

RAPPORT

M-794 | 2017

Handlingsplan for fjellrev

(Vulpes lagopus)

Norge – Sverige 2017–2021



Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*)

Norge – Sverige 2017–2021

Utførende institusjon:

Norsk institutt for naturforskning, Universitetet i Tromsø,
Stockholms Universitet

Oppdragstakers prosjektansvarlig:

Nina E. Eide

Kontaktperson i Miljødirektoratet:

Jan Paul Bolstad

M-nummer: M-794 | 2017

År: 2017

Sidetall: 46

Utgiver: Miljødirektoratet

Miljødirektoratets kontraktnummer:

15010800/16040006

Prosjektet er finansiert av:

Miljødirektoratet

Forfatter(e):

Eide, N.E., Elmhagen, B., Norén, K., Killengreen, S.T., Wallén,
J.F., Ulvund, K., Landa, A., Ims, R.A., Flagstad, Ø., Ehrich D.
og Angerbjörn A.

Tittel - norsk og engelsk:

Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*),

Norge-Sverige 2017-2021

Norwegian-Swedish action plan for the arctic fox
(*Vulpes lagopus*), 2017-2021

4 emneord:

biologisk mangfold, Fjellrev, handlingsplan, prioritert art

4 subject words:

arctic fox, action plan, endangered species, climate change

Forside (motiv):

Fjellrevkull

Bilde (rettighet):

taigaphoto.se

Grafisk produksjon:

Skipnes Kommunikasjon AS

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

© Miljødirektoratet 2017

Sammendrag:

I 2015 undertegnet Norge og Sverige en intensjonserklæring om forvaltning av den skandinaviske fjellrevbestanden. For at fjellrevbestanden skal øke og nå målet om en levedyktig bestand bør de anbefalte bevaringstiltakene holdes innenfor rammene av denne felles norsk-svenske handlingsplanen. Den langsiktige visjonen er å skape en stabil og levedyktig bestand som ikke har behov for videre tiltak. I handlingsplanen er det definert konkrete mål på lang sikt (2035) og på kort sikt (2021). Handlingsplanen foreslår videreføring av etablerte tiltak som avl og utsetting av fjellrev, støttefôring og rødrevkontroll som en oppfølging av handlingsplanen fra 2003. I tillegg er det foreslått å rette tiltak mot årsakene til økte rødrevbestander i fjellet. Videreføring av avlsstasjon og re-etablering av fjellrev er foreslått for å styrke små og mellomstore bestander, øke inn- og utvandring mellom bestandene og redusere innavl. Det er også foreslått å innføre et helseovervåkingsprogram. For å redusere konflikter og forstyrrelse fra menneskelige aktiviteter, er det foreslått å lage informasjonskampanjer.

Summary:

In 2015, Sweden and Norway signed an agreement with the aim of strengthening the collaboration for arctic fox conservation. To reach a viable population, we recommend that the actions continue within the framework of this Swedish-Norwegian action plan (2017-2021). The vision of this plan is to reach a viable Scandinavian arctic fox population without need for further conservation actions. This action plan emphasizes the importance of continuing the central actions of supplementary feeding and red fox control. In addition, we will include actions directed towards the factors underlying red fox expansion. Captive breeding and re-introduction, alternatively translocations, are suggested to demographically strengthen small populations, increase chances of establishment in stepping stone areas and reduce occurrence of inbreeding. The health status of populations will be monitored and in case of disease outbreaks, appropriate treatment will be undertaken. Specific information campaigns will be designed in order to reduce conflicts and disturbance from human activities.

Forord

Verden opplever i dag et stadig raskere tap av biologisk mangfold. Det er en utbredt oppfatning at det globale tapet av biologisk mangfold i dag er så omfattende at det etter hvert vil undergrave muligheten for en bærekraftig utvikling. I Norge regner man med at totalt 114 arter har dødd ut siden år 1800, mens 2355 arter er klassifisert som truede (Norsk rødliste for arter 2015). 40 naturtyper er klassifisert som truede (Norsk rødliste for naturtyper 2011).

Konvensjonen om biologisk mangfold er en global avtale om vern og bærekraftig bruk av biologisk mangfold, der Norge er ett av partslandene. Partslandene til konvensjonen har vedtatt 20 spesifikke mål (Aichi-målene) som skal hindre tap av globalt naturmangfold innen 2020. Som partsland forplikter Norge seg gjennom konvensjonen til å jobbe for å nå de 20 målene.

Det er et nasjonalt mål for ivaretagelse av naturmangfold at ingen arter eller naturtyper skal utrykkes, og tilstanden til trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres. Økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester. Jf. mål i St. Meld 14 (2015) – «Natur for livet».

Den første handlingsplanen for fjellrev ble utgitt i 2003. Tiltak som gjennomføres i dag for ivareta og styrke fjellrevbestanden er en del av denne planen. Høsten 2015 undertegnet statssekretærene i Klima- og miljøverndepartementet i Norge og Miljø- og energidepartementet i Sverige intensjonserklæring om forvaltning av den skandinaviske fjellrevbestanden. I avtalen er det enighet om *“at de sentrale myndighetene i respektive land vil utarbeide felles retningslinjer for tiltak; herunder utarbeide en felles tiltaksplan”*. *Handlingsplan for fjellrev (Vulpes lagopus) 2017 – 2021 Norge – Sverige* er en oppfølging av denne avtalen.

Handlingsplanen er, på oppdrag fra Miljødirektoratet og Naturvårdsverket, skrevet av Nina E. Eide, NINA, Siw T. Killengreen, Universitetet i Tromsø og Bodil Elmhagen, Karin Norén, Johan Wallén, Stockholms universitet. Innholdet i planen er i tillegg forankret hos Arild Landa og Øystein Flagstad, NINA, og Rolf A. Ims og Dorothee Ehrich, Universitetet i Tromsø og Anders Angerbjörn, Stockholms universitet. Alle har bidratt med sentrale innspill underveis i prosessen. Kristine Ulvund, NINA, har oversatt rapporten fra svensk til norsk.

Miljødirektoratet og Naturvårdsverket besluttet den 7. juli 2017 å iverksette handlingsplan for fjellrev (M-794 | 2017, NV-05519-16). Handlingsplanen er veiledende, ikke juridisk bindende, og inneholder en kunnskapsoversikt og presentasjon av anbefalte tiltak for perioden 2017–2021. Miljødirektoratet og Naturvårdsverket vil etter 2021 vurdere i fellesskap om handlingsplanperioden skal forlenges med eller uten revisjon av tiltakene i planen.

Det er et mål at de anbefalte tiltakene i planen følges av begge land, slik at målene i handlingsplanperioden nås gjennom et samarbeid mellom forvaltning og forskning. Forankring av tiltakene har skjedd i samråd mellom forskningsinstitusjonene og sentrale og regionale forvaltningsmyndigheter og egen høring til berørte parter. Miljødirektoratet takker alle som har bidratt med synspunkter til handlingsplanen og til de som bidrar i gjennomføringen.

Handlingsplanen kan lastes ned på www.miljodirektoratet.no eller www.naturvardsverket.se

Trondheim, juli 2017

Yngve Svarte
Direktør Artsavdelingen

Stockholm

Claes Svedlindh
Avdelingschef Naturavdelingen

Innhold

Forord	3
Innhold.....	4
Sammendrag	5
Summary.....	6
1. Artsfakta	7
a. Artsbeskrivelse og kjennetegn	7
b. Bevaringsgenetikk	8
c. Biologi og økologi	8
d. Utbredelse og trusselbilde	12
e. Årsaker til tilbakegang	12
f. Aktuell utbredelse	17
g. Aktuell bestandssituasjon.....	17
h. Aktuell trusselsituasjon.....	17
i. Sannsynlige effekter av ulike forventede klimaendringer	18
j. Beskyttelse gjennom lovverk og konvensjoner	19
k. Andre aktuelle faktaopplysninger	19
2. Visjon og mål.....	23
a. Langsiktige mål (2035).....	23
b. Kortsiktige mål (2021)	23
3. Tiltak og anbefalinger	24
a. Direkte bestandsforsterkende tiltak.....	24
b. Andre bestandsforsterkende tiltak	25
c. Behov for ny kunnskap	28
d. Overvåking av fjellrev	30
e. Overvåking av smågnagere og rødrev	31
f. Generelle anbefalinger.....	31
g. Konsekvenser og samordning.....	33
4. Referanseliste.....	35
Vedlegg 1	41
Vedlegg 2.....	45

Sammendrag

Fjellreven er klassifisert som en kritisk truet art (CR) i Norge og sterkt truet i Sverige (EN). På 1800-tallet var fjellreven en vanlig art, men på grunn av intensiv jakt ble bestanden dramatisk redusert på slutten av 1800-tallet. Fjellreven ble totalfredet i 1928 i Sverige og i Norge i 1930. Etter fredningen har bestanden aldri økt igjen. Bakgrunnen for den vedvarende tilbakegangen er sammensatt, men faktagjennomgangen peker på tre sentrale sammenhenger; fjellreven har lenge vært og er fortsatt under en levedyktig bestandsstørrelse, manglende og mer uregelmessige toppår for lemen fører til mangel på mat og manglende reproduksjon, og konkurransen med rødreven som ekspanderer i fjellet har blitt forsterket. I tillegg er det dokumentert at innavl og innavlsdepresjon har medført økt dødelighet og redusert reproduksjon i enkelte delbestander. Sykdommer og parasitter utgjør en ytterligere trussel mot overlevelsen av små delbestander. Forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter kan også være negativt.

I 2015 var det om lag 270 reproduserende voksne fjellrever i Norge og Sverige, noe som gir et mål på bestandens minimumsstørrelse. I Norge er fjellreven beskyttet gjennom "Forskrift om fjellrev (*Vulpes lagopus*) som prioritert art", og i Sverige er fjellreven fredet etter "artskyddsförordningen". I EU er fjellreven en prioritert art under Arts- og habitatdirektivet.

Det har vært gjennomført tiltak for å bedre bestanden av fjellrev i Skandinavia siden slutten av 1990-tallet. Fra 1998–2002 pågikk EU-Life Nature prosjektet SEFALO i Sverige og Finland. Prosjektet ble videreført i en ny fase, SEFALO + (2003–2008), som også involverte Norge. Begge prosjektene inkluderte tiltak som støttefôring, uttak av rødrev og overvåking av fjellrevhi. Fra og med 2004, ble det som en oppfølging av den første norske handlingsplanen for fjellrev (2003), iverksatt flere tiltak på vegne av Miljødirektoratet. Siden da har en kombinasjon av tiltak blitt gjennomført i ulike delbestander: avl og utsetting av valper, støttefôring, samt kontroll av enkelte rødrevbestander. Avlsprogrammet for fjellrev satte ut det første fjellrevkullet i 2006. Gjennom EU/Interreg-prosjektet Felles Fjellrev (2010–2014) ble det gjennomført utvidede tiltak i Jämtlands län

og Nord- og Sør-Trøndelag, med målrettet innsats i fjellområdene som ligger mellom de tre store delbestandene av fjellrev (Snøhetta-Sylan/Helags og Børgefjell/Borgafjäll).

For at fjellrevbestanden skal øke å nå målet om en levedyktig bestand bør de anbefalte bevaringstiltakene holdes innenfor rammene av denne felles norsk-svenske handlingsplanen. Den langsiktige visjonen er å skape en stabil og levedyktig bestand som ikke har behov for videre tiltak. I handlingsplanen er det definert konkrete mål på lang sikt (2035) og på kort sikt (2021). Handlingsplanen foreslår videreføring av etablerte tiltak som avl og utsetting av fjellrev, støttefôring og rødrevkontroll som en oppfølging av handlingsplanen fra 2003.

Planen tydeliggjør også årsakene til rødrevens økte tilstedeværelse på fjellet. Nytt for denne perioden er derfor å gjennomføre anbefalte tiltak for å hindre ekspansjon av rødrev inn i fjellområdene. Generelt er det liten kunnskap om forekomst av sykdommer og parasitter hos fjellrev, og om dette har noen innvirkning på bestanden. Det er derfor foreslått å etablere et helseovervåkingsprogram for fjellrev samt utarbeide felles beredskapsplaner for sykdomsutbrudd.

Avl og utsetting, eventuelt translokering av fjellrever mellom delbestander, er anbefalt som tiltak for å styrke små bestander, etablere fjellrev der arten er utdødd og for å redusere graden av innavl. Målrettede informasjonskampanjer bør utformes for å forankre bevaringsarbeidet på fjellreven hos grunneiere, interessegrupper og folk generelt. Dette kan også bidra til å redusere eventuelle konflikter og forstyrrelser fra mennesker.

Summary

The arctic fox is classified as endangered in Sweden and critically endangered in Norway. In the 19th Century, it was a common species on the mountain tundra, but in response to intensive harvesting, the population declined severely at the end of the 19th century. The arctic fox was protected by Swedish law in 1928 and Norwegian law in 1930, but despite this, the population remains small. The reasons for the lack of recovery is connected to increased competition and predation from expanding red foxes, irregular lemming cycles and the small population size itself. In addition to this, inbreeding depression has been documented in one of the sub-populations. Further threats are introduction of diseases and parasites as well as disturbance from human activities.

In 2015, a minimum of 240 reproducing adults were recorded in Sweden and Norway combined. Within the European Union, the arctic fox is a priority species according to the Habitats Directive. In Sweden, the arctic fox is a protected species according to "Species protection ordinance" (2007). In Norway, the population is protected after the "Regulation on the arctic fox as a priority species" (2015) according to the "Biodiversity Act" (2009).

During 1998–2008, conservation actions in the form of inventories, red fox culling and supplementary feeding was implemented in Sweden and Finland within the EU-Life funded project SEFALO+. During 2008–2012, red fox removal and supplementary feeding was financed through the Swedish action plan. In Norway, conservation actions started in 2004, financed by Norwegian Environment Agency (previously Norwegian Directorate for Nature Management). Since then, a combination of action has been implemented in the different subpopulations, including captive breeding and release of juveniles (since 2006), supplementary feeding and red fox control. Within the EU-Interreg project "Felles Fjellrev" (2010–2013) increased actions were conducted in the county of Jämtland as well as Nord- and Sør-Trøndelag, specifically focusing on smaller mountain areas located between the core areas.

In 2015, Sweden and Norway signed an agreement with the aim of strengthen the collaboration for arctic fox conservation. To reach a viable population, we recommend that the actions will continue within the framework of this Swedish-Norwegian action plan (2017–2021). The vision of this plan is to reach a viable Scandinavian arctic fox population without need for further conservation actions. This action plan emphasizes the importance of continuing the central actions of supplementary feeding and red fox control. In addition, we will include actions directed towards the factors underlying red fox expansion. Captive breeding and re-introduction, alternatively translocations, are suggested to demographically strengthen small populations, increase chances of establishment in stepping stone areas, and reduce occurrences of inbreeding. The health status of populations will be monitored and in case of disease outbreaks, appropriate treatment will be undertaken. Specific information campaigns will be designed in order to reduce conflicts and disturbance from human activities.

1.Artsfakta

Artsbeskrivelse og kjennetegn

Beskrivelse av fjellreven

Fjellrev (*Vulpes lagopus*) er en liten rev med kort snute og korte ører. En voksen fjellrev veier vanligvis 3–4 kg, kroppen er 50–65 cm lang og halen 28–33 cm (Eide mfl. 2005). Hannen er litt større enn tispas, men forskjellen er for liten til å se forskjell på kjønn i felt. Ved seks måneders alder er valpene nær utvokst (Prestrud og Nilssen 1992, Avlsprogrammet for fjellrev: Arild Landa pers med.). Fjellrev finnes i to vanlig forekommende fargevarianter; hvit og blå. Den hvite fargevarianten har hvit vinterpels, mens sommerpelsen er brun til grå-brun med gulhvite områder. Blårev er ensfarget mørk brun til svart om sommeren, mens vinterpelsen kan få en gråblåaktig fargetone. I Skandinavia er de fleste av fjellrevene hvite, og opptil 30% er blå. Svært sjeldent (< 1 %) kan man også se sandfarget fjellrev (**figur 1**). Sandfargede rever er hvite om vinteren, men ensfarget offwhite/lysebrune om sommeren.

Fjellrevens utseende, spor tegn og mulige forveksling med rødrever og farmrev er beskrevet i detalj i “Felthåndbok – Fjellrev” (Eide mfl.2005).

Underarter og varianter

Vulpes lagopus lagopus finnes i hele utbredelsesområdet, med unntak av den isolerte Kommandørøyene i Russland og Pribilof Islands i Alaska hvor en egen underart er beskrevet (Angerbjørn mfl. 2004). Innenfor *Vulpes lagopus lagopus* er det kun den islandske fjellrevbestanden som utgjør en genetisk distinkt gruppe (Norén mfl. 2011).

Forvekslingsarter

Fjellrev kan forveksles med varianter av både fjellrev og rødrever fra pelsfarmer. I Norge og Finland holdes fjellrev i pelsfarmer og rømte oppdrettsrever forekommer i Norge og delvis i Sverige. Fjellrevene som holdes i pelsfarmer er genetisk forskjellig fra den skandinaviske fjellrevbestanden (Norén mfl. 2005, 2009). Oppdrettsrever er vanligvis tyngre, lengre over ryggen, med kortere ben, krummere kropp og et relativt stort hode. Noen pelsfarger finnes kun hos farmrev, men enkelte farmrever kan også være svært lik vill fjellrev (Eide mfl. 2005).



Figur 1. Fjellrevvalper i alle tre fargevarianter ved et hi i Børgefjell. Fra venstre: blå valp, hvit valp, to sandfargede valper. Foto: Vegar Pedersen, Miljødirektoratet.

Rødrev er omtrent dobbelt så stor som fjellrev, med lengre nese, høyere og smalere ører og ofte lengre bein. Rødrevens pelsfarge kan variere mye, men de fleste fargevariantene kan skilles fra fjellrev på den hvite haletippen og at bena og baksiden av ørene er tydelig svarte. Bevegelsesmønstrene til de to artene er også vesentlig forskjellige, og sportegn kan brukes som en klar indikasjon på hvilken art de tilhører. Fjellreven beveger seg stort sett i rolig galopp mens rødreven vanligvis traver (se Eide mfl. 2005 for flere kjennetegn).

Bevaringsgenetikk

Genetisk variasjon

Fjellreven har en sirkumpolar utbredelse som omfatter de store tundraregionene i Nord-Amerika og Russland, samt Arktis. Bestander i områder som er knyttet sammen av havis om vinteren viser en lav grad av genetisk differensiering. Det foregår en omfattende genflyt innen og mellom regionene, selv om graden av isolasjon øker med avstanden. Den genetiske konnektiviteten opphører ved en avstand på 2000 km (Norén mfl. 2011), men spredningsavstander på mer enn 4000 km er dokumentert (Tarrow mfl. 2010).

Fjellrevbestandene på Island og i Skandinavia er genetisk ulike med relativt lav grad av heterozygositet, noe som tyder på isolasjon. Ingen av områdene har forbindelse til resten av Arktis gjennom havis. For Island er dette sannsynligvis hele forklaringen på differensieringen. I Skandinavia kan noe av isolasjonen skyldes spredningsbarrierer mellom Skandinavia og Kolahalvøya, men den kraftige nedgangen i bestanden siden tidlig på 1900-tallet er trolig en viktig årsak til at bestanden skiller seg ut genetisk (Norén mfl. 2011). I Skandinavia avhenger graden av konnektivitet mellom delbestander også av hvor sammenhengende fjellområdene er (Herfindal mfl. 2010, Blumentrath *upublisert*). Siden tidlig på 1900-tallet, har den genetiske differensieringen mellom skandinaviske og russiske fjellrevbestander fordoblet seg, mens den genetiske variasjonen innen Skandinavia er redusert med 25%. Reduksjonen i den genetiske variasjonen har vært mindre enn den ville ha vært dersom Skandinavia var helt isolert (Nyström mfl. 2006). Det ser derfor ut til at det fortsatt er noe genflyt mellom Varanger og den russiske bestanden på Kolahalvøya (Eide mfl. 2008).

På begynnelsen av 2000-tallet, var den Skandinaviske fjellrevbestanden oppdelt i fire genetisk distinkte bestander (Dalén mfl. 2006): en nordlig (Varanger til Vindelfjällen), en sentral (Borgafjäll/Børgefjell til Blåfjellet-Sösjöfjällen), en i sør (Helags) og en i sørvest (Hardangervidda). Den genetiske variasjonen var relativt høy innenfor bestandene, men den genetiske forbindelsen mellom dem var lav, noe som tyder på at fragmenteringen av bestandene har skjedd nylig.

