

Metodikk for bestandsover-
våking av store rovdyr
- En litteraturgjennomgang

John D.C. Linnell
Jon E. Swenson
Arild Landa
Tor Kvam

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport NIKU Fagrapport

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

NINA Oppdragsmelding NIKU Oppdragsmelding

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

NINA•NIKU Project Report

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

Temahefter

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

Fakta-ark

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

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

Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A. & Kvam, T. 1998. Metodikk for bestandsovervåking av store rodyr – En litteraturgjennomgang. – NINA oppdragsmelding 550: 1-40.

Trondheim, august 1998

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0952-7

Forvaltningsområde:
Naturovervåking
Management area:
Nature Monitoring

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU
Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Montering og layout:
Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
N-7005 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12305

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturovervåking (DN)

Referat

Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A. & Kvam, T. 1998. Metodikk for bestandsovervåking av store rodyr – En litteraturgjennomgang. – NINA oppdragsmelding 550: 1-40.

Emneord: Rovdyr – overvåking – telling – bjørn – gaupe – ulv - jerv

John D.C. Linnell, Jon E. Swenson, Arild Landa & Tor Kvam, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

I lys av the økte konflikter oppbyggingen av levedyktige bestander av rovdyr i Norge og andre deler av Europa fører med seg, er det viktigere enn noensinne å utvikle metoder som er egnet til overvåking av bestandene. Avhengig av hva som er formålet med overvåkingen, er det en rekke parametre som kan registreres; utbredelse, indekser for bestandstrender, minimumstillinger, statistiske estimeringer av bestandsstørrelse, reproduksjons parametre og parametre knyttet til helse og kroppskondisjon. Overvåkingsteknikkene kan deles inn i tre kategorier med ulike krav til feltarbeid involvert. En kategori av teknikker krever ikke feltarbeid, den andre kategorien krever feltarbeid men ikke tilgang på individmerkede rovdyr. Den siste kategorier inkluderer metoder hvor det utføres studier på individmerkede dyr. Metodene som benyttes er ofte arts-spesifikke, ofte som en følge av de begrensninger som ligger i den enkelte arts økologi. De beste estimater av bestandsstørrelse er oppnådd innen mindre områder hvor det er drevet forsknings prosjekter med tilgang på radiomerkede dyr. Denne type metodikk kan imidlertid være vanskelig å benytte til overvåking av store områder. For praktisk forvaltning vid det være mest hensiktsmessig å benytte en kombinasjon av minimumstillinger i tillegg til en uavhengig indeks, istedenfor å benytte et statistisk bestandsestimat. For bruk må det gjennomføres en prosess hvor de ulike metodene tilpasses de lokale forhold og krav, samt at det utføres statistiske tester som kan avklare de ulike metodenes sensitivitet ovenfor endringer i bestandene.

Basert på gjennomgang av nesten 300 vitenskapelige arbeider og rapporter har vi foreslått en kombinasjon av utfyllende metoder for brunbjørn, jerv, gaupe og ulv i Norge. Disse inkluderer bruk av observasjoner fra publikum og rapporter av predasjon på husdyr for å bestemme de grove utbredelsesmønstre av de ulike arter. I tillegg foreslås benyttelse av en indeks basert på observasjoner fra jegere. Minimumstillinger av reproduserende enheter; registreringer av hi, familiegupper og flokker for henholdsvis jerv, gaupe og ulv, bør gjennomføres gjennom sporregistreringer. I tillegg bør det benyttes en sportellings-indeks for jerv og gaupe. Det må sikres maksimalt med relevant materiale fra jerv og gaupe skutt under ordinær jakt. Brunbjørn vil være vanskelig å overvåke uten bruk av radiomerkede dyr. En presis overvåking av bjørn vil derfor kreve periodiske telemetri baserte fangst-gjenfangst studier. Slik den sentrale og regionale villforvaltning er organisert, kan en overvåkingsprogram enkelt etableres, men vil kreve vesentlige bidrag fra jegerne.

Abstract

Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A. & Kvam, T. 1998. Methods for monitoring European large carnivores - A worldwide review of relevant experience. - NINA Oppdragsmelding 550: 1-40.

Against a background of recovering large carnivore populations in Norway, and many other areas of Europe, it is becoming increasingly important to develop methods to monitor their populations. A variety of parameters can be monitored depending on objectives. These parameters include; presence/absence, distribution, population trend indices, minimum counts, statistical estimates of population size, reproductive parameters and health/condition. Three broad categories of monitoring technique can be recognised, each with increasing levels of fieldwork required. The first category includes those techniques that do not require original fieldwork. The second category involves fieldwork, but where individually recognisable carnivores are not available. The third category includes methods where fieldwork has recognisable individuals available. Different methods tend to have been used for different species, mainly because of limitations imposed by the different species' ecology. The most precise estimates of population size have been obtained in research projects with relatively small study sites and with the help of radio-telemetry. However, it may be difficult, or impossible, to apply these methods over large monitoring areas. Therefore, in terms of practical management, a combination of minimum counts, supported by an independent index may be more useful than statistical population estimates. All methods should be subject to a careful design process, and power analysis should be conducted to determine the sensitivity of the method to detect changes.

Based on the review of over 200 papers and reports we recommend a package of complementary monitoring methods for brown bear, wolverine, lynx and wolf in Norway. These include the use of observations from the public and reports of predation on livestock to determine broad patterns of distribution, and an index based on hunter observations per hunting day, for all four species. Minimum counts of reproductive units, natal dens, family groups, and packs, should be obtained from snow-tracking for wolverines, lynx and wolves respectively. In addition a track-count index should be obtained for wolverines and lynx. As much data as possible should be obtained from lynx and wolverines killed in the annual harvest. Brown bears will be difficult to monitor without the use of radio-telemetry, therefore they may require periodic telemetry based, mark-recapture studies. Such a program can easily be constructed within existing central and regional wildlife management structures, but will require extensive involvement from hunters.

Keywords: Carnivore – monitoring – census – bear – lynx – wolf – wolverine

John D.C. Linnell, Jon E Swenson, Arild Landa & Tor Kvam, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

I lys av de økte konflikter som oppbyggingen av levedyktige bestander av de fire store rovdyr fører med seg, vil det være viktigere en noen gang å finne effektive og robuste metoder som kan avdekke bestandsutviklingen av brunbjørn, ulv, gaupe og jerv i Norge. I denne litteraturgjennomgangen gjennomgår vi erfaringer fra andre deler av verden, og gir anbefalinger om hvilke metoder, eller kombinasjon av metoder, som kan være egnet for norske forhold. Rapporten er imidlertid ingen "kokebok" med detaljerte beskrivelser av gjennomføringen av de ulike metoder. Før en gitt metode kan benyttes rutinemessig, vil den ofte måtte utvikles slik at den tilpasses norske forhold og krav. Selv om denne litteraturgjennomgangen er skrevet i den hensikt å utvikle et overvåkingsprogram for store rovdyr i Norge, vil de beskrevne metoder være relevante for de fleste områder i Europa. For at denne rapporten skal kunne benyttes av et større publikum, foreligge den både på norsk og engelsk. Finansiell støtte til arbeidet er gitt av Direktoratet for Naturforvaltning.

Reidar Andersen (NTNU), David Garshelis (Minnesota Department of Natural Resources), Lee Fitzhugh (Universitet i California), Harley Shaw (tidligere ved Arizona Department of Fish and Game), Luke Hunter (Universitet i Pretoria), Peter Jackson (IUCN- Cat Specialist Group), Joe Fox (Universitet i Tromsø), H  l  ne Jolicoeur (Minsitry of Environment, Quebec), Olav Strand (NINA), Erling Johan Solberg (NINA), Lee Allen (Department of Natural Resources, Queensland, Australia) og Scott Brainerd (NJFF) har alle bidratt med verdifull informasjon, diskusjoner, og relevant litteratur. Samtaler med Arne Mortensen, Petter Wabakken, Erling Maartmann, Hans Haagenrud, Håkon Solvang, Hans Ole Solberg, Erling Ness og andre jegere og naturforvaltere i Hedmark, Oppland og Troms har bidratt til    utvikle v  re ideer. Eli Kvingedal har på kort varsel stått for den norske oversettelsen. Vi er dere alle stor takk skyldig.
Trondheim, juli 1998

John D.C. Linnell, Jon E. Swenson, Arild Landa, Tor Kvam

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	4
Forord.....	5
1 Innledning.....	7
1.1 Fastsettelse av målsettinger og informasjonsbehov.....	7
1.2 Noen grunnleggende konsepter: parametre som egner seg for overvåking.....	8
1.2.1 Utbredelse.....	8
1.2.2 Populasjonsindekser.....	8
1.2.3 Minimumsestimater (minimumstilling) av bestandsstørrelse.....	8
1.2.4 Statistiske estimater av populasjonstetthet.....	8
1.2.5 Reproduksjonsparametre.....	9
1.2.6 Helse.....	9
2 Overvåking uten feltarbeid.....	9
2.1 Spørreskjema og observasjoner fra befolkningen.....	9
2.2 Meldinger om skader på husdyr.....	10
2.3 Analyse av jaktmateriale.....	10
2.4 Evaluering av habitater.....	10
3 Overvåking med feltarbeid, men uten kjente individer.....	11
3.1 Forekomst.....	11
3.2 Indekser.....	11
3.2.1 Duftstasjoner.....	12
3.2.2 Sportellinger.....	12
3.2.3 Finske triangler.....	13
3.2.4 Observasjoner fra jegere.....	13
3.2.5 Telling fra lufta.....	13
3.2.6 Ekstrapolering av indeks til tetthet: antakelser.....	14
3.3 Minimumsestimat.....	14
3.3.1 Respons på dyrehyl.....	14
3.3.2 Telling ved rekognosering fra lufta (ARS).....	14
3.3.3 Telling av spor på snøføre fra bakken (GTS).....	14
3.3.4 Genetiske metoder.....	15
3.3.5 Opptellinger av hi.....	15
3.3.6 Ikke-dupliserte tellinger av reproduktive enheter.....	15
3.3.7 Forsikring om at minimumstallet virkelig er et minstemål.....	16
3.4 Statistiske bestandsestimater.....	16
3.4.1 Linje-transekter.....	16
3.4.2 Estimering av sannsynligheten for sporavskjæring.....	17
4 Overvåking med feltarbeid og med gjenkjennelige individer.....	17
4.1 Minimumsopptellinger.....	17
4.1.1 Summen av "kjente" individer.....	17
4.1.2 Identifisering av individer fra spor.....	18
4.2 Statistiske populasjonsestimater ved fangst-gjenfangst-metoder.....	18
4.2.1 Fangst-merking-gjenfangst.....	18
4.2.2 Fangst-merking-gjensyn.....	19
4.2.3 Kamera-feller.....	19
4.2.4 Spor og andre tegn.....	19
4.2.5 Radioaktive sporstoffer.....	19
4.2.6 Tetracyclin.....	19
4.3 Data på reproduktivitet og overlevelse.....	19
5 Oppsummering av metodene.....	20
6 Statistiske momenter.....	23
6.1 Skalaen på utvalget.....	23
6.2 Fordeling av undersøkelsesområder.....	23

6.3	Analyse av teststyrke	23
7	Anbefalinger for Norge.....	24
7.1	Metoder som brukes i Norge i dag	24
7.2	Tilgjengelige ressurser	25
7.3	Bakgrunnen for forvaltning.....	25
7.4	Anbefalte overvåkingssystemer	25
7.4.1	Alle artene	26
7.4.2	Gaupe	27
7.4.3	Ulv	27
7.4.4	Jerv	27
7.4.5	Bjørn	28
7.4.6	Struktur	28
7.5	Oppfordring til deltakelse fra publikum.....	28
7.6	Samarbeid med eksisterende eller framtidige overvåkingssystemer.....	29
8	Forsknings- og opplæringsbehov.....	29
9	Litteratur.....	30
	Vedlegg	40

1 Innledning

Når det gjelder bevaring av verdens dyrearter, er det trolig ingen grupper som tiltrekker seg større interesse enn de store rovdyrene. Samtidig er store rovdyr kanskje de vanskeligste dyrene å bevare i vår moderne og overbefolkede verden. Blant de mange viktige spørsmål tilknyttet bevaring og forvaltning av rovdyr, er det ingen som har fått større oppmerksomhet og blitt debattert i tilsvarende grad som spørsmålet om bestandsstørrelser. Politikere, naturforvaltere og allmennheten stiller hele tiden krav om å få vite "hvor mange ulver (eller tigere, eller pandaer etc.) er det igjen?". Det finnes minst seks grunner til at det er nødvendig å overvåke størrelse og utvikling for populasjoner av store rovdyr;

- Kunnskap om antall individer i populasjonen er viktig for å bestemme et passende vernnivå
- Repeterte estimater av populasjonsstørrelse, eller en indeks for dette, er vesentlig for å avgjøre om antall individer i populasjonen øker, avtar eller er stabilt
- Estimater av bestandsutvikling er nødvendig for å evaluere effekten av forvaltningsstrategier
- Tolkning av forskningsresultater er vanskelig uten å ha estimerte bestandstettheter
- Hvis det drives jakt på arter av store rovdyr, er det nødvendig å ha bestandsestimater for å kunne sette jaktkvoter som populasjonene tåler
- I tilfeller hvor store rovdyr forårsaker skader på bufe, kan mål på relativ tetthet av rovdyrene være viktig for å sikre en rettferdig økonomisk kompensasjon

Som dette litteraturstudiet forhåpentligvis vil klargjøre, er det ikke så enkelt å estimere bestandstettheter eller overvåke bestandstendenser når det gjelder de store rovdyrene. Det er faktisk en av de vanskeligste oppgavene en villbiolog kan påta seg. I enkelte tilfeller er det umulig å angi bestandsestimater med riktig antall sifre. I andre tilfeller finnes det eksakte metoder, men disse krever mye feltarbeid, har høye kostnader og benytter teknikker som for eksempel radiomerking.

Hvorfor er det da så vanskelig å telle antall av store rovdyr? Et av problemene ligger i den lave bestandstettheten. Per definisjon befinner rovdyr seg høyt oppe i eller på toppen av næringskjeden. Det er i seg selv en vesentlig tall-begrensning for potensiell tetthet. I tempererte områder er vanlige tettheter fra 1 til 20 individer per 1000 km². Noen ganger kan forfølgelse og habitatsødeleggelse ha redusert tettheten ytterligere, eller delt opp en større populasjon i små fragmenter. I en undersøkelse kan dette innebære at de fleste utvelgelsesenheter ikke inneholder noen individer eller spor etter individer ved det tidspunkt de undersøkes. Det blir med andre ord mange nullverdier og lave

absoluttverdier i opptellingen, noe som i en statistisk analyse resulterer i betydelig varians. Fordi de store rovdyrene ofte er nattaktive og befinner seg i habitater med tett vegetasjon, er de også vanskelige å oppdage. Dette innebærer at man ved mange metoder ikke oppdager de individer som er tilstede. Tettheten av individer kan også variere mye over et relativt lite område, for eksempel over en ekspansjonsfront (Swenson m. fl. 1998). Dette gjør utvelgelsen av utvelgingsområder til en kritisk faktor (Smallwood & Schonewald 1996, Smallwood 1997).

Det at store rovdyr generelt har lave bestandsvekstrater, gjør at konsekvensene av en uoppdaget nedgang i bestanden kan bli alvorlig, og det kan ta mange tiår før populasjonen har hentet seg inn igjen. På grunn av disse problemene er det tatt i bruk mange ulike metoder for å estimere bestandsstørrelse og overvåke utbredelse og utvikling hos store rovdyrarter i forskjellige habitater, fra tundra til regnskog. I motsetning til andre artsgrupper, som f.eks. sjøfugl (Anker-Nilssen m. fl. 1996, Lorentsen 1997), finnes det ikke internasjonalt anerkjente standardmetoder for å overvåke bestander av store rovdyr. I dette litteraturstudiet forsøker vi å beskrive de metoder som er relevante for europeiske forhold. De fleste eksemplene er derfor hentet fra europeiske og nordamerikanske arter og studieområder, selv om vi har inkludert eksempler fra Afrika og Asia når dette har vært illustrerende. Lovende metoder har dessuten fått mer plass enn de som virker lite egnet. Dette er ikke noen detaljert "kokebok" eller metodisk manual for telling av store rovdyr, men en oversikt over utprøvede metoder og deres grunnleggende konsepter. For lesere som ønsker å anvende en av de presenterte metodene, er det derfor essensielt å lese noe av kildelitteraturen som refereres, og å tilpasse metoden til egne forhold og behov (statistisk, logistisk, politisk og økologisk).

1.1 Fastsettelse av målsettinger og informasjonsbehov

Før et overvåkningsprogram for en bestemt art kan utformes og settes i gang, er det ett viktig spørsmål som må besvares - *hva er hensikten eller målsettingen med overvåkningsprogrammet?* (Goldsmith 1991, Hellawell 1991, Noss & Coperrider 1994). Et nært relatert spørsmål er - *hvilken grad av nøyaktighet eller presisjon kreves?* Det er lite hensiktsmessig å overvåke en art hvis du ikke vet hvorfor den skal overvåkes eller hva informasjonen skal brukes til. Betydningen av å stille disse spørsmålene kan ikke bli understreket godt nok, for svarene har avgjørende betydning for hvilken metode som bør velges.

I områder der det drives jakt på store rovdyr, er det generelt et større behov for nøyaktig informasjon enn i områder hvor de er effektivt vernet. Dette skyldes at jegerne lett kan redusere rovdyrbestander til randen av utryddelse (Brown 1985, 1992, Swenson m. fl. 1994, Boitani 1995, Breitenmoser 1998). Høsting av store rovdyr krever nøye overvåking slik at jaktkvoter kan

settes forsvarlig. Jaktkvoten, eller maksimum tillatte mortalitet, kan bestemmes på to måter. Hvis det eksisterer et presist estimat av populasjonsstørrelse og en god forståelse av populasjonens dynamikk, kan den høstbare andelen av populasjonen beregnes. Dersom det ikke finnes et bestandsestimert, kan en akseptabel jaktkvote settes ved en prosess med gjentatt prøving og feiling, der responsen på ulike uttak observeres ved hjelp av en tetthetsindeks. Fortrinnsvis blir begge metoder benyttet for å supplere hverandre. Siden vi har begrenset kunnskap om store rovdyrs populasjonsdynamikk (Weaver m. fl. 1996), må vi alltid vise varsomhet. Jo nærmere jaktkvotene settes det maksimale uttaket en populasjon kan tåle, jo mer nøyaktig informasjon er nødvendig for å unngå for stort jaktuttak.

Kravene til presisjonsnivå på overvåkingsmetodene avtar i vesentlig grad hvis det eksisterer effektive refugier. Det vil si arealer med lite eller ingen jakt. Fra disse områdene kan individer rekolonisere eventuelle områder som er blitt beskattet for hardt. Refugieområder er blitt anbefalt på teoretisk grunnlag i senere år (McCullough 1996) og er vanlig i forvaltningen av svartbjørn i noen områder i Nord-Amerika (f.eks. Powell m. fl. 1996). Problemet med de fleste store rovdyr er imidlertid at store leveområder og lav tetthet gjør at effektive refugieområder må være svært store.

1.2 Noen grunnleggende konsepter: parametre som egner seg for overvåking

Neste punkt blir å avgjøre hvilke populasjonsparametre som bør måles. Dette vil igjen være avhengig av hva som er hensikten og målsettinger med programmet.

1.2.1 Utbredelse

Utbredelsen av en art gir den mest grunnleggende informasjonen om artens status. Kartlegging av utbredelse er mye brukt i forbindelse ved utarbeidelse av fugle- og pattedyratlaser (Harding 1991, Gjershaug m. fl. 1994, Løvdal m. fl. 1998), der vanligvis bare forekomsten av en art registreres. Når utbredelsen av store rovdyr skal registreres, er det viktig å skille mellom *utbredelsen av reproduserende individer* og *den totale utbredelse*. Hannene hos de fleste arter vandrer over lange avstander og har ustabile leveområder før etablering (Wabakken & Maartman 1994, Swenson m. fl. 1994, 1998). Dette fører til tilfeldig forekomst av individer i store områder uten at det foregår reproduksjon. Hvis datainnsamlingen foregår på en systematisk måte, kan kartlegging av utbredelse være et verdifullt verktøy for overvåking, og er spesielt viktige for å kunne sette resultater av mer detaljerte studier (over mindre arealer) i en større sammenheng.

1.2.2 Populasjonsindekser

Ved siden å kjenne en arts utbredelse, er det også mulig å registrere den relative fordelingen i ulike områder selv om antall individer er ukjent. Hvis man for eksempel benytter en standard søketeknikk som det å telle antall dyrespor langs transekter, er det vanlig å anta at det er flere individer i et område A enn et område B hvis område A har høyere frekvens av spor. En tilsvarende logikk blir benyttet til å sammenlikne den relative fordelingen over tid innenfor det samme område. Selv om det antas å være en lineær sammenheng mellom indeksen og den virkelige tettheten, har indekser innenfor de fleste dyregrupper sjelden blitt bevist å stemme helt (Van Dyke m. fl. 1986, Swenson 1991). Bruk av indekser i forbindelse med forvaltning er blitt vanligere, hovedsakelig p.g.a. de problemer som er knyttet til nøyaktige tellinger eller estimer av populasjonsstørrelse (Swenson 1991, Vincent m. fl. 1991, 1996, Cederlund m. fl. 1998, Solberg m. fl. innsendt for publ.).

1.2.3 Minimumsestimater (minimumstelling) av bestandsstørrelse

Tradisjonelt har overvåking av store rovdyr vært basert på såkalte minimumstelling. Ved ulike metoder blir da det enkelte dyr lokalisert og registrert. Registreringene summeres deretter opp via ulike varianter av feltprotokoller og regler, der en prøver å unngå at samme individ blir telt flere ganger (Knight m. fl. 1995). Dette er en liknende metoden til den som benyttes til kartlegging av territorier hos sangfugl (Baillie 1991). En variant av denne metoden er å forsøke å identifisere eller merke alle individer som observeres eller fanges (Gros m. fl. 1996, Maddock & Mills 1994, Mills m. fl. 1996). Begge metoder gir et minimumsestimat, eller en nedre grense, for antall individer i studieområdet. Selv om metodene kan være robuste, er det et problem at det ikke finnes noen objektiv måte å vurdere hvor mange dyr som forblir uoppdaget, det vil si hvor mange flere dyr som i virkeligheten er tilstede. Det går ikke an å få et statistiske mål på feilen i dette minimumstelling, og det er vanskelig statistisk å oppdage endringer i populasjonstettheten basert på slike tellinger (Yoccoz m. fl. 1993, Mattson 1997). Beregningene av minimumstelling kan også være basert på feil antakelser, slik at noen individer blir telt opp flere ganger.

1.2.4 Statistiske estimater av populasjonstetthet

I steden for å prøve å telle alle individer som forekommer innenfor studieområdet, forsøker man ved statistiske populasjonsestimater å ta et utvalg fra populasjonen og beregne den andelen som ikke er blitt telt. Metoder som "fangst-gjenfangst" eller sannsynlighetsutvelgning kommer inn under denne kategorien. Slike metoder gir generelt et estimat på den statistiske feilen, som kan uttrykkes ved et konfidensintervall. Selv om dette gjør det mulig å evaluere kvaliteten på estimatet, oppstår det ofte problemer når metoden benyttes på små populasjoner,

fordi et estimat basert på få individer resulterer i et stort konfidensintervall (Seber 1986, Lancia m. fl. 1996).

