

Fjellrev i Finnmark:Årsrapport 2013

<http://www.fjellrev-finnmark.uit.no>



Oppdragsgiver: Miljødirektoratet

Faglig prosjektansvarlig: Universitet i Tromsø (UiT) v/ Rolf A. Ims

Prosjektkoordinator: Siw T. Killengreen (UiT)

Prosjektmedarbeidere: I. Jensvoll (UiT), N. G. Yoccoz (UiT), J.A.

Henden (UiT), A. Arriola (UiT), T. Mørk (Vet. Inst., Tromsø), A. P.

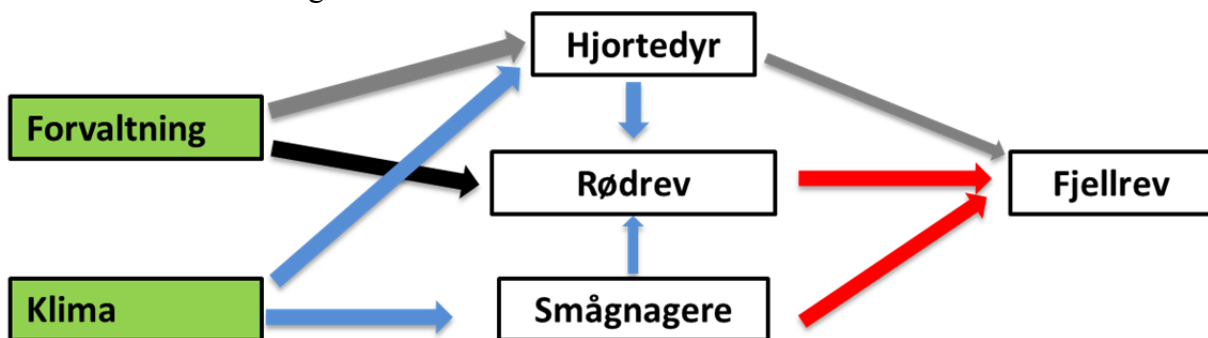
Sarre (SNO), A. Ørjebu (SNO), B.H. Kristoffersen (SNO) og Å. Bye (SNO).

1. Innledning

Prosjekt Fjellrev i Finnmark har pågått siden 2004. Prosjektet har fra starten hatt to målsetninger:

Å gjøre grunnleggende forskning på økosystembetingelser som begrenser fjellrevenbestandens nåværende utbredelse og bestandsvekst i Øst-Finnmark spesielt, og i sub- og lav-Arktis generelt, med fokus på to hypoteser; a) mer uregelmessige og dempede smånagersyklusler og b) øket konkurranse med rødrev (Figur 1 røde piler). Denne forskning har også som mål å belyse drivere for endringer i henholdsvis (a) og (b) (Figur 1, blå piler).

Iverksette tiltak for å redusere bestanden av rødrev på Varangerhalvøya i samarbeid med Statens naturoppsyn (SNO) (Figur 1 svart pil) samt å evaluere effektene av disse tiltakene, dels ved å gjøre sammenligninger med referanseområder i Øst-Finnmark hvor det ikke skjer tiltak og dels ved å la tiltaket inngå som et replikat i en felles Fennoskandisk analyse av tilsvarende tiltak i Sverige.



Figur 1. Konseptuell modell av prosjektets faglige fokus med to grunnleggende problemstillinger knyttet til endringer i dynamikken til lemen og andre smånagere og øking av rødrevbestanden i fjellet. For begge hypotesene undersøkes effektene av mulige drivere (endringer i økosystem og klima) bak endringene i smånagerdynamikk og rødrevbestand (blå piler), samt konsekvensene for fjellreven i form av endret ressurstilgang (smånagere) og konkurransepress fra rødreven (røde piler). En tiltaksdel i prosjektet er et forsøk på desimering av rødrev i fjellet for å dempe konkurransepresset fra rødrev (svart pil).

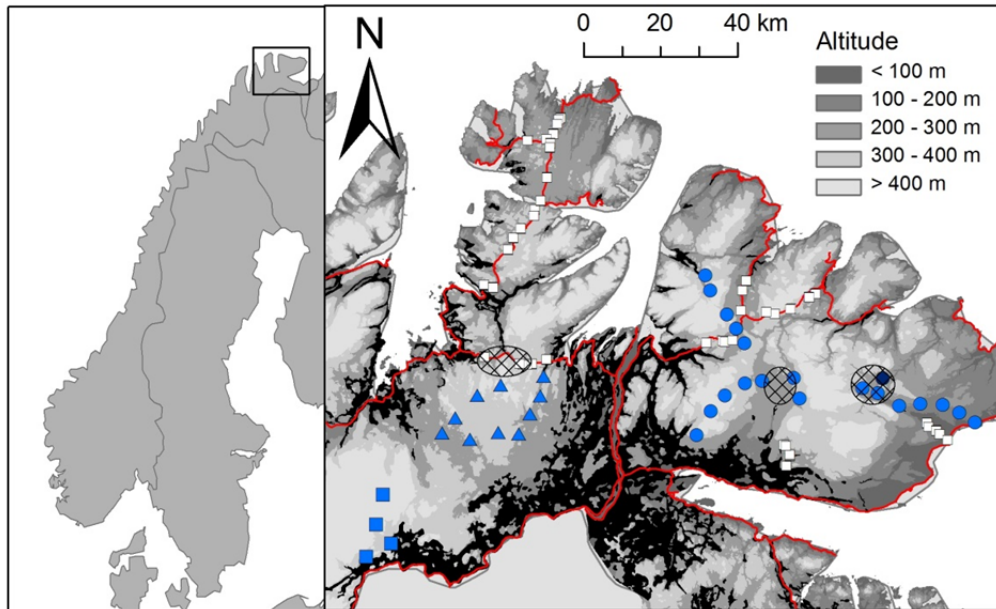
En omfattende rapport for hele prosjektperioden 2004-2012 ble slutført i april 2013 (Killengreen et al. 2013). I årsrapporten for 2013 vil vi derfor fokusere på det som er av nye resultater siden da.

2. Økosystemrelasjoner

2.1 Regional smånagerdynamikk i tiltaks - og referanseområdene

Prosjektets basisdata på smånagernes dynamikk kommer fra fire typer observasjonsserier. Den viktigste representeres av den såkalte ekstensivfangsten som omfatter både tiltaksområdet for reduksjonen av rødrevbestanden på Varangerhalvøya og de tre referanseområdene uten rødrevtiltak i prosjektet; henholdsvis Nordkinnhalvøya, Bekkarfjordfjellet og Ifjordfjellet. Fangstene skjer etter småkvadratmetoden (Myllymäki et al.

1971) tidlig sommer og høst hvert år. Utvalget av lokaliteter innen hvert område (hvite firkanter i Figur 2) dekker typiske habitater for lemen og gråsidemus, samt høydegradienten fra tregrensa til mellomalpin tundra i hvert av områdene. To andre fangstserier er begrenset til to områder på Varangerhalvøya (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og ett område på Ifjordfjellet (skraverte “intensivområder” i Figur 2).



Figur 2. Studiedesignet i prosjekt “Fjellrev i Finnmark” slik det ser ut i 2013 hvor de hvite firkanter viser lokaliseringen av smågnagerfeltene i den såkalte ekstensive fangsten (som ble etablert i 2004), mens de blå punktene (rundinger og trekanten) viser plasseringen av fotoboksene (som ble etablert i 2005). Tiltaksområdet og referanseområdene i prosjektet er indikert med de ulike blå symbolene for fotoboksene: Tiltaksområdet er Varangerhalvøya (blå rundinger), mens referanseområdene er Ifjordfjellet (blå trekanten), Gaissene (blå firkanter). Fotoboksene på Gaissene ble etablert i 2013 og planen er å utvide med fire fotobokser til i løpet av 2014. Den mørkeblå rundingen på Varangerhalvøya viser lokaliseringen av en ny fotoboks som kom i drift i 2010. Skraverte områder viser de tre lokalitetene som ble etablert i 2005 for en rekke intensivstudier i prosjektet: Fra venstre Ifjordfjellet, Vestre Jakobselv og Komagdalen. Fra disse tre intensivområdene rapporteres i denne sammenhengen smågnagerfangster, bestandsindeksering ved hjelp av skittregistreringer for lemen, rype og hare, og hekkesuksess for fjelljo og fjellvåk. Skyggegraderinger i grått på kartet angir høyde over havet i 100-meters ekvidistanter, mens svarte områder på kartet angir utbredelse av bjørkeskog.

