demografi og prosessene som driver populasjonsutviklingen, 3) epidemiologi og 4) effekten av tiltaket både på bestanden av rødrev og sårbare arter i tillegg til fjellrev.

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

2. Økosystembetingelser

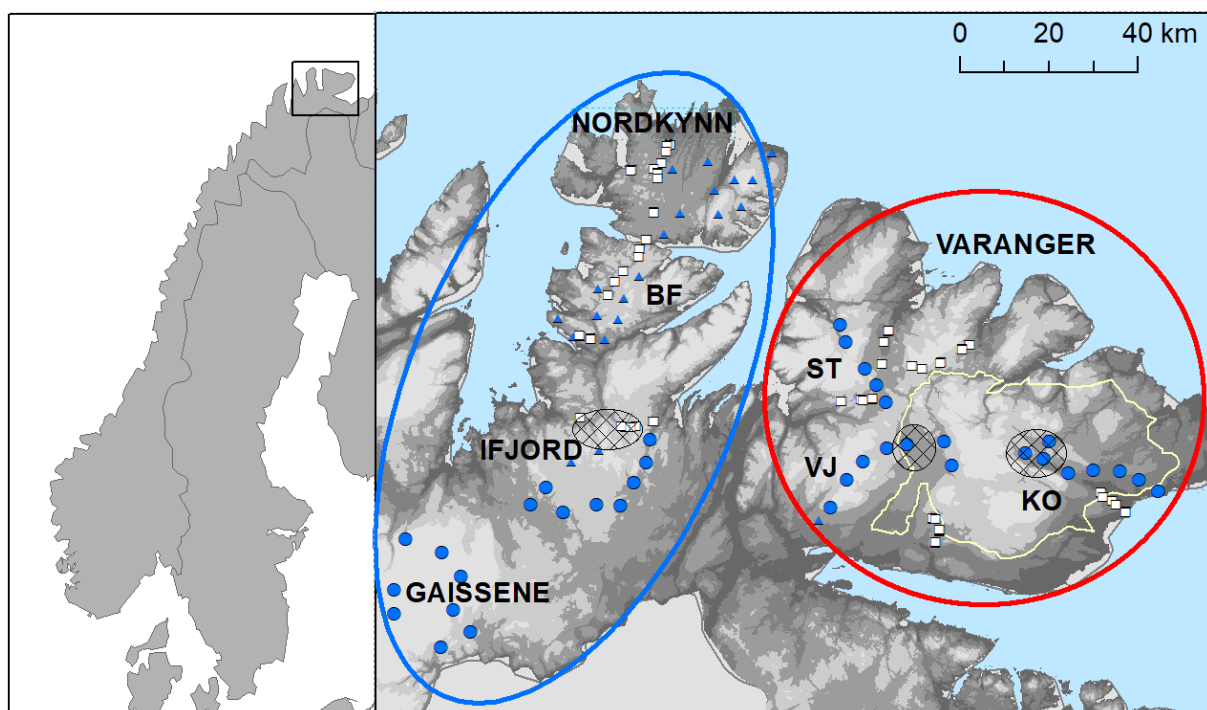
2.1 Ressursdynamikk: Smågnagere

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

Prosjektets basisdata på smågnagernes dynamikk kommer fra flere typer observasjonsserier. Den viktigste og mest langvarige smågnagerserien, som vi har fokusert på i fjellrevmodulen hittil, genereres av den såkalte ekstensivfangsten. Siden begynnelsen av prosjektet i 2004 har den omfattet tre områder på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen), samt Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet (Figur 2). Fangsten har skjedd med klappfeller etter småkvadratmetoden (Myllymäki m. fl. 1971), vår (juni) og høst (september) hvert år. Utvalget av lokaliteter innen hvert område (hvite firkanter i Figur 2) dekker høydegradier fra tregrensa til mellomalpin tundra og de viktigste smågnagerhabitatene.

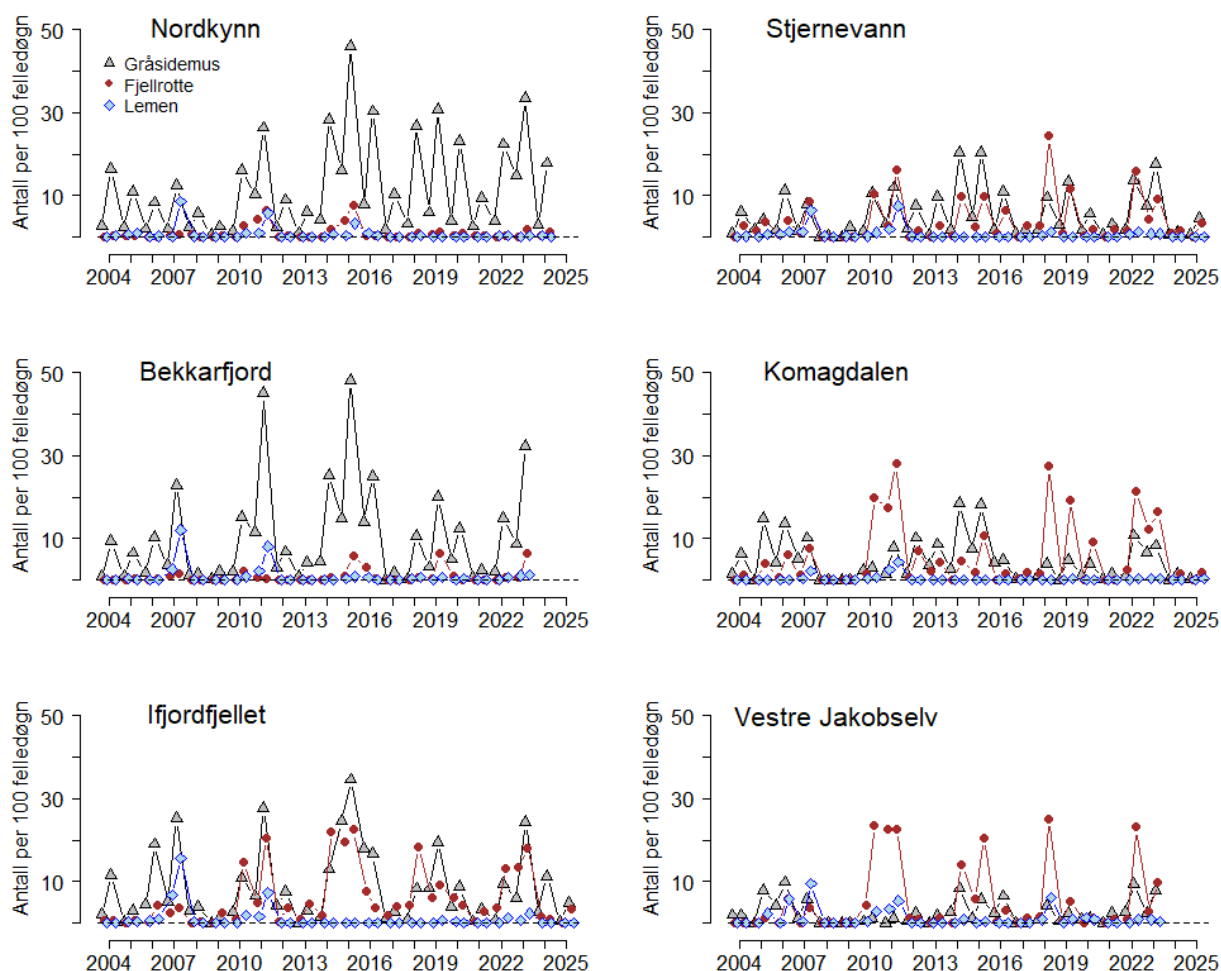
Klappfellefangst er dog en metode som har flere begrensninger. Den gjennomføres bare to ganger i året. Denne metodikken viser dermed ikke viktige aspekter ved bestandsdynamikk over vinteren som er både viktig for spesialiserte rovdyr som fjellrev og for å forstå hvordan vinterklima påvirker de forskjellige smågnagerartene (Figur1). Klappfellefangsten resulterer også nesten alltid i betydelig færre lemen enn de to andre smågnagerartene, bl.a. fordi lemen ikke tiltrekkes av åte (se nedenfor). I tillegg er det en metode som er etisk omstridt. COAT (smågnagermodulen) har over de siste ti årene utviklet en ny metode for smågnagerovervåking med kamerafeller (Soininen m.fl. 2015, 2026). Disse brukes nå til å overvåke småpattedyrsamfunnet (i tillegg til smågnagere gir kamerafellene også data om røyskatt og snømus) i COATs intensivområder på Varangerhalvøya (Figur 2). Denne metoden har også blitt tatt i bruk i det nye nasjonale programmet for

smågnagerovervåkning i fjellet (Kleiven m.fl. 2022), der disse kamerafellene har blitt etablert i en rekke fjellområder de siste årene. I tråd med denne utviklingen har vi i 2024 revidert ekstensivfangsten av smågnagere i fjellrevmodulen. Vi har avsluttet fangstserien i Bekkarfjord (hvor det ikke har blitt registrert fjellrev de to siste 10-årene og hvor det nå er ingen andre pågående overvåkningsserier; siste år med fangst her var i 2023) og i Vestre Jakobselv (som dekkes nå av kamerafeller; siste år med fangst var 2023). På Nordkinnhalvøya har vi etablert kamerafeller i 2024 og på Ifjordfjellet og i den nedre delen av Komagdalen i 2025. Fellene i disse områdene er satt opp i tråd med designet til det nasjonale programmet (Kleiven m.fl. 2022). Klappfellefangsten ble fortsatt gjennomført på Nordkinnhalvøya i 2024 og i de to andre områdene i 2025 for å ha overlapp mellom metodene. Klappfellefangsten skal fortsettes i 2026 på Stjernevann fordi den brukes som en viktig forklaringsvariabel i et internasjonalt prosjekt som studerer hekkesuksessen hos vadefugl på Varangerhalvøya og i andre tundralokaliteter sirkumpolart (Gilg m.fl. 2018).



Figur 2. Kart over prosjektområdet og studiedesignet i COATs fjellrevmodul. Varangerhalvøya er området der tiltakspakken gjennomføres (rød sirkel). Områdene lengre vest er referanseområdet (blå ellipse). De fleste aktive fjellrevhi per i dag er i Varanger Nasjonalpark (lys gul linje). De hvite firkantene viser lokaliseringen av feltene til den ekstensive smågnagerfangsten (som ble etablert i 2004 og modifisert litt i 2010) med regionene Nordkynn -Nordkinnhalvøya, Ifjord - Ifjordfjellet, BF – Bekkarfjordfjellet, ST – Stjernevann, VJ – Vestre Jakobselv, KO - Komagdalen). I Bekkarfjordfjellet og Vestre Jakobselv ble fangstseriene avsluttet i 2023, og på Nordkinnhalvøya ble den siste fangsten gjennomført i 2024. Transekter med åtestasjoner og fotobokser for å overvåke rovdyrsamfunnet på vinteren er indikert med blå rundinger (de små blå trekkanter indikerer åtestasjoner som var i bruk i noen år i begynnelsen av prosjektet). Skraverter områder viser hvor det gjøres overvåkning av lirype, hare, fjellvåk, fjelljo og snøugle - i Vestre Jakobselv og Komagdalen (for Ifjordfjellet i perioden 2004-2016). I disse områdene overvåkes nå også smågnagere med kamerafeller. Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanter.

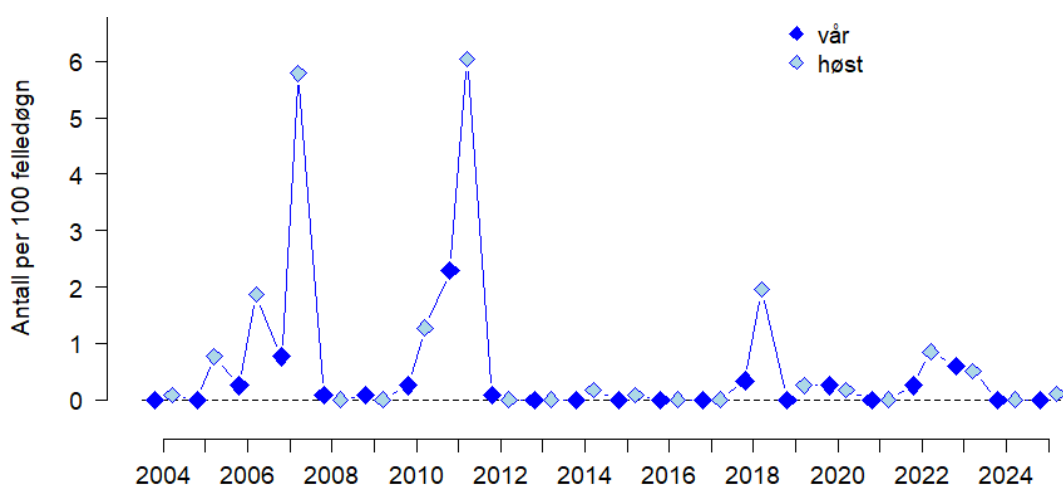
Smågnagertidsseriene fra ekstensivfangsten viser at prosjektperioden dekker nå fem gnagersyklus med toppår i 2007, 2011, 2015, 2018/19 og 2023 (Figur 3). De to siste årene var bestanden av alle artene lav, som forventet etter toppåret i 2023, og bunnen ble nådd på våren 2025. Høsten 2025 var det en svak økning i fangsten igjen, og de fleste hunmus som ble fanget var gravide. Dette tyder på at 2026 kan bli et oppgangså og 2027 blir et nytt toppår.



Figur 3. Tetthetsdynamikk for gråsidemus, fjellmarkmus og lemen i de 6 områdene som inngår i ekstensivfangsten med klappfeller på Varangerhalvøya (Stjernevann, Vestre Jakobselv og Komagdalen) og i referanseområdene lengre vest (Nordkynn, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet). Grafene viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn (2 punkter per år for vår- og høstfangst). I tråd med revideringen av smågnagerfangsten i COAT ble fangsten avsluttet i Bekkarfjord og i Vestre Jakobselv i 2024 og i Nordkynn i 2025.

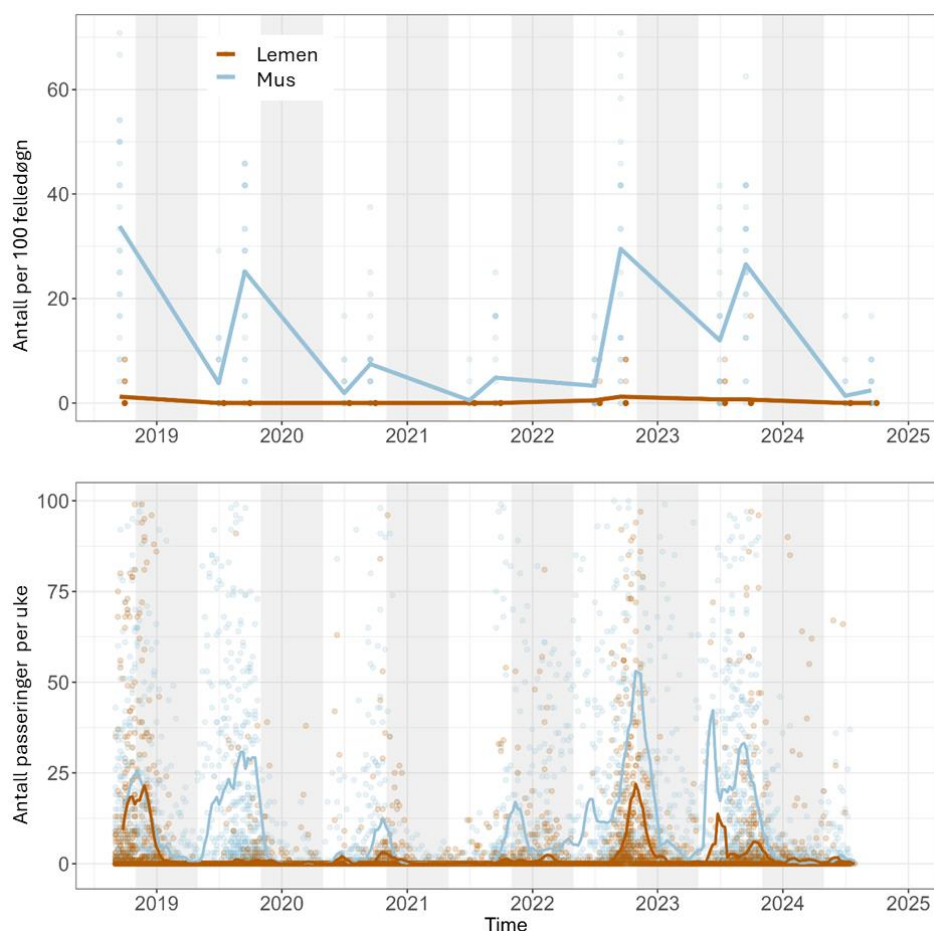
Av de tre smågnagerartene som er vanlige i Øst-Finnmark, er det grunn til å fokusere særlig på lemen - dette fordi fjellrev (og snøugle) på Varangerhalvøya responderer særlig på lemendynamikken (lms m. fl. 2017, 2026; se også figur 7 og figur 13). Lemen har også en større betydning enn mus for rødrev (se avsnitt 4.3.2) og kråkefugl (lms m. fl. 2013b) i innlandet på Varangerhalvøya. Trekker vi ut dataene for lemen fra de tre fangstområdene på Varangerhalvøya under ett, framtrer lemendynamikken over den 21 år lange tidsserien tydeligere (Figur 4). Den viser at det har bare vært to tydelige lementopper i prosjektperioden; dvs. årene 2007 og 2011. Av disse to toppårene hadde bare 2011 særlig høye tettheter om våren (slutten av juni) når fjellreven og andre lemen-spesialiserte predatorer yngler.

Til tross for tre tydelige topper for fjellmarkmus og gråsidemus etter 2011-toppen (dvs. i 2015 og i 2018/2019 og 2023) har det siden 2011 vært relativt lave tetthetsindekser for lemen, særlig om våren. Unntatt toppen i 2015 kan man fortsatt se at lemen følger syklusen til de to andre artene (Figur 4), men fangsteindeksene for lemen har gjennomgående vært så lave at de ikke kan karakteriseres som ordentlige lementopper. Data fra kamerafellene viser imidlertid at klappfellefangsten – særlig ved lave tettheter – underdriver lemendynamikken (Figur 5; se også Mölle m. fl. 2022).



Figur 4. Tetthetsdynamikk for lemen på Varangerhalvøya basert på klappfellefangst. Grafen viser gjennomsnittlig antall individer fanget per 100 felledøgn for vår og høst for fangsområdene Stjernevann, Vestre Jakobselv (frem til 2023) og Komagdalen sett under ett. Legg merke til at den høyeste vårindeksen i serien (2011) kom etter en vinter med tydelig vekst i bestanden.

Flere nyere oversiktsstudier tyder på at klimaforandringene, og spesielt varmere og mer ustabile vinterforhold er en av årsakene til at lemensyklusen flater ut (Figur 1). Soininen m.fl. (2025) har analysert smågnagerfangstserier fra 26 alpine og lavarktiske områder i Fennoskandia og undersøkt hvordan dynamikken til de tre vanligste artene, gråsidemus, lemen og fjellmarkmus, er relatert til habitat og klima. Tidsseriene fra ekstensivfangsten i Øst-Finnmark representerte de 6 nordligste områdene. Resultatene viser at amplituden i lemensyklusen var lavere i områder som i gjennomsnitt hadde flere dager med temperaturer over 0 grader i perioden januar-mars. Andelen av lemen i smågnagersamfunnet var også lavere i områder med høyere gjennomsnittlig julitemperatur. Gauthier m.fl. (2024) har sammenstilt 24 lementidsserier fra forskjellige arter sirkumpolart og vist at perioder hvor toppår uteblir forekommer i de aller fleste områdene. I og med at de fleste tidsseriene starter etter 1990, når den pågående oppvarmingen av Arktis var allerede godt i gang, tillater ikke datagrunnlaget å sammenlikne regelmessigheten av syklusene med en tidligere periode. Gauthier m.fl. (2024) viser også at varmere vær i tiden når snødekke etableres og i måneden etterpå hadde en negativ effekt på lementetthet året etter. Perioder med varmt vær på senhøsten og på vinteren fører til at snøen smelter og så fryser til is. Denne bakkeisen gjør det vanskelig for lemen å bevege seg under snøen og finne mat. Dermed yngler de lite eller ikke i det hele tatt under snøen og kan ikke nå høye tettheter på våren. Den markante lementoppen på Varangerhalvøya i 2011 kom etter den eneste vinteren med vekst i bestanden i den 21 år lange tidsserien (Figur 4). Sammenhengen mellom harde snølag og lav vekst i lemenpopulasjoner har også blitt vist tidligere i studier på Finse (Kausrud m.fl. 2008) og Bylot Island i arktisk Canada (Domine m.fl. 2018).



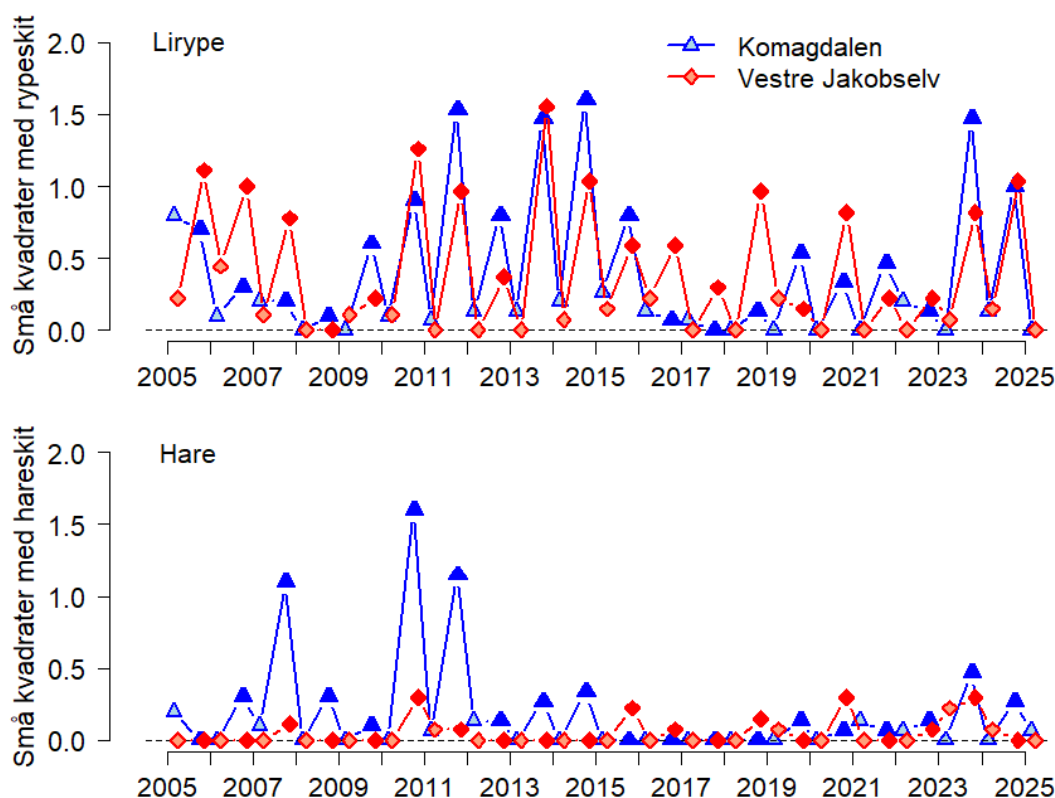
Figur 5. Dynamikken til lemen og mus (summen av gråsidemus og fjellmarkmus) i perioden 2019-2025 basert på henholdsvis klappfellefangsten ved Stjernevann (øverst) og kamerafellene i COATs overvåkingsområde i Vestre Jakobselv (nederst) ca. 20 km fra Stjernevann (fra Soininen m. fl. 2026). Linjene viser henholdsvis gjennomsnitt av småkvadratfangster med klappfeller i juni og september (øverst) og gjennomsnittet av ukentlige antall passeringer i kamerafellene (nederst). Punktene viser data for hvert småkvadrat og hver kamerafelle.

2.2 Ressursdynamikk: Lirype og hare

Småvilt (hare og rypere) 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 i perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smågnagersyklusen i denne perioden (Kausrud m. fl. 2008). Figur 6 viser dynamikken i bestandsindekser for lirype og hare. Disse indeksene er basert på skittregistreringer sommer (tidlig juli) og høst (tidlig september) i faste 0.5m x 0.5m kvadrater i kanten av vierkratt i Vestre Jakobselv og i Komagdalen. Sommertellingene reflekterer kumulativ aktivitet over en periode på 10 måneder, mens høsttellingene bare reflekterer 2 måneders aktivitet og har dermed gjennomgående lavere verdier enn sommertellingene. Denne indeksen basert på skitt-registreringene i Komagdalen var signifikant korrelert med bestandsestimatet for lirype basert på linjetransekt med hund i samme området for perioden 2005-2016 (Fuglei m. fl. 2020).

Sommerestimatene for **lirype** viser en tendens til positiv respons på toppårene for smågnagere i

2007, 2011 og 2014/2015, dog med store regionale forskjeller i denne tendensen. Etter dette ble responsen mer variabel. I Vestre Jakobselv viste tellingen også en positiv respons til den økende smånagertettheten i 2019, mens i Komagdalen var det en svak øking året etter. I 2022 og 2023 var tellingen derimot lave i begge områder, til tross for høye smånagertall, mens de viste en tydelig økning i begge områder i de siste to årene som var bunnår for smånagerne. Den observerte økningen overensstemmer med økningen av tettheten av lirype i Øst-Finnmark over de siste årene estimert fra linjetransekter (Hønsefuglportalen; honsefugl.nina.no), men med noe forsinkelse i starten av veksten. Økningen vinteren etter smånagertoppåret 2023 (første måling i 2024) kan mest sannsynligvis forklares med vellykket reproduksjon av lirype i 2023. De høye tallene sommeren 2025 var uforventet, men tyder på bedre reproduksjon i 2024 enn forventet ut fra smånagertallene. Reproduksjonen av smånageravhengige rovfugl var heller ikke helt på bunn i 2024 (Figur 6), dermed er det mulig at det lokalt var mer smånagere enn klappfellefangstene viser. Skittelingene reflekterer tilstedeværelse av lirype rundt krattene i dalførene og gir ingen informasjon om fjellrype. Rypemodulen i COAT overvåker nå begge artene med lyttebokser som registrerer territorielle steger av begge arter i Komagdalen og i Vestre Jakobselv. Denne metoden vil gi estimater av hekkebestanden av begge arter.



Figur 6. Tidsserier på bestandsindekser for lirype (øvre panel) og hare (nedre panel) basert på skittregistreringer i kanten av vierkratt i intensivområdene på Varangerhalvøya. Estimaten angir det gjennomsnittlige antall små registeringskvadrater (0.5m x 0.5m) med skitt på hvert målepunkt (som hver har 8 kvadrater). Det er to estimater/målinger per år; henholdsvis tidlig juli (mørkere farge) og tidlig september (lysere farge).

Harebestanden har vært vedvarende lav over en lengre periode etter toppene i Komagdalen i forbindelse lemenårene 2007 og 2011. Både korrelative og eksperimentelle studier har tidligere vist at harebestander i Fennoskandia begrenses av predasjon og at predasjon (særlig av rødrev) kan knytte harenes bestandssvingninger til smånagersyklusen (Newey m.fl. 2007). Dermed var disse to toppene som forventet. Men senere smånagertopper, der lemen var stort sett

fraværende, hadde ikke den samme positive effekten på hare. Det kan skyldes generelt høy predasjonstrykk til tross for høye tettheter av gråsidemus og fjellmarkmus, muligens hovedsakelig fra rødrev. En bedre forståelse av drivere for haredynamikken hadde dog krevd mer målrettede undersøkelser. I 2024 ble det registrert en liten økning i forekomsten av hareskit i begge områder (Figur 6), noe som kan relateres til smågnagertoppåret i 2023. I de siste årene har det blitt observert mange harer langs kysten av Varangerhalvøya mellom Vadsø og Vardø, noe som tyder på en økende bestand i lavlandet. Skitregistreringene i 2024 og 2025 i Komagdalen tyder på at denne voksende bestanden ved kysten kan også ha ført til noe spredning av harer til innlandet. Tidligere studier har vist at utbredelsen av hare i tundraøkosystem er korrelert med utbredelsen av vierkratt (Ehrich m. fl. 2012) som er større i det kystnære lavlandet enn lengre opp i dalene på Varangerhalvøya. Dessverre har vi per i dag ingen data om harebestanden utenfor COATs overvåkingsområder i innlandet. En utvidelse av skittellingene til kystnære områder i Komagdalen, der også smågnagere overvåkes nå med kamera, kan fases inn i neste prosjektperiode.

