

# Prosjekt "Fjellrev i Finnmark"

## Rapport for perioden 2004-2007

Rolf A. Ims, Siw Killengreen, John-André Henden, Nigel G. Yoccoz  
Institutt for Biologi, Universitet i Tromsø



<b>1. Bakgrunn</b>	<b>s.3</b>
<b>2. Målsetninger</b>	<b>s.4</b>
<b>3. Økologiske forutsetninger i Finnmark</b>	<b>s.5</b>
3.1 <i>Endringer i fjellrev og rødrev i historisk tid</i>	
3.2 <i>Smågnagerdynamikk i nåtid og fortid</i>	
3.3 <i>Geografisk variasjon i økologiske forutsetninger: Tiltaks vs. Referanseområder</i>	
3.3.1 Survey av økosystemforhold	
3.3.2 Samfunnet av åtseletere	
<b>4. Tiltaket for å redusere rødrevbestanden på Varangerhalvøya</b>	<b>s.16</b>
4.1 <i>Jakt utført av lokalbefolkningen</i>	
4.2 <i>Ekstraordinær felling utført av SNO</i>	
<b>5. Naturlig dynamikk og mulige effekter av tiltaket</b>	<b>s. 20</b>
5.1 <i>Smågnagere</i>	
5.2 <i>Andre predatorer</i>	
5.3 <i>Småvilt</i>	
5.4 <i>Rødrev</i>	
5.4.1 Endring i bestand	
5.4.2 Demografi og kondisjon	
5.4.3 Sykdom og helse	
5.4.4 Diett	
5.5 <i>Fjellrev</i>	
5.5.1 Data fra åtestasjonene	
5.5.2 Sporingsdata	
5.5.3 Hiovervåkningsdata: Ynglefrekvens og kullstørrelser	
<b>6. Formidling og relasjoner til allmennhet og forvaltning</b>	<b>s. 35</b>
<b>7. Konklusjoner og videre perspektiver</b>	<b>s. 36</b>
<b>8. Referanser</b>	<b>s. 38</b>

## 1. Bakgrunn

Vinteren 2004 besluttet DN at det skulle iverksettes et tiltak for å redusere bestanden av rødrev på Varangerhalvøya som en del av arbeidet med å styrke den utrydningstruede fjellrevbestanden i Norge. Varangerhalvøya ble valgt vesenlig av tre grunner. For det første var Varangerhalvøya kjent som et av de beste områdene for fjellrev i Finnmark, og Norge for øvrig, med et relativt stort antall registrerte hi og med registrert ynglinger av fjellrev i de siste årene. For det andre, ble en halvøy valgt fordi man kunne anta at et slikt område ville være mindre utsatt for ”oppfylling” av innvandrende rødrev etter at tiltaket ble startet. For det tredje hadde Varangerhalvøya flere gunstige logistiske/praktiske forutsetninger med et Fjelltjenestekontor i Vadsø og konsentrasjon av lokalbefolkning langs kysten som kunne bidra aktivt til tiltaket.

DN forutsatte videre at tiltaket skulle gjennomføres med et design som gjorde det mulig å evaluere effektene av tiltaket, og videre at det kunne knyttes til et forskningsprosjekt som gav en større generell kunnskap om fjellrev i vårt nordligste fylke. Vår forskningsgruppe ved Institutt for Biologi, Universitetet i Tromsø fikk i oppdrag å utforme et prosjektforslag med de føringer som angikk tiltaksområde angitt ovenfor. Prosjektforslaget ble senere revidert gjennom en omfattende dialog med DN og de to andre hovedaktørene i prosjektet; nemlig SNO som operativ ansvarlig for tiltaket, og Fjelltjenesten i Finnmark, som ble leiet inn for utførelse av tiltak og logistiske bidrag til forskningsoppgaver i felt (fra og med 2006 ble Fjelltjenesten i Finnmark overført til SNO). Den endelige prosjektplanen ble ferdig sent på våren i 2004, og et innledende feltarbeid kunne starte sommeren 2004. Siw Killengreen ble da ansatt som prosjektkoordinator. Øvrige faste forskere i prosjektgruppen ved UiTø fra starten av var Rolf A. Ims og Nigel G. Yoccoz. I 2005 ble John-André Henden knyttet til prosjektet som universitetsstipendiat. Et viktig samarbeid om det innsamlede rødrevmaterialet har skjedd mot Veterinærinstituttet og Torill Mørk i Tromsø. Andre forskere og studenter ved UiTø og NINA/Tromsø har vært koplet inn i deler av prosjektet som grenser opp mot prosjektet ”Økosystem Finnmark”. ”Økosystem Finnmark” er et forskningsrådsprosjekt under programmene ”Biologisk mangfold” og ”Landskap i endring” som er finansiert for tidsperioden 2003-2008. ”Økosystem Finnmark” fokuserer på økosystemeffekter av reindrift i Finnmark og studerer blant annet trofiske interaksjoner som kan ha betydning for fjellrev. I prosjektplanen til ”Fjellrev i Finnmark” har det blitt lagt vekt på å få til synergi til søsterprosjektet ”Økosystem Finnmark”.

Fra og med 2007 har vi startet opp et nytt relatert prosjekt, finansiert av en bevilgninger til det Internasjonale Polaråret (IPY). Prosjektet har tittelen ”Arctic Predators as Indicators of Tundra Ecosystem State”, og det har til hensikt å etablere arktisk rovdyr som indikatorer på endringer i tundra-økosystemer. Fjellrev er en av fokusartene i ”Arctic Predators”. Dette prosjektet finansierer i hovedsak arbeid basert fra lokaliteter i russisk Arktis. IPY-prosjektet vil imidlertid gi synergi mot ”Fjellrev i Finnmark” ved at det utvikles nye indikatorer og metoder som vil anvendes også på materiale fra både rødrev og fjellrev som er samlet inn på Varangerhalvøya.

## 2. Målsetninger

”Fjellrev i Finnmark” har to hovedmålsetninger:

- 1) **Å belyse hvilke faktorer som begrenser fjellrevens bestandsstørrelse og geografisk utbredelse i Finnmark.** Mulige årsaker til fjellrevens historiske bestandsnedgang og nåværende sjeldenhet i Fennoskandia har vært diskutert i lang tid. Det har hersket en til dels betydelig uenighet blant fagfolk om hva som er mest avgjørende, og forskerne har arbeidet ut fra forskjellige hypoteser. Likevel er det slik at intet enkeltprosjekt på en såpass forskningsmessig krevende art som fjellrev (spesielt når den forekommer i små bestander) kan evne å teste flere sentral hypoteser simultant. Gitt føringene fra DN fokuserer ”Fjellrev i Finnmark” i hovedsak på hypotesen om at en økende bestandstetthet av rødrev på fjellet fortrenger fjellreven. Dette er en hypotese som etter hvert har fått støtte fra studier internasjonalt, ikke minst fra den store innsatsen som svenske forskere har gjort i løpet av de siste 20 årene for å evaluere ”rødrevhypotesen”. Selv om ”rødrevhypotesen” står mest sentralt i ”Fjellrev i Finnmark” har vi ambisjoner om å ha en bredere tilnærming ved å belyse om det er andre endrede forhold i ”fjelløkosystemet” som nå virker sterkt begrensende på fjellrevbestanden. I denne sammenhengen fokuserer vi på mulig ressurskonkurranse fra andre predatorer og omnivorer på fjellet. Herunder er det muligheter for en øket konkurranse om åtselressurser om vinteren gjennom økende bestander av andre åtselere. En annen sentral faktor, som trolig er i endring, er bestandsdynamikken til fjellets smågnagere. Fjellreven i Fennoskandia synes å være kritisk avhengig av relativt store vårbestander av smågnagere, særlig lemen, for å formere seg. Et hvert prosjekt som har til hensikt å dokumentere en fjellrevbestands tilstand eller respons på et gitt tiltak, må derfor gjøre dette på bakgrunn av kunnskap om den rådende dynamikken i smågnagerbestandene. Av denne grunn har vi gitt dokumentasjon og vurdering av smågnagerdynamikk en sentral plass i ”Fjellrev i Finnmark”. Vi ønsker å gjøre dette både i nåtid ved hjelp av egne empiriske data, men også ved å bruke andre kilder og angrepsmetoder som kan belyse mer langsiktige endringer som kan ha betydning for fjellrebebestandens levedyktighet. Et siste, sentralt aspekt som må komme i betraktning og som skiller fjellrevområdene på i Øst-Finnmark fra fjellområder lengre sør i Fennoskandia, er at fjellet (og dermed også potensielle habitater for fjellreven) strekker seg helt ned til havet. Gamle fjellrevhi finnes enkelte steder i kort avstand fra havet og dermed den marine næringskjeden som fjellrev kan dra nytte av i tillegg til terrestre ressurser.
- 2) **Å redusere populasjonstettheten av rødrev på Varangerhalvøya og evaluere effekten av dette tiltaket.** Tiltaket følger naturlig av prosjektets fokus på ”rødrevhypotesen”. Kontrolltiltak, gjennom rettet avskyting av rødrev i områder med fjellrev, har også stått i fokus i de svensk-finske EU-Life prosjektene SEFALO og SEFALO+. ”Fjellrev i Finnmark” gir derfor et viktig ”replikant”, særlig til det svenske tiltaket som skjer i området hvor det framdeles er ynglende fjellrev (i motsetning til det finske tiltaket). Utover dette har vi hatt ambisjoner å designe tiltaket i vårt prosjekt på en slik måte at det både blir mer effektivt og at det gir bedre grunnlag for å vurdere effekten av tiltaket enn hva som har vært mulig i Sverige. Effektiviteten forventes å øke ved at tiltaket skjer på en halvøy med mindre muligheter for innvandring av ny rødrev enn i svenske fjellområder omgitt av ”skogshav”. Et

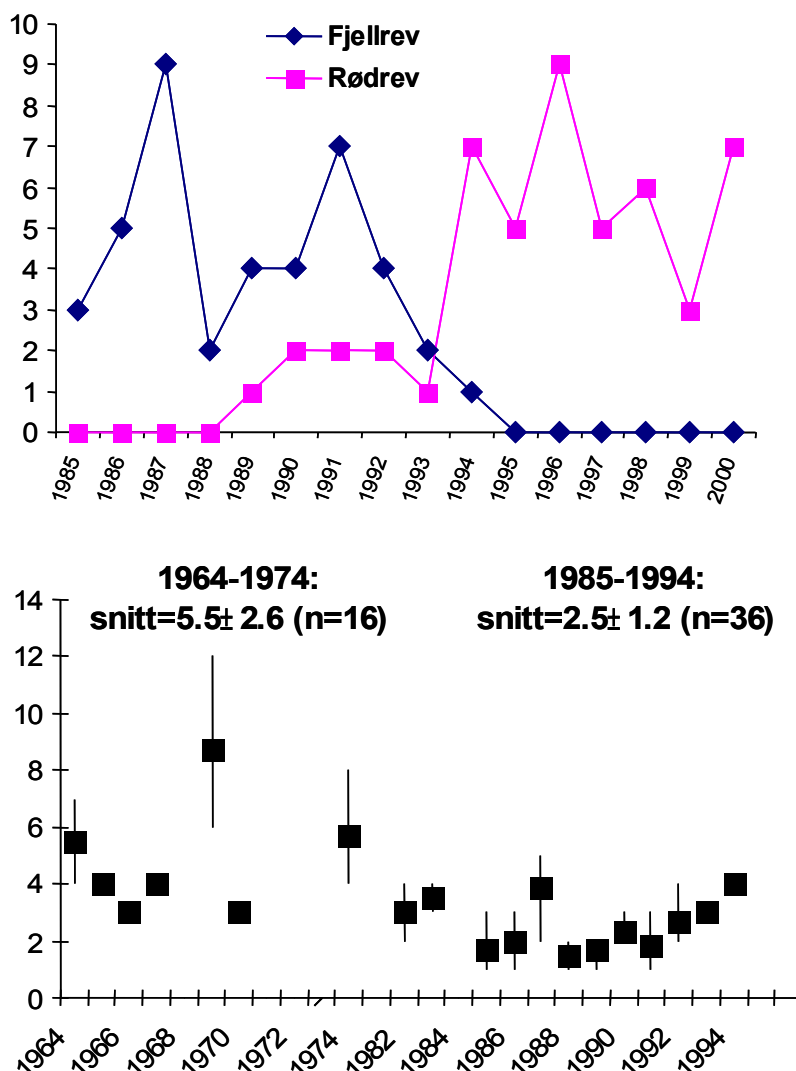
annet element som vi har ønsket å bringe inn for øke effektivitet, er øket normal jakt av rødrev i kystsonen gjennom å innføre et økonomisk incentiv. For å få en bedre effektvurdering har vi inkludert tre referanseområder (til tiltaksområdet). Referanseområdene er nærliggende fjellområder, som vi hadde grunn til å forvente skulle være økologisk ganske like Varangerhalvøya. Innledningsvis i prosjektet har vi gjennomført en omfattende ”økosystems survey” for å sjekke denne antagelsen om sammenlignbarhet. Denne surveyen har også gitt verdifull informasjon i forhold til hovedmål 1 av prosjektet (se ovenfor). Men mest sentralt i effektvurderingen er den eventuelle responsen til de to reveartene på tiltaket. Her bruker vi både nye og konvensjonelle metoder. Vi har også sett det som viktig å få mer grunnleggende informasjon om rødrev i fjellet gjennom dette prosjektet – informasjon som forhåpentligvis kan bidra til en forståelse av hvilke effekter tette og muligens økende rødrevbestander kan ha mer generelt i dette økosystemet.

### 3. Økologiske forutsetninger i Finnmark

#### 3.1 Endringer i fjellrev og rødrev i historisk tid

Finnmark var av Collett (1912) regnet som det fylke i Norge med den sterkeste fjellrevbestanden. Det foreligger få eller ingen kvantitative data utover det at Collett og samtidige zoologer regnet med at de fleste av revene som ble felt i Finnmark var fjellrev. I en enkeltoppteignelse i NJFF tidsskrift oppgis det at av 300 rev, skutt/fanget på Varangerhalvøya vinteren etter det store lemenåret i 1880, var 95% fjellrev. Collett beskriver også at fjellrevens utbredelse strakte seg helt ut til kysten hvor den bl.a. livnærte seg på sjøfugl. Johnsen (1929), som i en imponerende grundig og troverdig monografi basert på skuddpremiestatistikk, måtte av mangel på differensiering av rødrev og fjellrev i skuddpremiestatistikken, vesenlig basere seg på Collett i sine vurderinger. Det har også andre zoologer gjort helt fram til 1990-tallet (Frafjord og Krempig 2001). Det er dermed ikke mulig å gi en god rekonstruksjon av fjellrevens utvikling i løpet av 1900-tallet for Finnmark, slik det har vært mulig (i hvert fall siden 1970) for enkelt sørligere fjellstrøk i Fennoskandia og N-Finland (Angerbjörn et al. 1995, Hersteinsson et al. 1989). Etter at ”Fjellrev i Finnmark” har blitt igangsatt har vi og våre kolleger i SNO interviewet en rekke mennesker som ferdes på fjellet i Øst-Finnmark på 1960-70-tallet. Inntrykket som har befestet seg i disse intervjuene er at fjellreven var ansett som vanlig (og den ”dominerende revearten”) særlig på Laksefjordvidda og på Varangerhalvøya fram til 1980-tallet. Spesielt nevnes lemenåret 1969/70 (det siste virkelig store i N-Norge). En informant som gikk på ski mellom Vardsø og Skallelv på vinteren i 1970/71, så ”et 10-talls” fjellrev. Når det gjelder rødrev nevnes det av flere at rødreven ”ble vanlig” på fjellet på 1990-tallet etter at bestanden tok seg opp igjen etter utbruddet av skabb tidlig på 1980-tallet. Det sies også at fjellreven nærmest ble borte på 1990-tallet.

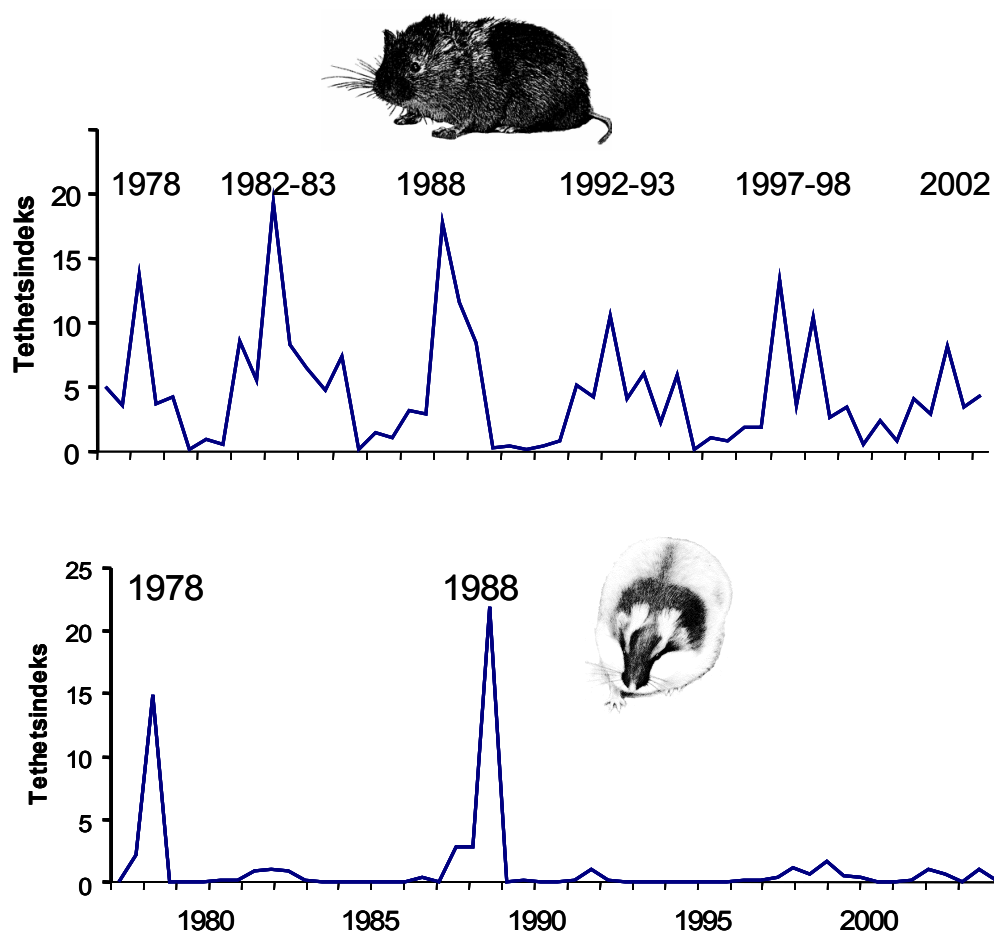
Disse kvalitative inntrykk støttes av den langt bedre dokumentasjon av utviklingen i tilgrensende områder av Finland (Figur 1). Interessant nok viser de finske dataene at nedgangen i antall ynglende par er kombinert med svært små kullstørrelser. Nedgangen i den finske fjellbestanden har vært koblet til en motsvarende oppgang og ekspansjon av rødrev i fjellet (Figur 1). De minkende kullstørrelsene har vært koblet til mulige innavlseffekter (Kaikusalo & Angerbjörn 1995), men minkende amplitude på smågnagerårene er en annen sannsynlig årsak.



