

886

Bestandssituasjonen for hare i Norge – en kunnskapsstatus

NINA Rapport

Simen Pedersen
Hans Chr. Pedersen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Bestandssituasjonen for hare i Norge – en kunnskapsstatus

Simen Pedersen
Hans Chr. Pedersen

Pedersen, S. & Pedersen, H. C. 2012. Bestandssituasjonen for hare i Norge – en kunnskapsstatus. – NINA Rapport 886. 41 s.

Trondheim, november 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2484-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erling J. Solberg

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Hare i vinterdrakt. Foto: Terje Sylte

NØKKEWORD

Lepus timidus, småvilt, viltforvaltning, overvåking, jaktstatistikk, bestandsnedgang

KEY WORDS

Mountain hare, state of knowledge, small game, wildlife management, monitoring, *Lepus timidus*

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Pedersen, S. & Pedersen, H. C. 2012. Bestandssituasjonen for hare i Norge – en kunnskapsstatus. – NINA Rapport 886. 41 s.

Haren (*Lepus timidus*) har stor utbredelse og spiller en viktig rolle i mange naturtyper, spesielt som byttedyr for mange rovpattedyr og rovfugler. Vår kunnskap om harens økologi, bestandsdynamikk og bestandssituasjon er imidlertid fragmentarisk. Etter en periode med høye avskytingstall for hare i Norge på 1980-tallet har vi sett en kraftig nedgang i antall harer skutt per jakt sesong fra toppåret i 1990 (ca. 125 000) til i dag (ca. 20 000). Imidlertid har mange påpekt at jaktstatistikk i seg selv ikke gir noe fullgodt bilde av bestandssituasjonen. I denne rapporten vil vi belyse bestandssituasjonen for hare i Norge primært gjennom å vurdere jaktstatistikkenes troverdighet.

I diskusjonen om nedgangen i antall skutte harer reflekterer en bestandsnedgang trekkes ofte følgende forhold inn: 1) *Antall klassiske harejegere med hund er redusert fordi harejakt ikke er like populært som tidligere.* 2) *Antall småviltjegere som går på jakt er sterkt redusert.* 3) *Småviltjegere er ikke lenger interessert i å skyte hare.* 4) *Tradisjonell harejakt med hund har blitt redusert i områder hvor det har vært reetablering av ulv.*

En vurdering av data på andel jegere som skyter hare, utvikling av antall småviltjegere, andel harer som blir skutt i ulvefylker, og korrelasjonen mellom en haresporindeks fra gaupelinjetakeringer og jaktstatistikk i Hedmark fylke indikerer at jaktstatistikken gjenspeiler en faktisk nedgang i harebestanden. Nedgangen er altså i liten grad forårsaket av forvaltningsmessige avgjørelser eller endringer i jegerstanden eller jegeratferd.

Den observerte nedgangen i harebestanden i Norge må skyldes endringer i driverne (påvirkningsfaktorene) bak bestandsutviklingen, enten ved at nye drivere har kommet inn, eller at de allerede eksisterende driverne har endret karakter og fått en større betydning enn tidligere. Det er også rimelig å anta at flere ulike drivere har forårsaket bestandsendringene. Det er derfor viktig å undersøke hvilke drivere som påvirker hvilke demografiske parametere. For eksempel er det viktig å avklare hva som påvirker fruktbarhet, ungeoverlevelse og voksenoverlevelse, og hvordan og hvorfor dette er endret i forhold til tidligere. Basert på dagens kunnskap om bestanden, vurderes følgende potensielle faktorer som eventuelt kan forårsake endringer i harebestanden: 1) *Klimaendring.* 2) *Effekter av jakt.* 3) *Predasjon og parasitter.* 4) *Konkurransen med andre planteetere, primært hjortevilt.* 5) *Næringstilgang og habitatendringer.*

På bakgrunn av denne gjennomgangen er det tre drivere som peker seg ut som viktige å skaffe mer kunnskap om; klimaendring, predasjon og konkurranse fra hjortevilt.

Det er overveiende sannsynlig at nedgangen i avskyting av hare skyldes en reell bestandsnedgang. Likevel er det flere aspekter av harens bestandsutvikling som er dårlig belyst og datagrunnlaget er relativt svakt. Det er derfor viktig 1) *å øke kunnskapsgrunnlaget og vår forståelse av harens bestandsstatus* og 2) *å belyse hvilke faktorer som har størst effekt på bestandsutviklingen til haren.*

Gjennom å kombinere bestandsovervåking med individbaserte studier vil man kunne avdekke viktige drivere og hvordan disse påvirker harens bestandsdynamikk. Dette vil være kunnskap som er viktig for forvaltningen av hare ikke bare i Norge, men generelt hvor forskjellige arter av hare er på vikende front.

Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, hans.pedersen@nina.no

Simen Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685, 7485 Trondheim, og Høgskolen i Hedmark, Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Evenstad, 2480 Koppang

Abstract

Pedersen, S. & Pedersen, H. C. 2012. The population status of mountain hare in Norway – state of knowledge. – NINA Report 886. 41 pp.

The mountain hare (*Lepus timidus*) has a wide distribution, and plays an important role in many ecosystems, especially as a prey species for mammalian and avian predators. Despite this, we have limited knowledge of its ecology, population dynamics and population status. The number of hares shot in Norway was high in the 1980's. Number of hares shot peaked in 1990 (approximately 125 000), but since then annual bag has declined, and currently the harvest is around 20 000 hares shot annually. Bag statistics have however been criticized for not being a suitable index of population status of mountain hare. We will here shed light on the population status of mountain hare in Norway, mainly by evaluation of the credibility of bag statistics.

Possible reasons for the decline in mountain hare bag statistics are: 1) *Decline in number of traditional hare hunters using dogs, due to decreased interest for this type of hunting.* 2) *Decline in overall numbers of small game hunters.* 3) *Small game hunters are not interested in hunting hares.* 4) *Decline in traditional hare hunting using dogs in areas with recolonizing wolves.*

The proportion of small game hunters that shoot hares, trends in annual numbers of small game hunters, proportion of hares shot within counties with wolves, and the correlation between an index of hare tracks from snow transects and bag statistics from Hedmark County indicates all that bag statistics mirrors an actual population decline for mountain hare. Thus, the decline is not caused by management decisions, changes in the hunter population or hunter behavior.

The observed population decline of mountain hare in Norway must be due to changes in the drivers behind the population dynamics. This could be caused by new drivers in the system or changes to or increased importance of existing drivers. It is likely that several drivers are acting in symphony to create the population changes we see. It is therefore of vital importance to determine which drivers are affecting which demographic parameters. For instance, what factors are affecting fecundity, juvenile and adult survival, and how and why has this changed compared to previously. Several factors may affect the observed changes in the mountain hare population: 1) *Climate change.* 2) *Hunting.* 3) *Predation and parasites.* 4) *Competition with other herbivores, mainly cervids.* 5) *Forage availability and habitat changes.* By reviewing these factors, we find three drivers that need further attention, namely climate change, predation and competition from cervids.

The decline in bag statistics is likely caused by an actual population decline. We have however limited knowledge of several aspects of mountain hare population development, and available data is scarce. Thus it is important to: 1) *Increase our knowledge of the population status of mountain hares.* 2) *Determine the relative importance of the different factors/drivers to the population dynamics of mountain hares.*

The importance and function of different drivers may be determined by combining population monitoring and individ-based studies. This knowledge will be important for mountain hare management within Norway, but may also be applied generally where hare species are declining.

Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, hans.pedersen@nina.no
Simen Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685, NO-7485 Trondheim, Norway, and Hedmark University College, Faculty of Applied Ecology and Agricultural Sciences, Evenstad, NO-2480 Koppang, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Utbredelse og bestandsstatus	9
2.1 Globalt utbredelsesområde og bestandstrender	9
2.2 Utbredelse og utviklingstrender i Norge	10
3 Harens biologi	13
3.1 Generell biologi	13
3.2 Habitatvalg	15
3.3 Genetikk	16
4 Overvåking av hare	17
4.1 Metoder for overvåking og bestandsestimering for hare	17
5 Jaktstatistikk og bestandssituasjon	20
6 Drivere av harens bestandsdynamikk	25
6.1 Klimaendringer	25
6.2 Jakt og annen menneskelig påvirkning	26
6.3 Predasjon og parasitter	29
6.4 Konkurransen med andre planteetere	31
6.5 Næringstilgang og habitat	32
7 Kunnskapsbehov og anbefalinger	34
7.1 Overvåking av bestandsstatus og utbredelse	34
7.2 Demografiske og miljømessige drivere av bestandsendringer	35
8 Referanser	37

Forord

På tross av stor utbredelse og viktig rolle i økosystemet har haren aldri blitt viet spesielt stor oppmerksomhet fra viltforvaltningen og viltforskningens side. Og selv om haren i alle tider har vært en viktig matressurs og fortsatt er en viktig småviltart når det regnes i kjøttverdi, har ikke harejegerne i særlig grad vært pådrivere for å framskaffe mer viten om «sin» art. Innen småviltforvaltning, -forskning og -jakt er det lirypa (*Lagopus lagopus*) som har stått sentralt i Norge, mens haren har havnet i «bakevja».

I denne rapporten prøver vi å belyse bestandssituasjonen for hare i Norge, basert på dagens kunnskap om bestanden, jaktstatistikkens troverdighet og hvilke potensielle faktorer som eventuelt kan forårsake endringer i harebestanden slik vi ha sett den.

Vi vil avslutningsvis peke på kunnskapshull og eventuelle mangler i vår forståelse av årsakene til de bestandsendringer man mener å se hos hare i Norge.

Hans Chr. Pedersen
Trondheim, 28. november 2012

1 Innledning

Skogsharen (*Lepus timidus*), eller som vi oftest omtaler den i Norge, haren, finnes i dag stort sett over hele Skandinavia med unntak av den sydligste delen av Skåne (Barikmo & Pedersen 1997, Pehrson & Jansson 2003, Dahl 2005a). Den store utbredelsen er unik for de matnyttige småviltartene i Skandinavia, men i dag synes haren å være på vikende front i store deler av utbredelsesområdet (Pehrson m fl. 2002, Dahl 2005a, www.ssb.no, besøkt 25.08.2012). I Norge kommer dette blant annet til uttrykk gjennom en dramatisk nedgang i antall harer skutt per jakt sesong fra ca. 125 000 i 1990 til ca. 20 000 i 2011 (www.ssb.no, besøkt 25.08.2012). Mange har imidlertid påpekt at jaktstatistikk i seg selv ikke gir noe fullgodt bilde av bestandssituasjonen (Slåttå m fl. 2002, Nilsen m fl. 2012).

Mye av vår kunnskap om haren bygger på en mengde mer eller mindre godt beskrevne observasjoner og det har oppstått «sannheter» som ofte viser seg å være feilaktige ved nærmere etterprøving (Barikmo & Pedersen 1997, Pedersen m fl. 2009). Fordi hareforskning ikke har vært prioritert i Norge, er vår kunnskap også i stor grad anekdotisk. Dette er kunnskap som er muntlig og til dels skriftlig overlevert fra generasjon til generasjon uten at sannhetsgehalten i denne kunnskapen er tilstrekkelig etterprøvd.

Når det gjelder spørsmålet om i hvor stor grad jaktstatistikken som hvert år presenteres av SSB reflekterer en reell bestandssituasjon hos hare i Norge finnes det mange meninger. Enkelte hevder at nedgangen i antall skutte harer ikke reflekterer en nedgang i harebestanden, men mer en vridning i jaktutøvelsen. Det hevdes for eksempel at antall harejegere har blitt sterkt redusert i grensestrøkene mot Sverige etter reetablering av ulv i disse områdene. Et annet moment som ofte framføres er at andelen harejegere og jakt med harehund har avtatt i popularitet den seinere tid. Begge disse faktorene vil naturlig nok føre til at antall harer som skytes blir redusert, gitt at påstandene er riktige. I rapporten vil vi prøve å belyse forskjellige sider av jaktstatistikken for om mulig å si om og eventuelt i hvor stor grad jaktstatistikken faktisk reflekterer en endring i harebestanden i Norge.

I tillegg prøver vi å utrede i hvilken grad andre faktorer kan ha forårsaket en nedgang i bestanden og derigjennom en nedgang i avskytingen. Mer spesifikt undersøker vi følgende hypoteser:

1) *Direkte og indirekte effekter av klimaendring.* Klima i Skandinavia har blitt varmere, noe som har ført til snøfattige og våte vintre (RegClim 2005). Arter fra boreal eller alpin sone vil være mer sensitiv for klimaendringer enn arter fra tempererte områder (Thuiller m fl. 2005). Klimaendringer vil være spesielt urovekkende for arter som er tilpasset et kaldt vinterklima med snø, så som hare, fjellrype (*L. muta*), lirype, røyskatt (*Mustela erminea*), snømus (*M. nivalis*) og fjellrev (*Alopex lagopus*). Dette er dyr som skifter drakt sommer og vinter og som derfor forventes å ha en redusert predasjonsrisiko i forhold til dyr med stor kontrast mellom farge og omgivelse (Litvaitis 1991). Når hvite, vintertilpassa individer blir eksponert for snøfrie vinterforhold vil dette kunne få negative konsekvenser (Pedersen m fl. 1995, Dahl 2001). Et mulig scenario er følgelig at haren i framtida kan forsvinne fra store deler av Sør-Skandinavia hvis vintertemperaturen fortsetter å stige. Dette vil delvis kunne skyldes økt predasjon, men vil dels også kunne skje som følge av økt konkurranse med den utsatte sørharen (*L. europaeus*) (Pehrson & Jansson 2003, Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007).

2) *Direkte og indirekte effekter av jakt.* Til tross for at jakt er en naturlig og vanlig aktivitet i Skandinavia finnes få studier av effekter av forstyrrelse forårsaket av jakt (Mejdell 2004). De studier som finnes omfatter nesten bare hjortevilt (se for eksempel Neumann m fl. 2009), mens tilsvarende undersøkelser på småvilt er fåtallige (se likevel Olsson m fl. 1996, Brøseth & Pedersen 2010, Zaccaroni m fl. 2012). I motsetning til indirekte storskalaforstyrrelse som f.eks. klimaendringer, skogbruk mm, som påvirker viltet i større skala og over lengre tid, kan jakt være en direkte forstyrrelse med mer lokal og umiddelbar effekt. Om forstyrrelsen er tilstrekkelig kraftig kan man forvente endringer i overlevelse, arealbruk og reproduksjon (Olsson m fl.

1996, Neumann m fl. 2009, Brøseth & Pedersen 2010, Zaccaroni m fl. 2012). Jakt påvirker bestanden direkte ved dødelighet av varierende størrelse. Et for høyt jaktuttak fører til en negativ bestandsutvikling. Spørsmålet er om det har skjedd en endring i jakten i løpet av de siste 20 årene, alternativt om jakten drives som før, men har fått en større innvirkning på bestanden nå enn hva den hadde tidligere.

3) *Predasjon og parasitter*. Mange predatorer har hare som byttedyr og slik sett er predasjon en viktig faktor i harens bestandsdynamikk. Likeledes er haren kjent for å ha mange sykdommer og parasitter (Barikmo & Pedersen 1997). Et spørsmål som har blitt reist de seinere åra er om generalistpredatorer som rødrev (*Vulpes vulpes*) og kråkefugl har økt i utbredelse og antall de siste årene og slik sett har økt predasjonspresset på blant annet hare. I tillegg er det mulig at parasittbelastningen på hare, særlig gjennom økende forekomst av flått (*Ixodes ricinus*) kan ha negativ innvirkning på harebestanden (Pedersen m fl. 2009, Kjelland m fl. 2011).

4) *Konkurrans med andre planteetere, primært hjortevilt*. Vi har i dag historisk høye bestander av hjortevilt som helt eller delvis konkurrerer med hare om næring. Fra undersøkelser av konkurranseforhold mellom rådyr (*Capreolus capreolus*) og hare, vet vi at hare er den tapende part (Hulbert & Andersen 2001), og i mange områder med konsentrasjon av hjort (*Cervus elaphus*) og elg (*Alces alces*) er tilgangen på preferert vintermat for hare sannsynligvis sterkt redusert. Betydningen av denne beitekonkurransen for harens vinteroverlevelse og reproduksjon er ikke kjent.

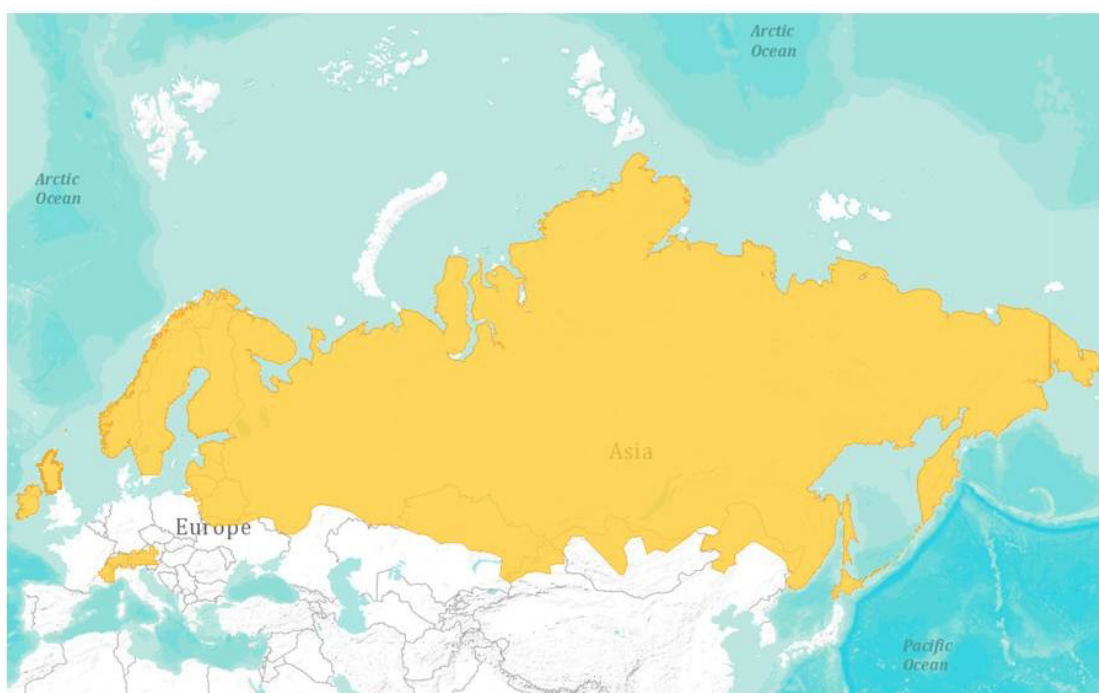
5) *Næringstilgang og habitatendringer*. Mattilgang kan bli påvirket av faktorer som snødybde, beiting fra store planteetere samt endret bruk av utmarka. Det har eksempelvis vært store habitatendringer gjennom endringer i skogbruk, redusert utmarksbeite og redusert uteslått. Disse endringene kan ha hatt en negativ innvirkning på harebestanden.

