

ER RØDREVEN (VULPES VULPES) DEN STØRSTE TRUSSELEN
MOT FJELLREVEN (ALOPEX LAGOPUS) I BØRGEFJELL
NASJONALPARK?

IS THE RED FOX (VULPES VULPES) THE LARGEST THREAT
TOWARDS THE ARTIC FOX (ALOPEX LAGOPUS) POPULATION IN
BØRGEFJELL NATIONAL PARK, NORWAY?

BØRGE STEINMO JOHNSEN

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2006



Forord

Jeg vil benytte anledningen til å takke min veileder, Vidar Selås (UMB), for en særdeles god veiledning og oppfølging under mastergradsarbeidet. Jeg vil også takke Per A. Lorentzen (SNO, Oppsynsmann i Børgefjell) for praktisk hjelp og opplæring i felt, samt utlån av grunnlagsdata for fjellrevens bestandsutvikling i Børgefjell.

Jeg vil videre takke Nina Eide (NINA/SNO), Jørund Braa (DN), Kjell M. Derås (Naturvernforbundet), Lars Farbu (VJJF), Kari Klanderud (UMB), J-O Helldin (SLU), Knut A. Iden (MET), Yngve Rekdal (NIJOS), Gunnar Thomasli (Hattfjelldal kommune), Harald Rundhaug (Reindriftsforvaltningen i Nordland), Kjell Skålvoll (Røyrvik kommune), Hanna Szewczyk-Bartnicka (MET), Roy Andersen (NINA) og alle ansatte ved biblioteket (UMB) for hjelp med data, artikler og lignende under utarbeidelsen av Masteroppgaven.

Ås 25.04.2006

Børge Steinmo Johnsen

Sammendrag

I Skandinavia gikk bestanden av fjellrev (*Alopex lagopus*) sterkt tilbake på begynnelsen av 1900-tallet og har siden ligget på et lavt nivå. Det har vært satt frem flere hypoteser for å forklare fjellrevens bestandsnedgang og det vedvarende lave bestandsnivået i Skandinavia siden 1900-tallet: temperaturøkning, interspesifikk konkurranse fra rødrev (*Vulpes vulpes*), predasjon, overbeskatning, mangel på store predatorer, demografisk felle, genetiske problemer og fravær av sykluser i bestandene av lemen (*Lemmus lemmus*).

I Mastergradsoppgaven har jeg fokusert på mulige trusler mot fjellrevbestanden i Børgefjell.

Oppgaven tar for seg 1) Bestandsutviklingen i Børgefjell i perioden 1980-2005, 2) En mulig mangel på ynglehi, 3) En mulig konkurranse med rødrev og 4) Effekter mulige klimaendringer vil kunne få for utbredelsen av bjørkeskogen, som er det viktigste habitatet for rødrev.

1) Resultatene viste at populasjonsdynamikken til fjellreven i Børgefjell karakteriseres, i likhet med mange andre fjellrevbestander, av store svingninger ved at fjellreven responderer numerisk på en endret tilgjengelighet av næring. Det lave antallet kull som ble registrert i Børgefjell de fleste årene kan derfor indikere at fjellreven i Børgefjell er næringsmessig stresset.

2) I Børgefjell var fjellrevhi som var i bruk regelmessig fordelt, noe som indikerer at tilgangen på løsmasser med korrekt kornstruktur er tilstrekkelig og at revirhevdning er avgjørende for fordelingen av hi. Men selv om hiene er regelmessig fordelt i forhold til hverandre var det allikevel store områder hvor fjellrevhi ikke har blitt registrert.

3) Resultatene fra enkeltanalysene viste at hi som var i bruk lå høyere over havet, lenger fra bjørkebeltet og hadde en relativt større høydeforskjell mellom hiet og bjørkebeltet enn hi som ikke var i bruk. Avstanden til bjørkebeltet forklarte alene 71% av fjellrevens bruk av hi, mens hiets høyde over havet forklarte 42%. Multivariate tester viste at kombinasjonen hiets høyde over havet og antall hytter innenfor et areal på 15x15 km forklarte 87% av fjellrevens bruk av hi. Fjellrevens hipreferanse indikerer at fjellrev skyr områder nært rødrevhabitat. Den sterke korrelasjonen mellom mange av forklaringsvariablene, og da særlig mellom avstand fra bjørkebeltet og antall hytter (15x15 km), gjør imidlertid at det ikke er mulig å skille mellom betydningen av avstand til naturlig rødrevhabitat og avstand til områder som antas å ha fått forbedret næringsgrunnlag for rødrev gjennom menneskelig aktivitet.

4) Gjennomsnittstemperaturen i Børgefjell har økt med ca. 0,8 °C i løpet av perioden 1900-2004. Dersom klimautviklingen fortsetter i samme retning medfører det sannsynligvis at alpine områder i Børgefjell overtas av bjørkeskogen. Konsekvensene av dette kan vise seg å bli fatale for fjellrevens overlevelse i området, som følge av en intensivert konkurranse med rødrev.

I oppgaven konkluderer jeg med at rødreven sannsynligvis er den største trusselen mot fjellrevbestanden i Børgefjell.

Abstract

The arctic fox (*Alopex lagopus*) population in Scandinavia decreased during the first parts of 20th century and has never recovered. Several explanations have been put forward to explain the decrease and the continuous small population level during the 20th century: increase in temperature, interspecific competition with red fox (*Vulpes vulpes*), predation, overexploitation, a general lack of large predators, demographic trap, genetic problems and a lack of cyclicity in the lemming (*Lemmus lemmus*) population.

In this Master thesis I have focused on possible threats towards the arctic fox population in Børgefjell National park, Norway. The thesis includes 1) Population development in Børgefjell during the period 1980-2005, 2) A possible lack of natal dens, 3) A possible competition with red fox, and 4) Possible effects a climate change will have on the altitude of the birch belt, which is an important habitat for red fox.

1) The results showed that the arctic fox population dynamics are characterized by large fluctuations in numbers, as the arctic fox respond numerical to changes in nutrition availability. The small number of litters registered in Børgefjell most of the years can indicate that the arctic fox population in Børgefjell is energetically stressed.

2) Arctic fox dens used in Børgefjell was evenly distributed. This indicates that access to sediments with the correct grain structure is sufficient, and that territorial mechanisms probably decide den distribution. However, even if dens were evenly distributed in relation to each other, large areas in Børgefjell did not inhabit arctic fox dens.

3) Results from the single-analyses showed that dens used by arctic foxes were situated at higher altitudes, further from the birch belt and had a relatively larger altitude difference between the den and the birch belt than dens that were not used. Distance to birch belt explained 71% of arctic fox's use of dens, while the altitude of the den explained 42%. Multivariate tests showed that the combination den altitude and number of cabins inside an area of 15x15 km, explained 87% of arctic foxes den use. Arctic fox den preference indicates that it avoids areas close to red fox habitat. However, the strong correlation between several of the variables, especially between distance from birch belt and number of cabins (15x15 km), prevent the possibility to differ between the effect of distance to red fox habitat and distance to areas which is believed to have an improved nutrition availability for red fox, due to human activity.

4) Average temperature in Børgefjell increased approximately 0,8 °C during the time period 1900-2004. If the temperature continues to increase, it will probably entail that alpine areas in Børgefjell will be overtaken by birch forest. The consequences can be fatal for arctic fox survival in the area, due to an increased competition with red fox.

In the Master thesis I conclude that the red fox probably is the largest threat toward the survival of the arctic fox population in Børgefjell.

Innholdsfortegnelse

FORORD	1
SAMMENDRAG.....	2
ABSTRACT	3
1. INNLEDNING.....	5
HYPOTese 1. YNGLEHI SOM MINIMUMSFAKTOR – FORDELING AV HI	6
HYPOTese 2. KONKURRANSE MED RØDREV – AVSTAND FRA FJELLREVHI TIL RØDREVVHABITAT OG MENNESKELIG AKTIVITET	7
HYPOTese 3. EFFEKTER AV MULIGE KLIMAENDRINGER	7
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	8
3. METODER.....	10
3.1 BESTANDSUTVIKLING I PERIODEN 1980-2005	10
3.2 FORDELING AV FJELLREVHI.....	10
3.3 KONKURRANSE MED RØDREV – AVSTAND FRA FJELLREVHI TIL RØDREVVHABITAT OG MENNESKELIG AKTIVITET	11
3.4 KLIMAUTVIKLING	13
4. RESULTATER.....	14
4.1 BESTANDSUTVIKLING I PERIODEN 1980-2005	14
4.2 FORDELING AV FJELLREVHI.....	15
4.3 KONKURRANSE MED RØDREV – AVSTAND FRA FJELLREVHI TIL RØDREVVHABITAT OG MENNESKELIG AKTIVITET	16
4.3.1 Korrelasjon mellom forklaringsvariablene	16
4.3.2 Enkeltanalyser av hipreferanse	17
4.3.3 Multiple analyser av hipreferanse	19
4.4 KLIMAUTVIKLING	22
4.4.1 Klimautvikling i perioden 1900-2004.....	22
4.4.2 Estimert utvikling i tregrense.....	23
5. DISKUSJON.....	24
5.1 BESTANDSUTVIKLING I PERIODEN 1980-2005	24
5.2 FORDELING AV FJELLREVHI.....	25
5.3 KONKURRANSE MED RØDREV – AVSTAND FRA FJELLREVHI TIL RØDREVVHABITAT OG MENNESKELIG AKTIVITET	25
5.4 KLIMAUTVIKLING I PERIODEN 1900-2004	29
6. KONKLUSJON.....	30
7. LITTERATUR	31

1. Innledning

Fjellreven (*Alopex lagopus*) er trolig den av våre rovdyrarter som er best skikket for å leve under alpine og arktiske forhold (Fuglei & Øritsland 1999), med morfologiske tilpasninger som små ører, kort kjeveparti, relativt korte bein og en liten rund kropp (Macpherson 1969). Den tåler temperaturer under -40°C, uten å måtte øke den metabolske raten signifikant for å opprettholde kroppstemperaturen (Scholander et al. 1950, i følge Dalèn et al. 2004). I tillegg er den fysiologisk tilpasset for å spare energi om vinteren, ved å redusere den metabolske raten (Fuglei & Øritsland 1999). Arten er dermed godt tilpasset å leve i den norske fjellfaunaen, og fram til begynnelsen av 1900-tallet var den et vanlig innslag i Norges fauna (Collett 1912). Mellom 1900 og 1926 ble imidlertid fjellrevpopulasjonen i Fennoskandia kraftig desimert (Lönnerberg 1927, i følge Braa 2003), og den har siden ligget på et lavt nivå (Frafjord 1989, Braa 2003, Andersen et al. 2003, 2004, 2005). Arten regnes nå for å være det mest utrydningstruede pattedyret i Fennoskandia (Linnell et al. 1999). I Nord-Amerika, Russland, Grønland, Island og på Svalbard er bestandene derimot gode, og det drives kommersiell jakt på arten (Frafjord & Rofstad 1998).

Fjellreven er en typisk opportunistisk omnivore (Macpherson 1969, Garrott et al. 1983, Prestrud 1991, Hersteinsson & Macdonald 1996, Angerbjörn et al. 1999, Dalerum & Angerbjörn 2000, Eide et al. 2005) og kan utnytte et bredt spekter av næringskilder som egg, bær, insekter, fugl, fisk, små pattedyr (spesielt lemen (*Lemmus lemmus*)) og kadaver (Angerbjörn et al. 1994). Til tross for at arten i fangenskap kan bli 14-15 år gammel (Østbye & Pedersen 1990), er reproduksjonen svært høy, noe som indikerer tilpasning til et uforutsigbart miljø der dødeligheten i perioder er høy. Fjellreven kan bli kjønnsmoden som ettåring og de fleste hunner formerer seg hvert år (Macpherson 1969), men i snitt får kun 40% av alle voksne hunner avkom i løpet av sin levetid (Angerbjörn et al. 2004, i følge Dalèn et al. 2005). Et kull består vanligvis av 2-8 valper, men opptil 16 valper er observert i lemenår (Löfgren & Angerbjörn 1999). Gjennomsnittlig levetid er 3-5 år (Löfgren & Angerbjörn 1999), men kun en liten del av valpene overlever sitt første leveår og dødeligheten blant voksne er ca. 50% (Tannerfeldt et al. 1994). Nedganger på 80-90% i bestandsstørrelse i år etter et krasj i smågnagerbestanden er en av karakteristikkene ved fjellrevens populasjonsdynamikk (Bannikov 1970, Kaikusalo & Angerbjörn 1995, Angerbjörn et al. 1995). Fjellreven er svært mobil, og øremerkede individer har blitt funnet igjen opptil 1000 km fra plassen de ble merket (Angerbjörn et al. 2002b).

I Skandinavia strekker fjellrevens nåværende utbredelse seg som en stripe, hovedsakelig langs grensen mellom Norge, Sverige og Finland. Særlig er det fire områder som peker seg ut: Børgefjell/Stekkenjokk, Saltfjellet/Vindelfjällen, Dividalen/Råsto og Kilpisjärvi (Frafjord & Rofstad 1998). I tillegg finnes det små bestander på Dovre/Snøhetta og Hardangervidda (Andersen et al. 2003, 2004, 2005), men disse bør betraktes som atskilt fra den felles Skandinaviske bestanden.

