

*Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding*  
**Gaupe – Bestandsdynamikk, bestandsutvikling  
og høstingsstrategier**

Reidar Andersen  
John D. C. Linnell  
John Odden  
Henrik Andrén  
Bernt-Erik Sæther  
Pål Moa  
Ivar Herfindal  
Tor Kvam  
Henrik Brøseth

**NINA Fagrapport 59**

*Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding*  
Gaupe – Bestandsdynamikk, bestandsutvikling og  
høstingsstrategier

Reidar Andersen  
John D.C. Linnell  
John Odden  
Henrik Andrén  
Bernt-Erik Sæther  
Pål Moa  
Ivar Herfindal  
Tor Kvam  
Henrik Brøseth

## NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

### NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, års-rapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

### NINA Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

### Temahefter

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

Opplag: Varierer

### Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Andersen, R., Linnell, J. D.C., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B.E., Moa, P., Herfindal, I., Kvam, T., Brøseth, H. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Gaupe – Bestandsdynamikk, bestandsutvikling og høstingsstrategier. – NINA Fagrapport 59: 28pp.

Trondheim, Februar 2003

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1357-5

Forvaltningsområde:

Bevaring av biologisk mangfold

Management area:

Conservation of biodiversity

Rettighetshaver ©:

NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Reidar Andersen

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Illustrasjon omslag:

Bearbeidet i Adobe Photoshop av Kari Sivertsen.

Fotograf: Tom Schandy.

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12970003

Ansvarlig signatur:

*Norman S. Myklebust*

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning (DN)

## Referat

Andersen, R., Linnell, J. D.C., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B.E., Moa, P., Herfindal, I., Kvam, T., Brøseth, H. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Gaupe – Bestandsdynamikk, bestandsutvikling og høstingsstrategier. – NINA Fagrapport 59: 28pp.

Dette studiet har 3 målsettinger: 1) oppsummere ny kunnskap om den skandinaviske gaupas bestandsdynamikk, innsamlet gjennom de siste 10 år, 2) gi en oppsummering av trendene i bestandsutvikling hos gaupe i Norge i perioden 1996 – 2002, og prøve å forklare disse trender, 3) gjennomgå en del av svakhetene ved dagens forvaltningssystem, for deretter å foreslå mulige forbedringer.

Studier av radiomerket gaupe har blitt utført i 5 områder i Norge og Sverige siden 1992; Sarek og Bergslagen i Sverige, og Nord-Trøndelag, Hedmark og Østfold/Akershus i Norge.

Det mest overraskende trekk ved gaupas bestandsdynamikk er de store variasjoner i demografiske parametre på alle nivå, både mellom studie områder, mellom individer innen et studieområde, og mellom år innen det samme område. Disse variasjoner påvirker både kravet til størrelsen på en levedyktig bestand, og vanskeliggjør en bærekraftig forvaltning av gaupe. For alle bestander som helhet er det beregnet et årlig vekstpotensiale på 20%, men med en betydelig grad av variasjon. Det meste av dødelighet er menneske relatert, inkludert jakt, illegal jakt, skadefelling og påkjørsler, i tillegg til annen type dødelighet som skyldes skabb og sult, samt ett tilfelle hvor en gaupe har drept en annen.

Gaupebestanden i Norge er redusert med ca 25% de siste 7 år, men i fire ulike geografiske regioner har utviklingen vært ulik. I Midt-Norge og sør-vestre deler av landet er bestandene redusert med ca 50%, mens bestandene i Nord-Norge, og sør-østre deler av landet har vært relativt stabile. Med unntak av den nordligste regionen, har jakttrykket vært høyt i alle områder, og høyere enn beregnet tilvekst de fleste år, og forklarer bestandsutviklingen i 3 av 4 regioner. Den fjerde regionen, sør-øst Norge, må ha hatt en betydelig netto innvandring fra Sverige. Fra år til år er det ikke mulig å finne klare sammenhenger mellom jakttrykk og estimert minimumsbestand. Dette skyldes den store variasjon i rekrutteringsrate (andelen av eldre hunner med unger i februar), som kan variere fra 0–90%, men vanligst varierende mellom 35–70%.

Det er en rekke årsaker til at forvaltningen av gaupe er vanskelig. Dette inkluderer 1) det høye nivå av variasjon i demografiske parametre, 2) vanskeligheter for jegerne å skille mellom ulike kjønns- og aldersgrupper, 3) høye, men ukjente nivå på illegal jakt, 4) vanskelig å forutsi betydningen av ulike andre dødelighetsårsaker, og 5) kvotefastsettelsen må i mange tilfeller gjøres på grunnlag av foregående års registreringer av antall familiegrupper.

Enhver endring i forvaltningssystemet bør ha en kontinuerlig overvåking av minimum antall registrerte familiegrupper som enhet for forvaltningen. Derneest bør forvaltningsområdene være større, og gå på tvers av fylkesgrenser. Forbedringer kan gjøres ved at det 1) benyttes mer realistiske estimater for bestandstilvekst, 2) gjøres konsekvent bruk av egen hunddyr kvote, 3) foretas splitting av kvoter i en oppstarts kvote og en reserve kvote for å hindre overbeskatning grunnet effektiv jakt 4) sikres at minimum antall registrerte familiegrupper i jaktåret foreligger før jaktstart, 5) vurdere bruk av indeks linjer i tillegg til registreringer av familiegrupper, for å sikre en bedre overvåking av bestandstrender. Uansett om det gjennomføres slike forbedringer vil effekten av ulik kvotefastsettelse og jaktuttak, være forbundet med en stor grad av usikkerhet. Vi vil anbefale at det gjøres en vurdering av egnetheten av en proporsjonal terskelhøsting, hvor kvoter fastsettes innen større forvaltningsområder, når et forhåndsbestemt antall familiegrupper er registrert. Dette vil redusere sjansen for overbeskatning, samt sikre bedre lokale tilpasninger til ulike konflikt-nivå.

Emneord: gaupe, bestandsdynamikk, bestandsutvikling, høstingsstrategier.

Reidar Andersen, John D.C. Linnell, John Odden, Tor Kvam & Henrik Brøseth Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2 7584 Trondheim.

Henrik Andrén, Grimsø forskningsstasjon, Sveriges lantbruk-suniversitet, S-73091 Riddarhyttan, Sverige

Reidar Andersen, Bernt-Erik Sæther & Ivar Herfindal, Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet, Institutt for Biologi, 7094 Trondheim

Pål Moa Høgskolen i Nord-Trøndelag, 7700 Steinkjer.

## Abstract

Andersen, R., Linnell, J.D.C., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B-E., Moa, P., Herfindal, I., Kvam, T. & Brøseth, H. 2003. Reports for the large Predator Policy Statement. Lynx – Population dynamics, population development and harvesting strategies. - NINA-Fagrappport 59: x928pp.

This study has 3 aims: (1) we summarise the new results concerning lynx population dynamics that have been produced from the last 10 years of research in Scandinavia, (2) we summarise the development of the lynx population in Norway in the period 1996-2002 and try to explain this trend, and (3) we examine the present hunting system in light of these results and make some recommendations for improvement.

Lynx have been radio-collared in 5 areas of Scandinavia since 1992 - these include Sarek and Bergslagen in Sweden, and Nord-Trøndelag, Hedmark and Østfold / Akershus in Norway. The most dramatic find has been that there is considerable variation in demographic parameters at all levels, including between study areas, between individuals within a study area, and between different years in the same study area. This high variability increases the population size required to achieve viability, and complicates all forms of achieving a sustainable harvest. On average populations had a lambda of 1.20, with considerable variation. Most mortality was due to human causes, including legal harvest, illegal hunting, and traffic collisions, with additional sources of mortality including scabies, intra-specific fighting and starvation.

Lynx populations in different parts of Norway have had very different developments during the last 7 years. In central and southwestern Norway, populations have declined by approximately 50% while populations in southeastern Norway and northern Norway have been fairly stable. Overall, the Norwegian population may have declined by c. 25% during these 7 years. Common for all areas has been a high hunting pressure, that when combined with other sources of mortality, has removed more than the potential growth rate of the population in most years. The potential for immigration from Sweden has probably been responsible for maintaining current population levels in border areas. However, when viewed on a finer year - to - year time scale it is difficult to identify a relationship between regional population estimates and harvest. This may largely be due to the high levels of variation in recruitment rate.

A number of factors make lynx management difficult. These include (1) the high levels of variation in demographic parameters, (2) the fact that it is difficult for hunters to differentiate between different age and sex classes of animals, (3) the high, but unknown, levels of poaching, (4) the role of other sources of mortality such as traffic accidents, (5) the fact that counts of family groups have not traditionally been available until the following year, thus creating a time-lag in the system. While it may be possible to improve the existing system of management by (1) adopting a realistic estimate of population

growth rate, (2) introducing an adult female sub-quota to minimise the risk of shooting a large proportion of the adult females, (3) splitting the quota into an initial quota and a reserve quota to minimise the risk of over-harvesting through effective hunting, (4) adopting larger management units that require several counties to cooperate, (5) ensuring that family group counts are made available in the same year as the hunt, and (6) incorporating the use of index lines to monitor population trend as an additional source of information to family group counts, there will always be a great deal of uncertainty in the outcome of different quota sizes. As long as the population is constantly monitored and the quota adjusted accordingly it should be possible to keep the population within some wide limits. However, we believe that it is worth while exploring the potential utility of proportion threshold harvesting as a means of managing the population and minimising the risks of over-harvesting.

Key words: lynx, population dynamics, population development, harvesting strategies.

Reidar Andersen, John D.C. Linnell, John Odden, Tor Kvam & Henrik Brøseth Norwegian Institute for Natur Research, Tun-gasletta 2 7584 Trondheim.

Henrik Andrén, Grimsø Research Station, Swedish University of Agriculture Sciences, S-73091 Riddarhyttan, Sverige.

Reidar Andersen, Bernt-Erik Sæther & Ivar Herfindal, Norwegian University of Science and Technology, Department of Biology, 7094 Trondheim.

Pål Moa, North Trøndelag District Highschool, 7700 Steinkjer.

## Forord

Stortinget har gjennom behandlingen av Innstilling til Stortinget nr. 110 (2001-2002) bedt Regjeringen om å legge frem en ny stortingsmelding om rovviltforvaltningen innen utgangen av 2003. Det skal foretas en gjennomgang av ny og oppdatert kunnskap som kan danne et beslutningsgrunnlag for fastsettning av bestandsmål, forvaltningsmodeller, tiltak og virkemidler for å redusere konfliktene i rovviltforvaltningen. Denne rapporten er en del av en serie NINA fagrapporter som gis ut i forbindelse med utredningsarbeidet i forkant av den nye rovviltmeldingen.

Basert på materiale innsamlet fra 5 ulike studieområder i Norge og Sverige, gir rapporten en oppsummering av kunnskap om reproduksjon og dødelighet hos skandinavisk gaupe. På grunnlag av kjent rekruttering av avkom fra de radiomerkede dyr, er det beregnet demografisk- og miljømessig variasjon for gauper i 3 ulike økologiske regioner. Rapporten oppsummerer videre status når det gjelder metodikk og resultater fra bestandsovervåking av gaupe, og ser disse resultater i lys av de data som her er analysert.

Å samle inn data fra hovedsakelig nattaktive rovdyr, er ofte en krevende jobb. Mer enn et 100-talls fagpersoner, studenter og frivillige har vært involvert i datainnsamlingen. Det er derfor ikke mulig å nevne alle, men samtlige skal ha stor takk for vel utført arbeid.

Trondheim Februar 2003

## Innhold

Referat.....	3
Abstract .....	4
Forord.....	5
1 Innledning .....	6
2 Studieområder .....	7
2.1 Sarek .....	7
2.2 Nord-Trøndelag .....	8
2.3 Hedmark .....	8
2.4 Bergslagen.....	8
2.5 Akershus/Østfold .....	8
2.6 Inndeling i økologiske "regioner".....	8
3 Metoder.....	9
3.1 Fangst og oppfølging av gauper .....	9
3.2 Beregning av dødelighet.....	9
3.3 Beregning av stokastiske faktorerers effekt på gaupas populasjonsdynamikk.....	10
4 Regionale variasjoner i gaupenes reproduksjonsmønster.....	10
4.1 Tidspunkt for kjønnsmodning, reproduksjonsrate ...	10
4.2 Aldersavhengig variasjon i reproduksjon .....	10
4.3 Regional variasjon i reproduksjon.....	11
4.4 Årlige variasjoner i reproduksjon.....	11
5 Dødsårsaker og variasjoner i dødelighet hos radio-merkede skandinaviske gauper .....	12
6 Regionale variasjoner i bestandsdynamikk.....	14
6.1 Variasjoner i rekruttering av avkom .....	14
6.2 Nivået på de stokastiske komponenter og regional bestandsvekst .....	14
7 Sammenheng mellom gaupehunners kroppsvekt, reproduksjon og rekrutteringsrate .....	15
8 Konklusjon – Bestands-dynamikk.....	16
9 Metoder benyttet ved over-våking av gaupebestander ....	17
9.1 Defineringsinstruksjoner for bruk av indekslinjer .....	17
9.2 Estimering av minimum antall familiegupper av gaupe basert på avstandsregler .....	17
9.3 Estimering av minimum total gaupebestand ut fra antall familiegupper .....	18
9.4 Bestandsutvikling av gaupe i Norge 1996 – 2002...18	
10 Regionale forskjeller i bestandsutvikling relatert til kjent avgang av gaupe.....	19
10.1 Bestandsutvikling i 4 ulike geografiske regioner .....	19
10.2 Regional kjent avgang av gaupe.....	19
10.3 Estimert gjennomsnittlig bestandstilvekst for gaupe .....	21
10.4 Hvor godt kan vi forklare de regionale endringer i bestandsstørrelse? .....	21
10.4.1 Nord region.....	21
10.4.2 Midt region.....	21
10.4.3 Sør-Øst region.....	22
10.5 Jaktrykk og regional årlig endring i antall familiegupper .....	23
11 Problemer knyttet til dagens forvaltningsstrategi .....	24
11.1 Generelle problemer knyttet til forvaltning av rovdyr .....	24
11.2 Problemer knyttet til dagens forvaltning av gaupe ..24	

12 Forslag til langsiktig strategi for høsting av gaupe .....	25
12.1 Muligheter og svakheter med aktuelle forvaltningmodeller.....	25
12.2 Forbedringer av eksisterende forvaltningspraksis..	26
12.3 Proporsjonal terskelhøsting .....	26
13 Litteratur.....	27

# 1 Innledning

Det har vært radikale endringer i forvaltningen av gaupe de siste 12 år. Før 1992 var det ikke satt noen begrensning på antall gauper som kunne felles i løpet av jaktseasonen. Etter 2 år med fredning av gaupe i sør-Norge, ble det introdusert et nytt system for forvaltning av gaupe i hele landet. Etter 1994 har man gjennomført en kvotefri (Vestlandet, Lofoten, Vesterålen, ytre deler av Troms og deler av Finnmark) og kvotebasert forvaltning av gaupe, hvor egne gaupenemnder eller Fylkesmannens miljøvernavdelinger fastsetter kvoter basert på registreringer av familiegrupper av gaupe. Som for alle store rovdyr, er også forvaltningen av gaupe omdiskutert. Kravet til en presis forvaltning, hvor man ideelt sett bør kjenne eksakt bestandsstørrelse, bestandstilvekst og bestandsdynamikk, er aldri større enn når det gjelder forvaltningen av store fåtallige rovdyr. Gaupa er den eneste av de fire store rovdyra som kan jaktes som andre jaktbare viltarter. Bjørn, ulv og jerv har en spesiell forvaltningsstatus ivaretatt gjennom nasjonalt og internasjonalt lovverk, og enhver felling av disse arter må skje som et ledd i en konflikt-reduksjon.

