

Ikkje berre ulv og bly

– glimt frå forskinga på Evenstad



VARDE
SERIEN

TORSTEIN STORAAS OG KJELL LANGDAL (RED.)

IKKJE BERRE ULV OG BLY

– glimt frå forskinga på Evenstad

OB | Oplandske
Bokforlag

© Oplandske Bokforlag og forfatterene 2014

Omslagsfoto: Colourbox

Design og layout: Tor-Odd Engen

Trykk: Interface Media as

ISBN 978-82-7518-223-2

Henvendelser om boka kan rettes til

Oplandske Bokforlag AS

Postboks 53, 2330 Vallset

www.oplandskebokforlag.no

E-post: post@oplandskebokforlag.no

Fotografiene er tatt av:

Gry Gundersen: s. 38, 41, 43

Harry P. Andreassen: s. 40

Floris Smeets: s. 54, 93, 98

Ole-Thorstein Ljøstad, Skogmuseet: s. 69

Kjell-Erik Moseid: s. 79

Karen Marie Mathisen: s. 131, 134, 134, 137

Rosi Popp: s. 135, 136

Prosjekt Hjort i Hedmark: s. 148

Petter Wabakken: s. 180

Erling Maartmann: s. 201

Skandulv: s. 228

Kjell Isaksen: s. 211

Kjell Langdal: s. 302

Kjartan Østbye: s. 337, tegning s. 341

Unimus.no/arkeologi, unimus.no/foto: s. 370, 371

Torstein Storaas: s. 111, 273, 286

Tore L. Rydgren: s. 318

Kartgrunnlag fra Google Earth: s. 342

Øystein Vaagan: s. 376, 377

InnlandsGIS: s. 377

Evenstad kultiveringsanlegg: s. 386, 387

Steffen Johnsen: s. 400

Marit Eggen: s. 402

Petter Glorvigen: s. 404, 405, 406

Odd Reidar Fremming: s. 418

Roar Solheim: s. 427

Det må ikke kopieres fra denne boka i strid med åndsverksloven og fotografiloven eller i strid med avtaler om kopiering inngått med KOPINOR, interesseorgan for rettighetshavere til åndsverk. Kopiering i strid med lov eller avtale kan medføre erstatningsansvar og inndragning, og kan straffes med bøter eller fengsel.

INNHOOLD

INNLEIING	9
-----------------	---

■ DEL 1 – OM FORSKINGA PÅ EVENSTAD

■ Anvendt økologi

Harry P. Andreassen	15
---------------------------	----

■ DEL 2 – MUSETOGET

■ Musefarmen – Fra atferd til bestandsdynamikk i Eksperimentelle modellsystemer

Harry P. Andreassen	37
---------------------------	----

■ DEL 3 – HJORTEVILTTOGET

■ Elg som næring – Elgarbeid på Evenstad 1995 – 2013

Torstein Storaas, Karen Marie Mathisen og Knut B. Nicolaysen	65
--	----

■ En integrerad förvaltning av älg och skog

Christina Skarpe & Karen Marie Mathisen	91
---	----

■ Elgbeiteskader på ungfuru: avstem fôrbehov og fôrproduksjon

Odd Reidar Fremming, Marius Flemmen Knudsen og Torstein Storaas	107
---	-----

■ Hvordan elgens aktiviteter rundt fôringsplasser påvirker vegetasjon, småfugler og mus

Karen Marie Mathisen og Simen Pedersen	129
--	-----

■ Hjortens trekkmonster skaper forvaltningsutfordringer i Hedmark

Barbara Zimmermann, Sari J. Wedul, Kaja Johnsen, Tomas H. Strømseth, Benedicte Østerhus	145
---	-----

■ DEL 4 – BIOMEDISIN	
<ul style="list-style-type: none"> ■ Godt eller dårlig treff? En ny og universell modell gir deg svaret Sigbjørn Stokke og Jon M. Arnemo 163 ■ Blyrester fra kuler og hagl i viltkjøtt er en helserisiko Jon M. Arnemo og Sigbjørn Stokke 171 	
■ DEL 5 – ROVVILTTOGET	
<ul style="list-style-type: none"> ■ Glimt fra forskningen på store rovdyr, 1972-2014 Petter Wabakken 179 ■ Ulven som rovdyr på klauvvilt i Skandinavia Barbara Zimmermann, Håkan Sand, Petter Wabakken, Camilla Wikenros, Ane Eriksen, Thomas Strømseth, Frode Gjerløv Holen, Erling Maartmann, Per Ahlqvist, Jon Martin Arnemo, Cyril Milleret, Olof Liberg, Hans Christian Pedersen 221 ■ Rovdyr i menneskeland – Konflikt eller toleranse? Kristin Gangås 247 	
■ DEL 6 – SKOGSHØNSTOGET	
<ul style="list-style-type: none"> ■ Skogshønsarbeidet på Evenstad – frå studentøvingar til landsomfattande takseringar og internasjonalt forskingsmiljø Torstein Storaas og Maria Hörnell-Willebrand 267 	
■ DEL 7 – FISKETOGET	
<ul style="list-style-type: none"> ■ FoU på fisk – frå prøvafiske til telemetristudier og avansert populasjonsgenetisk forskning Kjell Langdal 299 	

■ Kan Glåma bli ei bedre fiskeelv? Kjell Langdal.....	315
■ Siken (<i>Coregonus lavaretus L.</i> , 1758): et artskompleks med en spennende evolusjonær historie og forvaltningmessige utfordringer Kjartan Østbye.....	337
■ DEL 8 – KULTURMINNETOGET	
■ Kulturminner i utmark – en ressurs for kunnskap og verdiskaping Øystein Vaagan.....	363
■ DEL 9 – FISKEOPPDRETT, NÆRINGSUTVIKLING, SKOGBRUK, STUDENTAR OG LÆRARAR	
■ Settefiskanlegget på Evenstad Fra entreprenørskap til FOU Olav Berge.....	383
■ Evenstad vilt- og næringsssenter – anvendt økologi i praksis Ole Andersen Bakmann.....	393
■ Evenstadstudent i 8 år: Lære for å forske – forske for å lære Petter Glorvigen, Stine Grønvold, Mikkel Andreas Jørnsøn Kvasnes.....	399
■ Fra økofrik til rå skogbruker – en mental reise fra klassisk vern til vern gjennom bærekraftig bruk av natur Odd Reidar Fremming.....	409
FORFATTEROMTALER.....	433



INNLEIING

Den norrøne guden Odin gav eine auga sitt i pant for å kunna drikkja av visdomskjelda, Mimesbrunnen. Han drap seg sjølv og gav seg sjølv til seg sjølv og hengde seg utan mat i eit vindalt tre i ni døger for å få kunnskap (Håvamål). Ogso i dag er det krevjande å skaffa seg kunnskap, og kunnskapssøkinga tek mykje lengre tid. Me klarar lesa berre litt av alt som er skriva i bøker, tidsskrift og på nettet. Enno meir krevjande er å vita kva av det skrivne som er sant eller lygn. Skal me verta godkjende av Noregs forskingsråd som forskingskompetente til sjølve å finna ny kunnskap i bøker eller i naturen, må me gå ein lang og smal veg. For å koma til Himmelryk måtte truande i Mellomalderen gå over smale og uendeleg lange Gjallarbrua. For å verta forskar godkjend av Forskringsrådet må me fyrst få oss studiekompetanse. Deretter må me ta 3-årig bachelorgrad, 2-årig mastergrad før me gjennomfører eit 4-års doktorgradsløp. Etter 22 års skule, 9 år etter vidaregåande, kan dei standhaftige som klarar dei siste prøvane, kalla seg doktor og verta godtekne som forskingskompetente.

I dette utdanningslaupet må studenten gjennomføra 3 ulike vitenskaplege arbeid. Det fyrste er ei bacheloroppgåve som tilsvarar eit kvart årsverk, masteroppgåva tilsvarar eitt årsverk og doktorgradsarbeidet skal resultera i minst 3 vitenskaplege artiklar på internasjonalt nivå. Det er ikkje lett. Å ofra eit auga og hengja daud ni døger i vindalt tre, det er ikkje lettare å skaffa seg kunnskap no!

Etter Odins tid, på framveksande universitet og læresete, skreiv dei lærde latin. Far til eine redaktøren sa etter ei trøsteslaus preike i kyrkja: "Prestane burde nok framleis ha snakka latin." Då ville alle trudd at han sa

noko viktig og heilag, alle ville tru og få ei god kjensle. Etter krigen trudde me alle på vitskapleg styrt samfunnsutvikling mot ei lysande framtid. Folk trudde på prestar og lærde som kunne dekke seg bak uforståeleg språk. So kom DDT-forgiftingar, Tsjernobyl-utblåsing og uvisse på om vitskaplege framsteg verkeleg var framsteg. Lokalt på vårt fagområde, byrja ogso fleire å lura på om vitskapsmenn gav nøytral informasjon om kor mange ulvar som fanst, eller om forskaren var ein subjektiv person som forfekta eigne verdisyn. Me er stolte av at vår Petter Ulveforskar Wabakken har meistra mistrua og at tala hans vert respektert av dei fleste. Det er krevjande å koma med resultat på tvers av meiningane til pressgrupper.

Ogso på Evenstad lærer studentane eit for uinnvigde uforståeleg fagspråk, vår tids latin. For våre studentar er det likevel vel so viktig å omtala kompliserte spørsmål med vanleg språk slik at folk flest kan skjøna kva som vert skrive eller sagt. Respekt og forskingsmidlar frå skattebetalarane fordrar at veljarane skjønar kva forskarane held på med. I denne boka er det vårt mål at lesarane skal få ei oversikt over kva kunnskap me på Evenstad har funne og arbeider med å finna.

Aktiviteten vår ligg under fagområdet Anvendt økologi. I den fyrste artikkelen forklarar dekan og professor Harry P. Andreassen kva anvendt økologi er for noko, kva som er vitsen med det.

Professor Tomas Willebrand brukar omgrepet forskingstog. Eit tog er stort og tungt. Det er tungt å få i gang og går i ei bestemt lei mot mål. Når toget når eitt mål, ligg det alltid eit anna lenger framme. Men av og til må ein leggja nye skjener. Det er eit stort arbeid å byggja ein jernbane. På same vis er det krevjande å byggja opp eit forskingstog, det treng skjener, drivstoff og mål. Når eit forskingstog er i gang, har det ei massiv framdrift. Det kan ha ulike togførarar over tid, studentar og professorar kan hoppa på toget, vera med ei stund, gjera eit arbeid for sidan å hoppa av. Nye og gamle togførarar kan skifta spor om dei vil i jernbanekryss. Dei kan ogso leggja nye spor. Toga kan gå lenge.

På Evenstad har me ei rekkje forskingstog. Me har eit elgtog med ei rekkje konduktørar og førarar gjennom tidene. Me har eit musetog som

kom frå Blindern, køyrde lenge på Musefarmen og er no på veg inn i skogen. Fisketoget vårt har hatt ei stor vogn for setjefiskanlegg og har køyrt mykje langs elvane Rena og Glomma. Rovvilttoget har vore innom mange slags rovvilt, men har i størst grad køyrt ulvesporet. Det smale sporet til hubroøyane på Helgelandskysten er Evenstad sin Flåmsbane, vakkert, vilt og med gode data. Rypetoget har heile tida køyrt eit rypetakseringsspor, men her har andre tog kome inn på lina og her har vore mange skogshøns-sidespor. Smårovdyr drep skogshøns, eit skandinavisk revetog er i ferd med å koma på skinner. Biomedisintog har lagt ei heilt ny jernbaneline i nytt lende, det har kome gang og susar framover.

Lesaren undrast kanskje over at boka ikkje presenterer ein rein skogbruksartikkel. Vogga til Evenstad i dag var Statens skogskole, Evenstad. Og skogbruk er viktigaste næringa i skogen. Tømmertoget eller skogtoget har gått på ein litt smalspora jernbane der kontakten med skognæringa har vorte høgt prioritert, mange lærarar forvaltar skog. Soleis har dei til ei kvar tid vore breitt orienterte om kva saker skogbruket har vore oppteke av. Studentar har hoppa på toget og skrive oppgåver gjerne om avgrensa aktuelle praktiske utfordringar. Professor Bengt Hildring la eit bioenergispør der han har ført ein student fram til doktorgrad. Evenstad næringscenter satsar sterkt på å få i gang eit forskingstog som skal køyra langs verdikjeda frå frø til det bioråstoffet marknaden treng. Dette sporet vert vonleg breispora med mange glimt i neste bok.

Tilsette på Evenstad har også køyrt tog i Asia og Afrika. Eit tog har gått frå jungelen i Nepal opp mot snøleopardane sitt rike i Mustang på grensa til Tibet etter ein sving inn i India. Eit anna tog har hatt hovudstasjon i Botswana med svingar inn i Aust-Afrika. Dette er ikkje gløymt sjølv om det ikkje vert omtala i egne artiklar.

I denne boka viser ulike forskarar kva dei har arbeidd med på Evenstad og peikar ut kursen vidare. Artikklane opnar med samandrag. Ein kan skaffa seg ei oversikt ved å lesa samandraga. Deretter kan ein kosa seg med å lesa fullstendig dei artikklane ein finn mest interessante. Me har delt kapitla inn som vogner i eit overordna forskingstog.

På slutten har me ein samlebolc der me får høyre om utviklinga av Evenstad settefiskanlegg og om nysatsinga Evenstad næringsutvikling. Der er ogso ein artikkel om å vera student på Evenstad og ein der avdøde Odd Reidar Fremming fortel om sitt faglege liv innan anvendt økologi.

Me har skrive for våre kollegaer, vil bruka nokre av artiklane i undervisninga og freistar samstundes å bruka eit språk som alle interesserte forstår. Me vonar lesarane, passasjerane, vil ha glede av togreisa!

DEL 1

OM FORSKINGA PÅ EVENSTAD



■ Anvendt økologi

HARRY P. ANDREASSEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

*«In our time, as the need to expand the output of food for the rapidly rising population of the world becomes more acutely felt, and as development accelerates throughout the world, the scope and tasks of applied ecology cannot but increase»
(fra det første heftet av Journal of Applied Ecology; Bunting and Wynne-Edwards 1964)*

SAMMENDRAG

Anvendt økologi oppstod som et eget fagområde da det vitenskapelige tidsskriftet *Journal of Applied Ecology* ble etablert for 50 år siden. I starten fokuserte forskning innen anvendt økologi på økt jordbruksproduksjon, mens det i dag er stort fokus på hvordan mennesket påvirker økosystemet, reduserer biologisk mangfold og truer fremtidige økosystemtjenester. I dette kapittelet diskuterer jeg hva anvendt økologi er og hvordan denne forskningen har utviklet seg. Vi bruker anvendt økologi for å utvikle tiltak som gjør at vi kan fortsette å bruke de biologiske ressursene på en bærekraftig måte. De biologiske ressursene er: husdyr, vilt, fisk og andre vannlevende arter, kulturplanter, sopp, produkter fra ville planter (for eksempel bær) og fra skogen (for eksempel tømmer). Dette utgjør også råvarene for bioøkonomien. Vi definerer gjerne også naturbasert turisme og annen bruk av naturen til kulturelle aktiviteter som helse,

sport og rekreasjon som en del av bioøkonomien. En bærekraftig utnyttelse av de biologiske ressursene krever en tverrfaglig tilnærming hvor økologer må jobbe sammen med økonomer, samfunnsvitere og sosiologer. Siden anvendt økologi gjerne skal føre til anvendbare resultater må vi også kunne kommunisere med allmenheten og beslutningstagere. Vår forståelse av anvendt økologi passer godt inn under satsingene på bioøkonomi i verden, hvor man ønsker å utvikle en grønn og bærekraftig økonomi basert på biologisk gjenvinnbare ressurser, og samtidig bevare det biologiske mangfoldet. Høgskolen i Hedmark har en satsing på anvendt økologi hvor målet er å utdanne innovative studenter som vil utvikle en forvaltning av naturen som spenner fra vern av biologisk mangfold til kommersialisering av biologiske ressurser på en måte som er bærekraftig også for kommende generasjoner.

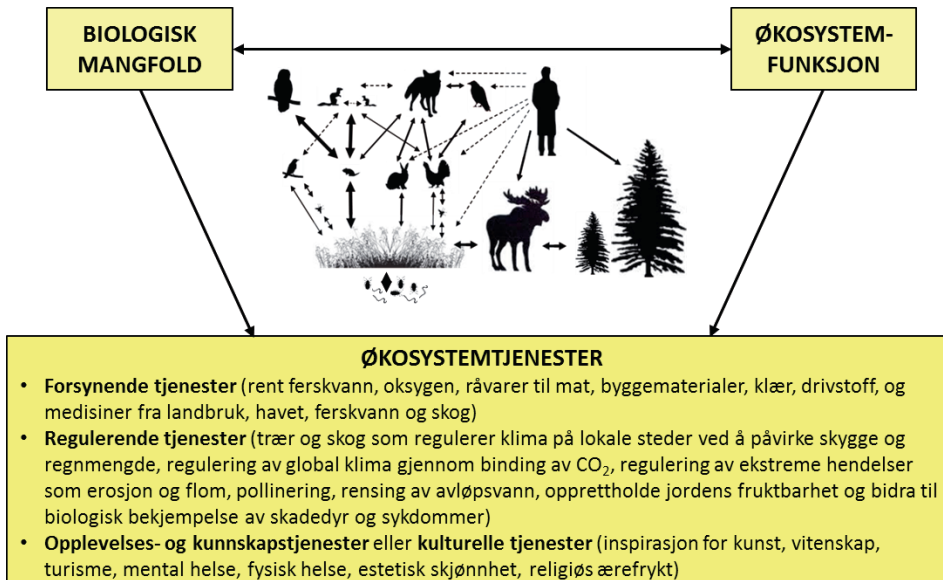
BAKGRUNN

Biologisk mangfold og økosystemtjenester

Sitatet av Bunting og Wynne-Edwards (1964) som innleder denne artikkelen er minst like aktuelt i dag som det var i 1964. Vi har stadig behov for å øke matproduksjonen til en voksende befolkning. Vi blir flinkere til å produsere mer mat per arealenhet, men har store utfordringer med arealbruken. Hvor skal vi produsere mer mat? Hvor skal vi ha annen infrastruktur som samfunnet forventer og krever? Og hvor skal vi opprettholde biologisk mangfold? Klimaendringer fører til tørrere områder og lavere matproduksjon på den sørlige halvkule, og vår generelle bruk av naturen reduserer biologisk mangfold i en utstrekning og hastighet som jorda ikke har opplevd før.

Dette er store utfordringer for vi er helt avhengige av biologisk mangfold og produkter fra naturen. De godene vi får fra naturen, kaller vi gjerne for økosystemtjenester (Figur 1; The European Environmental Agency 2013, Russi og ten Brink 2013, Lier-Hansen m. fl. 2013). For eksempel er vi helt avhengige av de biologiske ressursene husdyr, vilt, fisk og andre vannlevende arter, kulturplanter, sopp, produkter fra ville planter (for eksempel bær) og fra skogen (for eksempel tømmer) til mat,

byggematerialer, drivstoff og medisiner. Disse biologiske ressursene kaller vi ofte for forsynende tjenester, og de er en type økosystemtjenester som vi får gjennom det mangfold av arter som eksisterer i dag.



Figur 1. Et eksempel på et enkelt næringsnett i et barskogsøkosystem og hvordan biologisk mangfold og hvordan økosystemet fungerer (økosystemfunksjon) gjensidige påvirker hverandre i produksjonen av økosystemtjenester.

Vi trenger også biologisk mangfold for *regulerende økosystemtjenester*. Dette kan være regulering av klima ved at trær eller skog skaper skygge lokalt eller binder karbon og påvirker klimaet i et globalt perspektiv. Blant disse økosystemtjenestene har vi også pollinering og andre økologiske prosesser som bidrar til å dempe erosjon og flom, renses avløpsvann, opprettholder jordens fruktbarhet og bidrar til biologisk bekjempelse av skadedyr og sykdommer.

Biologisk mangfold bidrar også med økosystemtjenester som har en kulturell verdi. Dette kaller vi gjerne for *kulturelle tjenester* eller *opplevelses- og kunnskapstjenester*, og de er knyttet til kunst og informasjon (for eksempel inspirasjonskilde for kunst, genteknologi eller ren vitenskap), turisme, mental og fysisk helse, og for dens iboende psykologiske og åndelige verdi som estetisk skjønnhet og religiøs ærefrykt.

Et økosystem er et samspill mellom arter som ofte beskrives med næringsnett som viser hvordan de ulike arter er avhengig av hverandre. En reduksjon i det biologiske mangfoldet vil påvirke hvordan økosystemet fungerer, og det vil igjen påvirke produksjonen av de økosystemtjenestene vi er helt avhengige av (Figur 1). Økosystemtjenestene er også grunnlaget for vår økonomi, og representerer en direkte økonomisk verdi. For eksempel er det gjort beregninger som viser at EU-landene mister 3 % av bruttonasjonalproduktet årlig på grunn av tap av biologisk mangfold, et årlig økonomisk tap på 3 800 milliarder kroner (www.teebweb.org). På verdensbasis har insektpollinering alene en verdi på 1 300 milliarder kroner årlig (Gallai m.fl. 2009).

Biologisk mangfold gir også rom for innovasjon av varer og tjenester. I fremtiden vil det utvikles nye produkter fra arter som ikke er kjente og beskrevet i dag. Det er beregnet at innovasjon knyttet til økosystemtjenester har et globalt forretningspotensial på rundt 12-36 billioner kroner innen 2050 (Bishop og Evison 2009). Den private sektoren blir stadig mer klar over sin avhengighet av biologisk mangfold, og i dag finnes det målrettede strategier for en bærekraftig bruk av naturressursene (Makower m.fl. 2011).

Den sjette masseutryddelsen

At arter dør ut før de noen gang har blitt beskrevet, er en av de største miljøtruslene for det samfunnet vi kjenner i dag. Vi lever i en tid hvor vi er avhengig av innovasjon og kompetanse for å øke matproduksjonen, og hvor vi har et stadig økende behov for å finne nye materialer til teknologiske nyvinninger og medisin. Gjennom evolusjonær tid har vi mistet 99 % av de 4 000 millioner arter som har utviklet seg (Novacek 2001). Årlig mister jorden 1 av 1 million arter på grunn av prosesser som ikke skyldes mennesket. Dette er like sjeldent som det dannes nye arter, og utdøingen oppveies av artsdannelse. Men innimellom får vi masseutryddelser når jorden mister mer enn 2/3 av alle sine arter i løpet av bare et par millioner år. Fem ganger har det vært påvist slike masseutryddelser gjennom jordens historie. Det at dinosaurene døde ut, er sikkert den mest kjente masseutryddelsen. Nå nærmer vi oss den sjette masseutryddelsen, hvor

vi forventer å miste mer enn 75 % av alle eksisterende arter, men denne gangen bare i løpet av noen få hundre år (Barnosky m.fl. 2011). Mye raskere enn noen gang før. Sannsynligheten for at en art dør ut i dag er 100 - 5 000 ganger høyere enn den gjennomsnittlige utdøingen de siste 100 millioner år. Nylig kunne vi lese at verdens dyrebestand er halvert de siste 40 årene (WWF 2014) og at 9 av 14 fuglearter i de skandinaviske fjellene har gått betydelig tilbake på 2000-tallet (Lehikoinen et al. 2013).

Det er god dokumentasjon for at den forestående masseutryddelsen skyldes menneskelig aktivitet (Myers 1990, Pimm m.fl. 1995, Dirzo og Raven 2003, Wake og Vredenburg 2008, Joppa m.fl. 2010, Barnosky m.fl. 2011). Det er fem hovedgrunner til masseutryddelsen:

- 1** Vi ødelegger og fjerner leveområdet for mange arter. Vi bygger veier, stadig større, rettete og bredere. Etablerer nye boligfelt, kjøpesentre, og bryter urørt land til nødvendige jordbruksarealer
- 2** Vi slipper ut miljøgifter som har en direkte negativ effekt på arter, og vi slipper ut klimagasser som påvirker arter indirekte gjennom klimaendringer
- 3** Vi introduserer fremmede arter som har en negativ effekt på det opprinnelige økosystemet
- 4** Vi overbeskatter bestander, for eksempel mange marine arter vi er avhengige av
- 5** Vi bidrar til spredning av sykdommer som blant annet observeres i en stadig mer truet amfibiefauna

OM ANVENDT ØKOLOGI

Det er mange grunner til å jobbe med anvendt økologi, men sammenhengen mellom biologisk mangfold og potensialet for fremtidige økosystemtjenester beskrevet over er en av de viktigste. Vi er nødt til å bruke økologisk kunnskap for å forstå hvordan mennesket påvirker økosystemene, for å utvikle tiltak som reduserer de negative effektene mennesker

har på økosystemet, og for å overvåke at vår bruk av biologiske ressurser er bærekraftig. I dette kapittelet diskuterer jeg hvordan anvendt økologi har utviklet seg i den vitenskapelige litteraturen, og definerer anvendt økologi slik den brukes i Den internasjonale forskerskolen i anvendt økologi (www.irsae.no).

Historisk utvikling av anvendt økologi i litteraturen

Anvendt økologi ble definert som et eget fagområde gjennom opprettelsen av det vitenskapelige tidsskriftet *Journal of Applied Ecology* i 1964 (Bunting og Wynne-Edwards 1964, Milner-Gulland m.fl. 2013). Tidsskriftet ble lansert kort tid etter den opprinnelige IUCN rødlisten ble opprettet i 1963¹ og like før tidsskriftet *Biological Conservation* dukket opp i 1968. Jeg sier ikke at starten av disse tidsskriftene var koblet til hverandre eller til rødlisten, men det viser den økende interessen for miljøspørsmål på 60-tallet.

For 50-årsjubileet av *Journal of Applied Ecology* beskrev Milner-Gulland m.fl. (2013) hvordan de viktigste temaene i tidsskriftet har endret seg over tid. De to første tiårene (60- og 70-tallet) hadde artiklene i tidsskriftet fokus økt produktivitet i jordbruket. I den andre halvdel av denne perioden førte den grønne revolusjonen til et sterkt fokus på skadedyr i jordbruket, noe som senket produktiviteten og inntektene. Ennå på 80-tallet var jordbrukssystemene i fokus, men nå utviklet artiklene seg mot å forstå skadedyrs bestandsdynamikk og bruken av biologisk skadedyrbekjempelse. Det var først på 90-tallet at studier viste hvordan forvaltningen av jordbruksarealer også kunne få konsekvenser for det biologiske mangfoldet. Det siste tiåret har det vært en økende interesse for biologisk mangfold, bevaringsbiologi og landskapsøkologi. Jordbruk er fortsatt et viktig tema i anvendt økologi, selv om fokuset i tidsskriftet har endret seg til forskning som går på bevaring av det biologiske

¹ IUCN = The International Union of Nature Conservation (Verdens naturvernunion) ble etablert i 1948, og kom i 1963 med den første rødlisten som viser hvilke organismer som er registrert livskraftige, sårbar, sterkt truet, kritisk truet eller utryddet www.iucn-redlist.org.

mangfoldet i jordbrukets kulturlandskap. Begreper som «bevaring» og «biologisk mangfold» er i dag nevnt i nesten alle artiklene i tidsskriftet, og «politikk», «forvaltning» og «anbefaling» brukes mye hyppigere enn på 60-tallet. «Biologisk mangfold» ble ikke funnet i noen artikler i tidsskriftet før på 90-tallet og «fremmede arter» er nå nevnt i hver tredje artikkel mens det var nesten fraværende til sent på 90-tallet. «Avlinger» og «plantevernmidler» er begreper som i dag nevnes stadig sjeldnere (se Milner-Gulland m.fl. 2013).

Da *Journal of Applied Ecology* ble lansert hadde det allerede vært tidsskrifter med fokus på forvaltning i lang tid. For eksempel ble *Journal of Wildlife Management* startet i 1937. Etter starten av *Journal of Applied Ecology* har flere andre tidsskrifter dukket opp som viser de endringene som Milner-Gulland m.fl. (2013) beskriver (se også Lowe m.fl. 2009). *Conservation Biology* startet i 1987, og selv om biologi var den underliggende disiplinen, var det åpenbart at bevaringsbiologi var tverrfaglig og inkluderte disipliner som paleontologi, klimatologi, oseanografi, antropologi, filosofi, etikk og økonomi (Soule 1987). I motsetning til anvendt økologi som også fokuserte på *bruken* av biologiske ressurser, fokuserte *Conservation Biology* på bevaring.

Tidsskriftet *Landscape Ecology* ble også lansert i 1987 og ble viet stor-skalafenomener helt opp til biosfærenivået (Golley 1987). *Landscape Ecology* fokuserte på den romlige mosaikken av landskap og var basert på en holistisk tradisjon i samfunnsgeografi, og inkluderte forskning innen for eksempel landskapsarkitektur, geografi og biogeografi (Wiens m.fl. 1993). Den økologiske tradisjon av landskapsøkologi hvor man studerer økologiske konsekvenser av landskapsmosaikken slik som bestandskonsekvenser av habitatødeleggelse og fragmentering, var mindre synlig i tidsskriftet.

I dag har behovet for disse anvendelige studiene resultert i en rekke vitenskapelige tidsskrifter slik som *Restoration Ecology* som startet i 1993 for å fremme den vitenskapelige kunnskapen om restaurering av ødelagte økosystemer (Rieger 1993). *Ecological Applications*, en mer teoretisk versjon av *Journal of Applied Ecology* ble lansert i 1991, *Ecosystems* i

1998 og *Ecological Economics* i 1989. Vi har også fått vitenskapelige tidskrifter som prøver å ivareta tverrfagligheten i anvendt økologi slik som *Human Dimensions of Wildlife* i 1996 og *Ecology and Society* i 2004 etter at den startet i 1997 som *Conservation Ecology*. Denne listen, som absolutt ikke er fulltallig, viser at det vitenskapelige grunnlaget for anvendelse av økologisk teori er ganske ny og er kommet som en reaksjon på trusler mot biologisk mangfold og økosystemtjenester.

En definisjon av anvendt økologi

Økologi kan defineres som det vitenskapelige studiet som beskriver de prosesser som bestemmer utbredelsen og antall av de ulike organismene (Krebs 2001). Begrepet «økologi» har vært forbundet med vern og bevaring, og har ofte vært forstått som å være i konflikt med verdiene knyttet til økonomisk vekst og utnyttelse av naturressurser. Denne konflikten har vært tydelig på tross av at økologi, som en vitenskapelig disiplin, er verdinøytral. I Norge har for eksempel bruken av skog-, vilt- og fiskeresursene vært en viktig del av dagliglivet i generasjoner, og «økologi» har heller bidratt til konflikter enn løsninger. De siste tiårene har det imidlertid vist seg at økologisk kunnskap har bidratt til økt høsting av tømmer, hjortevilt og fisk (Milner m.fl. 2006, Sylwan 2011, Hysten 2013), samtidig som vi har fått økte rovviltbestander (Swenson m.fl. 2000, Wabakken m.fl. 2001). Økologisk kunnskap har gjort oss bedre i stand til å håndtere forvaltningen av disse ressursene på en bærekraftig måte. Uten økologisk kunnskap ville flere naturressurser vært overbeskattet.

Med anvendt økologi har man fått et helt annet fokus enn det man tradisjonelt forstår med økologi. Forskere innen anvendt økologi bruker økologiske teorier, modeller og metoder for å løse reelle problemstillinger, og dermed oppnå en kunnskap som er nødvendig for å utvikle en bedre miljøforvaltning (Freckleton m.fl. 2005, Memmott m.fl. 2010). Forskning innen anvendt økologi har tradisjonelt fokusert på systemer med en økonomisk betydning, som for eksempel produksjon av jordbruksprodukter eller høsting av vilt (Bunting og Wynne-Edwards 1964). Anvendt økologi kan derfor forstås som en målrettet vitenskap enten det gjelder å utnytte

biologiske ressurser, for eksempel gjennom en bærekraftig høsting, eller vern av det biologiske mangfoldet.

I den Internasjonale forskerskolen i anvendt økologi (IRSAE: www.irsae.no) defineres anvendt økologi som:

*The application of ecological theory and methodology to develop comprehensive mitigation measures for the sustainable use, commercialisation and management of biological resources. To validate the desired effect of mitigation efforts we need effective and long term monitoring of the natural environment. Hence, the bulk of our research and education is focused towards the application of ecological principles for the **mitigation** («tiltak»), **use** («bruk») **and monitoring** («overvåking») of biological resources.*

Effekten av menneskelige inngrep på naturen er en sentral problemstilling i anvendt økologi. Denne effekten er åpenbar i dag, og i enkelte tilfeller vil ikke økosystemene klare å reversere endringene (Folke m.fl. 2004, Frank m.fl. 2005, deYoung m.fl. 2008). Derfor er effekten av menneskelige inngrep et fundament for vårt fokus på *tiltak, bærekraftig bruk og overvåking*.

Fokus på *tiltak* for å minske effekten av menneskelige inngrep er viktig i anvendt økologi. For eksempel trenger vi strategier for bevaring av biologisk mangfold, restaurering av habitater og høsting. Biologiske ressurser er viktige for menneskets velferd fra et økonomisk, sosialt og økologisk perspektiv. Vi må da utvikle tiltak som gjør at vi kan *bruke* disse ressursene på en bærekraftig måte slik at de også kan brukes av fremtidige generasjoner. For å sikre en bærekraftig bruk av biologiske ressurser, trenger vi også å *overvåke* organismer, bestander, naturtyper og økosystemer.

ANVENDT ØKOLOGI OG ØKOSYSTEMFORVALTNING I FREMTIDEN

Vi må slutte å bruke fossile brennstoffer og videreutvikle bruken av fornybare ressurser. Det er de biologiske ressursene som er fornybare, og de skal utvikle fremtidens bioøkonomi. I tillegg til de biologiske ressursene som kommer fra de forsynende økosystemtjenestene, skal vi også leve av opplevelses- og kunnskapstjenester som turisme, helse og rekreasjon.

Klimaendringer og satsingen på bioøkonomi vil føre til endringer i vår arealbruk. Dette vil gi utfordringer til fremtidig forvaltning av de biologiske ressursene. Anvendte økologer vil ha som oppgave å utvikle og prøve ut fremtidige forvaltningsmodeller.

Bioøkonomi og endringer i arealbruken

Det er forventet at klimaendringer vil tvinge fram økt areal til matproduksjon i den nordlige halvkule da tørke vil redusere avlinger i sør (Parry m.fl. 1999, Olesen og Bindi 2002). Dette vil sette store krav til arealplanlegging for å hindre at arealene med det største mangfoldet blir fragmentert til marginale områder og for å unngå tap av økosystemtjenester.

Samtidig er det en sterk satsing for å ta i bruk fornybare, biologiske ressurser i utviklingen av framtidens økonomi – den såkalte bioøkonomien. Teknologien gjør at vi kan nyttiggjøre oss fiber fra skogen til et mye bredere spekter av produkter enn tidligere. Denne industrien vil kreve «skogplantasjer» for biomasseproduksjon (Hjemdal og Løken 2013). På landjorda skal vi studere og forvalte intensivt drevet jordbruksarealer og skogsystemer i fremtiden. Disse arealene skal også forvaltes for å opprettholde det biologiske mangfoldet som eksisterer i dag og som vi har en forpliktelse til å opprettholde. Vi har et ansvar for våre økosystemer, for på verdensbasis er det viktig å opprettholde mangfoldet av økosystemer for å maksimere det totale biologiske mangfoldet.

ØKOSYSTEM- OG LANDSKAPSBASERT FORVALTNING

Økosystembasert forvaltning vil få større betydning i fremtiden (Miljødirektoratet 2013). Forskningsfokuset for anvendte økologer vil dermed gå i retning av økosystemer (Milner-Gulland m.fl. 2013), i motsetning til dagens forskning som ofte skjer på en enkelt art. Men de enkelte arter innen de ulike økosystemene trenger et genetisk mangfold for å være levedyktige på lang sikt. Vi må derfor forvalte et landskap for å opprettholde et genetisk mangfold. Et landskap består av en mosaikk av habitater (eller et mangfold av økosystemer) slik at de ulike bestandene er representert på flere steder («habitatøyer» i landskapet) med større eller mindre utveksling av individer seg imellom.

Vi må derfor ha som mål å forvalte hele landskap med et mangfold av økosystemer og hvor hvert økosystem er representert flere steder. Økologer har studert individer og bestander i mye større grad enn økosystem. Til og med landskap har vi studert, men dette som regel i ett-arts-systemer. Det er komplekst å studere et økosystem. Hvordan vil det da bli å studere en mosaikk av økosystemer og utvikle forvaltningsmodeller for dette?

Arealplanlegging for å utvikle bioøkonomien samtidig som man opprettholder biologisk mangfold og økosystemforvaltningen, krever en storskalaplanlegging, antagelig på tvers av landegrensene. Internasjonalt samarbeid for å utvikle strategier og lovgivning for en økt produksjon av råvarer til den bioøkonomiske industrien, samtidig som man forvalter det biologiske mangfoldet, vil bli viktige problemstillinger for anvendte økologer.

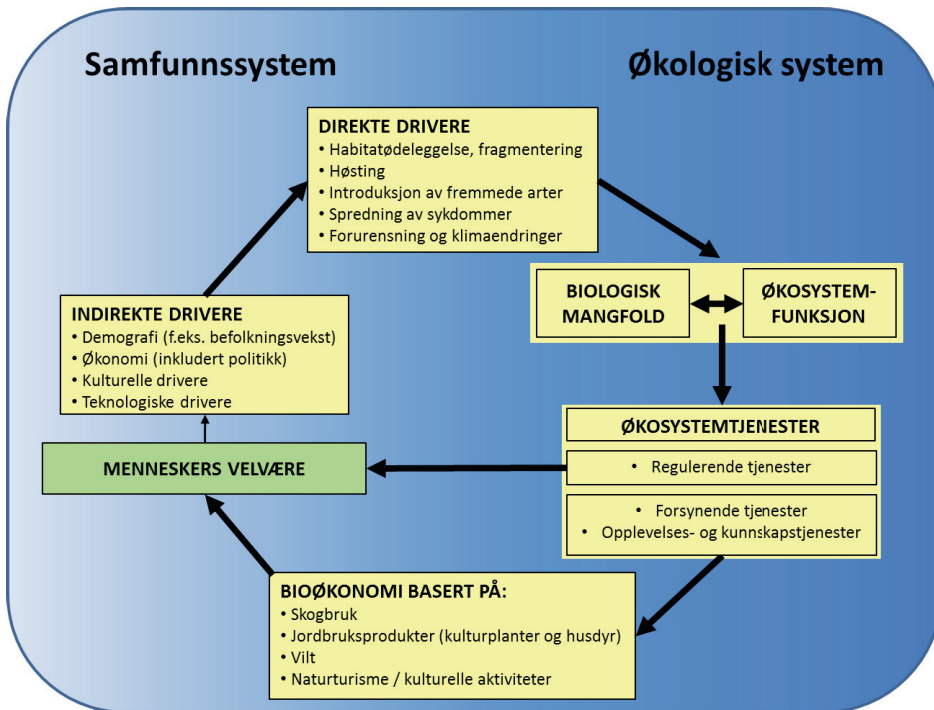
Videreutvikle bestandsovervåkingen

Vi er avhengig av bestandsovervåking for å se om man har lyktes med en bærekraftig utvikling. Bestandsovervåking bør knyttes enda mer til forskning enn det er i dag. I dag er bestandsovervåking og økologisk forskning knyttet tett sammen i en rekke sentrale forskningspublikasjoner basert på langsiktige overvåkingsdata. Imidlertid er det sjeldent disse data er samlet for å svare på forskerens spørsmål. Det vil si at vi ikke lager hypoteser før vi begynner overvåkingen. En tettere kobling mellom forvaltere og forskere ville gi muligheter for å teste ulike bestandsovervåkingsmetoder eksperimentelt. Men et slik tett samarbeid kan også bidra til konflikter da det kan bli vanskelig å skille mellom forskning og forvaltning (men se lenger nede om samarbeidet mellom forvaltere og forskere når det gjelder rovvilt i Skandinavia).

VEDVARENDE UTFORDRINGER FOR ANVENDT ØKOLOGI

Dagens utfordringer med tap av biologisk mangfold er vel så mye et samfunnsvitenskapelig (ISSC/UNESCO 2013) som et naturvitenskapelig fenomen (Figur 2). Skal vi ha som mål å finne anvendbare løsninger, må vi

samarbeide med andre fagområder og andre sektorer. Et prosjekt for å teste ulike metoder for bestandsovervåking eksperimentelt måtte være et samarbeid på tvers av sektorer - mellom forvaltere og forskere - et såkalt transfaglig prosjekt. Tverr- og transfaglige prosjekter krever gode kommunikasjonsevner av alle som deltar.



Figur 2. En skisse av tverrfagligheten i anvendt økologi som viser hvordan mennesket gjennom indirekte og direkte faktorer påvirker biologisk mangfold og økosystemfunksjon, med konsekvenser for samfunnet på grunn av tap av økosystemtjenester.

En tverr- og transfaglig disiplin

Å utvikle en forvaltning som sikrer de biologiske ressursene for fremtiden, er komplekst. Altfor ofte vil anvendt økologisk forskning fokusere på effekten av menneskelige inngrep på en enkelt art, og i mindre grad utvikle banebrytende forskning som integrerer landskap, økosystemer,

forvaltningsbeslutninger, og sosiale og økonomiske fag. For å kunne utvikle effektive tiltak for en bærekraftig bruk av biologiske ressurser, må vi bli flinkere til å invitere til tverrfaglig samarbeid med økonomer, sosiologer og forskere fra andre fagområder.

Som oftest vil tverrfaglige prosjekter ende opp som flerfaglige; det vil si at forskere fra flere fagområder arbeider i samme prosjekt, men likevel på hver sine fagområder. Vi må jobbe for å lukke dette gapet. Men det er komplekst, da samfunnsvitene og økologer jobber på helt ulike arenaer, og økosystemer ikke følger forvaltningsgrenser (Wiens 1989, Gibson et al. 2000, Cumming et al. 2006, Andreassen et al. 2014, Gangaas et al. 2013, 2014). For eksempel har forvaltningen helt spesifikke forvaltningsenheter slik som kommuner, fylker eller hele landet. Sosiologer kan studere holdninger som påvirkes ved kjøkkenbordet hjemme eller som er et resultat av nasjonal kultur. Det landskapet som økologene studerer avhenger av problemstillingen. For enkelte arter med små arealkrav kan noen få kvadratmeter være nok, mens for andre slik som rovdyr må man se på tvers av landegrenser. Tilsvarende trenger man ikke så store areal hvis man studerer enkeltindivider i forhold til hele bestander eller økosystemer. Det gjør det vanskelig å lage en problemstilling som favner flere fag innen samme studieområde.

For å gjøre forskningen relevant må vi også kunne ivareta behovene til mange ulike interessegrupper. Dette krever transfaglige samarbeidsprosjekter med aktører på tvers av sektorer som for eksempel forskere, brukerne, og privat og offentlig forvaltning.

Tverr- og transfaglig samarbeid vil bidra til å gjøre forskningen mer relevant blant annet ved å utvikle økosystemmodeller som inkluderer mennesket og dets bruk av systemet. Slike modeller må kunne teste de økonomiske effektene av ulike forvaltningsprinsipper og klimaendringer. Vi må utvikle forskning som kan finne løsninger på hvordan vi kan optimalisere både økonomisk fortjeneste, sosial aksept og økologisk bærekraft. Dette er ikke lett da økonomisk gevinst, sosial aksept og økologisk bærekraft er tre verdier med helt forskjellige måleenheter.

Det er en utfordring å utvikle testbare hypoteser på slike komplekse systemer. Likevel er det helt klart at tverrfagligheten fremstår som en av de viktigste karakteristikkene til anvendt økologi: «*nobody can be an expert in all the aspects of complicated environmental, social, ethical, and economic issues*» (Ludwig m.fl. (2001, 481). Ludwig m.fl. (2011, 481) sier videre at: «*The next generation of ecologists must be prepared to interact with such disciplines as history, religion, philosophy, geography, economics, and political science. The requisite training must involve not only words, but core skills in these disciplines*».

Kommunikasjonsutfordringer

Kommunikasjonen mellom forskere fra ulike vitenskapelige disipliner er en stor utfordring (Ludwig m.fl. 2001). Men anvendt økologi handler i stor grad om å finne nødvendig kunnskap for å utvikle forvaltningen i en bærekraftig retning. Da må vi også kunne kommunisere våre resultater både til allmenheten og til beslutningstakere. Til tider må vi også være villige til å prøve å påvirke politiske beslutninger, eller holdninger, fordi politikk i stor grad er påvirket av offentlige meninger (Manfredo m.fl. 1999, Milner-Gulland m.fl. 2012). Lawton (2007) mener det er så komplisert å påvirke politiske beslutninger at økologer heller bør samarbeide med samfunnsvitere for å kommunisere resultater på en måte beslutningstakere forstår (se også Memmott m.fl. 2010, Hulme 2011).

Men kanskje det ikke er så ille. Mange økologer mener nemlig at deres forskning har hatt en reell innflytelse (se referanser i Milner-Gulland m.fl. 2012). I tillegg påvirkes naturforvaltning og politikk mer indirekte og dif-
fust gjennom den generelle vitenskapelige utviklingen (Ormerod m.fl. 2002, Milner-Gulland m.fl. 2010). I Norge har man en naturforvaltning med høy vitenskapelig kompetanse og det etableres gode arenaer for samhandling mellom forskere og forvaltere. For eksempel møtes rovviltforskere og rovviltforvaltere fra Sverige og Norge på årlige seminarer. Dette er viktige arenaer dersom vi skal lykkes med å lukke gapet mellom forskere og forvaltere, noe som bør være en målsetting for anvendt økologi.

Kommunikasjon, på tvers av fag og med ulike interessegrupper er dermed en viktig kompetanse for en anvendt økolog. Som Memmott m.fl. (2010, 1) skriver: *Working proactively with environmental managers, collaborating with colleagues in the social and physical sciences, and holding two-way conversations with policy makers and the public are all in the job description of the modern applied ecologist* (se også Hulme 2011).

KONKLUSJON

Anvendt økologi er fortsatt i en rivende utvikling. Det har gått fra en start hvor det var fokus på å øke produktiviteten i jordbruket, til dagens tilnærming mot bevaringsbiologi. Fremtiden tror jeg vil være en blanding av dette. Vi må øke produktiviteten til alle fornybare biologiske ressurser som skal være råvarer for fremtidens bioøkonomi. Samtidig skal denne produksjonen være bærekraftig. Vi skal opprettholde biologisk mangfold og velfungerende økosystemer. Dette er utfordrende for økt produktivitet betyr som regel spesialisert produksjon og ensformige «plantasjer» med lite mangfold. Her må vi virkelig tenke nytt.

Vi ved Høgskolen i Hedmark skal være en del av dette og bidra til å utvikle anvendt økologi i fremtiden. Både Norge og EU har en stor satsning på innovasjon knyttet til bioøkonomi som skal være økonomisk lønnsomt, sosialt akseptert og samtidig bevarer biologisk mangfold. I den sammenheng passer vår målsetting med anvendt økologi godt - nemlig det å skape innovative studenter som vil utvikle en bedre forvaltning av naturen som spenner seg fra vern av biologisk mangfold til kommersialisering av biologiske ressurser på en bærekraftig måte for kommende generasjoner. I dag har vi etablert en master og en PhD i anvendt økologi, og leder en internasjonal forskerskole i anvendt økologi (IRSAE; www.irsae.no). Vi har dermed profilert vår forskerutdannelse og vår forskning inn mot anvendt økologi.

TAKKSIGELSER

Artikkelen er blitt til gjennom ulike diskusjoner på avdelingen og det arbeidet mange har lagt ned i utviklingen av master- og PhD-programmene i anvendt økologi, samt diverse forskningsrådssøknader.

REFERANSER

- Andreassen, H.P., Gangaas, K.E. & Kaltenborn, B.P. 2014. Matching social-ecological systems by understanding the spatial scale of environmental attitudes. (Submitted).
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E.A. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- Bishop, J. & Evison, W. (eds.) 2009. The economics of ecosystems and biodiversity. TEEB for business. <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Business%20and%20Enterprise/TEEB%20for%20Business%20Report/TEEB%20for%20Business.pdf>.
- Bunting, A.H. & Wynne-Edwards, V.C. 1964. Editorial. *Journal of Applied Ecology* 1: 1-2.
- Cumming, G. S., D. H. M. Cumming, & C. L. Redman. 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society* 11: 14.
- deYoung, B., Barange, M., Beaugran, G., Harrus, R., Perry, R.I., Scheffer, M. & Werner, F. 2008. Regime shifts in marine ecosystems: detection, prediction and management. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 402-409.
- Dirzo, R. & Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review Environment and Resources*. 28: 137–167.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 557-581.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S. & Leggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308: 1621-1623.

- Freckleton, R.P., Hulme, P., Giller, P. & Kerby, G. 2005. The changing face of applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 42: 1-3.
- Gangaas, K.E., Kaltenborn, B.P. & Andreassen, H.P. 2013. Geo-spatial aspects of acceptance of illegal hunting of large carnivores in Scandinavia. *PLoSOne* 8: e68849.
- Gangaas, K.E., Kaltenborn, B.P. & Andreassen, H.P. 2014. Spatial dimensions of environmental value orientation and attitudes to carnivores in Scandinavia. *Environmental Conservation* (in press).
- Gibson, C.C., Ostrom, E. & Ahn, T.K.. 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics* 32: 217-239.
- Golley, F. 1987. Introducing landscape ecology. *Landscape Ecology* 1: 1-3.
- Hjemdal, L.H. & Løken, J.C. Fra sorte til grønne karboner. Forlaget, Xenophon, Fredrikstad.
- Hulme, P.E. 2011. Practitioner's perspectives: Introducing a different voice in applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 48: 1-2.
- Hylen, G. 2013. Landsskogtakseringen gir grunnlaget for et bærekraftig Skogbruk. Skog & Landskap: http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2013/landsskogtakseringen_gir_grunnlag_for_et_barekraftig_skogbruk
- ISSC/UNESCO (2013). *World Social Science Report 2013: Changing Global Environments*. OECD Publishing and UNESCO Publishing, Paris.
- Joppa, L.N., Roberts, D.L. & Pimm, S.L. 2010. How many species of flowering plants are there? *Proceedings of the Royal Society of London B* 278: 554-559.
- Krebs, C.J. 2001. *Ecology*. Benjamin Cummings, San Francisco, USA.
- Lawton, J.H. 2007. Ecology, politics and policy. *Journal of Applied Ecology* 44: 465-474.

- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindstrøm, Å. 2013. Common Montane Birds Are Declining In Northern Europe. *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lier-Hanse, S. m. fl. 2013. Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. *Norges offentlig utredninger* 2013:10. 430 sider.
- Lowe, P., Whitman, G., & Phillipson, J. 2009. Ecology and the social sciences. *Journal of Applied Ecology* 46: 297-305.
- Ludwig, D., Mangel, M. & Haddad, B. 2001. Ecology, conservation and public policy. *Annual Review in Ecology and Systematics* 32: 481-517.
- Makower, J. & The editors of FreenBiz.com. 2011. State of green business 2011. [http://www.greenbiz.com/sites/default/files/State%20of%20Green%20Business%202011%20\(1\).pdf](http://www.greenbiz.com/sites/default/files/State%20of%20Green%20Business%202011%20(1).pdf).
- Manfredo, M.J., Pierce, C.L., Fulton, D., Pate, J. & Gill, B.R. 1999. Public acceptance of wildlife trapping in Colorado. *Wildlife Society Bulletin* 27: 499-508.
- Memmott, J., Cadotte, M., Hulme, P.E., Kerby, G., Milner-Gulland, E.J. & Whittingham, M.J. 2010. Putting applied ecology into practice. *Journal of Applied Ecology* 47: 1-4.
- Miljødirektoratet 2013. Økosystembasert forvaltning. http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vann_og_hav/Okosystembasert-forvaltning/
- Milner, J.M., Bonenfant, C., Gaillard, J.-M., Csany, S. & Stenseth, N.C. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43: 721-734.
- Milner-Gulland, E.J., Fisher, M., Browne, S., Redford, K.H., Spencer, M. & Sutherland, W.J. 2010. Do we need to develop a more relevant conservation literature? *Oryx* 44: 1-2.

- Milner-Gulland, E.J., Barlow, J., Cadotte, M.W., Hulme, P.E., Kerby, G. & Whittingham, M.J. 2012. Ensuring applied ecology has impact. *Journal of Applied Ecology* 49: 1–5.
- Milner-Gulland, E.J., Barlow, J., Cadotte, M., Hulme, P., & Whittingham, M.J. 2013. Celebrating the golden jubilee of the *Journal of Applied Ecology*. *Journal of Applied Ecology* 50: 1-3.
- Myers, N. 1990. Mass extinctions: what can the past tell us about the present and future? *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 82: 175–185.
- Novacek, M.J. (ed.) 2001. *The Biodiversity Crisis: Losing What Counts*. The New Press, New York.
- Oleson, J.E. & Bindi, M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16: 239-262.
- Ormerod, S.J., Barlow, N.D., Marshall, E.J.P. & Kerby, G. 2002. The uptake of applied ecology. *Journal of Applied Ecology* 39: 1-7.
- Parry, M.L., Rosenzweig, C., Iglesias, A., Fischer, G. & Livermore, M. 1999. Climate change and world food security: a new assessment. *Global Environmental Change* 9: 51–67.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- Rieger, J.P. 1993. President's message. *Restoration Ecology* 1: 2.
- Russi, D. og ten Brink, P. 2013. Natural capital accounting and water quality: Commitments, benefits, needs and progress. A briefing note. *The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB)*.
- Soule, M.E. 1987. History of the Society for Conservation Biology: how and why we got here. *Conservation Biology* 1: 4–5.
- Swenson, J. E., Gerstl, N., Dahle, B. & Zedrosser, A. 2000. Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). [114], 1-70. 2000. Strasbourg Cedex, Council of Europe. *Nature and environment*.

- Sylwan, P. 2011. Jorden och skogen - En essä om de areella näringarnas förändringar. Side 9-22 i Antonse, H. & Jansson, U. Jordbruk och skogsbruk i Sverige sedan år 1900: studier av de areella näringarnas geografi och historia. Kungl. Skogs- och lantbruksakademien. Skogs- och lantbrukshistoriska meddelanden nr. 53. Supplement till Kungl. Skogs- och lantbrukksakademiens tidsskrift.
- The European Environmental Agency. 2013. Towards a common international classification of ecosystem services. <http://cices.eu/>.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* 79: 710-725.
- Wake, D.B. & Vredenburg, V.T. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the North Atlantic Academy of Science* 105: 11466–11473.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- WWF 2014. Living Planet Report 2014: Species and spaces, people and places. McLellan, R., Iyengar, L., Jeffries, B. and N. Oerlemans (Eds). WWF, Gland, Switzerland.

DEL 2

MUSETOGET

Internasjonalt er Evenstad mest kjent for forskinga på fjellmarkmus i Musefarmen. Musefarmen er 35 daa innmark med store muse- og rovdysikre hegn. Habitatet i hegna har vorte utforma for å undersøkje korleis utforminga av leveområdet påverkar bestandsutviklinga. Hegna har vorte tømde om hausten, og ulike kombinasjonar av hannar og hoer med kjend genetisk bakgrunn har vorte sette ut i ulike hegn om våren. Ein har kunna undersøkje verknad av å føra dyra og av å fjerna bestemte dyr. Nokre hegn har vore opna for predasjon frå fugl.

Dekan på Evenstad, Harry Andreassen, har vore med i arbeidet på Musefarmen frå starten. I denne artikkelen legg han fram dei viktigaste forskingsresultata.



■ Musefarmen

– Fra atferd til bestandsdynamikk i Eksperimentelle modellsystemer

HARRY P. ANDREASSEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

På Musefarmen på Evenstad har vi siden 1989 studert smågnagerbestander ved å bruke såkalte Eksperimentelle modellsystemer (EMS). Gjennom EMS bruker vi arter med små arealkrav og egenskaper som gjør at vi i løpet av kort tid kan få testet økologiske hypoteser i kontrollerte eksperimenter. EMS på Musefarmen har vært å bruke smågnagere i innhegninger uten andre pattedyr til å teste økologiske teorier. Jeg gir her et sammendrag fra de første årene hvor vi testet ulike hypoteser knyttet til habitatfragmentering og viser også til resultater fra eksperimenter gjort de siste årene hvor vi har studert hvordan det sosiale systemet påvirker bestandsutviklingen. Vi viser at musene beveger seg mer ved lave tettheter enn ved høye tettheter. Blant annet vil unge dyr som nærmer seg kjønnsmodning flytte hjemmefra. Sannsynligheten for å gjøre det er størst ved lave tettheter. I denne spredningsfasen er musene sterkt utsatt for predasjon. Når forsøksdyrene ble skjermet mot predasjon, hadde habitatfragmenteringen liten betydning for bestandsutvikling. Men siden habitatfragmentering øker risikofylte bevegelser mellom habitatfragmenter og denne atferden øker predasjonen, fører fragmenteringen til økt dødelighet. Dermed er det sannsynlig at studier gjort på en større skala over

lengre tid ville kunne vise negative effekter av habitatfragmenteringen. Predasjon av dominante hanner får flere konsekvenser for bestanden. Hans territorium blir overtatt av en ny fremmed hann som dreper den gamle hannens unger. Også sosiale hunner (hunner med veldig overlappende aktivitetsområder) omkommer i denne prosessen. Men ellers har sosiale hunner som lever i systemer uten predasjon, en høyere reprodusiv suksess enn solitære hunner. Vi bruker disse resultatene for å forklare smågnagersyklusene som en interaksjon mellom sosiale faktorer og predasjon. Vi fant også at resultater fra EMS kan være overførbare til andre arter og naturlige systemer. Blant annet viser en simulering som bruker våre data fra Musefarmen, at utvikling av smågnagersykluser er typiske for de skandinaviske smågnagerbestandene. Vi viser også at brunbjørn i naturlige bestander og våre fjellmarkmus i innhegninger har de samme selvregulerende mekanismene. EMS synes derfor å være en god metode for å teste økologiske teorier.



Bilde 1. Fjellmarkmus er lette å håndtere i felt. Foto: Gry Gundersen.

INTRODUKSJON

Eksperimentelle modellsystemer

Ims og Stenseth (1989) introduserte begrepet Eksperimentelle modellsystemer (EMS) og mente vi kunne bruke småskala-eksperimenter for å teste teorier knyttet til bestandsdynamikk. Kunne vi bruke insekter eller smågnagere i mindre kontrollerte systemer som modeller for større arter i naturlige bestander? Slike EMS er mindre tidskrevende og rimeligere å gjennomføre enn studier av naturlige bestander. I tillegg kan man få tilstrekkelig replikasjon for å oppnå høy statistisk sikkerhet for årsakssammenhenger. Dette var ikke noen ny tanke. Forney and Gilpin (1989) hadde brukt bananfluer *Drosophila* spp. i laboratoriesystemer for å teste effekter av habitatfragmentering. Og kanskje mer ekstremt var Huffakers (1958) originale studie hvor han introduserte rovmidd som spiste på plantespisende midd på appelsiner for å studere predator-byttedyrinteraksjoner i et laboratorielandskap laget av appelsiner adskilt med gummiballer. Slike eksperimentelle modellsystemer har vært brukt i lange tider i vitenskapen. Vi kjenner godt til bruken av bananfluer og laboratorierotter i biologiske studier (Kohler 1994, Barrett og Peles 1999, Resetarits og Bernardo 2001), og den medisinske vitenskapen har jo vært en av de fremste brukerne av andre dyr som modeller for mennesket. Utfordringen er å vite i hvor stor grad slike studier har relevans for mer naturlige systemer (Ims et al. 1993, Wolff 1999, Odden et al. 2013).

Det å bruke smågnagere for å studere bestandsdynamiske prosesser eksperimentelt i form av empiriske modellsystemer, var utgangspunktet for Musefarmen på Evenstad. Fordelen ved å bruke smågnagere er mange. Blant annet kan man følge individene tett, både når det gjelder atferd, overlevelse og reproduksjon. Det er også rimelig greit å holde en hel bestand innenfor små arealer som i innhegninger på et jorde. De har et sosialt system med det ene kjønn mer eller mindre territorielt slik at du kan studere sosial atferd og dens konsekvenser for bestanden. Og ikke minst så er de lette å jobbe med, håndtere, fange og merke (Bilde 1; se også Barrett og Peles 1999).

Musefarmen (Bilde 2) ble i 1989 satt opp av professor Rolf A. Ims ved Universitetet i Oslo (i dag ved Universitetet i Tromsø). På kort tid bygde han opp en stor gruppe med studenter som jobbet med oppgaver på Musefarmen. Etter hvert har 4 post doktorstudier, 6 doktorgrader og et 20-talls masteroppgaver hatt sitt utgangspunkt på musefarmen gjennom diverse prosjekter hovedsakelig finansiert av Norges forskningsråd. Siden 2003 har Musefarmen vært drevet av Høgskolen i Hedmark.



Bilde 2. Bildet viser musefarmen nord på Evenstadjordet. Her ser vi 7 store innhegninger (hver på 50 m x 100m) som hver kan romme en ganske stor smågnagerbestand. Man kan også se antydninger til engfragmentene omgitt av plen. Foto: Harry P. Andreassen

Intensjonen med musefarmen

De første årene ble Musefarmen brukt til å studere landskapsøkologiske problemstillinger. På midten av 80-tallet vokste det fram en bevegelse innen økologien som fokuserte på bevaringsbiologi og landskapsøkologi. Landskapsøkologien tok to retninger: 1) Den tyske geografiske retningen som beskrev naturgrunnlaget i stor skala og 2) Den skandinavisk/amerikanske retningen som studerte hvordan variasjoner i landskapet (landskapsmosaikken) påvirket bestander og økosystemer (Wiens et al. 1993, Wiens 1995). Man begynte å snakke om å gjøre studier i stor skala fordi verden ikke var homogen. Det er litt rart å tenke på at de fleste økologiske studier var og fortsatt blir gjort på 1 m² homogene flater. Hvordan individer, bestander og økosystemer ble påvirket av variasjonene i landskapet, startet man først å spørre etter på 70-tallet (Hansson 1977), og gjennom landskapsøkologien fikk det plutselig veldig stor oppmerksomhet.



Bilde 3. Bildet viser innhegningene. Helt til venstre ser vi predatorgjerdet som omgir alle innhegningene. En strømledning på toppen hindrer pattedyrpredatorer i å komme inn på området. Plategjerdene omgir selve studieområdet med musebestandene og er i utgangspunktet ca. 50 cm under og 50 cm over bakken. Innafor plategjerdene ser vi habitatfragmenter av engvegetasjon omgitt av kortklipt plen. Bildet er fra et år hvor vi også prøvde med nett for å unngå fuglepredasjon på enkelte fragmenter. I slike innhegninger hvor vi har dekket hele innhegningen med nett, og dermed ikke har verken pattedyr eller fuglepredasjon, er det nesten null dødelighet. Foto: Gry Gundersen.

Musefarmen ble anlagt for at vi skulle studere landskapsøkologi. Vi skulle følge individer i et heterogent landskap bestående av habitatfragmenter av ulik størrelse og se hva som skjedde med bestanden. Stort sett ble dette gjort i relativt små arealer (innhegninger på 100 m x 50 m). Likevel er dette store nok arealer for å ha levedyktige smånagerbestander. Vi brukte fjellmarkmus *Microtus oeconomus* som var spesialiserte på eng- og gressvegetasjon. Det var derfor lett å manipulere habitatet til fjellmarkmus ved å klippe gresset og dermed lage habitatfragmenter eller gjennomføre en habitatødeleggelse (Bilde 3). Vi lagde landskap med habitatfragmenter bestående av høy og tett engvegetasjon hvor det fantes mat og skjul. Områdene mellom habitatfragmentene hadde vi klipt som en plen. Dyrene kunne lett krysse plenen mellom habitatfragmentene, men

de kunne ikke etablere seg der da det ikke fantes skjul. Noen atferdstudier ble gjort på mer ekstremt liten skala, som for eksempel når vi studerte bevegelsen til fjellmarkmus i habitatkorridorer med varierende bredde og diskontinuerlige korridorer med brudd (Andreassen et al. 1996a, b). Vi gikk så langt som å bruke stående plater av pappkartong som skulle simulere silhuetter av habitatfragmenter omgitt av åpen landskap for et dyr som kryper langs bakken. Her viste vi at mus brukte syn for å søke etter habitat (Andreassen et al. 1998). Men dette var kanskje likevel ikke så ekstremt som for eksempel Huffakers (1958) middstudier på predator-byttedyrinteraksjoner (se over).

Vi manipulerte habitatet (engvegetasjonen) til fjellmarkmus og studerte hvordan dette påvirket adferd og bestander. Vi har gått fra rene landskapsøkologiske studier til mer generelle studier av bestandsdynamikk. For oss har alltid bestandsdynamikken hos de smånagere vi har brukt, vært det mest interessante (demografi og dynamikk), selv om vi også har studert medfødte egenskaper til individene (f. eks. Ims 1994, 1997, dos Santos et al. 1995), ulike aspekter av bevegelsesøkologi (Halle 1995a, b, Hansteen et al. 1997, Berg 1995, Bjørnstad et al. 1998, Aars 1998, Johannesen 1998), spiseatferd (Hovland et al. 1999), sosial organisering (Irgens 1996, Moe 1997), til faktorer som påvirker reproduksjon (Isaksen 1993, Aars et al. 1995, Klaussen 1996, Prestegard 1996).

Intensjonen med dette artikkelen

I dette kapitlet vil jeg kort oppsummere noen av de viktigste resultatene fra studier som jeg har vært med på, fra den perioden hvor vi fokuserte på landskapsøkologiske problemstillinger til nyere studier hvor vi ser på effekten av sosial atferd på bestandsdynamikk.

GENERELL METODIKK

Om musene

Fjellmarkmus har på mange måter vist seg å være en perfekt art for å belyse landskapsøkologiske spørsmål. Den er en habitatspesialist (Tast 1966). Hele bestander kan være innesperret i relativt små områder, og stor

fangbarhet (Bilde 4) gjør det enkelt å overvåke utviklingen av bestandene og individene. Fjellmarkmus bærer radiosendere uten noen kjent bivirkning (Johannesen et al. 1996), slik at vi lett følger individene og kan studere deres bevegelser og aktivitetsområder (Andreassen et al. 1993, Hansteen et al. 1997). Det er lett å lage laboratoriekolonier av fjellmarkmus som gir grunnlaget for mer kontrollerte studier av livshistorie (Ims 1994, 1997, dos Santos et al. 1995).

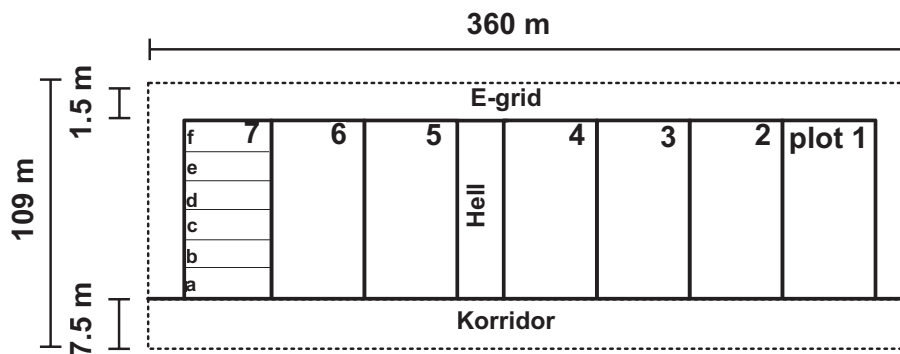


Bilde 4. Fangst av fjellmarkmus på musefarmen. Vi bruker både fallfeller som kan fange et helt kull, og Ugglanfeller (taket av fella er fjernet for å ta bildet) som også kan fange mange dyr sammen. Vi fører fellene med havre og gulerotter. Fra en periode hvor vi fanget veldig intensivt de første årene, har vi etter hvert endt opp med å fange 3 dager hver 3-4 uke. Fellene sjekkes da jevnlig, og musene slippes ut rett etter at de er veid og sjekket for reprodusiv status. Foto: Gry Gundersen.

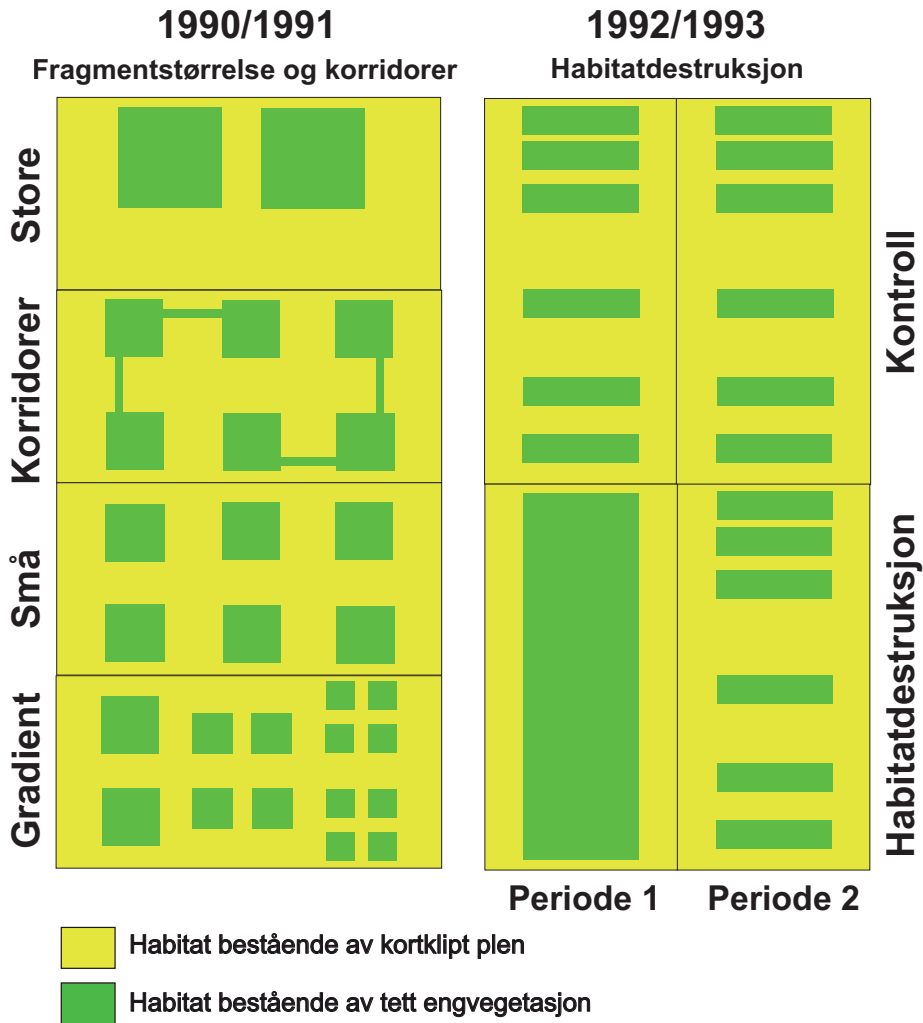
I mange år brukte vi fjellmarkmus avlet opp i dyrestallen ved Universitetet i Oslo i våre innhegninger. På den måten kunne vi om våren starte alle bestandene i innhegningene med likt antall mus av samme opphav. Fjellmarkmus har også et godt utviklet, men ganske fleksibelt sosialt system. Det vil si at hanners aktivitetsområder sjeldent overlapper andre hanners (det vil si at hannene er territorielle), og det er også en viss grad av territoriell atferd hos hunner (Fauske et al. 1997, Andreassen et al. 1998, Andreassen and Ims 1998, Odden et al. 2013).

Eksperimentene

Studiene på Musefarmen ble gjennomført som eksperimentelle modellsystemer (EMS: Ims og Stenseth 1989, Ims et al. 1993, Wiens et al. 1993). EMS tester hypoteser empirisk på relativt små arealer. Eksperimentene som presenteres her, har alle blitt gjennomført i innhegninger på jordene på Evenstad (Figur 1). Som vanlig i vitenskapelige eksperimenter har vi en eksperimentell behandling som er manipulasjonen av de faktorer vi ønsker å studere. Hvis vår hypotese er at bestander påvirkes av størrelsen på habitatfragmenter, manipulerer vi størrelsen på habitatfragmentene. I vårt tilfelle ville det si at noen bestander av fjellmarkmus fikk utvikle seg i innhegninger med store fragmenter av engvegetasjon og andre i innhegninger med små fragmenter av engvegetasjon (Figur 2).



Figur 1. En skjematisk fremstilling av hele eksperimentområdet med de 7 innhegningene (plot). Innimellom har vi splittet opp den 7. innhegningen i 6 mindre innhegninger. Områdene mellom innhegningene og predatorgjerdet (stiplet linje) har vært brukt til å studere smågnagerbestander i lineære habitat (Fauske et al. 1997) og hvordan de beveger seg i korridorer (Andreassen et al. 1996a, b).



Figur 2. Eksempler på habitatkonfigurasjoner brukt på Musefarmen. Disse er fra de første årene hvor vi manipulerte habitatet kraftig. I 1990/91 til venstre hadde vi 4 habitatkonfigurasjoner (2 store fragmenter, 6 små fragmenter forbundet med korridorer, 6 små fragmenter som ikke var forbundet med noen korridor og en innhegning med en gradient av fragmentstørrelser). I 1992/93 hadde vi bare to typer innhegninger: En kontroll som var fragmentert hele tiden, men hvor de små avlange fragmentene lå i ulik distanse fra hverandre (ulike grad av isolasjon); og en manipulert hvor vi startet ut med et stort kontinuerlig habitatfragment i periode 1 og så ødela habitatet midt i den reproduktive sesongen ved å klippe gresset slik at det tilsvarte kontrollinnhegningene i periode 2.

Den flate steinfrie enga på Evenstad har gjort manipulering av habitat til en enkel oppgave ved hyppig klipping og eventuelt også bruk av herbicider. I tillegg må hver manipulasjon gjentas for å kunne gjøre en statistisk sammenligning av manipulasjonen. For å ha et ekte eksperiment må vi også velge tilfeldig hvilke innhegninger som får hvilken behandling (såkalt randomisert design). Det vil si at vi må velge tilfeldig hvilke innhegninger som skal ha store habitatfragmenter og hvilke som skal ha små habitatfragmenter. Dette sørger for å bryte eventuell samvariasjon mellom manipulasjonen og faktorer man ikke kan kontrollere («confounding» effekter). Nå er det ikke alltid realistisk å få til en god «randomisering». Hvis eksperimentområdet ditt ligger i en naturlig gradient (for eksempel fra høyt til lavt over havet, eller fra tørt til våt), eller når man har få gjentak av hver manipulasjon, kan det lønne seg å ha en systematisk fordeling av manipulasjonen. Vi hadde ofte 3 gjentak av hver bestand, og det var også en gradient med høyest næringsinnhold i jorda lengst sør (nærmest gårdstunet; man antar at det skyldes at det ble gjødslet mest nær gården). Vi foretrakk derfor å legge ut manipulasjonen på en systematisk måte (annenhver fra sør til nord).

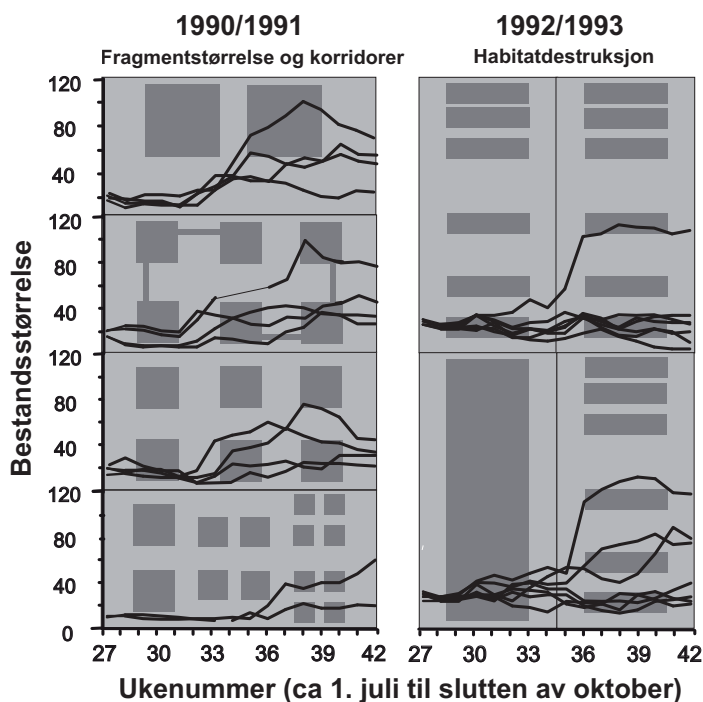
For å unngå faktorer som samvarierer med vår eksperimentelle manipulasjon og kontrollere for faktorer som ikke var i fokus, grunnla vi bestandene ved å bruke dyr med kjent livshistorie som var avlet opp i dyrestallen. Alle bestandene fikk dermed et tilnærmet likt utgangspunkt. Alle innhegningene var tomme for andre dyr hver gang vi startet et eksperiment.

RESULTATER

Effekter av habitatfragmentering

Vi studerte hvordan musene ble påvirket av å leve i ulike landskapsutforminger med små og store habitatfragmenter, habitatfragmenter som var forbundet med korridorer eller ikke, samt smale habitater (Fauske et al. 1997, Andreassen and Ims 1998, Aars og Ims 1999, Aars et al 1999, Ims and Andreassen 1999, Johannesen et al. 2003). Våre studier viser lite effekter

av habitatfragmentering på bestandsdynamikken til fjellmarkmus (Figur 3). I et studium klippet vi et stort kontinuerlig habitatfragment til seks små fragmenter. Denne fragmenteringen hadde en positiv effekt på populasjonen da den førte til mindre forflytninger blant dyrene med tilsvarende reduserte predasjonsrater. Disse resultatene er jo bare for noen uker gjennom sommeren. Langtidseffekten av denne fragmenteringen vet vi mindre om. Antagelig er også fjellmarkmusene veldig godt tilpasset et fragmentert og lineært miljø da de naturlig lever langs bekkefar og litt fuktige engområder.



Figur 3. Effekter av habitatfragmentering på bestandsutviklingen. Her ser vi de samme habitatkonfigurasjonene som i figur 2. Linjene inni hver innhegning viser bestandsutviklingen gjennom den reproduktive sesongen. I 1990/91 hadde vi 4 bestander av hver type (4 linjer for bestandsutvikling), utenom gradientinnhegningen som vi bare hadde 2 replikater av. I 1992/93 hadde vi 7 replikater av hver konfigurasjon.

Tabell 1. Et sammendrag av korrelasjonen mellom 1) Bevegelsestyper og habitat struktur; og 2) Bevegelsestyper og individuelle demografiske variabler. +: positiv korrelasjon; -: negativ korrelasjon; o: ingen korrelasjon.

Bevegelsestype	1) Habitatstruktur				2) Demografi	
	Fragmentering. ¹	Isolasjon ²	Fasong ³	Destruksjon ⁴	Overlevelse	Reproduksjon
Emigrasjon/ Immigrasjon	o	o ii	+/o	-	-	o
Bruken av aktivitetsområdet						
Areal	-	o i, ii	-	-	o	o/- ⁵
Kjerneområdeareal	o	o i, ii	o	o	o/- ⁶	o
Mellomfragments- forflytning	+	- i, ii		o	-	o
Antall kjerneområder	+				o	+ ⁷
Bruk av fragment- kanter	+				-	o
Sosial organisering						
Overlapp mellom aktivitetsområde	+	-	-	+	o	o
Matriarkier	+	o		o	o	o

1. Reduksjon i fragmentstørrelser.

2. Økning i distanse mellom fragmenter (i) eller fragmenter som ikke er forbundet med korridor (ii).

3. Økende omkrets: areal ratio.

4. Umiddelbar respons til reduserte fragmentstørrelser og økt isolasjon.

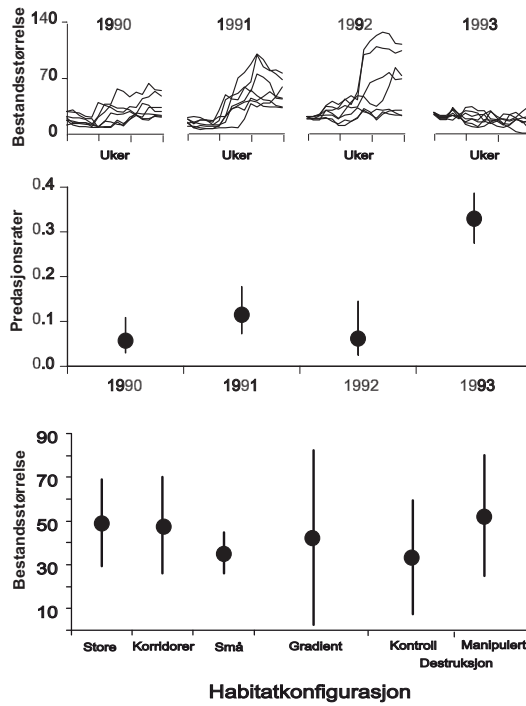
5. Vi observerte en svak negativ korrelasjon mellom aktivitetsområdets størrelse og kullstørrelse (Gundersen og Andreassen 2014).

6. Vi observerte en negativ korrelasjon mellom kjerneområdestørrelse og overlevelse av hunner (Andreassen og Ims 1998).

7. Vi observerte en positiv korrelasjon mellom antall kjerneområder og kullstørrelse (Gundersen og Andreassen 2014)

Årseffekter

Selv om det ikke var store effekter av habitatfragmentering på bestandene, var det store variasjoner i bestandsutviklingen mellom år (Figur 4). Årsvariasjonen hadde en veldig sterk sammenheng med predasjonsrater (estimert fra andel dyr med radiosendere som ble tatt av rovfugl – dvs. at senderne ble funnet i uglereir eller utenfor hegnene (Ims and Andreassen 2000).

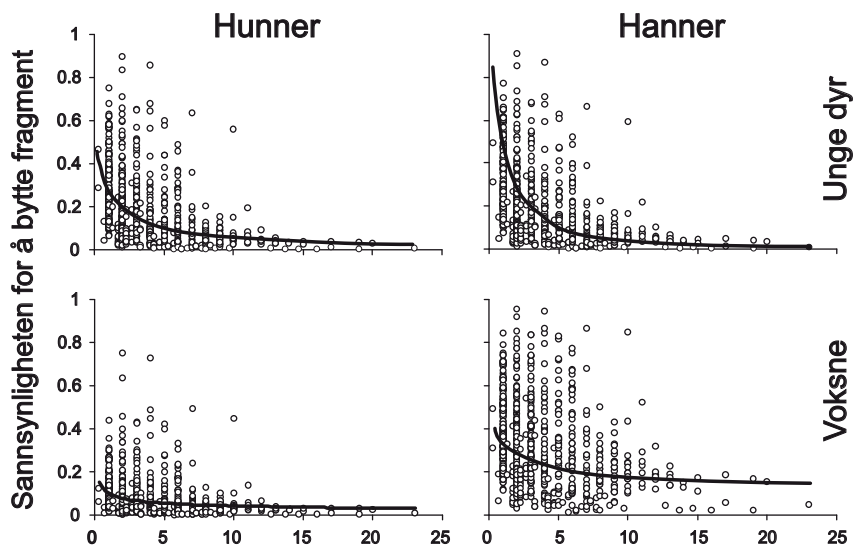


Figur 4. Øverst: Bestandsutviklingen gjennom sommeren de 4 første årene på Musefarmen. Midten: Forskjellen i predasjonsrater de 4 årene målt med tap av radiosendere. Nederst: Bestandsstørrelse ved slutten av den reproduktive sesongen for de ulike habitatkonfigurasjonene i figur 2.

Atferdsresponser til manipulasjonen

De atferdene vi har studert, er hovedsakelig knyttet til bevegelsesøkologi, slik som forflytninger mellom habitatfragmenter, aktivitetsområde og overlapp av aktivitetsområder (Andreassen 2000). Det er hovedsakelig unge dyr i kjønnsmodningsfasen som flytter mellom fragmenter fra fødselsområdet til et nytt aktivitetsområde hvor de kan etablere sin egen familie. Men også voksne dominante hanner beveger seg mye mellom habitatfragmenter på søk etter hunner og for å forsvare et stort harem. Selv om vi ikke hadde bestandseffekter av habitatutformingen, var det en klar effekt for mer forflytninger fra små enn fra store habitatfragmenter.

Men det viktigste resultatet vårt om atferd er knyttet til tetthetseffekter på forflytninger (Andreassen og Ims 2001). Dyr emigrerte mest fra fragmenter med lav tetthet (Figur 5) og immigrerte til fragmenter med enda lavere tetthet. Faktisk var det slik at de immigrerte til fragmenter med færre individer av samme kjønn og alder. Emigrasjonsraten var også høyest når det var stor variasjon i tettheten av dyr mellom habitatfragmentene. Dette er et resultat som nå er blitt vist for mange pattedyr (Le Galliard et al 2012). Det er altså ikke slik at dyr flytter når det er høye tettheter og mye stress. Tvert i mot virker det som at når tettheten er høy i hjemmefragmentet, så er det stor sannsynlighet for at tettheten er høy i alle fragmenter, og da blir det ganske store *sosiale gjerder* (Hestbeck 1982) som hindrer dyr i å vandre og immigrere inn til allerede koloniserte fragmenter. Ved høye tettheter i hjemmefragmentet blir unge dyr hemmet fra å bli kjønnsmodne. De får dermed ingen utferdstrang og blir heller værende i hjemmefragmentet framfor å ta risken på å reise ut i det ukjente for å finne et område hvor den kan etablere seg. Men ved lave tettheter eller når det finnes tomme habitatfragmenter vil det fortsatt være en del forflytninger.



Figur 5. Tetthetsavhengig forflytning mellom habitatfragmenter. De predikerte linjene fra den statistiske modellen som viser at forflytningsraten synker med økende tetthet, spesielt hos unge dyr og hos voksne hanner.

Mens forflytninger mellom habitatfragmenter har vært en av de viktigste prosessene som er blitt brukt for å modellere hvordan bestander synkroniseres over store områder, vil denne type spredningsmønster (inverst tetthetsavhengig eller negativt tetthetsavhengig) ikke være i stand til å synkronisere tettheter over større områder (Ims og Andreassen 2000).

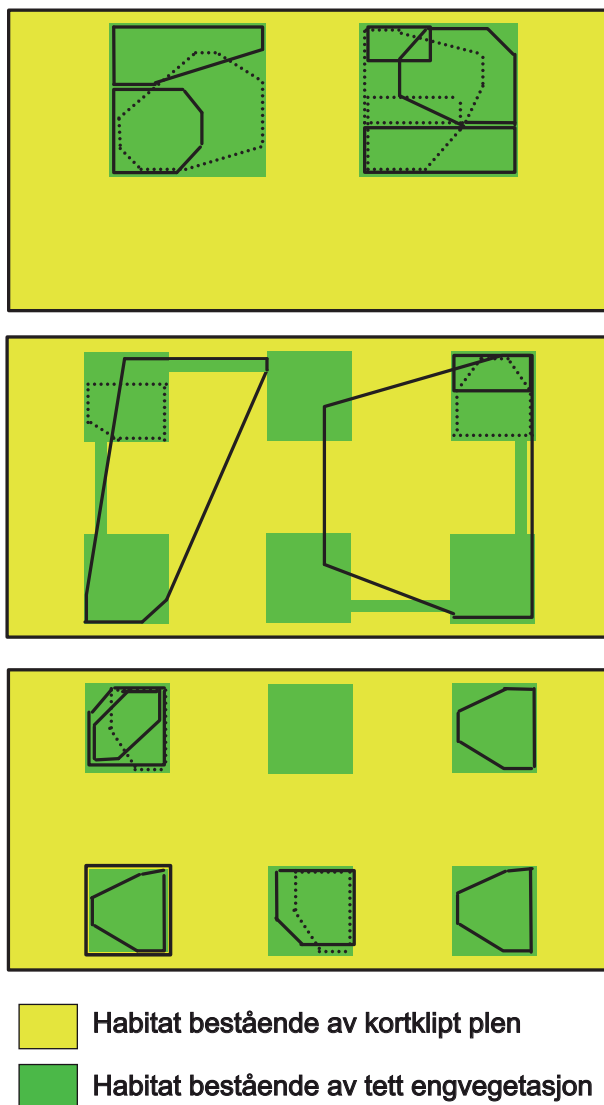
Den forflytningen vi ser, skjer hovedsakelig om våren når bestandstettheten er lav, og det fortsatt er mange tomme habitatfragmenter som kan koloniseres. Vi kan blant annet vise at hvis det er ledige habitatfragmenter gjennom hele sommerhalvåret, har dyrene fortsatt å spre seg helt til høsten (Gundersen og Andreassen 1998).

Vi hadde også andre sterke atferdseffekter som kan knyttes til habitatfragmentering (se Figur 6; Andreassen and Ims 1998, Andreassen et al. 1998). For eksempel hadde unge dyr og voksne hanner størst tilbøyelighet til å oppholde seg i kantene av habitatfragmenter, mens voksne hunner bare i liten grad utnyttet habitatkantene (Gundersen og Andreassen 2014; se også Hovland et al. 1999 for lignende resultater). Unge dyr og voksne hanner hadde også en høyere aktivitet med forflytninger mellom små habitatfragmenter enn voksne hunner (Andreassen og Ims 2001). Vi så også at hannene i det store og hele var mer mobile enn hunnene, og så å si alle unge hanner flytter hjemmefra før eller siden, mens noen hunner kan begynne å reprodusere i samme aktivitetsområde som moren (Aars og Ims 1999).

Hvordan er atferden knyttet til demografi?

Mange av de bevegelsesøkologiske variablene vi har analysert, har på en eller annen måte blitt påvirket av habitatkonfigurasjonen (Tabell 1a), men dette har altså ikke gitt seg utslag i bestandsutviklingen. Kan det likevel være at noe atferd er knyttet til demografiske komponenter?

Det var faktisk få av de bevegelsesøkologiske variablene som kunne knyttes til noen form for variasjon i musenes reproduktive suksess eller overlevelse (Tabell 1b; Gundersen og Andreassen 2014, Andreassen og Ims 1998, Andreassen 2000). Leveområdestørrelse eller andre atferdsvariabler hadde ingen effekt på den reproduktive suksessen til hunnene.



Figur 6. En illustrasjon av aktivitetsområder («home range») til voksne hunnfeldmarkmus i våre innhegninger. I dette eksempelet ser vi at i innhegninger med store fragmenter bruker hunnene ganske store aktivitetsområder, men kun ett fragment. I korridorinnhegningene er det stor variasjon, og noen hunner kombinerer flere fragmenter, også fragmenter som ikke er forbundet med korridorer. I innhegninger med små fragmenter har hunnene små overlappende aktivitetsområder innen hvert av de små habitatfragmentene.

Det synes som om fjellmarkmusene har tilpasset seg en svært fleksibel sosial atferd og bevegelsesmønster som de kan variere for eksempel avhengig av habitatkonfigurasjonen uten at det går utover reproduksjon og overlevelse. Selv ikke knyttet opp til forflytninger ser vi noen forskjell i reprodutiv suksess eller overlevelse mellom dyr som har lyktes i å vandre ut og etablere et nytt leveområde, og de som har valgt å bli i det habitatfragmentet de ble født (Johannesen og Andreassen 1998).

Likevel er forflytninger i seg selv risikofylt. Selv om vi hadde gjerder som hindret predasjon fra pattedyr i våre forsøk, hadde vi sjelden nett som hindret fuglepredasjon. Derfor observerte vi tydelig lavere overlevelse hos dyr i forflytningsfasen, dyr som av en eller annen grunn flytter seg mellom habitatfragmenter, eller utnytter fragmentkantene (Andreassen og Ims 2001). Dette gjelder da hovedsakelig unge dyr og voksne hanner. Voksne hanner har derfor en større predasjonsrisiko enn voksne hunner som er veldig stasjonære så snart de har begynt å reproducere. Voksne hunner som mister kullet sitt, har imidlertid en høy sannsynlighet for å flytte leveområdet sitt. Faktisk hadde vi nesten ingen som døde når vi hadde nett over innhegningene (Andreassen and Gundersen 2006). Uten predasjon virker det derfor som om bestandene har det veldig godt og etablerer gode velfungerende sosiale systemer som reproducerer og overlever godt.

Fra atferd til bestandsdynamikk

I senere studier har vi sett mer direkte på sammenhengen mellom atferdsvariabler og demografi som igjen påvirker bestandsutviklingen. Vi hadde bare mindre effekter av habitatmanipulasjonen vår sammenlignet med den store årsvariasjonen på bestandsutviklingen hos fjellmarkmus. Den store årsvariasjonen kan vi forklare gjennom den sammenhengen vi ser mellom risikofylt atferd, predasjon og tetthet. En studie fra de 28 første bestandene (4 år 1990-1993) vi jobbet med, viser en klar sammenheng mellom andel dyr som forflytter seg og slutt-tettheten (Ims og Andreassen 2000). Årene med stor forflytning, og dermed lave tettheter, sammenfaller med årene som har lav tetthet av smågnagere ellers i regionen, og kan

forklares gjennom fuglepredasjon av dyr som gjør mye risikofylte forflytninger. Denne synkroniseringen av smågnagerbestander i større områder kan dermed forklares med fuglepredasjon slik det er gjort i teoretiske modeller (Ims og Steen 1990).

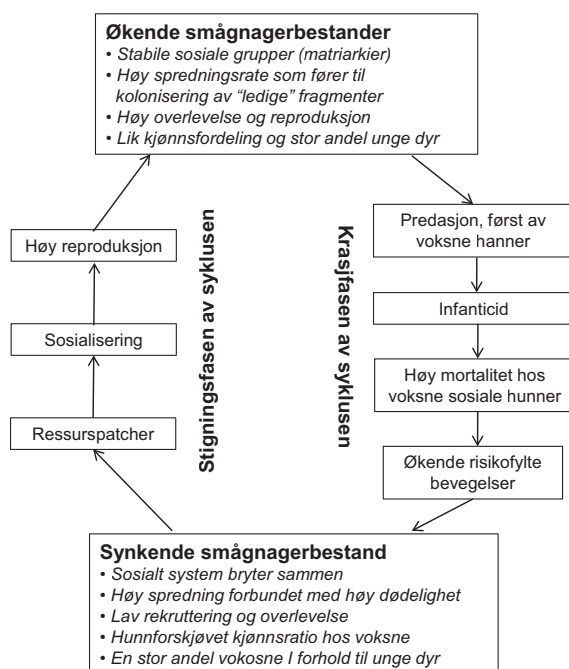


Bilde 5. Fjellmarkmus har vært forsøksdyrene på Musefarmen. Foto: Floris Smeets

Rovfugl vil noen ganger ha flere negative effekter for smågnagerbestanden. I tillegg til det dyret som blir tatt av en rovfugl, viser det seg at andre dyr også kan dø. Hvis en voksen hann, som jo er veldig utsatt for predasjon på grunn av all sin risikofylte atferd, blir tatt av rovfugl, vil nye hanner overta hans territorium og med det hans hunner. Den nye hannen ønsker å pare seg så fort som mulig for å få fram egne avkom og vil dermed utføre det vi kaller for infanticid, det vil si at den vil drepe den forrige hannens unger for at mora så fort som mulig skal pare seg med den nye hannen (Andreassen and Gundersen 2006). I tillegg viser det seg at tapet av denne dominante hannen påvirker det sosiale systemet så mye at vi får en høy dødelighet av voksne sosiale hunner (grupper av hunner

med overlappende leveområder, for eksempel en mor med hennes reproduserende døtre) som ikke skyldes predasjon, men sosiale interaksjoner mellom hunner. På den måten kan en predatert hann føre til at 2, 3, 4 hele kull forsvinner, pluss noen av de voksne hunnene. På denne måten, gjennom en interaksjon mellom rovdyr og sosiale forhold, kan en smågnagerbestand krasje ganske fort (Bilde 5).

Det virker altså negativt for hunner å være sosiale i det tidspunktet det sosiale systemet bryter sammen når deres dominante hann forsvinner. Men eksperimenter vi har gjort på klatremus *Myodes glareolus* viser at når det ikke er predasjon har sosiale hunner en mye større reproduktiv suksess enn solitære hunner (Remy et al. 2013, Andreassen et al. 2014). Det kan tyde på at det lønner seg å være sosial ved lave tettheter når bestanden er på vei opp, men ikke når rovdyrbestanden har bygd seg opp og er en stor risiko for de dominante hannene.



Figur 7. En forklaring av hva som skjer gjennom en smågnagersyklus i henhold til hypotesen utviklet gjennom ulike studier på Musefarmen (fra Andreassen et al. 2013; se også Radchuk et al. 2014).

MODELLER FOR MUSEÅR

Lemen, mus og andre smågnagere i Skandinavia har tradisjonelt svingt i tetthet med en 3-4 års syklus. Hvert 3-4 år er det masse smågnagere, for så plutselig å bli borte. Disse toppårene kalles gjerne for museår eller lemenår. Vi har brukt våre resultater for å beskrive hva som skjer i løpet av denne syklusen. Alle er enige om at predasjon er en viktig del av denne syklusen. Vår modell tilsier at også forflytninger mellom habitatfragmenter og sosiale faktorer er viktig for å få den type sykluser som er typiske i Skandinavia (Figur 7; Andreassen et al. 2013).