2.3 Rovdyrsamfunnet: Smågnagerpredatorer

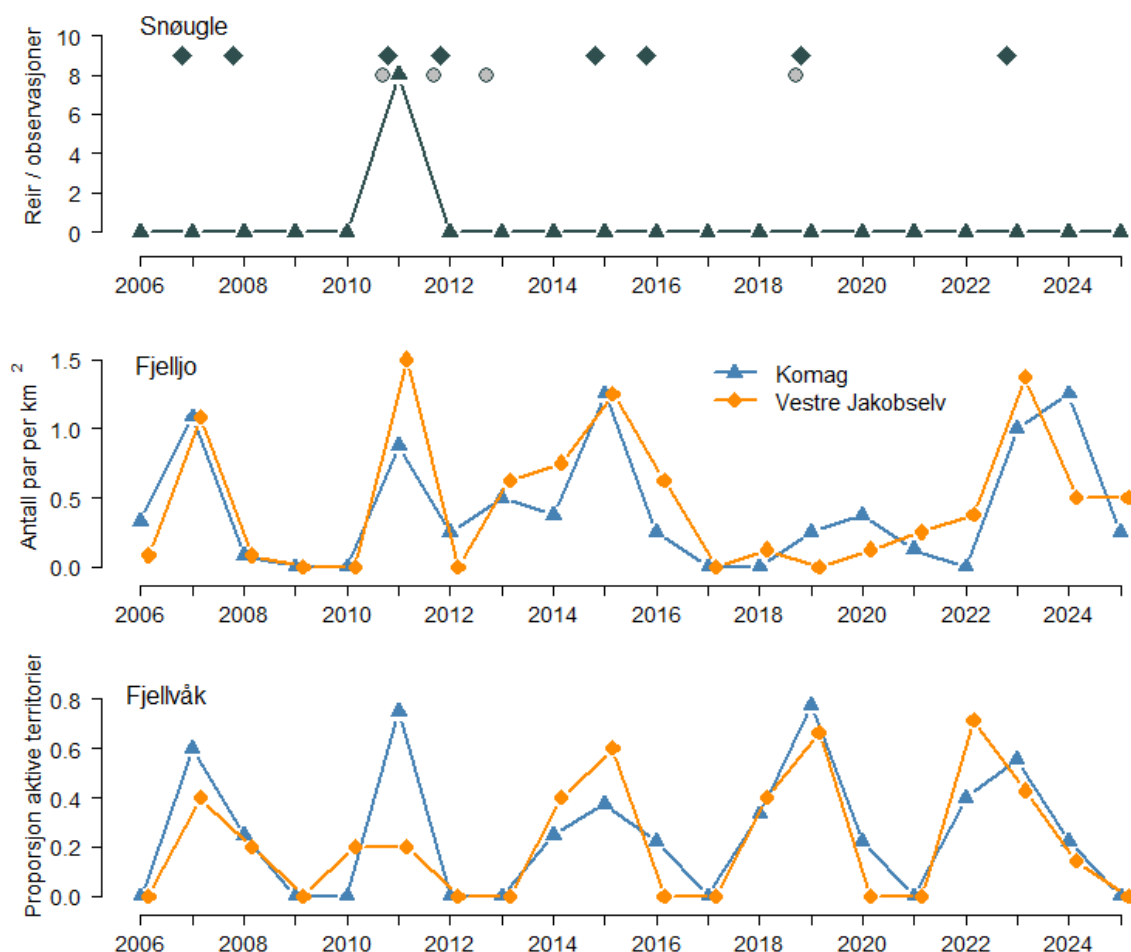
Ynglefrekvensen til andre smågnageravhengige predatorer gir viktig tilleggsinformasjon om den naturlige ressurstilgangen for fjellreven. Dette fordi disse artene reflekterer tilgjengelighet av smågnagere i deler av landskapet og på tider av året som ikke dekkes godt av klappfellefangsten. Denne informasjonen har blitt enda viktigere etter at støtteføringen av fjellrev kom i gang, fordi dette tiltaket kan svekke sammenhengen mellom smågnagerdynamikken og fjellrevynglingen (se avsnitt 3.3). COAT har derfor siden 2006 overvåket hekkefrekvensen til fjelljo, fjellvåk og snøugle i Komagdalen og Vestre Jakobselv.

Snøugle har bare hekket under det store lemenåret i 2011, som var det eneste med høye lementettheter på våren. I det året ble det til sammen funnet 8 reir i COATs overvåkingsområder. Fjellvåk og fjelljo har vist ganske synkrone fluktuasjoner i hekkefrekvensen som samsvarer relativt godt med totalmengden av smågnagere (både mus og lemen) på sommeren (Figur 7). I det siste toppåret 2023 hadde begge arter høye hekkefrekvenser, som var på samme nivå som i tidligere smågnagertoppår. I 2024 var ikke hekkefrekvensene helt så lave som forventet ut fra de lave smågnagerfangsttallene. I Komagdalen var hekkefrekvensen for fjelljo til og med litt høyere enn i 2023, noe som tyder på at det lokalt var mer smågnagere tilgjengelig i denne indre delen av halvøya enn lengre vest og nærmere kysten. I Vestre Jakobselv var det færre hekkende fjelljo, men også i dette område var ikke hekkefrekvensen på bunnivå. I 2025 var hekkefrekvensen lavere, men fortsatt litt høyere enn i tidligere bunnår.

Hekkefrekvensen av fjellvåk var relativt høy i både 2022 og 2023, gikk ned i begge områder i 2024 og var lav i 2025 som forventet ut fra dette bunnåret i smågnagerbestanden (Figur 7). Men også for denne predatoren var ikke hekkefrekvensen helt i bunn i 2024. Både fjelljo og fjellvåk hadde dog lavere kullstørrelser i 2024 enn det som typisk for gode smågnagerår. Over hele tidsserien er hekkefrekvensen av fjellvåk litt sterkere korrelert med fangsttallene for mus (gråsidemus og fjellmarkmus, korrelasjonskoeffisient $r = 0.71$, $p = 0.001$) enn for fjelljo ($r = 0.47$, $p = 0.036$). Denne forskjellen kan settes i sammenheng med habitatene til de to arter. Fjelljo hekker i åpne, høyereliggende tundra områder hvor smågnagersamfunnet består av lemen og gråsidemus, mens fjellvåk hekker ofte i nærheten av frodige daler hvor også fjellmarkmus er vanlig.

Mens fjellvåk og fjelljo trekker over lange distanser, kan snøugle oppholde seg i Arktis hele året eller trekke til mer sørlige områder. På sen vinteren søker den etter lemen over store områder

(Jacobsen m. fl. 2022). På Varangerhalvøya ble den observert i vintrene før og rett etter toppårene både i felt og på viltkamera (Figur 7). Analyser av gulpeboller av snøugle samlet på snøen i mars 2007, 2008, 2011 og 2012 og ved reirplasser i 2011 viser at den spiste nesten utelukkende smågnagere både på vinteren og på sommeren (> 98%; Ims m.fl. 2026). Den gjennomsnittlige andelen lemen i de fire vintre var 85% (konfidensintervall: 72 – 93%). Også ved reirplassene var den gjennomsnittlige andelen lemen 85% (KI: 81-88%). Den store andelen lemen i vinterdietten kan forklares av at lemen er også aktiv på snøen i år med høye tettheter, mens de museartene er lite synlige på vinteren. Andelen lemen i sommerdietten til snøugle var også klart høyere enn for fjellvåk som hekket i de samme områdene (42%, KI: 25-61%) og viser at denne arten er en utpreget lemenspesialist (Ims m.fl. 2026). Dermed reflekterer de sjeldnere observasjonene av snøugle og fravær av hekking av denne arten den nedgående andel lemen i smågnagersamfunnet på Varangerhalvøya som mest sannsynlig skyldes forandringer i vinterklima. Mindre lemen blir også en utfordring for fjellreven. I perioden uten støttefôring på Varangerhalvøya responderte fjellreven med flere kull og større kull når det var høyere lementettheter, mens det ikke var noen tilsvarende respons til tettheten av mus (Ims m. fl. 2017).

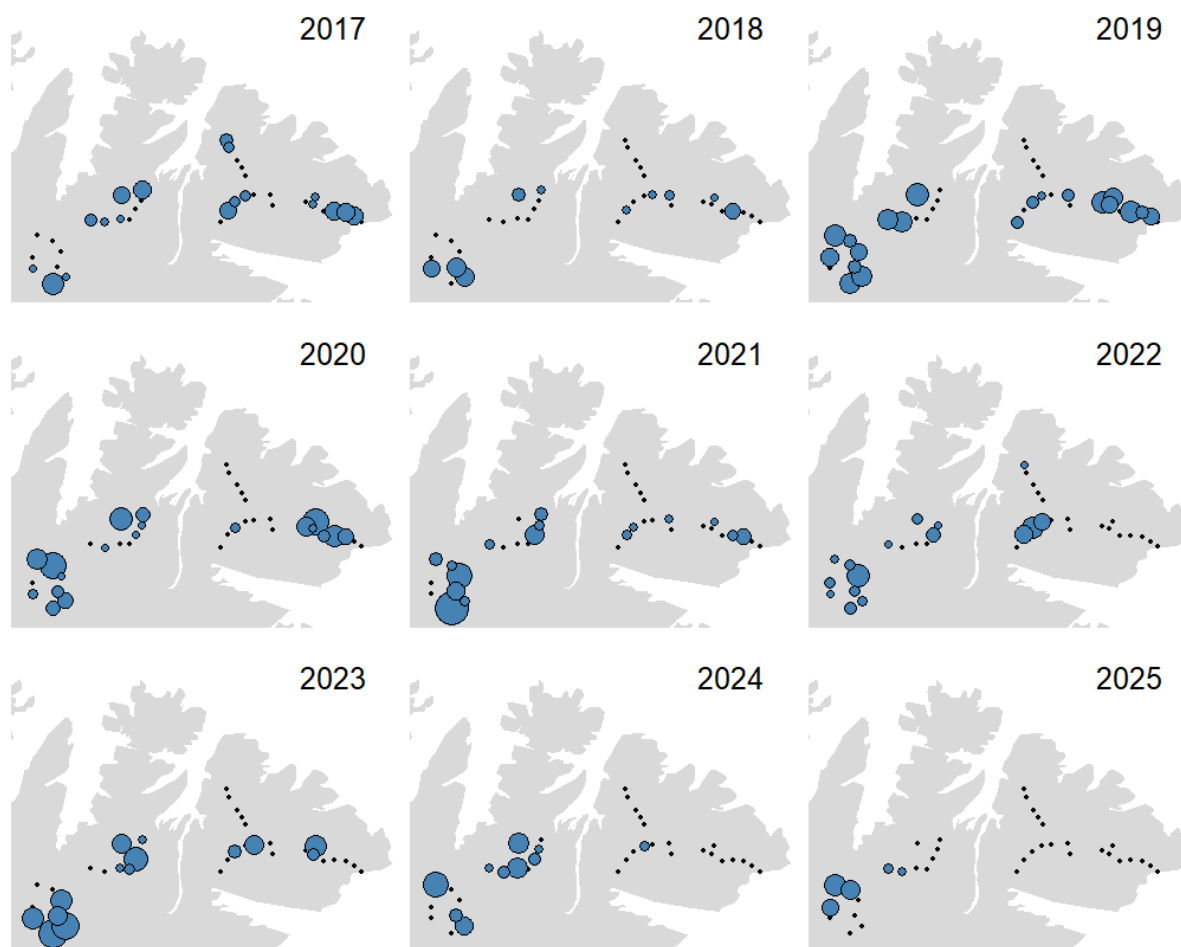


Figur 7. Tidsserier med frekvensen av observasjoner i mars og hekking av snøugle (øverst), hekkende par av fjelljo (i midten) og fjellvåk (nederst). Snøugleserien gjelder for begge COATs overvåkingsområder. Firkanter viser observasjoner gjort under feltarbeid i mars, mens rundinger viser tilstedeværelse på viltkamera på åtestasjoner i mars-april. Seriene for fjellvåk og fjelljo vises for områdene Komagdalen og Vestre Jakobselv. For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km², mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkplasser (territorier) i hvert av de to områdene.

2.4 Rovdyrsamfunnet knyttet til åtselsressurser på vinteren

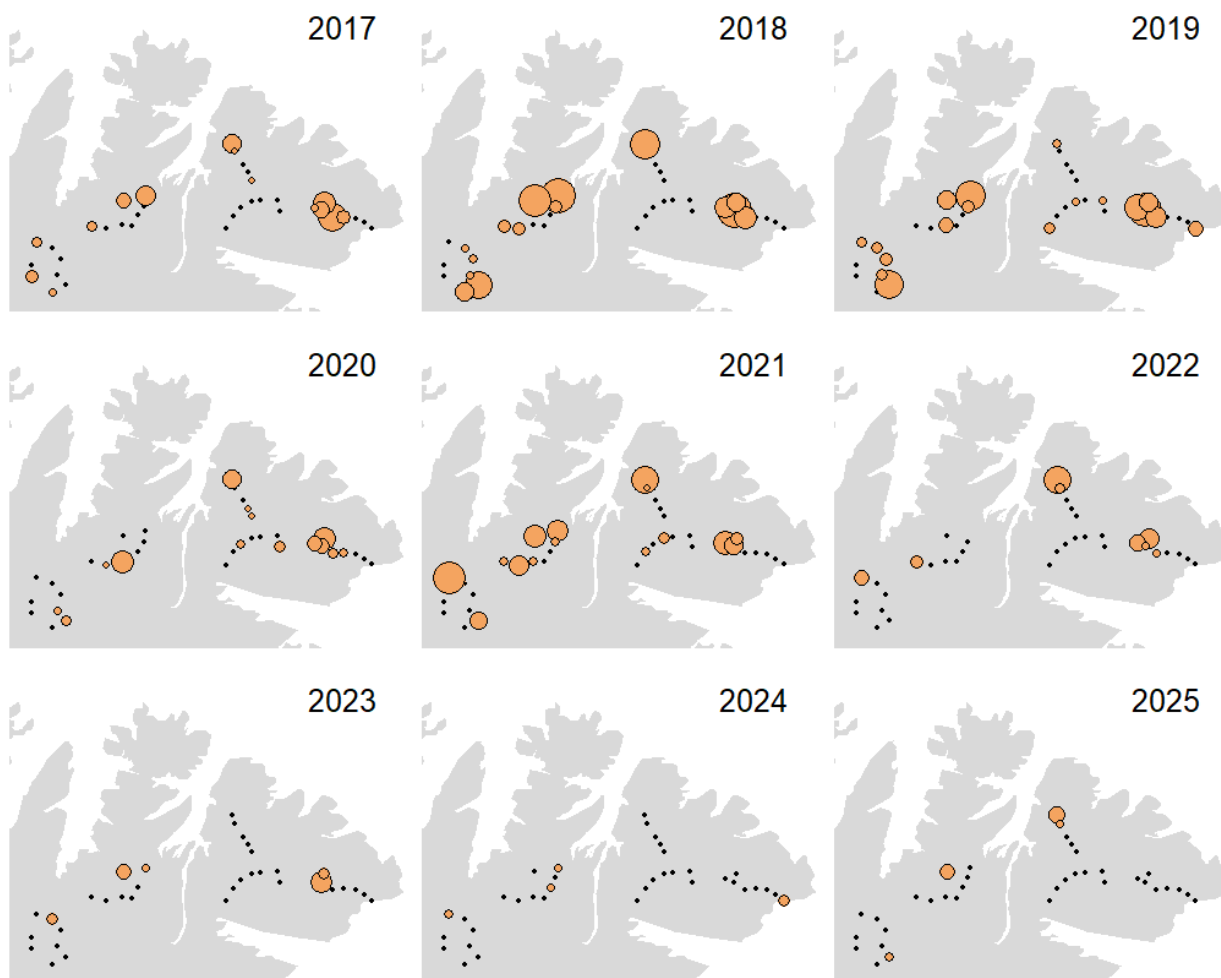
Åtsler utgjør en viktig næringsressurs for mange arktiske rovdyr, særlig på vinteren. Dette er også tilfelle for fjellrev, og konkurranse med andre rovdyrarter om åtselsressurser kan påvirke fjellrevbestanden. Fjellrevens og andre rovdyrarters bruk av åtselressurser i tid og rom overvåkes med fotobokser på åtestasjoner som er plassert langs transekter i både tiltaks- og referanseområdene (Figur 2). Åte legges ut to ganger på servinteren i en periode fra slutten av februar til begynnelsen av april. Data fra åtestasjons-transektene belyser rovdyrsamfunnets struktur og dynamikk (Killengreen m.fl. 2012, Hamel m. fl. 2013, Henden m. fl. 2014, Rød-Eriksen m. fl. 2023, Lacombe m. fl. 2025). Interaksjoner i triangelet jerv-rødrev-fjellrev har betydning for fjellrevbestandens levedyktighet, og det samme gjelder relasjonene i triangelet kongeørn-rødrev-fjellrev. Lange dataserier som inkluderer naturlige og forvaltningsdrevne variasjoner i åtseleter-samfunnet, vil kunne gi viktige innsikt i betydningen av slike interaksjoner både innen (atferd) og mellom år (bestandsdynamikk). Data fra åtestasjonstransektene for fjellrev er gitt i seksjon 3.3, mens tilsvarende data for rødrev gis i seksjon 4.2.

Jerven er det største rovdyret i dette samfunnet. Den viser relativt store variasjoner fra år til år og fra område til område i bruk av åtestasjonene. Noe av denne variasjonen kan tilskrives i hvor stor grad bestanden av jerv har blitt beskattet i de enkelte årene og at det er generelt få individer på Varangerhalvøya (Figur 8). Mens jerv var til stede på 4 åtestasjoner i den indre delen av Varangerhalvøya i 2023, ble bare et besøk av jerv registrert på en åtestasjon i Vestre Jakobselv-transektet i 2024 og ingen i 2025. Det at jerven er nå fraværende på Varangerhalvøya kan forklares med at det ble gjennomført hiuttak av en jervetispe med en valp på vårvinteren 2024 i tillegg til sterk bestandskontroll i tidligere år. De første 4 år i prosjektet var det også lite jerveobservasjoner på åtestasjonene (vedlegg). Det er forventet at store rovdyr kan strukturere rovdyrsamfunnet ved å undertrykke mellomstore rovdyr som rev (Ritchie og Johnson 2009). Derfor kunne man forvente at mer jerv førte til mindre rødrev, både fordi jerven er en konkurrent til rødrev, men også fordi den kan både skremme og drepe rødrev. På samme måte kunne man forvente en negativ påvirkning av jerv på fjellrev. Det har også blitt observert at jerv tar fjellrevvalper på hi (Nasjonal overvåkningsprogram for fjellrev). Men gjennom en negativ effekt på rødrev, kunne jerven også ha en indirekte positiv effekt på fjellrev. Rød-Eriksen m. fl. (2023) har undersøkt forholdene mellom jerv, rødrev, fjellrev og kongeørn basert på «occupancy-analyser» (tilstedeværelse estimert ved å ta hensyn til variasjon i oppdagbarhet) av data fra åtestasjonene. Resultatene viser at fjellrev er til en viss grad hyppigere til stede der også jerv opptre på åtestasjonene, mens det var ingen direkte sammenheng mellom tilstedeværelse av jerv og rødrev. Denne analysen er basert på årlig tilstedeværelse, og ser dermed mer på bestandsutvikling enn på adferd, og direkte interaksjoner mellom artene. Nye, mer atferds-fokuserte analyser basert på COATs lange tidsserier kan anvende en tilnærming som tilsvarer det vi nylig har gjort på relasjonen mellom rødrev og fjellrev (Lacombe m. fl. 2025).



Figur 8. Antall dager med besøk av jerv registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen av observasjonsdage jerven besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten besøk av jerv. Kart for årene 2005-2016 vises som vedlegg i slutten av rapporten.

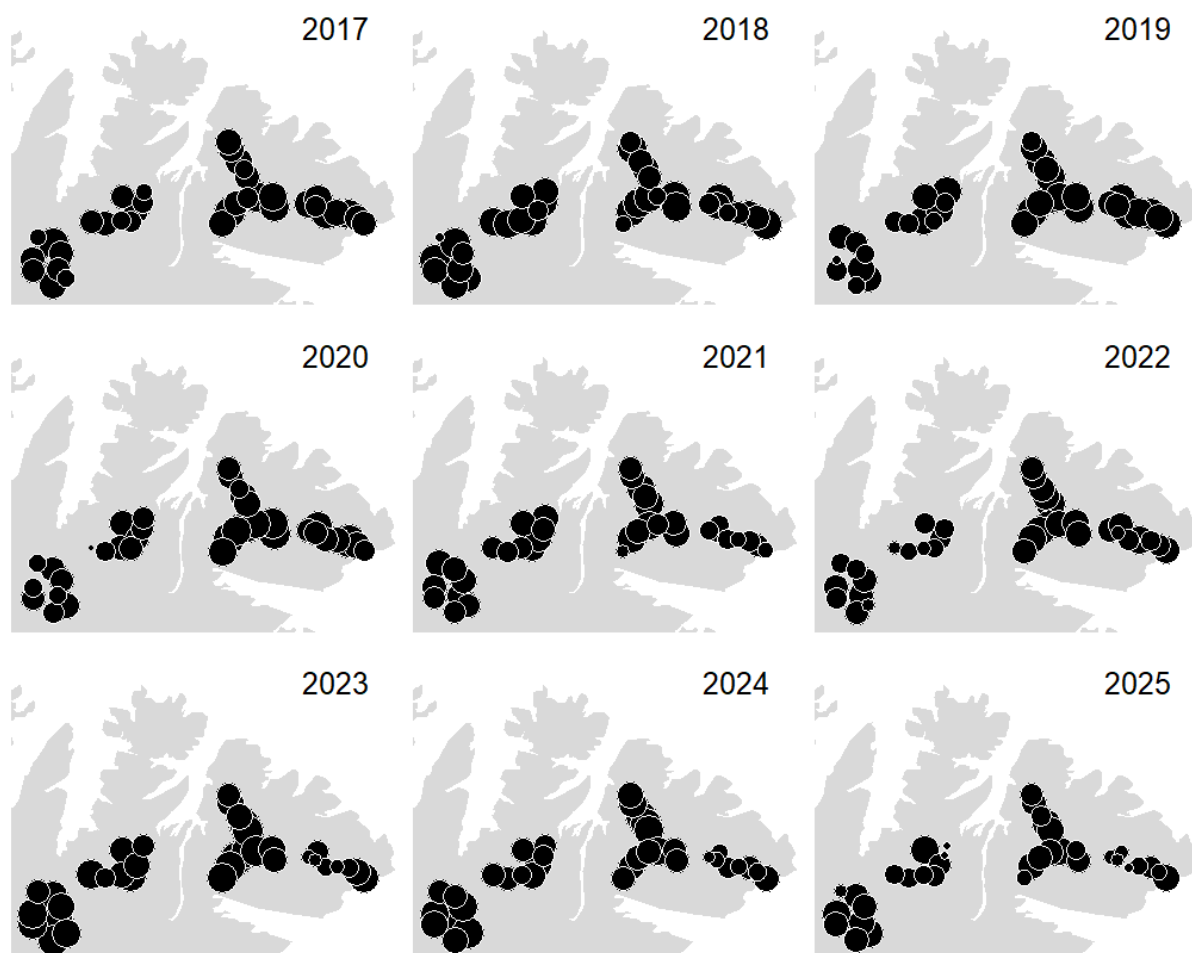
Kongeørn er en stor rovfugl som både kan være en konkurrent til og predator på både rødrev og fjellrev (se også avsnitt 3.3.3). Kongeørn er dermed en trussel for fjellreven i yngleperioden, og det kan antas at fjellreven unngår ørn også gjennom resten av året. Resultatene til Rød-Eriksen m. fl. (2023) basert på analyser av foto-data fra åtestasjonene tyder på at kongeørn ikke påvirker rødreven på samme måte som fjellreven, og at det er dermed mulig at en høy tilstedeværelse av kongeørn kan være negativ for fjellreven både direkte (predasjon og frykt for den) og indirekte (ved å gi en fordel til rødreven). Tilstedeværelsen av kongeørn på åtestasjonene har gått litt ned de tre siste årene (Figur 9). Tilsvarende har svært få kongeørnhekkinger blitt dokumentert av COATs rypemodul i denne perioden (Kleiven m. fl. 2025). Det er bare fire kjente hekkeplasser på Varangerhalvøya og ikke mange individer totalt, dermed kan individuelle hendelser spille en viktig rolle. Økt dødelighet som en følge av utbruddene av fugleinfluentaen i Øst-Finnmark kan heller ikke utelukkes (Kleiven m. fl. 2025). De to siste årene var det også en liten nedgang i tilstedeværelse av kongeørn på fjellrevhi (se avsnitt 3.3.3). En lav kongeørnbestand kan være positiv for fjellreven.



Figur 9. Antall dager med besøk av kongeørn registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen av observasjonsdagene kongeørn besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten besøk av kongeørn. Noen ganger kan det være vanskelig å skille mellom kongeørn og havørn på bildene, dermed kan denne fordelingen være noe unøyaktig. Kart for årene 2005-2016 vises som vedlegg i slutten av rapporten.

Ravnen er desidert den mest frekvente arten på åtestasjonene med en jevnt stor geografisk utbredelse i alle år (Figur 10). Dette kan være territorielle par som kan være til stede på åtene mange ganger om dagen, men det er også omstreifende flokker med mange individer (opptil 20 individer) som utnytter åtene samtidig. Dermed kan raven være den funksjonelt viktigste arten i åtseletersamfunnet både i form av konsumpsjon av åtsler og effekter på andre arter (særlig bakkehekkende fugl: Ims m.fl. 2019). Stor tilstedeværelse av ravn ble også dokumentert av Henden m.fl. (2014) over et større område i Øst-Finnmark. Det er sannsynlig at den høye forekomsten av ravn skyldes både god tilgang på ressurser hele året for denne generalisten og god tilgang på hekkeplasser (fjellvegger). Åtestasjoner satt opp i to lavarktiske områder i Russland, et område med intensiv reindrift på Yamal og et område i Chukotka med lite tamrein, men med et lite tettsted i nærheten, viste at det var mye mindre ravn i disse områdene sammenlignet med Øst-Finnmark (Ehrich et al. 2024). Slike kontraster mellom kun tre områder i Arktis tillater ikke sterke konklusjoner, men det er sannsynlig at de skyldes mye mindre menneskelig aktivitet i de russiske områdene, og dermed mindre tilgang på for eksempel spiselig

avfall. Hvis tettheten av tamrein hadde vært den viktigste driveren, hadde man forventet en større forskjell mellom Yamal og Chukotka. Fraværet av gode hekkeplasser i det flate nord-sibiriske landskapet kan også spille en rolle. Overvåkning av ravnens valg av hekkeplasser og hekkesuksess på Varangerhalvøya har siden 2019 blitt inkludert i COATs rypemodul (Kleiven m. fl. 2025), og vil med lengre dataserier gi ny innsikt i denne viktige artens rolle i økosystemet.



Figur 10. Antall dager med besøk av ravn registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen av observasjonsdagene ravn besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten besøk av ravn. Kart for årene 2005-2016 vises som vedlegg i slutten av rapporten.

3. Tiltakspakke fjellrev

Tiltakspakken består av utsetting av valper, støttefôring, og uttak av rødrev (Figur 1). Utsetting og støttefôring gjennomføres av NINA i samarbeid med SNO, og evalueres av NINA i samarbeid med COAT. Rødrevuttaket utføres av SNO og lokale jegere, og administreres og evalueres av COAT. Det siste tiltaket beskrives nærmere i rødrevdelen av denne rapporten (seksjon 4.1). Tiltakspakken gjennomføres på Varangerhalvøya (tiltaksområde; Figur 2). For å evaluere effekten av tiltaket, overvåkes også et referanseområde lengre vest på Ifjordfjellet og i Gaissene. På Ifjordfjellet, som omfatter fjelltundra i omtrent samme høydesjikt og topografi som Varangerhalvøya (Killengreen m. fl. 2007), har det ikke vært fjellrevynglinger i prosjektperioden (2004-2024). I det mer høyereliggende og alpine «Gaisseområdet» lenger vest, var det et hi med jevnlig yngling av fjellrev fram til og med 2011, mens det ikke har vært yngling etter det.

3.1 Utsetting

I årene 2018 -2020 ble det totalt satt ut 67 fjellrev fra avlsstasjonen på Oppdal på 7 forskjellige hi på Varangerhalvøya. På grunn den gode utviklingen i bestanden etter dette har det ikke blitt satt ut flere fjellrev. På grunnlag av anbefalinger referansegruppa for fjellrevprogrammet bestemmer Miljødirektoratet hvor det skal settes ut fjellrever fra avlsstasjonen i Norge. For Varangerhalvøya har referansegruppa anbefalt at bestanden skal suppleres med et antall relativt ubeslektede rever fra avlsstasjonen i 2026 på grunn av bestandens genetikk (fare for innavl og tap av genetisk diversitet; Figur 19)

3.2 Støttefôring

Støttefôringen skjer med fôrautomater som settes opp i nærheten av hiene. Fôrautomatene består av tre plasttønner og har en inngang som er dimensjonert til å slippe inn fjellrev, men ikke rødrev og jerv (Figur 11A). Slike automater brukes nå i hele Norge og i Nord-Finland for å medvirke til nyetableringer og vekst i fjellrevbestanden.

De første 8 fôrautomatene ble satt opp på Varangerhalvøya på våren 2017, dvs. året før den første utsettingen. Siden da har flere automater blitt satt opp og noen har blitt flyttet. I de siste fire årene (dvs. siden 2022) har det vært 20 fôrautomater på Varangerhalvøya i nærheten (120-770 meter) til 10 forskjellige hi. Over de siste årene har plasseringen av automatene blitt optimalisert både for å unngå at de dekkes av et for tykt lag med snø og at de er lokalisert for langt unna hiet slik at valpene ikke blir mer utsatt for predasjon av særlig kongeørn. Fôrautomatene fylles regelmessig med tørt hundefôr av SNO i samarbeid med COAT (Figur 11B). Hvis fôret blir fuktig, kan den mugne og må fjernes. De siste årene ble dette problemet redusert gjennom forbedring av vedlikehold på automatene (tabell 1). I 2025 ble det fjernet mer fôr enn i tidligere år på grunn av et forsøk med ferskfôr på vinteren (se nedenfor).



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

Tabell 1. Oversikt over fôringen av fjellrev på Varangerhalvøya i årene 2018-2025 basert på fôrloggen ført av NINA.

År	Antall automater	Antall kontroller (gjennomsnitt per automat)	Fôr brukt totalt [kg] (fôr fjernet)
2018	10	69 (6.9)	416 (67)
2019	14	138 (9.2)	956 (43)
2020	18	157 (8.3)	1182 (18)
2021	18	192 (10.7)	2175 (8)
2022	20	162 (7.7)	2049 (24)
2023	20	181 (9.1)	2275 (10)
2024	20	159 (8)	2163 (7)
2025	20	162(8.1) *	1647 (111) *

* frem til 25.11.2025

Siden 2018 registrerer NINA alle besøk av fôrautomatene og mengden fôr brukt i en sentral logg. Over de siste 5 årene har det blitt gjennomført mellom ca. 8 og 10 besøk i gjennomsnitt per automat (tabell 1). Den svært gode gjennomføringen av støttefôrings-tiltaket i regi av SNO på Varangerhalvøya, har sannsynligvis vært helt avgjørende for å fremme en betydelig vekst i fjellrevbestanden etter utsettingen av rever fra avlsstasjonen.