Fjellrevbestand er estimert å være 22-42 individer i Norge, ca. 70 i Sverige og ca. 10 i Finland (Angerbjörn et al. 2002a, Andersen et al. 2005).

Det har vært satt frem mange hypoteser for å forklare fjellrevens bestandsnedgang og det vedvarende lave bestandsnivået i Skandinavia siden 1900-tallet: temperaturøkning, interspesifikk konkurranse fra rødrev (*Vulpes vulpes*), predasjon, overbeskatning, mangel på store predatorer, demografisk felle, genetiske problemer og fravær av sykluser i lemenbestandene (Frafjord 1989, Löfgren & Angerbjörn 1998, Strand et al. 1998, Linnell et al. 1999, Angerbjörn et al. 2001, Elmhagen & Angerbjörn 2001, Tannerfeldt et al. 2002a, Linnell et al. 2002, Dalèn et al. 2002, Elmhagen 2003). Formålet med oppgaven har vært å identifisere hvilket trusselbilde fjellreven står overfor i Børgefjell. I tillegg til hypotesene vil oppgaven ta for seg bestandsutviklingen i Børgefjell for perioden 1980-2005.

Hypotese 1. Ynglehi som minimumsfaktor – fordeling av hi

Innen fjellrevens hjemmeområde er det ofte flere hi som kan bli brukt som ynglehi. Valpekull flyttes ofte mellom disse hiene eller splittes opp i disse hiene (Eberhardt et al. 1983, Prestrud 1992, Anthony 1996, Landa et al. 1998), noe som trolig i første rekke er en antipredatorstrategi. Potensielle predatorer på fjellrev er rødrev, jerv (*Gulo gulo*), ulv (*Canis lupus*) og kongeørn (*Aquila chrysaetos*) (Zetterberg 1945, Frafjord 1989, Elmhagen et al. 2000, Dalerum et al. 2002). Mye tyder på at kongeørn kan være en sterk predator på fjellrevvalper. Blant annet har 30-90% av valpene i enkelte kull blitt registrert tatt av kongeørn (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996). I Børgefjell har det blitt registrert at kongeørn posterer på fjellrevhi, og sannsynligvis desimerer enkelte kull sterkt (pers. medd. Per A. Lorentzen). Dette skjer sannsynligvis siden valpene ikke relokteres i terrenget, noe som kan tyde på en mangel på egnede hilokaliteter i Børgefjell.

For at gangene i et fjellrevhi skal bevares kreves det at de er utgravd i løsmasse med korrekt kornstruktur (Macpherson 1969, Smith et al. 1992). Det er derfor bare i områder med tilgang på slike løsmasser at tradisjonelle fjellrevhi finnes. Det har videre blitt rapportert at steinhi sjelden benyttes som ynglehi både i Børgefjell og i Vindelfjällen (pers. medd. Per A. Lorentzen, Dalerum et al. 2002).

Fordelingen av fjellrevhi i terrenget kan betraktes som funksjonen $F(\text{sandens kornstruktur} + \text{revirhevding})$. Hvis hiene ikke er regelmessig fordelt kan det indikere at fordelingen avgjøres ut fra tilgjengeligheten på sand med korrekt kornstruktur. Det tilsier at den rette kornstrukturen kun finnes flekkvis i terrenget, og at det således kan bli en mangel på egnede ynglehilokaliteter. Hvis fordelingen av fjellrevhi derimot er regelmessig indikerer dette at næringstilgang, og dermed revirhevding avgjør fordelingen. Jeg har derfor testet om fordelingen av fjellrevhi i Børgefjell er regelmessig eller ikke.

Hypotese 2. Konkurransen med rødrev – avstand fra fjellrevhi til rødrevhabitat og menneskelig aktivitet

Flere vitenskapelige artikler hevder at hovedtrusselen mot fjellrevbestanden er rødrev (Evermann 1914 i følge Hersteinsson & Macdonald 1992, Bower & Aller 1917 i følge Hersteinsson & Macdonald 1992, Frafjord et al. 1989, Angerbjörn et al. 2002a, 2002b, Dalerum et al. 2002, Elmhagen 2003, Dalèn et al. 2004). Rødreven er større en fjellreven, og er en overlegen konkurrent på hi, revir og kadaver, i tillegg til at den kan drepe både voksen fjellrev og valper (Frafjord et al. 1989, Tannerfeldt et al. 2002a). Det har i tillegg blitt hevdet at adferdsresponsen i fryktdrivende interaksjoner kan være mer viktig for utbredelsen til et bytte enn predasjonen i seg selv (Brown et al. 1999, Palomares & Caro 1999, Peacor & Werner 2004). Dette støttes av nyere forskning som viser at fjellreven unngår å bruke hi som ligger nærmere et rødrevhi enn 8 km (Tannerfeldt et al. 2002a, Elmhagen 2003). Dette støttes videre av at forsøk med desimring av rødrevbestanden i et område ved jakt, har resultert i at fjellreven blir i området og reproducerer (Angerbjörn et al. 2002a).

En av mine hypoteser er at rødreven påvirker fjellreven i en så stor grad at fjellreven i Børgefjell har blitt presset ut i de mest marginale områdene. Det har tidligere blitt gjort flere studier på fjellrevens hipreferanse som kan indikere at dette er tilfellet (Frafjord 2002, Dalerum et al. 2002).

Konsekvensene kan være generelt lav næringstilgang, genetiske problemer grunnet redusert reproduksjon og økt predasjon fra kongeørn siden valpene oftere er alene da voksen fjellrev må bruke mer tid på næringssøk. Jeg testet denne hypotesen ved å se på hvilke fjellrevhi som har vært i bruk de siste fem årene (2001-2005). Prediksjonen er at avstanden til både naturgitte og menneskeskapte forhold som påvirker rødrevens utbredelse avgjør om et fjellrevhi er i bruk eller ikke.

Hypotese 3. Effekter av mulige klimaendringer

Funn av bein etter fjellrev i arkeologiske utgravinger indikerer at fjellreven levde langs kysten i tidsrommet "Pleistocene" (Frafjord & Lufthammer 1994). Imidlertid kunne ingen av beinene dateres tilbake til perioden 9000-5000 B.P, noe som indikerer at fjellreven kan ha vært sjelden eller fraværende i denne relativt varme perioden (Frafjord & Lufthammer 1994). Modellberegninger i Dalèn et al. (2005) viser også at høye temperaturer i siste mellomistid kan ha hatt stor innvirkning på fjellreven som art. I siste mellomistid var det ca. 5 °C varmere enn en det er i dag (Funder et al. 1998, i følge Dalèn et al. 2005). Det er derfor sannsynlig at fjellrev ble negativt påvirket i denne perioden gjennom indirekte effekter, som for eksempel en nordlig ekspansjon av rødrev (Dalèn et al. 2005).

Forskning har vist at både fjellrev og rødrev benytter den samme relative høyde over havet og avstand fra bjørkebeltet om vinteren. Om sommeren blir de fleste rødrever igjen ved samme høyde og avstand fra trelinjen som om vinteren, mens fjellreven flytter både lengre bort fra trelinjen og høyere opp i fjellet (Dalèn et al. 2004). En av mine hypoteser er at fjellreven i Børgefjell blir negativt påvirket av

klima ved at bjørkebeltet inntar tidligere alpine områder. Det medfører at avstanden mellom rødrev og fjellrev avtar i yngletiden, noe som resulterer i at færre fjellrev yngler. I denne oppgaven demonstrerer jeg dette ved å beregne hvor stor effekt temperaturøkningen i Børgefjell gjennom 1900-tallet kan forventes å ha på utbredelsen til bjørkebeltet i området.

2. Områdebeskrivelse

Studieområdet Børgefjell/Byrkije ligger i Grane og Hattfjelldal kommune i Nordland fylke og Røyrvik og Namsskogan kommune i Nord-Trøndelag fylke (13°49'Ø, 65°4'N). I øst grenser studieområdet mot Sverige, hvor Børgefjell skifter navn til Börjefjäll og fortsetter inn på svensk side, kun avbrutt av Stekkenjokkveien. Området dekkes av kartene 1924 I, 1925 I, 1925 II, 1925 III, 1925 IV, 2025 III og 2025 IV.

I 1963 ble Børgefjell opprettet som et "naturvernet område". I 1971 fikk Børgefjell status som nasjonalpark (1106 km²) og i 2003 ble området som omfattes av nasjonalparkstatus utvidet til et område tilsvarende 1447 km². Nord for nasjonalparken ligger et tilstøtende landskapsvernområde kalt Austre Tiplingan landskapsvernområde (44 km²).

Børgefjell har et sterkt villmarkspreg med sine mange elver og vann, dype daler og høye fjell. De største vannene er Simskardsvatnet og Orvatnet, og både Namsen og Vefsna har sitt utspring i Børgefjell. Nasjonalparkens høyeste fjell er Kvigtinden (1699 m.o.h.). Området er generelt lite tilrettelagt for turisme, med få merkede løyper, utleiehytter og åpne husvær.

Den vanligste rovfuglen i nasjonalparken er fjellvåk (*Buteo lagopus*), men både snøugle (*Nyctea scandiaca*) og kongeørn samt andre rovfugler hekker her. Ellers finnes de fleste mellomstore predatorer som rødrev, fjellrev, snømus (*Mustela nivalis*), mår (*Martes martes*) og røyskatt (*Mustela erminea*). Av store predatorer finnes en fast bestand av jerv samt streifdyr av bjørn (*Ursus arctos*) og gaupe (*Lynx lynx*). Det finnes også flere rike våtmarksområder med tilhørende fugleliv. Det er registrert ca 300 plantearter i Børgefjell. Det meste av skogen er bjørk, men innslag av gran og furu forekommer (DN 2003).

Børgefjell/Byrkije har i århundrer vært et fjellområde brukt av den Sørsamiske befolkning (Røyrvik fjellstyre 2006). Mange stedsnavn i Børgefjell er derfor av Sørsamisk karakter. Både i nasjonalparken og i tilstøtende områder er det mange samiske kulturminner i form av boplasser og fangstanlegg (DN 2003). Hele nasjonalparken brukes til tamreindrift. Områdene i vest, øst og sør brukes hovedsakelig som beite om sommeren, mens områdene i nord er helårsbeite (DN 2003). Områdene lengst i øst benyttes av svensk tamrein.

De nærmeste tilstøtende fjellrevbestander er svensk Børgfjell (samme populasjon som norsk Børgfjell), Vindelfjällen (ca. 110 km) og Saltfjellet (ca. 154 km).



Figur 1. Kartutsnitt over Børgfjell/Byrkjå nasjonalpark (Fra DN 2003)

3. Metoder

3.1 Bestandsutvikling i perioden 1980-2005

Datagrunnlaget for bestandsutviklingen er innhentet fra Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) ved Roy Andersen for perioden 1980-2004, og fra Statens Naturoppsyn (SNO) ved Per A. Lorentzen for perioden 1995-2005. I tilfeller hvor data fra NINA og SNO ikke stemte overens ble data fra SNO benyttet fordi disse kan karakteriseres som rådata, mens data fra NINA må karakteriseres som bearbeidede data.

Antall ynglende individer i perioden 1980-2005 ble beregnet ved at man for hvert valpekull som ble observert predikerte at det var to voksne, uavhengig av om en eller to voksne ble observert på hiet. Som mål på antall valper har jeg brukt det høyeste antallet registrert på det enkelte hi hvert år. Jeg benyttet dette anslaget fordi telling av valper vanskeliggjøres av flere faktorer, inkludert at alle eller deler av valpekullet muligens var i hiet når SNO foretok sine tellinger. Man burde optimalt også ta høyde for en desimering av valpekullet utover sommeren, men selv om data fra SNO indikerer at det ofte er tilfellet har jeg ikke gjort noen korrigeringer her.

Ved beregning av totalt antall voksne fjellrev ble enkeltregistreringer av fjellrev på hi uten registrert yngling summert med predikert antall voksne fra hi med registrert yngling. Denne metoden gjør at vi får et så riktig estimat som mulig på den voksne fjellrevbestandens minimumsstørrelse.

Registreringene av aktivitet på fjellrevhiene foregikk sporadisk frem til 1991, da en mer organisert registrering kom i gang. Det har i tillegg blitt tilføyd nye hi til registreringene etter hvert som de har blitt oppdaget.

3.2 Fordeling av fjellrevhi

Formålet med denne testen er å finne ut om fordelingen av fjellrevhi er regelmessig eller ikke. For å unngå at andre forklaringsvariabler skulle ha noen stor innvirkning, ble bare hi hvor bruk eller yngling av fjellrev var registrert i løpet av de siste fem årene (2001-2005) tatt med i testen. Det forutsettes (i denne testen) at alle hi som er registrert i bruk i løpet av perioden faktisk er i bruk, og at det dermed eksisterer en viss revirhevdning mellom nabohi.

