

Har fjellreven en framtid i Norge?

En statusrapport og forslag
til forvaltningsplan

John D.C. Linnell
Olav Strand
Anne Loison
Erling J. Solberg
Per Jordhøy

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINA og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkingsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner). Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA- og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Linnell, J.D.C., Strand, O., Loison, A., Solberg, E.J. & Jordhøy, P. 1999. Har fjellreven en framtid i Norge? Statusrapport og forslag til forvaltningsplan. - NINA Oppdragsmelding 575: 1-37.

Trondheim, februar 1999

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1000-2

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Management area:

Conservation biology

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Montering og layout:

Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 300

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12455

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning (DN)

Referat

Linnell, J.D.C., Strand, O., Loison, A., Solberg, E.J. & Jordhøy, P. 1999. Har fjellreven en framtid i Norge? Statusrapport og forslag til forvaltningsplan. - NINA Oppdragsmelding 575: 1-37.

Overvåking av fjellområder og ynglehi mellom 1988 og 1998 har vist at fjellreven er funksjonelt utryddet fra mange av de undersøkte fjellområdene. Små og isolerte restbestander finnes fortsatt i sju av de undersøkte områdene (Hardangervidda/Nordfjella, Snøhetta, Tydalen/Holtålen, Sylane, Børgefjell, Saltfjellet og Dividalen) samt noen spredte forekomster i Finnmark. Med unntak av Børgefjell, har vi ikke med sikkerhet kunnet dokumentere mer enn tre reproduksjoner i noe år i noen av disse områdene. I Børgefjell har vi på det meste sett seks ynglinger i løpet av ett år på Norsk side av riksgrensen. Det er en klar tendens til at de fjellområdene hvor vi fortsatt finner fjellrev også er de største områdene. Samtlige av de undersøkte bestandene må kunne karakteriseres å ha en høy risiko for utdøing. Basert på innsamlede data har vi estimert at det neppe er mer enn 50 voksne fjellrever i Norge. Med bakgrunn i det som er kjent omkring fjellrevens økologi og bestandsdynamikk, tilbakeviser vi tidligere fram-tredende forklaringer på at fjellreven ikke har økt i antall etter fredningen som ble innført i 1930 og lanserer en ny hypotese som vi kaller for en "demografisk felle". Denne hypotesen er basert på en analyse av fjellrevens livshistorie og populasjonsdynamikk i et miljø som har sykliske byttedyrvariasjoner. Vi foreslår at mangelen på vekst i fjellrevbestandene skyldes det høye jakttrykket ved starten av dette århundret, som medførte at både **tettheten** og **sammenhengen** i fjellrevbestandene ble ført under en terskel som på sikt medfører lokal utdøing. Dersom denne hypotesen holder stikk, betyr dette at verken en antatt nedgang i fjellrevens samlede byttedyrtilgang, eller konkurranse med rødrev, alene kan bidra til å forklare utviklingen i fjellrevbestanden.

Vi anbefaler at overvåking og forskning på de gjenværende bestandene skal fortsette, og at det bør utarbeides spesielle forvaltningsplaner for de siste bestandene av nevneverdig størrelse i Børgefjell og Hardangervidda/Nordfjella. Vi tilbakeviser tilleggsføring og utsetting av fjellrev fra Russland eller Svalbard som mulige forvaltningsstrategier. For å kunne reetablere fjellrev, samt å beskytte de gjenværende restbestandene, foreslår vi at et opplegg for innfangning, oppdrett og utsetting av fjellrev bør prøves. Fortrinnsvis bør dette være hvalper som er født i områder i Norge hvor det kan påvises reproduksjon. Vi antar at en reell vekst i fjellrevbestanden vil kunne oppnås dersom utsetting av fjellrev lokalt bidrar til å gjenskape den naturlige rommelige og temporære dynamikken. Vi skisserer et program som har til hensikt å teste "demografisk felle" hypotesen. En slik test kan eventuelt senere danne grunnlag for et framtidig restaureringsprosjekt.

Emneord: Fjellrev - *Alopex lagopus* – overvåking – status – sårbarhet – utdøing - forvaltningsplan

John D. C. .Linnell, Olav Strand, Anne Loison, Erling J. Solberg og Per Jordhøy, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Linnell, J.D.C., Strand, O., Loison, A., Solberg, E.J. & Jordhøy, P. 1999. A future for arctic foxes in Norway? A status report and action plan. - NINA Oppdragsmelding 575: 1-37.

Surveys of mountain areas and dens between 1988 and 1998 have revealed that arctic foxes are functionally extinct in many mountain areas. Small, remnant populations remain in seven discrete mountain areas (Hardangervidda/Nordfjella, Snøhetta, Tydalen/Holtålen, Sylane, Børgefjell, Saltfjellet, Dividalen) and scattered across Finnmark. Apart from in Børgefjell, no more than two reproductions have been observed in any one year in these areas. The most observed in Børgefjell in one year has been six on the Norwegian side. A clear pattern exists for arctic foxes to have persisted on the larger mountain areas. All of these populations must be categorised as being under very high risks of local extinction. Based on this data we estimate that there are no more than 50 adult arctic foxes in Norway. We reject most of the conventional hypotheses that have been used to explain the non-recovery of arctic foxes and propose a new one called the "demographic-trap" hypothesis. This is based on an analysis of arctic fox life history and population dynamics in an environment with cyclic prey, and proposes that non-recovery is due to the populations having been reduced (through turn of the century over-harvest) to below critical levels of both density and connectivity so that local extinction is more or less inevitable. This implies that neither a putative decline in prey availability or competition with red foxes is ultimately to blame for non-recovery.

We recommend that monitoring and research of the relict populations should continue, and that special management plans for the last sizeable populations on Børgefjell and Hardangervidda/Nordfjella should be established. We reject supplementary feeding and translocation of Russian or Svalbard foxes as viable conservation strategies. In order to restore arctic fox populations to a viable status in the mountain plateaux of south Norway we propose a captive-breeding and release program. The source animals would be wild born pups from wherever in Norway reproduction occurs. We predict that population growth will begin if the population can be augmented to a level where the natural spatial and temporal dynamics are restored. This program will firstly be an experimental test of the "demographic-trap" hypothesis for population non-recovery, and secondly a conservation orientated, restoration project.

Key word: Arctic fox - *Alopex lagopus* – monitoring – status – vulnerability – extinction - management

John D. C. .Linnell, Olav Strand, Anne Loison, Erling, J. Solberg og Per Jordhøy, Norwegian institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Forord

De ulike delene av arbeidet vi har gjennomført på fjellrev de seinere åra er sammenfattet i denne rapporten, som er finansiert av Direktoratet for Naturforvaltning, Norsk Institutt for Naturforskning, Norges Forskningsråd, og Fylkesmennenes miljøvernavdelinger i Nordland, Sør-Trøndelag, Telemark, Buskerud og Hordaland. Diskusjoner med Karl Frafjord, Anders Angerbjörn, Magnus Tannerfeldt, Pål Presterud, Nina Eide, Pål Hersteinsson, Jon Swensson, Arild Landa og Ludvig Carbyn har hjulpet oss vesentlig med å utforme ideer vedrørende fjellrevbestandenes funksjonalitet, eller i dette tilfellet, hvorfor de ikke funksjonerer som de skulle.

Vi er også stor takk skyldig til de som har bidratt med opplysninger, datainnsamling og feltarbeid; S. Holte, S. Vetle Trae, S. Tveiten, H. Bitustøyl, S. Rabbe, K. Hallingstad, K. Solås, M. Hallanger, B. Haugen, K. Nylend, Harald Skjerdal, E. Soglo, A. Byrløkken, E. Enge, F. Sønsteby, L. Børve, B. Zimmermann, M. Døttener, T. Bretten, S. Bretten, S. Seteren, M. Heim, A. Landa, E. Ydse, D. Bjerkestrand, L.O. Lund, I. Kirkvold, H.I. Lund Tangen, P. Lorentsen, Ø. Spjøtvold, T. Grøneng, S. Trøen, L. Monsen, A. Gravem, H. Bolstad, G. Øvergård, C. Grimstad, A. Olsrud, J. Meli, K. Guldvik og Erik Lund. Uten de utallige timene som disse personene har brukt i fjellet på leting etter indikasjoner på fjellrevforekomst, har ikke vi hatt muligheter til å kunne dokumentere hvor alvorlig fjellrevens situasjon er i Norge.

Trondheim, februar 1999

John D.C. Linnell

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Fjellrevens status utenom Skandinavia	5
3 Tidligere utbredelse i Norge	6
4 Den opprinnelige bestandsnedgangen - før 1930	6
5 Regional utvikling 1930-1985	7
6 Populasjonsutbredelse- og status i perioden 1988-98	7
6.1 Områder uten regulær overvåking	7
6.2 Områder med regulær overvåking	11
7 Sammendrag av status og minimums bestandsstørrelse	13
8 Utdøing i forhold til størrelse på fjellområdene	14
9 De ulike hypotesene for hvorfor fjellreven ikke har økt i antall etter fredningen	15
9.1 Den opprinnelige bestandsnedgangen	15
9.2 Mangel på kadavre som følge av at de store rovdyra er utryddet	15
9.3 Direkte effekter av klimaendringer	16
9.4 Interaksjoner med rødvrev	16
9.5 Økt forstyrrelse fra mennesker	17
9.6 Negative effekter av rømte oppdrettsrever	17
9.7 Sykdom	17
9.8 Innvaldsdepresjon	17
9.9 Kritiske bestandsstørrelser i et fragmentert landskap	17
10 Kan vi sikre fjellreven ei framtid i Norge?	19
11 Framtidig overvåking og forskning	20
11.1 Overvåking	20
11.2 Forskning på Hardangervidda	20
11.3 Fordeling av byttedyr	20
11.4 Analyser av eksisterende overvåkingsdata	20
11.5 Kartlegging av status i andre områder	21
11.6 Den potensielle effekten av rømte oppdrettsrever	21
11.7 Fjellrevens betydning for biologisk diversitet	21
12 Forvaltningsplaner for gjenværende bestander	22
12.2 Videreføring av overvåking	22
12.3 Identifisering av nøkkelhabitater	22
12.4 Beredskapsplaner	22
13 Restaurering av fjellrevbestanden i Sør-Norge: Alternativer	23
13.1 Mating 23	23
13.2 Utsetting av rev	23
13.3 Avl i fangenskap	24
14 Restaurering av fjellrevbestanden i Sør-Norge gjennom utsetting og re-introduksjon	24
14.1 Hvor kan vi finne dyr som kan settes inn i avl?	24
14.2 Avl i fangenskap	25
14.3 Forberedelser til utsetting	25
14.4 Undersøkelser av utsettingsområder	25
14.5 Utsetting	25
14.6 Overvåking av utsettingsområdene	26
14.7 Informasjon og opplæring	26
14.8 Når er en utsetting vellykket?	26
14.9 Internasjonalt samarbeid	27
15 Betydning for forvaltning i Norge	27
15.1 Genetisk diversitet	27
15.2 Økologisk rolle	27
15.3 Lokale verdier	27
15.4 Avgrensning av finansiering	28
15.5 Lokal agenda	28
16 Forskningsmessig betydning	28
16.1 Fjellrev som en modell-art	28
16.2 Kunnskap som forklarer bestandsnedgang	28
17 Kan en møte kriteriene som må stilles til et supplementerings/reintroduksjonsprosjekt?	29
18 Konsekvensene av å ikke gjøre noe	31
19 Litteratur	31

1 Innledning

Den sterke nedgangen i de Skandinaviske fjellrevbestandene ble først oppdaget på 1920-tallet (Lönnberg 1927, Sømme 1932, Høst 1935). Dette medførte at fjellreven ble fredet i Sverige i 1928, i Norge i 1930 og i Finland i 1940. Etter at fredningen ble innført har det vært lite eller ingen direkte innsats rettet mot å øke bestandsstørrelsen (Olstad 1945, Haglund & Nilsson 1977, Østbye et al. 1978, Pedersen et al. 1986, Frafjord 1988, Hersteinsson et al. 1989, Angerbjörn et al. 1995, Kaikusalo & Angerbjörn 1995). Det har imidlertid ikke vært gjort noe sammendrag av bestandssituasjonen i Norge siden 1985 (Pedersen et al. 1986, Frafjord 1988), med unntak av et sammendrag av status i Nordkalottregionen for perioden 1987-1997 presentert av Frafjord & Rofstad (1998), samt et sammendrag av kunnskapsstatus på Svalbard (Fuglei et al. 1998). Målsettingen med denne rapporten er derfor i første rekke å samle det som eksisterer av kunnskap om fjellrevens bestandsutvikling i Norge (med hovedvekt på Sør-Norge) i løpet av dette århundret, samt å presentere data innsamlet i regi av NINA's forskningsprosjekt på høgfjellsøkologi samt det 'Terresteriske natur-observasjonsprogrammet' (TOV). I tillegg til dette ønsker vi å foreta en gjennomgang av ulike muligheter for forvaltningsstrategier som kan beskytte den sør-norske fjellrevbestanden mot utdøing.

2 Fjellrevens status utenom Skandinavia

Gjennom hele sitt utbredelsesområde er fjellreven knyttet til det alpine miljøet og tundraen. Arten er trolig ekskludert fra rikere habitater på grunn av konkurranse med rødrev (*Vulpes vulpes*) (Hersteinsson & Macdonald 1992, Linnell et al. submitted, Strand et al. 1998a). Fjellreven har en holarktisk utbredelse, og finnes i Skandinavia, Sibir, Alaska, Canada (inkludert de Canadiske øyene i arktis), enkelte øyer utenfor den sibiske kysten, øyer i Beringstredet, Commandørøyene, Grønland, Island og Svalbard (Garrot & Eberhardt 1987, Ginsberg & Macdonald 1990).

I de fleste av disse områdene utnyttet fjellreven fortsatt kommersielt på grunn av den verdifulle pelsen, mens den er fredet i Norge, Sverige, Finland og på Island. Reguleringen av fangsten på fjellrev er svært begrenset, men det er likevel ingen rapporter som indikerer at bestandene er i sterk nedgang i områder med fangst (Ginsberg & Macdonald 1990). Den årlige fangsten av fjellrev er trolig mellom 50 000 og 100 000 rever pr. år (Bannikov 1970, Ginsberg & Macdonald 1990, Kim Poole pers. com.). En av de få populasjonene utenom Skandinavia som vi vet har vist en reell nedgang finnes på Mednjojya, en av Kommandørøyene utenfor Øst-Russland. Her har en epidemisk øre-midd (opprinnelig overført fra hunder) forårsaket stor dødelighet på hvalper og betydelig nedgang i bestanden. Effekten av å behandle populasjonen for denne midden er nå under evaluering (Goltsman et al. 1996). Bestanden på Island var tidligere i nedgang, men er nå stabilisert etter at arten ble fredet (Pål Hersteinsson, pers. com.). Fjellrevbestandene på Bjørnøya og Jan Mayen ble tilnærmet utryddet som følge av jakt i løpet av de første ti-årene av det 20. århundret. Disse bestandene har ikke økt i antall etter dette (Fuglei et al. 1998, Rinden 1998). Med unntak av disse tilfellene virker det som om de arktiske fjellrevbestandene er store og relativt stabile (Ginsberg & Macdonald 1990). I tillegg kommer de Skandinaviske bestandene som har vært i nedgang hele dette århundret (Hersteinsson et al. 1989).

3 Tidligere utbredelse i Norge

Materiale fra arkeologiske og naturlige utgravninger viser at fjellreven har forekommet kontinuerlig i Norge over lang tid. De første funnene er datert til 36 000 år før nåtid, mens det er en rekke funn som stammer fra de siste 5000 åra (Frafjord & Hufthammer 1994). I løpet av de siste hundreåra har fjellreven vært å finne i de alpine områdene, også i mange av de små og isolerte fjellområdene fra Setesdal Ryfylkeheiene i sør til Varangerhalvøya i nord. Den tidligere utbredelsen kan dels rekonstrueres fra historiske kilder og forekomsten av gamle hi-lokaliteter. Det er likevel ikke mulig i dag å beregne den tidligere bestandsstørrelsen, blant annet fordi den gamle jaktstatistikken ikke skiller mellom rødvov og fjellrev. Enkelte mer spredte kilder gir imidlertid noe informasjon, og klare indikasjoner på at fjellrevbestanden var betydelig. For eksempel ble det i 1880-1881 av fire jegere fanget nesten 400 fjellrev på Varangerhalvøya, tilsvarende ble det fanget 126 fjellrev i Ulvik kommune (Hardangervidda) i 1887, mens 90 fjellrever ble fanget i løpet av en sommer i Dalsbygda, Os kommune (Forelhogna). Tidligere estimerer har antydnet at det ble fanget rundt 2000 fjellrev årlig i perioden mellom 1879-1911 (Colett 1912, Fraffjord 1988).

4 Den opprinnelige bestandsnedgangen - før 1930

Det er liten tvil om at det var direkte etterstrebelse i form av jakt og fangst som først førte til nedgangen i fjellrevbestanden. Både skuddpremieordninger og spesielt høy pris på skinn medførte høyt jakttrykk. I den første delen av 1920-tallet tilsvarte faktisk prisen på et blårevskinn ei årslønn for mange (Østbye & Pedersen 1990). Det var derfor flere som i løpet av 1920-åra uttrykte bekymring for fjellrevens framtid, og man diskuterte i første del av 1930-åra om fjellreven var forsvunnet fullstendig fra Skandinavia (Lönnberg 1927, Høst 1935). Selv etter at fredningen ble innført i 1930 er det bekreftet at det forekom ulovlig fangst, og at fjellrev omkom som et resultat av gift-åte beregnet på andre rovdyr som rødvov og jerv (Olstad 1945). Det er også dokumentert at det i enkelte områder forekom at fjellrevunger ble fanget i fjellet og satt inn i pelsdyrfarmer helt fram til etter andre verdenskrig.



5 Regional utvikling 1930-1985

Datamaterialet som kan bidra til å vise fjellrevens bestandsutvikling etter at fredningen ble innført er dessverre svært begrenset. Spørreundersøkelser i de enkelte kommunene og fylkesmannsembeter ble gjennomført tidlig på 1940-tallet, i 1972, 1979-80 og i 1985 (Olstad 1945, Pedersen et al. 1985). Ulike forskningsprosjekter har også vært i drift fra tid til annen; Hardangervidda var undersøkt fra 1959 til midt på 1980-tallet og Sylane gjennom 1980-tallet. I tillegg samlet Frafjord (1988) inn rapporter fra hele Norge mellom 1981 og 1985.