Ved lave tettheter lønner det seg å være sosial og ha svært overlappende aktivitetsområder. Vi tror dette kan skje i overlevelseslommer under snøen hvor det er godt å være smågnaver vinterstid. Sosiale hunner i disse overlevelseslommene vil ha stor reproduktiv suksess og bidra til en økning av bestanden. Samtidig vil antall rovdyr og rovfugl øke, og snart blir mengden av rovdyr så stor at vi får den negative effekten. Rovdyrene/fuglene tar store hanner som utfører mye risikofylt atferd, dette fører til infanticid og høy dødelighet av sosiale hunner. Det sosiale systemet bryter sammen, og bestanden krasjer raskt. Jo lavere tetthet, jo større andel av dyrene vil være i bevegelse og utføre risikofylt atferd, noe som igjen øker sannsynligheten for å bli drept. Dette fører til en rask nedgang i bestanden. Bestanden vil antagelig holdes lavt på grunn av mye forflytninger og høy risiko for å bli drept av de predatorne som er igjen. Til slutt slipper de ut av denne predatorfella på grunn av lav overlevelse hos spesialistpredatorene ved lave smågnagertettheter, og det lønner seg igjen å være sosial og reprodusere godt, og bestanden vokser igjen.

Vi har simulert denne modellen ved å bruke data fra Musefarmen om forflytninger, overlevelse og reproduksjon, og det viser seg å ligne veldig godt på naturlige smågnagersykluser (Radchuk et al. 2014). Dette gir en 3-4 årig syklus, det gir bestander med samme tetthet som de vi ser naturlig, og en fordeling av vekstrater som vi ser i naturlige bestander. Antagelig er dette den modellen som hittil er kommet nærmest de faktiske smågnagersyklusene.

EN KONKLUSJON OM EKSPERIMENTELLE MODELLSYSTEMER

Ekspimentelle modellsystemer som et middel for å lage prediktive modeller for økologiske fenomener som museår, har tidligere sjeldent blitt benyttet. Denne modellen og sammenligningen med empiriske data fra naturlige bestander, viser at det som har skjedd innenfor hegnene på Evenstad i et veldig forenklet og kontrollert system, kan overføres til mer naturlige systemer. Nylig har vi også vist at våre fjellmarkmus har akkurat de samme selvregulerende mekanismene som brunbjørn *Ursus arctos* i naturlige bestander (Odden et al. 2013): Hos begge artene danner hunner sosiale grupper av beslektede hunner, såkalte matrilineære grupper, forflytninger er negativt tetthetsavhengig, og kjønnsmodning hemmes hos dyr som ikke flytter seg hjemmefra. Hos begge arter vil tap av en dominant hann ha negative effekter på bestanden gjennom infanticid, og hos begge vil dette tapet som regel skyldes en ytre faktor (predasjon hos smågnagere og jakt hos bjørn).

Ekspimentelle modellsystemer er derfor en rimelig og enklere måte å teste potensielle hypoteser på før man går ut i felt og studerer de hypotesene som viser seg å kunne være aktuelle. Men naturlige systemer er uansett mye mer komplekse. Vi vil aldri greie å få all kompleksiteten i landskapet og av andre arter i et EMS. EMS må derfor kombineres med studier av naturlige bestander.

REFERANSER

- Aars, J. 1998. Demography and genetics in spatially structured vole populations. Dr. scient thesis, University of Oslo.
- Aars, J. & Ims, R. A. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and inbreeding between vole demes. *Ecology* 80:1648-1655.
- Aars, J., Andreassen H. P. & Ims, R. A. 1995. Root voles: Litter sex ratio variation in fragmented habitat. *Journal of Animal Ecology* 64: 459-472.

- Andreassen, H. P., Ims, R. A., Stenseth, N. C. & Yoccoz, N. G. 1993. Investigating space use by means of radiotelemetry and other methods: a methodological guide. Pages 589-618 in: Stenseth, N. C. and Ims, R. A. (eds), *The biology of lemmings*. Academic Press, London. Pp 683.
- Andreassen, H. P. 2000. Movement ecology of root voles in patchy habitats: From individual behaviour to population spatiotemporal dynamics. Dr. Philos thesis, University of Oslo.
- Andreassen, H. P., Rémy, A. & Odden, M. 2013. Social bank vole females increase population size. *Ecology Letters* (Submitted)
- Andreassen, H. P. & Gundersen, G. 2006. Male turnover reduces population growth: An enclosure experiment on voles. *Ecology* 87: 88-94.
- Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 1998. The effects of experimental habitat destruction and patch isolation on space use and fitness parameters in female root vole *Microtus oeconomus*. *Journal of Animal Ecology* 67: 941-952.
- Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 2001. Dispersal in patchy vole populations: role of patch configuration, density-dependence and demography. *Ecology* 82: 2911-2926.
- Andreassen, H. P., Bjørnbom, E., Carlsen, R. G., Gundersen, G. & Gundersen, H. 1998. Visual cues as determinants of perceptual range in root voles *Microtus oeconomus*. *Acta Theriologica* 43:371-378.
- Andreassen, H. P., Glorvigen, M., Rémy, A. & Ims, R. A. 2013. New views on how population-intrinsic and community-extrinsic processes interact during the vole population cycles. *Oikos* 122: 507-515.
- Andreassen, H. P., Hertzberg, K. & Ims, R. A. 1998. Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. *Ecology* 79: 1223-1235.
- Barrett, G. W. & Peles, J. D. (eds.) 1999. *The ecology of small mammals at the landscape level: experimental approaches*. Springer Verlag, Berlin, Germany. Pp 339.

- Berg, K. W. 1995. Space use responses of root voles (*Microtus oeconomus*) to a habitat fragmentation gradient. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Bjørnstad, O. N., Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 1998. Effects of habitat patchiness and connectivity on the spatial ecology of the root vole *Microtus oeconomus*. *Journal of Animal Ecology* 67: 127-140.
- Dos Santos, E. M., Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 1995. Differential inbreeding tolerance in two geographically distinct strains of root voles *Microtus oeconomus*. *Ecography* 18: 238-247.
- Fauske, J., Andreassen, H. P. and Ims, R. A. 1997. Spatial organization in a small population of the root vole *Microtus oeconomus* in a linear habitat. *Acta Theriologica* 42: 79-90.
- Forney, K. A. and Gilpin, M. E. 1989. Spatial structure and population extinction: a study with *Drosophila* flies. *Conservation Biology* 3: 45-51.
- Gundersen, H. & Andreassen, H. P. 2014. Space use and diel activity of root voles: individual attributes and demographic consequences. (manuscript)
- Gundersen, G. and Andreassen, H. P. 1998. Causes and consequences of natal dispersal in root voles, *Microtus oeconomus*. *Animal Behaviour* 56: 1355-1366.
- Halle, S. 1995a. Diel pattern of locomotor activity in populations of root voles, *Microtus oeconomus*. *Journal of Biological Rhythms* 10: 211-224.
- Halle, S. 1995b. Effect of extrinsic factors on activity of root voles, *Microtus oeconomus* *Journal of Mammalogy* 76: 88-99.
- Hansson, L. 1977. Spatial dynamics of field voles *Microtus agrestis* in heterogeneous landscapes. *Oikos* 29: 539-544.
- Hansteen, T. L., Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 1997. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *Journal of Mammalogy* 61: 280-290.

- Hestbeck, J. B. 1982. Population regulation of cyclic mammals: The social fence hypothesis. *Oikos* 39: 157-163.
- Hovland, N., Andreassen, H. P. & Ims, R. A. 1999. Foraging behaviour of the root vole *Microtus oeconomus* in fragmented habitats. *Oecologia* 121: 236-244.
- Huffaker, C. B. 1958. Experimental Studies on Predation: Dispersion Factors and Predator-Prey Oscillations. *Hilgardia*: 27: 795-834.
In: Real, L. A. and Brown, J. H. (eds.) 1991. *Foundations of Ecology. Classic papers with commentaries.* Pages 343-383. Chicago Press, Chicago, USA. Pp 905.
- Ims, R. A. 1994. Litter sex ratio variation in colonies of two geographically distinct strains of the root vole *Microtus oeconomus*. *Ecography* 17: 141-146.
- Ims, R. A. 1997. Determinants of geographic variation in growth and reproductive traits in the root vole. *Ecology* 78: 461-470.
- Ims, R. A. & Steen, H. 1990. Geographical synchrony in microtine population cycles: A theoretical evaluation of the role of nomadic avian predators. *Oikos* 57: 381-387.
- Ims, R. A. & Stenseth, N. C. 1989. Divided the fruitflies fall. *Nature* 342: 21-22.
- Ims, R. A., Rolstad, J. & Wegge, P. 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation – can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urogallus* in boreal forest. *Biological Conservation* 63: 261-268.
- Ims, R. A. & Andreassen, H. P. 1999. Effects of experimental habitat fragmentation and connectivity on root vole demography. *Journal of Animal Ecology* 68: 839-852.
- Ims, R. A. & Andreassen, H. P. 2000. Spatial synchronization of vole population dynamics by predatory birds. *Nature* 408: 194-197.

- Irgens, E. G. 1996. Effect of habitat destruction on female root vole (*Microtus oeconomus*) social behaviour. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Isaksen, K. 1993. Habitat fragmentation. Demographic effects on the root vole *Microtus oeconomus*. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Johannesen, E. 1998. Demographic responses to habitat fragmentation. Dr. scient thesis, University of Oslo.
- Johannesen, E. & Andreassen, H. P. 1998. Survival and reproduction of resident and immigrant female root voles (*Microtus oeconomus*). Canadian Journal of Zoology 76: 763-766.
- Johannesen, E., Andreassen, H. P. & Steen, H. 1996. C-J-S modelling revealed no effect of radio collars on survival of root voles. Journal of Mammalogy 78: 638-642.
- Johannesen, E., Aars, J., Andreassen, H. P. & Ims, R.A. 2003. A demographic analysis of vole population responses to fragmentation and destruction of habitat. Population Ecology 45: 47-58.
- Klaussen, E. M. J. 1996. Offspring viability and growth in experimental root vole populations. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Kohler, R. E. 1994. Lords of the fly. Chicago Press, Chicago, USA. Pp. 321.
- Le Galliard, J.-F., Remy, A., Ims, R. A., Lambin, X. 2012. Patterns and processes of dispersal behavior in arvicoline rodents. Molecular Ecology 21: 505-523.
- Moe, J. A. 1997. Does social behaviour among female root voles (*Microtus oeconomus*) depend on familiarity? A combined laboratory and field experiment. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Odden, M., Ims, R. A., Støen, O. G., Swenson, J. E. & Andreassen, H. P. 2014. Bears are simply voles writ large. Oecologia (In press)

- Prestegard, I. 1996. Nest location in relation to physical and social edges in root voles (*Microtus oeconomus*): Effects on juvenile survival and growth. Candidatus Scientiarum thesis, University of Oslo.
- Radchuk, V., Ims, R. A. & Andreassen, H. P. 2014. Projecting population cycles from individual life histories: The role of extrinsic and intrinsic factors in rodent population dynamics explored by individual-based models. *The American Naturalist* (Submitted)
- Rémy, A., Odden, M., Richard, M., Le Galliard, J.-F. & Andreassen, H. P. 2013. Food distribution influences social organization and population growth in a small rodent. *Behavioral Ecology* 24: 832-841.
- Resetařits, W. J. and Bernardo, J. 2001. *Experimental Ecology*. Oxford University Press. Oxford. UK, Pp 239.
- Tast, J. 1966. The root vole, *Microtus oeconomus* (Pallas), as an inhabitant of seasonally flooded land. *Annales Zoologici Fennici* 3: 127-171.
- Wiens, J. A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. Pages 1-26 in: Hansson, L, Fahrig, L and Merriam, G (eds) *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman and Hall, London.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Van Horne, B. & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wolff, J. 1999. Behavioural model systems. In: Barrett, G. W. and Peles, J. D. (eds.) 1999. *The ecology of small mammals at the landscape level: experimental approaches*. Springer Verlag, Berlin. Pages 129-146.

DEL 3

HJORTEVILTTOGET

Hjorteviltarbeidet på evenstad

Elg beitar på skog. På ein høgskule med røter i ein skogskule er det naturleg å studera elg om ein skal driva viltforsking. Elgforskinga, og seinare hjorteforskinga, har vore prega av tett samarbeid med skog- og jordbrukarar og deira organisasjonar. Mykje av forskinga har dermed vore matnyttig retta mot feltet Elg som næring. Torstein Storaas og Karen Marie Mathisen gjev eit grovt overblikk over elgforskinga. Skarpe og Fremming omhandlar i sine artiklar vinterbeitet til elgen. Karen Marie Mathisen og Simen Pedersen ser på verknader på økosystemet av elgbeite og fôringsplassar. Barbara Zimmermann tar for seg hjorteforskinga. Ho har merka hjort med GPS-sendarar i Hedmark og Rogaland. Her skriv ho om korleis dei radiomerka hjortane har trekt mellom vinter- og sumarområde i Hedmark.



■ Elg som næring

- Elgarbeid på Evenstad 1995 – 2013

TORSTEIN STORAAS, KAREN MARIE MATHISEN OG KNUT B. NICOLAYSEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMANDRAG

I 1995 byrja me å studera elg og trafikk i Østerdalen. Då ulv etablerte seg i studieområdet, undersøkte me verknaden av ulv på elg. Sidan studerte me elgøkonomi før me såg på verknaden av elgføring i samarbeid med Stor-Elvdal Grunneierforening, Løvenskiold-Fossum og Fritzøe Skoger. No arbeider me med samordna forvaltning av skog og elg, der me prøver ut ordinære skogbrukstiltak som skal gje elgen meir fôr og skogeigaren uskadde furuforyngingar. I alt har me radiomerka 268 elgar, og me har studert elg og vegetasjon i felt. Me gjev her ei grov oversikt over resultata frå det vitskaplege arbeidet med elg på Evenstad, gjev forvaltningsråd basert på dette og viser kva me vil arbeida med framover. Hovudfokus i heile perioden har vore å sjå på elgen som ein ressurs. Arbeidstittelen har vore *Elg som næring*. Elg er mykje meir enn næring, men i denne artikkelen ser me på elgen hovudsakleg i næringsmessig samanheng sett med lokaløkonomiske auger.

Viktige resultat

- Ein felles elgbestand brukar sumar og haust store område (> fleire 1000 km²) rundt vinterbeiteområda.

- Snøen styrer trekket til vinterbeiteområda hjå nokre av grunneigarane.
- Eigarane av vinterbeite- og sumarbeiteområda har ulike økonomiske interesser, i vinterområda ynskjer dei gjerne færre elgar, i sumarområda fleire.
- Foryngingsareal per felt elg har minska sidan 1970-talet. Samstundes er den hogde skogen mindre produktiv og fôrproduksjonen vert hemma av overbeite. Fôr frå skogen har minska.
- I 2004 – 2010 vart halvparten av elgen sitt fôrbehov i vinterbeiteområda i sentrale Stor-Elvdal dekkja av siloballar.
- Fôringa konsentrerer elgane under 1 km frå fôringsplassane med hardt beitepress og tilførsle av nitrogenhaldig avføring. Vegetasjon, insekt-, smånagar- og fugleliv er forskjellig nær og langt frå fôringsplassane.
- Silo som tilleggsfôr gjer at elgane held vekta utover vinteren og foster og kalvar overlever betre fram til fyrstkomande haust.
- Elg på fôringsplassar hadde like lite parasittar som andre elgar.
- Å rekna på økonomien i elgforvaltinga er vanskeleg, og resultatet er avhengig av føresetnadene.
- På regionalt nivå var fôring med silo robust økonomisk lønnsamt ved at verdien på ekstra produsert elgkjøt var fleire gonger høgare enn kostnaden av silofôringa.
- Fôringa trekte ikkje til seg alle elgane, og det generelle beitepresset på furu i Stor-Elvdal var høgt sjølv om det vart fôra. Nær fôringsplassane vart all ungfuru skadebeita, i heile området var nær 60 % av furutoppene beita.

- Elgar vart i Stor-Elvdal påkøyrde når snøen pressa dei ned i dalen der dei kryssa vegen og gjekk langs jernbanelina.
- Ulv minska jaktinntektene i reviret.

Forvaltningsråd

- Grunneigarane må forvalta den felles elgbestanden med samordna tiltak over årsleveområdet til elgbestanden (> fleire 1 000 km²).
- Grunneigarane må sørgja for samsvar mellom fôrtilbodet og fôrbehovet gjennom året ved skogbrukstiltak, fôring eller regulering av elgbestanden ut frå sine mål i bestandsområdet.
- Grunneigarane må finna modellar som gjer ressursen elg lønsam ogso for eigarane av vinterområda.
- Det må arbeidast politisk for å plassera ansvaret for å minska talet på elgpåkøyrslar.
- Det bør arbeidast politisk for ei økonomisk godtgjersle til kommunar med ulverevir.

Vidare arbeid:

- Å skaffa kunnskap for å samordna forvaltning av elg og skog i tett samarbeid med skogeigarar.
- Å studera tiltak i ordinært skogbruk som aukar fôrmengda til elgen og minskar skadane på ungsog. Tiltak skal i samarbeid med skogbrukarar prøvast ut, og verknaden på elgen, skogforynginga og samla økonomi skal evaluerast.
- Å finna betre metodar for vinterfôring av elg.

På Evenstad har ulike forskarar studert elg gjennom 18 år. Me har fått inspirasjon, problemstillingar og tilgang til forskingsmidlar gjennom tett samarbeid med elginteresserte forvaltarar og grunneigarar. Miljøet har eit sterkt ynskje om å halda fram dette gjevande samarbeidet i lang tid, etter kvart med nye aktørar og mannskap både på Evenstad og hjå samarbeidspartnarane.

INNLEIING

Forvaltning av elg er ei av dei store utmarksutfordringane i Stor-Elvdal, i skog-Noreg og i den nordlege boreale sona. Ressursen elg gjev oss inntekter gjennom jaktglede og kjøt og naturopplevingar. Inntektene frå elg går ned om ulv og bjørn kjem tilbake. Dette gjev grunnlag for konflikt. Elgen kan også forårsaka tap ved å skada ung furuskog og i trafikkulukker (Henriksen and Storaas 1999, Storaas et al. 1999). Då Statens skogskole på Evenstad vart del av Høgskolen i Hedmark i 1994, skulle undervisninga vera forskingsbasert, og tilsette skulle forska. Me byrja arbeida med elg på Evenstad i 1995 og har halde fram sidan.

Ein hovudtanke har vore at elgen er ein kulturelt og økonomisk viktig ressurs (Storaas et al. 1999) som også gjev eit bidrag til betre folkehelse (Sneli 2013). Me har vilja finna tiltak for å betra forvaltninga av denne ressursen. For å stilla riktige spørsmål og skaffa etterspurt kunnskap har me i stor grad samarbeidd med grunneigarar, kommunar, fylkeskommunar, fylkesmenn og samferdsleetatar. Evenstad har bidrege med forskar og studentar, Jernbaneverket betalte for dei fyrste radiosendarane, mange aktørar har bidrege økonomisk og til styring av ulike prosjekt. Evenstad har hatt fyrst eit strategisk høgskuleprosjekt om bioøkonomi og deretter eit brukarstyrt innovasjonsprosjekt i Norges forskingsråd om elgføring og har nyss fått innvilga prosjekt i Regionalt forskingsfond, Innlandet. Hovudretninga i forsking har heile tida vore betre forvaltning av ressursen elg som ein del av økosystemforvaltninga der det vert lagt vekt på økonomi, menneske og økologi.

Det er brukt data frå ulike register, frå radiomerka elgar og frå feltobservasjonar av elg, vegetasjon, elgbeite og møk. På Evenstad er det fram til 2013 skrive 48 bachelor-, 6 masteroppgåver, 5 doktorgrader, 26 rapportar og 29 vitenskaplege artiklar om elg. Her vil me gje ei kort oversikt over viktige funn, særleg frå Stor-Elvdal.

Mykje er undersøkt og skrive om elg, elgbiologi og elgforvaltning. Schwartz og Franzmann (2007) gjev ei god oversikt over elgen i Amerika og til dømes Solberg m.fl. (2012) gjev ei oversikt over situasjonen til elg i Noreg dei siste åra. Evenstad har laga si eiga nisje ved å studera aktuelle forvaltningsutfordringar i regionen. Storaas m.fl. (1999) gjev ei oversikt over ideen *Elg som næring* og viser retninga forskinga vidare har fylgt.

Her vil me gje ei grov oversikt over *forskingstogreisa*. Me vil visa resultat frå dei ulike etappane som rett nok overlappar noko i tid. Me vil visa kva me har funne om korleis elgen brukar terrenget, om elg-trafikk, elgrovdyr, fôring av elg og elg-skogbruk. Til slutt vil me skryta av våre samarbeidspartnarar utanfor akademien og peika på kursen vidare.



Me radiomerka 268 elgar, 148 med VHF og 120 med GPS-sendaren. Foto: O. T. Ljøstad, Skogmuseet.

METODE

Studieområda Stor-Elvdal og Telemark

Storparten av feltarbeidet er gjennomført i den gamle delen av Stor-Elvdal frå før samanslåinga med Sollia kommune (Milner et al. 2012). Denne delen av Stor-Elvdal ligg på begge sider av Glomma som renn inn frå Rendalen 400 moh. nord for Atna og strekkjer seg 100 km til Åmot grense 200 moh. like nord for Rena. I vest stig skogkledde lier og åsar opp over tregrensa mot vidder og høgfjell, Imsdalen og Atndalen trengjer langt inn i fjella. I aust stig dalen til myrkjølar og skogåsar med toppar like over tregrensa. Vanlegvis varierer snødjupna frå mest snø i fjellet i sør og mindre mot aust og nord. Minst snø er vanlegvis langs Glomma der folk bur og jernbane og veg går. Grunneigarsamarbeidet i Stor-Elvdal Grunneierforening var banebrytande då foreininga vart starta i 1952 og har lagt eit godt grunnlag for elgforvaltninga i området.

Evenstad har ogso arbeidd på eigedomane til Løvenskiold-Fossum og Fritzøe Skoger i Telemark (Milner et al. 2012). Dei siste åra har me sett på elgbeite ogso i Oppland og studerer no korleis me kan påverka fôrtilgangen til elgen i Trysil, Våler og på Løten.

Datainnsamling

Data er samla inn på ulike måtar:

- Av andre innsamla data som Sett elg (eit obligatorisk rapporteringssystem frå elgjakta), om elgpåkøyrslar, vêrdata, vegetasjonskart og hogstdata frå Stor-Elvdal Grunneierforening, Stor-Elvdal kommune, Løvenskiold-Fossum og Fritzøe Skoger, Meteorologisk institutt, organisasjonar, etatar og offentlege register.
- Vegetasjons-, beite- og møkkdata registrert av oss i felt.
- Data frå elgindivid utstyrte med VHF- og GPS-sendarar. VHF-sendarane sender signal som frå avstand kan peilast med radio-mottakar med retningsantenne. Med peiling frå fleire punkt

med kjend posisjon, kan me finna kvar elgen er. GPS- sendarane tek GPS-posisjonen til elgen og sender posisjonen til oss via GSM-nettet. I perioden 1999 til 2010 vart det merka 268 elgar (148 VHF, 120 GPS).

- Helikopter-teljingar av elg. Vintrane 1999/2000 og 2000/2001 hadde me tilgang på helikopter som me bruka til finna del kalvar, kyr og oksar i populasjonen.

Nærare skildringar av metodane kan finnast i Storaas m.fl. (2005 og 2008) og Milner m.fl. (2012).

RESULTAT OG KONKLUSJONAR

Trekk og forvaltningsområde

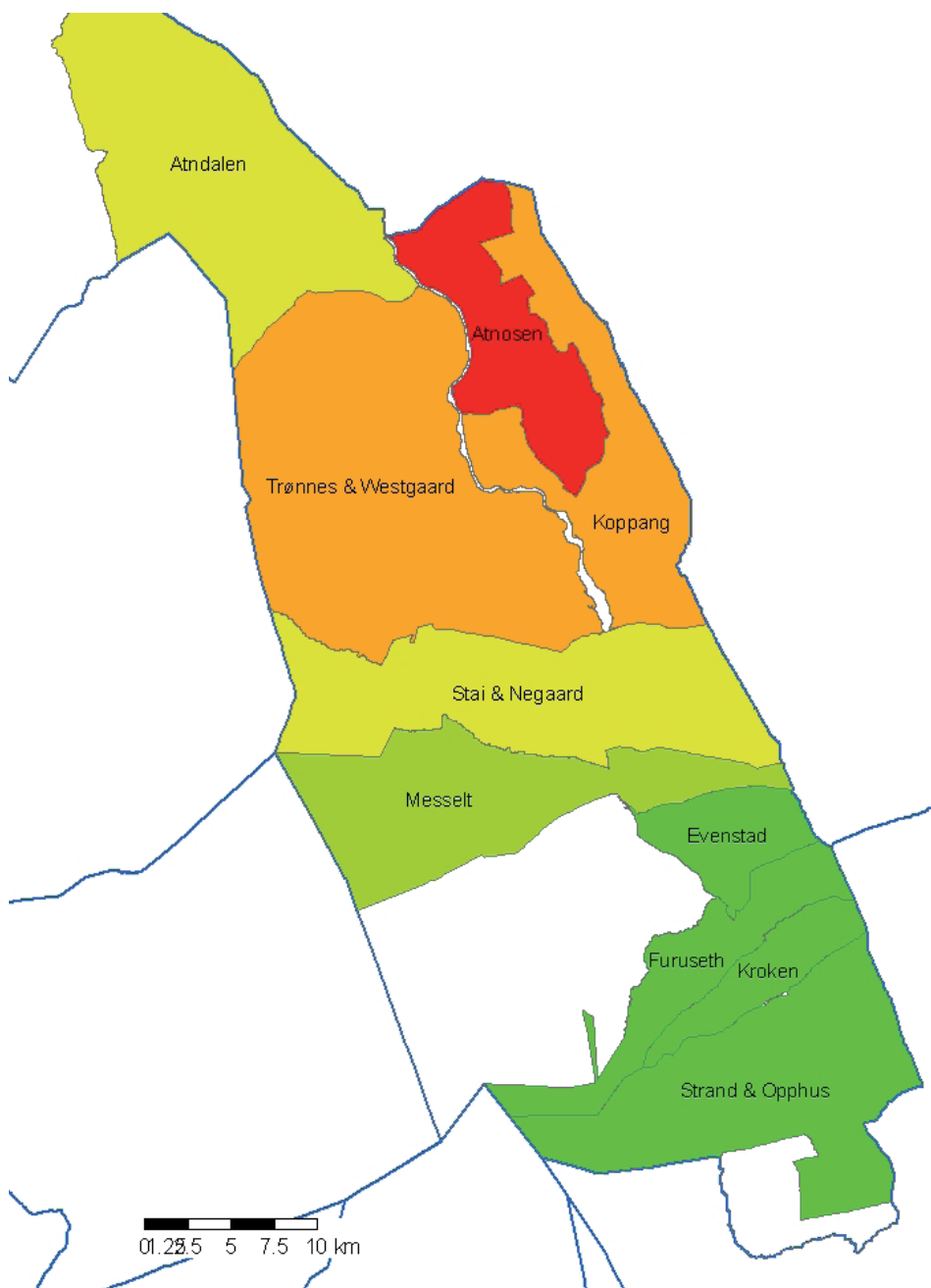
Østerdalen er ein dal mellom fjell og åsar, studieområdet i Telemark går frå låglandet til opp over tregrensa. Temperaturar, vegetasjon og sjødjupner varierer mykje og gjev varierende levevilkår for elgane gjennom året i begge områda.

Trekk

Om sumaren kan elgen søkja føde og vern der han vil. Om vinteren, når snøen hemmar gange, trekkjer han mot snøfattigare område med vinterføde. Det er publisert mange forvitnelege hypotesar om kvifor hjort og elg trekkjer, eller ikkje trekkjer (van Moorter et al. 2013). Me finn den enklaste forklaringa å vera: Elgen bur i eit sumarområde. Dersom snøen vert djup, går han til ein stad med mindre snø og helst med fôr. Når snøen smeltar, går han attende dit han var. Trekket er styrt av snøen. Det uløyste spørsmålet er korleis elgen vel området sitt den fyrste sumaren.

Sumar og vinterområde

Basert på dei radiomerka kyrne kan utmarksområda i Stor-Elvdal rangerast som sumar- og vinterområde. Me rekna på to måtar korleis dei GPS-merka kyrne brukte områda (Milner et al. 2012).



Figur 1. Oversikt over korleis elgen brukar Stor-Elvdal Grunneierforening sine område gjennom året. Dei raudaste områda har mest elg om vinteren og minst i jakttida. Dei grønne områda har mest elg sumar og haust og minst om vinteren.

Resultatet var i begge tilfella at nokre utmarksområde var heldige og hadde bra med elg i jakttida om hausten og få om vinteren. Andre utmarksområde hadde lite elg om hausten, men mange om vinteren. Konsekvensen av dette er at nokre eigarar har føremoner av tett elgstamme, medan andre har hovudsakleg ulemper med elgbeiteskadar på ungfuru.

Det er få kalvar som er merka med radiosendarar. Me har likevel indikasjonar på at mange kalvar slår seg til i andre utmarksområde enn der dei vart fødde (Storaas et al. 2008). *Elgprosjektet i Nord-Trøndelag* (Rolandsen et al. 2010) fann at dei fleste kalvane slo seg ned minst 10 km frå der mora oppheldt seg, og ein kalv slo seg ned 175 km unna. Ogso dette understrekar at dyra i eit jaktområde er del av ein bestand i kontakt med andre bestandar over svære område. Samstundes såg me at dei same radiomerka kyrne brukte dei same områda, år etter år. Berre få kyr skifta område.

Det er mogleg å dela områda i sumar og vinterområde. Men det er vanskeleg å vita nett kva vinterområde ein bestemt elg vil gå til. Nokre elgar kan gå langt frå sumar til vinter, andre kan vera i same området heile tida. Det finst ikkje faste grenser mellom elgregionar. Den viktigaste lærdomen av alle radiomerkingane er at elg må forvaltast over store område. Til og med kjempeeigedomar som Løvenskiold-Fossum og Fritzøe Skoger har felles elgbestand som ogso vitjar andre eigedomar. Våre data understrekar det alle bør vita, *elg må forvaltast i store regionar som ikkje alltid bør fylgja kommunegrenser* (Storaas et al. 2005, Storaas et al. 2008, Milner et al. 2012).

Elg-trafikk

I Østerdalen går trafikkårene i dalbotn dit elgen trekkjer når snøen vert djup. Etter at elgbestandane og farten til tog og bilar har auka, har det vorte mange elgpåkøyrslar.

ELGPÅKØYRSLAR PÅ VEG OG BANE

Me har studert elgpåkøyrslar i Stor-Elvdal (Storaas et al. 2005). Elgen vert hovudsakleg påkøyrd når dei av snøen er pressa ned i dalen til veg og jernbane. Det er mest sannsynleg at påkøyrslar skjer når det er djup snø og

kaldt. Sjølv om det er djup snø og kaldt, vert få påkøyrde om dagen. Ved fullmåne, når det ogso er ljosare, aukar derimot talet på påkøyrslar litt.

Før grunneigarane byrja fôra noko særleg, forklarte lengda av vintere (tida frå det kom 30 cm snø på Evenstad til det var varmegrader om natta) 85 %, medan endringane i tettleiken av elg forklarte berre 5 % av variasjonen i påkøyrslar mellom åra (Gundersen and Andreassen 1998). Etter at grunneigarane byrja med tung fôring i år 2000, betyr vinterlengda mindre (Kleverud 2012). Dette tyder på at mange elgar no held seg nær fôringsplassane langt frå samferdsleårene. Men alt er ikkje eintydig. Mengd utkøyrte fôr dreg påkøyrslene ned (Andreassen et al. 2005), medan fleire bilar og ein høg elgbestand på grunn av fôringa dreg påkøyrslene opp (Sivertsen et al. 2010). Det er enno usikkert kven av desse kreftene som er sterkast.

Det går heile 2 000 bilar og berre 20 tog gjennom Østerdalen ein vinterdag. Likevel vert fleire elgar påkøyrde av tog enn av bilar. Grunnen er at elgane sprang rett over vegen, men gjekk langs toglina. Elgane gjekk lengre strekningar langs jernbanelina etter kvart som snøen vart djupare. Ved djup snø kan det vera fleire km elgspor på linja. Det vert dermed svært sannsynleg at det står elg ein eller annan stad på linja når toget kjem. På vegen, derimot, skjer påkøyrslene når elgane kryssar. Kryssinga tek få sekundar, sjansen for møte mellom elg og bil vert dermed låg, sjølv om der er mange bilar (Kristiansen 2008).

Elg og ulv

Etter å ha vore utrydda, har ulv og bjørn dei siste tiåra byrja kome attende frå Sverige til Østerdalen. Me undersøkte verknaden av ulv på radiomerka elgar i ulveområdet.

ULVEN SOM KOM OG FORSVANN FRÅ KOPPANGKJØLEN

Det var ulverevir på Koppangkjølen frå 1997 til 2005, me hadde radiomerka elgar der frå 1999. Det er vanskeleg ut frå Sett elg-data å sjå korleis elgbestanden vart påverka av ulven. Me brukte difor andre metodar som overvaking av radiomerka elgar og elgtakseringar med helikopter.

Eit hovudresultat var at det året det var mest ulv og best data, 1999/2000, tok ulven rundt 160 elgar, mest kalvar fram til at dei vart ungdyr. Dette var nok nær eit maksimaltap, i våre utrekningar brukte me eit gjennomsnittstap på 115 (Storaas et al. 2008).

Jakt og påkøyrslar på veg og bane var likevel langt viktigare dødsårsaker enn ulv. Men når jaktuttaket skal reknast ut, må ein ta omsyn til tap både til ulv og trafikk (Gundersen 2003). Ved hausting i ulverevir bør kvoten senkast (Nilsen et al. 2005) for å hindra at bestanden minskar. Produksjonen i elgstamma kan aukast gjennom å auka stamma og vri kjønssamansetninga til fleire kyr og færre oksar. Dette kan ogso gjerast i ulverevir (Jonzén et al. 2013). Utfordringane er at auka elgbestand vil auka skogskadane og at det har lenge vore eit mål at det ikkje skal vera meir enn to kyr per okse. Tapet av elg til ulv er dermed eit reelt tap av dyr som ikkje kan fellast på jakt og er dermed eit økonomisk tap for lokalsamfunnet. Dersom elgstamma vert kraftig redusert, kan ein risikera at ulvane et opp om lag heile elgproduksjonen, og det vert lite att til jegerane. Ulvereviret på Koppangkjølen var likevel lite i eit hav av elg. Når kalveproduksjonen går ned, vil det kunna spreia seg fleire ungdyr inn enn ut av ulvereviret. Ulvereviret var ogso vinterområde for dyr frå ein stor region, tapet vart dermed fordelt på større område. Elgbestandane er ogso påverka av mange forvaltingsavgjersler. Vidare endrar indeksen Sett elg seg fordi jakta vert annleis i ulverevir. Det var difor ikkje so lett å sjå frå Sett elg at ulvane betydde noko særleg for elgbestanden. I tillegg til tapte elgar registrerte me eit vesentleg tap av inntekter frå småviltjakt i eitt stort jaktområde i ulvereviret (Storaas et al. 2008). Me har sett vidare på dette over større område med og utan ulv i Hedmark og Oppland. Inntektene frå småviltjakt går ned i og nær ulverevir (Pedersen et al. upublisert).

Elgfôring

Grunneigarar byrja fôra elg i Eldådalen i 1989 for å halda elgen borte frå trafikken. Fôringa har auka til om lag 2 000 tonn på 20 år. I perioden 2004 – 2010 kom, etter våre utrekningar, om lag halvparten av fôret til elgen i vinterområda i Stor-Elvdal frå rundballar.

MINSKANDE FORYNGINGSAREAL PER ELG

Elgen finn mesteparten av føda på hogstflater og i frøtrestillingar. I studieområdet i Telemark ser me at foryngingsarealet (hogstflater og frøtrestillingar) per felt elg har minska til 14 % av 1970 – arealet (Milner et al. 2013). Samstundes vert mindre produktiv skog hogd, dermed er dei nye hogstflatene mindre produktive og produserer mindre fôr per flateining. I tillegg vert fôrproduksjonen hemma av overbeite. Me kan sjå det same mønsteret i Stor-Elvdal utan at me enno har klart å skaffa eksakte data på det. Det ser ogso ut som om at gran etablerer seg i tidlegare furubestand når furuene vert skadde av elgbeite eller ved at skogeigar svarar på beitepresset med granplanting. I tillegg har fôrproduksjonen i skogen gått ned i område med hardt elgbeite. Trass i sterkt minskande foryngingsareal bak kvar elg, held avskytinga seg i dag på nær $\frac{3}{4}$ av toppavskytinga i 1992. Det ser ut til at Stor-Elvdal har halde oppe ei tett elgstamme ved å føra.

SILOFÔR ERSTATTA KVIST

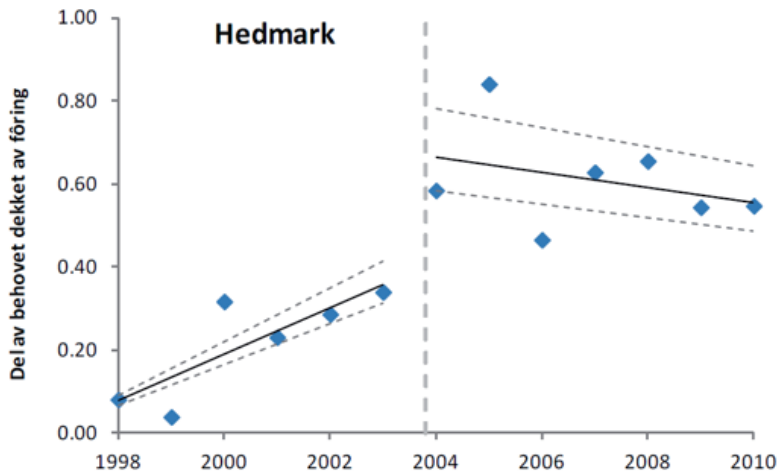
Me rekna ut kor mykje silo ein gjennomsnittselg et i døgeret. Basert på dette kjem om lag halvparten av fôret i den perioden dei står i vinterbeiteområda frå silo (Milner et al. 2012).

ELGFÔRING, ELGVEKTER OG REPRODUKSJON

Då me fanga elg i januar, vog elgane det same uavhengig av bruk av fôringsplassar. Me kan tolka det slik at det framleis var nok næring i skogen, slik at det var like bra å beita der som på fôringsplassane. Då me på nytt vog elgane i slutten av mars, hadde dei som beita berre i skogen mist mykje vekt, medan dei som tok silofôr stort sett heldt vekta. Det kan tolkast som om at mykje av kvalitetsfôret i skogen då var oppete. Vekt nedgangen førte til at foster vart kasta, nyfødde kalvar døydde og kalvar kom bort i laupet av sumaren. Alt i alt produserte gruppa kyr som brukte fôringsplassar i gjennomsnitt ein kalv som var i live då jakta byrja. Gruppa kyr som ikkje brukte fôringsplassar produserte i gjennomsnitt berre ein halv kalv per ku. Me registrerte eitt tilfelle der ein kalv som saman med

mor si ikkje brukte fôringsplassar, svalt i hel. Fôringa verka positivt på produksjonen av elg.

Fôringa føregåande vinter førte ikkje til at kyrne vart tyngre om hausten. Haustvektene vert bestemt av sumarfôret. Dersom fôringa fører til at elgstamma vert so tett at det vert konkurranse om kvalitetsfôret om sumaren, vil det føra til lågare haustvekter.



Figur 2. Den utrekna delen av fôrbehovet til elgbestanden i Stor-Elvdal som vart tilfredsstilt med fôring med silo gjennom vinterfôringsperioden. Me ser at andelen fôra elg auka raskt til 2003, medan det etter 2004 har vorte meir stabilt. For ikkje å overdriva økonomien i fôring har me i teksten runda av til at halvparten av fôret kjem frå fôring.

ELGFÔRINGSØKONOMI

Milner m.fl. (2005) viste at det er betre økonomi i å bruka silofôr til å produsera elgkjøt samanlikna med å produsera sauekjøt. Dette har samband med arbeidskostnadene og fôringsperiodane ved dei to produksjonane. Det er likevel ei utfordring at ingen eig elgen og at elg kan verta fôra på ein og felt på ein annan eigedom.

Det er vanskeleg å laga eit altomfattande reknestykke over totale inntekter frå elgjakt og utlegg ved skogskadar og fôring. Sidan grunneigarane har jaktretten, har dei både inntektene og kostnadene. Dei kan dermed

setja elgbestanden på det nivået eit fleirtal av grunneigarane ynskjer. Om eit fleirtal av grunneigarane ikkje godtek beiteskadane, kunne dei berre redusera elgbestanden. Eit fleirtal utan skogskadar kan overkøyra eit mindretal med skadar. Me tok likevel utgangspunkt i at grunneigarane held elgbestanden på eit nivå der dei godtek beiteskadane (Milner et al. 2012). Ein føresetnad for vidare utrekningar er at grunneigarane aksepterer beiteskadane som dei er. Me ser kor mykje elgbestanden måtte minskast om ein slutta fôra for å ha dei aksepterte skogskadane. Kostnaden ved å fôra vart samanlikna med avkastinga av den delen av bestanden som var basert på silofôr gjennom vinteren.

Me rekna ut at om lag halvparten av fôret til elgane i vinterbeiteområdet i Stor-Elvdal kom frå fôringa. Dersom grunneigarane sluttar å fôra elgen, måtte elgane finna anna fôr. Fylgjeleg ville beitepresset på ungsko-gen verta mykje hardare. For å få det beitepresset som dei i dag godtek, måtte elgbestanden dermed reduserast til om lag halvparten. Samstundes ville produksjonen i bestanden vera lik produksjonen til ufôra og ikkje til fôra individ. Produktiviteten i den halve bestanden ville dermed verta låg (Milner et al. 2012).

Milner m.fl. (2012) kom fram til at kostnaden til grunneigarane av å fôra elgane er langt lågare enn inntektene av å kunna ha fleire elgar som produserer meir. Etter modellen ville fellesskapet av grunneigarar kunna få att 4 kr for kvar krone investert. Då dei varierte ulike innsatsfaktorar i den økonomiske modellen, såg dei at fôringa var robust lønsam. Fôringa var so lønsam at ein toler langt høgare fôrprisar eller lågare kjøtprisar, fôringa vil vera lønsam uansett. Kjøtprisen er den faktoren som påverkar lønsemda mest. Utfordringa kan vera at nokon fôrar medan andre haus-tar. Skal fôring av elg vera berekraftig, må grunneigarane samarbeida over store område om forvaltningsmodellar som alle tener på. Det er ogso ei utfordring at skogeigarane aksepterer so høge skadar på skogen. Ein kombinasjon av lågare elgstamme og betre kvalitet på utkøyrte fôr kunne vonleg bota på skadenivået. Her ligg eit monaleg økonomisk potensiale om det vert samla meir kunnskap.



På det meste fôra grunneigarane elgen i Stor-Elvdal elgen med over 2 000 tonn silo. Det utgjorde om lag halvparten av fôret dei månadene det vart fôra. Foto: K. E. Moseid.

ELGFÔRING OG SKOGSKADAR

Elg treng fôr gjennom heile året. Han et det beste han finn nok av. Når lauvet fell av trea, urtene visnar og blåbærlyngen vert dekkja av snø, må han eta kvist. I Stor-Elvdal er storparten av tilgjengeleg vinterfôr furukvistar. Etersom det har vorte mindre elgfôr i kulturskogen på grunn av mindre hogstflateareal og hardt beitepress, har deler av furufôret vorte erstatta av utkøyrt silofôr. På denne måten er elgstamma på nesten same nivå som tidlegare. Når det vert lite fôr å finna i skogen, held elgane på vekta og kalveproduksjonen ved å eta silo.

Silo tykkjest vera greitt vinterfôr, men ein stor del av elgane føretrekkjer kvist, so lenge dei finn nok av det. Og ein del elgar et ikkje silo i det heile, dei lyt tydelegvis læra det. Dermed var beitepresset på ungfuru sterkt i Stor-Elvdal, om lag 60 % av all furu i ungskog har toppskade

etter beiting (Mathisen et al. upublisert). Me har ikkje data på skogskadar eller tilgjengeleg fôr frå før fôringa starta. Likevel verkar det i Stor-Elvdal som om at utkøyrte silofôr har teke over som næring for elgen etter som tilgangen av furu, bjørk, raun, osp og selje har minska. I staden for å minska elgbestanden når fôrtilgangen minka, har grunneigarane fôra, og elgvektene har gått berre litt ned. Diverre verkar det som om at elgane føretrekkjer furutoppar framfor det silofôret dei vert tilbode. Dermed held elgane fram med å skada ungskog trass i fôringa. Det ville vore gildt å finna ut om betre fôr kvalitet kunne minska skogskadane.

Fordelinga av beitepresset i terrenget vart påverka av fôringa. Alt i 1996 studerte to bachelorstudentar fordeling av elgbeite og elgmøk ut frå fôringsplassar (Ingebretsen and Kristiansen 1997). Seinare er det publisert ei rekkje arbeid om temaet (Gundersen et al. 2004). Ein hovudkonklusjon no er at vegetasjonen nær fôringsplassar (< 1km) er sterkt påverka av beite over mange år og produserer lite naturlig fôr (van Beest et al. 2010). Like etter etablering av fôringsplassane var beitepresset høgst nær fôringsplassen, men no etter 20 år har trenden flata ut og beitepresset er høgt i heile landskapet (Mathisen et al. upublisert). Samstundes varierer beitepresset veldig mellom bestanda, nokon er svært skadde, andre ikkje, uavhengig av avstand til fôringsplass.

Fôringa av elg gjer at grunneigarane kan ha mykje meir elg i vinterområda, fôringa kan ikkje redusera eventuelle beiteskadar i sumarområda, før elgen trekkjer ut. Dersom furuskog i generelle sumarområde vert skadd før elgane vandrar til vinterområda, kan desse skadane reduserast med hardare jakt om hausten.

ELGFÔRING OG BIODIVERSITET

Når elgen samlast rundt fôringsplassar, vert beitepresset på buskskiktet der sterkare enn lenger borte. Silofôret er næringsrikt. Næringa går inn i elgane, og mykje nitrogen kjem ut att særleg med elgurinen. Effekten vert opnare buskskikt og meir gjødsel nær fôringsplassar. På den måten vert levevilkåra for næringskrevjande urter og gras betre nær fôringsplassar (Torgersen 2008). Beite på bjørk rundt fôringsplassar førte til

at mangfaldet av fuglearter gjekk ned, men insektetande fuglar treivst. Flugesnapparar som fangar insekt i lufta, gjer det betre nær fôringsplassar, medan kjøtmeis som fangar insekt på greiner, gjer det betre langt frå fôringsplassane (Mathisen and Skarpe 2011, Mathisen et al. 2012). Ogso spissmus et insekt og trivst nær fôringsplassar, medan vegetarianaren klatremus føretrekte områder langt frå fôringsplassane (Pedersen 2011) (sjå også artikkel på side 129). I tillegg vart det meir markmus ved fôringsplassar, truleg avdi det der er meir gras og urter (Pedersen 2011). Dette viser at fôringsplassane kan påverka tilgangen av mat og løynestader for andre arter enn elg.

ELGFÔRING OG PARASITTAR

Når mange dyr av eitt slag samlar seg og brukar eit lite område over lang tid, spreier sjukdomar seg lettare. Wedul (2011) fann at det generelt var få parasittar i elgbestanden i Stor-Elvdal. Det var heller ingen forskjell i parasittbør hjå elg som bruka eller ikkje bruka fôringsplassar. Det ser dermed ikkje ut som om at fôringa til no har ført til sjukare elg.

Samordna elg- og skogbruk

Sunn og produktiv elg treng mykje og godt fôr. Mesteparten av fôret finn han i ungskogfelt. Ungskogfelte legg grunnlag for framtidig felling av kvalitetstømmer. Både elg-verdikjeda og skog-verdikjeda tek utgangspunkt i ungskogfelte. Gode og tette foryngingar er naudsynt for begge kjedene. I tillegg kan svært mykje attraktivt elgfôr verta tilgjengeleg ved tynningar og sluttavverkingar i furubestand. I dag vert mesteparten av dette felt på feil årstider eller vert køyrt ned i snøen under lagning av vinterveggar. Fôrtilbodet til elgen kan aukast monaleg ved skogtiltak som furuhogst om vinteren og reising av toppar (Månsson et al. 2010).

PROSJEKT ELG – SKOG

Grunneigarar i vinterområde har sett at dei ikkje har klart å få grunneigarane i sumarområda til å redusera bestanden slik at skogskadane går nok ned. Grunneigarar i Trysil, Våler og Løten har difor saman med oss

starta å prøva ut skogbrukstiltak for å skaffa elgen meir vinterfôr, slik at det framleis kan produserast kvalitetsvirke i vinterområda. Gjennom å prøva ut ulike tiltak for å skapa meir elgfôr, vonar me å auka tettleiken av ikkje-elgskadd furu (sjå eigen artikkel i denne boka). Føresetnaden for at tiltaka skal virka, er at elgstamma vert halden konstant og ikkje aukar. Gjennom å utnytta kunnskapen me har om elgbeiting og skogskadar frå forprosjektet *Elg-ungskog*, testar me ut ulike tiltak i samarbeid med skogbrukarane. I *Elg-ungskog* fann me ut at talet på uskadde tre auka etter kor tett furubestand var (Noordermeer and Smeets 2011). Ved markberedning kan me produsera tette furubestand med mykje elgfôr og samtidig produsera mykje furu. Ved toppkapping under ungsogspleie kan me produsera meir fôr som er attraktivt for elgen, fordi elgen føretrekkjer å beita på allereie skada tre (Martínez 2011). Ved å gjera hogstavfall tilgjengeleg for elgen vinterstid, kan skogbrukaren auka tilgangen på vinterfôr (Månsson et al. 2010). Det seier seg sjølv at ein ikkje vert kvitt skogskadar før tilbodet av godt fôr vert høgare enn fôrbehovet til elgane. Det alternative fôret må ogso vera meir attraktivt enn toppane på ungfurua. Me arbeider vidare med å forklara kvifor elgbeitet varierer så mykje mellom ulike bestand, og kva som er samanhengen mellom fôr kvalitet og skogskader. Denne informasjonen kan bidra til ei meir integrert forvaltning av elg og skog.

FORVALTNINGSTILRÅDINGAR

Samordna tiltak i store område

Det er ikkje faste grenser mellom elgbestandane. Ein bør difor trekkja grenser mellom store forvaltningsområde basert på radiomerkingar og lokal tradisjonell kunnskap. Ein bør få med so store område at dei fleste elgane som er i området ogso overvintrar der. Områda bør dermed omgi vinterbeiteområda gjerne med fleire 1 000 km², arealet må tilpassast dei ulike elgbestandane.

Generelt sett har elgfôrtilgangen i skogen minska. I forvaltningsområdet Stor-Elvdal har fôringa ført til at ein likevel har kunne oppretthalda ei tett elgstamme. Eit fleirtal av skogeigarane har tydelegvis akseptert beitepresset, då dei ikkje har redusert elgbestanden meir. Inntektene ved å fôra er langt større enn kostnadene, men det føreset igjen at grunneigarane

aksepterer at skadane er på same nivå som før. Ulempa med denne politikken er at det er vanskeleg å etablera ny furuskog i vinterbeiteområda.

Elg frå heile elgregionen må finna fôr i vinterbeiteområda. Men eigarane der har ikkje jaktrett i heile regionen. Inntekter og utgifter med den felles elgbestanden i forvaltningsområdet Stor-Elvdal er dermed fordelt ulikt på ulike eigarar. Skal tiltak som fôring med silo vera langsiktig berekraftig, må eit stort fleirtal av jaktrettshavarane oppfatta og vera samde i at dei forvaltar ein felles ressurs. Sidan det er ein felles bestand, bør eigarane arbeida fram modellar som gjer at inntekter frå elgbestanden betalar for kostnadene ved den same bestanden. Moment her kan vera fellingsavgifter for alle dyr og tilskot til tiltak i vinterområda. Jaktrettshavarane burde sjølve kunna finna forvaltningsmodellar som er til fordel ogso for eigarar av vinterområda.

Dersom ein ikkje kjem til semje om ei felles forvaltning dom er til fordel ogso for eigarane av vinterområda, bør eigarane av vinterområda få høve til å fella elg om vinteren. Det vil vera føremålstenleg om jakta då kunne praktiserast so effektivt som mogeleg, gjerne med tilpassingar i regelverket. Haustinga kunne like gjerne vera styrt av ein landbruksetikk som av ein jaktetikk på same vis som ved felling av ulvane frå helikopter i Atndalen. Då vil ein leggja større vekt på effektiv felling enn på fair play.

Når ein har byrja fôra elg med silo, kan ein ikkje berre slutta. I Stor-Elvdal var i perioden 2004 – 2010 nær halvparten av fôret i vinterbeiteområdet frå silo. Om storelvdølane i 2011 ville slutta å fôra, måtte dei fyrst redusera vinterstamma til det halve – og i vinterbeiteområdet ville då beitepresset vera som med fôring og dobbelt so mykje elg.

For å få opp att full produksjon av elgfôr i kulturskogen i Stor-Elvdal, kan det vera rett å halda fram med fôringa, redusera elgbestanden, samt setja inn tiltak for å få opp meir produksjon av kvalitetsfôr gjennom tiltak i skogen. Dette ville ha kortsidige kostnader, og langsiktige inntekter. Fôrtilgangen i skogen bør overvakast. Men utfordringa er at det hjelper lite å gjera dette på eit fåtal eigedomar, det må gjerast over store areal. Skal det gjerast over store areal, må ein gjerne måla kor mykje ungskog det er frå satellitt eller lasermålingar kombinert med beitetakseringar i felt. Dette krev medvitne grunneigarar og god organisering.

Færre elgpåkøyrslar - politikk

Dersom ein ikkje vil setja opp gjerde som hindrar naturlege dyretrekk, lyt ein setja inn andre tiltak mot påkøyrslar på veg enn på bane. Bilførarane må få varsel om at det står elg nær vegen, og dei må få sjanse til å sjå elgane før dei kryssar. Dersom skog nær veg vert rydda, kan bilisten lettare sjå elgen når han kjem. Dersom farten vert redusert når faren for påkøyrslar er høg, vert det lettare å stogga. Det bør prøvast ut om refleksar og ljøs kan gjera det enno lettare å oppdaga elg på veg ut i køyrebanen. På jernbanen er problemet at elgen går langs skinnene. Tiltaka mot påkøyrslar på banen må gå på 1) tekniske tiltak for å hindra at elgen går langs skinnene, 2) tekniske tiltak for at elgen skal gå av skinnene når tog nærmar seg og 3) tiltak for at togføraren i høgrisikoperiodar skal tilpassa farten til sikt, slik at han oppdagar elgen og kan bremsa ned slik at toget ikkje tek att elgen. Sikta bør kunna betrast ved å bruka termiske sensorar og hogging av skog i innersvingar. Påkøyrslene skjer på samferdsleorgana sin eigedom. Kommunar og grunneigarar bør arbeida politisk for å få eigarane til å ta ansvaret sitt.

Tap til ulv - politikk

Ein elg kan døy berre ein gong. Ein elg drepen av ulv kan ikkje fellast under jakt. Jaktrettshavarar må kompensera ulven sitt uttak med å fella tilsvarande færre elgar for å oppretthalda stabil bestand (Gundersen 2003, Nilsen et al. 2005). Ein merker mindre til predasjonen frå elg i ein tett elgbestand (Nilsen et al. 2005). Ogso med ulv i terrenget får ein størst produksjon ved ei overvekt av vaksne kyr i bestanden (Nilsen et al. 2005). Det er føreslege at ein kan hausta like mykje som før ved å auka bestanden og vri vinterbestanden til mange kyr per okse (Jonzén et al. 2013). I realiteten vil vanlegvis tettare bestandar enn i dag føra til alvorlege skadar på ungsbogen (Lavsund 1987, Solbraa 1998, Løken et al. 2010). Hjorteviltregisteret fargar dei kommunar med meir enn 2,5 kyr per okse djupraude som eit alvorleg faresignal (<http://www.hjorteviltregisteret.no/Elg>). Konklusjonen er at det er eit reelt tap. Når ulv tek elg, tapar grunneigar inntektene frå desse elgane.

Me føreslo ei kompensasjonsordning til kommunar for ulv på deira område (Storaas et al. 2008). Det er morosamt å registrera at Ulvesoneutvalet har teke det forslaget vidare, dei føreslår ein stønad til kommunar stor 8 – 10 millionar kr for kvart ulverevir. Målet er å snu noko som vert oppfatta som berre negativt til ogso noko positivt. Det kan vera lurt, det kan føra til færre lovstridige ulvefellingar.

Samordna skog- og elgbruk

Tiltak i skogbruket for å auke fôrtilgangen må gjennomførast over større område for å ha nokon positiv effekt på furuproduksjonen. Om ein grunneigar aukar fôrtilgangen på eigen eigedom, risikerer han å trekkja til seg meir elg og få meir beiteskader. Men viss alle grunneigarane saman gjer tiltak slik at fôrtilbodet vert større enn fôrbehovet, og elgstamma vert halden konstant, vil beiteskadane i landskapet minska. Skal grunneigarane gjera fôrtiltak, vil det difor vera lønsamt å samarbeida over større område. Samstundes bør ein sjå populasjonsregulering og fôrtilgang i samanheng for at tiltaka skal ha ynskt effekt. Aukar grunneigar fôrtilgang og elgbestand samtidig, vert det ingen netto reduksjon i beiteskadar. Det finns også andre tiltak å prøva ut. Skogsbilvegkantar og kraftgater kan brukast til å produsera elgfôr. Etersom skogbruket i stor grad kontrollerer fôrtilgangen for elgen, mens elgen har stor påverknad på furutre, bør eit samspel mellom forvaltninga av desse to viktige ressursane vera betre for begge parter. Men i dag vert skog og elg forvalta på ulike skalaer, ein ny forvaltningsmodell bør legge til rette for betre samarbeid.

VEGEN VIDARE

Vår viktigaste røynsle er verdien av tett samarbeid mellom skogeigande jaktrettshavarar og forskarar. Einskilde forskarar *kan* vera like interesserte i å publisera artiklar som i å finna ut korleis elg i praksis kan forvaltast. På Evenstad er me svært opptekne av å skaffa økologisk kunnskap som kan brukast i praktisk forvaltning. Difor er det særers interessant og morosamt å samarbeida med interesserte grunneigarar. Eit samarbeid

mellom forskarar og grunneigarane må til for at kunnskapen skal koma til nytte. Saman forvaltar grunneigarane ein stor kapital som må basere forvaltninga på den beste kunnskapen til eikvar tid..

I 2013 vart Norsk elgsenter A/S flytta til Evenstad. Høgskulen er invitert til å bruka elgane til å skaffa ny kunnskap. Det vil vera veldig interessant å arbeida med å finna betre fôr og fôringssystem som kan brukast i skogen slik at ein om vinteren kan trekkja elgen til områda der ein vil ha dei. Då vil furutoppene kunna veksa i fred andre stader, sjølv om elgbestandane er store.

Forfattarane får 1 % rente på sine få pengar i banken i 2013. Elgbestanden i Stor-Elvdal kastar av seg nær 9 millionar berre i kjøtverdi. Dette tilsvarar 900 millionar i banken på forfattarane sine rentevilkår. Utfordringa er at medan pengane i banken er våre, og berre våre, er elgkapitalen ein fellesverdi for alle grunneigarar i ein region med uklåre biologiske grenser. For den einskilde grunneigaren kan det dermed vera enklast å suboptimalisera eiga vinning utan å tenkja på fellesskapets beste.

Hjorteviltforskrifta krev at alle kommunar utarbeider mål for utviklinga av hjorteviltbestandar. Forskrifta vernar likevel sterkt om grunneigar sin einerett til jakt. Det er difor vanskeleg for kommunen eller fleire kommunar å pressa grunneigarar inn i forpliktande samarbeid. Den største utfordringa ved elgforvaltning er truleg å få grunneigarar med i forpliktande samarbeid mot felles mål der ein investerer i forvaltning av ein felles bestand som brukar store område.

Dersom ein set mål for forvaltninga, må ein forvalta mot dei måla. Målet kan vera høg avskyting, låge skogskadar, rikt biologisk mangfald og få elgpåkøyrslar. Alle desse måla kan vera målbare, og då er det viktig at måla er presist formulerte og talfesta. Verkemidla for å nå måla kan vera å skaffa meir elgfôr gjennom skogbrukstiltak eller fôring. Ei fylgje av dette må vera ei fordeling av inntekter og kostnader som verkar rettferdig ogso for eigarane av vinterområda. For heile tida å læra, må ein registrera ikkje berre kva ein gjer og korleis elgen og elgbestanden utviklar seg, men ogso registrera beitetilgang og beitepress. Å gjennomføra og evaluera tiltak for so å korrigera kursen, burde vera heilt sjølvstøtt ved forvaltning av den store elgformuen.

REFERANSAR

- Andreassen, H. P., H. Gundersen, and T. Storaas. 2005. The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69:1125-1132.
- Gundersen, H. 2003. Vehicle collisions and wolf predation: challenges in the management of a migrating moose population in southeast Norway. Dr. Scient Thesis, University of Oslo, Oslo.
- Gundersen, H., and H. P. Andreassen. 1998. The risk of moose *Alces alces* collision: A predictive logistic model for moose-train accidents. *Wildlife Biology* 4:103-110.
- Gundersen, H., H. P. Andreassen, and T. Storaas. 2004. Supplemental feeding of migratory moose *Alces alces*: forest damage at two spatial scales. *Wildlife Biology* 10:213-223.
- Henriksen, H., and T. Storaas. 1999. Elg som en økonomisk ressurs: en kunnskapsoversikt. Høgskolen. Report nr. 13 - 1999.
- Ingebretsen, G., and M. Kristiansen. 1997. Elgaktivitet rundt foringsplasser. Høgskolen i Hedmark.
- Jonzén, N., H. Sand, P. Wabakken, J. E. Swenson, J. Kindberg, O. Liberg, and G. Chapron. 2013. Sharing the bounty – Adjusting harvest to predator return in the Scandinavian human-wolf-bear-moose system. *Ecological Modelling*:140-148.
- Kleverud, K. H. 2012. Supplemental feeding can reduce moose (*Alces alces*) collisions. MSc. Thesis, Høgskolen i Hedmark, Evenstad.
- Kristiansen, S. K. 2008. Elgen møter veg og bane : ulike oppførsel krever ulike avbøtende tiltak. BSc.-Thesis, Høgskolen i Hedmark, Evenstad.
- Lavsund, S. 1987. Moose relationships to forestry in Finland, Norway and Sweden. *Swedish Wildlife Research Suppl.*:229-244.
- Løken, M., H. W. Mathisen, O. R. Klokkerengen, L. B. Svenkerud, L. Buttingsrud, H. T. Kiær, O. Sætereng, and J. P. Grindstad. 2010. Bærekraftig hjorteviltforvaltning. in Glommen Skog <http://www.glommen-skog.no/publikasjoner-dokumenter/>.

- Martínez, R. C. 2011. Moose (*Alces alces*) browsing on Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in Norway: Does moose prefer to rebrowse? . Hedmark University College.
- Mathisen, K. M., S. Pedersen, E. B. Nilsen, and C. Skarpe. 2012. Contrasting responses of two passerine bird species to moose browsing. *European Journal of Wildlife Research* 58:535-547.
- Mathisen, K. M., and C. Skarpe. 2011. Cascading effects of moose (*Alces alces*) management on birds. *Ecological Research* 26:563-574.
- Milner, J. M., E. B. Nilsen, P. Wabakken, and T. Storaas. 2005. Hunting moose or keeping sheep? – Producing meat in an area with increasing numbers of carnivores. *Alces* 41:49-61.
- Milner, J. M., T. Storaas, F. M. van Beest, and G. Lien. 2012. Sluttrapport for elgfôringsprosjektet (English abstract). Volume nr 1-2012. Hedmark University College, Elverum, Norway.
- Milner, J. M., F. M. van Beest, and T. Storaas. 2013. Boom and bust of a moose population: a call for integrated forest management. *European Journal of Forest Research*.
- Månsson, J., R. Bergstrom, A. Pehrson, M. Skoglund, and C. Skarpe. 2010. Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): Browse availability and utilization. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25:21-31.
- Nilsen, E. B., T. Pettersen, H. Gundersen, J. M. Milner, A. Myrsterud, E. J. Solberg, H. P. Andreassen, and N. C. Stenseth. 2005. Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology* 42:389-399.
- Noordermeer, L., and F. Smeets. 2011. Forest management strategies concerning moose browsing patterns: Achieving an adequate density and distribution of undamaged pine stems in Norwegian commercial pine forests. BSc. Thesis, Van Hall Larenstein University of Applied Science, Velp.

- Pedersen, S. 2011. Effects of native and introduced cervids on small mammals and birds. PhD Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Rolandsen, C. M., E. J. Solberg, K. Bjørneraas, M. Heim, B. Van Moorter, I. Herfindal, M. Garel, P. H. Pedersen, B. E. Sæther, O. N. Lykkja, and Ø. Os. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005 - 2010. Sluttrapport. Report 588.
- Schwartz, C. C., and A. W. Franzmann. 2007. Ecology and management of the North American moose. University press of Colorado, Boulder.
- Sivertsen, T. R., H. Gundersen, C. M. Rolandsen, H. Andreassen, F. Hanssen, M. G. Hanssen, and O. N. Lykkja. 2010. Evaluering av tiltak for å reduserer elgpåkjørsler på veg. Høgskolen i Hedmark. Report 1-2010.
- Sneli, A. S. 2013. Elgjakt som helsekilde - sosialt og nyttig: en grounded theory studie av elgjaktas betydning som helsekilde for et utval elgjegere i Trysil. Master folkehelsevitenskap / Høgskolen i Hedmark.
- Solberg, E. J., V. Veiberg, O. A. Strand, A. R., C. M. Rolandsen, M. Heim, R. Langvatn, F. Holmstrøm, M. I. Solem, R. Eriksen, R. Astrup, and M. Ueno. 2012. Hjortevilt 1991-2011: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Norsk institutt for naturforskning. Report 885.
- Solbraa, K. 1998. Elg og skogbruk: biologi, økonomi, beite, taksering, forvaltning. Skogbrukets kursinstitutt, Biri.
- Storaas, T., H. P. Andreassen, H. Gundersen, L. Kastdalen, Å. Brottveit, P. Wabakken, J. M. Arnemo, O. R. Fremming, H. Henriksen, and M. Hesjadalen. 1999. Elg som næring : et forprosjekt om forvaltning av ressursen elg i områder med rovdyr, trafikk og aktivt skogbruk. Høgskolen i Hedmark. Report nr 11-1999.

- Storaas, T., K. B. Nicolaysen, H. Gundersen, and B. Zimmermann. 2005. Prosjekt Elg - trafikk i Stor-Elvdal 2000-2004 hvordan unngå elgpåkjørsler på vei og jernbane. Høgskolen i Hedmark Report 1-2005.
- Storaas, T., S. Pedersen, H. P. A. Andreassen, A. J. M., M. Dötterer, A. Eriksen, A. A. Frugaard, H. Gundersen, T. A. Haug, J. M. Milner, E. A. Maartmann, K. Nicolaysen, E. B. Nilsen, H. Rønning, E. J. Solberg, O. K. Steinset, T. H. Strømseth, P. Wabakken, B. Zimmermann, and F. Aalbu. 2008. Effekter av ulv på elgbestanden: da ulven kom og forsvant fra Koppangkjølen. Høgskolen i Hedmark. Report 1-2008.
- Torgersen, S. 2008. Effects of moose density and supplementary feeding on field layer vegetation. MSc Thesis, Hedmark University College, Evenstad.
- van Beest, F. M., H. Gundersen, K. M. Mathisen, J. M. Milner, and C. Skarpe. 2010. Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway. *Forest Ecology and Management* 259:1900-1911.
- van Moorter, B., N. Bunnefeld, M. Panzacchi, C. M. Rolandsen, E. J. Solberg, and B. E. Saether. 2013. Understanding scales of movement: animals ride waves and ripples of environmental change. *Journal of Animal Ecology* 82:770-780.
- Wedul, S. J. 2011. Moose parasites in relation to supplementary feeding. MSc. Thesis, Hedmark University College, Evenstad.

■ En integrerad förvaltning av älg och skog

CHRISTINA SKARPE & KAREN MARIE MATHISEN

Artikkelen er fagfelleverdert.

ABSTRAKT

I dette kapitel diskuterar vi möjligheten att i ökad omfattning utnyttja både värdet av skog och av älg genom en aktiv integrerad förvaltning av båda resurserna. En sådan samförvaltning bygger på att hålla ett riktig förhållande mellan älgtäthet och foderresurser, till exempel genom att aktivt öka foderproduksjonen medan älgtätheten bestäms av det tillgängliga fodret och det krav man har på täthet av oskadade stammar i unga furubestånd. I en experimentell studie prøvar vi olika enkle åtgärder i skogsbruket för att öka produksjonen av älgfoder som är smakligere för älgen än de träd som avses bilda det slutlige beståndet. Åtgärderna bygger på tidligere grundleggande studier av älgens matval i relation till bland annat bestandstæthet og tidligere bete på det enskilda trædet.

RÄKNA DINA TILLGÅNGAR

Många visa tänkare har menat att det är viktigare att räkna sina tillgångar än sina förluster. Denna filosofi har dock inte slagit igennem bland skogsägare med älgskadeproblem. Här finns mængder av rapporter om

betesskador av älg (*Alces alces*) i växande ungskog, framför allt med furu (*Pinus sylvestris*), men relativt lite är skrivet om vad som påverkar förekomsten av oskadade träd i bestånd med mycket älgbete. Ändå är det tätheten av oskadade stammar i till exempel furuföryngringar som är viktigt för det ekonomiska värdet av det växande beståndet, inte hur mycket som är betat eller hur många stammar som är skadade. Ett skogslandskap med tillräcklig täthet av icke älgskadade stammar i växande bestånd och samtidigt en ur jaktsynpunkt acceptabel älgtäthet utnyttjar värdet både av skog och av älg och bidrar till att uppfylla målsättningen om ett multifunktionellt skogsbruk (Wam & Hofstad 2007). En sådan målsättning kräver en aktiv integrering av förvaltning av skog och av älg, och bygger dels på en god produktion av foder som föredras av älgen framför bete på den ungfuru som skall bilda det slutliga beståndet, dels på att älgstammen kontrolleras och hålls på en rimlig nivå i relation till foderproduktionen. En sådan förvaltning förutsätter också kunnskap om älgens betesmönster och om hur och i vilken omfattning betet kan styras bort från de stammar som skall forma det slutliga skogsbeståndet.

Redan 1992 föreslog Sæthers grupp (Sæther, Solbraa, Sødal & Hjeljord 1992) att man genom olika åtgärder i skogsbruket skulle kunna producera mer foder för älg, och därigenom leda betet ifrån de stammar som avses forma det slutliga beståndet. Lite har dock gjorts för att pröva sådana metoder i praktiken (Bergström & Bergqvist 2009). Att göra toppar och grenar från vinteravverkning av furu tillgängliga för älgen har prövats (t ex Solvang 1985), och 2008 gjorde forskare och studenter på Evenstad i samarbete med Glommen skog AS en studie av hur mycket foder som kan göras tillgängligt för älg på detta sätt och hur mycket av fodret som utnyttjas (Skarpe 2008; Månsson, Bergström, Pehrsson, Skoglund & Skarpe 2010). Under 2010 och 2011 studerade vi hur olika egenskaper hos bestånd av ung furu och hos enskilda träd påverkar älgens betesmönster och förekomsten av oskadade stammar. Från 2012 samarbetar vi med Statskog och med älgregioner och privata skogsägare för att experimentellt i stor skala testa några metoder för att genom tillrättaläggningar i skogsbruket öka

produktionen av älgfoder med syfte att öka tätheten av icke älgskadade stammar i unga furubestånd.

I det här kapitlet skall jag först beskriva något av det vi vet om hur en älg väljer föda, därefter visa några preliminära resultat av våra studier i Hedmark och Oppland, och så diskutera hur resultaten skulle kunna användas i en integrerad förvaltning av älg och skog.

HUR BETAR EN ÄLG?

Födoval i olika skolor

Växtätarens födosök kan beskrivas som en serie beslut tagna i en hierarki av rumsliga skolor från region och landskap till betesområde, till exempel ett skogsbestånd, enskilda träd och enskilda skott eller blad på ett träd (Johnson 1980; Senft, Coughenour, Bailey, Rittenhouse, Sala & Swift 1987). En stor del av älgpopulationerna i Hedmark och Oppland vandrar i regional skala mellan utspridda relativt högt liggande sommarbetesområden och vinterområden koncentrerade till de lågt liggande vida dalbottnarna, såsom utmed Glomma och dess biflöden. Vinterområdena karakteriseras ofta av lite snö, och variation i snödjup och i tillgången på kvistbete förefaller att styra älgens val av vinterhabitat (Bergström & Hjeljord 1987).

I landskapsskala, t ex inom ett vinterområde, väljer älgen hemområde i första hand beroende på mängden tillgängligt foder (Månsson, Bergström, Pehrsson, Skoglund & Skarpe 2010; Van Beest, Mysterud, Loe



Elgens stapelföda om vintern är ungfuru.

Foto: Floris Smets

& Milner 2010). Eftersom bete av hög kvalitet, t ex rönn (*Sorbus aucuparia*) och asp (*Populus tremula*), är ovanligt i denna skala kan älgens val av hemområde vara relaterat till riklig förekomst av betesarter av låg eller intermediär kvalitet såsom furu och glasbjörk (*Betula pubescens*) (Van Beest, Mysterud, Loe & Milner 2010). Störst mängd foder per ytenhet finner älgan i ung växande skog, framför allt av furu som uppsöks av älgan om vintern. Under den tiden utgör årsskott av furu älgens stapelföda, och det är främst i vinterbetesområden med hög älgtäthet som betet på furu utgör ett problem i skogsbruket.

I finare skala verkar kvalitet av foder att spela en större roll för älgens val av betesområde, som kan ändras över tid, vartefter det bästa betet tar slut. Van Beest och kolleger (Van Beest, Mysterud, Loe & Milner 2010) fann att älgan mitt i vintern (januari) valde betesområden med förekomst av de mest smakliga arterna såsom viden (*Salix* spp.), asp och rönn samt vårtbjörk (*Betula verrucosa*), men under senvintern (april), när dessa sannolikt var nedbetade, valde älgan områden med stor foderbiomassa av ung furu.

Inom ett betesområde eller skogsbestånd väljer älgan mellan och inom arter och enskilda träd. De mest uppskattade arterna, viden, asp, rönn är ovanliga, och det mesta betet sker på glasbjörk (*Betula pubescens*) och furu, som är ganska likt prefererade av älgan. Inom mycket smakliga arter betar älgan i allmänhet på alla tillgängliga träd. Av andra arter, t ex furu, väljer älgan att beta på vissa träd medan andra kan lämnas mer eller mindre obetade.

Samspelet mellan älg och träd

De flesta växtarter har utvecklat egenskaper för att minska skadorna av bete. Sådana egenskaper kan antingen syfta till att undvika bete, till exempel genom kemiskt eller morfologiskt försvar, eller till att minimera de negativa effekterna av att bli betad genom att snabbt producera ny biomassa som ersättning för den som betats. De flesta växter tillämpar båda strategierna, men försvar anses dominera hos arter som utvecklats på resursfattiga områden, och som därför inte har goda förutsättningar

att snabbt producera ny biomassa. Toleransegenskaper däremot är vanliga hos arter som utvecklats i resursrika miljöer, och som ofta är snabbväxande.

Även om växter har nedärvda art- (eller populations-) specifika anpassningar för försvar och tolerans, så kan många olika förhållanden påverka hur ett enskilt träd reagerar på bete i en speciell situation. Sådana faktorer kan vara tillgången på resurser såsom näring, vatten och ljus just på den speciella växtplatsen, konkurrens från andra träd, samt betet självt, hur mycket som betas och när och var betet sker samt i vilken utsträckning trädet betats tidigare. Storleken hos ett träd har också betydelse för uttrycket av både tolerans och försvarsegenskaper, och en del studier har funnit att stora mogna träd har lägre koncentration av försvarssubstanser i barr- eller bladbiomassan än yngre och mindre träd (Nordengren, Hofgaard & Ball 2003).

Träd kan svara på bete med att bli mindre smakliga för betande djur, genom att producera mera försvarssubstanser, med att bli mera smakliga, eller inte ändra smaklighet. Oftast när det gäller bete av stora däggdjur såsom älg så ökar smakligheten med tidigare bete (Löytteniemi 1985). Detta kan bero på att betet tar bort många knoppar som annars skulle producera nya skott, och att därigenom ett träd som betats under vintern ofta får färre skott än ett obetat träd i växtperioden efter betet. Näringstillgången blir då större för varje enskilt skott, som alltså kan blir stort och näringsrikt. I tillägg prioriterar ett hårt betat träd ofta att använda det kol som binds vid fotosyntesen för återväxt snarare än för att producera försvarssubstanser, vilket alltså kan leda till reducerat försvar i skott och blad eller barr på betade träd och bidra till ökad smaklighet för betande djur.

När betet ökar smakligheten av ett träd återkommer betande djur år efter år till samma träd, och det kan utvecklas en "feedback loope", som innebär att betet leder till egenskaper som leder till ytterligare bete. I större skala innebär återbetet att betet koncentreras och att färre träd betas än vad som skulle varit fallet om betet fördelades slumpvis mellan träden i ett bestånd.

ÄLGBETE PÅ TRÄD- OCH BESTÅNDSNIVÅ

Studier från Evenstad

Under försomrarna 2010 och 2011 registrerade vi älgbete och förekomsten av skadade och oskadade stammar i 113 skogsbestånd med ung furu (blandade eller rena bestånd i huggningsklass 2) i Stor-Elvdal kommun i Hedmark och i Vågå och Gausdal kommuner i Oppland i relation till olika beståndsegenskaper.

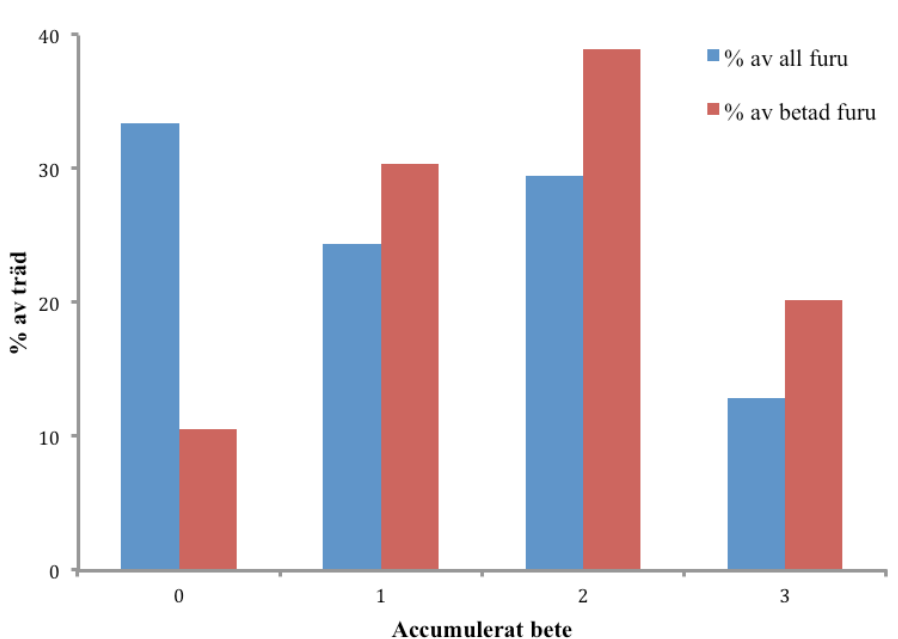
För varje bestånd registrerades bland annat:

- Areal och längd av kant
- Total stamtäthet
- Täthet per art för alla trädarter
- För varje träd i 4 eller 6 provrutor (50 m²) per bestånd registrerades bland annat:
 - Art
 - Höjd
 - Toppskottsbyte
 - Stambrott
 - Antalet årsskott från förra sommaren (betade och obetade) mellan 0,5 m och 3,0 m
 - Antalet årsskott från förra sommaren mellan 0,5 m och 3,0 m som betats föregående vinter
 - Accumulerat bete (den samlade effekten av tidigare bete på trädets växtsätt skattat visuellt i en 4 gradig skala)

Vi definierade skada på trädnivå som förekomst av bete på toppskottet, stambrott och/eller mer än 60 % av sidoskotten betade (Solbraa 1998).

Skada på beståndsnivå definierades som alltför låg tätheten av oskadade stammar för den höjd- och åldersklass som beståndet befann sig i. Betetrycket beräknades för varje träd som % av antalet årsskott som var betade. Accumulerat bete bedömdes visuellt i en 4-gradig skala.

Tidigare, under 2008 registrerade vi hur mycket foder som kan göras tillgängligt för älg i form av toppar och grenar från vinteravverkning av furu, genom att resa toppar och lägga grenar i hög i stället för att köra ned dem.

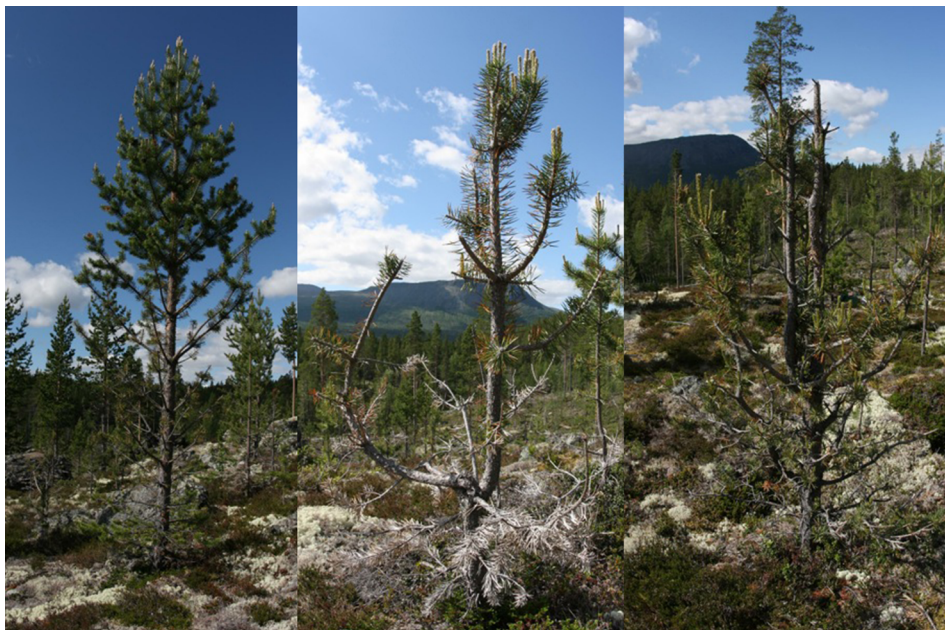


Figur 1. Procent av all furu (blå) och av furu som betades föregående vinter (röd) i olika klasser av accumulerat bete. Betespåverkan ökar från accumulerat bete 0 som är tidigare obetat till 3 som är träd med genom bete starkt förändrad växtform.

Intensivt återbete

Den faktor som bäst förklarade om ett träd hade betats eller inte föregående vinter var för alla arter det accumulerade betet. Träd som inte betats tidigare, accumulerat bete 0, hade med stor sannolikhet heller inte betats föregående vinter, medan 80 - 90 % av träd med accumulerat bete 3 hade

betats föregående vinter. Av furu hade nära 90 % av träd med ackumulerat bete 3 betats föregående vinter (Figur 1). Av all furu som betades föregående vinter hade 60 % ackumulerat bete 2 eller 3, vilket innebär att trädet redan var skadat ur skoglig synpunkt, medan 10 % var tidigare obetade. Även betestrycket (% utnyttjande) ökade med det ackumulerade betet. För furu var betestrycket för tidigare obetade träd ca 5 % av tillgängliga årsskott (alltså betydligt lägre än vår definition av skada) medan det för träd



Accumulerat bete 1 på furu är sidoskottbete utan förändrad växtform, accumulerat bete 2 är betesinducerad förändring av växtformen, och accumulerat bete 3 innebär kraftigt förändrad växtform.

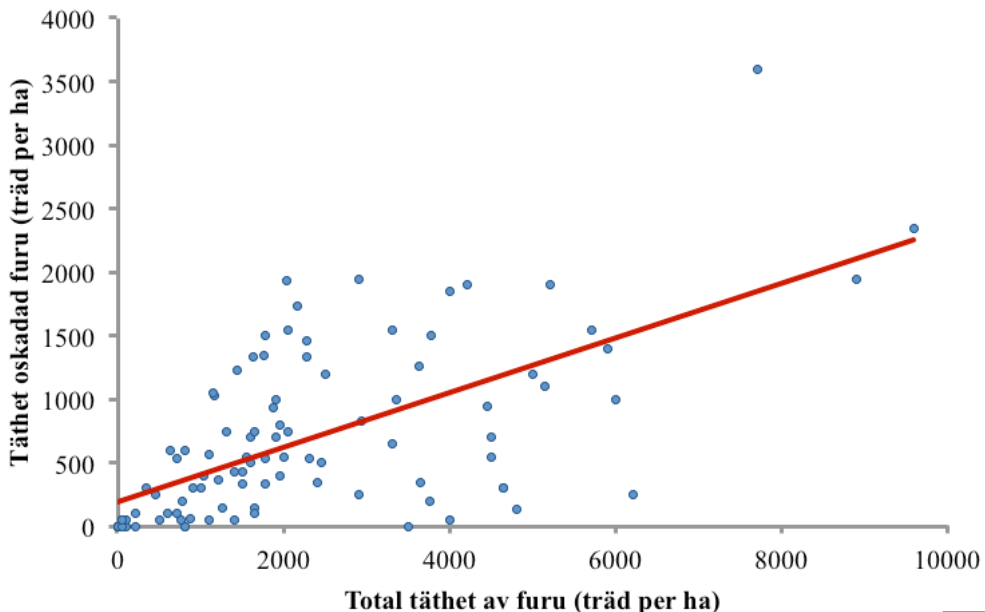
Foto: Floris Smets

med accumulerat bete 3 var nära 25 % (Martínez 2011).

Många skadefria träd och mycket bete i täta bestånd

Bestånd av ung furu innehåller mycket älgfoder, och är alltså ett habitat som starkt föredras av älgen på vintern (Månsson, Andren Pehrson & Bergström, R. 2007; Van Beest, Mysterud, Loe & Milner 2010). Det var stor variation i älgens utnyttjande av de olika bestånden både räknat som täthet av spillningshögar och som totalt betestryck (% av alla tillgängliga

årsskott som betats) mellan de tre kommunerna och mellan bestånd inom de olika kommunerna. Stora bestånd innehåller ju mera foder än små, men vi fann inget samband mellan beståndsstorlek eller form av beståndet (längden kant per ytenhet) och betetryck eller täthet av oskadade stammar. Däremot visar preliminära resultat ökande bete och samtidigt ökande tätheten av oskadad furu med total täthet i beståndet, framför allt med tätheten av furu (Noordermeer & Smeets 2011; Figur 2). Det var stor variation i täthet av oskadade stammar mellan bestånd, men den var genomgående låg där den totala tätheten var mindre än ca. 2 000 stammar per ha. Liknande resultat har redovisats av bland andra Fremming (1999), Ball & Dahlgren (2002) och Lavsund (2003) som fann att trots att antalet betade träd ökade, så minskade andelen betade träd med ökande täthet i beståndet. Lavsund (2003) fann, liksom vi, att bestånd med mer än ca 2 000 stammar per ha klarade betningen bättre än glesare bestånd, och att



Figur 2. Täthet av oskadad furu per ha som funktion av total täthet av furu per ha. Efter Noordermeer & Smeets 2011.

bestånd med mer än 4 000 stammar per ha klarade sig bäst. Fremming (1999) har dock påpekat att vid extrem hög täthet, mer än ca. 9 000 stammar per ha, ökar skadorna igen. Vi fann att inslaget av andra arter än furu i bestånden hade ingen eller för björk och gran (*Picea abies*), negativ effekt på tätheten av oskadad furu. Andra studier har givit liknande resultat eller har funnit en generell negativ effekt av andelen lövträd på tätheten av oskadade stammar (Lavsund 2003). Orsaken är sannolikt att de flesta lövträd är mer begärliga för älgen än furu, och att älgen därför söker upp områden med mycket löv, så att det totala betetrycket i sådana bestånd blir högt. I så fall kommer lövets negativa effekt på frekvensen av skadefria stammar att upphöra eller vändas i sin motsats om det totala inslaget av löv i landskapet blir stort (Bergström & Bergqvist 2009.). Den negativa effekten av gran, som knappast äts av älg, på tätheten av oskadad furu kan möjligen förklaras med att ökande täthet av gran medför minskande täthet av furu.

Hyggesavfall som älgfoder

Totala mängden potentiellt älgfoder på en slutavverkningsmogen furu i Stor-Elvdal är i storleksordningen 30 kg torrsvikt (Skarpe 2008). Av detta kan ca. 10 % göras tillgängligt för älgen i form av toppar och grenar efter fällning. Vi fann att älgens utnyttjande av denna foderresurs varierade starkt mellan bestånd och mellan träd inom bestånden med en tendens till högre utnyttjande i stora hyggen (mätt som m³). Genomsnittligt utnyttjande var ca. 20 % av tillgängligt foder. Även om dessa tal verkar låga, så innebär det med rena furubestånd och en täthet på 700 träd per ha vid slutavverkning att mellan 1 och 2 ton foder per ha görs tillgängligt för älgen. Om en älg på vintern äter 5 kg torrsvikt om dagen (Bergström, Danell, Edenius & Persson 2005) motsvarar det 200 – 400 ”älgdagar” per ha, eller mat för 2-4 älgar under 3 månader om de skulle äta upp allt.

MOT EN INTEGRERAD FÖRVALTNING AV SKOG OCH ÄLG

Ett experiment

Med bakgrund i resultaten ovan prövar vi nu olika metoder för att öka tätheten av icke älgskadad ungfuru under bibehållande av en god men inte

extremt hög älgtäthet. Områden med experimentellt tillrättalagt skogsbruk jämföras med kontrollområden med ”vanliga” skogsbruksmetoder. Vår hypotes är att enkla anpassningar i olika faser i skogsbruket, från anläggning av bestånd, genom röjning och gallring till slutavverkning kan öka mängden prefererat älgfoder i skogen, och möjliggöra ett rationellt skogsbruk och samtidigt slå vakt om värdet av en god älgpopulation (Storaas, Gundersen, Henriksen & Andreassen 2001). Vi genomför experimentellt tre typer av åtgärder för att kunna svara på följande frågor:

- Hur mycket älgfoder produceras genom de olika åtgärderna i landskaps- och beståndsskala?
- Hur mycket av fodret utnyttjas av älgen i landskaps- och beståndsskala?
- Hur påverkas tätheten av oskadad ungfuru i landskaps- och beståndsskala?
- Vad är kostnaden, ekonomiskt och i areal som behöver behandlas med olika åtgärder, för att öka tätheten av oskadad ungfuru med en bestämd % vid konstant älgtäthet eller för att öka tätheten av älg med ett bestämt tal med konstant täthet av oskadad ungfuru i skogsbruket?

Anläggning av täta bestånd

Med hjälp av markberedning och naturlig föryngring anlägger vi täta bestånd av furu. Vi förväntar att det starka återbetet på tidigare betade träd skall göra att andelen ungfuru som är oskadad av älg ökar med tätheten i bestånden, även om det totala betet av älg också ökar.

Högröjning

Tidig röjning genomförs i alla bestånd där det är möjligt. Därvid sparas betesskadade träd och träd som skall röjas bort kapas ovanför de nersta grenvarven, på omkring en meters höjd, i stället för vid marknivå. Därigenom fortsätter dessa träd att producera älgfoder, samtidigt som

deras konkurrensförmåga betydligt minskas. Genom att träden skadats vid naturligt bete respektive topphuggning kommer dessa träd att återbetas, och öka sannolikheten för att oskadade stammar betas lite och undgår skador. Även lövträd kommer att högröjas med förmodan att ett ökat lövinslag över tid skall medföra minskat bete på furu, även om det omedelbara resultatet i beståndsskala kan bli det motsatta.

Hyggesavfall som älgfoder

Både gallring och slutavverkning av furu kommer företrädesvis att göras om vintern, och toppar och grenar kommer att resas respektive läggas i högar vid sidan av körvägarna. Älgens utnyttjande av hyggesavfallet kommer att relateras till beståndsfaktorer samt till tiden för avverkningen och till snöfall och snödjup

Ett foderrikt landskap

Avsikten är att de utförda åtgärderna skall leda till en ökad täthet av träd utan älgskador i furuföryngringar trots en god älgtäthet. Behandlingarna kommer att genomföras konsekvent under många år, och eftersom anlagda täta furubestånd och högröjda bestånd fortsätter att producera foder under lång tid, kommer så småningom ett mer foderrikt och sannolikt mer lövrikt skogslandskap att utvecklas än det som finns i dag. En sådan skog kommer i tillägg att ha en mer komplex struktur än vad som är vanligt i dagens kommersiella skog, vilket torde generellt gynna den biologiska mångfalden. För tillämpning i kommersiell skala kommer dessa behandlingar knappast att genomföras i alla bestånd utan i relation till hur stor insats som krävs för att nå uppsatta mål antingen i termer av skadefri furu eller älgtäthet. Resultaten måste också följas upp och eventuella justeringar genomföras som vid annan adaptiv förvaltning.

ACKNOWLEDGEMENTS

Många forskare, studenter och praktikanter har arbetat med att räkna skott och älgbett och mycket annat. Vi vill särskilt tacka Lennart Noordermeer och Floris Smeets, som i olika perioder lett arbetet i fält.

Projektet har finansierats av Forskningsrådet via RFF-Innland och Høgskolen i Hedmark.

REFERENSER

- Ball, J. P., Dahlgren, J. 2002. Browsing damage on pine (*Pinus sylvestris* and *P. contorta*) by a migrating moose (*Alces alces*) population in winter: relating to habitat composition and road barriers. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 427-435.
- Bergström, R. & Hjeljord, O. 1987. Moose and vegetation interactions in Northwestern Europe and Poland. *Swedish Wildlife Research* S. 1: 213-228.
- Bergström, R., Danell, K., Edenius, L. & Persson, I-L. 2005. Älgens vinterfoder, tillgång och utnyttjande. Skogforsk nr. 3
- Bergström, R. & Bergqvist, G. 2009. Viltvård i skogslandskapet. In: Weberyd, Widemo & Mörner (Eds.) Viltvårdsboken. Svenska Jägareförbundet. pp 37 – 63.
- Fremming, O.R. 1999. *Elgbeiting på furu: en kunnskapsoversikt*, Høgskolen i Hedmark Rapport nr. 12.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71
- Lavsund, S. 2003. Skogsskötsel och älgskador i tallungskog. *Resultat från Skogforsk* nr. 6
- Martínez, R.C. 2011. *Moose (Alces alces) browsing on Scots pine (Pinus sylvestris) stands in Norway: Does moose prefer to rebrowse?* Report. Høgskolen i Hedmark, September 2011
- Månsson, J., Bergström, R., Pehrsson, A., Skoglund, M. and Skarpe, C. 2010. Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): Browse availability and utilisation. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 21-31.

- Månsson, J., Andren, H., Pehrson, A. & Bergström, R. 2007. Moose browsing and forage availability: a scale-dependent relationship? *Canadian Journal of Zoology*, 2007, 85: 372-380.
- Noordermeer, L. & Smeets, F. 2011. *Forest management strategies concerning moose browsing patterns: Achieving an adequate density and distribution of undamaged pine stems in Norwegian commercial pine forests*. BSc thesis. Van Hall Larenstein University of Applied Science, Velp, the Netherlands.
- Senft, R.L., Coughenour, M.B., Bailey, D.W. Rittenhouse, L.R., Sala, O.E. & Swift, D. M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *Bioscience* 37:789-799
- Skarpe, C. 2008. *Tops and branches from forestry as moose winter feed*. Project report. Faculty of Forestry and Wildlife Management, Hedmark University College. Pp 14.
- Solbraa, K., 1998. *Elg och skogsbruk: biologi, økonomi, beite, taksering, forvaltning*. Skogsbrukets Kursinstitutt.
- Solvang, H. 1985. Utnytting av hogstavfall av furu som vinterbeite for elg. Upublisert notat. Rena.
- Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. & Andreassen, H.P. 2001. *The economic value of moose in Norway- a review*, Hedmark University College, Evenstad.
- Sæther, B.E., Solbraa, K., Sodal, D.P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport elg-skog-samfunn. NINA Forskningsrapport 028
- Van Beest, F.M., Mysterud, A., Loe, L.E. & Milner, J.M. 2010. Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore. *Journal of Animal Ecology* 79: 910-922
- Wam, H.K. & Hofstad O. 2007. Taking timber browsing damage into account: A density dependant matrix model for the optimal harvest of moose in Scandinavia. *Ecological Economics* 62: 45-55

Nordengren, C., Hofgaard, A. & Ball, J.P. 2003. Availability and quality of herbivore winter browse in relation to tree height and snow depth. *Annales Zoologici Fennici* 40: 305-314

Löytteniemi, K. 1985 On repeated browsing of Scots pine saplings by moose (*Alces alces*) *Silva Fennica* 19: 387-391



■ Elgbeiteskader på ungfuru:

avstem fôrbehov og fôrproduksjon

ODD REIDAR FREMMING, MARIUS FLEMMEN KNUDSEN OG TORSTEIN STORAAS

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

Dette er et forsøk på å oppsummere avdøde Odd Reidar Fremming's kunnskap og erfaringer om elgbeite og tiltak mot beiteskader på ungfuru basert på et etterlatt manuskript. Han har lenge påpekt det viktige forholdet mellom elgens fôrbehov og det tilgjengelige fôret. Dersom fôrbehovet er mye større enn mengden tilgjengelig fôr, hjelper ikke tiltak mot beiteskader før man balanserer behov og tilbud. Når tilbudet er lite, observerer man beiteskader også ved lave elgtettheter. Siden elgbestander bruker mange eiendommer gjennom året, har det vist seg vanskelig å tilpasse elgbestandene til fôrproduksjonen i de hardest beitede vinterområdene. Odd Reidar foreslo at skogeierne skulle utarbeide fôrbudsjett i vinterbeiteområdene for å kvantifisere utfordringen.