For den ene fangstserien i intensivområdene fangstes det sommer og høst etter småkvadratmetoden i enghabitat og i heivegetasjon. Denne fangstserien dekker dermed også kjernehabitatet for fjellrotte (enger) og gråsidemus (heivegetasjon) som sammen med lemen, er de mest tallrike smågnagerartene i Øst-Finnmark. For å bedre dekke det vi mener er mer optimale sommer habitat for lemen, dvs. tuemark i myrlandt terreng (Figur 3), ble denne

fangstserien utvidet i 2010 i alle tre områdene.

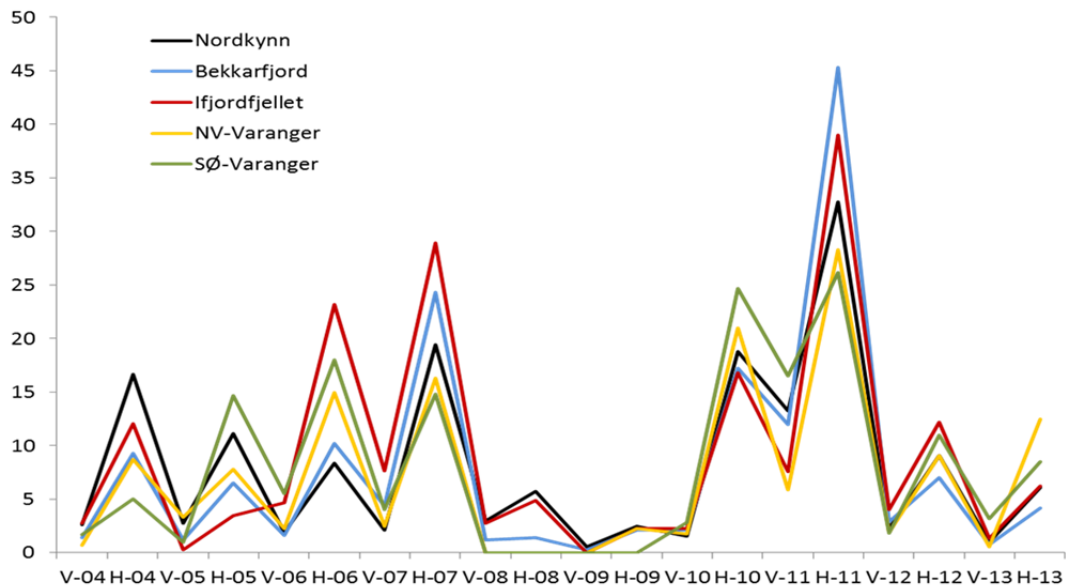


Figur 3. Venstre bilde: Fangstfelt i sommerhabitat for lemen i form av tuemark i tilknytning til myr
Høyre bilde: Fangstfelt for gråsidemus i form av hei i forkant og habitater for fjellrotte i form av enger i midtre del av bildet.

Intensivområdene som er relativt beskyttet mot vind, gir videre muligheter for å gjøre årlige sporingstransekter i siste halvdel av mars for å estimere frekvens av smånagerspor på snøen. Observasjonsserien fra snøsporingstransektene gir data på tilgjengelighet av smånagere for de av “helårspredatorene” som i begrenset grad klarer å trenge gjennom dype og harde snølag. Foreløpige resultater fra snøsporing og snøkvalitet ble gitt i Killengreen et al. (2013).

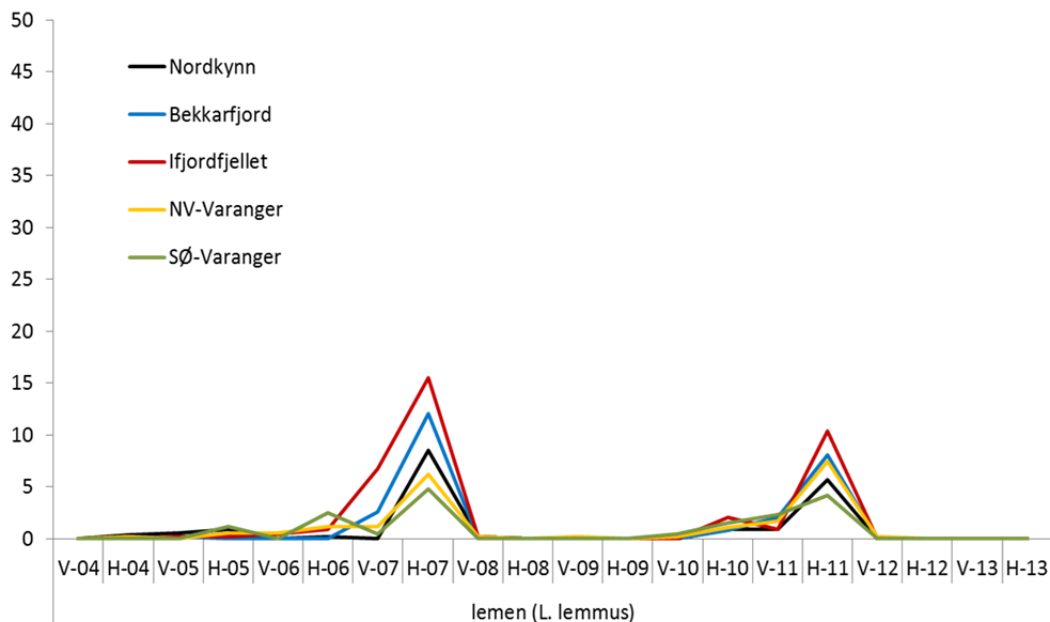
Den siste typen observasjonserie på smånagere gjøres gjennom en nyutviklet metodikk som er spesielt myntet på vinteraktivitet av lemen. Lemen har dårligere fangbarhet enn andre smånagere, noe som gjør at fellefangstdata kun gir informasjon om toppårene. I den nye metodikken brukes registrering av skitt og beiting i mosesnøleier som er typiske vinterhabitater for lemen, som indeks for aktivitet/tilstedeværelse. Forventningen til denne metodikken er at den er i stand til å kvantifisere tetthetsvariasjoner utenom toppene og å identifisere i hvilke områder lemen har sine refugier i lavfasen av syklusen. Metoden er beskrevet i Killengreen et al. (2013) og går ut på å registrere beiting og ekskrementer av lemen i et stort antall faste ”plott” plassert i 6 høydetransekter i intensivområdene på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet.

Resultatene fra ekstensivfangsten gjort i hele prosjektområdet for perioden 2004-2013 er vist Figur 4 og 5. Fjellrotte og gråsidemus er slått sammen siden både dynamikken og den økologiske funksjon til disse to artene er relativt lik (Figur 4).



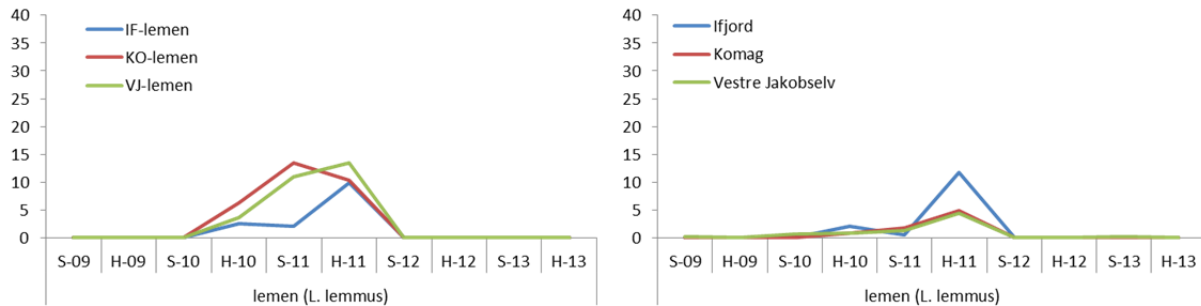
Figur 4. Tetthetsdynamikk av gråsidemus og fjellrotte vist som antall individer fanget per 100 felledøgn, V= vårfangst og H= høstfangst) i de ekstensive fangstene. SØ-Varanger områdene langs med Varangerfjorden, mens NV-Varanger er områdene som ligger lengre nord på halvøya langs bilveien mot Berlevåg og Båtsfjord (se Figur 2).