Ettersom variasjon i bestandsdynamikk generelt er relatert til romlig heterogenitet i økologiske faktorer og bestandstetthet (e.g. Gilpin & Hanski 1991), antar man hos de aller fleste pattedyr at forholdet mellom forbruk og tilgang på energi skal være positivt korrelert med en del vitale livshistorie parametre (e.g. Clutton-Brock m.fl. 1982). Dette betyr at i de fleste tilfeller antar vi at dyr med god tilgang til føde vil ha tidligere start av reproduksjon og høyere kullstørrelse enn dyr med dårligere fødetilgang. Videre antas det også at den naturlige dødeligheten av dyr vil variere mellom områder med ulik fødetilgang. Hvis både produksjon og dødelighet varierer som en følge av fødetilgang, skal det derfor forventes å finne variasjoner i de ulike bestandenes tilvekst.

Selv om den Eurasiske gaupa er en utpreget opportunist når det gjelder valg av byttedyr, og kan overleve på et vidt spekter av byttedyr, er det rådyr og rein/tamrein som er de vanligste byttedyr. Det er derfor ikke overraskende å finne at selv i områder med lav til moderat tetthet av hjortevilt, utgjør disse artene gjennomgående mer enn 80% av dietten (Pedersen m.fl. 1999, Solberg m.fl. 2003). I Skandinavia har gaupe en relativt stor utbredelse, og finnes i de aller fleste fylker og län i Norge og Sverige, med unntak av noen få områder på Vestlandet i Norge, og i de aller sørligste deler av Sverige. Innen dette området finner vi store variasjoner i gaupas tilgang på byttedyr. Hvis gaupebestanden befinner seg under bærenivået for området, skulle vi derfor forvente å finne variasjoner i de ulike delbestandens vekstrate, relatert til variasjoner i byttedyrtilgang.

En arts bestandsdynamikk er også påvirket av stokastiske faktorer. Vi skiller mellom demografisk stokastisitet, som skyldes tilfeldige variasjoner i de enkelte individs "fitness", og miljøstokastisitet, som skyldes tilfeldige variasjoner i miljøet som påvirker alle individer i en delbestand likt. Nylig er det utviklet presise matematiske definisjoner av de to stokastiske

komponentene (Engen m.fl. 1998), noe som gjør det mulig å estimere både den demografiske og miljømessige stokastisitet ut fra felldata. Spesielt i forvaltningen av rovdyr, som ofte opptrer fåtallig over store områder, vil kunnskap om nivået på de stokastiske komponenter være viktig.

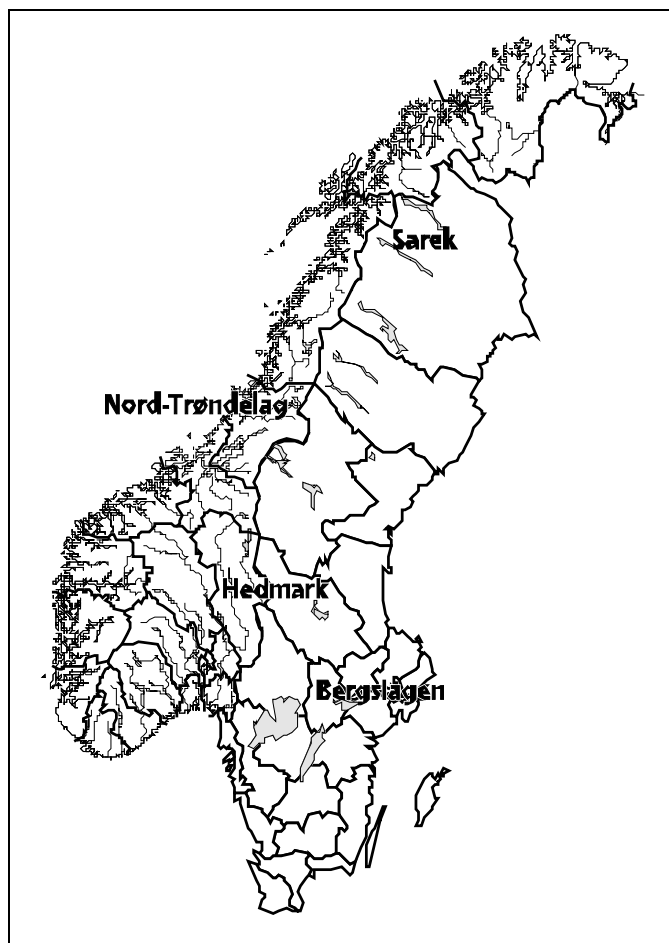
Det er tidligere vist at tetthet og fordeling av byttedyr har stor innvirkning på gaupenes arealbruk. Eksempelvis finner man i områder med glisne rådyrbestander ofte 5 ganger så store leveområder som i områder med tettere bestander av byttedyr (Linnell m.fl. 2001a). For revirhevdende dyr som gaupe, hvor eldre etablerte hanner og hunner har eksklusive leveområder med liten eller ingen overlapping med dyr av samme kjønn, betyr dette at de enkelte områder har ulik bæreevne. Byttedyrtettheten vil således også påvirke de individuelle gaupers arealbruk; de daglige forflytningene påvirkes både av størrelsen på byttedyret som er drept, og avstanden mellom disse.

Et utgangspunkt for kvotefastsettelsen av gaupe er registreringer av familiegupper, dvs. hunngauper med unger som spores på snø. I tilfeller hvor sporregistreringene akkumuleres over en lengre periode, vil det være av avgjørende betydning at man kan skille mellom de ulike familiegupper. For å sikre en riktig kvotefastsettelse, må man deretter kunne ekstrapolere fra antall familiegupper til total bestandsstørrelse.

I denne rapporten skal vi først undersøke hvorvidt det finnes regionale variasjoner i gaupenes reproduksjon og overlevelse, og samtidig se på faktorer som kan forklare disse. På bakgrunn av rekruttering av avkom (unger i live i februar måned), vil vi deretter foreta en vurdering av nivået på den demografiske og miljømessige variasjon, og beregne tilvekst i gaupebestander i ulike regioner. Vi vil avslutningsvis se på bestandsutviklingen av gaupe i den siste 7-års perioden, og relatere denne til kjent avgang av dyr og estimert bestandstilvekst. På grunnlag av en samlet vurdering av resultater, vil vi påpeke de problemer dagens forvaltningssystem skaper, og avslutningsvis skissere prinsipper for en langsiktig høstingsstrategi for gaupe.

## 2 Studieområder

Data som benyttes i denne rapporten er innsamlet i 5 ulike områder; Sarek og Bergslagen i Sverige og Nord-Trøndelag, Hedmark og Akershus/Østfold i Norge (**figur 1 og tabell 1**). Mer detaljerte beskrivelser av studieområdene kan finnes i (Linnell m.fl. 2001a, Andrén m.fl. in prep). I enkelte tilfeller er det også benyttet tilleggsinformasjon fra Bialowieza i Polen og fra Jura-fjellene og Alpene i Sveits.



**Figur 1.** Geografisk plassering av 5 studieområder for gaupe. Data fra Sarek og Hedmark er innhentet i perioden 1994–2002, fra Nord-Trøndelag i 1994–1996, Bergslagen 1997–2002, Akershus/Østfold 1998–2002.

### 2.1 Sarek

Det nordligste studieområdet er delvis lokalisert innenfor Sarek Nasjonalpark i Norbotten län (67°00' N, 17°40' Ø). Området er ca 8000 km<sup>2</sup>. I de østlige lavereliggende deler av området finnes gran og furu, mens fjellbjørkeskoger dominerer høyere oppe. Skoggrensa er på ca 800 m.o.h., og over denne finner vi fjellheier og alpine områder som strekker seg helt opp mot 2000 m.o.h.



## 2.2 Nord-Trøndelag

Studieområdet ligger i Namdalen nord i Nord-Trøndelag fylke. Distriktet er tynt befolket (Under 2 innb.pr. km<sup>2</sup>) og landskapet domineres av granskog som delvis er tydelig preget av skogsdrift. De høyeste fjelltoppene går opp i 1100 m.o.h., og skogsgrensen ligger omkring 300-400 m.o.h. I er landskapet preget av til dels terrengdekkende myr. Jordbruksarealene er stort sett å finne i elvedalene. Snødybde og lengden på perioden med snødekke varierer med høyde over havet og avstanden til havet. Lavlandet er vanligvis snødekket fra november til mai. På senvinteren er snødybden ofte over 1 meter.

## 2.3 Hedmark

Studieområdet er i sin helhet innenfor Hedmark fylke, i de sør-østre deler av Norge (61°15' N, 11°30' Ø). Studieområdet er på ca 8000 km<sup>2</sup>. Området deles opp av flere nord-sør gående parallelle elvedaler 200 til 500 m.o.h., mellom disse rager åser fra 600 til 900 m.o.h. Hele regionen er dominert av barskog, som dekker over 70% av arealet. Mens furu og gran er de to klart dominerende treslag, er det et stort innslag av bjørk langs de fleste elvene, og i høyereliggende områder opp mot fjellet. Området bærer preg av intensiv skogsdrift, noe som har medført en mosaikk av skogbestand av ulik alder.

## 2.4 Bergslagen

Det sørligste studieområdet er på ca 6000 km<sup>2</sup>, og er lokalisert rundt Grimsö Viltforskningsstasjon (59°30' N, 15°30' Ø) i Bergslagen området i de sørlig-sentrale deler av Sverige. Dette lavereliggende området (30–500 m.o.h.) domineres av gran og furu, begge arter påvirket av en intensiv skogsdrift. I de sørligste deler av området er det et betydelig innslag av åkerland (ca 20%), mens denne type arealer utgjør mindre enn 1% i de nordligste deler av området.

## 2.5 Akershus/Østfold

Studieområdet omfatter området nord, øst og sør for Oslo, og omfatter de sørlige deler av Buskerud, Oppland og Hedmark fylker, samt store deler av Oslo, Akershus og Østfold fylker (59°45' N, 11°15' Ø). Studieområdet er på ca 5000 km<sup>2</sup>. Gran og furu dominerer dette lavereliggende (0-500 m.o.h.) området. Terrenget er generelt kupert og fragmentert, med betydelig innslag av åkerland og annen kulturpåvirket mark. Sentrale og vestlige deler av området er til dels svært tett befolket.

## 2.6 Inndeling i økologiske "regioner"

Både tetthet og fordeling av tamrein og rådyr varierer betydelig mellom de ulike studieområdene (**tabell 1**). I Hedmark, Bergslagen og Akershus/Østfold er det rådyr som dominerer, mens det er tamrein som inntar denne posisjonen i Sarek og Nord-Trøndelag. Ved estimeringer av nivået på demografisk og miljømessig variasjon og bestandsvekst, samt ved beregninger av bestandsutvikling i perioden 1996–2002, har vi derfor valgt å dele inn områdene i ulike økologiske "regioner". Gauper i Sarek og Nord-Trøndelag har tamrein som en viktig del av sin føde, og slås sammen til en "tamrein region". Alle data fra radiomerkede gauper i Hedmark antas å representere en region med "lav rådyrtetthet", mens data fra radiomerkede gauper i Bergslagen og Akershus/Østfold antas å representere regioner med "høy rådyrtetthet". Arealinndelingen av "lav" og "høy" tetthet av rådyr er basert på antall skutte rådyr per arealenhet de siste 5 år (**figur 2**). For en nærmere beskrivelse av byttedyrforhold henvises til Pedersen m.fl. (1999) og Linnell m. fl. (2001).

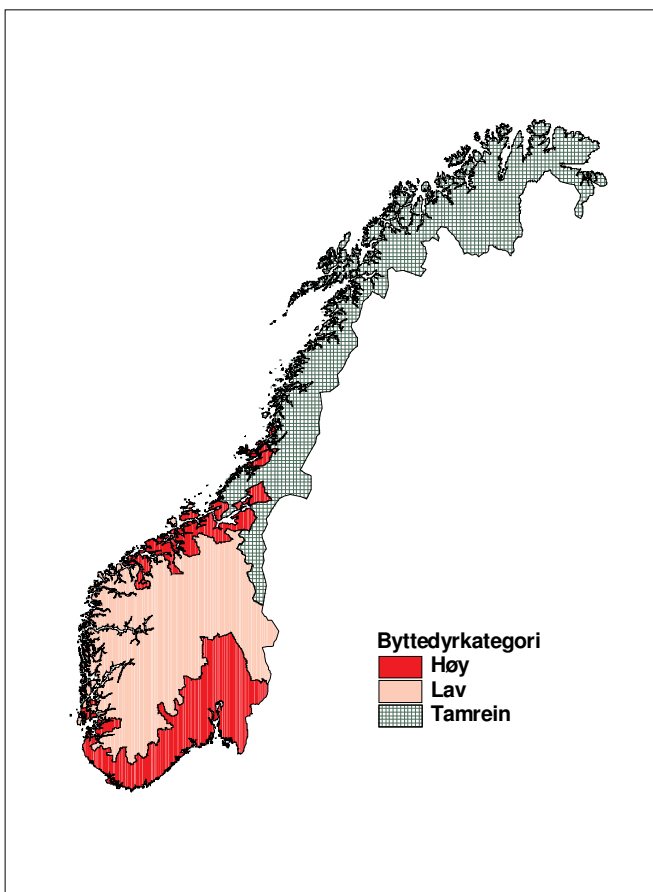
**Tabell 1.** De fem studieområdene i Skandinavia. Det viktigste byttedyret i hvert område er markert med en stjerne. Habitat koder: BS = boreal skog, LA = lav alpin, HA = høy alpin.