Genetiske utfordringer

Innavl var sannsynligvis ikke et problem så lenge det var kontakt mellom delbestandene, siden en relativt høy genetisk variasjon ble opprettholdt gjennom 1900-tallet (Dalén mfl. 2006, Nyström mfl. 2006). Men det ble påvist innavlsdepresjon i fjellrevbestanden i Helags 2000-2009 (Norén mfl. 2016). Helagsbestanden var helt isolert i denne perioden, og på grunn av den lave bestandsstørrelsen rundt 1998-2000, stammer den genetiske variasjonen fra bare fem individer. I løpet av perioden økte graden av innavl 10 ganger og i 2009 tilsvarte det parring mellom halvsøsken. Innavlede individer hadde lavere overlevelse og reproduksjon. Det var 13 såkalte letalekvivalenter i bestanden, noe som er høyt antall i forhold til kjente tilfeller av innavl i andre hundedyr (Norén mfl. 2016). Letale ekvivalenter er gener eller genkombinasjoner med dødelig virkning.

Hybridisering med farmrev kan føre til utavlsdepresjon. Rømte farmrever er funnet nå og da i Skandinavia og det er et kjent tilfelle av hybridisering på Finse (Hardangervidda), hvor de få revene som var igjen på begynnelsen av 2000-tallet viste seg å være farmrever og farmrevhybrider. Alle revene ble fanget inn og avlivet for å hindre spredning til andre fjellområder (Flagstad *in prep*). Det norske avlsprogrammet for fjellrev har reetablert fjellrevbestanden på Finse. De første valpene ble satt ut i 2010 (Landa mfl. 2015).

Biologi og økologi

Sosial organisering

Den vanligste formen for sosial organisering hos fjellrev i Skandinavia er et reproduserende par med valper, der både tisper og hannen deltar i oppfostringen av valpene. Voksne avkom blir noen ganger igjen i territoriet der de ble født. Det hender at unge voksne får egne valper, slik at det blir født mer enn ett kull i samme hi. Det



Figur 2. Kull av fjellrev i Troms i 2011. På dette hiet ble det født to kull og registrert 16 valper. Dette året var det toppår for lemen og registrert 40 kull i Norge og 68 kull i Sverige. Foto: John Lambela, Statskog Fjelltjenesten

hender også at unge voksne som ikke har fått valper selv hjelper til med å ta vare på yngre søsken, men graden av hjelp ser ut til å være liten (Strand mfl. i 2000, Norén mfl. 2012, Elmhagen mfl. 2014).

Innenfor fjellrevens totale utbredelsesområde øker andelen familiegupper med mer enn to voksne rever med mattilgangen (Norén mfl. 2012). I Sverige er det ingen sammenheng med tilgangen på lemen, men antallet hi med flere voksne enn det reproduserende paret økte fra 6% til 21% når fjellrevene fikk støtteføring (Elmhagen mfl. 2014). Hi med flere voksne var mer vanlig på 1800-tallet da fjellrevbestanden i Skandinavia var tallrik (Zetterberg, 1945).

Fjellreven blir kjønnsmoden i løpet av det første leveåret, og ei tisper kan dermed føde sitt første kull i en alder av ett år. Parringen skjer i mars-april, og drektighetstiden er 51–54 dager, noe som betyr at tisper føder i mai-juni (Angerbjörn mfl. 2004). Ved 3–4 ukers alder, begynner valpene å vise seg utenfor hiet. Noen fjellrevvalper forlater foreldrenes territorium permanent denne første høsten, mens andre kan vente noen år eller bli livet ut. Det hender også at fjellrever etablerer seg i nærheten av foreldrenes territorium, for så å fortsette å komme tilbake på besøk (Strand mfl. 2000).

Fjellrevens reproduksjon er sterkt knyttet til tilgangen på lemen, som er fjellrevens viktigste byttedyr (Strand mfl. 1999, Elmhagen mfl. 2000). Både lemen og smånagere utviser vanligvis kraftige bestandssvingninger med topper hvert 3–5 år. Når det er rikelig med lemen øker både kullstørrelsen og andelen fjellrevpar som klarer å fostre opp valper. I lemenårene føder en fjellrevtispe i gjennomsnitt 7 valper, men kullstørrelser på opptil 18 valper har blitt observert. Når det er lite lemen fødes det som oftest ikke valper i det hele tatt. Valpene som blir født i løpet av de gode lemenårene, og spesielt de som er født i oppgangsåret for lemenbestanden utgjør kjernen i fjellrevbestanden frem til neste oppgangår (Angerbjörn mfl., 1995, Meijer mfl. 2013). Valper som er født i begynnelsen av oppgangår har rikelig med mat i løpet av sitt første år, og sannsynligheten for at de overlever og reproduserer er dermed større (Meijer mfl. 2013).

Forflytning og utvandringmønster

Fjellreven kan forflytte seg over lange avstander (Tarrow mfl. 2010). De siste årene er det observert økt utveksling av fjellrev mellom fjellområdene i sørlige og midtre deler av Skandinavia. Vandringer er dokumentert fra Helags via Snøhetta til Hardangervidda, og i motsatt retning fra Snøhetta til

Helags, og nordover til Børgefjell / Borgafjäll (Eide mfl. 2013, Rød-Eriksen mfl. 2014).

Livsmiljø

Fjellreven er tilpasset et liv i kalde og karrige miljøer. Den har pattedyrverdenens varmeste vinterpels og trenger ikke øke stoffskiftet for å holde varmen før temperaturen synker under -40°C . Vinterstid og ved lengre tids sult kan den spare energi ved å være mindre aktiv og redusere stoffskiftet (Prestrud 1991, Fuglei & Øritsland 1999). Fjellrevens utbredelsesgrense mot mer produktive miljøer og varmere klima er ikke et resultat av fjellrevens fysiske tilpasninger til et kaldt klima, men skyldes konkurranse med den større rødreven (Hersteinsson & Macdonald 1992), som er nesten dobbelt så stor i vekt.

Revirhevdende fjellrev bruker leveområder på 20–50 km² (Landa mfl. 1998, Angerbjörn mfl. 1997). Det hender at fjellreven bruker steinhi, men den bruker vanligvis hi utgravd i finsortert sandmateriale, ofte i morenerygger. Gode hi plasser blir gjenbrukt og enkelte hi er svært gamle. Gjennom bruk blir hiet gjødslet med skit og byttedyrrester som gjør at vegetasjonen på hiet er frodig og svært forskjellig fra vegetasjonen rundt (Bruun mfl. 2005, Killengreen mfl. 2007). Et gjennomsnittlig hi dekker et areal på 300–400 m² og har 30–40 åpninger, men de største hiene kan ha over 100 åpne hiiinganger (Dalerum mfl. 2002, Frafjord 2003).

Fjellreven i Skandinavia har endret habitatbruken siden 1800-tallet. Det er beskrevet at fjellreven ynglet helt ned til tregrensen på denne tiden og den kunne ofte sees vinterstid i bjørk- og barskog (Collett 1912, Lönnberg 1927, Olstad 1945, Zetterberg 1945). I dag benytter fjellreven lavereliggende fjellheier og skog mindre enn forventet i forhold til tilgangen, mens de høyereliggende fjellområdene brukes relativt mer (Landa mfl. 1998). Fjellreven bruker i dag primært hi som ligger langt fra tregrensen, i høyereliggende og mindre produktivt områder. Fjellrevens endrede habitatbruk ser ut til å være resultat av økt konkurranse med en ekspanderende og voksende rødrevbestand i de mer produktive lavalpine områdene (Linnell mfl. 1999, Dalerum mfl. 2002, Frafjord 2003, Killengreen mfl. 2007, Herfindal mfl. 2010, Selås mfl. 2010).

Samspill med andre arter

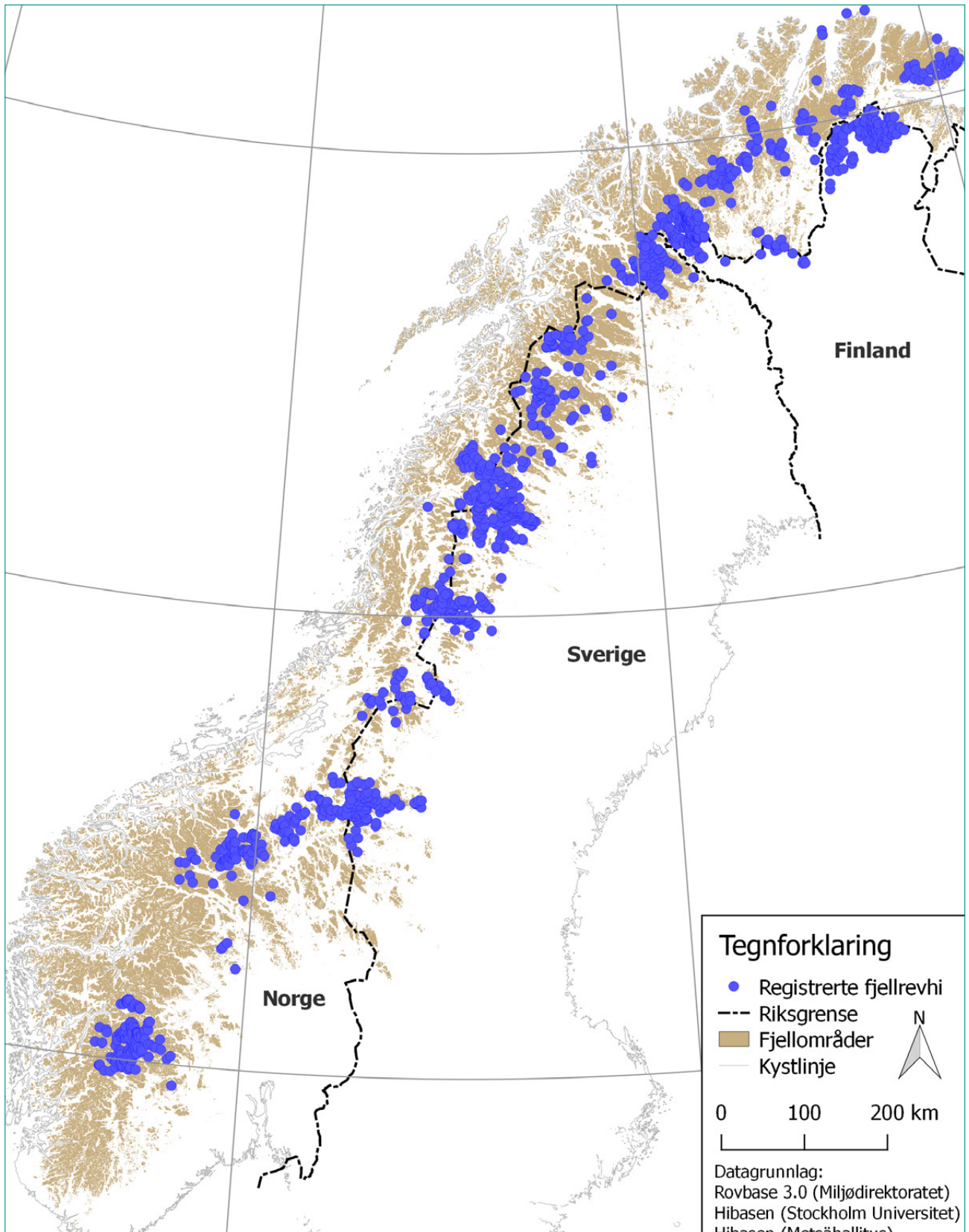
Smågnagere, spesielt lemen, er fjellrevens viktigste byttedyr (Strand mfl. 1999, Elmhagen mfl. 2000), men fjellreven er i utgangspunktet en generalist som spiser det som er tilgjengelig (Ehrich mfl. 2015). Rødreven konkurrerer med fjellreven. Rødreven er nesten dobbelt så stor og fysisk dominant over fjellreven. Dette betyr at det kan fortrenge fjellreven fra matressurser, hi og territorier (Killengreen mfl. 2007, Killengreen mfl. 2012, Hamel mfl. 2013). Det er i flere tilfeller også dokumentert at den kan drepe voksne fjellrever og valper (Frafjord mfl. 1989). Sannsynligheten for at et hi brukes av fjellrev reduseres dersom det ligger i nærheten av et bebodd rødrevhi, og det blir født færre fjellrevkull i områder med mye rødrevaktivitet (Tannerfeldt mfl. 2002, Frafjord 2003, Herfindal mfl. 2010). Store rovdyr som jerv og kongeørn kan også drepe fjellrev (Angerbjörn mfl. 2004). Kongeørn kan gi høy valpedødelighet, spesielt på fjellrevhi der tisper er uerfarne (Meijer mfl. 2011). Ved ett tilfelle er det dokumentert at ravn kan drepe fjellrevvalper (Chevallier mfl. 2015).

Artens egnethet som signal- eller indikatorart

I Skandinavia lever fjellreven på den sørlige grensen av sin utbredelse. I slike randbestander merkes ofte effekter av miljøendringer først. Det har vært foreslått at fjellrevens utbredelse både mot sør og i forhold til høyde over havet, er klimabetinget gjennom konkurranse med rødrev. Klimaet påvirker indirekte samspeillet mellom artene ved å påvirke tilgangen på byttedyr, der økt produktivitet kan favorisere rødreven (Hersteinsson & Macdonald 1992).

Forekomsten av lemen er trolig også sterkt påvirket av klima, og på kort sikt av det lokale været. På grunn av den sterke koblingen mellom fjellrevens reproduktive suksess og tilgangen på lemen har fjellrevens bestandsdynamikk blitt brukt som en indikator på endringer i lemensyklusen (se f. eks. Henden mfl. 2009, Elmhagen mfl. 2011).

IUCN har utnevnt fjellrev til en av ti flaggskiparter for klimaendringer, fordi det er forventet at arten påvirkes negativt av rødrevens ekspansjon og endringer i smågnagersyklusen (IUCN 2009).



Figur 3. Forekomst av fjellrevhi i Norge, Sverige og Finland indikerer fjellrevens tidligere utbredelse. (Rovbase 3.0, Miljødirektoratet, 2016).

Lemen og andre smågnagere er grunnlaget for mange næringskjeder og endringer i smågnagertetthet og bestandsdynamikk påvirker mange arter (Ims & Fuglei 2005, Elmhagen mfl. 2015). Nyere forskning har imidlertid vist at økt tilgang på matressurser i seg selv, uavhengig av klima, kan være en annen årsak til at rødreven etablerer seg i høyfjellet og på den arktiske tundraen. Det kan for eksempel være drevet av økt tilgang på reinskadaver (Killengreen mfl. 2011, 2012, Henden mfl. 2014), samt økt næringstilgangen rundt bygninger, veier og annen infrastruktur (Selås mfl. 2010, Gallant mfl. 2012, Stickney mfl. 2014,). Dette utfordrer artens egnethet som indikator for klimaendring.

I Norge har Regjeringa og Stortinget fastsatt Norges miljømål. De nasjonale miljømålene blir fulgt opp gjennom indikatorer som gir grunnlag for å vurdere hvordan utviklingen går. Årlig antall fjellrevkull benyttes som en indikator i overvåkingen av ett av miljømålene for biologisk mangfold: «Ingen arter og naturtyper skal utryddes, og utviklinga til truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres». I Sverige anvendes antall fjellrevkull som en indikator for oppfølging av to miljømål: begrenset klimapåvirkning og storslagne fjellandskap.

Utbredelse og trusselbilde

Historikk og trender

Fjellreven innvandret til Skandinavia da innlandsisen smeltet tilbake etter siste istid. Siden den gang har utbredelsen i stor grad vært begrenset til fjell og tundra nord for tregrensen. Arkeologiske utgravninger viser at fjellreven var uvanlig eller midlertidig utdødd i varmeperioden 9000–5000 år før nåtid, men at den etter det har vært her kontinuerlig (Frafjord & Hufthammer 1994). Ikke minst viser utbredelsen av kjente fjellrevhi at det har vært godt med fjellrev i hele fjellkjeden i lange perioder (**figur 3**). Rundt århundreskiftet var det fortsatt rikelig med fjellrev i den skandinaviske fjellkjeden. I Sverige var fjellreven vanlig i alle fjellområder med unntak av de sørlige fjellene i Dalarna (Lönnberg 1927). I Norge ble fjellreven beskrevet som vanlig i høyfjellet fra Nordkapp og ned til Kristiansand bispedømme, og i nord er det skrevet om yngling av fjellrev i tilknytning til sjøfuglkoloniene (Collett 1912). Naturindeks for Norge indikerer at fjellrevenbestanden kan ha variert mellom 500

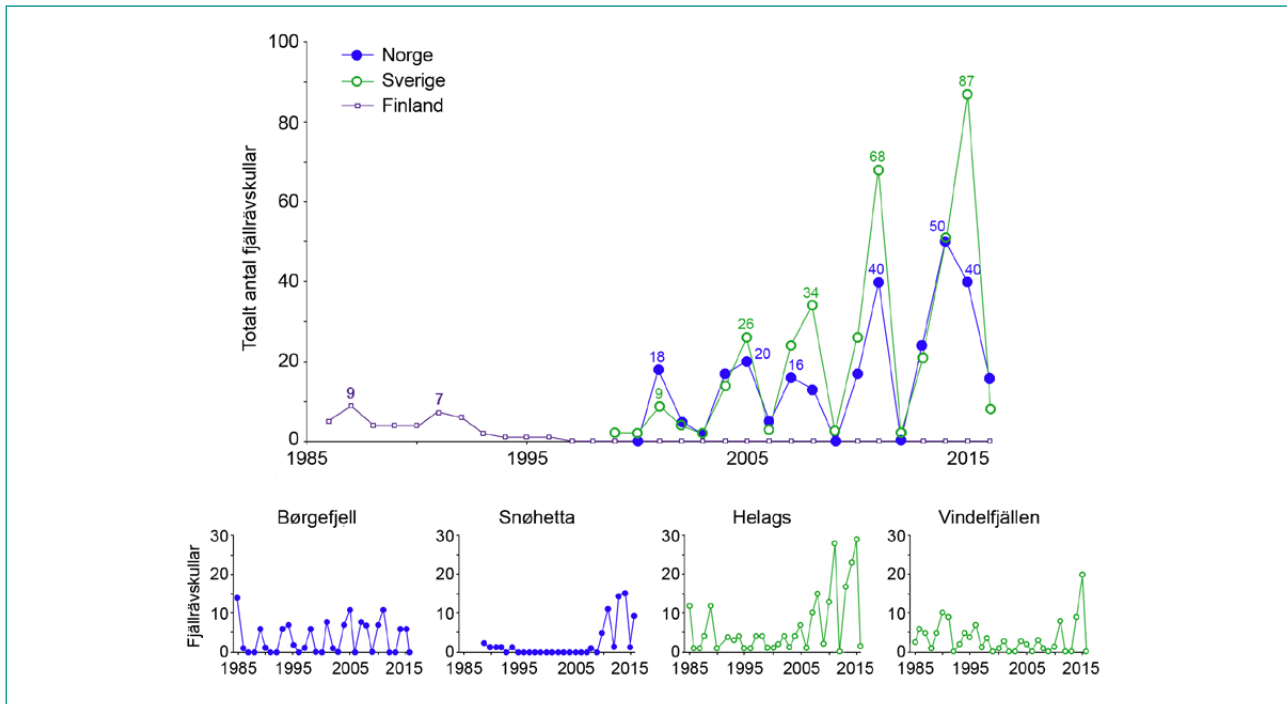
og 1500 ynglende par (Eide mfl. 2010). Med en gjennomsnittlig kullstørrelse på 6,3 valper ville det i gode lemenår tilsvare en produksjon av 3000–9500 valper. For Sverige, antyder en sammenstilling basert på Sibiriske fjellrevtettheter at den svenske bestanden på 1800-tallet kan ha bestått av i gjennomsnitt ca. 2000 ynglende par (data konvertert fra Angerbjörn mfl. 1999 og M. Tannerfeldt pers. med.).

På slutten av 1800-tallet var det en kraftig nedgang i fjellrevbestanden. For å beskytte fjellreven ble arten fredet i Norge i 1930. To år tidligere ble den fredet i Sverige (1928), og så i 1940 i Finland. Fredningen resulterte ikke til vekst i bestanden i noen av landene. Det var liten oversikt over utviklingen i bestanden før bestandsovervåkingen startet, men det er beskrevet av flere at fjellrevbestandene minket ytterligere framover 80- og 90-tallet (Østbye mfl. 1978, Frafjord 1988, Hersteinsson mfl. 1989, Linnell mfl. 1999, Angerbjörn mfl. 2013). I Finland ble det siste fjellrevkullet dokumentert i 1996. Ettersom fjellrevbestanden minsket og delbestander døde ut, har bestanden blitt stadig mer fragmentert. Rundt år 2000, var utbredelsen begrenset til noen få høyfjellsområder, og fjellreven hadde forsvunnet fra de lavereliggende delene av det tidligere utbredelsesområde nært tregrensen (**figur 3**, Herfindal mfl. 2010). I Sverige og Norge kan bestanden ha vært så lav som 40–60 individer rundt år 2000 (Angerbjörn mfl. 2013). Siden 2001 har det i enkelte fjellområder vært gjennomført ulike bevaringstiltak for fjellreven, og her har bestanden økt (Angerbjörn mfl. 2013), se også avsnittene som omhandler erfaringer med tiltak. Omregnet fra antall registrerte kull i toppår, var det minst 100 reproduserende fjellrever i Norge i 2014 (Rød-Eriksen mfl. 2014) og 174 i Sverige i 2015 (**figur 4**).