1.2.5 Reproduksjonsparametre

I tillegg til å overvåke antall individer i en populasjon, er det ønskelig å vite hvor god reproduksjonen er og hvordan kjønn og alder er fordelt innenfor populasjonen. Data for dette kan enten samles inn i felt, eller (med litt vanskeligheter) estimeres ut fra jaktmaterialet. Ved å kombinere reproduksjonsparametre med estimater av dødelighet (for eksempel fra et utvalg av radiomerkede dyr), kan tendenser i populasjonsutviklingen estimeres ved modellering, selv uten å estimere populasjonsstørrelse (Eberhardt m. fl. 1994).

1.2.6 Helse

Fordi sykdommer og parasitter har stor innvirkning på bestander av store rovdyr, kan individenes helse og kondisjon innenfor populasjonen også være en viktig del av et overvåkingsprogram (Nowell & Jackson 1996). Slike data kan samles inn fra individer felt under jakt, fra levende dyr som blir fanget i forbindelse med forskningsprosjekter eller de kan finnes indirekte via ekskrementundersøkelse.

Det å bestemme *hvilke* parametre som skal overvåkes og *hvorfor* er de første trinnene i utformingen av et overvåkingsystem. Neste viktige trinn er å bestemme *hvordan* disse dataene skal samles inn på en statistisk robust og økonomisk forsvarlig måte. Vi har ordnet de ulike alternativene under tre kategorier, som innebærer økende grad av feltarbeid og inngripende teknikker (Harris 1986).

2 Overvåking uten feltarbeid

Noen av de minst kostnadskrevende metoder for overvåking av store rovdyr er de som ikke inkluderer feltarbeid. Selv om metodene ved første blick kan virke forlokkende, er det begrenset hvor mye informasjon de gir p.g.a. dårlig nøyaktighet og presisjon.

2.1 Spørreskjema og observasjoner fra befolkningen

Data kan enklest samles inn ved å sende ut spørreskjemaer til lokale kontaktpersoner. Man spør om forekomst eller antall dyr observert innenfor et bestemt område hvor kontaktpersonene er godt kjent, eller ber enkeltpersoner om å gjøre observasjoner. Disse metodene har vært mye brukt i Europa og Nord-Amerika (f.eks. Bjärvall 1978, Heggberget & Myrberget 1979, Berg m. fl. 1983, Kolstad m. fl. 1984, 1986, Jakubiec 1990, Fuller m. fl. 1992, Blanco m. fl. 1993, Ionescu 1993, Vila m. fl. 1993, Mertzanis 1994). Selv om metodene er forlokkende i sin enkelhet, er de forbundet med en rekke vanskeligheter som kan gjøre at antallet over- eller underestimeres;

- (a) Mangel på erfaring gjør at mange feil-identifiserer arter ut fra etterlatte spor eller til og med synsobservasjoner av dyrene (f.eks. Elgmork m. fl. 1976, Van Dyke & Brocke 1978a, b, Smallwood & Fitzhugh 1989).
- (b) Selv for erfarne observatører er det ikke mulig å estimere antall dyr korrekt (Elgmork 1988, 1996, Swenson m. fl. 1995).
- (c) Fordi mange grupper av befolkningen ser en fordel i å over- eller underestimere antall rovdyr, er det ikke sikkert at alle informanter er ærlige.
- (d) Til tross for at store rovdyr er fysisk store, blir de ikke alltid oppdaget og rapportert. Manglende rapportering om forekomst er derfor ikke det samme som at rovdyr ikke finnes i området.
- (e) Folk kan ha større tendens til å rapportere synsobservasjoner i områder der rovdyrene ikke er så vanlige (nyhetsverdi). Frekvensen av rapportering behøver derfor ikke å reflektere forekomsten.

Slike undersøkelser kan likevel gi et tilnærmet bilde av rovdyrenes utbredelse og kommer særlig til nytte i samband med veldig små eller nye bestander. Feilene som forårsakes av (a) og (c) kan bli vesentlig redusert hvis erfarent personell kontrollerer alle innrapporterte observasjoner (Van Dyke & Brocke 1978b). Informasjon fra befolkningen gir i alle fall et utgangspunkt for planlegging av mer utførlige studier, og verifiserte observasjoner bør registreres. Generelt bør

planleggingen, tolkningen og kontrollen av slike undersøkelser være omhyggelig for å oppnå meningsfulle resultater. Hvis et stort antall kontrollerte observasjoner regelmessig kan samles inn, er det mulig å produsere minimumstillinger forutsatt at strenge regler anvendes (se 3.3.6, Knight m. fl. 1995, Kvam 1997).

2.2 Meldinger om skader på husdyr

I områder hvor store rovdyr lever sammen med frittgående bufe, som sauer, geiter, hester eller tamrein, vil det foregå predasjon (Kaczensky 1996, Aanes m. fl. 1996, Linnell m. fl. 1996). Ved å undersøke et nylig drept dyr, kan en trent person nesten alltid bestemme hvilket rovdyr som har vært på ferde. Siden de fleste europeiske land betaler erstatning for husdyr som blir skadet eller drept av rovdyr når dødsårsaken er verifisert, kan dette være en anvendelig måte å samle inn data på (Kaczensky 1996). Hvis alle innrapporterte drap på bufe registreres, vil en få et bilde av rovdyrenes utbredelse. Store endringer i fordeling og antall tilfeller av rovdyrangrep kan tjene som en første tilnærming til endringer i rovdyrbestanden (Aune 1991, Torres m. fl. 1996). Det er imidlertid en helt annen sak å trekke konklusjoner om antall rovdyr i populasjonen ut fra antall drepte bufe. Denne sammenhengen er ikke verifisert, og det kan være avhengig av måten bufeholdet drives (Kaczensky 1996) og mengden bufe tilstede (Gudvangen m. fl. 1998). Hvorvidt det eksisterer enkeltindivider av store rovdyr som dreper en uforholdsmessig stor andel av husdyrene er mye debattert (Linnell m. fl. 1996). Hvis det finnes slike individer, vil det oppstå en alvorlig skjevfordeling i datamaterialet.

2.3 Analyse av jaktmateriale

I områder hvor det drives ordinær jakt på store rovdyr, eller hvor rovdyr drepes regelmessig p.g.a. herjinger eller forstyrrende adferd, kan mye informasjon hentes ut basert på de drepte individene. Endringer i jegerens fellingsprosent kan reflektere endringer i bestanden. Men det er da viktig å kontrollere for faktorer som jaktkvote, vær og artens økonomiske verdi (Myrberget 1988). Det er dessuten viktig å ha et mål på jegerens innsats for å kunne tolke datamaterialet riktig. En del parametre som kjønn, alder og morfologiske mål kan ofte samles inn av jegerne umiddelbart etter felling. I tillegg kan kadaveret kjønnsbestemmes og tidligere reproduksjon hos hunner undersøkes, hvis hele kadaveret, eller i hvert fall tenner og indre kjønnsorganer, kan samles inn for aldersbestemmelse og laboratorieundersøkelser (Coy & Garshelis 1992, Kvam 1984, Mano 1995). Det har vært gjort mange forsøk på å modellere populasjonsstruktur og trender i bestander av svart-, brun- og isbjørn på grunnlag av jaktmateriale (Paloheimo & Fraser 1981, Fraser m. fl. 1982, Fraser 1984, Kolenosky 1986, Aoi 1987, Harris & Metzgar 1987, Mano 1987, 1995, Miller 1990, Kvam 1990, Lee & Taylor 1994, Rossel & Litvaitis

1994, Godfrey m. fl. 1998). Analysene som anvendes er blitt stadig mer kompliserte, og er derfor utenfor rammen for dette litteraturstudiet. Det er imidlertid en rekke problemer man stadig støter på når man benytter data fra jakt;

- (a) Størrelsen på utvalget er ofte for lite.
- (b) Dyrets alder, kjønn og reproduksjonsstatus har ofte betydning for hvor utsatt det er for jakt eller fangst (Miller 1990, Landa & Skogland 1995, Huber m. fl. 1996). Individuelle forskjeller kan også virke inn på sannsynligheten for å bli drept (Noyce m. fl. 1998). Jaktmaterialet er derfor ikke et tilfeldig utvalg fra bestanden. Dette kan spesielt være et problem ved analyser av livstabeller.
- (c) Ofte kan enhver struktur i jaktmaterialet tolkes på forskjellige måter (Miller & Miller 1990, Garshelis 1990, 1993).

Til tross for disse problemene, gir jaktmaterialet viktige informasjon om omfang og lokalisering av menneskeskapt dødelighet, i tillegg til et tilnærmet bilde av populasjonens struktur og reproduksjonsparametre. Det er viktig å samle inn mest mulig data fra alle rovdyr som blir felt. For å finne måter å utnytte mer av den informasjonen som ligger i jaktdata er imidlertid videre forskningsvært nødvendig. Spesielt lovende virker måter å kombinere jaktdata med uavhengige estimater på trender i bestanden, og bruken av jaktdata til å bestemme den romlige strukturen og fordelingen av bestanden (Swenson m. fl. 1998).

2.4 Evaluering av habitater

Evaluering av habitater i stor skala er i løpet av det siste tiåret blitt mulig p.g.a. utvikling av satelittbaserte fjernmålingsteknikker. Kartlegging av habitatbruk fra bakken er lettere enn før ved at slike data kan analyseres med programvare innenfor geografiske informasjonssystemer (GIS). Basert på detaljerte analyser av habitatvalg innenfor forskningsområder (f.eks. Clark m. fl. 1993), har det vært forsøkt å bruke kartdata til å angi i hvilken grad områder er egnede habitater for svartbjørn og ulv (Rudis & Tansey 1995, Mladenoff m. fl. 1995, Mladenoff & Sickley 1998). I disse eksemplene er metoden hovedsakelig blitt benyttet som verktøy for å planlegge rovdyrreservater og å evaluere hvor egnet ulike reservater er i forhold til hverandre. Liknende studier har ofte med vellykket resultat, forsøkt å finne sammenhenger mellom tettheten av byttedyr (en viktig komponent for habitatets kvalitet) og tettheten av rovdyr (f.eks. Fuller 1989, Messier 1995, Gros m. fl. 1996, men se også Mills & Gorman 1997 for et viktig unntak). Sekvensielle undersøkelser kan også benyttes til å overvåke endringen i habitatenes kvalitet over tid. Habitateveruering er derfor et viktig trinn i formuleringen av forvaltningsplaner for en rovdyrart, spesielt når

potensielle kilder til konflikt blir inkludert som negative faktorer (Mladenoff m. fl. 1995, Clevenger m. fl. 1997).

Andre studier har forsøkt å benytte habitatets egnethet eller tettheten av byttedyr til å estimere rovdyrbestanden innen et område (Gros m. fl. 1996). For eksempel forsøkte man å estimere tettheten av grizzlybjørn i de canadiske provinsene Britisk Columbia og Alberta ved å ekstrapolere tetthetsestimater fra forskningsområder til andre områder med liknende habitat (Nagy & Gunson 1990, Gunson & Markham 1993, Banci m. fl. 1994). Fuller m. fl. (1992) forsøkte å estimere antall ulver i Minnesota ved å ekstrapolere deres dokumenterte sammenheng mellom ulvetetthet og tetthet av byttedyr til områder der de bare hadde estimater på tetthet av byttedyr. Andre studier har simpelthen antatt at tetthetsestimater av rovdyr fra forskningsområder kan ekstrapoleres over hele artens utbredelsesområde (f.eks. Schaller m. fl. 1988, Theberge 1991, Rabinowitz 1993), eller på annen måte ekstrapoleres med subjektive justeringer (Ross m. fl. 1996). Denne tilnæringsmåten er rett og slett *ikke gyldig* for å evaluere status eller antall individer av en rovdyrart. Den angir et estimat på det *potensielle* antallet som *kunne* vært tilstede hvis det kun var byttedyrtetthet eller habitatkvalitet som bestemte mengden av rovdyr. De fleste (alle?) store rovdyr er i varierende grad utsatt for lovlig og / eller ulovlig jakt (f.eks. Knight m. fl. 1988, Kenney m. fl. 1995, Nowell & Jackson 1996, Powell m. fl. 1996, Andersen m. fl. 1998). Det å vite at et område på basis av næringstilgang og andre kvaliteter har en kapasitet til å ha en høy tetthet av en bestemt rovdyrart, er ikke det samme som å si at det faktisk har det. Forskningsområder er dessuten sjelden plukket ut tilfeldig, men velges oftest ut på grunn av relativt høy populasjonstetthet av rovdyr (Fitzhugh & Smallwood 1989, Schonewald-Cox m. fl. 1991). Tetthetsestimater fra forskningsområder er derfor ikke egnet for å gjøre en generell ekstrapolering (Blackburn & Gaston 1996, Smallwood & Schonewald 1996, Smallwood 1997) uten en eller annen form for korreksjon eller stratifisering av utvalget. Et av de få tilfellene hvor en slik ekstrapolering har vært rettfærdiggjort, er ved estimering av brunbjørn-bestanden i Sverige. Swenson m. fl. (1994) benyttet da tetthetsestimater fra forskningsområder til å kalibrere en landsdekkende indeks for tetthet av bjørn.

3 Overvåking med feltarbeid, men uten kjente individer

Det er uten tvil begrenset hvor mye som kan oppnås uten feltarbeid. Dette avsnittet tar for seg ulike metoder for å beregne indekser eller tetthetsestimater som forutsetter feltarbeid, men ikke gjenkjenning av enkeltindivider. En undersøkelse kan utformes for å samle inn data på tre ulike nivåer: forekomst, en tetthetsindeks eller et statistisk tetthetsestimater.

3.1 Forekomst

Den mest grunnleggende metoden for overvåking av en art i felt innebærer å finne ut om arten forekommer eller ikke innen et gitt område. I erkjennelse av at utbredelsen av rovdyr i vestlige deler av USA var lite kjent og at populasjonstettheter for store områder er vanskelig å bestemme, utviklet Zielinski & Kucera (1995) et standard sett av metoder for å oppdage forekomst av jerv, kanadagaupe, amerikansk mår og "fisher". Disse anbefalte minstekrav til feltinnsats ved undersøkelser basert på snøsporing, kamerastasjoner eller sporplater (se 3.2.1). Liknende metoder kan benyttes for en hvilken som helst art, så lenge den anvendte teknikken garanterer høy sannsynlighet for å oppdage at arten forekommer. Det er logisk at utvelgingsenhetene bør være av samme størrelse som et individs leveområde (vanligvis i en størrelsesorden på hundrevis av km²). En betydelig ulempe med forekomst-metoden er imidlertid at den ikke registrerer endringer i populasjonstetthet.

Alle metodene angitt både i det forrige og i følgende avsnitt, kan tilsynelatende gi data på forekomsten av en art innenfor studieområdet. Mens noen av metodene som inkluderer feltarbeid kan være relativt systematiske, er metoder basert på spørreskjemaer og observasjoner fra lokalbefolkningen egentlig bare til nytte ved innledende undersøkelser i et område. *Et viktig poeng er forskjellen mellom kontinuerlig forekomst i et område som indikerer stedbundne og reproduserende individer, og sporadisk forekomst av streifdyr.* For eksempel har stadige funn av spor og observasjoner av bjørn innen et lite område over mange år fått Camarra & Dubarry (1997) til å konkludere med at det fortsatt finnes en liten gjenlevende populasjon av bjørn i de franske pyreneene. Derimot har sporadiske funn av noen få spor og individobservasjoner flere steder i Norge, blitt feiltolket som gjenlevende populasjoner, når de i virkeligheten skyldtes streif-individer som dekket veldig store arealer (Elgmork 1996).

3.2 Indekser

Bruken av populasjonsindekser støtter seg på antakelsen om at frekvensen av parametre som fotspor, ekskrementer eller individobservasjoner i et område

reflekterer bestandtettheten. Metodene produserer en indeks, slik som antall kryssende fotspor per kilometer av transekter, som forhåpentligvis gjenspeiler populasjonstettheten. Men de forteller ikke direkte om antall individer. Indekser blir generelt benyttet til å oppdage endringer over tid (Kendall m. fl. 1992, Beier & Cunningham 1995) eller rom (Fox m. fl. 1991, Van Dyke m. fl. 1986, Smallwood & Fitzhugh 1995, McCarthy & Munkhtsog 1997). Repeterte målinger tillater statistiske sammenlikninger mellom ulike utvalg. De forskjellige metodene som vanligvis brukes for å samle inn observasjoner eller spor av individuelle rovdyr, blir beskrevet under.

3.2.1 Duftstasjoner

Ved bruk av duftstasjoner blir rovdyr lokket med tiltrekkende lukter (mat, urin, kjemikaler) til bestemte steder der besøk registreres (Harrison 1997). Det tiltrekkende stoffet kan henges opp i et tre eller en stang omgitt av sand der dyret setter fotspor (Lindzey m. fl. 1977, Conner m. fl. 1983, Diefenbach m. fl. 1994, Allen m. fl. 1996), eller det kan plasseres i en kasse slik at dyret må krysse en plate behandlet med et materiale som gir sporavtrykk (sporplate-kasse, Bull m. fl. 1992, Zielinski & Kucera 1995, Zielinski & Stauffer 1996). Disse metodene forutsetter at rovdyrene kan identifiseres til art ut fra fotavtrykkene (Zielinski & Truex 1995). Andre metoder benytter et kamera som reagerer på dyr i bevegelse (Bull m. fl. 1992, Zielinski & Kucera 1995). En av de mest brukte duftstasjons-metodene for svartbjørn i Nord-Amerika er "sardinboks-metoden" (Garshelis 1990, 1993, Powell m. fl. 1996). En perforert hermetikkboks med sardiner blir da spikret opp i et tre i en høyde som bare en bjørn kan nå opp til. Merker etter klatring eller bjørnehår er synlige tegn på at en bjørn har besøkt stasjonen. Indeksen er da lik andelen av hermetikkboksene som blir besøkt i løpet av et visst antall netter.

Uavhengig av hvilken teknikk som benyttes, blir duftstasjonene oppsøkt av dyr som er i området, slik at metoden i alle fall oppdager om arten forekommer der (Zielinski & Kucera 1995). En høyere tetthet av rovdyr burde også gi høyere besøksrater. Selv om mange studier har funnet at besøksratene i grove trekk gjenspeiler endringer eller forskjeller i populasjonstetthet (Conner m. fl. 1983, Diefenbach m. fl. 1994, Powell m. fl. 1996), har metoden tydelige problemer med å oppdage små endringer. Et stort antall stasjoner og replikerte undersøkelser kan være nødvendig for å oppdage bestandsendringer i en størrelsesorden på 10-20% (Diefenbach m. fl. 1994). Dette kan være et særlig akutt problem for anvendelse på Europas store rovdyr, siden disse forekommer med mye lavere tettheter enn de middels til store rovdyrene (bobcat, svartbjørn, coyote) som metoden vanligvis brukes på. Dette vil resultere i utvelgninger med stor andel nullverdier, noe som i stor grad reduserer teststyrken vedrørende endringer i populasjonstetthet. Annen variasjon forårsaket av sesongmessige, og muligens årlige, endringer i

responsen på lokkemiddelet må også tas i betraktning (Lindzey m. fl. 1977). Dette gjør at sammenhengen mellom besøksfrekvens og den reelle tetthet blir usikker. I det eneste studiet hvor denne sammenlikningen er foretatt, var det en relativt god overensstemmelse mellom indeksen og den virkelige tettheten (Diefenbach m. fl. 1994). Mens åtseleterer som jerv og bjørn kan komme til å undersøke et åte, er det usikkert om arter som ulv og gaupe lar seg lokke av kjemikalier eller kjøttagn, spesielt i områder hvor de er blitt jaktet og er våre for menneskelukt.

3.2.2 Sportellinger

Sportellinger er trolig den vanligste metoden for å overvåke bestander av store rovdyr (Kutilek m. fl. 1983, Van Dyke m. fl. 1986, Jackson & Hunter 1995, Smallwood & Fitzhugh 1995). Det blir da lett langs transekter etter dyrespor, ekskrementer, kloremarker eller andre tegn etter dyr som har passert. Høyere tetthet av rovdyr forventes å gi spor på en større andel av transektene.

En av de best utviklede varianter av sportellinger er den som benyttes for overvåking av pumabestander i vestre deler av USA (Van Dyke m. fl. 1986, Shaw m. fl. 1988, Smallwood & Fitzhugh 1995, Beier & Cunningham 1996). Transekter langs veier eller stier dekt av sand, støv eller snø, følges til fots, på hest eller på motorsykel. Indekser basert på fotavtrykk og / eller ekskrementer og kloremarker registreres - vanligvis som antall spor per kilometer per dag med akkumulering. Konsistente metoder for å maksimere oppdagbarhet og registrering av antall spor er blitt foreslått (Fitzhugh & Gorenzel 1985, Galentine & Fitzhugh 1989, Smallwood & Fitzhugh 1989, 1991, 1993, 1995, Smallwood 1997). Basert på sportellinger er det ved fire undersøkelser funnet tydelig variasjon mellom områder (Van Dyke m. fl. 1986, Shaw 1988, Cunningham m. fl. 1995, Smallwood & Fitzhugh 1995). Ved undersøkelsen til Van Dyke m. fl. var denne variasjonen nært knyttet til reelle tetthetsforskjeller funnet ved radiotelemetri.

Liknende metoder er brukt over store deler av Sentral-Asia (Pakistan, India, Nepal, Mongolia) for å oppdage regionale forskjeller i antall snøleoparder (Fox m. fl. 1991, Ahmad m. fl. 1997, Fox & Chundawat 1997, McCarthy & Munkhtsog 1997). Standardiserte, korte transekter (< 1 km) er gått i områder hvor det er sannsynlig at snøleoparder passerer. Og alle ekskrementer, fotavtrykk og kloremarker er registrert (Ahlborn & Jackson 1988, Jackson & Hunter 1995). Den utbredte bruken av denne enkle, men standardiserte teknikken, representerer verdens mest omfattende, internasjonale overvåkingssystem for store rovdyr (Jackson m. fl. 1997). Sportellinger er også blitt benyttet til å overvåke bestander av svartbjørn, grizzlybjørn, ulv og coyote i Nord-Amerika (Pelton 1972, Messier & Crête 1985, Kendall m. fl. 1992, Rose & Polis 1998), brunbjørn i Spania (Clevenger & Purroy 1996), og i Skandinavia er

det gjort innledende forsøk på jerv, eurasiatisk gaupe og andre vinteraktive pattedyrarter (Fox m. fl. 1990, Bjärvall & Lindström 1984, 1991, Mortensen 1996).

Siden består av store rovdyr typisk har lav tetthet, vil mange transekter mangle spor (Clevenger & Purroy 1996). Det er derfor nødvendig med et stort antall transekter for å øke den statistiske teststyrken og dermed kunne oppdage endringer i indeksen. De fleste rovdyr benytter ikke det tilgjengelige habitatet på en tilfeldig måte, men foretrekker bestemte traséer. Sannsynligheten for å oppdage tilstedeværelsen av et rovdyr kan dermed økes ved å plassere transektene i områder hvor det er mest sannsynlig at de passerer (Ahlborn & Jackson 1988, Jackson & Hunter 1995, Smallwood & Fitzhugh 1995, Beier & Cunningham 1996). Selv om denne metoden kan øke antallet spor som oppdages, gjør den sammenlikningen mellom områder vanskeligere. For å påvise temporære endringer innenfor det samme området, burde ikke dette ha noe å si, så lenge de samme transektene blir benyttet hvert år. Feltarbeiderens evne til å oppdage spor og andre tegn etter rovdyr kan dessuten også ha stor innvirkning, spesielt hvis sportellingen foregår på andre underlag enn snø.

