

## Rovvilt og Samfunn (RoSa)

### Det skandinaviske ulveprosjektet – SKANDULV

#### Oversikt over gjennomførte aktiviteter i 2000-2004

Hans Chr. Pedersen  
Petter Wabakken  
Jon M. Arnemo  
Scott M. Brainerd  
Henrik Brøseth  
Hege Gundersen  
Olav Hjeljord  
Olof Liberg  
Håkan Sand  
Erling J. Solberg  
Torstein Storaas  
Thomas H. Strømseth  
Hilde Wam  
Barbara Zimmermann



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

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

### **Annen publisering**

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

**Norsk institutt for naturforskning**

**Rovvilt og Samfunn (RoSa)**

**Det skandinaviske ulveprosjektet -  
SKANDULV**

**Oversikt over gjennomførte aktiviteter i  
2000-2004**

Hans Chr. Pedersen  
Petter Wabakken  
Jon M. Arnemo  
Scott M. Brainerd  
Henrik Brøseth  
Hege Gundersen  
Olav Hjeljord  
Olof Liberg  
Håkan Sand  
Erling J. Solberg  
Torstein Storaas  
Thomas H. Strømseth  
Hilde Wam  
Barbara Zimmermann

Pedersen, H.C., Wabakken, P., Arnemo, J.M., Brainerd, S.M., Brøseth, H., Gundersen, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E.J., Storaas, T., Strømseth, T.H., Wam, H. & Zimmermann, B. 2005. Rovvilt og Samfunn (RoSa). Det skandinaviske ulveprosjektet - SKANDULV. Oversikt over gjennomførte aktiviteter i 2000-2004. - NINA Rapport 117. 78 s.

Trondheim, desember 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1665-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Eli Ragna Tærum (NFR), Morten Kjørstad (DN)

FORSIDEBILDE

Ledertispa i Amungen-reviret, Sverige, mars 2005. Foto: Åke Aronson/SKANDULV

NØKKEORD

Ulv, *Canis lupus*, forvaltning, økologi, predasjon, bestandsdynamikk, atferd, elg, *Alces alces*, Skandinavia

KEY WORDS

Grey wolf, *Canis lupus*, management, ecology, predation, population dynamics, behaviour, moose, *Alces alces*, Scandinavia

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA Trondheim**

NO-7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Postboks 736 Sentrum  
NO-0105 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 22 33 11 01

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret  
NO-9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00  
Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
NO-2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

## Sammendrag

Pedersen, H.C., Wabakken, P., Arnemo, J.M., Brainerd, S.M., Brøseth, H., Gundersen, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E.J., Storaas, T., Strømseth, T.H., Wam, H. & Zimmermann, B. 2005. Rovvilt og Samfunn (RoSa). Det skandinaviske ulveprosjektet - SKANDULV. Oversikt over gjennomførte aktiviteter i 2000-2004. - NINA Rapport 117, 78 s.

Første halvdel av det 19. århundre regnes som den siste store ulveperiode her i landet, men rundt 1880 var bestanden så redusert at det kun ble felt 20 - 30 dyr per år. I 1966 var ulven praktisk talt utryddet fra både Norge og Sverige, og ingen ynglinger av ulv ble bekreftet på den skandinaviske halvøya i årene 1965 – 1977. En reetablering av ulv startet i begynnelsen av 1980-åra og vinteren 2004/2005 ble det registrert rundt 120 ulv i Norge og Sverige.

Det skandinaviske ulveforskningsprosjektet SKANDULV ble startet, og i perioden 1998-2005 ble det foretatt i alt 100 merkinger av 70 individer. Dyrene ble utstyrt med telemetrihalsbånd og/eller øremerker og ulvene ble fanget med helikopter og bedøvelsesgevær. På ulver med konvensjonelle sendere (VHF) ble et relativt stort antall ulver ommerket i 2003-2004 med GPS-halsbånd. Dyrene ble peilet minst én gang per uke, enten fra bakken (triangulering) eller lufta. Avhengig av spørsmålsstilling har ulvene med konvensjonelle radiosendere i perioder blitt lokalisert hyppigere, til dels flere ganger daglig. GPS-teknologi førte til en mer kontinuerlig overvåking med 3-48 posisjoner per døgn. For predasjonsstudiene ble ulvene lokalisert minst en gang per time over perioder fra 2 til 16 uker. For studier av sosial organisering ble ulver innen samme flokk eller lederdyr fra to naborevir GPS-lokalisert minst 6 ganger daglig på samme klokkeslett, og dette gjennom hele året.

I årene 1978-1982 ble noen enslige ulver sporet på begge sider av grensen i Hedmark og Värmland. Sommeren 1983 ynglet et ulvepar i grensetraktene på Finnskogen (Nyskoga) – det første registrerte ulvekull på over 100 år i denne delen av Skandinavia. Men først på 1990-tallet begynte den skandinaviske ulvebestanden å vokse for alvor. I perioden 1990/91 til 1995/1996 vokste ulvebestanden fra 8 til 39 individer med kun to ynglinger per år. Den første ynglingen på norsk side ble registrert i 1997 ved Koppang i Hedmark. Fra 1999 til 2000 økte antall ynglinger kraftig, fra 6 til 10 kull, mens antall individer økte fra 74 til 92. Fra 2001/02 til 2002/03 avtok ulvebestanden for første gang siden sesongen 1989/90, men kun midlertidig. Vinteren 2004/2005 ble totalt 135-152 ulver registrert med en rekord på 14 ynglinger i 2004.

Å kunne vurdere framtidig utvikling i en ulvebestand er viktig for å ta avgjørelser om aktuelle forvaltningstiltak. Bestandsdynamikk hos ulv avhenger av bestandens sammensetning med hensyn på dyrenes sosiale status. Vi må derfor ikke bare vite antall dyr, men også hvor stor andel av disse som potensielt reproduserer.

Bestandsovervåkingen av ulv i Norge og Sverige koordinert på tvers av grensa og feltregistreringer har pågått i begge land siden 1978. For kontroversielle arter som ulv er det viktig at bestandsdata kvalitetssikres. Overvåkingen av ulv benytter samme metoder og vurderingskriterier på norsk og svensk side. Bestandsovervåkingen oppgir antall ulv som minimums- og maksimumstall. Minimum er det antall ulv som er verifisert gjennom sikre observasjoner eller DNA-undersøkelse, mens maksimum inkluderer dyr som ikke er verifisert, men heller ikke kan utelukkes.

Det er vanskelig å artsbestemme ulv, skille ulike individer fra hverandre og telle dem i bar-markssesongen. Årlige beregninger av bestandsstørrelsen gjelder derfor vinterstammen av ulv. Siden 1980 har kun én-to familiegrupper blitt påvist uten at det vinteren før ble registrert et revirmarkerende par i området. Dette antyder at så godt som alle flokker og par fanges opp av bestandsovervåkingen. Feltarbeidet er gjennomført etter samme metode de siste 28 år, og årlige bestandstall kan derfor sammenlignes mellom vintre. DNA-undersøkelser av prøver som innsamles under ulvesporing eller i yngleområder sommerstid, har blitt et viktig supplement og en uavhengig kontroll av feltarbeidet som gjøres vinterstid.

Å bestemme antall individer i stasjonære flokker og par er tidkrevende, men kan gjøres på god sporsnø. Å korrekt bestemme antall ikke-stasjonære ulver er derimot vanskeligere og er den største kilden til eventuell usikkerhet i bestandsberegningen. Andel valper i flokker om vinteren kan benyttes til å beregne totalbestanden om vinteren. Rekrutterte valper bør registreres så tidlig som mulig i vintersesongen, siden enkelte valper kan vandre ut allerede midtvinters. For nyetablerte flokker antas at valpene utgjør totalt antall flokkmedlemmer minus to foreldre. For andre flokker beregnes antall valper ved å benytte korreksjonsfaktoren 0,8 på det totale antall ulv etter at to dyr er trukket fra. Korreksjonsfaktoren benyttes fordi flokken kan inneholde unglulver fra tidligere kull.

Å kunne beregne bestandsstørrelsen ut ifra antall individer i stasjonære flokker og par vil like- som forrige metode være meget ressursbesparende. For å benytte denne metoden trenger vi også en korreksjonsfaktor; nærmere bestemt en som angir hvor stor andel stasjonære flokker og par utgjør av totalbestanden. I perioden 1991/92 til 2004/05 utgjorde andelen i gjennomsnitt 74 %, mens den de fem siste år har ligget mellom 72 og 85 %.

Når en reetablering av ulv skjer kun fra én flokk vil det i utgangspunktet bare være stasjonære dyr. Andelen enslige ulver øker med tiden ettersom unge ulver vandrer ut og danner nye flokker. En stabilisering i forholdet mellom enslige ulver og ulver i flokker/par kan inntreffe når bestanden er i ferd med å mettes, eller bestandsveksten midlertidig stagnerer som følge av høy dødelighet. I Skandinavia har vi i øyeblikket kun sistnevnte situasjon.

Ulv i sørlige deler av Norge og Sverige fødes normalt i begynnelsen av mai. Nyfødte ulvevalper forblir i hiet i tre uker, og er i denne perioden svært sårbare for illegal jakt. Løpeblod i tispers urin har her vært observert fra desember til midten av mars. Med en drektighetstid på  $62 \pm 3$  dager stemmer dette godt overens med at valpene fødes i begynnelsen av mai. Med tilstedeværelse av et revirmarkerende par i februar/mars er det overveiende sannsynlig at yngling finner sted i området. Ulv blir normalt kjønnsmoden den andre vinteren de lever, og tisper kan få valpekull årlig fram til de er minimum 11 år. Fekunditeten hos ulv er nokså jevn over aldersklassene, men førstegangsfødende tisper får i snitt én valp mindre enn tisper som har valpet tidligere. Lav gjennomsnittsalder på ynglende tisper kjennetegner enten en (re-)etablerende bestand som den skandinaviske, eller en veletablert bestand med høy dødelighet og stor utskiftning av dyr. Ulv kan få inntil 11 valper i kullet, men en normal kullstørrelse er 4 – 6 valper. Kull på 8 valper er født både i Norge og Sverige de senere år. I reetablerende ulvebestander ligger normalt kullstørrelsen høyere enn i godt etablerte bestander. Det som bestemmer kullstørrelsen hos ulv er som for dyr flest; tispenes kondisjon. Det er mengde tilgjengelig næring som avgjør tispenes kondisjon, og følgelig antall valper i kullet.

Siden 1978 er det påvist 90 sikre og ytterligere 7 mulige ynglinger av ulv på den skandinaviske halvøya. Yngling av ulv på norsk side i nyere tid ble først bekreftet i 1997; i Koppangsreviret og i Kongsvinger-Årjäng reviret. Antall ynglinger pr år har ligget i relativt konstant i perioden 2000-2003 på 10-12, men økte i 2004 til 14. Antall nye revir med yngling i et år er en parameter med verdifull informasjon om bestandens nåværende utvikling og spredning. At antall nye ynglinger synker eller er lavt er enten et resultat av at bestanden er i ferd med å mettes og at det ikke er rom for flere revir, eller at dødeligheten overstiger produksjonen tilstrekkelig til at utvandrende dyr ikke møtes og etablerer nye revir. Kun det siste er for tiden aktuelt for ulv i Skandinavia.

Ulv har få naturlige fiender, men foruten mennesket, kan både byttedyr og artsfrender være en trussel mot overlevelse. SKANDULV har merket 69 ulike ulver hvorav 65 med radio-sender, og de merkede dyrenes skjebne gir et rimelig godt bilde på dødeligheten i bestanden. Særlig yngre dyr er utsatt for høy dødelighet fordi de gjennom utvandring lever en mer utsatt tilværelse, men også fordi de har mindre erfaring både med å skaffe seg næring og unngå farer. Vi har lite data på valpedødeligheten i bestanden på den skandinaviske halvøya. Imidlertid er valpedødeligheten for radiomerka valper på etterjulsvinteren (januar-mai) svært lav (ca 5%). Blant de 101 ulvene som er påvist døde i Norge og Sverige siden 1977, er gjennomsnittsalderen 2,2 år på hunner og 1,8 år på hanner, mens gjennomsnittlig dødsalder er hhv 4,4 år og 3,3 år hos sta-

sjonære ulver. Denne forskjellen kan indikere at dødeligheten både er høyere for dyr som vandrer ut, og at den er høyere på de yngre dyrene blant ulv som holder seg innen et revir.

Gjennom bestandsovervåkingen av ulv kan vi beregne at gjennomsnittlig årlig dødelighet har vært 23,4 % for ulv eldre enn 0,5 år, mens en beregning basert på gjenfunn av døde merkede dyr gir en noe høyere dødelighet. Hos merka ulver med kjent dødsårsak er gjennomsnittlig alder ved død 2,7 år. Lederindivider, begge kjønn, har en årlig dødelighet på 11,8%, unge individer i flokken 44,4%, mens utvandrede ikke-territorielle individer har en årlig dødelighet på 55,1%. Merka dyr utgjør 31 % av de døde ulvene, mens de i snitt har utgjort 20 % av den totale bestanden. Merka dyr utgjør hele 47 % hvis også ulv vi har tapt kontakten med inkluderes. Det finnes imidlertid ingen ting i datamaterialet som indikerer at merka ulver var mer utsatt for ulovlig jakt enn andre ulver. Allikevel er den illegale avgangen sannsynligvis stor for ulv rent generelt. Hvis radiomerka ulver som har forvunnet på uforklarlig vis inkluderes som sannsynlig illegal avgang, vil gjennomsnittlig årlig dødelighet øke til 30,3%. Størst økning finner vi hos lederindivider, begge kjønn, hvor årlig dødelighet øker fra 11,8% til 26,4%. Inkluderes ikke bare sannsynlig illegal avgang, men også mulig illegal avgang, har utvandrede ikke-territorielle individer en gjennomsnittlig årlig dødelighet på 74,3%.

Menneskepåvirkede årsaker vil være overrepresentert i statistikk over dødsårsaker hos ulv, og kun få tilfeller av naturlig avgang vil bli fanget opp. Dødsårsak hos 101 ulv i perioden 1977–2004 fordeler seg på; 49,5 % legal og illegalt jakt, 29,7 % trafikk (totalt 81,2 % menneskelig aktivitet). Andre årsaker er skabb, drept av elg, drept av andre ulver, druknet eller er døde av ukjent grunn. To ulver har dødd pga komplikasjoner under narkose ved merking. Dødsårsaker hos 21 radiomerka ulver fra samme periode; 33,3 % legal og illegal jakt, 19,0 % trafikk, skabb hele 28,6 %.

For å forvalte en ulvebestand er det nødvendig å kjenne årlig tilvekst. Fra denne kan det lages prognoser for framtidig utvikling, og bestandens levedyktighet kan vurderes. Ulv har et høyt potensial for bestandsvekst, men ulvens spesielle sosiale organisering er i hovedsak det som begrenser den realiserte delen av ulvens potensielle bestandsvekst. Normalt er det kun lederparet i en ulveflokk som yngler, og dermed er antall ynglinger bestemt av antall revirhevdende par og flokker i bestanden. Den geografiske utstrekningen av bestandens leveområder setter dessuten et effektivt tak på antall revirhevdende flokker.

Empiriske data indikerer at tettheten av ulv flater ut på  $59 \pm 18.6$  dyr pr 1000 km<sup>2</sup>, noe som trolig skyldes sosialt stress. Med en flokkstørrelse på 6 dyr (minst to voksne, samt 4 valper over vinteren) innebærer dette også en minste revirstørrelse på ca 100 km<sup>2</sup> (minste ulverevir observert; Nord Amerika (94 km<sup>2</sup>) og Europa (80 km<sup>2</sup>). Innenfor dagens forvaltningssone er det tilstrekkelig med næring og rom for minst 10 familiegrupper, men forvaltningsmålet er vesentlig lavere. Sosialt stress er derfor ikke ennå av betydning for ulvens bestandsdynamikk.

Fram til 1990/91 var årlig tilvekst i bestanden av ulv i Skandinavia liten, og bestanden holdt seg på under ti dyr. Etter dette har den gjennomsnittlige tilveksten i bestanden vært mellom 20 til 29 %. Tilveksten er et resultat av stabil reproduksjon og dødelighet. Enkeltstående år med særlig høy dødelighet (1992/93 eller 2001/02) gir ikke nødvendigvis utslag på tilveksten. Hvis minst to kjønnsmodne dyr av motsatt kjønn er igjen per flokk kan en bestand av ulv vokse også etter år med unormalt høy dødelighet. Enkeltstående år med særlig høy dødelighet vil selvfølgelig medføre at den totale bestandsstørrelsen neste år blir mindre enn hva den ville vært uten høyere dødelighet enn normalt. Hvor store utslagene blir, avhenger altså av hvilke ulv som tas ut og hvorvidt de tas ut fra én eller flere flokker.

Et individs egenskaper kodes av dets gener, men påvirkes også av dets omgivelser. Hvert gen, som består av ett par med to alleler, koder for én egenskap, men flere gener kan også kode for samme egenskapen. En dyrebestands alleler er dens evne til å håndtere eventuelle evolusjonære endringer og når det er få individer i en bestand øker sjansen for at like alleler settes

sammen. Fører dette til en lavere overlevelse, sier vi at bestanden er rammet av en innavlsdepresjon.

DNA-profiler for skandinavisk ulv fra 1980-tallet har vist at disse ulvene kommer fra Finland/Russland og ikke fra f. eks. ulike skandinaviske eller baltiske dyreparker. Data på utvandrende ulver, både fra Nord-Amerika og Skandinavia (radiomerka ulver) har vist at slike lange vandringer ikke er uvanlige. En radiomerket tisperalp fra Gråfjellsreviret i Hedmark ble skutt i Nord-Finland, ca. 1100 km fra merkeplassen. Siden 1987 har felldata og DNA-analyser vist at minst fire forskjellige ulver har vandret fra ulike revir i søndre Skandinavia opp til Norrbotten og ytterligere minst tre til Västerbotten. I samme periode er det registrert minst tre innvandringer til Norrbotten, én til Västerbotten og to til Jämtland fra Finland/Russland. De ulver som var og er opphav til dagens bestand i Sør-Skandinavia var definitivt i stand til å vandre hit på egne bein.

Dagens skandinaviske ulvebestand er liten, har liten genetisk variasjon og er isolert fra andre ulvebestander. Når det gjelder alle disse tre faktorer har den skandinaviske ulvebestanden et dårlig utgangspunkt. Problemer vi kan få med innavl er avhengig av hva de tre individene, som dagens bestand bygger på, hadde i sin genetiske bagasje. For å undersøke dette må vi kjenne til graden av innavl (innavlskoeffisienter) hos individene i bestanden. Vi må også konstruere et såkalt stamtre eller slektskapstre. Slike stamtrær kan lett lages for tamdyr eller dyr i fangenskap, men for villlevende dyr er dette ekstremt vanskelig. Her er vår skandinaviske ulvebestand nærmest unik, nettopp fordi dette er nesten fullstendig kartlagt. Gjennom å kombinere data fra DNA-analyser av ulike typer av ulvemateriale med feltinformasjon har vi skaffet oss en detaljert kunnskap om slektskapsforholdene i vår ulvebestand. Denne kartlegging av ville ulver er helt enestående i verdenssammenheng.

I perioden 1983-2003 har det blitt dannet 31 ulike par i den skandinaviske ulvebestanden som også har ynglet. Av disse er opprinnelsen hos begge dyr i 27 av parene beregnet. Dette innebærer at også graden av innavl (innavlskoeffisient) for disse 27 par og deres avkom kan beregnes. Tispa og hannen fra Nyskogareviret i 1983 var ikke i slekt med hverandre, slik at deres avkom har innavlskoeffisienten 0,0. Søskenparring gir innavlskoeffisienten 0,25, mens selvbe-fruktning gir en innavlskoeffisient på 0,5. Det gjennomsnittlige innavlsnivået i bestanden i perioden 2000-2003 ligger så høyt som 0,26. Ulvene er altså i gjennomsnitt mer i slekt med hverandre enn for avkom fra helsøskenparringer. Dette har sannsynligvis medført en reduksjon i antall valper registrert i førstegangsreproduserende flokker i de seinere åra.

Utvandring hos ulv har som hensikt å etablere et egnet revir og finne en make. Dette gjør at ulv kan vandre både langt og lenge før de eventuelt blir stasjonære i et område og etablerer revir. I Skandinavia har tisper og hanner i gjennomsnitt utvandret like langt, hhv 133 km og 143 km. Tisper vandret lengre strekninger når bestanden var mindre og revirene var mer spredt. Med større bestand og tettere mellom revirene, har tispenes avstand blitt kortere. For hanner var bildet det motsatte. Det er større variasjon i utvandningsavstandene mellom ulike individer enn mellom kjønn; begge kjønn, fra ca 20 – 40 km til 330 km. Normalt etablerer tispene seg i nærheten av fødselsreviret. Enkelte dyr har vandret ut av den skandinaviske bestanden, til den finsk-russiske bestanden.

De yngste ulvene vandrer ut allerede vinteren før de fyller ett år, men de fleste forlater flokken først i sitt andre leveår. Noen forblir i flokken enda noen år, mens et fåtall dyr aldri forlater den. Av 11 tisper radiomerket ved 7 – 9 måneders alder, har 8 vandret ut (73 %), mens andelen hanner er 88 % (7 av 8). Gjennomsnittlig alder for utvandring har vært henholdsvis 1,3 år for tisperalpene, og 1,1 år for hannvalpene. Med en økende bestand forventes større antall utvandrer. En høyere andel utvandrer stabiliserer flokkstørrelse og -dynamikk innen revirene, men ikke bestanden som helhet. Dette har betydning for forvaltningen både av ulven selv, og de arter av byttedyr den påvirker.

Ulv kan vandre i overkant av 1000 km når de forlater fødereviret for å finne ledig territorium, men spredningsdistansene innen en og samme bestand varierer mye. Mye tyder på at retning-



en en vandrende ulv velger er tilfeldig i utgangspunktet, men at dens videre kurs kan påvirkes av hindringer i terrenget som store veier, tett bebyggelse o.l., samt tilstedeværelse av andre ulver. På grunn av den formidable evnen til å foreta lange vandringer kan ulv ofte dukke opp langt fra reproduserende bestander. Enkelte radiomerkede ulver har vandret flere hundre kilometer fra sitt fødested i midt-Sverige, f. eks. til Rogaland. Tilsvarende finnes det god dokumentasjon på at ulv har vandret nordover fra sine fødelevir i Sør-Skandinavia til Nord-Norge og Nord-Sverige, og dessuten så langt sør som til Skåne.

Den lengste avstanden registrert hittil i Nord-Amerika er på 886 km. De fleste langvandringene foretas av enkeltindivider, men også ulvepar og til og med familiegrupper kan av og til kan forlate sine revir og vandre flere hundre kilometer. Ulvetisper kan vandre like langt som hannedyr, selv om hannulver står for 75 % av de dokumenterte vandringsavstandene over 300 km. Slik vandring kan skje året rundt, men toppe seg hovedsakelig på vårparten, og i noen grad også på høsten. Moderne GPS-teknologi har gitt oss ny verdensrekord i langvandring hos ulv; ei tisper fra Gråfjellsreviret merket som valp i 2002 ble skutt ved den finsk-russiske grensa våren 2005, 1100 km fra merkeplassen.

Ulv er en sterkt revirhevdende art med streng rangordning. Dette har klare effekter på artens bestandsdynamikk og er av stor betydning for effektene på aktuelle byttedyrbestander. Når et nytt revir etableres er det oftest en utvandrende tisper som velger sted for etablering av reviret. Her blir hun inntil en enslig hannulv med akseptabel kvalitet dukker opp. Det etablerte paret revir markerer og etter en vellykket yngling blir det en ulveflokk, også kalt familiegruppe, i reviret. Gjennomsnittlig flokkstørrelse for vinterbestanden i Skandinavia har siden reetableringen vært  $6 \pm 1,6$  ulv (variert mellom 3 og 11). Fordi ulvebestanden i Skandinavia er under ekspansjon, vil flokkstørrelsen normalt ikke være særlig stor. Ulv i Norge og Sverige hevder uvanlig store revir i forhold til næringstilgangen, og følgelig er det plass til mange dyr i hver flokk.

Gjennomsnittlig revirstørrelse for ulv på den skandinaviske halvøya har variert fra 311 – 1990 km<sup>2</sup>, med et gjennomsnitt på 1166 km<sup>2</sup>. Kun 5-6 av de 22–23 nye ulvelevir som har blitt etablert i perioden 1978 – 2002 ble etablert med felles grense med et annet revir. Selv om en fortetning har skjedd de siste 2-3 åra, er det rom for en betydelig fortetning av ulv innen dens nåværende utbredelse.

Ulvens diett avhenger av hva som er tilgjengelig, og kan generelt inkludere alt fra søppel og mindre pattedyr til elg og bison. I Skandinavia utgjør elg den største andelen konsumert føde etterfulgt av rådyr og diverse små pattedyr som grevling, bever, hare, smånagere og fugl. Analyser av ekskrementer fra ulv som er innsamlet fra en rekke revir i Norge og Sverige siden slutten av 1980-tallet viser at elgkjøtt utgjør mer enn 95 % av alt kjøtt som konsumeres. Mest fokus omkring ulvens effekt på byttedyra har derfor vært rettet mot effekten på elgbestanden. Gjennom utstrakt vintersporing av ulv, samt bruk av radiosendere på ulv og elg, har vi fått en oversikt over hvor ofte ulven slår en elg (predasjonstakt) og hvilke elger som drepes (byttedyrvalg).

Ulven dreper ikke en hvilken som helst elg. Av 209 ulvedrepte elger var hele 80 % enten kalv (64 %) eller åring (16 %), mens 11 % var fra den eldste aldersgruppen, 11 år og eldre. De resterende 9 % var fullvoksne elger i sin beste alder (2-11 år). Det var en tydelig dominans av elgkyr (>80 %) i de to eldste aldersgruppene. Det var stor variasjon mellom revirene; 93% kalv i Bograngenreviret, men kun 39% det tilgrensende Nyskogareviret, noe som kan skyldes varierende jaktstrategi hos ulv i de to områdene.

For å undersøke om ulven prefererte syke og svake byttedyr ble fettinnholdet i benmargen fra kjevebein og lårbein hos ulvedrept elgkalv i Grangärde-reviret analysert. Den gjennomsnittlige fettprosenten hos 24 ulvedrept kalv var på 55 % (28-73%), godt over grenseverdien (10 %). Det samme gjaldt for et utvalg eldre dyr, der fettinnholdet var på ca 70 % (grenseverdi 20 %). Det var heller ingen forskjell i fettprosent mellom kalv og voksne elg drept av ulv og elg skutt

under jakta. Ulven er allikevel ikke helt uselektiv med hensyn til valg av byttedyr, men foretrekker å ta kalv og eldre individer.

Predasjonstakten er beregnet som gjennomsnittlig antall dager mellom hver gang ulven slo en elg i perioden 1999-2003. Det funnet 230 elg drept av ulv, og ulveflokkene varierte mellom 2 og 8 individer. Predasjonstakten varierte mellom 2,7 og 10,5 dager per elg drept. For GPS-merkede ulver, som gir et mer presist estimat, ligger gjennomsnittsintervallet på 4 dager per drept elg. Hvis predasjonstakten er stabil gjennom året vil en ulveflokk (2-8 individer) i gjennomsnitt slå mellom 62 og 90 elg per år. Estimater medfører en viss usikkerhet ettersom både fødebehov og elgens gjennomsnittsstørrelse, og dermed fødeverdi for ulven, varierer gjennom året. En noe høyere predasjonstakt er antydning for sommeren siden kalvene da er små og utgjør betraktelig mindre biomasse med kjøtt. Flere kalver er derfor nødvendig for å dekke det samme kjøttbehovet. Siden predasjonstakten varierer mellom vinter og sommer er det vanskelig å beregne hvor mange elg en ulveflokk dreper i løpet av året.

En alternativ tilnærming til dette problemet er å studere elgen framfor ulven. Ved å radiomerke et representativt antall elg innenfor og utenfor et ulverevir, og siden beregne reproduksjonsrater, overlevelsesrater og tetthet av elg i området, kan vi få en oversikt over hvor mange elg som drepes av ulv hvert år. I gjennomsnitt fant vi at 59-65 % av kalvene som ikke ble skutt overlevde sitt første leveår innenfor ulverevir, mens overlevelsen var 88 %, hvilket antyder at 23-29 % av kalvene ble tatt av ulv. På grunnlag av predasjonsratene på elgkalv og tetthet og struktur i elgbestanden, data på elgens kjønns- og aldersstruktur, og bestandstetthet basert på flytelling, oppfølging av radiomerkede elgkyr under kalvingen, elgobservasjoner under jakta (*sett elg*) og elgjaktstatistikk kunne vi beregne predasjonstakten.

Effekten av ulvens predasjon på elgbestanden måler vi gjerne som andelen av den årlige tilveksten av elg som drepes av ulv. I Hedmark ble i 2003 ca 415 elg beregnet tatt av ulv (antar 3,5 ulveflokker/par, 5 enkeltindivid), 7650 elg skutt, mens 700 elg gikk med i trafikken. Om vi antar en tilnærmet stabil elgbestand og at dødeligheten utenom jakt og ulvepredasjon (sult, sykdom, bjørn, skadefelling etc.) tilsvarer det som døde i trafikken (700), tok jakt (ca 81 %) og trafikk (ca 7 %) hoveddelen av den årlige tilveksten av elg i Hedmark i 2003, mens ulven tok om lag 4-5 %. For praktisk bruk vil en mer relevant tilnærming være å studere effekten av ulvens predasjon på elg innenfor ulverevir. Fire faktorer vil være avgjørende for effekten av predasjon på en elgbestand innenfor revir: Ulveflokkens predasjonstakt (antall elg drept pr år), revirets størrelse og elgbestandens størrelse og produktivitet.

Viktige faktorer som kan medvirke til å skape variasjon i predasjonstakt og predasjonsrate mellom områder og år er variasjon i ulvens jakteffektivitet og elgens evne til å unngå å bli drept. Så langt i studiene kan det virke som om antallet elg drept pr ulveindivid er høyere i Skandinavia enn i Nord-Amerika. Dette kan skyldes flere forhold, hvorav en mulig årsak er at elgen ennå ikke har tilvendt seg ulven som et farlig rovdyr. I den grad elgens manglende erfaring med ulv påvirker predasjonstakten kan vi kanskje forvente å se en reduksjon i predasjonstakten etter hvert som elgens erfaringsgrunnlag øker.

Ulv har vært ansett som en typisk villmarksart, men i dag vet vi at dette ikke er riktig. Etableringen av ulv i det norske Mosse-reviret i Østfold er et illustrerende eksempel: her bor det 22 personer/km<sup>2</sup>, og 37 % av området består er kultivert land. Kongsvinger-Årjäng reviret langs den norsk-svenske grensa representerte mer typisk skandinavisk ulvehabitat med < 2 personer/km<sup>2</sup> og < 1 % kultivert land. I Mosse-reviret hvor den menneskelige aktiviteten er uvanlig høy til ulverevir å være, er dyrene mest aktive om natta, og i ro om dagen, mens i revir mer påvirket av mennesker er ulvene mest aktive om morgenen og formiddagen. En intensivstudie av lederhannen i Mosse-reviret viste at ulvene gikk over fra å være aktive til å holde seg i ro under de mest intensive timene av elgjakta, dvs. morgen og formiddag. Dermed minsket de risikoen for overraskende møter med mennesker.

Intensivstudier av radiomerka ulv viser at disse ulvene verken unngikk eller oppsøkte innretninger som mindre veier, mindre jorder, dyreinnhegninger, enkeltstående hus eller små grupper av hus. Derimot viste de en unnvikende atferd i forhold til store veier, store jorder og større ansamlinger av hus. De oppsøkte skogsbilveier mer enn tilfeldig, men bare vinterstid. Tilsvarende velger den naturlige veier som frosne bekkefar, etablerte dyretråkk og lysninger.

Ved framprovoserte møter mellom menneske og ulv i to revir (Moss og Konsvinger-Årjäng) viste ingen av de fem radiomerkede ulvene eller de 13-17 flokkmedlemmene deres mindre fryktreaksjon enn forventet. Ved to tilfeller viste en alfahunn tendenser til forsvar ved en valpeplass. I de andre 123 forsøkene stakk ulven umiddelbart av gårde. Ulvenes fluktdistanse varierte fra 35 til 488 meter (gjennomsnitt  $257 \pm 125$  meter). Fluktdistansene var nærmere dobbelt så lange i medvind ( $329 \pm 114$  meter) som i motvind ( $184 \pm 107$  meter). Ulvenes fluktdistanser var lengre i perioden da valpene var for unge til å følge flokken ( $346 \pm 84$  meter vs.  $210 \pm 101$  meter i perioden da valpene fulgte flokken). Det ble ikke funnet noen form for tilvenning til forstyrrelsene.

SKANDULV har utført skremmingsforsøk på radiomerkede ulver i Norge og Sverige. To forsøk der ulven over fem dager ble utsatt for knallskudd avfyrt fra signalpistol resulterte i en større skyhet etter skremmingsforsøkene. Skremmingsforsøk kan brukes til å opprettholde skyhet hos ulv som ikke jaktes, og av den grunn har potensial til å habitueres. Hvor lenge den økte skyheten hos skremt ulv varer har vi imidlertid ikke kunnskap om.

Tiltak som er igangsatt for å redusere problemene med tilstedeværelse av store rovdyr er ulvetelefonen og SKANDULVs hjemmesider. Ulvetelefonen skal hjelpe til med å forebygge at jakt-hunder blir drept eller skadet av ulv. Ulvetelefon brukes også av andre friluftinteresserte som vil vite hvor ulvene er når de blir peilet. Hjemmesidene gir fortløpende informasjon om prosjektet på norsk og svensk. En engelsk versjon er under utvikling. Betydelig innsats er også lagt på annen informasjon, med deltagelse på kurs, møter og andre arrangementer samt skriving av populærvitenskapelige artikler og opptreden i både norsk og utenlandsk media.

Mye innsamlet data er ennå ikke ferdig analysert og flere av konklusjonene som framkommer her vil derfor ikke være endelige. Selv om mye feltarbeid videreføres også utover 2004, har 2005 vært preget av oppsummering og analysering av allerede tilgjengelig data. Dette vil gjenspeiles i en økende publiseringstakt i årene som kommer av vitenskapelige og mer populærvitenskapelige artikler.

Hans Chr. Pedersen, Scott M. Brainerd, Henrik Brøseth & Erling, J. Solberg, Norsk institutt for naturforskning, 7485 Trondheim. [hans.pedersen@nina.no](mailto:hans.pedersen@nina.no)

Petter Wabakken, Hege Gundersen, Torstein Storaas, Thomas H. Strømseth & Barbara Zimmermann, Avdeling for skog- og utmarksfag, Høgskolen i Hedmark, 2480 Koppang. [petter.wabakken@hihm.no](mailto:petter.wabakken@hihm.no)

Jon M. Arnemo, Seksjon for arktisk veterinærmedisin, Institutt for mattrygghet og infeksjonsbiologi, Norges veterinærhøgskole, Tromsø & Avdeling for skog- og utmarksfag, Høgskolen i Hedmark, 2480 Koppang.

Olav Hjeljord & Hilde Wam, Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Postboks 5003, 1432 Ås.

Olof Liberg & Håkan Sand, Grimsö forskningsstation, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

## Abstract

Pedersen, H.C., Wabakken, P., Arnemo, J.M., Brainerd, S.M., Brøseth, H., Gundersen, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E.J., Storaas, T., Strømseth, T.H., Wam, H. & Zimmermann, B. 2005. Carnivores and Society (RoSa). The Scandinavian wolf research project SKANDULV. Activities carried out during 2000-2004. - NINA Rapport 117, 78 pp.

Wolves were last abundant in Norway during the first half of the 18<sup>th</sup> century. By 1880 the Norwegian wolf population had been reduced to the point that only 20-30 wolves were killed per year. In 1966 wolves were practically eliminated from both Sweden and Norway, and no reproductions were documented on the Scandinavian Peninsula during the period 1965-1977. Wolves became re-established in the beginning of the 1980's, and during the winter of 2004/2005 120 wolves were counted in Norway and Sweden.

The Scandinavian wolf research project SKANDULV has captured 70 individuals a total of 100 times in the period 1998-2005. These animals were captured through the aid of a helicopter and capture gun and were equipped with radio-collars and/or ear tags. A number of wolves initially radio-collared with VHF transmitters were later refitted with GPS transmitters. Wolves were relocated at least once weekly, either from the triangulation from the ground or from the air using fixed-wing aircraft. For periodic intensive studies, wolves with conventional VHF transmitters were relocated more often – sometimes up to several times daily. GPS technology provided a more continuous monitoring, with between relocations 3-48 daily. For predation studies wolves were relocated at least once an hour for periods between 2-16 weeks. For studies on social organisation, wolves within the same pack or pack leaders from two neighbouring territories monitored by GPS at least 6 times daily at the same time throughout the year.