Generelt er dynamikken svært synkron og med tilsvarende tettheter/amplitude mellom de forskjellige områdene. Lemen har topper som er synkroner med mus, men toppene er generelt mer kortvarige og med lav eller ingen fangst mellom toppene. Toppårene var i 2007 og 2011 og som forventet så nådde vi bunnen i syklus i 2013. Det betyr at 2013 er i samme fase som 2009, noe som tilsier at vi kan forvente en ny topp i 2015.



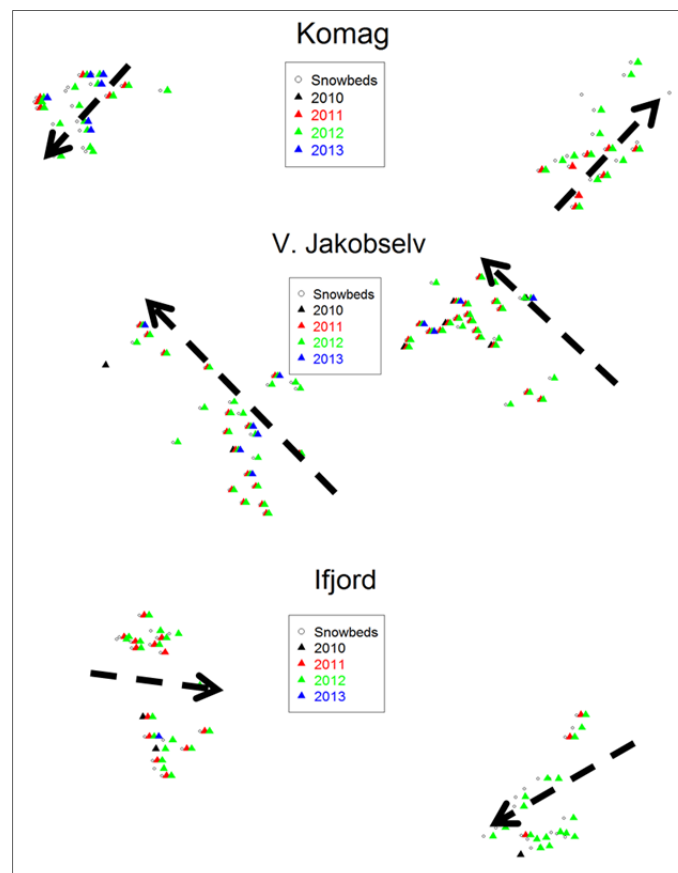
Figur 5. Tetthetsdynamikk hos lemen vist som antall individer fanget per 100 felledøgn, V= vårfangst og H= høstfangst) i de ekstensive fangstene. SØ-Varanger områdene langs med Varangerfjorden, mens NV-Varanger er områdene som ligger lengre nord på halvøya langs bilveien mot Berlevåg og Båtsfjord (se Figur 2).

Mangelen på fangster av lemen kan skyldes fangstmetoden som egner seg bedre til de andre smågnagerartene, og/eller at vi i det originale designet estimerer smågnagerbestanden i habitat som ikke er optimale lemenhabitat. Fangsten i mer typisk lemenhabitat som vi startet opp i 2009 synes delvis å støtte antakelsen om at habitat er viktig i og med at fangstindeksen gir høyere verdier og en rundere topp rundt toppåret enn fangsten i de andre habitatene (Figur 6). Men også i den nye fangstserien er det svært lav av fangst både før og etter toppen.



Figur 6. Fangsten av lemen i de nye "lemenhabitatene" (venstre panel) og fangsten av lemen i originaldesignet (høyre panel).

Observasjonsserien av lemenskitt i snøleiene derimot synes i større grad å fange opp aktivitet før og etter toppen (Figur 7) og gir dermed et viktig komplement til fellefangsten.



Figur 7. Antall snøleier med aktivitet av lemen i årene 2010 til 2013. De svarte pilene indikerer hvordan snøleiene ligger i forhold til høydegradienten med pilene pekende oppover i gradienten.

2.2 Predatorsamfunnet: Numerisk respons til smågnagerdynamikken

Den lavarktiske tundraen i Øst-Finnmark huser et relativt artsrikt samfunn ("guild") av predatorer som er avhengig av smågnagere for å reprodusere, dog med noe ulik grad av spesialisering (Figur 8). Snøugle og polarjo er de mest utpregede arktiske og spesialiserte artene i dette samfunnet som har sin hovedutbredelse i kaldere klimasoner (mellomarktisk og høyarktisk tundra). De har en nomadisk livsstil (Andersson and Erlinge 1977) og hekker enten veldig uregelmessig (snøugle) eller svært sjelden (polarjo) i Øst-Finnmark. Fjelljo og fjellrev må også karakteriseres som arktiske arter, men har en utbredelse som spenner over flere breddegrader; fra høyarktisk til langt sør i den sub-arktiske fjelltundraen i Skandinavia. Fjellvåk er en annen tallrik smågnagerpredator med en bred utbredelse som strekker seg langt sørover inn i den boreale skogen.

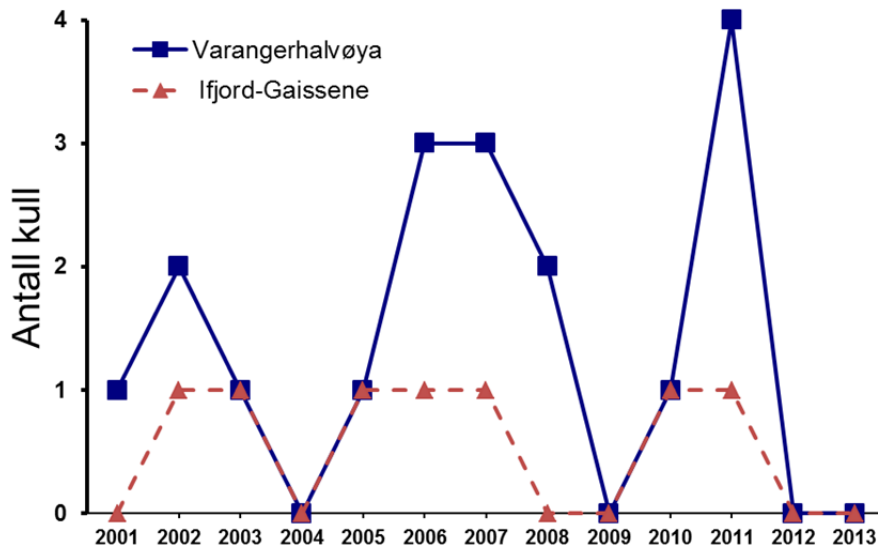


Figur 8. Avkom av de fire artene av predatorer som overvåkes i prosjektet med hensyn på populasjonsdynamikk og reproduksjonssuksess relatert til smågnagersyklus. Fra øverst til venstre med klokka: Snøugle, fjellrev, fjelljo og fjellvåk. Foto: Rolf A. Ims (fuglene) og Geir Vie (fjellrev).

Selv om fjellrev naturligvis er fokusarten i prosjektet, overvåker vi også de fleste av de andre smågnageravhengige predatorene med hensyn på deres populasjonsdynamikk (antall hekkende par og reproduksjonssuksess) og diett.