**Figur 1.** Utviklingen av i fjellrevbestanden i Käsivarsi i finsk Lappland fram til utdøelse på slutten av 1990-tallet. Den øvre grafen viser utviklingen i antall registrerte ynglinger av fjellrev og rødrev. Den nedre viser utvikling i gjennomsnitt (firkantpunkter)± maksimum/minimum i kullstørrelse for over de siste 30 årene med fjellrevyngling i det samme distriktet. Gjennomsnitt og standardavvik er også gitt over alle år i den første og siste 10 årsperioden. Tilsvarende gjennomsnittlig kullstørrelse for Utsjoki i østre finsk lappland for perioden 1986-2000 er:  $2.2 \pm 0.8$  ( $n=6$ ). Data er hentet fra Rofstad & Frafjord (2002).

### 3.2 Smågnagerdynamikk i nåtid og fortid

Den lengste tidsserien basert på fellefangsdata av smågnagere fra Finnmark stammer fra Lauri og Tarja Oksanens langtidsstudier fra Iesjavre-området på Finnmarksvidda (Figur 2).



**Figur 2.** Den lengste fangstserien på smågnagere fra Finnmark (Oksanen et al. 2008). Den øverste grafen viser antall gråsidemus fanget per 100 felledøgn hvert vår og høst i lavlandsområdet nær Iesjavre på Finnmarksvidda, mens den nederste viser tilsvarende utvikling for lemen i et høyereliggende fjellplatå i det samme området. Tidsserien for gråsidemus viser at denne arten har en bestandssyklus med et toppår ca. hvert 5 år, og videre en tendens til at toppårene har blitt mindre på 1990-tallet. Lemenserien viser kun to tydelige toppår i løpet av de 25 årene.

Denne serien er nok forholdsvis representativ for det indre og østlige Finnmark. Den sammenfaller godt med Statsskogs fangstserier fra ulike lokaliteter i Øst-Finnmark, som strekker seg tilbake til 1988, og våre egne fangstserier fra midt-Finnmark (Porsanger) som startet i 1998. Likevel kan det være en del viktige regionale forskjeller innen Finnmark som gjelder viktige kvantitative forhold, f. eks. bestandstoppenes størrelse og varighet, samt mengdeforhold mellom de ulike smågnagerartene. Det er også data som tyder på at Nordkinnhalvøya har en annen type dynamikk enn mye av det øvrige Finnmark (K. B. Strann pers. medd.)

Oksanens langtidsserie (og våre egne nyere data) viser at gråsidemus er vanligvis den dominerende arten i de fleste habitater, selv om denne arten har de største tetthetene i lyngdominert vegetasjon i den lavalpine sone. Denne type vegetasjon dominerer på fjellet i Finnmark. Et unntak fra gråsidemusdominansen er i mer produktive vegetasjonstyper preget av gress, starr og vier hvor fjellrotte har sitt optimalhabitat. Disse habitatene utgjør kun mindre flekker i de typiske heipregede viddene i Finnmark. Et annet unntak er gode lemenår, hvor denne arten kan dominere i alle habitater på fjellet. Denne arten er også den eneste som kan vise høye tettheter i den øvre lavalpine og i den mellomalpine sone. Imidlertid har

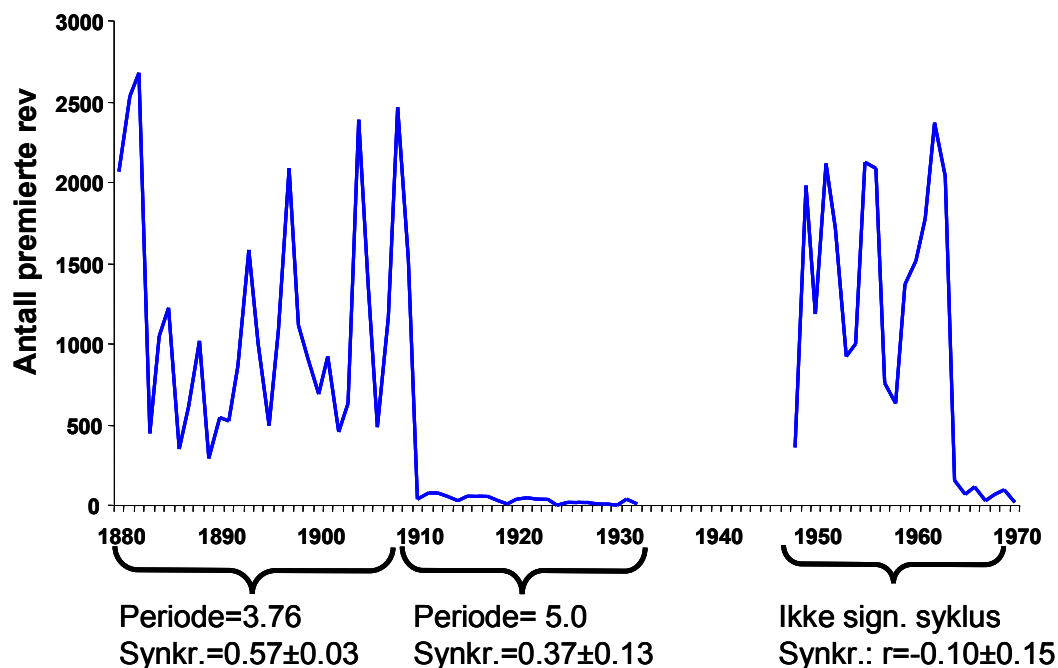
lemenårene i Finnmark de siste 30 årene forekommet svært sporadisk. Fram til oppstarten av "Fjellrev i Finnmark" er det i Oksanen's 25 år lange serie kun to klare toppår (Figur 2). Andre viktige trekk i Oksanens tidsserie er:

- 1) Lemenårene opptrer samtidig med toppår for gråsidemus og fjellrotte (de to sistnevnte artene er også synkrone). Denne type "mellomarts-synkronitet" er generelt regelen i alle områder med sykliske smågangersvigninger.
- 2) Syklusen for gråsidemus har en et relativt "langbølget" forløp, med en syklusperiode på nærmere 5 år, hvilket er betydelig lengre enn sørligere fjellstrøk hvor perioden er 3-4 år. Finnmarksdynamikken er også preget av en mer gradvis "crashfase" enn hva som tilfelle lengre sør. Disse karaktertrekkene til smågnagersvigningene i Finnmark samsvarer godt med tilsvarende data fra nærliggende områder i finsk Lappland. Komparative analyser basert på alle tilgjengelige tidsserier fra Fennoskandia (Bjørnstad et al. 1995) har vist at 5-årssyklusen lengst i nord er endepunktet i en gradient i syklusperiode fra nord til sør i Fennoskandia. Denne har fått status som et lærebokeksempel (Begon et al. 2006) på et biogeografisk mønster, og er forklart ut fra underliggende gradienter i klima, økosystemproduktivitet og trofisk dynamikk.
- 3) Oksanens serie viser også en tendens til lavere amplitude på svingingene, spesielt lavere vartetheter i toppårene, siden begynnelsen av 1990-tallet. Realiteten i denne tendens støttes av at tilsvarende, og mer dramatiske endringer, har funnet sted andre steder i og utenfor nordområdene (se Ims et al. 2008 for en syntese). Disse relativt nylige endringene har også vært satt i sammenheng med endringer i rovdyrssamfunnet, særlig nedgang i bestander av smågnagerspesialister slik som fjellrev (Ims & Fuglei 2005).

Når det gjelder den nåværende smågnagerdynamikken i Finnmark, som har en 5-års syklusperiode med lav amplitude, er det to spørsmål vi har stilt oss i forbindelse med "Fjellrev i Finnmark". Eksisterte den 5-årige smågnagersyklusen i Finnmark og den berømte gradienten i Fennoskandia (Begon et al. 2006) også i den tidsepoke hvor fjellreven var den dominerende revearten i Finnmark? Og videre: Har det noen betydning for fjellrevbestandens levedyktighet at den i Finnmark er i en "langbølget" (5 års) ressursdynamikk sammenlignet med en mer "kortbølget" (3-4 års) dynamikk i f. eks. Børgefjell? Disse spørsmålene kan ha grunnleggende betydning for fjellrevens muligheter for å reetablere en mer tallrik, levedyktig bestand.

I forhold til spørsmålet om mulige langsiktige endringer i smågnagerdynamikken er som nevnt Oksanens tidsserie den lengste fellefangstserien for Finnmark. En mer indirekte informasjonskilde for å vurdere om mer langsiktige endringer har funnes sted i Finnmark, er den fylkesvise skuddpremiestatistikken på rev som Sigurd Johnsen presenterte den første halvdel av i 1929. Både fjellrev og rødrev i boreale og arktiske økosystemer uten marine ressursubsidier er kjent for å ha en bestandsdynamikk som ganske presist speiler smågangersvigningene, spesielt hva angår syklusperiode (Johnsen 1929, Elton 1942, Butler 1951, 1953). Vi har derfor gjennomført en tidsserieanalyse av skuddpremiestatistikken på rev fra Finnmark over den perioden 90 år som skuddpremiestatistikken strekkes seg over (Figur 3), for å finne ut om det har skjedd endringer i syklusperiode.



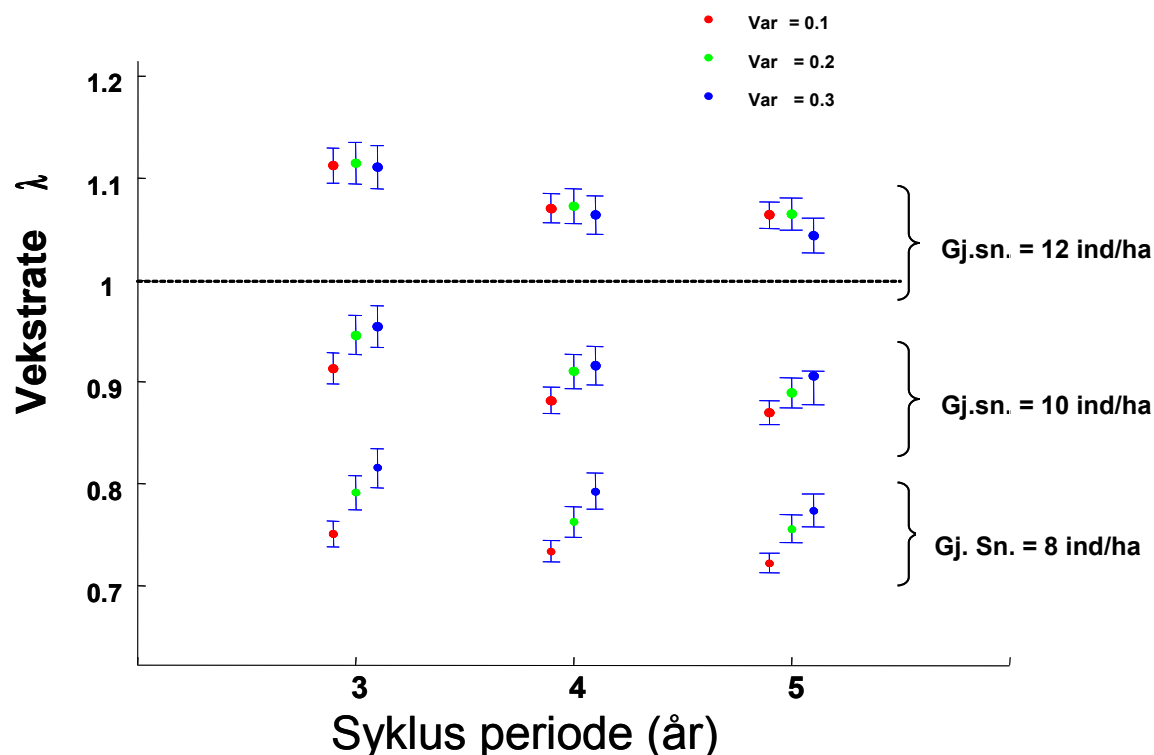


**Figur 3.** Tidsserie over antall premierte rev i Finnmark basert på data fra SSB. Dataene har blitt analysert for tre ulike tidsperioder med hensyn på 1) syklusperiode (spektralanalyse) og romlig synkronitet med de andre fylker i midt og Nord-Norge med syklisk dynamikk (gjennomsnittlige krysskorrelasjoner±SD). Tidsseriene har blitt korrigert for trender (detrendet) før de statistiske analysene. De lave tallene for perioden 1911-1932 skyldes at bare rev skutt på sommeren ble premiert i denne perioden. Det er imidlertid en tydelig syklusperiode i denne perioden til tross for små tall. Årsaken til den kraftige nedgangen i antall premiert på 1960-tallet er ikke kjent, men er trolig ikke knyttet til reelle endringer i bestanden. Under er x-aksen er det angitt estimert periodelengde for de tre periodene og Finnmarkseriens gjennomsnittlige synkronitet ± standard avvik med fylkene fra S-Trøndelag og nordover.

Vi har analysert tidsserien for tre separate tidsperioder. Perioden 1880-1910; hvor premier ble betalt for både vinter- og sommerfelte rev; perioden 1911-1932 hvor det var bare gitt sommerpremier og hvor tidsserien blir avbrutt ved at skuddpremieordningen midlertidig opphører i 1932, og den siste perioden 1948-1970, som spenner den helt siste delen av skuddpremiestatistikken. Vi har estimert periodelengde basert på trendkorrigerede data ved hjelp av spektralanalyse (Henden et al. *in prep*). I den første 30-års perioden (1880-1910) er det et sterkt syklisk signal i dataene med en gjennomsnittlig periode på 3.76 år. For den neste perioden (1911-1932), hvor datagrunnlaget er svakere (bare sommerrev er premiert) er perioden på syklusen øket til 5.0 år. For den siste perioden (1948-1970) gir ikke spektralanalysen noen signifikant syklusperiode, og det er tydelig at denne perioden preges av store uregelmessigheter i skuddpremiestatistikken som kan ha andre årsaker en den underliggende økologiske dynamikken. Det vi imidlertid kan konkludere med på bakgrunn av disse analysene er at Finnmark hadde en mer "kortbølget" smånagersyklus i fjellrevens "glansperiode" i dette fylket; dvs. før 1910. I denne perioden hadde også Finnmark en dynamikk som var mer synkron med de andre fylkene i landet (se Figur 3). Også analyser av denne skuddpremiestatistikken i de andre fylkene av landet peker i samme retning (Henden et al. *in prep*): I den klimatiske kalde perioden (på slutten av den lille istida) hadde store deler av landet en geografisk synkron, markant smånagersyklus med en uniform periode på ca. 4 år. I den perioden hvor fjellrevens bestandsnedgang startet (etter 1910) endret periodisiteten seg i enkelt fylker (Finnmark og Troms fikk lengre periode, mens noen fylker lenger sør fikk kortere periode eller ikke-syklisk dynamikk). Denne trenden blir enda tydeligere etter 2. verdenskrig. Således kan de siste endringer i smånagerdynamikken som startet på 1980-1990-tallet (Ims et al. 2008) være det siste (observerte) ledd i en mer langvarig endringskjede

som startet for nærmere 100 år siden. Mye tyder på at klimaendringer ligger til grunn for disse endringene (Ims et al. 2008).

Så til spørsmålet om endringene til en lengre syklusperiode har gitt dårligere betingelser for fjellreven i Finnmark. Vi har angrepet dette spørsmålet ved å utvikle en matematisk bestandsmodell for fjellrev (Henden et al. 2008). Modellen er en aldersstrukturert demografisk modell av Leslie-typen hvor alle de vitale ratene; dvs. overlevelse, sannsynlighet for reproduksjon og kullstørrelse er gjort til funksjoner av smånagertettheten i to alderklasser (adulte og juvenile). Funksjonene er parameteriserte på bakgrunn av kunnskap om fjellrevdemografi oppgitt i litteraturen. Dynamikken i smånagertettheten er simulert ved hjelp av 2. ordens autoregressive modeller. Denne type bestandsmodeller beskriver godt tidsseriedata på smånagere fra Fennoskandia. Ved å endre parametrene i disse smånagermodellene kan vi systematisk endre syklusperioden fra 3 til 5 år. Vi har i tillegg justert parametrene slik at vi, uavhengig av syklusperioden, også kan vurdere hvordan amplituden i smånagersvingningene og den gjennomsnittlige smånagertettheten virker inn på fjellrev. Effekten av disse aspektene ved smånagerdynamikken på fjellrev har blitt vurdert ved å beregne gjennomsnittlig vekstrate ( $\lambda$ ) for fjellrev. Som kjent må  $\lambda \geq 1$  for at en bestand skal være levedyktig over tid; dvs. at den skal holde seg stabil eller vokse. Modellanalysene viser at syklusperioden har liten betydning for en fjellrevbestands potensial for å vokse (Figur 4). Amplituden i svingningene har en viss betydning; fjellrevs vekst avtar med økende amplitude. Den dominerende faktoren er allikevel den gjennomsnittlige tettheten av smånagere over en smånagersyklus; fjellrevs vekstrate øker vesentlig med ganske små økninger i smånagertettheten.