During 1978-1982 a few solitary wolves were snow-tracked on both sides of the Swedish-Norwegian border in the counties of Värmland (S) and Hedmark (N) in southern Scandinavia. The first wolf litter in over 100 years in this part of Scandinavia occurred in the summer of 1983 in this region, known as Finnskogen in the so-called Nyskoga pack territory. However, it was not until the beginning of the 1990's that the Scandinavian wolf population began to increase significantly. This population grew from 8 to 39 individuals during the period 1990/91 and 1995/96 with only two reproductions per year. In Norway, the first litter was recorded in 1997 at Koppang in Hedmark county. From 1999 to 2000, the number of litters increased rapidly from 6 to 10, while the number of individuals increased from 74 to 92. From 2001/02 to 2002/03 the population decreased for the first time since the 1989/90 season, however this was only a temporary reversal. During the winter of 2004/2005 a total of 135-152 wolves were counted along with a record 14 reproductions for the 2004 season.

Wildlife managers need to be able to evaluate the future development of a wolf population when making management decisions. Wolf population dynamics are dependent upon its composition relative to sex, age and social status. We must therefore not only know the number of wolves in the population, but also the proportion of these that are potential reproducers. Population monitoring of wolves in Norway and Sweden is coordinated across national borders and field censuses have been conducted in both countries since 1978. For controversial species such as wolves it is important that population data are subjected to quality control. Data collected on population numbers are controlled for quality. The same methodology is employed for monitoring wolves on both sides of the border, and both minimum and maximum numbers are recorded. The minimum number represents those wolves that have been verified either through certain observation or by DNA methodology, whilst maximum numbers include those animals that have not been verified but cannot be excluded.

Wolves are difficult to identify, separate individually and count during the snow-free season. Annual estimates of population size are therefore based on the winter wolf population. Since 1980 only 1 or 2 packs been registered without corresponding documentation of territorial pairs the previous winter. This indicates that nearly all packs and pairs are registered through the

monitoring system. Field work has been conducted using the same method during the past 28 years and thus annual population numbers can be compared between seasons. Through the use of DNA techniques, samples collected during snow-tracking or near natal dens during summer have become an important supplement and an independent check of field work conducted during winter.

Determination of the number of individuals in stationary packs and pairs requires time, but can be accomplished under good snow-tracking conditions. However, it is more difficult to determine the number of non-territorial wolves and this is thus the greatest source of uncertainty in overall population estimation. The proportion of juveniles in packs during winter can be used to estimate the total winter population size. Recruited pups should be counted as early as possible during winter, since individual pups can already begin to disperse by mid-winter. For newly established packs, we estimate the number of pups by subtracting the 2 breeding wolves from the total number counted. For other packs, the number of pups is estimated by first subtracting the 2 breeding adults from the total number, and then multiplying the remaining number with a correction factor (0.8). This correction factor is used since packs can contain young wolves from previous litters.

Determination of total population size on the basis of the number of wolves in stationary packs and pairs is very efficient in terms of expenditures. In order to extrapolate this number to total population size, a correction factor is needed which corresponds to its proportion of the total population. During the period 1991/92 to 2004/05, this proportion averaged 74 %, and has varied between 72 and 85 % during the past five years.

When a wolf population becomes re-established on the basis of only one pack, it will be compromised of only stationary animals at the outset. The proportion of solitary wolves will increase over time as young wolves disperse and form new packs. A stabilisation of the relationship between solitary wolves and those occurring in territorial pairs or packs will occur when the population nears saturation, or when population growth stagnates temporarily as a result of high mortality. In Scandinavia, we have only experienced the latter situation thus far.

Litters are born in the beginning of May in southern Scandinavia. Newborn wolf pups remain in natal dens the first three weeks of life, and are particularly susceptible to illegal mortality during this period. The breeding period, as documented by blood in urine for breeding females, occurs from December through to mid-March. A gestation period of  $62 \pm 3$  days corresponds well with the parturition in early May. The probability of reproduction within a given territory is strongly linked to the presence of wolf pairs in February/March the same year. Wolves are normally reproductively mature their second winter of life and females can produce litters annual until they are at least 11 years of age. Wolf fecundity is rather evenly distributed across age classes, although first litters average one pup less than those in consecutive litters. The low average age of breeding females indicates either a (re-)establishing population such as here in Scandinavia, or a well-established population with high mortality and high turnover of individuals. Wolves can produce up to 11 pups per litter, but normally litter sizes are between 4-6 pups. Litter sizes of 8 pups have been documented in both Norway and Sweden in recent years. In re-established wolf populations average litter size is normally higher in comparison to well-established populations. Litter size in wolves, as with most mammals, is determined by the condition of females. Available food resources determine female condition and thereby the number of pups in litters.

A total of 90 certain and 7 probable reproductions have been documented on the Scandinavian Peninsula since 1978. The first documented reproductions by wolves in Norway were recorded in 1997 in the Koppang and Kongsvinger-Årjäng territories. The number of litters produced remained relatively constant at 10-12 during 2000-2003, but increased to 14 in 2004. The number of new reproductive packs is an important parameter regarding both population development and distribution. If the number of additional new reproductions begins to decrease, this may be an indication that the population is nearing saturation and there is no room for new terri-

teries, or that mortality is higher than production such that dispersing individuals have difficulty finding partners for new pair establishment. Since there is still plenty of room for new packs, the latter case is the best explanation for reduced reproduction here in Scandinavia.

Wolves have few natural enemies, but in addition to humans, both prey and conspecifics cause mortality. SKANDULV has captured a total of 69 different wolves, and 65 have been fitted with radio transmitters; the fate of these marked animals gives a good picture of the pattern of mortality in the population. Young wolves are particularly susceptible since they are more vulnerable during the dispersal phase, and also because they have less experience in both capturing prey and avoiding danger. We have little data on pup mortality in the Scandinavian wolf population; however, pup mortality for radio-instrumented wolves during January-May is very low (approximately 5%). Of the 101 cases of wolf mortality documented in Norway and Sweden since 1977, the average age for females was 2.2 years and 1.8 years for males, while the average age for stationary wolves in this material was 4.4 years for females and 3.3 years for males. This difference may indicate that mortality is higher for non-territorial, dispersing wolves, and that mortality may be higher for younger wolves within territories.

Data from population monitoring of wolves indicate that the average annual mortality for wolves > 0.5 years has averaged 23.4 %, while calculations based on finds of dead radio-instrumented wolves indicates somewhat higher mortality. The average age for marked wolves with known causes of death is 2.7 years. Breeding wolves of both sexes have an average annual mortality of 11.8 %, whereas dispersing non-territorial individuals have an average annual mortality of 55.1 %. Marked wolves comprise 31 % of our sample of dead wolves, while these represent 20% of the total population. If we include those radio-instrumented wolves with unknown fates, the proportion of marked wolves in the sample of dead wolves increases to 47 % . There are no indications from our data that marked wolves have higher vulnerability to poaching than other wolves. However, the illegal mortality is probably great in the Scandinavian wolf population as a whole. If we ascribe the fate of radio-collared wolves that have disappeared to poaching mortality, the total average annual mortality of wolves increases to 30.3%. We find the greatest increase in mortality among breeding wolves of both sexes, where annual mortality increases from 11.8 % to 26.4 %. If we combine data on probable and possible poaching mortality, the average annual mortality of dispersing wolves is 74.3%.

Human-caused mortality is over-represented in our statistics on causes of wolf mortality in wolves, and only a few cases of natural deaths have been recorded. Human-caused mortality (81.2% of total) for our sample population of dead wolves (n = 101) during 1977-2004 includes legal and illegal killing (49.5 %) and traffic-related deaths (29.7 %). Natural causes include sarcoptic mange, being killed by moose or other wolves, drowning, and unknown causes. Two wolves died as a result of complications related to immobilisation during capture. For 21 radio-instrumented wolves, 33.3 % were killed legally or illegally by humans, 19.0 % by vehicles, and mange accounted for 28.6%.

In order to manage a wolf population it is necessary to know the annual population growth rate. From this, prognoses on future population growth rate can be estimated such that the population viability can be evaluated. Wolves have a high potential for population growth, but wolf social organisation is such that this limits actual population growth. Normally, only breeding pairs of wolves reproduce within packs, and thus the number of reproductions corresponds to the number of pairs and packs in a wolf population. The geographic distribution of the population also effectively limits the number of reproducing packs.

Empirical data indicate that wolf density levels out at  $59 \pm 18.6$  wolves/1000 km<sup>2</sup> due to social stress. With a pack size of 6 individuals (with at least two adults and four pups in winter), this corresponds to a territory size of about 100 km<sup>2</sup>. The smallest observed territory size for wolves in North America is 94 km<sup>2</sup> and 80 km<sup>2</sup> in Europe. A wolf density of this order of magnitude would correspond to at least 10 packs within the Norwegian wolf management zone. However,

the current management goal for this zone is much lower (3). Social stress is therefore not yet a limiting factor in wolf population dynamics.

Until 1990/91, annual population growth in the Scandinavian wolf population was small, and the overall population was under 10 individuals. Since then, the average growth rate in the population has varied between 20-29 %. This observed rate is a result of stable reproduction and mortality. Years with particularly high mortality (1992/93 and 2001/02) have not necessarily affected this rate of increase. If both breeding wolves remain in a pack, a wolf population can also continue to grow after years with great mortality. Periods of high mortality will naturally result in lower overall wolf numbers the following year when compared to years with normal levels of mortality. The relative consequence of mortality is also dependent upon which wolves are removed and the extent to which these are taken from one or more packs.

The characteristics of an individual are coded in its genes, but also are affected by its environment. Every gene, which consists of a pair of alleles as codes for a particular characteristic, but several genes can also express the same characteristic. The array of alleles in a particular animal population determines its ability to deal with eventual evolutionary changes. When there are few individuals in a population the chance for combination of similar alleles increase. If this results in lowered survival of individuals, this is an indication that the population is affected by inbreeding depression.

Genetic profiles derived from analysis of DNA collected from Scandinavian wolves since the 1980's indicates that these wolves have come from the large Finnish/Russian population and not from zoo animals of Scandinavian or Baltic origins. Data on dispersing wolves, both from North America and our Scandinavian population (instrumented wolves) have shown that long-distance dispersal is not uncommon. A radio-instrumented female pup dispersed from its natal territory (Gråfjell) in Hedmark county, Norway, to northern Finland, about 1100 km from where it was captured. Since 1987 data collected in the field and DNA analyses indicate that at least four different wolves have emigrated from different territories in southern Scandinavia to Norrbotten county, Sweden and at least three to Västerbotten county, Sweden (Norrbotten county is further north than Västerbotten). During the same period, dispersing wolves from Finland and Russian have been documented in Norrbotten (at least 3), Västerbotten (1) and Jämtland (2). Thus, it is entirely possible that the current Scandinavian wolf population has its origins from naturally dispersing wolves from Finland and Russia.

The current Scandinavian population is small, has little genetic variation and is isolated from other wolf populations. This combination of factors is potentially detrimental for the Scandinavian wolf population. Problems associated with inbreeding are dependent upon what genetic "baggage" the three founding wolves brought with them. In order to understand this, we must know the degree of inbreeding among individuals and in the population. This can be facilitated through the construction of a pedigree. Such pedigrees are easily constructed for domestic animals or captive wild animals, but are extremely difficult to make for free-ranging wild animal populations. In this regard, the Scandinavian wolf population is unique, since a nearly complete pedigree has been derived. By combining data from DNA analyses based on different samples collected from wolves along with field data, we have been able to make a detailed chart of the genealogy of the Scandinavian wolf population, something which has not been done before for wild-living wolves.

During 1983-2003 31 different pairs of wolves have mated and produced litters in the Scandinavian population. Of these, we have data on the origins of each parent in 27 different pairs, which allows for the calculation of inbreeding coefficients for these pairs and their offspring. In 1983, the breeding male and female in the original Nyskoga-territory were unrelated and thus their offspring had an inbreeding coefficient of zero. Theoretically, offspring from full sibling pairs have an inbreeding coefficient of 0.25, while self-fertilisation gives a corresponding figure of 0.5. The average inbreeding coefficient for the Scandinavian wolf population during the period 2000-2003 is as high as 0.26. In other words, wolves in our population are on an average

more related to one another than the offspring of full sibling pairs. In all probability, this explains the lower than expected number of pups produced in first litters within packs in recent years.

Wolves disperse in order to find mates and establish their own territories. In order to do so, wolves can wander over long distances and time intervals before eventually settling in one place. In Scandinavia, dispersal distances are similar for wolves of both sexes, and average 133 km for females and 143 km for males. Females wandered over larger distances when the population was smaller and the distance between territories was greater. As the population increased and distances between territories diminished, dispersal distances for females decreased. The opposite was true for males. The greatest difference in dispersal distances is between individuals rather than between sexes, and varies from 20 to 330 km. Normally, females establish themselves near their natal territories. Some animals have dispersed from the southern Scandinavian population to the Finnish-Russian population.

The youngest dispersers leave their natal territories the first winter after they are born, although most wolves disperse during their second year of life. In some cases offspring remain in their natal packs for more than two years, whilst a few remain for life within the same pack in which they were born. Of 11 females radio-instrumented at the age of 7 – 9 months, 8 dispersed (73 %), while the corresponding proportion of males was 88 % (n = 8). The average age for dispersal was 1.3 years for females and 1.1 years for males. A larger proportion of dispersers stabilises wolf pack size and dynamics within territories, but not the population as a whole. This is important not only for management of the wolf population, but also of the prey populations they impact.

Wolves can disperse distances exceeding 1000 km in their quest to find available territories and mates, although dispersal distances within the population can vary greatly. There are indications that the distances chosen by dispersing wolves are random at the outset, but that the course thereafter can be affected by obstructions in the terrain such as highways, concentrations of human habitation, etc., as well as the presence of other wolves. The formidable ability wolves possess for wandering long distances often leads to wolves appearing far from established, reproductive populations. Individual wolves outfitted with radio-collars have dispersed several hundred km from their birthplaces in Sweden, such as the southernmost county in Norway (Rogaland). There is also good documentation that wolves have travelled far north of their natal territories in southern Scandinavia to northern portions of Norway and Sweden, as well as Skåne in southern Sweden.

The longest recorded dispersal distance for a North American wolf is 886 km. Most long-distance dispersals are undertaken by single individuals, although cases of wolf pairs and in some cases packs can wander long distances from their original territories. Female wolves can disperse the same distances as males, although males account for 75 % of all recorded cases of dispersal distances > 300 km. Dispersal can be initiated throughout the year, although peaks are primarily in the spring and to a lesser extent in the autumn.

The wolf is a strict territorial species with a strong social hierarchy. These behavioural attributes have strong influence on wolf population dynamics and also have important consequences for the effects of wolves on their prey species populations. Dispersing females usually are the first to establish new territories. These then remain until they are discovered by solitary males of acceptable quality. Established pairs mark their territories and after successful reproduction become a pack or family group. Winter pack size in the recolonised Scandinavian wolf population has averaged  $6 \pm 1.6$  Wolves (range: 3 - 11). Since the wolf population in Scandinavia is still expanding, pack sizes will normally not be large. Wolves in southern Scandinavia generally have large territories relative to the availability of prey within them, and there is thus available space for more wolves in each pack.



The average territory size for Scandinavian wolves varies from 311 – 1990 km<sup>2</sup>, with an average of 1166 km<sup>2</sup>. Only 5-6 of 22–23 wolf territories established during the period 1978 – 2002 bounded neighbouring territories. Although the distance between wolf territories has decreased the past 2-3 years, there is still plenty of space for the establishment of new territories within current wolf range in Scandinavia.

Wolf diet is dependent upon what is available, and can include everything from garbage to small mammals to moose and bison. In Scandinavia, moose is the most important prey species in terms of proportion of food consumed, followed by roe deer and diverse smaller species such as badger, beaver, hare, microtine rodents and birds. Analysis of wolf scats collected from territories in Norway and Sweden since the late 1980's indicate that moose meat comprised more than 95% of all meat consumed. Most of the focus on the effects of wolves on their prey has focused on the moose population. Through extensive snow-tracking of wolves, along with the employment of radio transmitters on both wolves and moose, we now have an overview over the frequency that moose are killed by wolves (predation rate) and which moose are killed (prey selection).

Wolves do not kill just any moose. Of 209 wolf-killed moose, 80 % were either calves (64 %) or yearlings (16 %), while 11 % were in the oldest age category ( $\geq 11$  years). The remaining 9 % were adult moose of prime age (2-11 years). There was a clear dominance of cow moose (> 80 %) in the two oldest age groups. There was large variation between territories. For example, 93 % of moose consumed were calves in the Bograngen territory, while only 39 % were calves in the neighbouring Nyskoga territory. This may be explained by differing hunting strategies in the two territories.

In order to determine whether wolves preferred sick and weak prey, the condition of wolf-killed moose calves in the Grangärde territory was determined by examining the bone marrow fat content of their jaw and thigh bones. The average fat content of 24 wolf-killed moose calves was 55 % (28-73%), well above the value limit for animals in poor condition (10 %). The same held true for a selection of older moose, with measured fat levels of averaged approximately 70 % (value limit 20 %). In addition, there were no differences in the condition of adult and calf moose killed by wolves compared to those shot by hunters. Wolves clearly selected for calves and extremely old moose over adult moose in their prime even though no preference for animals in poor condition was found.

Predation rate is calculated as the average number of days between episodes where wolves killed moose during the period 1999-2003. A total of 230 moose were killed by wolves, and wolf pack size in these instances varied between 2 and 8 individuals. Predation rate varied from between 2.7 and 10.5 days per moose killed. For GPS-instrumented wolves, where more precise estimated could be derived, the average interval was 4 days for each moose killed. If we assume that predation rates are stable throughout the year, a wolf pack (2-8 individuals) will kill on an average 62-90 moose annually. This estimate is, however, uncertain since both wolf food requirements and moose average body size vary throughout the year. There are indications that wolves kill moose at a higher rate during summer due to the fact that calves are small and thereby represent much small meat biomass. Thus more calves must be killed to satisfy the same nutritional requirement. Since predation rate varies between winter and summer it is difficult to calculate how many moose a pack kills in the course of a year.

An alternative approach to this question is to study moose rather than wolves. By radio-collaring a representative number of moose within and outside of a wolf territory, and then estimating rates of reproduction, survival and density of moose, it is possible to estimate the number of moose killed annually by wolves. We found that 59-65 % of the calves that were not harvested by hunters survived their first year within wolf territories, whereas the corresponding survival was 88 % outside the wolf territory. This implies that 23-29 % of the moose calves within the territory were taken by wolves.

We measure the impact of wolf predation on moose populations as the proportion of the annual increment removed by wolves. In 2003 in Hedmark county, approximately 415 moose were killed by wolves (on the basis of 3,5 wolf packs or pairs and 5 solitary wolves), as compared to 7650 moose harvest by hunters and an additional 700 moose killed in collisions with trains or vehicles. If we assume a stable moose population and that forms of mortality other than harvest and wolf predation (due to malnutrition, disease, bears, management removal, etc) is equal to the number killed in traffic, then we can state that harvest accounted for about 81 % and traffic kills about 7 % of the total surplus of moose in Hedmark that year, while wolves took about 4-5 %. From a practical standpoint, it is more relevant to look at the effects of wolf predation on moose within wolf territories. Four factors are of decisive importance regarding wolf predation on moose within their territories: Pack predation rate (moose killer annually), territory size, and the size and productivity of the moose population.

Important factors that can contribute to variation in predation rate between areas and years are the dual efficiencies of wolves to kill and moose to avoid being killed. Thus far, our data indicate that the numbers of moose killed per wolf are higher in Scandinavia than in North America. There are several possible explanations for this, including the possibility that moose have not yet re-adapted to the presence of wolves as dangerous enemies. If this is the case, then we expect that predation rates will decrease as moose become more experienced.

Wolves have been considered to be a typical wilderness species, but today we know this is not true. The establishment of wolves in the Moss territory in Østfold in southeastern Norway illustrates this point: the human population density in this area is 22 people /km<sup>2</sup> and 37 % of the land area is cultivated. The Kongsvinger-Årjäng territory, which straddled the Norwegian-Swedish border was in more representative Scandinavian wolf habitat, with human densities < 2 people/km<sup>2</sup> and < 1 % cultivated land. The Moss territory, where human activity was much higher than the norm within a wolf territory, wolves were mostly active at night and rested during the day. In other territories where human activity was generally low, wolves were most active during the early and late morning hours. An intensive study of the breeding male in the Moss territory indicated that wolves switched from being active to inactive during the most intense hours of the moose hunt during morning hours. Thus, the chance of encountering humans during this period was diminished.

Intensive studies of radio-instrumented wolves show that wolves neither avoid or approach secondary roads, small fields, fenced animal enclosures, solitary houses or small groups of houses. However, they do display an avoidance of highways, larger fields and larger groups of houses. During winter, forest roads were used more than expected, as were frozen stream beds and game trails.

In a series of induced encounters between humans and wolves in the Moss and Kongsvinger-Årjäng territories, none of the five radio-instrumented wolves or their 13-17 pack mates displayed less fear of humans than expected. In two cases, one breeding female displayed a tendency to remain near the natal den and defend her pups. In the other 123 encounters wolves withdrew immediately. The distance wolves fled varied between 35 and 488 m (averaging  $257 \pm 125$  m). Fleeing distances were nearly double for instances when wolves were downwind ( $329 \pm 114$  m) relative to when they were upwind ( $184 \pm 107$  m) from the observer(s). Wolves fled further when pups were too small to follow ( $346 \pm 84$  m) than when pups were able to follow ( $210 \pm 101$  m). No habituation of wolves to human disturbance was observed.

SKANDULV has conducted aversive conditioning on radio-instrumented wolves in Norway and Sweden. To experiments were conducted where cracker shells were fired from signal pistols at a wolf to induce shyness. These experiments were successful. Such measures can be used to increase respect for and avoidance of humans for wolves that are not subjected to regular hunting and which are therefore otherwise potentially susceptible to habituation. However, we do not have any data on the long-term effects such conditioning may have on maintaining shyness towards humans.

Other conflict reducing information measures that have been employed by SKANDULV include the so-called "Wolf telephone" and our SKANDULV web pages. The wolf telephone is an information measure aimed at hunters whereby updated information is provided at regular intervals regarding the whereabouts of radio-collared territorial wolves in order to allow hunters to evaluate the danger associated with releasing hunting dogs in these areas. This information tool is also used by others with an interest in where wolves were last relocated. Our web pages give regular and updated information on our project in Norwegian and Swedish. An English version is being developed. In addition, considerable effort is placed in providing information through participation in courses, meetings and other arrangements as well as the production of popularized articles and appearances in the Norwegian and foreign media.

Much of the collected data have yet to be completely analysed, and many of the conclusions in this report are therefore not final. While much field work has been conducted through 2004, the year 2005 has been dedicated to the analysis and summary of data already collected. This will be reflected in increased production of scientific and popular publications in the years to come.

Hans Chr. Pedersen, Scott M. Brainerd, Henrik Brøseth & Erling J. Solberg, Norwegian Institute for Nature Research, N-7485 Trondheim, Norway. [hans.pedersen@nina.no](mailto:hans.pedersen@nina.no)

Petter Wabakken, Hege Gundersen, Torstein Storaas, Thomas H. Strømseth & Barbara Zimmermann, Faculty of Forestry and Wildlife Management, Hedmark University College, N-2480 Koppang, Norway. [petter.wabakken@hihm.no](mailto:petter.wabakken@hihm.no)

Jon M. Arnemo, Section of Arctic Veterinary Medicine, Department of Food Hygiene and Infection Biology, Norwegian School of Veterinary Science, N-9000 Tromsø, Norway & Faculty of Forestry and Wildlife Management, Hedmark University College, N-2480 Koppang, Norway.

Olav Hjeljord & Hilde Wam, Department of Ecology and Natural Resources Management, Norwegian University of Life Sciences, Postbox 5003, N-1432 Ås, Norway.

Olof Liberg & Håkan Sand, Grimsö Research Station, Agricultural University of Sweden, Uppsala, Sweden.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>10</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>18</b>
<b>Forord</b> .....	<b>20</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>21</b>
<b>2 Studieområder</b> .....	<b>23</b>
2.1 Nordområdet.....	23
2.2 Sørområdet.....	23
<b>3 Materiale og metoder</b> .....	<b>23</b>
3.1 Fangst av ulv.....	23
3.2 Merketmetoder.....	24
3.3 Lokalisering av ulv.....	25
<b>4 Bestandsutvikling</b> .....	<b>26</b>
4.1 Utvikling av ulvebestanden i Skandinavia fra 1800-tallet til i dag.....	26
4.2 Bestandsovervåking.....	28
4.2.1 Organisering av bestandsovervåkingen.....	28
4.2.2 Beregning av bestandsstørrelsen etter inventeringsdata.....	29
4.2.3 Beregning av bestandsstørrelsen etter reproduksjonsdata.....	30
4.2.4 Beregning av bestandsstørrelsen etter andel ulv i stasjonære flokker og par ..	30
4.3 Reproduksjon.....	31
4.3.1 Tidspunkt for yngling.....	31
4.3.2 Reproduktiv alder og kullstørrelser.....	32
4.3.3 Dokumenterte ynglinger av ulv i Norge og Sverige 1978 – 2004.....	33
4.4 Dødelighet og overlevelse.....	33
4.4.1 Metoder for overvåking av overlevelse.....	33
4.4.2 Dødelighet blant ulv i Norge og Sverige.....	36
4.4.3 Dødsårsaker.....	38
4.5 Tilvekst.....	38
<b>5 Genetikk</b> .....	<b>40</b>
5.1 Den norsk-svenske ulvebestandens opphav.....	41
5.1.1 Oppbyggingen av stamtreet.....	44
5.2 Slektskap og innavl i den skandinaviske ulvebestanden.....	45
5.2.1 Mål på innavl.....	46
5.2.2 Tidlig feltarbeid og samarbeid viktig.....	46
5.2.3 Beregning av innavlsgraden.....	47
5.2.4 Mors- og farslinjer.....	47
5.2.5 Annet bruk av slektskapsanalysene.....	47
<b>6 Spredningsbiologi</b> .....	<b>48</b>
6.1 Utvandring: alder og tidspunkt på året.....	48
6.2 Spredningsmønster og -distanser.....	49
<b>7 Sosial organisering</b> .....	<b>51</b>
7.1 Flokkdannelse.....	51
7.2 Revirstørrelser og romlig fordeling av revir.....	52

---

<b>8 Effekter på byttedyrbestander .....</b>	<b>53</b>
8.1 Hva spiser ulven i Skandinavia? .....	53
8.2 Ulvens predasjon på elg.....	55
8.2.1 Hvilke elger foretrekkes? .....	55
8.2.2 Ulvens predasjonstakt på elg .....	55
8.2.3 Ulvens predasjonsrate.....	56
8.2.4 Erfaringene så langt med bruk av to metoder.....	58
8.2.5 Hva er effekten av ulvepredasjon på elgbestanden?.....	59
8.2.6 Ulvens effekt på elgbestanden slik den observeres av jegerne.....	61
8.3 Ulvens jakteffektivitet kontra elgens antipredatoratferd.....	64
<b>9 Tilpassninger til menneskelig aktivitet .....</b>	<b>64</b>
9.1 Døgnaktivitet .....	64
9.2 Områdebruk i forhold til menneskelige innretninger .....	66
9.3 Den skandinaviske ulvebestandens skyhet.....	66
9.3.1 Atferd ved møte med mennesket.....	66
9.3.2 Potensielle utfordringer med habituering .....	67
9.3.3 Forsøk med skremming av ulv .....	67
<b>10 Konfliktdempende tiltak .....</b>	<b>68</b>
10.1 Ulvetelefonen .....	68
10.2 Hjemmeside .....	68
<b>11 Publikasjoner .....</b>	<b>69</b>
11.1 Vitenskaplige artikler .....	69
11.2 Rapporter .....	70
11.3 Populærvitenskap .....	74
11.4 Avhandlinger, hovedoppgaver med mer .....	75
11.5 Abstracts .....	77

## Forord

Denne rapporten oppsummerer kort hovedaktivitetene vi har hatt i perioden 2000-2004 i forbindelse med ulveforskning gjennom prosjektet Rovvilt og Samfunn (RoSa). Prosjektet har mottatt økonomisk støtte fra Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmennene i Hedmark, Oslo/Akershus og Østfold, Stor-Elvdal, Åmot, Trysil, Elverum, Våler, Åsnes, Grue, Kongsvinger og Eidskog kommuner, Borregaard Skoger AS, Glommen Skogeierforening, Norges Skogeierforbund, Norskog, Åmot Utmarksråd, Sve-Nor-Ålg og TRÅ elgregioner. Rapporten er først og fremst en tilbakerapportering til disse.

Etter at ulvebestanden vokste utover på 1990-tallet ble det stadig mer aktuelt å starte opp mer koordinert ulveforskning både i Norge og Sverige. Fordi den norsk-svenske riksgrensa skjærer tvert gjennom ulvebestandens kjerneområde, og problemer knyttet til ulv finnes på begge sider av grensa, innså man at påbegynt ulveforskning i de to landene burde samordnes og styrkes. I 2000 opprettet man derfor Det skandinaviske ulveforskningsprosjektet, med kortnavnet SKANDULV. Forskere fra 7 ulike vitenskapelige institusjoner arbeider innen SKANDULV; Norsk institutt for naturforskning, Høgskolen i Hedmark, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Grimsö forskningsstasjon, Universitetet i Uppsala og Universitetet i Lund.

Det overordnede mål med SKANDULVs virksomhet er å framskaffe faktaunderlag for en optimal forvaltning av ulv i Norge og Sverige, samt å bidra til spredning av informasjon om ulvens biologi og forvaltning til et bredt publikum. En del av resultatene som har framkommet i dette prosjektet ble rapportert i forbindelse med utarbeidelse av ny rovviltmelding i 2003 (jf. St. meld. Nr. 15 (2003-2004) *Rovvilt i norsk natur*).

Mye innsamlet data er ennå ikke ferdig analysert og flere av konklusjonene som framkommer her vil derfor ikke være endelige. Selv om mye feltarbeid videreføres også utover 2004, har 2005 vært preget av oppsummering og analysering av allerede tilgjengelig data. Dette vil gjenspeiles i en økende publiseringstakt av vitenskapelige og mer populærvitenskapelige artikler i årene som kommer.

En rekke fagpersoner fra så vel det internasjonale som det nordiske forskningsmiljøet har bidratt på forskjellig vis i prosjektet. Sist, men ikke minst har et hundretalls frivillige og studenter deltatt i feltarbeidet. Vi vil få takke alle for innsatsen.

Trondheim og Evenstad, desember 2005  
Hans Chr. Pedersen & Petter Wabakken  
Prosjektledere

# 1 Innledning

Ulven (*Canis lupus*) i Norge er del av en felles bestand med Sverige, og er i dag etablert i de sentrale og sørlige deler av den skandinaviske halvøya. Gjennom tidene har ulv hatt tilhold over alt på den Skandinaviske halvøya, men med varierende bestandstetthet. Dagens utbredelse faller sammen med det geografiske tyngdepunktet for historisk avskyting av ulv. Første halvdel av det 19. århundre regnes som den siste store ulveperiode her i landet. Ifølge fellingsstatistikk nådde bestanden da en topp midtveis i århundret med 281 felte dyr i 1851. Rundt 1880 var bestanden så redusert at det kun ble felt 20-30 dyr per år. Deretter fulgte 100 år hvor bestanden ynglet tilstrekkelig til å overleve nord i landet, men ikke i sør. I Sverige startet nedgangen noe tidligere fra en topp på 675 felte dyr i 1834. I 1966 var ulven praktisk talt utryddet fra både Norge og Sverige, og ingen ynglinger av ulv ble bekreftet på den skandinaviske halvøya i årene 1965-1977. Det er ikke klart hva bestandsnedgangen mot slutten av det 19. århundre skyldes, men noen av hypotesene er sterk nedskyting og sykdom.

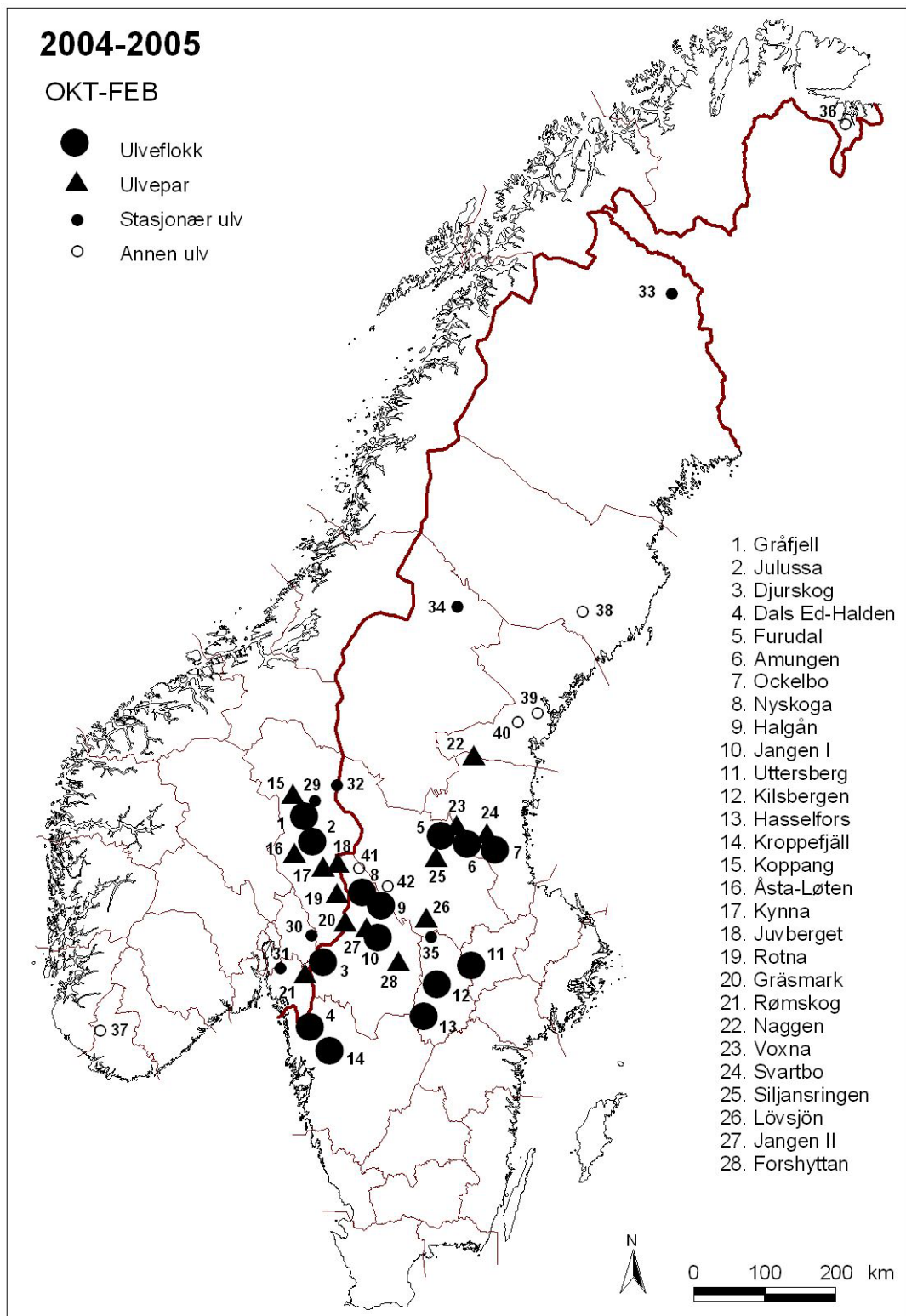
Vinteren 2004/2005 ble det registrert rundt 140-150 ulv i Norge og Sverige. Om lag 4/5 av disse ulvene var stasjonære sammen med minst ett annet dyr innenfor et revir. De resterende var stasjonære enslige ulver eller streifdyr. Aktive ulverevir (flokker eller par med minst to dyr) på den skandinaviske halvøya vinteren 2004/2005 er vist i **figur 1**.