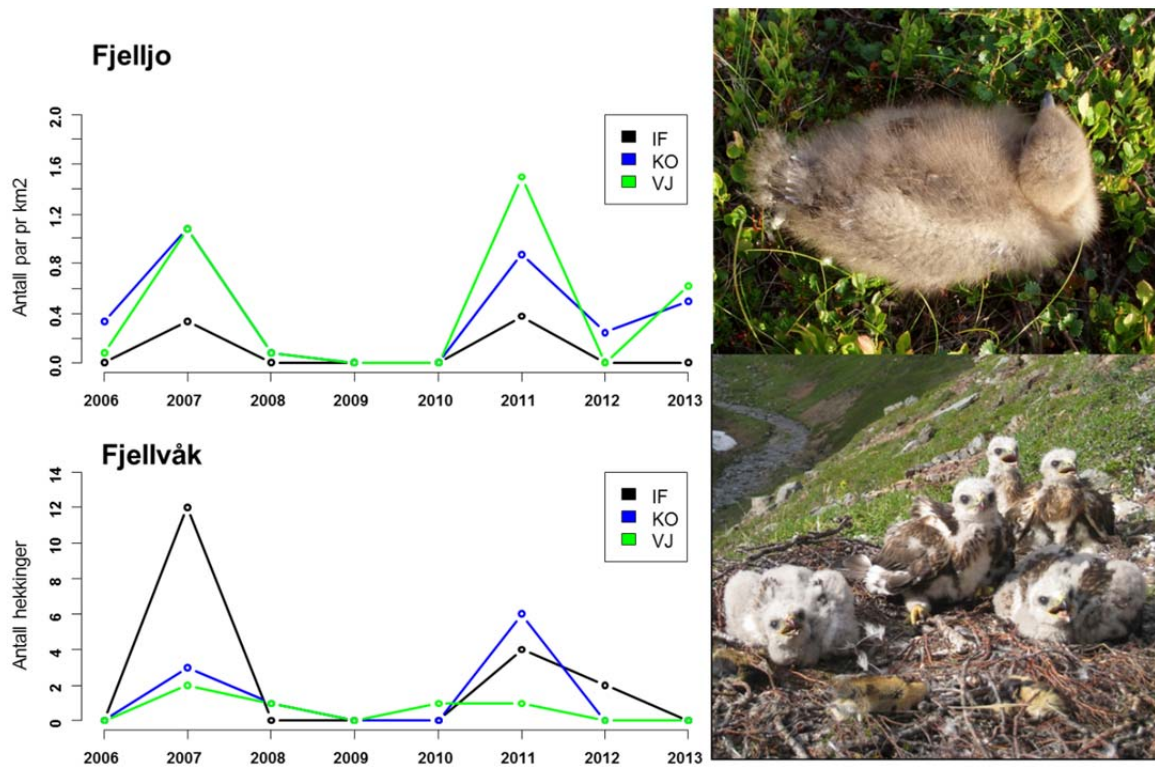
Den nasjonale hiovervåkningen av fjellrev gir utviklingen i den reproduserende delen av fjellrevbestanden på Varangerhalvøya og i referanseområdene. Av referanseområdene er det kun Ifjordfjellet (Laksefjordvidda) som har et tilstrekkelig antall tradisjonelle fjellrevhi som grunnlag for en slik overvåkning. I den opprinnelig geografiske avgrensningen av referanseområdet på Ifjordfjellet, som omfattet fjelltundra i samme høydesjikt og med tilsvarende topografi som Varangerhalvøya (Killengreen et al. 2007), har det ikke vært ynglinger i prosjektperioden. Dog har det vært registrert fjellrev på fotobokser i dette området i to av årene (se avsnitt 2, figur 12 nedenfor). I det mer høyereliggende og topografisk

komplekse Gaisseområdet lenger vest, har det helt siden overvåkningsserien i Finnmark startet opp vært ett hi med frekvent yngling av fjellrev. Vi har derfor valgt å inkludere dette området (Ifjordfjellet-Gaissene) i det videre arbeidet i prosjektet. Blant annet har vi fra og med vinteren 2013 opprettet et nytt fotobokstransekt i dette området. Det var ingen ynglinger av fjellrev i disse to områdene i 2013 (Figur 9).



Figur 9. Antall registrerte fjellrevkull på Varangerhalvøy og i Ifjord-Gaيسةområdet den 12-års tidsperioden fjellrevhi har vært overvåket i Øst-Finnmark.

Fjelljo og fjellvåk er de to andre smånagerpredatorene som vi gjør systematisk registreringer av hekkefrekvens. Begge artene viser en kraftig numerisk respons på smånagerårene, med noe variasjon mellom toppår og område (Figur 10). Varangerhalvøya er et særlig godt område for fjelljo med tettheter av hekkende par som er rekordartete for denne arten. Selv om det ikke ble registrert fjellvåkhekkinger i noen av områdene i 2013, var det noe overraskende flere hekkende par med fjelljo i Komagdalen og Veste Jakobselv på Varangerhalvøya. Trolig skyldes dette en flekkvis forekomst av gråsidemus og eventuelt lemen i 2013 til forskjell fra bunnåret i den forrige syklus (2009).



Figur 10. Dynamikk i frekvensen av hekkende par med suksessfull ungereproduksjon av fjelljo (øverst) og fjellvåk (nederst) i intensivområdene Komagdalen (KO) og Vestre Jakobselv (VJ) på Varangerhalvøya og Ifjordfjellet (IF). For fjelljo er frekvensen målt som antall par per km² innen to studieblokker per intensivområde, mens for fjellvåk overvåkes et antall kjente hekkelasser i hvert av intensivområdene

2.3 Viser småvilt en respons til smånagerdynamikken?

Særlig liryas produksjon har vært kjent for å ha en syklus som har vært synkronisert med smånagerårene i Fennoskandia (Moss and Watson 2001). Denne syklus forsvant fra fjellområdene i Sør-Norge for perioden 1994-2007 sammen med kollapsen i smånagersyklusen (Kausrud et al. 2008). Figur 11 viser dynamikken i indekser for hare (øverste panel) og lirype (nederste panel) i prosjektområdet basert på skittellinger i intensivområdene.