Årsaker til tilbakegang

Jakt og forfølgelse

Rundt århundreskiftet og frem til fjellreven ble fredet foregikk det omfattende jakt. Ettersom bestanden minket ble det betalt stadig høyere summer for skinn, noe som medførte at jakten ble svært lønnsom. For eksempel kunne en jeger få opp til 1000 kr for et blårevskinn i 1924. For et hvitrevskinn kunne en få opptil 400 kroner. Som en sammenligning var gjennomsnittlig årslønn for en gårdsarbeider på



Figur 4. Bestandsutvikling basert på det totale antall fjellrevkull i Norge, Sverige og Finland (øverst), og noen av delbestandene (nederst) for perioden 1985 - 2016. For Sverige og Norge finnes det landsdekkende overvåkingsdata fra 1999-2000. Bestanden var på det laveste rundt år 2000. I Finland har ikke fjellreven ynglet siden 1996. For noen av de norske og svenske delbestandene finnes det overvåkingsdata også før 1999. I Børgefjell var det regelmessige lemenårene selv på 1980-tallet og 1990-tallet, da lementoppene uteble i det meste av fjellkjeden. Fjellrevbestanden i Børgefjell har vært liten, men stabil i hele perioden. Snøhettabestanden døde ut på slutten av 1990-tallet. En ny fjellrevbestand er reetablert gjennom utsetting av fjellrevvalper fra avlsprogrammet 2007-2010. Denne bestanden er i dag den største delbestandene i Norge. I Helags ble det startet intensive bevaringstiltak (støttefôring og uttak av rødrev) rundt 2001 og i Vindelfjällen ble de samme tiltakene intensivert rundt 2010. Begge delbestandene har økt siden da.

omkring 800 kr (Østbye & Pedersen 1990). Den omfattende jakten har lenge vært betraktet som den viktigste årsaken til fjellrevens tilbakegang (Lönnerberg 1927, Østbye mfl. 1978, Linnell mfl. 1999). Fjellreven kan også ha blitt skutt under åtejakt på rødrev, uten at det er innmeldt (Østbye mfl. 1976). I Norge skjedde dette ved tre anledninger i 2013 (Eide mfl. 2013). I deler av fjellkjeden kan forgiftet åte for å redusere ulvebestanden også ha bidratt til nedgangen (Lönnerberg 1927, Olstad 1945). Hvorvidt det foregikk tjuvjakt på fjellrev etter fredningen er ukjent, men det er ingen indikasjoner på at dette skjedde i noen stor utstrekning. I Norge er imidlertid flere hi utgravd av mennesker også i nyere tid, men årsakene til dette er uklare. At fjellrevbestanden ikke har økt til tross for fredningen tyder på at andre faktorer enn jakt også kan ha spilt en rolle. Rundt århundreskiftet begynte miljøet i fjellet å endre seg til ulempe for fjellreven, bl.a. som følge av at den lille istiden, som var en flere århundrer lang kuldeperiode i Skandinavia, opphørte på slutten av 1800-tallet. Siden slutten av 1800-tallet og fremover

har menneskers påvirkning på fjellmiljøet økt og endret seg, gjennom f.eks. endret bruk av beitedyr, utbygging av tung infrastruktur, endret arealbruk og målstyrt artsforvaltning av arter som hjortevilt og rovvilt.

Endringer smånagerdynamikken

Fjellreven er avhengig av forekomst av lemen for å reprodusere. På slutten av 1800-tallet og begynnelsen av 1900-tallet var lemendynamikken karakterisert av periodiske svingninger med store toppe hver fjerde år. Etter 1910 ble svingningene mindre stabile. Lengden på syklusene varierte mellom 3 og 5 år og lementoppene ble mer asynkrone mellom ulike regioner (Henden mfl. 2009a). I to lange perioder, 1941-1960 og 1982-2001, uteble de gode lemenårene helt i store deler av fjellkjeden (Angerbjörn mfl. 2001). Den siste perioden sammenfaller med da fjellrevbestanden falt til et kritisk lavt nivå og flere mindre delbestander døde ut. Siden 2001, har det igjen vært regelmessige lemenår i store deler av fjellkjeden (Elmhagen mfl. 2011, Ims mfl. 2011, Angerbjörn mfl. 2013, Framstad 2015).

Det er mye som tyder på at storskala endringene i lemenets bestandsdynamikk er knyttet til endringer i vinterklimaet. Et kaldt og stabilt vinterklima med løs tørrsnø nærmeste bakken er trolig en forutsetning for at lemenbestanden skal nå høye tettheter på våren i toppårene (Ims & Fuglei 2005, Ims mfl. 2008). I Norge sammenfalt f. eks. en periode med regelmessig og synkron 4-års svingninger med en kald periode som kulminerte rundt 1910 (Henden mfl. 2009a). Også det store lemenåret i Skandinavia i 2010–2011 sammenfalt med to kalde vintre. Perioden uten gode lemenår på 1980- og 1990-tallet var til sammenlikning preget av flere vintre med mildværsperioder. Kausrud mfl. (2008) fant en sammenheng mellom bortfall av lemenår og forekomsten av fuktig og isete snødekke. En lignende kobling er observert på Grønland, hvor toppårene hos halsbandlemen (*Dicrostonyx groenlandicus*) er uteblitt de senere årene (Gilg mfl. 2009). De siste tiårene er det påvist redusert syklisitet i smågnagerbestander i store deler av Europa (Cornulier mfl. 2013).



Figur 5. Et kaldt og stabilt vinterklima med tørr og løs snø langs bakken ser ut til å være viktig for lemen sin reproduksjon. Foto: Rolf A. Ims, Universitetet i Tromsø

Sannsynligvis trenger ikke klimaet endre seg veldig mye før det oppstår endringer i smågnagerdynamikken (Yoccoz & Ims 1999, Callaghan mfl. 2004).

Lemen er trolig mer følsom for vinterklimaet enn de andre smågnagerartene i fjellet (Ims mfl. 2011). Årsaken til ulik følsomhet for vinterklima hos ulike smågnagerarter kan skyldes forskjeller i kosthold, reproduksjonsstrategier og påvirkning av snødekke (Ims mfl. 2011). Det kan forklare hvorfor lemensyklusene kommer og går over tid, og hvorfor, for eksempel fjellområder med kystpreget klima kan være mer utsatt for forstyrrelser i lemensyklusene enn andre områder.

Simuleringer viser at fjellreven er svært følsom for manglende lemenår, samt eventuell utvidelse av tidsintervallet toppår (Loison mfl. 2001). Henden mfl. (2008) fant imidlertid at fjellreven er mest følsom for en nedgang i den gjennomsnittlige mengden lemen, og i mindre grad om lemenårene inntreffer med 3 eller 5 års tidsintervaller. Det betyr at det spiller liten rolle om smågnagersyklusen er 3-årig eller 5-årig hvis mengden smågnagere i toppårene er den samme. Grunnlaget for å opprettholde lokale fjellrevbestander vil imidlertid reduseres betraktelig dersom smågnagerdynamikken flater ut eller faller bort.

Konkurransen med rødrev

Jaktstatistikk tyder på at rødrevbestanden har økt i fjellet siden slutten av 1800-tallet (Selås & Vik 2007, Elmhagen mfl. 2015). Økt konkurranse med rødrev er sannsynligvis årsaken til at utbredelsesområdet for fjellreven i Skandinavia er redusert i samme periode (Linnell mfl. 1999, Dalerum mfl. 2002, Frafjord 2003, Killengreen mfl. 2007, Herfindal mfl. 2010). Rødreven drar nytte av et varmere vinterklima og økt ressurstilgang (Hersteinsson & Macdonald 1992, Killengreen mfl. 2011, Pasanen–Mortensen mfl. 2013). Mye tyder på at økt menneskelig aktivitet også påvirker rødrevens utbredelse. Tyngre infrastruktur som veier, jernbane og kraftledninger, samt ny oppføring av bygninger (f. eks. hyttefelt) kan skape nye lett tilgjengelige matressurser, som f.eks. påkjørt vilt, søppel og matavfall. Som da kommer i tillegg til den naturlige ressurstilgangen (Selås mfl. 2010). Slike menneskeskapte matkilder er ofte mer stabile i tid og rom enn tilgangen på byttedyr, noe som gjør at også rødreven klarer seg bedre i fjellandskapet enn før. I Alaska er menneskeskapte matkilder rundt oljefeltene den antatte årsaken til at rødrev har etablert seg lokalt på tundraen, noe som har ført til at fjellrevbestanden har minsket raskt (Stickney mfl. 2014). Denne sammenhengen er også dokumentert i Canadisk Arktis (Gallant mfl. 2012).

Tilgangen på reinkadaver om vinteren gjør det mulig for rødreven å etablere og klare seg på fjellet, selv når det er lite smågnagere (Killengreen mfl. 2011). For eksempel var det i forkant av den første registrerte rødrevynglingen på den arktiske tundraen i russisk Yamal en usedvanlig mild vinter i 2013/2014. Dette forårsaket massedød av rein i området (Sokolov mfl. 2016). I Nord-Norge har lokale endringer i reindriften ført til at det i enkelte områder er høye tettheter av



Figur 6. Tilgang på reinkadaver om vinteren kan gjøre det mulig for rødreven og etablere seg i fjellet, selv når det er lite smågnagere. Foto: Olav Strand, NINA

rein i fjellet hele vinteren. Det har ganget flere arter: ravn, rødrev, jerv, kongeørn, havørn og kråker. Selv forekomsten av fjellrev økte når det var rikelig med reinkadaver, men kun på Varanger der det samtidig ble gjennomført uttak av rødrev. I de andre områdene ble det ikke dokumentert fjellrev (Hamel mfl. 2013, Henden mfl. 2014). Boreale arter som har sin hovedutbredelse utenfor fjellet kan trolig ekspandere inn i fjellområdene når tilgangen på reinkadaver øker og blir mer stabil (Henden mfl. 2014). Jaktstatistikk fra perioden 1947–1976 tyder på at rødrevbestanden i Norge økte mest i områder der bestandene av hjortevilt (rein, hjort, elg og rådyr) også økte (Selås & Vik 2006).

Store rovdyr kan begrense bestanden av mindre rovdyr, men effekten varierer med produktiviteten i miljøet (Ripple mfl. 2014). Mindre rovdyr som rødrev har i noen tilfeller økt i antall i sammenheng med at antall større rovdyr har gått ned. Jaktstatistikk viser at nedgangen i den svenske ulve- og gaupebestanden på 1800-tallet sammenfalt med økende rødrevbestander i Sør-Sverige, men ikke i Nord-Sverige (Elmhagen & Rushton 2007). I dag har gaupa igjen en begrensende effekt på rødrevbestanden i den boreale skogen (Elmhagen mfl. 2010). Ser vi på Arktis og subarktisk sammenfaller relativt høye tettheter av gaupe og rødrev, noe som kan skyldes at begge arter har sin hovedutbredelse i produktive boreale miljøer

(Ehrich mfl. 2016). Det samme gjelder for jerv og rødrev på tundraen i Nord-Norge, hvor relativt høye jerv- og rødrevtettheter sammenfaller med hverandre (Killengreen mfl. 2012). Det er imidlertid en negativ sammenheng mellom ulv og rev, det vil si at rødrevtettheten er lavere i områder med relativt høy tetthet av ulv. Denne koblingen er sterkeste i subarktisk og avtar jo mindre produktivt miljøet er (Ehrich mfl. 2016).

Med dagens bestandsnivå er fjellrevens utbredelse trolig styrt av en skjør balanse mellom lav konkurranse fra rødreven og tilstrekkelig ressurstilgang. Ressursnivået kan ikke være så høyt og stabilt at boreale arter som rødreven kan etablere seg og konkurrere ut fjellreven. Rødreven har opplagt nytte av økte ressurstilgang, men i mer produktive områder påvirkes den negativt av større rovdyr. Det er ennå ikke klart hvilken betydning de store rovdyrene har i fjellrevens marginale leveområder.

Fragmenterte bestander og innavi

Den skandinaviske fjellrevbestanden har vært liten og fragmentert gjennom store deler av 1900-tallet. Rundt 2000-tallet var bestanden kritisk lav, og så fragmentert at den hadde liten sannsynlighet for å overleve på lang sikt (Linnell mfl. 1999, Loison mfl. 2001). Små bestander er følsomme for tilfeldige negative utfall både i demografi og i miljøbetingelser,



Figur 7. Det er oppdaget skabb på fjellrev ved tre anledninger. Dette bildet er fra Borgafjäll i Sverige i 2013. Foto: NINA, Viltkamera

for eksempel kan sykdom eller parasitter slå ut alle individene samtidig. Kritisk lave bestander av fjellrev kan også være utsatt for negativ tetthetsavhengighet (Loison mfl. 2001), som betyr at tettheten har blitt så lav at sosiale funksjoner bryter sammen som følge av den lave tettheten i seg selv (såkalte Allee-effekter). For eksempel kan fjellrever på vandring ha lav sannsynlighet for å komme seg til andre områder med fjellrev, eller treffe en partner utenfor kjerneområdene. Herfindal mfl. (2010) fant at sannsynligheten for at et hi benyttes av fjellrev øker dersom det finnes andre bebodde fjellrevhi i nærheten. En økning i bestandsstørrelse kan derfor forventes å ha en selvforsterkende effekt.

På begynnelsen av 2000-tallet, var den skandinaviske fjellrevbestanden delt inn i fire relativt isolerte bestander (Dalén mfl. 2006). En av disse, Helags i Sverige, led av innavlsdepresjon som førte til redusert overlevelse og reproduksjon (Norén mfl. 2016).

Sykdommer

På 1970-tallet ble skabb spredt via en rødrev som vandret over Østersjøen fra Finland til Sverige og parasitten har siden da vært å finne i rødrevbestanden. Skabb forårsakes av en midd som graver passasjer og legger egg i dyrets hud. En smittet rev lider av hudirritasjon og kløe, noe som fører til pelsavfall og

hudforandringer. Dersom det infiserte dyret ikke blir behandlet dør det etter noen få måneder. Den direkte dødsårsaken er ikke skabb i seg selv, men sekundære effekter som sult, infeksjoner i åpne sår og hypotermi. Selv om reven skulle bli behandlet slik at den overlever, kan infeksjonen redusere forplantningsevnen (Meijer mfl., in prep).

Hos fjellrev er det oppdaget skabb ved tre anledninger, i svensk Børgfjell i 1986–1987, 2013–2014 og både i svensk Børgfjell og på norsk siden og nord for Børgfjell (Hattfjelldal) i 2017. Hvorfor disse skabbutbruddene har skjedd i dette området er per i dag uklart da rødrev forekommer i samtlige områder med fjellrev. At det ikke har skjedd oftere er sannsynligvis fordi fjellrev vanligvis unngår rødrev. I tillegg har tettheten av fjellrev lenge vært ekstremt lav, noe som ytterligere reduserer risikoen for spredning av smitte. Når en fjellrev først er smittet kan skabb spre seg raskt mellom fjellrevene. Da skabb spredte seg i Borgafjäll i 2013–2014 var bestandstettheten relativt høy, og vinteren 2014 viste en tredjedel av fjellrevene symptomer på skabb. Infiserte rever ble observert på 15 av de 19 bebodde fjellrevhiene i det berørte området (Meijer mfl., in prep).

Fjellreven kan være bærer av flere tarmparasitter, hvorav de fleste også finnes hos andre ville hundedyr.

Noen av innvollsparasittene kan forårsake sykdommer, men det er ikke kjent om de har betydning på bestandsnivå (Aguirre mfl. 2000, Meijer mfl. 2011). På Svalbard og i andre områder utenfor Skandinavia er fjellreven bærer av rabies og revens lille dvergbandelorm (*Echinococcus multilocularis*) (Fuglei mfl. 2008, Mørk mfl. 2011). I svenske dyreparker har viltfangede fjellrever dødd av en smittsom betennelse i hjernen, muligens forårsaket av et herpesvirus (Berg mfl. 2007, Widen mfl. 2012).

Hybridisering med farmrev

Hybridisering med farmrev utgjør en trussel mot fjellreven fordi det kan føre til utavlsdepresjon. Rømte farmrever er funnet flere ganger både i Norge og Sverige (1–4 per år). Farmrevvarianten av fjellrev har sin opprinnelse i ville fjellrever importert fra Alaska, Grønland og Svalbard. Det har blitt avlet på egenskaper som stor kroppsstørrelse og høy pelskvalitet, og farmrevene avviker både genetisk og utseendemessig fra ville fjellrever. Siden farmrever delvis stammer fra kystlevende fjellrever, så er det også en risiko for at farmrever mangler tilpasninger til lemmesyklusene. Utavl kan føre til at lokale tilpasninger går tapt, for eksempel tilpasningen som gjør at fjellreven justerer reproduksjonen (antall valper født) i forhold til lemenforekomsten, ettersom farmrever delvis kommer fra områder hvor fjellreven har en annen diett og reproduksjonsstrategi (Norén mfl. 2005, 2009).

Forstyrrelse knyttet til menneskelig ferdsel

Det er lite kjent hvor sensitiv fjellreven er for forstyrrelser fra folk som beveger seg i fjellet, selv om arten vanligvis fremstår som relativt uredd (se Eide 2015). Gjentatt forstyrrelse kan føre til unnvikelse av områder med mye ferdsel og slik resultere i tap av viktige hiområder, men man vet foreløpig lite for å si om forstyrrelse fra menneskelig ferdsel kan ha effekter på bestandsnivå.

Aktuell utbredelse

Globalt har fjellreven en sirkumpolar utbredelse som omfatter tundrahabitater i Nord-Amerika og Eurasia, samt de fleste øyene i Arktis. I Europa lever fjellreven i den skandinaviske fjellkjeden (Norge, Sverige og Finland), på tundraen i Øst-Finnmark og Nordvest-

Russland, inkludert Kolahalvøya, samt på Island, Grønland, Svalbard og Novaja Semlja.

I Skandinavia var utbredelsen av fjellrev svært fragmentert rundt år 2000 og i perioden fra 2001 til 2009 ble det bare født noen få kull utenfor kjerneområdene Helags, Blåfjellet–Lierne, Børgfjell–Börgafjäll, Saltfjellet–Vindelfjällen–Arjeplog, Indre Troms–Nordreisa og Varangerhalvøya (**figur 8**). I takt med at fjellrevbestanden har økt, har antall kull utenfor kjerneområdene også økt, og etter 2010 har flere lokale bestander blitt reetablert gjennom utsetting av valper fra avlsprogrammet på Finse og Snøhetta i Sør-Norge, og i Junkeren mellom Saltfjellet og Vindelfjällen. I 2015 ble det dessuten født valper på Hardangervidda og de sørlige Bykleheiene lengst sør i Norge. I Norrbotten ble det i 2015 også registrert flere kull i Padjelanta, Kebnekaise og Råstojaure (**figur 8**).

Aktuell bestandssituasjon

I det globale utbredelsesområdet finnes det flere hundre tusen fjellrever. De fleste lever i innlandet hvor bestandsstørrelsen varierer kraftig med tilgangen på smågnagere (Angerbjörn & Tannerfeldt 2014).

Fjellrevbestandens størrelse kan estimeres ut ifra antall kull som fødes i år med mye lemen. Årene 2014–2015 var relativt gode lemenår i Skandinavia. 2014 var det beste året i den sørlige fjellkjeden, mens 2015 var bedre i nord. I Norge var 2014 et absolutt toppår da 50 kull ble født. I Sverige kom toppen i 2015 med 87 kull (**figur 4, 8**). Den reproduserende delen av bestanden i Skandinavia kan derfor anslås til minimum 274 fjellrev, hvorav ca. 100 i Norge og 174 i Sverige. Dette er et svært konservativt minimumsestimert. I Norge overvåkes fjellreven også ved innsamling av DNA for individgjenkjenning, noe som betyr at også voksne individer som ikke har fått valper telles. Justert for antall kull viser DNA-analyser at den samlede minimumsbestanden i Norge i 2015 var 137 fjellrev.