Dagens kunnskap om harebestandens størrelse og utvikling er fragmentarisk, men ikke desto mindre helt sentral for å kunne foreta en best mulig faglig vurdering av hvordan arten bør forvaltes i årene som kommer. I rapporten har vi sammenstilt nasjonal og internasjonal forskningsbasert kunnskap om hare. Vi fokuserer primært på harebestanden i Norge og på tema som er relatert til harens bestandsstatus, inkludert tilgjengelig informasjon om utbredelse og utviklingstrender, overvåkingsmetoder, mulige demografiske faktorer og miljøfaktorer som påvirker bestandsutviklingen. Avslutningsvis kommer vi til å peke på de største kunnskapshullene som det er viktig å belyse gjennom framtidig overvåking og forskning.

2 Utbredelse og bestandsstatus

2.1 Globalt utbredelsesområde og bestandstrender

Haren i Norge tilhører et sirkumpolart artskompleks som i tillegg omfatter artene polarhare (*L. arcticus*) (finnes på Grønland og på tundraen i Canada) og Alaskahare (*L. othus*) (finnes i Alaska). Det diskuteres om disse er tre separate arter eller om de skal klassifiseres som underarter av (*L. timidus*) (Angerbjörn & Flux 1995, Alves m fl. 2008). For denne rapporten antar vi at haren *L. timidus* er en egen art, adskilt fra *L. othus* og *L. arcticus*. Haren har en sammenhengende utbredelse fra Fennoskandia til Øst-Sibir og finnes nord til 77° på Tajmyrhalvøya, Russland (**figur 1**). I tillegg finnes den i isolerte bestander på større øyer som på Hokkaido, Japan ved 41° N, Irland og Skottland, samt i Alpene over 1300 m høyde i Sør-Europa (Thulin 2003, www.iucnredlist.org besøkt 06.08.2012). Angerbjörn og Flux (1995) deler *L. timidus* inn i 16 underarter, hvorav noen er geografisk isolert på øyer som Irland og Hokkaido og skiller seg utseendemessig fra hare i nærliggende områder. Haren i Norge tilhører nominatunderarten *L. timidus timidus* som i tillegg til Norge, finnes i Sverige (nord for 59° N), Finland, Russland, (nord for 58° N) og vest for Uralfjellene. Sørøst i Norge kan det forekomme hybrider mellom *L. t. timidus* og *L. t. sylvaticus*, en underart som finnes i Sverige sør for 59° N (Angerbjörn & Flux 1995).



Figur 1. Omtrentlig utbredelse av hare på verdensbasis (lastet ned og modifisert fra www.iucnredlist.org, 06.08.2012). - Approximate global distribution of mountain hare (downloaded and modified from www.iucnredlist.org, August 6th 2012).

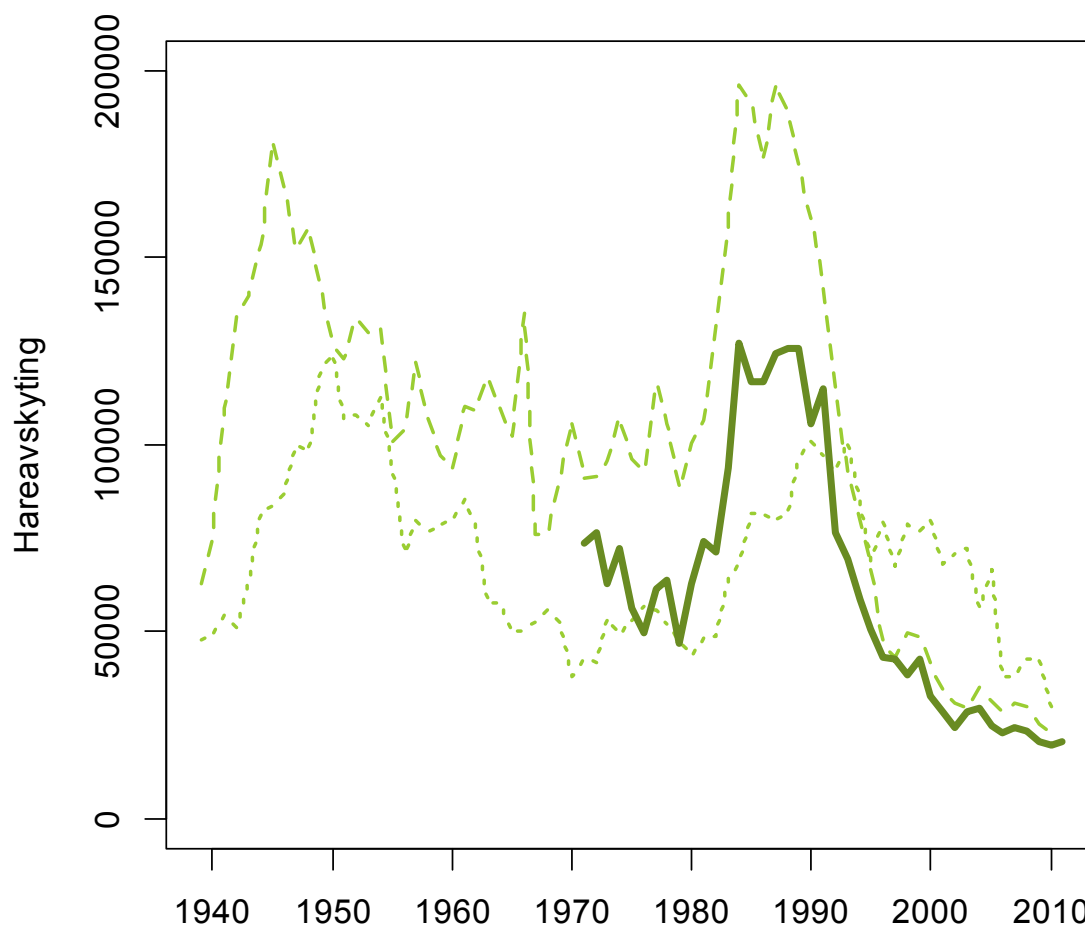
Bestandstrenden på global skala ser ut til å være stabil, og bestanden er klassifisert som livskraftig, selv om isolerte bestander viser en nedgang (www.iucnredlist.org, besøkt 06.08.2012). I en analyse av en rekke tidsserier på tetthetsindekser fra Norge, Sverige, Finland, Russland, Skottland, Italia og Sveits, fant man at harebestander viser en varierende grad av syklisitet. Dette gjelder både for forskjellen i bestandsstørrelse mellom topp- og bunnår, og for lengden på syklene (Newey m fl. 2007b). I Fennoskandia viste norske og svenske harebestander liten grad av syklisitet, mens de finske bestandene viste 4-11 års sykluser. I sistnevnte var det imidlertid relativt liten forskjell mellom topp- og bunnår (Newey m fl. 2007b).

Sporsnøtakseringer av hare fra Finland viser en stabil eller nedadgående trend på regionnivå siden begynnelsen av 1990-tallet (Helle & Wikman 2007). Tilsvarende er det en nedgang i antall skutte harer i Sverige fra begynnelsen av 1990-tallet og fram til i dag (**figur 2**) (data fra Svenska Jägareförbundet). I sørlige deler av Sverige forsvant haren i løpet av det forrige århundre, mens bestandsstørrelsen er redusert i Midt-Sverige (Thulin 2003). Thulin (2003) mener årsaken er inntog av sørhare og negative effekter av konkurranse, sykdommer og hybridisering som følge av dette (se også kap. 6.1). Imidlertid er også avskyting av sørhare redusert i Sverige, men nedgangen er 4-5 år forsinket i forhold til nedgangen i antall skutte harer (**figur 2**). Vi har altså samme mønster i avskyting av hare både i Sverige og Norge, og for så vidt også for sørhare i Sverige, med en liten tidsforsinkelse. Dette indikerer at de samme faktorene påvirker avskytingen av hare i hele Fennoskandia. I tillegg til konkurranse mellom hare og sørhare, antyder Jansson og Pehrson (2005) at milde, snøfattige vintre, sykdom og økende predasjonstrykk fra generalistpredatorer som rødrev og kråkefugl kan ha påvirket bestandsdynamikken. I Sveits har det også vært nedgang i antall skutte harer siden midten av 1980-tallet, men avskytingen ser nå ut til å ha stabilisert seg (data fra Department of the Environment, Transport, Energy and Communications). I Irland og Nord-Irland gikk bestanden av den endemiske underarten *L. t. hibernicus* kraftig tilbake gjennom forrige århundre parallelt med intensivering av jordbruket, muligens som følge av konkurranse fra introdusert sørhare (Reid 2011).

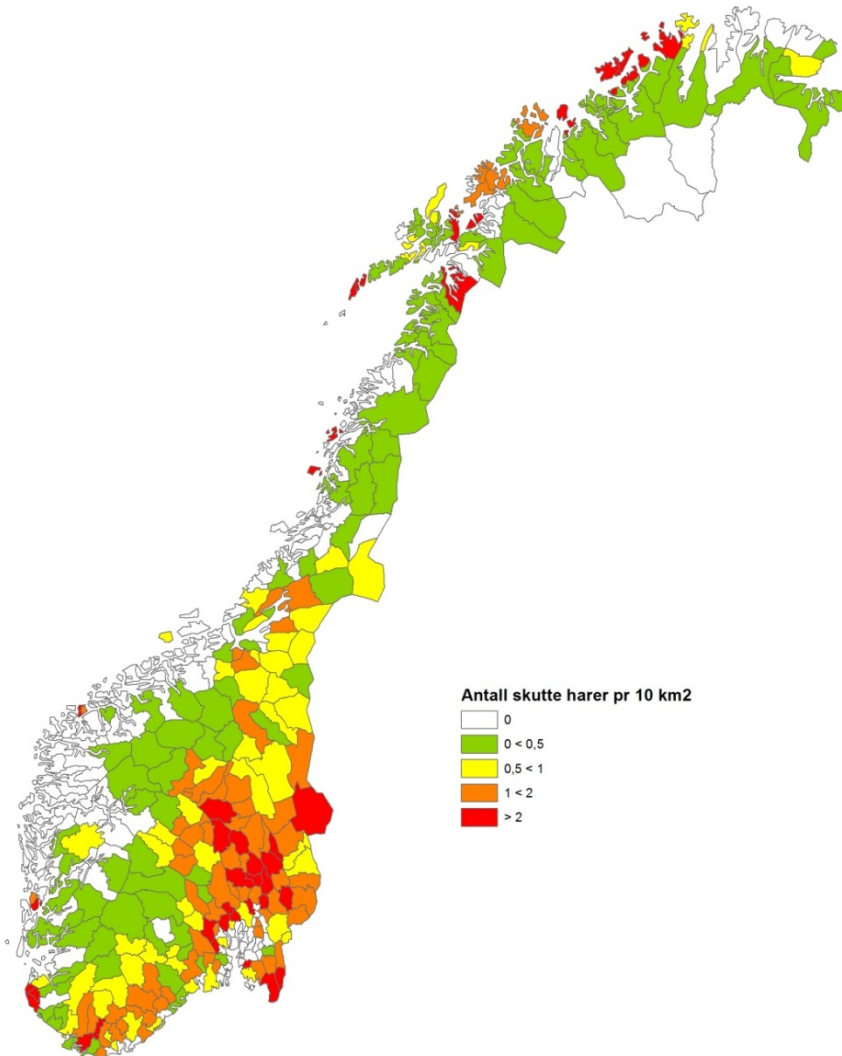
2.2 Utbredelse og utviklingstrender i Norge

Det finnes ingen nøyaktig beskrivelse av utbredelsen til hare i Norge, men observasjoner registrert på www.artsobservasjoner.no og jaktstatistikk fra SSB (www.ssb.no) tyder på at haren har en vid utbredelse (**figur 3**). I populærvitenskapelig litteratur er det beskrevet at haren finnes over hele landet fra kyst til fjell i en rekke ulike habitater fra jordbrukslandskap, via barskog og løvskog til snaufjellet (Barth 1891, Myrberget 1990, Barikmo & Pedersen 1997). I skogen trives haren best der det er en mosaikk av ulike habitater, og områder hvor det veksler mellom setervoller, skog og myr. Ovenfor og nordafor tregrensa finner man ofte haren i områder med tilgang på mat og skjul, slik som vierkjerr (Hiltunen m fl. 2004, Ehrich m fl. 2012) eller i områder med store steiner eller bergskrenter hvor den kan skjule seg.

Det er stor geografisk variasjon i hvor mye hare som skytes i ulike kommuner i Norge (**figur 3**). På Vestlandet er det liten tradisjon for å jakte hare og følgelig registreres det få skutte harer. Motsatt er harejakt populært på Østlandet og i Trøndelag, noe som gjenspeiles i **figur 3**. Mange av de større øyene langs kysten hvor det har blitt satt ut hare kan vise til store harebestander. Særlig kjent er Finnmarksøyene Sørøya og Rolvsøy, hvor folk fra hele landet kommer for å jakte hare (**figur 4**). Kartet over skutte harer på kommunenivå gjenspeiler derfor mer kulturforskjeller med hensyn til harejakt, og er i så måte kun en indikator på harens utbredelse i Norge.



Figur 2. Avskytingen av hare i Norge (heltrukken mørk linje), og Sverige (stiplet lys linje), samt sørhare i Sverige (prikket lys linje). Sverige har registrert fellingsstatistikk siden 1939 mens Norge kom etter i 1971 (data fra www.ssb.no, samt Svenska Jägareförbundet). Den lave avskytingen i starten av registreringen i Sverige kan skyldes oppstartsproblemer mer enn lav avskyting. - Mountain hare bag statistics from Norway (solid dark line), and Sweden (broken light line), as well as European hare in Sweden (dotted light line). Bag statistics have been reported in Sweden since 1939, while Norway started recording in 1971 (data from www.ssb.no, and Swedish Hunters association). The low number of shot hares in Sweden in the early years of recording may be due to technical or administrative issues rather than a low harvest.



Figur 3. Gjennomsnittlig antall skutte harer per 10 km² jaktseongene 2008/09 - 2011/12 på kommunenivå. Statistisk sentralbyrå oppgir kun data fra kommuner hvor det felles mer enn 25 harer. Kommuner med 0 harer skutt kan derfor ha et lavt antall skutte harer (Jaktstatistikk fra www.ssb.no). - Mean number of hares shot per 10 km² during the hunting seasons 2008/09 – 2011/12 at the municipality scale. Statistics Norway only report municipalities with more than 25 hares shot. Consequently, municipalities with 0 hares shot may have a low number of hares shot. (Bag statistics from www.ssb.no).



Figur 4. Harejakt på Sørøya, Finnmark. Foto: Simen Pedersen. - Hare hunting at Sørøya, Finnmark. Photo: Simen Pedersen

3 Harens biologi

3.1 Generell biologi

Haren er det eneste haredyret vi finner i Norge, med unntak av enkelte små bestander av sørhare i Østfold og kanin (*Oryctolagus cuniculus*) på enkelte øyer i Sør-Norge (Mitchell-Jones m fl. 1999). Haren kan kanskje forveksles med sørhare i sommerhalvåret da begge er brune, men sørharen er mer høyreist, har lengre og slankere bein og lengre ører. Hodeformen er også mer langstrakt med mer markante øyehuler. Haren er tilpasset sin nordlige utbredelse ved at den skifter draktfarge gjennom året. Den er hvit om vinteren og skifter til en gråbrun drakt om sommeren. Stort sett er haren nattaktiv, da den beveger seg rundt på søk etter mat eller en make i parringstida om våren. Likevel kan man innimellom se harer som er ute midt på lyse dagen for å beite (Barikmo & Pedersen 1997).

Om vinteren er haren som nevnt i sin hvite vinterdrakt, og på seinvinteren starter parringstida. I Sør-Norge kan de tidligste parringene skje i begynnelsen av mars, mens dette ikke skjer før i midten av april i Nord-Norge. Drektighetstiden i fangenskap er ca. 50 døgn, og man regner med at frittlevende harer har mellom to og tre kull avhengig av lengden på vekstsesonen – noe som varierer mellom år og fra sør til nord i landet (Angerbjörn & Flux 1995, Barikmo & Pedersen 1997 og referanser deri). Kullstørrelsen varierer også geografisk innen Norge, men gjennomsnittlig antall unger per sette (hunnhare) ligger rundt 7-8 per år. I Nord-Norge får settene som regel få men store kull, mens i Sør-Norge får de i snitt flere og mindre kull (Angerbjörn & Flux 1995, Barikmo & Pedersen 1997 og referanser deri). Interessant nok har det samme mønsteret blitt funnet mellom nordlige og sørlige harebestander i Russland (Angerbjörn & Flux 1995). Ungene er velutviklet ved fødselen og dier i tre til seks uker. Hunnen parrer seg på ny umiddelbart etter fødselen dersom det ikke er for sent på året. Harene er ikke territorielle, og dette er en av årsakene til at de kan oppnå høye tettheter på for eksempel øyer hvor det er lite predasjon.