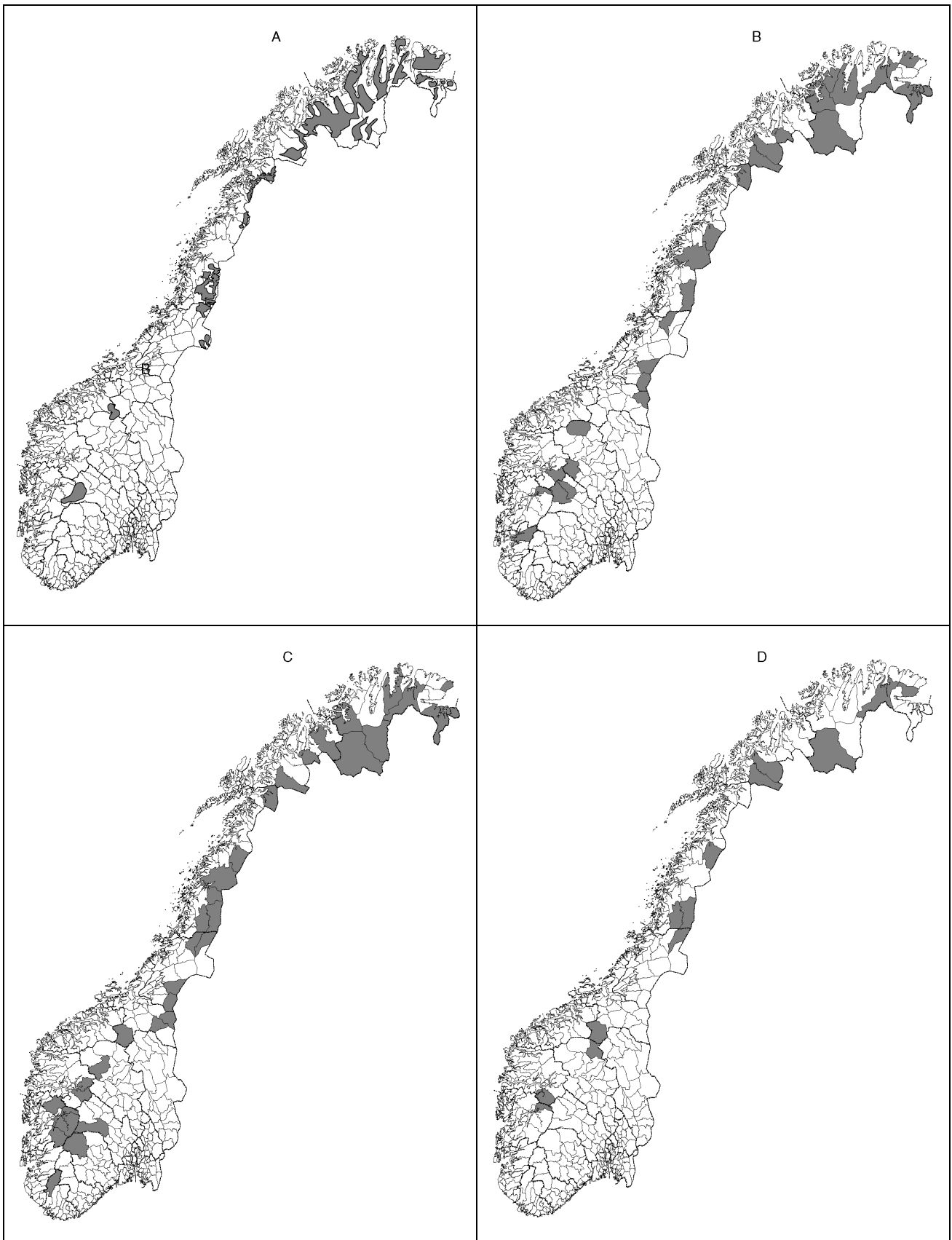
Resultatene fra disse undersøkelsene er samlet i **figur 1**. Gjennom perioden ser det ut til at det har vært lite eller ingen endring i den regionale forekomsten av fjellrev. Det som imidlertid ikke fremgår av disse kartene er det ytterst begrensede antallet fjellrev som ligger bak utbredelsesmønsteret som vises i figuren (**figur 1a og b og c**). Datasettet som ble presentert av Frafjord (1988) er faktisk det første som viser at det i hele Sør-Norge bare var 12 dokumenterte reproduksjoner i løpet av perioden mellom 1981-1985 (**figur 1c**). Data som er samlet inn i ettertid (se neste avsnitt, **figur 1d**), bekrefter dette. I sammendrag kan vi derfor si at fjellreven ser ut til å ha beholdt det meste av sin tidligere utbredelse, men at utbredelsen er opprettholdt ved svært lave tettheter gjennom denne perioden. Det er med andre ord ingen resultater som indikerer at bestanden har vært i vekst i perioden etter at fredningen ble innført (Østbye et al. 1978, Frafjord 1988).

6 Populasjonsutbredelse og status i perioden 1988-98

Tilgjengelige data som viser fjellrevens status og utbredelse i løpet av denne perioden kommer fra forskjellige kilder. NINA hadde et forskningsprosjekt på 'Høgfjellsøkologi' i Snøhetta fra 1988 til 1995. Fra 1993 til 1997 har Hardangervidda, Snøhettaområdet, Børgefjell og Dividalen inngått i 'Terresterisk overvåkingsprogram (TOV)' (DN 1989, 1997) (**tabell 1**). I tillegg til dette har det vært gjennomført noe overvåking i Saltfjellet, Trollheimen, Forelhogna, Knutshø, Reinheimen (Nord-Ottadalen) og Rondane. Fra 1998 ble fjellreven tatt ut av TOV, men det har vært mulig å opprettholde overvåkingen på Hardangervidda, Snøhettaområdet og Børgefjell med støtte fra DN og tilskuddsmidler fra Fylkesmennenes miljøvern avdelinger. I tillegg har enkelte områder blitt undersøkt av lokale forvaltere og lokalt fjelloppsyn. For eksempel er tilnærmet alle kontakter NINA har i forbindelse med andre prosjekter i fjellet, f.eks. villreinovervåking, blitt intervjuet om fjellrev. Observasjoner fra jegere og andre privatpersoner utgjør resten av datagrunnlaget. Tatt i betraktning det store antallet mennesker som hvert år bruker de Sør-Norske fjellområdene, og den betydelige mediainteressen som har blitt rettet mot fjellreven, er vi av den oppfatning at også de mer tilfeldige rapportene om fjellrev, eller rettere sagt mangelen på slike rapporter, er en verdifull kilde til informasjon. Frafjord & Rofstad (1998) har sammenstilt tilgjengelige data fra Nordland, Troms og Finmark for perioden mellom 1987 og 1997.

6.1 Områder uten regulær overvåking

Det har ikke vært systematisk og langvarig overvåking av andre områder enn de nevnte overvåkingsområdene i løpet av de siste 10 åra (**tabell 2**). En vintersporing som ble gjennomført i løpet av vår-vinteren (april) 1995 i en del andre områder (se under) omfattet imidlertid mange av de kjente hi-områdene. På denne tiden av året bruker fjellrevene hiet mye og sporingsforholdene i fjellet er også normalt gode på denne årstida, slik at det er rimelig gode muligheter for å se om hiene er i bruk. I tillegg til slike data har vi også vært i kontakt med fjelloppsynet i de respektive områdene og fått informasjon fra disse. På tross av at dataene som presenteres fra disse områdene kun bør anses som en omtrentlig oversikt, er det lite trolig at områder med mange reproduksjoner har blitt oversett.



Figur 1 Endringer i fjellrevens utbredelse i Norge i perioden mellom 1940 og 1997. - *Changing distribution of arctic foxes in Norway 1997.*

- (a) 1940 (Olstad 1945).
- (b) 1970-80 (Pedersen et al. 1986).
- (c) 1981-86 (Pedersen et al. 1986, Frajford 1988).
- (d) 1988-97 (Denne rapporten. - *This report*)

Tabell 1 Antall gamle fjellrevhi som har vært undersøkt og som har vært i bruk, og antall bekrefta reproduksjoner enten hos fjellrev eller rødrev i de områdene som har vært omfattet av TOV-programmet. Stjerner indikerer reproduksjoner i hi som ikke er inkludert i TOV-programmet. A er brukt i tilfeller der vi ikke har sett hvalper, men der spor, graving og møkk indikerer at det har vært hvalper på hiet. - *The number of former arctic fox dens checked, the number where recent activity was visible (in use) and the number where reproduction was confirmed, for arctic and red foxes for each year in the four different areas monitored in the TOV program. The asterisk refers to years where reproduction occurred in a den that was not detected by the monitoring program. A "?" after reproduction implies that there was only indirect evidence (scats and digging) for the birth of arctic fox pups.*

	Antall hi <i>Dens Checked</i>	I bruk av fjellrev <i>Used by Arctic fox</i>	Reproduksjon <i>Reproduction</i>	I bruk av rødrev <i>Used by Red fox</i>	Reproduksjon <i>Reproduction</i>
Hardangervidda					
1993	13	1	0	0	0
1994	24	2	0 + 1*	0	0
1995	25	9	0	1	0
1996	32	1	0	1	0
1997	82	4	0 + 1*	11	9
1998	34	-	0 + 2*	-	6
Snøhetta					
1988	2	0	2	0	0
1989	2	0	2	0	0
1990	2	1	1	0	0
1991	3	2	1	0	0
1992	6	2	1	0	0
1993	7	5	1	0	0
1994	18	3	1	0	0
1995	18	10	0	1	0
1996	24	5	0	2	1
1997	18	5	1?	0	0
1998	23	2	1?	1	0
Børgefjell					
1993	20	0	6	0	0
1994	20	2	6	0	0
1995	18	6	2	0	1
1996	23	2	1	0	0
1997	24	2	1	0	0
1998			3		
Dividalen					
1991	8	2	3	0	0
1992	10	6	0	0	0
1994	13	3	1	0	0
1995	16	3	0	2	0
1996	16	0	1	2	0
1997	13	3	1	0	1

Setesdal-Ryfylkeheiene

Vi har kjennskap til to gamle fjellrevlokaliteter i dette området, men det har ikke vært reproduksjoner i dette området i løpet av de siste 10 åra. Enkeltstående rapporter om at folk har sett enkeltindivider foreligger imidlertid (sist i 1992).

Brattfjell/Vindeggen

Vi har kartfestet tre gamle fjellrevhi i dette området, uten at vi har kunnet dokumentere at det har vært ynglinger her i løpet av de siste ti åra. Hiene ble undersøkt i april 1995, uten at vi fant tegn til at hiene var i bruk av fjellrev.

Nordfjella

Fjellrev har blitt observert gjentatte ganger gjennom hele året i løpet av de siste ti åra. Vi har også kunnet dokumentere flere reproduksjoner i den sørvestlige delen av området så seint som i 1998. Tatt i betraktning at store deler av området er relativt uforstyrret og at det blir mindre brukt av folk, gir det grunn til å tro at det godt kan være reproduksjoner som vi ikke har fått kjennskap til i dette området. Dessverre er geologien i området av en slik karakter at det er lite tilgang på sand og morener, mens blokkmarksstrukturer er langt mer framtrødende. Dette bidrar til at det er færre av de klassiske fjellrevhiene i området, med den konsekvens at

Tabell 2 Fjellrevens status i ulike fjellområder i Norge i perioden mellom 1988-1997. Tabellen viser status for hvert område, siste kjente reproduksjon, maksimalt antall reproduksjoner i ett enkelt år, totalt antall hi der vi har kunnet påvise reproduksjoner i løpet av perioden, og to forskjellige estimater for bestandsstørrelsen. - *The status of arctic foxes in the various mountain areas of Norway 1988-97. For each area the status is given, along with the date of last known reproduction, the maximum number of reproductions recorded in any one year after 1988, the total number of individual dens where reproduction has been documented during the monitoring period, and two estimates of minimum population size.*

Område	Status	Siste kjente yngling	Maks ant. ynglinger	Totalt ant. hi med yngling	Est. bestands størrelse
Area	Status	Last known Breeding	Maximum breeding	Total dens	Minimum population
Setersdal/Ryfylkeheiene	Forsvunnet + enkeltobs. <i>Extirpated + sightings</i>	-	0		
Brattefjell/Vindeggen	Forsvunnet <i>Extirpated</i>	-	0		
Nordfjella	Restbestand? <i>Remnant population?</i>	1998	1-1998		2.5/2.5
Sognefjell	Forsvunnet + enkeltobs. <i>Extirpated + sightings</i>				
Jotunheimen/ Jostedalsbreen	Mangler data <i>No data</i>	-			
Reinheimen (Ottadalen)	Regelmessige obs. <i>Regular sightings</i>	-	0		
Rondane	Enkeltobs. <i>Occasional reproduction</i>	1993	1 - 1993	1	2.5/2.5
Sølenkletten	Forsvunnet <i>Extirpated</i>	-	0		
Trollheimen	Forsvunnet + enkeltobs. <i>Extirpated + sightings</i>	-	0		
Knutshø	Forsvunnet + enkeltobs. <i>Extirpated + sightings</i>		0		
Forelhogna	Forsvunnet + enkeltobs. <i>Extirpated + sightings</i>	1967	0		
Sylane	Restbestand <i>Remnant population</i>				
Tydalen-Holtålen	Restbestand <i>Remnant population</i>				
Meråker/Blåfjell	Forsvunnet <i>Extirpated</i>	-	0		
Saltfjellet	Restbestand <i>Remnant population</i>	1995	2 - 1995	2	5/5
Finnmark.	Restbestand <i>Remnant population</i>	1993	1 - 1993	3	2.5/7.5
Hardangervidda	Restbestand <i>Remnant population</i>	1998	2 - 1998	1	5/5
Snøhetta	Restbestand <i>Remnant population</i>	1997	2 - 1989	3	2.5/7.5
Børgefjell	Restbestand <i>Remnant population</i>	1998	6 - 1994	11	15/27.5
Dividalen	Restbestand <i>Remnant population</i>	1997	3 - 1991	5	7.5/12.5

fjellrevne henvises til å yngle i steinhi og urer. Overvåking av bestanden er følgelig langt vanskeligere enn i områder der fjellreven er knyttet til de klassiske hiene. Av de områdene som ikke har vært overvåket årlig er det klart at Nordfjella er blant de områdene som fortjener størst oppmerksomhet i framtida.

Jotunheimen/ Jostedalsbreen

Vi har ikke kunnet dokumentere ynglinger i dette området. Der er imidlertid flere observasjoner av fjellrev som sammen med kunnskap om fjellrevens habitatpreferanse skulle tilsi at området, som er svært bratt og høgtliggende, ikke er spesielt godt egna for fjellrev (Landa et al. 1998a).

Sognefjell

Enkeltstående observasjoner av fjellrev og spor er rapportert fra dette området, uten at vi har kartfestet gamle hi eller kan dokumentere ynglinger fra området.

Reinheimen (Ottadalen)

Vi har kartfestet flere fjellrevhi også i dette området, men har ikke kunnet dokumentere ynglinger i løpet av de siste åra. Vi har noen observasjoner av enkeltindivider, den siste fra høsten 1997. Det er imidlertid mulig at reproduksjoner kan ha forekommet uoppdaget.

Rondane

Seks gamle fjellrevhi er dokumentert i dette området. Tre av disse hiene har blitt overvåket årlig siden 1986, uten at vi har påvist yngling i disse. Det ble dokumentert en yngling i Rondane sommeren 1993. Ingen av de seks hiene viste synlig aktivitet av fjellrev vinteren 1995. Ett dyr ble riktignok sett under denne undersøkelsen. En radiomerka rev fra Snøhetta vandret over til Rondane i 1993, men returnerte seinere til Snøhetta. Fjellrev har blitt sett i Rondane så seint som i August 1998.

Knutshø

Sytten tidligere fjellrevhi er kartfesta i dette området. Det er enkelte synsobservasjoner av fjellrev fra dette området, og flere radiomerka rev fra Snøhetta har vært innom området.

Sølenkletten

Tre gamle hi-lokaliteter er tidligere beskrevet fra området uten at vi har observasjoner eller rapporter om fjellrev her.

Trollheimen

Tre gamle fjellrevhi er beskrevet fra området. Det var ingen tegn til aktivitet på disse hiene vinteren 1995. Det er heller ingen dokumenterte ynglinger i dette området på tross av at det har vært sett enkelte individer.

Forelhogna

Totalt har vi kartfestet 24 fjellrevhi i dette området, men uten at det er dokumentert yngling siden 60-tallet. Enkeltindivider har riktignok vært sett, sist så seint som i 1989.

Sylane

Reproduksjon har år om annet vært påvist i dette området siden 1980-tallet (Frafjord 1988). Det ble registrert aktivitet ved to av hiene i april 1995. Lokale kontakter har rapportert at 2-3 hi er i mer eller mindre fast bruk på den norske siden av riksgrensen. Reproduksjon ble dokumentert på svensk side i 1997, men det var ingen tegn på reproduksjon på norsk side. Ett av de tre hiene var bebodd denne sommeren.

Tydalen-Holtålen

Tre gamle fjellrevhi ble besøkt vinteren 1995, to av disse var da i bruk av fjellrev. Sommeren 1997 viste to hi tegn på aktivitet. Vi kunne imidlertid ikke påvise at det var

hvalper på disse hiene. De to andre hiene var ikke i bruk denne sommeren.

Meråker/Blåfjell

Flere gamle fjellrevhi er kjent (10-20), men det har ikke vært aktivitet ved disse hiene siden 1960-tallet.

Saltfjellet

Sju gamle fjellrevhi er blitt kartlagt og overvåket (av Statskog Salten) i dette området. Det er dokumentert aktivitet ved to av disse, og det var yngling på ett av hiene både i 1994 og 1995. Der var også aktivitet her sommeren 1996. Flere hi i tillegg til disse har blitt undersøkt av Fraffjord & Rofstad (1998), blant annet i områdene rundt Saltfjellet/Svartisen, hvor det har vært noen få reproduksjoner i løpet av de siste 10 åra.

Troms, unntatt Dividalen

Totalt er det kartlagt 10 hi i disse områdene. Det ble påvist yngling ved ett hi i Storfjord kommune i 1997 (Frafjord & Rofstad 1998).

Finnmark

Det er kartlagt i alt 38 hi innen fylket som til tider har vært overvåket i tidsrommet mellom 1986 og 1997. I alt er det dokumentert fem ynglinger, siste gang i 1997. Det er trolig flere ynglinger i tillegg til de som er dokumentert. En mer intensiv overvåking vil kunne bidra til en bedre kartlegging av status. Likevel er det faktum at kun tre av i alt 37 hi er benyttet av fjellrev et signal om at bestanden er liten.

6.2 Områder med regulær overvåking

I disse områdene er alle kjente fjellrev- og rødvrevhi kontrollert mer eller mindre regulært for en kortere eller lengre periode (Kålås et al. 1994, 1995., Strand et al. 1996, Strand 1997, 1998). Der er likevel mulig at det har forekommet ynglinger utenom de hiene som er overvåket. På grunn av den betydelige innsatsen som har vært brukt i forbindelse med overvåkingen, samt oppmerksomheten som har vært rettet mot fjellreven, er vi likevel av den oppfatning at kun et lavt antall ynglinger kan ha unngått å bli oppdaget.

Hardangervidda

Antall hi som har blitt undersøkt årlig har økt jevnt siden overvåkingen startet i 1993. Flest hi ble undersøkt i 1997 da vi blant annet prøvde å besøke de 136 hiene som opprinnelig ble beskrevet av Østbye og medarbeidere på 1970-tallet. Vi klarte å finne 46 av disse hiene og mange av disse var sterkt erodert, mens andre lå i områder som ikke ble undersøkt. Totalt besøkte vi 82 hi sommeren 1997. Smågnagertettheten dette året var i et mellomstadium, noe som skulle tilsi brukbare muligheter for at fjellreven reproduserte. I det minste var mattilgangen tilstrekkelig til at i alt 11 rødvrevfamilier reproduserte på den sentrale delen av Hardangervidda. På tross av dette kunne vi ikke dokumentere at noen hi

på selve Hardangervidda var i bruk av fjellrev. I områdene rundt Finse kunne vi imidlertid konstatere at det var en yngling. I alt 3 voksne og 7 hvalper ble fanget inn og radiomerket.

På tross av at fjellreven fortsatt ser ut til å bruke enkelte av hiene på Hardangervidda, ser det ikke ut til at det har vært økning i bestanden siden Østbye med flere foretok sine undersøkelser her på 1970-tallet. Det virker tvert om som om det har vært en nedgang i bestanden. Samtidig er det faktum at ingen fjellrev-ynglinger ble påvist under den store smågangertoppen i 1994, en sterk indikasjon på at fjellreven er borte fra Hardangervidda. Det har definitivt vært en nedgang i bestanden siden 1930 da Sømme (1932), Høst (1935) og Olstad (1945) beskriver henholdsvis 2, 3 og 4 reproduksjoner på et begrenset område mellom riksveg 7 og Normanns-Lågen. Overvåkingen av det samme området har påvist flere rødrevfamilier, men ikke fjellrev. Det er bare i de høgtliggende traktene rundt Finse at det med jevne mellomrom har vært dokumentert fjellrev-ynglinger siden 1970-tallet (Østbye et al. 1978). **Figur 2** viser fordelingen mellom gamle hi og dokumenterte ynglinger på Hardangervidda. Framtidig overvåking bør fokusere innsatsen mot de vestlige delene av Hardangervidda, områdene rundt Finse og Nordfjella.