Aktuell trusselsituasjon

På verdensbasis er fjellreven klassifisert som «Livskraftig» (LC) (Angerbjörn & Tannerfeldt 2014, IUCN 2016). I Skandinavia er den klassifisert som kritisk truet (CR) i Norge (Wiig mfl. 2015), og som



Figur 9. Fjellrevbestanden på Dovrefjell i Norge er reetablert ved hjelp av utsetting av fjellrevvalper fra Avlsprogrammet for fjellrev. Foto: Anne-Mathilde Thierry, NINA

sterkt truet (EN) i Sverige (ArtsDatabanken 2015). I Sverige var fjellreven klassifisert som kritisk truet (CR) så sent som i 2010, men den siste tidens bestandsvekst har ført til at statusen er forbedret. Det er imidlertid verdt å bemerke at alle delbestandene som er uten støttetiltak (uttak av rødrev, støtteføring, utsetting av valper) fra forvaltningen er i tilbakegang, med unntak av norsk Børgefjell (Angerbjörn mfl. 2013, Eide mfl. *in prep*).

De tre viktigste truslene for fjellreven i Skandinavia er, som det også framkommer av delkapitlene foran, den lave bestandsstørrelsen i seg selv, mangel på mat på grunn av fravær av smågnagertopper og økt konkurranse med rødrev. Klimaendringer er den mest sannsynlige årsaken til endringene i smågnagerdynamikken. Rødrevens ekspansjon skyldes trolig både klimaendring og ikke minst faktorer som øker tilgangen på mer stabile matressurser. Andre trusler inkluderer innavlsdepresjon, skabb og hybridisering med farmrev, men så langt har disse faktorene hatt begrenset betydning. Økt press på utbygging i fjellet kan utgjøre en betydelig og varig trussel for fjellreven. Infrastruktur som bygninger,

veier, kraftlinjer, gruvedrift og vindparker kan favorisere rødreven gjennom økt tilgang på matavfall, og vilt som dør i trafikken, kraftledninger og vindmøller.

Sannsynlige effekter av ulike forventede klimaendringer

Som beskrevet er fjellreven avhengig av lemen og andre smågnagere for å reprodusere og fostre opp valper, og klimaendringene er ansett for å være årsaken til at smågnagerdynamikken har endret seg som har resultert i at lementoppene periodevis uteblir (Kausrud mfl. 2008, Ims mfl. 2011). Fjellrevens sørlige utbredelsesgrense er indirekte bestemt av klimaet, via konkurranse med rødrev. En retrett til høyere liggende områder er allerede dokumentert i Skandinavia (Herfindal mfl. 2010). Framtidsscenarioer anslår at 40-50% av tundraarealet, som inkluderer alpine heier i Skandinavia, vil forsvinne i løpet av det neste århundret (ACIA 2005, Kaplan & New 2006). En fortsatt

oppvarming kan bety at fjellrevens habitat blir erstattet av rødrevhabitat.

Fjellrevens fremtid antas å være avhengig av utviklingen i klimaet. Generelt er det forventet at artens utbredelsen vil forskyve seg nordover og opp i høyere liggende områder dersom klimaet blir noe som kan forsterke konkurransen med rødreven. I dag kan det ikke utelukkes at det også i fremtiden vil finnes egnet habitat for fjellreven i Skandinavia. I deler av fjellkjeden har vekstsesongens lengde vært stabil eller blitt kortere siden 1980, særlig i indre deler av det sentrale Skandinavia (Karlsen mfl. 2009). IPCC anslår i sine klimamodeller at nedbøren vil øke i Skandinavia i fremtiden (IPCC 2013). Hvis det innebærer økt snøfall om vinteren kan det være ulempe for rødreven, mens det øker sjansen for gode lemenår. Analyser av smågnagerdynamikken i det boreale Finland viser også at selv om dynamikken varierer mellom klimaregioner, så kan smågnagersykluser oppstå i både kaldere og varmere klima (Korpela mfl. 2013). Det er altså relativt stor usikkerhet rundt hvordan klimaendringene faktisk vil slå ut for fjellreven og fjelløkosystemet.

Beskyttelse gjennom lovverk og konvensjoner

Fjellreven er gitt beskyttelse gjennom de internasjonale avtalene som Norge og Sverige har ratifisert, EU-direktiver og nasjonale lover. Teksten nedenfor omhandler kun lovtekster hvor arten er henvist til i vedleggene til gjeldene direktiver og lovverk. De mer generelle lovene som kan påvirke en art, livsmiljøet eller et område hvor arten forekommer er ikke inkludert i dette kapitlet.

Nasjonal lovgivning

I Norge er fjellreven beskyttet i henhold til forskrift om fjellrev som prioritert art (2015) jf. naturmangfoldloven §5 første ledd (2009), heretter kalt «Fjellrevforskriften». §3 i forskriften presiserer at enhver form for uttak, skade eller ødeleggelse av fjellrev er forbudt. Som ødeleggelse regnes fysisk ødeleggelse av fjellrevhi, herunder tomme hi, og andre handlinger dersom de er egnet til å skade, forstyrre eller på annen måte forringe individer av arten. Skjøtsel er hjemlet i §4; forvaltningsmyndigheten, eller den forvaltningsmyndigheten har inngått avtale

med, fortrinnsvis grunneier, kan iverksette tiltak i samsvar med naturmangfoldloven § 47, jf. § 24 andre ledd, for å opprettholde eller oppnå den natur- eller kulturtilstanden som er nødvendig for å sikre bevaring av arten. Miljødirektoratet er forvaltningsmyndigheten. Døde fjellrever er Statens eiendom jf. forskrift om ivaretagelse av dødt vilt (2004), og funn skal leveres til nærmeste politimyndighet.

I Sverige er fjellrev fredet etter artsnyttforskriften (2007:845). Det er forbudt å bevisst fange, drepe eller forstyrre fjellrever, og skade eller ødelegge fjellrevens hiområder og hvileplasser. Fjellreven tilhører «Statens vilt» i henhold til § 33 i jaktforskriften (1987:905), noe som betyr at fjellrever som blir avlivet eller funnet døde tilfaller staten og skal leveres til nærmeste politimyndighet.

EU-lovgivning

Fjellreven er oppført som en prioritert art i Arts- og habitatdirektivet (rådsdirektiv 92/43/EØF av 21. mai 1992 om bevaring av naturlige habitater og vill fauna og flora, som endret ved direktiv 2006/105/EF). Arten er oppført i både **vedlegg 2** (arter som krever at spesielle verneområder må utpekes) og **vedlegg 4** (arter som krever streng beskyttelse gjennom hele livsløpet) i Arts- og habitatdirektivet.

Internasjonale konvensjoner

Fjellreven er oppført som en strengt beskyttet art i Bern-konvensjonen, **vedlegg II** (Konvensjonen om vern av ville europeiske planter og dyr og deres naturlige leveområder. Bern 19. september 1979 (SO 1983:30)).

Andre aktuelle faktaopplysninger

Erfaringer fra tidligere tiltak som kan påvirke bevaringsarbeidet

I Norge ble det fra 2004 iverksatt flere aktive tiltak på oppdrag fra Miljødirektoratet og det har siden den gang blitt gjennomført en kombinasjon av tiltak i ulike delbestander: avl og utsetting av valper, støttefôring, og kontroll av rødrevbestanden (se **vedlegg 1**). Avlsprosjektet for fjellrev startet i 2005 og de første fjellrevvalpene ble satt ut i 2006 (Landa mfl. 2015).

I Sverige og Finland begynte man med tiltak noe tidligere. I 1998 gjennom EU Life Nature prosjektet SEFALO (1998–2002). Prosjektet ble videreført i en ny fase, SEFALO + (2003–2008), som også inkluderte Norge. Begge prosjektene inkluderte tiltak som støttefôring, jakt på rødrev i sentrale arktiske områder og overvåking av fjellrevhi (Angerbjörn mfl. 2002, 2008).

Gjennom EU/Interreg prosjektet Felles Fjellrev (2010–2013) ble det gjennomført utvidede tiltak i Jämtlands län og i Nord- og Sør-Trøndelag fylke. Tiltakene iverksatt gjennom Felles Fjellrev ble rettet spesielt mot de små mellomliggende fjellområdene mellom tre av de viktigste kjernebestandene (Snøhetta, Sylane/Helags og Børgefjell/Borgafjäll). Målet var å øke sannsynligheten for etablering av fjellrev og redusere fragmenteringen i regionen (Felles Fjellrev 2013).

Lokalt er det iverksatt tiltak for å håndtere potensiell hybridisering med farmrev på Hardangervidda (2006–2009) og skabbepidemien i Borgafjäll (2013–2014). I Norge gjennomføres tiltakene av Statens naturoppsyn (SNO), Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Universitetet i Tromsø. I Sverige er tiltakene gjennomført i regi av länsstyrelsene og Universitetet i Stockholm.

Overvåking av fjellrev

I Norge etablerte Miljødirektoratet et nasjonalt koordinert overvåkingsprogram på fjellrev i 2003. SNO står for den praktiske gjennomføringen etter instruks og prioritering fra NINA. Overvåkingsprogrammet består av kontroll av kjente hilokaliteter vinter (1. mars – 15. mai) og sommer (20. juni – 15. august), innsamling av DNA materiale for individbasert overvåking, registrering av tilfeldige observasjoner av fjellrev utenom hilokaliteter, samt innsamling av døde fjellrever. I Sverige gjennomføres det vinter- og sommerkontroller av kjente fjellrevhi av Länsstyrelsen og Stockholm Universitet.

Overvåkingen gir grunnlag for å følge utviklingen i fjellrevbestanden, samt sentral informasjon i forhold til å rette tiltak mot de hiene eller fjellområdene der det er behov. Overvåkingsresultatene brukes også når effekten av tiltakene skal evalueres. Hikontrollene har bidratt til at det er et samlet bilde av statusen for fjellrev i Skandinavia. Data fra hikontrollene er samlet i Rovbase, en felles database for overvåking

av rovdyr i Norge og Sverige. Databasen inneholder også beskrivelser av alle kjente fjellrevhi med fotodokumentasjon, samt alle DNA data på norsk side.

Erfaringer med støttefôring

Fôring med tørrfôr (hundemat) foregår ved bruk av fôrautomater. For at fôringen skal komme fjellreven til nytte er det viktig at det gjøres kontrollert, slik at andre rovdyr, spesielt rødrev, ikke blir tiltrukket til fôrautomatene. Avlsprogrammet for fjellrev har utviklet en fôrautomat som er utformet for å føre fjellreven eksklusivt. Åpningen er laget slik at rødrev, jerv og ravn ikke skal kunne gå inn (Landa mfl. 2015). Dette ser ut til å virke etter hensikten. Vinterstid har en på svensk side supplert med kjøtt og fisk som graves ned i snøen i nærheten av hiet. Det graves ned for å unngå at ravn og andre rovfugler får tilgang til maten.

Vinterfôring fører til at flere fjellrever reproducerer om sommeren og at tispene får større kull (Angerbjörn mfl. 1991) Støttefôring om sommeren fører også til at valpedødeligheten reduseres (Tannerfeldt mfl. 1994). Effekten av støttefôringen varierer med svingningene i lemenbestanden. I et nedgangsår, dvs. de årene da det er nok av lemen gjennom våren, men ikke om sommeren, øker støttefôringen andelen fjellrevvalper som overlever, i alle fall til de er avvent som er omtrent når valpene begynner å komme ut av hiet. Støttefôring øker kullstørrelsen i både oppgangsår og nedgangsår. I de virkelig dårlige årene, når lemenforekomsten er på det laveste, blir det ikke født valper til tross for støttefôring (Meijer mfl. 2013). I områder med intensiv støttefôring har det likevel de siste årene vært registrert enkelte fjellrevkull også i bunnår for lemen (Ulvund mfl. 2013, 2016).

Erfaringer med uttak av rødrev

Erfaringer med uttak av rødrev i fjellområder med fjellrev viser at dette gagnar fjellreven. Både fordi fjellreven blir mer tilbøyelig til å etablere seg ved hilokaliteter og yngle, og fordi risikoen for predasjon på valpene synker. I Sverige har uttaket av rødrev i all hovedsak blitt utført av ansatte hos länsstyrelsen, med hjelp av snøskuter vinterstid. I Norge er det kun på Varangerhalvøya at rødrev tas ut systematisk vinterstid for å undersøke effekten på fjellrev, da av Statens naturoppsyn (SNO). I tillegg har SNO i enkelte fjellområder tatt ut rødrever som har etablert seg på fjellrevhi, eller enkelte rødrev som benytter fôringsautomater. Noen steder stimuleres også

ordinær jakt gjennom at rødrevskrotter kjøpes inn av forskningsmiljøene ved Universitetet i Tromsø og Norsk institutt for naturforskning (NINA).

En analyse av fjellrevbestanden i 10 områder i Skandinavia i perioden 2000–2011 viser at både støttefôring og uttak av rødrev har en positiv effekt på antall fjellrevkull. Støttefôring forklarte 29% av variasjonen i antall fjellrevkull, mens uttak av rødrev forklarte 20%. Bestanden ble opp mot doblet over en lemensyklus i fjellområdene hvis disse tiltakene var gjennomført. I områder uten tiltak lå delbestandene på omtrent samme nivå gjennom hele studieperioden (Angerbjörn mfl. 2013).

Effekten av rødrevuttak er nøyte studert på Varangerhalvøya. Om vinteren rekoloniserer fjellreven noen av de områdene hvor det ble gjennomført intensivt uttak på rødrev. Sannsynligheten for rekolonisering økte når tilgangen på lemen var god, men den positive effekten av rødrevjakt var dobbelt så stor som effekten av lemen. I områder uten rødrevuttak ble det ingen rekolonisering (Hamel mfl. 2013). Selv om fjellreven dro nytte av uttaket av rødrev, ser det ut til å være avgjørende med gode lemenår for at fjellrevbestanden på Varangerhalvøya skal øke. Rødrevuttaket alene er ikke nok dersom lementoppene uteblir. At bestanden ikke har økt i størrelse kan også være forårsaket av at bestanden i utgangspunktet var svært liten (Ims mfl. 2017).

Erfaringer med avl og utsetting av fjellrev

I Norge pågår Avlsprogrammet for fjellrev, et forskningsprosjekt som startet i 2005, med mål å utvikle metoder for avl og utsetting av fjellrev (Landa mfl. 2015 og 2017). Utsetting foregår i områder hvor fjellreven enten er har vært utdødd eller hvor bestandene er svært små, med sikte på å øke den genetiske utvekslingen og motvirke innavl.

Avlsdyrene representerer den genetiske variasjonen som finnes i Skandinavia i dag. Totalt er det hentet inn 31 viltfødte fjellrevvalper til Avlsstasjonen for fjellrev. Avlsstasjonen ligger i høyfjellet (Sæterfjellet på Oppdal). Der fjellrever holdes i store innhegninger, som tilsvarer omtrent en halv fotballbane, og det er en minimum av håndtering. Fjellrevene føres med en standard diett for farmrev og fallvilt av hjortedyr. Revene har også tilgang til fôrautomater med tørrfôr (hundemat) av samme type som brukes til støttefôring

av ville rever. For å unngå innavl registreres alle individene i en studiebok og parene settes sammen etter at det er tatt hensyn til den genetiske likheten (Landa mfl. 2015 og 2017).

I avlsstasjonen er det åtte hegn og det fødes omtrent like mange kull hvert år. Alle valper som ikke er nødvendig for videre avl blir satt ut i det fri. På hver utsettingslokalitet settes det ut et kunstig hi og 1–2 fôrautomat av samme type som de er vant til fra avlsstasjonen. Til sammen er 63 kull med 370 valper født og 304 fjellrevvalper har blitt satt ut (t.o.m. 2016).

Det er satt ut valper på Saltfjellet, Junkeren, Sylane, Snøhetta, Finse og Hardangervidda. På Saltfjellet og i Sylane har utsettingen vært gjort for å styrke den eksisterende bestanden, i andre områder for å gjenopprette lokalt utdødde bestander. Overlevelsen for utsatte valper frem til ett års alder er 41% i gjennomsnitt, men den årlige variasjonen er stor og overlevelsen avhenger av lemensyklusen (Landa mfl., 2017). Av 50 ville kull født i Norge i 2014, hadde minst 25 kull én eller to foreldre som var satt ut fra avlsprogrammet eller foreldre som var avkom av utsatte rever. Flere av de utsatte valpene i Saltfjellet/Junkeren har vandret over til Vindelfjällen/Arjeplog i Sverige og fått valper der. Det er også dokumentert en økende grad av vandring mellom delbestandene mellom Snøhetta og Sylane/Helags.

Erfaringer med behandling av skabb

Fjellrevbestanden i svensk Borgafjäll ble rammet av skabb i periodene 1986–1987 og 2013–2014. Ved det første utbruddet ble det fanget 21 rever hvorav 4 viste symptomer på skabb. De ble behandlet gjentatte ganger med Ivermectin, og ett år senere ble det ikke observert fjellrev med skabb (Meijer mfl. *in prep*). Ved skabbutbruddet i 2013–2014 ble den første skabbreven observert i april 2013, men kartlegging viste at skabb hadde spredt seg, og det var infiserte rever i 10 hi. Å gjennomføre gjentatt fangst og behandling ble ansett som for tidkrevende. I stedet ble det brukt en medisinsk behandling med åte tilført Doramectin som ble plassert på hi (se Meijer mfl. *in prep.* for detaljer). To måneder etter at behandlingen startet, var det ingen rever med symptomer på skabb, men tre måneder etter avsluttet behandling ble skabbinfiserte rever igjen observert. Sannsynligvis hadde disse revene blitt reinfisert av overlevende midd.

Behandlingen ble gjenopptatt og gjennomført i to nye perioder. I 2015 ble det ikke observert fjellrev med symptomer på skabb i Borgafjäll. Derimot ble det tidlig vinter 2017 avlivet en fjellrev med skabb på norsk side av Borgafjäll.

Somrene 2013 og 2014, lå antall bebodde fjellrevhi i svensk Borgafjäll på et konstant nivå, noe som indikerer lav dødeligheten. Derimot var antall fjellrevkull lavere enn det forventede antallet, noe som kan tyde på at reproduksjonen ble hemmet av skabbinfeksjonen (Meijer mfl. in prep.) eller kanskje av behandlingen. Fjellrevens følsomhet for Doramectin er ukjent, så forsiktighet er nødvendig. Det trengs mer kunnskap om riktig dosering og behandlingseffekter.

Faren for hybridisering med farmrev

Fjellrevbestanden som var på Finse, nord for Hardangervidda, på begynnelsen av 2000-tallet besto av farmrev og hybrider mellom ville fjellrever og farmrever (Norén mfl. 2009).

For å unngå spredning til andre fjellområder ble totalt 9 farmrever/hybridrever fanget inn og avlivet rundt Finseområdet (2006–2009, Flagstad mfl. in prep), for så å bli erstattet med fjellrever fra avlsprogrammet (2010–2013). I Norge dukker det i gjennomsnitt opp 2–3 tilfeller av rømt farmrev hvert år, men problemet synes å ha avtatt de seinere åra. Der det er mulig, felles disse av Statens naturoppsyn. Rømt oppdrettsrev er også observert i Sverige, men kun i enkelte tilfeller på fjellet. Länsstyrelsene avliver rømte oppdrettsrever om nødvendig.

Forstyrrelse fra menneskelig ferdsel i fjellet

I Norge foreligger det retningslinjer for hvordan forstyrrelse fra ferdsel i nærheten av hiområder kan unngås og håndteres, med følgende anbefaling til allmennheten (Miljødirektoratet Faktaark M394, 2015). Foreløpig er det høstet lite erfaring rundt hvordan disse veiledende anbefalingene etterfølges.

Eksisterende områdevern

Både i Norge og Sverige finnes fjellreven i hovedsak i vernede fjellområder (nasjonalparker, landskapsvernområder, naturreservater), hvor vernet skal bidra blant annet til å sikre områder av spesiell verdi for planter og dyr. Verneområdene er viktig for å bevare naturen, men er ikke tilstrekkelig

alene. I Norge fikk fjellrevhiene i 2015 en generell beskyttelse mot skade og forstyrrelse, gjennom Fjellrevforskriften (§3). I Sverige finnes et tilsvarende vern i Artskyddsförordningen (2007:845, 4§).

For å beskytte ynglehi i Sverige mot forstyrrelse fra hund avlyser Länsstyrelsene småviltjakten der det forekommer yngling av fjellrev. Det er en fleksibel form for beskyttelse som iverksettes om sommerkontrollene har påvist fjellrevkull. En eventuell avlysning blir annonserte etter at sommerens hikontroller er ferdig, og i forbindelse med jaktstarten. I Norge er det ikke innført avlysning av småviltjakt i områder det er dokumentert kull av fjellrev.

Resultater fra gjennomførte sårbarhetsanalyser

Vi vet foreløpig lite om levedyktigheten til den Skandinaviske fjellrevbestanden. Bestanden er som tidligere poengtert svært fragmentert og oppsplittet i mange delbestander som henger sammen i større og mindre grad. Det som synes helt klart er at en del av de nordligste delbestandene både i Norge og Sverige nå er så lave at de står i overhengende fare for å dø ut innen kort tid (Ulvund mfl. 2016).