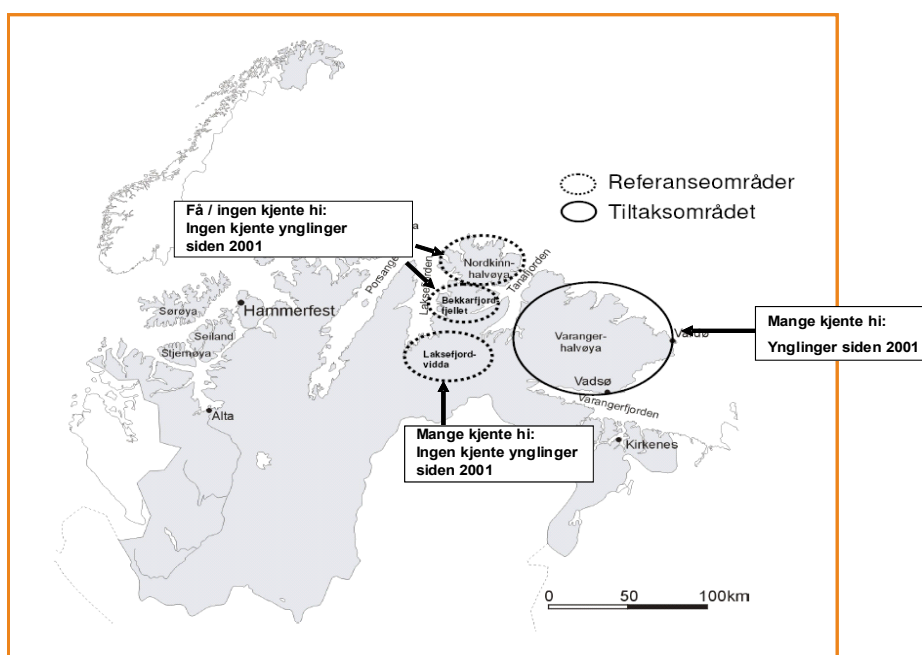


**Figur 4. Resultater fra analyser av bestandsmodellen for fjellrev. Den langsiktige gjennomsnittlige vekstraten ( $\lambda$ ) er gitt for tre ulike periodelengder for smånagersyklusen (x-aksen), tre ulike gjennomsnittlige smånagertettheter og tre ulike varianser (dvs. amplituder) i smånagersvingningene.**

Konklusjonen er derfor at det man bør fokusere på når det gjelder forholdet smånagerdynamikk og fjellrev er hvor stor tetthet (dvs. biomasse) smånagerbestanden har i fjellrevens yngletid på vår/forsommer. For å sammenligne ressurstilgangen mellom ulike geografiske områder bør det derfor brukes sammenlignbar metodikk for smånagerfangst; dvs. samme fangstmetode i de samme typer habitater. Helst burde fangstindekser (som antall dyr fanget per 100 felledøgn) også kalibreres mot kvantitative tetthetsdata (antall dyr per hektar) estimert basert på fangst-gjefangstmetoder. Vi har tatt noen skritt for å få slike forbedringer av overvåkningsfangsten av smånagere ut i praksis. I samråd med Nina Eide i NINA gjøres nå fangstene i Børgefjell og på Dovre med samme metodikk og habitatstratifisering som i ”Fjellrev i Finnmark”. Vi er nå også i ferd med å slutføre et kalibreringsstudium med levendefangst utført over 2 sommersesonger. Dette vil gjøre det mulig å oversette fangstindekser til kvantitative tetthetsmål i det minste for gråsidemus og fjellrotte. For lemen er dette dessverre mer problematisk på grunn av lav fangbarhet i levendefeller.

### 3.3 Geografisk variasjon i økologiske forutsetninger: Tiltaks vs. referanseområder

Som nevnt innledningsvis består den overordnede prosjektdesignen i ”Fjellrev i Finnmark” av fire geografiske hovedområder. Tiltaksområdet på *Varangerhalvøya*, og de nærliggende referanseområdene *Nordkinnhalvøya*, *Bekkarfjordfjellet* og *Laksefjordvidda* (Ifjordfjellet) (Figur 5). En vesenlig premiss som varierer mellom disse områdene er grad av dokumentert tilstedeværelse av fjellrev før prosjektet startet. Bare Varangerhalvøya hadde registrerte ynglinger av fjellrev siden år 2000. Her er det også registrert flest hi. Laksefjordvidda har også en relativt høy tetthet av fjellrevhi. Av disse synes noen i følge hidatabasen å ha vært besøkt av fjellrev i senere år, men altså uten senere tids ynglinger. Nordkinnhalvøya hadde rapporterte ynglinger og mange observasjoner av fjellrev på 1990-tallet (Frafjord & Krempig 2001, Strann per. medd.). Her er det imidlertid så godt som ingen kjente hi, trolig på grunn av mangel på egnet substrat for fjellrev å grave hi i. Steinhi kan her ha vært den vanligste formen for fjellrevhi. Bekkarfjordfjellet har lignende substrat som på Nordkinn, og er det området som har færrest kjente fjellrevobservasjoner og ingen kjente hi eller nye ynglinger.



Figur 5. Den geografiske designen på ”Fjellrev i Finnmark” med tiltaksområdet og de tre referanseområdene.

### 3.3.1 Survey av økosystemforhold

Vi innledet feltarbeidet i "Fjellrev i Finnmark" med et oppfattende "survey" sommeren 2004 for å klargjøre premissene for de sammenligninger som senere skulle gjøres mellom referanseområdene og tiltaksområdet, bl.a. med hensyn på evaluering av effektene av rødrevtiltaket. Dvs. var områdene sammenlignbare med hensyn på forhold i økosystemet som kunne tenkes å påvirke fjellrev. For eksempel, kunne det tenkes at områdene var vesentlig forskjellig i vegetasjon og dermed primærproduksjon, som igjen kunne tenkes å påvirke herbivorbiomasse og ressurstilgang for fjellrev. I tillegg til å måle plantebiomasse samlet vi også kvantitative data som er mulig å få gjennom en relativt kortvarig survey for herbivorer og rovdyr. Vi brukte en samplingdesign som skulle gi sammenlignbare data mellom referanseområdene med hensyn på høydesoner avstand fra kyst og vegetasjonssoner. Videre brukte vi opplysninger om fjellrevhi i de to områdene hvor det var kartlagt fjellrevhi (Varangerhalvøya og Laksefjordvidda) slik at vi kunne å foreta en sammenligning mellom 2x2 km landskapsområder sentrert rundt hi med yngling på 2000-tallet og hi som var forlatt. Vi inkluderte også tilfeldig valgte landskapsområder utenfor kjente hiområder, som et grunnlag for sammenligning mot hiområdene på Varangerhalvøya og på Laksefjordvidda. En utførlig redegjørelse for metoder og resultater finnes nå i en publisert artikkel i *Biological Conservation* (Killengreen et al. 2007). Her gis kun en kort, punktvis oppsummering av hovedkonklusjonene i denne artikkelen.

- ⇒ Innen Varangerhalvøya var det klare forskjeller mellom landskapsområder med hi som nylig har hatt yngling (ynglehi) og landskapsområder med hi som er klart forlatt ("senile hi") eller bare har sporadiske aktivitetstegn (hi uten yngling).
- ⇒ Landskapsområder med nylig fjellrevyngling på Varangerhalvøya har:
  - Lavere biomasse av planter som har stor beiteverdi, og som responderer positivt til et varmere og mer nedbørsrikt klima,
  - Lavere tetthet av insektspisende fugler (vadere og spurvefugl) og fjelljo,
  - Generelt lavere aktivitet av rev (frekvens av reveekskrementer), samt lavere andel av fugl i revedietten enn i landskapsområder med hi som det ikke lengre har ynglinger av fjellrev.
- ⇒ Tolkningene av disse forskjellene innen Varangerhalvøya er som følger:
  - Rødreven har nå tatt over landskapsområder med generelt høyere bioproduksjon av viktige beiteplanter og byttedyr.
  - Det er mulig at klimasensitive arter har ekspandert i de fleste landskapsområder som tidligere har hatt fjellrev, og dette er en underliggende årsak (jmf. hypotesen til Hersteinsson & MacDonald 1992)
  - En annen mulighet er at bestandene av lemen, som har størst effekt på vegetasjon, har avtatt i de fleste tidligere hiområder for fjellrev og at dette gir høyere stående biomasse av beiteplanter
- ⇒ Det er ingen sammenheng mellom tilstedeværelse av rein (vurdert fra tetthet av reinskitt) og yngle/ikke-yngleområder for fjellrev.
- ⇒ Det er ingen entydige forskjeller mellom Varangerhalvøya og referanseregionene, og tolkningen av dette kan være:
  - Faktorer som bestemmer tilstedeværelse av fjellrev kan variere med skala (dvs. innen og mellom regioner)
  - Denne surveyen fanger ikke opp alle de faktorer som er betydningsfulle for fjellrev på dette skalanivået.

### 3.3.2 Samfunnet av åtselere

Ressurstilgangen på vinteren kan være en svært begrensende faktor for fjellrevens overlevelse, særlig i de år det er lite smånagere. Konkurransen om åtselressurser kan være sterk, særlig der det er store bestander av andre åtselere. Videre kan tilstedeværelse av en art som kongeørn utgjøre en betydelig predasjonsrisiko for fjellreven, særlig når den er på åtsler. Det var derfor viktig å kartlegge frekvensen av forekomsten av åtselere i både tiltaks- og referanseområdene før rødrevtiltaket startet i 2005. Vi la opp til å få en god arealmessig dekning innen hvert av områdene (Figur 6). På Varangerhalvøya, som er det arealmessig største området, arrangerte vi åtestasjonene i tre transekter: Et som løper fra kysten til den øvre delen av *Komagdalen* (n=7 stasjoner), et som går fra skoggrensa nær Varangerbotn og til den øvre delen av *Vestre Jakobselv* (n=8), og et siste transekt som starter ved *Stjernevann* og går ut mot kysten på den nordvestre delen av Varangerhalvøya (n=5). Antall stasjoner i referanseområdene er n=10 på *Laksefjordvidda*, n=8 på *Bekkarfjordfjellet* og n=10 på *Nordkinnhalvøya*. Hver åtestasjon er forsynt med en åteblokk med frosset innmat av reinsdyr, og ble ”aktivert” i perioden fra slutten av februar til begynnelsen av april. Fotoboksene er stilt inn på en ”timelaps-modus” hvor et bilde tas per 10 min. Åtselers frekvens blir beregnet som andel av det totale antall bilder per stasjon som har tilstedeværelse av en art under forhold hvor bildene er tydbare, og det framdeles er gjenværende åte på en stasjon.



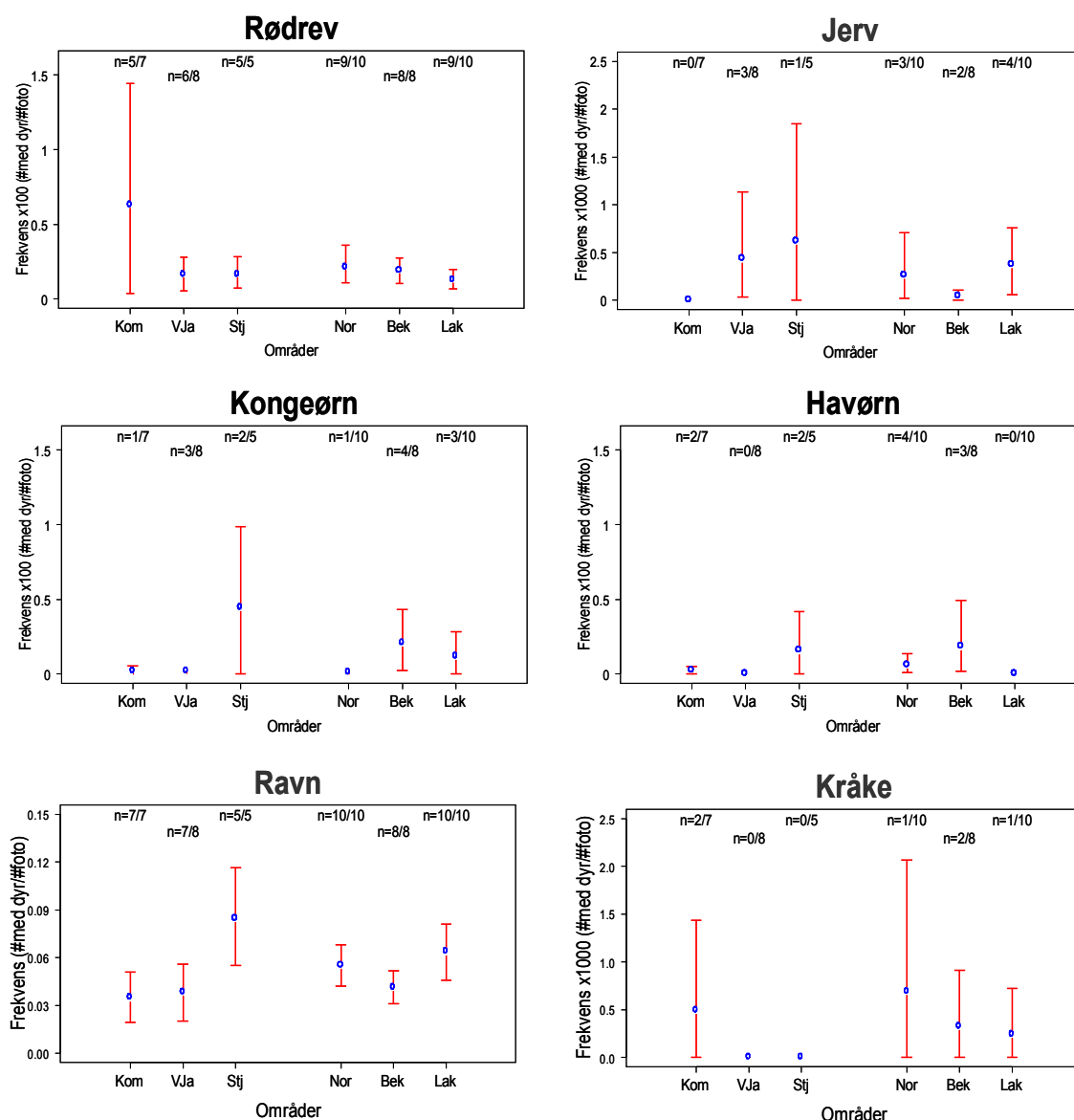
**Figur 6. Plasseringen av åtestasjoner med fotobokser i referanse- og tiltaksområdet i prosjektet. Innen tiltaksområdet på Varangerhalvøya er det tre transekter (Komagdalen, Vestre Jakobselv og Stjernevann) som blir behandlet separat i analysene.**

Seks arter forekom forholdsvis regulert på åtestasjonene (Figur 7).



**Figur 7. Fotos tatt på åtestasjonene av de 6 vanligste artene før rødrevtiltaket startet i 2005.**

Fjellrev var helt fraværende, selv på Varangerhalvøya nært hi hvor det ble observert aktivitet av fjellrev på våren 2005. Ravn var den desidert dominerende arten både i antall og i utbredelse, mens kråke bare forekommende på noen stasjoner nær sjøen eller tregrensa i lavt antall (Figur 8). Rødrev var vidt og jevnt utbredt; dvs. den forekom på de fleste stasjonene i alle områdene. Kongeørn fantes også i alle områdene, som regel bare på et mindretall av stasjonene, men allikevel stedvis med relativt høye frekvenser. Havørn hadde mindre utbredelse enn kongeørn og manglet i enkelt områder/transekter, særlig de langt fra kysten. Jerv forekom spredt og fåtallig, men var representert i alle områdene. Hva angår forskjeller mellom områdene og de ulike transektene innen Varangerhalvøya, så pekte Komagdal-transektet seg ut som et delområde innen Varangerhalvøya med svært høye frekvenser av rødrev. Stjernevantransektet pekte seg ut som et område med klart høyest frekvens av ravn og mye besøk av kongeørn på enkelte stasjoner. Men først og fremst er det en stor variasjon fra stasjon til stasjon hos flere av artene.



**Figur 8.** Gjennomsnittlig frekvens (andel fotos med bilde av en art per stasjon) med bootstrap 95% konfidensintervaller av åtseletere i de ulike transektene/referanseområdene i 2005 (dvs. før rødrevtiltaket startet). Brøkene øverst i hver graf, angir andel av stasjonene per transekt som hadde tilstedeværelse av artene. Legg merke til at frekvensene er skalert (dvs. multiplisert med ulike faktorer) for å gi tydelige grafer for hver art.

#### 4. Tiltaket for å redusere rødrevbestanden på Varangerhalvøya

Tiltaket har dels skjedd gjennom normal jakt på rødrev utført av lokalbefolkningen på Varangerhalvøya, dels gjennom rettet felling utført av spesielt autoriserte personell (dvs. Fjelltjeneste og SNO).