Først plottet jeg n hi i Garmins kartprogram Mapsource (© 1999-2004). For hvert hi målte jeg avstanden til det nærmeste nabohiet. Avstanden ble satt inn i formelen gitt av Brown (1975):

$$\sum_{i=1}^n d_i^2/n \quad (3.2.1)$$

, hvor d_i uttrykker avstand mellom nabohi. Dette tallet viser kvadratisk hjemmeområde for det aktuelle hiet det ble beregnet for. Ved å summere verdiene for alle hiene og dividere på n beregnet jeg gjennomsnittlig hjemmeområde for fjellreven i Børgefjell.

For å få et mål på hvor regelmessig fordelingen av hiene var beregnet jeg en G-verdi med en spennvidde fra 0 (totalt uregelmessig fordeling) til 1 (totalt regelmessig fordeling), ved bruk av formelen:

$$\frac{(\prod v_i)^{1/n}}{1/n \sum_{i=1}^n v_i} \quad (3.2.2)$$

hvor $v_1, \dots, v_n$ uttrykker kvadratet av nærmeste naboavstand (Brown 1975) og Π betegner summen av v_1 multiplisert med $v_2, \dots, v_n$.

3.3 Konkurransen med rødrev – avstand fra fjellrevhi til rødrevhabitat og menneskelig aktivitet

Data om hi var i bruk eller ikke (responsvariabel Bruk/Ikke bruk) ble innhentet fra den Nasjonale hibasen (tillatelse gitt av Jørund Braa, DN) som driftes av NINA. I tillegg ble informasjon fra SNO (ved Per A. Lorentzen) og egne observasjoner feltsesongen 2005 benyttet. Hi ble karakterisert som i bruk dersom fjellrev hadde blitt observert på lokaliteten i yngletiden i løpet av de siste fem år, det vil si i løpet av perioden 2001-2005.

Data til forklaringsvariabler omhandlende avstand fra fjellrevhi til rødrevhabitat var: hiets høyde over havet, hiets avstand til bjørkebeltet, høydeforskjell mellom hiet og bjørkebeltet, avstand til nærmeste vei og avstand til bygning. I tillegg ble følgende forklaringsvariabler benyttet som mål på menneskelig aktivitet i Børgefjell: antall km sti, antall km vei, antall km reingjerder/kraftledninger og antall hytter i ulike avstander fra hiet. Dette gjøres fordi forskning viser at fragmentering, som en følge av menneskelig aktivitet, øker rødrevens utbredelse (Røhnebæk 2004).

Hiets høyde over havet og høydeforskjell mellom hiet og bjørkebeltet ble fremskaffet ved hjelp av Garmins kartprogram Mapsource (© 1999-2004). Mapsource viser blant annet høydekoter på kart, med en ekvidistanse mellom høydekotene tilsvarende 20 meter. Den enkelte enhets høyde over havet er derfor skjønnsmessig bestemt, med en feilmargen i størrelsesordenen ± 5 meter. Hiets avstand til bjørkebeltet, avstand til nærmeste vei og avstand til bygning er også fremskaffet ved bruk av Garmins kartprogram Mapsource. Ved avstander under 100 meter oppgir Mapsource avstanden i nærmeste desimeter, ved avstander under 1 km oppgis avstanden i nærmeste meter og ved avstander over 1 km

oppgis avstanden i nærmeste 10 meter. Forklaringsvariabelen avstand til nærmeste bygning ble basert på et snitt av de fem nærmeste bygninger til hiet. Dette ble gjort for å unngå at bygninger med relasjoner til utøvelse av næringsvirksomhet, som ikke nødvendigvis benyttes i utbredt grad, skal få en unormal stor påvirkning på datasettet. Målingene viser meter i luftlinje, uten at det ble tatt hensyn til eventuelle barriere mellom de målte objekter.

Menneskelig aktivitet i områdene ble undersøkt ved tre ulike skalaer (3x3 km, 7x7 km og 15x15 km), hvor fjellrevhiet ble plassert midt i kvadratet. Skalavalget er gjort med bakgrunn i at hjemmeområdet til voksen fjellrev er 4-60 km² (Eberhardt 1983, Prestrud 1992, Eide et al. 2001). Skalaen 3x3 km (9 km²) indikerer hvilken effekt mennesker har innenfor hienes nærmeste områder. Skalaen 7x7 km (49 km²) indikerer hvilken effekt mennesker har i fjellrevens totale hjemmeområde. Skalaen 15x15 km (225 km²) blir benyttet med bakgrunn i at fjellreven ikke ser ut til å benytte ynglehi som ligger nærmere rødrevhi enn 8 km (Tannerfeldt et al. 2002a, Elmhagen 2003).

De ulike kvadrat ble målt opp på M711-kart, med fjellrevhiet som midtpunkt, med elektronisk avstandsmåler (Modell DM-138). Avstandsmåleren var ikke kalibrert (ikke mulig på denne modellen). Små avvik mellom de målinger som er gjort med avstandsmåleren og reell avstand kan derfor forekomme i datasettet. Alle forklaringsvariabler som lå innenfor de ulike kvadratene ble notert. Forklaringsvariabelen antall km reingjerder/kraftlinjer ble valgt med utgangspunkt i en økt mortalitet blant fugl i tilknytning til slike fasiliteter (Bevanger & Brøseth 2004). Man kan dermed forvente en økt næringstilgang i tilknytning til slike fasiliteter.

Statistiske analyser ble gjort med statistikkprogrammet Minitab14, prøveversjon (©2005) og statistikkprogrammet JMP (© 1989-2000). Først testet jeg datasettet for normalfordeling. Med unntak av forklaringsvariabelen hiets høyde over havet var ingen forklaringsvariabler normalfordelte. Deretter kjørte jeg en parvis korrelasjon på forklaringsvariablene for å teste om det var en sammenheng mellom ulike forklaringsvariabler. Så kjørte jeg en enkeltanalyse med logistisk regresjon for å finne ut om noen av forklaringsvariablene viste signifikante utslag i forhold til om hi var i bruk eller ikke. Deretter kjørte jeg en flervalgsanalyse med logistisk regresjon, hvor jeg sammenliknet to og to forklaringsvariabler for å finne ut om noen av forklaringsvariablene utfylte hverandre med hensyn til å forklare forskjellene mellom responsvariabelen. Til slutt kjørte jeg en flervalgsanalyse med logistisk regresjon, hvor jeg sammenliknet tre og tre forklaringsvariabler. Den siste flervalgsanalysen kunne kun gjøres for et mindretall av forklaringsvariablene grunnet lav utvalgsstørrelse (n). I den valgte modellen ble det testet for "overdispersals" (Chi.sq./DF), noe som er et kriterium for at en logistisk regresjon skal kunne brukes. Ingen av modellene hadde verdier som var utenfor intervallet <0,005 – 2,0>.

3.4 Klimautvikling

Rådata ble formidlet av Meteorologisk institutt ved Hanna Szewczyk-Bartnicka. Børgefjell deles av klimatologisk region 3 og 4, data fra begge regionene ble derfor benyttet. Rådataene anga gjennomsnittlig månedlig temperaturavvik fra normalperioden 1961-1990, for tidsrommet 1900-2004. Siden rådataene anga temperaturavvik for hele perioden 1900-2004, med utgangspunkt i normalperioden 1961-1990, kunne alle år sammenliknes uten at jeg måtte korrigere for temperaturavvik fra andre normalperioder i tidsserien (1901-1930, 1931-1960).

Temperaturavvikene i rådataene ble først omregnet fra avvik fra normalen til korrekte temperaturer. Deretter ble de bearbejdede data, heretter kalt data, gruppert i årsperioder, femårsperioder og tiårsperioder. Gjennomsnittlig temperatur pr. måned og per år ble beregnet for den enkelte gruppering. Dataene ble deretter kjørt i en trendanalyse (Microsoft Office Excel 2003), for å forsøke å finne trender i temperaturutviklingen fra 1900-2004. En lineær regresjon ble også kjørt for å finne regresjonskoeffisienten R^2 . Grunnet store fluktuasjoner i gjennomsnittlig temperaturutvikling viste det seg umulig å få en pålitelig R^2 , og denne delen ble derfor fjernet fra testen.

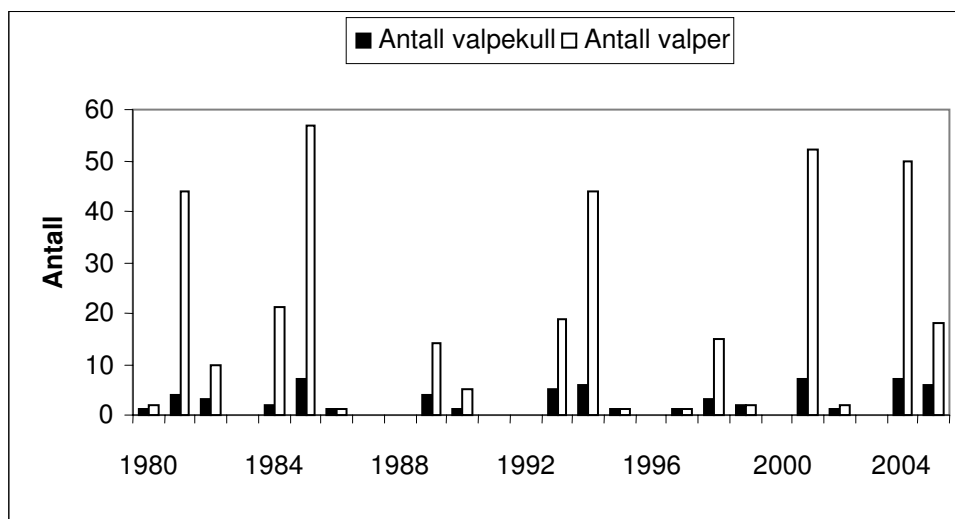
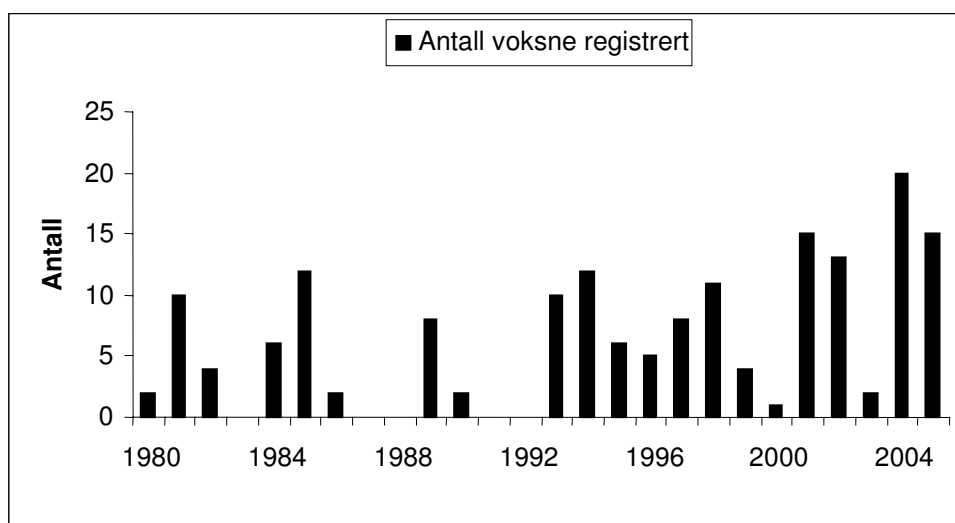
Ut fra trendkurven ble endringer i gjennomsnittstemperaturen avlest. For å korrigere for avvik mellom klimatologisk region 3 og 4, ble snittet av resultatene fra disse regionene benyttet som estimert endring i gjennomsnittstemperaturen for Børgefjell i perioden 1900-2004.

Forventet endring i tregrensen ble beregnet ut fra et grovt estimat gitt i Larsson (2004), om at temperaturen stiger med $0,6^{\circ}\text{C}$ pr. 100 høydemeter. Ved beregning av forventet endring i tregrensen ble det ikke tatt hensyn til hvilken innvirkning andre faktorer som ozon eller endringer i beitetrykk kan få for tregrensens utvikling i Børgefjell.

4. Resultater

4.1 Bestandsutvikling i perioden 1980-2005

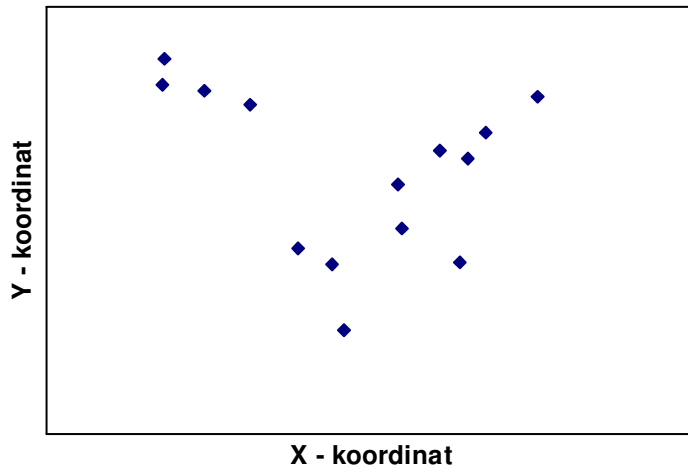
Det var til dels store fluktuasjoner i antall registrerte fjellrev i Børgefjell i perioden 1980-2005 (Figur 2). I 1981, 1985, 1994, 2001 og 2004 var det smågnagerår (Pers. medd. Per A. Lorentzen), og mange fjellrevvalper ble registrert. Det ble også påvist en del valpekull i andre år, men disse årene ble det registrert langt færre valper (Figur 2).