En sårbarhetsvurdering av fjellrevbestanden på Hardangervidda, Børgefjell og Finland viste at alle de tre bestandene hadde høy risiko for lokal utdøing i løpet av noen tiår (Loison mfl. 2001). Risikoen økte i områder med lange perioder mellom år med god reproduksjon, noe som viser viktigheten av svingningene i lemenbestanden. Voksendødeligheten hadde størst betydning for sannsynligheten for å bli utryddet.

Andre bestandssimuleringer har vist at fjellreven er følsom for en nedgang i den gjennomsnittlige mengden lemen, uavhengig av om lemenår forekommer med 3 eller 5 års mellomrom (Henden mfl. 2008). Et annet modellarbeide viser at selv et relativt lite antall rødrev i fjellet kan forårsake en nedgang i fjellrevbestanden (Shirley mfl. 2009). Sannsynligheten for at en fjellrevbestand dør ut øker hvis også det finnes andre matkilder, for eksempel høy tilgjengelighet av reinkadaver som øker og stabiliserer rødrevbestanden (Henden mfl. 2010).

2. Visjon og mål

Visjon

Visjonen er at den skandinaviske fjellrevbestanden er stabil og livskraftig og ikke har behov for ytterligere bevaringstiltak. Den norsk-svenske bestanden består av minst 2000 kjønnsmodne individer og i gode lemenår med intervall på 3–5 år fødes det minst 500 kull. Bestandens geografiske utbredelse dekker den svensk-norske fjellkjeden og bestanden er tilstrekkelig stor og geografisk sammenhengende til at fjellreven finner ubeslektede partnere å pare seg med.

Langsiktige mål (2035)

Forutsatt at gode lemenår fortsatt forekommer omtrent hvert fjerde år bør følgende langsiktige mål være oppfylt innen 2035:

- Seinst i år 2035 har den skandinaviske fjellrevbestanden økt til minst 1000 kjønnsmodne individer og det fødes minst 250 kull i år med god tilgang på lemen.
- Utbredelsen av fjellrev har økt slik at Norge og Sverige har en fjellrevbestand med økologisk, demografisk og genetisk sammenheng, hvor dagens kjerneområder er forbundet med stabil tilstedeværelse av fjellrev i mellomliggende fjellområder. Dette vil på sikt også koble Skandinavia sammen med Kolahalvøya.
- Samtlige delbestander har god helsestatus gjennom kontinuerlig god overvåking, kartlegging og behandling av sykdommer og parasitter.

Kortsiktige mål (2021)

Forutsatt at gode lemenår forekommer omtrent hvert fjerde år bør følgende kortsiktige mål være oppfylt i 2021:

- Alle delbestander av fjellrev, der det gjennomføres tiltak, har en positiv bestandsutvikling.
- Den skandinaviske fjellrevbestanden har i økende grad en fungerende metapopulasjonsstruktur som knyttes sammen av regelmessig spredning.

- Den nordlige delbestanden øker, som følge av nye og forsterkede tiltak, som forventes å resultere i økt reproduksjon og innvandring.
- Den genetiske variasjonen innenfor hver delpopulasjon opprettholdes eller øker gjennom økt utveksling av individer og genflyt.
- Basert på eksisterende og pågående forskning, skal en bestandsmodell utvikles for å forutsi demografiske endringer i bestanden i tid og rom, gitt ulike økologiske forhold.

I en situasjon med ustabile lemenår bør følgende kortsiktige mål være oppfylt i 2021:

- Alle delbestander av fjellrev, der det gjennomføres tiltak, har en stabil bestandsstørrelse: minst samme størrelse som i 2017.
- Den nordlige delbestanden har en positiv utvikling som følge av nye og forsterkede tiltak, som forventes å resultere i økt reproduksjon og innvandring.
- Den genetiske variasjonen innenfor hver delpopulasjon opprettholdes eller øker gjennom økt utveksling av individer og genflyt.
- Basert på eksisterende og pågående forskning, skal en bestandsmodell utvikles for å forutsi demografiske endringer i bestanden i tid og rom, gitt ulike økologiske forhold.

3. Tiltak og anbefalinger

Forvaltning av fjellrev i Norge og Sverige er basert på mange års erfaring med gjennomføring av tiltak (avl og utsetting, støttefôring og kontroll av rødrevbestanden) for å styrke den skandinaviske fjellrevbestanden. I tillegg til gjennomføringen av tiltakene er det i samme periode gjennomført omfattende forskning på effektene av tiltakene. I tillegg til en videreføring av tiltakene og effektundersøkelser av disse, anbefales det i handlingsplanperioden å rette tiltak mot de underliggende årsakene til at fjellreven er truet.

Målrrettede tiltak i områder som sikrer forbindelse mellom kjernebestandene er viktige for å skape en sammenhengende bestand. Her forekommer fjellreven kun i svært lave tettheter i dag. Tiltakene bør rettes mot de historiske høykvalitetsfjellområder som er viktige for å få til en sammenhengende demografisk forsterkning av den Skandinaviske fjellrevbestanden. Tiltak for å skape en livskraftig delbestand i nord vil være viktig. I tillegg bør tiltakene primært iverksettes i de fjellområdene som kan forventes å bli lite påvirket av de pågående klimaendringene. Trusselbildet varierer mellom de ulike fjellområdene, og aktuelle kombinasjoner av tiltak kan derfor variere i og mellom kjernebestandene.

Sammenstillingen i **vedlegg 1** gir en oversikt over de mest aktuelle tiltakene og i hvilke fjellområder det er aktuelt å iverksette tiltakene.

Direkte bestandsforsterkende tiltak

I situasjoner der størrelsen på en delbestand er under et kritisk minimumsnivå, kan det lave antallet individer innebære at fjellreven ikke finner en partner, og at reproduksjonen uteblir. Et eksempel er situasjonen på Varangerhalvøya i Finnmark hvor fjellrevbestanden har fortsatt å synke, til tross for svært intensivt uttak av rødrev (Ims mfl. 2017). Den lave bestandsstørrelsen kan i seg selv føre til ytterligere demografiske og genetiske utfordringer. I slike situasjoner må spesifikke tiltak gjennomføres for å sikre en rask forbedring av den aktuelle bestanden.

Videre tiltak for en reetablering i mellomliggende fjellområder uten fjellrev vil knytte delbestander sammen og stimulere en positiv utvikling av delbestandene i større regioner.

Avl og utsetting av fjellrevvalper

I områder der fjellreven har forsvunnet eller er svært fåtallig er det aktuelt å sette ut fjellrev fra Avlsprogrammet for fjellrev. Resultater fra Avlsprogrammet viser at utsetting er egnet som metode både for reetablering av utdødde bestander og styrking av små delbestander. Utsetting av fjellrev bør, ut ifra dagens produksjon på 20–70 valper per år (Landa mfl. 2017), fokusere på ett til to fjellområder av gangen avhengig av hvor mange valper som er tilgjengelig for utsetting. Erfaring har vist at man får best effekt av utsetting ved å fokusere innsatsen på noen få fjellområder. I første omgang bør utsetting fokuseres til områder der historiske data viser at fjellreven tidligere har hatt en god reproduksjon og utbredelse. Utsetting i et område bør ha en tidsplan på opptil åtte år, men kan avsluttes tidligere om reetableringen er vellykket. For å maksimere effekten av utsettingene bør øvrige tiltak gjennomføres samtidig i tilknytning til det aktuelle utsettingsområdet.

Utsetting av fjellrev har ikke tidligere blitt bevilget som tiltak i Sverige, men vil bli utredet under Interregprosjektet "Arctic Fox Together" (2017–2019). Se også avsnittet Retningslinjer for utsetting under generelle anbefalinger (se s. 34)

Støttefôring

I situasjoner der bestandsstørrelsen er lav på grunn av lav overlevelse og reproduksjon, kan støttefôring bidra til en bestandsøkning (se s. 27). Støttefôringen bør utformes og effektiviseres i henhold til tidligere etablerte metoder. Formålet med støttefôring er å øke overlevelsen både for voksne og valper, samt øke kullstørrelsen. Støttefôringen må da utføres kontinuerlig gjennom sommeren og hele vintersesongen, i alle faser av lemensyklusen. Forbruket av fôr justerer seg selv i forhold til tilgjengelighetene av smågnagere og lemen, men oppfølgingen (hyppigheten på sjekk og påfylling) av fôrautomater bør være den samme slik at det alltid er tilgjengelig fôr for fôrautomatene.

Fôrautomatene skal bygges slik at de kun kan benyttes av fjellrever, f.eks. etter modell fra avlsprogrammet for

fjellrev (se Landa mfl. 2015), eller allerede etablerte løsninger fra Västerbotten. På norsk side må det søkes dispensasjon fra aktuell forvaltningsmyndighet og grunneier for å sette opp fôrautomater.

I områder med høy tetthet av rødrev bør nedgraving av viltkjøtt i snø vinterstid unngås. Denne typen støttefôring anbefales ikke, da dette kan trekke rødreven inn i fjellet (Kaikusalo & Angerbjörn 1995, Henden mfl. 2014), noe som igjen kan forsterke konkurransen mellom de to artene og intensivere behovet for å kontrollere rødrevbestanden. Dersom viltkjøtt benyttes må det legges inn i fôrautomaten, slik at kun fjellreven kan benytte seg av dette. Gjeldende retningslinjer for chronic wasting disease skal følges.

Andre bestandsforsterkende tiltak

Som faktagrunnlaget viser, er det flere grunner til at fjellreven i dag er truet. Mange av truslene kan reduseres gjennom aktive tiltak rettet direkte mot årsakene til trusselen. Disse tiltakene kan gjennomføres i kombinasjon og både med eller uten samtidig utsetting og støttefôring. Trusselbildet vil variere mellom fjellområder. Før oppstart av tiltak vil det derfor være viktig at de spesifikke truslene og begrensende faktorene er identifisert.

Redusere risikoen for innavl og innavlsdepresjon

I situasjoner der bestanden består av en høy andel av slektninger kan innavl føre til negative effekter på individets levedyktighet (innavlsdepresjon), som til slutt kan føre til negative konsekvenser for bestandsutviklingen. Innavlsdepresjon i form av redusert overlevelse og reproduksjon har blitt dokumentert i Helags i Jämtland i Sverige (Norén mfl. 2016). Forekomst og virkning i andre delbestander er ikke kartlagt. For å redusere effekten av innavlsdepresjon må nytt genetisk materiale introduseres til den innavlede bestanden. Dette bør oppnås gjennom følgende tiltak:

- **Avl og utsetting** Innføring av nytt genetisk materiale gjennom utsetting av fjellrevvalper fra det norske avlsprogrammet kan redusere graden av innavl i bestanden og dermed

redusere risikoen for innavlsdepresjon (Hassel in prep.). For å maksimere effekten av et slikt tiltak må det tas hensyn til individenes 'genetiske opprinnelse' før utsetting, slik at genetisk overlapping minimaliseres.

- **Etablering av fjellrev i vadesteinsområdene**

Nytt genetisk materiale kan også introduseres til bestander gjennom naturlig genflyt mellom delbestander. Sannsynligheten for at dette skal skje øker dersom delbestandene er forbundet med hverandre gjennom forekomst av fjellrev i mellomliggende fjellområder (vadesteinsområder). For å få til en vellykket etablering av fjellrev i disse områdene bør det gjennomføres tiltak i form av rødrevkontroll, støttefôring og eventuelt særskilt beskyttelse av området. Erfaringer fra Felles Fjellrev (2010–2013) viser at slike tiltak fører til at fjellrev gjennom naturlig migrasjon etablerer seg (f.eks. Sösjöfjällen–Blåfjell og Forollhogna–Knutshø). Dette reduserer graden av isolasjon mellom delbestandene.

- **Translokering mellom delbestander**

Flytting av fjellrevindivider mellom fjellområder kan være et alternativ for å redusere graden av innavl og innavlsdepresjon i en bestand. Fjellrev kan flyttes mellom isolerte delbestander eller fra den russiske bestanden til Norge og Sverige. I og med det fortsatt er noe genflyt mellom Skandinavia og Kolahalvøya, kan translokering fra Russland være aktuelt. Ved en eventuell translokering må konkrete tiltak gjennomføres for å hindre introduksjon og spredning av sykdommer og parasitter som rabies og revens lille dvergbeindelorm (*Echinococcus multilocularis*). Translokering av fjellrev er foreløpig ikke gjennomført i noen av landene, og vil kreve spesifikke tillatelser. Denne muligheten anbefales å bli undersøkt nærmere i løpet av planperioden.

Redusere rødrevbestanden

Som et resultat av klimaendringer og menneskelig aktivitet etablerer rødrever seg i større grad i høyereliggende fjellområder, noe som har en negativ innvirkning på fjellreven gjennom økt konkurranse og predasjon, samt overføring av sykdom og parasitter. I områder der forekomsten av rødrev er så høy at den

begrenser fjellrevens utbredelse og reproduksjon bør det iverksettes tiltak for å redusere rødrevbestanden. Dette kan gjøres direkte gjennom uttak av enkeltindivider. Der rødreven er en vedvarende trussel bør man kartlegge årsakene til rødrevens forekomst, slik at tiltak også kan rettes inn mot årsakene. Slike tiltak kan forventes å ha en mer langsiktig effekt enn uttak av enkeltindivider.

- **Ekstraordinære uttak.** Uttak av rødrev i områder med aktive fjellrevhi gjøres fortrinnsvis av SNO i Norge og av Naturbevakere i respektive Länsstyrelser i Sverige. I Norge og i tilknytning til fjellrev er det kun på Varangerhalvøya, nordøst i Finnmark at det gjennomføres systematisk uttak av rødrev med snøscooter. Ellers blir rødrev kun tatt ut i enkelte fjellområder dersom de jevnlig besøker fôrautomater eller har etablert seg på fjellrevhi. Til tross for lang erfaring med uttak av rødrev, er det vanskelig å si noe om hvor stor innsats som kreves for å oppnå en vesentlig reduksjon i rødrevbestanden. Dette kan også variere mellom fjellområder, avhengig av tilgjengeligheten til matressurser for rødreven og nærhet til skoggrensa. Bestandstettheten er avgjørende for hvilken innsats som bør legges ned. Fjellområder hvor rødrevtetthet har tendens til å være høy blir relativt raskt re-kolonisert av individer som vandrer inn fra nabohabitater. Erfaring viser at en må regne med intens innsats over flere år for å oppnå resultater av betydning for fjellreven. Modelleringsstudier viser at uttaket bør intensiveres 1–2 år før et forventet lemenår (Henden mfl. 2009b). Sporadisk og lav intensitet i uttakene gir sjelden noen effekt på fjellreven, men i områder med lave rødrevtettheter finnes det gode erfaringer med å plukke enkeltindivider som har etablert seg på hi tidlig på vårvinteren, for å hindre yngling av rødrev i etablerte fjellrevhi.
- **Økt jakt på rødrev.** For å redusere innvandring av rødrev i viktige fjellrevområder bør lokalbefolkning og lokale jaktforeninger oppfordres til å jakte mer rødrev. I Sverige og Norge kan dette motiveres gjennom blant annet skuddpremie. I Norge kan skuddpremie

bare fastsettes for viltarter som har jakttid og gjør skade. Fastsettelse av skuddpremie må godkjennes av fylkeskommunen. Det er ikke anledning til å benytte kommunale og fylkeskommunale viltfond til skuddpremier. Jegerorganisasjoner i begge land bør oppfordres til å involvere jegere i fylket i viltstell kampanjer for å bevare fjellreven. Kurs og informasjonskampanjer om jakt på rødrev bør utredes i samarbeid med jegerorganisasjonene. I forbindelse med dette bør en også inkludere opplysninger som hindrer feilskyting av fjellrev.

- **Redusere tilgangen til mat for rødreven.** I tillegg til å redusere antall individer av rødrev gjennom jakt og uttak, bør det også iverksettes tiltak som forhindrer rødreven å etablere seg i områder med fjellrev. En viktig forklaring bak rødrevens etablering i høyfjellet og i de nordligste områdene av Skandinavia er menneskelig aktivitet og påvirkning. Reindrift og forvaltning av hjortedyrbestander, bygging av tyngre tekniske installasjoner og mangelfull håndtering av søppel medfører økte matressurser til rødrev. I samråd med de aktuelle forvaltningsmyndigheter og interesseorganisasjoner bør det tilstrebes å få ned mengden fallvilt fra reindriften, slakteavfall fra hjortevilt og mat og søppel i områder med viktige fjellrevlokaliteter. Matavfall bør ikke være tilgjengelig for rødrev eller andre åtsetende rovdyr. En bør generelt jobbe for å unngå at matavfall kastes i fjellet. Dette bør forebygges gjennom å informere om viktigheten av god søppelhåndtering både til kommersielle og private aktører. Det er forbudt å kaste søppel hvor som helst og det bør i særlig sårbare områder utøves en strengere håndheving av gjeldende lovverk. Tekniske installasjoner i høyfjellet, så som høyspentmaster, gjerder og vindmøller, fører til en høyere dødelighet av fugl gjennom kollisjoner. Dette kan øke mattilgangen for rødreven og dermed bidra til å øke artens etablering og overlevelse i fjellet. Ved konsekvensutredninger knyttet til utbygging av tyngre tekniske installasjoner bør dette vurderes opp mot områdetets verdi for fjellrev.

Hindre smittespredning av sykdommer og parasitter

Generelt er det liten kunnskap om forekomst av sykdommer og parasitter hos fjellrev, og om dette har noen innvirkning på bestanden. Utbrudd av skabb har imidlertid vist seg å kunne ha svært negativ innvirkning på fjellreven (se Meijer mfl. *in prep.*).

- **Etablere program for helseovervåking.**

I løpet av planperioden bør det etableres ett helseovervåkingsprogram for fjellrev med rutiner for å screene omfanget av sykdommer og parasitter i fjellrevbestanden (se Ytrehus mfl. 2017). En løpende diagnostikk kan gi tidlig varsel ved utbrudd eller økt forekomst av skjult sykdom. Dette kan gjøres ved rutinemessig prøvetaking av viltlevende fjellrever som fanges inn for merking, og grundig undersøkelse ved mottak av døde fjellrever som kommer inn knyttet til overvåkingsprogrammene på fjellrev. En obduksjon vil også dokumentere dødsårsaker knyttet til forgiftninger og eventuelt forekomst av skader forårsaket av menneske.

- **Etablere beredskapsplaner for**

sykdomsutbrudd. Basert på erfaringen med, og behandling av, skabbutbruddet i svenske Borgafjäll (2013–2014) ble det etablert en norsk beredskapsplan for behandling av viltlevende fjellrever. Dersom det gjennom en periode med kartlegging avdekkes sykdommer eller parasitter som kan ha negativ innvirkning på bestanden ut over det normale, bør det settes opp protokoller for behandlingsrutiner og eventuelt beredskapsplaner for disse. Etterhvert som den Skandinaviske fjellrevbestanden styrkes vil behovet for slike tiltak reduseres.

- **Etablere gode rutiner for hygiene og**

desinfisering. Alt utstyr som brukes i forbindelse med fangst og merking av fjellrev, og alle tekniske installasjoner som er satt opp i tilknytning til tiltakene (fôrautomater, kunstige hi for utsetting og feller for fangst av fjellrev) bør rutinemessig desinfiseres og skal ved mistanke eller observasjon av sykdom alltid desinfiseres. Dette er særlig viktig dersom utstyret flyttes mellom fjellområder og/eller hi.

- **Tiltak knyttet til hunder.** Hunder utgjør en betydelig smittekilde for fjellreven, særlig utenlandske hunder som kan være bærere av ikke stedegne sykdommer og parasitter, og hunder som lever i områder i Sverige der revens dvergbandelorm er påvist. I tillegg kan fjellrev smittes av vanlige sykdommer som parvovirus (canine parvovirus), distemper (valpesyke/fox encefalitt), smittsomme leversykdommer (hepatitt contagiosa canis (HCC)) og adenovirus type 1. Forutsatt at rutinemessig vaksinerings blir fulgt, er hunder vaksinert mot disse fire sykdommene. Utenlandske hunder må i henhold til gjeldende regelverk også være behandlet for bandelorm og vaksinert mot rabies. Det er også en risiko for overføring av ektoparasitter som midd, lus, lopper og sykdommer relatert til disse parasittene (se Ytrehus mfl. 2017 for mer informasjon).

I og nær fjellområder med aktivitet av fjellrev, bør besøkende samt jegere som jakter med hund, informeres om smittefaren. Det bør opplyses om båndtvangsreglene og anbefalingene om å følge det rutinemessige vaksinasjonsprogrammet, behandling for innvollsorm rettet mot både dvergbandelorm og andre innvollsparasitter og behandling av ektoparasitter som bør gjennomføres før hundene besøker fjellområder.

Det bør utredes om det er mulig å innføre obligatorisk vaksinasjon for hunder som regelmessig besøker områder med fjellrev.