##### 4.1 Jakt utført av lokalbefolkningen

Normal jakt på rødrev hadde nærmest forsvunnet som jaktform i tiltaksområdet før prosjektet startet. Derfor fant vi det nødvendig å gi et incentiv for denne jakta ved å betale et beløp på kr. 750,- per rødrevskrott. Dette beløpet har vært holdt uendret gjennom hele prosjektperioden. Vi informerte i lokalpressen og ”jaktpressen” om dette incentivet sommeren 2005 rett før oppstarten på jaktseasonen. Vi forventet at den normale jakten ville skje nær bebygde områder langs kysten, samt i noen hytteområder. Dette har også vist seg å stemme. Motivasjonen for å redusere rødrevbestanden i kystnære områder av vært todelt. For det første forventer vi at en redusert tetthet av rødrev i ressursrike områdene langs kysten vil kunne lette trykket av eventuelt innvandrende rev på fjellet. For det andre, går potensielt fjellrevhabitat helt ned til kysten øst for Vadsø og en reduksjon av rødrevbestanden i disse områdene kan derfor gi muligheter for nyetablering av fjellrev i kystnære områder.

Tabell 1 viser statistikk på rødrevskrotter som har vært levert UiTø i hele prosjektperioden. Tallene viser relativt lite variasjon mellom årene.

**Tabell 1. Fellingsstatistikk for rødrev levert av lokalbefolkningen**

År	Totalt antall rever	Antall jegere som har levert inn rev	Max antall rev per jeger
2005	148	41	11 (1 jeger)
2006	109	39	12 (1 jeger)
2007	127	44	14 (2 jegere)

Hvis vi ser på fordelingen av jaktet rev på de ulike kommunene på Varangerhalvøya (Tabell 2) så preges disse tallene av ganske mye variasjon fra år til år. Spesielt er det en klar økning i felte rødrev i Tana over prosjektperioden

**Tabell 2. Fellingsstatistikken fordelt på kommuner.**

År	Tana	Nesseby	Vadsø	Vardø	Berlevåg/Båtsfjord
2005*	18	16	52	26	7
2006	21	32	27	12	17
2007	54	18	34	16	5

\* Summen over kommunene er mindre enn totalt antall felte rev tabell 1 fordi det knytter seg usikkerhet til opphav for noen av revene.

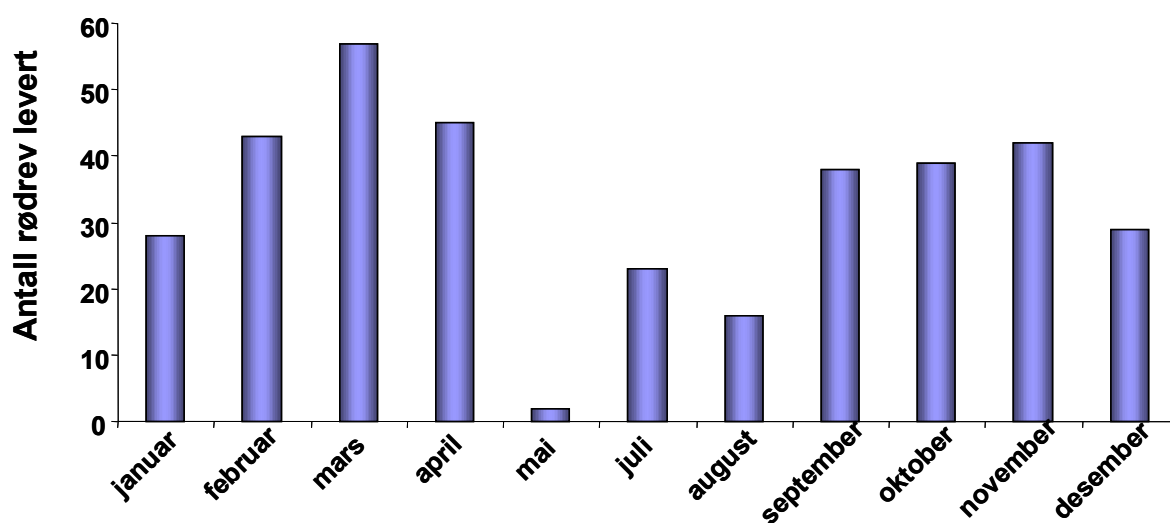
For 2005 og 2006 har vi fått oppgitt på hvilken måte revene har blitt felt. De fleste revene har blitt felt under åtejakt. Nest vanligst er snik eller drivjakt. Er relativt stort antall rødrev er også oppgitt å være påkjørt.

**Tabell 3. Fellingsstatistikken fordelt på kommuner.**

År	Type jakt		
	Åtejakt	Snik/Drivjakt	Påkjørt
2006	55	29	20
2007	72	31	17



Figur 9 viser når på året revene er skutt under normal jakt. Fellingen er lavest i det jaktbare sommermånedene og høyest i den beste åtejaktperioden på ettervinteren. Men totalt sett må det sies at fellingen skjer ganske jevnt fordelt over den delen av året det kan drives ordinær jakt. Det er yngletidsfredning på rev i perioden 15. april-15.juni. Rødrev levert for denne perioden gjelder overkjørte dyr.



Figur 9. Tidsmessig foredling av antall rev skutt/levert for de to år (2006 og 2007) av prosjektet hvor hele jaktseasonen var inkludert

#### 4.2 Ekstraordinær felling utført av SNO

Dette tiltaket startet i begynnelsen av april 2005. Intensjonen var å gjøre et rettet uttak ved hjelp av snøskutere etter ”svensk/finsk modell” på dager med gode sporingsforhold. I oppstartet av tiltaket ble det derfor også i opplæringsøyemed leid inn erfarent svensk personell som i flere år at drevet denne type rødrevuttak i Helagsfjella.

Den type rødrevfelling skulle først og fremst rettes mot de indre delene av Varangerhalvøya hvor normal jakt ikke ville være effektiv. Det er også i disse indre områdene at fjellreven nå har sitt kjerneområde. En reduksjon av rødrev her skulle derfor virke dempende på konkurranstrykket på de få fjellrevparene som ennå finnes på Varangerhalvøya, og muligens også gi muligheter for nyetableringer i ressursrike områder som er okkupert av rødrev (jmf. Killengreen et al. 2007). Det er imidlertid en del begrensninger i topografien på Varangerhalvøya som gjør denne form for rettet uttak ueffektiv, og til dels direkte umulig, på deler av Varangerhalvøya. Dette gjelder særlig den nordre delen som er gjennomskåret av bratte daler og dermed utgjør et umulig område for snøskuterdrevet uttak.

Tabell 4 viser beskrivende statistikk over den snøskuterdrevne rødrevfellingens så langt i prosjektet. Det har vist seg lite hensiktsmessig å prøve og beregne ”fangst-per-innsats”

indekser fordi fellingsuksessen er sterkt avhengig av vær og føreforhold. Antall dager hvor det ble felt rev gir likevel en viss pekepinn, likeledes innsatsperiodens lengde.

**Tabell 4. Statistikk for den snøskuterdrevne rødrevfelling.**

År	Antall rev skutt	Antall dager det er skutt rev	Maks rev på en dag	Innsatsperiode
2005	49	18	7	30.03-29.04
2006	49	24	6	31.01-25.04
2007	23	11	4	10.02-12.04

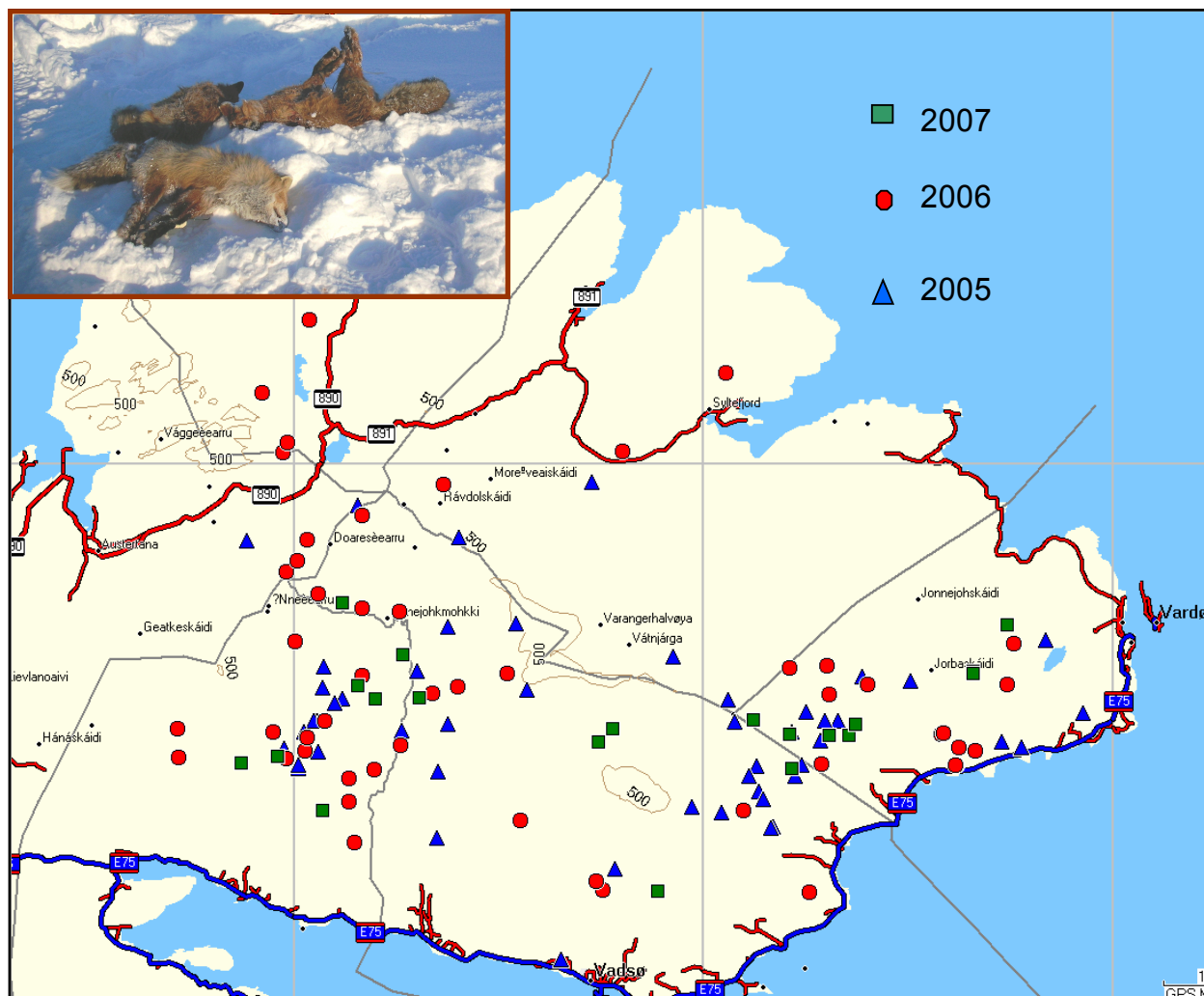
Som det framgår av tabellen ble det felt like mange rev i 2005 som i 2006. Jaktseasonen var imidlertid betydelig kortere i 2005 enn i 2006, og dette sammen med det faktum at personalet var relativt utrent i 2005 reflekter nok at rødrevbestanden hadde gått ned i tiltaksområdet i 2006. Fra 2006 til 2007 ble antall felt rødrev mer enn halvert. Dette skyldes nok en kombinasjon av dårlige fellingsforhold i 2007 (reflektert av kort innsatsperiode) og en lavere rødrevbestand.

Tabell 5 viser i hvilke kommuner revene ble felt av SNO. Mesteparten av de felte rødrevne er jevnt fordelt mellom kommunene Nesseby, Vadsø og Vardø. Det er ingen tydelige forskjeller mellom år i fordelingen mellom kommuner.

**Tabell 5. Den snøskuterdrevne rødrevfelling fordelt på de ulike kommunene på Varangerhalvøya.**

År	Tana	Nesseby	Vadsø	Vardø	Båtsfjord/ Berlevåg
2005	1	13	21	11	4
2006	3	14	11	13	8
2007	0	7	5	11	0

Figur 10 viser i større detalj den geografiske fordelingen av felt rødrev over hele prosjektperioden av SNO. Denne reflekterer nokså godt hvor det ikke er mulig å jakte rev på grunn av topografiske forhold, men også at det er to hovedområder med konsentrasjon av rødrev, nemlig i områdene rundt Vestre Jakobselv og Komagdalen.



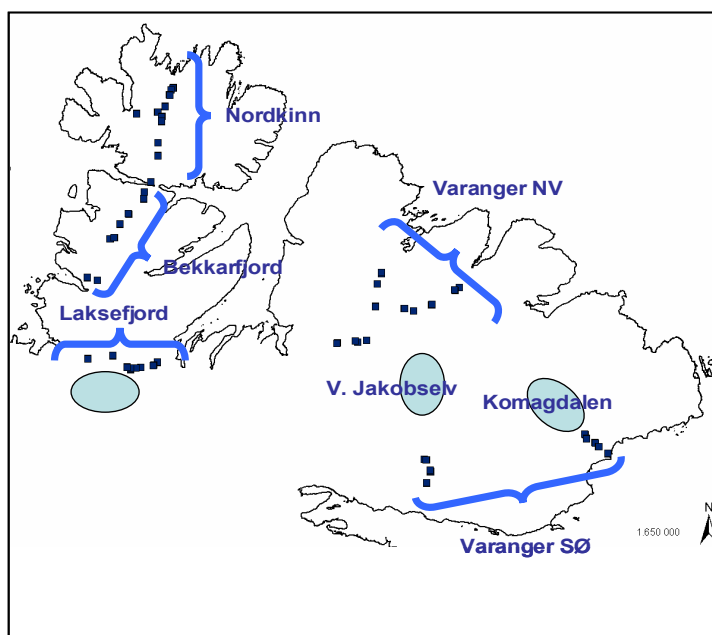
**Figur 10.** Den romlige foredelingen av felt rev ved hjelp av snøskuter i perioden 2005-2007. Kartet viser også kommunegrensene.

## 5. Naturlig dynamikk og mulige effekter av tiltaket

### 5.1. Smågnagere

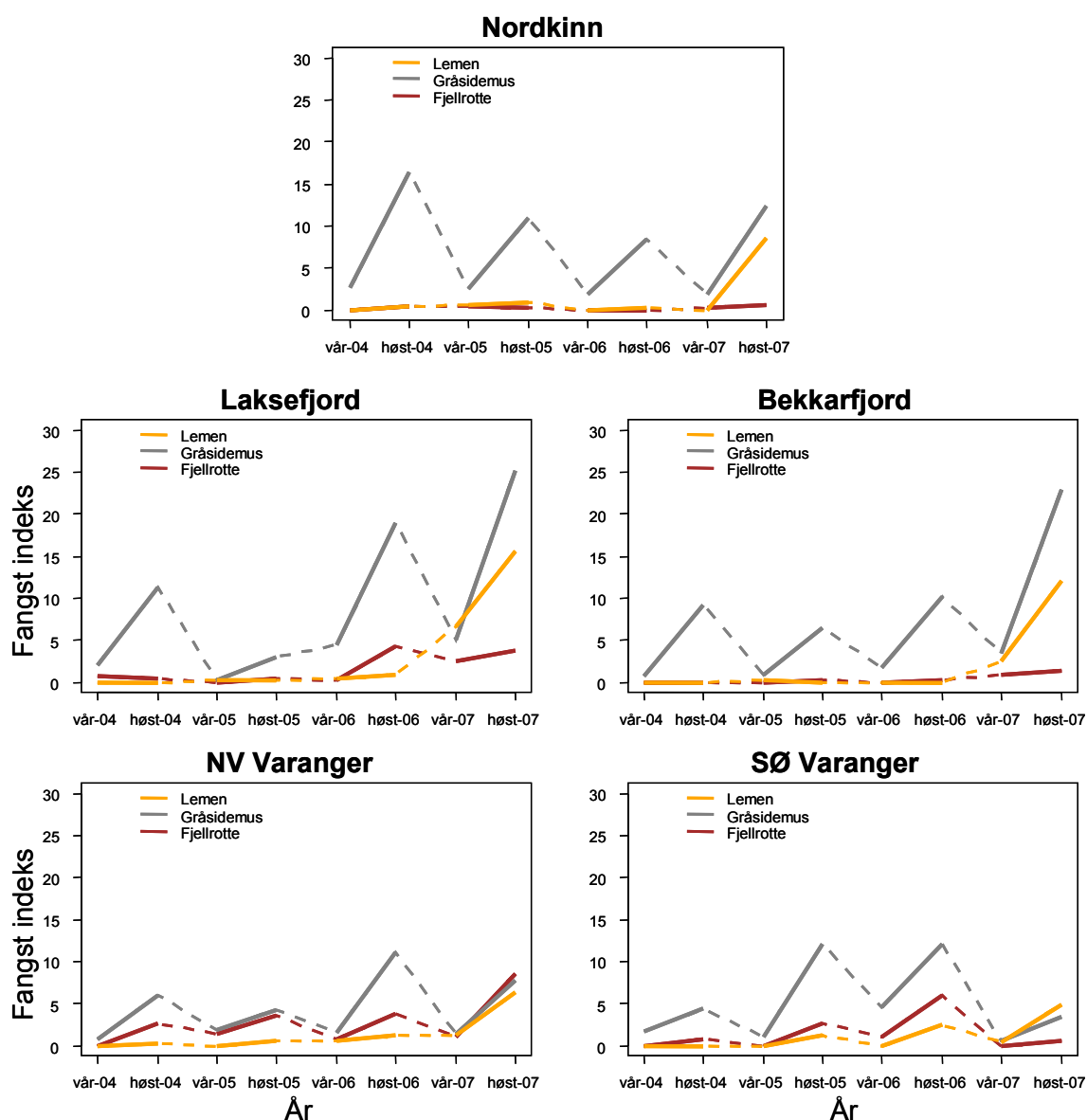
Vi bruker to opplegg for å overvåke smågnagerbestanden (Figur 11). Et ekstensivt opplegg med fangster i lett tilgjengelig områder fra veier (f. eks. på fjelloverganger) i alle referanseområdene og i tiltaksområdet (representert to underområder; ett i nordvest og i sørøst på Varangerhalvøya). Småkvadratmetoden (15x15 meter kvadrater med tre klappfeller i hvert hjørne=12 feller per småkvadrat) brukes. Småkvadratene i hvert område er fordelt likt på i lynghei med gode habitater for gråsidemus og i mer gress/starrdominerte habitater som foretrekkes av fjellrotte og lemen. Den ekstensive fangsten skjer i siste halvdel av juni og i første halvdel av september.