Analysen av teststyrken til eksisterende datasett bekrefter at sportellinger er lite egnet til å oppdage små, årlige endringer. Men også at metodene er egnet til å oppdage større endringer (Kendall m. fl. 1992, Beier & Cunningham 1996, Clevenger & Purry 1996). Det er derfor viktig å utføre en forundersøkelse innenfor det aktuelle studieområdet, for å kunne bestemme hvilken tetthet og fordeling av transekter som er nødvendig for å oppnå en adekvat teststyrke i forhold til det aktuelle forvaltningsmålet. Til slutt er det viktig å huske at sammenhengen mellom indeksen og den reelle tetthet hovedsakelig er utestet, og kan avhenge av faktorer som habitat, klima, oppdagbarhet av spor, tidspunkt på året, tetthet av byttedyr og populasjonens sosiale struktur (Thompson m. fl. 1989).

3.2.3 Finske triangler

Verdens mest intensive og systematiske form for indeksutvelgning ved sportelling, er trolig det finske "vilt-trianglenettverket". Nesten 1500 likebeinte trekant med sider å 4 km dekker Finland. Midtvinters, like etter et snøfall, blir sidene på hver trekant gått på ski, og alle kryssende dyrespor telles opp (Lindén m. fl. 1996). Indeksen beregnes som antall spor/km/dag siden siste snøfall. Resultatet kan benyttes til å oppdage variasjon, både i antall individer mellom områder og innen samme område over tid (Danilov m. fl. 1996, Helle m. fl. 1996). Hvis indeksene kombineres med habitatkart, kan man tillegge få data på arts-spesifikt habitatsvalg (Helle & Nikula 1996). En fordel ved dette systemet er at det dekker alle vinteraktive pattedyr, og derfor gir et større utbytte i forhold til den innsatsen som legges ned. Det er imidlertid usikkert hvor effektiv konfigurasjonen av trekant er i

forhold til det å oppdage arter med store leveområder, slik som de store rovdyrene.

3.2.4 Observasjoner fra jegere

Hovedproblemet med å benytte observasjoner fra allmennheten som en indeks for antall dyr, ligger i det faktum at man ikke vet hvilken arbeidsinnsats som ligger bak hver enkelt observasjon. Dette problemet kan imidlertid løses hvis en gruppe av observatører blir bedt om systematisk å notere ned tidsbruk i felt sammen med antall observasjoner. Organiserte jegere blir ofte benyttet til å registrere observasjoner av hjortevilt. En indeks for antall elgobservasjoner per jegerdag er for eksempel mye brukt i Skandinavia for å følge trender i elgbestanden (Solberg m. fl., innsendt for publ.). I Norge og Sverige ble det gjort tidlige forsøk på å benytte elgjegere til også å registrere observasjoner av bjørn og spor etter bjørn (Elgmork 1991, 1992, 1997, Myrseter 1991). Til tross for et lite antall observasjoner (over 1000 jegerdager per observasjon), ga dataene et tilnærmet bilde av tetthetsforskjellene mellom områdene. Liknende metoder er også brukt i Quebec, Canada, for å overvåke ulv og svartbjørn (Messier & Crête 1985, Crête & Messier 1985, Jolicoeur pers. komm.). I Quebec-studiet ble indekser laget på basis av antall ulver og antall ekskrementer sett, og antall netter det ble hørt ulvehyl (Crête & Messier 1985). Nylig er liknende metoder blitt forsøkt evaluert i Sverige og elgjegere vil fra 1998 bli spurt om å notere alle observasjoner av brunbjørn, ulv, jerv og gaupe. Selv om antall observasjoner alltid vil være lavt, fortjener denne teknikken videre utviklingsarbeid siden den bruker eksisterende forvaltningsstrukturer og utnytter den enorme arbeidsressursen som jegerne utgjør. Disse metodene krever at et stort antall jegere er fordelt over hele det aktuelle området og at det eksisterer et organisert system for å samle inn jegerens observasjoner. Swenson & Sandegren (1996) undersøkte også de svenske jegerens evne til å identifisere trender (økende eller avtakende) i bjørnebestanden. De fant at jegerne som regel vurderte riktig, men med en tidsforsinkelse på omkring ti år.

3.2.5 Tellinger fra lufta

Selv om lav tetthet og kryptisk adferd ofte gjør det vanskelig å få øye på store rovdyr, er det gjort en rekke forsøk på å oppdage dem fra lavtflyvende fly eller helikoptre. Ved siden av å benytte disse observasjonene som minimumsestimater (se senere), kan antall dyr sett per time i luften også bli brukt som en indeks for populasjonstettheten. Eksempler på dette er isbjørn utenfor Alaska og ulv på skogtundraen i nordlige deler av Canada (Amstrup m. fl. 1986, Carbyn m. fl. 1993). Metoden er trolig bare anvendelig i åpne landskap, men kan være et nyttig komplement til andre flybaserte metoder (se 3.3.3 og 3.4.1).

3.2.6 Ekstrapolering av indeks til tetthet: antakelser

I mange tilfeller forsøker forskere og forvaltere å ekstrapolere fra en indeks til tetthet ved bruk av korrigeringsfaktorer (Smallwood & Fitzhugh 1991, Högmander & Penttinen 1996). Dette er noen ganger basert på sammenlikninger mellom områder hvor både indeksverdier og bestandstettheter er kjent. Denne sammenhengen ekstrapoleres til et annet område som bare har en indeksverdi (f.eks. Messier 1985, Swenson m. fl. 1994). Andre ganger blir data på dyrenes bevegelsesmønster (for eksempel forflytningsdistanse per dag) benyttet til å konvertere indeksdata til virkelige tettheter (Danilov m. fl. 1996). For å benytte ekstrapolering gjøres det en rekke antakelser som sjelden blir testet. Disse er generelt knyttet til sammenhengen mellom indeksverdi og bestandstetthet, som vanligvis antas å være lineær. En slik linær sammenheng er imidlertid lite sannsynlig i virkeligheten. Ved en undersøkelse fant man for eksempel at når tettheten av snøskohare gikk ned, sank tettheten av kanadagaue. Men samtidig økte gaupas forflytningsrate (Ward & Krebs 1985). Sportellinger underestimerte dermed reduksjonen i bestanden (Stephenson & Karczmarczyk 1989). Liknende effekter kan forventes hvis endringer i bestandstetthet påvirker sosiale interaksjoner, leveområder, patruljerings- og markeringsadferd. Siden kjønn og alder ofte har betydning for rovdyrenes bevegelsesmønster, er det sannsynlig at også populasjonens struktur påvirker akkumuleringen av spor. Konklusjonen blir da at mens indekser kan være robuste, må en kvantitativ sammenheng mellom indekser og tetthet dokumenteres nøye.

3.3 Minimumsestimat

De mest utbredte metodene for å estimere tettheten i rovdyrbestander kommer inn under kategorien minimumsestimat. Disse metodene forsøker å telle de enkelte individer enten via direkte observasjoner eller ved å avdekke deres posisjonen ved hjelp av sporing. Bestemte regler benyttes for å unngå at samme individ telles flere ganger, slik at det blir funnet en nedre grense for antall individer i opptellingsområdet. Metoden gjør ikke noe forsøk på å beregne hvor mange individer som ikke oppdages under tellingen, og det blir ikkegjort estimat med statistiske feil. Likevel gjør vanskelighetene forbundet med telling av store rovdyr at gode minimumstall på bestandsstørrelse ofte er det beste man kan oppnå.

Studier av grizzlybjørn i Yellowstone National Park, Nord-Amerika, ble satt i gang i 1975. Yellowston har i dag en av verdens mest studerte populasjoner av grizzlybjørn. Helt fra starten av innså man imidlertid at det var umulig å oppnå statistiske estimater for populasjonsstørrelse uten en massiv innsats med radiomerking av individer. Undersøkelsesgruppen ("Interagency Grizzly Bear Study

Team") bestemte seg derfor heller for å konsentrere seg om å bestemme minimumstall for reproduktive hunner (Knight m. fl. 1995, Eberhardt & Knight 1996) og samle inn demografiske data.

3.3.1 Respons på dyrehyl

Mange arter av sosiale rovdyr, som ulver, coyoter, sjakaler og flekket hyene, benytter lyder for å kommunisere (Laundre 1981, Harrington & Mech 1982, Jaeger m. fl. 1996, Mills 1996, Rose & Polis 1998). Responsen kan ofte lokkes fram ved å sende ut opptak av hyl eller ved å etterlikne denne lyden. En respons tyder på at det er en gruppe av det aktuelle rovdyret tilstede. Faktorer som tid på året, tid på dagen og sammensetningen av gruppen vil påvirke den naturlige frekvensen av hyl og derfor også responsraten (Harrington & Mech 1982, Jaeger m. fl. 1996). En annen variant er å sende ut attraktive lyder og registrere antall individer som nærmer seg (Mills 1996). Avstanden lyden kan bære og menneskets mulighet til å høre en respons varierer med mange miljøfaktorer, og gir vanligvis begrensning i avstand på rundt 3 km (Harrington & Mech 1982, Mills 1996). Det kreves derfor et stort antall kringkastingspunkter hvis et område skal dekkes fullstendig. Metoden har likevel vært benyttet med en viss suksess i opptelling av flekkete hyener over store arealer i Afrika (Mills 1996). En test utført på en kjent ulvepopulasjon i Minnesota, viste at metoden ga et dårlig estimat for populasjonsstørrelse og med et stort konfidensintervall (Fuller & Samson 1988). For europeiske ulver gir antakeligvis metoden i beste fall pålitelige minimumstall for et begrenset område. Arter som gaupe, jerv og bjørn gir ikke respons på kunstige lyder.

3.3.2 Telling ved rekognosering fra lufta (ARS)

Telling ved rekognosering fra lufta ("Aerial Reconnaissance Surveys", ARS) har lenge vært den mest utbredte metoden for å telle ulv i Nord-Amerika (f.eks. Peterson 1977, 1995, Gasaway m. fl. 1983, Bergerud & Elliot 1986, Boertje m. fl. 1996). Metoden går ut på å undersøke et studieområde ved hjelp av fly eller helikopter når forholdene for sporing på snø er optimale. Alle observerte ulvespor blir fulgt inntil flokken observeres og kan telles. Prosessen gjentas inntil man har inntrykk av at hele området er undersøkt og alle flokker påvist. For å kunne følge ulvespor fra lufta kreves det gode sporingsforhold og erfarne observatører og piloter. Problemer kan oppstå hvis flokker av hjortedyr passerer over ulvesporene og skjuler disse. En betydelig ulempe med denne metoden er også at enslige ulver sjelden oppdages. Dette kan spesielt ha betydning ved spredningsfronter, hvor det er en hovedvekt av streifyr.

3.3.3 Telling av spor på snøføre fra bakken (GTS)

En variant av ARS er å lete etter spor i snøen langs et nettverk av veier, stier eller transekter ("Ground snow-

tracking surveys”, GTS). Dobbelregistreringer kan unngås enten ved å følge bakover alle spor som en treffer på, eller ved å forsikre seg om at det ligger en transekt uten spor mellom to transekter med spor. Metoden har i all hovedsak vært brukt i Eurasia for å estimere tettheten av ulv (Jedrzejewska m. fl. 1996, Smietana & Wajda 1997), gaupe (Liberg & Gløersen 1995, Jedrzejewski m. fl. 1996, Mortensen 1996), tiger (Smirnov & Miquelle 1998), brunbjørn (Swenson & Wikan 1996) og jerv (Kvam m. fl. 1987, Landa m. fl. 1998). Metoden bygger på antagelsen om at alle rovdyr i området har stor sannsynlighet for å bli påvist og at dobbeltregistreringer kan unngås. Dette representerer helt klart en avveining. En økning i antall dager etter snøfall gjør at rovdyrene har rukket å bevege seg over større avstander og derfor er lettere å oppdage. Men samtidig vil høy tetthet av spor gjøre det vanskeligere å følge sporene tilbake og dermed skille individene. Et stort antall spor på grunn av en høy bestandstetthet kan også komplisere tolkningen av spor og gjøre det vanskelig å bestemme et nøyaktig minimumsestimat. For å utnytte ressursene best mulig, kan det være lønnsomt heller å konsentrere seg om å identifisere antall reproduktive enheter enn det totale antall individer. Dette vil begrense antall spor som må følges tilbake, og fjerner det segmentet av populasjonen som det er vanskeligst å finne bevegelsesregler for (et enslig individ kan være en stabil, etablert hann eller et vidtstreifende ungdyr).

3.3.4 Genetiske metoder

For veldig små populasjoner der snøsporing ikke kan benyttes, for eksempel for bjørner som er i dvale det meste av vinteren, kan minimumstall for bestandsstørrelse finnes ved genetiske analyser. Ved å benytte PCR-teknikker kan DNA ekstraheres fra hår og ekskrementer (Taberlet & Bouvet 1992, Wasser m. fl. 1997) som finnes i studieområdet. Dette muliggjør både bestemmelse av kjønn (Taberlet m. fl. 1993) og individuell identitet (Taberlet & Bouvet 1992). Ulempene er kostnadene og det faktum at metoden egentlig bare er egnet for veldig små populasjoner som holder til i små områder. I tillegg har det nylig oppstått bekymring for at feil i genotype-bestemmelser kan gjøre det nødvendig å ta i bruk enda dyrere metoder (Taberlet & Waits 1998).

3.3.5 Opptellinger av hi

I stedet for å telle antall individer av en rovdyrart eller sporene de lager, er det ofte mulig å telle hi. Bjørner kan spores tilbake til hiene sine, hvis de kommer ut før snøen er smeltet (Harris 1986). Dette kan imidlertid medføre en betydelig underestimering av antall hunner med små unger (“cubs-of-the-year”, COY), siden disse kommer ut senere enn hannene, og ofte etter snøsmeltingen. Jerv graver ut et fødselshi der de føder unger om våren. Siden dette vanligvis skjer før snøsmeltingen, kan grundige søk etter passende og tradisjonelle steder resultere i at hiene oppdages. Selv om nøyaktighet kreves for å skille mellom primære og sekundære hi (for å unngå dobbelt-

telling), er opptelling av hi en effektiv metode for å finne et minimumstall for antall fødende hunner i en populasjon (Bergström m. fl. 1994). Landa m. fl. (1998) benyttet denne metoden for å finne minimumstall for antall fødende jervhunner i Skandinavia, og beregnet også et minimumstall for hele bestanden basert på antatt populasjonsstruktur. Selv om ulver ofte graver hi til ungene sine, er de for godt skjult til å kunne finnes systematisk (Peterson 1995). Kattedyr som gaupe og puma graver ikke fødselshi eller modifierer naturlig hulrom på noen gjenkjennelig måte.

3.3.6 Ikke-dupliserte tellinger av reproduktive enheter

I stedet for å dekke et stort område samtidig for å få fram et minimumstall ved metodene ARS eller GTS, kan det være mulig å akkumulere observasjoner (av individer eller spor) over en utstrakt tidsperiode. Ved å benytte data på størrelsen på leveområder, forflytningsrate og sosial organisering, kan man anslå det minste antall individer som står bak de registrerte observasjonene. I de fleste tilfeller konsentreres innsatsen til reproduktive enheter (familiegrupper, vanligvis en voksen hunn med avhengige unger), fordi bevegelsesmønsteret deres er forutsigbart. Innsamling av ikke-dupliserte observasjoner av binner med unger mindre enn ett år gamle (COY) har siden 1976 vært en standard metode for å overvåke status for Yellowstone-bestanden av grizzlybjørn (Knight m. fl. 1995, Eberhardt m. fl. 1986, Eberhardt & Knight 1996). I løpet av sommerperioden registreres alle observasjoner som er gjort av hunner med årsunger, inkludert opplysninger om dato, sted og antall unger. Omfattende telemetri-data (Blanchard & Knight 1991) gjorde det mulig å utvikle et sett konservative regler for å avgjøre om to observasjoner tilhørte den samme familien eller ikke. For eksempel ble observasjoner ansett for å være fra forskjellige familier hvis de var adskilt med mer enn to ganger den gjennomsnittlige diameteren på leveområdene. For at observasjoner med mindre avstand enn denne skulle anses som distinkte, måtte de være på to ulike steder til samme tidspunkt, adskilt av en topografisk barriere eller ha forskjellig antall unger (Knight m. fl. 1995). Metoden er blitt kritisert for ikke å kontrollere for variasjon i søkeinnsats eller årsforskjeller i bjørnens oppdagbarhet (Mattson 1997). Den er derfor uegnet til å vise utviklingstendens. Men den gir et robust minimumsestimat som kan benyttes til å dokumentere at bestanden i det minste er over et bestemt nivå (McCullough 1986). Siden 1982 er en tilsvarende metode blitt brukt til å overvåke den isolerte bestanden av brunbjørn i Corilla Cantabrica-regionen i Spania (Wiegand m. fl. 1998).

Liknende metoder blir også benyttet i Norge og Sverige for å estimere hvor mange familiegrupper med gaupe det er hver vinter. For å skille ulike grupper lokalisert ved hjelp av spor i snøen benyttes informasjon om leveområdenes diameter og maksimale forflytningsrater (Kvam 1997, Östergren & Segerström 1998, Bergström

m. fl. 1998). Det faktum at hunngauper med unger nesten alltid er territoriale, eller i det minste har lite overlapp med andres områder, gjør det også enklere å skille ut ulike grupper (Breitenmoser m. fl. 1993, Schmidt m. fl. 1997, Andersen m. fl. 1998). Et siste moment er problemet med at reproduktive grupper ikke oppdages. Dette kan skje hvis ungene selv eller sporene etter ungene ikke oppdages. I dyp snø går for eksempel gaupeunger ofte i morens fotspor for å spare energi. Ungene kan også la være å bli med moren på jakt, men heller vente på at hun har drept byttet og kan lede dem til det (Barnhurst & Lindzey 1989). I begge tilfeller vil observasjonen forårsake en registrering av et enslig individ der det i virkeligheten var en familiegruppe.

3.3.7 Forsikring om at minimumstallet virkelig er et minstemål

Det viktigste aspektet med minimumstall er at de virkelig viser et minstemål, d.v.s. at det ikke må forekomme dobbeltregistreringer. Reglene som brukes til å skille ut ulike grupper basert på avstand og tidspunkt må være basert på telemetri-data som er representative for det området som undersøkes. En av fordelene med å benytte familiegrupper, er at disse beveger seg over et mindre område og på en mer konsekvent måte (Blanchard & Knight 1991, Breitenmoser m. fl. 1993, Schmidt m. fl. 1997, Andersen m. fl. 1998). Enslige dyr kan enten representere stedbundne voksne hanner, ikke-reproduktive hunner eller streifyr av begge kjønn. På grunn av streifyrenes vidtrekkende og uforutsigbare bevegelsesmønster, er det umulig å utarbeide regler som kan skille ut enslige dyr basert på observasjoner av bevegelser.

Man kan ikke uten videre gå ut fra at alle observasjoner og innrapporteringer er korrekte. Derfor må bare verifiserte observasjoner fra publikum eller observasjoner fra personer med opplæring eller erfaring benyttes (Van Dyke & Brocke 1987a, b). Tilsvarende har mange av gaupeobservasjoner i Østerrike vist seg å være feil, noe som har ført til for høye bestandsestimater (Kaczensky pers. komm.). Antall bjørn i Norge tidlig på 1980-tallet ble kraftig overestimert, fordi både vanlige leveområder og forflytnings-avstander hos streifyr var underestimert med minst en størrelsesorden ($\times 10$) (Kolstad m. fl. 1984, 1986, Elgmork 1988, 1996, Swenson m. fl. 1995, 1996).

Med ARS og GTS antas det at spor kan tilordnes ulike individer når det ikke finnes noen forbindelse mellom spor-settene. Dette forutsetter at alle spor er synlige og at alle oppdages. Ingen av disse antakelsene behøver å være sanne. Spor kan ofte ødelegges av vind, snøfall fra trær eller av passerende store hjortedyr. I tillegg foretrekker mange rovdyr å gå i sporene til hjortedyr, langs brøytete veier, på den mest kompakte snøen under trærne, eller på isdekte elver og bekker. Det er også veldig lett å overse et spor som kommer inn på eller tar av fra en brøytet vei, p.g.a. snøhaugene langs veikanten. Det er derfor ønskelig å ha en regel om at det

må være mer enn en transekt som mangler spor mellom spor-sett for at de skal anses å tilhøre ulike individer (Liberg & Glørsen 1995). Siden det er vanskelig å oppdage spor når man kjører bil, spesielt på veier med brøytekanter, anbefaler vi ikke å benytte bil til sporsøking. Kjøring med snøscooter i sakte fart kan aksepteres. Men det beste er å gå på ski eller bruke truger, og fortrinnsvis bevege seg opp stigninger.

Når observasjoner samles inn over et lengre tidsrom for å telle antall ikke-dupliserte reproduktive enheter, er det vesentlig at reglene som benyttes til å skille enhetene er korrekte. I eksemplet med Yellowstone er reglene som presenteres av Knight m. fl. (1995) basert på omfattende telemetridata (Blanchard & Knight 1991), og alle synsobservasjoner ble verifisert av ansatte i nasjonalparken eller medlemmer av prosjektgruppen. Så selv om bruksområdet for dataene kan være åpen for diskusjon (Mattson 1997), gir det i hvert fall et robust minimumsestimat. I det spanske eksemplet (Wiegard m. fl. 1998) derimot, presenterer ikke artikkelen nok informasjon til at de brukte reglene kan evalueres. Det faktum at nesten halvparten av observasjonene tilsynelatende også var gjort av publikum, gjør at det kan stilles spørsmålsteget ved om dataene representerer et robust minimumsestimat. Til slutt bør det bemerkes at regler laget for ett område ikke kan anvendes over alle områder hvor arten finnes. Telling av familiegrupper av gaupe i Sverige og Norge basert på regler presentert av Östergren & Segerström (1998), ser ut til å gi fornuftige resultater i de nordlige områder, mens resultatene fra de sentrale deler av Sverige (Bergström m. fl. 1997) synes noe usikre.

3.4 Statistiske bestandsestimater

Bruken av minimumstillinger har helt klart svakheter p.g.a. mangelen på estimater av statistiske feil. Dette er av spesiell betydning når en skal bestemme nøyaktigheten av en estimert trend. Uten merkede eller gjenkjennelige individer er det bare to metoder som kan gi statistiske bestandsestimater.

3.4.1 Linje-transekter

Linjetransekt-estimatorer blir ofte benyttet for estimering av fugl- og hovdyrbestander (Seber 1986, Van Hensbergen & White 1995). Problemet i anvendelsen på store rovdyr, er at individene vanligvis ikke oppdages under skogdekke. Selv der dette er mulig, krever den lave bestandstettheten at en må ha veldig lange transekter for å oppnå tilstrekkelig mange observasjoner. I flere studier er dobbeltregistreringer blitt benyttet for å korrigere for problemet med oppdagbarheten (Dean 1987, Crête m. fl. 1991). Men så vidt vi vet er det ingen rovdyr-studier som har benyttet en formell linjetransekt-metode. I stedet har msn benyttet korrigerede minimumstall i bestemte habitatsoner. De eneste tilfellene hvor linjetransekt-metoder kan være egnet er for opptelling av isbjørn eller grizzlybjørn som holder til på tundraen.