Alternativet til å skyte elgstammen ned, er avbøtende tiltak gjennom ordinært skogbruk. Ofte bør man gjerne gjøre begge deler. Elgen beiter, i noen grad, ungfuru, selv om bedre fôr er tilgjengelig. Teoretisk sett øker barmengden på furu eksponentielt med trehøyden, små furutrær har lite bar og er dermed svært utsatt for overbeite på tidlig voksestadium. Skogbruket kan øke fôrproduksjonen ved å anlegge stammetett ungskog, kappe toppene og spare de nederste friske greinkransene av trær som ikke

skal inngå i sluttbestandene, tilrettelegge avvirkningsavfall som elgfôr og bôte på gamle skader med grankvistkapping. Basert på bestandsfordelinger, boniteter, tiltak og nåværende beitepress kan man lage et fôrbudsjett som gir en indeks på forholdet mellom fôrbehov og fôrtilbud. Dette forholdstallet vil kunne gi en pekepinn på om hvor store endringer i elgbestander eller fôrtilbud som må til for å få opp tilstrekkelig tetthet av ny ungfuru. Det er påfallende hvor stor negativ betydning sterkt beitepress har for fôrproduksjonen og hvor stort fôrpotensiale det er i hogstavfall. Skal man få gjennomført tiltak, må skogeierne samarbeide forpliktende om både elgforvaltning og fôrforbedrende tiltak i en region på størrelse med elgbestandens helårsområde.

OM DENNE ARTIKKELEN

Odd Reidar Fremming etterlot seg et halvferdig manuskript der han oppsummerte sine erfaringer med elgbeite på furu. Odd Reidar observerte furu og elgbeite og leste all tilgjengelig litteratur gjennom nær tre tiår. Nysgjerrig som han var, var han mer opptatt av å lære gjennom praksis enn av vitenskapelig rapportering. Redaktørene av denne boka har stor respekt for Odd Reidars visdom. Torstein Storaas prøver derfor i denne artikkelen å formidle Odd Reidars kunnskap og erfaringer, men det bygger på Odd Reidar Fremmings faglige arbeid. Han brukte imidlertid ikke referanser. Marius Flemmen Knudsen har leitet opp referanser der han har klart det. Det han ikke har funnet belegg for i litteraturen, men som stammer fra Odd Reidars observasjoner gjennom et langt liv, mener vi er verdifullt. Det kan gi oss utgangspunkt for etterprøvbare ideer og hypoteser. Torstein sitt bidrag er tolking og redigering av Odd Reidars stoff.

INNLEDNING

Hyppe rapporter om beiteskadet furu i vinterbeiteområder foreligger fra lang tid tilbake. I tradisjonelle snøfattige vinterbeiteområder som bunnen av dalfører på Østlandet, kan det være et betydelig beitetrykk, og i disse områdene har skogbruket klaget på skogskader de siste 100 år

(Fremming, 1993). Avskytingen har økt noen steder og til noen tider for å minske skogskadene. Da elgbestanden i Stor-Elvdal på begynnelsen av 1960- tallet ble vurdert som for stor, ble avskytingen økt fra rundt 100 til rundt 150. Nå tillates en bestand i Stor-Elvdal der det felles omtrent 700 elger per år. Også nå er skogskadene mange steder betydelig. I følge Løken m.fl. (2010) er det et stort overbeite i store deler av Hedmark, da elgstammen er større enn det beiteproduksjonen gir grunnlag for. En elg trenger gjennom snøperioden 100 000 – 150 000 furuskudd! Færre elg gir mindre fôrbehov, og dermed færre beitete kvister. Det burde være lett å redusere beiteskadene ved å redusere elgbestanden. Men elgjegerne liker lite å redusere elgbestanden viss ikke kvotene oppleves som svært store for det enkelte jaktlag. Også en betydelig andel av grunneierne jakter elg og får både jaktopplevelse og kjøtt eller inntekter fra elgjakten. Spesielt vanskelig er det å få skogeiere til å redusere bestander som trekker til andre områder om vinteren. Jakt på elg om vinteren har ikke vært noe særlig etterspurt, og siden slaktene veier mindre i januar enn september har de også en mindre økonomisk verdi enn elg skutt under elgjakten på høsten (Milner m.fl. 2012).

Når man ikke har klart å bedre hver elgs fôrtilgang ved å redusere elgbestanden, har ildsjeler felt furu vinterstid manuelt for gjøre furubaret tilgjengelig for elgen. Noen steder har slik tilrettelegging blitt subsidiert av elgregionen. Det er også eksempler på etablering av tettere foryngelser ved markberedning kombinert med tynning av disse før de for alvor begynner å bli beitet for å skape økt bartilgang. Minkende egenaktivitet blant skogeierne har imidlertid gjort at selv økonomiske tilskudd ikke har gitt effekt over tid. Lite ekstra fôr er produsert gjennom skogbrukstiltak. Derimot har fôring med rundballer økt. Milner m.fl. (2012) fant i begge sine studieområder at mengden utkjørt fôr har økt årlig, de viser også at foringen i Stor-Elvdal har økt til nesten 2 000 tonn siden 1997/1998. Etter noen tilvenningsår spiser elgen rundballer med forkjærlighet, med økt kalveproduksjon og kalveoverlevelse i harde snøvintre. Beiteskadene på furu er imidlertid likevel høge, sannsynligvis fordi mange elger foretrekker å ete furutopper framfor simpelt silofôr (Milner m.fl. 2014). Furu

er et vanlig treslag som ofte utgjør mengden av fôret. For eksempel fant Cederlund m.fl. (1980) at furu var det treslaget som hadde blitt konsumert mest i perioden november – mai, og utgjorde mer enn 55 % i januar og februar. Timmons m.fl. (2010) fant i et forsøk med hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) at effekten av tilleggsfôring på beiting varierer med sesong. Milner m.fl. (2014) viser at hodyr i områder med lite fôr overlever og reproducerer bedre når de får tilgang til fôringsplasser. Imidlertid hindret ikke fôring med billig silofôr at elgen også beitet på ungskog. Det kan derfor være bedre om man kan tilby elgen noe den virkelig foretrekker på fôringsplass eller gjennom ordinære skogbrukstiltak.

Elger og elgbestander oppholder seg gjennom året på mange eiendommer og gjerne i flere kommuner og fylker. Milner m.fl. (2012) fant at stasjonære og trekkende elgkuer krysset både forvaltnings- og eiendomsgrenser i løpet av et år, samtidig fant de i begge sine studieområder at elg fra flere forvaltningsområder brukte avgrensede vinterområder. Tiltak utover eiendomsnivå krever samarbeid. Spesielt trekkelgproblematikk, men også interessemotsetningen mellom jaktende og ikke-jaktende grunneiere, er en utfordring som gjør det krevende å finne løsninger de fleste kan akseptere. Det at vinterområder og fôringsplasser ligger på noen eiendommer mens elgen høstes på alle eiendommer, er en organisatorisk utfordring (Milner m.fl. 2012). Her har mye blitt sagt, men kanskje ikke like mye blitt effektivt. En grunn er at jaktretten er knyttet til eiendommen uansett om eieren vil eller ikke vil bidra til forvaltningen av den felles bestanden. Jaktloven og Hjorteviltforskriften er ikke virkemiddel som kan tvinge med et mindretall av eiere inn i et forpliktende samarbeid som yter ressurser til forvaltning av elgbestanden i et helårsområde. Gjennomføring krever at alle er enige, og et lite mindretall kan hindre endringer. I denne sammenhengen er opprettelsen av stadig flere elgforvaltningsregioner og elgfôringsregioner klare lyspunkter.

Problemet med beiteskader på ungfuru oppstår når fôrbehovet til elgene i et vinterbeiteområde blir for stort sammenlignet med den årlige fôrproduksjonen. Mye fôr og lite elg gir begrensede beiteskader, mens lite fôr og mye elg gir ødeleggende beiteskader. Enkelte undersøkelser

har imidlertid vist at lite fôr og lite elg kan gi alvorlige skader, mens mye fôr og mye elg kan gi begrensede skader. Hvordan henger dette sammen, og hvilke avbøtende tiltak kan gjøres særlig på fôrfronten for å redusere beiteskader?

Vi vil i denne artikkelen først vise hva Odd Reidar Fremming fant mest interessante ved elgens ungfurubeiting. Deretter vil vi se hvordan han oppfattet furu og furuøkologien i møte med elgbeiting. Vi vil se på tiltak han mente kunne gjennomføres på eiendomsnivå før vi ser hvilke effekter han mener kan oppnås ved tiltak gjennomført på landskapsnivå. Til slutt vil vi prøve å trekke ut det viktigste budskapet fra Odd Reidar.



Hardt beita furubestand på god bonitet. Me ser at grana og nokre få furuer har kome over beitehøgde. Mange av dei hardt beita trea produserer bar og vil veksa til store tre om beitepresset minskar.

Foto: Torstein Storaas

ELGENS FURUBEITING

Elgen er en buskbeiter som velger det beste den får tak i

Elgens lange bein og korte hals er en tilpassing til buskbeiting. Men den spiser likevel det beste den når tak i. Om høsten er det beste blåbærlyng, elgen beiter blåbærlyng ved enten spre forbeina vidt eller gå ned på kne.

Når snøen kommer, er i motsetning til reinens skovlformete klauver, de spisse elgklovene lite egnet til å grave vekk snø for å nå ned til blåbærlyngen. Men ved tørr, løs snø kan elg bruke mulen for å feie til side snø og dermed beite lyng.

Elgens lange bein gjør at den går greit i snødybder på over 0,5 m, de mindre kalvene får økende problemer ved større snødybder og går gjerne i sporet til moren. Lange bein gir lang rekkevidde i høyden. Elgen beiter vanligvis kvister opp til 2,2 – 2,5 m høyde. Beitehøyden kan i sjeldne tilfeller være opptil 3 m, muligens er det da beitet av voksne elgokser på hard skare. Elgen *kan* også bryte ned høyere ungfuruer.

Når snøen dekker høstens hovedføde blåbærlyng, foretrekker elgen løvtreartene rogn, osp, selje og vier. Elgbeite på trær og bukser skjer hovedsakelig når lyng og andre foretrukne vekster er under snøen, men kvist er også en del av elgens sommerdiett (Sæther m.fl. 1992). Elgen øker sin beiting på løvtrær ved en økende tilgjengelighet (Heikkilä & Härkönen, 1993). Men disse forekommer vanligvis i mindre mengder i tradisjonelle vinterbeiteområder. Elgen må da ete årsskudd fra de vanlige, men mindre foretrukne artene bjørk og furu.

Om vinteren trenger en gjennomsnittselg rundt 10 kg våtvekt kvist om dagen. Den tærer også på fettreserver og reduserer stoffskiftet som tilpassinger til begrenset førtilgang. Da årsskuddet på øvre del av kronen på en ungfuru veier rundt 10 ganger vekten av siste års skudd av bjørk, velger elgen ofte furu.

Elgen vil ha siste års skudd fra bestemte tre

Ved å følge et elgspor vinterstid ser man at elgen kan spise de fleste typer av furubar, fortrinnsvis siste års skudd. Den kan velge bonitet, furu-individ og skuddtykkelse. De fleste bitt av furuskudd har diameter 3-5 mm, bare ett av 10 bitt er tykkere. Men observasjoner i felt indikerer at dette kan ha mer med tilgang og forekomst å gjøre enn med at elgen aktivt unngår dem. Shipley m.fl. (1998) fant i sin studie at elgen valgte planter som hadde flere store kvister over de med mange små.

Elgen foretrekker å beite på noen tre framfor andre. Noen tre blir hardt beitet, andre kan de unngå. Elgen beiter heller på tre som har blitt beitet tidligere år, enn de som var ubeitet (Danell m.fl. 1985, Shipley m.fl. 1998). Dette har trolig sammenheng med skuddenes innhold av kjemiske antibeitestoffer. Elgen når ikke toppskiktet på eldre trær. De har dermed liten grunn til å produsere antibeitestoff. Dette kan være grunnen til at elgen mange ganger snaubeiter kronene på eldre og gamle trær etter vindfelling, snøbrekk og som hogstavfall. Hogst har en sterk påvirkning på produksjonen av fôr som blir tilgjengelig for elg (Wam m.fl. (2010). Heikkilä & Härkönen (2000) fant at elg kan beite svært intensivt på hogstavfall som ligger på bakken etter tynninger. Barmasse fra furu etter vindfall og hogst kan utgjøre mye vinterfôr for elg (Månsson m.fl. 2010). Ved spredt forekomst av vindfall kan tilnærmet alt bar som stikker opp over snøen bli beitet. Elgen beiter gjerne 10 mm tykke årsskudd fra de øverste greinkransene på 10 – 15 m høy veksterlig furuskog som den får tak i etter snøbrekk og vindfall eller etter tynninger.

Elgen er en kløpper til å overleve utfra sine premisser, den vil derfor velge en optimal beitestrategi utfra de rådende forholdene på område-, bestands- og beiteplassnivå. Forskjeller i beiteadferd og skadeomfang kan komme fra avstanden mellom trærne i en bestand, da fordelingen av tilgjengelig fôr påvirker elgens beiteadferd (Edenius m.fl. 2002). For økologene gjelder det å bli klar over hva som styrer elgens valg av vinterbeite for å kunne sette inn mottiltak for å unngå beiteskader på ungfuru.

I ungskog kan man ofte se at fra mange til alle sideskuddene er beitet av elg, mens toppskuddet er spart. Ved hardt beite kan også toppskuddene ofte bli tatt selv om de kan være opptil 10 mm eller mer så lenge elgen lett når dem, i praksis under 2,0 m. Men er beitingen lett til moderat vil også da mange toppskudd bli spart, trolig fordi elgen er ute etter et furuskudd, og toppskudd er veldig tykke og forekommer i liten frekvens sammenlignet med sideskudd.

Først beiter elgen gjerne på de høyere ungfuruenes sidekvister mens understandere kan bli forbigått, i hvert fall ved moderat beitetrykk og mye bar. Når dette er spist opp, for eksempel ved neste vinters besøk, er

baret på understandere omtrent det eneste som er tilgjengelig. Da kan de beites så hardt at de går ut.

Mye tyder på at elg rasjonelt søker til bestander med mest skudd i beitehøyde og til de barriekste delene av disse bestandene. Ofte stikker bare toppskuddet opp av snøen på ettervinteren i mange konsentrerte vinterbeiteområder. Slike enkeltskudd spredt utover er trolig mindre lønnsomt å jage etter hvis mer konsentrerte tilbud finnes. Men når elgen rusler rundt, beiter den gjerne litt både her og der, noe som kan bli ugunstig for bestander med liten evne til å motstå elgbeiting.

FURU OG FURUØKOLOGI

Furubar i ungskog

Årlig øker skuddproduksjonen i furuungskog geometrisk med høyden ettersom hvert skudd neste år setter 3-5 nye skudd. Det dannes kvistkranser med 3-5 kvister i kransen utfra knopper i spissen av alle fjorårets endeskudd, både toppskudd og endeskudd på sidegreiner i kvistkransene. Teoretisk skal en relativt ubeitet furu etter få år ha en nær eksponentiell økning av skuddproduksjonen. Særlig toppskuddet, men også de øvre og ytre greinkransene får mest lys og produserer de lengste og tykkeste årsskuddene. Nye årsskudd på lavere og indre kvistkranser blir gradvis mindre og mindre etter hvert som treet vokser oppover.

For ubeitet ungfuru på middels bonitet doubles skuddproduksjonen for hver halve meters høydeøkning. Ved tung elgbeiting kan skuddproduksjonen bli meget liten i elgens beitehøyde- intervall. Med jevn forekomst av vinterelg er det mer regel enn unntak at tilnærmet alt bar er beitet bort opp til maksimal beitehøyde for de ungfuruene som har komme levende opp igjennom dette høydeintervallet. Denne *beitegrensen* sees som et skarpt nedre skille på grønnkronene i ungfurubestander over 2,5-3 m.

Undersøkelser viser at antall uskadde ungfuruer øker med tettheten i furuforyngelser, i hvert fall opp til en tett, men ikke overtett bestand. Andrén & Angelstam (1993) mener at en økende tetthet av stammer burde redusere skadeomfanget. I overtette bestander får imidlertid sidegreinene

for lite lys til å utvikle seg ordentlig, og trærne har vansker med å klare seg når toppene blir beitet. Videre står relativt jevnhøye ungfurubestander seg bedre mot elgbeiting enn skiktete. Etablering av understandere kan se fint ut i begynnelsen, men gir ikke alltid bidrag til framtidsbestandet etter beite av elg.

FÔRMENGDER I FURUUNGSKOG

De store mengdene vinterfôr til elg finnes i den unge furuskogen. Fôrproduksjonen i ungskogen kan likevel være vanskelig å beregne: med lite beite vokser skogen fort gjennom beitehøgden for elg, med for mye beite dør trærne. Ball & Dahlgren (2002) fant i sine analyser at tetthet av furu er en viktig faktor for elgen i valget av habitat blant unge bestander. Elgen kan velge gjødslede områder med fôr av høyere kvalitet og høyere kvantitet (Ball & Dahlgren, 2002). Det er vanskelig å få et beitepress som tar ut det maksimale av skudd, uten å skade framtidstrærne. Elg trenger fôr, og et størst mulig antall furuskudd per dekar i vanlig beitehøyde vil ofte gi de minste beiteskadene.

Om vi vil regne ut fôrtilgang, er det første vi må se på hvor store areal vi har med furu-ungskog med furubar i beitehøyde (< 2,5 m). Alt bar på ungskog under 2,5 m er tilgjengelig. Men også lavere greiner i eldre ungskog over denne høyden er potensielt elgfôr forutsatt at disse ikke allerede er snaubeitet. Både høyde, tettheter og treslagsfordeling i bestanden er nøkkelfaktorer for hvor mye fôr som blir produsert, men også for hvordan elgbeitet virker.

Bestandshøyde

Bestandshøyden i ungskog er avgjørende for potensiell skuddproduksjon. Skogbruket anvender to mål for bestandshøyde: 1) Overhøyde. Middel av de tre høyeste trærne på målestedet, og 2) Middelhøyde. Anslått midlere trehøyde i bestanden. Selv inne i samtidig anlagte bestander varierer trehøyden, jo mer jo høyere bestanden er. For elgbeiting og beiteskader er jevnheten i høyde en nøkkelfaktor. Frittstående 2,5 – 5 m høge trær får en

kraftigere stamme som lettere står imot nedbrekking av elg som vil spise toppene. Ungfuru vokser årlig med toppskudd på 20 – 60 cm avhengig av bonitet og trehøyde. På lav bonitet (F 40:8) er de uten toppbeiting dermed minst 10 år i elgens beitehøyde, på høy bonitet (F 40:20) i kanskje 4 år. Tiden trærne er eksponert for beite, varierer dermed voldsomt. Det går raskere for skog på gode boniteter å vokse over beitehøyden, og det kan gjerne skje på noen snøfattige år.

Tetthet

Tetthet av ungfuru er en av de viktigste faktorene både for fôrproduksjon og virkningen av elgbeite. Ved lav tretetthet vil frittstående ungfuru produsere mange skudd etter hvert som antall greinkranser øker med økende trehøyde. Ved meget høy tretetthet vil nabotrær og overstående greiner raskt skygge ut de nedre greinkransene, og trærne vil gjerne ha grønt og ofte spinkelt bar bare noen få greinkranser fra toppen. En ½ m høg bestand som ser passe romslig ut med mange skudd på ungfurua, kan være overtett ved 2 m høyde med langt lavere antall skudd per tre sammenlignet med romsligere plasserte individ. Legg merke til det tette oppslaget av ungfuru som kan forekomme i veigrøftenes ytterkanter der blottlagt mineraljord særlig nær humuskanten gir optimale spireforhold: Oppslagene er gjerne tette som børster og ofte sterkt elgbeitet med mange døde eller døende trær fordi det er lite bar på det enkelte tre og lite bar totalt i "bestandet". Dersom furu har gode greiner under snøen, kan trærne raskt vokse ved minsket beitepress.

Trærne i unge furubestand skal være mest motstandsdyktige mot elgbeite med en naboavstand mellom 1,0 og 1,5 m. Det gir tettheter mellom 400 og 1 000 ungfuru per da. I elgens vinterbeiteområder anbefales det å ha en tetthet høyere enn 400-500 trær per da (Heikkilä & Lääperi 2007). Wallgren m.fl. (2013) fant også at en økende tretetthet vil minske skadene opp til en øvre grense på 1 000 furu per da. Blir bestandene tynnere, vil hvert toppbeitet tre være et tap og med tettere bestander vil de etter beite gjerne ha for få skudd igjen til å klare seg. Ungfuru med mindre enn 25 – 30 skudd igjen etter vinterens elgbeiting vil ofte gradvis dø. Her burde vi legge ut forsøksfelt med forskjellige tretettheter og følge dem fra ½ til

minst 2,5 m middelhøyde, helst på flere boniteter og i både ekstreme og mindre ekstreme vinterbeiteområder.

I virkeligheten står trærne sjelden jevnt fordelt i ungskog før en enkeltstilling (ungskogpleie), det normale er større eller mindre grad av grupper med tre. I gruppene får trærne frodige skudd i ytterkant og veike skudd i indre deler. Gruppene må dermed også enkeltstilles, men muligens til kortere midlere naboavstand enn i en skog uten elg.

TILTAK

Det er foreslått en rekke tiltak for å skaffe elg mer fôr og hindre skadebeiting på ungfuru. Her viser vi tiltakene som Odd Reidar fant mest interessante. Han foreslår å anlegge tette furuforyngelser, kutte furutopper for å lede elgbeitet til de skadde trærne samt å bruke avvirkningsavfall som elgfôr. Etter at skaden har skjedd, at toppene er beita, foreslår han å kappe gankvist (resten av den gamle toppen etter at en sidegrein har overtatt som topp) med ryddesag under ungskogpleie.

ANLEGNING AV STAMMETETT UNGSKOG AV FURU FOR Å STÅ IMOT ELGBEITING

Ung furuskog ser ut til å stå imot elgbeite best i et mest mulig rent furubestand med jevnest mulig høyde med ca. 500 – 1 000 trær jevnt fordelt per da. Hva man bør gjøre avhenger av hvor man er geografisk og hvilket skoglige utgangspunkt som er på stedet.

Det enkleste er planting av furu. Skogbruket i Sverige planter i stor utstrekning mens dette gjøres minimalt i Norge. Planting sparer inn 3-5 år på omløpstiden ved at man setter ut planter med høyde tilsvarende en naturlig spirt plante etter fem vekstsesonger på midlere bonitet. Og man kan anvende foredlet plantemateriale som forventes å produsere 10 – 20 % mer volum. Men ulempen heter kostnadene. Med 3-5 kr per utsatt plante kan skogbruket akseptere å sette ut rundt 200 planter per da. Det blir i praksis økonomisk urealistisk å plante ut to til fire ganger så mye for å redusere beiteskader. Heikkilä & Härkönen (1996) fant at elgbeiting kan redusere tettheten av furu ungplanter betraktelig i løpet av de første årene etter planting.

Tette furuforyngelser anlegges i praksis ved naturlig foryngelse fra frø fra frørestillinger og alternativt med såing der det ikke er nok frøtrær. Vår kjølige boreale barskog med tykke lag av moser og humus over store områder gir dårlige spireforhold for frø. På Østlandet blir det akseptabelt spiretilslag uten markberedning bare på vegetasjonstypene lavskog, bærlyng og delvis blåbærskog med under 3 cm humus til opp til 300 moh. Store områder, inklusive deler av konsentrerte vinterbeiteområder for elg, må derfor markberedes for å gi gode nok spireforhold i blottlagt mineraljord.

Utstyr til markberedning er tradisjonelt konstruert for planting med 2 m mellomrom. Lassbærere vil kunne dra større aggregater kontinuerlig eller avbrutt for å gi ønskete tettheter og brukes ofte på større felter. Men det kan gi til dels overtette oppslag i stripene, flekkene og langflekkene. Markberedning med gravemaskin er smidig og brukes gjerne på mindre felter og ved vanskelig tilgang over myr. Gravemaskin kan gi noe jevnere fordeling av markberedningflekkene, i praksis produserer man vanligvis drøyt 150 flekker per da for å holde kostnadene i samme størrelsesorden som for store aggregater (i 2011 rundt 200 kr per da). Det kunne være ønskelig med økt anvendelse av aggregattyper med flere enn to armer. Om firearmete stilles til 1,0 – 1,5 m avstand mellom flekkene, burde man få et bra etableringsmiljø for 500 – 1 000 enkeltstilte framtidstrær per da.

For de tette oppslagene som kan komme i flekkene etter naturlig frøfall eller såing, krever oftest fristilling av framtidstammene ved ½ - 1 m høyde, til en kostnad på ca. 150 – 200 kr per da. Gjør man ikke dette, vil både elg og nålesoppen snøskytte kunne ta kraftig for seg.

TOPPKAPPING

Kapping av toppen på ungfuruer som ikke skal bli framtidstrær, er et interessant tiltak for å overføre større deler av beitetrykket vekk fra framtidstrærne. Elgen beiter oftere på tidligere beitede enn på ubeitede trær forutsatt at beitetrykket ikke er for høyt og alt tilgjengelig blir beitet. Bergqvist m.fl. (2003) fant at elgen er like mye tiltrukket av både beitet og ubeitet furubestand, men når den først er i et bestand, fortrekkes tidligere beitet furu. Heikkilä (1991) fant i sin undersøkelse en signifikant

gjenbeiting på furu. Man kan anta at luktesansen i elgens store mule gjør at den registrerer forskjellen på furubaret i disse to typene.

Ved tilstrekkelig tretette furuforyngelser kan man gjerne kappe de to øverste greinkransene for å overføre beitingen til disse trærne. Gjentatt beiting kan også holde trær innenfor beitehøyde for hjortevilt over flere år (Gill 2006). Det forutsetter at beitingen ikke er for tung. Ved tung beiting beites de aller fleste trærne. Denne teknikken er foreslått fra 1980-tallet av forskere og forvaltere i Norge. Toppkappingen bør skje før tung toppbeiting vanligvis forekommer ved 1,0 – 1,5 m bestandsmiddelshøyde.

AVVIRKINGSVAFALL SOM ELGFÔR

Mye furubar gjøres årlig potensielt tilgjengelig etter tynninger og sluttavvirking. Det blir liggende til elgen som topper og greiner. Veiinger viser totale barmengder på disse furutypene i størrelsesorden 100 kg per avvirket m³. Tar man i betraktning hvor mye tilgjengelig furubar det er, vil fôr til elg fra felte trær være betydelig selv om det skulle være en lav utnyttelse (Månsson m.fl. 2010). Videre fant Månsson m.fl. (2010) at elgen beiter signifikant tykkere kvist i toppen enn nær bakken på trær i tynningsstadiet, felte trær i sluttavvirking og på felte frøtrær. I mange vinterbeitekommuner representerer dette fôrmengder i samme størrelsesorden som elgens vinterbehov. Men alt baret blir ikke tilgjengelig for elg. Hogstavfall fra avvirkinger i barmarkstiden vil i liten grad kunne nyttegjøres vintertid. Ved vinteravvirking presses mye furubar ned i snøen eller brukes som kjøreunderlag. I følge Månsson m.fl. (2010) blir bare 5 % av potensielt elgfôr fra felte trær i Hedmark tilgjengelig etter kommersiell felling og prosessering. Overslag indikerer at opptil 90 % av baret på toppene kan nyttiggjøres av elg mot ca. 10 % på løse greiner. I gjennomsnitt vil tiltak som reising av toppene, kunne gi potensiell utnytting på opptil 50 % av total barmengde. Best utnyttelse av furubaret ville være å la felte furuer ligge til elgen har spist baret og så kviste og kappe dem. 10-20 ganger så mye fôr vil være tilgjengelig for elgen dersom man la hele trær ligge, da prosesseringen av trærne og nedkjøring av bar reduserer tilgjengeligheten betraktelig (Månsson m.fl. 2010). Dette vil øke kostnadene til avvirkning

og øke administrasjonen og er bare anvendt i sjeldne tilfeller hittil. Det er en praktisk driftsteknisk utfordring å utvikle enkel økt tilrettelegging av furubar med hogstmaskin som trolig lettest kan løses i samarbeid mellom interesserte entreprenører og skogbruksledere.

GANKVISTKAPPING

Ved moderat til tung elgbeiting må man kalkulere med at toppskuddene tas en eller flere ganger. De uønskete skrå barkdragende gankvistene som da dannes kan man kappe med ryddesagen man bruker til ungskogpleie når bestandet har nådd "elgsikker" høyde på 3- 4 m.

Vippes ryddesagen opp mens den henger i selen, kan en person på 180 cm kappe gankvister opptil 2,0 m. Løftes ryddesagen mens den henger i selen, når man rundt 2,2 m. Hektes ryddesagen av selekroken og løftes fritt, når man 2,8 m. Dermed kan de aller fleste gankvistene som er forårsaket av elgbeite, kappes med ryddesag. I tillegg vil uønskete dobbelttopper innen samme høydebegrensinger som er forårsaket av døde sentralknopper, kunne kappes. I størrelsesorden halvparten av trærne i ungskogfasen har tekniske skader utover elgbeiteskader med dobbelttopper som en av de vanligste skadetyperne.

TILGJENGELIGE FURUBARMENGDER I ET VINTERBEITEOMRÅDE FOR ELG

Odd Reidars hovedidé var at man kunne regne ut fôrbehovet og fôrtilbudet til elgene. En elg trenger i størrelsesorden 10 kg ferskvekt (7- 15 avhengig av elgkategori) furubar per dag. Perioden med kvistbeiting varierer mellom 100 og 150 døgn mellom områder og år. Hver elg trenger dermed mellom 1 og 1,5 tonn furubar og annen kvist gjennom vinteren.

Så må vi regne ut hvor mye kvist det er i området. Med tilgjengelig furubar regnes det som elgen kan nå: furuungskog med bar $\frac{1}{2}$ - 2,5 m over bakken, greiner og topper fra tynninger og sluttavvirking samt vindfelte og snøbrukkete furuer. For å gi en følelse for størrelsesordenen av bartilgang for forvaltere av skogeiendommer er to skalaer viktige:

- 1 Furubartilgang per dekar på skogbestandsnivå,** Bestandet er den vanligste operative arealenheten i utøvende skogbruk hvor den enkelte kan gjøre tiltak.
- 2 Furubartilgang per km² for vinterbeiteområdet som helhet.** Her må man se på summen av alle bestander, treslags- og aldersfordeling i hele området. Her kreves samarbeid mellom rettighets-havere. Dette omfatter også regulering av elgbestanden utfra avskytingsplaner.

TILGJENGELIG FURUBAR PÅ BESTANDSNIVÅ

Furubar per da i ungskog:

Nedenfor har Odd Reidar anslått vekten på elgbeite per da i to bestand basert på Solbraa m.fl. (1987).

Tabell 1. Vekt av bar per da i ung furuskog av middels bonitet relatert til beitepress.

Bonitet	Høyde (m)	Antall furu per da	Elgbeite	Vekt bar per tre	Totalvekt bar
Middels	2	200	Lett	½ kg	100 kg per da
Middels	2	200	Tungt	0,05 kg	10 kg per da

Anslagene viser at tidligere beiting gir store utslag. I tillegg kommer effekten av tetthet og den nesten eksponentielle økingen i barmengde med bestandshøyden. Bestander med lave tre har svært lite bar, bestander på 2,5 m kan ha mye bar hvis de ikke er hardt beitet. Akseptabel beitegrad er anslått til omtrent 1/3 av årlig skuddproduksjon for å gi moderate beiteskader.

Avvirkingsavfall per da i furuskog

Det er en klar sammenheng mellom diameter i brysthøyde (BH) og potensielt beibar barmengde per furu for furuer i tynnings- og sluttavvirkingsdimensjoner.

Tabell 2. Vekt av bar på trær felt ved ulike inngrep årlig på 1 da ren furuskog

Hogst	Uttak (antall)	DBH (cm)	Vekt bar per tre (kg)	Totalvekt bar (kg)
1-tytning	60	12	8	500
2-tytning	40	16	16	600
Sluttavvirking	50	25	35	1 800

Utnyttelsen av avvirkingsavfall er anslått til å variere fra rundt 10 % for løs kvist opp til rundt 90 % for topper. Avvirkingstoppene har blitt reist en del steder for å lette tilgjengeligheten og redusere grad av nedkjøring og nedsnøing. Dette kan skje manuelt eller maskinelt. Ved bruk av hogstmaskiner vil det mest praktiske være å få reist toppen som et siste ledd i kvisting og aptering. Topper må reises mot gjenstående trær eller eventuelle forhøyninger i terrenget. Et annet alternativ er å legge toppene oppå hverandre i hauger, noe forsøk har vist at elgen klarer å utnytte bra. I de tilfeller der toppene ble reist mot stående trær eller steiner, konsumerte elgen 4 ganger så mye av biomassen (Heikkilä & Härkönen, 2000).

Et annet forslag er å kappe grovere topper slik at mesteparten av frodig bar blir med, døpt *elgaptering* av Odd Reidar. Her vil noe av massevirket i en vanlig toppslip bli liggende igjen, men som nedenstående tabell viser øker tilgjengelig barmengde betydelig. Spesielt ved hauglegging av slike topper kan en eventuell senere flising ivareta virket.

Felling av furuer for senere kvisting og aptering etter at elgen har nyttiggjort seg baret gir enda høyere potensiell barutnyttelse. Her kommer praktisk-økonomiske forhold inn. I tunge vinterbeiteområder kan det muligens være lurt å felle og ta ut skurtømmeret i første omgang og la massevirket i grønnkronedelen ligge ukvistet til senere ordinær oppgjøring subsidiært til flising.

Ved en pilotundersøkelse på Evenstad var mellom 10 og 80 prosent av furubaret tilgjengelig etter ulike former for avvirking i bestand i ulike hogstklasser (Tabell 3).

Tabell 3. Prosent av baret som ved ulike avvirkingsformer har blitt gjort tilgjengelig for elg

Hogstklasse	Prosent tilgjengelig for elg		
	III	IV	V
Vanlig avvirking	25	15	10
Vanlig topp, reist opp	50	30	15
Elgapert topp, liggende	45	35	20
Felt tre uten kvisting	55	55	60
Elgapert topp, reist opp	80	65	40

Furubartilgang på områdenivå

Elgen har tilgang på alt furubar i beitehøgde. Mesteparten av dette baret er tilgjengelig i et ungskogstadium som varer omtrent en 10-årsperiode av skogbestanders omløp. I tillegg kommer bar fra tynninger og sluttavvirkinger om vinteren.

Grovt beregnet vil et rent furuområde på 1 000 da (1 km²) på middels bonitet med omløpstid 100 år og jevnt årlig skogbruk ha 100 da i en ungskogfase med bar i beitehøgd, 10 da vil bli førstegangstynnet, 10 da annen gangstynnet og 10 da vil bli sluttavvirket. Når vi vet hvor mange kilo fôr som fins, og hvor mye som er tilgjengelig for beite, kan vi lage et regnestykke over hvor mye bar som hvert år er tilgjengelig for elgen (Tabell 4).

Tabell 4. Furubar per km² tilgjengelig for elg i ungskog og ved skogsinngrep samlet

Barkilde	Areal (da)	Barmasse per da (kg)	Tilgjengelig (%)	Totalt (tonn)
Ungskog i beitehøyde	100	10 – 100	100	1 – 10
1. tynning	10	500	10 – 30	0,5 – 1,5
2. ynning	10	600	10 – 30	0,6 – 1,8
Sluttavvirking	10	1 800	10 - 30	1,8 – 18,7
Total (1 km ²)				3,9 – 32,0

Det første vi kan se fra tabellen, er at det er veldig stor variasjon i tilgangen på elgfôr i et område. Dette er avhengig av både hvor hardt elgen

beiter, og hvordan skogbruket tilrettelegger for at elgen skal kunne beite bar fra hogst. I regnestykket varierer den tilgjengelig barmengden med nær 10 ganger!

Dersom elgen i vårt 1 km² store furuområde utnytter av 1/3 av det beregnet tilgjengelige furubaret som blir vist i tabellen, vil det være fôr til 1,3 – 6 gjennomsnittselger gjennom en kort vinter (100 dager kvistbeiting) og til 0,9 – 4 gjennomsnittselger gjennom en lang vinter (150 dager). Dette er beregninger uten tilrettelegging av hogstavfallet. Vi kan spesielt legge merke til at fôret som blir gjort tilgjengelig gjennom sluttavvirking, virkelig utgjør store mengder. Vi regnet med en tilgjengelighet på 10 – 30 % for hogstavfall. Men når skogbruket legger opp til det, viser det seg at elgen kan ta mestedelen av den tilgjengelige barmassen ved sluttavvirking.

Odd Reidar kom med følgende regnestykke som sammenligner mengden fôr fra hogst og rundballer: Uten tilrettelegging kan 1 km² uten overbeite fôre 1 – 6 elger gjennom vinteren. Milner m.fl. 2012 fant at en elg trenger 13 kg silofôr per dag. Silofôring av en elg gjennom vintre varierende fra 100 til 150 dager vil da kreve 1 300 – 2 000 kg. En rundball veger gjerne 800 kg. En elg klarer seg dermed i snitt med rundt 2 rundballer. Fôr som blir tilgjengelig ved produksjon i ungskogfelt og ved ikke tilrettelagt hogst på 1 km² furuskog tilsvarer dermed fra 2 til 12 rundballer. Ved tilrettelegging av furuhogst om vinteren og justering av elgstammen til tilgjengelig vinterfôr, vil en km² med furuskog kunne bidra med opptil 40 rundballer. Forskjellen er også at mange elger vanligvis foretrekker furutoppene framfor det billige silofôret som de vanligvis får presentert.

I elgbeiteskadeutsatte områder kan man beregne mengde potensielt tilgjengelig furubar utfra skogbrukets områdetakster over mengde hogstklasse II med furubar i beitehøyde. Hvor mye fôr som er tilgjengelig per dekar er avhengig av bonitet, høyde på skogen og beitegrad. Odd Reidar avgrenset vinterbeiteområdet der han fant areal og boniteter og regnet en gjennomsnittshøyde siden alle bestandene vokste kontinuerlig. Han fant da skuddproduksjonen ut fra tabeller (Solbraa m.fl. 1987). I tillegg kommer kvist som blir gjort tilgjengelig ved hogst. Han anslo barmengder fra forventet avvirningsvolum av furu ved tynninger og sluttavvirking

vinterstid. Dette må justeres for eventuell tilrettelegging for elg. Denne beregnede fôrmengden i området kan sammenlignes med fôrbehovet til anslått, beregnet eller registrert vinterbestand av elg. Er fôrbehovet større enn fôrtilgangen, vil man få beiteskader. Om man kvantifiserer behov og tilgang, kan man se hvor mye mer fôr som trengs eller hvor mye elgbestanden må justeres. Dermed har man et mer velfundert grunnlag for vurderinger av aktuelle tiltak for mer fôrtilgang i furuungskog og ved forskjellige typer furuavvirkninger og eventuell tilleggsfôring med rundballer. Man får et godt grunnlag for vurderinger av elgbestandens ønskede størrelse for en langsiktig bærekraftig utnyttelse av både furu og elg.

SLUTTORD

Tanken på å utarbeide områdevis elgfôrbudsjett er besnærende og mulig. Det å kvantifisere både tilbud og behov kan være en god pedagogisk øvelse. Det er også viktig å få med seg hvor sterkt elgbeitet i et område kan bli redusert ved overbeite. Fôrproduksjonen kan være i størrelsesorden 10 ganger større ved moderat beite. Det er også verdt å merke seg hvor mye fôr som kan bli gjort tilgjengelig gjennom furuhogst. En områdevis, kunnskapsbasert forvaltning av skog og elg kan langsiktig gi mer elgfôr og elg. Men da må man fordele utgifter og inntekter på hele regionen, slik at man på eiendomsnivå får fordeler av å delta i å gjennomføre tiltak.

REFERANSER

- Andréen, H. & Angelstam, P. (1993). Moose browsing on Scots pine in relation to stand size and distance to forest edge. *Journal of Applied Ecology*, 30, 133-142.
- Ball, J. P. & Dahlgren, J. (2002). Browsing damage on pine (*Pinus sylvestris* and *P. contorta*) by a migrating moose (*Alces alces*) population in winter: relation to habitat composition and road barriers. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17, 427-435.
- Bergqvist, G., Bergström, R. & Edenius, L. (2002). Effects of moose (*Alces alces*) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Forest Ecology and Management*, 176, 397-403.

- Cederlund, G., Ljungqvist, H., Markgren, G. & Stålfelt, F. (1980). Food of moose and roe-deer at Grimsö in central Sweden results of content analyses. *Swedish Wildlife Research*, 11(4), 171-224.
- Danell, K., Huss-Danell, K. and Bergström, R. (1985). Interactions between browsing moose and two species of birch in Sweden. *Ecology*, 66(6), 1867-1878.
- Edenius, L., Bergman, M., Ericsson, G. & Danell, K. (2002). The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 36(1), 57-67.
- Fremming, O. R. (1993). *Temaer i flersidig skogbruk*. Evenstad: Hedmark Distriktshøgskole.
- Gill, R. (2006) The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. I K. Danell, P. Duncan, R. Bergström & J. Pastor (Red.), *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation* (1. Utg., s. 170-202) Cambridge: Cambridge University Press.
- Heikkilä, R. (1991) Moose Browsing in a Scots pine plantation mixed with deciduous tree species. *Acta Forestalia Fennica*, 224, 1-13.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (1993). Moose (*Alces alces*) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of their winter habitats. *Silva Fennica*, 27(2), 127-143.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (1996). Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management*, 88, 179-186.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. (2000). Thinning residues as a source of browse for moose in managed forests in Finland. *Alces*, 36, 85-92.
- Heikkilä, R. & Lääperi, A. (2007). *Skogsbruket och älgen rekommendationer för övervintringsområden*. [Helsingfors]: Skogbrukets utvecklingscentral Tapio.

- Løken, M., Mathisen, H. W., Klokkerengen, O. R., Svenkerud, L. B., Buttingsrud, L., Kiær, H. T., Sætereng, O. & Grindstad, J. P. (2010) *Bærekraftig Hjorteviltforvaltning- Utvalgets kortversjon*. Lokalisert på http://www.glommen-skog.no/wp-content/uploads/Kortversjon_hjorteviltprosjekt.pdf
- Milner, J. M., Schmidt, K. T., Brook, R. K., van Beest, F. M. & Storaas, T. (2014). Å fôra eller ikkje? Ei litteraturoversikt om fôring av storvilt (Høgskolen i Hedmark oppdragsrapport nr.1, 2014). Elverum: Høgskolen i Hedmark.
- Milner, J. M., Storaas, T., Van Best, F. M. & Lien, G. (2012). *Sluttrapport for Elgforingsprosjektet* (Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport nr. 1, 2012). Elverum: Høgskolen i Hedmark.
- Månsson, J., Bergström, R., Pehrson, Å., Skoglund, M. & Skarpe, C. (2010) Felled Scots pine (*Pinus sylvestris*) as supplemental forage for moose (*Alces alces*): Browse availability and utilization. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25, 25-31.
- Shipley, L. A., Blomquist, S. & Danell, K. (1998). Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry and morphology. *Canadian Journal of Zoology*, 76, 1722-1733.
- Solbraa, K., Hjeljord, O., Nilsen, J. A., Kaald, P. & Knutsen, E. (1987). Produksjon av vinterbeite for elg. *Norsk skogbruk*, 1, 40-41.
- Sæther, B.-E., Solbraa, K., Sødal, D. P. & Hjeljord, O. (1992). *Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn* (NINA forskningsrapport nr.28, 1992). Trondheim: NINA.
- Timmons, G. R., Hewitt, D. G., Deyoung, C. A., Fulbright, T. E. & Draeger, D. A. (2010) Does supplemental feed increase selective foraging in a browsing ungulate. *Journal of Wildlife Management*, 74(5), 995-1002.

- Wallgren, M., Bergstrøm, R., Bergqvist, G. & Olsson, M. (2013). Spatial distribution of browsing and tree damage by moose in young pine forests, with implications for the forest industry. *Forest Ecology and Management*, 305, 229-238.
- Wam, H. K., Hjeljord, O. & Solberg, E., J. (2010). Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*, 88. 1179-1191.

■ Hvordan elgens aktiviteter rundt fôringsplasser påvirker vegetasjon, småfugler og mus

KAREN MARIE MATHISEN OG SIMEN PEDERSEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

Vi har studert hvordan elgbeiting og fôringsplasser for elg påvirker vegetasjon, småfugler og mus i Stor-Elvdal i perioden 2004-2011. Det viser seg at fôringsplasser påvirker elgens fordeling i landskapet om vinteren og elgens beiting påvirker vegetasjonen, noe som igjen påvirker tilgang av mat og strukturen på leveområdet for andre dyr i skogen. Høy elgbeiting kan for eksempel føre til mindre tilgang på insektlarver for kjøttmeisunger. I tillegg fører fôringsplasser til lokale effekter gjennom gjødsling og endring av vegetasjonen på bakken. I denne artikkelen oppsummerer vi noen av resultatene med vekt på eksempler fra Stor-Elvdal.

HVORDAN PÅVIRKER ELGEN ØKOSYSTEMET OG ANDRE ARTER?

Elgen er vår største planteeter, og vi har høyere tettheter av elg i dag enn vi har hatt noensinne. For 100 år siden var et elgspor sjeldent å se i skogen. Jaktloven av 1951 la grunnlaget for veksten i elgstammen ved at kvotene ble satt lavere enn tilveksten. På grunn av økt tilgang på mat ved overgangen til bestandsskogbruk og innføring av retta avskytning, samt få store rovdyr og mindre konkurranse med husdyr i utmarka, økte bestanden

sterkt fra 1950-1980 (Cederlund and Bergström 1996, Austrheim et al. 2008). Bestanden har vært stabilt høy fra 80-tallet og til i dag. I dag skytes det ca. 35 000 elg hvert år i Norge (SSB 2014). På grunn av at vi har hatt en høy elg-tetthet over lang tid forventer vi at planter og dyr i skogen blir påvirket av elgens aktiviteter (Hobbs 1996, Persson et al. 2000, Edenius et al. 2002). Elgen spiser i gjennomsnitt ca. 10 kg tørrvekt plantemateriale om dagen om sommeren og 5 kg tørrvekt om vinteren. Dette utgjør ca. 2 700 kg tørrvekt eller 7 200-9 000 våtvekt (inkludert vanninnhold) plantebiomasse i løpet av et år (Persson et al. 2000). Høy tetthet av en planteeter som spiser mye, vil kunne føre til økt konkurranse med andre planteetere. Ved samtidig å endre vegetasjonen kan elgen påvirke leveområdene til andre dyr.

I tillegg til at elgen spiser mye, beiter den selektivt (Pastor and Naiman 1992). Det vil si at den foretrekker noen plantearter framfor andre. På vinteren foretrekker elgen kvist av osp, selje og rogn. Den spiser også mye furu og bjørk, men den unngår store sett arter som or og gran. Om sommeren spiser elgen løv og urter, blant annet geitrams og bringebær. Blåbær er også en favoritt som beites både om våren og høsten (Cederlund et al. 1980, Shipley et al. 1998). Planteetere som beiter selektivt, har en tendens til å endre plantesamfunnet slik at det blir mindre av favorittartene og mer av de uønska artene (Pastor and Naiman 1992, Augustine and McNaughton 1998). I en ungskog hvor furu og gran vokser på samme område med mye elgbeiting, vil andel gran øke og furu minke (Pastor and Naiman 1992).

Elgen kan påvirke andre dyr i økosystemet gjennom beiting, tråkk, møkk og urin (Hobbs 1996, Persson et al. 2000). Ved høyt elgbeite blir skogen mer åpen, noe som kan føre til mer sol på bakken, mer lys tilgjengelig for bakkevegetasjonen og et varmere miljø for insekter (Mathisen 2011). Samtidig kan dette føre til mindre skjul mot rovfugl og rovpattedyr for pattedyr og fugl som lever i underskogen (Van Wieren 1998, Fuller and Gill 2001, Côté et al. 2004). Klatremusa spiser også blåbær og kan påvirkes av elgens beite på blåbær. Insekter som lever av blader på løvtrær, lyng og urter, konkurrerer også med elgen om mattilgangen (Suominen and Danell 2006).



Bilde 1: Fôringsplass for elg om vinteren. Silo i forgrunnen, stier av møkk og "bonsai"-bjørker etter mange års beiting. I vegetasjonen i bakgrunnen er alle grønne greiner under 3 meter spist opp.

Foto: Karen Marie Mathisen

ELG OG FÔRINGSPLASSER

Grunneierne i Stor-Elvdal kommune har drevet med vinterfôring av elg i over 20 år. Det er flere grunner til å fôre elg; det kan blant annet redusere påkjørsler på vei og jernbane, og opprettholde en høy elgbestand og et høyt jaktuttak (Andreassen et al. 2005, Storaas et al. 2005, Milner et al. 2012). Siden 1970 har områdene med ungskog i beitehøyde for elgen minket på grunn av færre store hogstflater og økt elgbestand (Milner et al. 2013). Elgens bruk av fôringsplasser med silofôr på vinteren har økt dramatisk siden fôringen startet, og i dag erstatter ifølge våre beregninger silo ca. 65 % av vinterfôret for elg i Stor-Elvdal (Milner et al. 2012). Fôring har også blitt foreslått som et tiltak til å minske elgbeiteskader på furu, men det ser ikke ut til å ha den ønskede effekten (Gundersen et al. 2004, van Beest et al. 2010, Mathisen et al. 2014).

Om vinteren samler elgen seg rundt fôringsplassene i Stor-Elvdal der det blir veldig høye lokale tettheter av elg (Gundersen et al. 2004, van Beest et al. 2010). Elg som går på fôringsplasser spiser også kvist i tillegg til silo. Rundt fôringsplassene er vegetasjonen derfor sterkt påvirket av elgbeite, og det blir også høy ansamling av møkk og urin og mye tråkk (Bilde 1). Elgtettheten er høy på fôringsplassene og minker gradvis jo lenger vekk man kommer. Vi har brukt denne gradienten i elgtetthet til å studere effekten av elgen på planter og dyr ved å sammenligne områder på fôringsplass, på middels avstand (ca. 100-500) m fra fôringsplass og på lang avstand fra foringsplass (>800m-2km).

VÅRE FORSKNINGSPROSJEKTER OG METODER

For å undersøke hvordan elgbeiting og fôringsplasser kan påvirke småfuglene, har vi overvåket fuglekasser for kjøttmeis og svarthvit fluesnapper i ulik avstand fra fôringsplass, over en periode på 5 år. Vi har også talt sangfugler ved og på lang avstand fra fôringsplasser for å undersøke hvordan mangfoldet av sangfugler blir påvirket av elgbeiting og fôringsplasser. I tillegg har vi brukt musefeller for å overvåke smågnagerbestanden i ulik avstand fra fôringsplass i år med lite og mye smågnagere. Vi har kartlagt feltvegetasjonen (gress, urter og dvergbusker), trevegetasjon, beiting i tresjiktet og gjort møkktellinger i de samme områdene, for å se hvordan fôringsplasser endrer vegetasjonen og hvordan dette kan påvirke småfugler og mus. Disse undersøkelsene har inngått i to doktorgradsprojekter ved Campus Evenstad, og flere detaljer om metodene kan finnes i avhandlingene (Mathisen 2011, Pedersen 2011).

BEITING I TRESJIKTET

Om vinteren beiter elgen kvist av furu og løvtrær, hovedsakelig bjørk i Stor-Elvdal. Rundt fôringsplassene har det vært høyt beitetrykk over mange år, noe som fører til redusert vekst og høy dødelighet av trær i beitehøyde. Trær som har vokst så høyt at toppskuddet er ovenfor rekkevidde for elgen, kan unnsnippe, selv om det fortsatt blir beitet av grener lavere ned. Rundt fôringsplasser beiter elgen også på gran og or og andre arter den vanligvis ikke foretrekker, antakelig fordi det som den liker, er



Bilde 2: Selv gran beites på føringsplass selv om elg normalt lar den stå i fred.
Foto: Karen Marie Mathisen

oppspist (van Beest et al. 2010). Hard elgbeiting fører til at det blir færre skudd og lavere biomasse av løv- og furutrær i beitehøyde nær føringsplasser (Persson et al. 2005a, Persson et al. 2007). Beiting over mange år endrer også strukturen på trærne, slik at de ser ut som «bonsai»-trær, og en knehøy bjørk kan fort være 15 år gammel. Området som er påvirket av hard beiting har økt i takt med at både elgens bruk av eksisterende føringsplasser og ved at antall føringsplasser har økt over en 20-års periode (van Beest et al. 2010). I tillegg ser det ut til at furuskudd på føringsplasser har liten matverdi for elgen etter at trærne har blitt beita på over mange år, ettersom den søker seg lenger og lenger ut fra føringsplass på jakt etter kvist for å supplere siloen.

ELG OG FELTVEGETASJON

Generelt vet vi at en økning i elgtetthet gir mindre blåbærlyng og blomstring hos blåbær, men samtidig gir en høyere elgtetthet mer lys ned til bakken og flere blomster hos tyttebær.



Bilde 3: Feltvegetasjon på fôringsplass på sommeren med mye brennesle. Et rødt merke i bakgrunnen markerer en musefelle. Foto: Karen Marie Mathisen

Elgbeite kan også føre til en overgang fra dvergbusker til gressarter, og fra skyggearter til lyskrevende arter (Mathisen et al. 2010). Lokalt rundt fôringsplasser for elg ser vi en endring i feltvegetasjonen med en oppblomstring av nitrogenkrevende arter som brennesle, geitrams og bringebær, på grunn av tilførsel av næringsstoffer fra møkk og urin. Fôringsplasser ligner ofte på beiter der det har gått husdyr, eller baksiden av en utedo. Dvergbusker som blåbær og tyttebær blir utkonkurrert av andre arter, på grunn av beiting, tråkk, møkk og urin, og det blir mer gress og urter. Frø fra siloen kan også føre til økt oppslag av andre planter enn det som er vanlig i skogen. Idet man kommer lenger bort fra fôringsplassene blir vegetasjonen mer dominert av lyngarter som blåbær, tyttebær og røsslyng (Torgersen 2008, Mathisen 2011, Pedersen 2011).

ELGEN PÅVIRKER BIOMANGFOLD AV SMÅFUGLER

Elgbeite på tresjiktet fører til at det blir mer åpent og kan gjøre det vanskeligere for småfuglene å finne reirplass og beskyttelse mot rovfugler. Dette fører til lavere forekomst og artsmangfold av spurvefugler (Mathisen and Skarpe 2011). Spesielt fugler som hekker i elgens beitehøyde og insektspisende fugl, blir negativt påvirket av elgbeiting gjennom endring i struktur

av trærne og redusert tilgang på insekter. På føringsplasser derimot ser det ut som om de positive effektene av oppblomstring i feltvegetasjonen, oppveier de negative effektene av beiting i tresjiktet. Dette tror vi skyldes at flere arter og mer blomster i feltvegetasjonen gir mer insektmat til insektspisende fugler, spesielt de som snapper insekter på bakken og i luften. Et mer åpent habitat kan også være positivt for blomsterbesøkende insekter (Mathisen 2011). Fugler som hekker over beitehøyde ble ikke påvirket av elgbeite. Derimot hadde føringsplasser en negativ effekt på forekomst av frøspisende fugler. I motsetning til ellers i skogen, eter elg gran på føringsplassene, noe som kan påvirke frøsetting hos gran negativt. Generelt sett er likevel elgbeiting positivt for gran, fordi det fører til redusert konkurranse med furu og andre arter som elgen foretrekker å beite på.



Bilde 4 a: Kjøttmeisen trives ikke ved høyt elgbeite på føringsplasser der den finner mindre insekter og produserer færre unger. Foto: Rosi Popp

ELG PÅVIRKER UNGEPRODUKSJON HOS SMÅFUGLER

Vi har overvåket hekking hos svarthvit fluesnapper og kjøttmeis i fuglekasser over fem år, i en gradient ut fra føringsplasser for elg. Det viste seg at fluesnapperen og kjøttmeisen reagerte ulikt på elgbeite og føringsplasser. Kjøttmeisen (Bilde 4a) fikk flere unger langt fra føringsplasser hvor elgbeitet om vinteren var lavt, mens fluesnapperen (Bilde 4b) fikk større unger nærme føringsplass, der hvor elgbeitet var intenst.



Bilde 4b: Fluesnapperen trives på fôringsstasjon der den finner flere flygende insekter og får større unger. Foto: Rosi Popp

Ved hjelp av kameraovervåkning av fuglekasser, så vi at kjøttmeisen kom med mindre mat til ungene i fuglekassene på fôringsplass sammenlignet med langt unna. Fluesnapperen kom derimot med mer mat til ungene i fuglekassene på fôringsplassene sammenlignet med langt unna. Det at to spurvefugler som er ganske like i størrelse og har relativt lik diett reagerer så forskjellig, forteller oss at det kan være vanskelig å forutsi konsekvenser av elgbeiting på andre arter. Antakelig skyldes forskjellene at kjøttmeisen leter etter mat mye i løvtrær hvor den hopper langs grenene og snapper sommerfugllarver. Med økt elgbeiting blir det mindre biomasse av løvtrær og mindre insektmat for kjøttmeisen. Fluesnapperen derimot kan fange insekter i luften og kan utnytte tilgangen på flygende insekter på fôringsplasser, på grunn av økt sollys og oppblomstring i feltvegetasjon. Den er også kjent for å trives godt i åpne områder som parker, og kan derfor trives i skog som blir mer åpen på grunn av elgbeiting (Pedersen et al. 2007, Mathisen 2011).

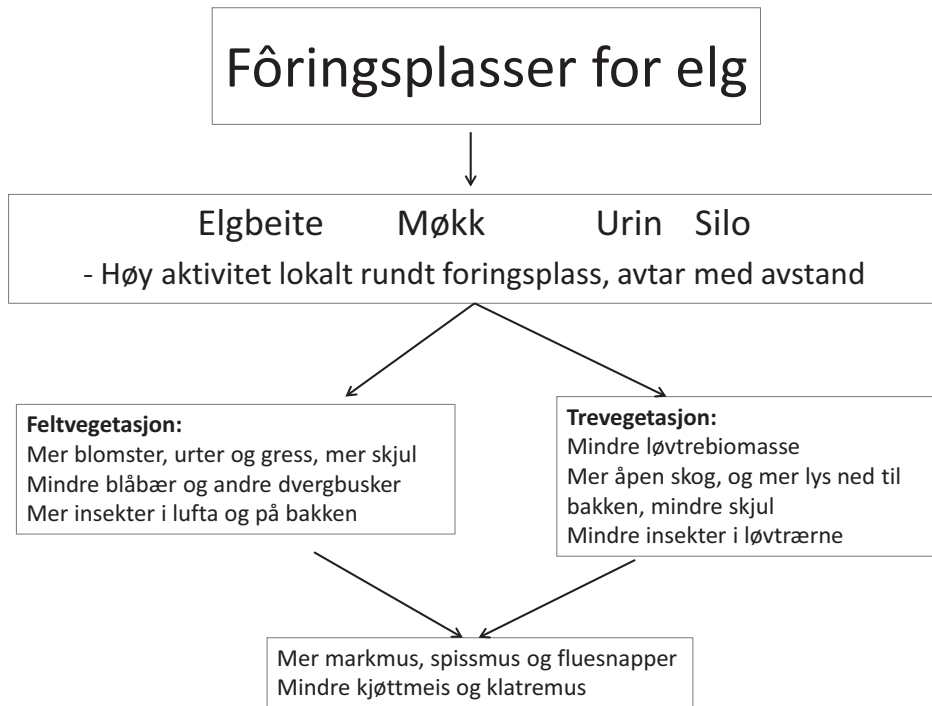
ELG PÅVIRKER LEVEOMRÅDE OG MATTILGANG FOR MUS

I de samme områdene fanget vi smågnagere og spissmus i en gradient ut fra føringsplassene, i både dårlige og gode smågnagerår (2008 og 2010). På samme måte som med småfuglene viste smågnagerne også ulik respons på føringsplasser for elg. Markmus og spissmus (Bilde 5 b og c) hadde høyest tetthet på føringsplass, mens klatremus (Bilde 5 a) hadde høyest tetthet i områdene langt fra føringsplass (Pedersen et al. 2014). Dette skyldes at elgens bruk av føringsplassene har endret feltvegetasjonen (Bilde 3) (Torgersen 2008, Mathisen et al. 2011, Pedersen 2011) og dermed leveområdene til smågnagerne. Klatremus er best tilpasset dvergbuskvegetasjon med mye blåbær. Den trives derfor ikke på føringsplasser hvor elgbeiting, tråkk, føring og gjødsling har ført til mindre blåbærris (Pedersen et al. 2014). Markmus er vanlig der det er mer gress og urter. På grunn av gjødsling og mer lys er det mer gress og urter på føringsplassen, og markmusa trives derfor bedre her (Pedersen et al. 2014). I tillegg kan elgbeiting påvirke det kjemiske innholdet i planter og smakelighet for smågnagere (Pedersen et al. 2011). Spissmus er insekteter og er kjent for å foretrekke næringsrik vegetasjon. Spissmus kan derfor nyttiggjøre seg av insekter i feltvegetasjonen på føringsplassene akkurat som fluesnapperen og andre insektspisende fugler (Pedersen et al. 2014).



Bilde 5 abc: Klatremusa trives ikke på føringsplass hvor blåbærlyngen forsvinner på grunn av beite, tråkk og møkk. Markmus og spissmus derimot trives lokalt på føringsplasser. Spissmus kan utnytte insekter i feltvegetasjonen, og markmus trives bedre i områder med mye gress og urter.

Foto: Karen Marie Mathisen



Figur 1: Oppsummering av effekter av fôringsplasser for elg på vegetasjon, mus og småfugler

FÔRINGSPLASSER PÅVIRKER ELGEN, VEGETASJONEN, MUS OG FUGL

Vi har altså vist at fôringsplasser kan påvirke både småfugler og smågnagere gjennom å endre elgens fordeling i landskapet. Disse effektene er oppsummert i Figur 1. Disse effektene var neppe påtenkt da man begynte å fôre elg, men elg påvirker og påvirkes av andre arter og elgbeiting kan til og med endre næringstilgangen i jordsmonnet (Pastor et al. 1988, Persson et al. 2005b). Derfor kan man ikke forvalte arter enkeltvis, men man må tenke på hele skogøkosystemet. Artene er uløselig forbundet med hverandre fordi de deler de samme omgivelsene og konkurrerer om de samme ressursene. Når man velger å fôre elg, risikerer man å påvirke også andre deler av økosystemet, og det kan føre til effekter på andre arter.

HVORDAN PÅVIRKER ELG OG ELGFÔRING BIOLOGISK MANGFOLD?

Vi har ikke evaluert hvordan elgen påvirker biologisk mangfold på landskapsskala fordi dette er svært krevende og til dels umulig å gjøre. Men vi har gjort oss noen tanker om hvordan elg kan påvirke biologisk mangfold på en større skala enn det vi har studert, basert på den kunnskapen vi har til nå. Generelt vet vi at effekten av store planteetere på biologisk mangfold varierer med tettheten av planteetere, næringstilgangen i miljøet, næringsinnholdet i plantene og fordelingen i landskapet (Hester et al. 2006). I tillegg blir planteeterne påvirket av ytre faktorer som klima, og for elgen er skogbruk en veldig viktig faktor som påvirker hele økosystemet og styrer i stor grad mattilgangen. For planter har en middels tetthet av planteetere ofte en positiv effekt på artsmangfoldet, mens lav tetthet eller høy tetthet ofte har negative effekter (Kondoh 2001). For små pattedyr og fugler har de fleste studier vist negative effekter av beiting på mangfoldet, mest fordi beiting endrer vegetasjonens struktur og kan redusere skjul og habitat for disse artene (Van Wieren 1998). For insekter er det observert veldig varierende effekter av beiting (Suominen and Danell 2006), her er det vanskelig å trekke generelle konklusjoner.

Vi vil derfor forvente at en høy elgbestand over lang tid kan ha negative effekter på biologisk mangfold generelt, selv om det kan være positivt for enkeltarter som markmus og blomsterbesøkende insekter. I områder med lav næringstilgang som på furumoer i Hedmark, kan selv en lav elgtetthet ha negative effekter på biologisk mangfold og furuproduksjon. Derimot kan mer næringsrike områder tåle større elgtetthet (Mathisen 2011). Fordi silofôring bidrar til å opprettholde en høy elgbestand, gir ikke fôring noen umiddelbar løsning på problemene med en høy elgbestand (reduksjon av biologisk mangfold, beiteskader på furu, og elgpåkjørsler). Dersom vi ser på fôringsplasser på landskapsskala, bidrar de til variasjon i fordelingen av elg med høy tetthet rundt fôringsplasser og lav tetthet andre steder, noe som bidrar positivt til variasjon i mangfoldet i forhold til om fôringsplassene ikke hadde vært der. Samtidig er det vanskelig å sammenligne situasjonen i dag med en situasjon uten fôring, men med

den samme høye elgtettheten, noe som sannsynligvis ville hatt mye høyere beiteskader på landskapsskala.

Vi har gjennom våre forskningsprosjekter prøvd å finne ut hvordan elgen kan påvirke andre arter siden dette er et felt man vet lite om. Framtidige forskningsprosjekter bør fortsatt fokusere på dette, men også på hvordan man kan optimalisere balansen mellom elg, skogbruk og biologisk mangfold på en bærekraftig måte for framtiden. I tillegg endrer økosystemet seg med tilbakekomst av store rovdyr som kan påvirke elgbestanden, innvandring av hjort til Østerdalen som gjør at elgen ikke lenger er den eneste store planteeteren, og klimaendringer som påvirker hele systemet. Dette er faktorer vi må ta hensyn til i framtidens forvaltningsmodeller.

REFERANSER

- Andreassen, H. P., H. Gundersen, and T. Storaas. 2005. The effect of scent-marking, forest clearing, and supplemental feeding on moose-train collisions. *Journal of Wildlife Management* 69:1125-1132.
- Augustine, D. J., and S. J. McNaughton. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: Herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management* 62:1165-1183.
- Austrheim, G., E. J. Solberg, A. Myrsterud, M. Daverdin, and R. Andersen. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949–1999. NTNU - Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie.
- Cederlund, G., and R. Bergström. 1996. Trends in the moose-forest system in Fennoscandia, with special reference to Sweden. S 265-281 i R. M. DeGraaf, and R. I. Miller, red. *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman & Hall, London.
- Cederlund, G., H. Ljungqvist, G. Markgren, and F. Stålfelt. 1980. Foods of moose and roe-deer at Grimsö in central Sweden - Results of rument content analysis. *Swedish Wildlife Research* 11:169-247.

- Côté, S. D., T. P. Rooney, J. P. Tremblay, C. Dussault, and D. M. Waller. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35:113-147.
- Edenius, L., M. Bergman, G. Ericsson, and K. Danell. 2002. The role of moose as a disturbance factor in managed boreal forests. *Silva Fennica* 36:57-67.
- Fuller, R. J., and R. M. A. Gill. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74:193-199.
- Gundersen, H., H. P. Andreassen, and T. Storaas. 2004. Supplemental feeding of migratory moose *Alces alces*: forest damage at two spatial scales. *Wildlife Biology* 10:213-223.
- Hester, A. J., M. Bergman, G. R. Iason, and J. Moen. 2006. Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. S 97-128 i K. Danell, R. Bergstrom, P. Duncan, and J. Pastor, red. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60:695-713.
- Kondoh, M. 2001. Unifying the relationships of species richness to productivity and disturbance. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 268:269-271.
- Mathisen, K. M. 2011. Indirect effects of moose on the birds and the bees. PhD Thesis, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Mathisen, K. M., F. Buhtz, K. Danell, R. Bergström, C. Skarpe, O. Suominen, and I. L. Persson. 2010. Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. *Journal of Vegetation Science* 21:705-716.
- Mathisen, K. M., J. M. Milner, F. M. Van Beest, and C. Skarpe. 2014. Long-term effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale. *Forest Ecology and Management* 314:104-111.

- Mathisen, K. M., S. Pedersen, E. B. Nilsen, and C. Skarpe. 2011. Contrasting responses of two passerine bird species to moose browsing. *European Journal of Wildlife Research*.
- Mathisen, K. M., and C. Skarpe. 2011. Cascading effects of moose (*Alces alces*) management on birds. *Ecological Research* 26:563-574.
- Milner, J. M., T. Storaas, F. M. van Beest, and G. Lien. 2012. Sluttrapport for elgføringsprosjektet. Høgskolen i Hedmark. Rapport nr 1-2012.
- Milner, J. M., F. M. van Beest, and T. Storaas. 2013. Boom and bust of a moose population: a call for integrated forest management. *European Journal of Forest Research* 132:959-967.
- Pastor, J., and R. J. Naiman. 1992. Selective Foraging and Ecosystem Processes in Boreal Forests. *American Naturalist* 139:690-705.
- Pastor, J., R. J. Naiman, B. Dewey, and P. McInnes. 1988. Moose, Microbes, and the Boreal Forest. *Bioscience* 38:770-777.
- Pedersen, S. 2011. Effects of native and introduced cervids on small mammals and birds. PhD Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Pedersen, S., H. Andreassen, I. L. Persson, R. Julkunen-Tiitto, K. Danell, and C. Skarpe. 2011. Vole preference of bilberry along gradients of simulated moose density and site productivity. *Integrative Zoology* 6:341-351.
- Pedersen, S., K. M. Mathisen, L. Gorini, H. P. Andreassen, E. Røskaft, and C. Skarpe. 2014. Small mammal responses to moose supplementary winter feeding. *European Journal of Wildlife Research* 60:527-534.
- Pedersen, S., E. B. Nilsen, and H. P. Andreassen. 2007. Moose winter browsing affects the breeding success of great tits. *Ecoscience* 14:499-506.

- Persson, I. L., R. Bergström, and K. Danell. 2007. Browse biomass production and regrowth capacity after biomass loss in deciduous and coniferous trees: responses to moose browsing along a productivity gradient. *Oikos* 116:1639-1650.
- Persson, I. L., K. Danell, and R. Bergström. 2000. Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose. *Annales Zoologici Fennici* 37:251-263.
- _____. 2005a. Different moose densities and accompanied changes in tree morphology and browse production. *Ecological Applications* 15:1296-1305.
- Persson, I. L., J. Pastor, K. Danell, and R. Bergström. 2005b. Impact of moose population density on the production and composition of litter in boreal forests. *Oikos* 108:297-306.
- Shipley, L. A., S. Blomquist, and K. Danell. 1998. Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry, and morphology. *Canadian Journal of Zoology* 76:1722-1733.
- SSB. 2014. Statistisk sentralbyrå: jakt og fiske. <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/elgjakt>.
- Storaas, T., K. B. Nicolaysen, H. Gundersen, and B. Zimmermann. 2005. Prosjekt Elg - trafikk i Stor-Elvdal 2000-2004 hvordan unngå elgpåkørsler på vei og jernbane. Høgskolen i Hedmark Rapport 1-2005.
- Suominen, O., and K. Danell. 2006. Effects of large herbivores on other fauna. S 383-407 i K. Danell, R. Bergstrom, P. Duncan, and J. Pastor, red. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press.

- Torgersen, S. 2008. Effects of moose density and supplementary feeding on field layer vegetation. MSc Thesis, Hedmark University College, Evenstad.
- van Beest, F. M., H. Gundersen, K. M. Mathisen, J. M. Milner, and C. Skarpe. 2010. Long-term browsing impact around diversionary feeding stations for moose in Southern Norway. *Forest Ecology and Management* 259:1900-1911.
- Van Wieren, S. E. 1998. Effects of large herbivores upon the animal community. S 185-214 i M. F. WallisDeVries, J. P. Bakker, and S. E. Van Wieren, red. *Grazing and Conservation Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

■ Hjortens trekkmønster skaper forvaltningsutfordringer i Hedmark

BARBARA ZIMMERMANN, SARI J. WEDUL, KAJA JOHNSEN,
THOMAS H. STRØMSETH, BENEDICTE ØSTERHUS

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

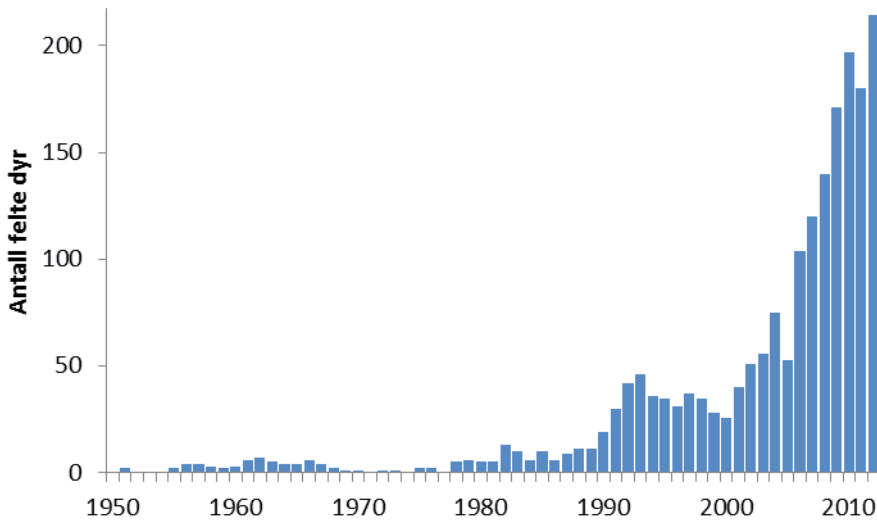
Jaktstatistikken fra Hedmark fylke tilsier at hjorten er tilbake for godt i Hedmark og befinner seg i en sterk vekstfase. Med det følger mange forvaltningsutfordringer. Vi har studert hjortens forflytningsmønster og trekkatferd ved å merke 51 hinder med GPS på fire merkeplasser i henholdsvis Rendalen, Stor-Elvdal, Åmot og Stange kommune. De aller fleste hindene oppholdt seg i et sommerområde som var atskilt fra vinterområdet. Avstanden mellom de to områdene var gjennomsnittlig lenger enn for hinder merket på Vest- og Sørlandet. For tre av hindene var avstanden rundt 100 km. På trekkrueten var hindene innom forskjellige kommuner, og totalt ble vårt studieområde utvidet fra de fire vinterkommunene til 29 kommuner for hele året. Vi anbefaler derfor en mer regional forvaltning av hjorten enn dagens forvaltning på eiendoms- eller kommunenivå. Innmark og fôringsplasser ble flittig brukt av hindene, og da spesielt nattetid. Overvåkning av fôringsplasser for elg som opprinnelig ble etablert for å redusere trafikkulykker og beiteskader i skogen, viste at hjorten var til stede på samtlige plasser langs Glommas hoveddalføre i Stor-Elvdal og Rendalen kommuner. Mye tyder på at hjorten har tatt over

flere plasser, og at elg og hjort til en viss grad unngikk hverandre i tid og rom. Det kan tenkes at hjorten kan minske den ønskede effekten av vinterfôring av elg. Hvis vinterfôring skal fortsette, anbefaler vi å legge ut flere siloballer samtidig per fôringsplass for å sikre elgens tilgang til fôr.

HJORTEN PÅ VEI OPP – OGSÅ I HEDMARK!

De siste tiårs utvikling i den nasjonale hjortebestanden har vært eventyrlig fra 1 012 dyr felt i 1955 til 39 070 i 2010. Økningen begynte på Vestlandet i 1960-årene, og i dag finner vi økende bestand over hele Sør- og Midt-Norge, også i områder der hjorten har vært fraværende. I 2009 ble det for første gang skutt flere hjort enn elg på landsbasis (tall fra Statistisk Sentralbyrå SSB). Genetisk kan dagens norske hjortebestand føres tilbake til 5 kjerneområder langs kysten (Haanes et al. 2010). Prøver fra Elverum og Rendalen knytter Hedmarkshjorten til Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal, med en antatt spredningsrute om Kvikne og Folldal. Om hjorten i Sør-Hedmark også kom den vegen, eller om den stammer fra de økende bestandene i Telemark og Buskerud, er uvisst siden vi ikke har noen genetiske prøver fra sørfylket.

Hjortebestanden har økt også i Hedmark fylke. Fellingstallene ble femdoblet i løpet av de siste 10 årene og var på 214 felte dyr i 2012 (Figur 1). Denne jaktstatistikken gjenspeiler ikke bare en økt interesse for hjortejakt, men også bestandsutviklingen. En metaanalyse av flere datakilder for Midt-Østerdal som omfattet historisk materiell, intervju, møkkteklinger, lokal jaktstatistikk og sett-hjort, viser utviklingen fra et fåtalls observasjoner før 1980 til et nesten heldekkende utbredelsesområde for høstbestanden i 2000-2003 (Jensen 2004). Vinterbestanden var da fortsatt begrenset til noen få konsentrasjonsområder i tilknytning til fôringsplasser for elg. Vinteren 2010-2011 besøkte vi alle fôringsplasser for elg i hoveddalføret langs Glomma i Stor-Elvdal og Rendalen kommune. Overraskelsen var stor: På samtlige 12 fôringsplasser var det spor etter hjort (Johnsen 2012).



Figur 1. Felte hjort i Hedmark fylke i tidsrommet 1950-2012 (tall fra ssb)

Utviklingen i hjortebestanden bærer med seg mange spørsmål og utfordringer. Hvordan skal hjorten forvaltes? Rettighetshaverne er mest opptatt av de økonomiske konsekvensene og mulighetene knyttet til jakt og beiteskader. Noen påstår at hjorten vil utkonkurrere elgen. Og det forventes flere viltulykker på veier og jernbane. For å skaffe fram mer konkret informasjon om hjorten i Hedmark begynte vi med hjortemerking i 2002. Vi var hovedsakelig interessert i trekkatferden til hjorten, og her vil vi vise hvordan vi fant trekkmønstre, hvordan hjorten trakk, hva slags betydning innmark og fôringsplasser har for hjorten og diskutere de forvaltningsmessige konsekvensene av trekkmønstret.

HJORTEMERKING MED GPS

Vi merket dyr på fire ulike fôringsplasser fra Hanestad i Rendalen kommune i nord til Mjøsli i Stange kommune i sør (Tabell 1, Figur 4 og 5). Antall dyr merket per år og fôringsplass varierte mye, avhengig av

tilgjengelig budsjett og merkesuksess. Alle dyr var hinder, og 85 % var eldre enn to år. Vi hadde et begrenset antall halsbånd og ville av statistiske hensyn ikke spre disse på begge kjønn.

Hjortene ble bedøvet da de oppholdt seg ved fôringen i andre halvdel av vinteren (Bilde 1). Vi brukte daktarigevær og skjøt bedøvelsspilen fra bil eller koie på opp til 15 m avstand. I tillegg til å sette på halsbånd tok vi ulike kroppsmål, vekt, hår-, avførings- og blodprøver, og vi estimerte alder, kondisjon og drektighet. Hjortene ble øremerket med nummerert metallklipp og fargete merker med unik fargekode. Etter at hjortene fikk motgift, var de fort på beina igjen. Hele merkeprosessen for hver hjort varte omtrent 45 minutter.



Bilde 1. Hjortehindene ble bedøvet på fôringsplasser. De fikk påmontert GPS, og det ble tatt blodprøve og flere kroppsmål. De fleste dyrene ble også veid.

Foto: Prosjekt Hjort i Hedmark

GPS-halsbåndene var fra Followit, Sverige (tidligere Televilt International AB), modelltypene Simplex, Tellus Basic og Tellus GSM. De ble programmert til å ta en posisjon hver time gjennom hele året. GPS-posisjonene ble lagret på en minnebrikke i halsbåndet, og fra noen av modellene kunne vi laste ned data underveis ved hjelp av en radiomotta-ker. De nyeste modellene brukte mobiltelefonnettet og sendte posisjonene kontinuerlig via SMS til en basestasjon på Evenstad. Alle halsbånd var utstyrt med en utløsermekanisme som ble aktivert i oktober-november i begynnelsen av påfølgende vinter. Denne drop-off mekanismen fungerte dessverre bare i halvparten av tilfellene, og noen dyr måtte bedøves på nytt for å kunne få tak i dataene. Velfungerende halsbånd ble tappet for data, programmert på nytt og satt på nye dyr samme vinter.

Totalt merket vi 51 hinder (Tabell 1) og har data fra 48 av dem. For 36 (75 %) har vi posisjoner gjennom hele året, mens 12 sendere ikke samlet komplette datasett på grunn av tekniske feil. Som oftest sluttet de mangelfulle GPS-ene å virke etter at hjortene hadde ankommet sommerområdene. For to av hjortene merket i 2002 har vi data også for det påfølgende året. Tre halsbånd som inneholder data som vi ikke fikk tappet underveis, er fortsatt ute, og det er uvisst om vi vil få tak i disse (Tabell 1).

Tabell 1. Antall hinder merket på Hanestad i Rendalen kommune, Evenstad i Stor-Elvdal kommune, Rustad i Elverum kommune og Mjøslia i Stange kommune (se også Fig. 3 og 5).

År	Hanestad	Evenstad	Rustad	Mjøslia	Sum	Data komplett	Ikke komplett	Fortsatt ute
2002	3				3	2	1	0
2003	1		2		3	2	1	0
2004	1				1	0	1	0
2006	4				4	2	2	0
2007			3		3	2	1	0
2008	7	5	1		13	9	3	1
2009	4	2	2		8	5	1	2
2010	3			3	6	5	1	0
2011				10	10	9	1	0
Totalt	23	7	8	13	51	36	12	3

GPS-dataene fra Hedmark har inngått i det landsdekkende prosjektet HjortAreal om hjort i det norske kulturlandskapet: arealbruk, bærekraft og næring (Mysterud et al. 2011a). Evenstad tok initiativ til dette samarbeidet og koordinering av pågående GPS-prosjekter i 2005, og det førte til en felles søknad til AREAL-programmet til Norges Forskningsråd og til Direktoratet for Naturforvaltning i regi av Universitetet i Oslo, i samarbeid med Bioforsk, Høgskolen i Telemark, Norges Skogeierforbund og flere andre aktører. Dataene fra Hedmark er viktige i denne sammenheng fordi vi står ved et ytterpunkt ikke bare når det gjelder utbredelsesområde til hjorten, men også den forholdsvis lave tettheten, innenlandsklima, lav planteproduktivitet, høye tettheter av elg og forekomst av store rovdyr. Det som skjer lenger vest med hjorten og dens forvaltning kan gi oss pekepinn på hvordan hjorten i Hedmark kan utvikle seg i framtida, med tanke på klimaforandringene, bestandsvekst og forvaltning.

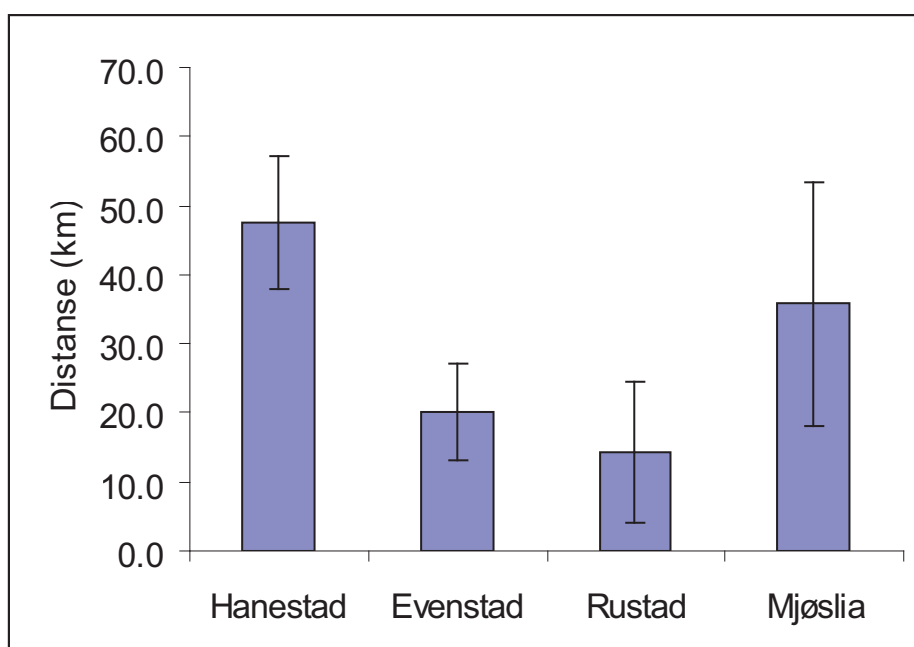
HJORTENE I HEDMARK TREKKER LENGST

Hjorten hører sammen med elg og rådyr til den gruppe arter som viser ”delvis trekk” (Mysterud et al. 2011b). Det betyr at noen dyr er stasjonære, de bruker samme område gjennom hele året, mens andre dyr i samme bestand er trekkdyr, de bruker ulike områder sommer og vinter. Trekket hos hjorten har allerede tidligere vært beskrevet som sterkt sesongpreget (Albon and Langvatn 1992): Om våren trekker noen av hjortene fra lavlandet ved kysten til høyereliggende sommerområder lenger innover i landet og returnerer om høsten. I Hedmark er vi langt fra kystforhold, og i den sørlige delen av fylket er det flatt sammenlignet med fjordlandskapet på Vestlandet. Det var derfor ekstra spennende å se på andel trekkdyr og trekkmønster hos Hedmarkshjorten.

Vi kategoriserte hjorteposisjonene basert på forflytningsmønster i trekkposisjoner, vinter- og sommerområde, og i noen tilfeller brukte hjortene også et atskilt høstområde. Av de 47 hjortene med tilstrekkelig data var 45 (96 %) trekkdyr med tydelig atskilte vinter- og sommerområder. Bare to av hindene kunne betegnes som stasjonære. Begge ble merket

på Rustad i Elverum kommune, og en av dem var et ungdyr som brukte et atskilt høstområde senere på året. Andel trekkdyr i Hedmark var høyest sammenlignet med de andre studieområdene til HjordAreal-prosjektet. Hordaland bunner statistikken med 38 % trekkdyr (Mysterud et al. 2011b).

Også når det gjelder trekkavstand, ligger Hedmark på topp. I Hedmark var gjennomsnittlig trekkavstand målt som luftlinje mellom sentrums-punktene til vinter- og sommerområde på $36,7 \pm 7,5$ km ($2 \times SE$, $n = 46$, Figur 2). Tre av hjortene hadde sine respektive sommerområder rundt 100 km i luftlinje fra merkeklassen (Figur 3)! Hjortene merket på Hanestad og i Mjøslia trakk lengre enn hjortene i Midt-Østerdal (Figur 2). De to hjortene som hadde GPS på seg i to påfølgende år, oppsøkte de samme sommer- og vinterområdene begge årene. Også sporadiske synsobservasjoner av andre hinder i årene etter GPS-oppfølgning tyder på at dyrene brukte de samme områdene år etter år.



Figur 2: Distanse mellom vinter- og sommerområde for $n = 46$ hinder, målt som luftlinje mellom de aritmetiske områdesentre.

Tidspunktet for når dyra begynte å trekke om våren, var gjennomsnittlig 1. mai $\pm 3,0$ døgn ($2 \times SE$, $n = 45$), og det varierte alt fra 6. april til 26. mai. Vårtrekket varte gjennomsnittlig $16,9 \pm 6,4$ døgn ($n = 42$), men varierte fra 1 time på de korteste strekningene til 87,2 døgn. Dyr som brukte lang tid på trekket, hadde ofte lengre opphold på flere dager eller uker langs trekkrueten.

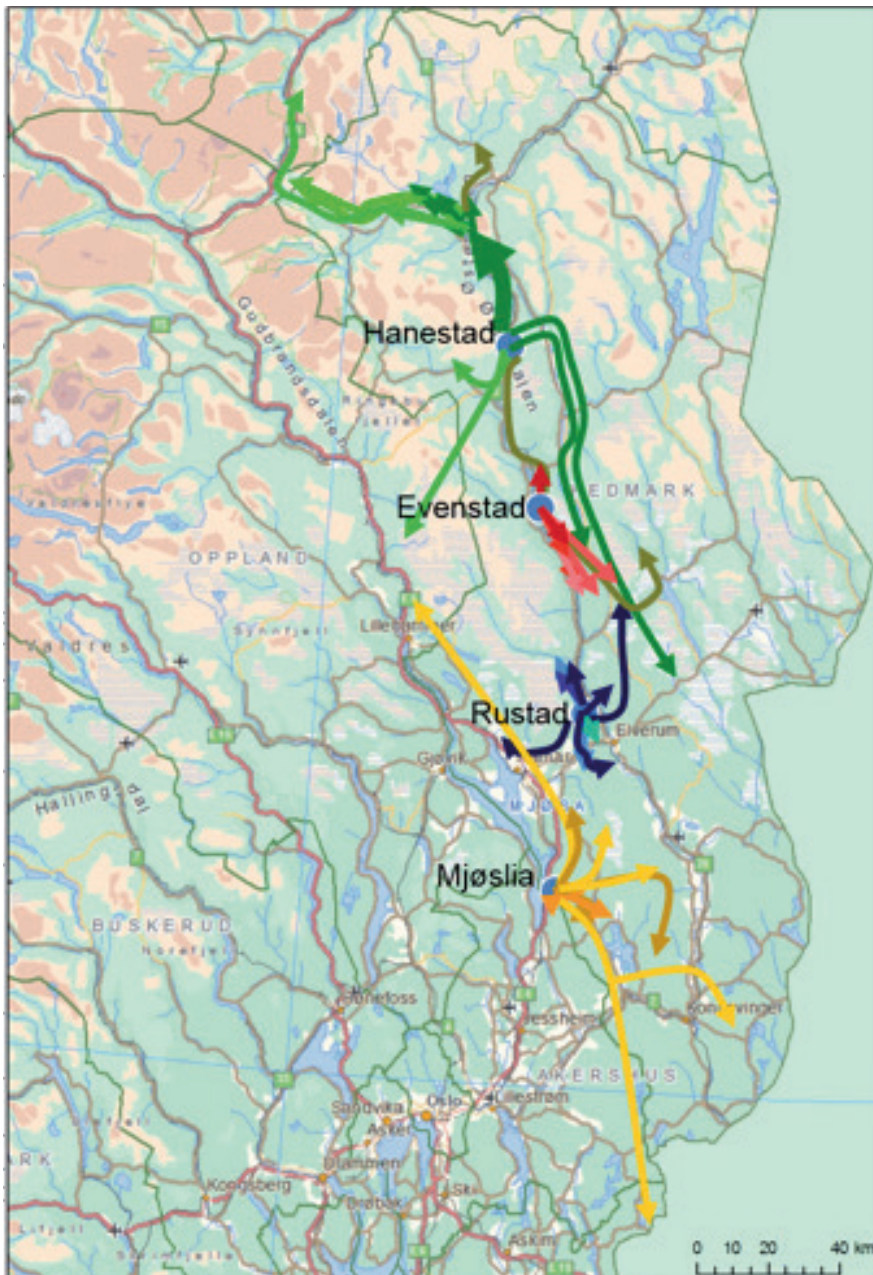
Høsttrekket startet gjennomsnittlig 5. september $\pm 9,0$ døgn ($n = 35$). En hjort merket i Mjøsliia var allerede på vei til vinterområdet 21. juni, og 4 hinder (11 %) begynte høsttrekket i juli, mens hovedparten trakk i august og september. Sist ute var en Hanestad-hind som forble i sommerområdet fram til 20. oktober. Trekketidene er nokså sammenlignbare over hele Sør-Norge, med vårtrekket i løpet av april-mai og høsttrekket i august-september (Mysterud et al. 2011a).

TREKK: GRØNNE BØLGER OG SOSIALE GJERDER

Hedmark-dataene inngikk i en analyse av faktorer som kan være avgjørende for at andel trekkdyr varierer mellom områder (Mysterud et al. 2011b). Det å legge ut på trekk er forbundet med et høyere energiforbruk, og ofte må hjortene krysse områder med lite mat og dårlig skjul. Hva er da fordelene som kan oppveie for disse ulempene?

Plantefenologihypotesen er den som har dominert hjortelitteraturen (Albon and Langvatn 1992): Fordi spirende og unge planter har høyere energiinnhold enn eldre plantemateriale, følger hjorten om våren utviklingen av plantene i et variert landskap, ofte fra dalbunnen og opp til fjellområder. Dermed forventer vi at hjort i flatere områder, uten tilgang til fjell, vil ha en lavere andel trekkdyr. Dette stemmer godt overens med dataene fra alle GPS-hjortene i HjortAreal-prosjektet (Mysterud et al. 2011b). Samtidig så vi at de fleste hjortene ikke fulgte denne grønne bølgen av vårplanter kontinuerlig langs trekkrueten, men brukte lite tid på trekk og nærmest hoppet fra vinter- til sommerområde (Bischof et al. 2012).

Det kan også være lurt å unngå høye tettheter i vinterområdene og heller spre ut og finne områder med mindre konkurranse (konkurransehypotesen) (Nelson 1995, Mysterud et al. 2011b). Vi så at trekkdyr i områder



Figur 3: Trekkruiter til GPS-hjortene i Hedmark fra vinterområdet ved merkeplassen til sommerområdene (pilspiss).

med høye vintertettheter returnerte senere om høsten enn dyr i lavtettetsområder, noe som støtter under denne hypotesen. Samtidig så vi at andel trekkdyr var mindre i områder med høye vintertettheter, noe som strider i mot denne hypotesen, men heller støtter hypotesen om sosiale gjerdet (Matthysen 2005, Mysterud et al. 2011b). Denne hypotesen mener at det er mindre fordelaktig å trekke når landskapet allerede er fylt opp, og det knapt finnes ledige plasser igjen. Da kan det være en fordel å bli hjemme i vinterområdet også om sommeren.

En siste hypotese er antipredator-hypotesen: For å unngå å bli oppdaget under den sårbare kalvingsperioden kan det være fordelaktig å spre seg utover, og å finne gode skjulhabitat i høyereliggende, ulendt terreng. Også raske trekk, det å 'hoppe' fra område til område, kan være en måte å unngå predasjon på. Slik atferd kan være en evolusjonær tilpasning (Byers 1997). Vi kan bare spekulere i effekten av rovdyrene på hjortens trekkatferd fordi de store rovdyrene er fraværende i de fleste studieområdene.

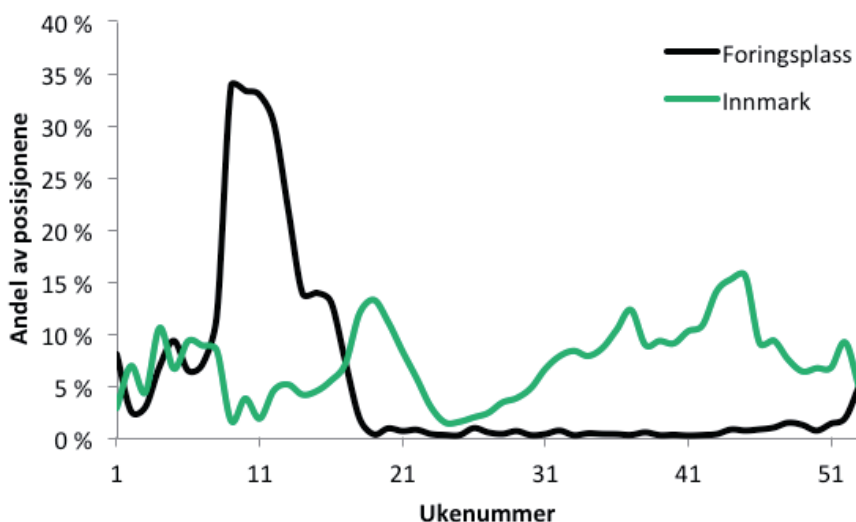
MENNESKESKAPTE MATRESSURSER TILTREKKER HJORT

Bare 4 % av arealet i Hedmark er jordbruksområder, men mange av de merkete hindene benyttet seg flittig av innmark: Gjennomsnittlig brukte de 2 timer og 18 minutter på innmark per døgn om sommeren, i all hovedsak nattestid. Under kalvingstida i slutten av mai og i juni brukte hindene mindre tid på innmark, men så ble det igjen utstrakt bruk utover sommeren og høsten (Figur 4). Den reduserte bruken av innmark under kalvingstida kan eventuelt forklares med at hindene holdt seg i kalvingsområdet som samtidig er et habitat med mye skjul og langt fra forstyrrelseskilder. Innmarkas betydning for hjorten er også beskrevet for hjort på Vestlandet (Godvik et al. 2009).

Om vinteren ble det utstrakt bruk av fôringsplasser som opprinnelig er tilrettelagt for elg (Figur 4). I slutten av februar og første halvdel av mars stod hindene gjennomsnittlig 8 timer per døgn i umiddelbar nærhet av fôringsplasser. Samtidig var bruken av innmark lavest. Oppholdstiden på fôringsplassene økte med økende snødybde og oppholdstiden økte mest når snødybden steg over en halv meter, samtidig som mattilgangen på innmarksarealer og til naturlige matkilder ble redusert. Men

det har selvfølgelig også en sammenheng med at grunneierne justerte igangsetting av elgfôring og utlegging av rundballer ut i fra de klimatiske forholdene.

Våre resultater kan ha vært påvirket av det faktum at vi kun har fanget hjort ved fôringsplasser, og fra kun fire vinterområder. Vi kan ikke utelukke at det finnes hjort i området som ikke bruker fôringsplasser, og at disse vil ha et annerledes forflytningsmønster. Men uansett vil vi påstå at menneskeskapte matkilder er en viktig ressurs for hjorten i de produksjonsfattige områdene i Hedmark. De kan ha en sterk betydning for hjortens frammarsj og bestandsøkning så langt øst i Norge.