Land	Norge			Sverige	
Studieområde	Hedmark	Nord-Trøndelag	Akershus/Østfold	Bergslagen	Sarek
Breddegrad	61° 30' N	64° 30' N	60° N	59° 30' N	67° N
Habitat	BS	BS/LA	BS	BS	BS/LA/HA
Studieperiode	1995-2001	1994-95	2000-2001	1996-2001	1994-98
Ville byttedyr <sup>1</sup>	Rådyr*, Hjort, Villrein Hare, Storfugl, Orrfugl	Rådyr*, Hare Storfugl, Orrfugl	Rådyr*, Hare Storfugl, Orrfugl	Rådyr*, Hare Sørhare, Storfugl Orrfugl	Rype, Hare Storfugl, Orrfugl
Domestiserte byttedyr <sup>1</sup>	Sau	Tamrein*, Sau			Tamrein *
Tetthet av store byttedyr (km <sup>-2</sup> ) <sup>2</sup>	0.3	1.7-1.9	1-10?	2-10	0.5-1 (tamrein migrerende)
Radiomerkede gauper <sup>3</sup>	42	14	8	64	62

1. Gaupas diett er studert gjennom analyser av mageinnhold, ekskrementer og drepte byttedyr.

2. Sau er ikke tatt med i beregning av tetthet av store byttedyr.

3. Av disse 190 radiomerkede gaupene, er det 44 voksne, etablerte hunngauper.



**Figur 2.** Inndeling av Norge basert på byttedyrgrunnlaget for gaupe.

## 3 Metoder

### 3.1 Fangst og oppfølging av gauper

Levende-fangst av gaupe ble gjennomført på flere ulike måter, inkludert bruk av bedøvelsesgevær fra helikopter, bruk av boksfeller plassert på gaupas faste passeringpunkter, fotsnarer plassert rundt gaupedrepte byttedyr, eller gaupene gikk opp i trær etter å ha blitt forfulgt av spesialtrente hunder (Nybak m. fl. 1996). Gaupene ble immobilisert med en blanding av ketamin og medetomidin (Zalopine® og Ketavet®), og utstyrt med en radiosender eller en implantert sender, og veid med en Salter fjærvekt. Etter en drektighetstid på mellom 54-73 dager (normalt ca 70 dager) (Tumanov 2000), føder gaupehunnen ungene i mai eller tidlig juni måned. De nyfødte ungene veier mellom 230-270 gram, og gjemmes bort i små huler eller sprekker i terrenget, ofte på vanskelig tilgjengelige steder. Ungene forblir i slike "hi" i opptil 8 uker, og i denne perioden jakter hunnen alene i avstander på opptil 15 km fra ungenes gjemmested og kan være borte fra ungene opptil 24 timer, før hun returnerer tilbake til ungene. I denne perioden er det derfor mulig å finne ungenes gjemmested ved å følge de radiomerkede hunnene intensivt. Ungene som finnes på denne måten veies, tatoveres med et individ-nummer, og utstyres med en buksender i enkelte tilfeller (Arnemo m.fl. 1999). Unger som dør like etter fødsel fjernes sannsynligvis av hunnen. Antall unger som finnes av oss representerer derfor et minimumsestimert av kullstørrelse ved fødsel.

Totalt har man siden 1994 individmerket 216 gauper innen de ulike studieområdene. Fra Nord-Trøndelag finnes data fra 14 gauper, fra Sarek 84, i Hedmark/Akershus/Østfold er 55 gauper merket, mens studiet i Bergslagen har fulgt 63 gauper. Resultatene i denne rapporten er basert på oppfølging av disse dyrene.

### 3.2 Beregning av dødelighet

Basert på totalt 216 radiomerkede gauper i 4 studieområder (84 i Sarek, 14 i Nord Trøndelag, 55 i Hedmark og 63 i Bergslagen) ble det foretatt beregninger av dødelighet i de ulike aldersgrupper ved bruk av et s.k. modifisert Kaplan-Meier estimat (Pollock m.fl. 1989). For å unngå pseudo-replikasjon, ble kun hvert individ inkludert én gang ved beregning av standard feilen i estimatene. Ikke alle gaupeunger ble merket like etter fødsel. For gaupeunger ble det derfor benyttet et Mayfield estimat (Krebs 1999) for å beregne overlevelsen fra fødsel til merkingstidspunkt i februar/mars året etter fødsel. Dødsårsak til gaupeunger som døde mellom fødsel og merkingstidspunkt, ble klassifisert som ukjent årsak.

På grunn av et moderat antall merkede dyr i Nord Trøndelag, ble det ikke beregnet overlevelsesestimert for de ulike kategorier gauper i dette området. For de øvrige tre områder ble det skilt mellom kjønn, og inndelt i alderskategoriene unger (under

12 måneder), åringer (12-24 måneder) og eldre gauper (mer enn 24 måneder).

I tillegg til kategorien *ukjent årsak*, ble det for dødsårsaker skilt mellom *naturlig død* (hvor gauper dør pga. alder eller næringssvikt), *trafikkulykker*, *jakt* og *illegal jakt*. Illegal jakt er ofte vanskelig å kvantifisere. Vi har derfor benyttet ulike kriterier for å skille mellom illegal jakt, sannsynlig illegal jakt og mulig illegal jakt. Dødsårsaken ble karakterisert som illegal jakt, hvis gaupa ble funnet død med skuddskader, eller senderen funnet avkuttet. Likeledes hvis gaupa var utstyrt med både halssender og buksender, og begge sendere stoppet plutselig, og vi ikke fant dyret etter omfattende leting fra fly og bakke, ble kategorien illegal jakt benyttet. Hvis en eldre gaupe med et etablert eget leveområde plutselig forsvant, og dyret hadde en sender hvor mindre enn halvparten av levetiden var benyttet, samt at vi fikk anledning til å søke intensivt etter dyret fra fly og bakke, ble dødsårsaken kategorisert som *sannsynlig illegal jakt*. Hvis vi ikke fikk anledning til å søke grundig fra fly og bakke etter en gaupe som plutselig og uventet forsvant, og dyrets sender var ny, ble dødsårsak kategorisert som *mulig illegal jakt*.

### 3.3 Beregning av stokastiske faktorerens effekt på gaupas populasjonsdynamikk

Selv om levedyktighetsanalyser har blitt mye utnyttet i forvaltningen av truede og sårbare arter de siste år (e.g. Bessinger & McCullough 2002), har det blitt satt spørsmålsteget ved verdien av de prediksjoner som har kommet (Ludwig 1999). Dette skyldes i første rekke at modellene ikke tar hensyn til de stokastiske faktorer som påvirker alle arters populasjonsdynamikk. Ofte estimeres miljøstokastisiteten fra langtidsserier som viser fluktuasjoner i årlig antall individer (Sæther m.fl. 1998). I slike tilfeller blir miljøstokastisiteten vanskelig å skille fra effektene av feil i bestandsestimatene. Her har vi valgt å estimere miljøstokastisiteten fra individuelle variasjoner i fitness. Innen de 3 ulike "økologiske" regionene er det derfor sett på rekrutteringen av antall avkom fra hver enkelt hunngaue. En rekrutt blir her definert som en årsunge som har overlevd fram til februar måned, ca 7 måneder etter fødsel. For en nærmere beskrivelse av metodikk henvises til Sæther m.fl. 2003.

## A Bestandsdynamikk

Vi vil her foreta en sammenstilling av de reproduksjons- og dødelighetsmønstre som er funnet i de ulike studieområdene. Vi vil deretter undersøke nivået av demografisk- og miljømessige variasjon, samt beregne bestandsvekst i de ulike delbestandene.

## 4 Regionale variasjoner i gaupenes reproduksjonsmønstre

### 4.1 Tidspunkt for kjønnsmodning, reproduksjonsrate

Bare 50% av 2-åringene produserte avkom, men tidspunkt for kjønnsmodning varierte mellom studieområdene. I Hedmark og Sarek produserte kun 4 av 16 (25%) 2-åringer avkom, mens 10 av 12 (> 80%) hunner i den samme aldersgruppe produserte avkom i Bergslagen og N-Trøndelag. Blant de eldre hunnene ble det produsert avkom i nærmere 80% av tilfellene, men også her ble det funnet geografiske variasjoner. Ser vi på produksjonen av avkom samlet for begge aldersgrupper hunngauper, fant vi i Hedmark at det ble produsert avkom i 32 av 49 reproduksjonsforsøk (65%). Tilsvarende tall for Sarek og Bergslagen var henholdsvis 74% og 82%.

### 4.2 Aldersavhengig variasjon i reproduksjon

Reproduksjonskarakteristika fra 157 reproduksjoner til 55 individuelle gauper i 4 studieområder ble analysert. Av de gauper som produserte avkom var kullstørrelsen 2.04 unger. Kun 4 gauper produserte firlinger, 26 gauper produserte trillinger, 69 produserte tvillinger og 25 gaupehunner produserte bare ett avkom. Tar vi med den store andel gaupehunner som ikke produserer avkom (se 6.1), finner vi at i gjennomsnitt produserte de 28 2-år gamle hunnene  $1.3 \pm 1.4$  unger, mens 44 voksne hunner produserte i gjennomsnitt  $1.6 \pm 1$  unger ( $n=129$ ). Forskjellene mellom aldersgruppene var ikke signifikant (Wilcoxon rank-sum test  $Z = -1.24$ ,  $p\text{-value} = 0.22$ ), men dette skyldes at unge hunner i Bergslagen i gjennomsnitt produserte flere avkom enn eldre hunner i det samme område (**tabell 2**). Mellom de øvrige 3 studieområder var forskjellen mellom aldersgrupper signifikant (Kruskal-Wallis chi-square = 9.80,  $df = 1$ ,  $p\text{-value} = 0.0017$ ).

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall avkom produsert av gaupehunner i 4 ulike studieområder i Norge og Sverige. For eldre hunner; (n) representerer antall reproduksjonsforsøk mellom 1994 og 2002.

Område	2-års gamle hunner		Eldre hunner	
	Gj.sn ± SD	(n)	Gj.sn ± SD	(n)
Hedmark	0.8 ± 1.1	(5)	1.3 ± 1.0	(44)
Sarek	0.5 ± 1.0	(11)	1.7 ± 1.0	(61)
Bergslagen	2.8 ± 1.3	(8)	1.8 ± 0.9	(21)
N-Trøndelag	1.3 ± 1.0	(4)	2 ± 0	(3)

### 4.3 Regional variasjon i reproduksjon

Det ble funnet regionale variasjoner i gjennomsnittlig antall unger i begge aldersgrupper (**tabell 2**), men statistisk signifikant bare blant 2-åringene på grunn av de store forskjeller mellom områder i andelen av 2 åringene stor tar del i reproduksjonen. Hos denne aldersgruppen ble det funnet mellom 0.5 (Sarek) og 2.8 (Bergslagen) unger i gjennomsnitt (Kruskal-Wallis chi-square = 12.41, df = 3, p-value = 0.0061). Hos eldre hunner (utelukker N-Trøndelag med kun 3 reproduksjoner), varierte gjennomsnittlig antall unger mellom 1.3 (Hedmark) og 1.8 (Bergslagen), (Kruskal-Wallis chi-square = 5.71, df = 2, p-value = 0.058).

### 4.4 Årlige variasjoner i reproduksjon

Innen ett og samme område finner vi også betydelige variasjoner i reproduksjon (**tabell 3**). Gjennomsnittlig reproduksjon for eldre hunngauper i Sarek varierer mellom  $0.6 \pm 0.9$  unger i 1999 til  $2.5 \pm 0.8$  unger i 2001. Tilsvarende finner vi i Hedmark en variasjon fra  $0.5 \pm 0.8$  unger i 2002 til  $2.2 \pm 0.8$  unger i 1996. Dette avspeiler da variasjoner i andelen av hunner som virkelig produserer avkom, og ikke selve kullstørrelsen.

Tabell 3. Årlige variasjoner i reproduksjon (minimum antall unger født ± sd.) hos eldre gaupehunner i to ulike områder. Kun år med minst 5 reproduksjoner er tatt med.

Område	1995	1996	1997	1998
Sarek	2.0 ± 0.8	1.4 ± 1.0	1.6 ± 1.1	2.0 ± 0.7
Hedmark		2.2 ± 0.8	1.5 ± 0.8	1.0 ± 1.0
Område	1999	2000	2001	2002
Sarek	0.6 ± 0.9	1.8 ± 0.9	2.5 ± 0.8	0.9 ± 0.9
Hedmark	1.5 ± 1.3	1.2 ± 1.0	1.4 ± 0.7	0.5 ± 0.8

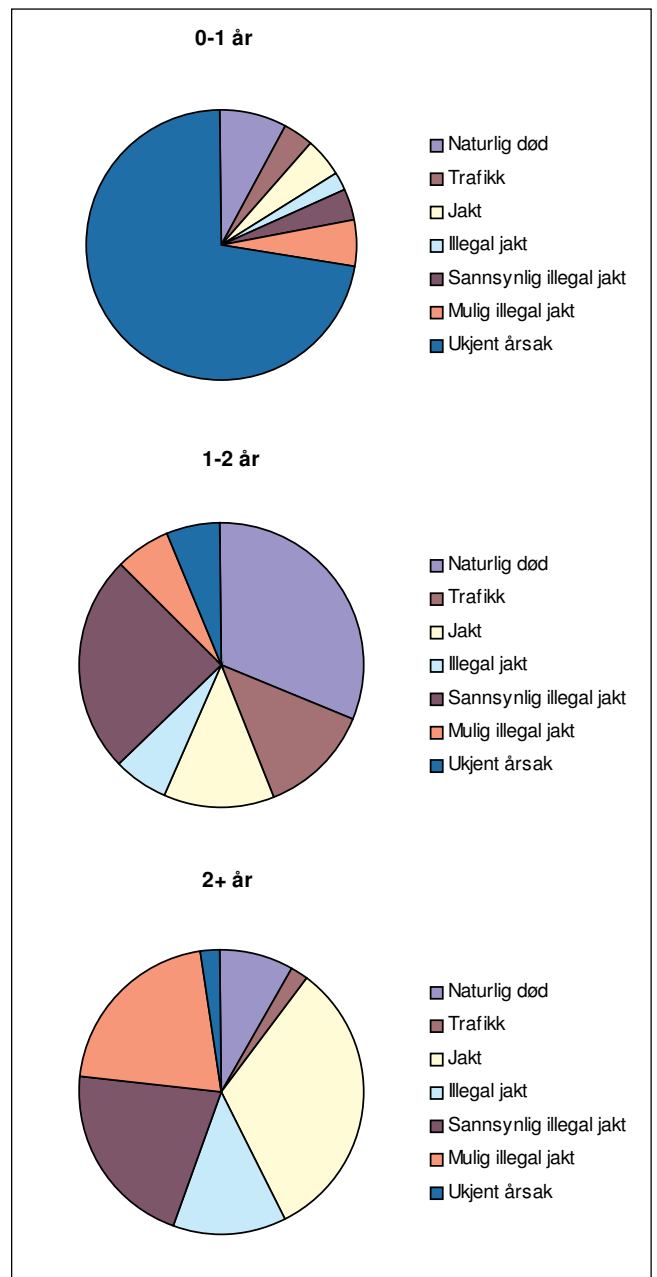
## 5 Dødsårsaker og variasjoner i dødelighet hos radiomerkede skandinaviske gauper

Av de totalt 216 radiomerkede gauper døde eller forsvant 178 dyr i løpet av studieperioden. Halvparten av disse var unger under ett år (86 døde + 3 med ukjent skjebne). I de fleste tilfeller er dødsårsaken til ungene ukjent (62 tilfeller), men i tillegg er det registrert 7 tilfeller av naturlig død; to unger funnet døde tydelig avmagret og med et høyt nivå av parasitter, to døde av skabb, mens 3 unger er drept i trafikken.

