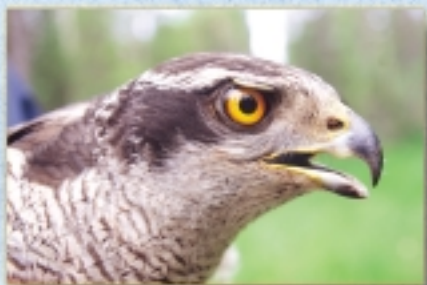


NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000

Bærekraftig høsting av bestander
Sluttrapport



NINA Temahefte 18



NINAs strategiske instituttprogrammer
1996-2000

Bærekraftig høsting av bestander
Sluttrapport

NINA Temahefte 18

Norsk institutt for naturforskning

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000 Bærekraftig høsting av bestander. Sluttrapport - NINA Temahefte 18: 1-92.

Trondheim, januar 2002

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1285-4

Forvaltningsområde:
Bærekraftig bruk
Sustainable use

Rettighetshaver ©:
NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning
og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Hans Chr. Pedersen
Bror Jonsson
NINA•NIKU

Design, layout:
Eva Marie Schjetne
Tegning av figurer, sideombrekking,
Kari Sivertsen
Tegnekantoret NINA•NIKU

Trykk:Trykkerihuset Skipnes AS

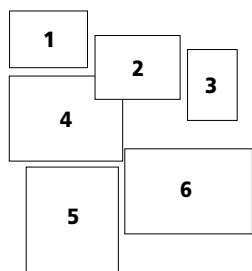
Opplag: 600

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:
NINA•NIKU
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Tel: 73 80 14 00
Fax 73 80 14 01
<http://www.ninaniku.no>

Omslagsfoto:

- 1: Torgeir Nygård
- 2: Dag H. Karlsen
- 3: Gunn Paulsen
- 4: Dag H. Karlsen
- 5: Christina Skarpe
- 6: Bjørn Ove Johnsen



NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000

I perioden 1996-2000 har NINA gjennomført tre instituttprogrammer. Programmene, som har bestått av langsiktig og målrettet forskning, framkom gjennom dialog mellom NINA, Basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd og Direktoratet for naturforvaltning (DN). For NINA er de strategiske programmene grunnleggende for opprettholdelse og videreutvikling av fagkompetansen rettet mot miljøforvaltningen. Gjennom programmene styrkes fagkompetansen innen områder der NINA tradisjonelt har vært sterke. De gir også mulighet til å videreutvikle kompetansen innen nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. Dette har vært gjort både gjennom kompetanseoppbygging av egne forskere og teknisk ansatte og rekruttering av nye medarbeidere der dette har vært nødvendig eller ønskelig. I programmene har man lagt vekt på å publisere resultatene i internasjonale fora etterhvert som de har framkommet, så vel som å gjøre dem kjente i relevante, nasjonale sammenhenger. På denne måten har programmene vært vesentlige for å sikre instituttets stilling i markedet spesielt, og styrke vår nasjonale kompetanse innen miljøforskning generelt.

De tre programmene har omhandlet systemøkologiske virkninger av naturinngrep, bevaringsbiologi og høsting fra naturlige dyrestander. Gjennom en rekke på tre rapporter gir vi herved en samlet framstilling av hovedresultatene så langt. Forskning er imidlertid en langsiktig, intellektuell prosess. Selv om feltarbeid og analyser nå i hovedsak er avsluttet, venter vi at nye publikasjoner fortsatt vil komme, basert på de studiene som her er utført. Fordi kunnskaps- og kompetanseoppbygging er en kontinuerlig prosess, skal man ikke se på disse sluttrapportene som endelige, selv om de markerer en nyttig avrunding av arbeidet så langt.

Programmene er viktige i NINAs nasjonale og internasjonale forskningssamarbeid. Den økonomiske støtten har også vært flersidig. Mange av delprosjektene har fått ekstern økonomisk støtte, f.eks. fra Forskningsrådet, EU og/eller forvaltningen i tillegg til den støtten som programmene har gitt. Dette har økt omfanget av prosjektene, og gitt dem nyttig kvalitetssikring underveis ved søknads- og framdriftsevaluering. I tillegg har dette vært med på å sikre relevansen for samfunnet av den forskningen som har vært utført både i nasjonalt og internasjonalt perspektiv. Denne flersidigheten ved finansieringen har vært vesentlig for å gi prosjektene det volumet som har vært nødvendig for gjennomføringen av moderne miljøforskningsprogrammer. Vi mener dette er en god modell som har vært brukt i alle de instituttprogrammene NINA har drevet.

Det er vårt håp og tro at forvaltningen og samfunnet for øvrig vil finne sluttrapportene nyttige og interessante. Ønsker man imidlertid å gå dypere inn i enkeltresultatene henvises det til de vitenskapelige publikasjonene som kommer ut fra programmene. Rapportene er gitt en populær form, og man har i liten grad valgt å gå inn på metodikk, forsøksbetingelser og statistisk analyse. Dette blir bare gitt i de separate artiklene som publiseres fra delprosjektene.

Koordinator for igangsetting, gjennomføring og rapportering av de strategiske instituttprogrammene i NINA er forskningssjef Bror Jonsson.

Det er med stor glede NINAs forskere gir denne oppsummeringen, og de vil samtidig rette en stor takk til alle de som har bidratt til å gjøre prosjektene vellykket.

Tor G Heggberget
direktør

Referat

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000: Bærekraftig høsting av bestander. Sluttrapport. - NINA Temahefte 18: 1-92.

De fleste bestander vi høster av i Norge er underlagt store tilfeldige bestandsvariasjoner som styres av variasjon i miljøforholdene. NINAs instituttprogram "Bærekraftig høsting av bestander" hadde derfor som hovedmålsetting å utvikle optimale høstingsstrategier for bestander i variable miljø. Tradisjonelt er modeller for optimal høsting basert på et stabilt miljø. Slike modeller vil derfor ha begrenset gyldighet for høsting i variable bestander og nyere teoretiske studier viser at optimale høstingsstrategier i stabile og variable miljø er svært forskjellige. De variable miljøforholdene vi har i nordområdene gjør det til en utfordring å teste ut disse modellene på arter og systemer hvor en har gode bakgrunnsdata. I tråd med dette er hovedvekten av arbeidet lagt på høstbare arter av laksefisk og hjortevilt, men også småvilt og store rovpattedyr inngår i programmet.

Grunnlaget for en bærekraftig høsting av ørret og røye i en næringsfattig innsjø er studert i Songsjøen. Grunnlaget for fiskeproduksjon er undersøkt gjennom studier av fysiske og kjemiske forhold, biomasse av bunndyr, planteplankton og dyreplankton. Biomassen av dyreplankton og bunndyr i Songsjøen er beregnet til 400 kg tørrvekt i gjennomsnitt. Årsproduksjonen av disse dyra var omkring 1800 kg tørrvekt, mens fiskeproduksjonen er anslått til 100 kg tørrvekt eller 400 kg våtvekt per år. Fiskeproduksjonen er næringsbegrenset. De to artene i sjøen, ørret og røye, spiste til sammen ca. 600 kg tørrvekt dyr i løpet av året, og utnyttet ca 1/3 av dyreplankton- og bunndyrproduksjonen. Av dyreplankton åt fisken ca. halvparten av årsproduksjonen av vannlopper, mens den tok lite hoppekreps. Av bunndyr tok fisken ca 20 % av årsproduksjonen av fjærmygg, mens larver av døgnfluer, vårfluer og vannymfer ble utsatt for et sterkt beitepress. Fisken utnyttet omkring 17 % av maten til vekst, 25 % ble ført tilbake til innsjøen og de siste 58 % ble brukt til opprettholdelse av livet. I Sandåa,

innløpselva til Songsjøen, var fiskeproduksjonen ca 2,5 kg tørrvekt per år, årsyngelen bidro med det meste av dette. Antallet årsyngel varierte mellom 2100 og 4300 individer.

I mange vann består røyebestanden av små, men svært mange individer. For å forbedre kvaliteten på røya har prosjektet undersøkt om kannibalisme kan være en bestandsregulerende faktor i røyebestander. All stor røye er potensielle fiskeetere og utsetting av oppdrettet størrøye kan derfor tenkes å redusere antallet små røye til fordel for størrøye. Alle størrøye som ble satt ut i Skredbekkvatnet ble trolig fiskeetere. Det ble ikke funnet noen forskjeller mellom antatt "flinke" og "dårlige" laboratoriekannibaler. De størrøye som aldri spiste småfisk under karforsøkene, var faktisk de som oftest hadde småfisk i magen, men forskjellene mellom gruppene var små. Også de fiskene som tidligere aldri hadde blitt tilbudt annet enn kommersielt tørrfor ("naiv" røye), hadde spist like mange smårøyer som de "erfarne" røye. Dette viser at det trolig er forgjeves å skulle skulle ut gode fiskeetere på forhånd, samt at det heller ikke er mulig å "trenere" opp fisk til å bli bedre kannibaler. Tvert om så det ut som om alle størrøye ble fiskeetere, og at det derfor er tilfeldig hvilke individer som settes ut.

Efaringene fra laboratorie- og feltforsøkene med størrøye viser at resultater fra laboratorieforsk ikke alltid er direkte overførbare til naturlige forhold. Dette kan skyldes sosiale interaksjoner mellom størrøyer som plasseres i samme kar. Under karforsøkene kan sub-dominante individer ha blitt forhindret fra å spise av mer dominante individer. En annen mulighet er at kun de mest aggressive fiskene spiste under laboratorieforsøkene. De egenskapene vi tillegger de antatt beste fiskeeterne i karforsøkene, kan derfor være forskjellig fra de mekanismene som er viktige for at størrøye blir betydelige fiskeetere under naturlige forhold.

Konklusjonen er at alle størrøye hadde potensiale som betydelige fiskeetere. Dette er i strid med tidligere undersøkelser, der det har blitt hevdet at bare en viss andel av en gruppe fisk er dispo-



Foto: Roar A. Lund

ner for å bli betydelige fiskeetere. Felles for disse undersøkelsene er imidlertid at de ikke har observert de samme storfiskenes adferd både under laboratorieforsøk og under naturlige forhold. I den hensikt å skulle redusere bestandstettheten i overtallige røyebestander, og skape et rekreativt fiske, vil utsetting av fiskeetere sannsynligvis være vesentlig mindre kostnads- og arbeidskrevende enn et tradisjonelt teinefiske.

Mange fiskevann har tette bestander av småfallen fisk. Det er derfor viktig å utvikle forvaltningsstrategier for slike fiskebestander. I denne undersøkelsen ble det fokusert på brukernes preferanser, studier av biologiske mekanismer og utprøving og evaluering av tiltak. En spørreundersøkelse viste at størrelsen mer enn antall fisk man får på en fisketur var viktig for fiskeinteressen hos voksne. For barn er det viktigst å få fisk. De fleste syntes at fiske for sportens del var like viktig eller viktigere enn å få matfisk, men samtidig var det svært viktig å kunne fiske med garn. For å få større fisk kan man tynne ut småfallende bestander med garn eller teiner, eller man kan sette ut store rovfisker. En modell som ble utviklet, viser at det kan ta lang tid før tiltak begynner å virke. Man må ta ut mye av fisken for å få vesentlig større fisk og bestandene vender raskt tilbake til utgangspunktet hvis tiltakene opphører. Naturlig bestandsregulering ved hjelp av fiskespisende fisk er effektivt, men mye utviklingsarbeid gjenstår før metoden kan anbefales for forvaltning av småfallende bestander.

I våre store innsjøer har fiske etter såkalt storørret lang tradisjon. For forvaltning og høsting av storørret er det viktig med bedre kunnskap om det biologiske grunnlaget for disse bestandene. Dette ble gjort ved å studere hele livshistorien til storørreten i Femund fra klekking i gytebekken, gjennom oppholdet i innsjøen og til gytevandringen. Det foreslås også en ny definisjon av storørretbegrepet som er basert på objektive biologiske kriterier. I gytebekken fant man at fiskene spiste bare en liten del av den tilgjengelige maten og at ørretungene ikke var begrenset av nærmingsmengdene, men trolig av antall egnede oppholdssteder eller av at det var for få gytere til at bekken fylles med unger. Ørretungene vandret ut av bekken ved ulik alder avhengig av hastigheten på stoffskifte og veksten. Den første tiden etter utvandringen til Femund ernærer ørreten seg av dyreplankton, bunndyr og overflateinsekter. Noen rasktvoksende ørret ble fiskespisende når de var 3 år og ca 18 cm lang, mens de senest voksende ikke skiftet til fiskespising før de var 9 år og ca 36 cm lang. Forklaringen på denne forskjellen er enten at rasktvoksende fiskene trenger mer energirik mat for å opprettholde den gode veksten eller at de er mer aktive og mer aggressive enn de seintvoksende. Den mest ettertraktede matfisken er sik og røye, med lake, ørret, gjedde og harr som attåtnæring. Byttefiskene er mellom 3 og 30 cm lang avhengig av hvor stor storørreten er. Ørreten i Femund kjønnsmodnes relativt seint i livet og først når fiskene er 10 år gamle er halvparten kjønnsmodne.

Utsetting av gytelaks på nye elvestrekninger for at den skal kunne gyte selv, er en enkel form for kultivering, men har i liten grad blitt praktisert i Norge. Målet med undersøkelsene var å finne ut om utsatt gytelaks ville gyte i Ingdalselva og om radiomerking var en egnet metode for å kartlegge hvor i vassdraget gytingen fant sted. Videre var det et mål å finne ut hvordan laksungene sprer seg fra gytegroppene. Dette er viktig for bedre å forstå hvor tett gytegroppene må være for at en lakseelv skal kunne produsere op-

timalt med ungfisk. Ingdalselva har ingen egen laksebestand fordi en 13,5 m høg foss (Ingdalsfossen) like ovenfor flomålet hindrer laksens oppgang i vassdraget. Ovenfor fossen er det imidlertid ca. 12,8 km elvestrekning hvor fisk kan vandre fritt. Ingdalselva er dermed godt egnet for studier av utsetting av gytelaks og undersøkelser av laksungenes spredning fra gyteplassen.

Tre års utsetting av radiomerket storlaks fra Orkla i Ingdalselva viste at de fleste fiskene gyte i vassdraget. Tilgang på skjul var avgjørende for om gytelaksen ble værende nær utsettingsstedet eller om den vandret nedstrøms. Det viste seg å være vanskelig å finne de nøyaktige gyteplassene kun ved å radiopelle gytelaksen. I juni/juli året etter ble det derfor gjort undersøkelser med elektrisk fiskeapparat for å påvise forekomster av årsyngel. Hvis mulig ble det avgjort hvem som var mor til avkommet ved hjelp av DNA-analyse. I tillegg undersøkte vi om det hadde foregått gyting andre steder i vassdraget enn der den radiomerkete laksen ble observert. Observasjoner av tre årsklasser av laksunger viste at de spredte seg lite fra gyteområdet den første sommeren. Spredning andre og tredje sommer varierte mellom årsklassene fra gradvis økende spredning i begge retninger for en årsklasse som vokste opp under stabile forhold nederst i vassdraget, til dramatisk nedstrøms spredning sannsynligvis som følge av flom/visgang for en årsklasse som vokste opp under mer urolige forhold og til stor dødelighet for en årsklasse som vokste opp på en strekning med svært ustabil bunnsstruktur.

I løpet av de siste 20 årene har det blitt færre og mindre laks i elvene. Undersøkelser har vist at i de sørlige deler av utbredelsesområdet vandrer en stadig større andel av laksen tilbake til elva for å gyte som smålaks etter bare en vinter i sjøen. Data fra skjellprøver av laks fra fire elver i Nord-Norge (Saltdalselva, Vefsna, Repparfjordelva og Altaelva) og tre fra Kolahalvøya i Russland (Varzuga, Kola og Tuloma) ga ikke det samme entydige bildet. Fra alle disse elvene foreligger det lange tidsserier av skjellprøver. Den lengste er fra Repparfjordelva i Finnmark, der Vest-Finnmark Jeger- og Fiskerforening har samlet inn prøver av laks på en systematisk måte helt siden begynnelsen av 1930-tallet. Disse tidsseriene er analysert ved hjelp av avanserte statistiske metoder (trendanalyser) og resultatene viser at det i nordområdene ikke er den samme entydige nedgangen i størrelsen på laksen som lenger sør. I fire av elvene (Saltdalselva, Repparfjordelva, Altaelva og Varzuga) har andelen smålaks økt. I de andre tre elvene kunne vi ikke påvise statistisk holdbare endringer i sammensetningen av laksebestandene. I de tilfellene der vi fant tilbakegang ble det ikke påvist noen klar årsak til dette. Mest sannsynlig er årsaken knyttet til miljøforholdene i havet.

Fiske etter laks og annen laksefisk har potensiale for lokal verdiskaping fordi laksefisk, fiskere og lokaløkonomi påvirker hverandre gjensidig. I dette prosjektet har vi sett på hvordan fiskernes atferd påvirker beskatningen, hvilke holdninger fiskerne har til ulike reguleringer av fisket og hvordan fiskerne påvirker lokaløkonomien. Disse faktorene påvirker hverandre gjensidig. Tilreisende fiskere bidrar som ventet til størst lokal verdiskaping, og tiltak som kan øke andelen tilreisende fiskere er et viktig bidrag til økt verdiskaping. Redskapsreguleringer er kontroversielt blant fiskerne og reaksjonene på reguleringene er avhengig av hvilket redskap fiskerne foretrekker å bruke. Reguleringer som rammer mer likt som kvoter har en større aksept blant fiskerne. Hvor stor del av fisken som blir tatt ut sportsfisket varierer mellom elver og

sesonger, i de fleste av strekningene som vi har undersøkt har under 50% av fisken blitt fanget. I flere av elvene blir smålaksen utsatt for en høyere prosentvis beskatning enn større laks. Mark ser ut til å være det mest effektive agnet, mens wobblers og sluk fanger fisk med høyere gjennomsnittsvekt enn de andre redskapene i "storlakselvene." I "smålakselvene" er det mindre forskjeller mellom redskapene i hvor effektivt de fanger og hvor stor fisk de fanger.

Høsting av elgbestander krever kunnskap om hvordan jakta påvirker ulike demografiske variable og hvordan dette gir seg utslag i endringer i bestandsstørrelsen. Videre trenger den lokale forvaltningen informasjon om situasjonen i bestanden. Hos langtlevende arter som elg vil selv små variasjoner i dødelighet ofte ha store populasjonsdynamiske konsekvenser. I tre ulike elgbestander ble det funnet stor årsvariasjon i den naturlige kalvedødeligheten. Denne kunne enkelte år være større enn jaktdødeligheten. Blant eldre dyr var imidlertid overlevelsen svært høy unntatt i jakt-sesongen hvor 20-30 % av dyrene enkelte år ble skutt. En undersøkelse av bestandsvekslingene til elgbestanden i Vefsn-dalføret viste da også at slike variasjoner i jakttrykk kunne gi store endringer i bestandsstørrelsen. Endringer i kvotestørrelsen var imidlertid på etterskudd i forhold til endringene i bestandsstørrelsen slik at jakta forsterket de naturlige svingningene i denne bestanden. Ikke bare jakt, men også variasjoner i klimaet påvirket bestandsvekslingene i denne bestanden. Dette viser at kombinasjonen av et variabelt miljø og et varierende jakttrykk lett kan forårsake store bestandssvingninger i en elgbestand, som i sin tur kan medføre en nærmest kaotisk bestandsutvikling. I Vefsn-dalføret gav "Sett-elg"-data god informasjon om både endringer i bestandsstørrelse og strukturell sammensetning av bestanden. Slike data kan derfor være en avgjørende forutsetning for en lokal bærekraftig elgforvaltning.

I undersøkelser knyttet til forholdet mellom villreinjakt og fritidsbruk av fjellarealer står bevaring av villreinstammene sentralt. Det er nå fremskaffet resulater som er av direkte betydning både for den tradisjonelle bestandsforvaltningen og for arealforvaltningen i villreinområdene. Det er blant annet vist at en planmessig forvaltning gir forbedring av vinterkondisjon hos simler som har vært under betydelig matbegrensning, og at forvaltning ved stor tetthet gir flere jaktbare dyr, men at det høstbare utbytte i slike bestander varierer mye over tid. Det er også brukt simuleringsmodeller for å undersøke betydningen av usikkerhet i forhold til måloppnåelsen i bestandsforvaltningen. Utisikta effekter av jakt, og seleksjon som følge av at jegerne skyter de største dyra har også vært et hovedtema i prosjektet. Ved å bruke relativt enkle modeller er det utviklet nye metoder som tillater forvalterne å undersøke graden av jaktseleksjon ved å bruke jaktmateriale som samles inn i regi av overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Det er også studert betydningen av forstyrrelser på villreins arealbruk og effektene som endringer i villreins arealbruksmønster kan ha på produktiviteten i villreins vinterbeiter.

Betydningen av stokastisk miljøvariasjon for demografi og populasjonsdynamikk hos hjort er undersøkt. Det er opprettet nye databaser for klima med relativt høy detaljeringsgrad (kommunenivå), og det er startet arbeidet med å etablere databaser for vegetasjonsfordeling i ulike regioner (kommune-fylkesnivå). En sammenstilling av geofysisk informasjon, plantesosiologiske data

og data over plantefenologi og ressurstilstand med tidsserier av morfometriske og demografiske data over hjortevilt (hjort og til dels Svalbardrein) er foretatt. På grunn av økende hjortebestand har materialmengden blitt en del større enn opprinnelig kalkulert, men alt er bearbeidet og inkludert i databasen.

På 1990-tallet avtok rypebestanden mange steder i Norge. Dette medførte at man stadig oftere stilte spørsmål ved betydningen av jakta og om vi i dag, mer enn for noen få år siden, overbeskatter lirypebestanden. Det har lenge vært en oppfatning at norske jegere i gjennomsnitt skyter ca 10% av høstbestanden. Nyere undersøkelser har imidlertid vist at rypejegere er i stand til å skyte mer enn 50% av høstbestanden. Forvaltning av rype har alltid lagt til grunn at jakta ikke kommer i tillegg til den naturlige dødeligheten, men blir kompensert gjennom nedsatt naturlig dødelighet slik at den totale dødeligheten er konstant. Dette har imidlertid aldri blitt skikkelig undersøkt. Ikke bare for lirype, men for så godt som alle skogshønsarter mangler undersøkelser som belyser forhold omkring effekter av jakt. Dette prosjektet har belyst betydningen av jakt gjennom eksperimentell høsting i 13 (20-50 km²) terreng. Basert på bestandsstørrelsen og et på forhånd bestemt prosentvis jaktuttak (0%, 15% eller 30%) ble jaktkvoten fastsatt. I løpet av de to første jaktukene (10-23 september) jaktet hver enkelt jeger gjennomsnittlig 16,2 km per dag, eller 2,8 km/time, og felte 2,7 ryper/dag. I et 30 km² stort terreng ble 27 % av arealet ikke jaktet de to første ukene, mens 28 % ble jaktet en gang, 15 % to ganger, 11 % tre ganger og 19 % fire eller flere ganger. Ved de rypetettheter som her er undersøkt kommer jaktdødeligheten som et tillegg til den naturlige dødeligheten. Det anbefales derfor at jaktforvaltningen av rypeterreng skjer på bakgrunn av kunnskap om årets bestand av lirype. Spesielt i år med lav bestandstetthet og dårlig kyllingproduksjon anbefales moderasjon i jaktuttaket. Hvis man er villig til å redusere uttaket når bestandstettheten er lav kan man på sikt høste av en mer stabil bestand og ha et større uttak enn det man synes å ha i mange områder i dag.

Undersøkelser av jerv i Troms har blitt rettet mot forvaltningens behov, i første rekke problemstillinger innen jervens økologi og konflikten i forhold til beitedyr. Jervene trenger store leveområder, fra 40 til 1500 km² avhengig av kjønn, alder, status og årstid. Om sommeren bruker tisper med valper de minste leveområdene, mens hannene og ikke stasjonære dyr, for eksempel ungdyr og gamle dyr, bruker mye større områder. Valpene vokser raskt og er tilnærmet utvokst allerede ved 6-8 måneders alder og de fleste av disse vandrer ut av morens leveområde ved ett års alder. Halvparten av valpene dør og mange blir drept av andre jerver, sannsynligvis "fremmede" hanner. Tispene øker områdebruken ut på seinhøsten, mens hannene bruker større områder fra januar og fram til høsten. Økt områdebruk øker sjansene for å bli drept under lisensjakta som er fra 1 oktober – 15 februar. I begynnelsen av lisensjakta er det derfor flere tisper som felles, mens hannene er mest utsatt i siste del av jakta. Fem av de radiomerkede jervene ble felt og dette utgjør 19 % av alle jerver skutt under lisensjakta i Troms i prosjektperioden. Den årlige avgangen av jerv i Nord-Norge har økt siden lisensjakta ble innført i 1993. Basert på antall registrerte ynglinger ble det utviklet en modell som viser at det er minst 270 jerver i Norge. Jerven er en utpreget åtselspiser og utnytter gjerne byttedyrrester fra andre rovdyr, for eksempel rein drept av gaupe. Smågnagere er også viktig når de finnes, men

jerven dreper også mange tamrein og sau. Bruk av dødsvarselsendere på tamreinkalver i Troms viste at gaupe og jerv var hovedårsaken til kalvetapet i distriktet. Hannkalvene var mer utsatt for å bli drept enn hunnkalvene. Denne forskjellen kan forklares med atferdsforskjeller der hannkalvene er mer aktive og går lengre bort fra simla enn hunnkalvene. Generelt var det størst risiko for å bli drept i bjørkeskog hvor sikten er liten og mulighetene til å oppdage rovdirene var minst.

Også gauper benytter store leveområder. Hunngauper bruker 300-700 km², mens de eldre hannene ofte mer enn dobler dette arealet. Innenfor sine respektive leveområder tolereres ikke voksne individer av samme kjønn. Det dannes derfor en mosaikk av leveområder eller territorier, hvor overlappingen i areal innen de samme kjønn er minimal. Unggaupene har vist en svært stor utferdstrang. Vandingsdistanser på 2-300 km målt i luftlinje er ikke uvanlig, og en hanngaupe født i Sarek i N-Sverige, ble skutt under jakt i N-Trøndelag 460 km i luftlinje fra sitt fødested. Det er funnet store geografiske variasjoner i tidspunkt for kjønnsmodning, samt årlige variasjoner i ungedødelighet. For alle studier samlet er den registrerte vekstrate i gaupebestanden på ca 10% årlig. I sin diett prioriterer gaupa rådyr og tamrein der dette er tilgjengelig, men en lang rekke andre byttedyrarter blir også spist. Gjennom sin effektive jaktteknikk, er gaupa i stand til å begrense veksten i glisne rådyrstammer. I østlige deler av Hedmark dreper "gjennomsnittsgaupa" ca 1 rådyr hver 14. dag, mens det finnes individer som tar ca 1 rådyr i uken. Hvorvidt gaupa gjennom sin etterstebelse av den rådyrkalv-spisende rødrev, oppveier noe av effekten på rådyrstammen, er en av de mange områder det må arbeides mer med.

Siden 1994 er 15 gauper fanget og radiomerket i Høylandet og tilgrensende kommuner i Nord- Trøndelag. I 1995/96 er ca 600 tamrein i Vestre Namdal reinbeitedistrikt utstyrt med dødsvarselsendere, med hovedmålsetting å verifisere tapsomfang forårsaket av fredet rovvilt. Resultatene viser at det generelle tapet i forsøksområdet kan være opp til 30%. Av dette står freda rovdyr, (i dette området spesielt gaupe) for ca 75-90%. Det resterende tapet skyldes ulykker og sykdom. Tapet i et referanseområde uten rovdyr var ubetydelig. Fordelingen av tapsårsaker er svært likt det som ble funnet for svensk tamrein for 10 år siden ved atskillig lavere totaltap. For å undersøke om resultatene kan overføres til andre områder, og dermed brukes ved fastsettelse av erstatninger for rovdyrskade, ble prosjektet i 1997 flyttet til Luru reinbeitedistrikt i Snåsa. Resultatet her er likt med hensyn til rovdirenes andel av tapet: ca 87%. Men fordelingen mellom rovdyrarter var annerledes. Kongeørn var viktigste predator på sommeren og høsten. Etter jul var det igjen gaupa som dominerte. Endringen kan skyldes den harde gaupejakta som ble gjennomført i Nord- Trøndelag i 1997 og 1998.

Emneord: Bærekraftig bruk, bærekraftig høsting, høstingsmodeller, stokastisitet, hjortevilt, laks, innlandsfisk, store rovdyr, småvilt.

Hans Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Bror Jonsson, Norsk institutt for naturforskning, Dronningensgt. 13, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Abstract

NINAs Strategic Institute Programmes 1996-2000: Sustainable harvesting of populations. Final report. - NINA Temahefte 18: 1-92.

Most populations exposed to harvesting in Norway are subjected to large fluctuations in population size due to variation in environmental conditions. NINAs institute programme "Sustainable harvesting of populations" has as its main goal to develop optimal harvesting strategies for populations in a variable environment. Traditionally, models for optimal harvesting is based on a stable environment. However, such models will have limited value for harvesting in fluctuating populations. Recent theoretical studies have shown that optimal harvesting strategies are very different for populations inhabiting a stable environment relative to a variable environment. The variable environmental conditions we have in our country makes it a challenge to test different models in species and ecosystems where we have good data. In line with this most emphasis has been laid upon harvested species of salmonids and cervides, but also large carnivores and small game are included in the programme.

The basis for a sustainable harvesting of brown trout and Arctic charr in a oligotrophic lake was studied in Lake Songsjøen. The potential production of fish is evaluated through studies of physical and chemical conditions, biomass of bunndyr, zooplankton and phytoplankton. The mean biomass of zooplankton and zoobenthos in Lake Songsjøen was estimated to 400 kg dry weight, giving an annual production of about 1800 kg dry weight. Annual fish production in the lake was estimated to 100 kg dry weight (or 400 kg fresh weight). The production of fish in the lake appears to be food limited. The lake is inhabited by brown trout and Arctic charr, which together consumed ca 600 kg dry weight of prey annually, or about 1/3 of the annual production of zooplankton and zoobenthos. Of zooplankton, fish consumed about half the production of Cladocera, whereas Copepoda was hardly eaten. Of zoobenthos, fish consumed about 20 % of the Chironomid production, whereas larvae of Ephemeroptera, Trichoptera and Odonata were heavily grazed. About 17 % of the food consumed by fish were utilised to growth, 25 % was recycled back to the lake as faeces and urine, and the remaining 58 % was used in fish metabolism. In the inlet stream, Sandåa, fish production was estimated to 2,5 kg dry weight per year, mainly young of the year brown trout. The yearly production of young of the year brown trout in the stream varied between 2100 and 4300 individuals.

Many lakes have dense fish populations dominated by small fish. To improve the quality of such lakes the project has studied cannibalism as a population regulating factor in Arctic charr. All individuals of three groups of charr released into Lake Skredbekkvatn seemed to become cannibals and we found no differences between "skillful" and "naive" laboratory fish. Charr that had been offered but not eaten smaller charr during laboratory studies and charr that had been offered dry pellets only consumed as many conspecifics when released into the lake as those which behaved as cannibals in the laboratory. Thus, piscivorous training did not seem to have any effect regarding cannibalism. On the contrary, the experiment demonstrated that all large charr have the poten-

tial to become piscivores, and differences in cannibalistic behaviour/response during the laboratory studies were not relevant when charr were released into a natural system.

Results from laboratory studies may not however be relevant for natural systems. This could be due to social interactions between larger charr kept together in the same tank. Sub-dominant individuals may be prevented from attacking smaller charr by the more dominant fish. It is also possible that only the most aggressive fish fed during the laboratory experiments. The behaviour and/or qualities suggested to be typical for larger charr during laboratory experiments may thus be different from those needed to become a skilful cannibal in a natural system. All charr thus seem to have the potential to develop a significant cannibal response. This is in contrast to earlier studies which concluded that only a small fraction of potentially piscivorous fish will become piscivores, including a strong individual specialization. Common for all these studies, however, is that they have not observed the same individuals during both laboratory and field experiments. Furthermore, the number of released fish may have been so large in these experiments that prey availability became limited.

As in the former project, the project "Methods for improving the quality in fish populations" aimed at developing management strategies for lakes with dense fish populations dominated by small fish. The project included a survey of quality preferences among the people involved in the fisheries, studies of biological mechanisms influencing body size and test and evaluation of potential measures to improve quality. The size of the fish was more important than the numbers of fish caught among adult users. For children the most important was to catch any fish. Most of the people that fished regarded the "sport" of it more important than providing food, but gillnetting was a very important activity. Intense fishing with gillnets or traps or releases of large piscivorous fish may be used to improve the quality in dense fish populations through size selective harvesting or predation. A simulation model developed in the present project showed that the changes in average size appear slowly (after several years), that the harvest or predation must be strong, and that the population may return rapidly to its original state when the measures are terminated. Natural regulation through the use of piscivorous fish appear efficient, but much work remains before a management strategy based on such measures is available.

In larger lakes in Norway there has been a long tradition to harvest piscivorous brown trout. In this project we aimed at providing knowledge on the biological basis for production and harvesting of piscivorous trout. This was done by studies on all life history stages of piscivorous trout in the Femund watercourse, from hatching in the nursery stream, through feeding and growth in the lake to the return spawning migration. We also developed a new definition of "piscivorous populations" based on objective biological criteria. In the nursery stream we estimated that the trout only consumed small proportions of the available food and that the juvenile population appeared spatially limited or limited by the numbers of deposited eggs rather than by food. Migration from the stream occurred at different ages depending on individual variation in metabolic rate and growth. After migration to the lake, the juveniles fed on plankton, benthos and surface insects. Fast growing trout became piscivorous three years old at ca. 18

cm, whereas the slowest growing ones did not change to a fish diet before they were nine years old and ca. 36 cm long. This is probably because the faster growing individuals depend on more energy rich food to maintain their rapid growth or that they are more active and aggressive than slower growing individuals. Preferred prey fish species were whitefish or Arctic charr but also burbot, brown trout, pike and grayling were eaten. The length of the prey fishes were between 3 and 30 cm depending on the size of the trout. The trout matured relatively late in life and 50 % maturity was not attained before they were 10 years old.

Release of salmon spawners in rivers is a simple way of fish cultivation, but the method has been used only to a small extent in Norway. The main goal of the project was to find out whether the fish would stay and spawn in the river, and if observations of radiotagged spawners could be used to indicate where spawning had taken place. It was also an objective to find out how the young salmon spread from the spawning redds. This is important to understand how spawning redds should be distributed in a river to achieve optimal production of young fish. The river Ingdalselva has no local salmon population because a waterfall of 13,5 m height close to the tidal zone prevents the salmon from ascending the river. Upstream the waterfall there is, however, about 12,8 km of river with access for the fish. The river Ingdalselva is therefore suitable for studies of released salmon spawners and for investigations of the dispersal of young salmon from the spawning places.

Three years of release of radiotagged multiseason-winter salmon from the river Orkla in the river Ingdalselva, showed that most of the salmon spawned in the river. Access to hiding places was, however, decisive for whether the spawners stayed close to the release site or migrated downstream. It turned out to be difficult to find the exact spawning places just by observing the radiotagged fish. Therefore electrofishing investigations were conducted in June/July the following year to prove occurrences of fry. If possible it was decided which female was the mother of the young fish by DNA-investigations. In addition investigations were conducted to see if spawning had taken place in parts of the river where radiotagged salmon had not been observed. Observations of three different year-classes of young salmon showed that they spread very short distances from the spawning grounds during their first summer of life. The dispersal during the second and third summer varied between the year-classes from gradually increasing dispersal in both directions for one year-class that grew up in stable conditions in the lowermost part of the river, to dramatic downstream dispersal probably caused by high water flow and transport of ice for a year-class that grew up in unstable conditions and to high mortality for a year-class that grew up in a part of the river with very unstable bottom substrate.

During the last 20 years, both abundance and individual size of Atlantic salmon have been decreasing. Reports from the southern part of its distribution area indicate that a larger proportion of the fish now returns to spawn after only one winter at sea. Our data on scale samples of fish from the northernmost part of the distribution area are more unclear. Long time series of scale samples of salmon have been available from four rivers located in northern Norway (Saltøelva, Vefsna, Repparfjordelva and Altaelva) and three rivers from the Kola Peninsula, Russia (Varzuga,

Kola and Tuloma). The most long-lasting collection of scales available is that from Repparfjordelva in Finnmark, where Vest-Finnmark Jeger – og Fiskerforening have collected scales of salmon in a systematic way since the early 1930'ies. The data from these seven rivers are now analysed by advanced statistical methods (trend analysis), and the results differ from those farther to the south. In four of the rivers (Saltdalselva, Repparfjordelva, Altaelva and Varzuga) the proportion of grilse has increased. In the other three rivers, however, no significant change has been proved. We did not succeed in correlating the observed changes with any available environmental factor, but expect that the reasons are connected to environmental factors in the ocean.

Fishing for salmon and other salmonids has the potential for positively affecting local economy because salmon, anglers and local economy affects each other mutually. In this project we have studied how the behaviour of anglers affect the harvest rates in rivers, the attitude of anglers towards different management actions, and how the local economy is affected. Visiting anglers contribute more to the values added to the local economy than local anglers. Of the management actions, control of the kind of bait that is allowed is most controversial among anglers. Their attitudes towards this management action are dependent on the bait that the anglers prefer to use. Management actions that affect the anglers more equally (for example quotas) are less controversial, and are generally accepted by the anglers. In most river stretches we have studied the exploitation rates have been less than 50 %. In several rivers one sea winter salmon (grilse) was more heavily exploited than larger salmon (multi sea winter). In the some larger rivers in our study, anglers using worm as bait caught more salmon per unit time than anglers using other baits did. However, anglers using wobbler or spoon as baits caught salmon with higher mean weight than anglers using other baits did in the larger river. In smaller rivers, the differences in number of salmon caught per unit time and their mean weight among different baits were less pronounced.

Sustainable harvest of moose requires detailed information on how harvesting influence on the different demographic variables and in turn population size. In a long-lived species like the moose, even small variation in mortality may have large consequences for the population dynamics. In three different study populations of moose we found large annual variation in natural mortality that during some years even exceeded the size of the harvest mortality. Among adults, however, the annual survival was very high, except during the hunting season when up to 20-30% of the adults (mainly females) was killed. Accordingly, an investigation of the population fluctuations in the Vefsn Valley showed that such variation in the harvest rate could generate large variation in population size. In addition to variation in harvest rate, the changes in the number of hunting permits was time delayed, with the result that harvesting increased the natural fluctuations in this population. Moreover, also stochastic variation in climate influenced on the population fluctuations, indicating that the combined effect of varying harvest rate and climate can generate large population fluctuations in a moose population. This may in worst case lead to an almost chaotic population development. However, in the Vefsn Valley, the moose observation data collected by the moose hunters during the hunting season was found to give reasonable precise information about variation in population size and com-

position. Such data may therefore be crucial for sustainable management of moose at a local level.

This project focused on several hypotheses concerning the management and conservation of wild reindeer in southern Norway. We found that a reduction in population density resulted in increased winter condition and improved reproductive performance in winter-food deprived females. Management at high density resulted in a higher number of animals harvested pr unit area. The annual harvest varied more strongly in high-density populations, however. This came as a result of long term and rather violent changes in animal numbers following periods with high density. Using simple simulation models we demonstrated that reduced population growth (increased neonatal and calf mortality) together with uncertainty or stochastic variations in estimates of population size and harvest rate are probable mechanisms acting to enlarge fluctuations in harvested reindeer populations. Selective harvest and its possible effects on age and sex composition have been one of the main topics in this project. We used simple simulation models to demonstrate the expected effects of size selective harvest on reindeer age composition. These results were used to develop methods allowing us to use jawbones from harvested reindeer to test if hunters selectively shot larger phenotypes. These methods also allow managers to test for reductions in hunter selectivity as they implement different management strategies to reduce hunter-induced selection. The project also included studies of reindeer habitat use and the potential effects of human disturbances through redistribution of reindeer.

The significance of stochastically varying environmental factors on demography and population dynamics in red deer have been studied. A new database has been established for climatic factors with relatively high degree of details (commune). A database for vegetation data in different regions (commune-county) has also been prepared. A gathering of geophysical information, data on plant sociology and plant phenology, available plant resources, and time series of morphometric and demographic data of cervides (red deer and partly Spitsbergen reindeer) is carried out. Due to an increasing red deer population the amount of data collected has been considerably larger than expected. All data is however analyzed and stored in different databases.

During the 1990-ies the willow ptarmigan population declined in many parts of Norway. This led to people asking questions about the significance of hunting on population development and if we today, much more than only a few years ago, were overharvesting the willow ptarmigan population. It has since long been a general belief that Norwegian hunters on average shoot about 10% of the autumn population. Resent studies have however shown that willow ptarmigan hunters are capable of shooting more than 50% of the autumn population. Management of willow ptarmigan has always been based on the view that huting not comes in addition to natural mortality, but is compensated through reduced natural mortality giving a constant total mortality. However, this has never been thoroughly studied.

The objectives of the present project is to assess the significance of hunting through experimental harvesting in 13 (20-50 km²) areas. Based on population size and a previously decided set of harvest levels (0%, 15% or 30%) the hunting quota was given.

During the first two weeks of the hunting season (10-23 September) each hunter on average hunted 16,2 km per day, or 2,8 km/hr, and shot 2.7 willow ptarmigan/day. In a 30 km² large area, 27 % of the area was un hunted in the first two weeks of the hunting season, whereas 28 % was hunted once, 15 % twice, 11 % three times, and 19 % four or more times. At the population densities which is covered in this study, the hunting mortality comes in addition to natural mortality. It is therefore recommended that management of willow ptarmigan hunting is based on information about the population size of the area in question. Especially in years of low population size and bad chick production a moderation in harvest level is recommended. If willingness to reduction in harvest level in low number years is achieved it is possible in the future to harvest from a more stable population and in the long run to have a higher yield than what seems to be the situation in many areas today.

Wolverine has been studied in Troms county, Northern Norway, focussing on wolverine ecology and their predation on domestic sheep and semi-domestic reindeer to provide a better scientific platform for wolverine management. The results showed that wolverines, depending on age, sex, status and time of year, use large home ranges varying from 40-1500 km². Females with kits use the smallest home ranges during the summer, while males and non-established individuals, for example sub-adults, use much larger areas. The kits grow fast and have more or less reached adult size at the age of 6-8 months. Most of these dis-

perse from their mother's home-range when they are about one year old. The mortality among kits is about 50% and many of these are killed by other wolverines, most likely non-dominant males. Female wolverines increase the sizes of their home ranges in late autumn while males use large areas from January and through the summer. Increased area use results in increased risk of getting killed during the licensed hunting season from October 1st –February 15th. More adult females are killed in the beginning of the hunting season and males are more vulnerable towards the end of the hunting season. Within the project period a total of five wolverines, equipped with radio transmitters, were killed during the legal hunt. This is 19% of all wolverines killed within Troms County due to hunting within the same period. The number of wolverines killed in northern Norway has increased yearly since the licensed wolverine hunting was introduced in 1993. A population estimator model based on recorded wolverine females active at natal dens gives an estimated number of wolverines in Norway to a minimum of 270 individuals 1yr and older. The wolverine is both a predator and a scavenger, and utilises prey killed by other large predators, for example domestic reindeer killed by lynx. Small rodents are an important food source when available. However, wolverines also kill many domestic sheep and domestic reindeer. Domestic reindeer calves in Troms county that were equipped with mortality transmitters showed that the lynx and the wolverine were the main reasons for the loss of calves within the district. Male calves were more vulnerable to be killed than female calves. The most likely explanation for this seems to



Foto: Per Jordhøy

be gender differences in behaviour. Male calves are more active and travel farther from their mother than the female calves. Domestic reindeer faced the greatest predation risk in the birch forest where visibility was poorest and with the least chance of detecting a predator.

Lynx used unexpectedly large home ranges. Adult females used 300 - 700 km² while adult males used double these areas. Within these home ranges, the adult lynx did not tolerate any other lynx of the same sex. This resulted in a mosaic of territories, with very little overlap between the animals of the same sex. Young lynx demonstrated an enormous dispersal potential. Straight line distances of 200 - 300 km were not unusual, and one male lynx born in Sarek in north Sweden, was shot in central Norway, 460 km from where he was born. We have found large geographic variation in age at first reproduction, and much annual variation in juvenile survival. When we combine data from all study populations, we estimate that the population growth rates for lynx is around 10%. Roe deer and semi-domestic reindeer are the main component of lynx diet where they occur, although many other species are eaten. Because of their effective hunting technique, lynx are able to severely limit the growth of low density roe deer populations. In eastern Hedmark, an average lynx killed 1 roe deer every 14 days.

Lynx predation on semi-domestic reindeer was studied in detail in Høylandet and neighbouring areas in Nord-Trøndelag. Fifteen lynx were radio-collared and ca. 600 reindeer were equipped with mortality collars. The study also included a control area where large carnivores were absent. The study showed that mortality could approach 30% in some areas, of which 75-90% was due to predation, mainly from lynx. Losses in the control area were very low. The results were similar to data from Sweden in the 1980's. In order to test the generality of our results, we also worked in the Luru area in 1997. The results were similar, with predators being responsible for ca. 90% of the mortality, however golden eagles were relatively more important during summer and autumn, and lynx were only most important during winter. This is most likely due to the reduction of the lynx population during 1997 and 1998.

Key words: Sustainable use, sustainable harvesting, harvesting models, stochastic environment, cervides, salmon, freshwater fish, large carnivores, small game.

Hans Chr. Pedersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway.

Bror Jonsson, Norwegian Institute for Nature Research, Dronningensgt. 13, Postboks 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway.

Forord

I Norge har høsting av vilt og fisk rike tradisjoner, stor næringsmessig, økonomisk, kulturell og rekreativ verdi. I tråd med dette har vilt- og fiskeforskning blitt viet relativt stor oppmerksomhet innenfor norsk økologisk forskning. Dette har ført til at vi for mange av de artene som høstes har gode kunnskaper om bestandstetthet og demografi. Vår kunnskap om hvordan høsting påvirker bestandsprosesser som vekst, rekruttering og naturlig dødelighet er derimot mangelfull. I forbindelse med FN-konferansen i 1992 om miljø og utvikling, ble begrepet "bærekraftig bruk av naturressurser" introdusert. I dette begrepet ligger det at man skal høste av fornybare ressurser, som f. eks. vilt og fisk, på en slik måte at også framtidige generasjoner kan dra nytte av ressursen. For at dette skal være mulig trengs kunnskap om effekter av høsting på bestandsdynamiske prosesser.

Gjennom å legge vekt på viktige høstingsarter hvor vi har relativt god kunnskap har det vært mulig å teste ut alternative høstingsmodeller og effekter av forskjellige høstingregimer på arters bestandsdynamikk. Et fellestrekk for alle arter som høstes i Norge er at de lever i et svært variabelt miljø. Dette skaper store utfordringer for en bærekraftig forvaltning siden tradisjonelle modeller for høsting bare har begrenset gyldighet. Et lite undersøkt felt er også hvordan ulike høstingsstrategier påvirker økonomiske og samfunnsmessige forhold. Dette er forsøkt belyst i flere av prosjektene i instituttprogrammet.

Innenfor instituttprogrammet har man samarbeidet med en rekke norske og utenlandske forskningsinstitusjoner. Dette har medført at NINA har kunnet angripe problemstillinger som ville vært vanskelig innenfor institusjonen. Siden oppstarten i 1996 har i alt 14 NINA-prosjekter mottatt støtte fra programmet. De fleste prosjektene har i tillegg hatt delfinansiering fra Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning og Fylkesmennene. Hovedmålsettingen med instituttprogrammet var å utvikle optimale høstingsstrategier for bestander i et variabelt miljø. Dette var og er et svært ambisiøst mål som man kanskje i ettertid kan konkludere at vi bare delvis har oppfylt. Det er allikevel å håpe at resultatene i instituttprogrammet langt på veg kan brukes til å oppnå bærekraftig bruk av våre vilt- og fiskebestander og at dette reflekteres i sluttrapporten som nå foreligger.

Jeg vil med dette få takke alle som har bidratt til gjennomføringen av instituttprogrammet.

Trondheim, oktober 2001

Hans Chr. Pedersen
programkoordinator

Innhold

NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000	3
Referat	4
Abstract	7
Forord	11
1 Instituttprogrammet	13
2 Laksefisk	15
2.1 Fiskens utnyttelse av næringsgrunnlaget i en innsjø	16
2.1.1 Songsjøen – en næringsfattig, myrpåvirket innsjø	16
2.1.2 Plankton	16
2.1.3 Bunndyr	17
2.1.4 Rekruttering av ørret i Sandåa	18
2.1.5 Fisken i Songsjøen	19
2.1.6 Hvor lever fisken og hva spiser den?	19
2.1.7 Hvor mye spiser fisken av maten som finnes?	20
2.1.8 Hvor effektivt utnyttes maten?	21
2.2 Alle røyer kan bli kannibaler	22
2.2.1 Målsetning	23
2.2.2 Karforsøkene	23
2.2.3 Ikke alle røyene ble kannibaler	23
2.2.4 Utsetting i et overbefolket røyevann	23
2.2.5 Storrøyene spiste smårøye hele året	25
2.2.6 Alle utsatte storøyer spiste smårøye	25
2.2.7 Kultivering av overbefolkede røyevatn; teinefiske eller utsetting av kannibaler?	25
2.3 Hvordan får vi større fisk?	27
2.3.1 Få store eller mange små?	27
2.3.2 Konkurransen mellom ørret og røye	28
2.3.3 Konkurransen mellom røyer - tetthetsavhengighet	28
2.3.4 En modell for å forutsi effekter av tiltak	29
2.3.5 Utprøving av tiltak	30
2.3.6 Konklusjon	31
2.4 Storørreten – vår mest attraktive innlandsfisk	32
2.4.1 Hva er en storørret	32
2.4.2 Ungenes ernæring	33
2.4.3 Hvor mye mat finnes i bekkene og hvor mye spises opp?	33
2.4.4 Utvandringen til Femund	33
2.4.5 Føde i innsjøen	33
2.4.6 Tilbake til bekkene for å gyte	34
2.5 Utsetting av radiomerket gytelaks og spredning av laksyngel fra gytgeområder i Ingdalselva, et vassdrag uten egen laksebestand	35
2.5.1 Radiomerkning av gytelaks	36
2.5.2 1994-utsettingen	36
2.5.3 1995-utsettingen	36
2.5.4 1996-utsettingen	36
2.5.5 Spredning av laksyngel fra gytgeområdene	37
2.5.6 1995-årsklassen (1994-utsettingen av gytelaks)	37
2.5.7 1996-årsklassen (1995-utsettingen av gytelaks)	38
2.5.8 1997-årsklassen (1996-utsettingen av gytelaks)	39
2.5.9 Konklusjon	39
2.6 Har bestandssammensetningen hos laks i Nord-områdene endret seg?	40
2.6.1 Status for laksen i dag	40
2.6.2 Skjellene er laksens "ferdskriver"	41
2.6.4 Hvorfor en slik utvikling?	41
2.6.5 Trolig faktorer i havet	42
2.7 Beskatning, utøvelse og verdiskapning i sportsfisket i elvene	43
2.7.1 Elvebeskatningsprosjektet	43
2.7.2 Biologi og økonomi knyttet til utøvelsen av fisket	44
2.7.3 Verdiskapning ikke omsetning	44
2.7.4 Ensidige redskapsreguleringer er kontroversielt	45
2.7.5 Hvor stor del av fiskebestanden tas ut av sportsfiskere?	45
2.7.6 Lett å fange smålaks?	45
2.7.7 Ulike redskaper fanger forskjellig	47
2.7.8 Fiskerne benytter større del av døgnet til fiske i storlakselver	47
3 Hjortevilt	48
3.1 Stabilisering av elgbestander - en forvaltningsmessig umulighet?	49
3.1.1 Blir alle elger skutt?	50
3.1.2 Dynamikken i en jakta elgbestand i et variabelt miljø	52
3.1.3 Hva forklarer bestandsutviklingen?	53
3.1.4 "Sett elg"-data som verktøy i elgforvaltningen	54
3.1.5 Konklusjon	55
3.2 Villrein; i grenseland mellom bruk og bevaring	56
3.2.1 Hvor mange reinsdyr kan vi høste?	56
3.2.2 Stabilitet i villreinbestandene og risiko for overbeiting	57
3.2.3 Mye voksen bukk gjør det lettere å regulere veksten i bestanden	58
3.2.4 Effekter av ferdsløp og forstyrrelser på villreins arealbruk	58
3.2.5 Forvaltning ved høy eller lav tetthet?	59
3.2.6 Effekter av høsting	59
3.2.7 Jaktseleksjon	59
3.2.8 Er villreinjegerne selektive?	60
3.3 Stokastisk miljøvariasjon og effekter på hjortens demografi og bestandsbiologi	61
3.3.1 Geografiske forskjeller i vekst og størrelse hos hjorten	61
3.3.2 Klima og plantevekst	61
3.3.3 Næringsressurser og vekst hos hjorten	62
3.3.4 Betydningen av kroppsstørrelse og kondisjon	62
4 Småvilt	64
4.1 Betydningen av jakt på lirypebestander - høsting av et overskudd eller forbruk av kapital?	65
4.1.1 Naturlige svingninger i rypebestanden	65
4.1.2 Faktorer som påvirker rypebestanden	66
4.1.3 Egg- og kyllingtap skyldes i hovedsak predasjon	66
4.1.4 Hvilken effekt har jakt på lirypebestanden?	66
4.1.5 Forskningsprosjektet "Betydningen av jakt på lirypebestander"	67
4.1.6 6000 km rypetaksering utført av 200 frivillige	67
4.1.7 Tradisjonsbundne jegere med stort jakttrykk i nærområdet	68
4.1.8 En fordel å bo i utkantstrøk	68
4.1.9 Hjemmekjær voksenfugl og mer vidløftig ungfugl	68
4.1.10 Vinteren ingen flaskehals for rypa	68
4.1.11 Lokal forvaltning av jaktterrenget	69
5 Store rovdyr	71
5.1 Jerven – naturarv med mange problemer	72
5.1.1 Feltaktivitet	73
5.1.2 Merking og oppfølging av jerv, sau og tamrein	73
5.1.3 Hvor mange jerver finnes i Norden?	73
5.1.4 Økologi	73
5.1.5 Store leveområder	73
5.1.6 Store leveområder øker sjansen for å bli drept	73
5.1.7 Et liv i ensomhet?	74
5.1.8 Den farefulle veien fra valp til voksen	75
5.1.9 Smågnagere – viktigere enn vi tror?	75
5.1.10 Nordens hyene	75
5.1.11 Konflikter og tiltak	76
5.1.12 Store rovdyrtap i tamreindrifta	76
5.1.13 Jerv som ikke tar sau	76
5.1.14 Saueraser som ikke blir tatt?	77
5.1.15 Implikasjoner og utfordringer	77
5.1.16 Sluttord	77
5.2 Møt gaupa; uproblematisk rovdyr – eller notorisk lystmorder?	78
5.2.1 Asosiale katter trenger mye rom	78
5.2.2 Ung-gaupa har stor utferdstrang	79
5.2.3 Gaupa – en gourmet på silkeføtter?	79
5.2.4 Når sauen møter minnigieren	81
5.2.5 Gaupa, tamreindriftens svøpe?	82
5.2.6 Rådyret – gaupas favoritt i sør	84
5.2.7 Tøft å være rådyr i Hedmark	84
5.2.8 Faktorer som påvirker gaubebestandens vekst	84
5.2.9 Implikasjoner for forvaltningen av gaupe	85
5.2.10 Hauk over hauk – og andre nye forskningsbehov	85
6 Syntese og måloppfyllelse	86
7 Publikasjoner fra instituttprogrammet	88

1

Instituttprogrammet



Foto: Per Jordhøy

Et av de viktigste vedtak som er gjort i forhold til bruk og forvaltning av naturressurser, er vedtaket av handlingsplan Agenda 21, i 1992, hvor begrepet "bærekraftig bruk av naturressurser" ble lansert. Grunnidéen i dette begrepet er førende i norsk forvaltning. For å bruke og forvalte naturressurser på en bærekraftig måte må en ha solid kunnskap om artene og økosystemene som skal brukes. I framtida vil både forskning og forvaltning bli stilt overfor stadig større krav når det gjelder kvalifisert og kunnskapsbasert bruk av våre naturressurser. Forvaltningsmessig innebærer dette at det stilles krav til tverrfaglige vurderinger der både biologiske, sosiale, kulturelle og økonomiske aspekter trekkes inn.

I tillegg til en tradisjonell høsting av vilt og fisk omfatter begrepet bærekraftig bruk også arter som ikke er like tallrike som for eksempel hjortevilt og laksefisk. En beskatning av slike arter, bl.a. store rovdyr kan innebære en risiko for tap av biologisk mangfold. Tap av biologisk mangfold betraktes som en irreversibel prosess i et menneskelig tidsperspektiv. Dette har ført til at bevaring av biologisk mangfold og bærekraftig bruk av biologiske ressurser har stått høyt på den politiske dagsorden både nasjonalt og internasjonalt de siste årene.

I dag går forvaltningen av høstbare naturressurser i retning av at et stadig sterkere ansvar legges til regionalt og lokalt nivå. Dette betyr at man har større muligheter for lokalt tilpasset forvaltning, samtidig som behovet for presis bakgrunnskunnskap øker. Disse utfordringene innenfor framtidig forvaltning av høstbare ressurser betinger kunnskap om hvilke konsekvenser ulike høstingsstrategier har på bestandsdynamiske prosesser, sammensetning av dyresamfunn og de økonomiske og sosiale konsekvensene. En utfordring for våre forvaltningsmyndigheter blir derfor å bidra til forskning som framskaffer nødvendig informasjon og datagrunnlag til forvaltningstiltak på ulike nivå. NINA har lenge hatt en sentral rolle gjennom å initiere og gjennomføre relevant forskning innenfor dette feltet.