Få arter setter følelsene i sving som de store rovdyrene, og ulven er helt spesiell i denne sammenheng. For noen representerer ulven en trussel mot næring og jakt, mens andre gleder seg over at den igjen finnes i norsk natur. En ting synes imidlertid sikkert når det gjelder forvaltning av store rovdyr; det finnes ikke én god og riktig løsning, men mer eller mindre akseptable kompromiss som fanger opp synspunktene fra de ulike brukergruppene (grunneiere, husdyrreiere, jegere, naturvernere, friluftslivs-interesserte). Et overordnet mål for ulveprosjektet har vært å samle inn og formidle kunnskap om ulv slik at ulike "brukergrupper" kan finne fram til akseptable forvaltningsmodeller. De siste 5 år har forskningsaktiviteten på ulv i Norge i all hovedsak skjedd i regi av prosjektet Rovvilt og Samfunn (RoSa), hvor ulveprosjektet har vært én av fem delprosjekter. I den opprinnelige søknad til Norges Forskningsråd i 1999, ble det spesielt pekt på 4 ulike områder hvor kunnskapsnivået innen rovvilt måtte økes:

- vi måtte få bedre kunnskap om spredningsatferd og etableringsmønster,
- vi måtte få en bedre kunnskap om bestandsdynamikken til de involverte arter,
- vi måtte designe og teste ut nye metoder for bestandsovervåking,
- vi måtte øke kunnskapen om rovdyras innvirkning på byttedyrbestandene.

Vi mener at prosjektet på en tilfredsstillende måte har bidratt til økt kunnskapsnivå på ovenfor nevnte punkter. I tillegg har resultater fra prosjektet blitt aktivt benyttet fortløpende innen lokal og sentral forvaltning, og således bidratt vesentlig til en fleksibel forvaltning. Kunnskapen som har framkommet er dessuten benyttet av RoSa's rådgivningsgruppe i deres arbeid med NINAs Temahefte 22, som omhandler de generelle prinsipper for rovviltforvaltningen i Norge.

Prosjektet har samlet data på variasjon mellom år og innen år i områdebruk, overlevelse og reproduksjon hos ulv med ulik tilgang på byttedyr. I tillegg har prosjektet fokusert på ulvens påvirkning på sitt viktigste byttedyr, elgen. Prosjektet har dessuten arbeidet mye med ulvens genetikk og utarbeidelse av gode metoder for kartlegging av ulvebestandens størrelse og utbredelse. Sist men ikke minst har ulv i relasjon til menneskets bosetting og aktivitet blitt studert. Denne rapporten oppsummerer mye av aktiviteten på prosjektet fram til utgangen av 2004. Prosjektet Rovvilt og Samfunn er nå avsluttet, men alle resultater er ikke endelig analysert. Dette er et arbeid som vil bli prioritert i inneværende og kommende år.



**Figur 1.** Utbredelsen av ulveflokker, revirmarkerende par og andre stasjonære ulver i Skandinavia, samt andre forekomster av ulv registrert i Norge og delvis Sverige i snøperioden fra 1. oktober til 28. februar 2004-2005. – Distribution of wolf packs, territorial pairs and other stationary wolves in Scandinavia, along with other wolves registered in Norway and portions of Sweden during the snow period (1 October 2004 – 28 February 2005).



## 2 Studieområder

I prosjektperioden har vi hovedsakelig jobbet i og rundt Østerdalen i Hedmark (heretter kalt "nordområdet") og i Akershus, Østfold, samt de sørlige deler av Hedmark (heretter kalt "sørrområdet").

### 2.1 Nordområdet

I nordområdet består topografien av flere parallelle elvedaler i nord-sør-retning med lave åser imellom. Elvedalene ligger mellom 200 og 500 m o.h. Terrenget er generelt brattest i de nordlige og vestre områdene. Dette området befinner seg i overgangen mellom sør- og mellomboreal sone, og består for det meste av gran- og furuskog. De fleste områdene er hugget de siste 100 år. Det finnes noe bjørk i beltet mellom skog og høyfjell og langs elver og fuktige drag. Klimaet i studieområdet er innlandspreget med stabile varme somrer (19°C - juli) og kalde vintre (-11°C - januar). Snøforholdene er varierende, men snøen ligger som regel fra november til april i varierende dybde fra 20 cm til 120 cm.

Elgtettheten i området ligger i gjennomsnitt noe i underkant av 1 elg per km<sup>2</sup> etter jakt, men med noe variasjon mellom områder. Denne variasjonen øker vinterstid fordi elgen trekker til spesielle vinterbeiteområder der snøforholdene er bedre. Vinterbeiteområdene er i stor grad konsentrert til dalbunnen og nedre deler av dalsidene i de forskjellige dalsystemene i området. I slike områder kan tettheten være vesentlig over 1 elg per km<sup>2</sup>. Rådyrtettheten i området er lav med et gjennomsnitt på 0,02 (0,004 – 0,114) skutte rådyr per km<sup>2</sup> de siste 5 åra. Villrein finnes i de nordlige og nordvestlige delene av studieområdet. Sommerstid beiter det sauer i deler av området, med den største tetthet av sau på vestsiden av Glomma. I tillegg finnes det også et beskjedent antall hjort i området. Det finnes flere typer småvilt i området.

### 2.2 Sørrområdet

Sørrområdet har et betydelig høyere innslag av jordbruksarealer. Topografien er småkupert og området ligger lavere enn 300 m o.h. Området befinner seg i overgangen sørboreal - boreo-nemoral sone. I tillegg til treslagene fra nordområdet finnes innslag av mer varmekjær skog. Elgtettheten i området ligger i snitt i overkant av 1 elg per km<sup>2</sup> etter jakt. I motsetning til i Nordområdet, er elgen langt mer stasjonær og trekker i liten grad mellom sommer og vinterområdet. Rådyrtettheten i sørrområdet er betydelig høyere enn i nordområdet, med et gjennomsnitt på 0,35 (0,33 – 0,38) skutte rådyr per km<sup>2</sup>. Det er generelt mindre sau på utmarksbeite i sørrområdet, med unntak av områdene vest og nord for Oslo.

Befolkningstettheten er også betydelig større enn i nordområdet. Normaltemperaturen for juli måned i sørrområdet er 15,0°C, mens normalnedbøren er 75 mm.

## 3 Materiale og metoder

### 3.1 Fangst av ulv

Tillatelser fra Forsøksdyrutvalget (<http://www.fdu.no/fdu/om/>), Direktoratet for naturforvaltning (<http://www.dirnat.no/>), Post- og teletilsynet (<http://www.npt.no/>), kommuner og grunneiere ble innhentet og politiet og fylkesmennene ble varslet før fangsten startet. Merking og prøvetaking foregikk i henhold til en omforent skandinavisk protokoll (Arnemo, J.M. Biomedical protocols for free-ranging brown bears, gray wolves, wolverines and lynx. Direktoratet for naturforvaltning, 2005<sup>1</sup>). I perioden 1998-2005 ble det foretatt i alt 100 merkinger av 70 individer. Dyrene ble utstyrt med telemetrihalsbånd og/eller øremerker (**figur 2, tabell 1**). Fangstmetoder og be-

<sup>1</sup> <http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=3661&sec=Hoveddel&secnr=1#protokoller>

handling av bedøvede dyr blir hele tiden forbedret så fangsten skjer på en så skånsom måte som mulig. Ulvene ble fanget med helikopter og bedøvelsesgevær (**figur 3**).



**Figur 2.** Bedøvet ulv påsatt radiosender i januar 2004 i Bograngen-reviret. – Immobilised wolf with radio collar, Bograng territory, January 2004.



**Figur 3.** Bedøvelse av ulv for merking skjer ved bruk av helikopter. Bedøvede ulver håndteres enten på stedet eller transporteres til en merkeplass. – Wolves are immobilised from helicopters. Drugged wolves are either handled on site or transported to a special site for marking.

### 3.2 Merkemetoder

**Øremerker:** I årene 1998-2004 fikk de fleste dyr et nummerert plastmerke i ett eller begge ører. Fra og med 2005 ble øremerke kun påsatt dyr som ikke ble utstyrt med radiosender. I tillegg ble alle dyr merket med elektronisk lesbar microchip.

**VHF:** I de første årene brukte prosjektet konvensjonelle radiosendere (VHF). Disse ble gradvis erstattet med andre telemetrihalsbånd (**tabell 1**), dels grunnet mistanke om tyvpeiling og mulig ulovlig jakt, dels fordi ny teknologi ga nye muligheter.

**Fas II, call-up:** Dette er VHF-sendere med muligheten til å stenge og aktivere radiosignalene enten via fjernstyring eller GSM-nettet.

**GPS:** Dette er halsbånd med innebygd GPS-mottaker som lagrer posisjoner som GPS-enheten beregner med hjelp av satellittsignaler. GPS-teknologi gir svært nøyaktige posisjoner både i tid og rom og tillater overvåking uten noe form for forstyrrelse. I GPS-halsbåndet ligger det en VHF-sender til relokalisering av dyrene for gjenfangst, tapping av GPS-data underveis eller andre foremål. Denne VHF-senderen kan aktiveres eller stenges. Prosjektet har så langt brukt to ulike typer GPS-halsbånd: GPS Simplex sender posisjonene på forhåndsprogrammerte tidspunkt via VHF-signaler til en mobil VHF-mottaker ute i felt. GPS-GSM-halsbånd sender posisjonene via mobilnettet til et modem, og posisjoneringsprogrammet og VHF-aktivitet kan styres via GSM-nettet. Alle GPS-posisjonene på minnekortet er tilgjengelig når halsbåndet er tilbake.

På ulver med konvensjonelle sendere ble et relativt stort antall ulver ommerket i 2003-2004 med GPS-halsbånd, eller Fas II- og "Call-up"-sendere og kun øremerker (hovedsakelig valper). Det ble derfor bare i begrenset omfang nymerket ulver i 2003-2004 (**tabell 1**).

**Tabell 1.** Antall ulver merket og remerket med øremerke og forskjellige typer telemetrihalsbånd. – The number of wolves captured or recaptured and tagged with ear.tags and/or different types of telemetry collars.

Vinter	Antall ulver			Telemetrihalsbånd		
	nymerking	remerking	kun øremerke	Konvensjonell VHF	Fas II, call-up	GPS
1998/99	8		1	7	0	0
1099/00	11	1		12	0	0
2000/01	10		1	8	0	1
2001/02	16	5	2	15	0	4
2002/03	7	13	2	1	5	12
2003/04	6	10		0	4	10
2004/05	12	1	1	0	2	10
<b>Sum</b>	70	30	7	43	11	37

### 3.3 Lokalisering av ulv

Hva får vi informasjon om vha telemetri?: Merking av revirhevdende dyr gir en nøyaktig kartlegging av revirene og er et viktig verktøy innen bestandsovervåking og studier av sosial organisering. I noen tilfeller ble det merket begge lederdyrene og til dels også valper i samme flokk for å få mer detaljert innsyn i sosial organisering. For spredningsatferd er GPS-GSM-halsbåndet spesielt godt egnet. Prosjektet merket for eksempel en hannvalp i januar 2004 i Gråfjellsreviret og kunnet følge denne med plott hver 4. time som ble oversendt som SMS-melding når 7 plott er akkumulert. Ulven forlot sitt føderrevir i begynnelsen av juni før den midlertidig slo seg ned i Hattfjelldal, Nordland i midten av juli etter å ha tilbakelagt over 1000 km.

VHF- og GPS-posisjonene gir også informasjon om ulvenes aktivitetsmønster, habitatvalg og bevegelser i forhold til menneskelig aktivitet. Prosjektet har i løpet av 2002-2005 gjennomført studier på predasjon, så vel sommer som vinter, ved hjelp av GPS-halsbånd på ulv i forskjellige flokker med ulik byttedyrtilgang og forskjellig antall flokkmedlemmer.

Prosjektet satte seg som krav å lokalisere dyrene minst én gang per uke. Radiopeiling av konvensjonelle sendere (VHF) ble utført både fra bakken (triangulering) og lufta. Avhengig av spørsmålsstilling har ulvene med konvensjonelle radiosendere i perioder blitt lokalisert hyppigere, til dels flere ganger daglig. GPS-teknologi førte til en mer kontinuerlig overvåking med 3-48 posisjoner per døgn. For predasjonsstudiene ble ulvene lokalisert minst en gang per time over perioder fra 2 til 19 uker. For studier av sosial organisering ble ulver innen samme flokk eller lederdyr fra to naborevir GPS-lokalisert minst 6 ganger daglig på samme klokkeslett, og dette gjennom hele året.

## 4 Bestandsutvikling

Endringer i ulvebestanden bestemmes av hvorvidt den rekrutterer færre eller flere individ enn den taper. Reproduksjon som overstiger dødelighet medfører bestandsvekst, og dødelighet som overstiger reproduksjon medfører bestandsnedgang. Dynamikken er innlysende, men av forvaltningshensyn er det viktig å kjenne detaljene rundt den. En høy dødelighet kan f.eks. maskeres av en høy reproduksjon. Høy utskiftning av dyr i bestanden medfører ustabilitet, og kan gi økte konflikter med hensyn til hjortevilt og tamdyr.

### 4.1 Utvikling av ulvebestanden i Skandinavia fra 1800-tallet til i dag

Ulvens utbredelse har omfattet så å si hele den skandinaviske halvøya siden isen trakk seg tilbake etter siste istid, og således har ulven alltid vært en del av den skandinaviske fauna. Hvordan ulvebestanden har variert gjennom århundrene har vi ikke kunnskap om før det 16. århundre. Beskrivelser i bøker og andre kilder viser at ulvebestanden i Norge har vært vekslende med tre såkalte ulvetider eller perioder med høye ulvebestander siden 1500-tallet. Ulvebestanden var meget stor i slutten av 1500-årene ifølge forfatteren Peder Claussøn Friis i 1599. På begynnelsen av 1600-tallet minsket imidlertid ulvebestanden kraftig, antageligvis pga sykdom. Ulvebestanden økte utover på 1600-tallet, for så å avta igjen ved slutten av samme århundre. Samtidsforfattere beskrev hvordan ulven forsvant så å si totalt fra enkelte sørlige landsdeler i Norge.

Bestanden økte på ny ved begynnelsen av 1700-tallet, og spredte seg over fjellene til Vestlandet og de sørlige landsdelene etter mange års fravær. Ulveårene i 1740- og 1750-tallet var av en slik karakter at statlige beretninger fra den tiden forteller om stor fattigdom som resultat av ulvenes skader på husdyr og storvilt, særlig på Vestlandet. Igjen ved slutten av 1700-tallet avtok ulvebestanden kraftig og den forsvant fra mange distrikter. Denne nedgang ble imidlertid avløst av en ny oppblomstring på 1800-tallet.

Disse ulveårene i Norge og Sverige varte fra ca. 1800 til midten av 1860-tallet. Ut fra offisiell avskytningsstatistikk vet man at den svenske ulvebestanden var stor i første halvdel av 1800-tallet; i snitt ble det felt ca. 500 ulver hvert år i perioden 1827-1839, noe som tilsvarte en levende bestand på mellom 1000 og 2000 individer. I Norge ble det i perioden 1846-1863 skutt i gjennomsnitt ca. 200 ulver årlig.

Avskytningsstatistikk i både Norge og Sverige viser at ulvetettheten var størst i sør og forfattere har spekulert i om dette hadde sammenheng med høyere bonitet og tilgang på mat i områder med skog og dyrket mark. I denne perioden ble hele 589 ulver skutt i Oppland og 457 i Hedmark, mens ca 300 ulver ble felt i Aust-Agder, Telemark, og Trøndelags-fylkene i samme periode. I Troms og Finnmark ble det totalt skutt 509 ulver i samme periode.

Disse ulveårene ble etterfulgt av en brå nedgang som førte til at ulven mer eller mindre forsvant fra store områder i Sør-Skandinavia de siste fire tiårene av 1800-tallet. Selv om den kraftige avskytingen utvilsomt hadde en virkning, vurderte fagfolk den gangen om den dramatiske nedgangen var forårsaket av et sykdomsutbrudd – nærmere bestemt valpesyke.

Ved begynnelsen av 1900-tallet var bestanden betydelig redusert, med en mindre fast bestand i fjellområder i midt-Norge. Bestanden i Finnmark var fremdeles stor pga "den stadige innvandring fra Østen", som den berømte norske zoolog Robert Collett skrev i sin bok "Norges Pattedyr" fra 1912. Ulvebestandens nedgang fortsatte i rask takt utover i det 20. århundre. På tross av bølger med økninger og ekspansjon i den russiske ulvebestanden seint på 1940-tallet, og på 1950-tallet med tilsvarende økninger i det nordlige Skandinavia, medførte den harde bekjempelsen av den skandinaviske ulvebestanden at ulven var funksjonelt utryddet når den ble fredet i Sverige (1966) og Norge (1972). I 1966 ble ulvebestanden i Sverige anslått til ca. 10 individer, men estimatet var beheftet med usikkerhet. Norske villforskere anslo på 1960- og 1970-tallet den norske bestanden til 5-10 dyr. På 1960- og 1970-tallet ble det meldt om spredte observasjoner av ulv i Sør-Skandinavia, og i 1964 ble en ulv skutt i Stor-Elvdal i Hedmark og et år seinere en ulv ved Flatruet i Härjedalen.

Sporregistrering utført av finske grensevakter på den finsk-russiske grensen viste at det var en stor økning i antall sporkryssninger av ulv fra Russland i 1970-tallet, med en topp på over 1200 kryssninger i 1977. Vinteren 1975/76 ble to ulver sporet langs Piteälven i Norrbotten. Tre ulver ble sporet i Stora Sjöfallets nasjonalpark samt to ulver øst for Kiruna vinteren 1977/78. I tillegg ble 2-3 enslige ulver sporet i nord-Sverige samt en enslig ulv i Sør-Skandinavia. Sommeren 1978 ble den første sikre ulveyngling i Skandinavia siden 1964 registrert i Norrbotten, Sveige. Vinteren etter ble en flokk på 8 ulver sporet øst for Kiruna. Minst to av disse ulvene ble drept, en lovlig og den andre ulovlig. Vinteren 1979/80 ble kun spor registrert etter én ulv helt nord i Sverige.

Observasjoner av ulv i Värmland, Dalarna, Härjedalen samt Hedmark og Trøndelag forekom på 1970-tallet, men det ble ingen systematisk oppfølging eller registrering av disse opplysningene før mot slutten av 1970-tallet. Det norske rovviltprosjektet (1980-1984) rapporterte at det var mulig yngling av ulver i Trysil-traktene i 1976.

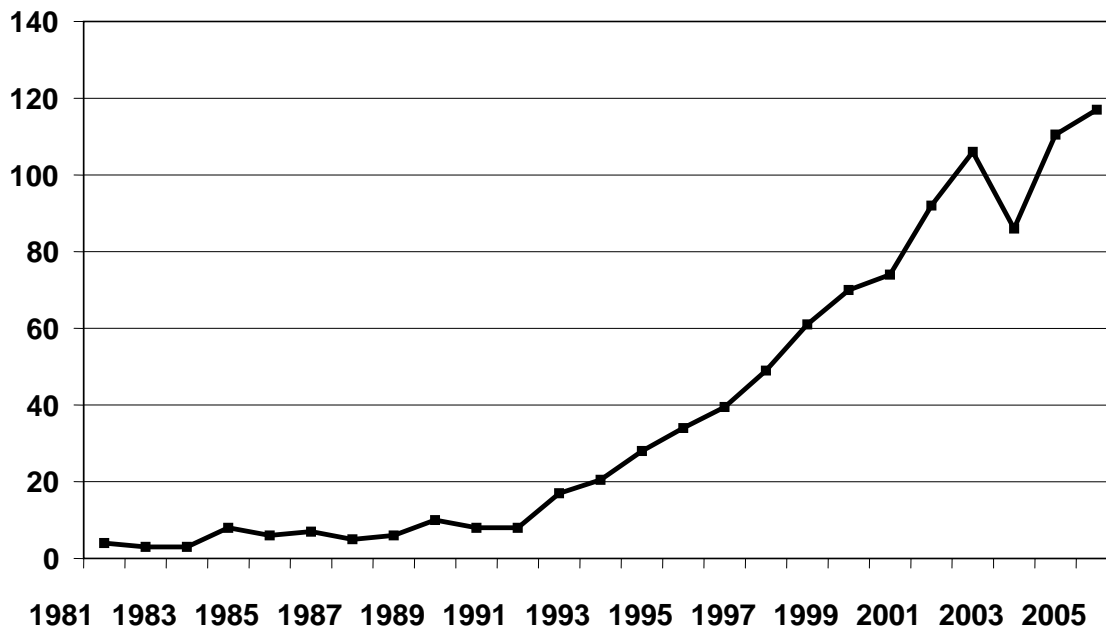
I årene 1978-1982 ble noen enslige ulver sporet på begge sider av grensen i Hedmark og Värmland. Systematisk sporingsarbeid ble igangsatt på begynnelsen av 1980-tallet på begge sider av grensen. Først vinteren 1982/1983 ble det fastslått på sporsnø at det fantes et revirhevdende par i nærheten av bygda Nyskoga i Värmland. Sommeren 1983 ynglet dette ulveparet for første gangen – det første dokumenterte ulvekull på over 100 år i denne delen av Skandinavia. Neste vinter ble seks valper registrert sammen med foreldrepåret på sporsnø. Denne ynglingen markerte begynnelsen på ulvens tilbakekomst som reproduserende art i Skandinavia (se kap 5.1 for ytterlige detaljer).

Først på 1990-tallet begynte den skandinaviske ulvebestanden å vokse for alvor (**figur 4**). Et møte mellom en innvandrende hannulv fra den finsk-russiske bestanden og en ungtispe som hadde utvandret fra Nyskoga førte til pardannelse og yngling ved Gillhov i Jämtland i 1991. Dette førte til at vi for første gang på flere tiår fikk to ulveynglinger samme år på det skandinaviske halvøya. Etter dette begynte bestanden å ekspandere etter en 25 års periode med en årlig bestand på mindre enn 10 dyr i Skandinavia.

I perioden 1990/91 til 1995/1996 vokste ulvebestanden fra 8 til 39 individer med kun to ynglinger per år. Først i 1996 ble det påvist tre kull født samme sesong. Disse ble født i Värmland, Dalarna og Härjedalen. I løpet av fire år fra 1996 til 1999 økte antallet sikre ulveynglinger med et kull per år til seks kull, mens antall ulveindivider økte fra 49 til 74. Mesteparten av ulvebestanden fantes på svensk side. Den første ynglingen på norsk side ble registrert i 1997 ved Koppang i Hedmark. Siden har ulv reproduisert hvert år, også i Norge.

Fra 1999 til 2000 økte antall ynglinger kraftig, fra 6 til 10 kull, mens antall individer økte fra 74 til 92. Et år seinere ble 107 individer registrert, mens antall ynglinger fortsatt var 10. Fra 2001/02 til 2002/03 avtok ulvebestanden for første gangen siden sesongen 1989/90. Antall ynglinger minket fra 10 til 9 kull, og antall ulver fra 107 til 91.

Etter denne korte stagnasjonen begynte bestanden igjen å vokse fra 91 individer i 2002/03 til 110 i 2003/04, og med 11 ynglinger. Vinteren 2004/2005 ble totalt 135-152 ulver registrert med en rekord på 14 ynglinger i 2004.



**Figur 4.** Årlig bestandsstørrelse av ulv på den skandinaviske halvøya vintersesongen 1981/82 – 2004/05. Døde dyr for inneværende år er inkludert i bestandsstørrelsen. – Annual wolf population size on the Scandinavian Peninsula during winter from 1981/82 to 2004/05.

## 4.2 Bestandsovervåking

Å kunne vurdere framtidig utvikling i en ulvebestand er viktig for å ta avgjørelser om aktuelle forvaltningstiltak. Bestandsdynamikk hos ulv avhenger av bestandens sammensetning med hensyn på dyrenes sosiale status. Det er derfor ikke nok å kjenne antall dyr, vi må også vite hvor stor andel av disse som er reproduserende.

### 4.2.1 Organisering av bestandsovervåkingen

Bestandsovervåkingen av ulv i Norge og Sverige er et koordinert samarbeid mellom myndigheter og organisasjoner på tvers av grensa. Feltregistreringer har pågått i begge land siden 1978, og vi har i dag en enhetlig tidsserie med bestandsstatus gjennom 28 år.

Opprinnelig hadde viltmyndighetene i de respektive land ansvaret for å organisere og utføre bestandsovervåking av ulv, men på 1990-tallet var dette i større grad organisert ved ideell innsats fra foreninger, samt myndighetenes lokale forvaltningsansatte. Siden vinteren 1996/97 har Høgskolen i Hedmark hatt det formelle ansvaret for bestandsovervåkingen på norsk side, for tiden med NINA som oppdragsgiver. Oppdraget faller innenfor rammene av det nasjonale

overvåkningsprogrammet for store rovdyr i Norge. Fra og med august 2001 har Statens Naturoppsyn (SNO) hatt ansvaret for registrering av tilfeldige meldinger om ikke-stasjonære enslige ulver i Norge. Naturvårdsverkets Viltskadecenter ved Grimsö forskningsstation har hatt det formelle ansvaret for all bestandsregistrering på svensk side vintrene 1997/98 – 2001/02. Fra og med vinteren 2002/03 er dette omorganisert, og i dag har de svenske länstyrelsene fått det formelle ansvar for bestandsovervåkingen i de enkelte län, mens koordinering og kvalitetssikring på nasjonalt nivå har blitt gjennomført av Viltskadecenteret.

For kontroversielle arter som store rovdyr er det spesielt viktig at bestandsdata kvalitetssikres. Et hovedprinsipp har derfor vært å gjennomføre overvåkingen av ulv med samme metoder og vurderingskriterier på norsk og svensk side. Årlige registreringer gjennomgås i fellesskap, og bestandsstatus presenteres i 'Ulv i Skandinavia – statusrapport for vinteren xx-xx' (se kap. 11).

Bestandsovervåkingen anser det faktiske antall ulv i Norge og Sverige for å ligge innenfor de minimums- og maksimumstall som oppgis i disse rapportene. Minimum er det antall ulv som er verifisert gjennom sikre observasjoner i felt eller ved DNA-undersøkelse, mens maksimum inkluderer mulige dyr som ikke er verifisert, men heller ikke kan utelukkes.

Tradisjonelt har den totale bestandsstørrelsen av ulv blitt fastslått ut ifra inventeringsdata alene. Dersom bestanden øker utover dagens nivå, vil dette etter hvert bli mer tidkrevende enn hva som er praktisk gjennomførbart. Bestandsovervåkingen har to alternative måter for å fastslå bestandsstørrelsen: beregning etter reproduksjonsdata eller etter andel stasjonære flokker/par.

#### **4.2.2 Beregning av bestandsstørrelsen etter inventeringsdata**

Typisk for ulven er dens kapasitet til å forflytte seg raskt og langt på kort tid. Mange års erfaring med feltkontroll av ulvemeldinger på sporsnø i både Sverige og Norge har vist at mange arter lett forveksles med ulv og at riktig arts- og antallsbestemmelse i praksis er vanskeligere enn mange forestiller seg. Det er derfor vanskelig å artsbestemme, skille ulike individer fra hverandre og telle dem i barmarkssesongen. Dessuten er det til enhver tid radiomerket kun et mindre antall av de ulver som finnes i Skandinavia og det er således svært vanskelig å få en pålitelig oversikt over totalbestanden av ulv i sommerhalvåret. Det er derfor standard at årlige beregninger av bestandsstørrelsen gjelder vinterstammen av ulv og både minimum- og maksimumstall beregnes for den enkelte vinter. Feltarbeidet og tallgrunnlaget er alltid basert på omfattende sporinger på snø og er i prinsippet gjennomført etter samme metode de siste 28 år. De årlige bestandstallene kan derfor sammenlignes mellom vintre og bestandsutviklingen i utbredelse og trend framgår ved å se flere vintre under ett. DNA-undersøkelser av prøver som innsamles under ulvesporing eller i yngleområder sommerstid, har de siste årene dessuten vært et viktig supplement og en uavhengig kontroll av feltarbeidet som gjøres vinterstid.

Siden 1980 har kun én-to familiegrupper blitt påvist uten at det vinteren før ble registrert et revirmarkerende par i området, og samtlige registrerte familiegrupper har blitt oppdaget allerede i vintersesongens første halvdel. Dessuten har det i regi av både det Norske og Svenske Jegerforbundet blitt utført rovdyrinventeringer i stor skala uten at disse har påvist familiegrupper eller par som ikke tidligere har vært registrert. Dette antyder at så godt som alle flokker og par fanges opp av bestandsovervåkingen.

Å bestemme antall individer i stasjonære flokker og par er tidkrevende, og dessuten avhengig av sporsnø, men gir til gjengjeld sikre data. Å korrekt bestemme antall ikke-stasjonære ulver er derimot vanskeligere. Slike dyr forflytter seg raskt over lange avstander, og er den største kilden til eventuell usikkerhet i bestandsberegningen.

Eksempelvis ble det vinteren 2000/2001 påvist 78–79 stasjonære ulv i bestanden, mens antall ikke-stasjonære ble bedømt til å være minst 9, maksimum 18 dyr. Totalt ble derfor bestanden bedømt til 87–97 ulv, hvorav 90 % av usikkerheten ligger i kategorien ikke-stasjonære dyr.

### 4.2.3 Beregning av bestandsstørrelsen etter reproduksjonsdata

Andel valper i flokker om vinteren kan benyttes til å beregne totalbestanden om vinteren. Dette forutsetter at vi kjenner brutto bestandstørrelse forrige vinter, samt antall døde ulver i perioden oktober to år tidligere – september året før. Eksempelvis for vinteren 2000/2001:

$$\text{Bruttobestand vinteren 2000/01} = \text{Bruttobestand vinteren 99/00} + \text{rekrutterte valper} - \text{døde dyr fra okt 99 til sept 00}$$

Rekrutterte valper bør registreres så tidlig som mulig i vintersesongen, siden enkelte valper kan vandre ut allerede midtvinters. Antall rekrutterte valper baserer seg på det totale antall flokkmedlemmer som registreres, men beregnes forskjellig for nyetablerte flokker og flokker som har ynglet tidligere.

For nyetablerte flokker antas at valpene utgjør totalt antall flokkmedlemmer minus to dyr (foreldreparet), under forutsetning at foreldreparet eller alfaparet er dokumentert på sporsnø og at flokken ikke har tatt opp utenforstående ulv (aldri påvist av SKANDULV i årene 1998-2005). For andre flokker beregnes antall valper ved å benytte korreksjonsfaktoren 0,8 på det totale antall ulv etter at to dyr er trukket fra. Korreksjonsfaktoren benyttes fordi flokken kan inneholde unglulver fra tidligere kull, og er fastsatt ut ifra data innsamlet i årene 1978-2002. Andelen slike unglulver som ennå ikke har vandret ut kan variere etter hvor tett bestanden er, og må følgelig justeres i henhold til dette.

I vårt konkrete eksempel for vinteren 2000/2001 utgjorde antall valper ifølge denne framgangsmåten 39-41. Bruttobestanden som ble registrert vinteren før (1999/2000) var 67-81 dyr, hvor vi trekker fra 12 kjente ulver som døde i perioden oktober 1999 til september 2000. Bruttobestand vinteren 2000/2001 beregnes dermed til (67-81) dyr + (39-41) valper - 12 døde = 94-110 ulv totalt.

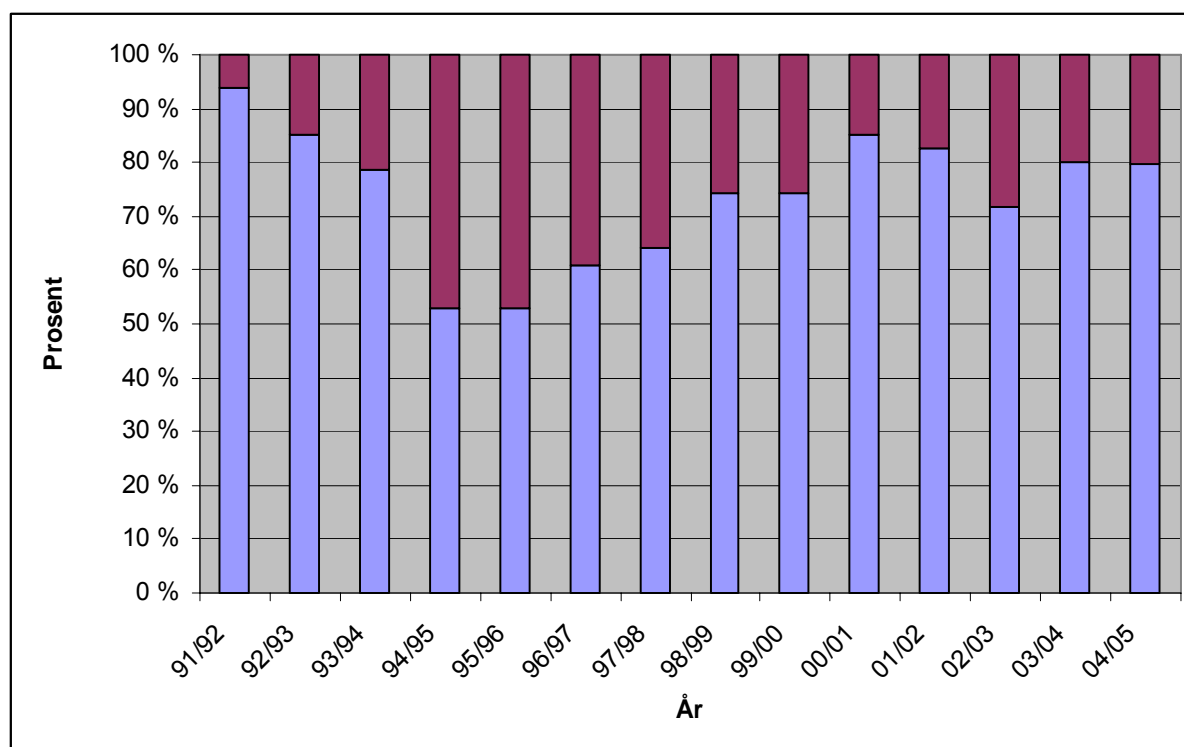
Denne metoden overestimerer uten tvil bestanden fordi vi ikke kjenner det faktisk antall døde dyr. Går vi ut ifra at vi kjenner til 45 % av all ulv > 0,5 år som dør (se 4.4.2), kan vi ta hensyn til dette og bruke 27 når vi trekker fra antall døde dyr. For eksempelet vårt over får vi da et bestandsestimat på 79-95, som er noe lavere enn inventeringsresultatet på 87-97 ulver for denne vinteren.

### 4.2.4 Beregning av bestandsstørrelsen etter andel ulv i stasjonære flokker og par

Å kunne beregne bestandsstørrelsen ut ifra antall individer i stasjonære flokker og par vil likevel som forrige metode være meget ressursbesparende. For å benytte denne metoden trenger vi også en korreksjonsfaktor; nærmere bestemt en som angir hvor stor andel stasjonære flokker og par utgjør av totalbestanden.

Denne kan vi fastsette på bakgrunn av tidligere års inventeringsdata. I perioden 1991/92 til 2004/05 utgjorde andelen i gjennomsnitt 74 %, mens den de fem siste år har ligget mellom 72 og 85 % (**figur 5**). Data fra andre deler av verden viser at gjennomsnittlig andel stasjonære ulver i flokker og par ligger på 85-90 % av totalbestanden, men at den kan variere 7-16 % mellom vintre i samme bestand.





**Figur 5.** Andel stasjonære individer i flokker/par (blå) eller som enkeltindivider (rød) av den totale ulvebestanden i Skandinavia vinterstid i perioden 1991-2005. – The proportion of stationary wolves in packs/pairs (blue) or occurring alone (red) in the total Scandinavian wolf population during winter in the period 1991-2005.

Vinteren 2000/2001 var antall individer i stasjonære flokker eller par ifølge bestandsregistreringene 78-79. Går vi ut ifra at disse utgjorde 72-85 % av bestanden, beregnes totalbestanden til 93-108 dyr, mens inventeringsresultatet var 87-97 ulver.

**Figur 5** viser for øvrig et interessant, men ikke uventet, mønster i andelen stasjonære dyr i flokker og par. Når ulv reetablerer fra én flokk vil den ha utgangspunkt i bare stasjonære dyr. Deretter øker andelen enslige ulv med tiden ettersom unge ulver vandrer ut og danner nye flokker. En stabilisering i forholdet mellom enslige ulver og ulver i flokker/par kan inntreffe når bestanden er i ferd med å mettes (se 6.1), eller bestandsveksten midlertidig stagnerer som følge av høy dødelighet. For bestanden i Norge og Sverige gjelder sistnevnte (se 4.4).

## 4.3 Reproduksjon

Fertiliteten hos ulv er meget høy sammenliknet med de andre store rovdyrene i Skandinavia. Mens ei bjørnebinne, en hunnjerv eller ei hunngaue maksimalt kan produsere 15-20 unger i løpet av sitt liv (J. Swenson og J. A. Odden pers med.), kan ei ulvetispe produsere om lag 40-60. Selv når en korrigerer for ulik revirhevding, innebærer dette at ulv har en betydelig høyere potensiell vekstrate enn de andre store rovdyrartene.