Figur 4: Ukevis andel hjorteposisjoner innen 100 m til nærmeste fôringsplass og på innmark i Hedmark.

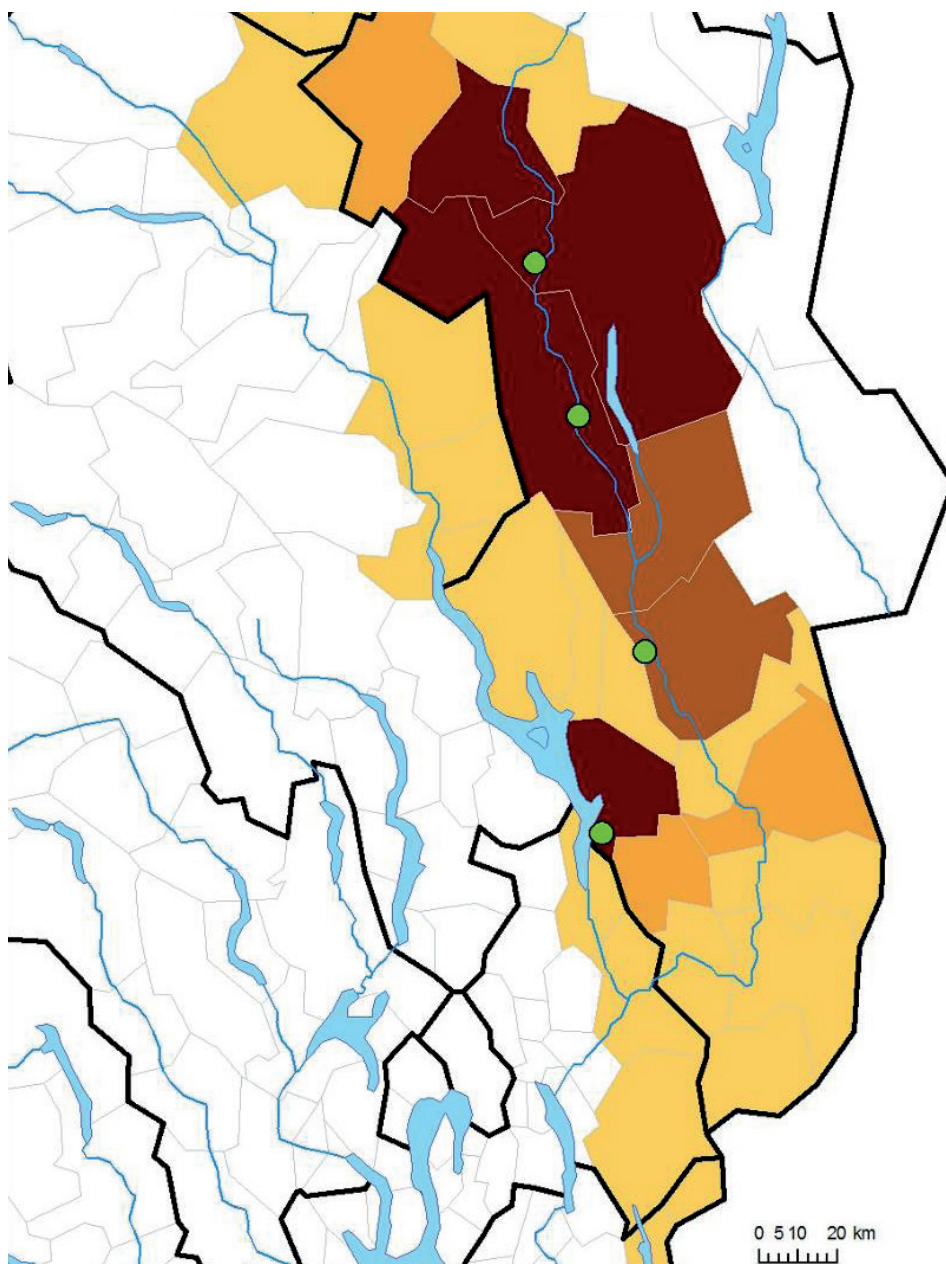
FORVALTNINGSUTFORDRINGER MED HJORT

I innlandet finnes det lite erfaring med forvaltning av hjort, mens det finnes mye ekspertise på elg. Kan vi bruke verktøyene og forvaltningsområdene vi har for elg også for hjorten? Vi så i dette prosjektet at hjorten, på lik linje med elgen, er en delvis trekkende art. En stor utfordring i elgforvaltningen er at elgen først pleier å trekke etter at snøen har kommet

(Storaas et al. 2005), mot slutten av elgjakta eller enda senere. Dermed er det ikke de samme grunneierne som har goder i form av jaktuttak og ulemper i form av beiteskader i skogen (Storaas et al. 2001). Hos hjorten er tidspunktet for høsttrekket tilbake til vinterområdene eller avgrensede høstområder nokså tidlig, oftest før jakten begynner. Det vil derfor ikke oppstå en slik skjevhet som hos elgen: er det en lokal vinterstamme av hjort som medfører en del beiteskader, så er det også den det kan reduseres og høstes på i samme område om høsten. Slik sett kan jaktvaldet eller kommunen som forvaltningsenhet være bra nok.

Med tanke på en mer helhetlig forvaltning som ikke bare består i fastlegging av jaktkvoter, men som også tar hensyn til biologisk mangfold, vern av kalvingsområder og tiltak mot viltulykker, bør den romlige forvaltningsenheten være mye større. Hjorten merket i fire kommuner berørte 29 kommuner i løpet av sommermånedene (Figur 5), og det virker lite forutsigbart i hvilken retning dyrene fra ulike vinterområder trekker (Figur 2). Lange trekkavstander vil gjøre det nødvendig å heve den romlige forvaltningsskalaen fra jaktvald- og kommunenivå til regionnivå. Til og med elgregionene ser ut til å være for små til å kunne dekke helårsområdene til hjorten i Hedmark.

En annen utfordring er hjortens bruk av menneskeskapte matressurser. Beiteskader på de begrensede produksjonsarealene i Hedmark kan føre til interessekonflikter. Mange steder i Hedmark har fôring av elg blitt igangsatt som tiltak til å holde elgen unna vei, jernbane og ungskog ved samtidig å kunne opprettholde en høy, produktiv elgstamme (Milner et al. 2012). Virkningene av elgfôring kan være påvirket av hjortens bruk av fôringsplassene: Ved hjelp av møkktelling kunne vi konstatere at fôringsplasser med mye hjortebesøk har svært lite besøk av elg (Johnsen 2012). En overvåking av utvalgte fôringsplasser med viltkamera som tok bilde hvert femte minutt, viste at de to artene sjeldent brukte fôringsplassene samtidig (i 8 % av tiden), men var mest for seg selv (18 % av tiden for hjort og 31 % for elg; i 53 % av tiden var ingen hjortevilt på fôringsplassene). Vi antar at de to artene unngår hverandre til en viss grad for å unngå direkte konkurranse. Hvis elgfôring skal opprettholdes, anbefaler vi at det legges ut flere siloballer samtidig på fôringsstasjonene (Johnsen 2012).



Figur 5. De 48 GPS-merkete hindene hadde sine vinterområder på de grønn-markerte plassene i fire ulike kommuner. De berørte på deres trekkruter totalt 29 kommuner i 5 fylker og et län i Sverige (ikke vist på kart). Fargen til de berørte norske kommunene er gradert fra gult til brunt etter antall posisjoner per kommune.

STØTTESPILLERE

Prosjektet Hjort i Hedmark har mottatt viltfondsmidler fra Fylkesmannen i Hedmark, Hedmark fylkeskommune, Fylkesmannen i Oppland, og kommunene Elverum, Rendalen, Stor-Elvdal, Åmot, Alvdal, Folldal, Ringsaker, Løten, Stange, Nord-Odal og Eidsvoll. Dessuten har vi mottatt støtte fra HjortAreal-prosjektet og Elverum videregående skole. Uten den enorme innsatsen fra førvertene på merkeplassene hadde det ikke vært mulig å få gjennomført prosjektet. En stor takk går til Leif Gunnar Bjørke, Jon Erling Brænd, Isak Halvorsen, Nils Rustad, Even Sveen, Ole Mattis Lien, Fredrik Haug og flere medhjelpere og grunneiere. Vi har også fått mye hjelp under fangsten fra Evenstad-studentene, Egil Håvard Wedul og Alina Evans.

REFERANSER

- Albon, S. D. and R. Langvatn. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65:502-513.
- Bischof, R., L. Egil Loe, E. L. Meisingset, B. Zimmermann, B. Van Moorter, and A. Mysterud. 2012. A migratory northern ungulate in the pursuit of spring: jumping or surfing the green wave? *The American Naturalist* 180:407.
- Byers, J. A. 1997. *American pronghorn: social adaptations and the ghosts of predators past*. University of Chicago Press.
- Godvik, I. M. R., L. E. Loe, J. O. Vik, V. Veiberg, R. Langvatn, and A. Mysterud. 2009. Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology* 90:699-710.
- Haanes, H., K. H. Røed, Ø. Flagstad, and O. Rosef. 2010. Genetic structure in an expanding cervid population after population reduction. *Conservation Genetics* 11:11-20.
- Jensen, S. R. 2004. Kartlegging av hjort i Østerdalen. Bacheloroppgave. Høgskolen i Hedmark, Evenstad.
- Johnsen, K. 2012. Moose (*Alces alces*) and red deer (*Cervus elaphus*) at winter feeding stations: interspecific avoidance in space and time? Master thesis. Høgskolen i Hedmark, Evenstad.

- Matthysen, E. 2005. Density-dependent dispersal in birds and mammals. *Ecography* 28:403-416.
- Milner, J. M., T. Storaas, F. Van Beest, and G. Lien. 2012. Sluttrapport for elgføringsprosjektet. Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport:52.
- Mysterud, A., L. E. Loe, E. L. Meisingset, B. Zimmermann, A. Hjeltnes, V. Veiberg, I. M. Rivrud, A. Skonhoft, J. O. Olausson, O. Andersen, R. Bischof, C. Bonenfant, Ø. Brekkum, R. Langvatn, H. Flatjord, I. Syrstad, A. Aarhus, and V. Holthe. 2011a. Hjorten i det norske kulturlandskapet : arealbruk, bærekraft og næring. Oslo : Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Mysterud, A., L. E. Loe, B. Zimmermann, R. Bischof, V. Veiberg, and E. Meisingset. 2011b. Partial migration in expanding red deer populations at northern latitudes - a role for density dependence? *Oikos* 120:1817-1825.
- Nelson, M. E. 1995. Winter range arrival and departure of white-tailed deer in northeastern Minnesota. *Canadian Journal of Zoology* 73:1069-1076.
- Storaas, T., H. Gundersen, H. Henriksen, and H. P. Andreassen. 2001. The economic value of moose in Norway - a review. *Alces* 37:97-107.
- Storaas, T., K. B. Nicolaysen, H. Gundersen, and B. Zimmermann. 2005. Prosjekt Elg-trafikk i Stor-Elvdal 2000-2004: Hvordan unngå elgpåkørsler på vei og jernbane. 8276714404, Høgskolen i Hedmark.



DEL 4

BIOMEDISIN

Professor Jon Martin Arnemo har bygd opp eit unikt viltmedisinsk miljø på Evenstad. Han har skaffa prosjektmidlar og trekt til seg viltinteresserte veterinærer som vil ta master- og doktorgrader, der det blant anna har deltatt fleire amerikanske Fulbright-stipendiatar. Fagmiljøet har fram til september 2014 publisert 57 internasjonale vitenskaplege artiklar, og det har vore forska på kontroversielle tema som skadeskyting på jakt og bruk av blyammunisjon. Her blir det lagt fram to artiklar, ein om gode eller dårleg treff ved skyting av vilt og ein om blyammunisjon.



■ Godt eller dårlig treff?

En ny og universell modell gir deg svaret

SIGBJØRN STOKKE OG JON M. ARNEMO

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

Når er et storvilt skadeskutt? Hittil har det ikke eksistert noen god definisjon av skadeskyting (Anonymus 2009, Stokke et al. 2012). Selv ikke i lovverket er dette begrepet definert (Lovdata 2012). Her ønsker vi å formidle informasjon som kan hjelpe jegerne til raskere å kunne avgjøre hvorvidt et jaktbart pattedyr av en gitt størrelse er skadeskutt eller ikke. Vi presenterer en ny modell som uavhengig av viltart og størrelse kan hjelpe jegerne til raskere å vurdere om en skadeskyting har skjedd og om man dermed må påregne et ettersøk. Det eneste som kreves, er å registrere lengden av sporløypa etter at dyret ble truffet.

HVORFOR DØR PÅSKUTTE DYR?

Et dyr som er truffet av en ekspanderende kule, dør som følge av forblødning, ødeleggelse av hjernen eller en kombinasjon av disse årsakene (Röken 1968, Röken 1969, Röken 1998, Röken 2006, Stokke et al. 2012). Det er viktig å merke seg at treff i rygg- eller nakkevirvler ikke medfører hurtig død med mindre store blodkar også er ødelagt. For eksempel vil et treff langt fram i nakkevirvlene medføre at dyret faller spontant fordi det er

fullstendig lammet i hele kroppen. Jegeren kan derfor lett tro at dyret døde umiddelbart. Men dyret kan ha full bevissthet og intakt pustefunksjon i lang tid. Selv om nerveforsyningen til mellomgulvet er kuttet, vil det ta noen minutter før dyret mister bevisstheten og dør. Det er også viktig å være klar over at spontan død grunnet en umiddelbar sjokkeffekt er en myte. Spontane «dødsfall» skyldes treff i eller nær virvelsøylen slik at dyret umiddelbart faller og forblør som følge av skade på store blodkar (se utførlig forklaring i Stokke et al. 2012).

SKADESKYTING AV VOKSEN ELG

Det er kun for voksen elg at det finnes tilstrekkelig med presise data til å kunne beskrive når et individ er skadeskutt (Röken 1968, Röken 1969, Röken 1998, Röken 2006). Vårt utgangspunkt er sentrale lungetreff, fordi dette er det anbefalte treffområdet ved jakt på storvilt. Slike treff gir hurtig død og er å betrakte som en optimal avliving i tråd med både lovgivningen og dyrevelferdsmessige prinsipper.

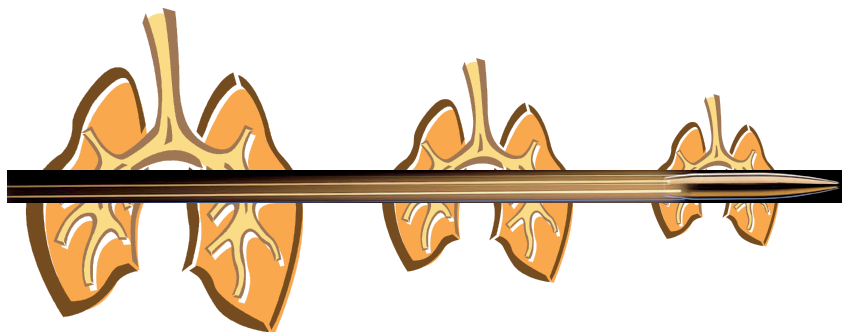
En voksen elg med skudd sentralt gjennom begge lunger makter maksimalt å holde seg oppreist i 30 sekunder etter påskyting før den mister bevisstheten og faller som følge av forblødning, blodtrykksfall og oksygenmangel. Dette tilsvarer en maksimal forflytning på 300 meter dersom den løper opp mot maksimal hastighet som er 40 km/t eller ca. 10 m/s. Ut fra en dyrevelferdsmessig betraktning kan vi derfor definere 300 meter som en grenseverdi for skadeskyting (Röken 1968, Röken 1969, Röken 1998, Röken 2006, Stokke et al. 2012). En voksen elg som går lengre enn 300 meter, må derfor betraktes som skadeskutt. Samtidig ser vi at en voksen elg normalt forflytter seg 65 meter etter treff i begge lunger (Stokke et al. 2012). Det betyr at vi kan tallfeste en normal forventet (65 meter) og en maksimal (300 meter) flukttrekning etter gjennomskyting av begge lunger hos voksen elg. Ut fra teoretiske betraktninger, som vi redegjør for i neste avsnitt, forventer vi at tilsvarende forhold eksisterer hos alle pattedyr som blir skutt gjennom lungene. Det betyr at det er mulig å estimere maksimal flukttrekning (som definerer skadeskytingsgrensen) for alle jaktbare pattedyr så lenge vi kjenner normalt forventet flukttrekning etter gjennomskyting av lungene for den aktuelle arten.

NØDVENDIG TEORI FOR Å UTVIKLE MODELLEN

Vår modell er basert på teoretiske kunnskaper om sårballistikk, allometri og komparativ fysiologi.

Sårballistikk

Sårballistikken beskriver interaksjonene mellom kuler som penetrerer levende vev og den ødeleggende effekten prosjektilene har på vevet (Fackler 1987, Kneubuehl et al. 2011, MacPherson 1994, Sellier & Kneubuehl 2001, Severance 1999). Her følger en meget forenklet framstilling av hendelsesforløpet. Når en jaktkule gjennomtrenger levende vev, kastes dette til side, og det oppstår et midlertidig tomrom (temporær kavitasjon) bak kula før vevet på grunn av sin elastisitet så å si umiddelbart trekkes tilbake til utgangspunktet igjen. Vev som ikke kastes til side, knuses av kulefronten og danner sårkanalen (permanent kavitasjon) som du ser når dyret åpnes og slaktes. Det er forblødningen inn til sårkanalen som forårsaker at dyret mister bevisstheten og dør. For et gitt prosjektil avhenger sårskadeomfanget blant annet av størrelsen til organet/kroppen. Jo mindre organ/kropp jo større skadeomfang relativt sett (se Figur 1).



Figur 1. Her er et tenkt tilfelle som illustrerer tre par lunger fra tre dyrearter med ulik kroppsstørrelse. Alle tre lungeparene gjennomskytes med samme kule. Illustrasjonen viser tydelig at det relative skadeomfanget i lungene øker desto mindre dyret/arten er.

Allometri og komparativ fysiologi

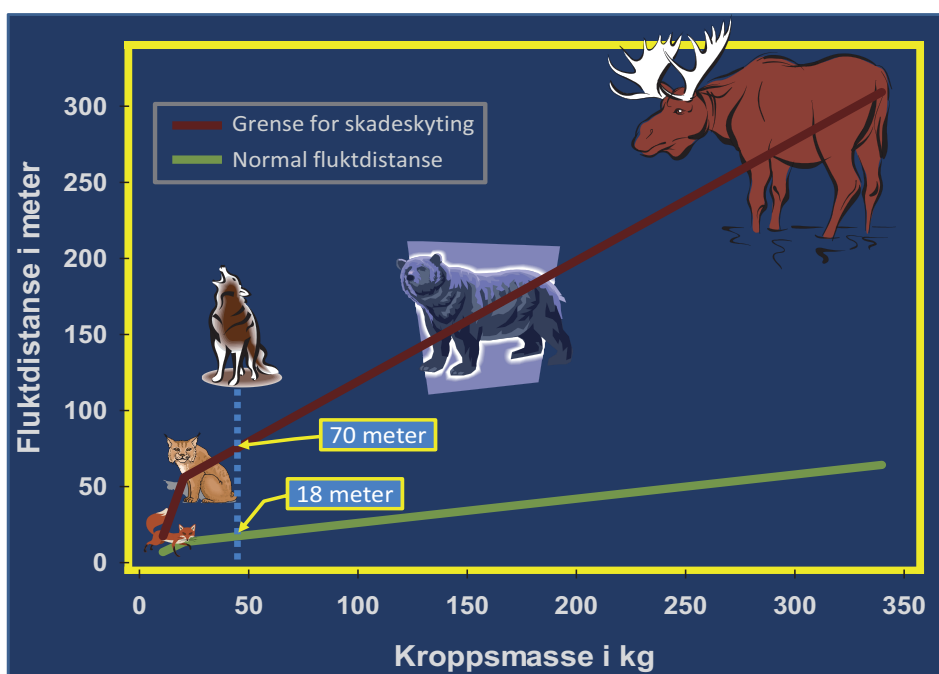
Allometri er studiet av sammenhengene mellom kroppsstørrelse, anatomi og fysiologi (Blueweiss et al. 1978, Gehr et al. 1981, Leiter et al. 1986, Lindstedt & Schaeffer 2002, Prothero 1980, Schmidt-Nielsen 1977, Schmidt-Nielsen 1984, West & Brown 2005). Det viser seg at de mest fundamentale livsprosessene lar seg enkelt beskrive dersom de betraktes som en funksjon av kroppsstørrelse (skalering). For eksempel har en 3 grams spissmus og en 5 tonns elefant det samme antall knokler og muskler, og de har identiske biokjemiske prosesser. Tilsvarende er det vist at pattedyr har tilnærmet samme lungevolum, hjertevekt og blodvolum i forhold til kroppsmassen. Derimot vil sirkulasjonstiden for blodvolumet øke med økende kroppsmasse. Det betyr at et stort dyr har like stort blodvolum som et lite dyr, relativt sett, men det tar lengre tid å sirkulere blodvolumet i det store dyret.

SKADESKYTINGSMODELLEN

Ut fra disse betraktningene vet vi at skadeomfanget for en gitt kule vil øke desto mindre dyret er. Samtidig har vi sett at blodvolumet relativt sett er likt for alle pattedyr, mens sirkulasjonstiden for blodvolumet øker desto større dyret er. Det betyr at jo mindre dyret er, desto større er skadeomfanget og desto hurtigere skjer forblødningen. Små dyr vil derfor miste bevisstheten og dø hurtigere enn større dyr. Ettersom det er en lovmessighet i disse forholdene, betyr det at normalt forventede og maksimale flukttrekninger kan tallfestes for alle jaktbare pattedyr og at forholdet mellom disse to strekningene vil være tilnærmet lik for alle arter. Dersom vi kjenner normal og maksimal flukttrekning for en art samt normal flukttrekning for en annen art, kan vi estimere maksimal flukttrekning for sistnevnte art. Denne maksimale flukttrekningen blir derfor, som for voksen elg, grenseverdien som definerer overgangen mellom en vellykket human felling og skadeskyting.

Ved hjelp av vårt datamateriale har vi estimert normalt forventede flukttrekninger for voksen elg, elgkalv, voksen bjørn, gaupe og rødrev (Stokke et al. 2012). Vi kan derfor estimere maksimale flukttrekninger som definerer skadeskytningens grensene for disse artene. I Figur 2 er

modellen grafisk illustrert. Fordi skadeskyttingsgrensen er tilnærmet lineær i forhold til kroppsstørrelse, kan modellen i prinsippet definere skadeskyttingsgrensen for en hvilken som helst art så lenge kroppsvekten er kjent (se eksempel med en ulv i Figur 2).



Figur 2. Diagrammet viser forholdet mellom kroppsmasse og fluktdistans for normalt forventede fluktdistanser (grønn linje) og grenseverdiene for skadeskyting (rød linje). For å illustrere at skadeskyttingsgrensene er artsspesifikke er det satt inn figurer av elg, bjørn, gaupe og rødrev som viser omtrentlig plassering på kroppsmasseaksen. Dersom et dyr går lengre enn grenseverdien (rød linje) tilsier for den vektclassen dyret tilhører, er sannsynligheten stor for at man må påregne et ettersøk.

HVA MODELLEN FORTELLER OSS

Utviklingen av denne modellen har gitt en ny forståelse av skadeskyttingsbegrepet:

- Modellen definerer skadeskyting i forhold til kroppsvekt
- Skadeskyttingsbegrepet er artsspesifikt
- Ingen dyr er mer hardskutte enn andre. En voksen bjørn går ikke

lenger enn en elgkalv for et godt treff fordi de har overlappende kroppsstørrelse

- Skadeskyttingsbegrepet blir både kvantifiserbart og praktisk anvendelig
- Dersom et dyr går lengre enn det modellens skadeskyttingsgrense foreslår i henhold til kroppsmasse, er det stor sannsynlighet for at du står ovenfor et ettersøk
- Modellen bidrar til at man raskere kan definere et dyr som skadeskutt og derved hurtigere iverksette nødvendige tiltak
- Modellen er i overensstemmelse med rådende dyrevelferdsprinsipper og lovgiving

Avslutningsvis vil vi påpeke at modellen ikke må oppfattes som absolutt, men at den er ment som en hjelp til jegerne når uhellet er ute. Ved å ha en omtrentlig oversikt over hvor langt man har gått etter et påskutt dyr, kan man hele tiden vurdere sannsynligheten for at dyret er skadeskutt. Når man har passert skadeskyttingsgrensen, kan en med rimelig stor grad av sikkerhet fastslå at ettersøk er nødvendig og dermed hurtig igangsette nødvendige tiltak. Dette er spesielt aktuelt ved bjørnejakt hvor en potensielt skadet bjørn kan være farlig. Men som jeger må du fortsatt anvende din erfaring og kunnskap dersom en skadeskyting skjer. Du må selv vurdere hvordan modellens estimater vil kunne påvirkes av for eksempel, terrengformasjoner, vegetasjonstetthet eller snødybde. Selv om modellen hjelper deg til å vurdere behovet for ettersøk, er det fortsatt viktig med en grundig undersøkelse av skuddplassen for å få mest mulig informasjon om hendelsesforløpet i skuddøyeblikket.

REFERANSER

- Anonymus. Bedre jakt på hjort, elg og villrein. Sluttrapport etter fire undersøkelser og 12.000 skudd mot hjortevilt. Norges Jeger og Fiskerforbund, 2009. <http://bedrejakt.no/> (06.12.2012)
- Blueweiss L, Fox H, Kudzma V, Nakashima R, Peters D, Sams S. Relationships between body size and some life history parameters. *Oecologia* 1978; 37: 257–272.
- Fackler ML. What's wrong with the wound ballistics literature and why. Letterman Army Institute of Research, Division of Military Trauma Research, Presidio of San Francisco, California 94219. Institute Report No. 239, 1987.
- Gehr P, Mwangi DK, Ammann A, Maloiy GMO, Taylor CR, Weibel ER. Design of the mammalian respiratory system. V. Scaling morphometric pulmonary diffusing capacity to body mass: wild and domestic mammals. *Respiration Physiology* 1981; 44: 61 – 86.
- Kneubuehl BP, Coupland RM, Rothschild MA, Thali MJ. *Wound Ballistics, basics and applications*. Berlin: Springer, 2011.
- Leiter JC, Mortola JP, Tenney SM. A comparative analysis of contractile characteristics of the diaphragm and of respiratory system mechanics. *Respiration Physiology* 1986; 64: 267-276.
- Lindstedt SL, Schaeffer PJ. Use of allometry in predicting anatomical and physiological parameters of mammals. *Laboratory Animals* 2002; 36: 1–19.
- Lovdata. FOR 2002-03-22 nr 313: Forskrift om utøvelse av jakt, felling og fangst. www.lovdata.no (06.12.2012)
- MacPherson D. *Bullet Penetration - Modeling the dynamics and incapacitation resulting from wound trauma*. El Segundo: Ballistic Publications, 1994.

- Prothero JW. Scaling of blood parameters in mammals. *Comparative Biochemistry and Physiology* 1980; 67: 649-657.
- Röken BO. Kulskottets verkan på älg. Första avsnittet. *Svensk Jakt* 1968; 106: 590-594.
- Röken BO. Kulskottets verkan på älg. Andra avsnittet. *Svensk Jakt* 1969; 107: 22-28.
- Röken BO. Effekter av olika kulträffar i älg. *Svensk Jakt* 1998; 136: 36-39.
- Röken BO. Jakt med kulvapen. Andra konsekvenser som kan uppstå, bl a jaktens effektivitet vad gäller djurskydd. Kolmården: Kolmårdens Djurpark, 2006.
- Schmidt-Nielsen K. Problems of scaling: locomotion and physiological correlates. In: Pedley TJ, editor. *Scale Effects in animal locomotion*. New York: Academic Press, 1977: 127-141.
- Schmidt-Nielsen K. *Why is animal size so important?* Cambridge: Cambridge University Press, 1984.
- Sellier KG, Kneubuehl BP. *Wound ballistics and the scientific background*. Amsterdam: Elsevier, 2001.
- Severance HW. Ballistic wounding. *Critical decisions in emergency medicine* 1999; 7: 1-10.
- Stokke S, Arnemo JM, Söderberg A, Kraabøl M. Skadeskyting av rovdyr. Begrepsförståelse, kunnskapsstatus og kvantifisering. NINA Rapport 838. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning, 2012. <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2012/838.pdf> (06.12.2012)
- West GB, Brown JH. The origin of allometric scaling laws in biology from genomes to ecosystems: towards a quantitative unifying theory of biological structure and organization. *Journal of Experimental Biology* 2005; 208: 1575-1592.

■ Blyrester fra kuler og hagl i viltkjøtt er en helserisiko

JON M. ARNEMO OG SIGBJØRN STOKKE

Artikkelen er fagfellevurdert.

I 2013 vedtok California en lov som totalforbyr bruk av blyholdig ammunisjon til jakt. Forbudet ble foreslått fordi «the substance [lead] is toxic and can poison those who eat animals shot with the ammunition» (McGreevy & Mason 2013). Men til tross for den overveldende dokumentasjonen som viser at bly er helsefarlig for mennesker, gikk National Rifle Association (2013) ut og betegnet loven som «an anti-hunting bill».

To nyere undersøkelser fra Skandinavia (Vitenskapskomiteen for mattrygghet, 2013, Bjermo et al. 2013) viste at økte blodverdier av bly var assosiert med konsum av viltkjøtt og at blodnivåene oversteg referanseverdiene for mulige effekter på utvikling av nervesystemet. Kilden til blyinntak antas å være blyholdige kuler eller hagl brukt til felling av viltet.

Bly er helseskadelig uansett mengde – det finnes ingen «ufarlige» nivåer av bly, verken i maten eller i kroppen (Kosnett 2009, Nawrot & Staessen 2006, Menke et al. 2006). De skadelige effektene av bly er mange, men spesiell bekymring er knyttet til toksisitetene på nervesystemet hos fostre og små barn. Flere studier viser at eksponering for bly tidlig i livet reduserer IQ (Kosnett 2009).

Det har vært en fascinerende utvikling i den norske debatten om blyholdig ammunisjon, blyrester i viltkjøtt og risiko for konsumentene. Da vi i 2010 gikk ut med på data på blytap fra jaktkuler og en bekymringsmelding om at blyrester i viltkjøtt kunne være en helserisiko (Stokke et al. 2010a,b), var det få som trodde på resultatene, og vi ble ikke tatt seriøst i jaktpressen (Kirkemo 2010). Men på det tidspunktet var problemene knyttet til blyammunisjon ikke noe nytt. Tilsvarende data og bekymringer var allerede to år tidligere presentert på et symposium i USA (The Peregrine Fund 2008).

Diskusjonen gikk deretter lenge på om det blyforurensete kjøttet skjæres bort eller om det finnes bly i kjøtt som konsumeres. Blyholdige kuler fragmenterer ved anslag i dyret, og små blyfragmenter kan spres minst 45 cm fra sårkanalen. Store deler av slaktet kan derfor bli forurenset med bly. Ikke uventet påvises høye konsentrasjoner av bly i konsumklart kjøtt fra hjortevilt skutt med blyholdig ammunisjon (Lindboe et al. 2012, Iqbal et al. 2009, Hunt et al. 2009, Cornatzer et al. 2009).

Neste fase i diskusjonen var spørsmålet om metallisk bly tas opp i kroppen. En rekke studier viser imidlertid at til dels betydelige mengder bly tas opp i blodet hos mennesker som konsumerer kjøtt forurenset med metallisk bly fra kuler eller hagl (Vitenskapskomiteen for mattrygghet 2013, Bjeremo et al. 2011, Iqbal et al. 2009, Kosnett 2009, Verbrugge et al. 2009, Bjerregaard et al. 2004, Bygdnes et al. 2005, Zardawi & Siriweera 2013, Schep & Fountain 2006). Det foreligger dessuten omfattende dokumentasjon på at både rovdyr, rovfugler og andefugler kan utvikle dødelig blyforgiftning ved at de konsumerer blyhagl eller blyrester fra kuler. Det finnes derfor ikke noe faglig grunnlag for påstander i jaktpressen om at metallisk bly fra kuler eller hagl ikke representerer noen helserisiko (Holmgren 2014).

Vi kjenner ikke til vitenskapelig dokumentasjon som rokker ved følgende faktagrunnlag: 1) Bruk av blyholdig ammunisjon medfører en stor sannsynlighet for at det vil være bly i det kjøttet som konsumeres; 2) Noe av dette blyet tas opp i kroppen; 3) Bly er helseskadelig uansett mengde.

REFERANSER

- Bjeremo H, Sand S, Nälsén C, Lundh T, Barbien HE, Pearson M, Lindroos AK, Jönsson BAG, Barregård L, Darnerud PO. Lead, mercury, and cadmium in blood and their relation to diet among Swedish adults. *Food Chem Toxicol* 2013; 57:161-9. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027869151300207X>
- Bjerregaard P, Johansen P, Mulvad G, Pedersen HS, Hansen JC. Lead sources in human diet in Greenland. *Environ Health Persp* 2004;112:1496-8. <http://www.jstor.org/discover/10.2307/3435606?uid=3738744&uid=2&uid=4&sid=21103384722373>
- Bygdnes L, Kildahl-Andersen O, Berg J, Skjerdal J, Jacobsen D. Blyhagl til besvær. *Tidsskr Nor Lægeforen* 2005;125:3421-3. <http://tidsskriftet.no/article/1307201>
- Cornatzer WE, Fogarty EF, Cornatzer EW. Qualitative and quantitative detection of lead bullet fragments in random venison packages donated to the community action food centers in North Dakota, 2007. I: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hunt G, editors. *Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans*. Boise, Idaho, USA: The Peregrine Fund, 2009:154-6. <https://www.peregrinefund.org/subsites/conference-lead/PDF/0111%20Cornatzer.pdf>
- Holmgren C. Den store blybløffen. *Jakt* 2014;19(1):28-30.
- Hunt WG, Watson RT, Oaks JL, Parish CV, Burnham KK, Tucker RL, Belthoff JR, Hart G. Lead bullet fragments in venison from rifle-killed deer: potential for human dietary exposure. *PLoS ONE* 2009;4(4): e5330. doi:10.1371/journal.pone.0005330 <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0005330>
- Iqbal S, Blumenthal W, Kennedy C, Yip FY, Pickard S, Flanders WD, Loring K, Kruger K, Caldwell KL, Brown MJ. Hunting with lead: association between blood lead levels and wild game consumption. *Environ Res* 2009;109:952-9. http://www.biologicaldiversity.org/campaigns/get_the_lead_out/pdfs/health/Iqbal_et_al_2009.pdf

- Kirkemo O. Viltkjøtt og helse (leder). *Jakt og Fiske* 2010;140(10):4.
- Kosnett MJ. Health effects of low dose lead exposure in adults and children, and preventable risk posed by the consumption of game meat harvested with lead ammunition. I: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hunt G, editors. *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. Boise, Idaho, USA: The Peregrine Fund, 2009:24-33. <https://www.peregrinefund.org/subsites/conference-lead/PDF/0103%20Kosnett.pdf>
- Lindboe M, Henrichsen EN, Høgåsen HR, Bernhoft A. Lead concentration in meat from lead-killed moose and predicted human exposure using Monte Carlo simulation. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 2012;29:1052-7. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19440049.2012.680201#.UuGrW4nKxD8>
- McGreevy P, Mason M. Gov. Brown bans lead ammo in hunting, vetoes other gun control bills. *Los Angeles Times* 11 Oct 2013. <http://www.latimes.com/local/political/la-me-pc-california-jerry-brown-gun-control-20131011,0,6334949.story#axzz2tsZdb2Ga>).
- Menke A, Muntner P, Batuman V, Silbergeld EK, Guallar E. Blood lead below 0.48 µmol/L (10 µg/dL) and mortality among US adults. *Circulation*. 2006;114:1388 –94. doi: 10.1161/CIRCULATIONAHA.106.628321 <http://www.circ.ahajournals.org/content/114/13/1388>
- National Rifle Association - Institute for Legislative Action. California: Anti-gun/hunting bills are both signed into law and vetoed by Governor Brown today. 11 Oct 2013. <http://www.nraila.org/legislation/state-legislation/2013/10/california-anti-gunhunting-bills-are-both-signed-into-law-and-vetoed-by-governor-brown-today.aspx>).
- Nawrot TS, Staessen JA. Low-level environmental exposure to lead unmasked as silent killer. *Circulation* 2006;114:1347-9. DOI: 10.1161/CIRCULATIONAHA.106.650440 <http://circ.ahajournals.org/content/114/13/1347.full>

- Schep LJ, Fountain JS. Lead shot in the appendix. *N Engl J Med* 2006;354:1757 April 20, 2006 DOI: 10.1056/NEJMc060133 <http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJMc060133>
- Stokke S, Botten L, Arnemo JM. Blyrester fra jaktkuler i viltkjøtt – en helserisiko? *Nor Vet Tidsskr* 2010a;122:407-10.
- Stokke S, Botten L, Arnemo JM. Blyrester i viltkjøtt – en helserisiko? *Adresseavisen* 3 juni 2010b: 39. <http://www.adressa.no/meninger/article1501297.ece>
- The Peregrine Fund. Ingestion of lead from spent ammunition: Implications for wildlife and humans. Boise, Idaho, USA, 12-15 May 2008. <https://www.peregrinefund.org/subsites/conference-lead/>
- Verbrugge LA, Wenzel SG, Berner JE, Matz AC. Human exposure to lead from ammunition in the circumpolar north. I: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hunt G, editors. *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. Boise, Idaho, USA: The Peregrine Fund, 2009:126-36. <https://www.peregrinefund.org/subsites/conference-lead/PDF/0110%20Verbrugge.pdf>
- Vitenskapskomiteen for mattrygghet. Risk assessment of lead exposure from cervid meat in Norwegian consumers and in hunting dogs. Opinion of the Panel on Contaminants of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. Oslo, 2013. <http://www.vkm.no/dav/cbfe3b0544.pdf>
- Zardawi I, Siriweera E. Pellets in the appendix. *N Engl J Med* 2013; 369:e7 August 8, 2013 DOI: 10.1056/NEJMicm1214754 <http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/NEJMicm1214754>



DEL 5

ROVVILTTOGET

Hedmark er rovviltfylket. Mange innbyggjarar opplever ulemper med rovvilt. På Evenstad har Høgskolen i Hedmark bygd opp eit fagmiljø på rovviltøkologi og forvaltning. Petter Wabakken trekkjer opp lange liner i sin artikkel. Han gjev ei interessant innføring i rovvilthistoria i Hedmark og Skandinavia i hans tid. Barbara Zimmermann knyter rovviltarbeidet mot elgforskinga ved å skriva om ulven som predator på elg. Rovdyr påverkar mykje meir enn byttedyra. Rovdyr påverkar folk, og Kristin Gangås skriv om konflikhtar når rovdyr kjem attende etter lenge å ha vore borte.



■ Glimt fra forskningen på store rovdyr, 1972-2014

PETTER WABAKKEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

Bjørnen ble fredet i Norge ved kongelig resolusjon i 1973. Ulven ett år tidligere. I løpet av de mer enn 40 årene som har gått siden den gang er utnyttning og forvaltning av norsk natur betydelig endret. På landsbasis har alle de store rovdyrartene økt i antall og utbredelse, samtidig som beitebruk av bufe i utmark er lagt ned eller endret lokalt. Mangeårig bestandskartlegging og omfattende forskning har gitt viktig ny kunnskap, ikke bare om rovdyrene, men også om konfliktene mellom dem og oss og om våre holdninger til dem (Zimmermann m.fl. 2001). Dette forsknings- og utredningsarbeidet har vært grunnleggende nødvendig for å gjennomføre den rovdyrforvaltningen som Stortinget gjentatte ganger har vedtatt med samme overordnede målsetting og et tverrpolitisk ønske om forutsigbarhet. Stortingets mangeårige, todelte mål har vært å sikre levedyktige bestander ved bærekraftig forvaltning av alle rovviltarter i Norge og samtidig sikre levedyktig næringsvirksomhet i landbruket i områder med store rovdyr (Stortinget 2011).

Kunnskap basert på lange tidsserier med forskningsdata har i mange sammenhenger vist seg å være spesielt verdifull. Viltforskningen har også tatt i bruk nye metoder med stor suksess. Spesielt gjelder dette utviklingen av satellittbasert radiotelemetri der GPS-merkede dyr kan studeres i detalj til alle døgnets tider, da svært nøyaktige GPS-posisjoner mottas

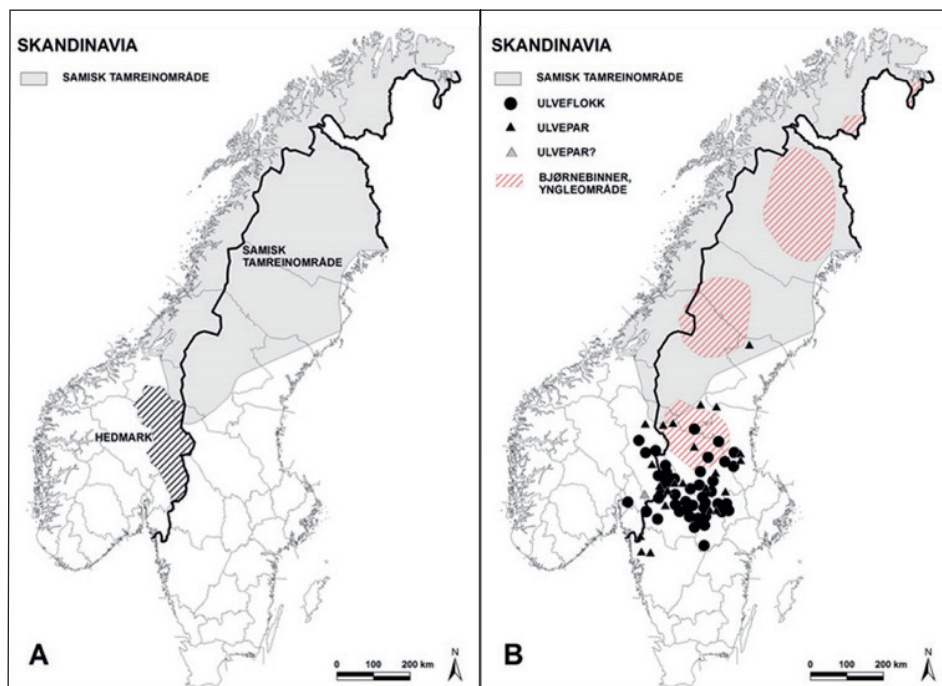
uavhengig av værforhold og mer eller mindre kontinuerlig året rundt (Zimmermann m.fl. 2014; Se også side 145 i denne boka). Utviklingen innen genetisk forskning har også vært til uvurderlig hjelp. Særlig gjelder dette genetiske analyser der innsamlet DNA-materiale fra ekskrementer, hår eller vev kan identifiseres ikke bare til art, men også til individ, kjønn, slektskap og bestandstilhørighet.



Figur 1. Den første ville bjørnen bedøvet i Norge og klar for radiomerking i Engerdal 28. mai 1988.
Foto: Petter Wabakken

Jeg har fulgt denne utviklingen på nært hold siden 1970-tallet her til lands og i Norden for øvrig, både i rollen som initiativtaker til og designer av den første grenseoverskridende, langsiktige forskningen på store

rovdyr (ulv og bjørn) i Skandinavia (Figur 1), og som tidligere saueholder (Tekstboks 1). Her vil jeg gi noen glimt fra denne utviklingen generelt og fra forskningen på de store rovdirene spesielt. Jeg har lagt særlig vekt på å belyse bakgrunnen for denne forskningen og gi eksempler på ny forskningsbasert kunnskap om ulv og bjørn, som er de mest konfliktfylte og fåtallige rovdyrartene i Norge (Wabakken 2001). Denne feltbaserte forskningen, som jeg fortsatt er en aktiv deltager i, har hovedsakelig skjedd med utgangspunkt i Hedmark fylke og etter hvert med basis i Høgskolen i Hedmarks avdeling på Evenstad. Hele tiden har jeg hatt et overordnet fokus på dynamikken i rovdyrbestandene på tvers av landegrensene sett i nordisk perspektiv, selv om regionale og lokale spørsmål også er belyst (Figur 2).



Figur 2. Hedmark fylke (skravert) og utbredelsen av samisk tamreinområde på den Skandinaviske halvøya av Sverige og Norge, med läns- og fylkesgrenser vist som tynne svarte streker (A). Utbredelsen av ulveflokker og par i Sverige og Norge vinteren 2013-14 (Wabakken m.fl. 2014) og de viktigste yngleområdene for bjørn omkring 2006 (Sahlén m.fl. 2006) illustrerer et betydelig potensiale for svensk innvandring av ulv og bjørn til Hedmark og Sør-Norge for øvrig (B).

TEKSTBOKS 1:

Petter Wabakken og rovdyrforskning

- Høgskolens avdeling på Evenstad. Undervist på timesbasis, 1980-1993, ansatt i deltidsstilling siden 1994 og førsteamanuensis siden 2002.
- Startet feltstudier av store rovdyr med leting etter bjørn i Vassfaret i 1972.
- Feltregistreringer på Dovrefjell i perioden 1977-1986, bl.a. med de første nye ynglefunn av jerv og fjellrev.
- Startet den første feltbaserte forskningen av store rovdyr (ulv) på tvers av svensk-norsk riksgrense (1978). Igangsatte tilsvarende studier av bjørn i 1982. Gjennomførte feltbaserte bestands- og hiregistreringer av bjørn parallelt i begge land siden 1983.
- Prosjektansvarlig for bestandsregistrering av ulv i Norge siden 1978. Har f.o.m. 1998 vært norsk ansvarlig for utarbeidelsen av 16 årlige statusrapporter om ulv i Norden sammen med fagkollegaer fra Skandinavia og Finland (f.eks. Fig 12).
- Deltids sauebonde i Ulvådalen, Østre Elverum (1980-86).
- Første statlige rovdyrkonsulent i Sørøst-Norge med ansvar for bestandsregistrering, skadedokumentasjon og konfliktdepende tiltak mht. bjørn, ulv og jerv i Hedmark, Oppland, Buskerud, Akershus/Oslo og Østfold fylker (deltidsstilling; 1986-1988). På den tiden var forskning og forvaltning i samme statlige institusjoner, slik det fortsatt er f.eks. i Norsk Polarinstitutt.
- Initierte i 1986, sammen med Anders Bjärvall ved Naturvårdsverket i Sverige, den første grenseoverskridende felles forskningen på radiomerkede bjørner i Nord-Europa. Norsk prosjektleder av Det skandinaviske bjørneforskningsprosjektet, 1986-1992.
- Bjørneforsker ved Norsk institutt for naturforskning, NINA (1988-1992).
- Med på å utvikle første versjonen av statens Rovbase v/Miljødirektoratet (1990-1992).
- Norsk prosjektleder siden oppstart (1998) av det felles skandinaviske ulveforskningsprosjektet SKANDULV, med spesiell fokus på genetiske studier og forskning av radiomerkede ulver i nært samarbeid med Grimsö forskningsstation (SLU) i Sverige.

HEDMARK – ET UNIKT ROVDYRFYLKE

I Skandinavia er rovdyrartene ulv, bjørn, jerv og gaupe betegnet som de fire store. De to sistnevnte er ikke så store fysisk, men i atferd er de store nok til å nedlegge et voksent reinsdyr, noe som skaper betydelige konflikter i forhold til sau- og tamreinnæringen (Haglund 1966).

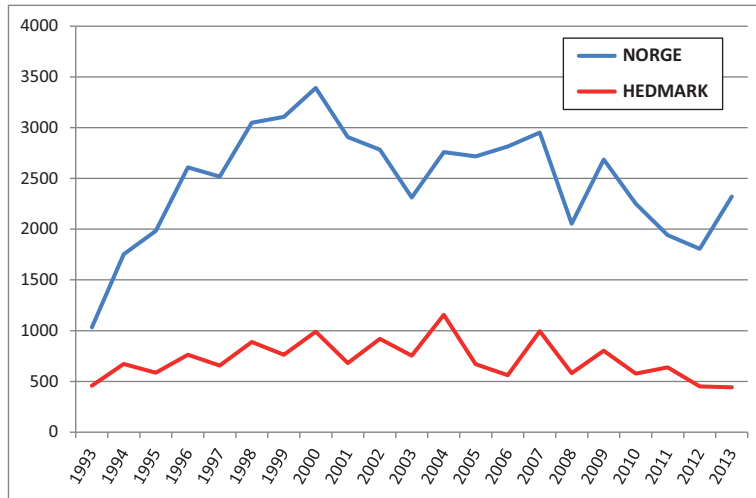
Med dagens forekomster og forvaltning av store rovdyr er Hedmark et unikt fylke, både nasjonalt og internasjonalt. For det første er Hedmark landets eneste fylke som grenser til større sammenhengende bestander av alle de fire store i våre naboland. Riksgrensa krysser gjennom reproduserende delbestander av alle disse artene. Hedmark fylke er således unikt ved å være Norges eneste fylke med fast tilhold og årlige ynglinger av alle de store rovdyrene. Dessuten er Hedmark det eneste fylket som Stortinget har gitt konkrete bestandsmål og dermed har lagt opp til fortsatt yngling av alle de fire store. Det burde derfor ikke overraske at Hedmark i mange år har hatt det største dokumenterte rovdyr tapet av sau i utmark på landsbasis (Fig. 3 & 4).

Kartlegging av sau like viktig som rovdyr

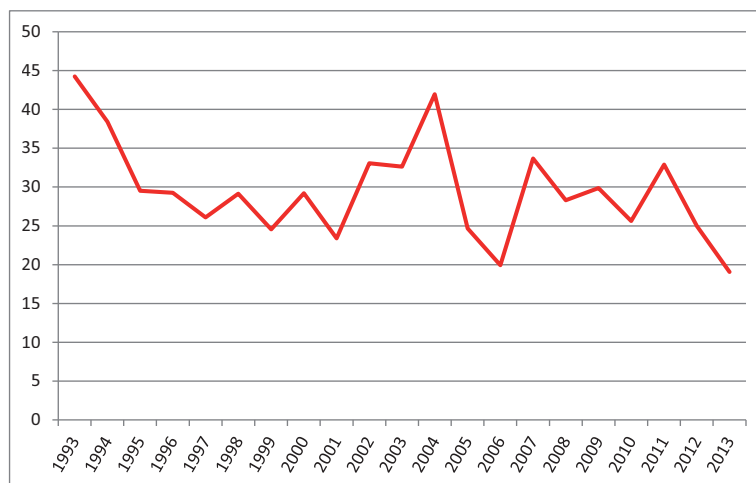
Hedmark var det første fylket hvor vi startet med en detaljert kartlegging av utbredelse og tetthet av sau på utmarksbeite. For deler av fylket ble dette tidlig gjennomført med en detaljeringsgrad ned til den enkelte besetning (Wabakken & Maartmann 1994, Wabakken m.fl. 1995). For konfliktreduksjon og forvaltning av både rovdyr og landbruk i tråd med Stortingets mangeårige, todelte målsetting, var detaljert kunnskap om lokal utbredelse og antall av bufe og tamrein i utmarka minst like viktig som kunnskap om rovdyrbiologi og rovdyrenes utbredelse og antall.

Norske skogvidder uten sau og tamrein

Hedmark er fylket med mest barskog i Norge, og ingen andre fylker har i dag så store sammenhengende arealer med verken tamrein eller sau på utmarksbeite. Disse arealene er av betydelig størrelse, omtrent som Yellowstone, verdens eldste nasjonalpark i USA. Fylket er således det eneste fylket i Norge med årlig ynglende bjørn og jerv i barskog uten tamrein eller sau på utmarksbeite.



Figur 3. Utviklingen i antall sauer bekreftet tatt av store rovdyr eller kongeørn pr. år i Hedmark fylke og Norge totalt for 21-årsperioden, 1993-2013. Tallene omfatter alle funn av drepte eller skadde søyer og lam der fagpersonell hos Fylkesmennene (1993-2001) og Statens naturoppsyn (2001-2013) etter nærmere undersøkelser har konkludert med dokumentert eller antatt rovviltskade av nevnte arter (offentlig statistikk fra Miljødirektoratets Rovbase).



Figur 4. Andelen sauer i prosent bekreftet tatt av store rovdyr eller kongeørn pr. år i Hedmark fylke sett i forhold til landsbasis for 21-årsperioden, 1993-2013. Tallene bygger på alle søyer og lam som er funnet drept eller skadd og der fagpersonell hos Fylkesmennene (1993-2001) og Statens naturoppsyn (2001-2013) etter detaljerte undersøkelser har konkludert med dokumentert eller antatt rovviltskade av nevnte arter (offentlig statistikk fra Miljødirektoratets Rovbase).

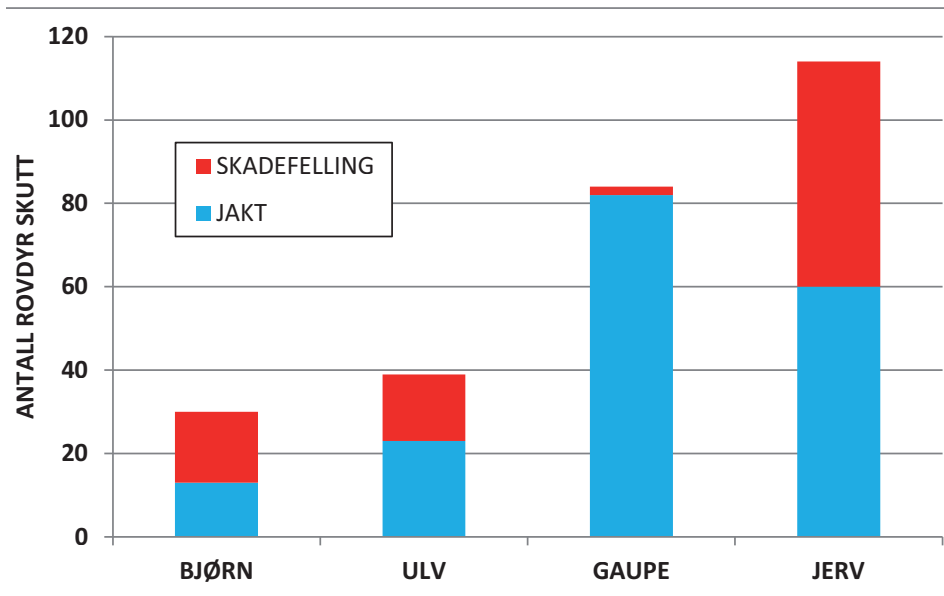
Fylket har også landets største elgbestand (Solberg m.fl. 2003), og elg utgjør den viktigste føden på helårsbasis for ulv og som åtsler vinterstid for jerv (van Dijk m.fl. 2008, Zimmermann m.fl. 2014; Se også side 145 i denne boka). Dessuten er Hedmark, sammen med Sør-Trøndelag, de eneste norske fylker med utbredelse av både villrein og samisk tamrein.

Internasjonalt unikt

Sett med jegerøyne byr Hedmark på internasjonalt unike muligheter for regulær jakt på store rovdyr. Enhver som har hatt de nødvendige jegerregistreringer i orden, har kunnet jakte lovlig på alle de store rovdyrartene innenfor fylkets grenser nesten hvert år siden 2005 (Fig. 5). De fire store er for tiden klassifisert som kritisk truet (ulv), sterkt truet (bjørn og jerv) og sårbar (gaupe) i Artsdatabankens offisielle, nasjonale rødlista over truede arter i Norge (Kolås m.fl. 2010). Hedmark er det eneste området i verden hvor allmennheten årlig kan jakte lovlig på samtlige nasjonalt rødlistede arter av store rovdyr.

Unikt for rovdyrforskning

Faste bestander av alle de fire store har også gjort Hedmark til et unikt studieområde for forskning på disse artene (May m.fl. 2008). Lange data-serier fra fylket med 42 år for bjørn (1973-2014; Fig. 6) og 36 år for ulv (1978-2014; Wabakken m.fl. 2001, 2014) er unikt for Norge og det meste av Eurasia for øvrig. Dessuten har det gjennom mange år blitt sagt mye politisk om behovet for distriktsbasert forskning på høyt faglig nivå. Høgskolens Avdeling for anvendt økologi på Evenstad gjør i denne sammenhengen Hedmark fylke unikt ved i praksis å være landets eneste distriktsbaserte FoU-institusjon der studentene får forskningsbasert undervisning om store rovdyr, med muligheter for Bachelor-, Master- og ph.d.-grader, og hvor samtidig samtlige nordiske arter av store rovdyr har tilhold rett utenfor lærestedet.

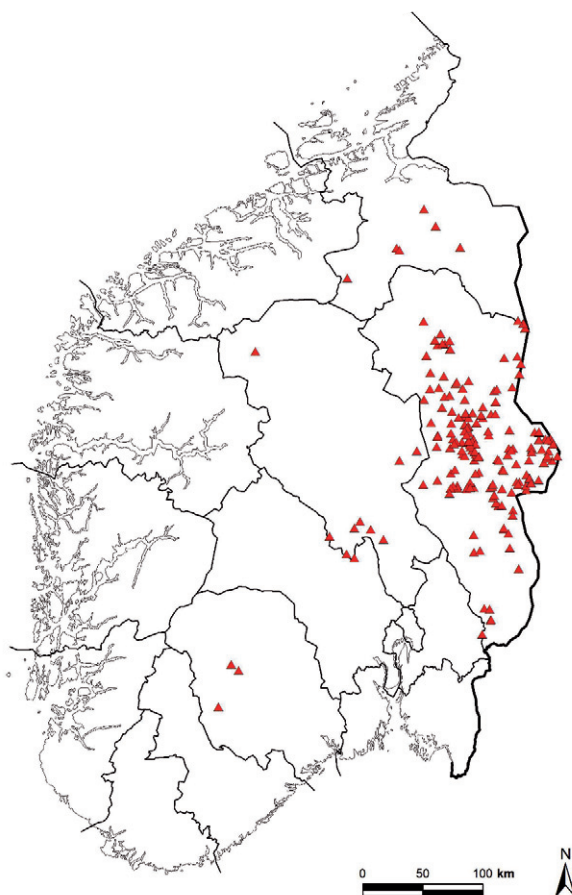


Figur 5. Antall store rovdyr felt ved skadefelling eller ved regulær jakt for allmennheten som lisensjakt (bjørn, ulv og jerv) eller kvotejakt (gaupe) i Hedmark fylke i 10-årsperioden 2005-2014 (Miljødirektoratets rovbases pr. 23. juni 2014).

MEN DET HAR IKKE ALLTID VÆRT SLIK..

For noen tiår tilbake var forholdene helt annerledes. Da jeg flyttet til Hedmark på 1970-tallet var gaupa den eneste av de fire store som regelmessig ynglet i fylket. Bjørn, ulv og jerv var svært fåtallige og for det meste bare streifdyr i fylket. Samtidig beitet fortsatt sau fåtallig og spredt i skogene øst for Glomma. Den gang var jeg overbevist om at både bestandene av rovdyr og sau i utmarka kom til å endres radikalt i nær framtid. Selv om det på den tiden ikke var basert på et politisk vedtak, var det tydelig at svensk forvaltning bygde opp svenske rovdyrstammer i barskogene sør for det svenske tamreinområdet, med Hedmark som nærmeste norske fylke (Figur 2a). Sammen med de nye vernebestemmelsene for store rovdyr som Norge innførte tidlig på 70-tallet, lå forholdene derfor til rette for retur av rovdyr. Svært få i Norge var på den tiden oppdatert eller interessert i svensk rovdyrforvaltning. Meg bekjent var det ingen som

BJØRNEHI SØR-NORGE
1973-2013
(N=206)



Figur 6. Forekomst av bebodde bjørnehi i Sør-Norge dokumentert ved feltarbeid i 42-års-perioden 1973-2014. Hi som ble funnet fordi bjørnen var radiomerket er utelatt (Wabakken, Maartmann m.fl. in prep.).

så de framtidige konsekvensene av den svenske rovdyrforvaltningen for tilgrensende norske områder. Dessuten sto det klart for meg at både arealbruk og forflytningsevne til de store rovdyrene var kraftig undervurdert i datidens forskning og forvaltning. Sistnevnte overbevisning bygde jeg på lesing av store mengder faglitteratur, bl.a. fra studier av radiomerkede rovdyr i Nord-Amerika (til da var ingen store rovdyr radiomerket i

Eurasia, med unntak av et fåtall i Italia). Eldre jakt- og fangstlitteratur, men også informasjon fra lange, velvillige samtaler med flere av de siste gamle skandinaviske fangstmenn med lang erfaring fra jakt på store rovdyr, var av stor betydning for min overbevisning om kommende endringer.

Manglende forskning på tvers av riksgrensa

Da jeg bosatte meg i Hedmark, var jeg på bakgrunn av dette overbevist om at de skandinaviske rovdyrforekomstene, med tilhørende konflikter, raskt ville øke. Det var også et tankekors for meg at det på den tiden ikke eksisterte et eneste felles skandinavisk forskningsprosjekt med felles studier av store rovdyr på tvers av riksgrensa. På den tiden begrenset nordiske rovdyrforskere seg til å arbeide nord-sør innenfor sine egne lands grenser. Med andre ord så jeg på 1970-tallet at det ville bli behov for nytt grenseoverskridende samarbeid innen rovdyrforskningen, med arbeid for fagfolk med feltkompetanse på de store rovdyrene. I Norge ville behovet være spesielt stort i Hedmark fylke der den største veksten i rovdyrforekomstene på norsk side kunne forventes.

Oppstart av grenseoverskridende forskning

Før det fantes noen offisielle muligheter til lønnet arbeid innenfor dette fagfeltet forlot jeg derfor storbyen og min daglige tilværelse ved Universitetet i Oslo i 1978. Jeg flyttet med min lille familie til skogviddene i Hedmark der vi etablerte oss på et småbruk i Ulvådalen, nær svenskegrensa og kommunegrensa mellom Elverum og Trysil. Jeg søkte ikke bare ny forskningsbasert kunnskap, men ønsket også å skaffe egen erfaringsbasert kunnskap blant dem som ble berørt av rovdyr. Med på flyttelasset var en solid porsjon nysgjerrighet og et sterkt ønske om å skaffe ny og anvendbar rovdyrkunnskap i tett samarbeid med folk lokalt og andre naturinteresserte. Min primære målsetting var å sette rovdyrkunnskap og lokale observasjoner inn i et større skandinavisk perspektiv. Som den første rovdyrforskeren startet jeg omgående systematiske feltstudier på tvers av riksgrensa, basert på et nettverk av lokale rapportører

(Wabakken m.fl. 2001). Det lille overskuddet fra saueholdet kom godt med til dekning av reiseutgifter til feltarbeid for sporing og atferdsstudier av store rovdyr på kryss og tvers av riksgrensa. Kontakten med Universitetet i Oslo ble opprettholdt, men fra da av dro jeg ikke lenger ut av byen på feltarbeid. Nå bodde jeg der rovdyrene hadde tilhold og feltarbeidet foregikk, og pendlet istedenfor regelmessig inn til byen for teoretisk oppdatering og faglig påfyll. Tre år seinere (1981) fikk jeg det første formelle oppdraget på ulv for viltforskningen i Trondheim (Wabakken m.fl. 1982) og ytterligere fem år seinere (1986) ble jeg engasjert som statens første rovviltkonsulent i Øst-Norge med ansvar for skadedokumentasjon og bestandsregistrering av ulv, bjørn og jerv i seks fylker på Østlandet, Hedmark og Oppland inkludert. Deretter var jeg også initiativtaker og norsk prosjektleder for felles skandinaviske forskningsprosjekter på bjørn og ulv der radiomerking ble tatt i bruk som metode for første gang i Nord-Europa for begge arter (Tekstboks 1).

BJØRNEN

For min del startet det med bjørnen. Tidlig på 1970-tallet eksisterte det fortsatt en aller siste rest av en norsk bjørnestamme i Vassfartraktene på grensen mellom Buskerud og Oppland fylker. Våren 1972 var jeg for første gang i Vassfaret for å lete etter bjørn eller bjørnespor på snø. Dette ga meg viktig erfaring og mange nye tanker som siden kom til svært stor nytte i mitt videre arbeid med bjørn og andre store rovdyr. Den gangen fikk jeg ikke nærkontakt med bjørn i Vassfaret. Det skjedde først en grytidlig vårmorgen 36 år seinere da jeg, fortsatt på søk etter bjørnen, var så heldig å møte en velvoksen hannbjørn oppunder svabergene nordøst for Aurdalssetra 1. mai 2008. DNA-analyser av bjørnens hår fra vinterhiet en snau mil unna avslørte at dette var en gammel kjenning som jeg hadde sett før, nemlig 13 år tidligere ved Deisjøen i østre Hedmark, innenfor det som nå er forsvarets Regionfelt Østlandet. Deisjøbjørnen hadde med andre ord innvandret østfra til Vassfaret. Men det er en annen historie.

TEKSTBOKS 2:

Bestandsutviklingen for ulv i Skandinavia vist for utvalgte år med tilhørende antall dokumenterte valpekull og gjennomsnittlig totalbestand med tilhørende kilder

ÅR	ANTALL VALPEKULL	TOTALBESTAND	REFERANSE
1979-82	0	3-5	Wabakken m.fl. 1984
1983	1	9	Wabakken m.fl. 2001
1991	2	17	Wabakken m.fl. 2001
1996	3	49	Wabakken m.fl. 2001
1997	6	61	Wabakken m.fl. 2001
2000	10	92	Wabakken m.fl. 2014
2005	15	151	Wabakken m.fl. 2014
2007	19	188	Wabakken m.fl. 2014
2008	27	230	Wabakken m.fl. 2014
2010	31	311	Wabakken m.fl. 2014
2013	40	400	Wabakken m.fl. 2014

Nasjonal bjørnetelling 1978-82

I fem-årsperioden 1978-82 gjennomførte fem bjørneforskere under oppsyn av en nasjonal styringsgruppe på 15 personer en omfattende, landsdekkende bestandskartlegging av bjørn i Norge. Resultatene fikk stor oppmerksomhet både nasjonalt og internasjonalt (Kolstad m.fl. 1984, 1986). Forskergruppen konkluderte med «overraskende høye tall» for reproduserende binner her til lands og foreslo at bjørnen ikke lenger skulle betraktes som en truet dyreart, men burde reklassifiseres til sårbar i Norge (Kolstad et al. 1984, 1986), noe som kort etter ble gjennomført av norsk forvaltning. Ifølge undersøkelsen hadde landet hele 13 geografisk atskilte, reproduserende bjørnestammer der ulike aldre og begge kjønn var representert (Kolstad m.fl. 1984, 1986: Fig. 7a). Bjørneunger var født i samtlige stammer i studieperioden. Forskergruppen oppga ingen maksimumstall for hvor mye bjørn det var i Norge, men presenterte to minimumstall for samlet norsk bestandsstørrelse; et *absolutt* minimum og et *sannsynlig* minimum på henholdsvis 157 og 230 bjørner i Norge. Blant de 13 bjørnestammene skulle det fortsatt være én med to eller flere reproduserende binner i Vassfaret, mens den største bjørnestammen fantes

i Hedmark der ni ungekull skulle være født av minst seks reproduktive binner i fem-årsperioden.

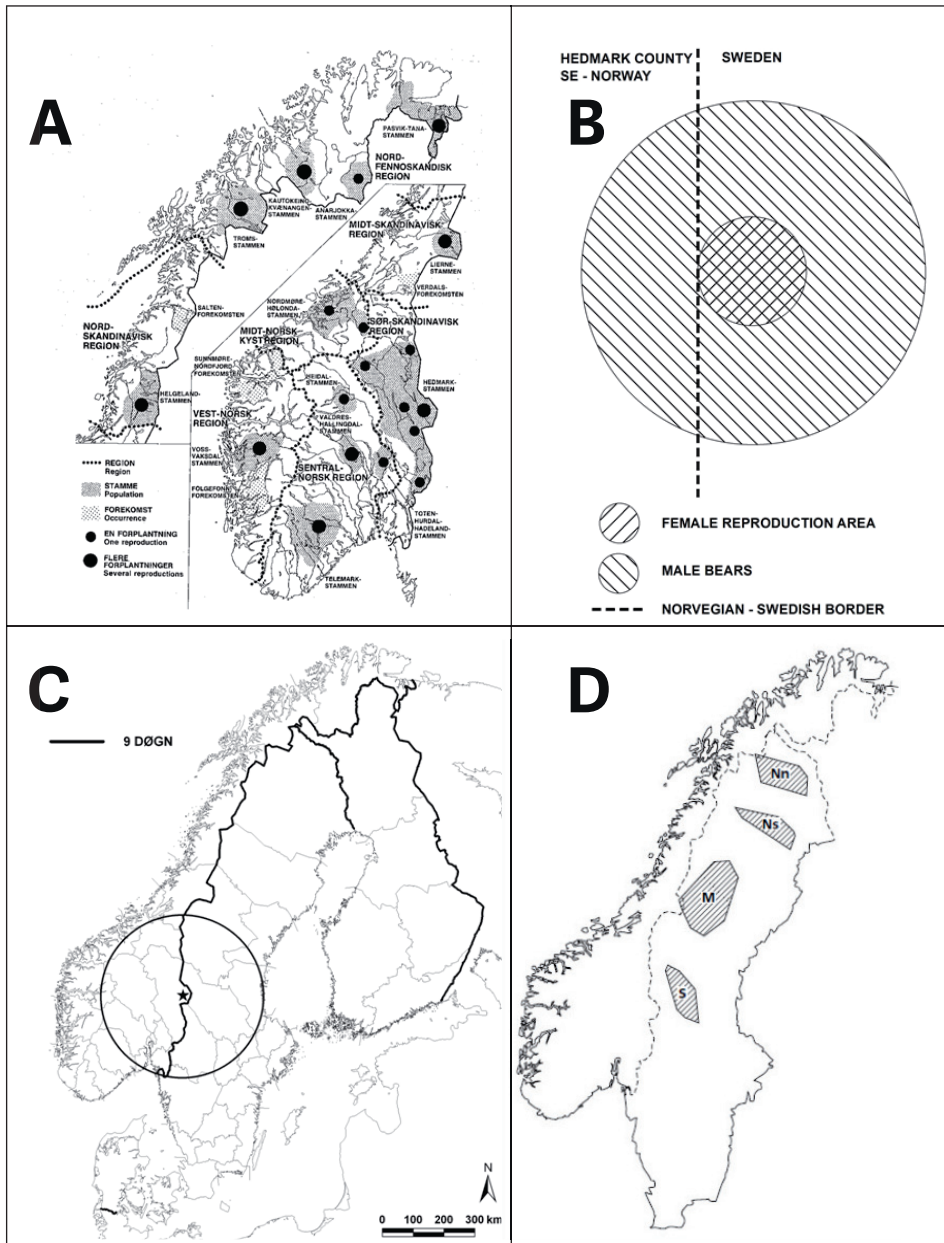
Jeg var imidlertid langt fra overbevist, verken når det gjaldt Vassfaret, Hedmark eller landet for øvrig. Bjørnebestanden i Hedmark var den eneste av de 13 stammene som var klassifisert som «norsk levedyktig bjørnestamme» (Kolstad m.fl. 1984, 1986). Det ble også presisert at alle bjørnestammer og antall bjørner i Norge var kartlagt og talt opp etter den såkalte «kulerammemetoden», en metode som var utviklet og brukt til bestandskartlegging av den såkalte Hedmarkstammen (Mysterud 1981, Kvam m.fl. 1984). Med andre ord, hvis det var gjort alvorlige metodiske feil i Hedmark, kunne grunnlaget for de 12 andre bjørnestammene i Norge også være upålitelig.

Vassfarbjørnen

For Vassfaret sin del fikk jeg tidlig mistanke om at bestanden kunne være betydelig overvurdert, blant annet ved at livslengden til den siste resten av bjørner i stammen kunne være undervurdert. Generelt er bjørnebinner svært stasjonære og til tross for mange ubekreftede synsobservasjoner av binner med unger gjennom årenes løp hadde det ved 40 års feltarbeid av bjørneforskeren Kåre Elgmork ikke vært mulig å dokumentere en eneste reproduksjon av bjørn i Vassfaret i perioden 1949-88 (Elgmork 1994).

Til tross for at det offisielt skulle finnes en reproduserende bjørnestamme, var det på 1980-tallet heller ikke mulig å oppdrive entydig dokumentasjon på eksistensen av en eneste bjørn i området. På denne bakgrunn tok jeg derfor initiativ til en faglig leteaksjon etter Vassfarbjørnene i to-årsperioden 1990-91, i samarbeid med 170 lokale elgjegere, Kåre Elgmork, daværende statlige rovdyrkonsulent Bjørn Tore Bækken og avisen Aftenposten. Aftenposten betalte helikopter til sporsøk etter bjørn i rasfarlig, bratt terreng på vårsnø. Etter noen tusen kilometer systematisk søk etter spor og sportegn uten å påvise tegn til bjørn kunne vi avkrefte denne siste norske bjørnestammens fortsatte eksistens (Bækken m.fl. 1992).

Viltlevende bjørn kan bli gammel, ca. 35 år. Den siste bjørnen som er kjent avlivet i Vassfaret før fredningen i 1973, var en 17 år gammel binne som ble skutt i juni 1956. Binner født av denne binna på 1950-tallet



Figur 7. Offisiell utbredelse av 13 ynglende bestander av bjørn i Norge i 1978-1982 (A; Kolstad m.fl. 1984,1986). En alternativ hypotese fra 1980-tallet for bjørnens bestandsstruktur og kjønnsfordeling i Hedmark og Norge for øvrig er også vist (B; Wabakken & Enerud 1989), en hypotese som var et sentralt grunnlag for opprettelsen av Det skandinaviske bjørneprosjektet. Vandringskapasitet og potensiell aksjonsradius for radiomerket hannbjørn ni døgn etter lokalisering i norsk-svenske grensetrakter av Trysil (C; Wabakken m.fl. 1992), samt fire reproduksjonsområder for binner i Skandinavia påvist i perioden 1981-1991 er også illustrert (D; Swenson m.fl. 1995).

eller binner født av andre binner på 1940-tallet kunne med andre ord ha overlevd i området fram til utpå 1970-tallet da det utvilsomt fortsatt var overvintrende bjørn med fast tilhold i Vassfaret. Vi presenterte således en alternativ forklaring på hvordan Vassfarstammen feilaktig kunne ha blitt tolket som en reproduserende bestand på 1970- og 1980-tallet. Som en siste rest av en utdøende bestand, der bjørn ikke lenger ynglet, hadde forekomst av én eller et fåtall ikke-reproduserende, stasjonære binner gjennom 10-år blitt feiltolket som eksistensen av en ynglende bestand (Bækken m.fl. 1992). Det skulle vise seg at Vassfaret var langt fra det eneste området i Norge der en bjørneforekomst eller ikke-eksisterende bjørnestammer hadde blitt feiltolket.

Bjørn i Hedmark

Heller ikke for Hedmark sin del fikk jeg som ung forskerspire bjørnens offisielle bestandsstatus til å stemme. Da resultatene fra den landsdekkende undersøkelsen ble offentliggjort på 1980-tallet, bodde jeg sammen med familien min på småbruket innenfor det som skulle være det sentrale området med reproduserende binner i denne Norges største bjørnestamme. Vi hadde da gjennom flere år verken registrert et eneste bjørnespor eller noen tegn til bjørneangrep på våre sauer på utmarksbeite i samme område.

Basert på teoretiske studier, statistiske analyser av eksisterende materiale og egne erfaringer fra feltarbeid, fikk jeg tidlig idéen til en alternativ forklaring på bestandsstruktur og status for bjørneforekomstene i Hedmark og landet for øvrig (Wabakken & Enerud 1989; Fig. 7b). Data fra skutte bjørner i Norge viste skjev kjønns- og aldersfordeling, med en klar overvekt av unge hannbjørner. Skuddsted var oftest i kort avstand fra riksgrensa. På svensk side var det både hannbjørner, binner og unger som alle satte spor i vårsnøen. Ingen bjørner var avlivet innenfor utbredelsesområdene til seks offisielt særnorske bjørnestammer i Sør-Norge vest for Hedmark, til tross for at langt større tettheter av sau på beite enn i grensetraktene skulle tilsi større konflikter. Dessuten viste det seg, akkurat som i Vassfaret, at påstått sikre observasjoner av ynglende binner i realiteten var usikre. Ynglende bjørn i tilgrensende områder av våre

naboland var derimot solid dokumentert. Fra studier i andre land var det på den tiden også kjent at ynglende bjørnebinner var stasjonære, og at disse brukte langt mindre arealer enn hannbjørner generelt. Dessuten viste studier også at unge hannbjørner, til forskjell fra unge binner, oftest forlot sine oppvekstområder og utvandret betydelig lengre strekninger. Dette var i samsvar med typiske kjønnsforskjeller i spredningsatferd hos andre pattedyr. Min alternative hypotese gikk med andre ord ut på at norske bjørnestammer hadde en reelt skjev kjønns- og aldersstruktur, med utbredelser begrenset til grensetraktene og dominert av unge hannbjørner som innvandret fra binneområder i våre naboland, hovedsakelig fra Sverige. Ut fra dette var min aller største faglige drøm en gang i framtida å få radiomerke svenskfødte ungbjørner av begge kjønn for å studere deres arealbruk og spredningsmønster.

Feltstudier på tvers av riksgrensa starter

For å teste denne alternative hypotesen måtte det gjennomføres feltarbeid på tvers av svensk-norsk riksgrense. Med base på mitt sauebruk ble derfor de første sammenlignende feltstudier av bjørn på tvers av riksgrensa påbegynt våren 1982. Tanken var å kartlegge reproduksjon, bestandsstruktur og relativ tetthet av bjørn i Hedmark og tilgrensende svenske bjørneområder i Dalarna og Härjedalen, for sammenligning. Radiotelemetri var kostbart og foreløpig ikke tatt i bruk som metode for å studere store rovdyr i Nord-Europa. Derfor planla jeg isteden linjetaksering om høsten og systematisk sporsøk på snø om våren. Omfattende feltarbeid ble gjennomført så identisk som mulig i de ulike studieområdene gjennom en fire-årsperiode (1985-88). På begge sider av riksgrensa ble takseringslinjer og sporsøk lagt i samme habitat, og feltarbeidet ble gjennomført parallelt til samme tid og med tilnærmet samme vær- og føreforhold hvert år. Undersøkelsen ble gjennomført i nært samarbeid med lokale jegere, saueiere og andre naturinteresserte. Et stort antall frivillige deltok på ideell basis, og på det meste var over 400 gratisarbeidende

sauebønder, jegere og andre naturinteresserte i felt samme dag i de tre studieområdene. Mobilisering av frivillige engasjerte fra alle leire var viktig både for å skaffe tilstrekkelige ressurser til prosjektgjennomføring og for å gi et bredt eierskap til ny kunnskap. Alle funn av spor og sportegn etter bjørn ble nøye kontrollert av personell som hadde solid felterfaring med arten. Deretter kunne resultatene sammenlignes med tidligere publisert kunnskap om bjørn fra de samme områdene.

Det skandinaviske bjørneprosjektet etableres

Resultatene fra ca 7 000 km registrering – tilsvarende strekningen Trysil-Marokko t/r – ble presentert på en internasjonal konferanse for bjørneforskere og forvaltere i British Columbia våren 1989 (Wabakken & Enerud 1989). Da hadde den største drømmen allerede gått i oppfyllelse, og jeg var for lengst i gang med et enda viktigere forskningsprosjekt på bjørn i Skandinavia. For første gang i Nord-Europa hadde bjørn blitt radiomerket i Sverige våren 1984 (Björvall & Ahlqvist 1985). To år seinere fikk jeg en formell invitasjon fra Sverige om å være med på å bygge opp det svenske bjørneprosjektet og ta en svensk doktorgrad på bjørn. For å gjøre en lang historie kort: Jeg var nylig blitt tilsatt som den første statlige distriktsbaserte ansvarlige for kartleggingen av bjørn i de fire offisielle bjørnestammene på Østlandet. For å teste min alternative hypotese om bestandsstruktur, vandringer og arealbruk hos bjørn på norsk side av riksgrensen, foreslo jeg isteden å utvide det svenske bjørneprosjektet til et felles skandinavisk forskningsprosjekt ved å radiomerke bjørner på tvers av riksgrensen. Slik ble det, og i sju år (1986-92) var jeg norsk prosjektleder i den felles svensk-norske bjørneforskningen (Wabakken m.fl. 1992), først i tre år med base hos Fylkesmannen i Hedmark, deretter fire år for det nyopprettede Norsk institutt for naturforskning (NINA). Med sauenæringen i Hedmark som aktiv prosjektdeltager var jeg også ansvarlig for å gjennomføre et delprosjekt der atferden til radiomerkede bjørner i forhold til sau på utmarksbeite ble studert i detalj i fire-årsperioden 1990-93

(Wabakken & Maartmann 1994). Det ble også fokusert på ny kunnskap og tiltak som kunne redusere omfanget av bjørneskader på sau (Wabakken & Maartmann 1994, Wabakken 2001, Zimmermann m.fl. 2003).

Forskning på radiomerkede bjørner

Som norsk prosjektleder i Det skandinaviske bjørneprosjektet fikk jeg i 1988 også den store opplevelsen av å lykkes med å radiomerke de første bjørnene i Norge på oppdrag for norsk viltforskning (Fig. 1). Ved prosjektstart i 1986 var det få som trodde vi skulle lykkes med fangst og merking. Enda færre tok det på alvor at vårt oppdrag ikke var å studere et fåtall radiomerkede individer, men å gjennomføre forskning på *bestandsnivå* av bjørn i to geografisk atskilte studieområder i en nord-sørgradient med svært ulike habitater. Vi lyktes imidlertid å radiomerke og studere i alt 91 ulike bjørner de første åtte årene av prosjektet (Wabakken m.fl. 1992).

Arealbruk og kjønnsstruktur i bjørnestammen

Blant forskningsresultatene fra denne første perioden av Det skandinaviske bjørneprosjektet vil jeg nevne at det tidlig ble vist at kjønnsmodne bjørner av begge kjønn hadde stor grad av overlappende leveområder, at hanner brukte generelt større arealer enn binner og at hanner vanligvis dekket leveområdene til flere binner (Björvall m.fl. 1990, Wabakken m.fl. 1992). Det var med andre ord lite territoriell atferd å spore av den typen som ulven er kjent for (Wabakken m.fl. 2001). Videre viste vi at leveområdene til kjønnsmodne hannbjørner på årsbasis var betydelig større i områder med få eller manglende binner enn tilsvarende hanners arealbruk i områder med regulær tilgang på binner (Wabakken m.fl. 1992). Potensielt kunne med andre ord få bjørner og skjev kjønnsfordeling bety økt skadeomfang på sau ved at kjønnsmoden hannbjørn i mangel på binner fikk kontakt mer flere sauer på grunn av økt arealbruk. Med andre ord var det ikke bare antall bjørner, men kanskje vel så viktig *kjønnsstrukturen* i en bjørnestamme som var av betydning for skadeomfanget på sau i norsk utmark. Forskingen viste således at *teoretisk* kunne det

være mulig å ha flere bjørner og samtidig færre skader på sau i Norge, forutsatt at kjønnsstrukturen var normal og antall streifende hannbjørner utenfor yngleområdene ble holdt i sjakk. I praksis er det dette som samtlige partier på Stortinget vedtok å prøve i forvaltningen av bjørn ved Rovviltforliket av 16. juni 2011 (Stortinget 2011).

I tråd med den alternative hypotesen om reelt skjev kjønnsfordeling og innvandring av unge hanner fra yngleområder i våre naboland (Wabakken & Enerud 1989), kunne Det skandinaviske bjørneprosjektet også dokumentere reelle forskjeller i kjønns- og bestandsstruktur for Sverige og Norge, med konsentrerte binneområder og ynglende bjørner stort sett begrenset til svensk side av riksgrensen (Swenson m.fl. 1995; Fig. 7d). Viktig ny kunnskap om eldre hannbjørners store betydning for ungeoverlevelse ble også belyst (Swenson m.fl. 1997).

Bjørn-sauprosjektet i Hedmark

I tillegg viste Bjørn-sauprosjektet i Hedmark også at kjønnsmodne hannbjørner ikke vandret tilfeldig over riksgrensa. Under brunsttiden i mai-juni hadde de en signifikant preferanse for å oppholde seg i Sverige der det var rikelig med binner, men få sauer i utmark. Derimot i juli-august, da parringstiden var over, hadde de signifikant mer tilhold på norsk side, og helst innenfor spesifikt kartlagte beiteområder for sau (Wabakken m.fl. 1992, Wabakken & Maartmann 1994). Flere norske undersøkelser hadde tidligere vist at bjørneskader på sau var mest omfattende i siste halvdel av sommersesongen. En naturlig forklaring på dette, i tråd med resultatene fra Bjørn-sauprosjektet, kunne være at sammenlignet med tidligere på året var det et høyere antall bjørner i Norge sist i beitesesongen.

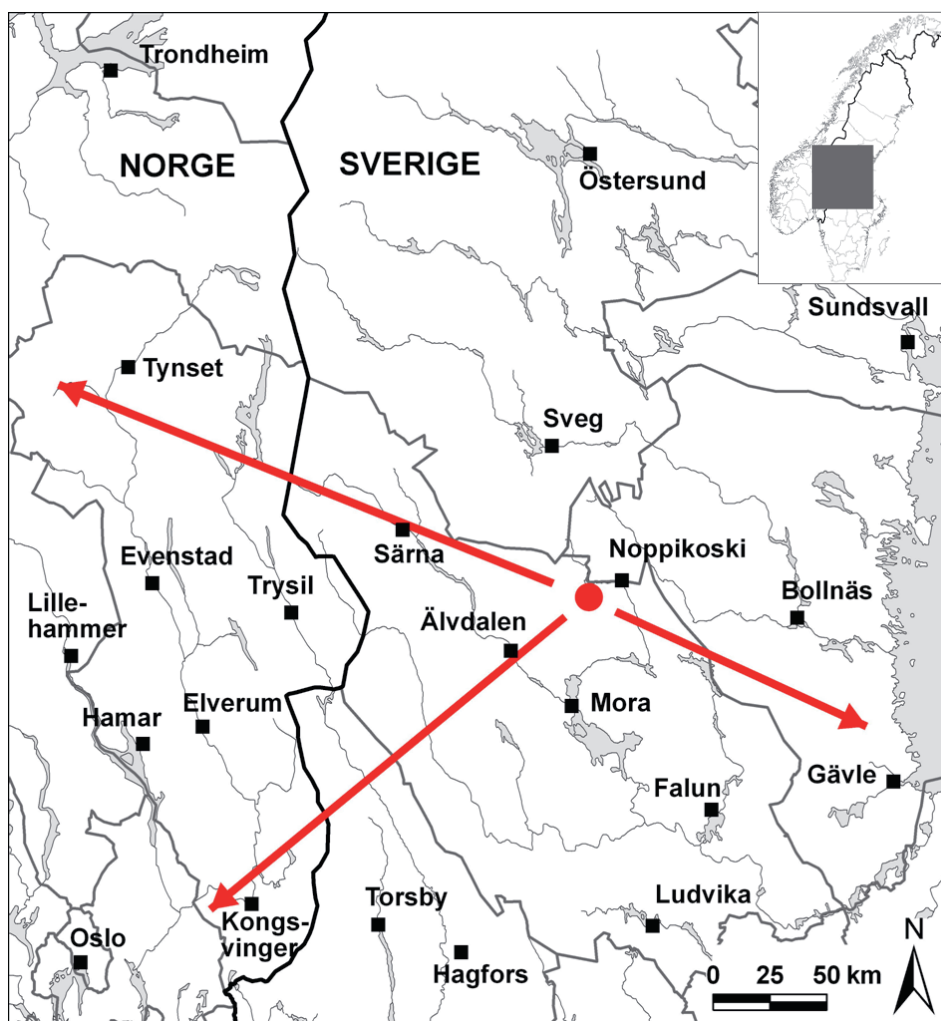
Den felles skandinaviske bjørneforskningen kunne også tidlig dokumentere at når unge hannbjørner forlot sine oppvekstområder, vandret de ofte langt og kunne dekke betydelige arealer av Skandinavia. Dette ble tydelig illustrert da det første kullet av tre radiomerkede svenske brødre utvandret og tilsammen dekket et areal tilsvarende en sirkel med diameter større enn bredden av Sverige (Fig. 8). To av disse unghannene ble også radiopeilet i Norge (Fig. 8). Ikke bare kan hannbjørner vandre langt

og benytte store landarealer, men de kan også forflytte seg raskt. Målt i luftlinje kunne radiomerkede hannbjørner forflytte seg opptil 43 km pr. døgn og tilbakelegge strekninger nær 250 km målt i luftlinje i løpet av ni døgn (Wabakken m.fl. 1992, Wabakken & Maartmann 1994). Det betydde at en hannbjørn i Trysil etter ni døgn like gjerne kunne påtreffes ved Sognefjorden på Vestlandet som ved Østersjøkysten i Sverige, eller alternativt ved Meråker i Nord-Trøndelag like gjerne som ved Halden i Østfold (Wabakken m.fl. 1992; Fig. 7c).

Bjørneforskningen fortsetter

I 1993 var det for min del slutt som norsk prosjektleder i Det skandinaviske bjørneprosjektet. Siden den gang har prosjektet fortsatt først under ledelse av Jon Swenson, seinere også med Jonas Kindberg i tillegg som svensk prosjektleder. For flere av de nevnte temaene har Det skandinaviske bjørneprosjektet etter 1993 gjennomført mer omfattende og detaljerte studier som har bidratt med ytterligere, vesentlig ny kunnskap (f.eks. Dahle & Swenson 2003, Kindberg m.fl. 2011, Støen m.fl. 2006, Zedrosser m.fl. 2007).

Med base på høgskolens avdeling på Evenstad har jeg fortsatt de feltbaserte studiene av relativ bestandstetthet, bestandsstruktur og rekolonisering av bjørn i Sør-Norge, men med spesiell fokus på ikke-radiomerkede binner som nå i økende grad etablerer seg i grensetraktene også på norsk side (Fig. 9). Studiene gjennomføres ved å kombinere flere metoder og bygger i stor grad på de opprinnelige takseringslinjene fra tidlig på 1980-tallet som nå blir gått hvert år av Evenstad-studenter med rovviltøkologi og rovdyrforvaltning som spesialfelt. DNA-kartlegging i nært samarbeid med Bioforsk Svanhøvd inngår også som en del av denne forskningen (Bjervamoen m.fl. 2008) og forekomst av bebodde bjørnehi i Sør-Norge blitt kartlagt i en årrekke (Fig. 6). Dessuten samarbeider Det skandinaviske bjørneprosjektet og forskningsprosjektet SKANDULV om mer økosystembasert forskning på GPS-merket bjørn og ulv, med pågående feltstudier av interaksjoner mellom disse artene (Jonzén m.fl. 2013).



Figur 8. Lengste utvandningsavstand for det første komplette kullet av tre radiomerkede hannbjørner i Det skandinaviske bjørneprosjektet. De var født midt i Sverige av den såkalte «Noppihonan» i 1989, ble radiomerket som ett-åringer og utvandret ved 2-3 års alder i 1991-92 (Wabakken m.fl. 1992). Utvandringen til disse unge hannbjørnene viser at ett eneste svensk kull av hannbjørner var tilstrekkelig til å dekke arealer bredere enn Sverige og således nå langt inn i Norge, med tilhørende betydelige skader på sau i norsk utmark.

ULVEN

Det var ikke bjørnen, men ulven, som gjorde at jeg i 1978 valgte å bosette meg i Hedmark og forsøkte å gjøre et levebrød av studier på store rovdyr. Nå - 36 år seinere - er det mange lokale og regionale heltids- og deltidsstillinger i rovdyrforvaltningen hos Fylkesmannen i Hedmark og Statens naturoppsyn (SNO). I tillegg finnes muligheter som rovdyrforsker ved Høgskolens avdeling på Evenstad, selv om ingen fast stilling spesifikt for dette fagfeltet er opprettet. Men i 1978 eksisterte ikke en eneste distriktsbasert rovdyrforvalter- eller forskerstilling i fylket. Samtidig var det et åpenbart behov for ny forskningsbasert kunnskap med oppdatert kartlegging av de økende rovdyrstammene og tilhørende konflikter. Den som ønsket å lære, og som var villig til ulønnet innsats, ble ikke arbeidsløs, da det var mer enn nok ugjort å ta tak i!

Første utfordring: hvordan bevise at ulv fantes?

Etter realfagstudier ved Universitet i Oslo håpet jeg å ta en cand.real-grad (hovedoppgave, tilsvarende en mastergrad på 150 studiepoeng) på sporsnøstudier av ulv. Først besøkte jeg en rekke erfarne rovdyrjegere og bygde opp et nettverk av lokale rapportører i både Norge og Sverige. Allerede første vinteren 1978-79 fikk jeg på den måten meldinger om ulvespor, og kunne bekrefte at det var ulv på begge sider av riksgrensa. Problemet var bare at jeg ikke klarte å skaffe meg faglig veileder til en hovedoppgave på ulv verken i Oslo, Trondheim eller Sverige. Den gangen var det ikke allment akseptert at det var ulv i Hedmark og grensetraktene for øvrig. Fagekspertisen i begge land var svært skeptiske og internasjonalt var ulven erklært utryddet i Norge. Lokalbefolkningen som meldte om synsobservasjoner og spor av ulv ble ikke trodd, og mine observasjoner havnet i samme bås. Som folk lokalt, ble heller ikke jeg tatt på alvor når vi meldte fra om ulv. Hovedoppgaven min ved Universitet i Oslo ble isteden atferdsstudier av mår på sporsnø, men jeg må innrømme at jeg brukte mer tid på å spore ulv enn mår!

Når man ikke blir trodd, er det lett å bli litt sta. Jeg satte meg derfor som mål å få internasjonal aksept for at det virkelig fantes ulv i de sørskandinaviske grenseskogene slik lokalbefolkningen hevdet, og ikke bare



Figur 9. Umerket ung binne med årsunge vest i Trysil kommune 11. mai 2011. Dette var den første reproduserende binna dokumentert sør for Trondheim og vest for Trysilelva, på ca 70 år. Foto: Erling Maartmann

«uidentifiserte hundedyr» som enkelte fagfolk valgte å kalle dem. Men å få aksept for artsbestemmelsen var utfordrende og vanskelig. På den tiden fantes ingen sikker vitenskapelig metode til å skille sporavtrykk av en stor hund fra ulv. DNA-teknikken som i dag brukes til å skille ulike arter var ennå ikke oppfunnet. Løsningen ble å dokumentere ulvenes atferd på sporsnø ved å følge dem mil etter mil ved lange, sammenhengende sporinger.

Internasjonal aksept

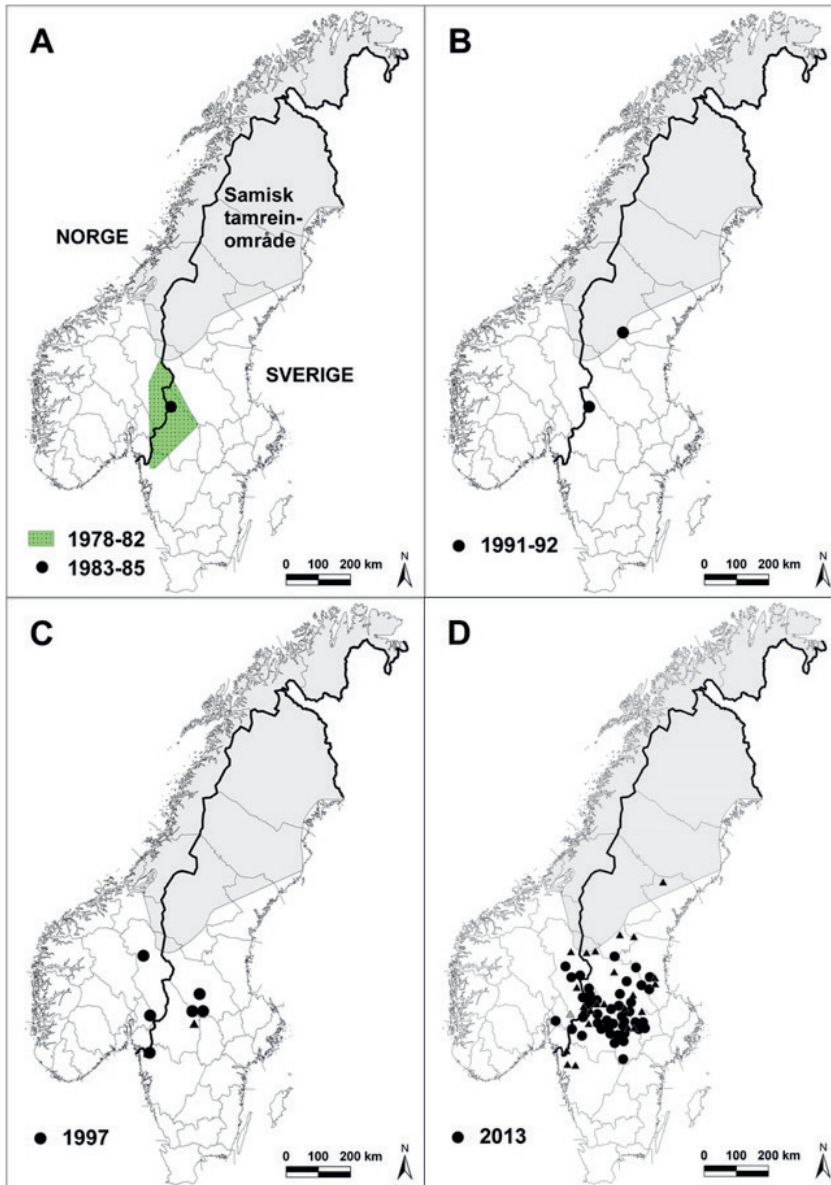
Etter tre år fattet norsk viltforskning interesse og finansierte deler av feltarbeidet (Wabakken m.fl. 1982). Fagfolk fra det svenske Naturvårdsverket ble etter hvert også med (Bjärvall & Isaksson 1981). De første fire vintrene (1978/79-1981/82) kunne vi påvise 3-5 enslige ulver av begge kjønn i grense-traktene fra Femundsmarka i nord til Halden-Dals Ed i sør, og fra Glomma

i vest til hjørnet der Dalarnas, Värmlands og Örebro län møtes i øst (Fig. 10a; Wabakken m.fl. 1982, Bjärvall & Isaksson 1981,1983). På en stor forskerkonferanse i Helsinki i 1982 der omfattende fotodokumentasjon av ulvenes atferd ble presentert, kom endelig det internasjonale gjennombruddet med full aksept fra de fremste nord-amerikanske og sovjetiske ulveforskere om at disse dyrene utvilsomt var ulver (Wabakken m.fl. 1983). Dermed var ulven igjen offisielt på kartet i Norge, og målet var nådd (Wabakken m.fl. 1984).