Figur 2. Fluktuasjoner i antall observerte voksne individer, antall ynglinger og antall valper for fjellrev i Børgefjell. Det var smågnagerår i området i 1981, 1985, 1994, 2001 og 2004 (Pers. medd. Per A. Lorentzen).

4.2 Fordeling av fjellrevhi

Ved bruk av formelen 3.2.1 ble estimert gjennomsnittlig hjemmeområde for fjellreven i Børgefjell lik 1,01 km². Resultatene fra formel 3.2.2. ga en G-verdi lik 0,725. Det tilsier at fordelingen av fjellrevhi i Børgefjell er regelmessig (Figur 3).



Figur 3. Kart over fordelingen av fjellrevhi i Børgefjell. Figuren er basert på X- og Y- koordinater for fjellrevhi som var i bruk i løpet av perioden 2001-2005.

4.3 Konkurransen med rødrev – avstand fra fjellrevhi til rødrevhabitat og menneskelig aktivitet

4.3.1 Korrelasjon mellom forklaringsvariablene

Det var signifikant korrelasjon mellom flere av forklaringsvariablene (Tabell 1). Ved bruk av skala 3x3 km var det en svak korrelasjon mellom forklaringsvariablene antall hytter og antall km reingjerde/kraftlinjer ($r = 0,38$, $p = 0,052$). Innen kvadratene (7x7 km og 15x15 km) var det en sterk korrelasjon mellom antall hytter og antall km med vei. Forklaringsvariabelen avstand til vei korrelerte godt med antall km sti og vei innen kvadratet 15x15 km. Videre var det gode korrelasjoner mellom hiets høyde over havet og avstand til bjørkebeltet samt høydeforskjell mellom hi og bjørkebeltet. Avstand til bjørkebeltet og antall hytter i kvadratet 15x15 km korrelerte også godt (Tabell 1).

Tabell 1. Korrelasjon mellom forklaringsvariablene hiets høyde over havet (Hoh), avstand til bjørkebeltet (Avst. bjørk), høydeforskjell mellom hi og bjørkebeltet (Høyde bjørk), avstand til bygning (Avst. Bygn), avstand til vei (Avst. Vei), antall km med sti (Sti), vei (Vei), reingjerder/kraftlinjer (Reingj./Kraft.) og antall hytter (Hytter) innen kvadratene 7x7 km og 15x15 km. Nedre venstre del av tabellen gir korrelasjonskoeffisienten (r), mens øvre høyre del gir P-verdien.

P-verdi r													
	H.o.h	Avst. bjørk	Høyde bjørk	Avst. Bygn.	Avst. Vei	Sti 7x7	Vei 7x7	Reingj /Kraft. 7x7	Hytter 7x7	Sti 15x15	Vei 15x15	Reingj /Kraft. 15x15	Hytter 15x15
H.o.h		0,001	<0,001	0,191	0,451	0,846	0,283	0,051	0,417	0,492	0,898	0,012	0,247
Avst. bjørk	0,59		0,005	0,095	0,004	0,554	0,200	0,015	0,204	0,024	0,005	0,081	0,001
Høyde bjørk	0,76	0,53		0,004	0,109	0,502	0,906	0,863	0,919	0,621	0,133	0,809	0,034
Avst. Bygn.	0,26	0,33	0,54		0,171	0,310	0,079	0,460	0,003	0,220	0,013	0,954	0,021
Avst. Vei	0,15	0,53	0,32	0,27		0,087	0,113	0,953	0,180	<0,001	<0,001	0,153	<0,001
Sti 7x7	0,04	-0,12	0,14	-0,20	-0,34		0,015	0,472	0,014	0,005	0,110	0,626	0,877
Vei 7x7	0,21	-0,25	0,02	-0,34	-0,31	0,46		0,920	<0,001	0,078	0,028	0,526	0,187
Reingj./Kraft. 7x7	0,38	0,47	-0,03	-0,15	0,01	-0,14	0,02		0,689	0,702	0,339	0,002	0,350
Hytter 7x7	0,16	-0,25	-0,02	-0,54	-0,27	0,47	0,94	0,08		0,61	0,015	0,805	0,160
Sti 15x15	-0,14	-0,43	-0,10	-0,24	-0,63	0,52	0,34	0,07	0,37		0,001	0,245	0,109
Vei 15x15	-0,03	-0,53	-0,30	-0,47	-0,67	0,31	0,42	0,19	0,46	0,59		0,094	<0,001
Reingj./Kraft. 15x15	0,48	0,34	0,05	0,01	-0,28	0,10	0,13	0,57	0,05	0,23	0,33		0,442
Hytter 15x15	-0,23	-0,58	-0,41	-0,44	-0,64	0,03	0,26	-0,19	0,28	0,32	0,73	0,15	

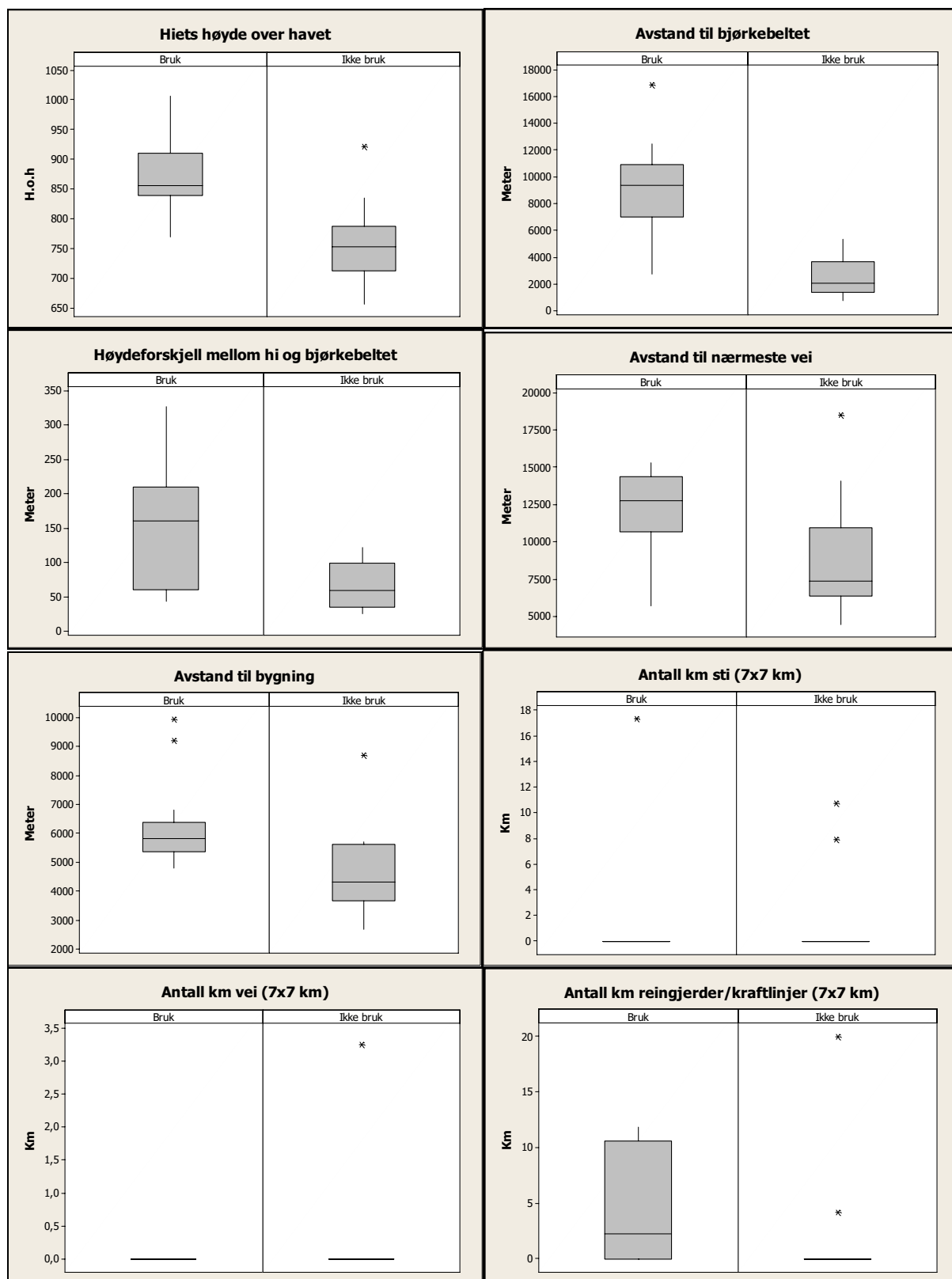
4.3.2 Enkeltanalyser av hipreferanse

Hi som var i bruk lå høyere over havet, lengre unna bjørkebeltet og høyere over bjørkebeltet enn hi som ikke var i bruk (Tabell 2, Figur 4). Det var videre en lengre avstand til bygning og vei, samt færre km med sti og færre hytter innen kvadratet 15x15 km hos hi som var i bruk (Tabell 2, Figur 4).

Tabell 2. Enkeltanalyser (Univariate tester), logistisk regresjon med fjellrevhi som var brukt ($n = 15$) eller ikke brukt ($n = 12$) siste fem år som responsvariabel.

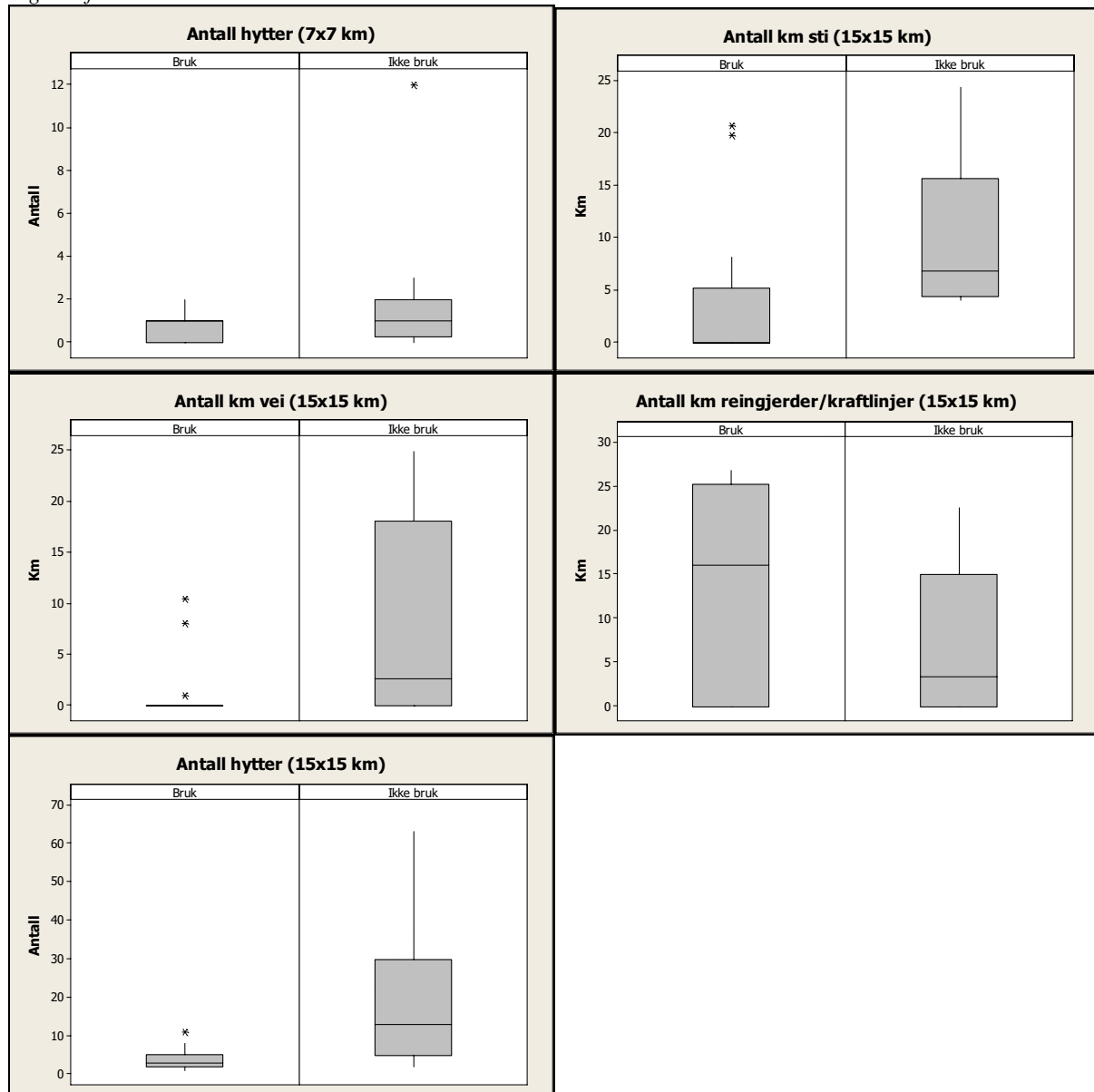
	χ^2	df	Effekt	P	R ²
Hiets høyde over havet	15,40	1	+	<0,001	0,42
Avstand fra bjørkebeltet	26,33	1	+	<0,001	0,71
Høydeforskjell hi-bjørkebelte	10,93	1	+	<0,001	0,29
Avstand til bygning	6,64	1	+	0,010	0,18
Avstand til vei	4,31	1	+	0,038	0,12
Antall km sti (7x7 km)	0,07	1	-	0,796	<0,01
Antall km vei (7x7 km)	1,67	1	-	0,196	0,05
Antall km reingjerder/kraftlinjer (7x7 km)	2,01	1	+	0,156	0,05
Antall hytter (7x7 km)	2,70	1	-	0,101	0,07
Antall km sti (15x15 km)	4,90	1	-	0,027	0,13
Antall km vei (15x15 km)	5,32	1	-	0,021	0,14
Antall km reingjerder/kraftlinjer (15x15 km)	2,68	1	+	0,101	0,07
Antall hytter (15x15 km)	13,50	1	-	<0,001	0,36

Skalaen 3x3 km utgjorde et så lite område at de fleste variablene innehadde verdien 0. Det ble dermed ikke statistisk mulig å avgjøre om det var forskjell mellom fjellrevens bruk av hi.