### 4.3.1 Tidspunkt for yngling

Ulv i sørlige deler av Norge og Sverige fødes normalt i begynnelsen av mai. Tidspunkt for yngling øker med økende breddegrad, dog ikke entydig. I nordlige Lappland er det f.eks. observert valping i juni. Trolig skyldes dette en koordinering med tidspunkt for kalving hos det viktigste byttedyret, og må derfor anses som evolusjonært fastlåst i det minste innenfor et praktisk tidsperspektiv.

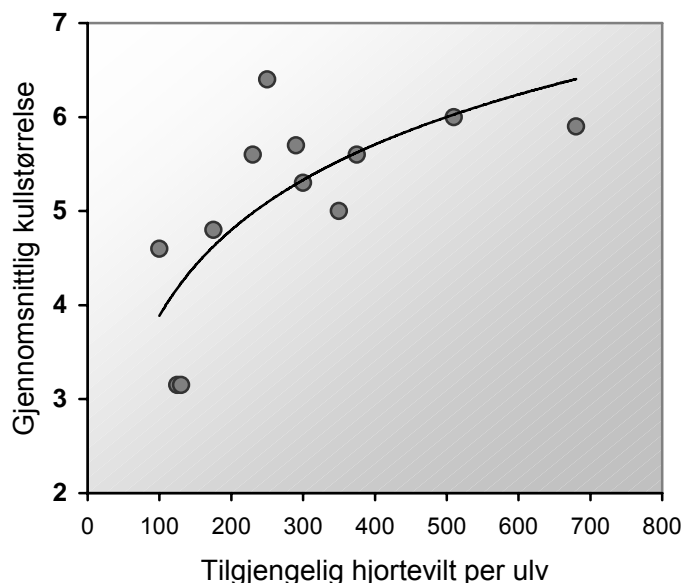
Nyfødte ulvevalper forblir i hiet i ca. tre uker, og er i denne perioden svært sårbare for illegal jakt. Uttak av valper fra hi er en effektiv måte å beskatte en ulvebestand på. Selv om en lakterende tise mister samtlige valper, vil ikke dette påvirke hennes østrus, og ny løpetid inntreffer som normalt neste vinter. I Skandinavia skjer dette i desember – mars. Løpeblod i tispers urin har her vært observert fram til midten av mars. Med en drektighetstid på  $62 \pm 3$  dager stemmer dette godt overens med at valpene fødes i begynnelsen av mai.

Perioden rundt månedsskiftet februar/mars er altså kritisk for hvorvidt det skjer yngling i en flokk et år. Med tilstedeværelse av et revirmarkerende par i denne perioden, er det overveiende sannsynlig at yngling finner sted i området.

#### 4.3.2 Reproduktiv alder og kullstørrelser

Ulv blir normalt kjønnsmoden sin andre vinter. Ulvetisper kan da få ett valpekull årlig fram til de er minimum 11 år. Den eldste kjente ynglende tise i Skandinavia er ledertispa i reviret Bograngen på Finnskogen. Denne tisa hadde sist valper i 1999, og var da ca. 11 år gammel. De tre siste årene hadde hun lederstatus, men produserte ikke valper.

Fekunditeten hos ulv er nokså jevn over aldersklassene, men førstegangsfødende tisper får i snitt én valp mindre enn tisper som har valpet tidligere. Hvorvidt fekunditeten synker ved høy alder, er lite belagt med data. Gjennomsnittsalder på ledertispene innen en bestand vil derfor i liten grad påvirke rekrutteringen av valper. Lav gjennomsnittsalder på ynglende tisper kjenner tegner enten en (re-)etablerende bestand som den skandinaviske, eller en veletablert bestand med høy dødelighet og stor utskiftning av dyr.



**Figur 6.** Gjennomsnittlig kullstørrelse hos ulv i forhold til tilgjengelig mengde hjortevilt (en kombinert indeks hvor 50 tilsvarer tilgjengelig kjøttmengde på én voksen elg på 350 kg). Hvert datapunkt representerer ulike studieområder i ulvens utbredelsesområde. (Etter Persson 1996). – Average wolf litter size in relation to the total available amount of cervids per wolf (calculated as a combined index where 50 represent the amount of meat available in an adult moose weighing 350 kg). Each data point represents different study areas within the distributional range of wolves (after Persson 1996).

Ulv kan få inntil 11 valper i kullet, men en normal kullstørrelse er 4 – 6 valper. Kull på opptil 8 valper er født både i Norge og Sverige. Kullstørrelse har ikke vært spesifikt studert i vår bestand, og vi kjenner derfor ikke gjennomsnittlig antall valper født pr. kull. I reetablerende ulvebestander ligger normalt kullstørrelsen høyere enn i godt etablerte bestander: f.eks. i de reetablerende bestandene i Yukon, Canada har kullstørrelsen vært  $6 \pm 0,4$  og i Yellowstone National Park, USA  $5 \pm 0,4$ . I de godt etablerte bestandene som i Denali, Alaska ligger kullstørrelsene derimot på  $4 \pm 0,3$  og i Karelen, Finland på 50- og 60-tallet lå den på  $3 \pm 0,6$ .

Det som bestemmer kullstørrelsen hos ulv er som for dyr flest; tispenes kondisjon. Deres kondisjon rundt parringstidspunktet påvirker ovulasjonsraten, mens deres kondisjon gjennom drektighetstida avgjør antall foster som bringes fram til fødsel.

Det er mengde tilgjengelig næring som avgjør tispenes kondisjon, og følgelig antall valper i kullet (**figur 6**). Reproduksjonen hos ulv kan altså være høyere i områder med relativt mer hjortevilt. Innen samme område vil den dessuten også kunne være høyere i år hvor hjorteviltet er særlig sårbart, f.eks. under og etter snørike vintre.

### 4.3.3 Dokumenterte ynglinger av ulv i Norge og Sverige 1978 – 2004

Siden 1978 er det påvist 90 sikre og ytterligere 7 mulige ynglinger av ulv på den skandinaviske halvøya (**tabell 2**). Med unntak av 1986 har det vært årlige ynglinger siden 1983, hovedsakelig på svensk side. Yngling av ulv på norsk side i nyere tid ble først bekreftet i 1997. Da etablerte ulv seg i Koppangsreviret i Stor-Elvdal og Rendalen i Østerdalen, og samme år ble det også påvist et valpekull på norsk side i Kongsvinger-Årjängreviret i grensetraktene mellom Kongsvinger og Rømskog, hvor det har vært aktivitet av ulv siden.

Gitt en gjennomsnittlig kullstørrelse på 5 valper, har totalt 450–485 ulver blitt født inn i bestanden på den skandinaviske halvøya i perioden fra 1978 til 2005. Omtrent en fjerdedel av disse har blitt født på norsk side. Gitt samme antagelsen, ble det sommeren 2004 født 70 ulv totalt i Norge og Sverige. Antall ynglinger pr år har ligget i relativt konstant i perioden 2000-2003 på 9-11, men økte i 2004 til 14. Siden det helt siden 1997 har blitt bekreftet 1-3 kull i Norge har den relative økningen vært størst i grensetraktene eller i Sverige i denne perioden.

Antall nye revir med yngling i et år er en parameter med verdifull informasjon om bestandens nåværende utvikling og spredning. Mens det totale antall ynglinger kan variere fra år til år, f.eks. ved tap av lederdyr i allerede etablerte flokker, vil antall nyetablerte ynglinger reflektere graden av spredning i bestanden (se 6.1 og 6.2). Første gang det ble registrert mer enn én ny yngling samme året var i 1997. Det høyeste antallet nye ynglinger vi har registrert fant sted sommeren 2000 og 2004, hvor ulv ynglet i fem nye revir.

I 1998, 1999 og 2002 ble det funnet relativt få nye ynglinger. At antall nye ynglinger synker eller er lavt er enten et resultat av at bestanden er i ferd med å mettes geografisk, det vil si at det ikke er rom for flere revir (se 4.5.1), eller at dødeligheten overstiger produksjonen tilstrekkelig til at utvandrende dyr ikke møtes og etablerer nye revir. Kun det siste er for tiden aktuelt for ulv i Skandinavia.

## 4.4 Dødelighet og overlevelse

Ulv som ikke sulter i hjel dør normalt en voldsom død. Arten har få naturlige fiender, men lever allikevel et farlig liv. Foruten mennesket, kan både byttedyr og artsfrender være en trussel mot overlevelse. Sykdommer inntreffer ikke ofte, men kan til gjengjeld ta en stor andel av bestanden i løpet av kort tid.

### 4.4.1 Metoder for overvåking av overlevelse

Funn av døde dyr er eneste kilde til kunnskap om dødsårsaker hos vilt. For å studere overlevelsesheter derimot har vi to muligheter; to bestandstakseringer med tidsopphold eller gjenfunn

av merkede individer. Bestandtakseringer er et alternativ for geografisk avgrensede bestander, hvor dyr ikke migrerer ut eller inn av området. Normalt lever ulv ikke i en geografisk lukket bestand, men bestanden på den skandinaviske halvøya som helhet gjør praktisk talt det. Vi kan derfor skaffe data på overlevelse både via bestandsregistreringene og via gjenfunn av merkede dyr.

**Tabell 2.** Årlig antall dokumenterte ynglinger av ulv i Norge og Sverige 1978 – 2004, samt antall ynglinger i nyetablerte flokker. - Annual number of documented reproductions by wolves in Norway and Sweden during the period 1978 – 2004, along with the number of reproductions in newly established packs.

År	Antall ynglinger i Norge	Antall ynglinger i Norge-Sverige <sup>2</sup>	Totalt	Hvorav nyetablerte
1978	0	1	1	1
1979	0	0	0	0
1980	0	0	0	0
1981	0	0	0	0
1982	0	0	0	0
1983	0	1	1	1
1984	0	1	1	0
1985	0	1	1	0
1986	0	0	0	0
1987	1 ?	0 ?	1	0
1988	0	1	1	0
1989	0	1	1	0
1990	0	1	1	0
1991	0	2	2	1
1992	0	2	2	0
1993	0	2-3	2-3	1
1994	0	2-3	2-3	1
1995	0	2-3	2-3	0
1996	0	3	3	1
1997	2	2-4	4-6	4
1998	2	3-4	5-6	1
1999	3	3	6	2
2000	4	6-7	10-11	5
2001	2	8	10	4
2002	2	7	9	1
2003	2	9	11	4
2004	3	11	14	5
<b>1978-2004</b>	<b>20-21</b>	<b>69-76</b>	<b>90 - 97</b>	<b>32</b>

Det har blitt merket ulv på den skandinaviske halvøya siden 1998. Totalt har 69 ulike individer blitt merket per mars 2005, hvorav 65 med radio-sender (**tabell 1, tabell 3**). I tillegg har det blitt merket en ungtispe som senere ble satt i park, den såkalte Langedragsulven. Merkingen har foregått innen etablerte revir, og ved bruk av helikopter og bedøvelses-gevær.

**Tabell 3.** Antall ulver merket i Norge (N), Sverige (S) og totalt i Skandinavia av SKANDULV i perioden 1998-2005. Antall radiomerka ulver av totalen i parentes. Gjennomsnittlig alder (år) i forhold til kjønn og vekt (kg) i forhold til kjønn og alder er oppgitt. – Number of wolves captured and marked by SKANDULV in Norway (N) and Sweden (S) and the total in Scandinavia during 1998-2005. Average age (Alder) is given in years by sex, and average weights (vekt) is given for pups (valper) and adults (voksne) by sex.

År	Antall merket					Alder			Vekt			
	N	S	Total	♂	♀	♂	♀	Alle	Valper		Voksne	
									♂	♀	♂	♀
1998/99	0	8 <sup>3</sup>	8 (7)	5 <sup>3</sup>	3	1.9	3.2	2.4	37	35	52	37
1999/00	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2000/01	4 <sup>3</sup>	8	12 (12)	7 <sup>3</sup>	5	3.1	4.9	4.0	39	36	49	39
2001/02	2	8	10 (9)	4	6	2.3	1.7	1.9	37	30	51	41
2002/03	1	14	15 (14)	7	8	1.9	1.9	1.9	37	31	48	40
2003/04	2	5	7 (6)	3	4	2.1	1.4	1.7	42	31	46	44
2004/05	3	3	6 (6)	4	2	2.3	2.8	2.5	36		48	39
2005/06	0	12	12 (11)	7	5	3.4	2.1	2.9	42	29.5	47	39
1998/99-2005/06	12 <sup>3</sup>	58 <sup>3</sup>	70 (65)	37 <sup>3</sup>	33	2.2	2.3	2.2	37.3	31.1	48.1	39.7

De første 2-3 årene i prosjektet var det riktig å betrakte de merkede ulvene som et tilfeldig utvalg av bestanden i den grad dyrene har samme sannsynlighet for å bli fanget. De siste par merkesesongene har vi imidlertid forsøkt å merke mer spesifikt på nyetablerte par og i flokker hvor alfadyrene ikke tidligere er merket. Allikevel vil nok de merkede dyrenes skjebne gi et rimelig godt bilde på dødeligheten i bestanden. Fra 2002 har SKANDULV på grunn av kostnadene med oppfølgende peiling, begrenset radio-merking av hannvalper. Dermed vil denne gruppen ulv være underrepresentert i dagens merkingsstatistikk.

Legg for øvrig merke til fra **tabell 3** at den skandinaviske bestanden følger ulvs generelle vektmonster; hanndyr er tyngre enn hunndyr, og at forskjellen mellom kjønnene øker med

økende alder. Legg også merke til at gjennomsnittsalderen på merkede hanndyr er litt lavere enn for hunddyr, hvilket bl.a. henger sammen med forskjeller i alder for utvandring og revir-etablering (se 6.1, 7.1).

#### 4.4.2 Dødelighet blant ulv i Norge og Sverige

Dødeligheten blant ulv er ikke den samme for alle aldersklasser, og særlig yngre dyr er utsatt for høy dødelighet. Dette henger bl.a. sammen med at de på grunn av utvandring lever en mer utsatt tilværelse, men de har også mindre erfaring både med å skaffe seg næring og unngå farer. Ulv har altså gode grunner til å forbli i sitt føderrevir noen år.

Antall valper per flokk tidlig på vinteren reflekterer rekrutteringen i en ulvebestand, mens kullstørrelsen observert tidlig på sommeren reflekterer reproduksjonen. Differansen mellom reproduksjon og rekruttering et år er dermed et anslag for valpedødelighet. Valpedødelighet kan skyldes menneskelig etterstrebelse, men er også fra naturens side (underernæring og sykdom) av en viss størrelsesorden hos arter med så høy valpeproduksjon som ulv.

Det er vanskelig å si noe bestemt om valpedødeligheten i bestanden på den skandinaviske halvøya. Hvis vi tar utgangspunkt i den gjennomsnittlige kullstørrelse ved fødsel hos en ulv generelt, som er på 6 valper, viser imidlertid data fra våre førstegangsreproduserende flokker ved vinterens begynnelse et gjennomsnittlig antall valper på 4. Om dette lavere antallet skyldes at færre valper blir født eller om det skyldes valpedødelighet fra fødsel til telling på snø vet vi i dag ikke. Det vi allikevel vet er at valpedødeligheten for radiomerka valper på etterjulsvinteren (januar-mai) er svært lav (ca 5%).

Blant de 101 ulvene som er påvist døde i Norge og Sverige siden 1977 (**tabell 4**), er gjennomsnittsalderen 2,2 år på hunner (N = 32), og 1,8 år på hanner (N = 51). Ser vi kun på stasjonære døde ulver som har rukket å bli mer enn ett år, er gjennomsnittlig dødsalder 4,4 år på hunner (N = 7) og 3,3 år på hanner (N = 10), mens radiomerka individer, hovedsakelig stasjonære, har dødsalder på 3,8 år for hunner (N=8) og 2,0 år for hanner (N=12). I alle tilfeller har hannene en lavere alder når de dør, noe som kan reflektere at hannene eksponerer seg mer enn hunnene (se nedenfor).

**Tabell 4.** Antall totalt registrerte døde ulver og radiomerka døde ulver i Norge og Sverige i perioden 1977-2004, fordelt på land, kjønn og alder. - The total number of dead marked and unmarked wolves in Norway and Sweden during 1977-2004 by country, sex and age.

Periode	Land		Alle døde ulver				Døde radiomerka ulver			
			Kjønn		Alder		Kjønn		Alder	
	Norge	Sverige	Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn	Hann	Hunn
<b>1977-1999</b>	9	29	21	13	-	-	0	1	-	-
<b>2000-2004</b>	34	29	39	24	-	-	12	8	-	-
<b>Totalt</b>	43	58	60	37	1,8	2,2	12	9	2,0	3,8

Gjennomsnittlig alder på døde dyr totalt sett ligger altså litt under gjennomsnittsalderen for de stasjonære og merka (hovedsakelig stasjonære) dyrene (**tabell 4**). Hvis alderen på merka dyr

anses som representativ for hele bestanden, viser dette at dødeligheten både er høyere for dyr som vandrer ut, og at den er høyere på de yngre dyrene blant ulv som holder seg innen et revir. At gjennomsnittsalderen på ulv i bestanden på den skandinaviske halvøya er såpass lav, skyldes ikke bare en høy dødelighet, men også at bestanden fremdeles er i en etableringsfase med relativt stor årlig vekst.

Siden det er grunn til å tro at valpeantallet for par som har reprodusert tidligere ligger litt høyere enn valpeantallet for førstegangsreproduserende kan vi si at antall valper når snøen kommer i gjennomsnitt er 4,5 valper. Med 90-97 ynglinger totalt har det derfor blitt rekruttert 405-437 valper inn i bestanden siden 1978. Vi kjenner til 120 dyr (101 kjente døde og 19 radiomerka sannsynlig illegalt skutt) som har blitt borte fra bestanden. Trekker vi fra de omlag 140 dyr som utgjør bestanden i dag, innebærer dette at ca 140–170 ulver har dødd uten å bli registrert. Med andre ord påviser bestandsovervåkingen av ulv årlig ca 45% av det faktiske antall døde dyr blant ulv eldre enn et halvt år. Gjennomsnittlig årlig dødelighet i perioden har ifølge denne metoden vært 23,4 % for ulv eldre enn 0,5 år.

Foregående beregning er utført med basis i bestandsregistreringer. Beregner vi dødeligheten etter vårt andre alternativ, nemlig gjenfunn av døde merkede dyr, får vi en noe lavere dødelighet:

Av de 70 ulvene som har blitt merket i regi av SKANDULV (**tabell 3**) kjenner vi skjebnen til 21 døde dyr (**tabell 4**). Det er tapt kontakt med ytterligere 20 ulv merket med radiosender, men hvis skjebne ikke er kjent. Blant de merkede ulvene med kjent dødsårsak er gjennomsnittlig alder ved død 2,7 år. De merkede ulvene er fulgt i totalt 97,5 'merkeår', med en total årlig dødelighet på 19,3%. Basert på dette datamaterialet kan vi si at lederindivider, begge kjønn, har en årlig dødelighet på 11,8%, unge individer i flokken har en årlig dødelighet på 44,4%, mens utvandrede ikke-territorielle individer har en årlig dødelighet på 55,1%. Disse tallene må anses som sikrere enn dødelighet beregnet etter bestandsregistreringer siden sistnevnte beror på antagelsen om at hver yngling har rekruttert 4,5 valper og at kun 45% av dødeligheten oppdages.

#### 4.4.2.1 Angående problemet med radiomerkede ulver og illegal jakt:

Tjuen av 68 sikkert påviste døde ulver siden merkingen begynte i 1998 har vært dyr utstyrt med radiosender. Merkede dyr utgjør derfor 31 % av de døde ulvene, mens de i snitt har utgjort 20 % av den totale bestanden. Tar vi med ulv som ikke er funnet, men hvor kontakten er tapt, utgjør merkede dyr inntil 47 % av død ulv. Indikerer dette at merkede ulv har større risiko for å dø, f.eks. som følge av illegal jakt utført ved hjelp av såkalt tjuvpeileutstyr?

De tidligere VHF-senderne som ble benyttet fram til 2002-2003 var mulig å peile for utenforstående og kunne således benyttes til ulovlig jakt. At dette kan ha skjedd er trolig, men det finnes ingen ting i vårt datamateriale som indikerer at merka ulver var mer utsatt for ulovlig jakt enn andre ulver. Siden senderen normalt fungerer også om den merkede ulven dør og radiomerking innebærer tett oppfølging av dyret, vil alle døde ulv med radiosender bli funnet så sant senderen ikke har sluttet å virke. Merkede dyr vil derfor ha en gjenfunnsrate som langt overstiger resten av bestanden. Det er derfor ikke usannsynlig at merkede dyr kan utgjøre mer enn halvparten av antall kjente ulv som er tapt, selv når dyr med radiosender ikke har en høyere sannsynlighet for å dø.

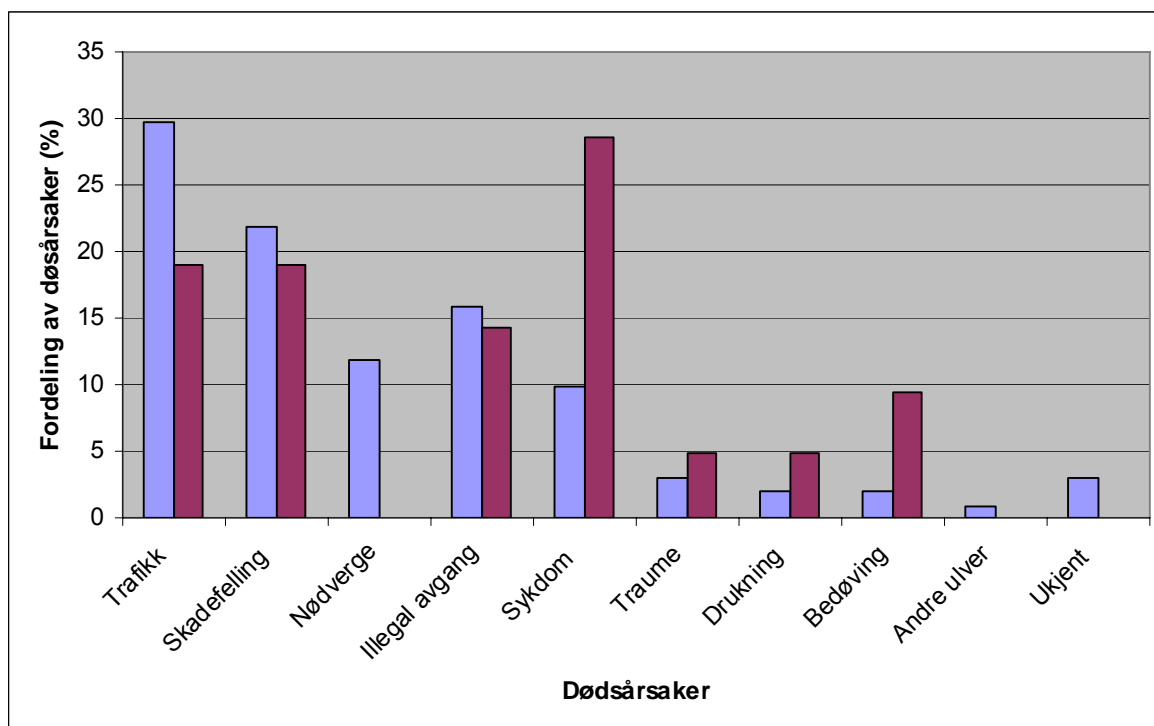
Det er imidlertid verd å merke seg at den illegale avgangen sannsynligvis er stor for ulv rent generelt. Hvis vi tar utgangspunkt i våre radiomerka ulver og inkluderer ulver som har forvunnet på uforklarlig vis også som illegal avgang, øker gjennomsnittlig årlig dødelighet for bestanden til 30,3%. Den største økningen finner vi hos lederindivider, begge kjønn, hvor årlig dødelighet øker fra 11,8% til 26,4%. Hvis vi ytterligere inkluderer ikke bare sannsynlig illegal avgang, men også de vi har definert som mulig illegal avgang, har utvandrede ikke-territorielle individer en gjennomsnittlig årlig dødelighet på hele 74,3%.

### 4.4.3 Dødsårsaker

Ulv er et lite dyr sammenliknet med f.eks. elg, og mange individer som dør naturlig blir trolig aldri registrert. Særlig vil dette gjelde for skandinavisk ulv som lever i et skogslandskap med stedvis svært ulendt terreng. Ulv som derimot blir drept av tog og bil blir så godt som alltid rapportert, og bidrar med data ikke bare på dødelighet, men også spredningsdistanser (se kap. 6). Menneskepåvirkede årsaker vil derfor være overrepresentert i statistikken over dødsårsaker hos ulv, og kun få tilfeller av naturlig avgang vil være dokumentert her.

Totalt kjenner vi dødsårsak hos 101 døde ulv fra perioden 1977–2004 (**figur 7**). Mennesket står for 81,2 % av denne dødeligheten: 49,5 % ble skutt enten illegalt eller som skadefelling, mens 29,7 % ble drept langs vei eller jernbane. Den skjeve kjønnsfordelingen relatert til dødsårsaker følger kjønnsfordeling blant totalt antall døde ulv. Av sykdom har skabb forårsaket dødelighet på ulv i bestanden i nyere tid. Så langt er seks ulver enten funnet døde eller avlivet pga. sykdommen. Totalt har ulv i fem ulike revir testet positivt for skabb. Det er også funnet ulv som er drept av elg, eller som er drept av andre ulver, har druknet eller er døde av ukjent grunn. I dette materialet er også inkludert 2 ulver som har dødd på grunn av komplikasjoner under narkose ved merking (**figur 7**).

Dødsårsaker hos 21 radiomerka ulver i samme tidsrom viser at menneskelig aktivitet står for 71,4 % av dødeligheten, hvorav legal og illegal jakt står for 33,3 % av den totale dødeligheten og trafikk står for 19,0 %, mens sykdom som skabb står for hele 28,6 % (**figur 7**).



**Figur 7.** Dødsårsaker hos 101 skandinavisk ulv (blå) og 21 radiomerka ulver (rød) for perioden 1977 til 2004. – Causes of death for 101 Scandinavian wolves (blue) along with 21 radio-collared (red) wolves, 1977-2004.

### 4.5 Tilvekst

For å forvalte en ulvebestand er det nødvendig å kjenne årlig tilvekst. Fra denne kan det lages prognoser for framtidig utvikling, og bestandens levedyktighet kan vurderes. Tilveksten er altså et nødvendig beslutningsgrunnlag for å fatte vedtak om eventuell skadefelling og jakt.



#### 4.5.1 Potensiell bestandsvekst hos ulv

Ulvetispers fekunditet indikerer at arten har et høyt potensial for bestandsvekst. Siden ulv er et relativt stort rovdyr med tilsvarende høyt energikrav, er det klart at noe må begrense dette potensialet. For dyr generelt henger høy reproduksjon gjerne sammen med høy dødelighet og kort generasjonstid. De foregående avsnittene har vist at dette også er tilfelle for ulv. Det som i tillegg er spesielt for ulv, er at arten også har en sosial begrensning. Og det er dette som hovedsakelig begrenser den realiserte delen av ulvs potensielle bestandsvekst.

Normalt er det kun lederparet i en ulvflokk som yngler, og dermed er antall ynglinger bestemt av antall revirhevdende par og flokker i bestanden. Den geografiske utstrekningen av bestandens leveområder setter dessuten et effektivt tak på antall revirhevdende flokker.

Empiriske data indikerer at tettheten av ulv flater ut på  $59 \pm 18.6$  dyr pr 1000 km<sup>2</sup>, noe som trolig skyldes sosialt stress. Gitt en minste reproduserende flokkstørrelse på 6 dyr (minst to voksne, samt 4 valper over vinteren) innebærer dette også en minste revirstørrelse med ca 100 km<sup>2</sup> pr revir. Dette samsvarer med de minste ulvrevir som er observert både i Nord Amerika (94 km<sup>2</sup>) og Europa (80 km<sup>2</sup>). En bestand som er mettet med hensyn på romlig fordeling av revir og tetthet av dyr, vil altså ikke vokse selv om dens tilgang til byttedyr tilsier ytterligere vekst.

Beregninger av tilgjengelig byttedyr for ulv i Norge viser at det innenfor den nåværende forvaltningssona er tilstrekkelig med næring og rom for minst 10 familiegrupper, gitt at disse ikke skal ta mer enn 15 % av dagens jaktutbytte på hjortevilt. Siden vår forvaltning vil holde bestanden av ulv på et lavere nivå enn 10 familiegrupper i Norge, er det lite trolig at sosial stress vil være av betydning for ulvens bestandsdynamikk i den nærmeste framtid.

#### 4.5.2 Vekst i ulvebestanden på den skandinaviske halvøya 1978 – 2005

Fram til 1990/91 var årlig tilvekst i bestanden av ulv i Norge og Sverige liten, og bestanden holdt seg på under ti dyr. Siden det for første gang skjedde mer enn én yngling per år våren 1991, har bestanden derimot vokst tilnærmet kontinuerlig med en jevn årlig tilvekst (**figur 4**).

Den gjennomsnittlige tilveksten i bestanden har siden 1990 vært mellom 20 til 29 % (**tabell 5**) for de ulike kategoriene ulv. Den jevne tilveksten er et resultat av stabil reproduksjon og dødelighet (se 4.3 og 4.4), og gjør at bestanden har fulgt en såkalt eksponentiell vekstkurve. Det innebærer at den vokser med et relativt høyere antall dyr for hvert år ettersom totalantallet ulv øker.

Legg merke til fra **figur 4** og **tabell 5** at enkeltstående år med særlig høy dødelighet ikke nødvendigvis gir utslag på tilveksten. Fra vinteren 1992/93 hvor dødeligheten var unormalt høy, til vinteren 1993/94 ser vi at veksten i bestanden midlertidig stagnerte. Ser vi derimot på vinteren 2001/02 som fulgte en vinter med særdeles høy skadefelling i Hedmark, så ser det ut til at bestanden vokste til tross for den høye dødeligheten året før (men usikkerheten på 10 – 16 dyr i bestandsanslaget kan maskere en stagnasjon også for dette året).

Dette er kanskje noe uventet ut ifra generell viltbiologi at unormal høy dødelighet ikke får større utslag på bestandsstørrelsen neste år. En reduksjon av antall dyr burde normalt medføre at færre nye dyr fødes det påfølgende året. At dette ikke nødvendigvis er tilfelle for ulv, skyldes dens nevnte sosiale begrensning med kun ett lederpar som yngler pr flokk. Å fjerne ulv fra bestanden over vinteren trenger ikke medføre færre ynglinger så sant minst to kjønnsmodne dyr av motsatt kjønn er igjen pr flokk. Således kan en bestand av ulv oppvise tilvekst også etter år med unormalt høy dødelighet.

**Tabell 5.** Beregninger av årlig tilvekst i bestanden av ulv i Norge og Sverige i perioden 1990/91 – 2004/05 for seks ulike kategorier ulv. Tilveksten er oppgitt som absolutt vekstrate ( $\lambda$  = hvor mange ganger seg selv bestanden øker fra et år til neste). – Calculations of annual growth rates in the Scandinavian wolf population, 1990/91-2004/05 for six different wolf categories. Growth rates are expressed as absolutes ( $\lambda$  = the rate at which the populations multiplies).

År (vinter)	Antall ulver i bestanden		Antall ynglinger	Antall familie- grupper	Antall familiegrupper og par	Antall individer i fami- liegrupper og par
	Brutto	Netto				
1991/92	2,13	2,13	2,00	2,00	1,00	2,50
1992/93	1,18	1,00	1,00	1,00	2,00	1,13
1993/94	1,40	1,59	1,00	1,50	1,00	1,18
1994/95	1,21	1,22	1,00	1,00	1,00	0,80
1995/96	1,15	1,15	1,00	1,00	1,00	1,31
1996/97	1,26	1,21	1,50	1,00	1,75	1,43
1997/98	1,24	1,33	1,33	2,00	1,29	1,27
1998/99	1,15	1,10	1,25	1,00	1,11	1,32
1999/00	1,06	1,01	1,20	1,17	1,30	1,06
2000/01	1,24	1,15	1,67	1,71	1,23	1,47
2001/02	1,15	1,27	1,00	0,92	1,00	1,08
2002/03	0,84	0,82	0,80	0,73	1,06	0,76
2003/04	1,24	1,23	1,38	1,38	1,29	1,09
2004/05	1,18	1,30	1,27	1,27	1,27	1,26
<b>Snitt</b>	<b>1,29</b>	<b>1,26</b>	<b>1,20</b>	<b>1,26</b>	<b>1,24</b>	<b>1,26</b>

Enkeltstående år med særlig høy dødelighet vil selvfølgelig medføre at den totale bestandsstørrelsen neste år blir mindre enn hva den ville vært uten høyere dødelighet enn normalt. Hvor store utslagene blir, avhenger altså av hvilke ulv som tas ut og hvorvidt de tas ut fra én eller flere flokker.

## 5 Genetikk

Et enkeltdyrs egenskaper kodes av dets gener, men påvirkes også av dets omgivelser. Gene-ene er med andre ord utgangspunktet for variasjonen blant dyr, men denne variasjonen kan forsterkes av ulikheter i deres livsmiljø.

Hvert gen koder for én egenskap, men flere gener kan også kode for samme egenskapen. Forskjellige arter har et ulikt antall gener, men felles for alle dyr med kjønnnet formering er at hvert gen består av ett par med to alleler. Det ene allelet stammer fra mor og det andre fra far. De to allelene kan være like, eks. de koder begge for hvit farge, eller de kan være ulike, dvs. det ene koder for rød farge og det andre for hvit farge. I det siste tilfellet sier vi at genet er heterozygot. To ulike alleler som settes sammen i et slikt heterozygot gen kan gi helt nye egenskaper enn det allelene gir når de står sammen like for like i et såkalt homozygot par. Ofte dominerer et allel over et annet, dvs. forhindrer at det andre kommer til uttrykk. Vi sier da at det ene allelet er dominant mens det andre er recessivt.

En dyrebstands alleler er dens evne til å handtere eventuelle evolusjonære endringer. Derfor er det en fordel å ha mange forskjellige av dem, dvs. det er en fordel å ha en høy grad av heterozygote gener. Når det er få individer i en bestand øker sjansen for at like alleler settes sammen, og graden av heterozygositet synker. Fører dette til en lavere overlevelse, sier vi at bestanden er rammet av en innavlsdepresjon.