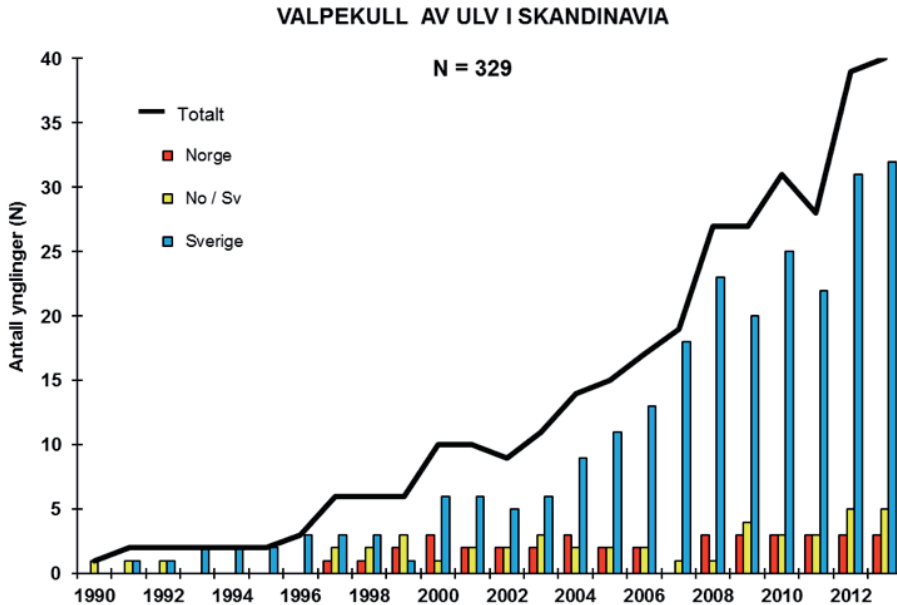
Yngling og bestandsvekst

Påfølgende vinter (1982/83) påviste vi et revirmarkerende ulvepar på Finnskogen. Slike ulvepar er stasjonære og reviret var etablert på tvers av riksgrensa, delvis i Värmland og delvis i Hedmark. Dette var det første ulveparet som var dokumentert i Sør-Skandinavia etter at feltstudiene på begge sider av riksgrensa startet i 1978. Paret ynglet i 1983 (Fig. 10a). Etter en synsobservasjon i romjulen samme år og påfølgende 20 dagsverk med sporing kunne vi bekrefte en flokk på åtte ulver, hvorav seks valper og begge foreldre. Deretter økte ikke ulvestammen nevneverdig før en finsk-russisk hannulv i 1990 slo seg sammen med ei tisper født av det første paret. Våren 1991 ble det for første gang i nyere tid påvist to valpekull av vill ulv i Skandinavia i ett og samme år (Fig. 10b). Deretter var den svensk-norske ulvestammen i kontinuerlig vekst (Fig. 10c; Wabakken m.fl. 2001).

I løpet av 32 år økte den felles skandinaviske ulvestammen med en faktor på 100, fra ca. fire dyr i 1981 til ca. 400 dyr i 2013 (Tekstboks 2, Fig. 10d). Målt i antall ynglinger økte bestanden over en 30-årsperiode fra ett valpekull i 1983 til 40 valpekull i 2013 (Tekstboks 2, Fig. 11). Ulvestammens utvikling i den første 20-årsperioden (1978-98) er for øvrig oppsummert og beskrevet i detalj (Wabakken m.fl. 2001). Utviklingen de neste 16 årene (1998-2014) er presentert i årlige statusrapporter utgitt av Høgskolen i Hedmark med samarbeidspartnere (f.eks. Wabakken m.fl. 1999, 2014). Bestandsstatus for ulv i Finland er også beskrevet i hver av disse i statusrapportene, inklusivt en felles årlig kartlegging av alle Nordens ulveflokker (Fig. 12).



Figur 10. Utbredelsen av ulv i Sør-Skandinavia, alle enslige dyr, for årene 1978-82 (A; grønn farge), samt utbredelsen av flokker (fylt sirkel) og par (fylt trekant) i Skandinavia totalt for vintrene 1983-85 (A) 1991-92 (B), 1997-98 (C) og 2013-14 (D) gjennom 36 år med felles svensk-norsk bestandsregistrering av ulv på hele den skandinaviske halvøya (Wabakken m.fl. 2001, 2014). En ulveflokk er det samme som en familiegruppe, dvs. et ulvepar som har ynglet i området. Utbredelsen av samisk tamreinområde er også vist.



Figur 11. Antall ulvekull født i Norge (rød søyler), i Sverige (blå søyler), i revir lokalisert på tvers av riksgrensa (gule søyler) og totalt i Skandinavia (svart strek) i årene 1990-2013 (Wabakken m.fl. 2001, 2011, 2014).

Forskningsprosjektet SKANDULV blir til

Atferds- og bestandsstudier ved sporing på snø har sine fordeler som vitenskapelig metode, men som alle metoder har den også sine klare begrensninger. Sporsnø-metoden er f.eks. ikke anvendbar i sommerhalvåret. Her har radiotelemetri sitt store fortrinn, og radiomerkede dyr kan gi viktig kunnskap både på individ- og bestandsnivå til alle årstider. For å være i forkant med forskningsbasert kunnskap til nytte i kommende konflikter ble det derfor allerede i 1984 søkt om midler og tillatelse til radiomerking av noen av de åtte ulvene på Finnskogen (Wabakken 1984). Først 16 år seinere ble det gitt tillatelse og finansiering til den type forskning på ulv i Norge (Wabakken 1999). Da var det et stort udekket behov for slik kunnskap under skandinaviske forhold.



Figur 12. Årsrapport for ulvens status i Skandinavia, illustrert ved rapportens framside og en av rapportens mange kartfigurer, her antall og utbredelse av ulveflokker i Norden vinteren 2010-11 (Wabakken m.fl. 2011). I samarbeid med andre nordiske forskningsinstitusjoner har Høgskolens avdeling ved Evenstad vært ansvarlig for utgivelse av totalt 16 slike statusrapporter for perioden 1998-2014, med årlig detaljert informasjon om ulv i hele Norden, inklusivt Finland.

I september 1998 undertegnet ledelsen av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) i Norge og Naturvårdsverket i Sverige en avtale som innebar at det skulle opprettes et felles skandinavisk forskningsprosjekt på ulv (Lier-Hansen & Anneberg 1998). Tre måneder seinere startet et svensk-norsk forskingssamarbeid mellom Grimsö forskningsstasjon ved Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) og Høgskolen i Hedmark, Evenstad. Ulver i flokk ble da radiomerket for første gang i Skandinavia. I desember 1998 ble åtte ulver fra tre svenske flokker bedøvet, hvorav sju ble radiomerket (Wabakken 1999). To år seinere ble samarbeidet utvidet med deltagelse fra Norsk institutt for naturforskning (NINA). Det skandinaviske ulveforskningsprosjektet ble da formalisert og fikk det forkortete navnet SKANDULV.

GPS-telemetri, genetikk og stamtre

Opprinnelig var SKANDULVs forskning hovedsakelig basert på tradisjonell VHF-radiotelemetri, men etter få år var GPS-telemetri og genetiske studier av større betydning. Forskningsprosjektet var svært tidlig ute med å ta i bruk ny GPS-telemetri der lagrede GPS-posisjoner fortløpende kunne lastes ned uten å avlive eller bedøve dyret, og SKANDULV var først i verden til å bruke slik teknologi på et stort rovdyr. Dette skjedde 12. februar 2001, da lederhannen i Gråfjellsreviret ved Evenstad var den første som ble radiomerket med et GPS-halsband for nedlasting av GPS-posisjoner fra ulvens bevegelser (Zimmermann m.fl. 2014; Fig. 1; Se også side 145 i denne boka). SKANDULV er også kjent for å ha framskaffet et tilnærmet komplett slektstre for hele den skandinaviske ulvestammen fra og med dens etablering og første yngling i 1983. Deretter er flere enn 1200 ulver blitt DNA-identifisert, pr. juni 2014. Trolig finnes ikke bedre genetisk informasjon om en vill rovdyrbestand noen andre steder i verden. Stamtreet ble konstruert ved en *kombinasjon* av avanserte DNA-analyser og detaljert historisk kunnskap om etableringen av de enkelte par og ynglinger, kartlagt ved sporing. Hvor som helst i Skandinavia en ulv blir påvist ved sporing eller på barmark, vil en DNA-prøve (hår, ekskrement, urin) kunne avsløre om ulven er født i Skandinavia eller om den er en finsk-russisk innvandrer. Hvis den er skandinavisk, gjør slektstreet det mulig å fastslå f.eks. hvor (i hvilket revir) i Skandinavia den er født, og hvem som var foreldre, besteforeldre eller andre nære slektninger.

Resultater fra SKANDULVs forskning

Blant de mange forskningsresultatene til SKANDULV vil jeg kort nevne noen få. Barbara Zimmermann m.fl. (2014, Se også side 145 i denne boka) har oppsummert ny kunnskap fra SKANDULVs mer enn 20 vitenskapelige publikasjoner om ulvens predasjon på jaktbart vilt (Sand m.fl. 2008), jaktsuksess og klauvviltets antipredatoratferd (Sand m.fl. 2006, Eriksen m.fl. 2011) og potensiell konkurranse med elgjegerne (Jonzén m.fl. 2013). Et større antall populærvitenskapelige artikler og tekniske rapporter om ulvens predasjon er også offentliggjort. Videre har den genetiske forskningen vist at dagens skandinaviske ulvebestand har en høy grad

av innavl, noe som kan føres tilbake til det faktum at bestanden i den første 30-årsperioden (1983-2012) var reetablert fra kun fem innvandrere fra finsk-russisk bestand (Vilà m.fl. 2003, Liberg m.fl. 2005, Bensch m.fl. 2006, Wabakken m.fl. 2014). Det er også dokumentert at illegal avlving er den viktigste dødsårsaken i den skandinaviske ulvestammen (Liberg m.fl. 2008). For 10-årsperioden 1998-2009 utgjorde illegal avlving minst 50% av dødeligheten for ulver eldre enn et halvt år (Liberg m.fl. 2012). Med andre ord utgjorde illegal avlving minst like mye som all annen dødelighet til sammen (Liberg m.fl. 2012). Ellers er det også forsket på ulveangrep på mennesker i Fennoskandia gjennom de siste 300 årene (Linnell m.fl. 2003), effekter ved tap av ynglende individer (Brainerd m.fl. 2008) og størrelsen på skandinaviske ulveverivir. Variasjonen i årlig revirstørrelse var 260-1680 km² (snitt ca. 1000 km²) og tetthet av rådyr er trolig den viktigste faktoren som påvirker størrelsen på territoriet (Mattisson m.fl. 2013).

Ulvens spredningsmønster viktig

Kunnskap om ulvers sprednings- og vandringsmønster er av stor betydning, ikke minst forvaltningspolitisk. Både ved GPS-telemetri og genetiske studier har SKANDULV dokumentert svært lange vandringar av ulv (Fig. 13a,b).

Allerede i 1984 ble det kjent at ungunger fra kun *ett* valpekull kan utvandre og dekke avstander som tilsvarer det meste av den skandinaviske halvøya (Wabakken m.fl. 2001). Tretti år seinere er det også tydelig at ulv som blir påvist i norske sauebeiteområder nesten utelukkende er født i Sverige (Fig. 14b, Wabakken 2013). Dessuten viser GPS-merking at samtlige av 14 ulvevalper født i Norge i perioden 2002-2013 har vandret østover til Sverige og Finland (Figur 14a). Med andre ord, så lenge de norske ynglerevirene er øst for Glomma, er antall helnorske ynglerevir og antall norsk-fødte valpekull av minimal betydning for konflikten mellom ulv og sau i Norge. Den framtidige forvaltningspolitiske utfordringen for Norge er derimot svenske bestandsmål og omfanget av ynglende ulvetisper i Sverige (Wabakken 2005).

SLUTTORD

Det er ikke unikt for Norge å ha problemer med bevaring og bærekraftig forvaltning av store rovdyr. Unikt er det heller ikke å ha husdyr på utmarksbeite og samtidig ta vare på livskraftige bestander av store rovdyr. Det unike med norsk rovdyrforvaltning er å ha så store problemer med så lave bestandsmål for disse artene. Omfattende tidsbruk og gjentatte politiske omkamper er kanskje det beste eksempelet på dette. Fire ganger i løpet av 20 år (1992-2011) har nasjonale politikere brukt dager og netter på Stortinget til å forhandle om revisjon av rovdyrpolitikken. Ingen andre land i verden har det slik.

I stikkords form gjelder rovdyrkonfliktene bl.a. tap av tamrein, folks frykt, jakthunder som blir drept og konkurranse om elgkjøtt. Disse utfordringene er imidlertid ikke særnorske og gjelder i minst like stor grad for våre naboer i øst. I nordisk perspektiv er kombinasjonen av sau på utmarksbeite og rovdyr den eneste konflikten som er unik for Norge. Dette problemet har da også størst fokus i rovdyrdebatten her til lands (Wabakken 2013).

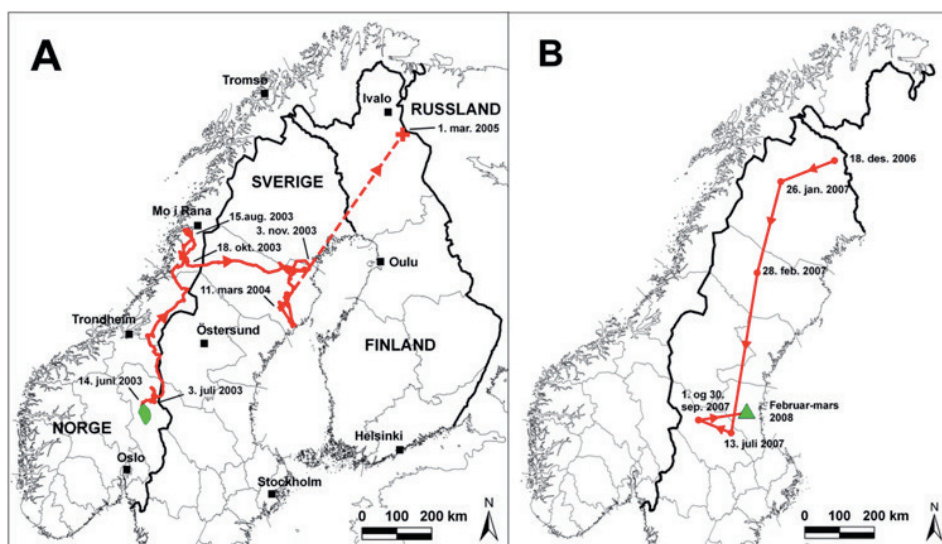
Det er nå mer enn 30 år siden ulv igjen begynte å yngle regelmessig i sør-skandinaviske grensetrakter. Siden 1983 er flere enn 350 valpekull født i det fri i Sverige og Norge, hvorav 40 kull bekreftet i 2013. I Sverige fødes årlig omtrent 10 ganger så mange valpekull som i Norge (Wabakken m.fl. 2014). Dette er resultater av mangeårige politiske beslutninger i begge land, altså en villet politikk. Biologiske forhold som ulvers store spredningsevne og det faktum at ulvene har etablert seg i områder av Norge og Sverige med verdens tetteste elgbestander, og dermed rikelig overflod av mat sett med ulvens øyne, har også hatt betydning for denne utviklingen.

Svensk bestandsstørrelse og spredningsmønsteret for ulv i Skandinavia gjør også at antall helnorske ulverevir med yngling betyr svært lite for skadeomfanget på sau i norsk utmark, forutsatt at revirene befinner seg øst for Glomma. Utfordringen for norsk forvaltning er at det i hovedsak er svenskfødte vandringsulver som gjør skade på norsk sau. En eventuell endring av det nåværende norske bestandsmålet om tre årlig ynglende

ulvetisper i helnorske revir, slik Stortinget skal diskutere senest i 2016, forventes derfor ikke å redusere ulveskadene på sau i norsk utmark - i nordisk sammenheng vår eneste særnorske konflikt med ulv.

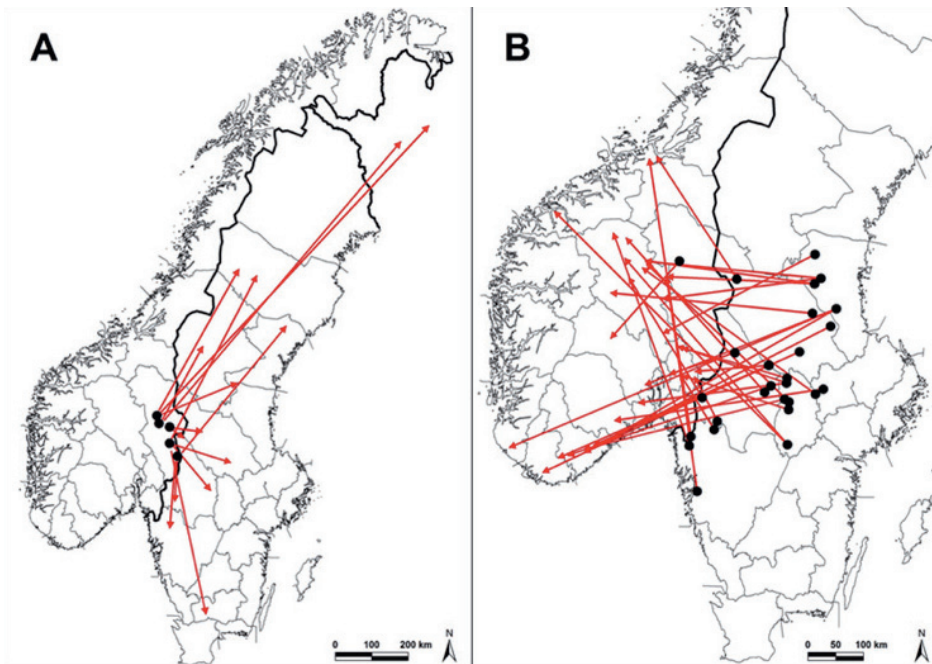
Fortsatt en vei å gå

Så lenge Sverige fortsetter å opprettholde livskraftige bestander av store rovdyr, vil individer av alle arter stadig krysse riksgrensa inn i Norge, uansett hva Stortinget måtte bestemme. I overskuelig framtid vil innvandrende ulver fortløpende etablere nye ulvepar i grensenære strøk av Norge, ulveflokker med tilhold på tvers av riksgrensa vil fortsatt være en realitet og dessverre kommer svenskfødt ulv på vandring fortsatt til å ta sau i Sør-Norge.



Figur 13. Lange vandringar av ulv studert med og uten radiomerking. En tisepealp fra Gråfjellsreviret, oppvokst og radiomerket med GPS-halsband i Østerdalen sørøst for Høgskolens avdeling på Evenstad, utvandret over en to-årsperiode til Nordøst-Finland (A; Wabakken m.fl. 2007). Innvandringen av en finsk-russisk ulv, den såkalte «Galvenhannen», ble kartlagt uten radiomerking ved sporing på snø og DNA-analyser av innsamlede ekskrementer (B; Wabakken m.fl. 2008). Begge etablerte seg med partner i sine nye områder.

Kanskje er det på tide med litt mer realisme i rovdyrdebatten? For å bidra til konfliktdemping er det ikke bare fagfolk som har et ansvar for å forklare hvilke muligheter og begrensninger Sverige medfører for norsk rovdyrforvaltning. Rikspolitikere på Stortinget og fylkespolitikere som styrer rovdyrforvaltningen gjennom landets åtte regionale rovviltnemnder har et særskilt ansvar. Politisk skapes det ofte helt urealistiske forventninger til rovviltforvaltningen, spesielt i valgkamper. Når det gjentatte ganger viser seg at det ikke er mulig å innfri slike forventninger, bidrar dette i neste runde til å konservere rovdyrkonflikten lokalt og regionalt. Ansvarlige politikere kunne også i større grad brukt den omfattende forskningsbaserte kunnskapen for å bidra til mer realisme i debatten og dermed senke konfliktnivået.



Figur 14. Spredning av ulv fra kjente fødselsrevir (svart prikk). Rød strek angir avstand og retning til siste kjente posisjon for radiomerket eller død ulv. Av de 14 utvandrerne som ble født og radiomerket som valper i Hedmark i 12-årsperioden 2002-2013, var det ingen som krysset Glomma og vandret vestover i Sør-Norge. Samtlige forlot Norge og utvandret til Sverige og Finland (A). For 15-årsperioden 2000-2014 er fødselsreviret til 36 ulver som ble avlivet eller funnet døde av andre årsaker i Sør-Norge utenom Hedmark påvist ved hjelp av SKANDULV's stamtre og DNA-analyser. Kun én av disse 36 ulvene var beviselig født i Norge (B).



Figur 15: Bjørn i Engerdal juni 2014. Foto: Kjell Isaksen

I januar 2014 ble en ny og gjeldende forvaltningsplan for rovvilt vedtatt av rovviltneemndas politikere i region 5, Hedmark fylke. Her er hele eller deler av 17 blant Hedmarks 22 kommuner klassifisert som: «Prioritert beiteområde der det ikke skal være rovdyr som representerer skadepotensial. Yngling av gaupe og hekking av kongeørn vil forekomme» (Rovviltneemnda i Hedmark 2014; Fig. 13, s. 20). Bjørnebinna med de tre ungene som ble fotografert i Gutulia nasjonalpark samme år er én av svært få reproduktive binner i Sør-Norge (se Figur 15). Nasjonalparken har ikke sau på utmarksbeite og er utenfor tradisjonelt kalvingsområde for tamrein, men er ifølge den nye forvaltningsplanen innenfor prioritert beiteområde der det ikke skal være rovdyr med skadepotensial. Dukker bjørnefamilien på fire opp på vårens sporsnø kan de ifølge forvaltningsplanens ordlyd avlives, selv om Stortingets bestandsmål for ynglende bjørn ikke er nådd. Det vil neppe være konfliktfritt. Samtidig er det fullstendig urealistisk og praktisk umulig for forvaltningen å avlive alle individer av ulv, bjørn og jerv innenfor de prioriterte beiteområdene i de 17 kommunene hvor det ikke skal være slike rovdyr, og som alle utgjør et skadepotensiale. Men forventningene er skapt og rovviltneemndas politikere har med planens ordlyd neppe bidratt til mer realisme og konflikt-demping i rovdyrdebatten. Det synes fortsatt å være et stykke vei å gå...

TAKK

Alle som i den tilbakelagte 40-årsperioden har bidratt med viktige opplysninger, feltarbeid, arbeid ved skrivebordet, inspirerende samtaler, logistikk eller på annen måte skal ha en stor TAKK. Det gjelder husdyrholdere, tamreineiere, jegere, naturvernere, naturfotografer, andre naturbrukere, naturforvaltere, studenter, journalister, politikere, fly- og helikopterpiloter, veterinærer, ansatte og engasjerte i de enkelte forskningsprosjektene, internasjonale forskerkollegaer, kollegaer på Evenstad, venner og familie. Dessverre kan ikke alle nevnes ved navn, men noen av dem jeg har hatt et 10-årig eller lengre feltbasert faglig samarbeid med, vil jeg takke spesielt, her i alfabetisk rekkefølge: Per Ahlqvist, Åke Aronson, Rune Bjørnstad, Karl Bredvold, Stein Erik Bredvold, Simen Bredvold, Sven Brunberg, Bjørn Tore Bækken, Hanne Christensen, Espen R. Dahl, Jørn Enerud, Robert Franzén, Odd Reidar Fremming, Paul Granberg, Ulf Grinde, Jørn Grønbekk, Torger Hagen, Frode Gjerløv Holen, Per Egil Hovind, Erik Isakson, Frank Jakobsen, Kenneth Larsen, Per Larsson, Frank Robert Lund, Erling Mømb, Erling Ness, Alf Nordin, Magnar Nordsveen, Arne Nævra, Karl Arne Olander, Cecilie Onsager, Kristin Onsager, Viggo Ree, Ole Kristian Sauge, Peter Segerström, Kjell Skaraberget, Roar Solheim, Håkon Solvang, Ole-Knut Steinset, Thomas H. Strømseth, Halvor Sveen, Eivind Sundet, Erling Sætre, Håkon Sætre og Arne Söderberg. Tilsvarende vil jeg takke mine mangeårige kollegaer som jeg har hatt det tettteste samarbeidet med i forskningen, deriblant Håkan Sand, Barbara Zimmermann, Olof Liberg, Ilpo Kojola, Anders Bjärvall, Torstein Storaas, Jon Arnemo, Ane Eriksen, Camilla Wikenros, Jon. E. Swenson, Øystein Flagstad og Mikael Åkesson. Blant inspirasjonskilder som i lengre tid har bidratt med kunnskap fra forvaltningen, skal nevnes Jørn Georg Berg, Terje Bø, Stein Lier-Hansen og Arne Bjørn Vaag. En helt spesiell takk rettes til Peter Johan Schei som i 1978 tok initiativet og fikk meg til å gå løs på det beskrevne ulvemysteriet og til Erling Maartmann som har vært med på det meste siden 1984. Norges forskningsråd, Miljødirektoratet, Fylkesmannen i Hedmark, andre fylkesmenn og diverse kommuner og grunneierorganisasjoner i

Hedmark takkes alle for mangeårige og viktige økonomiske bidrag til forskningen på bjørn og ulv. Tidligere sjefer som ga meg ansvar og frihet til å utføre jobben kreativt skal også ha en stor takk, spesielt tidligere fylkesmann Oddvar Nordli, samt Høgskolens påfølgende dekaner: Bjørn Stang, Hans Christian Pedersen og Harry P. Andreassen, alle ved Evenstad. Erling Maartmann, Tor Punsvik, Geir A. Sonerud, Torstein Storaas og Tone Wabakken takkes for kritiske kommentarer og rettelser til et tidligere utkast av manuskriptet. Kjell Isaksen og Erling Maartmann takkes for fotografier av bjørnefamilie, Erling takkes også for klargjøring av manuskriptets kartfigurer.

REFERANSER

- Bensch, S., Andrén, H., Hansson, B., Pedersen, H.C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Åkesson, M. & Liberg, O. 2006 Selection for heterozygosity gives hope to a wild population of inbred wolves. *PLoS ONE* 1, e72. (doi:10.1371/journal.pone.0000072)
- Bjärvall, A. and Isakson, E. 1981. Älgen favoritbytet för Värmlandsvargen. *Svensk Jakt* 119 (9): 763-767.
- Bjärvall, A. and Isakson, E. 1983. En vinter i vargarnas spår. *Svensk Jakt* 121 (11): 178-184.
- Bjärvall, A. & Ahlqvist, P. 1985. Första björnen med radiosändare. *Svensk Jakt* 123 (4): 278-281.
- Bjärvall, A., Sandegren, F. & Wabakken, P: 1990. Large home ranges and possible early sexual maturity of Scandinavian bears. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 237-241.
- Bjervamoen S. G., Eiken, H. G., Smith M., Brøseth H., Aspholm P. E., Maartmann E., Wabakken P., Knappskog P. M., Warttinen I. 2008. Populasjonsovervåking av brunbjørn 2005-2008: Rapport for Sør-Norge, 2007. Bioforsk rapport 52: 1-44

- Brainerd, S., Andrén, H., Bangs, E.E., Bradlet, E.H., Fontaine, J.H., Hall, W., Iliopoulos, Y., Jimenez, M.D., Jozwiak, E.A., Liber, O., Mack, C.M., Meier, T.J., Niemeyer, C.C., Pedersen, H.C., Sand, H., Schultz, R.N., Smith, D.W., Wabakken, P. & Wydeven, A.P. 2008. The Effects of Breeder Loss on Wolves. *Journal of Wildlife Management* 72 (1): 89-98.
- Bækken, B.T., Elgmork, K. & P. Wabakken. 1994. The Vassfaret brown bear population in Central-South Norway no longer detectable. *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9 (1): 179-185.
- Dahle, B. & Swenson, J.E. 2003. Home ranges in adult Scandinavian brown bears *Ursus arctos*: effect of population density, mass, sex, reproductive status and habitat type. *Journal of Zoology* 260: 329-335.
- Elgmork, K. 1994. Decline of a brown bear *Ursus arctos* L. population in central south Norway 1949-88. *Biological Conservation* 69: 123-129.
- Eriksen, A., Wabakken, P., Zimmermann, B., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Gundersen, H., Liberg, O., Linnell, J., Milner, J.M., Pedersen, H.C., Sand, H., Solberg, E.J. & Storaas, T. (2011) Activity patterns of predator and prey: a simultaneous study of GPS-collared wolves and moose. *Animal Behaviour* 81: 423-431.
- van Dijk, J., Gustavsen, L., Mysterud, A., May, R., Flagstad, Ø., Brøseth, H., Andersen, R., Andersen, R., Steen, H. & Landa, A: 2008. Diet shift of a facultative scavenger, the wolverine, following recolonization of wolves. *Journal of Animal Ecology* 77: 1183-1190.
- Haglund, B. 1966. De stora rovdjurens vintervanor I. *Viltrevy* 4: 81-299.
- Jonzén, N., Sand, H., Wabakken, P., Swenson, J.E., Kindberg, J., Liberg, O. & Chapron, G. (2013) Sharing the bounty—Adjusting harvest to predator return in the Scandinavian human–wolf–bear–moose system. *Ecological Modelling* 265: 140-148.

- Kinberg, J., Swenson, J.E., Ericsson, G., Bella m.emain, E., Miquel, C. & Taberlet, P. 2011. Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos*, population. *Wildlife Biology* 17: 114-123.
- Kolstad, M., Kvam, T., Mysterud, I., Sørensen, O.J. & Wikan, S. 1984. Bjørnen i Norge 1978-82. *Viltrapport* 31. 68 s.
- Kolstad, M., Mysterud, I., Kvam, T., Sørensen, O.J. & Wikan, S. 1986. Status of the Brown Bear in Norway: Distribution and Population 1978-82. *Biological Conservation* 38: 79-99.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. 2010. *Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge*. 480 s.
- Kvam, T., Overskaug, K. & Sørensen, O. J. 1984. Jerven i Norge 1978-1983. *Viltrapport* 32. 78 s.
- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H.P., Sand, H. Sejberg D., Wabakken, P., Åkesson, M. & Bensch, S. 2005. Servere inbreeding depression in a wild wolf *Canis lupus* population. *Biology Letters* 1: 17-20.
- Liberg, O., Sand, H., Wabakken, P. & Pedersen, H.C. 2008. *Dödlighet och illegal jakt i den skandinaviska vargstammen*. Rapport Grimsö forskningsstation och Viltskadecenter 2008. 42 s.
- Liberg, O., Chapron, G., Wabakken, P., Pedersen, H.P., Hobbs, N.T. & Sand. 2012. Shoot, shovel and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proc. R. Soc. B. Lond.* 279: 910-915.
- Lier-Hansen, S. & Annerberg, R. 1998. *Forvaltning av den skandinaviske ulvebestanden. Prinsippdokument om forvaltningsstrategier*. Trondheim/Stockholm 7. september 1998. 5s.
- Linnell, J.D.C., Solberg, E., Brainerd, S., Liberg, O., Sand, H., Wabakken, P. & Kojola, I. 2003. Is the fear of wolves justified? A Scandinavian perspective. *Acta Zoologica Lituanica* 13(1): 34-40.

- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J.D.W., Rauset, G.R. & Pedersen, H.C. 2013. Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic and social factors. *Oecologia* 173: 813-825.
- May, R., van Dijk, J., Wabakken, P., Swenson, J.E., Linnell, J.D.C., Zimmermann, B., Odden, J., Pedersen, H.C., Andersen, R. & Landa, A. (2008) Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1382-1391.
- Mysterud, I. 1981. *Bjørn, forskning og forvaltning i Hedmark*. Østlendingen. 2. juli 1981.
- Rovviltnemnda i Region 5, Hedmark. 2014. *Forvaltningsplan for rovvilt i Hedmark*. Vedtatt 10. januar 2014. 30 s.
- Sahlén, V., Swenson, J., Brunberg, S. & Kindberg, J. 2006. Bjørnen i Sverige. *Skandinaviska björnprosjektet, Rapport 2006 - 4*. 43 s.
- Sand, H., Wikenros, C., Wabakken, P. & Liberg, O. 2006. Cross-continental differences in patterns of predation: Will naïve moose in Scandinavia ever learn? *Proceedings Royal Society London B* 273: 1-7.
- Sand, H., Wabakken, P., Zimmermann, B., Johansson, O., Pedersen, H.C. & Liberg, O. (2008) Summer kill rates and predation pattern in a wolf-moose system: can we rely on winter estimates? *Oecologia* 156: 53-64.
- Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J.D.C., Brainerd, S.M., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J.E., Strand, O. & Wabakken, P. (2003) Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. - *NINA Fagrapport* 63. 75 s.
- Stortinget 2010-2011. *Representantforslag 163 S: Rovdyrforliket*, 16. juni 2014.

- Støen, O.G., Zedrosser, A., Sæbø, S. & Swenson, J.E. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356-364.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Söderberg, A. Bjärvall, R. Franzén, and P. Wabakken. 1997. Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386: 450-451.
- Swenson, J. E., Wabakken P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzén, R & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlif Biology* 1: 11-25.
- Vilà, C., Sundqvist, A.K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P. & Ellegren, H. 2003. Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proceedings Royal Society London B* 270: 91-97.
- Wabakken, P. 1984. Bør ulv i svensk-norske grensetrakter radiomerkes? *Jakt & Fiske* 113(4): 56-59.
- Wabakken, P. 1999. Ulven i Skandinavia ved tusenårsskiftet. s. 9-19 i Bronx, K(red.). Brennpunkt Natur 99. Tapir forlag. Trondheim.
- Wabakken, P. 2001. *Flerarts- og soneforvaltning i rovdyr-saukonflikten*. s. 61-67 i Jaren, V. & Løvstad, J. P (red). Utmarksbeite og store rovdyr. Norges forskningsråd, Forskningsprogrammet Bruk og forvaltning av utmark, Delrapport 3.
- Wabakken, P. 2005. *Ulvekonflikten vil øke*. Dagbladet, kronikk 8.februar: s. 44
- Wabakken, P. 2013. *Tid for mer realisme i rovdyrdebatten?* Østlendingen, kronikk 28. august: s. 2-3.
- Wabakken, P. & Enerud, J. 1989. *Brown bear population structure and status in Norway: - an alternative hypothesis*. Abstract and Oral presentation at the International Bear Association Conference, Victoria, British Columbia, Canada.

- Wabakken P & Maartmann, E. 1994. Sluttrapport for bjørn-sauprosjektet i Hedmark 1990-93. - *NINA Forskningsrapport 058*. 49s.
- Wabakken, P., Kvam, T. & Sorensen, O. J. 1982. Ulv i Sørøst-Norge - Registreringsproblematikk og minimumsbestand. (In Norwegian with English summary: Wolf in Southeastern Norway – Monitoring problems and minimum population number). *Viltrapport 20*: 1-33.
- Wabakken, P., Kvam, T. & Sorensen, O. J. 1983. Wolves (*Canis lupus*) in southeastern Norway. *Acta Zool. Fenn.* 174: 277.
- Wabakken, P., Kvam, T. & Sorensen, O. J. 1984. Wolves *Canis lupus* in southeastern Norway. *Fauna Norvegica Ser. A 5*: 50-52.
- Wabakken, P., Bjärvall, A., Franzén, R., Maartmann, E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1992. Det svensk-norske bjørneprosjektet 1984-1991. - *NINA Oppdragsmelding 146*. 45 s.
- Wabakken, P., Maartmann, E., Berg, J.G. & Gjerlaug, H.C. 1995. Forvaltning av fredet rovvilt i Hedmark i 1994 - Bestandsregistrering, forebyggende tiltak, skadedokumentasjon og erstatninger. *Fylkesmannen i Hedmark, Hamar, Rapport 3/95*. 59 s.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Sand, H., Steinset, O.K. & Kojola, I. 1999. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 1998-99. Høgskolen i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, Vilt- og fiskeriforskningen, Oulu. *Høgskolen i Hedmark Rapport 19*. 40 s.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The Recovery, Distribution and Population Dynamics of Wolves on the Scandinavian Peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology* 79: 710-725.
- Wabakken, P., Sand, H., Kojola, I., Zimmermann, B., Arnemo, J.M., Pedersen, H.C. & Liberg, O. 2007. Multistage, Long-Range Natal Dispersal by a Global Positioning System-Collared Scandinavian Wolf. *Journal of Wildlife Management* 71 (5): 1631-1634.

- Wabakken, P., Aronson, Å., Strømseth, T.H., Sand, H., Svensson, L. & Kojola, I. 2008. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 2007-2008. Høgskolen i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, SKANDULV, Vilt- og fiskeriforskningen Oulu. *Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 6*. 54 s.
- Wabakken, P., Aronson, Å., Strømseth, T.H., Sand, H., Maartmann, E.M., Svensson, L., Åkesson, M., Flagstad, Ø., Liberg, O. & Kojola, I. 2011. Ulv i Skandinavia. Statusrapport for vinteren 2010-2011. Høgskolen i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, Rovdata, SKANDULV, Vilt- og fiskeriforskningen Oulu. *Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 1*. 60 s.
- Wabakken, P., Svensson, L., Kojola, I., Maartmann, E., Strømseth, T.H., Flagstad, Ø. & Åkesson, M. 2014. Ulv i Skandinavia og Finland vinteren 2013-2014: - Sluttrapport for bestandsovervåking av ulv 2013-2014. Høgskolen i Hedmark, Viltskadecenter, Grimsö forskningsstation, Rovdata, SKANDULV, Vilt- og fiskeriforskningen Oulu. *Høgskolen i Hedmark Oppdragsrapport 11*. 40 s.
- Zedrosser, A., Støen, O.G., Sæbø, S. & Swenson, J.E. 2007. Should I stay or should I go? Natal dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour* 74: 369-376.
- Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dötterer, M. 2001. Human-carnivore interactions in Norway: How does the re-appearance of large carnivores affect people's attitude and fear? *For. Snow Landsc. Res.* 76, 1: 137-153.
- Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dötterer, M. 2003. Brown bear-livestock conflicts in av bear conservation zone in Norway: Are cattle a good alternative to sheep? *Ursus* 14 (1): 72-83.



■ Ulven som rovdyr på klauvvilt i Skandinavia

BARBARA ZIMMERMANN, HÅKAN SAND, PETTER WABAKKEN,
CAMILLA WIKENROS, ANE ERIKSEN, TOMAS H. STRØMSETH, FRODE GJERLØV
HOLEN, ERLING MAARTMANN, PER AHLQVIST, JON MARTIN ARNEMO, CYRIL
MILLERET, OLOF LIBERG, HANS CHRISTIAN PEDERSEN

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

Med ulvens tilbakekomst og bestandsøkning i Skandinavia spurte mange om ulven ville påvirke klauvviltbestanden og redusere elgjaktens avkastning. Det Skandinaviske Ulveforskningsprosjektet SKANDULV (<http://skandulv.nina.no/>) har derfor fokusert mye av forskningen på ulvens rolle som rovdyr. Ved å merke ulv med GPS og lete etter byttedyrrester på GPS-posisjonene kunne vi konstatere at elg var det viktigste byttedyret til ulv, og at rådyr bare hadde betydning i områder med svært høye rådyrtettheter. Blant elgene selekterte ulv for kalver og de eldste dyrene i bestanden. Ofte var de gamle byttedyrene i dårlig hold. Drapsraten lå på gjennomsnittlig 0,25 (vinter) og 0,58 (sommer) elg per flokk per døgn og varierte med tilgang på elg og flokkstørrelse. Ulvepar uten valper og små ulveflokker la ned mer bytte enn nødvendig for å dekke sine daglige energibehov, mens i store flokker klarte ikke ulveparet å legge ned nok bytte til alle flokkmedlemmene. Totalt vil ulveflokker ta 100 – 144 elger i løpet av et år. Hvor stor del av elgene i et jaktområde som blir drept av ulv, avhenger av ulverevirets størrelse og elgens tetthet i området.

SKANDULV har utviklet et web-basert verktøy for rettighetshavere for å forutsi jaktens avkastning i områder med ulv og/eller bjørn ved forskjellige høstingsregimer (<http://www.algforvaltning.se/moosemodel/>). Denne nye kunnskapen om ulvenes atferd og påvirkning på elgbestanden i Skandinavia er viktig for forvaltningen. I denne artikkelen belyser vi flere aspekter ved ulvens rolle som rovdyr i det kompliserte samspillet med landskapet, flere rovdyrarter, åtselsetere, klauvvilt og mennesker.

Predasjon, predator, populasjon – er noen av de vitenskapelige begrepene som brukes i dette kapitlet. Første gang et slikt uttrykk dukker opp i teksten er det framhevet med kursiv. Og for alle disse uttrykkene finnes det en kort forklaring i Boks 1.

ULV - ET STORT ROVDYR

Sammenlignet med løver (*Panthera leo*), tigre (*P. tigris*) eller våre skandinaviske brunbjørner (*Ursus arctos*) virker ulven (*Canis lupus*) med sine 40-50 kg temmelig feilplassert i *gildet* av store rovdyr. Vel, det er ikke bare kroppsvekten som avgjør et rovdyrs tilhørighet til denne gruppen. Enda viktigere er hva det spiser: Store rovdyr er i stand til å drepe og spise store byttedyr og ofte er byttedyrene flere ganger større enn rovdyret! Det å drepe store byttedyr krever spesiell jaktteknikk, og selve jaktforsøket kan være risikabelt. Men når jakten lykkes, og byttet er nedlagt, er gevinsten stor og matbordet sikret for en lengre tidsperiode. Det blir mer tid igjen til andre viktige gjøremål i rovdyrets liv, slik som partnervalg og omsorg for avkom.

Forholdet mellom rovdyr og byttedyr har ved *evolusjon* over tid frambrakt utallige spesialiseringer: rovdyr har utviklet seg til effektive jegere, mens byttedyrene på sin side har utviklet egenskaper for å unngå å bli drept. Et resultat av denne *samevolusjonen* er fluktatferden til de fleste mindre hjorteviltartene. Større arter som elg (*Alces alces*) har blant annet utviklet forsvarsmekanismer som kan være en dødelig trussel for en angripende ulv. Ulv har som et svar på dette blant annet utviklet

samarbeidende flokkatferd som kan være nyttig under jakten og til forsvaret av et stort kadaver mot snyltere som for eksempel bjørn.

Ulven har ikke vunnet det evolusjonære våpenkappløpet mot elgen, og ei heller omvendt. De to artene har i mange tusen år eksistert ved siden av hverandre og kommer trolig til å gjøre det i lang tid framover. Men ulven har selvfølgelig en direkte effekt på elgens overlevelse, og den kan *begrense* elgbestanden. Rent teoretisk kan man til og med tenke seg at ulven kan *regulere* en elgbestand: Når det er lite elg, dreper ulvene en mindre andel av elgpopulasjonen, noe som kan føre til at elgbestanden vokser. Og når det er mye elg, øker ulvene *predasjonsraten* slik at elgbestandens vekst kan stoppe opp eller bli negativ. Denne type respons av en predator på tettheten av byttedyr kan skyldes to ting: 1) Predatorene justerer *drapsraten* i forhold til byttedyrtetthet (*funksjonell respons*). 2) Predatorenes overlevelse og reproduksjon er påvirket av byttedyrtetthet (*numerisk respons*).

Boks 1: Viktige ord og uttrykk i forskning om rovdyr og byttedyr:

Predasjon: Prosessen i næringskjeden som omhandler dyr som lever av å spise andre organismer. Mens planteetere vanligvis ikke dreper plantene som de spiser av, brukes uttrykket predasjon mest i forbindelse med kjøttetere som dreper og spiser dyr av andre arter.

Predator: (rovdyr) Et dyr som hovedsakelig lever av å drepe og spise andre dyr.

Populasjon: (bestand) Flere individer av samme art som befinner seg samtidig i et geografisk avgrenset område.

Gilde: En gruppe av arter som har lignende økologiske funksjoner i et økosystem. Gildet av store rovdyr i Skandinavia omfatter bjørn, ulv, jerv og gaupe. Disse artene konkurrer en del om de samme ressursene, noe som kalles intragilde-konkurranse. De kan også drepe hverandre, og dette omtales som intragild-predasjon.

Økosystem: Et samfunn av organismer sammen med de livløse komponentene som omgir dem og som de er i vekselvirkning med. Barskog-økosystemet er et eksempel på dette og består ikke bare av ulike plantearter, men også av dyr, sopp, jordsmonnet og atmosfæren i et avgrenset geografisk område.

Evolusjon: Endringer av artenes egenskaper gjennom naturlig eller kunstig utvalg av individer med spesielle tilpasninger. De utvalgte individene reproducerer mest. Dette fører til at genene til de utvalgte individene sprer seg i populasjonen. Dermed forandres sammensetningen av gener i populasjonen.

Samevolusjon: Evolusjon som er formet av samspillet mellom flere arter, for eksempel gjennom rovdyrs predasjon på byttedyrarter.

Begrensende faktorer: Faktorer som medfører at bestandsveksten av en populasjon begrenses. Det kan for eksempel være klimatiske faktorer slik som temperatur og nedbør, men også andre arter kan begrense populasjonen gjennom konkurranse om de samme ressursene, predasjon eller parasittisme.

Regulerende faktorer: Faktorer som regulerer bestandsveksten til en populasjon på en måte som fører til at bestandsstørrelsen svinger rundt et likevektspunkt. Ved lav tetthet vil en regulerende faktor føre til økt bestandsvekst og til nedgang ved høy tetthet.

Drapsrate, ofte også kalt *killrate* på godt norsk: hvor mange byttedyr en eller flere predatorer dreper per tidsenhet, for eksempel per dag, per uke, eller per år.

Predasjonsrate: Hvor stor andel av en byttepopulasjon som blir drept av en (eller flere) predatorer per tidsenhet.

Funksjonell respons: Sammenhengen mellom drapsrate og bestandstetthet av byttedyr. Ved økende byttedyrtetthet øker predatorene drapsraten ved å bruke mindre tid til å søke opp og/eller håndtere bytte. Øker tettheten av byttedyr mer, trenger ikke drapsraten øke, da rovdyrene alt får det som de trenger. Ved lave tettheter av byttedyr blir drapsraten liten ikke bare på grunn av lang søketid, men også fordi det kan lønne seg for predatoren å bytte til andre byttearter.

Numerisk respons: Sammenheng mellom antall rovdyr og bestandstettheten av byttedyr. Ved økende byttedyrtetthet kan overlevelse og reproduksjon hos predatoren øke og dermed øker antallet predatorer. Det motsatte skjer ved avtagende byttedyrtetthet.

Demografi: Beskrivelse av sammensetningen av individer i en populasjon og hvordan denne utvikler seg. De viktigste demografiske egenskaper er antallet individer, kjønnsfordeling, aldersstruktur, spredningsraten, populasjonsvekst og genetisk variasjon.

Biomasse: Levende vekt til et eller flere individer.

Kompensatorisk effekt: En faktor som erstatter effekten av en annen faktor. Hvis for eksempel predatorer dreper byttedyr som uansett hadde dødd av andre årsaker, er predasjon en kompensierende dødlighetsfaktor. Dette står i motsetning til additiv dødlighet der predasjon kommer på toppen av andre dødlighetsfaktorer. Predasjon er ofte delvis kompensierende og delvis additiv.

Ulven provoserer ved å spise

Ulven er en av rovdyrartene med videst utbredelse i verden, utbredt i Europa, Asia, Nord-Amerika og på Grønland. Den er svært tilpasningsdyktig og fleksibel i sin atferd og finnes i svært forskjellige livsmiljøer som arktisk tundra, ulike skogtyper, ren kulturmark og ørken. Den kan også leve tett innpå mennesker. Verden rundt er ulike klauvviltarter den primære matkilden for ulv, og noen av disse byttedyrartene er svært store (Peterson & Ciucci 2003). I de nordligste delene av Nord-Amerika står moskus (*Ovibus moschatus*) på menyen. Også bison (*Bison bison*) kan bli tatt. For ulven her i Europa er de viktigste byttedyrartene elg, hjort (*Cervus elaphus*), rein (*Rangifer tarandus*), villsvin (*Sus scrofa*) og rådyr (*Capreolus capreolus*). Ulven forsyner seg også av bufe, hovedsakelig sau på utmarksbeite, men også tamrein.

Etter at ulven en lengre periode var utryddet som ynglende bestander i Skandinavia, har den nå igjen etablert seg i områder der lokalsamfunn var blitt vant til mer eller mindre rovdyrfrie beite- og jaktområder (Wabakken et al. 2001; Wabakken et al. 2013). Når ulven kommer tilbake, frykter og opplever deler av lokalbefolkningen ulike sider ved ulvens predasjonsatferd. Sauenæringen kan lide direkte økonomiske tap. Jegere og grunneiere frykter for elgjakta som har blitt en viktig årlig økonomisk faktor i et mangfoldig skogbruk (Nilsen et al. 2005; Storaas et al. 2008; Jonzén et al. 2013). Dessuten oppfattes ulven som en trussel for jakthunder med til dels dødelige angrep under løshundjakt (Kojola et al. 2004; Karlsson & Sjöström 2007).

Behov for kunnskap om ulvenes predasjon i Skandinavia

De fleste studiene som omhandler ulvenes predasjon kommer fra Nord-Amerika. Kort oppsummert har disse vist at drapsraten til nord-amerikanske ulver varierer mye mellom studieområder med ulik elgtetthet, tilgang til alternative byttedyrarter, ulveflokkstørrelse og klimatiske forhold (Messier 1994; Schmidt & Mech 1997; Peterson et al. 1998; Sand et al. 2006; Metz et al. 2011).

Men spørsmålet var om forskningsresultatene fra Nord-Amerika er overførbare til skandinaviske forhold. Tidlig ble det klart for oss at her var det tydelige forskjeller. Det er mye som skiller de to kontinentene, både når det gjelder klima, produktivitet, tilgjengelighet av ulike byttearter, og ikke minst i forvaltningen av rovvilt, hjortevilt og skogbruk. Bestandsskogbruket er en av de viktigste årsakene til at elgtettheter i Skandinavia har nådd rekordhøyder, noe som også har ført til elgjaktens økonomiske eventyr. Og gjennom rettet avskytning er det mennesket som i all hovedsak regulerer elgbestandene her til lands (Gervasi et al. 2012). Vi skyter årlig 30-40% av elgbestanden (Solberg et al. 2006) og justerer den kjønns- og aldersspesifikke kvoten etter den lokale eller regionale elgstammens størrelse og *demografi*. Denne høstingsmodellen har ført til en høyproduktiv og svært tett elgbestand i Skandinavia, med skjev kjønns- og aldersfordeling, unikt innen elgens sirkumpolare utbredelsesområde.

Dette var bakgrunnen for at predasjon var et av de sentrale spørsmålene da det skandinaviske ulveforskningsprosjektet SKANDULV ble startet på slutten av 1990-tallet. SKANDULV er et svensk-norsk samarbeid av forskere fra Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Høgskolen i Hedmark, Evenstad (Wabakken 1999; Sand et al. 2000). Ett mål for denne forskningen har vært å skaffe kunnskap om skandinaviske ulvers byttedyrvalg (art, kjønn og alder), drapsrater og predasjonsrater. Resultatene vil kunne brukes av forvaltere og jaktrettsinnehavere i elgforvaltningen. Forhåpentligvis vil slik ny kunnskap skape en felles forståelse for biologiske fakta for allmennheten generelt og for dem som bor der ulv har tilhold spesielt.

BRUK AV GPS TIL Å STUDERE ULVENES PREDASJONSATFERD

Det finnes hovedsakelig to innfallsvinkler til predasjonsstudier (Nilsen et al. 2012): Enten studerer man byttedyrpopulasjonen og registrerer individenes overlevelse og atferd i områder eller tidsperioder med og uten rovdyr, eller så følger man rovdirene i detalj kontinuerlig over lengre tidsperioder. Vi har gjort begge deler på Evenstad. Byttedyrstudiene finnes det mer informasjon om i andre publikasjoner (Nilsen et al. 2005;

Gundersen et al. 2008; Storaas et al. 2008). Her skal vi gjøre rede for SKANDULVs intensive og detaljerte studier av ulven.

Intensive feltstudier av ulv

De første rovdyrstudiene har i all hovedsak vært basert på diettanalyser av mageinnhold eller ekskrementer. Slike studier kan gi noe innsikt, men er ikke egnet til å beregne drapsrater eller omfanget av rovdyrenes uttak av en byttedyrbestand (Nilsen et al. 2012). Derimot kan individuelle ulver følges lengre strekninger ved snøsporing og kadavre etter ulvenes måltider kan oppdages. Men snøsporing er væravhengig, kartlegger bare bruddstykker av ulvenes liv og er oftest svært ressurskrevende med massiv feltinnsats. Da radiotelemetri ble introdusert som metode på 1960-tallet, ved å feste VHF-halsbånd på rovdyret og deretter gjentatte ganger lokalisere det ved krysspeiling, ble det satt i gang mange predasjonsstudier på ulv i Nord-Amerika. Dyrene ble i all hovedsak peilet fra fly, og drept klauvvilt ble kartlagt fra lufta ved ulvenes oppholdssteder (Sand et al. 2005; Merrill et al. 2010).

Da vi startet våre studier av ulvepredasjon, var satellittbasert GPS-teknologi det nyeste hjelpemiddelet i viltforskningen. På Evenstad ble de første elgene merket med GPS-halsbånd i 1999 og med svært gode erfaringer som resultat (Zimmermann et al. 2001). GPS-halsbånd til viltforskning er dyre i innkjøp, men gir svært presise posisjoner. Dessuten skjer satellittbasert GPS-posisjonering kontinuerlig, uavhengig av vær eller tid på døgnet. Feltinnsats for lokalisering av dyret er heller ikke nødvendig. Posisjonene blir lagret på et minnekort i halsbåndet. Ved de eldste GPS-modellene ble dataene tilgjengelig etter at man fikk halsbåndet tilbake ved gjenfangst og bedøvelse, eller hvis dyret ble skutt under jakt. Etter hvert ble det utviklet en utløsermekanisme som gjorde at halsbåndet falt av på fastsatt tid eller ved tilsendt radiosignal. Da vi merket de første elgene og ulvene, brukte vi en ny generasjon GPS-halsbånd som sendte GPS-dataene underveis som VHF-kodete signaler, slik at vi kunne laste ned posisjonene mens halsbåndet fortsatt satt på dyret uten å forstyrre det (Zimmermann et al. 2001). Dagens GPS-halsbånd sender dataene som kodete SMS-meldinger direkte til PC-ene på våre kontorer.

Denne muligheten til å få vite hvor ulvene til enhver tid befant seg var avgjørende for design av våre detaljerte drapsrate-studier: Vi programmerte GPS-ene til de merkete ulvene til å ta en posisjon hver halve eller hele time kontinuerlig over en tidsperiode på 3 – 19 uker. Dataene ble hver uke plottet på digitale kart. Punktssvermer av to eller flere posisjoner viste områder der ulvene hadde tilhold over en eller flere timer og som enten indikerte en liggeplass eller et kadaver. Punktssvermene ble oppsøkt i felt for nærmere undersøkelse gjennomsnittlig åtte dager etter at ulvene var der sist. Med denne tidsforsinkelsen unngikk vi å skremme ulvene og dermed påvirke våre forskningsresultater. Samtidig klarte vi å finne de aller fleste byttedyrene i den definerte, avgrensede tidsperioden. Vi kunne dermed konstatere dødsårsak, kjønn og alder til byttedyrene med hjelp av ferske spor og vurdering av bein- og skinnrester. Prøver fra ulvedrepte byttedyr ble også innsamlet for analyser av *kompensatoriske effekter* av ulvenes predasjon (Sand et al. 2012b)

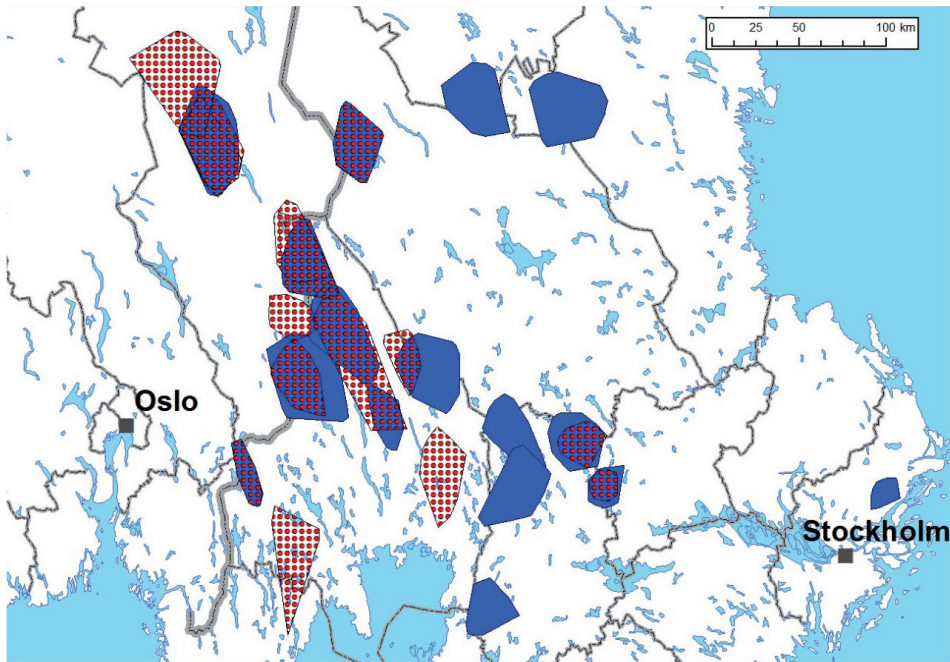


Figur 1: Gråfjellshannen var den første ulven i verden som ble utstyrt med GPS-halsbånd med nedlastingsfunksjon. Den ble GPS-merket første gang 12. februar 2001, få kilometer sørøst for Evenstad. Foto: SKANDULV

Hannen i det tidligere Gråfjellsreviret var den første ulven i verden som ble utstyrt med et GPS-halsbånd med nedlastingsfunksjon (Figur 1), og vi var de første til å utvikle og anvende denne GPS-baserte metoden i predasjonsforskning (Zimmermann et al. 2001; Sand et al. 2005; Merrill et al. 2010). De første årene jobbet vi mye med design for å finne det optimale posisjoneringsintervallet for å kunne oppdage flest mulig kadavre, men samtidig bruke minst mulig batteri for å øke GPS-halsbåndets varighet (Sand et al. 2005). Sporsnøen ble brukt til å teste metodens pålitelighet og innledningsvis besøkte vi ikke bare punktsvermene, men også en stor andel enkeltposisjoner. Vi testet om det ut fra plottmønsteret av ulvenes posisjoner var mulig å redusere feltinnsatsen ved å skille mellom punkt-sverm fra ulvedrepte byttedyr og liggeplasser, men vi fant ingen entydige forskjeller (Zimmermann et al. 2007). Basert på våre GPS-data simulerte vi også den nord-amerikanske flypeilingsmetoden, en veletablert metode som var brukt i Nord-Amerika i mer enn 30 år da vi startet våre predasjonsstudier i Skandinavia. Vi fant at maksimalt 40 % av alle GPS-påviste kadavre ville ha blitt oppdaget hvis vi hadde basert våre studier på den amerikanske metodikken med observasjoner av radiomerkede ulver og deres kadavre fra fly (Sand et al. 2005). Hovedårsaken var at våre ulver ikke oppholdt seg særlig lenge ved sine drepte byttedyr på dagtid, den tiden på døgnet da det er mulig å observere fra fly.

Med andre ord hadde skandinaviske ulvers uttak av klauvvilt blitt kraftig undervurdert dersom vi ukritisk hadde anvendt nord-amerikanske forskningsresultater eller brukt veletablert nord-amerikansk metodikk i våre studier av ulvepredasjon.

Da vi til slutt hadde utviklet en godt fungerende metodikk for drapsratestudier om vinteren, tilpasset vi metoden også til predasjonsstudier sommerstid. Igjen var SKANDULV først ute i verden med sommerpredasjonsstudier på ulv basert på GPS-teknologi (Sand et al. 2008). Siden 2001 har vi i Skandinavia gjennomført 38 predasjonsstudier på denne måten; 23 om vinteren og 15 om sommeren (Figur 2).



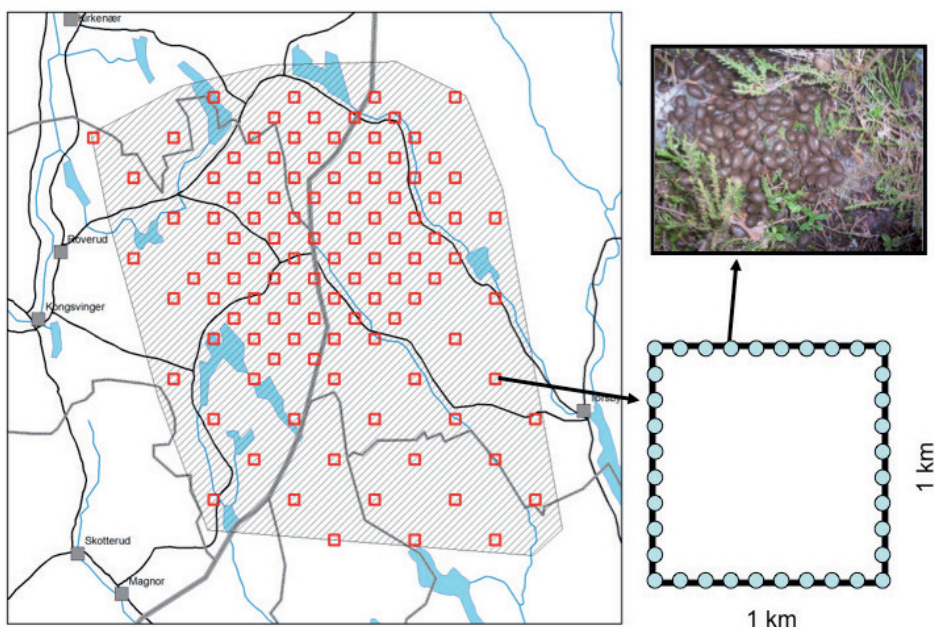
Figur 2: Ulverevir der vi har gjennomført predasjonsstudier i årene 2001-2012. Dette gjelder 23 predasjonsstudier om vinteren (ulverevir i blått) og 15 om sommeren (ulverevir med røde prikker). I noen av revirene gjennomførte vi flere studier i påfølgende år. Grensen mellom Norge og Sverige er indikert med den brede linjen i grått.

Fra drapsrate til predasjonsrate

Drapsraten alene gir oss ikke noe informasjon om hva predasjonen betyr for aktuell byttedyrbestand eller hva rovdyrets predasjon betyr for jegere som konkurrerer om det samme klauvviltet. For å få svar på dette måtte vi beregne predasjonsraten, andelen av byttedyrbestanden som ble drept av ulv. Derfor måtte vi i hvert enkelt ulverevir med GPS-baserte studier av ulvepredasjon også skaffe oss et mål på hvor mange byttedyr som var tilgjengelig i ulvereviret. Da brukte vi møkktellingsmetoden, som er basert på at hjortevilt etterlater seg et visst antall møkkhauger per døgn (Neff 1968; Rönnegård et al. 2008). Hvor ofte de skiter, varierer med klauvviltart, sesong og maten de spiser, men ligger på gjennomsnittlig 14 hauger per døgn per elg vinterstid (Rönnegård et al. 2008). Ved å telle antall møkkhauger per areal etterlatt i vintermånedene kan vi beregne tettheten og dermed antallet hjortevilt i ulverevir. Det vil i praksis bety å telle

møkkhauger fra oppå lauvfallet om høsten til startdato for møkktelling umiddelbart etter snøsmelting om våren.

Om våren la vi ut kvadratiske takseringslinjer på 4 km utover ulverevir der vi samme vinter hadde gjennomført drapsratestudier av GPS-merket ulv (Figur 3). Med 100 meters mellomrom inneholdt hver takseringslinje 40 prøveflater på 100 m² der elgens og hjortens og en indre prøveflate på 10 m² der også rådyrets vintermøkkhauger ble talt opp. Dette var et omfattende og kostnadskrevende arbeid der vi besøkte 1 560 - 4 172 prøveflater per revir. For hvert revir kunne vi deretter lage kart som viste gjennomsnittlig fordeling og tetthet av hjortevilt i vinterhalvåret. Dermed lå veien åpen for å beregne predasjonsrater basert på drapsrater og antall hjortevilt i de enkelte revirene. Med andre ord kunne det nå beregnes ikke bare hvor mange klauvvilt ulvene drepte, men enda viktigere hvor stor andel av hjorteviltbestanden som vinterstid ble drept av ulv.



Figur 3: Møkktellingsmetoden er brukt til å beregne elgtetthet og antall elger i de enkelte ulverevir der GPS-baserte predasjonsstudier er gjennomført. Transektlinjer langs kantene av kvadratkilometer-ruter (røde firkant) ble lagt ut over hele ulvereviret. For hver 100 m talte vi opp antall møkkhauger fra elg og hjort på 100 m² prøveflater, og på 10 m² for rådyr. Karteksemplet her er fra Gråsmarksreviret i 2007 der vi undersøkte 3848 prøveflater på totalt 108 takseringslinjer à 4 km.

ULV SOM PREDATOR PÅ KLAUVVILT I SKANDINAVIA – NY KUNNSKAP SÅ LANGT

Elg er ulvens hovedføde

Av de 403 byttedyrene funnet i løpet av vinterpredasjonsstudiene, var det 279 elger (69 %), 96 rådyr (24 %), 9 skogsfugl (*Tetraoind ssp*) (2 %), 8 bevere (*Castor fiber*), 4 harer (*Lepus timidus*), 3 rødrev (*Vulpes vulpes*), ett ekorn (*Sciurus vulgaris*) og en ubestemt fugl, samt to unglulver som ikke tilhørte flokken som trolig drepte dem (Zimmermann 2014). I noen ulverevir lenger sør i Sverige stod rådyret for en betydelig andel av byttedyrene, men omregnet til *biomasse*, var det fortsatt elg som dominerte menyen i alle revir. Sommerstid drepte ulvene også mest elg, både antallsmessig (74 %) og målt i biomasse (96 %). Andre byttedyr sommerstid var rådyr, bever, grevling (*Meles meles*), hare (*Lepus timidus*), skogsfugl, and (*Anas spp*), trane (*Grus grus*) og en storfekalv (Sand et al. 2008). Dette gjaldt sommermenyen til stasjonære, GPS-merkede ulver. Sau på utmarksbeite inngår også i sommerdietten til enkelte ulver, særlig enslige ulver på vandring.

Ulven foretrekker de yngste og eldste i elgbestanden

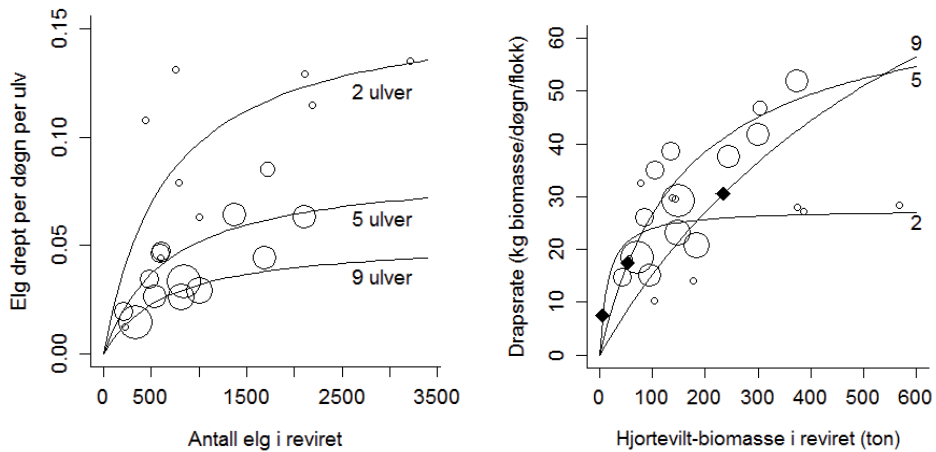
Vinterstid utgjorde andelen kalver 73 %, ungdyr 12 %, og voksne dyr 15 % av de ulvedrepte elgene (Zimmermann 2014). Om sommeren utgjorde nyfødte kalver 90 % av alle ulvedrepte elger (Sand et al. 2008). Da kalver i en gjennomsnittlig elgbestand i Skandinavia utgjør ca. 29 % (Solberg et al. 2006), viste dette at ulvene hadde en tydelig preferanse for de yngste dyrene. I tillegg drepte ulvene en større andel av de eldste dyrene (> 10 år) enn forventet ut ifra andelen av gamle dyr i elgbestanden (Sand et al. 2010).

Det kan med andre ord se ut til at ulvene velger de elgene som er dårligst til å forsvare seg. Dessuten har forskningen vår også vist at ulvene fortrinnsvis tar elgkalver i dårlig kondisjon. Noen av dem er i så dårlig hold at de selv uten ulv ville ha strøket med (Sand et al. 2012b). Samtidig bidrar kalver og de eldste dyrene ikke direkte til produktiviteten i en elgbestand. Dermed blir konsekvensene av ulvenes uttak mindre enn om ulvene i større grad hadde drept reproduktive dyr.

Ulveparet jakter for hele flokken

Ulvenes drapsrate om vinteren lå på gjennomsnittlig 0,25 elger per døgn per flokk og varierte fra 0,10 - 0,40 elger drept i de ulike revirene (Sand et al. 2012a). Denne variasjonen kan til dels tilskrives andelen kalv i elgbestanden (Sand et al. 2012a), tettheten av elg i reviret og flokkstørrelsen (Zimmermann et al. 2014b). Hvis drapsraten per ulv stiger med stigende byttedyrtetthet og samtidig synker med økende flokkstørrelse, kalles dette en predator-avhengig funksjonell respons (Figur 4a). Den samme responstypen har blitt observert for ulv i tre nordamerikanske studier (Jost et al. 2005; Becker et al. 2008; Hebblewhite 2013). Den negative sammenhengen mellom drapsraten og flokkstørrelsen kan delvis forklares med at det hovedsakelig er de voksne ulvene som legger ned større byttedyr. Vi klarte ikke å konstatere at noen av de seks valpene som vi fulgte opp med GPS om vinteren hadde drept elg eller rådyr (Zimmermann et al. 2014b). Valpene bidrar altså ikke vesentlig til drapsraten, men forsyner seg av de byttedyrene som de voksne har drept (Figur 5). De voksne må ha potensiale til å legge ned mange nok byttedyr for en stor flokk med valper, og det ser ut som om ulvepar opprettholder en høy drapsrate hvis det finnes nok byttedyr tilgjengelig, nesten uavhengig av om de har valper eller ikke (Figur 4).

Klarte ulvene å dekke sine daglige energibehov? Ut ifra publiserte verdier (Peterson & Ciucci 2003) kombinert med våre gjennomsnittsvekter for voksne ulver og valper estimerte vi det daglige energibehovet til 75 kg for et ulvepar, 17,4 kg for en flokk på fem og 30,6 kg for en flokk på ni ulver (svarte prikker i Figur 4b). Seks av 22 flokker lå under dette minimumsbehovet: de fire største flokkene (> 6 ulver), og to mindre flokker med lav byttedyrtilgang. Små flokker og flokker med høy byttedyrtilgang derimot la ned betydelig mer bytte enn nødvendig for å dekke sitt energibehov (Figur 4b). Mange av disse kadavrene ble ikke fullstendig spist av ulv, og restene kom til nytte for ulike arter åtseletere (Wikenros et al. 2013). Den negative sammenhengen mellom drapsrate (biomasse/døgn/ulv) og flokkstørrelse gjenspeiler seg også i vintervektene til de 58 valpene som ble merket i regi av SKANDULV: jo flere søsken valpene hadde, desto lavere var deres vekt (Zimmermann et al. 2014b).



Figur 4: Drapsrate uttrykt som antall elg drept per døgn per ulv (a) og hjorteviltbiomasse drept per døgn per flokk (b) om vinteren i skandinaviske ulverevir. Størrelsen på punktene varierer med flokkstørrelse; de minste punktene er data fra ulvepar, de største fra flokker med 2 voksne og 7 valper. Drapsraten er ikke bare påvirket av antall elg eller hjorteviltbiomasse i reviret, men også av flokkstørrelsen, som vist med de tre linjene i begge figurene. De svarte prikkene i figur b) indikerer hvor mye biomasse en flokk skal spise for å opprettholde det daglige energibehovet.



Figur 5: I flere revir ble ulvedrepte elgkadavre overvåket med viltkamera for å finne ut mer om hvor mye ulvene utnytter byttedyrene sine, og hvilke andre arter som benytter seg av matfattet (Wikenros 2011; Wikenros *et al.* 2013). Ulvene på bildet er dyr fra Julussaflokken i april 2014.

Om sommeren var drapsratene med gjennomsnittlig 0,58 elg per døgn omtrent dobbelt så høyt som om vinteren (Sand et al. 2008). Dette skyldes i all hovedsak at de nyfødte kalvene veier lite først på sommeren, og vi så at drapsraten avtok med økende kalvevekt utover sesongen. Sju av 10 undersøkte ulvflokker la ned mer bytte enn nødvendig for å kunne dekke sitt daglige energibehov (Sand et al. 2008).

Sammenlignet med tilsvarende ulv-elg studier i Nord-Amerika, var drapsratene gjennomgående høyere i Skandinavia. Det finnes mange alternative forklaringer på dette (Boks 2). Sammen med nord-amerikanske viltforskere har vi sammenlignet vinterdrapsratene for ulv i Skandinavia med Isle Royale, en skogkledd øy i Great Lakes (USA) med mer enn 50 års sammenhengende studier av et økosystem med skog, elg og ulv (Sand et al. 2012a). Drapsratene (elg/døgn/ulv) i Skandinavia var tre ganger høyere enn på Isle Royale. Elgtetthetene og elgenes kroppsstørrelse er nokså like i Skandinavia og på Isle Royale, men de skandinaviske ulvene er litt større, opptrer i mindre flokker og bruker større revir (Mattisson et al. 2013). Dermed har de betydelig mer elg tilgjengelig per ulv (Eriksen et al. 2009). På grunn av mangeårig satsing på rettet avskyting i elgforvaltningen er det også en høyere andel kalver i den skandinaviske elgpopulasjonen, noe som forklarer mye av den høyere drapsraten i Skandinavia (Sand et al. 2012a).

Boks 2: Hvorfor fant vi høyere drapsrater på elg for ulv i Skandinavia sammenlignet med i Nord-Amerika? Vi har listet opp noen hypoteser her:

- Elgtettheten i Skandinavia er høyere enn i de fleste studieområdene i Nord-Amerika. Det kan tenkes at høyere byttetettheter reduserer ulvenes søketid under jakten som da fører til en funksjonell respons.
- I deler av Nord-Amerika er flere alternative byttearter tilgjengelig enn i Skandinavia, for eksempel wapitihjort (*Cervus elaphus*) eller hvithalehjorte (*Odocoileus virginianus*). Det er vist at ulver foretrekker disse mindre artene framfor elg hvis disse er tilgjengelige (Potvin, Jolicoeur & Huot 1988; Dale, Adams & Bowyer 1995). De er mindre farlige for ulv.
- Elg i Skandinavia er noe mindre enn i Nord-Amerika. Slik er det i noen områder, men hvis man regner om til biomasse, så vil ikke dette forklare hele forskjellen i drapsrate.
- Andelen kalver blant ulvedrepte elger er høyere i Skandinavia, noe som betyr mindre biomasse per elg og derfor en høyere drapsrate.

- Skandinaviske elger lever i et sterkere menneskepreget landskap med mange skogsbilveier og friluftaktivitet, sammenlignet med mer øde skogsområder i Nord-Amerika. Det kan medføre at skandinaviske ulver blir mer forstyrret ved byttet og derfor ikke utnytter alle kadavrene fullt ut (Zimmermann et al. 2014a).
- Der ulv nå yngler i Skandinavia, var den i en periode utryddet og er nå i etableringsfasen. Både tettheten av ulv og ulverevir er fortsatt forholdsvis lav. Muligens bruker ulvepar i etableringsfasen mye tid til å patruljere revirgrensene og tar seg derfor ikke tid til å nyttegjøre seg hele byttet.
- Skandinaviske elger har vist seg å være naïve. De er ikke vant til ulv lenger, eller dyr som forsvare seg ble seleksjonert vekk gjennom mangeårig jakt med løshund. (Sand et al. 2006) viste at skandinaviske ulver hadde ca. tre ganger høyere jaktsuksess enn ulv i tilsvarende studier i Nord-Amerika, og langt færre elger forsøkte å forsvare seg ved ulveangrep i Skandinavia enn i Nord-Amerika (Wikenros et al. 2009). Naturlig forsvarsatferd mot ulv synes redusert for skandinavisk elg.
- Ulik feltmetodikk kan også være noe av forklaringen. Med den GPS-baserte metoden som vi har utviklet og brukt i Skandinavia, har vi større sjanse til å påvise ulvenes byttedyr sammenlignet med nord-amerikanske studier basert på flypeiling.

Basert på drapsratene fra vinter- og sommerstudiene har vi så langt konkludert med at en ulveflokk i Skandinavia gjennomsnittlig tar 120 elger (mellom 100 - 144 elger) per år (Zimmermann 2014). Disse tallene stemmer godt med estimerer fra predasjonsstudier utført ved å sammenligne overlevelse hos elg i områder eller tider med og uten ulv (Solberg et al. 2003; Pedersen et al. 2005; Storaas et al. 2008).

Ulvens påvirkning på elgbestanden avhenger av elgtettheten og ulverevirets størrelse

Vintertettheten av elg i de ulike revirene var i snitt 1,4 elg per km², med en variasjon mellom revirene på 0,8 og 3,4 elg per km² (Sand et al. 2012a). Det var store lokale forskjeller: I de nordlige revirene (Figur 2) var det en mer klumpvis fordeling av elg i vinterbeiteområdene på grunn av årlig lokalt elgtrekk, mens elg lengre sør er mer stasjonære og mer jevnt utbredt i revirene.

Basert på drapsratene presentert i Figur 4 kunne vi estimere at ulvene fjernet mellom 1,5 % og 8,5 % av alle elgene som oppholdt seg i de

enkelte revirene i løpet av seks vintermåneder (Zimmermann 2014). Predasjonsraten var høyest i revir med lav tilgang til elg, fordi elgtettheten var lav og/eller fordi ulvereviret var lite. I revir med mer enn 1000 elger lå derimot predasjonsratene på under 4 %. Hvis man legger til sommerpredasjonsstudiene, vil den årlige predasjonsraten i et revir med 1000 elger ligge på rundt 10-14 %. Disse tallene er bare en del av bildet. Predasjon har også sekundære effekter. Antall kalver født per ku kan øke i områder med høy kalvedødelighet, og på den måten kan det tenkes en viss kompensasjon (Wam & Hjeljord 2003), noe som er vist for bjørnens predasjon av elg i Skandinavia (Swenson et al. 2007). Predasjon kan også føre til atferdsforandringer hos byttedyrene, slik at de for eksempel unngår områder eller tider der risikoen for å bli drept er høy (Muhly et al. 2010; Eriksen et al. 2011). Dette kan igjen tenkes å påvirke omfanget og utbredelsen av beiteskader i skog og på innmark. En analyse av alle stedene hvor elg og rådyr ble drept av GPS-merket ulv om vinteren, viste at åpne områder og hogstflater var høy-risiko habitat for elg, men lav-risiko for rådyr (Gervasi et al. 2013). Likevel synes elgens habitatsvalg bare i liten grad å være påvirket av ulvens tilstedeværelse, som vist i en studie av GPS-merket elg innen- og utenfor et ulverevir (Nicholson et al. 2014). Muligens har det høye jakttrykket på elg en sterkere effekt på elgens atferd enn ulvens predasjon.

Effekter av ulv for elgjakten

Rovdyr-byttedyr-modeller viser at rovdyr kan regulere en byttedyrbestand ved lave tettheter. Hvis byttedyrpopulasjonen har økt til over en viss tetthet, vil rovdyr kun ha en begrensende effekt og byttedyrets mattilgang vil være den viktigste begrensende faktor for tilveksten. Dagens elgforvaltning har som mål å kunne høste maksimalt ved å holde produktiviteten og tettheten høy med hjelp av rettet avskyting, tiltak i skogbruket og lokalt også ved vinterfôring (Milner et al. 2012). I de fleste områdene i Skandinavia er dagens elgtettheter såpass høye at ulvenes uttak vil ligge godt under produksjonen. Men når vi samtidig høster av elgstammen ved

jakt og hvis jaktkvotene ikke justeres tilsvarende, er det fare for at lokale elgbestander vil kunne minke i størrelse (Jonzén et al. 2013). I stor grad basert på våre resultater fra predasjonsforskningen i SKANDULV finnes det flere utredninger om effekter av ulv på elg og økonomiske konsekvenser der det er gitt anbefalinger på hvordan elgjaktkvotene kan justeres i områder med ulv under skandinaviske forhold (Solberg et al. 2003; Wam et al. 2005; Nilsen et al. 2009; Sand et al. 2010; Jonzén et al. 2013). I den siste artikkelen har forfatterne utviklet en populasjonsmodell som et verktøy for rettighetshavere (<http://www.algforvaltning.se/moosemodel/>), der man kan predikere elgpopulasjonens vekst og avkastning avhengig av jaktområdet størrelse, elgtetthet, predasjonstrykket fra bjørn og ulv, og ønsket kvote på kalver, okser og kyr. Ved å skyte en høyere okseandel av dyr eldre enn ett år og samtidig opprettholde en høy kalvekvote vil elgtettheten kunne opprettholdes på et nivå der konkurransen fra ulv og bjørn vil ha mindre innflytelse på avkastningen (Jonzén et al. 2013).

Ulven i forhold til andre store rovdyr i Skandinavia

Ulv kan tenkes å opptre som predator eller som konkurrent ovenfor andre medlemmer i gildet av store rovdyr. Ulven kan også være positiv for de andre artene ved å legge ned byttedyr som da kan nyttes av bjørn og jerv (*Gulo gulo*) som gjerne forsyner seg av åtsel. Våre ulvedata inngikk i en studie som sammenlignet habitatsbruken til de fire store rovdyrartene i skandinavisk fauna (May et al. 2008). Det viste seg at alle artene hadde spesielle habitatspreferanser. Jerven skilte seg mest ut fra de andre, med utstrakt bruk av fjellområder, mens ulv, bjørn og gaupe (*Lynx lynx*) som oftest brukte lavereliggende, kuperte og skogkledde områder. Til tross for at ulvebestanden har etablert seg i deler av Skandinavia der gaupa hadde tilhold fra før, ser det ikke ut til at ulvens bestandsutvikling og lokalutbredelse har hatt effekter av betydning for gaupas områdebruk, overlevelse og reproduksjon (Wikenros et al. 2010).

Våre predasjonsdata er også brukt til å sammenligne effekten de fire store rovdyrene, rødreven og mennesket har på rådyr og elg (Gervasi et al. 2012). Det ser ut til at ulv, bjørn og rødrev i mindre grad enn gaupa

påvirker byttedyrets populasjonsvekst. Hovedårsaken er trolig at gaupa som smygjeger legger ned en stor andel voksne, reproduktive dyr, mens de sistnevnte foretrekker å legge ned kalver.

REFERANSER

- Becker, M.S., Garrott, R.A., White, P.J., Jaffe, R., Borkowski, J.J., Gower, C.N. & Bergman, E.J. (2008) Wolf kill rates: Predictably variable? *The ecology of large mammals in central Yellowstone: Sixteen years of integrated field studies* (eds R.A. Garrott, P.J. White & F.G.R. Watson), pp. 339-369. Elsevier, San Diego, CA.
- Dale, B.W., Adams, L.G. & Bowyer, R.T. (1995) Winter wolf predation in a multiple ungulate prey system, Gates of the Arctic National Park, Alaska. *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. (eds L.N. Carbyn, S.H. Fritts & D.R. Seip), pp. 223-230. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, Alberta.
- Eriksen, A., Wabakken, P., Zimmermann, B., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Gundersen, H., Liberg, O., Linnell, J., Milner, J.M., Pedersen, H.C., Sand, H., Solberg, E.J. & Storaas, T. (2011) Activity patterns of predator and prey: a simultaneous study of GPS-collared wolves and moose. *Animal Behaviour*, 81, 423-431.
- Eriksen, A., Wabakken, P., Zimmermann, B., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Gundersen, H., Milner, J.M., Liberg, O., Linnell, J., Pedersen, H.C., Sand, H., Solberg, E.J. & Storaas, T. (2009) Encounter frequencies between GPS-collared wolves (*Canis lupus*) and moose (*Alces alces*) in a Scandinavian wolf territory. *Ecological Research*, 24, 547-557.
- Gervasi, V., Nilsen, E.B., Sand, H., Panzacchi, M., Rauset, G.R., Pedersen, H.C., Kindberg, J., Wabakken, P., Zimmermann, B. & Odden, J. (2012) Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore–ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology*, 81, 443-454.

- Gervasi, V., Sand, H., Zimmermann, B., Mattisson, J., Wabakken, P. & Linnell, J.D.C. (2013) Decomposing risk: landscape structure and wolf behavior generate different predation patterns in two sympatric ungulates. *Ecological Applications*, 23, 1722-1734.
- Gundersen, H., Solberg, E.J., Wabakken, P., Storaas, T., Zimmermann, B. & Andreassen, H.P. (2008) Three approaches to estimate wolf *Canis lupus* predation rates on moose *Alces alces* populations. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 335-346.
- Hebblewhite, M. (2013) Consequences of ratio-dependent predation by wolves for elk population dynamics. *Population Ecology*, 55, 511-522.
- Jonzén, N., Sand, H., Wabakken, P., Swenson, J.E., Kindberg, J., Liberg, O. & Chapron, G. (2013) Sharing the bounty—Adjusting harvest to predator return in the Scandinavian human–wolf–bear–moose system. *Ecological Modelling*, 265, 140-148.
- Jost, C., Devulder, G., Vucetich, J.A., Peterson, R.O. & Arditi, R. (2005) The wolves of Isle Royale display scale-invariant satiation and ratio-dependent predation on moose. *Journal of Animal Ecology*, 74, 809-816.
- Karlsson, J. & Sjöström, M. (2007) Human attitudes towards wolves, a matter of distance. *Biological conservation*, 137, 610-616.
- Kojola, I., Ronkainen, S., Hakala, A., Heikkinen, S. & Kokko, S. (2004) Interactions between wolves *Canis lupus* and dogs *C. familiaris* in Finland. *Wildlife Biology*, 10, 101-105.
- Mattisson, J., Sand, H., Wabakken, P., Gervasi, V., Liberg, O., Linnell, J.D., Rauset, G.R. & Pedersen, H.C. (2013) Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia*, 173, 1-13.
- May, R., van Dijk, J., Wabakken, P., Swenson, J.E., Linnell, J.D.C., Zimmermann, B., Odden, J., Pedersen, H.C., Andersen, R. & Landa, A. (2008) Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1382-1391.

- Merrill, E., Sand, H., Zimmermann, B., McPhee, H., Webb, N., Hebblewhite, M., Wabakken, P. & Frair, J.L. (2010) Building a mechanistic understanding of predation with GPS-based movement data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365, 2279-2288.
- Messier, F. (1994) Ungulate population models with predation: A case study with the North American moose. *Ecology*, 75, 478-488.
- Metz, M.C., Vucetich, J.A., Smith, D.W., Stahler, D.R. & Peterson, R.O. (2011) Effect of sociality and season on gray wolf (*Canis lupus*) foraging behavior: implications for estimating summer kill rate. *PLoS one*, 6, e17332.
- Milner, J.M., Storaas, T., Van Beest, F. & Lien, G. (2012) Sluttrapport for elgføringsprosjektet. *Høgskolen i Hedmark. Oppdragsrapport*, 52.
- Muhly, T.B., Alexander, M., Boyce, M.S., Creasey, R., Hebblewhite, M., Paton, D., Pitt, J.A. & Musiani, M. (2010) Differential risk effects of wolves on wild versus domestic prey have consequences for conservation. *Oikos*, 119, 1243-1254.
- Neff, D.J. (1968) The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: A review. *Journal of Wildlife Management*, 32, 597-614.
- Nicholson, K., Milleret, C., Månsson, J. & Sand, H. (2014) Testing the risk of predation hypothesis: the influence of recolonizing wolves on habitat use by moose. *Oecologia*, 176, 69-80.
- Nilsen, E.B., Christianson, D., Gaillard, J.-M., Halley, D., Linnell, J.D.C., Odden, M., Panzacchi, M., Toigo, C. & Zimmermann, B. (2012) Describing food habits and predation: field methods and statistical considerations. *Carnivore ecology and conservation: A handbook of techniques* (eds L. Boitani & R.A. Powell), pp. 256-272. Oxford University Press, Oxford.

- Nilsen, E.B., Pettersen, T., Gundersen, H., Milner, J.M., Mysterud, A., Solberg, E.J., Andreassen, H.P. & Stenseth, N.C. (2005) Moose harvesting strategies in the presence of wolves. *Journal of Applied Ecology*, 42, 389-399.
- Nilsen, E.B., Skonhøft, A., Mysterud, A., Milner, J.M., Solberg, E.J., Andreassen, H.P. & Stenseth, N.C. (2009) The role of ecological and economic factors in the management of a spatially structured moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology*, 15, 10-23.
- Pedersen, H., Wabakken, P., Arnemo, J., Brainerd, S., Brøseth, H., Gundersen, H., Hjeljord, O., Liberg, O., Sand, H. & Solberg, E. (2005) Rovvilt og Samfunn (RoSa): Det skandinaviske ulveprosjektet – SKANDULV. Oversikt over gjennomførte aktiviteter i 2000-2004. *NINA Rapport*, pp. 1-78.
- Peterson, R.O. & Ciucci, P. (2003) The wolf as a carnivore. *Wolves: behavior, ecology and conservation* (eds L.D. Mech & L. Boitani), pp. 104-130. The University of Chicago Press, Chicago.
- Peterson, R.O., Thomas, N.J., Thurber, J.M., Vucetich, J.A. & Waite, T.A. (1998) Population limitation and the wolves of Isle Royal. *Journal of Mammalogy*, 79, 828-841.
- Potvin, F., Jolicœur, H. & Huot, J. (1988) Wolf diet and prey selectivity during two periods for deer in Quebec: decline versus expansion. *Canadian Journal of Zoology*, 66, 1274-1279.
- Rönnegård, L., Sand, H., Andrén, H., Månsson, J. & Pehrson, Å. (2008) Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 14, 358-371.
- Sand, H., Liberg, O., Andrén, H. & Ahlqvist, P. (2000) Den skandinaviska vargen er en överlevnadskonstnär. *Fauna & Flora*, 95, 2.
- Sand, H., Liberg, O., Aronson, Å., Forslund, P., Pedersen, H.-C., Wabakken, P., Brainerd, S.M., Bensch, S., Karlsson, J. & Ahlqvist, P. (2010) Den Skandinaviska Vargen - en sammanställning av kunskapsläget från det skandinaviska vargforskningsprojektet SKANDULV 1998 – 2010. *Rapport till Direktoratet for Naturforvaltning i Norge*. Grimsö Forskningstation, SLU.

- Sand, H., Vucetich, J.A., Zimmermann, B., Wabakken, P., Wikenros, C., Pedersen, H.C., Peterson, R.O. & Liberg, O. (2012a) Assessing the influence of prey-predator ratio, prey age structure and packs size on wolf kill rates. *Oikos*, 121, 1454-1463.
- Sand, H., Wabakken, P., Zimmermann, B., Johansson, O., Pedersen, H.C. & Liberg, O. (2008) Summer kill rates and predation pattern in a wolf-moose system: can we rely on winter estimates? *Oecologia*, 156, 53-64.
- Sand, H., Wikenros, C., Ahlqvist, P., Strømseth, T.H. & Wabakken, P. (2012b) Comparing body condition of moose (*Alces alces*) selected by wolves (*Canis lupus*) and human hunters: consequences for the extent of compensatory mortality. *Canadian Journal of Zoology*, 90, 403-412.
- Sand, H., Wikenros, C., Wabakken, P. & Liberg, O. (2006) Effects of hunting group size, snow depth and age on the success of wolves hunting moose. *Animal Behaviour*, 72, 781-789.
- Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, P., Andren, H. & Pedersen, H.C. (2005) Using GPS technology and GIS cluster analyses to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 914-925.
- Schmidt, P.A. & Mech, L.D. (1997) Wolf pack size and food acquisition. *The American Naturalist*, 150, 513-517.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B.-E., Nilsen, E.B., Austrheim, G. & Herfindal, I. (2006) Elgen i Norge sett med jegerøyne: en analyse av jaktmaterialet fra overvåkningsprogrammet for elg og det samlede sett elg-materialet for perioden 1966-2004. *NINA Rapport*, pp. 1-197. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J.D.C., Brainerd, S.M., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J.E., Strand, O. & Wabakken, P. (2003) Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. *NINA Fagrapport* 63, pp. 1-75. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Storaas, T., Pedersen, S., Andreassen, H.P., Arnemo, J.M., Dötterer, M., Eriksen, A., Frugaard, A., Gundersen, H., Haug, T.A., Milner, J.M., Maartmann, E., Nicolaysen, K., Nilsen, E.B., Rønning, H., Solberg, E.J., Steinset, O.K., Strømseth, T.H., Wabakken, P., Zimmermann, B. & Aalbu, F. (2008) Effekter av ulv på elgbestanden: da ulven kom og forsvant fra Koppangkjølen. *Oppdragsrapport*. Høgskolen i Hedmark, Elverum.
- Swenson, J.E., Dahle, B., Busk, H., Opseth, O., Johansen, T., Söderberg, A., Wallin, K. & Cederlund, G. (2007) Predation on moose calves by European brown bears. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1993-1997.
- Wabakken, P. (1999) Ulven i Skandinavia ved tusenårsskiftet. *Brennpunkt Natur* (ed. K. Brox), pp. 919. Tapir Forlag, Trondheim.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. (2001) The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 710 - 725.
- Wabakken, P., Svensson, L., Kojola, I., Maartmann, E., Strømseth, T.H., Flagstad, Ø., Åkesson, M. & Zetterberg, A. (2013) *Ulv i Skandinavia og Finland: Sluttrapport for bestandsovervåking av ulv vinteren 2012 - 2013*. Høgskolen i Hedmark, Elverum.
- Wam, H.K. & Hjeljord, O. (2003) Wolf predation on moose - a case study using hunter observations. *Alces*, 39, 263-272.
- Wam, H.K., Hofstad, O., Nævdal, E. & Sankhayan, P. (2005) A bio-economic model for optimal harvest of timber and moose. *Forest ecology and management*, 206, 207-219.
- Wikenros, C. (2011) Wolf winter predation on moose and roe deer in relation to pack size. PhD, Swedish Agricultural University.
- Wikenros, C., Liberg, O., Sand, H. & Andren, H. (2010) Competition between recolonizing wolves and resident lynx in Sweden. *Canadian Journal of Zoology*, 88, 271-279.

- Wikenros, C., Sand, H., Ahlqvist, P. & Liberg, O. (2013) Biomass flow and scavengers use of carcasses after re-colonization of an apex predator. *PloS one*, 8, e77373.
- Wikenros, C., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O. & Pedersen, H. (2009) Wolf predation on moose and roe deer: chase distances and outcome of encounters. *Acta Theriologica*, 54, 207-218.
- Zimmermann, B. (2014) Predatory behaviour of wolves in Scandinavia. PhD thesis, Hedmark University College.
- Zimmermann, B., Nelson, L., Wabakken, P., Sand, H. & Liberg, O. (2014a) Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology*, doi 10.1093/beheco/aru1134.
- Zimmermann, B., Sand, H., Wabakken, P., Liberg, O. & Andreassen, H. (2014b) Predator-dependent functional response in wolves: From food limitation to surplus killing. *Journal of Animal Ecology*, in print.
- Zimmermann, B., Storaas, T., Wabakken, P., Nicolaysen, K., Steinset, O.K., Dötterer, M., Gundersen, H. & Andreassen, H.P. (2001) GPS collars with remote download facilities, for studying the economics of moose hunting and moose-wolf interactions. *Tracking animals with GPS* (eds A.M. Sibbald & L.J. Gordon), pp. 33- 38. The Macaulay land use research institute, Aberdeen.
- Zimmermann, B., Wabakken, P., Sand, H., Pedersen, H.C. & Liberg, O. (2007) Wolf movement patterns: a key to estimation of kill rate? *Journal of Wildlife Management*, 71, 1177-1182.



■ Rovdyr i menneskeland

– Konflikt eller toleranse?

KRISTIN GANGÅS

Artikkelen er fagfellevurdert.

ET LITE TILBAKEBLIKK...