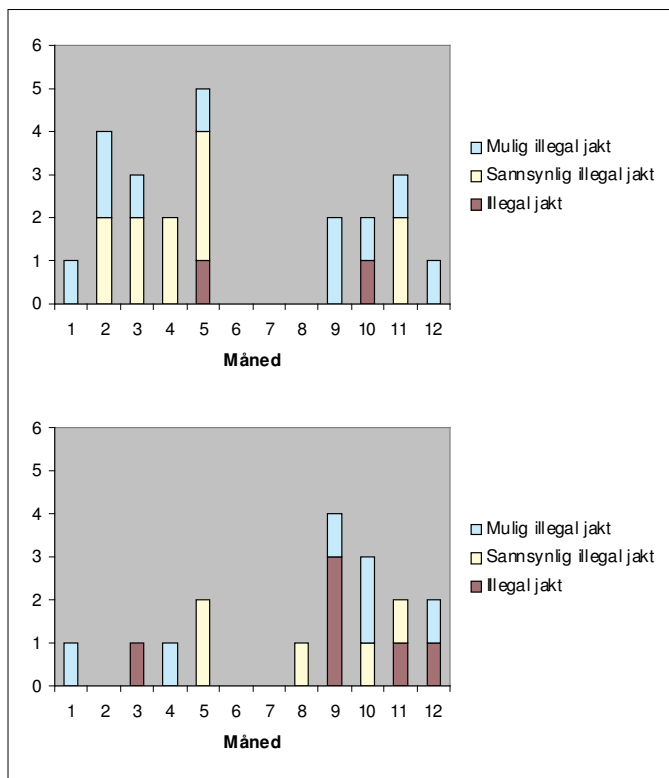
Dødelighetsårsakene er imidlertid ikke de samme hos de 3 aldersgruppene. Som det fremgår av **figur 3**, har eldre gauper en høyere risiko for å dø pga. jakt eller illegal jakt, enn de øvrige to aldersgrupper. Av de totalt 53 eldre gaupene som døde eller forsvant, var jakt og illegal jakt (3 sannsynlighetsgrader) årsak i nærmere 80% av tilfellene (41 tilfeller). Legal jakt på denne aldersgruppen ble kun registrert i 15 tilfeller, men det må her påpekes at i Hedmark, Akerhus og Østfold ble de radiomerkede gauper ofte "fredet" av jegerne selv. I Bergslagen var det dessuten i deler av perioden ikke ordinær jakt på gaupe. I total materialet finner vi 5 tilfeller hvor andre gauper eller andre rovdyr har forårsaket gaupas død. Blant annet ble en eldre hann drept av en annen hann under brunsten, en ung hunngaube ble drept av en annen gaupe, og en ung hann ble sannsynligvis drept av en jerv.

Illegal jakt er klart en betydelig dødsårsak for Skandinaviske gauper. I Hedmark er det beregnet at 5.8% av gaupene dør som følge av illegal jakt, mens de samme tall for Sarek og Bergslagen er henholdsvis 16.9% og 13.1% (Andrén m. fl. in prep.). Estimaten på illegal jakt fra Sverige er maksimalverdier, og basert på alle 3 "sannsynlighetsklasser" av illegal jakt (se Metoder). Det er også klare forskjeller mellom det nordligste studieområdet, Sarek, og de øvrige områder, når det gjelder tidspunkt på året denne type dødelighet inntreffer (**figur 4**). I Sarek ble de fleste gauper skutt illegalt i årets 6 første måneder, mens det i de tre øvrige områder var flest illegalt skutte i de 6 siste månedene, og da gjerne fra september måned og fram mot jul.

Overlevelsesratene for de ulike aldersklassene var klart påvirket av jakt og illegal jakt, spesielt gjelder dette for eldre (> 1 år) gauper. Overlevelsesratene i alle tre studieområdene avtok med minst 7%-enheter for gauper eldre enn 2 år (**tabell 4**). Sagt på en annen måte, den gjennomsnittlige dødelighet for gauper eldre enn 2 år, økte fra noen få % til opp mot 20%, det vil si en 5-10 ganger økning (**tabell 4**). For den yngste aldersgruppen varierte dødeligheten første leveår fra ca 70% for hunngauper i Bergslagen til ca 25% for hunngauper i Hedmark. I 121 reproduksjoner til radiomerkede gaupehunner (2 år og eldre) ble det født 246 gaupeunger (kullstørrelse 2.03). Av disse var kun 126 i live i februar 7 måneder etter fødsel (49% dødelighet).



**Figur 3.** Dødelighetsårsaker til ulike aldersgrupper av gaupe i Skandinavia. (Etter Andrén m. Flere i manus).



**Figur 4.** Antall illegalt skutte, sannsynlig illegalt skutte og mulig illegalt skutte gauper i Sarek (øvre) sammenlignet med tre øvrige områder (nedre). (Etter Andrén m. Flere i manus).

**Tabell 4.** Gjennomsnittlige årlige overlevelses-estimat og deres standard feil (SE; Pollock m.fl. 1989) for tre ulike aldersklasser av gaupe (0-1, 1-2, >2 år gamle) i studieområdene Sarek, Hedmark og Bergslagen. Tre ulike gjennomsnittlige overlevelses-estimat er gitt. Det første inkluderer naturlig død, trafikk og ukjent dødelighet, den andre inkluderer jakt, illegal jakt sannsynlig illegal jakt, mens den tredje også inkluderer tilfeller av mulig illegal jakt. M= hanner, F= hunner.

Kjønn	Aldersklasse (år)	Naturlig, trafikk Og ukjent	+ jakt, illegal jakt og sannsynlig illegal jakt	+ mulig illegal jakt
<b>Sarek:</b>				
M	0-1	0.490 ± 0.078	0.463 ± 0.076	0.411 ± 0.071
M	1-2	0.817 ± 0.143	0.735 ± 0.154	=
M	>2	0.926 ± 0.063	0.903 ± 0.070	0.752 ± 0.094
F	0-1	0.446 ± 0.071	0.407 ± 0.067	=
F	1-2	1 ± 0	0.900 ± 0.090	=
F	>2	0.965 ± 0.039	0.845 ± 0.071	0.798 ± 0.076
<b>Hedmark</b>				
M	0-1	0.591 ± 0.114	=	
M	1-2	1 ± 0	0.583 ± 0.168	
M	>2	1 ± 0	0.857 ± 0.098	
F	0-1	0.778 ± 0.122	=	
F	1-2	0.686 ± 0.192	0.514 ± 0.179	
F	>2	1 ± 0	0.852 ± 0.079	
<b>Bergslagen</b>				
M	0-1	0.303 ± 0.096	0.198 ± 0.067	0.144 ± 0.050
M	1-2	0.571 ± 0.216	=	=
M	>2	1 ± 0	0.787 ± 0.101	0.734 ± 0.105
F	0-1	0.454 ± 0.093	=	0.419 ± 0.089
F	1-2	0.875 ± 0.109	0.766 ± 0.131	0.670 ± 0.136
F	>2	0.962 ± 0.050	0.855 ± 0.087	=

= betyr samme overlevelsesrate som i kolonnen til venstre

## 6 Regionale variasjoner i bestandsdynamikk

Av 165 kjente reproduksjonsforsøk hos Skandinaviske gauper 2 år og eldre, kjenner vi rekrutteringssuksessen i 157 tilfeller. På dette grunnlag presenterer vi først regionale og mellomårsvariasjoner i rekrutteringsrate, deretter gjennomføres en beregning av effektene av den stokastiske variasjon på bestandsdynamikken hos gaupe. Det samme materiale gir deretter grunnlag for beregning av de regionale vekstrater.

### 6.1 Variasjoner i rekruttering av avkom

Generelt for alle år og alle områder ble det født unger i 121 av 165 reproduksjonsforsøk (73%). Av de 121 som fødte avkom ble det rekruttert avkom (ungen(e) i live i februar 7 måneder etter fødsel) i 85 tilfeller. Dette betyr at i 30% av tilfellene døde alle ungene i et kull i løpet av de første 7 måneder. Sett i forhold til alle gaupehunner 2 år og eldre, var det bare ca 52% som rekrutterte avkom. Rekrutteringsraten varierte lite mellom

de 3 ulike "økologiske" regioner. I "Lav tetthet rådyr" regionen var det rekruttert i 55% av tilfellene, mens det tilsvarende tall for "tamrein" og "høy rådyrtetthet" var 50%. Mellomårsvariasjonene i rekrutteringsrate var betydelige, men minst i "Lav rådyrtetthet" regionen (**tabell 5**).

### 6.2 Nivået på de stokastiske komponenter og regional bestandsvekst

Nivået på den demografiske variasjon er høyt for alle de 3 regioner (**tabell 6**). Dette betyr at det er stor individuell variasjon i de ulike hunnenes bidrag til bestandsveksten. Miljøvariasjonen i "Tamrein" regionen er også høyere enn det som er funnet hos de fleste andre arter, selv om den er betydelig lavere enn den som er funnet hos jerv (Sæther m. fl. 2003). De årlige estimater av  $\lambda$  varierte betydelig i alle områder. Selv om et veid gjennomsnitt antyder forskjeller i tilvekst mellom de ulike regioner (**tabell 6**), er materialstørrelsen ikke stor nok til å fastslå at dette virkelig er tilfelle. I **kapittel 10.4** benytter vi derfor et veid gjennomsnitt for samtlige områder samlet, ved beregning av en generell bestandstilvekst.

**Tabell 5.** Rekrutteringsrater for gaupehunner 2 år og eldre i 3 ulike "økologiske" regioner i Skandinavia. Gjelder perioden 1995 – 2002 for regionene "Tamrein" og "Lav rådyrtetthet" og perioden 1997 – 2002 for region "Høy rådyrtetthet".

Økologisk region	Antall potensielt reproduserende gaupehunner	Gjennomsnittlig rekrutteringsrate (%)	Mellomårsvariasjon i rekrutteringsrate (%)
Tamrein	78	50	0 – 91
Lav rådyrtetthet	49	55	43 – 71
Høy rådyrtetthet	38	50	25 – 78

**Tabell 6.** Oversikt over nivå på demografisk variasjon ( $\sigma_d^2$ ), miljøvariasjon ( $\sigma_e^2$ ), og bestandsvekst ( $\lambda$ ) hos gaupe i 3 ulike økologiske regioner. For regionene "Tamrein" og "Lav rådyrtetthet" er  $\sigma_d^2$  beregnet for perioden 1994–2001, mens  $\lambda$  er beregnet som et veid gjennomsnitt for perioden 1995–2001. For region "Høy rådyrtetthet" er både  $\sigma_d^2$  og  $\lambda$  beregnet for perioden 1997–2001. På grunn av liten materialstørrelse er  $\sigma_e^2$  kun beregnet for "Tamrein" regionen.

Økologisk region	Totalt antall rekrutteringer	Demografisk variasjon, $\sigma_d^2$	Miljømessig variasjon, $\sigma_e^2$	Estimert bestandsvekst, $\lambda$
Tamrein	66	0.5077	0.0676	1.19
Lav rådyrtetthet	46	0.8108		1.29
Høy rådyrtetthet	29	0.8747		1.14

## 7 Sammenheng mellom gaupehunners kroppsvekt, reproduksjon og rekrutteringsrate

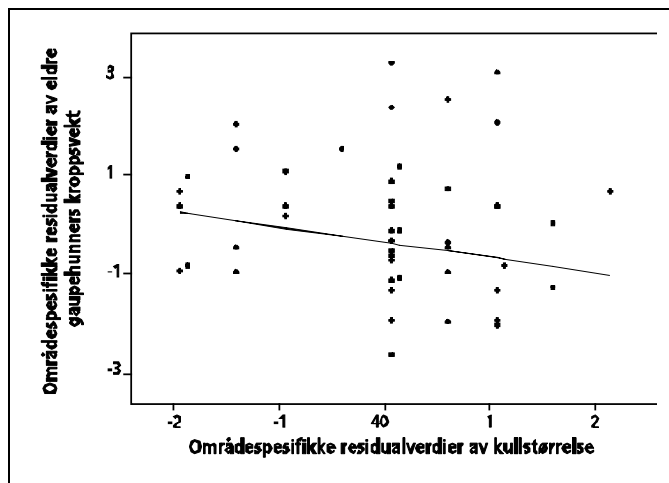
Både hos unge (8.5–10 måneder gamle) og voksne (>24 måneder) hunngauper ble det funnet geografiske variasjoner i kroppsvekt ( $\chi^2 = 10.5$ ,  $p = 0.015$ , og  $\chi^2 = 23.3$ ,  $p < 0.01$ , henholdsvis, **tabell 7**). Dette skyldes i hovedsak at vektene for begge aldersgrupper var høyest i det nordligste svenske studieområdet, Sarek. Mellom de 3 øvrige områder var det små forskjeller.

For å se om det var noen sammenheng mellom vekt på 2 år og eldre hunner og antall produserte avkom pr. hunngaue (0–4), kalkulerte vi de område-spesifikke residualverdier av individuell kroppsvekt, og benyttet disse sammen med de område-spesifikke residual verdiene for produksjon, i en lineær regresjonsanalyse. Det var ingen sammenheng mellom de område-spesifikk vekter av 43 gaupehunner og antall unger produsert pr. hunngaue ( $t = -0.51$ ,  $p = 0.61$ ,  $R^2 = 0$ , **figur 5**).

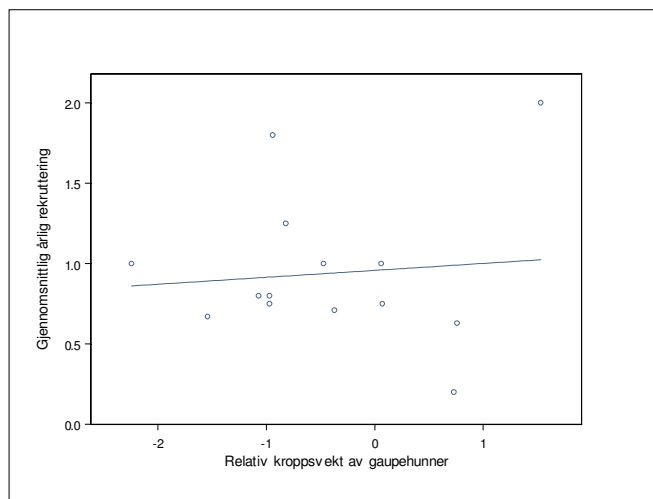
De individuelle residualverdier av kroppsvekt for eldre hunngauper ble også benyttet for å se på sammenhengen mellom kroppsvekt og rekruttering av avkom. For 15 hunngauper som var fulgt i 4 år eller mer, beregnet vi gjennomsnittlig årlig rekruttering (avkom i live i februar måned). Den individuelle gjennomsnittlige rekruttering varierte mellom 0.2–2 avkom, med et gjennomsnitt for samtlige 15 hunngauper på 0.94 avkom per år. Det var imidlertid ingen sammenheng mellom gaupehunnenes vekt og antall rekrutter ( $R^2 = 0.009$ ,  $t = 0.33$ ,  $p = 0.74$ , **figur 6**).

**Tabell 7.** Geografisk variasjon i gjennomsnittlig kroppsvekt (kg) på hunngauper av ulik alder i 4 ulike studieområder

Område	Alder		Voksne hunner	
	8.5–10 måneder		> 24 måneder	
Hedmark	10.8 ± 1.1	(6)	15.7 ± 1.2	(15)
Sarek	12.8 ± 1.4	(9)	18.0 ± 1.6	(33)
Bergslagen	10.5 ± 0.9	(5)	16.3 ± 0.9	(7)
N-Trøndelag	11.9 ± 0.6	(2)	16.2 ± 1.0	(3)



**Figur 5.** Sammenheng mellom vekt av eldre hunngauper og kullstørrelse. Verdier er gitt som område-spesifikke residualverdier.



**Figur 6.** Sammenheng mellom vekt av eldre hunngauper og gjennomsnittlig årlig rekruttering av avkom (avkom i live i februar 7 måneder etter fødsel). Samtlige 15 individer er fulgt i 4 år eller mer.