Snøhetta

Fjellreven i Snøhetta er overvåket (hi-overvåking og radiotelemetri) siden 1988. I begynnelsen av dette arbeidet var hovedinnsatsen konsentrert om to hi-områder hvor det var yngling. Antall hi som er overvåket har økt gjennom hele perioden. På tross av at vi har økt

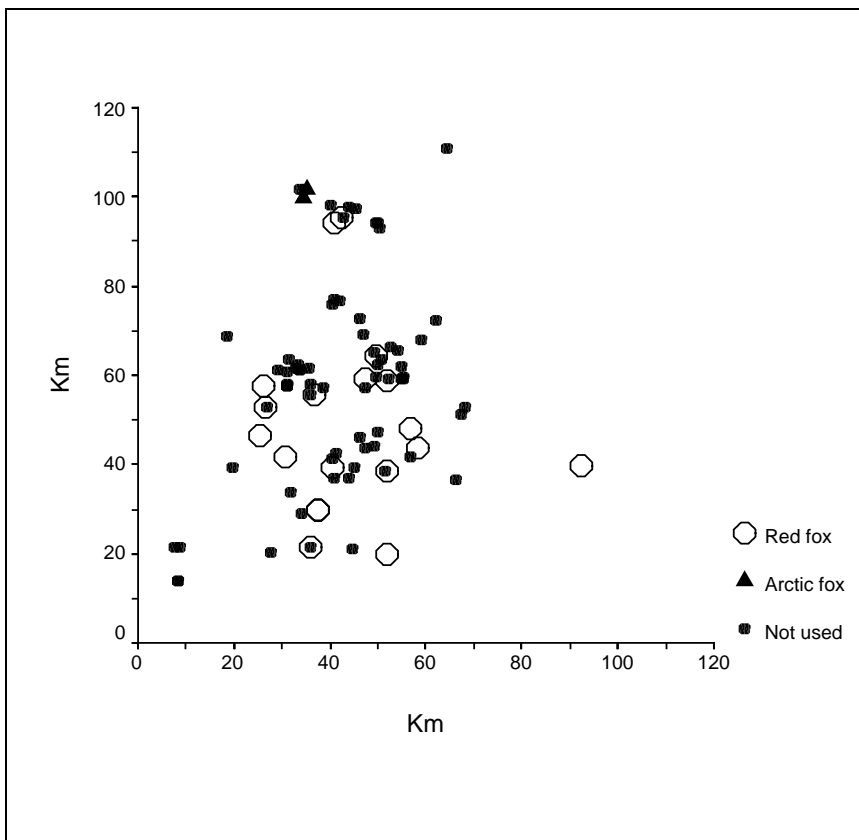
antall hi som undersøkes hvert år har ikke denne merinnsatsen medført flere fjellrevobservasjoner. Det er også lite sannsynlig at hvalpene fra enkelte reproduksjonsforsøk i perioden 1994-1997 har overlevd og bidratt til rekruttering i bestanden. Likeledes var dødeligheten blant de voksne revene større enn antallet unge rever som ble rekruttert, med den følge at den voksne bestanden gjennomgikk en reell nedgang i perioden 1990-1995 (Strand et al. 1998). Basert på dette kan vi dokumentere at bestanden er på minst en familie på slutten av 1990-tallet. Til og med i 1998, da det var en del smågangere i dette området, kan vi imidlertid ikke dokumentere at det var hvalper som overlevde fram til avvenning.

Børgefjell

Børgefjell ser ut til å være det eneste området i Norge hvor det er en funksjonell fjellrevbestand. Jevnlige topper i fjellrevens ynglesuksess har vært observert helt siden slutten av 1970-tallet. 1994 og 1998 er de siste åra med økning i smånagerbestanden på norsk side av riksgrensa. På tross av at bestanden er liten, ser den fortsatt ut til å dreie seg om et relativt stabilt antall rever. Svingningene i bestanden kan følges helt tilbake til 1970-tallet da fjelloppsynet først startet overvåkingen i Børgefjell (Strand et al. 1996).

Dividalen

Reproduksjoner har blitt påvist med mellomrom gjennom hele 1990-tallet, men bare 1-2 ynglinger i selv de beste åra.



Figur 2 Plott som viser alle kjente gamle fjellrevhi som har vært gjenstand for overvåking på Hardangervidda. Symbolene skiller mellom hi som har vært brukt av rødrev, fjellrev, eller som ikke har vært i bruk av rev. De mange hiene som ikke har vært brukt, og den store avstanden mellom hi som har vært i bruk, har sammen med andre forhold gjort at vi har tilbakevist at konkurranse med rødrev alene er en begrensende faktor for vekst i fjellrevbestanden. – *Plot of all known former arctic dens which have been monitored within Hardangervidda. Symbols denote status as being presently used by red foxes, arctic foxes, or not in use. The many unused dens, and the large distances between used dens have lead us to reject competition with red foxes as being a serious limiting factor for arctic foxes.*

7 Sammendrag av status og minimums bestandsstørrelse

Betydningen av enkeltstående observasjoner av fjellrev eller benyttede hi for å vurdere bestandssituasjonen er ikke uten videre gitt. Unge rever kan vandre over hundrevis av kilometer og besøke flere hi i løpet av sine vandring. Samtidig vil den kunne være gjenstand for observasjoner fra en rekke personer. Bruken av enkeltobservasjoner har således medført betydelig overestimering av bestandssituasjonen for andre pattedyr. Et nærliggende eksempel er overestimeringen som ble gjort av den norske bjørnebestanden på 1980-tallet (Kolstad et al. 1986, Elgmork 1988, Swenson et al. 1995). Det er også en risiko, ved dagens lave bestandsstørrelse, at enkelte dyr i realiteten er rever som har rømt fra oppdrettsanlegg. Ved lave bestandsstørrelser kan også enkeltindivider ha store problemer med å finne en make og representerer på denne måten ingen biologisk enhet. Vi har derfor laget et minimumsestimert som er basert på dokumenterte ynglinger, som følge av at dette er data som bekrefter tilstedeværelsen av funksjonelle biologiske enheter, eller i det minste et par kjønnsmodne rever.

Vi presenterer to forskjellige minimumsanslag på bestandsstørrelsen. Først har vi beregnet bestandsstørrelsen fra det året det er observert flest ynglinger i det enkelte området i løpet av de sju siste årene. Reproduksjonen hos fjellrev varierer mye mellom år. Ved å velge det største antallet reproduksjoner over flere år, har en således muligheten til å observere flest mulig av parene som befinner seg innenfor området. I tillegg til det reproduserende paret har vi "tillatt" hver familie å ha i gjennomsnitt 0.5 kjønnsmodne rever (hjelpere). Dette er vanlig hos fjellrev ettersom enkelte hvalper fra tidligere kull vil komme tilbake til foreldrenes leveområde (Frafjord 1991, Strand et al. 1998b). Vi har således multiplisert det største antallet reproduksjoner som er observert innen et område med 2.5 for å gi et estimat på bestandsstørrelsen. Den andre metoden baseres på at alle bebodde hi kun brukes av en familie, og at denne familien ikke skifter hi i løpet av studieperioden (Strand et al. 1998b). Med andre ord multipliserer vi her alle hi hvor det har vært observert yngling minst en gang de siste sju årene med 2.5. Denne metoden vil gi noe høyere minimumsestimert enn den første metoden.

Basert på det som finnes av tilgjengelige data (**tabell 3**), er det minst 7 restbestander som har overlevd fram til slutten av 1990-åra (Hardangervidda-Nordfjella, Snøhetta, Tydalen-Holtålen, Sylane, Børgefjell, Saltfjellet og Dividalen). I tillegg til dette kommer flere spredde reproduksjonsforsøk i Finnmark (se Frarfjord & Rofstad 1998 for detaljer). På den annen side ser det ut for at fjellreven har forsvunnet fra 8 områder vi har forsøkt å

skaffe data fra. Med unntak av Børgefjell har vi ikke klart å dokumentere mer enn tre reproduksjonsforsøk i ett område i løpet av ett år. For de enkelte områdene ser vi at storparten av arealet ikke er i bruk av fjellrev. Som følge av det må vi anta at samtlige av de gjenværende bestandene er kritisk små. Selv i Børgefjell kunne vi bare dokumentere et maksimum på seks reproduksjoner i to av åra (1993 og 1994), noe som gir et estimat på 15-27 voksne rever på den norske siden av riksgrensa. Samlet for alle områdene som er undersøkt, gir våre metoder et antall på 40-53 voksne fjellrever (inkludert ungdyr som fungerer som "hjelpere"). Med andre ord omkring 50 individer i området mellom Hardangervidda i sør til Tana i nord, en strekning på mer enn 1400 km.

En må ta i betraktning at Sylane, Børgefjell, Saltfjellet og Dividalen grenser inn mot Sverige også har fjellrev i de tilgrensende fjellområdene (Frafjord & Rofstad 1998). Undersøkelser som er gjort både i Sverige og Finland viser imidlertid at også disse bestandene er små (Angerbjörn et al. 1995, Kaikusalo & Angerbjörn 1995), og at et kombinert populasjonsestimert ikke gir vesentlig grunn til økt optimisme. I tillegg er de gjenværende bestandene i Sør-Norge (Hardangervidda og Snøhetta) klart isolert fra nordlige bestander (Strand et al. 1998c) og underlagt betydelig risiko for utdøing (Loison & Strand 1998, Loison et al. submitted). Dersom vi kombinerer dataene vi har presentert her med data fra Nordkalotten (Frafjord & Rofstad 1998), er det sannsynlig at det totale antallet fjellrev i Fennoskandia neppe overstiger 200 voksne individer.

Når det gjelder dette bestandsanslaget er det viktig å ta i betraktning at vi ikke kan gi et statistisk mål på estimatets holdbarhet. Det er flere grunner til at vi på tross av denne usikkerheten har valgt å lage et slikt estimat, og at vi mener at det på tross av sine svakheter er et rimelig godt estimat. For det første finner vi det usannsynlig at vi skal ha oversett et stort antall rever eller reproduksjoner i Sør-Norge. Fotturister, fjelloppsyn og jegere vil i løpet av et år mer eller mindre dekke de Sør-Norske fjellområdene, og i den grad det finnes et større antall fjellrev i et område, ville vi forventet at dette ble oppdaget og rapportert. Denne antagelsen støttes av det faktum at vi ikke har klart å finne vesentlig mer fjellrev til tross for at vi i løpet av den siste tiårsperioden har økt antall hi som overvåkes betraktelig. Med andre ord er det trolig at de fleste av fjellrevfamiliene som finnes var kjent for vårt kontaktnett allerede da vi startet undersøkelsene. I Nord-Norge (spesielt i Finnmark) er det større områder og mindre ferdsel, og følgelig også større muligheter for et større antall hi og rever enn det vi i dag har kjennskap til. Selv i disse områdene er det imidlertid kun i en liten del av de kjente hiene det er påvist ynglinger. De fleste hiene har faktisk ikke vært i bruk av fjellrev, hvilket er sterke indikasjoner på at fjellrevbestanden er langt mindre enn den var i tidligere tider.

Den lave tettheten bidrar til at kjente estimeringsmetoder, som samtidig tillater beregninger av den statistiske usikkerheten forbundet med estimatene, ikke er brukbare på fjellrev. På den annen siden er det store antallet ubrukte hi en klar indikasjon på at bestanden er meget lav sammenlignet med tidligere tider. Tatt i betraktning de lave bestandsestimatene, samt resultater fra en nylig gjennomført levedyktighetsanalyse (Loison & Strand 1998) og molekylære data som viser at de norske fjellrevbestandene er isolert og har lite genetisk variasjon (Strand et al 1998c), burde dette medføre at fjellrevens "rødliste-status" ble endret fra å "kun" være sårbar til å være direkte truet som art i Norge (Rinden 1998).

8 Utdøing i forhold til størrelse på fjellområdene

Populasjonsdynamisk teori forutsier at større bestander vil ha mindre risiko for utdøing enn små bestander (Loison & Strand 1998). Hos en territoriell art som er begrenset til en relativt smal habitatsone slik fjellreven er i Sør-Norge (Angerbjørn et al. 1997, Landa et al. 1998a, Strand et al. 1998b), kan vi regne med at det er en sammenheng mellom størrelsen på tilgjengelig habitat og antall territorier eller bestandsstørrelse. Vi kan derfor teste sammenhengen mellom bestandsstørrelse og utdøingsrisiko ved å sammenligne størrelsen på fjellområder der fjellreven har overlevd, med størrelsen på områder der fjellreven har dødd ut.

Fjellreven benytter en relativt smal habitatnisje (Landa et al. 1998a). Vi beregnet således størrelsen på fjellrevens tilgjengelige habitat i de enkelte områdene som det arealet som ligger innenfor en høyde av ± 300 m av gjennomsnittshøgda for okkuperte fjellrevhi i området (**tabell 3**). Data fra radiomerka fjellrever i Snøhettaområdet bidrar til å bekrefte disse tallene ved at 75% av alle posisjoner lå innenfor dette høgdeintervallet. Ved å dele landet inn i fire regioner (Dividalen, Børgefjell, Dovrefjell og Hardangervidda) beregnet vi således størrelsen på det tilgjengelige habitatet ut fra høgdekvotene i forhold til gjennomsnittlig høyde av bebodde hi. Vi brukte ARC/INFO og digitale kart over Norge i målestokk 1:250 000 i beregningene. Vi gjorde ingen forsøk på å kompensere for forskjeller mellom kartareal og det faktiske overflatearealet i hellende terreng. I tillegg beregnet vi arealet for alpine områder ut fra det digitale, nasjonale vegetasjonskartet. De fleste fjellområdene hadde naturlige og gjenkjennelige avgrensninger. I enkelte tilfeller var vi imidlertid tvunget

Tabell 3 Beregnet areal av tilgjengelig fjellrevhabitat i 11 forskjellige fjellområder, sammen med dokumenterte reproduksjoner i løpet av de siste 10 åra (1 = dokumentert reproduksjon, 0 = ikke dokumentert reproduksjon). - *The range and map area of suitable arctic fox altitudes, and the total area of alpine vegetation, in 11 mountain plateaus. Documented arctic fox reproduction during the last 10 years is indicated by a "1", no documented reproduction by a "0".*

Fjellområde <i>Plateau Area</i>	Egnede habitat <i>Suitable habitat</i>		Fjellrevhabitat <i>Arcitic Fox Habitat</i>	Fjell vegetasjon <i>Alpine vegetation</i>	Reproduksjon <i>Reproduction</i>
	Min	Max			
Sølenkletten	1100	1499	275	546	0
Børgefjell	800	1099	1660	1447	1
Dividalen	700	999	1626	3168	1
Forelhogna	1100	1499	193	1395	0
Hardangervidda	1200	1499	3526	11506	1
Knutshø	1100	1499	728	1332	0
Reinheimen	1100	1499	1551	3567	1
Rondane	1100	1499	1005	1609	1
Setersdal	1200	1499	552	4601	0
Snøhetta	1100	1399	1100	3386	1
Trollheimen	1100	1399	485	1502	0

til å gjøre mer subjektive valg i forhold til områdenes avgrensning, og i enkelte andre tilfeller måtte vi inkludere mindre enheter som var dels avskåret fra hovedområdene.

Resultatene fra disse beregningene viser klart (på tross av at arealberegningene har enkelte begrensinger) at fjellreven har hatt en større overlevelse i de største fjellområdene ($X^2 = 15.1$, $df = 1$, $p < 0.01$). Dette skyldes trolig at disse områdene hadde større bestander i utgangspunktet, og støtter hypotesen om at de større bestandene har mindre risiko for utdøing. På tross av at dette er en klar prediksjon fra økologisk teori, er det faktisk få publiserte eksempler som viser dette så klart som det kan gjøres med fjellreven i Sør-Norge. De fleste andre studier som har vist dette fenomenet har sett på antall arter på øyer, eller på fjelltopper (f.eks. Brown 1971). Problemet med disse studiene er imidlertid manglende dokumentasjon på i hvilken grad artsmangfoldet på disse områdene/øyene skyldes at arter har dødd ut eller om de overhode har kolonisert disse områdene. Fjellreven er derfor et spesielt eksempel, som følge av at vi kan dokumentere at denne arten tidligere har eksistert i de små områdene (basert på hi-funn). Tilsvarende dokumentasjon på lokale utdøingsprosesser har vært publisert av Berger (1990) og Rodriguez & Delibes (in prep), hvor større bestander av snøsau (*Ovis canadensis*) og ibirsk gaupe (*Lynx pardinus*) hadde større overlevelse enn små populasjoner. Disse dataene gir også direkte støtte til hypotesen som forklarer den manglende bestandsveksten hos fjellrev som en kombinasjon mellom effekter av utbredelse og demografi (Loison & Strand 1998, se neste avsnitt).

9 De ulike hypotesene for hvorfor fjellreven ikke har økt i antall etter fredningen

9.1 Den opprinnelige bestandsnedgangen

Årsaken til den opprinnelige bestandsnedgangen ser ut til å være effekter av høyt jaktpress ved starten av dette århundret fram mot 1920-åra (Hersteinsson et al. 1989). Høye skinnpriser og offentlig skuddpremie må ha motivert for en høy etterstrebelse selv i avsidesliggende områder. Bestandsnedgangen i de første ti åra av dette århundret var faktisk så dramatisk at flere forskere vurderte om fjellreven var utryddet i hele Skandinavia (Lönnberg 1927, Høst 1935). Utisiktet dødelighet ble også vanlig som resultat av at giftåter ble brukt både mot rødvov og Jerv (*Gulo gulo*). Ulykker som påkjørsler og ulovlig avlivning i enkelte områder har også forekommet i åra etter at fredningen ble innført (Østbye et al. 1978, Østbye upublisert, Pedersen 1985).

Et større spørsmål er hvorfor fjellreven ikke har økt i antall etter at fredningen ble innført for 69 år siden. Dette er spesielt overraskende når vi tar i betraktning at andre bestander av rovdyr har økt raskt i antall etter at de ble fredet for 10-20 år siden (Swensson et al. 1995, Landa et al. 1998b). En rekke hypoteser har blitt fremmet for å forklare dette (Haglund & Nilsson, 1977, Hersteinsson et al. 1989, Strand et al. 1998a). Etter vår oppfatning er det ingen av disse hypotesene som alene og isolert sett kan forklare fjellrevens bestandsutvikling, men at flere av de faktorene som fremmes i de ulike hypotesene kan ha påvirket fjellrevbestanden. I de neste avsnittene av denne rapporten skal vi gå gjennom hver enkelt av hypotesene, og konkluderer med å fremme en ny hypotese som knytter fjellrevens høye sårbarhet til en kombinasjon av egenskaper ved det alpine miljøet den lever i og fjellrevens livshistorie. Denne hypotesen åpner også for mekanismer som kan påvirkes gjennom aktiv forvaltning.

9.2 Mangel på kadavre som følge av at de store rovdyra er utryddet

Større rovdyr som ulv (*Canis lupus*), jerv, bjørn og gaupe (*Lynx lynx*) har vært fåtallige i Norge de siste 100 åra, dels som følge av den statlige skuddpremieordningen som ble innført i 1876. En hypotese forklarer fjellrevens bestandsnedgang med at fjellreven var avhengig av å spise åtsler som etterlates av de store rovdyra (Haglund & Nilsson 1977, Hersteinsson et al. 1989). Hypotesen oppstod på grunnlag av enkeltstående observasjoner av fjellrev som hentet mat fra åtsler - f.eks. åtsler etter

isbjørn (*Ursus maritimus*) på isen. Det er flere forhold som bidrar til å redusere holdbarheten av denne hypotesen. (1) Det er ikke noen kvantitative data som støtter antagelsen om at rester fra større kadavre utgjør en viktig del av fjellrevens diett (MacPherson 1969). (2) Fjellrevens naturlige habitat er alltid nord for eller over tregrensa (Hersteinsson et al. 1989, Landa et al. 1998a). I slike habitater vil ulven finnes ved svært lave tettheter (omtrent en flokk pr 500-1000 km²). Ved slike tettheter er det svært usannsynlig at det vil være igjen mye åtsel etter at ulvene har klart å drepe et hjortedyr innenfor et fjellrevterritorium. (3) I Sør-Norge ble ulven jaktet til grensen av utryddelse 30-50 år før fjellreven ble fåtallig (Elgmork 1996). (4) I løpet av 1960-, 70- og 80-tallet økte flere av de sør-norske villreinbestandene til tettheter som medførte betydelig vinterdødelighet hos kalver og ungdyr (Skogland 1994). Kadavrene fra disse dyra ville vært tilgjengelige som mat for fjellreven, men det ble likevel ikke observert noen vesentlig økning i fjellrevbestanden i løpet av disse periodene. Andre åtselere som ravn (*Corvus corax*), kongeørn (*Aquila chrysaetos*) og kråker (*Corvus corone*), vil trolig også finne slike åtsler i fjellet, og jerv og rødrev er trolig i stand til å dominere ved kadavrene og dermed kunne holde fjellreven vekk fra denne matkilden. Det er også en mulighet for at ulv vil kunne drepe fjellrev, og ta over og utvide fjellrevens lokaliteter (Marquaad-Pedersen 1994, 1998). (5) Gaupe og jerv har økt i antall i Nord-Skandinavia i løpet av de siste 10 åra, noe som blant annet har medført økt predasjon på tamrein, men ikke medført økning i fjellrevbestanden. (6) Fjellreven er tilpasset til, og kan overleve i miljøer som alltid har manglet større rovdyr (Svalbard, Island, store deler av Grønland og øyer langs kysten av Alaska og Sibir).