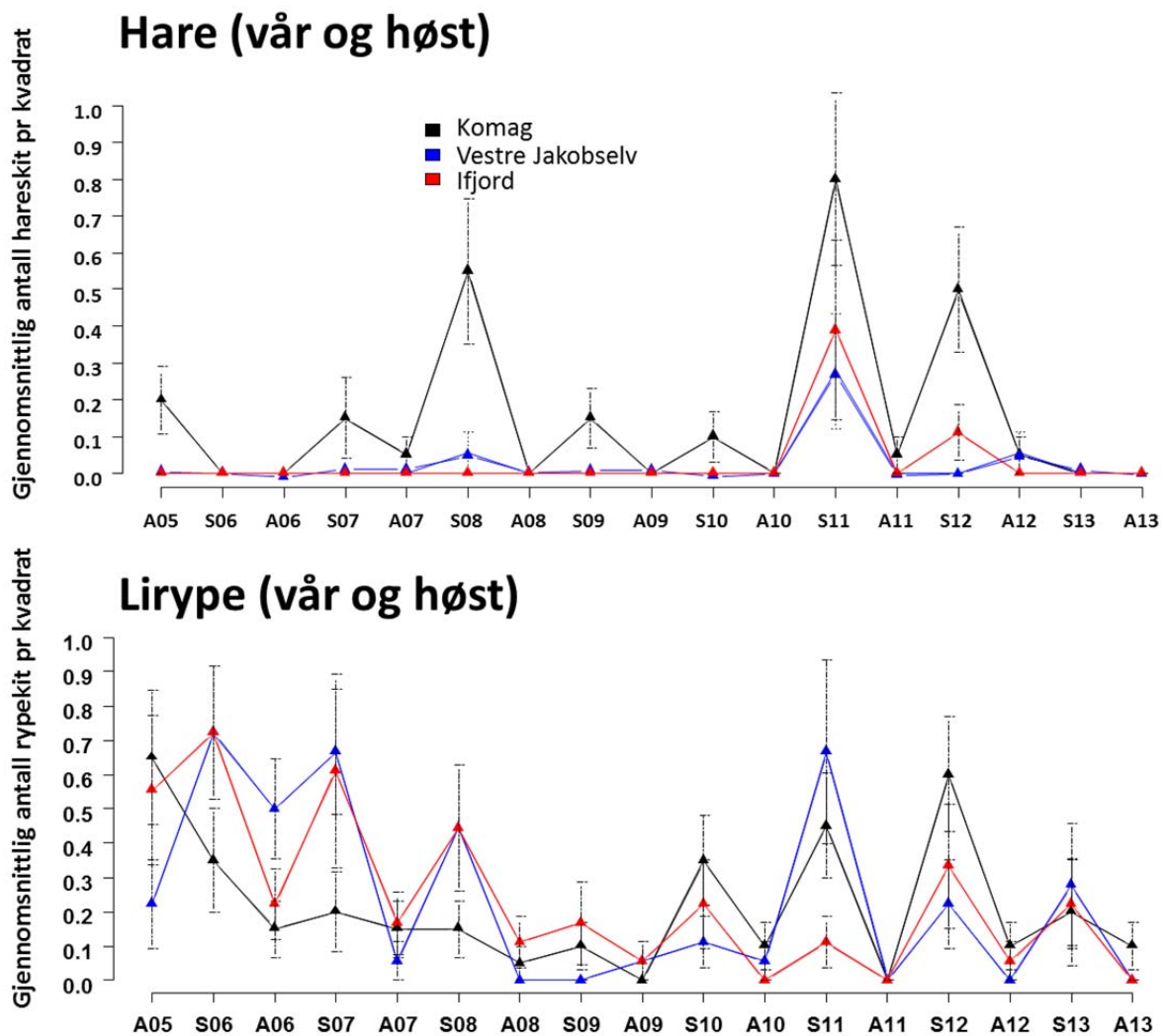
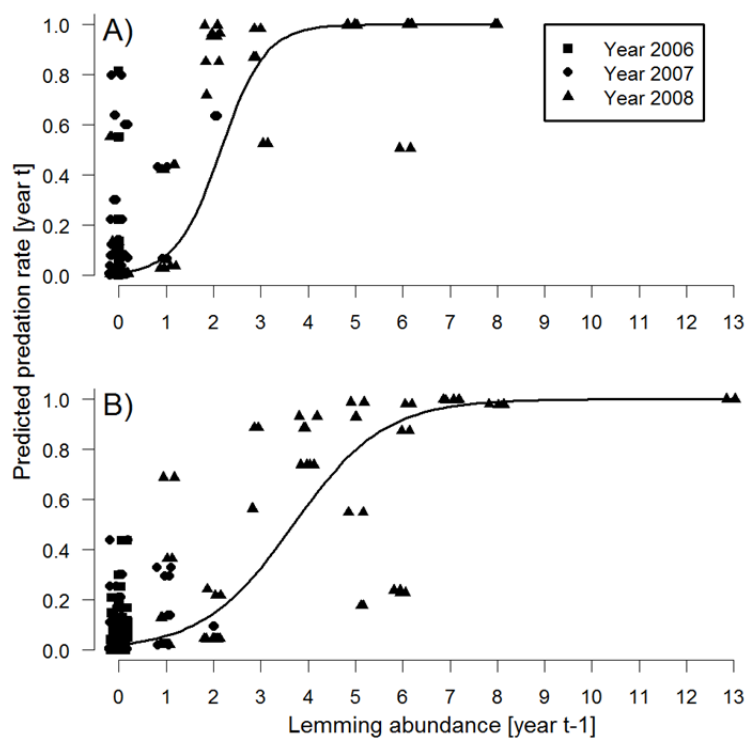


Figure 11. Sesong (A-høst, S-sommer) og mellomårsvariasjoner i bestanden av hare (øverst) og lirype (nederst) indeksert ved hjelp av skittregistreringer i faste plott prosjektets intensivområder på Varangerhalvøya og på Ifjordfjellet. Estimaten angir gjennomsnittlig andel (med SE-intervaller) av i faste plott i som har skitt. Dataene er fra kvadrater i eng- og heihabitat

Skittellingene som er gjort på sommeren, og som reflekterer vinteraktiviteten til hare og lirype, viser en positiv respons på toppårene i 2007 og i 2011, men det er store regionale forskjeller i denne responsen. For toppåret i 2007 var det ingen klar effekt på vinterbestanden av lirype i Komag (S08), mens i 2011 var bestandsmålet på Ifjordfjellet lavt (S11). For hare var det en positiv respons i Komagdalen på begge smånagertoppene, mens det var først i 2011 at det kom inn en del hare i Vestre Jakobselv og på Ifjordfjellet. Tellingene for 2013 viser at tettheten av hare er nå på et ekstremt lavt nivå, mens lirypetetthetene utfra skittellingene ligger på samme nivå som i 2009 (det forrige bunnåret for smånagere i denne regionen).

Sammenhengen mellom rype og smånagere har som regel blitt forklart ved høy predasjon på egg og kyllinger i etter smånagertoppene. Ved å legge ut kunstige reir i alle intensivområdene (både i eng- og heihabitat) har vi målt aktivitet av reirpredatorer før, under

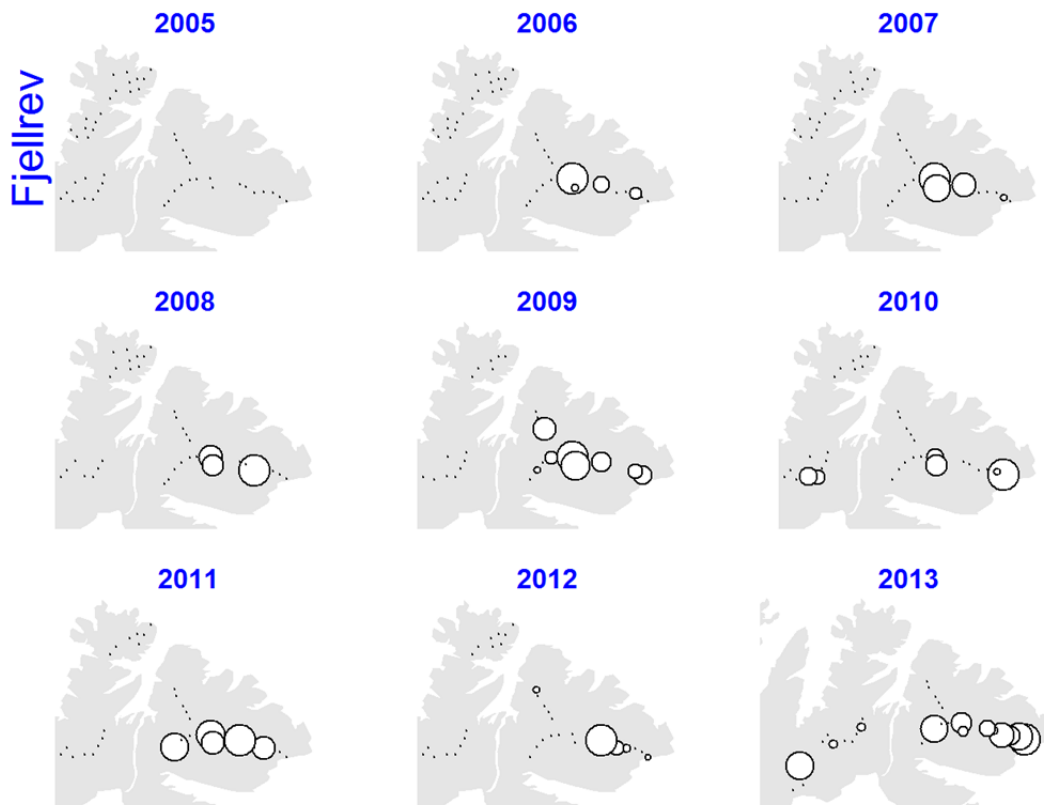
og rett etter smågnagertoppen i 2007. Ved at de kunstige reirene var distribuert i de samme plottene vi fanget smågnagere i kunne vi knytte predasjonsraten til den romlige variasjonen i topptetthet for mus (fjellrotte og gråsidemus) og lemen. Dette studiet ble publisert i 2013 og tas dermed med i denne rapporten (Ims et al. 2013). Som forventet var predasjonsraten høyest i året etter toppåret (dvs. i 2008). Mer overraskende var det at den romlige variasjonen i predasjonsraten kun var knyttet til lemen (ikke til mus). Dvs. flest reir ble predatert i områder hvor det hadde vært høye tettheter av lemen i toppåret (Figur 12). Ravn og kråke stod for det meste av predasjonen (bestemt ved bruk av sporingsplater). Dette indikerer at ved generelt høye tettheter av kråkefugl, trolig som en følge av mye subsidier i form av reinkadavre, så kan også disse viktige reirpredatorene vise en rask respons til lemen, som man tidligere har trodd bare var mulig for mer spesialiserte smågnagerpredatorer.