Figur 4. Boxplot for sammenheng mellom ulike forklaringsvariabler og fjellrevens hibruk. For hver forklaringsvariabel angir boksen til venstre verdiene for hi som var i bruk, mens boksen til høyre angir verdiene for hi som ikke var i bruk. Figuren fortsetter på neste side.

Figur 4 fortsetter



4.3.3 Multiple analyser av hipreferanse

Ved å kjøre en logistisk regresjon med to og to forklaringsvariabler i samme modell kunne jeg se på hvordan de ulike forklaringsmodellene, og dermed forklaringsparametrene skilte seg ut med hensyn til om et fjellrevhi var i bruk eller ikke (Tabell 3). Forklaringsvariablene hiets høyde over havet og avstand til bygning, antall hytter (7x7 km) og antall hytter (15x15 km) (Tabell 3, modell 1, 4 og 7) forklarte henholdsvis 74%, 70% og 87% av fjellrevens bruk av hi i Børgefjell.

Tabell 3. Multiple tester av to og to forklaringsvariabler, med fjellrevhi som var brukt ($n = 15$) eller ikke brukt ($n = 12$) siste fem år som responsvariabel. Tabellen viser kun modeller hvor begge forklaringsvariablene var signifikante.

Modell	Forklaringsvariabler	χ^2	df	Effekt	P	R ²
1	Hiets høyde over havet	20,81	1	+	<0,001	0,74
	Avstand til bygning	12,05	1	+	<0,001	
2	Hiets høyde over havet	16,15	1	+	<0,001	0,55
	Avstand til vei	5,06	1	+	0,025	
3	Hiets høyde over havet	22,62	1	+	<0,001	0,65
	Antall km vei (7x7 km)	8,89	1	-	0,003	
4	Hiets høyde over havet	23,31	1	+	<0,001	0,70
	Antall hytter (7x7 km)	10,60	1	-	0,001	
5	Hiets høyde over havet	19,04	1	+	<0,001	0,65
	Antall km sti (15x15 km)	8,54	1	-	0,004	
6	Hiets høyde over havet	19,28	1	+	<0,001	0,66
	Antall km vei (15x15 km)	9,20	1	-	0,002	
7	Hiets høyde over havet	18,78	1	+	<0,001	0,87
	Antall hytter (15x15 km)	16,87	1	-	<0,001	
8	Høydeforskjell hi-bjørkebelte	16,60	1	+	<0,001	0,58
	Antall km sti (15x15 km)	10,57	1	-	0,001	
9	Høydeforskjell hi-bjørkebelte	12,29	1	+	0,001	0,40
	Antall km reingjerder/kraftlinjer (15x15 km)	4,03	1	+	0,045	
10	Høydeforskjell hi-bjørkebelte	5,36	1	+	0,021	0,51
	Antall hytter (15x15 km)	7,92	1	-	0,005	

Resultatene indikerer at forklaringsvariablene hiets høyde over havet og avstand til menneskelig aktivitet i form av bygninger var viktige for om et fjellrevhi var i bruk eller ikke. Noen multiple modeller kunne kjøres med tre og tre forklaringsvariabler (Tabell 4). Forklaringsvariablene hiets

høyde over havet, avstand til vei og antall hytter (7x7 km) forklarte 84% av fjellrevens bruk av hi (Tabell 4, modell 1).

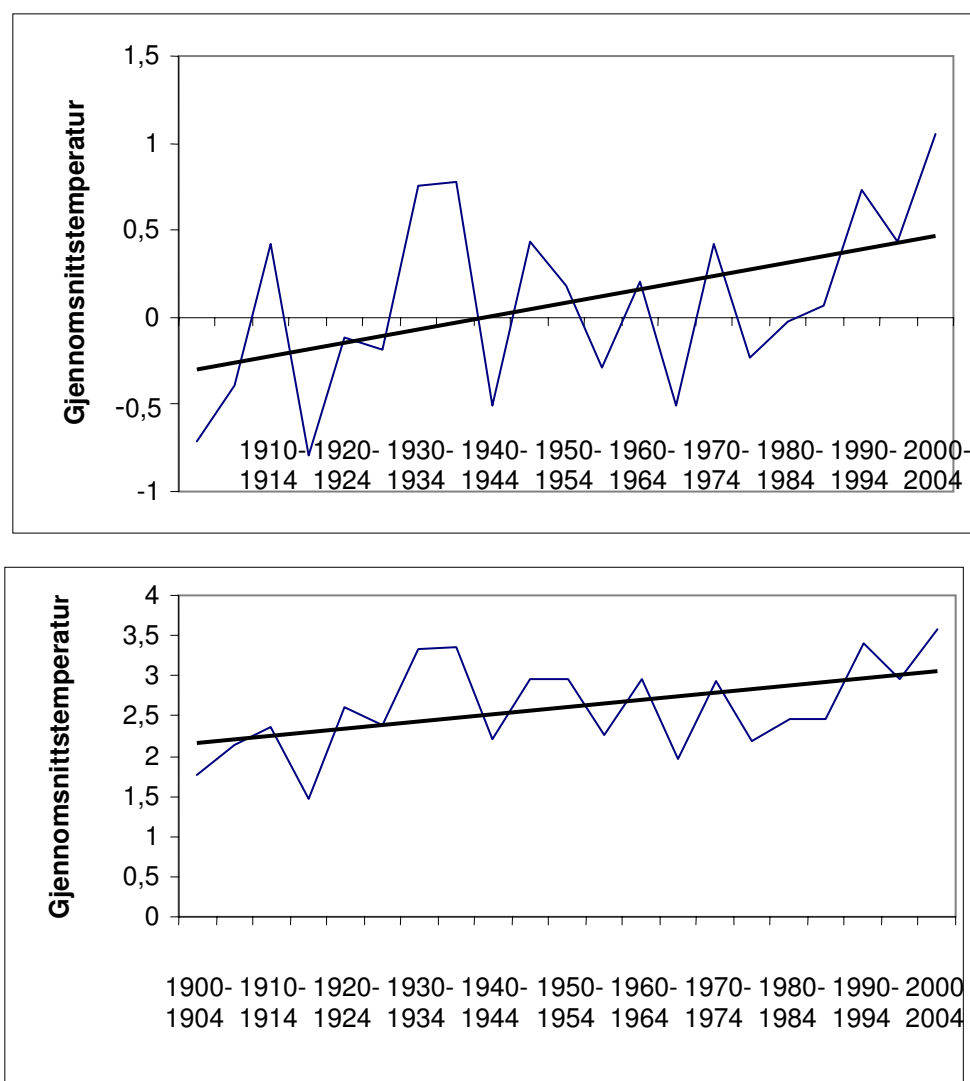
Tabell 4. Multiple tester av tre og tre forklaringsvariabler, med fjellrevhi som var brukt (n = 15) eller ikke brukt (n = 12) siste fem år som responsvariabel. Tabellen viser kun modeller hvor alle forklaringsvariablene var signifikante.

Modell	Forklaringsvariabler	χ^2	df	Effekt	P	R ²
1	Hiets høyde over havet	24,57	1	+	<0,001	0,84
	Avstand til vei	4,99	1	+	0,026	
	Antall hytter (7x7 km)	10,53	1	-	0,001	
2	Høydeforskjell hi-bjørkebelte	4,81	1	+	0,028	0,71
	Antall hytter (15x15 km)	11,24	1	-	<0,001	
	Antall km reingjerder/kraftlinjer (15x15 km)	7,35	1	+	0,007	
3	Høydeforskjell hi-bjørkebelte	6,73	1	+	0,010	0,63
	Antall km vei (15x15 km)	8,48	1	-	0,004	
	Antall km reingjerder/kraftlinjer (15x15 km)	9,85	1	+	0,002	

4.4 Klimautvikling

4.4.1 Klimautvikling i perioden 1900-2004

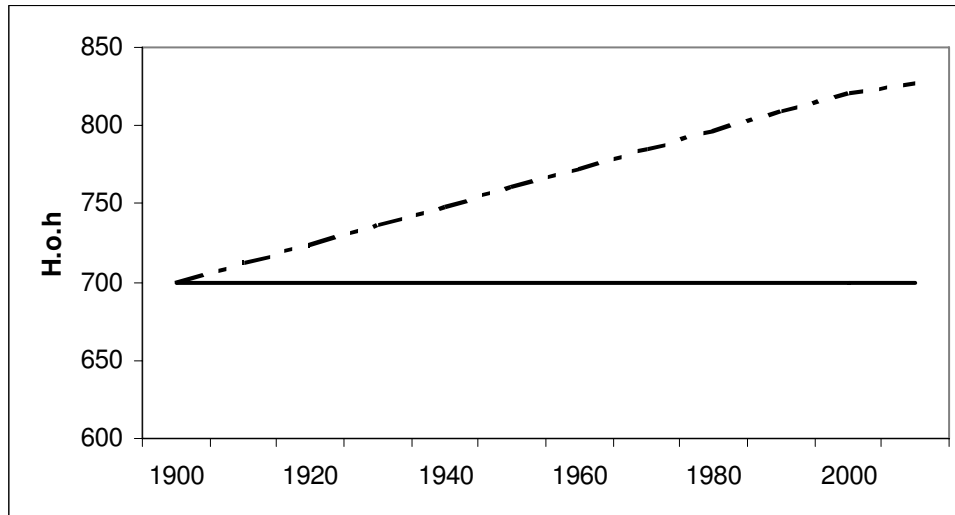
Alle trendanalysene viste økning i gjennomsnittstemperaturen, i resultatdelen vises derfor kun resultatene fra grupperingen femårsperioder. Ved å studere trendlinjenes posisjon ved begynnelsen av måleperioden og ved slutten av måleperioden kan man grovt estimere endringer i gjennomsnittstemperaturen (Figur 5). Trendkurvene viser at temperaturen i klimateologisk region 3 har økt med ca. 0,7 °C og at temperaturen i klimateologisk region 4 har økt med ca. 0,9 °C i perioden 1900-2004 (Figur 5). Dette gir en estimert temperaturøkning i Børgefjell på 0,8 °C i løpet av perioden 1900-2004.



Figur 5. Gjennomsnittlig temperaturutvikling i klimateologisk region 3 (øverst) og region 4 (nederst) i perioden 1900-2004. Trendkurven viser at gjennomsnittstemperaturen i klimateologisk region 3 har økt med ca 0,7 °C og at gjennomsnittstemperaturen i klimateologisk region 4 har økt med ca 0,9 °C i perioden 1900-2004. Figurene er basert på gjennomsnittlige temperaturer for femårsperioder.

4.4.2 Estimert utvikling i tregrense

Ved å benytte et grovt estimat gitt i Larsson (2004), om at temperaturen stiger med $0,6^{\circ}\text{C}$ pr. 100 høydemeter kan temperaturøkningen vist i figur 5 medføre en endring i tregrense tilsvarende 133 høydemeter (Figur 6).



Figur 6. Stiplet linje viser estimert endring i tregrensen som en konsekvens av endringer i gjennomsnittstemperatur, heltrukken linje angir nåværende gjennomsnittlige tregrense. Grafene er skjematiske, det vil si at de tar ikke hensyn til tidsforsinkelsen som preger endringer i tregrensen. Endringer i gjennomsnittstemperatur på $0,8^{\circ}\text{C}$ for perioden 1900-2004 kan medføre en økning i tregrensen tilsvarende 133 høydemeter.

5. Diskusjon

5.1 Bestandsutvikling i perioden 1980-2005

Systematisk overvåkning av fjellrev i Børgefjell startet på begynnelsen av 1990-tallet (pers. medd. Per A. Lorentzen). Før den tid finnes det kun data fra sporadiske observasjoner. Nasjonalt program for overvåkning og kartlegging av fjellrevbestandene i Norge startet i 2003. Mens tidligere overvåkning kun inneholdt data for spesielle områder inkluderer Nasjonalt overvåkningsprogram data for hele Norge (Andersen et al. 2004). Siden overvåkningen startet har stadig flere hi blitt registrert og tatt med i overvåkningsprogrammet. Tallene i figur 3 viser dermed ikke den fulle sannhet om fjellrevbestandens utvikling, kun registrerte observasjoner fra til en hver tid kjente fjellrevhi. Siden 1994 var 20 av 27 hi registrert, og de viktigste ynglehiene i Børgefjell er representert blant de 20. Fra og med 1994 gir dermed datamaterialet en god indikasjon på bestandsutviklingen i området.