9.3 Direkte effekter av klimaendringer

Det er påstått at det har skjedd en viss oppvarming av klimaet i Skandinavia i løpet av de siste hundre årene, og at rødreven som følge av dette har ekspandert opp i fjellet (Hersteinsson et al. 1989, Beniston et al. 1997). Dataene som understøtter dette er imidlertid noe vage og til dels motstridende i forhold til de komplikasjonene som er forbundet med å tolke effekter av klimaendringer og heving av skoggrensa (Aas & Faarlund 1995, Oksanen et al. 1995, Hofgaard 1997). Det er riktig nok noe data som indikerer at grensa for furuas utbredelse går noe høyere i dag enn den gjorde for hundre år siden, men det er også data som antyder at klimaet har blitt noe kaldere i Skandinavia i løpet av siste halvdel av dette århundret (Kullman 1993). Det er klart at det ikke har vært noen dramatisk endring av skoggrensa eller den generelle produktiviteten i fjellet de siste 70 åra som avviker vesentlig fra svingningene vi har hatt i klimaet i historisk tid (Moe & Odland 1992). Det er derfor vanskelig å se at klima alene skulle bidratt til å forhindre vekst i fjellrevbestanden, særlig når vi tar i betraktning de betydelige klimasvingningene vi kjenner i løpet av

den lange perioden fjellreven har hatt tilhold i dette landet (Frafjord & Hufthammer 1994).

9.4 Interaksjoner med rødrev

Fjellreven og rødreven er arter som på mange vis er like og som har mange likhetstrekk i sin økologi (Hersteinsson & Macdonald 1982). Rødreven er ikke i samme grad tilpasset et varierende miljø, og kan på grunn av at den er større enn fjellreven ha problemer med å få fylt sine primære energibehov i alpine omgivelser (Hersteinsson & Macdonald 1992). Rødreven har okkupert mange av de lavtliggende fjellrevhiene i Norge (Østbye et al. 1978, Strand et al. 1998a, Linell et al. in press). Som følge av at rødreven har okkupert mange av de mest lavtliggende hi-områdene, har den også overtatt de mest produktive områdene. Dette kan gi rødreven visse konkurransefordeler. Til tross for at hiene er viktige for fjellreven og kan være en begrensende faktor generelt sett (Meia & Weber 1992), er det likevel lite trolig at fjellreven konkurrerer med rødreven om disse hiene, fordi de fleste hiene og omliggende områder oftest ikke er i bruk av hverken fjellrev eller rødrev (**figur 2**). Dersom det er konkurranse om utnyttelse av ressurser er det mer trolig at denne oppstår mellom fjellrev og små mårdyr som snømus og røyskatt enn med rødrev. Tettheten av disse små mårdyra er sannsynligvis større, og de har den fordel at de er i stand til å jakte under snøen om vinteren (Henttonen et al. 1987, Korpimäki et al. 1991).

En annen mulighet er at rødreven er i stand til å fortrenge eller drepe fjellrev. Aggressive interaksjoner og predasjon mellom rovdyrarter er et vanlig fenomen (Polis et al. 1989, Palomares in prep). Vi vet for eksempel at forsøk på tilbakeføring av Swift fox (*Vulpes velox*), Kit fox (*Vulpes macrotis*) og Black-footed ferret (*Mustela nigripes*) har vært hemmet på grunn av predasjon fra Coyoter (*Canis latrans*) og ulike rovfugler i Nord-Amerika (Cyber & Scrivner 1992, Clark 1994, Eliason & Berry 1994, Ralls & White 1995). Videre vet vi fra kontrollerte eksperimenter at fjellrev unngår direkte konfrontasjoner med rødrev, og at fjellrevhvalper i enkelte tilfeller har blitt drept av rødrev (Rudzinski et al. 1982, Schamel & Tracy 1986, Frafjord et al. 1989, Tannerfeldt 1997, Strand pers. obs.). Det er på tross av dette lite trolig at tettheten av rødrev i fjellet er så stor at den kan ha en populasjonseffekt som har påvirket hele det alpine økosystemet. Forskjellene i kroppsstørrelse mellom rødrev og fjellrev er også betydelig mindre enn de eksemplene vi har med effekter av coyote og små hundedyr og små mårdyr. En annen faktor av betydning er at økningen i rødrevbestanden først er målbar 20 år etter at fjellreven ble fredet, og derfor ikke gir noen forklaring på hvorfor fjellrevbestanden ikke økte i antall i åra mellom økningen i rødrevbestanden og fredningen. Vi vet også at rødrev har ynglet i umiddelbar nærhet av fjellrev uten at dette ser ut til å påvirke hverken fjellrev eller rødrev. I sum er det mulig at rødreven har påvirket fjellreven ved at den har overtatt hi som ligger i de lav-

alpine områdene, men vi vurderer det som usannsynlig at det er nok rødvrev til at det kan ha hatt de dramatiske populasjonseffektene som vi ser hos fjellreven. Predasjon på fjellrev fra både jerv, fjellvåk og kongeørn er kjent (Garrot & Eberhart 1982, Tannerfeldt 1997, Strand pers. obs.) og indikerer at predasjon fra andre rovdyr ikke er et nytt og ukjent fenomen i fjellrevbestandene. Det er faktisk flere dokumenterte tilfeller av at rovfugler har drept fjellrev enn det vi vet om rødvrev (Frafjord 1991b, Menyushina 1994). Det er også viktig i denne sammenheng å nevne at det vi kjenner til av dødelighetsrater hos skandinavisk fjellrev (se Loison & Strand 1998), ikke er større enn det vi kjenner fra andre områder med "sunne" fjellrevbestander.

9.5 Økt forstyrrelse fra mennesker

Fjellreven kan være ekstremt tolerant ovenfor forstyrrelser fra mennesker (Eberhardt et al. 1982), og det er liten grunn til å tro at veier eller andre tekniske inngrep vil kunne virke som barrierer. Mat som kommer som avfall fra mennesker kan være en ekstra matkilde for fjellrev, men kan også være en fordel for rødvrev. Jernbanen mellom Oslo og Bergen kan ha bidratt til økt dødelighet i restbestanden av fjellrev som holder til rundt Finse. I gjennomsnitt ble det drept en rev hvert annet år her i løpet av 1970- og 1980-åra (Østbye et al. 1978, Pedersen 1985). Dagens tog som har et lukka toalettsystem, vil trolig bidra til at det er mindre rev enn tidligere som trekkes inn til jernbanelegemet. Dette vil trolig bidra til å redusere faren for påkjørsler. På tross av at enkelte rever ble skutt og fanget i løpet av de første tiåra etter at fredningen ble innført (Østbye et al. 1978) er det i dag ikke grunn til å tro at irregulær avgang er av betydning.

9.6 Negative effekter av rømte oppdrettsrever

Fra tid til annen rømmer det rever fra oppdrettsanlegg (Frafjord 1985). Det er imidlertid få rapporter om at slike individer har klart å etablere seg og reprodusert i fri natur. På tross av at enkelte individer skulle klare å etablere seg i fjellet er det i dag så mange ledige territorier at vi kan se bort fra effekter av konkurranse. Det er derfor god grunn til å se bort fra at rømte oppdrettsrever skulle kunne hatt en betydning for den manglende bestandsveksten i de ville populasjonene. Den største risikoen forbundet med rømt oppdrettsrev kan være overføring av parasitter eller sykdommer. En annen fare er innblanding av genetisk materiale fra rømte rever. Tatt i betraktning den lave bestandstettheten i de ville bestandene, er det en betydelig risiko for at en rømt oppdrettsrev vil ha potensiale til å endre den genetiske strukturen i en vill bestand betydelig. Konsekvensene av dette bør fokuseres på i framtidige studier.

9.7 Sykdom

Det er en mulighet at sykdom som enten er overført fra ville dyr (eks. skabb) eller fra rever som har rømt fra oppdrett har påvirket fjellrevbestanden negativt. Vi vet imidlertid lite om både forekomsten av parasitter og sykdommer hos de ville fjellrevene. Det har vært dokumentert noen få tilfeller av reveskabb hos fjellrev (Klaesson 1987, Mörner 1988), men ingen observasjoner fra Skandinavia av øremidden som har medført drastiske effekter på fjellrevbestander på enkelte sibirske øyer (Goltsman et al. 1996). Studier av radiomerka voksne og unge fjellrever i Skandinavia gir ingen indikasjoner på at revene her har dårligere overlevelse enn rever i andre områder (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996, Strand et al. 1998b, Loison & Strand 1998), noe vi ville forventet dersom sykdom eller andre dødelighetsfaktorer bidro til å forklare fjellrevens bestandsnedgang. Det er imidlertid et betydelig behov for å studere forekomsten av sykdommer og parasitter hos fjellrev.

9.8 Innavlsdepresjon

Generell teori forutsier at isolerte og små bestander vil bli innavlet over tid, og at slike populasjoner potensielt vil ha redusert vitalitet som følge av innavl (reduerte reproduksjonsegenskaper, overlevelse etc.). På tross av at innavlsdepresjoner er relativt godt dokumentert i rovdyrbestander som holdes i fangenskap, for eksempel fjellrev (eg. Valberg 1993), er bevisene for at slike effekter opptrer i ville bestander svært begrensede (Lande 1988). Genetiske analyser av fjellrev fra Svalbard, Norge og Russland, både på mt-DNA og kjerne-DNA, har dokumentert at fjellreven i Norge har lite variasjon sammenlignet med de større bestandene på Svalbard og i Sibir (Strand et al. 1998c). Dette betyr imidlertid ikke at vi har dokumentert at revenes problem har et genetisk opphav. Inntil vi har mer data og andre studier som knytter sammen effektene av redusert genetisk variasjon og populasjonsdynamiske effekter, er det ikke mulig å konkludere i forhold til de potensielle effektene av at fjellrevbestandene har lite genetisk variasjon.

9.9 Kritiske bestandsstørrelser i et fragmentert landskap

I områder der lemen og andre smågnagere har sykliske bestandsforløp, kjennetegnes fjellrevens bestandsdynamikk av at det er stor årsvariasjon i reproduksjon (Macpherson 1969, Angerbjörn et al. 1995, Tannerfeldt 1997, Strand et al. 1998d,e). I år med god tilgang på smågnagere vil fjellreven kunne få spesielt store kull i disse områdene (Tannerfeldt & Angerbjörn in press). Modeller som ble laget av Loison & Strand (1998) har vist at fjellrevens evne til å få store kull og livslengde, er en tilpasning til de sykliske variasjonene i mattilgang. En konsekvens av slike miljøer er at nok dyr må overleve

bunnfasene av en syklus, perioder med lite smånagere, for at den skal klare å utnytte den store mattilgangen neste gang det er en topp i smånagersyklus. Dette er særlig viktig hos fjellreven i og med at generasjonstida er mer eller mindre identisk med perioden til en smånagersyklus. En konsekvens av dette er at fjellrevbestanden vil være svært sensitiv for små endringer i voksen overlevelse, eller endringer i smånagersyklus. Dersom modellparametrene er riktige, vil 20% endring i voksen overlevelse kunne medføre 70% endring av bestandens overlevelse i løpet av 50 år (Loison & Strand 1998). Små og isolerte fjellrevbestander vil med andre ord være ved tilnærmet en konstant høy risiko for utdøing.

Innvandring av et fåtall dyr til en bestand som er i bunnfasen av syklus, vil kunne bidra til å erstatte rever som har dødd, og på denne måten ha en betydelig evne til å stabilisere bestanden. Studier av lemen og andre av fjellrevens potensielle byttedyr, har ofte vist at det er en viss grad av rommelig variasjon i disse bestandene over avstander på 500m til 50-200 km (Myrberget 1973, Högstedt et al. 1991, Framstad & Stenseth 1993, Pitelka & Batzli 1993, Stenseth & Ims 1993, Krebs et al. 1995, Potapov 1997, Strand et al. 1998e). I og med at fjellreven har et stort potensiale for å kunne vandre over store avstander (Eberhardt & Hanson 1978, Garrot & Eberhardt 1987, Tannerfeldt & Angerbjörn 1997, Strand et al. 1998b, Fuglei et al. 1998) er det sannsynlig at innvandrende individer som er født i et område der mattilgangen er høy, har en stabiliserende effekt på fjellrevbestanden (Strand et al. 1998e). I sum indikerer dette at fjellrevbestandene til en viss grad er avhengig av en metapopulasjons struktur for å kunne overleve på sikt. Vi vet imidlertid ikke hvilket nivå som er den funksjonelle enheten i denne metapopulasjonen (territorium/familie, eller fjellområde).

I løpet av 1930-tallet var fjellrevbestanden redusert til et fåtall isolerte bestander. Etter hvert som flere av disse små restbestandene døde ut (eks. fjellrevene som hadde tilhold på de sentrale delene av Hardangervidda fram mot 1960-tallet, eller i Forelhogna og Knutshø), ble denne fragmenteringen enda mer ekstrem enn den var i utgangspunktet. Denne prosessen kan effektivt ha fjernet den stabiliserende mekanismen som lå i innvandring, og således eksponert de gjenværende bestandene for en høyere utdøingsrisiko (Fowler & Baker 1991, Hopper & Raush 1993). Vi så eksempler på dette blant de radiomerka fjellrevene i Snøhetta, både ved at den voksne bestandsstørrelsen totalt sett ble redusert gjennom studieperioden, og ved at rever som mistet sin partner ikke klarte å finne en ny make (Strand et al. 1998b).

I sum kan derfor overbeskatningen av fjellrevbestanden ha medført at bestanden ble presset under en kritisk størrelse som er nødvendig for å kunne opprettholde inn- og utvandringdynamikken som er nødvendig for at de lokale bestandene skal ha langsiktig overlevelse. En

slik ut utvikling medfører at fjellrevbestanden i øyeblikket er i en "**demografisk felle**", der vekst i bestanden er forhindret på grunn av den lave bestandstettheten, og hvor tettheten er så lav at den på sikt medfører utdøing. Denne hypotesen ekskluderer ikke at også andre faktorer (f.eks. klima og konkurranse med rødvov) kan ha negative effekter på fjellrevbestanden.

10 Kan vi sikre fjellreven ei framtid i Norge?

Alle data som vi har behandlet i de foregående avsnittene gir klare indikasjoner på at fjellreven er i tilbakegang og at den lokalt står i fare for å dø ut. Sett både hver for seg og totalt må vi regne med at fjellrevbestandene er svært sårbare og at de har en høy utdøingsrisiko. I og med at de allerede har vært fredet i 68 år uten at bestandssituasjonene har blitt forbedret, er det i dag usannsynlig at dette vil skje uten at det settes i verk tiltak som bidrar til å øke bestanden. Vi må derfor reise spørsmålet: "Kan vi sikre fjellreven ei framtid i Norge"?

Svaret vi kan gi er (som alltid) preget av at vi mangler data og kunnskap. Vi kan likevel isolere tre forhold som er av betydning for svaret på spørsmålet.

- 1) Kjenner vi årsaken til bestandsnedgangen?
Samtlige som har reist dette spørsmålet har kommet til den konklusjon at overbeskatning rundt århundreskiftet var årsak til bestandsnedgangen. Mekanismen bak nedgangen skulle dermed også være eliminert i og med at fjellreven i dag er fredet og har vært det i 68 år.
- 2) Kjenner vi årsaken til at bestanden ikke er i vekst?
De forutgående avsnittene i rapporten gir en vurdering av de ulike hypotesene, og konkluderer med at ingen av de enkeltstående faktorene som har vært drøftet alene vil kunne ha potensiale til å gi en populasjonseffekt som har rammet hele det alpine økosystemet. Vi oppsummerte de ulike hypotesene og presenterte en ny hypotese vi har kalt en "demografisk felle". Denne hypotesen forklarer den manglende bestandsveksten hos fjellrev med at bestandene ble presset under en kritisk størrelse, og samtidig fragmentert i en slik grad at den stabiliserende effekten av innvandring til de lokale bestandene er borte. Det eksisterer i dag ingen bevis for at denne hypotesen medfører riktighet, men dette er den første helhetlige hypotesen som er laget for å forklare fjellrevens bestandsutvikling. Med helhetlig forståelse vi at den gir rom for at også de andre faktorene kan ha bidratt negativt, men at hypotesen bygger på en samlet forståelse av både fjellrevens bestandsdynamikk og særtrekk ved det sør-norske fjellmiljøet. Tiltakene som foreslås i **kapittel 14** av denne rapporten vil kunne bidra til en eksperimentell test av hypotesen.
- 3) Er det fortsatt nok habitat tilgjengelig for fjellreven?
På tross av at det har vært til dels betydelige endringer av fjellet og fjellfaunaen i løpet av det siste hundreåret er vi av den oppfatning at det fortsatt er nok habitat for fjellreven. Det faktum at fjellreven har overlevd så lenge som den har gjort er en bekreftelse på at habitatet ikke er fullstendig uegnet for fjellrev. Det er riktignok en del spørsmål

som er reist i forhold til effekter av hardt beitepress fra herbivorer (sau og rein), og hvilke effekter dette kan ha på vegetasjon og smågnagere (Seldal et al. 1994). Det er imidlertid så langt ingen data som beviser at det har vært et sammenbrudd i fjelløkosystemet. De fleste av de endringene som har skjedd har vært i forbindelse med menneskelig aktivitet i de alpine områdene, særlig i form av vegbygging og fritidsbruk i fjellområdene. I og med at fjellreven har høy toleranse for mennesker og tekniske installasjoner er det lite sannsynlig at dette har vært fatalt for fjellreven (Eberhardt 1977, Eberhardt et al. 1982). Andre argumenter som også taler for at habitatet fortsatt er godt, er at rødreven ser ut til å klare seg rimelig bra i de lavalpine områdene. Videre har radiomerka fjellrever vist relativt god overlevelse, noe som også støtter antagelsen om at habitatet fortsatt har kvaliteter for fjellreven. Flesteparten av de andre rovdyra som også er avhengige av smågnagere finnes i gode bestander (Gjershaug et al. 1994). Det er i denne sammenhengen interessant at det har vært en nedgang i snøugle-bestanden (*Nyctea scandiaca*), men at det var en betydelig bestand i mange fjellområder (deriblant på Hardangervidda) i lang tid etter at fjellreven ble fredet (Hagen 1952, 1960, Farnes 1994, Gjershaug et al. 1994). I 1959 fant Hagen (1960) i alt 13 snøugler på Hardangervidda, men ingen fjellrever i de samme områdene. Dette på tross av at mange gamle fjellrevhi innefor dette området ble undersøkt. Dette gir sterke indikasjoner på at smågnager-bestandene var store nok til å opprettholde bestander av andre smågnager-spesialister, og at andre mekanismer således må ha påvirket fjellrevbestandene.

Vi har i dag ikke kvantitative data som tillater oss å teste i hvilken grad det totalt sett er mindre smågnagere i forhold til det som var tilfelle før fredningen. Det er ingen datasett som viser at det har vært endringer av betydning i smågangersykklisiteten. Vi har tidlige tilbakevist mulige effekter av at ulven er utryddet (i fjellet), som følge av at ulven var forsvunnet lenge før nedgangen i fjellrevbestanden. Det er heller ikke data som tilsier at forurensninger skal ha påvirket fjellreven negativt (Strand et al. 1998f).

I sum indikerer det vi har av opplysninger, at fjellrevens problemer er knyttet til bestandenes demografi framfor konsekvenser av endringer i fjellet. I og med at 68 år med fredning ikke har bidratt til vekst i bestandene virker det i dag som om det må settes inn direkte tiltak rettet mot fjellreven for å få vekst i bestandene. I de neste avsnittene av denne rapporten presenterer vi et tredelt forslag til forvaltningplan. De enkelte delene av denne planen er samlet rundt videreføring av det som i dag er igangsatt av overvåking og forskning på fjellrev, og behovet for mer detaljerte forvaltningsplaner for restbestanden av fjellrev på Hardangervidda/ Nordfjella og Børgefjell.

11 Framtidig overvåking og forskning

Grunnlaget for de ideene og hypotesene som ble presentert i **kapitlene 9 og 10** representerer et sammendrag av det som er tilgjengelig av data og kunnskap om den skandinaviske fjellreven. På tross av at kunnskapsnivået om fjellreven har blitt vesentlig forbedret gjennom forskning og overvåking de siste 10 åra, er det fortsatt mange kunnskapshull som må tettes før vi har en tilfredsstillende kunnskap om fjellrevens økologi. Forskning på andre populasjoner (Alaska og Svalbard) har også bidratt til den generelle forståelsen vi har av fjellreven. I og med at den skandinaviske situasjonen er spesiell både i forhold til lave bestandsstørrelser, habitatstruktur (fragmenterte fjellområder framfor sammenhengende tundraområder) og byttedyrtilgang (sykliske smågnagerbestander og få predatorer på rein unntatt mennesket), må en fokusere overvåkingen og forskningen til skandinaviske områder.