## 8 Konklusjon – Bestandsdynamikk

En skjematisk oversikt over reproduksjonsmønster hos gaupe i de tre ulike økologiske regioner er gitt i **tabell 8**. Gjennomsnittlig antall avkom pr. hunngaue i "Lav rådyrtetthet"-regionen, Hedmark, var noe lavere enn for de øvrige områder, og gjenspeiler hovedsakelig en større andel ikke-reproduserende gauper. Det er tre forhold som kan forklare dette. Sammenlignet med de to områdene i Sverige, er det et relativt stort uttak av gauper under legal jakt i februar måned i Hedmark. I vårt materiale av radiomerkede gauper i Hedmark, er jakttrykket underestimert fordi mange av gaupene ble "fredet" av lokale jegere. Selv om gauper i fangenskap er vist i et fåtall av tilfeller å kunne komme i brunst mer enn én gang hvert år (Stehlik 2000), er det ingen observasjoner av ombrunst for gauper i naturlige bestander i Europa. Det er dessuten sannsynlig at sent fødte unger vil ha en lavere overlevelse enn unger født til normal tid. Dette betyr at felling av eldre etablerte hanner i februar kan medføre at de eldre hunngauper i samme område, ikke blir bedekket under den påfølgende brunst. Våre data viser også at parringene er svært synkronisert (og følgelig også fødslene), hvor 90% av parringene skjer i løpet av en 7-10 dagers periode. Varierende tidspunkt for sjekking av ungeproduksjon mellom de ulike områder, kan være en annen årsak til at en høyere andel eldre hunner blir registrert uten avkom i Hedmark. Fra Canadisk gaupe (*Lynx canadensis*) kjenner vi til at hunnene taper hele kullet like etter fødsel når fødetilgangen er dårlig (Mowat & Slough 1998). En tilsvarende rask demografisk respons hos eurasiske gaupe vil kunne medføre at sjekking av reproduksjonsstatus 5 uker etter fødsel, slik det gjøres i Hedmark, i betydelig grad kan underestimere det reelle antall fødte unger. I Hedmark har vi en rekke eksempler på at eldre hunngauper har vært stabile innen ett og samme område i 1-uker i slutten av mai, før de igjen har fortsatt sin vandring rundt i leveområdet. Dette støtter opp under hypotesen om at en større andel eldre hunner reproduserer, men at tapet av ungene skjer før vi foretar våre registreringer. Relatert til dette, er generelt dårligere tilgang på byttedyr et tredje forhold som kan forklare den lave reproduksjon blant eldre gauper i Hedmark. I Polen fant Okarma m.fl. (1997) at reproduksjonsraten varierte sterkt som en respons

på nedgang i byttedyrtetthet, det samme registreres hos Canadisk gaupe (Slough & Mowat 1996).

Flere av de ovenstående forhold kan også forklare varierende produksjon og ulikt tidspunkt for kjønnsmodning hos 2-årige hunngauper mellom de ulike områder. Hos pattedyr finner vi vanligvis at det er en sammenheng mellom kroppsvekt på unge dyr og tidspunkt for start av reproduksjon. Imidlertid finner vi at selv om unge gauper (81/2–10 måneder gamle) i de to områdene hvor tamrein er viktigste byttedyr, gjennomgående hadde høyere vekt enn gauper i områder hvor rådyr var hovedføde, var det stor forskjell på andelen 2-åringer som produserte avkom i disse to områdene. Forskjellene mellom Sarek og Nord-Trøndelag kan muligens forklares ved at gauper i Nord-Trøndelag som har tilgang til tamrein i lange perioder, kan skifte til rådyr når tilgangen på tamreinen endres som følge av de sesongmessige forflytninger. I Sarek er tamrein det eneste større byttedyr for gaupa, og etter samling og påfølgende flytting av tamrein, kan større områder mangle dyr (Pedersen m.fl. 1999).

Heller ikke fant vi noen sammenheng mellom hunnens kroppsvekt og produksjon av avkom samt rekruttering av avkom. Det finnes ingen kjente studier av kattedyr hvor disse forhold er undersøkt, men hos rødrev (*Vulpes vulpes*), er det funnet en sammenheng mellom hunners fett depot og ungeproduksjon (Lindstrøm 1983). Hos andre rovdyr, som coyote (*Canis latrans*) ble det imidlertid ikke funnet noen sammenheng mellom reproduksjonsrate og kroppscondisjon (Pouille m. fl. 1995), men dette kan skyldes at sosialt stress hos slike sosiale rovdyr kan virke hemmende på enkeltindividets ungeproduksjon. I de tilfeller vi finner gode sammenhenger mellom individuell kroppsvekt og reproduksjonssuksess, benyttes "kapitalen" det vil si energien i akkumulerte fettdepot til produksjon og diing av avkom. I andre tilfeller skjer produksjon og oppfostring av avkom uten bruk av en slik "kapital". Her benyttes den energi som skaffes gjennom fødeopptak fra dag til dag. Hvis gaupa har en slik strategi, kan dette forklare hvorfor vi ikke finner en sammenheng mellom reproduksjonsparametre og kroppsvekt. Dette betyr at gaupa er mest påvirket av tilgangen på byttedyr innen et mer begrenset område i perioden hvor ungene fødes, og ikke av tilgangen på føde om vinteren, da de fleste av kroppsvektene er målt.

**Tabell 8.** Skjematisk oversikt over reproduksjonsmønster hos gaupe i tre ulike økologiske "regioner".

Økologisk region	Kullstørrelse, eldre gauper	Kullstørrelse, 2-års gauper	Andel reproduserende 2-åringer	Årlige variasjoner i reproduksjon
Tamrein	Høy	Varierende	Varierende	Høy
Lav rådyrtetthet	Lav	Lav	Lav	Høy
Høy rådyrtetthet	Høy	Høy	Høy	Høy

En generelt høy grad av individuell og årlig variasjon i rekrutte ringsrate innen ett og samme studieområde, er imidlertid det viktigste trekk ved gaupenes reproduksjonsmønster. Dette er uttrykk for at stokastiske komponenter har en betydelig innvirkning på bestandsdynamikk hos gaupe. Høy demografisk variasjon og en høy miljøvariasjon, slik den er funnet i "Tamrein" regionen, vil i stor grad påvirke kravet til størrelsen på levedyktige bestander av gaupe, og vanskeliggjøre en presis forvaltning med en kvotefastsettelse basert på antall registrerte familiegupper året før jaktuttak (se **kapittel 11**).

Den omfattende illegale jakt som er dokumentert på gaupe, er en faktor som i stor grad vil påvirke veksten i bestandene. Omfanget av den illegale jakten var betydelig lavere i Hedmark sammenlignet med de to svenske studieområdene. I Hedmark var 5.8% av gaupene drept som følge av illegal eller sannsynlig illegal jakt, mens de samme tall fra de svenske områder var 13.1% og 16.9% for henholdsvis Bergslagen og Sarek. I disse to svenske områdene er imidlertid mulighetene til legal jakt betydelig redusert i forhold til i Hedmark. Det ser ut til at en større andel jegere i Hedmark har tiltro til de oppgitte bestandstettheter, mens man i mange andre områder har en s.k. "datakonflikt" som i de fleste tilfeller går på at de utøvende jegere tror tettheten er langt høyere enn det som anslås av forskere og forvaltere (Brainerd 2003). Slike forhold kan også antas å påvirke omfang av illegal jakt. Den omfattende lokale involvering man har i Hedmark når det gjelder bestandsovervåking, kan ha bidratt positivt i så måte.

## B Bestandsovervåking og bestandsutvikling av gaupe i Norge

### 9 Metoder benyttet ved overvåking av gaupebestander

Innenfor programmet "Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr" er det for gaupe de siste år gjort betydelige metodiske forbedringer for å sikre en bærekraftig forvaltning av arten. Metodikken som benyttes er i stor grad basert på lokal involvering, og hvor målet er å estimere minimum antall familiegupper innen et område. I tillegg har det fra 2002 blitt etablert et system med indeksslinjer, som skal avdekke den generelle trend i bestandsutviklingen. Det er tre klart definerte steg i denne prosessen:

- definering av klare instruksjoner for bruk av indeksslinjer
- estimering av minimum antall familiegupper av gaupe basert på avstandsregler, og
- estimering av total gaupebestand ut fra antall familiegupper

#### 9.1 Defineringsinstruksjoner for bruk av indeksslinjer

Det er foretatt en evaluering av 3-km lange transektlinjers evne til å avdekke reelle endringer i en gaupebestand i Hedmark. Ved å benytte reelle data for arealbruk til radiomerkede gauper, ble det ved hjelp av GIS, foretatt simuleringer av kryssinger av utlagte transektlinjer. Effekten av linjenes plassering (tilfeldig eller valgt), tetthet av transektlinjer og antall dager siden siste snøfall ble undersøkt. I hvert eneste tilfelle ble det beregnet sannsynligheten for å registrere en gaupe som befinner seg innen området, samt i hvor sterk grad metoden kunne avdekke reelle endringer i bestandsstørrelse mellom påfølgende takseringer. Resultatene viste at linjer på valgte plasser oppdaget gauper bedre enn tilfeldig utplasserte linjer. Oppdagbarheten økte også som ventet med økt antall netter etter snøfall, og med økt tetthet av linjer. Resultatene viste at det var en 80% sjanse for å oppdage en gaupe hvis man foretar registreringene på 3 netter gammel sporsnø og med en linjetetthet på 1 linje per 38 km<sup>2</sup>. For en nærmere beskrivelse av metodikken henvises til Odden m.fl. 2002.

#### 9.2 Estimering av minimum antall familiegupper av gaupe basert på avstandsregler

I de tilfeller hvor det ikke er mulig å skille de enkelte familiegupper fra hverandre ved hjelp av baksporing på snø, eller hvor observasjoner av familiegupper ikke skjer på samme tid, skal det benyttes avstandsregler som gjør det mulig å skille de ulike familiegupper fra hverandre. Basert på en analyse av

radiomerkede gaupers arealbruk i 5 ulike studieområder i Skandinavia, er det laget avstandsregler som gjelder for 3 ulike økologiske "regioner". Disse regionene kategoriseres på bakgrunn av byttedyrfrekvens; det er således laget separate regler for gauper i tamreinområder, og områder med lav og høy tetthet av rådyr. Avstandsreglene er delt inn i to typer. Den ene tar utgangspunkt i størrelse og lengde på leveområdene til voksne hunngauper, og benyttes når sporobservasjoner er akkumulert over en lengre periode om vinteren. Den andre tar utgangspunkt i forflytningsavstander i løpet av en uke. Innenfor de 3 ulike økologiske "regionene" finner vi stor variasjon i gaupers arealbruk (**tabell 9**). Således varierte maksimal lengden på hunngaupers leveområder mellom 28 og 54 km, mens den gjennomsnittlige maksimale daglige distanse som tilbakelegges varierer mellom 8 og 16 km. På grunn av denne store variasjon i arealbruk, må man benytte ulike avstandsregler i ulike områder. Tester som er foretatt viser at bruk av disse to typer regler i de fleste tilfeller skiller familiegupper fra hverandre på en korrekt måte. For en nærmere beskrivelse henvises til Odden m.fl. 2001, og Brøseth m.fl. 2003.

### 9.3 Estimering av minimum total gaubebestand ut fra antall familiegupper

I forbindelse med kvotefastsettelse ønskes ofte en ekstrapolering fra antall familiegupper til et estimat for minimum bestandsstørrelse. Ved å benytte data vedrørende overlevelse og reproduksjon fra tre skandinaviske studieområder, er det gjennomført simuleringer av kjønns- og aldersstrukturen i gaubebestandene i februar måned, som er tidspunktet de fleste registreringer av familiegupper skjer på.

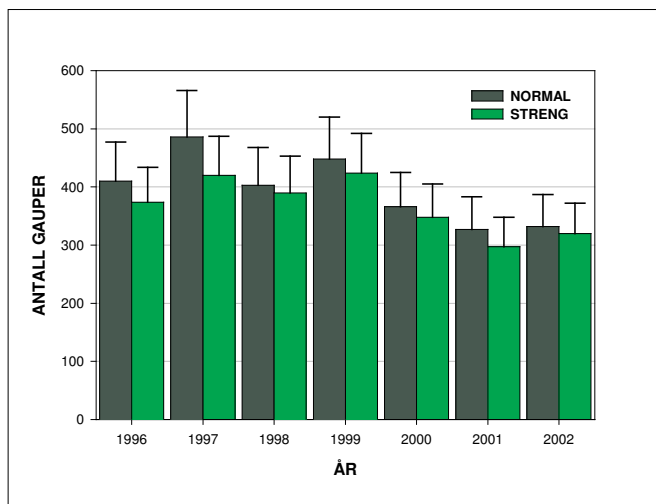
Andelen som familieguppene utgjorde av totalt antall uavhengige dyr (dvs. eldre dyr og åringer) var i snitt 23% ( $\pm 3.8\%$ ), men varierte fra 21% ( $\pm 2.1\%$ ) i Sarek, 22% ( $\pm 3.6\%$ ) i Hedmark til 27% ( $\pm 3.1\%$ ) i Bergslagen. Dette betyr at antall familiegupper må multipliseres med 6.14 ( $\pm 0.44$ ) i Sarek, 6.24 ( $\pm 0.73$ ) i Hedmark og 5.48 ( $\pm 0.40$ ) i Bergslagen for å få et mål på totalbestanden av gauper. For en nærmere beskrivelse henvises til Andrén m.fl. 2002.

### 9.4 Bestandsutvikling av gaupe i Norge 1996 – 2002

Beregning av et minimum bestandsestimert for gaupe i Norge tar utgangspunkt i minimum antall familiegupper før jakt, og hvor det er benyttet to ulike avstandsregler, (strengt -AR1a og normale -AR1b, se Nasjonalt program for overvåking av store rovdyr. Odden m.fl. 2001, Brøseth m.fl. 2003) for å skille de ulike familieguppene fra hverandre. I perioden 1996–2002 har minimum antall familiegupper før jakt avtatt fra 69 til 56 ved bruk av normale kriterier (fra 63–54 ved bruk av strenge kriterier). Dette gir en generell nedgang i bestanden på landsbasis på henholdsvis 28% for normale kriterier ( $R^2 = 0.58$ ,  $P < 0.05$ ) og 23% ( $R^2 = 0.50$ ,  $P = 0.07$ ) for strenge kriterier. Tilsvarende er det på bakgrunn av dette estimert minimum total bestandsstørrelse før jakt i samme periode (**figur 7**). Nedgangen på landsbasis i minimum antall familiegupper i perioden 1996 – 2002 har vært på 27% ved bruk av normale kriterier for skille av familiegupper (se Brøseth m.fl. 2003). Endringen i antall familiegupper har ikke vært lik i alle deler av landet. For en nærmere beskrivelse av regionale endringer se **kapittel 10**.

**Tabell 9.** Gjennomsnittlig størrelse, maksimum og sirkulær lengde og lengde/brede forhold på vinter (1. november – 30. april) leveområder til eldre hunngauper i ulike studieområder. Beregnet ved bruk av 100 % minimum convex polygon (MCP).

Område	Areal (km <sup>2</sup> , gj.sn $\pm$ SD)	Max. lengde (km, gj.sn. $\pm$ SD)	Sirkel diameter (km, gj.sn. $\pm$ SD)	Lengde / bredde (variasjon)
Lav rådyrtetthet	644 $\pm$ 129 (7)	54 $\pm$ 15 (7)	29 $\pm$ 3 (7)	2.9 (1.1-6.0)
Høy rådyrtetthet	266 $\pm$ 155 (12)	28 $\pm$ 11 (12)	12 $\pm$ 6 (12)	1.7 (1.3-2.3)
Tamreinområde	468 $\pm$ 240 (8)	38 $\pm$ 14 (8)	24 $\pm$ 6 (8)	2.8 (1.2-8.0)
Df	2, 25	2, 25	2, 25	
F	9.7	8.5	9.8	
P	0.001	0.002	0.001	



Figur 7. Estimert totalbestand av gaupe i Norge i perioden 1996 – 2002.