Figur 12. Reirpredasjonsrater (andel av alle reir predatert) i årene 2006, 2007, 2008 plottet mot antall lemen fanget i det lokale området året før. Linjene er estimert ved logistisk regresjon. A) er data fra enghabitat, mens B) er fra heihabitat. Fra Ims et al. (2013).

2.4 Rovdyrsamfunnet på vinteren: Fotoboksstudiet

Kunnskap om vinterøkologien til rovdyrartene våre er viktig. En måte å få mer innsikt i hvordan artene bruker landskapet er gjennom bruk av fotobokser. I vårt studie plasserer vi kamera foran et åte for å dokumentere de åtseleterne som befinner seg i området. Dette blir gjort både i tiltaks og referanseområdet. I 2013 etablerte vi opp en ny fotoboksløype i Gaissene og som vil utvides ytterligere med 4 fotobokser i 2014. Figur 13 viser områdebruk av fjellrev i referanse og tiltaksområdet.



Figur 13. Antall besøk av fjellrev på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen indikerer hvor mange dager fjellreven besøkte en bestemt åtestasjon.

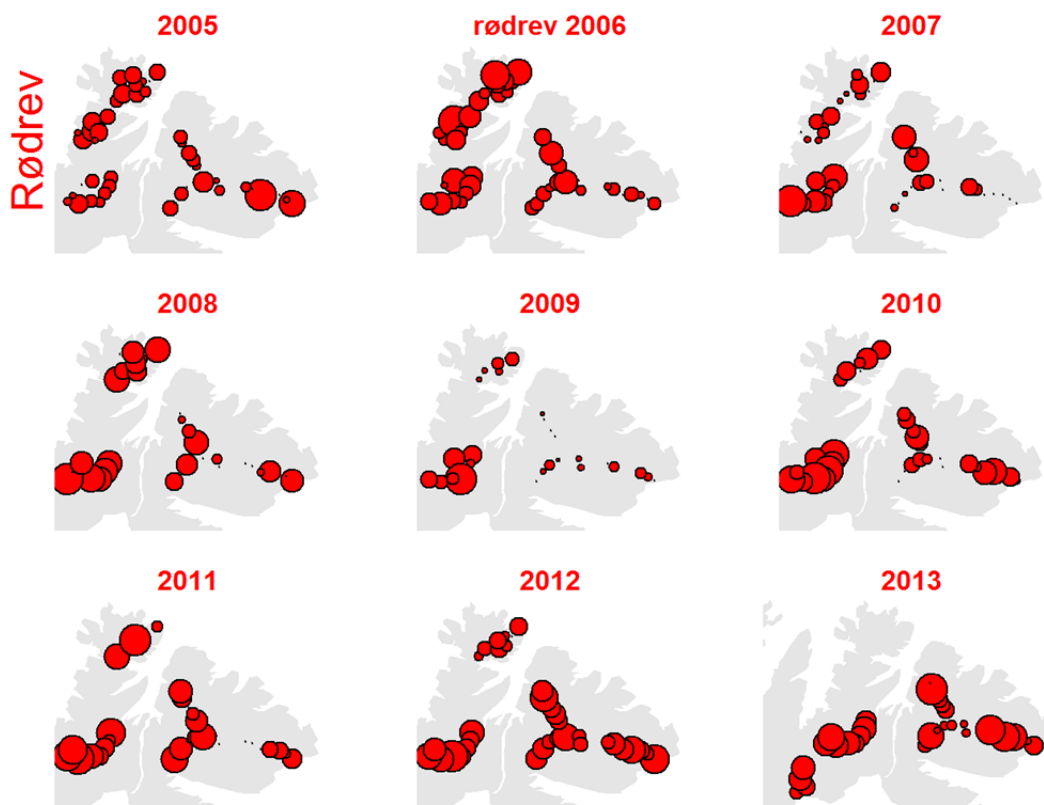
Figuren viser at det var besøk av fjellrev på mange av fotoboksene på Varangerhalvøya ,og for andre gang siden oppstarten var det fjellrev på to fotobokser på Ifjordfjellet. En av disse var en blårev (Figur 14) som er første gang denne fargemorfen har blitt avbildet på en fotoboks i Øst-Finnmark.



Figur 14. Fjellrev med brun/blå vinterpels (blårev) avbildet på en av fotoboksene på Ifjord

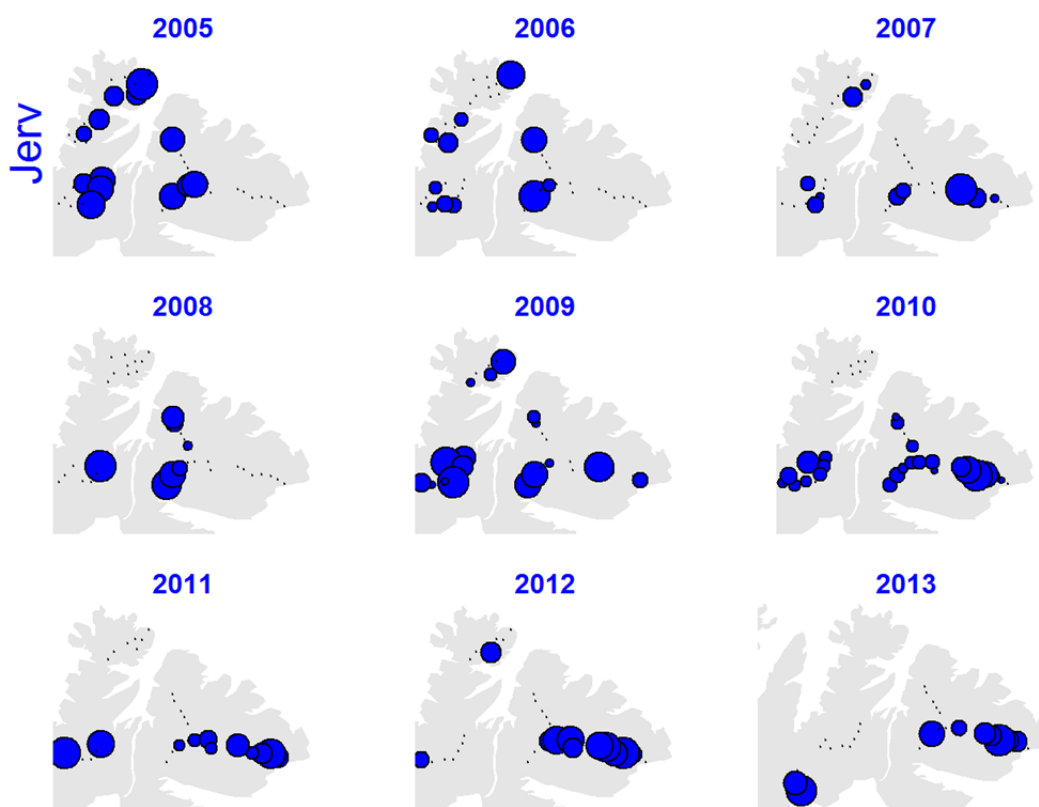
Videre var det besøk av fjellrev på en av fotoboksene på Gaissene og her var frekvensen av daglige besøk like høy som på de mest besøkte boksene på Varangerhalvøya. Hvordan slike åter blir brukt avhenger av hvordan ressursituasjonen er for rovdirene. Tidligere studier har vist at i toppår i smånagerbestanden foretrekker rødrev lemen og i mindre grad spiser kadaver (Killengreen et al. 2011). Det er derfor naturlig å sammenligne årets resultat med 2009 hvor man hadde den samme tettheten i smånagerbestanden. Den store aktiviteten i 2013 sammenligning med 2009 kan derfor skyldes både en god produksjon av valper i 2011 og at det nå er lite mat i fjellet og at återne derfor blir brukt mer.

Utviklingen i områderbruk hos rødrev viser at det var rødrev nærmest overalt i fjellet både i 2012 og i 2013 (Figur 15). Dog var det mindre aktivitet i de innerste områdene av Varangerhalvøya i 2013 enn i 2012. Rødreven opptrådte også hyppig på fotoboksene i det nye overvåkningsområdet i Gaissene.



Figur 15. Antall besøk av rødrev på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen indikerer hvor mange dager rødreven besøkte en bestemt åtestasjon.