11.1 Overvåking

På tross av at fjellrevovervåkingen i regi av TOV (Terresterisk overvåkingsprogram DN 1989, Kålås et al. 1994, Kålås et al. 1995, Strand et al. 1996, Strand 1997, Strand 1998), ikke har kunnet dokumentere vesentlige kontamineringsnivåer som følge av langtransportert forurensning, eller effekter av slik kontaminering (Strand et al. 1998f), er trolig dokumentasjonen på den kritiske bestandsutviklingen i de sør-norske fjellrevbestandene et av de mest verdifulle resultatene fra dette programmet så langt. Det er viktig å opprettholde denne overvåkingen av flere grunner; 1. Fortsatt oppfølging av de enkelte bestandene vil bidra til at vi lærer mer om forhold som påvirker fjellrevbestandene og utdøingsprosessen generelt. 2. Resultatene fra overvåkingen vil tjene som en kontroll for å måle effekter av eventuelle tiltak som igangsettes. 3. Overvåkingen vil også dokumentere utviklingen i rødrevbestanden i fjellet. Disse dataene er av vital betydning for å forstå rødrevens rolle i fjellrevens tilbakegang bedre.

11.2 Forskning på Hardangervidda

Den detaljerte overvåkingen av både fjellrevhi (mer enn 100 hi) og radiomerka fjellrev på Hardangervidda bør fortsette, og bør utvides til også å omfatte deler av Nordfjella hvor det har vært gjentatte observasjoner av fjellrev.

Det er viktig å fortsette dette arbeidet av flere grunner; 1. Hardangervidda er det største sammenhengende fjellområdet i Sør-Norge. Her hadde vi opprinnelig også den største fjellrevbestanden, og kan fortsatt (sammen med Nordfjella) ha den nest største bestanden etter Børgefjell. 2. Det finnes betydelig bakgrunnsdata på

Hardangervidda over en periode på mer enn 65 år (Høst 1935, Østbye et al. 1978, Pedersen 1985). 3. Grunnleggende økologiske studier gjennomført på Finse i regi av Universitetet i Oslo, gir mye bakgrunnsdata på hvordan økosystemet på Hardangervidda fungerer. 4. Hardangervidda er også et av de mest aktuelle områdene i forhold til å prøve å reetablere fjellrev. Det er derfor viktig å ha best mulig dokumentasjon på dagens situasjon for å kunne måle effekter av tiltak som prøves ut. 5. Å ha tilgang til radiomerka voksne rever vil være nødvendig og til stor hjelp med tanke på å finne hvalper som skal settes i fangenskap (se **kapittel 14**).

Til slutt bør overvåkingen/forskningen på Hardangervidda inkludere en mer detaljert studie av forholdet mellom fjellrev og rødrev. Rollen rødreven har i det alpine økosystemet og dens betydning for fjellrevens bestandsnedgang, er fortsatt et av de større spørsmålene vi står ovenfor for å forstå hvorfor fjellreven ikke har økt i antall. Nødvendige data i denne sammenheng vil blant annet være rødrevens overlevelse i fjellet og graden av innvandring fra omliggende skogsområder. En vil også oppnå samkjøringsfordeler i dette arbeidet i og med at de to artene kan studeres i det samme området.

11.3 Fordeling av byttedyr

Graden av variasjon i den rommelige fordelingen av fjellrevens byttedyr er essensielle både for vår forståelse av fjellrevens bestandsdynamikk og for planleggingen av et utsettingsprogram av fjellrev (se **kapittel 14**). På tross av at vi har tilgang til data som viser den rommelige forskjellen i blant annet smågnagerbestandene (Myrberget 1973), mangler vi disse datasettene på en finere skala. Et enkelt system med et nettverk av fangstrekker for smågnagere (totalt 10-20 områder) fordelt over Hardangervidda ville utfylle arbeidet som blir gjort på Finse (Universitetet i Oslo) og gjennom DN's TOV program, og gi de nødvendige data (Steen et al. 1996).

11.4 Analyser av eksisterende overvåkingsdata

Resultatene fra Høgfellsøkologiprojektet i Snøhetta-området er i øyeblikket i ferd med å bli publisert i forskjellige nasjonale og internasjonale tidsskrifter. Det er imidlertid fortsatt en del verdifulle data som ikke er ferdig analysert. Dette gjelder i første rekke data fra overvåkingen, som gjør det mulig å foreta en GIS-basert analyse på hi- eller familienivå, noe som kan vise den lokale innvandrings-utdøingsprosessen. En slik analyse vil ikke bare hjelpe oss med å identifisere viktige habitatkvaliteter for fjellreven, men også være av uvurderlig hjelp i planleggingen av et utsettingsprogram. Slike analyser vil også kunne danne en forbindelse mellom den lokale dynamikken og dynamikken som vi ser på bestandsnivå.

11.5 Kartlegging av status i andre områder

Selv om det er gjennomført kartlegging og overvåking av fjellrev i mange av fjellområdene (**tabell 1**, Frafjord & Rofstad 1998) er det fortsatt enkelte områder som ikke har blitt tilstrekkelig undersøkt (se **tabell 2**). Som nevnt tidligere bør Nordfjella sees i sammenheng med Hardangervidda. Andre områder som bør prioriteres er Reinheimen, Jotunheimen og grenseområder der Norge kan ha felles bestander med Sverige, blant annet i Västerbotten og Norrbotten. Tatt i betraktning de små kjente bestandsstørrelsene, vil oppdagelsen av ytterligere hittil ukjente bestander være av stor betydning. En kombinasjon av overvåking av ynglehi om vinteren og vanlig hi-overvåking om sommeren skulle være egnede metoder i disse områdene.

11.6 Den potensielle effekten av rømte oppdrettsrever

I hvilken grad innblanding av fremmed og dels modifisert (gjennom avl) genetisk materiale påvirker ville bestander er et debattert og viktig tema i forhold til oppdrettsnæring og bevaring av de ville laksestammene. Selv om det samme problemet er direkte overførbart til fjellrev har dette temaet fått svært lite oppmerksomhet. Tatt i betraktning de kritiske bestandsstørrelsene, bør det derfor foretas en fullstendig gjennomgang av dette problemets omfang og potensiale med tanke på å true de ville bestandene. Dette bør omfatte:

- (1) I hvilken grad revefarmer er lokalisert i nærheten av ville bestander og i hvilken grad det er igangsatt sikkerhetstiltak i forhold til rømninger.
- (2) Utbredelse av sykdommer og parasitter i de tamme besetningene og i hvilken grad dette kan berøre de ville bestandene.
- (3) Utvikling av metoder for å avgjøre om en rev stammer fra de ville eller de tamme bestandene. Dette kan involvere bruk av morfologiske eller genetiske markører, samt en vurdering av mulighetene for merking av den tamme bestanden.
- (4) Undersøkelser som studerer i hvilken grad rømte rever faktisk kan etablere seg i ville bestander.

11.7 Fjellrevens betydning for biologisk diversitet

Ferske forskningsresultater viser at rovdyr generelt kan ha effekter på artsdiversitet utenom de direkte effektene de har på sine byttedyrpopulasjoner. Dette innbefatter effekter av graving, urinmarkering og overføring av næringsstoffer mellom ulike ledd i næringssystemet (Estes 1996). De mest nærliggende effektene av at fjellreven forsvinner kommer vi trolig til å finne i forbindelse med hiene. Graving og gjødsling ved hiene kan tenkes å ha betydelige effekter på mikroklimaet og

faunaen ved hiene. Det vi har av data er ikke tilstrekkelige til å studere dette nærmere. I områder som Børgefjell og Hardangervidda, hvor det finnes hi med svært forskjellig historie (noen har vært og er fortsatt i bruk, mens andre har ligget brakk i lang tid), vil det være mulig å studere noen av disse effektene både på plante- og dyreliv.

12 Forvaltningsplaner for gjenværende bestander

Dersom fjellreven skal kunne bevares i Norge vil dette kreve tiltak for å regulere mulige faktorer som kan tenkes å påvirke bestandene negativt. Forvaltningen bør derfor vurdere tiltak som tar sikte på å beskytte de fjellrevene som finnes i de gjenværende bestandene og vi anbefaler derfor at det utarbeides spesielle forvaltningsplaner for hver av restbestandene som kan identifiseres. Dette gjelder i første omgang Børgefjell, Hardangervidda-Nordfjella og Dovrefjell, som så langt ser ut til å være de eneste bestandene med en viss levedyktighet i Sør-Norge. Vi anbefaler at disse planene tar følgende forhold i betraktning:

12.2 Videreføring av overvåking

Overvåkingen av hi-områder og reproduksjon som startet i løpet av 1980-tallet bør videreføres. Dette vil ikke bare bidra til å få data av stor forskningsmessig betydning, men også gjøre det mulig å oppdage endringer i status og være en kontroll på effekter av tiltak som igangsettes. Oppmerksomhet bør rettes mot å finne nye og hittil ukjente hi-områder for å forsikre seg om at overvåkingen er så fullstendig som mulig. Det er også en selvfølge at dette arbeidet koordineres med samme type aktivitet i Sverige, der begge land har felles bestander. Vi har allerede etablert kontakt med Mats Ericson som er ansvarlig for overvåkingen av fjellrev på Svensk side i Børgefjell.

12.3 Identifisering av nøkkelhabitater

Ved å undersøke reproduksjonshistorien i individuelle hi-områder (overvåkingsdata) og kartlegging av disse områdene er det mulig å klarlegge hvilke habitater som kan regnes for å være nøkkelhabitater for fjellrev, og i hvilken grad slike forskjeller mellom områder bidrar til å forklare reproduksjonsforskjeller. Dette vil kunne øke vår forståelse av habitatkvaliteter i fjellrevens populasjonsøkologi, og bidra til å vise hvilke habitattyper det er av størst betydning å beskytte. Dette arbeidet vil kreve registreringer i felt i løpet av sommeren, alternativt kan deler av arbeidet gjøres med bakgrunn i satellittbilder.

12.4 Beredskapsplaner

Dersom bevaring av restbestander på Hardangervidda, Dovrefjell og Børgefjell sees som et forvaltningsmål, bør det utarbeides beredskapsplaner som inneholder retningslinjer for forvaltningen og hvordan en tenker å takle situasjoner hvor det oppstår trusler mot disse bestandenes overlevelse. Et mulig scenario er at det oppdages skabb i en av fjellrevbestandene. Skabb ble

oppdaget på fjellrev som hentet mat på en slakteplass for villrein i den svenske delen av bestanden. Som reaksjon på dette ble 21 fjellrever fanget inn, satt i fangenskap og behandlet mot skabb. Seinere ble samtlige dyr sluppet fri (Mörner 1988). I tillegg ble tilgangen til slakteavfall forhindret, noe som vesentlig bidro til å redusere kontakten mellom fjellrev og rødv. En kontroll på effekten av tiltaket ble foretatt neste vinter. Det ble ikke påvist skabb på noen av revene da eller seinere, noe som kan tyde på at tiltaket hadde effekt.

Hvilke tiltak kommer til å bli iverksatt dersom det oppdages skabb eller andre sykdommer på fjellrev i Norge? Alternative tiltak varierer fra ikke å gjøre noe til å vaksinere eller behandle hele bestander. Fjellreven er relativt lett å fange og å holde i fangenskap for kortere eller lengre tid, slik at ulike behandlingsformer er fullt mulige. Det er også mulig at enkelte behandlinger kan gjøres oralt. En annen mulighet er å fange inn en del dyr og på denne måten overvåke sykdommens utvikling. Vurdering av de ulike alternativene innebærer også vurdering av til dels betydelige logistiske, veterinærmessige og bevaringsmessige problemer.

Et annet forhold er problemer/mulige effekter av rømte oppdrettsrever. Det lave antallet fjellrever tatt i betraktning, er det en betydelig risiko forbundet med sykdomsoverføring - eventuelt genetisk innblanding i de ville bestandene. Beredskapsplaner for minst to situasjoner bør vurderes. Først i forhold til rømning av enkeltindivider eller et fåtall individer fra farmene. Det andre alternativet, som også er mer viktig, er rømning av større mengder rev fra farmer - enten som et resultat av ulykker, eller som utslipp fra farmer. Vi har sett eksempler på det siste, blant annet ved at dyrevernforkjempere har sluppet løs store antall minker fra pelsfarmer i England. Slike situasjoner vil kreve raske tiltak, og krever at et stort antall dyr kan fanges inn, eller avlives.

Begge disse situasjonene (sykdommer eller rømninger fra pelsfarmer) vil kreve at rutiner er gjennomgått og planlagt før de akutte situasjonene oppstår.

13 Restaurering av fjellrevbestanden i Sør-Norge: Alternativer

Dersom vår hypotese som knytter fjellrevens sårbarhet til demografiske egenskaper og utbredelse (demografisk felle hypotesen) er riktig, vil det eneste som kan bidra til vekst i fjellrevbestanden være tiltak som øker bestandsstørrelsen til et nivå som er større enn den terskelen som forhindrer naturlig vekst i bestanden. Dette skulle, ifølge hypotesen, bidra til vekst i bestanden ved at det er mindre sjanse for at den voksne bestandsstørrelsen synker i åra mellom to topper i smånagersyklus. Det kan være tre alternative måter å nå dette målet på.

13.1 Mating

Forsøk har vært gjort både i Sverige og Finland på å øke fjellrevens reproduksjon og overlevelse ved å tilføre ekstra mat (Haglund & Nilsson 1977, Angerbjörn et al. 1991, Tannerfeldt et al. 1994, Kaikusalo & Angerbjörn 1995). Tidlige forsøk som ble gjort i Nord-Sverige med å legge ut hele hjortedyrkadavre, viste at rødrev, jerv og ravn brukte disse kadavrene mer enn fjellrev, som i større grad også utnyttet smånagere når de var tilgjengelige (Haglund & Nilsson 1977). Et annet forsøk ble gjennomført i Nord-Finland, der det ble lagt ut ekstra mat i seks hi-områder både sommer og vinter gjennom en femårsperiode. Det ble ikke observert at fjellreven hverken brukte hiene mer, eller at matingen medførte økt reproduksjon i dette området. Foringen medførte imidlertid at rødreven klarte å reprodusere i det samme området (Kaikusalo & Angerbjörn 1995).

Det mest intensive foringsforsøket som har vært gjennomført så langt ble gjort i Vindelfjellen naturreservat i Nord-Sverige. Eksperimenter med å tilføre ekstra mat har vært gjennomført både sommer og vinter i dette området siden 1985. Føring har vist seg å øke både antall fjellrevhi som er i bruk og sannsynligheten for at revene reproduserer. Matingen hadde imidlertid ingen effekter på kullstørrelsen hos de revene som reproduserte (Angerbjörn et al. 1991). Kombinert sommer- og vinterføring har vist seg å øke overlevelsen fram til avvenning, men hadde ingen målbare effekter på overlevelse utover den første sommeren (Angerbjörn et al. 1995, Tannerfeldt et al. 1994, Tannerfeldt 1997). I sum indikerer disse resultatene at ekstra tilførsel av mat hadde positive effekter på reproduksjon og tidlig overlevelse, men at de mengdene mat som ble tilført ikke reduserte begrensningen av naturlige ressurser. Eksperimentene gir imidlertid bedre innsikt i de dramatiske bestandssvingningene fjellreven viser i forhold til variasjoner i smånagerbestandene (Macpherson 1969).

På tross av økt reproduksjon hos rever som er gitt ekstra mat, er det ingen data fra de svenske undersøkelsene som indikerer at foringen hadde langsiktige positive effekter på overlevelse. Dette betyr: For at tilleggsføring skal kunne fungere som et mulig forvaltningstiltak, må det tilføres så mye ekstra mat året rundt at overlevelse blir uavhengig av den naturlige begrensningen som ligger i matmangel. Tiltak i Sverige som nå blir rettet mot bevaring av fjellreven satser hardt på føring som virkemiddel for å øke fjellrevbestanden (Angerbjörn & Löftgren in prep.). Vi har imidlertid mindre tro på at dette er en farbar veg i Sør-Norge av flere grunner:

- (1) Det er en konstant fare for å øke antall rødrev. Den eneste hypotesen som i dag bidrar til å forklare rødrevens og fjellrevens utbredelse og tilpasning til henholdsvis det arktiske/alpine miljøet og det boreale barskogsmiljøet, er de to artenes forskjeller i energibehov og reprodusjonsegenskaper. Rødreven vil i følge denne hypotesen ha mer nytte av høy og stabil mattilgang enn fjellreven. En konsekvens av dette er at massiv støtteføring i prinsippet bidrar til å skape et miljø som passer rødreven bedre enn fjellreven.
- (2) Økt støtteføring vil også medføre at en øker risikoen for direkte kontakt mellom rødrev og fjellrev. I tillegg til mulighetene for direkte konfrontasjoner og predasjon på fjellrev vil dette øke risikoen for skabbsmitte til de allerede små fjellrevbestandene.
- (3) Logistiske problemer med transport av mat i store mengder inn til avsidesliggende områder gjennom hele året.
- (4) Det er lite data som støtter antagelsen om at det er mindre mat tilgjengelig i fjellet enn tidligere. Mange fuglearter som også er avhengige av smånagere, som for eksempel fjellvåk og fjelljo, ser ut til å greie seg bra (Gjershaug et al. 1994). Dersom det likevel skulle være slik at mat er minimumsfaktoren som begrenser fjellrevbestanden og som har forhindret bestandsvekst, er dette etter alt å dømme en permanent begrensning som også vil forhindre vekst i bestanden i framtida.
- (5) Det er ikke nok rever å mate. Situasjonen for fjellreven ser ut til å være langt mer dramatisk enn den er i Sverige. De gjenværende bestandene i Sør-Norge er både mindre og mer isolerte enn de svenske bestandene.

Med bakgrunn i den usikkerheten som er forbundet med effektene av føring og den akutte situasjonen for fjellreven i Sør-Norge, kan vi ikke se at støtteføring alene er et tilfredsstillende tiltak for å skjerme fjellrevbestandene mot utdøing.

13.2 Utsetting av rev

Mange studier på andre arter har dokumentert at utsetting av individer og derigjennom oppbygging av naturlige bestander kan ha positive og langsiktige effekter, både i situasjoner der en ønsker å øke

eksisterende bestander eller å reetablere bestander som allerede har dødd ut (Stanley Prince 1989, Slough 1994, Smith & Clark 1994, Servheen et al. 1995). På tross av problemer knyttet til utsetting og at de utsatte dyra her en tendens til å starte vandringer tilbake til de områdene der de først ble fanget (Davis 1983, Slough 1989, Linnell et al. 1997), har rovdyr som er villfangne vist seg å ha relativt høy overlevelse (Fritts et al. 1985, Carbyn et al. 1994, Sjøåsen 1996). Generelt sett har utsetting av villfangne dyr vist seg å være bedre løsninger enn avl i fangenskap og utsetting av framavla dyr (Stanley Price 1989).

Det er imidlertid ingen egne bestander som kan supplere de ville bestandene med rever. Ingen av de gjenværende bestandene i Skandinavia er store nok til at vi kan anbefale et stort uttak av dyr for overflytting til andre områder. De populasjonsgenetiske studiene vi har gjennomført har også vist at det er klare genetiske forskjeller på de norske fjellrevbestandene og bestander på Svalbard, Kola-halvøya og Taimyr i Sibir (Strand et al. 1998c). Et annet problem er at det også er rabies i samtlige av disse bestandene (Prestrud 1992, Prestrud et al. 1992), noe som gjør de uegna for utsetting i Norge, som er et rabiesfritt område.

13.3 Avl i fangenskap

På tross av at avl i fangenskap ikke er den optimale løsningen har dette blitt prøvd med hell i flere sammenhenger og for flere arter (Jefferies et al. 1986, Philips & Parker 1988, Stanley Prince 1989, Kleiman 1989, Beck et al. 1994, Carbyn et al. 1994, Söderquist & Serena 1994, Philips et al. 1995, Kleiman 1996). I og med at den naturlige dødeligheten hos fjellrevhvalper er stor (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996, Loison & Strand 1998, Loison et al. submitted), skulle det ikke by på vesentlige demografiske problemer å ta et fåtall hvalper fra ville bestander. Disse individene kan så settes inn i avl, slik at hvalpene fra dette arbeidet kan settes ut i de ville bestandene. På denne måten kan en prøve å øke den lokale bestandsstørrelsen. I de neste avsnittene skal vi beskrive og diskutere anvendbarheten av en slik strategi.