Det andre opplegget er begrenset til Varangerhalvøya (Komagdalen og Vestre Jakobselv) og Laksefjordvidda. Dette er en mer intensiv fangst i spesielt rike habitater i forbindelse med vierkratt og enger på sedimentflater rundt elver og bekker. Vi har grunn til å tro at disse rike områdene har en "hotspot-funksjon" for fjelløkosystemet, og vi måler derfor en rekke parametere i tillegg til smågnagertetthet. Småkvadrater for smågnagerfangst settes i disse områdene parvis, med et kvadrat i eng i kant av vierkratt og et kvadrat i hei i kanten av enga.



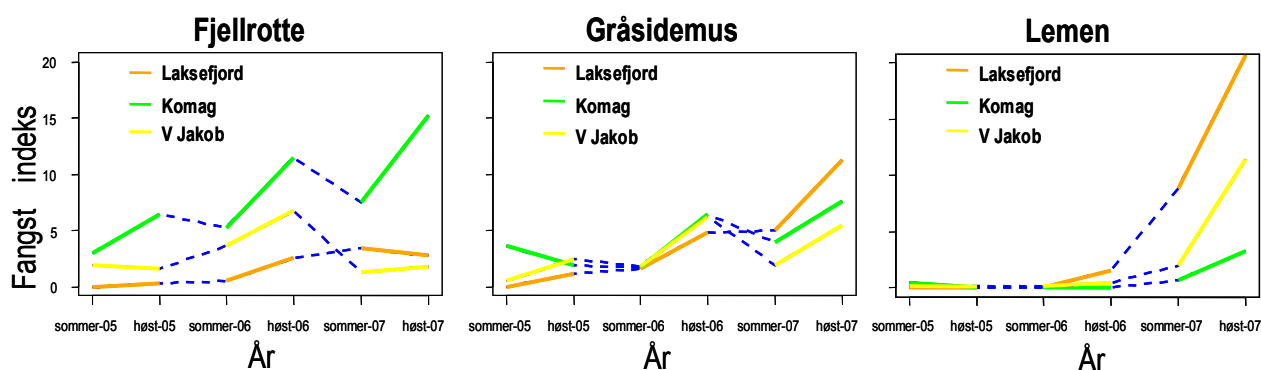
**Figur 11. Designet av fangsopplegget for overvåke dynamikken i smågnagerbestanden. Småkvadratene i den ekstensive fangsten er vist som firkanter, mens området for de intensive undersøkelsene i daler med vierkratt er skravert med grått.**

Det siste smågnageråret for store deler av Finnmark var i 2002, og vi startet således ekstensivfangsten i 2004 på bunn av syklusen. Dette er tydelig i alle områdene, spesielt på grunn av de lave tetthetene av lemen og fjellrotte (Figur 12). Lemen er den arten som viser den mest konsistente dynamikken i og med at den har høyest tetthet i 2007 i alle områdene. Fjellrotte og særlig gråsidemus har derimot mer variable forløp mellom områdene. På Nordkynn, hvor det nesten ikke fanges fjellrotte, har gråsidemusa kun en sesongmessig dynamikk og ikke klare endringer over tre årene. På Laksefjordvidda har begge museartene en klar topp sammen med lemen i 2007. På Varangerhalvøya (nordvest og sørøst) har begge artene har en topp i 2006 som ser ut til å kulminere i 2007. Totalt sett er det Laksefjordvidda, etterfulgt av Bekkarfjordfjellet, som oppnår de høyeste smågnagertetthetene i løpet av prosjektet.



Figur 12. Smågnagerdynamikk dokumentert ved ekstensivfangstene i alle referanseområdene og tiltaksområde (sistnevne representert med Varanger NV og SØ). Fangsindeks er antall dyr fanget per 100 felledøgn.

Ser vi på resultatene fra intensivfangstene i og nær ”hotspot habitatene” på Laksefjordvidda og Varangerhalvøya, som først startet i 2005, viser disse mye av det samme som for ekstensivfangstene (Figur 13). Lemen viser klart høyere tettheter på Laksefjordvidda enn på Varangerhalvøya. På Varangerhalvøya viser lemen den svakeste oppgangen i Komagdalen. Her viser til gjengjeld fjellrotta en jevn og sterk oppgang og når høye tettheter i 2007. Både på Laksefjordvidda og i Vestre Jakobselv synes fjellrottebestanden å ha kulminert i løpet av sommeren 2007. Dette kan synes også å være tilfelle for gråsidemus, særlig i vestre Jakobselv.



**Figur 13. Smågnagerdynamikk i tilknytning til ”hotspotområder” med vierkratt og enger på Laksefjordvidda og Varangerhalvøya (sistnevnte representert med Vestre Jakobselv og Komagdalen). Fangstindeks er antall dyr fanget per 100 felledøgn.**

Samlet sett ser ikke tiltaket med bestandskontroll av rødrev på Varangerhalvøya til å ha hatt noen positiv virkning på smågnagerbestandene. Dette er også i samsvar med andre studier som enten har vurdert effekten av eksperimentelle reduksjon av rødrev (Markström et al. 1988, 1989) eller effekten av skabbepidemien på 1980-tallet (Lindström et al. 1994).

## 5.2 Andre predatorer

I tilknytning til ”hotspotområdene” hvor vi gjør intensivstudier koordinert med prosjektet ”Økosystem Finnmark” gjør vi inventeringer av tetthet og hekkesuksess til de to vanligste smågnageravhengige fuglene i Finnmark - fjellvåk og fjelljo. For fjelljo brukes linjetransektmetodikk, mens hekkende fjellvåk blir registrert ved å besøke egnede reirplasser. Disse inventeringene har blitt gjort siden sommeren 2006. I alle områdene er det en klar oppgang i hekkefrekvens og hekkesuksess (Tabell 6). Til tross for større smågnagerbestand har Laksefjordvidda lavere tetthet av fjelljo enn på de to områdene på Varangerhalvøya. Til gjengjeld hadde Laksefjordvidda en langt høyere hekkefrekvens av fjellvåk.

**Tabell 6. Hekkefrekvens og hekkesuksess hos fjelljo og fjellvåk i intensivområdene. Hekkefrekvens er antall par per kvadratkilometer hos fjelljo og antall par i hele studieområdet for fjellvåk. Hekkesuksess er gjennomsnittlig antall overlevende unger per par.**

Art	Område	2006	2007
Fjelljo	Komagdalen	0.3 par / 1 unge	1.1 par / 1.2 unger
	VJakobselv	0.1 par / 0 unger	1.3 par / 1.5 unger
	Laksefjordvidda	Ingen hekking	0.3 par / 1.5 unger
Fjellvåk	Komagdalen	Ingen hekking	3 par / 2.7 unger
	VJakobselv	2 par / ingen unger	2 par / 3.5 unger
	Laksefjordvidda	Ingen hekking	12 par/ 3.0 unger

For å få et mål på predasjonstrykket på bakkehekkende fugl har vi lagt ut brune hønseegg plassert på to ”sporingplater” i hvert av vierplottene. Tabell 7 gir predasjonstallene for det tre årene hvor dette forsøket har blitt gjort. Generelt ar predasjonstallene ganske lave, for eksempel sammenlignet med tilvarende tall for samme metodikk brukt i fjellbjørkeskog i Troms (Einarsen et al. 2008). Det har imidlertid blitt en betydelig økning i antall predaterte reir særlig av ukjent predator på Laksefjordvidda i 2007.

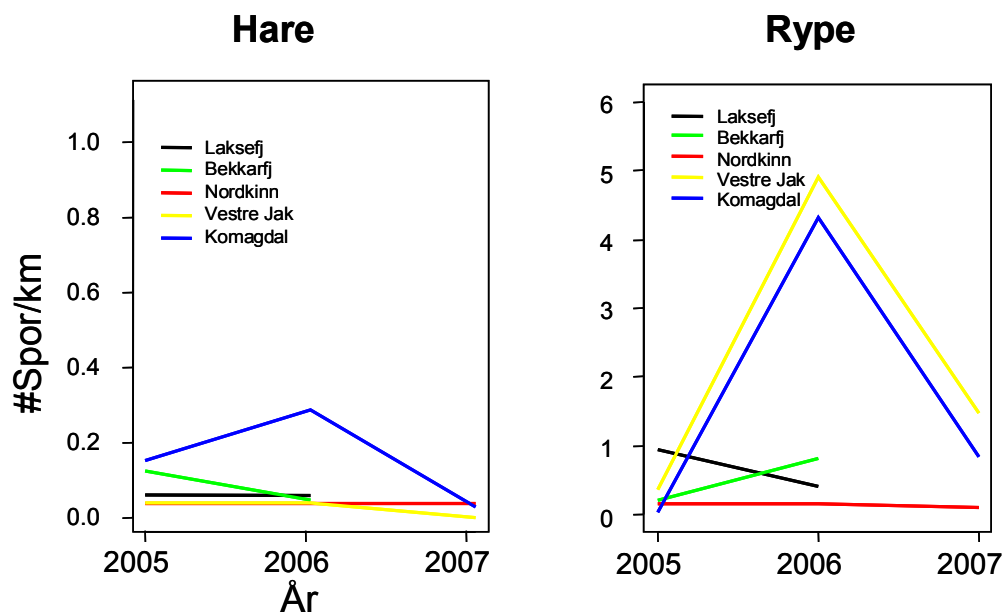
**Tabell 7. Antall kunstige reir predatert av ravn, ulike pattedyr og ukjent predator.**

Art / År	Komagdalen	Vestre Jakobselv	Laksefjordvidda
Ravn			
2005	0	0	5
2006	0	0	0
2007	0	8	7
Pattedyr			
2005	0	1	0
2006	1	5	0
2007	5	0	1
Ukjent			
2005	1	0	7
2006	1	0	2
2007	1	0	19

### 5.3. Småvilt

Informasjon om småvilt får vi fra sporingsundersøkelsene (Figur 14) og skitt-tellinger ("pellet counts") fra faste plott i vierkrattområdene på Laksefjordvidda og Varangerhalvøya siden 2006. Her gir vi kun data fra de ekstensive sporingene.

Hare har vært fåtallig alle undersøkesområdene våre, inkludert vierkrattområdene hvor vi har gjort skittellinger og intensive sporinger. Rype hadde en utpreget topp i sporfrekvenser i 2006 på Varangerhalvøya (Figur 14). Dette gjelder både de ekstensive sporingene samt sporinger og skitt-telling i plottene i vierkrattområdene (det siste ikke vist).



Figur 14. Sporfrekvenser av hare og rype i de ekstensive sporingsrutene i referanse og tiltaksområdet. Tiltaksområdet på Varangerhalvøya er representert med sporingsløyper i Komagdalen og i Vestre Jakobselv.

### 5.4 Rødrev

#### 5.4.1 Endring i bestand

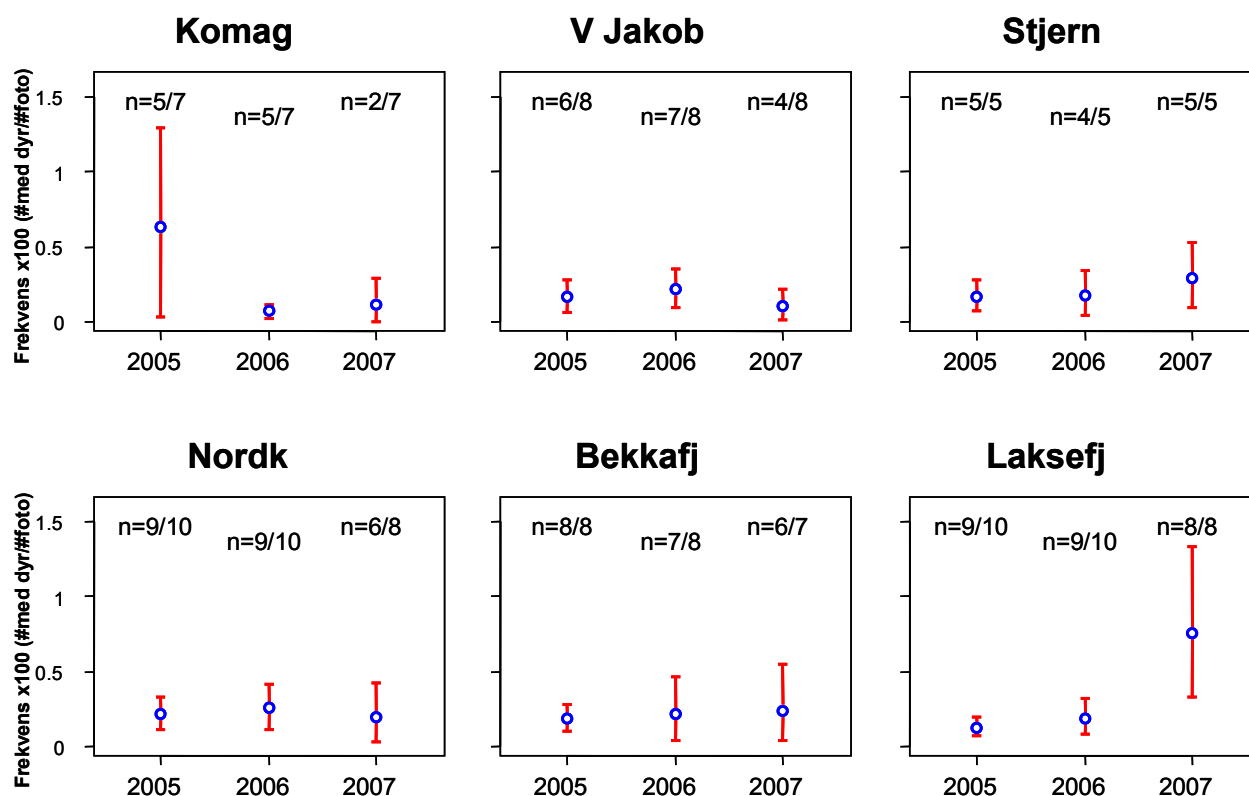
Vi har tre kilder til informasjon om rødrevbestanden; 1) Fotodokumentasjonen fra åtestasjonene, 2) Ekstensiv sporing i utvalgte løper som skjøres med snøskuter i alle referanseområdene (Figur 13) og 3) sporing i "hotspotområdene" i nærhet av vierkratten på Varangerhalvøya og Laksefjordvidda.

Sporing på fjellet i Finnmark er ofte vanskeliggjort på grunn av ustabile værforhold og dette har gitt huller i datamaterialet, spesielt i den ekstensive sporingen. En annen feilkilde kan være at rødrevens aktivitet avhenger av næringstilgang som kan variere bl.a. med hensyn på smågnagernes bestandsfaser. Vi har mest tiltro til data fra åtestasjonene, selv om også disse kan være influert av tilgang på annen føde. Men i og med at vi har en god overvåking av smågnagerbestandene mener vi å kunne ha et godt grunnlag for vurdere denne eventuelle effekten. Annet type informasjon om rødrev fås også gjennom antall skutt rev (se tabell), samt demografiske og kondisjonsmessige forhold hos de felte revene.

Fotodata fra åtestasjonene viser hovedsakelig tre hovedtrender (se Figur 15):

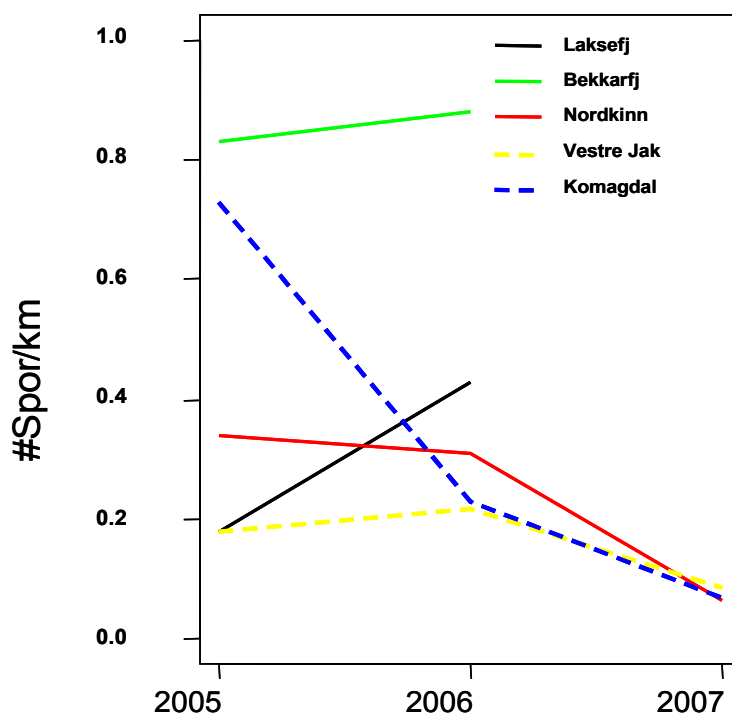


- 1) En kraftig avtagende frekvens med rødrevbesøk i Komagdalen på Varangerhalvøya fra 2005 til 2006.
- 2) En avtagende andel åteststasjoner med rødrev i Komagdalen og Vestre Jakobselv.
- 3) En kraftig økning i frekvensen på Laksefjordvidda; spesielt fra 2006 til 2007. Det er også en viss økning på Stjernevann i samme periode.