I en gjennomgang av predasjon på hare fant Lindström m fl. (1986) en rekke predatorer på hare i Sverige; hubro (*Bubo bubo*), kattugle (*Strix aluco*), slagugle (*S. uralensis*), havørn (*Haliaeetus albicilla*), kongeørn (*Aquila chrysaetos*), hønsehauk (*Accipiter gentiles*), brunbjørn (*Ursus arctos*), ulv (*Canis lupus*), gaupe (*Lynx lynx*), rødrev, grevling (*Meles meles*), mink (*Muste-*

la vison), jerv (*Gulo gulo*), ilder (*M. putorius*) og røyskatt (*M. ermina*). I tillegg til disse er mår (*Martes martes*), og trolig også mårhund (*Nyctereutes procyonoides*) harepredatorer. Men sannsynligvis er rødreven den viktigste predatoren dersom man ser Norge under ett. I nærområder til bebyggelse kan huskatt være en viktig predator, spesielt på hareunger (Dahl 2005a), se også kap. 6 og 6.3 hvor vi går inn på effekten av predasjon på harebestanden.

Det finnes lite detaljert informasjon om predasjon på hare, men vi velger å presentere noen få tall fra en unik studie fra to områder i boreal skog i Sverige hvor man radiomerket 73 voksne harer og 48 hareunger gjennom en femårsperiode og fulgte skjebnen til disse (Dahl 2005a). Dødeligheten var størst tidlig etter fødsel og ble gradvis lavere ut gjennom året, ved 100 dagers alder var bare 24 % av hareungene i live, og kun 15 % av hareungene overlevde til mars året etter. Tiden for den høyeste dødeligheten sammenfalt med tiden da hareungene beveger seg mye under leiting etter et passende leveområde. Etter 100 dager da hareungene hadde funnet sitt leveområde var videre ungedødelighet og voksendødelighet lik. Det var predasjon fra huskatt, rødrev og hønsehauk som forårsaket størsteparten av dødeligheten, men hvilke predatorer som var viktigst varierte mellom områder. I områder nær bebyggelse sto huskatt for 47 % av ungedødeligheten, mens rødreven var en viktigere predator i rene skogsområder. Voksenoverlevelse varierte betraktelig mellom årene fra 42 % til 88 %. Totalt gjennom alle årene og begge aldersgrupper var den viktigste dødsårsaken predasjon fra rødrev (40 %) fulgt av jakt, hønsehauk og sykdom/ulykke, som alle lå rundt 15 %, og huskatt og annen/ukjent årsak som hver lå rundt 8 %. Variasjonen i overlevelse mellom årene var positivt korrelert med en indeks for smånagertetthet, noe som tyder på at rødreven bytter over til hare i år med lite smånagere (Dahl 2005a).

Fordi haren finnes i mange ulike habitat er det stor variasjon i hva den spiser (Johannessen & Samset 1994). I skogsområder om vinteren foretrekker imidlertid haren kvist av vier (*Salix spp.*), selje (*S. caprea*) og osp (*Populus tremula*), men på grunn av tilgjengelighet spiser den også mye bjørk (*Betula spp.*). I en finsk studie fant man at ca. 80 % av vinterdietten besto av bjørk, mens de resterende 20 % hovedsakelig var osp, selje og vier (Pulliainen & Tunkkari 1987). Dersom man ser på tilgjengelighet av de ulike beiteplantene kan man si at haren generelt vil beite bjørk mindre, og osp, vier og selje mer enn hva tilgjengeligheten skulle tilsi (Pulliainen & Tunkkari 1987). Harens bruk av setervoller om våren, hvor den beiter på «groen» er velkjent. Om sommeren spiser haren en rekke gras og urter som marikåpe (*Alchemilla vulgaris*), løvetann (*Taraxacum vulgare*) og åkersnelle (*Equisetum arvense*) (Barikmo & Pedersen 1997, Hjeljord 2008). Vår og høst beiter den på blåbærlyng (*Vaccinium myrtillus*) hvor dette er tilgjengelig (Hjeljord 2008). I enkelte områder og år kan einer (*Juniperus communis*) utgjøre en stor del av harens næring, selv om einer ikke er en preferert beiteplante (Pulliainen & Tunkkari 1987).

Mange småviltarter i Norge har en stor avgang fra høst til neste vår, noe som ofte er blitt tilskrevet næringsknapphet gjennom vinteren. Det er likevel lite som tyder på at vinteren normalt sett medfører problemer med næringstilgangen hos hare. Undersøkelser fra Sverige har ikke kunnet påvise store vektendringer gjennom vinteren (Lindlöf 1987), og det er uvanlig å skyte magre harer i løpet av vinteren. Etter vintre med lite snø og god tilgang på barmarksbeite skulle en forvente oppgang i harebestanden hvis vinternæringen normalt var begrenset. Dette lot seg undersøke i 1970-åra i Sverige, men harebestanden syntes ikke å øke etter slike vintre (Lindlöf 1987). Vektutviklingen hos voksne harer gjennom året, som blant annet gjenspeiler mengden fett, viser normalt at harer av begge kjønn har lavest vekt fra juni til oktober, mens de veier mest i januar til mars (Angerbjörn & Flux 1995). Det er interessant å merke seg at en annen karakterart for norsk fauna, lirypa, har nøyaktig samme vektendring gjennom året (Pedersen & Karlsen 2007). Ungharer som fortsatt vokser, legger ikke opp fettreserver gjennom vinteren, men bruker energien til å vokse. Utvokste ungharer kan derimot legge opp fettreserver også om vinteren på lik linje med eldre harer (Arnio & Soveri 1991).

På bakgrunn av det vi har sagt i foran er det lite som tyder på at haren har problemer med å skaffe seg nok næring under normale vinterforhold i Norge. Haren er i likhet med lirypa svært

godt tilpasset å overleve på næringsfattig kost i de perioder av året den næringsrike maten ligger utilgjengelig under et tykt snødekke (se kap. 6.4).

Generelt synes harebestanden i Norge og Sverige i varierende grad å følge 3-7 års sykluser, men syklusene viser mindre variasjon mellom topp- og bunnår enn hva er tilfelle for bestander i andre deler av harens utbredelsesområde (Newey m fl. 2007b). Syklusene ser ut til å være forårsaket av smånagersykluser, hvor predatorer skifter til alternative byttedyr som for eksempel hare, når smånagerbestandene reduseres (se Newey m fl. 2007a for en gjennomgang av studier som undersøker denne hypotesen). Dette er samme mekanisme som ligger bak tilsvarende svingninger i skogshønsbestandene i Fennoskandia. Det viser seg da også at svingninger i harebestanden og skogshønsbestandene er relativt synkrone, spesielt gjelder dette hare og lirype (Myrberget & Lund-Tangen 1989, Barikmo & Pedersen 1997, Hjeljord 2008). Imidlertid har denne samvariasjonen mellom skogshøns- og harebestanden blitt svakere de 20 siste år, spesielt når det gjelder rype og hare (beregnet på grunnlag av jaktstatistikk, fra www.ssb.no). Selv om både skogsfugl, rype og hare har hatt vesentlig lavere avskytingstall fra 1990 til i dag, har skogshønsbestandene fortsatt å variere (selv om langtidstrenden har vært avtagende), mens avskytingstall for hare bare har gått ned (www.ssb.no, besøkt 25.08.2012). Dette indikerer at en eller flere faktorer som tidligere medførte en god samvariasjon mellom disse småviltartene, nå påvirker haren negativt i sterkere grad enn skogshøns. Eventuelt at en eller flere nye faktorer er av større negativ betydning for haren enn for skogshøns.

3.2 Habitatvalg

De viktigste elementene i et godt harehabitat er god tilgang på næring og skjul. Selv om vi først og fremst forbinder haren med skogen, kan vi treffe harer på helt treløse øyer og helt opp i blokkmarker og steinurer i typisk fjellrypehabitat (Barth 1891). Harens habitatkrav blir best innfridd i områder med vekslende vegetasjon og topografi. En stor grad av mosaikk med kanter der frodig granskog veksler med myrer, vann, vassdrag, uteslåtter og setervoller er godt harehabitat (Barth 1891, Barikmo & Pedersen 1997). Ensformig tung granskog er ikke så attraktiv som granskog med rikt løvinnslag, der haren kan finne tette, frodige kratt og en frisk undervegetasjon (Svendsrud 1965). Også i fjellskogen og i fjellbjørkeskogen finner haren gode biotoper. Spesielt i områder der fjellbjørkeskogen brytes av setervoller og myrdrag finner vi noen av de beste harebiotopene. Generelt i Fennoskandia synes haren å trives best i gran- eller bjørkeskog der skogen brytes av mange småmyrer med rikt innslag av vier og bærlyng, mens rene furuskoger er mindre gode harebiotoper (Lindlöf 1987).

Selv om få studier har blitt gjennomført på harens habitatvalg i Fennoskandia, er det rimelig å anta at den er en habitatgeneralist da den finnes fra fjæresteinene til snaufjellet, og i de fleste skogstyper (Barth 1891). Harens habitatvalg gjennom året ser ut til å gjenspeile dens matvaner, det vil si at den oppholder seg i de områdene hvor den til en hver tid finner den prefererte maten. Det ser også ut til at det geografiske området haren bruker varierer mer mellom sesonger enn hva det gjør innen samme sesong, men mellom år (Dahl 2005b).

I tillegg til næringstilgangen er skjul en viktig faktor som påvirker harens habitatvalg (Hiltunen m fl. 2004). I en undersøkelse av radiomerka harer i et subalpint bjørkeskogsområde på Røros, Sør-Trøndelag, fant Bretten (1999) at harene skiftet habitatpreferanse gjennom sesongen og at næringstilgang og skjul hadde varierende grad av viktighet gjennom sesongen. I tilsvarende undersøkelse i Finland, konkluderte man med at skjul syntes å være den viktigste faktoren om sommeren (Hiltunen m fl. 2004), mens det om vinteren trolig er næringstilgang.

3.3 Genetikk

Genetiske undersøkelser av vår hare har primært belyst problematikk knyttet til isolasjon og underartsdannelse (Zachos m fl. 2010) og i mindre grad spørsmål om isolasjon, små bestander og innavlsproblemer. I Norge har teorien om innavlsdepresjon og såkalt «blodfornyning» vært sterkt forankret i harejegermiljø. I denne sammenheng har også oppdrett og utsetting av hare vært et populært tiltak. Imidlertid er det svært lite som tyder på at harebestandene i Norge lider av noen form for innavlsdepresjon. Snarere tvert imot finnes det en rekke eksempler på at utsetting av et lite antall harer på revefrie øyer har utviklet seg til tette bestander (Huseby & Bø 1986).

I Sverige er derimot spørsmål knyttet til harens genetikk av langt større relevans, siden de to artene hare og sørhare har til dels overlappende utbredelse. Sørhare og hare kan hybridisere i vill tilstand, men det er knyttet usikkerhet til hvorvidt denne hybridiseringen er et genetisk problem for hare, da man er usikker på hvorvidt hybrider kan tilbakekrysse med hare (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007, Reid 2011). Likevel kan hybridisering mellom de to artene være et problem for hare, da hvert hybridkull innebærer et tapt potensielt harekull. Sørharehanner er også mer aggressive enn harehanner, og vokter hunner slik at harehanner ikke får tilgang til å parre seg med harehunner (Thulin 2003). I dag er ikke dette en relevant problemstilling i Norge, men gitt et klimascenario som fremmer sørharens utbredelse så kan dette være relevant også hos oss (se også kap 6.1).

4 Overvåking av hare

Som nevnt tidligere i rapporten er det ingen systematisk overvåking av hare i Norge. Likevel har det blitt gjennomført sporadiske registreringer av haretetthet, eller indekser for tetthet ved bruk av ulike metoder. Vi argumenterer for at nedgangen i avskytningsstatistikk for hare skyldes en reell nedgang. Flere studier har vist en god sammenheng mellom jaktstatistikk og andre mål på bestandsstørrelsen (Cattadori m fl. 2003, Grøtan m fl. 2005), men jaktstatistikk har likevel en del svakheter, se Brainerd m fl. (2005) og Nilsen m fl. (2012) for detaljer. Man bør derfor ideelt sett også overvåke harebestanden med alternative metoder. Vi vil her gå gjennom de viktigste alternativene til jaktstatistikk som mål på bestandsutvikling, og evaluere deres potensial for å kunne brukes i overvåking av hare.

4.1 Metoder for overvåking og bestandsestimering for hare

Overvåking av hare foregår hovedsakelig ved bruk av snøsporing, møkktaksering og direktetellinger. De ulike metodene har sine fordeler og ulemper, og hva som er den mest anvendelige metoden vil variere i forhold til tetthet av hare, landskapets utforming og andre faktorer. Vi går igjennom de metodene som har blitt benyttet i Fennoskandia. Disse inkluderer ikke direktetellinger, som for eksempel benyttes i Nord-Amerika og Skottland, men best egner seg ved høye tettheter (Spidsø & Pedersen 1991). I de fleste tilfeller vil en indeks på haretetthet være tilfredsstillende for å kunne fange opp trender i bestandsutviklingen. En god indeks vil kunne fange opp endringer i antallet harer, men sier lite om det absolutte antallet eller tettheten av harer. Slåttå m fl. (2002) anbefaler møkktaksering som det beste alternativet til jaktstatistikk, med tanke på både nøyaktighet og ressursbruk (Spidsø & Pedersen 1991). I Fennoskandia overvåkes haren hovedsakelig ved bruk av snøsporing eller møkktaksering, men også andre metoder som spørreundersøkelser blant jegere og gjensyn av merkede individer har blitt benyttet (**tabell 1**).

Linjetaksering er en mye benyttet metode. Denne gjennomføres enten basert på direkte observasjoner av individer eller indirekte tellinger av spor og møkk (Spidsø & Pedersen 1991). Et godt eksempel på en vellykket overvåkning basert på snøsporinger er de finske vilttrianglerne som ble etablert i 1988. De består av ca. 1600 permanente takseringstriangler spredt over hele Finland, hvorav ca. 800-1000 takseres årlig på frivillig basis – hovedsakelig av jegere. Trianglerne består av en trekant med sider på 3 eller 4 km hvor man registrerer kryssende spor av 30 ulike arter. Det beregnes så en tetthetsindeks fra antall spor per 10 km og døgn siden siste snøfall (Pellikka m fl. 2005). Vilttrianglerne er et godt eksempel på deltakelse av frivillige i vilt-overvåking. Informasjon om bestandenes utvikling synes å være en viktig motiverende faktor bak den frivillige innsatsen (Pellikka m fl. 2007).

Den norske topografien vanskeliggjør etablering av et tilsvarende system som de finske vilttrianglerne. Et alternativ er snøsporing langs utvalgte linjer, noe som benyttes i de såkalte «gaupeindekslinjene» (se for eksempel Tovmo & Brøseth 2011). Langs disse linjene blir også andre arter enn gaupe registrert (Odden m fl. 2012). I dag har man gaupeindekslinjer i Nordland sør for Saltfjellet, i Nord-Trøndelag, Hedmark, Telemark, Buskerud, Oslo og Akershus (Tovmo & Brøseth 2011). En registrering av harespor langs de samme linjene kan gi oss verdifull informasjon om bestandsutviklingen i tre av de fire fylkene hvor det skytes flest harer. Ved å bruke «gaupelinjene» kan man dra nytte av et allerede eksisterende nettverk av linjer – og taksører.

Tabell 1. Oversikt over noen metoder som har blitt benyttet for å beregne indekser på haretetthet i Fennoskandia. - Methods used to estimate mountain hare density indexes in Fennoscandia.

Område	Overvåkingsmetode	Enhet	Referanse
Finland	Snøsporing i villtriangler	Antall kryssende spor pr 24 timer og 10 km	(Kauhala m fl. 2005, Pellikka m fl. 2005, Elmhagen m fl. 2010)
Finland	Snøsporing langs en 6 km lang linje	Antall kryssende spor	(Pulliainen & Tunkkari 1987)
Sverige	Møkketaksering	Antall hareperler per 10 m ²	(Lindström m fl. 1994)
Sverige/Norge	Møkketaksering	Antall perler i 0,1 m ² ruter langs et transekt	(Angerbjörn 1983, Kållås m fl. 1993)
Norge og Russland	Møkketaksering	Andel av 15 0,25 m ² ruter med haremøkk	(Ehrich m fl. 2012)
Norge	Møkketaksering	Antall hareperler i 5 sirkler med 1m radius	(Pedersen m fl. 2009)
Sverige	Spørreundersøkelser blant jegere	Endring i tetthet (-, 0, +)	(Lindström m fl. 1994)
Sverige	Estimere totalantall Fangst-gjensyn	Antall individer	(Angerbjörn 1989)
Finland	Biltransekter om våren	Antall individer	(Rajala 1983)
Norge	«Sett hare» under elgjakt	Antall sette harer per jegerdagsverk	(Pedersen m fl. 2009)

Mens snøsporing er øyeblikksindekser på haretettheten, gir møkketaksering en indeks på gjennomsnittlig haretetthet over tid. I tillegg kan møkketaksering gi indekser av tetthet til ulike tider av året. Dersom man skal drive gjentatt overvåking av hare kan det lønne seg å fjerne hareperlene fra de takserte rutene mellom hver gang det taksertes (Angerbjörn 1983). Mens snøsporing vil kunne fange opp de grove trendene i bestandsutviklingen vil møkketaksering kunne gi mer detaljert kunnskap om harens økologi (Dahl & Hörnell-Willebrand 2004), og egner seg kanskje bedre til detaljstudier enn studier for å fange opp bestandsutviklingen over store arealer. Angerbjörn (1983) fant en bra korrelasjon mellom en indeks fra møkketaksering og bestandsstørrelse basert på fangst-«gjensyn», men han fant også at møkkindeksen påvirkes av nedbrytningsraten i ulike habitat.

Fangst-gjenfangst og lignende metoder gir kvalitativt gode data, og man kan estimere totalantall harer. Metoden er likevel lite brukt, antakelig fordi det er for ressurskrevende (men se Angerbjörn 1989). I Nord-Finland utførte Rajala (1983) takseringer langs faste ruter på skogsbilveger om våren. Dette er en gunstig tid å telle harer da de kommer ut på groen, er lyse i pelsen og lette å observere. Her takserte man de samme rutene om natten med tre ukers mellomrom, og brukte maksimalt antall harer observert på en enkelttur som observasjonsenhet (Rajala 1983).