I bestander som høstes står man i prinsippet overfor to biologiske hovedproblemer; overbeskatning eller underbeskatning. Det første problemet kan medføre en drastisk reduksjon i bestandens størrelse som på sikt kan føre til vansker med å gjenoppbygge høye bestandsnivå dersom bestanden presses kritisk lavt. Dette tilsier at vi bør vise økt varsomhet i å bestemme hvor mye som kan høstes. Det andre problemet, underbeskatning, i fravær av naturlig begrensning fra

for eksempel predasjon, kan medføre bestandsvekst ut over habitatets bæreevne. Dette kan på sikt føre til svekkelse av ressursgrunnlaget og sekundært til omfattende uønskede bestandsnedganger. Effektene av et beskatningsopplegg på bestandene vil derfor være bestemt av hvordan høstingen påvirker de demografiske forholdene i bestanden.

Typisk for mange bestander i Norge er at de er underlagt store naturlige svingninger forårsaket av et variabelt miljø. Optimale høstingsmodeller er tidligere basert på stabile bestander, men det har i den seinere tid vist seg at slike modeller har begrenset gyldighet i et variabelt miljø. For å komme fram til optimale høstingsmodeller i et variabelt miljø har det vist seg nødvendig og inkludere stokastiske miljøvariabler, samt å inkludere ressursøkonomiske delmodeller. Teoretiske studier har vist at den optimale høstingsmodellen for bestander i et variabelt miljø gir maksimalt uttak i år når bestanden overstiger en terskel og ingen høsting når bestanden er lavere enn terskelverdien. En høstingsstrategi som bare medfører uttak i enkelte år stiller store utfordringer til forvaltningen og vil også kunne ha store økonomiske og samfunnsmessige konsekvenser.

På denne bakgrunn fikk NINAs instituttprogram "Bærekraftig høsting av bestander" følgende hovedmålsetning: *Å utvikle optimale høstingsstrategier for bestander i variable miljø.*

Delmålsetninger i programmet har vært å:

- Studere effekten av varierende ressursgrunnlag og livsmiljø for høstbare bestander og bestandenes interaksjoner med andre arter som f.eks. predatorer.
- Studere effekten av høsting på populasjonstetthet og livshistorieprosesser.
- Belyse endringer i bestanders individuelle karaktertrekk og sosiale struktur som en følge av høsting.
- Foreta en samfunnsmessig og økonomisk sammenligning mellom ulike biologiske høstingsmodeller i noen utvalgte systemer.

Forskningstemaer for instituttprogrammet har vært a) laksefisk, b) hjortevilt, c) småvilt og d) store rovdyr. Temaene som behandles under a,b og c henger sammen faglig og forvaltningsmessig. Dette dreier seg om arter som tradisjonelt har blitt høstet i Norge og som jevnt over har robuste og høstbare bestander. Således vil problemstillinger, utvikling av høstingsmodeller og forvaltningsverktøy i stor grad være sammenfallende. Når det gjelder problemstillinger knyttet til store rovdyr vil disse også omfatte forvaltningsverktøy som kan anvendes til å forutsi hvor sårbar en bestand er, basert på kunnskap om dens størrelse og isolasjon, trusselbildet den er utsatt for, og artens økologiske egenskaper. Dette belyses også i instituttprogrammet "Bevaring av biodiversitet – fra gener til landskap".

NINAs instituttprogram har belyst spørsmål knyttet til bærekraftig høsting hovedsakelig gjennom enkeltarts undersøkelser, men for våre viktigste høstbare arter og for en rekke lokaliteter. Programmet har delvis videreført forskning som ble initiert i tre av

NINAs instituttprogrammer for 1991-1995. Der la NINA vekt på å belyse populasjonsdynamikk hos flere viktige høstbare arter, samt teoretiske betraktninger om små populasjoners biologi og høsting (programmene "Innsjøers produktivitet" og "Bevaring av genressurser"). I tillegg til disse to instituttprogrammene var store deler av "Store rovdyrs økologi i Norge" viet populasjonsøkologi, bevaring av små bestander og effekter på byttedyrbestander for store rovdyr. For gaupe og jerv er dette direkte videreført i høstingsprogrammet.

Mens NINAs instituttprogrammer i perioden 1991-1995 hovedsakelig omfattet bestandsøkologiske problemstillinger, har vi i programmet "Bærekraftig høsting" i større grad satset på forskning på effekter av høsting på bestandsdynamiske prosesser (vekst, rekruttering og naturlig dødelighet). I denne sluttrapporten presenterer vi de viktigste resultatene fra instituttprogrammet slik de forelå sommeren 2001. For flere av prosjektene foregår en fortløpende bearbeiding og publisering av resultater. For disse er presentasjonen av en foreløpig karakter, og hovedresultatene vil først foreligge etter at denne rapporten er trykket. En oversikt over de arbeider som allerede er publisert nasjonalt og internasjonalt, doktorgradsavhandlinger, hovedfagsoppgaver og kandidatoppgaver er gitt i et eget kapittel.

2

Laksefisk



Foto: Roar A. Lund

Høstingspotensialet i et vassdrag er avhengig av et vanns produktivitet og tilgjengelig habitat. I mange vann med forholdsvis høy produktivitet er imidlertid fisken småfallen, men bestanden er stor. Tiltak for å overføre vannets produktivitet fra mange små til færre, men større og mer attraktiv fisk, eller utnyttning av ubenyttet habitat er undersøkt. For fiskeren har fisket verdi som rekreasjon, mens hovedfokus for grunneieren er verdiskaping.

Grunnlaget for en bærekraftig høsting av laksefisk er undersøkt i to innsjøer, hvorav den ene, Songsjøen, er en typisk næringsfattig innsjø med bestander av ørret og røye og den andre, Femund, er en undersøkelse av en såkalt storørretbestand. I begge er omsetningen av biomasse fra næringsdyr til fisk belyst.

I to undersøkelser fra "tusenbrødre" vann har man fokusert på kannibalisme som bestandsregulerende faktor. Forsøk med utsetting av stor fiskespisende røye indikerer at dette kan redusere bestanden og øke andelen stor fisk i vannet. Metoden er under utvikling, men har stort potensiale i for-

hold til tradisjonelt teinefiske. Imidlertid er det en interessekonflikt mellom grupper av fiskere; barn vil ha mange fisk, mens voksne vil ha stor fisk.

I flere av våre lakseførende vassdrag finnes elvestrekninger som ikke er tilgjengelig for gyttende laks pga barrierer. Utsetting av gytelaks i slike elveavsnitt kan være et effektivt og billig kultiveringstiltak. Den utsatte laksen gyter i elva, men spredning og overlevelse av laksunger varierer sterkt.

Det har blitt hevdet at det de siste 20 år har blitt færre og mindre laks i elvene. Dette ble undersøkt gjennom analyser av skjellprøver. I enkelte elver kunne påstanden bekreftes, men ikke i andre. Miljøforholdene i havet trekkes fram som den mest sannsynlige forklaringen.

Fiske etter laks og annen laksefisk har potensiale for lokal verdiskaping. Dette er undersøkt gjennom å se på fiskernes atferd, påvirkning på beskatningen, holdning til reguleringer og effekter på lokaløkonomien. Tilreisende fiskere bidrar til lokal verdiskaping, reguleringer på kvoter aksepteres, mens reguleringer på redskap er upopulært.

2.1

Fiskens utnyttelse av næringsgrunnlaget i en innsjø

Ola Ugedal, Ann Kristin Schartau, Torbjørn Forseth, Trygve Hesthagen, Kaare Aagaard, Tor F. Næsje, Oddvar Hanssen og Terje Nøst

Fiskens diett og næringsinntak ble undersøkt i Songsjøen, en næringsfattig innsjø med ørret og røye. Store insektlarver var viktigste næring for ørret, og disse larvene ble utsatt for et kraftig beitepress. Røye spiste mest vannlopper og utnyttet opptil halvparten av produksjonen av disse dyrene. Både ørret og røye i Songsjøen var næringsbegrenset og fiskene spiste og vokste betydelig mindre enn hva de kan.

Prosjektets formål var å studere grunnlaget for fiskeproduksjonen i Songsjøen, en innsjø i Sør-Trøndelag. Vi undersøkte fysiske og kjemiske forhold, mengden og produksjonen av planteplankton, dyreplankton og bunndyr. Fiskebestandenes utnyttelse av



Foto: Roar A. Lund

innsjøens næringsgrunnlag ble studert gjennom undersøkelser av fiskens diett og næringsinntak. Videre studerte vi rekruttering hos ørret gjennom undersøkelser av ungfisk og gytefisk i innsjøens innløpselv, Sandåa.

2.1.1 Songsjøen – en næringsfattig, myrpåvirket innsjø

Songsjøen ligger i Orkdal kommune, 262 m over havet, ca. 70 km vest for Trondheim. Innsjøen har et overflateareal på 70 ha og maksimum dyp er 32 m. Vest- og nordvestlige deler av innsjøen har store grunne områder med slamdekket bunn, mens østsiden har en bratt skrånende bunn med mye stein og store blokker. På grunne steder er det vegetasjonsbelter med flaskestarr og elvesnelle. Ellers finnes det vegetasjonsområder med nøkkerose, botnegras og tjønaks i innsjøen. Krypsiv er mattedannende flere steder, men størsteparten av strandsonen har liten eller ingen vegetasjon.

Isen går omkring 20. mai, og temperaturen når maksimum (18°C) i begynnelsen av august. Temperaturmessig er innsjøen lagdelt om sommeren. Isen legger seg vanligvis i november.

Innholdet av næringsalter er lavt. Konsentrasjonen av total nitrogen varierer mellom 100 og 170 mg/l mens total fosfor varierer mellom <2 og 8 mg/l. Forholdet mellom nitrogen og fosfor viser at Songsjøen er fosforbegrenset, dvs. at økt primærproduksjon i innsjøen krever tilførsel av mer fosfor. Songsjøen er en moderat myrpåvirket innsjø med karakteristisk brunfarget vann. Innholdet av myrvannstoffer (humus) gjør at lysgjennomtrengligheten nedover i vannmassene begrenses. Siktedypet er 4-5 m og primærproduksjon er begrenset til de øverste 8-10 m av sjøen. Innholdet av humusstoffer begrenser primærproduksjonen ved at de binder næringsalter, spesielt fosfor, og innholdet av tilgjengelig fosfor for opptak i planter er sjelden større enn 1 mg/l. Humusforbindelsene er antagelig helt avgjørende for både fysiske, kjemiske og biologiske forhold i Songsjøen.

2.1.2 Plankton

Produksjonen av både planteplankton og dyreplankton er lav sammenlignet med klarvannssjøer med tilsvarende næringsaltinnhold. Mengden planteplankton var svært lav (30 og 740 mg våtvekt/m³). Blågrønne bakterier, flagellater og mikroalger dominerte algesamfunnet. Periodevis var det også et betydelig innslag av dinoflagellater, som for eksempel høsten 1996 da arten *Ceratium hirundinella* dominerte.

Totalt er det registrert 43 arter av små krepsdyr i Songsjøen. Av disse utgjør vannloppene 29 arter og hoppekrepsene 14 arter. De fleste artene lever i grunnområdene nær vegetasjon. Med unntak av en relativt stor art, linsekrepseren *Eurycercus lamellatus*, har disse artene vanligvis liten betydning som fiskeføde. De

planktoniske artene, som lever ute i de frie vannmassene, kan derimot være viktig fiskeføde. Her var vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* samt hoppekrepsene *Cyclops scutifer* og *Heterocope saliens* de vanligste. Blant vannloppene dominerte *B. longispina*, både i antall og vekt, men *H. gibberum* kan utgjøre et vesentlig innslag i juli-august, og da spesielt i vannet nær overflata. *C. scutifer* var dominerende hoppekreps på alle dyp. Av andre arter, som vanligvis er til stede i mindre mengder, ble det funnet 6 arter vannlopper og 2 arter hoppekreps. Alle de registrerte artene er vanlige i næringsfattige innsjøer, hvor det er et visst beitetrykk fra planktonspisende fisk.

Mengden av dyreplankton i Songsjøen var lav, fra 30 til 730 mg tørrvekt per m² innsjøoverflate (**figur 2.1.1**), og med årsgjennomsnitt for perioden 1996-98 mellom 220 og 400 mg tørrvekt/m². Mengdemessig var det mest dyreplankton i juni-juli. I september-oktober kan det også være en mindre produksjonstopp som i 1996 og 1997. Vannloppene utgjorde vanligvis mellom 35 og 60 % av planktonet, men kunne i perioder dominere totalt (**figur 2.1.1**).

Dyreplanktonet var ikke jevn fordelt med dyppet. Vanligvis var det mest i de øverste 10 meterne av innsjøen (**figur 2.1.2**), men dybdefordelingen var jevnere fra august og utover høsten enn om sommeren.

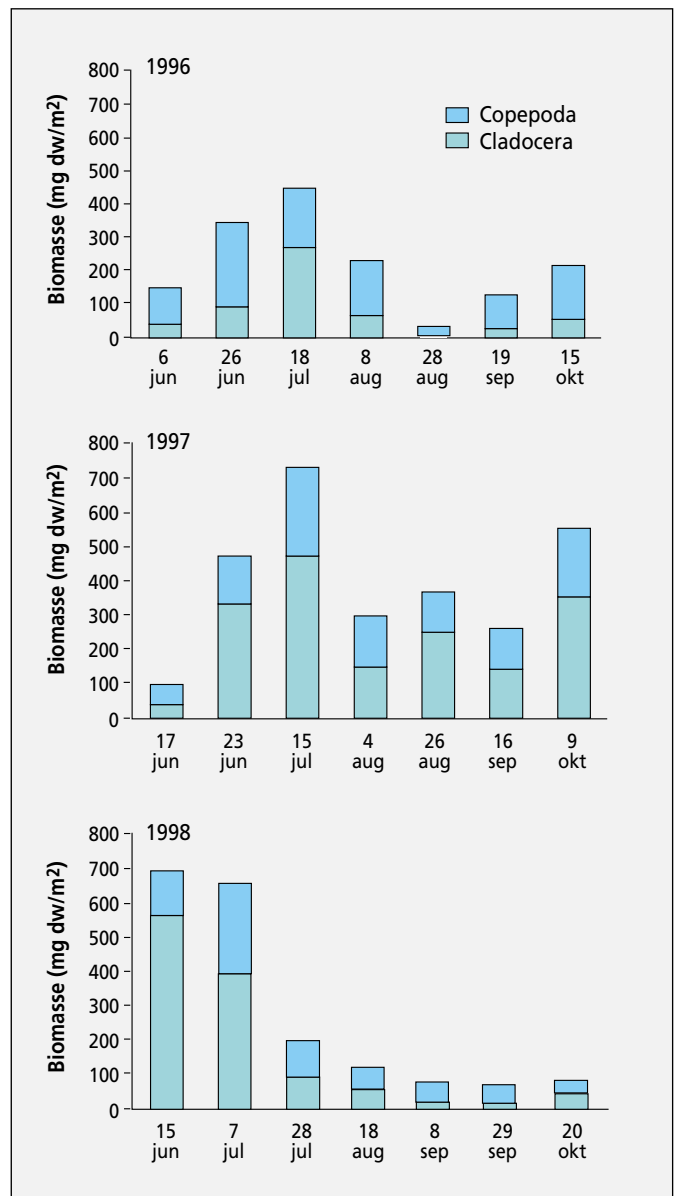
Basert på dyreplanktonets dybdefordeling, beregnet vi den totale mengden dyreplankton i Songsjøen i gjennomsnitt til 107, 167 og 104 kg tørrvekt i henholdsvis 1996, 1997 og 1998. Basert på erfaringstall fra andre innsjøer kan årsproduksjonen av vannlopper anslås til å være 10 ganger så stor som gjennomsnittlig biomasse, mens årsproduksjonen av hoppekreps kan anslås til å være 4 ganger så stor som gjennomsnittlig biomasse. Dette gir en total årlig produksjon av planktoniske krepsdyr på mellom 638 og 1308 kg tørrvekt i undersøkelsesperioden. Årsproduksjonen av vannlopper ble beregnet til mellom 348 og 1065 kg tørrvekt.

2.1.3 Bunndyr

Songsjøen har en rik bunndyrfauna med nesten 100 forskjellige arter. Artsutvalget er typisk for næringsfattige til middels næringsrike innsjøer i Trøndelag. I arts- og individantall er fjærmygg den dominerende gruppen. Det er mer enn 40 arter fjærmygg i selve innsjøen. I tillegg kommer arter som hører hjemme i tilløpene. Ellers finnes det i Songsjøen en sparsom fauna av fåbørstemark, rundormer, igler, muslinger, snegler, døgnfluer, mudderfluer, vannymfer, vårfluer, knott, sviknott, stankelbein og ferskvannsmidd.

De aller fleste fjærmyggarter i sjøen lever i strandsonen (0-4 m) og artsantallet synker raskt mellom 4 og 8 m dyp. Under 8 m finnes hovedsakelig slekten *Stictochironomus*. Mer sporadisk forekommer slektene *Procladius*, *Polypedilum*, *Sergentia* og *Tanytarsus*.

I strandsonen (0-4 m) er det store forskjeller i artssammensetning og tettheter av fjærmygglarver i de ulike vegetasjons-beltene. I områder med elvesnelle ble det funnet mer enn 3300 individer per m², mens det i den vegetasjonsfattige delen av strandsonen var 550 individer per m². I dypvannsonen (8-32 m) varierte tettheten av fjærmygglarver mellom 90 og 940 individer per m², med et gjennomsnitt på 450.



Figur 2.1.1

Biomasse av planktoniske vannlopper (*Cladocera*) og hoppekreps (*Copepoda*) i Songsjøen 1996-1998. Biomassen er angitt som mg tørrvekt per m², dybde 0-20 m. - Biomass of planktonic waterfleas (*Cladocera*) and Copeopods in Songsjøen 1996-1998. Biomass is given as mg dry-weight per m², depth 0-20 m.

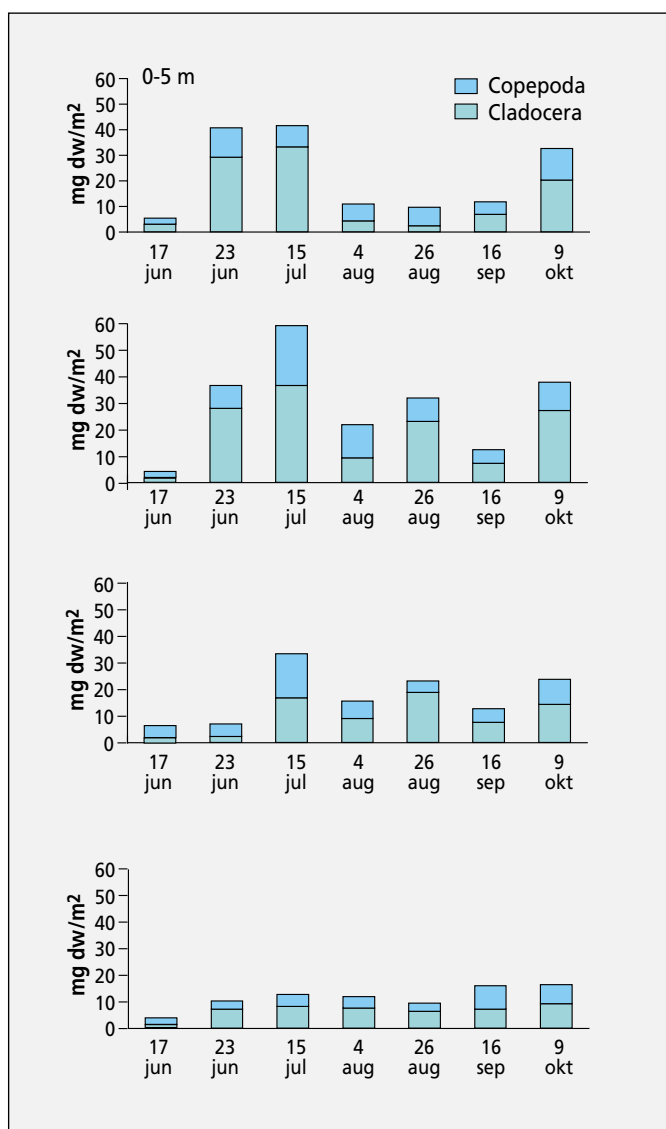
De andre dyregruppene i bunndyrfaunaen ble hovedsakelig registrert i strandsonen. På dypere vann ble det bare funnet fåbørstemark og muslinger. Artssammensetning og individtetthet varierte med vegetasjonen i strandsonen. I områder med vegetasjon ble det funnet 660 individer per m² i gjennomsnitt, mens det i resten av strandsonen ble funnet lave tettheter av dyr.

Bunndyrproduksjonen er anslått ved å dele innsjøen inn i ulike arealsoner etter dyp og vegetasjonssoner. I hver sone regnet vi ut et gjennomsnittlig antall dyr av de ulike dyregruppene. På bakgrunn av gruppenes middelvekt multiplisert med antall individer på hver m² anslo vi mengden dyr for hele innsjøen til 1112 kg våtvekt.

Erfaringer fra andre innsjøer tyder på at den årlige bunndyrproduksjonen er 2 til 3 ganger så stor som gjennomsnittlig biomasse, eller for Sognsjøen mellom 2 og 3 tonn våtvekt per år. I tørrvekt blir dette mellom 400 til 600 kg per år, hvorav fjærmygg utgjør ca 90 %. Produksjonen av andre bunndyr blir således i størrelsesordenen 50 kg tørrvekt per år.

2.1.4 Rekruttering av ørret i Sandåa

I nedre del av Sandåa, innløpselva til Sognsjøen, undersøkte vi bestandsstørrelse, vekst, produksjon og biomasse av ørret. Sandåa er gyteområdet for ørret fra Sognsjøen. Fisken gyter i oktober, og yngelen kommer opp av grusen rundt 1. juni.



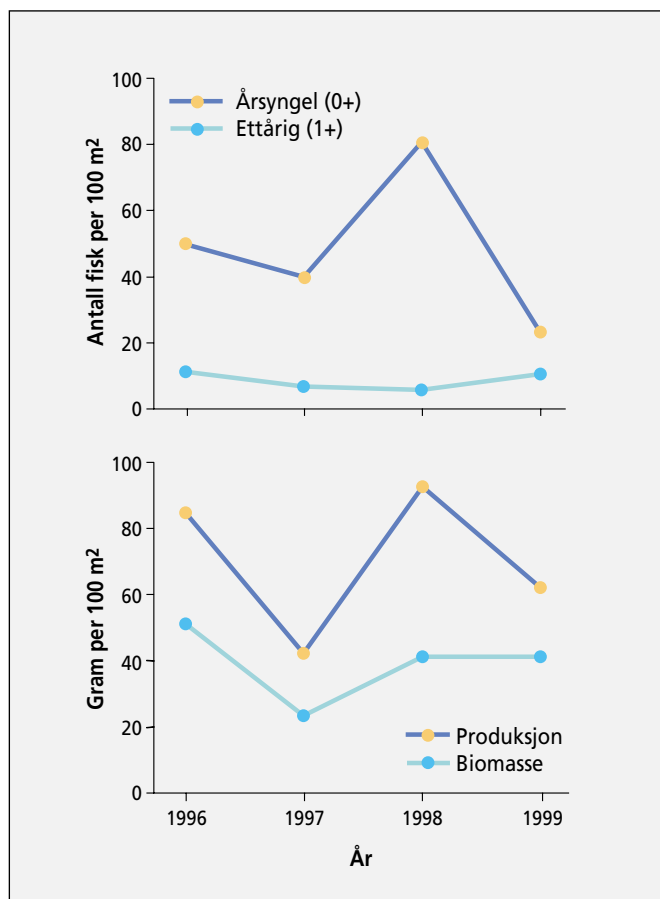
Figur 2.1.2

Vertikal fordeling av planktoniske vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) i Songsjøen 1997. Biomassen er angitt som mg tørrvekt per m³ basert på blandprøver (dybde 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 m). - Vertical distribution of planktonic waterfleas (Cladocera) and Copepods in Songsjøen 1997. Biomass is given as mg dryweight per m³ based on samples (depth 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 m).

Den gjennomsnittlige lengden hos ørretyngelen om høsten varierte mellom 48-56 mm med vekt mellom 1,1-1,8 g. Tilsvarende lengde for ett år eldre unger var 92-105 mm. Årlig lengdeøkning hos eldre fisk var liten.

Antallsmessig dominerte årsyngelen i elva; mellom 80-93 % fra 1996-98 og 66 % i 1999. Resten av bestanden besto hovedsakelig av ettåringer, og bare et ubetydelig antall var to år eller eldre. Dette viser at de fleste ørretungene som klekkes i Sandåa vandrer ut i Sognsjøen i løpet av første leveår. Den totale produksjonen av årsyngel ble beregnet (ved merking og gjenfangst i september) til 2640, 2090, 4250 og 1510 individer i henholdsvis 1996, 1997, 1998 og 1999. Dette er trolig minimumstall for rekrutteringen fordi endel yngel kan forlate Sandåa i løpet av våren og sommeren. Det lave tallet for årsyngel i 1999 skyldtes at gytebestanden ble sterkt desimert høsten 1998.

Biomassen av fisk er bestemt av rekrutteringen, individuell vekst og dødelighet samt en eventuell ut- og innvandring fra bestanden. Produksjonen er den totale endringen i vekt av all fisk i løpet av en bestemt tidsperiode, inkludert de individene som ikke



Figur 2.1.3

Tettheten av årsyngel (0+) og ettåring (1+) ørretunger (antall fisk per 100 m² elveareal), og samlet produksjon og biomasse i gram våtvekt av ørretunger per 100 m² elveareal i nedre deler av Sandåa, 1996-99. - Density of juvenile (0+) and yearling (1+) trout (number of individuals per 100 m² river area), and total production and biomass in grammes wet-weight of young trout per 100 m² river area in lower parts of Sandåa, 1996-99.

overlever til slutten av perioden. Produksjonen av ørretunger i nedre deler av Sandåa varierte mellom 6,4 kg (210 g per 100 m²) i 1997 til 14 kg (460 g per 100 m²) i 1998 (**figur 2.1.3**). Produksjonen i 1999 var høy til tross for at tettheten av årsyngel var lav fordi tettheten av ettåringer var høy dette året. Årsyngelen bidro mest til fiskeproduksjonen i Sandåa gjennom hele forsøksperioden. Biomassen (B) av fisk i Sandåa de ulike år varierte fra 3,5 til 7,7 kg (117-256 g per 100 m²). Biomassen var betydelig lavere enn produksjonen (P), og P/B-forholdet var i gjennomsnitt 1,8 for hele forsøksperioden.

2.1.5 Fisken i Songsjøen

Fiskebestandene i Songsjøen ble undersøkt ved prøvefiske med garn av ulike maskevidder (garnserier) både langs bunnen og ute i de frie vannmasser. Røya i Sognsjøen er småvokst og mesteparten av fisken vi fanget var 15 - 20 cm lang (**figur 2.1.4**). Bare et fåtall røye nådde 30 cm størrelse. Ørreten blir større enn røya, de største var 45 cm lange og ca 0,75 kg tunge. Eldste røye var 9 år mens eldste ørret var 11 år.

Ørretbestanden er noe større enn røyebestanden. Ved merke-gjengfangst undersøkelser i 1985 - 1986 ble bestanden av røye (større enn 12 cm) beregnet til 7000-9000 individer, mens bestanden av ørret (større enn 14 cm) ble beregnet til 8000-11000 individer. Senere beregninger utført av Arnfinn Langeland (NTNU) har vist at ørretbestanden i Songsjøen varierer en del i størrelse mellom år.

Fangst per innsatsenhet av ørret og røye i 1997 og 1998 var i samme størrelsesorden som i 1985 og 1986. Vi tok derfor utgangspunkt i bestandsanslagene fra 1985 - 1986 for å gjøre et grovt overslag over mengden og produksjonen av fisk i Songsjøen i vår forsøksperiode. Vi antok at det var 7500 røye og 9000 ørret som var 2 år eller eldre i innsjøen. Ut i fra den observerte aldersfordelingen i garnfangstene våre, men korrigert for at de minste fiskene (2-åringene) er vanskelige å fange på garn, ble totalantallet av hver art fordelt i aldersgrupper. Fiskens vekt ved ulike aldre ble bestemt utfra gjennomsnittsvektene fra garnfangstene i juni 1997 og 1998. Under disse forutsetningene beregnet vi mengden av ørret og røye (2 år og eldre) til å være henholdsvis 647 og 348 kg. Årsproduksjonen av ørret og røye ble beregnet til henholdsvis 265 og 139 kg. I motsetning til i bekken var altså biomassen (B) av fisk i innsjøen større enn produksjonen (P). For begge artene var P/B forholdet omtrent 0,4. I tillegg produseres det ung fisk i innsjøen (årsyngel og ettåringer av røye og ørret). Da disse yngre fiskene er små, bidrar de lite til den samlede biomassen selv om de er tallrike. Ettåringens relative bidrag til produksjonen kan imidlertid være større idet dette er fisk med god vekst.

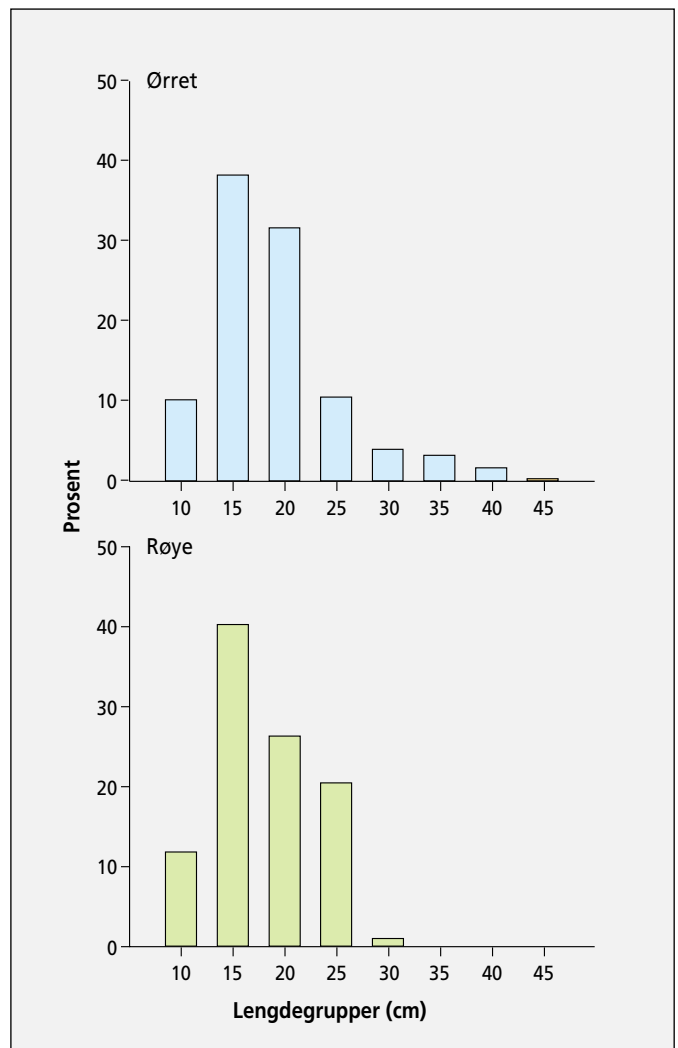
2.1.6 Hvor lever fisken og hva spiser den?

Ørreten lever hovedsakelig langs bunnen på grunt vann (**figur 2.1.5**). Tettheten av røye var tilnærmet lik langs bunnen og i de frie vannmassene om sommeren. Røya som ble fanget langs bunnen, lever vår og sommer dypere enn ørreten. Om høsten trakk arten noe nærmere overflata. Forskjellene mellom ørretens og røyas levested i Songsjøen er den samme som vi finner i de

fleste innsjøer hvor disse to artene lever sammen. Ørreten dominerer i gruntområdene, mens røya finnes på dypere vann og til tider på året også i stort antall ute i de frie vannmassene.

Ørreten spiste mest store bunndyr gjennom hele sesongen (**figur 2.1.6**). Larver av vårflyer, døgnflyer og vannnymfer var de viktigste gruppene i dietten. På årsbasis utgjorde bunndyrene 76 % av dietten. Røya spiste mer dyreplankton enn ørret. Av bunndyrene røya åt dominerte linsekreps. Denne arten hadde mindre betydning for ørret. På årsbasis utgjorde bunndyr 22 % av røyas diett hvorav linsekreps stod for nesten halvparten.

Blant planktonet var vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* viktigst for røya. Den store vannloppen *Bythotrephes longimanus* ble også funnet i mange røyemager. På årsbasis utgjorde dyreplankton 68 % av røyas diett. Hoppekreps var mindre viktig for arten og utgjorde ca 5 % av dietten gjennom sesongen. Dyreplankton utgjorde bare 7 % av ørretens diett på årsbasis.

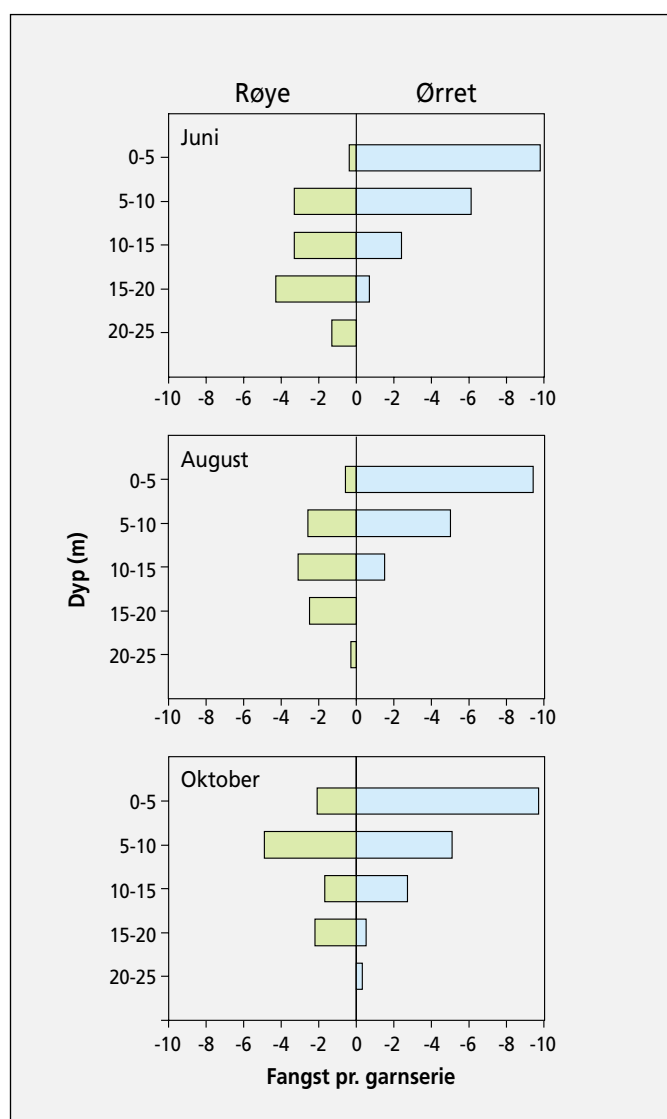


Figur 2.1.4
Lengdefordeling av ørret og røye tatt på garn ved prøvefiske i Songsjøen 1997-1998. Length of trout and arctic charr caught in nets in Songsjøen 1997-1998.

Fjærmygg ble spist av både ørret og røye i juni og august. På årsbasis utgjorde denne dyregruppen henholdsvis 14 % og 10 % av dietten. Fjærmygg blir hovedsakelig spist i klekkeperioder når puppene stiger opp gjennom vannmassene for å klekke på overflaten. Hvis prøvetakingen ikke faller sammen med slike klekkeperioder kan dyrenes betydning for fiskeproduksjonen undervurderes. Andelen fjærmygg i fiskens diett i vår undersøkelse overensstemmer imidlertid med tidligere undersøkelser av fiskens diett i Songsjøen. Overflateinsekter hadde liten betydning som fiskeføde i Songsjøen i vår undersøkelse. Disse dyrene ble knapt spist av røye, og på årsbasis utgjorde den bare 3 % av ørretens diett.

2.1.7 Hvor mye spiser fisken av maten som finnes?

For å finne ut hvor mye av de tilgjengelige næringsdyra fisken i Songsjøen spiser, beregnet vi næringsinntaket til ørret og røye.

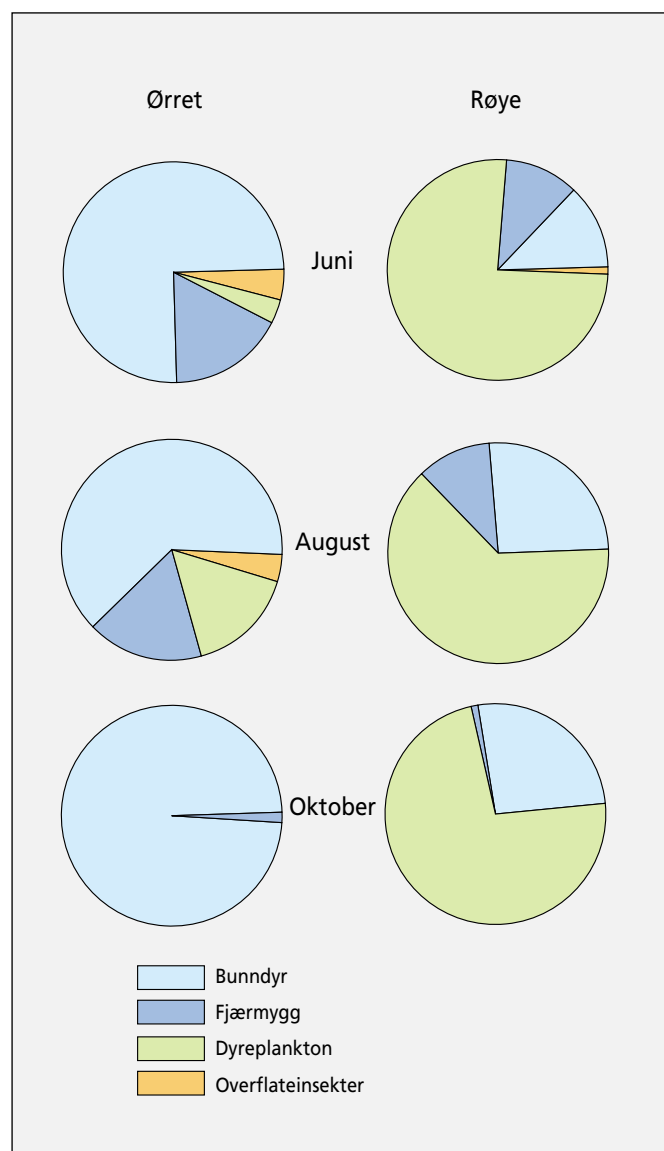


Figur 2.1.5

Dybdefordeling langs bunnen (antall fisk fanget per garnserie) hos ørret og røye i Songsjøen 1997-1998. – Number of trout and arctic charrs caught per series of nets at different bottom depths in Songsjøen 1997-1998.

Dette ble gjort ved hjelp av et sporstoff (cesium) som vi slapp ut i Sandåa og Songsjøen høsten 1996 (totalt 1 kg). Ved å måle konsentrasjonen av dette stoffet i fisk og byttedyr til ulike tidspunkt kan vi beregne fiskens næringsinntak. Gjennomsnittlig mengde næringsdyr spist per døgn i årene 1997 og 1998 var generelt høyere for ørret enn for røye (figur 2.1.7). I forhold til sin vekt (relativ rasjon) spiste de yngste ørretene mest, mens det for røye ikke var noe slikt klart mønster. Den absolutte mengden mat som fiskene spiste var imidlertid høyere hos store enn små individer. Både ørret og røye spiste mye mindre enn det laboratoriestudier har vist at de maksimalt kan spise. Dette er ikke så overraskende siden fiskene vokser mye dårligere enn det som teoretisk sett er mulig.

Når vi vet hvor mye mat hver aldersgruppe av ørret og røye spiser, kan vi anslå hvor mye alle fiskene i innsjøen til sammen spiser. Vi har tidligere antatt at det var 9000 ørret og 7500 røye (2 år og eldre) i Sognsjøen. Ut i fra den observerte aldersfordelingen i fangstene, men korrigeret for at de minste fiskene er vanskelige



Figur 2.1.6

Diett (gjennomsnittlig volum%) hos ørret og røye i Songsjøen 1997-1998. – Diet (mean volume%) in trout and arctic charr in Songsjøen 1997-1998.

å fange med garn, ble totalantallet av hver art fordelt i aldersgrupper. Vi kunne da beregne hvor mye all fisk i hver aldersgruppe og dermed all fisken i innsjøen spiser. Disse beregningene viste at ørret og røye spiste henholdsvis 390 og 220 kg tørrvekt dyr per år. I tillegg kommer maten som spises av ung fisk (årsyngel og ettåringer av røye og ettåringer av ørret). Da disse fiskene er små og det totale matinntaket er lite, vil deres bidrag til det totale inntaket utgjøre mindre enn 10 %.

Hvis vi tar utgangspunkt i overslagene over diettens sammensetning kan vi anslå at minst 77 kg fjærmygg årlig blir spist av fisk. Dette er lavt sammenliknet med en årlig produksjon av fjærmygg på omtrent 450 kg per år. Larvene til mange av artene lever imidlertid skjult nede i bunnslammet slik at sjansen for å bli spist er liten med unntak av tiden før klekking og oppstigning til overflata da predasjonsfaren er stor. Vannloppene utsettes for et noe høyere beitepress idet omtrent 170 kg blir spist hvert år. Årsproduksjonen av vannlopper ble anslått å variere mellom 350 og 1050 kg, dvs. at i år med lav produksjon kan opptil halvparten av produksjonen beites av fisk.

For gruppen "andre bunndyr" går ikke regnestykket opp, idet fisken spiste omtrent 300 kg av disse dyrene, mens overslagene over årlig produksjon basert på mengden dyr i grabbprøvene var omtrent 50 kg. Årsproduksjonen av andre bunndyr må derfor være minst 300 kg, og sannsynligvis en del større. Det kan være flere årsaker til at regnestykket ikke går opp. For det første kan antallet større bunndyr i prøvene våre være vesentlig undervurdert. Bunndyr i Songsjøen ble innsamlet om høsten etter at hoveddelen av beitesesongen var over. Mengden bunndyr i prøvene trenger derfor ikke gi noe godt bilde av hva som var tilgjengelig ved beitesesongens begynnelse om våren, idet meste parten av fiskens matinntak skjer i perioden fra isløsning til temperaturen begynner å falle om høsten. En annen mulighet er at

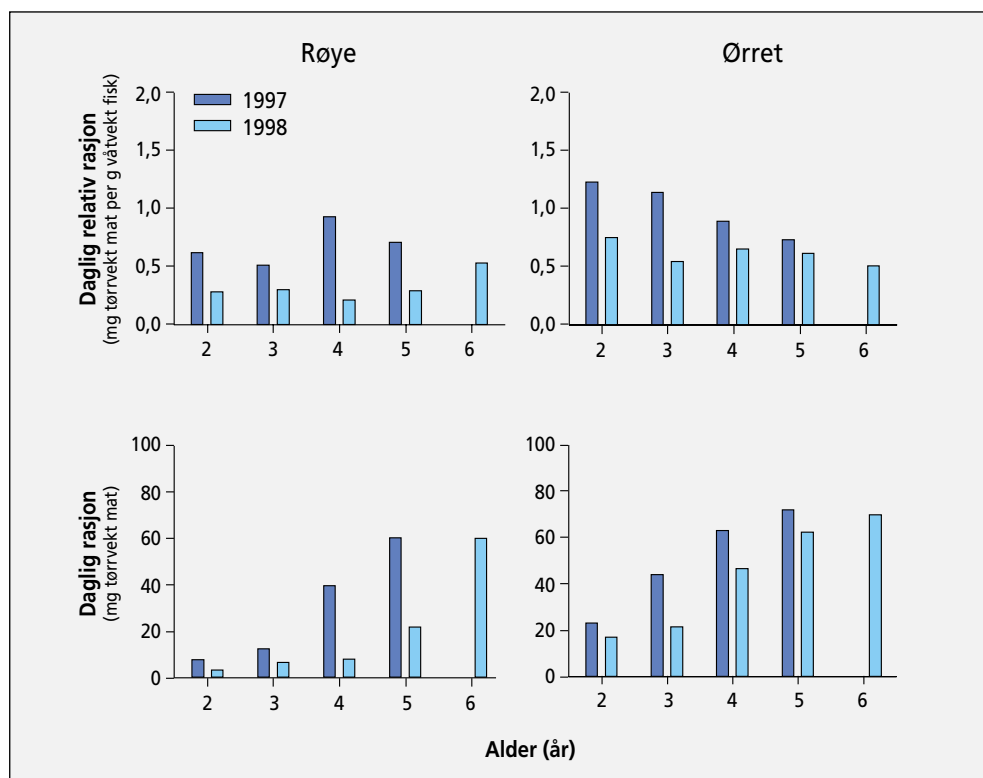
omregningsfaktoren fra mengde dyr til årlig produksjon kan være høyere for enkelte dyregrupper enn den vi benyttet. Det er imidlertid åpenbart at disse dyrene, hovedsakelig døgnfluelarver, vårfluelarver og vannnymfelarver, utsettes for et betydelig beitepress fra fisk, og vår undersøkelse antyder at en stor del av årsproduksjonen av disse dyra beites. Disse insektlarvene er på grunn av sin størrelse meget attraktive byttedyr. Det harde beitepresset på disse dyra tilsier at fiskeproduksjonen i Songsjøen er klart næringsbegrenset. Disse dyrene lever i strandsonen hvor ørreten dominerer. Da røya taper i konkurransen med ørret om strandsonen finner vi lite av disse dyrene i røyas diett.

2.1.8 Hvor effektivt utnyttes maten?

Når vi kjenner hvor mye fisken spiser i forhold til mengden mat som finnes i innsjøen kan vi også beregne hvor effektive fiskene er til å utnytte næringsgrunnlaget i innsjøen. Dette er sentral kunnskap når vi studerer hvordan energi og stoff transporteres gjennom næringskjedene generelt, men også viktig for vurderinger av fiskeproduksjon i innsjøer. Ørreten klarer å omsette omlag 17 % av maten den spiser til vekst. Videre vet vi fra laboratoriestudier at ca 25 % av maten føres tilbake til innsjøen gjennom urin og eksremitter. Dette betyr at av de nær 400 kg (tørrvekt) med mat ørreten spiser, går ca 68 kg (17 %) til vekst, mens 100 kg (25 %) føres tilbake til innsjøen, og resten, 232 kg (58 %), går med til å holde fiskene i live. I gjennomsnitt er røya litt mindre effektiv (ca 16 % av maten brukes til vekst), men 3 og 4 år gammel røye har en veksteffektivitet opp mot 40 %. Dette er mye høyere enn tilsvarende for ørret (ca. 17 %). Røye, og spesielt ung røye, er altså mye flinkere til å utnytte maten til vekst enn ørret. Dette stemmer med resultater fra laboratorieforsk vi har gjennomført.

Figur 2.1.7

Daglig relativ rasjon (mg tørrvekt mat per g våtvekt) fisk og daglig rasjon (mg tørrvekt mat) hos ulike aldersgrupper av ørret og røye i Songsjøen 1997-1998. – Daily relative ration (mg dry-weight food per g wet-weight) fish and daily ration (mg dry-weight food) in different age-categories of trout and arctic charr in Songsjøen 1997-1998.



2.2

Alle røyer kan bli kannibaler

Martin-A. Svenning

Under karforsøk hvor stor røye ble tilbudt smårøye, ble bare noen av fiskene kannibaler. Etter at de store røyene ble satt ut i et overbefolka røye vann, ble imidlertid alle kannibaler. Det er derfor ingen grunn til å lære røyene til å bli kannibaler før utsetting. Utsetting av stor røye i overtallige røyebestander er trolig mer kostnadseffektivt enn å iverksette et tradisjonelt uttynningsfiske med teiner.

Overtallige røyebestander er det største fiskestellsproblemet i nordnorske fiskevann. Mange røyevatn i landsdelen ligger brakk, og overbefolkning er oftere regelen enn unntaket. Før røyevannene kan anvendes i nærings- og/eller sportsfiskeøymed må fiskekvaliteten bedres. Et av botemidlene kan være å redusere fiske tettheten ved hjelp av en kraftig uttynning av fiskebestanden. Dette vil gi mer næring til hver enkelt fisk, samt at mengden av tidligere nedbeitede næringsdyr trolig vil øke. Mange forsøk har vist at dette bedrer vekst og kvalitet hos den gjenværende

bestanden. Forsøksfisket med teiner i Altevatt, Troms, dokumenterte at nettingteiner trolig er det eneste egnede fiskeredskapet til uttynningsfiske i overbefolkede røyebestander, og utfiskingsprosjektet i Takvatnet dokumenterte dette i praksis. De langsiktige effektene etter et teinefiske er imidlertid usikre.

Tette røyebestander med dårlig vekst, har ofte blitt forklart med røyas sterke forplantningsevne. Flere av røyevannene i Nord-Norge ser imidlertid ut til å ha endra seg fra en tilsynelatende stabil tilstand med en del store individer på slutten av 1950-tallet, til en tilstand der småvokste individer totalt dominerer i antall. I de senere årene har det vært reist spørsmål om hvorvidt "overbefolkning" kan skyldes bortfall av kannibalisme fordi mulige kannibaler er fjernet gjennom selektivt garnfiske. Mange er imidlertid skeptiske til at predasjon/ kannibalisme virker bestandsregulerende fordi man har funnet at såpass få individer er fiskespisere, og at kannibalisme stort sett inntreier etter at de har blitt 20-25 cm lange. Mange har følgelig konkludert med at kannibalisme hos røye har liten betydning på dødeligheten blant



Foto: Roar A. Lund

ungfisker. På bakgrunn av enkle modeller, benyttet på røyepopulasjoner på Svalbard, har det imidlertid vært vist at få fiskeeterer kan stå for nesten all dødelighet blant ungfisken, og at kannibalisme kan være en svært viktig tetthetsregulerende faktor. Praktiske helsjø-forsøk som kan demonstrere effekter av kannibalisme på røyebestander, har imidlertid manglet. Det er foretatt utsettinger av stor ørret i overbefolkede røyevann, men resultatene har vært usikre. I forsøk der det er satt ut andre arter ferskvannsfisk, finnes det imidlertid sterke indikasjoner på at antall byttefisk ble redusert og at veksten hos den gjenværende byttefisk økte.

Resultater fra laboratorieeksperimenter, samt erfaringer fra utsettinger av potensielle fiskepredatorer, har vist at bare en liten andel av den utsatte fisken blir fiskespisere. I forsøk som er gjort i Norge de siste fem årene, har mindre enn 4 % av de utsatte ørretene blitt fiskeeterer. Det er heller ikke påvist at fisk som før utsetting var tilvendt på fiskediett, var vesentlig mer effektive predatorer enn naiv fisk. Hos røye er det imidlertid gjennom laboratorieeksperimenter vist at enkelte individer opptrådte som fiskeeterer, hvilket antyder en sterk næringsspesialisering. Det er også vist at den individuelle næringssegregeringen opprettholdes over tid, dvs "en gang kannibal er alltid kannibal". Det er også påvist forskjeller i grad av fiskeeting mellom røyestammer. Det er imidlertid ennå uvisst i hvor stor grad kannibalisme er et nedartet trekk.

Ved utsetting av stor ørret i Store Renen i Trøndelag fant man at bare 3-4 % av de utsatte fiskene ble fiskeeterer. Den lave andelen fiskepredatorer kan enten skyldes at bare noen få av fiskene var arvelig disponert for å bli fiskeeterer, eller at predasjons-effekten av de få predatorer var så stor at tettheten av byttefisk ble for lav til at det var lønnsomt å ete fisk for de øvrige, utsatte fiskene. Også i flere andre utsettinger, har kun et fåtall av ørretene slått over på fiskediett. I laboratorieforsøk (karforsøk) med røye, hvor flere potensielle fiskeeterer (røyer) ble plassert i samme kar, var det en viss andel som spiste småfisk. De samme fiskene så også ut til være fiskeeterer over tid. Dette antyder at bare noen av røyene er disponert for å bli fiskeeterer. En alternativ forklaring kan være at de individuelle forskjellene i kannibalsk respons skyldes sosiale interaksjoner mellom fisk i samme kar, og at de fiskene som overhodet ikke beiter småfisk i karforsøkene likevel vil slå over på fiskediett i et naturlig miljø (innsjø).

To til tre fiskeeterer per hektar (10 da) er trolig nok for å tynne ut overtallige røyebestander. Siden det er kostbart å produsere store, fiskeetende røye, er det viktig å (1) finne sikre metoder for å plukke ut de eventuelt beste fiskeeterne, og (2) avklare hvorvidt det er noen sammenheng mellom fiskens kannibalske adferd i tradisjonelle karforsøk og dens adferd i et naturlig miljø. For å belyse dette ble det gjennomført både laboratorie- og feltforsøk med stor røye, der fiskenes potensiale som fiskeeterer ble sammenlignet.

2.2.1 Målsetning

Prosjektet skulle gi svar på følgende spørsmål:

- Er det mulig, på bakgrunn av enkle karforsøk, å forutsi hvilke individer som vil bli de mest effektive fiskeeterne i et naturlig

system (innsjø)? Med andre ord er en god/dårlig fiskeeter under eksperimentelle laboratorieforhold også en god/dårlig fiskeeter i et naturlig miljø (innsjø)?

- Hvordan varierer inntaket av byttefisk gjennom året?
- Er utsetting av stor røye (kannibaler) et alternativ til et tradisjonelt uttynningsfiske med teiner, i den hensikt å oppnå høyere vekst og bedre kvalitet i overtallige røyebestander.

2.2.2 Karforsøkene

Det ble gjennomført fire karforsøk der 40 store røyer fikk muligheten til å fange og spise levende smårøye. De store røyene ble fordelt likt på 10 kar og ved forsøksstart ble det satt ut 50 levende smårøye (9-11 cm) i hvert av karene. Etter ett døgn ble de store røyene bedøvet og røntgenfotografert for å finne ut hvor mange smårøye hver hadde spist. Mellom forsøkene ble de store røyene bare tilbudt kommersielt tørrfor. En tid etter at forsøkene var avsluttet ble de 40 store røyene, samt 38 andre store røye som kun var blitt tilbudt kommersielt tørrfor (naiv fisk), satt ut i et 7 da stort overbefolket røyevann. De utsatte fiskene var fra 40 til 65 cm lange og veide fra 1 til 4 kg. I en periode fra halvannet til tre år etter utsetting, ble de store røyene fanget gjentatte ganger, og mageinnholdet analysert, for å konstatere hvilke av de utsatte fiskene som spiste fisk.

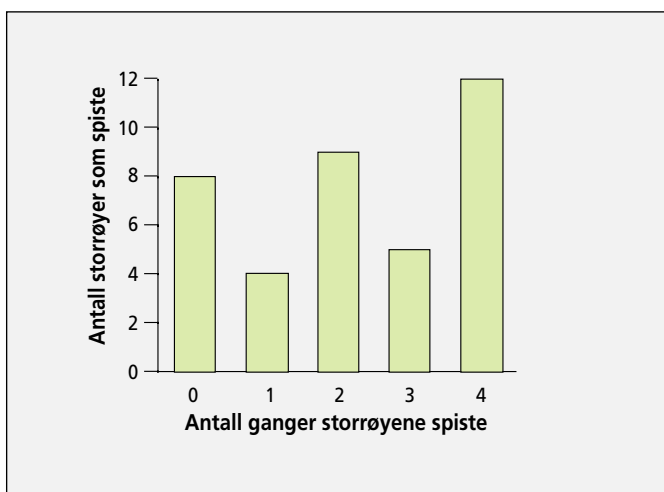
2.2.3 Ikke alle røyene ble kannibaler

Tolv av storrøyene (32 %) åt smårøye i alle forsøkene (**figur 2.2.1**). Noen spiste opptil 12 smårøyer hver gang, og de 10 "flinkeste" storrøyene spiste til sammen 254 smårøye i løpet av de fire forsøkene (**figur 2.2.2**). Derimot var det 8 storrøyer (21 %) som ikke åt smårøye i noen av forsøkene (**figur 2.2.1 og 2.2.2**). De øvrige 20 røyene spiste til sammen 112 smårøye. De fleste smårøyene ble fanget og spist i løpet av de to første timene.

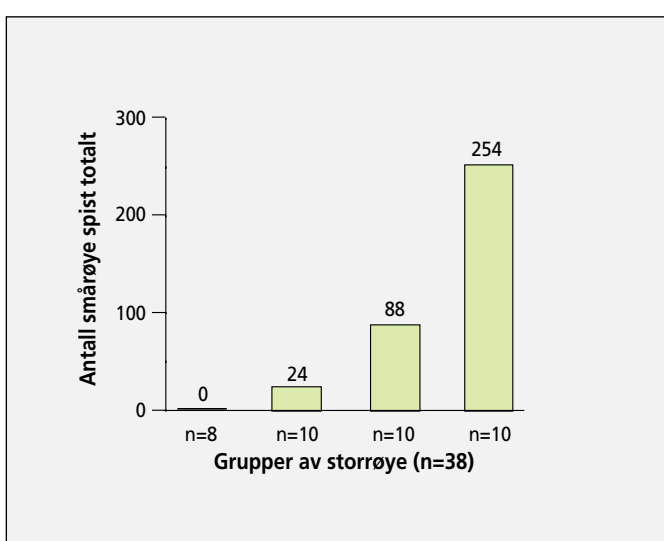
I det første forsøket var det 22 storrøye (58 %) som ikke spiste smårøye, mens det i det siste forsøket bare var 11 som ikke spiste fisk. Av disse var det bare to storrøyer som spiste mer enn to småfisker i det fjerde forsøket. Totalt sett ble det derfor bare spist tre fisker mer i det siste (n=87) enn i det første forsøket (n=84). Det er således ikke grunnlag for å si at storrøyene ble flinkere til å fange småfisk utover i forsøksperioden. Videre kan dette tyde på at bare en viss andel av storfisken er disponert for å bli fiskeeterer, dvs. om lag 10 av storrøyene, tilsvarende ca. 25 % av forsøksfiskene.