Det bør vurderes å gjennomføre systematisk innsamling av ekskrementer fra hunder i fjellet for å kartlegge i hvilken grad hunder utgjør en smitterisiko.

Forhindre hybridisering med farmrev

Hvert år observeres det 1–4 rømte farmrev fra pelsfarmer i Norge, men antallet ser ut til å ha gått ned de siste årene. For å unngå hybridisering mellom farmrever og ville fjellrever skal farmrever alltid avlives. Om et hybridkull oppdages, skal både foreldre og valper avlives. På norsk side er det beredskap for varsling om rømte farmrever til SNO, som håndterer oppfølging og avlivning. I Sverige bør mistanker om rømte farmrever

håndteres i forhold til anbefalingene i Meijer mfl. (2007) og Norén mfl. (2009).

Redusere risiko for trafikkskader

Fjellreven kommer i konflikt med mennesker på flere måter, men mest av alt gjennom påkjørsler på vei eller jernbane. Aktuelle tiltak for å unngå at fjellreven blir drept på vei og jernbane er f. eks. å rutinemessig fjerne påkjørt vilt og søppel langs veistrekningslinjer der dette er et gjentatt problem. Andre, mer omfattende tiltak kan være å restaurere sentrale fjelloverganger, ved å legge deler av infrastrukturen i tunnel. Begge deler er innsats-krevende og tunge tiltak som berører mange forvaltningsmyndigheter. Det bør utredes om slike tiltak kan iverksettes.

Etablere retningslinjer knyttet til ulike former for ferdsel

Konflikten med mennesker som ferdes i fjellet synes per i dag ikke å være et stort problem, men det finnes lite faktisk kunnskap om hvor følsom fjellreven er for forstyrrelse fra mennesker. Økende etterspørsel etter å oppleve fjellreven, særlig knyttet til fototurisme er blitt mer aktuelt. Gjennom planperioden vil «forstyrrelse fra folk som ferdes» bli belyst gjennom et doktorgradsprosjekt knyttet til Interregprosjektet Felles Fjellrev II (2016–2019). Prosjektet skal undersøke de positive og negative effekter av forstyrrelse knyttet til turisme og aktiviteter fra forskning ved fjellrevhi. En positiv opplevelse av naturen i forbindelse med en guidet tur til ett fjellrevhi øker menneskers aksept for tiltak for å bevare fjellrevbestanden (Larm 2016). I 2015 la Miljødirektoratet frem et forslag for hvordan forstyrrelse fra mennesker nært hi kan håndteres (Miljødirektoratet Faktaark M394, 2015). Doktorgradsprosjektet nevnt over skal bidra til å utforme mer artsspesifikke retningslinjer for ferdsel i tilknytning til fjellrev og fjellrevhi.

Retningslinjer kan utformes generelt, men det kan være enkelte steder også behov for å utarbeide mer steds spesifikke retningslinjer. F.eks. i tilfeller der hilokaliteter har blitt kjent på folkemunne, slik at hi aktivt oppsøkes. Steds spesifikke retningslinjer angir hvor man bør unngå å ferdes, hvordan man skal ferdes og hva man skal ta hensyn til. I slike tilfeller må det gjøres unntak fra bestemmelsene om at fjellrevens hilokaliteter er unntatt offentlighet. Det er viktig at denne informasjonen når de som ferdes, enten i form av skilting langs de mest brukte innfallsporene

eller informasjon på aktuelle overnattingssteder i nærheten (uten at dette blir en oppfordring til besøke hilokalitetene). Økt tilstedeværelse av naturoppsyn og naturformidlere kan også gi allmenheten kunnskap til å ferdes mer hensynsfullt. Knyttet til ønske om at flere skal få eierskap til fjellnatur og fjellreven, kan det gjøres en vurdering av om enkelte hilokaliteter skal åpnes for besøk sammen med kvalifisert guide. Det er som en prøveordning allerede etablert noen besøkslokalteter både i Norge og Sverige.

Dersom retningslinjer ikke blir fulgt, har SNO og politi gjennom lovverket anledning til å irettesette, bortvise eller bøtelegge overtredelser. Håndhevelse av lovverket er imidlertid ikke uproblematisk da fjellrevhiene i utgangspunktet er unntatt offentlighet, hvilket medfører at folk ofte ikke har nødvendig kunnskap for å aktivt unngå hiene. Det bør i løpet av planperioden etableres en felles protokoll for hvordan slike overtredelser skal håndteres. Det bør også vurderes om fotografering av fjellrev ved hi skal prøves.

I Sverige er det også anledning til å avlyse småviltjakt i områder med dokumentert fjellrevyngling i slutten av august og september da valpene fortsatt er på hiet. I denne tiden er risikoen for forstyrrelse stor, ettersom jakten ofte skjer med løs hund.

Behov for ny kunnskap

Basert på historiske data foreligger det i dag god kunnskap om hvilke områder som forventes å være alternativt fjellrevområder av høy kvalitet, og som er av spesiell verdi for å skape en geografisk sammenhengende bestand. Tiltak bør først og fremst rettes mot disse områdene. For å gjenskape en geografisk sammenhengende bestand med russisk Arktis kreves en større forståelse av hvilke faktorer som begrenser fjellrevens tilstedeværelse på Kolahalvøya i Russland, noe som er viktig for å knytte Skandinavia sammen med Sibir.

Hva som på lang sikt er en levedyktig bestand av fjellrev finnes det i dag ikke kunnskap om. Situasjonen kompliseres av det svært fragmenterte fjellandskapet fjellreven lever i og av at fjellrevens reproduksjon følger smånagerdynamikken. I løpet av planperioden er det viktig å fremskaffe solid kunnskap om dette for å kunne anslå hvilken bestandsstørrelse fjellreven

må opp på for å oppnå varig levedyktighet. En sentral utfordring i forhold til bevaring av fjellreven er også de pågående klimaendringene og de direkte og indirekte innvirkningene dette kan få på fjellreven og dens habitat.

Estimering av bestandsstørrelse

Fjellrevbestanden blir overvåket årlig gjennom registrering av antall ynglinger, observasjoner av øremerkede rever og identifisering av individer fra DNA og microchip. Presisjonen i disse estimatene bør kalibreres mot hverandre slik at de er sammenlignbare. Aktuell forskning viser at det er et større antall fjellrever enn det antatte minimumsantallet. Disse demografiske bakgrunnsdataene bør i løpet av planperioden brukes til å utvikle en felles metode for å anslå størrelsen på den samlede skandinaviske fjellrevbestanden, det vil si både kjernebestander og mindre delbestander i de mellomliggende fjellområdene. Bestandsestimatene bør gjennom planperioden brukes til å utvikle modeller for å beregne hvor stor en minste levedyktig fjellrevbestand er, gitt de rådende økologiske og demografiske forholdene. Prognoser for pågående og framtidige klimaendringer bør inkluderes i en slik modell.

Definere hva som er en funksjonell metabestandsdynamikk

Det langsiktige målet med bevaringsarbeidet er å oppnå en geografisk sammenhengende bestand av fjellrev, med kontinuerlig utveksling av individer mellom delbestandene. For å muliggjøre dette bør forskningen fokuseres på å få en bedre forståelse av de økologiske faktorene som styrer fjellrevens vandring mellom delbestander, artens habitatpreferanser som påvirker habitatbruken og etablering i territoriet. Lemedynamikken, og da spesielt hvorvidt toppårene skjer synkront eller asynkront mellom fjellområder, kan også ha en betydelig innvirkning på fjellrevens metabestandsdynamikk.

Landskapsanalyser som identifiserer de viktigste og største fjellrevområdene og de viktigste forbindelsene mellom disse (Blumentrath unpublisert), sammen med scenariomodellering knyttet til pågående klimaendring, bør tas aktivt i bruk i planleggingen av tiltaksarbeidet. Dette vil bidra til å målrette tiltak til områder som kan øke robustheten til fjellrevbestanden og fremfor alt unngå å bruke verdifulle ressurser der klimaendringen forventes å føre til kraftig endring i utbredelsen av

høyfjell, eller der sammenhengen mellom fjellområder blir så oppsplittet at delbestanden på sikt vil bli en isolert bestand.

Effekter på den genetiske strukturen

Tidligere forskning (Dalén mfl.2006) viste at den skandinaviske fjellrevbestanden ble fragmentert i relativt isolerte bestander. Det bør i planperioden gjennomføres en ny kartlegging av den genetiske strukturen på grunn av økende utveksling mellom delbestander. Effekten av naturlig migrasjon og utsetting av fjellrev bør også undersøkes i løpet av planperioden. En kartlegging av genetikk av fjellrev på Kola bør også være en høy prioritet.

Interaksjon med rødrev

Tilstedeværelse av rødrev har sterk innvirkning på fjellreven, men det er fortsatt ukjent hva som er den viktigste mekanismen for det negative forholdet mellom artene. Forskningen bør i det videre fokusere på den relative effekten av direkte konkurranse og predasjon og indirekte effekter av unngåelse eller frykt. Det er også ukjent i hvilken grad fjellreven er mer motstandsdyktig mot rødrev ved høyere bestandstettheter av fjellrev. Slik kunnskap vil f. eks. også være nyttig for å definere tidsrommene for optimalisering av kontrolltiltak på rødrev.

Rødrevens økte forekomst er forårsaket av flere faktorer, hvorav flere kan reduseres med konkrete tiltak (se s. 35). Effekten av konkrete tiltak i forhold til innsats og effektivitet av rødrevkontroll bør evalueres i løpet av planperioden.

Forandringer i smånagerdynamikken

Smånagersyklusene er en sentral prosess i fjelløkosystemet og under scenarier med svikt eller uregelmessige lementopper vil fjellrevens sjanse for å overleve bli betraktelig redusert. Overvåking har dokumentert uregelmessigheter i lemensyklusen med manglende topper over en 20–30 års periode, som så ble etterfulgt av vanlige 3–4 års sykluser de siste 10 årene. For å forstå endringene i smånagerdynamikken trengs det videre forskning på området. Økt kunnskap om dette er nødvendig for å gjøre de riktige prioriteringene i forhold til støtteføring, særlig med tanke på muligheter for å tilrettelegge for mer dynamiske føringstiltak som tar hensyn til smånagerfasen (Henden mfl. 2009b).

Når kan tiltakene avsluttes?

I samsvar med handlingsplanens mål er det behov for å utrede når tiltak kan avsluttes. Dette henger sammen med når en kan forvente at avvikling av tiltak ikke vil lede til negative konsekvenser for bestandens demografi. Dvs. at bestanden er levedyktig. Dette er avhengig av at det finnes pålitelige anslag for hvor stor en bestand må være for å være levedyktig. Basert på fortløpende overvåking og veksten i delbestandene kan man anslå hvor lang tid det er igjen før målet om en levedyktig bestand er oppnådd. Ut i fra dette kan nedtrapping av tiltakene planlegges.

Det er også behov for å diskutere det etiske grunnlaget for hvor lenge det skal gjennomføres bevaringstiltak sett i forhold til perspektiv om fremtidige endringer av fjelløkosystemet. Disse aspektene bør vurderes i inneværende planperiode. Resultatene kan brukes for en vurdering på hvordan en skal avslutte bevaringstiltakene dersom målsetningen om levedyktighet viser seg å være uoppnåelig.

Både i Norge og Sverige finnes mange av fjellrevhiene innenfor eksisterende verneområder. Dette gir i stor grad beskyttelse mot tyngre tekniske inngrep som kan ha innvirkning på fjellrev og fjelløkosystemet. I verneområder må tiltakene som gjennomføres på fjellrev være i samsvar med formålet med vernet samt forskrifter og forvaltningsplan som er utformet for å fremme området samlede verneverdi. I områder der fjellrev forekommer innenfor verneområder og hvor forvaltningsplanen ikke er i samsvar med eventuelle tiltak som er nødvendige for å øke bestanden av fjellrev, bør det gjøres en helhetlig vurdering av eventuelle behov for revisjon av forvaltningsplan for verneområdet.

Overvåking av fjellrev

Årlig kontroll av fjellrevhi er nødvendig for å følge bestandsutviklingen. Overvåkingsresultatene brukes også til å styre tiltak til aktuelle fjellområder, og for å evaluere effekter av tiltak. Overvåkingen i Norge og Sverige er i stor grad basert på samme metodikk. Resultatene legges inn i en felles database (Rovbase 3.0). Det pågår i dag også et arbeid med å samordne oppbygging og innsats ytterligere, slik at norske og svenske data blir mer sammenlignbare (Tovmo mfl. 2016).

Kontroll av prioriterte hi både vinter og sommer bør gjennomføres inntil de kortsiktige målene er nådd. Deretter kan overvåkingsprogrammet gjennomføres i avkortede former. Hvilket omfang overvåkingsprogrammet bør ha bør utredes i løpet av planperioden. Fortsatt overvåking av fjellreven kan ha tilleggsverdier utover artens status i de respektive landene, f. eks. knyttet til at arten er utpekt indikatorart for klimaendring (IUCN 2009). Fjellreven inngår også i den norske Naturindeksen. Overvåking er også nødvendig for å oppfylle rapporteringskravene i artikkel 17 i Arts- og habitatdirektivet (hvor bestandsstørrelse, bestandsutvikling, utbredelse og utbredelsestrenden skal vil finne sted hvert 6 år (for perioden 2013–2018, skal det rapporteres i 2019)

Detaljene for gjennomføringen av overvåkingen er beskrevet i detaljerte instruksjer. Her følger er kort utdrag som beskriver arbeidet med videre anbefalinger.

- Prioritering for kontroll er basert på tidligere års aktivitet og bruk av kjente hilokaliteter siste 15 år, samt behovet for evaluering knyttet til gjennomføring av tiltak. For 2015 ble f. eks. følgende kriterier satt: Alle hi som har hatt yngling av fjellrev minimum en gang i årene etter 2000, samt alle hi med fôrautomater, prioriteres for sommerkontroll og vinterkontroll. Alle hi som har hatt yngling av fjellrev minimum en gang i årene før 2000, eller har hatt aktivitet av fjellrev etter 2000 prioriteres for vinterkontroll. Ved anledning bør også hi med aktivitet før 2000 kontrolleres vinter.
- Vinterkontroller (1. mars – 15. mai) gir et estimat på antall hi med aktivitet. Hi med vinteraktivitet prioriteres automatisk opp for sommerkontroll. Med bakgrunn i vinterkontrollene kan man også raskt vurdere om tiltak skal settes inn (oppsett av fôrautomater og uttak av rødreiv).
- Sommerkontroller (20. juni – 15. august) gir det beste målet på fjellrevbestandens utvikling og en bekreftelse på tiltakenes effekt. Hikontrollene gjøres til fots eller fra helikopter der det er mer rasjonelt. Viltkamera brukes som metode der overvåkingen ikke kan gjennomføres på annen måte.

- Innsamling av DNA-materiale for individbasert overvåking gjøres fortrinnsvis i tilknytning til vinterkontroller, da dette materialet har høyest kvalitet. I Tovmo mfl. (2016) diskuteres det om denne typen systematisk DNA-innsamling for individovervåking skal inkluderes som en del av overvåkingen også i Sverige.
- I den utstrekning forskningen driver med individmerking bør den informasjonen etter avtale inngå i overvåkingen.
- Alle observasjoner av fjellrev som ikke kan knyttes til kjente hiområder registreres under arkfanen «Rovviltobservasjoner» i Rovbase. En systematisk registrering av aktivitet kan gi funn av nye hi og dokumentere nyetablering og eventuelt yngling.
- Innsamling av døde fjellrever er også lagt til overvåkingsprogrammet og rapporteres under «Døde Rovdyr» i Rovbase. Døde fjellrever sendes inn for obduksjon og prøvetaking NINA i Norge (SVA i Sverige). Dersom det er mistanke om noe kriminelt, sendes dyret til Veterinærinstituttet (SVA i Sverige) for full obduksjon i forhold til dødsårsak. Se også pkt. om helseovervåking på fjellrev.
- Dersom det finnes ressurser for å gjennomføre ny leiting, bør man bruke prediksjonsmodellen som ble tatt fram av Felles Fjellrev (Blumen-trath *upublisert*) som grunnlag for å prioritere områder for ny leiting.

Overvåking av smågnagere og rødrev

For å vurdere tiltakenes effekt bør det gjennomføres systematisk overvåking av trusselbildet. Basert på det eksisterende faktagrunnlaget vet man at i tillegg til at fjellrevbestanden i dag er under minimum levedyktig bestandsstørrelse, så er endringene i lemedynamikken og økt utbredelse av rødreven de viktigste truslene. Derfor foreslår vi her også å overvåke disse faktorene.

Smågnagere

Dagens miljøovervåking av smågnagere i fjellkjeden

omfatter fremfor alt mus, ettersom overvåkingen skjer i områder nær tregrensen. En utvidelse av smågnagerovervåkingen som også omfatter mer alpine områder vil hjelpe planleggingen og målrette bevaringstiltakene for fjellreven. Det bør gjennom planperioden gjøres en vurdering rundt behovet for større geografisk dekning av smågnagerovervåking i skandinavia. Metoder bør også kalibreres og gjøres felles for alle områder.

Rødrev

Rødreven bør overvåkes mer systematisk i fjellområder der det gjennomføres aktive tiltak for å bevare fjellrevbestanden, og spesielt i områder der det gjennomføres rødrevkontroll eller andre tiltak rettet mot rødreven. I enkelte områder kartlegges fjell- og rødrev vinterstid gjennom vilttriangler. Denne metoden har vært brukt i 10 år på svensk side og kan utgjøre et grunnlag for overvåking av rødreven også i andre delbestander. Det er også gode erfaringer med bruk av viltkamera.

I løpet av planperioden bør det evalueres hvor gode de ulike metodene er. Dersom det legges innsats i å redusere tilgangen til mat, bør effekten av slike tiltak også dokumenteres. Basert på de erfaringer som allerede er gjort, bør det i løpet av planperioden settes opp et forslag til metodikk, omfang og kostnader knyttet til hva som er tilstrekkelig overvåking av rødreven, som kan brukes til å evaluere effektene av ulike tiltak rettet mot rødrev.

Generelle anbefalinger

Informasjon

I både Sverige og Norge er det forbudt ved lov å forstyrre, skade eller ødelegge fjellrevhi. Det er derfor av stor betydning at relevant informasjon om fjellrevens geografiske utbredelse og forekomst gjøres tilgjengelig for fylkesmenn, kommuner og større aktører med interesse i fjellområder med fjellrev. I tillegg bør grunneiere og utbyggere være informert om hvordan de kan unngå å ødelegge fjellrevens habitat. Forvaltningen bør også arbeide aktivt med rådgiving til andre aktører for å kunne ta hensyn til fjellreven i aktørenes virksomhet.

Et fåtall fjellrever dør pga. feilskyting av fjellrev på åte utlagt for rødrev. Dette skjer fremfor alt i områder

der fjellreven har vært fraværende over lengre tid. Informasjonskampanjer rettet mot jegermiljøene i områder der fjellreven gjenetablerer seg er det viktigste tiltaket for å unngå feilskyting.

Fortløpende lokal informasjon om bevaringsarbeid på fjellrev bør være tilgjengelig for samiske reinbeitedistrikter, jaktorganisasjoner, turistoperatører, allmennheten og andre interessenter. Alle berørte fylkesmenn og fylkeskommuner bør legge ut aktuell informasjon om fjellrev på sine nettsider, som inkluderer: handlingsplanen med pågående og planlagte tiltak, informasjon om antall fjellrevkull i ulike fjellområder og hvilke tiltak som er gjennomført i området. Der bør det også fremgå hvordan en skal oppføre seg hvis man oppdager et fjellrevhi, og til hvem du skal rapportere eventuelle observasjoner. Lokal informasjon om pågående bevaringstiltak bør også finnes tilgjengelig som plakat eller skilt på turisthytter og fjellstasjoner, i vindfang og langs mye brukte stier. Informasjonen bør også være tilgjengelig på flere språk utover norsk, svensk og samisk, i første omgang finsk, engelsk og tysk.

Det finnes allerede mye informasjonsmateriale tilgjengelig knyttet til fjellreven (plakater, brosjyrer, film og barnebøker) som ble laget gjennom Interreg prosjektet Felles Fjellrev (2010–2013). Dette kan oppdateres, tilpasses, trykkes opp og distribueres vidt, da det har relevans for hele fjellrevens utbredelse i Skandinavia. Miljødirektoratet har også produsert et faktaark som beskriver hvordan man bør oppføre seg ved fjellrevhi.

Tiltak som kan skade fjellrev

Utover det som er beskrevet tidligere under anbefalte tiltak presiseres det at ukontrollert føring eller utlegging av åtsler uten samtidig jakt på rødrev kan være mer til skade, enn nytte for fjellreven. Det bør ikke iverksettes føring av fjellrev på privat initiativ, da dette kan lokke rødreven opp i fjellet. På samme grunnlag bør åte lagt ut for å lokke rødrev til et område for jakt, ikke bli liggende lenge uten aktiv jakt.