## 10 Regionale forskjeller i bestandsutvikling relatert til kjent avgang av gaupe

Her vil vi gjennomgå mer i detalj den observerte bestandsutvikling av gaupe i Norge, fordelt på 4 ulike geografiske regioner (etter Brøseth m.fl. 2003), og relatere dette til jaktuttak, annen kjent avgang og estimert bestandstilvekst.

### 10.1 Bestandsutvikling i 4 ulike geografiske regioner

For å se på bestandsutviklingen inne ulike deler av landet er det foretatt en inndeling av landet i 4 geografiske regioner. Inndelingen er dels basert på forekomst av viktige byttedyr, dels på geografiske forhold (tabell 10).

Regionene må ikke nødvendigvis oppfattes som egne demografiske enheter. Sett på bakgrunn av gaupas store spredningsevne (Andersen m.fl. 2003) må det antas utveksling i det minste mellom naboregioner, mens 3 av regionene også har utveksling med dyr i Sverige. Årlige endringer i minimum antall familiegrupper er presentert for disse 4 ulike regionene for perioden 1996–2002 (Brøseth m.fl. 2003, figur 8)

Mens Nord-regionen og Sør-Øst regionen ikke har signifikante endringer i minimum antall registrerte familiegrupper, har det vært en klar nedgang i begge de andre regionene. I Midt-regionen har det vært en nedgang på hele 53% ( $R^2 = 0.59$ ,  $P < 0.05$ ), mens tilsvarende nedgang i Sør-Vest regionen er på 47% ( $R^2 = 0.68$ ,  $P < 0.05$ ).

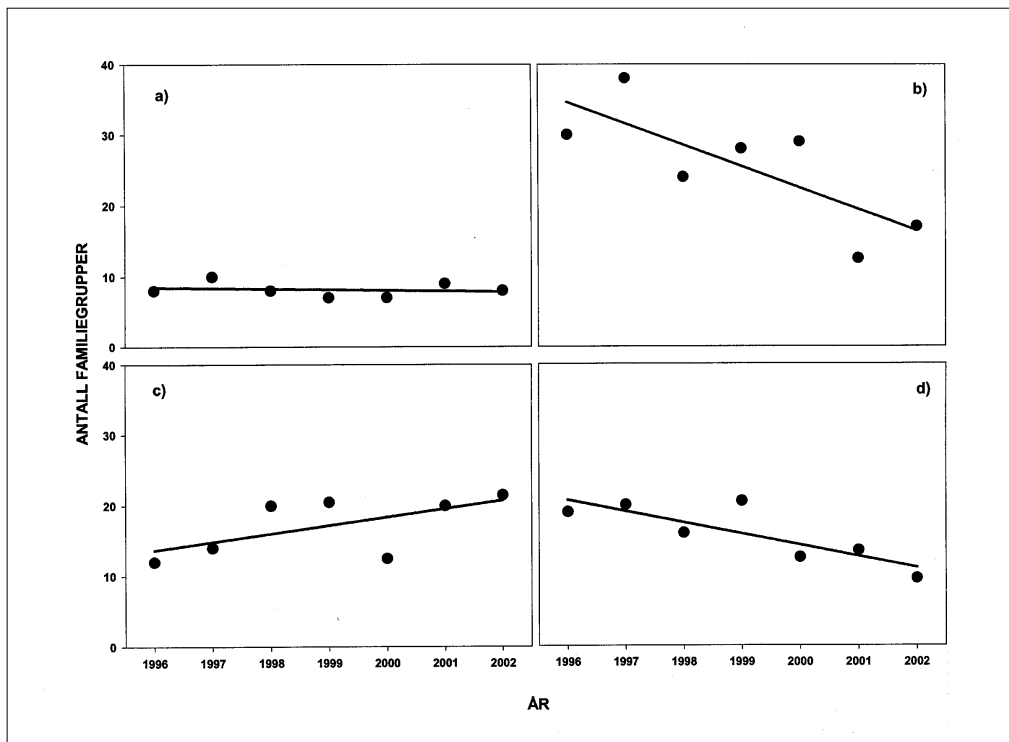
### 10.2 Regional kjent avgang av gaupe

Totalt er det registrert en avgang på 731 gauper innen regionene samlet i perioden 1996–2002 i ROVBASEN (tabell 11). Av dette utgjør jaktrelatert dødelighet 85%. Nærmere 40% av gaupene er skutt i Midt-regionen, mens Nord-regionen står for i overkant av 8% av jaktuttaket. Av annen kjent avgang står påkjørsler for hele 60% av tapet. Av de totalt 64 registrerte påkjørsler har 75% skjedd i månedene oktober – mars, og avspeiler muligens forskjeller i fordelingen av rådyr sommer og vinter. Oversikt over øvrig annen kjent avgang er vist i tabell 12.

Det er kun registrert 3 tilfeller av ulovlig felling av gaupe i ROVBASEN. Dette er neppe dekkende for det faktiske nivå av illegal jakt. Som vist i denne rapporten har nivået av registrert illegal jakt, registrert gjennom oppfølging av 216 individuelle radiomerkede gauper, variert mellom 5.8% og 16.1% av totalbestand, avhengig av land og hvilke kriterier for fastslåing av illegal jakt som settes. Den illegale jakten er klart mindre utbredt i Norge sammenlignet med Sverige, men fortsatt en

**Tabell 10.** Fylkesvis sammenslåing av ulike regioner for vurdering av bestandsutvikling av gaupe i perioden 1996–2002.

Nord-region	Midt-region	Sør-Øst region	Sør-Vest region
Finmark	Nordland sør før Tyss-	Oppland	Buskerud
Troms	fjorden–Hellekofjorden	Hedmark	Vestfold
Nordland nord	Nord Trøndelag	Oslo	Telemark
for Tyssfjorden-	Sør-Trøndelag	Akershus	Aust-Agder
Hellekofjorden	Møre og Romsdal	Østfold	Vest-Agder
			Rogaland



**Figur 8.** Årlige endringer i registrerte familiegrupper i fire ulike regioner i perioden 1996–2002. a) Nord-region b) Midt-region c) Sør-Øst-region d) Sør-Vest-region.

**Tabell 11.** Oversikt over årlig jaktuttak og annen avgang i 4 ulike geografiske områder i perioden 1996–2002. Jakt; ordinær jakt og fellefangst. Annet; all annen kjent dødelighet.

År	Nord-region		Midt-region		Sør-øst region		Sør-vest region		Totalt	
	Jakt	Annet	Jakt	Annet	Jakt	Annet	Jakt	Annet	Jakt	Annet
1996	4	4	46	7	14	9	18	6	82	26
1997	5	1	48	3	14	8	16	3	82	15
1998	11	4	46	3	25	4	30	1	112	12
1999	1	2	24	4	38	4	25	1	88	11
2000	7	5	36	4	32	10	19	2	94	21
2001	16	-	18	1	30	6	15	3	79	10
2002	10	3	28	2	36	5	14	1	88	11
	54	19	246	24	189	46	137	17	625	106

faktor som må tas i betraktning ved eventuelle beregninger av høstingspotensialet. Videre har det vært registrert kun 5 tilfeller av sykdom, hovedsakelig skabb. Data fra våre radiomerkede gauper viser at ikke alle gauper som får skabb utvikler en atferd som gjør dem lett oppdagbar. I Sverige er totalt 50 gauper funnet i perioden 1987-1999.

**Tabell 12.** Annen kjent avgang av gaupe utenom jakt i perioden 1996-2002, fordelt på ulike dødsårsaker. Rangert etter tapsomfang.

Dødsårsaker	Antall
Påkjørt	64
Ukjent årsak	13
Skadefelling, Viltlovens §12	10
Ulykker	6
Sykdom	5
Nødverge, Viltlovens §11	4
Ulovlig felling	3
Drept av annen gaupe	1

### 10.3 Estimert gjennomsnittlig bestandstilvekst for gaupe

Vi har estimert en gjennomsnittlig bestandstilvekst over en lengre periode basert på data fra radiomerkede gauper. På bakgrunn av rekruttering av avkom og kjent dødelighet utenom jakt (inklusive naturlig dødelighet, illegal jakt, ulykker og sykdom) for 59 gauper 2 år og eldre, har vi beregnet bestandstilveksten for gaupebestanden som helhet. Denne er fremkommet som et veid gjennomsnitt av bestandstilvekst for det enkelte år i de tre ulike studieområder, og ble funnet å være  $\lambda = 1.22 \pm 0.33$  (95% CI; 1.06–1.39). Det relativt høye standardavvik og høye konfidensintervall avspeiler de demografiske og miljømessige variasjoner vi tidligere har vist.

I og med at den estimerte bestandstilvekst tar hensyn kun til den naturlige dødelighet i perioden mai–februar, vil dette overestimere den reelle bestandsveksten noe, da dødelighet av hunngauper som skjer i perioden etter jakt og fram til produksjon av avkom i slutten av mai, ikke blir tatt hensyn til. Basert på tilgjengelige data fra Rovbasen (se **tabell 11**) finner vi at av en total avgang utenom jakt på 106 gauper, har 35 skjedd i perioden februar–mai. Gitt at dødeligheten er likt fordelt mellom alle kjønn og aldersgrupper, antar vi at den årlige gjennomsnittlige bestandstilvekst er 20% ( $\lambda = 1.20$ ). Årlige endringer i bestandsstørrelse blir da

$$(1) \quad N_{t+1} = (N_t - \text{Jakt}) * \lambda.$$

Hvis man ideelt sett ønsker å ha en stabil bestand med en  $\lambda = 1.20$ , kan man ha følgende jaktuttak:

$$(2) \quad (N_{\text{stabil}} - \text{Jakt}) * \lambda = N_{\text{stabil}}$$

$$(3) \quad 1.2 N_{\text{stabil}} - N_{\text{stabil}} = \text{Jakt} * 1.2$$

$$(4) \quad N_{\text{stabil}} = \text{Jakt} * 6$$

$$(5) \quad \text{Jakt} = N_{\text{stabil}} / 6$$

Dette betyr da en avskytning på 16.7% av estimert bestand før jakt.

## 10.4 Hvor godt kan vi forklare de regionale endringer i bestandsstørrelse?

Vi kjenner nå avgang av gaupe gjennom jakt og andre typer avgang i 4 ulike geografiske regioner (10.2). I tillegg har vi estimert en årlig bestandstilvekst for gaupe (10.3). Hvis vi antar lik innvandring som utvandring, og at bestandstilveksten ikke endres på grunn av endringer i styrken på tetthetsavhengige faktorer, skulle vi da kunne forklare de regionale endringer i minimum antall familiegrupper.

Det årlige jakttrykk i de fire ulike regioner framgår av **tabell 13**. Bare i 8 av 28 tilfeller er jakttrykket under 16.7%, noe som teoretisk vil gi en stabil bestand. Det er derfor åpenbart at det generelle jakttrykk har vært alt for høyt.

### 10.4.1 Nord-region

Det gjennomsnittlige jakttrykk har vært 15.3% i Nord regionen, og variert mellom 2.3% i 1999, hvor bare 1 gaupe ble felt under ordinær jakt, til 29.1% i 2001 hvor 16 dyr ble skutt under jakt. Med utgangspunkt i minimumsbestand i 1996 og kjent jakttrykk, kommer man ut med en estimert bestand på 68 dyr i 2002 før jakt (49 dyr ut fra minimum antall familiegrupper), og 70 dyr før jakt i 2003. Annen registrert dødelighet enn jakt utgjør i denne regionen en stor andel av den totale avgang (26%). Faktisk er denne type dødelighet dobbelt så høy som gjennomsnitt for de øvrige 3 regioner (13%). Hvis vi tar hensyn til dette og benytter jakt + 1/2 parten av annen avgang hvert år (**tabell 11**), gir bruk av den samme årlige bestandstilvekst en estimert bestand på 51 dyr før jakt i 2002, og 48 dyr før jakt i 2003 (**tabell 13**). Den langsiktige trend i minimum antall familiegrupper kan derfor forklares med bakgrunn i kjent jakttrykk og nivå på annen kjent avgang.

### 10.4.2 Midt-region

Det gjennomsnittlige jakttrykk i Midt regionen har vært 22.9%. Regionen har hatt en kraftig nedgang i estimert bestand, hvor minimum antall registrerte familiegrupper har gått ned fra 30 i 1996 til 17 før jakt i 2002. Med utgangspunkt i minimumsbestand i 1996 og kjent jakttrykk, kommer man ut med en estimert bestand på 88 dyr i 2002 før jakt (105 dyr ut fra minimum antall familiegrupper), og 72 dyr før jakt i 2003 (**tabell 13**). Den langsiktige trend i minimum antall familiegrupper registrert kan derfor forklares ut fra jakttrykket, men gir en liten underestimert av minimum bestandsstørrelse før jakt i 2002. Dette kan skyldes en liten netto innvandring fra Sverige, hvor jakttrykket er betydelig lavere. Svenske overvåkingsdata indikerer at gaupebestanden som finnes innen reinbeitedistriktene på svensk side av grensen er tette (Östergren pers. med.).

**Tabell 13.** Estimering av årlig jakttrykk (% av estimert bestand) og bestandsstørrelse før jakt i 4 ulike regioner i Norge, basert på registreringer av minimum antall familiegupper av gaupe. Nord-region anses som et "Tamreinområde", Midt-regionen som en blanding av "Tamrein" og "Lav rådyrtetthet", Sør-Øst regionen som en "Lav rådyrtetthet" og Sør-Vest regionen som en blanding av "Høy og Lav rådyrtetthet". For omregningsfaktorer, se Andrén m.fl. 2002.

År	Nord region			Midt region			Sør-Øst region			Sør-Vest region		
	Antall gauper	95% CI	Jakt trykk	Antall gauper	95% CI	Jakt trykk	Antall gauper	95% CI	Jakt trykk	Antall gauper	95% CI	Jakt trykk
1996	49	46–53	8.2	186	168–204	24.7	74	68–79	18.9	112	101–124	16.1
1997	61	55–70	8.2	235	213–258	20.4	86	80–92	16.3	118	106–130	13.6
1998	49	46–53	22.4	149	134–163	30.9	123	114–132	20.3	94	85–104	31.9
1999	43	40–46	2.3	173	157–190	13.9	126	117–135	30.2	121	109–133	20.7
2000	43	40–46	16.3	180	162–197	20	77	71–82	41.6	80	72–88	23.8
2001	55	51–59	29.1	77	70–85	23.4	95	88–102	31.6	80	72–88	18.8
2002	49	46–53	20.4	105	95–116	26.7	132	123–142	27.3	56	50–62	25
2002*	51 <sup>1</sup>			88			0			90		
2003*	48 <sup>1</sup>			72						91		

\* Estimert bestand før jakt gitt  $\lambda = 1.20$ , og bestanden i 1996 som utgangspunkt. <sup>1</sup>Benyttet jaktuttak og 1/2 parten av annen kjent avgang.