Menneskets toleranse for å ha rovvilt og i hvor stor grad man har lyst til å bo i områder hvor det finnes rovvilt, er nøkkelfaktorer for at det skal finnes rovviltbestander i fremtiden. Dette gjelder spesielt i en verden hvor befolkningstettheten øker dramatisk de nærmeste tiårene, og hvor dyr og mennesker generelt må leve tettere på hverandre enn de har gjort noen gang tidligere.

Da ulven reetablerte seg i Norge, og vi fikk den første helnorske ulveunglingen i 1997 (Wabakken et al. 2001), opplevde lokalbefolkningen i ulveområdene usikkerhet, og det ble en opphetet diskusjon lokalt og nasjonalt om hvilke konsekvenser en slik ulveetablering ville ha.

Som en følge av dette ble det etablert informasjons- og kunnskapsformidlingsprosjekter som skulle bidra til en økt tilgjengelighet til forskningskunnskap, lokal kunnskap og folks erfaringer med å ha ulv og rovvilt i sine nærområder. Det ble viktig at alle som bodde i områder med rovvilt eller i områder hvor det med stor sannsynlighet ville etablere seg rovvilt, skulle kunne innhente kunnskap og kunne dele sin erfaring om hva etableringen ville innebære lokalt og nasjonalt. Miljøverndepartementet som øverste forvaltningsorgan bidrog med midler til prosjektene.

Her beskriver vi tre ulike prosjekter som ble gjennomført i Norge i perioden 2000 - 2006, og hvilke erfaringer som ble gjort gjennom disse prosjektene.

ROVVILTPOLITIKK OG KONFLIKTER

Fra 1960 og -70 tallet har verdigrunnlaget i norsk miljøpolitikk endret seg fra en mer bruksfokuset forvaltning hvor naturressursene ble forvaltet etter nytte- og bruksverdi i et menneskeperspektiv, til en forvaltning med økt verneperspektiv hvor fredning, vern og ivaretagelse av naturressursene skulle skje uavhengig av hvilken nytteeffekt ressursen gav. Denne endringen i verdisyn gav seg blant annet utslag i at Norge fikk sin første nasjonalpark, Rondane, i 1962, og vi fikk en ny viltlov i 1981 som avløste jaktloven fra 1951. I viltloven er alt vilt fredet "med unntak av nevnte jaktbare arter", mens i jaktloven var alt vilt jaktbart med "unntak av de arter nevnt som fredet". Dette paradigmeskiftet¹ gav også endringer for forvaltningen av de store rovviltartene hvor ulv (*Canis lupus*) og jerv (*Gulo gulo*) ble fredet fra 1973, mens gaupa (*Lynx lynx*) først ble fredet i Sør-Norge i 1992 (Woodroffe 2000; Linnell et al. 2001). Bjørn (*Ursus arctos*) hadde allerede hatt en fredningsbestemmelse fra 1932, men ble totalfredet i 1973 (Woodroffe 2000; Linnell et al. 2001).

Etter fredningen fikk vi en økning både i antall rovvilt og i rovviltets utbredelse, og konfliktene mellom rovvilt og husdyrhold (eksempelvis sau på beite), folks frykt og uenigheter rundt hvor mange rovdyr vi skulle ha, hvor vi skulle ha dem og om vi i det hele tatt hadde «bruk» for disse dyrene økte i takt med dyrenes utbredelse og antall. Politikere og forvaltere så behovet for egne forvaltningsplaner for de 4 store rovviltartene, og Norge fikk sin første rovvilmelding i 1992 (Miljøverndepartementet 1992). Konflikten og uenigheten knyttet til hvordan de store rovviltartene skal forvaltes, har preget rovviltpolitikken i alle disse årene, og det tok ikke lang tid før neste rovvilmelding lå på bordet, i 1997 (Norge 1997). Selv

¹ Et paradigmeskifte er et systematisk skifte i måte å tenke på som er av betydelig størrelse og rekkevidde. Begrepet ble første gang introdusert av vitenskapsteoretikeren Thomas Kuhn i boken *The Structure of Scientific Revolutions* i 1962

om de ulike rovviltmeldingene har bidratt i å regulere deler av rovviltets rolle i det norske samfunnet, har det hele tiden være en aktiv og engasjert diskusjon mellom forvaltning og landbruk, jegerorganisasjoner og verneorganisasjoner, og det er produsert mange utredninger på veien mot de ulike rovviltmeldingene (Andersen et al. 2003; Lande 2003; Hustad et al. 2005). Den foreløpig siste rovviltmeldingen kom i 2003 (Norge 2003), og her har både Høgskolen i Hedmarks avdeling på Evenstad og Stor-Elvdal kommune spilt en vesentlig rolle både gjennom kunnskapsleveranse og utprøving av ulike tiltak i hvordan man kan håndtere og forsøke å redusere konfliktene (Næss 2003; Pedersen & Wabakken 2003; Svenningsen & Skogen 2003).

PROSJEKT ROVDYRKUNNSKAP I STOR-ELVDAL (2000 – 2002)

Ved fredning må forvaltningen beskytte arter på en slik måte at en kan ha faste etableringer eller bestander på et ønsket nivå, og deretter forvalte bestandene innenfor de mål som er satt. I 1997 etablerte en familiegruppe av ulv seg med hele territoriet i Norge. Etableringen skjedde i Østerdalen hvor ulvene kalt Koppangsparet ynglet med reviområde mellom Koppang i Stor-Elvdal i sør og Jutulhogget i Rendalen i nord. Reaksjonene var mange, og både nasjonal presse og lokalavisene skrev mye om denne nye ulveetableringen. Etableringen skjedde i et område hvor det fantes frittgående sau på beite, noe som resulterte i store tapstall. Flytting av sau ble ett av flere forvaltningstiltak iverksatt i et forsøk på å minimere skadeomfanget, og flere tiltak ble diskutert og forsøkt tilpasset den nye rovviltsituasjonen lokalt i Østerdalen. Elgkvotene ble også drastisk redusert i deler av ulvenes reviområde, men ikke overalt da det var ulike oppfatninger av hva som ville fungere, og hvilke konsekvenser ulvene ville ha på elgbestanden (Storaas 2008). Lokalbefolkningen uttrykte redsel og usikkerhet for hvordan de nå skulle utnytte turområdene som plutselig befant seg innenfor et reviområde for ulv, og som periodevis hadde stor ulvetrafikk også nær bebyggelse. Det ble også skapt ulike scenarier av hvor store konsekvenser denne ulveetableringen i virkeligheten ville kunne ha for små lokalsamfunn som var preget av friluftsliv, jakt og primærnærings.

Avisoppslag knyttet til etableringen av Koppangsflokken

Publisert 24.05.03 (Østlendingen)

Frykter ny ulveflokk

En eller flere ulver har drept elg nær Atnbrua i Sollia. Nå frykter sauenæringa at en ny ulveflokk skal etablere seg i Atnalsreviret.

Publisert 10.02.01 - endret 25.02.03 - 13:22 (VG)

KOPPANG (VG) De er menneskets verste fiender. De er grådige, slø, utholdende, brutale og grusomme. De sprer frykt. De gjør skade. Nå er ni av dem dømt til døden i Østerdalen. Men naturvernere verden over rykker den norske ulven til unnsetning.

Etter etableringen av Koppangsflokken i 1997 uttrykte lokalbefolkningen i Stor-Elvdal både uro og sterkt redusert livskvalitet gjennom at de ikke lenger torde plukke bær eller gå på skogsturer, og det var også en redsel for om barn kunne bli tatt av ulv nå som ulven hadde etablert seg i nærområdet. Dette er ikke en særskilt reaksjon for lokalbefolkning i Norge eller Stor-Elvdal, men også beskrevet i internasjonal litteratur (Ericsson & Heberlein 2003; Bisi et al. 2007; Karlsson & Sjoström 2007). Folk kan være positive og enige på generell basis om at ulv bør kunne etablere seg i Norge, men når etableringen skjer i deres eget nærområde, endrer folk holdninger, og de ønsker ikke å ha ulven i «sin egen bakgård» (Ericsson & Heberlein 2003; Bisi et al. 2007). Fenomenet kalles nettopp «ikke i min bakgård» eller NIMBY-effekten (Not In My Back Yard) og er også beskrevet i tilfeller som ved bygging av kraftverk, etablering av fengsler og andre ting – de må gjerne bygges eller etableres – bare ikke i «min bakgård» (Lidskog & Elander 1992). Mye av uroen rundt Koppangsparets yngling i Østerdalen oppstod som et resultat av at ingen helt hadde kompetanse til å svare på hvilke reelle konsekvenser en slik ulveetablering ville ha i lokalsamfunnet. Også i den politiske debatten ble frykt et gjennomgående argument mot ulveetableringen, og det kom til et punkt da sentrale politikere i kommunen begynte å spørre om det kanskje var selve fokuset på denne frykten som bidro til å skape enda mer frykt enn hva som var den menige manns reelle fryktfølelse.

Stor-Elvdals driftsstyre (tilsvarer dagens formannskap) nedsatte i 1998 et prosjektutvalg som fremmet forslag om å etablere prosjektet *Rovdyrkunnskap*. Prosjekt Rovdyrkunnskap skulle, som navnet tilsa, bidra til å:

- Øke befolkningens kunnskap om rovdyrene, deres rolle og betydning og deres atferd.
- Utvikle og etablere egnede kunnskapsbaser og informasjonssystemer, som skulle bidra til oppfyllelse av målsettingen.

OPPSTART OG GJENNOMFØRING

Prosjektet ble styrt gjennom en bredt sammensatt styringsgruppe, og jeg ble ansatt som prosjektleder. Prosjektet startet i 2000 og varte ut 2002.

Felles for det meste som omhandler de fire store rovviltartene, var også oppstarten av og etableringen av prosjektet Rovdyrkunnskap omdiskutert og utløste en god del skepsis blant Stor-Elvdals befolkning. Mye av skepsisen handlet om hva slags kunnskap som skulle formidles, om barn og unge ville bli hjernevasket til å bli "for" rovdyr, og hvilken skjult agenda som egentlig lå bak prosjektet. Skulle ulven forherliges? Skulle de negative konsekvensene av å ha ulv i området nedtones, mens flotte bilder og opplevelser ute i naturen skulle overbevise ungene i bygda om hvor flott det var med rovvilt? Skulle bjørnen bli snille, gode bamsefar i lia? At det var en del usikkerhet rundt et slikt prosjekt, handlet nok også om at dette var nytt. Det hadde aldri vært gjennomført en slik type informasjonstiltak om rovvilt i Norge før, og kombinasjonen av ikke å vite i tillegg til at temaet i seg selv var såpass betent, gjorde naturlig nok sitt til at prosjektet måtte trå forsiktig i oppstarten. Første presentasjon av prosjektets plan og prosjektleder skjedde på Atna skole – en grendeskole ca. 3 mil nord for kommunesenteret Koppang hvor skepsisen var tydelig uttalt. Grendehuset var fylt til randen av folk som ville høre hva prosjektleder skulle si, eller de var der for å si klart og tydelig i fra om at Prosjekt Rovdyrkunnskap ikke var velkommen på Atna med sin «propaganda». Kvelden åpnet med at prosjektleder og initiativtakerne fra kommunen

presenterte hva prosjektet faktisk kunne tilby, hvordan prosjektet kunne bli en ressurs som hadde penger til skoleturer for å se på rovviltspor, lære mer om hvordan rovdyr levde og utnyttet sine leveområder og se på hva de spiste uten at det nødvendigvis skulle gjøre folk så veldig mye mer vennlig innstilte til ulv eller bjørn eller gaupe. Stor-Elvdal kommune kunne bli landets mest vitende kommune om rovvilt, og prosjektet ønsket å bidra til dette gjennom primært 3 hovedlinjer:

- Å samle all kunnskap som fantes rundt om i kommunen – Stor-Elvdal var tross alt en av få kommuner som til en hver tid har hatt tilstedeværelse av en eller flere av disse rovviltartene, og som nå huset alle de 4 artene
- Å formidle siste nytt fra forskningen ut til alle i kommunen
- Å ta med så mange som mulig ut i felt for å se på spor og tegn etter de rovviltartene som var til stede i kommunen på det aktuelle tidspunktet.

Hva folk skulle komme til å mene om disse rovdyrene enten før, under eller etter prosjektets levetid, var ikke viktig. Det viktigste var at alle argumenter skulle være basert på kunnskap og ikke på synsing, uavhengig av om folk ville forfekte et syn for eller i mot rovvilt. Det ble også gjort helt klart at om ingen av Stor-Elvdals befolkning faktisk ønsket dette prosjektet eller ville delta på noen av prosjektets aktiviteter, så ville det heller ikke bli noe prosjekt. Dette var en mulighet til å reise ut med skoler og skoleklasser, lage aktiviteter for kommunens lokalbefolkning, bruke denne tildelingen av midler til å gi folk flest størst mulig kompetanse på hvordan rovviltet ville forventes å oppføre seg i møte med folk, og hvordan folk skulle håndtere ulike situasjoner i møte med rovvilt.

Det ble i disse to årene gjennomført et utall aktiviteter, alt fra sporinger av gaupe, jerv og ulv, radiopeiling av bjørn, gaupe og ulv, man så på ulike kadaver tatt av de ulike artene, besøkte bjørnehi, arrangerte lysbildekvelder, kveldsvandringer og holdt masse ulike foredrag fra både forskere, forvaltere, lokale jegere, fotografer og andre med stor erfaring

fra å være ute i naturen og som hadde hatt flere møter med en eller flere av de fire store rovdyrartene. Det ble laget informasjonsbulletiner som ble sendt til alle innbyggere i kommunen, og det var i det hele tatt veldig stor og jevnlig aktivitet.

Resultatet etter disse to årene var en kraftig økning i etterspørsel etter flere aktiviteter. Mange ringte og varslet om ulike spormeldinger og andre rovviltobservasjoner. For oss som jobbet i prosjektet virket det som om diskusjonene rundt rovvilt ble mindre konfliktfylte og mer akseptert som «allemannsdiskusjon» enn det var da prosjektet startet opp.

Norsk institutt for forskning på oppvekst, velferd og aldring (NOVA) ved Ketil Skogen fulgte prosjektet tett disse to årene, og de konkluderte omtrent med samme resultat – folk i Stor-Elvdal uttrykte større grad av nysgjerrighet rundt rovvilt og rovviltsituasjonen som en følge av prosjektet enn de hadde gjort tidligere (Svenningsen & Skogen 2003).

I begge disse to årene satt prosjektledelsen på kommunehuset i Koppang og ikke i forskningsmiljøet på høgskolens avdeling på Evenstad. Dette for ikke å bli assosiert for nært med forskningsmiljøet og for tydelig å vise at prosjektet var kommunalt og for kommunens innbyggere, og ikke et prosjekt forankret i forvaltning eller forskning. Det har vært, og er til en viss grad fortsatt, en gjengs oppfatning at forskere er *for* rovvilt, at de kun sitter inne ved sine skrivebord og ikke har den samme erfaringen og tilknytningen til virkeligheten som mange i lokalsamfunnet har. Prosjektet ønsket å tydeliggjøre sin lokale tilknytning og bygge tillit mellom de ulike kunnskapsformene – både forskningsbasert kunnskap og den lokale kunnskapen som ikke nødvendigvis var knyttet opp til forskning. Derfor ble det vesentlig i oppstarten at kontorplassen var et sted som hadde så nøytral tilknytning som overhodet mulig. Etter de to første årene hadde tilliten til hvordan forskningen jobbet økt, og flere av aktivitetene var gjennomført med bistand fra fagmiljøet på Evenstad. Flere skoleklasser hadde vært på Evenstad på ulike fagdager, de hadde vært med på radiomerking av elg, forskere hadde deltatt på fagdager på Koppang, og i det hele tatt var lokalmiljø og fagmiljø forsøkt integrert i så stor grad som overhodet mulig. Prosjektet ble avsluttet desember 2002.

LEVE MED ROVDYR 2003 (2001) - 2004

I 2002/03 kom det henvendelse til prosjektleder i Prosjekt Rovdyrkunnskap og Stor-Elvdal kommune med spørsmål om prosjektlederen fra Rovdyrkunnskapsprosjektet nå kunne bli med videre inn i et annet informasjonsprosjekt startet av Miljøverndepartementet i 2001 – «Leve med rovdyr». Dette var et prosjekt som hadde en helt annen forankring enn Prosjekt Rovdyrkunnskap. Leve med rovdyr kom i gang med bakgrunn i et såkalt *Dokument 8²* forslag våren 2001 hvor Stortinget ønsket å bevilge NOK 3 millioner til tiltak for fryktdemping i rovviltutsatte områder gjennom revidert nasjonalbudsjett for 2001. I de første 2 årene var det Våler i Østfold, Eidskog i Hedmark, og Aurskog-Høland i Akershus, og fra 2003 ble også Spydeberg og Sarpsborg i Østfold, Nes i Akershus, Grue i Hedmark og Lierne i Nord-Trøndelag inkludert.

Her var variasjonen i tiltakene mye større enn i Stor-Elvdals Rovdyrkunnskapsprosjekt, og tiltakene var heller ikke spisset mot kunnskapsformidling. Tilsagnsbrevet fra Miljøverndepartementet var formulert som følger:

Det forutsettes at prosjektet legges opp slik at det i størst mulig grad gir overføringsverdi til andre kommuner og regioner. Det bør sikres god variasjon mellom ulike tiltak innenfor prosjektet.

Prosjektet skal omhandle disse feltene:

- *Reaksjoner og handlemønster som følge av rovdyrs tilstedeværelse.*
- *Forholdet til jakt og friluftsinnteresser.*
- *Barn og unges følelse av trygghet.*
- *Kunnskapsoppbygging og formidling.*

2 Representantforslag (ofte omtalt som Dokument 8-forslag) betegner stortingsrepresentantenes rett til å fremme private saker i Stortinget. Forslagene kan fremmes av en representant alene eller sammen med flere. Representantforslagene behandles på samme måte som andre forslag i stortingskomiteen som har fagansvar for saken.

De første tiltakene var alt fra bygging av buss-skur og lyssetting av skiløyper til mer rene kunnskapsdager i skolene. Disse mer tekniske tiltakene kan en tenke seg handler om å skape en trygghet for å få folk til å bruke skiløypene i ulveområder, og at et buss-skur også kan være en slags tillit til at lokalsamfunn selv kan få velge tiltak. De var likevel omdiskuterte tiltak og svært kostnadskrevende uten at de kanskje hadde en like langsiktig effekt som ren kunnskapsbygging ville kunne ha. Fra 2003 ble tiltakene mer spisset inn mot ren kunnskapsformidling tilsvarende Rovdyrkunnskapsprosjektet, og dette fortsatte i de ovennevnte kommunene frem til 2005. Prosjektet Leve med rovdyr ble avsluttet i 2005, og Miljøverndepartementet ønsket å videreføre erfaringene fra Rovdyrkunnskapsprosjektet og Leve med rovdyr til et nasjonalt forvaltningstiltak rundt kunnskapsforvaltning knyttet til de store rovdyrartene. Dette skulle da være tiltak som kunne tilbys der det var nyetableringer av rovvilt, og ikke være så stedstilknyttet som de foregående prosjektene hadde vært.

NASJONALT PROSJEKT ROVVILTINFORMASJON (2005 – 2006)

Med bakgrunn i de erfaringer Miljøverndepartementet (MD) nå hadde bygget opp gjennom de to foregående prosjektene, ønsket MD å etablere en mer langsiktig permanent ordning hvor de beste erfaringene fra begge disse prosjektene ble videreført. Denne ordningen skulle lette allmennhetens tilgang på faginformasjon om rovvilt, det skulle bli lettere å komme i kontakt med feltansvarlige for sporinger og observasjoner av rovvilt, og det skulle bli mulig å søke om midler til tiltak både for enkeltkommuner, skoler og organisasjoner. Dette ble nedfelt i Rovviltmeldingen av 2003 (St. meld. nr 15 (2003-2004)).

Jeg ble fortsatt engasjert som prosjektkoordinator og fikk i tillegg midler til å ansette Erik Ola Helstad på prosjektet. Det ble opparbeidet tettere samarbeid med Statens Naturoppsyn (SNO) som skulle bistå allmennheten og skoler/skoleklasser på sporingsdager og feltdager. Det ble også etablert et samarbeid med Norsk Skogmuseum i Elverum hvor

vi bistod i utarbeidelsen av en ny rovdyrutstilling. Etter hvert ble det ønske om å flytte dette informasjonsansvaret over til Direktoratet for naturforvaltning (DN) eller Norsk institutt for naturforskning (NINA), i tillegg til at midler tildelt de ulike konfliktdependente tiltakene ble lagt til hver enkelt fylkesmann knyttet opp mot Rovviltneemndene. Prosjektet ble da avsluttet i 2006.

EFFEKTEN AV SLIKE INFORMASJONSTILTAK

Alle disse prosjektene med Prosjekt Rovdyrkunnskap i spissen var pilotprosjekter for denne type konflikthåndtering av rovvilt i Norge. Vi ble invitert til ulike internasjonale konferanser både i Hellas, Sverige, USA og Canada for å dele vår erfaring med denne type tiltak, og Stor-Elvdal kommune ble kjent som en rovviltkommune langt utenfor landets grenser.

I USA og i Hellas hadde de noe erfaring fra slike informasjonstiltak (www.wolf.org; www.arcturos.gr), men det som kjennetegner veldig mange andre lands rovvilttiltak på informasjonssiden, er at de er forankret i ulike verneorganisasjoner og dermed har en helt annen troverdighet og målgruppe enn disse statlig finansierte tiltakene i Norge hadde. Uansett forankring vil likevel slike tiltak være oppfattet som forbundet med holdninger som går til fordel for rovviltet. Det er veldig avgjørende for å lykkes at en klarer å bygge opp tillit til at kunnskap i seg selv ikke nødvendigvis vil medføre en bestemt politisk holdning for eller i mot (Roskaft et al. 2003; Morzillo et al. 2010; Heberlein 2012b).

Hvor stor grad av langtidseffekt slike tiltak har, avhenger av hvilke målgrupper en jobber med, og om tiltakene oppfattes med tillit fra målgruppen. Holdninger baseres blant annet på enkeltpersoners verdigrunnlag og hvilke normer ulike grupperinger i samfunnet etablerer (Heberlein 2012b). Hvis en lykkes i å skape en kultur eller holdning blant yngre generasjonene om at de må innhente mest mulig kunnskap før de kaster seg inn i debatten, vil dette kunne bidra til økt forståelse og respekt for de ulike synspunktene. En saklig og gjensidig respektfull diskusjon vil bidra til gode, faglig begrunnede argumenter for hvordan en ønsker å forvalte eller håndtere rovviltet og de konfliktene disse medfører også

inn i fremtiden. Utfordringen med alle kortvarige kunnskapsprosjekter er at de er høyintensive i en begrenset periode. Er målet å skape økt tillit til ulike typer kunnskap over tid, må slike kunnskapsprosjekter ha en viss kontinuitet og følges gjennom flere år slik at man skaper en tradisjon eller sedvane for å stole på at kunnskap er viktig. Dette inkluderer å finne formidlingskanaler og nettverk som gjør lokale erfaringer og forskningskunnskap lettere tilgjengelig for alle enten de er offentlige eller private aktører, lokalsamfunn, skoler eller andre interessenter.

ROVVILTKONFLIKTER – ET KOMPROMISS I HENSYNET MELLOM ROVVILTET OG MENNESKENE

Ut fra ovennevnte holdningsendringer på 1960-tallet og dagens fokus på hvordan økt befolkningsvekst og klimaendringer akselererer vårt behov for å verne og ta vare på ellers utrydningstruede arter og naturressurser, er det neppe noen grunn til snarlig optimisme for de som ønsker seg tilbake til fri jakt på rovvilt og desimering av bestandene. Det er gjennomført mange spørreundersøkelser de siste årene om folks holdninger og syn på rovvilt ikke bare i Norge, men også i mange andre land (Bjerke et al. 1998; Ericsson & Heberlein 2003; Bruskotter et al. 2007; Roskaft et al. 2007; Heberlein & Ericsson 2008; Liu et al. 2010; Heberlein 2012a; Gangaas 2013). Uansett hvor du gjennomfører slike undersøkelser, svarer flertallet at de absolutt ønsker å bevare rovviltartene, men det finnes en grense for hvor nære innpå seg de ønsker å ha rovviltartene (Ericsson & Heberlein 2003; Roskaft et al. 2007). Samtidig viser undersøkelser fra land hvor de har hatt relativt store rovviltbestander nær folk gjennom generasjoner, at folk her er mindre redde eller negative til å leve tett på rovvilt sammenliknet med områder hvor rovviltet nå er på tur tilbake gjennom reetablering (Zimmermann et al. 2001; Bisi et al. 2007). Andre undersøkelser viser at folk blir mer negative til for eksempelvis ulv etter at de har levd i ulveområder i noen år (Treves et al. 2004; Treves et al. 2013). Altså er det ingen enkle svar på hva som skjer når folk lever tett på store rovdyr, og det er mer komplekst enn at folk blir «vant til» eller «er ukjent» med å ha disse artene nært inn på seg.

På Evenstad har vi nå gjennomført en undersøkelse hvor vi ser på folks toleranse og holdninger til rovvilt over hele Skandinavia, og vi ønsker videre å se om det kan være en sammenheng mellom folks aksept for ulovlig jakt og ulvens overlevelse (Gangaas 2013). Generelt tenker man seg at utbredelse av de forskjellige dyreartene og etablering av nye arter skjer med bakgrunn i biologiske faktorer som mattilgang, tilgang på make og bruk av områder med skjul eller som er egnet til å reprodusere i. Når det gjelder arter som de store rovviltartene, vil etablering og overlevelse i like stor grad kunne avhenge av om folk faktisk kan tolerere å ha dem i området.

Basert på telefonintervju gjort av et profesjonelt datainnsamlingsbyrå NORSTAT (www.norstat.no) har vi spurt 4-5 personer i hver kommune i Norge og i Sverige om de kan akseptere rovvilt i sitt eget land/sin egen kommune, om de har negative erfaringer med rovvilt slik som å miste sau eller hund til rovvilt, i hvilken grad de kan akseptere ulike forvaltningstiltak, i hvilken grad de kan akseptere ulovlig jakt, og om de eventuelt kunne tenke seg å skyte rovvilt ulovlig selv for å forhindre etablering av ulv/gaupe/jerv eller bjørn. Slike undersøkelser er også gjort tidligere her i Norge og i Sverige, men det som er nytt i denne undersøkelsen, er hvordan vi har fordelt intervjuene. Intervjuobjektene er jevnt geografisk fordelt gjennom hele Skandinavia og ikke vektet ut fra befolkningstetthet (Gangaas 2013).

Dette vil gi en geografisk fordeling av folks holdninger som kan knyttes opp til den geografiske fordelingen av rovviltet. Vi ønsket å se om folks holdninger påvirkes av; rovviltets tilstedeværelse i gamle dager (1846-1850), om det er rovvilt etablert i området i dag, om respondentene bor i tradisjonelle rurale områder (målt gjennom tradisjoner for storviltjakt), personlig erfaring med tap av bufe eller tilstedeværelse av bufe.

På denne måten kan vi lage kart over folks holdninger og sammenholde disse med andre geografiske variabler som eksempelvis hvor det er rovvilt, eller hvor det er sau på beite.

Så hvordan skal vi da håndtere en rovviltetablering om denne skjer i et område med ideelle biologiske forutsetninger, men hvor toleransen

for å ha dem der ikke er til stede? Forvaltningen har i de senere årene lagt opp til økt lokal medvirkning av hvilke tiltak som skal gjennomføres. Gjennom dagens rovviltnemnder vil en kunne tenke seg en økning i mer lokalt tilpassede forvaltningstiltak. Den sentrale forvaltningen på nasjonalt nivå legger premisene for hvor store rovviltbestandene skal være, og hvor rovviltartene skal kunne etablere seg, men selve utvelgelsen av målstyrte tiltak blir håndtert lokalt på fylkesnivå av rovviltnemndene og Fylkesmannen. Likevel tror jeg vi også i fremtiden vil oppleve å ha konflikter innen rovviltforvaltningen. Lokalbefolkningen som bor i rovviltkommunene, har ikke noen daglig opplevelse av hvordan sentralforvaltning, lokale forvaltningsorganer eller rovviltnemnder faktisk jobber. Rovviltbestandene i Norge er en del av en felles skandinavisk rovviltbestand, og rovviltartene vil bruke Skandinavia som et stort felles område uavhengig av landegrenser, ulike forvaltninger eller ulike holdninger (Swenson et al. 1995; Landa et al. 1998; Ericsson et al. 2004; Heberlein & Ericsson 2008; Gangaas 2013). Ulike forvaltningsmål i Norge og Sverige vil derfor medføre uønskede konsekvenser for begge landene og ikke minst for rovviltet. Informasjon, kunnskapsformidling og felles forståelse vil være en av de viktigste konfliktdependente tiltakene en kan drive med uansett. Kunnskap er ikke tungt å bære – uansett hvilken politisk side en ønsker bevege seg inn mot.

REFERANSER

- Andersen, R., Linnell, J. D. C. & Hustad, H. (2003) *Rovvilt og samfunn i Norge: en veileder til sameksistens i det 21. århundre*. Trondheim: Instituttet.
- Bisi, J., Kurki, S., Svensberg, M. & Liukkonen, T. (2007) Human dimensions of wolf (*Canis lupus*) conflicts in Finland. *European Journal of Wildlife Research* 53(4): 304-314.
- Bjerke, T., Odegardstuen, T. S. & Kaltenborn, B. P. (1998) Attitudes toward animals among Norwegian adolescents. *Anthrozoos* 11(2): 79-86.

- Bruskotter, J. T., Schmidt, R. H. & Teel, T. L. (2007) Are attitudes toward wolves changing? A case study in Utah. *Biological Conservation* 139(1-2): 211-218.
- Ericsson, G. & Heberlein, T. A. (2003) Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111(2): 149-159.
- Ericsson, G., Heberlein, T. A., Karlsson, J., Bjarvall, A. & Lundvall, A. (2004) Support for hunting as a means of wolf *Canis lupus* population control in Sweden. *Wildlife Biology* 10(4): 269-276.
- Gangaas, K. E., Kaltenborn, Bjorn P. and Andreassen, Harry P. (2013) Geo-spatial aspects of acceptance of illegal hunting of large carnivores in Scandinavia. *PLoSOne*.
- Heberlein, T. A. (2012a) *Navigating environmental attitudes*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Heberlein, T. A. (2012b) *Navigating Environmental Attitudes*. *Conservation Biology* 26(4): 583-585.
- Heberlein, T. A. & Ericsson, G. (2008) Public attitudes and the future of wolves *Canis lupus* in Sweden. *Wildlife Biology* 14(3): 391-394.
- Hustad, H., Andersen, R. & Linnell, J. D. C. (2005) *Rovvilt og Samfunn (RoSa) - akseptable kompromissløsninger for framtidig rovviltforvaltning?: Oppsummering av RoSas aktivitet i forbindelse med St.meld. nr. 15 (2003-2004) Rovvilt i norsk natur*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Karlsson, J. & Sjostrom, M. (2007) Human attitudes towards wolves, a matter of distance. *Biological Conservation* 137(4): 610-616.
- Landa, A., Tufto, J., Franzen, R., Bo, T., Linden, M. & Swenson, J. E. (1998) Active wolverine *Gulo gulo* dens as a minimum population estimator in Scandinavia. *Wildlife Biology* 4(3): 159-168.
- Lande, U. S. (2003) *Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia : GIS-analyser på et økoregionalt nivå*. Trondheim: NINA.

- Lidskog, R. & Elander, I. (1992) REINTERPRETING LOCATIONAL CONFLICTS - NIMBY AND NUCLEAR WASTE MANAGEMENT IN SWEDEN. *Policy and Politics* 20(4): 249-264.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E. & Andersen, R. (2001) Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. *Animal Conservation* 4: 345-349.
- Liu, J., Ouyang, Z. Y. & Miao, H. (2010) Environmental attitudes of stakeholders and their perceptions regarding protected area-community conflicts: A case study in China. *Journal of Environmental Management* 91(11): 2254-2262.
- Miljøverndepartementet. (1992) *Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rovviltmeldingen)*. Departementet.
- Morzillo, A. T., Mertig, A. G., Hollister, J. W., Garner, N. & Liu, J. G. (2010) Socioeconomic Factors Affecting Local Support for Black Bear Recovery Strategies. *Environmental Management* 45(6): 1299-1311.
- Norge, M. (1997) *Om rovviltforvaltning: tilråding frå Miljøverndepartementet av 11. april 1997, godkjend i statsråd same dagen*. Oslo: Departementenes servicesenter, Informasjonsforvaltning.
- Norge, M. (2003) *Rovvilt i norsk natur*. [Oslo]: [Regjeringen].
- Næss, B., Gangås, K. E. & Brainerd, S. M. 2003. . (2003) *Leve med Rovdyr – Sluttrapport 2003*. Norsk institutt fir naturforskning, minirapport. 13.
- Pedersen, H. C. & Wabakken, P. (2003) *Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding: ulv - bestandsdynamikk, levedyktighet og effekter av uttak*. Trondheim: NINA.
- Roskaft, E., Bjerke, T., Kaltenborn, B., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (2003) Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evolution and Human Behavior* 24(3): 184-198.

- Roskaft, E., Handel, B., Bjerke, T. & Kaltenborn, B. P. (2007) Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology* 13(2): 172-185.
- Storaas, T., Pedersen, Simen., Andreassen, Harry, P., Arnemo, Jon, M., Dötterer, Michael, Eriksen Ane, Frugaard Anne, Gundersen Hege, Haug Thor Arne, Milner J. M., Maartmann Erling, Nicolaysen Knut, Nilsen Erlend Birkeland, Rønning Håvard, Solberg Erling Johan, Ole Steinset Knut, Strømseth Thomas H., Wabakken Petter, Zimmermann Barbara, Aalbu Frode, . (2008) *Effekter av ulv på elgbestanden : da ulven kom og forsvant fra Koppangkjølen*. Elverum: Høgskolen i Hedmark.
- Svenningsen, M. & Skogen, K. (2003) *Evaluering av "Prosjekt rovdyrkunnskap" i Stor-Elvdal kommune*. Oslo: Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring.
- Swenson, J. E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjarvall, A., Franzen, R. & Soderberg, A. (1995) The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology* 1(1): 11-25.
- Treves, A., Naughton-Treves, L., Harper, E. K., Mladenoff, D. J., Rose, R. A., Sickley, T. A. & Wydeven, A. P. (2004) Predicting human-carnivore conflict: a spatial model derived from 25 years of data on wolf predation on livestock. *Conservation Biology* 18(1): 114-125.
- Treves, A., Naughton-Treves, L. & Shelley, V. (2013) Longitudinal Analysis of Attitudes Toward Wolves. *Conservation Biology* 27(2): 315-323.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjarvall, A. (2001) The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology- Revue Canadienne De Zoologie* 79(4): 710-725.

Woodroffe, R. (2000) Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3: 165-173.

Zimmermann, B., Wabakken, P. & Dötterer, M. (2001) Human-carnivore interactions in Norway: How does the re-appearance of large carnivores affect people's attitudes and levels of fear. *Forest Snow and Landscape Research* 76(1): 1-17.



DEL 6

SKOGSHØNSTOGET

Skogshøns er også interessant vilt som mange tilsette og studentar på Evenstad arbeider eller har arbeidd med. Skogshøns er fjellrype, lirype, jerpe, orrfugl og storfugl. Torstein Storaas og Maria Hörnell-Willebrand viser i sin artikkel noko av skogshønsarbeidet knytt til Evenstad og trekker fram ein del resultat som lesaren vonleg kan finna opplysende og interessant.



■ Skogshønsarbeidet på Evenstad

– frå studentøvingar til landsomfattande takseringar
og internasjonalt forskingsmiljø

TORSTEIN STORAAS OG MARIA HÖRNELL-WILLEBRAND

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMANDRAG

Skogshøns er rype og skogsfugl. Skogshønsarbeidet på Evenstad byrja som studentøvingar. Etter at Evenstad vart høgskule med forskingskrav, har arbeidet med skogshøns auka. Ved tilsetjingar er miljøet styrkt, og tilsette har teke med seg prosjekt til Evenstad. I 2014 arbeider 10 skoghønsforskarar på Evenstad.

Eit viktig bidrag frå Evenstad har vore utviklinga av eit system av friviljuge for taksering av rype og skogsfugl med avstandsmetoden (Distance sampling). Dette var grunnpilaren i *Rypeforvaltingsprosjektet 2006 - 2011*. Kunnskapen om takseringar vart vidare styrkt ved tilsetjing av oppbyggjarane og drivaren av dei svenske rypetakseringane. Evenstad viltsenter tek etter avslutta prosjekt gjennom Hønsfuglportalen på seg takseringsoppdrag og utdanning av taksørar. Evenstad administrerer *Det internasjonale rypeovervåkingsnettverket (Grouse Monitoring Network, GMN)*. I denne artikkelen plukkar me ut litt kunnskap som kan vera viktig for ny forståing av forvaltinga av skogshøns:

- I Norden samvarierte rypebestandane over store område på tvers av landegrensene.

- I Noreg samvarierte avskytinga av skogshønsartane i fylka i 4 regionar, samvariasjonen var sterkast i regionane mot havet i vest med tidvist kraftige og like vêrtilhøve.
- Kyllingproduksjonen varierte med Den nordatlantiske oscillasjonen (NAO), som er eit uttrykk for det generelle vêret, og med smågnagarbestandane som er ein indeks på predasjonspress.
- Sjølv om rypebestanden varierer mykje mellom år, er nokre terreng vanlegvis gode, andre dårlege. Merkeleg nok var det vanskeleg å finna forskjellar i vegetasjonen mellom gode og dårlege terreng.
- Kyllingproduksjonen per par varierte mindre mellom terrena, men mykje mellom år.
- Dei gode terrena hadde kvart år fleire vaksne par og dermed kull enn dei dårlege.
- Unge ryper, særleg unghøner, etablerte seg ofte langt frå fødestaden. Dette gjeld truleg ogso skogsfugl. Bestandane må dermed forvaltast over store område (> fleire 100 km²). Dette forklarar truleg kvifor ein kan registrera at ein større del av radiomerka ryper dør der ein jaktar, men ikkje ser nokon skilnad i tettleik mellom jakta og ujakta område neste år.
- Unge ryper etablerte seg om våren helst i område med mange overlevande gamle ryper.
- Reirpredasjonen frå rev og mår auka på 1970-talet, etter det har årleg frå halvparten til nesten alle skogsfuglreira (orrugl og storugl) vorte røva.
- Gjennomsnittsjegeren er ein mann i 50-åra med høgare utdanning, familie og gjennomsnittleg økonomi. Mest interessant er at variasjonen i både alder og bakgrunn er stor, men framleis jaktar få kvinner.

- Kvinnelege jegerar finn fleire, men feller færre ryper enn det mannlege jegerar gjer.
- Jegerane trong ikkje mange ryper for å ha fin jakt, middels bestand for terrenget var fint, jegerane ynskte å unngå botnår.
- Jegerane ynskte å finna ryper og treffa bra, det var ikkje viktig å fella mange ryper. Mange felte ryper var meir eit resultat av å finna og råka enn eit mål i seg sjølv.
- Jegerane var effektive ved låge og lite effektive ved høge rypetettleikar.
- Den regulerte jakta i svenske fjell såg ikkje ut til å bety noko for utviklinga av rypebestandane.
- Talet på jegerdagar forklara langt betre enn rypetettleiken kor mange ryper som vart felt i eit område. Det betyr at utbyttet per km² aukar lite når bestanden aukar og jaktinnsatsen er konstant, medan utbyttet aukar ved auka jaktinnsats.
- I teorien vil felling av meir enn 30 % av ein rypebestand senka vårbestanden, men me har ikkje sett eintydige data som viser at noverande jaktpress på skogshøns i norske skogar og fjell betyr noko for bestanden neste haust. Likevel er det intuitivt dumt å fella fuglar når haustbestanden er lågare enn ynskjeleg vårbestand.
- I Sverige, der jakta byrjar 25. august, var jaktutbyttet like bra andre som fyrste jaktveka uavhengig av jaktutbyttet i terrenget fyrste veka.
- Svenske jegerar vender i større grad attende til område der dei førre året fekk gode jaktresultat. Om det var mange jegerar i området, er det mindre sannsynleg at dei kjem attende.

- Ofte lettar den vaksne rypa fyrst og vert dermed felt. Fylgjeleg gav ikkje avskytingsstatistikken eit rett mål for høvet mellom vaksne og kyllingar i den levande bestanden.
- Ved å analysere observasjonar av fjellrype i portalen SVALAN i Sverige vart det utvikla ein habitatmodell. Det viste seg at permanente snøfenner var viktig for fjellrypene om sumaren. Modellen vert i dag nytta i Sverige for å identifisere viktige område for framtidig overleving for fjellrype.
- Resultata frå rypetakseringane kan føreseia hekkesuksessen til jaktfalk. Jaktfalken er avhengig av rype om vårvinteren. Lirypetakseringane forklarte meir enn fjellrypetakseringane av variasjonen, noko som tyder på at liryper er viktigare enn fjellryper for jaktfalken, i motsetnad til kva ein har trudd tidlegare.
- Overleving til storfugl i alpine og boreale område vart samanlikna ved hjelp av 300 radiomerka storfugl i Sverige. Predasjon var vanlegaste dødsårsaka. Årsoverlevinga var knapt 70 %, noko som samstemmer med andre storfuglstudium. Om jakta slutta, ville årsoverlevinga auka med berre 2 %.
- Mykje er framleis uvisst. Dei som ynskjer det kan organisere standardiserte takseringar i august (sjå Hønsefuglportalen) og samle inn fellingsdata frå jakta. Slik kan dei fylgja med på utviklinga i eige terreng og samanlikna med bestandsutviklinga i andre terreng med anna forvaltningsregime.
- Det trengs eksperiment for å prøva ut hypotesar om årssaks-samanhengar og mekanismar.

Skogshønsarbeidet på Evenstad vil halda fram. Ulike pågåande prosjekt vil verta vidareførde. Me vil samarbeida om takseringar av skogshøns nasjonalt og i Det internasjonale rypeovervakingsnettverket. Takseringar viser korleis tettleiken av vaksne fuglar og kyllingar endrar seg i ulike

terreng over år. Endringane kan korrelerast med andre hendingar og me kan få idéar om samanhengar. No trengst det eksperiment for å testa dei mogelege samanhengane. Det er ogso tid for å fylgja radiomerka fugleindivid for å forstå mekanismane bak dei eventuelle korrelasjonane. Det vil vera nyttig med eksperiment for å testa hypotesar om verknaden av jakt og om kvar ungryper etablerer seg.

INNLEIING

Skogshøns er fjellrype, lirype, jerpe, orrfugl og storfugl, for nokre av oss dei mest interessante skapningane i verda, etter det andre kjønnnet og ståande fuglehundar. Evenstad har over tid trekt til seg skogshønsforskarar. Nokon har kome, andre har dratt. Våren 2014 er her 4 hønsfugldoktorar, ein leopard-doktor har hovudfag i hønsfugl og fem doktorgradsstipendiatar arbeider med hønsfugl. I alt er det 10 skogshønsforskarar på Evenstad, skulle tru me visste alt! Snarare veit me kor mykje me ikkje veit.

Sigmund Unander kom til Evenstad etter å ha gjennomført hovudfagsarbeid på svalbardrype (sjå Unander and Steen 1985). På Evenstad kartla han rypeterritorium ved Myklebysjøen frå 1983 til 1985. Dette resulterte i studentoppgåver. Torstein Storaas og seinare Odd Reidar Fremming vida-reførde rypeterritorium-takseringar, men óg leiktakseringar av orrfugl og storfugl som studentøvingar nokre år. Ikkje noko av dette vart publisert. Leif Kastdalen vikarierte på Evenstad i 1992-1993. Då lærte han seg å telja ryper ved hjelp av metoden *Distance sampling*, på norsk avstandsmetoden. Han fekk utviklarane til Evenstad for å kursa nordmenn, svenskar og finnar i metoden (sjå Buckland et al. 2004) i 1994, og i 1995 byrja Evenstad å taksera ryper i samarbeid med grunneigarar og fuglehundfolk. I 2006 – 2011 danna takseringane ryggrada i *Rypeforvaltningsprosjektet* under rypeprofessor Hans Christian Pedersen si leiing (Pedersen & Storaas 2013). I 2007 kom rypeforskarane Maria Hörnell-Willebrand og Tomas Willebrand til Evenstad. Dei hadde med seg prosjekt og data frå Sverige. Tomas rettleidde Unni Støbet Lande og Lasse Asmyhr til doktorgrader. Mikkel Kvasnes, Jo Inge Breisjøberget, Degitu Borecha Endale, Oddgeir Andersen og Torfinn Jahren er no doktorgradsstudentar på hønsfugl.

Oddgeir og Erik Faye-Schøll skreiv masteroppgåver om rypejegerane, Aksel Dvergsten om fuglehundar. Degitu Borecha Endale tok si masteroppgåve på fjellrypeøkologi i Sverige.

På Evenstad har me den store glede å kunna drøfta skogshønsbiologi og forvaltning med kunnige og interesserte folk i dei fleste kaffipausane. Me er diverre fullt samde om at temaet er uhyre komplisert. Skogshøns vert utsett for ulike drivkrefter av ulik styrke over tid og i rom. Det som gjeld ein stad på ei tid treng ikkje gjelda over alt og alltid. I denne artikkelen vil me fyrst seia litt om metodane me har brukt, mest om takseringane som mykje av arbeida våre i Noreg og Sverige baserer seg på. Deretter vil me trekkja fram nokre resultat som kan vera viktige i skogshønsforvaltninga. Til slutt vil me drøfta moglege skogshønsspørsmål den framtidige forskninga på Evenstad vil ta opp.

METODE

Resultata me viser til i denne artikkelen er samla inn over mange år med særleg 5 prinsipielt ulike metodar:

- Linetakseringar utført av friviljuge med fuglehundar. Dei har taksert skogshøns langs liner som er teikna på kartet på førehand. Me har på Evenstad arbeidd for å utvikla samarbeid om rypetakseringar på tvers av landegrensar.
- Kamera på reir. Folk har funne og meldt frå om reir der me har sett opp kamera.
- Radiosendar på fugl. Med tida har mange av oss sett radiosendarar på skogshøns.
- Bruk av fellingsdata innsamla av andre, men ogso av oss.
- Spørjeundersøkjingar.

Me vil kort nemna organiseringa av takseringane våre, sidan dei har vore og er svært sentrale i arbeidet. Me vil seia nokre ord om korleis me

har funne reir og om bruk av kamera på reir. Me kjem til å fortelja litt om bruk av radiosendarar på skogshøns, litt om innsamling av fellingsdata og seia litt om spørjeundersøkjingar.



Linjetaksering med fuglehund etter avstandsmetoden (Distance) har vore ryggrada i mykje av skogshønsarbeidet på Evenstad. Foto: Torstein Storaas

Takseringane

Etter opplæring i avstandsmetoden på Evenstad i 1994, byrja me i 1995 eit takseringssamarbeid med fuglehundfolk og grunneigarar (sjå om metoden i Pedersen og Storaas 2013). Då takserte me i 4 rypeområde. Interesse for å taksera auka på. I 2011 hadde takseringsområda auka til nær 200 rype- og 25 skogsfuglområde. Etter at rypeprosjektet var avslutta, takserte me 120 rype- og 20 skogsfuglterreng i 2012. Framover vil me delta i eit samarbeid om Hønsefuglportalen <http://honsefugl.nina.no/>.

I byrjinga var takseringane noko ad hoc og litt tilfeldige. Me organiserte takseringane i tillegg til alt anna me gjorde. Om me kunne leiga hjelp nokre veker rundt takseringane, var det gjerne nye folk kvart år. Langt

meir stabilt og solid vart takseringsarbeidet då Håkon Solvang vart tilsett i 2002. Han fekk og tok ansvaret for at takseringane vart gjennomført og data sikra. Hans arbeid har vore ryggrada i *Rypeforvaltningsprosjektet 2006 - 2011*. Takseringsarbeidet har vist kor mange vaksne og kyllingar det har vore per km² i dei ulike takserte terrenga over tid. Maria Hörnell-Willebrand brukte same metoden på rype i svenske fjell i doktorgradsarbeidet sitt. Håkon og Maria har samarbeidd tett. Evenstad næringsutvikling med Marius Kjøsberg vil halda fram Håkon sitt arbeid med rettleiing, kursing og utrekningar.

Svært mykje av rype- og skogsfuglarbeidet på Evenstad siste åra er basert på takseringsresultat. Det er gjennomført ei rekkje testar av avstandsmetoden. Det er heilt klart at resultatet er heilt avhengig av at linene er lagt rett i terrenget, takseringa er gjennomført på rett måte og at utrekninga i dataprogrammet er rett. Når det er tilfelle, er heldigvis resultatet godt for ryper (Lande m. fl. 2014). Me understrekar at opplæring og rettleiing er heilt naudsynt for å få pålitelege resultat. I Sverige har det vorte lagt svært stor vekt på opplæring og stadig oppfrisking av kunnskapen til takseringsmannskapa. I Noreg var me ikkje i posisjon til å tvinga kurs på taksørane. Ved å samanlikna norske og svenske resultat har me kome fram til at grundig opplæring er ein føresetnad for gode resultat. Mikkel Kvasnes kunne berre bruka ein del av dei norske resultatata i si doktorgrad. I mange terreng var resultatata alt for usikre. Det er ei utfordring å forbetra kvaliteten på dei friviljuge norske takseringane. Ved å bruka Hønsefuglportalen vil taksørane få tilbakemelding på kvaliteten på takseringane. Men førebels er det opp til den einskilde å ta takseringskurs.

Ogso skogsfugl kan takserast med avstandsmetoden. Ved hjelp av GPS og kompass klarar taksørane gå rette liner i skogen. Men fordi me ikkje alltid finn alle fuglane på lina og ein del fugl spring på bakken, er ikkje føresetnadene for metoden oppfylt (Finne og Wegge 2003). Resultatet er at metoden truleg undervurderer skogsfuglbestandane litt, men berre litt sidan me oppdagar dei aller fleste kulla. Litt undervurdering av bestandane er ikkje so farleg for forvaltinga. Avstandsmetoden er per i dag den beste standardiserte metoden som kan brukast for å samanlikna mellom

år og terreng (Brainerd m. fl. 2005). Likevel må me ogso her understreka kor viktig det er å utføra takseringa rett. Me har eit godt døme på kor feil det kan gå. I 2007 fann taksørane nesten ikkje fugl i eit terreng. Me sa at jegerane i område måtte jakta forsiktig. Fyrst etterpå oppdaga me at dei hadde taksert i heitaste varmen midt på dagen. I varmeperiodar vert det midt på dagen veldig varmt i skogen – og turt. Då klarar ikkje hundane å lukta seg fram til mange fuglar. Me følte oss dumme då me fekk meldingar om eventyrlege skogsfuglbestandar då jakta byrja. Slik kan det gå når opplæringa er for dårleg. Ein skal ikkje taksera når det er varmt og turt, då lyt ein gå tidleg om morgonen og seint om kvelden.

Maria Hörnell-Willebrand har leia arbeidet for å utvikla The Grouse Monitoring Network, eit internasjonalt nettverk av rypeforvaltarar. Eit mål har vore å kunna taksera rypebestandane ved metodar som gjev samanliknbare resultat over heile utbreiingsområdet til rypene.

Kamera på reir

I 2009 hadde digitalkamerateknologien kome so langt at me kunne setja eit kamera på eit reir då me fann det - og ta det inn att etter klekking eller røving. Teknologien har sidan berre forbetra seg. Utfordringa har vore å finna nok reir, ikkje minst etter fleire år med dårleg reproduksjon. Me har utvikla eit samarbeid der skogsarbeidarar og andre som finn reir, melder dei inn til oss. Nokre leitar ogso aktivt etter reir med fuglehundar og set opp kamera sjølve når dei finn reira. Eit likeverdige samarbeid med Høgskolen i Nord-Trøndelag gjer at me finn om lag like mange reir i to studieområde. Rypene er små, luktar tydelegvis lite og trykkjer hardt. Det ser ogso ut til at ikkje so mange går utanom stiane i fjellet i juni. Me har dermed fått melding om få rypereir. For å finna nok har me byrja radiomerka rypehøner om vinteren.

Radiotelemetri

Radiosendarar vart prøvt på skogshøns alt på 1970-talet. VHF-sendarar som sender signal som må peilast av radiomottakar med retningsantenne, har vorte små (15 g) med lang levetid (2 år). Dei vert hengde som halsband

på rypene og tykkjest ikkje påverka overleving, reproduksjon, oppførsel eller habitatval (Thirgood et al. 1995, Cotter and Gratto 1995). GPS-sendarar som sender posisjonar over SMS til forskaren er under utprøving av Hörnell-Willebrand på fjellryper i Sverige. Dette har avslørt at fjellryper gjennom året flyttar seg over for lange avstandar mellom mange fjell til at ein vil kunna få gode nok resultat med ordinære VHF-sendarar. Radiotelemetri er eit eineståande hjelpemiddel når me skal fylgja ein-skildindivid for å studera kvar dei oppheld seg, overleving og reproduksjon. For tida merkjer tilsette ved Evenstad liryper og fjellryper.

Fellingsdata

Fellingsdata for skogshøns er tilgjengeleg frå SSB og frå ei rekkje grunneigarar. Det har vore uvisst kor presist tala representerer verkelege tettleikar i skog og fjell. Eit rapporteringssystem utvikla av Hörnell-Willebrand og Willebrand før dei kom til Evenstad er no ogso adoptert av Statskog og Finnmarkseigedomen (FeFo). Fordelen med dette systemet er at det registrer jaktområde, jaktinnsats og jaktresultat etter kvart – ikkje etterpå avhengig av minnet. Ein kan ogso testa om rapportering undervegs gjev same fellingstal som rapportering etterpå. I *Rypeforvaltningsprosjektet* hadde me vanskar med å få inn nok fellingsdata frå områda me takserte. Fellingsdata er like viktig som takseringsdata når ein skal analysere verkningen av forvaltningstiltak. Difor bør i framtida liknande system for registrering av fangst kunna tilbydast jaktrettshavarane som organiserer takseringar av eigne område.

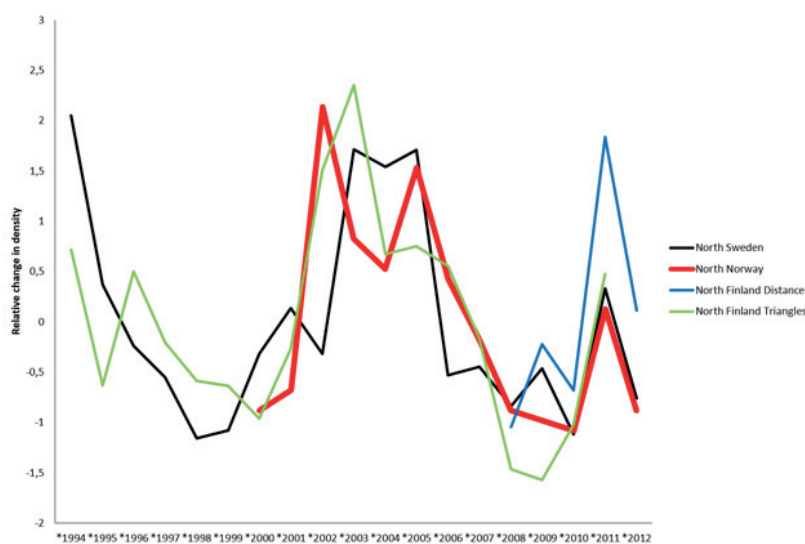
Spørjeundersøkingar

Før studerte viltforskarar vilt. No har me lært at kunnskapen om brukarane av viltet, jegerane, ogso er viktig for å setja og nå mål for viltforvaltninga. Erik Faye-Schøll, Oddgeir Andersen og Jo Inge Breisjøberget har spurt ut jegerar både per telefon, brev og e-post. Dette er heilt naudsynt for å få ei velfungerande brukarinnretta forvaltning.

RESULTAT

Variasjonar i rypebestandane

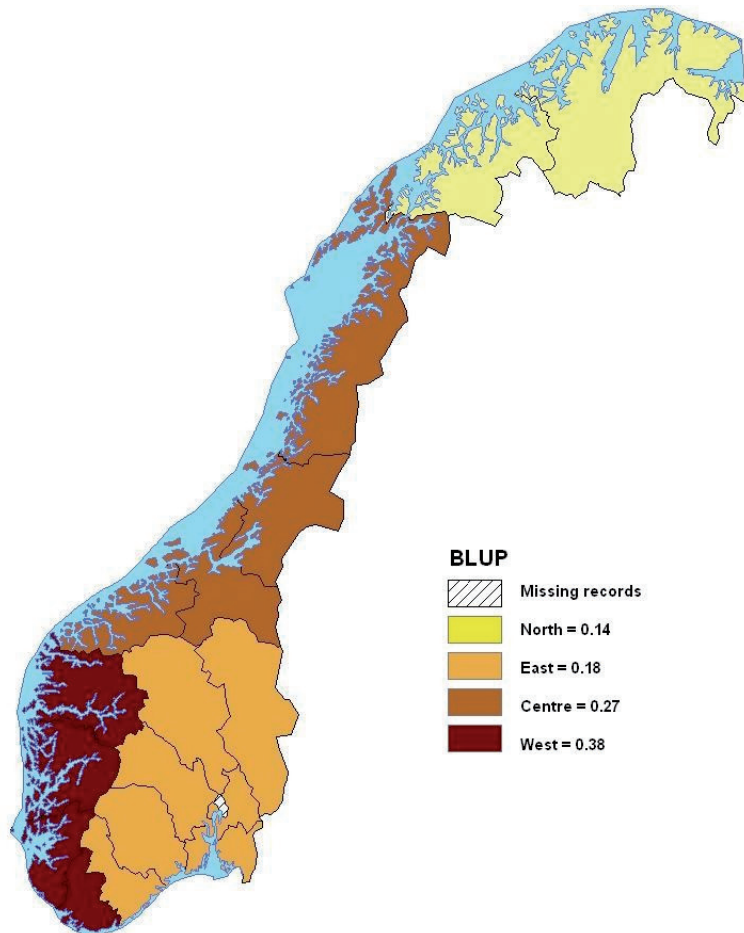
Når me samanliknar rypetettleikar på tvers av landegrensar ser me at rypebestandane over svære område varierer i takt. Det er heilt påfallande korleis bestandane i norske Finnmark, svenske Norrbotten og finske Lappland fylgjer kvarandre. Forvaltning og jaktpress er ulikt over områda. Likevel utviklar bestandane seg i stor skala etter same mønster (Figur 1).

Indeks for kyllingproduksjonen i august

Figur1. Figuren viser indeksar for kyllingproduksjonen nord i Finnmark, Norrbotn i Sverige og Lappland i Finland (Hörnell-Willebrand, upublisert).

Mikkel Kvasnes har studert korleis rypebestandar endrar seg i ulike skalaer. Han samanlikna fellingsstatistikkane for skogshøns i dei norske fylka og takseringsresultat frå 42 jaktterreng i fem fjellområde i Hedmark, Oppland og Sør-Trøndelag. Det er tydeleg samanheng mellom jaktutbyttet for hønsfuglar som brukar same leveområda, artane er påverka av dei same drivkreftene. Han viser vidare samvariasjon i

avskyting mellom fylke i 4 vêrregionar (Figur 2. Kvasnes m. fl. 2010). Er jaktutbyttet godt i Sogn og Fjordane er det sannsynleg at det er godt ogso i Vest-Agder. Samanhengen mellom Vest- og Aust-Agder er svakare, dei tilhøyrrer ulike vêrregionar. Det er ogso samvariasjon i rypetettleikar mellom fjellområde innan vêrregionane (Kvasnes m.fl. 2014a). I fjellområda er det likevel variasjonar mellom jaktterreng. Mønsteret er at noko overordna styrer det store mønsteret medan meir tilfeldige hendingar skapar lokale variasjonar.



Figur 2. Jaktutbyttet av dei ulike skogshønsartene samvarierer i fylka i dei 4 regionane som har fått ulike fargar på kartet. Samvariasjonen i jaktutbyttet var størst på det sørlege Vestlandet. Samvariasjonen var ogso stor frå Møre til Nordland. Samvariasjonen var mindre mellom austlandsfylka og minst i Troms og Finnmark (Kvasnes et al. 2010). Dette kan ha samheng med i kva grad vêret samvarierer i dei ulike regionane.

Gode og dårlige rype terreng

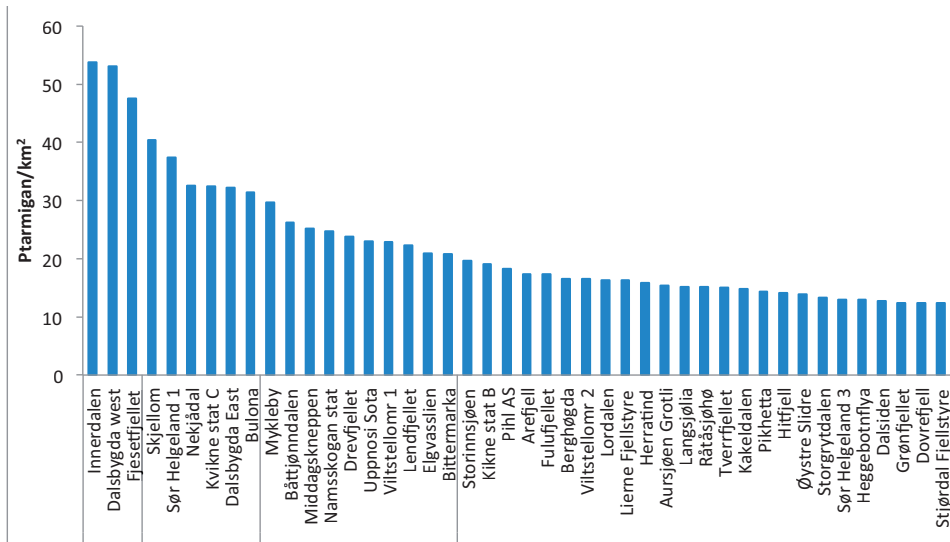
Rypejegeren drøyer om *Det gode rype terreng*. Han har eit bilete i hovudet som viser korleis terrenget skal sjå ut (Kaltenborn og Andersen (2009)). Og i nokre terreng er det alltid fleire ryper enn i dei andre. Gjennomsnittsterrenget hadde i snitt over år meir enn 20 ryper per km². Gjennomsnittstettleikane varierte frå under 10 til opp over 90 ryper per km² (Figur 3). Einskildår kunne tettleikane i nokre terreng vera både langt lågare og høgare.

Mikkel Kvasnes (akseptert) fann at den store forskjellen mellom terrenget i stor grad vart forklart med kor mange vaksne fuglar som var i terrenget, mindre av kor mange kyllingar det var i kulla (Figur 4). Tettleikane av vaksne varierte mellom år, og det viste seg at tettleiken av vaksne kvart år var høgare i nokre og lågare i andre terreng. Ei stor gruppe var midt. Kor mange kyllingar kvart par fekk, var ikkje relatert til kor mange kull det var i terrenget. Kyllingproduksjonen var uavhengig av tettleiken av par.

Kvasnes fann vidare at nokre terreng alle år hadde fleire og andre færre vaksne rypepar. Det var ingen samanheng mellom talet vaksne par i terrenget og kor mange kyllingar kvart par fekk. Reproduksjonen per høne varierte usystematisk mellom år og terreng, men det var kvart år fleire kull i dei gode terrenga. Talet på kull varierte mellom terreng, medan talet på kyllingar varierte mellom år.

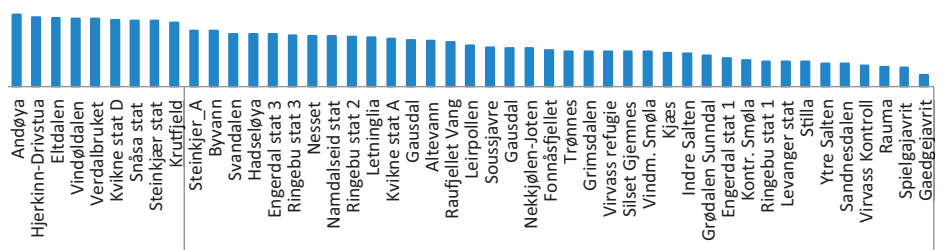
Vegetasjonen

Utfordringa kom då Mikkel Kvasnes (Kvasnes m. fl. manus) skulle finna kva vegetasjon som karakteriserte dei gode og dårlige terrenga. Vegetasjonen var kartlagt ut frå satellittbilete med ruter 30 x 30 m. Det er ikkje sikkert at dette er den rette skalaen for å finna gode rypeområde. Det er ogso uvisst om vegetasjonskartleggjaren kartlegg det som er det viktigaste for rypene. Likevel var det rart at Mikkel ikkje kunne forklara forskjellane ut frå vegetasjonstypene. Det ser ut som om at det er færre kull der det er ein stor del snøleie.



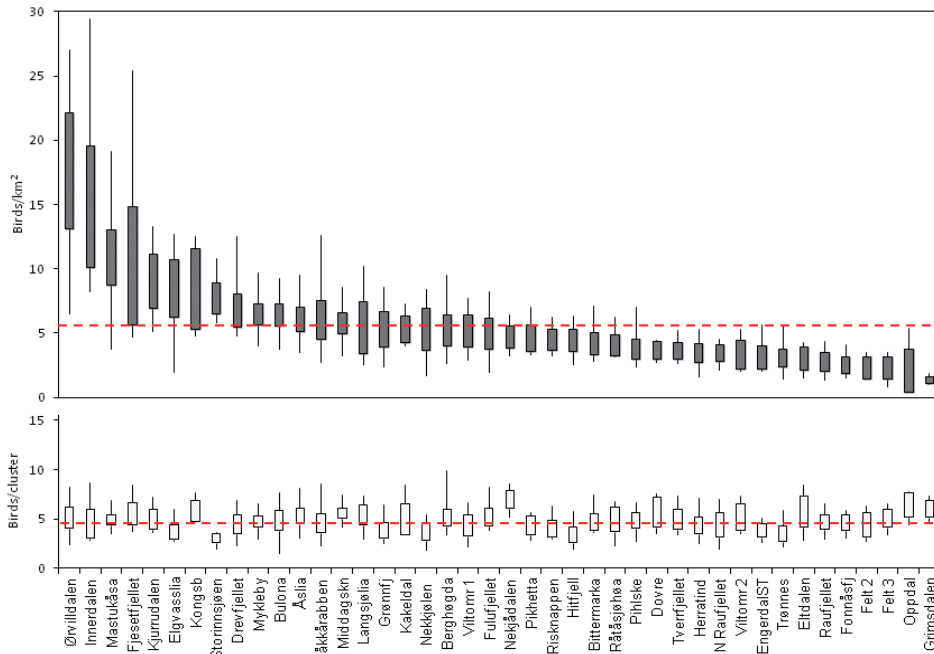
Figur 3. Gjennomsnittleg rypetettleik (ryper/km²) over år i ulike terreng i fjellområde aust og nord på Austlandet (Kvasnes upublisert).

Kulla tykkjest mindre, med færre kyllingar, der det er mykje skog. Heilt enkelt kunne me seia at liryper lever mellom skogen og snøen, mellom skogen og fjellrypehabitatet. Kastdalen et al. (2003) fann at ryper under takseringane i august føretrekte å sitja nær vier. Men vegetasjonstypane som kjem fram på vegetasjonskarta, tykkjest ikkje verka inn på kor mange par som slår seg ned i eit område, i alle høve klarte ikkje våre data å visa det. Det ser ut til å vera nok mat i dei fleste terrenga dei fleste åra, og det kan verta mange ryper ikkje nokon drep dei. Eit godt rypeterreng er kanskje mindre karakterisert av plantearter, men meir prega av at rypene og kyllingane deira overlever betre der enn i naboterrenget. Det kan frå dei omfattande takseringsresultata verka som om at variasjonar i plantearter, vegetasjonsstruktur og hogstføring ikkje er so veldig viktig. Dette er tungt å seia for dei av oss som lenge har trudd at vegetasjon og hogstføring har bestemt det meste. Poenget kan illustrerast ved at me på Evenstad skog i 2007 etter augusttaksering rekna ut 26 storfugl og orrfugl per km² (Solvang m. fl. 2009). I 2012 var tettleiken 1 orrfugl eller



storfugl per km²! Frå rundt 1000 ned til nær 40 skogsfugl på Evenstad-jaktområdet! Og skogen er den same. Same skogsdrift, same hogstklassfordeling, ingen endringar i habitatet. Likevel varierer bestanden frå masse til ingenting. Sjølv sagt kan både næring og vêr variera mellom år. Men det er sjeldan rapportert om matmangel hjå vaksne skogshøns, kyllingar kan finna for lite insekt om det attpåtil er kaldt og vått. Inntrykket frå analysane av takseringsresultatet er at fjellet og skogen innan vide grenser er god nok, dersom fuglane ikkje vert drepne.

Unni Lande m. fl. (2014) fann visse samanhengar mellom skogtilstandar og storfugl og orrfugl. Det mest interessante er kanskje likevel at bestandane ser ut til å klara seg ganske likt og nokolunde bra uavhengig av skogbrukshistoria. Dette peikar ogso på at skogsfugl ikkje er so spesialiserte når det gjeld detaljar i skoglandskapet. Om ingen drep dei, klarar dei seg bra, ser det ut til.



Figur 4. Vaksne ryper og kyllingar per par i ulike terreng. Øvst ser me variasjonen av vaksne ryper og nedst variasjonen av kyllingar over tid i same terrenga (Kvasnes m.fl. akseptert).

Unge ryper slår seg ned – der dei gamle rypene har overlevd

Mikkel Kvasnes (2014b) fann noko merkeleg, då bestandane auka, auka talet av rypepar mest der det var mange ryper frå før. Mikkel forklarar observasjonane slik: Gamle rypesteggar bur der dei har slått seg ned og danna territorium. Gamle høner kan skifta territorium dersom det går dårleg. Unge ryper spreier seg ut frå der dei er fødte. Om våren når dei skal bestemma kvar dei skal etablere territorium, kan dei ikkje vita korleis det ser ut under snøen. Men dei kan sjå kvar gamle ryper har overlevd! Serleg lurt må det vera å sjå etter gamle høner. Der gamle høner vel å bu, må det vera godt å vera. Dermed kjempar unge flotte steggar til seg territorium nær gamle høner og steggar. Gamle steggar freistar jaga ungdomen bort, kanskje mange spelande fuglar trekkjer til seg rovfugl? Når unge høner ser ung stegg som spelar saman med gamle, skjønar dei at dette er ein tøffing – og vel han.

Dersom dette er rett, vel unge ryper å vera der gamle har overlevd. Dersom gamle ikkje lenger overlever i terrenget, vil unge ikkje lenger velja dette området – det vert dårleg. Kvaliteten på habitatet vert dermed bestemt av overlevingsevna i terrenget. Overlevinga vert bestemt av mange faktorar, vegetasjon, rovdyr, rovfugl og jegerar. Dermed er det kanskje ikkje so rart at Mikkel ikkje fann samanheng mellom vegetasjonstypar og rypetettleikar. Han fann derimot litt høgare tettheit av kull på private enn på offentlege eigde område. Forskjellen var ikkje stor, men statistisk sikker. Me kan spekulera i at jaktpresset er litt høgare i kortområda enn i åremålsutleigde terreng. Betre overleving av vaksne ryper kan kanskje forklara forskjellen? Slike tolkingar er usikre. Det skulle vore interessant å fella alle rypene i nokre gode og nokre dårlege terreng og samanlikna utviklinga der med liknande ujakta terreng. Me kan få sikrere kunnskap med slike godt planlagde eksperiment.

Dersom gamle ryper trekkjer til seg unge, bør me syta for å fella få vaksne ryper i våre eigne område i dårlege år. Dette gjev ikkje fleire ryper i heile fjellområdet neste år, men ungfuglen vil gjerne slå seg ned i vårt terreng om der er flest ryper. Det vil ikkje verka inn på storskalaendringane, men kan vonleg påverka småskalafordelinga av rypene. Verknaden av dette vert nett motsett *allmenningens tragedie*, det er om å gjera å spara litt fleire gamle ryper enn i naboterrenget. Minska predasjon på gamalsteggar frå rovdyr og vår eiga jakt, vil vera svært bra for oss sjølve. Me kan ikkje vita dette sikkert før det er utprøvd med eksperiment.

Mikkel har studert kvar rypene slår seg ned i ein periode med ganske lite fugl. Me kan spekulera på om verknaden vert annleis ved tette bestandar. Kan det vere at fugl då vert pressa til å slå seg ned andre stader? Mekanismen vert i so fall oppbygging i område med god overleving. Når bestanden har vorte tett, vil det føre til spreiding til område med dårlegare overleving, og talet på par der aukar. Bestandsnedgangen kjem fyrst der fordi overlevinga er dårlegare, og so har me det same mønsteret på nytt. Me kan soleis få ein slags puls med oppbygging, spreiding og tilbaketrekking. Men igjen, dette er spekulasjonar.

Rypebestandar lever i fjell, ikkje i jaktterreng

Hörnell-Willebrand et al. (2014) har undersøkt korleis ryper spreier seg frå der dei er fødde. Dei viser klart at unge ryper i jaktterrengmålestokk flytter seg ganske langt. Gjennomsnittleg spreingsavstand for steggar er 3,4 km og for høner 10,2 km. Eit sirkelrundt jaktterreng på 10 km² har ein radius på 1,8 km. Eit terreng på 20 km² har radius 2,5 km. Dermed vil dei fleste rypene fødde i eit vanleg terreng slå seg ned utanfor terrenggrensene. Dei har rekna ut at eit terreng må vera rundt 350 km² for at halvparten av rypehønene skal slå seg ned i terrenget. Dette er ein tankekross for rypeforvaltning som vanlegvis skjer på eigedoms- og jaktterrengnivå som er ein brøkdel av dette.

Samvarierende kullstorleikar

Kvasnes m. fl. (2014a) har funne at variasjonar i mai, juni og juli av *Den nordatlantiske oscillasjonen* (NAO) påverka kyllingproduksjonen i 4 fjellområde i Sør-Noreg. NAO er eit uttrykk for trykkvariasjonen mellom Azorane og Island, og det viser seg at denne trykkvariasjonen er eit uttrykk for korleis vêret i dei ulike delane av Europa er. Det er dermed eit mål eller ein indeks på det overordna vêret i dei 4 fjellområda. Det var vanskeleg å knyta overlevinga til temperaturar eller mm nedbør, men det viste seg at det generelle vêret påverkar kyllingproduksjonen, tidleg vår var bra. Men vêret sin verknad vert justert av kor mykje smågnagarar det er i fjellet. Smågnagarane er viktigaste maten til smårovdyr som særleg tek ryper, kyllingar og egg når smågnagararbestandane bryt saman. Kyllingproduksjonen vert påverka av vêret og av rovdyr. Og med det er me over på rovdyra.

Reirrøving

Torfinn Jahren studerer røving av skogshønsreir ved hjelp av kamera (Jahren m. fl. 2014). Han fann ein statistisk sikker auke i reirrøvinga frå dei fyrste rapporterte undersøkingane (1934) til i dag. Røvinga auka særleg etter 1970-talet. Når Jahren såg på alle reira i perioden 2009 – 2012 i Hedmark og Nord-Trøndelag, kunne han rekna seg fram til at 72 og 80 %

av storfugl- og 58 og 79 % av orrfuglreira har vorte røva. I laupet av alle åra har han fått bilete av predatorane som røva 69 reir. Mesteparten (88 %) vart røva av pattedyr. Rev og mår tok om lag like mykje (42 og 37 %). Konklusjonen er at rev og mår er dei viktigaste rovdyra, grevling tek litt og kråkefugl tek lite. Truleg har bestandane av rev og mår auka monaleg over åra. Torfinn har registrert mange storfugl- og orrfuglreir, men langt færre rypereir. Færre rypereir vort røva, og det er sannsynleg at rev og mår er mindre viktige, og kråkefugl viktigare reirrøvarar i opne fjell. Vonleg vil Torfinn finna svar på dette. Per 2014 har han berre 6 bilete av kven som røvar rypereir. Tre vart tekne av kråkefugl og eitt av jerv. Dermed kan biletet vera annleis på fjellet enn i skogen. Me treng meir data.

Jegeren og jegerinna

Samla sett viser ulike undersøkingar at gjennomsnittsjegeren er ein gift 50-åring med godt gjennomsnittleg økonomi. Han har jakta rype lenge, kvar haust i mange år. Det mest interessante er kanskje den store variasjonen, svært mange på ulike alderstrinn og med ulik bakgrunn jaktar rype med eller utan hund (Andersen m. fl. 2009, Andersen m. fl. 2013). Ein kuriositet er at dei få kvinnene som jaktar finn fleire, men feller færre fuglar enn dei mannlege jegerane (Lasse Asmyhr m. fl. upublisert). Me kan spekulera på om dette kan ha samanheng med at dei fleste kvinnlege rypejegerar er opptekne av hundane sine og berre skyt etter godt hundearbeid?

Nok fugl – ikkje masse fugl – gjev lukkelege jegerar

Erik Faye-Schjøll (2008) og Oddgeir Andersen m. fl. (2009) undersøkte kva som påverka jegerane si glede på jakt, kva som påverka kor nøgde dei var med jakta. Sjølv trudde me at tette rypebestandar var det viktigaste for å få lukkelege rypejegerar. So spurde Erik Faye-Schjøll (2008) rypejegerar i jaktterreng med kjende tettleikar mellom 8 og 38 ryper per km² om kor nøgde dei var med jakta. Og tettleiken hadde om lag ingenting å seia! Eit vanleg mål for rypeforvaltning, skaffa masse fugl, spela liten rolle for jegerane!



Rypejegerane seier det ikkje er so viktig å fella mange fuglar. Men lukka er stor når ein lukkast med å finna fuglar - og å fella dei. Foto: Torstein Storaas

Når me no les og set saman Faye-Schjøll og Andersen sine resultat, får me eit sterkt inntrykk av at målet med skogshønsforvaltinga er å unngå botnåra, unngå at skogen eller fjellet vert svart (Pedersen og Storaas 2013). Søkjeljoset må setjast på korleis me unngår botnår, ikkje korleis me kan skapa toppår! Likevel ser me frå svenske statlege jaktmarker at jegerar heller vender attende til fjell der dei hadde godt utbytte. Om dei møtte mange jegerar der, er det mindre sannsynleg at dei vender attende. Det tyder på trengselseffekt i nokre svenske fjell (Asmyhr et al. 2013). Det viser også at om det ikkje er viktig å få so mange fuglar i seg sjølv, er det ein samanheng mellom kor mange fuglar ein fekk, og kor god opplevinga var.

Oddgeir (Andersen m. fl. 2009) undersøkte kva som påverka jaktopplevinga for eit stort utval jegerar. To faktorar drog opplevinga ned. Bruk av hund og masse treningsskyting påverka opplevinga negativt! Bruk av hund gjorde jaktopplevinga dårlegare! Likevel fann Erik Faye-Schjøll

(2008) at jegeren med hund gledde seg meir enn støkkjeger over felt fugl. Kan me dermed slutta oss til at veldig mange hundar er dårlege og skuffar jegerane, men at når hundane verkeleg gjev jegeren fugl, då vert jegeren kjempenøgd? Me kan ogso tenkja oss at han som trenar mykje på banen og bommar berre litt, vert skuffa, medan han utan trening vert kjempeglad for tilfeldig treff. Uansett er resultatet uventa og vanskelege å tru på. Jo Inge Breisjøberget si nye og upubliserte undersøking av jegerane på Statskogs grunn i Nordland viser at jegerar med hund er mest tilfredse. Kanskje nordlandsjegarane har gode hundar?

Effektive jegerar ved låge tettleikar

Eigne røynsler viser ein samanheng mellom kor mykje fugl som er i skogen og fjellet og kor mykje fugl me feller. Dette har me i alle høve alltid trudd. Då Erik Faye-Schjøll (2008) og Oddgeir Andersen m. fl. (2009) byrjar å sjå på kor mykje fugl jegerar i område med ulikt tette bestandar felte, viste det seg at tettleiken av fugl i terrenget ikkje spela noko særleg rolle. Ein jeger felte om lag like mykje per dag uavhengig av kor tett bestanden var! Willebrand m. fl. (2011) hadde svært detaljert oversikt over rype-tettleikar, jaktinnsats og kor mange ryper som vart felt. Svært gode data viste klart at jegerar er effektive ved låge tettleikar, men ikkje effektive ved høge. Dermed vil jaktbegrensingar vera viktigast ved låge tettleikar eller låg reproduksjon. Like viktig kan det vera å slå fast at jegerane ikkje er svært effektive ved høge tettleikar. Ein konklusjon kan vera at jegerane er so lite effektive ved høge tettleikar at det med mykje fugl truleg sjeldan vil vera naudsynt med jaktbegrensingar.

I tråd med dette minska ikkje effektiviteten til svenske jegerar utover i fyrste delen av deira jakt som byrjar 25. august. Jegerar felte like mykje rype per dag i terreng der det hadde vorte jakta i fire dagar som i ujakta område. Heller ikkje jaktuttaket dei fyrste 8 dagane påverka jaktuttaket for dei som jakta frå dag 9 (Tomas Willebrand m. fl., upubliserte data). Dette understrekar at jaktinnsatsen er viktigare enn rypetettleiken.

Jaktstatistikk

Jaktstatistikk vert ofte nytta for å visa endringar i viltbestandar. Dette byggjer på at 1) jaktinnsatsen er lik, 2) jakteffektiviteten er lik, 3) rapporteringa er rett og 4) jaktutbyttet avspeglar samansetninga av populasjonen. Jo Inge Breisjøberget (upublisert) har i sitt material, der jegerar på Statskogs grunn i Nordland har rapportert både under og etter jakta, sett at det er ein statistisk forskjell, men at forskjellen er so liten at rapportering etterpå fungerer greitt nok til forvaltningsføremål. Ofte vert produksjonen i rypebestandar fastsett på grunnlag av vengeprøvar. Jegerane leverer rypevenger for aldersbestemming. Asmyhr m. fl. (2012) takserte rypebestandar og samla deretter inn vengeprøvar. Det var fleire vaksne og færre kyllingar i jaktuttaket enn i populasjonen. Ofte lettar den gamle rypa fyrst eller tiltrekkjer seg merksemda til jegeren på annan måte. Halvparten av fuglane felt frå kull, var vaksne, uavhengig av storleiken på kullet. Ein uforholdsmessig stor del av fangsten var vaksne ryper med kull. Aldersbestemming av rypevengeprøvar gjev dermed ikkje eit heilt rett bilete av rekrutteringa.

Verknaden av jakt på rypene

Hausten 2012 var det dårleg kyllingproduksjon, lite fugl og mange drøfta kvotar og freding i media. Ved lite fugl er jegerane effektive. Dermed verkar det rett å begrensa jaktuttaket. Mindre jakt kunne føra til fleire vaksne fuglar i terrenget for å trekkja til seg ungfugl om våren. Men om ein lokalt klarar å minska jaktuttaket, kan det føra til ein tettare bestand som trekkjer til seg rovfugl frå hardare jakta nabo område. Og dermed kan ein vera like langt. Jegeren er berre ein av mange rovdyr som jaktar rype, og den norske jegeren feller flest ryper i september. Rovdyra jaktar heile året. Det er krevjande å skaffa sikker informasjon om kor viktig jakt er i høve til alle andre dødsårsaker. Av og til er det lett å få inntrykk av at jaktbegrensingar er det einaste tiltaket me kan få til, og dermed innfører me det, uansett om det har betydning eller ikkje.

Aanes m. fl. (2002) rekna ut at ryper i teorien skal kunna tåla eit jaktuttak av 30 % av bestanden. Basert på dette er jakta på statsgrunn i Sverige lagt opp slik at dei ikkje skal hausta meir enn 30 % av bestanden. Dette ser ut til å verka bra då Maria Hörnell-Willebrand og Tomas Willebrand (upubliserte data) ikkje har klart å visa forskjellar i neste års vårbestand mellom freda område og jakta område på terrengnivå eller på länsnivå. Sandercock et al. (2011) fann at radiomerka ryper i område med 30 % jakt overlevde dårlegare enn der det var inga eller 15 % jakt. Likevel var det vanskeleg å sjå at varierende jaktpress om hausten gav noko effekt på vårbestanden i området. Dette er kanskje ikkje so rart sidan ein stor del av ungfuglen er innvandrarar frå naboterreng. Det er ei utfordring å forstå koplinga mellom storskalaendringane (3.1) og endringane på jaktområdenivå (3.2).

Fjellrype

Sigmund Unander byrja arbeida med fjellryper på Svalbard då han var tilsett på Evenstad. Maria Hörnell-Willebrand har halde fram fjellrypearbeidet der i samarbeid med Polarinstituttet og NINA i Tromsø (Pedersen et al. 2014). Ho arbeider ogso med fjellryper i Sverige (Pedersen et al. 2014). Der har dei laga ein habitatmodell som føreseier kvar fjellrypene i Sverige vil kunna vera når temperaturane stig. Mellom anna har dei funne at fjellrypene likar seg nær sumarsnøfenner. Ofte sit radiomerka fjellryper under den smeltande kanten av fonna. Maria har ogso oppdaga kor store område ei fjellrype kan bruka. Ei rype bur gjerne ikkje i ein fjelltopp, men i ei fjelltopprekke. Ein stegg flytta seg sumaren 2014 fire mil langs ei fjelltopprekke. Steggane held seg på toppane. Hønene og kulla er meir stasjonære og held seg lågare nede.

Ryper og jaktfalk

Rypene spelar ei viktig rolle for jegerane. Dei er ogso viktige for jaktfalken. Maria var med på eit arbeid (Falkdalen et al. 2012) der dei fann at ein ved hjelp av rypetakseringar om hausten kunne føreseia hekkesuksessen til

jaktfalk neste vår. Variasjonane i lirypebestandane forklarte meir enn variasjonane i fjellrypebestandane av variasjonen i kyllingproduksjon hjå jaktfalken. Ein har trudd at jaktfalk hovudsakleg er avhengig av nok fjellryper for å forplanta seg. Litt uventa var at det verka som om lirypene var viktigare.

Skogsfugl

Bortsett frå å gjennomføra skogsfugltakseringar har me på Evenstad samla lite nye skogsfugldata. Unni Støbet Lande har brukt takseringsdata i si doktorgrad. Degitu Borecha Endale arbeider med doktorgrad hovudsakleg basert på data tidlegare innsamla av Tomas Willebrand. Tomas og Maria Hörnell-Willebrand har ogso analysert data frå 300 radiomerka storfuglar som om sumaren levde i svenske fjellnære skogar og i boreal barskog, men der fjellfuglane trekte til dei boreale barskogane om vinteren (Ahlén et al. 2013). Predasjon var vanlegaste dødsårsaka i begge områda. Kollisjonar med kraftleidningar og bilar vart berre påvist i det alpine området. Årsoverlevinga var knapt 70 % for stasjonære og trekjande fuglar, noko som samstemmer med andre storfuglstudium. Ein liten del av bestanden vart felt under jakt. Berre 10 % av dei som døydde i jakttida vart felt under jakt. Om jakta slutta, ville årsoverlevinga auka med berre 2 %. Jakta spela ei ørlita rolle for desse storfuglane si bestandsutvikling i desse områda.

FORVALTINGSTILRÅDINGAR

Skogshønsøkologi er vanskeleg. Skogshøns er utsette for mange ulike drivkrefter. Det er tydeleg at endringar i bestandane skjer over store område. Rypebestandane lever over langt større område enn vanlege eigedomar. Bestandsutviklinga i eitt område er avhengig av kva som skjer i naboombåda. Men lokale variasjonar har ogso stor betydning. Rovdyr og jegerar drep ryper på jaktterrengnivå. Overlever fleire vaksne stadbundne ryper til våren i ditt terreng, samanlikna med i naboterrenga, vil truleg fleire unge ryper slå seg ned hjå deg.

Trass stor regional samvariasjon ser me at individuelle reir på jaktterrengnivå vert røva av rev og mår som lever i desse terrenga. Med færre revar og mårar i terrenget, bør fleire lokale reir overleva. Me har likevel ikkje eintydige bevis for at det hjelper med reve- og mårbekjemping. Ein grunn kan vera at mange andre faktorar som vêrtilhøve, insekttilgang, jaktpress og rovfugl ogso verkar inn, verknaden av noko kan utviskast av noko anna. Og vidare er det veldig vanskeleg å begrensa revebestandar godt nok.

Målet med forvaltinga må vera å ha middels eller betre bestandar i dei ulike terrenga. Freding eller avgrensing av haustinga ved låg bestands-tettleik verkar klokt, men me har ikkje data som viser at det hindrar nedgang i neste års vårbestand på terrengnivå. Me kan vona på at freding eller uttaksbegrensingar verkar, me trur det, men me veit det ikkje for sikkert. Uansett bør det gjera dei fleste jegerhjarde godt å spara dei fleste rypene i dårlege år.

VIDARE ARBEID

Rypeforvaltningsprosjektet er slutt. Evenstad viltsenter held fram takseringsarbeidet gjennom Hønsefuglportalen i samarbeid med NINA og Høgskolen i Nord-Trøndelag. Viltsenteret utdannar nye taksørar og kvalitetssikrar gamle taksørar. Maria Hörnell-Willebrand organiserer Det internasjonale rypeovervåkingsnettverket med forvaltarar i Noreg, Sverige, Finland, Russland, Island og Grønland. Framtida vil visa om ogso Skottland, Frankrike, Sveits, Canada USA og Japan vert med i nettverket. Maria har ogso eit større fjellrypeprosjekt i Sverige. Tomas Willebrand har masse gamle skogshønsdata som Degitu Borecha Endale analyserer for å få ny kunnskap. Tomas samlar ogso inn nye data, ikkje minst rype-data i samarbeid med forskarar på Island. Han og Morten Odden har ogso starta arbeid med å læra meir om rev, den kanskje viktigaste predatoren i småviltsamfunnet i fjell og boreal barskog. Torfinn Jahren held fram arbeidet med å studera reiroverleving, Oddgeir Andersen studerer både ryper og rypejegerar og Jo Inge Breisjøberget held fram sitt arbeid med å studera korleis rypeforvaltninga har påverka ryper og jegerar.

Fleire av oss følte på 1990-talet eit stort behov for å registrera tettleikar av skogshøns over større område og over mange år. No er tettleikar over store område registrert over tid. Å halda fram takseringar er truleg per i dag det viktigaste eigarar og brukarar av rypejakt kan gjera. Me minner om kor viktig det er med god kvalitet på takseringane. Det er viktig med kurs og oppfriskingskurs. I tillegg bør forvaltarane registrera kor mykje fugl som fellast og notera alle forvaltningsgrep dei måtte gjennomføra. Denne typen data må etter kvart kunna registrerast i Hønsfuglportalen. Etter ei tid vil ein kunna samanlikna bestandsutviklingane. Vonleg vil ein i alle fall kunna avsanna at nokre og sanna at andre tiltak har verknad på bestandsutviklinga.

Det er vidare svært sannsynleg at samordna takseringar gjennom Det internasjonale rypeovervakingsnettverket vil gje ny innsikt i kva som driv dei overordna storskalaendringane i rypebestandane.

Etter ein lang bolk med stor vekt på takseringar har det vokse fram eit behov for meir detaljerte studium der ein prøver ut hypotesar basert på takseringsresultat. Igjen treng me informasjon om radiomerka individ i avgrensa område. Det vil vera svært ynskjeleg med forsøk. I eitt forsøk skulle ein sjå på innvandring og kolonisering av tidlegare gode og dårlege jaktterreng som vart tømde for ryper. I eit anna skulle ein sjå om utsette plastryper med lydband med rypespel skulle kunna trekkja til seg fugl. Framleis kan me ikkje nok om skogshøns sine liv frå kullopløysing til etablering av eigne revir.

Me ser for oss ei grunneigardriven taksering etter malen som er utvikla (sjå *Hønsfuglportalen*). Nokre av takseringane med høgast kvalitet kunne vera med i det internasjonale nettverket. Når og kva eksperiment som vil verta gjennomført, er avhengig av forskarane sine gjennomslag i Noregs forskingsråd.

REFERANSAR

Aanes, S., S. Engen, B. E. Sæther, T. Willebrand, and V. Marcström. 2002. Sustainable harvesting strategies of willow ptarmigan in a fluctuating environment. *Ecological Applications* 12: 12: 281 – 290.

- Ahlen, P.-A., T. Willebrand, K. Sjöberg, and M. Hörnell-Willebrand. 2013. Survival of female capercaillie *Tetrao urogallus* in northern Sweden. *Wildlife Biology* 19: 368-373.
- Andersen, O., B.P. Kaltenborn, H. C. Pedersen, T. Storaas, E. Faye-Schøll og H. Solvang. 2009. Spørreundersøkelse blant rypejegere etter jakt-sesongen 2006/2007. NINA Rapport 379.
- Andersen, O., B. P. Kaltenborn, H. K. Wam og T. Storaas. 2013. Rypejegeren. I Pedersen, H. C. Pedersen og T. Storaas (red): Rypeforvaltning. Side 24 – 35.
- Asmyhr, L., T. Willebrand, and M. Hörnell-Willebrand. 2012. Successful adult willow grouse are exposed to increased harvest risk. *Journal of Wildlife Management* 76: 940 – 943.
- Asmyhr, L., T. Willebrand, and M. Hörnell-Willebrand. 2013. The optimal foraging theory, crowding and Swedish grouse hunters. - *European Journal of Wildlife Research*: 59: 743-748.
- Brainerd, S.M., H.C. Pedersen, J.A. Kålås, C. Rolandsen, S.A. Hoem, T. Storaas og L. Kastdalen. 2005. Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt. En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. – NINA Rapport 38: 1-78.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2004. *Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Cotter, R.C., and C. J. Gratto. 1995. Effects of nest and brood visits and radio transmitters on rock ptarmigan. *Journal of Wildlife Management* 59: 93-98.
- Faye-Schjøll, E. (2008) Hunters' satisfaction as affected by ptarmigan density and hunting practice. – Masteroppgåve, Høgskolen i Hedmark, Evenstad, 29 p.
- Finne, M. H Wegge, P. 2003. Bruk av Distance Sampling ved linjetaksering av skogsfugl med hund. – Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås. Viltrapport 3.

- Hornell-Willebrand, M., T. Willebrand, and A. A. Smith. 2014. Seasonal Movements and Dispersal Patterns: Implications for Recruitment and Management of Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Wildlife Management* 78: 194-201.
- Jahren, T., P. F. Moa, B. R. Hagen, og T. Storaas. 2014. Auka reirrøving - rev og mår tek egga. *Jakt og fiske* 2014 (5) s. 52-56.
- Kaltenborn, B. P. and O. Andersen. 2009. Habitat preferences of ptarmigan hunters in Norway. *European Journal of Wildlife Research* 55 (4): 407-413.
- Kastdalen, L., Pedersen, H. C., Fjone, G. & Andreassen, H. P. 2003. Combining resource selection functions and distance sampling: an example with willow ptarmigan. *Proceedings of the First International Conference on Resource Selection* 1:52-59.
- Kvasnes, M. A. J., T. Storaas, H. C. Pedersen, S. Bjørk, and E. B. Nilsen. 2010. Spatial dynamics of Norwegian tetraonid populations. *Ecological research* 25: 367-374.
- Kvasnes, M. A. J., H. C. Pedersen, T. Storaas, E. B. Nilsen. 2014a. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Ornithology* (i trykk).
- Kvasnes, M.A.J., H. C. Pedersen, H. Solvang, T. Storaas and E. B. Nilsen . 2014b. Spatial distribution and settlement strategies in willow ptarmigan - *Population Ecology*
- Kvasnes M. A. J., H. C. Pedersen, T. Storaas, and E. B. Nilsen. Manuscript. Vegetation structures providing food and cover do not facilitate willow ptarmigan densities or reproduction.
- Lande, U. S., I. Herfindal, T. Willebrand, and T. Storaas. 2014. Landscape characteristics explain large-scale variation in demographic traits in forest grouse. *Landscape Ecology* 29 (1): 127-139.
- Lande, U. S., M. Hörnell-Willebrand, T. Willebrand, and H. Solvang. 2014. Using line transects and distance sapling to monitor willow ptarmigan *Lagopus lagopus*. Manuscript in progress.

- Pedersen, A. O., M. A. Blanchet, M. Hornell-Willebrand, J. U. Jepsen, M. Biuw, and E. Fuglei. 2014. Rock Ptarmigan (*Lagopus muta*) breeding habitat use in northern Sweden – *Journal of ornithology* 155: 195-209.
- Pedersen, A. O., E. M. Soininen, S. Unander, M. Hörnell-Willebrand and E. Fuglei. 2014. Experimental harvest reveals the importance of territoriality in limiting the breeding population of Svalbard rock ptarmigan. *European journal of wildlife research* 60: 201-212.
- Pedersen, H.C., og T. Storaas. 2013. Rypeforvaltning. Rypeforvaltningsprosjektet 2006-2011 og veien videre. Cappelen Damm Akademisk, 156 s.
- Sandercock, B. K., E. B. Nilsen, H. Brøseth, and H. C. Pedersen. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology* 80: 244-258.
- Solvang, H., H. C. Pedersen, T. Storaas og B. R. Hagen. 2009. Rapport fra skogsfugltaksering 2005 – 2008. – Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport nr. 1 – 2009.
- Thirgood, S. J., S. M. Redpath, P. J. Hudson, M. M. Hurley, M. Martha), and N. J. Aebischer. 1995. Effects of necklace radio transmitters on survival and breeding success of red grouse *Lagopus lagopus scoticus* – *Wildlife Biology* 1: 121-126.
- Unander, S. and J. B. Steen. 1985. Seasonal changes in crop content of the Svalbard ptarmigan *Lagopus mutus hyperboreus*. *Ornis Scandinavica* 16: 198-204.
- Willebrand, M. Hörnell-Willebrand, and L. Asmyhr. 2011. Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density *Oikos* 120: 1667-1673.