Et alternativ til de foregående overvåkingsmetodene ble prøvd ut i Agderfylkene. Her ble elgjegere spurt om å registrere «sett hare» på samme måte som «sett elg» under elgjakta (Pedersen m fl. 2009). Dessverre er det noe usikkerhet knyttet til resultatene fra «sett hare», da gamle skjema uten «sett hare» rubrikk ble benyttet. Innføring av nye rapporteringer som dette krever antakeligvis noe «innkjøring» før de fungerer optimalt.

Et alternativ som ikke har blitt prøvd tidligere er å bruke de mange skogsfugl- og rypetakseringslinjene (Pedersen m fl. 2004, Brainerd m fl. 2005) til også å takserer hare. Disse takseringene gjennomføres ved bruk av den såkalte «distance sampling» metoden (Buckland m fl. 2004) der avstanden fra takseringslinja til observasjonspunktet registreres. Muligens vil det være vanskelig å motivere fugletaksører til å registrere avstanden fra linja ved støkking av hare. Likevel vil antall observerte harer per linje kunne bidra med verdifull informasjon, selv om dette gir kvalitativt dårligere data.

Landsskogstakseringen har 22 000 prøveflater à 250 m² fordelt over hele Norge under tregrensa. Disse besøkes en gang hvert 5. år, og her registreres en rekke økologiske variabler (Astrup m fl. 2011). En enkel registrering av antall hareperler på disse flatene kan bidra med verdifull informasjon om habitatvalg, geografisk fordeling, tetthet og endring i tetthet over tid.

Se for øvrig Spidsø og Pedersen (1991) for en gjennomgang av overvåkingsmetoder for hare, og Dahl og Hörnell-Willebrand (2004) for detaljer om mulig oppsett av møkktaksering og konvertering fra møkk til absolutte haretettheter.

5 Jaktstatistikk og bestandssituasjon

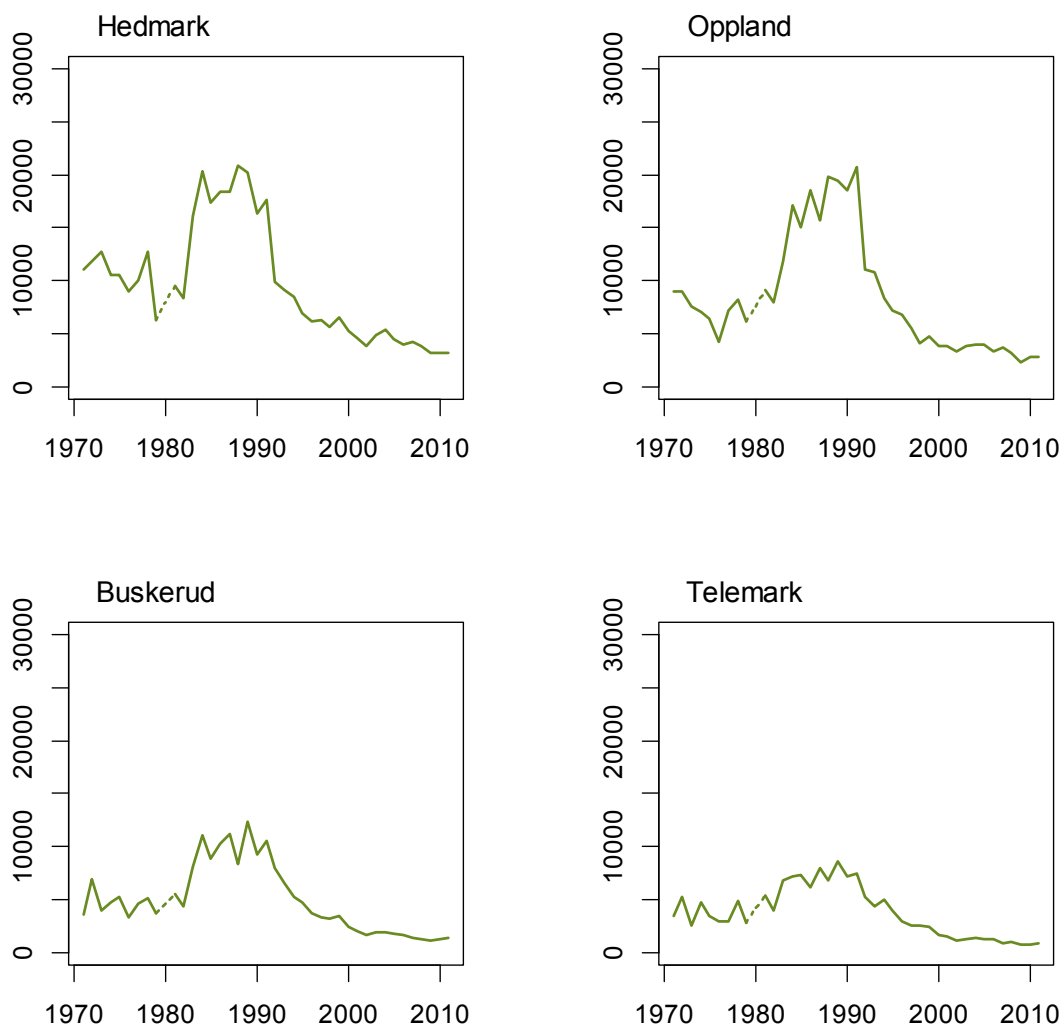
Harebestanden overvåkes ikke systematisk i Norge derfor hersker det relativt stor usikkerhet rundt harens bestandssituasjon. Når man bruker jaktstatistikk som indeks for bestandens størrelse gjør man en rekke antagelser (Brainerd m fl. 2005). Dersom man antar at jaktstatistikken fanger opp storskala endringer i bestandsstørrelsen, ser man at det har vært en kraftig nedgang i harebestanden på landsbasis i løpet av de siste 20 årene (**figur 2**). Vi finner en tilsvarende utvikling i de fire fylkene hvor det har blitt skutt flest harer årene 1971-2011 (**figur 5**). Før 1990 var avskytingen betraktelig mye høyere, særlig på 1980-tallet. Sistnevnte reflekterer med all sannsynlighet en høyere overlevelse og bestandstetthet av hare som følge av at reveskabben (*Sarcoptes scabiei*) førte til en dramatisk reduksjon av rødrevbestanden i Fennoskandia i samme periode (Danell & Hörnfeldt 1987, Lindström m fl. 1994, Smedshaug m fl. 1999). Siden har rødrevbestanden tatt seg opp, og avskytingen av hare er sterkt redusert. Siden reveskabben førte til en «kunstig» høy harebestand på 1980-tallet er en mer interessant sammenligning hvordan avskytingen de siste 20 årene har vært sammenlignet med den man hadde på 1970-tallet. Også en slik sammenligning viser at avskytingen i dag er på et lavere nivå enn før skabb reduserte rødrevbestanden. Dette gjelder både på landsbasis og i de fire fylkene med høyest avskyting (**figur 2, 5**).

I de siste 10-15 år er det innført flere restriksjoner i forbindelse med skogshønsjakt (lirype, fjellrype, skogsfugl) for å redusere jaktuttaket (Pedersen & Karlsen 2007). Slike restriksjoner kan være dagskvoter, kortere jakttid, vinterfreding etc. Dette fører til at også jaktstatistikken blir påvirket og vanskeliggjør en direkte sammenligning av jaktuttak på 1990-tallet med dagens jaktuttak (Nilsen m fl. 2012). Selv om disse begrensningene i noen grad også kan ha påvirket jaktstatistikken for hare, har innføring av direkte restriksjoner på harejakt ikke forekommet. Vi finner det derfor lite sannsynlig at den observerte reduksjonen i jaktutbytte de siste 20 åra skyldes endring i forvaltningspraksis.

I diskusjonen om nedgangen i antall skutte harer trekkes ofte følgende forhold inn: 1) *antall klassiske harejegere med hund er redusert fordi harejakt ikke er like populært som tidligere*; 2) *antall småviltjegere som går på jakt er sterkt redusert*; 3) *småviltjegere er ikke lenger interessert i å skyte hare*; 4) *tradisjonell harejakt har forsvunnet etter reetablering av ulv i Norge*.

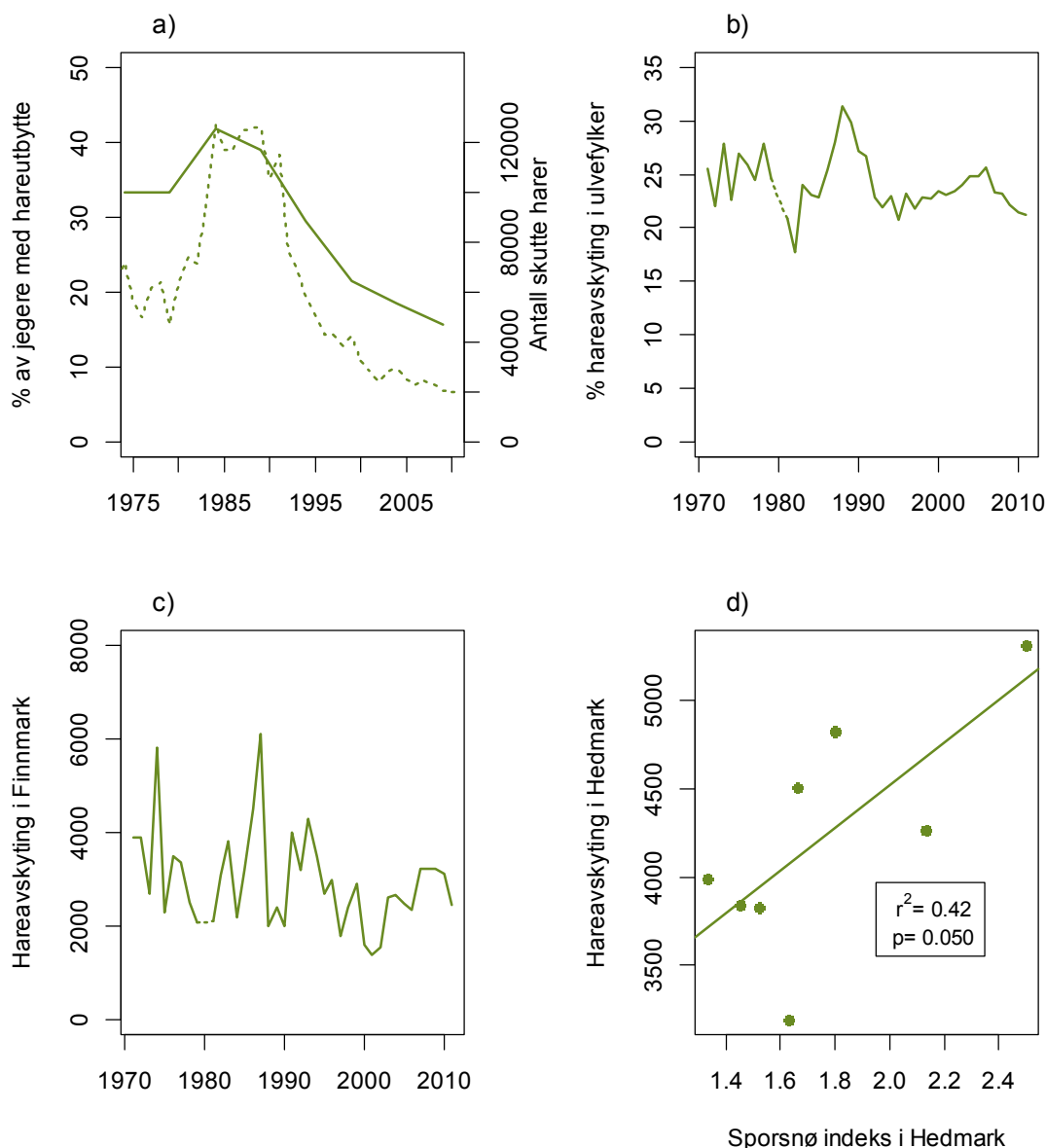
1) Antall klassiske harejegere med hund er redusert.

Nedgangen i antall registrerte støvere (harehunder) kan være en indikasjon på at rekrutteringen til tradisjonell harejakt med hund er synkende. På 1980-tallet ble det registrert gjennomsnittlig 1100 støvere årlig, mens det på 2000-tallet i snitt ble registrert 650 årlig (data fra www.nkk.no). Dette ville delvis kunne forklare nedgangen i antall skutte harer hvis det var klassiske harejegere som felte de fleste harene. En gjennomgang av jaktstatistikken på 1990-tallet viste imidlertid at de fleste harene ble skutt som bifangst ved rypejakt (beregning SSB; Barikmo & Pedersen 1997). I samme undersøkelse ble det vist at nesten 50 % av de som felte hare, skøyt bare en, mens kun 4 % av jegerne skøyt ti eller flere (Barikmo & Pedersen 1997). Dette er i samsvar med at en stor andel av harene skytes som bifangst ved annen småviltjakt.



Figur 5. Avskyting av hare i de fire fylkene hvor det blir felt flest harer gjennom perioden 1971/72 – 2011/12. Data på avskyting er fra SSB, data for jaktåret 1980/1981 mangler fra tidsserien vi brukte derfor snittverdien av året før og året etter (stiplet linje). - Mountain hare bag statistics from the four counties with the largest number of hares shot during the years 1971/72 – 2011/12. Bag statistics from Statistics Norway, values for the hunting season 1980/81 are missing; we therefore used the mean of the previous and following years (dotted line).

På 1980-tallet etter at reveskabben hadde resultert i høye småviltbestander, var andelen jegere som rapporterte at de hadde skutt hare betraktelig høyere enn i dag (**figur 6a**, data beregnet med femårs intervall av T. O. Rundtom, SSB). Mens ca. 40 % av småviltjegeerne rapporterte at de hadde skutt hare på 1980-tallet er andelen i dag under 20 % (**figur 6a**). Det er rimelig å anta at andelen harer skutt som bifangst av småviltjegeerne generelt er høy når harebestanden er stor, mens denne andelen avtar når harebestanden blir mindre. Dette er fordi andelen harer skutt av klassiske harejeger vil bli større når harebestanden og totalt antall skutte harer avtar. Klassiske harejegere skyter ikke mange harer, men siden de jakter primært hare med hund øker sjansen for at de skyter hare også når bestanden avtar, sammenlignet med en småviltjegeer som primært skyter hare ved støkkjakt. Ved redusert tetthet vil bifangsten reduseres mens hare fortsatt skytes av klassiske harejegere. Vi finner det derfor sannsynlig at en figur som **figur 3** fra tiden da avskytingen var som høyest ville vist mindre variasjon mellom kommunene. Dette fordi en større andel av skutte harer ville vært bifangst, og slik sett vært mindre påvirket av ulik kultur for klassisk harejakt med hund.



Figur 6. Detaljer fra avskytningsstatistikken for hare. Data på avskyting er fra SSB, data for jaktåret 1980/1981 mangler fra tidsserien på fylkesnivå. Det ble derfor brukt snittverdien av året før og året etter (stiplet linje). a) Andel av jegere (i prosent) som har rapportert at de har skutt hare i forhold til totalantall jegere med utbytte av småvilt (heltrukken linje), beregnet for hvert femte jaktår fra 1974/75-2009/10. Antall skutte harer på landsbasis (1971/72-2011/12) er tatt med i stiplet linje for sammenligning. b) Andel harer som blir skutt (i prosent) i «ulvefylkene» Hedmark, Akershus og Østfold i forhold til total avskyting på landsnivå. c) Avskyting av hare i Finnmark fra 1971/72-2011/12. d) Forholdet mellom avskyting av hare og sporsnøindekser (spor per km og spornatt) fra gaupetakseringslinjer i Hedmark fylke årene 2003-2011. - Details from the mountain hare bag statistics. Bag statistics from Statistics Norway, values for the hunting season 1980/81 are missing for the county level; we therefore used the mean of the previous and following years (dotted line). a) Proportion of hunters (in percent) reporting that they have shot mountain hare in relation to total number of hunters reporting that they have shot small game (solid line), calculated in five year intervals from 1974/75-2009/10. Number of mountain hares shot in Norway (1971/72-2011/12) with dotted line, added for comparison. b) Proportion of mountain hares harvested (in percent) in the "wolfcounties" Hedmark, Akershus and Østfold compared to total harvest in Norway. c) Bag statistics from Finnmark County dur-

ing 1971/72-2011/12. d) *Correlation between bag statistics and density indexes from snow transects (tracks per km and night since snowfall) in Hedmark County during 2003-2011.*

2) *Antall småviltjegere som går på jakt er sterkt redusert.*

Jakt sesongen 2011/12 opplyste 92000 jegere at de hadde jaktet småvilt, mens tilsvarende tall i sesongen 2001/02 var 95 000 småviltjegere (www.ssb.no, besøkt 20.9.2012). I sesongene 1989/90 og 1976/77 hadde henholdsvis 166 000 og 125 000 jegere løst jegeravgiftskort, men det er ukjent hvor mange av disse som jaktet småvilt. Det er rimelig å anta at andel storviltjegere har økt i takt med økende hjorteviltbestander og i sesongen 2011/12 var det like mange hjorteviltjegere som småviltjegere (SSB 2012). Det er derfor grunn til å tro at brorparten av jegere som løste jegeravgiftskort på 1970-tallet også jaktet småvilt. På tross av dette er det ikke grunnlag for å si at langt færre småviltjegere jakter nå enn tidligere og at dette forklarer reduksjonen i antall skutte harer, verken i forhold til 1970-tallet eller 1980-tallet. Tatt i betraktning at avskytingen av hare i dag kun er rundt en tredjedel av hva den var på 1970-tallet, mens antallet småviltjegere i beste fall var 27 % høyere da enn nå (hvis alle registrerte jegere i 1976/77 jaktet småvilt), finner vi det derfor lite sannsynlig at nedgangen i antall småviltjegere er hovedårsaken til nedgangen i hareavskytingen. Hvorvidt antall jaktdagsverk per småviltjeger også er redusert vet vi mindre om. Nedgangen må i så fall ha vært betydelig for å kunne forklare den store nedgangen i antall skutte harer. Vi kjenner ikke til data som underbygger en så stor nedgangen i jaktinnsatsen blant norske småviltjegere fra 1970-tallet til i dag.