2.2.4 Utsetting i et overbefolket røyevann

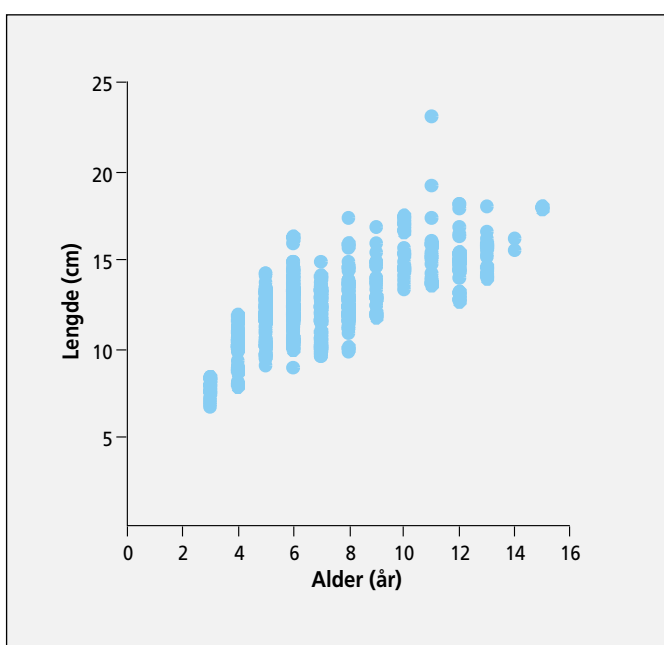
Storrøya ble i samråd med det lokale grunneierlaget satt ut i et lite (7 hektar), overbefolket røyevann i Bardu kommune, Troms. Utsettingen var godkjent av Direktoratet for naturforvaltning, men ble ellers holdt skjult for offentligheten. Før utsetting var ca. 70 % av den fangbare, naturlige bestanden blitt merket, og vi kunne beregne at det var ca. 10000 røye over 9 cm i vannet. Veksten stagnerte ved kroppslengder på 12-15 cm, når røya var 6-7 år gammel (**figur 2.2.3**). Den småvokste røya åt fjærmygg, samt en del ertermusling. Innslaget av dyreplankton i dietten var

**Figur 2.2.1**

Figuren viser hvor mange ganger storøyene spiste i løpet av de fire forsøkene. I hvert av forsøkene ble 5 eller 6 fisk i hvert kar tilbudt 50 smårøyer. – The figure shows how many times the big arctic charrs ate during the four experiments. In each of the experiments 5 or 6 big arctic charrs in every tank were offered 50 small arctic charrs.

**Figur 2.2.2**

Figuren viser hvor mange smårøyer de ulike gruppene av storøyer har spist i gjennomsnitt i løpet av de fire karforsøkene. – The figure shows how many small arctic charrs the different groups of big arctic charrs have eaten on average during the four experiments.

**Figur 2.2.3**

Lengde ved forskjellig alder hos røyebeholdningen i det overbefolkede røyevatnet. Fire-åringene er om lag 10 cm og veksten stagnerer når fiskene blir 6-7 år gamle eller om lag 15 cm. Dataene er basert på røye fanget på garn høsten 1994, dvs. før storøyene ble satt ut. – Length related to age in an arctic charr population from an overpopulated lake. Four-year old fish are about 10 cm, and growth stops when the fish is about 6-7 years old or about 15 cm. The data are based on arctic charr caught in nets in autumn 1994, i.e. before the big arctic charrs were released.

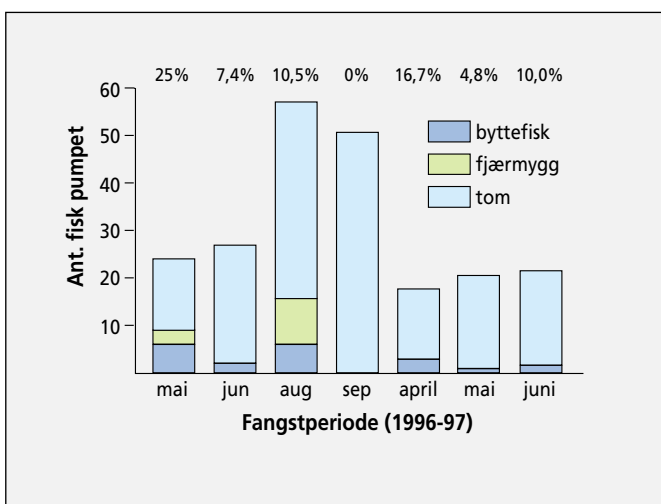
ubetydelig. Fiskene var også lite infisert av måse- og fiskeand-makk.

Vel et år etter utsettingen begynte innfangingen av de store røyene. I løpet av halvannet år, gjenfanget og magepumpet vi de fleste fiskene en eller flere ganger. Av de 78 storrøyene vi satte ut i innsjøen, var det dermed bare 6 individer (7,7 %) som aldri ble gjenfanget.

2.2.5 Storrøyene spiste smårøye hele året

Gjennomsnittlig fant vi at 10 % av storrøyene hadde spist smårøye like før de ble fanget. Noen ganger fant vi hel fisk i magen, andre ganger bare deler av ryggbeinet eller andre beinrester. Andelen storrøyer med fisk i magen varierte gjennom sesongen, og det ble fanget flest røyer med fisk i magen om vinteren (**figur 2.2.4**). I mars/april fant vi småfisk i magene hos 25 % av storrøyene, mens ingen hadde spist smårøye i slutten av september.

Røyene fordøyer maten vesentlig langsommere om vinteren enn om sommeren. Det tar ei storrøye om lag en dag å fordøye ei 10 g smårøye ved 14 °C, mens det trolig tar nærmere en uke ved 1-2 °C. Småfisk (eller rester av småfisk) som vi fant i magene til storrøyene om vinteren, kan derfor ha blitt spist en til to uker tidligere. Feilaktig kan man derfor få inntrykk av at flere storrøyer spiser småfisk om vinteren enn om sommeren. Vanntemperaturen vinterstid er bare 0,5 °C, mens sommertemperaturen er om lag 9 °C. I løpet av en sommermåned vil ei storrøye fordøye 10-15 smårøyer, mens den i løpet av en måned om vinteren bare fordøyer 3-5 småfisk. Hver storrøye kan således ete om lag 40 smårøyer i løpet av 10 vintermåneder, og 25 smårøyer i de to sommermånedene. Siden innslaget av fjærmygg i dietten også er høyere sommerstid, mens andelen fiskeetere var høyest om vin-



Figur 2.2.4

Figuren viser mageinnhold hos storrøye som ble magepumpet i perioden mai 1996 til juni 1997. Andelen av storrøyer som hadde smårøye i magen (anvist på toppen av figuren) varierte fra 0 til 25 %. – The figure shows stomach content of big arctic charr from May 1996 to June 1997. The proportion of big arctic charr having small arctic charr in the stomach (shown at the top of the figure) varied from 0 to 25 %.

teren, er det sannsynlig at predasjonseffekten totalt sett er størst i løpet av vinterperioden.

Ved en gjennomsnittlig, årlig predasjon på 65 smårøye, ville de 78 utsatte røyene ete om lag 7500 smårøyer i løpet av halvannet år. Merking-gjenfangst forsøket viste at bestanden av smårøye over 9 cm var redusert med om lag 6500 individer i løpet av samme periode. Dette indikerer at de utsatte røyene har spist om lag 70 % av fisken som var større enn 9 cm, og stått for mer enn 85 % av dødeligheten hos smårøyene. Dette er også i tråd med undersøkelser på Svalbard, der det har vært konkludert med at kannibalisme er den viktigste bestandsregulerende mekanismen i arktiske røyebestander. Antall kannibaler som vi satte ut var altfor høyt til at de kunne opprettholde et "naturlig" inntak etter at tettheten av småfisk var blitt vesentlig redusert. Inntaket av småfisk per storrøye ville derfor trolig ha vært enda høyere, dersom et lavere antall kannibaler hadde vært satt ut.

2.2.6 Alle utsatte storøyer spiste smårøye

Til forskjell fra karforsøkene, hvor flere av fiskene aldri spiste smårøye, viste det seg at alle storrøyene vi fanget i Skredbekkvatnet var fiskeetere. Vi fant heller ingen forskjeller mellom de antatt flinke og dårlige laboratoriekannibalene. De storrøyene som aldri spiste småfisk under karforsøkene, var faktisk de som oftest hadde småfisk i magen, men forskjellene mellom gruppen var små. Også røye som på forhånd bare hadde fått kommersielt tørrfor, hadde spist like mange smårøyer som erfarne fiskeetere. Det virker derfor formålsløst på forhånd å forsøke å skille gode fra mindre gode fiskeetere, eller å trene opp fisk til å bli bedre kannibaler. Etter utsetting vil storrøye med stor sannsynlighet bli fiskeeter etter utsetting, om næringstilbudet ligger til rette for dette. Dette resultatet strider mot tidligere undersøkelser der det har blitt hevdet at bare en viss andel av en gruppe røye vil være predisponert til å bli fiskeetere. I disse tidligere undersøkelsene har man imidlertid ikke observert de samme storfiskene både under laboratorie- og feltmessige betingelser.

Forsøket viste at resultatene fra laboratorieforsøk ikke var direkte overførbare til naturlige forhold. Dette kan skyldes sosiale interaksjoner mellom storrøyer som plasseres i samme kar. Under karforsøkene kan sosialt underlegne individer ha blitt forhindret fra å spise av de mer dominante. En annen mulighet er at bare de mest aggressive fiskene spiste fisk under laboratorieforsøkene. Hva som er årsaken kan man imidlertid ikke avgjøre på bakgrunn av de gjennomførte eksperimentene.

2.2.7 Kultivering av overbefolkede røyevatn; teinefiske eller utsetting av kannibaler?

Uttynningsfiske med teiner har vært vellykket i en del innsjøer, men blitt mislykket i andre. En av de viktigste forutsetningene for å oppnå langvarig økt vekst hos den gjenværende bestanden, er at uttynningsfisket pågår i minst 5-6 år, samt at det gjennomsnittlige, årlige uttaket av småfisk i denne perioden bør tilsvare i størrelsesorden 3 kg/ha. Dersom vi planlegger å ta ut såpass store mengder fisk i et overbefolket røyevatn, kan dette enten gjø-

res ved et tradisjonelt teinefiske, eller ved å sette ut fiskeetere/kannibaler. Bruk av fiskeetende røye blir billigst slik eksempelet nedenfor illustrerer.

Tar man utgangspunkt i en innsjø på 5 km² (500 ha), der det i løpet av 5 år skal fjernes 3 kg smårøye/ha/år, behøves et årlig uttak på 1500 kg, tilsvarende 100000 individer årlig à 15 g. Erfaringsmessig vil en gjennomsnittlig fange om lag 15 fisk per teinedøgn, noe som tilsvarer at det i en innsjø på 5 km² må fiskes med 50 teiner i til sammen 135 døgn. Teinene bør tømmes minst en gang per uke, dvs at de må røktes minst 20 ganger per år. Investeringskostnadene vil utgjøre i overkant av 110 000 kr og årlige driftsutgifter i størrelsesorden 7000 kr. I tillegg kommer arbeidskostnader tilsvarende 500 timer per år eller 2500 timer totalt. Selv med en så lav timepris som kr. 50, vil de totale utgiftene i løpet av en 5-årsperiode utgjøre nærmere 250 000 kr. Kostnadene kan reduseres gjennom en intensiv dugnadsinnsats. Når en skal drive på i 5 år stilles det imidlertid svært store krav til både prosjektledelse og røktere, og vår erfaring er at dugnadspotensialet avtar svært raskt utover i prosjektperioden. Når en planlegger et slikt prosjekt bør en derfor tillegge dugnadspotensialet relativt liten verdi.

Dersom utsetting av fiskeetere skal "matche" et tradisjonelt teinefiske (som i ovennevnte eksempel) må det etableres en stabil bestand av fiskeetere som spiser 100 000 småfisk årlig. I vårt forsøk ått hver storøye gjennomsnittlig 65 smårøye årlig. Tilgjengeligheten av småfisk ble imidlertid kraftig redusert på grunn

av et svært høyt antall fiskeetere, og normalt må en vente at fiskeetende røye vil konsumere langt flere fisk. Dessuten var røya satt ut i et kaldt fjellvann som er islagt 10 måneder i året. I mer lavereliggende, varmere vann vil fisken ete mer på grunn av høyere fordøyelseshastighet. Det vil også være naturlig at det tillates sportsfiske på de utsatte kannibalene. Dersom vi antar at årlig fangstdødelighet utgjør 40 % og naturlig dødelighet 10 %, vil en utsetting av 600 kannibaler årlig, føre til at antallet kannibaler etter noen års utsetting stabiliserer seg på i overkant av 1000 individer. Med andre ord dersom vi aksepterer en total årlig dødelighet på 50 % vil fiskesamfunnet etter noen års utsetting ha stabilisert seg på to kannibaler per ha, selv om det årlig bare settes ut litt i overkant av én fisk per ha.

Produksjonsprisen på 500 g (sjørøye i nordnorske røyelegg er kr. 33-34 per kg, eller i underkant av kr. 20 per fisk. Inklusive transportkostnader kan utsettingsklar storøye trolig leveres for mindre enn 25 kr per fisk, tilsvarende kr 15000 årlig i vårt eksempel, eller kr 75000 i løpet av ovennevnte 5-årsperiode. I regneeksempelet har jeg antatt en fangstdødelighet på 40 %, dvs. at det årlig vil fanges omlag 520 kg fiskeetere à kr 30 per kilo, tilsvarende en førstehåndsverdi på kr 15000, eller kr. 75000 over fem år. Med andre ord vil førstehåndsverdien av fangsten balansere kostnadene ved utsetting av fiskeetere. Konklusjonen må derfor bli at utsetting av kannibaler sannsynligvis er vesentlig mindre kostnads- og arbeidskrevende enn et tradisjonelt uttynningsfiske med teiner.

2.3

Hvordan får vi større fisk?

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Bror Jonsson, Ian A. Fleming og Odd Gåsdal*

*Sosiologisk institutt, Universitetet i Bergen

En spørreundersøkelse viste at størrelsen mer enn antall fisk man får på en fisketur var viktig for fiskeinteressens hos voksne. For barn er det viktigst å få fisk. De fleste syntes at fiske for sportens del var like viktig eller viktigere enn å få matfisk, men samtidig var det svært viktig å kunne fiske med garn. For å få større fisk kan man tynne ut småfallende bestander med garn eller teiner, eller man kan sette ut store rovfisker. En modell, som her er utviklet, viser at det kan ta lang tid før tiltak begynner å virke. Man må ta ut mye av fisken for å få vesentlig større fisk og bestandene vender raskt tilbake til utgangspunktet hvis tiltakene opphører. Naturlig bestandsregulering ved hjelp av fiskepisende fisk er effektivt, men mye utviklingsarbeide gjenstår før metoden kan anbefales for forvaltning av småfallende bestander.

Målet med prosjektet har vært å utvikle metoder for forsterkingstiltak i tette fiskebestander med småvokst fisk for å tilfredsstille brukernes ønske om god kvalitet på fisken. Vi har undersøkt brukernes ønsker, studert biologiske mekanismer som bestemmer fiskestørrelsen, utviklet en høstingsmodell og utprøvd og evaluert tiltak. Undersøkelsene er sentrert rundt Høysjøen i Nord-Trøndelag som har en tynn ørretbestand og en tett bestand med småvokst røye (røye større enn 70 gram er sjeldne). I innsjøen drives det et aktivt fiske med garn og sportsfiskeredskaper.

2.3.1 Få store eller mange små?

Mange mener at få og store fisker alltid er bedre enn mange små. Det å få mye fisk og slippe å vente lenge mellom hver fisk kan imidlertid være viktig for de yngste og for nybegynnere.



Foto: Roar A. Lund

Dersom vi mener at rekruttering til sport- og fritidsfiske er viktig kan tette fiskebestander med småvokst fisk være et gode. Tidligere har vi visst lite om hvordan folk vanligvis ønsker at fiske-mulighetene skal være.

For å se nærmere på hvordan sports- og fritidsfiskere prioriterer mellom få og store eller mange og små fisker, og hvordan denne prioriteringen påvirkes av familiesituasjonen, utarbeidet vi en spørreundersøkelse. Her fikk alle brukerne velge mellom ulike størrelser på fisken, antall fisk de kunne regne med å få på garn eller stang, hvorvidt det var tillatt å fiske med garn eller ikke, og prisen på fiskekort. De ulike alternativene var laget slik at de alle skulle være mulige å få til gjennom ulike tiltak. Undersøkelsen ble gjennomført blant brukerne av Høysjøen som primært er de 50 hytteeierne med deres familier. Innsjøen, og måten den brukes på, framstår som ganske typisk for mange fiskevann i Norge. Undersøkelsen bekrefter at størrelsen på fisken er viktigere for fiskeinteressen enn antall fisk man kan vente å få på en fisketur. Mange av brukerne hadde barn eller barnebarn som fisket i innsjøen, men dette betød lite for hva slags fiske de ønsket seg. Når de ble spurt om hvor viktig det var at fisket passet for barn eller voksne svarte de fleste at begge gruppene var like viktige. Det kan vel være at forutsetningen for vellykket samvær er at både voksne og barn synes aktiviteten er morsom. De fleste syntes at fiske for sportens del var like viktig eller viktigere enn å få mat-fisk, men samtidig var det svært viktig å kunne fiske med garn. Alle alternativer som innebar stopp i garnfiske ble valgt bort. Alternativer som innebar større økninger i prisen på fiskekort (fra dagens 100 kr for et årskort) var heller ikke populære. Analysene tyder på at brukerne kan være villig til å betale opp til 250-300 kr for et sesongkort dersom fisket bedres. Noen av brukerne ble imidlertid også spurt om de ville slutte å fiske i innsjøen om prisen for årskort ble økt til 300 kr, og halvparten svarte bekræftende. Det ser derfor ut til å være vanskelig å finansiere kostbare tiltak gjennom store økninger i prisen på fiskekort.

Den kombinasjonen som ser ut til å være absolutt best for de som fisker i Høysjøen er en økning i fiskens størrelse, en redusert bestand, fortsatt garnfiske og uendret kortpris, men det er trolig også rom for en mindre økning i kortprisen for å finansiere tiltak. Det er slett ikke usannsynlig at fiskeinteresserte nordmenn flest ville ha vært enig i at en slik løsning er best. Hvis dette er riktig burde de som planlegger tiltak i andre fiskevann gå inn for større fisk, selv om dette betyr at det blir færre av dem. Dessuten burde de være forsiktige med tiltak som innebærer forbud mot garnfiske og større økninger i prisen på fiskekort.

2.3.2 Konkurransen mellom ørret og røye

Mange av våre fiskevann har flere arter fisk og kombinasjonen ørret og røye er spesielt vanlig. I mange av disse vannene er det mange og småvokste røyer, og færre og større ørret. Det er derfor ofte røyebestandene man ønsker å endre. Fordi både ørret og røye som lever alene i innsjøer ofte ser ut til å foretrekke å spise bunndyr i strandsonen (dvs. de har samme rolle i økosystemene) kan man imidlertid ikke gjøre tiltak rettet mot røya uten å ta hensyn til konkurransen fra ørret. Selv om det finnes ganske mange undersøkelser av konkurranse mellom ørret og røye vet vi fortsatt lite om hvordan ørret påvirker røye. I 1993 gjennom-

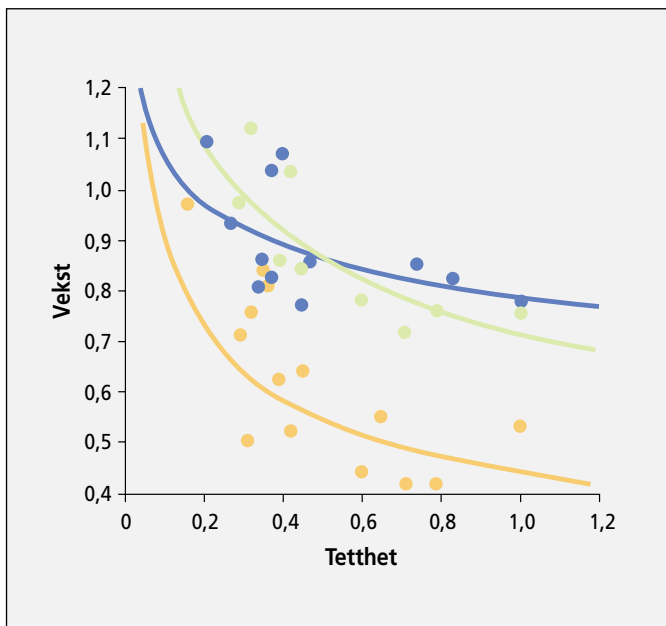
førte vi derfor et felteksperiment (6 stk 100 m² innhegninger) i Høysjøen. Vi så både på den direkte effekten av ørret på røye i dag (etter ca 50 år sameksistens) og hvordan konkurransen har påvirket røyas utseende og levevis. Forsøkene ble gjennomført i strandsonen som er det område av innsjøen med mest mat, men hvor røya normalt ikke forekommer.

I innhegningene vokste ørret bedre og spiste mer enn røye, men røye som levde alene i innhegninger, gjorde det ikke bedre enn røye som var i innhegninger sammen med ørret. Røya fortsatte å spise dyreplankton i de øvre vannlag selv når den fikk være alene på grunt vann med mye store bunndyr tilstede. Vi fant også at de røyene som lignet mest på ørret, både i sitt utseende og i sine spisevaner, vokste dårligere enn andre røyer i innhegninger sammen med ørret. Når de var alene var det ingen slike forskjeller. Hos røye ser det derfor ut til å være seleksjon mot å være lik ørret - dvs. at individer som likner på ørret gjør det dårligere enn andre og deres egenskaper kan forsvinne fra bestanden. Det ser derfor ut til at røya i Høysjøen på grunn av konkurranse fra ørret, har utviklet seg til en spesialist på å spise dyreplankton, og at den i dag gjør det den er blitt best til. Konkurranse fra ørret er derfor ikke viktig for de driftsmodellene vi utvikler for å bedre kvaliteten i røyebestander.

2.3.3 Konkurransen mellom røyer - tetthetsavhengighet

Når det blir flere fisk i en innsjø blir det mindre mat på hver, og fiskene vokser dårligere. Det er dette biologene kaller tetthetsavhengig vekst, og denne mekanismen ligger til grunn for de fleste fiskestellstiltak. Tetthetsavhengig vekst kan også oppstå som et resultat av at antall energikrevende konfrontasjoner mellom fiskene øker med tettheten (fiskene "krangler" mer). Til tross for hvor viktig tetthetsavhengighet er både som biologisk fenomen og som grunnleggende faktor i de fleste fiskestellstiltak, så finnes det svært få studier på fisk som angir styrken av tetthets-effekten. En av årsakene til dette er at det er vanskelig å påvise tetthetsavhengig vekst i naturlige bestander fordi effekten først blir tydelig ved lave tettheter.

Variasjoner i vanntemperatur bidrar også til variasjoner i vekst fra år til år. Basert på data fra Høysjøen for bestandsstørrelse, fangstene på garn i ulike år og røyas vekst i forhold til artens potensielle (bestemt i laboratorieforsøk) utviklet vi modeller som forutsier styrken av tetthetsavhengigheten for ung røye (**figur 2.3.1**). For fisk eldre enn 2+ var imidlertid veksten generelt for dårlig til at modellen kunne brukes. Dette betyr ikke at det ikke er tetthetsavhengig vekst for disse gruppene, men bare at den dårlige veksten gjør det vanskelig å oppdage relasjonene. De tetthetsrelasjonene vi fant for røye er imidlertid et av svært få eksempler på sammenhenger mellom tetthet og vekst i naturlige fiskebestander. Disse modellene danner et godt utgangspunkt for utvikling av en større modell for effekter av selektivt uttak av fisk (ved hjelp av fiske eller predasjon) for regulering av fiskebestander.



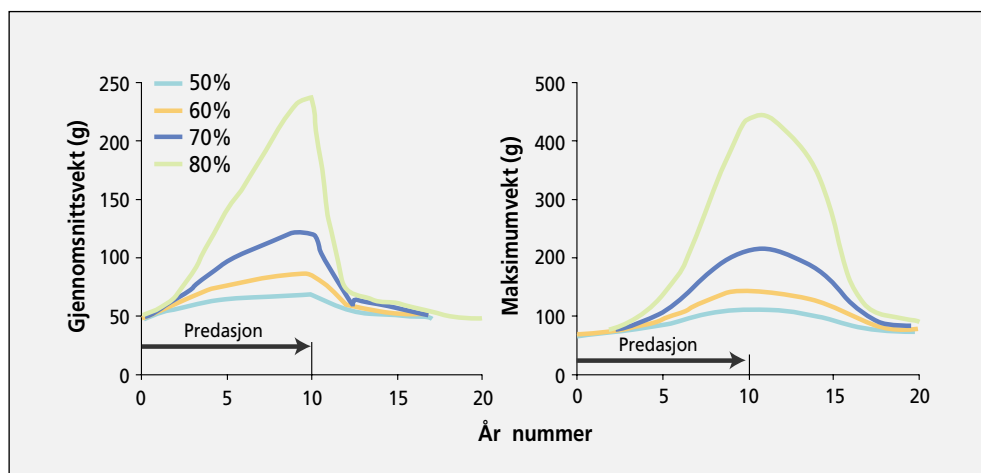
Figur 2.3.1.

Sammenhenger mellom hvor godt røye vokser (relativ vekst i forhold til vekstpotensialet, 1=maksimum vekst) og hvor mange det er av dem (relativ tetthetsindeks). Figuren viser sammenhenger for årsyngel (blå sirkler og blå linje), ett år gammel fisk (grønn sirkler og grønn linje) og 2 år gammel fisk (orange sirkler og orange linje) og er basert på 12 års data fra Høysjøen i Nord-Trøndelag. - Relationships between growth in Arctic charr (relative growth in relation to growth potential, 1=maximum growth) and how many fish there are (relative density index). The figure shows the relationship for < 1 year fish (blue circles and blue line), yearlings (green circles and green line), and 2 year old fish (orange circles and orange line), based on 12 years data from Lake Høysjøen, Nord-Trøndelag.

2.3.4 En modell for å forutsi effekter av tiltak

Når man tynner en fiskebestand kraftig (ved hjelp av garnfiske, teinefiske eller predatorfisk), vil fiskestørrelsen øke. Dette er dokumentert gjennom utfiskingsforsøk. Modellering er en alternativ tilnærming for å undersøke dette. Ved hjelp av en god modell kan man på kort tid prøve ut ulike strategier som det i praktiske forsøk ville ta tiår å evaluere med dertil hørende kostnader. Modeller kan også brukes i utforming av konkrete tiltak og svare på problemstillinger som hvor mye fisk som høstes i en gitt innsjø, og hvor stor effekt man kan oppnå. Videre kan modeller hjelpe oss til å skille mellom viktige og mindre viktige faktorer, og på den måten bidra til å prioritere forskningsbehovet. Med utgangspunkt i den kunnskapen vi har om røya i Høysjøen utviklet vi en simuleringsmodell som forutsier antall fisk og størrelsen på disse i ulike aldersgrupper av røye. Vi testet hvordan ulike metoder for selektiv tynning av bestanden (fiskespisere og garn/teinefiske) virker, hvor sterk tynningen må være og hvor lenge man må holde på.

I de første simuleringene lot vi stor ørret eller røye spise konstante andeler av 1+ og 2+ røye hvert år i 10 år (**figur 2.3.2**). Fordi fiskespiserne bare spiser små fisk tok det 4-5 år før økningen i gjennomsnittstørrelse var merkbar. Videre må en relativt høy andel av ungfisken spises for at gjennomsnittstørrelsen skal øke nevneverdig. For å øke snittvekten hos røya i Høysjøen fra ca 50 til 100 g, må storfiskene ta ut 70 % av alle 1 og 2+ hvert år i løpet av sin levetid (10 år i simuleringen). Klarer fiskespiserne å ta ut så mye som 80 % av ungfisken, vil det kunne produseres noen få fisk tyngre enn 400 g. Disse kan muligens selv bli fiskespisere. I simuleringer med sterk tetthetsavhengighet og sterk predasjon forutsier modellen at det kan produseres noen få svært store fisker.



Figur 2.3.2

Effekter av 10 år med fiskespisere (stor ørret eller røye) i Høysjøen på røyas gjennomsnittsvikt (venstre figur) og maksimal vekt (høyre figur). Modellforutsigelser er gitt under antagelse av at fiskespiserne hvert år spiser fra 50 - 80 % (angitt med ulike linjer) av alle ett- og toåringene i innsjøen. - Effects after 10 years with piscivorous fish (big brown trout or Arctic charr) in Lake Høysjøen on average weight of Arctic charr (left figure), and maximal weight (right figure). The predictions of the models are assuming that piscivorous fish eat 50 - 80 % (given with different lines) of all 1-2 year old fish in the lake every year.

I simuleringene av effekten av garnfiske antok vi at fiske ble drevet med små maskevidder: 16 og 19 mm. Som med fiskespisere, fant vi at fangstrykket må være høyt for å få stor fisk, og det tar tid før resultatene kommer (**figur 2.3.3**). Først når 70 % av fisken i den aktuelle størrelsen er fanget hvert år i 6 år, hadde gjennomsnittsfisken økt i vekt fra ca 50 til 100 g. Det var imidlertid en viktig forskjell fra simuleringene med fiskespisere: vekten begynte å avta igjen før fisket ble stoppet.

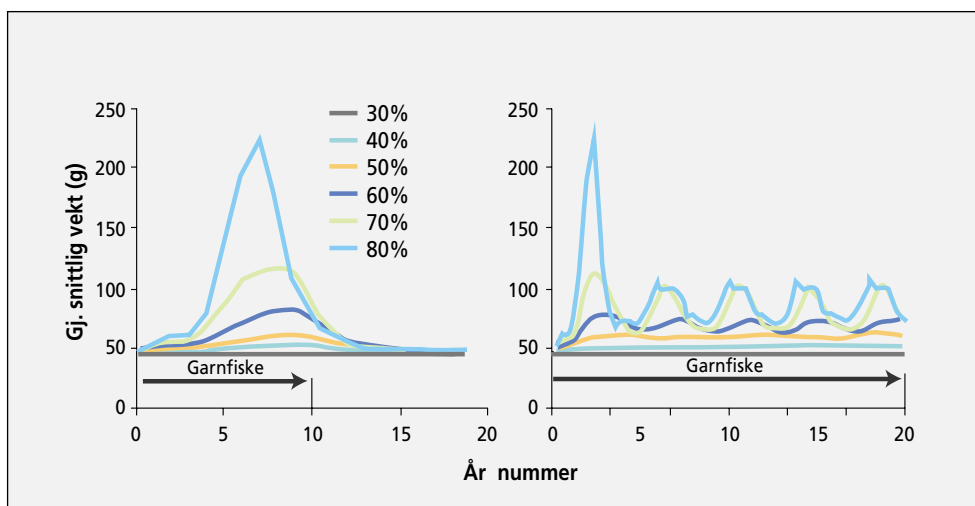
For å utforske dette nærmere, gjennomførte vi en simulering med 60 år med garnfiske. Etter en kraftig vektøkning i løpet av 7 år, avtok gjennomsnittsstørrelsen for deretter å gå inn i sykliske svingninger. Årsaken til disse svingningene, er at fiskene vekselvis vokser seg raskt og saktere gjennom fangstvinduet (den tiden fisken er mellom 15 og 20 cm og fanges av garna). Når veksten bedres vokser fiskene raskere gjennom fangstvinduet og færre blir fanget i garn. Dermed øker fisketettheten og veksten avtar. Årsaken til at den første toppen er høyere enn de senere er at når simuleringene starter er en mye høyere andel av bestanden utsatt for fangst (de fleste fiskene er små). For å dempe slike svingninger kan man vurdere å bruke garn av litt større maskevidde. Her kommer man imidlertid i konflikt med ønsket om å la noen fisk bli store nok til å bli fiskespisere og således overta reguleringen av bestanden. Garnfiske med større maskevidder reduserer mulighetene for at slike fisk kan oppstå (stor fisk vil alltid være sjeldne og kan lett fiskes ut). De simuleringer vi har gjennomført med garnfiske vil ikke skille seg mye fra situasjoner med teinefiske. Det er imidlertid sannsynlig at teinefiske vil kunne ta noe mer av eldre og større fisk. Vi har imidlertid ennå ikke gode nok data om hvilke størrelsesgrupper som er mest utsatt for fangst i teiner til å simulere et slikt fiske på en god måte.

2.3.5 Utprøving av tiltak

En av de datasettene som var planlagt brukt til å teste modellen er fra Høysjøen. Her har vi prøvd ut en strategi med utsetting av anleggsprodusert storørret som skal virke som predator på røye. Formålet var å teste om man ved å sette ut et lavt antall storørret, tilpasset mengden byttfisk som finnes i innsjøen, kunne få de fleste til å bli fiskespisere og dermed den ønskede endring i bestanden, slik den ble definert av brukerundersøkelsen. Fra tidligere undersøkelser visste vi at utsettinger av et høyt antall storørret eller røye kan gi god effekt i tette røyebestander med småvokst fisk. Utsetting av et høyt antall stor fisk hvor en lav andel blir fiskespisere er imidlertid økonomisk og praktisk en dårlig strategi. Utsetting av få storfisk er imidlertid en farbar vei. Vi undersøkte også hvor utsatt disse fiskene er for fangst og om det er praktisk mulig å beskytte dem mot å bli raskt utfisket.

I juli 1997 ble derfor 50 idividmerkede ørret (800-2500 g) satt ut i Høysjøen. Rapporteringsordning blant brukerne ble etablert slik at vi fikk vite vekten av fisken ved gjennfangst, samt en kjøttprøve til bestemmelse av innhold av radioaktivt cesium. Vi kunne da bestemme hvor mye byttfisk predatorfiskene hadde spist fra utsetting til gjennfangst.

Et viktig resultat var at brukerne av innsjøen var flinke til å beskytte storfiskene. Den første måneden etter utsetting besluttet vi i samarbeid med hytteforeningen midlertidig å stoppe alt fiske. Like etter utsetting er anleggsprodusert fisk lett å få på redskap. Deretter oppfordret vi alle som fikk uskadd storfisk å sette den tilbake. Flere fikk kontakt med storørretene, både på isfiske, garn og oter, men nesten uten unntak ble fiskene sluppet ut igjen. Dette viser at man med god informasjon og godt samarbeide kan beskytte storfiskene slik at man ikke trenger å erstatte fanget fisk med nye utsettinger så ofte.



Figur 2.3.3

Effekter av 10 og 60 års garnfiske i Høysjøen på røyas gjennomsnittsvikt. Modellforutsigelsene er gitt for årlige fangster fra 50 - 80 % (angitt med ulike linjer) av fiskene mellom 15 og 20 cm. - Effects of 10 and 60 years of netfishing in Lake Høysjøen on average weight of the Arctic charr. The predictions of the models are assuming annual catches of 50 - 80 % (given with different lines) of fish between 15 and 20 cm.

Basert på resultater fra 1998 og 1999 kan det virke som om predatorørretene ikke har hatt nevneverdig effekt i form av bedret vekst hos røya. Ifølge de simuleringene vi gjorde tidligere, er det imidlertid for tidlig å vente store effekter ennå. Vi fikk i løpet av høsten 1997 inn prøver fra to storørreter. Beregninger av næringsinntak ved hjelp av radioaktivt cesium som sporstoff, viste at disse fiskene i løpet av ca 70 dager kan spise om lag 1 g røye per g storørret. Vi har satt ut over 60 kg storørret og dersom alle disse spiser fisk vil de potensielt kunne ta ut 6000 røye å 10 g i løpet av et par drøye sommermåneder. Basert på modeller for hvor fort den utsatte fisken kan vokse, hvor mye mat den trenger for å vokse så fort, og antagelser om hvor mange av fiskene som overlever, vil fiskespiserne i de første årene kunne spise ca 26000 ungfisk per år økende til ca 35000 etter 4 år. Deretter reduseres antallet ettersom flere av storfiskene dør og etter 8 år er det lite trolig at man har gjennlevende storfisk.

Modellsimuleringer basert på et slikt regnestykke viser at gjennomsnittstørrelsen for røye i Høysjøen først vil øke merkbart i 2000/01, at en dobling i gjennomsnittstørrelsen er mulig og at enkeltindivider av røye kan bli tyngre enn 250 g. Uten at noen av de største røyene selv blir fiskespiserne eller nye storfisk settes ut, vil imidlertid størrelsen på røya raskt vende tilbake til utgangspunktet. For å evaluere tiltaket må vi følge opp veksten hos røye i Høysjøen. Så langt har vi bare registrert at fangsten av røye var uvanlig lav i 1999. Dette er en indikasjon på at predatorørretene har virket.

2.3.6 Konklusjon

Denne studien har vist at det er vanskelig å endre fiskestørrelsen i småvokste bestander. Store uttak er nødvendig før ønsket effekt oppnåes, og bestanden vil raskt vende tilbake til utgangspunktet om innsaten opphører. Utsetting av anleggsprodusert stor fiskespisende fisk, eller lokal produksjon av slike ved oppføring i merd i innsjøen, er et mulig alternativ. Problematikken forsterkes imidlertid av at garnfiske er såvidt viktig for mange brukere. Hardt garnfiske vil alltid kunne fjærne fiskespiserne eller fisk som er på vei til å bli det. En reduksjon i maskeviddene på garn kan være en god løsning. I noen fiskevann kan sportsfiske med stang eller oter være såvidt populært at en intens utfiskingsperiode som naturlig produserer fiskespiserne, kan etterfølges av forbud mot fiske med stormasket garn, slik at man får en innsjø med en ny balanse hvor fisken gjennomgående er større. Det er imidlertid nødvendig med videre modellering og utprøving av tiltak før vi kan anbefale hvilke tiltak som er best for å løse problemet med småvokst fisk i innsjøer.

2.4

Storørreten – vår mest attraktive innlandsfisk

Torbjørn Forseth, Ola Ugedal, Tor F. Næsje, Nina Jonsson, Karstein Hårsaker, Randi Saksgård, Bror Jonsson og Odd Terje Sandlund

Ørreten er vår viktigste ferskvannsfisk. Særlig attraktiv er storørret, dvs fisk på 1 kg og mer. For at ørret skal bli så stor må den ete fisk. I Norge har vi bare noen få typiske storørretbestander. Disse har derfor særlig stor forvaltningsmessig interesse.

For å nå attraktiv størrelse må ørreten gjennom flere forandringer i levested og næring. Den starter med å spise smådyr fra bekkebunnen, går over til å ta større dyr som kommer drivende. Etter 1-8 år vandrer den ut i en innsjø der den etter hvert begynner å ete småfisk. Rasktvoksende fisk går raskere gjennom disse endringene enn mer saktevoksende ørret. Ørretungene i bekken ser ikke ut til å være begrenset av næringstilgangen fordi de



Foto: Roar A. Lund

bare spiser en liten del av den føden som er tilgjengelig. Storørret kjønnsmodnes seint i livet, ofte først som 10-åringer, og eldre jo senere de begynner å spise fisk.

Femund er en av de kjente storørretinnsjøene i Norge. Dette prosjektet er dels basert på innsamling og systematisering av eksisterende kunnskap om storørret i Norge, dels på fellefangst og elektrisk fiske av yngel i Litjåa og Elgåa, viktige gytebekker til Femund, og dels på materiale innsamlet ved garnfiske og fra bifangster i det kommersielle sikfisket i Femund.

2.4.1 Hva er en storørret

En referansegruppe for storørret, oppnevnt av Direktoratet for naturforvaltning, foreslo i 1997 følgende definisjon på en storørretbestand

“Med storørretbestand menes en selvreproduserende bestand med regulær forekomst av fiskespisende individer som har et nisjeskift i livshistorien hvor overgang til fiskediett gir et markert vekstomslag”.

Denne definisjonen er ikke særlig presis fordi begrepene “regulær forekomst”, “fiskespisende” og “vekstomslag” i mange tilfeller er vanskelig å avgjøre. Denne definisjonen er for avhengig av ulike personers subjektive vurderinger. Hvis man ønsker å gi ‘storørret’ et spesielt vern, er det viktig at en definerer betegnelsen på objektive kriterier. Presis forvaltning er viktig fordi vern av en eller flere fiskebestander kan få sterk innvirkning på beskatning og forvaltning av andre bestander, og vernebestemmelser kan komme i konflikt med andre interesser. Vi foreslår derfor følgende alternative definisjon på storørretbestander:

- En storørretbestand er en bestand hvor individene på grunn av fiskediett oppnår en gjennomsnittlig størrelse på kjønnsmodne hunner på ca 40-45 cm (ca 1 kg) eller høyere.

Denne definisjonen inneholder fiskespising som den viktigste egenskapen hos storørret, men unngår problemene knyttet til frekvens av fiskespising i innsjøen ved å bruke gjennomsnittlig oppnådd størrelse hos hunnene i gytebestanden som kriterium. Gytehunnenes størrelse er interessant som kriterium fordi den er en funksjon både av bestandens dødelighetsforhold og vekstforhold. Hunnene kjønnsmodnes når veksten begynner å avta markert (nær asymptotisk størrelse i bestanden), dersom risikoen for å dø ikke er for stor fram til fisken når denne størrelsen. Hunnene i storørretbestander har vedvarende vekst og kjønnsmodnes relativt gammel og ved stor størrelse. Hannene derimot, er mer variabel i størrelse ved kjønnsmodning slik at deres størrelse ikke er egnet som kriterium.

Gytehunnenes størrelse kan stadfestes ved innsamling av gytefisk i gytebekker eller elver (med el-fiske, felle eller notkast). Etter vår mening er dette det eneste objektive kriteriet som kan benyttes for å avgrense storørretbestander.

2.4.2 Ungenes ernæring

Ungene lever sine første år i bekker eller elver. Hvordan ørretungene utnytter næringen og hvor lenge de oppholder seg i disse oppvekstområdene er avgjørende for bestandenes størrelse. For å forstå mer av hva som skjer i størretens første år, har vi studert næringsgrunnlag, diett og næringsopptak hos ørretunger i Litjåa, en gytebekk for størreten i Femund. Næringsopptaket ble beregnet ved å slippe ut cesiumsalt (CsCl som ikke er giftig) som et sporstoff i Litjåa. Ut fra mengden cesium i fiskene og i maten beregnet vi hvor mye fiskene hadde spist.

I sitt første leveår eter ørretungene i Litjåa nesten bare små insektlarver (fjærmygg) som de plukker fra bunnen. Etterhvert som fiskene blir eldre og større, går de over til å ta større bytte, samtidig som de gradvis henter mer av maten fra drivet i eller nær vannoverflata. Driv er insektlarver eller voksne insekter som driver med vannstrømmen nedover bekken. Ved å gjennomføre dette skiftet fra å ta små dyr på bunnen til større dyr i vannmassene er ørretungene i stand til å øke næringsopptaket ettersom de blir eldre og større. På den måten opprettholder de veksten fram til 2- 4 års alderen.

Veksten og næringsopptaket var nær artens maksimum for årsyngel tidlig på sommeren. For eldre fisk var veksten dårligere (42-100% av maksimum) selv om næringsopptaket fortsatt lå nær artens maksimum. For eksempel spiste 4-åringer i juli nær 100 % av artens maksimum, mens veksten bare var 42 % av maksimum. Dette viser at størrelsen på byttedyra også er viktig for fiskens vekst. Selv om fisken kan spise seg mett hver dag, så er utgiftene ved å fange mange små byttedyr så stor at veksten avtar ettersom fisken blir eldre og større. Veksten og næringsopptaket var også lavere senere på sommeren, trolig fordi mange av de største insektlarvene klekker og forlater bekken midt på sommeren. I bekken slutter fisken å vokse når den er blitt ca 15 cm lang, mens utflatingen i vekst i innsjøen ikke skjer før ved ca 56 cm lengde. Dette er selvsagt den grunnleggende årsaken til at ørreten forlater bekken og går ut i innsjøen for å ete.

2.4.3 Hvor mye mat finnes i bekken og hvor mye spises opp?

Vi undersøkte hvor mange dyr, og vekten av disse, som befant seg på bunnen av Litjåa og som drev med strømmen. Dyra som driver med strømmen er hovedsakelig dyr fra bunnen som frivillig eller ufrivillig kommer med strømmen. Landlevende insekter (f. eks. maur og biller) utgjør en mindre andel av drivet. Det er bare er en liten andel av dyra som lever på bunnen som til enhver tid driver med strømmen (ca 0,06%). Til tross for dette er det mye mere mat som kommer drivende (ca 0,05 mg per m³ vann) forbi en fisk enn det den kan finne på bunnen (ca 110 mg per m² bunn) når vi betrakter en periode på f. eks. et døgn. Dette skyldes selvsagt at det i løpet av et døgn renner mye vann forbi fisken (vannføringen i Litjåa er ca 0,5 m³ pr sekund).

Vi har også beregnet hvor mange fisk som lever i Litjåa (ca 50 fisk per 100 m² bekkebunn). Antar vi at hver fisk har et leveområde på 2 m² og leter gjennom og fanger bytte i et volum på 0,1

– 0,2 m³ vann, er fødetilbudet i driv fra 5,5 til 11 ganger større enn det den kan finne på bunnen. Vi har videre beregnet at en gjennomsnittsfisk i Litjåa spiser ca 100 mg næringsdyr per dag. Dette betyr at fisken spiser bare fra 7,5 til 14 % av det tilbudet av byttedyr den har. Disse beregningene antyder at ørretungene i Litjåa ikke er næringsbegrenset. Tilsvarende analyser i innsjøer (se kap. 2.1 Fiskens utnyttelse av næringsgrunnlaget i en innsjø) viser av ørreten der spiser opp mye mer av den tilgjengelige føden, spesielt av større insektlarver, enn ørretungene gjør i Litjåa. Dette skyldes at det bare er småfisk i bekken. Selv om småfisk spiser mye i forhold til sin kroppsvekt, spiser de lite totalt sett. Årsaken til at fiskene ikke blir store i Litjåa er trolig at byttedyrene er så små og selvsagt at utvandring til Femund er attraktivt ved at veksten vil kunne bli mye bedre der. Når ørretungene i Litjåa ikke er begrenset av mengden føde som er tilgjengelig, må bestanden enten være begrenset av antall egnede oppholdssteder eller så må det være for få gytere i bekken til at den fylles med unger.

2.4.4 Utvandringen til Femund

Fra Litjåa, og andre bekker rundt Femund, vandrer ørretungene ut i innsjøen fra de er ett til åtte år gamle. Flest individer vandrer ut som 2- (40%) og 3-åringer (27%). De fleste vandrer ut i august/september. Tidligere på året (under eller like etter vårflommen) ble det fanget noen små årsyngel (0+) i utvandringfella (**figur 2.4.1**). Siden disse var mindre enn de som var igjen i bekken er det trolig at dette er fisk som har tapt i konkurransen om å etablere et leveområde i bekken. Mange av disse vil antakelig dø. Tilsvarende vandret det ut noen få små 1-åringer. Den første store utvandringen fant sted når fisken var inne i sin tredje sommer i elva (2-åringer). De 2-åringene som forlot bekken var større enn de på samme alder som ble stående igjen. De gjenværende fiskene vandret ut ett eller to år eldre og bare noen få hanner blir stående igjen i bekken og ble kjønnsmodne der. Alle hunnene vandrer ut av Litjåa.

Basert på mengden cesium i fiskene og i deres næringsdyr kunne vi sammenligne næringsinntaket hos de 2-åringene som forlot bekken med de som ble igjen. De som vandret ut spiste gjennomsnittlig mer enn fire ganger så mye som de som sto igjen, men de hadde også et mye høyere stoffskifte. Dette førte til at vandrerne brukte relativt lite av energien i maten til å vokse sammenlignet med de gjenværende. Årsaken til at noen fisk vandrer ut tidligere enn andre, er at de har et høyere stoffskifte og derfor merker næringsbegrensingen i bekken tidligere. For ikke å miste det størrelsesmessige forspranget disse fiskene har opparbeidet (de er større) må de vandre ut av bekken for å finne mer og bedre mat.

2.4.5 Føde i innsjøen

Den første tiden etter utvandringen til Femund ernærer ørreten seg av dyreplankton, bunndyr og overflateinsekter. Veksten til ørreten er rettlinjert fra 2 cm ved klekking til 45 cm som 11-åring. Noen ørret blir fiskepisende fra en alder på 3 år. Som 3-åring er den gjennomsnittlig 17,5 cm lang, og den minste fiskepisende ørreten vi registrerte var 15,6 cm. Ørret som vokser raskt, blir

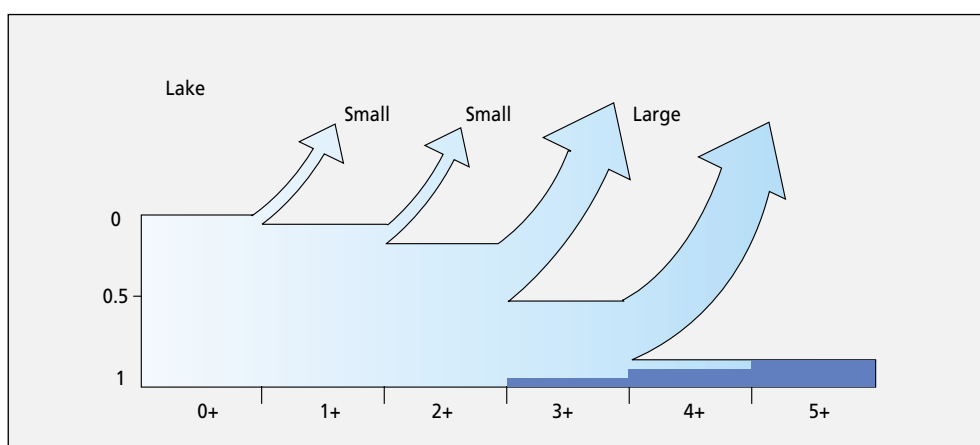
gjennomgående fiskepisere ved yngre alder og mindre størrelse enn de mer langsomtvoksende. Den mest langsomtvoksende ørreten skifter ikke til fiskespising før den er 9 år og 36 cm lang. Det er to mulige forklaringer på denne forskjellen på raskt og seintvoksende, fiskepisende ørret. Den ene er at de rasktvoksende fiskene trenger mer energirik mat for å opprettholde den gode veksten. Hvis den ikke får det, vil veksten stagnere og fisken tape sitt størrelsesforsprang i forhold til sine jevnaldrende. Den andre forklaringen er at de rasktvoksende er mer aktive og mer aggressive enn de seintvoksende, noe som kan være en fordel når en predator skal begynne å ete fisk. Slik aggressiv oppførsel kan være nedarvet. Uavhengig av om den første, den andre eller begge forklaringene er riktig, er resultatet at energiutbyttet for predatoren blir høyere ved skifte til fiskespising.

Hva slags fisk spiser ørreten i Femunden? Den mest ettertraktede matfisken er sik og røye, med lake, ørret, gjedde og harr som at-tåtnæring. Fisken som Femundørreten eter er mellom 3 og 30 cm lang avhengig av hvor stor rovfisken er. Dess større ørreten er, dess større bytte foretrekker de. Siden ørreten svelger byttet helt er størrelsen på gap og svelg en begrensning på hvor store byttedyr de kan ta. Ved å måle gapet til ørret og byttedefiskens største diameter har man beregnet at ørret kan ta fisk på mellom 24 og 40% av sin egen lengde. I Femunden eter ørret på 60-70 cm sik som er 15-20 cm lange, mens ørret på 20-30 cm eter sik på ca. 10 cm.

2.4.6 Tilbake til bekkene for å gyte

Basert på fangster i prøvafiske i Femund og bifangster i det kommersielle sikfisket fant vi at Femundørreten kjønnsmodnes relativt seint i livet; 50% av bestanden blir kjønnsmodne først som 10 åringer. Alder ved kjønnsmodning øker med alderen ørreten går over til fiskespising. Ørret som blir fiskepisere som 4 år, blir gjennomsnittlig kjønnsmodne 7 år gamle og 43 cm lange. De som blir fiskepisere 9 år gamle kjønnsmodnes som 10 åringer ved en lengde på 55 cm. En årsak til at alder ved kjønnsmodning øker med alder ved fiskespising er at overgangen til fiskediett gir god vekst, spesielt det første året etter diettskifte. Hvis fisken skulle kjønnsmodnes da (og stagnere i vekst) vil den miste vekstfordelen den fikk ved overgangen til fiskediett. Blant de aller eldste ørretene i Femund er så å si alle fiskeetere.

Undersøkelser av gytebestandene i Litjå og Elgåa, en annen viktig gytebekk for storørret i Femund, viste at begge bestandene oppfylte kriteriet i vår foreslåtte definisjon av storørret. Gjennomsnittsstørrelse for gytende hunnfisk var på 58 cm i Elgåa og 40 cm i Litjåa. Det ser ut til å være interessante forskjeller mellom de to bekkene ved at ørreten fanget i Elgåa i gjennomsnitt var større enn ørreten fra Litjåa gjennom hele livsløpet. Dette tyder på at vi innenfor en innsjø med storørret kan ha gytebestander med ulike andeler storørret. Dette vil i såfall komplisere klassifiseringen. Det er også interessant å merke seg at vekstkurvene for ørreten fra både Elgåa og Litjåa som helhet best kan karakteriseres som *vedvarende lengdevekst* opp i høy alder, og at vekstomslag bare ble funnet hos enkelte fisker.



Figur 2.4.1

Vandringsmønster for ørretunger i Litjåa: Et strømningsdiagram som antyder andelen av ørretunger av ulike aldre som vandrer ut av Litjåa og inn i Femund. "Stor" og "liten" indikerer at fiskene som vandrer er henholdsvis større eller mindre enn de som blir igjen i bekkene. Mørk blå angir andelen som blir kjønnsmodne i bekkene (noen få hanner). – Dispersal pattern for brown trout fry in River Litjåa: A float diagram which shows the proportion of brown trout fry of different ages who disperse from River Litjåa to Lake Femund. "Big" and "small" shows that fish that leave are respectively bigger or smaller than fish staying behind in the brook. Dark blue colour shows the proportion of fish reaching sexual maturation in the brook (some few males).

2.5

Utsetting av radiomerket gytelaks og spredning av laksengel fra gyteområder i Ingdalselva, et vassdrag uten egen laksebestand

Bjørn Ove Johnsen og Nils Arne Hvidsten

Utsetting av storlaks fra Orkla i Ingdalselva viste at de fleste fiskene gyttet i vassdraget, og at tilgang på skjul var avgjørende for om gytingen fant sted nær utsetningsstedet. Laksungene spredte seg lite fra gyteområdet den første sommeren, mens spredning andre og tredje sommer varierte mellom årsklassene avhengig av ytre miljøforhold som stabilt/ustabilt bunnsubstrat og flomlisgang.

Utsetting av gytelaks på nye elvestrekninger for at den skal kunne gyte selv, er en enkel form for kultivering, men har i liten grad blitt praktisert i Norge. Det er gjort spredte forsøk i enkelte vassdrag, men det foreligger ingen dokumentasjon på resultatene av slik flytting av gytefisk. Ved å kartlegge hvor laksen gyter vil man også kunne følge med på hvordan laksungene fra et gyteområde sprer seg, og hvor store deler av elva de tar i bruk. Undersøkelser fra utlandet indikerer at laksunger sprer seg lite fra gyteplassen de to første sesongene av sitt liv. Det betyr i så fall at for å oppnå opti-

mal smoltproduksjon i laksevassdrag, er det ikke bare antall gyte-laks som teller, men også hvordan gytefiskene fordeler seg i elva.

Ingdalselva har ingen egen laksebestand fordi en 13,5 m høy foss (Ingdalsfossen) like ovenfor flomålet hindrer laksens oppgang i vassdraget. Ovenfor fossen er det imidlertid ca. 12,8 km elvestrekning hvor fisk kan vandre fritt. Ingdalselva er dermed godt egnet for studier av utsetting av gytelaks og undersøkelser av laksungenes spredning fra gyteplassen.

Målet med undersøkelsene var å finne ut om utsatt gytelaks ville gyte i Ingdalselva og om radiomerkning var en egnet metode for å kartlegge hvor i vassdraget gytingen fant sted. Videre var det et mål å finne ut hvordan laksungene sprer seg fra gytegroppene. Dette er viktig for bedre å forstå hvor tett gytegroppene må være for at en lakselva skal kunne produsere optimalt med ungfisk. Undersøkelsene i Ingdalselva dekker således kunnskap, som mangler ved en bestand og rekrutteringsundersøkelse i Orkla, hvor en har som mål å finne ut hvor mange rognkorn som må til for å fylle opp elva med yngel og ungfisk.



Foto: Roar A. Lund



Figur 2.5.1

Umiddelbart etter merkingen med radiosender ble fisken satt ut i elva (foto Finn Økland). – The fish were released in the river immediately after being radiotagged (photo Finn Økland).

2.5.1 Radiomerking av gytelaks

Gytfisk fanget i Orkla ble påmontert radiosender og utsatt i Ingdalselva (figur 2.5.1).