3.4.2 Estimering av sannsynligheten for sporavskjæring

Estimering av sannsynligheten for avskjæring av spor ("Track Intercept Probability", TIP) må være en av de få metodene som er utviklet spesielt for store rovdyr. Metoden ble utviklet i Alaska for å brukes på kanadagaue og jerv (Schwartz & Becker 1988, Schwartz m. fl. 1988, Hundertmark m. fl. 1989). Metoden er basert på å fly eller gå på ski langs en serie med parallelle transekter (bestående av et sett tilfeldig separerte transekter med replikater) når forholdene for snøsporing er gode. Alle kryssende spor blir talt opp og sporet både bakover til der forflytningen startet etter siste snøfall og framover til den nåværende posisjonen. Dette muliggjør bestemmelse av et minste antall dyr tilstede. I tillegg kan sannsynligheten for at noen dyr ikke er blitt påvist beregnes på bakgrunn av den avstanden dyrene har beveget seg vinkelrett i forhold til transektlinjenes retning (Becker 1991). Dette resulterer i et bestandsestimert som inkluderer et estimat av statistisk avvik. Metoden er blitt anvendt på ulv, kanadagaue og jerv (Becker 1991, Ballard m. fl. 1995), og simulering har modellert anvendeligheten for puma (Van Sickle & Lindzey 1991). Antakelsene inkluderer oppdagbarheten av alle spor som krysser en transekt og at sporene kan følges både fram og tilbake.

4 Overvåking med feltarbeid og med gjenkjennelige individer

De metodene som gir de mest nøyaktige estimatene for bestander av store rovdyr, krever at dyrene kan gjenkjennes individuelt enten p.g.a. naturlige kjennetegn eller ved bruk av øremerker eller radiosendere. Dette muliggjør bruken av helt andre statistiske metoder med større presisjon og nøyaktighet.

4.1 Minimumsopptellinger

Selv i tilfeller hvor individer kan gjenkjennes, rapporterer mange forskningsprosjekter bare minimumstall i stedet for et statistisk estimat (Garshelis 1990, 1993).

4.1.1 Summen av "kjente" individer

Over tid får forskere akkumulert en oversikt over antall individer som lever i studieområdet. Etter som flere og flere dyr blir gjenkjennelige eller utstyrt med radiosender, blir det mulig å oppdage om det er individer tilstede som ikke kan identifiseres. Det er mye lettere å danne seg et slikt bilde når dyrene er territorielle og en vet at det eksisterer et "hull" i puslespillet av territoriene til gjenkjennelige individer, og man har bevis for at dette hullet er okkupert av et ukjent individ (Mech 1986, Garshelis 1993). Bestandsestimert blir da summen av alle merkede / gjenkjennelige individer pluss de umerkede individene som en vet eksisterer. Selv om denne metoden er vanskelig å evaluere (Yoccoz m. fl. 1993), er den mye brukt i forskningsprosjekter basert på telemetri med arter som svartbjørn (Lindzey m. fl. 1986), grizzlybjørn (Reynolds & Garner 1987, McLellan 1989), ulv (Mech 1986, Adams m. fl. 1995, Ballard m. fl. 1997), puma (Maehr m. fl. 1991, Lindzey m. fl. 1994, Beier 1995, Logan m. fl. 1996) og eurasiatisk gaupe (Breitenmoser m. fl. 1993, Jedrzejewski m. fl. 1996). I mange forskningsprosjekter er det blitt benyttet så effektive fangstmetoder og utført et så intensivt feltarbeid, at disse estimatene trolig er de mest pålitelige.

En variant til bruk av radiosender er å ta fotografier av umerkede dyr og identifisere disse ut fra naturlige karaktertrekk. Med denne metoden har det vært utført store tellinger av afrikansk hyenehund (Maddock & Mills 1994, Woodroffe m. fl. 1997), gepard (Caro 1994, Gros m. fl. 1996) og løver (Hanby m. fl. 1995, Woodroffe m. fl. 1997). Selv om dette er en effektiv metode i åpne savanne-områder, er den vanskelig å anvende på europeiske rovdyr som holder til i skog der de er godt kamuflert, med mindre de samler seg om naturlige eller utsatte matkilder.

4.1.2 Identifisering av individer fra spor

I mange studier har forskere hevdet at de er istand til å identifisere dyr på individnivå eller innenfor en bestemt kjønns- og aldersklasse på basis av sporenes størrelse og form. Slike metoder har vært benyttet til å finne minimumstall for bestandsstørrelse (Støen 1994), populasjonens aldersstruktur (Hornocker 1969, Spreadbury m. fl. 1996, Gula & Frackowiak 1996) eller som hjelp til å adskille antall dyr ansvarlig for spor funnet ved GTS (Smirnov & Miquelle 1998). I over tjue år har opptelling av tiger i Project Tiger-reservatene i India vært basert på identifisering av individer basert på sporavtrykk i sand eller gjørme (Karanth 1989, 1995). Eksperimentell testing av sporfølgernes evne til å gjenkjenne avtrykk fra dyr i fangenskap har imidlertid medført at Karanth (1989) har stilt spørsmål ved denne metodens pålitelighet. Liknende kritikk er blitt rettet mot forsøk på å identifisere individer av svart- og brunbjørn (Klein 1959, Smith m. fl. 1998) basert på spor. Ved den eneste undersøkelsen der pålitelig identifisering av individer basert på sporenes form var mulig, ble "multiple group discriminant"-analyse benyttet på pumaspør målt på godt underlag og på en standardisert måte (Fjelline & Mansfield 1989, Galentine & Fitzhugh 1989, Smallwood & Fitzhugh 1993). Estimerer basert på individuell gjenkjenning av spor må derfor trekkes i tvil i tilfeller der det ikke er anvendt en innviklet statistisk analyse, med mindre et individuelt spor har et helt spesielt utseende, for eksempel p.g.a. en manglende tå.

Bestemmelse av alder og kjønn ut fra fotspor er en annen sak. Siden fotstørrelsen hos en art kan variere mellom ulike kjønn- og aldersklasser, spesielt hos arter som har høy grad av seksuell dimorfisme, er det en biologisk begrunnelse for å forvente at forskjeller i sporstørrelse reflekterer forskjeller i kjønn og alder. Det er imidlertid to problemer knyttet til metoden. Først må fordelingen av fotstørrelse innen hver alders- og kjønnklasse kalibreres mot dyr med kjent alder og kjønn. Dette blir sjelden gjort, og det er derfor vanskelig å evaluere resultatene. Selv om voksne hanner og ungdyr kan ha distinkt forskjellig fotstørrelse, er det ofte mye overlapp mellom voksne hanner og halv voksne hanner (Gula & Frackowiak 1996). For arter som har store og fleksible føtter, slik som den eurasiatiske gaupe, kan også avtrykk av samme fot ha veldig forskjellig utseende ved ulike snøforhold. Metoden må testes ut for hver art, og i noen tilfeller også for ulike populasjoner (Zielinski & Kucera 1995).

Det andre problemet angår måling av spor. For uten underlaget har dyrets hastighet og ganglag betydning for sporenes utseende (Zielinski & Kucera 1995). Substrater som sand og gjørme kan gi avtrykk som ikke endrer seg etter avsetning. Spor i snø derimot, kan endre seg dramatisk, enten fordi sporene fyker igjen, snøen synker sammen eller fordi sporene smelter utover. Dette må derfor tas med i betraktningen (Camarra 1992). Effekten av at ulike observatører utfører målingene forskjellig kan

også være stor (Fjelline & Mansfield 1989). Hvis sporet ligger nedsunken i underlaget, så vil kantene på sporet skråne og det er vanskelig å definere hvor kanten begynner. Prosedyren for måling av spor må derfor være nøye forklart for de ulike observatørene hvis feilaktige resultater skal unngås.

4.2 Statistiske populasjonsestimater ved fangst-gjenfangst-metoder

Den store fordelen ved å benytte merkede eller gjenkjennelige individer ligger i muligheten for å benytte fangst-gjenfangst-metoder til å estimere bestandsstørrelse statistisk. Det grunnleggende prinsippet går ut på å merke en representativ andel av populasjonen, og deretter gjøre en ny fangst (både merkede og umerkede individer). Andelen merkede dyr i gjenfangsten antas da å være den samme som for resten av populasjonen. Ved å vite hvor mange individer som er merket, kan da det totale antall individer i populasjonen estimeres (Seber 1986, White & Garrott 1990, Van Hensbergen & White 1995). Gjentatte omganger med gjenfangst gjør det mulig å beregne feilestimater og konfidensintervall. Det ligger flere statistiske antakelser bak de ulike analysemetodene. Faktorer som kan være til bekymring er i hvilken grad individene er stedbundne innenfor området (d.v.s. om dyr merket innenfor studieområdet kan finnes igjen utenfor området der gjenfangsten skjer) og at utvelging ved fangst gir et skjevt utvalg (Garshelis 1992, 1993). Den siste faktoren er temmelig viktig, for mange studier har dokumentert at dyrenes alder og kjønn, og til og med individuelle egenskaper, har betydning for hvor lett de fanges (f.eks. Garshelis 1993, Huber m. fl. 1996, Noyce m. fl. 1998). Det siste problemet kan løses ved å bruke forskjellige metoder ved første fangst (der individene merkes) og ved gjenfangst. De tilgjengelige analysemetodene avviker fra hverandre og må evalueres nøye (f.eks. Pollock m. fl. 1990, Lebreton & North 1993), men dette er utenfor rammen for denne litteratur-gjennomgangen.

4.2.1 Fangst-merking-gjenfangst

De opprinnelige fangst-gjenfangst-metodene benyttet de samme teknikken for gjenfangst som for den første fangsten (f.eks. Schweinsburg m. fl. 1982). Svartbjørn blir enkelt fanget i fotsnarer eller tunnelfeller, og i Smoky Mountains National Park, USA, har de mellom 1973 og 1989 gjort 1239 innfanginger av 605 individer. Til tross for de svært imponerende fangstratene (i forhold til hva som er vanlig ved rovdryrforskning), hadde de statistiske populasjonsestimatene store konfidensintervall (McLean & Pelton 1994). Dette illustrerer problemet med å oppnå adekvate observasjoner når fysiske gjenfangstteknikker benyttes.

4.2.2 Fangst-merking-gjensyn

Effektive metoder er blitt utviklet der gjensyn benyttes i stedet for fysisk gjenfangst. Miller m. fl. (1997) presenterer data fra 15 brunbjørn- og tre svartbjørnstudier i Alaska. I hvert studium ble bjørner over en periode på flere år fanget med feller eller fra helikopter, og utstyrt med radiosendere. Hunner med årsunger er vanskelig å fange, men for å få et representativt utvalg som inkluderer hunner med årsunger ved gjensyn må man fange inn i hvert fall noen individer året før. Når et tilstrekkelig antall individer var merket, ble det søkt etter bjørn langs transekter med fly eller helikopter. Alle observerte bjørner ble kategorisert som merket eller umerket, og søkene ble gjentatt fra to til ni ganger. Dette resulterte i en serie av statistiske bestandsestimater med relativt små konfidensintervall. Metoden har to viktige fordeler, (1) gjensyn tillater et større utvalg av "gjenfangst", og gir ikke problem med skjevfordeling som skyldes bruk av samme metode for fangst og gjenfangst, og (2) posisjonering av bjørnene ved radiopeiling gjør det mulig å bestemme graden av forflytning mellom områder.

I en variant av denne metoden, brukt i områder med dårlig sikt p.g.a. tett skog, bestemmes forholdet mellom merkede og umerkede hunner som oppholder seg sammen med radiomerkede hanner i parringssesongen (Swenson m. fl. 1994, Garshelis m. fl. 1998).

4.2.3 Kamera-feller

Kamera-feller (selvaktiverende fotoapparater plassert i nærheten av et åte eller en mye brukt trasé) er ofte blitt brukt for å oppdage forekomst av arter, eller for å etablere en tetthets-indeks for arter det er vanskelig å få øye på (Seyback 1984, Griffiths & Van Schaik 1993, Zielinski & Kucera 1995). I områder hvor flybaserte gjensyn er vanskelig, kan kamera-feller også benyttes for gi observasjoner for "gjenfangst". En stor innsats er lagt ned for å estimere bestander av grizzly-bjørn med denne metoden i Swan Mountains i Montana (Mace m. fl. 1990, 1994a, 1994b, Mace & Waller 1997). Mellom 27 og 42 kameraer ble fordelt over et 800 km² studieområde for å få akseptable gjenfangst-rater. Radiomerking av bjørnene ga visuelle kjennetegn for gjenkjenning fra fotografier, og gjorde det også mulig å estimere det innfangings-arealet som observasjonene dekket (Mace m. fl. 1994a). Liknende metoder har vært brukt på tigere i India, men da ble dyrene identifisert fra de individuelle stripemønstrene (Karanth 1995). Første gang et individ ble observert representerte den første fangsten, og den andre observasjonen representerte gjenfangst. Selv om metoden ga et brukbart estimat på antall tigere til stede, gjorde mangelen på telemetri-data at det var vanskelig å bestemme arealet for innfangingsområdet, og dermed også tettheten av tigere (Karanth 1995).

4.2.4 Spor og andre tegn

Hvis transekt-undersøkelser kan kombineres med radiopeiling av dyr en vet er i området, kan spor som finnes langs transektene bli tilordnet enten et merket eller umerket individ, og det kan beregnes et enkelt estimat for fangst-gjenfangst (Swenson m. fl. 1994, Cunningham m. fl. 1995). Kriteriene for å tilordne et spor til et merket dyr må imidlertid være nøye gjennomtenkt. Hvis individuelle bjørner kan identifiseres fra hår ved hjelp av genteknologi, er det også mulig å utforme et oppsett med fangst-gjenfangst basert på hårfeller (klebrige plater eller ru wirer der hår setter seg fast når bjørner gnir seg mot dem).

4.2.5 Radioaktive sporstoffer

Vanskelighetene forbundet med å tilordne et bestemt spor eller annet tegn til et merket eller ikke-merket individ kan unngås ved å injisere et radioaktivt sporstoff i de merkede individene. En intramuskulær injeksjon eller en subkutan implantasjon av et radioaktivt element vil medføre sakte utslipp av sporstoffet via ekskrementene over flere måneder uten at dyret utsettes for skadelig stråling (Kennedy m. fl. 1993, Jolicoeur m. fl. 1993). Andelen av radioaktive versus ikke-radioaktive ekskrementer som blir funnet langs stier og veier gir da et estimat for fangst-gjenfangst. Til nå er metoden blitt benyttet på grevling, europeisk oter, vaskebjørn, coyote og svartbjørn (Pelton & Marcum 1977, Kruuk m. fl. 1980, Conner & Labisky 1985, Crabtree m. fl. 1989, Jolicoeur 1993, Kruuk 1995). En mer raffinert variant av metoden ble utført på nordamerikansk oter. Hvert individ fikk da sin unike kombinasjon av sporelementer, slik at individene kunne identifiseres fra ekskrement-prøver (Testa m. fl. 1994).

4.2.6 Tetracyclin

Tetracyclin kan også benyttes som bio-markør. Stoffet bindes til tenner og beinvev inne i dyret, og er synlig under ultraviolet lys i flere år etter opptaket. Ulempen med metoden er at dyret må være dødt før det kan undersøkes. Metoden er testet ut både for svartbjørn og isbjørn (Taylor & Lee 1994, Garshelis & Visser 1997). I begge tilfellene ble tetracyclin tilført på avstand, uten å måtte immobilisere bjørnene. Isbjørnene fikk tilført doser ved injeksjon fra helikopter, mens svartbjørn fikk sine doser via åter plassert over store områder av habitatet. Jegere ble bedt om å sende inn tenner og bein fra dyr felt under de vanlige jakt sesongene. Hovedproblemet her er at det er nødvendig med et stort antall døde dyr for å oppnå et nøyaktig statistisk estimat for bestandsstørrelse.

4.3 Data på reproduktivitet og overlevelse

Når målsettingen er å bestemme en trend i bestandsutviklingen heller enn tettheten ved et bestemt tidspunkt (Eberhardt m. fl. 1986, Eberhardt & Knight

1996), kan det være bedre å overvåke reproduktivitet og overlevelsesrater hos radiomerkede individer. Selv om dette krever stor arbeidsinnsats og inngripende teknikker, kan både trender og dødsårsaker påvises med denne metoden. En slik tilnærming har vært mye brukt på populasjoner av bjørn (Garshelis 1990, Eberhardt m. fl. 1994, Wiegand & Bunnell 1994, Hovey & McLellan 1996, Sæther m. fl. 1997, 1998), kanskje fordi bjørnebestander er så vanskelig å telle ved andre metoder. Hovedproblemet med denne metoden er imidlertid at den krever tilgang på data fra radio-merkede individer. Dette gir økonomiske og logistiske begrensninger på mengden data som kan samles inn. Når variasjon som skyldes alder og mattilgang skal tas med i betraktningen, kan det være nødvendig å samle inn data over mange år for å bestemme trenden i en populasjon.

Jaktmaterialet kan også analyseres for å få data på reproduksjon og overlevelse (Kvam 1990). Det er imidlertid flere vanskeligheter forbundet med bruk av data fra felte dyr, og en slik analyse blir derfor ofte kompleks. Først og fremst gir jaktmaterialet ofte et skjevt utvalg, fordi enkelte alders- og kjønnklasser er mer utsatt for jakt. Men, et annet viktig moment er at det basert på døde dyr bare er mulig å bestemme antall egglosninger eller fostre. Disse parametrene gir data på parrings- eller befruktningsrate, men ikke på ungenes overlevelse eller rekruttering.

5 Oppsummering av metodene

Det er et mangfold av metoder tilgjengelig for beregning av forekomst, tetthetsindekser, minimumstall eller statistiske bestandsestimater. De fleste av metodene er utviklet for forskningsformål, dvs. for å estimere tettheten av individer innenfor et begrenset studieområde. **Tabell 1** oppsummerer de metodene som er benyttet ved flere undersøkelser av store rovdyr i den tempererte sone (puma, eurasiatisk gaupe, ulv, brunbjørn og svartbjørn). Forskjellige metoder ser ut til å bli foretrukket for ulike arter. Selv om dette til dels kan skyldes tradisjoner, velges metodene for en stor del ut fra de økologiske forhold den enkelte arten lever under. Minimumsestimater synes å være den mest populære metoden for alle arter unntatt for bjørn, der statistiske populasjonsestimater har vært mest vanlig.

Generelt er det en avveining mellom et estimats nøyaktighet og størrelsen på det området som skal undersøkes. Det er ingen tvil om at fangst-gjenfangst-metoden gir det beste og mest robuste statistiske estimatet på bestandsstørrelse (f.eks. Garshelis 1992, Miller m. fl. 1997), men metoden forutsetter et intensivt feltarbeid innenfor et lite område. TIP- og ARS-metodene kan også bare anvendes for begrensede arealer. Selv i tilfeller der spor kan følges fra lufta, er det lite sannsynlig at et område større enn noen tusen kvadratkilometer kan dekkes effektivt (Becker 1991, Ballard m. fl. 1995). GTS-metodene er også bare egnet for små til middels store undersøkelsesområder (Smietana & Wajda 1995), hvis ikke store ressurser kan stilles til disposisjon (f.eks. Liberg & Glöersen 1995). Individuelle metoder forutsetter vanligvis bruk av telemetri, og det gjør dem lite egnet for standard overvåking. Bestemmelse av sportellingsindekser er trolig den billigste metoden, og kan anvendes både for små (Allen m. fl. 1996, Rose & Polis 1998) og store områder (Carbyn m. fl. 1993, Jackson & Hunter 1995). Selv om bruken av indekser er blitt mer vanlig innenfor både forskning og forvaltning, gir de ikke noe statistisk estimat for absolutt populasjonsstørrelse og krever innsamling av data over flere år for å gi brukbare resultater.

Ikke-dupliserte tellinger av reproduktive enheter står i en mellomposisjon på den måten at de kan brukes for relativt store områder (Smirnov & Miquelle 1998, Knight m. fl. 1995, Kvam 1997, Bergström m. fl. 1997). Men de gir bare minimumstall, uten noe statistisk estimat på det antallet som ikke oppdages. Alt i alt medfører dette at en bare kan oppnå nøyaktige og statistisk robuste estimater for mindre områder av logistiske og økonomiske grunner. For å imøtekomme de logistiske begrensningene, må man ofre mye statistisk robusthet. Selv om minimumstallinger ikke er ideelle (Yoccoz m. fl. 1993, Mattson 1997), er de ofte alt som kan oppnås med de logistiske begrensningene som er knyttet til overvåking av store rovdyr. Hvis minimumsestimatene er tellinger av

Tabell 1 Metoder som er brukt i europeiske og nordamerikanske forskningsprosjekter for å telle og estimere størrelsen på populasjoner av store rovdyr. Det bør bemerkes at de fleste studieområdene har begrenset størrelse, og at noen teknikker i stor grad bare benyttes for bestemte arter. De fleste av disse studiene har benyttet radio-telemetri som forskningsteknikk. - *Methods used for counting and estimating the size of large carnivore populations in European and North American research projects. Note that most study sites are restricted in area, and that different techniques tend to be most commonly used for different species. Most of these studies utilised radio-telemetry as a research technique.*

I = Populasjonsindekser - *Index*. ME = Minimumsestimater (minimumstelling) - *Minimum Count*. SE = Statistiske estimater - *Population Estimate*. R = Bruk av radiomerking - *Telemetry used*. GTS = Telling ved snøsporing fra bakken - *Ground Tracking Survey*. ARS = Telling ved rekognosering fra lufta - *Aerial Reconnaissance Survey*. TIP = Estimering av sannsynligheten for sporavskjæring - *Track Intercept Probability estimator*. Sum = Summen av kjente individer - *Sum of known individuals*.