**Figur 15.** Gjennomsnittlig frekvens av rødrev (andel fotos med bilde av rødrev per stasjon) med bootstrap 95% konfidensintervaller i de ulike transektene/referanseområdene over hele prosjektperioden. Brøkene øverst i hver graf, angir andel av stasjonene per transekt som hadde tilstedeværelse av rødrev. I 2005 hadde ikke tiltaket med bestandsreduksjon startet.

Den ekstensive sporingen har, som nevnt ovenfor, vært hemmet av dårlig vær. Spesielt gjelder dette for 2007 hvor data mangler fra Laksefjordvidda og Bekkarfjordfjellet, og hvor forholdene på Nordkinn var såpass dårlige at datakvaliteten sannsynligvis er dårlig. Mest slående i resultatene fra denne sporingen er den markante nedgangen i sporfrekvens av rødrev i Komagdalen (Figur 16). Det er også en viss nedgang i Vestre Jakobselv fra 2006 til 2007. Denne løypa går imidlertid nær skogbandet, ganske langt fra de område hvor det finnes fjellrev og overlapper lite med området med fotobokser.



Figur 16. Frekvens av rødrev i den ekstensive sporing i referanseområdene og de to løypene (Vestre Jakobselv og Komagdalen) i tiltaksområdet på Varangerhalvøya.

Hvis vi sammenholder de ulike informasjonskildene om rødrevbestanden, så er det et entydig resultat at særlig rødrevbestanden i sørøst på Varangerhalvøya (Komagdalen) har hatt en betydelig nedgang. Det er også tendenser til en reduksjon i område med størst avskytning sørvest og sentralt på halvøya (Vestre Jakobselv). Nordvest på halvøya (Stjernevann) hvor det felles få rev (se Figur 10) er det snarere en liten økning i bestanden av rev vurdert fra frekvens på åtestasjonene (Figure 15). Den betydelige økningen på Laksefjordvidda i fotomaterialet kan kanskje forklares med at dette området hadde størst oppgang i smånagerbestanden, særlig lemen, fra 2006 til 2007.

#### 5.4.2 Demografi og kondisjon

De felt rødrevene har blitt sendt til Tromsø hvor de har blitt dissekert i samarbeid med veterinær Torill Mørk på Veterinærinstituttet.

To sammenligninger er relevante i denne sammenheng:

- 1) Mellom de rever som er skutt av SNO vesentlig inne på halvøya og de som er blitt skutt gjennom ordinær jakt, vesentlig langs kysten.
- 2) Over årene i prosjektperioden.

Kondisjonsparametere er vekt, lengde og en fettindeks (skala 1-5). Av demografiske parametere har vi kjønnsfordeling og kullstørrelse fra drektige tipser. Tannprøver for eksakt aldersbestemmelse fra rødrevene er levert inn til et laboratorium som har spesialisert seg på slike analyser, men disse prøvene er per dags dato ikke ferdig analyserte fra dette laboratoriet. Den tydeligste kontrasten i disse sammenligningene (se Tabell 8) gjelder kjønnsfordelingen

som over årene forskyves mot en dominans av hanner i det materialet som stammer fra SNO-felte rødrever inne på halvøya (log-lineær modell, test for endring i tid:  $p=0.09$ ).

**Tabell 8. Informasjon om demografi, kroppstørrelse og kondisjon på materialet av rødrev som har vært felt i løpet av prosjektperioden fordelt på de som har blitt skutt av SNO under den rettede fellingen inne på halvøya og de som har blitt levert av lokalbefolkningen og som dermed stammer områder nær kysten.**

Parameter	Skutt av SNO			Skutt av lokale jegere		
	2005 n=43	2006 n=49	2007 n=25	2005 n=110	2006 n=109	2007 n=98
Lengde (cm)	69.8±0.67	67.8±0.9	69.8±1.1	68.3±0.5	67.3±0.7	69.3±0.7
Vekt (kg)	5.3±0.1	5.3 ± 0.2	5.6± 0.2	5.0±0.1	5.2±0.2	5.4±0.2
Fettindeks	2.7±0.2	2.9±0.3	3.0±0.3	2.3±0.1	3.0±0.1	2.8±0.1
Andel hanner	40%	55%	67%	54%	58%	54%
Kullstørrelse	4.5±0.3 (n=14)	6.2±0.6 (n=5)	5.0±0.9 (n=2)	5.0±0.6 (n=6)	7.5±1.3 (n=2)	7 (n=1)

#### 5.4.3 Sykdom og helse

Rødrevskrotter samles inn og utnyttes for å få økt kunnskap om rødrevens sykdommer og helse på Varangerhalvøya. Alle rever blir obdusert og prøvetatt etter bestemt prosedyre ved Veterinærinstituttet i Tromsø. Økt kunnskap om sykdom og helse hos rødreven er også viktig for å vite mer om hvilke sykdomsframkallende agens som finnes i området og som kan representerer en trussel for den sårbare fjellrevpopulasjonen. De fleste sykdommer og parasitter er felles for begge reveartene. Så lang har det vist seg at parasittinfeksjoner er svært aktuelle.

Skabb som skyldes parasitten *Sarcoptes scabiei* var. *Vulpes* regner man med ble introdusert til Skandinavia i 1967 og spredte seg fra sørøst i Finland til Sverige og Norge (Mörner 1992). Dette hadde dramatiske konsekvenser for rødrevpopulasjonen i Norge, dødeligheten var høy og bestanden ble sterkt redusert. Populasjonen har siden da tatt seg opp igjen, men parasitten finnes endemisk over hele landet. I bærekraftige populasjoner vil utbrudd av skabbmidd vanligvis ikke ha langvarig effekt på populasjonsdynamikken, men i sårbare eller direkte truede populasjoner kan et utbrudd være fatalt (Pence & Ueckermann 2002). I 1986 var det et utbrudd i en fjellrevpopulasjon i Sverige. Den lokale populasjonen ble fanget og behandlet med godt resultat (Mörner 1992). Eksperimentelle studier antyder at rødreven ikke opparbeider seg immunitet hvis den behandles og kvitter seg med parasitten (Little et al. 1998), og det er sannsynlig at det samme gjelder for fjellreven. Flere andre dyrearter er også mottakelig for skabb, og aktuelle arter er hund, gaupe og ulv (Mörner 1992).

Prevalensen av skabbrev har gått noe ned fra 2005 til 2007 i materialet fra SNOs rettede avskyting inne på halvøya (Tabell 9), men dette er ikke statistisk signifikant. Det er imidlertid generelt mer skabb hos revene som er levert av lokalbefolkningen langs kysten enn i hos de som er felt av SNO (Test log-lineær modell,  $p=0.002$ ). Skabbmidd kan representere

en trussel for fjellreven på Varangerhalvøya, og den eventuelt reduserte prevalens av skabb inne på halvøya kan være en positiv bieffekt av rødrevtiltaket.

**Tabell 9. Prosentandel av rødrevne med påvist skabb fordelt på rev skutt av SNO inne på selve halvøya og hos rever levert av lokalbefolkningen som for det meste stammer fra kystsonen.**

Kilde	2005	2006	2007
Levert av lokale	24% n=110	20% n=109	17% n=98
Skutt av SNO	9% n=43	11% n=49	0% n=25

En annen frekvent parasitt hos rødrevne er lungeormer. Lungeorm er nematoder som lever i lungevev og finnes hos en rekke pattedyr deriblant rødrev. Det er funnet to arter av lungemark i rødrevmaterialet. *Crenosoma vulpis* er en parasitt som har skallbærende landsnegl som mellomvert, mens *Capillaria aerophila* har en direkte livssyklus. Begge disse kan infisere mange ulike arter av rovdyr, er svært utbredt i ulike rødrevpopulasjoner, og det er funnet høy prevalens av begge parasittene i ulike områder av Norge (Davidson et al. 2006). Spesielt *Crenosoma vulpis* kan medføre varierende grad av betennelse i lunge og bronkier. Effekt av infeksjon er lite studert hos rødrev men kan gi pusteproblemer og kronisk hoste hos hund. Unge dyr regnes som mer utsatt for infeksjon enn voksne (Davidson et al. 2006). Hittil er det funnet en høy prevalens av begge parasitter hos rødreven, og enkeltdyr har hatt ekstremt mye av *Crenosoma vulpis* og tydelige akutte betennelsesforandringer. Det gjenstår en del undersøkelser men så langt tyder det på at infeksjon med denne parasitten har en helsemessig betydning. Materialet er enda for lite til å sammenligne rev med hensyn på hvor de har blitt felt, og videre om det er endringer mellom år.

**Tabell 10. Prevalens av to arter av lungemark i rødrev på Varangerhalvøya.**

<i>Crenosoma vulpis</i>			<i>Capillaria aerophila</i>		
2005 (n=8)	2006 (n=14)	2007 (n=69)	2005 (n=8)	2006 (n=14)	2007 (n=69)
50%	57%	68%	25%	43%	55%

På slutten av 1980-tallet var det et utbrudd av rabies hos rødrev på Kolahalvøya (Mørk & Prestrud 2004) og som en overvåkning er det tatt ut prøver av en andel av rødrevne fra Varangerhalvøya for rabiesundersøkelse. Hittil er kun rever fra 2005 undersøkt (n=56) hvorav alle var negative.

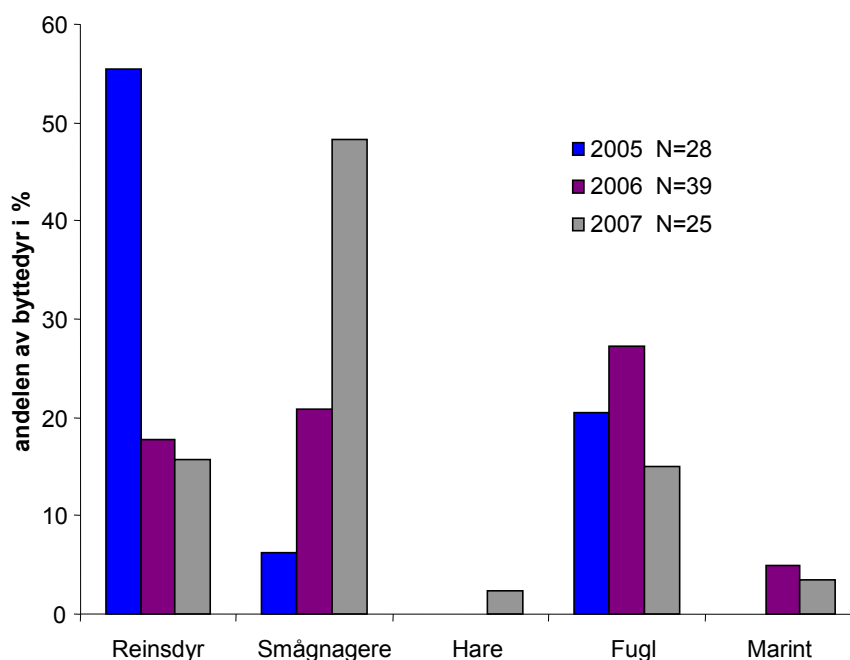
*Toxoplasma gondii* er en encellet parasitt med kattedyr som hovedvert. En rekke dyrearter og mennesker kan fungere som mellomverter ved å smittes via parasittegg i katteavføring. Som regel er dette uproblematisk, men smitte under graviditet/drektighet kan gi abort og fosterskade både hos mennesker og flere dyrearter. Parasitten kan også smitte horisontalt mellom mellomverter via vevscyster. Slike cyster kan reaktiveres og gi alvorlig sykdom ved immunsvikt. Parasitten har vist seg å være utbredt hos fjellrev på Svalbard og funn av fem fjellrev (n=39) med toxoplasmose som dødsårsak (Sørensen et al. 2005, Prestrud et al. submittet) indikerer at parasitten kan ha betydning som sykdom hos fjellrev. Vi er nå i ferd med å gjøre serologiske undersøkelser av et utvalg av rødrev fra Varangerhalvøya og

prevalensen viser seg å være høy; ca 50%. Dette innebærer at parasitten er utbredt og at også fjellreven vil være eksponert.

Tilnærmet alle rødrever har blitt undersøkt for parasitt-egg i avføring. Det er funnet høy forekomst av ulike nematoder som vanligvis har mindre helsemessig betydning. Det er aktuelt å sammenligne ulike år samt se etter variasjon mellom ulike habitat. Det er planlagt å gjøre en serologisk undersøkelse for aktuelle agens som kan ha helsemessig betydning for både rødreven og fjellreven samt at rødrevpopulasjonen kan fungere som reservoar. De fleste av disse agens kan også smitte til hund. Valpesjukevirus, HCC (smittsom hjerne- og leverbetennelse), Canine parvovirus (enteritt hos valper og voksne hunder, samt betennelse i hjertemuskel hos valper), Adenovirus (type 1 gir infeksjons lever- og øyebetennelse hos hund og også hjernebetennelse hos rev, type 2 gir infeksjon i luftveiene hos hund), *Leptospira* spp. (gir nyrebetennelse eller leverbetennelse og finnes hos en rekke dyrearter, blant annet hund, og også hos mennesker), *Encephalitozoon cuniculi* (encellet parasitt som forårsaker nyre- og hjernebetennelse samt katarakt og som hadde utbrudd hos farmrev på 1970- og 90-tallet).

#### 5.4.4. Diett

Mager fra de SNO-felte revene er dissekert ut og har dannet grunnlag for en analyse av rødrevens diett på fjellet på senvinter og tidlig vår. Mageinnholdet er her delt i 5 kategorier; reindyr, smågnagere, hare, fugl og ulike marine komponenter (fisk, skalldyr, osv.). Den tydeligste endringen er den kraftige økningen i mengde smågnagere i dietten over prosjektperioden (Figur 17). Denne økningen reflekterer økningen i smågnagerbestandene på Varangerhalvøya. Når smågnagerne er fåtallige utgjør reinsdyrsåtsler den viktigste næringen. Det er levert inn materiale til spesiallaboratorium for analyse av stabile isotoper fra pels, bein og muskelvev hos det samme utvalg av rødrev. Disse analysene som ennå ikke er ferdige, vil kunne gi informasjon om dietten integrert av andre sesonger enn vinteren.



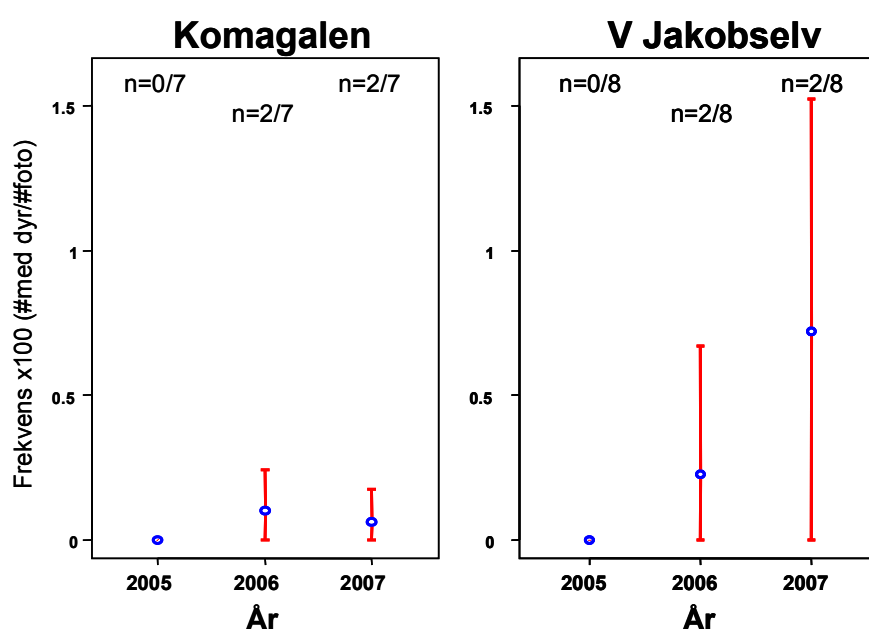
**Figur 17. Diett hos rødrev som andel av mageinnhold til rødrev felt av SNO over tre år. N=antall mager i de ulike år.**

## 5.5 Fjellrev

Informasjon om fjellrevbestanden og endringer i denne har vi fra fotodokumentasjonen på åtestasjonene, sporingsstudiene og data fra hiovervåkningen.

### 5.5.1 Data fra åtestasjonene

Som nevnt tidligere hadde vi ingen dokumenterte besøk av fjellrev på åtestasjonene i 2005. I 2006 fikk vi besøk av fjellrev på to åtestasjoner i henholdsvis Komagdalen og i Vestre Jakobselv (Figur 18). Dette året var besøksfrekvensen forholdsvis lav, og det ble aldri observert med enn en fjellrev på bildet av gangen. Besøksfrekvensen økte i 2007, spesielt på de to åtestasjonene i Vestre Jakobselv. Både her og i Komagdalen ble det da observert 2 fjellrever samtidig på en åtestasjon (Figur 19). Det var imidlertid ingen økninger i antall stasjoner med besøk av fjellrev mellom 2006 og 2007.