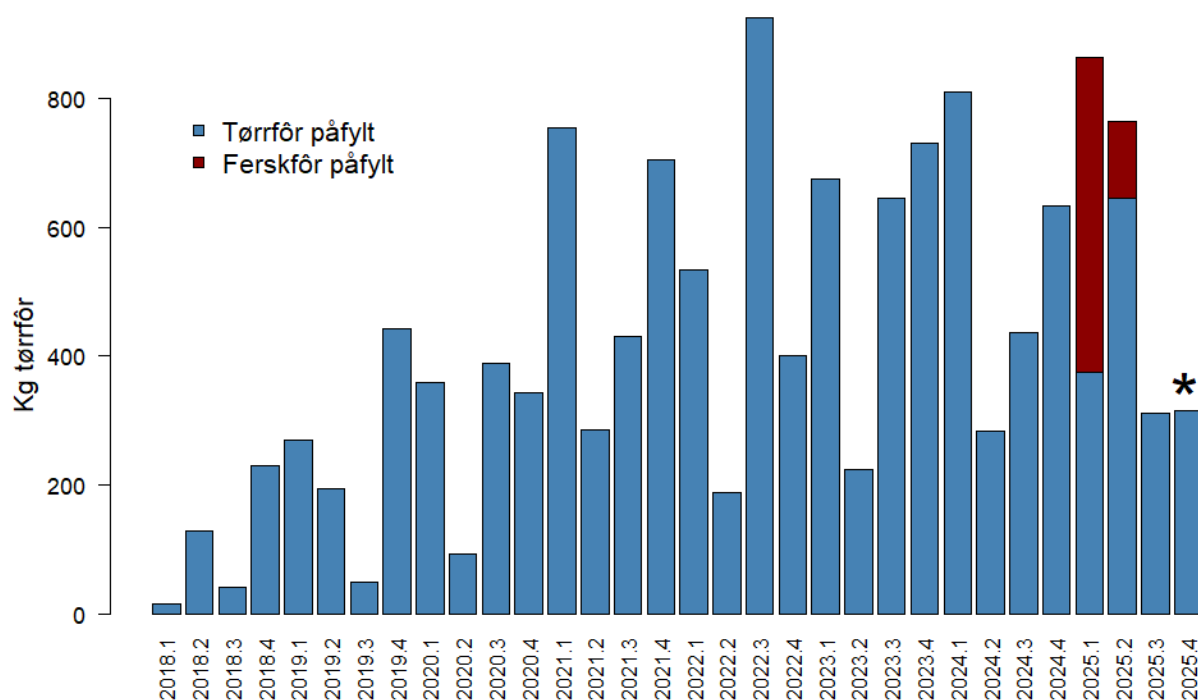
Mengde tørrfôr (antall kg) som har blitt fylt i automatene har økt over de første årene, men stabilisert seg på litt over 2 tonn i året i perioden 2021 til 2024. Økningen i fôrforbruket er relatert til den voksende fjellrevpopulasjonen og de mange valper født de siste årene (avsnitt 3.3), men

også til forbedringen av arbeidsprosessen med fôringen. Den relativt stabile fôrforbruken over disse årene til tross for en betydelig økning av antall fjellrev i området kan tyde på den maksimale intensiteten på tiltaket gitt antall fôrautomatene har blitt nådd. Det at fôrforbruken holdt seg omtrent på samme nivå i 2024 - som i 2023 til tross for en tydelig nedgang i smågnagerbestanden (Avsnitt 1.2), tyder på det samme. I 2025 ble det brukt mindre tørrfôr på grunn av et forsøk med ferskfôr i halvparten av fôrautomaten på vinteren (se nedenfor).

Mengden fôr som fylles på ved hver kontroll viser også i hvor stor grad fjellrevne bruker automatene. Figur 12 viser fôrmengden brukt per 3-måneders perioder siden 2018 som registrert i fôrloggen (NINA). Det brukes minst fôr i andre trimester, antakelig fordi det da er bedre tilgang på naturlig mat for fjellrevne, men også fordi det er logistisk vanskelig å fôre i mai og i juni når snøen smelter. Fôrbruken øker utover høsten, når valpene begynner å bli selvstendige, og er høyest på vinteren, når naturlig mat er mindre tilgjengelig. Den totale mengden fôr som har blitt brukt de siste årene virker overraskende stort i forhold til det sannsynlige antall rev som bruker automatene. Derfor kan det tenkes at fjellreven i noen tilfeller gjemmer (hamstrer) en del fôr utenfor automatene.

Fôrautomatene er utstyrt med et viltkamera med bevegelsessensor og registrer dyr som går inn i automaten eller oppholder seg rett foran den. Viltkameraene viser at de fleste automatene er godt besøkt og at de stort sett besøkes av fjellrev hver måned. På hiene med yngling er også valpene regelmessig ved fôrautomatene når de begynner å bevege seg litt bort fra hiet. Revne kan besøke automaten nesten daglig over perioder av noen uker.

Fôring med ferskfôr: På referansemøte i desember 2024 ble det diskutert at det kan være en utfordring for fjellrevne å spise mye tørrfôr på vinteren. Dyr som spiser tørrfôr må drikke mye vann, men fjellreven har lite vann tilgjengelig på vinteren og må da spise mye snø. Med begrenset tilgang på vann kan tørrfôr ha en negativ effekt på helsen til revne. I 2024 ble fôring med frosset ferskfôr testet på avlsstasjonen (VOM hundepølse) med gode resultater og i fôrautomatene på Saltfjellet og i Lierne. I 2025 ble bruken av ferskfôr testet litt mer systematisk på Varangerhalvøya. Kjøttboller fra VOM ble brukt i 10 av de 20 fôrautomatene som er knyttet til fem hi. I de resterende fôrautomatene, som også er knyttet til fem hi, ble det brukt vanlig tørrfôr. Det ble tre ynglinger i hiene som hadde fôrautomat med kjøttboller mot en yngling i hiene med vanlig fôr. Kullstørrelse var 4 i hiet med vanlig fôr og 4.3 i gjennomsnittet i hiene der det ble fôret med ferskt fôr. I og med at det er små tall, er det vanskelig å konkludere at det er en positiv effekt, men tallene kan tyde på det. I 2024 var det til sammenligning 3 ynglinger i hiene der vanlig fôr ble brukt i år mot to i de der ferskt fôr ble brukt i år, noe som også tyder på at kjøttbollene kan ha en positiv effekt og at forskjellen vi observerte i år ikke skyldes kvalitetsforskjell i hiene eller revne som er etablert der. For å oppnå et sikrere resultat kan forsøke gjennomføres i 2026 med å fôre med ferskfôr der det ble fôret med tørrfôr i år og det motsatte.

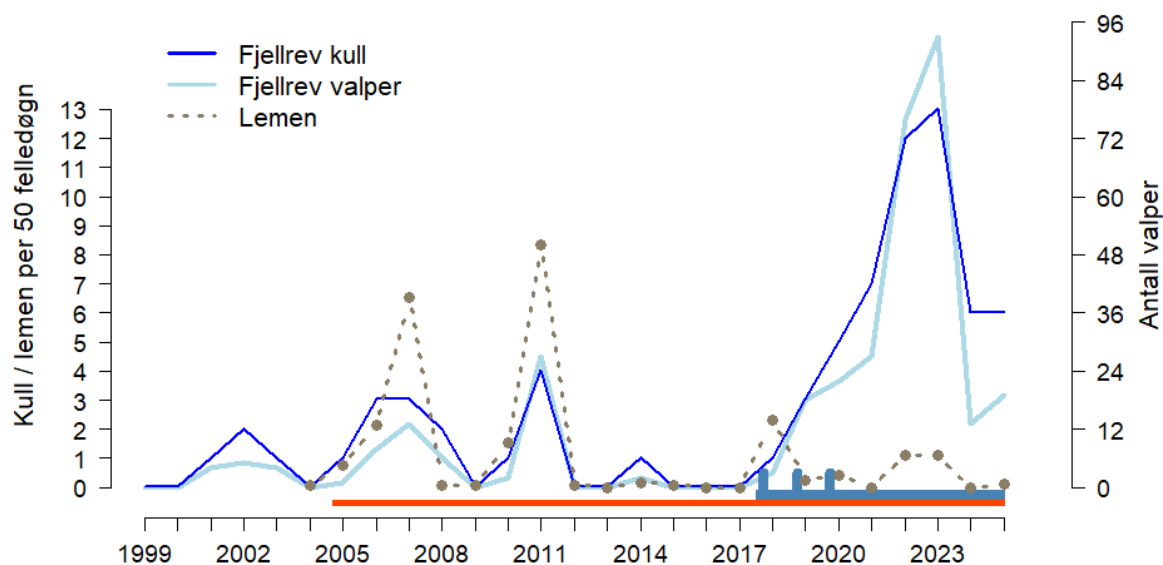


Figur 12. Mengden (kg) tørrfôr påfylt i fôrautomatene per trimester (januar-mars = 1, april-juni = 2, osv) på Varangerhalvøya i 2018-2025 som registrert i fôrloggen fra NINA. I 2025 ble det gjennomført et forsøk med ferskfôr (frosne kjøttboller fra VOM). Mengden ferskfôr er vist som mørk rød søyler. Stjernen indikerer at resultatet fra 4 trimester i 2025 gjelder kun frem til 29.11.

3.3 Overvåkning av fjellrev og effekten av tiltakene

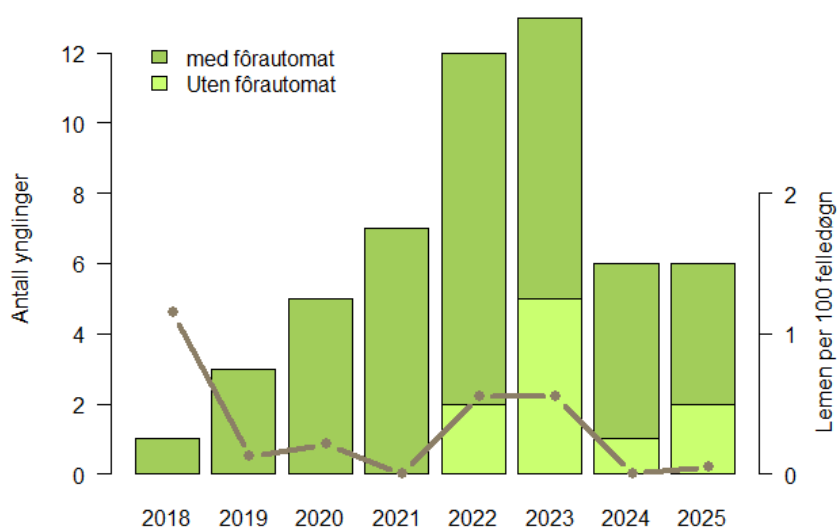
3.3.1 Hiovervåkning

Den nasjonale hiovervåkingen av fjellrev gir datagrunnlaget for å følge utviklingen i den reproduserende delen av fjellrevbestanden på Varangerhalvøya, hvor tiltakene gjennomføres, og i referanseområdene uten tiltak (Ifjordfjellet og Gaissene, Figur 2). Hiene besøkes av SNO både på senvinteren og på sommeren for å dokumentere aktivitet og yngling. Etter tre år med utsetting og åtte år med støttefôring har aktiviteten på hiene på Varangerhalvøya økt markant. Fra aktivitet på bare noen få hi før utsetting har det nå blitt registrert aktivitet på de fleste hi som kontrolleres på Varangerhalvøya og på alle hi som overvåkes med viltkamera siden 2020 (Figur 20). Antall dokumenterte ynglinger har økt fra år til år etter utsetting av de første rever i 2018 og frem til og med smånagertoppen i 2023. På det høyeste (i 2022 og 2023) har det vært tre ganger så mange ynglinger som i det beste året (2011) i overvåkningsperioden (1999-2017) før utsetting og igangsetting av støttefôringen startet (Figur 13). Dette viser en veldig klar positiv effekt av disse to tiltakene. De to siste årene (2024 og 2025) som representerer bunn-fasen i smånagersyklusen har det vært færre ynglinger og blitt produsert en god del mindre valper. Smånagersyklusen og særlig tilgang på lemen er dermed fortsatt en viktig driver av fjellrevyngling også med tilgang på fôr fra fôrautomatene.



Figur 13. Antall registrerte fjellrevkull (mørk blå linje) og antall valper (lys blå linje) på Varangerhalvøya i den 27 år lange perioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark. Lementettheten er indikert med årlige fangstindeksverdier (grå stiplede linje) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2023 og bare for Stjernevann og Vestre Jakobselv i 2024. Den røde horisontale linja under grafene viser varigheten av rødrevtiltaket. Den blå horisontale linja viser varigheten av støttefôringen, mens de blå vertikale stolpene viser de tre årene med utsetting av fjellrev fra avlsstasjonen.

I 2022 ble det for første gang siden starten på tiltakspakken dokumentert yngling på to hi uten fôrautomater. Etter det har det sannsynligvis vært yngling på hi uten fôrautomater hvert år. I 2024 ble det tatt et bilde av en fjellrev med (sannsynligvis) en liten valp i kjeften på et hi uten fôrautomat, noe som kan tolkes som en mulig yngling på det hiet der valpene døde før de kom ut av hiet. Figur 14 viser antall ynglinger med og uten fôrautomat i tilknytning til hiene og indikerer - som man kunne forvente - at fjellreven er mer avhengig av fôrautomatene når det er lite smågnagere i og med at det var flest ynglinger på hi uten fôring i toppåret 2023.

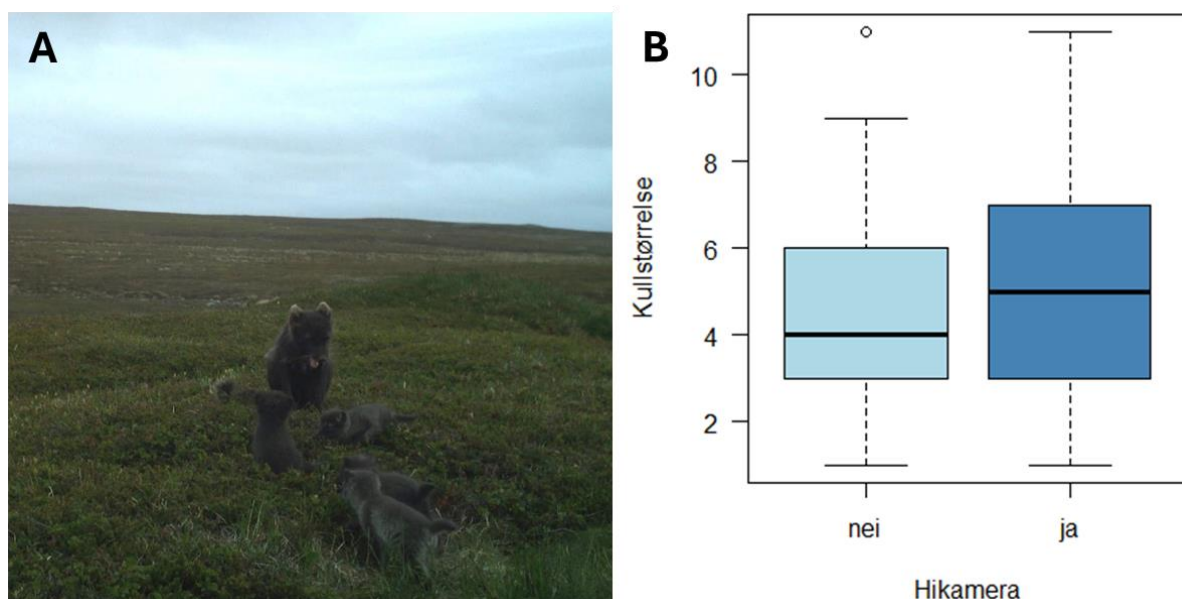


Figur 14. Antall registrerte fjellrevkull På Varangerhalvøya i hi med og uten fôrautomat i nærheten av hiet. Den grå linjen viser lementettheten. I 2024 var det en usikker yngling på hiet uten fôrautomat.

På våren 2021 viste viltkamera for første gang tilstedeværelse av flere enn to voksne fjellrever på et hi over flere dager, og DNA-analysene viste tilstedeværelse av to tisper på tre av hiene med yngling det året. I 2023 ble det dokumentert at 3 voksne tok seg av valpene på et hi. Også i 2024 ble det observert 3 voksne på to av hiene med yngling over en lengre periode. I 2025 ble det igjen observert opptil 4 voksne i mai og i juni på et hi med yngling. Men etter at valpene kom ut på hiet var det bare to voksne til stede. Til sammen tyder disse observasjonene på at det er nå en ganske høy tetthet av fjellrev, særlig i den sør-østre delen av Varangerhalvøya.

I referanseområdet ble det i perioden 2000-2011 registrert 7 ynglinger i ett enkelt hi i Gaissene, men ikke etter dette. Etter utsetting av rever på Varangerhalvøya ble det registrert tilstedeværelse av fjellrev på det samme hiet i Gaissene første gang i 2019 (en av de hvite revene satt ut på Varangerhalvøya; Figur 20). Den samme reven ble observert på hiet også i 2020, 2022 og 2023, mens en annen rev (blårev) ble registrert der i 2021. I 2023 ble det første gang siden ynglingen i 2011 dokumentert to rever på dette hiet (en blå og den hvite), men det ble ikke yngling. I 2024 var det to hvite rever til stede og i 2025 et par med en hvit (uten øremerker) og en blå. Men det ble heller ikke yngling de to siste årene. Dette kan tyde på at det er vanskelig for fjellrev å etablere en ynglende bestand i et fjellområde uten støttefôring under de nåværende økosystembetingelsene. Observasjonen av en yngling i Paistunturi i Finland i 2023, noen titalls kilometer sør for Gaissene, på et hi med fôrautomat, støtter inntrykket at fjellreven trenger tilleggsfôring for å kunne etablere seg i nye områder. Vi har dessverre ingen data om sammensetningen av smågnagersamfunnet i Gaissene. Sannsynligvis har det ikke vært et tydelig lemenår i dette området etter 2011.

Viltkamera brukes nå som en integrert del av hiovervåkningen og antall hi som overvåkes med kamera har økt de siste årene på Varangerhalvøya (Figur 20). Kameraene gir svært nyttig tilleggsinformasjon til de andre metodene vi bruker for å få en presis registrering av fjellrevyngling og antall valper (Figur 15A). Men i gjennomsnittet ble det ikke dokumentert flere valper på hi som overvåkes med kamera enn på de hvor valpene ble observert direkte (Figur 15B). På flere av hiene er det vanskelig å plassere kamera på en måte som gir en god oversikt over alle innganger som er i bruk. Dermed kan kullstørrelsene fremdeles være noe underestimert på enkelte av hiene.

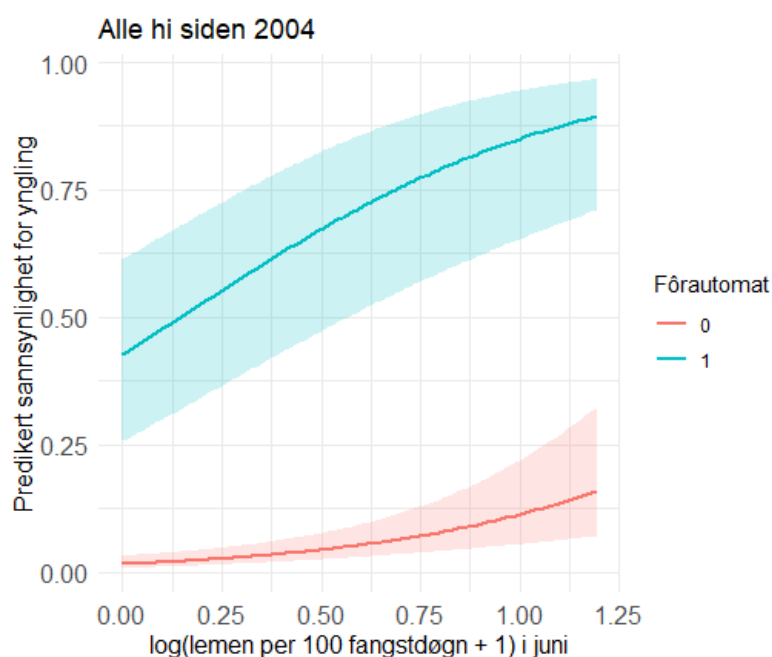


Figur 15. A) Bilde fra viltkamera på et av fjellrevhiene med fire små valper. Det var små kull både i 2024 og i 2025. B) Kullstørrelser bestemt ved observasjon på hiet og ved bruk av viltkamera på hi. Boksen viser de midterste 50% av fordelingen og linjen viser medianen.

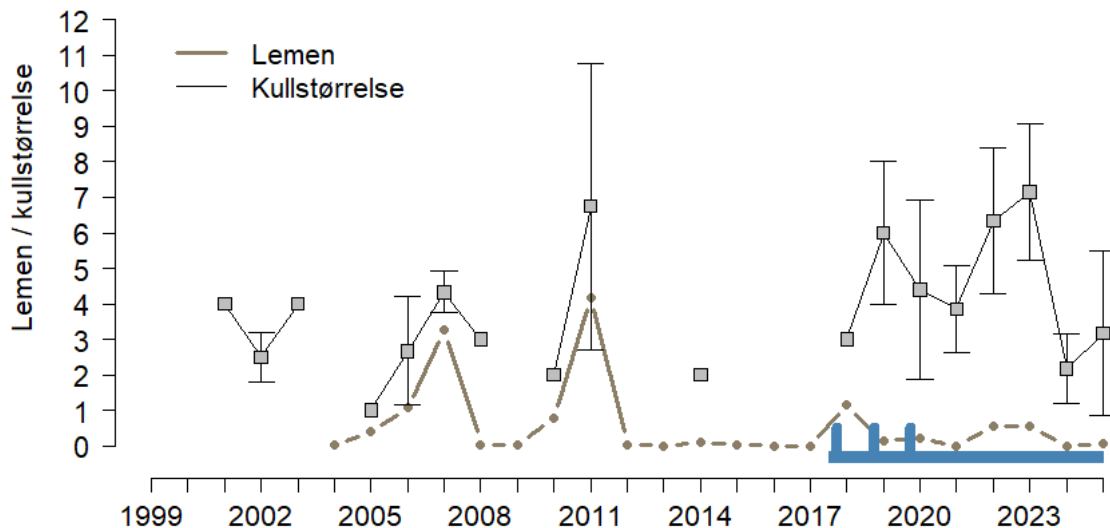
3.3.2 Bestandsutvikling og dynamikk

Det var en klar sammenheng mellom fangstindeksen for lemen og yngling av fjellrev (antall kull og valper) på Varangerhalvøya frem til og med 2017 (Figur 13). Årene fra 2018 til 2023 viser derimot et avvikende bilde. Det har vært en kraftig økning i antall fjellrevynglinger og valper til tross for at det ikke har vært noen tydelige lementopper i klappfellefangstene. Den jevne veksten i fjellrevynglingene har også vært frikoplet fra dynamikken til de to andre smånagerartene som hadde nedadgående eller lave bestandstettheter fram til våren 2022 (Figur 3). Både utsettingene av fjellrev fra avlsstasjonen og støttefôringen har bidratt til denne frikoplingen fra smånagerdynamikken. Den bratte veksten i ynglefrequens og valpeproduksjon i årene etter siste utsetting av rever i 2020, tyder på at særlig støttefôringen har hatt en avgjørende positiv effekt. Men i 2024 har denne trenden snudd, og antall ynglinger gikk kraftig ned fra 13 i 2023 til 5 i 2024 og 6 i 2025. Fem ynglinger i et bunnår i smånagersyklusen er fremdeles mer enn forventet i bestander uten støttefôring og betydelig mer enn det som ble observert på Varangerhalvøya før fôringstiltaket ble igangsatt. Det var omtrent like mange ynglinger som i bunnårene i den siste småangersyklusen i 2020 og 2021.

Med åtte år siden tiltakspakken bestående av utsetting og utplassering av fôrautomater ble iverksatt og til sammen 71 ynglinger på 21 forskjellige hi over hele tidsserien siden 2004 på Varangerhalvøya, kan vi begynne å analysere statistisk de relative effektene av fôring og lemendynamikk på sannsynlighet på yngling, inkludert om det er noen interaksjon mellom disse to faktorene. En slik analyse gjort med en logistisk modell (der lementetthet og fôring er fikserte og hiene er tilfeldige faktorer) viser at både tilstedeværelse av fôrautomat og lementettheten på våren har signifikante positive effekter på sannsynligheten at det er yngling i et hi (Figur 16). Det var ingen indikasjon for en interaksjon mellom lementettheten og fôringen, noe som tyder på at smånagerdynamikken er fortsatt viktig for fjellreven. I andre delbestander med støttefôring lengre vest og sør i Norge følger antall ynglinger også smånagerdynamikken, men med ofte noen få ynglinger også i lavår (Jackson m.fl. 2025). Dermed er utviklingen i ynglingsdynamikken på Varangerhalvøya som forventet.

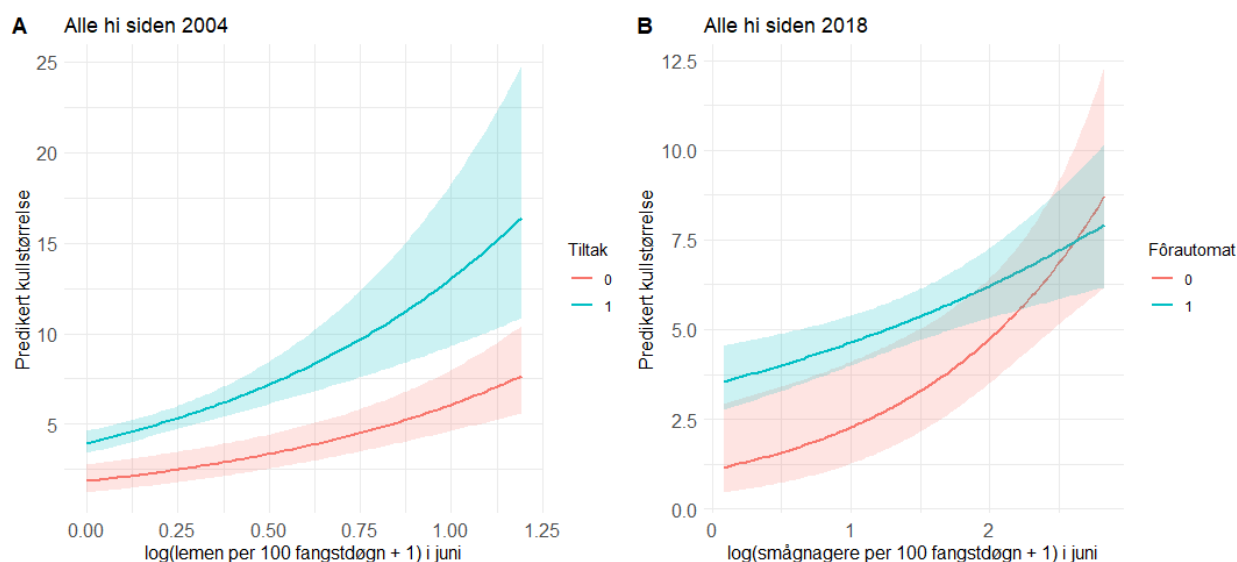


Figur 16. Predikert sannsynlighet for at det blir yngling i et hi med og uten fôrautomat med hensyn til lementettheten på våren (log antall lemen per 100 fangstdøgn + 1) estimert med en logistisk modell.

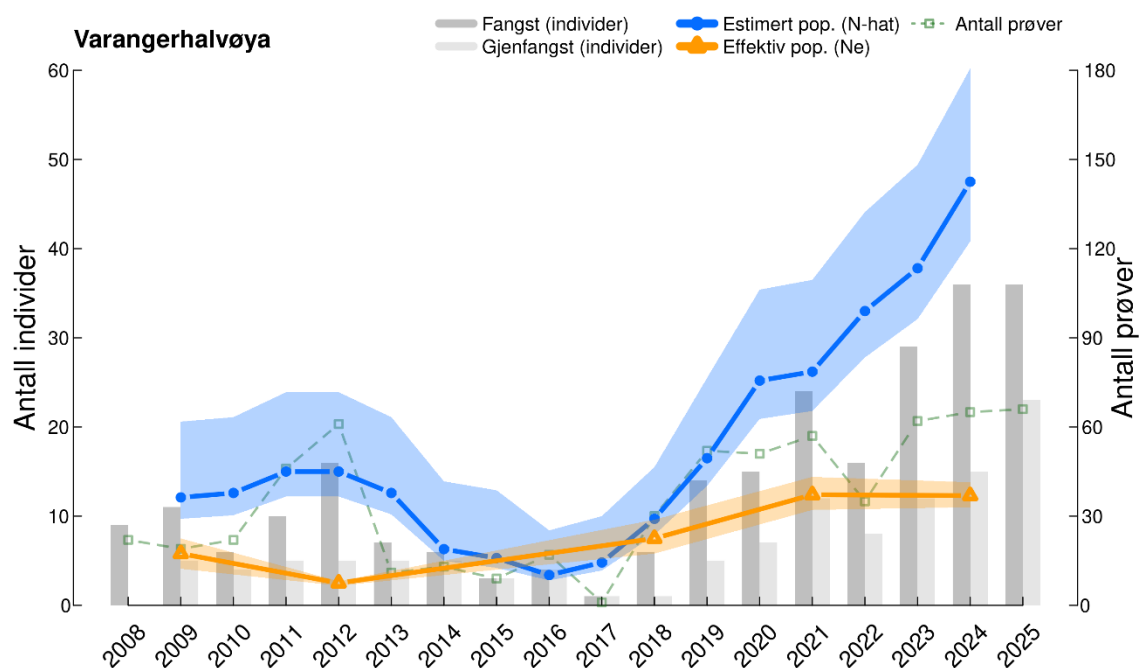


Figur 17. Kullstørrelse (gjennomsnitt med standardavvik) for fjellrev på Varangerhalvøya i forhold til lemendynamikken. Lementettheten er indikert med årlig fangstindeksverdier (grå stiplet linje) fra alle 3 ekstensivområdene på Varangerhalvøya for perioden 2004-2023 og bare for Stjernevann og Vestre Jakobselv i 2024-2025. Den blå horisontale linja viser varigheten av støtteføringen, mens de blå vertikale stolpene viser de tre årene med utsetting av fjellrev fra avlsstasjonen.