Ser vi alle årene under ett tolker vi effekten av rødrevuttaket som mest effektiv i de indre deler av Varangerhalvøya hvor det ofte er betydelig færre besøk av rødrev enn ved kysten. Til sammenligning ser vi at på Ifjordfjellet og i Gaissene så er det liten forskjell i antall dager med besøk av rødrev mellom områder nært skoggrensa og områder som ligger lengst fra mer produktive økosystem. Det har også i år vært besøk av jerv på fotoboksene, men kun på Varangerhalvøya og det nye referanseområdet på Gaissene (Figur 16).



Figur 16. Antall besøk av jerv på åtestasjonene justert for hvor mange dager hver stasjon var i drift per år. Størrelsen på sirkelen indikerer hvor mange dager jervene besøkte en bestemt stasjon.

3. Rødrevtiltaket

3.1 Evaluering av rødrevtiltaket

Det har siden vinteren 2005 blitt felt 1973 rødrever i prosjektet. Tabell 1 gir fellingstallene per år fordelt på SNO (vesentlig felling på de indre delene av Varangerhalvøya) og rev levert av lokalbefolkningen mot ”skrottpenger” (vesentlig langs kysten).

Tabell 1. Fellingstall for rødrev fordelt på SNO og ordinært jakt utført av frivillige i de ulike årene tiltaket har blitt gjennomført

ÅR	RØDREV FELT AV LOKALE JEGERE	RØDREV FELT AV SNO	ANTALL JEGERE	TOTALT
2005	118	49	41	167
2006	109	50	39	159
2007	135	25	44	160
2008	111	58	38	169
2009	128	24	39	152
2010	121	21	41	142
2011	264	28	52	292
2012	422	141	70	563
2013	113	56	26	169
2005-2013				1973

I 2013 ble det gjort en endring i forhold til deltagelse fra lokale jegere. Hittil har alle som ønsket det kunne levert inn rødrev til prosjektet, men fra 2013 måtte alle jegere som ville levere inn rødrev skrive kontrakt med prosjektet. Dette ble gjort for å få en bedre oversikt over hvem som deltar i jakten. Utformingen av kontrakten gjorde at vi ikke tok i mot rødrever skutt før 1. mars 2013. Ser man på tidligere år så har ca. 30 % av alle rødrever blitt skutt i januar og februar så det er trolig at antallet rødrever (totalt 113 rødrev felt av lokale jegere i 2013) er noe lavere enn det ville vært et år hvor innleveringen ikke hadde vært stoppet i to måneder. Men uansett virker bestanden av rødrev å ha gått kraftig ned fra toppåret 2012, noe som også indikeres av fellingstallene fra SNO.

3.2 Et «spinn-off-studium» basert på rødrevmateriale: Undersøkelser av miljøgifter

Vi har gjennom prosjektperioden samlet prøver fra et stort utvalg av de felte rødrevene på Varangerhalvøya for å kunne relatere demografiske og økologiske faktorer til en rekke andre problemstillinger som indikerer tilstanden i økosystemet. I 2013 har vi brukt noe av dette materiale til å gjøre undersøkelser av miljøgifter.

Perfluorerte forbindelser (PFCs) er en stor gruppe kjemiske forbindelser som i løpet av de siste årene har fått mer oppmerksomhet ettersom flere studier viser til de negative effektene disse stoffene har på miljøet. De brukes i industriell produksjon og finnes i en rekke produkter slik som vannavstøtende stoffer, belegg i teflonpanner, maling, skismøring, kremer og mye mer. Flere av disse stoffene kan fraktes med luft- og havstrømmer over lange avstander. Etter hvert som man har blitt klar over de helsemessige farene med disse stoffene har enkelte forbindelser blitt tatt ut av produksjon, men det er mange perfluorerte forbindelser som ennå er i bruk.

PFCs brytes i liten grad ned i miljøet og akkumuleres oppover i næringskjeden, og man finner høye konsentrasjoner hos topp-predatorer i den marine næringskjeden (for eksempel isbjørn). PFCs ser ut til å binde seg til proteiner i stede for til lipider. Dette fører til at disse stoffene transporteres gjennom kroppen ved hjelp av blodet og ender opp i proteinrike organer som lever og nyre. Hvilken effekt disse stoffene har på arter i Arktis er foreløpig usikkert, men laboratorieforsøk viser at de kan ha betydning for lipidmetabolisme, reproduksjon, endokrin- og immunsystem (Austin et al. 2003, Lau et al. 2006). Blant annet har en undersøkelse fra Danmark vist at forhøyde verdier av disse forbindelsene i blodet på kvinner gjør det vanskeligere å bli gravid (Fei et al. 2009). Det er forventet at avkom kan være mest sårbare siden disse miljøgiftene overføres fra moren gjennom melken på et tidlig livsstadium. Hvordan miljøgiftene vil påvirke sårbare arter i Arktis, som lever i et økosystem som allerede er under hardt press på grunn av varmere klima og andre menneskeskapt forstyrrelser, er spørsmål det blir viktig å finne svar på.

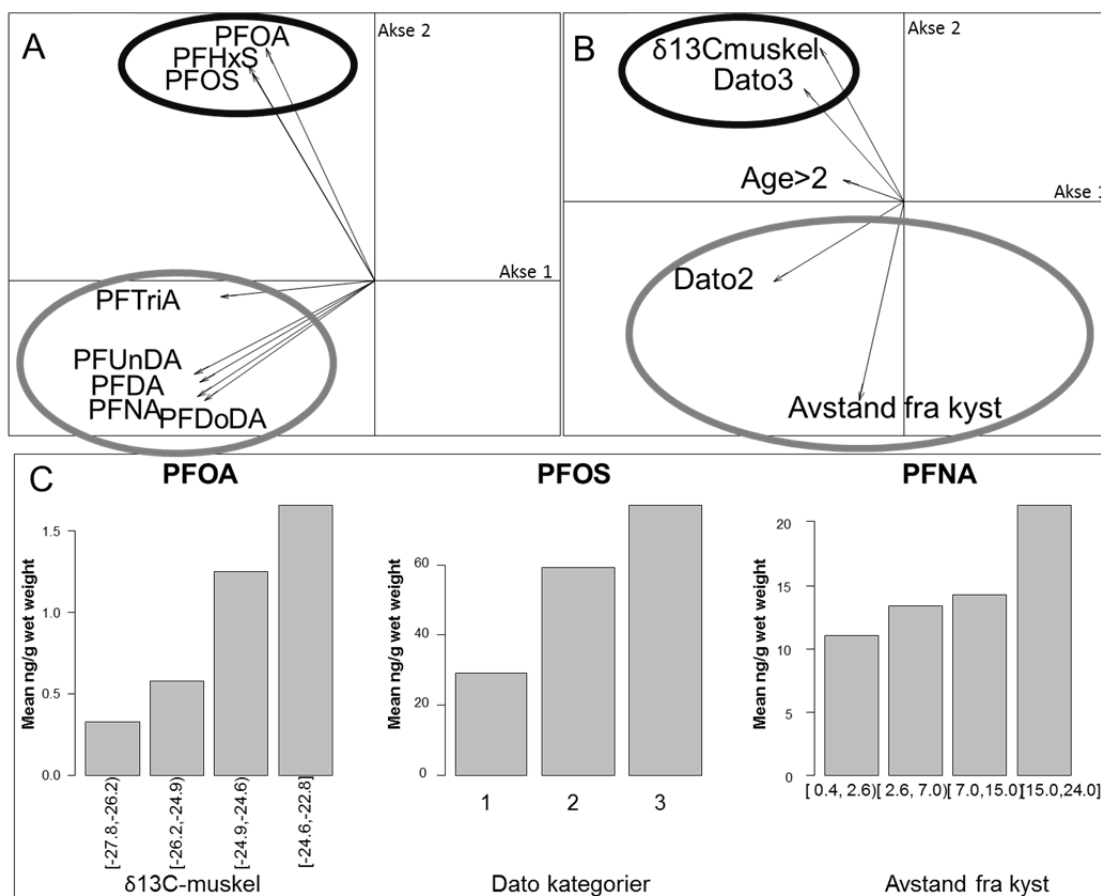
Den undersøkelsen som vi har gjennomført er et pilotstudium for å kartlegge mengden av disse fluorforbindelsene hos rødrev samt undersøke om det er noen forskjell i hvor høye nivåer det er hos rødrev avhengig av om den livnærer seg kun av det terrestriske næringsnettet eller om den også henter subsidier fra det marine næringsnettet. Perfluorerte forbindelser