## 5.1 Den norsk-svenske ulvebestandens opphav

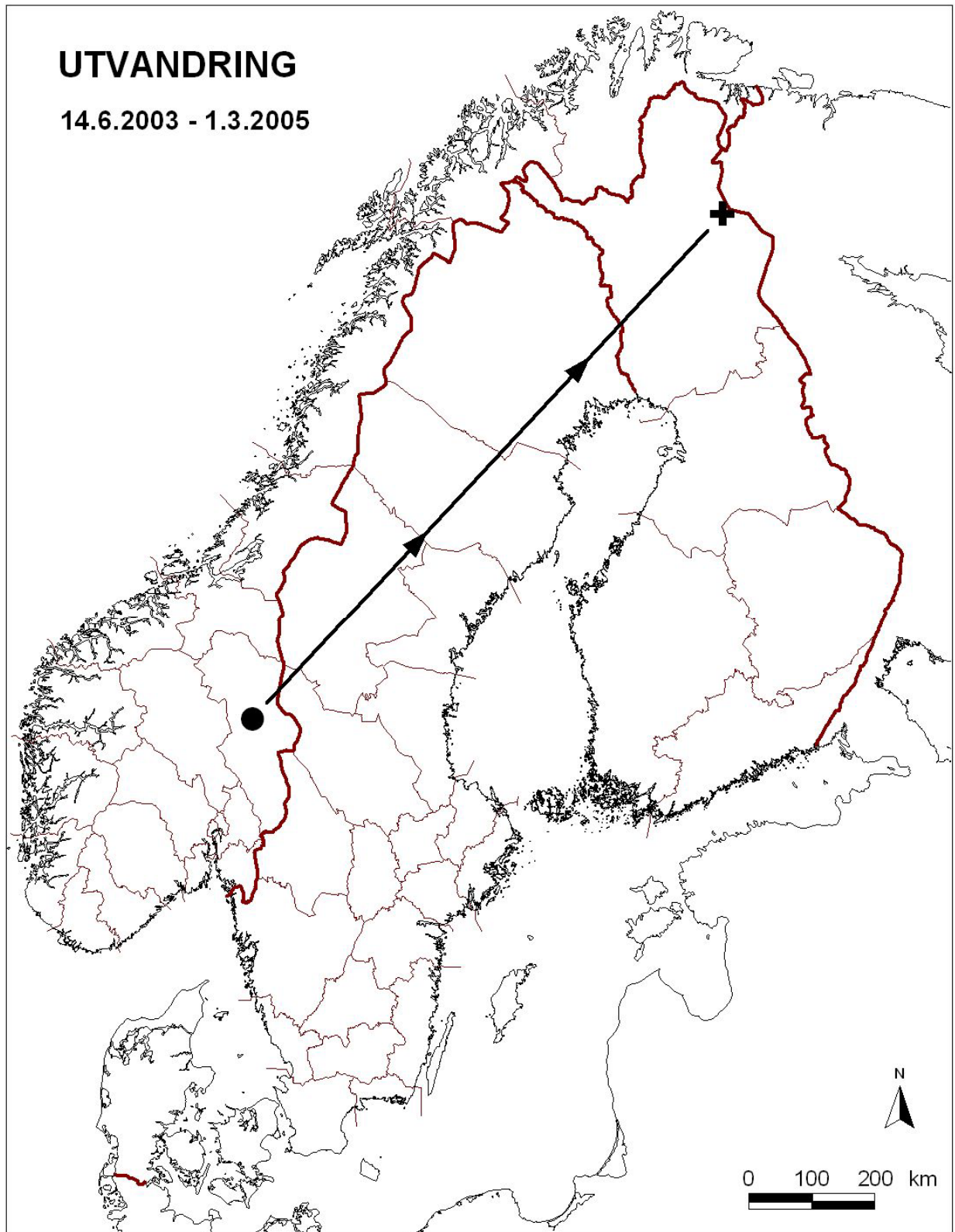
Da ulven igjen begynte å yngle på den skandinaviske halvøya i 1978 og utover på 1980-tallet, ble det satt store spørsmålstegn ved opphavet til disse ulvene. Siden ulv dukket opp uten at man visste hvor de kom fra ble det særlig spekulert i hvorvidt dyrene var satt ut av mennesker. Gjennom sammenligninger av disse første ulvenes DNA-profiler med DNA fra finske og russiske ulver har vi og forskere ved Uppsala universitet, som også jobber med genetiske studier av de skandinaviske ulvene, konstaterte at disse ulvene kommer fra Finland/Rusland. Vi kan altså helt bestemt tilbakevise påstanden at disse ulvene skulle komme fra andre steder, som f. eks. fra ulike skandinaviske eller baltiske dyreparker, som hevdes av de som tror på den såkalte utsettingsteorien, dvs. at ulvene skulle ha vært satt ut av mennesker.

Et argument som ansees støtte utsettingsteorien er at strekningen fra østre Finland ned til søndre Skandinavia skulle være alt for langt for en ulv å vandre over. Et stort antall data på utvandrende ulver, både fra Nord-Amerika og Skandinavia, viser likevel at det ikke bare er fullt ut mulig med så lange utvandring, men også at disse er relativt vanlige. Vi har fulgt flere skandinaviske ulver med radiosendere som har gått meget langt.

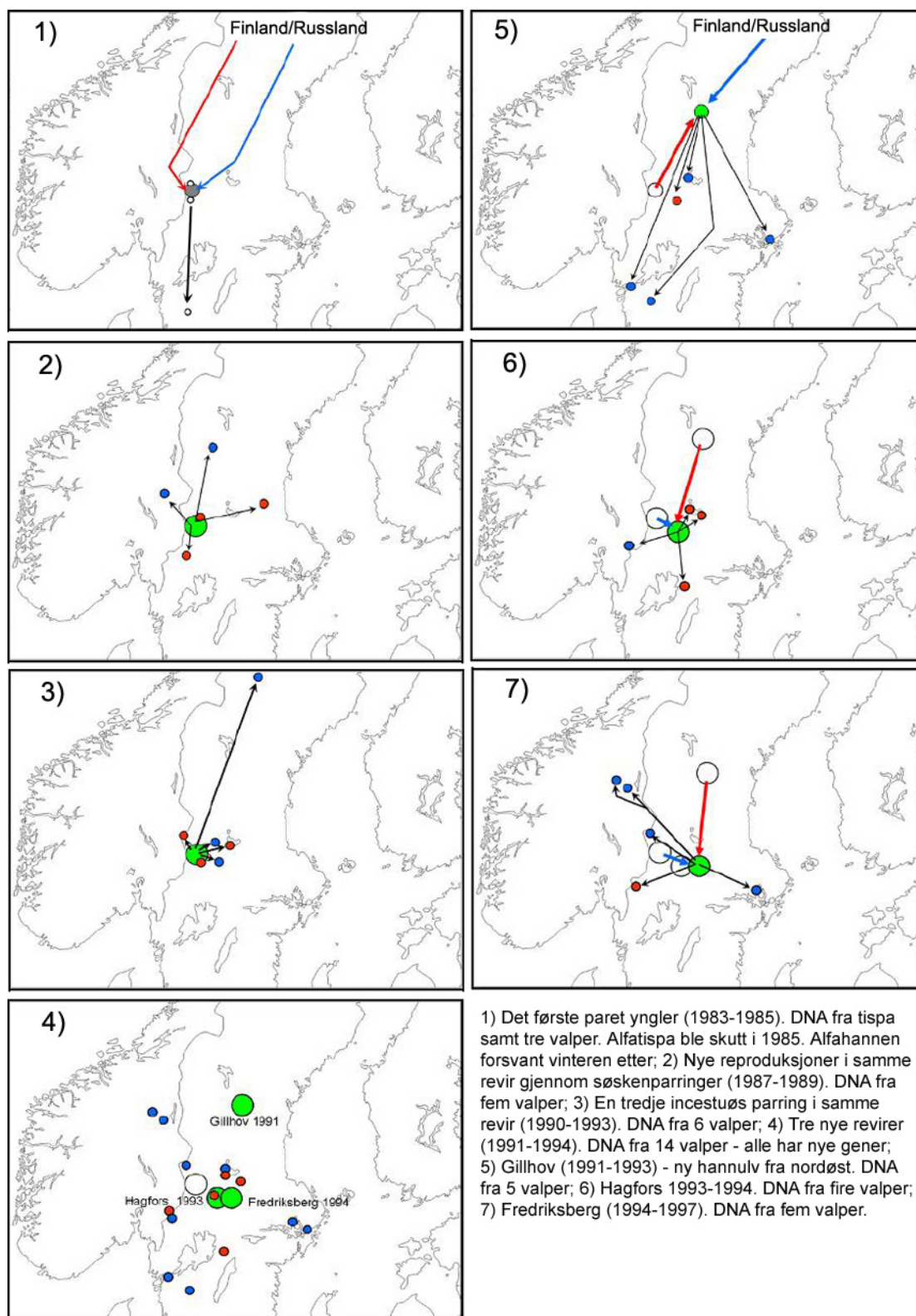
To var brødre fra samme kull født i 1998 i Hagforsreviret på grensen mellom Dalarna og Värmland. Den ene satt kurs mot Sør-Norge, og stoppet først når han kom til Kristiansand-området, der han til slutt ble lovlig felt. Den andre vandret sydover helt ned til Blekinge, så vestover til Torekov ytterst på Bjärehalvön i nordvestre Skåne, for til slutt å vende tilbake samme vei før den ble ulovlig skutt i Torsås straks sørvest for Kalmar.

Mest oppsiktsvekkende er den nylige "verdensrekord" for vandrende ulv: En ulvetispe radio-merket som valp i Gråfjellsreviret i Hedmark i desember 2002 ble skutt i mars 2005 sørøst for Enaresjøen i Nord-Finland, under én mil fra den finsk-russiske grensen. Ulven ble skutt av en reineier i forbindelse med skader på tamrein. Utvandringen er i luftlinje målt til ca. 1100 km (**figur 8**).

Siden 1987 har vi dessuten, gjennom å kombinere felldata med DNA-analyser, påvist at minst fire forskjellige ulver har vandret fra ulike revir i søndre Skandinavia opp til Norrbotten og ytterligere minst tre til Västerbotten, altså en stor del av den strekningen som det settes spørsmålstegn ved av tilhengerne av utsettingsteorien.



**Figur 8.** Utvandring av en ung ulvetispe fra Gråfjellsreviret i perioden 2003-2005. – Dispersal of a juvenile female wolf from the Gråfjell territory during 2003-2005.



**Figur 9.** Etableringssekvens for ulver og revir i Skandinavia i perioden 1983-1997. Store ringene viser ynglende par/revir, små ringene viser funn av avkom (blå-hann, rød-hunn). Blå piler viser opphav for lederhann, røde piler opphav for lederhunn og svarte piler utvandring av valper. – The sequence of recolonisation of wolves in Scandinavia during 1983-1997. Large circles indicate reproductive packs, small circles show distribution of offspring (blue = male, red = female). Blue arrows indicate origins of breeding males, red arrows those of breeding females, and black arrows indicate dispersal of pups.

Under samme perioden har vi også notert minst tre innvandringer til Norrbotten, én til Västerbotten og to til Jämtland fra Finland/Russland. Den ene var den berømte Lapponiaulven, som ble radiomerket ved Stora Sjøfallet der han oppholdt seg i et år, innen han på nytt begynte vandre sydover. Denne ulv ble antakeligvis illegalt skutt før han kom særlig langt på denne sin andre etappe. Vi anser således at den mest sannsynlige forklaringen er at de ulver, som var og er opphav til dagens bestand i Sør-Skandinavia, vandret hit på egne bein.

Gjennom systematisk å benytte felldata sammen med genetiske data har det vært mulig å rekonstruere slektskapet i bestanden. Dette var imidlertid vanskelig for de første årene av ulvebestandens utvikling, fordi vi mangler DNA-prøver fra de fleste ynglende ulvene fra denne perioden.

### 5.1.1 Oppbyggingen av stamtreet

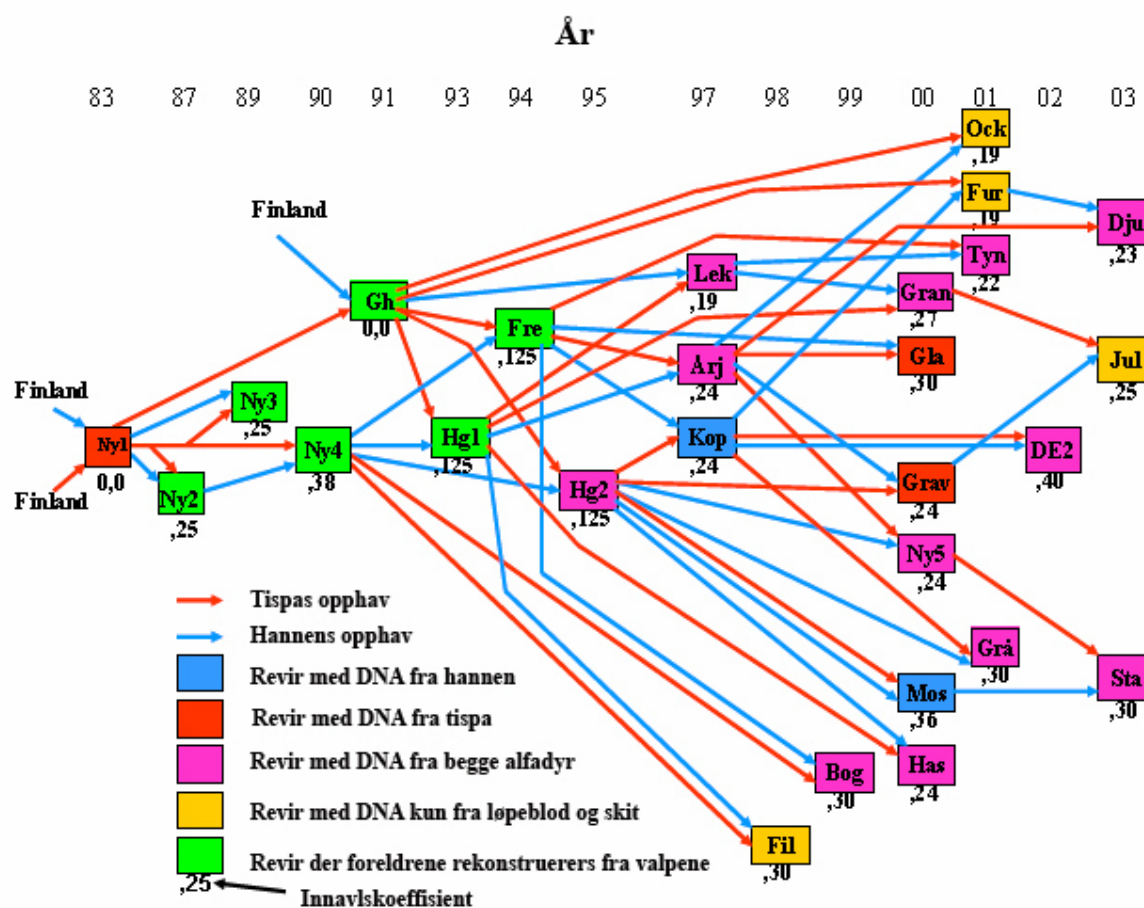
Ulven var praktisk talt forsvunnet fra den skandinaviske halvøya da den første ynglingen på 14 år ble registrert i Norrbotten i 1978. Den nydannede flokken ble oppløst allerede påfølgende vinter, men i 1983 ble det registrert en yngling nær den lille bygde Nyskoga i nordre Värmland. Her fulgte siden ynglinger også de påfølgende to år, men i juli 1985 ble den ynglende tisper skutt. Vinteren etter mistet man kontakt med hennes partner, dog først etter han klarte å fø opp flere av de valpene som ble født i 1985. Året etter ble ingen valper født, og mange trodde at dette var slutten for ulven i Skandinavia.

Imidlertid ville ulvene det annerledes, det var fortsatt en flokk i det gamle Nyskogareviret og et nytt par som ynglet ble konstatert i 1987. Siden fortsatte årlige ynglinger fram til 1993, muligens til 1994. Et annet revir med yngling ble påvist i 1991, i Gillhov i østre Jämtland. Dette skulle vise seg å ha stor betydning for ulvebestandens fortsatt eksistens.

I 14 av de 18 prøver vi hadde fra ulver født i perioden 1991–1995 fantes det avvikende gener, som ikke kunne påvises hos det opprinnelige paret i Nyskoga. De fire ulvene som ikke hadde nye gener stemte godt med den gamle gruppen i Nyskogareviret. Siden 14 prøver ikke kunne spores tilbake til Nyskogaparet ble det konkludert med at ytterligere en innvandrende ulv hadde deltatt i reproduksjonen i Skandinavia i tillegg til de to som kom inn i begynnelsen av 1980-tallet. De første ulvene med nye gener var født i 1991, dvs. samme år som det nye paret i Gillhov begynte få valper. En av foreldrene i dette revir bør altså ha vært den nye innvandrereren. Gjennom analyse av gener som finnes kun på den hannlige Y-kromosomet, ble det konstatert at det var faren som var nyinnvandret. Av de 14 ulvene med "nye" gener født i perioden 1991 – 1995, kunne vi spore 5 til reviret i Gillhov. De øvrige 9 kunne deles inn i to forskjellige søsken-grupper fra to nyetablerte revir (**figur 9**); Hagforsreviret (1993) og Fredriksbergsreviret (1994). Vi har ikke DNA fra foreldrene i noen av disse siste revirene, men ved hjelp av de 9 ulvene født i disse to revirene har vi kunnet rekonstruere foreldrenes genetiske sammensetning.

Gjennom innsamling av felldata og DNA kunne rekonstruksjonen av ulvenes slektskap begynne. Fra den første ulvefamilie i Nyskogareviret hadde vi DNA fra den skutte tisper og fra tre andre døde ulver som ble født i perioden 1983 – 85, altså valper til dette første paret (figur 1). Ved hjelp av morens og de tre valpenes DNA kunne vi rekonstruere DNA-profilen også for faren, på tross av at vi ikke hadde noen DNA direkte fra ham. Fra ulver som ble født i perioden 1987 – 90, altså etter at det gamle alfaparet forsvant, har vi DNA fra 7. En av disse var den berømte ulven Ylva, som oppholdt seg i flere år i traktene vest for Sunne i Värmland, og som til slutt ble avlivet, etter at hun hadde drept flere hunder. Analyser av disse 7 ulvene viser at de var avkom fra søsken i den første familien, som altså gjennom inestuose parringer hadde holdt den lille ulvestammen i live. De 7 ulvene var ikke helsøsken, hvilket innebærer at det skjedde mer enn en pardannelse, og faktisk ikke mindre enn tre, under denne perioden. Vi kan ikke beregne den eksakte sammensetningen av disse ulike pardannelsene, noe som medfører at det finnes noen ulike alternativer. Vi har likevel valgt det enkleste og biologisk mest sannsynlige alternativet, som innebærer at det var samme tisper, som under en årrekke (1987 – 1993), paret seg med to ulike helbrødre og til slutt med en sønn fra hennes første kull.

I 1995 skjedde en ny pardannelse i Hagforsreviret. Dette parret ble fanget av SKANDULV i desember 1998, og det er således det første parret hvor vi har DNA direkte fra både tispene og hannen. Også i dette tilfellet viste det seg at tispene kom fra Gillhov og hannen fra det gamle reviret i Nyskoga. Fra og med 1998 har vi DNA direkte fra begge foreldredyrene i de fleste flokkene som etter hvert ble dannet. I noen tilfeller har vi DNA fra den ene av foreldrene, samt fra et antall valper, hvilket har hjulpet oss med å rekonstruere den andre av foreldrene. Det merkeprogrammet som SKANDULV påbegynte i 1998, har gitt oss material fra 70 bedøvede ulver. DNA-analyser av løpeblod, hår og ekskrementer har fylt i de siste hullene i det nesten komplette stamtreet for hele vår ulvebestand (**figur 10**).



**Figur 10.** Stamtreet for den skandinaviske ulvebestanden i perioden 1983-2003. – The pedigree for the Scandinavian wolf population for the period 1983-2003.

## 5.2 Slektskap og innavl i den skandinaviske ulvebestanden

Dagens skandinaviske ulvebestand er liten og sterkt isolert fra andre ulvebestander. Små bestander, uansett om det er dyr eller planter, løper en risiko for å dø ut på grunn av genetiske problemer. Denne er større jo mer isolert bestanden er, desto smalere genetisk bredde den har og jo færre dyr den består av. Når det gjelder alle disse tre faktorer har den skandinaviske ulvebestanden et dårlig utgangspunkt.

Det er først og fremst to typer av genetisk risiko en liten bestand utsettes for. Den ene er langsiktig og skyldes at små bestander gjennom en helt tilfeldig prosess, såkalte genetisk drift, hele tiden tappes for genetisk variasjon. Dette kan være fatalt gjennom at bestanden blir dårligere rustet til å tilpasse seg framtidige problemer, f. eks. nye sykdommer eller endret livsmiljø. Problemet er likevel som sagt langsiktig og det finnes tid å møte det gjennom ulike forvaltningstiltak, f. eks. ved å legge til rette for innvandring. Det andre problemet, risikoen for såkalte innavlsdepresjon, er farligere gjennom å det kan slå igjennom i løpet av en relativt kort tidsperiode.

At innavl kan gi problemer har å gjøre med at de aller fleste genetiske anlegg for skadelige egenskaper, f. eks. ulike former av misdannelser eller nedsatt fruktbarhet, er såkalte gjemte (recessive) anlegg som slår igjennom først når man arver dem både fra moren og faren. Risikoen at to dyr, som bærer samme dårlige anlegg, skal treffes og pare seg er liten når bestanden er stor og den gjennomsnittlige slektskapsgraden lav. Men i små bestander, der alle er slekt med alle, er den tvert imot stor.

### 5.2.1 Mål på innavl

Innavl trenger ikke alltid å medføre problemer. Det kan være slik at de individer som bestanden bygger på ikke hadde særlig mange eller ingen skadelige gener fra begynnelsen. Vår skandinaviske ulvebestand bygger på kun tre innvandrere. Eventuelle problemer vi kan få med innavl er altså avhengig av hva disse individene hadde i sin genetiske bagasje. Siden vi vet lite om dette må vi i stedet undersøke mulige effekter av eventuelt skadelige gener. Vi må derfor forsøke å finne indikasjoner på negative effekter av innavl i vår nåværende ulvebestand. Den sikreste måte å gjøre dette på er å undersøke sammenheng mellom ulike demografiske egenskaper (reproduksjon og overlevelse) og graden av innavl (innavlskoeffisienter) hos individene. Innavlskoeffisienten er et mål på hvor stor sannsynlighet et gitt individ har for å arve samme egenskap både fra faren og moren. For å måle innavlskoeffisientene trengs det et fullstendig bilde av hvorvidt og hvordan individene i bestanden er beslektet med hverandre, et såkalt stamtre eller slektskapstre (eng. "pedigree") (se 5.1.1). Slike stamtrær kan lett lages for tamdyr eller dyr i fangenskap. For svenske dyreparksulver finnes således et slik stamtre. For villlevende dyr derimot er det ekstremt vanskelig å lage stamtrær, fordi man nesten aldri har fullstendig informasjon om individenes innbyrdes slektskapsforhold. Her er vår skandinaviske ulvebestand nærmest unik, nettopp fordi dette er nesten fullstendig kartlagt.

Gjennom å kombinere data fra DNA-analyser av ulike typer av ulvematerial, med feltinformasjon som ble samlet inn bl.a. av en stor mengde frivillige lokalt, har vi skaffet oss en detaljert kunnskap om slektskapsforholdene i vår ulvebestand. Denne kartlegging av ville ulver er helt enestående i verdenssammenheng. De genetiske analysene i dette arbeid har blitt utført ved laboratoriet for molekylær økologi på Ekologihuset, Lunds Universitet i Sverige.

### 5.2.2 Tidlig feltarbeid og samarbeid viktig

Forskjellige heldige omstendigheter har bidratt til at vi kan lage et nesten komplett stamtre for dagens skandinaviske ulvebestand. De viktigste forutsetningene var selvfølgelig at ulvebestanden er relativt nylig reetablert, at den er basert på et fåtal individer og at dens utvikling er meget godt dokumentert i felt allerede fra begynnelsen. Pionerene som i felt kartla den nye skandinaviske ulvestammens begynnelse har her gitt et viktig bidrag til dagens kartlagte stamtre og genetikkforskningen på ulv. En ytterst viktig detalj var at biologisk materiale til DNA-analyser ble ivaretatt fra hele perioden. Fra de tidligste årene har materialet hovedsakelig kommet fra ulver som ble funnet døde. Siden har vi etter hvert fått materiale fra hår, løpeblod og ekskrementer som har blitt samlet inn i sammenheng med snøsporinger. Fra 1998 ble prøver av vev, hår og blod tatt av samtlige ulver som ble bedøvet i forbindelse med merking. Til slutt har det nære samarbeidet mellom norske og svenske forskere, og ikke minst mellom økologer og genetikere, som er organisert gjennom forskernetverket SKANDULV, vært en avgjørende forutsetning for oppbygging av vår kunnskap om de skandinaviske ulvenes nåværende slektskap.



### 5.2.3 Beregning av innavlsgraden

Fra 1983 og fram til og med 2003 har det, så vidt vi vet, blitt dannet 31 ulike par i den skandinaviske ulvebestanden som også har ynglet. Av disse har vi beregnet opprinnelsen hos begge dyr i 27 av parene, helt tilbake til 1983 (**figur 10**). Dette innebærer at vi også kan beregne graden av innavl (innavlskoeffisient) for disse 27 par og deres avkom. Innavlskoeffisienter beregnes for hvert enkelt individ og er ikke det samme som slektskapskoeffisienter, som beregnes for par av individer og viser hvor nært beslektet de er. Innavlskoeffisienten viser hvor stor sannsynligheten er for at et gitt individ som nedarvet et gitt gen fra en av sine foreldre skal arve samme gen også fra den andre. Hvis vi f. eks. har avkom hvor foreldrene er helsøsken, så er innavlskoeffisienten 0,25. Dette framkommer av følgende regneksempel: hvis avkommet har fått et gitt gen fra faren, kanskje et skadelig anlegg, så er sannsynligheten for at også moren er bærer av dette genet 0,5 (50 %), fordi foreldrene er helsøsken. Men selv om også moren er bærer av dette genet, så er allikevel sannsynligheten bare 0,5 for at avkommet virkelig arver genet også fra moren, dvs den totale sannsynligheten for at avkommet også får dette skadelige genet fra moren er  $0,5 \times 0,5 = 0,25$ .

I stamtreet i **figur 10** vises innavlskoeffisienter for valper fra 27 par. Koeffisienten gjelder altså ikke for paret, men for deres avkom. Ser vi f. eks. på det første paret i Nyskogareviret, så var tisper og hannen ikke i slekt med hverandre, og derfor har deres avkom innavlskoeffisienten 0,0. Seinere dannet to avkom fra dette første paret et nytt par (Ny2 i **figur 10**). Avkom fra disse får innavlskoeffisienten 0,25 fordi det er en søskenparring. I den skandinaviske ulvebestanden, liksom i alle små, hardt innavlede bestander, stiger innavlskoeffisientene etter hvert som nye par dannes og får avkom. Denne utviklingen ble midlertidig brutt gjennom hannulven fra Finland/Rusland som reproduserte i 1991. Deretter steg koeffisientene igjen.

Parene i Ockelbo- og Furudalsreviret er begge relativt nyetablerte som ynglende par, men analyser av DNA fra ekskrementer i disse revirene viste at begge ledertispene kommer fra Gillhovsreviret. Siden det siste valpekullet i Gillhov ble i 1993, måtte tispene i Ockelbo och Furudal være minst 8 år gamle da de fikk valper første gang i 2001. Siden ulvene fra Gillhovsreviret ikke er nærbeslektet med den øvrige bestanden, vil innavlsnivået i Ockelbo og Furudal derfor være lavere enn gjennomsnittet (**figur 10**). Det gjennomsnittlige innavlsnivået i bestanden for de siste tre årene ligger tross dette så høyt som 0,26. Ulvene er altså i gjennomsnitt mer i slekt med hverandre enn for avkom fra helsøskenparringer.

### 5.2.4 Mors- og farslinjer

På bakgrunn av den kunnskap vi nå har om slektskapet i ulvebestanden kan vi se på såkalte mors- og farslinjer. Siden det bare var en tisper blant de tre ulvene som har gitt opphav til dagens bestand har vi bare en morslinje. Det innebærer at det såkalte mitokondrie-DNA, som nedarves kun fra moren, er identisk for alle ulver i bestanden. Derimot har vi to farslinjer; den ene fra innvandrereren til Nyskoga, den andre fra hannen i Gillhov, hvorav den siste er i ferd med å dø ut. Dette skyldes at Gillhovreviret kun produserte en hannulv som har deltatt i reproduksjonen (Leksand). Denne hannen døde i februar 1999, og kun to av hans sønner har forplantet seg. Den ene fikk ett kull i Grangårdereviret i 2000, men den eneste sønnen i dette kullet ble radiomerket og ble etter all sannsynlighet ulovlig avlivet i Norge året etter. Den andre sønnen til Leksandshannen fikk også ett kull i 2001, men hele flokken var borte på sporsnø påfølgende vinter og det er tvilsomt om noen valp overlevde den ulovlige jakten som er mistenkt i området (Tyngsjö). Lederhannen i det tidligere Grangårdereviret lever for nåværende (desember 2005) sammen med en ny tisper i Ulriksbergsreviret og er antakeligvis den siste bærer av Gillhov-hannens farslinje. Selv om denne farslinja skulle dø ut, så forsvinner ikke alle gener som Gillhov-hannen hadde med seg, kun den ganske begrensede mengden genetisk materiale som finnes på Y-kromosomet.

### 5.2.5 Annet bruk av slektskapsanalysene

DNA-analysene og slektskapsberegningene kan benyttes i mange sammenhenger vedrørende ulvenes biologi. En anvendelse er til de årlige bestandsestimatene, hvor man gjennom DNA-

analyser av innsamlete ekskrementer kan skille mellom ulike ulveindivider og kartlegge deres opphav. Et utvilsomt interessant aspekt er at man kan oppdage eventuelle nye innvandrere fra den finsk/russiske bestanden, som så langt ved minst tre tilfeller i Norrbotten. Selv om ingen av disse ser ut til å ha nådd ned til den ynglende populasjonen i Sør-Skandinavia, har SKANDULV verktøyet som umiddelbart vil kunne avsløre om og når dette skjer. Et annet område der slektskapsanalysene er verdifulle er ved kartlegging av utvandringmønster og etablering av nye par, bl.a. hvilken avstand unge utvandrende ulver har tilbakelagt før de etablerer seg.

Verdien av detaljert kunnskap om ulvenes slektsforhold øker med tiden. På annen side vil det bli mer ressurskrevende å ha kunnskap om de forskjellige parenes opphav, etter hvert som bestanden vokser. I takt med at slektsforholdene blir mer kompliserte, vil likevel risikoen for at bestanden vil dø som følge av at den er for liten kunne avta.

## 6 Spredningsbiologi

Når unge ulver vandrer ut må to hendelser inntreffe for at spredningen skal være vellykket (dvs. ulven får mulighet til å reproducere): de må finne et egnet revir, og de må finne en make. Dette gjør at ulv kan vandre både langt og lenge før de eventuelt blir stasjonære i et område og etablerer revir.

Den korrekte definisjonen av en utvandringssavstand er strekningen fra fødselsområde til det område der dyret etablerer sitt eget revir. Med unntak for perioden fram til 1990, da nære slektninger fra samme revir paret seg med hverandre og forble i reviret kan vi for ulv i Skandinavia se at utvandrede tisper og hanner går i gjennomsnitt like langt, 133 km respektive 143 km. Det finnes dog en forskjell i det at tisper vandret lengre strekninger når bestanden var mindre og revirene var mer spredt. Etter at bestanden har blitt større og revirene ligger tettere, har tispene avstand blitt vesentlig kortere. For hanner var bildet det motsatte, selv om tendensen var svakere. Det er mye større variasjon i utvandringssavstandene mellom ulike individer av samme kjønn enn mellom kjønn. Variasjonen er omtrent den samme for begge kjønn, fra ca 20 – 40 km for de korteste opp til 330 km. Uansett tidsperiode (bestandssituasjon) var det langt vanligere at tispene etablerte seg i nærheten av fødselsreviret. Det er viktig å være klar over at vi her kun inkluderer ulver som har beveget seg *innenfor* den sør-skandinaviske bestandens potensielle bestandsgrenser. Det finnes dyr som har vandret ut av denne bestanden, helt til den finsk-russiske bestanden, men de er altså ikke medregnet her.

### 6.1 Utvandring: alder og tidspunkt på året

Hvorvidt en ulv vandrer ut, er fra et evolusjonsmessig syn en avveining mellom det å miste flokkens trygghet og få sjansen til å yngle selv. De yngste utvandrende ulvene drar ut allerede vinteren før de fyller ett år, men de fleste forlater flokken først i sitt andre leveår. Noen forblir i flokken enda noen år, mens et fåtall dyr aldri forlater den. Data på utvandring i vår egen bestand er samlet inn gjennom SKANDULVs radio-merking:

På grunnlag av hva som er kjent om spredning i andre ulvebestander vil vi ikke forvente å finne nevneverdig kjønnsforskjeller i utvandring. Allikevel indikerer data fra bestanden på den skandinaviske halvøya at vi har kjønnsforskjeller: Blant 11 tisper merket ved 7 – 9 måneders alder, har 8 vandret ut (73 %), mens andelen hanner er 88 % (7 av 8). Gjennomsnittlig alder for utvandring har vært henholdsvis 1,3 år for tisper, og 1,1 år for hanner. En utvandringssavstand på 1.3 år er betydelig lavere enn hva som er funnet både for den reetablerte bestanden i Yukon, Canada (2,9 år) og for stabile bestander av ulv (2,6 år Alaska og 2,9 år Canada). Datagrunnlaget for vår bestand er allikevel lite, og mer data bør samles inn før det konkluderes på dette området.

Det som avgjør hvorvidt en ulv vandrer ut er ikke bare bestemt av forholdene innen reviret, men også forholdene utenfor. Unge ulver foretar kortere eller lengre utflukter hvor de orienterer seg om forholdene utenfor oppvekstreviret og trolig vurderer sin sjanse for å overleve på egenhånd. Ulv har som alle høyerestående dyr også en individuell atferd som påvirker hvorvidt dyret vandrer ut. Ved høy mattilgang og lav tetthet av ulv vil selvstendige dyr ha et incitament til å vandre ut, mens mer flokkavhengige dyr derimot vil ha et incitament til å forbli i flokken. Således kan en ulvebestand både ha lav utvandingsprosent og lav alder på de utvandrede dyrene.

Det er altså ventet at en større andel ulv etter hvert vil vandre ut også i Norge og Sverige. En høyere andel utvandrere stabiliserer flokkstørrelse og -dynamikk innen revirene, men ikke bestanden som helhet (inntil den eventuelt mettes med hensyn på tetthet av dyr). Dette har betydning for forvaltningen både av ulven selv, og de arter av byttedyr den påvirker.

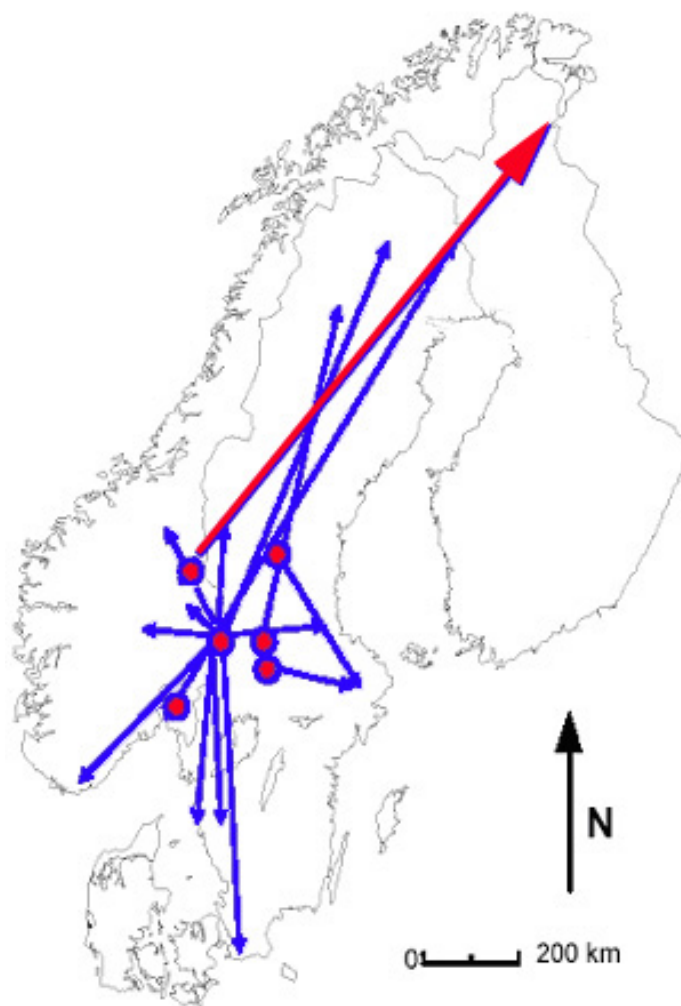
## 6.2 Spredningsmønster og -distanser

Forskningsresultater fra USA og Canada viser at mange unge ulver forlater sine føderevir og drar ut på langvandring, og det er ikke uvanlig med vandring mellom 300-500 km i luftlinje. Den lengste avstanden registrert hittil i Nord-Amerika er på 886 km. De fleste langvandringene foretas av enkeltindivider, men også ulvepar og til og med familiegrupper kan av og til forlate sine revir og vandre flere hundre kilometer. Ulvetisper kan vandre like langt som hanndyr, selv om hannulver står for 75 % av de dokumenterte vandringsavstandene over 300 km. Slik vandring kan skje året rundt, men toppe seg hovedsakelig på vårparten, og i noen grad også på høsten.

Nomadiske ulveflokker i Canada og Alaska tilbakelegger årlig 500 km i luftlinje på jakt etter vandrende villrein. Hvor langt slike ulver egentlig har gått kan selvsagt være det mangeldobbelte av slike kartmålinger. En nordamerikansk ulv med satellittsender vandret 500 km i luftlinje, men hadde egentlig tilbakelagt nesten 4300 km, og dette kun i løpet av 3 måneder. Data fra merkede ulver i Nord-Amerika viser også at en ulv vandret 886 km på 180 dager, og en annen 670 km på 81 dager - begge målt i luftlinje på kartet.

På grunn av den formidable evnen til å foreta lange vandring kan ulv ofte dukke opp langt fra reprodukerende bestander. Ti ulver ble funnet døde eller skutt i Dakota-delstatene i USA på 1990-tallet, over 550 km fra nærmeste bestand. Tilsvarende er ulv påvist i både Indiana, Missouri og Illinois i de seinere år, noe som er mellom 400-700 km fra nærmeste reprodukerende bestand. I Tyskland er flere ulv skutt i perioden 1945-1992 inntil 600 km fra faste bestander i Polen og Slovakia.