3) *Småviltjegere er ikke lenger interessert i å skyte hare.*

Hvorfor småviltjegere skulle være mindre interessert i å skyte hare nå enn tidligere er vanskelig å se. På typiske hareøymer i Finnmark er det økende interesse for å jakte hare, blant annet på grunn av lave bestander av rype og innførte restriksjoner (Einar Asbjørnsen, FeFo, pers medd.). En kunne tenke seg at jegere avsto fra å skyte hare hvis det ble påvist sykdommer som f.eks. tularemi. Etter smågnageråret i 2010-11 ble det påvist tularemi hos hare i langt større omfang enn hva som er vanlig (Larssen m fl. 2011). I den grad dette skulle ha innvirkning på antall felte harer, forklarer det allikevel ikke nedgangen over siste 20-års periode.

4) *Tradisjonell harejakt har forsvunnet etter reetablering av ulv i Norge.*

Helt siden de første ulvene dukket opp på Finnskogen i Hedmark på begynnelsen av 1980-tallet og fram til i dag har konflikten knyttet til jakt med løshund (primært hare og elg) og angrep fra ulv stått sentralt. Den første ulveynglingen på norsk side i nyere tid skjedde i det såkalte Kongsvinger-Årjäng-reviret i 1997 (Pedersen m fl. 2005). Etter dette har flere årlige ynglinger forekommet i Hedmark, Akershus og Østfold og 101 jakthunder (hovedsakelig hare og elghunder) blitt dokumentert eller antatt drept av ulv i Norge perioden 1.1.1996 til 20.9.2012 (www.rovviltportalen.no, besøkt 20.09.2012). Mange har derfor hevdet at tradisjonell harejakt med hund i praksis ikke lenger kan drives i disse områdene og at dette forklarer nedgangen i antall felte harer.

Gitt at andelen felte harer skal være påvirket av at harejakt med hund ikke lenger kan drives i fylkene Hedmark, Akershus og Østfold etter at ulven etablerte revir i disse områdene, så bør andelen felte harer i disse områdene i forhold til totalt felte harer i Norge være mindre etter ulvens etablering i 1997 enn før dette. Ser vi på andel skutte harer i disse tre fylkene så har den vært litt i underkant av 25 % av avskytingen på landsbasis (**figur 6b**, data fra www.ssb.no). Det har imidlertid ikke vært noen nedgang i gjennomsnittlig andel harer skutt i disse «ulvefylkene» i perioden etter etablering av ulv (23,2 %) sammenlignet med perioden før ulveetablering (23,1 %). Som det også framgår av **figur 3** ble det skutt relativt mye hare per 10 km² i perioden 2008/09-2011/12 i «ulvefylkene» sammenlignet med områder ellers i landet. Det er derfor lite trolig at bortfall av tradisjonell jakt med hund i ulveområdene kan forklare nedgangen i antall skutt harer på landsbasis.

Dersom man ser på avskytingen på fylkesnivå har det vært en nedgang i antall skutte harer i alle fylkene etter ca. 1990 (**figur 5**, data fra www.ssb.no), bortsett fra i Finnmark, hvor avskytingen har variert, men ikke viser noen nedadgående trend (**figur 6c**). Som **figur 3** viser sky-

tes mye av harene i Finnmark på øyer, og bestanden her kan følge en annen dynamikk enn hva er tilfelle for harebestanden på fastlandet. For eksempel er mange av de store hareøyene langs Finnmarkskysten revefrie, og harebestandene her har dermed unngått en del av predasjonstrykket som harebestander på fastlandet er utsatt for (se også kap. 6.3). Riktignok var det en topp i avskytingen midt på 1980-tallet, men hareavskytingen i Finnmark ser ikke ut til å vise samme mønster som ellers i landet med høy avskyting nesten hele 1980-tallet og deretter en vedvarende nedgang (**figur 2,5,6c**).

Som nevnt finnes det ingen systematisk bestandsovervåking av hare i Norge, men i forbindelse med taksering av «gaupeindekslinjer» på sporsnø (se for eksempel Tovmo & Brøseth 2011) registreres det blant annet antall kryssende harespor. I Hedmark fylke har man registrert spor av annet vilt i tillegg til gaupe siden 2003. Jaktstatistikk blir som kjent beregnet på grunnlag av utbytte gjennom hele jaktseasonen, dvs for harens del fra 10. september ett år til slutten av februar året etter, gaupetakseringslinjene går i februar. Vi fant en god korrelasjon mellom en indeks for haretetthet om vinteren (antall kryssende spor per km og spornatt) og jaktutbytte (antall skutte harer) i løpet av den forutgående høsten og samme vinter (**figur 6d**). Dette indikerer at jaktstatistikk for hare i Hedmark er en god indeks for bestandsstørrelsen i det samme området. Det er rimelig å anta at dette også vil gjelde de andre fylkene (men se kap. 6.1).

Basert på utviklingen i andel jegere som skyter hare, utvikling av antall småviltjegere, andel harer som blir skutt i ulvefylker, og korrelasjonen mellom data fra gaupelinjetakseringer og jaktstatistikk i Hedmark fylke peker på at jaktstatistikken gjenspeiler en faktisk nedgang i harebestanden og ikke er forårsaket av forvaltningsmessige avgjørelser eller endringer i jegerstanden eller jegeratferd.

6 Drivere av harens bestandsdynamikk

En rekke faktorer kan føre til bestandssvingninger og begrense bestandsveksten hos hare (Newey m fl. 2007a). Mulige drivere av harens bestandsdynamikk er i følge Newey m fl. (2007a) klima, predasjon, parasitter og sykdommer, samt tilgjengelighet av mat. Her går vi gjennom blant annet disse faktorene og diskuterer hvorvidt de potensielt kan forklare den antatte nedgangen vi har sett i bestanden av hare i Norge og resten av Fennoskandia gjennom de siste 20 åra. De enkelte faktorene kan enten være kompensatorisk eller additive. Kompensatorisk vil si at dødelighet fra en faktor blir kompensert av økt overlevelse og/eller reproduksjon hos de gjenværende individene (dødelighet fra andre faktorer blir redusert). Additiv dødelighet vil si at dødelighet fra en faktor kommer på toppen av all annen dødelighet. Det er kun i tilfeller hvor en faktor fører til additiv dødelighet at den kan virke negativt på bestandsutviklingen (se for eksempel Pedersen m fl. 2004, Sandercock m fl. 2011).

6.1 Klimaendringer

Årlig gjennomsnittstemperatur samt lengden på vekstsesongen i Fastlands-Norge har økt gjennom de siste 100 år (RegClim 2005, Hanssen-Bauer m fl. 2009). Selv om det er knyttet usikkerhet til framtidig klimaendring, er det trolig at gjennomsnittstemperaturen vil øke med flere grader mot år 2100 (RegClim 2005). I tillegg til temperaturøkningen er det trolig at mengden nedbør også vil øke (RegClim 2005). Arter fra boreal eller alpin sone, slik som hare, er kjent for å være mer sensitiv for klimaendringer enn arter fra tempererte områder (Thuiller m fl. 2005).

Spesielt arter som skifter farge på drakten kan bli utsatt for økt predasjon dersom det er et misforhold mellom draktfarge og farge på omgivelsene (Litvaitis 1991). Med klimaendringer vil perioden med misforhold øke da man kan anta at vinteren vil bli kortere i fremtiden og at hare som starter draktskifte på et tidspunkt som normalt sammenfaller med snødekket mark vil starte draktskifte tidligere om høsten og senere om våren enn hva som er optimalt for best kamuflasje. Fordi draktskiftet hos pattedyr i større grad er hormonelt styrt og ikke hovedsakelig daglengdestyrt, som for eksempel lirype (Pedersen m fl. 1995), vil haren antakelig kunne tilpasse seg raskere et endret vinterklima enn for eksempel hos lirype. Studier på snøskohare (*L. americanus*) viser at disse ikke endrer tidspunkt for draktskifte om høsten, men kan endre draktskifte noe om våren i forhold til snøsmelting (Zimova & Mills 2012). Også hos vår hare er det resultater som tyder på at den kan tilpasse seg variasjon i vinterlengde fra år til år ved å tilpasse tidspunktet for draktskifte (Bergengren 1969). Degerbøl (1940) fant at etterkommere av hare med hvit vinterdrakt som ble satt ut på Færøyene i 1854 endret farge på vinterdrakten i løpet av en femtiårsperiode. Dette tyder på at harer potensielt kan tilpasse seg endringer i snødekke på relativt kort tid. Imidlertid spekulerer Bergengren (1969) at disse introduserte harene kunne være bærere av gener som koder for ikke-hvit vinterdrakt, såkalte «blåharer» eller «Jærharer». I en nylig publisert studie undersøkte man hvordan utbredelsen av fire europeiske harearter vil endre seg med et klimascenario (ICCPs A2 scenario, se www.iccp.ch for detaljer) for år 2080 (Acevedo m fl. 2012). Her fant man at mens sørhare og granadahare (*L. granadensis*) vil øke utbredelsen mot nord, vil hare som allerede finnes i det nordlige Europa få en redusert utbredelse. Dersom man i tillegg til de klimatiske forholdene tar hensyn til potensielt økt konkurranse mellom hare og sørhare, kan det være at haren får en ytterligere redusert utbredelse. Faktisk forventer man at utbredelsen av hare i 2080 kun vil kunne dekke 30 % av dagens utbredelse (Acevedo m fl. 2012).

Som nevnt i kap. 3.3 er en indirekte effekt av klimaendringer at sørhare kan etablere seg i områder hvor den tidligere ikke fantes – og at dette kan ha negative konsekvenser for hare gjennom konkurranse, overføring av parasitter og hybridisering. Sørhare finnes i dag i sørøstlige deler av Norge (Mitchell-Jones m fl. 1999, www.artsobservasjoner.no, besøkt 06.08.2012), men med mildere klima er det sannsynlig at den vil øke sin utbredelse (Acevedo m fl. 2012). Flere studier viser til negative eller potensielt negative effekter av sørhare (Thulin 2003,

Jansson & Pehrson 2007, Reid 2011). Det er imidlertid usikkerhet knyttet til de genetiske konsekvensene av hybridisering mellom sørhare og hare da det er uvisst om hybrider kan tilbakekrysse med hare (for detaljer se Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007, Reid 2011). I Sverige har det siden midten av 1990-tallet blitt skutt mer sørhare enn hare (**figur 2**), og flere studier peker på at nedgangen i antall skutte harer skyldes negative effekter av sørhare (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007). Årsakene til dette kan være konkurranse mellom de to hareartene både når det gjelder habitat og mat, samt overføring av sykdommer. Sykdommer som spres mellom to vertsarter kan ha stor effekt på den ene arten dersom vertsartene varierer i følsomhet ovenfor sykdommen. Både sørhare og hare er utsatt for harepest (eller tularemi) og «European brown hare syndrome». Imidlertid er hare mye mer følsom for begge disse sykdommene enn hva som er tilfelle for sørhare (Thulin 2003). Dette betyr at hare i områder med sørhare vil kunne bli kontinuerlig utsatt for dødelig smitte fra en bestand av syke sørharer. Både Jansson og Persson (2007) og Thulin (2003) argumenterer sterkt for at den observerte nedgangen i hare i Sverige skyldes negative virkninger av sørhare, men dersom man sammenligner avskyting av hare i Norge og Sverige ser man at disse følger hverandre tett (**figur 2**). Når vi vet at det nesten ikke finnes sørhare i Norge (Mitchell-Jones m fl. 1999, www.artsobservasjoner.no, besøkt 06.08.2012), og avskytingsstatistikken fra Sverige også stammer fra områder nord for utbredelsen for sørhare, må det nødvendigvis også være andre faktorer som er skyld i nedgangen til hare i Skandinavia. Det er dessuten interessant å merke seg at også avskytingstallet for sørhare i Sverige er vesentlig redusert, selv om nedgangen startet noen år etter nedgangen i hareavskyting både i Sverige og Norge (**figur 2**).

6.2 Jakt og annen menneskelig påvirkning

Negative effekter av jakt på bestandsstørrelse for en art kan enten være direkte ved at individer skytes, eller indirekte ved at individene som ikke blir skutt får dårligere overlevelse. Dette kan skje dersom jakta medfører at haren eksponeres for høyere predasjonsrisiko eller får nedsett kondisjon, fruktbarhet og reproduksjonsresultat. For hare er disse effektene av jakt bare i liten grad undersøkt.

De fleste steder i landet er avskytingen lavere enn én hare per km² (Myrberget 1990, **figur 3**). På spesielt harerike øyer kan utbyttet bli vesentlig høyere, og det rapporteres om jaktutbytte på 40–50 harer per km² (Huseby & Bø 1986). Normalt anses det ikke at vanlig utført jakt reduserer harebestanden vesentlig, og jakt har derfor ikke vært sett på som noe problem for å opprettholde en livskraftig harebestand (Barikmo & Pedersen 1997). Selv om erfaring fra praktisk jakt tilsier at det lokalt er mulig å desimere harebestanden gjennom jakt til et svært lavt bestandsnivå, er det derimot lite som tyder på at jakt har vesentlig negativ virkning på harebestanden i større skala.

En norsk undersøkelse fra 1960-årene viste at andelen ungharer varierer noe, men ligger ofte på 50–60 % (Walhovd 1965). I harebestander som svinger i takt med smånagerbestanden i området, vil det sannsynligvis være år med svært god ungeproduksjon etterfulgt av år med lav ungeproduksjon (Dahl 2005a). Som for alt annet småvilt er det derfor grunn til å vise måtehold når det er langt mellom ungharene i jaktutbyttet, for eksempel mindre enn 50 %. I år med over 50 % ungharer kan man tillate seg å skyte noen flere. Det har innen småviltforvaltningen vært hevdet at man ikke skal skyte mer enn 50 % av den naturlige vinterdødelighet hos en art (Hickey 1955). Det mangler gode data for vinterdødelighet hos hare fra Norge, men i Sverige har man funnet at vinterdødelighet for voksne harer varierer mellom 60 % og 80 % og for ungharer mellom 65 % og 85 % (Angerbjörn 1992). Dersom vinterdødeligheten for bestanden i sin helhet ligger rundt 70 %, skulle vi ifølge vårt gamle prinsipp kunne skyte oppimot 35 % av høstbestanden uten at bestanden ville bli redusert. Dette lar seg sannsynligvis gjøre der vi har en stor produktiv bestand, men er neppe et «bærekraftig» uttak i en bestand med lav ungeproduksjon. I nyere tid har vi lært at dette gamle prinsippet ikke lenger holder for jakt på lirype (Pedersen m fl. 2004, Pedersen & Karlsen 2007, Sandercock m fl. 2011). Det er derfor kanskje grunn for å revurdere gamle sannheter også når det gjelder effekten av jakt på hare.

Jakt er en vanlig aktivitet i Skandinavia, men det finnes få studier av effekter av forstyrrelse forårsaket av jakt (Mejdell 2004). De studier som finnes omfatter nesten bare hjortevilt (se for eksempel Neumann m fl. 2009), mens tilsvarende undersøkelser på småvilt er fåtallige (se likevel Olsson m fl. 1996, Brøseth & Pedersen 2010, Zaccaroni m fl. 2012). I motsetning til indirekte storskalaforstyrrelse som for eksempel klimaendringer og skogbruk, som påvirker viltet i større skala og over lengre tid, kan jakt være en direkte forstyrrelse med mer lokal og umiddelbar effekt. Om forstyrrelsen er tilstrekkelig kraftig kan dette påvirke overlevelse, arealbruk og reproduksjon (Olsson m fl. 1996, Neumann m fl. 2009, Brøseth & Pedersen 2010, Zaccaroni m fl. 2012).

Haren jaktes tradisjonelt med drivende hunder, men felles oftest som "bifangst" i forbindelse med annen småviltjakt (Barikmo & Pedersen 1997). Potensielt kan selve drevet ha en negativ innvirkning på harene. Det finnes imidlertid indikasjoner på at harer som er jaget gjentatte ganger ikke har fått nedsatt overlevelse (Lindlöf & Bjørkegren 1979). Om bevegelsesmønster, kondisjon, fruktbarhet eller avkommets kvalitet påvirkes er derimot ikke undersøkt. Dersom de påvirkes kan de imidlertid ha stor betydning for bestanden. Nyere forskning viser dessuten at haren er svært stedtro som voksen og at kun en mindre andel av ungene etablerer seg langt fra der de blir født (Dahl & Willebrand 2005). Dette medfører at harebestanden burde svare raskt på lokale forvaltningstiltak. Samtidig vil den være følsom for forstyrrelser, og en lokalt desimert bestand vil kunne bruke lang tid på reetablering. Det siste gjelder spesielt i områder hvor viktige miljøfaktorer har endret seg i negativ retning, for eksempel på grunn av klimaendringer eller predasjon og parasitter.

For å unnsnippe predatorer har dyr utviklet fysiologiske systemer som setter kroppen i ekstra beredskap. For eksempel kan dyr skille ut hormoner som gjør kroppen parat til å kjempe eller flykte, noe vi i dagligtale kaller stress. En måte å undersøke om et dyr blir stresset i en gitt situasjon er å måle konsentrasjonen av ulike hormoner, enzymer og forbrenningsprodukter i blodet. Dersom man har referanseverdier på hvor verdiene ligger ved normalt, middels og høyt stressnivå, kan man si noe om hvor fysiologisk stresset dyret er en gitt situasjon. I en pilotstudie undersøkte Pedersen m fl. (2009) nivået av en rekke stoffer i blodet hos hare skutt i los (jaget av hund før skudd) og i dagleie. Det ble funnet høyere konsentrasjoner av stresshormonet cortisol i jagede harer sammenlignet med dagleieharer – noe man ville forvente siden produksjonen av hormonet settes i gang som en respons på det å bli jaget. Det interessante er om dette nivået er unormalt høyt eller ikke, noe som krever målinger av harer under mer kontrollerte forhold. Ofte ligger haren i los langt foran hunden og det er ikke sjelden hare i los setter seg ned for å beite eller stelle pelsen. Derimot vil vi anta at selve uttaket kan være svært stressende for haren, da hunden på dette tidspunktet gjerne befinner få meter unna.