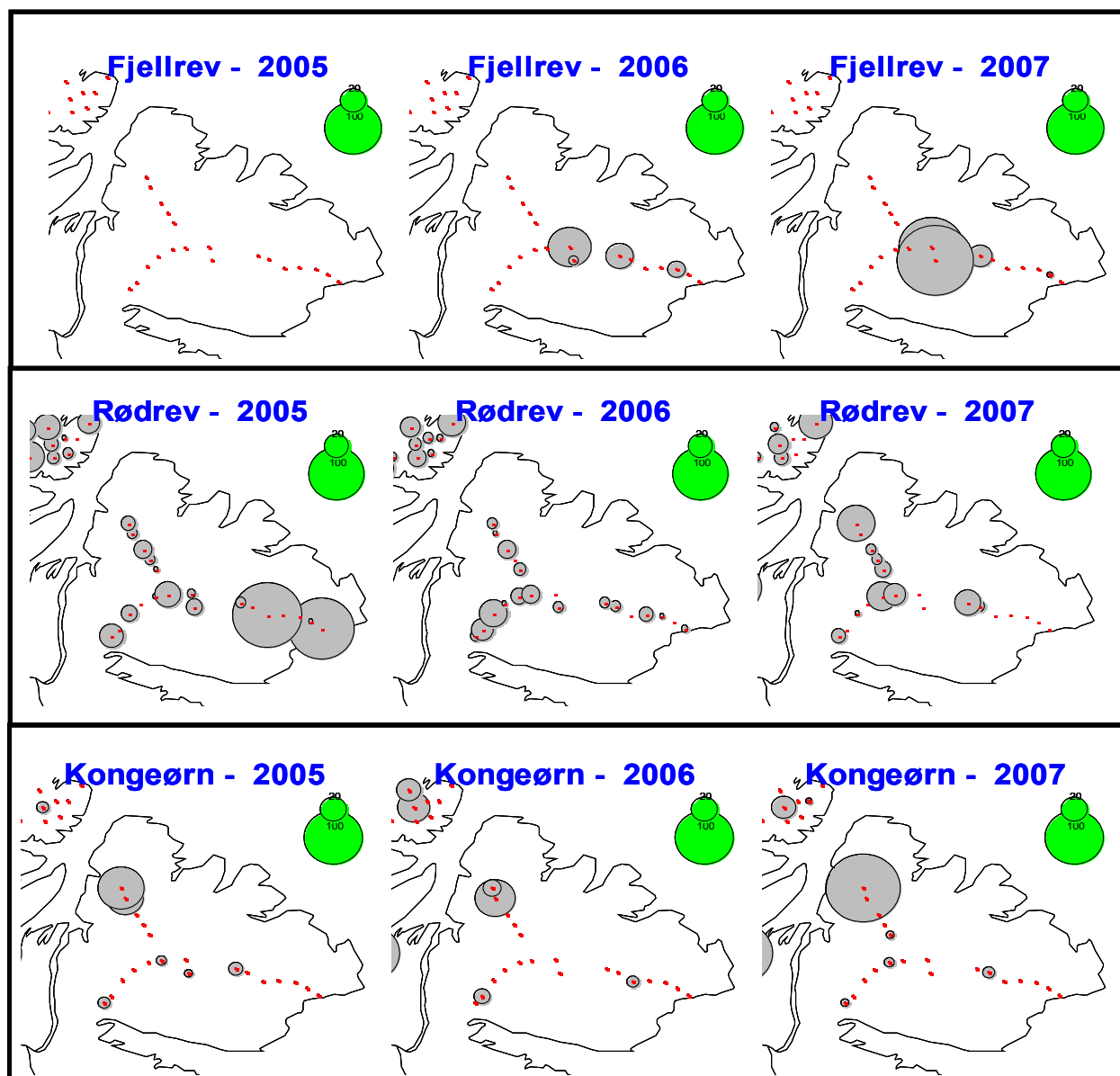


Figur 18. Gjennomsnittlig frekvens av fjellrev (andel fotos med bilde av en art per stasjon) med bootstrap 95% konfidensintervaller i de to transektene på Varangerhalvøya hvor det ble observert fjellrev. ingen av de andre åtestasjonstransektene eller referanseområdene har observasjoner av fjellrev på fotoboksene. Brøkene øverst i hver graf, angir andel av stasjonene per transekt som hadde tilstedeværelse av fjellrev.



Figur 19. Fjellrevpar på åtestasjonene ble første gang registrert i 2006.

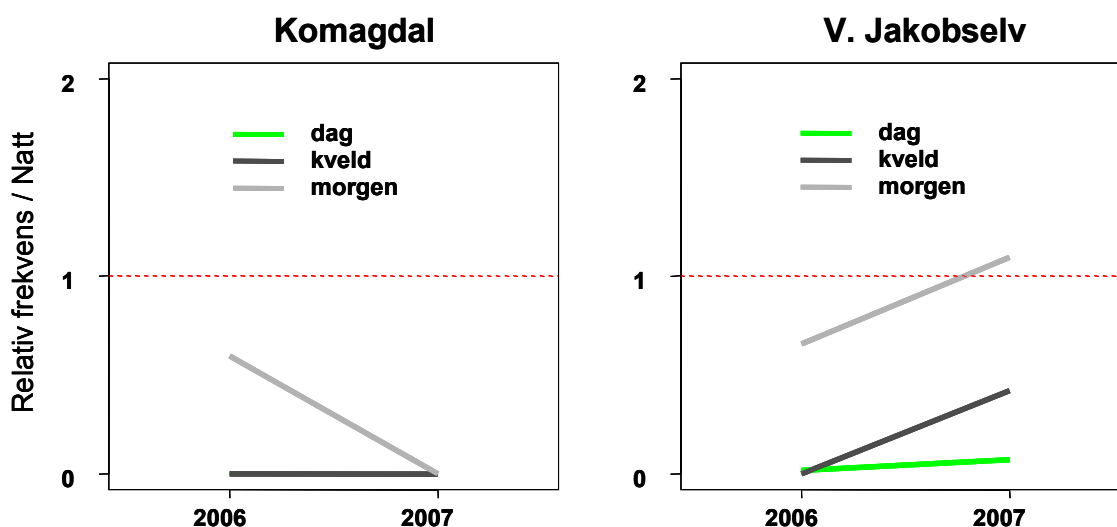
Vi ser av den romlige fordelingen av fotoene at fjellreven for det meste er observert på de åtestasjonene som ligger lengst inne på Varangerhalvøya (Figur 20). Det som også er verdt i merke seg i Figur 20 er at den største økningen i frekvens av bilder skjer på de to stasjonene i transekten i Vestre Jakobselv hvor rødreven forsvinner i løpet av prosjektperioden, og at kongeørn og fjellrev ikke observeres på samme åtestasjon i noen av årene.



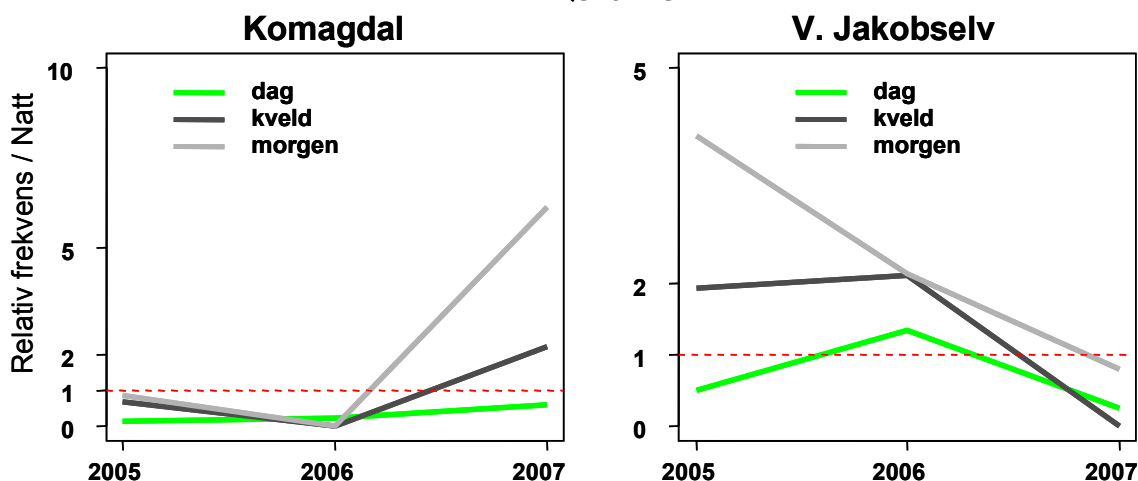
**Figur 20.** Antall bilder av fjellrev, rødrev og kongeørn på åtestasjonene på Varangerhalvøya over tre år. Sirklenes størrelse er proporsjonal med antall bilder. I 2005 hadde ikke tiltaket med rødrevreduksjon startet.

Fordi kameraene logger tidspunkt for når bildene har blitt tatt kan vi studere døgnaktiviteten til fjellrev på åtene. Vi har klassifisert døgnet i 4 perioder; natt, dag, kveld og morgen. De to siste kategoriene har skumringslys. Det er klart at fjellreven for det meste er nattaktiv (Figur 21). I dagslys er fjellreven omtrent ikke å se på åtslene i det hele tatt. Den opptrer imidlertid ganske frekvent på åtsler i skumringstimen på morgenen. Det interessant å merke seg at frekvensen av morgenobservasjoner tok seg tydelig opp i Vestre Jakobselv i 2007 da totalfrekvensen gikk opp og det ikke var rødrev på de stasjonene som fjellreven brukte. Hvis vi ser på døgnaktiviteten til rødrev på de samme åtestasjonstransektene som fjellreven forekommer, så bruker rødreven mer av døgnet på åtslene. Morgenen er ofte en tid hvor rødrev er mest på åtene, og observasjoner i fullt dagslys er ikke sjeldne.

## Fjellrev



## Rødrev

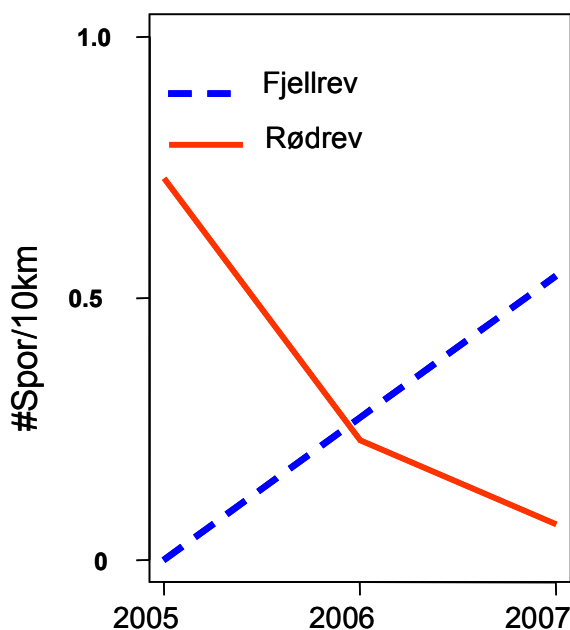


Figur 21. Døgnaktivitetsmønstre av fjellrev og rødrev på åtestasjonene. Data er presentert som ratio av observasjoner på morgen, dag og kveld i forhold til observasjoner på natt. Ratio=1 for eksempel for "morgen" betyr således like stor frekvens av observasjoner på morgen som på natten.



### 5.5.2 Sporingsdata

Fjellrev har kun blitt registrert på en av sporingsløypene; dvs. den som går i Komagdalen. Her ble fjellrevspor først observert i 2006, og frekvensen ble doblet i 2007 (Figur 22). Med den tilsvarende nedgang i frekvensen av rødrevspor (se Figur 16), så var fjellreven den vanligste av de to reveartene i denne sporingsløypa i 2007. Spor av fjellrev ble observert av vår observatør der i 2006, men dette var utenfor sporingsløypa. En skittprøve fra Norkinn samlet inn i 2004 ble også bestemt til være fra fjellrev.

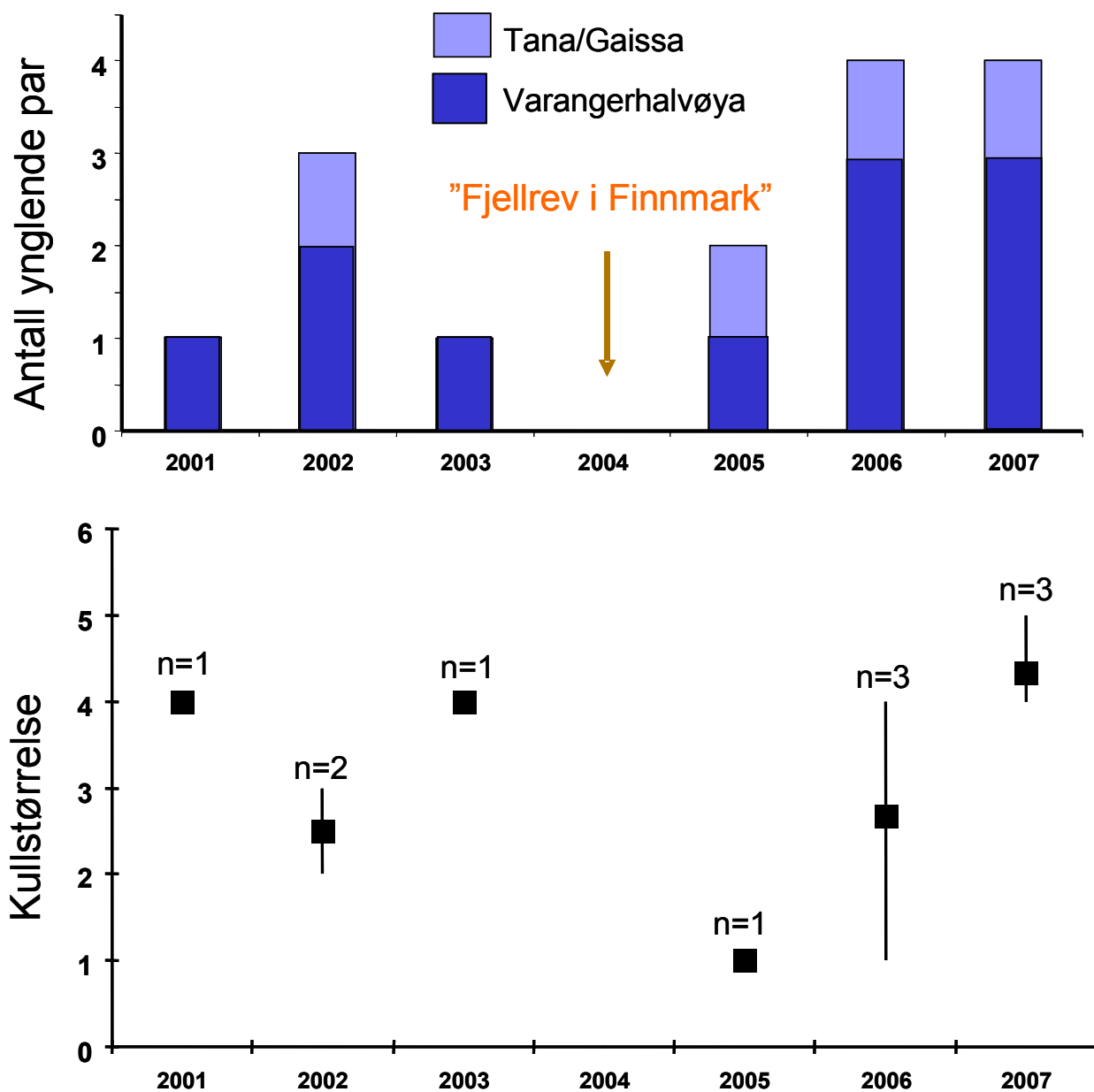


Figur 22. Frekvens av rødrev og fjellrev i sporingsløypa i Komagdalen.

### 5.5.3 Hiovervåkningsdata: Ynglefrekvens og kullstørrelser

Når det gjelder hiovervåknningen så vurderer vi data fra så langt denne overvåknningen strekker seg tilbake i tid i Finnmark (dvs. til 2001).

Det har vært registrert ynglinger på Varangerhalvøya i 6 av disse 7 årene. Det største antallet ynglinger i et enkelt år har vært 3 og det har skjedd de siste to årene (Figur 23). I referanseområdene har det ikke vært observert ynglinger. Dog har det litt sørvest for Laksefjordvidda vært registrert yngling i et hi i Gaisse-området i Tana kommune i 4 av årene. Kullstørrelsene på Varangerhalvøya er gjennomgående små (Figur 20). Over de totalt 11 registrerte kullene er gjennomsnittet 3.1 valper (standardsavvik=1.3). De største kullene på henholdsvis 4,4 og 5 hvalper var i 2007. For Gaisse-hiet i Tana er gjennomsnittet over 4 kull 4.3 valper (std.=3.2), og det største kullet var på 9 hvalper i 2007. På Varangerhalvøya det i de to siste årene blitt ynglet i 2 hi hvor det tidligere ikke har vært registrert yngling. Et av disse hiene som hadde yngling i 2007 lå mindre enn 5 km fra Varangerfjorden. I tillegg til sjekking av hiene i den tida valpene er aktive utenfor hier i juli/august, så sjekker SNO også hiene i april måned for å registrere mulig aktivitet. Denne "vårsjekken" dokumenterte fjellrevpar på henholdsvis 3, 3 og 4 av hiene i 2005, 2006 og 2007. I tillegg ble det registrert en enkeltindivid av fjellrev på ytterligere et hi i 2006 og 2007.



Figur 23. Data fra hioervåkningsdatabasen for perioden 2001-2007. Antall ynglinger på Varangerhalvøya og det andre kjente yngleområdet i Øst-Finnmark (Gaiseområdet i Tana) som ligger sørvest for referanseområdet på Laksefjordvidda. Kullstørrelser for Varangerhavøya gitt som gjennomsnitt og minimum og maksimum kullstørrelser for hvert enkelt år.