Gytfisken ble satt ut på tre forskjellige steder i vassdraget. I 1994 ble fiskene satt ut i en kulp 1 km oppstrøms Ingdalsfossen, i 1995 i sideelva Sæterelva 5,5 km oppstrøms Ingdalsfossen og i 1996 ble fiskene satt ut i Langengelva 11 km oppstrøms Ingdalsfossen.

2.5.2 1994-utsettingen

I slutten av september 1994 ble det satt ut 5 par. Alle fiskene som var utstyrt med aktivitetssendere, ble overvåket fram til midten av november. To av hunnene og en av hannene vandret ut av elva etter kort tid. Den ene hunnen ble senere samme høst gjenfunnet ved Storås i Orkla noen få km nedenfor der den opprinnelig ble fanget. Tre av hunnene ble stående igjen i Ingdalselva i gyteperioden. Yngelundersøkelsene i juli 1995 viste at gyting hadde funnet sted på 3 punkter. De tre hunnene inneholdt tilsammen 27400 egg noe som tilsvarer en eggtetthet på 235 egg/100 m².

Hunnenes aktivitet var størst i perioden 10. - 20. oktober og etter 20. oktober ble det ikke registrert aktivitet fra hunnene innenfor gyteområdet. Gytefiskene vandret ut fra elva i oktober og november.

2.5.3 1995-utsettingen

I 1995 ble det satt ut 8 (5 hunner og 3 hanner) gytelaks i slutten av september i Sæterelva. To av hunnfiskene døde etter noen få

dager sannsynligvis på grunn av skader de allerede hadde ved utsetting og den ene hannen vandret ut av elva etter noen få dager. De tre hunnene og de to hannene som gytt i elva vandret etter utsetting raskt ned til Englihølen som ligger 3 km nedstrøms utsettingsstedet. Her gytt de i løpet av oktober på 3 punkter på en 300 m lang strekning. Hunnene inneholdt 28300 egg hvilket gir en eggtetthet på 429 egg/100 m².

2.5.4 1996-utsettingen

Dette året ble det utsatt 3 gytefisk fra Orkla (2 hunner og 1 hann). Fiskene ble satt ut i Langengelva ca. 11 km oppstrøms Ingdalsfossen. Den minste av hunnene ble stående 100 m nedenfor utsettingsstedet i to dager før den forsvant. Den andre hunnen og hannen stoppet 100 m nedenfor utsettingsstedet før de noen timer senere vandret ca. 4,8 km nedstrøms til et område i Langengelva ca. 4-500 m oppstrøms samløpet med Sæterelva der hunnen gytt mellom 10. og 13. oktober. Allerede 14. oktober hadde hannen begynt å vandre ut og den 15. oktober var den forsvunnet fra vassdraget. Dette tyder på at gytingen var over. I 1997 ble det funnet rikelig med årsyngel i området hvor gytingen ble observert, men det ble også funnet årsyngel ca. 100 m nedstrøms utsettingsstedet nær det stedet hvor fiskene oppholdt seg 2 timer etter utsetting. De to hunnene lot seg atskille i to ulike typer ved mitochondrie-DNA undersøkelser og det viste seg at all årsyngel som ble funnet i vassdraget i 1997 var avkom av den store hunnen. Det ble ikke funnet spor etter den minste hunnen. Den største hunnen hadde med andre ord gytt like i nærheten av utsettingsstedet i løpet av det første døgnet etter utsetting. Deretter vandret den ned til et nytt gyteområde hvor resten av eggene ble gytt i løpet av en knapp uke. Den store hunnen begynte å vandre nedover elva den 15. oktober og befant seg den 19. oktober ca. 2,6 km oppstrøms Ingdalsfossen.

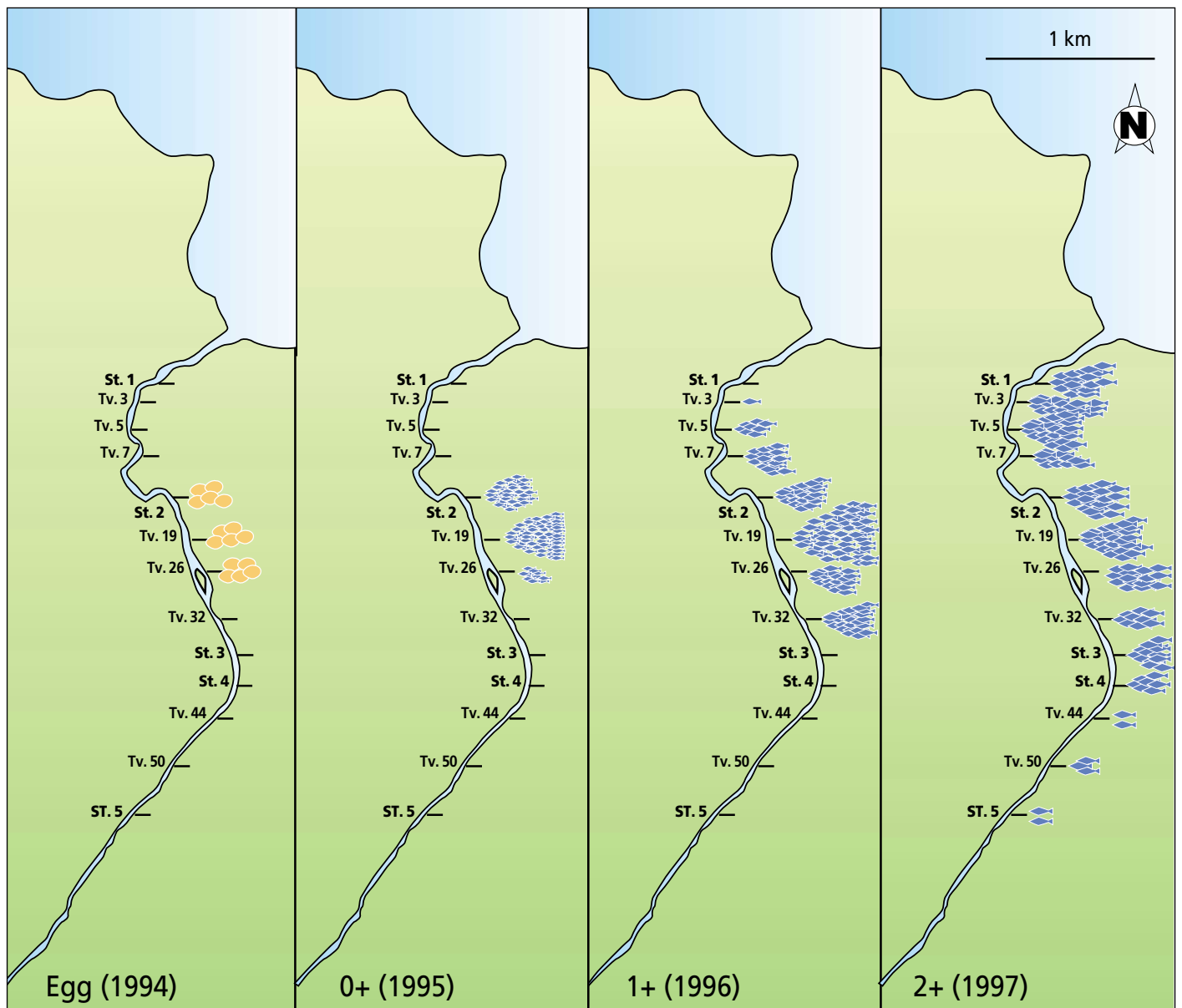
2.5.5 Spredning av laksyngel fra gyteområdene

Det har vist seg vanskelig å finne de nøyaktige gyte plassene kun ved å radiopelle gytefiskene. I juni/juli året etter ble det derfor gjort undersøkelser med elektrisk fiskeapparat for å påvise forekomster av årsyngel. Hvis mulig ble det avgjort hvem som var mor til avkommet ved hjelp av arvestoffundersøkelser (DNA). I tillegg undersøkte vi om det hadde foregått gyting andre steder i vassdraget enn der den radiomerkete laksen ble observert.

2.5.6 1995-årsklassen (1994-utsettingen av gytefisk)

Utbredelsen av 1995-årsklassen ble undersøkt i 1995, 1996 og 1997. I 1995 ble det i juli funnet årsyngel av laks (28-34 mm) på 3 punkter i elva innenfor en strekning på 500 m lengde. I september 1995 var tettheten av yngel stor sentralt innenfor denne strekningen og avtakende 250 m oppstrøms og 300 m nedstrøms. Allerede 480 m oppstrøms og 850 m nedstrøms var tettheten av årsyngel null (**figur 2.5.2**).

Et tilsvarende bilde av tettheten av ettåringer avtegnet seg sommeren 1996. I august var tettheten av laksunger størst sentralt i gyteområdet. Ca. 300 m nedstrøms var tettheten halvert og det samme var tilfelle ca. 500 m oppstrøms. Oppstrøms avtok tett-



Figur 2.5.2

Spredning av 1995 – årsklassen. Figuren til venstre viser hvor gytingen fant sted i 1994, videre mot høyre hvor 0+ ble funnet i 1995, hvor 1+ ble funnet i 1996 og lengst til høyre hvor 2+ ble funnet i 1997. – Dispersal of 1995 – cohort. The figure to the left shows where spawning took place in 1994, further to the right where 0+ were found in 1995, where 1+ were found in 1996, and on the far right where 2+ were found in 1997.

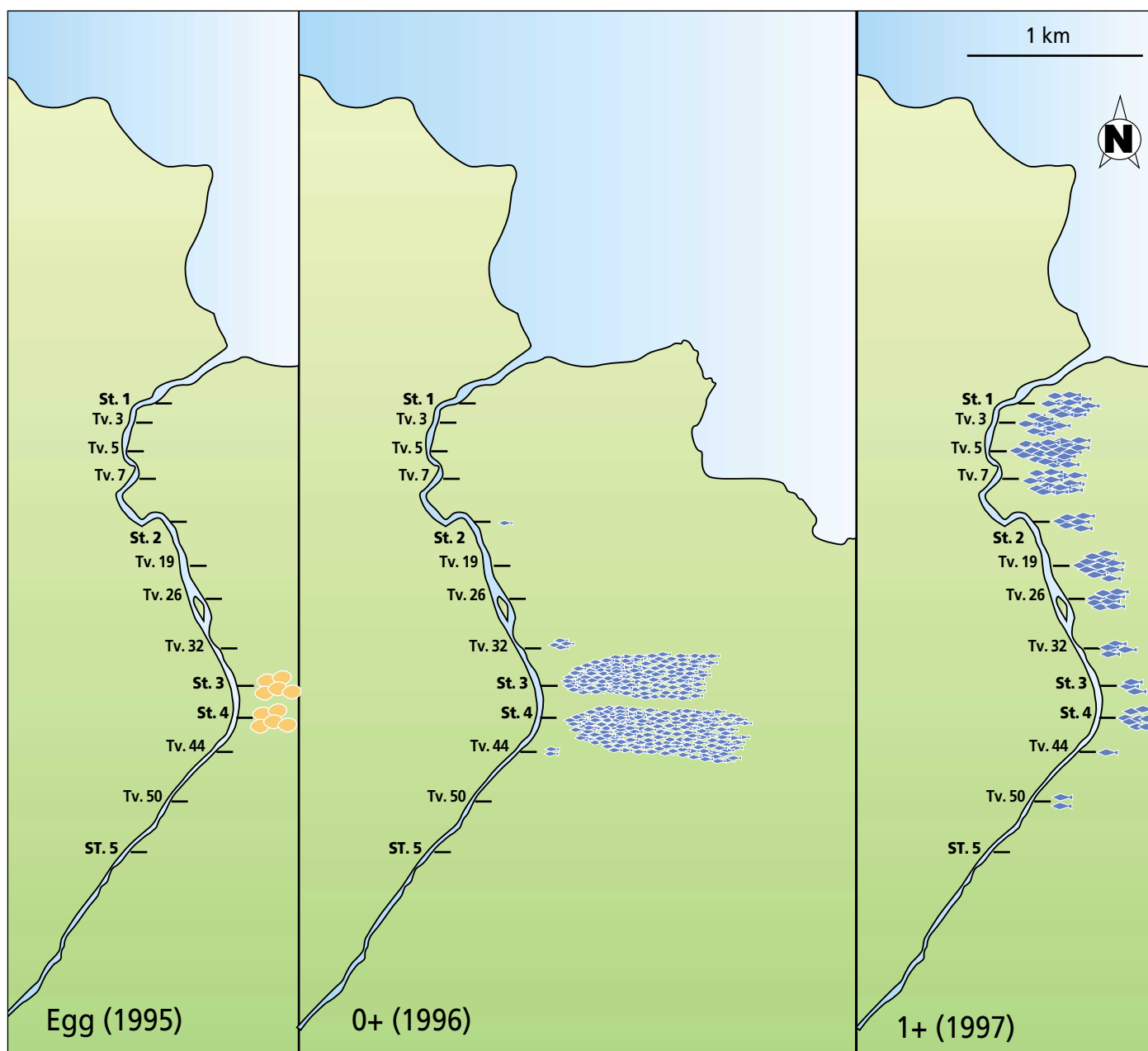
theten til 0 allerede etter 700 m, mens det fortsatt var 8 laksunger/100 m² 990 m nedstrøms, og 1 laksunge/100 m² ca. 1,2 km nedstrøms. Tettheter på 10 laksunger/100 m² ble funnet innenfor et område med en utstrekning på 1330 m (480 m oppstrøms til 850 m nedstrøms (**figur 2.5.2**).

Tettheten av toårige laksunger på de samme lokaliteter ble undersøkt i 1997 (**figur 2.5.2**). Det var nå intet markert tyngdepunkt i laksungenes utbredelse slik at det hadde skjedd ytterligere spredning siden annet leveår. Tettheter av 10 laksunger/100 m² og mer ble funnet innenfor en strekning på 2,1 km (1400 m nedstrøms og 700 m oppstrøms sentrum i gyteområdet). Enkelte laksunger hadde vandret så langt som 2,9 km oppstrøms sentrum av gyteområdet.

2.5.7 1996-årsklassen (1995-utsettingen av gytefisk)

For 1996-årsklassen ble bildet tilsvarende den første sommeren. I august var tettheten av årsyngel størst i nærheten av områdene hvor gyting hadde foregått. På lokaliteter 350 m oppstrøms og 350 m nedstrøms fra sentrum av gyteområdet var imidlertid tettheten av 0+ svært lav (**figur 2.5.3**).

I august året etter (1997) var tettheten av ettåringer overraskende lave sammenliknet med de høye tetthetene av årsyngel året før. Oppstrøms gyteområdet avtok tettheten raskt. En del fisk hadde spredd seg nedover elva og det ble funnet fisk helt ned til Ingdalsfossen (**figur 2.5.3**). Det ble observert tydelige



Figur 2.5.3

Spredning av 1996 – årsklassen. Figuren til venstre viser hvor gytingen fant sted i 1995, figuren i midten hvor 0+ ble funnet i 1996 og figuren til høyre hvor 1+ ble funnet i 1997. – Dispersal of 1996 – cohort. The figure to the left shows where spawning took place in 1995, the figure in the center where 0+ were found in 1996, and the figure to the right where 1+ were found in 1997.

spor av isgang på elvebreddene i form av store steiner langt inne på land, og dette kan muligens ha vært årsaken til spredningen av fisk nedover elva.

I august 1998 ble det funnet lave tettheter av 2+ (0 – 4/100 m²) innenfor det samme området.

2.5.8 1997-årsklassen (1996-utsettingen av gytefisk)

Også for 1997-årsklassen holdt årsyngelen seg nær gyteplassen. I august var tettheten av årsyngel 90,2/100 m² ved gyteområdet og allerede 200 m oppstrøms var tettheten lik null, mens det ble funnet 9,7 laksunger/100 m² 235 m nedstrøms gyteområdet.

I september 1998 ble det funnet svært få laksunger i dette området. Ved selve gyteområdet ble det kun fanget 2 laksunger. Disse var til gjengjeld svært store (130 og 135 mm) noe som tyder på at de hadde hatt svært gode vekstvilkår. Til tross for stor innsats ble det heller ikke funnet mange laksunger fra denne årsklassen annensteds i vassdraget, hvilket tyder på at det hadde vært stor dødelighet av denne årsklassen.

2.5.9 Konklusjon

Resultatene viser at radiomerking av gytefisk kan være en god metode for å kartlegge gyteområder. Hvis man ønsker nøyaktige opplysninger om hvor gytingen har foregått, må fiskene følges svært nøye med minimum daglige observasjoner i den perioden gytingen foregår. Våre yngelobservasjoner viste at gyting hadde funnet sted utenfor de områdene hvor det ble antatt ut fra observasjonene av gytefisk, og dette skyldes at gytefisk ikke ble peilet ofte nok (1994), eller at den ble satt ut så nær gyte-tidspunktet at det førte til gyting på to steder med flere km mellomrom (1996).

Det ble satt ut radiomerket gytelaks fra Orkla i Ingdalselva i 3 år, og det ble til sammen satt ut 12 hunner og 9 hanner. To av hunnene døde kort tid etter utsetting (1995). Av de resterende 10 hunnene vet vi sikkert at 7 hunner (70 %) har gytt i vassdraget, 2 vandret ut før gyting (1994) og 1 hunn forsvant (1996). Av hannene har 7 (78 %) gytt i elva mens 2 vandret ut før gyting (1994 og 1995). Samtlige hunner som gyttet var i størrelsesintervallet 80 - 104 cm (hovedsakelig storlaks), mens de gytende hannene var mellom 58 og 70 cm.

Til tross for at Orklalaksen strengt tatt var for stor for Ingdalselva, gyttet 70 % av hunnene som ble satt ut i elva. De som ble satt ut på steder hvor de ikke fant skjul vandret nedstrøms til de fant en kulp som var stor nok til å gi tilstrekkelig skjul. En av hunnene som ble satt ut svært kort tid før den skulle gyte (1996), gyttet en eggporsjon like i nærheten av utsettingsstedet og foretok deretter en nedstrømsvandring på flere km før den gyttet resten av eggene i utløpet av en kulp som ga tilstrekkelig skjul. Tre hunner som ble satt ut på liten vannføring i en kulp i en sideelv (1995), vandret umiddelbart flere km nedstrøms til en av de største hølene i elva hvor de slo seg til i 2 uker fram til gyting. De tre hunnene som ble satt ut under slike forhold at de fant skjul på utset-

tingsstedet (1994) vandret litt opp og ned og endte noen hundre meter oppstrøms utsettingsstedet hvor de gyttet.

Bare to av de ni hannene vandret ut av vassdraget før gytingen. Den ene hannen som vandret ut var en storlaks. Av de øvrige 8 hannene som var mellom 58 og 70 cm gyttet altså 7 i elva.

Observasjonene av de tre årsklassene med laksunger indikerer at yngelen kommer opp av grusen i juni/juli etter at vårflommen er over. Alle årklassene hadde normalt god overlevelse på rogn og yngel fram til første høst.

Fra første høst til andre høst var det imidlertid store forskjeller mellom de tre årklassene. 1995-årsklassen som vokste opp nederst i elva så ut til å ha hatt god overlevelse både fra årsyngel til ettårig og fra ettårig til toårig. 1996-årsklassen som vokste opp noe lengre oppstrøms hvor elva er striere, hadde en betydelig reduksjon i tettheten av laksunger fra første til andre sommer, og 1997-årsklassen som ble født i Langengelva på et storsteinet parti med svært ustabil bunnsstrat hadde svært dårlig overlevelse fra årsyngel til ettårig. Det er sannsynlig at ulike effekter av flom/isgang i de ulike delene av elva er hovedårsaken til disse forskjellene.

Alle de tre årklassene spredte seg lite i løpet av den første sommeren. For alle tre årklassene var det en tendens til at yngelen spredte seg noe mer nedstrøms enn oppstrøms i løpet av den første sommeren. 1995-årsklassen som vokste opp nederst i elva spredte seg gradvis utover i begge retninger i løpet av 2. og 3. sommer. Det var imidlertid større grad av spredning nedstrøms enn oppstrøms. 1996-årsklassen ble spredt kraftig nedstrøms fra første til andre sommer noe som sannsynligvis hadde sammenheng med flom/isgang.

2.6

Har bestandssammensetningen hos laks i Nordområdene endret seg?

Arne J. Jensen, Peder Fiske, Alexander Zubchenko*, Bjørn Ove Johnsen og Tor F. Næsje

*PINRO6, Knipovich Street, 183763 Murmansk, Russia

De siste 20 årene har laksebestandene i sørlige deler av utbredelsesområdet gått tilbake samtidig som fisken har blitt mindre og yngre ved kjønnsmodning. Data fra Nord-Norge og Kolahalvøya i Russland ga ikke det samme entydige bildet, og i de tilfellene der man fant tilbakegang ble det ikke påvist noen klar årsak til dette. Mest sannsynlig er årsaken knyttet til miljøforholdene i havet.

2.6.1 Status for laksen i dag

Det har blitt færre og mindre laks i løpet av de siste 20 årene. En stadig større andel av laksen vandrer tilbake til elva for å gyte som smålaks etter bare en vinter i sjøen. Dette er spesielt tydelig for sørlige bestander, mens tilsvarende ikke er undersøkt i nord-

områdene. Årsakene til disse endringene diskuteres, og det er mulig at klimaendring kan være en av grunnene til endringen. Overflatetemperaturen i havet kan påvirke både fordelingen og fangsten av laks. Variasjoner i fangster av laks i Nord-Amerika er blant annet blitt forklart med variasjon i tilgjengelig vinterhabitat i Labradorhavet. Sjøtemperaturen påvirker også laksens vekst og alder ved kjønnsmodning.

I Norge har sur nedbør og spredning av parasitten *Gyrodactylus salaris* ført til kraftig reduksjon eller utryddelse av laksebestander. I de senere år er det også meldt om dødelighet på grunn av lakselus. Disse faktorene har imidlertid neppe påvirket fiskens sjøalder eller størrelse ved kjønnsmodning. Derimot kan fysiske inngrep i vassdrag, f. eks. kraftutbygginger, påvirke laksens størrelse. I Eira i Møre og Romsdal er 62 % av nedbørfeltet fjernet på grunn av kraftutbygging, og samtidig har laksens gjennomsnitts-



Foto: Roar A. Lund

vekt blitt redusert fra 12 kg til 5 kg. Det skyldes antakelig den reduserte vannføringen i elva.

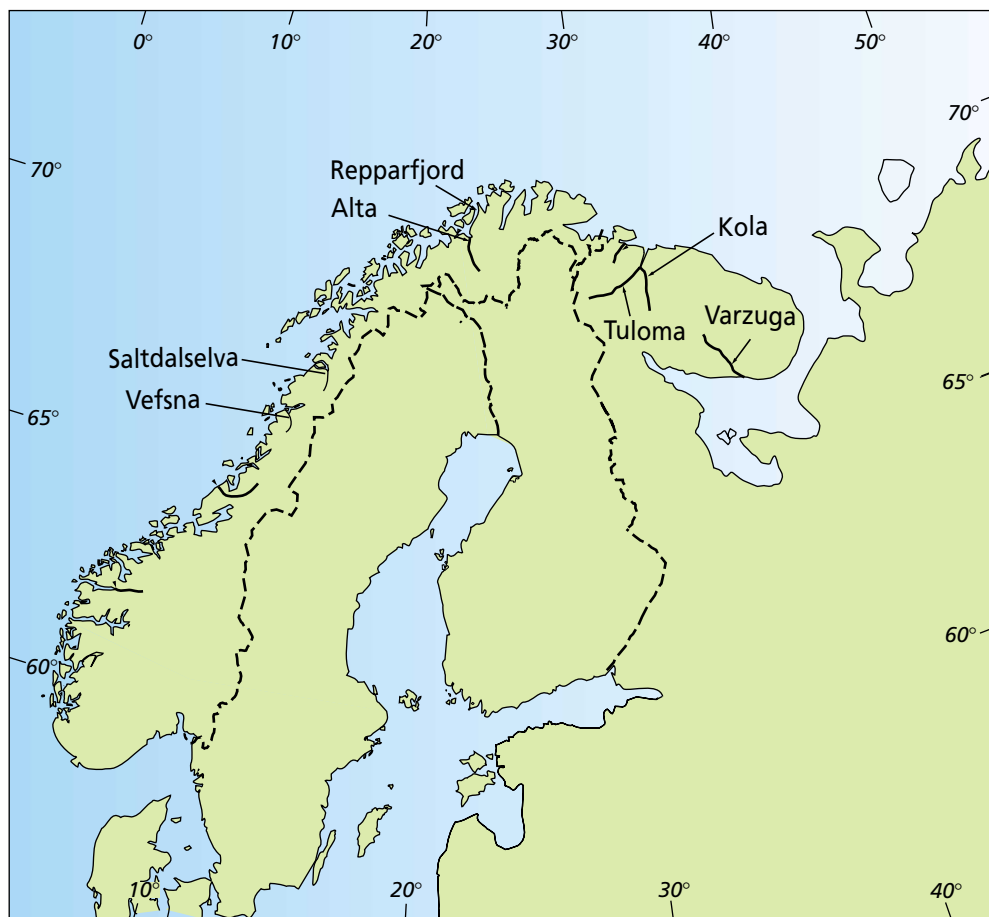
Når laksens størrelse reduseres for et større geografisk område skyldes dette sannsynligvis forholdene i havet. I tillegg til klima, kan beskatningen ha vært av betydning. På 1960-tallet ble nesten 90 % av laksen i Nord-Norge beskattet i havet, spesielt med kilenøter. Drivgarnfisket etter laks i stor skala tok til på 1960-tallet, og var et mer selektivt fiske enn kilenotfisket. Drivgarnfisket økte i omfang utover 1960- og 1970-tallet og var mest intenst i 1979. Da ble 1007 tonn fisket opp. Dette fisket beskattet spesielt laks mellom 2 og 5 kg (stor smålaks og liten mellomlaks). Drivgarnfisket ble forbudt i 1989.

2.6.2 Skjellene er laksens "ferdskriver"

Hvert år samles det inn store mengder lakseskjell fra fangstene i elvene. Dette gir svært verdifulle data for de som overvåker utviklingen av laksebestandene. Laksens vekst gjenspeiles av mønsteret i skjellene, nesten som årringene i et tre. Av skjellene kan vi lese hvor gammel fisken er og beregne hvor mye den har vokst hvert år. Vi kan også se når laksungene vandret til havs, og beregne hvor mye av en smoltårgang som kommer tilbake som smålaks og hvor mye som kommer tilbake etter flere år i sjøen. Vi kan også se når den gytt første gang, eventuelt hvor mange ganger den har gytt og bedømme i hvilken grad de gyter hvert eller annenhvørt år. I senere år har vi også lært oss å identifisere rømt oppdrettslaks fra villaks.

Figur 2.6.1

Kart som viser de elvene vi har analysert data fra. – Map showing rivers from which data have been analysed.



2.6.3 Har andelen smålaks økt?

For å undersøke om andelen smålaks har endret seg over tid har vi sett på sammensetningen i skjellmaterialet fra fire nordnorske (Saltdalselva, Vefsna, Repparfjordelva og Altaelva) og tre russiske elver (Varzuga, Kola og Tuloma, **figur 2.6.1**). Fra alle disse elvene foreligger det lange tidsserier med skjellmateriale. Den lengste serien er fra Repparfjordelva der Vest-Finmark Jeger- og Fiskerforening har samlet inn skjellprøver av laks siden begynnelsen av 1930-tallet.

I Saltdalselva, Repparfjordelva, Altaelva og Varzuga har andelen smålaks økt (**figur 2.6.2**). I de andre tre elvene kunne vi ikke påvise statistisk holdbare endringer i sammensetningen av laksebestandene.

2.6.4 Hvorfor en slik utvikling?

Resultatene fra andre studier har sprikt i hvilke faktorer som kan forklare fiskens alderssammensetning. Noen har funnet sammenhenger mellom andelen smålaks og høye vintertemperaturer i havet, mens det motsatte mønsteret er funnet i andre studier. Vi har ikke funnet noen statistisk holdbar sammenheng mellom andelen smålaks og vintertemperaturen i havet utenfor Kolahalvøya.

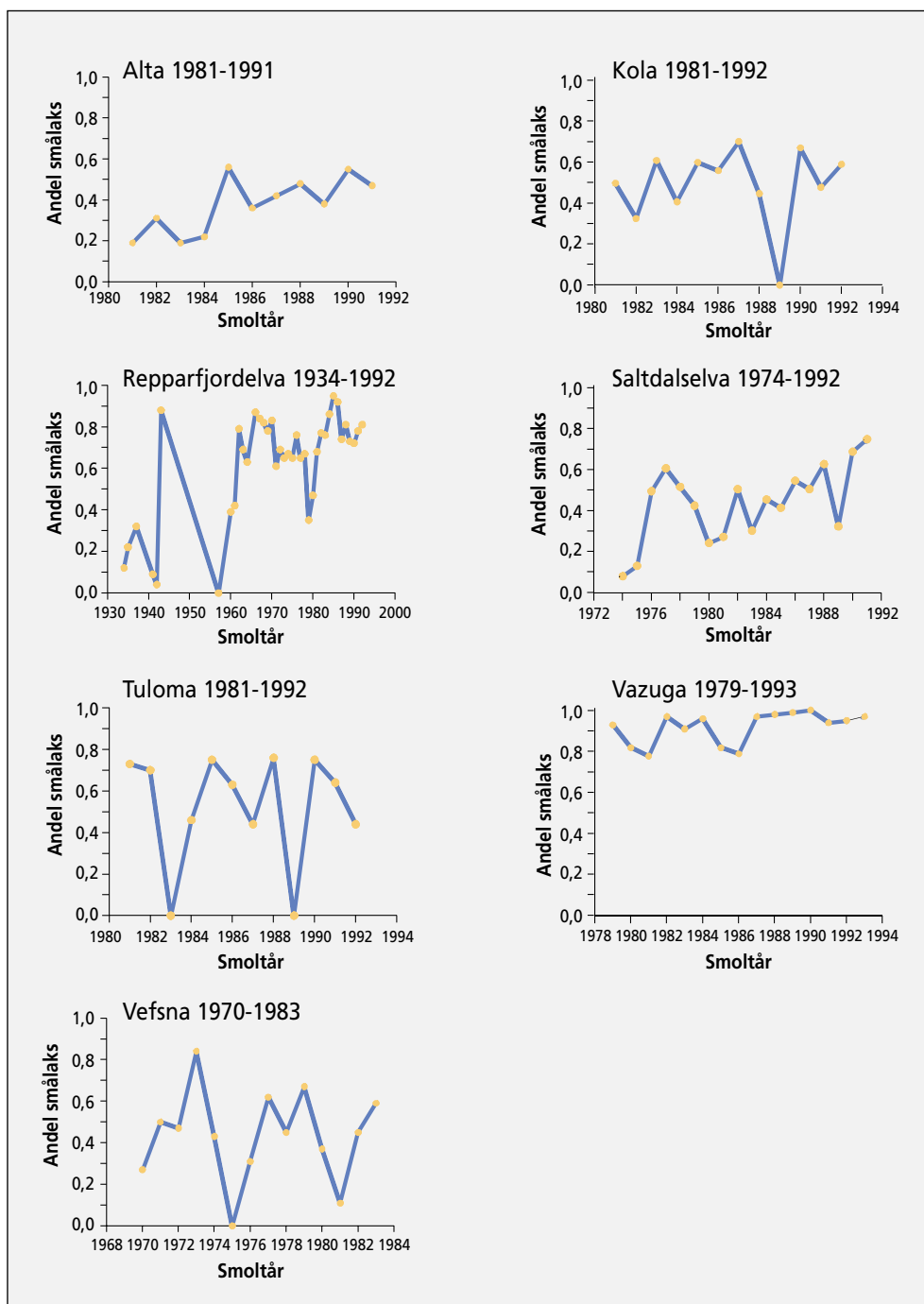
Fra oppdrettsforsøk vet vi at laks fra stor smoltstørrelse ofte blir kjønnsmoden etter kortere tid i saltvann enn laks fra liten smolt.

Vårt materiale viste sprikende resultat. I Altaelva hadde årsklasser med små smolt større andel smålaks, mens i Repparfjordelva hadde årsklasser med stor smolt større andel smålaks. I de to andre norske elvene fant vi ikke noen statistisk holdbare sammenhenger mellom smoltstørrelse og andelen smålaks. Vi har ingen opplysninger om forholdet for de russiske elvene.

En tredje mulig forklaring på at andelen smålaks har økt, kan være at storlaksen dør før den kommer tilbake til elva. Ved bortfall av storlaks, vil andelen smålaks øke. En grunn til dette kan være at storlaks har andre oppvekstområder i havet enn smålaksen, og at forholdene i de områdene storlaksen oppholder seg er blitt mindre gunstige for overlevelse de siste årene. Vi har imidlertid ikke data som støtter denne forklaringen.

2.6.5 Trolig faktorer i havet

Det faktum at andelen av smålaks har økt over store deler av laksens utbredelsesområde de siste 20-30 år tyder på at bestandene er påvirket av de samme faktorene. Mest sannsynlig ligger denne felles påvirkningen i havet, hvor laks fra mange elver blandes og påvirkes av de samme miljøforholdene. Ut fra vårt materiale var vi imidlertid ikke i stand til å finne noen enkel forklaring på dette mønsteret.



Figur 2.6.2

Beregnet andel smålaks, sortert etter hvilket år fisken vandret ut fra elva som smolt. – Estimated proportion of small salmon, separated according to which year the fish left the river as smolt.

2.7

Beskatning, utøvelse og verdiskapning i sportsfisket i elvene

Peder Fiske, Øystein Aas, Hugo Birkelund*, Lars Petter Hansen, Roar A. Lund og Tor Fr. Næsje

*Østlandsforskning, Postboks 1066 Skurva, 2605 Lillehammer

Hvor stor andel av laksen som går opp i elvene blir fanget av sportsfisket? Er noen redskaper mer effektive enn andre? Blir noen typer av laks fanget i større grad enn andre? Hvordan påvirker direkte og indirekte inntekter av laksefisket lokaløkonomien? Dette er spørsmål som har betydning for valg av forvaltningsstrategier for fisket etter laksefisk i elvene. I dette prosjektet har biologer og samfunnsforskere gått nærmere inn på disse problemstillingene.



Foto: Per Jordhøy

2.7.1 Elvebeskatningsprosjektet

De anadrome laksefiskene har hatt en negativ utvikling i mange vassdrag som følge av menneskelige påvirkninger eller dårligere oppvekstbetingelser i havet. Dersom gytebestandene i elvene er tynne, må fisket reguleres på en slik måte at bestandene av laksefisk blir store nok til at folk i framtida også får gleden av å fiske laks.

Fritidsfiske etter laks kan ha stor lokaløkonomisk betydning blant annet gjennom den inntekten lokale grunneiere får ved salg av fiskekort og turistinntekter relatert til fisket. Fisket fører også til annen verdiskapning i lokalsamfunnene, blant annet i form av sysselsetting og kjøp og salg av varer og tjenester.

Fisket etter anadrome laksefisk kan i prinsippet reguleres på flere måter med ulikt resultat i forhold til hvor mye fisk som fanges, utøvelse av fisket, fiskets rekreasjonsverdi og lakseturisme med tilknyttede næringsinteresser. Et viktig spørsmål i denne sammenheng er hvordan man best skal veie samfunnets målsetninger med hensyn til best mulig bestandsforhold for laksen mot ønsket om annen verdiskapning. Det er jo slik at en samtidig ønsker både så "god" bestand som mulig og størst mulig annen verdiskapning og sysselsetting.

Kunnskapene er i dag for dårlige til at man kan gjøre fornuftige avveininger og gi gode råd om hvordan man best forvalter elvefisket etter laks. En vet for lite om sammenhengen mellom bestandsutvikling og utøvelsen av fisket. Man vet også lite om hvor stor økonomisk betydningen laksefisket har for lokalsamfunnene, og hvordan forvaltningsmessige reguleringer påvirker selve fisket og fisketurismen. Det er således behov for utvidet kunnskap om sammenhengen mellom fangstregulering og bestandsforhold på den ene siden og økonomiske konsekvenser på den andre. Denne sammenhengen påvirkes av en rekke fiskebiologiske forhold og atferdsmessige reaksjoner til både fiskerne, grunneierne og øvrige næringsaktører som er involvert i laksefisket.

I dette prosjektet har vi belyst både samfunnsmessige og biologiske sider ved fisket etter laksefisk i elver. Undersøkelsen har foregått i storlakselvene Orkla, Namsen og Altaelva, smålakselvene Øyensåa og Nausta, samt i Eibyelva hvor fangsten domineres av sjørøye. I tillegg er det gjort undersøkelser i Drammenselva der laksen er angrepet av den dødelige parasitten *Gyrodactylus salaris* slik at laksebestanden opprettholdes gjennom utsettinger av fiskunger. Det siste vassdraget kan derfor betraktes som en havbeiteelv og bestanden som en levende genbank. Fiskeregler og typen av fiskere varierer mellom vassdragene. I undersøkelsene har vi registrert antall oppvandrende fisk, samlet inn fangstrapporter (fiskekort) og stilt fiskerne spørsmål om utøvelsen av fisket.

Sentrale spørsmål i prosjektet har vært: Hvor stor andel av de anadrome laksefiskene (laks, sjøaure og sjørøye) blir fanget i

sportsfisket? Er bestanden etter endt fiske tilstrekkelig til å sikre en bærekraftig bestand i kommende år? Er fisket etter laksefisk utnyttet på en økonomisk tilfredsstillende måte?

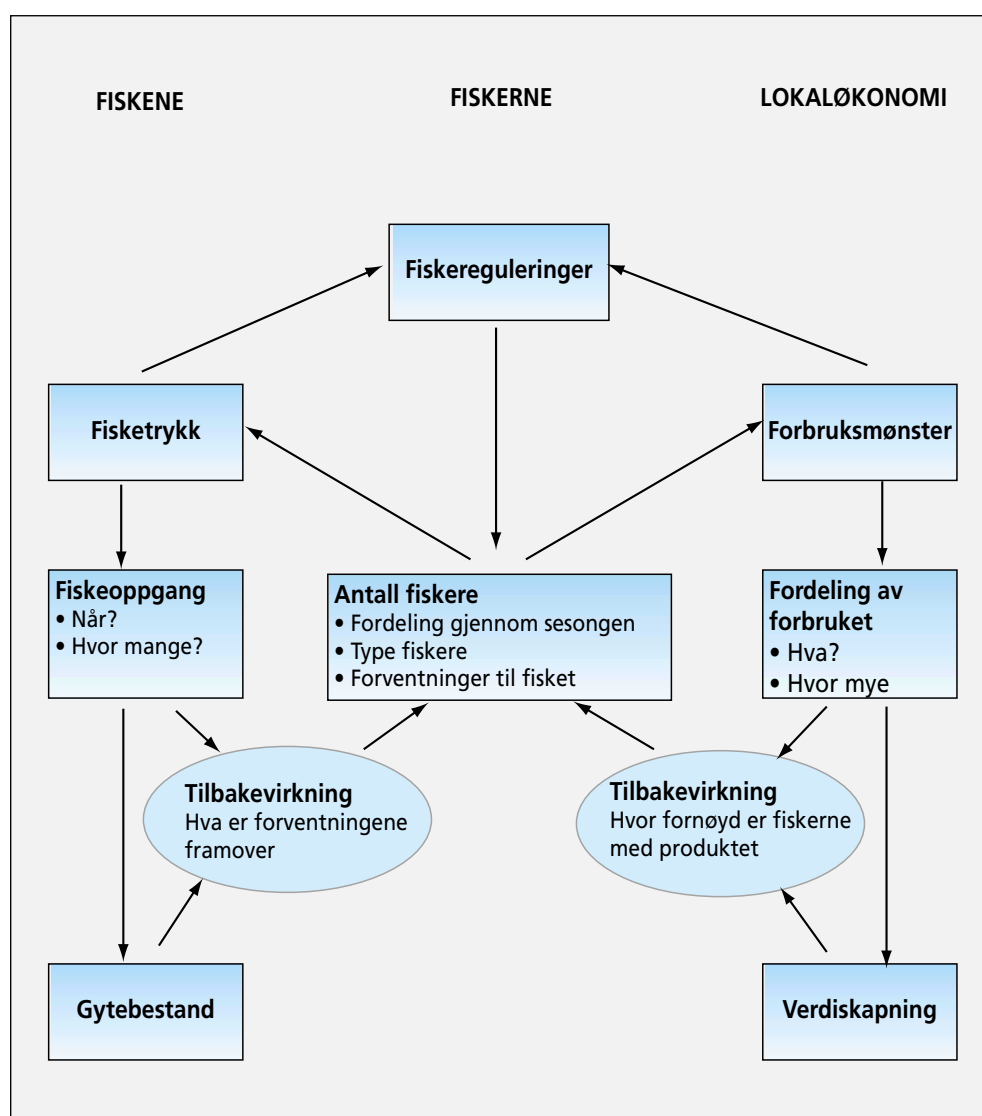
2.7.2 Biologi og økonomi knyttet til utøvelsen av fisket

Den økonomiske verdien av laksefiske er i hovedsak knyttet til hva fiskerne bruker av penger i lokalsamfunnet gjennom kjøp av fisketillatelser, varer og tjenester, og i mindre grad til prisen på kjøttet av den fisken som blir fanget. Verdiskapningen av fisket avhenger av hvor mange som fisker i elva, om fiskerne er lokale eller tilreisende, hvor betalingsvillige fiskerne er, hvor lenge de blir, samt hva slags varer og tjenester de kjøper. Intensiteten i fisket gjennom sesongen og hvilke fiskeregler som gjelder, vil også påvirke hvor mye som fiskes opp og hvor stor gytebestanden blir. Fiskerne og deres atferd blir dermed fellesnevner både for

fiskebestanden og det økonomiske utbyttet for lokalsamfunnet. Fra sammenhengene som er skissert i **figur 2.7.1**, kan vi vurdere hvordan ulike reguleringer virker inn på fiskeutøvelse, lokaløkonomi og laksebestand. Dette forutsetter at vi kjenner sammenhengen mellom utøvelsen av fisket og biologiske og økonomiske variasjoner.

2.7.3 Verdiskapning ikke omsetning

Turisme har vært i fokus for mange undersøkelser av utmarksressursenes verdi. Som et supplement har man vurdert verdien av fisket utfra kiloprisen på fisken som er fanget. Bare for et fåtall av fiskerne er matauke en viktig grunn for deltagelsen i fisket. Den direkte verdien av fiskekjøttet utgjør bare en liten del av kostnadene ved å delta i fisket. Motiveringen for å fiske ligger ofte i det å ha muligheten til å fange fisk, og da gjerne stor fisk.



Figur 2.7.1

Skjematisk oversikt over hvordan fisket påvirker lokaløkonomien og hvor stor bestanden av gytefisk blir etter endt fiske. – Schematic overview of how fishing affects the local economy and how large the population of spawning fish is after fishing season.

Fiskernes kjøp av varer og tjenester i forbindelse med fisketuren (omsetningen) er ikke et godt mål på den lokaløkonomiske effekten av laksefisket. Årsaken til at det likevel brukes, skyldes nok at dette er en enkel måte å måle aktiviteten på og ikke at det gir korrekt vurdering av den lokaløkonomiske effekten av laksefisket i en elv. La oss ta et enkelt eksempel for å illustrere dette.

Tenk deg en utenbygds turist som oppsøker en lakseelv og i den forbindelse stopper på den lokale bensinstasjonen og kjøper bensin for 100 kroner. Av dette vil bare fire kroner bidra til verdiskapning i lokalsamfunnet. Deretter kjøper han et fiskekort for 100 kroner. Av dette vil 90 kroner bidra til lokal verdiskapning. Vi ser dermed at omsetningen er et lite egnet mål for de lokaløkonomiske effektene, og at noen typer forbruk bidrar mye mer til lokal verdiskapning enn andre. I vår spørreundersøkelse har vi derfor samlet inn opplysninger om hvordan forbruket fordeler seg på ulike sektorer i lokalsamfunnet.

Når vi skal vurdere hvilke grupper av fiskere som bidrar mest til lokal verdiskapning, finner vi at tilreisende fiskere i samtlige elver både har et gjennomsnittlig høyere totalforbruk enn lokale fiskere, og at forbruksmønsteret til tilreisende fiskere gir større lokaløkonomisk verdi. En større andel av tilreisende fiskere vil dermed være et viktig bidrag til økt verdiskapning. Tiltak som øker lokale fiskeres bruk av tjenester som gir store lokale ringvirkninger, vil også bidra til økt verdiskapning. Eksempler på dette kan være om lokale fiskere øker sin bruk av roere, guider eller kjøper dyrene fiske.

2.7.4 Ensidige redskapsreguleringer er kontroversielt

Fiskerne kan deles inn i ulike grupper i henhold til fiskemetode. Noen liker for eksempel å fiske med mark, andre med flue. Noen ønsker å fiske alene, andre liker å dele valdet med mange andre fiskere. En type fiskere vil bo i en velutstyrt hytte, andre foretrekker telt nede ved elva. Det har således vist seg hensiktsmessig å gruppere fiskerne på grunnlag av hvilken fiskeredskap de foretrekker. Mange fiskere er uvillige til å skifte til en annen redskapstype, og en del vil heller ikke fiske sammen med andre enn de som bruker samme type fiskeredskap som dem selv. Mange vil faktisk slutte å fiske i en elv der deres favorittredskap blir forbudt. Forbud mot ulike redskaper vil derfor kunne gi store utslag i sammensetningen av fiskere i ei elv. Hvilket syn fiskerne har er også forskjellig og avhengig av hvilke elv de fisker mest i. I elver som Altaelva, Eibyelva og Orkla er det større aksept for reguleringer som favoriserer fluefiske, mens det er til dels stor motstand mot dette i elver som Årgårdselva og Namsen. Dette kan både ha sammenheng med at det allerede er mange fluefiskere i Alta og Orkla, og at disse elvene er egnet for dette fisket. Namsen og Årgårdsvassdraget er ikke i samme grad like godt egnet for dette. I Altaelva er fiske med annen redskap enn flue sterkt begrenset. Forvaltningsregimet i Altaelva kan derfor ha ført til at en del fiskere som kun ønsker å fiske med annet enn flue allerede har forlatt elva.

Andre reguleringer enn redskapsreguleringer aksepteres i langt større grad blant alle grupper av fiskere. Fangstkvoter som gir

muligheter for å beholde noen laks skaper langt mindre konflikter og virker i liten grad til å redusere fiskeomfanget. Dermed er det lettere å opprettholde både mulighetene for rekreasjons- og turistnæring med slike reguleringer. Forlenget sesong med mulighet for fiske etter oppdrettslaks og sjøørret er det forslaget som i størst grad vil kunne utløse betydelig mer fiskeinnsats.

2.7.5 Hvor stor del av fiskebestanden tas ut av sportsfiskere?

Andelen laksefisk som beskattes varierer mellom vassdrag. Tidsperioden når fisket foregår, påvirker også i stor grad fangstsuksessen. I Eibyelva for eksempel, vandrer det meste av sjøaueren opp i elva etter at fiskesesongen er avsluttet. Selv om arten er vassdragets mest tallrike, beskattes den derfor i liten grad (under 1%). I åtte andre elver i Norge er det også funnet lave beskatningsandeler for sjøaure (vanligvis under 20%). Imidlertid er det i et utvalg elver i Sogn og Fjordane funnet beskatningsrater som er betydelig høyere. I seks av disse ni elvene var gjennomsnittlig beskatningsrate i disse årene over 50%. Disse forskjellene er sannsynligvis betinget av forskjeller i fiskens vandringsmønster og tilgjengelighet i fisket, ulike fiskeforhold og sannsynligvis også forskjeller i intensiteten i fisket.

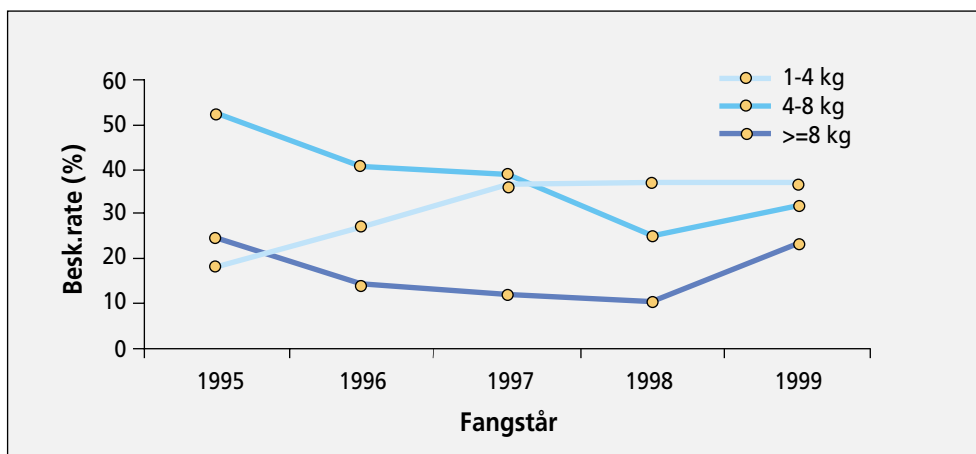
Beskatningen kan være høy i storlakselver, og blant de undersøkte vassdragene er den høyest i Altaelva hvor minimumsestimaterne for beskatningen varierte mellom 47% og 69%, mens den ofte er mindre i smålakselver. I Øyensåa og Nausta har beskatningsprosentene for laks de siste årene på 1990-tallet ligget på 15 til 30 %. Imidlertid vil vi understreke at i disse to smålakselvene er beskatningen beregnet for den delen av elva som ligger ovenfor fisketrappet et stykke opp i vassdraget. Vi har også beregnet beskatningen for laksen som kommer inn til Øyensåa, fra den forlater sjøen til etter fisket er avsluttet for sesongen. Disse beregningene tyder på at fra 30% til om lag 50% av laksen som går opp i vassdraget blir fanget i sportsfisket.

2.7.6 Lett å fange smålaks?

Smålaks synes å bli hardere beskattet enn større fisk i bestandene. Denne påstanden understøttes av resultatene fra Altaelva, Drammenselva og Øyensåa der den prosentvise beskatningen er høyest for smålaksen (se eksempler; **figur 2.7.2** og **figur 2.7.3**). Det samme forholdet er tidligere også funnet i en annen undersøkelse fra flere elver på Vestlandet. Dette kan tyde på at smålaks er lettere å fange enn storlaks, men må ikke forveksles med det faktum at fisketrykket totalt sett ofte er høyere i storlaks- enn smålakselver. Dette resultatet er allikevel overraskende da det lenge har vært antatt at den største laksen beskattes hardest i sportsfisket. Dette ut fra den erfaring at stor laks ankommer elvene tidligst og blir slik utsatt for fiskeredskap over lengre tid. Det at stor laks allikevel ikke beskattes hardere, kan avstedkomme en rekke spekulasjoner. En mulig forklaring kan være at mindre laks må kjempe mer om gunstige standplasser i elva etter som større laks allerede har okkupert de beste plassene. Mindre laks vil slik utøve større aggressivitet og blir lettere å fange på sportsfiskeredskap.

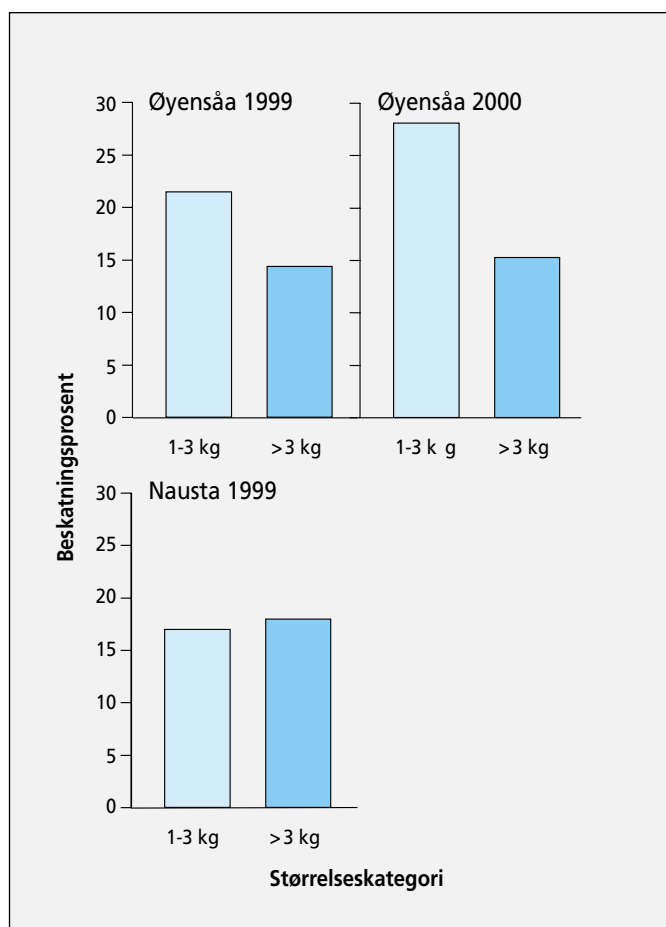
En videre konsekvens av dette forholdet vil være at det er ingen lovmessighet i at fisk som ankommer elvene tidligst i fiskesesongen til enhver tid blir hardest beskattet. Våre resultater fra Vefsna og Namsen viser at dette kan være tilfelle i noen år, men at det i andre år ikke er vesentlige forskjeller mellom tidlig- og senvandere i andelen fisk som fanges. Denne variasjonen kan også

være et resultat av at det i visse år kan være dårlige fiskeforhold tidlig i sesongen som følge av stor vannføring tidlig på sommeren og lave vanntemperaturer på denne tiden. Undersøkelser utført ved å radiomerke fisk som vandrer opp i elva (Namsen), har vist at fisk som ikke fanges i den første tiden like etter at den går opp i elv, gjerne unngår å bli fanget senere i sesongen.



Figur 2.7.2

Beskatningsrater for ulike størrelsesgrupper av laks i Drammenselva ovenfor Hellefossen i perioden 1995-1999. Jevnt over blir små- og mellomlaksene hardere beskattet enn storlaksene. – Harvest rates of different size categories of salmon in the river Drammenselva above Hellefossen during 1995-1999. On average small and midsize salmon are more heavily harvested than large salmon.



Figur 2.7.3

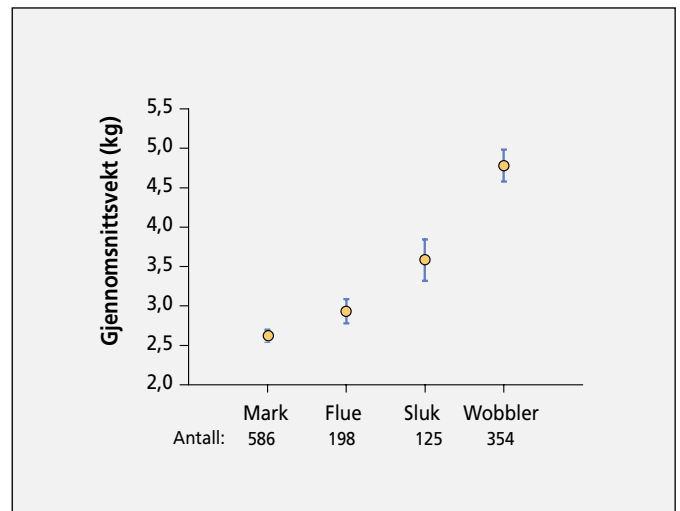
Beskatningsprosent for "små" og "stor" laks i Øyensåa og Nausta i 1999. Dette er smålakselver og derfor er ikke laks over 7 kg skilt ut som egen gruppe, men slått sammen med mellomlaksen (>3kg). Den større laksen ser ut til å være mindre utsatt for beskatning enn den mindre laksen i Øyensåa. Størrelsesfordelingen blant fiskene som går opp i elva er bestemt ved hjelp av videobilder fra fisk som passerer fisketrapp, og beskatningsprosentene gjelder prosent av fiskene som har passert trappa som har blitt fanget på oversiden av trappa. For elvene som helhet vil beskatningsratene bli høyere. – Percent harvest of "small" and "large" salmon from Øyensåa and Nausta rivers in 1999. These are "small salmon rivers", hence salmon > 7 kg are not shown as a separate category, but are together with midsized salmon (>3kg). The larger salmon seem to be less exposed to harvesting compared with the small salmon in Øyensåa. The size composition of salmon entering the river is estimated from videopictures of fish passing "a fish ladder", and percent harvested is based on fish which have passed the ladder and been caught. For the rivers in total the harvest rates will be higher.

2.7.7 Ulike redskaper fanger forskjellig

Redskapsvalget påvirker hva slags fisk som blir fanget. Slike forskjeller i sammensetningen av fangsten, avhengig av hvilken redskap man bruker, er mest uttalt i elver som har et betydelig innslag av laks over 3 kg. I smålakselvene finner vi ikke noen markant forskjell i størrelsen på laks som blir fanget på ulike redskaper. Mark er ofte det mest effektive agnet, og laks fanget på wobblers og sluk er gjennomgående større enn laks som fanges på redskaper som fanger fisken nærmere overflata (**figur 2.7.4**). Om dette siste skyldes redskapene i seg selv eller det faktum at storfisken svømmer dypere, vet vi ikke. Mark med søkke som også fisker dypt, fanger imidlertid fisk med mindre gjennomsnittsvikt enn de andre redskapene i Namsen og Drammenselva. Grunnen til at mark ofte fanger mest effektivt, er at mark ser ut til å fange smålaks mer effektivt enn de andre redskapene. For stor- og mellomlaks er imidlertid ikke mark det mest effektive agnet. I smålakselvene er forskjellen i effektivitet mellom redskaper mindre, bortsett fra at spinner ble funnet å fange mer fisk per tidsenhet enn de andre redskapene i Øyensåa.