Populasjonsdynamikken til fjellreven i Børgefjell karakteriseres, i likhet med mange andre fjellrevbestander (Macpherson 1969, Angerbjörn et al. 1995, Angerbjörn et al. 1999, Strand et al. 1999), av store svingninger ved at fjellreven responderer numerisk på endret tilgjengelighet av næring. Antall egg i ovulasjonen eller antall embryoer som implanteres varierer med mengden lagret fett (Hall 1989, i følge Tannerfeldt & Angerbjörn 1998). Tap av preimplantasjon, resorpsjon og abortering er vanlig blant rev (Macpherson 1969, Englund 1970), og oppstår i en frekvens relatert til mengden tilgjengelig næring. Ved fødsel har størrelsen på kullet dermed blitt redusert i forhold til hunnens kondisjon (Angerbjörn et al. 1995). Mengden tilgjengelig næring vil også gjenspeiles i antall valpekull (Macpherson 1969, Englund 1970, Angerbjörn et al. 1995). Det lave antallet kull som ble registrert i Børgefjell de fleste åra kan derfor indikere at fjellreven i Børgefjell er næringsmessig stresset.

I 2004 stod fjellrevbestanden i Børgefjell for 62% av reproduksjonen, samt innehadde ca. 55% av den registrerte voksne delen av fjellrevbestanden i Norge (Andersen et al. 2004). Når man i tillegg tar hensyn til den delen av bestanden som holder til i svensk Børgefjell, ser man at Børgefjell er et av de viktigste områdene for fjellrevbestanden i Skandinavia. På norsk side av Børgefjell har det blitt estimert en bestandsstørrelse tilsvarende 15 voksne fjellrev i 2005 (denne oppgaven). I Skandinavia er fjellrevens reproduktive suksess korrelert med smånagerår (Angerbjörn et al. 1995, Kaikusalo & Angerbjörn 1995, Strand et al. 1999), noe som resulterer i tildels store populasjonssvingninger. Store populasjonssvingninger kan i seg selv være en trussel mot fjellrevbestanden når bestandstallet i utgangspunktet er lavt (Loison et al. 2001).

5.2 Fordeling av fjellrevhi

Estimert størrelse på gjennomsnittelig leveområde for fjellrev i Børgefjell var ca 1 km². Dette estimatet synes imidlertid å være for lavt, ettersom hjemmeområdet til voksen fjellrev andre steder har vært 4-60 km² (Eberhardt 1983, Prestrud 1992, Eide et al. 2001). De minste hjemmeområdene finnes i produktive kystområder, mens gjennomsnittlig størrelse øker med avtakende produktivitet innover i landet (Eide et al. 2001). Det er mulig at avstanden til nærmeste nabohi ikke indikerer territorier siden revir ikke nødvendigvis må strekke seg i en sirkel rundt et hi, men kan være begrenset til en sektor ut fra hiet. Dette støttes imidlertid ikke av Landa et al. (1998) som indikerte at fjellrevens hjemmeområde var permanent sentrert rundt et sentralt hi eller serier av hi.

Fjellrev er i utgangspunktet territoriell (Strand et al. 2000), men overlapping av fjellrevs hjemmeområde øker ved økt byttetilgjengelighet (Eide et al. 2004). I Børgefjell ble det registrert fjellrev på seks av ni hi som lå relativt nært hverandre i løpet av to dager i juni 2005 (pers. obs.), noe som tyder på at det var territoriell individer som ble registrert på hvert enkelt hi (yngletid). Dette støttes også av at det i denne perioden var en svært god tilgang på næring i form av smågnagere (pers. obs.), noe som burde tilsi et høyere toleransenivå blant fjellrevne (Eide et al. 2004).

I Børgefjell var hi som var i bruk regelmessig fordelt. Resultatet stemmer således overens med tidligere viten for ynglehi (Prestrud 1992). Det kan indikere at tilgangen på løsmasser med korrekt kornstruktur er tilstrekkelig og at revirhevdning er avgjørende for fordelingen av fjellrevhi. Men selv om hiene er regelmessig fordelt i forhold til hverandre er det allikevel store områder hvor fjellrevhi ikke er registrert (Figur 4). Spesielt er dette gjeldende for sentrale deler av Børgefjell. Det kan indikere at sandens kornstruktur forhindrer at potensielle leveområder for fjellrev brukes til yngling. Man kan således tenke seg at det i de områder hvor fjellreven holder til i dag ikke eksisterer tilstrekkelige hilokaliteter til at bestanden kan øke i antall.

5.3 Konkurransen med rødrev – avstand fra fjellrevhi til rødrevhabitat og menneskelig aktivitet

Resultatene fra enkeltanalysene viste at hi som var i bruk lå høyere over havet, lenger fra bjørkebeltet og hadde en relativt større høydeforskjell mellom hiet og bjørkebeltet enn hi som ikke var i bruk.

Avstanden til bjørkebeltet forklarte alene 71% av fjellrevens bruk av hi, mens hiets høyde over havet forklarte 42%. Også menneskelig aktivitet som reingjerder/kraftlinjer, avstand til bygning og avstand til vei hadde statistisk effekt på fjellrevens bruk av hi, enten alene eller sammen med en av høydevariablene. Kombinasjonen hiets høyde over havet og antall hytter (15x15 km) forklarte 87% av fjellrevens bruk av hi. Den sterke korrelasjonen mellom mange av forklaringsvariablene, og da særlig mellom avstand fra bjørkebeltet og antall hytter (15x15 km), gjør imidlertid at det ikke er mulig å skille mellom betydningen av avstand til rødrevhabitat og avstand til menneskelig aktivitet. I en

tidligere undersøkelse fant Frafjord (2002) at det i Børgefjell var høydeforskjellen mellom hiet og bjørkebeltet som var den viktigste forklaringsvariabelen. I min undersøkelse gav denne variabelen en tilsvarende høy forklaring som avstand til bjørkebeltet bare dersom antall hytter (15x15 km) og antall km reingjerder/kraftlinjer ble inkludert i modellen. Dette kan være en indikasjon på at det er en tilleggseffekt av avstand til menneskelig aktivitet.

Resultatene fra Børgefjell samsvarer med histudier gjort av Dalerum et al. (2002), som fant at hi med mange åpninger, langt fra skog i relativt stor høyde foretrekkes av fjellreven. Alle hiene som har stått ubrukt de siste fem årene i Børgefjell har tidligere vært brukt av fjellrev, noen også i løpet av de siste 20 årene. Dette kan indikere en endring i hipreferanse. Blant annet har de vestlige delene av Børgefjell ikke hatt registrerte ynglinger siden 1994, mens det jevnlig har vært registrert yngling i østlige deler. I seg selv kan dette indikere at vestlige områder av Børgefjell har blitt ugjestmilde strøk for fjellreven. Dataene viser både en kortere avstand til bjørkebeltet, en lavere høyde over havet og flere hytter i den vestlige delen enn i den østlige delen, noe som kan forklare hvorfor denne endringen i bruk har inntruffet. Det er imidlertid også mulig at fjellreven alltid har preferert høyereliggende områder, og at det derfor er lavtliggende hi som først blir forlatt når fjellrevbestanden går tilbake.

Fjellrevens nåværende preferanse for høytliggende hi kan muligens skyldes næringstilgang. Men siden rødrev og fjellrev i utgangspunktet utnytter de samme næringskildene, hvor forskjellen i diett er et resultat av at fjellrev lever høyere over havet enn rødreven (Tannerfeldt et al. 2002b), tyder lite på at tilgangen på næring skulle medføre en slik preferanse. Særlig siden rødreven, som har et høyere næringsbehov enn fjellreven, klarer seg fint i lavereliggende områder. I fjellet er produktivitet og byttedyrtilgjengelighet generelt høyere ved lav høyde over havet og nært trelinjen enn ved stor høyde over havet og lengre avstand fra trelinjen (Oksanen et al. 1999). Radiosporing viser allikevel at fjellrev i Skandinavia sjelden benytter lavereliggende områder (Landa et al. 1998, Linnell et al. 1999, Elmhagen et al. 2003). Denne atferden skiller seg fra atferd i andre områder, som for eksempel Svalbard, hvor fjellrev foretrekker de mest produktive områdene (Jepsen et al. 2002). Den skiller seg også ut i forhold til tidligere atferd i Sverige, hvor fjellreven brukte å jakte i bjørkebeltet før populasjonsreduksjonen (Zetterberg 1945). Dataene indikerer dermed at en eller annen faktor nå fortrenger fjellreven fra de mest optimale habitatene. Dette er sannsynligvis ikke kritiske endringer i næringstilgangen, men heller en påvirkning fra andre faktorer som predasjon, konkurranse eller menneskelig aktivitet.

Potensielle predatorer på fjellrev er rødrev, jerv, ulv og kongeørn (Zetterberg 1945, Elmhagen et al. 2000, Dalerum et al. 2002). I Børgefjell tyder observasjoner på at kongeørn aktivt posterer på fjellrevhi (Pers. medd. Per A. Lorentzen). Andre forskere har registrert en dødelighet i valpekull på 30-90% som en følge av predasjon fra kongeørn (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996). På grunn av stor

mobilitet kan imidlertid ikke predasjon fra kongeørn forklare fjellrevens endrede hipreferanse. Bestandene av store rovdyr, spesielt ulv, har vært lave i nyere tid, noe som muligens kan ha vært negativt for fjellreven på grunn av mangel på matrester fra disse predatorene vinterstid (Angerbjörn et al. 1991). Desimeringen av ulvepopulasjonen i Fennoskandia i løpet av 1900-tallet samsvarer imidlertid ikke med tidspunktet for reduksjonen i fjellrevpopulasjonen (Hersteinsson & Macdonald 1992). Linnell & Strand (2002) fant da heller ikke indikasjoner på at fjellreven er avhengig av rester fra store rovdyr. En annen mulighet er at de store predatorene tidligere regulerte bestanden av rødrev under skoggrensen (Björvall & Lindström 1984, Helden 2004), slik at rødrevbestanden ikke ekspanderte opp i høyfjellet. Det har videre blitt vist at en reduksjon i coyote (*Canis latrans*) eller gaupebestand følges av en økning i rødrevbestanden (Linhart & Robinson 1972, Palomares et al. 1996). Hypotesen om at fjellrev påvirkes positivt av store predatorers regulering av rødrevbestanden styrkes av at en liknende mekanisme har blitt funnet for ørkenrev (*Vulpes macrotis mutica*), hvor bestanden av coyote regulerte bestanden av rødrev (Clark et al. 2005).

Interspesifikk konkurranse med rødrev, hvor fjellreven er den tapende part, kan forklare endringen i hipreferanse. Dette støttes også av Tannerfeldt et al. (2002a) og Elmhagen (2003). Hos arter med lavere konkurranseevne, kan intraguild konkurranse redusere populasjonsveksten (Linnell & Strand 2002) eller medføre at den tapende arten kun finnes i refugier (Durant 1998), noe som kan være tilfellet for fjellrevbestanden i Børgefjell. Også tidligere studier har påpekt at fjellrev yngler i hi høyere over havet og lengre vekk fra trelinjen enn rødrev (Linnell et al. 1999, Dalerum et al. 2002). Siden rødreven er større enn fjellreven, er den også dominant ved direkte interaksjoner (Schamel & Tracy 1986, Frafjord et al. 1989, Korhonen et al. 1997, Tannerfeldt et al. 2002a). Om vinteren benytter begge artene den samme relative høyde over havet og avstand fra bjørkebeltet. Om sommeren blir rødreven igjen i denne høydesonen, mens fjellreven flytter både lengre bort fra trelinjen og høyere opp i fjellet (Dalèn et al. 2004). Liknende mønster ved bruk av hi har også blitt funnet ellers i Norge, hvor radiosporing har vist at fjellrev bruker lavereliggende områder mindre enn det man burde forvente ut fra tilbudet, og at de unngår habitat med skogdekke (Østbye 1978, Landa et al. 1998, Linnell et al. 1999).

Tannerfeldt et al. (2002a) fant at hi oftere var okkupert av reproduserende fjellrev hvis reproduserende rødrev var fraværende, enn hvis det fantes reproduserende rødrev innenfor en avstand på 8 km. Det kan indikere at atferdsresponsen i frykt drivende interaksjoner kan være mer viktig for forekomsten til fjellrev enn direkte konfrontasjoner med rødrev (Brown et al. 1999, Peacor & Werner 2004). Dette støttes også av Palomares & Caro (1999) som hevder at interspesifikk predasjon er vanlig blant predatorer, og at den kombinerte effekten av konkurranse og intraguild predasjon kan få involverte arter til å endre habitatbruk eller aktivitetsmønster. Fjellreven i Børgefjell endrer muligens sin habitatbruk som en følge av forekomsten av, og dermed interaksjoner med, rødrev. Denne type

reaksjon har tidligere blitt påvist for coyote som unngår ulv, rødrev som unngår coyote og gaupe, og geopard (*Acinonyx jubatus*) som unngår løver (*Panthera leo*) og hyener (*Crocota crocota*) (Harrison et al 1989, Thurber et al. 1992, Durant 1998, Fedriani et al. 1999).