Også kullstørrelse hos fjellrev er som regel tett koplet til tettheten av lemen (Tannerfeldt og Angerbjörn 1998), noe vi observerte på Varangerhalvøya før starten på støtteføringen (Figur 17). Bortsett fra det gode lemenåret 2011 har kullstørrelsene vært lave for fjellreven på Varangerhalvøya frem til starten på den nye tiltakspakken. Etter starten på støtteføring hadde kullstørrelsene et høyere gjennomsnittsnivå de første 6 årene (2018-2023) enn i perioden før tiltakspakken med fluktuasjoner fra år-til-år som samsvarer med lemendynamikken (Figur 17). De to siste årene (etter smågnagertoppen i 2023) har derimot kullstørrelsene gått kraftig ned med lavere kullstørrelser som forventet ut fra smågnagerdynamikken, men med lavere gjennomsnittverdier enn bunnåret i den forrige syklusen. Kullstørrelsesdataene fra Varangerhalvøya er nå såpass omfattende at de kan analyseres statistisk. En generalisert lineær modell med Poisson feilfordeling tilpasset kullstørrelsesserien viser at kullstørrelsen, korrigert for virkningen av lemendynamikken, har i gjennomsnitt vært 2.14 (95% KI 1.52, 3.1) ganger større etter igangsettelsen av tiltakspakken i 2017 enn i perioden før (Figur 18A). Det var også en sterk positiv effekt av lementettheten på kullstørrelsene. Vi har også undersøkt om kullstørrelsen etter igangsettelse av tiltakene har vært større på hi med fôrautomater enn på andre hi ved å ta hensyn til smågnagerdynamikken. På grunn at det ble fanget ekstremt lite lemen med klappfeller i denne perioden (figur 4), noe som gjør tallene veldig usikre, ble den totale smågnagerfangsten på våren brukt i denne analysen. Resultatene viser at kullstørrelsen var 3.18 ganger større i hi med fôrautomater i nærheten (95 % KI: 1.28, 9.57). Kullstørrelsen økte også betydelig med smågnagertettheten på våren (Figur 18B). Det som er interessant er at det var en negativ interaksjon mellom fôrautomat og smågnagertetthet som indikerer at fôrautomatene kompenserer til en viss grad for lav smågnagertetthet. Disse resultater er basert på et lite utvalg og tallene må derfor betraktes som ganske grove estimater, noe som også de store konfidensintervallene viser.



Figur 18. Effekt av tiltaket på kullstørrelse. A) viser kullstørrelse over hele perioden siden 2004 som predikert basert på lementettheten i juni for tiden før og etter utsetting av valper og igangsettelse av fôring. Merk at høye lementall ble ikke observert etter igangsettelse av tiltaket. B) viser kullstørrelse som predikert over perioden etter utsetting og igangsettelse av fôringstiltaket basert på smågnagertettheten i juni og tilstedeværelse av fôrautomat i nærheten av hiet.



Figur 19. Antall individer identifisert fra DNA analyser hvert år, antall kjente individer (gjenfangst), estimert populasjonsstørrelse (3-års glidende gjennomsnitt) og effektiv populasjonsstørrelse (gjennomsnitt for 3-års perioder) vises på den venstre aksene. Antall DNA prøver som ble analysert vises på den høyre aksene. Figuren er hentet fra årsrapporten til NINA for 2025 (Jackson et al. 2025).

Basert på fjellrevindivider som er identifisert gjennom DNA-analyser av skittprøver beregner NINA bestandsstørrelser for alle delbestandene av fjellrev i Norge. I 2024 og 2025 ble det indentifisert 36 fjellrevindivider på Varangerhalvøya basert på disse analysene (de høyeste tallene siden begynnelsen av denne overvåkningsserien). Beregningen av bestandsstørrelsen over de siste tre år resulterte i et bestandsestimat på 48 individer [95% KI: 41, 60]. Dette er en økning med 11 individer fra året før (Jackson m. fl. 2025; Figur 19) og en tydelig økning sammenliknet med tidligere år da bestanden var til dels betydelig lavere. NINA beregner også den effektive bestandsstørrelsen, et estimat som reflekterer antallet ubeslektede individer i bestanden. Den var på 12.3 [95% KI: 11.0, 13.8] i perioden 2023-2025, og dermed relativ lav og omtrent på samme nivå som i den forrige perioden, til tross for en kraftig vekst i antall individer (Jackson m. fl. 2025). Figur 19 viser at veksten i effektiv bestandsstørrelse flater ut mens den estimerte bestandsstørrelsen fortsetter å vokse.

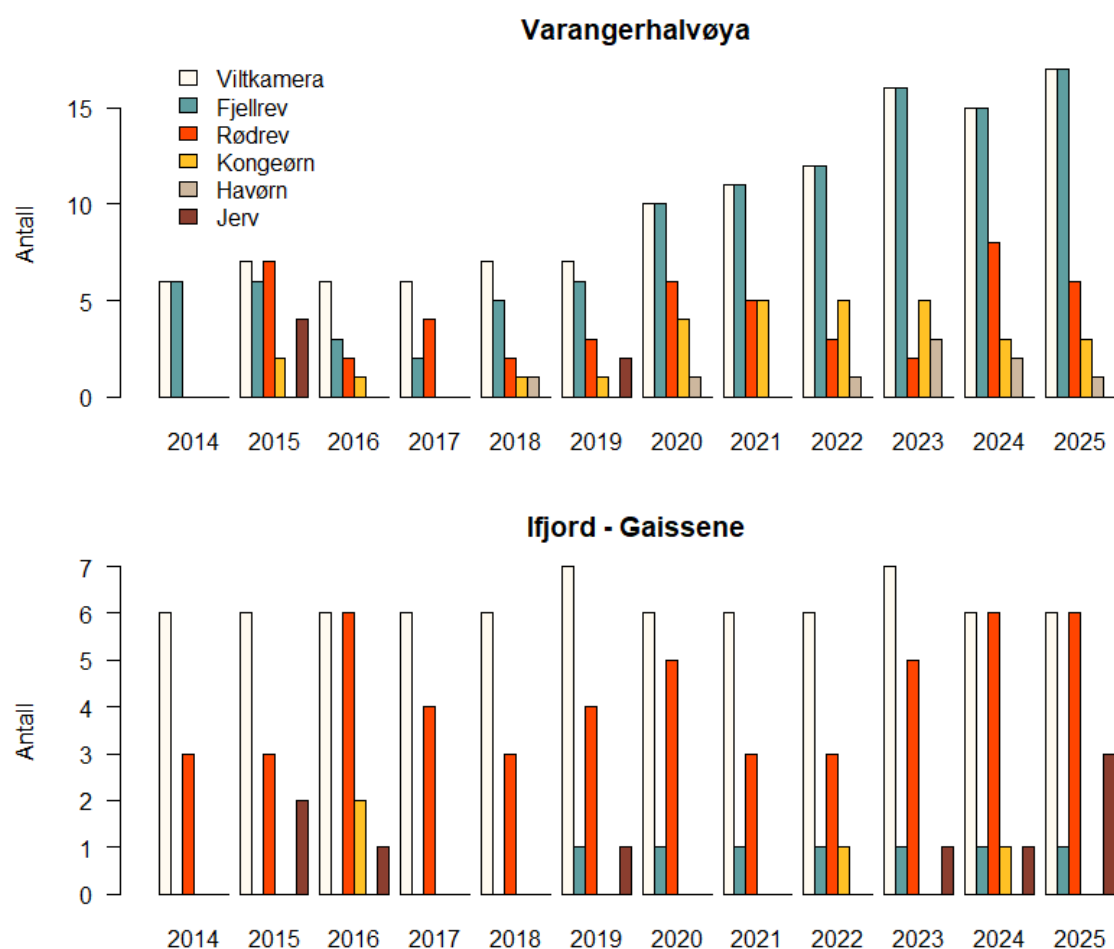
3.3.3 Naturlige fiender på fjellrevhi

Viltkamera gir også unike muligheter for å overvåke tilstedeværelse av naturlige fiender (rødrev, kongeørn og jerv) på fjellrevhi (Figur 20). Den 12 år lange dataserien fra kameraovervåkingen på Varangerhalvøya og i referanseområdet Ifjord-Gaissene gjør det mulig å analysere sannsynlighet for rødrevbesøk på fjellrevhi statistisk med logistisk binomial modell. Effektene av forklaringsvariabler i denne type statistiske modeller uttrykkes som oddsratioer. En oddsratio er et mål hvor stor forskjell det er i sannsynligheten for en hendelse mellom to nivåer av en kategorisk variabel; i dette tilfellet mellom referanse - og tiltaksområdet. Estimerte oddsratio-verdier (og deres konfidensintervaller) som er forskjellig fra 1 betyr at sannsynlighet for hendelse (rødrevbesøk) i en kategori er større (>1) eller mindre (<1) enn i en annen kategori. En slik modell viser at sannsynlighet for rødrevbesøk på fjellrevhiene på Varangerhalvøya var bare tredjedel av hva den var i referanseområdet (odds-ratio=0.300, 95% KI: 0.16, 0.549).

I logistiske modeller som bruker kontinuerlige variable (her år som en variabel for å estimere tidstrender) presenteres som regel oddsratioer på logaritmisk skala («logit») der negative og positive verdier betyr henholdsvis minkende og økende trend. Ved å inkludere en interaksjon med en kategorisk variabel (område) kan vi også estimere om trenden er forskjellig mellom referanse- og tiltaksområde- noe den var i dette tilfellet (-0.186 på logit-skala, CI: -0.375, -0.004). Mens det var en svak positiv trend referanseområdet (dvs. økende sannsynlighet rødrevbesøk), var estimatet for trenden negativ (dog ikke signifikant forskjellig fra 0) på Varangerhalvøya.

Gjennom bildene fra viltkamera kan vi også få et innblikk i virkningen hibesøk av naturlige fiender har på fjellreven. Rødrevbesøk kan føre til at fjellrevene forlater hiet. Dette ble dokumentert i to tilfeller i 2015, hvor fjellrev var til stede på hi over en viss periode, men ble ikke sett er lengre etter rødrevbesøkene. Det er sannsynlig at rødrev forstyrret en yngling også i 2021. Da oppholdt en rødrev seg flere timer to dager på rad på et hi der det var fire små valper. Etter dette ble ikke valpene observert mer, enten har de blitt flyttet til et annet hi eller de ble drept av rødreven (men ingen av delene bli dokumentert på viltkamera). På et hi med yngling i 2024 ble det ikke tatt bilder av valpene etter et rødrevbesøk på 10. juli. De voksne fortsatte å bruke fôrautomaten i nærheten av hiet etter dette, og et mulig bilde av en valp ble tatt i august. Dermed har fjellreven kanskje flyttet valpene til et sekundærhi etter rødrevbesøket i dette tilfelle. I 2022 ble det dokumentert predasjon av rødrev på en fjellrevvalp. Et bilde med en rødrev som tok en fjellrevvalp ble tatt like

før de første valpene dukket opp på viltkamera. Etter dette ble tre valper registrert på hiet. På et hi uten yngling dokumenterte viltkameraet også et angrep av rødrev på en fjellrev som lå på hiet i 2024 (Figur 21 A og B). De siste 3 årene, der det har vært fjellrevpar på hiet i Gaissene, har det blitt registrert flere rødrevbesøk på det hiet også, men uten bilder av noen interaksjoner. Ofte er rødreven også på korte besøk på hiene som ser ikke ut til å påvirke fjellrevene nevneverdig. I noen tilfeller viser viltkamera at fjellrev som er etablert på et hi og har valper jager bort en rødrev (Figur 21 C og D). Denne atferden ble ikke observert før utsettings og føringstiltaket. Yngling av rødrev i fjellrevhi har ikke vært registrert på Varangerhalvøya siden 2019. I referanseområdet på Ifjordfjellet har det vært regelmessig yngling av rødrev i noen gamle fjellrevhi (se avsnitt 4.3.1).



Figur 20. Antall hi som ble overvåket med viltkamera på Varangerhalvøya og i kontrollområde Ifjord-Gaissene i perioden 2014-2025. For hvert år vises antall hi med observasjon av fjellrev, rødrev, kongeørn, havørn og jerv.



Figur 21. Viltkamerabilder som dokumenterer interaksjoner mellom rødrev og fjellrev på hi på Varangerhalvøya. A og B viser et angrep av en rødrev på en fjellrev som lå på hiet. C og D viser en rødrev som ser ned i en inngang på hiet og en fjellrev som prøver å jage den bort ved å komme mot den og bjeffe.

Kongeørn ble registrert på mellom 3 og 5 fjellrevhi de siste årene (Figur 20). Kongeørn kan være en viktig predator på fjellrevvalper og har tatt hele fjellrevkull i andre lokaliteter i Skandinavia (Jackson m.fl. 2023). I 2021 ble det med viltkamera dokumentert at en voksen kongeørn predaterte en liten fjellrevvalp på et av hiene på Varanger. I 2024 og i 2025 ble kongeørn observert på 3 hi (Figur 22C), men ingen predasjon ble dokumentert. I tillegg ble det observert havørn på mellom 1 og tre hi de siste årene (Figur 22B). COATs rypemodul overvåker kongeørnreirene på Varangerhalvøya (Kleiven m. fl. 2025). Det finns bare en kjent reirplass i området nær hiene med fôrautomater, mens tre andre kjente reirplassene er lengre unna. I 2024 var det to hekkforsøk, men ingen vellykket hekking av kongeørn på Varangerhalvøya. I 2025 var det ingen hekkforsøk (Kleiven m. fl. 2025). Kongeørn har store territorier og dermed sier ikke reirplassene mye om hvor de jakter. I tillegg finns det mange yngre individer som ikke er territorielle og flere av ørnene på hi med kamera har vært ungfugl. Data fra åtekamera viser at det var lite kongeørn på Varangerhalvøya på senvinter i 2024 og 2025 (Figur 9), mens i tidligere år var det observasjoner på de øvre åtestasjonene på transektet i Komagdalen, som er forholdsvis nær noen av fjellrevhiene med yngling i de siste årene.

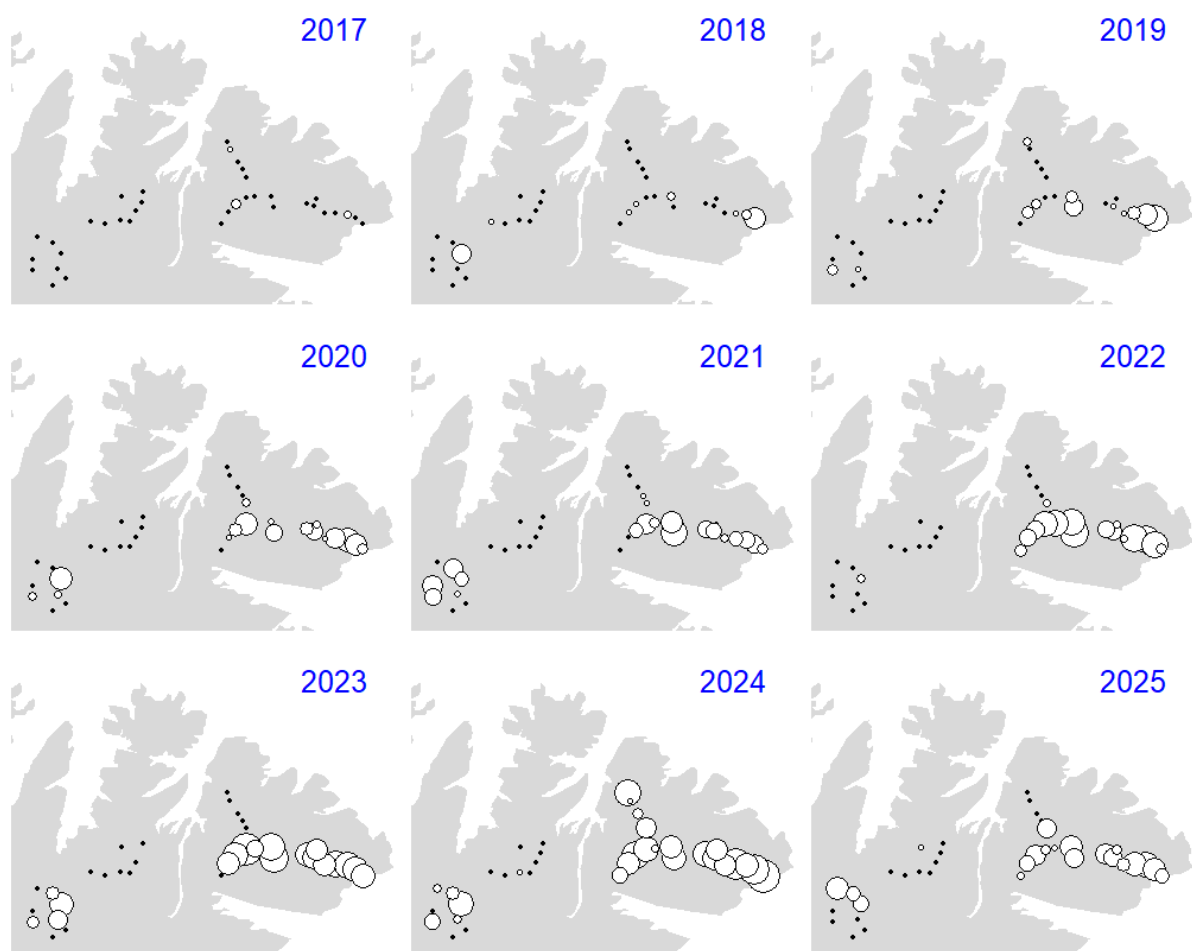


Figur 22. Bilder fra viltkamera på fjellrevhi. En jervetispe med to valper gikk over et hi i Gaissene, mens (A) viser en havørn, og (B) en kongeørn på hi på Varangerhalvøya.

Jerv er også en mulig predator av fjellrevvalper og predasjon av jerv har blitt observert i flere fjellområder både i Norge og i Sverige (Nasjonal overvåkningsprogram for fjellrev). Jerv har ikke vært observert på fjellrevhi på Varangerhalvøya siden 2019. I referanseområde ble en jervetispe med to valper fotografert i 2024 på hiet i Gaissene der det var fjellrevaktivitet (Figur 15A). Jerv ble registrert på 3 hi i referanseområde i 2025. Større tilstedeværelse av jerv i referanseområde enn på Varangerhalvøya samsvarer med resultatene fra viltkamera på åtestasjonene på sen vinteren (Figur 7).

3.3.4 Områdebruk på vinteren

Data fra åtestasjonene viser frekvensen av fjellrev i tiltaks- og referanseområdene på sen vinteren (Figur 23). Fra en veldig lav frekvens i 2016 og 2017, har den økt markant siden 2019. Etter at utsettingstiltaket startet i 2018 har det blitt registrert fjellrev på alle tre transektene på Varangerhalvøya, men mest i Komagdalen og Nyborg/Vestre Jakobselv som er nærmest hiene der revene fra avlsstasjonen ble satt ut. I 2024 økte også aktiviteten på Stjernevanns-transektet på den nordvestre delen av Varangerhalvøya (Figur 23), der det nesten ikke ble registrert fjellrev tidligere og hvor det ikke finnes kjente hi. I 2025 ble det bare registrert fjellrev på den innerste stasjonen på dette transektet. I referanseområde Gaissene har tilstedeværelsen av fjellrev også økt siden igangsetting av tiltaket. Siden 2020 ble det registrert fjellrev på flere åtestasjoner hvert år, unntatt i 2022 der det var bare på en. Det har derimot blitt observert veldig lite fjellrev på Ifjordfjellet. De to siste årene ble fjellrev registrert bare en dag på en åtestasjon i dette området.



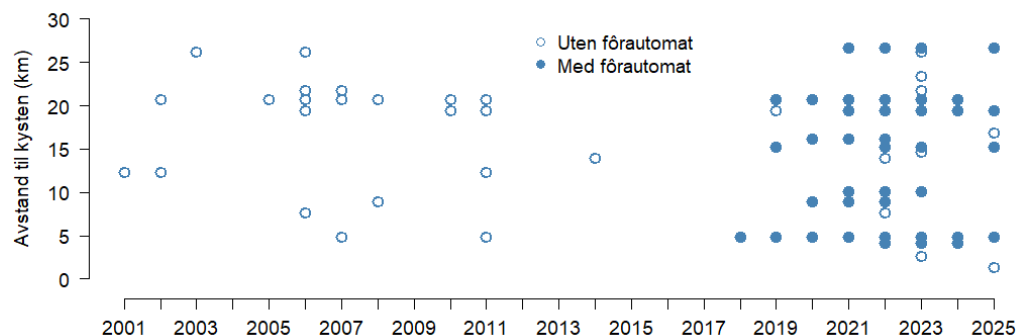
Figur 23. Antall dager med besøk av fjellrev registrert gjennom fotobokser på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med hvor mange dager fjellrever besøkte en bestemt åtestasjon.

Tilstedeværelsen av fjellrev på åtestasjonene kan bli kvantifisert ved bruk av et en hierarkisk N-mixture modell (Kery og Royle 2016) som tar hensyn til at sannsynligheten for at en rev blir oppdaget på en åtestasjon varierer med tilstedeværelse av åte, antall bilder tatt og tid på året. Modellen estimerer antall forskjellige individer som var til stede på en åtestasjon i en 5-dagers periode ut fra maksimum antall sett sammen på et bilde, dvs minimum antall forskjellige individer som var tilstede. Estimaten viser en klar økning i tilstedeværelse av fjellrev på åtestasjonene (Figur 24). Denne økingen kan tilskrives utsettingen av rever fra avlsprogrammet og de mange ynglingene de siste årene. Det er verdt å merke seg at denne økingen har skjedd til tross for at fôrautomatene kan ha redusert besøksfrekvensen av fjellrev på åtestasjoner i forhold til tidligere år. Til tross for stor usikkerhet i estimaten viser også den hierarkiske modellen også en øking i tilstedeværelse i Gaissene (Figur 24).



Figur 24. Minimum antall fjellrev som er til stede ved en åtestasjon per 5-dagers periode i tiltaksområde (Varanger) og referanseområdene (Gaissene) predikert av en statistisk modell som tar hensyn til at sannsynligheten at en rev blir registrert varierer. De predikerte verdiene er gjennomsnittet for alle åtestasjoner i områdene og for alle 5-dagers perioder i observasjonsperioden, og skyggen viser usikkerheten i estimatene. Den horisontale blå linjen viser årene med fôring av fjellrev på Varangerhalvøya.

Siden sommeren og høsten 2023 har folk regelmessig rapportert fjellrevobservasjoner langs kysten og veien fra Vardø mot Vadsø. Fjellrev ble også fanget i flere av rødrevbåsene som står i nærheten av kysten i dette område i november og desember 2023, 2024 og 2025 (se avsnitt 4.3.1). I 2025 ble det dokumentert yngling i et hi som er bare 1.3 km fra kysten. Det er ikke fôrautomat i tilknytning til dette hiet. Figur 25 viser avstand til kysten for alle hi der det har vært yngling siden 2001. I gjennomsnitt var det en trend for mer yngling i kystnære hi i denne perioden (-229 m per år i gjennomsnittet, CI: $-466, 7$). Denne kan ha blitt forsterket av at fôrautomater ble satt opp ved flere relativ kystnære hi. Observasjonene av fjellrev nær sjøen sammen med denne trenden i valg av hi til yngling viser at fjellreven på Varangerhalvøya nå har tatt i bruk kysten som et leveområde igjen. Det at fjellreven bruker kysten som habitat er vanlig andre steder i Arktis og var det også på Varangerhalvøya før bestanden her ble kraftig redusert på 1980/90-tallet.



Figur 25. Avstand til kysten i km for alle hi der det var yngling siden 2001. Hi uten fôrautomat i nærheten vises med åpne symboler, mens hi med fôrautomat vises med fulle symboler.

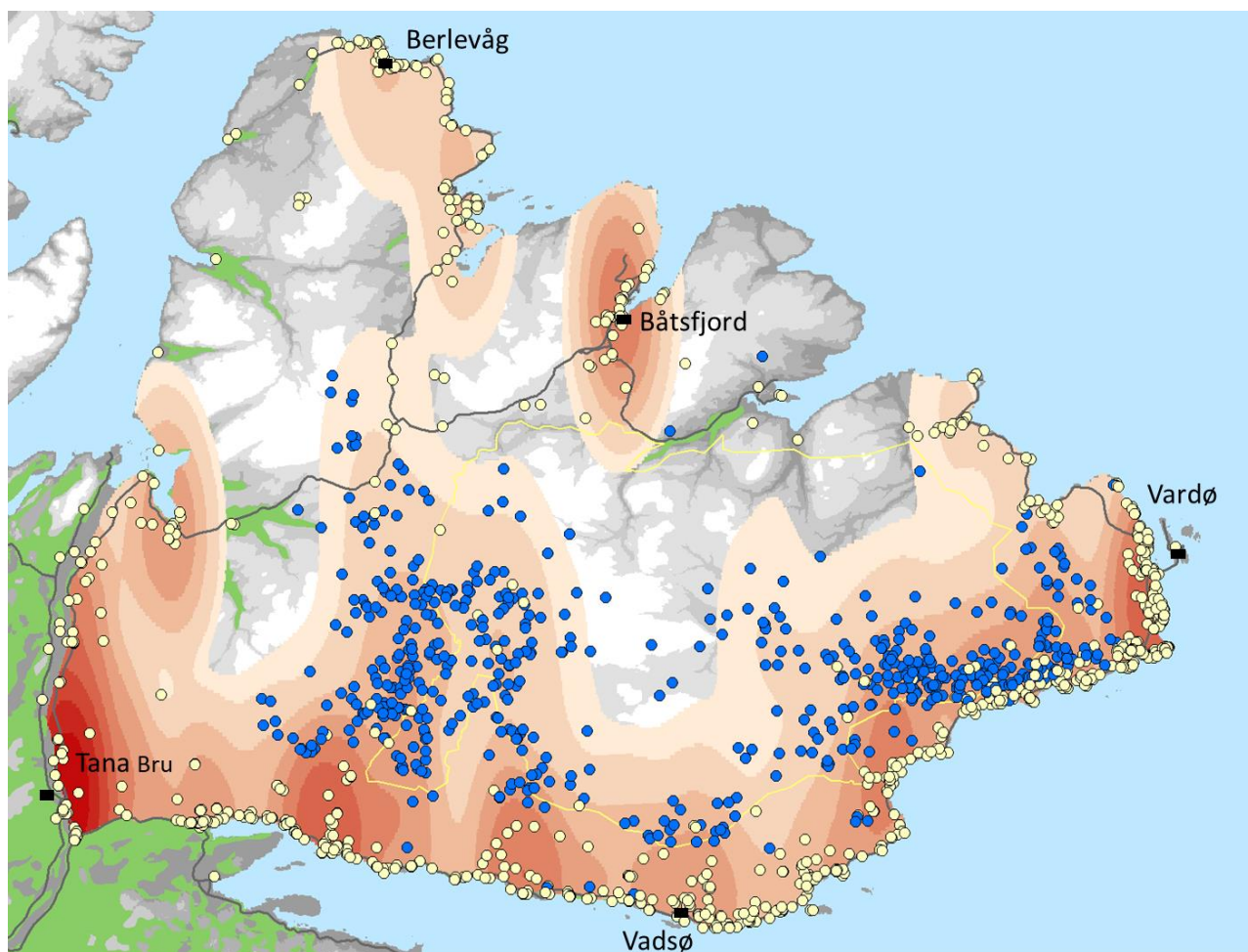
4. Rødrev

4.1 Tiltaket

Tiltaket for å kontrollere rødrev på Varangerhalvøya ble igangsatt den første vinteren av prosjektet «Fjellrev i Finnmark» - dvs. i 2005. Både vanlige jegere og SNO bidrar til uttaket av rødrev. SNO gjennomfører felling vesentlig i de indre delen av halvøya. Lokale jegere jakter mest langs kysten og i nærheten av veier (Figur 26). Siden 2013 har alle jegere som ønsker å levere felte rødrev signert en kontrakt med prosjektet. Dette ble gjort for å få en bedre oversikt over hvem som deltar i jakten. Ordningen fungerer bra, og det er ganske stor interesse for jakten. Nye jegere melder seg på hvert år. Innsatsen til jegere kompenseres med «skrottpenger» som betales av prosjektet for mottak av reveskrotter til forskningsformål. I tillegg til rødrevtiltaket på Varangerhalvøya mottar COAT noen av rødrevene som felles av SNO i lesjavri-område som et tiltak for å redusere predasjon på dverggås (Marolla m. fl. 2019). Materialet fra både Varangerhalvøya og lesjavri-området blir analysert for å kvantifisere rødrevbestandens responser på intensiv jakt i en lav-arktisk kontekst preget av store fluktuasjoner i ressursene.

Siden starten på tiltaket i 2005 og frem til slutten av jaktseasonen i 2025 har SNO felt totalt 721 rødrev på Varangerhalvøya, mens 228 lokale jegere har felt 3804. Bortsett fra fellingstoppen i forbindelse med lemenåret 2011-2012 og en mindre topp i 2015-2016, har SNO-uttaket på Varangerhalvøya vært omtrent på det samme hvert år og bestemmes først og fremst av tiden SNO kan allokere til dette arbeidet (Figur 27). SNO-uttaket har blitt noe lavere de siste årene på grunn av mye dårlig vær og mange andre oppgaver som skal utføres på få godværsdager i løpet av senvinter og vår. I 2025 har SNO skutt 15 rev, som er nesten dobbelt så mange som året før. Ved lesjavri har det vært topper i SNO-uttaket både etter lemenåret i 2011, etter smågnagertoppen i 2015 (som også hadde en god del lemen i dette området; L. Oksanen pers. med.) og en mindre topp i 2019-2020. Antall rev levert av lokale jegere har variert mer. Flest rev ble levert i vinteren 2019-2020, ett år etter smågnagertoppen i 2018-2019 (Figur 27 og 28). Som forventet etter smågnagertoppåret i 2023 var det en ny topp i antall rev skutt i jaktåret 2023-2024, men den var betydelig mindre enn i 2019-2020. I vinteren 2024-2025 ble det skutt relativt lite rev. Antall rev skutt har ikke vært så lavt siden 2009-2010. Både de lokale jegere og SNO sier at dette skyldes at det var lite rev.