Studieområdet Study area	Metode - Method		Referanse – Reference
Puma			
4500 km ² - Utah	ME	Sum (R)	Lindzey m. fl. 1994
5040 km ² - Florida	ME	Sum (R)	Maehr m. fl. 1991
925 km ² - Wyoming	ME	Sum (R)	Logan m. fl. 1986
520 km ² - Idaho	ME	Sum (R)	Seidensticker m. fl. 1973
780 km ² - Alberta	ME	Sum (R)	Ross & Jalkotzy 1992
540 km ² - British Columbia	ME	Sum (R + Spormåling)	Spreadbury m. fl. 1996
2070 km ² - California	ME	Sum (R)	Beier 1995
550 km ² - California	ME	Sum (R)	Hopkins 1990
2059 km ² - New Mexico	ME	Sum (R)	Logan m. fl. 1996
406 km ² - Arizona	ME	Sum (R)	Shaw 1977
3120 km ² - Colorado	SE	Ekstrapolering av leveområde til studieområde (R)	Anderson m. fl. 1992
4035 km ² - Arizona	SE	Fangst-gjenfangst (av spor) (R)	Cunningham m. fl. 1995
360 km ² - Utah	SE	TIP (R)	Van Sicke & Lindzey 1991
Gaupe			
744 km ² - Sveits	ME	Sum (R)	Breitenmoser m. fl. 1993
1500 km ² - Polen	ME	Sum + GTS (R)	Jedrzejewski m. fl. 1996
Sør-Sverige	ME	GTS	Liberg & Gløersen 1995
Jerv			
4400 km ² - Norge	ME	GTS	Landa m. fl. 1998
1800 km ² - Yukon	ME	Sum (R)	Banci & Harestad 1990
1300 km ² - Montana	ME	Sum (R)	Hornocker & Hash 1981
1870 km ² - Alaska	ME	TIP	Becker 1991
Ulv			
10000 km ² - Alaska	ME	Sum (R)	Adams m. fl. 1995
520 km ² - Polen	ME	GTS	Smietana & Wajda 1997
1500 km ² - Polen	ME	GTS	Jedrzejewska m. fl. 1996
17060 km ² - Alaska	ME	ARS	Gasaway m. fl. 1983
13000 km ² - Alaska	ME	ARS + Sum (R)	Gasaway m. fl. 1992
839 km ² - Minnesota	ME	ARS (R)	Fuller 1989
61600 km ² - Alaska	ME	Sum + ekstrapolering av leveområde til studieområde(T)	Ballard m. fl. 1987
26600 km ² - Alaska	ME	Sum (r)	Peterson m. fl. 1984
12280 km ² - Alaska	ME	Sum + ARS + ekstrapolering av leveområde (R)	Ballard m. fl. 1997
2700 km ² - Minnesota	ME	Sum (R)	Fritts & Mech 1981
30000 km ² - Alaska	ME	Sum (R)	Dale m. fl. 1994
1667 km ² - Quebec	ME	Sum (R)	Potvin 1987
6400 km ² - Quebec	ME	Sum (R)	Messier 1985
? km ² - Montana	ME	Sum (R)	Pletscher m. fl. 1997
7571 km ² - Ontario	ME	Sum (R)	Forbes & Theberge 1996
25000 km ² - Alberta	ME	Sum + ekstrapolering av leveområde (R)	Fuller & Keith 1980
? km ² - British Columbia	ME	ARS	Bergerud & Elliot 1986
17000 km ² - Alaska	ME	Sum + ARS (R)	Boertje m. fl. 1996
520 km ² - Michigan	ME	ARS	Peterson 1977
2060 km ² - Minnesota	ME	Sum + ARS (R)	Mech 1986
9000 km ² - Alberta	ME/I	Ekstrapolering av leveområde + Antall ulver sett/time i fly (R)	Carbyn m. fl. 1993
6464 km ² - Alaska	SE	TIP (R)	Ballard m. fl. 1995

Fortsettelse av **tabell 1.**

Studieområdet Study area	Metode - Method		Referanse - Reference
Brunbjørn			
14 bestander - t.o.m. 2200 km ² – Alaska	SE	Fangst-gjensyn (R - bruk av fly)	Miller m. fl. 1997
2500 km ² – Alaska	SE	Flytelling	Dean 1987
817 km ² – Montana	SE	Fangst-gjensyn (R + Kamera feller)	Mace m. fl. 1994
15500 km ² - Northwest Territories	ME/S E	Sum (R)/Fangst-gjenfangst	Clarkson & Liepins 1994
20000 km ² – Yellowstone	ME	Telling av binne med unger	Knight m. fl. 1995
868 km ² – Alberta	ME	Sum (R)	Wielgus & Bunnell 1994
727 km ² – Polen	ME	GTS + Spormåling	Gula & Frackowick 1996
2060 km ² – Norge	ME	GTS	Swenson & Wikan 1996
5000 km ² – Spania	ME	Telling av binne med unger	Wiegand m. fl. 1998
5000 km ² - Spania	I	Sportelling	Clevenger & Purroy 1996
3 bestander - t.o.m. 9800 km ² – Alaska	ME	Sum (R)	Reynolds & Garner 1987
264 km ² - Montana	ME	Sum (R)	McLellan 1989
Svarbjørn			
3 bestander - t.o.m. 530 km ² – Alaska	SE	Fangst-gjensyn(R)	Miller m. fl. 1997
126000 km ² - Michigan/Minnesota	SE	Fangst-gjenfangst (Tetracycline)	Garshelis & Visser 1997
218 km ² – Alberta	SE	Fangst-gjenfangst (R)	Young & Ruff 1982
700 km ² – Tennessee	SE	Fangst-gjenfangst(T)	McLean & Pelton 1994
4 bestander - t.o.m. 375 km ² – Quebec	SE	Fangst-“gjenfangst” (Radioaktive sporstoffer)	Jolicoeur m. fl. 1993
500 km ² – Tennessee	SE	Fangst-“gjenfangst” (Radioaktive sporstoffer)	Pelton & Marcum 1977
21 km ² – Washington	ME/I	Sum/Duftstasjon	Lindzey m. fl. 1977, 1986
200 km ² - North Carolina	I	Duftstasjon (sardinboks)	Powell m. fl. 1996

antall familiegrupper eller reproduktive enheter, gir de imidlertid en indikasjon på de viktigste komponentene i en populasjon. Til tross for mangelen på statistisk robusthet, er forvaltning basert på minimumstillinger alltid konservativt (McCullough 1986).

Mens forskningsprosjekter vanligvis undersøker begrensede arealer, lager mange land, stater eller provinser statusrapporter med såkalte bestandsestimater. For bjørn (Spiridonov & Spassov 1990, Jakubiec 1990, Mertzanis 1994) og ulv (Bobek m. fl. 1993, Ionescu 1993, Adamakopoulos 1993, Vila m. fl. 1993) er det vanlig å sende ut spørreskjemaer til lokale jegere eller skogsarbeidere med spørsmål om akkurat antall individer. Ekstrapolering av tettheter fra studieområder til hele utbredelsesområdet er også mye brukt (Nagy & Gunson 1990, Theberge 1991, Fuller m. fl. 1992, Gunson & Markham 1993, Rabinowitz 1993, Banci m. fl. 1994). Som vi har diskutert tidligere (avsnitt 2.1 og 2.4), er spørreundersøkelser totalt uegnet til å estimere antall rovdyr, mens ekstrapolering fra studieområder til hele utbredelsesområdet er utilstrekkelig hvis ikke studieområdene er tilfeldig valgt ut (Smallwood 1997). Disse estimatene er derfor, i beste fall, bare kvalifiserte gjetninger på antall individer i bestanden. Metodene er insensitive og uegnet for overvåking av noe annet enn

utbredelse, og tetthet i svært grove trekk. Utfordringen til overvåkingsprogrammer for store rovdyr er å utnytte sensitiviteten og nøyaktigheten til metoder brukt i forskningsområder, ved å bruke dem over store nok områder.

Det finnes ingen krystallkule som kan gi svar på alle spørsmål. Gitt den variasjonen i habitater og økologi som finnes hos store rovdyr, er det ingen metode som er best for alle arter, i alle habitater og for alle informasjonsbehov. Alle metoder har noen svakheter og ulemper. Det beste overvåkingssystemet kan derfor være ett som innebærer bruk av flere utfyllende metoder. For eksempel vil minimumstillinger være mer anvendelige for å oppdage trender hvis de får støtte av en uavhengig tetthetsindeks. En indeks (slik som sportellings-indeks) vil gi en robust indikasjon på trenden i bestanden, mens et minimumstilling (kanskje av antall familiegrupper eller fødselshi) vil gi en indikasjon på det virkelig antallet individer. Selv om noen indekser kan være svake, eller ha en stor grad av variasjon, vil en trend som indikeres av flere slike indekser trolig være reell.

Selv om både forvaltere og publikum foretrekker å bruke reelle (absolutte) antall, kan gode data på trender i populasjonen, enten ved bruk av indekser (Smallwood

1994) eller fra innsamling av data på overlevelse og reproduksjon (Eberhardt m. fl. 1994) være mye viktigere. Eberhardt & Knight (1995) oppsummerte dette dilemmaet ved å hevde at "estimering av den total bestanden av en utrydningstruet art burde være sekundært i forhold til måling av essensielle populasjonsparametre, men kan likevel være nødvendig for å unngå misforståelser". Med andre ord er spørsmålet "hvor mange er det?" mindre viktig enn spørsmål som "øker eller avtar bestanden?" og "hvilke parametre forårsaker den observerte trenden?". Et optimalt overvåkingsprogram for store rovdyr burde antakelig benytte flere uavhengige mål som kan forsterke hverandre (f. eks. argumentasjonen brukt av Rose & Polis (1998) i en større skala, og Eberhardt & Knight 1996). Robuste indekser for trender i bestanden kombinert med minimumstillinger for å få et tilnærmet mål på bestandsstørrelse vil trolig være til større nytte for overvåking av store rovdyr enn statistiske bestandsestimater. Forsknings-data omkring reproduksjon og dødelighet, fra radiomerkede dyr og/eller jaktmateriale, er nødvendig for å forstå prosessene bak trendene.

Hvis et undersøkelsesopplegg blir utformet på en riktig måte, burde det være mulig å utnytte all tilgjengelig informasjon på flere måter og oppnå robuste data på populasjonens utbredelse, størrelse og trend. Vi vil imidlertid presisere at overvåking og forvaltning er interaktive prosesser; overvåkingen avhenger av forvaltningens målsettinger, og forvaltningen må ta hensyn til begrensningene som ligger i metodene for overvåking.

6 Statistiske momenter

6.1 Skalaen på utvalget

Et overvåkingsprogram for store rovdyr må skje på riktig skala. Det er ikke noe poeng i å undersøke tetthet av gaupe innen et 10 km² stort område når hver gaupe har et leveområde på flere hundre kvadratkilometer (Andersen m. fl. 1998). Et undersøkelsesområde må i det minste fullstendig dekke noen få leveområder. Ellers blir det habitatvalg man studerer i stedet for å overvåke populasjoner. Siden de fleste (også jegere) underevurderer arealet som store rovdyr benytter, kan ikke dette poenget tydeliggjøres godt nok når man setter opp et overvåkingsprogram i felt. For de fleste tempererte og nordlige områder, må undersøkelsesområdene generelt være 1000-5000 km². Siden det er en sammenheng mellom arealet på undersøkelsesområdet og det statistiske estimat for populasjonstetthet (Blackburn & Gaston 1996, Smallwood & Schonewald 1996, Smallwood 1997), må undersøkelsesområdene være av samme størrelse for å kunne sammenliknes.

6.2 Fordeling av undersøkelsesområder

Hvis artene som skal overvåkes har høy oppdagbarhet, kan det i noen tilfeller være mulig å gjøre undersøkei hele det aktuelle området. I mange tilfeller er det imidlertid bare mindre arealer som kan undersøkes nøyaktig. Det bør derfor tenkes gjennom hvordan disse områdene burde velges ut. Hvis man trenger et statistisk estimat på populasjons-tetthet for det totale utbredelsesområdet, må disse undersøkelses-arealene være tilfeldig fordelt (eller i det minste stratifisert). Dette innebærer at mange undersøkelses-arealer vil inneholde ingen eller veldig få individer, mens andre inneholder mange (Smallwood 1997). Variasjonen i utvalget vil dermed bli stor (gjøre det vanskelig å oppdage endringer over tid), men vil sikre et robust estimat for hele området. Hvis målsettingen derimot bare er å overvåke endringer over tid, kan det være mer gunstig å plassere utvelgings-arealene der hvor tettheten av rovdyret forventes å være høy. Dette vil redusere variasjonen og gjøre det enklere å oppdage temporære endringer. Men vil gjøre det umulig å overføre estimatet til hele området (Smallwood 1997) uten utfyllende informasjon om det spesifikke området (Swenson m. fl. 1994).

6.3 Analyse av teststyrke

Når foreløpige data er tilgjengelig, er det viktig å utføre en analyse av teststyrke for å avgjøre hvor sensitiv metoden er for å oppdage endringer i populasjonstetthet (Kendall m. fl. 1992, Taylor & Gerrudette 1993, Zielinski & Stauffer 1996, Beier & Cunningham 1996, Clevenger & Purroy 1996, Rice m. fl. 1998). Resultatet av en slik analyse vil gjøre det mulig å justere innsamlingsrutinen

eller den tilpassede forvaltningsprosedyren, slik at de endelige dataene har den følsomheten som er nødvendig.

7 anbefalinger for Norge

7.1 Metoder som brukes i Norge i dag

Det benyttes en rekke metoder for overvåking av store rovdyr i Norge i dag. Den eneste metoden som er felles for alle arter, er den organiserte dokumentasjonen av rovdyr-skade på bufe (sau og tamrein). Disse dataene samles inn i en felles database (ROVBASEN), og blir benyttet til å overvåke endringer i utbredelsen av rovdyr (f.eks. Aanes m. fl. 1996). Databasen er også til hjelp for å avgjøre hvilke områder som bør få økonomisk kompensasjon for tap av dyr.

Gaupe er hovedsakelig overvåket ved tellinger av familiegrupper på snø om vinteren. Dette gir som resultat et minimum antall reproduktive enheter (Kvam 1997). Det er gjort forsøk på å ekstrapolere fra antall familiegrupper til et minimumstall for den totale bestanden, men disse tallene er ikke verifisert. Selv om jaktkvoter settes med utgangspunkt i disse minimumsestimatene, finnes det ingen robust analyse for hvilken andel av populasjonen som kan høstes inn. Skrotter av skutte dyr blir samlet inn for bestemmelse av alder og kjønn, men det er ennå ikke etablert noen forbindelse mellom disse dataene og bestemmelse av jaktkvoter. Sporing fra bakken (GTS) er utført i noen områder (f.eks. Solvang 1998), men p.g.a. dårlig organisering og manglende vitenskapelig grundighet, er det vanskelig å tolke disse resultatene.

Jerv overvåkes primært via tellinger av fødselshi (Landa m. fl. 1998). Antall talte fødselshi gir et relativt robust minimum for antall reproduktive enheter. Ekstrapolering til et minimumstall for den total bestanden inkluderer et estimat på statistisk feil forårsaket av variasjon i bestandens struktur. Hittil finnes det ingen estimat på antall hi som ikke oppdages i et område. Dyr som felles under den årlige jakta blir også alders- og kjønnsbestemt, men til nå har forbindelsen mellom overvåking og forvaltning vært temmelig vag. Det ble samlet inn indekser basert på sporingstillinger i noen områder på 1980-tallet, men dette har ikke blitt fortsatt (Kvam & Sørensen 1983, Fox m. fl. 1990). GTS har blitt utført i verneområdet i Snøhetta med ujevne mellomrom siden 1980 (Landa m. fl. 1998).

Ulv blir overvåket ved telling av par og familiegrupper på snø om vinteren. En kombinasjon av alle observasjoner fra vinteren og en variant av GTS benyttes til å lage en oversikt over fordeling og et minimumstalling for antall stasjonære dyr (Sørensen m. fl. 1986, Wabakken m. fl. 1982, 1984, 1996, Wabakken 1993, Wabakken & Maartman 1997, Solvang 1998). I områder hvor en vet at det finnes ulv, utfører frivillige personer og lokale rovdyr-kontakter snøsporing for å bestemme antall individer og reproduktiv status. Siden det er så få bofaste ulver i Norge og de som er kjent har høy oppdagbarhet, er trolig disse minimumsestimatene veldig nært det reelle antallet.

Bjørn blir ikke overvåket på noen systematisk måte. Om våren blir spor på snøen benyttet for å finne hi og bestemme minimumsestimat. Bortsett fra i noen områder, som i Pasvik der det drives et intensivt feltarbeid (Swenson & Wikan 1996), er det mange bjørner som ikke oppdages. Bestandsestimater med merking-gjensyns-metoden ble beregnet ved hjelp av radiomerkede bjørner i Hedmark tidlig på 1990-tallet (Swenson m. fl. 1994, 1995). Forsøk på å estimere antall bjørn i løpet av 1980-årene på bakgrunn av observasjoner formidlet av aviser og befolkningen, førte til en kraftig overestimering av antallet (Kolstad m. fl. 1986, Elgmork 1987, 1996, Swenson m. fl. 1994, 1995).

7.2 Tilgjengelige ressurser

Overvåking av store rovdyr i et land som er så stort og mangfoldig som Norge er en vanskelig oppgave. Det er imidlertid en rekke ressurser tilgjengelig som kan lette arbeidet. Noen av de viktigste er:

Vintre med snø. I de fleste områder, og spesielt der hvor det eksisterer populasjoner med store rovdyr, er det snø om vinteren. Snø er det beste underlaget for å oppdage og følge spor. De fleste metodene som foreslås er avhengig av snø.

Ekstensivt husdyrhold. Den svært høye predasjonsraten på frittgående sau og tamrein i mange områder, kan på en effektiv måte bidra til å dokumentere utbredelsen av store rovdyr.

Jegere. Det store antallet jegere i skog og fjell representerer en enorm ressurs. Norske jegere er generelt kunnskapsrike og har tradisjon for å bidra i forskning og forvaltning. Alle muligheter bør brukes for å involvere jegere i overvåking av store rovdyr. Et godt overvåkingsprogram vil høyst sannsynlig være avhenge av deres innsats.

Lett tilgjengelig utmark. Høy tetthet av skogsveier og spredd bosetning gjør det sannsynlig at stedbundne rovdyr blir oppdaget. Det er veldig få skogsområder hvor et rovdyrs leveområde ikke vil inneholde veier eller hus.

Rovdyr-kontakter. På grunn av behovet for å verifisere påstander om rovdyr-predasjon på sau, har hvert fylke et nettverk av lokale kontaktpersoner som er engasjert av Fylkesmannens miljøvern-avdeling. Disse kontaktene er trent i å kjenne igjen spor og andre tegn etter rovdyr, og har vanligvis stor erfaring fra felt. Deres oppgaver kan utvides til å omfatte mye av overvåkingen som blir foreslått.

7.3 Bakgrunnen for forvaltning

I en stortingsmelding (Miljøverndepartementet 1996-97) blir det stadfestet målsettinger for forvaltningen av rovdyr i Norge. Målsettingene innebærer en vanskelig balanse mellom det å bevare demografisk levedyktige bestander

av rovdyrene (Miljøverndepartementet 1996-97) og å minimalisere rovdyrenes herjing blant sau og tamrein som mange områder er utsatt for (Mysterud & Mysterud 1995).

I denne sammenhengen kreves det effektive overvåkingssystemer for store rovdyr av følgende grunner;

(1) Kunnskap om utbredelse og relative tettheter for hver art er viktig for å besørge en rettferdig fordeling av økonomisk kompensasjon for tapt bufe.

(2) For å regulere jakt på gaupe (kvotejakt) og jerv (lisensjakt) kreves det estimater av populasjonsstørrelse og utvikling. Fastsetting av forvaltningsmål og jaktkvoter for disse artene burde baseres på gode estimater av populasjonenes størrelse og utvikling, og evalueres med bakgrunn i sosioøkonomiske "toleransefaktorer".

(3) Konsekvensene av en mulig lisensjakt, eller annen form for rovdyr-kontroll innført etter predasjon på bufe, må utredes.

(4) Forskning angående faktorer som påvirker populasjoner av store rovdyr er nesten alltid avhengig av bestandsestimater.

(5) Forvaltningsstrategien som er i bruk i dag for å oppnå uttrykte målsettinger for populasjonsstørrelser og utbredelse (Miljøverndepartementet 1996-97), må evalueres.

7.4 Anbefalte overvåkings-systemer

Med bakgrunn i de fremtidsutsikter som er gitt for rovdyrbestandene i Norge, har vi i de påfølgende avsnitt utformet et sett av anbefalte overvåkingsmetoder (**tabell 2**). Disse burde representere et akseptabelt kompromiss mellom det som er ønskelig faglig sett og det som er praktisk oppnåelig. Det finnes ingen andre land som har et landsdekkende overvåkingsystem for store rovdyr. Dette innebærer at våre anbefalinger er basert på en personlig evaluering av de ulike metodene, og ikke på erfaringer fra liknende overvåkings-systemer. Ideelt sett burde vi for hver art ha hatt gode data på utbredelse (både total utbredelse og utbredelse av den reproduktive andelen), en repetert indeks for å måle trender i bestandene, og et minimumstall (eller et statistisk bestandsestimater). På en årlig basis tror vi dette kun er gjennomførbart for gaupe og muligens jerv. Innsamling av data fra dyr felt under jakt kan i tillegg gi informasjon om reproduktive parametre for disse artene. Gitt de nåværende forvaltnings-scenarier og den sterke konflikten med bufe på utmark, kommer ulv aldri til å nå så høye bestandstettheter at det er noen store behov for å bestemme tetthetsindekser eller statistiske bestandsestimater. Årlig bestemmelse av utbredelse og minimumstall (spesielt for ynglende flokker) vil derfor

måtte være tilstrekkelig. Skulle derimot holdningene til ulv endre seg i fremtiden, slik at ulvebestanden får lov til å øke, burde det være mulig å overvåke ulv på samme måte som gaupe. Selv om bjørn er teknisk vanskelig å overvåke, tror vi likevel at indekser og estimater for utbredelse, og muligens også minimumstall for hunner med årsunge, kan bestemmes årlig. På grunn av usikkerheten forbundet med overvåking av bjørn, er det imidlertid nødvendig med periodiske estimater som forutsetter radio-telemetri.

Ingen av de overvåkingsmetodene vi anbefaler her representerer et godt alternativ for seg selv. Metodene utfyller hverandre, og vi mener at bare kombinasjonen av metodene gir et overvåkingsystem som kan forsvares vitenskapelig. For å øke utbyttet av innsatsen, er det også mulig å overvåke andre arter samtidig og med de

utarbeides strenge kriterier for evaluering av folks observasjoner, slik at bare bekreftede observasjoner aksepteres. Et system for innrapportering bør etableres slik at alle observasjoner kan samles i en felles database. Selv om et slikt system ville være populært blant folk og også ville medføre at store rovdyr oppdages i nye områder, er datamengden svært begrenset og kan ikke benyttes til å bestemme antall individer eller trender i bestanden. Observasjoner fra publikum kan generelt sett ikke benyttes for seg selv til noen streng form for overvåking. De bør heller anses som en kilde til data som kan støtte andre mer rigorøse overvåkingsmetoder. Til tross for disse alvorlige begrensningene, bør observasjonene registreres systematisk hvis bekreftede rapporter samles inn som del av annen feltaktivitet. De viktigste hensiktene med et slikt system er på det lokale planet (fylkesnivå) å gi forvaltere en viss følelse av

Tabell 2 Anbefalte metoder for et nasjonalt overvåkingsystem for store rovdyr i Norge. ROVBASE refererer til en eksisterende database for drept bufe. Bortsett fra telling av hi, telling i referanseområder, og estimering ved fangst-gjefangst, kan metodene anvendes over hele landet. Metoder merket med en stor "X" anses som viktigere enn de merket med en liten "x". En "o" indikerer at metoden kan benyttes for den bestemte arten, men at dette ikke anses som nødvendig eller praktisk. - *Recommendations for a national large carnivore monitoring program for Norway. ROVBASSEN refers to the dead livestock database. All methods could be applied nationwide, except for the den counts, reference area counts, and mark-recapture estimates. The large "X" signifies that greater importance should be attached to the method than those marked with a small "x". A "o" indicates methods that could be applied to a given species, but where it is not regarded as necessary or practical.*

		Bjørn <i>Bear</i>	Gaupe <i>Lynx</i>	Ulv <i>Wolf</i>	Jerv <i>Wolverine</i>
ROVBASEN	U	X	X	X	X
Jeger obs.	U/I	X	x	X	x
Obs. fra allmenheten	U	x	x	X	x
Familiegrupper	U/ME	X	X	X	x
Opptellinger av hi	U/ME	x			X
Sportellinger (Indeks)	U/I		X	x	X
Referanse områder	U/ME/SE	o	X	X	X
Fangst-gjefangst	U/SE	X	o	o	o
Jaktmateriale	U/BD/HK	o	X	o	X

U=Utbredelse - *Distribution*. I = Populasjonsindekser - *Index*. ME = Minimumsestimater (minimumstalling) - *Minimum Count*. SE = Statistiske estimater - *Population Estimate*. BD = Bestandsdynamiske - *Population Dynamics*. HK = Helse & Kondisjon - *Health & Condition*.

samme metodene. For eksempel kan kongørn eller andre rovfugler inkluderes i jegerens observasjonsskjema, mens spor etter rødrev, mår og andre pattedyr kan registreres langs transektene.

7.4.1 Alle artene

Artenes generelle utbredelsesmønster over hele landet bør overvåkes ved å utnytte alle tilgjengelig informasjonskilder. Viktigst blant disse er observasjoner fra publikum og registrerte tilfeller av predasjon på husdyr (hovedsakelig sauer, tamrein og jakthunder) og ødeleggelse av bikuber.

Observasjoner fra publikum. Jegere, skogsarbeidere, turister m. fl. representerer et landsdekkende nettverk av potensielle informasjonsgivere. Det bør imidlertid

situasjonen lokalt, og på det nasjonale planet å gi et tilnærmet bilde av utbredelse. Det bør stilles midler til rådighet for at innrapporterte observasjoner skal kunne verifiseres av erfarne personer. Et slikt system vil ved siden av å gi noe nyttig informasjon, hjelpe til med å involvere befolkningen i arbeidet.

Dødt bufe. En sau eller rein som er drept av et stort rovdyr gir et fysisk bevis for at rovdyret befant seg i området ved et visst tidspunkt. Siden det allerede eksisterer et system for å samle inn disse observasjonene og lagre dem i en felles database (ROVBASEN), anbefaler vi at dette systemet utnyttes til det ytterste. Endringer i utbredelse for de enkelte artene bør enkelt kunne oppdages (Aanes m. fl. 1996). Nærmere undersøkelser av datamaterialet kan også potensielt gi økologisk informasjon. Selv om mye

usikkerhet er knyttet til sammenhengen mellom rovdyrpredasjon, tetthet av rovdyr og tetthet av sau (Linnell m. fl. 1996, Gudvangen m. fl. 1998, Lee Allen pers. medd.), bør dette kunne klargjøres i videre studier. Det virker fornuftig å anta at dramatiske endringer i tap av sau trolig reflekterer en endring i rovdyrbestanden.

Observasjoner fra jegere. Alle som driver jakt på elg eller villrein må gi informasjon til forvaltningen om resultatet av jakta. Villreinjegere returnerer et kort der de har notert om de har felt et dyr i den tildelte kategorien. Elgjegere fyller ut et mer omfattende skjema (sett-elg), der de informerer om antall elg de har sett hver dag under jakta og størrelsen på jaktlaget. Dette gir en indeks for tettheten av elg. På disse skjemaene kunne det også bli lagt til rubrikker for observasjoner av store rovdyr (brunbjørn, ulv, jerv og gaupe), og muligens kongørn. Disse observasjonene vil riktignok gi et stort antall nullverdier, noe som gjør den beregnede indeksen lite sensitiv for små endringer i rovdyrbestanden. Likevel bør de være egnet til å finne de store trekkene i fordeling og forskjeller mellom områder. Siden elgjegere i Sverige skal begynne å fylle ut et liknende skjema fra 1998, er dette av spesiell interesse for å gjøre en internasjonal sammenlikning mulig. En viktig svakhet ved metoden er at observasjonene ikke kan verifiseres, men på den andre siden er dette en av de få metodene som kan anvendes i den snøfrie årstiden.

7.4.2 Gaupe

For overvåking av gaupepopulasjoner anbefaler vi et system basert på fire metoder: overvåking av familiegrupper, sportellings-indeks, innsamling av felte dyr og estimater fra referanseområder. De første tre metodene bør være landsomfattende, mens den fjerde metoden per definisjon bare anvendes i et utvalg av referanseområder - for eksempel ett eller to områder i hvert av fylkene som har gaupe.

Familiegrupper. Vi anbefaler at tellingen av familiegrupper fortsettes ved å utnytte akkumulerte observasjoner tidlig på vinteren og i første halvdel av gaupejakta. Alle meldinger om familiegrupper bør verifiseres av kvalifiserte personer. For å øke sannsynligheten for å oppdage familiegrupper, anbefaler vi imidlertid at en større innsats gjøres for å oppmuntre potensielle jegere til å søke etter familiegrupper før jakta begynner. I tillegg må reglene for å separere observasjoner revideres sammen med en evaluering av mulighetene for at andre feiltolkninger (slik som en hann eller et ungdyr i kompani med en hunn) finnes i datamaterialet. Betydningen av økologiske forhold for forflytningsavstander, størrelse på leveområder og sosiale systemer må også tas i betraktning, og fortrinnsvis verifiseres ved forskning. Telling av familiegrupper gir et minimum for antall og utbredelse av ynglinger hvert år.

Sportellings-indeks. Nytteverdien av minimumsestimater for antall familiegrupper med hensyn til å oppdage trender i bestanden, vil styrkes hvis en i tillegg samler inn en uavhengig indeks hvert år. En fordeling av korte (1-5 km) transekter over hele habitatet til gaupe (minst et par transekter per potensielt leveområde), som går på ski flere ganger i løpet av vinteren, burde gi en passende indeks. Disse indeksene vil kunne oppdage trendene innen populasjonen, selv om sammenlikning av tettheter mellom områder ikke kan foretas uten nærmere undersøkelser. I tillegg vil transektene være til hjelp for oppdagelse av familiegrupper.

Estimater fra referanseområder. Statistisk estimater eller minimumstillinger for en rekke områder på 1000-5000 km² bør bestemmes ved TIP- eller GTS-metoder. Områdene bør fordeles over forskjellige habitater, for å gi; (1) en serie med tetthetsestimater som referanser, (2) informasjon om gyldigheten av å gjøre fylkesvise sammenlikninger av sportellings-indeks, (3) data på hvilken andel av populasjonen som familiegruppene utgjør. Hvis disse områdene undersøkes hvert år kan de også benyttes til å oppdage trender.

Overvåking av felte dyr. Alle kadaver av gauper felt under jakt bør fortsatt samles inn, og sendes inn for en snarlig undersøkelse. Kunnskap om alders- og kjønnsfordelingen til felte dyr bør utgjøre en sentral komponent i enhver forvaltningsstrategi, selv om metodene våre for å bruke disse dataene i stor grad må forbedres. Som før bør kadavre undersøkes med hensyn på kondisjon, parasitter og sykdommer.

7.4.3 Ulv

På grunn av det svært lave antallet ulver som det forventes kan tolereres i Norge, vil det bli nærmest umulig å lage statistiske populasjonsestimater basert på sannsynlighets-utvelgning. Den tilnærmingen som kan fungere best på det nåværende tidspunkt, er å undersøke alle innrapporterte observasjoner fra befolkningen. Når forekomsten av ulv i et område er bekreftet, vil kvalifiserte personer behøve tid i området for å bestemme antall ulver ved snøsporing, og utrede deres reproduktive status basert på markeringsadferd. Hvis det er tvil om antall flokker innen et gitt område, kan det avgjøres om det eksisterer to uavhengige flokker eller ikke ved intensive GTS-undersøkelser. Telemetri vil selvfølgelig også forenkle dette arbeidet. Undersøkelser basert på å registrere respons på ulvehyl om sommeren kan være egnet til å verifisere forekomsten innen et område hvor det er grunn til å anta at eksisterer ulv - selv om det ikke finnes data på om skandinaviske ulver responderer på hyl fra høytalere.

7.4.4 Jerv

Hovedinnsatsen i overvåkingen av jerv bør rettes mot registrering av fødselsh. Siden det er vanskelig å lete

etter hi over store områder, anbefaler vi årlig å overvåke en rekke referanse-områder på 1000-5000 km², der en vet at det forekommer jerv, ved siden av hele kjerneområdet i Sør-Norge. Innen disse begrensede områdene bør søke-innsatsen hvert år være så intensiv og konsistent at minimumsestimatet kunne bli betraktet som det totale antallet. Endringer i minimumsestimatet innen disse referanse-områdene bør utgjøre den viktigste formen for overvåking, selv om det hvert år bør gjøres en innsats for å finne så mange hi som mulig i andre områder også. Intensive søk over større områder (f.eks. Finnmark/Troms, Nordland/Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag/ Oppland/ Hedmark, sørvest-landet) kunne da utføres med fire års intervall, slik at minst ett område ble undersøkt hvert år. Når store områder undersøkes vil søke-innsatsen variere. Dette gjør at disse resultatene bare kan betraktes som minimumstillinger. Variasjonen i reproduksjon fra år til år (Landa m. fl. 1997), og den høye andelen av jerv som ikke yngler hvert år (Landa m. fl. 1998), må tas med i vurderingen når resultatene skal tolkes. Det kan imidlertid også være ønskelig å bestemme sportellings-indeks for jerv over større områder hvert år, for å oppnå bedre uavhengige estimater for trender i bestandene. Dette vil også være til nytte for ekstrapolering fra referanseområder til hele områder (Swenson m. fl. 1995). Siden jerven holder til i fjertliggende fjellområder, kan det være bedre ved hjelp av scooter å dekke lengre transekter, i stedet for de korte transektene anbefalt for gaupe. Observasjoner av hunner med unger om våren / sommeren bør også registreres i referanseområdene. Fordi disse dyrene benytter et ganske begrenset leveområde (Landa m. fl. 1998), burde det være mulig å telle familiegrupper på samme måte som for bjørn eller gaupe, selv om oppdagbarheten trolig er lav. Skrotter fra felte individer bør sendes inn for kondisjons-undersøkelse og bestemmelse av alder og kjønn.

7.4.5 Bjørn

Blant store rovdyr er bjørn helt klart den vanskeligste arten å overvåke. Vi tror det er umulig å angi et nøyaktig antall individer uten å bruke radio-overvåking. Siden det er meningen at bjørn skal begrenses til en rekke kjerneområder langs grensen til Sverige, er det også mindre behov for presise estimater. Hvis disse kjerneområdene kan fungere som sikre habitater uten ulovlig jakt, er ikke nøyaktige optellinger like viktig som for de andre artene. Vi foreslår derfor et system basert på tre metoder; sporing på snøen om våren, observasjoner fra publikum og jegere, og merking-gjensyn. Hver vår bør alle meldinger om bjørnespor undersøkes, og spores tilbake til hi hvis mulig. En slik aktivitet vil i beste fall gi et minimumsestimat, selv om mange bjørnehi trolig ikke vil bli funnet. Den vil i det minste bekrefte forekomsten av bjørnehi og gi data for valg av hi-habitat. Meldinger om spor etter binner med unger bør alltid undersøkes, selv om de fleste bjørner i denne kategorien trolig vil være i ro til etter snøsmeltingen.

Ikke-dupliserte tellinger. Publikums observasjoner av binner med unger bør undersøkes. Hvis det ofte blir observert bjørn kan ikke-duplisert telling av hunner med årsunger anvendes, etter mønster fra Yellowstone-undersøkelsene. Det vil da være behov for analyser av eksisterende data på leveområde og bevegelsesmønster, for å kunne etablere regler for separasjon av observasjoner.

Merking-gjensyn. Når de andre metodene indikerer at antall bjørn i kjerneområdene nærmer seg målsettingen, anbefaler vi at en telling basert på merking-gjensyn-metoden gjennomføres. Denne vil kreve minst ett til to års pre-merking, og merking av 5-20 bjørner totalt innenfor hvert område. Frekvensen av gjensyn kunne optimaliseres ved å sjekke identiteten til binner assosiert med merkede hanner under paringssesongen (Swenson m. fl. 1994, 1995). Avhengig av hvor ofte bjørn vil nærme seg åter, kan bruk av kamera-feller være en egnet tilleggs metode for registrering av gjensyn.

7.4.6 Struktur

I første omgang er det et behov for en rekke pilotprosjekter for å tilpasse metodologien til lokale forhold. Metodene bør også utformes slik at de er mest mulig lik de som benyttes i Sverige og Finland (f. eks. Bergström m. fl. 1994). Særlig i disse første årene vil det være vesentlig med en felles koordinasjon av de ulike metodene og de ulike artene. Vi vil foreslå en sentral koordinator med ansvar for planlegging, analyse og rapportering, og deretter bruken av forvaltere innen hvert fylke for å koordinere den egentlige innsamlingen av data ved hjelp av jegere og rovdyr-kontaktene i hver region. Etter at faste protokoller er etablert, kan det være mulig å delegerer noe av autoriteten til kommune- eller fylkesnivå, men det er fortsatt viktig at alle data samles i en sentral overvåkingsdatabase.

7.5 Oppfordring til deltakelse fra publikum

Et hvert landsdekkende overvåkingsystem for store rovdyr vil være avhengig av enorme mengder arbeidskraft og tid for å lykkes. Meldinger om familiegrupper av gaupe eller ulvespor, innsatsen som trengs for å søke etter jervehi eller spore bjørnespor tilbake til hiet og gjennomføringen av sportellinger - alt krever tid og at mange mennesker er ute i felt. For å holde kostnadene på et akseptabelt nivå er det nødvendig med assistanse spesielt fra jegere og gjetere, men også fra befolkningen ellers. For å motivere til deltakelse fra befolkningen, er det vesentlig å ha et system der jakt på store rovdyr, kontroll av drept bufe eller utbetaling av kompensasjon for tapte dyr kobles opp til innsats i søk og til dokumentasjon på at det virkelig eksisterer reproduserende store rovdyr i et område. Før denne ressursen kan utnyttes optimalt, er det imidlertid behov for opplæring og trening av lokale kontaktpersoner for å verifisere observasjoner av dyr eller spor. I denne

sammenhengen kan håndbøker og treningskurs, tilsvarende de som er utviklet for nordamerikanske skogsrovdyr, puma, og snøleoparder (Shaw 1987, Jackson & Hunter 1995, Zielinski & Kucera 1995), være nyttige hjelpemidler. Målgruppene bør inkludere jegere, skogsarbeidere, fjelloppsynsmenn og medlemmer av miljøvernorganisasjoner.

7.6 Samarbeid med eksisterende eller framtidige overvåkingsprogrammer

For å holde kostnadsnivået så lavt som mulig, kan det være ønskelig å undersøke mulighetene for å etablere samarbeid med eksisterende overvåkingsprogrammer. Bruken av jegeres observasjonsindekser vil utnytte den strukturen for innrapportering som allerede finnes for villrein og elg (Jordhøy m. fl. 1996, Solberg m. fl. 1997). Forvaltningsorganene på fylkesnivå har allerede rutiner for verifisering av rovdyrart ansvarlig for drap på bufe, og for verifisering av gaupespor fra familiegrupper. I disse anbefalingene er den eneste helt nye rutinen det å starte innsamling av indekser basert på spor langs transekter. Dette arbeidet kan enkelt overlates til lokale jegere eller jaktlag, og kan kombineres med introduksjonen av et "finsk trekant"-system for overvåking av flere viltarter. Dette systemet er nå under evaluering, og skulle det bli anbefalt, bør systemet avgjort koordineres med overvåkingsprogrammet for store rovdyr. Selv om trekanter kanskje ikke er det beste transekt-formatet for optimalisering av deteksjonen av rovdyrspor, kan de gi en nyttig sekundær indeks. Det kan også være mulig for jaktlag å benytte et "trekant-pluss-en" system der de går på ski langs sidene på en trekant med sider på 4 km, i tillegg til en enkelt transekt på 4 km (for eksempel) plassert adskilt for å optimalisere sannsynligheten for å oppdage spor etter rovdyr innen deres jaktområde.

8 Forsknings- og opplæringsbehov

Før noen av de anbefalte metodene kan innføres for rutinemessige bruk, er det behov for videre forskning og utvikling for å tilpasse disse til lokale forhold, og for å teste sensitivitet og teststyrke. Følgende forskningsprosjekter bør gis prioritet;

(1) Utvikling og verifisering av regler for ikke-dupliserte tellinger av familiegrupper med gaupe og bjørner med årsunger.

(2) Modellering av populasjonsdynamikken til gaupe og jerv for å hjelpe til med tolkningen av jaktdata. Det eksisterer allerede store mengder data fra jaktmaterialet for begge arter. Når disse dataene kombineres med telemetri-data som nå samles inn fra skandinaviske prosjekter, bør dette være tilstrekkelig for å begynne å utvikle modeller.

(3) Kalibrering og sammenlikning av metoder for gaupe og jerv.

(4) Vår kunnskap om ulvens overlevelse, reproduksjon og bevegelsesmønster er svært begrenset, derfor er det et klart behov for bedre data på dette.

Resultatene fra disse prosjektene, de nåværende intensive forskningsprosjektene på gaupe, bjørn og jerv, og all annen relevant internasjonal forskning bør presenteres i et egnet format (f. eks. Myrberget & Sørensen 1981, Shaw 1987, Jackson & Hunter 1995, Zielinski & Kucera 1995, Landa 1998) for dermed å bidra til implementeringen av overvåkingsmetodene. På alle utdanningsnivåer er det et behov for nøyaktige monografier, rapporter og kursmateriell, som gir en oppsummering av de store rovdyrenes økologi.

Sist, men ikke minst, må resultatet fra overvåkingsprogrammet formidles til befolkningen, og spesielt til de personer som assisterer i innsamlingen av data. Særlig data som viser geografisk fordeling kan enkelt visualiseres ved teknikker innen GIS (geografiske informasjonssystemer). Ved siden av å gjøre informasjonen tilgjengelig på papir, bør store deler av dataene være tilgjengelig på internett, forutsatt at egnede sikkerhetssystemer beskytter personlig og sensitiv informasjon.

9 Litteratur

- Aanes, R., Swenson, J. E. & Linnell, J. D. C. 1996. Rovvilt og sauenæring i Norge. I. Tap av sau til rovvilt: en presentasjon av tapets omfang basert på brukeropplysninger. NINA Oppdragsmelding, 434.
- Adamakopoulos, P. & Adamakopoulos, T. 1993. Wolves in Greece: current status and prospects. In: Wolves in Europe - status and perspectives (eds. C. Promberger & W. Schröder), pp. 56-61. Munich Wildlife Society, Munich.
- Adams, L. G., Dale, B. W. & Mech, L. D. 1995. Wolf predation on caribou calves in Denali National Park. In: Ecology and conservation of wolves in a changing world (eds. L. N. Carbyn, S. H. Fritts & D. R. Seip), pp. 245-260. Canadian Circumpolar Institute, Alberta, Canada.
- Ahlborn, G. G. & Jackson, R. 1988. Marking in free-ranging snow leopards in west Nepal: a preliminary assessment. In: Proceedings of the Fifth Snow Leopard Symposium (eds. H. Freeman), pp. 25-50. International Snow Leopard Trust, Seattle.
- Ahmad, I., Hunter, D. O. & Jackson, R. 1997. A snow leopard and prey species survey in Khunjerab National Park, Pakistan. In: Proceedings of the 8th International Snow Leopard Symposium (eds. R. Jackson & A. Ahmad), pp. 92-95. International Snow Leopard Trust and World Wide Fund for Nature - Pakistan, Islamabad, Pakistan.
- Allen, L., Engeman, R. & Krupa, H. 1996. Evaluation of three relative abundance indices for assessing dingo populations. *Wildlife Research*, 23, 197-206.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C., Odden, J., Gangås, L., Ness, E., Karlsen, J., Wannag, A. & Renå, J. T. 1998. Sosial organisering, spredning, reproduksjon og predasjonsatferd hos gaupe i Hedmark: framdriftsrapport 1995-97. NINA Oppdragsmelding, 519: 1-25.
- Anderson, A. E., Bowden, D. C. & Kattner, D. M. 1992. The puma on Uncompahgre Plateau, Colorado. Colorado Division of Wildlife, Technical Publication, 40: 1-116.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K. E. & Lorentsen, S. H. 1996. Aims and effort in seabird monitoring: an assessment based on Norwegian data. *Wildlife Biology*, 2: 17-26.
- Aoi, T. 1987. Harvest characteristics of brown bears in northern Hokkaido, Japan. International Conference on Bear Research and Management, 7: 93-96.
- Armstrup, S. C., Stirling, I. & Lentfer, J. W. 1986. Past and present status of polar bears in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 14: 241-254.
- Aune, K. E. 1991. Increasing mountain lion populations and human-mountain lion interactions in Montana. Mountain lion-human interaction, Symposium and workshop, Colorado Division of Wildlife, 86-94.
- Baillie, S. R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. In: Monitoring for conservation and ecology (eds. F. B. Goldsmith), pp. 112-132. Chapman and Hall, London.
- Ballard, W. B., Ayres, L. A., Krausman, P. R., Reed, D. J. & Fancy, S. G. 1997. Ecology of wolves in relation to a migratory caribou herd in northwest Alaska. *Wildlife Monographs*, 135: 1-47.
- Ballard, W. B., McNay, M. E., Gardner, C. L. & Reed, D. J. 1995. Use of line-intercept track sampling for estimating wolf densities. In: Ecology and conservation of wolves in a changing world (eds. L. N. Carbyn, S. H. Fritts & D. R. Seip), pp. 469-480. Canadian Circumpolar Institute, Alberta, Canada.
- Ballard, W. B., Whitman, J. S. & Gardner, C. L. 1987. Ecology of an exploited wolf population in south-central Alaska. *Wildlife Monographs*, 98: 1-54.
- Banci, V., Demarchi, D. A. & Archibald, W. R. 1994. Evaluation of the population status of grizzly bears in Canada. *International Conference on Bear Research and Management*, 9: 129-142.
- Banci, V. & Harestad, A. S. 1990. Home range and habitat use of wolverines *Gulo gulo* in Yukon, Canada. *Holarctic Ecology*, 13: 195-200.
- Barnhurst, D. & Lindzey, F. G. 1989. Detecting female mountain lions with kittens. *Northwest Science*, 63: 35-37.
- Becker, E. F. 1991. A terrestrial furbearer estimator based on probability sampling. *Journal of Wildlife Management*, 55: 730-737.
- Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management*, 59: 228-237.
- Beier, P. & Cunningham, S. C. 1996. Power of track surveys to detect changes in cougar populations. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 540-546.
- Berg, R. L., McDonald, L. L. & Strickland, M. D. 1983. Distribution of mountain lions in Wyoming as determined by mail questionnaire. *Wildlife Society Bulletin*, 11: 265-268.
- Bergerud, A. T. & Elliot, J. P. 1986. Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 64: 1515-1529.
- Bergström, M. R., Attergaard, H., From, J. & Mellqvist, H. 1997. Järv, lodjur och varg i renskötselområdet: resultat från 1997 års inventering. Länsstyrelsen Västerbottens län Meddelande, 8: 1-8.
- Bergström, M. R., Bø, T., Franzén, R., Henriksen, G., Nieminen, M., Overrein, Ø. & Stensli, O. M. 1994. Forslag til smordna bestandsovervåkning av björn, gaupe, jerv og ulv på Nordkalotten. Nordkalottkommittéens Rapportserie, 34: 1-60.
- Björvall, A. 1978. Björnen i Sverige. Statens naturvårdsverk, Stockholm.

- Blackburn, T. M. & Gaston, K. J. 1996. Abundance-body size relationships: the area you census tells you more. *Oikos*, 75: 303-309.
- Blanchard, M. M. & Knight, R. R. 1991. Movements of Yellowstone grizzly bears. *Biological Conservation*, 58: 41-67.
- Blanco, J. C., Reig, S. & Cuesta, L. 1992. Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.
- Bobek, B., Kosobucka, M., Perzanowski, K. & Plodzien, K. 1993. Distribution and wolf numbers in Poland. In: *Wolves in Europe - status and perspectives* (eds. C. Promberger & W. Schröder), pp. 26-29. Munich Wildlife Society, Munich.
- Boertje, R. D., Valkenburg, P. & McNay, M. E. 1996. Increases in moose, caribou, and wolves following wolf control in Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 60: 474-489.
- Boitani, L. 1995. Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf human relationships. In: *Ecology and conservation of wolves in a changing world* (eds. L. N. Carbyn, S. H. Fritts & D. R. Seip), pp. 3-12. Canadian Circumpolar Institute, Alberta, Canada.
- Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation*, 83: 279-289.
- Breitenmoser, U., Kazensky, P., Dötterer, M., Breitenmoser-Würsten, C., Capt, S., Bernhart, F. & Liberek, M. 1993. Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology*, 231: 449-464.
- Brown, D. E. 1983. *The grizzly in the southwest*. University of Oklahoma, Norman.
- Brown, D. E. 1992. *The wolf in the southwest: the making of an endangered species*. University of Arizona Press, London.
- Bull, E. L., Holthausen, R. S. & Bright, L. R. 1992. Comparison of 3 techniques to monitor martens. *Wildlife Society Bulletin*, 20: 406-410.
- Camarra, J. J. 1992. Monitoring techniques of small bear populations: application in the Pyrenees mountains. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 571-581.
- Camarra, J. J. & Dubarry, E. 1997. The brown bear in the French pyrenees: distribution, size, and dynamics of the population from 1988 to 1992. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 31-35.
- Carbyn, L. N., Oosenbrug, S. M. & Anions, D. W. 1993. Wolves, bison and the dynamics related to the Peace-Athabasca Delta in Canada's Wood Buffalo National Park. *Circumpolar Research Series Number 4*, University of Alberta.
- Caro, T. M. 1994. *Cheetahs of the Serengeti Plains*. Chicago University Press, Chicago.
- Cederlund, G., Bergqvist, J., Kjellander, P., Gill, R., Gaillard, J. M., Duncan, P., Ballon, P. & Boisaubert, B. 1998. Managing roe deer and their impact on the environment: maximising benefits and minimising costs. *European roe deer: the biology of success* (eds. R. Andersen, P. Duncan & J. D. C. Linnell), Scandinavian University Press, Clark, J. D., Dunn, J. E. & Smith, K. G. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management*, 57, 519-526.
- Clarkson, P. L. & Liepins, I. S. 1994. Grizzly bear population estimate and characteristics in the Anderson and Horton Rivers area, Northwest Territories, 1987-1989. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 213-221.
- Clevenger, A. P., Purroy, F. J. & Campos, M. A. 1997. Habitat assesment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Biological Conservation*, 80, 17-22.
- Clevenger, A. P. & Purroy, F. J. 1996. Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Wildlife Biology*, 2, 275-281.
- Conner, M. C. & Labisky, R. F. 1985. Evaluation of radioisotope tagging for estimating abundance of raccoon populations. *Journal of Wildlife Management*, 49, 326-332.
- Conner, M. C., Labisky, R. F. & Progulsk, D. R. 1983. Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. *Wildlife Society Bulletin*, 11, 146-152.
- Coy, P. L. & Garshelis, D. L. 1992. Reconstructing reproductive histories of black bears from the incremental layering in dental cementum. *Canadian Journal of Zoology*, 70, 2150-2160.
- Crabtree, R. L., Burton, F. G., Garland, T. R., Cataldo, D. A. & Rickard, W. H. 1989. Slow release radioisotope implants as individual markers for carnivores. *Journal of Wildlife Management*, 53, 949-954.
- Crête, M. & Messier, F. 1985. Evaluation of indices of gray wolf, *Canis lupus*, density in hardwood.conifer forests of southwestern Quebec. *Canadian Field Naturalist*, 101, 147-152.
- Crête, M., Vandal, D., Rivest, L. P. & Potvin, F. 1991. Double counts in aerial surveys to estimate polar bear numbers during the ice-free period. *Arctic*, 44, 275-278.
- Cunningham, S. C., Haynes, L. A., Gustavson, C. & Haywood, D. D. 1995. Evaluation of the interaction between mountain lions and cattle in the Aravaipa-Klondyke area of southeast Arizona. *Arizona Game and Fish Department Technical Report*, 17, 1-64.
- Dale, B. W., Adams, L. G. & Bowyer, R. T. 1994. Functional response of wolves preying on barren-ground caribou in a multiple-prey ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 63, 644-652.
- Danilov, P., Helle, P., Annenkov, V., Belkin, V., Bljudnik, L., Helle, E., Kanshiev, V., Lindén, H. &

- Markovsky, V. 1996. Status of game animal populations in Karelia and Finland according to winter track count data. *Finnish Game Research*, 49, 18-25.
- Dean, F. C. 1987. Brown bear density, Denali National Park, Alaska, and sighting efficiency adjustment. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, 37-44.
- Difenbach, D. R., Conroy, M. J., Warren, R. J., James, W. E., Baker, L. A. & Hon, T. 1994. A test of the scent station survey technique for bobcats. *Journal of Wildlife Management*, 58, 10-17.
- Eberhardt, L. L., Blanchard, B. M. & Knight, R. R. 1994. Population trend of the Yellowstone grizzly bear as estimated from reproductive and survival rates. *Canadian Journal of Zoology*, 72, 360-363.
- Eberhardt, L. L. & Knight, R. R. 1996. How many grizzlies in Yellowstone? *Journal of Wildlife Management*, 60, 416-421.
- Eberhardt, L. L., Knight, R. R. & Blanchard, B. M. 1986. Monitoring grizzly bear population trends. *Journal of Wildlife Management*, 50, 613-618.
- Elgmork, K. 1988. Reappraisal of the brown bear status in Norway. *Biological Conservation*, 46, 163-168.
- Elgmork, K. 1991. Vurdering av bjørnebestander ved hjelp av eljegere I: Det sentrale Sør-Norge 1966-68 og 1976-78. *Fauna*, 44, 269-274.
- Elgmork, K. 1992. Bjørn i Vassfaret og i Hedmark. *Fauna*, 45, 216-223.
- Elgmork, K. 1996. The brown bear *Ursus arctos* L. in Norway: assessment of status around 1990. *Biological Conservation*, 78, 233-237.
- Elgmork, K. 1997. Brown bear density based on observations by moose hunters. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 119-123.
- Elgmork, K., Brekke, O. & Selboe, R. 1976. Pålitelighet av meldinger om spor og sportegn av bjørn fra Vassfartraktene. *Fauna*, 29, 45-50.
- Fitzhugh, E. L. & Gorenzel, W. P. 1985. Design and analysis of mountain lion track surveys. In: *Cal-Nevada Wildlife 1985* (eds. W. F. Laudenslayer), pp. 78-87. Western Section, The Wildlife Society,
- Fitzhugh, E. L. & Smallwood, K. S. 1997. Techniques for monitoring mountain lion population levels. In: *Proceedings of the third mountain lion workshop* (eds. R. H. Smith), pp. 69-71. Arizona Chapter, The Wildlife Society, Prescott, Arizona.
- Fjelline, D. P. & Mansfield, T. M. 1997. Method to standardize the procedure for measuring mountain lion tracks. In: *Proceedings of the third mountain lion workshop* (eds. R. H. Smith), pp. 49-51. Arizona Chapter, The Wildlife Society, Prescott, Arizona.
- Forbes, G. J. & Theberge, J. B. 1996. Response by wolves to prey variation in central Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1511-1520.
- Fox, J. L. & Chundawat, R. S. 1997. Evaluation of snow leopard sign abundance in the upper Indus valley. In: *Proceedings of the 8th International Snow Leopard Symposium* (eds. R. Jackson & A. Ahmad), pp. 66-74. International Snow Leopard Trust and World Wide Fund for Nature - Pakistan, Islamabad, Pakistan.
- Fox, J. L., Sinha, S. P., Chundawat, R. S. & Das, P. K. 1991. Status of the snow leopard *Panthera unica* in Northwest India. *Biological Conservation*, 55, 283-298.
- Fox, J. L., Ytterstad, E. & Overrein, Ø. 1990. A wolverine population index in Troms fylke (bestandsregistrering avjerv i Troms fylke. Fylkesmannen i Troms Miljøvernavdelingen Rapport, 23, 1-19.
- Fraser, D. 1984. A simple relationship between removal rate and age-sex composition of removals for certain animal populations. *J. Appl. Ecol.*, 21, 97-101.
- Fraser, D., Gardner, J. F., Kolenosky, G. B. & Strthearn, S. 1982. Estimation of harvest rate of black bears from age and sex data. *Wildlife Society Bulletin*, 10, 53-57.
- Fritts, S. H. & Mech, L. D. 1981. Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 80, 1-79.
- Fuller, T. K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs*, 105, 1-41.
- Fuller, T. K., Berg, W. E., Radde, G. L., Lenarz, M. S. & Joselyn, G. B. 1992. A history and current estimate of wolf distribution and numbers in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 20, 42-55.
- Fuller, T. K. & Keith, L. B. 1980. Wolf predation dynamics and prey relationships in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 44, 583-602.
- Fuller, T. K. & Sampson, B. A. 1988. Evaluation of a simulated howling survey for wolves. *Journal of Wildlife Management*, 52, 60-63.
- Galentine, S. & Fitzhugh, E. L. 1997. Standardizing photographs of puma tracks for digital processing. In: *Proceedings of the fifth mountain lion workshop* (eds. W. D. Padley), pp. 37-39. Southern California Chapter, The Wildlife Society, San Diego California.
- Garshelis, D. L. 1992. Mark-recapture density estimation for animals with large home ranges. In: *Wildlife 2001: populations* (eds. D. R. McCullough & R. H. Barrett), pp. 1098-1111. Elsevier Applied Science, London.
- Garshelis, D. L. 1990. Monitoring effects of harvest on black bear populations in North America: a review and evaluation of techniques. *Eastern Workshop on Black Bear Reserach and Management*, 10, 120-144.
- Garshelis, D. L. 1993. Monitoring black bear populations: pitfalls and recommendations. In: *Proceedings of the 4th Western Black Bear Workshop* (eds. J. A. Keay), pp. 123-144. Technical Report

- NPS/NRWR/NRTR-93/12, National Park Service. Natural Resource Publications Office, Denver.
- Garshelis, D. L. & Visser, L. G. 1997. Enumerating metapopulations of wild bears with an ingested biomarker. *Journal of Wildlife Management*, 61, 466-480.
- Gasaway, W. C., Boertje, R. D., Grangaard, D. V., Kelleyhouse, D. G., Stephenson, R. O. & Larsen, D. G. 1992. The role of predation in limiting moose at low densities in Alaska and Yukon and implications for conservation. *Wildlife Monographs*, 120, 1-59.
- Gasaway, W. C., Stephenson, R. O., Davis, J. L., Shepherd, P. E. K. & Burris, O. E. 1983. Interrelationships of wolves, prey, and man in interior Alaska. *Wildlife Monographs*, 84, 1-50.
- Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldoy, S. & Byrkjeland, S. 1994. Norsk fugleatlas: hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klaebu.
- Godfrey C. L., Vaughan, M. R., Martin, D. D. & Steffen, D. E. 1998. Reconstruction of Virginia's exploited black bear population. *International Conference on Bear Research and Management - Abstract*, 11, 17.
- Golden, H. N. 1993. Furbearer track count index: testing and development. Alaska Department of Fish and Game Federal Aid in Wildlife Restoration Report, Project W-24-1, 1-48.
- Golden, H. N., Route, W. T. & Becker, E. F. 1993. Wolverine demography and ecology in southcentral Alaska: Project outline and phase I progress report. Alaska Department of Fish and Game, Division of Wildlife Conservation and National Park Service, Wrangell-St. Elias National Park and Preserve, 1-27.
- Goldsmith, F. B. 1991. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London.
- Griffiths, M. & Van Schaik, C. P. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology*, 7, 623-626.
- Gros, P. M., Kelly, M. J. & Caro, T. M. 1996. Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos*, 77, 197-206.
- Gudvangen, K., Landa, A., Swenson, J. E. & Røskoft, E. 1998. Jerv og sau i Snøhettaområdet. (eds. T. Kvam), NINA Fagrapport, In press
- Gula, R. & Frackowiak, W. 1996. Size and age structure of the brown bear (*Ursus arctos*) population in the Bieszczady mountains. *Journal of Wildlife Research*, 1, 65-69.
- Gunson, J. & Markham, R. 1993. Management plan for black bears in Alberta. Alberta Forestry, Lands and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Wildlife Management Planning Series, 10, 1-115.
- Hanby, J. P., Bygott, J. D. & Packer, C. 1995. Ecology, demography, and behaviour of lions in two contrasting habitats: Ngorongoro crater and the Serengeti plains. In: *Serengeti II: dynamics, management and conservation of an ecosystem* (eds. A. R. E. Sinclair & P. Arcese), pp. 315-331. University of Chicago Press, London.
- Harding, P. T. 1991. National species distribution surveys. In: *Monitoring for conservation and ecology* (eds. F. B. Goldsmith), pp. 133-154. Chapman and Hall, London.
- Harrington, F. H. & Mech, L. D. 1982. An analysis of howling response parameters useful for wolf pack censusing. *Journal of Wildlife Management*, 46, 686-693.
- Harris, R. B. 1986. Grizzly bear population monitoring: current options and considerations. Miscellaneous Publication No. 45, Montana Forest and Conservation Experiment Station,
- Harris, R. B. & Metzgar, L. H. 1987. Estimating harvest rates of bears from sex ratio changes. *Journal of Wildlife Management*, 51, 802-811.
- Harrison, R. L. 1997. Chemical attractants for central American felids. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 93-97.
- Heggberget, T. M. & Myrberget, S. 1979. Den norske bestand av oter 1971-1977. *Fauna*, 32, 89-95.
- Hellawell, J. M. 1991. Development of a rationale for monitoring. In: *Monitoring for conservation and ecology* (eds. F. B. Goldsmith), pp. 1-14. Chapman and Hall, London.
- Helle, E., Hele, P., Lindén, H. & Wikman, M. 1996. Wildlife populations in Finland during 1990-1995, based on wildlife triangle data. *Finnish Game Research*, 49, 12-17.
- Helle, P. & Nikula, A. 1996. Usage of geographic information systems (GIS) in analyses of wildlife triangle data. *Finnish Game Research*, 49, 26-36.
- Hopkins, R. A. 1990. Ecology of the puma in the Diablo Range, California. PhD Thesis, University of California, Berkeley,
- Hornocker, M. G. 1969. Winter territoriality in mountain lions. *Journal of Wildlife Management*, 33, 457-464.
- Hornocker, M. G. & Hash, H. S. 1981. Ecology of the wolverine in northwestern Montana. *Canadian Journal of Zoology*, 59, 1286-1301.
- Hovey, F. W. & McLellan, B. N. 1996. Estimating population growth of grizzly bears from the Flathead River drainage using computer simulations of reproduction and survival rates. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1409-1416.
- Högmander, H. & Penttinen, A. 1996. Some statistical aspects of Finnish wildlife triangles. *Finnish Game Research*, 49, 37-43.
- Huber, D., Kusak, J. & Radisic, B. 1996. Analysis of efficiency in live-capture of European brown bears. *Journal of Wildlife Research*, 1, 158-162.
- Hundertmark, K. J., Becker, E. & Schwartz, C. C. 1989. Development of population assessment techniques for lynx. Alaska Department of Fish and Game Federal Aid in Wildlife Restoration Report, Project W-23-2, 1-8.

- Ionescu, O. 1993. Current status and prospects for the wolf in Romania. In: Wolves in Europe: status and perspectives (eds. C. Promberger & W. Schröder), pp. 51-55. Munich Wildlife Society, Munich.
- Jackson, R., Hunter, D. O. & Emmerich, C. 1997. SLIMS: an information management system for promoting the conservation of snow leopards and biodiversity in the mountains of central Asia. In: Proceedings of the 8th International Snow Leopard Symposium (eds. R. Jackson & A. Ahmad), pp. 75-91. International Snow Leopard Trust and World Wide Fund for Nature - Pakistan, Islamabad, Pakistan.
- Jackson, R. & Hunter, D. O. 1995. Snow leopard survey and conservation handbook. International Snow Leopard Trust, Seattle.
- Jaeger, M. M., Pandit, R. K. & Haque, E. 1996. Seasonal differences in territorial behavior by golden jackals in Bangladesh: howling versus confrontation. *Journal of Mammalogy*, 77, 768-775.
- Jakubiec, Z. 1990. Distribution of the brown bear in Poland and problems concerning its protection. *Aquilo*, 27, 51-57.
- Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., Bunevich, A. N., Milkowski, L. & Okarma, H. 1996. Population dynamics of wolves *Canis lupus* in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847-1993. *Mammal Review*, 26, 103-126.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Bunevich, A. N. & Milkowski, L. 1996. Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in the Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography*, 19, 122-139.
- Jolicoeur, H., Kennedy, G. & Lemieux, R. 1993. Radioisotope tagging for the determination of black bear population densities in Quebec. Proceedings 11th Eastern Black Bear Workshop (eds. E. P. Orff), pp. 208-220. New Hampshire Fish and Game Department,
- Jordhøy, P., Strand, O., Skogland, T., Gaare, E. & Holmstrøm, F. 1997. Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreindelen 1991-95. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport, 022, 1-57.
- Kaczensky, P. 1996. Livestock-carnivore conflicts in Europe. Munich Wildlife Society,
- Kaczensky, P. & Huber, T. 1994. Wer was es ? Zentralstelle Österr, Landesjagdverbände,
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71, 333-338.
- Karanth, K. U. 1989. Tigers in India: a critical review of field censuses. In: Tigers of the world: biology, biopolitics, management, and conservation of an endangered species (eds. R. L. Tilson & U. S. Seal), pp. 118-132. Noyes Publishers, New Jersey.
- Kendall, K. C., Metzgar, L. H., Patterson, D. A. & Steele, B. M. 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Applications*, 2, 422-430.
- Kennedy, G., Jolicoeur, H., Gauvin, J. P. & Lemieux, R. 1993. Assessment of the health and environmental hazards of tagging black bears with radioisotopes. Proceedings 11th Eastern Black Bear Workshop (eds. E. P. Orff), pp. 198-207. New Hampshire Fish and Game Department,
- Kenney, J. S., Smith, J. L. D., Starfield, A. M. & McDougal, C. W. 1995. The long term effects of tiger poaching on population viability. *Conservation Biology*, 9, 1127-1133.
- Klein, D. R. 1959. Track differentiation for censusing bear populations. *Journal of Wildlife Management*, 23, 361-363.
- Knight, R. R., Blanchard, B. M. & Eberhardt, L. L. 1995. Appraising status of the Yellowstone grizzly bear population by counting females with cubs-of-the-year. *Wildlife Society Bulletin*, 23, 245-248.
- Knight, R. R., Blanchard, B. M. & Eberhardt, L. L. 1988. Mortality patterns and population sinks for Yellowstone Grizzly bears, 1973-1985. *Wildlife Society Bulletin*, 16, 121-125.
- Kolenosky, G. B. 1986. The effects of hunting on an Ontario black bear population. International Conference on Bear Research and Management, 6, 45-56.
- Kolstad, M., Kvam, T., Mysterud, I., Sørensen, O. J. & Wikan, S. 1984. Bjørnen (*Ursus arctos* L.) i Norge: utbredelse og bestand 1978-1982. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk Viltrapport, 31, 1-68.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sørensen, O. J. & Wikan, S. 1986. Status of the brown bear in Norway; Distribution and population 1978-1982. *Biological Conservation*, 38, 79-99.
- Kruuk, H. 1995. Wild otters: predation and populations. Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H., Gorman, M. & Parrish, T. 1980. The use of ⁶⁵Zn for estimating populations of carnivores. *Oikos*, 34, 206-208.
- Kutilek, M. J., Hopkins, R. A., Clinite, E. W. & Smith, T. E. 1983. Monitoring population trends of large carnivores - using track transects. In: Renewable resource inventories for monitoring changes and trends (eds. Bell, J. F. & T. Atterbury), pp. 104-106. College of Forestry, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Kvam, T. 1984. Age determination in European lynx by incremental lines in tooth cementum. *Acta Zoologica Fennica*, 171, 221-223.
- Kvam, T. 1997. Bestandsestimat for gaupe 1995-96 og 1996-97. NINA Rapport,
- Kvam, T. 1990. Population biology of the European lynx (*Lynx lynx*) in Norway. Dr.scient thesis, University of Trondheim,
- Kvam, T., Strand, O. & Sørensen, O. J. 1987. Jereinventering i Snøhetta-området våren 1986.

- Direktoratet for naturforvaltning rovvilt rapport, 1, 1-13.
- Kvam, T. & Sørensen, O. J. 1983. Utviklingen i jervestammen i snøhettaområdet i perioden 1979-1982. Arbeidsrapport fra rovviltprosjektet, 4, 1-14.
- Lancia, R. A., Nichols, J. D. & Pollock, K. H. 1996. Estimating the number of animals in wildlife populations. In: Research and management techniques for wildlife and habitats (eds. T. A. Bookout), pp. 215-253. The Wildlife Society, Bethesda, Md.
- Landa, A. 1998. Spor og tegn. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Landa, A. & Skogland, T. 1995. The relationship between population density and body size of wolverines *Gulo gulo* in Scandinavia. *Wildlife Biology*, 1, 165-175.
- Landa, A., Strand, O., Linnell, J. D. C. & Skogland, T. 1998. Home range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment. *Canadian Journal of Zoology*, in press.
- Landa, A., Strand, O., Swenson, J. E. & Skogland, T. 1997. Wolverines and their prey in southern Norway. *Canadian Journal of Zoology*, 75, 1292-1299.
- Landa, A., Tufto, J., Franzén, R., Bø, T., Lindén, M. & Swenson, J. E. 1998. Active wolverine dens as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biology*, 4, in press.
- Laundré, J. W. 1981. Temporal variation in coyote vocalization rates. *Journal of Wildlife Management*, 45, 767-769.
- Lebreton, J. D. & North, P. M. 1993. The use of marked individuals in the study of bird population dynamics. Birkhauser Verlag, Basel.
- Lee, J. & Taylor, M. 1994. Aspects of the polar bear harvest in the Northwest Territories, Canada. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 237-243.
- Liberg, O. & Glörsen, G. 1995. Lodjurs - och varginventeringar 1993-1995. Viltforsknings-rapporter fra Svenska Jägareförbundets, 1-30.
- Lindén, H., Helle, E., Helle, P. & Wikman, M. 1996. Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. *Finnish Game Research*, 49, 4-11.
- Linzey, F. G., Barber, K. R., Peters, R. D. & Meslow, E. C. 1986. Responses of a black bear population to a changing environment. *International Conference on Bear Research and Management*, 6, 57-64.
- Linzey, F. G., Thompson, S. K. & Hodges, J. I. 1977. Scent station index of black bear abundance. *Journal of Wildlife Management*, 41, 151-153.
- Linzey, F. G., Van Sickle, W. D., Ackerman, B. B., Barnhurst, D., Hemker, T. P. & Laing, S. P. 1994. Cougar population dynamics in southern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 58,
- Linnell, J. D. C., Smith, M. E., Odden, J., Kaczensky, P. & Swenson, J. E. 1996. Strategies for the reduction of carnivore - livestock conflicts: a review. *NINA Oppdragsmelding*, 443,
- Logan, K. A., Irwin, L. L. & Skinner, R. 1986. Characteristics of a hunted mountain lion population in Wyoming. *Journal of Wildlife Management*, 50, 648-654.
- Logan, K. A., Sweanor, L. L., Ruth, T. K. & Hornocker, M. G. 1996. Cougars of the San Andres mountains, New Mexico. New Mexico Department of Game and Fish, Federal Aid in Wildlife Restoration, Project W-128-R, 1-290.
- Lorentsen, S. H. 1997. Det nasjonale overvåkings-programmet for sjøfugl: resultater fra hekkesesongen 1997. Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding, 516, 1-83.
- Løvndal, I., Olsen, K. M. & van der Kooij, J. 1998. Statusrapport fra Prosjekt Pattedyratlas - februar 1998. *Fauna*, 51, 2-8.
- Mace, R. D., Manley, T. L. & Aune, K. E. 1994. Factors affecting the photographic detection rate of grizzly bears in the Swan Mountains, Montana. *International Conference on Bear Research and Management*, 9, 245-252.
- Mace, R., Manley, T. & Aune, K. 1990. Use of systematically deployed remote cameras to monitor grizzly bears. *Montana Department of Fish, Wildlife and Parks*, 1-29.
- Mace, R. D., Minta, S. C., Manley, T. L. & Aune, K. E. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 74-83.
- Mace, R. D. & Waller, J. S. 1997. Spatial and temporal interaction of male and female grizzly bears in northwestern Montana. *Journal of Wildlife Management*, 61, 39-52.
- Maddock, A. H. & Mills, M. G. L. 1994. Population characteristics of African wild dogs *Lycan pictus* in the eastern Transvaal lowveld, South Africa, as revealed through photographic records. *Biological Conservation*, 67, 57-62.
- Maehr, D. S., Land, E. D. & Roof, J. C. 1991. Florida panthers. *National Geographic Research and Exploration*, 7, 414-431.
- Mano, T. 1987. Population characteristics of brown bears on Oshima Peninsula, Hokkaido. *International Conference on Bear Research and Management*, 7, 69-74.
- Mano, T. 1995. Sex and age characteristics of harvested brown bear in the Oshima peninsula, Japan. *Journal of Wildlife Management*, 59, 199-204.
- Mattson, D. J. 1997. Sustainable grizzly bear mortality calculated from counts of females with cubs-of-the-year: an evaluation. *Biological Conservation*, 81, 103-111.
- McCarthy, T. M. & Munkhtsog, B. 1997. Preliminary assessment of snow leopard sign surveys in Mongolia. In: *Proceedings of the 8th International Snow Leopard Symposium* (eds. R. Jackson & A.

- Ahmad), pp. 57-65. International Snow Leopard Trust and World Wide Fund for Nature - Pakistan, Islamabad, Pakistan.
- McCullough, D. R. 1986. The Craigheads' data on Yellowstone grizzly bear populations: relevance to current research and management. International Conference on Bear Research and Management, 6, 21-32.
- McCullough, D. R. 1996. Spatially structured populations and harvest theory. *Journal of Wildlife Management*, 60, 1-9.
- McLean, P. K. & Pelton, M. R. 1994. Estimates of population density and growth of black bears in the Smoky Mountains. International Conference on Bear Research and Management, 9, 253-262.
- McLellan, B. N. 1989. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. I. Density and age - sex composition. *Canadian Journal of Zoology*, 67, 1856-1860.
- Mech, L. D. 1986. Wolf population in the central Superior National Forest, 1967-1985. USDA Forest Service North Central Forest Experiment Station Research Paper, NC-270, 1-6.
- Mertzanis, G. 1990. The brown bear in Greece. *Aquilo*, 27, 67-70.
- Mertzanis, G. 1994. Brown bear in Greece: distribution, present status, ecology of a northern Pindus subpopulation. International Conference on Bear Research and Management, 9, 187-198.
- Messier, F. 1995. On the functional and numerical responses of wolves to changing prey density. In: Ecology and conservation of wolves in a changing world (eds. L. N. Carbyn, S. H. Fritts & D. R. Seip), pp. 187-198. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton.
- Messier, F. & Crête, M. 1985. Moose-wolf dynamics and the natural regulation of moose populations. *Oecologia*, 65, 503-512.
- Miljøverndepartementet. 1996-97. Om rovviltforvaltning. Stortings Melding 35.
- Miller, S. D. 1990. Impact of increased bear hunting on survivorship of young bears. *Wildlife Society Bulletin*, 18, 462-467.
- Miller, S. D. 1990. Population management of bears in North America. International Conference on Bear Research and Management, 8, 357-373.
- Miller, S. D. & Miller, S. M. 1990. Interpretation of bear harvest data. Alaska Department of Fish and Game, Final Report, W-22-6 through W-23-3, 1-90.
- Miller, S. D., White, G. C., Sellers, R. A., Reynolds, H. V., Schoen, J. W., Titus, K., Barnes, V. G., Smith, R. B., Nelson, R. R., Ballard, W. B. & Schwartz, C. C. 1997. Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemetry and replicated mark-resight techniques. *Wildlife Monographs*, 133, 1-55.
- Mills, M. G. L. 1996. Methodological advances in capture, census, and food habits studies of large African carnivores. In: Carnivore behavior, ecology, and evolution (eds. J. L. Gittleman), pp. 223-242. Cornell University Press, London.
- Mills, M. G. L. & Gorman, M. L. 1997. Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park. *Conservation Biology*, 11, 1397-1406.
- Mladenoff, D. J. & Sickley, T. A. 1998. Assessing potential gray wolf restoration in the northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and potential population levels. *Journal of Wildlife Management*, 62, 1-10.
- Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Haight, R. G. & Wydeven, A. P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes region. *Conservation Biology*, 9, 279-294.
- Mortensen, A. J. 1996. Sportakseringer på gaupe i Gudbrandsdalen og Ottadalen 1993-1996. Fylkesmannen i Oppland Miljøvernavdelingen Rapport, 13/96, 1-13.
- Myrberget, S. 1988. Hunting statistics as indicators of game population size and composition. *Statistical Journal of the United Nations*, ECE 5, 289-301.
- Myrberget, S. & Sørensen, O. J. 1981. Spor og sportegn etter store rovdyr. *Viltrapport*, 15, 1-118.
- Mysterud, I. 1991. Vurdering av bjørnbestander ved hjelp av elgjegere II: Hedmark 1976-78. *Fauna*, 44, 275-284.
- Mysterud, I. & Mysterud I. 1995. Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarksnæringer i dagens- og framtidens Norge: en konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfenøring, reindrift og viltinteresser. Sluttrapport, KUR-prosjektet, Norsk sau og geitalslag., 336pp.
- Nagy, J. A. & Gunson, J. R. 1990. Management plan for grizzly bears in Alberta. Alberta Forestry, Lands and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Wildlife Management Planning Series, 2, 1-164.
- Noss, R. F. & Cooperrider, A. Y. 1994. Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Island Press, Washington D.C.
- Nowell, K. & Jackson, P. 1996. Wild cats: status survey and action plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- Noyce, K. V., Garshelis, D. L. & Coy, P. L. 1998. Vulnerability of black bears to trap and camera sampling and implications for mark-recapture studies. International Conference on Bear Research and Management - Abstract, 11, 32.
- Östergren, A. & Segerström, P. 1998. Familjegrupper av lodjur - metod för antalsbedömningar. Länsstyrelsen Västerbottens län Meddelande, 2, 1-5.
- Paloheimo, J. E. & Fraser, D. 1981. Estimation of harvest rate and vulnerability from age and sex data. *Journal of Wildlife Management*, 45, 948-958.
- Pelton, M. R. 1972. Use of foot trail travellers in the Great Smoky Mountains National Park to estimate black bear (*Ursus americanus*) activity. International Conference on Bear Research and Management, 2, 36-42.

- Pelton, M. R. & Marcum, L. C. 1977. The potential use of radioisotopes for determining densities of black bears and other carnivores. In: Proceedings of the 1975 Predator Symposium (eds. R. L. Phillips & C. Jonkel), pp. 221-236. Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana, Missoula.
- Peterson, R. O. 1977. Wolf ecology and prey relationships on Isle Royale. National Parks Service Scientific Monograph Series, 11, 1-210.
- Peterson, R. O. 1995. The wolves of Isle Royale: a broken balance. Willow Creek Press, Minocqua, Wisconsin.
- Pletscher, D. H., Ream, R. R., Boyd, D. K., Fairchild, M. W. & Kunkel, K. E. 1997. Population dynamics of a recolonizing wolf population. Journal of Wildlife Management, 61, 459-465.
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C. & Hines, J. E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs, 107,
- Potvin, F. 1987. Wolf movements and population dynamics in Papineau-Labelle reserve, Quebec. Canadian Journal of Zoology, 66, 1266-1273.
- Powell, R. A., Zimmerman, J. W., Seaman, D. E. & Gilliam, J. F. 1996. Demographic analyses of a hunted black bear population with access to a refuge. Conservation Biology, 10, 224-234.
- Rabinowitz, A. 1993. Estimating the Indochinese tiger *Panthera tigris corbetti* population in Thailand. Biological Conservation, 65, 213-217.
- Reynolds, H. V. & Garner, G. W. 1987. Patterns of grizzly bear predation on caribou in northern Alaska. International Conference on Bear Research and Management, 7, 59-68.
- Rice, C. G., Rohlman, J., Beecham, J. & Pozzanghera, S. 1998. Are bait stations useful for monitoring black bear populations ? some approaches to power analysis. International Conference on Bear Research and Management - Abstract, 11, 38.
- Rose, M. D. & Polis, G. A. 1998. The distribution and abundance of coyotes: the effects of allochthonous food subsidies from the sea. Ecology, 79, 998-1007.
- Ross, P. I. & Jalkotzy, M. G. 1992. Characteristics of a hunted population of cougars in southwestern Alberta. Journal of Wildlife Management, 56, 417-426.
- Ross, P. I., Jalkotzy, M. G. & Gunson, J. R. 1996. The quota system of cougar harvest management in Alberta. Wildlife Society Bulletin, 24, 490-494.
- Rossell, C. R. & Litvaitis, J. A. 1994. Application of harvest data to examine responses of black bears to land-use changes. International Conference on Bear Research and Management, 9, 275-281.
- Rudis, V. A. & Tansey, J. B. 1995. Regional assessment of remote forests and black bear habitat from forest resource surveys. Journal of Wildlife Management, 59, 170-180.
- Schaller, G. B., Junrang, R. & Mingjiang, Q. 1988. Status of the snow leopard *Panthera unica* in Qinghai and Gansu Provinces, China. Biological Conservation, 45, 179-194.
- Schmidt, K., Jedrzejewski, W. & Okarma, H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. Acta Theriologica, 42, 289-312.
- Schonewald-Cox, C., Azari, R. & Blume, S. 1991. Scale, variable density, and conservation planning for mammalian carnivores. Conservation Biology, 5, 491-495.
- Schwartz, C. C. & Becker, E. F. 1988. Development of population assessment techniques for lynx. Alaska Department of Fish and Game Federal Aid in Wildlife Restoration Report, Project W-22-6, 1-28.
- Schwartz, C. C., Becker, E. F. & Hundertmark, K. J. 1988. Development of population assessment techniques for lynx. Alaska Department of Fish and Game Federal Aid in Wildlife Restoration Report, Project W-23-1, 1-8.
- Schweinsburg, R. E., Lee, L. J. & Latour, P. B. 1982. Distribution, movement and abundance of polar bears in Lancaster Sound, Northwest Territories. Arctic, 35, 159-169.
- Seber, G. A. F. 1986. A review of estimating animal abundance. Biometrics, 42, 267-292.
- Seidensticker, J. C., Hornocker, M. G., Wiles, W. V. & Messick, J. P. 1973. Mountain lion social organization in the Idaho primitive area. Wildlife Monographs, 35, 1-60.
- Seydack, A. H. W. 1984. Application of a photo-recording device in the census of larger rain-forest mammals. South African Journal of Wildlife Research, 14, 10-14.
- Shaw, H. G. 1977. Impact of mountain lion on mule deer and cattle in northwestern Arizona. In: Proceedings of the 1975 Predator Symposium (eds. R. L. Phillips & C. Jonkel), pp. 17-32. Montana Forest and Conservation Experiment Station, University of Montana, Missoula,
- Shaw, H. G. 1987. Mountain lion field guide. Arizona Game and Fish Department, Special report number 9, 1-47.
- Shaw, H. G., Woolsey, N. G., Wegge, J. R. & Day, R. L. 1988. Factors affecting mountain lion densities and cattle depredation in Arizona. Arizona Fish and Game Department Final Report, Federal Aid in Wildlife Restoration Project W-78-R, 1-16.
- Smallwood, K. S. 1997. Interpreting puma (*Puma concolor*) population estimates for theory and management. Environmental Conservation, 24, 283-289.
- Smallwood, K. S. 1994. Trends in California mountain lion populations. Southwestern Naturalist, 39, 67-72.
- Smallwood, K. S. & Fitzhugh, E. L. 1997. Differentiating mountain lion and dog tracks. In: Proceedings of the third mountain lion workshop (eds. R. H. Smith), pp. 58-63. Arizona Chapter, The Wildlife Society, Prescott, Arizona.

- Smallwood, K. S. & Fitzhugh, E. L. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, 65, 51-59.
- Smallwood, K. S. & Fitzhugh, E. L. 1991. The use of track counts for mountain lion population census. Mountain lion- human interaction, Symposium and workshop, Colorado Division of Wildlife, 59-67.
- Smallwood, K. S. & Schonewald, C. 1996. Scaling population density and spatial pattern for terrestrial mammalian carnivores. *Oecologia*, 105, 329-335.
- Smietana, W. & Wajda, J. 1997. Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. *Acta Theriologica*, 42, 241-252.
- Smirnov, E. N. & Miquelle, D. G. 1998. Long term monitoring to assess trends and population dynamics of the Amur tiger in Sikhote-Alin Zapovednik, Primorski Krai, Russia. In: *Riding the tiger: meeting the needs of wildlife and people in Asia* (eds. J. Seidensticker, P. Jackson & X. Christie), pp. xxx-xxx. Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith, R. V., Belk, M. C. & Black, H. L. 1998. A shape analysis of American black bear tracks. *International Conference on Bear Research and Management - Abstract*, 11, 116.
- Solberg, E. J., Heim, M., Sæther, B. E. & Holmstrøm, F. 1997. Oppsummeringsrapport overvåkingsprogram for hjortevilt Elg 1991-95. NINA Fagrapport, 030, 1-68.
- Solberg, E. J. & Sæther, B. E. submitted. How well do moose-observations predict population size? a comparison of two independent population size indices. *Wildlife Biology*,
- Solvang, H. 1998. Resultat av gaupe/ulv registrering 25/1 1998. Norges Jeger og fiskerforbund - Hedmark, 13p.
- Spiridonov, G. & Spassov, N. 1990. Status of the brown bear in Bulgaria. *Aquilo*, 27, 71-75.
- Spreadbury, B. R., Musil, K., Musil, J., Kaisner, C. & Kovak, J. 1996. Cougar population characteristics in southeastern British Columbia. *Journal of Wildlife Management*, 60, 962-969.
- Stephenson, R. O. & Karczmarczyk, P. 1989. Development of techniques for evaluating lynx population status in Alaska. Alaska Department of Fish and Game Federal Aid in Wildlife Restoration Report, Project W-23-1, 1-95.
- Støen, O. G. 1994. The status and food habits of the tiger (*Panthera tigris*) population in the Karnali floodplain of Royal Bardia National Park, Nepal. MSc Thesis, Agricultural University of Norway, Ås.
- Swenson, J. E. 1991. Evaluation of a density index for territorial male hazel grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fennica*, 68, 57-65.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A. & Franzén, R. 1994. Bjørnens historiske og nåværende status og forvaltning i Skandinavia. Norsk Institutt for Naturforskning Forskningsrapport, 53, 1-23.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation*, 70, 9-17.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology*, 1, 11-25.
- Swenson, J. E. & Wikan, S. 1996. A brown bear population estimate for Finnmark County, North Norway. *Fauna Norveigica Series A*, 17, 11-15.
- Swenson, J. E. & Sandegren, F. 1996. Sustainable brown bear harvest in Sweden estimated from hunter-provided information. *Journal of Wildlife Research*, 1, 229-232.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67, in press.
- Sørensen, O. J., Overskaug, K. & Kvam, T. 1990. Status of the brown bear in Norway 1983-86. *International Conference on Bear Research and Management Monograph Series*, 8, 17-23.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. & Sandegren, F. 1997. Levedyktighetsanalyser av shandinaavisk brunbjørn. NINA Fagrapport, 025, 1-41.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. & Sandegren, F. 1998. Viability of Scandinavian brown bear *Ursus arctos* populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos*, 82, in press.
- Taberlet, P. & Bouvet, J. 1992. Bear conservation genetics. *Nature*, 358, 197.
- Taberlet, P., Mattock, H., Dubois-Paganon, C. & Bouvet, J. 1993. Sexing free-ranging brown bears *Ursus arctos* using hairs found in the field. *Molecular Ecology*, 2, 399-403.
- Taberlet, P. & Waits, L. P. 1998. Non-invasive genetic sampling. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 26-27.
- Taylor, B. L. & Gerrodette, T. 1993. The use of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology*, 7, 489-500.
- Taylor, M. & Lee, J. 1994. Tetracycline as a biomarker for polar bears. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 83-89.
- Testa, J. W., Holleman, D. F., Bowyer, R. T. & Faro, J. B. 1994. Estimating populations of marine river otters in Prince William Sound, Alaska, using radiotracer implants. *Journal of Mammalogy*, 75, 1021-1032.
- Theberge, J. B. 1991. Ecological classification, status, and management of the gray wolf, *Canis lupus*, in Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 105, 459-463.

- Thompson, I. D., Davidson, I. J., O'Donnell, S. & Brazeau, F. 1989. Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Canadian Journal of Zoology*, 67, 1816-1823.
- Torres, S. G., Mansfield, T. M., Foley, J. E., Lupo, T. & Brinkhaus, A. 1996. Mountain lion and human activity in California: testing speculations. *Wildlife Society Bulletin*, 24, 451-460.
- Van Dyke, F. G. & Brocke, R. H. 1987. Searching technique for mountain lion sign at specific locations. *Wildlife Society Bulletin*, 15, 256-259.
- Van Dyke, F. G. & Brocke, R. H. 1987. Sighting and track reports as indices of mountain lion presence. *Wildlife Society Bulletin*, 15, 251-256.
- Van Dyke, F. G., Brocke, R. H. & Shaw, H. G. 1986. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *Journal of Wildlife Management*, 50, 102-109.
- Van Hensbergen, H. J. & White, G. C. 1995. Review of methods for monitoring vertebrate population parameters. In: *Integrating people and wildlife for a sustainable future* (eds. J. A. Bissonette & P. R. Krausman), pp. 489-508. *Wildlife Society, Maryland*.
- Van Sickle, W. D. & Lindzey, F. G. 1991. Evaluation of a cougar population estimator based on probability sampling. *Journal of Wildlife Management*, 55, 738-743.
- Vila, C., Castroviejo, J. & Urios, V. 1993. The Iberian wolf in Spain. In: *Wolves in Europe - status and perspectives* (eds. C. Promberger & W. Schröder), pp. 104-109. *Munich Wildlife Society, Munich*.
- Vincent, J., Gaillard, J. & Bideau, E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica*, 36, 315-328.
- Vincent, J. P., Hewison, A. J. M., Angibault, J. M. & Cargnelutti, B. 1996. Testing density estimators on a fallow deer population of known density. *Journal of Wildlife Management*, 60, 18-28.
- Wabakken, P. 1993. Wolves in Sweden and Norway. In: *Wolves in Europe - status and perspectives* (eds. C. Promberger & W. Schröder), pp. 8-13. *Munich Wildlife Society, Munich*.
- Wabakken, P., Kvam, T. & Sørensen, O. J. 1984. Wolves *Canis lupus* in southeastern Norway. *Fauna Norvegica Series A*, 50-52.
- Wabakken, P., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. 1996. Ulv i Hedmark. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, del 6. *NINA Oppdragsmelding*, 417, 1-16.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sauprosjektet i Hedmark 1990-1993. *NINA forskningsrapport*, 058, 1-49.
- Wabakken, P. & Maartmann, E. 1997. Bestandsstatus for ulv i sørøst-Norge og Skandinavia i 1996. *Fylkesmannen i Hedmark Miljøvernvedelingen Rapport*, 8/97, 1-19.
- Wabakken, P., Sørensen, O. J. & Kvam, T. 1982. Ulv *Canis lupus* L. i sørøst-Norge: registeringsproblemer og minimumsbestand. *Viltrapport*, 20, 1-38.
- Wabakken, P., Sørensen, O. J. & Kvam, T. 1983. Wolves (*Canis lupus*) in southeastern Norway. *Acta Zoologica Fennica*, 174, 277.
- Wards, R. M. & Krebs, C. J. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Canadian Journal of Zoology*, 63, 2817-2824.
- Wasser, S. K., Houston, C. S., Koehler, G. M., Cadd, G. G. & Fain, S. R. 1997. Techniques for application of faecal DNA methods to field studies of Ursids. *Molecular Ecology*, 6, 1091-1097.
- Weaver, J. L., Paquet, P. C. & Ruggiero, L. F. 1996. Resilience and conservation of large carnivore conservation in North America. *Conservation Biology*, 10, 964-976.
- White, G. C. & Garrott, R. A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press Inc., London.
- Wiegand, T., Naves, J., Stephan, T. & Fernandez, A. 1998. Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Corillera Cantabrica; Spain. *Ecological Monographs*, In press.
- Wielgus, R. B. & Bunnell, F. L. 1994. Dynamics of a small, hunted brown bear *Ursus arctos* population in southwestern Alberta, Canada. *Biological Conservation*, 67, 161-166.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. & Macdonald, D. W. 1997. *The African wild dog: status survey and conservation action plan*. IUCN Publications, Cambridge.
- Yoccoz, N. G., Steen, H., Ims, R. A. & Stenseth, N. C. 1993. Estimating demographic parameters and the population size: an updated methodological survey. In: *The Biology of Lemmings* (eds. N. C. Stenseth & R. A. Ims), pp. 565-587. *Academic Press, London*.
- Young, B. F. & Ruff, R. L. 1982. Population dynamics and movements of black bears in east central Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 46, 845-860.
- Zielinski, W. J. & Kucera, T. E. 1995. American marten, fisher, lynx, and wolverine: survey methods for their detection. *United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report, PSW-GTR-157*, 1-163.
- Zielinski, W. J. & Stauffer, H. B. 1996. Monitoring *Martes* populations in California: survey design and power analysis. *Ecological Applications*, 6, 1254-1267.
- Zielinski, W. J. & Truex, R. L. 1995. Distinguishing tracks of marten and fisher at track-plate stations. *Journal of Wildlife Management*, 59, 571-579.

Vedlegg

Latinske navner på dyrartene.

Tiger - *Panthera tigris*

Gaupe - *Lynx lynx*

Kanadagaube - *Lynx canadensis*

Puma - *Puma concolor* / *Felis concolor*

Bobcat - *Lynx rufus*

Snøleopard - *Panthera uncia*

Ulv - *Canis lupus*

Coyote - *Canis latrans*

Rødrev - *Vulpes vulpes*

Dingo - *Canis familiaris*

Grevling - *Meles meles*

Oter - *Lutra lutra*

Nordamerikansk oter - *Lutra canadensis*

Jerv - *Gulo gulo*

Amerikansk mår - *Martes americana*

Mår - *Martes martes*

Fisher - *Martes pennanti*

Brunbjørn - *Ursus arctos*

Svartbjørn - *Ursus americanus*

Isbjørn - *Ursus maritimus*

Panda - *Ailuropoda melanoleuca*

Vaskebjørn - *Procyon lotor*