Forskningsdata fra Finland, Sverige og Norge kan også vise til flere tilfeller der ulv har vandret forholdsvis langt i løpet av kort tid. Enkelte radiomerkede ulver har vandret flere hundre kilometer fra sitt fødested i midt-Sverige, f. eks. til Rogaland. Tilsvarende finnes det god dokumentasjon på at ulv har vandret nordover fra sine føderevir i Sør-Skandinavia til Nord-Norge og Nord-Sverige, og dessuten så langt sør som til Skåne (**figur 11**).



**Figur 11.** Minste mulige spredningsavstand for 15 ulver i Skandinavia i perioden 1984-2005. Den store pila angir spredningsdistansen for en ungtispe fra Gråfjell (se figur 8). – Straight line dispersal distances for 15 wolves in Scandinavia during 1984-2005. The large arrow indicates the record dispersal distance of a female pup from the Gråfjell territory (see figure 8).

Våre data bekrefter således tidligere zoologers antagelser om lange ulvevandring i Skandinavia. Sigurd Johnsen beskrev et tilfelle fra 1890-tallet der en ulv som hadde slept med seg en navnemerket revesaks fra Ålen i Sør-Trøndelag ble skutt av en svensk jeger i midt-Sverige to dager seinere. Den hadde da gått over 200 km. Han påpeker også at det ikke var uvanlig at ulv streifet langt fra nærmeste yngleområde. For eksempel ble en ulv skutt i Setesdal i 1898, mens den sørligste registrerte ynglingen i Norge den gangen var i Nord-Trøndelag.

Ulv kan vandre i overkant av 1000 km når de forlater fødeværet for å finne ledig territorium, men spredningsdistansene innen en og samme bestand varierer mye. Mye tyder på at retningen en vandrende ulv velger er tilfeldig i utgangspunktet, men at dens videre kurs kan påvirkes av hindringer i terrenget som store veier, tett bebyggelse o.l., samt tilstedeværelse av andre ulver. Ulv som har vandret ut fra yngleområdene i Sør-Skandinavia har gått i alle himmelretninger (figur 11). Siden Norge og Sverige danner en halvøy, er de potensielle spredningsdistansene for ulv begrenset i alle retninger med unntak av nordøstover og inn i Finland. Imidlertid vil ulvens vandringskapasitet medføre at den uten problem kan nå alle deler av halvøya.

Registrerte utvandringdistanser for ulv i Norge og Sverige varierer fra 80 til 1100 km, med et snitt på 313 km. Dette er lengre enn hva som er observert ellers i verden. I Nord Amerika er f.eks. gjennomsnittlig maksimal spredningsdistanse 213 km. De lange spredningsdistansene på den skandinaviske halvøya kan henge sammen med den lave tettheten av ulv. Utvandrende ulv må i mange tilfeller vandre langt for å finne en mulig make. Dette har betydning for bestandens overlevelse og vekst (se 4.2), og er viktig å ta hensyn til når den skal forvaltes.

Bruk av GPS-halsbånd kan gi forskningen store mengder kontinuerlige og svært presise opplysninger om forflytning, arealbruk og annen atferd, og i løpet av de siste 5 årene har denne teknologien blitt benyttet til å avdekke vandringsmønsteret til skandinaviske og finske ulven. Våren 2004 vandret ei GPS-merket ulvetispe over 800 km i luftlinje fra sitt føderiv i finske Karelens til Vasa-distriktet i løpet av en måned. Tilsvarende ble en ung hannulv som vandret ut fra Gråfjellreviret sommeren 2004 fulgt ved hjelp av GPS-GSM teknologi. Denne ulven satt kursen nordover i juni og tilbakela ca. 500 km i luftlinja i løpet av noen få uker, men over 1000 km i sann distanse. Dette tilsvarer i gjennomsnitt ca. 20 km pr dag.

Ei ulvetispe født i Gråfjellreviret i 2002 ble som den første ulvevalp i Europa radiomerket med et GPS-halsbånd den 6. desember samme år. Ulvetispa ble i reviret resten av vinteren sammen med flokken, men forlot reviret 12. juni, da hun var 13 måneder gammel. Den ble peilet i Engerdal kommune, nordøst for reviret og senere like vest for Idre i Sverige hvor siste kontakt var 4. juli 2003. Neste kontakt var 20 måneder seinere, 1. mars 2005, da ulvetispa ble skutt av en reinerier i forbindelse med ulveskader på tamrein nordøst i Finland, ca. 8 km fra grensa mot Russland. Avstanden fra fødestedet i Norge til der den ble avlivet var ca. 1100 km målt i luftlinje, hvilket er ny verdensrekord for registrert langvandring hos ulv (se **figur 8**). Det er interessant at denne vandringen er gjennomført av en tisper siden det hos pattedyr oftest er hannene som vandrer lengst. Det kan derfor ikke utelukkes at enkelte hannulver kan vandre lenger enn den vandringen som nå er påvist, og vi vet heller ikke hvor langt denne tisper kunne ha vandret hvis hun ikke hadde blitt skutt. Dessuten kan det ikke utelukkes at det militære grensegjerdet langs den finsk-russiske grensa kan ha virket som en barriere for ytterligere vandring mot øst.

## 7 Sosial organisering

### 7.1 Flokkdannelse

Ulv er en territoriell art med sterk revirhevdning, og den er en sosial art med sterk rangordning. Begge disse egenskapene begrenser som tidligere nevnt en ulvebestands potensielle vekst, og har følgelig sterke effekter på dens bestandsdynamikk. Hvordan ulvene fordeler seg i flokker har også stor betydning for effektene på aktuelle byttedyrbestander.

Når et nytt revir etableres er det oftest en utvandrende tisper som velger sted for etablering av reviret og blir stasjonær der. Her venter denne ulven på en annen streifende, akseptabel ulv av motsatt kjønn. En enslig stasjonær ulv kan være "kresen" ved valg av partner og aksepterer ikke enhver ulv av motsatt kjønn. Enkelte stasjonære tisper kan vente i flere år før de danner par. Det etablerte paret revirmarkerer ved å urinere med løftet bein og ved en karakteristisk sparking eller skraping med poter og klør på bakken. Dette er viktig lukt- og syns signaler rettet mot andre ulver, som påvises lett på sporsnø. De er også viktige i bestandsovervåkingen med tanke på å skille mellom stasjonære revirhevdende ulver og ikke-stasjonære ulver på vandring. Hvis paret har hatt tilhold sammen hele vinteren i reviret vil tisper normalt bli paret og føde valper påfølgende vår. Etter en vellykket yngling blir det nå en ulveflokk, også kalt familiegruppe, i reviret. En familiegruppe etter yngling er alltid den opprinnelige basis for en ulveflokk. Ulingen av ulv blir vanlig i reviret når flokken er etablert. Ulingen er et signal og en atferd som fungerer som kontakt internt i flokken og som styrker det sosiale samholdet. Ulingen brukes også som revirhevdning mot andre ulver som ikke hører hjemme i reviret. Forutsatt at det revirhevdende lederparet overlever og yngler flere ganger vil flokken normalt bestå av foreldrepåret, valper og

eventuelle unglulver fra tidligere kull. I andre land er det vist at innvandrende ulv av og til kan bli akseptert som et flokkmedlem, men slike eksempler er så langt ikke påvist for radiomerkede ulver i Skandinavia.

Ulver kan leve i flokker på opptil 22 – 23 dyr, men dette er unntak, og langt de fleste flokker inneholder fra 4 til 8 dyr. Gjennomsnittlig flokkstørrelse for vinterbestanden i Skandinavia har siden reetableringen vært  $6 \pm 1,6$  ulv (variert mellom 3 og 11). Tilsvarende flokkstørrelser er også funnet for den reetablerende bestanden i Yukon, Canada ( $6 \pm 1.2$  dyr).

Siden ulvebestanden på den skandinaviske halvøya ikke på langt nær er mettet geografisk, vil i utgangspunktet ikke flokkstørrelsene bli særlig store. Hvis det er konkurranse om næring som hovedsakelig er den utløsende faktor for at en ulv vandrer ut, vil derimot flokkstørrelsene kunne bli større. Det viser seg nemlig at ulv i Norge og Sverige hevder uvanlig store revir i forhold til næringstilgangen, og følgelig er det plass til mange dyr i hver flokk.

## 7.2 Revirstørrelser og romlig fordeling av revir

Gjennomsnittlig revirstørrelse for ulv på den skandinaviske halvøya har variert fra 311 – 1990 km<sup>2</sup>, med et gjennomsnitt på 1166 km<sup>2</sup> (**tabell 6**). Dette er større enn undersøkte revirstørrelser i Nord Amerika ved tilsvarende breddegrad og byttedyrtetthet. Uventet nok, og i motsetning til hva som er funnet i Nord Amerika, har ikke størrelsen på ulverevir i Norge og Sverige vært omvendt proporsjonal med tilgangen til byttedyr (**tabell 7**).

**Tabell 6.** Revirstørrelse hos ulv i Skandinavia gitt som totalareal (100% MCP), uten "utflukter" (95% MCP) og vektlagt etter bruk (95% Kernel). – Territory size in Scandinavian wolves represented as total area (100 % MCP), without outliers (95 % MCP) and weighted by use (95 % Kernel).

Revir	100% MCP	95% MCP	95%Kernel
Grangärde	1289	1006	1236
Leksand	1615	1026	1260
Moss	419	247	218
Kongsvinger-Årjäng	1559	1431	1679
Tyngsjö	927	786	891
Nyskoga	1503	1064	992
Bograngen	648	525	759
Hasselfors	635	477	279
Gråfjell	1612	1261	1612
Dals-Ed-Halden	673	612	804
Ulriksberg	1707	1532	1952
Stadra	1990	915	1076
Djurskog	311	299	364
Mangen	1435	1232	1154
Gjennomsnitt	1166	887	1020
Minimum	311	247	218
Maksimum	1990	1532	1952

**Tabell 7.** Revirstørrelse i forhold til byttedyrtilgang i Skandinavia. - Territory size (95 % MCP) relative to prey availability in Scandinavia.

Revir	År	Revir størrelse (km <sup>2</sup> )	Tetthet av ulv (no/1000 km <sup>2</sup> )	Relativ hjortedyr-biomasse	Relativ hjortedyr-biomasse/ulv
Grangärde	1999-2001	1006	2,7	2618	970
Leksand	1999-2001	1026	1,5	2410	1606
Moss	2000	247	20,2	2177	435
Kongsv.-Årjäng	2000-2002	1431	3,6	2567	494
Tyngsjö	2000-2001	786	5,1	2574	643
Nyskoga	2000-2002	1064	5,4	4100	719
Bogringen	2000-2002	525	4,4	3881	1687
Hasselfors	2001-2002	476	12,6	2091	349
Gråfjell	2001-2002	1261	3,4	1590	370
Dals-Ed-Halden	2002	612	6,5	2524	631
Ulriksberg	2002	1532	0,7	2323	2323
Stadra	2002	915	1,6	2875	1917
Djurskog	2002	299	5,0	2726	1817
Mangen	2002	1232	1,6	2506	1253

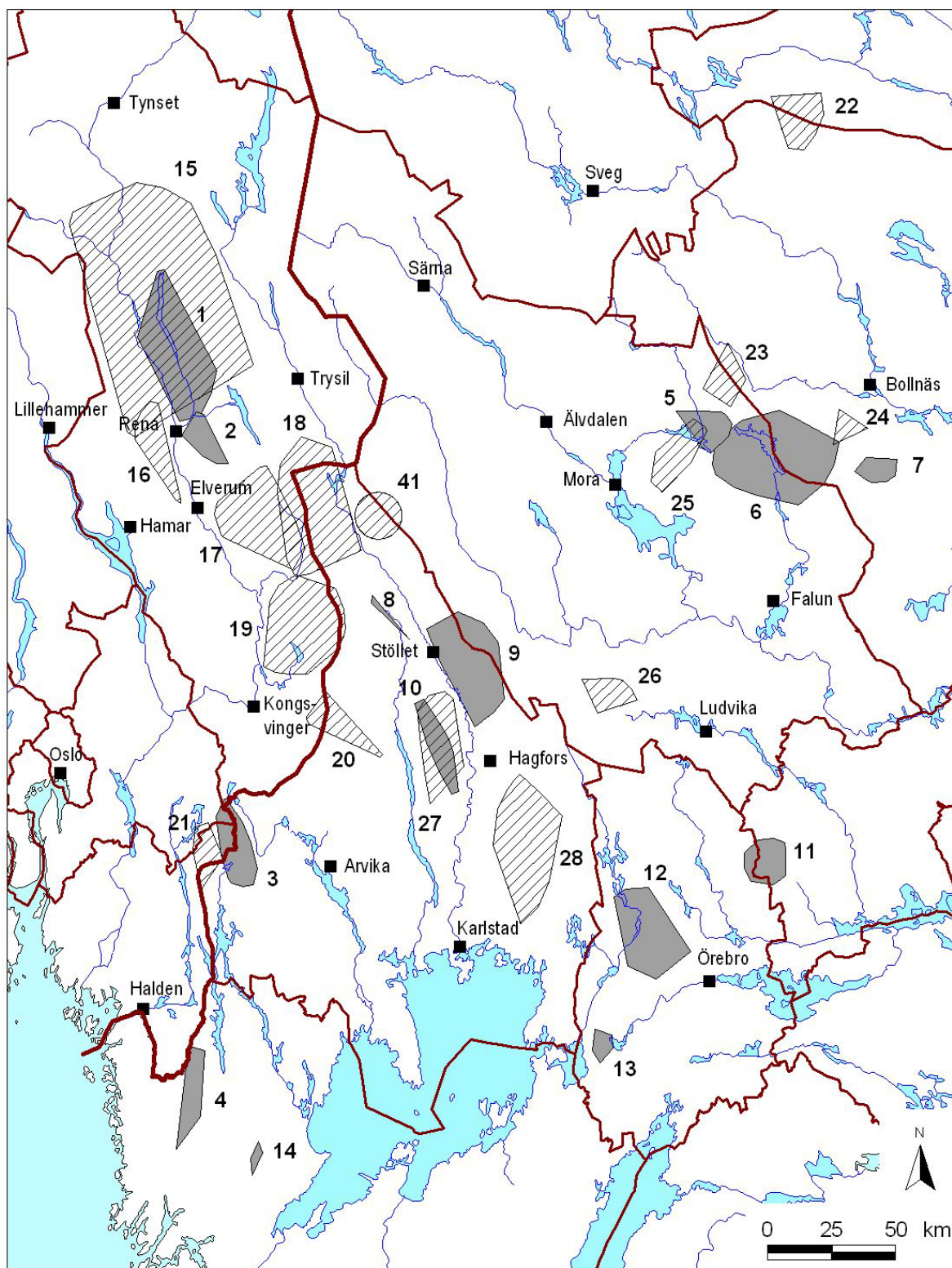
Kun 5-6 av de 22–23 nye ulverevir som har blitt etablert i perioden 1978 – 2002 ble etablert med felles grense med et annet revir. De siste 2-3 åra har det imidlertid skjedd en fortetting (for fordeling av dagens revir se **figur 12**). Det er allikevel fortsatt rom for betydelig fortetning av ulv innen dens nåværende utbredelse, både ved at eksisterende revir krympes og at nye revir opprettes i ledige områder. Dessuten er det fortsatt ingen ulverevir i Skandinavia som har tilgrensende og delvis overlappende revir på alle kanter. Med andre ord finnes det for alle skandinaviske ulverevir fortsatt plass for arealendring eller revirutvidelse uten konkurranse fra andre ulver.

Akkurat hvor et nytt ulverevir etableres er til en viss grad tilfeldig, og disse tilfeldighetene vil være flere for en bestand som er i etableringsfasen. Ikke bare skal et utvandrende dyr møte et annet av motsatt kjønn, men sjansen for å dø underveis er stor (se 4.4.2).

## 8 Effekter på byttedyrbestander

### 8.1 Hva spiser ulven i Skandinavia?

Ulvens diett avhenger av hva som er tilgjengelig, og kan generelt inkludere alt fra søppel og mindre pattedyr til elg og bison. I enkelte områder hvor bestanden av naturlige byttedyr er lav, vil også bufe kunne utgjøre en stor del av dietten. I hovedtrekk er det dog viltlevende klauvvilt som utgjør basisføden i størstedelen av ulvens utbredelsesområde. Det siste gjelder også for Skandinavia, hvor elg utgjør den desidert største andelen konsumert føde etterfulgt av rådyr og diverse små pattedyr som grevling, bever, hare, smånagere og fugl. Analyser av ekskrementer fra ulv som er innsamlet fra en rekke revir i Norge og Sverige siden slutten av 1980-tallet viser at elgkjøtt utgjør mer enn 95 % av alt kjøtt som konsumeres. Andre store hjorteviltarter vil sannsynligvis også kunne være attraktive byttedyr, men så langt har utbredelsen av ulv i liten grad overlappet med utbredelsen av hjort og villrein. Mest fokus omkring ulvens effekt på byttedyra har derfor vært rettet mot effekten på elgbestanden.



**Figur 12.** Utbredelsen av ulveflokker (mørkt raster) og revirmarkerende ulvepar (lys skravering) i Skandinavia vinteren 2004-2005. Yttergrenser for mange svenske revir er ufullstendige da kun én koordinat pr. sporing var tilgjengelig. – The distribution of wolf packs (dark gray) and territorial pairs (diagonal lines) in Scandinavia during the winter of 2004-2005. Territory boundaries for several Swedish territories are approximate due to lack of detailed data at the time of publication.



## 8.2 Ulvens predasjon på elg

Hva hender så med elgbestanden når ulven etablerer seg i et område? Vil elgbestanden bli sterkt redusert og all elgjakt opphøre? SKANDULV, dels i samarbeid med prosjekter som HiHMs "Elg som næring", NINAs "Trofiske interaksjoner og optimale høstingsstrategier for elg" og NLHs (nå UMB) "Ulv i Østfold" har gjennom utstrakt vintersporing av ulv, samt bruk av radiosendere på ulv og elg, forsøkt å besvare disse og mange andre spørsmål knyttet til ulvens predasjon. Mest data har framkommet ved å følge radiomerket ulv gjennom intensivperioder. På det viset har vi fått en oversikt over hvor ofte ulven slår en elg (predasjonstakt) og hvilke elger som drepes (byttedyrvalg). Samtidig har vi i tilknytning til Koppangsreviret og Kongsvinger-Årjäng reviret (senere Mangen-reviret) radiomerket et større antall elg for å måle responsen av både jakt, predasjon og annen dødelighet i en elgbestand over tid. Vi har også i en viss utstrekning benyttet *sett elg*-data innsamlet av elgjeger i tilknytning til Koppangsreviret og Mossereviret for å få en oversikt over hvordan tilstanden fortøner seg for elgjegeerne som jakter innenfor ulverevir.

### 8.2.1 Hvilke elger foretrekkes?

Ved å følge radiomerkede ulver i lengre perioder vinterstid i en rekke forskjellige revir er det helt klart at ulven ikke dreper en hvilken som helst elg. Av 209 ulvedrepte elger som det var mulige å bestemme til kjønn og alder, var hele 80 % enten kalv (64 %) eller åring (16 %), mens 11 % var fra den eldste aldersgruppen, 11 år og eldre. De resterende 9 % var fullvoksne elger i sin beste alder (2-11 år), noe som er vesentlig lavere enn andelen av samme aldersgruppe i bestandene. Tilsvarende var det en tydelig dominans av elgkyr i de to eldste aldersgruppene, der mer enn 80 % av de ulvedrepte elgene var kyr.

Dette viser at ulven i Skandinavia foretrekker elgkalv framfor eldre dyr og kyr framfor okser. Et tilsvarende mønster er også funnet i Nord-Amerika. Det var imidlertid stor variasjon mellom revirene. For eksempel utgjorde kalv hele 93% av alle elg drept av ulv i Bograngenreviret i nordlige Värmland, mens denne kategorien utgjorde kun 39% i Nyskogareviret som grenser mot Bograngenreviret i sør. Forskjellene skyldes ikke at det var forskjellig andel elgkalv innenfor de to revirene, men kan skyldes varierende jaktstrategi hos ulv i de forskjellige områdene.

En vanlig oppfatning er at ulven først og fremst tar byttedyr som er syke og svake fordi disse er enklere å drepe og utgjør en mindre risiko for ulven. Vi undersøkte dette ved å analysere fettinnholdet i benmargen fra kjevebein og lårbein hos ulvedrept elgkalv i Grangårde-reviret. Kalver med en fettprosent under 10 og eldre dyr med fettprosent under 20 er å betrakte som dyr i dårlig kondisjon. Den gjennomsnittlige fettprosenten hos 24 ulvedrept kalv var på 55 % (28-73%), noe som er godt over grenseverdien, og det samme gjaldt for et utvalg eldre dyr, der fettinnholdet var på ca 70 %. Det var heller ingen forskjell i fettprosent mellom kalv og voksne elg drept av ulv og elg skutt under jakta i et nærliggende område (Grimsö forskningsstasjon), noe som viser at ulven ikke er videre selektiv med hensyn til elgens kondisjon innenfor kjønns- og aldersgrupper. Det faktum at ulven foretrekker å ta kalv og eldre individer som har passert sin beste alder viser imidlertid at ulven ikke er helt uselektiv med hensyn til valg av byttedyr. Å prøve seg på fullvoksne okser og kyr i sin beste alder innebærer antagelig en høyere risiko for ulven, og til tross for lavere biomasse kjøtt pr enhet, er tilbudet av kalv og ungdyr fortsatt tilstrekkelig høyt til å dekke ulvens behov i de fleste områder.

### 8.2.2 Ulvens predasjonstakt på elg

Intensivstudiene av radiomerket ulv vinterstid gav oss også anledning til å beregne ulvens predasjonstakt på elg. Predasjonstakten er her beregnet som gjennomsnittlig antall dager mellom hver gang ulven slo en elg i de respektive revirene. Studiene ble gjennomført i syv forskjellige revir i perioden 1999-2003, men ettersom flere revir ble undersøkt mer enn en vinter, ble det totale antallet studier 12. Totalt ble det funnet 230 elg som var drept av ulv, hvorav 195 elg med sikkerhet var ulvedrept, mens de resterende 35 mest sannsynlig var ulvedrept (**tabell 8**). Ulvflokkene varierte i størrelse mellom 2 og 8 individer i de forskjellige studiene.

Predasjonstakten varierte mellom 2,7 og 10,5 dager pr elg drept i de forskjellige studiene. Gjennomsnittintervallet var henholdsvis 4,8 dager pr sikker og sannsynlig ulvedrept elg og 5,8 dager pr sikker ulvedrept elg (tabell 1). Om en kun benytter data fra GPS-merkede ulver, ligger gjennomsnittintervallet på 4 dager pr drept elg. Data fra GPS-merkede individer ansees som

**Tabell 8.** Antall ulvedrepte elg vinterstid i forskjellige ulverevir og år. Predasjonstakten er angitt som antallet dager mellom hver ulvedrept elg. Minimumsverdien er basert på de elgene som med sikkerhet er ulvedrept, inkludert elg som mest sannsynlig er ulvedrept, mens maksimumsverdien kun er basert på de elgene som med sikkerhet er ulvedrept. - The number of wolf-killed moose during winter in different pack territories and years. Predation interval is given as the number of days between each wolf-killed moose. Minimum values include both verified and probable kills, whereas maximum values are based on moose that were verified as wolf kills.

Revir	År	Antall ulv i reviret	Antall elg drept (min – maks)	Predasjonstakt (min – maks)
Leksand	1999	8	22 – 24	3,8 – 4,2
Leksand	2000	3	15	5,1
Grangärde	2000	2	13 – 16	7,4 – 9,3
Grangärde	2001	4	21 – 24	4,2 – 4,8
Nyskoga	2000	4	9	8,4
Nyskoga	2001	7	11	6,0
Bograngen	2003	2	16 – 17	3,9 – 4,2
Tyngsjö	2003	6	20 – 24	4,1 – 5,1
Hasselfors	2003	5	7 – 16	4,2 – 10,5
Gråfjell	2001	2	15 – 16	3,9 – 4,2
Gråfjell	2002	2	26 – 34	3,9 – 5,1
Gråfjell	2003	6	20 – 24	2,7 – 3,3
<b>Totalt/middelverdi</b>		<b>4,25</b>	<b>195 – 230</b>	<b>4,8 – 5,8</b>

noe mer presise som følge av muligheten til å posisjonsbestemme ulven oftere og mer presist. I den grad predasjonstakten er stabil gjennom året antyder dette at en ulveflokk (2-8 individer) i gjennomsnitt slår mellom 62 og 90 elg pr år og revir.

Det hefter noe usikkerhet til dette estimatet ettersom både fødebehov og elgens gjennomsnittsstørrelse, og dermed fødeverdi for ulven, varierer gjennom året. Så langt har vi kun gjennomført et fåtall studier i løpet av sommerhalvåret og disse antyder høyere predasjonstakt, dvs færre dager mellom hver elg som drepes, enn hva som observeres vinterstid. For eksempel viste en studie fra både Gråfjellsreviret og Bograngenreviret i juni og juli 2003 at ulven i gjennomsnitt drepte elg oftere enn hver andre dag, hovedsakelig årets elgkalver. En slik høy predasjonstakt skyldes sannsynligvis at kalvene på dette tidspunktet er små og utgjør betraktelig mindre biomasse med kjøtt enn hva kalven gjør vinterstid. Flere kalver er derfor nødvendig for å dekke det samme kjøttbehovet. I Gråfjellsreviret er det dessuten påvist bare halve predasjonstakten tidlig på vinteren sammenlignet med seint på vinteren.

Det faktum at predasjonstakten varierer mellom vinter og sommer gjør det vanskelig å beregne hvor mange elg en ulveflokk dreper i løpet av året. Før vi kan beregne årsavgangen av elg med en større sikkerhet trenger vi derfor mer kunnskap om ulvens predasjonstakt for alle årstider. Slike studier er underveis og vil på sikt bidra til at effekten av ulvepredasjon på en elgbestand kan forutsies med langt høyere presisjon.

### 8.2.3 Ulvens predasjonsrate

En alternativ tilnærming til dette problemet er å studere elgen framfor ulven. Ved å radiomerke et representativt antall elg innefor og utenfor et ulverevir, og siden beregne reproduksjonsrater, overlevelsesheter og tetthet av elg i området, kan vi få en oversikt over hvor mange elg som drepes av ulv hvert år. Vi benyttet en slik metode i tilknytning til to ulverevir, Koppangsreviret

og Mangen-reviret. Basert på data fra radiomerkede elgkyr og deres kalver beregnet vi så den årlige avgangen av elg som følge av ulvepredasjon i perioden 1999/00 – 2001/02 i Koppangsreviret, og perioden 2002/03 – 2003/04 i Mangenreviret. Antall ulv varierte mellom 2 og 11 i Koppangsreviret og mellom 1 og 2 i Mangenreviret. Det lave antallet ulv i Mangen-reviret skyldtes at ulveparet ikke reproduserte i 2003, mest sannsynlig som følge av at hannen var steril. I januar 2004 døde alfahannen i en trafikkulykke og siden var alfatispa alene i området.

Fordi vi fortrinnsvis radiomerket voksne elgkyr fikk vi ingen direkte dødelighetsestimat for elgkalver, åringer og voksne okser. Vi kunne likevel estimere antall kalv som døde i løpet av året ved å observere de radiomerkede elgkyrne under kalvingsperioden og siden ved jevne mellomrom gjennom det første året. På det viset fikk vi en oversikt over antall kalver født og antallet kalver som døde i løpet av året. Ved å gjøre tilsvarende utenfor ulvreviret fikk vi en oversikt over den naturlige dødelighetsraten uten predasjon. Forskjellen i dødelighet utenfor og innenfor reviret er da et mål på dødeligheten som skyldes predasjon fra ulv.

I gjennomsnitt fant vi at 65 % av kalvene som ikke ble skutt overlevde sitt første leveår i Koppangsreviret, mens kun 59 % av kalvene som ikke ble skutt overlevde i Mangenreviret (slik reviret er definert i **figur 13**). Utenfor revirene var overlevelsen 88 %, hvilket antyder at henholdsvis 23 % av kalvene ble tatt av ulv i Koppangsreviret og 29 % i Mangenreviret.

Vi kan videre beregnet predasjonstakten i Koppang- og Mangenreviret ved å benytte predasjonsratene på elgkalv og tetthet og struktur i elgbestanden. Predasjonstakten ble beregnet som antallet elg drept av ulv innenfor ulvrevir pr år. Fordi vi ikke besitter direkte dødelighetsdata på åringer og eldre okser (eks. fra radiomerkede individ), beregnet vi disse verdiene med bakgrunn i andelen kalv blant alle ulvedrepte elg som ble funnet innenfor revirene vinterstid. I vi for Mangenreviret benyttet gjennomsnittsdata fra 7 revir (**tabell 8**, 64 %). Tilsvarende benyttet vi data på elgens kjønns- og aldersstruktur, og bestandstetthet basert på flytelling, oppfølging av radiomerkede elgkyr under kalvingen, elgobservasjoner under jakta (*sett elg*) og elgjaktstatistikk.

Predasjonstakten varierte mellom 10 og 200 ulvedrept elg pr år i Koppangsreviret og mellom 130 og 174 ulvedrept elg i Mangenreviret. De høyeste verdiene i Koppang fant vi i 1999/00 da det var hele 11 ulv i reviret. Året etter var det imidlertid samme antallet ulv til stede, mens den estimerte predasjonstakten kun var en fjerdedel. Den laveste verdien på 10 elg pr år ble registrert i et år med kun 2 individer til stede i Koppangsreviret. Både 10 og 200 elg drept pr år synes å være ekstremt i forhold til verdiene som framkommer i tabell 1, men likevel er ikke middelverdiene fra hele perioden (87 ulvedrept elg pr år) nevneverdig forskjellig fra hva en skulle forvente basert på predasjonstakten slik den framgår basert på oppfølging av radiomerket ulv (**tabell 8**).

Dette gjelder ikke i samme grad for Mangenreviret. Her var den gjennomsnittlige predasjonstakten (152 elg pr år) vesentlig over hva vi skulle forvente basert på verdiene som framkommer i **tabell 8**. Dette er en høy predasjonstakt, ikke minst tatt i betraktning at antallet registrerte ulver i Mangen varierte mellom 1 og 2 individer i perioden. Noe av årsaken til dette kan være at ulven i Mangen først og fremst tar elgkalv. For eksempel, hvis andelen kalv blant alle elger drept tilsvarer forholdene i Bograngenreviret (93 %), vil den estimerte predasjonstakten i Mangen variere mellom 89 og 118 elg pr år, noe som er mer i samsvar med resultatene i **tabell 8**.

Denne raten utgjør likevel omkring 30 % av den årlige kalveproduksjonen i Mangelområdet, noe som skulle tilsi at jaktuttaket må reduseres vesentlig for at ikke elgbestanden skal reduseres (se under). I løpet av perioden med ulv i området er det imidlertid ikke registrert nedgang i elgtetthet (elg sett pr jegerdagsverk) eller jaktuttak i kommuner som overlapper med reviret. Tvert imot er det registrert en svak økning i både tetthet og uttak. Mulige forklaringer på dette kan være at; 1) predasjonsraten er vesentlig overestimert, 2) tilveksten av elg i perioden rett før etablering av ulv var vesentlig høyere enn jaktuttaket og/eller 3) innvandring fra nærliggende

områder opprettholder en fortsatt høy tetthet til tross for økt dødelighet. Koppangsreviret er det gjennomført egne undersøkelser av dette forholdet (63 % kalv), mens vi for Mangesreviret benyttet gjennomsnittsdata fra 7 revir (**tabell 8**, 64 %). Tilsvarende benyttet vi data på elgens kjønns- og aldersstruktur, og bestandstetthet basert på flytelling, oppfølging av radiomerkede elgkyr under kalvingen, elgobservasjoner under jakta (*sett elg*) og elgjaktstatistikk.

Predasjonstakten varierte mellom 10 og 200 ulvedrept elg pr år i Koppangsreviret og mellom 130 og 174 ulvedrept elg i Mangesreviret. De høyeste verdiene i Koppang fant vi i 1999/00 da det var hele 11 ulv i reviret. Året etter var det imidlertid samme antallet ulv til stede, mens den estimerte predasjonstakten kun var en fjerdedel. Den laveste verdien på 10 elg pr år ble registrert i et år med kun 2 individer til stede i Koppangsreviret. Både 10 og 200 elg drept pr år synes å være ekstremt i forhold til verdiene som framkommer i tabell 1, men likevel er ikke middelverdiene fra hele perioden (87 ulvedrept elg pr år) nevneverdig forskjellig fra hva en skulle forvente basert på predasjonstakten slik den framgår basert på oppfølging av radiomerket ulv (**tabell 8**).

Dette gjelder ikke i samme grad for Mangesreviret. Her var den gjennomsnittlige predasjonstakten (152 elg pr år) vesentlig over hva vi skulle forvente basert på verdiene som framkommer i **tabell 8**. Dette er en høy predasjonstakt, ikke minst tatt i betraktning at antallet registrerte ulver i Mangesreviret varierte mellom 1 og 2 individer i perioden. Noe av årsaken til dette kan være at ulven i Mangesreviret først og fremst tar elgkalv. For eksempel, hvis andelen kalv blant alle elger drept tilsvarende forholdene i Bograngerreviret (93 %), vil den estimerte predasjonstakten i Mangesreviret variere mellom 89 og 118 elg pr år, noe som er mer i samsvar med resultatene i **tabell 8**.

Denne raten utgjør likevel omkring 30 % av den årlige kalveproduksjonen i Mangesområdet, noe som skulle tilsi at jaktuttaket må reduseres vesentlig for at ikke elgbestanden skal reduseres (se under). I løpet av perioden med ulv i området er det imidlertid ikke registrert nedgang i elgtetthet (elg sett pr jegerdagsverk) eller jaktuttak i kommuner som overlapper med reviret. Tvert imot er det registrert en svak økning i både tetthet og uttak. Mulige forklaringer på dette kan være at; 1) predasjonsraten er vesentlig overestimert, 2) tilveksten av elg i perioden rett før etablering av ulv var vesentlig høyere enn jaktuttaket og/eller 3) innvandring fra nærliggende områder opprettholder en fortsatt høy tetthet til tross for økt dødelighet.

#### 8.2.4 Erfaringene så langt med bruk av to metoder

Som vist over kan predasjonstakten på elg gjennom året beregnes både via elgen og ulven. Begge metodene har sine styrker og svakheter, og samtidig bidrar de med noe forskjellig informasjon. Ved å følge ulven får vi for eksempel også data på byttedyrvalg og predasjonstakt på andre arter enn elg. Bruken av GPS-sendere på ulv har dessuten gjort det langt enklere å få oversikt over byttedyrvalg og predasjonstakt også i barmarkssesongen, noe som på sikt vil bidra til langt mer presise estimat på predasjonstakt og predasjonsrater på både elg og andre arter.

Å beregne predasjonstakt og rater ved å følge elgen fortoner seg i utgangspunktet attraktivt fordi vi måler responsen av ulvepredasjon direkte i elgbestanden og for hele året samlet. Erfaringen så langt er dog at metoden ofte begrenses av en rekke praktiske problemer. Som vist over krever metoden en rimelig god oversikt over fordelingen av elg i forskjellige kjønns- og aldersklasser i ulvens diett, enten ved at et representativt antall merkede elg av forskjellig kategori (kalv, åring, voksen) følges gjennom året eller ved at fordelingen beregnes basert på annen ulvedrept elg. Problemet med det siste er at dette kun er gjennomførbart når ulven kan spores på snø, hvis ikke ulven er radiomerket. Mangel på slike data kan skape stor usikkerhet i utfallet av beregningene, jfr. Mangesreviret.

Metoden krever også at ulven har overlappende arealbruk med et representativt utvalg av merket elg, noe som ikke alltid er tilfelle. I den grad ulven og/eller de radiomerkede elgene fordeles seg klumpvis innenfor reviret, vil predasjonsratene feilestimeres. Erfaringen så langt er at

Ynglende ulv oppholder seg oftere i nærheten av hiet enn i andre deler av reviret om sommeren. Selv om de radiomerkede elgene fordeler seg tilfeldig i reviret, kan predasjonsratene underestimeres fordi få radiomerkede elg berøres av predasjon. Det samme kan skje i revir der ulven fordeler seg tilfeldig, mens de radiomerkede elgene fordeler seg klumpvis. I Koppangsreviret fordelte de radiomerkede elgene seg klumpvis innenfor reviret fordi disse i utgangspunktet var merket som ledd i en annen studie urelatert til ulvepredasjon. Samtidig var det yngling i 2 av 3 undersøkte år, men uten at hiet ble lokalisert. Dette kan være en av årsakene til den store variasjonen i predasjonstakt og predasjonsrate mellom år i dette området. I Mangersreviret er det mindre sannsynlig at klumpvis fordeling av elg og ulv har påvirket ratene. Fordi prosjektet var designet for formålet, fordelte de radiomerkede elgene seg relativt tilfeldig innenfor reviret. Dessuten benyttet ulven hele reviret gjennom hele året fordi ulveparet aldri ynglet i løpet av studieperioden (**figur 13**).