Det eneste kjente publiserte studiet på effekt av jakt på individer av haredyr er utført på sørhare i Italia (Zaccaroni m fl. 2012). Likevel gir ikke dette studiet god informasjon om effekten av harejakt på hare da man undersøker effekten av forstyrrelse fra rødrevjakt med hund på harer. I en upublisert studie fra Sverige undersøker man hvordan en radiomerket hare oppfører seg under los. Her fant man at haren sjelden bevegde seg utenfor sitt leveområde og at harens kjennskap til mulige fluktruter er viktig for å riste av seg predatorer (F Dahl, upublisert). Studiet var imidlertid kun basert på en hare jaget ved to anledninger av to ulike hunder, noe som begrenser muligheten til å trekke konklusjoner om harens oppførsel under los. En tilsvarende studie ble forsøkt gjennomført i Norge med radiomerkede harer, men det lyktes ikke å få gjennomført feltarbeidet på en tilfredsstillende måte (Pedersen m fl. 2009, HC Pedersen pers obs).

Harejakt med hund er en tradisjonsrik jaktform i Norge (**figur 7**), men er ikke like populært i dag som det var for noen titalls år siden. I tillegg er mange tradisjonelle harejegere mer opptatt av arbeidet til hunden enn å skyte flest mulig harer. Derfor skytes majoriteten av harene i dag som bifangst av jegere som primært jakter på annet småvilt (se kap 5). Det er derfor svært lite sannsynlig at nedgangen i harebestanden de siste 20 åra skyldes overbeskatning på grunn av jakt eller negative indirekte effekter forårsaket av selve jaktutøvelsen. Det er imidlertid grunn til å understreke at jaktens relative betydning for harens bestandsdynamikk kan ha endret seg

hvis noen av de andre mortalitetsfaktorene har økt. En slik situasjon kan man tenke seg hvis ungeoverlevelsen har blitt vesentlig dårligere sammenlignet med tidligere. Dette ville i så fall innebære at jaktuttaket i en slik tenkt situasjon skjer hovedsakelig på voksne individer og ikke unge og slik sett har en helt annen effekt på bestanden sammenlignet med tidligere.

En form for menneskelig påvirkning som kan ha stor betydning for harebestanden er endring i bruken av landskapet. Endringer i skogbruket har vært en medvirkende årsak til økningen i hjorteviltbestandene – noe som indirekte kan ha en betydning for haren (se kap. 6.4, 6.5). Det samme gjelder reduksjonen i seterdrift og uteslått (se også kap 6.4, 6.5).

To menneskelige inngrep i utmarka som sannsynligvis kan ha påvirket harebestanden positivt er etablering av hyttefelt og alpinanlegg. Antall fritidsbygg har økt i den seinere tida (en økning på 11 % de siste ti årene [tall fra www.ssb.no]). Hytter gir skjul som sannsynligvis reduserer predasjonsrisiko i tillegg til god mattilgang, spesielt der hytteiere anlegger plen foran hytta. Også alpinanlegg er flittig brukte beiteområder spesielt om våren, omtrent som de gamle setervollene ble bruk når haren beitete på «groen». Dette gjenspeiles i at hyttefelt gjerne er områder med høy tetthet av hare, og at harehunden oftere mister haren under jakt fordi haren kryper under hytter (S Pedersen & HC Pedersen pers. obs).

Mange typer forurensning påvirker miljøet (se for eksempel AMAP 1998, AMAP 2011). Det er få kjente studier på forurensning i hare fra Fennoskandia, men som en del av Terrestrisk naturovervåking (TOV) ble harer samlet inn og analysert for innhold av tungmetaller (Kålås & Lierhagen 1992). Nivået av kadmium, bly, kvikksølv, kobber og sink er sammenlignbart med hva som er funnet i harer i Finland (Venäläinen m fl. 1996, Pedersen & Lierhagen 2006). Der som man sammenligner hare i Norge med harens kanadiske slektning; polarharen er nivået av kadmium og kvikksølv lavere i Norge enn det er i Canada, mens nivået av bly er høyere. Dette skyldes antakelig; 1) mer kadmium i berggrunnen i Canada (Pedersen & Lierhagen 2006), 2) høyere kvikksølvbelastning i arktiske områder (AMAP 2011), og 3) mer lufttransportert bly i Nord-Europa enn i Canada (Pedersen & Lierhagen 2006). Når det gjelder andre typer forurensning som organiske miljøgifter er det ikke gjort noen undersøkelser av dette i Norge. Det er imidlertid lite sannsynlig at negative effekter av forurensning er årsaken til reduksjonen i harebestanden. Tiltak for å redusere utslipp av for eksempel tungmetaller har snarere ført til en forbedret situasjon også i harens livsmiljø i denne perioden. Hvorvidt eksponering overfor andre ikke undersøkte stoffer kan ha påvirket harebestanden er ukjent.



Figur 7. Rekruttering til tradisjonell harejakt med hund er viktig for å bevare en særegen jaktkultur (hunden var dessverre ikke tilstede da bildet ble tatt). Foto: Simen Pedersen. - Traditional hare hunting with dogs (the dog was unfortunately not present when the photo was taken). Photo: Simen Pedersen.

6.3 Predasjon og parasitter

I likhet med mange av våre andre småviltarter har predasjon en stor påvirkning på harebestanden (Barikmo & Pedersen 1997, Dahl 2005a, Pedersen & Karlsen 2007). En årsak til nedgangen i harebestanden kan være økt press fra parasitter og predatorer, enten ved at nye parasitt- eller predatorarter påvirker harebestanden, eller ved at allerede eksisterende predatorer og parasitter øker i tetthet og utbredelse, og slik sett øker presset på harebestanden.

I en gjennomgang av predasjon på hare fant Lindström m fl. (1986) flere pattedyr og fugler som er predatorer på hare i Sverige. Av disse predatorene er det rødreven som har fått størst fokus når det gjelder antall studier (for detaljer se Newey m fl. 2007a). Ved å radiomerke harer fant Dahl (2005a) at predasjon utgjorde henholdsvis 80 % og 60 % av dødelighet for hareunger og voksne harer, og igjen var det rødreven som var den største fienden (**figur 8**). Newey m fl. (2007a) gir en grundig gjennomgang av studier på effekten av predasjon på harebestander i Fennoskandia.

Av sju korrelative studier konkluderer fem med at predasjon kan begrense bestander av hare. Tre studier knyttet til reveskabb konkluderer med at rødrev begrenser harebestanden mens kun to studier undersøker effekten av predasjon gjennom eksperimentell fjerning av predatorer. Det ene studiet foregikk på øyer og viste positiv effekt på overlevelse, reproduksjon og tetthet, mens det andre studiet på fastlandet ikke fant noen effekt av predatorfjerning. Denne forskjellen mellom studiene kan skyldes immigrasjon av predatorer til området på fastlandet (Newey m fl. 2007a).

Barikmo og Pedersen (1997) stilte spørsmål om den begynnende nedgangen i avskyting av hare kunne skyldes at rødreven hadde blitt motstandsdyktig mot skabb og at rødreven på ny begynte å gjøre innhogg i harebestanden. Mye kan tyde på at dette var riktig (Newey m fl. 2007a).



Figur 8. Harens fiende nr. 1, rødreven, på harejakt i høyfjellet. Foto: Tone Vole. - Red fox is the mountain hares' enemy no. 1. Photo: Tone Vole.

Nedgangen i rødrevbestanden i Norge på 1980-tallet som følge av reveskabb viste hvordan harebestanden kan svare positivt på en reduksjon i predatoritet (Smedshaug m fl. 1999). Avskytingen av hare på fylkesnivå økte nesten umiddelbart etter at reveskabb ble registrert.

Avskyting av rødrev og hare viste en sterkere negativ korrelasjon sammenlignet med rødrev og hønsefugl. Dette kan skyldes at hønsefugl i større grad enn hare også predateres av andre generalistpredatorer enn rødrev (Smedshaug m fl. 1999).

Avskytingen av hare er i dag den laveste som er registrert siden 1971, og lavere enn før reveskabben spredte seg i revebestanden på 1980-tallet (data fra www.ssb.no). På 1970- og 1980-tallet var etterspørselen etter rødrevskinn betraktelig høyere enn i dag. I en femårsperiode fra 1973 – 1977 ble det i gjennomsnitt omsatt 10 000 rødrevskinn årlig gjennom Oslo Skinnauksjoner SL, mens tilsvarende tall for de siste fem årene har ligget rundt 200. Prisen var også en annen den gang med en indeksregulert snittpris på ca. 1000 kr skinnen på 1970-tallet mot 70 kr i dag (data fra Oslo Skinnauksjoner SL). Så selv om avskytningsstatistikken på rødrev har gått noe opp siden nedgangen i forbindelse med reveskabben (data fra www.ssb.no), antar vi at den faktiske bestandsøkningen av rødrev har vært betraktelig mye større enn hva jaktstatistikken tilsier. Derfor kan predasjon fra rødrev ha en større innvirkning på harebestanden enn hva jaktstatistikken skulle tilsa. I løpet av de siste tre årene har imidlertid avskytingen av rev økt hvert år og er nå høyere enn den har vært tidligere de siste to tiårene (data fra www.ssb.no). Dette kan vise seg å få en positiv effekt på harebestanden. I tillegg til å være påvirket av jakt kan rødrevbestanden påvirkes av størrelsen på gaupebestanden, og indirekte ha betydning for harebestanden (Elmhagen m fl. 2010). Generelt kan man si at en høy gaupebestand fører til en lav rødrevbestand som igjen fører til en høy harebestand (for detaljer se Elmhagen m fl. 2010). Gaupe kan altså være bra for haren, selv om den også er en viktig harepredator.

Generelt har parasitter og sykdommer har størst negativ innvirkning på bestanden av en vertssart når denne opptrer med høye tettheter. Fra Skottland er det kjent at innvollsparasitter kan påvirke både kondisjon og reproduksjon hos hare (Newey & Thirgood 2004, Newey m fl. 2004, Newey m fl. 2007a). Dette er imidlertid områder med ekstreme tettheter på rundt 200 harer per km² (Newey & Thirgood 2004, S Newey pers. medd.). Fra Fennoskandia er harepest, tularemi, kjent for å kunne redusere harebestander, men er avhengig av en rekke faktorer og kan neppe være årsak til en langtidsreduksjon av harebestanden over hele landet (Newey m fl. 2007a). Det finnes derimot generalistparasitter, som ved høy bestandstetthet av andre vertssarter kan føre til en høy forekomst av parasitten i miljøet. På det viset kan verter med lav tetthet, som for eksempel hare, bli negativt påvirket. Økt tetthet av hjortevilt i Norge er sannsynligvis medvirkende til den økte utbredelsen av flått som også benytter hare som vertssart (Pedersen m fl. 2009, Kjelland m fl. 2011). Flått kan både være problematisk i seg selv ved at den tapper verter for energi og fører til infiserte sår, men den kan også ha en indirekte negativ effekt ved at den er mellomvert for bakteriesykdommen *Borrelia burgdorferi*. Femten av 36 døde eller døende harer som ble samlet inn i 2007-2009 i Vest- og Aust-Agder hadde flåttangrep (Pedersen m fl. 2009, Kjelland m fl. 2011). Enkelte av disse harene hadde lokal *Borrelia*-infeksjon i huden, men infeksjonen hadde ikke spredt seg ut i resten av kroppen på noen av dyrene (Kjelland m fl. 2011). Det kan derfor konkluderes at *Borrelia*-infeksjon neppe er årsak til nedgangen i harebestanden i dette området

Av de samme 36 døde eller døende harene, ble 72 % klassifisert til under middels kondisjon. 50 % av harene hadde dødd utelukkende av bittskader eller annen mekanisk skade (påkjørslar, fallskader), mens 25 % hadde en form for sykdom (f. eks lungebetennelse, koksidiøse, toksoplasmose) alene eller i kombinasjon med bitt eller mekaniske skader (for detaljer se Pedersen m fl. 2009, Kjelland m fl. 2011). Mange av harene hadde mild infeksjon av lungeorm (*Protostrongylus pulmonalis*), men var antakelig lite påvirket av dette (Pedersen m fl. 2009). Selv om den direkte dødsårsaken varierte mellom harene var det påfallende at de fleste var i under middels kondisjon, mens fire harer som ble skutt under jakt var i vesentlig bedre kondisjon (Pedersen m fl. 2009, Kjelland m fl. 2011).

6.4 Konkurransen med andre planteetere

Bestander av elg (*Alces alces*), hjort og rådyr har økt dramatisk i Norge gjennom de siste 30-40 årene. Disse høye tetthetene kan påvirke både matressurser og habitat for mindre planteetere. Hjortedyr kan påvirke matressurser kvantitativt ved å endre mengden tilgjengelig mat eller kvalitativt ved at plantene responderer på beiting ved å produsere såkalte antibeitestoffer og får endret næringsinnhold (Pedersen 2011). Selv om det er stor forskjell i kroppsstørrelse, kan enmagede små planteetere som haren og store drøvtyggere som hjortedyr konkurrere om de samme planteartene og plantedelene (for detaljer se Illius & Gordon 1992, Hulbert & Andersen 2001). I en studie på øyer langs norskekysten undersøkte Hulbert og Andersen (2001) graden av beitekonkurransen mellom hare og rådyr. De fant at hare og rådyr beiter i de samme områdene, og i samme beitehøyde, at beiteressursene er begrenset, og at de to artene derfor er i sterk konkurranse med hverandre. Videre tvinges hare over på et næringsmessig dårligere beite i områder med rådyr, noe som potensielt kan ha negativ effekt på vekstrate og kroppsstørrelse. Dødelighet hos hare kan derfor øke i områder med rådyr sammenlignet med områder uten (Hulbert & Andersen 2001). I områder som normalt er betraktet som gode hareområder, slik som store deler av Østerdalen, er det også høye elgbestander vinterstid. Dette kan føre til lite beite tilgjengelig for hare, noe som samsvarer med at disse områdene har få eller ingen spor etter hare (S. Pedersen pers. obs.).

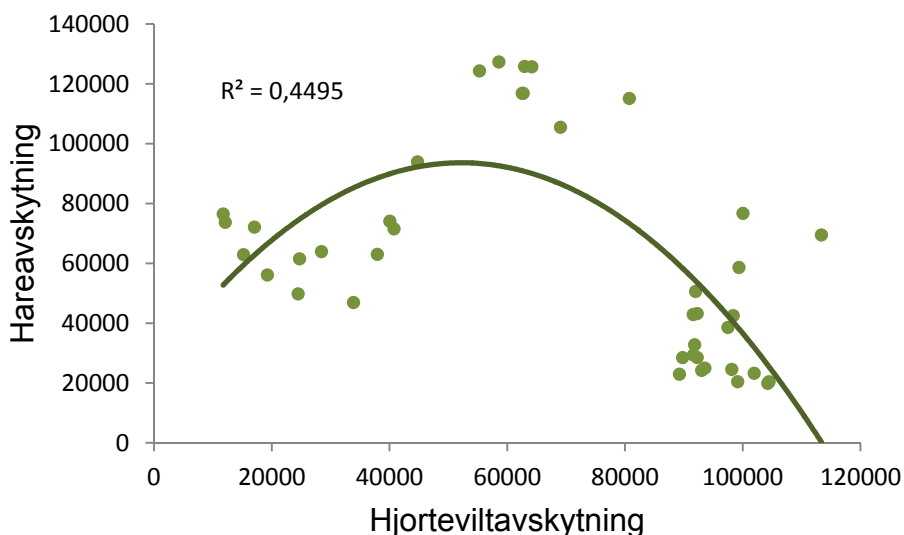
I nordlige og alpine deler av utbredelsesområdet er haren knyttet til vierområder. Harene bruker vier som matressurs om vinteren og som skjul for unger om sommeren (Hiltunen m fl. 2004, Ehrich m fl. 2012). Ehrich m fl. (2012) fant en positiv sammenheng mellom vierdekke og en tetthetsindeks for hare. Fordi tamreinbeiting har en negativ effekt på veksten av vier, kan man anta at rein har en negativ indirekte effekt på tettheten av hare.

Parallelt med den tidligere nevnte økningen i hjorteviltbestandene har det vært en nedgang i mengden beitedyr i Norge (Austrheim m fl. 2011). Dette innebærer at mengden store planteetere (hjortedyr og husdyr samlet) er redusert, men også at det har vært en dreining fra grasetere som sau og ku til kvistetere som hjortedyr. I 1949 utgjorde grasetere 89 % av den metabolske biomassen av store planteetere på landsbasis, mens den i 1999 kun var 54 % (Austrheim m fl. 2011). Denne endringen innebærer for haren del to ting, hvorav den første sannsynligvis er av størst betydning: 1) Selv om den totale mengde store planteetere har gått ned, har andelen planteetere som påvirker vinterbeitene økt dramatisk. Det er lite trolig at beitekonkurransen fra store planteetere er noe problem for haren sommerstid, men konkurransen med hjortedyr om vintermaten kan være kritisk (Hulbert & Andersen 2001). 2) I tillegg har reduksjonen i antall husdyr ført til en reduksjon i tilgjengelig sommerbeite som følge av gjengroing av setervoller og redusert grasproduksjon i utmarka.