14 Restaurering av fjellrevbestanden i Sør-Norge gjennom utsetting og re-introduksjon

14.1 Hvor kan vi finne dyr som kan settes inn i avl?

Selv om de Skandinaviske fjellrevbestandene har lave tettheter, er det som oftest i det minste et fåtall dokumenterte reproduksjoner ett eller annet sted i landet i løpet av et år. Vi foreslår at en i etableringen av ett avlsprogram fanger inn 1-2 valper fra hvert kull (maksimalt 10 tisper til sammen) uavhengig av hvor i Norge disse kulla måtte være født. For å redusere den negative effekten av innfangning bør disse valpene fanges så nært avvenning som mulig. Dette gjør at de er lettere å temme, og reduserer stresset som er forbundet med å bli satt inn i fangenskap (Pedersen 1991), og vil også bidra til at hver enkelt av de gjenværende hvalpene får så stor nytte som mulig av foreldreinvesteringen resten av sommeren. I og med at dødeligheten i hvalpekullene kan bli ganske stor i løpet av ettersommeren vil tidlig innfangning også gi oss adgang til så store kull som mulig. De innfanga hvalpene er tenkt å danne plattformen for et framtidig avlsprogram. Dersom vi ikke klarer å fange inn nok hvalper i løpet av det første året, vil det være nødvendig å fange inn rever over flere år. I tillegg til innfangning av individer kan det være aktuelt å fange voksne hanner for innsamling av sæd, og på denne måten kunne innføre ekstra genetisk materiale i den avla bestanden. Sammenblanding av genetisk materiale fra flere lokale stammer vil uten tvil bidra til å viske ut de forskjellige genetiske mønstrene som vi har dokumentert i de norske fjellrevstammene. På den annen side er dette trolig forskjeller som skyldes at fjellrevbestanden har vært ved lave tettheter, og utsatt for en genetisk flaskehals som har vart i 68 år. Sammenblanding av lokale bestandsenheter vil derfor også kunne bidra til å øke variasjonsnivået i de innavla lokale bestandene (Strand et al. 1998c). Det er imidlertid grunn til å påpeke at en i dag ikke kjenner de fenotypiske konsekvensene av inn- eller utavling av slike bestander, og at en såpass pragmatisk tilnærming til de populasjonsgenetiske aspektene som vi har valgt, nok kan virke provoserende på enkelte populasjonsgenetiske purister. Den skisserte løsningen er derfor en praktisk løsning på en krisesituasjon hvor en ikke har tid til å avvente betraktninger som fortsatt er på det teoretiske tegnebrettet (e.g. Herrero et al. 1986, Stanley Price 1989).

14.2 Avl i fangenskap

Fjellrev har i flere sammenhenger blitt holdt i fangenskap i samband med forskjellige eksperimenter som har vært gjennomført (Rudzinski et al. 1982, Wakely & Mallory 1998, Kullberg & Angerbjörn 1992, Frafjord 1993, 1994) og i forbindelse med oppdrett av rev (Pedersen 1991, Farstad 1993). Forskningen på rev i oppdrett har i de seinere åra fokusert mye på fjellrevens reproduksjonsfysiologi (Farstad et al. 1992, Farstad 1993, Farstad et al. 1993, Valberg 1993) og metoder for å redusere stress hos dyr i fangenskap (Pedersen & Jeppesen 1990, Pedersen 1991, Moe 1996). Kunnskapen som er samlet gjennom disse prosjektene vil være spesielt viktig med tanke på å sette viltfanga dyr (hvalper) inn i fangenskap. Andre avlsopplegg på rovdyr har ofte fått problemer på grunn av at en ikke har hatt tilstrekkelig kunnskap om slike forhold, og har måtte brukt mye tid og ressurser på pionerarbeid for å utvikle denne kunnskapen (Ginsberg 1994, Clark 1994). Basert på den vitenskapelige- og kommersielle kunnskapen som finnes skulle det ikke by på uoverkommelige problemer å sette viltfanga hvalper inn i produksjon. Dersom en velger å starte et slikt opplegg bør en ha som målsetning å ha 5-10 tisper som kan reproducere i fangenskap. Med normal reproduksjon skulle dette gi en produksjon på 25-75 hvalper årlig, slik at det kan være et potensiale for å tilbakeføre 25-50 rever per år.

14.3 Forberedelser til utsetting

I likhet med reintroduksjonsprosjekter på swift fox (*Vulpes velox*), som har vært vellykket i Canada, planlegger vi å sette ut hvalper som er gitt en viss trening og tilvenning. Utsettingen kan skje på flere måter og kan inkludere ulik grad av hjelp etter at revene er satt ut (Carbyn et al. 1994). En bør utprøve ulike metoder, og ett av hovedmålene med det foreslåtte prosjektet vil være å finne ut i hvilken grad det er mulig å sette ut igjen fjellrev som har vokst opp under kontrollerte forhold. Ett alternativ er å sette ut hvalpene ved 3-4 mnd. alder (Carbyn 1994). Ved å løslate hvalpene ved denne alderen kan en oppnå å: (1) Stimulere den naturlige alderen for utvandring, (2) minimalisere kostnadene ved å holde et stort antall hvalper i fangenskap, (3) minimalisere tilvenningen til mennesker, (4) tilpasse utsettingen til en alder da hvalpene naturlig lærer å klare seg på egenhånd, (5) ha et utsettingstidspunkt som sammenfaller med en periode da det er betydelig med slakteavfall etter reinsdyrjakta. Hvilket opplegg en skal utprøve vil en også måtte vurdere undervegs, og tilpasse det avhengig av hvor mange hvalper en klarer å produsere.

Det vil være nødvendig å holde hvalpene i større innhengninger før utsetting. Dette for å gi hvalpene bedre muligheter til å lære naturlig atferd i forhold til predatorvern og jaktatferd (Miller et al. 1990a,b, Box 1991, Miller et al. 1994). Tidligere programmer har blant annet trent opp dyr på antipredator-atferd ved å skape

fryktreaksjoner på stimuli som assosieres med naturlige predatorer (f.eks. rovfugl og andre rovpattedyr som rødvrev eller hunder) (Miller et al. 1990b, McLean et al. 1996). Ideelt sett innbefatter trening av jaktatferd bruk av levende byttedyr, noe som vil være avhengig av tillatelse til å bruke mus eller lemen til dette formålet. Alternativet er å bruke annen mat som for eksempel rester av eller døde, naturlige byttedyr.

I tillegg til dette vil det være nødvendig å lage et eget vaksinasjonsprogram mot aktuelle sykdommer og parasitter. Det vil være nødvendig med en god og relativt streng veterinærkontroll både med dyr som holdes i fangenskap og de som skal settes ut igjen. Dette også for å kunne utelukke faren for sykdomsoverføring til de ville dyra (Griffith & Scott 1993). Det vil derfor være en klar forutsetning for et slikt program at en har muligheter til å forsikre seg om at de dyra som skal settes ut har utviklet både atferd og helse best mulig før utsetting i fjellet.

14.4 Undersøkelser av utsettingsområder

Ved å bruke tilgjengelige data og kunnskap om fjellrevens økologi sammen med utbredelsesoversikt av hi og habitatbeskrivelse (vegetasjon og geologi), bør det gjøres en GIS-basert undersøkelse av aktuelle utsettingsområder. Viktige parametre i denne sammenheng vil være størrelsen på områder som er aktuelle og i hvilken grad de har en sammenheng med andre områder og eksisterende fjellrevbestander. Disse analysene må også ta i betraktning kostnader og logistikk i evalueringen av potensielle utsettingsområder. En foreløpig vurdering tilsier at Hardangervidda/Nordfjella, Snøhettaområdet, Knutshø, Rondane og eventuelt Reinheimen er aktuelle områder.

14.5 Utsetting

Valg av utsettingsmetode vil være avhengig av flere forhold og må vurderes også underveis i prosjektet. I første omgang har vi foreslått to mulige metoder. 1. Utsetting av hvalper i løpet av august – september 2. Muligheter for å sette ut dyr i løpet av ettervinteren. Ett forhold som klart vil komme til å påvirke valget av utsettingsprosedyrer er logistiske vanskeligheter knyttet til transport av dyr inn til avsidesliggende områder. Etter utsetting vil det være nødvendig å tilføre noe mat i en kortere overgangsperiode. Utsetting av dyr direkte i fjellet, uten en periode hvor dyra går i innhengninger på utsettingsstedet, vil kunne medføre noe større dødelighet enn utsetting fra hegner, men vil stabilisere seg etter det første året (Carbyn et al. 1994). Det vil kunne bli aktuelt å skifte utsettingsmetode dersom dødeligheten ved utsetting blir ekstremt stor. Det er i denne sammenheng all grunn til å påpeke at en må regne med vesentlig dødelighet hos de dyra som settes ut. Dette skyldes minst to forhold. For det første har

unge fjellrev er naturlig høy dødelighet, dernest må en ta høyde for at de dyra som settes ut har en bakgrunn fra fangenskap og at de dermed kan være mindre tilpasset å overleve i fjellet enn viltfødte hvalper. Rødrev har ofte blitt sett på som en betydelig dødsårsak hos fjellrev (Frafjord et al. 1989). Hvalpene som settes ut må derfor være så store at de har muligheter for å unngå slike interaksjoner. I og med at en i et slikt program i første rekke er interessert i å teste om det er mulig å sette ut fjellrev, bør en ikke kombinere dette arbeidet med for mange andre tiltak. Dette for å være sikker på at designet av utsettingen gjør det mulig å teste effektene av for eksempel predasjon. En bør derfor ikke gjøre forsøk på å begrense for eksempel rødrevbestanden i utsettingsområdet i første omgang, men vurdere slike tiltak dersom det viser seg at eksempelvis predasjon fra rødrev er en faktor som vesentlig bidrar til redusert overlevelse.

14.6 Overvåking av utsettingsområdene

Alle dyr som settes ut bør være merket med radiosendere og disse bør ha en mortalitetsfunksjon som varsler dersom dyra dør, og ha et batteri som varer minst et år. Dette gjør det mulig å følge bevegelser og eventuelle vandringer etter utsetting, etablering ved hi og estimering av overlevelse. På grunnlag av dette vil en dermed også kunne overvåke utviklingen i prosjektet og måle i hvilken grad utsettingen har vært vellykket eller ikke. En vil også kunne finne eventuelle dødsårsaker som forhindrer vellykket utsetting, slik at det kan settes inn tiltak mot disse. Tilleggsføring vil bli forsøkt både om høsten (rett etter utsetting) og gjennom vinteren. En bør/må også tilrettelegge for gjenfangst av de utsatte dyra slik at en kan bytte radiosendere og montere større sendere som har større batterikapasitet enn de senderne som kan monteres på hvalper som er 3-6 mndr. gamle. Gjenfangst gjør det også mulig å registrere vekst og kondisjon. Hvalper som eventuelt vil bli født av utsatte dyr bør radiomerkes og følges gjennom radiopelling slik at en kan måle effekten av utsettingen på den reetablerte bestanden.

I tillegg til overvåking og undersøkelser som rettes spesielt mot de dyra som skal utsettes, må en også videreføre overvåkingen av de ville bestandene. Dette for å måle effekten av utsettingen på de ville bestandene. Vi anbefaler derfor at en i oppstartingen av prosjektet også gjør en innsats for å radiomerke ville dyr i de gjenværende bestandene, slik at en på denne måten har et best mulig grunnlag for å overvåke effekten av utsettingen.

Det bør også lages en beredskapsplan for mulige uhell knyttet til utsettingen. Dette bør inkludere påvisning av skabb, eller matmangel og høy dødelighet. I og med at målsettingen med hele arbeidet er å utprøve metoder for utsetting og om dette kan være et tiltak, bør det ikke

være et stort problem at en griper direkte inn i enkeltindividets skjebne.

14.7 Informasjon og opplæring

I løpet av alle faser av et slikt program vil det være svært viktig hvordan media og all informasjon fra og om prosjektet håndteres. Dette vil uten tvil by både på store utfordringer, men også store muligheter for å formidle kunnskap og informasjon om fjellrev, rovdyr og fjelløkologi generelt. Fjellreven kan, på grunn av sin store publikumsappell, i denne sammenheng brukes til å "flagge" slik informasjon (f.eks. Dietz et al. 1994). Et godt og tett samarbeide med blant annet fjelloppsynet vil være nødvendig både i den tekniske gjennomføringen av et slikt prosjekt, men også i forhold til å ha en felles holdning vedrørende informasjon om prosjektet.

14.8 Når er en utsetting vellykket?

Det er særlig viktig at en på forhånd definerer mål og kriterier for å evaluere effekten av utsettingen, hvilket ikke er noen enkel oppgave (Ralls et al. 1996). De langsiktige og eventuelle positive effektene av utsettinger kan bare måles i form av varige effekter på de allerede eksisterende bestandene. I tillegg til dette trenger en ulike kriterier for å vurdere den prosessen det vil være å utvikle slike metoder. Det vil være nødvendig å definere disse mer presist seinere, men i første omgang kan vi nevne følgende muligheter:

Overlevelse

Dødeligheten i løpet av det første leveåret er normalt stor hos fjellrev, i mange tilfeller dør så mye som 70-90% av hvalpene (Tannerfeldt & Angerbjörn 1996, Loison & Strand 1998). En må derfor regne med at dyr som settes ut vil ha tilsvarende eller endog større dødelighet (Carbyn et al. 1994). Mye av dødeligheten hos fjellrevungene skjer imidlertid i første del av sommeren, da reduksjonen i kullstørrelse er størst. Videre vil dødeligheten stabilisere seg mye etter det første leveåret. Gjennom å sette ut hvalpene seinere på høsten kan en kanskje redusere noe av denne dødeligheten. En kan trolig regne med at de utsatte dyra vil ha en overlevelse som tilsvarer de ville dyra etter at de er ett år gamle (Carbyn et al. 1994).

Dannelse av familieenheter

En forutsetning for vekst i bestanden er at de utsatte dyra kan danne par og reproducere. I hvilken grad dette skjer vil også være et viktig mål på hvor vellykket prosjektet er. Både hi-bruk og i hvilken grad revene danner sosiale enheter vil være kriterier for å vurdere effektene av utsettingen.

Bestandsvekst

Så snart de utsatte dyra har dannet par og er etablert på hi-områder vil en kunne forvente at de også skal kunne

reprodusere dersom det er tilstrekkelig med smågnagere. En intensiv overvåking av dyra i denne fasen av eksperimentet vil være av vital betydning både for å dokumentere reproduksjon, spredning av hvalper, og i hvilken grad disse hvalpene vil kunne blande seg inn i den "vilde bestanden". Dette vil være viktige kriterier for å vurdere effektene av utsettingen, men også for å teste hypoteser på hvorfor fjellrevbestanden ikke har økt i antall etter at fredningen ble innført. Dersom det er en vekst i bestanden vil vi også oppdage dette ved at det er flere hi som brukes av fjellrev, og ved at det vil bli funnet flere hvalpekull under hi-overvåkingen. Vi vil understreke at dette er foreløpige kriterier for å vurdere effektene av utsettingen og at en viktig del av arbeidet i den første fasen av et slikt program vil måtte bli å utvikle disse nærmere.

14.9 Internasjonalt samarbeid

Fjellrevbestandene er også små i Finland og Sverige, og indikerer at bevaring av fjellreven er et skandinavisk problem (Hersteinsson et al. 1989, Angerbjörn et al. 1995, Kaikusalo & Angerbjörn 1995). I Sverige er man for tiden i gang med å lage et forslag til forvaltningsplan (Angerbjörn & Löfgren in prep.) for bevaring av fjellreven. Det svenske fagmiljøet har lagt større vekt på blant annet fôring som et mulig tiltak enn det vi har gjort, og vektlegger følgelig matmangel og konkurranse med rødvrev større betydning som årsaksfaktor i forklaringen på hvorfor fjellreven ikke har økt i antall (Angerbjörn et al. 1991, Tannerfeldt 1997, Angerbjörn & Löftgren in prep.). Det svenske forslaget til forvaltningsplan er følgelig konsentrert om å teste disse hypotesene. Forskjellene mellom det svenske forslaget til forvaltningsplan og det vi har skissert her, reflekterer også forskjeller i bestandsstørrelse – status, geografi og utbredelse av fjellrev. Den norske bestanden er mindre og utgjør i større grad isolerte enheter enn den svenske bestanden. Den svenske bestandssituasjonen er mer sammenligningsbar med flere "Børgefjellbestander". Det er derfor mulig at det er forskjellige prosesser som har påvirket og som virker i de sør-norske og svenske fjellrevbestandene.

Vi foreslår at det videre arbeidet med fjellrev i større grad bør utvikles som et samarbeid mellom de to landene, men at begge land jobber ut fra sine respektive forvaltnings- forskningsplaner. Dette vil bidra til at en får et komparativt tilsnitt i de tilnærmingene som prøves ut. Det bør også holdes jevnlig kontakt og møter mellom de to gruppene slik at framdrift og status kan utveksles.

15 Betydning for forvaltning i Norge

Kan en forsvare å bruke såvidt store resursser som skissert i dette forslaget til forvaltningsplan - når fjellreven ikke er truet på Global basis, og når kunnskapsnivået om vår egen fjellrev tilsier at vi fortsatt er henvist til å utprøve tiltak og teste hypoteser? Dette spørsmålet kan besvares på to ulike nivåer – først i forhold til bevaring av fjellreven i Norge, dernest i forhold til den forskningsmessige betydningen arbeidet vil få. Hunter & Hutchinson (1994) har foreslått i alt 7 punkter for å vurdere slike spørsmål. De etterfølgende punktene (15.1-16.2) er ev. vurdering av fjellreven i forhold til de punktene som ble foreslått av Hunter og Hutchinson.

15.1 Genetisk diversitet

Den skandinaviske halvøya er i dag den eneste plassen vi kjenner der fjellreven har overlevd i fjellområder som er "øyer" omslutta av skogområder. I alle andre områder lever fjellreven enten i tundraområder eller på arktiske øyer. Våre genetiske studier (Strand et al. 1998c) har dokumentert at de norske fjellrevene er genetisk sett ulike fra rever på Svalbard, Kola-halvøya og på Taimyr. Bevaring av genetisk diversitet både på arts-, underarts-, og populasjonsnivå er helt klart definert som mål for bevaring. Vi kan derfor slutte at fjellreven også i genetisk sammenheng er verd å bevare.

15.2 Økologisk rolle

Der er i dag ingen dokumenterte endringer i det alpine økosystemet som kan forklare fjellrevens bestandsnedgang. Fra et teoretisk synspunkt kan det imidlertid forventes effekter når en spesialisert predator forsvinner fra et artsfattig miljø som høg fjellet representerer. Med bakgrunn i nye forskningsresultater som har dokumentert rollen en predator kan ha i de sykliske smågnagerbestandene (Steen et al. 1990, Korpimäki et al. 1991, Krebs et al. 1995, Reid et al. 1997), kan en spekulere på om ikke fjellreven opprinnelig hadde en rolle som nøkkelart i fjellet. Evnen fjellreven har til å utnytte lemen og smågnagere som sitt viktigste byttedyr, selv når disse byttedyrbestandene er ved lave tettheter, kan indikere at de har evnen til å senke bunnfasen av en syklus (Tannerfeldt 1997, Strand et al. in press).

15.3 Lokale verdier

Fjellet har en helt klar betydning for den norske befolkningens natursyn og nasjonale identitet. Fjellreven er en lett synlig art, og det faktum at fjellreven har forsvunnet fra mange fjellområder, og er i ferd med å forsvinne fra sine siste tilholdssteder, har vakt betydelig oppmerksomhet. Fjellreven er også en art som det er meget lett å få forståelse for at den skal bevares og at

det er behov for aktiv forvaltning rettet mot dens bevaring. Fokus på bevaring av fjellreven vil derfor ikke bare aksepteres, men også kunne bidra til at det kan settes fokus på og formidles informasjon om tilstanden til og bevaringen av fjelløkosystemet i sin helhet. Sammen med villrein er fjellreven en nærmest perfekt art for å sette slike tema på dagsorden, og bidrar i betydelig grad til å illustrere hvorfor det er viktig å ta vare på sammenhengende villmarksområder, framfor å prøve å løse problemer i ettertid når enkeltarter har fått så store problemer at de står i akutt fare for å dø ut. Norge er i øyeblikket utsatt for betydelige problemer i forbindelse med konflikter mellom bevaring av store rovdyr og bufedrift (Aanes et al. 1996). Det kan derfor være av stor betydning å ha et forvaltningsopplegg rettet mot et rovpattedyr som ikke er forbundet med denne type konflikter. Det viktige budskapet fra erfaringene med fjellreven er at for stor beskatning (lav bestandsstørrelse) vil medføre seriøse vanskeligheter med å re-etablere en bestand i det øyeblikket den blir for liten.

15.4 Avgrensning av finansiering

Finansieringskildene til dette programmet vil være nasjonale og finansieringen av prosjektet vil derfor ikke trekke ressurser fra andre og internasjonale prosjekter som søker bevilgninger. Fjellreven er sannsynligvis det mest truede rovpattedyret som fortsatt reproducerer i Norge. Både bjørn og ulv lever riktignok også i svært små bestander, men viser tegn på vekst etter relativt korte perioder med fredning.