DEL 7

FISKETOGET

Rendalen, nær Evenstad, vart i gamal tid rekna vel so mykje som ei fiskebygd som ei jordbruksbygd. Fisket i sjøar og elvar gav mat, men ogso varer som kunne eksporterast or bygda. I dag er næringsfisket mindre viktig, fritidsfisket langt viktigare. Kjell Langdal viser korleis Evenstad har arbeidd med forskning og utvikling på fiskefagfeltet. Han legg ogso fram ein artikkel som viser korleis Glåma kan verta ei betre fiskeelv. Mykje av arbeidet på Evenstad har vore med aure og harr. Kjartan Østby skriv om kor mangfaldige variantar siken kan framstå i og viser soleis at Evenstad arbeider på eit vidt fiskefagfelt.



■ FoU på fisk

– frå prøvafiske til telemetristudiar og avansert populasjonsgenetisk forskning

KJELL LANGDAL

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMANDRAG

Det fiskefaglege miljøet på Evenstad har drive FoU-verksemd sidan tidleg på 1990-talet. Den gongen var fokuset å finne gode løysingar på utfordringar i forvaltninga av lokale og regionale fiskeressursar i ferskvatn. Dette er vidareført dei seinare åra, sjølv om innsatsen no er noko meir djuptgåande og avansert, og kan vonleg tilføre fiskefaget ny generell kunnskap. Starten på utviklinga av fagmiljøet var studium av vandringsane til stor aure i Glåma ved hjelp av radiotelemetri for å lokalisere gyte- og oppvekstområde. Deretter vart innsatsen retta mot å finne nytten og effektane av settefiskutsettingane i vassdraget. I dei seinare åra er dette vidareført i arbeidet med å skaffe kunnskap om naturleg rekruttering av aure i sidevassdrag til Glåma. Gjennom doktorgradsarbeid blir det forska på effektar av temperaturauke på vekst og populasjonsdynamikk hos aure i lys av klimaendringane som skjer. Og korleis røya som art er spalta i ulike genetiske og evolusjonære einingar som vi treng å kjenne til med tanke på framtidig forvaltning av biologisk mangfald.

INNLEIING

Østerdalen har mange og varierte fiskesamfunn som er eigna til å bruke som råstoff i FoU. Sidan Evenstad er lokalisert ved Glåmas bredder, var det naturleg at FoU-innsatsen mot fisk starta her. Forvaltninga av

fiskeressursane i Glåma hadde, og har framleis, store utfordringar som ikkje har fått endelege løysingar. Dette er spørsmål i tilknytning til effektane av vasskraftutbygginga og korleis fisketilbodet kan utviklast i ei regulert elv, og det er problemstillingar som helst må løysast innan rammene for *anvendt økologi*. Det er mange relevante FoU-oppgåver knytt til fisk som kan involvere studentar både på bachelor- og masternivå. Likevel har ikkje forskning innan fiskefaget vore eit satsingsområde på Evenstad før det siste tiåret etter at forskingskompetansen blei styrkt ved tilsetting av professorar i fiskebiologi.

Denne artikkelen vil skildre studiar på fisk som tilsette og studentar på Evenstad har stått for. Eg begynner med å trekke liner tilbake til starten på utmarksutdanninga på Evenstad, og korleis gransking av fiskebestandar som del av utdanninga i nokon grad vart reelle utviklingsprosjekt. Deretter vil studiane av vandringar hos aure i Glåma og Søndre Rena bli omtala. Dernest vil eg rette merksemda mot arbeidet med å dokumentere effektane av settefisk i dei same vassdraga. Så følgjer korte skildringar av to masteroppgåver; der den eine dreier seg om bekkerøye i ei lita elv i Oslo og den andre om opphavet til den nyleg introduserte krøkla i Storsjøen i Rendalen. Vidare er det kort beskrive igangverande prosjekt. Desse er: gransking av rekrutteringspotensialet for aure i sidevassdrag til Glåma, eit doktorgradsarbeid om effektar av klimaendring hos aure og eit doktorgradsarbeid om ulike morfar hos røye. Til slutt er planar for FoU-verksemd i framtida kort omtala.

Prøvefiske i undervisning

Heilt sidan utmarksteknikarkurset starta opp i 1970, har fiskeforvaltning vore eit av hovudfaga på Evenstad. I starten var dette eit utprega praktisk fag der prøvefiske og andre former for feltgranskingar av fiskevatn og fiskebestandar var ein heilt sentral del. Denne utøvande biten er vidareført og er framleis eit grunnleggande element i dagens kurs som vi kallar *Fiskeriøkologi i ferskvatn*. Prøvefiske er ikkje i utgangspunktet FoU-verksemd. Men analyser av data og kopling mot rådande teori som grunnlag for tilrådingar til forvaltningspraksis, er utviklingsarbeid.

Fagleg haldbare tilrådingar om korleis den aktuelle ressursen kan utviklast og brukast på ein berekraftig måte, er etterspurt hos forvaltarar av fiskeressursar. Og slike faglege råd er viktige med tanke på kvaliteten på framtidige fisketilbod. Når øvingsarbeid på denne måten blir kopla opp mot reelle problemstillingar i den utøvande fiskeforvaltninga, styrkjer dette motivasjonen hos studentane og skaper ein betre læresituasjon. Det er også eit klårt steg i retning av *anvendt økologi* som er den faglege merkelappen for alt Evenstad driv med.

Så godt som kvart einaste år har Evenstadstudentar drive prøvafiske i innsjøar i nærområdet, og i nokon grad også regionalt. Evenstad får stadig førespurnader om å undersøkje fiskebestandar der situasjonen ikkje er optimal for fiskeinteressene. Sidan dette er øvingsarbeid som del av utdanning, er dette vederlagsfritt for fiskerettshavar. Likevel prøvar vi å kvalitetssikre analysane og rapportane før vi sender dei til oppdragsgjevar. Om det høver tidsmessig, set vi også studentane til å presentere resultatata for oppdragsgjevar. Ein del innsjøar er gjengangarar i prøvafiskeoppdrag. På den måten har vi omfattande dataseriar over bestandsutvikling i nokre innsjøar gjennom mange år. Dette er data som kan nyttast i forskning på effektar av bestandstiltak. Det vil føre for langt å rekne opp alle prøvafiske rapportane som er sende til oppdragsgjevarar gjennom 30-40 år, men generelt har mellom 1 og 4 slike rapportar blitt sende frå Evenstad årleg. Desse rapportane er både bachelor-oppgåver og reviderte og kvalitetssikra øvingsrapportar, der dei sistnemnde er i fleirtal.

Studiar av vandring hos aure i Glåma og Søndre Rena

Frå 1969 til omkring 1980 vart det gjennomført omfattande vasskraftutbygging i Glåmavassdraget. Nokre år etter at reguleringane var gjennomført, vart det klårt at effektane på fisket var omfattande. Særleg gjekk det ut over stor vandrande harr og aure. Vandrande bestandar greier å utnytte det samla ressurstilbodet betre enn stasjonære (Harden Jones 1968). Når vandringar blir stengde eller hindra, som ofte er tilfelle ved kraftutbygging, vil vandrefiskebestandar tape i omfang og produksjon. På Evenstad vart det sett i gang studiar av vandring hos stor aure i Glåma og Søndre

Rena. Formålet var å finne ut kva som førte til låg verknadsgrad på fiske-trappene i vassdraget, og å lokalisere dei viktigaste gyteområda til auren for å få tak i den rette stamfisken for produksjon av settefisk til Glåma. Prosjektet vart finansiert som eit spleiselag der Vassdragsregulantenes Forening, Glomma fiskeforening, Åmot Utmarksråd, Fiskefondet i Stor-Elvdal, Fiskefondet i Åmot, Statens Fiskefond og Høgskolen i Hedmark avdeling Evenstad ytte sine årlege bidrag. Mesteparten av arbeidet i felt vart gjort av studentar og andre på dugnadsbasis. Metoden for å følge fisken over tid var å feste radiosendar på fisken og så peile han med jamne mellomrom. Etter første sesong var det klårt at peilingane av radiomerka fisk ikkje var presise nok til å gi svar på kvifor fisken brukar fiske-trappene så lite som dei faktisk gjer. Fokuset vidare i prosjektet vart derfor å finne ut korleis stor aure brukar vassdraget og kvar han har gyteområda sine (Fredriksen & Adolfsen 1993; Langdal m.fl. 1994; Langdal & Berge 1999).



Ein Evenstadstudent prøver å lokalisere ein radiomerka aure i Søndre Rena. Foto Kjell Langdal

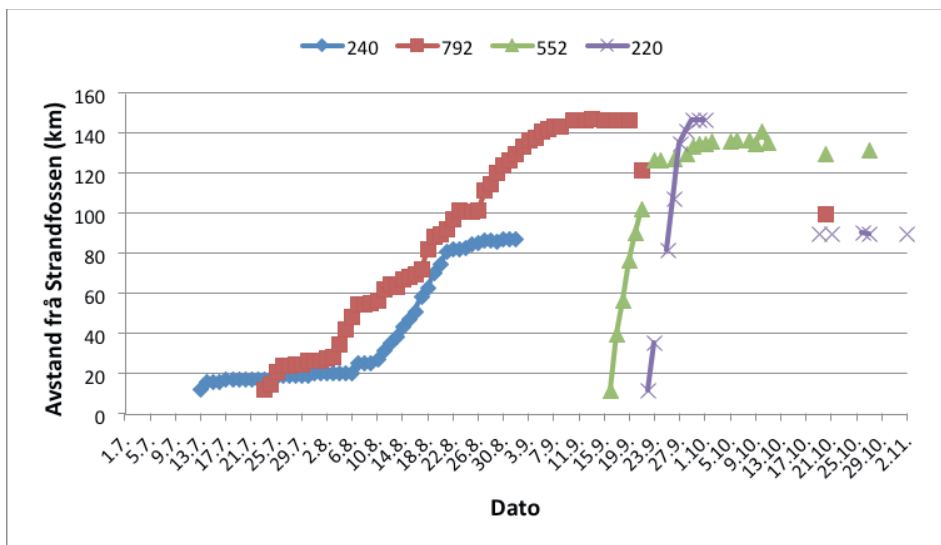
Aurane vart fanga enten i fiskefeller i fisketrappene, ved hjelp av elektrisk fiskeapparat eller ved stongfiske på strekningar der ein normalt får aure. Av 72 fiskar vart 24 fanga på stong, 17 med elektrisk fiskeapparat og resten i fisktrappene. Vel halvparten av fiskane vart fanga i Glåma, og storleiken varierte frå 36 til 70 cm. Dei første åra vart radiosendarane festa utvendig på fisken ved hjelp av ståltråd eller tynn snor. Denne festemetoden viste seg å vere dårleg både for den enkelte fisk og for resultatata fordi fisken lett vart påført meir skade og at sendarane fall av. Radiotelemetri som metode har ei rekkje fordelar, men har også nokre ulemper. Ulempene er særleg at fisken kan bli påverka både fysisk og åtferdsmessig, og i verste fall kan han døye dersom det blir infeksjon i såra. Resultata kan såleis bli påverka av merkinga. Vi trur likevel at vandring til gyte plassane i liten grad vart påverka av merking fordi aktivitet i reproduksjonen er så sterkt styrt av instinkt og hormonelle forhold hos fisken. Men vi erfarte stort tap av sendarar som var festa utvendig. Dette vart kostbart og reduserte verdien av granskingane. Derfor var det nødvendig å ta i bruk andre måtar for å feste radiosendaren til fisken. I 1995 begynte vi å operere (implantere) radiosendarar i bukholane med antenna ut gjennom bukveggen mellom bukfinnane og gattet. Dette er på mange måtar ein betre festemetode, men ei avgrensing er at temperaturen i vatnet ikkje kan vere for låg fordi sårhelinga då går for seint og infeksjonar og andre følgjeskader kan oppstå. Vi erfarte få problem og nesten ingen dødelegheit hos fisk som fekk implantert radiosendar. Radiotelemetri er ein kostbar og krevjande metode. Peilinga vart i hovudsak utført ved bilkøyning langs vegar nærast elva. Peileantenna var montert på taket i 90 graders vinkel på køyreretninga. Vi fann ut at presisjonen i peilinga var jamt over var ± 50 m. Tidsbruk og kostnader i peiling var betydelege.

Gjennom kraftutbygging har Søndre Rena endra karakter som fiskehabitat. Opphavleg kunne fisken vandre uhindra mellom ulike delar av vassdraget både oppstrøms og nedstrøms. På grunn av dammane vart den økologiske konnektiviteten broten, og vandrande fisk hadde ikkje lengre klare fordelar kva gjeld samla ressursutnytting. Det var såleis rimeleg å tru at auren i Søndre Rena i hovudsak var stasjonær. Dette viste seg å

stemme; gjennom sommaren var heimeområdet til aure i gjennomsnitt 750 m i lengderetninga. Nokre flytta seg mellom 3-4 standplassar, medan andre sto på same flekken heile sommaren gjennom. På haustparten vart fiskane meir urolege og føretok målretta forflytting til bestemte område som etter alt å døme var gyteområde. Etter gyteperioden vende fiskane tilbake til sommar-heimeområdet. Eit fåtal fiskar vart fanga i fisketrappa i Løpet. Etter utsetting oppstrøms dammen, vandra dei 7-16 km vidare oppover i elva og deltok i gyting. Etter gytinga vandra dei nedstrøms til Løpsjøen der vi mista kontakten med dei midt i november (Berge & Sagelv 1995).

I Glåma var dei radiomerka aurane jamt over meir vandringsevillige. Dette kan delvis ha samband med at dei i stor grad vart fanga i fisketrappa ved Strandfossen. Dei fleste fiskane som vi hadde kontakt med over ein lengre periode etter merking, vandra oppstrøms gjennom sommar og haust. Nesten utan unntak vandra dei opp i dei største sidevassdraga og gytte etter alt å døme der (Figur. 1). Etter gytinga sleppte dei seg nedstrøms til Glåma til rolege, djupe parti der dei truleg overvintra. Vandring til gyteplassane kunne ha nokså ulik progresjon. Det som synest å vere ei nær naturleg reise til gyteplassane, tok til midtsommars og føregjekk i roleg tempo. Truleg er dette ei kombinert nærings- og gytevandring. Men hos enkelte fisk hadde oppvandringa til gyteplassane preg av stort hastverk. Dette var fisk som truleg ikkje fann inngangen til fisketrappa i Strandfossen før i siste liten. Når dei først kom fordi, sette dei i gang ei oppstrøms vandring på opptil 29 km i døgnet for å rekke fram til gyteplassane tidsnok. Det er nokså imponerende og må ha innebore ei retteleg kraftpåkjenning. At desse raske gytevandrarane er eit resultat av forstyrre vandring på grunn av dammane, er mykje truleg fordi dei vandra like mykje om dagen som om natta i motsetning til dei med normal vandring. Aurane som vart fanga på stang, hadde ein nokså stasjonær bruk av elva gjennom sommaren. Dei føretok få og korte forflyttingar, og det gjennomsnittlege heimeområdet hadde ei utstrekning langs elva på 650 m med ein variasjon frå 50 til 2 000 m. Om hausten gjekk dei opp i nærliggande, mindre sidevassdrag og gytte. Vi registrerte åtferd som blei tolka som gyteaktivitet hos eit par aurar rett sør for Strand kyrkje, men vi har ikkje påvist små aureungar i Glåma i dette området.

Konklusjonen på desse vandringsstudiane er at vi har to hovudtypar aure i Glåma; ein langtvandrande, storvaksen aure og ein nokså stasjonær aure. Den langtvandrande auren brukar store sidevassdrag som gyte- og oppvekstområde (som Imsa og Atna), medan den stasjonære typen brukar små og mellomstore sidevassdrag, eventuelt også hovudelva, i reproduksjonen. Vi har ikkje eigne data som viser det, men det er god grunn til å anta at den langtvandrande auren er på vikande front og kan vere i ferd med å forsvinne i Glåma. Den sterke nedgangen i stor aure som tek seg forbi dammane i vassdraget er ein klår indikasjon på dette (Museth 2011). Auren blir ikkje borte i frå vassdraget, men han har blitt meir stasjonær og veks derfor truleg seinare og blir noko mindre i storleik. Bortfall av ein vandrande del av aurepopulasjonen representerer eit tap av biologisk mangfald.



Figur 1. Peileposisjonar til fire aurar som vandra frå Strandfossen til Imsa (240) og Atna-elva (792, 552, 220) for gyting.

Evaluering av settefisk i Glåma og Søndre Rena

I Glåma og Søndre Rena er det blitt sett ut settefisk sidan slutten på 1980-talet. Frå 1996 har regulanten hatt pålegg om utsetting som følgje av konsesjonsvilkåra og dokumentert nedgang i mengdene fisk i etterkant av

reguleringsinngrepa. Det opphavlege pålegget var 25 000 settefisk til Glåma mellom Høyegga og Rena, og 10 000 settefisk til Søndre Rena. Alle tiltak med sikte på å motverke effektar av inngrep bør evaluerast, og Evenstad tok på seg å finne ut om utsettingane hadde tilsikta effekt på fisketilbodet i vassdraget. Når sant skal seiast, hadde dette oppdraget noko preg av «bukke og havresekk prinsippet», men vi meiner likevel at vi har greidd å vurdere utsetting av settefisk i vassdraget nokolunde nøytralt.

Å fange tilstrekkeleg mange fisk på ein representativ måte i store elver er ei utfordring. Vi valde å fange utsett og vill aure ved stongfiske frå båt som dreiv nedstrøms. Ved å kaste inn mot land med små wobblarar i enden av snøret var dette eit relativt effektivt fiske. Likevel vart det mange timar ute på elva for å få tak i nok fisk. I dag ville vi truleg ha valt å leige ein el-fiskebåt om budsjettet tillèt det (Museth 2013). All fanga settefisk vart avliva og bortimot halvparten av fanga villfisk enda likeins. Aure større enn 35 cm vart konsekvent sett ut igjen mest mogleg uskadd. Gjennom fire fiskesesongar fanga vi til saman 940 fiskar i Søndre Rena og 1 118 fiskar i Glåma. Resultata og evaluering av utsettingane er publisert i to rapportar i serien til Høgskolen i Hedmark (Langdal m.fl. 2007, Langdal 2007).

Ein grunnleggande føresetnad for at utsetting av settefisk skal vere berekraftig og økologisk fornuftig, er at det er ledige ressursar der fisken blir sett ut (Vøllestad & Hesthagen 2001). Dessverre blir dette kravet oversett eller ikkje teke på alvor ved mange utsettingstiltak, noko som lett får uheldige følgjer for fisken og fisketilbodet. I praksis vil oppfylling av dette kravet gi auka avkastning av fisk eller høgare kvalitet på fisketilbodet. I Glåma og Søndre Rena var innslaget av settefisk i fangstane i gjennomsnitt 35 og 27 %. Dette kan synast som relativt høge tal, men ein må vere klår over at slike tal i mange tilfelle seier lite om effekten av utsettingar. Årsakene til det er at utsett fisk kan påføre villfisk direkte og indirekte negative påverknader slik at nettoeffekten av utsett fisk kan vere omtrent null (Einum & Fleming 2001). Det kan derfor vere ei krevjande øving å evaluere den totale effekten av utsettingar. Evalueringa av utsettingane i

Søndre Rena er eit døme på dette. Hadde vi ikkje hatt tilgang på fangststatistikk som Åmot Utmarkslag / Åmot Elvelag hadde samla inn over mange år, er det stor sjanse for at vi hadde trekt feil konklusjon med omsyn til kva settefisk hadde å seie for fisketilbodet. Dette kjem vi tilbake til.

Søndre Rena er ei svært produktiv elv etter norske forhold. Elva er regulert for kraftproduksjon og har utjamna vassføring over året, noko som inneber at vintervassføringa er stabilt høg. Ho hadde lenge ein einestående status hos dei mest dedikerte sportsfiskarane. Dette tok slutt utover på 1990-talet. Endringa var etter alt å døme ei følgje av veldig hardt fisketrykk som forvaltninga av fisket ikkje greidde å styre. På denne tida tok også utsetting av aure til som ein kompensasjon for reguleringsinngrepa. Settefisk såg ut til å klare seg bra i Søndre Rena med god vekst og høg kondisjon. Likevel vaks han seinare enn den ville auren, og mortaliteten var ganske høg (74 % årleg). Ein og annan settefisk vart også fanga som retteleg stor fisk (> 2 kg). Dette tyda på at det var eit næringsoverskot som settefisk kunne utnytte til fordel for fisketilbodet. Frå 2001 og åra etter kom ein markert auke i fangsten per fisketime av aure, noko som mest sannsynleg var eit uttrykk for auke i tettleiken av aure i elva. Det var såleis grunnlag for å meine at settefisk til Søndre Rena var fornuftig og bidrog til å heve kvaliteten på fisket. I forkant av desse endringane i fangstene innførde Åmot Elvelag strengare regulering av fisket, og fangstrapportane viste ein markant auke i gjenutsetting av fanga fisk. Innslaget av settefisk i fangstane til sportsfiskarane held seg på eit lågt og stabilt nivå. Det var såleis ikkje utsett fisk som sto for oppgangen i fisket, men den ville aurebestanden som hadde fått ein kraftig auke som følgje av endringane i fiskereglane. Settefisk hadde såleis lite å seie for at Søndre Rena var i ferd med å vende tilbake til gamle høgder som fiskeelv. Ein mogleg positiv funksjon settefisk kunne ha i Søndre Rena, var å gi grunnlag for noko meir haustingsuttak. Likevel kan ein ikkje sjå bort ifrå potensielt negative interaksjonar mellom settefisk og vill aure. I ettertid har Fylkesmannen i Hedmark trekt pålegget om utsetting av settefisk i Søndre Rena.

I Glåma på strekninga Høyegga – Rena er vassføringa i delar av året endra slik at produksjonen av fisk og næringsdyr er blitt redusert i forhold til naturtilstanden. Omfanget av produksjonstapet som følgje av reguleringane er ukjent. Etter at Glåma blei regulert, er ho også blitt reinare fordi utslepp av nærings salt frå menneskeleg aktivitet og busetnad har minka vesentleg. I sum er produksjonspotensialet for fisk i dag ein god del lågare i høve til situasjonen på 1960-talet. For å dokumentere effektane av reguleringa og kome fram til avbøtande tiltak, blei fase 1 av Glommaprosjektet gjennomført i perioden 1985-90 (Qvenild & Linløkken 1989, Qvenild 2008). Tiltaket som prosjektet tilrådde, og som seinare vart sett i verk, var utsetting av stor settefisk av aure på strekninga med redusert vassføring. Talet på settefisk som årleg skulle settast ut, var kalkulert på grunnlag av den føresetnaden at all rekruttproduksjon av aure i Glåma fann stad i hovudelva. Vandringsstudiane som Evenstad gjennomførte på 1990-talet, viste at dette var eit feil utgangspunkt (Langdal & Berge 1999). Sidevassdraga er gyte- og oppvekstområde for auren i Glåma, og dei er ikkje påverka av vasskraftutbygginga, med unntak av Søndre Rena. Det er såleis grunnlag for å hevde at forholda for naturleg produksjonen av rekruttar til aurebestanden i Glåma er så godt som uendra samanlikna med situasjonen før reguleringane kom. Men berre dersom gytebestanden i Glåma er tilstrekkeleg stor. Strengare fiskeregler er eit tiltak som kan sikre dette framover i tid. Eit krav for berekraftig bruk av settefisk seier at det ikkje skal settast ut fisk i lokalitetar som har sjølvreproduserande og livskraftige fiskestammer (Einum og Fleming 2001). I lys av det som ovanfor er omtala, må ein trekke den konklusjonen at settefisk er eit unødvendig og uønskt tiltak i Glåma. Tiltak må heller settast inn for å styrke den naturlege produksjonen av rekruttar. Dette er nærare omtala i artikkelen om Glåma som fiskeelv.

I Glåma har settefisken harde vilkår. Dette gir seg utslag i dårleg vekst og låg overleving. Likevel fann vi at settefisk hadde like høgt næringsopptak som villfisken når han først hadde lært seg å utnytte dei naturlege næringsdyra i elva. Dette må tolkast som uttrykk for at settefisken ikkje har åtferdsmessig tilpassing til forholda på rennande vatn. Settefisk har

under oppveksten i fangenskap med overskot av tilført næring såleis lagt seg til ein måte å bruke leveområdet sitt på som ikkje samsvarar med det som gir best vekst og overleving i eit naturleg miljø. Dette er ein velkjent mangel hos settefisk som skal leve i rennande vatn (Olla m.fl. 1994). Det er svært få døme på at settefisk greier å takle forholda i rennande vatn. Om så er, er det fisk som er sett ut på eit heilt tidleg livsstadium, enten som yngel eller som frødd rogn. Slike livsstadium er ikkje realistisk å nytte ved utsetting i Glåma. Både biologisk og forvaltningsmessig er det lite eller ingen ting som talar for å halde fram med utsetting av settefisk i Glåma. Fylkesmannen i Hedmark har teke konsekvensen av dette og har per august 2014 varsla at pålegget om utsetting av fisk i Glåma mellom Høyegga og Rena skal opphevast.

Bekkerøye i ei fragmentert, urban småelv

I ei masteroppgåve har vandringsmønster og andre livshistorietrekk hos bekkerøye (*Salvelinus fontinalis* L.) vorte granska i eit mindre og fragmentert vassdrag i Oslo (Hassve 2012). Bekkerøya er ein innført fiskeart i Noreg og derfor uønskt i norske vassdrag. Likevel er det viktig å ha kunnskap om habitatbruk og livshistorie med tanke på forvaltningsgrep retta mot arten. Bekkerøya viste seg å vere ganske stasjonær, men med ein viss tendens til nedstrøms forflytting. Ho hadde best vekst og seinast kjønnsmodning på dei nedste, og mest menneskepåverka, områda av studieområdet. Vinteroverlevinga var storleiksavhengig slik at større fisk hadde størst overleving. For overleving gjennom sommaren var det derimot motsett.

Krøkla i Storsjøen

Ein gong i løpet av dei siste 7-8 åra har krøkle (*Osmerus eperlanus* L.) blitt sett ut ulovleg i Storsjøen i Rendalen. Krøkle er ein liten laksefisk som har ei fleirsidig rolle i innsjø-økosystem; som byttefisk, predator, næringskonkurrent og bufferart (Sandlund & Næsje 2000). Der arten finst, er ho den viktigaste byttefisken for storaure. I dag er spreining av artar til nye område å rekne som miljøkriminalitet sjølv om føremålet er edelt nok. Evenstad fekk økonomisk støtte frå den offentlege naturforvaltninga

til å granske krøkla i Storsjøen. Ved hjelp av genetiske metodar greidde Hagenlund (2012) å sannsynleggjere at krøkla i Storsjøen var henta frå Mjøsa. Det var ikkje teikn til genetisk flaskehalseffekt hos den nyetablerte krøklebestanden, og analysane viste vidare at krøkla hadde hatt høg reproduktiv suksess i Storsjøen. Utviklinga av fiskesamfunnet i Storsjøen med krøkla i sterk ekspansjon er tema for framtidige granskingar i Storsjøen som Evenstad har planlagt å gjennomføre.

IGANGVERANDE FOU-ARBEID

Sidevassdragsprosjektet

I forlenginga av settefisk- og rekrutterings-problematikken i Glåma har vi starta opp granskingar av små sidevassdrag med tanke på å finne ut kva rolle dei har i rekrutteringa til aurebestanden i elva. Vi har fått økonomisk støtte til innkjøp av teknisk utstyr av Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB), samt frå eiga avdeling. Fisken blir fanga ved hjelp av elektrisk fiskeapparat, merka med såkalla PIT-merke og sett ut igjen der han vart fanga. PIT-merke er små, passive elektroniske merke som blir aktivert og sender ut eit spesifikt signal når dei kjem inn i eit tilpassa magnetisk felt. Fisken blir på denne måten individmerka og kan registrerast ved gjenfangst, eller ved at han passerer stasjonære antennestasjonar som vi har montert opp i tre sidevassdrag. Ved hjelp av antennestasjonane kan vi finne ut om og når fisken vandrar ut i Glåma. Antennestasjonen i Neta er dobbel, noko som inneber at vi kan finne vandringsretninga til fisk som passerer. Stasjonen blir driven av eit solcelleanlegg. Hittil er mesteparten av arbeidet blitt utført som bachelor- og masteroppgåver ved avdelinga (Anderson & Hansen 2012). Resultata hittil viser at sjølv små sidevassdrag produserer rekruttar til Glåma, men vi har enno ikkje sikre data på kvantiteten.

Effekt av klimaendring på vekst og bestandsdynamikk i aurebestandar

Temperatur er ein overordna økologisk faktor for organismar og organismsamfunn overalt på kloden, og ikkje minst for økoterme artar i

ferskvatn. Eit nært avslutta doktorgradsarbeid tek for seg direkte og indirekte effektar av temperaturendring hos aure som lever under ulike biotiske og abiotiske tilhøve. Bærum m.fl. (2013) fann at auke i vekst ved høgare temperatur var størst ved relativt høge tettleikar hos aure i ei lita og kald elv. Men ung fisk var meir påverka av tettleik enn eldre fisk. Oppdrettsforsøk med aure henta frå varierende høgdelag og avstand frå kysten viste at det var skilnader i vekstevne som kan tolkast som tilpassingar til lokale klimatilhøve. Eit viktig resultat var også at aure frå vassdrag høgt over havet viser betre vekstevne ved alle temperaturar samanlikna med aure frå låglandslokalitetar.

Forvaltningseiningar hos røye

Røya (*Salvelinus alpinus* L.) er ein variabel art både kva gjeld morfologi og økologi. Dette kjem til uttrykk som førekomst av ulike morfar (former eller variantar). Noko som kan skape utfordringar i forvaltning av røyebestandar, blant anna kva som skal vere forvaltningseiningar. I ei pågåande doktorgradsstudie blir morfologi, økologi og populasjonsgenetikk integrert for å avdekke opphavet til røyemorfar feg såleis skape eit grunnlag for korleis ein best skal forvalte dei i framtida. Hovudstudieområdet er den store og djupe Tinnsjøen i Telemark. I tillegg ser ein også på røyebestandar i nærliggande innsjøar som har opphav i utsetting av røye frå Tinnsjøen. Eit relevant og spanande spørsmål er: kor fort kan røyemorfar dannast?

Vidare arbeid

Framover vil forvaltningsorientert arbeid bli vidareført. Prøvefiske med etterfølgjande analysar og rapportering som ein del av utdanninga vil truleg halde fram mykje godt i si noverande form. I overskødeleg framtid vil fiskeressursane i ferskvatn hovudsakleg bli brukt til fritidsfiske i ulike former. Å utvikle og vedlikehalde kvaliteten på fisketilboda i elvar og vatn vil vere av dei viktigaste utfordringane for framtidig forvaltning. Fiskemiljøet på Evenstad vil gjerne bidra til å løyse slike utfordringar

gjennom FoU-innsats. Mykje av dette arbeidet vil dreie seg om å granske biologiske føresetnader og å teste ut om målretta tiltak har effekt som forventa. Ei anna side vil vere å skaffe kunnskap om fiskarane sine preferansar og haldningar til nye tiltak og forvaltningsregime.

Professor Kjartan Østbye kjem til å arbeide vidare med nordlege ferskvassfiskar, særleg polymorfe artar som sik, røye og stingsild. Dette blir gjort i tett samarbeid med UiT Norges arktiske universitet og andre internasjonale laboratorium. Her blir habitatbruk, diettval og morfologi studert, og desse biologiske trekka blir vidare kopla til populasjonsgenetisk struktur. Ved å analysere samanhengen mellom økologisk nisje, populasjonsgenetisk struktur og evolusjonært opphav kan ein få innblikk i mekanismar bak adaptiv populasjonsdifferensiering og tidlege stadium av artsdanning. Innan meir anvendt økologi vil det bli arbeidd med å finne eigna forvaltningseiningar slik at biologisk diversitet får eit meir konkret innhald. Når ein kjenner slike forhold, kan det danne grunnlaget for einingar under artsnivået som forvaltninga av norske fiskeartar bør ta høgde for.

REFERANSAR

- Anderson, I.C. & Hansen, T.V. 2013. Ørretens bruk av små sidevassdrag til Glomma. Upublisert bachelor-oppgåve ved Høgskolen i Hedmark.
- Berge, O. & Sagelv, K. 1995. Auren i Glomma og Søndre Rena – et telemetristudium av vandringer og gyteområder. Upublisert prosjektoppgåve ved Høgskolen I Hedmark.
- Bærum, K.M., Haugen, T.O., Kiffney, P., Olsen, E.M. og Vøllestad, A. 2013. Interacting effects of temperature and density on individual growth performance in a wild population of brown trout. *Freshwater Biology*: 58:1329-1339.
- Einum, S. og Fleming, I.A. 2001. Implications of Stocking: Ecological Interactions between Wild and Released Salmonids. - *Nordic J. Freshw. Res.* 75:56-70.

- Fredriksen T. & Adolfsen, P. 1993. Radiotelemetristudie av Glommaørretens vandringsmønster og gyteområder. Upublisert prosjektoppgåve ved Hedmark distriktshøgskole.
- Hagenlund, M. 2013. Using genetic markers to reveal the source and introduction history of the translocated European smelt (*Osmerus eperlanus* L.) in Lake Storsjøen. Upublisert masteroppgåve ved Høgskolen i Hedmark, Evenstad.
- Harden Jones, F.R. 1968. Fisk migration. Arnold, London.
- Hassve, M.H. 2012. Non-native brook charr (*Salvelinus fontinalis* L.) in an urban fragmented stream: Migration, growth, survival and size at maturation. Upublisert masteroppgåve ved Høgskolen i Hedmark.
- Langdal, K. 2007. Evaluering av fiskeutsettingene i Glomma på strekningen Høyegga – Rena. Høgskolen i Hedmark Rapport nr. 17 – 2007.
- Langdal, K. og Berge O. 1999. Movement patterns of adult brown trout (*Salmo trutta* L.) in a regulated inland river system, south-eastern Norway. s. 165 i: Moore A. & Russell I. (red.). Advances in Fish Telemetry. CEFAS, Lowesoft.
- Langdal, K., Adolfsen, P., Fredriksen T., Berge O., Sagelv, K. & Grønlien A.H. 1994. Vandringsmønster hos voksen aure (*Salmo trutta* L.) I Glomma og Rena. Fiskesymposiet 1994. Energiforsynings Fellesorganisasjon.
- Museth, J. 2014. Hva har fem år med båtelfiske i Søndre Rena lært oss? Foredrag på Fiskesymposiet 2014, EnergiNorge.
- Olla, B.L., Davis, M.W. & Ryer C.H. 1994. Behavioural deficits in hatchery-reared fish: potential effects on survival following release. – Aquacult. Fish. Manag. 25(suppl. 1): 19-34
- Qvenild, T. 2008. Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-2008, 136 s.

Qvenild, T. & Linløkken A. 1989. Glomma – fisk og reguleringer.
Sluttrapport fra Glommaprosjektet.

Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 2000. Komplekse, laksefiskdominerte fiske-
samfunn på Østlandet. s. 109-129 i Borgstrøm, R. & L.P. Hansen (red.)
Fisk I ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvalt-
ning. Landbruksforlaget, Oslo.

Vøllestad, A. og Hesthagen T. 2001. Stocking of Freshwater Fish in
Norway: Management Goals and Effects. - Nordic J. Freshw. Res. 75:
143-152.

■ Kan Glåma bli ei betre fiskeelv?

KJELL LANGDAL

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMANDRAG

Glåma er Noregs lengste og mest fiskerike elv. Tusenvis av fiskarar finn vegen til Glåma kvart år for å oppleve gledene ved fisket. Men dagens fisketilbod i delar av Glåma i Østerdalen er ikkje så godt som det kunne ha vore. Årsakene bak er mange og samansette, og nokre av desse ligg utanfor kontroll av lokale aktørar. Det er likevel gode faglege haldepunkt for å hevde at gode målretta tiltak over tid kan heve kvaliteten på fisket. Dette kapitlet vil beskrive og grunngi om, og korleis, dette kan realiserast slik at ulike grupper av fiskarar kan bli tilfredsstilt i sitt fiske.

Fisket må regulerast strengt dersom kvaliteten i fisketilbodet skal hevast og haldast ved lag og omsynet til fiskebestandane skal ivaretakast. Det blir føreslått å opprette to typar fiskekort for fiske i Glåma; det eine eit vanleg kort for sportsfiske, det andre eit kort for såkalla mataukfiske. Sistnemnde rettar seg i første rekke mot aure, har romslegare fangstkvote og tillèt bruk av død ørekyte som agn i perioden frå 1.5 til 30.6. Minstemålet blir føreslått heva frå 30 til 35 cm for både harr og aure. Forslaget inneber at fiske etter harr startar først 15. juni og varer fram til 1. november. I dag er det lov å fiske harr frå 1. mai.

INNLEIING

Fritidsfiske er ein av dei største og viktigaste aktivitetane innafor friluftsliv i det moderne Noreg. Grovt rekna deltek omtrent halvparten av det norske folk i fritidsfiske i større eller mindre grad (Odden og Aas 2003). Rett nok fiskar dei fleste i sjøen og mange som fiskar i ferskvatn har lågt aktivitetsnivå. Likevel representerer fritidsfisket i ferskvatn store verdiar, både økonomisk for fiskerettshavarar og lokalsamfunn og som opplevingsverdiar for enkeltindivid. På grunn av velstandsutviklinga har fisket i vassdrag endra karakter; frå ein klårt haustingsprega aktivitet til ein opplevingscentrert aktivitet. Haustingsmotivet i fritidsfisket er likevel stadig levande. For lokale fiskarar i Østerdalen er hausting av god og sunn mat framleis ein vesentleg motivasjon for å fiske, for mange truleg den viktigaste. For desse bygdefiskarane vil det vere eit stort tap dersom fisket i Glåma blir så strengt regulert at haustinga i praksis fell bort. Fiskebestandane i Glåma i delar av Østerdalen har i dag ein struktur som ikkje er i tråd med god kvalitet på fisket. Kort fortalt er det for få store fiskar i Glåma. For å heve kvaliteten på fisket må derfor andelen stor fisk i bestandane av harr og aure aukast. Dette kan oppnåast ved å tillate at harr og aure får leve lengre før dei eventuelt dør som følgje av fiske. Uttaket av stor og middels stor fisk må såleis reduserast i høve til dagens situasjon, noko som i første rekkje vil avgrense haustinga. Dei som bestemmer den utøvande forvaltninga av fisket i Glåma står såleis overfor eit dilemma; skal fiskereguleringane legge til rette for at haustingstradisjonen kan vidareførast eller skal høg kvalitet og stor fisk vere det overordna målet. I kva grad desse motstridande måla kan kombinerast, og eventuelt korleis, er temaet for denne artikkelen.

GLÅMA SOM FISKEELV I DAG

Sportsfiskarar synest det er mest stas å fiske på rennande vatn (Nordling 1985), og ein viktig grunn til dette er at fiskaren då kjem tettare på fisken og har auka sjanse til å lure fisken på kroken. Glåma i Østerdalen er ei viktig fiskeelv for mange sportsfiskarar trass i at elva er regulert. Sportsfiske i Glåma vil i hovudsak dreie seg om fiske etter harr og aure.

På dei stilleflytande strekningane lever også fiskeartar som gjedde, åbor og sik som enkelte fiskarar liker å fiske etter. Der kan også harr og aure opphalde seg i periodar, men mest er dei å finne på strykstrekningane, i kulpar eller på glattstryk.

I dag trur vi at det er to hovudtypar aure i Glåma; ein ganske stasjonær og ein vandrande type. Den langtvandrande auren i Glåma er ein særmerkt og nokså unik aurestamme som vi har få parallellar av i Noreg. Den er unik i den forstand at den bruker hovudelva, også langt nedstrøms, som næringsområde, og kan såleis karakteriserast som ein elvelevande bestand av storaure. Aurerekruttane frå sidevassdraga ser ut til å vere 4 eller 5 år når dei kjem ut i Glåma og dei er då berre 15-20 cm lange. I hovudelva får dei auka tilvekst fordi her er betre og meir variert næringsgrunnlag. Den langtvandrande auren i Glåma er ein truga fiskestamme og i dag er det berre små restar igjen. Om denne aureforma kan bevarast for framtida er usikkert fordi forholda i vassdraget er mykje endra ved reguleringane, spesielt er vandringane hindra av reguleringsdammane. Både oppstrøms og nedstrøms vandring er forstyrra trass i at fisketrapper er bygde (Kraabøl m.fl. 2010, Kraabøl m.fl. 2012).

Vurdert utifrå fangstane har harren hatt den største tilbakegangen av dei attraktive sportsfiskane (Qvenild & Linløkken 1989). Truleg er vandringshindra knytte til kraftverksdammane ein avgjerande faktor. Det er truverdige kjelder på at harren tidlegare hadde omfattande vandringar vår og haust i samband med gyting og næringsøk (Svarte 1983). Om våren eller forsommaren vandra svære flak av stor harr (gråharr) oppover hovudelva til gyte- og næringsområde. Om hausten drog harren same veg i motsett retning. Harren vandrar også no til dags, men vandringane er av mykje mindre omfang og verdi for bestanden. Denne endringa inneber at harrbestanden er mindre produktiv enn tidlegare fordi desse storstilte vandringane må tolkast som uttrykk for ein effektiv bruk av den samla ressurstilgangen (Harden Jones 1968). I dag har ikkje harrbestanden fullt ut tilgang til alle ressursane på grunn av vandringshindra. Harr er ein sårbar art når det gjeld hausting ved fiske; dette kjem av at arten er meir lettfauga enn andre laksefisk (Linløkken 1995).

Vi kan altså konstatere at Glåma har noko redusert produktivitet for fisk samanlikna med situasjonen før reguleringane. Samtidig har fiskestrykket auka, og dette har på sin måte endra strukturen til fiskebestandane i elva. Men det grunn til å tru at den naturlege rekrutteringa til aurebestanden i Glåma er mykje godt uendra gitt at gytebestanden er stor nok. Kvaliteten på fisketilbodet er svekka og eit naturleg spørsmål melder seg: Korleis kan kvaliteten på fisket i Glåma betrast?



Sportsfiske gir gode opplevingar for den aktive fiskaren og inntekter til fiskerettshavaren og lokalsamfunn. Foto: Tore L. Rydgren

FISKETURISME

I innlandet er fiske ein av dei viktigaste fritids- og friluftaktivitetane, og fritidsfiske er for mange ein viktig del av livskvaliteten. Det same er tilfelle for mange tusen tilreisande fiskarar som kvart år finn vegen til innlandet

og Østerdalen for å fiske. Gleda og opplevingsverdiane som desse får ta del i, gir grunnlag for fisketurisme. Dei siste åra har vi stadig blitt fortalt at turismen er den raskast veksande næringa på kloden, og at opplevingsbasert turisme har mest vind i segla (World Tourism Organization 2014). Dette har vi sett lite av i Østerdalen, ein region som sårt treng meir aktivitet og arbeidsplassar. Noregs største og mest fiskerike elv må vel ha grunnlag for meir offensiv fisketurisme enn kva vi ser i dag? Svaret kan synast opplagt, men det er mange krav og føresetnader som må tilfredsstillast. Ein grunnleggande føresetnad er at fisketilbodet har høg kvalitet. Utan høg kvalitet på fisket, er det uråd å tiltrekke seg nye og fleire fiskarar. Fisketilbod med høg kvalitet kan oppfattast litt ulikt av ulike grupper fiskarar, men for turistfiskaren som er villig til å betale godt for fisket, er god sjanse for å få stor fisk på kroken heilt avgjerande. Glåma har ikkje eit slikt fisketilbod alle stader. Søndre Rena og Glåma i Nord-Østerdalen er i dag dei delane som har den høgaste kvaliteten i fisketilbodet. Årsakene til denne variasjonen er fleire; varierende naturgitte forhold, varierende styrke av negativ menneskeleg påverknad, fisketrykk er hansaka, samt at innsatsen over tid for å utvikle fisketilbodet har variert.

EFFEKTAR AV REGULERINGANE (ENDRINGANE I GLÅMA)

Glåma og enkelte sidevassdrag er regulerte for kraftproduksjon, noko som har redusert den biologiske produksjonsevna. Effekten i Glåma er særleg merkbar på strekninga Høyegga – Rena som periodevis har sterkt redusert vassføring som følge av at ei vassmengde på inntil 55 m³ per sekund er ført over frå Glåma til Rendalen gjennom Rendalen kraftverk. Rett nedstrøms Høyegga er verknaden av mindre vassføring sterkast. Vidare sørover avtek den negative effekten gradvis etter kvart som sidevassdrag kjem med i vassdraget. I periodar av året kan store areal i elveleiet vere tørrlagt, noko som nødvendigvis fører til lågare produksjon av botndyr. Og sidan botndyra ber fiskeproduksjonen på rennande vatn, har reguleringsinngrepa såleis ført til lågare fiskeproduksjon i Glåma. Kor stort dette tapet er, har vi ikkje konkret kunnskap om. I utgreiingane for

Østerdalsskjønnet føreslo Løkensgård og Borgstrøm (1976) at det kunne dreie seg om 20-30 %, men dette er å rekne for ei kvalifisert gjetting. Noko som er viktig å merke seg er at dei store sidevassdraga sør for Høyegga ikkje er regulerte, og er heller ikkje nemneverdig påverka av andre tekniske inngrep.

Glåma og fiskebestandane har endra seg i løpet av tiåra som har gått sidan reguleringane kom, og det er ikkje berre reguleringsinngrepa som har verka inn. Reinare vatn og auka fisketrykk har også påverka forholda. Glommaprosjektet i siste halvdel av 1980-talet skulle dokumentere effektane av reguleringane og føreslå tiltak for å forbetre fisket utifrå dei miljøforholda som eksisterer i Glåma i ettertid. Konklusjonane på dette vart utsetting av fisk og habitattiltak på sidevassdrag. Følgjeleg vart utbyggaren pålagt å produsere og sette ut aure med opphav i Glåma. Grunnlaget for pålegget var at Glommaprosjektet kalkulerte eit rekrutteringstap av inngrepa under føresetnad av at det meste av reproduksjonen hos aure skjer i hovudelva. Seinare har det vist seg at denne føresetnaden ikkje er haldbar. Vandringsstudiar ved hjelp av telemetri utført ved HH Evenstad fann at auren i Glåma vandra opp i sidevassdrag for å gyte (sjå artikkel om FoU på fisk). Sjølv om ein ikkje kan utelukke at ein og annan aure gyt i Glåma, synest det aller meste av reproduksjonen å skje på sidevassdraga (Langdal 2007). At vi ikkje har funne små aureungar i Glåma, stør denne konklusjonen. Dette er vel eigentleg ikkje så underleg fordi aureungane lever i eit noko meir beskytta miljø på sidevassdraga som har færre konkurrentar og rovfiskar enn det hovudelva har. Aurebestanden i Glåma produserer derfor truleg meir rekruttar ved å bruke sidevassdraga framfor hovudelva som reproduksjonsområde. Tilstrekkeleg rekruttering er sjølv sagt eit nødvendig grunnlag for at fisketilbodet i Glåma skal halde seg oppe og eventuelt bli betre.

MÅL OG RAMMER

Til liks med all forvaltning av fiskeressursar i ferskvatn i Noreg er det overordna målet for forvaltninga av fisket og fiskebestandane i Glåma å ta vare på dei naturlege, opphavlege fiskestammene (Miljøverndepartementet

1992). For den utøvande forvaltninga inneber det at ein ikkje skal sette i verk tiltak som kan kome i konflikt med dette målet sjølv om formålet er å legge til rette for eit betre fiske. Med andre ord; alle artar og alle delbestandar av artar skal sikrast framtidig eksistens så langt det let seg gjere. Dette er mål eller krav som alle ledd i forvaltninga pliktar å legge til grunn for arbeid sitt. Dette bevaringsmålet representerte eit skifte i haldning til bruk og forvaltning av fiskeressursane her til lands på 1990-talet. Tidlegare var det god praksis å ta i bruk nokså drastiske verkemiddel i arbeidet med å skape eit betre fiske. Eit døme på dette var bruk av rotenon for å redusere eller rydde ut brysame artar og bestandar som ingen ville fiske etter. Slike tiltak er i dag bannlyst i det ordinære fiskestellet, og blir noko spøkefullt omtala som "artsfacisme".

Fiskerettshavarane er dei som sit nærast ressursen og treng meir detaljerte og klåre mål enn det som er skildra ovanfor. Men før dei kan utforme den praktiske drifta ved planlegging og tiltak, må dei bli samde om korleis fiskeressursane skal brukast. Eller meir presist; skal fiskebestandane utnyttast på tradisjonelt vis med fokus på hausting og fangst, eller skal det satsast på å utvikle fisketilbodet slik at det tilfredsstillar moderne og krevjande sportsfiskarar med sikte på å utvikle fisketurismen vidare. Enkelte vil kanskje meine at det ikkje er nokon stor konflikt mellom desse to måtane å utnytte fiskebestandane på, men både forskning og praktisk erfaring har vist at hardt stongfiske kan påverke strukturen til fiskebestandar negativt (Nordwall m.fl. 2002). Harrbestandar er særleg sårbare ved hardt fiske, og noko av årsaka til det er at harren er såpass lett fanga (Linløkken 1995). Auren synest å tole hardt fisketrykk noko betre enn harren, men fiskebestandane i Glåma er sårbare fordi dei har sein vekst, sein kjønnsmodning og langt livsløp. Glåma er ei stor elv med mykje fisk, og mange fiskarar kan derfor ha vanskar med å forstå at det i dag faktisk kan vere ein situasjon med overfiske. Men overfiske finst det ulike grader av. Ved moderat hausting kan vi få ein tilstand som kallast *kvalitetsoverfiske* som inneber at eldre og større fisk blir sjeldne. Ved tiltakande fisketrykk får vi så *vekstoverfiske*, og ved svært hardt fiske *rekrutteringsoverfiske*. Ved vekstoverfiske er haustingsnivået så høgt at

tilvekstpotensialet til fisken ikkje blir utnytta fullt ut slik at samla avkastning går ned. Rekrutteringsoverfiske er ein kritisk tilstand med svikt i rekruttproduksjonen på grunn av liten gytebestand. I dag er det grunn til å tru at vi har ei form for kvalitetsoverfiske i Glåma. Regulering av fisket (fiskereglar) kan dempe effekten av hausting så lenge haustingsnivået er moderat. Faktisk kan låge haustingsnivå kombinert med minstemål for fangst auke avkastninga litt (Eriksson m.fl. 1999). Dersom årleg hausting overstig 30 % av bestanden, vil bestanden sannsynligvis bli redusert over tid. Den lokale, utøvande forvaltninga treng derfor å finne den optimale balansen mellom haustingsnivå, tilstrekkeleg vern av gytebestandane og ein relativt høg andel stor fisk. Dei to siste forholda er samanfallande og utgjer eit vesentleg kriterium for høg kvalitet i fisket. Det er også verdt å merke seg at det kan ta nokså mange år før effektane av endra fiske fullt ut viser seg i bestandsstrukturen. Tolmod er såleis eit nødvendig aspekt i forvaltninga av fiskebestandar på rennande vatn.

AKTUELLE FORBETRINGSTILTAK

Fleire ulike tiltak kan vere aktuelle å ta i bruk i Glåma. Her skal eg beskrive og drøfte tre hovudgrupper av tiltak som er mest aktuelle og interessante: fiskeutsetting, habitattiltak og fiskereglar.

UTSETTING AV FISK

Som før nemnt blir det i dag sett ut aure av regulanten som ein kompensasjon for skader reguleringa har påført fiskeinteressene. Det opphavlege pålegget frå 1991 sa at 25.000 settefisk av aure med ein gjennomsnittleg lengde på 20 cm skal settast ut årleg på strekninga Høyegga – Rena. Dei siste åra har det vore gjennomført eit forsøk med berre 7500 settefisk årleg, men med ei gjennomsnittslengde på 30 cm og 3 års alder. Utsettinga skjer på forsommaren og settefisken blir spreidd over strekninga. Underteikna har evaluert utsettingane i Glåma på denne strekninga medan utsettingsvolumet var 20 – 25 000 per år (Langdal 2007). Evalueringa var basert på eit forsøksfiske med stong over 4 fiskesesongar. Totalfangsten var 1 118

fiskar der settefisken utgjorde omtrent 35 %. Den utsette auren veks seint i Glåma. Basert på gjenfangstdata var den årlege overlevinga 32 %, og den synest ikkje å auke med elvealderen. Konklusjonen på evalueringa er at utsetting av aure i Glåma bør avsluttast fordi tiltaket har liten positiv effekt på fisketilbodet og kan dessutan innebere ein stressfaktor for dei ville rekruttane. Glåma-auren har framleis intakte gyte- og oppvekstområde i sidevassdraga, og det inneber at det faglege grunnlaget for utsetting av aure i Glåma er svakt eller manglande. Dette blir understøtta av eit generelt kriterium som bør gjelde for alle utsettingstiltak, nemleg at der vi har opphavlege og sjølvreproduserande stammer bør eller skal det ikkje settast ut fisk (Welcomme 1998, Vøllestad & Hesthagen 2001). Dersom auren i Glåma var kritisk truga, kunne utsetting nyttast som tiltak for å bygge opp igjen stammen. Dette er ikkje tilfelle i dag. Det er god grunn til å vere varsam og praktisere ei føre-var-haldning fordi auren i Glåma er sårbar (Einum & Flemming 2001). Utsetting av stor fangstklar aure har truleg mindre negativ verknad på dei ville rekruttane, og kan tenkjast å tilføre fisketilbodet i Glåma eit ekstra element dersom villfisken skal ha eit strengare vern. Dette har vore prøvd i Søndre Rena i kombinasjon med meir restriktive fiskereglar, og resultatet har vore bra (Museth 2014). Ulempa med tiltaket er at mange sportsfiskarar ikkje likar å få settefisk på kroken fordi mange har så tydeleg preg av å vere oppdretta, blant anna på grunn av finneslitasje. I Glåma er det etter alt å døme mindre nærings-tilgang enn i Rena, og stor utsett fisk kan få større problem med å skaffe seg tilstrekkeleg næring. Resultatet vil vere at stor settefisk vil vekse seint og mest truleg forsvinne frå elva nokså fort på grunn av høg dødelegheit.

Utsetting av aure i Glåma er derfor eit tiltak som ikkje bør ha prioritet. Derimot kan det tenkjast at utsetting av harr kan ha meir for seg. To forhold talar for dette; harren er den arten som har gått sterkast tilbake etter reguleringane, og er den arten som er mest etterspurt hos turistfiskaren i Glåma. Likevel er det ikkje gitt at utsetting av harr er nødvendig for å skape eit betre harrfiske i Glåma. Skulle det vise seg at andre tiltak ikkje strekkjer til, bør ein vurdere om utsetting av harr skal prøvast. Oppdrett

av harr er noko meir krevjande enn oppdrett av aure, men både forsøk ved Evenstad fiskeanlegg og forskning i Sverige (Carlstein 1996) viser at teknikken er godt utvikla og kjend.

HABITATTILTAK

I vassdrag som er påverka av menneskelege inngrep i ein slik grad at økologiske funksjonar er reduserte, er fysiske tiltak for å gjenvinne ein del av opphavleg funksjonalitet ønskjeleg og positivt. I regulerte vassdrag som Glåma er det to tunge påverknader som normalt ikkje let seg endre. Den eine er vassføring, eller meir presist minstevassføring, og den andre er vandringshinder knytte til reguleringsdammane. Auke i minstevassføringa over Høyegga kan skje når konsesjonsvilkåra for Rendalsoverføringa skal opp til revisjon i 2016. Men det skal vektige argument til for at NVE skal gå inn for å auke minstevassføringa. For kvar m³/sek i reduksjon i driftsvassføringa gjennom kraftverket blir inntekta for kraftverkseigaren redusert med om lag 20 000 kr per døgn, eller 4 millionar per år (basert på 200 dagars reduksjon per år). Ein vesentleg auke i minstevassføringa, som vil kome fisken og fiskarane til gode, vil såleis innebere eit monaleg tap for kraftprodusenten. Rendalsoverføringa er likevel vurdert som høgt prioritert med tanke på å få til ei meir miljøtilpassa driftsvassføring og auke i minstevassføringa nedstrøms Høyegga (NVE 2012).

Revisjon av konsesjonsvilkår ligg utanfor ramma for denne artikkelen. Derfor er det meir fruktbart å sjå på andre tiltak som kan betre forholda for fisken. Over lengre strekningar i Glåma er botnstrukturen einsidig og ikkje særleg gunstig for unge laksefisk. På slike strekningar er det fåfengt å finne harr og aure, truleg fordi det er lite skjul eller mangel på gode standplassar. Sjølv om desse forholda ikkje er eit resultat av reguleringa, kan forbetringstiltak på dette feltet gi auka overleving og tilvekst hos ung fisk og såleis styrke rekrutteringa, sjølv om det ikkje kan definerast som restaureringstiltak. Men sidan målet er å betre forholda for fisk i den regulerte Glåma, må dette sjåast som ei form for kompensasjonstiltak. Ei rekkje tiltak kan teoretisk sett brukast til formålet, men i ei stor elv som Glåma vil ein del tiltak innebere svært høge kostnader

i forhold til den biologiske nytten (Degerman 2009). Tiltaket som truleg vil høve bra på enkelte strekningar i Glåma er utlegging av stein, enten som store enkeltsteinar eller som rankar av stein anlagt i straumretninga. Dette vil skape større variasjon i habitatet og dermed gi grunnlag for fleire gunstige opphaldsstadar for ung fisk. Eit viktig poeng med slike fysiske tiltak er at dei vert bygt som solide og stabile strukturar som kan motstå kreftene frå vatn og is i rørsle. Før det vert sett i verk omfattande arbeid med fysiske tiltak som antyda ovanfor, bør det gjerast kontrollerte forsøk for å dokumentere at tiltaka verkar som tenkt. Det er naturleg at regulanten får ei sentral rolle i dette arbeidet ettersom tiltaket kan bli ein del av konsesjonstilknytt pålegg.

FISKEREGLAR

Fiskerettshavarane kan i prinsippet regulere fisket så strengt eller liberalt som dei finn det føremålsteneleg så lenge reguleringane ikkje kjem i konflikt med dei overordna måla for fiskeforvaltninga som vi har vore innom ovanfor. Eit viktig poeng med fiskereglar er at fiskarane aksepterer dei. Viss ikkje fiskereglar oppnår aksept hos brukarane, er sjansen stor for at mange vil bryte reglane om dei får sjansen. Grunngeving av nye reglar må derfor kommuniserast tydeleg og på ein forståeleg måte utifrå biologiske forhold i fiskebestandane og måla med reglane. Ulike typar reguleringar er vel innarbeidde i det samla settet av reglar som fiskarar må følgje. Fredingstider er innført der fiskebestandar treng vern før og under gytetperioden. Over store område gjeld gytetidsfreding frå 15. september for aure, slik også i Glåma. På same vis bør det vere freding av harr i gytetida om våren. Fiske etter harr bør derfor ikkje starte før tidlegast 15. juni.

I dag er haustingsbasert fiske ein kraftig strukturere faktor for fiskebestandane i Glåma. Denne påverknaden må dempast om kvaliteten på fisket skal auke. Enkelt sagt må harr og aure få lov til å leve lengre. Haustinga må altså leggast over på eldre og større fisk. Fleire ulike variasjonar av fiskereglar kan nyttast for å oppnå dette; frå fang-&-slepp-fiske (F&S-fiske) til maksimumsmål og fangstkvote (bag-limit). I det følgjande skal eg kort gjere greie for dei ulike variantane og korleis dei kan påverke

bestandane. Bestandsdynamikken til dei to artane er ikkje like, og generelt har vi mest kunnskap om aure på dette området. Harr og aure er territoriale i unge stadium, og det inneber at produksjonen av rekruttar delvis blir regulert av bestandsinterne prosessar (Elliott 1994, Milner m.fl. 2003).

F&S-fiske er den mest ytterleggående reguleringa av eit tillate fiske og inneber at all fisk som blir fanga skal settast ut igjen. Nokre stader er det tillate å ta livet av ein eller eit fåtal troféfiskar per fiskedøgn. For at dødelegheita på gjenutsett fisk skal halde seg låg, blir F&S-regulering gjerne kombinert med avgrensing i fiskemetode. I Glåma ville det truleg bety at mark- og ørekytefiske vart forbode. I hardt fiska nordamerikanske elvar har F&S-fiske vore praktisert i mange tiår og har gitt gode resultat i form av meir og større fisk (Carline m.fl. 1991). I Noreg er F&S-fiske ikkje særleg akseptert, verken av styresmakter eller store grupper av fiskarar, men ein stadig aukande del av dei dyktigaste sportsfiskarane våre praktiserer frivillig fang-&-slepp (Kraabøl mfl. 2013).

Minstemål vil seie at all fisk under eit gitt minstemål skal settast ut igjen, og er ei vel innarbeida regulering her til lands. Formålet er å avgrense eller hindre uttaket av liten og mellomstor fisk. Dette er ei enkel, effektiv og fleksibel regulering av fisket (Nordwall m.fl. 2002). Ved å auke minstemålet kan altså fangsten bli lagt over på gradvis større fisk. I Nord-Østerdalen gav heving av minstemålet ein auke i gjennomsnittleg storleik av harr og aure i fangstane (Museth m.fl. 2001). Når ein bestand blir verna ved eit relativt høgt minstemål, kan dette legge grunnlaget for hausting av nokså høg fiskebiomasse fordelt på relativt få fiskar, altså det mange oppfattar som kvalitetsmessig godt fiske. Samtidig kan gytefisken få tilstrekkeleg vern dersom minstemålet er så høgt at fisken har gytt minst ein gong før den veks forbi minstemålet.

Størstemål som regulering set ei øvre grense for storleiken på fisk som kan haustast, og blir brukt for å spare den aller største fisken. Haustinga vil då rette seg mot liten og middelsstor fisk. Ideen bak er at dette skal tynne ut den yngre del av bestanden, noko som skal gi auka tilvekst og lågare dødelegheit. Det er lite, om noko, forskning som støttar det sistnemnde. Hos laksefisk på rennande vatn skjer bestandsreguleringa i ein heilt tidleg fase rett etter at yngelen kjem opp av grusen (Elliott 1984,

Titus 1990), slik at det ikkje kan forventast merkbare kompensatoriske effektar av tynning. Eit anna mål med størstemål er at dei største fiskeindividida kan bli gjenfanga fleire gonger, noko som av mange blir oppfatta som kvalitetsfiske. Et eksempel på dette er aurefisket i Hemsil i Buskerud (Kraabøl et al. 2013). Størstemål blir gjerne kombinert med fangstkvoter for å hindre for stort uttak.

Intervallmål er ein samtidig kombinasjon av minstemål og størstemål, noko som inneber at fiskarane berre kan ta med seg heim fisk som er innafor eit definert lengdeintervall, til dømes 30 – 40 cm. Denne reguleringa har omtrent dei same effektane på bestandsstrukturen som minstemål, men har eit sterkare vern av den største fisken. Men det finst også variantar som tillet fangst av troféfiskar som til dømes fisk over 50 cm (Näslund 1999).

Fangstkvote blir nytta for å avgrense fangstintensiteten, vanlegvis bestemt som eit maksimalt tal fisk som er lov å hauste per døgn. Som regel blir fangstkvote nytta saman med andre reguleringsformer. I praksis har det vist seg at fangstkvote ikkje er så effektivt som forventa, og dette har samanheng med at under ei slik regulering får fleire fiskarar fisk, sjølv om dei dyktigaste tek livet av færre på grunn av fangstkvota. Ei løysing kan vere å innføre kvote på fiskekort på ei gitt strekning slik det er vanleg i lakselvar. Slik avgrensing av talet på fiskarar som får lov å fiske på ei elvestrekning over eit døgn er ei heilt uvanleg regulering i innlandsvassdrag. Konsekvensane vil vere at færre kjøper fiskekort, noko som vil redusere inntektene til fiskerettshavarane dersom prisen på fiskekort er uendra. Ved auka kvalitet på fisketilbodet kan det vere akseptabelt for fiskarane at fiskekortprisen blir heva. Dersom fiskerettshavarane innfører kvote på fiskekort per døgn og set høgare pris på fiskekort, vil dette dreie fisket noko i retning av eksklusivitet.

VAL AV FORVALTNINGSSTRATEGI

Før måla for korleis fiskeressursen i Glåma skal brukast er på plass, kan ein vanskeleg bestemme rasjonelle tiltak for å skape ei betre fiskeelv. Likevel, sidan situasjonen er noko uavklåra, vil eg i det følgjande drøfte korleis Glåma kan bli ei betre fiskeelv med utgangspunkt i at ulike grupper

av fiskarar skal bli tilfredse gjennom å praktisere sitt fiske. Mangfaldet av haldningar til fisket og utøvande praksis bør altså leggest til grunn for framtidig forvaltning. Samtidig må forvaltninga vere innretta slik at fiskebestandane blir ivaretekne med tilnærma naturleg struktur. Får ein til dette, vil kvaliteten på fisket også bli bra. På papiret er dette vel og bra, korleis dette vil ta seg ut for den fiskande ålmenta er ei anna sak. Likevel er det underteikna si overtyding at framtidig forvaltning i Glåma ikkje bør bygge på eit diskriminerande grunnlag; fiskarar av ulike slag må få lov å sleppe til. Ei potensiell konfliktline går mellom haustingsorientert fiske og reint lystfiske. Hausting i ferskvassfisket har gjennom dei siste tiåra blitt utfordra og delvis sett ned på. Og det er lett å finne døme på at einsidig haustingsbasert fiske har øydelagt for alt fiske. Men haustingsorientering er ikkje noko å skamme seg over; det er det opphavlege motivet for å fiske, og kan såleis tilleggast ein viss verneverdi. Enkelte vil hevde at hausting ikkje kan kombinerast med eit moderne høgkvalitetsfiske, men påstanden er ikkje nødvendigvis basert på biologiske fakta. Men like fullt er det klart at haustingsfiske, som anna fiske, må regulerast strengt om grunnlaget for godt fiske skal haldast ved like. Glåma utgjør eit stort produktivt vassareal, og utan tvil kan det haustast mange tonn velsmakande mat herifrå, men det må gjerast på rett måte. Ei framtidig målretta forvaltning må omfatte eit effektivt oppsyn med fisket om forvaltningsmåla skal nåast.

I Glåma, som elles, er haustingstradisjonen i fisket først og fremst representert ved lokale fiskarar. I Stor-Elvdal har desse bygdefiskarane sterk preferanse for aure framfor harr. Ei viktig årsak til dette er at aure blir rangert høgt over harr som matressurs. Ei vesentleg side er at aure har kvaliteten meir intakt etter ein periode i fryseboksen. Med tanke på lokal verdiskaping og inntekter for aktørane er lokale fiskarar å rekne som mindreverdige fordi dei bidreg lite til økonomiske ringverknader av fisket. Ei fornuftig ordning som kan kompensere for dette er å auke prisen for å få lov til å drive mataukfiske. Auka pris for slikt fiske kan også grunngevast med at haustinga har større verknad på fiskebestandane enn anna fiske. Høgare pris vil venteleg dempe iveren etter å drive haustingsfiske.

I alle høve må vi rekne med at det er eit lite mindretal som i dag primært fiskar for å skaffe eige hushald mat, men likevel bør desse fiskarane få lov til å praktisere sitt fiske på visse vilkår. På lengre sikt vil kanskje denne gruppa fiskarar bli borte fordi rekrutteringa til mataukfiske blir minimal. I dagens situasjon er tilgangen til mataukfiske etter aure i Glåma ein vesentleg del av livskvaliteten for ei mindre gruppe lokale fiskarar, noko som kan vere ein del av grunnlaget for framleis å ville bu i bygda.

Glomma Fiskeforening har hittil teke omsyn til ulike ønskje og fiskemåtar i fiskereglane for Glåma. Fangstrestriksjonar anna enn minstemål gjeld ikkje for Glåma i Stor-Elvdal sør for Sundfloen. Nord for Sundfloen er det innført ei moderat fangstkvote på 5 harr per døgn og størstemål på 40 cm. For aure gjeld minstemål på 30 cm i Glåmas heile lengde og ingen fangstkvote. Fiskereglar som varierer mellom strekningar og artar er til å leve med for fiskarar, men er på ingen måte eit ideal.

Framtidig bruk og forvaltning av fiskeressursane i Glåma bør sørgje for at samla mortalitet for liten og middels stor fisk er låg og berre litt høgare enn den naturlege. Dermed sikrast rekrutteringa til den fangbare del av bestandane samtidig som strukturen til bestandane blir ivareteken. Det betyr at eventuell hausting blir lagt på relativt stor og gammal fisk, med andre ord at minstemålet blir sett nokså høgt. Det samla årlege uttaket gjennom fisket bør ikkje overstige 20-25 % av bestandane. Ei utfordring for den utøvande forvaltninga i Glåma er at kunnskapen om kva fiskarane meiner om dagens fisketilbod og behov for endring av fiskereguleringane er noko mangelfull. Dersom nye fiskereglar bryt for kraftig med fiskarane sine oppfatningar, kan det føre til at reglane ikkje blir fullt ut respekterte (Leonardsson m.fl. 2011). Problemet med ulovleg fangst er størst når fangsten per innsats er låg og fisken som let seg fange er liten.

Avgrensing i tillaten fiskereiskap er noko som lett blir oppfatta som diskriminerande av fiskarane og er såleis ei uheldig form for regulering. Problemet med enkelte fiskemetodar eller fangstreiskap er at dei påfører fisk som blir sett ut igjen etter fangst stor dødelegheit. Særleg ved markfiske kan krok og agn bli slukt, og då blir fisken nesten alltid alvorleg skadd når kroken skal løysast. Det er vanskeleg å tenke seg at det skal

vere tillate å fiske med mark eller med det tradisjonelle ørekyt-tacket i det framtidige fisket i Glåma dersom ein skal greie å nå dei overordna forvaltningsmåla. Eit mogleg alternativ for markfiske er berre å tillate bruk av store såkalla sirklelkrokar, til dømes krokknummer 0 og større. Men ei viss avgrensing i reiskapsbruken synest å vere vanskeleg å unngå.

Som påpeikt ovafor er det nødvendig at fisken får leve lengre før han blir avliva i fisket. I praksis vil det innebere at minstemålet må hevast. I dag er dette 30 cm for både aure og harr, og i første omgang bør minstemålet hevast til 35 cm. Dette vil gi auka storleik på fisken i fangstane, men ein må vere klår over at det kan ta nokre år før effekten blir tydeleg fordi veksten er langsam. Det er derfor viktig å ta seg nok tid før ein evaluerer effekten på fisketilbodet. Om minstemålet på noko lengre sikt bør hevast ytterlegare til 40 cm både for aure og harr er usikkert. Auka minstemål vil føre til auka total fisketettleik i elva, og eit vesentleg spørsmål er om denne auken vil gi seg utslag i redusert vekst som følgje av sterkare næringskonkurransen. Berre forsøk over år i Glåma vil gi dei svara som trengs på dette spørsmålet. Eit alternativ til høgt minstemål er å innføre størstemål for avliving på 40 cm for både harr og aure.

Dersom fisketrykket er høgt vil det vere nødvendig å ta i bruk fangstkvote som del av fiskereglane. Dette vil avgrense det totale uttaket av fisk frå Glåma, og det er nettopp poenget med regelen. Med tanke på lokale fiskarar bør ikkje fangstkvota settast for lågt i første omgang, og det blir viktig å informere om og forklare bakgrunnen og formål med reguleringa. Maksimum 5 fiskar per fiskar og døgn er ei romsleg fangstkvote og har i mange tilfelle liten effekt på det samla uttaket. Derfor kan ein rekne med at døgnkvota bør reduserast til 3 fiskar, eventuelt 2. Eit anna spørsmål som bør vurderast er tidsperiode for haustingsfiske, det er ikkje rimeleg at denne skal vare heile fiskesesongen.

FORSLAG TIL FRAMTIDIGE FISKEREGLAR I GLÅMA

Som eg har prøvd å få fram ovafor, vil restriktive fiskereglar gi meir og større fisk i elva. Kvaliteten på fisketilbodet vil derfor auke; sjansen for fiskaren til å få pen fisk på kroken vil auke. Truleg vil også viljen til å betale noko meir for fiskekortet også auke utan at det treng å legge føringar for

framtidige fiskereglar. Reglane som blir føreslått her er utforma med tanke på å utvikle kvaliteten på fisketilbodet samtidig som ingen gruppe av fiskarar blir støytt ut i kulden. Eit unntak her vil vere markfiskarar. Alle fiskarar må ofre noko for å få betre fiske tilbake. På same måte som i dagens fiskereglar, blir det føreslått noko ulike reglar for fiske etter harr og aure. Isfiske er det ikkje teke stilling til, og kan halde fram som før, men med gjeldande minstemål og fangstkvoter for harr og aure.

Reglar for aurefiske

Her føreslår eg at det blir innført to typar fiskekort; eit **vanleg sportsfiskekort** og eit **fiskekort for mataukfiske**. For desse gjeld noko ulike fiskereglar.

Vanleg sportsfiskekort

Fiskekortet gjeld for perioden 1. mai til 15. september og avgrensingar i fisket er likt i heile perioden.

Alle former for stongfiske er tillatne med to unntak. Det er ikkje tillate å fiske med levande agn eller bruke død fisk som agn. I praksis vil det innebere at markfiske og fiske med det tradisjonelle ørekyte-tacketet ikkje skal vere tillate. Grunngevinga for forbod mot nemnde reiskapsbruk er at dødelegheita lett blir for stor for fisk under minstemålet. Det tradisjonelle fisket med død ørekyte som agn, kan vere svært effektivt og kan såleis vere uheldig. Minstemål for aure som kan avlivast er 35 cm, og døgnkvote for fangst er 3 aurar. Når kvota er fylt, skal det vere tillate å fortsette fisket, men då må all fanga fisk settast tilbake i elva.

Det er ingen grunn til å endre prisane på fiskekort, slik at døgnkort kostar kr. 100, vekekort kr. 250 og sesongkort kr. 600 som før.

Fiskekort for mataukfiske

Fiskekortet skal gjelde 1. mai – 15. september, men perioden for aktivt mataukfiske er 1. mai – 30. juni.

Alle former for stongfiske er tillatne, men fiske med levande agn er ikkje tillate i nokon del av sesongen. Fiske med død ørekyte som agn er lovleg i perioden 1. mai – 30. juni, elles ikkje.

Minstemål for aure som kan avlivast er 35 cm, og døgnkvote for fangst er 3 aurar. I perioden 1. mai – 30. juni er døgnkvota utvida til 6 fiskar. Dette betyr at restriksjonane i fisket er lempa noko i to månader slik at det skal vere mogleg å praktisere eit mataukfiske då. Til gjengjeld må mataukfiskaren finne seg i å betale litt meir for moroa og fangsten. Forslaget er at døgnkortet skal koste 150 kroner, vekekortet 400 kroner og sesongkortet 900 kroner. Døgnkort og vekekort for mataukfiske vil berre vere gjeldande i perioden 1. mai til 30. juni.

Reglar for harrfiske

Harrfiske i Glåma bør vere underlagt dei same reglane som gjeld for generelt sportsfiske, og som er beskrive ovafor, men med eitt unntak. Og det er når det skal vere lov å fiske harr; sesongen for harrfiske skal vere 15. juni – 1. november.

Endring av fiskereglane i retning av det som er føreslått ovanfor vil på kort sikt føre til at fiskarane truleg vil oppleve at kvaliteten på fiske-tilbodet går tilbake. Dette er heilt normalt og skuldast at fiskebestandane treng litt tid på endring som følgje av endra vilkår. For å hindre for stort omfang av ulovleg fangst, er det viktig å intensivere oppsynsaktiviteten langs Glåma. Uttak av fisk under minstemålet og ikkje respekt for fangstkvota, vil motverke det dei nye reglane skal prøve å oppnå, nemleg å sikre at bestandane får ein meir naturleg struktur i storleik og alder. Derfor er tiltak for å redusere brot på fiskereglane viktige for å oppnå dei positive bestandsendringane i løpet av få år. Informasjon og ordskifte om nye fiskereglar er også viktig for å få fiskarane til å forstå og akseptere strengare reglar.

REFERANSAR

Aas, Ø. 1991. Ferskvannsfiskeforvaltning og fritidsfiske. En samfunnsfaglig kunnskapsoversikt. NINA utredning 27: 1-44.

Borgstrøm, R. & Løkensgård, T. 1974. Fiskeforhold og virkninger på fisket på strekningen Høyegga – Stai bru. Østerdalsskjønnet, del O. - Nord-Østerdal Herredsrett.

- Carline, R.F., Beard Jr. T., & Hollender, B.A. 1991. Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11:253-266.
- Carlstein, M. 1996. Feeding, growth and survival of European grayling in culture and after stocking. Doktoravhandling ved Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Degerman, E. (red.) 2009. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket & Naturvårdsverket.
- Einum, S. og Fleming, I.A. 2001. Implications of Stocking: Ecological Interactions between Wild and Released Salmonids. - *Nordic J. Freshw. Res.* 75:56-70.
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulations in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 53:327-50.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press. 304 s.
- Eriksson, T., Nordwall, F og Näslund, I. 1999. Beskattning av fiskbestand i strömvatten – fiskar vi för mycket? s. 243-266 i Näslund, I. (red). *Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i et uthålligt perspektiv*. Fiskeriverkets försöksstation, Kälärne.
- Harden Jones, F.R. 1968. Fisk migration. Arnold, London.
- Kraabøl, M., Johnsen, S., Museth, J. & Sandlund, O.T. 2010. Conserving iteroparous fish stocks in regulated rivers; the need for a broader perspective! *Fisheries Management and Ecology* 16; 337-340.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 2013. Telemetristudie av ørret i Hemsil. Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget. NINA Rapport 906; 36 sider + vedlegg.
- Kraabøl, M., Museth J., Skurdal, J. & Johnsen, S.I 2012. Holder fisketrap-pene mål i forhold til Vannforskriften? VANN 04

- Langdal, K. 2007. Evaluering av fiskeutsettingene i Glomma på strekningen Høyegga – Rena. Høgskolen i Hedmark Rapport nr. 17 – 2007.
- Leonardsson, K., Näslund, I. & Byström P. 2011. Olika fiskereglers inverkan på fiskbestand. s. 184-204 i Persson L. (red.) Ekologi för fiskevård. Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund.
- Linløkken, A. 1995. Angling pressure, yield and catch per unit effort of grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., on the rivers Glomma and Rena, southeastern Norway. Fish. Manage. Ecol. 2: 249-262.
- Milner, N.J., Elliott J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S. & Ladle, M. 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. Fisheries Research 62: 111-125.
- Miljøverndepartementet. 1992. Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v. , Lov-1992-05-15. § 1. Lokalisert på <http://www.lovdatab.no>
- Museth, J. 2014. Hva har fem år med båtelfiske i Søndre Rena lært oss? Foredrag på Fiskesymposiet 2014, EnergiNorge.
- Museth, J. Stensli, J.H. & Qvenild T. 2001. Heving av minstemål for harr og ørret i Glåma gjennom Os, Tolga, Tynset og Alvdal – effekter på fisket i perioden 1995 - 99. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernnavdelingen. Rapport nr. 6/2001, 29 s.
- Nordling, I. 1985. Sportsfiske för alla. Sportfiskarna, Stockholm.
- Nordwall, F., Eriksson, T., Eriksson, L-O & Näslund, I. 2002. Ekologi och skötselprinsipier för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.). Vattenbruksinstitutionen Rapport 33. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- NVE. 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. NVE Rapport 49-2013.

- Näslund, I. 1999. Ammerådalens rinnande vatten på 2000-talet – hur skjöter vi dem då? s. 291-308 i: Näslund, I. (red.) *Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i et uthålligt perspektiv*. Fiskeriverkets försöksstation, Kälarne.
- Qvenild, T, 2008. Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-2008.
- Qvenild, T. & Linløkken A. 1989. Glomma – fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet.
- Svarthe, Y. 1983. Oversikt over fiskeribiologiske undersøkelser i Glommavassdraget ovenfor Øyern fram til 1983. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, rapport 2-1983.
- Titus, R.G. 1990. Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*): new perspectives. *Ann. Zool. Fenn.* 27:119-130.
- Vøllestad, A. og Hesthagen T. 2001. Stocking of Freshwater Fish in Norway: Management Goals and Effects. - *Nordic J. Freshw. Res.* 75: 143-152.
- Welcomme, R.L. 1998. Evaluation of stocking and introductions as management tools. – s. 398-413 i: Cowx, I.G. (red.) *Stocking and introductions of fish*. Oxford Fishing New Books.
- World Tourism Organization 2014. Compendium of Tourism Statistics, Data 2008 – 2012, 2014 Edition. Henta 02.02.2014 frå <http://www2.unwto.org/publication/compendium-tourism-statistics-data-2008-2012-2014-edition>.



■ Siken (*Coregonus lavaretus* L., 1758):

et artskompleks med en spennende evolusjonær historie og forvaltningmessige utfordringer

KJARTAN ØSTBYE

Artikkelen er fagfellevurdert.



Foto: Kjartan Østbye

SAMMENDRAG

Siken varierer mye i utseende innen og mellom vann. Her oppsummerer jeg egen, og til dels annen, relevant litteratur, for å reflektere rundt hvordan sikens utseende kan være påvirket av slektskap og tilpasninger til ulike forhold i innsjøen, og hvilke forvaltningsmessige konsekvenser dette kan ha. Tre genetiske hovedlinjer (basert på mitokondrie-DNA (mtDNA)), som sannsynligvis overlevde i ulike refugier gjennom siste istid, har kolonisert nordlige deler av Europa. Også innen innsjøer kan ulikt utseendemessige sikbestander være delvis genetisk adskilt. Slike

bestander har en form for ufullstendig adferdsbarriere mot å parre seg med hverandre. Basert bare på utseendemessig variasjon kan nesten hver sikbestand beskrives innen binær nomenklatur til å være ulike taxonomiske arter, men dette er ikke hensiktsmessig av ulike årsaker. En viktig grunn her er at bestander som ikke er nært beslektet kan ha utviklet utseendemessige karaktertrekk gjennom parallell evolusjon. Det betyr at de uavhengig har utviklet seg mot samme form fordi de har levd under samme forhold, der karaktertrekk er strukturert av naturlig seleksjon. Like eller ulike karaktertrekk hos sik innen og mellom innsjøer kan oppstå via fenotypisk plastisitet (der den samme genotypen gir ulikt fenotypisk uttrykk i ulike miljøer) og naturlig seleksjon der morfene som er mest tilpasset et gitt miljø, får flest avkom. Mekanismene bak oppsplitting i genetikk og utseende innen- og mellom vann kan være bestemt av ulike faktorer. Den evolusjonære historien om hvor forfedrene kom fra med sine gener, er grunnleggende. Naturlig seleksjon plukker ut hvilke genkombinasjoner og karaktertrekk som går videre i neste generasjon gitt tilpasningsdyktighet utfra eksisterende variasjon. For mange arter og populasjoner kan oppvekstforholdene påvirke utseende og livshistorien ved at de er fenotypisk plastiske. Genetisk struktur og assosierte karaktertrekk kan også bli påvirket av tilfeldig genetisk drift og genflyt mellom populasjoner.

Mekanismen bak sympatrisk oppdeling i ulike former av sik innen ett og samme vann kan være økologisk nisje-delning, det vil si at de forekommende formene av siken er tilpasset til å utnytte de ulike delene av innsjøen forskjellig. Gitt tid og geografisk separasjon kan slike økologiske former være på vei til å bli gode biologiske arter via økologisk artsdannelse, noe våre data støtter. Det ser også ut til at flere innvandringer av ulikt utseende sik kan forekomme i samme vann via sekundær kontakt av allopatrisk utviklede (geografisk isolerte) mtDNA-linjer. Slike forhold gir forvaltningen utfordringer med identifisering av bestander, definering av enheter for bevaring, og høsting av denne evolusjonært interessante og gode matfisken. En kombinasjon av genetikk-, utseende- og livshistorieanalyser bør ligge til grunn for å foreslå og iverksette gode

forvaltningsenheter. I Norge har vi en stor sik-diversitet som vi må forvalte på en fornuftig og effektiv måte, slik at vi kan både høste av den og forske på den i framtiden.

BINÆR NOMENKLATUR OG TAXONOMI

Siken (*Coregonus lavaretus* L., 1758) ble beskrevet av den svenske vitenskapsmannen Carl Nilsson Linnæus (Carl von Linné) i året 1758. Forkortelsen L. viser til etternavnet til den personen som beskrev arten for første gang. Linné introduserte et nytt og godt egnet system for å klassifisere alle levende organismer i en binær nomenklatur. Det vil si å beskrive en organisme med kun to latinske navn der det første er et slektsnavn, og det andre er navnet på arten innen denne slekten. Her står *Coregonus* for slekten der flere arter forekommer, men der *lavaretus* er sikarten som forekom i vannet Linnæus hadde sitt eksemplar fra. I vår tid har dette systemet regler for hvordan man skal navngi nye arter i henhold til "Den internasjonale koden for zoologisk nomenklatur (ICZN)". Denne koden skal regulere hvordan vi forholder oss til beskrivelsen av en ny organisme når det gjelder (i) hvordan navn skal angis korrekt innen dette rammeverket, (ii) hvilket navn som skal brukes når det eksisterer konflikt mellom ulike navn (f.eks. hvis flere har beskrevet arten med hensyn til tid eller sted), og (iii) hvordan navn skal siteres i vitenskapelig litteratur. Dette settet av regler har blitt utviklet ved at vi setter navn på organismer utelukkende på grunnlag av organismens utseende (se en nylig revisjon av arter hos europeiske ferskvannsfisker i Freyhof og Kottelat (2007) basert på utseende). Det er imidlertid en rekke antagelser som ligger til grunn for at vi fortsatt velger å bruke dette systemet. En viktig antagelse her er at den utseendemessige forskjellen vi beskriver mellom for eksempel to arter, virkelig reflekterer den evolusjonære historien til artene, når det gjelder utviklingen og slektskapet til disse artene gjennom lang tid (det vil si over flere millioner år).

Det er i hovedsak fire mekanismer som gir opphav til forskjeller i utseende hos arter; (1) *naturlig seleksjon* (det vil si at de mest tilpasningsdyktige individer fører sitt avkom videre – naturlig seleksjon virker på

utseende gjennom det genetiske grunnlaget), (2) *mutasjoner* (det vil si tilfeldige endringer i basepar på arvestoffet (DNA) som kan føre til endringer i ulike trekk), (3) *genetisk drift* (det vil si tilfeldige hendelser i populasjonen på grunn av ytre krefter som for eksempel tilfeldig delvis uttørring av et vann der bare noen få individer overlever - og som da endrer den genetiske variasjonen i populasjonen), og (4) *fenotypisk plastisitet* (det vil si at utseendet til et individ avhenger av hvilket miljø det vokser opp i - slik at det vil ha ulikt utseende hvis det vokste opp i for eksempel to ulike vann). I tillegg har vi andre mekanismer som kan være med på å forme fordeling av trekk og utseendet av individer i en populasjon som *genflyt* (det vil si utveksling av genetisk materiale) mellom bestander innen arten (*intra-spesifikk*) og mellom arter (*inter-spesifikk*). Genflyt kan også beskrives som *hybridisering* (det vil si at bestander innen- og mellom arter utveksler genetisk materiale ved at de parrer seg med hverandre, men at første generasjon er levedyktig, men er normalt ikke reproduksjonsdyktig). Hvis slike intra- eller inter-spesifikke parringer forekommer, og avkommet også er levedyktig og reproduksjonsdyktig, kan *genomisk introgresjon* forekomme (det vil si at noe av arvestoffet kan utveksles og føres videre til de kommende generasjoner på kryss av bestander og arter). Mulighetene for endringer i utseende via ulike faktorer og mekanismer i naturen tilsier at det å benytte genetiske metoder i tillegg til morfologi kan, og vil, gi bedre informasjon når det gjelder å beskrive evolusjonære historier til forekommende arter, former, morfer og bestander.

ARTSKOMPLEKSET

Etter at Linné beskrev siken i 1758 (Linnaeus 1758) har mange studert denne arten i Eurasia og funnet at den varierer mye i utseende både innen og mellom vann. Dette kan være variable morfologiske trekk som for eksempel fiskens størrelse ved en gitt alder, kroppsform, antall finnestråler, farge, antall fiskeskjell, og formendringer i kroppsdelene og munn-deler (Berg 1948, Steinmann, 1950, Resethnikov 1968, Himberg & Lehtonen 1995, Svårdson 1998). Karakteristisk for siken er at det kan forekomme flere ulike utseendemessige typer (heretter kalt morfer) i samme vann, gjerne assosiert med ulike gyteplasser og/eller gytetider, eller med

forskjellig bruk av innsjøen i henholdsvis *littoralsonen* (i de strandnære grunne områder), *pelagialsonen* (åpne vannmasser langt fra land), og i *profundalsonen* (bunnområdet som er langt fra land) (Knudsen et al. 2003, Amundsen et al. 2004, Kahilainen & Østbye 2006).

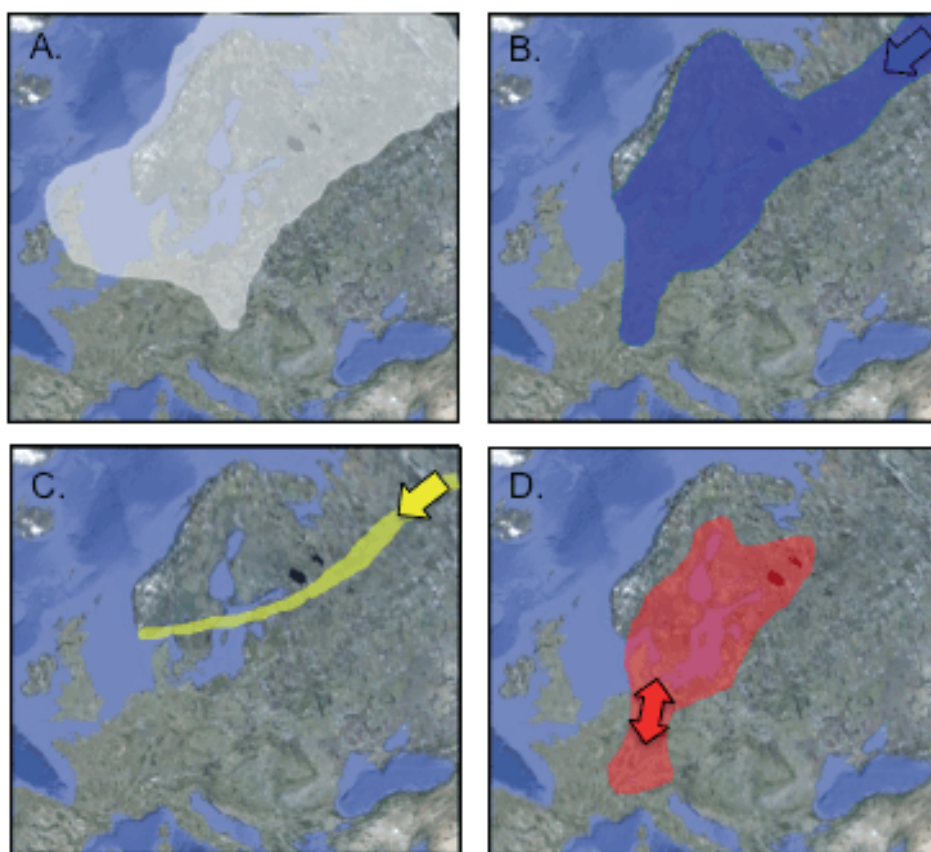


Figur 1. Sikhode, posisjon av gjellebuen, og gjellebuen med gjellestaver og lameller (rødt). Tegninger: Kjartan Østbye.

Tradisjonelt har antall gjellestaver (Figur 1), og i mindre grad lengden av gjellestavene, vært brukt til å gjenkjenne og navngi arter (Steinmann 1950, Himberg & Lehtonen 1995, Svårdson 1998), og etterhvert også former/morfer/bestander innen dette komplekset (Harrod et al. 2010, Siwertsson et al. 2010). Gjellestavene er ofte godt assosiert med næringsopptaket, der et tett gjellegitterapparat med lange gjellestaver ser ut til å være mer egnet for effektivt å spise små byttedyr som krepsdyr, mens et gjellestavapparat med korte- og få gjellestaver er bedre egnet for å spise større byttedyr som insekter og snegler (Kahilainen & Østbye 2006, Harrod et al. 2010). Arvbarheten til gjellestaver er relativt høy (se referanser i Svårdson 1970, 1998), noe som tilsier at fenotypisk plastisitet er relativt liten (det vil si i liten grad induisert av miljøet). Imidlertid kan arvbarhet for et gitt trekk være forskjellig i ulike populasjoner på grunn av evolusjonær historie. Hvis en trofisk karakter er arvbar og er utsatt for naturlig seleksjon, så kan fordelingen av trekk i populasjonen endres over generasjoner gitt ulike selektive forhold der hvor fisken oppholder seg.

Variasjonen i livshistorie og morfologi har ført til taxonomisk forvirring da mer enn 200 arter av sik har vært beskrevet i Eurasia. Videre viser nye genetiske studier oppsplitting i både allopatriske og sympatriske morfer og populasjoner av sik (se for eksempel studier av Hudson

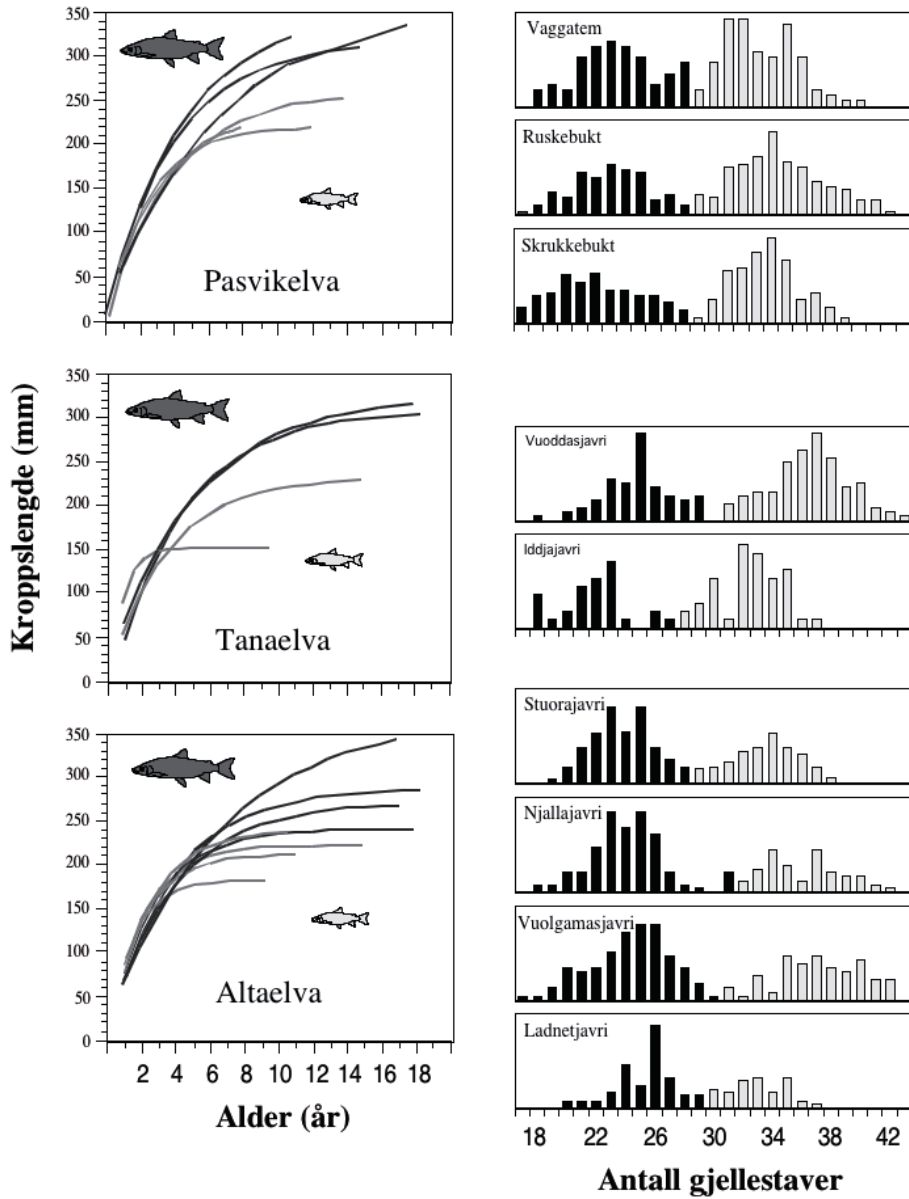
et al. 2007, Vonlanthen et al. 2009). En stor og nylig revisjon av Europas ferskvannsfisk beskriver et stort antall arter i *Coregonus* slekten basert på morfologiske karakterer (Freyhof og Kottelat 2007). Denne revisjonen har nå blitt tatt i bruk av noen forvaltningsmyndigheter i Europa, noe som sannsynligvis vil føre til at hvert eneste sik-vann kan/skal/bør forvaltes for seg, fordi hvert vann da etter denne revisjonen vil inneha minst en navngitt endemisk sik-art (dvs. en sik-art som kun finnes i dette vannet). Dette vil igjen få følger for høstingen av siken.



Figur 2. (A) Innlandsisens maksimale utstrekning i Nord-Europa ca. 20 000 år før nåtid (fritt avtegnet etter Mangerud et al. 2004). De tre genetiske hovedlinjer (basert på mtDNA clades) av sik som finnes i Nord-Europa: (B) den nord-europeiske linjen, (C) den sibirske linjen, og (D) den sør-europeiske linjen (basert på og fritt avtegnet etter Østbye et al. 2005a). Kartgrunnlag er hentet fra Google Earth programmet.