## 6. Formidling og relasjoner til allmennhet og forvaltning

Det har vært jevnt mange oppslag om prosjektet over prosjektperioden, særlig i lokalpressen i Finnmark (NRK-Finnmark/Nordnytt og de lokale avisene), men det har også enkelte oppslag i nasjonale medier i forbindelse med milemæler i prosjektet (igangsettelse av rødrevtiltaket, utsetting av fotobokser, første bilde tatt av fjellrev og fjellrevynglinger). I starten av prosjektet knyttet det seg en viss spenning til hvordan tiltaket med den ekstraordinære fellingen av rødrev med utvidet fellingstid og bruk av snøskuter ville bli mottatt av allmennheten. Det ble noen medieoppslag og kritiske meningsytringer, vesentlig i regionale aviser og fra enkeltpersoner, særlig i oppstarten av dette tiltaket. I de siste to år har det imidlertid blitt ganske stille, og vi har fått inntrykk av at tiltaket nå er for det meste forstått og akseptert både lokalt og nasjonalt. Vi har selv ved enkelte anledninger skrevet aviskronikker og gitt intervjuer for å informere om prosjektet. Det ble også i innledningen på prosjektet holdt et åpent ”folkemøte” i Vadsø. Og prosjektet har bidratt på de årlige fjellrevseminarene som har vært arrangert i regi av Norges Naturvernforbund. Vi har opprettet nettsider for prosjektet (<http://www.fjellrev-finnmark.uit.no/>) som ser ut til å være godt besøkt.

Prosjektet har hatt en referansegruppe bestående av representanter fra oppdragsgiver (DN), forvaltning (Fylkesmannen i Finnmark), NGOer (Norges Naturvernforbund, Norges Jeger og Fiskeforbund, Verdens Villmarksfond) og reindrifta. Det har vært holdt møte med referansegruppa en gang per år, og dette har gitt nyttige innspill og korreksjoner til prosjektet. Vi hadde ved innledningen av prosjektet også planer om en egen fagkomité. Vi har imidlertid funnet det mest hensiktsmessig å ha en mer uformell tilknytning til noen kompetansepersoner på fjellrev som vi har kunnet be om råd når vi har funnet dette hensiktsmessig. Anders Angerbjörn fra Universitetet i Stockholm har vært to ganger til Tromsø for å diskutere aspekter ved prosjektet. Pall Hersteinsson, University of Iceland har vært i Tromsø en gang i samme ærend. Eva Fuglei er i veiledergruppen til Siw Killengreen som skal ta sin PhD-grad basert på prosjektet. Rolf A. Ims sitter i referansegruppa til ”avlsprosjektet”, og dette har sørget for kommunikasjon mellom de to store prosjektene i den nasjonale fjellrevsatsningen. For å bedre dialogen mellom fjellrevforskerne i NINA/Trondheim og Fjellrev i Finnmark er nå Øystein Flagstad blitt medlem av referansegruppa til ”Fjellrev i Finnmark”. Videre har vi hatt kommunikasjon med Nina Eide som gjør at vi nå har et felles opplegg for overvåking av smånagerdynamikk og at det blir gjort en tilsvarende økosystemsurvey i Børgfjell slik vi gjorde for Finnmark i innledningen av ”Fjellrev i Finnmark”.

Prosjektet dekker et spekter av oppgaver fra ganske grunnforskningspregete temaer (f. eks. generelt bestandsbegrensende faktorer for fjellrev) til rent forvaltningmessige aspekter knyttet til utførelse av et tiltak. Kombinasjonen av forskning og utøvende forvaltning krever et godt samarbeid mellom forskerne og de som utøver forvaltningen; dvs. SNO. Vår vurdering er at dette samarbeidet har fungert helt utmerket. Særlig SNO sitt personell ved Vadsø og Tana har vært en helt uvurderlig del av prosjektet så lang. Dette ikke bare i forhold til rødrevtiltaket (den ekstraordinære fellingen og administrasjon i tilknytning til innsats fra frivillige jegere) og forholdet til reindrifta, men også til flere av de mer forskningsmessige oppgavene slik som gjennomføring av åtestasjonsprosjektet, smånagerfangst og sporingstransekter. SNO-forvalterne og UiTø-forskerne i prosjektet har fungert som et svært effektivt team hvor de faglige og praktiske utfordringene som har dukket opp underveis, har blitt løst i fellesskap.

## 7. Konklusjoner og videre perspektiver

Vi kan trekke de følgende konklusjoner fra ”Fjellrev i Finnmark” for perioden 2004-2007:

- 1) I Øst-Finnmark synes fjellreven bare å være regelmessig tilstede på Varangerhalvøya, i Gaisseområdet i Tana og muligens på Nordkynnhalvøya hvor den har blitt registrert med skittprøve og spor i prosjektperioden. Antallet fjellrev kan ikke anslås på grunn av mange mangelfullt undersøkte områder med hensyn på ynglehi. Uansett er det sikker at bestandene er meget små.
- 2) Vår økosystemsurvey i 2004 (Killengreen et al. 2007) viser at tilstedeværelse av ynglende fjellrev kan delvis forklares ut fra økosystemets produktivitet og muligens tilstedeværelse av rødrev. Fjellreven på Varangerhalvøya ynglet ved starten av prosjektet kun i landskapsområder med lav bioproduksjon og hvor det var generelt lav aktivitet av rev (trolig rødrev).
- 3) Våre tidsserie- og modellanalyser viser at syklusperioden til smågnagersvigningene i Finnmark, som i løpet av de siste 100 år har gått fra å følge en 3-4 års til en 5 års syklus, som sådan ikke har noen betydning for fjellrevens levedyktighet. Det fjellrevbestanden er mest følsom for er gjennomsnittlig tetthet/biomasse av smågnagere.
- 4) Fjellrev opptrer på återessurser som i liten eller ingen grad er utnyttet av rødrev og kongeørn. Ravn, kan gjennom sitt stor antall på fjellet, være en annen viktig næringskonkurrent. Næringskonkurransen om åtselressurser kan derfor være en meget viktig begrensende faktor hos fjellrev.
- 5) Tiltaket med å redusere tettheten av rødrev på Varangerhalvøya synes å ha hatt den ønskede virkningen, særlig sørøst på halvøya (for eksempel i Komagdalen). Her har det vært en betydelig nedgang i frekvens av rødrev på åtestasjonene og i sporingsløypene til tross for at man i følge naturlig dynamikk kunne ha forventet mer rødrev som en følge av den markante oppgangen i smågnagerbestanden. Kjønnfordeling i fellingsmaterialet indikerer at inne på fjellet, hvor den ekstraordinære fellingene skjer, så er uttaket såpass massivt at det har blitt et underskudd på rødrevtisper.
- 6) Det kan se ut som om tiltaket, ved å redusere antall rødrev, har gjort åtselressurser mer tilgjengelig for fjellrev i tiltaksområdet.
- 7) Det er for tidlig å si noe om tiltaket har hatt noen effekt på bestandsnivå til fjellrev eller andre arter i økosystemet.

Når det gjelder det siste punktet (pkt. 7), så er det en hovedutfordring at fjellrev og andre rov – og småviltarters naturlige bestandsdynamikk følger tett smågnagernes bestandsyklus. Prosjektet startet i 2004 i en bunnfase av smågnagersyklusen. Siden den tid har smågnagerbestanden hatt en mer eller mindre jevn oppgang i både referanse- og tiltaksområdene, med en foreløpig topp for lemen (det viktigste byttedyret for fjellrev) i 2007. Så i følge en naturlige utvikling i fjellrevbestanden så burde vi faktisk se hva vi har observert på Varangerhalvøya, nemlig et øket antall ynglinger og valper. Valpeproduksjonen er framdeles lav, og økte ikke stort fra 2006 til 2007. Vi tror dette skyldes at smågnagertettheten, spesielt tettheten av lemen, hadde en midlertidig kollaps fra høsten 2006 til våren 2007 på Varangerhalvøya. Det var tydeligvis nok smågnagere til at det ble stor hekkefrekvens av særlig fjelljo, og til en viss grad fjellvåk, men kullstørrelsene var heller ikke for disse rovfuglene spesielt store. Også andre steder i Finnmark og tilgrensende deler i finsk Lappland hadde tilvarende forhold, hvor bl.a. snøugle (som er kanskje den av fjell/tundrapredatorene

med størst krav til høye lementettheter) hadde en ganske mislykket reproduksjonssesong. Snøugler som opptrådte relativt tallrikt på Varangerhalvøya fram til april 2007 trakk senere bort uten å hekke. Lemenbestanden fikk en ny oppgang over sommeren 2007, og det er et stor spenningsmoment om toppen varer ut i sommersesongen 2008.

Uansett om lementoppen varer til sommeren 2008 vil det neppe være datagrunnlag for å vurdere effekten av tiltaket før neste smånagertopp som kan forventes i 2012/2013. Først da vil det være mulig å vurdere om bestanden av ynglende fjellrev har økt, i og med at dette segmentet av bestanden bare fullt ut realiseres i smånagerårene. Dette støttes også av erfaringene fra rødrevtiltaket i Helagsfjellene i Sverige (Angerbjörn *pers. meddelelse*), hvor det har vært en jevn økningen i fjellrevens ynglebestand over de tre smånagersyklusene som har vært siden rødrevtiltaket startet.

For å få en god vurdering både av tiltakets effektivitet i form av reduksjon på rødrevbestanden, og videre effekten av dette på fjellrevbestanden, er det nødvendig å ha samme innsats på tiltak og effektvurdering som i perioden 2004-2007. Når det gjelder tiltakets effektivitet på rødrevbestanden blir data fra "crashåret" i smånagersyklusen vesentlig i og med at rødrevbestanden har en tendens til å nå toppen da. Vi forventer at vi får et crash enten i løpet av våren eller sommeren 2008. Vi har etablert et godt system for overvåking av rødrevbestanden gjennom sporing og fotodokumentasjon på åtestasjonene. På Varangerhalvøya gir også fellingstallene en god pekepinn.

Når det gjelder fjellrev har også fotodokumentasjonen fungert meget godt. Det er vesentlig at denne overvåkingen forsetter med samme intensitet i både i tiltaks- og referanseområdene. Sporingen fungerer for fjellreven dårligere fordi fjellreven ennå forekommer for det meste på de deler av fjellet som gir vanskelig sporingsforhold (høytliggende, forblåste områder). Hiovervåkingen er den eneste kilde til informasjon om ynglebestand, og det er derfor viktig å holde høy intensitet i denne overvåkingen i årene som kommer. Framdeles begrenses verdien av disse overvåkningsdata av at store deler av Varangerhalvøya er svært mangelfullt kartlagt hva angår fjellrevhi. Dette illustreres ved at antall kjente hi selv uten systematisk leting har økt med 40% i løpet av prosjektperioden. En rettet innsats mot å finne nye hi burde igangsettes i den neste fasen av prosjektet. Et annet tiltak for å bedre datagrunnlaget for vurdering av fjellrevbestandens størrelse er å gjøre en systematisk innsamling av ekskrementer for DNA-analyse på alle brukte hi og under sporing av annen fjellrev med ukjent hi-tilhørighet. Vi har nå innledet samarbeid med Øystein Flagstad i NINA om dette. En bedre kartlagt genetik kan også gi grunnlag for en vurdering av grad av innavl på Varangerhalvøya, og dermed for å sjekke ut om dette er en mulig årsak til de lave kullstørrelsene man har observert her de siste årene.

Det er helt vesentlig for prosjektet å beholde økosystemperspektivet i forskningen. En fortsatt god overvåking av smånagerbestanden er nødvendig for å vurdere om en eventuell økning i ynglebestanden av fjellrev skyldes rødrevtiltak eller variasjon i størrelse på smånagertoppene. Vi har så langt i prosjektet sett betydelige variasjoner i arts sammensetning og dynamikk i smånagersamfunnet mellom ulike geografiske områder i prosjektet, og dette understreker at en god arealmessig dekning i denne overvåkningsfangsten er viktig. Respons hos de andre smånageravhengige predatorer på fjellet gir også verdifull informasjon, slik at det er viktig å følge opp den type registreringer vi har startet på fjelljo og fjellvåk. Videre er det viktig å følge opp med data på andre arter som kan gi mer informasjon om rødrevens virkning på fjelløkosystemet mer generelt. I denne sammenheng er det framdeles viktig å fortsette undersøkelsene av de felte rødrevene til diettstudier og dokumentasjon av

sykdommer. Gjennom dette får vi ny kunnskap om rødrev et økosystem denne arten tidligere ikke har vært studert i nevneverdig grad.

Synergien mellom ”Fjellrev i Finnmark” og forskningsrådsfinansierte prosjekter som ”Økosystem Finnmark”, og etterfølgeren ”EcoFinn”, samt IPY-prosjektet ”Arctic Predators” vil forsette å gi merverdi i form av at mer komplette undersøkelser kan bli gjort i de samme områdene, og ved at resultater kan tolkes i langt bredere perspektiver. Noen av de første resultatene som en synergi mellom disse prosjektene, vil komme fra analyser av stabile isotoper. Disse analysene vil bl.a. gi informasjon om ressuroverlapp mellom de to reveartene. Videre kan de gi kunnskap om hvorvidt fjellreven etter hvert kan nytte seg av marine ressurser. Dette kan snart skje i de østlige delene av Varangerhalvøya, som har tundra helt ned til sjøen, og hvor rødreven nå synes å være på retreat.

## 8. Referanser

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Bjärvall, A., Ericson, M., From, N. and Norén, E. 1995. Dynamics of the arctic fox population in Sweden. - *Annales Zoologici Fennici* 32: 55-68.
- Begon, M., Townsend, C. R. and Harper, J. L. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. - Blackwell Scientific Publications.
- Bjørnstad, O. N., Falck, W. and Stenseth, N. C. 1995. A geographic gradient in small rodent density fluctuations: a statistical modelling approach. - *Proceedings of the Royal Society, London B* 262: 127-133.
- Butler, L. 1951. Population cycles and color phase genetics of the colored fox in Quebec. - *Canadian Journal of Zoology* 29: 24-41.
- Butler, L. 1953. The nature of cycles in populations of Canadian mammals. - *Canadian Journal of Zoology* 31: 242-262.
- Collett, R. 1912. Norges virveldyr. Bd. 1, Norges pattedyr. - Aschehoug & co.
- Davidson, R. K., Gjerde, B., Vikøren, T., Lillehaug, A. and Handeland, K. 2006. Prevalence of *Trichinella* larvae and extra-intestinal nematodes in Norwegian red foxes (*Vulpes vulpes*). - *Veterinary Parasitology* 136: 307-316.
- Einarsen, G., Hausner, V. H., Yoccoz, N. G. and Ims, R. A. 2008. Predation on artificial ground nests in birch forests fragmented by spruce plantations. - *Ecoscience* 15: in press
- Elton, C. S. 1942. Voles, Mices and Lemmings. Problems in population dynamics. - Clarendon Press.
- Frafjord, K. and Krempig, L. 2001. Fjellrev i Finnmark. - *Lappmeisen* 25: 40-45.
- Henden, J. A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N. G. and Ims, R. A. 2008. Impacts of differential prey dynamics on the potential recovery of endangered arctic fox populations. - *Journal of Applied Ecology in revision*.
- Hersteinsson, P., Angerbjörn, A., Frafjord, K. and Kaikusulo, A. 1989. The arctic fox in Fennoscandia and Iceland: management problems. - *Biological Conservation* 49: 67-81.
- Hersteinsson, P. and Macdonald, D. W. 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. - *Oikos* 64: 505-515.
- Ims, R. A. and Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. - *Bioscience* 55: 311-322.
- Ims, R. A., Henden, J.-A. and Killengreen, S. T. 2008. Collapsing population cycles. - *Trends in Ecology & Evolution* 23: 79-86.
- Johnsen, S. 1929. Rovdyr - og rovfuglstatistikken i Norge. - Bergens Museums Årbok.
- Kaikusalo, A. and Angerbjörn, A. 1995. The arctic fox population in Finnish Lapland during 30 years, 1964-93. - *Annales Zoologici Fennici* 32: 69-77.
- Killengreen, S. T., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Henden, J. A. and Schott, T. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. - *Biological Conservation* 135: 459-472.

- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. and Swenson, J. E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. - *Ecology* 75: 1042-1049.
- Little, S. E., Davidson, W. R., Rakich, P. M., Nixon, T. L., Bounous, D. I. and Nettles, V. F. 1998. Responses of red foxes to first and second infection with *Sarcoptes scabiei*. - *Journal of Wildlife Diseases* 34: 600-611.
- Marcström, V., Keith, L. B., Engren, E. and Cary, J. R. 1989. Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*). - *Canadian Journal of Zoology* 67: 658-668.
- Marcström, V., Kenward, R. E. and Engren, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: An experimental study. - *Journal of Animal Ecology* 57: 859-872.
- Mørk, T. and Prestrud, A. 2004. Arctic rabies - A review. - *Acta Veterinaria Scandinavica* 45: 1-9.
- Mörner, T. 1992. Sarcoptic mange in Swedish wildlife. - *Revue Scientifique et Technique de L'Office International des Epizooties* 11: 1115-1121.
- Pence, D. B. and Ueckermann, E. 2002. Sarcoptic mange in wildlife. - *Revue Scientifique et Technique de L'Office International des Epizooties* 21: 385-398.
- Prestrud, K. W., Åsbakk, K., Fuglei, E., Mørk, T., Tryland, M. and Su, C. 2008. Direct high-resolution genotyping of *Toxoplasma gondii* in arctic foxes (*Vulpes lagopus*) reveals widespread of the clonal Type II lineage to the remote arctic Svalbard archipelago. - Submitted for publication in *International Journal for Parasitology*.
- Rofstad, G. and Frafjord, K. 2002. Fjellrev på Nordkalotten II. - Nordkalottrådets Publikasjonserie, p. 45.
- Sørensen, K. K., Mørk, T., Sigurðardóttir, Ó. G., Åsbakk, K., Åkerstedt, J., Bergsjø, B. and Fuglei, E. 2005. Acute toxoplasmosis in three wild arctic foxes (*Alopex lagopus*) from Svalbard; one with co-infections of *Salmonella* Enteritidis PT1 and *Yersinia pseudotuberculosis* serotype 2b. - *Research in Veterinary Science* 78: 161-167.