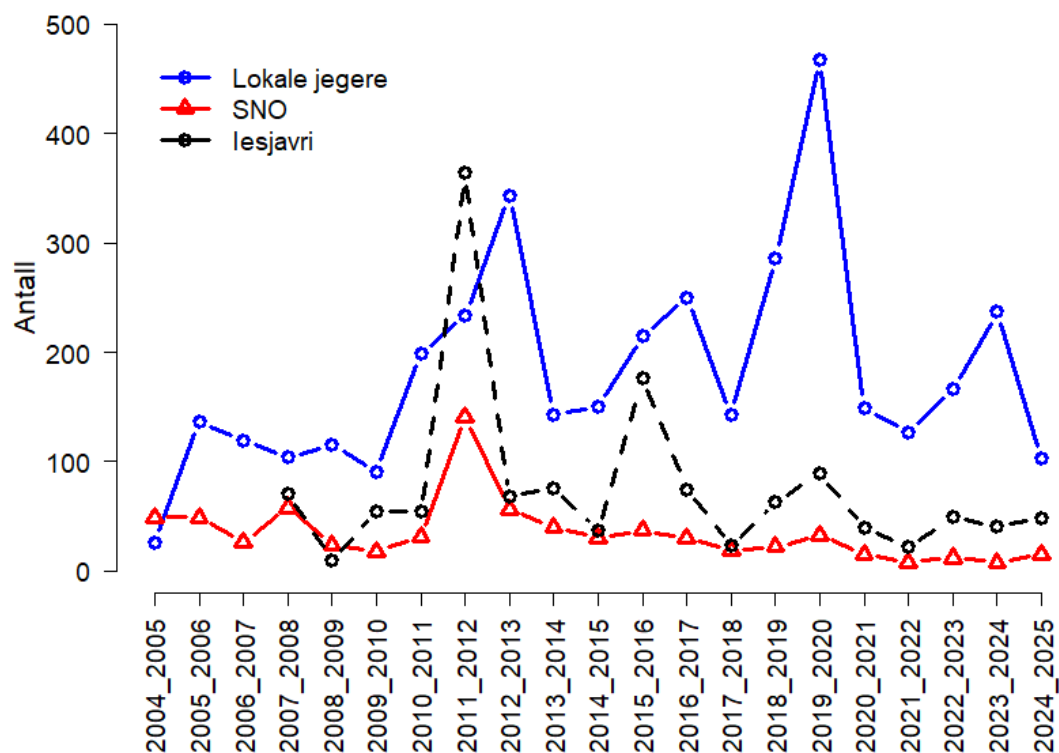
Fluktuasjonen i antall rev skutt viser en forsinket numeriske responsen til smågnagersyklusen i en stor del av tidsserien (Figur 28). Den første smågnagertoppen i 2006-2007 ble ikke etterfulgt av en klar respons i antall rødrev skutt, sannsynligvis fordi tiltaket ikke var like kjent og godt etablert blant lokale jeger på denne tiden. I de tre etterfølgende smågnagersyklusene ble det ikke skutt flest rev i vinteren rett etter smågnagertoppen (som hadde vært en direkte numerisk respons), men én vinter senere. Denne forsinkete effekten kan skyldes at det er lettere å tiltrekke seg rev med åte eller lokkefløyte når det er lite tilgjengelig næring i krash-årene for smågnagere, eller at revebestanden har en forsinket relasjon til smågnagertetthet gjennom innvandring (se også avsnitt 4.2 for rollen av innvandring). For det siste smågnagertoppåret var denne forsinkelsen ikke så klar (figur 28). En mulig grunn til dette er at det var høye tettheter av smågnagere både i 2022 og i 2023, slik at antall rev skutt nådde toppen allerede i vinteren 2023-2024 (altså med en forsinkelse relativ til 2022).



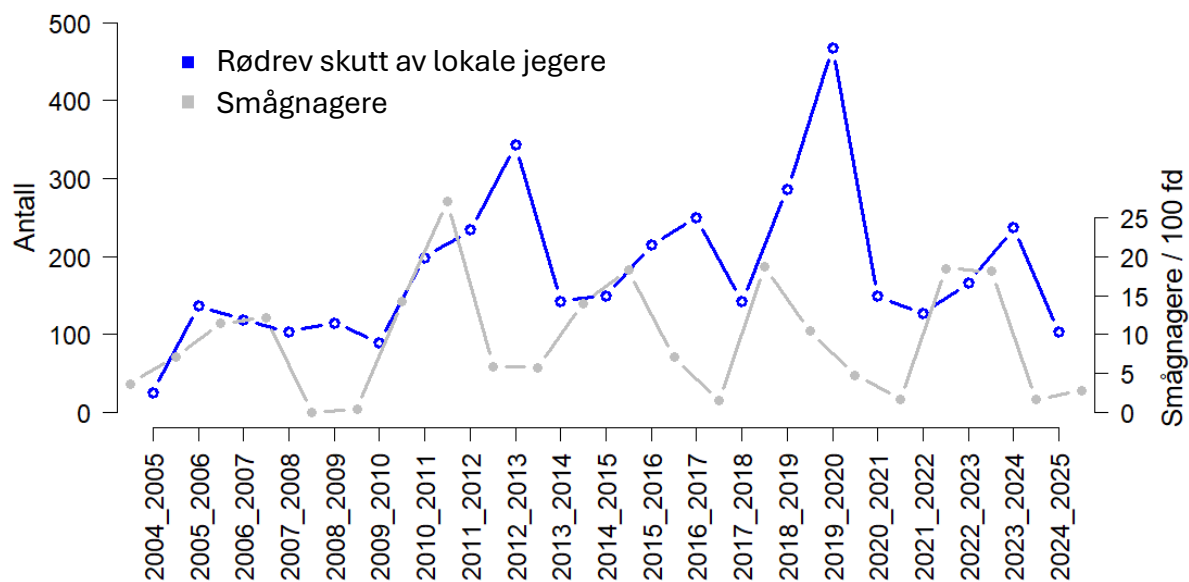
Figur 26. Lokaltetene hvor rødrev er felt av SNO (blå) og lokale jegere (gul) på Varangerhalvøya over hele tiltaksperioden. Lokale jegere har ofte faste åteplasser, dermed kan noen punkter representere mange rev felt over flere år. Røde fargegraderinger viser den interpolerte frekvensen av rødrev skutt i område. Svarte kvadrater viser de viktigste tettstedene på halvøya

Antall jegere som leverer rødrev til prosjektet varierer mellom jaktårene stort sett i takt med fellingsstallene. Jaktinnsatsen varierer også mye mellom jegere. Av de 228 jegere som har levert rev til prosjektet siden 2005, har 101 levert rev bare i ett jaktår. Noen jegere har derimot levert rev gjennom en stor del av tiltaksperioden. Denne svært skjeve fordelingen av jaktinnsatsen vises også i antall reveskrotter levert av hver jeger, der majoriteten har bare skutt noen få rødrev (67 jegere har levert bare en rev i løpet av perioden), mens 15 jegere har levert over 50 rev og to av de har skutt over 250 rev hver.

Jaktstatistikk (fellingstall) har blitt brukt av mange forskere som en relativ bestandsindeks for å studere dynamikken av høstbare arter som fjellrev, rødrev eller gaupe (Elton 1942, Henden m.fl. 2009a). Dette forutsetter en antakelse om at jaktinnsatsen er relativt konstant i forhold til bestandsfluktuasjonene. For å finne ut i hvilken grad dette er tilfelle på Varangerhalvøya har vi de siste seks årene bedt jegere om å rapportere jaktinnsatsen i antall dager de holdt på med jakt. Antall jaktturer og/eller antall netter med åtejakt ble så summert til en indeks for jaktinnsats. Andelen jegere som svarte varierer en del mellom årene, men til tross for dette gir disse data informasjon om endringer i jaktinnsats mellom år der det ble skutt mye rev eller mindre rev (Figur 29 og 30).



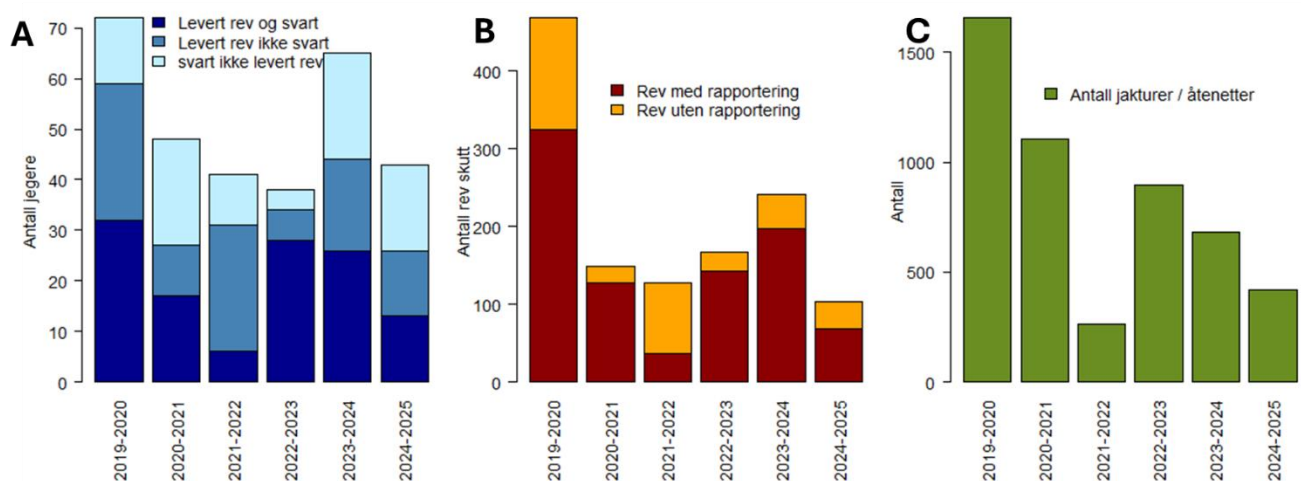
Figur 27. Antall rødrev felt for hvert jaktår (15. juli til våren året etter). Den blå linjen viser antallet levert av lokale jegere, mens den røde linjen viser antallet rødrev som er felt av SNO på Varangerhalvøya. Den svarte stiplede linja viser antall rødrev som er felt av SNO i regi av dverggåsprosjektet ved lesjavri.



Figur 28. Antall rødrev felt av vanlige jegere pr. jakt sesong (15.07 – 15.04) i forhold til smågnagerdynamikken (summert fangstindeks for all arter i alle områder på Varangerhalvøya).

Blant jegerne varierte innsatsen mye i alle år, fra jegere som bare hadde 1-2 jaktturer til jegere som brukte åtte med revevarsler nesten hele jaktseasonen. Til sammen viser disse ganske grove estimatene at innsatsen har variert ganske mye over de siste seks år hvor det ble skutt både maksimalt og minimalt antall rev (figur 29 C). Etter toppåret for både jaktinnsatsen (tidsbruk) og suksessen (antall rev skutt) i 2019-2020, ble jaktinnsatsen redusert med bare omtrent en tredel året etter da det ble levert bare en tredel så mange rev som i 2019-2020. I 2021-2022 var svarprosenten lav slik at den lave totalt rapporterte innsatsen ikke er representativ (Figur 29 B). I de etterfølgende årene gikk den rapporterte innsatsen ned fra år til år og i 2024-2025 var både tidsbruken og antall skutt rev lav. Det virker opplagt at folk bruker mer tid på jakt når det er mer rev. Men det kan også være en forsinket effekt på jaktmotivasjonen. Innsatsen var høyere det første året etter toppåret til tross for ganske liten suksess, men gikk ytterligere ned etter flere år med ganske få rev skutt. Dermed var den totale innsatsen relativ lav i 2023-2024 til tross for at det ble skutt flere rev igjen (Figur 29). Dette var ikke forventet, og den nedgående trenden i tidsbruken kan tyde på at noen har fått mindre interesse for revejakt. Noe som går igjen i samtaler med jegere er at det er nå generelt lite rev på Varangerhalvøya. Dette kan være med å minske motivasjonen spesielt for jegere som bare jakter av og til.

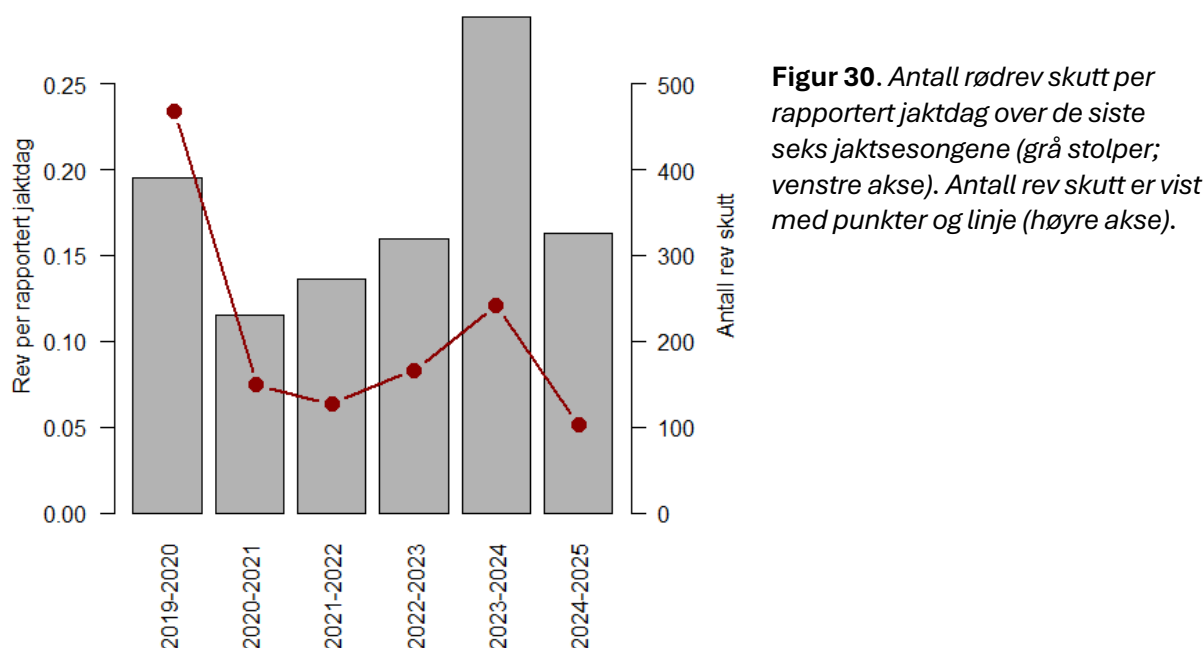
Totalt sett støtter ikke denne statistikken antakelsen om konstant innsats som ofte gjøres når antall felte dyr brukes som relativ bestandsindeks. Hvis innsatsen fluktuerer med jakttallene, er det sannsynlig at jakttallene overdriver bestandssvingningene.



Figur 29. Innsatsen til rødrevjegerne over de siste fem jaktseasonene. A) Antall jegere som har levert rev til prosjektet og rapportert innsats, antall som har levert rev, men ikke svart, og antall jegere som har svart, men ikke fått rev. B) Antall rev som ble skutt av jegere som har eller har ikke rapport innsats. C) Totalt antall jakturer /netter med åtejakt rapport per jaktseason.

Skrottpengene virker åpenbart som en motivasjonsfaktor for rødjakt. En spørreundersøkelse vi utførte blant jegerne på Varangerhalvøya i 2017 viste at mange hadde jaktet mindre hvis skrottpengene var lavere. Skrottpengene på kr 1000,- per rev var uforandret over årene 2014-2024. For å opprettholde jakttrykket ble skrottpengene økt til kr. 1200,- 1. februar 2025. I vinteren 2024-2025 ble det skutt lite rev, men antall rev skutt per jaktdag var omtrent det samme som i

tidligere år (Figur 30). Dermed er det sannsynlig at det lave antallet rev skutt i siste vinteren skyldes at det var lite rev.



Figur 30. Antall rødrev skutt per rapportert jakt dag over de siste seks jakt sesongene (grå stolper; venstre akse). Antall rev skutt er vist med punkter og linje (høyre akse).

4.2 Effekten av tiltaket

Tiltak for å redusere økende bestander av rødrev gjøres mange steder i verden, men ofte er det vanskelig å evaluere effektene av tiltakene kvantitativ og ved å ta hensyn til andre viktige økosystemdrivere (e.g. Marolla m.fl. 2019, Henden m.fl. 2021). For å forstå effekten av et kontrolltiltak må flere variabler og spørsmål undersøkes: 1) Reduserer tiltaket rødrevbestanden? 2) Reduseres uønsket rødrevaktivitet? og 3) gir tiltaket en forbedring av tilstanden til artene det er ment å støtte, slik som fjellrev og dverggås?

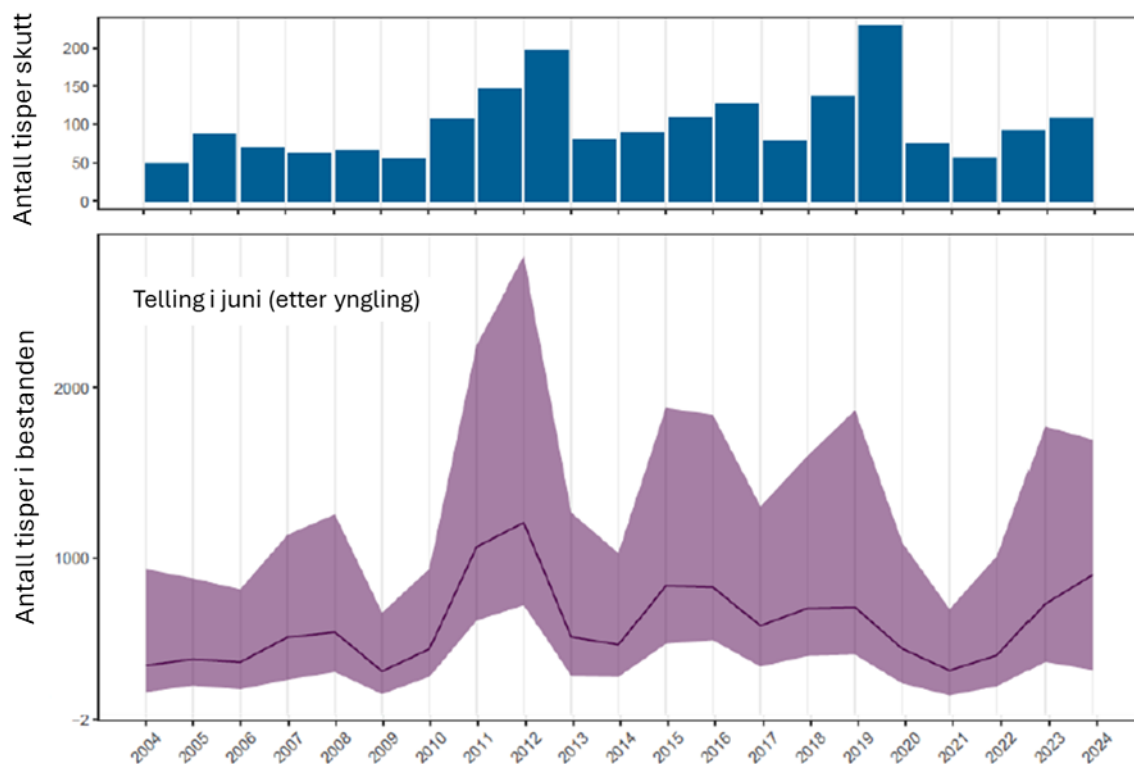
Informasjon om rødrevbestanden størrelse kommer fra to observasjonsserier: (1) Antall rev felt (jaktstatistikk) og (2) antall rev registrert på kamera ved åtestasjonene. I og med at vi vet at jaktinnsatsen varierer en del (se ovenfor), kan man anta at denne statistikken overdriver bestandsfluktuasjonene noe, men at den tross alt er korrelert med bestandsstørrelsen. De fleste jegere jakter i nærheten av kysten og i skogsbandet (Figur 26), dermed reflekterer denne observasjonsserien først og fremst den kystnære delen av rødrevbestanden.

4.2.1 Effekten av tiltaket på rødrevbestanden: integrert bestandsmodell

For å få et bedre estimat på dynamikken til rødrevbestanden på Varangerhalvøya har vi utviklet en integrert bestandsmodell i samarbeid med Chloé Nater i NINA (Nater m.fl. 2026). Denne modellen integrerer forskjellige datakilder og setter sammen all tilgjengelig informasjon for å få best mulige estimater på bestandsstørrelse, demografiske rater og effekten av drivere på disse. Modellen baserer seg først og fremst på jakttallene (antall tisper skutt) og de demografiske data fra obduksjon av reveskrottene, dvs. aldersfordelingen, andel reproduserende tisper og antall

fostre eller placentale arr (avsnitt 4.4). I tillegg brukte vi genetiske data fra årene 2005-2014 for å estimere antall innvandrende rev (genotypene til 505 rev ble bestemt for 12 mikrosatellitt loci), og noen observasjoner av antall valper på rødrevhi. Publiserte data fra andre områder ble brukt som et startpunkt for overlevelsesestimater. Modellparameterne ble estimert i et Bayesisk rammeverk som tillater å kvantifisere usikkerheten fra ulike kilder på en eksplisitt måte (Nater m.fl. 2026).

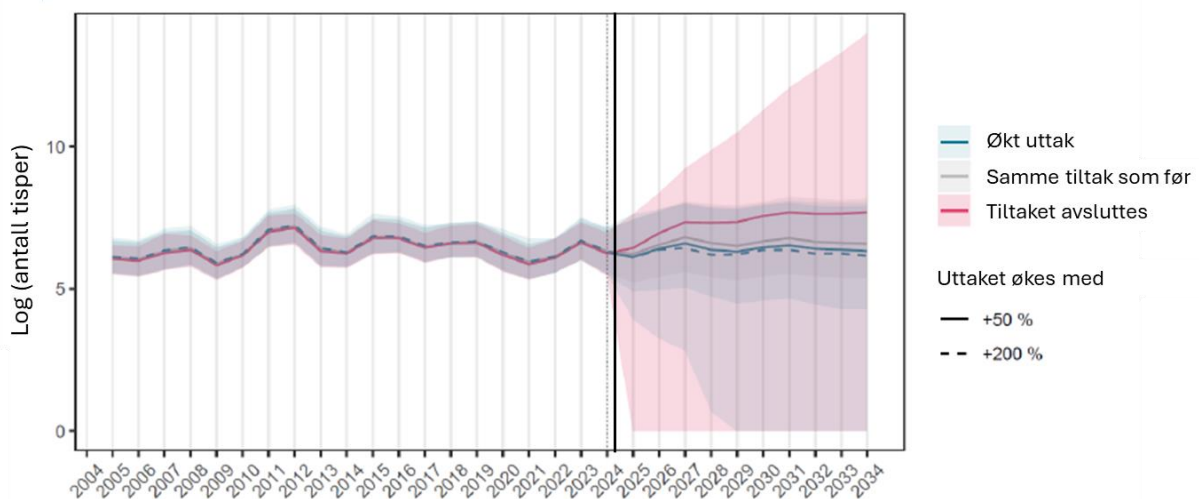
Figur 31 viser at det estimerte antall tisper på Varangerhalvøya i tidsrommet 2004-2024 har variert mellom ca 300-1000 individer, dog med en ganske stor usikkerhet. De estimerte tallene viser en økning i bestanden etter lemenåret i 2011, men det er interessant å se at de antyder en svak nedgang etter dette og frem til 2021. Modellen viser dermed ikke noen økning i bestanden etter smågnagertoppåret i 2018. En mulig forklaring for forskjellen mellom modellestimatene og jakttallene, som viste den høyeste toppen i tidsserien i 2019-2020 (Figur 27), er at jakten ble så effektiv denne vinteren at bestanden ikke vokste til tross for god ressurstilgang og mange ynglinger i smågnagertoppåret. De siste to årene viser modellen derimot at revebestanden har økt i motsetning til inntrykket mange jegere har hatt.



Figur 31. Antall tisper skutt per vinter (øvre panel) og estimert bestandsstørrelse av rødrev (bare tisper; nedre panel) på Varangerhalvøya basert på den integrerte populasjonsmodellen (figur fra Nater m.fl. 2026). Skyggen rundt den estimerte bestandsstørrelsen (svart linje) viser usikkerheten i estimatet.

Basert på den integrerte bestandsmodellen kan man undersøke hvilke faktorer bidrar mest til populasjonsendringene (gjennom et Life Table Response Experiment LTRE; Nater et al. 2026). I gjennomsnittet over hele tidsperioden viste LTRE analysen at de viktigste faktorene var variasjon i naturlig dødelighet og innvandring. Variasjon i reproduksjonsraten og kullstørrelse var mindre viktig, og bidraget til jaktuttaket som forklaring på bestandsfluktuationene var ikke forskjellig fra

0. Når man ser på det fra år til år, er det ganske store forskjeller i hvilke faktorer bidro når, og i noen år har jaktuttaket vært viktigere, for eksempel i årene 2018, 2019 og 2020. For en mer spesifikk evaluasjon av effekten av tiltaket har modellen blitt brukt til å simulere bestanden fremover i tid under tre antakelser: økt jakt, jakt på samme nivå som hittil, og avslutning av tiltaket (Nater m.fl. 2026). Til tross for stor usikkerhet viser simuleringen at bestanden kommer å øke hvis tiltaket avsluttes (Figur 32). En økning av uttaket, som er dessuten ikke særlig realistisk, kommer derimot ikke til å ha en stor effekt. Dette skyldes en stor effekt av innvandring som kompenserer for store jaktuttak. En videre simulering viser at det mest effektive tiltaket for å redusere rødrevbestanden på Varangerhalvøya hadde vært å begrense innvandringen (Nater m.fl. 2026). Rollen av innvandring i å begrense effektiviteten av tiltak for å kontrollere mellomstore rovdyr som rødrev er et kjent problem spesielt når tiltak utføres relativt lokalt (e.g. Lieury m.fl. 2015, Kierepka m.fl. 2017). Effektiviteten av rødrevtiltaket på Varangerhalvøya i å begrense bestandsveksten kan settes i sammenheng med at tiltaksområdet er ganske stort og ligger på en halvøy, sånn at geografien bidrar til å begrense innvandringen litt.



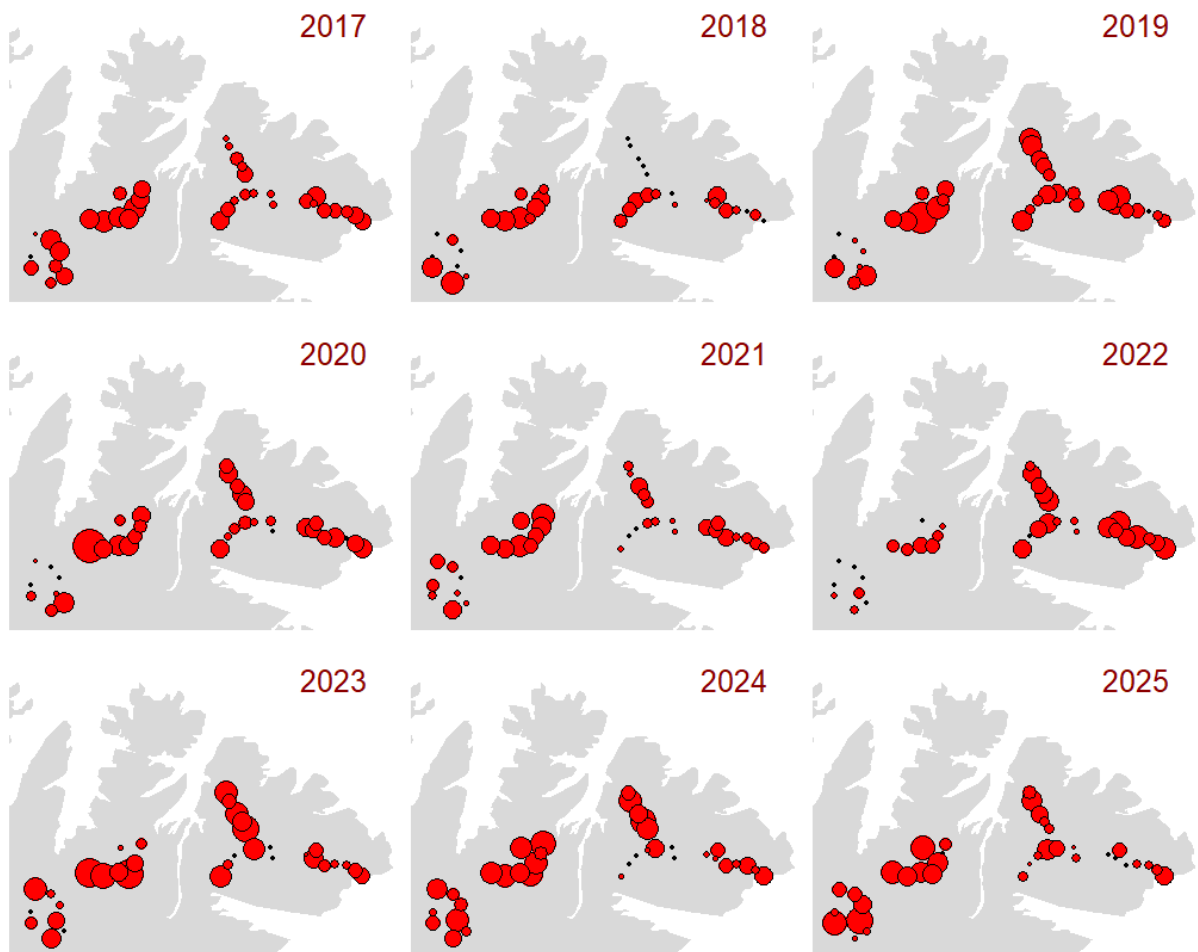
Figur 32. Simuleringer av den mulige utviklingen av rødrevbestanden på Varangerhalvøya (antall tisper på log skala) under forskjellige scenarier for fortsettelse av tiltaket basert på en integrert bestandsmodell (figur fra Nater m.fl. 2026). Den svarte linjen viser overgangen mellom estimatene basert på data og de fremtidige simulerte estimatene. Skyggen rundt linjene viser usikkerhetsmarginene.