At ulike typer menneskelig aktivitet kan se ut til å være negativt for fjellrevens hibruk skyldes neppe at forstyrrelser er et problem i seg selv, men heller at dette gir økt næringstilgang for rødrev i form av søppel. Det kan ha medført at næringstilgangen har økt i tidligere marginale områder, tilstrekkelig til at rødreven nå kan overleve og yngle i disse områdene. Dette kan også forklare hvorfor mange hytter gir et så signifikant utslag i forhold til hvilke hi som er i bruk, mens få hytter ikke gir utslag. Et annet moment er at i Børgefjell blir mange enkeltstående hytter, spesielt de som ligger nært fjellrevhi, hovedsakelig benyttet av reindriftsnæringen og forvaltningen. Siden det foreligger krav om at slakteavfall fra reindriftsnæringen skal samles inn er det lite sannsynlig at utøverne endrer næringstilgangen i området vesentlig. Forvaltningens virksomhet vil heller ikke i nevneverdig grad påvirke næringsmengden i områdene. Påvirkningen disse gruppene har på fjellrevbestanden er sannsynligvis minimal med hensyn til næring, men potensielt stor med hensyn til forstyrrelse.

I kjerneområdet for fjellrev i Børgefjell har reindriftsnæringen flere km med reingjerder. Den korteste avstanden mellom et reingjerde og et fjellrevhi som er målt er 45 meter. Resultatene indikerte at antall kilometer med reingjerder/kraftlinjer virket positivt inn på fjellrevens bruk av hi. Det er en økt mortalitet blant fugl i tilknytning til slike fasiliteter (Bevanger & Brøseth 2004). Reingjerder og kraftlinjer kan derfor gi en liten økning i næringstilgang, fordelaktig for fjellrev, men ikke tilstrekkelig til å øke forekomsten av rødrev i disse områdene.

At rødreven er blitt vanligere i bjørkebeltet og i fjellet støttes av forskning gjort av Østbye et al. (1978) som fant at hovedtyngden av nyetablerte rødrevhi ligger høyt i terrenget. Dette behøver likevel ikke å bety at disse høytliggende områdene er blitt bedre rødrevhabitater. Det som kan ha skjedd er at økt næringstilgang i lavlandet har påvirket rødreven positivt (Semb-Johansson 1988, Hersteinsson & Macdonald 1992), slik at økt utvandring av ungrev har ført til at arten har utvidet sitt leveområde til også å gjelde disse marginale områdene. Moderne skogbruk er blitt antatt å ha hatt en positiv effekt på rødreven, ved å gi økte populasjoner av smågnagere (Christiansen 1979, Henttonen 1989, Kurki et al. 1998). Flatehogsten vil indirekte ha medført en økt bestand av klauvdyr, og dermed en økt næringstilgang i form av mer slakteavfall og åtsler (Smedshaug & Sonerud 1997). Spesielt vil mange rådyr omkomme og utgjøre et viktig næringstilskudd for rødreven i strenge vintere (Selås & Vik 2006). Utryddelse av ulv, som trolig var en forutsetning for rådyrets innvandring til Norge på 1900-tallet, kan derfor ha hatt en indirekte positiv effekt på rødrevbestanden (Pers. medd. Vidar Selås).

5.4 Klimautvikling i perioden 1900-2004

Fjellreven i Børgefjell synes nå hovedsakelig å yngle i de områder som ligger lengst unna bjørkeskogen, der de negative effektene av rødvrev trolig er minst. Temperatur er avgjørende faktor for hvor bjørkeskogen kan vokse (Aas & Faarlund 1988). En estimert temperaturøkning i Børgefjell tilsvarende 0,8 °C i løpet av perioden 1900-2004 kan medføre en økning i tregrensen tilsvarende 133 m. Denne vegetasjonsendringen, eller temperaturøkningen i seg selv, vil sannsynligvis medvirke til at rødreven øker sin utbredelse, mens utbredelsen til fjellreven vil innskrenkes ytterligere (Frafjord & Lufthammer 1994, Dalèn et al. 2005).

Det er viktig å være klar over den nåværende trelinjen ikke reflekterer nåværende, men tidligere klimatiske forhold (Paulsen et al. 2000). Det betyr at den vegetasjonen vi observerer er et øyeblikksbilde i en dynamisk utvikling (Aas & Faarlund 1995). Spørsmålet som da melder seg er hvor mye tregrensen allerede har økt i løpet av perioden, og hvor mye av vekstpotensialet som eventuelt gjenstår. Frøplanter av bjørk forekommer naturlig over tregrensen, og forbigående endringer i populasjonsstørrelser og romlig fordeling avgjør trelinjens respons til klimaendringer (Dalen et al. 2004). Det har også blitt hevdet at vegetasjonen muligens ennå ikke har reetablert seg siden Den Lille istid (1350-1850) (Klanderud & Birks 2003) i og med at det har vært et skift oppover i tregrensen i løpet av de siste 150 årene (Lloyd & Fastie 2003).

I løpet av perioden 1931-1960 var gjennomsnittlige årstemperaturer høyere enn nåværende temperaturer (Førland et al. 2004). I Sør-Norge ser det ut til at de skoggrenser som ble etablert på 1960-tallet, og som kan knyttes til det gunstige klimaet i 1930-1955, senere ikke er hevet. På den annen side synes de heller ikke å synke selv om somrene igjen har blitt noe kjøligere (Aas & Faarlund 1995). I Nord-Norge viste Sund (1947, i følge Aas & Faarlund 1995) at skoggrensen fra 1900 til 1940-årene hadde steget 30-40 meter i Hattfjelldal. I følge Aas & Faarlund (1995) representerer dette sannsynligvis en minimumsverdi, fordi undersøkelsene ble foretatt før skoghevinga var avsluttet. Det forventes videre at temperaturen vil fortsette å stige i løpet av det neste århundret. I Skandinavia predikeres det at temperaturøkningen blir høyere om vinteren enn om sommeren (Hanssen-Bauer et al. 2005). Det vil sannsynligvis medføre en forlenget vekstperiode i de nordligste områdene (Myking & Heide 1995, Førland et al. 2004), og dermed et skift oppover i bjørkebeltet (Arft et al. 1999, Moen et al. 2004), blant annet i Børgefjell. Dersom klimautviklingen fortsetter i samme retning medfører det sannsynligvis at alpine områder i Børgefjell overtas av bjørkeskogen.

Det er svært vanskelig å forutsi fremtidige endringer i bjørkebeltet som en følge av endringer i temperatur. Men det er temmelig sikkert at dagens bjørkebelte vil bestå i Børgefjell, siden bjørk har vegetativ formering (Aas & Faarlund 1995), forutsatt at beiteaktiviteten ikke økes. Bare med en sterk økning i beiteaktiviteten kan man muligens få en situasjon hvor tregrensen vil avta. En slik utvikling

synes imidlertid å være usannsynlig, og vi bør derfor regne med at vi får en ytterligere ekspansjon av bjørkeskogen. Konsekvensene av dette kan vise seg å bli fatale for fjellrevens overlevelse i området, som følge av intensivert konkurranse med rødrev. Men siden det ikke er påvist at det er bjørkebeltet i seg selv som er viktig for rødrevens utbredelse, kan andre faktorer også spille inn. Utfallet av en økning i bjørkebeltet trenger derfor ikke nødvendigvis å medføre at rødreven øker sin utbredelse, selv om det er det mest sannsynlige resultatet.

6. Konklusjon

Mine resultater indikerer at rødreven er den største trusselen mot fjellrevbestanden i Børgefjell. Endret hipreferanse er sannsynligvis en effekt av rødrevbestandens økte tilstedeværelse i de senere år. Andre effekter kan være næringsmangel og økt predasjon fra kongeørn på fjellrevvalper. Negative effekter av fremtidige climateologiske problemer og en mulig mangel på egnede hilokaliteter er også relatert til rødrevbestanden i området. Det er derfor sannsynlig at samtlige av truslene mot fjellrevbestanden i Børgefjell kan elimineres eller reduseres ved å redusere rødrevbestanden.

7. Litteratur

- Aas, B. & Faarlund, T. 1988. Postglasiale skoggrenser i sentrale sørnorske fjelltrakter. Norsk Geografisk Tidsskrift 42: 25-61.
- Aas, B. & Faarlund, T. 1995. Forest limit development in Norway, with special regard to the 20th century. AmS-Varia 24: 89-100.
- Andersen, R., Linnell, J., Landa, A. & Strand, O. 2003. Fjellrev i Norge 2003 – Overvåkningsrapport. NINA. 13pp.
- Andersen, R., Linnell, J., Eide, N. & Landa, A., 2004. Fjellrev i Norge 2004 – Overvåkningsrapport. NINA Minirapport 85. 13pp.
- Andersen, R., Linnell, J., Eide, N. & Landa, A., 2005. Fjellrev i Norge 2005 – Overvåkningsrapport. NINA Rapport 101. 21pp.
- Angerbjörn, A., Arvidson, B., Norèn, E. & Strömberg, L. 1991. The effect of winter food on reproduction in the arctic fox, *Alopex lagopus*: A field experiment. Journal of Animal Ecology 60: 705-714.
- Angerbjörn, A., Hersteinsson, P., Lidén, K. & Nelson, E. 1994. Dietary variation in arctic foxes (*Alopex lagopus*) – an analysis of stable carbon isotopes. Oecologia 99: 226-232.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Bjärvall, A., Ericson, M., From, J. & Norèn, E. 1995. Dynamics of the arctic fox population in Sweden. Annales Zoologici Fennici 32: 55-68.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Erlinge, S. 1999. Predator-prey relationships: arctic foxes and lemmings. Journal of Animal Ecology. 68: 34-49.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. Ecography 24: 298-308.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Henttonen, H., Elmhagen, B. & Dalén, L. 2002a. SEFALO Bevarande av fjällräv *Alopex lagopus* i Sverige och Finland. Sluttrapport July 1998- December 2002. 21pp.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Elmhagen, B. 2002b. Lågan flämtar för fjällrävens släkt. Fauna & flora. ÅRG. 97:12-16.
- Angerbjörn, A., Hersteinsson, P. & Tannerfeldt, M. 2004. Consequences of resource predictability in the arctic fox – two life history strategies. In: Macdonald D.W. & Sillero-Zubiri, C. eds. The biology and conservation of wild canids. Oxford: Oxford University Press.
- Anthony, R.M. 1996. Den use by arctic fox (*Alopex lagopus*) in a subarctic region of western Alaska. Canadian Journal of Zoology 74: 627-631.
- Arft, A.M., Walker, M.D., Gurevitch, J., Alatalo, J.M., Bret-Harte, M.S., Dale, M., Diemer, M., Gugerli, F., Henry, G.H.R., Jones, M.H., Hollister, R.D., Jónsdóttir, I.S., Laine, K., Lèvesque, E., Marion, G.M., Molau, U., Mølgaard, P., Nordenhäll, U., Raszhivin, V., Robinson, C.H., Starr, G., Stenström, A., Totland, Ø., Turner, P.L., Walker, L.J., Webbe, P.J., Welker, J.M. & Wookey, P.A. 1999. Responses of tundra plants to experimental warming: meta analysis of the International Tundra Experiment. Ecological Monographs 69: 491-511.
- Bannikov, A.G. 1970. Arctic Fox in the U.S.S.R.: Biological Premises of Productivity. IUCN Publications new series. 16: 121-130.

- Bevanger, K. & Brøseth, H. 2004. Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 67-77.
- Bjärvall, A. & Lindström, D. 1984. Lodjuret 1974-83 i Norrbottens fjällvärld – samt något om röd- och fjällräven i samma område. *Fauna och flora* 79: 213-226.
- Bjärvall, A. & Ullström, S. 1997. Pattedyr - Alle Europas arter i tekst og bilde. J.W. Cappelens Forlag AS. 291 pp.
- Bower, W.T. & Aller, H.D. 1917. Alaska fisheries and fur industries in 1916. –Dept of Commerce. Bureau of Fisheries (USA). Document NO 838.
- Braa, J. 2003. Handlingsplan for fjellrev. Direktoratet for Naturforvaltning. Rapport 2003-2. 36 pp.
- Brown, D. 1975. A test of randomness of nest spacing. *Wildfowl* 26: 102-103.
- Brown, J.S., Laundre, J.W. & Gurung, M. 1999. The ecology of fear: optimal foraging game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* 80: 385-399.
- Christiansen, E. 1979. Skog- og jordbruk, Smågnagere og rev. *Tidsskrift for skogbruk*. 87. årgang: 115-119.
- Clark, H.O., Warrick, G.D., Cypher, B.L., Kelly, P.A., Williams, D.F. & Grubbs, D.E. 2005. Competitive interactions between endangered kit foxes and nonnative red foxes. *Western North American Naturalist* 65: 153-163.
- Collet, R. 1912. Norges pattedyr. Aschehaug. Kristiania.
- Dalen, L., Hofgaard, A. & Hytteborn, H. 2004. Will birch trees invade mountains in Scandinavia? – The role of saplings in the alpine zone. D. thesis, NTNU, Paper IV. 26 pp.
- Dalèn, L., Göterström, A., Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 2002. Is the endangered Fennoscandian arctic fox (*Alopex lagopus*) population genetically isolated? *Biological Conservation* 105: 171-178.
- Dalèn, L., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. 2004. DNA analysis on fox faces and competition induced niche shifts. *Molecular Ecology* 13: 2389-2392.
- Dalèn, L., Fuglei, E., Hersteinsson, P., Kapell, C.M.K., Roth, J.D., Samelius, G., Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 2005. Population history and genetic structure of a circumpolar species: the arctic fox. *Biological Journal of the Linnean Society* 84: 79-89.
- Dalerum, F. & Angerbjörn, A. 2000. Arctic fox (*Alopex lagopus*) diet in Karupelv, East Greenland, during a summer with low lemming density. *Arctic* 53: 1-8.
- Dalerum, F., Tannerfeldt, M., Elmhagen, B., Becker, D. & Angerbjörn, A. 2002. Distribution, morphology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Sweden. *Wildlife Biology* 8: 185-192.
- DN. 2003. Børgefjell, Fjellrevens fristed. Informasjonsbrosjyre fra Direktoratet for naturforvaltning 14 pp.
- Eberhardt, L.E., Garrott, R.A. & Hanson, W.C. 1983. Den use by arctic foxes in northern Alaska. *Journal of Mammalogy* 64: 97-102.