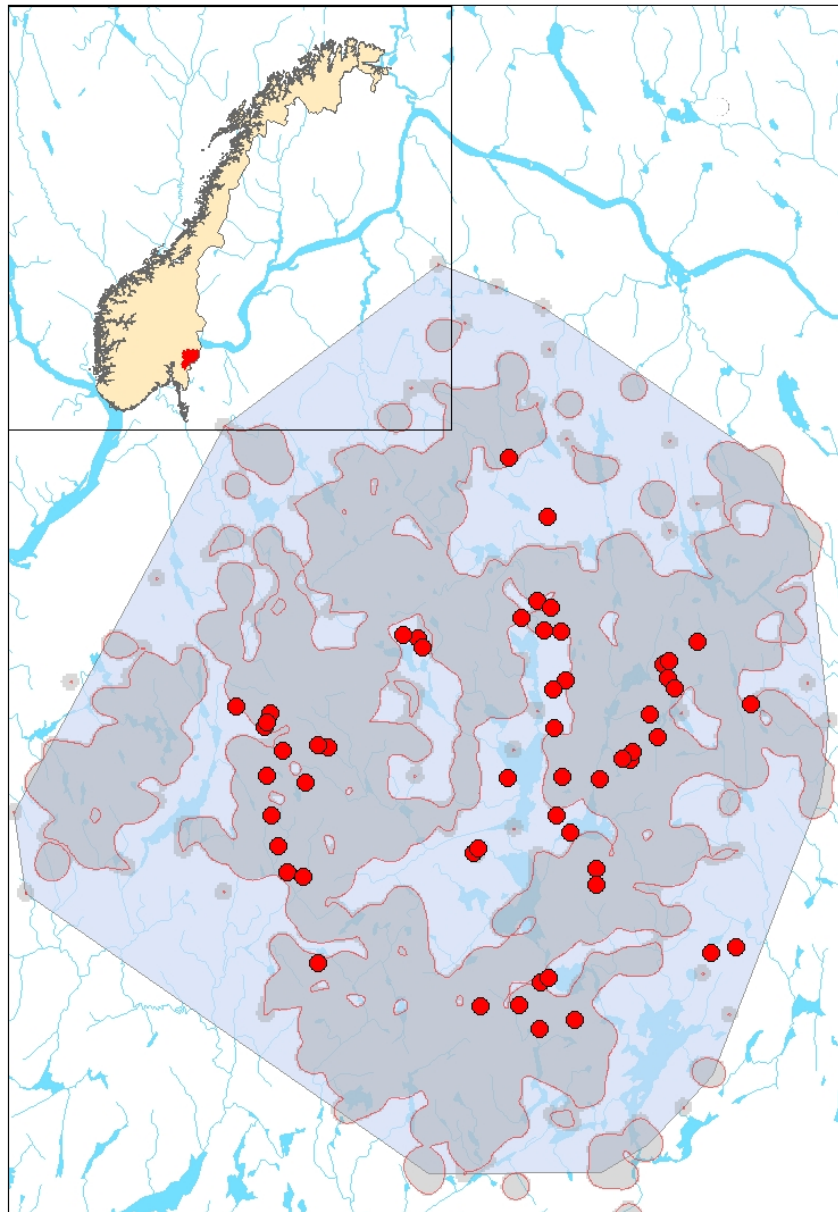
Et annet problem er at tilstedeværelsen av ulv i et område alltid er tidsbegrenset. Dette gjelder ikke minst i Norge, der forvaltningsjakt benyttes for å fjerne uønskede ulveindivider. I begge studieområdene med radiomerket elg er således ulven pr dags dato borte som følge av legal jakt (Koppang), trafikkulykker og sannsynlig illegal jakt (Mangen). Det vil derfor alltid være et sjansespill å merke opp et representativt utvalg med elg for å studere ulvens predasjonsrater, spesielt i områder der ulvens videre skjebne er usikker på grunn av legal eller illegal jakt.

### 8.2.5 Hva er effekten av ulvepredasjon på elgbestanden?

Effekten av ulvens predasjon på elgbestanden måler vi gjerne som andelen av den årlige tilveksten av elg som drepes av ulv. I områder uten rovdyr og med en stabil elgbestand, vil normalt hele den årlige tilveksten skytes under jakta minus en liten andel som må spares for å kompensere for de elgene som dør av trafikkulykker, sult og sykdom (i snitt ca 5 % av vinterbestanden). Ved tilstedeværelse av ulv må denne andelen reduseres. Dette gjelder i mindre grad på nasjonal og regional skala ettersom antallet ulv fortsatt er relativt lavt. Gitt en ulvebestand i Skandinavia på 17 flokker eller par og 26 enkeltindivider (ca tilstand for 2002/2003), og en årlig predasjonstakt på 90 elg pr flokk/par pr år og 20 elg pr enkeltindivid og år, vil det årlige uttaket være omkring 2050 elg. Til sammenligning ble det skutt omkring 140 000 elg i Skandinavia i 2003, mens om lag 7 000 elg ble drept i trafikken. Tilsvarende tall for Hedmark fylke er ca 415 elg tatt av ulv (antar 3,5 ulveflokker/par, 5 enkeltindivider), 7650 elg skutt, mens 700 elg gikk med i trafikken. Om vi antar en tilnærmet stabil elgbestand og at dødeligheten utenom jakt og ulvepredasjon (sult, sykdom, bjørn, skadefelling etc.) tilsvarer det som døde i trafikken (700), tok jakt (ca 81 %) og trafikk (ca 7 %) hoveddelen av den årlige tilveksten av elg i Hedmark i 2003, mens ulven tok om lag 4-5 %.

For praktisk bruk vil en mer relevant tilnærming være å studere effekten av ulvens predasjon på elg innenfor ulverevir. Riktignok kan enkelte spredningsindivider av ulv slå elg, men den mest betydningsfulle effekten på elgbestanden vil merkes innenfor revir der ulven oppholder seg hele året og ofte i et relativt høyt antall (tabell 1). Fire faktorer vil være avgjørende for effekten av predasjon på en elgbestand innenfor revir: Ulveflokkens predasjonstakt (antall elg drept pr år), revirets størrelse og elgbestandens størrelse og produktivitet.

I **figur 14** har vi vist noen eksempler på hvordan variasjon i disse forholdene kan påvirke hvor stor andel av den årlige tilveksten av elg som kan høstes i løpet av jaktseasonen. Effekten er vist for en predasjonstakt på henholdsvis 90 (**figur 14A**) og 110 elg pr ulveflokk og år (**figur 14B,C**). Førstnevnte er omkring gjennomsnittet for det som framkommer ved å benytte predasjonstakten hos radiomerket ulv vinterstid (**tabell 8**). Den høyere predasjonstakten i **figur 14B** og **14C** tar høyde for at predasjonstakten for hele året kan være noe høyere enn det vi så langt har erfart vinterstid ettersom foreløpige resultater antyder høyere predasjonstakt på elg sommerstid.



**Figur 13.** Mangenreviret i grenseområdet mellom Akershus og Hedmark (minimum konveks polygon metode, 100 %). Reviret er beregnet ut fra GPS-posisjonene til Mangen-tispa etter at hun etablerte seg i den nordlige delen av det tidligere Kongsvinger-Årjäng reviret. Mørkere områder antyder områder innen reviret som er benyttet mer aktivt av ulven (Kernel), mens punktene angir kalvingsposisjonene til merka elgkyr innenfor reviret. – The Mangen wolf territory on the border between Akershus and Hedmark counties, Norway (100% MCP). The territory is based upon GPS telemetry plots of the territorial breeding female after she established herself in the northern portion of the former Kongsvinger-Årjäng territory.

Tilvekstraten av elg er målt som prosentvis økning i elgbestanden fra etter jakt et gitt år til før jakt året etter. Avhengig av elgkyrnes fruktbarhet og bestandens kjønnsrate vil tilvekstraten vanligvis variere mellom 30 % og 50 % i Skandinaviske elgbestander. I **figur 14** har vi benyttet en tilvekstrate på 40 % som omtrentlig tilsvarer tilvekstraten av elg i Hedmark, Akershus og Østfold. Tettheten av elg har vi variert fra 0,5 til 1,5 elg pr km<sup>2</sup>.

Resultatene viser at det mulige jaktuttaket, målt som andelen av tilveksten som kan høstes, synker dramatisk når tettheten av elg synker. Ulven er et effektivt rovdyr og predasjonstakten synes ikke å variere med tettheten av elg innenfor de tetthetene vi har i det sørlige Skandinavia. Ved 0,5 elg pr km<sup>2</sup> vil således omkring halvparten av produksjonen gå til å dekke ulvens behov (**figur 14A, B**), mens den andre halvdel kan høstes i form av jakt. Den andre ytterligheten finner vi ved en tetthet på 1,5 elg pr km<sup>2</sup>. Her vil effekten av predasjon være langt mindre framtreddende og størstedelen av tilveksten (> 80 %) kan tas ut i form av jakt.

Eksempelet i **figur 14A og B** er vist for en ulveflokk med et revir på 1000 km<sup>2</sup>, noe som er omkring gjennomsnittet for Skandinaviske ulvevir. Det er imidlertid stor variasjon i revirenes størrelse (fra ca 300 til 2000 km<sup>2</sup>) og dette kan ha betydning for predasjonsraten. I et revir på 1500 km<sup>2</sup> vil antallet elg være langt høyere enn i et revir på 1000 km<sup>2</sup> (1500 ved en tetthet på 1 elg pr km<sup>2</sup>), og gitt samme elgtetthet, vil effekten av ulvens predasjon bli lavere. Det motsatte er tilfelle i små revir. I små revir med lav tetthet og tilvekst av elg kan i teorien predasjonen overgå den årlige tilveksten av elg med den følge at elgbestanden synker (**figur 14C**). En slik kombinasjon av faktorer er imidlertid ennå lite sannsynlig i Skandinavia.

På sikt kan vi likevel oppleve å se at ulven innenfor revir tar store deler av den årlige tilveksten med den følge at lite eller ingenting blir aktuelt å ta ut i form av jakt. Den gjennomsnittlige tettheten av elg fra Hedmark til Østfold ligger i dag omkring 0,8 til 1,5 elg pr km<sup>2</sup>. Store skogskader og synkende elgkondisjon i flere områder kan imidlertid gjøre det aktuelt å redusere tettheten av elg i framtiden. Som en ser av **figur 14** kan dette bety at elgjakten blir av mindre omfang innenfor ulvevir.

### 8.2.6 Ulvens effekt på elgbestanden slik den observeres av jegerne

Som det framgår av **figur 14** så er det helt klart at det vil bli færre elg som kan høstes ved jakt i områder med ulv (**figur 14**). Et interessant spørsmål er derfor i hvilken grad elgjegerne merker dette på antallet elg som observeres og høstes under jakta. Dette er undersøkt ved å sammenligne fordelingen av elg innenfor kjønns- og aldersgrupper slik den observeres av elgjegerne innefor og rett utenfor ulvevir før og etter etablering av ulv i henholdsvis Koppang og Mossereviret. Fordi ulven i første rekke tar elgkalv, har vi spesielt fokusert på antallet kalv sett pr ku.

Resultatene antyder at ulvens effekt på elgbestanden ikke alltid registreres like klart av elgjegerne i alle områder. I Koppangreviret var det ingen forskjell i antallet kalv sett pr ku innenfor og utenfor ulvevir før ulven etablerte seg i området i 1996/97. Dette endret seg i årene som fulgte etter etablering da det ble observert et lavere antall kalv pr ku innenfor enn utenfor reviret (i gjennomsnitt 10-15% færre kalv pr ku), mest sannsynlig som en følge av ulvens predasjon på elgkalv i løpet av sommerhalvåret.

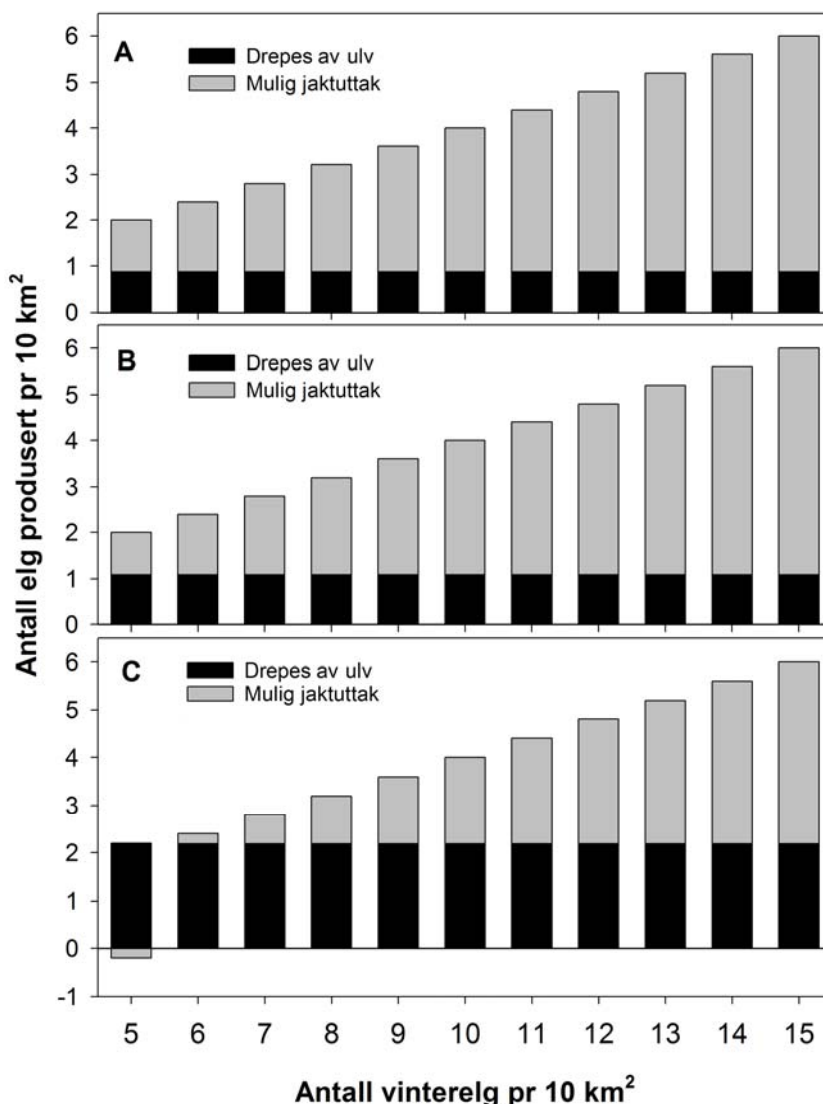
Innenfor Mossereviret var det til sammenligning ingen forskjell i antall elg felt, bestandstetthet (målt som elg sett pr jegerdagsverk) eller kalv pr ku-raten før og etter at ulven etablerte seg der i 1998/99. Ser vi litt nærmere på observasjonsfrekvensen i forskjellige vald innenfor reviret, er det likevel en antydning til at jegerne som jaktet i nærheten av årets ynglehi observert færre kalv pr ku enn jegerne som jaktet langt fra hiet (i gjennomsnitt 15-20% færre kalv pr ku). Dette stemmer med den generelle erfaringen at ulvens predasjon synker i intensitet med avstanden til hiet i perioden før valpene er i stand til å følge foreldrene.

Forskjellen i observert effekt mellom Koppangreviret og Mossereviret stemmer overens med forholdene som er antydning i **figur 14**. I Mossereviret var elgtettheten høyere (estimert til 1,4 elg pr km<sup>2</sup> på sommeren) enn i Koppangreviret (estimert til 1,1 elg pr km<sup>2</sup>) og dessuten er tilveks-

ten av elg generelt sett høyere i Østfold enn i nordlige Hedmark. I tillegg var tettheten av rådyr høyere innenfor Mossereviret enn i Koppangsreviret. Faktisk var tettheten av rådyr hele tre ganger høyere enn tettheten av elg innenfor Mossereviret, mens rådyr som alternativt byttedyr var tilnærmet fraværende i Koppangsreviret. Rådyr ble da også funnet å utgjøre en betydelig andel av ulvens sommerdiett i Mossereviret (16 % basert på analyser av ulvemøkk).

Disse resultatene støtter den generelle hypotesen at ulvens predasjon blir av mindre betydning for tilveksten av elg (lavere predasjonsrate) ved økende tetthet av elg og alternative byttedyr (eks. rådyr, **figur 14**). Samtidig skal en ikke se bort fra at disse resultatene også er påvirket av varierende forutsetninger bak analysen i de to områdene. I utgangspunktet antar vi at ulven først og fremst tar elgkalv i sommerhalvåret (støttes av møkkanalyser i Mossereviret og predasjonsstudier av GPS-merkede ulver i elgkalvingstida i Gråfjellsreviret og Bograngenreviret) og at forskjeller i antallet kalv sett pr ku derfor skyldes forskjeller i andelen kalv som dør i løpet av sommeren. På den annen side vet vi at ulven også tar kalv og halvannetåringer i løpet av vinteren, hvilket medfører at det blir færre elgkyr året etter (halvparten av kalvene og åringene som blir ulvedrept er kyr). Fordi disse to aldersklassene også er de minst produktive, kan kalv pr ku-raten holde seg høy til tross for at en stor andel kalv tas av ulv hver sommer. På dette viset kan varierende predasjon på forskjellige aldersklasser gjennom året i forskjellige områder skape et inntrykk av forskjellig predasjonsrate målt som kalv pr ku, selv i tilfeller der predasjonsraten ikke varierer mellom områder.





**Figur 14.** Tilveksten av elg i forhold til vintertettheten av elg (elg pr 10 km<sup>2</sup>) innefor ulverevir. Andelen av tilveksten som drepes av ulv synker, mens andelen som kan høstes ved jakt øker med økende tettheten av elg. Modellen forutsetter en netto bestandstilvekst for elg (fra etter jakt til før jakt året etter) på 40 % og en predasjonstakt på 90 (figur A) og 110 (figur B og C) elg pr ulveflokk pr år. Vi antar videre et revir på 1000 km<sup>2</sup> i figur A og B, og 500 km<sup>2</sup> i figur C. I figur C er det mulige jaktuttaket negativt ved en tetthet på 5 elg pr 10 km<sup>2</sup>, hvilket i praksis betyr at ulven dreper mer enn den årlige tilveksten (elgbestanden synker i tetthet). - Annual growth rates of moose/10 km<sup>2</sup> in relation to the winter density of moose (moose/10 km<sup>2</sup>) within wolf territories. The proportion of the surplus of moose killed by wolves decreases whereas the proportion that can be harvested by hunters increases with increasing moose density. The model assumes a net annual increment for moose (from one hunting season to the next) of 40% and a predation rate of 90 (figure A) and 110 (figure B and C) moose per wolf pack per year. We also assume that a territory of 1000 km<sup>2</sup> in figure A and B, and 500 km<sup>2</sup> in figure C. In figure C the possible harvest is a negative figure at moose densities of 5 moose/10 km<sup>2</sup>, which implies that wolves take out more than the annual increment at such densities and thereby reduce moose population density at this level.

## 8.3 Ulvens jakteffektivitet kontra elgens antipredatoratferd

Viktige faktorer som kan medvirke til å skape variasjon i predasjonstakt og predasjonsrate mellom områder og år er variasjon i ulvens jakteffektivitet og elgens evne til å unngå å bli drept. Så langt i studiene kan det virke som om antallet elg drept pr ulveindivid er høyere i Skandinavia enn i Nord-Amerika. Dette kan skyldes flere forhold, hvorav en mulig årsak er at elgen ennå ikke har tilvendt seg ulven som et farlig rovdyr. Elg som befinner seg i randområdene til bjørnens utbredelse i Skandinavia synes for eksempel å være mer utsatt for bjørnepredasjon enn elgen i bjørnens kjerneområde, og en tilsvarende mekanisme kan ikke utelukkes med hensyn til predasjon fra ulv.

Forløpige studier antyder at også ulvens jaktsuksess er høyere i Skandinavia enn i Nord-Amerika, noe som støtter opp under antagelsen om at elgen er noe naiv i forhold til ulvens farlighet. Ulven er en ny erfaring for de aller fleste elg og mange elggenerasjoner har forløpt siden ulven sist utgjorde en seriøs trussel for elgens overlevelse i Skandinavia. Samtidig har jakt utviklet seg til å bli den viktigste dødsårsak for elgen. Ikke minst elgjakt med hund kan ha medvirket til elgens naive holdning til ulv. I motsetning til ulven vil ikke en elghund prøve å avlive en elg, og den utgjør derfor i seg selv en liten trussel for elgen. En tilsvarende vurdering fra elgens side i forhold til ulv kan dog vise seg å være fatal.

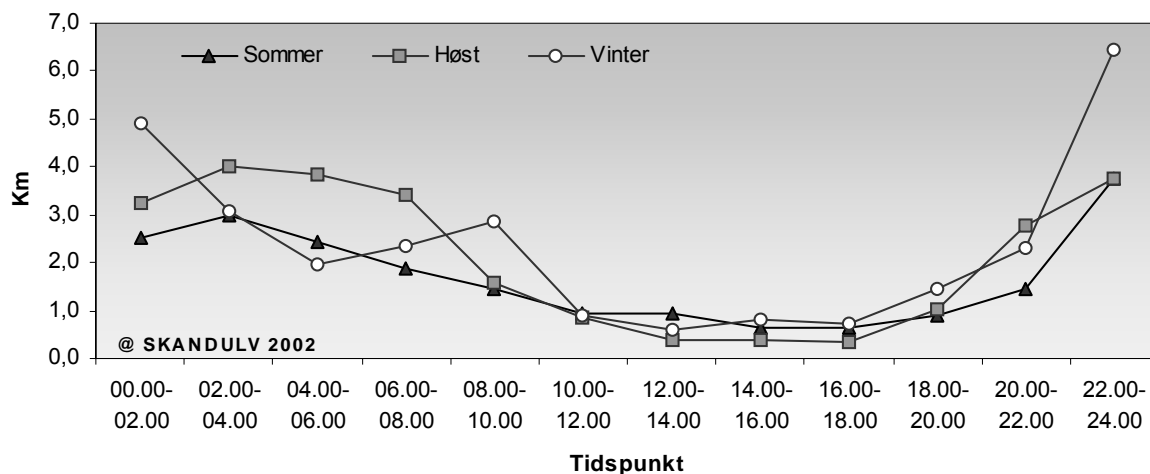
I den grad elgens manglende erfaring med ulv påvirker predasjonstakten kan vi kanskje forvente å se en reduksjon i predasjonstakten etter hvert som elgens erfaringsgrunnlag øker. I andre deler av verden hvor ulv og andre rovdyr reetablerer seg i områder som ikke er benyttet på lang tid, observeres det til dels store endringer i atferden hos viktige byttedyrarter. Dette kan også påvirke jaktutøvelsen fordi atferdsendringene kan påvirke hvordan byttedyret benytter et område og hvordan det opptrer i jaktsituasjoner. Selv om vi har indikasjoner på at elg i ulveområder er mer lettskremt og står dårligere for hund enn tidligere, har vi ennå ingen sterke indikasjoner på at ulvens tilstedeværelse har hatt stor innvirkning på elgens atferd i Skandinavia. Dette kan imidlertid endre seg over tid.

## 9 Tilpassninger til menneskelig aktivitet

Tradisjonelt har ulv vært ansett som en typisk villmarksart. I dag vet vi at dette ikke lenger er tilfelle. En minkende andel urørt natur kombinert med et økende krav om levedyktige bestander av store rovdyr, har medført at ulv nå også lever i tett befolkede områder. Etableringen av ulv i det norske Mosse-reviret i Østfold er et illustrerende eksempel: her bor det 22 personer/km<sup>2</sup>, og 37 % av området består er kultivert land. Kongsvinger-Årjäng reviret langs den norsk-svenske grensa representerer mer typisk ulvehabitat med < 2 personer/km<sup>2</sup> og < 1 % kultivert land.

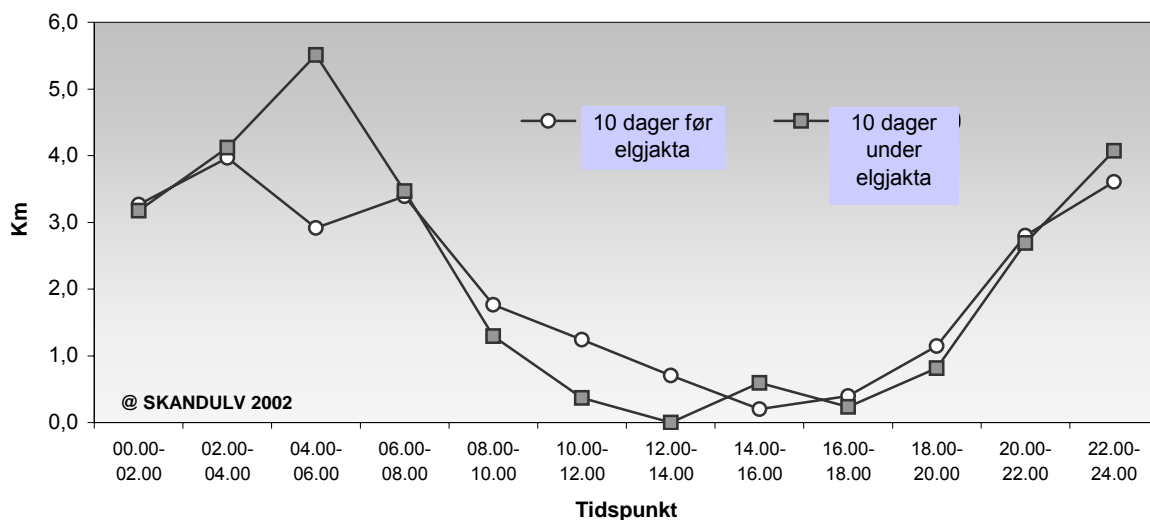
### 9.1 Døgnaktivitet

Ulv i Skandinavia viser ulike aktivitetsmønstre etter hvor mye menneskelig aktivitet det er i området. I Mosse-reviret hvor den menneskelige aktiviteten er unormal høy til ulverevir å være, er dyrene mest aktive om natta, og i ro om dagen (**figur 15**). I flere andre revir derimot, f.eks. Kongsvinger-Årjäng, er ulvene mest aktive om morgenen og formiddagen. At ulv er nattaktiv for å unngå menneskelig aktivitet er også kjent fra andre deler av Europa. Det som ikke tidligere er vist, er at ulv også kan reagere på endring i menneskelig aktivitet. En intensivstudie av den radiomerkede lederhannen i Mosse-reviret viste at ulvene gikk over fra å være aktive til å holde seg i ro under de mest intensive timene av elgjakta, dvs. morgenen og formiddag. Dermed minsket de risikoen for overraskende møter med mennesker (**figur 16**).



**Figur 15.** Aktivitetsnivået gjennom døgnet på ulv i Norge og Sverige for ulike årstider. Aktiviteten er målt som gjennomsnittlig distansene (km) tilbakelagt per 2-timers intervaller gjennom døgnet. – Activity levels for wolves throughout 24-periods in Norway and Sweden during different seasons. Activity is measured as the average distance (km) travelled/2 hour intervals during the course of a 24 hour period.

Totalt vandret Mossehannen 24 km pr døgn, og den lengste distansen i løpet av et døgn var 50 km. Gjennomsnittlig luftdistanse denne ulven forflyttet seg mellom et dagleie én dag til et dagleie neste dag var 7,5 km. Med god lokalkunnskap og intensive studier av ulvens aktivitet, kan slike data brukes til å forutsi ulvens bevegelsesmønster. Dette kan f.eks. være nyttig for å redusere tap av jakthund. I den forbindelse ble det utført en hovedoppgave (se kap. 11, Gustavsen 2002) som undersøkte hvor hyppig Mossehannen forflyttet seg ut av de enkelte kartrundene til ulvetelefonen.



**Figur 16.** Aktivitetsnivå (tilbakelagte km pr. 2 timer) hos en lederhann i ulvebestanden på den skandinaviske halvøya 1999 - 2001, sett i forhold til aktivitet av elgjegere i reviret. – Activity level (distance travelled in km /2 hour period) for a territorial breeding male in the Scandinavian wolf population (1999 – 2001) compared with the activity of moose hunters in the same territory.

Ulven forflyttet seg sjelden mer enn 10 km i luftlinje fra kl. 22 på kvelden til kl. 06 dagen etter, og fra kl. 06 til kl. 22 om kvelden. Forflytningsmønsteret innebærer at en ulv kl. 06 om morgenen mest sannsynlig vil befinne seg i samme rute eller 1-2 naboruter unna den ruta den befant seg i kl. 22 kvelden før. Men andre ord kan kunnskap om ulvens posisjon brukes til å unngå konfrontasjon mellom jakthunder og ulv. Mer data er allikevel nødvendig for å øke kvaliteten på dette. Ulven flyttet seg minst fra opprinnelig dagleie (kl. 06 om morgenen) mellom kl. 06 – 12, nettopp i de timene hvor det jaktet mest intenst med hund.

## 9.2 Områdebruk i forhold til menneskelige innretninger

Ulvs områdebruk i forhold til menneskelig innretninger har vært studert i detalj på svensk og norsk side. Studiene baserer seg på intensivpeiling av ulv over ti dager, hvor all bevegelse hos dyret registreres kontinuerlig gjennom døgnet. Fire forskjellige ulver har vært studert på denne måten: to voksne - (deriblant lederhannen i Mosse-reviret på norsk side) og to unge dyr (1 – 1 ½ år).

Begge studiene viser at disse ulvene verken unngikk eller oppsøkte innretninger som mindre veier, mindre jorder, dyreinnehegninger, enkeltstående hus eller små grupper av hus. Derimot viste de en unnvikende atferd i forhold til store veier, store jorder og større ansamlinger av hus. Det eneste ulvene oppsøkte mer enn tilfeldig av menneskelige innretninger var skogsveier, men dette bare vinterstid. GIS-analyser av sporing på snø for ulv i revirene Koppang og Kongsvinger-Årjäng viser også at ulv bruker skogområder mer enn tilfeldig. Ulvene i disse revirene velger vinterstid traséer hvor tettheten av hus er lavere enn for reviret som helhet.

At ulv oppsøker lite trafikkerte veier som skogsveier og stier er kjent også fra andre undersøkelser. I løpet av et døgn tilbakelegger en ulv opptil flere mil, og avhengig av terrenget vil bruk av skogsvei derfor være en nyttig energisparer. Tilsvarende velger den naturlige veier som frosne bekkefar, etablerte dyretråkk og lysninger.

## 9.3 Den skandinaviske ulvebestandens skyhet

At ulven så godt tilpasser seg til å leve i et menneskedominert miljø, har også et annet aspekt enn hvorvidt arten er sikret overlevelse. Vi vet av historien at ulv kan angripe, og sågar drepe, mennesker. En nylig gjennomgang av faktiske ulveangrep viser at det i all hovedsak er tre situasjoner hvor disse har skjedd: rabide ulver, sultende ulver og menneske-habituerte ulver, foruten enkelttilfeller av forsvar fra fanget ulv eller ulv ved hi.

Habituering til mennesker er en potensiell utfordring for framtidig forvaltning av ulv i Skandinavia. Problemet kan allikevel unngås ved å være føre var, og sette inn forvaltningstiltak før en eventuell habituering når grensen hvor ulv utgjør en potensiell fare for mennesker. For å kunne sette en slik grense må vi først definere hva sky ulv er. Deretter kan bestandens skyhet overvåkes, og vurderes i forhold til den definisjonen vi har satt.

### 9.3.1 Atferd ved møte med mennesket

Den mest effektive måten å overvåke ulvebestandens skyhet på er å framprovosere møter mellom menneske og ulv. SKANDULV har gjennomført forsøk med slike framprovoserte møter, og med det gitt forvaltningen et utgangspunkt. Videre studier med framprovoserte møter vil kunne påvise eventuelle endringer i ulvenes atferd med hensyn på skyhet.

Forsøkene ble gjort i de to nevnte revirene Moss og Kongsvinger-Årjäng, som kun skiller seg fra hverandre hva gjelder menneskelig aktivitet. Arbeidet ble utført som en hovedfagsoppgave i perioden 2001-2002 (se kap. 11, Wam 2003). Lignende studier er også utført på svensk side.

Fem radiomerkede individ ble studert i to territorier med ulik grad av menneskelig påvirkning; Moss og Kongsvinger-Årjäng. Ingen av de radiomerkede ulvene eller de 13 – 17 flokkmed-

lemmene deres viste mindre fryktreaksjon enn forventet når de ble konfrontert med et menneske, men ved to tilfeller viste en alfahunn tendenser til forsvar da hun ble forstyrret ved en valpeplass. I de andre 123 forsøkene stakk ulven umiddelbart av gårde. Ulvenes fluktdistanse varierte fra 35 til 488 meter (gjennomsnitt  $257 \pm 125$  meter).

Av ytre faktorer var vind av størst betydning med fluktdistanser nærmere dobbelt så lange i medvind ( $329 \pm 114$  meter) som i motvind ( $184 \pm 107$  meter). Lyd fra underlaget hadde større betydning enn stemmebruk for når ulvene ble oppmerksom på at en person nærmet seg. Ulvenes fluktdistanser var lengre i perioden da valpene var for unge til å følge flokken ( $346 \pm 84$  meter vs.  $210 \pm 101$  meter i perioden da valpene fulgte flokken). Alt i alt var en skremt lederulv aktiv i  $8 \pm 3$  minutter og flyktet  $335 \pm 171$  meter, men dette varierte mellom de to periodene. Ti måneder gamle valper oppførte seg mindre målrettet enn de voksne. Forskjellene mellom lederdyr, og mellom lederdyr og valper, vitner om at ulv har en høy kapasitet for læring.

Også ulvenes liggeplasser vitner om deres evne til læring. Liggeplasser brukt før en forstyrrelse lå høyt i terrenget med god utsikt, hvilket kan være en strategi for å oppdage og ikke bli overrasket av farer. Etter forstyrrelsen derimot oppsøkte ulvene liggeplasser i tette snar, sannsynligvis for å gjemme seg bort.

Ulvene viste ingen tilvenning til forstyrrelsene, dvs. det var ingen nedadgående trend i ulvenes fluktdistanser, verken for forsøk innen én periode, eller for forsøk repetert innen én time etter et forrige.

### 9.3.2 Potensielle utfordringer med habituering

Ulvers skyhet ovenfor mennesker er et resultat av at de oppfattes som fare. Ulv som jevnlig eksponeres til mennesker uten å erfare fysisk ubehag, kan som nevnt habitueres til deres tilstedeværelse og dermed miste sin naturlige skyhet.

Forsøkene med framprovoserte møter og studien av områdebruk viser at det er klare forskjeller i enkeltdyrs atferd hvorvidt dyret selv føler det har kontroll over situasjonen eller ei. Ulv som går tett innpå menneskelig bebyggelse har ikke nødvendigvis mistet sin frykt for mennesket *per se*. Ulv har med andre ord en evne til å vurdere ulike situasjoner, og i mindre grad reagere instinktivt på dem. Dette må det altså tas hensyn til når en skal vurdere i hvilken grad ulver innen en bestemt bestand er habituerte.

### 9.3.3 Forsøk med skremming av ulv

SKANDULV har utført skremmingsforsøk på radiomerkede ulver i Norge og Sverige. Et forsøk ble foretatt med 'Tärnsjövargen', en ungtispe som vandret ut allerede før fylte ett år fra sitt føderevir Filipstad på svensk side. Et annet forsøk ble foretatt med lederhannen i reviret Dals-Ed/Halden som ligger på både norsk og svensk side.

Tärnsjövargen viste en unormalt lite sky atferd, og et skremmingsforsøk ble igangsatt der ulven over fem dager ble utsatt for knallskudd avfyrt fra signalpistol. Etter et opphold på fire dager, ble så ulvens skyhet studert på nytt. Konklusjonen er at ulven oppviste en større skyhet etter skremmingsforsøkene.