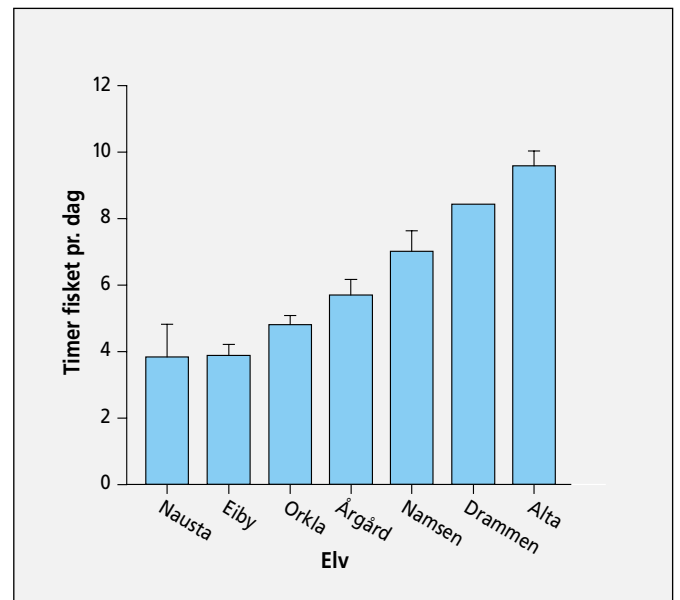
2.7.8 Fiskerne benytter større del av døgnet til fiske i storlakselver

Forventningene til hvilken fisk man kan få, ser ut til å påvirke fiskernes atferd. I storlakselver fisker hver fisker gjennomsnittlig mer per døgn enn fiskere i smålakselver. Dette kan imidlertid også ha sammenheng med at prisen i storlakselvene er høyere og at dette forholdet kan være en "bakgrunnsmotivering" til å legge mer innsats i fisket. I tillegg kan denne forskjellen være styrt av at det gjennomgående tar lengre tid å fange fisk i elver med stor enn liten laks. Eksempelvis står "gjennomsnittsfiskeren" over en og en halv time lenger i elva hvert døgn i storlakselva Namsen enn i smålakselva Øyensåa, som ligger like ved (**figur 2.7.5**). I alle de undersøkte elvene benytter fiskerne dessuten en begrenset del av et helt tilgjengelig fiskedøgn til aktivt fiske (mindre enn 10 timer). Denne atferden tilsier at det sannsynligvis er lite å hente på å begrense fiskedøgnet i tilfeller der en søker å begrense beskatningen ved å regulere innsatsen i fisket.



Figur 2.7.4

Gjennomsnittsvikter (\pm standard feil) for laks fanget på forskjellig redskap i Namsen i perioden 1996 til 1999. I denne figuren er fangstene fra alle årene slått sammen for oversiktens skyld, men de innbyrdes forholdene mellom de ulike redskapene er svært like fra år til år. Resultatene baserer seg på til sammen 1263 laks. – Mean weights (\pm standard error) of salmon caught with different methods in Namsen from 1996 to 1999. In this figure the catch from all years are pooled, but the relationship among different methods are very much the same from year to year. The results are based on 1263 salmon.



Figur 2.7.5

Gjennomsnittlig fisketid/fisker/døgn i elvene som er med i undersøkelsen. Antall år som er med i figuren varierer fra ett i Drammenselva til 15 i Altaelva. I denne figuren er det gjennomsnittet per år som er enheten. Usikkerheten er standard feil mellom år. – Mean fishing time/fisherman/day in the rivers during this study. Number of years in the figure varies from one in Drammenselva to 15 in Altaelva. In this figure the unit is mean per year. The standard error among years is given.

3 Hjortevilt



Foto: Per Jordhøy

Norsk storviltforvaltning ligger i tetsjiktet i verden. På tross av dette krever en sterkere lokal forvaltning økt presisjonsnivå på demografiske faktorer hos alle våre hjorteviltarter. Jaktseleksjon som endrer kjønns- og alderssammensetningen i bestanden, konflikter mellom villrein og fritidsbruk av fjellet, endringer i klima, vegetasjon og planteproduksjon er forhold som påvirker våre høstbare hjorteviltbestander.

I en elgbestand vil selv små variasjoner i dødelighet kunne ha store populasjonsdynamiske konsekvenser og etterfølgende effekter på bestanden. Jakt dødelighet, naturlig dødelighet og klima påvirker alle de naturlige svingningene i elgbestanden. Kombinasjonen av et variabelt miljø og et variabelt jakttrykk kan medføre store bestandsendringer, som i sin tur kan medføre en nærmest kaotisk bestandsutvikling.

Konflikten mellom villrein og annen fritidsbruk i fjellet er undersøkt i forhold til tilgang og bruk av vinterbeiter. En planmessig forvaltning gir bedre vinterkondisjon hos simler. Simuleringsmodeller for vurdering av usikkerhet, utilsikta effekter av jakt og betydning av jaktseleksjon er belyst. Det er også utarbeidet enkle modeller for bruk av jaktmateriale ved vurdering av graden av jaktseleksjon.

I en undersøkelse på hjort er betydningen av stokastiske miljøfaktorer som klima og variasjoner i værforhold undersøkt i forhold til hjortens populasjonsdynamikk. Disse faktorene påvirker plantedekkets utvikling i tid og rom, med tilsvarende konsekvenser for hjortens beiteressurser kvalitativt og kvantitativt. Det igjen har effekter på hjortens vekst, utvikling og kroppsvekt, noe som videre har demografiske implikasjoner og effekter på produktivitet og bestandsutvikling hos en intensivt beskattet art.

3.1

Stabilisering av elgbestander - en forvaltningsmessig umulighet?

Bernt-Erik Sæther, Erling Johan Solberg, Morten Heim, Tonje Stubsjøen og Christer Rolandsen

Jakta har en svært viktig effekt på elgens bestandsdynamikk og er den viktigste dødelighetsfaktoren for elgen på alle aldersnivå. I tillegg er vår jaktforvaltning med på å skape fluktusjoner i bestandsstørrelse som følge av selektiv jakt, og at vi aldri har full oversikt over bestandssituasjonen når kvoter skal tildeles. En slik mangel på informasjon kan delvis bøtes på ved å benytte 'Sett-elg' data som under gitte forutsetninger viser seg å gi et godt bilde på bestandssituasjonen. Elgens bestandsdynamikk er imidlertid kompleks som følge av at både produktivitet og naturlig dødelighet varierer med alder. Av den grunn vil tidsforsinkede responser ofte kunne skape ikke-forutsigbare endringer i bestandsstørrelse.

I Norge har man i de seinere årene tillagt lokale miljøvernmyndigheter et stadig større ansvar for elgforvaltningen. Dette inne-

bærer flere store utfordringer, for eksempel å framskaffe pålitelig informasjon om dagens situasjon og den mest sannsynlige framtidige situasjon for elgbestanden. I tillegg krever det robuste avskytningsmodeller som er basert på noen generelle tommelfingerregler for kvotefastsetting.

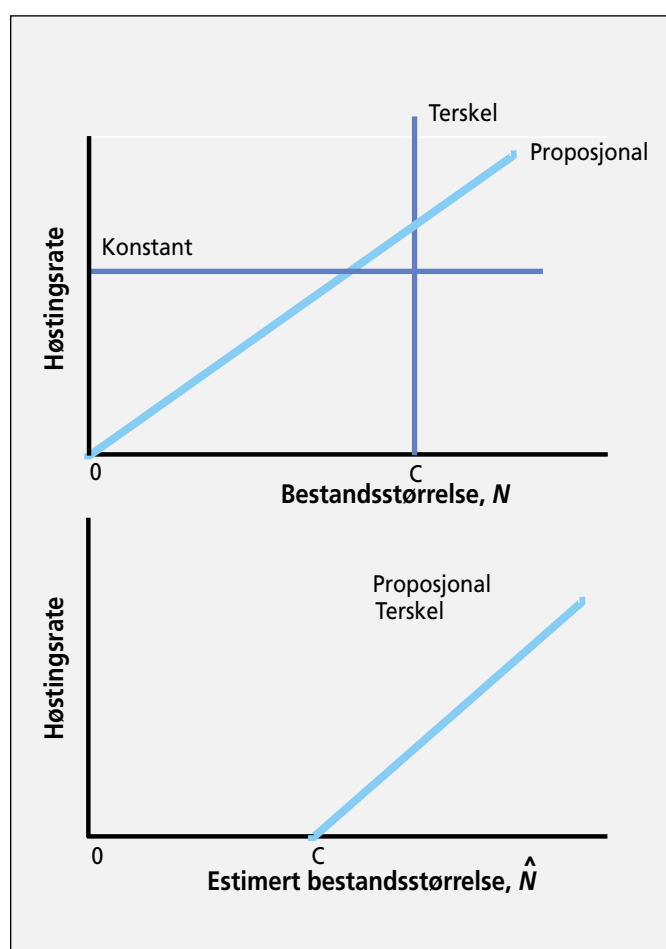
Teoretiske analyser gjort av Steinar Engen, Russell Lande, Bernt-Erik Sæther og Jarle Tufto har vist lovende resultater i utviklingen av generelle prinsipper for høsting av bestander som er utsatt for store miljøsvingninger, slik det er gjennomgått i sluttrapporten fra NINAs strategiske instituttprogram 1991-95 om bevaring av genressurser. I mange tilfeller vil en form for terskelhøsting være riktig (**figur 3.1.1**). Ulempen er at den årlige variasjonen i uttatt mengde kan bli stor. En mulighet for å redusere denne effekten er å anvende en modifisert terskelhøsting, proporsjonal terskelhøsting (**figur 3.1.1**). Her tar man bare ut en viss andel av differansen mellom den estimerte bestandsstørrelsen og terskelen. På samme måte som ved tradisjonell terskelhøsting, stopper man høstingen når bestanden er lavere enn terskelen. Fordelen ved denne høstingsformen er at man da vil kunne operere med en lavere terskel som sikrer en jevnere høsting over tid. Terskel-



Foto: Hans C. Pedersen

høsting i rein eller modifisert form krever kun kunnskap om bestandsstørrelsen og terskelen, som kan beregnes en gang for alle. Dette skulle derfor i teorien representere en forenklet høstingsform, tilpasset et lokalbasert forvaltningsopplegg.

Før slike modeller kan benyttes lokalt kreves imidlertid bedre kunnskap, ikke minst om sentrale mekanismer i bestandsdynamikken til elgen. For eksempel viser individbaserte undersøkelser av både norsk og utenlandsk elg at forsinkelser i bestandsdynamikken kan gi store effekter av tilfeldige variasjoner i miljøet, f.eks. som en følge av klima (se oversikter over disse resultatene i boka til Andersen og Sæther "Elg i Norge" fra 1996). Disse mekanismene er gjerne knyttet til alder for kjønnsmodning og er sterkt influert av kuas vekt i ung alder. En slik sammenheng kan skape en forsinkelse i bestandssvingningene fordi effekten av en reduksjon i kalvenes vekt ikke vil gi seg utslag på stammens produktivitet før disse kalvene blir kjønnsmodne 2-3 år etter. Tilsvarende vil vår forvaltning via jakt også kunne skape forsinkelseeffekter i elgens bestandssdynamikk. Dersom variasjoner i antall skutte dyr ikke gjenspeiler endringene i antall dyr til stede, vil dette lett skape årsvariasjoner i beskatningstrykket som vil kunne forsterke de naturlige svingningene i bestanden.



Figur 3.1.1

En skjematisk framstilling av ulike høstingsstrategier. – Schematic presentation of different harvest strategies.

Selv om det er god grunn til å anta at det er en tidsforsinkelse fra en faktor opptrer og til man ser effekten av den på bestandsstørrelsen, har vi manglet erfaring fra hvordan slike effekter påvirker elgens bestandsdynamikk. Dette er spesielt bekymringsfullt fordi tilstedeværelsen av slike effekter vil ha store forvaltningsmessige konsekvenser. Dersom man ikke tar hensyn til disse tidsforsinkelsene vil det derfor bli nærmest umulig å måle konsekvensene av de tiltak man iverksetter, fordi man ikke vet når de kommer til å opptre.

Dreiningen av elgforvaltningen mot større lokal styring setter også nye krav med hensyn til enkle hjelpemiddel. En viktig forutsetning for et vellykket resultat er at kunnskap om størrelsen og sammensetningen (kjønn, alder etc.) av en lokal elgbestand er raskt tilgjengelig. En kilde for slik informasjon kan være "Sett elg"-data. Anvendelsen av slike data i bestandsforvaltningen er imidlertid basert på en rekke forutsetninger, der holdbarheten av disse bare er blitt undersøkt i et fåtall tilfeller. Et sentralt siktemål for dette prosjektet har derfor vært å undersøke begrensninger og muligheter ved anvendelsen av slike data i den lokale bestandsforvaltningen.

3.1.1 Blir alle elger skutt?

Variasjoner i dødelighet spiller en viktig rolle for bestandsdynamikken til elg, men vi har så langt nesten manglet systematisert informasjon om dødeligheten i norske elgstammer. Unntaket er resultater som tyder på at årsvariasjonen i kalvedødelighet kan være stor. Nordamerikanske resultater er heller ikke direkte overførbare fordi predasjon fra store rovdyr er viktig i Nord-Amerika, men er nesten totalt fraværende i Skandinavia. Et viktig formål i dette prosjektet var derfor å undersøke størrelsen på jakt- og naturlig dødelighet i ulike aldersklasser av elg under norske forhold.

Vi samlet inn overlevelsesdata på elg fra Beiarn i Nordland og fra elgregionen i indre deler av Troms i årene 1995-1999. Disse dataene ble i tillegg supplert med data på naturlig dødelighet på øya Vega i Nordland.

I perioden januar til og med mars ble elger merket med radiosender og øremerker, slik at vi kunne finne igjen og identifisere elgene senere på året. Om sommeren, etter at kalvingsperioden var over, bestemte vi antall kalver per merket ku ved synsobservasjon. De merkede kyrne ble i tillegg oppsøkt med jevne mellomrom i løpet av året for å kontrollere om ku og kalver fremdeles var i live. Jegerne rapporterte i tillegg når de hadde felt merkede individer.

For å se hvordan dødeligheten varierte gjennom året ble året delt inn i tre ulike sesonger: sommer (1.mai – 24. september), jakt sesong (25. september – 31. oktober) og vinter (1. november – 30. april). Jakta var hovedårsaken til dødelighet blant kyr og kalver i alle elgregionene (figur 3.1.2) med unntak for kalver i Beiarn der den naturlige dødeligheten utenfor jakt sesongen var størst. Den naturlige dødeligheten blant kalver var dessuten større og mer variabel enn blant voksne kyr.

Jakt var hovedårsaken til dødelighet blant kyr og kalver i Beiarn og Troms, selv om den naturlige dødeligheten var større i enkel-

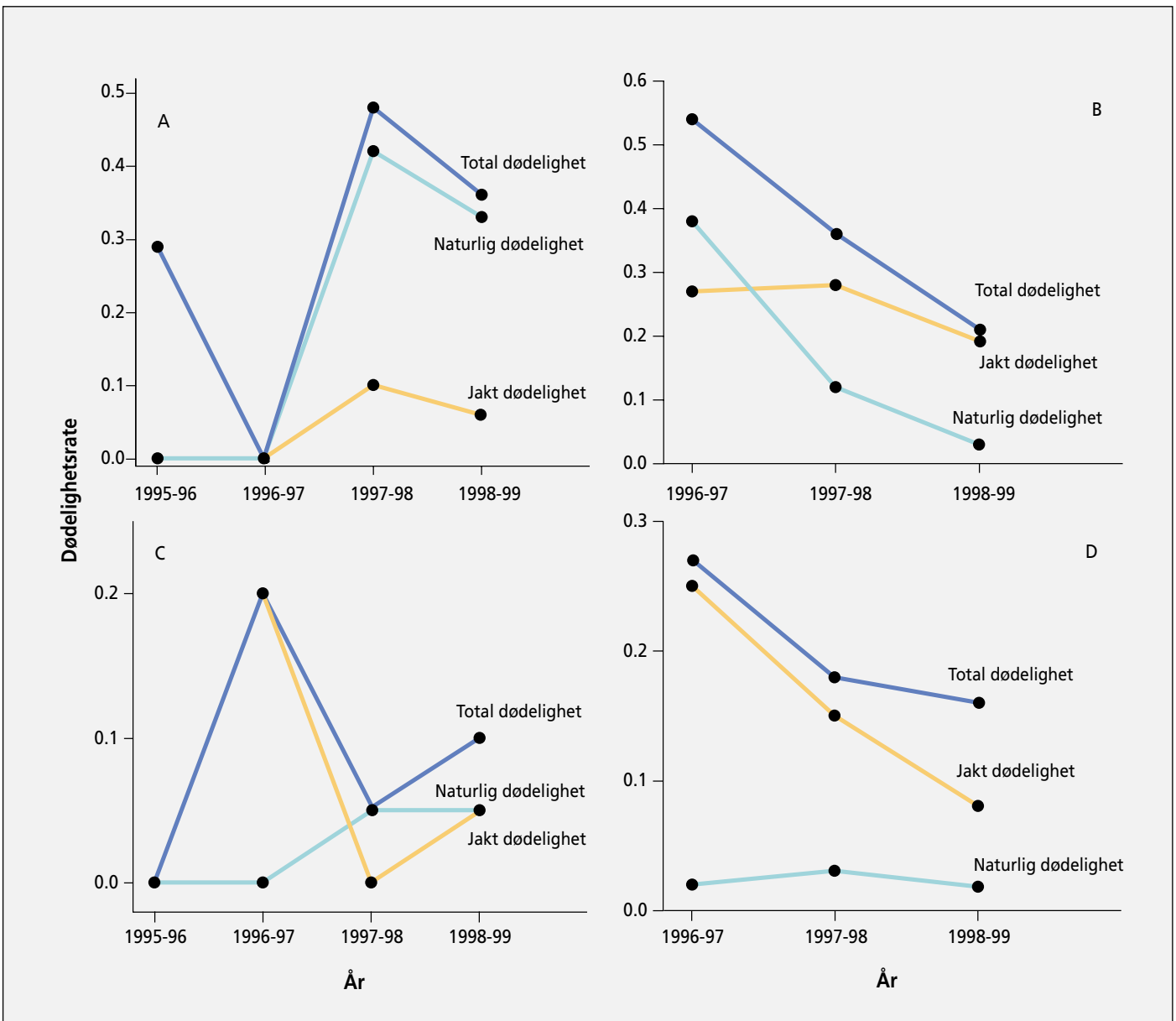
te år (**figur 3.1.2**). Hos eldre kyr var jaktdødeligheten i begge områdene større enn den naturlige dødeligheten. Det var en tendens til at den naturlig dødeligheten blant kyrne økte når jaktmortaliteten gikk ned.

Den naturlige dødeligheten hos kalver var større enn hos voksne dyr, men med store variasjoner mellom år og regioner. Kalvedødeligheten varierte mellom 0 og 42 % mellom år og regioner, mens voksendødeligheten aldri oversteg 9%. Hos kalvene var dødeligheten høyere om sommeren enn om vinteren. Hos voksne dyr var det liten årlig variasjon i naturlig dødelighet.

Kalvenes vinterdødelighet varierte med tetthet og næringsforhold. Helikopter-tellinger om vinteren viste at elgbestanden i Beiarne (**figur 3.1.3**) og Troms (**figur 3.1.4**) varierte til dels meget

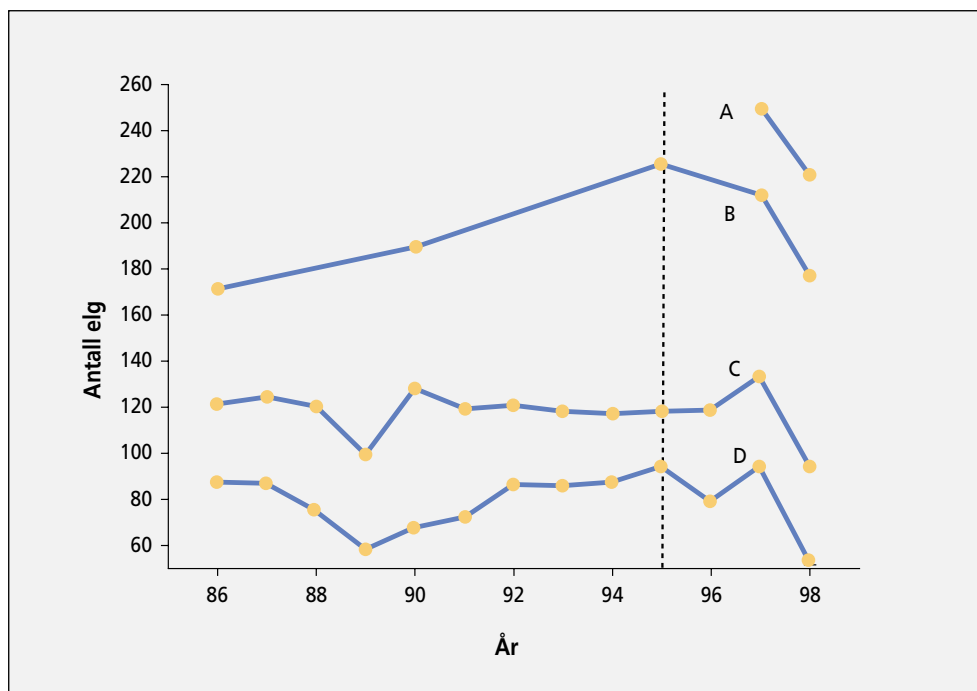
i størrelse i løpet av studieperioden, trolig som følge av årlige variasjoner i størrelsen på jaktkvotene. I Troms døde mange kalver vinteren 1995/96 da bestandstettheten var høy og vinteren spesielt lang. Slike tetthetseffekter kan ofte opptre på ulikt tidspunkt i de forskjellige bestandene, noe som kan forklare en del av de store regionale forskjellene man ser i kalvedødelighet (**figur 3.1.2**).

Med bakgrunn i disse resultatene er det tydelig at jaktdødeligheten er den viktigste dødsårsaken i elgbestander som er utsatt for regulær jakt. I tillegg er kalvenes naturlige dødelighet stor, spesielt ved økende bestandstetthet. Dette påvirker bestandenes respons på forskjeller i jakttrykk, noe som er viktig kunnskap ved fremtidig valg av høstingsstrategier for norske elgbestander.

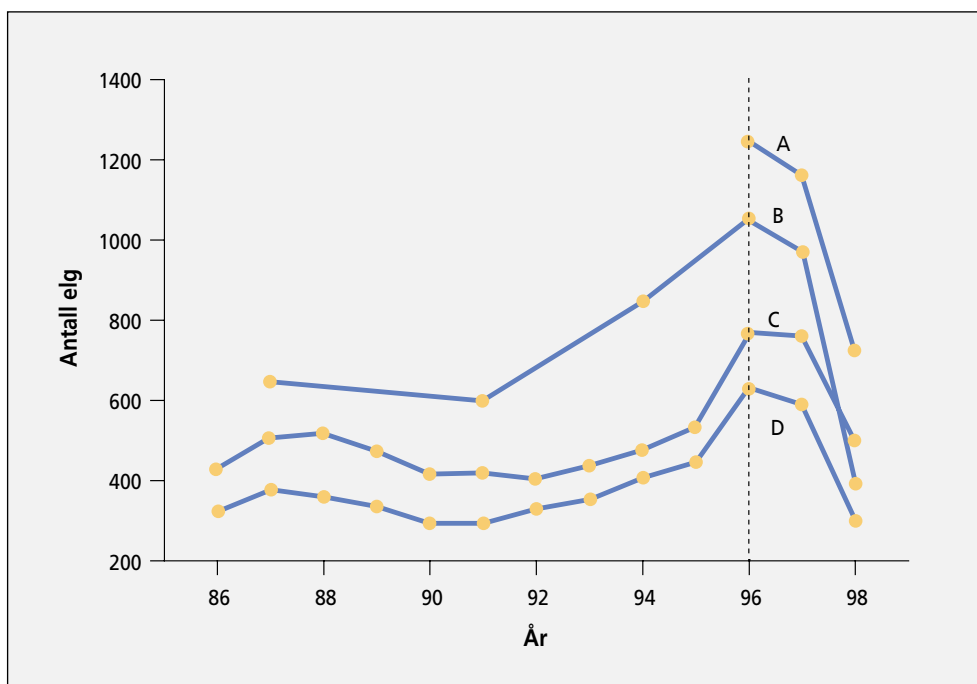


Figur 3.1.2

Årlig variasjon i naturlig dødelighet, jaktdødelighet og total dødelighet for elgkalv i (a) Beiarne og (b) Troms, samt for elgkyr i (c) Beiarne og i (d) Troms. – Annual variation in natural mortality, hunting mortality and total mortality in moose calves in (a) Beiarne and (b) Troms, and in moose cows in (c) Beiarne and (d) Troms.

**Figur 3.1.3**

Årlig variasjon i antall elg (A) estimert og (B) observert ved 5 vintertellinger med helikopter i Beiam, samt årlig variasjon i (C) antall elg tillatt felt og (D) totalt antall felt i bestanden fra 1986 til 1998. Stiplet vertikal linje indikerer starten av studieperioden. - Annual variation in number of moose (A) estimated and (B) observed in 5 winter countings with helicopter in Beiam, and annual variation in (C) number of hunting permits, and (D) total number of moose shot in the population from 1986 to 1998. Stipled vertical line shows the start of the study period.

**Figur 3.1.4**

Årlig variasjon i antall elg (A) estimert og (B) observert ved 6 vintertellinger med helikopter i Troms, samt årlig variasjon i (C) antall elg tillatt felt og (D) totalt antall felt i bestanden fra 1986 til 1998. Stiplet vertikal linje indikerer starten av studieperioden. - Annual variation in number of moose (A) estimated and (B) observed in 6 winter counts with helicopter in Troms, and annual variation in (C) number of hunting permits, and (D) total number of moose shot in the population from 1986 to 1998. Stipled vertical line shows the start of the study period.

3.1.2 Dynamikken i en jakta elgbestand i et variabelt miljø

Hvor mye betyr så jakta i forhold til de naturlige prosesser på dynamikken innen en elgbestand? Sæther har tidligere foreslått at bestandsdynamikken til elg og andre hjortevilt hovedsakelig er styrt av fire faktorer:

- matbegrensning,
- predasjon,
- tilfeldige variasjoner i miljøet (for eksempel på grunn av klimatiske forhold)
- menneskelig høsting i form av jakt.

Mens man tidligere har forsøkt å avklare effekten av de tre første forholdene har man i mindre grad undersøkt effekten av jakt på bestandsdynamikken til hjortevilt. Som vist over er det imidlertid grunn til tro at jakt kan ha en svært viktig effekt på mange elgbestander, men fortsatt mangler vi mye kunnskap om hvordan effekten av jakt opptrer i kombinasjon med tetthets-avhengige og klimatiske effekter. Tilsvarende er det viktig å kjenne til de bestandsdynamiske effektene av kjønns- og alders- bestemt høsting slik den utøves i norske elgbestander. For eksempel viser

flere teoretiske studier at forandringer i aldersstrukturen i en bestand kan medføre vesentlige bestandsdynamiske endringer, spesielt i bestander med stor alders-avhengig variasjon i fruktbarhet og dødelighet. Jakt vil også kunne gi vesentlige endringer i bestandsdynamikken som følge av forvaltningens forsinkede respons på endringene i bestandsstørrelsen. Følgen av dette kan være at jakt fremfor å stabilisere bestandsutviklingen faktisk skaper en utilsiktet bestandsvariasjon.

For å undersøke disse forholdene foretok vi en detaljert bestandsanalyse av elg fra Vefsn-dalføret i Nordland. Siden 1967 er det årlig innsamlet data på vekt, kjønn og alder fra tilnærmet alle elg skutt (96%) i dette området. Med bakgrunn i dette materialet var det mulig å rekonstruere bestanden i området i perioden 1967-1993 ved bruk av en såkalt årsklasseanalyse (Cohort-analyse).

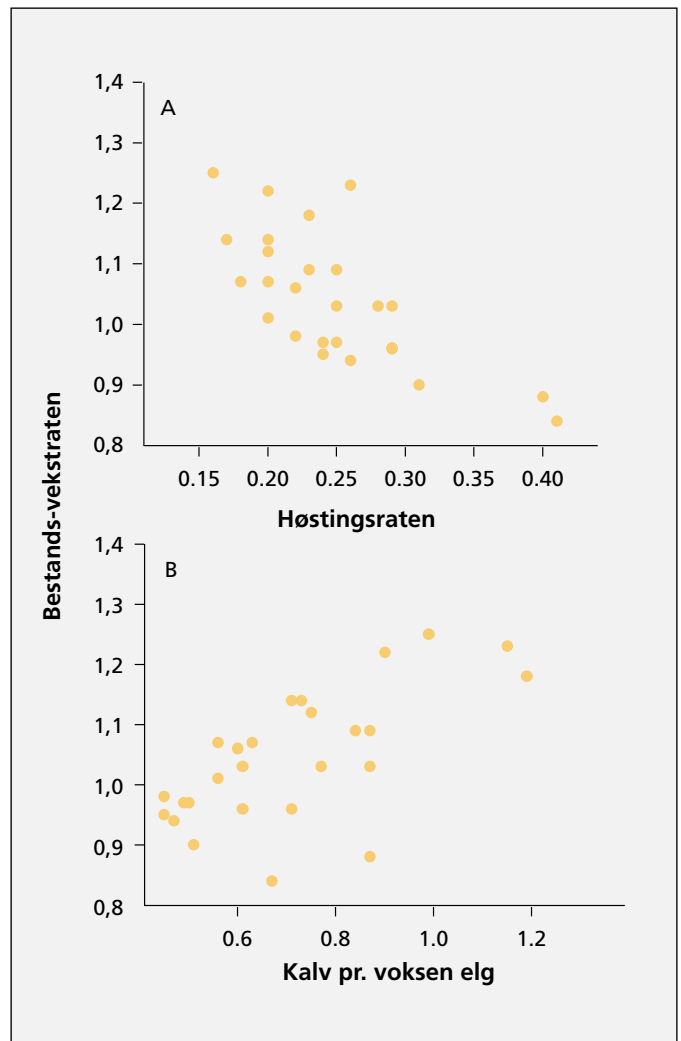
3.1.3. Hva forklarer bestandsutviklingen?

Det var stor variasjon i bestandsstørrelsen i Vefsn-dalføret i perioden 1967-93. Bestanden økte fra 434 til 1370 dyr (0,07 – 0,21 pr km²) før jakt inkludert to markante nedgangsperioder. Den første i perioden 1967-72 og den andre mellom 1984-89. Den siste perioden ble igjen fulgt av en kraftig økning i bestanden mellom 1989 og 1992. I takt med bestandsvariasjonen var det en tilsvarende variasjon i jaktkvote og uttak.

Hvilke faktorer lå så til grunn for denne variasjonen i bestandsstørrelse? Som ventet var fluktuasjonene i vekstraten styrt av både variasjon i bestandsrekruttering og variasjon i høstingsraten (**figur 3.1.5**). Bestanden økte i år med lav høstingsrate og høy rekrutteringsrate og sank i år med høy høstingsrate og lav rekrutteringsrate. Med andre ord var bestandsfluktuasjonene vesentlig styrt av jaktuttaket og ikke bare av naturlige prosesser via variasjon i rekrutteringen.

To prosesser kunne forklare variasjonen i høstingsraten. For det første økte høstingsraten med bestandstettheten slik at veksten i bestanden stoppet opp på midten av åttitallet. I tillegg var høstingsraten forsinket i forhold til bestandsutviklingen. Avskytingen ble derfor for lav i oppgangsfasen og for høy i nedgangsfasen, slik at jakten aldri var i stand til å stabilisere bestandsutviklingen. Den lokale viltforvaltningen var således ikke i stand til (ved tildeling av kvote) å respondere umiddelbart på endringer i bestandsstørrelsen. Faktisk var jegerne bedre i stand til å respondere på endringer i bestandsstørrelse enn viltforvaltningen ettersom fellingsprosenten økte i år med høy bestandsstørrelse mens den sank ved lav bestandsstørrelse, slik at tidsforsinkelsen mellom faktisk bestandsendring og oppfølgende jaktuttak ble redusert. Dette var med på å redusere størrelsen på bestandsfluktuasjonene.

Variasjonen i rekrutteringsraten var først og fremst et produkt av variasjonen i antall kalv pr ku, mens variasjonen i kjønnsfordeling hadde mindre betydning. Kalv pr. ku var igjen en funksjon av varierende gjennomsnittsalder på kyrne i bestanden samt tetthets-avhengig næringsbegrensning og klimatiske faktorer, i første rekke snødybden.



Figur 3.1.5

Bestandens vekstrate (n_t/n_{t-1}) i forhold til (A) høstingsraten (totalt felt / bestandsstørrelse) og (B) kalv pr voksen elg (≥ 2 år) i Vefsn-dalføret i perioden 1967-93. – Growth rate of the population (n_t/n_{t-1}) in relation to (A) harvest rate (total shot/ population size), and (B) calves per adult moose (≥ 2 år) in the Vefsn-area during 1967-93.

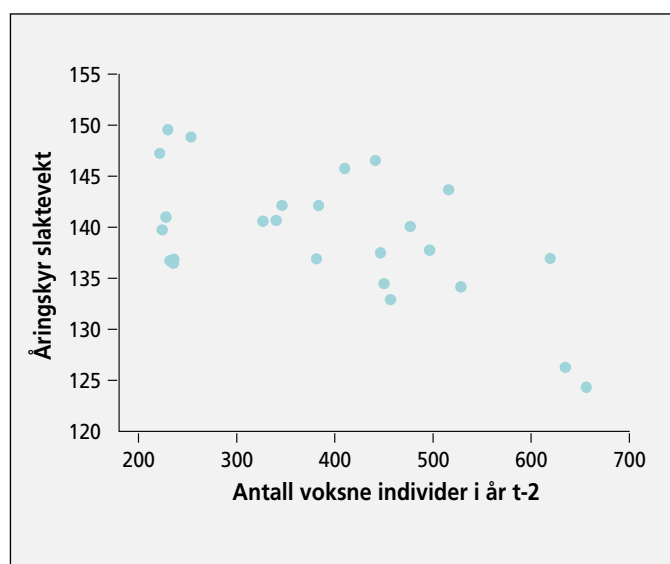
Den kraftige effekten av elgkuas gjennomsnittsalder på rekrutteringsraten må sees i sammenheng med det nære forholdet som eksisterer mellom fruktbarhet og alder hos elgen. Utfra eggstokkanalyser fant vi at elgkua i gjennomsnitt øker kalvproduksjonen fra 0,2 kalv pr. ku ved 2 års alder til 1,6 kalv pr. ku ved 7-8 års alder. Dette skyldes både at sannsynligheten for å bli kjønnsmoden øker med alderen og at eldre kyr i langt større utstrekning produserer tvillingkalv. Det var også en negativ tilbakevirkning av rekrutteringsraten på kyrnes gjennomsnittsalder som følge av at jegerne ikke var i stand til å øke uttaket av kalv i år med mange kalver pr ku. Dette skyldtes stor uvilje mot å skyte kalv i området. Resultatet ble stor variasjon i hvor mange kyr som ble kjønnsmodne hvert år. Selektiv høsting kan således skape en kompleks dynamikk i en alders-strukturert bestand.

Siden mange faktorer kan destabilisere en elgbestand var det av spesiell interesse å finne ut om tetthets-avhengig matbegrens-

ning kunne virke regulerende på bestandsveksten. Ettersom både alder ved kjønnsmodning og alder for start av tvillingproduksjon er avhengig av kyrnes størrelse (se boka til Andersen og Sæther) vil sannsynligvis både kalveproduksjonen generelt og tvillingraten bli redusert med økende elgtetthet og konkurranse om maten. En slik effekt var imidlertid bare i liten grad tilstede i Vefsnbestanden selv om det var markant tetthets-avhengig nedgang i slaktevektene til åringsskyr (**figur 3.1.6**). Effekten av tetthet kunne bare påvises når vi samtidig kontrollerte for variasjonen i kyrnes gjennomsnittsalder. Ettersom gjennomsnittsalder i bestanden økte med tettheten, ble den samlede effekten at rekrutteringsratene økte i løpet av perioden til tross for økende bestandsstørrelse.

I hvilken utstrekning bestandstetthet kan virke stabiliserende på bestandsforløpet hvis ikke kyrnes gjennomsnittsalder hadde variert i samme grad, er avhengig av formen på kurven for tetthets-avhengighet. For eksempel vil en tidsforsinket tetthets-avhengig respons kunne forsterke fremfor å dempe bestandsfluktasjoner. Som en ser i **figur 3.1.6** kunne vektnedgangen til åringsskyr forklares med bestandstettheten to år tidligere. Dette skyldes trolig at det først og fremst er kalvene som opplever en tetthets-avhengig vektnedgang, noe som medfører at det går minst to år før økt tetthet materialiserer seg i redusert rekruttering. I fravær av andre regulerende faktorer vil slike tidsforsinkelser medføre en lang responstid i bestandsdynamikken og store fluktasjoner i bestandsstørrelse. Dette reduserer muligheten for en stabil likevekt mellom elgen og dens næringsressurser.

Basert på tidligere studier (se oppsummering i boka til Andersen og Sæther) var vi spesielt interessert i å undersøke om tilfeldig klimavariasjon påvirket kyrnes vektutvikling og bestandsdynamikk. Som ventet var det en negativ effekt av tidlig høy sommer-



Figur 3.1.6

Slaktevekt av åringsskyr i forhold til antallet voksne elg (≥ 2 år) i bestanden i Vefsn-dalføret i år t-2 i løpet av studieperioden 1967-93. – Slaughter weight of 1-year old cows in relation to number of adult moose (≥ 2 år) in the population of the Vefsn-area in year t-2 during 1967-93.

temperatur på kyrnes slaktevekter. Tilsvarende var det en positiv effekt av vintersnødybden på slaktevekter av åringer og eldre kyr. Tatt i betraktning at tyngre kyr også er mer produktive enn lette kyr var det ikke uventet at rekrutteringen varierte med variasjonen i snødybde og sommertemperatur året før. Det betyr at variasjonen i klima har direkte effekter på kroppsvekten et gitt år og forsinket effekt på reproduksjonen året etter.

Hvorfor blir kyrne større i år med mye snø og kjølig forsommer? I denne bestanden er det trolig at forsommertemperaturen påvirket elgen gjennom temperaturens innvirkning på næringsplantenes kvalitet. I kjølige somrer vokser plantene senere, og siden planten er mer næringsrik i vekstfasen enn i utvokst tilstand vil elgen oppleve en lengre periode med høykvalitetsmat i kjølige kontra varme somrer. Tilsvarende kan det være at mye snø om vinteren skaper sen snøavsmeltning slik at elgen kan beite på relativt nyutsprungne vegetasjon av høyere kvalitet over lengre tid på vår og forsommer. Begge klimafaktorene virker således inn på næringstilbudet på sommeren. Alternativt kan det være at elgen i Vefsn har fordel av mye snø på vinteren, spesielt om den har stor bæreevne, ettersom snøen da kan benyttes som plattform til å nå beite i ellers utilgjengelige kronesjikt. Uansett forklaring viser dette imidlertid hvordan årlig variasjon i klima kan bidra som en tilfeldig faktor i bestandsdynamikken til elg.

3.1.4 "Sett elg"-data som verktøy i elgforvaltningen

Ved å sammenligne informasjon utledet fra "Sett elg"-data med den "faktiske" situasjonen basert på den rekonstruerte bestanden i Vefsn-dalføret, ønsket vi å undersøke anvendbarheten av "Sett elg"-data i elgforvaltningen. Som det fremgår av **figur 3.1.7** var det en sammenheng mellom 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' og antallet elg i bestanden før jakt. Det var imidlertid et langt nærmere forhold mellom 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' og antallet elg i bestanden etter jakt (trekker fra jaktuttaket) (**figur 3.1.7**), ettersom 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' viste riktig utviklingsretning i bestanden etter jakt i 80% av tilfellene. Dette kan forklares ved måten vi jakter på. Ettersom den største andelen av kvoten skytes i løpet av de første dagene av jakta (i det minste i Vefsn), betyr det at for hele jaktperioden samlet, vil man observere en bestand som mer ligner på bestanden etter jakt enn på bestanden før jakt.

En faktor som kan tenkes å påvirke presisjonen av 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' er været under jakta, enten direkte ved at været påvirker observasjonsforholdene under jakta eller indirekte via effekten av temperatur og vind på løvfallet og dermed siktbarheten i skogen under jakta. Vi fant imidlertid ingen slik effekt av været før og under jakta på presisjonen av 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' uten at dette betyr at værforholdene er helt uten betydning på observasjonsfrekvensen under jakta.

En annen mulig feilkilde er at det foregår en 'metning' i 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' indeksen om en økende andel av jakt dagsverket benyttes til å slakte og håndtere skutte elger enn til å jakte og observere elg når bestanden øker. Selv om vi ikke fant sikre indikasjoner på dette i Vefsn, kan dette være tilfelle i andre bestander. Dette betyr i praksis at 'Sett dyr pr. jakt dagsverk' kan

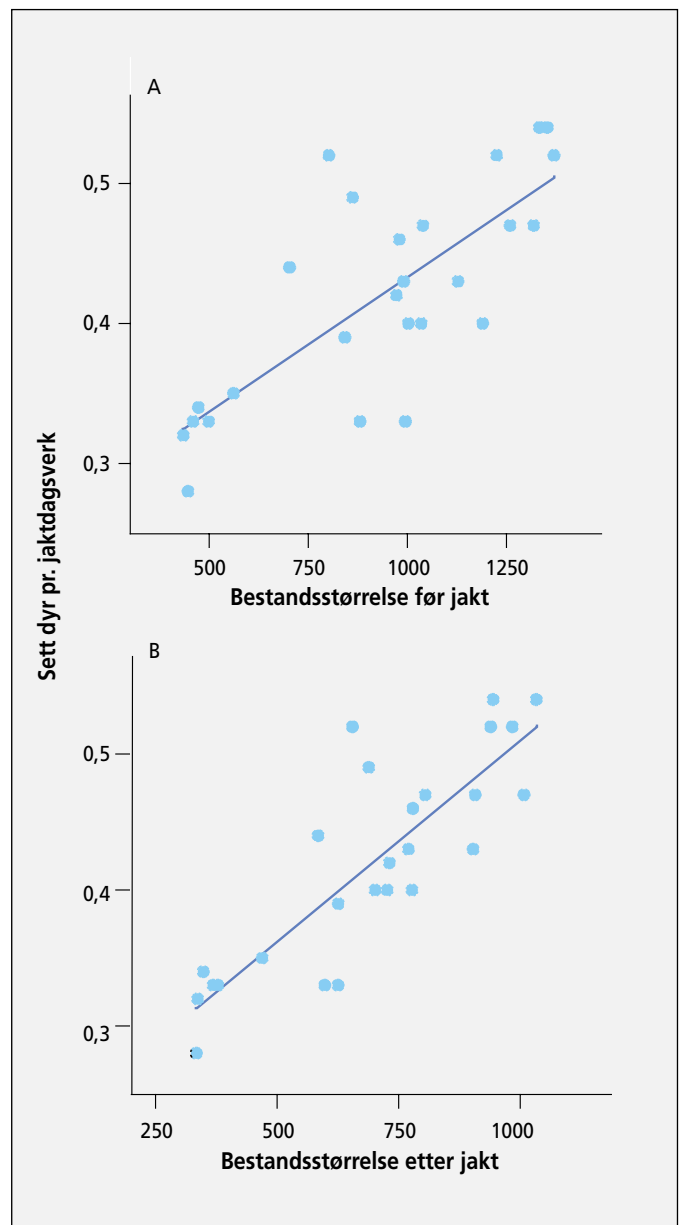
fortelle om en bestand øker eller synker, men ikke nødvendigvis hvor mye (eks. i %) bestanden øker eller synker.

Sammenlignet med forholdet mellom 'Sett dyr pr. jaktdagsverk' og bestandsstørrelsen var det et enda nærmere forhold mellom 'Sett kalv pr. ku' og kalv pr. ku i bestanden, noe som antyder at 'Sett kalv pr. ku' raten er mindre utsatt for variasjon i eksempelvis jaktforhold og tidsforbruket til jegerne. Derimot var 'Sett ku pr. okse' indeksen dårligere til å gjenspeile faktiske endringer i kjønnsforholdet i bestanden. Den relativt store unøyaktigheten i denne indeksen kan skyldes flere forhold, for eksempel variasjon i observerbarhet mellom ulike kjønns- og alderskategorier.

3.1.5 Konklusjon

Stabilisering av elgbestander gjennom jakt er vanskelig og representerer en stor forvaltningsmessige utfordring. Dette skyldes at:

1. Naturlig kalvdødelighet varierer over tid og mellom regioner, antakelig som en effekt av variasjon i tilfeldige faktorer i miljøet (f.eks. knyttet til klima) og tettheten av dyr.
2. Forsinkelseeffekter er viktig i populasjonsdynamikken til elg. Det tar tid fra en påvirkning opptrer til man kan se effekten av den på bestandsstørrelsen. Derfor er et langsiktig tidsperspektiv (min. 5 år) nødvendig ved gjennomføringen av ethvert forvaltningsopplegg. Videre bør bare en endring i opplegget iverksettes om gangen, slik at man ikke både endrer kvote og kjønns sammensetning samtidig.
3. Jakta kan forsterke de naturlige svingningene i en elgbestand. Slike svingninger kan reduseres ved at kvotefastsettinger baseres på informasjon om bestandsutviklingen foregående år.
4. "Sett elg"-data gir god informasjon om relative endringer i bestandsstørrelsen. Et stort potensiale til å gi mer presis informasjon om situasjonen i stammen ligger derfor i bruken av slike data. Dette forutsetter en utvikling av bedre statistiske metoder og etterprøving av holdbarheten av viktige antagelser for anvendelse av metodene. Vi vil tilrå at bruken av 'Sett elg'-data i elgforvaltningen videreutvikles i årene som kommer, slik at en fremtidig elgforvaltning i enda større grad enn i dag kan benytte data fra 'Sett-elg' som et presist forvaltningsverktøy. Dataene må kvalitetssikres og lagres på en slik måte at de blir lett tilgjengelige både for forskere og forvaltere. Dette innebærer at miljøforvaltningen må avsette tid og ressurser til dette.



Figur 3.1.7

'Sett dyr per jaktdagsverk' i forhold til bestandsstørrelsen før og etter jakt i Vefsn-dalføret i perioden 1967-93. For å få bestandstettheten kan bestandstallene deles på 1709 km² (totalt jaktbart areal i området). – Number of moose seen/day/hunter in relation to the population size before and after hunting in the Vefsn-area during 1967-93. To calculate population density the population numbers can be divided by 1709 km² (total hunted area).

3.2

Villrein; i grenseland mellom bruk og bevaring

Olav Strand, Jon Swenson, Per Jordhøy, Christian Nellemann, Erling Johan Solberg, John Linnell og Øystein Holand*

* NLH, Institutt for husdyrfag, pb. 5014, 1432 Ås

Effekter av dagens villreinforvaltning viser gjennom flere eksempler at moderne villreinforvaltningen omfatter langt mer enn tradisjonell bestandsforvaltning. Bærekraftig bruk og bevaring av villreinstammene vil ikke bare kreve gode jegere og en god jaktforvaltning, men setter også krav til hvordan vi bruker og forvalter villreinens leveområder.

Et viktig spørsmål i forbindelse med alle former for høsting er hvordan dette påvirker det økonomiske resultatet og den høsta bestandens levedyktighet på lang sikt. For forvalterne omfatter dette en blanding av økologiske- og økonomiske problemstillinger som beskriver forholdet mellom bestandsstørrelse og økonomi. Grunnlaget for slike modeller bygger på en forståelse av hvordan produksjon begrenses naturlig i store bestander, og har tradisjonelt sett vært modeller som maksimerer utbytte i forhold

til bestandsstørrelse. Hovedmålsetningen med dette prosjektet har vært å teste en slik modell for villrein, og på grunnlag av overvåkingsdata prøve å utvide modellen til også å ta hensyn til andre egenskaper ved villreinens biologi. Villreinforvaltningen er i dag en langt mer komplisert prosess enn det som tilligger bestandsforvaltningen alene. Eksempler på dette er arealforvaltningen som bl.a. omfatter andre samfunnsinteresser som kan komme i konflikt med og i konkurranse med målsetningen om å opprettholde bæreevnen i villreinområdene. Vi har derfor sett på effekter av ferdsel og forstyrrelser i villreinens leveområder, og studert effektene som dette kan ha på villreinens langsiktige arealbruk og områdenes produksjonsevne.

3.2.1 Hvor mange reinsdyr kan vi høste?

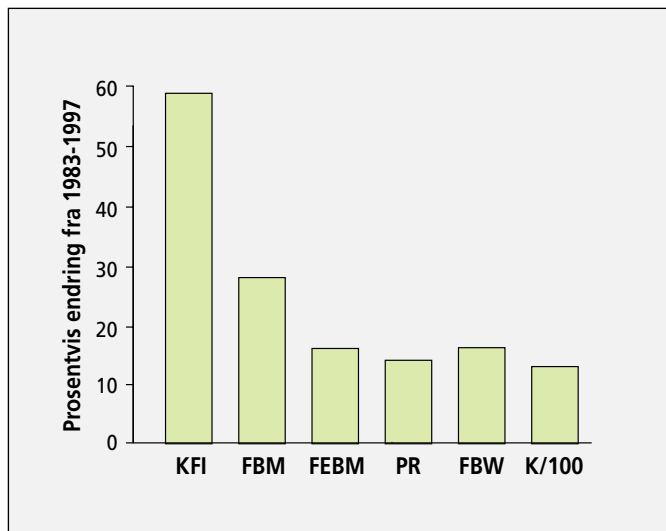
Forvaltningen av villreinstammene har benyttet bestandsmodeller som maksimerer antall jaktbare dyr eller kilo kjøtt som høstes. Ved å sammenligne produksjonen fra villreinstammen på Hardangervidda og i Forelhogna har vi testet disse modellene.



Foto: Per Jordhøy

Resultatene viser at en i gjennomsnitt har høstet flest dyr per km² beiteareal på Hardangervidda. Jaktuttaket i dette området har imidlertid variert mye og det er i årene med reduksjonsavskyting at jaktuttaket har vært størst. I antall kilo kjøtt finner vi derimot at en i gjennomsnitt har høstet mer i Forelhogna enn på Hardangervidda (hhv ca 16,3 og 13,4 kilo per km²). Ser vi på antall kilo kjøtt støtter resultatene modellen som har ligget til grunn for forvaltningen.

På grunn av de store bestandssvingningene på Hardangervidda blir vinterbeitene sterkt nedbeitet, og reinsdyras kondisjon og størrelse betydelig redusert. Det er derfor viktig å finne svar på om Hardangervidda-stammen kan restitueres etter perioder med overbeiting. Fordi villreinstammen på Hardangervidda har vært overvåket i en årrekke kan vi teste effekten av at antall dyr ble halvert i løpet av åttitallet, og undersøke om dette førte til forbedringer i simlenes kondisjon om vinteren. Resultatene viser at samtlige mål på simlenes kondisjon og reproduksjonsevne har økt siden overbeitingen på åttitallet (1983). Den mest markante økningen finner vi i simlenes fettlag (KFI) og slaktevekt om vinteren (FBM): **figur 3.2.1**. Fosterstørrelsen, kalvenes fødselsvekter og andelen kalver som overlever fram til midtsommer (målt som kalv/100 simler og ungdyr) hadde også økt, men ikke så mye som simlenes fettlag og vintervekt (**figur 3.2.1**). Andelen drektige simler var ikke statistisk forskjellig fra drektigheten som simlene viste i 1983. I sum viser disse resultatene at en har lyktes med å fjerne noen av effektene av matbegrensningen ved en



Figur 3.2.1

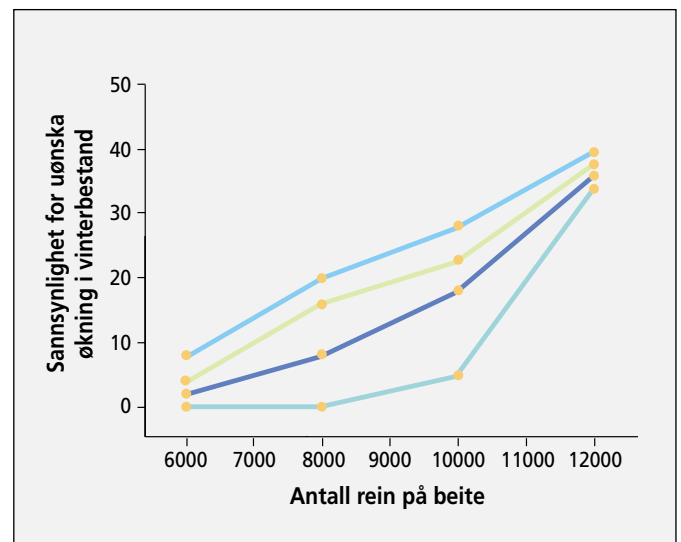
Simler skutt på Hardangervidda vinteren 1997 viste økte kondisjonsparametre sammenlignet med simler skutt i 1983. Både simlenes nyrefettindeks (KFI), slaktevekt (FBM), fostervekter (FEBM), fødselsvekter (FBW) og kalv/100 simler og ungdyr i juli (K/100) hadde økt i perioden mellom 1983 og 1997. Drektighetsraten (PR) hadde også økt, men var ikke statistisk forskjellig fra 1983. – Female reindeer shot on Hardangervidda in winter 1997 showed an increase in body condition parameters compared with females shot in 1983. The females kidney fat index (KFI), slaughter weight (FBM), fetus body weight (FEBM), calving weight (FBW), and calves/100 females and yearlings in July (K/100) had increased from 1983 to 1997. Rate of pregnancy (PR) had also increased, but was not statistically different from 1983.

langsiktig reduksjon i bestanden på Hardangervidda. Hvor lang tid det vil ta før bestanden er fullstendig restituert er avhengig av framtidig arealforvaltning og bestandsstørrelse.

3.2.2 Stabilitet i villreinbestandene og risiko for overbeiting

Bruk av tradisjonelle høstingsmodeller kan medføre katastrofal overbeskatning av fornybare ressurser når kontrollen med uttak eller bestandsstørrelse er for dårlig. På den annen side er det for villreinsens del også viktig å sørge for at bestandene ikke blir for store, med påfølgende overbeiting. En hovedmålsetning i villreinforvaltningen har derfor vært å regulere bestandene på et slikt nivå at en unngår perioder med overbeiting og langsiktig forringelse av vinterbeitene.

Vi undersøkte risikoen for overbeiting i en enkel simuleringsmodell som inneholder de viktigste egenskapene ved bestandsforvaltningen. Hovedtrekkene i simuleringene viser at stor variasjon, enten i produksjon, jaktuttak eller bestandsestimat, bidrar til å øke risikoen for at bestanden vokser til tettheter som gir overbeiting (**figur 3.2.2**). Likeså vil høy vekstrate bidra til at det er større risiko for at bestanden raskt endres til uønska størrelse. For



Figur 3.2.2

Risiko for overbeiting i en simulert villreinbestand der jaktuttak balanserer årlig tilvekst. Risikoen for overbeiting er definert som antall simuleringer av 1000 simulerte bestandsforløp som blir større enn 15 000 dyr etter fem år i modellen. Figuren viser sammenhengen mellom risiko og bestandstørrelse som legges til grunn for forvaltningen (6000- 12 000 dyr i vinterstammen), med variasjon i jaktuttaket som varierer mellom 10, 20, 30 og 40% av gjennomsnittlig høstingsrate. – Risk of overgrazing in a simulated reindeer population where hunting mortality balances annual production. The risk of overgrazing is defined as number of 1000 simulations giving a population development resulting in more than 15 000 animals after five years in the model. The figure shows the relationship between risk and population size which management plans are based on (6000-12 000 animal during winter), with variation in hunting mortality of 10, 20, 30 and 40% of mean harvest rate.

forvaltningen av stammene betyr dette at stor vektlegging av de økonomiske hensynene gir større risiko for overbeiting. Det må derfor settes inn større ressurser på å oppnå presise bestandsestimater og et forutsigbart jaktuttak dersom kravet til økonomisk resultat er stort.

3.2.3 Mye voksen bukk gjør det lettere å regulere veksten i bestanden

En høy veksthastighet i bestanden øker risikoen for overbeiting. Liten andel bukk betyr flere produksjonsdyr, raskere vekst og dermed større høstbart overskudd, men også større risiko for overbeiting. En økning av stammens storbukandel vil redusere antall jaktbare dyr, men samtidig reduseres vekstraten og risikoen for overbeiting. Det er vist at bukkene har en betydelig større evne til å beholde sin fysiske vekst enn simler. Den tapte produksjonen vil derfor til en viss grad kompenseres ved høsting av tyngre bukker i disse bestandene. Slik sett har en større andel voksen bukk en dobbel funksjon og bidrar til at det kan skytes større dyr ved en totalt sett lavere risiko for overbeiting.