Finansieringshjelp

I Norge er bevaringsarbeidet på fjellrev finansiert av offentlige midler og Interreg-midler. I Sverige har enkelte private aktører, foretak og interesseorganisasjoner bidratt med finansiering i tillegg til EU-midler. Det bør i handlingsplanperioden vurderes

fortsatt finansiering gjennom EU/Interreg program. EU/Interreg prosjektet Felles Fjellrev II (2016–2019), finansierer tiltak i Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Nordland på norsk side og Jämtlands og Västerbottens län på svensk side. Interreg Nordkalotten: Arctic Fox Together (2017–2019) finansierer tiltak i Troms og Finnmark i Norge, Norrbottens län i Sverige samt Finland. Det bør også vurderes sponing fra bedrifter med et faddersystem for fjellrev, inntekter fra økoturisme og øvrige donasjoner fra allmenheten og organisasjoner.

Retningslinjer for utsetting

I denne handlingsplanen for fjellrev foreslås utsetting som et direkte bestandsforsterkende tiltak. Motiv, forutsetninger og metoder for utsetting beskrives delvis i dette programmet, og i mer detalj i Landa mfl. (2015) og Landa mfl. (2017).

Ved en eventuell utsetting av fjellrev på svensk side må dette følge Naturvårdsverkets veiledning (Wetterin 2008). Ved utsetting må de som ønsker å sette ut plante- eller dyrearter som er vernet etter 4-9 §§ artskyddsförordningen (2007: 845), eller som er fredet i henhold til § 3 i jaktloven (1987: 259), skaffe nødvendig substrat for oppfostring og formering, herunder lagring og transport, samt skaffe de nødvendige tillatelser. I Sverige kan Länsstyrelsen, i henhold til 14-15 §§ artskyddsförordningen, gi dispensasjon i enkeltsaker fra forbudene som finnes i §§ 4-9 knyttet til länet eller deler av länet. Fangst og utsetting av ville pattedyr og fugler krever tillatelse etter jaktförordningen (1987: 905) fra Naturvårdsverket eller den aktuelle länsstyrelsen, avhengig av art. Når det gjelder lagring og transport av levende eksemplarer av plante- og dyrearter i **vedlegg 1** i Artskyddsförordningen som er merket N eller n, samt levende fugler og fugleegg med embryoer av arter som lever vilt i EUs europeiske territorium, får unntaket fra forbudet i 23 § innhentes fra Jordbruksverket.

Ved utsettinger bør det også tas i betraktning at tiltak som ikke krever tillatelse, men som kan påvirke naturmiljøet vesentlig, bør varsles på høring til Länsstyrelsen i henhold til § 12. kap. 6 miljöbalken. Utsetting av arter i naturen kan være et slikt tiltak. Derfor bør det være samråd med relevante Länsstyrelser før tiltak iverksettes for å sette ut plante- eller dyrearter i naturen.

Utsetting av fjellrev i Norge foregår gjennom avlsprogrammet for fjellrev. Valper født på avlsstasjonen settes ut i fjellområder hvor arten har eller har hatt tilhold. Det kreves ingen utsettingsstillatelse fra forvaltningsmyndigheten i områder der fjellreven forekommer fra før og dersom fjellreven er fanget inn i henhold til innfangingsforskriften, jf. fremmed art forskriften § 11 (2). Dersom det ikke finnes fjellrev i utsettingsområdet fra før, kreves det imidlertid tillatelse jf. fremmed art forskriften § 10 a).

Håndtering av stedfestet informasjon om fjellrev

I henhold til de norske "Retningslinjer for håndtering av stedfestet informasjon om sensitive arter" og svenske Offentlighets- og sekretesslag kap. 20 § 1, er det knyttet konfidensialitet til stedsspesifikke data på truede dyre- eller plantearter, dersom det kan antas at arbeidet med å bevare arten innenfor landet eller deler av arbeidet motvirkes dersom informasjonen er offentlig tilgjengelig. Kjennskap til forekomst av truede arter krever særskilt hensyn ved spredning av slik kunnskap, siden ulovlig jakt og sanking kan være en trussel mot arten.

Miljødirektoratets og Naturvårdsverkets politikk er at informasjonen så langt som mulig skal være tilgjengelig for alle, slik at det kan tas hensyn til arten i sin bruk av områder der arten forekommer enten permanent eller midlertidig. Informasjon om hi og kull av fjellrev skal normalt anses som konfidensielt i henhold til den norske "Retningslinjer for håndtering av stedfestet informasjon om sensitive arter" og den svenske sekretesslagens kapittel 20, §1.

Konsekvenser og samordning

Effekter på naturtyper og andre rødlistearter

I skogområdene hadde det store utbruddet av skabb på rødrev en positiv effekt på bestandene av hare og sørhare, rype og jerpe i form av redusert predasjonstrykk fra rødrev (f.eks. Lindström mfl. 1994). I høyfjellet kunne jakt gi den samme effekten for f.eks. bakkehekkende fugler og jaktfalk (*Falco rusticolus*), som lever av samme type byttedyr som

rødreven. Registreringer gjennomført av Stockholms universitet viser at rødrevkontroll ser ut til å ha en positiv innvirkning på den lokale forekomsten av fjell- og liryte (Andersson, 2005), men lignende responser er ikke funnet i Finnmark (Killengreen mfl. 2015) hvor rødrevkontrollen har vært svært intensiv. Det er imidlertid vist at rødrevkontroll har en positiv effekt på bestanden av dverggås (*Anser erythropus*) både i Norge og Sverige (Øien & Aarvak 2008, N. Liljebäck pers. med.) Slike effekter vil trolig variere med hvilken størrelse det er på rødrevbestanden i utgangspunktet.

I og med at fjellreven er en predator på lemen, kan fjellreven potensielt påvirke lemensyklusen (Angerbjörn mfl. 1999) og dermed også vegetasjonen. I Norge er lemen den dominerende planteeteren i høyfjellsmiljøet, og den har f. eks. større innvirkning på vegetasjonen enn for eksempel rein (Olofsson mfl. 2004). Fordi fjellrevhi gjødsles med skit, urin og rester av byttedyr, dannes det lokale habitat for næringskrevende gress og urter i et miljø som ellers er dominert karrig vegetasjon. Fjellreven bidrar derfor til å opprettholde artsmangfoldet på landskapsnivå (Bruun mfl. 2005).

Interessekonflikter

I områder med nasjonalparkstatus kan behovet for å gjennomføre visse bevaringstiltak stå i direkte konflikt med verneforskriften (f.eks. i forhold til de tekniske løsninger som tiltaket krever).

Vinterstid blir det benyttet skuter for å gjennomføre kontroller av fjellrevhi, støtteføring og i enkelte områder rødrev uttak. Dette kan oppfattes som forstyrrende, særlig i områder der det ellers er skuterforbud eller der reingjeting foregår. Gjennom informasjon på f.eks. fjellstasjoner bør toleransen for bruk av skuter til disse formålene kunne økes. Problemet bør også kunne minskes gjennom en effektiv planlegging av naturoppsynet, slik praksis er.

Turisme og fotografering kan være positivt i den grad det bidrar til å spre informasjon om, og økt engasjementet for fjellreven. Samtidig medfører det en økt risiko for forstyrrelse.

Å avlyse småviltjakten i områdene rundt fjellrevens ynglehi kan oppfattes som negativt av småviltjegere. Ved å informere bedre om dette tiltaket burde man kunne endre holdningene rundt dette.

Samordning

Tiltak bør koordineres med samarbeide på tvers av fylkesgrensene og mellom forvaltningsmyndighetene i Norge og Sverige.

Samarbeidet med Finland om beskyttelse av fjellreven bør fortsette, selv om Finland er ikke en del av denne handlingsplanen. Forskere og forvaltere fra Norge, Sverige og Finland bør ha jevnlig møter for koordinering og utveksling av informasjon. Dette nettverket er allerede etablert, og de nye EU Interreg-finansierte prosjektene Felles Fjellrev II (2016–2019) og Arctic Fox Together (2017–2019) vil bidra til norsk-svensk-finske møtepunkter.

Det bør oppmuntres til koordinering og informasjonsutveksling mellom interessegrupper og reiselivsoperatører over fylkes- og landegrenser. Mange turist- og informasjonssenter ser ut til å ønske å informere mer om fjellrev.

Gjennomføring av tiltak i denne handlingsplanen bør, i den grad det er mulig, koordineres med annen overvåkingsinnsats samt ordinær skjøtsel- og tilsynsvirksomhet, og med forvaltningen av store rovdyr og andre arter med overlappende utbredelse.

4. Referanseliste

- Aguirre, A.A., Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Mörner, M. 2000. Health evaluation of arctic fox (*Alopex lagopus*) cubs in Sweden. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 31: 36–40.
- ACIA. 2005. *Arctic Climate Impact Assessment*. Cambridge University Press. Oxford.
- Andersson, P. 2006. Effects of a mesopredator removal on sub-arctic bird communities. Manuskript.
- 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., Tannerfeldt, M., Bjärvall, A., Ericson, M., From, J. & Norén, E. 1995. Dynamics of the arctic fox population in Sweden. *Annales Zoologici Fennici* 32: 55–68.
- Angerbjörn, A., Ströman, J. & Becker, D. 1997. Home range patterns in arctic foxes in Sweden. *Journal of Wildlife Research* 2: 9–14.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Erlinge, S. 1999. Predator – prey relations: arctic foxes and lemmings. *Journal of Animal Ecology* 68: 34–49.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298–308.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M., Henttonen, H., Elmhagen, B. & Dalén, L. 2002. *SEFALO – Bevarande av fjällräv Alopex lagopus i Sverige och Finland*. Slutrapport EU Life Nature.
- Angerbjörn, A., Hersteinsson, P. & Tannerfeldt, M. 2004. Arctic fox *Alopex lagopus* I: Sillero-Zubiri, C., Hoffmann, M. & Macdonald, DW (red.). *Canids: Foxes, wolves, jackals and dogs – status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- Angerbjörn, A., Henttonen, H., Eide, N.E., Landa, A., Norén, K. & Meijer, T. 2008. *Saving the Endangered Fennoscandian Alopex lagopus SEFALO+ LIFE03 NAT/S/000073*. Final Report with comments on the Financial Report.
- Angerbjörn, A., Eide, N.E., Dalén, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R.A., Killengreen, S., Landa, A., Meijer, T., Mela, M., Niemimaa, J., Norén, K., Tannerfeldt, M., Yoccoz, N.G. & Henttonen, H. 2013. Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology* 50: 59–67.
- Angerbjörn, A. & Tannerfeldt, M. 2014. *Vulpes lagopus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T899A57549321.
- ArtDatabanken. 2015. *Rödlistade arter i Sverige 2015*. ArtDatabanken SLU, Uppsala
- Berg, A-L., Gavier-Widén, D., Nilsson, K., Widén, F., Berg, M., Gregorius, S., Ågren, E., Erlandsson, M. & Mörner, T. 2007. Necrotizing encephalitis of unknown cause in Fennoscandian arctic foxes (*Alopex lagopus*). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 19: 113–117.
- Blumentrath, S. et. al. (*in prep.*) Predicting arctic fox breeding habitats and landscape connectivity. Manuskript.
- Callaghan, T.V., Björn, L.O., Chapin, F.S., Chernov, Y., Christensen, T.R., Huntley, B., Ims, R. A., Johansson, M., Riedinger, D.R., Jonasson, S., Matveyeva, N., Oechel, W., Panikov, N. & Shaver, G. 2004. *Arctic tundra and polar desert ecosystems*. Arctic Climate Impact Assessment.
- Chevallier, C., Lai, S. & Berteaux, D. 2015. Predation of arctic fox (*Vulpes lagopus*) pups by common ravens (*Corvus corax*). *Polar Biology*: I press.
- Collett, R. 1912. *Norges pattedyr*. H. Aschehaug & Co. Kristiania.
- Cornulier, T., Yoccoz, N.G., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A., Framstad, E. mfl.. 2013. Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science* 340: 63–66.

- Dalén, L., Kvaløy, K., Linnell, J.D.C., Elmhagen, B., Strand, O., Tannerfeldt, M., Henttonen, H., Fuglei, E., Landa, A. & Angerbjörn, A. 2006. Population structure in a critically endangered arctic fox population: does genetics matter? *Molecular Ecology* 15: 2809–2819.
- Dalerum, F., Tannerfeldt, M., Elmhagen, B., Becker, D. & Angerbjörn, A. 2002. Distribution, morphology and use of arctic fox dens in Sweden. *Wildlife Biology* 8: 185–192.
- Eide, N.E., Andersen, R., Elmhagen, B., Linnell, J., Sandal, T., Dalén, L., Angerbjörn, A., Hellström, P. & Landa, A. 2005. Fälthandbok – Fjällräv. En vägledning vid inventering av fjällrävsbeståndet, tolkning av spår och spårtecken, samt skillnader mellan fjällräv, rödräv och förrymda farmrävar. NINA Temahefte 30. 28.
- Eide, N.E., Flagstad, Ø., Andersen, R. & Landa, A. 2008. *Fjellrev i Norge 2007*. NINA Rapport 304. 38 pp.
- Eide, N.E., Solberg, E., Brøseth, H., Strand, O. & Framstad, E. 2010. Pattedyr. I: Nybo, S. (red.) 2010. *Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010"*. DN utredning 4–2010.
- Eide, N.E., Ulvund, K., Flagstad, Ø., Kleven, O. & Landa, A. 2013. *Fjellrev i Norge 2013. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev*. NINA Rapport 992. 42 s.
- Eide, N.E. 2015a. *Forstyrrelse av fjellrev – Kunnskapsgrunnlag*. 556 NINA Minirapport. 18 s.
- Eide, N. E., Ulvund, K., Kleven, O., Rød-Eriksen, L., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2015. *Fjellrev i Norge 2015b. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev*. NINA Rapport 1219. 53 s.
- Elmhagen, B., Tannerfeldt, M., Verucci, P. & Angerbjörn, A. 2000. The arctic fox (*Alopex lagopus*) – an opportunistic specialist. *Journal of Zoology* 251: 139–149.
- Elmhagen, B. & Rushton, S.P. 2007. Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology Letters* 10: 197–206.
- Elmhagen, B., Ludwig, G., Rushton, S.P., Helle, P. & Lindén, H. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: Interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79: 785–794.
- Elmhagen, B., Hellström, P., Angerbjörn, A. & Kindberg, J. 2011. Changes in vole and lemming fluctuations in northern Sweden 1960–2008 revealed by fox dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 48: 167–179.
- Elmhagen, B., Hersteinsson, P., Norén, K., Unnsteinsdóttir, ER. & Angerbjörn, A. 2014. From breeding pairs to fox towns: The social organisation of arctic fox populations with stable and fluctuating availability of food. *Polar Biology* 37: 111–122.
- Elmhagen, B., Kindberg, J., Hellström, P. & Angerbjörn, A. 2015. A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO*: 44 (Suppl. 1): 39–50.
- Ehrich, D., Strømeng, M.A. & Killengreen, S.T. 2016. Interference in the tundra predator guild studied using local ecological knowledge. *Oecologia*: I press.
- Felles fjellrev. 2013. *Felles fjellrev 2010–2013*. Sluttrapport InterReg Sverige-Norgeprosjekt.
- Flagstad, Ø., Eide, N.E. Landa, A., Norén, K. (in prep.) Hybridization and domestic introgression in the wild: The extinction of a natural arctic fox population. Manuskript.
- Frafjord, K. 1988. Betragtninger omkring fjellrevbestanden i Sør-Norge i perioden 1981–1985. *Fauna* 41: 35–39.
- Frafjord, K. 2003. Ecology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Norway: tradition overtaken by interspecific competition? *Biological Conservation* 111: 445–453.
- 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.
- Framstad, E. (red). 2015. *Terrestrisk naturovervåking*

i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1186. 74 s.

Fuglei, E. & Øritsland, N.A. 1999. Seasonal trends in body mass, food intake and resting metabolic rate, and induction of metabolic depression in arctic foxes (*Alopex lagopus*) at Svalbard. *Journal of Comparative Physiology B* 169: 361–369.

Fuglei, E., Stien, A., Yoccoz, N.G., Ims, R.A., Eide, N.E., Prestrud, P., Deplazes, P. & Oksanen, A. 2008. Spatial distribution of *Echinococcus multilocularis*, Svalbard, Norway. *Emerging Infectious Diseases* 14: 73–75.

Gallant, D., Slough, B.G., Reid, D.G. & Berteaux, D. 2012. Arctic fox versus red fox in the warming Arctic: four decades of den surveys in Yukon. *Polar Biology* 35: 1421–1431.

Gilg, O., Sittler, B. & Hanski, I. 2009. Climate change and cyclic predator–prey population dynamics in the high Arctic. *Global Change Biology* 15: 2634–2652.

Hasselgren, M. (*i prep*). Genetic rescue in an arctic fox population. Manuskript.

Hamel, S., Killengreen, S.T., Henden, J.-A., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2013. Disentangling the importance of interspecific competition, food availability, and habitat in species occupancy: Recolonization of the endangered Fennoscandian arctic fox. *Biological Conservation* 160: 114–120.

Henden, J.-A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2008. Impacts of differential prey dynamics on the potential recovery of endangered arctic foxes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1086–1093.

Henden J.-A., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2009a. Nonstationary spatio-temporal small rodent dynamics: evidence from long-term Norwegian fox bounty data. *Journal of Animal Ecology* 78: 636–645.

Henden, J.A., Yoccoz, N.G., Ims, R.A., Bårdsen, B.-J. & Angerbjörn, A. 2009b. Phase-dependent effect of conservation efforts in cyclically fluctuating populations of Arctic fox (*Vulpes lagopus*). *Biological Conservation* 142: 2586–2592.

Henden, J.-A., Ims R.A., Yoccoz, N.G., Hellström, P.

& Angerbjörn, A. 2010. Strength of asymmetric competition between predators in food webs ruled by fluctuating prey: the case of foxes in tundra. *Oikos* 119: 27–34.

Henden, J.-A., Stien, A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2014. Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology* 51: 1525–1533.

Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Elmhagen, B., Andersen, R., Eide, N.E., Frafjord, K., Henttonen, H., Kaikusalo, A., Mela, M., Tannerfeldt, M., Dalén, L., Strand, O., Landa, A. & Angerbjörn, A. 2010. Population persistence in a landscape context: the case of endangered arctic fox populations in Fennoscandia. *Ecography* 33: 932–941.

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. 1992. Interspecific competition and the geographical distribution of red and arctic foxes *Vulpes vulpes* and *Alopex lagopus*. *Oikos* 64: 505–515.

Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *BioScience* 55: 311–322.

Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen S.T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79–86.

Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. *Proceeding of the National Academy of Sciences USA*. 108: 1970–1974.

Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.-A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem drivers of an arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar research*. 36: sup1, DOI: 10.1080/17518369.2017.1325139.

Karlsen S.R., Høgda, K.A., Wielgolaski, F.E., Tolvanen, A., Tømmervik, H., Poikolainen, J. & Kubin E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982–2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275–286.

IUCN. 2009. *Species and climate change. More than just polar bears*. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.

IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015–4. www.iucnredlist.org accessed 2016-02-19.

Kaplan, J.O. & New, M. 2006. Climatic Change 79: 213–241.

Kaikusalo, A. & Angerbjörn, A. 1995. The arctic fox population in Finnish Lapland during 30 years, 1964–1993. *Annales Zoologici Fennici* 32: 69–77.

Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M. mfl.. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93–97.

Killengreen, S.T., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Henden, J.-A. & Schott, T. 2007. Structural characteristics of a low Arctic tundra ecosystem and the retreat of the Arctic fox. *Biological Conservation* 135: 459–472.

Killengreen, S.T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2011. The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *Journal of Animal Ecology* 80: 1049–1060.

Killengreen, S.T., Strømseng, E., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2012. How ecological neighbourhoods influence the structure of the scavenger guild in low arctic tundra. *Diversity and Distributions* 18: 563–574.

Killengreen, S.T. & Ims, R.A. 2015. Fjellrev i Finnmark: Årsrapport for 2015.

Korpela, K., Delgado, M., Henttonen, H., Korimäki, E., Koskela, E., Ovaskainen, O., Pietiäinen, H., Sundell, J., Yoccoz, N.G. & Huitu, O. 2013. Nonlinear effects of climate on boreal rodent dynamics: mild winters do not negate high-amplitude cycles. *Global Change Biology* 19: 697–710.

Landa, A., Strand, O., Linnell, J.D.C. & Skogland, T.

1998. Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. *Canadian Journal of Zoology* 76: 448–457.

Landa, A., Ulvund, K., Rød-Eriksen, L., Eide, N.E., Flagstad, Ø., Meås, R., Andersen, R. & Thierry, A.-M. 2015. *Avlsprogrammet for fjellrev. Årsrapport 2014*. NINA Rapport 1154. 96 s.