4.2.2 Effekten av tiltaket på rødrevbestanden: Kameradata på åtestasjoner

Forekomsten av rødrev på viltkamera på åtestasjoner reflekterer områdebruken av rødrev på senvinteren hvert år (Figur 33). Ifjordfjellet har hatt en jevnt høy frekvens av rødrev i alle år (se også Figur 34). Til sammenligning har Varangerhalvøya større variasjon mellom årene og mellom åtestasjonene. Denne variasjonen er sannsynligvis en effekt av utskytingstiltaket på Varangerhalvøya. I 2024 og 2025 - og til en viss grad i 2023 - var det flest rødrev i Stjernevannstransektet, mens det var mindre rødrev til stede i de andre to transektene på Varangerhalvøya. Tilstedeværelse av rødrev i Gaissene har variert noe over årene. De to siste årene ble det registrert rødrev på alle kamera i dette området, og det var omtrent like mye rødrev der som på Ifjordfjellet i 2025.

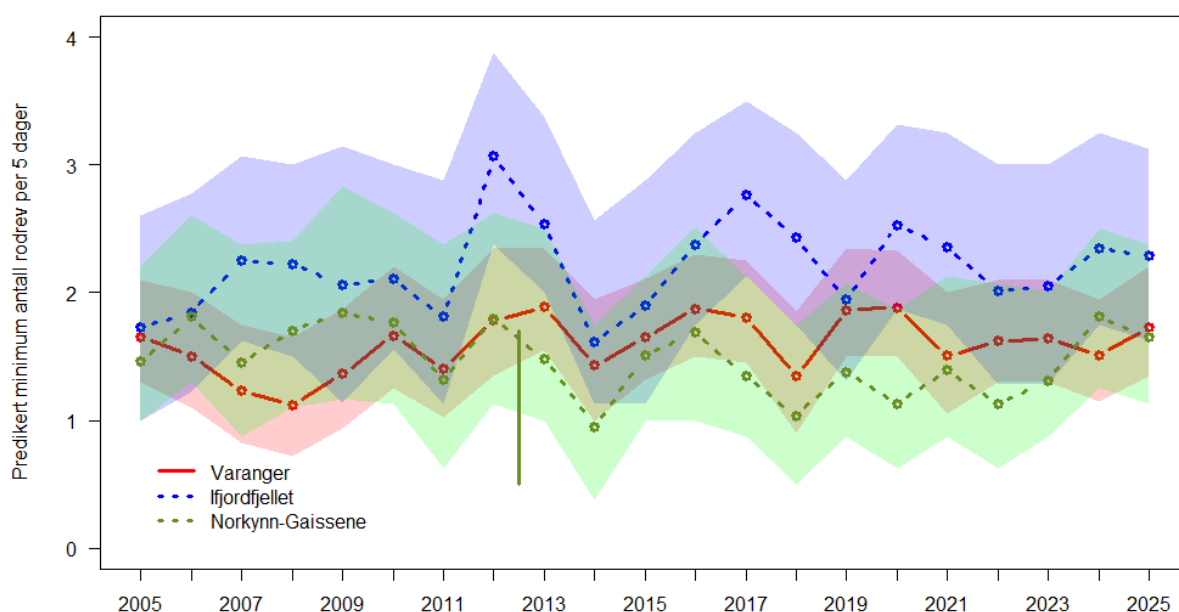
Til tross for at tilstedeværelse av rødrev på åtestasjoner er først og fremst et mål på områdebruken, gir den også noe informasjon om rødrevbestandens størrelse/tetthet. I motsetning til data fra jakten, gjennomføres viltkamera overvåkingen både i tiltaksområde og i referanseområdet lengre vest, og gir dermed en mulighet til å evaluere effekten av tiltaket som kontraster (dvs. forskjeller) mellom tiltaksområdet (Varangerhalvøya) og referanseområdene (Gaissene, Nordkinnhalvøya og Ifjordfjellet). Tidsseriene er nå blitt såpass lange at de kan analyseres statistisk med hensyn på effekt av kontrolltiltaket.

For den statistiske analysen ble tilstedeværelsen av rødrev på viltkamera sammenfattet til et minimumsantall individer per 5-dagers-perioder. Dvs. at hvis det var to rever på et bilde, og en rev på mange andre bilder, kan vi være sikre på at det var minst to forskjellige rever til stede i denne perioden. Dette er en underestimert av det riktige antallet, men sannsynligvis mer riktig enn å telle antall revebesøk. For å evaluere effekten av tiltaket, brukte vi en hierarkisk N-mixture modell (Kery og Royle 2016) som tar hensyn til at sannsynligheten for at en rev blir oppdaget på en åtestasjon varierer med tilstedeværelse av åte, antall bilder tatt i 5-dagers perioden og dagen på året.



Figur 33. 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. Kart for årene 2005-2016 vises som vedlegg i slutten av rapporten.

Resultatene viser at det var omtrent like mange rev til stede i alle områdene i starten av prosjektet (Figur 34). Men etter dette økte antall rødrev på Ifjordfjellet, mens det gikk først ned på Varangerhalvøya etter de første årene med rødrevuttak - før antallet her gikk noe opp igjen. Over tre smånagersykluser (fra vinteren 2011-2012 = viltkamera på senvinteren 2012) var antall rødrev på en åtestasjon på Varangerhalvøya relativt godt korrelert med jaktstatistikken, noe som tyder på at begge observasjonsserier fanger opp bestandssvingningene i denne perioden. Etter dette flatet estimatene for antall rødrev på åtestasjonene ut og det ble ingen topp vinteren 2023-2024 slik det ble i antall rev skutt (Fig. 34). I 2024 var det derimot en oppgang i estimert rødrevtilstedeværelse både på Ifjordfjellet og i Gaissene. Fluktuationene mellom topp og bunnår er mindre for viltkameradata enn for jaktstatistikken. Dette kan på forklares med at vi estimerer et minimumsantall individer på en åtestasjon med kamera, men trolig også med at antall rev skutt fluktuere mer enn bestanden på grunn av variasjoner i jegerens innsats.



Figur 34. Minimum antall rødrev som er til stede ved en åtestasjon med viltkamera per 5-dagers-perioder i tiltaksområde (Varanger) og referanseområdene (Ifjordfjellet og Nordkynn-Gaissene) predikert av en modell som tar hensyn til at sannsynligheten at en rev blir registrert varierer. De predikerte verdiene er gjennomsnittet for alle åtestasjoner i områdene og for alle 5-dagers perioder i observasjonsperioden, og skyggene viser usikkerheten i estimatene. Den vertikale grønne linjen viser flyttingen av referanseområdet fra Nordkynn til Gaissene.

På Ifjordfjellet har viltkamera vært i bruk over hele prosjektperioden (2005-2023). Hvis man sammenlikner dette referanseområdet med tiltaksområdet (Varangerhalvøya), er det en klar forskjell i tilstedeværelse av rødrev på viltkamera i de fleste årene som kunne tyde på en effekt av tiltaket (Figur 34). Men helt siden 2007 var det betydelig mer rev til stede på Ifjordfjellet enn i de to andre referanseområdene. Estimater for rødrevtilstedeværelse har vært litt lavere i Gaissene enn på Varanger de fleste årene fra 2013 til 2023, dog med overlappende konfidensintervaller. Dette kan forklares med at det var lite rødrev i det høytliggende og lite produktive Gaissene-området, men gjør det vanskeligere å konkludere om effekten av tiltaket.

4.3 Område- og ressursbruk

4.3.1 Områdebruk

For å lære mer om områdebruk av rødrev gjennom hele året har vi siden 2021 sporet noen rev med GPS-halsbånd. Innkjøp av halsbåndene ble finansiert av COATs infrastrukturbevilgning. Målet med denne studien er å finne ut mer om hvordan individene beveger seg på halvøya, og når og hvor lenge de oppholder seg i forskjellige habitater. Vi er spesielt interessert i vandringer mellom kysten, der det er mye rev og der de fleste rev jaktes (Figur 26), og det indre av halvøya med kjerneområdene for fjellrev. Andre mål er å se i hvilken grad produktive habitater, som for eksempel vierkratt, er viktige for rødrev i innlandet og hvor tett revene er knyttet til menneskelige strukturer som veier og hytter i forskjellige årstider.



Figur 35. Rødrevfangst på Varangerhalvøya. A) Båsfelle og B) Rødrev med GPS halsbånd og øremerker (Foto Joachim Henriksen).

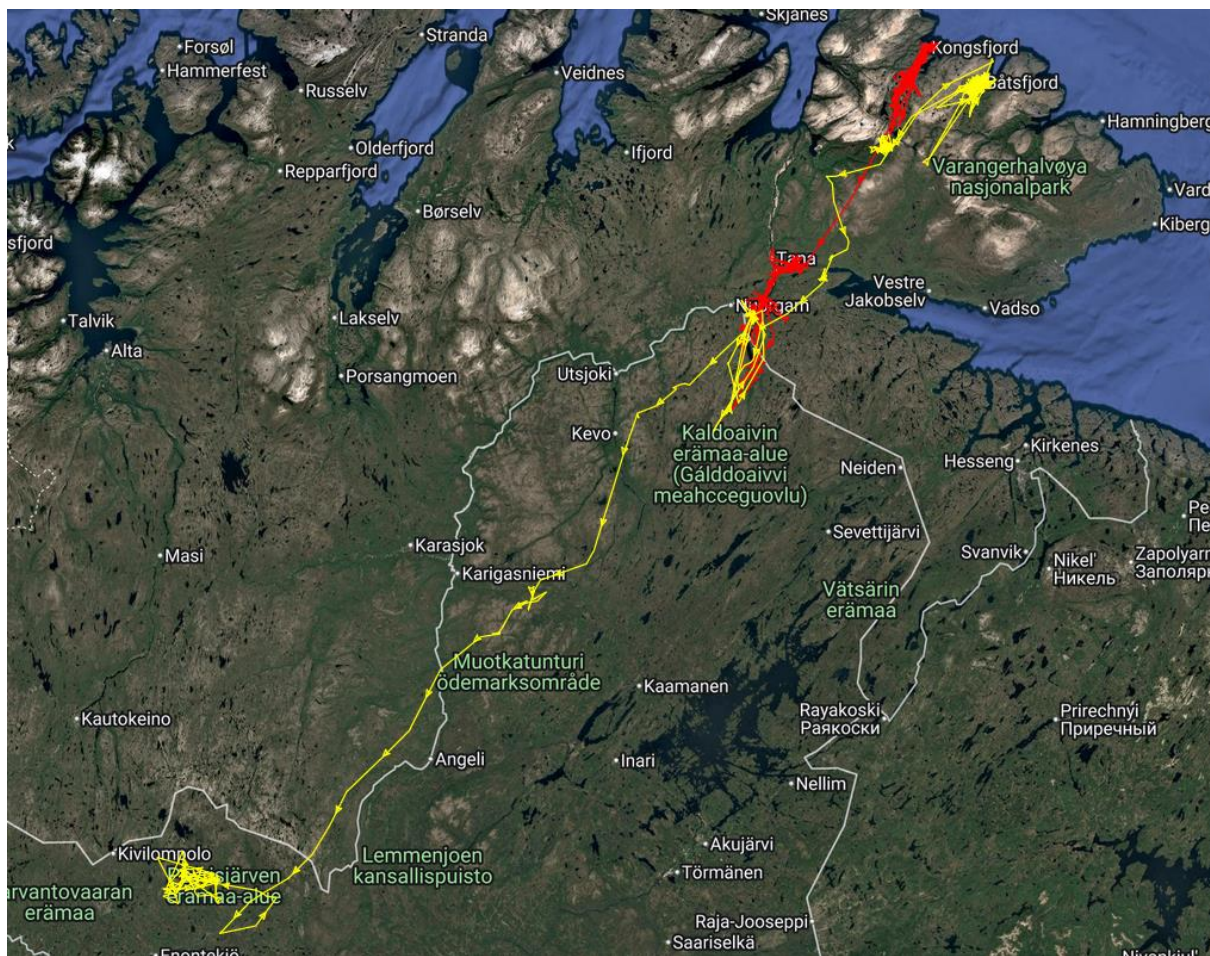
Revene fanges i store båsfeller (Figur 35A) og utstyres med GPS halsbånd som sender posisjoner over iridium netverket (LiteTrack Iridium 150 fra Lotek; Figur 35B). De merkes også med øremerker for å gjøre det lettere for jegere å se dem, slik at det kan unngås de blir skutt. Halsbåndene er programmert til å ta en posisjon hver 3. time, dvs. 8 posisjoner per 24 timer. I tillegg tar de en posisjon hvert 20. min. over 3 timer ca. hver andre dag for å få mer detaljert informasjon om bevegelsesmønstre til revene. Det er krevende å fange rødrev levende, men vi har lyktes å fange 20 rev så langt. To rev fanget i 2024 hadde dessverre skabb og måtte avlives. Flere av revene ble sporet i over ett år og ha levert mer enn 3000 posisjoner (tabell 2). Dessverre har det vært tekniske problemer med noen av halsbåndene som har resultert i færre posisjoner fra noen rev og kortere perioder med sporing før halsbåndet sluttet å virke. To rev spores for tiden og sporene kan følges på www.coat.no.

Sporene vi har fått fra revene viser interessante og varierte mønstre. Mens noen rev holder til ved kysten hele året, vandrer andre rev frem og tilbake mellom kysten og innlandet. Noen rev som var ved kysten på vinteren, sannsynligvis i sin første vinter, etablerte seg i innlandstundraen på sommeren og ble værende der frem til vinteren året etter. I begynnelsen av 2025 vandret for første gang en av revene ut fra Varangerhalvøya. En ung hannrev, Sarre, ble fanget i nærheten av Stjernevann i november 2024. Etter et par uker vandret han ned fra fjellet og oppholdt seg i og rundt tettstedet Båtsfjord i flere måneder. Vi vet ikke hva slags ressurser han benyttet seg av ved tettstedet, men det må ha vært mat tilgjengelig i og med at han oppholdt seg der så lenge. Dette

er et eksempel på at menneskelige ressurser bidrar til at rødrev overlever vinteren. Men i begynnelsen av mars forlot Sarre Båtsfjord, krysset Varangerhalvøya på litt over en dag og fortsatte sørover til Finland for å muligens etablere seg i nærheten av Näkkälä sør for Kautokeino (Figur 36). Dette ble en vandring på 330 km i luftlinje og dermed en av de lengste vandringene dokumentert for rødrev (Walton m.fl. 2018). Dessverre sluttet halsbåndet å virke 14. april. En annen hannrev, Simmon, ble også fanget i Stjernevannsområde, for så å gå frem og tilbake mellom Kongsfjord og Kongsjordfjellet i noen måneder. I februar 2025 vandret han sørover og krysset også grensen til Finland, men kom tilbake og etablerte seg på Seidafjellet. Dessverre ble denne reven påkjørt 9. mai.

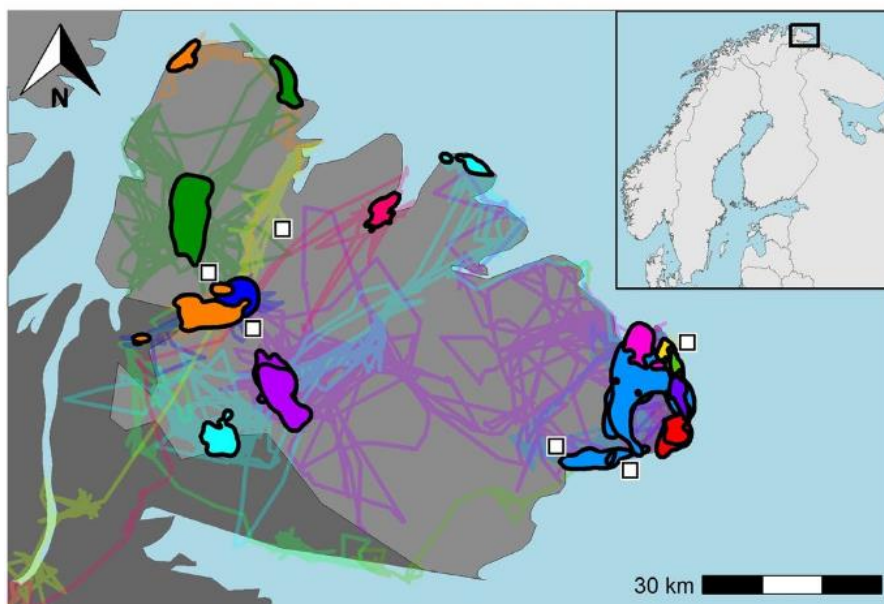
Tabell 2. Rødrevne som ble fanget og merket med GPS-sendere på Varangerhalvøya. M står for hann og F står for tisper. Tiden reven ble sporet vises som antall dager mellom fangst og den siste posisjonen. For noen rev var det perioder der halsbåndet ikke sendte posisjoner. Rev som er fremhevet i fet skrift ble analysert i Hofhuis et al. (2025).

Rev	Kjønn	Alder	Dato fanget	Vekt (kg)	Tid sporet (dager)	Posisjoner
Thorsen	M	Voksen	19.05.2021	5.63	496	4225
Reinært	M	Ung	04.11.2021	5.33	84	758
Kaptein Jan	M	Ung	04.11.2021	6.50	545	5218
Mari	F	Ung	05.11.2021	4.82	272	2320
Uhcci Biret	F	Ung	10.11.2021	4.42	467	4650
Helmer	F	Ung	13.11.2021	6.60	1	0
Murphy	M	Ung	08.11.2022	6.27	512	3768
Geir		Ung	15.10.2023	5.48	203	1645
Uhcci Kate	F	Voksen	19.10.2023	5.19	213	800
Pedersen	F	Ung	29.11.2023	5.25	93	673
Wilhelmina	F	Voksen	17.10.2024	6.05	290	2226
Willem	M	Ung	23.10.2024	4.83	285	2437
Tina	F	Ung	26.10.2024	5.63	182	587
Simmon	M	Ung	01.11.2024	5.31	190	631
Sarre	M	Ung	04.11.2024	6.44	161	1384
Clara	F	Ung	07.11.2024	4.43	16	57
Skabbrev 1	M		11.11.2024	5.20	Avlivet	
Skabbrev 2	F		02.12.2024	4.79	Avlivet	
Pelkonen	F	Voksen	05.11.2025		Spores fortsatt	
Phaphan	F	Voksen	13.11.2025		Spores fortsatt	

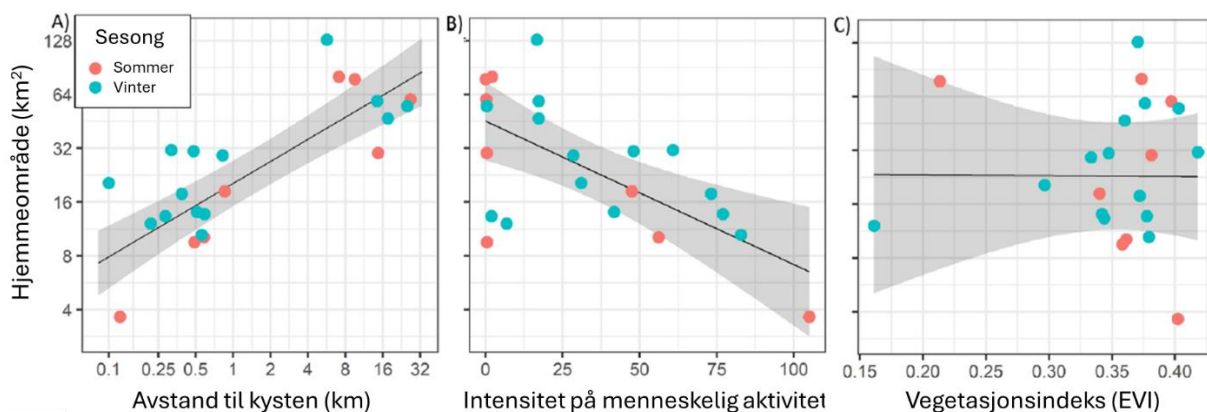


Figur 36. Sporene av to rev som vandret langt i begynnelsen av 2025 (Sarre i gul og Simmon i rødt)

Tre elementer i landskapet som kan representere kilder til mat for rødrev, henholdsvis avstand til kysten, menneskelig aktivitet og vegetasjonens frodighet, har blitt analysert med hensyn på 14 av revenes områdebruk (tabell 3; Hofhuis m.fl. 2025). Som proxy for menneskelig aktivitet har vi brukt en indeks for arealbruksintensitet utviklet av Artsdatabanken (verdier fra 0 til 260 for ingen infrastruktur til bysentre; opprinnelig oppløsning av rasterdata er 102 m; Artsdatabanken 2026). Indeksen uttrykker summen av synlige spor etter arealbruk. En fjernmålingsbasert vegetasjon indeks (EVI) regnet ut fra MODIS satellittdata ble brukt som proxy for plantebiomasse (Tveraa m.fl. 2013). Alle tre datasett ble projisert på nytt til en oppløsning av 182m for analysen av reveposisjonene (sette tilsvarende oppløsningen til EVI, det groveste rasterlaget). Sporene til revene ble delt inn i tidsperioder der de oppholdt seg stasjonært i et område (hjemmeområde) og tidsperioder der de forflyttet seg mer (Figur 37). Resultatene viser at hjemmeområdene er i gjennomsnittet mindre i nærheten av kysten enn lengre inne i halvøya, som forventet fra antatt bedre ressurstilgang ved kysten. Hjemmeområdene var også mindre der det var mer menneskelig infrastruktur, og de var større på vinteren enn på sommeren, når det er mer ressurser tilgjengelige og revene som yngler ikke vandrer så langt (Figur 38). Den gjennomsnittlige plantebiomassen i hjemmeområdene spilte derimot ingen rolle for størrelsen til områdene. Dette kan muligens forklares gjennom den store heterogeniteten i vegetasjonstyper i landskapet på Varangerhalvøya som gjør at noen produktive habitat ofte dekker bare et lite areal og får ikke stor innflytelse på gjennomsnittet.



Figur 37. Arealbruk av rødrev på Varangerhalvøya fra GPS-sporing. Sporene er fra de 14 rev som ble sporet mellom 2021 og sommeren 2025. De fargede flatene viser områdene der revene oppholdt seg stasjonært (hjemmeområder), mens linjene viser bevegelsene av revene utenfor disse områdene (fra Hofhuis et al. 2025).

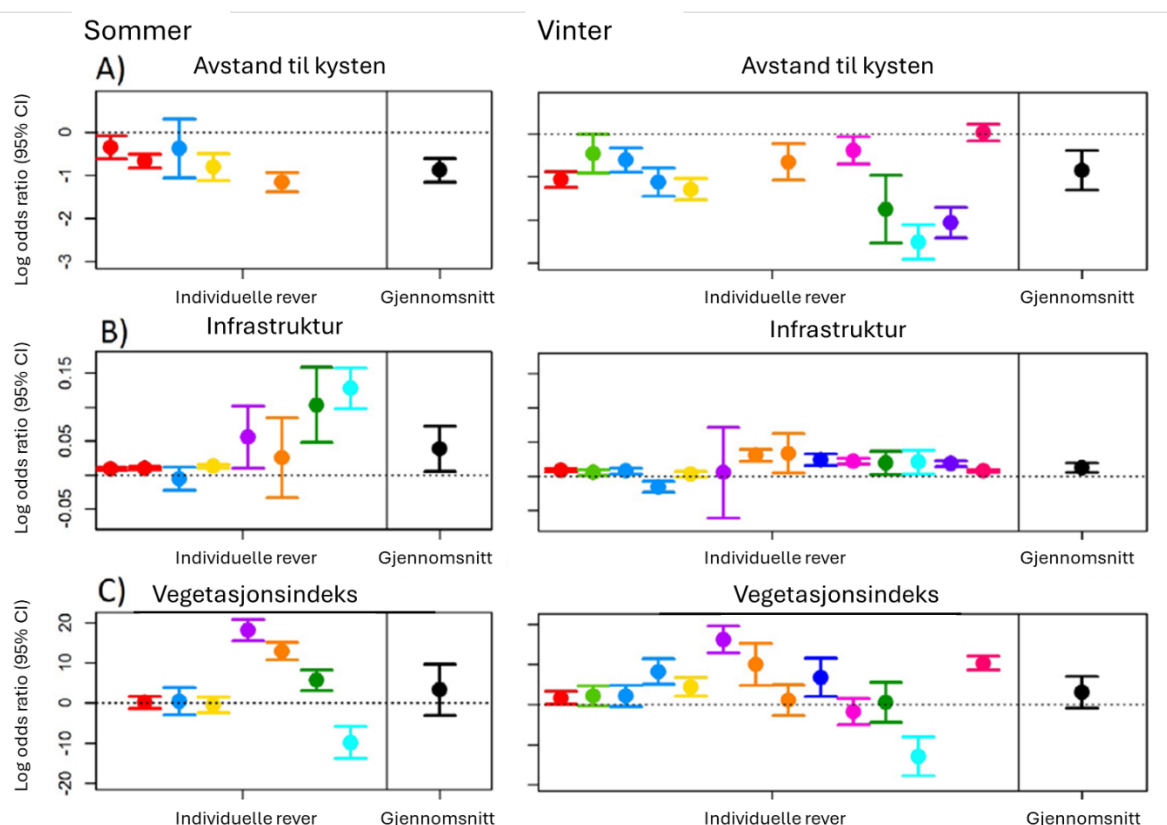


Figur 38. Størrelse på hjemmeområder til rødrev på Varangerhalvøya på sommeren og på vinteren i forhold til avstand til kysten, gjennomsnittlig intensitet på menneskelig aktivitet og gjennomsnitt av en vegetasjonsindeks som reflekterer plantebiomasse (fra Hofhuis et al. 2025).

Habitatvalget til revene ble også undersøkt innen hjemmeområdene. Her viste det seg at det var klare individuelle forskjeller, men også noen gjennomgående sammenhenger som var signifikante på populasjonsnivå (Hofhuis m.fl. 2026). Rever med hjemmeområder som inkluderte kyst hadde en klar tendens til å oppholde seg ved kysten og flere rev valgte tydelig å oppholde seg i nærheten av menneskelig infrastruktur. Noen rev oppholdte seg også betydelig mer i de frodigere delene av hjemmeområdene sine, men ikke alle, dermed var ikke dette elementet signifikant på populasjonsnivå (Figur 39).

Totalt viser denne studien at habitatbruken til rødrev er i samsvar med hva som kunne forventes i et lavarktisk område. Produktive habitat som kysten, og til en viss grad produktiv vegetasjon innen hjemmeområdet, foretrekkes. Studien viser også klart viktigheten av menneskelig infrastruktur og næringsressurser for rev som er forbundet med denne infrastrukturen, slik som matsøppel. Dette resultatet påpeker at det bør rettes større oppmerksomhet på hva som kan

begrense slike næringsressurser som subsidierer rødrevbestander. I tillegg er det viktig å informere om at rødrev skal ikke mates, noe som vi har indikasjoner på er mer utbredt enn vi har tenkt. COAT har produsert en liten informasjonsfilm for å gjøre folk oppmerksomme på dette (www.coat.no/fjellrev/varanger). I EU-interreg prosjektet «Felles fjellrev III – Together for the arctic fox» har det også blitt produsert informasjonsmaterieil for turister, jegere og fiskere om å være oppmerksomme på å ikke bidra til ekstra ressurser for rødrev. Dette materiellet skal blant annet gjøres tilgjengelig i åpne hytter og i forbindelse med salg av fiskekort.

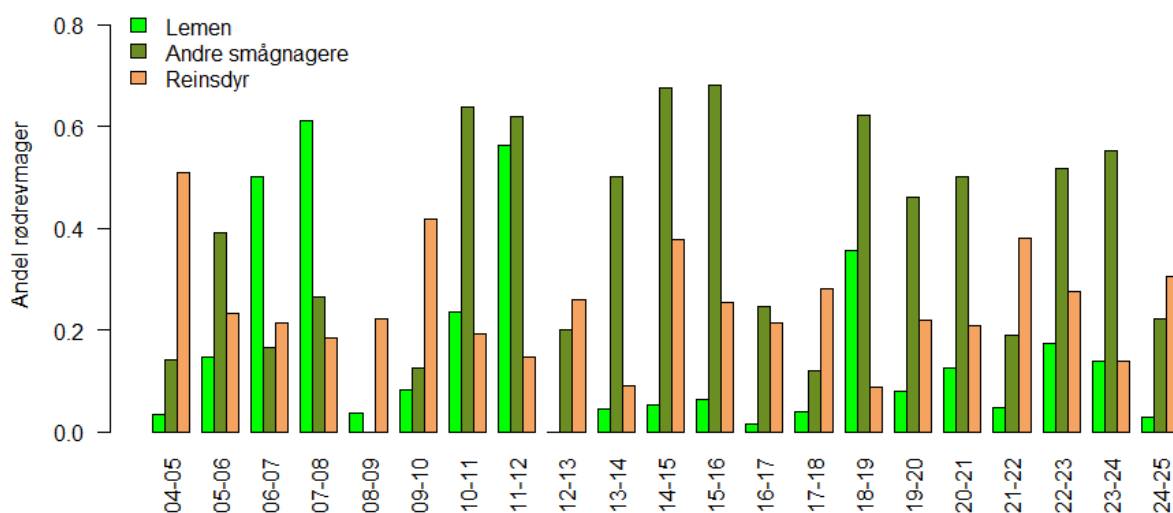


Figur 39. Habitatvalg av rødrev innen hjemmeområdene på Varangerhalvøya i forhold til tre landskapselementer: avstand til kysten, menneskelig infrastruktur og en vegetasjonsindeks (EVI) som proxy for plantebiomasse. Positive log odds ratio estimerer betyr at reven velger de respektive elementene. Estimaten blir vist for individuelle rev med de samme fargene som i figur 37, og i gjennomsnitt for både sommer og vinter (fra Hofhuis et al. 2025).