15.5 Lokal agenda

Fjellreven er ikke truet i andre områder enn i Skandinavia, med unntak av bestander på enkelte arktiske øyer (Ginsberg & Macdonald 1990, Goltsman et al. 1996, Fuglei et al. 1998). For å unngå at den globale bestanden av fjellrev skal reduseres er en avhengig av at hvert enkelt land innenfor fjellrevens utbredelsesområde tar ansvar for forvaltning av arten. Det er alltid en viss sjans for at forholdene vil endre seg også i andre områder, slik at den relative betydningen av de skandinaviske bestandene øker i en global sammenheng.

16 Forskningsmessig betydning

Resultatene fra utsettingsprogrammet som er beskrevet her vil uten tvil kunne gi kunnskap som er viktig utover det å forstå fjellreven eller dens betydning i det alpine miljøet i Norge. Vi skal diskutere dette nærmere i de to neste avsnittene.

16.1 Fjellrev som en modell-art

Bruk av utsetting eller reintroduksjon som forvaltnings-tiltak i utryddingstruede bestander er en relativt ny disiplin. Et hvert prosjekt som er kvalitetssikret gjennom tilstrekkelig dokumentasjon er derfor av stor betydning for andre framtidige program. Erfaringene fra et slikt program vil derfor kunne være svært verdifullt i internasjonal sammenheng og med tanke på overføringsverdi til arter som har en globalt sett truet status, og hvor feiltrinn i gjennomføringen av prosjektet kan ha fatale effekter. I denne sammenheng er evaluering av sammenhenger mellom trening og tilvenning før utsetting og effekter på overlevelse av spesiell interesse.

16.2 Kunnskap som forklarer bestandsnedgang

Den største potensielle vitenskapelige verdien vi i dag kan se av at det skisserte programmet gjennomføres, er at det gjør det mulig å teste de hypotesene som søker å forklare hvorfor fjellreven ikke har økt i antall etter fredningen. Uavhengig av i hvilken grad programmet vil medføre at vi lykkes med å finne en metode som bidrar til vekst i fjellrevbestandene, vil resultatene fra prosjektet medføre at vi lærer mer, og at vi kanskje finner mekanismer eller dynamiske faktorer som vi ikke kjenner i dag. Dette kan også være kunnskap av generell karakter som vil være viktig i forhold til bevaringsstrategier for rovdyr generelt. Det er i dag flere eksempler på arter som har vært fredet over lang tid, men som ikke har respondert på fredningen med å øke i antall. Et slikt eksempel er europeisk mink (Maran & Hettonen 1995). Resultatene fra et utsettingsprogram på fjellrev kan også bidra til kunnskap som er av betydning for slike arter. Bruk av restaureringsprosjekter eller utsettingsprogram både som tiltak og som økologiske eksperimenter har blitt sterkt anbefalt i nyere litteratur (Sarrazin & Barbault 1996), både som en effektiv måte for å oppnå forvaltningsmål og for å få ny og bedre økologisk kunnskap. I følge Sarrazin og Barbault, kan et utsettingsprogram på fjellrev bidra til økt økologisk forståelse på minst 5 ulike punkter.

- 1) Det vil bidra til en eksperimentell test av vår økologiske forståelse. Ved å forklare mekanismen bak bestandsnedgangen gjennom en økologisk hypotese, tillater det oss å teste eksperimentelt i

hvilken grad vår forståelse av fjellrevens bestandsdynamikk er riktig.

- 2) Utsetting av et større antall radiomerka fjellrever er i dag den eneste måten vi kan få data på et stort antall fjellrev. Det ville ikke være mulig å forsvare et så intensivt prosjekt om det ikke var for fjellrevens utsatte status og den klare forvaltningsmessige nytteverdien.
- 3) Dersom utsettingen lykkes, vil det resultere i en populasjon som består av individer hvis genetiske og individuelle historie er kjent. Dette åpner for helt unike muligheter for å teste atferdsøkologiske og bevaringsbiologiske hypoteser.
- 4) Koloniseringsprosesser er i dag et av de minst studerte fenomenene i moderne økologi, på grunn av de kroniske problemene som er forbundet med å studere små bestander.
- 5) Til slutt, dersom utsettingen lykkes gir det oss også en spesiell mulighet til å studere effekter på annet dyreliv, og dermed øke vår forståelse av fjellrevens økologiske rolle. Dette fordi vi kan sammenligne før/etter-situasjoner og områder med/uten fjellrev.

17 Kan en møte kriteriene som må stilles til et supplementerings/re-introduksjonsprosjekt?

I og med at reintroduksjon/utsettingsprosjekter er et viktig og utbredt verktøy innen bevaringen av små bestander har det i løpet av de seinere åra også blitt publisert en rekke sammendrag av de kriteriene som må legges til grunn for gjennomføringen av slike prosjekter (Kleiman 1989, 1996, Stanley Prince 1989). Vi skal i de neste avsnittene gi et sammendrag av det foreslåtte utsettingsprosjektet, og vurderer dette i forhold til 10 punkter som Kleiman (1996) foreslår som vitale for å evaluere slike prosjekter.

Har årsakene til den opprinnelige bestandsnedgangen blitt fjernet?

Overbeskatning er i dag akseptert som den beste forklaringen på fjellrevens opprinnelige bestandsnedgang. I og med at arten er fredet og har vært det i lengre tid, er det all grunn til å tro at fredningen i dag er effektiv, og at den opprinnelige grunnen til bestandsnedgangen er fjernet. Fjellreven har også fått en såvidt stor oppmerksomhet i media og blant folk flest at det er lite grunn til å tro at illegal avgang representerer et problem.

Vår forklaring på hvorfor fjellreven ikke har økt i antall er pr. i dag bare en hypotese. Den er imidlertid basert på summen av den kunnskapen vi besitter om fjellrevens livshistorie, bestandsdynamikk og økologi. Det prinsipielle målet med det prosjektet vi har beskrevet vil være å teste denne hypotesen. Dersom resultatene fra arbeidet viser seg å støtte hypotesen, gir dette grunnlag for å vurdere i hvilken grad utsetting på sikt vil kunne være et forvaltningstiltak. Dersom resultatene tilsier at vi kan forkaste hypotesen, må vi vurdere andre forklaringer for fjellrevbestandens manglende vekst. I så fall vil trolig resultatene fra utsettingsprosjektet øke sannsynligheten for å finne alternative hypoteser for den manglende fremgangen.

Er tilstrekkelig habitat beskyttet og tilgjengelig?

Det finnes fortsatt svært store områder med fjell i Norge, både innenfor og utenfor nasjonalparkene. Generelt sett er disse habitatene i god forfatning, og i samtlige er bestander av de opprinnelige små og mellomstore rovdyra fortsatt intakte. De største forskjellene vi kan se er mangelen på store rovdyr. Det er vanskelig i dag å "rekonstruere" hvilken betydning disse artene opprinnelig hadde i fjellet, men det er mye som tyder på at tettheten av disse artene aldri var stor i fjellet. Vi har tidligere vist at jerven er en lite effektiv predator på villrein (Landa et al. 1998b), og at det derfor er liten grunn til å anta at fjellreven har tilgang til betydelig med mat via jerven. Andre betydelige aktiviteter i fjellet er jakt, fiske,

sauehold og fotturisme som alle i utgangspunktet er aktiviteter som skulle være forenlige med å ha levedyktige fjellrevbestander.

Finnes det tilgjengelig habitat med lave tettheter av-, eller uten de opprinnelige fjellrevbestandene?

Fjellreven har i dag forsvunnet fra det meste av sitt tidligere utbredelsesområde i Norge. Til og med i områder der vi fortsatt finner restbestander av fjellrev er det mange titalls eller hundretalls hi som står tomme.

Er det sikkert at de foreslåtte tiltakene ikke medfører økt risiko for de gjenværende bestandene?

Vi kan trolig se bort fra en eventuell konkurranse mellom de utsatte dyra og de ville bestandene. Dette, som følge av de store mengdene med hi og dermed også habitat som er ledig. I og med at en planlegger en intensiv helsesjekk og vaksinasjon av hvalpene før de settes ut, vil vi også anta at de utsatte dyra ikke representerer en helsemessig risiko for de ville bestandene. Utarbeiding av gode rutiner og en standard protokoll i forbindelse med helsesjekk og vaksinasjoner er imidlertid helt klart en grunnleggende forutsetning for at det skal være aktuelt å starte med et slikt prosjekt.

Finnes det nok kunnskap og data til at en kan evaluere effektene av prosjektet?

Det finnes i dag nok bakgrunnsdata på de ville bestandene til at vi kan måle effekter av utsettingen. Dette fordrer imidlertid at overvåkingen fortsetter minst på dagens nivå.

Forståelse blant befolkningen for tiltaket

Den norske befolkningen har i det hele en bred oppmerksomhet og forståelse av miljøproblemer, man har stort sett vært uoppmerksom på alvoret i fjellrevens bestandsutvikling. En bør bruke denne anledningen til å informere om både fjellrevens problemer og utfordringene det er å bevare det alpine økosystemet generelt. Med bakgrunn i den betydelige interessen som media har hatt i forhold til fjellreven bør det være en enkel oppgave å spre informasjon om prosjektet og fjellreven. En bør imidlertid opparbeide en klar og felles holdning til media og hvilken informasjon som skal vektlegges allerede i starten av prosjektet. Dette vil også i vesentlig grad bidra til at vi får bedre informasjon om fjellrev i andre og hittil lite undersøkte områder.

Er populasjonen som holdes i fangenskap ved god helse, godt røktet og har den et overskudd av dyr?

Det finnes i dag ingen bestand av fjellrev i fangenskap, og et primært mål med det arbeidet som må gjøres de første åra er å etablere en slik bestand. Med bakgrunn i erfaringer som er gjort i Sverige på innfangning av ville hvalper, kunnskap om oppdrett av rev i pelsdyrnæringen og ved Veterinærhøgskolen i Oslo, skulle det faglige grunnlaget for å lykkes med etableringen av en populasjon som holdes i fangenskap være bedre på fjellrev enn på noen annen rovdyrart vi har kjennskap til.

Finnes det tilstrekkelig kunnskap om utsetnings-teknikker?

Førsteforfatteren av denne rapporten er medlem i IUCN's ekspertgruppe på reintroduksjoner. Forslagene som fremmes i denne rapporten vil blant annet bli vurdert av denne gruppa og rovdyrgruppa i IUCN. Det bør/må også arbeides nært opp til veterinærmiljøene og andre som har ekspertise på denne type arbeid i alle faser av prosjektet. Vi har allerede etablert kontakt med de som arbeider med utsetting av swift fox i Canada og ved Cochrane Ecological Institute, som til sammen har ansvaret for det hittil mest suksessfylte utsettingsarbeidet som har vært gjennomført på rovdyr (Carbyn et al. 1994).

Tilgjengelige ressurser for overvåking etter utsetting

En klar forutsetning for å starte et utsettingsprosjekt må være at det finnes ressurser til å gjennomføre hele prosjektet, også overvåkingen av de utsatte dyra. Dette må vurderes grundig før en kan starte prosjektet.

Er det et dokumentert behov for å sette ut dyr?

Basert på det som er tilgjengelig av overvåkingsdata og kunnskap om fjellrevens status, økologi, bestandsdynamikk og levedyktighet, kan vi ikke komme til en annen konklusjon enn at de gjenværende fjellrevbestandene er ved en høy og akutt risiko for utdøing. Basert på den gjennomgangen vi har gjort av eksisterende hypoteser og data som støtter eller tilbakeviser de enkelte hypotesene, har vi kommet til den konklusjon at utsetting av rev nå er det eneste mulige tiltaket som kan bidra til en permanent økning av bestanden og dermed reduksjon av utdøingsrisikoen. Vi har derfor også konkludert med at det er av stor betydning at de potensielle effektene av utsetting prøves ut.

18 Konsekvensene av å ikke gjøre noe

Fjellreven har nå vært fredet i 68 år (1930-1998) i Norge, i 70 år i Sverige (1928-1998) og i 58 år (1940-1998) i Finland. I løpet av denne tiden er det ikke dokumentert at noen bestand har økt til tettheter som kan sammenlignes med det fjellrevbestandene hadde før bestandsnedgangen. Fjellreven har tvert imot forsvunnet fra mange fjellområder selv etter at den ble fredet, og ser i dag ut til å være på randen av utryddelse fra hele Fennoscandia. Samlet sett er det mange faktorer som kan bidra til at også de siste bestandene forsvinner. Vi vet blant annet at hundedyr er relativt lett påvirket av sykdommer. Eksempler i så måte er øremidd, skabb og rabies (Macdonald 1980, Brand et al. 1995, Goltsman et al. 1996, Clark. 1994). Mulighetene for overføring av sykdommer fra rødrev eller rømte oppdrettsrever er også tilstede. I tillegg til disse konkrete sykdommene vil de små bestandene være sterkt utsatt for tilfeldigheter som bidrar til å øke faren for utdøying betydelig.

Erfaringene etter den lange fredningsperioden er at fjellrevbestandene fortsatt viser nedgang og står i fare for å forsvinne fra Skandinavia. Vi kan aldri bli 100% sikre på at vår forståelse av årsakssammenhengene i fjellrevens problemer er riktige, og at eventuelle tiltak som foreslås er garantert å virke. De to forslagene til forvaltningsplaner og tiltak som er fremmet i Sverige og Norge kan tjene som to komparative tilnærminger. Forhåpentligvis vil minst ett av forslagene som utprøves finne en løsning som bidrar til at en finner effektive forvaltningstiltak. Det er således klart bedre å teste de forslagene som alt er fremmet framfor å dokumentere at fjellreven faktisk har forsvunnet også fra de siste restbestandene.

19 Litteratur

- Aanes, R., Swenson, J.E. & Linnell, J.D.C. 1996. Rovvilt og saueneæring i Norge. I. Tap av sau til rovvilt: en presentasjon av tapets omfang basert på brukeropplysninger. - NINA Oppdragsmelding, 434.
- Aas, B. & Faarlund, T. 1995. Skoggrenseutviklingen i Norge, særlig i det 20. århundre. - AmS-Varica, 24: 89-100.
- Angerbjörn, A., Arvidson, B., Norén, 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. & Löfgren, S. 1997. Förslag till åtgärdsprogram för fjällräv. - Naturvårdsverket åtgärdsprogram, 1-32.
- Angerbjörn, A., Strömberg, J. & Becker, D. 1997. Home range pattern in Arctic foxes in Sweden. - Journal of Wildlife Research 2: 9-14.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Bjärvall, A., Ericson, M., From, J. & Norén, E. 1995. Dynamics of the arctic fox population in Sweden. - Annales Zoologica Fennici, 32: 55-67.
- Bangs, E.E. & Fritts, S.H. 1996. Reintroducing the gray wolf to central Idaho and Yellowstone National Park. - Wildlife Society Bulletin, 24: 402-413.
- Bannikov, A.G. 1970. Arctic fox in the U.S.S.R.: Biological premises of productivity. - IUCN Publications New Series 16: 121-130.
- Beck, B.B., Rapaport, L.G., Stanley Price, M.R. & Wilson, A.C. 1994. Reintroduction of captive-born animals. - s. 265-286 i: Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. red. Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. - Chapman and Hall, London.
- Ben-David, M., Bowyer, R.T., Duffy, L.K., Roby, D.D. &



- Schell, D.M. 1998a. Social behavior and ecosystem processes: river otter latrines and nutrient dynamics of terrestrial vegetation. - Ecology, 79: 2567-2571.
- Ben-David, M., Hanley, T.A. & Schell, D.M. 1998b. Fertilization of terrestrial vegetation by spawning Pacific salmon: the role of flooding and predator activity. - Oikos: 83: 47-55.
- Beniston, M., Daz, H.F. & Bradley, R.S. 1997. Climatic change at high elevation sites: an overview. - Climatic Change 36: 233-251.
- Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in Bighorn sheep. - Conservation Biology 4: 91-98.
- Box, H.O. 1991. Training for life after release: simian primates as examples. - Symposium of the Zoological Society of London, 62: 111-123.
- Brand, C.J., Pybus, M.J., Ballard, W.B. & Peterson, R.O. 1995. Infectious and parasitic diseases of the gray wolf and their potential effects on wolf populations in North America. - s. 419-430 i: *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. red. Carbyn, L.N., Fritts, S.H. & Seip, D.R. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, Canada.
- Brown, J.H. 1971. Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography. - American Naturalist 105: 467-478.
- Carbyn, L.N., Armbruster, H.J. & Mamo, C. 1994. The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992. - s. 247-271 i Restoration of endangered species, red. Bowles, M. & Whelan, C. Cambridge University Press, Cambridge.
- Clark, T.W. 1994. Restoration of the endangered black-footed ferret: a 20-year overview. - s. 272-297 i: Restoration of endangered species, red. Bowles, M. & Whelan, C. Cambridge University Press, Cambridge.
- Clark, T.W., Crete, R. & Cada, J. 1989. Designing and managing successful endangered species recovery programs. - Environmental Management, 13: 159-170.
- Clark, T.W. & Westrum, R. 1989. High-performance teams in wildlife conservation: a species reintroduction and recovery example. - Environmental Management, 13: 663-670.
- Collett, R. 1912. Norges pattedyr. - H. Aschehaug and Co., Kristiania.
- Cypher, B.L. & Scrivner, J.H. 1992. Coyote control to protect endangered San Joaquin kit foxes at the naval petroleum reserves, California. Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, 15: 42-47.
- Davis, M.R. 1983. Post-release movements of introduced marten. - Journal of Wildlife Management, 47: 59-66.
- Dietz, J.M., Dietz, L.A. & Nagagata, E.Y. 1994. The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. - s. 32-49 i: Creative conservation: interactive management of wild and captive animals, red. Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. Chapman and Hall, London.
- Directoratet for Naturforvaltning. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN Rapport, 8: 1-98.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 160 s.
- Eberhardt, L.E., Hanson, W.C., Bengtson, J.L., Garrott, R.A. & Hanson, E.E. 1982. Arctic fox home range characteristics in an oil-development area. - Journal of Wildlife Management, 46: 183-190.
- Eberhardt, L.E. & Hanson, W.C. 1978. Long distance movements of arctic foxes tagged in northern Alaska. - Canadian Field-Naturalist, 92: 386-389.
- Eberhardt, W.L. 1977. The biology of arctic and red foxes on the north slope. MSc Thesis, University of Alaska, Fairbanks.
- Elgmork, K. 1988. Reappraisal of the brown bear status in Norway. - Biological Conservation 46: 163-168.
- Elgmork, K. 1996. Bjørn og ulv i sentrale deler av Østlandet 1733-1845. - Fauna, 49: 134-147.
- Eliason, J.J. & Berry, W.H. 1994. Effects of military-authorized activities on the San Joaquin kit fox at Camp Roberts. - National Military Fish and Wildlife Transactions, 4-10.
- Estes, J.A. 1996. Predators and ecosystem management. - Wildlife Society Bulletin, 24: 390-396.
- Farner, M. 1994. Snøugle *Nyctea scandiaca* og smågnerdynamikk på Hardangervidda. En syklisitets- og populasjonshistorisk analyse. MSc Thesis, University of Oslo.
- Farstad, W.K. 1993. Perioovulatory endocrinology, oocyte maturation, fertilization and fertility in the female blue fox (*Alopex lagopus*). PhD Thesis, Norwegian College of Veterinary Medicine.
- Farstad, W.K., Fougner, J.A. & Andersen Berg, K. 1992. Species differences in fertility after artificial insemination with frozen semen in fox pure breeding. - Norwegian Journal of Agricultural Science, Supplement 9: 115-121.
- Farstad, W., Krogenæs, A., Nagyová, E., Hafne, A.L. & Hyttel, P. 1993. In vitro techniques in fox reproduction. - Livestock Production Science, 36: 23-27.
- Fowler, C.W. & Baker, J.D. 1991. A review of animal population dynamics at extremely reduced population levels. - Report of the International Whaling Commission, 41: 545-554.
- Frafjord, K. 1985. Notes on a large arctic fox skull. - Fauna Norvegica, 6A, 55.
- Frafjord, K. 1988. Betrakninger omkring fjellrevbestanden i sør-Norge i perioden 1981-1985. - Fauna, 41: 35-39.
- Frafjord, K. 1991a. Adult arctic foxes *Alopex lagopus* L. in the denning area; numbers and behaviour. - Fauna Norvegica Series A 12: 41-48.