### 10.4.3 Sør-Øst-region

Det gjennomsnittlige jakttrykk i Sør-Øst regionen har vært på 26.6%, varierende mellom 16.3% i 1997 opp til hele 41.6% av estimert minimums bestand i 2000. Det gjennomgående høye jakttrykk skulle tilsi en reduksjon i bestanden, noe som ikke er tilfelle. Sør-Øst regionen har en svært lang (skogkledd) grense mot Sverige. Svært mange gauper i denne regionen er skutt nær grensen mot Sverige, og i mange tilfeller kan dette være gauper med leveområder som strekker seg langt inn i Sverige. Dette kan være en medvirkende årsak til at Sør-Øst regionen har hatt en stabil bestand trass et svært høyt jakttrykk. I praksis har man høstet gauper fra et område, og en bestand, langt større enn arealet på norsk side. I gjennomsnitt er diameteren på leveområdene til hunngauper ca 30 km. Arealet på Sør-Øst regionen øker fra 62.000 km<sup>2</sup> til 79.000 km<sup>2</sup> hvis man legger en buffersone på 30 km inn i Sverige. Gitt samme tetthet av gaupe som på norsk side vil dette si at det gjennomsnittlige jakttrykk i regionen (med buffersone) har vært 20.9%. Svenske overvåkingsdata indikerer at bestandstetthet på svensk side er høyere enn i Norge (Liberg & Gløersen 1995, 2000). En lang grense mot Sverige vil også gi en raskere nyetablering av gauper sammenliknet med områdene lenger vest. Dette kan skje ved at etablerte gauper på svensk side endrer leveområdene som en følge av at det blir ledige revir på norsk side eller ved raskere nyetableringer av unge gauper på spredning.

### 10.4.4 Sør-Vest-region

I denne regionen har det gjennomsnittlige jakttrykk vært 21.4%, og variert mellom 13.6% og 31.9%. Basert på kjent jakttrykk og estimert bestandstilvekst prediseres en bestandsnedgang på 20% (tabell 13). Selv om dette er en mindre nedgang enn det som registreringer av familiegupper skulle tilsi, er det er klart uttrykk for at et jakttrykk på 21.4% har vært for høyt for å sikre en stabil bestand. Før jakta i 2002 var det registrert 9.5 familiegupper innen regionen (en familieguppe på deling med Sør-Øst regionen). Et kjent jaktuttak på 14 dyr i denne regionen i 2002 vil sannsynligvis føre til en ytterligere reduksjon i bestanden. Denne regionen grenser ikke til områder hvor gaupetettheten er høy og jakttrykket lavt, slik vi finner det i Sør-Øst regionen. Netto innvandring til regionen må derfor antas å være lav.

I tre av 4 regioner kan kjent jakttrykk og estimert årlig bestandstilvekst forklare de langsiktige trender i utviklingen i minimum antall familiegupper. Dette viser at jakttrykket generelt har vært høyere enn tilveksten. Den dokumenterte nedgang i gaupebestanden i disse områdene vil dermed forsterkes hvis jakttrykket holdes på samme nivå. I Sør-Øst regionen må bestandsutviklingen tilskrives en netto innvandring på grunn av høy tetthet av gaupe på svensk side og ditto lavt jakttrykk. Eventuelle endringer i jakttrykk i Sverige, og dermed forventet endring i innvandring fra svensk side, må tas hensyn til.

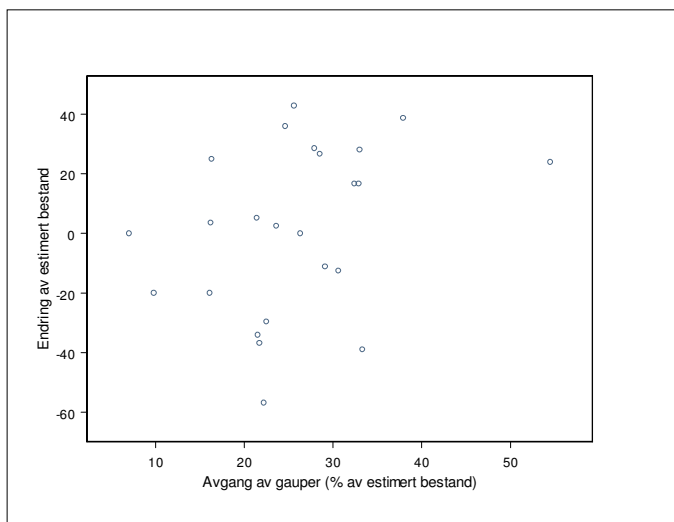
## 10.5 Jakttrykk og regional årlig endring i minimum antall familiegrupper

På grunn av den store årlige variasjon i andelen eldre hunner som rekrutterer avkom, ble det ikke funnet noen sammenheng mellom årlige endringer i minimum antall registrerte familiegrupper og jakttrykk ( $F_{1,22} = 0.58$ ,  $P = 0.45$ ). Faktisk forklarer jakttrykk bare 2% av de årlige endringer i antall registrerte familiegrupper. Heller ikke ved inkludering av all kjent avgang av gaupe, finner vi noen sammenheng med endringer i minimum antall familiegrupper ( $F_{1,22} = 2.78$ ,  $P = 0.11$ , **figur 9**). En vurdering av jakttrykket eller total avgang av gaupe alene, vil derfor ikke kunne forklare de observerte endringer i minimum totalbestand fra et år til det neste.

Basert på årlig estimert minimum bestandsstørrelse (**tabell 13**), finner vi at kjent jakttrykk og en bestandstilvekst på 20%, kun forutsier bestandsstørrelsen det påfølgende år i bare 6 av 24 tilfeller (**tabell 14**). I 10 tilfeller fås en underestimering, og i 8 tilfeller en overestimering av påfølgende års bestand. Dette betyr at en eventuell kvotefastsettelse basert på foregående års antall registrerte familiegrupper og kjent avgang av gaupe, vil være beheftet med stor usikkerhet. Dette betyr også at det vil ta flere år å oppdage trender i bestandsutviklingen som ikke vil oppdages fra ett år til det neste. Hvis vi antar at vår hypotese om at Sør-Øst regionens stabile bestand skyldes netto innvandring fra Sverige, synes de langsiktige trender i bestandsutvikling å kunne forklares ut fra kjent kunnskap om gaupe. Det bør derfor sikres en forvaltningsstrategi som tar hensyn til dette (se **kapittel 12**).

**Tabell 14.** Forutsigbarhet av estimert bestand. 0 = jakttrykk og bestandstilvekst i år  $t$ , gir en estimert bestand i år  $t+1$  innenfor de oppgitte konfidensintervall. - = bestanden underestimeres, + = bestanden overestimeres.

År	Nord region	Midt region	Sør-Øst Region	Sør-vest Region
1997	-	-	-	0
1998	+	+	-	+
1999	0	-	0	-
2000	+	0	+	+
2001	-	+	-	0
2002	0	-	-	+



**Figur 9.** Totalt kjent avgang av gaupe og påfølgende endringer i estimert minimum bestandsstørrelse av gaupe.



# C Høstingsstrategier for gaupe i Norge

## 11 Problemer knyttet til dagens forvaltningsstrategi

### 11.1 Generelle problemer knyttet til forvaltning av rovdyr

Av flere årsaker er forvaltning av store rovdyr vanskelig (se Linnell m.fl. 2001b):

1. *Romlig skala* – de fleste store rovdyr har store leveområder, noe som ofte betyr at forvaltningen av en bestand må ses i sammenheng over større områder. I tillegg er det betydelige variasjoner i arealbruk hos dyr i ulike områder. For gaupe ser vi variasjoner i leveområdestørrelse fra 200–800 km<sup>2</sup> for hunngauper og fra 300 til 1500 km<sup>2</sup> for hanngauper.
2. *Lokale oppfatninger av bestandsstørrelse*. Sett på bakgrunn av den store romlige skala som benyttes er det vanskelig for enkeltpersoner med god lokalkunnskap å si noe om bestandsendringer på grunnlag av endringer innen et mindre område.
3. *Lav tetthet*. Store leveområder og en territoriell atferd bidrar til tettheter på eksempelvis jerv og gaupe på mellom 0.3 til 1 individ per 100 km<sup>2</sup>. En bestand trenger derfor mye areal, og må forvaltes på tvers av kommune, fylkes og endog landegrenser. Dette krever et omfattende forvaltningssamarbeid.
4. *Bestandsregistreringer*. Lave tettheter og stor vandringsaktivitet vanskeliggjør presise bestandsestimat. Som et resultat av dette har det Nasjonale overvåkingsprogram for store rovdyr vært nødt til å foreta en del kompromisser når det gjelder datainnsamlingen. Den mest kostnadseffektive måten å innsamle årlige bestandsestimat på for ulv, gaupe og jerv, har vært å basere seg på estimeringer av minimums bestand, i stedet for beregninger av en totalbestand. Resultatet av dette er at vi kan gi konservative minimums tall, men hvor vi samtidig mangler statistiske estimat over usikkerheten i estimatene.
5. *Lavt reproduksjonspotensiale*. Generelt lave tilvekst rater medfører at perioder med overbeskatning vil gi effekter på bestandsutviklingen i lang tid. Dette er spesielt tilfelle for bjørn, men også gaupe har et lavere vekstpotensiale enn tidligere antatt.
6. *Bestandsdynamikk påvirket av stokastiske faktorer*. Både for gaupe og jerv er det påvist betydelige demografiske og miljømessige variasjoner, som i sterk grad påvirker bestandsdynamikken. Demografiske variasjoner er spesielt viktige for fåtallige arter som rovdyr, og vanskeliggjør enstabilitet i forvaltningen.
7. *Kostbare studier*. Studier av rovdyr er kostnadskrevende, og tidkrevende. Presisjonsnivået vil derfor ofte bli dårligere enn i tilfeller der et stort antall individer blir gjenstand for studier.

### 11.2 Problemer knyttet til dagens forvaltning av gaupe

I tillegg til de generelle utfordringer vist ovenfor (pkt.11.1) er det minst fem andre forhold som vanskeliggjør forvaltningen av gaupe:

1. *Store variasjoner i bestandsdynamiske parametre*. Det er innen alle undersøkte delbestander av gaupe funnet betydelige årlige variasjoner i produksjon og rekruttering av avkom, samt betydelig individuell variasjon i rekruttering av avkom. Når andelen eldre hunngauper som følges av unger i februar måned varierer fra 0 til 91% innen ett og samme område (men vanligvis mellom 40-70%, **tabell 5**) vil enhver omregning fra minimum antall familiegrupper registrert til minimum total bestand, være beheftet med stor grad av usikkerhet. Når vi i denne rapporten har presentert estimert minimumsbestand, og et visst standardavvik, er det imidlertid viktig å legge til at dette standardavviket kun reflekterer usikkerheten i selve omregningen, og ikke usikkerheten i antall familiegrupper. Videre er det viktig å være klar over at ved beregning av omregningsfaktoren fra antall familiegrupper til totalbestand, er det en del forutsetninger som er gjort, og noen forhold det ikke er tatt hensyn til (Andrén m.fl. 2002):
  - (I) Det forutsettes at de ulike overlevelses- og reproduksjonsvariable som inngår i utregningen er uavhengige av hverandre
  - (II) Overlevelsesraten for avkom fra samme kull antas å være uavhengig av hverandre.
  - (III) Den observerte mellomårsvariasjoner i rekruttering er ikke tatt i betraktning ved beregning av omregningsfaktoren. Dette på grunn av liten materialstørrelse, og mangel på en forklaringsvariabel.

Det er grunn til å anta at disse antagelser og forhold har stor innvirkning på usikkerheten i omregningsfaktoren. Antagelsen om at overlevelsessjansen for avkom fra samme kull antas å være uavhengige av hverandre kan være feil. For flere arter er det nå vist tilstedeværelse av slike familie-effekter når det gjelder dødelighet hos avkom (se Bernardo 1996 for en oversikt, og Gaillard m.fl. 2000 for rådyr). For gaupe finner vi at i 22% av kullene (21 tilfeller av 96 reproduksjoner) hvor det er produsert mer enn ett avkom, dør alle avkom i kullet. En slik familie-effekt er et uttrykk for den store demografiske variasjon som er påvist for gaupe. Selv om estimatene for overlevelse og reproduksjon og disse verdienes standardfeil danner grunnlag for estimering av en omregningsfaktor, vil utelatelse av den reelle årlige variasjon i rekrutteringsrate påvirke variasjonen i omregningsfaktoren mer enn selve gjennomsnittsverdien. Dette betyr at konfidensintervallet rundt gjennomsnittet vil øke, og øker kravet om at det fortsatt må holdes fokus på at det er antall familiegrupper som danner basis for utarbeidelsen av forvaltningsstrategier. Her er metodikken gjennomarbeidet og utprøvd.

2. *Vanskeligheter for jegerne å skille mellom ulike kjønns- og aldersgrupper av dyr.* Det er under jaktutøvelsen nesten umulig å skille mellom kjønn basert på visuelle kriterier, selv for dyr som fanges i boksfeller. Det er videre for stor variasjon i sporstørrelse mellom individer og for ulike snøforhold til at dette kan benyttes til å skille mellom kjønn, og endog mellom unge og eldre dyr under jakta (Linnell og Mortensen upubl.). Unntaket er familiegrupper. I februar er de fleste sporgrupper av to eller flere dyr sammen, fra familiegrupper. I år med en lav andel rekrutterende eldre hunner vil således sjansen for at det felles enslige eldre hunner være større enn i år hvor en stor andel hunner følges av unger. Uttaket av eldre hunner kan således bli høyest i år med liten rekruttering.
3. *Ukjent nivå på illegal jakt.* Oppfølging av radiomerkede gaupe viser at nivået på den illegale jakten er høyest i Sverige, hvor jakttrykket er lavest. Involvering av lokale jegere i registreringene av familiegrupper kan bidra til en bedre kunnskap om bestandssituasjonen (Brainerd 2003), og dette kan redusere nivået på illegal jakt. Forhold som kan bidra til å øke omfang av illegal jakt, for eksempel reduksjon av kvotestørrelse, vil gi en enda større grad av usikkerhet i forvaltningen.
4. *Påkjørsler og annen type dødelighet.* Dette vil ha varierende innvirkning på bestandsdynamikken avhengig av hvilke kjønns- og aldersgrupper som er involvert. Enkelte år utmerker seg med et høyt antall påkjørsler og dette må tas hensyn til i estimering av bestandstilvekst. Videre må omfang av skabb og annen type sykdom estimeres.
5. *Presise registreringer av antall familiegrupper har ofte ikke vært tilgjengelige før det påfølgende år.* Dette skaper en tids-forsinkelse på ett år, hvor rekrutteringen ett år før jaktuttak, og dermed produksjonen av gaupeunger 2 år før jaktuttak, danner basis for fastsettelse av jaktuttak. Før det Nasjonale overvåkingsprogram for store rovdyr startet med en standardisering av metodikk og dataregistreringer, var rutinene for innsamling, analyse og distribusjon av data dårlige. I flere tilfeller hadde ikke de forvaltningsorgan som skulle fastsette kvoter engang tilgang på fjorårets registreringer av familiegrupper, og heller ikke grunnlag for å skille familiegrupper som krysset fylkesgrenser.