4.3.2 Ressursbruk

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

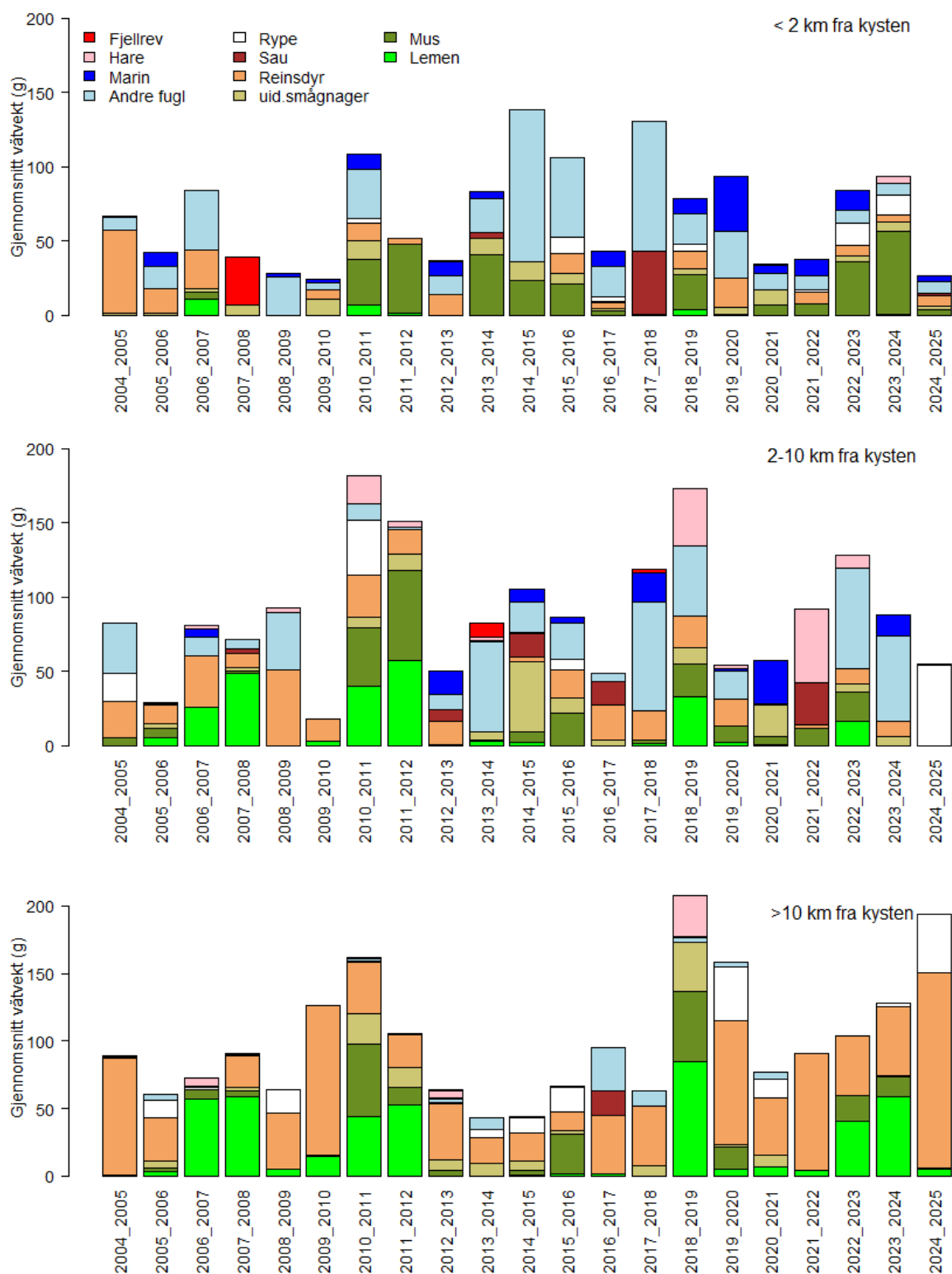
Den 21 år lange diettserien for rødrev viser tydelig viktigheten av smågnagerår, og særlig toppår med lemen, både vurdert ut fra prevalens (andel rever med ulike næringsemner i magen; Figur 40) og mengde (våttvekten av de ulike næringsemnene; Figur 41). I vintrene umiddelbart før og/eller etter de to lementoppene i prosjektperioden (2007 og 2011), har lemen vært det klart viktigste byttedyret for rev som ble skutt i innlandet. I 2011 og ved kysten var også andre smågnagere, fjellmarkmus og gråsidemus, ganske viktige. Også i vinteren 2018-2019, og til en mindre grad i 2022-2023 og 2023-2024, hadde en god del rødrev skutt i innlandet spist lemen, til tross for at det var få lemen i klappfellefangsten i disse årene (Figur 3 og 4). Det er interessant å merke seg at selv om det alltid har vært mer gråsidemus og fjellmarkmus enn lemen i fellefangsten (Figur 3), så disse gnagerartene utnyttes mindre enn lemen i de toppårene lemen deltar i toppen (spesielt i 2007-2008) (Figur 40 og 41). Det skyldes sannsynligvis at det er lite aktivitet av gråsidemus og fjellmarkmus oppå snøen sammenlignet med lemen (Ims m. fl. 2017, 2026).



Figur 40. Rødrevdiett i form av prevalens av de tre viktigste næringsemnene; dvs. andelen av felle rødrev (bare rev som ikke skytes på åte, dvs. hovedsakelig rev skutt av SNO; oktober til mai) med lemen, andre smågnagere eller reinsdyr i magen. Andre smågnagere inkluderer fjellmarkmus, gråsidemus og uidentifiserte smågnagerrester.

I år med lite lemen er reinkadavre vært en viktig komponent i vinterdietten til rødreven på Varangerhalvøya og særlig med økende avstand fra kysten (Figur 41; Killengreen m.fl. 2011, Henden m. fl. 2014). Sjøfugl er også et viktig næringsemne i noen år (Figur 41), særlig nær kysten, men også for rev som ble skutt mellom 2 og 10 km fra kysten (Figur 41; Killengreen m. fl. 2011). Andelen andre byttedyr som rype og hare, varierer mellom år og fluktuasjonene kan være noe tilfeldig. I vinteren 2024-2025 har rype vært et viktig byttedyr. Dette kan forklares med veldig lave smågnagertall og at lirypebestanden har økt over de siste årene.

I årene mellom smågnagertoppene er det generelt mindre mat tilgjengelig for rødreven, noe som reflekteres i mindre total mengde mat i magene (Figur 41). 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. Når det gjelder effekten av næringssubsidier knyttet til menneskelig infrastruktur (se ovenfor), belyser disse diettanalysene i mindre grad dette i og med at rødrev skutt på åte ikke har blitt inkludert i dette materialet. Slike ressurser kan også være vanskelig å identifisere i mageinnholdet.

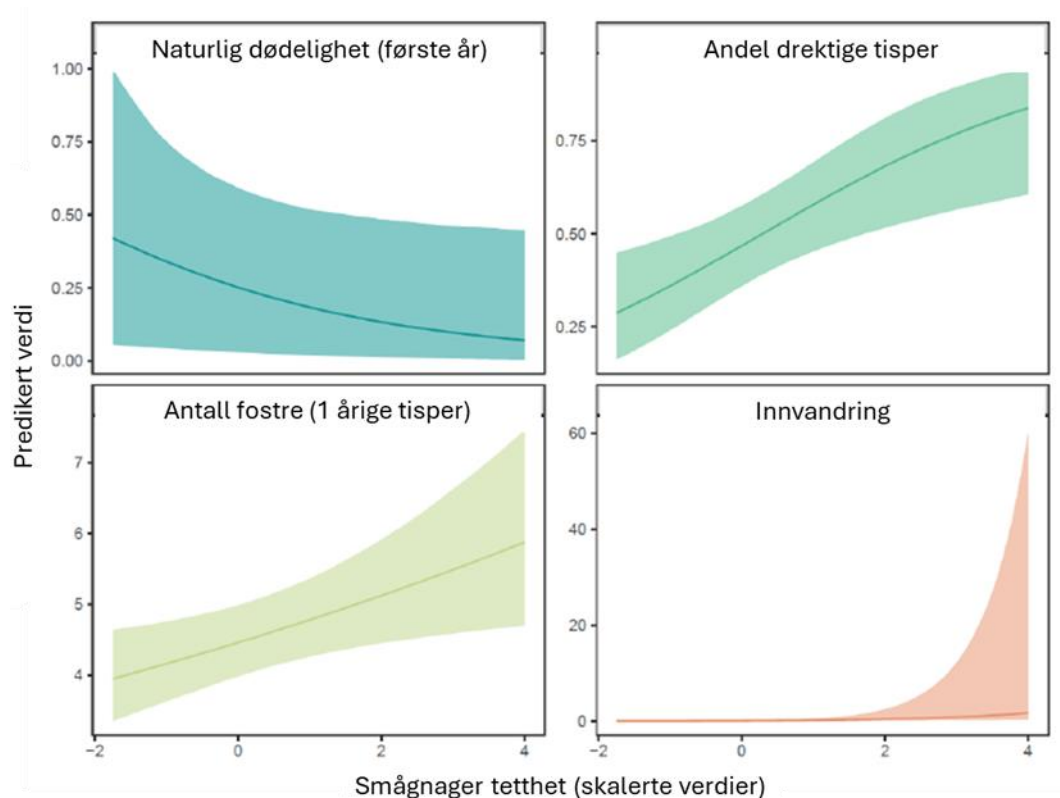


Figur 41. Diett presentert som mengde av ulike næringsemner i magene til rødrev felt på vinteren (oktober til mai; bare rev som ikke skytes på åte, dvs. hovedsakelig rev skutt av SNO) på Varangerhalvøya. Mengden av de ulike næringsemne er angitt som gjennomsnittlig våtvekt i gram pr. mage. Kategorien «mus» inneholder gråsidemus og fjellmarkmus, mens uid. referer til uidentifiserte smågnagerrester. Kategorien «Marin» er fisk og evertebrater. «Andre fugl» (enn rype) er oftest sjøfugl eller andre andefugl. Dietten vises for rev skutt mindre enn 2 km fra kysten, mellom 2 og 10 km fra kysten og i innlandet (> 10 km fra kysten).

4.4 Demografi relatert til smågnagerdynamikken

Viktigheten av smågnagersyklusen for demografien til rødreven ble vist av bestandsmodellen utviklet av Nater m.fl. (2026; se avsnitt 4.2.1). Det var en klar positiv sammenheng mellom smågnagertettheten på vinteren (gjennomsnitt mellom høst- og vårfangst) og både antall drektige tisper og antall fostre tispene hadde (Figur 42 B og C). Det var også en negativ sammenheng mellom smågnagertettheten og overlevelsen i revenes første leveår, dog med en stor usikkerhet. Effekten av en regional smågnagertetthet på innvandring av rødrev var derimot mindre klar, men figur 42 viser en antydning på en positiv effekt.

Basert på resultatene fra Killengreen m.fl. (2011) og data om rødrevens diett (forrige avsnitt) antok vi at tilgangen på kadaver fra reinsdyr kunne også påvirke demografien til rødrev. Men modellen viste ingen statistisk viktig effekt av reinsdyrkadaver (dette ble beregnet fra antallet død rein rapportert offisielt for Øst-Finnmark, med antakelse at dødeligheten av rein skyldes forhold på vinteren som er relativt like over større områder; Henden m.fl. 2021) på reproduksjon av rødrev. Dette kan både skyldes at reinsdyr er ikke så viktig for rødrevens reproduksjon og at kadaverdata er lite presise for Varangerhalvøya. Kadaverdata ble dermed ikke brukt i den endelige versjonen av bestandsmodellen (Nater m.fl. 2026).

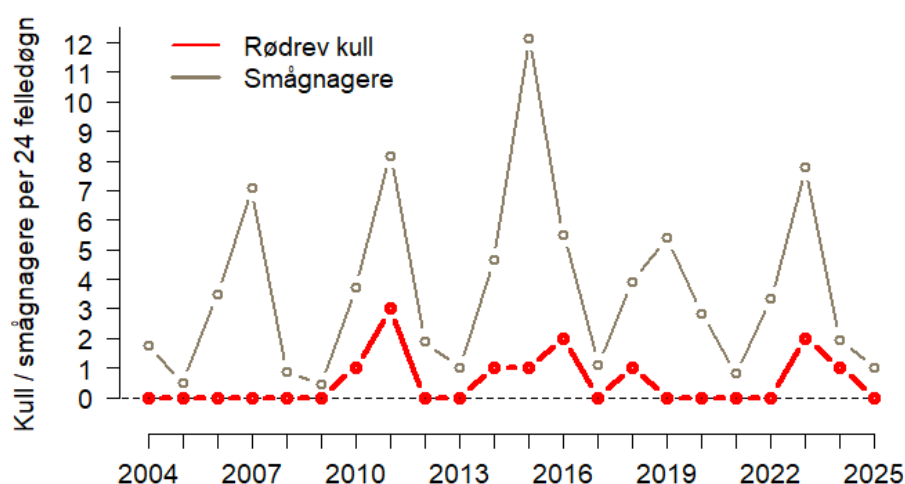


Figur 42. Effekten av smågnagertettheten på naturlig dødelighet, andel drektige tisper, antall fostre og innvandring hos rødrev på Varangerhalvøya estimert med en integrert bestandsmodell (fra Nater m.fl. 2026).

Yngling av rødrev i fjellrevhi skjer regelmessig i kontrollområde på Ifjordfjellet og i Gaissene. På det meste ble det observert 3 ynglinger i hiene kontrollert av SNO i lementoppåret 2011 (Figur 43). Til tross for små tall var det en klar sammenheng mellom antall rødrevynglinger og smågnagertettheten. På Varangerhalvøya har det bare vært registrert 5 rødrevynglinger i de

overvåkede fjellrevhi i hele tidsperioden. To av disse var i 2006, året etter igangsettelse av rødrevtiltaket, mens de tre andre var fordelt årene 2010, 2016 og 2019. Ingen av disse årene var toppår i smånagerdynamikken (Figur 3). Det lave tallet med rødrevynglinger på fjellrevhi på Varangerhalvøya skyldes sannsynligvis rødrevtiltaket og spesielt at SNO tar ut rødrev som har aktivitet nær eller yngler på fjellrevhi.

Mens rødrevyngling, i hvert fall i referanseområdet, viser en direkte sammenheng med smånagerdynamikken, skjer de fleste rødrevbesøk på fjellrevhi dokumentert ved hjelp av viltkamera med et års forsinkelse (Figur 20). Det er en signifikant statistisk sammenheng mellom smånagertetthet året før og sannsynligheten at rødrevbesøk registreres på et hi med viltkamera over de 12 år viltkamera på hi var i bruk (odds-ratio 1.057, CI: 1.025, 1.094 for en økning med en smånager per 100 felledøgn;). Det er derimot ingen sammenheng mellom rødrevbesøk og smånagertettheten samme år (odds ratio 0.996, CI: 0.970, 1.023). Dette tyder på at det kan være mange unge rev som er på vandring året etter et smånagertopp med god yngling hos rødrev, og at disse kan også utforske fjellrev hi. Som vist av sporingsdata (se avsnitt 4.3.1) kan noen av de etablere seg i innlandet i nærheten av fjellrevhi, mens andre er bare på vandring.



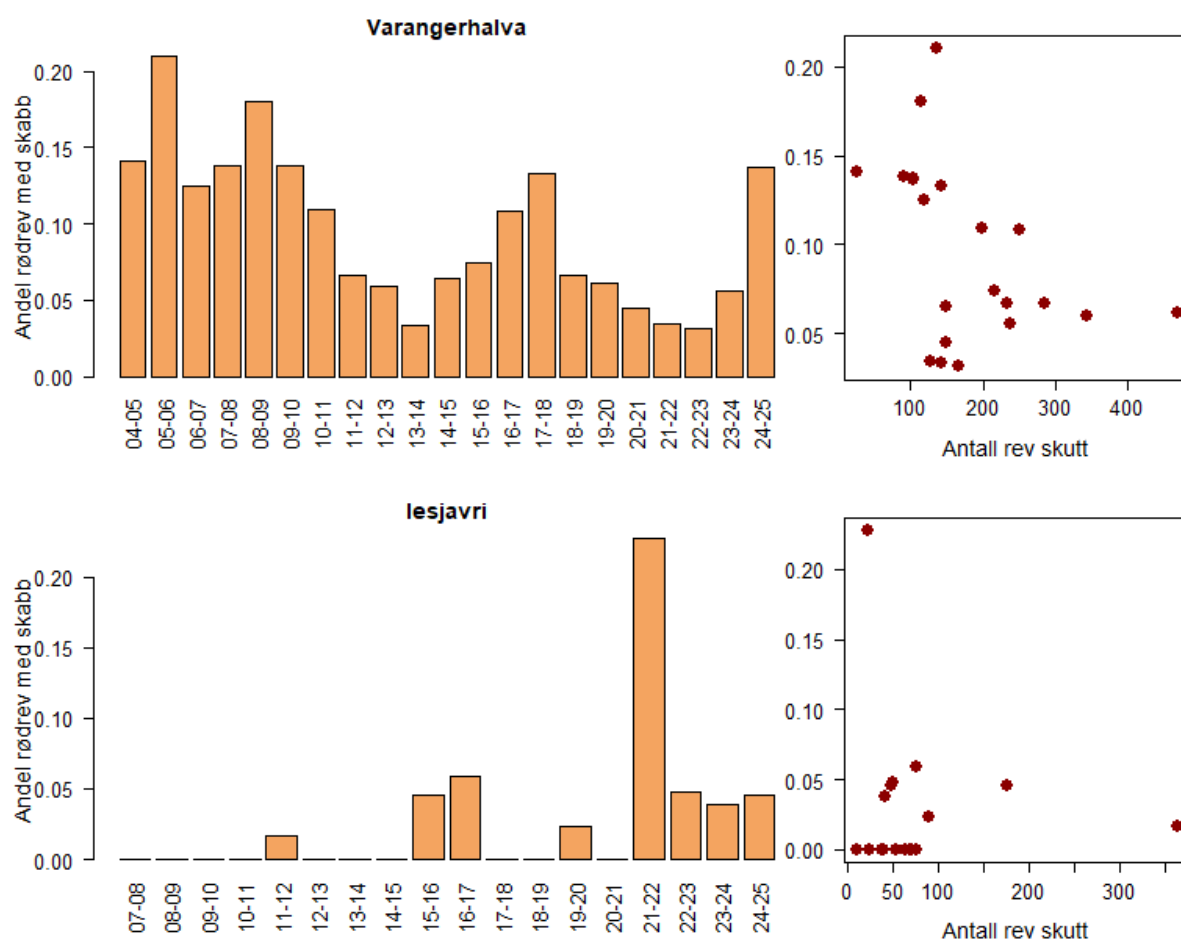
Figur 43.
Rødrevynglinger i fjellrevhi i referanseområdet på Ifjordfjellet og i Gaissene. Antall rødrevkull vises sammen med fangstindeksen for smånagere på Ifjordfjellet (alle arter samlet).

4.5 Skabb og andre parasitter

Det skytes hvert år noen rødrev med skabb på Varangerhalvøya. Stor prevalens av skabb hos rødrev øker sannsynligheten for at også fjellrev kan bli smittet av denne til dels dødelige parasitten. Andelen rødrev med skabb (dvs. prevalens) har variert mellom mindre enn 5% og litt over 20% (Figur 44). Det er en tendens til at prevalensen har vært generelt lavere i siste halvdel av tidsserien, men den gikk litt opp i 2023-2024 og nådde 13.7% i 2024-2025 (16 rev med skabb). Andelen rødrev med skabb hadde ikke vært så høy siden vinteren 2017-2018. Alle skabbene ble skutt på den sørlige halvdel av Varangerhalvøya: 6 i Vardø mellom flyplassen og Smellror, 5 i området rundt Jakobselva hvorav en så langt inne som på Urdfjellet, og 5 i Skippagurra helt i vest. I Vardø overlapper dette området med kysten som fjellreven har nå begynt å bruke igjen, og de øvre delene av Jakobselvdalen er også et område der det er fjellrevaktivitet og ynglehi. Dermed er det viktig å følge med utviklingen av skabb i disse områdene og ta ut smittede rødrev for å forhindre overføring av smitte til fjellrev.

Blant revene som skytes lengre vest i Finnmark i forbindelse med dverggåstiltaket har det blitt oppdaget skabb i mindre enn halvparten av årene siden tiltaket ble igangsatt. Det høyeste andel rev med skabb (20%) var i vinteren 2021-2022. I de andre årene av andelen lav med ca 5% eller mindre.

I motsetning til hva man kanskje kunne forvente er det ikke mer skabbrev i år med mye rødrev. Tvert imot er det en negativ korrelasjon mellom antall rev skutt på Varangerhalvøya og prevalensen av skabb ($r = -0.441$, $p = 0.045$; Figur 44). Dette kan indikere at andelen skabbrev går opp i år med dårlig mattilgang, dvs. kanskje som en følge av at revene da har dårlig kondisjon.



Figur 44. Andelen av de felte rødrevene med påvist skabb for hvert jaktår på Varangerhalvøya og i Ilesjavri området. Grafene på høyre side viser andelen rødrev med skabb i forhold til antall rødrev skutt av jegere som et mål på bestandsstørrelse for hver av regionene.

Etter at det ble oppdaget en fjellrev på et hi i 2024 med atypisk pelsskifte som kunne indikere infisering med pelslus, har SNO fulgt dette opp ved å sjekke bilder fra kamera på fôrautomatene og på hiene mer systematisk. I begynnelsen av mai i 2025 ble det oppdaget fjellrev med atypisk pelsskifte på to hi. Miljødirektoratet ble varslet og et møte med relevante eksperter ble arrangert. SNO monterte etter dette hårfeller i fôrautomatene på 10 lokaliteter. Den innsamlede pelsen ble sendt til Veterinærinstituttet for undersøkelse, men pelslus ble ikke påvist. Det ble likevel

bestemt at revene skulle behandles medikamentelt med Bravecto på alle hi med aktivitet på vinteren. I tillegg ble alle fôrautomatene vasket og desinfisert. Videre skal det være tettere oppfølging med sjekk av bilder fra kamera på fôrautomatene også på vinteren. Pelsprøver skal samles inn og analyseres hvis det blir mistanke om pelslus fra bildene.

Etter mistanke om pelslus hos fjellrev, har vi i år også undersøkt alle rødrev for mulige pelslus. Noen pelsprøver ble også videresendt til Veterinærinstituttet for nøyere undersøkelser, men ingen pelslus ble oppdaget.

Generelt vet vi lite om hvilken effekt sykdommer har på fjellrevbestander. Et pilotprosjekt på avlsstasjonen har vist at noen sykdommer kan påvises gjennom genetiske analyser av skittprøver. Slike analyser kunne også gjennomføres på materialet samlet inn i tidligere år for å se på prevalens av noen sykdommer tilbake i tid. Vi vet også lite om i hvilken grad fjellrev på Varangerhalvøya smittes av fugleinfluensa som har hatt betydelig utbrudd de siste årene særlig hos måkefugl. Faren for at dette kan smitte til fjellrev har blitt aktualisert ved at fugleinfluensa ble påvist i syke fjellrevvalper på Svalbard i 2025.

5. Konklusjon og veien videre

Etter 21 år med uttak av rødrev og åtte år etter igangsettelse av nye tiltak (utsetting og støttefôring) har vi nå et datagrunnlag som tillater en første kvantitativ evaluering av effekten av tiltakene.

Utsetting og fôring:

- Utsetting og fôring har hatt en klar positiv effekt på både fjellrevens yngling og bestandsstørrelsen i tiltaksområdet på Varangerhalvøya. Fra kanskje bare 2 individer i 2017 har bestanden vokst til et estimat av 48 individer i 2025.
- Fôringen har en klar positiv effekt på sannsynlighet for at det blir yngling i et hi, men lemedynamikken styrer fremdeles mye av variasjonen i fjellrevens ynglefrekvens selv på hi med støttefôring.
- Den gjennomsnittlige kullstørrelsen har økt signifikant etter utsetting og igangsetting av fôringen, men avhenger også fortsatt tydelig av lemedynamikken. Kull som er født i hi med fôrautomat er i gjennomsnitt større enn kull født i hi uten fôring i år med lave smånagertettheter på våren, men ikke i år med høye smånagertettheter. Dermed kompenserer fôret bare til en viss grad for lav smånagertetthet.
- Den kraftige økingen fjellrevbestanden har ført til etablering av ynglende fjellrev i et større område på Varangerhalvøya, inkludert hi som ligger svært nær kysten. Fjellrev observeres nå jevnlig langs kysten, særlig i den sørøstre delen av Varangerhalvøya. Dette indikerer at disse fjellrevene får tilgang på marine ressurser, slik fjellrev gjør mange steder ellers i Arktis.

Rødrevtiltaket:

- Bestandsmodellen som COAT har utviklet for rødrev viser at tiltaket kontrollerer til en viss grad veksten av rødrevpopulasjonen på Varangerhalvøya og resulterer i en tydelig nedgang av populasjonen i år med lite smånagere. Til tross for at tiltaksområdet er en

halvøy er innvandring en viktig faktor som bidrar til vekst etter reduksjoner i bestanden som følge av uttaket. Dette resultatet indikerer at rødrevtiltak i åpne fjellområder (uten kystbarrierer) antakelig har mindre effekt, noe som støttes av den manglende målbare effekten av rødrevtiltaket på dvergåsbestanden ved lesjavri.

- På Varangerhalvøya er det mindre rødrevbesøk på fjellrevhi enn i referanseområde Ifjord-Gaissene, og trenden i rødrevbesøk over 12 år med viltkamera-overvåkning i de to områdene er signifikant forskjellig.

Til tross for at tiltaksdesignet ikke tillater å virkelig skille effektene av de ulike tiltakene, indikerer resultatene fra COATs fjellrevmodul at alle tiltakene har bidratt til den positive utviklingen i fjellrevbestanden på Varangerhalvøya. Økningen i fjellrevens bestandsstørrelse, og et konsekvent uttak av rødrev i tiltaksområdet, har gjort det mulig for fjellrev på Varangerhalvøya å ta tilbake den viktige kystsonen i denne artens lavarktiske habitat. Tilgangen på stabile marine næringsressurser kan bidra til å kompensere den negative effekten klimaendringene har på lemenbestanden.

Veien videre:

- Det har nå gått 8 år siden igangsettelse av tiltakene med utsetting og støttefôring av fjellrev på Varangerhalvøya. Dette tilsvarer bare 2 smånagersykluser som er den viktigste «takten» i utviklingen i bestanden. Tiltakene bør gjennomføres konsistent og langvarig nok til at vi kan få en sikker konklusjon på tiltakenes effekt, noe som vi ikke har enda.
- Fjellrevbestanden har hatt en stor vekst, men den effektive bestandsstørrelsen er fortsatt liten. Gjennom utsetting av ubeslektede rever i 2026 skal den effektive bestandsstørrelsen forhåpentligvis økes, men den videre utviklingen er fremdeles usikker.
- Rollen av støttefôringen må undersøkes videre for å få et svar på om bestandens vekst bare skyldes fôringen. Hvis dette er tilfelle vil dette ikke være bærekraftig på lengre sikt fordi støttefôring ikke er ment å være en varig kompensasjon for en kanskje stadig mer dempet og uregelmessig lemedynamikk i et varmere klima.
- Et mulig bærekraftig alternativ for fjellreven på Varangerhalvøya, som ikke finnes ellers i Fennoskandia, er ressursene i kystsonen. Fjellreven på Varangerhalvøya er allerede utbredt helt ned til kysten - trolig fordi rødrevjakten har blitt intensivert her. Det gjenstår å se om det er mulig å vedlikeholde dette tiltaket i den grad at en relativt isolert fjellrevbestand på Varangerhalvøya kan være levedyktig på sikt uten støttefôring.

For en ny 3-årsperiod av COAT Finnmarks fjellrevmodul foreslår vi derfor å fortsette alle tre tiltakene for å få sikrere kunnskap om hvilke effekter de ulike tiltakene har i et økosystem som kan forventes å endres raskt på grunn av et stadig varmere klima. Vi foreslår også at det gjøres utvidet overvåkning og forskning for å undersøke viktigheten av marine ressurser for fjellreven på Varangerhalvøya. Dette kan skje gjennom analyser av stabile isotoper basert på pelsprøver samlet inn på hi og fra hårfeller monterte på fôrautomater kombinert med bedre overvåkning av terrestre og om mulig også marine ressurser i kystsonen. Disse analyser viser andelen av marine ressurser i dietten over tiden der pelsen vokser. I tillegg er det interessant å vite mer om hva slags marine ressurser fjellreven spiser. Til dette kan man analysere skit prøver genetisk (gjennom metabarcoding) for å få en liste over spiste organismer. GPS-sporing av fjellrev vil også gi en bedre

dokumentasjon av individenes bruk av kysthabitat. Til sammen kan slike nye datakilder vil gi grunnlag for å vurdere rollen kystrev (både rødrev og fjellrev) kan ha for fjellrevbestandens levedyktighet i Finnmark.

For å få en bedre forståelse av rollen av støtteforingen forslår vi å også undersøke dietten av fjellrevene på hi ved bruk av metabarcoding av skitprøver. Dette vil vise hvilke byttedyr fjellreven spiser. Dette kan bidra med viktig kunnskap til å forstå om og hvordan revene kunne i fremtid klare seg uten tilleggsfôring.

6. Datatilgjengelighet

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

Dataserier i COAT dataportalen som er brukt i denne rapporten:

Smågnager fangstdata: V_rodents_snaptrapping_abundance_regional

Skittellinger for hare og rype: V_ptarmigan_pellet_abundance_intensive

Fellingsdata for rødrev: V_redfox_hunting

Obduksjonsdata for rødrev: V_redfox_carcass_examination

Rovdyrsamfunnet på vinteren: V_savengers_cameratrap

Fjellrev og rødrevyngling på fjellrevhi: V_fox_reproduction (dette er en sammenfatning av data fra rovbaser)

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

7. Referanser

Publikasjoner med stjerner bruker data produsert av prosjektet «Fjellrev i Finnmark» eller «COAT Finnmark fjellrevmodulen» (23 av de som er listet her, men dette er ikke en fullstendig liste).