Det er så vidt vi vet ingen studier av hvordan store herbivorer påvirker harematen kvalitativt. Et unntak er en upublisert pilotstudie hvor man fôret hare med vinterkvist av bjørk og selje med ulik grad av tidligere elgbeiting. Preliminære analyser tyder på at det ikke var noen forskjell i hvor mye kvist harene spiste i forhold til graden av elgbeitepåvirkning (S Pedersen, unpubl.). Likevel er det ting som tyder på at haren kan være sensitive for endringer i plantekjemi. Selås (2006) benyttet variasjon i UV-innstråling til å forklare variasjon i avskytning av hare fra to jaktfelt i Norge samt en bestandsindeks på snøskohare i Canada. Ved høy UV-stråling bruker plantene mer ressurser på produksjon av stoffer som beskytter mot denne strålingen og mindre ressurser på stoffer som beskytter mot beiting. Lavere produksjon av antibeitestoffer kan være positivt for harebestanden gjennom økt reproduksjon (Selås 2006). Dersom beiting fra hjortevilt påvirker kvaliteten på beiteplanter for hare kan høye tettheter av hjortevilt påvirke harebestanden.

Mange undersøkelser viser at graden av beitetrykk er svært viktig når det gjelder hvilke effekter det har for andre organismer (Steen m fl. 2005, Pedersen 2011, Pedersen m fl. 2011). Effekter av hjortevilt på andre organismer øker sannsynligvis ikke lineært med tettheten, men dersom man kommer over en terskelverdi kan negative effekter inntreffe (Putman m fl. 2011). Små

kvistetere kan for eksempel dra nytte av gjenvækst etter beiting fra store kvistetere (Makhabu m fl. 2006, Valeix m fl. 2011), men dersom tettheten av store kvistetere øker ytterligere kan dette påvirke små kvistetere negativt både på grunn av redusert kvantitet og kvalitet av matplantene (Pedersen 2011). På samme måte kan man tenke seg at en voksende hjorteviltbestand (som på 1970-tallet) til å begynne med var positivt for andre planteetere, blant annet hare, men at dagens høye tettheter virker negativt. Avskytingstall for hjortevilt og hare viser en positiv korrelasjon fram til 1990, mens korrelasjonen siden har vært negativ (**figur 9**). Mye av den positive korrelasjonen er sannsynligvis et utslag av økningen i hjorteviltbestandene sammenfalt med utbruddet av reveskabb på 1980-tallet, men vi kan ikke utelukke at den negative korrelasjonen siden er et utslag av økt konkurranse mellom hjortevilt og hare.



Figur 9. Forholdet mellom avskytingstall for hare og hjortevilt (elg, hjort og rådyr) i perioden 1971/72-2011/12. - Relationship between mountain hare and cervid (moose, red deer and roe deer) bag statistics during 1971/72-2011/12.

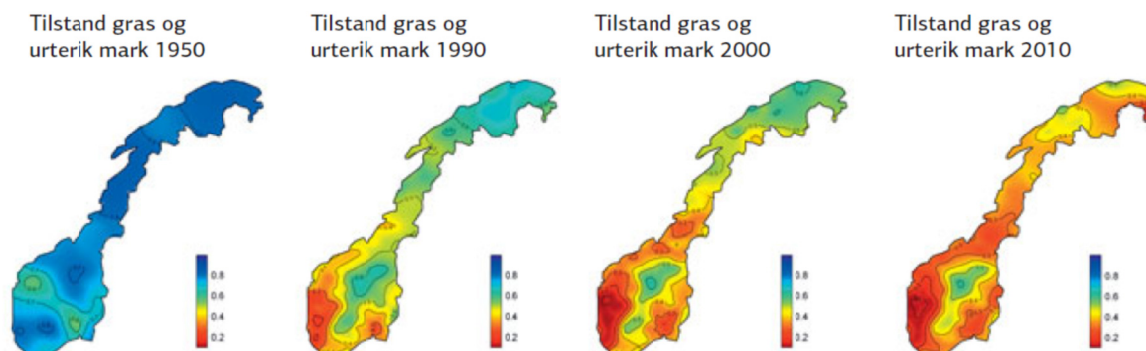
6.5 Næringstilgang og habitat

Tilgang på mat kan påvirkes av ulike faktorer, som snødybde, beiting fra store planteetere og endret bruk av utmarka. Det er antatt at harebestandene på fastlandet i Fennoskandia ikke oppnår så store tettheter at mattilgang begrenser bestandsveksten, spesielt om sommeren (Newey m fl. 2007a). Stor snødybde kan virke både positivt og negativt inn på tilgjengelighet av mat avhengig av hva slags vegetasjon det er i området. I områder som er dominert av lav buskvegetasjon vil en økt snødybde virke negativt inn på tilgjengeligheten, mens økt snødybde sannsynligvis virker positivt inn på tilgangen til kvist i bjørkeskog (se Newey m fl. 2007a).

Gjennom moderne skogbruk og annen utmarksbruk har harens leveområder blitt påvirket gjennom lang tid. Som tidligere nevnt trives haren i tilknytning til setervoller, gamle uteslåtter og annen kulturpåvirka utmark. Jansson og Pehrson (2005) viste at haren i stor utstrekning benyttet hogstflater i tidlige suksesjonsfaser. I hvor stor grad endringer i skogsammensetningen har forringet harens habitat vites ikke, men vi kan ikke utelukkende at dette er en medvirkende årsak til den negative bestandsutviklingen.

I forbindelse med utarbeidelse av Naturindeks for Norge (Nybø 2010) ble det laget en «biodiversitetsindeks» for flere viktige økosystemer i Norge. To av disse økosystemene var «Åpent landskap» (Norderhaug m fl. 2010) og «Fjell» (Pedersen & Eide 2010). I begge disse økosystemene er arealet av kulturpåvirka mark redusert. Spesielt gjelder dette gras- og urterik mark (beitepåvirka og slått) under skoggrensa (**figur 10**). Dette har ført til en reduksjon av noen av

de trolig mest prefererte harehabitaten. Som vi ser har denne reduksjonen vært spesielt sterk fra 1990 og fram til i dag (**figur 10**) og sammenfaller slik sett med nedgangen i avskytningstall for hare.



Figur 10. Tilstand i gras- og urterik mark fra 1950 til 2010. Blå farge - ønsket referansetilstand, varmere fargere indikerer negativ utvikling (fra Norderhaug m fl. 2010). - Status of grass- and herb dominated habitats from 1950 to 2010. Blue color indicates a reference value, while warmer colors indicate a reduction in the cover of these habitats (from Norderhaug m fl. 2010).

7 Kunnskapsbehov og anbefalinger

Basert på gjennomgangen over har vi sannsynliggjort at nedgangen i avskyting av hare skyldes en reell bestandsnedgang. Likevel er det flere aspekter av harens bestandsutvikling som er dårlig belyst og datagrunnlaget er relativt svakt. Det er derfor et klart behov for forskningsbasert kunnskap og en mer intensiv overvåking av hare i Norge for å kunne avdekke årsakene til bestandsnedgangen. Det er derfor viktig 1) å øke kunnskapsgrunnlaget og vår forståelse av harens bestandsstatus og 2) å belyse hvilke faktorer som har størst effekt på bestandsutviklingen til haren.

Vi har vist at det eksisterer lite kunnskap om hvilke faktorer som er årsakene til nedgangen i harebestanden. Av mulige årsaker er det tre drivere som peker seg ut, nemlig klimaendring (Acevedo m fl. 2012), predasjon (Angerbjörn 1989, Lindström m fl. 1994) og konkurranse med store planteetere (Hulbert & Andersen 2001). For forvaltningen bør det være av særlig interesse å få en bedre forståelse av hvilke faktorer det er mulig å påvirke, slik at man kan fatte godt begrunnede forvaltningstiltak.

7.1 Overvåking av bestandsstatus og utbredelse

Overvåking av en arts forekomst skal tjene flere hensyn. Det øker i første omgang kunnskapen om artens utbredelse og antall, og eventuelle endringer i disse. I tillegg kan nytten av et overvåkingssystem øke dersom man benytter en design hvor de (antatt) viktigste driverne bak endringer i populasjonsstørrelsen hos den aktuelle arten også overvåkes (Lindenmayer & Likens 2010). For å ha nytte av et overvåkingssystem er det også avgjørende at studiedesignet som benyttes har nok styrke til at vesentlige endringer i den overvåkede artens bestandstetthet og utbredelse fanges opp (Lindenmayer & Likens 2010). For høstede viltbestander vil et effektivt overvåkingssystem i tillegg være et nyttig verktøy når eventuelle fangstregler og kvotebegrensninger skal fastsettes (Nilsen m fl. 2012). Dette regnes som et av kjernepunktene for en bærekraftig høsting (Sutherland 2001).

Jaktstatistikk er et nyttig verktøy i overvåking av jaktbare arter, men har flere svakheter (Brainerd m fl. 2005, Nilsen m fl. 2012). Hvis jaktstatistikk skal brukes som en indeks for bestandssituasjonen er det avgjørende å kjenne til hvordan de ulike faktorer påvirker avskytingen. Antallet individer skutt er en funksjon av artens bestandstetthet, oppdagbarheten, jaktinnsatsen og jakteffektiviteten. Det betyr at mange forhold kan påvirke avskytingen i tillegg til bestandstettheten, og særlig for småviltartene er det sannsynlig at flere av disse faktorene virker samtidig. Det er derfor å anbefale at det også utvikles alternative overvåkningsmetoder for hare. Et overvåkingssystem kan designes på ulike måter - alt fra et nasjonalt program retta spesifikt mot hare, til å inkludere hare i allerede eksisterende overvåkingssystemer for andre arter.

I første omgang er det mest nærliggende å benytte allerede eksisterende data. For eksempel vil en mer detaljert gjennomgang av sporsnødata samlet inn fra gaupeindekslinjene kunne gi ytterligere informasjon om bestandsutviklingen. Vi fant en god sammenheng mellom jaktstatistikk og sporsnøtaksering i Hedmark fylke, og antar at vi vil kunne finne en lignende korrelasjon i andre fylker. Dette bør undersøkes. Vi vil derfor anbefale at alle fylker som gjennomfører gaupetakseringer (Tovmo & Brøseth 2011), fortsetter med å registrere spor fra annet vilt. Per i dag blir dette gjort på frivillig basis (H Brøseth pers. kom.). Dessuten bør bearbeiding av data fra disse linjene bli satt i system slik at de kan inngå i en permanent overvåking av bestandsutviklingen til hare og annet småvilt. Gjennom et slikt program vil man kunne overvåke bestanden av hare i tre av de fire fylkene hvor man i dag skyter mest hare (Hedmark, Oppland, Buskerud, Telemark).

Taksering av rype og skogsfugl gjennomføres hver høst i store deler av landet (Pedersen m fl. 2004, Brainerd m fl. 2005, Pedersen & Storaas 2012). Det bør undersøkes hvorvidt det er gjennomførbart å koble overvåking av hare til disse takseringene. Da fugletaksører i utgangspunktet kanskje ikke er motivert til å takserer hare, bør dette gjennomføres relativt enkelt, for eksempel ved å registrere antall sette harer per takseringslinje, men uten å ta hensyn til avstand fra takseringslinje.

I Agderfylkene har man siden 2007 bedt elgjegere registrere «sett hare» under elgjakta (Pedersen m fl. 2009), og en evaluering av de første fem årene kan kanskje gi en idé om dette er en overvåkingsmetode som burde innføres i andre deler av landet. Likevel tror vi det er lettere å motivere fugletaksører som frivillig velger å takserer framfor å belaste elgjegere med ytterligere oppgaver.

Alle disse alternative overvåkingsmetodene baserer seg på frivillighet, og er slik sett mer sårbare for endret motivasjon enn obligatorisk registrering av jaktstatistikk. Det har for eksempel vært enkelte tilfeller av boikott av taksering av gaupeindekslinjene blant annet på grunn av uenighet i forhold til forvaltning av gaupe (se for eksempel Brøseth m fl. 2005). I en analyse av frivillige taksører som bidrar til de finske vilttrianglerne peker Pellikka m fl. (2005) på sårbarheten av dette systemet. Den eneste belønningen de finske taksørene får er rapporter over tettheter fra «deres» område, vi tror at nøkkelen til suksess er nettopp at taksørene får en tilbakemelding om tilstanden i deres område. Det er dermed på høy tid at dataene på hare og andre viltarter som takseres gjennom «gaupeindekslinjene» blir analysert og sammenstilt slik at taksørene får en tilbakemelding.

Ved etablering av Program for terrestrisk overvåking (TOV) på begynnelsen av 1990-tallet inngikk også hare som overvåkingsart (Kålås m. fl. 1993). Imidlertid ble det etter få år besluttet å fjerne hare fra dette programmet. En framtidig kobling mellom TOV, etablering av småviltdata-base (primært rype) for håndtering av takseringsdata på landsbasis og overvåking av hare bør vurderes.

7.2 Demografiske og miljømessige drivere av bestandsendringer

Den observerte nedgangen i harebestanden i Norge må skyldes endringer i driverne bak bestandsutviklingen, enten ved at nye drivere har kommet inn, eller at de allerede eksisterende driverne har endret karakter og fått en større betydning enn tidligere. Det er også rimelig å anta at flere ulike drivere har forårsaket bestandsendringene. Det er derfor viktig å undersøke hvilke drivere som påvirker hvilke demografiske parametere. For eksempel er det viktig å avklare hva som påvirker fruktbarhet, ungeoverlevelse og voksenoverlevelse, og hvordan og hvorfor er dette endret i forhold til tidligere? Av gjennomgangen vår er det tre drivere som peker seg ut som viktige å skaffe mer kunnskap om; klimaendring, økt predasjon og økt konkurranse fra hjortevilt.

I Sverige har sørhare blitt pekt på som en mulig årsak til bestandsnedgang hos hare (Thulin 2003, Jansson & Pehrson 2007). Dette er ikke et problem for norsk hare for øyeblikket, men kan bli det som følge av klimaendringer og ekspansjon av sørhare. For å begrense fremtidige problemer med sørhare kan vi velge å innta en mer aggressiv holdning, på lik linje med den som utøves for villsvin (*Sus scrofa*). Disse artene har en lignende historie i Norge, da begge ble satt ut i Sverige og senere vandret inn i Norge derfra. De er begge kategorisert som fremmede arter av *svært høy risiko* (www.artsdatabanken.no, besøkt 21.09.2012) men kun villsvin kan jantes året rundt (www.dirnat.no, besøkt 21.09.2012).

I hvor stor grad det eksisterer konkurranse om vintermat mellom store hjortedyr og hare vet vi strengt tatt ikke. Allikevel finnes en rekke indikasjoner på at dette kan være aktuelt under dagens hjorteviltregime (se Hulbert & Andersen 2001). I lys av at flere andre habitatendringer (reduisert setring, gjengroing, mindre beitebruk, endring i uteslåtter) kanskje går i disfavør av

haren, bør disse problemstillingene undersøkes nærmere. En rekke tidligere undersøkelser har vist hvor viktig predasjon er for bestandsendringer hos hare. I tråd med dette viste også de fleste av studiene i gjennomgangen til Newey m fl. (2007a) at predasjon (hovedsakelig fra rødrev) begrenser harebestander i Fennoskandia. Kanskje på grunn av det kraftige fokuset på predasjon har det vært få studier som har sett på alternative begrensende faktorer. Spesielt viktig tror vi det er å studere interaksjoner mellom faktorer, som for eksempel mellom predasjon og mattilgang (Newey m fl. 2007a). Behovet for å forske mer på alternative forklaringer påpekes også av Newey m fl. (2007a).

Endringene i bestandsstørrelsen for en art fra ett år til et annet er bestemt av forholdet mellom reproduksjon, dødelighet, innvandring og utvandring. En årlig overvåking vil bidra med informasjon om eventuelle endringer i bestandsstørrelsen, mens sammenhengene mellom endringer i bestandsvekst og miljøfaktorer vil i første rekke være korrelative. For å oppnå en bedre forståelse av mekanismene for hvordan ulike miljøfaktorer påvirker en arts demografi og bestandsdynamikk er det å anbefale at man gjennomfører studier basert på radiomerkede individer. Hos hare er dette i noen grad foretatt av Dahl (2005a) i Sverige, men er kun i svært liten målestokk gjennomført i andre deler av Fennoskandia.

Det vil også være interessant å gjennomføre innsamling av materiale fra skutte harer for å kunne avdekke hvilke alders- og kjønnsklasser som skaper størst endring. For eksempel har en ny undersøkelse av sørhare i Danmark vist at bestandsnedgangen siden 1960-tallet i hovedsak skyldes en nedgang i ungeoverlevelse (Jensen 2009). I Norge er det derfor interessant å undersøke om den observerte bestandsnedgangen skyldes en tilsvarende økt dødelighet av hareunger eller av voksne harer, eller om dette skyldes for eksempel nedsatt fruktbarhet. Ved å kombinere dette med individbaserte studier vil man kunne avdekke viktige dødelighetsfaktorer og hvordan dødeligheten er fordelt gjennom året. Dette vil være kunnskap som er viktig for forvaltningen av hare ikke bare i Norge, men generelt i Fennoskandia.