- Eide, N., Nellemann, C. & Prestrud, P. 2001. Terrain structure and selection of denning areas by arctic foxes on Svalbard. *Polar Biology* 24: 132-138.
- Eide, N.E., Jepsen, J.U. & Prestrud, P. 2004. Spatial organization of reproductive Arctic Foxes *Alopex lagopus*: responses to changes in spatial and temporal availability of prey. *Journal of Animal Ecology* 73: 1056-1068.
- Eide, N.E., Eid, P.M., Prestrud, P. & Swenson, J.E. 2005. Dietary responses of arctic foxes *Alopex lagopus* to changing prey availability across an Arctic landscape. *Wildlife Biology* 11: 109-121.
- Elmhagen, B., Tannerfeldt, M., Vercci, P. & Angerbjörn, A. 2000. The arctic fox (*Alopex lagopus*): an opportunistic specialist. *Journal of Zoology, London* 251: 139-149.
- Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. 2001. The applicability of metapopulation theory to large mammals. *Oikos* 94: 89-100.
- Elmhagen, B. 2003. Interference Competition between Arctic and Red fox. DPhil. thesis, Department of Zoology. Stockholm University. 34pp.
- Englund, J. 1970. Some aspects of reproduction and mortality rates in Swedish foxes (*Vulpes vulpes*) 1961-63 and 1966-69. *Swedish Wildlife (Viltrevy)* 8: 1-82.
- Evermann, B.W. 1914. Alaska fisheries and fur industries in 1913. – Dept of Commerce. Bureau of Fisheries (USA). Document NO 797.
- Fedriani, J.M., Palomares, F. & Delibes, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121: 138-148.
- Frafjord, K., Becker, D. & Angerbjörn, A. 1989. Interactions between Arctic and Red Foxes in Scandinavia – Predation and Aggression. *Arctic* 42: 354-356.
- Frafjord, K. & Lufthammer, A.K. 1994. Subfossil records of the Arctic Fox (*Alopex lagopus*) compared to its present distribution in Norway. *Arctic* 47: 65-68.
- Frafjord, K. & Rofstad, G. 1998. Fjellrev på Nordkalotten. Nordkalottrådets rapportserie: Rapport nr. 47. 35pp.
- Frafjord, K. 2002. Ecology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Norway: tradition overtaken by interspecific competition? *Biological Conservation* 111: 445-453.
- Fuglei, E. & Øritsland, N.A. 1999. Seasonal trends in body mass, food intake and resting metabolic rate, and induction of metabolic depression in arctic foxes (*Alopex lagopus*) at Svalbard. *Journal of Comparative Physiology B* 169: 361-369.
- Funder, S., Hjort, C., Landvik, J.Y., Nam, S.I., Reeh, N. & Stein, R. 1998. History of a stable ice margin in East Greenland during the middle and upper Pleistocene. *Quaternary Science Reviews* 17: 77-123.
- Førland, E.J., Skaugen, T.E., Benestad, R.E., Hanssen-Bauer, I. & Tveito, O.E. 2004. Variations in thermal growing, heating, and freezing indices in the Nordic Arctic, 1900-2050. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36: 347-356.
- Garrott, R.A., Eberhardt, L.E. & Hanson, W.C. 1983. Den use by arctic foxes in northern Alaska. *Journal of Mammalogy* 64:97-102.

- Hall, M.N. 1989. Parameters associated with cyclic populations of arctic fox (*Alopex lagopus*) near Eskimo Point. Northwest Territories: morphometry, age, condition, seasonal and multiannual influences. M.Sc. thesis, Laurentian Univ., Sudbury, Ontario.
- Hanssen-Bauer, I., Achberger, C., Benestad, R.E., Chen, D. & Førland, E.J. 2005. Statistical downscaling of climate scenarios over Scandinavia. *Climate Research* 29: 255-268.
- Harrison, D.J., Bissonette, J.A. & Sherburne, J.A. 1989. Spatial relationship between coyotes and red foxes in Eastern Maine. *Journal of Wildlife Management* 53: 181-185.
- Heldin, J.O. 2004. Ljodjurspredation på räv – och dess sekundära effekter på bytespopulationerna. Grimsö forskningsstation, SLU. Slutrapport. 42pp.
- Henttonen, H. 1989. Does an increase in the rodent and predator densities, resulting from modern forestry, contribute to the long-term decline in Finnish tetraonids? *Suomen Riista* 83-90. (In Finnish with English summary).
- Hersteinsson, P. & Macdonald, D.W. 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64: 505-515.
- Hersteinsson, P. & Macdonald, D.W. 1996. Diet of arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Iceland. *Journal of Zoology, London* 240: 457-474.
- Jepsen, J.U., Eide, N.E., Prestrud, P. & Jacobsen, L.B. 2002. The importance of prey distribution in habitat use by arctic foxes (*Alopex lagopus*). *Canadian Journal of Zoology* 80: 418-429.
- Kaikusalo, A. & Angerbjörn, A. 1995. The arctic fox population in Finnish Lapland during 30 years, 1964-93. *Annales Zoologici Fennici* 32: 69-77.
- Klanderud, K. & Birks, H.J.B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distribution of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13: 1-6.
- Korhonen, H., Alasuutari, S., Mäkinen, A. & Niemelä, P. 1997. Inter- and intraspecific competition between the fox species *Alopex lagopus* and *Vulpes vulpes*: an evaluation trial under penned conditions. *Polar Biology* 17: 330-336.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Abundance of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874-886.
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998. Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. *Canadian Journal of Zoology* 76: 448-457.
- Larsson, J.Y. 2004. Skoggrensa i Norge – indikator på endringer i klima og arealbruk? NIJOS dokument 03/2004. 44pp.
- Linhart, S.B. & Robinson, W.B. 1972. Some relative carnivore densities in areas under sustained coyote control. *Journal of Mammalogy* 53: 880-883.
- Linnell, J.D.C., Strand, O. & Landa, A. 1999. Use of dens by red *Vulpes vulpes* and arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments: Can inter-specific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? *Wildlife Biology* 5: 167-176.
- Linnell, J.D.C. & Strand, O. 2002. Do arctic fox *Alopex lagopus* depend on kills made by large predators? *Wildlife Biology* 7: 69-75.

- Lloyd, H. & Fastie, C.L. 2003. Recent changes in treeline forest distribution and structure in interior Alaska. *Ecoscience* 10: 176-185.
- Loison, A., Strand, O. & Linnell, J.D.C. 2001. Effect of temporal variation in reproduction on models of population viability: a case study for remnant arctic fox (*Alopex lagopus*) populations in Scandinavia. *Biological Conservation* 97: 347-359.
- Löfgren, S. & Angerbjörn, A. 1999. Åtgärdsprogram för fjällräv. Rapport nr 620-9906. Naturvårdsverket.
- Lönnberg, E. 1927. Fjellrevstammen i Sverige 1926. Svenska Vetenskapsakademiens Skrifter i Naturskyddsärenden 7: 1-23.
- Macpherson, A.H. 1969. The dynamics of Canadian arctic fox populations. Canadian wildlife service reports series-number 8. 49pp.
- Moen, J., Aune, K., Edenius, L. & Angerbjörn, A. 2004. Potential effects of climate change on treeline position in the Swedis mountains. *Ecology and Society* 9: Art. 16.
- Myking, T. & Heide, O.M. 1995. Dormancy release and chilling requirement of buds of latitudinal ecotypes of *Betula pendula* and *B. pubescens*. *Tree Physiology* 15: 697-704.
- Oksanen, T., Schneider, M., Rammul, Ü., Hambäck, P. & Aunapuu, M. 1999. Population fluctuations of voles in North Fennoscandian tundra: contrasting dynamics in adjacent areas with different habitat composition. *Oikos* 86: 463-478.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M. & Delibes, M. 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33: 5-13.
- Palomares, F. & Caro, T.M. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* 153: 492-498.
- Paulsen, J., Weber, U.M. & Körner, C. 2000. Tree growht near treeline: Abrupt or gradual reduction with altitude? *Artic, Antartic and Alpine Research* 32: 14-20.
- Prestrud, P. 1991. Adaptions by the Artic Fox (*Alopex lagopus*) to the Polar Winter. *Artic* 44: 132-138.
- Prestrud, P. 1992. Denning and home-range characteristics of breeding artic foxes in Svalbard. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1276-1283.
- Røhnebæk, E. 2004. Rødrevens aktivitet i forhold til hyttefelt – Sporfordeling av rødrev og byttedyr i og rundt fem hyttefelt i Ringsakfjellet. Prosjektoppgave ved 3- årig utmarksforvaltning. Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad. 31 pp.
- Røyrvik fjellstyre 2006. Børgefjell nasjonalpark. <http://www.royrvik-fjellstyre.no/>. (Lest 24.01.2006). 3 pp.
- Schamel, D. & Tracy, D.M. 1986. Encounters between Artic foxes, *Alopex lagopus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*. *Canadian Field-Naturalist* 100: 562-563.
- Scholander, P.F., Hock, R., Walters, V., Johnson, F. & Irving, L. 1950. Heat regulation in some artic and tropical mammals and birds. *Biological Bulletin* 99: 237-258.

- Selås, V. & Vik, J.O. 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox *Vulpes vulpes* populations in Norway 1897-1976. Journal of Zoology, London. In press.
- Semb-Johansson, A. 1988. Faunal changes in Norway in recent time. Fauna 41: 73-90, 109-132.
- Smedshaug, C.A. & Sonerud, G.A. 1997. Kan predasjon på småvilt begrense avfallsmanipulering i utmark? Fauna 50: 146-154.
- Smith, C.A.S., Smits, C.M.M. & Slough, B.G. 1992. Landform selection and soil modification associated with arctic fox (*Alopex lagopus*) den sites in Yukon Territory, Canada. Arctic and Alpine Research 24: 324-328.
- Strand, O., Stacy, J.E., Wiadaryatne, N.S., Mjølnerød, I. & Jakobsen, K.S. 1998. Genetisk variasjon i små fjellrevbestander (I: Kvam, T. & Jonson, B. Red). NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Store rovdyr økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 65-69.
- Strand, O., Linnell, J.D.C., Krogstad, S. & Landa, A. 1999. Dietary and reproductive responses of Arctic foxes to changes in small rodent abundance. Arctic 52: 272-278.
- Strand, O., Landa, A., Linnell, J.D.C., Zimmermann, B. & Skogland, T. 2000. Social organization and parental behavior in the arctic fox. Journal of Mammalogy 81: 223-233.
- Sund, B. 1947. Skog og skoggrensers på Sør-Helgeland. Upubl. Hovedoppgave i botanikk. Univ. i Bergen.
- Tannerfeldt, M., Angerbjörn, A. & Arvidson, B. 1994. The effect of summer feeding on juvenile arctic fox survival – a field experiment. Ecography 17: 88-96.
- Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 1996. Life history strategies in fluctuating environment: establishment and reproductive success in the arctic fox. Ecography 19: 209-220.
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. 2002a. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. Oecologia 132: 213-220.
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. 2002b. Food-niche overlap between arctic and red foxes. Canadian Journal of Zoology 80: 1274-1285.
- Zetterberg, H. 1945. Två fredlösa. Ur fjällrävens och järvens liv. J.A. Lindblads förlag, Uppsala. Svenska tryckeribolaget. pp. 1-85.
- Østbye, E., Skar, H.J., Svalastog, D. & Westby, K. 1978. Fjellrev og rødvilt på Hardangervidda; Høkkologi, utbredelse og bestandsstatus. Meddelelser fra norsk viltforskning 3. serie, nr. 4. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Trondheim 1978. 66 pp.
- Østbye, E. & Pedersen, Ø. 1990. Fjellreven. - Semb-Johansson, A., red. Norges dyr: Pattedyrene 1. J.W. Cappelens Forlag AS, Oslo. pp. 48-59.