*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.

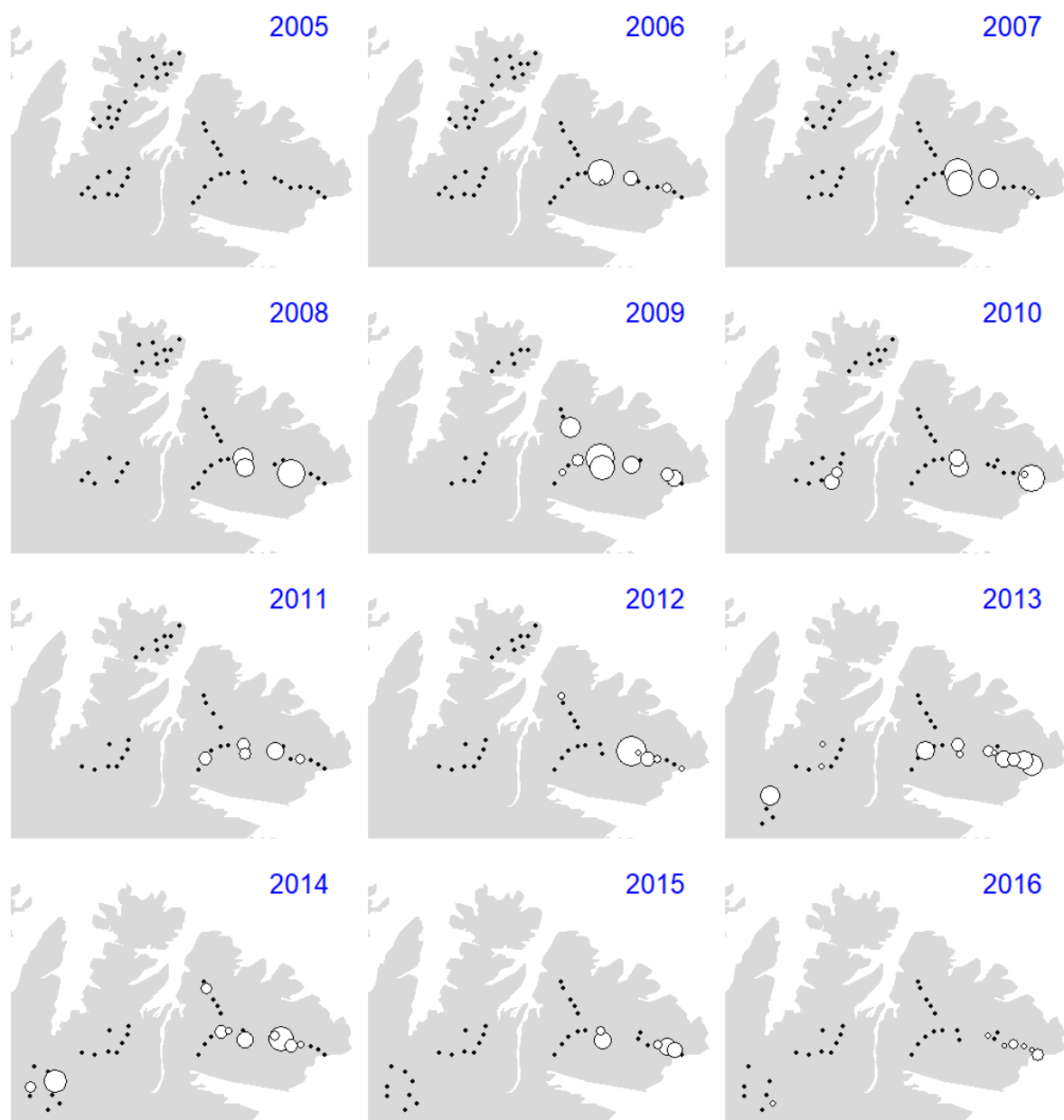
Artsdatabanken, Arealbruksintensitet. Hentet 16.01.2026 fra <https://artsdatabanken.no/naturtyper/natur-i-norge/NiN-3.0-V-A-M-RM-GK-W-AI-W>

- *Celis, G., Ungar, P., Sokolov, A., Sokolova, N., Böhner, H., Liu, D., Ziker, J., Gilg, O., Fufachev, I., Pokrovskaya, O., Ims, R.A., Ivanov, V., Ehrich, D. 2024. A versatile semiautomated image analysis workflow for time-lapsed camera trap image classification. *Ecological Informatics* 81: 102578.
- *Ehrich, D., Henden, J.-A., Ims, R.A., Doronina, L.O., Killengreen, S.T., Lecomte, N., Pokrovsky, I.G., Skogstad, G., Sokolov, A.A., Sokolov, V.A., Yoccoz, N.G. 2012. The importance of willow tickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia*, 168:141-151.
- *Ehrich, D., Ramirez, J.I., Laura Barbero-Palacios, L., Speed, J. 2024 Comparative assessment of Arctic food webs in contrasting reindeer management and climatic regimes. CHARTER deliverable 2.3. <https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e517efbc4d&appId=PPGMS>
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R.M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R.A., Killengreen, et. al. 2017. Homage to Hersteinsson & Macdonald: Climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and arctic fox decline. *Polar Research* 36, sup1.
- Elton, C.S. 1942. Voles, Mice and Lemmings: Problems in Population Dynamics. Oxford, UK: Clarendon Press.
- Gilg m.fl. 2018. <https://www.arcticbiodiversity.is/index.php/program/presentations2018/606-interactions-working-group-a-circumpolar-initiative-to-measure-and-predict-the-cascading-impacts-of-indirect-trophic-interactions-in-arctic-terrestrial-vertebrate-communities-olivier-gilg/file>
- *Fuglei, E., Henden, J.A., Callahan, C. Gilg, O., Hansen, J., Ims, R.A., Isaey, A.P., Lang, J., McIntyre, C., Merizon, R., Mineev, O.Y., Mineev, Y.N., Mossop, Nielsen, O.K., D. Nilsen, E.B, Pedersen, Å.Ø., Schmidt, N.M., Sittler, B., Willebrand, M.H., Martin, K. 2020. Circumpolar status of arctic ptarmigan: Population dynamics and trends. *Ambio* 49:749-761
- Gauthier, G., Ehrich, D., Belke-Bréa, M., Domine, F., Alisauskas, R., Clark, K., et al. 2024. Taking the beat of the Arctic: are lemming population cycles changing due to winter climate? *Proceedings of the Royal Society B* 291: 20232361.
- Henden, J. A., Ims, R. A., Yoccoz, N. G. 2009. 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.
- *Hofhuis, S.P., Tarroux, A., Ims, R.A., Ehrich D. 2025. Space use of an expanding generalist predator is shaped by human, marine and seasonal effects on arctic tundra. *Ecology and Evolution*: 5:e72512.
- *Ims, R.A., Pokrovsky, I., Jensvoll, I., Killengreen, S., Kleiven, E.F., Mellard, J.P., Henden, J.-A., Soininen, E., Yoccoz, N.G., Ehrich, D. 2026. On lemming specialism in predators: Insights from long-term monitoring in the Norwegian low Arctic. *Arctic Science (in revision)*
- *Ims, R.A., Henden, J.A., Strømeng, M.A. et al. 2019. Arctic greening and bird nest predation risk across tundra ecotones. *Nature Climate Change* 9, 607–610.
- *Ims, R.A., Henden, J.A., Thingnes, A. & Killengreen, S.T. 2013. Indirect food web interactions mediated by predator-rodent dynamics: Relative roles of lemmings and voles. *Biology Letters* 9, doi: 10.1098/rsbl.2013.0802.
- *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.

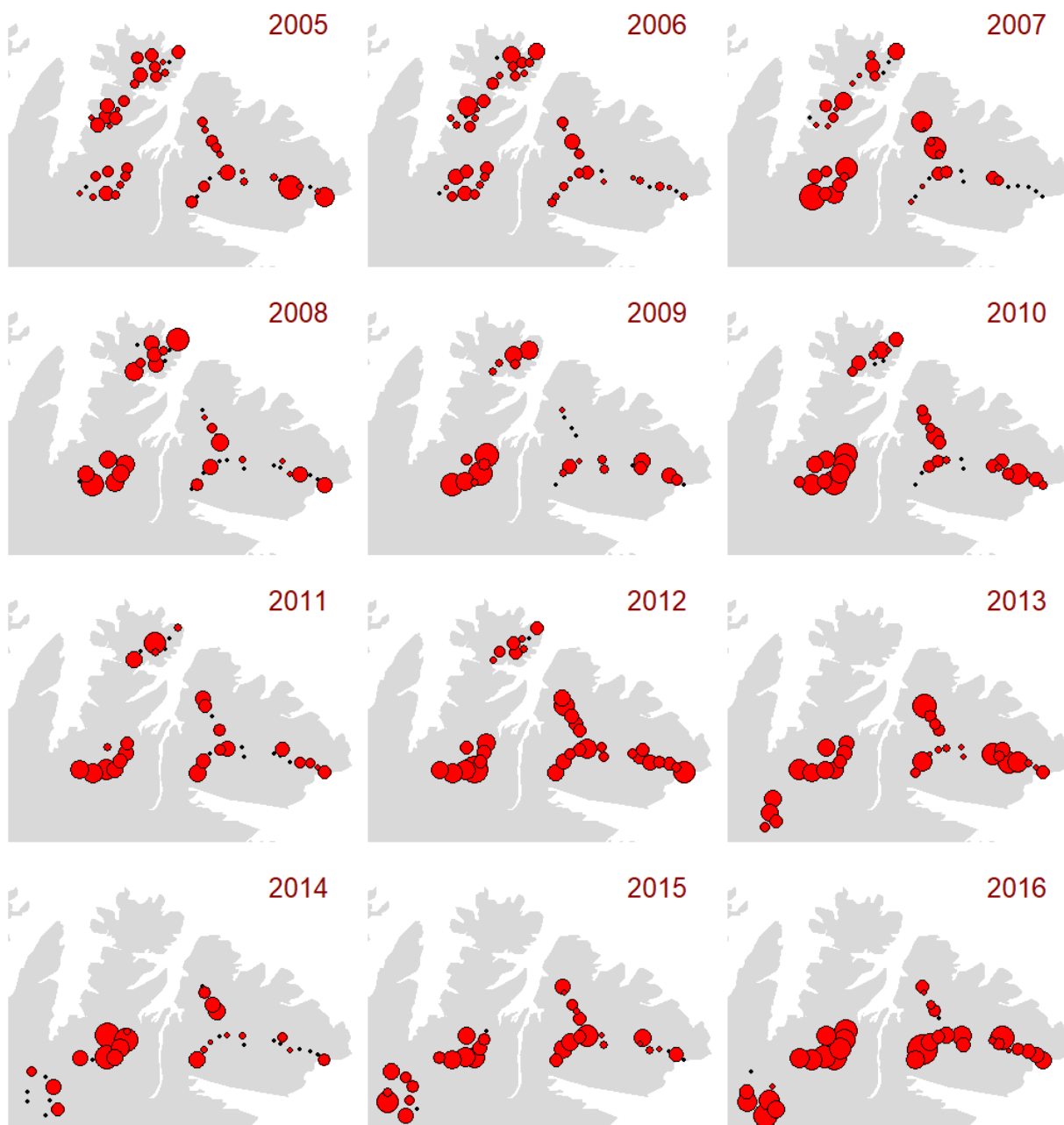
- *Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.A., Jensvoll, I., Yoccoz N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research* 36.
- Jackson, C., Ulvund, K., Rød-Eriksen L., Furnes, M.W., Arntsen, L., Mjøen, T., Spets, M., Jensen, M.Ø., Kleven, O., Flagstad, Ø., Eide, N. E. 2025. Fjellrev i Norge 2025 - Tiltak, status og anbefalinger. NINA Rapport 2698. Norsk institutt for naturforskning.
- Jacobsen, K.-O., Solheim, R., Øien, I.J., Aarvak, T., Baasrud, H.T. 2022. Snøuglas økologi og forekomst i Norge. Årsrapport 2022. NINA Rapport 2232. Norsk institutt for naturforskning.
- *Hamel, S., Killengreen, S.T., Henden, J.A., Yoccoz, N.G., Ims, R.A. 2013. Disentangling the importance of interspecific competition, food availability, and habitat in species occupancy: recolonization of the endangered Fennoscandian arctic fox. *Biol. Conserv.* 160: 114-120.
- Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy T., Stenseth N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93-97.
- Kery, M., Royle, J.A. 2016. Applied hierarchical modelling in ecology. Academic Press, Elsevier.
- Kierepka, E. M., J. C. Kilgo, O. E. Rhodes. 2017. Effect of compensatory immigration on the genetic structure of coyotes. *The Journal of Wildlife Management* 81:1394–1407.
- *Killengreen, S.T., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Henden, J.A., Schott, T. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* 135: 459-472.
- *Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N.G., Ims, R.A. 2011. The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *Journal of Animal Ecology* 80: 1049-1060.
- *Killengreen, S.T., Strømseng, E., Yoccoz, N.G., Ims, R.A. 2012. How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. *Diversity and Distributions*, 18: 563-574.
- Kleiven, E.F., Framstad, E., Bakkestuen, V., Böhner, H., Cretois, B., Frassinelli, F., Ims, R.A., Jepsen, J.U., Soininen, E.M., Eide, N.E. 2022. Ny nasjonal smågnagerovervåking i fjell basert på kamerafeller. Forslag til innsamlingsdesign og dataprosessering. NINA Rapport 2170. Norsk institutt for naturforskning.
- Kleiven, E.F. om kongeørn og ravne reir på Varanger**
- *Lacombe, S., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Kleiven, E.F., Nicolau, P. G., Ehrich, D. 2024. Effects of resource availability and interspecific interactions on Arctic and red foxes' winter use of ungulate carrion in the Fennoscandian low-Arctic tundra. *Ecology and Evolution* 14; e11150
- Landa A., Flagstad Øystein, Areskoug V., Linnell J. D. C., Strand O., Roaldsnes Ulvund K., Thierry A.-M., Rød-Eriksen L., Eide N. E. 2018. The endangered Arctic fox in Norway—the failure and success of captive breeding and reintroduction. *Polar Research*, 36, sup1.
- Marolla, F., Aarvak, T., Øien, I. J., Mellard, J. P., Henden, J.-A., Hamel, S., . . . Ims, R. A. 2019. Assessing the effect of predator control on an endangered goose population subjected to predator-mediated food web dynamics. *Journal of Applied Ecology* 56: 1245-1255.
- Moss, R., Watson, A. 2001. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research*, 32: 53-111.
- Myllymäki, A., Paasikallio, A., Pankakoski, E., Kanervo, V. 1971. Removal experiment on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* 8: 177-185.
- *Mölle, J., F., Kleiven, E., E.F., Ims, R.A., Soininen, E. 2022. Using subnivean camera traps to study Arctic small mammal community dynamics during winter. *Arctic Science* 8: 183-199-

- *Nater, C. R., Hofhuis, S.P., Graininger M., Flagstad, Ø., Ims, R.A., Killengreen, S., Ehrich D. 2026. An integrated population modelling workflow for supporting mesopredator management. *Ecological Applications*, *in press*.
- Newey, S., Dahl, F., Willebrand, T. and Thirgood, S. 2007. Unstable dynamics and population limitation in mountain hares. *Biological Reviews*, 82: 527-549.
- *Pedersen, Å. Ø., Jepsen, J.U., Paulsen, I.M.G., Fuglei, E., Mosbacher, J., Ravolainen, V., Yoccoz, N.G., Øseth, E., Böhner, H., Bråthen, K.A., Ehrich, D., Henden, J.-A., Isaksen, K., Jakobsson, S., Madsen, J., Soininen, E.M., Stien, A., Tombre, I., Tveraa, T., Tveito, O., Vindstad, O.P.L., Ims, R.A. 2021. Panel-based assessment of ecosystem condition of Norwegian Arctic tundra. Report Series 153, Norwegian Polar Institute, Tromsø. Pp. 1-180.
- Ritchie, E.G., Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12: 982-998.
- *Rød-Eriksen, L., Killengreen, S. T., Ehrich, D., Ims, R. A., Herfindal, I., Landa, A. M., Eide, N. E. 2023. Predator co-occurrence in alpine and Arctic tundra in relation to fluctuating prey. *Journal of Animal Ecology*.
- Roth, J.D. 2003. Variability in marine resources affects arctic fox population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 72: 668-676.
- *Soininen, E.M., Magnusson, M., Jepsen, J.U., Eide, N.E., Yoccoz, N.G., Angerbjörn, A., Inge Breisjøberget, J., Ecke, F., Ehrich, D., ... Ims, R.A. 2025. Macroecological patterns of rodent population dynamics shaped by bioclimatic gradients. *Ecography* e07058.
- Sokolov, A. A., Sokolova, N. A., Ims, R. A., Brucker, L., Ehrich, D. 2016. Emergent Rainy Winter Warm Spells May Promote Boreal Predator Expansion into the Arctic. *Arctic*: 69: 121-129.
- Tannerfeldt, M., Angerbjörn, A. 1998. Fluctuating resources and the evolution of litter size in the arctic fox. *Oikos*, 83: 545-559.
- Tarroux, A., Bety, J., Gauthier, G., Berteaux, D. 2012. The marine side of a terrestrial carnivore: intra-population variation in use of allochthonous resources by arctic foxes. *PLOS ONE* 7: e42427.
- Tveraa, T., A. Stien, B.-J. Bardsen, Fauchald, P. 2013. Population Densities, Vegetation Green-Up, and Plant Productivity: Impacts on Reproductive Success and Juvenile Body Mass in Reindeer. *PLoS One* 8, no. 2: e56450.
- Walhovd, H. 1978. Records of snowy owls and arctic fox from Finnmark, Norway. *Fauna* 31: 233 – 236.
- Walton, Z., Samelius, G., Odden., M., Willebrand., T. 2018. Long-distance dispersal in red foxes *Vulpes vulpes* revealed by GPS tracking. *European Journal of Wildlife Research* 64: 64.

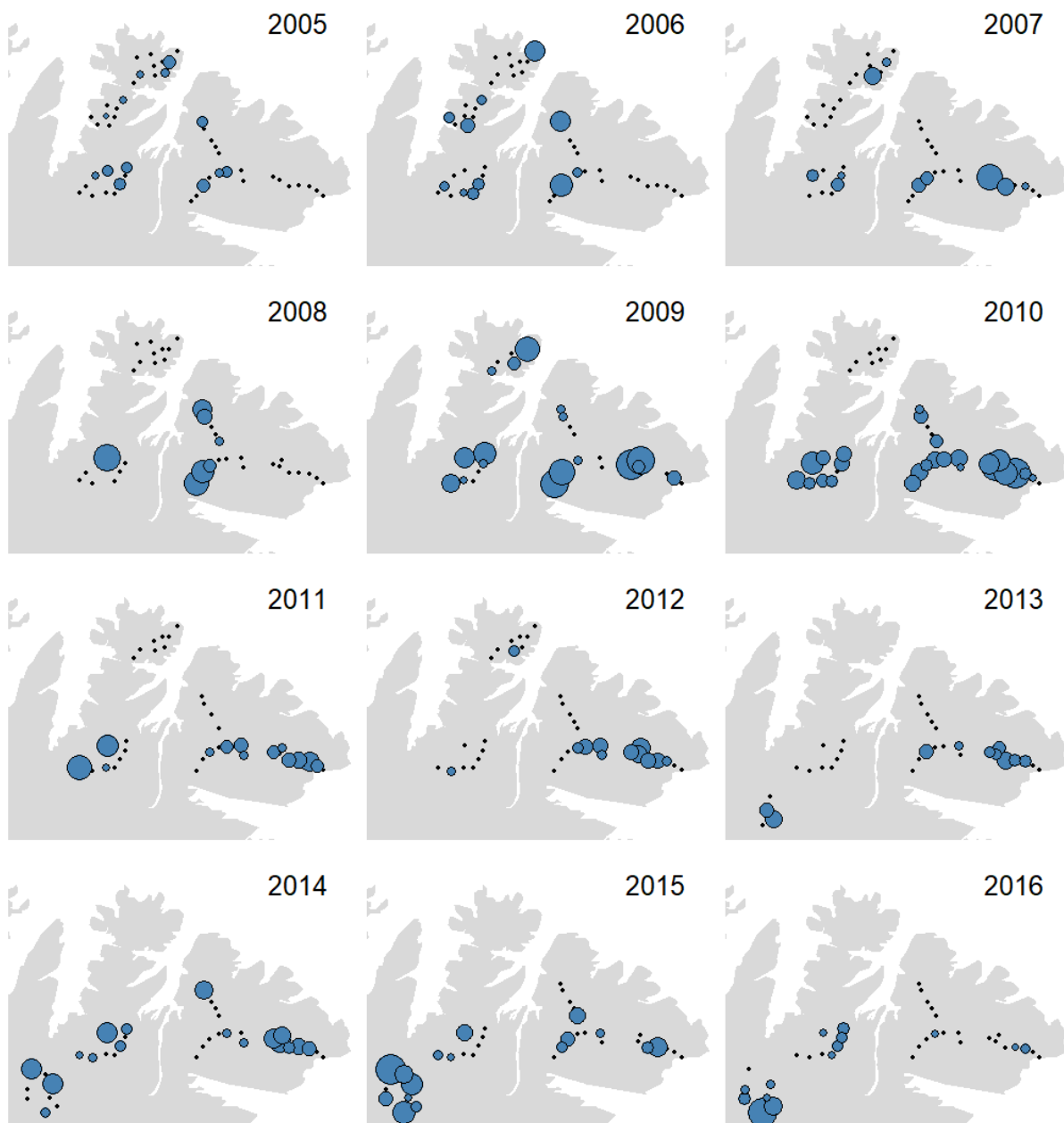
8. Vedlegg



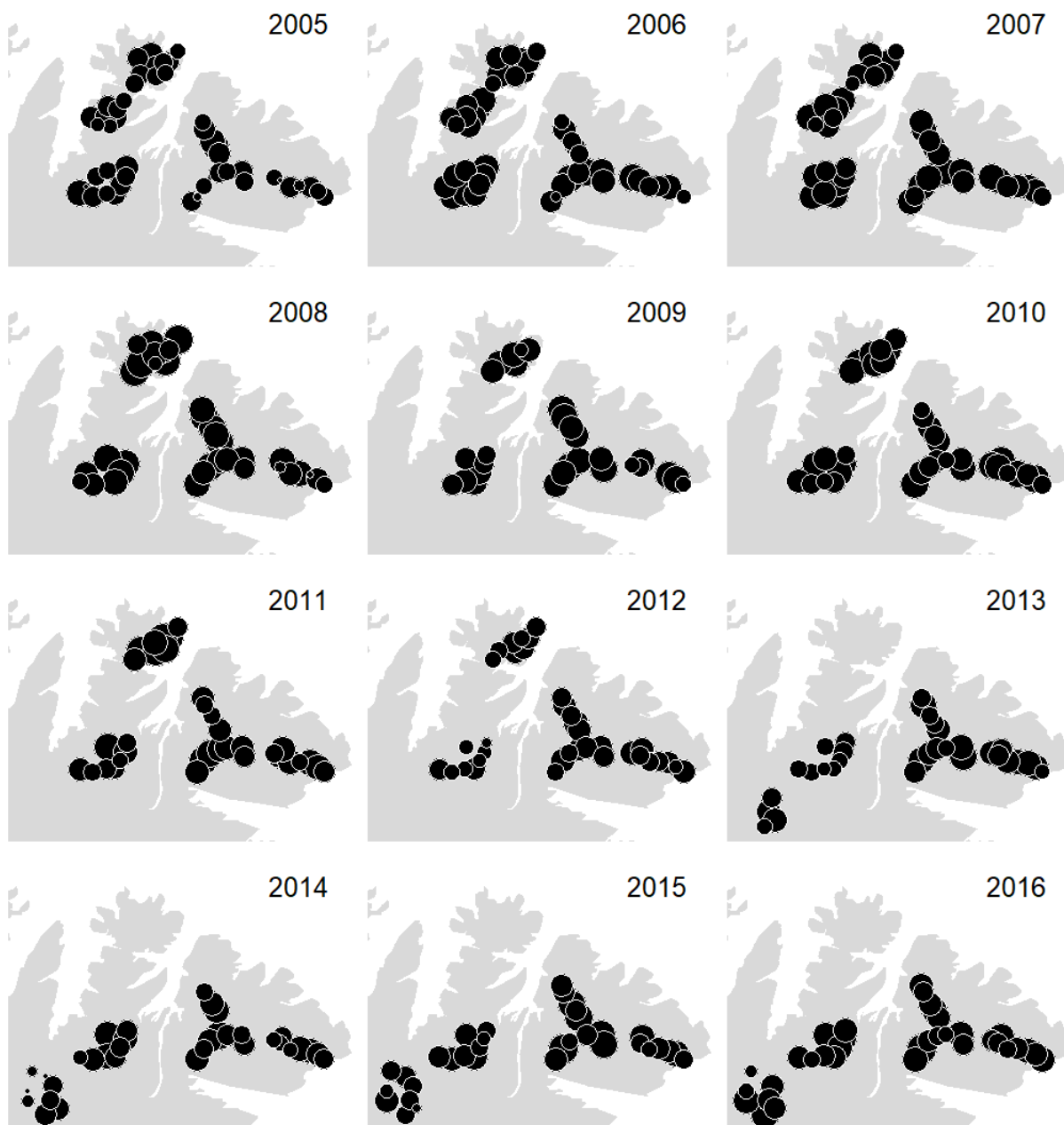
Figur V1. Antall dager med besøk av fjellrev på åtestasjonene i årene 2005-2016 justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen dager fjellreven besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten observasjoner av fjellrev.



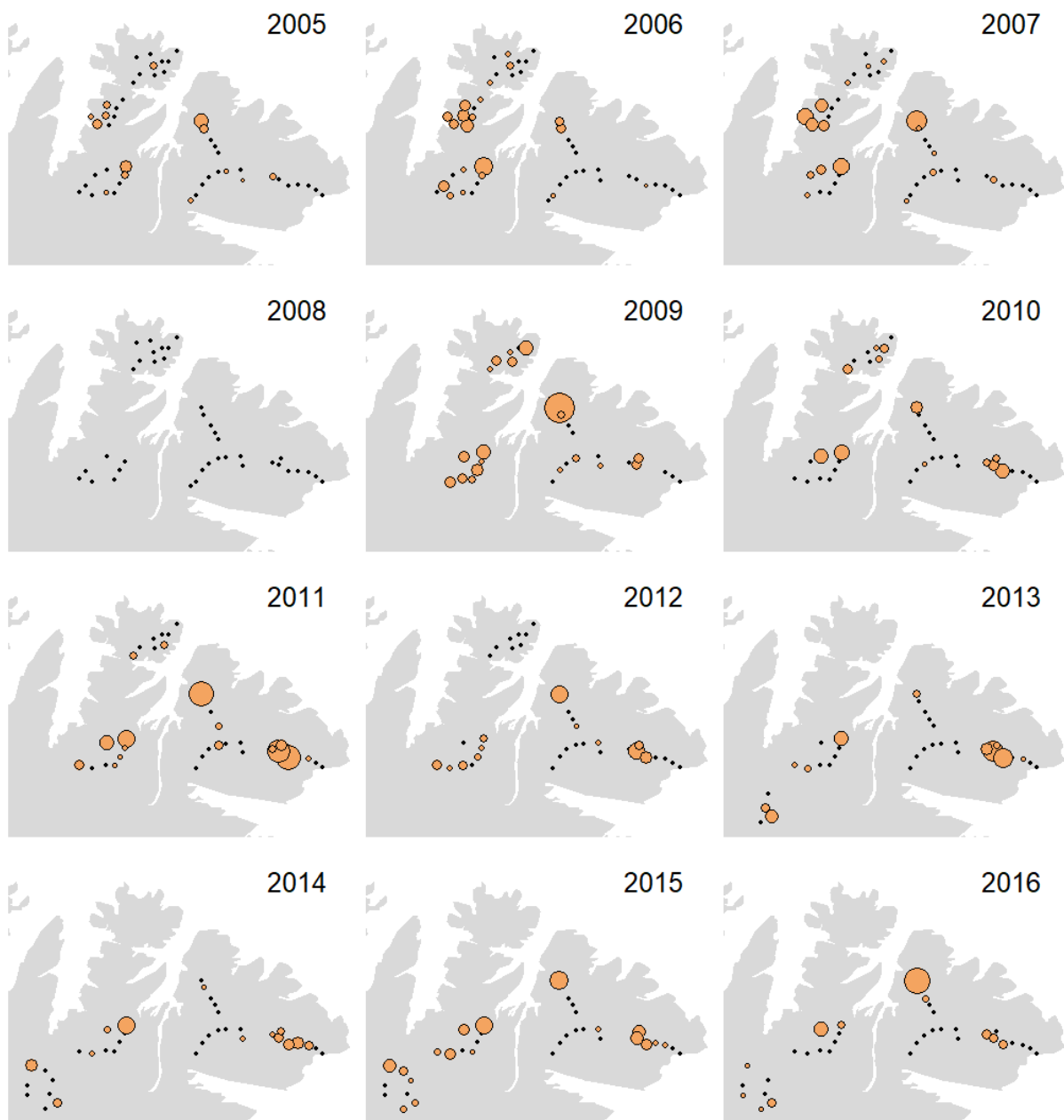
Figur V2. Antall dager med besøk av rødrev på åtestasjonene i årene 2005-2016 justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen dager rødreven besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten observasjoner av rødrev.



Figur V3. Antall dager med besøk av jerv på åtestasjonene i årene 2005-2016 justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen dager jerven besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten observasjoner av jerv.



Figur V4. Antall dager med besøk av ravn på åtestasjonene i årene 2005-2016 justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen dager ravn besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten observasjoner av ravn.



Figur V5. Antall dager med besøk av kongeørn på åtestasjonene i årene 2005-2016 justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen er proporsjonal med andelen dager kongeørn besøkte en bestemt åtestasjon. Små svarte punkter viser åtestasjoner uten observasjoner av kongeørn.