- Frafjord, K. 1991b. Noen observasjoner av interaksjoner mellom fjellrev og rovfugler. - *Fauna*, 44: 251-254.
- Frafjord, K. 1993. Agonistic behaviour and dominance reactions of captive arctic foxes (*Alopex lagopus*) in Svalbard. - *Behavioural Processes*, 29: 239-252.
- Frafjord, K. 1994. Døgnaktivitet hos fjellrev i bur på Svalbard. - *Fauna*, 47: 236-241.
- Frafjord, K., Becker, D. & Angerbjörn, A. 1989. Interactions between arctic and red foxes in Scandinavia - predation and aggression. - *Arctic*, 42: 354-356.
- Frafjord, K. & Hufthammer, 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 47: 1-39.
- Framstad, E. & Stenseth, N.C. 1993. Habitat use of *Lemmus lemmus* in an alpine environment. - s. 197-211 i: *The Biology of Lemmings*, red. Stenseth, N.C. & Ims, R.A. Academic Press, London.
- Fritts, S.H. 1992. Reintroductions and translocations of wolves in North America: an analysis. *Wolves for Yellowstone ? A report to the United States Congress*, 4: Research and analysis, 3-5 - 3-31.
- Fritts, S.H., Paul, W.J. & Mech, L.D. 1985. Can relocated wolves survive ? - *Wildlife Society Bulletin*, 13: 459-463.
- Fuglei, E., Prestrud, P. & Vongraven, D. 1998. Status for fjellrev *Alopex lagopus* på Svalbard. - Norsk Polarinstitutt Rapport, 24 s.
- Garrott, R.A. & Eberhardt, L.E. 1987. Arctic fox. - s. 395-406 i: *Wild furbearer management and conservation in North America*, red. Novak, M., Baker, J.A., Obbard, M.E. & Malloch, B. Ministry of Natural Resources, Ontario.
- Garrott, R.A. & Eberhardt, L.E. 1982. Mortality of arctic fox pups in northern Alaska. - *Journal of Mammalogy*, 63: 173-174.
- Ginsberg, J.R. 1994. Captive breeding, reintroduction and the conservation of canids. s. 365-383 i: *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*, red. Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. Chapman and Hall, London.
- Ginsberg, J.R. & Macdonald, D.W. 1990. Foxes, wolves, jackals, and dogs: An action plan for the conservation of canids. IUCN, Gland, Switzerland.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldoy, S. & Byrkjeland, S. 1994. Norsk fugleatlas: hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Goltsman, M., Kruchenkova, E.P. & Macdonald, D.W. 1996. The Mednyi arctic foxes: treating a population imperilled by disease. - *Oryx*, 30: 251-258.
- Griffith, B. & Scott, J.M. 1993. Animal translocation and potential disease transmission. - *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24: 2231-236.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hagen, Y. 1960. Snøugla på Hardangervidda sommeren 1959. - *Meddelelser fra Statens Viltundersøkelser*, 2: 1-27.
- Haglund, B. & Nilsson, E. 1977. Fjällräven - en hotad djurart. WWF - Sluttrapport Fjällräv, 1/71: 1-32.
- Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga ? - *Oikos*, 50: 353-365.
- Herrero, S., Schroeder, C. & Scott-Brown, M. 1986. Are Canadian foxes swift enough. - *Biological Conservation*, 36: 159-167.
- Hersteinsson, P., Angerbjörn, A., Frafjord, K. & Kaikusalo, A. 1989. The arctic fox in Fennoscandia and Iceland: management problems. - *Biological Conservation*, 49: 67-81.
- Hersteinsson, P. & Macdonald, D.W. 1982. Some comparisons between red and arctic foxes, *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*, as revealed radio tracking. *Symposium of the Zoological Society of London*, 49: 259-289.
- 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.
- Hofgaard, A. 1997. Inter-relationships between treeline position, species diversity, land use and climate change in the central Scandes mountains if Norway. - *Global Ecology and Biogeography Letters*, 6: 419-429.
- Hopper, K.R. & Roush, R.T. 1993. Mate finding, dispersal, number released, and the success of biological control introductions. - *Ecological Entomology*, 18: 321-331.
- Högstedt, G., Monsen, H. & Seldal, T. 1991. Predators and synchronized rodent peaks. - *Oikos*, 61: 279-280.
- Hunter, M.L. & Hutchinson, A. 1994. The virtues and shortcomings of parochialism: conserving species that are locally rare, but globally common. - *Conservation Biology*, 8: 1163-1165.
- Høst, P. 1935. Trekk av dyrelivet på Hardangervidda. - *Norsk Jæger og Fisker Forenings Tidsskrift*, 6: 137-319.
- Jackson, L.L. 1992. The role of ecological restoration in conservation biology. s. 433-452 i: *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*, red. Fiedler, P.L. & Jain, S.K. Chapman & Hall, London.
- Jefferies, D.J., Wayre, P., Jessop, R.M. & Mitchell-Jones, A.J. 1986. Reinforcing the native otter *Lutra lutra* population in East Anglia: an analysis of the behaviour and range development

- of the first release group. - *Mammal Review*, 16: 65-79.
- Kaikusalo, A. & Angerbjörn, A. 1995. The arctic fox population in Finnish Lapland during 30 years, 1964-93. - *Annales Zoologica Fennici*, 32: 69-77.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sørensen, O.J. & Wikan, S. 1986. Status of the brown bear in Norway, Distribution and population 1978-1982. - *Biological Conservation* 38: 79-99.
- Klaesson, P. 1987. Fjällräver fångas och behandlas mot skabb. - *Svensk Jakt*, 125: 99.
- Kleiman, D.G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. - *Bioscience*, 39: 152-161.
- Kleiman, D.G. 1996. Reintroduction programs. – s. 297-305 i: *Wild mammals in captivity: principles and techniques*, red. Kleiman, D.G., Allen, M.E., Thompson, K.V. & Lumpkin, S. University of Chicago Press, London.
- Korpimäki, E., Norrdahl, K. & Rinta-Jaskari, T. 1991. Responses of stoats and least weasels to fluctuating food abundances: is the low phase of the vole cycle due to mustelid predation? - *Oecologia*, 88: 552-561.
- Krebs, C.J., Boonstra, R. & Kenney, A.J. 1995. Population dynamics of the collared lemming and the tundra vole at Pearce Point, Northwest Territories, Canada. - *Oecologia*, 103: 481-489.
- Kullberg, C. & Angerbjörn, A. 1992. Social behaviour and cooperative breeding in arctic foxes, *Alopex lagopus* (L.), in a semi natural environment. - *Ethology*, 90: 321-335.
- Kullman, L. 1993. Pine (*Pinus sylvestris* L.) tree-limit surveillance during recent decades, central Sweden. - *Arctic and Alpine Research*, 25: 24-31.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. - NINA Oppdragsmelding, 296: 1-47.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. - NINA Oppdragsmelding 367: 1-52,
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998a. Home range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. - *Canadian Journal of Zoology*, 76: 448-457.
- Landa, A., Franzén, R., Bø, T., Tufto, J., Lindén, M. & Swenson, J.E. 1998b. Wolverines in Scandinavia: population size and distribution in 1996. - *Wildlife Biology* 4: 159-168
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. - *Science*, 241: 1455-1460.
- Lindström, E.R., Brainerd, S.M., Helldin, J.O. & Overskaug, K. 1995. Pine marten - red fox interactions: a case of intraguild predation. - *Annales Zoologica Fennici*, 32: 123-130.
- Linnell, J.D.C., Aanes, R., Swenson, J.E., Odden, J. & Smith, M.E. 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. - *Biodiversity and Conservation*, 6: 1245-1257.
- Linnell, J.D.C., Strand, O. & Landa, A. In press. Red and arctic foxes in alpine environments. Can interspecific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? - *Wildlife Biology*.
- Loison, A. & Strand O. 1998. Bevaring av den skandinaviske fjellreven: et forsøk på å inkludere syklisitet i en levedyktighets analyse. - I: Kvam, T. & Jonson, B. red. NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyr økologi i Norge. Sluttrapport. NINA Temahefte 8: 71-77.
- Loison, A., Strand, O. & Linnell, J.D.C. Innsendt. Extinction risk in remnant arctic fox populations in Scandinavia: effect of temporal variation in reproduction on models of population viability. – *Cons. Biology*.
- Lönnerberg, E. 1927. Fjällrävstammen i Sverige 1926. - Svenska Vetenskapsakademiens Skrifter i Naturskyddsärenden, 7: 1-23.
- Macdonald, D.W. 1980. Rabies and wildlife: a biologist's perspective. - Oxford University Press, Oxford.
- MacPherson, A.H. 1969. The dynamics of Canadian arctic fox populations. - *Canadian Wildlife Service Report Series*, 8: 1-52.
- Maran, T. & Henttonen, H. 1995. Why is the European mink (*Mustela lutrola*) disappearing? a review of the process and hypotheses. - *Annales Zoologici Fennici*, 32: 47-54.
- Marquard-Petersen, U. 1994. Dens and summer pack size of Arctic wolves in Hold with Hope, east Greenland. - *Polar Record*, 30: 46-49.
- Marquard-Petersen, U. 1998. Food habits of arctic wolves in Greenland. - *Journal of Mammalogy*, 79: 236-244.
- McLean, I.G., Lundie-Jenkins, G. & Jarman, P.J. 1996. Teaching an endangered mammal to recognise predators. - *Biological Conservation*, 75: 51-62.
- Meia, J.S. & Weber, J.M. 1992. Characteristics and distribution of breeding dens of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a mountainous habitat. - *Zeitschrift fuer Säugetierkunde*, 57: 137-143.
- Menyushina, I.E. 1994. Interspecies relation of the polar fox (*Alopex lagopus* L.) and the snowy owl (*Nyctea scandiaca* L.) during the breeding season in the Wrangel Island. - *Lutroica*, 3: 15-21.
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C. & Powell, R.A. 1990a. Development of survival skills in captive raised Siberian polecats (*Mustela eversmanni*). II Predator avoidance. - *Journal of Ethology*, 8: 95-104.
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C. & Powell, R.A. 1990b. Development of survival skills in captive

- raised Siberian polecats (*Mustela eversmanni*). I Locating prey. - *Journal of Ethology*, 8: 89-94.
- Miller, B., Biggins, D., Hanebury, L. & Vargas, A. 1994. Reintroduction of the black-footed ferret. – s. 455-463 i: *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals* red. Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. Chapman and Hall, London.
- Moe, D. & Odland, A. 1992. The influence of the temperature climate on the vertical distribution of *Amnus incana* (Betulaceae) through the Holocene in Norway. - *Acta Botanica Fennica*, 144: 35-49.
- Moe, R.O. 1996. Investigation of methods to assess stress in farmed silver foxes (*Vulpes vulpes*). PhD Thesis, Norwegian College of Veterinary Medicine, Oslo.
- Mörner, T. 1988. Botade från skabb. - *Svensk Jakt*, 126: 1086-1087.
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. - *Oikos*, 24: 220-224.
- Oksanen, L., Moen, J. & Helle, T. 1995. Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. - *Acta Botanica Fennica*, 153: 93-105.
- Olstad, O. 1945. *Jaktzoologi*. J. W. Cappelen's Forlag, Oslo.
- Palomares, F. In prep. Interspecific aggressive interactions among mammalian carnivores: ubiquity, patterns and consequences.
- Pedersen, V. 1991. Early effects with the farm environment and effects on later behaviour in silver *Vulpes vulpes* and blue foxes *Alopex lagopus*. - *Behavioural Processes*, 25: 163-169.
- Pedersen, V. & Jeppesen, L.L. 1990. Effects of early handling on later behaviour and stress responses in the silver fox (*Vulpes vulpes*). - *Applied Animal Behaviour Science*, 26: 383-393.
- Pedersen, Ø. 1985. Spøringsundersøkelse av fjellrevs (*Alopex lagopus*) og rødrevs (*Vulpes vulpes*) territoriefordeling og ernæting på Finse (Hardangervidda) vinterstid. Cand. Real Thesis, University of Oslo.
- Pedersen, Ø. & Østbye, E. 1983. Fjellreven i Norge: bestandsutvikling og nåværende status. Report, University of Oslo.
- Pedersen, Ø., Heggberget, T.M., Myrberget, S. & Østbye, E. 1986. The status of the arctic fox in Norway. Unpublished report to Nordic symposium on the biology of small carnivores.,
- Phillips, M.K. & Parker, W.T. 1988. Red wolf recovery: a progress report. - *Conservation Biology*, 2: 139-141.
- Phillips, M.K., Smith, R., Henry, V.G. & Lucash, C. 1995. Red wolf reintroduction program. Ecology and conservation of wolves in a changing world pp. 157-168. Canadian Circumpolar Institute, Alberta, Canada.
- Pitelka, F.A. & Batzli, G.O. 1993. Distribution, abundance and habitat use by lemmings on the north slope of Alaska. – s. 213-236 i: *The Biology of Lemmings*, red. Stenseth, N.C. & Ims, R.A. Academic Press, London.
- Polis, G.A., Myers, C.A. & Holt, R.D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. - *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 297-330.
- Potapov, E.R. 1997. What determines the population density and reproductive success of rough legged buzzards, *Buteo lagopus*, in the Siberian tundra? - *Oikos*, 78: 362-376.
- Prestrud, P. 1992. Arctic foxes in Svalbard: population ecology and rabies. Norwegian Polar Institute, Oslo, PhD Thesis.
- Prestrud, P., Krogsrud, J. & Gjertz, I. 1992. The occurrence of rabies in the Svalbard Islands of Norway. - *Journal of Wildlife Diseases*, 28: 57-63.
- Ralls, K. & White, P.J. 1995. Predation on San Joaquin kit foxes by larger canids. - *Journal of Mammalogy*, 76: 723-729.
- Ralls, K., Demaster, D.P. & Estes, J.A. 1996. Developing a criterion for delisting the southern sea otter under the US Endangered Species Act. - *Conservation Biology*, 10: 1528-1537.
- Reid, D.G., Krebs, C.J. & Kenney, A.J. 1997. Patterns of predation on non-cyclic lemmings. - *Ecological Monographs*, 67: 89-108.
- Rinden, H. 1998. Fjellrev. I, Truete pattedyr i Norge. – s. 118-121 i: *Norsk Zoologisk Forening, Rapport 5*, rd. Isaksen, K., Syvertsen, P.O., Van Der Kooji, J. & Rinden, H.
- Rudzinski, D.R., Graves, H.B., Sargeant, A.B. & Storm, G.L. 1982. Behavioral interactions of penned red and arctic foxes. - *Journal of Wildlife Management*, 46: 877-884.
- Sarrazin, F. & Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. - *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 474-477.
- Schamel, D. & Tracy, D.M. 1986. Encounters between arctic foxes, *Alopex lagopus*, and red foxes, *Vulpes vulpes*. - *Canadian Field-Naturalist*, 100: 562-563.
- Seldal, T., Andersen, K.J. & Högstedt, G. 1994. Grazing induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. - *Oikos*, 70: 3-11.
- Servheen, C., Kasworm, W.F. & Thier, T.J. 1995. Transplanting grizzly bears *Ursus arctos horribilis* as a management tool - results from the Cabinet mountains, Montana, USA. - *Biological Conservation*, 71: 261-268.
- Sjöåsen, T. 1996. Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters *Lutra lutra* in Sweden. - *Biological Conservation*, 76: 161-165.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. - *Oecologia*, 84: 442-450.
- Skogland, T. 1994. Villrein: fra urinnvåner til miljøbarometer. Teknologisk Forlag, Oslo.

- Slough, B.G. 1989. Movements and habitat use by transplanted marten in the Yukon Territory. - *Journal of Wildlife Management*, 53: 991-997.
- Slough, B.G. 1994. Translocations of American martens: an evaluation of factors in success. s. 165-178 i: *Martens, sables, and fishers: biology and conservation*, red. Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G. & Powell, R.A. Cornell University Press, London.
- Smith, K.G. & Clark, J.D. 1994. Black bears in Arkansas: characteristics of a successful translocation. - *Journal of Mammalogy*, 75: 309-320.
- Soderquist, T.R. & Serena, M. 1994. An experimental reintroduction programme for brush-tailed phascogales (*Phascogale tapoatafa*): the interface between captivity and the wild.- s. 431-438 i: *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*, red. Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. Chapman and Hall, London.
- Stanley Price, M.R. 1989. Animal reintroductions: the Arabian oryx in Oman. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Steen, H., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 1990. Predators and small rodent cycles: an analysis of a 79-year time series of small rodent population fluctuations. - *Oikos*, 59: 115-120.
- Steen, H., Ims, R.A. & Sonnerud, G.A. 1996. Spatial and temporal patterns of small rodent population dynamics at a regional scale. - *Ecology*, 77: 2365-2372.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation - an introduction. - s. 61-96 i: *The Biology of Lemmings*, red. Stenseth, N.C. & Ims, R.A. Academic Press, London.
- Storch, I., Linström, E. & de Jounge, J. 1990. Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. - *Acta Theriologica*, 35: 311-320.
- Strand, O. 1997. Fjellrev. s. 8-12 i: *Terrestrisk naturovervåking fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997*, red. Kålås, J.A. NINA Oppdragsmelding 484.
- Strand, O. 1998. Fjellrev. - s. 8-13 i: *Terrestrisk naturovervåking fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997*, red. Kålås, J.A. NINA Oppdragsmelding 547.
- Strand, O., Linnell, J. & Jordhøy, P. 1996. Fjellrev. - s. 8-12 i: *Terrestrisk naturovervåking fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1995*, red. Kålås, J.A. NINA Oppdragsmelding 429.
- Strand, O., Landa, A., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998a. Rødrevens fortregning av fjellrev; Interspesifik konkurranse testet i et naturlig fragmentert habitat. (I: Kvam, T. & Jonson, B. red). NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyns økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 50-54.
- Strand, O., Landa, A., Zimmermann, B., Linnell, J.D.C. & Skogland, T. 1998b. Sosial organisering hos fjellrev. (I: Kvam, T. & Jonson, B. red). NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyns økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 34-41.
- Strand, O., Stacy, J.E., Wiadaryatne, N.S., Mjølnherød, I. & Jakobsen, K.S. 1998c. Genetisk variasjon i små fjellrevbestander. (I: Kvam, T. & Jonson, B. red). NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyns økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 65-69.
- Strand, O., Linnell, J.D.C., Krogstad, S. & Landa, A. 1998d. Fjellrevens svar på endringer i smågnagertetthet. (I: Kvam, T. & Jonson, B. red). NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyns økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 61-64.
- Strand, O., Landa, A. & Solberg, E.J. 1998e. Fjellrevens bestandsdynamikk: betydningen av asynkrone bestandsfluktasjoner. (I: Kvam, T. & Jonson, B. red). NINAs Strategiske Instituttprogrammer 1991-95: Store rovdyns økologi i Norge. Sluttrapport. - NINA Temahefte 8: 55-60.
- Strand, O., Severinsen, T. & Espelin, I. 1998f. Metaller og radioaktivitet i fjellrev (*Alopex lagopus*). - NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.
- Strand, O., Linnell, J.D.C., Krogstad, S. & Landa, A. In press. Dietary and reproductive responses of arctic foxes to changes in small rodent abundance. *Arctic*.
- Swenson, J.E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. - *Wildlife Biology* 1: 11-25.
- Sømme, J.D. 1932. Kommer fjellreven igjen ?. - *Norges Jæger og Fiskersforbund Tidsskrifter*, 61: 495.
- Tannerfeldt, M. 1997. Population fluctuations and life history consequences in the arctic fox. PhD Thesis, Stockholm University.
- 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 a fluctuating environment: establishment and reproductive success in the arctic fox. - *Ecography*, 19: 209-220.
- Tannerfeldt, M. & Angerbjörn, A. 1997. Fluctuating resources and the evolution of litter size in the arctic fox. - *Oikos*, 83: 545-559.
- Tardiff, S.E. & Stanford, J.A. 1998. Grizzly bear digging: effects on subalpine meadow plants in relation to mineral nitrogen availability. - *Ecology*, 79: 2219-2228.
- Valberg, N.N. 1993. Genetic and endocrinal factors affecting reproduction in blue foxes. Dr. Scient. Thesis, NLH-Ås, Norway.

- Wakely, L.G. & Mallory, F.F. 1988. Hierarchical development, agonistic behaviour, and growth rates in captive arctic fox. - *Canadian Journal of Zoology*, 66: 1672-1678.
- Østbye, E. & Pedersen, Ø. 1990. Fjellreven. - Pages 48-59 in A. Semb-Johansson, editors. *Norges dyr: Pattedyrene 1*. J. W. Cappelens Forlag as, Oslo.
- Østbye, E., Skar, H.J., Svalastog, D. & Westby, K. 1978. Fjellrev og rødvov på Hardangervidda; høgkologi, utbredelse og bestandsstatus. - *Meddelelser fra norsk viltforskning*, 3: 1-66.