Lederhannen i Dals-Ed/Halden-reviret hadde forut for skremmingsforsøkene en toleransedistanse på 85 meter, hvilket er lavt i forhold til ulvene i f.eks. Kongsvinger-Årjäng, men ikke forskjellig fra den svenske "gjennomsnittsulven" (100 meter). Samme forsøksoppsett som for Tärnsjövargen ble fulgt, og ulven ble beskyttet med knallskudd. Konklusjonen er også i dette tilfellet at ulven viste en økt skyhet etter skremmingsforsøket.

Erfaringene med skremmingsforsøk viser at dette kan brukes til å opprettholde skyhet hos ulv som ikke jaktes, og av den grunn har potensial til å habitueres. Et viktig spørsmål som allikevel ikke er besvart, er hvor lenge den økte skyheten hos skremt ulv varer. Mer data er nødvendig for å vurdere effektiviteten i denne måten å opprettholde ulvers skyhet.

## 10 Konfliktdependende tiltak

Tiltak som settes inn for å redusere problemene som tilstedeværelse av store rovdyr forårsaker kan deles inn i to kategorier; skadeforebyggende og konfliktdependende tiltak. Med skadeforebyggende tiltak forstår vi tiltak som er rettet mot å redusere skadeomfanget primært på bufe og tamrein, slik som tidlig innsanking, gjerding, gjeting, flytting av beitedyr etc. Innenfor dette prosjektet har vi ikke arbeidet med skadeforebyggende tiltak. Med konfliktdependende tiltak forstår vi normalt tiltak som øker kunnskapsnivået om de store rovdyra slik som foredrag, populærvitenskapelige artikler, internettsider eller i vid forstand kommunikasjon mellom aktører i rovdyrkonflikten. Som et konfliktdependende tiltak har også den såkalte ulvetelefonen blitt lansert. Vi vil her ta for oss aktiviteten knyttet til ulvetelefonen og SKANDULVs hjemmesider.

### 10.1 Ulvetelefonen

Ulvetelefonen ble igangsatt høsten 1999 i Leksand-reviret i Sverige, som et samarbeidsprosjekt mellom Svenska Jägareförbundet og SKANDULV. Høsten 2000 ble tiltaket også prøvd i Norge. Ulvetelefonen benytter peileposisjoner for radiomerkede ulver. Når ulvene peiles, blir den siste lokaliseringen lagt ut på en telefonsvarer som jegere og andre interesserte kan ringe for å følge med ulvens bevegelser. Posisjonene refererer til et kartblad som er inndelt i 10x10 km ruter og som dekker de forskjellige ulverevirene. Rutene kan identifiseres med rutekoder (eks 76-32). Kartgrunnet og opplysninger om telefontjenesten er distribuert til norske jegere via internettsidene til NJFF og gjennom de fylkesvise informasjonsblader til fylkesledd i NJFF i Akershus, Hedmark og Østfold.

Tiltaket skal hjelpe til med å forebygge at jakthunder blir drept eller skadet av ulv. Ulvetelefon brukes også av andre friluftinteresserte som vil vite hvor ulvene er når de blir peilet. Den har også en pedagogisk funksjon, idet den gir opplysninger om ulvenes bruk av sine leveområder for de som ønsker å følge med. En større evaluering av tiltaket for jakt sesongen 2000/01 viser at de fleste jegere i Sverige (over 90%) var positive til tiltaket (Jens Karlsson, pers. komm.). Over 98 % av jegerne som jaktet i Mossereviret (Østfold) og Kongsvinger-Årjäng reviret (Akershus) kjente til tiltaket. Likevel var norske jegere mer skeptiske til tiltak enn sine svenske kolleger, spesielt i Mossereviret. Dette fordi nytteverdien ble ansett som begrenset siden ulvetelefonen som regel ikke ble oppdatert mer enn 2-3 ganger i uken. I tillegg var det stor skepsis til tiltaket i Mossereviret fordi ulvene kunne bevege seg over hele reviret i løpet av kort tid fordi reviret var forholdsvis lite. Samtidig er ikke alle ulver i et revir radiomerket, og i den grad ulvene i en flokk ikke beveger seg samlet, vil man ikke kunne føle seg 100% trygg mht å slippe en hund på jakt i et ulverevir selv med tilgang på relativt ferske peileopplysninger. Likevel mente de fleste norske jegere (>70%), i likhet med de svenske, at de helst ville at ulvetelefonen som tiltak skulle videreføres. Signaler som har kommet fram under høringsrundene i forbindelse med St. meld. Nr 15 (Rovdyr i Norsk Natur), tyder på at ulvetelefonens verdi ble svekket pga færre oppdateringer som resultat av reduserte midler. Ulvetelefonen fikk imidlertid positiv omtale i Stortingsmeldingen som det eneste forebyggende tiltak vedrørende konflikter mellom jegere og ulver. Likevel må det påpekes at tiltaket har vært kontroversielt, spesielt høsten 2004 i Akershus fylke, da flere hunder ble tatt innenfor revirgrensen til den radiomerkede Mangentispa til tross for at ulvetelefonen var operativ.

### 10.2 Hjemmeside

SKANDULVs hjemmesider<sup>4</sup> ble noe skadelidende i 2002-2003 på grunn av bemanningssituasjonen i prosjektet. Hjemmesidene ble helt omarbeidet høsten 2003 og er nå høyst oppegående med fortløpende informasjon om prosjektet. I tillegg til at vi oppdaterer vår egen side på norsk er det laget en svensk versjon, som blir oppdatert fortløpende av NINA. En engelsk versjon er også utarbeidet og under utvikling. Betydelig innsats er brukt på informasjon utenom våre hjemmesider, med deltagelse på kurs, møter og andre arrangementer samt skriving av populærvitenskapelige artikler og opptreden i både norsk og utenlandsk media. Dette medfører

at vesentlig mer arbeid blir viet informasjon, nettsider, kursing osv enn tidligere antatt. Bruk av midler på dette er imidlertid helt avgjørende for å kunne lykkes med prosjektet.

## 11 Publikasjoner

### 11.1 Vitenskaplige artikler

- Brainerd, S. M., Bangs, E. E., Bradley, E., Fontaine, J., Hall, Jr., W. H., Iliopoulos, Y., Jiminez, M., Jozwiak, E., Liberg, O., Mack, C., Meier, T., Niemeyer, C., Pedersen, H. C., Sand, H., Schultz, R. N, Smith, D. W., Wabakken, P., & Wydeven, A.P. 2005. The effects of alpha wolf loss on reproductive success and pack dynamics. (to be submitted to *Mammal Review*).
- Gundersen, H., Solberg, E.J., Andreassen, H. P., Storaas, T. & Wabakken, P. Estimating predation rates by wolves in a Norwegian moose population using three different approaches. (submitted to *J. Wildll. Manage*)
- Karlsson, J., Brøseth, H., Sand, H. & Andrén, H. A habitat suitability model and prediction of favourable wolf habitat in Scandinavia. (submitted to *Biological Conservation*).
- Liberg, O., Andrén, Pedersen, H-C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Åkesson, M., & Bensch, S. 2005. Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biol. Lett.* doi:10.1098/rsbl.2004.0266.
- Linnell, J. D. C., Brøseth, H., Solberg, E. J., & Brainerd, S. M. 2005. The origins of the southern Scandinavian wolf population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology*. (in press).
- Linnell, J. D. C., Solberg, E. J., Brainerd, S., Liberg, O., Sand, H., Wabakken, P., & Kojola, I. 2003. Is the fear of wolves justified? A Fennoscandian perspective. *Acta Zoologica Lituanica* 13: 34-40.
- Milner, J. M., Nilsen, E. B., Wabakken, P. & Storaas, T. Hunting moose or keeping sheep? – Producing meat in areas with carnivores. *Alces* (in press).
- Nilsen, E.B., Pettersen, T., Gundersen, H., Milner, J., Mysterud, A., Andreassen, H.P. & Stenseth, N.C. 2005. Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology* 42: 389-399.
- Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, P., Andrén, H. & Pedersen, H.C. Using GPS-technology and GIS-cluster analyses to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. – *Wildl. Soc. Bull.* (in press).
- Sand, H., Wikenros, C., Wabakken, P. & Liberg, O. Wolf (*Canis lupus*) hunting success on moose (*Alces alces*): effects of hunting group size, snow depth and age of breeding wolves. - *Animal Behaviour*. (in press).
- Sand, H., Wikenros, C., Wabakken, P. & Liberg, O. Cross continental differences in patterns of predation: Will naïve moose in Scandinavia ever learn? - *Proceedings B, The Royal Society of London*. (in press).
- Storaas, T., Andreassen, H.P., Gundersen, H. og Henriksen, H. 2001. The economic value of moose in Norway – a review. *Alces* 37:97-107.

- Vilá, C., Sundqvist, A. K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P. & Ellegren, H. 2002. Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. Proc. R. Soc. Lond. B DOI 10.1098/rspb.2002.2184.
- Wam, H. K. & Hjeljord, O. 2003. Wolf predation on moose - a case study using hunter observations. Alces 39: 263-272.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. - Can. J. Zool. 79: 710-725.
- Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dötterer, M. 2001. Human-carnivore interactions in Norway: How does the re-appearance of large carnivores affect people's attitude and fear? For. Snow Landsc. Res. 76, 1/2: 137-153.
- Zimmermann, B., Storaas, T., Wabakken, P., Nicolaysen, K., Steinset, O. K., Dötterer, M., Gundersen, H. & Andreassen, H. P. 2001. GPS collars with remote download facilities, for studying the economics of moose hunting and moose-wolf interactions. p. 33-38 in Sibblad, A. M. & Gordon, I. J. (eds). Tracking Animals with GPS. GPS-conference, Aberdeen 12-13 March 2001.

## 11.2 Rapporter

- Andersen, R. Linnell, J.D.C., Hustad, H., & Brainerd, S. M. (eds.) 2004. Large predators and human communities in Norway. A guide to coexistence for the 21st century. NINA Temahefte 25. 48 pp.
- Andrén, H., Liberg, O. & Sand, H. 1999. Predationens inverkan på de naturliga bytespopulationerna. Bilagor till Sammanhållen Rovdjurspolitik - Slutbetänkande SOU 1999:146, 119-182.
- Arnemo, J. M., Ahlqvist, P., & Segerström, P. 2004. Biomedical Protocol for Free-ranging Gray Wolves (*Canis lupus*) in the Scandinavian Wolf Research Project. The Norwegian School of Veterinary Science, Tromsø, Norway. Unpublished report.6 pp.
- Aronson, Å., Wabakken, P., Sand, H., Steinset, O.K. & Kojola, I. 1999. Varg i Skandinavien: statusrapport för vintern 1998-99.- Høgskolen i Hedmark, Rapport nr. 18 - 1999.
- Aronson, Å., Wabakken, P., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola I. 2000. Varg i Skandinavien. Statusrapport för vintern 1999/2000. Högskolan i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, Vilt- og fiskeriforskningen, Oulu. Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 2, pp. 65.
- Aronson, Å. , Wabakken, P., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola, I. 2001. Varg i Skandinavien. Statusrapport för vintern 2000/2001. Högskolan i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, Vilt- og fiskeriforskningen, Oulu. Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 2, pp. 57.
- Aronsson, Å., Wabakken, P., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola, I. 2003. The wolf on the Scandinavian Peninsula: Swedish status report of the 2001/2002 winter. Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport 1/2003. 40 pp.



- Brainerd, S. M., Liberg, O., Pedersen, H. C., Sand, H., Wabakken, P., Eide, N. E. 2003. Delprosjekt III: Tap av alfa-individer i en ulveflokk – effekter på flokkdynamikk og reproduksjon. Pp. 54-89 in Pedersen, H. C., Brainerd, S. M., Liberg, O., Sand, H., & Wabakken, P. Ulv- Bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak. NINA Fagrapport 61:89 pp.
- Brainerd, S. M., & Bjerke, T. 2002. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Informasjonstiltak om store rovdyr i Norge NINA Fagrapport nr. 69.
- Brainerd, S. M., & Næss, B. 2003. Holdninger til store rovdyr i utvalgte deltagende kommuner i prosjektet "Leve med Rovdyr". Et innspill til arbeidet med den nye rovviltmelding. NINA Minirapport nr. 14. 23 pp.
- Brainerd, S. M. (Red.). 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Konfliktdependente tiltak i rovviltforvaltningen. NINA Fagrapport nr. 66.
- Gangås, K. E., Næss, B., Brainerd, S. M. 2003. Leve med rovdyr. Sluttrapport 2003. NINA Minirapport nr. 13. 51 pp.
- Odden, J., Solvang, H., Maartmann, E., Wabakken, P., Andersen, R., Haagenrud, H., Linnell, J., Lundqvist, O. & Solberg, H. O. 2000. Registrering av gaupe og ulv i Hedmark 1999 – rapport fra registrering 9. januar 1999. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapp. 1/2000. 36s.
- Pedersen, H. C., Brainerd, S. M., Liberg, O., Sand, H., & Wabakken, P. 2003. Ulv- Bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak – NINA Fagrapport 61:89 pp.
- Pedersen, H. C., Brainerd, S. M., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H., Wabakken, P., Wam, H. K. 2003. Del I.. Bestandsdynamikk og forvaltningsrelevant biologi. Pp. 8-31 i Pedersen, H. C., Brainerd, S. M., Liberg, O., Sand, H., & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Ulv- Bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak. – NINA Fagrapport 61:89 pp.
- Pedersen, H. C., Wabakken, P., Arnemo, J.M., Brainerd, S. M., Brøseth, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, Solberg, E., Zimmermann, B. & Wam, H.K. 2005. Rovvilt og Samfunn (RoSa). Det skandinaviske ulveprosjektet SKANDULV. Oversikt over gjennomførte aktiviteter i 2000-2004. - NINA Rapport [XXX. XX pp.]
- Persson, J., Sand, H. & Wabakken, P. 1999. Biologiska karaktärer viktiga för beräkning av livskraftig populationsstorlek. -Rapport Centrum för Biologisk Mångfald, SLU, Uppsala.
- Karlsson, J., Sand, H. & Kjellander, P. 2000. Intensivstudier av sänderförsedda vargar under sommaren/hösten 1999. Viltskadecenter, Grimsö, pp. 18.
- Karlsson, J. & Thoresson, S. 2000. Jakthundar i vargrevir -En jämförelse av jakthundsanvändningen i fem olika vargrevir och statistiken över vargangrepp på hundar 1999/2000. Viltskadecenter, Grimsö.
- Karlsson, J., Jaxgård, P., Levin, M., Ängsteg, I. 2003. Vargangrepp på tamdjur och hundar: vilka delar av Sverige blir konflikten störst? Viltskadecenter rapport 2003/3. Grimsö.
- Karlsson, J. & Thoresson, S. 2001. Jakthundar i vargrevir: en jämförelse av jakthundsanvändningen i fem olika vargrevir och statistiken över vargangrepp på hundar 1999/2000. - Rapport. Viltskadecenter, Grimsö.

- Karlsson, J., Ahlqvist, P. & Ahlqvist, I. 2000. Försök med knallskott för att öka skyggheten hos varg.- Rapport. Viltskadecenter, Grimsö.
- Karlsson, J., Sand, H. & Kjellander, P. 2001. Intensivstudier av sändarförsedda vargar under sommaren 1999. - Rapport, Viltskadecenter, SLU, Grimsö.
- Liberg, O. (red.) 2003. Genetiske aspekter av levedyktighetsanalyser for populasjoner (PVA) og minste levedyktige bestand (MVP) for ulv, med spesiell vekt på den nylig etablerte ulvebestanden i Skandinavia: Rapport fra et internasjonalt seminar 1.-3. mai 2002, Färna Herregård, Sverige. Pp. 32-52 In Pedersen, H. C., Brainerd, S. M., Liberg, O., Sand, H., & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Ulv-Bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak – NINA Fagrapport 61:89 pp.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R. Andersone, Z., Balciauskas, L. , Blanco, J. C. , Boitani, L., Brainerd, S., Breitenmoser, U., Kojola, I. , Liberg, O. , Løe, J. , Okarma, H., Pedersen, H. C. , Promberg, C., Sand, H. , Solberg, E. J., Valdmann, H., Wabakken, P. 2002. Delprosjekt 1. Frykten for ulven: En sammenfatning av ulvens angrep på mennesker. In Linnell, J. D. C. & Bjerke, T: Frykten for ulven: en tverrfaglig utredning.– NINA Oppdragsmelding 722:1-110.
- Linnell, J. D. C., R. Andersen. Z. Andersone, L. Balciauskas, J. C. Blanco, L. Boitani, S. Brainerd, U. Breitenmoser, I. Kojola, O. Liberg, J. Løe, H. Okarma, H. C. Pedersen, C. Promberg, H. Sand, E. J. Solberg, H. Valdmann, P. Wabakken. 2002. The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. NINA Oppdragsmelding 731:1-65.
- Linnell, J. D. C. & Bjerke, T. (red.). 2002. Frykten for ulven. En tverrfaglig utredning. NINA Oppdragsmelding 722: 1 – 110.
- Skogen, K., Haaland, H., Brainerd, S. M. & Hustad, H. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Lokale syn på rovvilt og rovviltforvaltning. En undersøkelse i fire kommuner: Aurskog–Høland, Lesja, Lierne og Porsanger. NINA fagrapport 70.
- Solberg, E. J., Sand, H., Linnell, J. D. C., Brainerd, S. M., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J. E., Strand, O., & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. NINA Fagrapport 63.
- Storaas, T., Gundersen, H., Nicolaysen, K., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Wabakken, P. og Zimmermann, B. 2002. Elg og ulv på Koppangkjølen: Lite elg att til jegarane. Elgjakt 2002:82-85.
- Storaas, T., Gundersen, H., Nicolaysen, K., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Wabakken, P. og Zimmermann, B. 2002. Om ansvarlege grunneigarar, ei ulveenkje, og overlevande elgkalvar. Hjorteviltet 12:4-8.
- Vargforskningsprosjektet, Lodjursprosjektet & Viltskadecenter 2000. Årsrapport för 1999. - Grimsö forskningsstation.
- Vargforskningsprosjektet, Lodjursprosjektet & Viltskadecenter 2001. Årsrapport för 2000/01.- Grimsö forskningsstation.
- Vargforskningsprosjektet, Lodjursprosjektet & Viltskadecenter 2002. Årsrapport för 2001/02.- Grimsö forskningsstation.
- Vold, A. S. 2001b. Rapport over en telefonundersøkelse utført av det skandinaviske ulveprosjektet, SKANDULV. Oppdragsrapport til Norges Jeger- og Fiskerforbund/SKANDULV.

- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Steinset, O. K. & Kojola, I. 1999. Ulv i Skandinavia: Statusrapport for vinteren 1998-99. Høgskolen i Hedmark, rapp. 19/99. pp. 46.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Steinset, O.K. & Kojola, I. 2001. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 2000-2001.- Oppdragsrapport nr. 1 - 2001. Høgskolen i Hedmark, pp. 39.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Steinset, O.K. & Kojola, I. 2002. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 2001 – 2002. Høgskolen i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstasjon, Vilt- og fiskeriforskningen, Oulu. Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 2-2002, pp. 39.
- Wabakken, P., Aronsson, Å., Sand, H., Rønning, H. & Kojola, I. 2004. Ulv i Skandinavia: Statusrapport for vinteren 2002-2003. Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport 2-2004, pp. 39.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Strømseth, T.. & Kojola, I. 2004. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 2003-2004.- Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport nr. 5-2004, pp. 46. 2004.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Strømseth, T.H., Sand, H. & Kojola, I. 2005. Ulv i Skandinavia: Statusrapport for vinteren 2004-2005. Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport nr. 6 – 2005, pp. 47.
- Wabakken, P., Zimmermann, B., Dötterer, M., Maartmann, E. & Steinset, O.K. 2002. Ulv og elg i Hedmark: Gråfjellsparets predasjon på hjortevilt i to vintersesonger. Rapport. Høgskolen i Hedmark, Evenstad, 9 s.
- Wabakken, P., Zimmermann, B., Pedersen, H. C., Dötterer, M., Maartmann, E., Steinset, O. K. 2003. Ulv og elg i Hedmark: Elgtetthet og Gråfjellsparets uttak av elgstammen vinteren 2001-2002. Rapport. Høgskolen i Hedmark, Evenstad, 6 s.
- Wabakken, P., Zimmermann, B., Pedersen, H. C., Dötterer, M., Maartmann, E., Rønning, H. & Strømseth, T.H. 2003. Ulv og elg i Hedmark: Gråfjellflokkens predasjon på hjortevilt vinteren 2002-2003, Rapport. Høgskolen i Hedmark, Evenstad, 4 s.
- Wabakken, P., Arnemo, J., Dötterer, M., Liberg, O., Maartmann, E., Pedersen, H.C., Sand, H. & Zimmermann, B. 2003. Sommerpredasjon av GPS-merket ulv i elgkalvingstida. Rapport. Høgskolen i Hedmark, Evenstad, 10 s.
- Wam, H. K., Hjeljord, O., Dokk, J. G. 2003. Oppdragsrapport: Tilskuddsgjerder og rovdyrskader på bufé i Østfold. NLH - Institutt for biologi og naturforvaltning. 24 s.
- Wam, H. K., Dokk, J. G. & Hjeljord, O. 2003. Tilskuddsgjerder og rovdyrskader på bufé i Østfold. IBN Oppdragsrapport, UMB, 18 s.
- Wam, H: K., Hjeljord, O., Dokk, J. G., Glende, E., Jarnæs, I. G., Gustavsen, C. R., Vold, A.-S. & Østreng, O.-C. 2003. Ulv i Østfold 1999-2003 - et sammendrag av resultater fra forskningen. IBN, UMB, 21 s.
- Zimmermann, B., Wabakken, P: & Dötterer, M. 2002. GPS på ulv og storfe i utmark: Ekstraordinært tilsyn og foreløpige erfaringer. Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport 1. 41 s.

### 11.3 Populærvitenskap

- Ahlqvist, I., Karlsson, J. & Wabakken, P. 1999. Vargdödade hundar. Våra rovdjur 16: 28-31.
- Arnemo, J.M. 1999. Svenske ulver med radiosender. - Norsk Veterinærtidsskrift 111: 81.
- Arnemo, J.M. 1999: Radiomerking av ulv: hvorfor og hvordan. - Norsk Veterinærtidsskrift 111: 14.
- Aronson, Å., & Sand, H. 2004. Om vargens utveckling i Skandinavien under de senaste 30 åren. Skogsvilt III: 47-53.
- Brainerd, S. M., Pedersen, H. C. 2005. Fakta-ark om ulven. SKANDULV-fakta-ark. <http://skandulv.nina.no>. 17 s.
- Brainerd, S.M., Linnell, J. D. C., Brøseth, H., Solberg, E. J., Pedersen, H. C. 2005. Har ulven kommet for egen maskin? (submitted to Villmarksliv). 10 s.
- Brainerd, S. M. 2003. Ulvejakt. I Kirkemo, O. (ed.), Jakt, fiske friluftsliv. Kunnskapsforlaget, Oslo.
- Karlsson, J., & Andrén, H. 2004. Vargar och lodjur – hur går de ihop? Skogsvilt III, Grimsö forskningsstation, Sverige.
- Karlsson, J., Andrén, H. & Sand, H. 2004. Vad bestämmer antalet vargar och deras utbredning i framtiden? Skogsvilt III, Grimsö forskningsstation, Sverige.
- Karlsson, J., Eriksson, M., & Liberg, O. 2004. Hur rädda är vargar för människor? Skogsvilt III, Grimsö forskningsstation, Sverige.
- Karlsson, J. & Jaxgård, P. 2004. Vargangrepp på hundar, Skogsvilt III, Grimsö forskningsstation, Sverige.
- Karlsson, J., Wabakken, P. & Ahlqvist, I. 1999. Vargdödade hundar – ett problem med många frågetecken. Svensk Jakt 137 (11): 54-62.
- Liberg, O., Bensch, S., Sand, H., Wabakken, P., Sejberg, D., & Pedersen, H. 2004. Släktskap och inavel i den skandinaviska vargstammen. Skogsvilt III: 76-85.
- Linnell, J. & Brainerd, S. 2003. Berettiget ulvefrykt? Villmarksliv 31(10): 22-26.
- Persson, J. & Sand, H. 1998 Vargen - viltet, ekologin och människan. Svenska Jägareförbundet.
- Persson, J. & Liberg, O. 1999. Underlag för förvaltning av varg och lodjur. -Viltforum. Svenska Jägareförbundet.
- Sand, H. 1999. Rapport från vargforskningsprojektet. -Svensk Jakt Nyheter 3-99.
- Sand, H. & Ahlqvist, I. 1998. Vargforskning - hur och varför? Våra Rovdjur Nr. 1/98., Dalajägaren 1/98, Värmlandsjägaren 1/98, Jaktsignalen 1/98.
- Sand, H. & Ahlqvist, P. 1999. De första vargarna märkta i Sverige. -Våra Rovdjur 1-99.
- Sand, H., Wabakken, P., & Liberg, O. 2004. Vargens biologi: karaktärer och konsekvenser för små populationer. Skogsvilt III: 58-65.

- Sand, H., Wabakken, P., & Liberg, O. 2004. GPS-sändare: en ny era för studier av beteendekologi hos vilda djur. *Skogsvilt III*: 24-29.
- Sand, H., Liberg, O., Andrén, H. & Ahlqvist, P. 2000 . Den skandinaviska vargen - en överlevnadskonstnär. *Fauna & Flora* 95:2, 2000.
- Sand, H., Liberg, O., Ahlqvist, P., & Wabakken, P. 2004. Vilken inverkan har vargen på älgstammen? *Skogsvilt III*: 66-72.
- Sand, H., Liberg, O., Ahlqvist, P. & Bernelind, T. 2004. Vilka älgar väljer vargen ? *Sv. Jakt Nr. 8-2004*.
- Sand, H., Liberg, O., Ahlqvist, P. & Wabakken, P. 2004. Älgjakten kan hotas i vargområden. *Sv. Jakt Nr. 10-2004*.
- Storaas, T., Nicolaysen, K., Andreassen, H. P., Gundersen, H., Wabakken, P., Steinset, O.K., Arnemo, J. M., Dötterer, M., Tveit, H., Aalbu, F. & Solberg, E. 2000. Gløym elgjakt i ulverevir? *Hjorteviltet* 10: 91-93.
- Storaas, T., Andreassen, H. P., Arnemo, J. M., Gundersen, H., Nicolaysen, K., Solberg, E., Steinset, O.K., Wabakken, P., Zimmermann, B. & Aalbu, F. 2001. Redda av trekkelg – elgproduksjonen i reviret til Koppangsulveflokken. *Hjorteviltet* 11: 90-95.
- Wabakken, P. 1999. Ulven i Skandinavia ved tusenårsskiftet. s. 9-19 i Brox, K. (red), *Brennpunkt Natur 99*. Tapir forlag, Trondheim.
- Wabakken, P. 1999. Ulvestammen i Skandinavia øker. *Skog-Skole-Samfunn, Det norske skogselskap*: 10-11.
- Wabakken, P. 2000. Ulveflokker og par i Sør-Norge. *Miljøkrim* 3 (1): 3-4.
- Wabakken, P. 2005. Uulven. *Nemi* (4): 22-23.
- Wabakken, P. & Strømseth, T.H. 2004. Status for ulv i Skandinavia vinteren 2003-2004. *Miljøkrim* 7 (2-3): 36-38.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Steinset, O. K. & Sand, H. 2001. Foreløpig statusrapport om ulv i Skandinavia vinteren 2000-2001. *Miljøkrim* 4 (2-3): 32-33.
- Wabakken, P., Strømseth, T.H., Aronson, Å. & Svensson, L. 2005. Status for ulv i Skandinavia vinteren 2004-2005. *Miljøkrim* 7 (2-3): 38-41.
- Wam, H.K., Glende, E., Østreng, O.C. & Hjeljord, O. 2003. Ulven konkurrerer med jegerne om kalvekvoten. *Hjorteviltet*.

## 11.4 Avhandlinger, hovedoppgaver med mer

- Bernelind, T. Prey selection of Scandinavian wolves. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.
- Eriksson, T. 2003. Winter activity patterns and behaviour during handling time in the re-establishing wolf population on the Scandinavian peninsula. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.

- Glende, E. 2001. Ulv i Østfold - effekt på bestanden av elg og rådyr. Hovedfagsoppgave, UMB, 29 s.
- Gundersen, H. 2003. Vehicle collisions and wolf predation: Challenges in the management of a migrating moose population in southeast Norway. Dr.gradsavhandling, Universitetet i Oslo. 166 s.
- Gustavsen, C. R. 2002. Intensivstudie av radiomerket ulv i Østfold mai 2000 - oktober 2001. Områdebruk og forflytningsmønster gjennom året. Hovedfagsoppgave ved UMB, 57 s.
- Jarnæs, I. G. 2005. Bevegelsesmønster hos radiomerket ulv i Østfold, 2000 -2001. Hovedfagsoppgave ved UiO, 60 s.
- Jarstadmarken, S. & Dragland, T. 2002. Stasjonære ulvers arealbruk vinterstid i forhold til bo-setting, veger og høyde over havet – en GIS-analyse. Hovedprosjekt, Høgskolen i Gjøvik, 47s.
- Johansson, K. 2002. Wolf territories in Scandinavia; sizes, variability and their relation to prey density. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Svenska Landbruks Universitetet, Umeå, 18s.
- Johansson, Ö. 2004. Summer predation patterns of the Scandinavian wolf. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.
- Larsen, F.E. & Helgason, B. 2002. Aktuelle medikamenter brukt til immobilisering av ulv (*Canis lupus*). - Fordypningsoppgave, Norges veterinærhøgskole, Tromsø.
- Olsen, M. L. 2003. Causes of mortality of free-ranging Scandinavian graywolves 1977-2003. Project Paper. Norwegian School of Veterinary Science, Department of Arctic Veterinary Medicine, Tromsø. 30 pp.
- Palm, D. 2001. Patterns of predation in the Scandinavian wolf (*Canis lupus*). Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.
- Palmqvist, S. 2003. Territory size, activity and distance travelled by reproducing and non-reproducing wolves during summer in Scandinavia. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.
- Vold, A.-S. 2001. Intensiv studie av radiomerket ulv i Østfold, vår/sommer/høst 2000. Områdebruk og adferd i forhold til menneskelig aktivitet og husdyrhold. Hovedfagsoppgave ved UMB, 55 s.
- Wam, H. K. 2003. Ulv og menneske - utfallet av 125 framprovoserte møter. Hovedfagsoppgave ved UMB, 31 s.
- Wam, H. K. 2001. Norske utmarker som ulvehabitat. En vurdering basert på tilgjengelige bytte-dyr. Semesteroppgave i Viltforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås, pp. 11.
- Wikenros, C. 2001. Wolf kill rates and handling time of moose. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.
- Westby, A. 2004. Distribution of wolf killed moose during winter in relation to moose winter distribution.using new GPS technology. Examensarbete i Naturvårdsbiologi, Inst. för naturvårdsbiologi. Sveriges Landbruksuniversitetet.

Østreng, O.-C. 2000. Ulv i Akershus og Østfold - sommerdiett og byttedyrselektivitet. Hovedoppgave ved UMB, 41 s.

Våge, J. & Ziener, A. 2000. Hematologi og serumbiokjemi hos frittlevende skandinavisk ulv (*Canis lupus*). - Fordypningsoppgave. Norges veterinærhøgskole, Oslo.

## 11.5 Abstracts

Arnemo, J. M., Ahlqvist, P., Liberg, O., Sand, H., Segerström, P. & Wabakken, P. 2003. A new drug combination for reversible immobilization of free-ranging gray wolves. World Wolf Congress, Banff, Canada.

Brainerd, S. M., Andersen, R. & Næss, B. 2002. "Living with carnivores" –a program of information and dialogue focused on conflict in rural Norway. Poster presentation abstract, International Bear Conference, Steinkjer, Norway.

Brainerd, S. M., Bangs, E. E., Bradley, E., Fontaine, J., Hall, Jr., W. H., Iliopoulos, Y., Jiminez, M., Jozwiak, E., Liberg, O., Mack, C., Meier, T., Niemeyer, C., Pedersen, H. C., Sand, H., Schultz, R. N., Smith, D. W., Wabakken, P., & Wydeven, A.P. 2003. The effects of alpha wolf loss on reproductive success and pack dynamics. World Wolf Congress, Banff, Canada (abstract).

Gundersen, H., Andreassen, H.P., Aalbu, F., Nicolaysen, K., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Storaas, T., Wabakken, P. & Zimmermann, B. The relative influence of different mortality factors on a norwegian moose population - a case study. Abstract og oral presentasjon ved The 5th International Moose Symposium, Hafjell, Norway, 4-9. August 2002.

Gundersen, H. & H.P. Andreassen. Effects of spatiotemporal variations in mortality on a migrating ungulate. Abstract og poster presentasjon ved The 8th International Theriological Congress, Sun City, South Africa. 2001.

Liberg, O., Sand, H., Pedersen, H.C., Wabakken, P., Andrén, H., Bensch, S., Åkesson, M. & Sejberg, D. 2005. Internationales Experten Treffen, Wölfe in Mitteleuropa, Bad Muskau, Tyskland dec 04: Genetic problems for wolf populations in Europe, with a specific view on the Scandinavian wolf population.

Liberg, O., Sand, H., Pedersen, H.C., Wabakken, P., Andrén, H., Bensch, S., Åkesson, M. & Sejberg, D. 2005. Bialowieza, Bioter Summer School maj 04: Conservation problems for a small wolf population: genetics and poaching.

Liberg, O., Sand, H., Pedersen, H.C. & Wabakken, P. 2005. Illegal killing and inbreeding depression - threats to the small Scandinavian wolf population. International Wolf Conference, Colorado Springs, USA.

Liberg, O., Bensch, S., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P. & Åkesson, M. 2003. A complete pedigree and loss of genetic variation in the Scandinavian wolf population. World Wolf Congress, Banff, Canada.

Olsen, M. L., Ahlqvist, P., Arnemo, J. M., Liberg, O., Pedersen, H. C., Sand, H. & Wabakken, P. 2003. Causes of mortality of free-ranging Scandinavian gray wolves 1977-2003. World Wolf Congress, Banff, Canada.

Pedersen, H. C., Liberg, O., Sand, H. & Wabakken, P. 2001. The Scandinavian Wolf Research Project (SKANDULV). Canid Biology and Conservation Conference. Oxford, UK.

- Pedersen, H.C., Johansson, K., Sand, H., Hjeljord, O., Wabakken, P., Liberg, O. & Brøseth, H. 2003. Wolf territories in Scandinavia; sizes, variability and their relation to prey density. Abstract and oral presentation at the World Wolf Congress, Banff, Canada.
- Sand, H., Andrén, H., Liberg, O. & Ahlqvist, P. 2000. Telemetry studies of wolves (*Canis lupus*) in Scandinavia: A new research project. Abstract in: Beyond 2000 – Realities of Global Wolf Restoration. Duluth, Minnesota, USA.
- Sand, H., Wabakken, P., Wikenros, C., Liberg, O. & Pedersen, H.C. 2002. Patterns of prey selection by Scandinavian wolves. Abstract and oral presentation in: International Moose Conference, Hafjell, Norway.
- Sand, H., Liberg, O., Johansson, Ö., Wabakken, P., Zimmerman, B. & Ahlqvist, P. 2003. Summer predation patterns of Scandinavian wolves. Abstract and oral presentation at the World Wolf Congress, Banff, Canada.
- Sand, H., Wabakken, P., Wikenros, C., Liberg, O. & Pedersen, H.C. 2005 Winter activity patterns and behavior in the re-establishing wolf population on the Scandinavian peninsula. Abstract and oral presentation at the International Wolf Congress, Colorado Springs, USA.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2000. Wolf population dynamics, status, and distribution on the Scandinavian Peninsula, 1978-1999. Beyond 2000 – Realities of Global Wolf Restoration. Duluth, Minnesota, USA.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Pedersen, H. C. 2001. Wolf Monitoring, Research and Management on the Scandinavian Peninsula. Canid Biology and Conservation Conference. Oxford, UK.
- Wabakken, P., Andreassen, H. P., Bensch, S., Liberg, O., Pedersen, H. C., Sand, H. & Sejberg, D. 2003. Wolf population recovery and pair formation patterns among successful breeders in Scandinavia. World Wolf Congress. Banff, Canada.
- Wabakken, P., Haagenrud, H., Storaas, T., Gundersen, H. & Steinset, O. K. 2002. Wolf predation on moose in Scandinavia: Local different effects on the moose population. Abstract og oral presentasjon ved The 5th International Moose Symposium, Hafjell, Norway, 4-9. August 2002.
- Zimmermann, B., Wabakken, P., Pedersen, H. C., Sand, H. & Liberg, O. 2001. New Perspectives in Wolf Research: GPS with Remote Download Facilities. Canid Biology and Conservation Conference. Oxford, UK.





# NINA Rapport 117

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1665-5



## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>