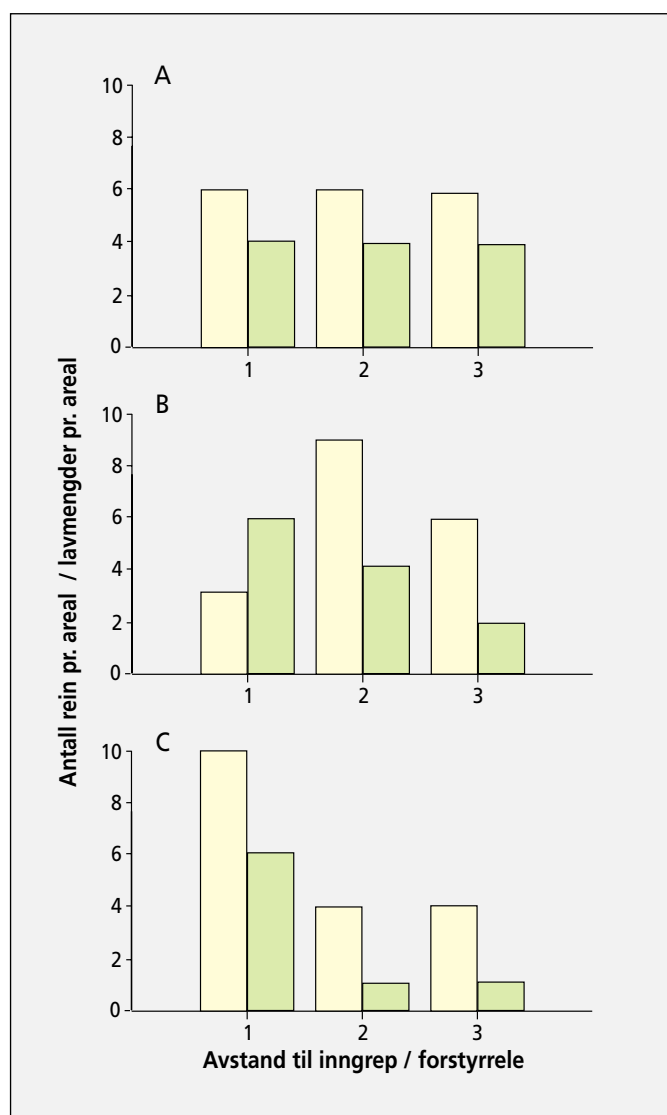
Fram til i dag er alle villreinstammene forvaltet etter samme bestandsmodell, men med en del lokale tilpasninger. Våre resulta-

ter viser med tydelighet behovet for slike tilpasninger, og da spesielt i forhold til usikkerhet i bestandsestimater og jaktuttak. I hvilken grad forholdene ligger til rette for en forvaltning som stiller store krav til en presis bestandsforvaltning er forskjellig i de enkelte områdene. I de store og mer uoversiktlige områdene har det vist seg langt vanskeligere å få gode bestandsestimater, samtidig som at jaktuttak og samarbeid har vært mer variabelt. Konklusjonen fra undersøkelsene er derfor at kravet til økonomisk optimalitet, som krever høyt presisjonsnivå må reduseres i de store områdene. Samtidig er behovet for å øke presisjonen i datagrunnlaget og bestandsforvaltningen betydelig.

3.2.4 Effekter av ferdsl og forstyrrelser på villreinen arealbruk

Villreinen lever i et flerbrukslandskap der andre og ofte konkurrerende samfunnsinteresser kan komme i konflikt med målsettinger om å opprettholde villreinstammens vitalitet og størrelse. Hovedårsaken til dette ligger i at villrein, som et resultat av at vi i lang tid har jaktet på arten, normalt har utviklet høy skyhet for mennesker.

Som indikator på reinsdyras langsiktige bruk av beitene kan vi bruke kvaliteten på lavdekket. Dette er illustrert i **figur 3.2.3** og viser at en omfordeling av rein, som følge av forstyrrelser, vil kunne medføre en systematisk nedbeiting av lavbeitene i sentra-



Figur 3.2.3

Grafisk modell som viser de potensielle effektene av forstyrrelser og nedbeiting i en villreinbestand. A) illustrerer fordelingen av rein (gule søyler) og lavmengde (grønne søyler) i forhold til avstand fra et teknisk inngrep/forstyrrelseskilde. Tettheten av rein og lavbeiter fordeler seg likt langs avstandsgradienten og påvirkes ikke av inngrep/forstyrrelse. B) Forstyrrelsen medfører en omfordeling av reinstammen med økt tetthet i de uforstyrrede områdene. Dette kan medføre nedbeiting med påfølgende produksjonstap av lav i uforstyrrede områder. Dersom denne prosessen ikke stoppes ved at en reduserer tettheten i bestanden eller reduserer effektene av inngrepene, kan slike prosesser bli selvforsterkende på grunn av det økende produksjonstapet fra lavmatta, slik at prosessen ender med en fullstendig nedbeiting av lavbeitene i de uforstyrrede områdene (C). – A graphic model showing potential effects of disturbance and overgrazing on a reindeer population. A) illustrates the distribution of reindeer (yellow bars) and amount of lichens (green bars) in relation to distance from technical installations/sources of disturbance. The density of reindeer and lichen are evenly distributed and not affected by installations/disturbance. B) The disturbance causes a change in the distribution of the reindeer population increasing density in undisturbed areas. This may lead to overgrazing and production loss of lichens in undisturbed areas. If this process is not stopped by a reduction of population density, or reduced effects caused by technical installations, this process can be self-amplified due to increased production loss of lichens. Such a process ends with a complete overgrazing of lichens in the undisturbed areas (C).

le og uforstyrta områder. For å teste de eventuelle effektene av menneskelig ferdsel på villreins beitebruk har vi undersøkt vinterbeitene på Hardangervidda og i Rondane. I begge områdene finner vi mest lav i terreng med med mye ferdsel. Tilsvarende finner vi at områder som ligger lengre unna er sterkt beitet. På Hardangervidda hadde de sterkest beita områdene en lavmengde som tilsvarer 25-90 g tørrvekt per m², mens tilsvarende verdier i Rondane var 200-250 g per m². I likhet med andre studier av slike effekter på villrein, finner vi at effektene er størst hos simler og kalver som også er vist å ha større skyhet for mennesker. De samme metodene er brukt til å teste effekter av fysiske inngrep som kraftledninger, vege og hytter i andre villreinområder (Ottadalen og Setesdal Ryfylkeheiene) og i tamreindistrikter (Nellemann pers. med.). Disse studiene har kommet fram til de samme resultatene som vi har påvist i Rondane og på Hardangervidda.

Områder med få forstyrrelser eller tekniske inngrep kan derfor ha vært utsatt for nedbeiting. Hvor store områder dette dreier seg om vet vi ikke. Den maksimale produksjonen i ei lavmatte får en ved lavmengder som tilsvarer 300-600 g per m². Reinen har evne til å beite ned lavmatta under dette nivået og vi vet fra Hardangervidda og Snøhetta at betydelige områder har vært beitet ned til lavmengder på 25 g per m² og mindre. Over tid vil inngrep eller forstyrrelser som forårsaker en omfordeling av reinen i ytterste konsekvens kunne medføre betydelig nedbeiting/ødeleggelse av lavbeitene.

3.2.5 Forvaltning ved høy eller lav tetthet?

En overordna utfordring i forvaltningen av høstbare ressurser er å sørge for at bestandene ikke overbeskattes eller drives til utdøing som følge av høstingen. For å oppnå dette bør bestandene høstes ved en tetthet som er større enn det som gir størst avkastning. Høstingsmodellene som her legges til grunn forutsetter at antall dyr i bestanden kan kontrolleres gjennom jakt. Disse betraktningene tar imidlertid ikke hensyn til eventuelle langsiktige interaksjoner mellom beitedyr og planter, eller at plantenes produksjonsevne kan reduseres som følge av sterk beiting.

Flere forhold medfører at villreinen ikke kan forvaltes etter en slik modell dersom man vil unngå framtidig overbeiting. I første rekke skyldes dette at lavbeitenes produksjon vil reduseres ved høyt beitepress. Videre vil usikkerheten i selve forvaltningssystemet som bygger på minimumstillinger medføre at risikoen for overbeiting blir vesentlig større når bestandene forvaltes ved høye tettheter. Treghet i selve forvaltningssystemet og begrensninger som ligger i lave fellingsandeler av utskrevet kvote vil også gjøre det vanskelig/umulig å høste tilstrekkelig ved store tettheter. Følgen av dette er at disse villreinbestandene bør/må forvaltes ved lavere tettheter dersom målsetningen om å unngå framtidige perioder med overbeiting skal nås. På grunn av at reinen lever i et flerbrukslandskap med andre og konkurrerende samfunnsinteresser vil også økte inngrep eller fortrenging av villreinen fra viktige beiteområder medføre at behovet for en presis bestandsforvaltning øker etter hvert som villreinbestandene får trangere levekår. I sum vil dette føre til at kravet til økonomisk resultat må reduseres samtidig som behovet for dokumentasjon og kunnskap om bestandsstørrelse og tilvekst vil øke.

3.2.6 Effekter av høsting

Jakt er i dag den desidert viktigste faktoren som bidrar til å opprettholde en ballanse mellom antall villrein og begrensa vinterbeite ressurser. Grunnlaget for framtidens villreinbestander ligger derfor i at jaktforvaltningen av villrein er god. Vi har så langt sett på produksjonsmodeller og grunnlaget for målvalget i villreinforvaltninga. Like viktig for å oppnå levedyktige villreinbestander er de direkte effektene som jakta kan ha på villreinen. Vi vet i dag at utstrakt høsting og selektivt fiske har medført betydelige endringer i størrelse og alder for kjønnsmodning hos blant annet torsk. En bestand reguleres naturlig i forhold til sin størrelse. Faktorer som matmangel, klimasvigninger, sykdom og predasjon bidrar til at bestandsstørrelsen svinger innenfor en øvre og nedre grense. Utfordringen vi står ovenfor er å forstå konsekvensene av at vi gjennom høsting erstatter den naturlige dødeligheten med jaktdødelighet.

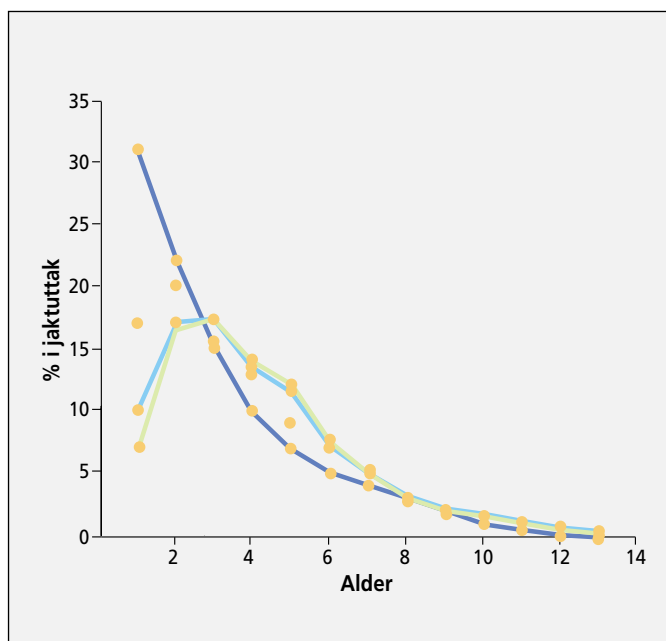
3.2.7 Jaktseleksjon

Store rovdyr har ingen viktig økologisk funksjon i dagens villreinbestander. Dette innebærer at bestandenes størrelse reguleres via tre virkningsmekanismer; redusert drektighet, jaktdødelighet eller dødelighet som følge av matmangel. I et rovdyrfritt miljø, der jegerne utgjør den viktigste dødsårsaken, er det lett å tenke seg at utvalgsriteriene som jegerne har er forskjellige fra naturlige rovdyr. Dersom slike preferanser er knyttet til karakterer som er av betydning for vekst og reproduksjon, vil dette kunne starte nye "menneskeskapt" evolusjonære prosesser som på sikt kan forandre bestandenes egenskaper og genetiske sammensetning.

Hos reinsdyr er det en god sammenheng mellom alder og kroppsstørrelse. Bukkene vokser fram til de er 5-8 år, mens simlene avslutter sin kroppsvekst ved 2-4 års alder. Store reinsdyr er dermed også gamle reinsdyr. På bakgrunn av dette kan vi lage simuleringer som viser sammenhengen mellom seleksjonstrykk (i hvilken grad jegerne er selektive med hensyn til reinsdyrs størrelse), og hvordan slik seleksjon vil påvirke alderssammensetningen i jaktuttaket.

Disse simuleringene viser at jakt som ikke er selektiv med hensyn til reinsdyrs størrelse vil gi et jaktuttak der de enkelte aldersklassene er representert med avtagende frekvens (**figur 3.2.4**). Er derimot jegerne selektive med hensyn til størrelse så vil alderssammensetningen i jaktuttaket endres. Dette kommer av at de yngste aldersgruppene ikke har oppnådd en størrelse eller i dette tilfellet kroppsvekt som gjør at de velges av selektive jegerne. Simuleringene viser også at underrepresentasjonen av de yngste aldersklassene øker når seleksjonsintensiteten øker. Tilsvarende vil vi forvente at det er størst endring i alderssammensetningen hos bukkene. Dette kommer av at bukkene avslutter sin vekst ved en høyere alder enn simlene og at det dermed tar flere år før bukken blir så stor at den velges av en selektiv jeger.

Simuleringene gir helt klare forventninger til alderssammensetningen i jaktuttaket når jegerne systematisk skyter de største dyra. Fordelen med denne tilnærmingen er at vi nå kan teste i hvilken grad villreinjegerne er selektive uten å ha kjennskap til forskjellen på skutte dyr og levende bestand. Data som er samlet



Figur 3.2.4

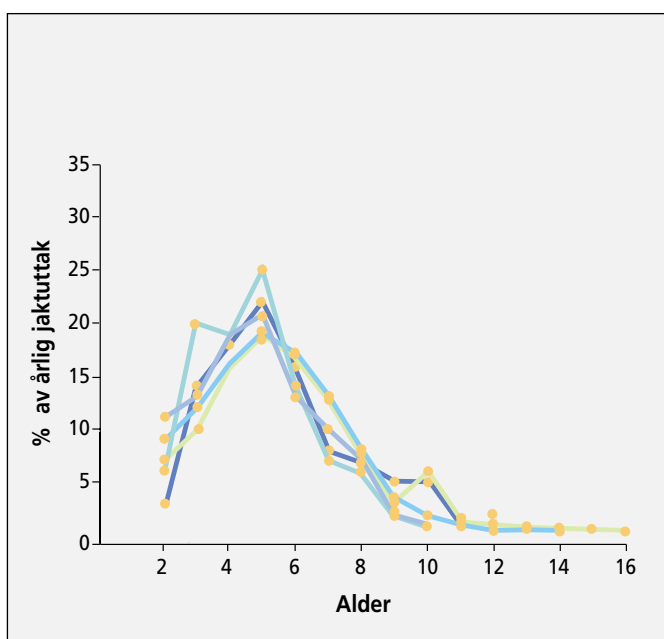
Simulert alderssammensetning i jaktuttaket fra en villreinbestand der 20-40% av bestanden høstes årlig. Uselektiv jakt vil gi en synkende frekvens i jaktuttaket med økende alder. Er derimot jakta selektiv mot kroppsstørrelse, vil frekvensen av de yngste aldersklassene synke med økt seleksjonstrykk som følge av sammenhengen mellom reinsdyras alder og størrelse. – Simulated age composition of shot reindeer in a population with a harvest rate of 20-40% annually. Non-selective hunting will give a declining proportion of shot animals with increasing age. If hunting is selective towards body size, the proportion of younger age-classes will decline with increasing selection pressure as a result of the connection between age and size in reindeer.

inn i forbindelse med ordinær jakt kan dermed brukes til å teste hypotesen.

3.2.8 Er villreinjegerne selektive?

Vi har foretatt en analyse av kjever som er samlet inn i forbindelse med organisert villreinjakt i Norge. Dette materialet er relativt omfattende og teller i overkant av 23000 dyr, fordelt på 11 større eller mindre villreinområder. Disse analysene viser en klar tendens til at de yngste aldersgruppene er underrepresentert blant de skutte dyra. Videre ser vi, som forventet fra simuleringene, at disse trendene er tydeligst hos bukkene (**figur 3.2.5**). I et materiale fra de største villreinområdene ser vi at bukker og simler som var født i 1993 og i 1994 og som var jaktbare som voksne for første gang i 1995, bare utgjorde en liten del av dyra som ble skutt dette året. Dette kunne tyde på en dårlig rekruttering i 1993 og 1994, men i åra etter 1995 har frekvensen av disse aldersklassene i jaktmaterialet økt. Dette viser at den lave andelen unge dyr i 1995 skyldes jaktseleksjon og ikke svak rekruttering.

Resultatene fra simuleringene har gitt oss en del klare forventninger til effektene av jaktseleksjon. Vi har kunnet teste disse og har vist at seleksjon forekommer i dagens villreinbestander. Fordi vi kan bruke materiale som samles inn gjennom ordinær jakt, har villreinforvaltningen fått et verktøy som kan brukes til å teste endringer i de forskjellige områdene, etter hvert som det innføres nye prissystemer eller andre tiltak som tar sikte på å redusere jaktseleksjon.



Figur 3.2.5

Alderssammensetning blant bukker i det årlige jaktuttaket fra Hardangervidda i perioden 1990-1998. Analysene viste at de yngste aldersklassene er underrepresentert, og at bukken på Hardangervidda i likhet med de andre villreinstammene møter den kraftigste jaktdødeligheten når de når en alder på 5-6 år. Dette er i samsvar med den simulerte jaktprosessen og indikerer en selektiv jakt mot de største bukkene. – Age composition of males shot annually on Hardangervidda during 1990-1998. The analyses showed that younger age-classes are under-represented, and that males on Hardangervidda, as in other reindeer populations, have high hunting mortality at an age of 5-6 years. This is in accordance with results from simulations and indicates a selective hunting towards the larger males.

3.3

Stokastisk miljøvariasjon og effekter på hjortens demografi og bestandsbiologi

Rolf Langvatn

Tilfeldig variasjon i miljøfaktorer som klima og værforhold kan ha direkte effekter på hjortens populasjonsdynamikk, ved at det påvirker plantedekkets utvikling i tid og rom. Dette påvirker hjortens vekst, utvikling og kroppsvekt, noe som videre har effekter på produktivitet og bestandsutvikling hos en intensivt beskattet art.

3.3.1 Geografiske forskjeller i vekst og størrelse hos hjorten

Det har lenge vært kjent at en dyreart kan variere i kroppsstørrelse og vekt over et større geografisk område. Det er også tilfelle med hjorten i Norge hvor den generelt øker i størrelse fra sør til nord og fra kyst til innland. Korrigert for kjønn og alder kan



Foto: Per Jordhøy

gjennomsnittlig størrelse på individer i ulike landsdeler og bestander variere med opp til 20 %. Den registrerte trenden i størrelsesforskjell hos hjort i Norge kan ikke forklares utfra forskjeller i bestandstetthet, selv om det også har klare effekter på hjortens vekst og utvikling. Det kan virke overraskende at hjort som lever ved kysten og i lavlandet i Rogaland og Hordaland, med milde vintre, lite snø og relativt gunstig klima for plantevekst om sommeren, er gjennomgående mindre enn hjort lenger nord og i innlandet (Trøndelag og indre deler av Møre og Romsdal), hvor vintrene er hardere og sommerklimaet kaldere.

Vekst- og størrelsesforskjeller hos hjort er resultat av næringstilgang og energibalanse. Det er derfor naturlig å se nærmere på geografiske forskjeller i beiteressurser og klimatiske forhold som påvirker både dyras energiforbruk og plantenes vekstforhold. For å forstå samspillet mellom klima, plantevekst og hjortens vekst er det også viktig å ha kunnskap om når på året veksten hos dyra skjer, samt sesongmessige variasjoner i energitilgang og -forbruk. Hjorten varierer mye i vekt med årstidene. Fra maksimalvekt i august-september kan dyra tape nærmere 30 % av kroppsvekten fram til april-mai når de er som magrest. Her er det imidlertid variasjon mellom ulike kjønns- og aldersgrupper. Også kalver taper vanligvis vekt gjennom vinteren, men til forskjell fra eldre artsfrender kan de vokse skjelettmessig. Gjennom utviklingshistorien har hjorten i Norge tilpasset seg et naturmiljø hvor lange vintre med snø begrenser beitetilgangen, og de beiteressurser som måtte være tilgjengelige er dessuten generelt av dårlig kvalitet og med lavt energiinnhold. Derimot byr sommerhalvåret (mai-september) på rikelig mattilgang, selv om både mengde og kvalitet varierer i tid og rom. Som en følge av dette synes hjorten å ha blitt "programmert" til å vokse (skjelettmessig og i vekt) primært gjennom sommerhalvåret, mens vinteren er en periode hvor dyra er mindre aktive, sparer på energireservene og forsøker å overleve på det sparsomme næringsgrunnlaget. Denne tilpassningen i livsyttring er hormonelt regulert og gjenspeiles bl.a. i lavere basismetabolisme og appetitt om vinteren.

3.3.2 Klima og plantevekst

Plantenes vekst, fenologiske utvikling og næringsinnhold påvirkes av en rekke faktorer som jordsmonn, lysforhold, temperatur og fuktighet. Noe forenklet kan en si at under ellers like vilkår vil høyere temperatur og økt fuktighet i vekstsesongen føre til at plantene får lavere næringsverdi. Dette skyldes bl.a. at forholdet mellom plantenes næringsrike bladdeler og stengel påvirkes i negativ retning (for drøvtyggeren) av økt temperatur og høyere fuktighet. Tilsvarende vil celleveggen i plantene, som består av tungt fordøyelige forbindelser, utgjøre en større andel av plantecellene om det er varmt og fuktig i vekstsesongen, sammenlignet med tørrere og kjøligere forhold. Siden klimatiske forhold varierer geografisk og fra vekstsesong til vekstsesong vil næringsgrunnlaget for hjorten variere i tid og rom, og dette slår i første

rekke ut vektvariasjon på kalver og unge dyr i vekst. Klimavariasjon fra år til år innen et bestemt geografisk område påvirker altså plantenes næringsinnhold generelt (**figur 3.3.1**). Plantenes vekst og utvikling skjer raskere når det er varmt og fuktig, og fordi næringsinnholdet er størst i tidlige vekststadier, vil variasjon i klima i tid og mellom år, gjennom effekter på plantedekkets utviklingshastighet, ha stor betydning for hjortens ernærings situasjon både innen og mellom vekstsesonger. Dette er delvis forklaring på cohorteffekter, hvor dyr i samme aldersgruppe innen et område varierer i størrelse og vekt fra år til år.

Topografisk variasjon, høydegradienter, veksling i eksposisjon, snøakkumulasjon, skogstruktur og vegetasjonssammensetning innen dyrenes habitat bidrar også til variasjon i beiteressursene ved at det påvirker kvalitet, biomasse og spiringstidspunkt for plantene, og dermed lengden av den periode hjorten kan ha tilgang på næringsrike stadier i plantedekket. Dette igjen skaper romlig variasjon i hjortens vekstforløp og størrelse.

Et annet viktig spørsmål for hjortens ve og vel er forholdet mellom beiteressurser og klimafaktorer vinterstid kontra situasjonen i sommerhalvåret. Differensielle effekter av sesongmessig variasjon i klima og ressursgrunnlag på hjortens vekst og utvikling er bare delvis forstått. Selv om det synes klart at det vesentligste av dyrenes vekst og utvikling skjer i sommerhalvåret er det påvist effekter også av vintersituasjonen. Beite og klimaforholdene vinterstid synes å influere faktorer som kroppsvekt, kondisjon, overlevelse, kjønnfordeling på avkom og seksuell dimorfisme. Dyr som overlever harde vintre kan være så svekket at de må bruke relativt lang tid i vekstsesongen til å bygge seg opp igjen, noe som kan gå på bekostning av ny kroppsvekst og even-

tuell ressurstilførsel til avkom. Slik sett er det tenkelig at også vintersituasjonen har betydning for hjortens demografi og bestandsdynamikk.

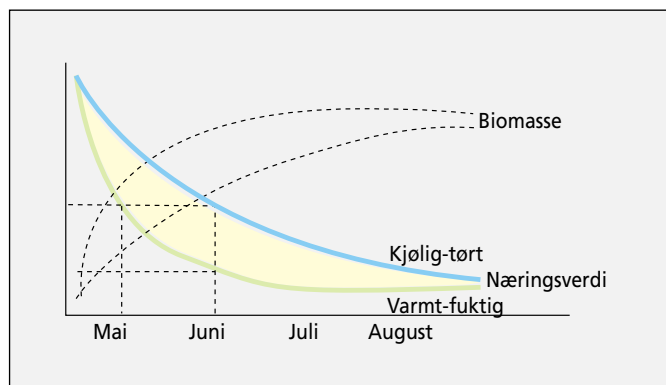
3.3.3 Næringsressurser og vekst hos hjorten

Viktige mekanismer bak hjortens variasjon i størrelse og vekt synes altså å være knyttet til lengden av den periode dyrene har tilgang til høykvalitetsbeite gjennom vekstsesongen, som en konsekvens av klimatiske og topografiske forhold. Det er nær sammenheng mellom beiteplantenes næringsinnhold (protein og energi) og vekstraten hos unge dyr. Dyr som har tilgang til høykvalitetsbeite over et lenger tidsrom har raskere tilvekst i en lenger periode ut over sommeren, og blir dermed større. I denne sammenheng er hjortens beiteatferd og trekkvaner av stor betydning. Store deler av hjortebestanden overvintrer ved kysten og i lavlandet, der temperaturen er høyere og snømengden mindre enn i innlandet og høyere til fjells. Når våren kommer med snøsmelting og ny vekstsesong vil en stor del av hjortebestanden "følge våren og groen" etter som gode beiter blir tilgjengelige innover i landet, opp i høyden og etter hvert i nordhellinger og nylig eksponerte snøleier. Dyr med et slikt trekkmønster forlenger perioden de kan beite på næringsrike stadier i vegetasjonen, og oppnår derfor en vekstmessig fordel framfor artsfrender som har korte vårvandringer eller lever ved kysten og i lavlandet hele året. En slik sammenheng understøttes av undersøkelser på merket dyr. Kontrollerte eksperimenter har også vist at hjorten beiter selektivt på plantedeler og vekststadier med høy næringsverdi.

3.3.4 Betydningen av kroppstørrelse og kondisjon

Hos en polygyn art som hjorten er det stor forskjell i reprodutiv suksess mellom de to kjønn. Mens praktisk talt alle hunddyr får avkom er det i hovedsak de største og kraftigste hanndyra som lykkes i forplantningsprosessen. Til gjengjeld blir disse far til et stort antall avkom. Hunddyr som lykkes med å fostre opp suksessrike sønner kan derfor oppnå høy fitness og videreføring av egne gener. I den underliggende evolusjonsprosessen med naturlig og seksuell seleksjon spiller kroppsvekt og kondisjon en sentral rolle (**figur 3.3.2**). Eksempelvis er det en positiv sammenheng mellom mordyrets størrelse og kondisjon og fødselsvekten på avkommet. Kalver med høy fødselsvekt og mødre i god kondisjon synes også å ha raskere vekst enn mindre kalver i startfasen, en relasjon som også har gyldighet etter 5-6 måneder ved inngangen til vinteren. Videre er det en sammenheng mellom mordyrets størrelse og kondisjon og hennes sosiale rang i flokken, noe som igjen korrelerer med kalvens rang innen sin cohort.

I harde vintre er det klar tendens til at naturlig dødelighet rammer de minste kalvene først, og at bare de aller største overlever under ekstreme forhold. Det viser at kroppstørrelse kan ha demografiske og populasjonsdynamiske implikasjoner både på kort og lang sikt. Siden naturlig dødelighet ellers er lav hos eldre aldersklasser av hjort er kroppstørrelse hos kalver en viktig faktor for framtidig suksess og fitness (**figur 3.3.3**).

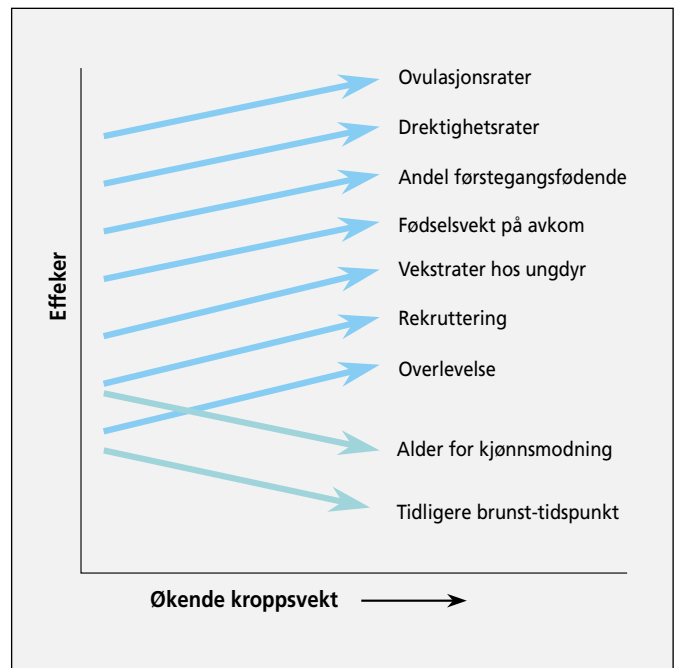


Figur 3.3.1

Skjematisk utvikling i plantenes næringsverdi og biomasseproduksjon gjennom vekstsesongen under ulike klimaforhold. Det skraverte feltet indikerer forskjell i nivå og varighet av beitekvalitet når klimatiske forhold varierer. (Differansen i integraler mellom kurvene for næringsverdi er en bra prediktorvariabel for variasjon i hjortens vekt om høsten). – Schematic development in the nutrient value and production of biomass of plants through the growth season under different climatic situations. The hatched area shows difference in level and duration of browsing quality when climatic conditions varies. (The difference in integrals between the curves for nutrient quality is a good predictor variable for the weight of red deer in autumn).

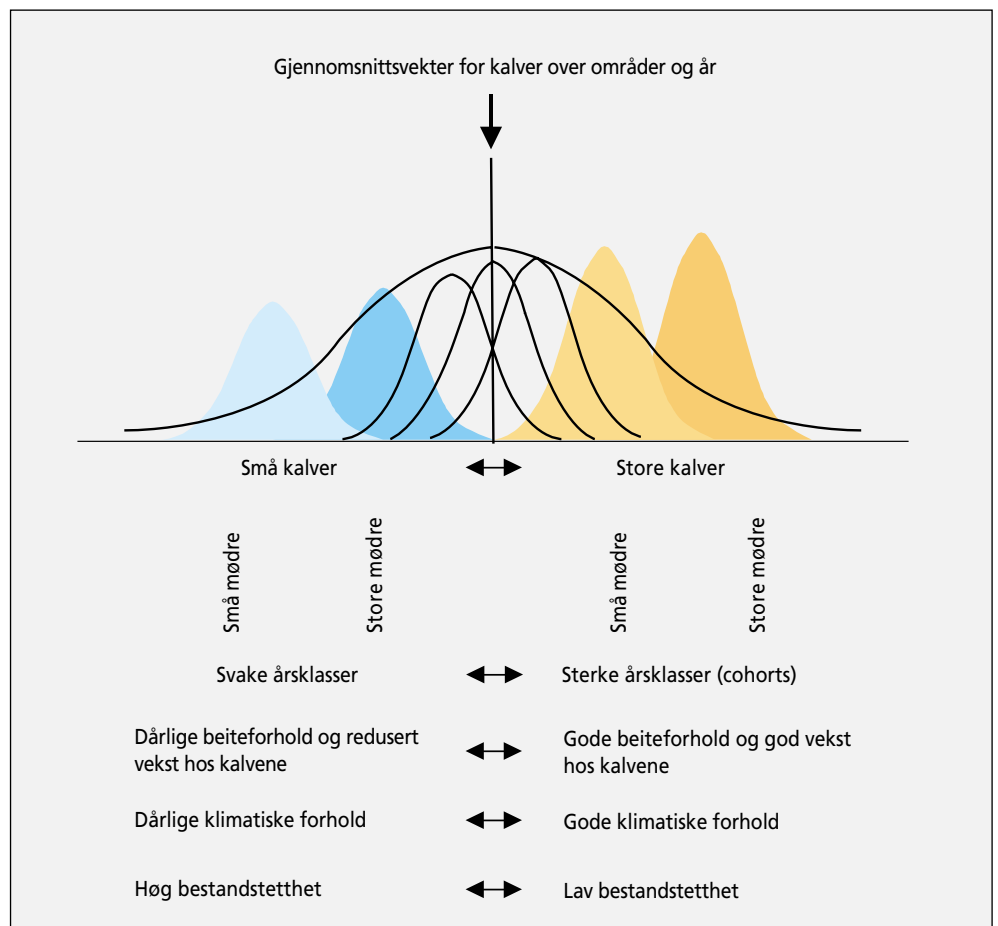
Noe tilsvarende gjelder for kroppsvekt og alder for første reproduksjon hos hundyr. Fra og med de er 3 år føder praktisk talt alle hundyr hos hjorten årlig én kalv, med liten variasjon i aldersspesifikke drektighetsrater fram til de er nærmere 20 år. Derimot er det stor variasjon i andelen av 2-års hundyr som føder, både geografisk og over tid. Nærmere analyser viser at størrelse og kroppsvekt hos 1-års hundyr har stor betydning for hvilke individer i denne aldersklassen som blir drektige, og små forskjeller i kroppsvekt har betydelig effekt på sannsynligheten for drektighet. Små og lette hundyr blir ett år forsinket i sin reproduktive debut.

Stokastiske miljøfaktorer som klima og variasjoner i værforhold kan altså ha ultimate effekter på hjortens populasjonsdynamikk, ved at det påvirker plantedekketts utvikling i tid og rom, med tilsvarende konsekvenser for hjortens beiteressurser kvalitativt og kvantitativt. Det igjen har effekter på hjortens vekst, utvikling og kroppsvekt, noe som videre har demografiske implikasjoner og effekter på produktivitet og bestandsutvikling hos en intensivt beskattet art.



Figur 3.3.2
Skjematisk illustrasjon av effekter av kroppsvekt på faktorer som påvirker individenes og bestandens yteevne.- Schematic illustration of effects of body weight on factors which affect the performance ability of individuals and the population.

Figur 3.3.3
Skjematisk illustrasjon av miljøeffekter på hjortekalvenes vekst og utvikling.- Schematic illustration of environmental effects on growth and development of red deer calves.



4 Småvilt



Foto: Per Jordhøy

Småviltforskningen i Norge har lang tradisjon og har hovedsakelig vært rettet mot bestandsøkologiske spørsmål. De store svingningene i bestandene av hønssefugl og hare har blitt viet mye oppmerksomhet. På tross av dette er kunnskap om betydningen av jakt på småvilt mangelfull.

Et sentral spørsmål innefor småviltforvaltning er hvor mye av bestanden jakta tar. Dette er undersøkt for lirype. Tidligere ble det antatt at jakta tok 10% av høstbestanden, men nyere forskning har vist at man er i stand til å skyte hele 50%. Forvaltningen har vært basert på at jaktdødeligheten kompenseres gjennom nedsatt naturlig dødelighet. Dette er undersøkt ved eksperimentell jakt hvor varierende prosentandel av høstbestanden skytes.

4.1

Betydningen av jakt på lirypebestander - høsting av et overskudd eller forbruk av kapital?

Hans Chr. Pedersen, Harald Steen*, Leif Kastdalen*,
Webjørn Svendsen** og Henrik Brøseth

* Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Postboks 1050
Blindern, 0316 Oslo.

** Statskog Finnmark, Postboks 175, 9509 Alta.

Lirypa er "folkeviltet" framfor noe og hvert år jakter omkring 100 000 norske jegere på denne arten. Fordi så mange jegere er opptatt av lirypas ve og vel, enten for å fylle sekken eller for å få en lenge etterlengtet ferie i godt selskap med såvel to som firbeinte venner, er forhold omkring endinger i rypebestandens størrelse alltid et yndet debatttema.

4.1.1 Naturlige svingninger i rypebestanden

Lirypebestanden varierer "normalt" med en syklus på 3-4 år. En topp i rypebestanden faller ofte sammen med topp i smågnagerbestanden i de samme områdene. Disse svingningene i lirypebestanden, og bestanden av andre hønsefugler og til dels hare, skyldes hovedsakelig en kobling mellom smågnagere, småvilt og

"smårovilt". Når bestanden av f.eks. lemen, markmus eller andre smågnagere øker, vil predatorer som rødvilt, røyskatt, mår og kråkefugler hovedsakelig spise smågnagere og derved la småviltets egg og unger være i fred. Parallelt med oppgangen i antall smågnagere vil vi derfor få en oppgang i bestandene av småvilt og smårovilt. Når så antallet av smågnagere når sin topp og vi får sammenbrudd i denne bestanden, vil en stor bestand av smårovilt måtte gå over på annen føde bl.a. småvilt. Derved avtar småviltbestanden og deretter rovviltbestanden slik at vi får bunnår for alle tre gruppene, som deretter følges av en ny oppbyggingsfase.

På grunn av disse svingningene i rypebestanden har antall ryper felt de siste 25 åra variert mellom ca 750 000 i gode år og 350 000 i dårlige år. I de siste 8-10 åra synes det som om de typiske smågnagertoppene har uteblitt i store deler av landet. Dette kan ha ført til at rypebestanden har vært relativt lav i en rekke år bl.a. fordi smågnagerne ikke har avlastet småviltet når det gjelder predasjon i samme grad som under en vanlig oppbyggingsfase. Dette har videre ført til økt bekymring for hvorvidt vi er i ferd med å overbeskatte rypene eller om vi kan fortsette å jakte som tidligere.



Foto: Hans C. Pedersen

4.1.2 Faktorer som påvirker rypebestanden

En forutsetning for at vi skal få en stor høstbestand av lirype er for det første en rimelig god vårbestand (hekkebestand), og for det andre en god kyllingproduksjon. På grunn av dette har faktorer som påvirker vinterdødelighet og kyllingproduksjon vært sterkt fokusert innenfor norsk rypeforskning og rypeforvaltning.

Nyere forskningsresultater fra Norge har vist at både vinteroverlevelse, spesielt for ungfugl, samt egg- og kyllingtap er viktige faktorer som påvirker størrelsen på neste års hekkebestand av lirype. Tidligere rypeundersøkelser har vist at vinterdødeligheten både for ungfugler (kyllinger) og voksne er høy, mens sommerdødelighet på voksne ryper vanligvis er lav. I spesielle tilfeller er det allikevel vist at dødeligheten om sommeren kan være så høy som 75%, hvilket da har dramatiske virkninger på kyllingproduksjonen. Eggtap (6-36%) og kyllingtap (24-60%) kan variere mye fra år til år. Dette skaper stor variasjon i kyllingproduksjonen og er derfor viktig for endringer spesielt i høstbestanden, men også neste års hekkebestand. På grunnlag av modeller hvor det er benyttet kunnskap om naturlig dødelighet i forskjellige faser av lirypas liv har man beregnet at hver rypehøne i gjennomsnitt må ha 2,5 kyllinger i august for å opprettholde en konstant bestandsstørrelse fra år til år.

4.1.3 Egg- og kyllingtap skyldes i hovedsak predasjon

Mange har studert variasjoner i eggantall, eggkvalitet, og klekkesuksess mellom år. De fleste av disse konkluderer med at rypehøner normalt legger ca 10 egg, eggkvaliteten er vanligvis god og nesten alle egg er befruktet og klekker. Derfor er andelen av lagte egg som klekker i hovedsak avhengig av eggpredasjon forårsaket av smårovilt som rødvilt, mår, røyskatt og kråkefugl. Sannsynligvis er røyskatt den viktigste eggpredatoren i mange rypeområder, mens betydningen av kråke ofte er overdrevet. Dette utelukker ikke at kråke i enkelte områder kan være en viktig eggpredator, som f.eks. i områder der menneskelig bosetting ligger nær opp til hekkeområder for rypene.

Hvis vi kort skal summere hva vi vet om kyllingtap fra klekking til begynnelsen av august, så dreier dette seg om to faktorer: vær og predasjon. Dårlig vær i hekketida har ofte blitt trukket fram som en viktig faktor for kyllingoverlevelsen. Vi vet i dag at været normalt betyr vesentlig mindre for kyllingenes ve og vel enn tidligere antatt. Det er allikevel klart at eksepsjonelt dårlig vær i tida etter klekking kan forårsake stor kyllingdødelighet. Kort fortalt så synes det ikke som om været før klekking eller været etter klekking er viktigst, men det er en kombinasjon av været i begge disse periodene som er av betydning.

Fordi vi sjelden eller aldri finner døde kyllinger vet vi lite om hva de dør av. Predasjon er antakelig den viktigste årsaken, men vi vet ikke hvilke predatorer som er hovedansvarlig for kyllingtapet. Det er allikevel igjen all grunn til å fokusere på små rovdyr som rev, røyskatt mår og kråkefugler som omtalt under eggpredasjon. Hovedpredatoren kan antakelig variere både innenfor samme område fra år til år og fra område til område innen samme år. Det er også slik at enkelte år kan ha stort eggtap, men lite kyllingtap og omvendt. Dette gjør at predasjonsproblematikken

med hensyn på rypenes egg og kyllinger er komplisert og vår kunnskap på dette feltet er mangelfull.

4.1.4 Hvilken effekt har jakt på lirypebestanden?

I Norge har den eneste begrensningen satt på rypejakt vanligvis vært jakttida. Inntil helt nylig har det ikke blitt praktisert noen form for begrensning på antall ryper som kunne skytes per jeger i en gitt periode, såkalt "bag limit". Bag limit benyttes imidlertid ved rypejakt i mange andre land. Den generelle filosofien bak denne mangel på begrensning i uttak av småvilt har vært at jakt ikke har noen effekt på bestandens størrelse og at vi høster av et overskudd. Imidlertid har det i de siste åra stadig oftere blitt stilt spørsmål ved hvorvidt dette er riktig og om vi nå, mer enn for noen få år siden, er i ferd med å overbeskatte lirypebestanden.

På grunnlag av tidligere undersøkelser av ring- og vingemerke liryper har vi lenge ment at norske jegere skyter i gjennomsnitt ca 10% av høstbestanden hvert år. Selv om dette fortsatt kan være riktig når en ser på gjennomsnittet over alle områder og over mange år, så skal en huske på at denne beregningen av uttaket ble gjort i 1930-40 åra. Nyere undersøkelser både fra Norge og Sverige har vist at rypejegere er i stand til å skyte mer enn 50% av høstbestanden. Det må imidlertid presiseres at dette sannsynligvis gjelder for lett-jaktet terreng og hvor bl.a. jege- renes innsats har vært relativt stor.

I diskusjonen om jakt dødeligheten for småvilt har innflytelse på bestandsstørrelsen eller ikke, er et helt sentralt spørsmål om den dødeligheten er additiv eller kompensatorisk. Hvis jakt dødeligheten er additiv så betyr dette at den kommer i tillegg til den naturlige vinterdødeligheten og derfor vil føre til reduksjon i hekkebestanden neste vår - dvs at man bruker av "rype-kapitalen" på jaktterrenget. Hvis derimot jakt dødeligheten blir kompensert for (utjevnet) gjennom nedsatt naturlig vinterdødelighet så vil det bety at total vinterdødelighet er konstant og hekketettheten neste vår vil forbli uendret - dvs at man høster av et overskudd (figur 4.1.1).

I lirypebestander som så langt er undersøkt er det bare hos lirypas skotske slektning "red grouse" at man har funnet full kompensatorisk dødelighet. Det er allikevel grunn til å forvente kompensatorisk dødelighet i rypebestander hvor bestandsstørrelsen begrenses gjennom territoriell atferd, fordi det i slike bestander alltid finnes "overskuddsfugl" som normalt ikke vil få tilgang til hekketerritorier. Hvis hekketettheten begrenses av andre faktorer slik at overskuddsfugler ikke er tilstede vil jakt dødeligheten sannsynligvis være mer additiv. Resultater fra en rekke undersøkelser på skogshøns (ryper, skogsfugl og deres utenlandske slektninger) rundt omkring på den nordlige halvkule viser at det ofte ikke er et spørsmål om hvorvidt bestandene begrenses av territoriell atferd og derved også har kompensatorisk dødelighet med hensyn på jakt dødelighet. Det er snarere slik at avhengig av hekkebestandens størrelse og årets kyllingproduksjon så vil jakt dødelighet bli kompensert i noen år, men ikke i andre. Normalt vil vi forvente at jakt dødelighet blir kompensert i år med god hekkebestand og god kyllingproduksjon, mens i år med lav hekketetthet og lav kyllingproduksjon vil jakt dødeligheten være additiv.

4.1.5 Forskningsprosjektet "Betydningen av jakt på lirypebestander"

Ikke bare for lirype, men for så godt som alle skogshønsarter mangler undersøkelser som belyser forhold omkring effekter av jakt. Tidligere tiders observasjoner av svært store uttak uten registrerbare effekter kan muligens forklares av at slike uttak skjedde på små arealer. Dette innebar at store "friområder" med lavt jakttrykk normalt hadde overskudd av lirype som kunne sørge for at mindre arealer med høyt jakttrykk ble fylt opp etter endt jakt sesong. Med økt tilgjengelighet i svært mange fjellområder kan situasjonen i Norge ha endret seg slik at disse "friområdene" mange steder har forsvunnet. Ut i fra et forvaltnings-synspunkt er det derfor påkrevet å innhente kunnskap om betydningen av jakt på lirypebestanden og komme fram til optimale forvaltningsmodeller. På denne bakgrunn ble forskningsprosjekt "Betydningen av jakt på lirypebestander" igangsatt i 1996 i regi av NINA og Universitetet i Oslo.

Prosjektet består av to deler; en nasjonal, ekstensiv del hvor vi eksperimentelt beskatter lirypebestandene, og en lokal, intensiv del hvor vi studerer i detalj, prosessene bak eventuell kompensasjon, ikke tilfeldig jaktuttak (f.eks. flere unge enn voksne) og tidspunktet for naturlig dødelighet.

For å kunne beregne effektene av jaktuttak i kombinasjon med naturlig dødelighet i et felteksperiment trengs store områder. I dette prosjektet består ett område av minst fire jaktterreng som ligger så nært hverandre at vi kan forvente at naturlig dødelighet er den samme på alle fire terrengene. Områdene er valgt slik at de er representative for store deler av landet, sikrer variasjon i naturlig vinterdødelighet og sikrer derfor også overføringsverdi-

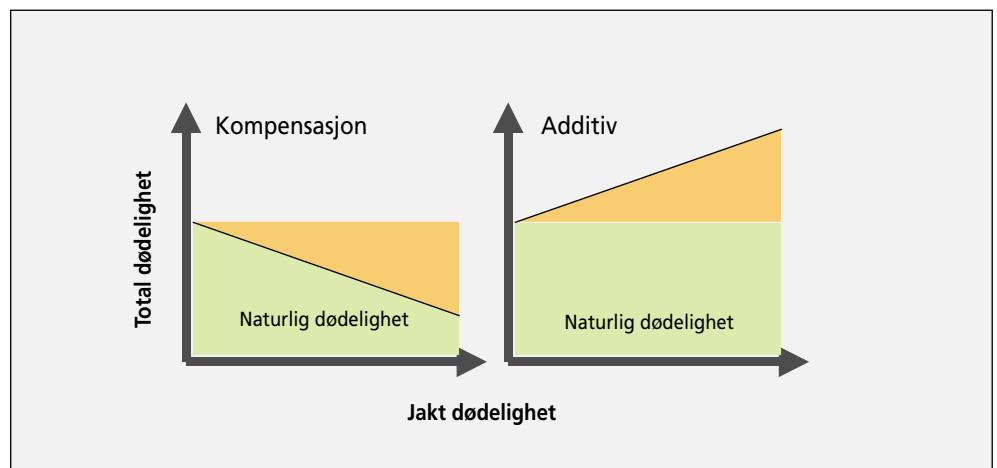
er av resultatene. Områdene som vi har benyttet i dette prosjektet ligger i Karasjok, Meråker/Selbu og Holtålen/Os i Hedmark. For å unngå problemer med for stor variasjon mellom terrengene på grunn av tilfeldigheter er det benyttet relativt store terrenger på ca 20 - 25 000 da.

Prosjektet er det første i norsk historie hvor det er foretatt jakt i eksperimentell sammenheng. Spesielt er det også at det er jaktet på flere terrenger samtidig over store geografiske områder og at det parallelt er gjennomført et forholdsvis intensivt studie av de direkte årsakene til en eventuell kompensasjon gjennom redusert naturlig dødelighet ved å benytte radiomerkede ryer. Denne kombinasjonen mellom et intensivt studie på et lokalt område og et ekstensivt studie i en større skala betyr at resultatene fra det lokale området også kan forklare prosessene over større områder.

4.1.6 6000 km rypetaksering utført av 200 frivillige

Terrengene ble taksert to ganger i året. Første gang i midten av august for å beregne høstbestanden og kyllingproduksjonen på det enkelte terreng. Basert på bestandsstørrelsen og et på forhånd bestemt prosentvis jaktuttak (0%, 15% eller 30%) ble jaktkvoten fastsatt. Jaktuttaket ble så gjennomført som regulær jakt. Om våren ble terrengene taksert på nytt for å bestemme størrelsen på hekkebestanden for å se hvilken effekt man fikk av fjorårets jaktuttak.

Taksering av vår- og høstbestand i alle terrengene ble utført ved standard linjetaksering hvor vi benyttet stående fuglehund for å øke oppdagbarheten av rypene. Et nettverk av parallelle linjer



Figur 4.1.1

Grafisk framstilling av kompensasjons-hypotesen og additiv-hypotesen. Ved kompensasjon medfører jakt ingen endring i bestandsstørrelsen neste vår på grunn av redusert naturlig dødelighet. På den annen side vil jakt medføre reduksjon i hekkebestanden hvis jaktdødeligheten kommer i tillegg til naturlig dødelighet slik som vist under situasjonen for additiv-hypotesen. – The compensation hypothesis and additive hypothesis shown graphically. If compensation occurs, hunting does not induce any reduction in breeding density in the next spring due to reduced natural mortality. On the other hand hunting will lead to a reduction in breeding density if hunting mortality comes in addition to natural mortality as shown under the additive hypothesis.

med 400 meters mellomrom ble lagt ut for å dekke hele terrenget. Takseringsgrupper, bestående av minst to personer med eller flere hunder, gjennomførte takseringene. I dette arbeidet har vi mottatt en fantastisk feltinnsats fra omkring 200 frivillige personene som trofast har stilt opp og utført ca 6000 km rype-taksering.

På grunnlag av det innsamlede materialet fra takseringsarbeidet har vi beregnet bestandstettheter og antall ryper i hvert terreng. Beregninger viser at man kan bestemme bestandsstørrelsen med omkring 20-25% usikkerhet, hvilket vi anser som bra.

4.1.7 Tradisjonsbundne jegere med stort jakttrykk i nærområdet

I de to første ukene av rypejakta i 1997 ble 9 rypejegere i to jaktlag som jaktet innenfor et 30 km² stort område av forsøksterrengene i Meråker utstyrt med GPS-mottakere. GPS-mottakerne lagret jegerens posisjon med ett minutt intervall gjennom hele jakt dagen. På denne måten fikk man et nøyaktig bilde over hvor jegeren har jaktet i løpet av dagen. Dette kan sammenlignes med at man registrerer "sporet" etter jegeren i løpet av en dag. I tillegg fikk vi informasjon om antall timer aktiv jakt, pauser i jakta, total distanse jaktet, jakt hastighet og posisjon på felte ryper.

De to jaktlagene som ble fulgt med GPS-mottagere under høstjakta gav verdifull, ny informasjon om atferd og jaktinnsats hos rypejegere tidlig i jakta. Begge jaktlagene la ned stor innsats i løpet av de to første ukene. På 50 jeger-dager ble det aktivt jaktet i 295 timer, og da er alle pauser i jakta trukket fra. Dette gir et totalt jakttrykk på 9,8 timer/km² på de to første jaktukene. Jegerne tilbakela en total distanse på 818 km og felte 135 liryper (20 % av bestanden). De to jaktlagene hadde omtrent samme jaktinnsats, men de som jaktet første uka felte mer enn dobbelt så mange liryper som det andre laget. Det var ingen forskjell i andelen kyllinger skutt mellom de to lagene, men det andre jaktlaget felte sine ryper lengre unna jakthytta enn det første. Dette tyder på at området nærmest jakthytta får en reduksjon i rypebestanden tidlig i jakta, og at jakttrykket er sterkest der.

Den enkelte jeger jaktet gjennomsnittlig 16,2 km per dag, eller 2,8 km/time. Jaktdagen var i gjennomsnitt nesten 9 timer, hvorav nesten 6 timer med aktiv jakting. I løpet av en jaktdag felte en jeger i gjennomsnitt 2,7 ryper, men det var stor variasjon i dagsfangsten.

Fordelingen av jakttrykket i terrenget viser at 27 % av arealet ikke ble berørt av jaktaktivitet de to første ukene, mens 28 % ble berørt en gang, 15 % to ganger, 11 % tre ganger og 19 % fire eller flere ganger (figur 4.1.2). Jakttrykket var sterkest i en radius på 2,5 km rundt hytta. Der ble så mye som 82 % av den totale jaktinnsatsen nedlagt. Jegerne benyttet stort sett de samme traseene i terrenget når de jaktet.

4.1.8 En fordel å bo i utkantstrøk

Både det at jakttrykket avtar med økende avstand fra hytta og at dette påvirker uttaket av rype, gjenspeiler seg hos de radiomerkede rypene vi fulgte gjennom jaktperioden. Jakttrykket i leve-

området til ryper som ble skutt var nesten dobbelt så høyt som hos de som overlevde, hhv. 14,3 og 8,1 timer/km². I jaktterrenget hvor jegere var utstyrt med GPS-mottagere, så vi eksempel på at det for enkelte ryper ikke ble jaktet i rypas leveområde i løpet av jakta, mens andre ryper hadde et jakttrykk på opp mot 25 timer/km² innenfor sitt leveområde. I tillegg var det tendens til at de rypene som ble skutt oppholdt seg nærmere hytta enn de som overlevde. Generelt betyr dette at områder som er lett tilgjengelige for jegerne f. eks gjennom et omfattende veinett og mange hytter, vil få høyere jakttrykk og uttak av ryper, enn vanskelig tilgjengelige områder.

Det har blitt hevdet at liryper trekker ut av områder som jaktes, enten ned i tettskogen, opp i "skarvterreng" eller i utilgjengelige, bratte områder der de får være i fred. Gjennom peiling av radiomerkete ryper i forbindelse med høstjakta ble det fokusert på forflytningsmønster og kullopsplutting i terreng med og uten jakt. Resultatene indikerer imidlertid at rypenes atferd er lik i jaktet og fredet område. Interessant nok satt rypene i det jaktete området innenfor jegerens "rekkevidde", men jegerne hadde en tendens til å gå de samme løypene dag etter dag og unngikk derfor områder hvor rypene satt.

4.1.9 Hjemmekjær voksenfugl og mer vidløftig ungfugl

Vi studerte rypenes spredningsatferd tidlig på høsten og seint på vinteren i forhold til stedet de etablerte seg om våren. Vi ønsket å undersøke om det var forskjell i rypenes spredningsdistanse avhengig av årstid, alder og kjønn. Om vinteren har unge høner (kyllinger fra foregående sesong) lengre spredningsavstand enn de andre alders- og kjønnsgruppene, som er ganske like. Dette betyr at de unge steggene på dette tidspunkt allerede har etablert territorium, mens de unge hønene fortsatt farer rundt.

Kyllingene sprer seg mer enn eldre ryper fra høsten fram til etablering neste vår. Voksne ryper er praktisk talt stasjonære med en spredningsdistanse på under 1 km (Figur 4.1.3). Dette vil si at voksne ryper er i det samme terrenget neste år som de var foregående høst. Kyllingene på sin side spres 1-10 km og vil således bare i liten grad forlate området de kommer fra (Figur 4.1.3). Tidlig om høsten og begynnelsen på jakta var voksenfuglen svært stedtro, mens ungfuglene fra månedsskifte september-oktober begynte å flytte en del på seg (Figur 4.1.4). På bakgrunn av dette kan vi grovt sett si at vi kan forvalte rypeterreng på 25-30 km² og i stor utstrekning høste av våre egne investeringer.

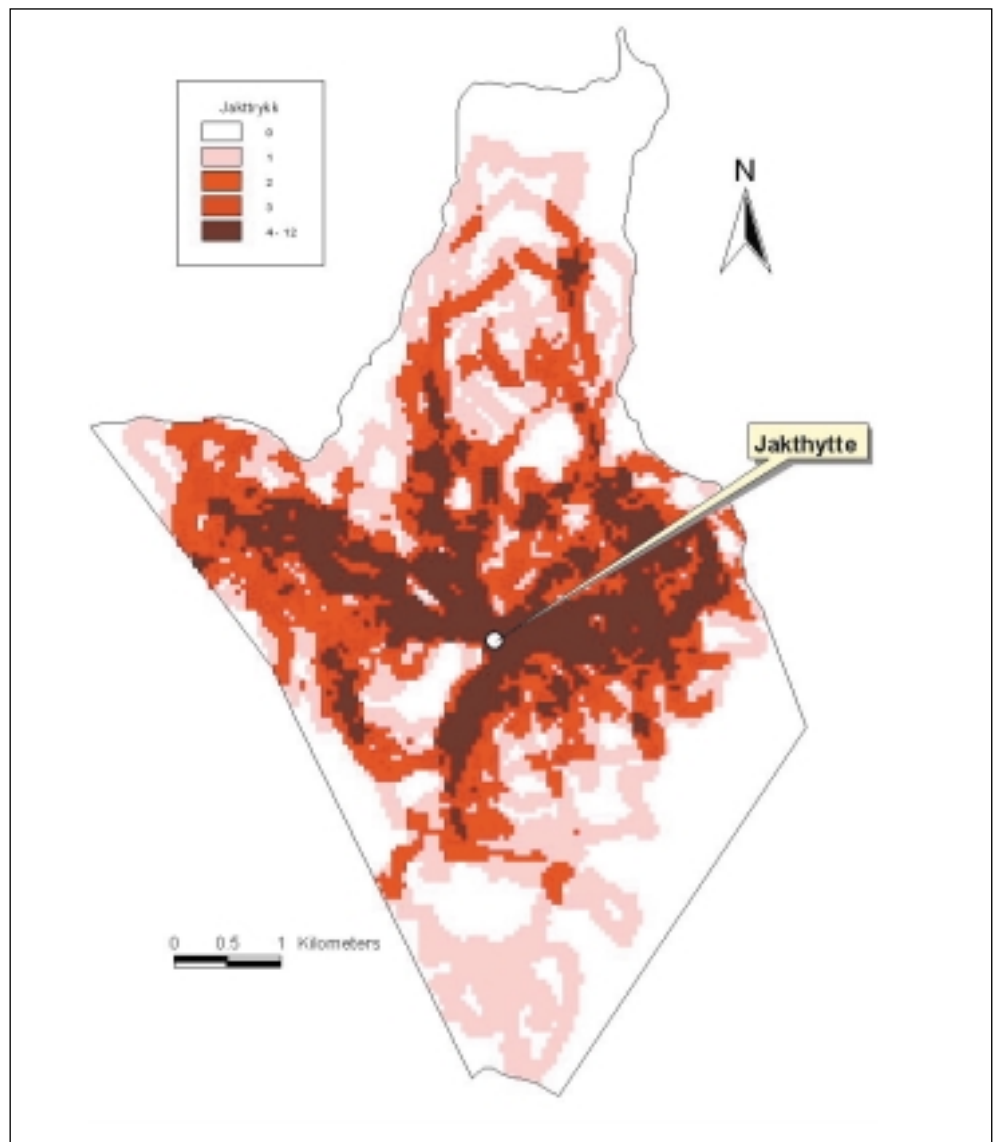
4.1.10 Vinteren ingen flaskehals for rypa

Våre radiotelemetristudier viste at hele 80% av de voksne rypene mens 60% av ungfuglene overlevde høsten (1 september - 31 oktober). I løpet av vinteren (1 november - 2 februar) var dødelighet til de to gruppene lik, ca 80%.