## 12 Forslag til langsiktig strategi for høsting av gaupe

### 12.1 Muligheter og svakheter med aktuelle forvaltningmodeller

Historisk sett har bestander av store rovdyr vært sårbare for lokal utryddelse, såfremt beskatningen ikke er regulert. I prinsippet kan en bærekraftig beskatning skje på fire ulike måter:

1. *Ingen regulering av uttak.* Hvis det eksisterer store nok områder uten beskatning (refugier, verneområder, kjerneområder), kan dette sikre en gunstig bevaringsstatus for arten, selv ved sterk beskatning i andre områder (McCullough 1996) såfremt utvekslingen mellom slike områder er stor. Mens en slik modell er foreslått for høsting av puma (økologisk sett lik gaupe) i Utah/Idaho (Laundré m.fl. i trykk), finnes i Norge ikke slike områder av tilfredsstillende størrelse (Andersen m.fl. 2003). Unntaket kan være i grenseområdene mot Sverige, hvor innvandring fra bestander under et lett til moderat jakttrykk, har hindret større bestandsnedganger i Norge.
2. *Prøving og feiling under registrering.* Teoretisk kan en bærekraftig beskatning gjennomføres når man er istand til å måle effekten av ulike tiltak. Det synes klart at mens de langsiktige trender i bestandsutvikling kan registreres gjennom dagens forvaltningssystem, er det ikke mulig å forutsi effektene av et jakttrykk fra et år til det neste med stor grad av nøyaktighet. Dette skyldes de store variasjoner i årlig og regional rekrutteringsrate. Selv ved bruk av mulige forbedringer (se **kapittel 12.2**) vil et slikt forvaltningssystem uvilkaarlig resultere i store fluktasjoner i bestandsstørrelse og tetthet.
3. *Bruk av bestandsdynamiske data.* Hvis bestandsdynamikken er godt kjent, og man har presise estimat av bestandsstørrelse, kan kvotefastsettelsen gjøres på grunnlag av kjent bestandstilvekst og kjent alders og kjønns-sammensetning. Presise estimat over bestandens totale størrelse kan vanskelig skaffes, men en forvaltning basert på oppdaterte registreringer av antall familiegrupper det år avskytingen skal skje vil kunne skaffes gjennom dagens system.
4. *Proporsjonal terskelhøsting.* Man beregner størrelsen en på minste levedyktige bestand og fastsetter et bestandsmål på minimum dette. Over denne terskel kan man ta ut en proposjon av differansen i antall dyr over denne (Sæther m.fl. 2003).

Vi foreslår at det foretas en vurdering av to ulike forvaltningsstrategier; en strategi hvor det gjennomføres en forvaltning som tar utgangspunkt i både pkt. 2 og 3 ovenfor, samt en mer langsiktig strategi hvor det legges opp til en proporsjonal terskelhøsting.

Felles for begge disse strategiene vil være:

- A. Det er registreringene av minimum antall familiegrupper som danner basis for forvaltningen, fordi metodikken som er utarbeidet for denne type registreringer er i praksis

- oppnåbare og godt utprøvd, og registreringene sikrer en stor grad av lokal involvering, som gir en større nærhet til materialet som danner grunnlag for forvaltningen.
- B. Sikre at det er registreringer av familiegrupper det aktuelle år jakten skal foregå som danner basis for forvaltningsstrategien.
- C. Videre må forvaltningsenhetene være betydelig større enn det det i dag opereres med. Dette vil sikre større grad av fleksibilitet med hensyn til jaktutøvelse, og redusere ulempene ved at små endringer i bestandssituasjonen lokalt gir store føringer for jaktutøvelsen.

## 12.2 Forbedringer av eksisterende forvaltningspraksis

I tillegg til en fokus på punktene A-C over, foreslås følgende forbedringer av forvaltningspraksis:

1. *Det må legges til grunn et realistisk estimat for bestandstilvekst.* En beregnet årlig tilvekst på 20% (som gir 16.7% tilgjengelig for høsting) og kjent avgang forklarer trenden i bestandsutviklingen i 3 av 4 regioner. I beregningen av årlig tilvekst må nivå av annen avgang utenom jakt også vurderes. Kjønnskap til nivå av illegal jakt er viktig. På lengre sikt må det skaffes kunnskap om hvordan tetthetsavhengige faktorer påvirker denne tilveksten. Kunnskap om tilvekst til bestander i ulik avstand fra områdenes bæreevne vil være viktig.
2. *Konsekvent bruk av en egen hunndyr kvote.* For å hindre for stor avskyting av eldre hunndyr, må det fortsatt benyttes egne hunndyr kvoter, og disse må være tilpasset denne kjønns- og aldersgruppens andel av bestanden. Andelen 2 år og eldre hunndyr utgjør i februar mellom 26.8% og 31.3% av den totale bestand (**tabell 15**). Hunndyr kvoten bør settes i tråd med dette. Bruk av større forvaltningenheter for gaupe vil gjøre en bruk av slike kvoter mer fleksibel. Jakt på familiegrupper er kontroversiell, fordi risiko for å skyte en eldre hunn (som i sterk grad påvirker bestandsveksten) må balanseres mot sjansen for å skyte en unge (som har den minste effekt på bestandsveksten).

3. *Splitting av kvoter.* Operer konsekvent med én kvote ved jaktstart, og ha en reserve kvote som vil redusere risiko for at kvoten overskytes. Reserve-kvoten kan også justeres etter opplysninger om familiegrupper som gjøres under selve jakten.
4. *Vurder bruk av indeks linjer.* Indeks linjer kan benyttes i tillegg opplysninger om antall familiegrupper, for å styrke den generelle overvåking av bestandssituasjonen. For delene med indeksslinjer er at de representerer mengden dyr i bestanden, og er dermed ikke like påvirket av den varierende rekrutteringsrate, som gjør omregningen fra antall familiegrupper til total minimum bestand så vanskelig.

## 12.3 Proporsjonal terskelhøsting

Selv om vi i **kapittel 12.2** har presentert mulige forbedringer av forvaltningen av gaupe, vil det alltid være betydelig usikkerhet knyttet til effekten av de ulike uttak av dyr. Vi vil derfor her foreslå at det gjøres en vurdering av proporsjonal terskelhøsting. Dette er en metodikk som vil redusere risiko for overhøsting (Lande m.fl. 2003).

Vi har vist i denne rapporten at stokastiske faktorer har en betydelig innvirkning på gaupenes populasjonsdynamikk. Estimatenes av den demografiske variasjon er høyere enn hos de fleste andre pattedyr, og betydelig høyere enn hos jerv (Sæther m.fl. 2003). Dette vil ha spesielt stor betydning når bestandsstørrelsen er lav, og øke kravet til størrelsen på en levedyktig bestand. Videre er mellomårsvariasjonen i de fleste bestandsdynamiske faktorer høy.

Som for jerv (Sæther m.fl. 2003) foreslås det gjennomføring av en såkalt proporsjonal terskel strategi for kvotefastsettelse og høsting av gaupe. Dette innebærer at en nedre terskel (her: et bestemt antall registrerte familiegrupper av gaupe) bestemmes. Under denne tillates ingen høsting. Når antall registrerte familiegrupper er over denne terskel, tas en viss andel av differansen ut i form av høsting.

**Tabell 15.** *Kjønns og aldersfordeling av gauper i tre ulike bestander i februar måned. Dataene er beregnet ut fra studier av gauper i Sarek, Hedmark og Bergslagen. (Etter Andrén m. Flere 2002).*

Kjønn/Ålder	Tamrein Gjennomsnitt ± SD	Lav rådyrtetthet Gjennomsnitt ± SD	Høy rådyrtetthet Gjennomsnitt ± SD
<b>Hunner</b>			
< 9 måneder	0,123 ± 0.0188	0,1114 ± 0.0298	0,194 ± 0.032
1.5 år	0,090 ± 0.0175	0,1102 ± 0.0366	0,103 ± 0.023
2.5 år	0,086 ± 0.0111	0,0757 ± 0.0146	0,081 ± 0.012
3.5 + år	0,227 ± 0.0185	0,1921 ± 0.0316	0,197 ± 0.028
<b>Hanner</b>			
< 9 måneder	0,110 ± 0.0169	0,1447 ± 0.0263	0,114 ± 0.033
1.5 år	0,071 ± 0.0153	0,1251 ± 0.0341	0,039 ± 0.016
2.5 år	0,074 ± 0.0139	0,0568 ± 0.0182	0,059 ± 0.017
3.5 + år	0,218 ± 0.0214	0,1843 ± 0.0393	0,213 ± 0.030

Følgende forslag og prinsipper bør gjøres til gjenstand for vurdering:

1. Det bør etableres større sammenhengende forvaltningsområder for gaupe (FOG) som dekker hele landet. Anslagsvis, basert på kjente leveområdestørrelser og spredningsdistanser, bør det være 5 slike områder i Norge.
2. Det etableres klare langsiktige mål for minimum antall ønskede familiegrupper innen hvert FOG. Målsetningene kan variere fra det å ha minst mulig dyr tilstede på vinteren, til det å sikre maksimal høsting. Nedre terskler for høsting beregnes i tråd med målsetningene.
3. Høsting og kvotefastsettelse skjer på grunnlag av registreringer av familiegrupper det aktuelle år jakten skal gjennomføres.
4. Det kan tas ut en proporsjon av differansen mellom terskelen for antall ønskede familiegrupper og faktisk antall registrerte familiegrupper. Geografisk differensiering av uttaket kan styres lokalt avhengig av konflikter med husdyr og lokal byttedyrbestand
5. Intet uttak skjer under ønsket terskel for antall familiegrupper.

Et slikt system vil kreve raskere rapporteringsrutiner, og en generell styrking av det nasjonale overvåkingsprogram for rovdyr, slik at man sikrer en forvaltning basert på faktisk rekruttering av avkom i jaktåret.

Det bør gjennomføres en beregning av minste levedyktige bestand av gaupe, tilsvarende som for jerv (Sæther 2003). Basert på kjent spredningsbiologi til gaupe, vil man kunne etablere "demografiske enheter" og sikre disse en gunstig bevaringsstatus, noe som også sikrer det mest stabile uttak av gauper på lang sikt.

## 13 Litteratur

- Andersen, R., Linnell, J.D.C. & Hustad, H. 2003. Rovvilt og Samfunn. En veileder til sameksistens i det 21. århundre. - NINA Temahefte.
- Andrén, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerström, P. 2002. Estimating total lynx population size from census of family groups. *Wildl. - Biol.* 8:299-306.
- Arnemo, J.M., Linnell, J.D.C., Wedul, S.J., Ranheim, B., Odden, J. & Andersen, R. 1999. Use of intraperitoneal radio-transmitters in lynx kittens; anaesthesia, surgery and behaviour. - *Wildl. Biol.* 5:245-250.
- Bernardo, J. 1996. Maternal effects in animal ecology. - *Am. Zool.* 36:83-105.
- Bessinger, S.R. & McCullough, D.R. 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago.
- Brainerd, S. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Konfliktdempende tiltak i rovviltforvaltningen. - NINA Fagrapport 66.
- Brøseth, H., Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2003. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i perioden 1996-2002. - NINA Oppdragsmelding 777.
- Clutton-Brock, T., Guinness, F.E. & Albon, S. 1982. Red deer; Behaviour and Ecology of two sexes. - University of Chicago Press, Chicago.
- Engen, S., Bakke, Ø. & Islam, A. 1998. Demographic and environmental stochasticity- concepts and definitions. - *Biometrics* 54: 830-836.
- Gaillard, J.-M., Andersen, R., Delorme, D. & Linnell, J.D.C. 1998. Family effects on growth and survival of juvenile roe deer. - *Ecology* 79: 2878-2889.
- Gilpin, M & Hanski, I 1991. Metapopulation dynamics.; empirical and theoretical investigations. Academic Press, London, UK.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. Sec. Ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California.
- Lande, R., Engen, S. & Sæther, B-E. 2003. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. Oxford Univ. Press., Oxford.
- Liberg, O. & Glöersen, G. 1995. Lodjurs- och varginventeringar 1993-95. - Svenska Jägerförbundet, Viltforum 1, 32s.
- Liberg, O. & Glöersen, G. 2000. Rapport från lo och varginventeringen 2000. - Svenska Jägerförbundet, 18 s.
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. 2001a. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. - *Environmental Management* 27: 869-880.
- Linnell, J.D.C., Odden, J., Andersen, R., Andersen, R. & Landa, A. 2001b. Den biologiske bakgrunnen for forvaltning av gaupe og jerv i Norge. I Guldvik, I & Arnesen, T. Med rovdyr og politikk i utmarka. - ØF-Rapport 02/2001.
- Ludwig, D. 1999. Uncertainty and the assessment of extinction probabilities. - *Ecological Application* 6:1067-1076.
- McCullough, D.R. 1996. Spatially structured populations and harvest theory. - *J. Wildl. Manage.* 60:1-9.

- Mowat, G. & Slough, B.G. 1998. Some observations on the natural history and behaviour of the Canada lynx. - *Can. Field Nat.* 112:32-36.
- Nybakk, K., Kjørstad, M., Overskaug, K., Kvam, T., Linnell, J.D.C., Andersen, R. & Berntsen, F. 1996. Experiences with live-capture and radio-collaring of lynx in Norway. - *Fauna Norvegica* 17A:17-26.
- Odden, J., Linnell, J.D.C., Moa, P., Kvam, T., Andrén, H., Li-berg, O., Ahlqvist, P., Segerstrøm, P., Brøseth, H. & Andersen, R. 2001. Estimering av antall familiegrupper hos gaupe basert på avstandsregler. Nasjonalt overvåkings-program for store rovdyr. 15 Pp. [www.nina.no/nidaros](http://www.nina.no/nidaros)
- Odden, J., Fiske, P., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Brøseth, H. & Andersen, R. 2002. Instruks for bruk av takseringslinjer i overvåking av gaupebestander. Nasjonalt overvåkings-program for store rovdyr. 28 Pp. [www.nina.no/nidaros](http://www.nina.no/nidaros)
- Okarma, H., Jedrezejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R. & Jedrzejska, B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval forest, Poland. - *Acta Theriologica* 42: 203–224.
- Pedersen, V.A., Linnell, J.D.C., Andersen, R., Andrén, H., Lindén, M. & Segerstrøm, P. 1999. Winter lynx *Lynx lynx* predation on semi-domestic reindeer *Rangifer tarandus* in northern Sweden. - *Wildl. Biol.* 5: 203-211.
- Pollock, K.H., Winterstein, S.R., Brunck, C.M. & Curtis, P.D. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the stagge-red entry design. - *J. Wildl. Manage.* 53: 203-211.
- Pouille, M.L., Crete, M. & Huot, J. 1995. Seasonal variation in body mass and composition of eastern coyotes. - *Can. J. Zool.* 73: 1625-1633.
- Slough, B.G & Mowat, G. 1996. Lynx population dynamics in an untrapped refugium. - *J. Wildl. Manage.* 60: 946-961.
- Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J.D.C., Brainerd, S.M., Ander-sen, R., Odden, J. Brøseth, H., Swenson, J.E., Strand, O., & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Store rovdyrers innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jakt-uttak og jaktutøvelse. - NINA Fagrappport 63.
- Stehlik, J. 2000. Reproductive biology of the European lynx at Ostrava Zoo. - *Zoologisches Garten* 70: 351-360.
- Sæther, B-E., Engen, S., Islam, A. McCleery, R. & Perrins, C. 1998. Environmental stochasticity and extinction risk in a population of a small songbird, the great tit. - *Am. Nat.* 151:441-450.
- Sæther, B-E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. & Willebrand, T. 2003. Analyser av levedyktighet hos Skandinavisk jerv. - NINA Fagrappport 062.
- Tumanov, I.L. 2000. Peculiarities of lynx lynx breeding and postnatal ontogenesis. - *Zoologicheskii Zhurnal.* 79: 763-766.