8 Referanser

- Acevedo, P., Jimenez-Valverde, A., Melo-Ferreira, J., Real, R. & Alves, P. C. 2012. Parapatric species and the implications for climate change studies: a case study on hares in Europe. - *Global Change Biology* 18 (5): 1509-1519.
- Alves, P. C., Melo-Ferreira, J., Freitas, H. & Boursot, P. 2008. The ubiquitous mountain hare mitochondria: multiple introgressive hybridization in hares, genus *Lepus*. - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363 (1505): 2831-2839.
- AMAP 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. - Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP 2011. AMAP Assessment 2011: Mercury in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 193 s.
- Angerbjörn, A. 1983. Reliability of pellet counts as density estimates of mountain hares. - *Finnish game research* 41: 13-20.
- Angerbjörn, A. 1989. Mountain hare populations on islands: effects of predation by red fox. - *Oekologia* 81: 335-340.
- Angerbjörn, A. 1992. Mortality pattern in mountain hares (*Lepus timidus*) on islands. - I Bobek, B., Perzanowski, K. & Reglin, W. L., red. *Global trends in wildlife management*, Vol. 1. Swiat Press, Krakow. s. 87-93.
- Angerbjörn, A. & Flux, J. E. C. 1995. *Lepus timidus*. - *Mammalian species* 495: 1-11.
- Amio, M. & Soveri, T. 1991. The effects of winter feeding on mountain hares. - I Bobek, B., Perzanowski, K. & Regelin, W. L., red. 20th IUGB Congress, Jagiellonian University, Krakow, Poland. s. 99-101.
- Astrup, R., Eriksen, R., Antón-Fernández, C. & Granhus, A. 2011. Skogtilstanden på vernet areal og vurdering av muligheter for økt overvåkning gjennom Landsskogtakseringen. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 19/2011.
- Austrheim, G., Solberg, E. J. & Mysterud, A. 2011. Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949-1999: has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? - *Wildlife Biology* 17 (3): 286-298.
- Barikmo, J. & Pedersen, H. C. 1997. Harer og harejakt. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Barth, J. B. 1891. Erfaringer fra jagten paa det mindre vildt i Norge. - H. Aschehoug og Co Forlag, Kristiania.
- Bergengren, A. 1969. On genetics, evolution and history of distribution of the heath-hare, a distinct population of the arctic hare, *Lepus timidus* Lin. - *Viltrevy* 6 (5): 375-461.
- Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T. & Kastdalen, L. 2005. Lokalførankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt. En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. NINA. 73 s.
- Bretten, T. 1999. Arealbruk, habitatvalg og aktivitet hos hare (*Lepus timidus* L.) i et subaplint fjellskogområde i Midt-Norge om vinteren. - Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet.
- Brøseth, H. & Pedersen, H. C. 2010. Disturbance effects of hunting activity in a willow ptarmigan *Lagopus lagopus* population. - *Wildlife Biology* 16 (3): 241-248.
- Brøseth, H., Odden, J. & Linnell, J. D. C. 2005 Gauperegistrering i utvalgte fylker 2004. NINA minirapport 066, Trondheim.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. T. 2004. *Advanced distance sampling*. - Oxford University Press, Oxford.
- Cattadori, I. M., Haydon, D. T., Thirgood, S. J. & Hudson, P. J. 2003. Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. - *Oikos* 100 (3): 439-446.
- Dahl, F. 2001. Mörk höst for vita harar. - *Svensk Jakt* (9).
- Dahl, F. 2005a. Life and death of the mountain hare in the boreal forest of Sweden. - Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Dahl, F. 2005b. Distinct seasonal habitat selection by annually sedentary mountain hares (*Lepus timidus*) in the boreal forest of Sweden. - *European Journal of Wildlife Research* 51 (3): 163-169.
- Dahl, F. & Hörnell-Willebrand, M. 2004. Inventera skogshare. - *Skog och Träd* 4: 1-39.
- Dahl, F. & Willebrand, T. 2005. Natal dispersal, adult home ranges and site fidelity of mountain hares *Lepus timidus* in the boreal forest of Sweden. - *Wildlife Biology* 11 (4): 309-317.

- Danell, K. & Hörnfeldt, B. 1987. Numerical responses by populations of red fox and mountain hare during an outbreak of sarcoptic mange. - *Oecologia* 73: 533-535.
- Degerbøl, M. 1940. *Mammalia. The zoology of the Faroes*, Copenhagen. s. 1-132.
- Ehrich, D., Henden, J. A., Ims, R. A., Doronina, L. O., Killengren, S. T., Lecomte, N., Pokrovsky, I. G., Skogstad, G., Sokolov, A. A., Sokolov, V. A. & Yoccoz, N. G. 2012. The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? - *Oecologia* 168 (1): 141-151.
- Elmhagen, B., Ludwig, G., Rushton, S. P., Helle, P. & Linden, H. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. - *Journal of Animal Ecology* 79 (4): 785-794.
- Grøtan, V., Sæther, B. E., Engen, S., Solberg, E. J., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Brøseth, H. & Lund, E. 2005. Climate causes large-scale spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. - *Ecology* 86 (6): 1472-1482.
- Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førlund, E. J., Roald, L. A., Børsheim, K. Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., Sundby, S., Vasskog, K. & Ådlandsvik, B. 2009. *Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing*. Norsk klimasenter, Oslo.
- Helle, P. & Wikman, M. 2007. *Talven 2007 riistakolmiolaskennat*. Finnish Game and Fisheries Research Institute Helsinki.
- Hickey, J. J. 1955. Some American population research on gallinaceous birds. - I Wolfson, A., red. *Recent studies in avian biology*. University of Illinois Press, Urbana. s. 296-326.
- Hiltunen, M., Kauhala, K. & Linden, H. 2004. Habitat use of the mountain hare *Lepus timidus* in summer: the importance of different vegetation layers. - *Acta Theriologica* 49 (4): 479-490.
- Hjeljord, O. 2008. *Viltet - biologi og forvaltning*. - Tun Forlag AS, Oslo.
- Hulbert, I. A. R. & Andersen, R. 2001. Food competition between a large ruminant and a small hindgut fermentor: the case of the roe deer and mountain hare. - *Oecologia* 128 (4): 499-508.
- Huseby, K. & Bø, T. 1986. Vellykket utsetting av hare. - *Jakt og Fiske* (4): 32-34.
- Illius, A. W. & Gordon, I. J. 1992. Modeling the Nutritional Ecology of Ungulate Herbivores - Evolution of Body Size and Competitive Interactions. - *Oecologia* 89 (3): 428-434.
- Jansson, G. & Pehrson, A. 2005. Slutrapport för projektet Forskning kring skogsharens tillbakagång i Syd- och Mellansverige. Institutionen för Naturvårdsbiologi, SLU, Grimsö forskningsstation.
- Jansson, G. & Pehrson, A. 2007. The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). - *European Journal of Wildlife Research* 53 (2): 125-130.
- Jensen, T.-L. W. 2009. Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. - Aarhus University, Rønde.
- Johannessen, V. & Samset, E. 1994. Summer Diet of the Mountain Hare (*Lepus-Timidus* L) in a Low-Alpine Area in Southern Norway. - *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 72 (4): 652-657.
- Kauhala, K., Helle, P. & Hiltunen, M. 2005. Population dynamics of mountain hare *Lepus timidus* populations in Finland. - *Wildlife Biology* 11 (4): 299-307.
- Kjelland, V., Ytrehus, B., Vikøren, T., Stuen, S., Skarpaas, T. & Slettan, A. 2011. *Borrelia burgdorferi* Senu Lato Detected in Skin of Norwegian Mountain Hares (*Lepus Timidus*) without Signs of Dissemination. - *Journal of Wildlife Diseases* 47 (2): 293-299.
- Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 1992. *Terrestrisk naturovervåkning. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge (Terrestrial monitoring of ecosystems. Metal concentrations in the livers of hares, black grouse, and willow ptarmigan in Norway)*. Oppdragsmelding 137. NINA, Trondheim. 72 s.
- Kålås, J. A., Framstad, E., Pedersen, H. C. & Strand, O. 1993. *Terrestrisk naturovervåkning. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV områdene*. NINA Oppdragsmelding 296. 1-47 s.
- Larssen, K. W., Afset, J. E., Heier, B. T., Krogh, T., Handeland, K., Vikøren, T. & Bergh, K. 2011. Outbreak of tularaemia in central Norway, January to March 2011. - *Eurosurveillance* 16 (13).
- Lindenmayer, D. & Likens, G. E. 2010. *Effective ecological monitoring*. - CSIRO publishing.
- Lindlöf, B. 1987. *Skogsharen*. Svenska Jägareförbundet, Stockholm.
- Lindlöf, B. & Björkegren, O. 1979. Hundrev med sändarharar. - *Jaktmarker och fiskevatten* (3): 36-41.

- Lindström, E., Andren, H., Angelstam, P. & Widén, P. 1986. Influence of Predators on Hare Populations in Sweden - a Critical-Review. - *Mammal Review* 16 (3-4): 151-156.
- Lindström, E. R., Andren, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jaderberg, L., Lemnell, P. A., Martinsson, B., Skold, K. & Swenson, J. E. 1994. Disease Reveals the Predator - Sarcoptic Mange, Red Fox Predation, and Prey Populations. - *Ecology* 75 (4): 1042-1049.
- Litvaitis, J. A. 1991. Habitat Use by Snowshoe Hares, *Lepus-Americanus*, in Relation to Pelage Color. - *Canadian Field-Naturalist* 105 (2): 275-277.
- Makhabu, S. W., Skarpe, C. & Hytteborn, H. 2006. Elephant impact on shoot distribution on trees and on rebrowsing by smaller browsers. - *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 30 (2): 136-146.
- Mejdell, C. M. 2004. Konsekvenser av menneskelig aktivitet på dyrevelferd hos villlevende dyr. VESO, Oslo. 70 s.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralik, V. & Zima, J. 1999. The Atlas of European mammals. - Poyser, London.
- Myrberget, S. 1990. Haredyrene. - I Semb-Johansson, A. & Frislid, R., red. Norges Dyr Pattedyrene 3. J.W. Cappelens Forlag AS, Oslo. s. 62-77.
- Myrberget, S. & Lund-Tangen, H. I. 1989. Cyclic variation in small game populations in central Norway. - I Myrberget, S., red. 19th IUGB Congress, Trondheim, Norway. s. 93-96.
- Neumann, W., Ericsson, G. & Dettki, H. 2009. The non-impact of hunting on moose *Alces alces* movement, diurnal activity, and activity range. - *European Journal of Wildlife Research* 55 (3): 255-265.
- Newey, S. & Thirgood, S. 2004. Parasite-mediated reduction in fecundity of mountain hares. - *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271: S413-S415.
- Newey, S., Thirgood, S. J. & Hudson, P. J. 2004. Do parasite burdens in spring influence condition and fecundity of female mountain hares *Lepus timidus*? - *Wildlife Biology* 10 (3): 171-176.
- Newey, S., Dahl, F., Willebrand, T. & Thirgood, S. 2007a. Unstable dynamics and population limitation in mountain hares. - *Biological Reviews* 82 (4): 527-549.
- Newey, S., Willebrand, T., Haydon, D. T., Dahl, F., Aebischer, N. J., Smith, A. A. & Thirgood, S. J. 2007b. Do mountain hare populations cycle? - *Oikos* 116 (9): 1547-1557.
- Nilsen, E. B., Pedersen, S., Brøseth, H. & Pedersen, H. C. 2012. Fjellryper - en kunnskapsoversikt. NINA Rapport 869, Trondheim.
- Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2010. Åpent lavland. - I Nybo, S., red. Naturindeks for Norge 2010. DN Utredning 3-2010. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim
- Nybø, S. 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN.
- Odden, J., Mattisson, J., Linnell, J. D. C., Mysterud, A., Melis, C., Nilsen, E. B., Samelius, G., McNutt, H., Andren, H., Brøseth, H., Teurlings, I., Persson, J., Arnemo, J. M., Sjulstad, K., Ulvund, K. R., Loe, L. E., Segerström, P., Turtumøygard, T., Strømseth, T. H., Gervasi, V., Bouyer, Y. & Flagstad, Ø. 2012. Framdriftsrapport for Scandlynx Norge 2011. NINA Rapport 842. 84 s.
- Olsson, G. E., Willebrand, T. & Smith, A. A. 1996. The effects of hunting on willow grouse *Lagopus lagopus* movements. - *Wildlife Biology* 2: 11-15.
- Pedersen, H. C. & Karlsen, D. H. 2007. Alt om rypa. - Tun Forlag, Oslo.
- Pedersen, H. C. & Eide, N. E. 2010. Fjell. - I Nybo, S., red. Naturindeks for Norge 2010. DN Utredning 3-2010. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim. s. 109-123.
- Pedersen, H. C. & Storaas, T., red. 2012. Rypeforvaltningsboka: - Høgskoleforlaget, Kristiansand. (i trykk) s.
- Pedersen, H. C., Bretten, T. & Lund, E. 1995. Draktskifte, predasjon og vinterøkologi hoos hare. NINA Oppdragsmelding 339, Trondheim. 18 s.
- Pedersen, H. C., Bringsdal, H., Damli, K. G. S., Gaare, E., Kjelland, V. & Vikøren, T. 2009. Framdriftsrapport for Prosjekt hare 2007-2009. NINA Minirapport 262.
- Pedersen, H. C., Steen, H., Kastdalen, L., Brøseth, H., Ims, R. A., Svendsen, W. & Yoccoz, N. G. 2004. Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan. - *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271 (1537): 381-385.
- Pedersen, H. C., Wabakken, P., Arnemo, J. M., Brainerd, S. M., Brøseth, H., Gundersen, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E. J., Storaas, T., Strømseth, T. H., Zimmermann, B. & Wam, H. 2005. Rovvilt og samfunn (RoSa). Det skandinaviske

- ulveprosjektet SKANDULV. Oversikt over gjennomført aktivitet i 2000-2004. NINA Rapport 117. 78 s.
- Pedersen, S. 2011. Effects of native and introduced cervids on small mammals and birds. Department of Biology. - Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Pedersen, S. & Lierhagen, S. 2006. Heavy metal accumulation in arctic hares (*Lepus arcticus*) in Nunavut, Canada. - *Science of the Total Environment* 368 (2-3): 951-955.
- Pedersen, S., Andreassen, H. P., Persson, I.-L., Julkunen-Tiitto, R., Danell, K. & Skarpe, C. 2011. Vole preference of bilberry along gradients of simulated moose density and site productivity. - *Integrative Zoology* 6 (3): 341-351.
- Pehrson, Å. & Jansson, G. 2003. Skogsharen kämpar mot värmen. - *Fauna & Flora* 98: 2-11.
- Pehrson, Å., Jansson, G. & Helldin, J.-O. 2002. Situationen för skogsharen i Sverige: Rapport från en orienterande studie. Swedish University of Agricultural Sciences, Grimsö forskningsstation.
- Pellikka, J., Rita, H. & Linden, H. 2005. Monitoring wildlife richness - Finnish applications based on wildlife triangle censuses. - *Annales Zoologici Fennici* 42 (2): 123-134.
- Pellikka, J., Linden, H., Rita, H. & Svensberg, M. 2007. Motives for voluntary wildlife monitoring in Finnish hunting teams. - *Wildlife Biology* 13 (1): 1-10.
- Pulliaainen, E. & Tunkkari, P. S. 1987. Winter Diet, Habitat Selection and Fluctuation of a Mountain Hare *Lepus-timidus* Population in Finnish Forest Lapland. - *Holarctic Ecology* 10 (4): 261-267.
- Putman, R., Langbein, J., Green, P. & Watson, P. 2011. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. - *Mammal Review* 41 (3): 175-196.
- Rajala, P. 1983. Population trends in the mountain hare in northern Finland as related to the 1979-81 roadside census. - *Finnish game research* 41: 5-12.
- RegClim. 2005. Norges klima om 100 år Usikkerheter og risiko.
- Reid, N. 2011. European hare (*Lepus europaeus*) invasion ecology: implication for the conservation of the endemic Irish hare (*Lepus timidus hibernicus*). - *Biological Invasions* 13 (3): 559-569.
- Sandercocock, B. K., Nilsen, E. B., Brøseth, H. & Pedersen, H. C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. - *Journal of Animal Ecology* 80 (1): 244-258.
- Selås, V. 2006. UV-B-induced plant stress as a possible cause of ten-year hare cycles -*Population Ecology* 48 (1): 71-77.
- Slåttå, Å., Pedersen, H. C. & Røskaft, E. 2002. Jaktstatistikk som redskap i forvaltningen av småvilt med fokus på hare (*Lepus timidus*). NINA Oppdragsmelding 718, Trondheim.
- Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E. & Sonerud, G. A. 1999. The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. - *Wildlife Biology* 5 (3): 157-166.
- Spidsø, T. K. & Pedersen, H. C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåkning av hare (Monitoring population size and reproduction in mountain hare). Oppdragsmelding 62. NINA, Trondheim. 15 s.
- Steen, H., Myrnerud, A. & Austrheim, G. 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. - *Oecologia* 143: 357-364.
- Sutherland, W. J. 2001. Sustainable exploitation: a review of principles and methods. - *Wildlife Biology* 7: 131-140.
- Svendsrud, H. 1965. En undersøkelse av populasjonstetthet, avkastning og vintertilholdssteder for hare. - Universitetet i Oslo.
- Thuiller, W., Lavorel, S. & Araujo, M. B. 2005. Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. - *Global Ecology and Biogeography* 14 (4): 347-357.
- Thulin, C. G. 2003. The distribution of mountain hares *Lepus timidus* in Europe: a challenge from brown hares *L-europaeus* ? - *Mammal Review* 33 (1): 29-42.
- Tovmo, M. & Brøseth, H. 2011. Gauperegistrering i utvalgte fylker 2011. NINA Rapport 750, Trondheim. 24 s.
- Valeix, M., Fritz, H., Sabatier, R., Murindagomo, F., Cumming, D. & Duncan, P. 2011. Elephant-induced structural changes in the vegetation and habitat selection by large herbivores in an African savanna. - *Biological Conservation* 144 (2): 902-912.
- Venäläinen, E.-R., Niemi, A. & Hirvi, T. 1996. Heavy metals in tissues of hares in Finland, 1980-82 and 1992-93. - *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 251-258.

- Walhovd, H. 1965. Aldersbestemmelse av hare (*Lepus timidus* L.) med data om alders- og kjønnsfordeling, vekt og vekst. - Meddelelser fra Statens Viltundersøkelser 2 (22): 1-57.
- Zaccaroni, M., Biliotti, N., Caroli, M., Sereni, E. & Dessi-Fulgheri, F. 2012. Effect of fox hunting with small hound packs on spatial behaviour of brown hares. - *Acta Theriologica* 57 (3): 257-260.
- Zachos, F. E., Ben Slimen, H., Hacklander, K., Giacometti, M. & Suchentrunk, F. 2010. Regional genetic in situ differentiation despite phylogenetic heterogeneity in Alpine mountain hares. - *Journal of Zoology* 282 (1): 47-53.
- Zimova, M. & Mills, L. S. 2012. Seasonal coat color camouflage confronts globally decreasing snowpack. 4th World lagomorph conference, Vienna, Austria.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2484-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger