

Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt

En kunnskapsoppsummering med
anbefalinger for framtidig satsing

Scott M. Brainerd
Hans Christian Pedersen
John Atle Kålås
Christer Rolandsen
Stein Arild Hoem
Torstein Storaas
Leif Kastdalen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt

En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing

Scott M. Brainerd
Hans Christian Pedersen
John Atle Kålås
Christer Rolandsen
Stein Arild Hoem
Torstein Storaas
Leif Kastdalen

Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. 2005. Lokalførankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt. En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. NINA Rapport 38. 73 pp.

Oslo, april 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1562-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

S. M. Brainerd, H. C. Pedersen, J. A. Kålås, C. Rolandsen, S. A. Hoem, T. Storaas, L. Kastdalen, N. Eide.

KVALITETSSIKRET AV

Øystein Aas

ANSVARLIG SIGNATUR

Forsknings sjef Øystein Aas

OPPDRAGSGIVER(E)

DN

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Erik Lund

FORSIDEBILDE

Lirype. Fotoillustrasjon: Scott Brainerd

NØKKELOORD

Småvilt, hønsefugl, mindre rovdyr, hare, smågnagere, lokal viltforvaltning, takseringsmetoder, bestandsovervåking, databaser, biologisk mangfold.

KEY WORDS

Small game, tetraonids, mesocarnivores, lagomorphs, microtine rodents, local wildlife management, census methods, population monitoring, data bases, biological diversity.

KONTAKTOPPLYSNINGER			
NINA Trondheim NO-7485 Trondheim Telefon: 73 80 14 00 Telefaks: 73 80 14 01	NINA Oslo Postboks 736 Sentrum NO-0105 Oslo Telefon: 73 80 14 00 Telefaks: 22 33 11 01	NINA Tromsø Polarmiljø senteret NO-9296 Tromsø Telefon: 77 75 04 00 Telefaks: 77 75 04 01	NINA Lillehammer Fakkelgården NO-2624 Lillehammer Telefon: 73 80 14 00 Telefaks: 61 22 22 15
http://www.nina.no			

Sammendrag

Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. 2005. Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt. En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. NINA Rapport 38. 73 s.

Lokal forvaltning av utmarksressurser og nasjonal overvåking av det biologiske mangfoldet er i dag viktige målsettinger for norsk naturforvaltning. Vi har lang tradisjon for taksering av småvilt i Norge, der årlige tellinger gjennomføres med forskjellige metoder til ulike årstider mange steder i landet. Disse tellingene blir vanligvis utført av jegere i nært samarbeid med rettighetshavere, ofte med tilskudd fra offentlig forvaltning. Denne til dels omfattende aktiviteten er p.d.d. ikke koordinert eller standardisert, og det finnes et stort potensial for videreutvikling av både metoder og gjennomføring. Dette kan danne et grunnlag for en bedre og bredere utnyttelse av innsamlede data til forvaltning og overvåking av småviltressursene på ulike nivåer. I denne rapporten presenterer vi en oversikt over kunnskap vedrørende takseringsmetoder, overvåkingsprogrammer og databaseløsninger med siktemål for å utvikle et nasjonalt system for forvaltning og overvåking av utvalgte småviltarter i Norge. I tillegg presenteres en gjennomgang av den nasjonale strategien for lokal forvaltning av vilt- og fiskeressursene med en oversikt over de forskjellige aktørers tiltenkte roller i forbindelse med småvilttakseringer. Det anbefales standardiserte metoder til taksering av småviltarter basert på tilgjengelig kunnskap og praktiske erfaringer fra Norge og utlandet. For hønefuglartene anbefales tellinger i august langs takseringslinjer etter den såkalte Distance-, eller avstandstakstmetoden. Denne metoden beregner tettheter basert på oppdagbarhetsfunksjoner som tar utgangspunkt i den vinkelrette avstanden fra observerte individer til transektlinjen. Metoden ansees som fullgod til telling av lirype (*Lagopus lagopus*) og også for fjellrype (*L. mutus*) under visse forhold. Forskningsresultater viser at metoden underestimerer tettheter av orrfugl (*Tetrao tetrix*) og storfugl (*T. urogallus*), slik at estimatene må justeres ved hjelp av korreksjonsfaktorer. For mindre pattedyr som inkluderer rødrev (*Vulpes vulpes*), mår (*Martes martes*), røyskatt (*Mustela erminea*) og hare (*Lepus timidus*) anbefaler vi indekstelling av spor langs takseringslinjer på sporsnø vinterstid. Videre anbefaler vi at et EDB-basert system utvikles for datafangst på lokalt nivå, tilrettelegge disse dataene for bearbeiding på regionalt nivå og til overvåking og forskning på regionalt og nasjonalt nivå. Et slikt system bør ta utgangspunkt i eksisterende teknologi og databaseløsninger og være brukervennlig, ha funksjoner for automatisk kvalitetssikring av data og gi rask tilbakemelding til lokale forvaltere og rettighetshavere.

Scott M. Brainerd, NINA Oslo, Dronningens gt. 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.
Stein Arild Hoem, John Atle Kålås, Hans Christian Pedersen, Christer Rolandsen, NINA Trondheim, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Leif Kastdalen, Torstein Storaas, Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, 2480 Koppang.

Abstract

Brainerd, S. M., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. 2005. Locally-based management and national monitoring of small game. A summary of current knowledge with recommendations for future efforts. NINA Rapport 38. 73 pp.

Today, local management of natural resources and national monitoring of biodiversity are important national goals in Norwegian natural resource management. There is a long tradition for inventorying small game in Norway, with annual counts conducted with various methods at different times of the year many places in the country. Such counts are conducted by hunters or other volunteers in close cooperation with landowners, often with financial support from management authorities. However, this activity is at present not coordinated or standardized, and there is a great potential for developing systems and methodology which would allow for better and broader application of this large data set. A standardized system for small game inventory will greatly enhance the application of data collected through these efforts for management and monitoring of these resources at many scales. In this report we review existing census methodology, monitoring programs and data base solutions with a view to developing a national scheme for monitoring and management of small game resources in Norway. In addition, we present a synopsis of the national strategy for local management of fish and wildlife resources, including the expected roles of different stakeholders in a future system where small game census data can be used simultaneously for local management as well as larger scale monitoring and research activities. We have made specific recommendations on standardized methods for censusing small game species based upon current knowledge and practical experience with these in Norway and other countries. For selected tetraonid species, we recommend line transect surveys based on Distance sampling methodology for bird counts in August. For this method, the perpendicular distance from observed individuals to the transect line serves as the basis for calculating detection functions used for calculating density. This methodology can be used for willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) and for rock ptarmigan (*L. mutus*) under most conditions. Research indicates, however, that this method underestimates densities of black grouse (*Tetrao tetrix*) and capercaillie (*T. urogallus*), and thus correction factors must be used to adjust density estimates. We recommend index counts of tracks on snow along line transects during winter for red fox (*Vulpes vulpes*), pine marten (*Martes martes*), stoat (*Mustela erminea*), and mountain hare (*Lepus timidus*). We further recommend that a computer-based system must be developed for data entry and management which allows for local input, regional analyses and national storage. Such a system should build upon existing technology and data bases and be user-friendly, allow for automatic quality control of data and quick feedback to local managers and landowners.

Scott M. Brainerd, NINA Oslo, Dronningens gt. 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.
Stein Arild Hoem, John Atle Kålås, Hans Christian Pedersen, Christer Rolandsen, NINA Trondheim, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Leif Kastdalen, Torstein Storaas, Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, 2480 Koppang.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning	8
2 Bakgrunn	10
2.1 Planmessig småviltforvaltning.....	10
2.2 Driftsplaner som et ledd i lokal forvaltning.....	11
2.3 Taksering som et ledd i den praktiske småviltforvaltning	11
2.4 Behovet for standardisert metodikk.....	13
3 Takseringsmetoder	15
3.1 Indekstillinger.....	15
3.1.1 Linje- eller løypetakseringer	16
3.1.2 Leiktaksering	16
3.1.3 "Presence-absence" (PA) indeks	16
3.1.4 Jegerobservasjoner	16
3.1.5 Fellingsstatistikk	17
3.1.6 Biologiske prøver.....	17
3.2 Tetthetsestimater	17
3.2.1 Prøveflatetakst (ruter, belter og punkter).....	19
3.2.2 Metoder basert på empirisk modellering	20
4 Artsvis gjennomgang av aktuelle takseringsmetoder	24
4.1 Hønsefugl.....	24
4.1.1 Ryper.....	24
4.1.2 Skogsfugl.....	27
4.1.3 Hønsefugltakseringer: presisjon, representativitet og kvalitetssikring	31
4.2 Mindre pattedyr	33
4.2.1 Hare.....	33
4.2.2 Mindre rovpattedyr	35
4.3 Smågnagerindeks	37
5 Aktører og roller i småviltforvaltningen	39
5.1 Roller og ansvarsfordeling	39
5.1.1 Forvaltningsorganer	40
5.1.2 Rettighetshavere	40
5.1.3 Brukere.....	43
5.1.4 Samarbeidsråd	43
5.1.5 Forskningsmiljøer	44
6 Overvåking av naturressurser – programmer og databaser	45
6.1 Relevante overvåkingsprosjekter og –program	46
6.1.1 Program for terrestrisk naturovervåking (TOV).....	46
6.1.2 Sjøfuglovervåking	46
6.1.3 Hjorteviltovervåking	47

6.1.4	Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr	47
6.1.5	Overvåking av fjellrev	47
6.1.6	Regionale tellinger av småvilt	47
6.1.7	Nasjonal jaktstatistikk	48
7	Aktuelle databaser	49
7.1	Viktige begrep og definisjoner	49
7.2	Bruk og generering av kartdata	50
7.3	Bruk og generering av biologiske data	50
7.4	Rettigheter til data	50
7.5	Gjennomgang av kurrante databaser	51
7.5.1	Vanninfo databasen (VannBasen)	51
7.5.2	Hjorteviltregisteret	51
7.5.3	Natur2000	52
7.5.4	Nasjonalt sjøfuglkartverk	52
7.5.5	Rovbasen	53
7.5.6	Norsk hekkefuglatlas	53
8	Konklusjoner og anbefalinger	54
8.1	Metodevalg for standardiserte vilttakseringer	54
8.1.1	Hønsfugl	54
8.1.2	Mindre pattedyr (hare og rovdyr)	56
8.1.3	Smågnagere	57
8.2	Aktuelle samarbeidspartnere og samarbeidsformer	58
8.2.1	Rettighetshavere	58
8.2.2	Forvaltningen	58
8.2.3	Brukere	58
8.2.4	FoU-institusjoner	59
8.3	Kravspesifikasjoner til en småviltdatabase	59
8.3.1	Hva bør databasen inneholde?	59
8.3.2	Hvordan skal databasen fungere?	59
8.3.3	Anbefaling	60
9	Referanser	61
10	Vedlegg	69

Forord

Norsk vilt- og fiskeforvaltning har i løpet av de siste årene vært under omlegging fra et system styrt av sentrale og regionale myndigheter til et system tuftet på lokal styring. Småvilttakseringsdata har innenfor et slikt system et stort potensial som grunnlag for en lokal, planmessig forvaltning av disse viktige utmarksressursene. Samtidig kan en standardisering av slike takseringer gi store gevinster for å forstå hvordan bestander endrer seg over tid i forhold til mange ulike faktorer. For å kunne legge opp til et system som både kan anvendes til overvåking og forskning i stor målestokk og til forvaltning lokalt, er det viktig at man standardiserer takseringsmetoder for prioriterte småviltarter. Dette for å kunne lette skolering og trening av takseringsmannskaper, og samordne og bearbeide data til forvaltnings-, overvåkings- og forskningsformål. Samtidig er det viktig at man legger opp til et helhetlig system som sikre god kvalitet på og bruk av data som samles inn.

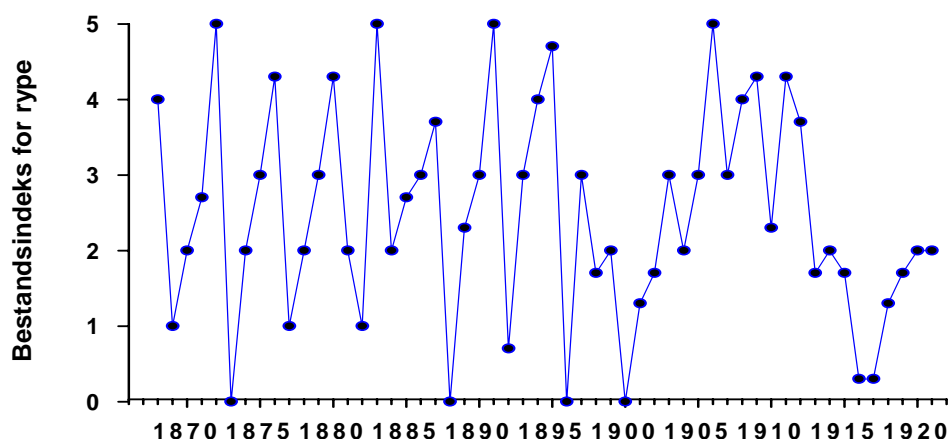
Denne rapport er tenkt som bakgrunnsdokument til et større prosjekt der man skal legge til rette for et standardisert nasjonalt overvåkingssystem for utvalgte småviltarter som vil ta utgangspunkt i lokale behov for kunnskap til forvaltningsformål. Vi håper og tror at dette arbeidet vil kunne danne grunnlag til en satsing som vil være av stor nytte både til lokale forvalter og til vår forståelse av faktorer som påvirker forekomst av disse artene på sikt.

20. mai 2005, Scott M. Brainerd (prosjektleder)

1 Innledning

Tidsserier med biologiske data av god kvalitet er av avgjørende betydning for å kunne vurdere endringer i naturen. En viktig del av faunaovervåking er å skaffe til veie kunnskap om naturlige variasjoner. Dette er nødvendig dersom man skal kunne skille effekter av menneskelig påvirkning fra naturlige variasjoner. I løpet av de siste åra har ivaretagelse av biologisk mangfold kommet sterkt i fokus, og det pågår nå en omfattende aktivitet i forbindelse med etablering av en nasjonal overvåking av biologisk mangfold (Direktoratet for naturforvaltning (DN) 1999, Framstad & Kålås 2001). Når det gjelder dyreliv omfatter dette i all hovedsak overvåking av store rovdyr, hjortedyr og sjøfugl. Bestandsstørrelse av liryper (*Lagopus lagopus*) og smånagere blir også overvåket gjennom Program for Terrestrisk Naturovervåking (TOV; Kålås & Framstad 2002).

Registrering av småviltforekomster har en lang tradisjon i Norge og har vært basert på lokale behov for kunnskap til forvaltning av enkelte terreng eller større arealer (se f. eks. Smedshaug 2002). Det foregår i dag tellinger av både hønefugl om sommeren og mindre pattedyr om vinteren i flere norske fylker, i regi av både private og offentlige aktører (Kålås & Pedersen 2003). I noen områder er det allerede i dag betydelige tidsserier som omfatter både levende bestander og jaktstatistikk. I den forbindelse har kvantifisering av forekomster av rype en lang historie (Figur 1).



Figur 1. Robert Kloster sin 55 år lange tidsserie over forekomster av ryper i det han kalte Central-Norge (Telemark, Buskerud, Oppland, Hedmark) for perioden 1868 til 1922. Indeksen er basert på informasjon om eksport av viltkjøtt. 0 - uår, 1 – måtelig, 2 – noenlunde tilfredsstillende, 3 – tilfredsstillende, 4 – meget tilfredsstillende, 5 – kronår. For mer informasjon se Kloster (1921).

Kunnskap om bestandssituasjonen for jaktbare småviltarter er viktig både når det gjelder nasjonal overvåking av biologisk mangfold og en riktig forvaltning av disse lokalt. Blant annet er li- og fjellrype (*Lagopus mutus*) nøkkelarter i våre fjellområder som, med sine store naturlige variasjoner i bestandsstørrelse mellom år, i sterk grad påvirker naturlig dynamikk i de naturtyper vi har i fjellet (Hagen 1952). Samtidig er kunnskap om bestandssituasjonen for hønefugl et nyttig redskap når det gjelder lokal forvaltning av småviltressurser (Slåttå m. fl. 2001, Smedshaug & Hjeljord 2002). Data om variasjoner i småviltbestandene er også et viktig redskap for mer grunnleggende forskning om årsaker til bestandssvingninger hos enkeltarter, og for å forstå samspillet mellom arter, biotoper og på sikt klimaforandringer, menneskelige aktiviteter m.m. (Kålås & Pedersen 2003).

Norsk vilt- og fiskeforvaltning har i løpet av de siste årene vært under omlegging fra et system styrt fra sentrale og regionale myndigheter til et tuftet på lokal styring. Dette har vært en generell

trend i samfunnet der sentrale myndigheter står for mål- og rammestyring og praktiske oppgaver blir overført til lokale statlige og private aktører (se St. meld. Nr. 31 (2000-2001)). I 1996 igangsatt DN (DN) prosjektet "Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressursene" som er kjent som "Driftsplanprosjektet" (DN 1996). Dette prosjektet har hatt som hovedmålsetting at den praktiske forvaltningen av vilt- og fiskeressursene, i den grad det er hensiktsmessig, skulle utøves lokalt innen år 2006 (se Aas & Andersen 2001, Dervo 2002). Kunnskap om bestandssituasjonen for de høstbare småviltartene, herunder hønsfugl, hare (*Lepus timidus*) og mindre rovdyr, er viktig både for å kunne følge med endringer i bestander i større målestokk og for å kunne forvalte lokale bestander og biotoper lokalt (se Slåttå m. fl. 2001, Smedshaug & Hjeljord 2002).

Derfor er tiden moden for utvikling av et overvåkingssystem på terrestriske småviltarter som kan gi avkasting til både lokal forvaltning og overordnet grunnforskning. Det ligger et stor ubenyttet potensial i det takseringsarbeidet på småvilt som foregår i Norge i dag som kan danne grunnlaget til et slikt system. Samtidig vil man kunne videreutvikle systemet etter hvert når den først etableres med både standardiserte metoder og databaseløsninger. I denne rapport ser vi nærmere på mulighetene for et landsdekkende system for overvåkning av ryper, skogsfugl, hare og mindre rovdyr som et ledd i det lokale viltforvaltningsarbeidet. I denne rapport har vi følgende målsettinger; 1) Utarbeide et forslag til en standardisert metodikk for småvilttakseringer (hønsfugl, mindre pattedyr) basert på erfaringer og kunnskap fra Norge og andre land, 2) Utarbeide forslag til et databasert verktøy som kan brukes til lokal småviltforvaltning og samtidig til overvåkning av småviltressurser lokalt, regionalt, nasjonalt og evt. på internasjonalt nivå (Sverige, Finland), 3) Identifisere aktuelle samarbeidspartnere gjennom en dialog med interesseorganisasjoner, andre fagmiljøer, dataselskaper og forvaltningen.

2 Bakgrunn

2.1 Planmessig småviltforvaltning

Tidligere var det en nokså utbredt holdning her i landet at "småviltet forvalter seg selv". Jegerne høstet av overskuddet, men hadde ingen direkte innvirkning på bestandene. De fleste forskningsprosjekt på småvilt som ble gjennomført i forrige århundre pekte på flere faktorer som bidrar til svingninger i småviltbestandene over tid, men jaktens rolle var antatt som underordnet de naturgitte faktorene (Myrberget 1988, Steen 1989, Pedersen 1997). Imidlertid har forskning i seinere tid vist at jakt kan ha en vesentlig større betydning for lirybebestanden enn tidligere antatt (Pedersen m. fl. 1999, 2004). Etter krigen har man i Norge opplevd store økninger i bestandene av hjortevilt. Fordi en god og bærekraftig forvaltning er avhengig av uttak gjennom jakt, og fordi disse artene representerer betydelige økonomiske verdier for både jegere, rettighetshavere og lokalsamfunn, har mesteparten av de offentlige ressursene mht forvaltning og forskning blitt rette mot storviltartene. Slik sett har småviltartene i lang tid vært et stebarn innenfor norsk forvaltning og forskning. Dette til tross for at både den direkte økonomiske verdi av så vel jaktutleie som omsetting av produkter småviltet i sin helhet representerer er langt fra ubetydelig (Muus Falck & Mysterud 1988, Storaas & Punsvik 1996).

Småviltforvaltning omfatter flere ting. For det første, er det selvsagt bestandene og leveområdene som må skjøttes riktig om man skal sikre høstbare bestander over tid. Forvaltning av selve jakten er et vesentlig ledd i dette, spesielt i områder med stor eller potensielt stor etterspørsel etter småviltjakt. For å kunne drive god forvaltning av småviltressursene i et gitt terreng, må man ha oversikt over følgende faktorer og ha standardiserte rutiner for datainnsamling og informasjon for å kunne beskrive situasjonen slik at riktige beslutninger treffes (se Statskog 2001):

Viltbiotopene – Arealforvaltning er en viktig komponent i forvaltning av et hvert småviltterreng. Dette må selvsagt sees i sammenheng med tilgjengelig kunnskap om artenes biotopkrav og levesett generelt, og hvordan artene fordeler seg i det aktuelle området. En fornuftig arealforvaltning er en viktig forutsetning for gode småviltstammer.

Viltbestandene – Viltbestander varierer over tid, og i forhold til de biologiske, klimatiske og menneskelige faktorene som påvirker disse. Det er viktig å ha et godt begrep om både tetthet, arealmessig fordeling og produksjon av de jaktbare artene for å kunne utøve en biologisk riktig forvaltning. Det er også viktig å følge med andre arter som evt. kan påvirke viltbestandene, som f. eks. smågnagere og mindre rovdyr.

Rekreasjonsaspektet - Jegere er forskjellige i forhold til hva de ønsker når de jakter. Enkelte er ute etter mest mulig utbytte i form av skutt vilt, mens andre vektlegger andre aspekter, som f. eks. trivsel eller naturopplevelser. En god forvaltning må være tilrettelagt for enkelte eller flere brukergrupper av jegere.

Jaktstatistikk – For å kunne drive en mest mulig optimal forvaltning av så vel en biologisk ressurs som de som høster av denne, er det nødvendig å ha kunnskap om jaktuttak (kjønn, alder, antall, og fordeling i terrenget) og jakttrykk (antall kort solgt, antall jegerdager, fordeling av jegere i tid og rom, m.m.). Regulering av jakta må tas med utgangspunkt i at man forstår virkningen av jaktuttak på viltbestanden ved varierende tetthet og produksjon. Dette er erfaring som vil kunne opparbeides over tid, og som baseres på forskningsresultater.

Tiltak – En planmessig viltforvaltning må ha gode rutiner for forvaltning av så vel jegersamfunnet som arealene og viltbestandene. Her må man legge opp til gode rutiner for samarbeid, gjennomføring og evaluering av ulike tiltak. Tiltak som for eksempel predator kontroll, biotopforbedringer, viltvennlig skogbruk og regulering av jakta kommer inn her.

Godt samarbeid – Private rettighetshavere, brukere og den kommunale viltforvaltning må finne gode samarbeidsrutiner for å sikre en best mulig forvaltning lokalt.

Informasjon – God forvaltning innebærer også informasjon om jakttilbud, overnattingsmuligheter, søknadsrutiner mht jaktsalg/-utleie, viltressursenes tilstand, lokale bestemmelser, forvaltningsopplegget (kvoter m.m.) og andre aspekter som jegere som potensielle kunder vil være opptatt av.

2.2 Driftsplaner som et ledd i lokal forvaltning

Driftsplaner er flerårige planer med målsettinger og retningslinjer for forvaltning av en eller flere vilt- eller fiskearter innenfor avgrensede områder. Slike planer skal omfatte både de biologiske, næringsmessige, rekreasjonsmessige og økonomiske aspekter ved forvaltning av ressursen. Arbeidet med driftsplaner er delt opp i 4 hovedbolker: hjortevilt, småvilt, laks og innlandsfisk (DN 1996, Dervo 2002). Driftsplanprosessen i hjorteviltforvaltning har kommet forholdsvis langt når det gjelder elg (*Alces alces*) og villrein (*Rangifer tarandus*), med henholdsvis 70 % og 100 % dekning av forvaltningsområdene med offentlige godkjente driftsplaner. Men for de øvrige stor- og småviltartene er driftsplaner en sjeldenhet. Dette er spesielt tilfelle for småvilt, herunder hønssefugl, hare og mindre rovdyrarter. Når det gjelder gress, er det utarbeidet noen lokale forvaltningsplaner i kystkommuner som omhandler tiltak for lindring av konflikter mellom landbruk og disse artene, der også jakt er inkludert der dette er hensiktsmessig (se DN 1996).

Et lokalt ansvar for forvaltning av småvilt innebærer et behov for god kunnskap om bestandsutvikling over tid, samt innsikt i biotop- og arealbruk, og eventuelle effekter av jakt og menneskelig inngrep. Rettighetshaver- og brukerorganisasjoner har lenge påpekt behovet for moderne, kunnskapsbaserte forvaltningsmodeller som kan gi lokale forvaltere et verktøy som både gir mulighet til en regulering av jakttrykk og vurdering av forskjellige praktiske tiltak. Det ligger en stor dugnadsvilje blant norske jegere for å delta i praktiske tiltak som kan fremme småviltstammer lokalt. Det å kunne følge med utviklingen i lokale småviltbestander over tid vil også kunne gi jegere og rettighetshavere en bedre forståelse for artenes biologi (herunder populasjonsdynamikk samt interaksjoner med andre arter, biotop og landskap). Dervo (2002) påpeker at rettighetshavere har et stort behov for å få bedre oversikt over småviltbestander og jaktstatistikk på de områdene de forvalter.

2.3 Taksering som et ledd i den praktiske småviltforvaltning

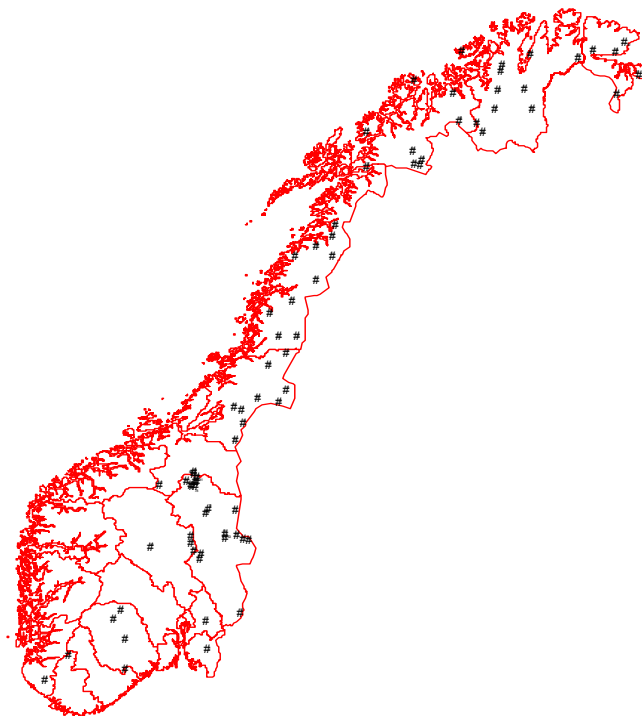
En god forvaltning av hønssefugl, hare og mindre rovdyr er avhengig av flere forhold. For det første, må arealene være store nok til å romme bestander som gjennomgår normale populasjonsdynamiske prosesser. Kunnskap om spredningsevnen til liryte, f. eks., indikerer at en forvaltningsenhet bør være minst 25-30 km² for å ta høyde for effekten av innflytning fra kringliggende områder (Pedersen m. fl. 1999, 2002). Hvis man i tillegg skal ta i betraktning effektene rovviltarter har på produksjon og tetthet hos matnyttige viltarter, måtte en forvaltningsenhet være atskillige større.

Organisering av arealer er derfor viktig. For det andre, må det være interesse og motivasjon fra så vel rettighetshavere som brukere om man skal lykkes. For rettighetshavere, vil muligheten for økonomisk gevinst gjennom tilrettelegging av småviltjakt være viktig. For brukersiden er det varierende behov – enkelte vil ha billig adgang gjennom kjøp av jaktkort, mens andre er villig å betale mer for et mer eksklusivt opplegg med god tilgang til vilt. Selve forvaltningen må derfor tilpasses virkeligheten, hvilket vil si at den må være rasjonell mht ressursbruk. Slik sett må forvaltning baseres på et godt samarbeid mellom lokale aktører, med enighet om rolle- og arbeidsfordeling innenfor snevre økonomiske rammer. For godt organiserte rettighetshavere, kan godt tilrettelagt småviltjakt gi økonomisk gevinst i form av så vel jaktkortsalg som lengre utleiekontrakter.

Mange norske jegere, spesielt de som er organiserte i jeger- og fiskerforeninger (JFF) eller andre lokale organisasjoner, har tradisjon for å utføre praktiske tiltak som en del av en leieavtale med grunneieren. Praktiske tiltak inkluderer alt fra enkelte biotopforbedrende tiltak til takseringer. Taksering utført av jegere har inngått som en del av et mer eller mindre planmessig viltstelsarbeid på oppdrag av rettighetshaverne. Den kan også brukes til å evaluere hvorvidt andre tiltak, som f. eks. predator kontroll eller regulert uttak, har påvirket viltbestanden. Årlige takseringer samt systematisk innsamling av jaktstatistikk er derfor et viktig kunnskapsfundament for en riktig forvaltning av småviltbestandene (Slåttå m. fl. 2001).

Helt tilbake til første halvdel av 1900-tallet har jegere og grunneiere, ofte i samarbeid med forskning og forvaltning, drevet med kartlegging spesielt av rype- og skogsfuglbestandene (se oppsummering i Smedshaug 2002) og denne aktivitet fortsetter mange steder i Norge den dagen i dag. Gjennom TOV har det foregått takseringer av liryper og smågnagere i de etablerte intensivområdene (østlige deler av Troms i forhold til TOV-området i Dividalen, nordlige deler av Nord-Trøndelag i forbindelse med TOV-området i Børgefjell, sørlige deler av Sør-Trøndelag i forbindelse med TOV-området i Åmotsdalen, nordøstlige deler av Hedmark i forbindelse med TOV-området i Gutulia og i Rogaland i forbindelse med TOV-området i Lund) (Kålås & Pedersen 2003).

Det finnes p.d.d ingen helhetlig oversikt over omfanget av takseringsarbeid som gjennomføres av private og offentlige aktører i Norge. En spørreskjemaundersøkelse sendt til miljøvernmyndighetene hos landets Fylkesmenn viser at i overkant av 60 områder (ca. 2500 km av takseringslinjer) blir taksert årlig av ulike aktører (se Figur 2). I tillegg kommer registreringene som utføres av 23 fjellstyrer med tilknytning til Norges Fjellstyresamband (NFS) (NFS 2004, se vedlegg 1). Disse takseringene omfatter hovedsakelig ryper og i noen grad skogsfugl, og i noen områder holder man også på med registrering av pattedyr vinterstid. Samtidig drives det i enkelte sammenhenger takseringer av mindre pattedyr vinterstid; den årlige gaupetakseringa omfatter nå flere hundre linjer i 7 fylker (Brainerd m. fl. 2005), og i enkelte av disse fylkene blir data om fore



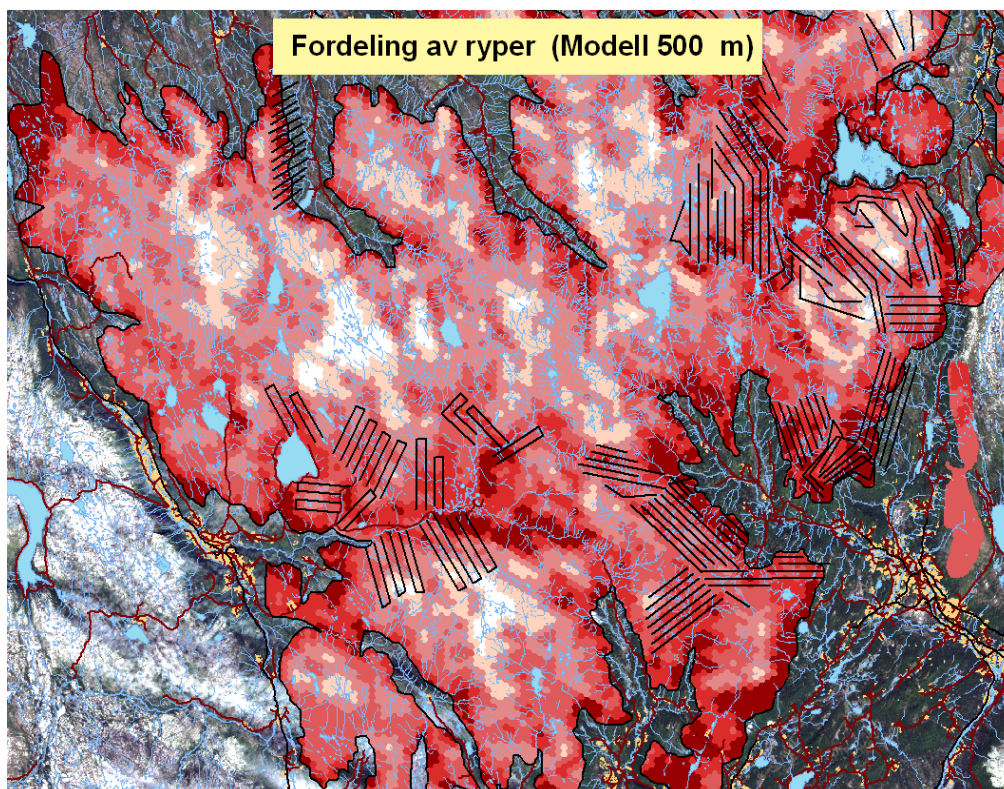
Figur 2. Grov oversikt over lokalisering av områder der vi har mottatt informasjon om at det i august 2002 ble utført bestandstakseringer av hønsefugl (tatt fra Kålås & Pedersen 2003).

komst av bl.a. mindre rovdyr registrert samtidig (se f. eks. Solvang & Strømseth 2004, Solvang m. fl. 2004a). Det er imidlertid betydelig rom for forbedring av takseringsopplegget, spesielt mht standardisering, rapportering og utnyttelse av innsamlet informasjon.

2.4 Behovet for standardisert metodikk

I sum utgjør dette takseringsarbeid, i tillegg til lokale innsamlinger av annet biologisk data (som f. eks. jaktstatistikk, vingepøver m.m.), et stort potensial som grunnlag til en overvåking av de jaktbare småviltressursene både på lokalt, regionalt, nasjonalt og kanskje også internasjonalt nivå. Men da må takseringene gjennomføres etter et standardisert system. En standardisering av takseringsmetodene gir mange fordeler. Med en standardisering kan dataene bidra til en mer optimal utnyttelse av småviltressursene. Rettighetshaverne vil få muligheter for å sammenligne bestandsutviklingen i ulike områder med ulik jaktforvaltning over tid. Dette gir muligheter for erfaringsutveksling mellom områder med tanke på å finne hva som er bærekraftige jaktuttak i de enkelte jaktområder. For forvaltningsmyndighetene gir det muligheter for overvåking av bestander og til å gi rettighetshavere oppdatert informasjon bestandssituasjonen for større områder. Forskningsmiljøene vil med standardisert metodikk få gode langtidsserier til både for grunnforskning og mer forvaltningsrelaterte undersøkelser. Sist, men ikke minst vil jegerne oppleve fordelene ved at det blir mulig å etterspørre en dokumentasjon av terrengenes produktivitet og avkastning.

En standardisering av takseringsmetodene åpner også for muligheten til å knytte observasjonene til informasjon om vegetasjonen. I dag arbeides det med å lage et landsdekkende kart over vegetasjon basert på et europeisk system kalt CORINE Land Cover. Med et slikt vegetasjonskart blir det mulig å utarbeide detaljerte kart over områders egnethet for ulike arter.



Figur 3. Et eksempel på hvordan linjetakseringer kan kombineres med vegetasjonsinformasjon i et GIS for å få frem heldekkende kart over rypebonitet. Tallene i figuren er relative tettheter uttrykt med tallverdier fra 0-100 (Kastdalen m.fl. 2003). Kartdataene er foreløpig ikke testet for områder langt vekk fra takseringslinjene.

Å knytte viltet til landskapet kan gjøres på to måter, begge ved bruk av vegetasjons- og annen kartinformasjon i et geografisk informasjonssystem (GIS). De enkelte arters assosiasjoner til landskapet/vegetasjonen kan settes opp ut fra den kunnskap vi har om artenes habitatbehov. Men en mer presis metode er å bruke informasjon fra observasjoner av vilt, for eksempel fra takseringer. Dette krever at observasjonene blir stedfestet i et koordinatsystem, enten ved inn-tegning på kart eller ved bruk av GPS. Kombineres dette med takseringer kan det lages kart som viser tetthet, og dataene kan brukes til å forbedre de habitatassosiasjoner som DN og NINA har utarbeidet for å lage viltkart fra satellittavledet informasjon. I SatNat-programmet, en felles satsning hos DN og Norsk Romsenter på bruk av satellittdata innen naturforvaltningen, har habi-tamodellering fra takseringsdata vært et fokusert tema. Figur 3 viser et eksempel fra Forollhog-na hvor kartfestede observasjoner av lirype fra linjetakseringer i august er bruk sammen med et satellittavledet vegetasjonskart til å lage en habitatmodell. Habitatmodellen gir mulighet til å be-regne tetthet i områder utenfor de takserte områdene. I Forollhogna er det gjennomført takse-ringer i mindre enn 20 % av arealet, mens egnethetskartet dekker hele Forollhogna fjellområde. Tilsvarende habitatmodeller for skogsfugl er også under utvikling her i Skandinavia (Blank m. fl. 2005, Lande m. fl. 2005).

Slike egnethetskart vil være nyttig både i forbindelse med prisfastsettelse av terrengleie, for å lokalisere områder der det ved stort jaktpress kan være aktuelt å innføre fangstbegrensninger og for å få informasjon om tetthet for langt større areal enn det som takseres. Ved at en på den-ne måten kan lage heldekkende kart over terrengers egnethet (rypebonitering), vil dette være god dokumentasjon å fremføre ved arealsaker i utmarksområder. Godt fungerende forvaltnings-tiltak og/eller høstingsmodeller vil også kunne utvikles og utnyttet i større målestokk.

3 Takseringsmetoder

I denne rapporten er vi spesielt interessert i takseringsmetoder som kan gi oss et godt bilde av bestandstetthet og bestandsendring over tid for småviltarter som vi ønsker å overvåke og forvalte. Først presenteres kort de forskjellige metodene, mens en vurdering av hvilke metoder som egner seg best til de forskjellige arter/artsgrupper presenteres seinere. Det finnes flere metoder for taksering av viltarter. Disse metodene kan deles i to hovedkategorier: 1) metoder som bruker tellinger av observasjoner av dyr eller fugler som en indeks til relative forekomster, og 2) metoder som estimerer villtetthet (se f. eks. Schwarz & Seber 1999, Borchers m. fl. 2004).

Alle metoder som benyttes til inventering av småvilt egner seg som indekser til å beskrive bestandsendringer over tid, men kun et fåtall kan brukes til å estimere absolutte tettheter. Bestandstillinger til forskjellig årstid kan gi informasjon om forskjellige deler av bestanden. På et-terjuls vinteren vil man kunne si noe om viltbestandens kapital etter fjorårets produksjon og avgang. Vårtaksering eller tellinger på leik vil gi informasjon over den potensielt reproduserende bestanden. Tellinger på seinsommeren eller tidlig på høsten vil gi informasjon om produksjon av unger inneværende år som kan være viktig i beregning av høstbart overskudd. Taksering gir et overslag over den levende bestanden. I tillegg kan innsamling av jaktstatistikk, vingepøver m.m. gi oss et godt overblikk over det som blir høstet fra år til år. Til sammen kan slike data være svært nyttige for lokale forvaltere som har som oppgave å drive en bærekraftig forvaltning av viktige viltressurser til brukernes glede og rettighetshavernes økonomisk gode.

Vi tar her for oss de metodene som ansees å være aktuelle for et system som skal basere seg på dugnadsinnsats fra frivillige, engasjerte mennesker (jegere og andre med interesse i natur). Generelt nevnes ikke metoder som brukes mer til forskningsformål, som merking og gjenfangst av dyr, radiotelemetri, m.m.

3.1 Indekstillinger

Metoder som måler relative tettheter stiller mindre krav til ressurser og presisjon, og måler ikke antall individer pr. arealenhet, men antall individer observert pr. km, time, eller en annen målestokk slik at man kan følge trender over tid. Indekstillinger er basert på en eller flere takseringer av vilt rundt punkter, langs transekter, eller i avgrensede områder (Bibby m. fl. 1992, Rosenstock m. fl. 2002). En indeks av forekomst blir kalkulert som antall observasjoner pr. prøvetakenhet (f. eks. Verner & Ritter 1985, Hutto m. fl. 1986, Rosenstock m. fl. 2002). Slike metoder er beheftet med feilkilder og begrensninger (Burnham 1981, Verner 1985, Verner & Ritter 1985, Nichols m. fl. 2000), men har vært den mest utbredte form for taksering av f. eks. terrestriske fugler (se Rosenstock m. fl. 2002). Ideelt sett bør tetthetsindekser (relativ tetthet) være sterkt positivt korrelert med absolutt tetthet over hele spennevidden av mulige bestandsstørrelser (Caughley 1977). Tetthetsindekser vil kunne måle hvorvidt bestanden går opp, ned eller forholder seg stabil over tid, og kan således brukes som et mål på effekter av forskjellige tiltak.

Pålitelige kunnskap (Romesburg 1981) er selveste grunnstein til vitenskap, og det er viktig i denne sammenheng at indekstillinger har en konsekvent, positiv korrelasjon med den faktiske tetthet til en gitt viltart (Rosenstock m. fl. 2002). Det er tre typer av faktorer som er viktig mht denne forutsetning (Rosenstock m. fl. 2002). Den første type faktor er variabler som påvirker observatørens evne til å oppdage og identifisere observerte artsindivider. Alder, erfaring, skoleing, motivasjon, syns- og hørselsevner, generell helsetilstand og trøtthet er alle faktorer som kan påvirke en observators evne i felt (se Rosenstock m. fl. 2002). Videre kan observatørens atferd og egen oppdagbarhet (klessfarge m.m.) virke inn her (se Rosenstock m. fl. 2002). Den andre kategorien er miljøvariabler som påvirker både viltets atferd og effektiviteten hos observatøren (se Rosenstock m. fl. 2002), som f. eks. klimatiske, topografiske og biotopiske forhold (se Rosenstock m. fl. 2002). Den tredje klasse av varianter som påvirker oppdagbarhet inkluderer fysiske og atferdsmessige karakteristikker hos viltartene, som f. eks. kroppstørrelse, farge, støk-

keatferd, gruppestørrelse, alder, tetthet, kjønn m.m. (Cohen m. fl. 1960, Sayre m fl. 1978, Wilson & Bart 1985).

Et kompliserende problem er at det er en forutsetning at oppdagbarhet over tid er konstant når slike tellinger skal gjentaes (Rosenstock m. fl. 2002), noe som mange studier viser ikke er tilfelle for f. eks. terrestriske fuglearter (se f. eks. Robbins 1981, Skirvin 1981, Rollfinke & Yahner 1990). Derfor har man utviklet standardiserte protokoller for få bukt med denne problematikken (f. eks. Rosenstock m. fl. 2002). Selv om slike protokoller kan lindre slike problemer, så er det mye som tyder på at den kritiske forutsetningen om konstant oppdagbarhet ikke kan oppnåes i de fleste studier (se Nichols m. fl. 2000). Relative indekser vil derfor bli beheftet med usikkerhet som gjør disse mindre pålitelige (Rosenstock m. fl. 2002) i forhold til empiriske estimater av tetthet. Punktestimater derivert fra slike indekstelling vil ikke kunne gi mål på presisjon, slik at man kan lett trekke feil konklusjoner mht forskjeller i forekomster hos arter, mellom prøvetakener eller –perioder, eller andre faktorer (Thompson m. fl. 1998).

3.1.1 Linje- eller løypetakseringer

Man kan gå opp løyper i et terreng og registrere antall individer eller sportegn for å få en indeks over forekomst over tid. Slike løyper kan være veier, stier, kompasslinjer eller lignende. Man kan også bruke GPS for å merke turen man gikk i et terreng og notere sted og antall individer observert. Ved å gå samme løype eller linje fra år til år vil man kunne få en indeks som baserer seg på antall individer sett per avstandsenhet, som for eksempel antall ryper/kilometer. Løypetakst kan utvikles til å måle relative tettheter, men brukes oftest til å lage indekser på forekomst av vilt over tid.

Slike tellinger kan gi oss indekser på produksjon ved å telle antall voksne kontra unge individer i en bestand på et egnet tidspunkt. Et eksempel på dette er produksjonstakstene utført på hønsfugl i august. Linjetakser har den fordel at disse kan fange opp variasjonen i et gitt terreng. Til slik indekstelling kan man i og for seg gå løyper, dvs. ikke rette linjer, så lenge man går de samme løypene fra år til år.

3.1.2 Leiktaksering

Leiktakseringer kan brukes til telling av spillende rypestegger og orrhaner eller tiur på leik om våren (Hörnell-Willebrand & Dahl 2003a). Vanligst er tellinger som kan brukes som indekstelling av forekomst av fugler på bestemte leiker over tid. Hvis man kjenner til samtlige leiker i et avgrenset område, kan metoden også brukes som en tilnærmet totaltelling av voksne hannfugler. Fordelen med denne metoden er at fuglene holder seg til et avgrenset område og eksponerer seg på en slik måte at de lar seg telle. Ulempen er at antall fugler og observasjonsforhold kan variere fra dag til dag, slik at man må følge med over tid for å kunne få et godt estimat av antall fugler. Aldersbestemmelse kan være vanskelig, og man vet ikke med sikkerhet om alle hannfugler oppsøker leikene eller hvorvidt hunnfugler oppsøker flere leiker i løpet av kort tid.

3.1.3 "Presence-absence" (PA) indeks

Med denne metoden kan man bruke sportegn, lyd, synsobservasjoner eller andre indikasjoner på at en art befinner seg på et bestemt sted eller ikke. Slike tellinger brukes gjerne der målsettingen er å måle grove endringer i bestandsstørrelse over tid og ofte over store områder. For en nærmere beskrivelse av metoden, se avsnittet om spilltaksering for rype (Kap.4.1.1.2 under).

3.1.4 Jegerobservasjoner

I tillegg til jaktstatistikk kan det være fordelaktig å be jegere rapportere observasjoner av artene de har jaktet på, eller evt. gi et subjektivt inntrykk av småviltbestanden. Slik informasjon kan brukes som en indeks for å måle variasjoner i bestander over tid (se f. eks. Mortensen 1994, Lindström m. fl. 1994, Pehrson 1997). For storvilt er observasjoner av elg sett under jakta ("Sett

elg¹⁾) nyttige data som brukes aktivt i elgforvaltningen, og et lignende system er nå under innføring for hjort (*Cervus elaphus*)². Slike data kan samles inn som en del av tilbakerapportering i forbindelse med jaktkortsalg. I Sverige har man i en årrekke brukt spørreskjemaundersøkelser som tar utgangspunkt i lokale jegeres inntrykk av viltforekomst (se f. eks. Lindström m. fl. 1994, Pehrson 1997); i tillegg ber mange jaktrettshavere om data om "sett fugl" m.m. som en del av jaktrapporteringen.

3.1.5 Fellingsstatistikk

Jaktstatistikk er et viktig supplement til tellinger av levende individer. Data om felt småvilt bør være så detaljert som mulig for å kunne brukes til analyser av endringer over tid. Her bør man sørge for at rapportskjemaer inkluderer opplysninger om kjønn, art, alder samt antall dager jaktet og om hund har vært brukt eller ikke (se f. eks. Kastdalen 1992, Mortensen 1994, Slåttå m. fl. 2002). Data på jakttrykk (jegerdager/km²), jaktuttak (antall skutt vilt/jegerdag), fordeling av ung kontra voksne dyr/fugl er nødvendige data for den lokale småviltforvaltningen. Slike data kan brukes for å analysere endringer over tid som i sin tur kan brukes til en mer riktig fordeling av jegerne og evt. jakttrykk i et terreng i løpet av en sesong.

Ved å forstå sammenhengen mellom jakttrykket, uttaket og produksjonen kan lokale småviltforvaltere legge opp til en bærekraftig høsting i de enkelte områdene. Kastdalen (1992) gir noen enkle regler for hvor stort jakttrykk hønsefuglarter kan tåle sett i sammenheng med ungfuglproduksjonen. Dette vil dog variere fra terreng til terreng, og derfor er det viktig at man samler inn data lokalt for bedre å kunne forstå jaktas innvirkning på lokale bestander og således kunne oppnå en bærekraftig forvaltning på sikt.

3.1.6 Biologiske prøver

Biologiske prøver, som f. eks. vinger fra skutte fugler eller forbein fra skutte harer, kan brukes til aldersbestemmelse av jaktutbyttet, og således gi informasjon om årets produksjon. Prøver kan også samles inn for kjønnsbestemmelse m.m. i en bestand som jaktes (se Hjeljord 1988, Svenska Jägareförbundet 1996). Slike data kan gjerne brukes som et supplement til jaktstatistikk og/eller jegerrapporter for å kunne få et helhetsinntrykk av den jakta bestanden over tid.

Når det gjelder mål av produksjon av ungfugl utføres det i enkelte områder innsamling av vinger for aldersbestemmelse av skutte ryer (Myrberget 1974, Brittas 1996). Et eksempel er Statskog Nordland v/ Martin Håker som har samlet slik informasjon siden slutten av 1960-tallet (Figur 4). Slik innsamling utføres også i regi av fjellstyrer flere steder i Norge og vi har ikke full oversikt over denne aktiviteten. Det er ikke publisert undersøkelser som viser hvordan sikkerheten i beregnet produksjon av ungfugl varierer med antall innsamlede vinger og andel av ungfugler. Når det gjelder lokal forvaltning og regulering av jaktuttak i forhold til bestandssituasjonen er innsamling av vingep prøver noe mindre nyttig enn augusttakseringene som gir informasjon i forkant av jakta og som kan brukes direkte for regulering av jaktuttaket allerede fra jaktstart. Informasjon fra innsamlede vinger fra første del av jakt sesongen kan imidlertid brukes for regulering av jaktuttak utover i sesongen. Produksjonsestimater basert på vingeinnsamling fra felte ryer gir også nyttig informasjon både for overvåking og forskning. Denne informasjonen kan også sammenstilles med den offisielle jaktstatistikken. Denne statistikken vil etter hvert forhåpentligvis kunne brukes på en finere skala etter at det nå er stilt strengere krav til jegerne om rapportering av jaktutbytte, noe som vil gi større nytteverdi både for overvåking, forskning og forvaltning.

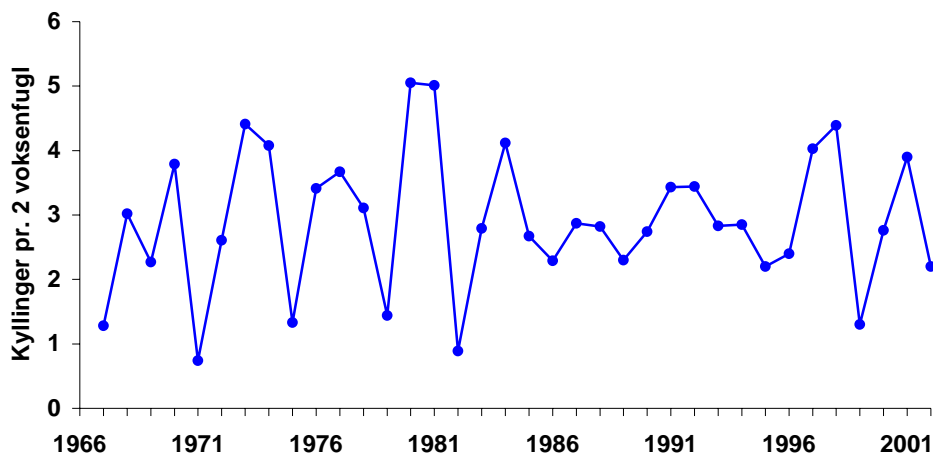
3.2 Tetthetsestimater

Det finnes mange metoder som kan brukes til estimering av bestandstettheter (se gjennomgang i Schwarz & Seber 1999). Her vil vi konsentrere oss på metoder som kan brukes i felt til småvilt-

¹ <http://www.dirnat.no/archive/attachments/01/73/Sette018.pdf>

² <http://www.dirnat.no/archive/attachments/01/73/setth014.pdf>

takseringer uten behov for spesiell utstyr (f. eks. radio-telemetri), avanserte og tidskrevende metoder (som f. eks. merking av dyr) eller fagvitenskapelige ferdigheter hos de som skal gjennomføre disse.



Figur 4. Beregninger av kyllingproduksjon for lirype i Helgeland-området basert på innsamlede vinger av fugl felt i Grane, Vefsn og Hattfjelldal i september måned i perioden 1967 til 2002. Data fra Statskog Nordland, v/ Martin Håker.

Estimater av bestandstetthet er nødvendig for å kunne vurdere en rekke biologiske forhold, som f. eks. biotopbruk, bestandstilvekst/reduksjon, spredning, eller for å måle effekter av forskjellige forvaltningstiltak (Caughley 1977). For forvaltningen er tetthetsestimater (absolutt tetthet) en fordel for å kunne regne ut hvor stort uttak bestanden kan tåle. Teoretisk sett vil den beste metoden være å telle alle individer innenfor et bestemt område eller bestand (totaltelling). Det er likevel sjelden at man kan utføre denne type telling pga praktiske begrensninger mht tid, økonomi, mannskap eller andre ressurser. Derfor bruker man oftest metoder som estimerer bestandstettheter. Slike estimater blir basert på matematiske eller statistiske beregningsmodeller. Data innhentes gjennom prøvetak – de vanligste formene er rutetaksering, punkttaksering eller linjetakseringer med arealmessige komponenter (Cochran 1977). Slike prøvetak bør fange opp variasjonen i villtetthet i forhold til f. eks. biototype og evt. andre faktorer hvis disse skal kunne gi en pålitelig bestandsestimat for et større område (Cochran 1977, Schwarz & Seber 1999). Her kan stratifisering av estimater for f. eks. forskjellige biotoper brukes til å øke presisjonen i estimatet.

Ved beregning av tetthet er to begrep sentrale: *nøyaktighet* og *presisjon*. Det kan best illustreres ved å tenke på blinkskyting. Dersom det skytes 10 skudd og alle er spredt rundt på blinken, men tyngdepunktet i svermen blir midt i blinken så er gjennomsnittet av disse skuddene nøyaktig. Presisjonen vil derimot være dårlig siden variasjonen er så stor. Skytes det slik at det dannes en tett punktsky et stykke til høyre fra midtpunktet så er presisjonen god, men nøyaktigheten dårlig. Dersom forutsetningen brytes får vi en skjevhet i estimatet. Dvs. at vi skyter utenfor blink, men vi kan ha høy presisjon. Nøyaktigheten i takseringsresultatet er avhengig av hvor godt forutsetningene oppfylles og om linjenes plassering er representative for terrenget og selvsagt innsatsen vi kan legge ned i takseringen. Presisjonen blir bestemt av variasjonen innen de tre komponentene som ligger til grunn for tetthetsberegningen. For linjetaksering vil dette være brøken n/L (antall observasjoner per linje/linjas lengde), hvor godt de oppmålte linjeavstander kan tilpasses en kontinuerlig avtagende matematisk kurve og hvor mye variasjon det er i flokkstørrelsen. Presisjonen blir dermed i stor grad påvirket av hvordan individene er fordelt i terrenget. Er det store forskjeller i antall observasjoner på de ulike linjene blir variasjonen mellom linjene stor og presisjonen dårlig. Hvis det er vanskelig å tilpasse en matematisk funksjon til den frekvensfordeling som de oppmålte linjeavstander gir reduseres også presisjonen. Stor variasjon i gruppestørrelse

(f.eks. mange enslig/par og store kull, men få middels og små kull) øker usikkerheten i beregningen av gjennomsnittlig kullstørrelse, og dermed også presisjonsnivå på tetthetsestimater.

3.2.1 Prøveflatetakst (ruter, belter og punkter)

Den første kategorien er enkeltestimater av tetthet basert på antall observasjon av individer over et gitt prøveflate (arealtakst). Dette er en form for kvadratbasert prøvetaking (Buckland m. fl. 2001, 2004). Slike enkle estimater tar utgangspunkt i at alle individer innenfor et avgrenset areal blir telt; generelt er forutsetningen om at 100 % av individene oppdages vanskelig å oppnå (se Schwarz & Seber 1999).

Her er det viktig å understreke at til bestandsestimering er det viktig at man har en design som fanger opp variasjon i villtettheter over et større område som skal danne grunnlag til et bestandsestimater. Hovedformålet med prøveflate er å få et estimat på antall individer eller sportegn av en eller flere arter i et avgrenset område.

3.2.1.1 Rutetakst

Prøveflatetaksering har vært mye brukt til telling av både skogsfugl (se f. eks. Finne m. fl. 2003) og ryper (H. C. Pedersen, unpubl.) under norske forhold. Det legges ut ruter i et bestemt område, enten slumpmessig eller systematisk. Her må man anta at taksøren har sett så godt som samtlige individer innenfor et gitt område. Man må fange opp variasjonen i biotopsammensetningen og ikke bare velge ut de beste eller dårligste områdene. Størrelse på flater må tilpasses formålet, om metoden er direkte tellinger av individer eller indirekte tellinger av sportegn, og hva man har av tilgjengelige ressurser. Prøveflatene kan være relativt små ($< 1 \text{ m}^2$), hvis formålet er å telle f. eks. småviltekskrementer (Pehrson 1997, Dahl & Hörnell-Willebrand 2003a), eller stor ($> 1 \text{ km}^2$) om man skal telle individer hos arealkrevende arter. Resultatene av denne type taksering må behandles med statistiske metoder for å beregne konfidensintervaller for å kunne gi et mål på usikkerheten i estimatet (se f. eks. Finne m. fl. 2003).

Oftest legger man ut flater slumpmessig i det området man ønsker å taksere, slik at biotopsammensetningen innenfor flatene er representativ for området. Det er viktig at man legger opp til flater som kan taksere i løpet av en dag, og at man bruker de best egnede metodene for å finne alle individene innenfor flata. Samtidig er det viktig at taksøren har gode kunnskaper om bruk av kart og navigeringsutstyr slik at det riktige arealet faktisk blir taksert (L. Kastdalen, pers. med.). I tillegg kan det være vanskeligere å få til et representativt prøvetak av et område, sammenlignet med f. eks. linjetakstbaserte metoder som lettere får med variasjonen i et gitt terreng.

3.2.1.2 Beltetakseringer

Beltetakseringer er en kombinasjon av linjetaksering og rutetaksering, der man som regel går manngard langs linjer og registrerer alle observasjoner av vilt innenfor en fast avstand fra linjen. Den finske 3-mannskjeden er en variant som blir anvendt til skogsfugltaksering (Brittas & Karlblom 1990), og er brukt i den finske villtriangelmetoden (Lindén m. fl. 1996). En annen variant brukes til taksering av storfugl (*Tetrao urogallus*) i Skottland (Summers m. fl. 2004). Taksering med 3-mannskjede utføres ved at 3 personer går parallelt med en innbyrdes avstand på 20 m. Det antas at takseringslaget på denne måten dekker en stripe av en bestemt bredde hvor praktisk talt alle individer blir registrert. Hvis man observerer et gitt antall individer innenfor en bestemt søkebredde og går en gitt avstand, kan man beregne tetthet (antall observerte individer/areal) dekket av takseringslinja. Beltetakseringer forutsetter at man finner alle individer innenfor en viss avstand fra linja (den fastsatte søkebredden). En slik tilnærming er beheftet med usikkerhet, siden søkebredden, eller avstanden fra linja man med sikkerhet kan si å ha funnet alle individene, er basert på antagelser i forhold til den aktuelle arten, noe som ofte ikke tar høyde for varierende vegetasjonstetthet og andre faktorer som kan påvirke oppdagbarhet (se Burnham m. fl. 1980, Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004; Schwarz & Seber 1999, Thomas m. fl. 2002, Rosenstock m. fl. 2002).

En spesial variant av beltetaksering brukes i den såkalte finske viltriangelmetoden. Viltriangler består av tre beltetakseringslinjer som legges ut i en trekant. Dette systemet er utarbeidet og etablert som inventeringssystem for en rekke viltarter i Finland (Lindén m. fl. 1996), og er også benyttet i Akershus fylke i Norge (Finne 2004, Pedersen 2004). Finland har man gjennomført årlige høsttakseringer av skogshøns som ledd i en landsdekkende viltriangel taksering siden 1987 (Lindén m. fl. 1996). Vinterstid registreres det også spor etter pattedyrarter (se Kap. 4.2).

Takseringslinjer legges ut som en trekant med sidelengder på 4 km. Dette gjøres for å fange opp variasjonen i et gitt terreng, men også for at et takseringsmannskap kan gå flere linjer samme dag med samme start og slutt punkt. Ved skogsfugltakst, har praksis i Finland og Norge vært at man går linjene med manngard, uten hjelp av hund. Tre personer går parallelt med en innbyrdes avstand på 20 m og man forutsetter at praktisk talt alle fugler med avstand <10 m fra taksørene blir observert, total bredde 60 m (Högmander & Penttinen 1996). Denne forutsetning har vært testet av Brittås & Karlblom (1990, se avsnitt 4.1.2.4). Om vinteren blir sporkrysninger av skogsfugl og pattedyr registrert av en person som går linja. For beltetakst av hønsefugl, omregnes forekomst til tetthet på samme måte som for vanlig beltetakst (se over). For pattedyr, omregnes sporfrekvensen til tetthet ved bruk av formler som er basert på vitenskapelig kunnskap om døgnvandring hos de enkelte artene (Högmander & Penttinen 1996, beskrevet nærmere under Kap. 4.2.2.1.2). For å kunne måle trender over tid og få god presisjon i estimatene, er det en fordel med et stort utvalg. Finne (2004) anbefaler at minst 40 triangler gås årlig for å kunne oppnå et tilfredsstillende presisjonsnivå.

3.2.1.3 Punkttakseringer

Ved punkttakseringer legger man ut observasjonsposter systematisk i et gitt område hvor man teller individer visuelt eller gjennom deres lyder (f. eks. sangfugler). Gjennom bearbeiding av innsamlede data kan man anslå hvor stort areal som takseres og tetthetsindeks på forskjellige arter som ses/høres. Metoden egner seg spesielt godt til revirhevdende fuglearter med relativt små revir og brukes f. eks. i TOV-programmet (Kålås m. fl. 1991).

3.2 Metoder basert på empirisk modellering

Denne kategorien av metoder bruker feltmetoder som har en analytisk komponent som modellerer variasjon i oppdagbarhet hos enkelte viltarter for å kunne direkte estimere tetthet (Rosenstock m. fl. 2002). Slike metoder inkluderer transekter med varierende bredde (Emlen 1971, 1977; Järvinen & Väisänen 1975), sirkulære plotter med varierende avstand (Reynolds m. fl. 1980) og avstandsmetoden (såkalte "Distance-sampling", Burnham m. fl. 1980, Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004; Thomas m. fl. 2002a, Rosenstock m. fl. 2002). Fordelen med denne type takseringsmetode er at man også får et mål på presisjon i form av konfidensintervaller, variasjonskoeffisienter, eller standardfeil. Slike målinger på presisjon gir et grunnlag til statistiske vurderinger av reelle endringer i forekomster over tid og rom for enkeltarter, og arter i mellom (Thompson m. fl. 1998, Rosenstock m. fl. 2002). Siden slike tellinger gir et mål på presisjon, kan estimater mellom områder eller tidsperioder sammenlignes med en statistisk sikkerhet som vanlige indekstellingene ikke gir.

3.2.2.1 Varierende-avstandstakst (DISTANCE-metoden)

En relativt ny metode som har blitt utviklet de siste 10-15 år er den såkalte Distance-metoden (Buckland m. fl. 1993, 2001), eller varierende-avstandstakst. Ofte benyttes betegnelsen "Distance-sampling" for en gruppe av nærbeslektede metoder som brukes til estimering av tetthet og/eller størrelse på bestander (Thomas m. fl. 2002a). Det er to hovedmetoder: linjetaksering og punkttaksering. Disse har blitt brukt med stor suksess til telling av insekter, pattedyr, fugler og planter på land og i havet. Det generelle konseptet er at en eller flere observatører foretar en standardisert taksering på flere linjer eller punkter, og søker etter f. eks. dyr eller fugler. Hver gang man observerer et eller flere individer, bli det notert antall, avstand og vinkel fra der observatøren står. Det er viktig at man har en nøyaktig måling av avstanden, og det har etter hvert blitt vanlig å bruke GPS-utstyr til måling av så vel linjas plassering som observasjoner et stykke fra linja. Å bruke GPS til å måle avstand til linja fungerer bra for avstander mer enn ca 50 meter, men for avstander nærmere linja blir usikkerheten i GPS-målingen for stor. Beregnes posisjonen

basert på en måling (en fix) så kan avstandsfeilen fort være mer enn 10 meter. På denne måten registrerer man automatisk avstand fra linja. Som regel vil man ikke oppdage alle individer eller grupper av individer man passerer. Det er imidlertid en viktig forutsetning for metoden at man oppdager alle individer som er på linja eller i punktet. Det er intuitivt lett å forstå at jo lengre et individ er fra linja, desto vanskeligere vil det være å oppdage (se Figur 5). Nøkkelen til Distance-metoden er å tilpasse en oppdagbarhetsfunksjon til de observerte avstander, for så å kunne estimere andelen av individer som ikke ble oppdaget. Oppdagbarhetsfunksjon kan brukes til å lage punkt- og intervallestimater av tetthet og antall individer i det aktuelle studieområde. Metoden er nærmere beskrevet i Buckland m. fl. (2001).

Distance-sampling er for så vidt en variant av kvadratbasert prøvetaking, eller prøveflatetakst, men skiller seg vesentlig fra de tradisjonelle metodene. Som vi har beskrevet ovenfor finnes det to former for kvadratsampling – beltetranssektorer og punkttellinger. Beltetranssektorer er linjetakseringer som dekker en gitt avstand på en eller begge sider av linjen. Når man gjennomfører punkttellinger teller man alle individer av en art innenfor en sirkel med gitt diameter. En forutsetning for tradisjonelle prøveflatetakster er at alle individer innenfor beltet eller sirkelen er observert, en forutsetning som er vanskelige å tilfredsstille, og som ikke kan testes med takseringsdata alene. Metoder som ikke benytter individer som befinner seg utenfor en gitt avstand er dårlig egnet for arter som opptrer i relativt lave tettheter. Hvis bredden eller diameteren er såpass liten at man kan garantere tilnærmet 100 % oppdagbarhet innenfor, kan man oppleve at over 50 % av de totale observasjonene er utenfor gitt bredde eller diameter og dermed ikke blir tatt med. Distance-sampling skiller seg fra disse tradisjonelle metodene nettopp ved at man tar med alle observasjoner uansett avstand fra linjen eller punktet, så sant denne avstanden måles. På grunnlag av dette kan sannsynligheten for å observere individer innenfor en gitt avstand fra observatøren estimeres. Samtidig kan man forbedre presisjon i estimatene ved å slå sammen data fordi slik samlet ("pooled") data gir bedret oppdagbarhetsfunksjoner (se f. eks. Gerard & Schucany 2002) og dermed økt presisjon i estimatene. En detaljert beskrivelse av de statistiske beregningsmetoder for linje- og punkttakseringer er beskrevet nærmere i Thomas m. fl. (2002a).

3.2.2.1.1 Avstandsmetoden og linjetakseringer

Når det gjelder linjetakseringer, beregnes bestandstetthet (antall individer per arealenhet) og den totale bestanden i et gitt område ut fra følgende formel:

$$\text{Tetthet} = \frac{N \cdot F}{L \cdot 2 \cdot \text{ESB}}$$

hvor:

N = antall observasjoner av en bestemt art

F = gjennomsnittlig antall individer pr. observasjon (flokkstørrelse)

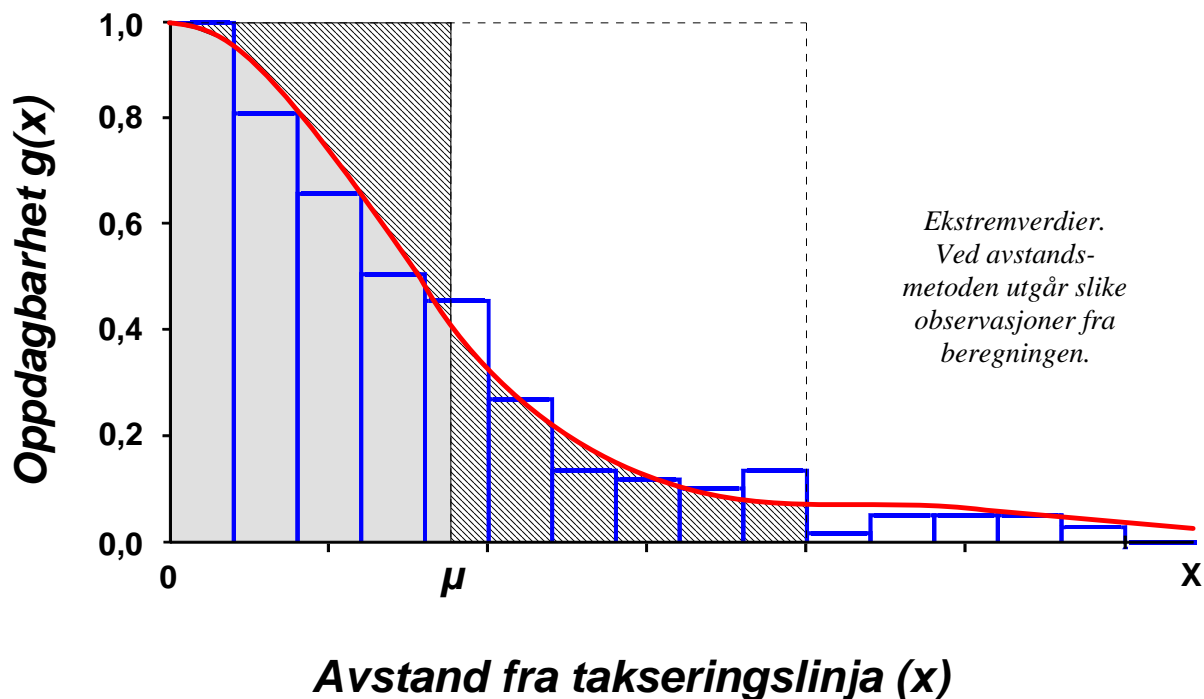
L = avstanden som er taksert (linjelengden)

ESB = effektiv søkebredde.

Ved å måle den vinkelrette avstanden fra takseringslinja til et observert individ, vil man ikke bare ha grunnlag for å beregne en oppdagbarhetsfunksjon, men også beregne arealet som blir dekket under takseringen og på bakgrunn av denne tettheten av individer. Helst bør det være minst 60 observasjoner for å få en pålitelig beregning (Buckland m. fl. 2001, 2004).

I Distance kan vi finne en sannsynlighetsfunksjon som beskriver hvordan oppdagbarheten avtar med økende avstand fra takseringslinja. Avstanden i rett vinkel fra takseringslinja til det observerte objekt danner grunnlaget for beregning av taksert areal (se Figur 5). De oppmålte avstander sammenstilles i et frekvensdiagram, og en matematisk formel som beskriver oppdagbarheten tilpasses dataene slik at taksert areal kan beregnes. For at resultatene skal bli pålitelige bør det være minst 40-60 observasjoner bak denne kurvetilpasningen (Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004). En fordel med avstandsmetoden, er at oppdagbarhetsfunksjoner i mange tilfeller kan

bedres over tid med økt datainput, noe som vil gi økt presisjon jo lengre man holder på med denne type taksering. Presisjon i estimatene kan økes med større antall observasjoner, også fra f. eks. tidligere år (Catt m. fl. 1998, Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004, Gerard & Schucany 2002, Wilkinson m. fl. 2002, Solvang m. f. 2005). Forutsetningen for å slå sammen data fra flere år er at oppdagbarhetsfunksjonen er tilnærmet lik. Dette kan testes med statistisk informasjon som Distance-programmet leverer. Dersom takseringene utføres av mye det samme mannskap og under relativt like forhold så viser erfaringer fra takseringer av lirype at en kan slå sammen data over linjeavstander fra flere år. Unntak har vært år der spesielle værforhold, som bl. annet tåke endret oppdagbarheten. Tilsvarende resonnement kan brukes for å undersøke hvorvidt takseringer fra ulike terreng kan slås sammen for å beregne en felles oppdagbarhetsfunksjon.



Figur 5. Eksempel på avstandsmetoden sammenlignet med ordinær beltetakst. Beltetakstmetoden (grått felt) tar utgangspunkt i 100 % oppdagbarhet innenfor en bestemt avstand (μ) fra linjen. Avstandsmetoden tar høyde for at oppdagbarheten minsker med økende avstand fra linjen. Avstandene (x) kan deles i ulike avstandskategorier (søyler) eller som en kontinuerlig funksjon (linje). Ved avstandsmetoden beregnes arealet som er dekket gjennom å finne det punkt hvor arealet over linja er likt arealet under (skraverte områder). Avstanden til dette punktet kalles den effektive søkebredden (ESB). Ved avstandsmetoden er det også vanlig at 5-10 % av observasjonene lengst vekk fra linja tas ut av beregningen.

I ligningen for tetthetsberegningen brukes begrepet effektiv søkebredde (ESB). ESB er den avstanden som kommer fram når en antar at like mange fugler blir oppdaget utenfor denne avstanden som det er fugler som ikke oppdages innenfor. I Figur 5 vises dette ved at arealet under linja for oppdagbarhetsfunksjonen og en linjeavstand mellom ESB-punktet og μ meter er lik arealet innenfor ESB-punktet og mellom den stiplede linja og oppdagbarhetsfunksjonen. Ved å multiplisere ESB med 2 for dekning på begge sider av linja og så multiplisere med linjas lengde kommer en frem til det areal som ble dekket da linja ble taksert. Areal dekket blir på denne måten justert etter forholdene.

Det er en rekke forutsetninger som må tilfredstilles for å kunne bruke Distance-metoden (Buckland m. fl. 2001, 2004, Thomas m.fl. 2002a):

- Alle individer som er på linja blir oppdaget (oppdagbarhet 100 %).

- Individuer blir observert før de beveger seg som respons på observatøren.
- Avstander fra linja til observert individ er nøyaktig målt.
- Observasjonene er uavhengig av hverandre.

Det er også en fordel med en såkalt "skulder" på oppdagbarhetsfunksjonen. Dvs. at sannsynlighet for at individer oppdages forblir tilnærmet lik 100 % et stykke ut ifra linja for deretter å avta. Dette er ikke en forutsetning for bruk av metoden, men det er en egenskap som muliggjør en mer presis estimering av tetthet.

Buckland m. fl. (2001) påpeker at det ikke er et absolutt krav at forutsetningene 1-3 blir oppfylt, og det finnes korrigeringsfaktorer i beregningsverktøyet som kan ta høyde for avvik fra disse. Selv under meget kontrollerte forhold kan man oppleve at oppdagbarhet langs linjen er <100 %. I en klassisk studie (Laake 1978, gjengitt i Buckland m. fl. 2001), ble 150 umalte staker (2,5 x 5 x 46 cm) plassert ute i en åker. Oppdagbarheten varierte mellom 27-67 % for enkelte observatører, og selv på linja ble ikke 100 % av stakene oppdaget av observatørene (Laake 1978 sitert i Buckland m. fl. 2001, og Burnham m. fl. 1980). Men samtidig ga estimatet fra avstandsmodellen et meget presist estimat av den kjente "bestand" av staker. Denne metoden har vært utviklet med bakgrunn i kontrollerte forsøk og gjennom feltforsøk på organismer under alle mulige forhold.

Data innsamlet ved avstandstakstmetoden kan analyseres ved bruk av programmet DISTANCE (Thomas m. fl. 2002b) som kan kjøres i Microsoft Windows plattform og som er tilgjengelig uten kostnad på internett³. I tillegg til programvarene kan man også finne mye nyttig nedlastbare opplæringsmateriale samt informasjon om kurs og seminarer på dette nettstedet. Flere bøker gir en etter hvert oppdatert innføring i metodikken (Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004). DISTANCE-programmet kan lett konverteres til norsk etter avtale med de som har utviklet programmet (L. Thomas, pers. med.).

Analyse av avstandstakstdata omfatter tre trinn. Disse inkluderer en "exploratory analysis" der man ser på grafiske fremstillinger av dataene for å se nærmere på fordeling av observasjonsdata. Dette for å kunne evt. oppdage åpenbare problemer som f. eks. forflyttelse av dyr/fugler fra linjen (som vil kunne ses ved at oppdagbarhet øker til en viss grad lengre fra linjen), oppsamlinger ("heaping") av data på bestemte avstander (f. eks. runde 10-talls intervaller: se Solvang m. fl. 2004a, 2005), eller observasjoner langt fra linjen ("outliers") (Buckland m. fl. 1993, Rosenstock m. fl. 2002). Slike analyser vil kunne avsløre samtidig forskjeller mellom områder, tidsperioder eller taksører (Rosenstock m. fl. 2002).

For å kunne øke presisjon i estimatene, kan man enten 1) kjøre analyser modellert på en generell oppdagbarhetsfunksjon for hele datasettet, eller 2) ved å stratifisere dataene etter vise parametere (som f. eks. biotype m.m.) enten på forhånd eller i etterkant (Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004; Rosenstock m. fl. 2002). Modeller som brukes av DISTANCE-programmet er robust mht variasjon i oppdagbarhetssannsynligheter for samlede datasetter. Der det er klare forskjeller i oppdagbarhet mellom underkategorier av data, vil stratifisering kunne gi økt presisjon og redusere feilkilder i estimater (Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004, Rosenstock m. fl. 2002). DISTANCE-programmet gir også muligheter til analyser basert på klynger ("clusters") av observasjoner kontra observasjoner av enslige individer (Buckland m. fl. 1993, 2001, 2004, Rosenstock m. fl. 2002).

³ <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

4 Artsvis gjennomgang av aktuelle takseringsmetoder

I dette kapittel tar vi en gjennomgang av tilgjengelig kunnskap vedrørende de tilgjengelige metoder til taksering av hønsefugl, hare og mindre rovdyr. Anbefalinger for standardiserte metoder presenteres i Kap. 8.

4.1 Hønsefugl

4.1.1 Ryper

Behovet for å innhente kunnskap om rypebestandens størrelse har økt etter hvert som ønske og behov for en mer presis forvaltning har vokst fram. Det finnes en rekke forskjellige metoder for bestandstaksering av rype, i første rekke lirype (Myrberget 1976). På midten av 1900-tallet og fram til århundreskiftet ble forskjellige metoder basert på bestandsindekser benyttet. Det ble også hovedsakelig lagt vekt på en registrering av relative bestandsendringer over tid og av reproduksjonsresultat i form av kyllingproduksjon. De mest brukte metodene benyttet opptellinger av fugl langs mer eller mindre faste linjer i terrenget (linjetakseringer) ved bruk av stående fuglehunder og registrering av antall kyllinger/2 voksne før jakt (Myrberget m. fl. 1976, Pedersen m. fl. 1999). En vanlig metode var også å innhente vingeprovver fra jakta, og i etterkant bestemme produksjonen gjennom aldersbestemmelse på grunnlag av vingeprovematerialet. Fra slutten av 1900-tallet og fram til i dag har det skjedd en markant endring i ønske fra alle brukergrupper om en mer presis forvaltning av rype. Dette øker derfor samtidig behovet for mer presise estimat av bestandens størrelse ofte relatert til avgrensede geografiske områder. For å skaffe tilveie denne type kunnskap har de tidligere brukte metoder basert på indekser ikke samme verdi som mer presise tetthetsestimater som mer moderne takseringsmetoder gir.

I deler av Norge foregår det allerede en omfattende aktivitet når det gjelder taksering av rypebestanden (Framstad m. fl. 2003, Kålås & Pedersen 2003, Solvang m. fl. 2004a). Dersom takseringene som utføres allerede i dag blir kvalitetssikret og data lagres på en forsvarlig måte vil dette kunne gi verdifull informasjon ikke bare i forhold til lokal forvaltning, men også i forbindelse med overvåking av biologisk mangfold og mer grunnleggende forskning. For å få fullt utbytte av det grunnlag som allerede finnes ser vi imidlertid et stort behov for en nasjonal samordning. Et slikt arbeid må skje i samarbeid med alle de aktører som nå er engasjert i denne aktiviteten (se Smedshaug & Hjeljord 2002).

Taksering av ryper er foretatt med et forvaltningsrelatert siktemål enten rettet mot høsting eller overvåking. De fleste takseringer gjennomføres i august før årets jakt, men enkelte metoder er også rettet mot registrering av hekkebestand i april/mai måned. Litt avhengig av målsetting med takseringen vil det kunne være aktuelt å foreta denne om våren, men slike takseringer er ofte praktisk vanskelig å gjennomføre (på grunn av snøforhold og begrenset tilgjengelighet til telleområdene). Dersom en ønsker å overvåke forekomsten av stamfugl før hekkesesongen er vårtaksering en aktuell metode. Hvis hensikten med taksering er å benytte resultatene i høstings-sammenheng vil en enkeltstående vårtaksering ha begrenset verdi da det er årsproduksjonen som er den viktigste faktoren for høstbestanden. Dessuten vil en vårtaksering ikke nødvendigvis være representativ for den bestanden det skal jaktes på om høsten (Myrberget 1974). Vi vil allikevel her kort nevne vanlige metoder for så vel vår- som høsttaksering.

4.1.1.1 Vårtaksering av spillende stegger

I forbindelse med at rypesteggene begynner å forsvare sine revir i april/mai vil de i tidlige morgentimer og i skumringen markere sine revir ved høylydt spill (Pedersen m. fl. 1983). Dette er i noen grad benyttet for å takserer hekkebestanden da man forutsetter at alle stegger danner par og er monogame. Ved å plassere personell rundt på strategiske lytteposter i terrenget, vil man kunne høre revirspillet fra de ulike rypesteggene. Gjennom å sammenligne retning og tidspunkt for de ulike registreringene, er det mulig å kartlegge antallet revirhevdende stegger. På denne

måten forsøker man å telle alle stegger innen et område. For å oppnå pålitelige resultat er metoden for ressurskrevende til å anvende over store arealer (Pelletier & Krebs 1997).

4.1.1.2 Punkttaksering av spillende stegg

En annen metode som så langt ikke er benyttet i særlig stor grad, men som har vært utprøvd på så vel lirype som fjellrype i Sverige (Hörnell & Willebrand 1998) og Svalbardrype (*Lagopus mutus hyperboreus*) (Pedersen 2001) er punkttaksering av spillende stegger. Metoden består i at man med 500-1000m avstand legger ut punkter i terrenget som oppsøkes i forbindelse med spillaktivitet og så registrerer avhengig av analysemetode; avstand til spillende stegg eller kun om man hører/ikke hører stegg (PA-indeks). Resultatene kan behandles, avhengig av mengde og kvalitet, slik at estimatet gir en absolutt tetthet (stegger/km²) (Buckland 1987, Buckland m. fl. 1993), eller bare en indeks som mål på relativ tetthet (Caughley & Sinclair 1994).

4.1.1.3 Rutetakst om høsten

Telling av ryer innen utvalgte ruter (ca 1 km²) er benyttet både vår og høst (Kastdalen 1992). Metoden består i at man saumfarer hele takseringsruta med hund og forutsetter at hunden finner alle ryper. Ulempen med denne metoden er at den ikke gir noen korreksjon med tanke på å beregne hvor stor andel av ryper som ikke blir funnet. Vi vet i dag fra mange studier at uansett hvor gode forhold det er eller hvor gode hunder vi har så vil en større eller mindre andel av ryper ikke bli funnet (Pedersen m. fl. 1999, Pedersen unpubl.). Her må man enten anta at alle blir funnet, og således være oppmerksom på at bestanden blir underestimert, eller benytte en fast korreksjon.

4.1.1.4 Vanlig linjetaksering

En svært mye brukt metode i Norge er linjetaksering med bruk av stående fuglehund. Tidligere undersøkelser har vist at denne metoden gir et brukbart estimat av bestanden (Moksnes 1972, Aabakken & Myrberget 1975, Myrberget m. fl. 1976, Pedersen m. fl. 1999). I tillegg til at høstbestanden takseres vil en også få informasjon om kyllingproduksjonen. Standard prosedyre for slik taksering er at en person med stående fuglehund går langs faste linjer og registrerer art, antall, kjønn og alder (kylling eller voksen) av alle observerte ryer. Takseringen utføres normalt i løpet av august.

Beregning av bestandstetthet basert på data innhentet fra denne type linjetakst gjøres med Emlens metode (Emlen 1971, 1977), hvor tettheten (D , antall ryer/km²) er beregnet som: $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte ryer, L = linjelengden (km), W = linjebredden (m), og CD = oppdagbarhetskoeffisienten. Beregninger baseres ofte på beregning av tetthet hvor linjas bredde, dvs. taksert område er 0,1 km (50 m på hver side av linja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (dette betyr at 80 % av ryper oppdages, se Pedersen m. fl. 1999). En nøyere beskrivelse av metoden kan finnes i Kålås m. fl. (1991).

I forbindelse med TOV har taksering av lirype inngått i utvalgte områder siden 1991 (Framstad 2004). I denne sammenheng er linjetaksering som beskrevet ovenfor benyttet siden dette framskaffer indekser (relative bestandsendringer innenfor hvert enkelt overvåkingsområde), og gir et tilfredsstillende mål for bestandsvariasjoner. Takseringslinjene i dette programmet er lagt ut for å påvise bestandsendringer, og ikke for å representere reelle tettheter for et større areal.

4.1.1.5 Avstandstaksering

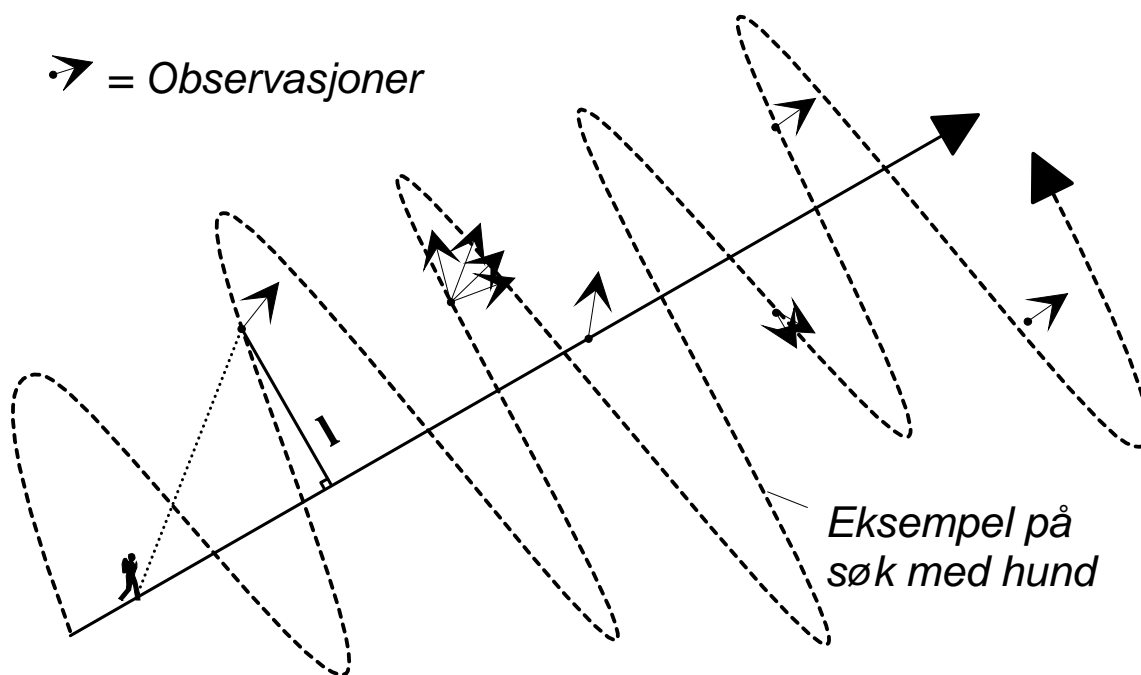
I forbindelse med forskning og ønske om en mer nøyaktig lokal forvaltning vil en ofte stille strengere krav til mål av tettheter som er arealrepresentative. Sikkerhet i tetthetsestimat og produksjonsestimat avhenger sterkt av antall observasjoner, og antall observasjoner er avhengig av arealet (linjelengde) som takseres. Målsetting er noe forskjellig for forskjellige institusjoner fra beregninger av tettheter med estimater av sikkerhet for eksempel ved hjelp av programvaren DISTANCE (Buckland m. fl. 1993, Pedersen m. fl. 1999, Buckland m. fl. 2001, 2004), via rene tetthetsberegninger for definerte areal til beregninger av indekser for å følge relative endringer (se vanlig linjetaksering ovenfor). Med de store forskjellene en har i tettheter mellom områder og

år vil imidlertid relativt store prosentvise feil for estimater ved lave tettheter gi relativt små feil i reell verdi sett i forhold til de verdier som finnes ved høye tettheter. De tall en får bør derfor på en ganske god måte representere den virkelige bestandssituasjonen for det takserte arealet selv om estimater ved lave bestandsstørrelser er relativt usikre.

Avstandsmetoden ble valgt brukt i forbindelse med forskningsprosjektet "Betydningen av jakt på lirypebestander" (1996-2000) og det meste av erfaring og testing av metoden er hentet fra dette prosjektet (Steen m. fl. 1996, Pedersen m. fl. 1999, Kastdalen m. fl. 2001, 2003, Pedersen m. fl. 2004). Metoden er dessuten brukt i forbindelse med Høgskolen i Hedmarks hønsefugltaksering siden 1996 (Solvang m. fl. 2004a). Pedersen m. fl. (1999) har testet forutsetningene for bruk av avstandsmetoden til tetthetstetter av rype med hund (se Figur 6). Her tar vi en gjennomgang av disse:

Forutsetning 1: Rypene oppdages i sin opprinnelige posisjon

Det ble gjennomført 59 tester på radiomerka ryper. Det var en større andel av de rypene som var aktive når takseringsteamet var langt unna som roet seg i det hund eller folk nærmet seg, enn passive ryper som ble aktive. Dette bekrefter at den vanligste reaksjon hos ryper som registrerer at noe nærmer seg er å trykke. Det ble ikke påvist noen retningsbestemt forflytning vekk fra takseringslinja. I de tilfeller hvor rypene flyttet seg, virket det som de oppsøkte nærmeste sted med skjulvegetasjon. Det ble konkludert at ingen ekstra tiltak var nødvendig for å tilfredsstille forutsetning om at rypene må oppdages på sin opprinnelige posisjon (Pedersen m. fl. 1999).



Figur 6. Illustrasjonen viser hvordan linjetakster gjennomføres ved bruk av hund etter avstandsmetoden. Det er kritisk at den vinkelrette avstand til enhver observasjon måles fra linjen.

Forutsetning 2: Alle ryper som befinner seg på takseringslinja blir oppdaget.

Alle rypene (11 tester) som var nærmere linja enn 7 meter ble funnet. Det er rimelig å tro at oppdagbarheten av ryper øker med flokkstørrelsen. En logistisk regresjon på faktorene linjeavstand og flokkstørrelse viste at sannsynligheten for å finne ryper er så godt som 100 % på linja, både for enslig/par og for flokker på 3 eller flere. Sannsynligheten for å oppdage enslige og par faller derimot raskere med økende avstand fra linja enn for flokker. Det kan konkluderes at ingen

ekstra tiltak er nødvendig for å tilfredsstille forutsetningen om at alle rypene som befinner seg på takseringslinja blir oppdaget (Pedersen m. fl. 1999). Avstandstaksering (DISTANCE) virker derfor å være godt egnet til estimering av tetthetter av liryper under norske forhold.

Når det gjelder fjellrype så er det gjort relativt få studier omkring takseringsmetodikk. Avstandsmetoden ved linjetaksering med hund er forsøkt i fjellrypeområder både for vårtaksering (tidlig mai) og høsttaksering (midten av august) (Kastdalen 1992, Brainerd og Kastdalen 2001). Erfaringen fra dette viste at så sant ikke terrenget ble for bratt og uoversiktlig, som fjellrypeterrenger ofte er, fungerte metoden godt. Det ble ikke oppdaget noen tendenser i oppdagbarheten som skulle tilsi at rypene trakk seg vekk eller mot taksør/hund. Under vårtaksering oppførte fjellrype seg på samme måte som liryper i forhold til hund.

I tillegg til avstandstakseringer med hund er det gjort forsøk med å bruke snøscooter til avstandstaksering av fjellrype (Lorentzen 2004). Snøscooter gir mulighet for rask forflytning over store områder, og kan dermed forenkle takseringsprosessen betraktelig i forhold til taksering til fots/på ski. Lorentzen konkluderer med at en kan få pålitelige estimater på bestanden av hek-kende fjellryper ved å benytte snøscooter som framkomstmiddel ved linjetaksering på senvint-eren (Lorentzen 2004), men da må forutsetningen for metoden kunne bli oppfylt. Forutsetning 2 er vanskelig å tilfredsstille med bruk av snøscooter, da en blir nødt til å kjøre rundt fremsmelte-de rabber og bratt lende. Dersom en forlater linja for å styre unna disse områdene får dette negati-ve følger for oppdagbarhetsfunksjonen og skaper usikkerhet i estimatene. Dette kan kompen-se-res ved at en person går av scooteren og følger den rette linja på slike plasser. Metoden anses derfor å egne seg best i relativt flate fjellområder.

4.1.2 Skogsfugl

Som for ryper er det for skogsfugl i mange år benyttet forskjellige typer takseringsmetoder. Skogsfugl omfatter både storfugl, orrfugl (*Tetrao tetrix*) og jerpe (*Bonasa bonasia*). Metoder som er i bruk til skogsfugltaksering i Skandinavia er blant andre leiktakeringer på våren, samt telling-er på seinsommer (ulike former for linje, belte eller rutetakst) samt lokkepipetakseringer for jerpe (Swenson 1991).

4.1.2.1 Lokkepipetakst for jerpe

Jerpa er en revirhevdende art, og man kan kartlegge jerpetettheter ved å imitere jerpas lokkelyd med en liten stålflyte (jerpepipe) (Swenson 1991). Ved denne metoden, lokker man jerper både på våren og høsten ved å stå 6 minutter og lokke med 30 sekunders intervaller på stasjo-ner plassert med 150 m avstand i typisk jerpebiotop (se Swenson 1993, Swenson & Angelstam 1993). Lokkepipa er vanligvis brukt til jakt på jerpa, og er et billig og lett tigjengelig instrument til dette formålet. Feltesting av denne metoden ved bruk av radiomerket fugl viser at man får et estimat som ligger på ca. 80 % av den territorielle bestand av hannjerper. Jerpa er en monogam art (Swenson & Boag 1993), og dermed får man samtidig et godt mål på minimumsbestanden av par med denne metoden.

4.1.2.2 Leiktakeringer (våren)

Ved leiktakeringer telles antall spillende orrhaner eller tiur på lek om våren (Hjeljord 1988, Hörnell-Willebrand & Dahl 2003b). Denne metoden kan brukes som en indekstelling for å kunne følge utvikling i bestanden over tid. Hvis man har en god oversikt over samtlige leiker i et av-grenset område, kan man derfor foreta en totaltelling av spillende hannfugler. Metoden er ikke egnet som totaltelling av skogsfugl i et område fordi hønene som regel vil oppsøke flere leiker i løpet av kort tid, slik at dobbeltellinger er mulig. Fordelingen mellom hann- og hunnfugler kan variere fra år til år, slik at tellinger basert kun på spillende hannfugler neppe vil gjenspeile varia-sjon i antall hunnfugler over tid (Helle m. fl. 1999). I tillegg har man sett i Skottland at nedgangen i storfuglbestanden i stor grad skyldes en sterk reduksjon i antall røyer (Moss m. fl. 2000), noe som ikke kan fanges opp av leiktellinger av kun spillende tiur (Wilkinson m. fl. 2002).

4.1.2.3 Rutetakseringer

Rutetakseringer av skogsfugl har lang tradisjon innen viltforskning (se f. eks. Finne m. fl. 2003, Baines m. fl. 2004) som metode for estimering av tetthet og produksjon fra år til år innenfor spesielle forskningsområder. Rutetakseringer tar utgangspunkt i at en person med hjelp av en trent jakthund tråler på kryss og tvers gjennom et kartdefinert område for å registrere all skogsfugl innenfor ruta, som defineres av naturlige skillelinjer i terrenget (Kastdalen 1992, Finne m. fl. 2003). Arealstørrelsen varierer, men i en studie lå disse på 0,5-1,2 km², og områder over 0,6 km² ble delt i to og taksert i to omganger (Finne m. fl. 2003). Dette er i utgangspunkt en estimering av absolutt tetthet, og forutsetter at tilnærmet 100 % av alle fuglene innenfor en gitt rute blir oppdaget. Rutetakst gir relativt dårlig ($\pm 26-34$ %) presisjon i tetthetsestimatene ved 90 % konfidensintervall (Finne m. fl. 2003).

Det er ikke gjennomført en rent vitenskapelig vurdering av rutetakst, til tross for at metoden har vært brukt i skogsfuglforskning i over 25 år i bl. a. Norge (se Finne m. fl. 2003). Det er grunn til å tro at man vil kunne ha samme problemer med orrfugl eller storfugl som erfaringer viser for rype (se over), selv om man går "på kryss og tvers" med flinke hunder og hundeførere, spesielt i ulendt skogterreng med impediment og andre hindringer.

Et annet problem er at fugl kan bevege seg inn og ut av tilgrensende ruter under rutetakst (se Buckland m. fl. 2001, 2004). En illustrasjon på dette kan hentes fra Finne m. fl. (2003), der det oppgis at ruter grenset opp mot hverandre og at enkelte ruter var såpass store at de måtte deles i to og takseres på forskjellige dager. Erfaringer fra Norge viser at enkelte taksører har problemer med å orientere seg i skogsterreng slik at det også kan oppstå usikkerhet om hvorvidt et gitt område egentlig har blitt taksert eller ikke (L. Kastdalen, pers. med.). Variasjon i vitringsforhold, kvalitet og kondisjon på hund og taksør, vær, biotop- og terrengforhold kompliserer alle former for taksering der det benyttes hund.

4.1.2.4 Beltetakseringer

Beltetakstmetoden "finsk tremannskjede" blir brukt til skogsfugltellinger i Finland (Lindén m. fl. 1996), Sverige (Brittas & Karlblom 1990) og Norge (se f. eks. Finne 2004, Pedersen 2004). Tre personer går manngard uten hund og dekker til sammen et 60 meter bredt belte (Lindén m. fl. 1996), og tettheter blir beregnet ved å dividere antall fugl sett med det totale arealet. Svenske forskere (Brittas & Karlblom 1990) evaluerte denne metoden ved å teste hvor stor andel av radiomerka orrfugl og storfugl som oppdages langs beltetakstlinjer i typisk barskog i midt-Sverige. De fleste (ca. 90 %) skogsfuglkull ble observert, mens voksne storfugl og orrfugl bare ble observert i 54-64 % av tilfellene. Totalt ble 80 % av de radiomerkede storfuglene og 82 % av orrfuglene funnet, slik at man vil kunne underestimere bestanden med ca 20 %. Dette resultatet er svært likt det som ble funnet ved en evaluering av Distance-metoden (se under, Finne & Wegge 2003).

Beltetaksering blir brukt til estimering av tettheter, måling av trend i tid og rom, overvåking og forskning på relasjoner mellom viltarter og landskap i Finland i kombinasjon med sportakst av de samme vilttriangelinjene vinterstid (Lindén m. fl. 1996, 1999, Kurki m. fl. 1998, 1999, Pellikka m. fl. 2005). Finske forskere mener at selv om det er påvist at man underestimerer skogsfuglbestanden med denne metoden, så er resultatene pålitelige og sterkt korrelerte med både jaktstatistikk og leiktettheter for orrfugl og storfugl, og gir bedre resultater enn tidligere former for løypetakster (Brittas & Karlblom 1990, Lindén m. fl. 1996). Sett i sammenheng med at det finnes 1500 vilttriangler som gåes årlig i Finland, fungerer denne metoden utmerket som overvåkingssystem som skal måle storskala variasjoner hos skogsfugl og andre viltarter. Med en tetthet av triangler på ca. 1/200 km² i søndre Finland og 1/300 km² i nordre Finland lager finnene kart over tettheter av skogsfugl i 50 x 50 km ruter. Kartene brukes i den regionale viltforvaltningen (Helle m. fl. 1996). Med dette opplegget mener man at man får et godt prognoseverktøy for den lokale skogsfuglforvaltningen (Lindén m. fl. 1996).

Norges Jeger- og Fiskerforbund (NJFF) tok initiativ til overvåking av lokale viltbestander (inkludert skogsfugl) gjennom vilttriangelkonseptet i begynnelsen av 1990-tallet, først gjennom et pilotpro-

sjeft i Sør-Trøndelag (NJFF, upubl.) og seinere i Akershus og Østfold fylker i sørøst Norge (se Pedersen 2004). Transekter ble lagt ut etter det finske mønsteret og tremannkjede ble gått i 11-15 triangler hvert år (se Pedersen 2004, Finne 2004). Skogsfugl takseres på seinsommeren og om vinteren (kun synsobservasjoner, se Pedersen 2004).

På oppdrag av NJFF-Akershus har metodikkens pålitelighet blitt evaluert mht presisjon i tetthetsestimaterne for skogsfugl fra triangeltakster i perioden 1997-2003 i Østfold og Akershus fylke (Finne 2004). Hovedkonklusjonen er at antall linjer taksert per år ($n = 11-16$) er for lite til å kunne gi et ønsket presisjonsnivå på +20 % av gjennomsnittsverdien. Gjennom simulering har Finne (2004) funnet at man bør ha minimum 40 triangler for å få det ønskede presisjonsnivå om man skal kunne dra nytte av denne type taksering i lokal forvaltning. Finne (2004) anbefaler at man øker antall triangler, og at lengden på sidene minskes fra 4 til 3 km. Finne (2004) også anbefaler at man bruker forskningsbaserte korreksjonsfaktorer (fra Britt & Karblom 1990) til estimering av skogsfugltetthet ved hjelp av aldersspesifikke oppdagbarhetstall, samt at de samme triangler går hvert år. Dette gir mer pålitelige sammenligninger mellom år samt muligheter til å bruke parvise tester som gir større sannsynlighet for å oppdage endringer i bestandsnivå. I tillegg påpeker Finne (2004) at man bør skille kull fra grupper av voksne fugl i felt, noe som ikke var gjort tidligere.

4.1.2.5 Avstandstaksering

Avstandstaksering har vært brukt som takseringsmetode i den nasjonale inventering av storfugl i Skottland de siste 10 år (Catt m. fl. 1998, Wilkinson m. fl. 2002, K. Kortland, pers. med, R. Moss, pers. med.). Disse inventeringene ble gjennomført i perioden november til mars i vintrene 1992/93, 1993/94 og 1998/99. Selv om man ikke har testet forutsetningene med radiomerka fugl, og man har sett visse avvik fra forutsetningen om 100 % oppdagbarhet på linja (Catt m. fl. 1998), mener skotske storfuglforskere (Catt m. fl. 1998, Wilkinson m. fl. 2002) at det ikke har vært noen alvorlige brudd på forutsetningene for bruk av avstandsmetoden (Buckland m. fl. 2001, 2004, Thomas m. fl. 2002a). Man mener derfor at avstandsmetoden egner seg til overvåking av storfugl over store arealer for å kunne følge med bestander i tid og rom i forhold til faktorer som biotopforandringer, klimaforandringer og effekter av tiltak som f. eks. predator kontroll (Catt m. fl. 1998, Wilkinson m. fl. 2002).

Forutsetningene for linjetaksering etter avstandsmetoden er testet ved taksering av radiomerkede skogsfugl på Varaldskogen i Hedmark (Finne & Wegge 2003). Det ble til sammen utført 63 forsøk med 18 forskjellige radiomerka skogsfugl; 5 orrhaner, 2 røyer med kull, 5 røyer uten kull og 6 tiurer. De viktigste forutsetningene som ble testet var: 1) At alle fugler på, eller i umiddelbar nærhet av takseringslinja ble registrert, og 2) at fuglene ikke forflyttet seg som en respons på taksøren eller hunden før de blir oppdaget.

Som resultat på test av forutsetning 1, fant Finne & Wegge (2003) at 2 av 3 (67%) radiomerkede fugl ble oppdaget <5 m fra takseringslinjen. En orrhane satt i et tre under forsøket uten å være oppdaget av takseringsmannskapet. Oppdagbarheten langs linja var oppfattet som likt oppdagbarheten når fuglene satt lengre unna takseringslinja. Generelt var oppdagbarheten (uavhengig av avstand fra linjen) for orrhaner 57 % ($\underline{n} = 23$), for røyer uten kull 71 % ($\underline{n} = 17$), for tiurer 78 % ($\underline{n} = 18$) og for røyer med kull 100 % ($\underline{n} = 4$). Disse resultatene ligner de som har vært funnet innenfor 60 m bredde beltetakseringer for skogsfugl (Britt & Karblom 1990), der en stor andel av orrfuglkullene ble observert (ca. 90 %), mens voksne storfugl og orrfugl bare ble observert i ca. 60 % av tilfellene. Den effektive søkebredden på Varaldskogen-materialet var mellom 39-50 m (Finne & Wegge 2003).

Finne & Wegge (2003) konkluderer fra sine data at "Både fordi en stor andel av fuglene aldri ville blitt registrert under normal taksering, og fordi en stor andel flyttet seg før de ble registrert, er det naturlig å anta at tettheten av fugl på eller i nærheten av takseringslinja kan bli undervurdert med 20-30 %". Som resultat på test av forutsetning 2 ble det funnet en tendens til at fuglene beveget seg oftere mot linja når de løp kort og trykket sammenlignet med når de løp langt og trykket, men andelen bevegelser mot eller fra linja var ikke signifikant forskjellige (Finne & Weg-

ge 2003). Selv om denne forutsetningen syntes å bli oppfylt, konkluderer Finne & Wegge (2003) at fordi 20 % av fuglene beveger seg langt fra linjen før de blir oppdaget, vil dette gi en underestimert som tilsvarer 20 %. Samtidig mener de at avstandsmetoden overestimerer den effektive søkebredden med ca. 10 %, slik at den totale underestimeringen vil ligge på ca. 30 %.

Dette er et nokså vanlig problem når det gjelder taksering av ville dyr, og det finnes metodiske justering som i noen grad kan få bukt med dette (Buckland m. fl. 2001, 2004, Palka & Hammond 2001, Rosenstock m. fl. 2002, Thompson 2002). Siden bevegelsene virker å være slumpmessige, vil bevegelser i begge retninger tendere til å kompensere for hverandre (Buckland m. fl. 2001, 2004). Erfaring så langt fra skogsfugltakseringer i Sør-Norge indikere at dette ikke er et alvorlig problem, og noe som dessuten kan kompenseres for ved valg av modell i Distance-programmet (Solvang m. fl. 2005).

En tredje forutsetning er at den vinkelrette avstanden fra objektene til linjen måles nøyaktig. Erfaringer fra skogsfugltaksering i Sør-Norge viser at dette er en viktig forutsetning, og at unøyaktig målinger har negativ innvirkning på kvaliteten av resultatene. Det er derfor en stor fordel at man bruker GPS-utstyr både til å følge linja og til registrering av fugl langs linjene (H. Solvang, pers. med.). Men for avstander under 50 m anbefales det fortsatt bruk av måleband fordi GPS-utstyr ikke gir god nok presisjon innenfor denne avstanden (L. Kastdalen, pers. med.).

Avstandsmetoden har gitt lovende resultater etter flere års forsøk med skogsfugltellinger i Hedmark, Oslo og Aust-Agder (Solvang og Strømseth 2004, Solvang m. fl. 2005). Resultater fra skogsfugltakseringer i Sør-Norge i 2003/04 viser en god fordeling av observasjoner i forhold til linja for både storfugl og orrfugl (se Figur 7 samt Solvang m. fl. 2005). Resultater både for orrfugl og storfugl viser den klassiske og ønskede fordeling av observasjoner fra linja. En slik oppdagbarhetsfunksjon gir rimelig god presisjon i estimatet (Solvang m. fl. 2005). Selv om det tidligere var problemer med upresise avstandsmålinger, har bruk av GPS-utstyr langt på vei løst dette problemet i dag (H. Solvang, pers. med.). Avstandsmetoden er avhengig av at man har den høyeste oppdagbarhet på linjen, og at den så blir mindre med økende avstand fra linjen.

Avstandsdata fra storfugltakseringer i Skottland viser at fordeling av observasjonene er stort sett tilfredsstillende i forhold til denne forutsetning, selv om en høyere proporsjon ble sett lengre fra linjen enn på linjen i naturskog (Catt m. fl. 1998). Det bør understrekes her at det er viktig at man etterstreber en representativitet i forhold til biotoper man takserer. Ved for eksempel å ha en overrepresentativitet av gammelskog på takseringslinjer kan man risikere at man både overestimerer storfuglbestanden og underestimerer orrfuglbestanden (se f. eks. Solvang m. fl. 2005). På sikt vil en kunne kombinere informasjon om tettheter i ulike skogstyper i større målestokk ved hjelp GIS-baserte dataverktøy.

Uansett metode, vil det være umulig å oppdage alle individer i en viltbestand, selv under kontrollerte forhold, og det er kanskje heller ikke nødvendig (Caughley 1977, Lindén m. fl. 1996, Swenson 1991). Skogsfuglforskere synes å være enige om at man i noen grad vil underestimere skogsfuglbestander ved bruk av avstandsmetoden DISTANCE (Finne & Wegge 2003, K. Kortland, pers. med. 2004, M. Hörnell-Willebrand, pers. med 2004, Solvang m. fl. 2005), og at dette kan være en funksjon av fuglenes atferd og vegetasjonstetthet. Det anbefales at man stratifiserer etter biototype for å få bedre presisjon i estimatene (Catt m. fl. 1998, Wilkinson m. fl. 2002, Kortland, pers. med., 2004). Fra Skottland viser en sammenligning av resultater mellom storstilt manngardtellinger ("drive counts") og avstandstillinger en sprik på ca. 20 %. Men det er uklart om dette representerer et overestimat mht førstnevnte eller et underestimat av sistnevnte metode (se Catt m. fl. 1998). Vi vet at oppdagbarheten varierer mellom voksne hann- og hunnfugl, og kull og enslige individer for både storfugl og orrfugl. Vi anbefaler derfor at estimater basert på avstandstakseringer betraktes som minimumsestimater, og at man evt. korrigerer den observerte fordeling av voksne fugler av begge kjønn samt hunnfugler med og uten kull med faktorer baserte på resultater fra forsøk med radiomerket fugl (Brittas & Karlblom 1990, Finne & Wegge 2003).

4.1.3 Hønefugltakseringer: presisjon, representativitet og kvalitetssikring

På grunn av praktiske forhold når det gjelder plassering av takseringslinjer i terrenget og antall linjer det er mulig å takserer, variasjoner mellom år i værforhold ved takseringsarbeidet og variasjon i egenskaper til hunder og hundeførere er det aldri mulig å få helt sikre og arealrepresentative tall for endringer i hønefuglbestander i Norge. Likevel vil takseringsdata for hønefugl kunne ha stor nytte både i forbindelse med overvåking av endringer i naturen og for forskning, i tillegg til lokal forvaltning av småvilt som nå ofte er hovedmålet. Krav til kvalitet (presisjon og representativitet) av data vil imidlertid være avhenge av hva dataene skal brukes til.

Overvåking av lirype, som en av nøkkelartene i TOV (en art som sterkt grad kan være med å påvirke bestandsforhold og reproduksjon for andre arter) er basert på indekser (relative bestandsendringer innenfor hvert enkelt overvåkingsområde), og gir et relativt grovt mål for bestandsvariasjoner. Takseringslinjene er lagt ut for å representere bestandsendringer, og ikke for å representere reelle tettheter for et større areal. Den svært store naturlige mellomårsvariasjonen for bestandsstørrelser for lirype (særlig for ungfugler (se for eksempel Kålås & Framstad (2002) gjør at vi selv med noe større usikkerhet for hver enkelt indeksberegning får nyttig informasjon for vurdering av eventuelle effekter på rovfugl forårsaket av naturlig variasjon i rypebestandene.

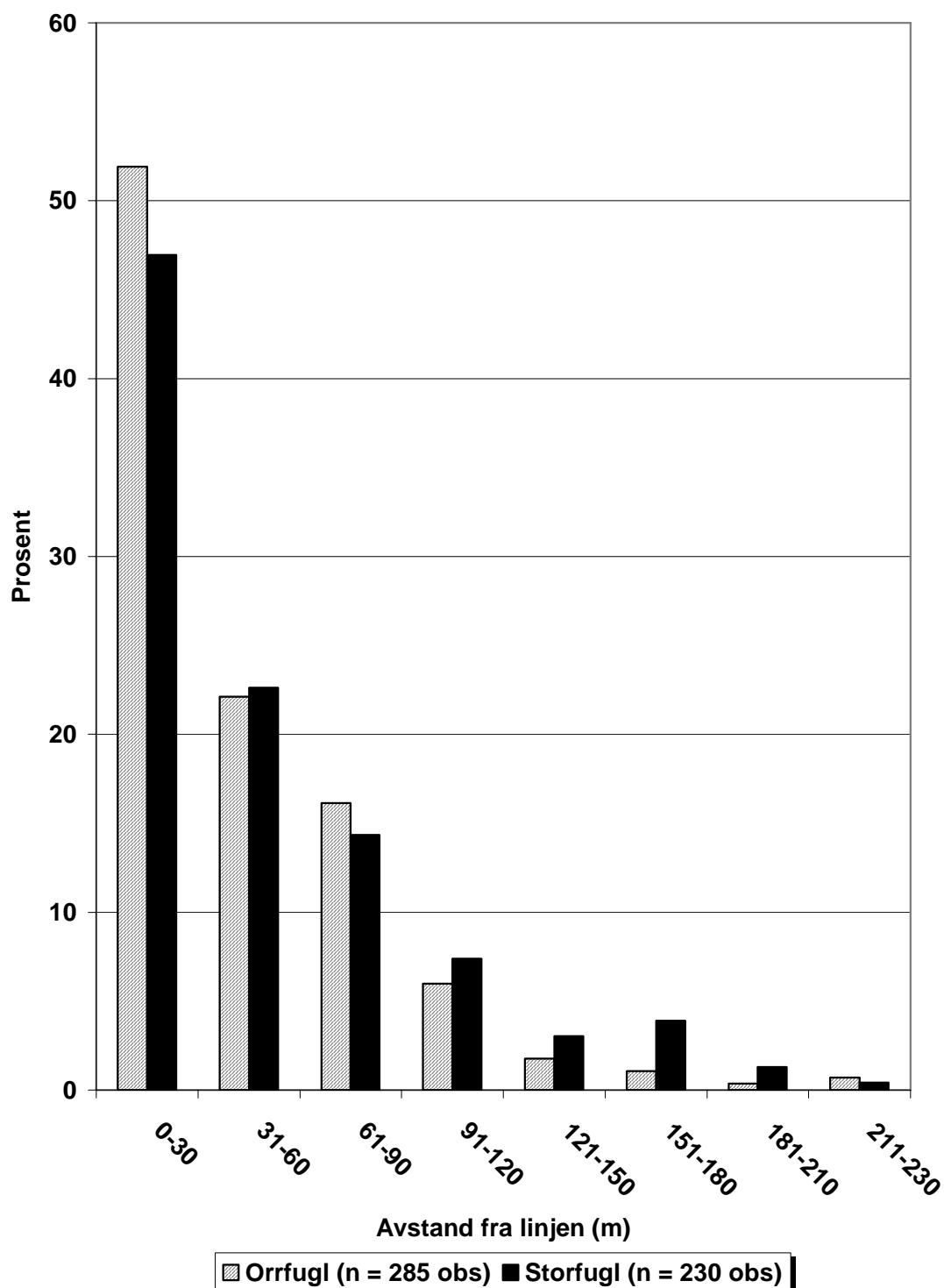
I forbindelse med lokal forvaltning og mer grunnleggende forskning vil en ofte stille sterke krav til mål av tettheter som også er arealrepresentative. Dette stiller strenge krav til hvordan linjene plasseres i terrenget. Her er det mest aktuelt med en systematisk utlegging av linjer eller en eller annen form for stratifisert randomisering av linjene (tilfeldig utlegging av linjer innenfor utvalgte områder). For deler av Norge kan dette være praktisk vanskelig både på grunn av topografi og på grunn av eiendomsforhold.

Sikkerhet i tetthetsestimater og produksjonsestimater avhenger sterkt av antall observasjoner, og antall observasjoner er avhengig av arealet (linjelengde) som takseres. Ved bruk av programvaren DISTANCE for beregning av tettheter vil en ofte måtte ha > 40 observasjoner for få et noenlunde presist estimat (Buckland m. fl. 1993, Pedersen m. fl. 1999.). Ved middels tettheter av lirype må det gjerne takseres i størrelsesorden 40 km for å komme opp i dette antall observasjoner. Ved lave tettheter vil en imidlertid fortsatt kunne få relativt upresise tetthetsberegninger selv ved 40 km linjelengde. Med de store forskjellene en har i tettheter av hønefugler vil imidlertid relativt store prosentvise feil for estimater ved lave tettheter gi relativt små feil i reell verdi sett i forhold til de verdier som finnes ved høye tettheter. De tall en får bør derfor på en ganske god måte representere den virkelige bestandssituasjonen for det takserte arealet selv om estimater ved lave bestandsstørrelser er relativt usikre.

Hvor stort areal et sett takseringer er representativt for, utover det som linjene ligger i er et annet tema som vi bare kort vil nevne her. Dette vil være sterkt avhengig av skala for den romlige samvariasjonen (spatial autocorrelation) for bestandsendringene. Fra Norge er dette temaet lite behandlet. I Finland har det i en årrekke blitt utført en meget omfattende overvåking av jaktbart vilt inkludert hønefugl (Lindén m. fl. 1996). Disse undersøkelsene viser sterk grad av samvariasjon i bestandsstørrelser for storfugl, orrfugl og jerpe (sterk temporær synkronitet) (Ranta m. fl. 1995), og relativt stor romlig samvariasjon (Ranta m. fl. 1995, Lindstrøm m. fl. 1996). Også i Norge er det funnet stor grad av temporær samvariasjon mellom forskjellige hønefugl arter (Myrberget 1982), men det foreligger lite informasjon om romlig samvariasjon fra Norge. Finland og Norge er svært forskjellig når det gjelder forekomster av naturtyper og fordeling av disse, med mye større variasjoner i naturtyper innenfor korte avstander i Norge enn i Finland. Særlig når det gjelder lirype vil vi anta at kunnskap om finske forhold ikke direkte kan brukes i Norge. Vi kan derfor ikke se bort fra at det kan medføre store feil å bruke informasjon om bestandssituasjon fra ett område på et annet relativt nærliggende område.

Kyllingproduksjon måles som andel kyllinger observert under linjetakseringene i august og oppgis ofte som gjennomsnittlig kullstørrelse (antall ungfugl observert pr. 2 voksenfugl). Sikkerheten i slike produksjonsberegninger vil også være avhengig av antall observasjoner og vil variere

Fordeling av observasjoner av skogsfugl langs takseringslinjer i Hedmark (2003-04)



Figur 7. Fordeling av observasjoner langs takseringslinjer for skogsfugltakseringer i Sør-Norge (2003-2004) (fra data brukt i Solvang m. fl. 2005).

med andel ungfugl i bestanden. Det er ikke gjort simuleringer som viser hvordan sikkerheten i beregnet produksjon av ungfugl varierer med antall observasjoner og andel og fordeling av ungfugler i bestanden.

4.2 Mindre pattedyr

4.2.1 Hare

I likhet med annet småvilt finnes en rekke metoder for så vel direkte som indirekte bestandstaksering av hare (Spidsø & Pedersen 1991). Haren er imidlertid en art som vanskelig lar seg telle gjennom direkte metoder, fordi den er meget var og som oftest vil bevege seg fra taksører før den selv kan oppdages (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b).

4.2.1.1 Beltetakst

På Grimsö forskningsstasjon forsøkte man i perioden 1977-1980 å inventere harebestanden gjennom direkte observasjoner av støkte harer langs 60 m brede beltetakstlinjer vinterstid. Resultatene tydet på at metoden ikke egnet seg til beregninger av bestandstetthet pga store konfidensintervall (Pehrson 1997).

4.2.1.2 Avstandtakst

Forskere i Skottland har vurdert avstandsmetoden til estimering av tetthet av hare, og resultatene svarer godt sammen med andre estimater av tetthet for samme bestand (Newey m. fl. 2003). Men disse takseringene har vært gjort i lyngheirområder med høye haretettheter i skotske fjellområder, der det er relativt lett å observere og telle harer.

4.2.1.3 Takseringer langs veier

I Nord-Finland takseres hare langs skogbilveier om nettene om våren (Rajala 1983, Spidsø & Pedersen 1991). Siden harene samler seg på eller i nærheten av veiene er dette en egnet metode i denne perioden. Harene på veien og på begge sider av veien blir telt. Takseringsløyper blir lagt ut langs skogbilveier med lite eller ingen trafikk, og lengden på linjene er 100-150 km. Tellingene gjentas 3 ganger for å kunne redusere utslaget av tilfeldige faktorer, der den største verdien for hver løype blir brukt. Samtlige dyr blir telt, uavhengig av avstand fra veien. I USA er en lignende metode brukt til taksering av svarthalehare (*Lepus californicus*) med bruk av lyskaster (Smith & Nydegger 1985).

4.2.1.4 Indirekte tellinger basert på spor og ekskrementer

Som nevnt er det vanskelig å få til direkte tellinger av harer under norske forhold. Derfor må man ty til metoder som er basert på indirekte tellinger, dvs tellinger av spor og ekskrementer, for å kunne få relative indekser av haretettheter lokalt. Det kan benyttes indirekte metoder som telling av ekskrementer, såkalte "hareperler", en form for prøveflatetakst, snøsportellinger og "presence-absence"-tellinger. I tillegg kommer data fra den skutte harer i form av jegerstatistikk og biologiske prøver.

4.2.1.5 Perletellinger

Ekskrementtelling, som baserer seg på telling av hareskit, eller "perler", kan brukes både som en indeks til relative forekomster eller som et mål på tetthet. Perletellinger er brukt til disse formål for snøskohare (*Lepus americanus*) i Nord-Amerika (Krebs m. fl. 1987, 2001, Murray m. fl. 2002) og i Fennoskandia (Angerbjörn 1983, Hjeljord 1988, Spidsø & Pedersen 1991, Pehrson 1997, Pehrson m. fl. 2002, Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Hareperler telles innenfor faste ruter i et gitt terreng hvor rutene kan være av forskjellig størrelse og form (Krebs m. fl. 1987, 2001, Hjeljord 1988) eller sirkulære (Murray m. fl. 2002, Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Sistnevnte tar utgangspunkt i at man bruker en pinne og en snor på en meters lengde, noe som er mer praktisk til feltbruk. I Norge har man brukt en rute på 800 x 60 cm som merkes slik at disse kan oppsøkes gjentatte ganger (Hjeljord 1988). Hareperlene fjernes etter tellingen, og man teller perlene rett etter snøsmelting og igjen før lauvfall i september. I Sverige legger man ut 20 x 20

m ruter og innenfor disse legges det ut 5 tilfeldige sirkulære prøveflater på 1 m² (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Generelt legger man ut plottene i et systematisk system med en bestemt avstand mellom plottene og med en bestemt avstand mellom linjene og plottene. I Sverige bruker man en avstand mellom linjene på 200 m og en avstand mellom plottene på linjen på 100 m (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Den svenske metoden er særdeles arbeidskrevende, og innebærer ca. 16 dagsverk til gjennomføring. Det er mye som tyder på at det holder med mindre, sirkulære plotter for å få en effektiv telling med pålitelige resultater (Murray m. fl. 2002).

Etter en evaluering av aktuelle metoder for bestandsovervåking innenfor TOV-programmet ble telling av hareperler i utvalgte områder valgt (Kålås m.fl. 1991, Spidsø & Pedersen 1991). Hareperletellinger ble brukt i perioden 1993-1998. Endringer i bestandstetthet ble registrert gjennom telling av hareperler i faste ruter lagt ut i TOV-områdene etter metoden beskrevet av Angerbjörn (1983). I hvert område ble det lagt ut 360 fastruter fordelt på 8 hovedlinjer (transekt). Fastrutene som var 0,1m² (0,33 x 0,33m) ble lagt ut langs tre dellinjer som lå vinkelrett på hovedlinjene. I hver dellinje ble det lagt ut 15 fastruter med 10 m avstand (se Kålås m. fl. 1994). Alle fastrutene ble sjekket om våren og rensket for hareperler samtidig med at antall perler ble registrert. Metoden viste seg å være god når det var høye bestander av hare, men mindre egnet når harebestandene var lavere. Derfor har man nå gått bort fra det å bruke hareperler som indeks på forekomst på denne arten i overvåkingssammenheng i Norge og hare er tatt ut av TOV-programmet.

Undersøkelser har vist at det er generelt god sammenheng mellom perletellinger og haretetthet (Krebs m. fl. 1987, 2001, Murray m. fl. 2002), og dermed er denne type telling en billig og pålitelig måte å få oversikt over harebestanden. Her er det viktig at man bruker en kalkyle som baserer seg på antall perler produsert per hare over en viss tidsperiode. I tillegg kan man bruke denne metoden under barmarkssesongen. Problemet med denne metoden bunner seg i at pga vegetasjonstilvekst samt degradering over tid vil et estimat basert på hareekskrementer ha en større verdi om våren enn på høsten. Spidsø & Pedersen (1991) anbefaler telling av hareperler etter metoden til Angerbjörn(1983) overfor andre metoder fordi den gir relativt gode estimater av bestanden og fanger opp variasjoner fra år til og mellom områder. Metoden kan lett gjennomføres av to personer i løpet av et par dager, og kan gjøres på vårparten etter snøen har smeltet og før vegetasjonen har kommet for langt. Slik sett er denne metoden velegnet til bruk til lokal forvaltning, siden den lett kan gjennomføres av lokalt personale uten krav til spesialutdanning. Uansett variant, er hareperletellinger en pålitelig metode som krever forholdsvis lite ressurser for å kunne estimere både totalbestanden og følge med variasjon i bestander i tid og rom.

4.2.1.6 Snøsportellinger

En vanlig metode som brukes til indekstellinger av harer er telling av sporkrysninger langs takseringslinjer. I Finland teller man spor av hare og andre arter som krysser takseringslinjer som en del av den landsomfattende viltriangel-takseringen (Lindén m. fl. 1996, 1999). Likeledes har metoden vært brukt i Norge (f. eks Eide 1995, Gundersen & Rolstad 2001, Pedersen 2004, Finne 2004). Metoden brukes både til å måle relative og absolutte tettheter (se f. eks. Lindén m. fl. 1996, Pedersen 2004). Metodikken er kostnadseffektiv, og kan gjøres som en del av en større innsats rettet mot flere arter samtidig. Best resultat vil trolig oppnås etter 2-3 dager med snøfall (se Odden m. fl. 2004). Det er en stor fordel om man ikke har mer enn 5-10 cm nysnø, fordi harer beveger seg lite når det er mer enn 20 cm løssnø (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b).

I Canada har Keith & Windberg (1978) påvist at det er en direkte sammenheng mellom mengden spor og variasjonen i en snøskoharebestand over tid. Takseringslinjer ble brukt til å følge snøskoharebestanden over tid og i forskjellige habitater i Ontario (Thompson m. fl. 1989). Her var linjene 2 km lange med 1 km mellomrom, og antall spor som krysset linjene ble telt (harestier fikk en verdi av 4). Hver linje ble gått 2-8 ganger i løpet av vinteren etter nytt snøfall (12-96 timer) i løpet av tre 3-ukers perioder fra november til mars. En korrigeringsfaktor ble brukt slik at antall spor ble dividert på antall 12-timers perioder etter siste snøfall. Varianter av denne metoden er brukt i USA (Litvaitis m. fl. 1985, Koehler 1990).

4.2.1.7 "Presence-absence"-telling

Såkalte PA-telling brukes i Nord-Sverige som en metode ved taksering av relativt store områder vinterstid (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Metoden består i at man legger ut ca 50 prøveflater på 100 x 100 m i et firekantet rutenett. Et slikt rutenett med 500 m mellom plottene kan passes inn i et 3 x 3 km område (Dahl & Hörnell-Willebrand 2003b). Antall samt konfigurasjonen på prøveflatenettet kan tilpasses etter lokalt behov. Denne type telling kan gi en god indeks på relative forekomster av hare i stor målestokk. I Nord-Sverige bruker man snøscooter og GPS som hjelpemiddel både til kjøring mellom punktene og til avgrensning av de store rutene som skal takseres.

4.2.2 Mindre rovpattedyr

Begrepet "mindre rovpattedyr" i dette prosjektet inkluderer rødrev (*Vulpes vulpes*), mår (*Martes martes*), og røyskatt (*Mustela erminea*). Disse artene er jaktbare og av interesse i den lokale forvaltningen. Siden disse også er viktige predatorer på hønsefugl og hare, er det interessant å følge med utvikling i bestandene av disse artene i forhold til f. eks. endringer i landskapet og klima i tid og rom, og for å måle effekter av eventuell beskatning som et ledd i det lokale viltstellersarbeidet. Minken (*Mustela vison*) er en introdusert art med helårsjakt, og som holder seg stort sett til vassdrag og kyststrøk og er dermed av begrenset interesse i forhold til forvaltning av hare og hønsefugl. Grevlingen (*Meles meles*) er en art som er av underordnet interesse i småviltforvaltningen, og som ligger i hi vinterstid. Snømusas (*Mustela nivalis*) spor kan lett forveksles med røyskatt, og i den graden det ikke kan skilles mellom disse artene på sporsnø, må de nok registreres i samme kategori (se f. eks. Pedersen 2004).

De mindre rovdyrartene i Skandinavia er alle revirhevdende (Erlinge 1977, Lindström 1987, Brainerd 1997). Tettheten av disse varierer i tid og rom avhengig av fødetilgang og/eller biotopkvalitet (se f. eks. Erlinge 1974, Lindström 1987, 1989, Brainerd 1997).

Generelt er det vanskelig å foreta absolutte tellinger av mindre rovdyr, uten å benytte avanserte vitenskapelige metoder som trenger spesiell utdanning og nødvendige tillatelser til fangst og merking. Vi tar her for oss kun de mest aktuelle metodene som kan brukes i den lokale forvaltning av disse artene.

4.2.2.1 Snøsportelling

Den vanligste måte å takserer rødrev, mår og røyskatt er gjennom tellinger av spor langs linjetransekter vinterstid (se f. eks. Pulliainen 1981, Bjärvall & Lindström 1991, Eide 1995, Gundersen & Rolstad 2000, Danilov m. fl. 1996, Helle m. fl. 1996, Pedersen 2004, Røhnebæk 2004). Det er ulike varianter av dette, med prinsippet er det samme. I Finland har man f. eks. siden 1989 telt spor til samtlige pattedyrarter som et ledd i det landsdekkende finske villtrianglesystemet (Helle m. fl. 1996, Lindén m. fl. 1996). Tellingene skjer i perioden 15. januar til 28. februar hvert år i Syd- og Midt-Finland, og t.o.m. 15. mars i Nord-Finland. Ferske sporkrysninger telles langs de 4 km lange transektlinjer som danner sidene i triangelen. Taksører går disse linjene til fots eller på ski. For å gjøre metoden mindre avhengig av nyfallen snø, har man lagt opp et system der man også går linjene dagen før selve tellingen ("precheck") med hensikt å viske ut gamle spor. Dette gjøres for at kun ferske spor telles slik at indeksen standardiseres med døgngamle spor. Alternativet er å telle spor 1-2 dager etter siste snøfall, og da korrigerer for antall spordøgn. Generelt er det viktig at man unngår perioder med ekstreme værforhold (kulde, vind, mye snø), og det er ønskelig at snøforholda er slik at man kan tyde røyskattspor uten problem. Alle observasjoner av spor og dyr noteres med referansenummer på kart. All sporkrysninger registreres, selv om det er åpenbart at det er samme dyret som har krysset linjen flere ganger. Når det gjelder ulv (*Canis lupus*) eller rødrev, er det også tillatt å telle spor som kommer innenfor en rekkevidde av 10 m fra "menneskespor" etterlatt langs takseringslinjen etter den såkalte "precheck".

4.2.2.1.1 Finske og russiske sportellinger

I Finland og Russland har man brukt sporkrysningsdata til estimering av dyretettheter, men disse beregningene forutsetter gode data på gjennomsnittelige daglige vandringsavstander til de enkelte artene (se f. eks. Danilov m. fl. 1996, Högmander & Penttinen 1996). I Russland har dette vært basert på omfattende sporinger av dyr i samme traktene der man går opp takseringslinjene, slik at man får et godt begrep på vandringsavstander til de ulike artene lokalt (Danilov m. fl. 1996). Denne døgnvandringsavstand vil nødvendigvis variere fra område til område avhengig av flere faktorer; som f. eks værforhold, lokal fødetilgang, biotopkvalitet, m.m. (se Finne 2004). Det blir derfor vanskelig å generalisere uten å bruke mye tid til å måle disse parametrene lokalt gjennom omfattende snøsporinger eller evt. gjennom andre forskningsmetoder som f. eks. radiotelemetri.

4.2.2.1.2 Norske villtriangelteellinger vinterstid

I Norge er det kun villtriangelprosjektet i Akershus og Østfold som i lengre tid har gjennomført årlige tellinger av spor fra pattedyrarter vinterstid etter den finske modellen. Disse dataene har vært brukt først og fremst som en indeks på relative forekomster, men man har også forsøkt å estimere tettheter med bakgrunn i tilgjengelige tall for vandringsavstander til de ulike artene (se f. eks. Pedersen 2004). For å kunne regne om fra relative til absolutte tettheter har man benyttet gjennomsnittlige vandringslengder for de enkelte artene. Tettheten er en funksjon av sporindeksen/vandringslengde (antall døgn/km): harer vandrer i gjennomsnitt 2 km pr. døgn (Helle m. fl. 1991), rødrev 7 km pr. døgn (Helle m. fl. 1991) og mår 1,5 km pr. døgn (Brainerd 1997). Variasjonen i vandringslengde per døgn er knyttet til forhold som snødybde, snøtype, tid på året, dyrets kondisjon og status, byttedyrtilgang o.s.v. er antageligvis for stor til at en omregning fra sporindeks til tetthet kan bli meningsfylt (Finne 2004). Denne type data er derfor bedre egnet til måling av relative forekomster i tid og rom for de enkelte artene enn sammenligning av absolutte tettheter mellom arter i tid og rom.

Når det gjelder bruken av denne type data til målinger av trender over tid, er det en fordel med stor utvalgstørrelse. Med den store datamengden som årlig samles inn i Finland, er den usikkerhet liten og dermed er det lite behov for statistiske vurderinger mht trend over tid og mellom områder (se Finne 2004). Snøtakseringsdata fra Akershus og Østfold er basert på et fåtall villtriangler, og kun noen av disse gåes årlig (Pedersen 2004). Finne (2004) har vurdert dette materialet mht måling av statistisk sikre trender i tid og rom, og har konkludert med at man må ha en utvalgstørrelse på over 40 triangler for å oppnå en tilfredsstillende presisjonsindeks på 20 %. Denne presisjonsindeks beregnes som halve bredden på et 90 % konfidensintervall for gjennomsnittet på sporindeksen (kryssninger/10 km) dividert med det samme gjennomsnittet. Presisjonen vil nok variere mellom arter alt etter frekvensen av sporkryssninger på de enkelte linjene – dvs. at høyere presisjon vil kunne oppnåes med et mindre utvalg for arter med høy sporkryssningsfrekvens, generelt sett.

Finne (2004) stiller spørsmål til bruken av finske triangler i norsk utmark, siden lengden på disse linjene (4 km) er tilpasset lett gått og flatt terreng. En fordel med takseringslinjer satt opp i trekant er nettopp at et takseringslag skal kunne gå tre linjer i løpet av en kort vinterdag. Men dette lar seg ikke gjøre i praksis under norske forhold, der man som regel må gå i vanskelig terreng og dele arbeidet mellom enten flere lag eller over flere dager. Finne (2004) anbefaler derfor at man legger opp til kortere linjer (3 km) slik at man kan redusere dette problemet.

4.2.2.1.3 Norsk gaupetakseringssystem til telling av mindre rovdyr

Som en del av den nasjonale taksering av gaupe gåes det årlig i overkant av 1800 takseringslinjer i fylkene Akershus, Oslo, Hedmark, Buskerud, Telemark, Nord-Trøndelag og Nordland sør for Hattfjelldal (se også Brøseth m. fl. 2003, 2004 a, b). Disse gjennomføres av frivillige, lokale folk i regi av NJFF, under oppdrag fra DN. Takseringssystemet er basert på at linjer blir lagt ut etter lokal kunnskap i typisk gaupeterreng; disse er gjerne løyper og trenger derfor ikke å være rette linjer. Takseringslinjene er 3km lange med en tetthet på 3 linjer pr. 100 km².

Frivillige taksører i regi av NJFF-Hedmark har, i samarbeid med Høgskolen i Hedmark, avdeling

Evenstad, registrert småviltarter og rådyr langs mange av disse samme linjene vintrene 2003 og 2004 (Solvang m. fl. 2004b). I 2003 ble 368 linjer i 18 kommuner gått av frivillige, og dette økte til 446 linjer i 21 kommuner i 2004 (Solvang & Strømseth 2004, Solvang m. fl. 2004b). Spor etter rødrev, mår, røyskatt, hare, rådyr, skogsfugl, ryper og smågnagere blir registrert. Tiltaket ser meget lovende ut for å kunne måle svingninger av de ulike arter over tid, samt forskjeller mellom områdene. Denne metoden kan derfor med fordel brukes i andre fylker der man i dag bare registrerer gauper.

4.2.2.2 "Scent stations"

I Nord-Amerika blir den såkalte "scent station" metoden mye brukt til å indekstelling av rovdyrforekomst (Wood 1959, Sargeant m. fl. 1998). Metoden er mindre brukt i europeisk sammenheng (se f. eks. Travaini m. fl. 1996). Metoden er en variant av "presence-absence" tellinger, og brukes for å måle endringer av bestander over tid i stor målestokk. Slike luktestoffstasjoner plasseres systematisk ut, vanligvis i linjer for å redusere tidsforbruk og gjøre datainnsamling mer rasjonell (se Sargeant m. fl. 2003). Luktestoffstasjoner består av et "åte" (fettsyre) plassert på myk jord eller sand (Linhart & Knowlton 1975) eller en metallplate tildekket med f. eks. sot (Zielinski & Stauffer 1996) slik at man lett kan identifisere hvilke dyrearter som har besøkt stasjonen. Rovdyr kan oppsøke slike "åter" fordi de enten er nysgjerrige på revirinntrengere, er sultne eller seksuelt stimulerte (Sargeant m. fl. 1998). Værforhold (Leberg m. fl. 1983, Nottingham m. fl. 1989), årstid (Griffith m. fl. 1981, Smith m. fl. 1994), biotopmessige forhold (Linhart & Knowlton 1975, LeCount 1982, Nottingham m. fl. 1989), og menneskelige aktiviteter (Griffith m. fl. 1981, Andelt m. fl. 1985) kan påvirke i hvor stor grad rovdyr oppsøker disse stasjonene.

Linhart & Knowlton (1975) laget en standardisert protokoll for denne metoden, som etter hvert ble mye brukt i Nord-Amerika i både forvaltnings- og forskningssammenheng. Det var en generell oppfatning at metoden var både kostnadseffektiv og nøyaktig for overvåking av rovdyrbestander (Johnson & Pelton 1981). Imidlertid kan antall individer ikke registreres ved å bruke denne metoden – slik sett er det en rein indeks på forekomst (Sargeant m. fl. 2003); det antas likevel at det er en sterk korrelasjon mellom dyretetthet og frekvensen disse stasjonene blir oppsøkt av dyr slik at disse kan brukes til å måle trender over tid over større regioner (Sargeant m. fl. 1998, 2003). Men metodikken er beheftet med relativt dårlig presisjon pga den lave besøksfrekvensen, som ofte ligger mellom 4-6 % (Sargeant m. fl. 2003).

4.2.2.3 Takseringsmetoder for rødrev

For rødrev kan man også foreta hitakseringer med spesialtrene hunder på våren (Pehrson 1997, Lindström m. fl. 1994) for å kunne få tall på produksjon og tetthet. Siden rødrev ofte bruker samme hi fra år til år kan dette være hensiktsmessig, spesielt i mindre terreng der man har rimelig godt oversikt. Imidlertid må man være oppmerksom på at man i tillegg til å oppsøke gamle hi må leite systematisk etter nye hi, og dermed er det alltid en risiko at enkelte ynglehi ikke blir funnet. Leiting etter slike hi krever også en hvis grad av profesjon for det er ikke lett å forutsi hvor en rødrev anlegger hi, det kan være i alt fra store utgravde hi i løsmasser til et krypinn i ur og under store steinblokker hvor det er svært vanskelig å finne sportegn etter rev.

4.3 Smågnagerindeks

Overvåking av smågnagere er viktig siden disse artene inngår som et nøkkelement i terrestriske næringskjeder (Framstad 2004). I TOV-sammenheng har overvåking av smågnagere flere formål: 1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i et område, 2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og 3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere. Smågnagere og spissmus blir fanget årlig i samtlige TOV-områder. I de fleste områder registreres smågnagere gjennom et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn (Framstad 2004) som gjennomføres kun på høsten. I noen få områder brukes et mer omfattende standardopplegg med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr. fangstperiode. Opprinnelig var begge forutsatt gjen-

nomført to ganger hvert år (mai/juni og september) i alle områder (se Kålås m. fl. 1991). I de fleste områdene benyttes i dag den enkleste metoden, og kun om høsten.

Smågnagertellinger kan brukes som et viktig supplement til småvilttellinger, siden det er en nær sammenheng mellom smågnagerbestander og produksjon hos småviltarter (Hagen 1952, Ang-elstam m. fl. 1985). Dette kan derfor være et nyttig verktøy for foreløpige vurderinger av årets viltproduksjon (se f. eks. Statskog 2001). En svært grov, men ofte tilstrekkelig smågnagerindeks får man ved at personer rapporterer observasjoner av smågnagere som lite, middels eller mye (Steen m. fl. 1988). Det er også vanlig å legge ut smågnagerfeller etter forskjellige oppsett og beregne antall fangede smågnagere/100 felledøgn (Kålås m. fl. 1991, Pedersen m. fl. 1999; Statskog 2001).

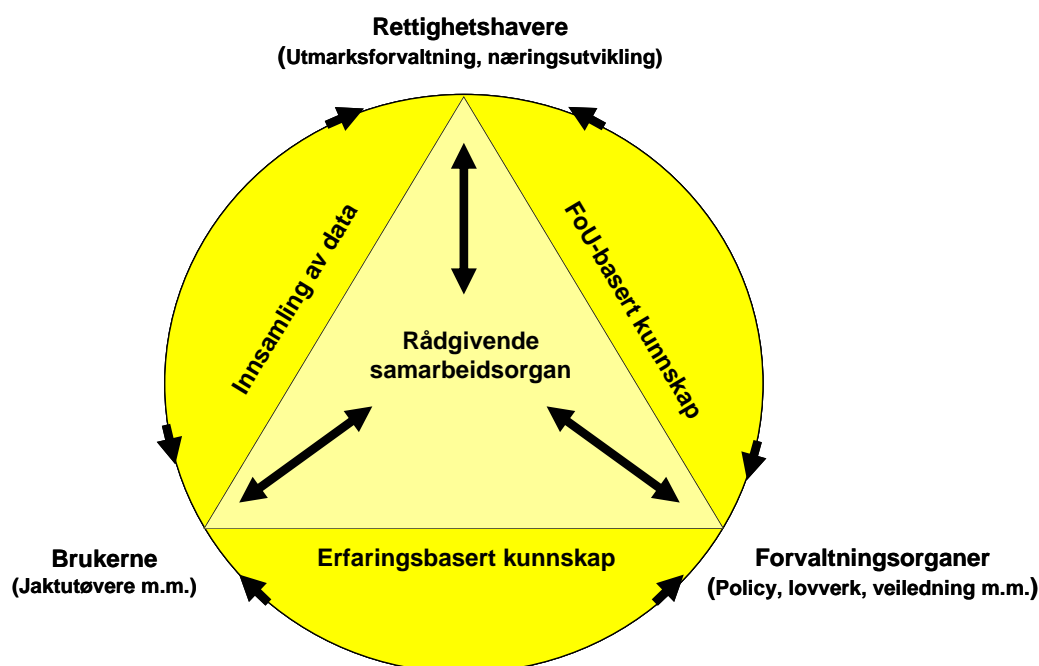
I prosjektet "Betydning av jakt på lirypebestander" (se Pedersen m. fl. 1999) ble det benyttet en metode for smågnagerfangst som har utgangspunkt i metode beskrevet av Myllymäki m. fl. (1971). Denne metoden benyttes også av Statskog (2001). Metoden består i at man på tre forskjellige habitattyper som er representative for området, legger ut fangstlokaliteter for smågnagere. Det legges ut tre fangstlokaliteter per habitattype hvor hver lokalitet består av et kvadrat med sider 10-15 meter og i hvert hjørne plasseres det tre klappfeller, helst av metall, totalt 12 feller per kvadrat og 36 feller per habitattype, eller 108 feller per område. Avstanden mellom kvadratene bør være minst 50 meter. Fellene kan enten åtes med harsk tran eller matolje eller bit av rå rotfrukt. Det fanges i tre døgn, totalt 324 felledøgn per område. Det kan velges om man vil fange om våren umiddelbart etter snøen har smeltet (juni) og/eller i juli/august. Alle feller sjekkes en gang per døgn og døde smågnagere samles inn ved hver sjekkrunde og fellene gildres på ny.

5 Aktører og roller i småviltforvaltningen

Et godt samarbeid er nødvendig hvis vi skal kunne lykkes med et system som skal både gi gode til den lokale forvaltningen og som skal kunne også brukes til overordnet overvåking og forskning. God forståelse om både rollene og ansvarsfordeling blant aktørenes på alle ledd er avgjørende. Dervo (2002) tar en grundig gjennomgang av aktørene og rollene i forvaltning av vilt- og fiskeressursene i Norge. Her tar vi får oss en kort oppsummering av dette i forhold til norsk småviltforvaltning.

5.1 Roller og ansvarsfordeling

Aktørene i småviltforvaltning kan deles i følgende kategorier: statsforvaltningen, grunneiere/rettighetshavere, brukerinteressene og samarbeidsorganer (se Figur 8). I tillegg kommer FoU-institusjoner, som kan gi faglig bistand mht innsamling og tolkning av data. Aktørene er avhengig av god kunnskap om artene som skal forvaltes, i form av bestandstall, avskytingsstatistikk, biotopforhold m.m. Slik informasjon samles inn lokalt og brukes ideelt sett aktivt. FoU-institusjoner kan i denne sammenheng bistå både mht dataanalyse og rådgiving.



Figur 8. Aktører og roller (i parentes) i småviltforvaltningen (se tekst). Pilene indikerer samspill mellom de forskjellige aktørene i trekanten. Sirkelen symboliserer behovet for kunnskapsutveksling aktørene imellom, og mellom aktørene og aktuelle FoU-institusjoner som en viktig del av beslutningsprosessen.

Som påpekt ovenfor har det pågått en nasjonal omlegging i forvaltning av vilt- og fiskeressursene siden andre halvdel av 90-tallet. Den langsiktige målsettingen er at den praktiske forvaltningen innen 2006 skal være basert på driftsplaner utarbeidet av rettighetshavere. DN har satt opp følgende hovedmål i forhold til rolle- og ansvarsfordeling hos aktørene (DN 1996): **Kommunene** skal være etablert som offentlig forvaltningsorgan i vilt- og fiskeforvaltningen. **Rettighetshaverne** skal ha et praktisk og finansielt ansvar for forvaltningen av vilt- og fiskeressursene som står i forhold til deres eksklusive rettigheter og økonomiske interesser. Rettighetshaverne skal organisere seg i fellesorganer for vilt- og fiskeområder og gå sammen om en felles forvaltning av res-

sursene i henhold til driftsplaner. Når det er hensiktsmessig, bør **brukere** medvirke i og utføre praktiske oppgaver i forvaltningen av vilt- og fiskeressursene. Der det er hensiktsmessig, skal det være opprettet **rådgivende samarbeidsorganer**, lokalt, og regionalt, med representasjon fra offentlig forvaltning, rettighetshavere, brukere og eventuelt andre berørte. Både private og offentlige aktører har samtykket i disse målene (Knutsen m. fl. 2001).

I småviltforvaltningen kan det lett være blandet forståelse av hvem som egentlig har ansvar for hva. Det kan i noen grad være vanskelig i praksis å skille mellom roller. For eksempel, der lokale jeger- og fiskerforeninger leier større arealer og forvalter disse, så kan foreningen plasseres både som bruker og rettighetshaver. Likeledes der kommuner tilrettelegger egne eiendommer for jakt kan disse opptre både som offentlig forvalter og rettighetshaver. Det er således viktig at de ulike aktører er klar over sine roller i dette komplekset, og opptrer ryddig i forhold til disse.

Et notat utarbeidet av organisasjonene som representerer aktørene i jakt- og fiskeforvaltningen i Norge har på oppdrag fra DN (Knutsen m. fl. 2001) foretatt en gjennomgang av rolle- og oppgavefordelingen mht de enkelte aktørene i denne sammenheng. I Vedlegg 2 gjengis en oppsummering av rolle- og oppgavefordelingen fra denne rapporten, som også danner grunnlag for den følgende gjennomgang, sammen med Dervo (2002).

5.1.1 Forvaltningsorganer

Offentlige myndigheter omfatter de organene som etter lovverk er definert som forvaltningsorganer. Disse er Miljøverndepartementet (MD), DN, Fylkesmennenes Miljøavdelinger (FM MVA) og kommuner. MD, DN og FM MVA har ansvar for sentral og regional forvaltning, mens kommunen ivaretar rollen i miljøforvaltningen lokalt. Dens rolle har i de siste år blitt forsterket betydelig gjennom forskriftsendringer på sentralt nivå. Kommunen ivaretar offentlige interesser gjennom forvaltningsvedtak, bevilgning av midler til konkrete tiltak, samt veiledning overfor jaktrettshaverne; kommunen avgjør også selv hvordan den offentlige viltforvaltningen i kommunen organiseres og administreres. Kommunen spiller en sentral rolle som samordner for ulike interesser, og som tilrettelegger for arbeidet som utføres av rettighetshavere og brukere. Det er på det kommunale nivå at nasjonale miljømål må operasjonaliseres i form av målsettinger, strategier og tiltak, og kommunen har en lovpålagt rolle som den lokalpolitiske styringsorgan.

I forhold til viltforvaltningen, har kommunen flere viktige oppgaver. For eksempel må vilthensynet ivaretas i den kommunale arealplanleggingen, og kommunen må påse at allmennheten har et godt jakttilbud generelt og spesielt på kommunal grunn. Generelt har kommunen et ansvar for at hensiktsmessige tiltak rettes mot viltet og dets biotoper.

Kommunen drifter mye av den lokale forvaltning gjennom det kommunale villfondet. Midlene skal tilbakeføres til brukerne og jaktrettshaverne gjennom samfinansiering av prosjekter, tilskudd til jaktrettshavernes driftsplanarbeid, forebyggende tiltak mot hjorteviltskader, andre lokale villtiltak samt skolering. Kommunen kan selv benytte midlene til egne prosjekter, men ikke til administrasjon. Lokal bruk av fondsmidlene skal sikre et nært samarbeid mellom kommuner, jaktrettshavere, bruker- og interesseorganisasjoner.

5.1.2 Rettighetshavere

Rettighetshaverne forvalter viltet med grunnlag i rett til jakt og fangst. Men grunneieren kan leie bort sine rettigheter for inntil 10 år av gangen, og i slike tilfeller er de som leier jaktterrenget rettighetshavere. Disse kan være f. eks. enkeltpersoner, firmaer eller lokale jeger- og fiskerforeninger. Slik sett kan også brukere være rettighetshavere.

Rettighetshavere må forholde seg til fastsatte jakttider, tildelte fellingstillatelser og andre offentlige bestemmelser. Rettighetshaverne har hovedansvaret for organisering, driftsplanlegging og utnyttelse av jakt og fangst innenfor de fastsatte rammene.

Det er to hovedformer for eierskap til utmark i Norge: offentlig og privat.

5.1.2.1 Offentlig grunn

Staten har ansvar for forvaltningen av ca. 113 millioner daa, fordelt på statsallmenningene (27 mill. daa), Statskog (83 mill. daa), samt kommunal grunn og opplysningsvesenets fond sine eiendommer (3 mill. daa).

5.1.2.1.1 Statskog SF

Statskog er landets største grunneier, og forvalter nær 1/3 av Norges landareal. I tillegg til forvaltning av utmarksressurser (skog, vilt, fisk) på statens grunn i Nord Norge, har Statskog også ansvar for større eiendommer i Sør Norge. Statskog er forpliktet til å legge til rette for allmennhetens adgang til jakt og fiske på statusgrunn, og når det gjelder småviltjakt, har alle som er bosatt i Norge rett til å kjøpe jaktkort på statsgrunn. Statskog har i en årrekke drevet med rypetellinger og innsamling av jaktstatistikk på sine eiendommer. Statskog opptre som forvalter av jaktretten på statsgrunn, med oppgaver som inkluderer utleie av jakt, informasjon om regelverket, tilrettelegging og organisering av jakta samt tilsyn og kontrolloppgaver (Statskog 2001).

En sentral føring i grunneierstrategien til Statskog er at organisasjonen skal drive aktiv brukermedvirkning mot store brukergrupper innen jakt, fiske og friluftsliv både lokalt og sentralt (Knutson m. fl. 2001). Samtidig er det et ønske om et godt samarbeid med kommunale myndigheter, også i områder der Statskog har monopol som grunneier (Knutson m. fl. 2001). Når det gjelder småvilt har Statskog lagt opp følgende føringer for sin virksomhet: "Statskog skal utvikle mer systematikk i overvåkinga av småviltbestanden, med tilhørende informasjonsopplegg mot jegerne" (Statskog 2001). Som konkrete målsettinger mht småviltforvaltning, kan det nevnes at Statskog skal arbeide for å sikre viltets leveområder, bl. a. gjennom bedre kartlegging og utarbeidelse av landskapsplaner (f eks mht storfuglleiker). Når det gjelder lirype spesielt, skal bestander av både denne og andre aktuelle arter overvåkes gjennom samarbeid med brukerne (Statskog 2001). Dette innebærer at det utføres produksjonstillinger av lokale småviltbestander som grunnlag for fastsetting av jaktuttak.

Statskog samarbeider også med brukerinteresser og andre grunneiere i Sør-Norge. Et eksempel på dette er samarbeidet mellom Statskog SF, Ljørdalen utmarkslag og Skåret viltstelslag i Hedmark i utarbeidelse av felles driftsplaner for småvilt, rådyr og bever (Statskog Sør-Norge 2004). Et annet eksempel er samarbeidet mellom NJFF-Aust Agder og Statskog Sørlandet på Gjerstads skog (Schrøder 2003, 2004).

5.1.2.1.2 Statsallmenningene

I dag finnes det 94 statsallmenninger i Norge. Dette er statlige eiendommer der landbruksrelaterte bruksretter tilhører lokale innbyggere mens jakt og fiske er delt mellom lokalbefolkningen og befolkningen generelt. Et kommunalt oppnevnt fjellstyre forvalter bl. a. småviltjakt lokalt. Lokale innbyggere har fortrinn til jakt med hund, men alle nordmenn kan søke om jaktkort i de enkelte statsallmenninger.

Etterspørsel etter småviltjakt i statsallmenningene er ofte stor og fjellstyrene har derfor en stor utfordring i arbeidet med å tilfredsstille alle aktørers interesser, inklusivt småviltjegere lokalt og nasjonalt (NFS 2004). Fjellstyrene er sterkt engasjert i en omfattende regulering som et ledd i en bærekraftig forvaltning av småviltressursene, sett fra viltets side (overlevelse), jegerens interesser, de bruksberettigtes interesser, lokalsamfunnets interesser (økonomiske ringvirkninger) og storsamfunnets interesser (human jakt m.m.) (NFS 2004).

Fjellstyrene ønsker å basere sin småviltforvaltning (særlig lirype) på best tilgjengelige data med hensyn til bestandens størrelse og utvikling. I dag finnes ingen standardisert metodikk som brukes av fjellstyrene til taksering av rypebestandene i statsallmenningene, og reguleringsmodellene er også forskjellige fra fjellstyre til fjellstyre. Reguleringsmekanismer som er benyttet har blant annet vært kortere jaktperiode, flerårige kontrakter, begrenset antall kort, bag-limit eller en kombinasjon av disse (NFS 2004).

NFS har nylig rapportert at det i dag drives aktivt med bestandstaksering av lirype i 23 statsallmenninger, hovedsakelig på seinsommeren. I tillegg gjennomføres det vårtaksering hos ca. halvparten av disse. Takseringsarbeidet utføres ofte som et samarbeid mellom fjellstyret og lokale interesser, hovedsakelig lokale jeger- og fiskerforeninger og/eller lokale hundeklubber, men også med andre aktører som f. eks. fjelloppsynet (T. Lande, pers. med.). Linjetakst er den vanligste formen for taksering, og benyttes av 15 fjellstyrer. Avstandstaksering ved bruk av den såkalte Distance-metoden for beregning av absolutte tettheter (se kap 3 & 4) er brukt i 5 av disse fjellstyrene; de fleste av de sistnevnte har samarbeidet aktivt med forskningen, som har bistått med hjelp til utlegging av linjer samt bearbeiding av data (se Vedlegg 1). I tillegg samler 33 fjellstyrer inn fangststatistikk. Tilbakemeldingen til jegerne har i mange områder vært dårlig, men rapporteringsprosenten fra jegerne er økende i de fleste områder. De større statsallmenningene har ofte egne eller innleide konsulenter som kan bistå i bearbeiding og oppsummering av innkomne data.

5.1.2.2 Privat grunn

Ca. 2/3 del av Norges landareal er i privat eie. Det finnes ingen oversikt over hvor mange av de omkring 120.000 private rettighetshavere eller lag som er organiserte, men et grovt overslag er ca. 1500 lag som bruker total 125 årsverk til lokal vilt- og fiskeforvaltning (Dervo 2002). Mange, men på langt nær alle, grunneiere i Norge er organisert gjennom en av fire organisasjoner: Norges Skogeierforbund (NSF), Norges Bondelag (NBL), NORSKOG, og Norsk Bonde- og Småbrukarlag (NBSL). På regionalt og lokalt nivå finnes også forskjellige sammenslutninger av rettighetshavere i mindre og større målestokk som har forvaltningsansvar på vegne av rettighetshaverne.

Bygdeallmenninger er en spesiell form for sameie, der alle grunneiere i kommunen, med unntak av rene tomteeiendommer, har bruksrett. Lov om bygdeallmenninger slår fast at alle med bruksrett har rett til jakt og fangst i allmenningen. Retten til jakt og fangst omfatter kun småvilt, og ikke jakt på hjortevilt og bever. Enhver som driver jakt eller fangst i bygdeallmenningene skal løse jaktkort. Det er anledning for allmenningsstyrer å gi andre enn den bruksberettigede adgang til jakt og fangst i bygdeallmenningene, etter kommunal behandling.

5.1.2.2.1 Den private småviltforvaltning

NBL og NSF har hatt en betydelig rolle i styrking av den private og lokale forvaltning av viltressursene (Dervo 2002) gjennom to driftsplanprosjekter: "Lokal forvaltning og driftsplanlegging av vilt- og fiskeressursene" (1998-2000; se Aas & Andersen 2001) og "Næringsutvikling og driftsplanlegging i utmark" (2001-2004; se Aas m. fl. 2004). Disse prosjektene har ført til en betydelig utvikling i organisering av driftsplanbasert forvaltning av utmarksressursene gjennom å stimulere til organisering av utmarkslag, utarbeidelse av driftsplaner for fisk, hjortevilt og småvilt, samt produktutvikling mht disse. Her kan det nevnes at småviltssatsingen har fått et betydelig løft i siste perioden, med hele 120 produkter (sammenlignet med 159 for hjortevilt) utviklet av 15 regionale organisasjoner med tilslutning til en eller evt. flere hovedorganisasjoner (Aas m. fl. 2004). Imidlertid har kun 9 driftsplaner for småvilt blitt utarbeidet kontra 170 for hjortevilt.

Mange av de større eiendommer er tilsluttet NORSKOG⁴. Foreningens 220 medlemmer representerer mer enn 6 millioner dekar produktiv skog og samlet ca. 12 millioner daa utmarksareal. Disse eiendommer er forvaltet på en profesjonell måte, og i varierende grad legger til rette for småviltjakt.

For grunneierne er det mest naturlig å se på det samlede ressursgrunnlaget i forhold til forvaltning av vilt og fisk på eiendommen eller utmarkslaget (Holthe 2002). Status er at man har kommet forholdsvis langt når det gjelder organisert forvaltning av lakse- og innlandsfiske og hjortevilt (hovedsakelig elg, men også hjort), mens småvilt generelt sett ikke har blitt prioritert. Her bør man se på modeller hvor man i større grad kan bruke samme organisasjonsstruktur som for fisk

⁴ <http://www.norskog.no>

og storsvilt til en større satsing på småviltforvaltning i regi av private rettighetshavere. Samtidig bør man også huske at begrepet "småvilt" omfatter egentlig mer enn hønsefugl og hare, og at andre arter også utgjør en stor del av jakttilbudet og –utbyttet for småviltjegere (Holthe 2002).

Smedshaug (2002) diskuterer hvorfor rettighetshavere har hatt en lunken holdning til en mer aktiv satsing på småvilt; generelt virker holdningen å være knyttet til den relativt lave økonomiske avkastning småvilt har i forhold til andre artsgrupper. Han påpeker samtidig at fokus fra brukersida har vært veldig fokusert på allmennhetens adgang til billig jakt, noe som begrenser handlingsrommet for tiltak.

5.1.3 Brukere

Alle som driver jakt og fangst kan defineres som brukere. Dette innebærer at grunneiere som jakter på egen grunn også er brukere. Men tradisjonelt sett tenker man mest på de som ikke er rettighetshavere, men som utøver jakt og fangst etter avtale med rettighetshaverne. I forhold til lokal forvaltning, blir brukersiden stående i en noe diffust definert posisjon som er forankret mer i politiske målsettinger og intensjoner enn formelle lovpålagte oppgaver (Knutsen m fl. 2001). Brukerne skal kunne ta del i og gjennomføre praktiske tiltak, samtidig som det er klare målsettinger om deltakelse i driftsplanprosessen. Som hovedorganisasjon for norske jegere, er det klart definert og forventet at NJFF skal representere allmennheten og arbeide for å ivareta allmennhetens adgang til jakt og fiske inn i en lokalbasert vilt- og fiskeforvaltning, bl. a. gjennom lokale/regionale samarbeidsråd (Knutsen m. fl. 2001).

Når det gjelder småviltforvaltning konkret, så spiller brukerne ofte en viktig rolle i forbindelse med gjennomføring av praktisk tiltak etter rettighetshavernes samtykke samt et generelt engasjement i forhold til en bærekraftig og forsvarlig forvaltning av viltet og dets biotoper. Fuglehundklubber (f. eks. de som er organisert gjennom Fuglehundklubbenes Forbund (FKF)) er også i denne sammenheng en viktig aktør på tiltakssida, på lik linje og ofte i samarbeid med andre lokale aktører, bl. a. JFF.

NJFF har en organisasjonsstruktur som muliggjør koordinering av viltforvaltningsarbeid på regionalt nivå. Fylkeslagene, eller NJFF-avdelingene, gjennomfører en rekke tiltak mht informasjon, opplæring og praktiske tiltak. Disse finansieres av ulike midler, heriblant viltfondsmidler. Flere NJFF-avdelinger har vært engasjert i takseringsarbeid mht småvilt. Dette skjer i tett samarbeid med rettighetshavere, og ofte i samarbeid med f. eks. fuglehundklubber. Som et ledd i den nasjonale overvåking av gaupe (på oppdrag av DN) er p.d.d. 7 NJFF-avdelinger engasjert i koordinering av denne innsatsen på fylkesnivå, i tett samarbeid med NINA og NJFF sentralt.

5.1.4 Samarbeidsråd

Rådgivende samarbeidsorganer skal i prinsipp fungere som en arena for samarbeid mellom aktørene med hensikt i å få til en best mulig forvaltning av viltressursene lokalt og evt. regionalt (Knutsen m. fl. 2001, Dervo 2002). Det finnes mange rådgivende samarbeidsorganer på lokalplanet, både på regionalt og kommunenivå. På kommunalt nivå består utmarksrådet av flere aktører som generelt sett representerer hovedaktørene i viltforvaltningen. Når det gjelder hjorteviltforvaltning, finnes det eksempler på både kommunale og regionale rådgivende organer. Disse bistår vanligvis av rettighetshavere, og kan inkludere andre aktører (Knutsen m. fl. 2001). I enkelte område er det nå under etablering nye fellesråd for naturforvaltningssaker, som skal bygge på de gamle villreinråd (Andersen & Hustad 2005). Slike fora kan være nyttig også som grunnlag til småviltforvaltning lokalt og regionalt.

Et samarbeidsråd har flere viktige oppgaver i denne sammenheng: 1) rådgivning til rettighetshavere mht praktisk forvaltning; 2) samordning av innsats mht gjennomføring av tiltak; 3) fora for utveksling av informasjon og erfaringer; 4) identifiserer kunnskapsbehov og evt. legger opp til overvåking og forskning på spesielle forhold og problemstillinger (Knutsen m. fl. 2001).

5.1.5 Forskningsmiljøer

Arbeid med Forskning og Utredning (FoU) drives av flere institusjoner i Norge.

5.1.5.1 Forskningsinstitusjoner

På nasjonalt nivå er NINA den ledende forskningsinstitusjon med et nasjonalt ansvar for bl. a. overvåking- og forskningsoppgaver mht biologisk mangfold på nasjonalt nivå. Her kan det nevnes den nye satsing med NINA Naturinfo, med satsing på Hjorteviltregisteret som eksempel. Det finnes også flere regionale forskningsinstitusjoner med kompetanse mht naturforvaltning og /eller biologisk mangfold (se også Kap. 5.1.5.3 under).

5.1.5.2 Høgskoler og universiteter

Disse også innehar en betydelig kompetanse på miljøsidan, og i tillegg til studentutdanning drives det også FoU-virksomhet i varierende grad. Høgskolene i Telemark (HiT Bø), Hedmark (HiHm Evenstad) og Nord-Trøndelag (HiNT Steinkjer) har avdelinger som har naturforvaltning som fagfelt. Alle tre driver aktivt med forskning og oppdrag relatert til småvilt. Når det gjelder hønsfugl og mindre pattedyr er spesielt HiHm Evenstad aktiv i dag, mens både HiT Bø og HiNT er også miljøer med betydelig kompetanse på viltsektoren.

På universitetsnivået finnes det programmer i biologi og naturforvaltning hos flere av disse. Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), som tidligere het Norges Landbrukshøgskole er et ledende miljø innen viltforskning og naturforvaltning ved Instituttet for naturforvaltning. Både Universitetene i Oslo UiO), Bergen (UiB) og Tromsø (UiT) har aktive institutter som driver med grunnforskning på biologisk mangfold, herunder vilt. Norges Teknisk-naturvitenskapelige Universitet i Trondheim (NTNU) driver også meget aktivt innen miljø- og naturforvaltning.

5.1.5.3 Private konsulentfirmaer

På regionalt nivå finnes det mindre og større firmaer som driver med forskjellige oppdrag knyttet til biologi og naturforvaltning. Disse innehar kompetanse i varierende grad på viltkartlegging, bestandstelling, Geografisk informasjonssystem (GIS)-kartlegging m.m.

6 Overvåking av naturressurser – programmer og databaser

Hovedmålsettinger med overvåking av biologisk mangfold er å kunne påvise endringer i det biologiske mangfoldet over tid, gi et faglig grunnlag for å kunne fatte forvaltningsmessige tiltak for å bevare det biologiske mangfoldet, gi grunnlag for å evaluere og gi informasjon om effekten av økosystem- og artsbevarende tiltak, samt å sikre datatilgang slik at informasjon om utvikling i det biologiske mangfoldet blir tilgjengelig for en rekke brukergrupper både nasjonalt og internasjonalt (DN 1998). Overvåkingen har som generell hensikt å registrere forekomster og eventuelle endringer i bestander av utvalgte arter som mål på miljøets helsetilstand mht forurensing, klimaendringer og menneskelige inngrep, status til truede, sårbare eller jaktbare arter. Norske overvåkingsprogrammer omfatter en rekke arter så vel jaktbare som ikke jaktbare i så å si alle økosystemer i landet (se Norges Forskningsråd 2003)

På oppdrag fra MD har DN utarbeidet en nasjonal plan for overvåking av biologisk mangfold (DN 1998). Denne rapporten er et ledd i arbeidet med å etablere dette nasjonale programmet, og den gir anbefalinger om overvåking av biologisk mangfold i norske økosystemer som skog, myr og våtmark, kulturlandskap, fjell, ferskvann, kyst, hav, samt arktiske økosystemer. St meld nr 58 (1996-97) gir tilrådinger om at bruk av biologisk mangfold skal være økologisk bærekraftig over tid, og peker på utfordringer i de ulike sektorer (jordbruk, skogbruk, fiskeri og naturbruk) som forvalter biologisk mangfold.

Det norske overvåkingsprogram for biologisk mangfold må sees i sammenheng med det statlig-kommunale utviklingsprogrammet som også er skissert i St meld nr 58 (1996-97), som skal identifisere nasjonalt, regionalt og lokalt kunnskapsbehov, samt kartlegge og verdiklassifisere biologisk mangfold (DN 1998). Stedfestet informasjon som framkommer gjennom det kommunale arbeidet, vil ha stor nytteverdi i det langsiktige overvåkingsprogrammet, spesielt som grunnlag for å fremsette hypoteser om årsaksvirkning i forbindelse med arealendringer (DN 1998).

DN (1998) anbefaler at overvåking av biologisk mangfold bygger på eksisterende overvåking i den grad dette er hensiktsmessig og kostnadseffektivt. I tillegg bør nye aktiviteter etableres der eksisterende aktiviteter ikke er tilfredsstillende. Data fra overvåking av biologisk mangfold prosjekter (OBM-prosjekter) bør primært inngå i databaser. Disse databasene forvaltes av sektormyndighetene og forskningsenhetene (universiteter, høyskoler, institutter), samt et sentralt data-register/metadatabase med tilknytning til MDs miljønett. Metadatabasen skal inneholde overordnet informasjon fra de ulike OBM-prosjektene.

Den nyopprettede Artsdatabanken har som hovedoppgave å innhente og systematisere digitale data, gjennomføre nødvendig kvalitetssikring, bearbeide data om arter og naturtyper og gjøre disse lett tilgjengelige for ulike samfunnsaktører og allmennheten. Dataene skal være lett tilgjengelige, primært i digital form. De første årene skal sårbare og truede arter ("rødlister"), truede naturtyper og introduserte problemarter prioriteres. Artsdatabanken er tilknyttet NTNU i Trondheim, og ble opprettet i 2004.

Miljødataene i NINA genereres gjennom forsknings- og overvåkingsprosjekter (TOV, FORSKREF, hjorteviltovervåkingen, kalkingsundersøkelser, vassdragsundersøkelser m.m.) kartleggingsprosjekter (biodiversitet, vannkjemi, bestandsvurderinger m.m.) og KU av endret arealbruk. NINA utfører også oppdrag for DN i forbindelse med nasjonale databaser hvor data også samles inn av andre slik som VannInfo og Rovbasen.

6.1 Relevante overvåkingsprosjekter og –program for småvilt

Flere overvåkingsprosjekter og –programmer har relevans mht veivalg for et system som skal omfatte jaktbare småviltarter. En oversikt over relevante terrestriske overvåkingsprogrammer og –prosjekter finner man hos Miljøreferansedatabasen⁵. Her tar vi får oss enkelte programmer som kan ha direkte relevanse mht småviltovervåking.

6.1.1 Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

TOV fokuserer på vanlig forekommende naturtyper og arter, hovedsakelig i nordboreale og alpine områder (se Framstad m. fl. 2003). Faunadelen av TOV inkluderer derfor både parametere som er indikatorer for effekter av forurensning (bestandsstørrelser og produksjon for kongeørn, jaktfalk og spurvefugl), og parametere som gir informasjon om naturlige variasjoner (bestandsstørrelser for lirype og smånagere) (Kålås & Framstad 2002). Hare ble tidligere registrert gjennom TOV-programmet, i perioden 1991-1998 (se Kålås 1999).

Lirype overvåkes gjennom TOV av flere grunner (se Kålås & Pedersen 2003, Framstad m. fl. 2003). Rypen har en sentral rolle i norske fjelløkosystemer som byttedyr til bl. a. jaktfalk og kongeørn (Kålås & Framstad 2002). En annen viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart i TOV var at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, var påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås 2003, Kålås & Lierhagen 2003). Ikke minst er lirype den viktigste jaktbare småviltart, og flere hundretusener felles årlig⁶. Lirypa overvåkes i 6 områder i Sør- og Nord-Norge gjennom indekstakseringer på seinsommeren (1. august-5.sept.) (se Kålås m. fl. 1991, Kålås & Framstad 2002). Det er her valgt å foreta linjetakseringer med bruk av stående fuglehund. Samtidig med at områdene bestandstakseres, får en også informasjon om kyllingproduksjon. Standard metode ved disse takseringene er at en person med stående fuglehund går langs faste linjer og registrerer art, antall, kjønn og alder (kyllinger eller voksne) av alle observerte hønsefugl. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås m. fl. (1991). Målet med rypetakseringene i TOV-programmet er i første rekke for å få en grovoversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk samt for vurderinger av bestandsendringer for småfugl. Takseringsfeltene er lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype og ikke for å representere lirypetettheter i et område. Disse data er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil kvaliteten på de arealene som takseres variere mellom områdene. Beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de forskjellige TOV-områdene (Kålås & Framstad 2002).

6.1.2 Sjøfuglovervåking

Målsettingen med programmet er å kartlegge bestandsutviklingen i våre sjøfuglpopulasjoner, og å se utviklingen i disse i sammenheng med den generelle økologiske tilstanden i havet. Overvåkingsprogrammet omfatter hekkende og overvintrende sjøfuglbestander langs norskekysten (utvalg av arter/områder) og gir derved grunnlag for identifikasjon av bestandsendringer som krever iverksetting av spesielle tiltak/undersøkelser. Dette skal gi grunnlag for å forstå sammenhengen mellom sjøfuglens næringsøkologi og deres reproduksjon og populasjonsdynamikk. Mange av sjøfuglene er oppført i den norske rødlista samt i Bernkonvensjonens appendix II og III. En del arter er også jaktbare etter Viltlovens bestemmelser.

⁵ <http://www.miljoreferanser.no>

⁶ Se: <http://www.ssb.no/srjakt/>

6.1.3 Hjorteviltovervåking

Hjorteviltovervåking omfatter de jaktbare bestandene av hjortevilt i Norge. Prosjektet innebærer overvåking av et representativt utvalg av hjorteviltpopulasjoner av artene elg, hjort og villrein med tanke på kondisjon, tilvekst og dødelighet. Dette er et økologisk varslingsystem som gir grunnlag for en løpende vurdering av utviklingen i hjorteviltbestandene og deres naturmiljø, og som kan gi tidlige signaler om bestands- og miljømessige forhold som krever forvaltningsmessige tiltak. Innsamlede data gir gode inngangsdata til bestandsmodeller i forvaltningen, samt prøver for miljøgiftanalyser i TOV, samt lange, sammenhengende tidsserier med data også kan utnyttes til forskningsformål. Hjorteviltregisteret brukes til innsamling av data (se kap. 7.5.2).

6.1.4 Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr

Overvåking av bestandsutbredelse og forekomst av bjørn, jerv, ulv, gaupe og kongeørn foretas gjennom Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr⁷. Dette gjennomføres gjennom systematiske registreringer av familiegrupper, ynglehi, linjetaksering på snø, skadedokumentasjon, tilfeldige rovviltobservasjoner, rovviltobservasjoner fra elgjegere og gjennom innsamling av fallvilt og jaktmateriale. I områder med kvotejakt vil bestandsutviklingen for gaupe overvåkes ved akkumulering av observasjoner av familiegrupper, samt bruk av takseringslinjer der hvor de klimatiske forholdene ligger til rette for dette. Overvåkingen av jerv skjer ved intensiv registrering av ynglehi og ved bruk av takseringslinjer i Sør-Norge. Overvåkingen av bestanden i Nord-Norge skjer gjennom registrering av ynglehi annethvert år. For bjørn gjennomføres overvåkingen ved aktivt søk etter spor av binne med unger på vårsnøen. For ulv registreres familiegrupper og revmarkerende par samt enkeltindivider på grunnlag av snøsporinger og radiomerka individer. For jerv og ulv benyttes også DNA-analyser av ekskrementer til identifisering av enkeltindivider. Det er nå nedsatt en skandinavisk arbeidsgruppe som evaluerer det norske overvåkingsprogram. Innstilling kommer i januar 2005. Data innsamlet gjennom dette programmet lagres i databasen Rovbasen (se kap. 7.5.5).

6.1.5 Overvåking av fjellrev

I dag overvåkes fjellreven (*Alopex lagopus*) hovedsakelig gjennom registrering av ynglehi om sommeren (se DN 2003, Andersen m. fl. 2003, 2004). Dette skjer hovedsakelig gjennom kontroll av kjente ynglehi lokaliteter for fjellrevhi (Andersen m. fl. 2003, 2004). Overvåking av fjellrevbestandene i Norge har foregått siden 1980-tallet, og har vært utført i regi av fylkesmennene og ulike forskningsprosjekter gjennom NINA, Tromsø museum og Universitetet i Tromsø (DN 2003). På bakgrunn av Handlingsplan for fjellrev, utarbeidet av Direktoratet for naturforvaltning, ble det i 2003 etablert et nasjonalt og mer systematisk overvåkingsprogram for fjellrev. Overvåkingsprogrammet er 3-delt, der DN har det overordnede ansvaret. Statens naturoppsyn (SNO) og Statskog fjelltjenesten har ansvaret for de praktiske registrerings og overvåkingsarbeidet som gjøres i felt. NINA har det faglige ansvaret for overvåkingsprogrammet, sentral databehandling, og kvalitetssikring av dataene, samt ansvaret for å opprette og drifte den nasjonale hidatabasen for rev i høyfjellet.

Hovedfokus for overvåkingsprogrammet er rettet mot å kartlegge årlige ynglinger av fjellrev i høyfjellet. Alle hi som registreres i forbindelse med overvåkingen beskrives etter en felles instruks. Rødrevhi som kartlegges i forbindelse dette fjellrevarbeidet beskrives på samme måte. Sommerregistreringer har vært supplert med takseringer om vinteren (DN 2003), og det er planer om taksering av fjellrev vinterstid på Bjørgefjellet etter den finske viltriangelmetoden (Nina Eide, pers. med.).

6.1.6 Regionale tellinger av småvilt

Kålås & Pedersen (2003) har undersøkt omfanget av regionale registreringer av småvilt i både offentlig og privat regi. I 3 fylker (Hedmark, Akershus og Telemark) finansieres arbeidet av FM MVA. I tillegg drives det med systematisk tellinger av småvilt i Finnmark (se Figur 9), Troms, Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Oppland, Østfold samt et grenseområde mellom

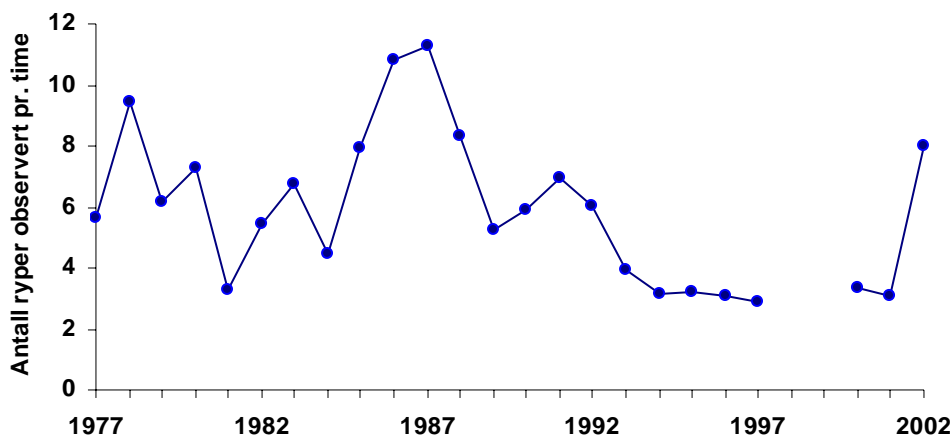
⁷ http://nidaros.nina.no/Overvaking/overvaking_index.htm

Rogaland og Vest-Agder. Totalt deltar 20 aktører som har gjort takeringer på hønssefugl i 2002 (Kålås & Pedersen 2003), og den praktiske delen av takseringene har vært gjennomført i samarbeid med lokale foreninger av Norges Jeger- og Fiskerforbund.

I 2002 ble det registrert nesten 600 takseringsopplegg for hønssefugl fordelt på ca. 60 områder (Kålås & Pedersen 2003, se også Figur 2). Mesteparten av denne aktivitet er motivert ut fra et behov for bestandskunnskap i forbindelse med lokal forvaltning av småvilt, og kun i Troms er hoveddelen av arbeidet initiert av FM MVA. Den lengste serien har vi på lirype i Finnmark, der takseringer i regi av Statskog har foregått i varierende intensitet siden slutten av 1970-tallet. I 2002 var omtrent en tredjedel av totalt taksert strekning i Norge utført i Hedmark, i regi av Høgskogen i Hedmark i tett samarbeid med NJFF-Hedmark og sine lokale JFF, Statskog, Fjellstyrene, samt private grunneiere (se f. eks. Solvang m. fl. 2004a, b; Solvang m. fl. 2005). I Akershus har man dessuten gjennomført takseringer med den finske villtriangelmetoden (Linden m. fl. 1996). I 2002 inkluderte dette 10-15 triangler med både hønssefugltellinger i august og patedyrregistreringer om vinteren (se Pedersen 2004).

6.1.7 Nasjonal jaktstatistikk

Statistisk sentralbyrå (SSB) er ansvarlig for tilrettelegging av jaktstatistikk fra Norge. Norges offisielle statistikk – jaktstatistikk utgis hvert år og gir en oversikt over felte dyr for de fleste jaktbare arter i Norge⁸. For storvilt har statistikk over felte dyr blitt innhentet siden 1889, mens statistikk for rov- og skadedyr finnes helt tilbake til 1846. For småvilt ble jaktstatistikk på mer regulær basis først innhentet fra jaktåret 1971/72. For perioden 1971/72-1992/93 ble jaktstatistikk for småvilt innhentet gjennom rapporter fra et representativt utvalg av jegere (ca 5 %) og jaktutbyttet på langtidsbasis ble beregnet ut ifra dette. Fra jaktåret 1993/94 skulle alle jegere rapportere årets fangst, men svarprosenten var til å begynne med svært lav. Fra 2001/02 har rapportering blitt obligatorisk og statistikken viser nok i dag et godt bilde av hva som faktisk er høstet av de forskjellige småviltartene på lands- og fylkesnivå, men ikke på regionalt og lokalt nivå. Siden antall felte vilt skal rapporteres på kommunenivå er denne type informasjon tilgjengelig i SSBs databaser. Et system som fanger opp fangstrapportering gjennom lokale rettighetshavere ville kunne gi en bedre oversikt over felling av småviltarter lokalt; de fleste rettighetshavere som driver med kortsalg har allerede obligatorisk rapporteringsplikt som kunne lett brukes i den forbindelse.



Figur 9. Indeks for augustbestanden av lirype i Finnmark basert på Statskog Fjelltjenestens sine linjetakseringer. Metode og areal har variert noe (for eksempel har årlig takseringstid varierer mellom ca 50 – 160 timer), men vi forventer likevel at disse tellingene gir en relativt god beskrivelse av den relative endringen for lirypebestanden i fylket i 25-års periode 1977 til 2002. Data fra Statskog Fjelltjenesten, avd. Lakselv v/ Petter Kaald (tatt fra Kålås & Pedersen 2003)

⁸ <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/>

7 Aktuelle databaser

Databaser er ofte direkte tilknyttet til overvåkningsprogrammene og –prosjekter. Men noen av disse er overgripende og har spesielle egenskaper som er interessant når man skal vurdere et lignende verktøy for registrering av småviltforekomster og evt. andre data i forbindelse med lokal jaktforvaltning. En nasjonal database på terrestrisk småvilt vil naturlig høre hjemme i NINA, som i dag forvalter en rekke miljødatabaser av nasjonal betydning.

For en fremtidig satsing på et overvåkingssystem for småvilt som bygger på data innhentet via rettighetshavere, er det viktig at man prøver å tilpasse systemet til en eller flere av de eksisterende databaser som allerede er i bruk i dag på lokalt og regionalt nivå. Ideelt sett vil en fremtidig database kunne brukes til flere formål samtidig, med moduler til for de enkelte arter eller artsgrupper. P.d.d. er det flere databaser som i ulik grad er brukt på kommunalt nivå, og som vil kunne videreutvikles til å kunne ta inn takseringsdata og fellingsstatistikk for utvalgte småviltarter. Eksempler på slike databaser er Vannbasen, Hjorteviltregisteret, Natur2000, Sjøfuglkartverket, Rovbasen og Norsk Hekkefuglatlas.

7.1 Viktige begrep og definisjoner

I diskusjonen som følger brukes det en del begrep som vi ønsker å definere nærmere her (tatt fra Dervo m. fl. 2005). **Miljødata** er alle typer data som kan knyttes til miljø. **Primærdata** er grunnlagsdata som er bestemt i felt eller som er skaffet fram via analyser av prøver samlet i felt. Eksempler på primærdata er vannkjemi som pH og ledningsevne, navn på arter eller data om lengde, vekt, kjønn og alder hos fisk. **Aggregerte data** eller **avledede data** er utdrag av eller sammenstilte primærdata. Dette kan være informasjon om tilstedeværelse av en art i en lokalitet (forekomst) eller enkel bestandsvurdering ut fra data om vekst og lengdesammensetning i en fiskebestand. **Nasjonale datasett** er data som er arealdekkende for hele landet eller data knyttet til lokaliteter (punkter, linjer eller flater) som er nasjonalt representative. **Databaser** er en samling av strukturert informasjon om ett eller flere fagfelt som flere brukere kan ha tilgang til både å redigere og les samtidig. Databaser kan håndtere data om data (metadata) og er skalerbar i forhold til antall brukere. **Datasett** er en samling strukturerte data om ett eller flere fagfelt (flat datastruktur i form av for eksempel en Word, Excel eller SPSS-fil). Datasettet brukes og forvaltes av en person av gangen.

Det er vanlig å beskrive dataene i en database eller datasett ved:

- Innhold (type data og eksempler på parameter).
- Hvem har samlet inn/registrert og hvem som har bestemt/analysert dataene. Det er også vanlig å registrere hvem som har lagt dataene inn i databasen og hvem som eventuelt har vært inne å redigert dataene.
- Hvilke metoder som er brukt for innsamling og analyse.
- Beskrivelse av georeferanser.
- Mengde data i databasen.
- Etablerings tidspunkt (innsamling, analyse, innlegging i databasen).
- Oppdaterings frekvens.
- Kvalitet (nøyaktighet) av fag data og geo-reference.
- Kvalitetssikrings rutine.
- Anvendelses områder (hva dataene brukes til).
- Interne og eksterne brukere av dataene.
- Beskrivelse av innsynsverktøy og verktøyet som brukes til oppdatering av dataene.
- Beskrivelse av lagringssystem og -miljø.
- Lagringsstruktur (datamodell og beskrivelser.)
- Kostnader ved oppdatering og drift.

7.2 Bruk og generering av kartdata

Digitale kartdata tas i økende grad i bruk i forbindelse med forskningsaktivitet på de fleste fagfelt. De vanligste kartdata som er i bruk er kartseriene N250 og N50. I tillegg er høydedatabase med oppløsning 100 m og dybdebase for kystfarvann med oppløsning 50 m i aktiv bruk. Disse kartdatabasene er i prinsippet landsdekkende. I tillegg er mer detaljerte kartdata i aktiv bruk knyttet til enkeltprosjekter som er mer geografisk avgrensede. Dette gjelder i stor grad Økonomisk kartverk (N5) med markslagsinformasjon (DMK) og ulike typer temakart som for eksempel geologi.

Avledete terrengdata og arealattributter fra digitale kartdata har den egenskapen at det er mulig å etablere arealdekkende (om enn relativt grove) datasett innefor realistiske og begrensede ressursrammer. Den viktigste egenskapen og styrken til slike datasett er nettopp at de er arealdekkende og dette gir mulighet for bedre regionale analyser, prioriteringer innen forskning og forvaltning, samt bedre grunnlag for stratifisering ved utvalgsundersøkelser. Slike data bør ikke etableres i konkurranse med tradisjonelle punkt- eller områdedata, men bør oppfattes som et svært viktig supplement til disse. Verdien av tradisjonelle punkt- og områdedatasett vil øke om arealdekkende datasett også etableres fordi en da får en meget bedre mulighet til å analysere punktdataene i forhold til det landskap der de ligger.

Denne kombinasjonen mellom punktdata og arealdekkende data er per i dag uutnyttet i stor grad og representerer en potensiell merverdi for våre egne datasett og vår analysekapasitet som bør kunne utnyttes i naturforvaltningen og arealplanleggingen ikke minst på kommunalmarkedet hvor dette representerer en mulighet for å utvikle kosteffektive analysemetoder som grunnlag for forvaltningen.

7.3 Bruk og generering av biologiske data

Innsamling, tolking og analyse av biologiske data har lenge vært en viktig del av miljøforskning og –forvaltning i Norge. De biologiske dataene er generert både gjennom overvåking, kartlegging og konsekvensvurderinger (KU) av endret arealbruk. Sentrale områder eller artsgrupper har bl.a. vært høstbare vilt og ferskvannsfisk, rovvilt, sjøfugl, fugl generelt og rødlistearter. Disse biologiske dataene beskriver variasjon i naturen på flere nivå; 1) gener, 2) bestander, 3) arter, 4) samfunn og 5) naturtyper. Både som et øyeblikksbilde (status) og over tid (overvåkingsdata).

Med dette spekteret av måter data fremskaffes, type data og ulike "nivåer i naturen", varierer nødvendigvis også metodene for dokumentasjon og kvalitetssikring av rutiner i forbindelse med innsamling av data. Svært ofte er det utviklet standardiserte metoder for innsamling og analyse av data. Vanligvis blir dokumentasjon av metodikk gjort ved rapportering til det prosjekt som finansierer datainnsamlingen (offentlige og interne rapporter). Det skjer også ofte en internasjonal kvalitetssikring ved publisering av metoder og vanligvis også resultater i internasjonal tidsskrifter.

For en del av de aktuelle datasettene foreligger det egne studier og/eller mål av presisjon og kvalitet for de verdier som brukes for inkluderte parametrene. Dette gjelder først og fremst data som er samlet inn i forbindelse med miljøovervåking. Slik etterprøving av riktighet (f.eks. stikkprøver, bruk av dobbeltregistrering for sjekk av repeterbarhet osv.), eller estimering av sikkerhet for gitt informasjon (egne studier for å dokumentere dataenes presisjon) er meget viktig.

7.4 Rettigheter til data

Rettigheter kan grovt deles inn i tre hovedgrupper (tatt fra Dervo m. fl. 2005); 1) opphavsrett, 2) bruksrett, 3) publiseringsrett (rett til å publisere data for offentligheten) og 4) markedsrett. Opp-

havsretten til data har i utgangspunkt personen som har gjort registreringene (åndsverkloven). Bruksrett til data er retten andre har til å bruke og å referere dataene. Dette reguleres gjennom kontrakter (mellom oppdragsgiver og oppdragstaker) og gjennom ansettelsesforhold (arbeidsgiver og arbeidstaker). Markedsrett til data er en rett til å selge eller gi data til en tredjepart.

Den aller vanligste formen for rettighet eksterne oppdragsgivere har til data er en bruksrett. Denne bruksretten er ofte konkretisert i en prosjektkontrakt mellom oppdragsgiver og den ansvarlige institusjonen. Det er vanlig etter hvert at oppdragsgiver krever, i tillegg til en fagrapport, at dataene leveres digitalt og klargjort for innleggelse i en database. F.eks. krever nå DN at alle ferskvannsdata skal klargjøres for innleggelse i VannInfo. Dette innebærer som regel aggregerte data og ikke rådata. Institusjonen vil fortsatt beholde markedsretten, dvs. rett til å selge rådataene eller å bruke dataene inn i andre prosjekter, hvis ikke kontrakten sier noe annet. Hvor grensen mellom en bruksrett og en markedsrett går for oppdragsgiver er ofte ikke tydelig nok i mange av kontrakter. På dette området er det behov for enkelte prinsipielle avklaringer og presiseringer i fremtidige kontrakter (Se Dervo m. fl. 2005).

7.5 Gjennomgang av aktuelle databaser

Vi tar for oss her en kort gjennomgang av et utvalg databaser som p.d.d. brukes på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå til lagring av miljødata i Norge som kan evt. utbygges eller tilpasses til innsamling av data på småviltside.

7.5.1 Vanninfo databasen (VannBasen)

VannInfo er DN's saksbehandlervertøy for vanndata. VannInfo og VannPlatformen er utviklet på oppdrag for DN. Det er DN som fra 2005 vil stå som formell eier, trolig i samarbeid med SFT EuroSpatial har stått for utviklingen av databasen og saksbehandlervertøyet, mens NINA har hatt ansvaret for å koordinere prosjektet, biofaglig kvalitetssikring av saksbehandlervertøyet og tilrettelegging og kvalitetssikring av data. NINA har tilgang til data og bruksrett på de tekniske løsningene som er utviklet i forbindelse med VannInfoprojektet.

På Vanninfo databasen ligger forvaltningsrelevant data om bl.a. fysiske forhold, vannkjemi, forekomst og bestandsstatus for plante- og dyrearter, tiltak og inngrep. VannBasen er av partnerskapet DN, NINA og EuroSpatial definerte som den nasjonale database hvor alt informasjon relevant for administrasjon av vannlokaliteter er samlet. Vannlokaliteter defineres etter prinsippene i EU's Rammedirektiv som sjøer, elver, marine områder og grunnvann. VannPlatformen skal tilby alle deltakende aktører i forvaltningen et verktøy som kan løse aktuelle oppgaver. Dette gjelder spesifikt kommuner, fylker, den sentrale statlige administrasjon, faglige konsulenter samt andre parter med arbeidsoppgaver innenfor vann forvaltningen. Arbeidsoppgaver innenfor den offentlige forvaltning omfatter bl.a. utnyttelse, beskyttelse, vedlikehold, reetablering og rapportering av forhold vedr. vannressursene. Herunder også forvaltning og rapportering iht. EU's Rammedirektiv for vann. VannPlatformen skal tilby offentligheten adgang til et utvalg av vann miljø informasjon, hvilket i dag må skje via Internettet. Data fra VannBasen skal kunne anvendes til eller fra andre natur- og miljø systemer, slik at denne informasjon kan gjøres tilgjengelig i et bredere perspektiv (B. Dervo, pers. med.).

7.5.2 Hjorteviltregisteret⁹

Hjorteviltregistret er en nasjonal database for hjortevilt. Hjorteviltregisteret er et webbasert verktøy der brukerne kan registrere data knyttet til Sett elg, Sett hjort, individdata (jaktmateriale), tildelte fellingstillatelser, fellingsresultat og irregulær avgang med mulighet for kartfesting. Verktøyet er tilpasset artene elg, hjort, rådyr, villrein og bever. Hjorteviltregisteret driftes av NINA Naturdata AS. Den siste versjonen av databasen og tilhørende applikasjon ble utviklet av NINAs IT-seksjon på bakgrunn av kravspesifikasjon fra NINA Naturdata AS.

⁹ se <http://www.hjortevilt.no>

En helt ny versjon av Hjorteviltregisteret ble satt i drift i november 2004. Primo april 2005 hadde ca. 200 kommuner registrert seg som brukere av Hjorteviltregisteret. Hjorteviltregisteret er etablert som et framtidsrettet verktøy for å ivareta data fra jakt på hjortevilt (elg, hjort, rådyr, villrein) og bever samt irregulær avgang, med sikte på best mulig forvaltning av disse artene. Verktøyet er fritt tilgjengelig for alle aktører som har en rolle i forvaltningen av hjortevilt, herunder kommuner, villreinnemnder, fylkesmenn og DN. Rettighetshaverorganisasjoner og forskningsinstitusjoner, universiteter og høyskoler kan også nytte data i registeret, og kan gis tilgang til å registrere egne data eller registrere data for kommuner/villreinnemnder. Hjorteviltregistret er også et støttesystem for kommunene for tildeling av fellingstillatelser og fellingsrapporter samt rapportering til SSB.

Den åpne innsynsløsningen i Hjorteviltregisteret gir alle tilgang til et utvalg rapporter basert på sett-elg, sett-hjort og individdata (slaktevekter m.m.) for hele landet. Forutsetningen er selvsagt at det er registrert data for det aktuelle området. Kommunene og villreinnemndene har i tillegg tilgang til en egen innsynsløsning med flere typer rapporter knyttet til saksbehandling og administrasjon av vald, jaktfelt og personer.

Registeret er organisert med sikte på langsiktig drift og videreutvikling, og kontinuiteten i dette er sikret ved en flerårig driftsavtale mellom NINA Naturdata AS og DN. Målsetningen med registeret er å legge til rette for bedre lokal kunnskapsbasis, og bidra til langsiktig oppbygging av gode fagdata i hjorteviltforvaltningen. En grunnleggende forutsetning for dette er at data som legges inn i registeret er underlagt en tilstrekkelig kvalitetssikring. Her har Fylkesmannen et ansvar for å bistå kommunene og villreinnemndene i utarbeiding av gode kvalitetssikringsrutiner og å finne fram til gode og kostnadseffektive løsninger innlegging av data.

7.5.3 Natur2000

Natur2000 er en databaseløsning til bruk i forbindelse med kommunenes arbeid med forvaltning av naturressurser, primært registrering av biologisk mangfold, og oppfyller de krav som er satt av DN innen på dette området. Natur2000 er tatt i bruk av ca 200 kommuner, samt NINA, Statskog, Forsvaret, Vegvesenet, og flere konsulentfirmaer. Datainnsamlingen blir strukturert og analysert slik at verdisetning av biologiske komponenter blir utført i henhold til nasjonale retningslinjer og standarder. Natur 2000 er et avansert system med lav brukerterskel som forenkler arbeid med analyse og presentasjon av biologiske data.. Ved hjelp av Natur2000 kan data overføres til nasjonale databaser som VannBasen (vanndata), hjorteviltregisteret (jaktdata), Naturbase (naturdata).

7.5.4 Nasjonalt sjøfuglkartverk¹⁰

Databasen er en løsning for forvaltning av data knytt til lokaliteter med sjøfugl. Systemet består av to hoveddeler: 1) Et omfattende system for å registrere data om sjøfugl i kystsonen og åpent hav, samt å registrere lokaliteter. Observasjonene er koordinatfestet. Inneholder funksjoner for søking, verifisering og rapportering, samt litteraturreferanser. Denne delen kalles også Sinbad; 2) Innsynsløsning på web for søk, rapportering og kartvisning. I første rekke beregnet for bruk av miljøforvaltningen og i oljevernssammenheng. Det satses sterkt på videreutvikling i 2005 og utover delvis under fanen "Seapop".

¹⁰ <http://seabird.nina.no>

7.5.5 Rovbasen¹¹

DNs database Rovbasen inneholder informasjon om rovdyr, bufe/tamrein og erstatningsoppgjøret. Alle som ønsker det kan gå inn på denne database via DN's hjemmesider og få tilgang til oppdaterte data om rovvilt. Data om sau og rein som drepes, data om rovvilt som felles, data om ynglinger av rovvilt osv legges inn i Rovbasen. Denne benyttes løpende av FM, SNO, NINA og andre som legger inn eller trenger opplysningene til sine gjøremål i forskning eller forvaltning. Det er mulig å søke i erstatningsoppgjøret for sau i eget vindu og avgang av rovvilt, observasjoner og kadaverfunn vil bli lagt inn fortløpende og vil være søkbart hele året på internettsidene. Her kan alle som vil følge utviklingen i skader som rovvilt gjør, og hvor det felles rovvilt følge med.

7.5.6 Norsk hekkefuglatlas¹²

Norsk hekkefuglatlas er et åpent system hvor observasjoner av hekkende fugler kan rapporteres inn av registrerte brukere med medobservatører. Internettportalen er utviklet i samarbeid med DN, NINA og Norsk ornitologisk forening (NOF). Stedfestet data for de enkelte arter fremstilles på digital kart. Her stedfestes det også data om norske hønsefuglarter. Applikasjonen gir registrerte brukere og allmennheten forskjellig tilgang til data (koordinatfesting av rødlistearter og lignende).

¹¹ <http://www.dirnat.no/rovbase>

¹² <http://www.fugleatlas.no>

8 Konklusjoner og anbefalinger

I rapporten gjennomgås aktuelle takseringsmetoder, aktører og roller innen småviltforvaltningen samt av norske overvåkningsprogrammer og miljødatabaser. I det videre arbeidet er det viktig at man legger opp til et system som vil være kostnadseffektiv og som i stor grad bygger på eksisterende verktøy, systemer og samarbeidsforhold. Vi ser for oss et opplegg som vil kunne samordne store deler av pågående virksomhet både mht takseringer av småvilt og mht databaseløsninger. Hvis vi kan forbedre og systematisere innsamling av denne type data og tilfredsstille de lokale rettighetshaveres behov for tolking og veiledning, vil denne modellen kunne lykkes. Dette vil måtte utprøves i et prøveprosjekt som vil være en implementeringsfase i tilknytning til dette forprosjekt.

8.1 Metodevalg for standardiserte vilttakseringer

Som vi har sett er det mange måter å takserer småvilt på, hvorav flere allerede er tatt i bruk rundt omkring i Norge. Kriterier for utvalgelse av småvilttakseringsmetoder må være at: 1) disse kan lett gjennomføres av lokale, motiverte aktører; 2) brukerterskelen ikke er for høy mht utvalgt metode; 3) metoden(e) er standardiserte og evt. kan brukes til flere arter samtidig, 4) datainnsamling skjer på en måte som kan kvalitetssikres, 5) innsamlede data gir god presisjon til bruk både til lokal forvaltning og nasjonal overvåking; 6) det er en fordel om observasjoner kan kartfestes til bruk til bestandsberegninger, viltkartlegging, m.m.

8.1.1 Hønsefugl

Det bør være mulig å få til en god overvåking av våre hønsefuglbestander ved å videreutvikle det nettverket med linjetakseringer som allerede er etablert, og kombinere dette med jaktstatistikk som innhentes (se Smedshaug & Hjeljord 2002). Jaktstatistikk blir vanligvis tilgjengelig etter at jakt sesongen er avsluttet og slik informasjon vil derfor være av begrenset verdi for direkte bruk ved lokal regulering av jaktuttak i forhold til bestandsstørrelse. Linjetakseringer i august gir imidlertid den mest detaljerte informasjonen om bestandsstørrelser og kyllingproduksjon og dermed slik kunnskap er tilgjengelig kan jaktuttak reguleres helt fra jaktstart. Slik informasjon vil også være av særlig nytte både for overvåking og forskning.

I deler av Norge foregår det allerede en omfattende aktivitet når det gjelder overvåking av hønsefuglbestander. De erfaringene som finnes gir et godt grunnlag for økt aktivitet innenfor dette feltet. For å få fullt utbytte av det grunnlag som finnes ser vi imidlertid et stort behov for en nasjonal samordning for å sikre kvalitet på data som samles inn og for å sikre at data blir lagret og gjort tilgjengelig for overvåking og forskning. Et slikt arbeid må skje i samarbeid med alle de aktører som nå er engasjert i denne aktiviteten (se Smedshaug & Hjeljord 2002).

Vår vurdering er at mye av det arbeidet som foregår har god kvalitet og vil kunne være til nytte når det gjelder overvåking av biologisk mangfold i Norge. Målsetting er noe forskjellig for forskjellige institusjoner fra beregninger av tettheter med estimater av sikkerhet (for eksempel ved hjelp av programvaren DISTANCE, se Buckland m. fl. 1993, 2001, Pedersen m. fl. 1999), via rene tetthetsberegninger for definerte areal til beregninger av indekser for å følge relative endringer. Bruk av GPS, både som hjelpemiddel for at nøyaktig samme linjer skal følges hvert år og for lokalisering av observasjonssteder for fugl, har klart økt kvaliteten på det arbeidet som pågår. For enkelte områder medfører noe begrenset takseringsareal (antall takserte kilometer) at resultatene blir usikre både når det gjelder representativitet og bestands- og produksjonsestimat. Et tema vi ikke har grunnlag for å vurdere her er sikringen av kvalitet på de ekvipasjer (hund og hundefører) som utfører takseringene, samt standardisering av hvilke værforhold som aksepteres for gjennomføring av takseringene.

8.1.1.1 Ryper

Vanlig linjetakst har allerede vist seg å være en egnet metode for overvåkning av ryper (jfr. Kålås & Pedersen 2003, Framstad m. fl. 2003). Forskningsresultater (Pedersen m. fl. 1999) viser at linjetakseringer etter avstandsmetoden er et godt egnet verktøy for målinger av både bestands-tetthet, -trend og produksjon hos lirype. For fjellryper, finnes det ingen tilsvarende vitenskapelig vurdering, men erfaringene så langt er lovende (Brainerd & Kastdalen 2001, Svendsen & Brainerd 2002, Kastdalen 2003).

Erfaringer i Norge viser at avstandsmålinger fra takseringslinjen til punktet der rype(ne) observeres er gjennomførbare for ekvipasjer bestående av to mann og en eller flere fuglehunder. Det er spesielt viktig at man får til en god og jevn dekning langs selve linjen, og det er derfor viktig at man holder en rolig tempo. To hunder kan bidra til å oppnå bedre dekning langs linjen, men dette bør vurderes nøye mht evt. negative effekter (jfr. Solvang m. fl. 2004a, Pedersen m. fl. 1999, Kastdalen m. fl. 2001). Unøyaktige målinger nær linjen kan gi utslag i det endelige tetthetsestimater (jfr. Solvang m. fl. 2004a). Her er GPS et godt egnet og godt utprøvd hjelmiddel (Solvang m. fl. 2004a), men man kan også bruke avstandskikkert, målebånd eller skritte opp avstanden vinkelrett fra linjen.

En dataprotokoll som tar utgangspunkt i linjetakseringer etter avstandsmetoden vil også bidra til en standardisering av denne type data. En slik standardisering vil muliggjør både regional- og nasjonal overvåkning av rypebestandene. Siden avstandsmetoden i utgangspunkt er basert på linjetaksering, vil man også kunne sammenligne disse resultatene med tidligere linjetakseringer (jfr. TOV-programmet, se f. eks. Kålås & Pedersen 2003, Framstad m. fl. 2003).

8.1.1.2 Skogsfugl

Skogsfuglartene representerer en stor utfordring mht en standardisert takseringsmetodikk til bruk til tetthetsberegninger. En pålitelig, utprøvd metodikk foreligger for jerpa (Swenson 1991), mens det finnes p.d.d. ingen fullgod metodikk for storfugl eller orrfugl som kan gi pålitelige tetthetsestimater uten bruk av korrigeringsfaktorer. En gjennomgang av kunnskap angående bruken av rutetakseringer, linjetakseringer og avstandstakseringer viser svakheter ved alle metodene. Vitenskapelige undersøkelser har imidlertid gitt oss et mål på oppdagbarheter fordelt på art, kjønn, alder og gruppestørrelse for beltetakst uten hund (Brittas & Karblom 1990) og avstandstakst med hund (Finne & Wegge 2003). For rutetakst med hund har vi dessverre ingen tilsvarende vurdering for skogsfuglartene, men rypeforskning viser at den generelle oppdagbarheten kan variere såpass mye at metoden ikke er egnet som en standardisert metode i større målestokk.

Takseringer av linjer som er lagt ut på en systematisk og hensiktsmessig måte vil kunne danne grunnlag for et standardisert opplegg for registrering av orrfugl og storfugl i det typisk norske skogslandskapet. Data som samles inn gjennom vanlig linjetakst vil gi lokale skogsfuglforvaltere data på variasjon i produksjon og tetthet fra år til år selv om oppdagbarheten vil være ulik mellom voksne og ungfugl og mellom enkeltindivider og kull.

Erfaringer ved bruk av avstandstakseringer til skogsfugl viser at fordeling av observasjoner langs linjen er tilfredsstillende for et større materiale (Solvang m. fl. 2005). Lokalt vil det ofte være vanskelig å oppnå ønsket antall observasjoner som trenges for noenlunde presise tetthetsestimater (40-60 observasjoner, jfr. Buckland m. fl. 1993), men dette kan kompenseres gjennom at data samles inn over større områder til felles bruk i lokal og regional forvaltning etter den modell som er under utprøving i dag (jfr. Solvang m. fl. 2005).

Selv om forutsetningene for bruk av avstandstaksering ikke alltid er oppfylt, så er ikke dette til hinder for at metoden likevel kan brukes (jfr. Buckland m. fl. 2001, 2004). Så langt kan estimater justeres ved å legge inn korrigeringsfaktorer basert på vitenskapelig testing under norske forhold både for orrfugl og storfugl (jfr. Finne & Wegge 2003).

Det må også erkjennes at avstandsmetodens kvantitative grunnlag egner seg best som et systematisk verktøy for både målinger av tetthet og trend over tid og rom. Avstandsmetoden gir oss et mål på kvaliteten på data, og det ligger et selvforbedringselement i denne metoden siden oppdagbarhetskurvene vil kunne forbedres ved større dataomfang over flere år og flere områder. Dette gir igjen større presisjon og sikkerhet av de enkelte estimatene lokalt, spesielt hvis de samme linjer gås fra år til år. Ingen annen metodikk gir oss p.d.d. en slik mulighet. Standardisering med en slik takseringsmodell muliggjør meningsfulle sammenligner mellom år og områder.

Mye forskning pågår på arter der avstandsmetoden blir brukt, og kunnskap fra disse studiene blir fortløpende brukt til forbedring av metodikken (se f. eks. Buckland m. fl. 2001, 2004). Kunnskap som høstes gjennom et norsk overvåkningssystem basert på denne metoden vil også kunne bidra til en utbedring av metoden.

8.1.1.3 Anbefaling

- For jerper anbefales det systematiske lokkepipetakseringer til lokale forvaltningsformål, men dette vil ikke inngå i et nasjonalt overvåkningssystem.
- Den vinkelrette avstanden fra takseringslinjene til de enkelte observasjonene registreres slik at disse kan brukes til standardiserte tetthetsberegninger gjennom avstandsmetoden. Dette kan gjøres enten ved kartfesting av både observasjoner og takseringslinjer ved bruk av GPS-utstyr, eller måling av avstanden fra linjen i felt. GPS bør ikke alene danne grunnlaget for beregningen av linjeavstanden når avstanden er mindre enn 50 meter. I tillegg til linjeavstand, art, kyllinger/voksne, bør plassen der oppflukten ble lokalisert stedfestet så nøyaktig som mulig med UTM-koordinater, helst ved bruk av GPS. Husk å få med informasjon om hvilken UTM sone som er brukt. Disse UTM-koordinatene gir muligheten for å utarbeide kart over rypebonitet.
- Takseringene bør utføres av et mannskap på to mann med en eller evt. flere godt egnede jakthunder. Det er svært viktig med god rolleforståelse hos taksørene. Den ene har som oppgave å definere linja, den andre fastsetter observasjonssted.
- Det er viktig at både mannskapet og hund(ene) har gått gjennom en kvalitetssikring i form av sertifiseringskurs. NJFF arbeider nå med utvikling av et slikt kursopplegg.
- Standardiserte dataprotokoller/takseringsskjema bør brukes som grunnlag ved datainn-samling. Innsamlet data bør registreres elektronisk til videre bearbeiding og gjøres tilgjengelig til overvåknings- og forskningsformål på regionalt og nasjonalt nivå (se Vedlegg 3 for et forslag til takseringsskema).
- Det er en forutsetning at tillatelser innhentes fra kommunene ved all bruk av hunder til taksering i båndtvangstiden.

8.1.2 Mindre pattedyr (hare og rovdyr)

En gjennomgang av takseringsmetoder for mindre pattedyr viser at det er flere metoder å velge imellom. Det er vanskelig å foreta absolutte tellinger av mindre rovdyr, uten å måtte benytte avanserte vitenskapelige metoder som innebærer spesiell utdanning og nødvendige tillatelser til fangst og merking. For hare finnes imidlertid flere metoder som er godt egnet til estimering av både tetthet og produksjon.

I den grad det finnes snødekke vinterstid, vil indekstelling av mindre rovdyr og hare kunne gi pålitelig informasjon om relative endringer i disse bestandene i tid og rom. Det er imidlertid tvil-

somt om man kan beregne pålitelige og absolutte bestandstettheter til enkeltarter basert på sporkryssninger langs linjene. Til dette trengs kunnskap om revirstørrelser og daglige vandringsavstander under ulike forhold for de enkelte arter. Sporfrekvens, evt. sammenkoplet med informasjon om landskap og biotop, vil likevel kunne gi et godt innblikk i bestandssvingninger i tid og rom for enkelte arter. Takseringens omfang er imidlertid viktig for å kunne fastslå eventuelle bestandsendringer med tilfredsstillende statistisk sikkerhet. Det er samtidig en viktig forutsetning at de samme linjene gåes år etter år.

Et system av sportakseringsruter i Norge vil kunne gi oss en god forståelse av endringer i tid og rom hos hare og de mindre rovpattedyrartene. Dette kan evt kombineres med de årlige gaupe-tellingene i fylker der dette foregår (p.d.d. Telemark, Buskerud, Oslo, Akershus, Hedmark, Nord-Trøndelag og søndre Nordland) hvis dette er formålstjenelig. Overvåkningssystemet for gaupe er lagt opp slik at det plasseres ut 3 ruter pr. 100 km² i områder som er ansett som egnede biotoper for gaupe (Odden m. fl. 2003). Den praktiske gjennomføring er lagt opp slik at de enkelte spormannskapene går opp sine tildelte linjer én gang i perioden 15. desember – 31. januar. Optimalt bør registreringen skje på 3 netter gammel snø, men alt fra 2 netter til 5 netter er akseptabelt. Linjene må gåes til fots eller på ski, da dette erfaringsmessig er eneste måten man får med seg alle spor på. Disse linjene er 3 kilometer lange i luftlinje fra start- til slutt punktet, og legges ut av personer med god lokalkunnskap, på en slik måte at de har størst mulig sannsynlighet for kryssing av gaupepor.

8.1.2.1 Anbefaling

- Vi anbefaler at man legger opp til snøsportakseringer på systematisk utplasserte takseringslinjer for mindre pattedyr.
- I områder hvor det er lagt ut takseringslinjer for skogsfugl bør disse linjene benyttes. Som et supplement kan taksering også gjennomføres i områder der rypetaksering foregår.
- I den grad det er formålstjenelig kan taksering samkjøres med de årlige vintertakseringer av gaupe. Data fra slike takseringer bør behandles dog atskilt.
- Alle sporkryssinger langs linjer noteres for hare, rødrev, mår og røyskatt (evt. snømus). I den graden det er ønskelig lokalt, vil man også kunne registrere andre arter, som f. eks. rådyr. Men kun de artene som er nevnt i første setning vil være med i et nasjonalt overvåkingsprogram for småvilt.
- Det bør legges opp til at man koordinatfester de enkelte observasjonene langs linjene ved bruk av GPS, samt start- og endepunktene for takseringslinjene. Det bør gis mulighet for koordinatfesting i dataprotokollen til lokale viltkartleggingsformål m. m. Det bør utarbeides et standard skjema som kan brukes til dette formål. Se Vedlegg 4 for et eksempel på skjemaet som brukes til sporregistreringer i Hedmark (Solvang m. fl. 2005).

8.1.3 Smågnagere

Det er ønskelig at man kan sammenligne forekomster og evt. produksjon av småvilt med endringer i smågnagerbestandene. Det er derfor ønskelig at data om smågnagerbestander også inngår som en del av et standardisert opplegg i småviltforvaltningen lokalt og overvåking nasjonalt.

Det benyttes p.d.d. i hovedsak to forskjellige metoder for kvantifisering av forekomster av smågnagere i Norge. Begge er basert på drepende feller og det må derfor søkes om tillatelse for å kunne ta i bruk disse.

For rettighetshaverne vil metoden med utlegging av kvadratiske prøveflater, som ble brukt i ”rypejaktprosjektet” og som nå benyttes av Statskog, være enkel å utføre. På en annen side har man metoden som gjennom TOV har vært brukt i en årrekke. Det er imidlertid mye som tyder på at begge metoder gir omtrent samme mål på forekomster, siden begge i utgangspunkt er indeksmetoder.

8.1.3.1 Anbefaling

- Vi anbefaler at rettighetshavere bruker metoden med kvadratiske prøveflater og at disse dataene legges inn i en småvilt database. Det må forutsettes at de nødvendige tillatelser først innhentes. Der det er hensiktsmessig, bør smågnagerdata fra TOV gjøres tilgjengelig til rettighetshavere som et supplement og vise versa.

8.2 Aktuelle samarbeidspartnere og samarbeidsformer

Det finnes en rekke områder der man driver med takseringer av småvilt og der det er etablert et samarbeid med rettighetshavere, brukersiden, kommunalt eller regionalt forvaltning, og regionale eller nasjonale forskningsmiljøer. Det vil være hensiktsmessige å bygge på eksisterende relasjoner mellom aktørene i det videre arbeidet med en oppbygging av et overvåkingssystem for småvilt som er tuftet på et reelt databehov for forvaltning av lokale bestander. Her må man identifisere eksisterende opplegg som kan brukes som et prøvestein i en implementeringsfase. På sikt vil man kunne implementere et vellykket og utprøvd system i større målestokk til minimale kostnader. Et konkretisert opplegg vil komme i en søknad til DN i forbindelse med en treårig implementeringsfase til dette prosjekt.

8.2.1 Rettighetshavere

I første omgang vil spesielt Statskog, fjellstyrer og større grunneiersammenslutninger organisert gjennom en av grunneierorganisasjonene være aktuelle. Vi har hatt kontaktmøter med NORSKOG, Statskog, NFS, NSF og har fått positiv tilbakemelding om et samarbeid. I denne sammenheng er det viktig at rettighetshavere selv har en interesse av å benytte data som samles inn. Det kan ikke understrekes nok at det er rettighetshaverne i samspill og samarbeid med kommunene som avgjør hvilke type data som trenges til den lokale småviltforvaltning, og hvordan slike data skal samles inn i samarbeid med de andre aktørene, herunder jegerne/brukerne.

8.2.2 Offentlig forvaltningen

Kommunene vil være den rette instansen mht implementering og oppfølging av prosjektet på lokalt nivå. I den grad man kan samkjøre flere oppgaver på viltsiden, også mht en databaseløsning, vil kommunene ha en naturlig rolle mht både dataforvaltning og veiledning overfor rettighetshavere. Her er det viktig å se på eksisterende modell (jfr. f. eks. hjorteviltforvaltning). Det kan være hensiktsmessig å legge bort ansvaret for datahåndtering og bearbeiding til andre aktører (f. eks. større grunneiere og grunneiersammenslutninger, NJFF-avdelinger eller høgskoler med fagspesialister på dette feltet). Noe sentral kvalitetssikring og veiledning bør også kunne tilbys.

8.2.3 Brukere

Brukerne representeres hovedsakelig gjennom FKF og NJFF. Vi anbefaler at det lages et opplegg for skolering og godkjenning/sertifisering av taksører og hunder til dette formål. NJFF er allerede i gang med et slikt opplegg, som kan brukes som en standard for det videre arbeidet, og det er god kontakt mellom FKF og NJFF i denne sammenheng (Svendsen pers. med.).

Brukerne er den utøvende ledd ifbm småvilttakseringene. Lokale JFF og fuglehundklubb er som oftest hovedaktører i forbindelse med organisering av dette arbeidet. Skolering skjer oftest via regionale ledd i organisasjonene, og i noen grad i fellesskap. Det er spesielt viktig at man gjennom skolering kvalitetssikre innsamling av data, både mht metodikken, skjemaføring, bruk av GPS, m.m.

8.2.4 FoU-institusjoner

I denne rapport anser vi at NINA vil være det naturlige stedet for en database som skal omfatte småvilt på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå. NINA Naturdata AS vil i tillegg ha en naturlig rolle mht utbygging av et verktøy som vil kunne tjene lokale brukergrupper i et interaktivt opplegg som f. eks. dagens hjorteviltregister.

Regionale høgskoler vil ha en viktig rolle ifbm innsamling og bearbeiding av data, og vil være et godt kontaktledd mellom lokale aktører og NINA sentralt. I denne sammenheng vil spesielt Høgskolen i Hedmark, avdeling Evenstad, spille en viktig og ledende rolle. For rettighetshavere, kommuner, regionale forvaltningsenheter og samarbeidspartnere (som f. eks. regionale høgskoler) vil det også være viktig at disse har et verktøy som kan brukes til ulike forvaltnings- og forskningsformål.

8.3 Kravspesifikasjoner til en småviltdatabase

Det vil være naturlig å se på eksisterende databaser for å se på mulighetene for å redusere utviklings- og driftskostnader ved å få etablert en databaseløsning for småviltforvaltningen. Det finnes i dag flere databaser som benyttes til lagring og presentasjon av miljødata, og som på ulik måte er tilgjengelig for brukere på lokalt og regionalt nivå. Enkelte av disse er kort beskrevet i kapittel 7.

8.3.1 Hva bør databasen innholde?

Et databasesystem for lokal forvaltning og nasjonal overvåking av de jaktbare småviltartene bør:

- 1) være brukervennlig, standard relasjonsdatabase, med webbasert registrering av data.
- 2) ha muligheter for differensiert tilgang for jegere, rettighetshavere, offentlige myndigheter og allmennheten forøvrig.
- 3) gi muligheter til bearbeiding og evt. eksport og import av data mellom forskjellige ledd i systemet og for videre bearbeiding i annen programvare.
- 4) driftes kostnadseffektivt.
- 5) gi mulighet for kartfeste innsamlede data og tilby kartbasert innsyn for presentasjon av data til lokale, regionale og nasjonale formål.
- 6) kunne gi grafiske fremstillinger av data til lokal bruk og rapportering.
- 7) ha et kartbasert brukergrensesnitt og mulighet for kartfesting av data til både lokale, regionale og nasjonale formål
- 8) tydelig definere hvem som har rettigheter til data og utnyttelsen av disse i ulike sammenhenger.

Før det kan tas endelig stilling til hvilken databaseløsning som bør velges, og om man bør samordne denne med eksisterende løsninger, må man først utarbeide en mer detaljert kravspesifikasjon for den løsningen man ønsker. Basisinformasjonen som skal legges inn i databasen vil være geografisk kartfesting av observasjoner med tilhørende informasjon om disse (f.eks. art, kjønn, observasjonstidspunkt, værforhold, observatør). Samtidig må det kunne legges inn kartfestet informasjon om hvilke arealer som er undersøkt (takseringslinjer, takseringspunkt, kartlagt areal), og også eventuell beskrivelse av disse (f.eks. type taksering, kriterier for valg av takseringsareal, vegetasjonstyper).

8.3.2 Hvordan skal databasen fungere?

Systemet bør fungere slik at personell samler inn data i felt og deretter bruker Internett for direkte registrering av sine observasjoner til databasen via utfylling av skjema på skjerm, eller direkte fra dataloggere som brukes for registrering av informasjon under feltarbeidet. Webapplikasjonen bør inneholde et minimum av automatiske sjekker før data kan lagres i databasen. Videre må

det utvikles automatiserte bearbeidingsrutiner (f.eks. basert på Distance) som i neste omgang gjør at brukerne kan få rask tilbakemelding som inkluderer en grov bearbeiding av data og vurdering av disse. Et slikt system betinger at det utvikles rutiner for å gi brukertilgang både for feltpersonell og for de forvaltningssystem som vil bruke aggregert informasjon fra databasen. Eksempel på aggregert informasjon kan være kyllingproduksjon eller tettheter for lirype. Her vil vi bemerke at vi vil forvente at mye av dataene som kommer inn til en slik database vil være samlet fra arealer som ikke er tilfeldig utvalgt. Det vil derfor vanligvis være naturlig å operere med relative tettheter og bruke tidsserier med informasjon om relative produksjon eller relativ bestandsvariasjon ved vurdering av forvaltningstiltak.

Ved utviklingen og drift av en slik database vil det være naturlig i så stor grad som mulig å bruke erfaringer og ressurser fra relevante databaser som allerede er etablert. Synergieffekten av dette vil være stor, ikke minst i forhold til kostnader for rutinemessig drift. Mest relevant i denne sammenheng er Hjorteviltregisteret, Rovbasen, Hekkefugldatabasen og Vanninfo.

Oppbygging av Hjorteviltregisteret er på mange måter ideell i forhold til et lignende system for småviltdata. Hjorteviltregistret er et webbasert verktøy, og nasjonal database for hjorteviltforvaltning, der brukerne kan registrere data jakt på hjortevilt og bever samt irregulær avgang som kommunene har ansvar for. Hjorteviltregisteret driftes av NINA Naturdata AS, og det er inngått avtale med DN som sikrer langsiktig drift og videreutvikling. Systemet gir differensiert brukertilgang og kan lett tilpasses til å ha moduler på både takseringsdata og fellingsstatistikk for de enkelte småviltarter. Driftsapparatet er allerede etablert og det vil i stor grad være de samme brukergruppene (kommuner og grunneier/grunneiersammenslutninger) som vil være primærbrukere av en småviltdatabase.

8.3.3 Anbefaling

- Vi anbefaler at det utarbeides en detaljert kravspesifikasjon i forhold til de overordnede krav en har til løsningen, og spesifiserer et verktøy som tilfredsstill disse.
- At dette arbeid gjennomføres i tett samarbeid mellom DN, NINA, NINA Naturdata AS, samarbeidsinstitusjonene og viktige brukergrupper.
- At man bygger på eksisterende system som evt. tilpasses et enhetlig opplegg på sikt. Hjorteviltregisteret kan være et godt utgangspunkt til et slikt system.

9 Referanser

- Andelt, W. F., Harris, C. E., & Knowlton, F. F. 1985. Prior trap experience might bias coyote responses to scent stations. – *Southwestern Naturalist* 30:317-318.
- Andersen, R., Linnell, J., Eide, N., Landa, A. 2004. Fjellrev i Norge 2004. Overvåkingsrapport NINA Minirapport 85. 13 pp.
- Andersen, R., Linnell, J., Landa, A. 2003. Fjellrev i Norge 2004 / Overvåkingsrapport NINA Minirapport 37. 15 pp.
- Andersen, R., & Hustad, H. (red.). 2005. Villrein & Samfunn. En veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villreinfjell. – NINA Temahefte 27:1-79.
- Angelstam, P., Lindström, E., & Widén, P. 1985. Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia – occurrence and distribution. – *Holarctic Ecology* 8:285-298.
- Angerbjörn, A. 1983. Reliability of pellet counts as density estimates of mountain hares. – *Finnish Game Research* 41: 13–20.
- Baines, D., Moss, R., & Dugan, D. 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. – *Journal of Applied Ecology* 41:59–71.
- Björvall, A., & Lindström, D. 1991. Vinterns däggdjur och fåglar i fjällvärlden. – Naturvårdsverket.
- Blank, H., Andersson, L., & Jacobson, C. 2005. Tjädern i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande NR 2005:11.
- Borchers, D. L., Buckland, S. T., & Zucchini, W. 2002. Estimating Animal Abundance: Closed Populations. – Springer Verlag, London.
- Brainerd, S. M. 1997. Habitat selection and range use by the Eurasian pine marten (*Martes martes*) in relation to commercial forestry practices in southern boreal Scandinavia. – Doctor Scientiarum Theses 1997:22. Agricultural University of Norway, Ås. 141 s.
- Brainerd, S., & Kastdalen, L. 2001. Takseringsresultater og anbefalte tiltak for Valevatn jaktterreng høsten 2001. – Upubl. rapport, Norges Jeger- og Fiskerforbund. 9 s.
- Brainerd, S., Brøseth, H., Odden, J. 2005. Slik overvåkes gaupa. – *Jakt & Fiske* 1-2:55-56.
- Brittas, R. 1996. Dalripa och fjällripa. Vingpennornas ruggning och pigmentering. S. 34-37 i: Anderson, Å., Glöersen, G., Brittas, R. & Huldt, H. Ung eller Gammal. Konsten att bestämma ålder på vilda djur och fåglar. – Svenska Jägerförbundet. Almqvist & Wiksell Tryckeri, Uppsala.
- Brittas, R., & Karlblom, M. 1990. A field evaluation of the Finnish 3-man chain: a method for estimating forest grouse numbers and habitat use. – *Ornis Fennica* 67:18-23.
- Brøseth, H., Odden, J., & Linnell, J. D. C. 2003. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimert og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2004. – NINA Minirapport 007:1-9.
- Brøseth, H., Odden, J., & Linnell, J. D. C. 2004a. Gauperegistreringer i utvalgte fylker. – NINA Minirapport 066: 1-22.
- Brøseth, H., Odden, J., & Linnell, J. D. C. 2004b. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimert og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2004. – NINA Minirapport 73: 1-11.
- Buckland, S. T. 1987. On the variable circular plot method of estimating animal density. – *Biometrics* 43:363–384.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. eds. 2004. Advanced Distance Sampling. – Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. 1993. Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. – Chapman & Hall, London. 446pp.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. – Oxford University Press. 448 s.
- Burnham, K. P. 1981. Summarizing remarks: Environmental influences. – *Studies in Avian Biology* 6:324–325.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Laake, J. L. 1980. Estimating density from line transect sampling of biological populations. – *Wildlife Monographs* no. 72.

- Catt, D. C., Baines, D., Picozzi, B., Moss, R., & Summers, R. W. 1998. Abundance and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland 1992-94. – *Biological Conservation* 85: 257-267.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of Vertebrate Populations*. – Wiley, London.
- Caughley, G., & Sinclair, A. R. E. 1994. *Wildlife Ecology & Management*. – Blackwell Scientific Publishing, Cambridge, Mass.
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling techniques*, 3rd ed. – John Wiley and Sons, New York.
- Cohen, A., Peters, H. S., & Foote, L. E. 1960. Calling behavior of Mourning Doves in two Midwest life zones. – *Journal of Wildlife Management* 24: 203–212.
- Conner, M. C., Labisky, R. F., & Progulske, D. R., Jr. 1983. Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, raccoons, gray foxes, and opossums. – *Wildlife Society Bulletin* 11:146-152.
- Dahl, F., & Hörnell-Willebrand, M. 2003a. Några utvalda metoder för att bedömma vilttillgång. – Technical report, SLU, Umeå, Vindelns Försöksparker.
- Dahl, F., & Hörnell-Willebrand, M. 2003b. Inventera skogshare. – Technical report, SLU, Umeå, Vindelns Försöksparker.
- Danilov, P., Helle, P., Annenkov, V., Belkin, V., Bjlundnik, 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*, No. 49: 18-25.
- Dervo, B. K., Systad, G., Solberg, E., Sandnes, E., Erikstad, L., Tømmerås, B. Å. 2005. Samordning av aktiviteter mellom NINA Naturdata og NINA. – NINA Minirapport. (i trykk).
- Dervo, B. K. 2002. Ny forvaltningsmodell for vilt og fisk. Evaluering av prosjektet "Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressursene 1996-1999". – NINA Oppdragsmelding 712: 1-81.
- Diefenbach, 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.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1996. Lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressursene – prosjektplan for 1996-1999. – DN-notat, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold" – DN-rapport 1998-1.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2003. Handlingsplan for fjellrev. DN-rapport 2003-2. 34 s.
- Eide, N. E. 1995. Ecological factors affecting the spatial distribution of mountain hare, red fox, pine marten and roe deer in a southern boreal forest during winter. – Hovedoppgave, Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Emlen, J. T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. – *Auk* 88:323-342.
- Emlen, J. T. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. – *Auk* 94:455-468.
- Erlinge, S. 1974: Distribution, territoriality and numbers of the weasel *Mustela nivalis* in relation to prey abundance. – *Oikos* 25: 308-314.
- Erlinge, S. 1977. Spacing strategy in stoat *Mustela erminea*. – *Oikos* 28: 32-42.
- Finne, M. H. 2004. Evaluering av bruken av viltriangler til småvilttaksering i Akershus og Østfold. Notat til Norges Jeger- og Fiskerforbund-Akershus. 18 s.
- Finne, M., Kristiansen, P., Wegge, P. 2003. Skogsfuglen i Fjella. En rapport basert på 18 års skogsfugltaksering. – Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavei. Rapport nr. 3 – 2003. 36 s.
- Finne, M. H. Wegge, P. 2003. Bruk av Distance Sampling ved linjetaksering av skogsfugl med hund. – Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås. Viltrapport 3.
- Framstad, E. & Kålås, J. A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E. (red.) 2004. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene i 2003. – NINA oppdragsmelding 839:1-96.

- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I., Kålås, J. A., Nygård, T., & Økland, R. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24:1-30.
- Gerard, P. D., & Schucany, W. R. 2002. Combining Population Density Estimates in Line Transect Sampling Using the Kernel Method. – *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 7:233-242.
- Griffith, B., Wight, H. M., Overton, W. S., & Meslow, E. C. 1981. Seasonal properties of the coyote scent station index. S. 197-220 i Miller, F. L., Gunn, A., & Hieb, S. R. (red.). Symposium on census and inventory methods for populations and habitats. Forest, Wildlife and Range Experiment Station, University of Idaho, Moscow, Idaho, USA.
- Gundersen, V. S. & Rolstad, J. 2000. Rev *Vulpes vulpes* og mår *Martes martes* i boreal skog: Har habitatfragmentering medført økt predasjonstrykk? *Fauna* 53:186-198.
- Hagen. Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. – Gyldendal Norsk Forlag. Oslo.
- Helle E., Helle, P., Lindén, H. & Wikman, M. 1991. Riistantutkimuosaston tiedote Nr. 107 B. (Vilt forskningens meddelande nr. 107B). – Vilt- og fiskeriforskningsinstituttet i Finland.
- Helle, P., Kurki, S. & Lindén, H. 1999. Changes in the sex ratio of the Finnish capercaillie *Tetrao urogallus* population. – *Wildlife Biology* 5:25-32.
- Helle, P., Lindén, H., & Wikman, M. 1996. Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. – *Finnish Game Research* 49:411.
- Herredsvela, H., & Munkejord, A. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – *Vår Fuglefauna* 11:75-77.
- Hjeljord, O. (red.) 1988. Praktisk viltstell. – Landbruksforlaget. 144 s.
- Holthe, V. 2002. Grunneiernes engasjement i driftsplanbasert småviltforvaltning. – S. 29 i Smedshaug og Hjeljord (red.). 2002. Sammendrag fra innlegg holdt på seminaret: Hva vil vi med småviltet? Mastemyr 11-12 mars 2002. – Norges Landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning, Ås.
- Hutto R. L., Pletschet, S. M., & Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. – *Auk* 103: 593–602.
- Högmander, H., & Penttinen, A. 1996. Some statistical aspects of Finnish wildlife triangles. – *Finnish Game Research* 49:37-43.
- Hörnell, M., & Willebrand, T. 1998. Censusing Spring Population of Willow Grouse and Rock Ptarmigan. – Länsstyrelsen i Västerbottens län. Umeå.
- Hörnell-Willebrand, M., & Dahl, F. 2003a. Inventera dalripa och fjällripa. – Technical report, SLU, Umeå, Vindelns Försöksparker.
- Hörnell-Willebrand, M., & Dahl, F. 2003b. Inventera tjäder, orre och järpe. – Technical report, SLU, Umeå. Vindelns Försöksparker.
- Johnson, K. G., & Pelton, M. R. 1981. A survey of procedures to determine relative abundance of furbearers in the southeastern United States. – *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 35:261-272.
- Järvinen, O., & R. A. Väisänen. 1975. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. – *Oikos* 26:316–322.
- Kastdalen, L. 1992. Skogshøns og jakt. - Rapport fra Norges Bondelag, Norges Skogbruksforening, Norges Skogeierforbund og Norges Jeger- og Fiskerforbund. 46 s.
- Kastdalen, L. 2003. Analyser av data fra rypetakseringer i Valevatn i 2002 og 2003. – Notat til Norges Jeger- og Fiskerforbund. 3 s.
- Kastdalen, L., Pedersen, H. C., Fjone, G. & Andreassen, H. P. 2003. Combining resource selection functions and distance sampling: an example with willow ptarmigan. – *Proceedings of the First International Conference on Resource Selection* 1:52-59.
- Kastdalen, L., Pedersen, H. C., Steen, H., Svendsen, W. & Brøseth, H. 2001. Rapport fra forskningsprosjektet; Betydningen av jakt på lirypebestander. – *Hognareinen* 10: 73-76.
- Keith, L. B., & Windberg, L. A. 1978. A demographic analysis of the snowshoe hare cycle. – *Wildlife Monographs* 58: 1–70.
- Kloster, R. 1921. Veksling i rypebestanden. Norsk opfatning. I. – *Norsk Jæger og fisker forenings tidsskrift* 50: 317-332.
- Knutsen, S., Borgnes, J., Hoffmann, J., Kristiansen, B., Parmann, S., Storelv, S. 2001. Rolle- og oppgavefordeling mellom ulike aktører i en driftsplanbasert lokal forvaltning av de utnyttbare vilt- og fiskeressurser. – Notat. 20 s.

- Koehler, G. M. 1990. Snowshoe hare, *Lepus americanus*, use of forest successional stages and population changes during 1985-1989 in north-central Washington. – Canadian Field Naturalist 105:291-293.
- Krebs, C. J., Boonstra, R., Nams, V., O'Donoghue, M., Hodges, K. E., & Boutin, S. 2001. Estimating snowshoe hare population density from pellet counts: a further evaluation. – Canadian Journal of Zoology 79: 1–4.
- Krebs, C. J., Gilbert, B. S., Boutin, S., & Boonstra, R. 1987. Estimation of snowshoe hare population density from turd transects. – Canadian Journal of Zoology 65: 565–567.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 1998. Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. – Journal of Animal Ecology 67: 874-886.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. & Lindén, H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. – Ecology 81: 1985-1997.
- Kålås, J. A., Pedersen, H. C. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Samordning av bestands- overvåking av hønsefugl. – NINA Minirapport 8:1-9.
- Kålås, J. A. & Framstad, E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV- områdene, 2001. – NINA oppdragsmelding 749: 1-32
- Kålås, J. A. (red). 1999. Terrestrisk naturovervåking. Hare, smågnagere og fugl i TOV- områdene, 1998. – NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.
- Kålås, J. A. 2003. Miljøovervåking Tjeldbergodden. – Overvåking av metallinnhold i terrestriske næringskjeder, 2001-02 – NINA Oppdragsmelding 796: 1-22.
- Kålås, J. A., & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J. A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H. C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. – NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
- Lande, U. S., Kastdalen, L., Finne, M., Vikhamar Schuler, D., & Fjone, G. 2005. Combining satellite data and resource selection functions for large scale habitat mapping of wildlife species - preliminary results for capercaillie and black grouse. 31st Int.Symposium on Remote Sensing of Environment, St. Petersburg, Russian Federation.
- Leberg, P. L., & Kennedy, M. L. 1987. Use of scent-station methodology to assess raccoon abundance. – Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies 41:394-403.
- Leberg, P. L., Kennedy, M. L., & Van Den Bussche, R. A. 1983. Opossum demography and scent-station visitation in western Tennessee. – Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies 37:34-40.
- LeCount, A. L. 1982. Scent-station locations effect on estimating black bear abundance. – Annual Conference of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies 41:394-403.
- Lindén, H., Helle, E., Helle, P., & Wikan, M. 1996. – Wildlife triangle scheme in Finland. Methods and aims for monitoring wildlife populations. – Finnish Game Research 49: 4-11.
- Lindén, H., Helle, P., Vuormies, O., & Wikan, M. 1999. Metsärisstan monimuotoisuuden mittaaminen ja seuranta (Measuring and monitoring the diversity of wildlife with the aid of the Finnish wildlife triangle scheme). – Suomen Riista 45: 80-88.
- Lindström, E. 1987. Lär känna rödräven. Svenska Jägareförbundet.
- Lindström, E. 1989. The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. – Finnish Game Research 46: 53-63
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P. -A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. 1994. Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – Ecology, 75, 1042-1049.
- Lindström, J., Ranta, E. & Linden, H. 1996. Large-scale synchrony in the dynamics of Caper-caillie, Black Grouse and Hazel Grouse populations in Finland. – Oikos 76: 221-227.

- Linhart, S. B., & Knowlton, F. F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. – *Wildlife Society Bulletin* 3:119-124.
- Linscombe, G., Kinler, N., & Wright, V. 1983. An analysis of scent station response in Louisiana. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 37:190-200.
- Litvaitis, J. A., J. A. Sherburne & J. A. Bissonette. 1985. Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density. – *Journal of Wildlife Management* 49:866-873.
- Lorentzen, E. 2004. Tetthetsberegning av fjellryper: sammenligning av metoder for linjetaksering. Høgskolen i Hedmark, Evenstad. Prosjektrapport. 41 s.
- Myllymäki, A., Paasikallio, A. and Hakkinen, U. 1971. Analysis of a 'standard trapping' of *Microtus agrestis* (L.) with triple isotope marking outside the quadrat. *Annales Zoologica Fennici* 9: 22-34.
- Minser, W. G., III. 1984. Comments on scent-station method for monitoring furbearers. – *Wildlife Society Bulletin* 12:328.
- Moksnes, A. 1972. Bestandssvingninger hos småviltarter i Trollheimsområdet. – *Naturen* 5:315-319.
- Mortensen, A. 1994. Rypejaktas betydning for bestanden og jaktutbyttet over tid. En studie av 20 års jaktstatistikk i områder med sterkt varierende jakttrykk. – Lillehammer.
- Moss, R., Picozzi, N., Summers, R. W., & Baines, D. 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland – demography of a declining population. – *Ibis* 142:259-267.
- Murray, D. L., Roth, J. D., Ellsworth, E., Wirsing, A. E., Steury, T. D. 2002. Estimating low-density snowshoe hare populations using fecal pellet counts. – *Canadian Journal of Zoology* 80:771-781.
- Muus Falck, M. & Mysterud, I. 1988. Viltbruk i skogbruket: næringsutvikling og faunavern. – Landbruksforlaget. 103 s.
- Myrberget, S. 1976. Field test of line transect census methods for grouse. – *Norwegian Journal of Zoology* 24: 307-317.
- Myrberget, S. 1974. Variations in the production of Willow Grouse *Lagopus lagopus* (L.) in Norway, 1963-1972. – *Ornis Scandinavica* 5: 163-172.
- Myrberget, S. 1982. Bestandsvariasjoner hos lirype i Norge 1932 – 1971. – *Meddelelser fra Norsk Viltforskning* 3. serie nr. 11.
- Myrberget, S. 1988. Demography of an island population of Willow Ptarmigan in northern Norway. – S. 379-419. I Bergerud, A. T., & Gratson, M. W. [red.], *Adaptive strategies and population ecology of northern grouse*. Univ. Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K. E. & Spidsø, T. K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. – *Sterna* 15: 149-156.
- Newey, S., Bell, M., Enthoven, S. & Thirgood, S. 2003: Can distance sampling and dung plots be used to assess the density of mountain hares *Lepus timidus*? – *Wildlife Biology* 9: 185-192.
- Nichols, J. D., Hines, J. E., Sauer, J. R., Fallon, F. W. Fallon, J. E., & Heglund, P. J. 2000. A double observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. – *Auk* 117:393-408.
- Norges Forskningsråd. 2003. Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning. Rapport nr. 2. Viktige terrestriske og limniske dataserier. – Norges Forskningsråd. 66 s.
- Norges Fjellstyresamband. 2004. Rapport om bruk av bestandstaksering og regulering av småviltjakt på Statsallmenning. Norges Fjellstyresamband. 5 s.
- Nottingham, B. G., Jr., Johnson, K. G., & Pelton, M. R. 1989. Evaluation of scent-station surveys to monitor raccoon density. – *Wildlife Society Bulletin* 17:29-35.
- Odden, J., Fiske, P., Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Brøseth, H., & Andersen, R. 2004. Instruks for bruk av indekslinjer i overvåking av gaupebestander. – Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr (<http://nidaros.nina.no/Overvaking/Instrukser/Gaupeindekslinjer15112004.pdf>).
- Palka, D. L., & Hammond, P. S. 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 777-787.

- Pedersen, H. B. 2004a. Viltsportriangler i Akershus og Østfold – resultater for år 2004. – Norges Jeger- og Fiskerforbund-Akershus/Norges Jeger- og Fiskerforbund-Østfold. 17 s.
- Pedersen, H. C. 1997. Jakt som mortalitetsfaktor hos lirype – et litteraturstudium. - NINA Oppdragsmelding 388: 1-28.
- Pedersen, H. C., Steen, J. B., & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. – *Ornis Scandinavica* 14:263-272.
- Pedersen, H. C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. – NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.
- Pedersen, H. C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 2002. Betydningen av jakt på lirypebestander – høsting av et overskudd eller forbruk av kapital. S. 65-70 i Pedersen, H. C., & Jonsson, B. (red.) NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000. Bærekraftig høsting av bestander. Sluttrapport. – NINA Temahefte 18: 1-92.
- Pedersen, H. C., Steen, H., Kastdalen, L., Brøseth, H., Ims, R. A., Svendsen, W. & Yoccoz, N. G. 2004. Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in Willow Ptarmigan. – *Proceedings of the Royal Society of London, Series B.* 271: 381-385.
- Pedersen, Å. Ø. 2001. Bestandsovervåkning av svalbardrype (*Lagopus mutus hyperboreus*) 2000. Evaluering av metoder og forslag til overvåkningsprogram. – Upublisert.
- Pehrson, Å. 1997. Metoder för viltövervakning – erfarenheter från försök vid Grimsö. – Naturvårdsverket förlag.
- Pehrson, Å., Jansson, G., & Helldin, J-O. 2002. Situationen för skogsharen i Sverige. Rapport från en orienterande studie. – Grimsö forskningsstation & Svenska Jägareförbundet. 14 s.
- Pelletier, L. & Krebs, C. J. 1997. Line-transect sampling for estimating ptarmigan (*Lagopus* spp.) density. – *Canadian Journal of Zoology* 75: 1185-1192.
- Pellikka, J., Rita, H., & Lindén, H. 2005. Monitoring wildlife richness – Finnish applications based on wildlife triangle censuses. – *Annales Zoologica Fennici* 42: in press.
- Pulliaainen, E., 1981: A transect survey of small land carnivore and red fox populations on a subarctic fell in Finnish Forest Lapland over 13 winters. – *Annales Zoologica Fennici* 18: 270-278.
- Rajala, P. 1983. Population trends in the mountain hare in northern Finland as related to the 1979-1981 roadside census. – *Finnish Game Research* 41:5-12.
- Ranta, E., Lindström, J. & Lindén, H. 1995. Synchrony in tetraonid population dynamics. – *Journal of Animal Ecology* 64: 767 – 776.
- Reynolds, R. T., Scott, J. M., & Nussbaum, R. A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. – *Condor* 82:309–313.
- Robbins, C. S. 1981. Effect of time of day on bird activity. – *Studies in Avian Biology* 6:275–286.
- Rollfinke, F. B., & Yahner, R. H. 1990. Effects of time of day and season on winter bird counts. – *Condor* 92:215–219.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Effects of logging on capercaillie (*Tetrao urogallus*) leks. III. Extinction and recolonization of lek populations in relation to clearfelling and fragmentation of old forest. – *Scandinavian Journal of Forest Research*, 4, 129-135.
- Romesburg, H. C. 1981. Wildlife science: Gaining reliable knowledge. – *Journal of Wildlife Management* 45:293–313.
- Rosenstock, S. S., Anderson, D. R., Giesen, K. M., Leukering, T., & Carter, M. F. 2002. Landbird counting techniques: Current practices and an alternative. – *Auk* 119:46–53.
- Roughton, R. D., & Sweeny, M. D. 1982. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. – *Journal of Wildlife Management* 46:217-229.
- Røhnebak, E. 2004. Rødrevens aktivitet i forhold til hyttefelt . Sporfordeling av rødrev og byttedyr i og rundt fem hyttefelt i Ringsakfjellet. Prosjektoppgave ved 3-årig utmarksforvaltning. Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad 2004
- Sargeant, G. A., Johnson, D. H., & Berg, W. E. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. – *Journal of Wildlife Management* 62:1235-1245.

- Sargeant, G. A., Johnson, D. H., & Berg, W. E. 2003. Sampling designs for carnivore scent-station surveys. – *Journal of Wildlife Management* 67:289-299.
- Schröder, O. A. 2003. Rapport skogsfugltaksering 2003. – Norges Jeger- og Fiskerforbund-Aust-Agder.
- Schröder, O. A. 2004. Rapport skogsfugltaksering 2003. – Norges Jeger- og Fiskerforbund-Aust-Agder.
- Schwarz, C. J., & Seber, G. A. F. 1999. Estimating animal abundance: review III. – *Statistical Science*: 427-456.
- Skirvin, A. A. 1981. Effect of time of day and time of season on the number of observations and density estimates of breeding birds. – *Studies in Avian Biology* 6:271-274.
- Slåttå, Å., Pedersen, H. C. & Røskaft, E. 2001. Jaktstatistikk som redskap i forvaltningen av småvilt med fokus på hare (*Lepus timidus*). – NINA Oppdragsmelding 718: 1-27.
- Smedshaug, C. A. 2002. Forskning på småvilt i Norge. – S. 6-9 i Smedshaug, C. A., & Hjeljord, O. (red.). Sammendrag fra innlegg holdt på seminaret: Hva vil vi med småviltet? Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås. 45 s.
- Smedshaug, C. A. & Hjeljord, O. (Red.) 2002. Sammendrag fra innlegg holdt på seminaret: Hva vil vi med småviltet? Mastemyr 11-12 mars 2002. – Norges Landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning, Ås.
- Smith, G. W., & Nydegger, N. C. 1985. A spotlight line-transect method for surveying jack rabbits. – *Journal of Wildlife Management* 49: 699-702.
- Smith, W. P., Borden, D. L., & Endres, K. M. 1994. Scent-station visits as an index to abundance of raccoons: an experimental manipulation. – *Journal of Mammalogy* 75:637-647.
- Solvang, H. Pedersen, H. C. Storaas, T. 2004a. Årsrapport for rypeetaksering 2004. – Høgskolen i Hedmark rapport nr. 22.
- Solvang, H. Pedersen, H. C. Storaas, T. 2005. Årsrapport for skogsfugltaksering 2004. – Høgskolen i Hedmark rapport nr. 1-2005.
- Solvang, H., & Strømseth, T. 2004. Viltsporregistrering i Hedmark fylke vintrene 2003 og 2004. – *Nytt fra Norges Jeger- og Fiskerforbund-Hedmark* Nr. 3-2004:18-19.
- Solvang, H., Strømseth, T. H., Wabakken, P., Maartmann, E., Andreassen, H., Solberg, H. O. 2004b. Viltsporregistrering i Hedmark fylke vintrene 2003 og 2004. – Rapport fra Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 12 s.
- Spidsø, T. K., & Pedersen, H. C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding 62:1-15.
- Statskog Sør-Norge. 2004. Ljørdalen utmarkslag og Skåret viltstelslag – Driftsplan for småvilt, rådyr og bever 2003-2006. – Statskog. 17 s.
- Statskog. 2001. Forvaltningshåndbok for lirype. Pilotprosjekt 4. Bærekraftig småviltforvaltning. Statskogs miljø- og kvalitetssikringsprosjekt. – Statskog. 25 s.
- Steen, H., Kastdalen, L., Pedersen, H. C., Svendsen, W. & Willebrand. 1996. Manual for linjetaksering og enkelte rypeforvaltningstips. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. Stensil 17 s.
- Steen, J. B. 1989. Ryper: rypelev og rypejakt. – Gyldendahl Forlag, Oslo. 367 s.
- Steen, J. B., Steen, H., Stenseth, N. C., Myrberget, S., Marcstrøm, V. 1988. Microtine density and weather as predictors of chick production in willow ptarmigan, *Lagopus l. lagopus*. *Oikos* 51:367-373.
- Storaas, T., & Punsvik, T. 1996. Viltforvaltning. – Landbruksforlaget. 294 s.
- Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D. 2004. An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. – *Journal of Applied Ecology* 2004 41, 513-525.
- Svendsen, W., & Brainerd, S. M. 2002. Takseringsresultater og anbefalte tiltak for Valevatn jaktterreng høsten 2002. – Norges Jeger- og Fiskerforbund. Upubl. rapport. 9 s.
- Svenska Jägareförbundet. 1996. Ung eller gammal – konsten att bestämma åldern på vilda djur och fåglar. – Svenska Jägareförbunds Förlag, Stockholm. 48 s.
- 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. 1993. The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. – *Ecography* 16: 37-46.
- Swenson, J. E. & Angelstam, P. 1993. Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to forest succession. – *Canadian Journal of Zoology* 71: 1303-1310.
- Swenson, J. E., & Boag, D. A. 1993. Are hazel grouse monogamous? – *Ibis* 135: 463-467.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J., Borchers, D. L., & Strindberg, S. 2002a. Distance sampling. – S. 544–552, vol 1 Encyclopedia of Environmental Metrics. El-Shaarawi, A. H., & Piegorisch, W. W. (red.). John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., & Pollard, J. H. 2002b. Distance 4. 0. – Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>).
- 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.
- Thompson, W. L., White, G. C., & Gowan, C. 1998. Monitoring Vertebrate Populations. – Academic Press, San Diego, California.
- Travaini, A., Laffitte, R., & Delibes, M. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. – *Wildlife Society Bulletin* 24:500-504.
- Verner, J. 1985. Assessment of counting techniques. – *Current Ornithology* 2:247–302.
- Verner, J., & Ritter, L. V. 1985. A comparison of transects and point counts in oak–pine woodlands of California. – *Condor* 87:47–68.
- Wilkinson, N. I., Langston, R. H. W., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., & Marquiss, M. 2002. Capercaillie *Tetrao urogallus* abundance and habitat use in Scotland, in winter 1998-99. – *Bird Study* 49:177-185.
- Wilson, D. M., & Bart, J. 1985. Reliability of singing bird surveys: Effects of song phenology during the breeding season. – *Condor* 87:69–73.
- Wood, J. E. 1959. Relative estimates of fox population levels. – *Journal of Wildlife Management* 23:53-63.
- Zielinski, W. J., & Stauffer, H. B. 1996. Monitoring *Martes* populations in California: survey design and power analysis. – *Ecological Applications* 6:1254-1267.
- Aabakken, R., & Myrberget, S. 1975. Registrering av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. – Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske. Trondheim.
- Aas, Ø. og Andersen, O. 2001. Evaluering av prosjektet "Lokal forvaltning og driftsplanlegging av vilt og fiskeressursene 1997 – 2000. – NINA Oppdragsmelding 708: 1-28.
- Aas, Ø., Hanssen, O. & Dervo, B. K. 2004. Evaluering. Prosjektet næringsutvikling og driftsplanlegging i utmark 2001 – 2004. Sluttrapport. – NINA Oppdragsmelding 854:1-21.

10 Vedlegg

Vedlegg 1. Oversikt over fjellstyrer i Norge som driver med lirypetakseringer i 2003-2004 (tatt fra Norges Fjellstyresamband 2004).

Fjellstyre	Årstid		Ansvarlig for gjennomføring				Metode			
	Vår	Høst	Fjellstyre	Lokal JFF	Lokal Hundeklubb	Andre	Linjetakst	Linjetakst m/avstand småling	Vilkårlig	Annet
Gausdal	X	X	X	X	X	X		X		X
Haltdalen	X	X		X					X	
Os	X	X				X			X	
Steinkjer	X	X	X			X	X			
Ålen	X	X		X					X	
Øvre Numedal	X	X				X			X	X
Budal	X	X		X	X	X	X			
Engerdal	X	X				X			X	
Singsås	X	X		X	X	X	X			
Soknedal	X	X		X	X	X	X			
Feragen		X				X	X			
Kvikne		X			X			X		
Lom		X	X		X		X			
Namsskogan		X	X	X		X	X			
Røros		X	X	X		X				X
Selbu		X		X				X		
Sørli		X	X			X	X			
Torpa		X	X			X	X	X		
Vågå		X	X			X	X			
Øyer		X	X			X		X		
Øystre Slidre		X		X			X			
Osen	X		X			X				
Sollia	X									
Totalt	10	21	10	10	6	16	11	5	5	3

Vedlegg 2. Oppsummering av rolle- og oppgavefordeling til aktørene i den lokale småviltforvaltning (tatt fra Knutsen m. fl. 2001)

Aktør	Hovedrolle	Hovedoppgaver
Kommunen	<ul style="list-style-type: none"> • Utøve myndighet i henhold til lovverk. • Være forvalter i kraft av at den ofte er grunneier. • Være et lokalpolitisk styringsorgan. 	<ul style="list-style-type: none"> • Formidle nasjonale og lokale miljømål. • Bidra til samordning av interesser. • Legge til rette for og stimulere private aktører til å ta ansvar. • Sette generelle rammer og mål som
Rettingshaverne	Forvalteren. Ansvarlig for den praktiske vilt- og fiskeforvaltningen.	<ul style="list-style-type: none"> • Gjennomføre tiltak innenfor bevaring, bestandsforbedring og høsting. • Innenfor biologiske rammer, utvikle jakt og fiske som næring. • Utvikle et godt og variert tilbud av
Brukerorganisasjon	Jegernes og fiskernes talerør.	<ul style="list-style-type: none"> • Gi innspill i driftsplanprosesser for å fremme jegernes og fiskernes interesser. • Stimulere til aktiviteter blant barn og unge og arbeide for rekruttering. • Arbeide med opplæring av jegere og fiskere • Etter eventuell avtale, samarbeide med rettingshaverne om praktisk forvaltning.
Rådgivende samarbeidsorgan	Arena for samarbeid og samhandling mellom lokale aktører.	<ul style="list-style-type: none"> • Gi råd til rettingshavere innen praktisk forvaltning. • Drøfte samarbeid om gjennomføring av tiltak. • Utveksle ideer, synspunkter og erfaringer. • Utveksle informasjon mellom medlemmene om eget arbeid. • Etter behov ta initiativ til FoU.

Vedlegg 3. Forslag til skjema for taksering av skogsfugl og ryper.

AUGUST TAKSERING AV RYPE OG SKOGSFUGL													
Dato/år		Linje nr		Linjelengde			Område			Kommune			
UTM-linjestart (WGS84) (6/7)				UTM-linjeslutt(WGS84) (6/7)				Start kl		Slutt kl		Effektiv tid:	
Taksører					Kontaktperson					Tlf.			
Temperatur		Nedbør / vær		Forhold for hunden			Vanskelige = 1 Middels gode = 2 Sværtgode = 3			Benyttet GPS?		Ja	Nei
Obs-nr:	Tid	Oppflukt	Habitat	Linjeavstand	Navn på hund	Art	Voksne			Ant kyll	Sum	Koordinater for oppflukt	
							♂	♀	?			UTM-X	UTM-Y
Sett: Smågnagere: Ja ___ Nei ___ Ugle: Ja ___ Nei ___ Dagrovfugl Ja ___ Nei: ___													
Andre rovdyr: _____													
Merknader:.....													

VEILEDNING VIKTIGE PUNKTER !

Takseringen utføres av minst to personer. Takseringslinja skal følges med bruk av kompass eller GPS. Hundeførers oppgave er å styre hunden og bestemme hvor oppflukten var, linjefører bestemmer hvor linja går. Linjefører forlater linja kun ved oppmåling av linjeavstander. NB! Ved observasjoner mindre enn 20 meter fra linja må linjefører være spesielt oppmerksom på å ikke trekke linja mot oppfluktstedet.

Alle observasjoner føres på skjemaet og avmerkes på kartet med observasjonsnummer. Avstanden i rett vinkel fra takseringslinja til der fuglene var når de ble oppdaget av taksør/hund, måles så nøyaktig som mulig. Ved observasjoner av kull brukes kullets midtpunkt som oppfluktspunkt. Benyttes GPS, bruk denne for å bestemme posisjonen.

Det er ikke satt noen ytre grense for bredden på takseringsstripa, men forsøk å hold hunden innenfor 200 meter på hver side av takseringslinja, ved

rypetaksering og hold god kontakt i skogen. **Diriger hunden slik at de nærmeste 50 meterene på hver side av takseringslinja blir skikkelig gjennomsoekt.** I dette området bør ikke hunden legge igjen luker. Vær også *meget* nøyaktig med oppmålingen ved linjeavstander mellom 0-100 meter.

Observasjonene av fugl vil bli sammenliknet med vegetasjonsklassifisering fra satellittbilder. For å få gode data må oppfluktstedet avmerkes så nøyaktig som mulig. Bruk GPS til lokaliseringen dersom dere har tilgang på en slik. Vi vil benytte habitatklassifiseringen dere gjør på skjemaet til å korrigere den avmerkete posisjon dersom den ikke stemmer med satellittbildet.

Klassifiser habitatet til den vegetasjonen som dominerende i en sirkel med 10 meter radius rundt observasjonspunktet.

Forklaring til utfyllingen av skjema:

Linje nr:	Nummeret på takseringslinja.
Område:	Navnet på jaktterrenget/takseringsområdet.
Taksører:	Skriv tydelig navn på hundefører/skriver.
Hunder:	Skriv tydelig navnet på hundene som har vært i bruk.
Nedbør/vær:	Regn/tett snødrev=1, Duskregn/lett snøfall=2, Overskyet oppholdsvær=3, Delvis sol=4, For det meste sol=5.
Tid taksert:	Antall minutter brukt til taksering.
Lengde taksert:	Antall meter som ble taksert.
Obs.nr:	Nummeret på observasjonene innen linja.
Tid:	Klokkeslettet ved hver observasjon.
Oppflukt inndeles i:	Stand=1, Støkk=2, Annet=3, Støkk av taksør=4.
Linjeavstand:	Korteste avstand fra der rypene ble observert til takseringslinja.
Hund:	Skriv navnet (eller en identifikasjon) på hunden som var løs.
Habitat for rype inndeles i:	Bjork-/granskog=1, Dvergbjorkkratt=2, Vierkratt=3, Myr=4, Rabbe/lavkledd kolle=5, Steinrøys med krattvegetasjon=6, Steinrøys uten krattvegetasjon=7, Annet= 8, Tuer med blanding av myr, kratt og lav=9.
Habitat for skogsfu inndeles i:	Hogstfelt (opp til 1m høyde)=HF, Kulturskog gran=KSG, Kulturskog furu:KSF, Gammelskog gran=GSG, Gammelskog furu=GSF, Gammel blandingsskog=GBS, Myr=M, Annet=A
Art inndeles i:	Lirype=L, Fjellrype=F, Storfugl=S, Orrfugl=O, Jerpe=J
Voksne:	Antall voksne ryper, klassifiseres til kjønn hvis mulig. ♂=stegg, ♀=høne.
Ant. kyll:	Antall kyllinger observert hvis augusttaksering
Sum:	Totalt antall fugl observert, dvs. voksne + kyllinger (august)
UTM-X:	Dersom det benyttes GPS føres x-koordinaten (i UTM-systemet og med datum i WGS84) inn her (6/7 siffer).
UTM-Y:	Y-koordinaten (nordlig) føres inn her (7 siffer).
Himmelretning	Dersom observasjonen avmerkes på linja må himmelretning til oppfluktstedet føres opp.
GPS pres.	Se skjema. Svar Ja eller Nei på om GPS er brukt.
Merknad:	Før opp sett smågnagere, våk, ugle, småfalk og annet rovvilt, pluss evt. andre forhold som bør tas med.

Vedlegg 4. Eksempel på til snøsporregistreringer (utarbeidet av Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, se Solvang m. fl. 2005)

VILTSPORREGISTRERING I HEDMARK

Kommune: _____ Linjenr: _____ Dato: _____

Taksør(er): _____

UTM linjestart: _____ UTMlinjeslutt: _____

Snødybde linjestart: _____ Snødybde linjeslutt: _____

Antall spometter/dager gammel snø: _____

Forklaring:

- Resultatet av registreringen blir en sporfrekvens (antall spor/mil/døgn) som skal gi oss et mål på bestandsutvikling fra år til år.
- Alle spor etter nedenfor nevnte arter som krysser basislinja føres opp på skjemaet.
- Kun spor etter siste snøfall registreres.
- Ta med alle kryssende spor; men der det er åpenbart at det samme dyret har krysset sporet flere ganger, registreres dette som **ett spor**.

Eksempel på utfylling:

Art	Nei	Ja	Km 1	Km 2	Km 3	Sum
Rødrev		X	////	/	//	7

REGISTRERINGSSKJEMA

Art	Nei	Ja	Km 1	Km 2	Km 3	Sum
Elg						
Hjort						
Rådyr						
Rødrev						
Oter						
Mår						
Mink						
Røyskatt/Snømus						
Hare						
Bever						
Ekorn						
Smågnager/Spissmus						
Skogsfugl/Rype						

Fyll ut skjemaet fullstendig!! Registreringsskjemaet leveres sammen med "Registreringsskjema for gaupetaksering", senest 3 dager etter gjennomført registrering.

NINA Rapport 38

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1562-4



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>