Landa, A., Flagstad, Ø., Areskoug, V., Linnell, J.D.C., Strand, O., Ulvund, R.U., Thierry, A.-M., Rød-Eriksen, L. & Eide, N.E. 2017. The endangered arctic fox populations in Norway – the failure and success of captive breeding and reintroduction. *Polar Research* 36: sup1, DOI: 10.1080/17518369.2017.1325139.

Larm, M. 2016. Effects of disturbance on the Fennoscandian Arctic Fox (*Vulpes lagopus*). Master thesis, University of Stockholm. 40 s.

Linnell, J.D.C., Strand, O. & Landa, A. 1999. Use of dens by red *Vulpes vulpes* and arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments: Can interspecific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? *Wildlife Biology* 5: 167–176.

Loison, A., Strand, O. & Linnell, J.D.C. 2001. Effect of temporal variation in reproduction on models of population viability: a case study for remnant arctic fox (*Alopex lagopus*) populations in Scandinavia. *Biological Conservation* 97: 347–359.

Lönnberg, E. 1927. *Fjällrävsstammen i Sverige 1926*. K. Sv. Vetenskapsakademiens skrifter i naturskyddsärenden nr 7. Kungliga Vetenskapsakademien, Uppsala.

Meijer, T., Norén, K. & Angerbjörn A. 2007. Detection of farm fox genotypes among Swedish arctic foxes? – Genetic screening and action plan. EU Life- SEFALO+ rapport.

Meijer, T., Norén, K. & Angerbjörn, A. 2011. The impact of maternal experience on post-weaning survival in an endangered arctic fox population. *European Journal of Wildlife Research* 57: 549–553.

Meijer, T., Mattson, R., Angerbjörn, A., Osterman-Lind, E., Fernández-Aguilar, X. & Gavner-Widén, D. 2011. Endoparasites in the endangered Fennoscandian

- population of arctic foxes (*Vulpes lagopus*). European Journal of Wildlife Research 57: 923–927.
- Meijer, T. 2013. *To survive and reproduce in a cyclic environment – demography and conservation of the Arctic fox in Scandinavia*. Doktorsavhandling. Zoologiska institutionen, Stockholms universitet.
- Meijer, T., Elmhagen, B., Eide, N.E., & Angerbjörn, A. 2013. Life history traits in a cyclic ecosystem: a field experiment on the arctic fox. *Oecologia* 173: 439–447.
- Meijer, T., Engström, I., Larm, M., Erlandsson, R., Malmsten, J. & Angerbjörn, A. (*i prep*). Sarcoptic mange in an endangered arctic fox population – treatment and consequences. Manuskript.
- Miljødirektoratet. 2015. *Fjellreven må ikke forstyrres*. Faktaark M394. 2 s.
- Mørk, T., Bohlin, J., Fuglei, E., Åsbakk, K. & Tryland, M. 2011. Rabies in the arctic fox population, Svalbard, Norway. *Journal of Wildlife Diseases* 47: 945–957.
- Naturvårdsverket, 2008. Utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen. Naturvårdsverket, PM 2008-05-22.
- Norén, K., Dalén, L., Kvaløy, K. & Angerbjörn, A. 2005. Detection of farm fox and hybrid genotypes among wild arctic foxes in Scandinavia. *Conservation Genetics* 6: 885–894.
- Norén, K., Kvaløy, K., Nyström, V., Landa, A., Dalén, L., Eide, N.E., Østbye, E., Henttonen, H. & Angerbjörn, A. 2009. Farmed arctic foxes on the Fennoscandian mountain tundra: implications for conservation. *Animal Conservation* 12: 434–444.
- Norén, K., Carmichael L., Dalén, L., Hersteinsson, P., Samelius, G., Fuglei, E., Kapel, C.M.P., Menyushina, I., Strobeck, C. & Angerbjörn, A. 2011. Arctic fox *Vulpes lagopus* population structure: circumpolar patterns and processes. *Oikos* 120: 873–885.
- Norén, K., Hersteinsson, P., Samelius, G., Eide, N.E., Fuglei, E., Elmhagen, B., Dalén, L., Meijer, T. & Angerbjörn, A. 2012. From monogamy to complexity: social organization of arctic foxes (*Vulpes lagopus*) in contrasting ecosystems. *Canadian Journal of Zoology* 90: 1102–1116.
- Norén, K., Godoy, E., Dalén, L., Meijer, T. & Angerbjörn, A. 2016. Inbreeding depression in a critically endangered carnivore. *Molecular Ecology: In revision*.
- Nyström, V., Angerbjörn, A. & Dalén, L. 2006. Genetic consequences of a demographic bottleneck in the Fennoscandian arctic fox. *Oikos* 114: 84–94.
- Olstad, O. 1945. *Jaktzoologi*. J.W. Cappelens Forlag. Oslo.
- Pasanen-Mortensen, M., Pyykönen, M. & Elmhagen, B. 2013. Where lynx prevail, foxes will fail - limitation of a mesopredator in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 22: 868–877.
- Prestrud, P. 1991. Adaptations by the arctic fox (*Alopex lagopus*) to the polar winter. *Arctic* 44: 132–138.
- Prestrud, P. & Nilssen, K. 1992. Growth, size and sexual dimorphism in arctic foxes. *Journal of Mammalogy* 76: 522–530.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D. & Wirsing, A.J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.
- Rød-Eriksen, L., Eide, N. E., Flagstad, Ø., Kleven, O., Ulvund, K. & Landa, A. 2014. *Fjellrev i Norge 2014. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev*. NINA rapport 1080. 46 s.
- Selås, V. & Vik, J.O. 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology* 269: 299–308.
- Selås, V. & Vik, J.O. 2007. The arctic fox *Alopex lagopus* in Fennoscandia: a victim of human-induced changes in interspecific competition and predation? – *Biodiversity and Conservation* 16: 3575–3585
- Selås, V., Steinmo Johnsen, B. & Eide, N.E. 2010. Arctic

fox *Vulpes lagopus* den use in relation to altitude and human infrastructure. *Wildlife Biology* 16: 107–112.

Shirley, M.D.F., Elmhagen, B., Lurz, P.W.W., Rushton, S.P. & Angerbjörn, A. 2009. Modelling the spatial population dynamics of arctic foxes: the effects of red foxes and microtine cycles. *Canadian Journal of Zoology* 87: 1170–1183.

Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Ims, R.A., Brucker, L. & Ehrich D. 2015. Emergent rainy winter warm spells may promote boreal predator expansion into the Arctic. *Arctic*: in revision.

Stickney, A.A., Obritschkewitsch, T. & Burgess R.M. 2014. Shifts in fox den occupancy in the Greater Prudhoe Bay area, Alaska. *Arctic* 67: 196–202.

Strand, O., Linnell, J.D.C., Krogstad, S. & Landa, A. 1999. Dietary and reproductive responses of arctic foxes to changes in small rodent abundance. *Arctic* 52: 272–278.

Strand, O., Landa, A., Linnell, J.D.C., Zimmermann, B. & Skogland, T. 2000. Social organization and parental behavior in the arctic fox. *Journal of Mammalogy* 81: 223–233.

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., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* 132: 213–220.

Tarroux, A., Berteaux, D. & Bêty, J. 2010. Northern nomads: ability for extensive movements in adult arctic foxes. *Polar Biology* 33: 1021–1026.

Tovmo, M., Bretten, T., Eide, N. E., Jaxgård, P., König, M., Liljemark, L. & Norén, K. 2016. *Forslag til samordning av overvåkingsprogrammene på fjellrev i Norge og Sverige*. – NINA Kortrapport 31. 45s.

Ulvund, K., Flagstad, Ø., Eide, N. E. & Landa, A. 2013. *Fjellrev i Norge 2012. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev*. – NINA Rapport 909. 41 s.

Ulvund, K., Flagstad, Ø., Eide, N. E. & Landa, A. 2016. *Fjellrev i Norge 2016. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev*. – NINA Rapport 3101. 55 s.

Wetterin, M. 2008. Vägledning för utsättning av vilda växt- och djurarter i naturen. Naturvårdsverket, promemoria Dnr 401–3708–08 NI

Widén, F., Sundström, E., Gavier-Widén, D., Berg, A.L., Dillner, B. & Berg, M. 2012. Detection of herpesvirus DNA in Arctic foxes (*Vulpes lagopus*; syn. *Alopex lagopus*) with fatal encephalitis. *Research in Veterinary Science* 92: 509–511.

Wiig, Ø., Bjørge, A., Isaksen, K., Kovacs, K.M., Swenson, J.E. & Syvertsen, P.O. 2015. *Pattedyr (Mammalia)*. I: Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Norge.

Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 1999. Demography of small mammals in cold regions: the importance of environmental variability. *Ecological Bulletins* 47: 137–144.

Ytrehus, B., Miller, A., Landa, A. & Eide, N.E. 2017. *Skisse til helseovervåkingsprogram for fjellrev*. Upublisert notat til Miljødirektoratet.

Zetterberg, H. 1945. *Två fredlösa*. J. A. Lindblads Förlag. Uppsala.

Øien, I.J. & Aarvak, T. 2008. The effect of red fox culling in the core breeding area for Fennoscandian lesser white-fronted geese in 2008. Final report of the EU LIFE-Nature project 2005–2009,

Østbye, E., Gullestad, N. & Skar, H.J. 1976. Rev i fjellet: feltkjennetegn for rødrev, *Vulpes vulpes*, og fjellrev, *Alopex lagopus*. *Fauna* 29: 21–28.

Østbye, E., Skar, H.J., Svalastog, D. & Westby, K. 1978. Fjellrev og rødrev på Hardangervidda; hiøkologi, utbredelse og bestandsstatus. *Meddeleser fra norsk viltforskning* 3: 1–66.

Østbye, E. & Pedersen, Ø. 1990. Fjellreven. I: Semb-Johansson, A. (red.) *Norges dyr: Pattedyrene 1*. J.W.Cappelens Forlag. Oslo. s. 48–59.

Vedlegg

Vedlegg 1. Anbefalte tiltak

Tiltak	Fylke/Län¹	Område	Aktør	Bevilgende myndighet	Antatt kostnad Naturvårdsverket (1 000 SEK)	Antatt kostnad Miljødirektoratet (1 000 NOK)	Prioritet	Gjennomføres senest
Informasjon og rådgivning								
Oppdatere hjemmesider			Lst. Miljødirektoratet, NINA, UIT, SNO	NV-ÅGP, Miljødirektoratet				
Kontinuerlig rådgivning	Alle		Lst. fylkesmenn, kommuner, Trafikverket, Miljødirektoratet, SNO	NV-ÅGP, Miljødirektoratet				
Prodosere og oppdatere brosjyrer, skilt og annet informasjonsmaterieill	Alle		Lst. Miljødirektoratet	NV-ÅGP, Miljødirektoratet				
Utarbeide spesifikke retningslinjer	Alle		Lst. Miljødirektoratet	NV-ÅGP, Miljødirektoratet				
Informasjonskampanjer	Alle		Lst. fylkesmenn, kommuner, Miljødirektoratet, Trafikverket,	NV-ÅGP, Miljødirektoratet, Trafikverket, Kommuner				
Total kostnad for informasjon och rådgivning					100	100	1	Ved behov/ Løpende

Tiltak	Fylke/Län¹	Område	Aktør	Bevilgende myndighet	Antatt kostnad Naturvårdsverket (1000 SEK)	Antatt kostnad Miljødirektoratet (1000 NOK)	Prioritet	Gjennomføres senest
Ny kunnskap								
Beregning av total populasjonsstørrelse	Alle	Norge/Sverige	NV, NINA, SU, UIT	NV - miljø- øvervakning, Miljødirektoratet	Oppdrag	Oppdrag	1	2021
Utvikle populasjonsmodell	Alle	Norge/Sverige	NV, NINA, SU, UIT	Forskning	0	0	3	2021
Populationsforstærkning								
Avl og utsetting	Finnmark, Troms, Nordland, Telemark, Hordaland	Varangerhalvøya, Indre Troms, Reisa Nord, Saltfjellet, Hardangervidda	SNO, NINA, UIT	NINA, Miljødirektoratet	**	20000	1	Årlig i Norge
Støtteforing (i eksisterende og nye områder)	Finnmark, Troms, Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Hordaland, Telemark,	Varangerhalvøya, Reisa, Indre Troms, Saltfjellet, Sitas, Blåfjella, Skjækerfjella, Sylan, Dovrefjell, Finse, Hardangervidda	SNO, NINA, UIT	NINA, Miljødirektoratet		7000	1	Årlig i eksisterende områder. Årene 2020-2021 i nye områder
Støtteforing	BD	Råstojaure, Sitasjaure, Arje-plog	Lst/NV/SU*	NV-ÅGP, SU	435		1	Årlig
"	AC	Vindelfjällen, Borgafäll	"	"	385		1	Årlig
"	Z	Helags	"	"	385		1	Årlig
Støtteforing (i stepping stone områden)	BD	Stepping stone områden	Lst/NV/SU*	NV-ÅGP, SU	300		1	2020-2021

Tiltak	Fylke/Län ¹	Område	Aktør	Bevilgende myndighet	Antatt kostnad Naturvårdsverket (1000 SEK)	Antatt kostnad Miljødirektoratet (1000 NOK)	Prioritet	Gjennomføres senest
"	AC	"	"	"	190		1	2020–2021
"	Z	"	"	"	190		1	2020–2021
Translokering av individer mellom populasjoner			SU/NINA	NV-ÅGP, Miljødirektoratet	***	***	2	2021
Uttak rødrev	Finnmark BD	Varangerhalvøya Råstojare, Sitasjare, Padjelanta, Arjeplog	Lst, SNO	NV-ÅGP, Miljødirektoratet	1040	500	1 NO 1 SV	Årlig Finnmark og ved behov NO /Årlig SV
"	AC	Vindelfjällen, Borgafjäll	Lst	"	990		1	Årlig
"	Z	Helags	Lst	"	990		1	Årlig
Uttak rødrev	BD	Stepping stone områden	Lst/NV/SU*	NV-ÅGP, SU	520		1	2020–2021
"	AC	"	"	"	495		1	2020–2021
"	Z	"	"	"	495		1	2020–2021
Program for helseovervåking, beredskapsplan for sykdomsutbrudd	Alle fylker med fjellrev	Alle områder med fjellrev	SU, statens veterinærmedicinska anstalt Lst, Veterinærinstituttet, NINA	NV-ÅGP, Miljødirektoratet	Oppdrag	Oppdrag	1	2018
Forhindre hybridisering med farmrev								
Genetisk analyser	Alle fylker med fjellrev		SU*/NINA	NV-ÅGP, SU, Miljødirektoratet	110		1	Årlig En del av overvåkingsprogrammet fjellrev i Norge

Tiltak	Fylke/Län ¹	Område	Aktør	Bevilgende myndighet	Antatt kostnad Naturvårdsverket (1000 SEK)	Antatt kostnad Miljødirektoratet (1000 NOK)	Prioritet	Gjennomføres senest
Avlivning av rømte farmrev/ hybrider	Alle fylker med fjellrev		Lst, SNO	NV-ÅGP, Miljødirektoratet			1	Ved behov
Avlysning av småviltjakt i områder med fjellrev	Svenske län med fjellrev		Lst		0		3	Årlig
Overvåking og oppfølging²								
Overvåking av fjellrevbestanden, inkl. oppfølging av tiltak	Alle fylker med fjellrev	Områder med kjente fjellrevhi	SNO, NINA, UIT	Miljødirektoratet		20000	1	Årlig
Oppfølging av tiltak	BD	Områden med kjända fjällrävlyor	Lst/NV/SU*	NV-ÅGP, SU	1920		1	Årlig
"	AC	"	"	"	1870		1	Årlig
"	Z	"	"	"	1870		1	Årlig
Oppfølging av tiltak	BD	Stepping stone områden	Lst/NV/SU*	NV-ÅGP, SU	960		1	2020-2021
"	AC	"	"	"	935		1	2020-2021
"	Z	"	"	"	935		1	2020-2021
Total uppskattad kostnad					15115	47600		

* er så langt gjennomført av SU

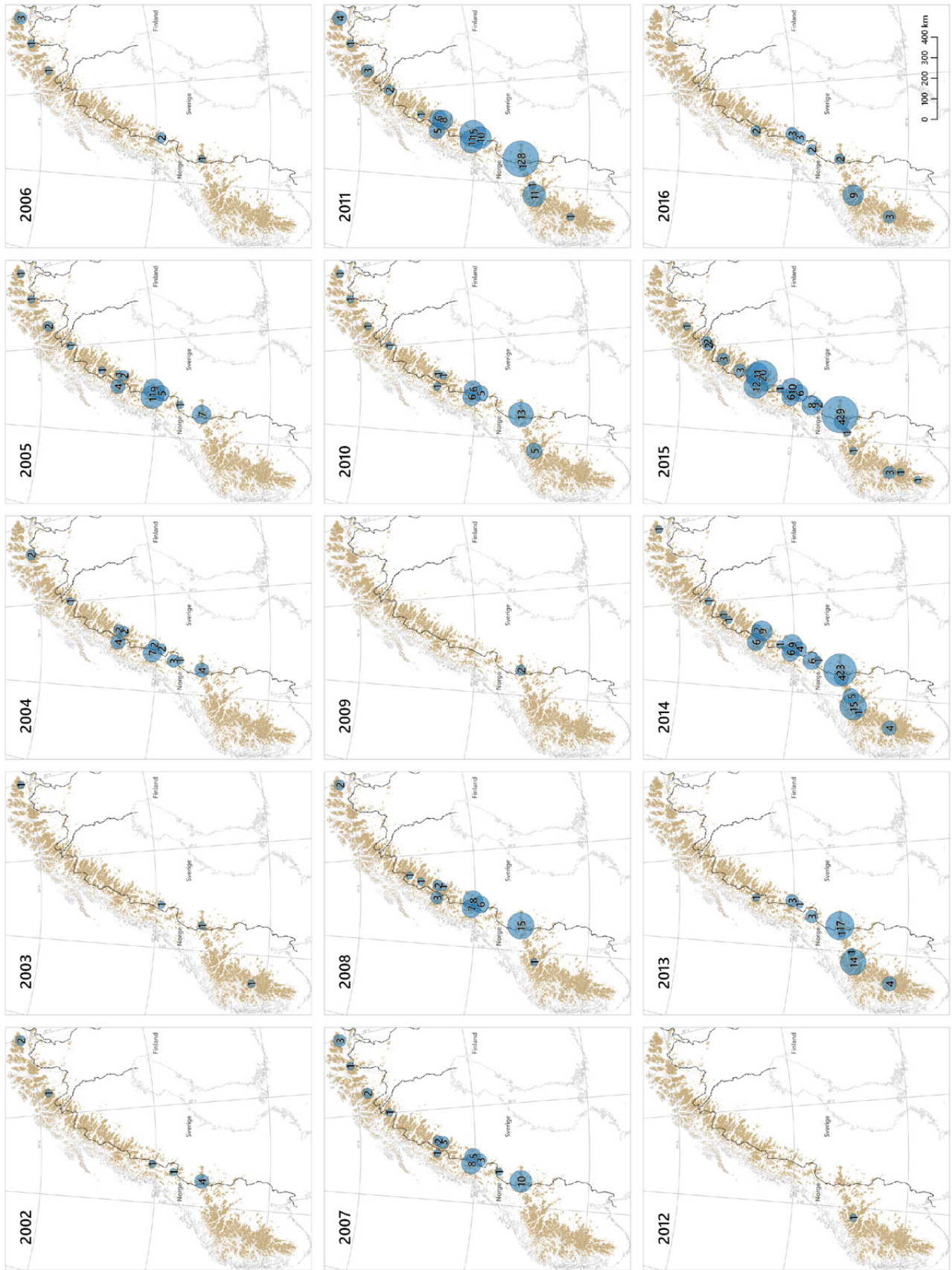
** I Sverige finnes det per i dag ingen avlsprogram og kostnad er dermed ikke kalkulert

*** Mulighetene og kostnadene for translokering er i dag ikke tilstrekkelig kjent for å gjøre en beregning av kostnadene.

1 – Med "Alle län" (alt "Berørte län") menes BD, AC og Z. Med "Alle fylker" i Norge menes alle fylker med tilhold av fjellrev (Finmark, Troms, Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Oppland, Hordaland, Buskerud, Telemark)

2 – overvåking som ikke er planlagt og oppført kan utføres i mindre omfang i områder/fylker som ikke er spesifisert i vedlegget, om det forekommer sterke indikasjoner på at fjellrev forekommer i et område. Dette skal i tilfelle skje koordinert med Miljødirektoratet.

Vedlegg 2



Figur 8. Antall fjellrevkull som er født i ulike fjellområder i Norge og Sverige 2002–2016.

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning. Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring.

Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.