akkumuleres oppover i næringskjeden. De fleste sjøfugl lever av fisk , og utnytter revene denne matkilden henter de byttedyrene sine fra et høyere trofisk nivå enn de rødrevene som spiser smågnagere og rein som er plantespisere. Det er derfor en forventning om at rødrev skutt i de indre deler av halvøya har lavere nivå av disse miljøgiftene sammenlignet med de som er skutt nærmere kysten. Til sammen ble tatt prøver av leveren til 38 rødrev skutt vinteren 2007/2008, og man undersøkte følgende åtte fluorforbindelser i disse; perfluoroktansyre (PFOA), perfluor-n-heksansulfonat (PFHxS) , perfluor-n-oktansulfonat (PFOS), perfluor-n-nonansyre (PFNA), perfluor-n-dekansyre (PFDA, perfluor-n-undekansyre (PFUnDA), perfluor-n-dodekansyre (PFDoDA) og perfluor-n-tridekansyre (PFTriA) Tilstedeværelse av miljøgiftene ønsket vi å forklare gjennom følgende variabler beskrevet i tabell 2.

Tabell 2. Variabler brukt til å analysere fordelingen av miljøgifter i rødrev

Variable	Forklaring
Dato	Vi delte datoen når rødrevene var skutt inn i 3 kategorier. Dato 1 er rødrev skutt i november, desember og januar, Dato 2 er rødrev skutt i februar til midten av mars mens Dato 3 er rødrev skutt fra midten av mars til ut april.
Alder	Vi delte rødrevene i to grupper; ett til to år og de som var mer enn to år.
Avstand	Avstanden fra kystlinjen hvor den enkelte rødrev ble skutt
$\delta^{13}C$ muskel	Isotopverdien fra muskelvev hos rødrev. Høye verdier av denne isotopen betyr at dietten de siste månedene har hatt innsalg fra det marine økosystemet mens lave verdier indikerer at byttedyrene er hentet fra det terrestriske økosystemet

Resultatene blir her presentert ved en multivariat analyse (PCA-ordinasjon med instrumentelle variable). Dette er en velegnet analysemetode når man ønsker å se på responsen av flere forskjellig miljøgifter samtidig (Figur 17). I analysen forklarer to dimensjoner det meste av variasjonen i fordelingen av miljøgiftene (akse 1 forklarer 63 % og akse 2 forklarer 32 %). Figur 17.A viser hvordan miljøgiftene deler seg i to distinkte grupper mens figur 17. B viser hvilke variabler (dato, avstand fra kysten, diett hos rødrev gjennom isotopverdien til $\delta^{13}C$, og alder på rødrev) som forklarer fordelingen av miljøgiftene. Grafene må sees i sammenheng. Sirkler med samme farge beskriver en forbindelse mellom figur 17.A og figur 17.B. Figur 17.C viser eksempler på hvordan enkelte av miljøgiftene er fordelt i forhold til de forklaringsvariablene som vi har valgt.



Figur 17. Multivariat analyse av sammensetningen av miljøgifter hos rødrev. Graf A viser fordelingen av miljøgifter mens graf B viser sammenhengen mellom miljøgiftene og forklaringsvariablene.

Alle perfluorerte forbindelser som er gruppert nede til venstre i Figur 17.A (PFTriA, PFUnDA, PFDA, PFNA and PFDODA) tilhører gruppen perfluorkarboksylyrer. I den andre gruppen er to av forbindelsene perfluorsulfonsyrere (PFOS and PFHxS) og den siste er en perfluorkarboksylyse (PFOA). Det er også i denne gruppen at vi finner de mest brukte perfluorerte forbindelser som også er vanligste i miljøet (PFOS, PFOA).

Siden mange av disse stoffene akkumuleres i revene, er det ikke overraskende at alder er en viktig forklaringsvariabel. For enkelte av de perfluorerte forbindelsene var nivåene over 40 % høyere i rev eldre enn to år. Videre ser vi at PFOA, PFHxS og PFOS responderer som forventet med høye verdier hos rødrev som befinner seg nært kysten (langt fra vektoren "Avstand fra kyst") og har høye verdier av $\delta^{13}C$ i muskelvevet (diett med innslag fra det marine økosystemet, Figur 17.A og 17.B, eksemplifisert ved PFOA i figur 17.C). Det som også er interessant er hvordan disse stoffene øker i mengde i løpet av perioden med de høyeste verdier mot våren (eksemplifisert ved PFOS i figur 17.C), som kan skyldes tilbakekomsten av sjøfugl i denne perioden. Den andre gruppen av miljøgifter viser en motsatt fordeling med høyere verdier langt fra kysten (Figur 17.A og 17.B, eksemplifisert ved PFNA i figur 17.C). Det er også en annen tidsmessig trend i denne gruppen med høye verdier for rødrever skutt i allerede februar og begynnelsen av mars. Den romlige og temporale mønsteret vi ser i dataene skyldes sannsynligvis forskjellig diettvalg hos rødrev, hvor kystnære rev har innslag av marine byttedyr i dietten mens rev lengre inne på halvøya kun livnærer seg av

terrestriske byttedyr. Den romlige variasjonen kan også være påvirket av lokale kilder til forurensning slik som industriforetak, men per i dag har vi for lite materiale til å kunne undersøke dette nærmere.

Det er gjort lite forskning på perfluorerte forbindelser og hvordan de spres i økosystemet. Denne pilotstudien gir den første oversikten over hvordan noen miljøgiftene er fordelt i landskapet, men flere undersøkelser må gjøres for å få en bedre forståelse av hvordan forandringer i byttedyrtilgang og lokale forurensningskilder påvirker konsentrasjonene av perfluorerte forbindelser hos rødv.

4. Referanser

- Andersson, M. and S. Erlinge. 1977. Influence of predation on rodent populations. *Oikos* **29**:591-597.
- Austin, M. E., B. S. Kasturi, M. Barber, K. Kannan, P. S. MohanKumar, and S. M. J. MohanKumar. 2003. Neuroendocrine effects of perfluorooctane sulfonate in rats. *Environmental Health Perspectives* **111**:1485-1489.
- Fei, C., J. K. McLaughlin, L. Lipworth, and J. Olsen. 2009. Maternal levels of perfluorinated chemicals and subfecundity. *Human Reproduction* **24**:1200-1205.
- Ims, R. A., J. A. Henden, A. V. Thingnes, and S. T. Killengreen. 2013. Indirect food web interactions mediated by predator–rodent dynamics: relative roles of lemmings and voles. *Biology Letters* **9**.
- Kausrud, K. L., A. Mysterud, H. Steen, J. O. Vik, E. Østbye, B. Cazelles, E. Framstad, A. M. Eikeset, I. Mysterud, T. Solhøy, and N. C. Stenseth. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* **456**:93-U93.
- Killengreen, S. T., R. A. Ims, J. A. Henden, N. G. Yoccoz, and D. Ehrich. 2013. Prosjekt ”Fjellrev i Finnmark”- Rapport for perioden 2008-2012. Universitet i Tromsø, Tromsø.
- Killengreen, S. T., R. A. Ims, N. G. Yoccoz, K. A. Bråthen, J.-A. Henden, and T. Schott. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* **135**:459-472.
- Killengreen, S. T., N. Lecomte, D. Ehrich, T. Schott, N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 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.
- Lau, C., J. R. Thibodeaux, R. G. Hanson, M. G. Narotsky, J. M. Rogers, A. B. Lindstrom, and M. J. Strynar. 2006. Effects of perfluorooctanoic acid exposure during pregnancy in the mouse. *Toxicological Sciences* **90**:510-518.
- Moss, R. and A. Watson. 2001. Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). Pages 53-111 *Advances in Ecological Research*, Vol 32.
- Myllymäki, A., A. Paasikallio, E. Pankakoski, and V. Kanervo. 1971. Removal experiment on small quadrats as a means of rapid assessment of the abundance of small mammals. *Annales Zoologici Fennici* **8**:177-185.