Den høyere ungfugldødeligheten om høsten kan ha sammenheng med at ungfuglene spres og steggene begynner å reetablere sine territorier. Ungfuglene eksponerer seg derfor mer og blir utsatt for mer predasjon enn de voksne.

Figur 4.1.2

Fordeling av det totale jakttrykket registrert med GPS-mottagere på et 30 km² jaktterreng i Meråker høsten 1997. Generelt reduseres jakttrykket (antall besøk) med økende distanse fra jakthytta (hvit sirkel). – Distribution of total hunting pressure registered with GPS-receivers in a 30 km² area in Meråker during autumn 1997. In general, hunting pressure (number of visits) is reduced with increasing distance from the hunting cabin (white circle).



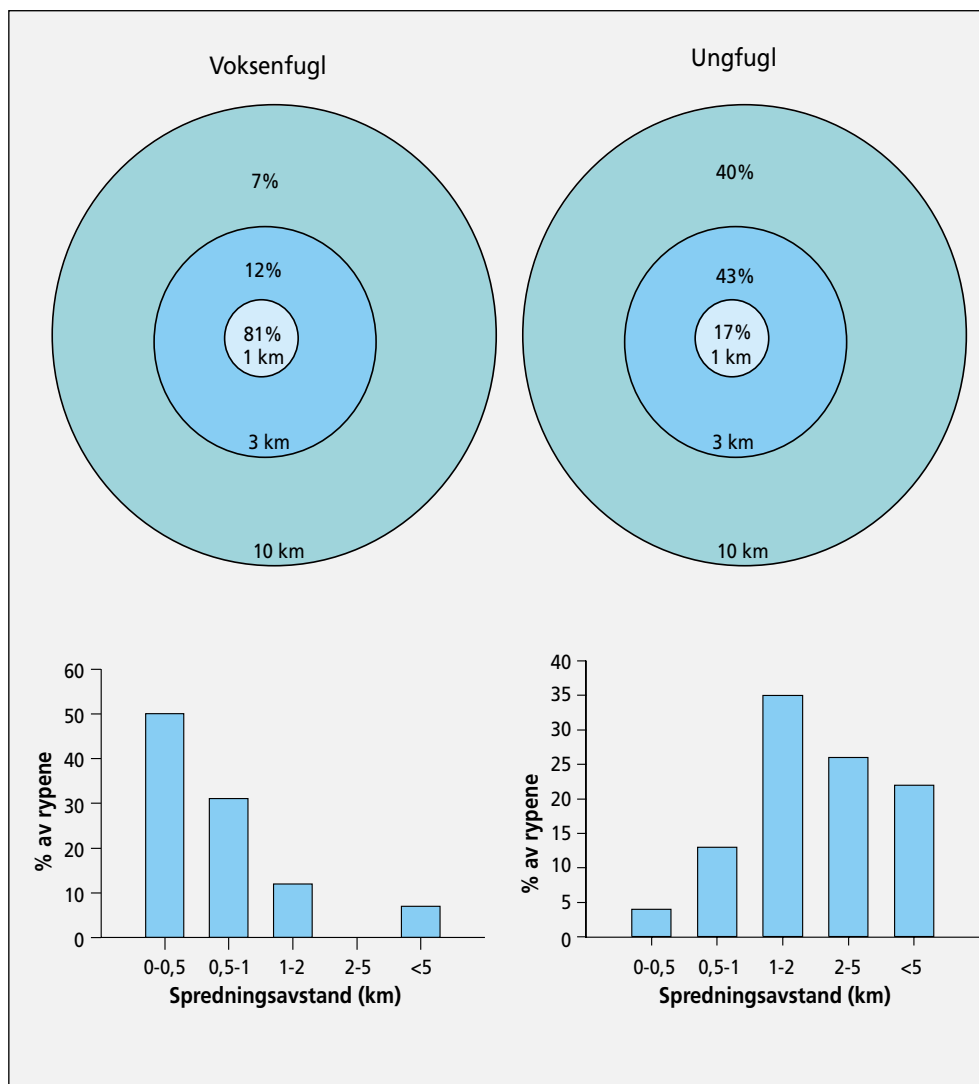
4.1.11 Lokal forvaltning av jaktterrenget

Kvotejakt lar seg gjennomføre på private terreng med faste leietagere, såvel som i allmenninger, med vanlig kortsalg. Vår erfaring er at jegerne fullt ut aksepterer at jakta blir innstilt når kvoten er fylt.

Hvis man på bakgrunn av jakttrykket kan forutsi hvor stor andel av rypebestanden som blir høstet, vil dette ha store praktiske fordeler i forhold til forvaltningen av et rypeerreng. Med et slikt forvaltningsverktøy kan man i langt større grad enn i dag "styre" jaktuttaket i en rypebestand. I noen terreng vil så mye som 30% uttaket kunne skje på 4-5 dager, mens det i mer "vanskelige" jaktterreng ikke er mulig å ta ut 15% med normal jaktinnsats. For det enkelte terreng er det en klar positiv sammenheng mellom hvor stort jakttrykket er og hvor stor andel av rypebestanden som blir skutt. Mellom forskjellige områder er det imidlertid stor forskjell i jaktbarheten og hvor mye ryper som blir høstet

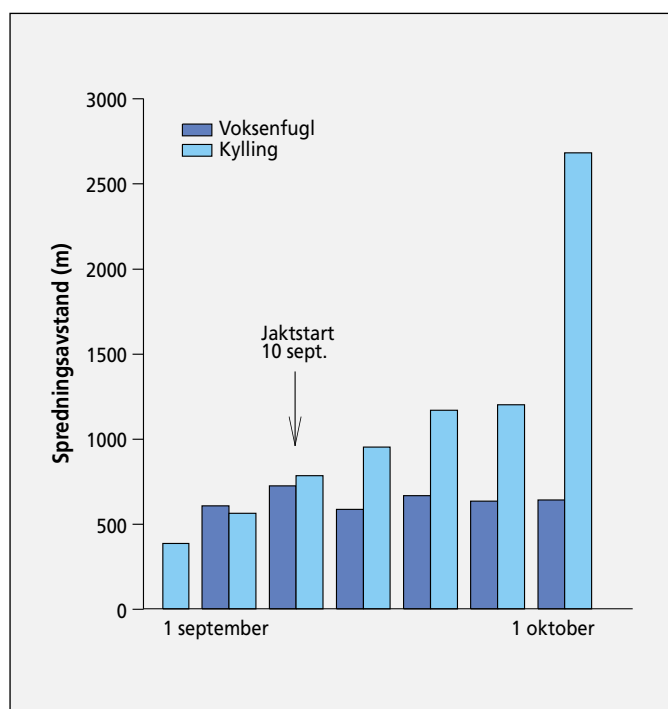
ved samme jaktinnsats. Det er således umulig å gi en universell regel om at ved et gitt jakttrykk høster man en gitt andel av bestanden. Det enkelte jaktterrengs topografi, vegetasjon, rypenes atferd og ikke minst jegerenes atferd og type jegere er faktorer som skaper denne store variasjonen mellom områder som jaktes.

Ved de rypetettheter vi har undersøkt kommer jakt dødeligheten som et tillegg til den naturlige dødeligheten. Verken ved den eksperimentelle jakta i stor skala, eller i studien av overlevelse hos radiomerkede ryper har vi indikasjoner på kompensatorisk jakt dødelighet i lirypebestanden. Vi vil derfor anbefale at jaktforvaltningen av rypeerreng skjer på bakgrunn av kunnskap om årets bestand av lirype. Spesielt i år med lav bestandstetthet og dårlig kyllingproduksjon vil vi anbefale moderasjon i jaktuttaket. Hvis vi er villige til å redusere uttaket når bestandstettheten er lav kan man på sikt høste av en mer stabil bestand og ha et større uttak enn det vi synes å ha i mange områder i dag.



Figur 4.1.3

Spredningsavstander fra høsten til etablering neste år for merkede ryper. Voksne ryper forflytter seg lite fram til neste år og kan i praksis sies å være i det samme området som foregående høst. Ungfugl derimot har en noe lengre spredningsdistanse, men hovedsakelig ikke av en slik karakter at de forlater området når man ser på det i jaktterreng-størrelses skala. – Dispersal distances of radiotagged willow ptarmigan from autumn to next spring. Adult birds move little and show high site fidelity from autumn to next spring and are in general within the same area from one breeding season to the next. Juvenile birds move somewhat more, but in general they are not leaving the area when we consider the scale of hunting grounds.



Figur 4.1.4

Spredningsavstander hos rype på høsten. Voksenfuglene er stabile på sitt område, mens ungfuglene allerede fra månedsskifte september-oktober begynner å flytte en del på seg. – Dispersal distances in willow ptarmigan in autumn. Adult birds stay within their home ranges, whereas juvenile birds start to move around in September-October.

5

Store rovdyr



Foto: Roy Andersen

En forvaltning av voksende bestander av store rovdyr krever kunnskap om artenes populasjonsdynamikk, nøyaktige metoder for bestandsestimering, effekter på bestander av byttedyr og konflikter i forhold til tradisjonell utmarksbruk. Sammenlignet med høsting fra tradisjonelt jaktbare arter krever uttak av store rovdyr fra relativt små bestander en langt sterkere fokusering på bevaringsbiologiske hensyn.

Store rovdyr som jerv og gaupe har store leveområder og kan gå svært langt på kort tid. Dette er viktig kunnskap når bestandsstørrelse og avskyting av disse artene diskuteres. For å beregne bestandsstørrelse og tilvekst er reproduksjonsdata innhentet både for jerv og gaupe. Valg av byttedyr er noe forskjellig for de to artene, men begge kan gjøre relativt kraftig innhogg i tamrein flokken. I sammenheng med bevaring av levedyktige bestander av store rovdyr inngår genetiske analyser. For jervens del er dette rapportert i instituttprogrammet "Bevaring av biodiversitet – fra gener til landskap".

5.1

Jerven – naturarv med mange problemer

Arild Landa, Roy Andersen og Ingmund Halgunset

Jerven lever fjernt fra bebyggelse, er fåtallig og den minst kjente av de store rovdyra. I Norge er jerven berømt for skadene den volder for sau- og tamreinnæringa. På tross av høye uttak av jerv er det vanskelig å dokumentere langsiktige effekter i form av reduserte tap. Det er foreløpig lite som tyder på at bestanden i Nord-Norge er i dramatisk nedgang, men jakt kan ha negative konsekvenser for jervens overlevelse på lengre sikt og det finnes alternativer til å skyte jerv.

Jerven har blitt sett på som et av nordområdenes mest sjeldne og minst kjente rovdyr. Den er utbredt rundt hele den nordlige halvkule, hvor den finnes i fjellstrøk, på tundra og i nordlige barskogsområder. Jerven lever i mange ulike typer terreng, men et fellestrekk er at den lever langt fra mennesker og områder som er mye påvirket av menneskelig aktivitet. I Norge finnes minst 270 jerver, mens det ellers i Norden finnes minst 465 jerver. I

Europa for øvrig inkludert de nordlige delene av Russland, finnes ca 1500 jerver. Etter at jerven ble fredet i Norden på 1970-80 tallet har bestandene økt i antall og utbredelse, mens den fortsatt ser ut til å være i tilbakegang i Russland. Denne bestandsøkningen har hos oss ført til økte konflikter med næringsinteressene. Felles for Norden er konflikten som skyldes at jerven dreper tamrein, men i Norge skaper jerven også store problemer i forhold til saueholdet.

Vinteren 1996 ble et femårig forskningsprosjekt på jerv startet i Troms. Prosjektet består av to hoveddeler; én som tar utgangspunkt i jervens økologi og én tiltaksdel for å redusere konfliktnivået. Prosjektet konsentrerer seg om effekter av høsting av jerv, tap av sau og tamrein til jerv, genetisk variasjon hos jerv i Skandinavia, utforskning av mulige måter å redusere tapet på og om spesielle "problemindivider" av jerv tar mer husdyr enn andre.



Foto: Roy Andersen

5.1.1 Feltaktivitet

Prosjektet er lokalisert i Indre Troms til området omkring Dividalen. Dette området er kjent for å ha Norges største bestand av jerv.

Flere svenske samebyer bruker området som sommerbeite for tamrein. Det er også vanlig at noe tamrein fra disse samebyene blir gående igjen i området gjennom høsten og vinteren. Norske reindriftsutøvere bruker deler av det samme området til vinterbeite, mens de bruker tilgrensende kystområder i vest som sommerbeite. Noen besetninger av sau på sommerbeite finnes også i området.

5.1.2 Merking og oppfølging av jerv, sau og tamrein

Merking av jerv med radiosendere er en av de viktigste måtene å skaffe ny kunnskap om arten på. Det er viktig å kunne følge dyret så lenge som mulig gjennom livsløpet for å framskaffe ny kunnskap. Fordi radiosendere har en begrenset levetid er det nødvendig å gjenfange merkede dyr for å bytte radiosendere på disse. .

Tamreinkalver ble merket med radiosendere som varsler når kalven dør. Slik finnes døde kalver hurtig og årsakene til tapene kan fastslås. Kalvene ble fulgt fra juni til mai året etter. De samme radiosenderene er brukt på sau/lam i et område der det gikk en radiomerket jerv i beitesesongen.

5.1.3 Hvor mange jerver finnes i Norden?

De bestandstall som presenteres innledningsvis er framkommet ved bruk av flere ulike observasjonsmetoder. Norske og svenske forskere har samordnet sine data og bestandstallene fra disse to landene bygger på en felles metodikk. Tidligere estimater tok utgangspunkt i at tispene ble kjønnsmodne som 2 åringer og ble gjort på grunnlag av intensive feltregistreringer av antall fødehi i perioden 1995-97. Fra gjennomsnittlig minimumsantall av aktive hi, ble det på grunnlag av ynglesuksess hos radiomerkede tisper og avskytningsstatistikk beregnet en antatt totalbestand. Nye resultater viser at hunner som er fulgt siden valpestadiet sjelden eller aldri får unger før de er 3 år gamle. I bestanden er det flest dyr i de unge aldersklassene og ved å benytte 3 år som alder for første yngling blir estimatet høyere. Bestandstallene som er presentert innledningsvis er framkommet ved hjelp av denne metoden og er basert på minimums antall aktive ynglehi i perioden 1998-2000. Det er en viktig oppgave å arbeide videre med metoder for bestandsregistrering og finne frem til den metoden som gir det mest korrekte estimatet.

Genetiske undersøkelser av jerv fra Sverige og Norge viser at det er svært liten genetisk variasjon hos Skandinavisk jerv. Dette kan forklares ved at bestanden relativt nylig har vært gjennom en "flaskehals" og at dagens bestander utgår fra et lite antall dyr. På tross av dette er det oppstått genetiske forskjeller mellom de ulike områdene noe som indikerer begrenset utveksling av gener mellom de ulike områder. Dersom jerven blir utryddet fra et område vil noe av

den variasjon som tross alt finnes, gå tapt. Dette har konsekvenser for forvaltningen og det er spesielt den isolerte Sør-norske jervebestanden som er i faresonen. For at denne bestanden skal være levedyktig på lang sikt må sannsynligvis jerver fra den større og mer kontinuerlige bestanden nordover i grenseområdene mellom Norge og Sverige kunne innvandre til området.

5.1.4 Økologi

Tidligere undersøkelser så vel i Nord Amerika som i Skandinavia viser at jerven bruker store leveområder og at størrelsen på disse varierer mellom de ulike kategorier av jerv. Det er imidlertid først de siste årene at det har vært teknisk mulig å radiomerk jervevalper for å kunne følge deres områdebruk og utvandring etter at de blir uavhengig av moren.

5.1.5 Store leveområder

Jerven har svært store leveområder sammenlignet med andre rovdyr av samme størrelse. Leveområdene varierer med områdets kvalitet, kjønn og status til de ulike individene og årstida (**figur 5.1.1**). Det er vanligvis hunner med valper som har de minste leveområdene (40 - 150 km²), mens valpene går i lag med mora. Områdebruken til tisper uten valper, tisper etter valpene er blitt selvstendige og hos voksne hanner varierer fra 200 til 1500 km². Ungdyr og gamle individer kan bruke flere tusen kvadratkilometer. Fordeling og tilgjengelighet av føde og områdenes øvrige kvaliteter bestemmer trolig fordelingen mellom de ynglende hunnene. Det er grunn til å tro at jervbestander er strukturert rundt ynglende hunner og at hanner vil ha større leveområder i bestander med lav tetthet av hunner. De fleste studiene har vist at jerven gjennomgående benytter lavere terreng om vinteren enn om sommeren. Dette skyldes trolig at det er større tilgjengelighet av små byttedyr og åtsler i de lavereliggende områdene.

5.1.6 Store leveområder øker sjansen for å bli drept

Hannens store leveområde (og dermed også aktivitetsradius) medfører større risiko for å bli drept av mennesker enn hva tilfellet er for hunner. Dette gjelder spesielt i parringstida. Våre studier i Troms og i Sør-Norge har vist at hannene vandrer mer når parringstida nærmer seg og videre gjennom hele denne perioden (januar-august). For hunner er det motsatte tilfelle; parringstida er den perioden da de har sin minste aktivitetsradius. Hunnene øker derimot sin områdebruk betydelig utover høsten og kan foreta lange vandringer utover seinhøsten og tidlig på vinteren. Om dette skyldes leiting etter mat slik at kroppsreserverne kan bygges opp foran neste periode vet vi ikke, men denne adferden medfører også for tispene, en økt risiko for å bli drept i forbindelse med lisensjakt. Jaktstatistikk over jerv viser at før 15. januar blir det skutt flere voksne tisper enn voksne hanner, mens det motsatte er tilfelle etter denne dato.

I Nord-Norge har antall jerver skutt i forbindelse med skadefelling og lisensjakt økt fra 3 til 29 siden 1993/94 og frem til i

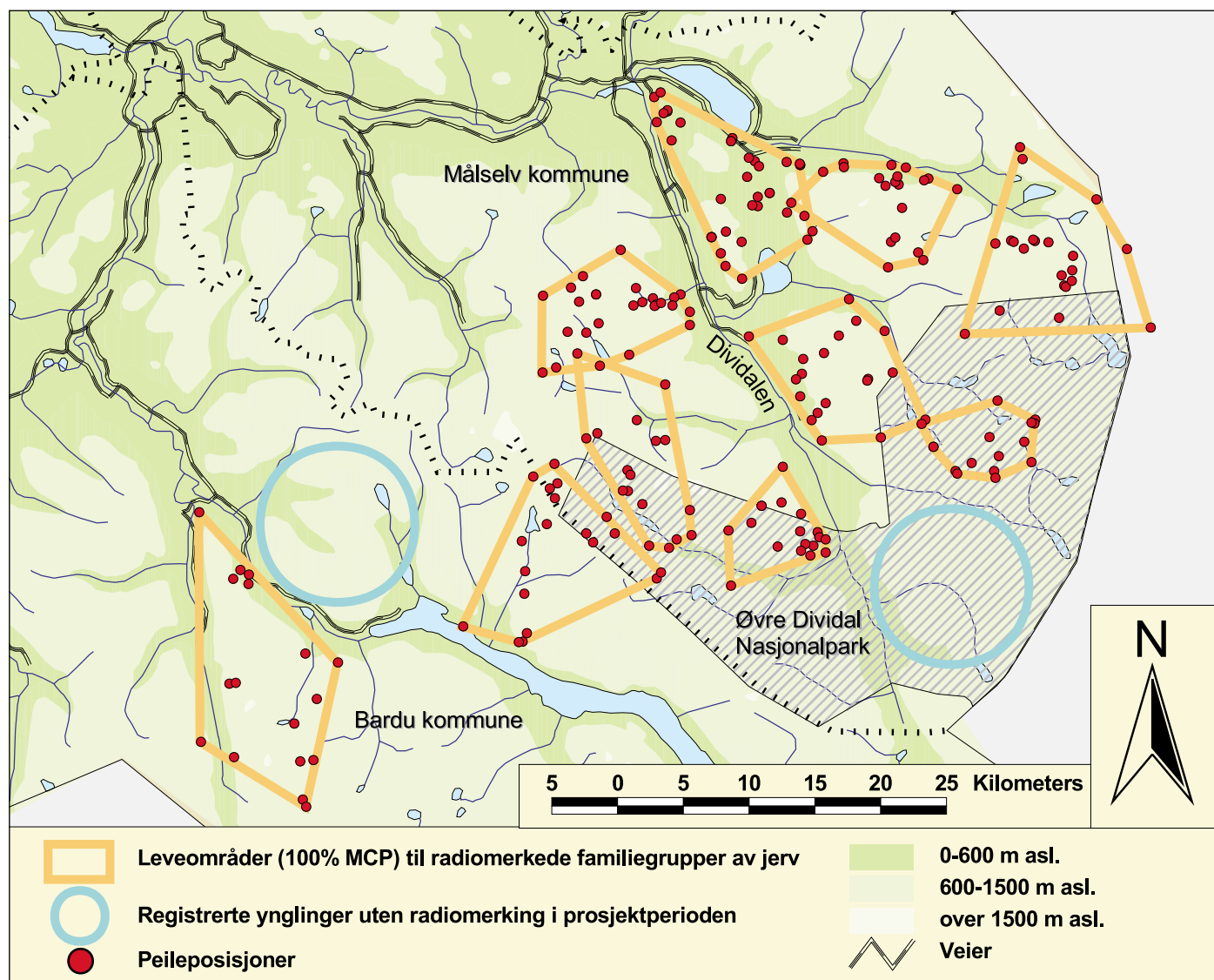
dag. I den samme perioden har antall registrerte ynglinger av jerv variert mye mellom år (**tabell 5.1.1**). Innsatsen for å registrere ynglinger hos jerv har imidlertid økt betydelig. Dette tilsier at det sannsynligvis er en reell nedgang i bestanden, men at nedgangen ikke er dramatisk.

Fem av de radiomerkede jervene i Troms har blitt skutt under lisensjakt. Dette har skjedd til tross for at studieområdet i liten grad overlapper med områder med lisensjakt. Disse jervene utgjør 19% av alle jerver skutt i Troms lisensjaktområde i denne perioden. Når en også vurderer hvilke radiomerkede jerver som har vært tilgjengelige under jakten blir den reelle prosentandelen hele 25%. Dette tyder på at jakta er nokså effektiv.

Når en voksen tisper blir skutt i nærheten av en hilokalitet er det stor sannsynlighet for at det ikke blir yngling i denne lokaliteten i de påfølgende årene. Dette viser at rekolonisering i et område tar flere år og/eller det tar flere år før en innvandrende tisper begynner å reproducere.

5.1.7 Et liv i ensomhet?

Jerven har som de fleste andre mårdyr, et solitært levesett. Det betyr imidlertid ikke at de ikke "samhandler" med andre jerver. Vårt studie i Troms samt andre studier har vist at det er en viss grad av overlapp mellom leveområdene hos begge kjønn. Graden av kjønnsoverlapp varierer betydelig, men det er framkommet sesongmessige mønstre. De fleste stedbundne hunner som har unger overlapper ikke med andre hunner med unger gjennom sommeren, men overlapper i områdebruk utpå seinhøsten og tidlig på vinteren. Hunner uten unger benytter større områder og overlapper med andre gjennom hele året. Hannene ser ut til å være mest territoriale gjennom parringstida (april-august), mens de overlapper i større grad resten av året.



Figur 5.1.1

Studieområdet i Indre Troms med leveområder for forskjellige familiegrupper. – Study area in Indre Troms showing home ranges of different family groups.

Tabell 5.1.1. Oversikt over menneskelig forårsaket avgang og dokumentert/sannsynlige ynglinger av jerv i Nordland, Troms og Finnmark i perioden 1992-1999. – Human caused mortality and documented/probable breeding in wolverine in Nordland, Troms and Finnmark during 1992-1999.

Jaktår	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98	1998/99	1999/00	Sum	
Avgang										
Lisensjakta	0	4	8	7	11	7	9	19	65	
(lisensjaktkvote)	(0)	(11)	(14)	(13)	(14)	(19)	(31)	(30)	(132)	
Skadefelling	2	2	4	6	3	2	4	5	28	
Annet ¹	0	3	1	0	1	8	0	2	15	
Totalt	2	9	13	13	15	17	13	26	109	
Yngling										
Antall kontrollerte hilokaliteter		19	19	42	59	72	77	85	96	-
Antall ynglinger	17	16	27	38	30	23	31	30	212	

¹ Avgang som skyldes påkjørsler, forsknings relaterte ulykker og dokumentert illegal jakt. – Mortalities caused by traffic accidents, research related accidents and documented illegal hunting.

5.1.8 Den farefulle veien fra valp til voksen

Jerven har liten evne til å øke i antall etter en bestandsreduksjon. Dette skyldes at den har relativt små kull fra en til fem unger, med et gjennomsnitt på 2,4 i Fennoskandia. I tillegg viser resultater fra Troms og Sarek at hver hunn i gjennomsnitt bare føder unger hvert andre år. I likhet med andre store rovdyr er det registrert stor naturlig dødelighet blant merkede jervunger. Over halvparten av de radiomerkede jervevalpene har dødd eller forsvunnet i løpet av sitt første leveår. Mange valper er funnet drept av andre jerver. Mest sannsynlig er det "fremmede" hannjerver som dreper ungene for å øke egen reproduksjonssuksess ved parring av tispa. I Troms har vi registrert kullstørrelser på 1 til 4, men mer enn 2 valper har ikke overlevd frem til høsten i noen kull.

Valpene som fødes i perioden februar – mars, vokser raskt og kan allerede i juli opptre på egenhånd. Tidlig på høsten (september) er valpene i stand til å klare seg selv. De øker områdebruket utover høsten og kan ut på seinhøsten foreta lange vandringer bort fra området de ble født i. De fleste valpene utvandrer litt før eller når de er rundt ett år gamle, mens andre utvandrer senere (ved kjønnsmodning) eller fordi de blir presset ut av eldre jerver. Ungdyr kan overlape i områdebruk med den dominante hannen såvel som med sin mor og søsken.

Hunner kan overta morens hilokalitet. Hos hunner som er fulgt siden de var valper har ingen fått valper som 2 åringer (n=8), én av seks har fått unger som 3 treåringer og to av fire har fått unger som 4 åringer. Det er funnet hunner som har fått kull ved tiårs alder, men de fleste ser ut til å være ferdig med reproduksjonen omlag åtte år gamle. Gamle individer blir trolig jaget bort fra sine områder av yngre individer. Hannene ser ut til å avslutte reproduksjonen enda tidligere (5-7 år gamle). Slike dyr er ikke lenger viktige for bestanden, men de kan like fullt drepe husdyr og er således viktige i forvaltningssammenheng.

5.1.9 Smågnagere –viktigere enn vi tror?

Et overraskende trekk i jervens reproduksjonsøkologi i Snøhetta-området, var betydningen av smågnagere. Innholdet av smågnagere i dietten til hunnjervene varierer med svingningene i smågnagerbestanden og forklarer i stor grad variasjonen i ungeproduksjonen hos jerv. I et økosystem som i Snøhetta, kan mangelen på andre store rovdyr, og derav følgende redusert antall åtsler, føre til at jervens reproduksjon blir mer avhengig av toppene i smågnagersyklusene enn det en vil forvente i et system hvor for eksempel også gaupe og ulv finnes.

5.1.10 Nordens hyene

Jerven kan med rette kalles Nordens hyene. Den har utviklet seg som en åtselspiser og lever i stor grad av byttedyr-rester etter mer effektive rovdyr som gaupe og ulv samt at den utnytter kadavre etter dyr som har dødd som følge av ulykker eller sykdom. Større byttedyr i dietten er derfor som oftest funnet som åtsel. Som jeger er jerven avhengig av gunstige forhold for å kunne lykkes i motsetning til gaupe som er en svært effektiv jeger. Effektiviteten til gaupa gjør at den ikke er avhengig av å nyttiggjøre seg alt. Etter gaupa blir det ofte igjen rester som jerven kan utnytte. Med dette som utgangspunkt er det gjennomført en større sporingundersøkelse på gaupe der blant annet frekvensen av spor etter jerv som nytter/følger gaupesporer er registrert. I tillegg er kadavre av reinsdyr som er drept av gaupe blitt utstyrt med flere små radiosendere for å kunne dokumentere hvem som nytter restene. Oppfølgingen av reinkadaverene med radiosendere viste at jerven i stor grad nyttiggjør seg av restene. Betydningen av jervens samvirke med andre store rovdyr som ulv, gaupe og bjørn trenger videre studier.

5.1.11 Konflikter og tiltak

Skader på husdyr er som nevnt et av hovedproblemene for bevaring av store rovdyr, deriblant jerv. I Fennoskandia er det liten tvil om at de skader jerven forårsaker på sau og tamrein er en hovedårsak til bestandens historiske tilbakegang og til at bestanden i dag er liten. Jervens skade på tamrein er felles for alle de nordiske landene, mens skadeproblematikken jerv-sau er særegen for Norge. Fordi sau- og reintap forårsaket av jerv i Fennoskandia er svært høyt, synes det åpenbart at bevaring av jerv vil avhenge av at en finner måter å redusere konflikten på.

5.1.12 Store rovdyrtap i tamreindriffta

Tross store forandringer i reinnæringen de siste tiårene, er fremdeles de sentrale prinsippene at flokker med reinsdyr flyttes over store områder av fjell eller tundra, ofte med spesielle sommer- og vinterbeiteområder. Graden av gjeting eller oppsyn varierer mye, men flokker blir ofte overlatt til seg selv uten oppsyn over lengre tid. Sammenlignet med sauehold, er hovedforskjellen at tamrein beiter ute hele året og dermed er utsatt for rovdyrtap også i vinterhalvåret.

Reindriftsnæringen har i en årrekke registrert en lav andel kalv i flokkene. Det har vært hevdet at rovdyrene har vært årsaken til dette. I perioden 1997-1999 har prosjektet utført et omfattende registreringsarbeid der kalvetap har blitt dokumentert i et reinbeitedistrikt som ligger innen vårt studieområde. I begge årene ble kalvene fulgt frem til slaktingen i slutten av november, mens de det andre året også ble fulgt videre frem til mai. Størrelsen på tapene varierte gjennom de ulike periodene (**tabell 5.1.2**). Årsakene til tapet ble ikke dokumentert i 1997, men ble dokumentert i 1998/1999. Med hjelp av små radiosendere med en døds-

varsselfunksjon, kunne vi hurtig finne de døde kalvene. Nesten alle dokumenterte tilfeller viste at kalvene ble tatt av gaupe eller jerv.

Studier av kalvenes adferd viste at hannkalvene var mer aktive og oftere befant seg lengre borte fra morsimla enn hunnkalvene. Denne forskjellen øker utover sommeren og medfører at hannkalvene er mer utsatt for predasjon enn hunnkalvene. Både kalver og voksne simler er mest utsatt for predasjon når de beiter i bjørkeskog. Det er spesielt gaupa, som er en typisk smygjeger, som dreper rein i bjørkeskog, men også i fjellet hvor terrenget gjør det mulig å smyge tett innpå reinen. Reinen er minst utsatt for predasjon når de beiter i bratt terreng, hvor de har god sikt og hvor de ikke er så lette å oppdage for jerv og gaupe. Således kan en ved gjeting og aktivt beitevalg unngå de mest utsatte stedene for tap til jerv og gaupe. En videre utprøving av dette bør gjennomføres som eksperiment slik at eventuelle effekter i form av reduserte tap kan måles.

5.1.13 Jerv som ikke tar sau

Variasjon i tapstall mellom ulike beiteområder for sau med tilsynelatende like forekomster av jerv gir grunn til å spekulere i om det er enkelte jerver eller kategorier dyr som forårsaker en uforholdsmessig stor andel av tapet. Ved å følge opp radiomerkede jerver i ulike områder med sau på beite har vi prøvd å se nærmere på dette spørsmålet. Høye tap til jerven er ofte forbundet med områder hvor det finnes jervtisper med unger. Disse områdene er imidlertid også besøkt av hanner i parringstida og unger fra tidligere kull og så langt har vi ikke registrert spesielt høye tap til noen bestemt kategori jerv.

Tabell 5.1.2. Tap og tapsårsaker innenfor Hjerttind reinbeitedistrikt i prosjektperioden fordelt på periode, rovdyr og andre dødsårsaker. – Mortality and its causes in Hjerttind reindeer grazing area in the project period related to period, predator species and other causes of death.

År	Varighet (døgn)	Metode	Dyregruppe	Tap og tapsårsaker (pr/måned)			kadaver (antall)
				Rovdyr* ¹	Annet* ²	Sum	
aug. – nov. 97	104	klaver	kalv	-	-	4,6%* ³	-
jun. – nov. 98	167	sendere	kalv	1,8%	0,6%	2,4%	16* ⁴
nov. – mai 98/99	164	sendere	kalv	1,5%	0,6%	2,1%	16
mai – mai 97/99	730	sendere	simler	0,2%	0,2%	0,4%	2

*¹ Dokumentert eller antatt drept av gaupe, jerv, ørn eller "fredet rovvilt", et minimums anslag på tap som skyldes fredede rovdyr. - Documented or suspected killed by lynx, wolverine, eagle or "protected predator", a minimum estimation of loss caused by protected predators.

*² Naturlig dødelighet (drukning, sykdom m.m.) og usikre dødsårsaker (som også inkluderer tap til rovdyr). - Natural mortality (drowning, illness etc.) and uncertain causes of death (which also includes loss to predators).

*³ Tapsårsaker ikke registrert. - Causes of loss not registered.

*⁴ På grunn av funksjonsfeil på en del sendere er det reelle antall sannsynligvis større. – Due to malfunction of some of the radiotransmitters the real number is probably higher.

5.1.14 Saueraser som ikke blir tatt?

Data på sauebeiting og tap i Snøhettaområdet antyder at sau, som tamrein, er mer utsatt for å bli drept i spesielle deler av terrenget. Forskjeller i tap mellom ulike saueraser i Snøhettaområdet har også vist at lettbeinte og mer sky saueraser er mindre utsatt for å bli drept av jerv enn de "tunge" raser som f.eks. dalasau. Videre arbeid bør utprøve effekter av å ta i bruk tradisjonelle gjete metoder, teste ut forskjellige saueraser mot jerv, ta i bruk økt sonering innen beiteområdet eller unngå å ha jerv og sau i samme område. Dersom en bytter sau med et mindre utsatt beitedyr som storfe, vil en trolig eliminere konflikten helt.

Tradisjonelle gjete metoder er svært arbeidskrevende. Vi håpet derfor at et system med avskrekkende luktmidler kunne være en relativt billig og enkel løsning for å redusere antallet lam som ble tatt. Mange studier i Nord-Amerika har forsøkt å redusere rovdyr-tap med lignende metoder. Et storskala forsøk der jerven ikke hadde tilgang på lam uten påmontert "dispenser" med avskrekkende kjemikalier viste seg imidlertid ikke å føre til reduserte tap. Det så ut til at jerven var i stand til å tilpasse seg en slik situasjon.

5.1.15 Implikasjoner og utfordringer

Dersom målsetningen er å beholde levedyktige bestander av jerv bør bruk av lisensjakt som konfliktdependente tiltak begrenses til områder med stor skadeproblematikk. Enkelte beiteområder kan over mange år vise til lave tap til jerv på tross av fast tilhold av jerv. Utskiftning av jerv pga lisensjakt i slike områder har vist seg å kunne føre til økte tap.

Jerven har en topp i områdebruk i perioden november til januar som er sammenfallende med lisensjakt perioden. Jerver som blir felt under lisensjakt vil i mange tilfeller ha tilhold i et vesentlig mer avgrenset område om sommeren. Uttak av dyr som forebyggende tiltak via lisensjakt vil derfor kunne drenere dyr fra områder hvor en har lite skade og hvor en ønsker å bevare den. Med dette som bakgrunn er det å foretrekke at skadedyr av jerv blir tatt ut når og der skadene skjer.

Til tross for at det gir liten dokumentert langtidseffekt er felling-er av jerv det mest vanlige benyttede og aksepterte virkemiddelet for å redusere tap av sau innen husdyrnæringen. Forvaltningen har så langt satset lite på alternative løsninger, enda vi i dag har "tynne" bestander som er sårbare for tap av genetisk variasjon, innavlseffekter, hvor tilfeldigheter lett kan gi en uheldig bestandssammensetning og som medfører lokal utryddelse. Vi trenger derfor å lære mer om alternativer til å skyte jerv for å redusere tapene av sau og tamrein. Jakt er et godt verktøy til å stabilisere antallet jerv først når en har oppnådd en forsvarlig geografisk utbredelse hvor en unngår oppsplitting i delbestander og et tilstrekkelig antall til å unngå tap av genetisk variasjon, innavl og at tilfeldighetene får fritt spillerom. Det er også viktig å ta med seg at historien har vist at jervebestander er følsomme for overbeskatning.

På tross av den høye avskytingen som har foregått i de senere år har det ikke vært noen dramatisk nedgang i bestandsstørrelsen i Nord-Norge, men det er grunn til å tro at bestanden har

blitt redusert. Høye jaktuttak i små bestander krever imidlertid en tett oppfølging og en høy grad av presisjon i vurderingen av antallet. Det er derfor viktig å utvikle mer presise metoder for bestandsovervåking.

5.1.16 Sluttord

De store rovdynenes økologi medfører at bevaring av dem er konfliktfylt. Å opprettholde levedyktige bestander av store rovdyr er en av de mest utfordrende oppgaver som bevaringsbiologer står overfor. Årsakene til dette er å finne i rovdynenes krav til tilgang på byttedyr, og det faktum at de trenger store leveområder. Problemene stopper imidlertid ikke med rovdynenes økologi. Å ta vare på dem er like mye, om ikke mer, et sosiologisk og politisk problem som et biologisk. Fordi de store rovdynene dreper bufe og hjortevilt vil våre holdninger til dem spenne fra det ekstremt negative til det ekstremt positive.

Jerven er ikke noe unntak. Det er for jervens del likevel et viktig tilleggsproblem: Plattformen med vitenskapelig kunnskap, som forvaltningen må bygge på, er relativt dårlig sammenlignet med det som er tilgjengelig for andre store rovdyr som gaupe og bjørn. På tross av at vi i løpet av det siste tiåret hatt en sterk økning i forskningen på jervens biologi så vel i Skandinavia som Nord-Amerika, har vi fremdeles mye å lære. Imidlertid kan nå forvaltning og bevaring av arten i større grad bygge på forskningsbasert kunnskap.

På mange måter er jerven et symbol på uberørt natur. Nøkkelen til dens fremtid ligger i vår evne til å forstå dens biologi og benytte denne kunnskapen i framtidig forvaltning. Vår natur vil bli ufattelig mye fattigere om vi steller oss slik at den blir borte.

5.2

Møt gaupa; uproblematisk rovdyr – eller notorisk lystmorder?

Reidar Andersen, Tor Kvam, John Linnell, Pål F. Moa*, John Odden og Jon Swenson

*Høgskolen i Nord-Trøndelag, 7713 Steinkjer

Det er i løpet av de siste 10-år samlet en mengde ny viten om den tidligere så myteomspunne gaupa. Radiomerking har gjort det mulig å følge individuelle gauper på nært hold over lengre tid. Og den store katta har virkelig overrasket oss på flere områder; med store leveområder, hyppig bruk av områder nært menneskelig bosetning, og med en stor appetitt for det meste som kan spises.

5.2.1 Asosiale katter trenger mye rom

Kunnskap om størrelsen på dyrs leveområder kan blant annet hjelpe oss til å bestemme riktig skala for forvaltning av individer og bestander. Gaupenes relativt store leveområder er kanskje det mest oppsiktsvekkende resultatet fra studiet av de radiomer-

kede gaupene. I perioden fra 1994 til 1998 avdekket vi størrelsen på sesongmessige og årlige leveområder til et tyvetalls voksne individer i Hedmark og Nord-Trøndelag.

Det generelle bildet hos kattedyr, som gaupa, er at de voksne etablerte dyrene opprettholder tilnærmet eksklusive leveområder. Hunndyr bruker 300 - 700 km², mens voksne hanner benytter områder som er to til fire ganger så store. Hannenes områder kan overlape med områdene til flere hunner. Innenfor de samme områdene finnes det også gauper av begge kjønn som enda ikke er kjønnsmodne. Disse unngaupene har ikke egne definerte områder, men "flyter" rundt i systemet i påvente av at ledige leveområder oppstår.

Våre norske gauper benytter større områder enn det som tidligere er vist i andre studier av gaupe i Europa. Dette kommer trolig av at vi i Norge har en større andel marginale habitater med



Foto: Lars Gangås

lav byttedyrtetthet, enn hva tilfellet er i områder som er undersøkt lengre sør og øst i Europa. Det mest ekstreme tilfellet vi registrerte var den voksne hanngaupa Aslak som et år brukte et leveområde på over 3000 km² (ca. 1/10 av Hedmark). Hanngauper i de Sveitsiske alper har områder på mellom 275 – 450 km², mens gjennomsnittstørrelser på 709, 632 og 194 km² ble funnet i hhv. Bergslagen (Sverige), Sarek (Sverige) og Polen. De tilsvarende tall for hunnene i Sveits var 96-135 km², mens ca 300, 400 og 100 km² var gjennomsnittet for hunner i Bergslagen, Sarek og Polen. Dette betyr at hanngaupene i Hedmark og Nord-Trøndelag benyttet leveområder som var 2-4 ganger så store som leveområdene til sine medsøstre andre plasser i Europa.

I en periode var alle etablerte gauper radiomerket innenfor det sentrale studieområdet i Hedmark. Dette gjorde oss i stand til å studere den sosiale organiseringen i detalj. De etablerte gaupene syntes å være "territorielle", med svært liten overlapp mellom "kjerneområdene" til individer av samme kjønn (**figur 5.2.1**). "Kjerneområdene" betegner det området som blir brukt mest. Det var alltid litt overlapp langs kanten av territoriene/leveområdene. Disse kantsonene var ofte besøkt, og gav opphav til påstander om lokalt høye tettheter av gaupe. Kantsonene mellom flere gauper av samme kjønn syntes ofte å være knyttet til møter mellom store dalfører. Et eksempel på dette er Rena i Østerdalen, der Renaelva møter Glomma. Opptil 4 voksne hanngauper og 3 voksne hanner har hatt territorier som grenser mot hverandre ved Rena i løpet av prosjektperioden. Enkelte dager kunne 3-4 av gaupene være mindre enn 1 km fra hverandre, mens andre dager kunne avstanden mellom dem være 5-10 mil.

De aller fleste voksne individene har gjort utflukter (2-3 mil) som fører dem langt utenfor deres normale leveområde. Hunngaupene har hatt en tendens til å gjøre dette på høsten og tidlig vinter. Hannenes ekskursjoner skjer som regel i forbindelse med brunsten i februar – mars, på jakt etter hunndyr. Under selve parringen oppholder vanligvis hannene seg sammen med hunnene i en periode fra et par dager til ei uke. Det hender også at flere voksne hanner møtes med hunnene. I et par netter vinteren 1998 kjempet tre av de radiomerkede hanngaupene om den samme hanngaupa i en ås nord for Rena. Den ene hanngaupa hadde da forflyttet seg 45 km i luftlinje på ei natt før han braket sammen med de to andre hannene. Utenom parringstiden påtreffes voksne hanner sjelden sammen med voksne hunner. Derimot er det registrert tilfeller i Nord-Trøndelag og Nord-Sverige der flere voksne, etablerte hunner har vært innenfor det samme leveområdet samtidig. Dette ser allikevel ut til å være mer unntaket enn regelen, og kan muligens skyldes at en viktig næringsressurs for gaupene i disse områdene, tamreinen, vandrer mellom ulike beiteområder gjennom året og dermed kan skape en viss uorden i gaupenes "territorier". Det er også diskutert hvorvidt etablerte hunner muligens kan tolerere artsfrender av samme kjønn innenfor sitt område, såfremt det er snakk om nære slektninger (søstre eller døtre).

5.2.2 Ung-gaupa har stor utferdstrang

Utvandring av ungdyr, eller spredning, er viktig å ha kunnskap om når man skal forvalte en viltbestand. Hva som er bestem-

mende for tidspunkt og lengde på utvandringene kan variere. Vanligvis er dette knyttet til kjønnsmodning, samt tettheten i egen bestand og i byttedyras bestander. Hos gaupa er det vanligvis slik at ungene følger mora det første leveåret. Mye tyder på at de tolereres innenfor moras leveområde inntil de selv når kjønnsmoden alder, vanligvis når de er 2 år. Etter kjønnsmodning forlater en del av ungene oppvekstområdet, og kan vandre over relativt store områder, inntil de finner egne tilfredsstillende leveområder. Ikke alle unngaupene vandrer langt ut: Ved bortfall av etablerte voksne gauper i nærheten (gjennom f.eks. jakt) kan unngaupa ta over dette området. Hva som avgjør hvilke unger som utvandrer og hvilke som blir igjen, vet man lite om, men som hos de fleste andre pattedyr, er det vanligvis de unge hannene som foretar de lengste vandringene.

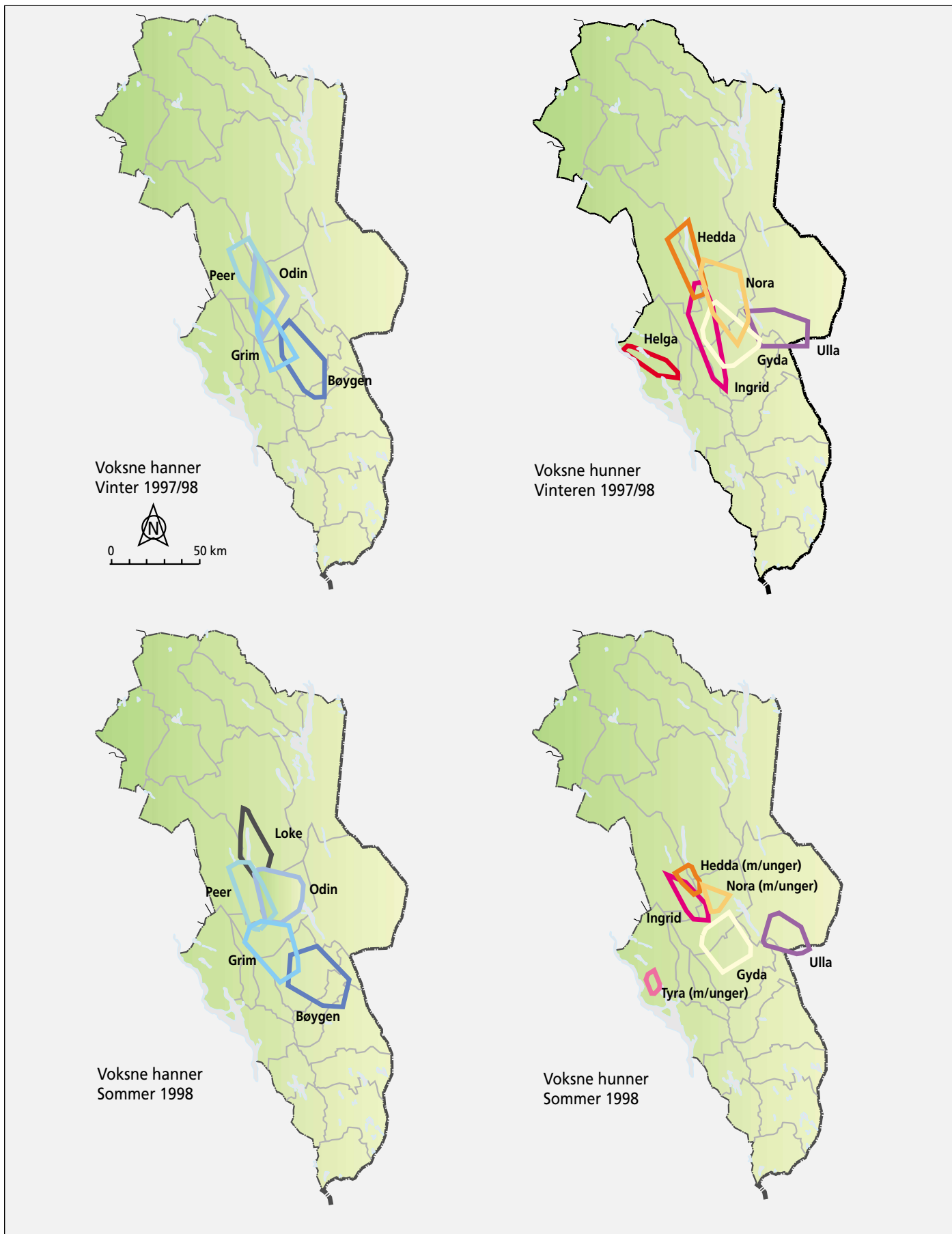
Hanngaupa "Abbe", ble født ved Kvikkjokk i Nord-Sverige i 1996. I februar året etter ble "Abbe", som nå veide 15 kg, radiomerket i Sarek nasjonalpark. Den ble fulgt med radiopeiling fram til august 1997, før man mistet kontakten med den ved Tärnaby, på svensk side av grensen på høyde med Mo i Rana. I begynnelsen av mars året etter, ble den skutt under ordinær kvotejakt ved Kvernåa i Steinkjer. "Abbe" hadde da tilbakelagt ca. 460 km i luftlinje fra der den ble radiomerket ett år tidligere. Gaupa var i godt hold og veide 21 kg. Om man slår en sirkel med radius 460 km rundt "Abbe's" fellingssted, finner man at denne gaupa teoretisk sett kunne ha kommet fra Fauske, Umeå, Oslo eller Bergen. En sirkel med radius på 460 km rundt Kvikkjokk, som beskriver teoretisk utvandrings-avstand fra merkestedet, ville ha dekket hele nord-Skandinavia og finsk Lappland (**figur 5.2.2**).

Fra Norge kjenner vi til utvandring hos gauper med radiosendere som strekker seg over 20 mil. En årsgammel hanngaupe utvandret i 1997, fra Vang i Hedmark til Svartdal i Telemark, en avstand på ca. 220 km, mens en annen ung "hedmarking" av samme kjønn, gjorde svenske av seg ved å utvandre til Malung (ca. 195 km). Gaupeundersøkelsene fra Nord-Trøndelag viser kortere utvandring, der de lengste var en ung hanngaupe som vandret fra Høylandet til Namdalseid (ca. 70 km) og en hann som vandret fra Høylandet til Namsos (ca. 40 km).

5.2.3 Gaupa – en gourmet på silkefötter?

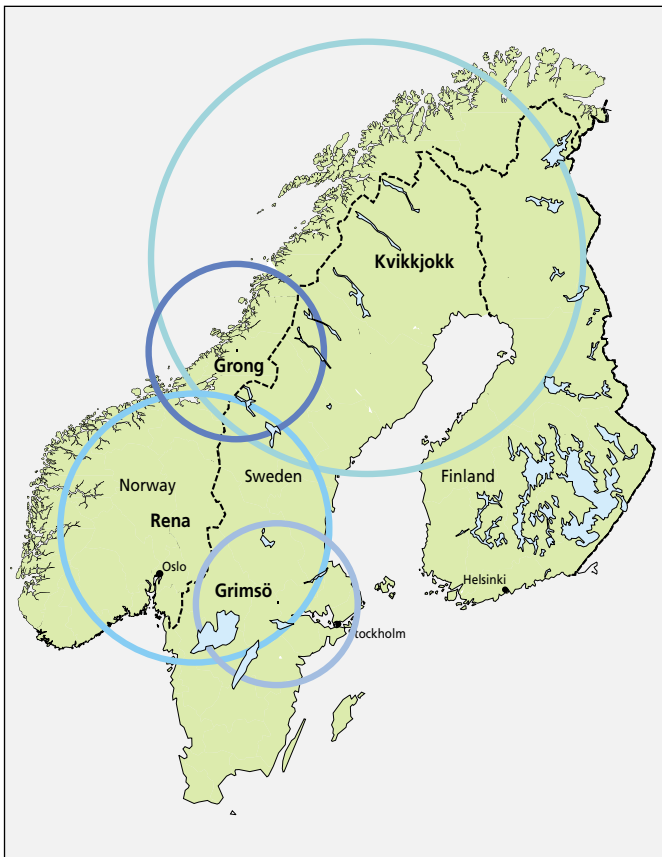
Byttedyr-rester og ekskrementer etter gaupe er samlet inn i Nord-Trøndelag i perioden 1994-1996 og i Hedmark fra 1995 til 1999 ved hjelp av snøsporing på vinteren og intensivpeiling på sommeren. Det ble funnet et stort utvalg av både storvilt og småvilt i dietten. Alle tilgjengelige hjortedyr inngikk i dietten, sammen med hare, kanin (fra innhegning), sau, geit, rødrev, mink, mår, storfugl, orrfugl, duer, ulike spurvefugl og smågnagere. Oversikt for Hedmark er satt opp i **tabell 5.2.1**.

Rådyr er uten tvil gaupas viktigste byttedyr i Hedmark både sommer og vinter. Dette til tross for at rådyret forekommer ved svært lave tettheter (ca 0.3 rådyr/km²) i de midtre og nordre deler av studieområdet. Det som kanskje er vanskeligst å forstå er hvorfor andelen sau utgjør så liten del av gaupenes totale kjøttinntak på sommerstid, til tross for at alle de radiomerkede gaupene har hatt sau innenfor sitt leveområde.



Figur 5.2.1

Leveområder for en del av de radiomerkede gaupene i sentrale deler av Hedmark.- Home ranges for some of the radiotagged lynx in central parts of Hedmark.



Figur 5.2.2
Spredningsavstander registrert hos gauper i Norge og Sverige.-

Resultater både fra registreringer av kadavre og analyse av ekskrementer viser et diettvalg som stemmer godt overens med andre studier av den eurasiske gaupa i tilsvarende habitat. Gaupa er generalist i sitt byttedyrvalg. Dietten består i hovedsak av middelsstore klauvdyr der disse er tilgjengelige, i motsetning til de tre andre gaupeartene (i Spania, og i Nord-Amerika), som i all hovedsak spiser hare og kaniner. Gaupa kan også overleve kun på småvilt (hare og skogsfugl), slik den gjør i østre del av Finland og i nordlige deler av taigabeltet i Sibir.

Mens rådyret er det viktigste byttedyret for gaupe i Hedmark, blir bildet mer nyansert i tamreinområdene i Nord-Trøndelag. Her utgjør hjortedyr 89% av vinterdietten og 69% av sommerdietten. Rådyr var viktigste byttedyr nærmere innmark enn 1,5 km, mens rein var klart dominerende i områder som lå lenger fra innmark. Alle rådyrkadavre ble funnet nærmere innmark en 800 meter.

5.2.4 Når sauen møter minitigern

I Norge mangler vi i dag store sammenhengende villmarksområder. For å sikre levedyktige bestander av store rovdyr er vi derfor avhengig av å kombinere vern av rovdyr med menneskets bruk av utmarka. Ettersom bestandene av de store rovdyra de seinere åra har økt i antall og utbredelse, har de gamle konfliktene mellom rovdyr og sauenæring dukket opp på ny. Konflikten synes å være større enn den noen gang har vært, da fraværet av

Tabell 5.2.1. Gaupas vinterdiett i østre Hedmark estimert ved analyse av ekskrementer (1995-96, $n = 73$), og forekomst av kadavre funnet under systematisk intensivpeiling og snøsporing av kjente og ukjente individer (1995-99). – The winter diet of lynx in eastern Hedmark estimated through analyses of faeces (1995-96, $n = 73$), and carcasses found during systematic intensive radiotracking and snow tracking of known and unknown individuals (1995-99).

Byttedyrart	Ekskrementer ($n = 73$)		Kadavre ($n = 125$)
	Frekvens forekomst	% av biomasse	Frekvens forekomst
Rådyr	50,6	72,2	63,2
Elgkalv	1,3	0,1	0,8
Sau			0,8
Hjortedyr, ukjent	1,3	0,8	
Hare	24,7	21,6	16,0
Kanin			0,8
Rev	3,9	2,2	4,0
Ekorn	2,6	0,2	4,1
Mink	1,3	0	
Smågnagere	9,1	0,1	6,4
Storfugl	1,3	0,1	3,2
Orrfugl	3,9	1,6	2,4
Hønsfugl	2,6	0,5	
Fugl, ukjent art	7,8	0,4	1,4
Åte/fallvilt			1,6

store rovdyr blant annet har ført til at gamle gjetertradisjoner delvis er glemt. I 1998 ble omlag 30000 sauer erstattet som drept av fredet rovvilt på landsbasis. Uttak av såkalte "problem-individer" er, sammen med ulike former for tilsyn, det skadere-duserende tiltaket det blir satset mest på fra myndighetenes side. Imidlertid har ingen til nå testet om det finnes individuelle rovdyr som forårsaker flere problemer enn andre innen en bestand. Vi ønsket å teste om såkalte "problemindivider" eksisterte ved å studere predasjonsatferden hos 34 radiomerkede gauper i 6 beitesesonger fra 1994 til 1999 i Hedmark og Nord-Trøndelag.

Totalt ble 63 sauer og 3 geiter funnet drept av de radiomerkede gaupene i løpet av 634 netter med intensivpeiling. Voksne hanner drepte klart flere sauer enn voksne hunner (henholdsvis 18 og 4 sauer per 100 natt, **tabell 5.2.2**). Det var dessuten en tendens til at ettårige hanner og hunner drepte flere sauer (henholdsvis 27 og 20 sauer per 100 natt) enn de voksne etablerte gaupene. Vi fant små forskjeller i "drapsrate" mellom de ulike voksne hanngaupene, mens forskjellen mellom ulike hunngauper var større. Den individuelle forskjellen i "drapsrate" hos voksne hunner var korrelert med tilbudet av sau innenfor leveområdet.

Mye av kjønnsforskjellen kan forklares av hannenes større tendens til overskuddsdreping. Det ble registrert 13 tilfeller av overskuddsdreping av fra 1 til 8 sauer, og i hele 12 av disse tilfellene var hanner involvert. Det er derfor riktigere å snakke om "problemkjønn" isteden for "problemindivider".

Tabell 5.2.2. Beregnede "drapsrater" for gauper av ulike kjønn og aldre i Hedmark og Nord-Trøndelag. "Drapsrater" er uttrykt som antall sau per 100 natt. Med "i beiteområde" inkluderes kun de peilenetter der gaupene forflyttet seg gjennom beiteområder. Dette for å justere for eventuelle alders- og kjønnsforskjeller i møter mellom gaupe og sau. – Estimated "kill rates" of lynx of different age and sex in Hedmark and Nord-Trøndelag. "Kill rates" is given as number of sheep per 100 nights. Included in "grazing area" are only those nights when lynx moved through "grazing areas". This is done to allow for adjustment of possible age- and sex differences in encounter rates between lynx and sheep.

Alder / kjønns- kategori	Antall individer i hver kategori	Drepte sauer	Peilenetter		Drapsrate	
			Alle	I beiteområde	(sau drept/100 netter) Alle	I beiteområde
Voksne hanner	9	31	171	81	18	38
Voksne hunner	15	13	368	171	4	8
Ettårige hanner	5	9	34	17	27	53
Ettårige hunner	6	13	65	50	20	26

Selv om hanner synes å ta mer sau enn hunner, var det store individuelle variasjoner innen begge kjønn, og ikke minst viktig; store variasjoner i diettvalg hos det enkelte individ. Intensiv oppfølging av en voksen hann fra Hedmark, "Odin", viste at han drepte 5 lam i løpet av to netter. Etter å ha spist på det ene lammet i to netter, forlot han dette området. Han kom imidlertid tilbake til det samme området ved to senere intensivperioder, men i stedet for å "forsyne seg av" sauen som var tilgjengelig i området, tok han begge gangene villreinkalver. Likeledes fulgte vi i Nord-Trøndelag en ung hunngaube, "Marylin", i hennes første sommer på egenhånd. Det ble også her funnet stor variasjon i diettvalg fra dag til dag. Enkelte netter kunne hun ta flere lam, for deretter å konsentrere seg om både voksne og kalver av tamrein. I andre netter rørte hun ikke noen av husdyrene, selv om disse var tilgjengelige i relativt stort antall. Disse enkeltstående tilfellene viser hvor vanskelig det kan være å forutsi gaupas predasjonsatferd.

Uttak av hanndyr vil, på bakgrunn av disse resultatene, sannsynligvis i større grad kunne redusere tapene av sau, sammenlignet med et tilsvarende uttak av hunner. Slike "kjønns-selektive uttak" er imidlertid ikke uten praktiske problemer. Et uttak av hanner på sommerstid er bortimot umulig, da enkeltindivider vanskelig kan skilles på utseende. Uttaket må derfor foregå på vinterstid med sporsnø. Et annet moment er at et uttak av en voksen hann raskt vil kunne føre til at "hull" i den sosiale mosaikken oppstår. Effekten av uttaket avhenger derfor mye av hvorvidt "hullet" fylles av nabo-hanner som utvider sine områder, eller om et ungt individ tar over det ledige rommet.

5.2.5 Gaupa, tamreindriftens svøpe?

På 1800-tallet, da det ble skutt opp til 180 gauper per år her i landet, fantes ikke gaupa nord for Saltfjellet. Det var først rundt 1960, da rådyret begynte å komme nordover at gaupa fulgte med. Allikevel var det tamreinen som var selve hovedmatkilden for gaupa i Nord-Norge. Nord-Trøndelag og Helgeland, der gaupa opptrådte i stabile bestander også i 1930-40 årene, da arten ellers i landet var på kanten av utryddelse, var de eneste områ-

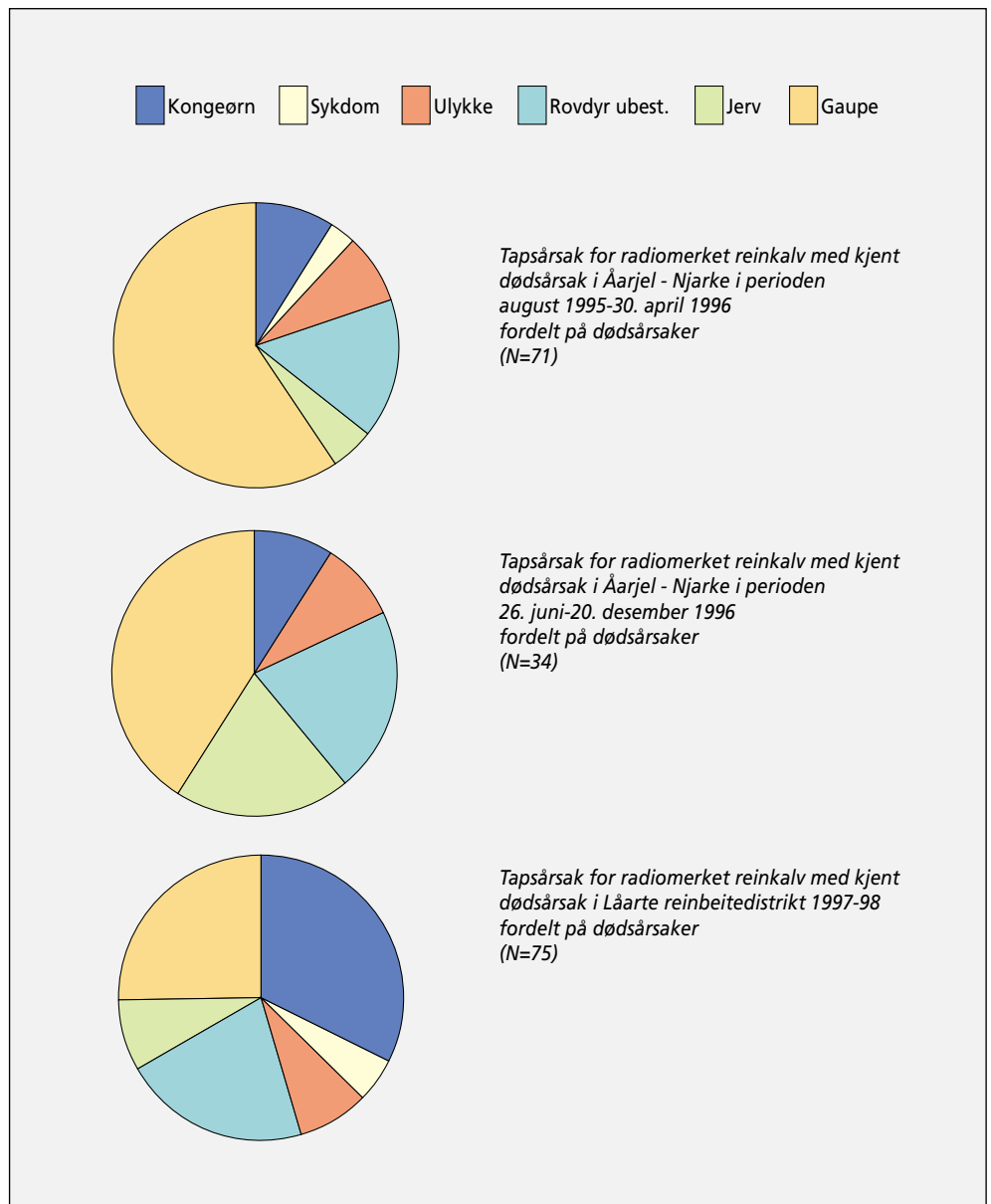
dene der gaupa levde i tamreinområder før rådyret kom. I 1945 skrev Ola Olstad i boka "Jaktzoologi", at gaupa trolig ville bli den neste arten som forsvant fra landet vårt. Årsaken til at gaupbestandene forsvant fra Sør-Norge var nok for en stor del det harde jakttrykket, men matmangel var nok også en viktig faktor. På 1800-tallet må gaupa i Sør-Norge ha vært avhengig av hare og annet småvilt. Når bestandene av byttedyr gikk ned på begynnelsen av 1900-tallet, hadde ikke gaupa noen annen matkilde å ta av, siden rådyret ikke kom inn i de sør-østre deler av landet før i 1920-årene. Hvorfor gikk det da så mye bedre i Midt-Norge? Trolig er forklaringen at gaupa her hadde tamreinen å falle tilbake på når småviltet ikke lenger strakk til som matkilde.

Siden rovdirene vanligvis spiser opp byttet sitt er rovdyr tap av rein vanskelig å dokumentere. I 1995-1998 ble det gjennomført en tapsundersøkelse av rein på beite i Nord-Trøndelag. Radiosendere som avga signal så snart reinen var død, gjorde det mulig å finne kadavrene tidlig og dokumentere dødsårsaken. Av **figur 5.2.3** går det fram at rovdirene var ansvarlig for 90% av tapet. Gaupas andel av tapet var stort alle tre vintersesongene, men i 1995/96 sto gaupa for hele 59% av totaltapet. Sein-vinteren 1996 ble det felt 40 gauper i Nord-Trøndelag. Dette er det høyeste antall felte gauper i fylket siden jaktstatistikken ble etablert i 1845, og reflekterer en svært høy tetthet av gaupe. Når gaupas andel av reintapet gikk merkbart ned i 1996, må det være rimelig å anta at forvaltningen nådde sitt mål: Reduksjon av gaupestammen slik at tapet av sau og rein gikk ned.

Selv etter det høye uttaket av gaupe i 1996 er det verdt å merke seg at rovdirenes andel av tapet holdt seg svært konstant opp mot 85-90% av totaltapet. Jervens andel av tapet i 1996 gikk merkbart opp, uten at noe tyder på at antallet jerv steg. Trolig var det heller slik at jerven nå måtte drepe byttet sitt selv, siden den ikke kunne stole på gaupa i samme grad som tidligere. I sesongen 1997/98 ble undersøkelsen flyttet fra Vestre Namdal reinbeitedistrikt til Luru reinbeitedistrikt, som ligger noe lenger inn i landet. Tapet var høyt her også, men nå var det kongeørn som ble viktigste tapsårsak på seinsommer og høst. Fra september var gaupa tilbake som viktigste predator.

Figur 5.2.3

Fordeling av tap av reinkalv på årsaker for sesongene 1995/96, 1996 og 1997/98. – Distribution of causes of mortality of reindeer calves during 1995/96, 1996 and 1997/98.



Som det går fram av **tabell 5.2.3** var totaltapet av reinkalv høyt alle tre sesongene. I 1997/98 var det mange sendere som sluttet å virke, pga lavere batterikapasitet enn forventet. De radiomerkede reinkalvene som ikke er funnet ved seinere reinsamlinger er regnet med i totaltapet.

I Stortingsmelding 35 (1996-97) "Rovdyrmeldingen", er det slått fast at tamreindrift må anses som en viktig faktor for at man kan ha levedyktige stammer av store rovdyr i Norge. Mye mulig det, men på bakgrunn av de resultatene som er kommet fram, er det mye som tyder på at gaupa faktisk er en svøpe for reindriften i de perioder når bestanden er stor.

Tabell 5.2.3. Totaltap av reinkalv ved undersøkelsene i Nord-Trøndelag i 1995-1998. – Total loss of reindeer calves in Nord-Trøndelag in 1995-1998.

Sesong	Tap juli-desember	Tap juli-april
1995/96 Vestre Namdal	19,1%	35,4%
1996 Vestre Namdal	18,8%	*
1997/98 Luru	14,5 **	44,0% ***

*) Undersøkelsen gikk bare fram til jul. – The study terminated in December.

**) Ikke korrigeret for tap av dyr med sender som ikke virket (Reelt tap er høyere). – Not corrected for loss of animals with radio-transmitter not functioning (Real loss is higher).

***)Korrigeret for tap av dyr med sender som ikke virket. – Corrected for loss of animals with radiotransmitter not functioning.

5.2.6 Rådyret – gaupas favoritt i sør

Mens det for større byttedyr som hjort, er vist at gaupe selekterer de yngste årsklasser, og at det stort sett er hanner som dreper eldre hinner, finnes det for rådyr ingen tegn til seleksjon. Selv om skadede eller syke dyr alltid er mer utsatt for predasjon fra gaupe enn friske dyr, er det ikke funnet forskjeller i kroppskondisjon mellom gaupedrepte rådyr, og andre rådyr.

Hvor mye rådyr gaupe dreper, og hva dette betyr for utviklingen i rådyrbestandene opptar mange. Det første vi kan fastslå er at det er betydelige sesongmessige forskjeller i gaupas "predasjonstakt". I løpet av en vinter (november – april) dreper "gjennomsnittsgaupe" i Hedmark 17,3 storvilt, inklusive rådyr, mens kun 10,8 storvilt drepes i løpet av sommeren. Det er imidlertid store individuelle variasjoner. Enkelte gauper kan drepe mellom 30 og 45 større byttedyr i løpet av en vinter (ofte hunner med unger), mens de maksimale tall registrert for sommeren er 20 for hanner og 30 for hunner. Det er imidlertid ingen forskjell i gjennomsnittlig antall større byttedyr tatt av de to kjønn. Vinterstid er det heller ingen forskjell i "predasjonstakt" mellom de ulike aldersgrupper. Dette betyr at de enslige årsunger (7 tilfeller) vi har fulgt på seinvinteren etter at de er jaget bort av hunnen, dreper like mange store byttedyr som de eldre gaupene.

På vinterstid i Hedmark er store byttedyr ensbetydende med rådyr. Hvilken innvirkning har så rådyrtettheten på gaupas "predasjonstakt"? Vi har tidligere vist at de aller fleste rådyr er lokalisert rundt ulike fóringplasser om vinteren. Dette betyr at registreringer av antall dyr på fóringplassene kan gi indikasjoner på årlige endringer i rådyrtetthet. Innenfor vårt studieområde har vi kjennskap til 64 fóringplasser, hvorav 24 er blitt holdt under oppsikt i perioden 1995–1998. I denne perioden sank gjennomsnittlig antall rådyr på fóringplassene fra 5,6 til 2,5, samtidig som gjennomsnittlig "predasjonstakt" sank fra 21,8 dyr per sesong (halvår) til 10,4. Sammenligner vi gaupas "predasjonstakt" i de to første årene (1995, 1996) med "høy" tetthet med de to siste (1997, 1998) med "lav" tetthet, finner vi sesongforskjeller; det er ingen sammenheng mellom rådyrtetthet og predasjonstakt på store byttedyr om vinteren. Derimot ser det ut til å være en klar sammenheng mellom predasjonstakt for store byttedyr og rådyrtetthet sommerstid.

Hvis vi antar at gaupe søker føde tilfeldig innenfor sitt leveområde, vil tettheten av fóringplasser og ikke rådyrtettheten i stor grad påvirke sjansen for møte mellom gaupe og rådyr. På sommerstid derimot har rådyr en annen fordeling i terrenget, og tettheten av dyr vil i stor grad være avgjørende for sjansen til et møte mellom gaupe og rådyr.

5.2.7 Tøft å være rådyr i Hedmark

Bestandsdynamikken til rådyret må antas å kunne påvirke også gaupas bestandsdynamikk. For å undersøke dette har vi radiomerket totalt 114 rådyr i perioden 1995–1999. Av disse har 83 blitt drept av gaupe, rev, hund, bil, jegere eller druknet.

Gaupe står for det største tapet. I overkant av 30% (36 dyr) av de radiomerkede rådyra har blitt drept av gaupe i studieperio-

den. Mens gaupe dreper rådyr året rundt, er rødrevens predasjon begrenset til kalver i månedene juni–august. Tretten prosent (7 av 54) av de radiomerkede kalvene er drept av rødrev. Til sammenligning er 15% av de radiomerkede rådyra skutt under jakt.

Som hos de fleste hjorteviltarter blir rådyrkalvene skilt fra mora ved ett-års alderen og må etablere eget leveområde. Hvorvidt eget leveområde etableres nært oppvekstområde eller om dyrene vandrer ut til nye områder vil i stor grad påvirke vekstpotensialet i rådyrbestandene. Av 20 radiomerkede kalver som overlevde fram til "spredningsalder", valgte 16 å etablere eget leveområde langt borte fra oppvekstområde. Spredningsavstander på over 100 km var ikke uvanlige.

Vi har beregnet månedlig overlevelse for voksne rådyr og for kalver. Hvis vi betrakter utvandrerne som "døde", finner vi innenfor vårt studieområde at ca 42% av de voksne overlever fra ett år til ett annet, mens det kun er ca 14% av kalvene som opplever å bli ett år. Våre radiomerkede rågeiter fødte 48 kalver i 23 kull, dvs. 2,09 kalver per kull. Hvis bruker disse resultatene og antar 1:1 kjønnsfordeling, finner vi at denne rådyrbestandens "tilvekst" er negativ. Bestanden reduseres med 40% per år. Ovenstående resultater viser at vi har en form for "kilde-sluk" dynamikk. Dette betyr at rådyrbestandene i de sentrale deler av studieområdet kan opprettholdes gjennom innvandring fra andre områder. Samtidig utvandrer en stor del av dyrene som blir født innenfor området, og bidrar til opprettholdelse av små lokale bestander i andre deler av fylket.

5.2.8 Faktorer som påvirker gaupebestandens vekst

I de 4 norsk-svenske studieområdene har vi reproduksjonsdata på totalt 100 "gaupeår" fra 42 forskjellige hunner. I gjennomsnitt produserte 56% av 2-åringene, og 80% av de eldre hunnene unger. Størst geografisk variasjon var det i tidspunkt for første reproduksjon. I Grimsø og N-Trøndelag har 88% av 2-åringene produsert unger, mens kun 25% av 2-åringene har produsert unger i Sarek og Hedmark.

Forskjellen mellom studieområdene er stor også når det gjelder antall unger per kull. Gaupehunner fra Grimsø har 35–40% høyere kullstørrelse enn hunner i de øvrige områdene og sammenlignet med Hedmark har hver gaupehunn fra Grimsø (2 år og eldre) en gjennomsnittlig kullstørrelse som er 60% høyere. Imidlertid er det Grimsøgaupene som har den høyeste ungedødeligheten fram mot tidlig vinter.

Av totalt 73 fødte gaupeunger (tilfeller hvor kullstørrelse er sjekket like etter fødsel) var 34 døde i løpet av de første 6–8 måneder, dvs. ca 47% dødelighet. Også her var det store variasjoner både innen og mellom studieområder. Hedmark har den laveste dødeligheten med 16%, mens tilsvarende tall fra Grimsø er 64%. I Sarek varierte dødeligheten mellom 17 og 67%, og for samtlige tre områder var ungedødeligheten størst i 1997/98.

Totalt er det registrert 68 døde gauper i de 4 studieområdene, hvor sikker og sannsynlig illegal jakt utgjør hele 42,6%. Jakt-

dødeligheten er ikke representativ, da mange jegere i Hedmark prioriterte å ikke skyte radiomerkede dyr. Dødeligheten er størst i de yngste aldersgruppene. I Sarek når ca 40% av ungene 1 års alder, mens ca 55% gjør det samme i de øvrige studieområdene. Hvis vi antar at mistenkt illegalt drepte dyr virkelig er døde, gir dette en "overall" vekstrate på ca 10% per år.

5.2.9 Implikasjoner for forvaltningen av gaupe

Internasjonalt er det vanlig at bevaring og forvaltning av store rovdyr skjer innenfor nasjonalparker og andre verneområder. Med sine store leveområder og enorme spredningsavstander sier det seg selv at den Skandinaviske gaupa ikke kan forvaltes innenfor eksisterende verneområder. I Norge er bare 2 av totalt 18 nasjonalparker mer enn 100 km², og av 150 verneområder i skog er kun 2 større enn 50 km². Det er derfor ikke rom nok for en eneste gaupe innenfor noen av de vernede områdene i Norge. Forvaltningen av gaupe i Skandinavia må derfor skje i flerbruks områder, hvor forvaltningen står overfor utfordringer som konfliktreduksjon mellom gaupe og husdyr, forsvarlig fastsettelse av gaupekvoter, avdekke innvirkningen gaupa har på annet vilt inkludert rådyr, samt forstå bestandsutviklingen for en gaupebestand som i stor grad er påvirket av menneskeskapt dødelighet. "Lokal" forvaltning av gaupe må skje i en skala på flere tusen kvadratkilometer. Trekker vi i inn den store vandringskapa-

siteten til gaupa, ser vi at opprettelse av en bestand i et område vil påvirke bestanden av gaupe flere 100-tall kilometer unna. Som en følge av dette synes den naturlige skala for gaupeforvaltning å være på "fler-fylkes" nivå.

5.2.10 Hauk over hauk – og andre nye forskningsbehov

Fordi manipulering med bestandsstørrelsen for store rovdyr er etisk, økonomisk og praktisk vanskelig, er det få studier som viser hvilken effekt topp-predatorer har på artsmangfoldet på lavere nivå i næringskjeden. De få studier som finnes er imidlertid alle svært entydige; nedgang/fravær av topp-predatorer kan i de fleste tilfeller medføre en såkalt "mesopredator release", dvs. andre, mindre predatorer øker i antall og påvirker de lavere nivå av næringskjeden i negativ retning. Så langt finnes det 8 europeiske studier som viser at gaupe dreper og utnytter rødrev og mink som bytte. Betydningen av denne type interaksjoner er imidlertid lite studert, men vil være et viktig forskningsfelt i årene framover. Andre predator-predator interaksjoner av interesse vil være å studere gaupas økologi i områder med ulv. Undersøkelser fra Polen antyder at gaupa i mange tilfeller ikke får utnytte sine byttedyr fullt ut på grunn av konkurranse med ulv, og må derfor øke sin "drepehastighet", med de følger det har for byttedyrbestandene.

6

Syntese og måloppfyllelse



Foto: Per Jordhøy

Gjennom instituttprogrammet "Bærekraftig høsting av bestander" har NINA forsøkt å belyse sentrale spørsmål i forhold til naturlig produksjon og høsting. Det er utviklet nye metoder som kan brukes i forvaltningen av høstbare arter, og instituttets spisskompetanse på tradisjonelt sterke fagfelter og den faglige bredden er økt. Dette gjør NINA i stand til å møte fremtidige utfordringer innenfor bærekraftig høsting.

Instituttprogrammet hadde som målsetning å studere problemstillinger knyttet til bærekraftig høsting med generell økologisk og forvaltningsmessig interesse. Selv om flere av delmålene har blitt nådd, har vi bare i begrenset omfang nådd hovedmålsettingen; *utvikle optimale høstingsstrategier for bestander i variable miljøer*. Det skyldes i første rekke at målene ikke lar seg besvare fullt ut innenfor rammene av et instituttprogram. NINA har i gjennomføringen av programmet samarbeidet med en rekke institusjoner nasjonalt og internasjonalt, og fremskaffet betydelig ekstern finansiering. Samlet har dette resultert i at programmet har gitt en rekke verdifulle bidrag av stor faglig og forvaltningsmessig betydning. Blant annet har programmet:

- Dokumentert omsetningen av biomasse og grunnlaget for en bærekraftig høsting av ørret og røye i en næringsfattig innsjø.
- Utviklet ny metodikk for kultivering av overtallige røyevann gjennom eksperimentell utsetting av fiskeetere og utvikling av modellverktøy.
- Dokumentert prioriteringer blant sportsfiskere med hensyn til utbytte, redskapsreguleringer og kvotereguleringer.
- Dokumentert potensiale for lokal verdiskaping av fiske etter laks og annen laksefisk.
- Kvantifisert det biologiske grunnlaget for en bærekraftig høsting av storørret gjennom å studere storørretens livshistorie fra klekking til gytevandring.
- Dokumentere potensiale for kultiveringstiltak gjennom utsetting av gytelaks på tidligere ubenyttede elvestrekninger.
- Gjennom avanserte statistiske metoder (trendanalyse) benytte lange tidsserier av skjellprøver til å teste teorier om endringer i antall og størrelse på laks tatt i elvene.
- Dokumentert at en stabilisering av elgbestander gjennom jakt er vanskelig og representerer en stor forvaltningsmessige utfordring.
- Utviklet simuleringsmodell for bruk i villreinforvaltningen. Dette muliggjør bruk av jaktmateriale for å undersøke graden av jaktseleksjon.
- Påvist betydningen av stokastisk miljøvariasjon som klima på bestandsdynamikken hos hjortevilt som elg og hjort.
- Dokumentert gjennom eksperimentell jakt at jakt dødeligheten kommer i tillegg til naturlig dødelighet hos liryper.
- Utarbeidet ny modell for bestandsberegning for jerv.
- Dokumentert omfanget av predasjon fra gaupe og jerv på tamrein.

Mange av NINAs ansatte har vært involvert i instituttprogrammet og for disse har programmet vært et stort løft. Selv om høsting av vilt og fisk tradisjonelt har stått steikt i NINA har programmet utløst en betydelig kreativitet og forskningsinnsats. Denne aktivite-

ten ville bare kunne vært finansiert takket være økonomisk støtte fra Direktoratet for naturforvaltning, Norges forskningsråd, Fylkesmennene og flere private bidragsytere. En slik avhengighet av andre forskningsfinansierende organer og tilgrensende prosjekter har begrenset NINAs frihet med hensyn til å skreddersy instituttprogrammets faglige profil. Imidlertid har den eksterne finansieringen vært helt avgjørende for at NINA har fått mulighet til å angripe problemstillinger på en skala som ikke hadde latt seg realisere ved SIP-midler alene.

Flere av de problemstillinger som er tatt opp i instituttprogrammet er av en slik størrelse både når det gjelder kompleksitet og romlig skala at de ikke lar seg løse gjennom vanlige 3-årsprosjekter. Instituttprogrammet har muliggjort en prosjektramme for disse prosjektene på 5 år, og den eksterne finansiering har muliggjort den nødvendige innsatsen. Instituttprogrammet inkludert den eksterne finansieringen har derfor vært av avgjørende betydning for å sikre forskning omkring bærekraftig høsting i større romlig omfang. Dette har tillatt NINA å bygge opp kompetanse på bærekraftig høsting. En kompetansen som stadig oftere etterspørres både nasjonalt og internasjonalt.

Programmet har styrket NINAs samarbeid med norske universiteter, høyskoler og forskningsinstitutter, og nye samarbeid er utviklet med universiteter i Europa, Nord-Amerika og New Zealand. Et slikt samarbeid er viktig for utarbeidelse og publisering av så vel vitenskapelige som populærvitenskapelige publikasjoner. Det plasserer også NINA i den internasjonale forskningsfronten innenfor bærekraftig høsting, et tema med stadig større relevans for NINAs framtidige aktivitet. Programmet har også i stor grad bidratt til forskerrekuttering gjennom avlagte doktorgrader, hovedfags- og høyskoleeksamener norske universitet og høyskoler.

Flere av forskningstemaene i instituttprogrammet har betydelig interesse fra forvaltning og en rekke grupper av brukere. I løpet av programperioden har prosjektpersonell gitt et stort antall bidrag til norske og utenlandske medier, både gjennom avisoppslag og i TV- og radioprogram. En svært viktig aktivitet har vært kontakt med forskjellige brukergrupper og prosjektpersonell har i den forbindelse holdt et utall av foredrag, forelesninger og seminarer.

7

Publikasjoner fra instituttprogrammet



Foto: Roar A. Lund

- Amundsen, P.-A., Siikavuopio, S., Svenning, M.-A. & Christensen, G. 1998. Cannibalistic responses in Arctic charr – individual and population differences. - ISACF, No. 6, 5-11.
- Amundsen, P.-A., Svenning, M.-A. & Siikavuopio, S. 1999. An experimental comparison of cannibalistic response in different Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) stocks.- Ecology of fresh-water Fish 8: 43-48.
- Andersen, R. & Landa, A. 1997. Jervforskning i Troms. - Villreinen: 121-124.
- Andersen, R., Duncan, P. & Linnell, J. D. C. (editors) 1998. European roe deer: the biology of success. - Scandinavian University Press, 276pp.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C., Odden, J., Gangås, L. & Karlsen, J. 2000. Rådyret – gaupas favoritt i sør-Skandinavia. - Hjorteviltet 2000: 2-5.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C., Odden, J., Gangås, L., Ness, E., Karlsen, J., Wannag, A. & Renå, J. T. 1998. Sosial organisering, spredning, reproduksjon og predasjonsatferd hos gaupe i Hedmark. Framdriftsrapport 1995-97. - NINA Oppdragsmelding 519: 1-25.
- Andrén, H., Ahlquist, P., Andersen, R., Kvam, T., Liberg, O., Lindén, M., Odden, J., Overskaug, K., Linnell, J. & Segerström, P. 1998. The Scandinavian lynx projects Annual Report 1997.- NINA Oppdragsmelding 518: 1-11.
- Anno. 1999. Jegeratferd, jakttrykk og responsen hos ryper. - Skitt jakt. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim. Pp. 5-8.
- Arnemo, J., Linnell, J. D. C., Wedul, S. J., Ranheim, B., Odden, J. & Andersen, R. 1999. Use of intraperitoneal radio-transmitters in lynx kittens (*Lynx lynx*): anaesthesia, surgery, and behaviour. – Wildlife Biology 5: 245-250.
- Austmo, L.B. & Velde, H. 1999. Ei analyse av gaupa (*Lynx lynx*) sin bruk av ulike vegetasjonssonar i høve til tap av tamrein (*Rangifer tarandus*) i Nord-Trøndelag. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Austmo, L.B., Iversen, E.M. & Monsen, K. 1998. Sammenligning av gaupepredasjon og jaktuttak av rådyr *Capreolus capreolus* i Nord-Trøndelag. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Birkelund H. 1999. Optimal forvaltning og høsting av laks i elv. - DN-notat 1999-6, Naturforvaltning og Samfunnsfag II, pp143-150.
- Birkelund, H., Lein, K. og Aas, Ø. 2000. Prosjekt: Elvebeskatning av laksefisket, sammenheng mellom regulering, beskatning og verdiskapning av fisket – dokumentasjon av informasjonsinnhenting. - ØF Rapport 03/2000.
- Bolstad, J.P. & Stener, S.Ø. 1997. Gaupas habitatbruk i forhold til potensielle byttedyr. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.

- Brøseth, H. & Pedersen, H.C. 1999. Hunting effort on temporal and spatial scale: tracking willow ptarmigan hunters with GPS. - 8th Int. Grouse Symposium, Rovaniemi. Pp.21.
- Brøseth, H. & Pedersen, H.C. 2000. Hunting effort and game vulnerability studies on a small scale: a new technique combining radio-telemetry, GPS and GIS. - Journal of Applied Ecology 37: 182-190.
- Duffy, A. J., Landa, A., O'Connell, M., Stratton, C. & Wright, J. M. 1998. Four polymorphic microsatellites in wolverine (*Gulo gulo*). - Animal Genetics 29: 63.
- Engen, S., Lande, R. & Sæther, B.-E. 1997. Harvesting strategies for fluctuating populations based on uncertain population estimates. - Journal of theoretical Biology 186: 201-212.
- Evensen Gangås, K. 1999. Habitatbruk hos elgkyr i Norge i perioden rundt kalving. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Fiske, P. & Aas, Ø. (red). 2000. Laksefiskeboka. Om sammenhengen mellom beskatning, fiske og verdiskapning ved elvefiske etter laks, sjøaure og sjøørøye. - NINA Temahefte 20: 1-100.
- Flaata, K. H. & Sporan, N. R. 1998. Villrein og menneskelig ferdsel - en studie av sammenhengen mellom grad av ferdsel og villreins bruk av vinterbeiteområder på Hardangervidda.- Hovedoppgave. Institutt for Husdyrfag, NLH, Ås.
- Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C., Post, E. & Langvatn, R. 1998. Population dynamics of Norwegian red deer: density-dependence and climatic variation. - Proc. Roy. Soc. Lond. B 265: 341-350.
- Forseth, T. & Ugedal, O. Hvorfor så små fisk? - Alt om fiske (i trykk).
- Forseth, T., Næsje, T.F., Jonsson, B. & Hårsaker, K. 1999. Juvenile migration in brown trout: a consequence of energetic state. - Journal of Animal Ecology 68: 783-793.
- Frilund, G.E. 2000. The effect of hunting on survival in willow ptarmigan *Lagopus l. lagopus*. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Frilund, G.E. & Pedersen, H.C. 1999. Effects of hunting on natural winter mortality in willow ptarmigan. - 8th Int. Grouse Symposium, Rovaniemi. Pp. 27.
- Gifstad, T. 1998. Sammenligning av mortalitet hos reinsdyrkalv i rovdryrområder. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Gåsdaal, O. Få store eller mange små? - Alt om fiske (i trykk).
- Hasselvoll, A., Brøndbo, K., Kvam, T., Eggen, T. & Sørensen, O.J. 1998. Telemetribasert undersøkelse av tap av sau på beite.- Årsrapport 1997 fra undersøkelse av lammetap i Nordfjellet, Overhalla.- NINA Oppdragsmelding 517: 1-20.
- Henaug, C. 2000. A view to a kill. The use of habitat characteristics in semi-domestic reindeer related to predation vulnerability. Cand. Scient. oppgave. Universitetet i Tromsø, Tromsø.
- Henriksen, H. 1999. Ontogeny of lynx (*Lynx lynx*) kittens under captive and free-ranging conditions. - Cand. scient. oppgave. Universitetet i Oslo, Oslo.
- Herfindal, I. 2000. Carnivore depredation on sheep in a landscape context. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Hoel, T. 2000. Analyser av urea nitrogen:creatinin-nivå i urinprøver hos hjortevilt – et feltforsøk på rådyr (*Capreolus capreolus*). - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Høye, T. & Thomsen, E. 1997. Movement patterns and searching behaviour of lynx *Lynx lynx* in Central Norway analysed from snow-tracking data.- Prosjektoppgave, Århus univ., Århus.
- Ingerslev, T. & Due, R. 1998. Omfang og årsager af kalvetabet i en midt-norsk tamrenflokk.- Specialeoppgave (cand scient thesis) Københavns universitet, København.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 1998. Spredning av laksyngel fra gyteområder. Undersøkelser i Ingdalselva, et vassdrag uten egen laksebestand. – EnFo Publikasjon nr. 281 – 1998. Fiske-symposiet 1998, s. 99-109
- Johnsen, K., Skjæveland, S. S. & Stølan, S. 1999. Spredningsavstander for lirype i jakta og ikke-jakta områder. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Jonsson, N., Næsje, T.F., Jonsson, B., Saksgård, R. & Sandlund, O.T. 1999. The influence of piscivory on life history traits in brown trout. - Journal of Fish Biology 55: 1129-1141.
- Jordhøy, P., & Strand, O. 1997. NINAs villreinundersøkelser i Rondane. – I: Wegge, B. (red.) Villreinen i Rondane. AIT Enger as, Otta, pp 271-279.
- Karlsen, J. 1997. The impact of lynx (*Lynx lynx*) predation and hunting on a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in southeastern Norway. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Kastdalen, L., Pedersen, H.C., Willebrand, T. & Steen, H. 1999. Testing of critical assumptions for the use of dogs in line transects of willow ptarmigan. - 8th Int. Grouse Symposium, Rovaniemi. Pp. 36.
- Kjelvik, O. 1997. Overlevelse og mortalitet hos tamrein i et rovdryrområde. – Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Kjelvik, O., Nybakk, K. & Kvam, T. 1998. Dødelighet hos tamrein i et rovdryrområde. – Reindriftsnytt nr. 2: 35-42.
- Kjelvik, O., Nybakk, K. & Kvam, T. 1998. Effekten av simlers vinterbeite på vekt og overlevelse hos reinkalv. – Reindriftsnytt nr. 2: 43-47.
- Kjelvik, O., Nybakk, K., Kvam, T., Overskaug, K. and Brøndbo, K. 2000. The effect of females' winter pastures on bodyweight and survival of reindeer calves (*Rangifer tarandus*) in Central Norway. – Biosphere Conservation 3: 17-22.
- Krempig, L., Andersen, R. & Landa, A. 1997. De fanger jerven. - Jakt & Fiske:36-38.
- Kvam, T. 1997. Gaupa, Nordens tiger. I: Brox, K.H.(Red.); Natur 97/98.- Tapir, Trondheim: 9- 41.
- Kvam, T. 1997. Bestandsestimat for gaupe 1995-1996 og 1996-1997.- Rapport til DN.
- Kvam, T. & Moa, P. F. 1999. Abbes lange vandring; om utvandring hos unggauper. – Villmarksliv 9/99.
- Kvam, T., Hasselvoll, A., Brøndbo, K., Eggen, T. & Sørensen, O.J. 1999. Telemetribasert undersøkelse av tap av sau på beite. Nordfjellet i Overhalla og Kongsmoen på Høylandet 1997-1998, sluttrapport. - NINA Oppdragsmelding nr. 597: 1-28.
- Kvam, T., Overskaug, K., Nybakk, K., Sørensen, O.J., Kjelvik, O. & Brøndbo, K. Semidomestic reindeer as an important food resource for the European lynx.- Journal of Wildlife Conservation (i trykk).
- Kvingedal, E. 1998. Size-selective harvesting of wild reindeer calves (*Rangifer tarandus tarandus*)- Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet, Trondheim.
- Landa, A. 1998. Jerven -fjellets omstridte færende fant. - I: Brox, K.H. (ed.). Norsk Natur 98/99. Trondheim, pp 8-30.
- Landa, A. 1999. Aksjonsplan for bevaring av jerv i Europa. - Verdens Natur:14-16.

- Landa, A. 1999. Spor og tegn. Et hefte til hjelp i bestemmelse av store rovdyr. - NINA-rapport.
- Landa, A., Andersen, R., Halgunset, I., Henaug, C., Mathisen, J. H., Valnes, F., Fox, J. L., Holand, Ø. & Tveraa, T. Tapsrelaterte problemstillinger hos tamrein i Troms. - NINAFagrappport 50: 1-44.
- Landa, A., Franzén, R., Bø, T., Lindén, M. & Swenson, J. E. 1998. Active wolverine *Gulo gulo* dens as a minimum population estimator in Scandinavia. - *Wildlife Biology* 4: 159-168.
- Landa, A., Gudvangen, K., Swenson, J. E. & Røskaft, E. 1999. Factors associated with wolverine *Gulo gulo* predation on sheep. - *Journal of Applied Ecology* 36: 963-973.
- Landa, A., Krogstad, S., Tømmerås, B. Å. & Tufto, J. 1998. Do volatile repellents reduce wolverine *Gulo gulo* predation on sheep? Results of a large-scale experiment. - *Wildlife Biology* 4: 111-118.
- Landa, A., Lindén, M. & Kojola, I. 2000. Action plan for the conservation of wolverines in Europe (*Gulo gulo*). - Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention) Nature and environment, No 115, Council of Europe Publishing.
- Landa, A., Linnell, J. D. C., Lindén, M., Røskaft, E. & Moksnes, A. 2000. Conservation of Scandinavian wolverines in an ecological and political landscape. - I: Griffiths, H.I. (ed.). *Mustelids in a modern world, management and conservation aspects of small carnivore: human interactions*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 1-20.
- Langvatn, R. & Loison, A. 1999. Consequences of harvest on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer in central Norway. - *Wildlife Biology*, 5: 213-223.
- Langvatn, R. & Meisingset, E.L. 2001. Vekst og alder hos hjorten. *Hjorteviltet* 11: 1-11.
- Langvatn, R., Albon, S.D., Clutton-Brock, T.H. & Burke, T. 1996. Climate, plant phenology and variation in age of first reproduction in a temperate ungulate. - *Journal of Animal Ecology* 65: 653-670.
- Linnell, J. D. C. 2000. Norwegian brown bears: holders of an unwanted world record. - *Carnivore Damage Prevention News* 1: 4-5.
- Linnell, J. D. C. 2000. Taste aversive conditioning: a comment. - *Carnivore Damage Prevention News* 2: 4-5.
- Linnell, J. D. C. & Andersen R. 1998. Timing and synchrony of birth in a hider species, the roe deer. - *Journal of Zoology* 244: 497-504.
- Linnell, J. D. C. & Andrén, H. 1999. Lynx research in Scandinavia. - *Cat News*, Newsletter of the Cat Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission 30: 20-21.
- Linnell, J. D. C. & Arnemo, J. 1999. Implanting transmitters in neonatal lynx. - *Cat News*, Newsletter of the Cat Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission 31: 24.
- Linnell, J. D. C. & Swenson, J. E. 1999. Old solutions to old problems. - *Wolf! Magazine* 16: 35-37.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R. & Kvam T. 1999. Eurasian lynx in Norway: the realities of managing a large carnivore in a multi-use landscape. - *Cat News*, Newsletter of the Cat Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission 30: 19-20.
- Linnell, J. D. C., Andrén, H., Odden, J., Liberg, O., Andersen, R. Moa, P. & Kvam, T. 2001. Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. - *Environmental Management* (i trykk).
- Linnell, J. D. C., Barnes, B., Swenson, J. E. & Andersen, R. 2000. How vulnerable are denning bears to disturbance? - *Wildlife Society Bulletin* 28: 400-413.
- Linnell, J. D. C., Christensen, H. & Odden, J. 1998. Gaupe. - I: Isaksen, K., Syvertsen, P. O., Kooji, J. & Rinden, H. (red). *Truete pattedyr i Norge: faktaark og forslag til rødliste*. Norsk Zoologisk Forening Rapport 5., pp141-146.
- Linnell, J. D. C., Nijhuis, P., Teurlings, I. & Andersen, R. 1999.. Selection of bed sites by neonatal roe deer fawns in a boreal forest landscape. - *Wildlife Biology*. 5: 225-232.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Kvam, T., Moa, P. & Andersen, R. 2000. Who did it? Age and sex specific depredation rates of Eurasian lynx on domestic sheep. - *Carnivore Damage Prevention News* 2: 9-10.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. & Swenson, J. 1997. Translocation of carnivores as a method for problem animal management: a review. - *Biodiversity and Conservation* 6: 1245-1257.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. & Swenson, J. E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do "problem individuals" really exist? - *Wildlife Society Bulletin* 27: 698-705.
- Linnell, J. D. C., Pedersen, V., Andrén, H. & Andersen, R. 2000. Lynx predation on semi-domestic reindeer in northern Sweden. - *Cat News*, Newsletter of the Cat Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission 32: 14.
- Linnell, J. D. C., Støen, O. G., Odden, J. Ness, E., Gangås, L., Karlsen, J., Eide, N. & Andersen, R. 1996. Gaupe og rådyr i øst-tre deler av Hedmark. - NINA Oppdragsmelding 414: 1-38.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E. & Andersen, R. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: Large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? - *Biodiversity and Conservation* 9: 857-868.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E. & Andersen, R. Large carnivore declines and people: management policy explains more than population density. A comment to Woodroffe. - *Animal Conservation* (i trykk).
- Linnell, J., Ness, E., Gangås, L., Odden, J. & Andersen, R. 1997. Hedmark – et helvete for rådyr. - *Elgen* 1997: 52-53.
- Loison, A. & Langvatn, R. 1998. Short- and long-term effects of winter and spring weather on growth and survival of red deer in Norway. - *Oecologia* 116: 489-500.
- Loison, A., Langvatn, R. & Solberg, E.J. 1999. Body mass and winter mortality in red deer calves: disentangling sex and climate effects. - *Ecography* 22: 20-30.
- Mathisen, J. H. 2000. Sex-specific differences in reindeer mother-calf distance, related to predation vulnerability. *Cand. Scient. thesis*, University of Tromsø, Tromsø.
- Meisingset, E. & Langvatn, R. 2000. Variasjon i vekt og reproduksjon hos hjort i Norge. *Hjorteviltet* 10: 52-56.
- Melhus, T. & Hestmo, O.A. 1997. Jaktas betydning for lrypas forflytningsavstander. - *Kandidatoppgave*. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Melting, B. 1996. Tap av sau *Ovis aries* på utmark i områder med ulik forekomst av store rovdyr. - *Cand. scient. oppgave*. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Moa, P.F., & Negård, A. 1996. Arealbruk og vandringmønster hos gaupe Lynx i Nord- Trøndelag. - *Cand. scient. oppgave*. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Moa, P.F., Negård, A. & Kvam, T. 1998. Arealbruk hos gaupe i forhold til habitattilbud, med spesielt henblikk på sau og tamrein på beite. - *Fauna* 51:24-42.

- Moa, P.F., Negård, A. & Kvam, T. 1998. Arealbruk og vandringsmønster hos gaupe i et midt-norsk barskogsområde. - Fauna 51:10-23.
- Moa, P.F., Negård, A., Overskaug, K. & Kvam, T. 2001. Possible effects of the capture sequence on the subsequent movements of lynx (in central Norway). - Wildlife Society Bulletin (i trykk).
- Mysterud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N.G. & Stenseth, N.C. 2001. Plant phenology, migration and geographic variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography. - Journal of Animal Ecology 70: (i trykk).
- Mysterud, A., Stenseth, N.C., Langvatn, R., Post, E. & Yoccoz, N.G. 1999. Demografi og bestandsdynamikk hos hjort: effekter av naturlige- og menneske-induserte forandringer av habitat og klima. - Biologisk mangfold: dynamikk, trusler og forvaltning. NINA temahefte 15: 1-32.
- Mysterud, A., Stenseth, N.C., Yoccoz, N.G., Langvatn, R. & Steinheim, G. 2001. Non-linear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. - Nature 410:1096-1099.
- Mysterud, A., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C. & Langvatn, R. 2000. Relationships between sex ratio, climate and density in red deer: the importance of scale. - Journal of Animal Ecology, 69: 959-974.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O. G., & Strand, O. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. - Arctic (i trykk).
- Neset, A.I. 1997. Arealbruk, aktivitetsmønster og valg av byttedyr hos ei hunngaue *Lynx lynx* med unge om sommeren i Nord-Trøndelag. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Telemark. Bø.
- Nijhuis, P. & Teurlings, I. 1999. I. Roe deer and forests: A review of roe deer management in Norway and the Netherlands. II. Habitat and bedsite-selection of roe deer fawns in a boreal forest in Norway. - Graduation project for International Agricultural College, Larenstein, Velp, The Netherlands.
- Nybakk, K., Kjelvik, O. & Kvam, T. 1998. Golden eagle predation on semidomestic reindeer. - Wildlife Society Bulletin 27:1038-1042.
- Nybakk, K., Kjelvik, O., Kvam, T., Overskaug, K., & Sunde, P. Mortality of Semidomestic reindeer *Rangifer tarandus* in Central Norway. - Wildlife Biology (i trykk).
- Nybakk, K., Kjørstad, M., Overskaug, K., Kvam, T., Linnell, J. D. C., Andersen R. & Berntsen, F. 1996. Experiences with live-capture and radio collaring of lynx *Lynx lynx* in Norway. - Fauna Norvegica Series A 17: 17-26.
- Nybakk, K. & Ingerslev, T. 1997. Samisk kultur, norsk politik og store rovdyr. - Naturens verden 1997: 41-51.
- Næsje, T.F., Forseth, T., Hårsaker, K., Saksgård, R. & Sandlund, O.T. 1996. Produksjon og forvaltning av storørret i Femund. Årsrapport for 1995. - NINA Oppdragsmelding 436: 1-37.
- Odden, J., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Moa, P. F. & Kvam, T. Do problem individuals really exist? Age and sex specific depredation rates by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) on free-ranging domestic sheep in Norway. - Journal of Wildlife Management (i trykk).
- Odden, J., Solvang, H., Maartmann, E., Wabakken, P., Linnell, J., Andersen, R., Haagenrud, H., Lunqvist, O. & Solberg, H. O. 2000. Registrering av gaupe og ulv i Hedmark 1999. - Rapport fra registrering 9 januar 1999. Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvernavdelingen rapport 1/2000..
- Pedersen, H.C. 1996. Vil jakta utrydde rypene? - Skitt jakt. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim. Pp. 4-7.
- Pedersen, H.C. 1997. Jakt som mortalitetsfaktor hos lirype - et litteraturstudium. - NINA Oppdragsmelding 388: 1-28.
- Pedersen, H.C. 1997. Jaktas betydning for lirypebestanden.- I: Brox, K.H. (ed), Natur 97/98. Tapir, Trondheim. Pp. 55-64.
- Pedersen, H.C. 1998. Rypeforskning i Roltdalen. - Trondheim Turistforening Årbok, Trondheim. Pp. 58-62.
- 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, V. A. 1998. Furasjeringsatferd hos hunngauper (*Lynx lynx*) i et tamreinområde vinterstid. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Post, E., Forchhammer, M., Fromentin, J.-M., Ottersen, G. & Langvatn, R. 1999. Population biological consequences of large scale climatic fluctuations. Dynamics in time and space: basic and applied issues. - A symposium in The Norwegian Academy of Sciences and Letters, Oslo.
- Post, E., Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C. & Langvatn, R. 1999. Extrinsic modification of vertebrate sex ratios by climatic variation. - American Naturalist 154: 194-204.
- Post, E., Langvatn, R., Forchhammer, M.C. & Stenseth, N.C. 1999. Environmental variation shapes sexual dimorphism in red deer. - Proc. Nat. Acad. of Sci. (PNAS), 96: 4467-4471.
- Post, E., Stenseth, N.C., Langvatn, R. & Fromentin, J.-M. 1997. Global climate change and phenotypic variation among red deer cohorts. - Proc. Roy. Soc. Lond. B 264: 1317-1324.
- Renå, J. T. 1997. Gaupas vinterdiett i Hedmark. - Hovedoppgave. Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH-Ås.
- Rimul, I. & Rimul, O. 1996. Forandring i arealbruk og vandringslengde hos ynglende gaupe. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Sandhaugen, A. I. & Hansen, L. P. Beskatning av atlantisk laks (*Salmo salar*) i Drammenselva. (i trykk).
- Saxer, G. 1997. Population dynamics of lynx in relation to its prey.- A spatial and temporal comparison among Norway, Poland and Canada.- Diploma thesis. Zool. Inst. Univ. of Zürich, Switzerland.
- Solberg, E.J. & Sæther, B.-E. 1999. Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. - Wildlife Biology 5: 107-117.
- Solberg, E. J., Loison, A., Sæther, B.-E. & Strand, O. 2000. Age-specific harvest mortality in a Norwegian moose population. - Wildlife Biology 6: 41 - 52.
- Solberg, E. J., Strand, O., Jordhøy, P., Loison, A. & Aanes, R. 1999. Density-dependent and independent effects on the dynamics of a Svalbard reindeer herd. - I: Duncan, P., & Micol, T. (ed). Herbivore feeding strategies, population processes and impact on biodiversity. Chize, France, pp 53- 58.
- Solberg, E.J., Sæther, B.-E., Strand, O. & Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. - Journal of Animal Ecology 68: 186-204.
- Steinsvåg, M.J. & Solstad, M. 1998. Predasjon på tamrein *Rangifer tarandus* i Årjel-Njaarke (Vestre Namdal) reinbeitedistrikt. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Strand, O., & Jordhøy, P. 1998. Fokus på arealbruk og fragmentering i Dovre- Rondane. - Villreinen: 88- 99.
- Strand, O. & Jordhøy, P. 1998. Overvåkingsprogrammets kalvetelling. - Villreinen: 104- 105.
- Strand, O. Jordhøy, P. & Holmstrøm, F. 1996. Rapport fra kjeveinnsamlinga i 1995 med vekt på jegerseleksjon. - Villreinen: 98-105.

- Strand, O., Solberg, E. J., Loison, A. & Jordhøy, P. 1999. Density dependence in a fluctuating reindeer herd: recovery from a long term effect caused by food limitation. - I: Duncan, P. & Micol, T. (ed). Herbivore feeding strategies, population processes and impact on biodiversity. Chize, France, pp 53- 58.
- Strand, O., Swenson, J., Jordhøy, P., Nellemann, C., Solberg, E.J., Linnell, J. & Holand, Ø. 2000. Villrein som naturressurs; utnyttelse og bevaring. - Villreinen: 34- 43.
- Strømnes, I. A. 1999. En evaluering av kvotejakt på gaupe, Lynx lynx, som forebyggende tiltak for å redusere tap av sau, Ovis aries, på utmarksbeite. {An evaluation of lynx hunting as a mitigation measure to reduce depredation on free-ranging sheep.- Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Sunde, P. 1996. Foraging patterns of the European lynx in Norway - Cand. scient. oppgave Københavns Universitet, København.
- Sunde, P. & Kvam, T. 1997. Diet patterns of Norwegian lynxes: what causes sexually determined prey size segregation?- Acta theriologica 42:189 – 201.
- Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J.P. & Bronndal, M. 2000. Foraging of lynxes in a human-exploited boreal alpine environment.- Ecography 23:291-298.
- Sunde, P., Overskaug, K. & Kvam, T. 2000. Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? - Ecography 22: 521-523.
- Sunde, P., Overskaug, K. & Kvam, T. 1998. Culling of lynxes related to livestock predation in a heterogenous landscape. - Wildlife Biology 4:169-175.
- Sunde, P., Stener, S. & Kvam, T. 1998. Tolerance to humans of lynx on a hunted population. - Wildlife Biology 4: 177-183.
- Sunde, P., T. Kvam, P. Moa, A. Negård, and K. Overskaug. 2000. Space use by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in central Norway. - Acta Theriologica 45: 507- 524.
- Sundgård, B. 1999. Påvirker fotturisme vinterstid villreinen (*Rangifer tarandus tarandus*) arealbruk og beitegrunnlag? - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet, Trondheim.
- Sæther, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. - Trends in Ecology and Evolution 12: 143-149.
- Sæther, B.-E., Andersen, R., Hjeljord, O. & Heim, M. 1996. Ecological correlates of regional variation in life history of the moose *Alces alces*. - Ecology 77:1493-1500.
- Sæther, B.-E., Andersen, R., Hjeljord, O. & Heim, M. 1998. Ecological correlates of regional variation in life history of the moose *Alces alces*: reply. - Ecology 79: 1838-1839.
- Sæther, B.-E., Engen, S. & Lande, R. 1996. Density-dependence and optimal harvesting of fluctuating populations. - Oikos 76: 40-46.
- Thorstad, E. B., Næsje, T. F., Finstad, B. & Breistein, J. B. 2000. Effekter av fang og slipp fiske - undersøkelser av laks i Altaelva i 1998 og 1999. - NINA Oppdragsmelding 656: 1-26.
- Ugedal, O., Næsje, T.F. & Forseth, T. 1999. En vurdering av kriterier for klassifisering av storørret. - Notat til DN.
- Valnes, F. 1999. Predasjon på tamreinkalv (*Rangifer tarandus tarandus*) på sommerbieter i Hjerttind reinbeitedistrikt. - Cand. Agric. thesis, NLH-Ås.
- Vangen, K. M. 1998. Home range size, dispersal and mortality in juvenile wolverines (*Gulo gulo*). - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Walker, C. W., Vila, C., Landa, A., Lindén, M. & Ellegren, H. 2001. Genetic variation and population structure in Scandinavian wolverine (*Gulo gulo*) populations.- Molecular Ecology 10: 53-63.
- Wannag, A. 1997. Rådyrs leveområder ved foringsplasser om vinteren i midtre Hedmark. - Hovedoppgave. Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH-Ås.
- Øvrum, L. 2000. At the scene of the crime: gaupas (*Lynx lynx*) håndtering av byttedyr i Hedmark. - Cand. scient. oppgave. Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet. Trondheim.
- Aabø, W. 1998. På jakt etter en ilter krabat. - Jeger, hund & våpen: 48-53.
- Aas, M & Thorsen, K.B. 1998. Har gaupa et fast vandringsmønster? En studie av radioinstrumenterte gauper i Nord-Trøndelag. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.
- Aas, Ø., Birkelund, H. & Thrane, C. 2000. Laksefiskere i Orkla, Årgårdsvassdraget, Namsenvassdraget, Altaelva og Eibylva: Fiskevaner, holdninger til reguleringer av fisket og økonomisk forbruk. - NINA Oppdragsmelding 665: 1-32.
- Aas, Ø., Thrane, C. og Lein, K. 2000. Grunneiere i lakseelvne Orkla, Årgårdsvassdraget og Namsenvassdraget. Fiskerettigheter, lakseforvaltning og inntekter fra laksefiske. - NINA Oppdragsmelding 666: 1-24.
- Aavik, E. & Østerås, G. 1997. Betydningen av jakt for kulloppsplitting hos liryper. - Kandidatoppgave. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Steinkjer.