INNVANDRING AV SIK TIL NORD-EUROPA ETTER ISTIDEN

Basert på en genetisk markør (mitokondrie DNA (mtDNA)) som kun nedarves fra mor, kunne vi identifisere 3 genetiske hovedlinjer, med flere underlinjer, som har kolonisert Nord-Europa når vi analyserte mer enn 120 sik-populasjoner fra ulike vann (Østbye et al. 2005a) (Figur 2). De tre genetiske linjene (eller mtDNA clades) representerer mest sannsynlig opphold i tre glacielle refugier under siste istid i ulike geografiske områder med følgende utbredelse; (1) *Den nord-europeiske linjen* – hovedsakelig fra Nordvest-Russland til Danmark, men også helt ned til de sentral-europeiske alperegionene, (2) *Den sibirske linjen* – fra det arktiske havet til sørvestlige deler av Norge, og (3) *Den sør-europeiske linjen* – hovedsakelig fra Danmark til den europeiske alperegionen, men med utbredelse også i regionen rundt Østersjøen og de helt sørvestlige deler av Russland. Når vi talte antall gjellestaver på siken, eller benyttet data fra litteraturen fra de samme populasjonene, fant vi en stor variasjon. Denne variasjonen (13-48 staver) dekket mange tradisjonelle arter med hensyn til antall gjellestaver. Variasjonen i antall gjellestaver overlappet i stor grad, og så ut til å være like stor i to av de tre genetiske linjene (vi hadde få fisk fra den sibirske linjen). Vi fant ingen forbindelse mellom gjellestaver og genetisk identitet, noe som antyder at gjellestavene ikke reflekterer distinkte evolusjonære enheter som kan navngis i taxonomien. Antall gjellestaver kan sannsynligvis endres innen de genetiske linjene via naturlig seleksjon i innsjøene og vannforekomstene. Andre interessante funn her var at de tre genetiske linjene ble funnet i Drammensvassdraget, og at representanter fra den sibirske linjen hadde kommet seg helt ned i Sydvest-Norge til Orrevann på Jæren. Basert på våre og andres data (Bernatchez & Dodson 1994) ser det ut til at sik er representert i Sentral- til Nord-Europa med tre allopatrisk evolverte linjer (det vil si at de har utviklet seg i forskjellige geografiske områder), men at linjene også har sekundær kontakt (det vil si at genetiske linjer som har utviklet seg i ulike områder, etter hvert har fått kontakt etter istiden) i noen vann og vassdrag i Fennoskandia. Det ser også ut til at innen-sjø sympatrisk divergens (det vil si en genetisk oppsplitting i atskilte populasjoner fra ei morpopulasjon i vannet) i antall gjellestaver mellom populasjoner forekommer.



Figur 3. Gjellestavfordelinger i ni vann i Pasvikelva (3 vann), Tanaelva (2 vann) og Altaelva (4 vann) i Finnmark (basert på og fritt avtegnet etter Østbye et al. 2006). I det venstre panelet er lengde ved en gitt alder estimert for populasjonene av henholdsvis bentisk (mørk linje) og pelagisk sik (lys linje) for begge kjønn samlet innen morf x lokalitet. I det høyre panelet er gjellestavfordelingene for bentisk (mørk farge) og pelagisk sik (lys farge) i disse vannene for begge kjønn samlet innen morf x lokalitet gitt med frekvens på y-aksen og gjellestavantall på x-aksen.

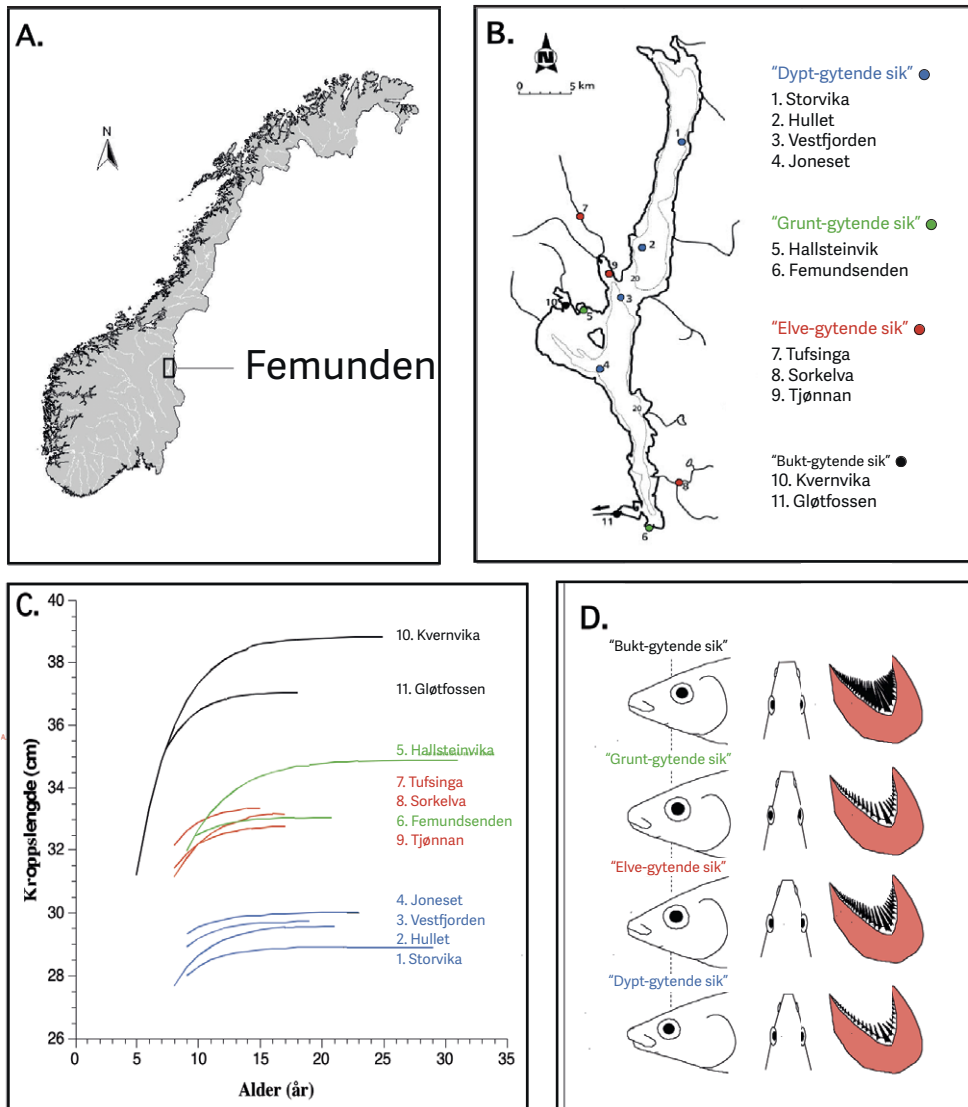
PARALLELL EVOLUSJON AV ØKO-MORFOLOGISKE KARAKTERER HOS SIK

For å undersøke om likhet i morfologi kunne skyldes parallell evolusjon i ulike vann på grunn av utnyttelsen av "like nisjer" med påfølgende likt seleksjonstrykk fra naturlig seleksjon (og tilnærmet like effekter av fenotypisk plastisitet), sammenlignet vi ni vann i tre elvesystemer i Finnmark (Østbye et al. 2006). I Pasvik-, Tana- og Altaelva undersøkte vi vann som hadde to samlevende bestander av sik; dette var en storvokst form som vesentlig levde i strand- og bunn-nære områder (heretter kalt bentisk/littoral morf), og en småvokst form som levde pelagisk (kalt pelagisk morf). Her fisket vi i littoralen og pelagialen og registrerte alder og lengde og talte antall gjellestaver. Mageprøver ble også analysert for å finne byttedyr-preferanser. Til slutt analyserte vi mtDNA sekvenser (som er nedarvet kun fra mor) og mikrosatellitter (som er utsatt for rekombinasjon; dvs. får genetisk bidrag både fra mor og far som avspeiles i avkommet, og slik viser en annen/nyere bestandsdifferensiering enn mtDNA på grunn av ulike mutasjonsrater). Resultatene viste at veksten (lengde ved en gitt alder) var forskjellig mellom pelagisk og bentisk sik, at disse hadde forskjellig gjellestavtall, der pelagisk sik hadde lengre og flere gjellestaver (ca. 30-42) enn bentisk sik (ca. 16-29) (Figur 3). Videre hadde de forskjellig diett og habitatbruk, der pelagisk sik var pelagisk og bentisk sik var bentisk/littoral. Den pelagiske siken ble kjønnsmoden ved en mindre lengde og alder enn bentisk sik. Mønsteret var likt når man sammenlignet innen de to morfene mellom de ni vannene. Når man så grupperte fisk basert på alle trekkene samlet, var resultatet at alle de pelagiske morfene utgjorde en gruppe, mens bentiske morfer utgjorde en annen gruppe. Dette resultatet kunne tilsi at vi faktisk hadde med to distinkte sik-arter å gjøre. Mikrosatellittene viste at samlevende pelagiske og bentiske morfer i hvert vann var delvis reprodusert isolert (det vil si at individer parret seg med hverandre i mindre grad mellom morfer enn innen morfer i vannet). Videre, når alle fiskene fra de ni vannene i den samme genetiske analysen (mikrosatellitter) ble sammenliknet, ga resultatene støtte for at pelagisk og bentisk sik hadde utviklet seg uavhengig

i flere av disse vannene. Dette vil si at pelagisk og bentisk sik innen et vann er mer i slekt enn det like morfer faktisk er mellom vann. Basert på mtdna var alle de undersøkte bestandene representanter for den *nord-europeiske linjen*. Dataene viste at vi har sympatrisk oppsplitting i henhold til to ulike nisjer, littoral og pelagisk nisje, og at tiden etter istiden kan ha vært lang nok for at de der kan ha utviklet seg til ulike arter/former/morfer. Dette betyr at de lokale forholdene er viktige for utviklingen av slike samlevende sikmorfer.

SYMPATRISK OPPSPLITTING AV SIKBESTANDER INNEN FEMUNDEN

Lokale fiskere i Femunden har lenge kjent til ulike morfer av sik som blir fanget på forskjellige steder i innsjøen, ulike habitater (littoralt og pelagialt) og som gyter til ulik tid og sted. Det ble derfor samlet inn 11 gytebestander som ble videre analysert morfologisk og genetisk (mtdna og mikrosatellitter) (Østbye et al. 2005b). De 11 bestandene utgjorde to geografiske replikater av "bukst-gytende sik" (med gytetid november-desember), tre replikater av "elve-gytende sik" (september-oktober), fire replikater av "dypt-gytende sik" (november-desember) og to replikater av "grunt-gytende sik" (oktober-november) (Figur 4). I tillegg ble det samlet inn syv sikbestander i seks sjøer fra fire elvesystemer for å finne den mest sannsynlige immigrasjonsruten hos siken inn til Femunden etter istiden. Den morfologiske analysen omfattet 20 karakterer hvorav antall og lengde på gjellestavene var to av disse. Sikens alder og lengde i Femunden ble registrert slik at vi kunne beregne alder og lengde ved kjønnsmodning, samt den maksimale lengden (L_{∞}), i de 11 populasjonene. Resultatene viste at det var 3-4 morfologiske morfer av sik i Femunden, der disse sammenfalt godt med gytekategoriene (Figur 4). Det viste seg også at alle de tre "elve-gytende sik"-bestandene faktisk var morfologisk mye mer like hverandre enn med de andre gytekategoriene. Det samme resultatet gjaldt også for de tre andre kategoriene. De viktigste morfologiske karakterene som differensierte de fire gytekategoriene, var antall gjellestaver og gjellestavlengde. Fiskelengden ved en gitt alder var minst for alle "dypt-gytende sik" og størst for alle "bukst-gytende sik", mens den lå imellom disse to kategoriene når det gjaldt "elve-gytende sik" og "grunt-gytende sik".



Figur 4. (A) Femunden (kart laget av NINA, Trondheim), (B) de 11 undersøkte gytepopulasjonene av sik i Femunden; to bestander av "bukst-gytende sik (svarte sirkler)" (med gytetid november-desember), tre bestander av "elvest-gytende sik (røde sirkler)" (september-oktober), fire bestander av "dypt-gytende sik (blå sirkler)" (november-desember) og to bestander av "grunst-gytende sik (grønne sirkler)" (figuren er modifisert fra Næsje et al. 1992), (C) lengde ved en gitt alder estimert for de 11 gyte-populasjonene (samme fargekode som for (B) over) (basert på og fritt avtegnet etter Østbye et al. 2005b), (D) grafisk tolkning av likheter og forskjeller i hodeform og gjellestavstruktur hos de fire gytekategoriene hos siken i Femunden (fargekode som i (B, C)) (basert på og fritt avtegnet etter Østbye et al. 2005b).

Alder på siken i Femunden varierte mellom 5 - 28 år. Alder og lengde ved kjønnsmodning, den maksimale lengden (Loo), varierte også mellom populasjoner og morfer. Her var alder ved kjønnsmodning størst for "dypt-gytende sik" og minst for "bukst-gytende sik", mens lengde ved kjønnsmodning viste et omvendt mønster, der "bukst-gytende sik" var større ved kjønnsmodning enn "dypt-gytende sik". Den maksimale lengden i populasjonen (Loo) var større for "bukst-gytende sik" enn for "dypt-gytende sik". For disse tre populasjonsmålene lå "elve-gytende sik" og "grunt-gytende sik" mellom tallene for "bukst-gytende sik" og "dypt-gytende sik". Det er helt klart at disse sikmorfene har ulik livshistorie basert på disse målene.

Den morfologiske likheten mellom replikate bestander innen samme gytekategori tilsier at naturlig seleksjon og/eller fenotypisk plastisitet var lik innen kategorier, men ulik mellom kategoriene. I en analyse testet vi om dette mønsteret kunne "forklares" av naturlig seleksjon eller genetisk drift ved å sammenligne grad av reprodutiv isolasjon og grad av morfologisk forskjell. Kort sagt så fant vi støtte for en hypotese om at naturlig seleksjon på gjellstaver hadde vært viktig. Når det gjaldt genetisk struktur, fant vi at det var liten grad av parring mellom "elve-gytende sik" og de andre kategoriene. For "dypt-gytende sik" og "grunt-gytende sik" var det mer genflyt mellom disse, men liten genflyt til de andre kategoriene. De mest differensierte bestandene var "bukst-gytende sik" som hadde liten genflyt med de tre andre kategoriene. Selv om de to bestandene av "bukst-gytende sik" var meget like i livshistorie og morfologi, så var de meget sterkt genetisk differensierte og parret seg i meget liten grad med hverandre. Når det gjelder koloniseringen av Femund etter istiden, fant vi ved en kombinert morfologisk og genetisk analyse at Trysil-Klarälven var den mest sannsynlige innvandringsveien, men at Femunden også kan ha blitt kolonisert flere ganger. Resultatene antyder at tilpasning og oppsplitting av bestander kan ha skjedd etter koloniseringen, og således utgjør siken i Femunden et mulig eksempel på sympatrisk artsdannelse. Huitfeldt-Kaas (1918) mente imidlertid at siken i Femunden ble kolonisert gjennom Österdalsälven i Sverige via Vurrusjøen og Drevsjøen.

HYBRIDISERING OG GENOMISK INTROGRESSJON HOS *COREGONUS*

Ulike sikbestander innen vann kan reproducere seg i mellom og sannsynligvis få levedyktig og fertilt avkom. Da er det betimelig å spørre seg om også dette kan foregå mellom ulike *Coregonus* arter. Derfor studerte vi (Kahilainen et al. 2011) et vann i Finland der det opprinnelig bare fantes sik. Der ble det satt ut lagesild (*Coregonus albula*) flere ganger på åttitallet, noe som førte til at arten etablerte seg der. Siken regnes for å være en generalist og utnytter alle innsjøhabitater, mens lagesilda er en pelagisk spesialist på små krepserdyr. Vi forventet derfor at de to artene hadde ulike nisjer (leveområder) i vannet. Videre forventet vi at inter-spesifikke hybrider skulle ha en morfologi som var intermediær og at hybrider skulle ha problemer med nisjebruk, da de ikke ville være tilpasset noen av nisjene basert på morfologi og eventuelt fysiologi. Vi undersøkte lengde ved alder og morfologi ved å måle karakterer, talte gjellestaver og målte lengden på gjellestavene, undersøkte mageprøver (og to stabile isotoper (Karbon (C; $d_{13}C$), Nitrogen (N; $d_{15}N$)); dvs. en kjemisk analyse av hva fisken har spist det siste leveåret) og parasitter, og det ble også registrert hvor siken ble fanget (pelagisk, littoralt, profundalt). Den av oss med størst kjennskap til fisken i området, definerte etter fangsten om fisken var sik, lagesild og hybrid basert på generelle ytre trekk. Etterpå brukte vi mtDNA og mikrosatellitter for å differensiere mellom sik, lagesild og hybrider. Vi kunne sortere alle individene til seks kategorier basert på mikrosatellitene; (1) "genetisk ren" sik, (2) "genetisk ren" lagesild, (3) F1 (det vil si første generasjon av sik x lagesild), (4) F2 (det vil si første generasjon av kun F1 individer sammen), (5) tilbakekrysning av F1 til lagesild, og (6) tilbakekrysning av F1 til sik. Resultatene viste at fem av de seks genetiske kategoriene var til stede i vannet (vi fant imidlertid ikke F2). Det var et meget godt samsvar med det vi kategoriserte som sik, lagesild eller hybrider i felt, basert på utseende og det vi fant i laboratoriet når det gjaldt genetiske kategorier. Videre så vi på retningen av genetisk introgressjon ved å bruke mtDNA og mikrosatellitter sammen. Her var de fleste tilbakekrysningene fra F1 til sik (bare halvparten av dette var fra F1 til lagesild). Genflyt og den genetiske

introgresjonen var større fra lagesilda til siken enn omvendt. Morfologisk var hybridklassene (3, 5, 6) intermediære til de rene foreldre-kategoriene (1, 2). Gjellestavantallet viste her et forventet mønster med de genetiske kategoriene på mikrosatellitter. Dette er interessant da det ser ut til at arvbarheten til gjellestaver er høy, og at gjellestavantallet kan endres ved det genetiske bidraget fra ulike bestander og morfer til avkommet. Det viser videre at det å kun bruke gjellestavantall som en taksonomisk karakter, sannsynligvis ikke holder mål. Dette har vært tradisjonen i blant annet Sverige i lang tid. Alle de fem genetiske kategoriene brukte like deler av vannet, spiste stort sett samme byttedyr, men hadde litt ulik forekomst av parasitter. Veksten for hybridene var ikke dårligere enn for de rene foreldre-kategoriene. Vi fant ingen indikasjoner på at det var økologisk seleksjon mot hybridene. Våre data viser faktisk at genflyt kan foregå mellom gode arter innen *Coregonus* slekten (i hvert fall mellom sik og lagesild), og at genflyt på kryss av arter kan ha vært medvirkende for å skape den store fenotypiske variasjonen vi kan finne hos *Coregonus lavaretus* bestander i dag.

ØKOLOGISK ARTSDANNELSE HOS POSTGLACIAL SIK – ET GENERELT FENOMEN?

Økologisk artsdannelse skjer når en populasjon splitter seg opp i to enheter på grunn av bruk av ulike nisjer som for eksempel i et vann der noen individer utnytter bentiske områder og andre benytter pelagiske områder (Bernatchez et al. 2010). Gitt tid og naturlig seleksjon over generasjoner så kan individer bli morfologisk forskjellige, populasjonene bli tilpasset til hver sin økologiske nisje, og genetisk differensiering mellom populasjoner kan oppstå sekundært.

Et nyere studie av til dels de samme populasjonene som ble analysert i Østbye et al. (2005a, b og 2006) har vist seg å frembringe noen interessante resultater. Her sammenlignet Præbel et al. (2013) tre lokaliteter som hver hadde tre morfer av sik; bentisk/littoral, pelagisk og profundal morf. Disse 9 gruppene ble sammenlignet med hensyn på 17 mikrosatellitter, og to stabile isotoper (Karbon (C; d13C), Nitrogen (N; d15N)) for å

kvantifisere de ulike morfenes nisjebruk. Målet var å kvantifisere genetisk slektskap, forskjeller i gjellestaver, samt å vurdere om forskjellene i gjellestaver kunne skyldes naturlig seleksjon ved sammenligning med den nøytrale genetiske differensieringen. Resultatene viste at siken differensierte adaptivt langs to ressurs-akser; (1) littoral-pelagisk akse, og (2) en mer variabel littoral-profundal akse. Videre foreslo resultatene at den profundale morfen hadde oppstått flere ganger fra den opprinnelige bentisk/littorale siken, mens den pelagiske siken derimot så ut til å ha kun en evolusjonær opprinnelse og kun en innvandring som koloniserte alle de tre innsjøene. Resultatene foreslo også at det var sterk naturlig seleksjon som lå bak dannelsen av det observerte mønsteret av gjellestaver i de ulike morfene assosiert med de tre innsjø-ressurs-aksene. Samlet støttet resultatene et relativt komplekst evolusjonært scenario av sympatrisk økologisk artsdannelse (oppsplitting i adaptive morfer innen innsjøen etter innvandring), men der også allopatriske divergensprosesser (utvikling i ulike glaciale refugier eller geografiske områder) var viktige. Det er fortsatt uklart om den bentisk/littorale og pelagiske morfene koloniserte vannene samtidig eller om det var en tidsforskyvning mellom innvandringene (noe som vil bli studert videre). Andre studier utenfor Skandinavia støtter våre funn, men det er også funnet ulikheter. Hvis man sammenligner resultatene i Præbel et al. (2013) med tidligere resultater i mine studier, ser man at man får økt kunnskap med innsats og bruk av nye metoder og systemer. En slik jevnlig oppgradering og bruk av kunnskap bør benyttes av våre forvaltningsmyndigheter.

HVORDAN FINNE FORNUFTIGE FORVALTNINGSENHETER FOR SIKBESTANDER?

Dagens forvaltning av sik i Norge har ikke definert noen bestemte enheter som er underlagt et spesielt forvaltningsregime. I så henseende ser det ut til at sik nå forvaltes som en art i Norge, selv om det er mange bestander med ulikt utseende som er til dels reproduktivt isolert. Hos andre arter av ferskvannsfisk forvalter man bestander som ofte er definert som geografiske enheter. Et overordnet mål for forvaltningen (av ferskvannsfisk og

deres bestander) bør være å sikre at vi ikke påvirker naturlige prosesser unødvendig for at bestandene kan fortsette å utvikle seg. Dette vil sikre at de har sin egen uforstyrrede dynamikk, og at vi kan ha disse ressursene bevart og høste av dem i lang tid framover. Gitt de begrensede økonomiske ressursene til biodiversitetsbevaring og forvaltningstiltak generelt, bør man prioritere de viktigste *evolusjonære enhetene* (se diskusjon under) og ønskelige høstbare ressurser. Bevaring av evolusjonære enheter og høsting må innarbeides i forvaltningen slik at begge mål kan oppnås samtidig (hvis mulig?). For å oppnå dette må man ha grunnleggende kunnskap om fiskebestandene når det gjelder bestandsdefinering, bestandsstørrelse, populasjonsstruktur, populasjondynamikk og eventuelle effekter av høsting. En ny måte å tenke på her er *adaptiv forvaltning* der man fortløpende tar i bruk ny kunnskap fra forskningen for på best mulig måte å sikre levedyktigheten til bestander for framtiden. Det er flere steg for å nå dette idealet. Først må man identifisere hvilken art man undersøker, dette kan være problematisk når det gjelder sik hvis man bare bruker morfologisk definerte arter, som vi har diskutert tidligere. Deretter må man undersøke populasjonsstrukturen for å identifisere unike bestander, dvs. finne reproduktivt isolerte enheter. Neste steg vil være å vurdere hvilke former/morfer/bestander/egenskaper som utgjør de viktigste evolusjonære enhetene. Dette er ikke liketil, men det finnes metoder og angrepsvinkler. Et meget viktig moment er bestandsstørrelsen, dvs. om de er store, små eller i ferd med å dø ut (jfr. rødlista DN). Med dagens nye genetiske metoder er det faktisk mulig å gi egnede estimater på flere av disse viktige momentene for forvaltningen.

En måte å vurdere slike enheter for forvaltningen er via konseptet om "*Evolusjonære Signifikante Enheter* (heretter kalt ESU)" (Waples 1995). Dette rammeverket brukes i USA for å finne enheter når det gjelder å definere og velge hvilke enheter som skal prioriteres under "*Endangered Species Act*". Sistnevnte er et lovverk for å liste opp enheter som skal tas vare på i forvaltningen. Dette er ofte sårbare eller truede arter, men ESU-er brukes også mye for vanlige arter der man finner variasjon under artsnivået; det vil si mellom populasjoner. Det er også mulig å bruke ESU på høstbare ressurser der vi ønsker å ta vare på bestemte trekk for menneskelig konsum

(som for eksempel høy vekstrate i en gitt bestand). Et annet konsept er "Forvaltningsenheter (management units; heretter MU)", dette kan brukes sammen med ESU-er for å definere prioriterte enheter for forvaltningen under ESU-nivået (Moritz et al. 1995). Generelt kan man vektlegge forskjellige trekk når det gjelder å prioritere bestander som skal forvaltes spesielt. Genetiske metoder er godt egnet for dette formålet (med eller uten tilleggsinformasjon om morfologi, livshistorie, fysiologi, gener og andre tilpasningstrekk), fordi man ofte kan få god informasjon om populasjonene uten å ta livet av individene. En populasjon må tilfredsstillende to kriterier for å være en ESU; (1) må være reproduktivt isolert (mitokondrielt – ha ulike mtDNA sekvenser) fra andre populasjonsenheter av samme art, og (2) må være en viktig komponent i den evolusjonære "arven" hos arten (hvordan vi nå skal definere dette). Videre, for at en populasjon skal være en MU, så må populasjonen ha signifikante forskjeller i allelfrekvenser (må ha ulik fordeling av genetiske varianter (som kan være like) ved et eller flere locus) på nukleære eller mitokondrielle lokus. Her reflekterer mtDNA generelt en eldre evolusjonær historie (ESU) enn det mikrosatelitter (MU) gjør. Metoden er i kontrast til den tradisjonelle morfologiske metoden som brukes innen binær nomenklatur og taxonomi, ved at den også ser på den genetiske historien til populasjonene i tillegg til utseendet. Det beste er sannsynligvis å benytte all relevant tilgjengelig informasjon.

Hvordan passer så siken inn i dette foreslåtte EUS-MU-rammeverket med hensyn til utseende, livshistorie, taxonomi og de genetiske dataene? Hvis man strengt fulgte retningslinjer fra Freyhof og Kottelat (2007) ved å sette binære navn på morfologisk divergente sikbestander, så antar jeg at vi kan definere en eller flere sikarter i hvert eneste vann vi undersøker. Dette er imidlertid lite hensiktsmessig, og en slik metode er basert på relativt lite informasjon. Følgene av å bruke en slik navnsetting av arter er at vi vil få store begrensninger med å fiske i disse vannene, fordi de etter definisjonen vil inneholde endemiske arter (som er fredet/sårbare eller lignende). Denne navnsettingen er også lite hensiktsmessig fordi den ikke tar hensyn til fenotypisk plastisitet og parallell evolusjon. Det er mer hensiktsmessig å bruke morfologi og økologisk nisjebruk i sammenheng med genetiske mål på både identitet og genflyt. Et annet relevant problem er

relatert til de to samlevende sikmorfene i de studerte Finnmarksvannene, hvor replikater av samme morf er like mellom vann. Hvis det er riktig (basert på våre genetiske metoder) at samme morf har oppstått uavhengig, så har de ulik evolusjonær historie (i hvert fall basert på mikrosatelitter). Hvis de er morfologisk like, skal de morfologisk grupperes innen samme binære nomenklatur, dvs. de skal gis samme latinske navn. Dette er problematisk da morfologisk likhet ikke samsvarer med evolusjonære historie. Her vil man da ha to likt utseende fisker som faktisk kunne ha hatt to ulike latinske navn - der den eneste måten å finne ut dette på er å bruke genetiske markører.

Hvis vi videre ser på innvandringen av siken til Norge, finner vi tre genetiske hovedlinjer (dvs. med flere underlinjer) – slik sett kan vi definere tre ESU-er, nemlig de tre genetiske -glaciale linjene; (1) *Den nord-europeiske linjen* – fra Nordvest-Russland til Danmark, (2) *Den sibirske linjen* – fra arktiske havet til sørvestlige deler av Norge, og (3) *Den sør-europeiske linjen* – fra Danmark til den europeiske alperegionen. Når vi ser på differensiering på regional skala, så har vi flere MU-er innen Finnmarkspopulasjonene og Femunden, men alle består av (1) *Den nord-europeiske linjen* og kan da betraktes som en ESU samlet. Slik sett skal hver av de pelagiske og bentiske morfene i de ni Finnmarksvannene forvaltes som opptil 18 ulike MU-er. Dette betyr at f.eks. to pelagiske morfer fra to vann skal forvaltes som to forskjellige MU-er, selv om de er meget like når det gjelder morfologi og livshistorie. Innen Femunden kan man videre definere 3-4 MU-er, gytekategoriene ”buktt-gytende sik”, ”elvgytende sik”, ”dypt-gytende sik” og ”grunt-gytende sik”. Det er imidlertid usikkert om det skal være tre eller fire MU-er basert på observert genflyt mellom ”dypt-gytende” og ”grunt-gytende sik”. Hvis vi tar for oss resultater fra Præbel et al. (2013), så kan vi foreslå at de tre vannene hver har 3 MU-er (bentisk/littoral, pelagisk og profundal sikmorf), men der den pelagiske siken ser ut til å ha kun ett opphav. Opprinnelsen til de profundale morfene ser imidlertid ut til å være betinget av tilstedværelsen av den bentiske morfene, en økologisk prosess som har skjedd tre ganger. Det er her innlysende at man i forvaltningen ikke kan bevare morfer helt uavhengig

av det miljø de faktisk har oppstått i, eller å bevare sik kun i ett miljø – da dette sannsynligvis vil hindre den videre evolusjonen av tilpasningsdyktige morfer og populasjoner for framtiden.

Det er også andre aspekter som er meget viktige å vurdere når det gjelder å påvise egnede forvaltningsenheter, og hvordan man faktisk skal forvalte slike enheter under ulike typer av forstyrrelser som skjer ved for eksempel høsting av ressurser og menneskelige påvirkninger. De genetiske analysene skal ideelt reflektere den ”nøytrale evolusjonære historien”, dvs. at de genetiske markørene vi bruker ikke er under seleksjon. Hvis markørene er under seleksjon, så kan man tenke seg at for eksempel to populasjoner i ulike vann er like genetisk, men ikke på grunn av gammel ”nøytral” evolusjonær historie, men på grunn av likt seleksjonstrykk. Et annet viktig moment er at man med nøytrale markører ikke direkte kan se hendelsene av naturlig seleksjon. Da bør man anvende genetiske markører for viktige gener innen for eksempel fysiologi (et eksempel her kan være tilpasninger til kaldt/varmt vann, vekstrate). Det er kanskje akkurat slike adaptive varianter vi også ønsker å bevare ut fra et menneskelig synspunkt (god vekst hos fisk?). Hvis sikbestander kan splittes opp innen vann på relativt kort tid (i alle fall etter istiden), og at polymorfe bestander ikke finnes i ethvert vann, så tilsier dette at vannene er ulike når det gjelder muligheten for en adaptiv oppsplitting og da videre økologisk artsdannelse. Dermed kan ikke miljøet fisken vokser opp i unntas i forvaltningen, fordi dette sannsynligvis vil medføre at det ikke er grobunn for den variasjon vi har oppdaget, hvis man endrer miljøet for fisken. Når det gjelder mer høstingsrelaterte spørsmål, kan man spørre seg om det kan ha effekter på populasjonsdynamikken til sikmorfer, og da bevaringen av biologisk diversitet hos siken ved ulike høstingsregimer. Hvis det er slik at to sikmorfer eksisterer i samme vann fordi de har ulike økologiske nisjer, og at relativ frekvens av morfene er styrt av interaksjoner (frekvensavhengig eller tetthetsavhengig fitness (den evolusjonære gevinsten ved at et individ får barn)) mellom morfene, så kan man få endrede forhold hvis man høster kun på den ene morfen. Et annet og meget relevant spørsmål er hvordan man skal forholde seg

til populasjoner som består av representanter fra flere enn én ESU eller MU, som for eksempel under sekundær kontakt av allopatriske linjer eller bestandsmigrasjoner, eller til individer som har en såkalt "blandet genetisk bakgrunn" fra hybridisering og/eller genomisk introgresjon. Dette er relativt komplekse forhold, og det er ikke noe enkelt svar på de skisserte spørsmålene, annet enn at man bør studere i detalj og vurdere forhold i hvert tilfelle.

For å konkludere kan man si at siken vår viser meget stor diversitet når det gjelder utseende, livshistorie, innvandringshistorie, genetisk struktur, samlevende former og deres evolusjonære opprinnelse. Siken kan gi grunnlag for et meget godt modell-system til forskningen, og for å foreslå forvaltningsenheter under artsnivået for forvaltningen. Det finnes i dag metoder for å svare på en rekke av de spørsmålene som bør ligge til grunn for å prioritere hvilke enheter som skal gis spesiell forvaltning. Her vil det være viktig å benytte all relevant informasjon som for eksempel morfologi, livshistorie, selekterte trekk og genetiske markører (selekterte og nøytrale). Siken er meget godt egnet for å belyse generelle utfordringer og løsninger for å påvise, foreslå og iverksette egnede tiltak i en forskningsbasert forvaltning.

TAKK TIL

Eivind Østbye for gode råd og korrekturlesning, Torstein Storaas og Kjell Langdal for initiativ til å lage denne boka samt korrekturlesning og til medforfatterene på sikartiklene.

REFERANSER

- Amundsen, P. A., R. Knudsen, A. Klemetsen, and R. Kristoffersen. 2004. Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs. *Annales Zoologici Fennici* 41: 301-307.
- Berg, L. S. 1948. Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries. Zoological institute academy Nauk Moskow USSR 1, volume 1 (In Russian). English translation, 1962: Office of technical services, department of commerce, Washington, DC.

- Bernatchez, L., and Dodson, J. J. 1994. Phylogenetic relationships among Paelearctic and Nearctic whitefish (*Coregonus* sp.) populations as revealed by mtDNA variation. *Canadian Journal of the Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 240-251.
- Bernatchez, L., S. Renaut, A. R. Whiteley, D. Campbell, N. Derome, J. Jeukens, L. Landry, G. Lu, A. W. Nolte, K. Østbye, S. M. Rogers, and J. St-Cyr. 2010. On the origins of species: insights from the ecological genomics of whitefish. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 1783-1800.
- Harrod, C., J. Mallela, and K. K. Kahilainen. 2010. Phenotype-environment correlations and character displacement in a putative fish radiation. *Journal of Animal Ecology* 79: 1057-1068.
- Himberg, M. K. J., and H. Lehtonen H. 1995. Systematics and nomenclature of coregonid fishes, particularly in Northwest Europe. *Archiw für Hydrobiologie* 46: 39-47.
- Hudson, A. G., P. Vonlanthen, R. Müller, and O. Seehausen. 2007. Review: The geography of speciation and adaptive radiation of coregonines. *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues of Advanced Limnology* 60: 111-146.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Kahilainen, K., and K. Østbye. 2006. Morphological differentiation and resource polymorphism in three sympatric whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) forms in a subarctic lake. *Journal of Fish Biology* 68: 63-79.
- Kahilainen, K. K., K. Østbye, C. Harrod, T. Shikano, T. Malinen, and J. Merilä. 2011. Species introduction promotes hybridization and introgression in *Coregonus*: is there sign of selection against hybrids? *Molecular Ecology* 20: 3838-3855.
- Knudsen, R., P.-A. Amundsen, and A. Klemetsen. 2003. Inter- and intramorph patterns in helminth communities of sympatric whitefish morphs. *Journal Fish Biology* 62: 847-859.

- Kottelat, M, and J. Freyhof. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Published by the authors.
- Linnaeus, C. 1758. Systema Naturae. Impensis direct. Laurentii salvii, Stockholm.
- Mangerud, J., M. Jakobsson, H. Alexanderson, V. Astakhovd, G. K. C. Clarke, M. Henriksen, C. Hjort, G. Krinner, J.-P. Lunkkag, P. Møller, A. Murray, O. Nikolskaya, M. Saarnisto, and J. I. Svendsen. 2004. Ice-dammed lakes and rerouting of the drainage of northern Eurasia during the last glaciation. Quaternary Science Reviews 23: 1313-1332.
- Moritz, C., S. Lavery, and R. Slade. 1995. Using allele frequency and phylogeny to define units for conservation and management. American Fisheries Society symposium 17: 249-262.
- Næsje, T. F., O. T. Sandlund, and R. Saksgård. 1992. Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske NINA, oppdragsmelding 146.
- Præbel, K., R. Knudsen, A. Siwertsson, M. Karhunen, K. K. Kahilainen, O. Ovaskainen, K. Østbye, S. Peruzzi, S.-E. Fevolden, and P.-A. Amundsen. 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic, and profundal lake habitats. Ecology and Evolution 3: 4970-4986.
- Resethnikov, Y. S. 1968. Coregonid fishes in recent conditions. Finnish Fisheries Research 9: 11-16.
- Siwertsson, A., R. Knudsen, K. K. Kahilainen, K. Præbel, R. Primicerio, and P.-A. Amundsen. 2010. Sympatric diversification as influenced by ecological opportunity and historical contingency in a young species lineage of whitefish. Evolutionary Ecology Research 12: 929-947.
- Steinmann, P. 1950. Monographie der Schweizerischen Koregonen. Beitrag zum problem der entstehung neue arten. Spezieller Teil. Schweizer Zeitschrift für Hydrobiologie 12: 340-491.

- Svärdson, G. 1970. Significance of introgression in coregonid evolution. In: *Biology of Coregonid Fishes* (eds Lindsey CC, Woods CS), pp. 33-59. University of Manitoba Press, Winnipeg, Canada.
- Svärdson, G. 1998. Postglacial dispersal and reticulate evolution of Nordic Coregonids. *Nordic journal of Freshwater Research* 74: 3-32.
- Vonlanthen, P., D. Roy, A. G. Hudson, C. R. Largiader, D. Bittner, and O. Seehausen. 2009. Divergence along a steep ecological gradient in lake whitefish (*Coregonus* sp.). *Journal of Evolutionary Biology* 22: 498-514.
- Waples, R. S. 1995. Evolutionary significant units and the conservation of biological diversity under the endangered species act. *American Fisheries Society symposium* 17: 8-27.
- Østbye K, L. Bernatchez, T. F. Næsje, M. Himberg, and K. Hindar. 2005a. The evolutionary history of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) as inferred from mtDNA phylogeography and gillraker numbers. *Molecular Ecology* 14: 4371-4387.
- Østbye, K., T. F. Næsje, L. Bernatchez, O. T. Sandlund, and K. Hindar. 2005b. Morphological divergence and origin of sympatric populations of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway. *Journal of Evolutionary Biology* 18: 683-702.
- Østbye, K., P.-A. Amundsen, L. Bernatchez, A. Klemetsen, R. Knudsen, R. Kristoffersen, T. F. Næsje, and K. Hindar. 2006. Parallel evolution of ecomorphological traits in the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex during postglacial times. *Molecular Ecology* 15: 3983-4001.



DEL 8

KULTURMINNETOGET

Menneske har brukt norsk utmark sidan isen smelta. Denne bruken har lagt spor etter seg, spor det er viktig for oss i dag å sjå for å skjøna vår plass i tida og verda. Øystein Vaagan viser spor frå fortida i sin artikkel. Han dreg fram korleis kulturminne kan brukast for å byggja opp historie og historier som kan gjera området langt meir interessant for vitjande gjester.



■ Kulturminner i utmark

– en ressurs for kunnskap og verdiskaping

ØYSTEIN VAAGAN

Artikkelen er fagfellevurdert.

SAMMENDRAG

Det finnes et stort antall kulturminner spredt omkring i våre skog- og utmarksområder, både som løse og faste objekter. Denne artikkelen setter fokus på noen av de utfordringene som knytter seg til eldre og nyere tids kulturminner, med utgangspunkt i senere års registreringer utført i regi av høgskolens avdeling på Evenstad. Sannsynligvis er bare en svært liten andel av alle kulturminnene i utmarka tatt inn i tilgjengelige offisielle databaser som bør brukes i forbindelse med skogsdrift, arealforvaltning, reiseliv og lokalhistorie. Den faglige utfordringen for mange ferske registratorer er å gjenkjenne menneskeskapte elementer ute i naturen. Det er krevende å gjenkjenne et såpass stort mangfold av ulike typer kulturminner med ulike karakteristiske kjennetegn. Dette forutsetter et nært samarbeid med kompetente fagfolk, både metodisk ute i felt, men også for kvalitetssikring av funn før de legges inn i offisielle databaser. På bakgrunn av faglige og forvaltningsmessige utfordringer gir denne artikkelen et lite innblikk i senere års erfaringer fra ulike registreringsopplegg i Stor-Elvdal kommune.

BAKGRUNN

Formålet med denne artikkelen er innledningsvis å peke på enkelte faglige utfordringer knyttet til kulturminner i skog- og utmarksområder.

Deretter følger en kort gjennomgang av kjennetegn ved utvalgte kulturminner i vertskommunen Stor-Elvdal som studenter ved høgskolens avdeling på Evenstad (heretter HH Evenstad) har stiftet bekjentskap med gjennom registrerings- og feltarbeid i løpet av de senere årene. Stor-Elvdal er en stor kommune i utstrekning med et stort spekter av registrerte enkeltminner. Gjennomgangen nedenfor er ment å gi en liten smakebit på det som befinner seg i skogs- og utmarksområdene.

Kulturminner og kulturmiljø er ifølge Regjeringen viktige ressurser som kilde til kunnskap og opplevelse, både for utvikling av lokalsamfunn og verdiskaping for næringslivet (St.meld. nr. 26, 2006-2007). Grunnleggende samfunnsendringer legger imidlertid press på kulturmiljøene, både i form av utbyggingspress generelt og annen arealutnyttelse som skogbruk. Det er anslått at ca. 1 % av de faste kulturminnene i Norge forsvinner hvert år, blant annet som følge av manglende oversikt over lokalitetene (Kahn, 2007). I 2000 fastsatte Regjeringen som et mål at årlig tap av kulturminner og kulturmiljøer skulle minimeres, og innen 2008 skulle årlig reduksjon være mindre enn 0,5 %. Utviklingen har dessverre gått i negativ retning, og den nasjonale målsettingen er utsatt til 2020 (Winge, 2013). På den positive siden har det i sterkere grad blitt satset på å forbedre dataregistrene for kulturminner og kulturmiljøer. Riksantikvaren har ansvaret for Askeladden, en omfattende database som inneholder opplysninger om automatisk fredede kulturminner. Databasen er i første rekke ment å gi forvaltningsmyndighetene lett tilgang på informasjon om hvilke kulturminner som finnes hvor og hvilken fredningsstatus de har.

Til tross for at det i Askeladden befinner seg ca. 300 000 enkeltobjekter er det likevel en kjensgjerning at databasen ikke tilfredsstillers dagens krav til nøyaktighet eller innhold (Meld St. 35 (2012-2013)). I tillegg er den landskapsmessige og geografiske spredningen av registreringer svært ujevn. Dette gjelder både automatisk fredede kulturminner og kulturminner av nyere dato. Behovet for registrering av kvalitetssikrede kulturminnedata er imidlertid stort. På grunn av manglende oversikt står disse i fare for å bli ødelagt, enten ved markberedning, uttransport av tømmer eller

andre fysiske tiltak. I tillegg hevder Winge (2013) at det synes å være et problem at enkelte grunneiere ikke aksepterer rådighetsinnskrenkninger som begrunnes i vern av kulturminner. Ved at kulturminner registreres og legges inn i offentlige databaser reduseres imidlertid sjansen for at de blir skadet eller ødelagt, forutsatt at dataene er tilgjengelige for aktuelle brukergrupper. De fysiske sporene etter eldre kulturminner utgjør ofte den eneste formen for dokumentasjon for denne typen objekter. Vi snakker med andre ord om en unik og uerstattelig kilde til kunnskap. Av den grunn er det et strengt rettsvern for kulturminner her i landet, særlig for de kulturminnene som har opprinnelse fra før reformasjonen (1537).

NOEN FORVALTNINGSMESSIGE UTFORDRINGER

Utnyttelsen av utmarksarealene og – ressursene her i landet blir sett på som et viktig offentlig anliggende. I dette ligger at Staten og kommunene bidrar aktivt i styringen av disse ressursene, blant annet gjennom regelverket i Plan- og bygningsloven. Enkelte vil kanskje hevde at statlige myndigheter har for stor makt, på bekostning av lokalt selvstyre eller den enkelte grunneiers råderett over egne ressurser. Dagens forvaltningsordning tilsier imidlertid en sterk grad av overordnet styring. Offentlig styring av areal- og utmarksressurser er et anerkjent prinsipp her i landet, og kommer til uttrykk på flere måter; internasjonale avtaler og konvensjoner, nasjonalt lovverk, juridisk bindende retningslinjer, politiske mål og økonomiske støtteordninger (eksempelvis til bevaring av kulturlandskap). I tillegg kommer overordnede organers rett til å fremme innsigelser mot konkrete tiltak, noe som iblant skaper konflikter mellom kommunene på den ene siden og ulike statlige organer på den andre. Aktuelle eksempler kan være jord-, kultur- og landskapsvern.

Ved at Staten deltar såpass aktivt understreker inntrykket av «topptung styring» av disse ressursene. Politiske mål for hvordan arealene skal disponeres kommer med jevne mellomrom til uttrykk i stortingsmeldinger (St. meld., Meld. S.). Et relativt nytt statlig styringsdokument (*Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging*) pålegger kommunene å ta spesielle hensyn innenfor utvalgte saksområder. Hensynet til

biologisk mangfold (eksempelvis *rødlistearter* og *prioriterte naturtyper*) og kulturminner og kulturmiljøer har vært understreket i mange år; jamfør St. meld nr. 26 (2006-2007). Hensynet er synliggjort ytterligere gjennom de *nasjonale forventningene*, hvor det framgår at kommunene registrerer og verdisetter kulturminner og kulturmiljøer for å innarbeide disse i planer etter Plan- og bygningsloven. Vernemyndighetene har ved en rekke anledninger valgt å nedlegge veto mot konkrete utbyggingstiltak i form av innsigelse, på bakgrunn av forekomster av såkalt nasjonal verdi, med henvisning til de nevnte dokumentene.

Et viktig kjennetegn ved arealplanlegging er at den skal være kunnskapsbasert. Tidligere hadde kommunene anledning til å ivareta kulturminnehensyn i form av spesialområdebevaring i reguleringsplan etter Plan- og bygningsloven, men ved endring av loven i 2009 ble det innført et nytt begrep; *hensynssoner*. Kunnskaper om arealene generelt blir dermed viktige når det skal tas stilling til hva arealene kan eller bør brukes til. Konsekvensen av at noen områder får denne betegnelsen varierer, avhengig av hvilke hensyn det dreier seg om. Et fellestrekk ved områder som er viktige for biologisk mangfold eller som har viktige forekomster av kulturminner og kulturmiljøer vil være å unngå «aktiv» arealbruk i form av utbygging. Offentlige myndigheter har med andre ord fått et ekstra virkemiddel til å ivareta verdifulle natur- og/eller kulturforekomster, ikke bare gjennom Naturmangfoldlovens regler om områdevern (tidligere Naturvernloven). Et slikt system tilsier samtidig et stort kunnskapsbehov, og forutsetter blant annet oppdaterte databaser over egenskaper ved arealene (Naturbase, Askeladden og Artsdatabanken). Dermed vil forvaltnings- og planmyndighetene ha langt større muligheter til å ivareta langsiktig bruk av arealene.

Meld. St. 35 (2012-2013) peker på betydningen av kartlegging av kulturminner, gode digitale registre og tilstrekkelig verktøy for å bearbeide dataene for å sikre en åpen effektiv og forutsigbar kulturminneforvaltning. Meldingen viser til prosjektet *Kunnskapsløftet for kulturminneforvaltningen*, hvor ett av delprosjektene er *Styrking av kommunal kompetanse*. Her tas det til orde for å stimulere kommunene til å registrere og verdifastsette

kulturminner av både lokal og regional verdi. I tillegg vises det til metodikk og veiledning for hvordan registreringen skal utføres, samt vurdering av verdien av verneverdige kulturminner. Fylkeskommunens rolle som veileder overfor kommunene blir her understreket. Det er imidlertid viktig at dette arbeidet bygger på kulturminnelovens regler, blant annet skillet mellom legalfredete og vedtaksfredete kulturminner (Winge, 2013). Legalfredede kulturminner er de automatisk fredede kulturminnene fra før 1537. For eldre bygningsmasse er den automatiske fredningen utvidet til opprinnelse før 1649 (§ 4). Vedtaksfredede kulturminner er yngre, men fredet ved spesielle vedtak.

Ifølge kulturminneloven (1978) er kulturminner ”alle spor etter menneskelig virksomhet i vårt fysiske miljø, herunder lokaliteter det knytter seg historiske hendelser, tro eller tradisjon til”. Definisjonen er med andre ord svært vid. Det er en kjensgjerning at bare en liten del av kulturminnene som befinner seg i den norske utmarka er registrert og kartfestet. Konsekvensene av denne mangelen på oversikt er flere. Kulturminnene kan bli ødelagt eller skadet under hogst, markberedning, utkjøring av tømmer i forbindelse med skogsdrift. Lov om kulturminner slår på sin side fast (§ 3) at det er forbudt å *skade, ødelegge, grave ut, flytte, forandre, tildekke, skjule eller på annen måte utilbørlig skjemme automatisk fredet kulturminne eller fremkalle fare for at dette kan skje.*

En bestemmelse som lett kan bli oversett ved konkrete tiltak er regelen om sikringszone. Et område på 5 meter rundt den synlige eller kjente ytterkant til ethvert automatisk fredet kulturminne skal sikres mot inngrep (§ 6). I tillegg kommer bestemmelsene om kulturmiljø i § 20, som riktignok har vært lite brukt, men som gir anledning til å frede et større geografisk område. Kulturminneloven § 4 ramser videre opp en rekke ulike typer av automatisk fredede kulturminner, som boplasser, gravminner, veifar og forsvarsverk. Jacobsen & Follum (2008) opererer med 6 hovedgrupper av kulturminner: Bosettinger, religion, næringsvirksomhet, forsvar, jakt og fangst, og samferdsel. Disse hovedgruppene er igjen inndelt i undergrupper. I hvilken grad de ulike typene av kulturminner er representert i et område, enten lokalt eller regionalt, varierer selvsagt

sterkt. Hva som forventes av funn i en innlandskommune i Sør-Norge er annerledes enn for en kystkommune, enten vi befinner oss sør eller nord i landet. Eksempelene i avsnitt 3 er fra Stor-Elvdal, en typisk skog- og fjellkommune i Hedmark fylke.

I forbindelse med Forsvarets etablering av et nytt 193 km² stort regionalt skyte- og øvingsfelt i Gråfjellområdet i Åmot kommune, ble det i perioden 1999 – 2002 registrert i alt 2 191 automatisk fredede kulturminner og 803 kulturminner fra nyere tid (Risbøl m.fl. 2002). Av de automatisk fredede kulturminnene i Åmot var i alt 1 740 kullgroper, 109 jernvinneanlegg, 75 fangstgroper og 106 steinalderlokaliteter. Det er ikke gjennomført tilsvarende systematiske undersøkelser i Stor-Elvdal for større sammenhengende områder, bortsett fra et område nord for Koppang. Dette skjedde i forbindelse med den såkalte utmarksregistreringen på 1990-tallet som var et arbeidsmarkedstiltak (Bårdseng 1995). På grunn av nærheten til Åmot kan resultatene fra Gråfjellområdet gi en slags pekepinn på hva som kan forventes i vår egen kommune med hensyn til type kulturminner. Registreringsprosjektet omfattet prøvetaking og datering av flere typer av objekter i området. Ved å finne fram til og registrere tilsvarende objekter også i vår kommune vil arkeologer og andre fagpersoner etter hvert kunne se større geografiske områder i sammenheng, herunder om det kan antydes likheter og forskjeller for spesifikke typer av objekter (eksempelvis anlegg for jernframstilling) mellom ulike regioner.

GENERELT OM KULTURMINNER I STOR-ELVDAL

Riksantikvarens database Askeladden inneholder per september 2014 ca. 1 600 enkeltobjekter for Stor-Elvdal kommune. Dette omfatter både automatisk fredede og nyere tids kulturminner. Det skal her legges til at en del av kulturminnene som er registrert i regi av høgskolens avdeling på Evenstad ennå ikke har kommet med i databasen. Årsaken til dette etterslepet er at fylkeskommunen som regionalt fagorgan må oppsøke i felt de objektene som er registrert under feltarbeid for kvalitetssikring. Objektene det her dreier seg om er faste, synlige kulturminner. Det ble

ikke foretatt noe skille mellom automatisk fredede og nyere tids kulturminner i registreringsfasen, da dette i mange tilfelle kan være gjenstand for faglig tolkning og vurdering. På bakgrunn av lovens vide definisjon av hva kulturminner omfatter, kan det først være grunn til å trekke inn et par andre typer kulturminner enn de faste, blant annet for å få en mer helhetlig forståelse av et områdes kulturhistorie.

STEDSNAVN

Stedsnavn kan også oppfattes som kulturminner. Hallaråker (1997) mener det er en viktig oppgave å berge så mange stedsnavn som mulig før de blir glemt i tider med store og raske endringer i nærings- og samfunns- liv. Ifølge lov om stadnamn (1990) er stedsnavn *språklege minne frå eldre tid og yngre tider om busetjing og arbeid på land og sjø. Dei er verneverdige på line med andre fornminne*. Vi er til daglig omgitt av stedsnavn på alle kanter; fjell, daler, elver, vann, fjorder, øyer, gårder, bygder, tettsteder, flyplasser, ferjekaier og institusjoner har som oftest et navn. Stor-Elvdal er ikke noe unntak i så måte; ved å se på kart i ulike målestokker dukker det opp en rekke stedsnavn som i noen tilfelle er nærmest selvforklarende (Storvola, Langvola, Gråhøgda og Blesterbekken). I andre tilfelle kan det være nødvendig å tolke stedsnavn eller å vurdere stavemåten (Glomma/Glåma, Imsdalen, Rasta og Fampen.). Det er gjennomført registrering av stedsnavn for deler av kommunen, blant annet av tidligere ordfører Lars Modahl, men i denne sammenheng henvises bare til et par eksempler fra kommunen.

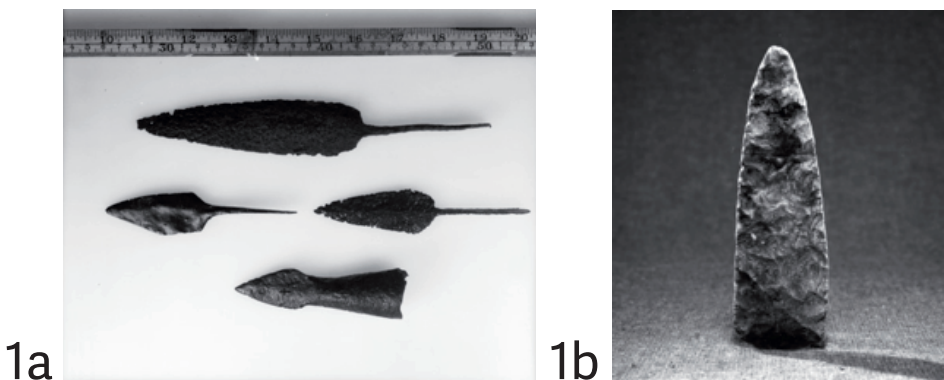
Ifølge Fosvold (1935) blir navnet Stor-Elvdal brukt første gang i 1580, mens det opprinnelige navnet Elffuedall er nevnt i skriftlige kilder i 1318. Samme forfatter peker videre på at Koppang har blitt skrevet på forskjellige måter: Kaupang (1520), Kopangh (1578), Choppang (1593), Choppangh (1604), Kopang (1767) og Koppang (1723). Den opprinnelige formen er ifølge forfatteren Kaupangr, det vil si et gårdsnavn med henvisning til en markeds plass ute på Koppangsøyene. I tillegg til selve markedet med omsetning av produkter som korn og jern peker Fosvold (1936) på et par

stedsnavn som kan ha sammenheng med de aktivitetene som foregikk under markedet (Skeidøya; kappløp, kappridning, og Bila; beile, fri).

LØSFUNN

Kulturminneloven (1978) skiller mellom faste og løse kulturminner. Med løse kulturminner siktes det til våpen, redskap eller andre gjenstander som kommer for dagen ved utgravninger eller på annen måte. Kulturhistorisk museum i Oslo har landets største samling av gjenstander funnet i Norge fra forhistorisk tid og middelalder. Gjenstandsdatatabasen inneholder nærmere 70 objekter fra Stor-Elvdal. Bildene 1a - d nedenfor viser noen eksempler på løsfunn fra kommunen, og som i dag befinner seg i samlingene ved Kulturhistorisk museum, Oslo.

De løsfunn som er gjort i kommunen tyder på aktivitet og mulig bosetting helt tilbake til steinalderen (Fosvold 1936). Forfatteren viser til funn av 4 steinøkser (inkl. 2 skafthulløkser), flintredskaper, kokstein, gravfunn. Sæter (1908) nevner i tillegg krusifiks, Mariabilde, sverd, pilspisser og primstav fra middelalder/vikingtid. Figur 1 a viser eksempler på funn som er nevnt i Fosvold (1936). Øverst er en lansespiss av jern, i midten henholdsvis spydspiss og pilspiss, og nederst lansettformet pilspiss av jern med eggghjørner funnet på Atna. Figur 1b viser en flatehugget flintøkse av grå flint funnet på Åsland ved Mogrenda (Sollia). Gjenstandene i figur 1 c er fra et kvinnegravfunn ved Opphus, mens figur 1 d viser en konisk spenne funnet ved Nordre Bakken, Koppang.



Bilde 1: Løsfunn fra Stor-Elvdal, a - d (Kilde: unimus.no/arkeologi, unimus.no/foto/)



Figur 1: Løsfunn fra Stor-Elvdal, a - d (Kilde: unimus.no/arkeologi, unimus.no/foto/)

Det er ellers interessant å merke seg at Fosvold (1936) allerede for snart 80 år siden omtalte mangelen på kunnskap for denne delen av kommunens forhistorie. [Det er] ”beklagelig at de arkeologiske forhold i Østerdalen (...) er så lite klarlagt av videnskapen som tilfelle er, særlig det som angår veidekulturen og veidesamfundet. Her har vi (...) tusener av elgsgraver, men til dato har ikke videnskapen ofret noe for å få denne rikdom av historiske minner kartlagt, til tross for at disse meget talende oldtidsminner så å si daglig skrumper inn ettersom rydning og dyrkning av mark og skog går frem.” Uten å gå nærmere inn på en slik diskusjon kan kanskje dette utsagnet være en liten tankevekker, også med tanke på dagens situasjon.

Søk i arkivet ved Kulturhistorisk museum i Oslo kan i tillegg gi interessante resultater i form av beskrivelse av gjenstander som er funnet, men som det ikke foreligger noe bilde av. Eksemplene nedenfor viser funn av gjenstander ved HH Evenstad. Storgårdens strategiske beliggenhet i dalføret ved Glomma skulle tilsi at det fortsatt bør finnes gjenstander av interesse under markoverflata. Kanskje kan nåværende teknologi eller teknologiske nyvinninger bidra til flere funn i framtida?

45.

Eiendommelig, godt bevart **pilespeiss** av jern fra uviss tid.

Tangen nu noe fragmentarisk. Firsidet tverrsnitt med avsats. Det meste av partiet fra avsatsen til bladet er også firsidet. Selve bladet svinger sterkt ut ved overgangen fra tangen og er skjevt utformet i to plan uten rygg. Fra overgangen smalner bladet jevnt av mot odden. Lengde 16,3 cm., bladets største bredde 1,9 cm.

Funnet i mars 1832 på Evenstads skogsskoles innmark (gnr. 9, brnr. 53), *Stor-Elvdal* s. og pgd., *Hedmark*. Pilespissen blev funnet efter pløining. Gave fra skogskolebestyrer Ole Skurdal og skogskoleelev Hans Oustad. (25 123).

34146

Ampulle av bronse. Flaskeformet, klotformet med konveks bunn. Svunget overgang til den nærmest sylindriske hals. På hver side av halsen vertikale hanker. I bunnen boret sekundært hull. Høyde 7,5 cm. Ytre diam. hals 2,3 cm.

Fra EVENSTAD (gnr. 9, bnr 1), STATENS SKOGHØGSKOLE, STOR-ELVDAL p., HEDMARK. Innlevert og funnet av Kristian Basmoen, 2475 Opphus i 1956 under graving for fundament til tilbygg til hovedbygningen på skolen ca. 6 m fra hovedbygningens grunnmur mot Ø og i dens midtakse, ca 130-150 cm. under overflaten ved siden av murliknende steinsamling. Kjøp.

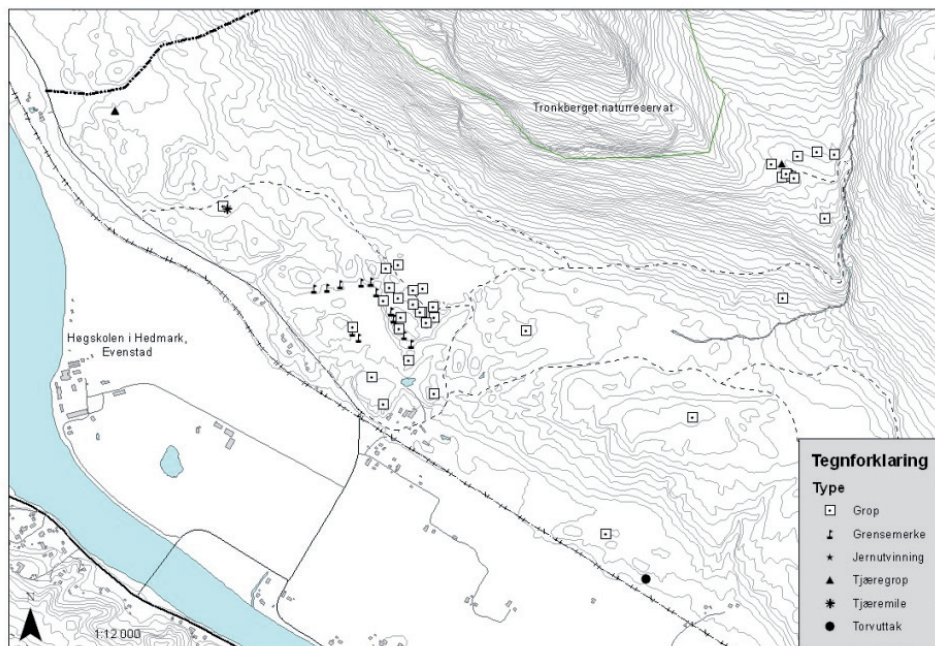
REGISTRERING AV FASTE KULTURMINNER

På 1600- og 1700-tallet ble det etablert et nasjonalt vegnett, blant annet fra Oslo gjennom Østerdalen til Røros og Trondheim. Gamle Kongeveg er betegnelsen på en del av denne nasjonale gjennomfartsåren fra Koppangsøyene til Koppang og videre i retning Rendalen over Mora (Bjaaland 1997). Denne delen av kongevegen er tilrettelagt blant annet ved å synliggjøre kulturminner på strekningen i form av informasjonstavler. Kongevegen krysser Koppangsjordet, hvor den såkalte *Kaupangen* skal ha holdt til i middelalderen. I dette området lå en middelalderkirke med sannsynlig opprinnelse fra 1100-tallet. Deler av kirketomta ble først gravd ut i 1922 under ledelse av sogneprest Sigurd Næs, og senere av Riksantikvaren i 1995. En av gravene ved kirka er datert, og det ble i tillegg gjort gjenstandsfunn fra middelalder eller fra sen vikingtid. Kirken på Koppangsjordet ble sannsynligvis tatt av flom, og neste kirke ble oppført på Kirkemo vest for Glomma.

Hele strekningen fra Stor-Elvdal hovedkirke, via Kirkemo og Koppangsjordet til Koppang, framstår i dag som et kulturhistorisk svært interessant område. En rekke kulturminner fra både eldre og nyere tid gir en interessant tidsdybde. I tillegg nevner Bjaaland (1997) eldre bebyggelse på strekningen (Lillestu Koppang, gamle Koppang skole og Koppangshammeren), damanlegg, kverner, hvelvbroer, sagbruk og kraftverk. HH Evenstad hadde på slutten av 1990-tallet prosjektansvaret for utarbeidelse av kommunedelplan for Koppangsøyene, øyområdet mellom Sundfloen i nord og Stai i sør. Det var under dette planarbeidet at Riksantikvaren gjennomførte de nevnte utgravingene på Koppangsjordet, med sikte på å dokumentere den eksakte beliggenheten til middelalderkirka. Dette dannet på mange måter starten på det faglige samarbeidet mellom høgskolen og kulturminnemyndighetene. Gjennomgangen ovenfor viser et svært interessant kulturhistorisk landskap i nærområdene for HH Evenstad. Både disse og andre områder i kommunen har i de senere åra blitt brukt i forbindelse med feltstudier. Noen generelle kommentarer fra dette arbeidet presenteres nedenfor.

EVENSTAD

Krigsvarden på Tronkberget skal være landets eneste bevarte av sitt slag. Slike krigsvarder også kaldt veter, ble brukt som ledd i et militært varslingsystem. Vetene besto av lange stokker som var reist opp mot hverandre, og ble tent med signalild når det var behov for mobilisering (Henriksen 2010). I ufredstider ble vardene bemannet med vardevakter, og ofte ble det bygd en liten vakthytte ved siden av. Vardebygging og vardetjeneste foregikk i to perioder her i landet: fra Håkon den godes tid på midten av 950-tallet og fram til begynnelsen av 1300-tallet, og senere fra Christian IV's tid på begynnelsen av 1600-tallet og fram til 1814. Varden på Tronkberget ble tent siste gang i 1812. Etter gjenoppbyggingen samme år er den ca. 5 meter høy, og i midten er det et hulrom med plass til 3-4 mann (Stor-Elvdal historielag 2004). I Evenstadlia er det ellers registrert et fangstanlegg (3 gropes), men det gjenstår fortsatt arbeid for å finne ut mer om disse gropene.



Figur 2: Registrerte kulturminner på Evenstad.

I tillegg er det funnet tjæregroper, hustuffer, kjøre- og hulveier, grensemerker m.m. i dette området. Mangfoldet av kulturminner tyder derfor på stor aktivitet gjennom svært lang tid på dette stedet.

Figur 2 viser noen av resultatene fra feltøvinger i områdene som ligger nærmest dalbunnen. For uerfarne registratorer kan det være en utfordring i seg selv å oppdage menneskeskapte objekter i naturen. Området nordøst for skolen har derfor blitt brukt som øvingsområde på et tidlig stadium i undervisningsopplegget. Ei grop kan være så mangt!

Litt nord for jernbanen og fylkesvegen ved Evenstad er det funnet et relativt stort antall groper (15-20 stk.) med kvadratisk eller rektangulær form. Dybden varierer noe; ca. 60 – 100 cm. Arkeologer har slått fast at det her dreier seg om kullgroper i forbindelse med framstilling av jern. Dersom framstilling av jern ses under ett, fra Åmot i sør til flere av feltområdene nord i Stor-Elvdal (Sollia), er det svært interessant å se på den romlige og ikke minst tidsmessige variasjonen knyttet til denne

aktiviteten. Grovt sett har jernframstilling i Norge foregått i 3 faser: Den eldste (fase 1) startet ved begynnelsen av jernalderen og varte til ca. 600 e.Kr. Ved overgangen til fase 2 (600 – 1000 e. Kr.) endret teknologien seg. Enkelte steder kan denne fasen ha vart helt fram til 1300-tallet, og kjennetegnes først og fremst ved bruken av kullgroper. Den siste fasen (fase 3) varte fra 1400- og fram til midten av 1800-tallet, og kjennetegnes først og fremst av den såkalte Evenstadovnen. Bakgrunnen for denne betegnelsen er en beskrivelse av Ole Evenstad (1792). Registreringer i Stor-Elvdal viser at jern har blitt framstilt i alle de 3 fasene. Foreløpige arkeologiske tolkninger kan tyde på at det går et geografisk skille mellom utformingen av anleggene for jernutvinning nord og sør i kommunen. Nærmere undersøkelser vil forhåpentlig avklare dette forholdet.

ØVRIGE OMRÅDER I KOMMUNEN

I tillegg til i øvingsområdet ved Evenstad har det vært gjennomført feltarbeid på flere lokaliteter i kommunen. I noen tilfelle har samme område blitt brukt flere ganger, både på grunn av mange funn men også fordi metodikken under feltarbeidet har endret seg. Ett av disse områdene er Øverdalssetra i Sollia, hvor et svært stort antall automatisk fredede kulturminner er registrert. I hovedsak dreier det seg om jernframstilling, sannsynligvis fra flere av de nevnte periodene. Framstillingen av jern i dette området skiller seg tilsynelatende ut fra tilsvarende områder lenger sør i kommunen og i Åmot (bilde 1). Arkeologene som har deltatt i registreringsarbeidet omtaler gjerne forskjellene i form av "Hedmarksmodellen" og «Opplandsmodellen» (Rundberget 2013). Forskjellen mellom modellene kommer blant annet til uttrykk ved formen på kullgropene og konsistensen på slagget som ligger igjen etter at produksjonen var avsluttet (bilde 2). Høsten 2013 ble det i tillegg utført registreringer vest for setra, og resulterte i et stort antall funn også her. Kulturminnene som ble registrert øst for setra (nærmere 50) er alle lagt inn i Askeladden, mens et tilsvarende antall vest og nord for setra foreløpig ikke er tatt med. For øvrig er de fleste tilgjengelig på Kulturminnesøk (kulturminnesok.no), en database som er åpen for alle (i motsetning til Askeladden).



Bilde 1: Sammenrast ovn øst for Øverdalssetra, **Bilde 2:** Slagg fra Øverdalssetra
Foto: Øystein Vaagan

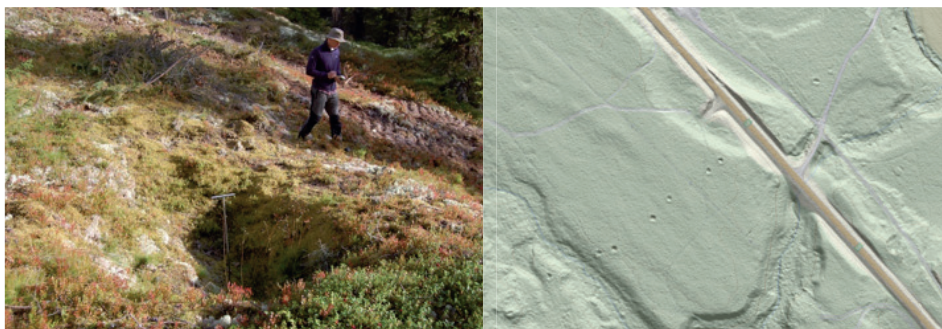


Bilde 3: Fangstgrop ved Kjølsjøen, **Bilde 4:** Hustuft i Imsdalen. Foto: Øystein Vaagan

Imsdalen og Kjølsjøen øst for Atna er to andre områder hvor det har vært utført registreringer flere ganger. Bakgrunnen er som nevnt at metodikken ved registreringsarbeidet har endret seg noe over tid, eksempelvis ved at laseropptak fra fly har blitt brukt aktivt som en del av forarbeidet ved 2. gangs registrering (se Bilde 6). Begge områdene kjennetegnes ved et stort antall fangstgrop for elg, i tillegg til at det også i disse områdene finnes spor etter jernutvinning. Flere av fangstgropene ved Kjølsjøen er svært store og relativt godt bevart (Bilde 3), mens Imsdalen også har rester av skiferanlegg for blant annet takteking og hustufter fra nyere tid (Bilde 4).

Det er også utført registreringsarbeid i flere områder i Sollia; i Veslegrytdalen, i Øverdalen og på deler av statsallmenningen. I Veslegrytdalen og Øverdalen er det registrert flere kullgrop og

lokaliteter for framstilling av jern, mens det langs Rv. 27 over Venabygdsfjellet finnes større rekker med fangstgroper for villrein. Sistnevnte fangstgroper var allerede lagt inn i Askeladden da feltarbeidet ble gjennomført, mens de fleste objektene i Veslegrytdalen foreløpig ikke er kvalitetssikret og dermed ikke «offisielt» registrert. Avslutningsvis skal nevnes at registreringene på de ulike lokalitetene i kommunen har foregått i et positivt samarbeid med de respektive grunneierne. Flere har tydelig satt pris på at det på «deres eiendom» finnes kulturminner av til dels svært stor verdi. Det er også i hovedsak gjennom grunneierne vi har fått informasjon om at det finnes interessante «objekter» på de angitte stedene. Feltarbeidet utført av studenter fra HH Evenstad har som oftest ført til at flere nye objekter er funnet.



Bilde 5: Kvalitetssikring av fangstgrop. Foto: Øystein Vaagan

Bilde 6: Laserbilde fra Rv. 3 ved Atna. Foto: InnlandsGIS

Gjennomgangen viser at det i Stor-Elvdal finnes et stort antall faste kulturminner i skog- og utmarksområdene. Et stort flertall av de funn som er gjort handler om jernframstilling og fangst av elg og villrein, men det finnes også kulturminner fra nyere tid som fløtingsinnretninger og gamle veier som åpenbart kan ha stor allmenn interesse. Arkeologene benytter seg av flere metoder for å registrere kulturminner: overflateregistrering, prøvestikk og maskinell sjakting (Skare 2003). For registratorer uten arkeologisk kompetanse er det ikke anledning til å foreta fysiske inngrep i selve kulturminnet. Disse er gjerne henvist til overflateregistrering,

eksempelvis ved manngard. Metoden stiller en rekke krav til registratorene: evnen til å oppdage menneskeskapte elementer i landskapet, avpasse avstanden innenfor manngarden, avhengig av terreng og vegetasjon, utføre selve registreringen av objektet ved å angi type kulturminne (hvis dette er mulig), beskrive, måle opp og lokalisere objektet. Bruk av laseropptak fra fly har vist seg å innebære et stort framskritt, selv om det ikke erstatter feltarbeid fullt ut. Bilde 6 illustrerer på en god måte hvordan fangstgropene (her sør for Atna) framtrer svært tydelig på begge sider av Rv. 3.

KULTURMINNER – OGSÅ EN RESSURS

Faglig sett er kulturminner og kulturmiljøer i skog og utmarksområder som tema relevant på flere måter. Arealforvaltning (herunder kulturminneforvaltning) handler for en stor del om et overordnet perspektiv på hvordan utmarksressursene bør og kan disponeres, innenfor de rammer som offentlige myndigheter til enhver tid fastsetter. I tillegg er dybdekunnskaper om biologisk mangfold, kulturminner og kulturmiljøer viktige forutsetninger for de som ønsker å arbeide som naturoppsyn og naturveiledning. Naturmangfoldloven og kulturminneloven utgjør, sammen med viltloven, lakse- og innlandsfiskeloven, forurensingsloven, motorferdselloven og friluftsløven, viktige forutsetninger for håndhevingen av det regelverket som et naturoppsyn skal ivareta. Samtidig er det viktig å være klar over at håndheving ikke bare handler om kontroll av den enkelte naturbruker. Vel så viktig er informasjons- og formidlingsvirksomheten rettet mot folks opplevelser av og i naturen, enten det dreier seg om natur- eller kulturelementer. Naturveiledning blir dermed et viktig supplement til øvrige fagområder ved avdelingen, hvor siktemålet først og fremst skal være å gjøre kandidatene i stand til å formidle sine kunnskaper på en mest mulig engasjerende og effektiv måte. I tillegg kan tilrettelegging av natur- og kulturstier være et positivt innslag for ulike brukergrupper i områder hvor kunnskapen om ressursene er til stede.

En samlet oversikt over kulturminner for utvalgte områder i en kommune kan gi grunnlag for såkalt opplevelsesbasert turisme, både i offentlig og privat regi. Aktørene vil blant annet kunne foreta bevisste valg av egnede kulturminner og kulturmiljøer overfor definerte målgrupper av mennesker. Formidling av natur- og kulturelementer har ifølge bransjen selv et stort potensial. Dersom en slik næringsmessig satsing skal ha et troverdig innhold er det imidlertid viktig å sørge for kvalitets sikring i alle ledd, ikke minst ved at funn som blir gjort kontrolleres av kompetent personell. Av den grunn er det av stor betydning å fortsette det gode samarbeidet med Kulturhistorisk museum i Oslo, NIKU-Oslo og Hedmark fylkeskommune. Etter endt studietid handler det til sjunde og sist om å sitte igjen med en forståelse for hvilken betydning forekomsten av ulike typer kulturminner har, både i et større forvaltningsperspektiv og på linje med andre naturelementer som forekomster av rødlistearter og sjeldne naturtyper.

REFERANSER

- Bjaaland, H. (1997): Gamle Kongeveg. Stor-Elvdal kommune. Hagen Trykk, Koppang.
- Bårdseng, L. (1995): Utmarksregistrering i Hedmark. Rapport. Oslo nov. 1995.
- Fosvold, A. (1937): Bygdebok for Stor-Elvdal. Bidrag til bygdens historie. Sollia forlag 1984. Reprodusert på grunnlag av trykk frå Norsk Skoletidendes Boktrykkeri, Hamar, 1937.
- Hallaråker, P. (1997): Innføring i stadnamn. Innsamling og gransking. Universitetsforlaget.
- Henriksen, L. (2010): Vardåsen i Enebakk. I Nytt fra Østmarka nr. 2/2010.
- Jacobsen, H. & Follum, J. (2008): Kulturminner i Norge. Spor etter mennesker gjennom 10000 år. Tun Forlag.

- Kahn, M. (2007): Lærebok i kulturminnerett. Tapir akademisk forlag.
- Risbøl, O., Risan, T., Bjørnstad, R., Fretheim, S. & Rygh, B. H. E. (2002): Kulturminner og kulturmiljø i Gråfjell, Regionfelt Østlandet, Åmot kommune i Hedmark. Arkeologiske registreringer 2002, fase 4. NIKU publikasjoner 125.
- Rundberget, B. (2013): Jernets dunkle dimensjon. Jernvinna i sørlige Hedmark. Sentral økonomisk faktor og premiss for samfunnsutvikling. Dr.gradsavhandling (ph.d.)
- Skare, K. (2003): Arkeologiske registreringsmetoder. I Amundsen, H. R., Risbøl, O. & Skare, K. (Red.): På vandring i fortiden. Mennesker og landskap i Gråfjell gjennom 10000 år. NIKU Tema 7.
- Stor-Elvdal historielag (2004): Bilder fra Stor-Elvdal. Bokbinderiet Johnsen A.S.
- Sæter, I. (1908): Storelvedalen. Alb. Cammermeyers Forlag. Kristiania
- Winge, N. K. (2013): Kampen om arealene. Rettslige styringsmidler for en helhetlig utmarksforvaltning. Universitetsforlaget.

DEL 9

FISKEOPPDRETT, NÆRINGSUTVIKLING, SKOGBRUK, STUDENTAR OG LÆRARAR

Publisert forskning viser korleis ein institusjon som er i forskingsfronten, fylgjer med på kva som skjer på fagområdet internasjonalt, og korleis dei formidlar eiga forskning. Ein fare ved forskning kan vera at forskarane fjernar seg frå det praktiske fagfeltet og berre skriv for kvarandre. For Evenstad har kontakten mot næringslivet vore vektlagd og viktig. Olav Berge skildrar framvoksteren og drifta av Evenstad settefiskanlegg. Ole Bakmann fortel om arbeidet i Evenstad næringsutvikling. Evenstad har vore, og er, avhengige av å gje studentane god undervisning. Petter Glorvigen, Stine Grønvold og Mikkel Kvasnes skildrar møtet med Evenstad og studentlivet der.

Ikkje berre studentar, men ogso lærarane utviklar seg på Evenstad. Odd Reidar Fremming reflekterer til slutt over korleis han nyfikent har leita etter nye innsikter i den mangfaldige naturen.

Les og lær!



■ Settefiskanlegget på Evenstad

– Fra entreprenørskap til FOU

OLAV BERGE

SAMMENDRAG

Ved etableringen av utmarksutdanningen på Evenstad så man at et eget settefiskanlegg ville være nyttig for undervisning i faget fiskeforvaltning. Skolen fikk imidlertid ikke midler til anlegg. Mindre beløp ble derfor ved omdisponeringer frigjort til startinvesteringer. Inntekter ble tilbakeført til anlegget, og med stor entusiasme og innsats fra involverte studenter som kunne skape egne arbeidsplasser, ble anlegget langsomt bygd opp. Våkne tilsatte så muligheter og grep dem. I dag har anlegget 4 arbeidsplasser, produserer settefisk, gir årlig undervisning i settefiskoppdrett, driver utstrakt prosjektarbeid i vann og vassdrag og har bygd opp et eget forskningsanlegg. Historien om Evenstad settefiskanlegg er et eksempel på at unge entusiastiske gründere som har fått tillit, har klart å utvikle en idé til 4 gode arbeidsplasser. Historien viser utviklingen fra en første fase med fantasi og ståpåvilje for billige løsninger til en konsolideringsfase med hovedvekt på kvalitet i alle ledd. Imidlertid viser historien om anlegget at fantasi og konstant utålmodig endringsvilje og tilpassing er nødvendig for en sikker framtid. Historien om Evenstad settefiskanlegg viser også hvor viktig enkeltpersoner er for at en bedrift skal lykkes.

PIONERTID

Utmarksteknikerutdanningen på Evenstad startet i 1971 (Fjeld, K., 2012), med fiskeforvaltning som ett av hovedfagene. På den tiden var fiskeutsetninger en av grunnpilarene i praktisk fiskeforvaltning. Lærerne Bjartnes og Quale utarbeidet i 1976 arbeidsdokumentet "Anlegg og drift av biologisk stasjon på Evenstad." - Formålet med anlegget er i første rekke pedagogisk, men for at det skal bli så bra som mulig i så henseende, må en legge opp til et tidsmessig og rasjonelt anlegg," skrev forfatterne.

I planene inngikk å plassere en flytedam i "Evenstadtjernet" - ute på jordet ved gården - for oppføring av stamfisk og/eller slaktefisk samt å bygge naturdam for settefisk ved "Trunka" ovenfor jernbanelinjen. Selve klekkeriet var planlagt i 1. etasje i "Grisehuset" på gården, i 2. etasje ble det planlagt oppdrett av skogsfugl.

Ideen levde videre, og Direktoratet for statens skoger ga anlegget tomt i 1981. Så vidt vi vet ble det ikke fattet noe vedtak i Landbruksdepartementet, som den gang eide skolen, om at det skulle bygges settefiskanlegg. Rektor Jackwitz omdisponerte penger som var avsatt til en skolebil til bygging av klekkeriet, som ble ferdigstilt i 1981. Skolen fikk tak i noe brukt materiell fra et nedlagt klekkeri for å innrede klekkeriet. Konsesjon ble, etter søknad, gitt 13.10.1982.

Den første perioden var virksomheten på fiskeanlegget preget av entreprenørskap, idealisme og mangel på penger. Det siste vises godt i et vedtak fra styret ved skolen, der det het at: "Anlegget skal utbygges trinnvis, avhengig av økonomisk evne".

Studentene ved skolen ble i en tidlig fase involvert i prosjektet, og Tarjei Gunnestad (student ved skolen 1984-1985), blir regnet som anleggets første leder. Han ledet arbeidet med den første innlegginga av rogn på anlegget, høsten 1984, med innlegg av rogn fra Brumunda og Osen. Klekkeriet bestod da av 6 start- og 10 videreføringskar.

Våren 1986 overtok Tor Næss som leder av anlegget. Parallelt med studiene tok Næss fatt på arbeidet med å bygge ut anlegget. Fremdeles var bygginga preget av mangel på midler, og mye av arbeidet var preget

av dugnad og entusiasme. Sommeren 1987 ble det bygget 4 utendørskummer i betong (Ø 4 m). Traktor ble lånt på gårdsbruket, og sand ble kjørt om natta (på dagtid var traktorene i bruk på gården). For å gjøre bygginga så billig som mulig ble inntakledning bygget av avløpsrør av billigste sort, noe som medførte at rørene sprakk! På grunn av lekkasjevannet fløt en av betongkummene opp. Denne ble senere erstattet av en glassfiberdam (Ø 6 m). Tre moelvenbrakker som hadde fungert som klasserom på skogskolen etter brannen i 1987, ble flyttet til anlegget i 1988 og ble bygd sammen med klekkeriet. Der ble det innredet kontor, fôrlager, og undervisningsrom. På slutten av 80-tallet ble anlegget også tilsluttet veterinærordningen for kultiveringsanlegg.

Skogskolen på Evenstad hadde nå fått et fullverdig anlegg i samsvar med intensjonene til Bjartnes og Quale i 1976. Hele utbyggingsperioden hadde vært preget av trange budsjetter, men idealisme og entreprenørskap ga resultater.

De første årene ble det kjøpt inn rogn fra det nå nedlagte fiskeanlegget A/L Settefisk på Reinsvoll. De hadde stamfisk fra bl.a. Tunhovd og Slidre. Øyerogn ble desinfisert (Buffodine-oppløsning) og fraktet til Evenstad for klekking. Senere ble rollene byttet om, og Evenstad leverte rogn til A/L Settefisk som produserte fisk for utsetting i sørlig deler av Glomma.

KONSOLIDERING

Mot slutten av 1980-tallet begynte rykter om et større utsettingspålegg fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) til kraftregulantene i Glomma og Rena å svirre. Settefiskanlegget var raskt på banen når det gjaldt plassering av et framtidig kultiveringsanlegg for settefisk til Glomma og Rena. Det ble følgelig bygd et eget stamfiskhus med tanke på etablering av egen stamfiskbeholdning. Pålegget fra DN til kraftregulantene ble utferdiget 03.07.1991. Egnert plassering og anleggets nære kontakt med høgskolemiljøet (på slutten av 80 tallet var Statens Skogskole, Evenstad blitt en del av Hedmark Distriktshøgskole), ble avgjørende for utfallet: Glommen og Laagens Brukseierforening (GLB) ville bygge et anlegg for klekking og startforing av fisk på Evenstad! Byggingen skjedde i rekordfart og høsten

1992 sto et nytt og moderne anlegg klart til bruk. Året etter (1993) ble et større anlegg for oppfôring av settefisk bygd på Rena. En samarbeidsavtale mellom GLB og Hedmark distriktshøgskole om drift av Evenstad settefiskanlegg og fiskefaglig ansvar for Løpet settefiskanlegg på Rena ble underskrevet samme år. Produksjonsmodellen bestod i at fisk ble klekket og startfôret på Evenstad og flyttet til Løpet for vekstfôring fram til utsett som 2 ½-åring. Dette markerte et stort oppsving for Evenstad settefiskanlegg.



Evenstad settefiskanlegg, oppført 1984-88 (t.v) og GLB Evenstad settefiskanlegg, oppført 1992, GLB Løpet settefiskanlegg på Rena, oppført 1993. Foto: Evenstad Kultiveringsanlegg

De første stamfiskene som ble tatt inn til anlegget, ble hentet fra fisketrappene i Strandfossen (Glomma) og Løpet (Søndre Rena). Å bruke stedeagne stammer som kultiveringsfisk var et prinsipp som var tidlig forankret på settefiskanlegget. Det var derfor av avgjørende betydning å finne ut hvor gyteområdene i Glomma og Rena var for innfangning av ”korrekt” stamfisk. Sluttrapporten for Glommaprosjektet (Qvenild, T og Linløkken, A. 1989) konkluderte med at ørreten i Glomma gytte i hovedelva. Dette ville settefiskanlegget etterprøve, og Tor Næss og Kjell Langdal initierte derfor allerede i 1991 en undersøkelse for å kartlegge gyteområdene til fisken i Glomma og Rena. Gytefisk ble fanget inn og radiomerket og med bistand fra ivrige studenter ble fiskene fulgt gjennom gytasesongen. Et utvidet forsøk de to påfølgende årene bekreftet at fisken i Glomma benyttet

seg av de større sidevassdragene, og at fisk fra Søndre Rena i all hovedsak gytte i hovedelva (Berge, O. og K. Sagelv 1995). I 1995, etter at stamfisk fra fisketrappene var faset ut, ble det for første gang hentet inn stamfisk fra Imsa (Glommastammen) og Søndre Rena (Renastammen), basert på kunnskap fra telemetriundersøkelsene noen år tidligere. Historisk sett har det vært ørret fra en rekke stammer innom klekkeriet på Evenstad; Brumunda, Osen, Netfloen, Svestadtjern, Rena, Nergårdstjern, Tunhovd, Glomma, Slidre, Majavatn. Dette var før tankene om stedegne og stedegne stammer ble framtrede i forvaltningen. I 1989 ble det forbudt å føre fisk over fylkesgrensene uten særskilt løyve, og i år 2000 ble kultiveringssonene innført. Her tok man hensyn til drenering til de større hovedvassdragene (vannskillet) og la grensene opp etter det.



Stamfiske etter ørret kan gi mange flotte naturopplevelser på kalde og klare dager og netter om høsten. Foto: Evenstad Kultiveringsanlegg

Våren 1995 ble Østlandet rammet av den store flommen ”Vesleofsen”. Dette medførte ubetydelige ulemper for fiskeanlegget, men verken før eller siden har vi hatt så mye besøkende. Strømmen var borte i Stor-Elvdal i flere uker, men på anlegget var det installert et stort aggregat. Dette sørget for varmt vann i dusjen og dette ryktet spredte seg fort. Vinteren etterpå (1995-96) skapte større problemer. Streng kulde og lite snø førte til at vannledningen inn til anlegget frøs i stykker. All fisk og rogn på anlegget måtte flyttes (til Løpet settefiskanlegg og A/L Settefisk på Reinsvoll).

Dette gikk bra, og sommeren -96 ble det etablert ny og frostsikker inn-taksledning til anlegget.

ANSATTE

Den store utbyggingen av Evenstad og Løpet settefiskanlegg medførte behov for styrking av arbeidsstokken ved anlegget, samtidig som det ble stilt større krav til kompetanse. Fram til 1992 hadde det vært fokus på oppbygging og utvikling av et mindre anlegg, nå skulle man drifte 2 anlegg, samtidig som man hadde det fiskefaglige ansvaret for GLB sitt oppvekstanlegg på Rena. Som et overordnet krav fra oppdragsgiver (GLB) var at anleggene skulle driftes med høyeste grad av sikkerhet. Dette medførte mellom annet at det skulle være døgnkontinuerlig vakt tilknyttet anleggene. I 1993 ble Kåre Sandklev hentet inn som avdelingsingeniør (utmarkstekniker fra Statens skogskole, Evenstad). Kåre kom fra stilling som forskningstekniker på Akva-Forsk, Averøy. Året etter begynte også Pål Adolfsen (Utmarkskandidat fra Hedmark distriktshøgskole, Evenstad) på anlegget, først i en deltidsstilling, som senere ble utvidet til full stilling. Etter hvert ble det klart at dette ikke var nok bemanning, og i 1997 ble også Olav Berge (Cand.mag. fra Høgskolen i Hedmark, Evenstad/Rena) ansatt. Pål Adolfsen overtok som daglig leder i 1997 (etter Tor Næss som hadde ledet anlegget fra 1986), og fra 2002 har Olav Berge vært prosjektleder ved anlegget. Noen har kommet og noen har gått i mellomtiden, men pr. i dag er det 4 tilsatte ved anlegget, Olav Berge (prosjektleder), Kåre Sandklev, Frode Næstad (Cand.scient. fra UMB og bunndyrspesialist) og Ole Bakmann (Cand.mag. fra Hedmark Distriktshøgskole, Evenstad).

UNDERVISNING

Fundamentet for anleggets eksistens de første årene var entreprenørskap og idealisme basert på undervisning og salg av settefisk i mindre skala. Studentene stod sentralt helt fra starten. Mye av dugnaden i oppstartsfasen ble utført av ivrige og interesserte studenter. Undervisning var en avgjørende begrunnelse for å etablere et fiskeanlegg i tilknytning til

skolen på Evenstad. Kurset *Settefisk for kultiveringsformål* ble initiert av tidligere student på Evenstad, Frank Hafsund, og ble første gang avholdt i 1992. Da Kåre Sandklev ble ansatt i 1993, ble kurset en del av hans stillingsportefølje, og han utviklet kurset videre. Frem til år 2000 ble kurset avholdt annethvert år, men grunnet stor søkning er det siden blitt et årlig kurs. I kurset får studentene en praktisk innføring i kultiveringsfiskeoppdrett, alt fra innfangning av stamfisk til startfôring av yngel.

KULTIVERINGSSKOLEN

I forbindelse med den nye *Forskrift om drift av akvakulturanlegg* av 2008 (Akvakulturdriftsforskriften) fikk Evenstad settefiskanlegg en sentral rolle. I forskriftens § 6, 4.ledd, heter det at *Nødvendig kompetanse....skal dokumenteres gjennom praktisk og teoretisk opplæring. Opplæringen, som skal være godkjent av Mattilsynet, skal gjentas hvert 5. år.* Da en slik utdanning skulle etableres, ble Evenstad settefiskanlegg kontaktet av Veterinærinstituttet i Trondheim, med spørsmål om vi kunne utarbeide et kurs for å oppfylle kravet i Akvakulturdriftsforskriften. I samarbeid med Veterinærinstituttet utarbeidet vi en kursplan, og *Kultiveringsskolen* ble etablert. Første kurs ble avholdt på Rena i 2010 med 60 deltagere.

FOU

Da kraftregulantene, gjennom paraplyorganisasjonen *Glommen og Laagens Brukseierforening* (GLB), etablerte to større anlegg i tilknytning til skolen, skjedde et skifte i tanker og strategi. Anlegget fremstod nå som en produksjonsbedrift med topp moderne utstyr og solide eiere i ryggen. Samtidig som undervisning og oppfølging av lokal forvaltning ble ivaretatt, ble settefiskproduksjon på vegne av kraftregulantene anleggets hovedoppgave. Prøving og feiling av produksjonsstrategier var viktig, og etter hvert ble det mer prøving og mindre feiling. Selv om rammebetingelsene rundt driften ble stadig bedre, og økonomien ikke lenger var hovedutfordringen, var tanken om entreprenørskap og interessen for faget levende. I 1999 ble de første avtalene om eksterne oppdrag

undertegnet; *Fiskeundersøkelser i Bjørsjøen*, (Berge, O og K. Sandklev, 1999) og *Kultiveringsplan for Orkla* (Adolfsen, P., 1999). Etter hvert viste det seg at det var behov for en aktør som oss i markedet. Vi satt på en kompetanse som var etterspurt, og en rekke større og mindre prosjekter så dagens lys utover 2000-tallet. Dette er prosjekter som vi har blitt engasjert til å gjennomføre på oppdrag for grunneiere, jakt- og fiskeforeninger og kommuner, men også mange undersøkelser som er initiert av anlegget. Bakgrunnen for å sette ut fisk er fundamentert i de inngrepene som er gjort i forbindelse med kraftutbygging. Ett av de første prosjektene vi initierte, med minimal støtte, var å undersøke tilslaget av den utsatte fisken i Glomma og Søndre Rena (Langdal, K. 2007 og Langdal, K. et al. 2007). Her undersøkte vi fiskebestandene i Glomma og Rena i en 4-års periode. I 2002 tok vi initiativet til en telemetriundersøkelse nedstrøms *Løpet Kraftverk* for å avdekke om det fantes vandringsvillig fisk som var forhindret fra å vandre av kraftverksdemningen (Berge, O. og R. Borgerås, 2004). I første halvdel av 2000-tallet ble vi engasjert til å foreta flere utredninger; *Prøvefiske på Savalen* (Berge, O. og P. Adolfsen, 2002), *Fiskebiologisk undersøkelse av Flisavassdraget* (Borgerås, R. og O. Berge, 2002) og *Sidevassdragsundersøkelser i Glomma* (Borgerås, R. et al., 2003) I 2002 innledet vi et samarbeid med NINA (*Norsk institutt for naturforskning*) på Lillehammer, et samarbeid som vi fremdeles har stor glede av. I forbindelse med Forsvarets etablering på Rena har vi sammen med NINA gjort en rekke undersøkelser knyttet til fiskebestandene i Søndre Rena (Taugbøl, T. og O. Berge, 2003, Taugbøl, T. et al., 2004, Museth, J. et al., 2007). En større undersøkelse i Søndre Rena som strekker seg over 6 år, ble avsluttet med en rapport i 2013. Vi har også jobbet sammen med NINA i en rekke andre vassdrag i Sør-Norge og i Sverige, samt at vi har utført selvstendige prosjekter på oppdrag for NINA.

VEIEN VIDERE

Utsetting av fisk har pågått i mange år. Det er rundt 900 år siden Eilif Elg bar fisk i Rausjøen*, Norges først dokumenterte ørretutsetting. Siden har fiskeutsettinger vært en sentral del av den norske fiskeforvaltningen.

Oppfatningen om at dette er det eneste riktige tiltaket, er i ferd med å endres. I vassdrag der det finnes næringsoverskudd og effekten av utsettinger kan dokumenteres, vil dette fremdeles være et fornuftig og målrettet forvaltningstiltak. De siste 5-10 årene har imidlertid både forskere og forvaltning blitt mer oppmerksomme på andre tiltak, som restaurering av vassdrag, biotopforbedrende tiltak og rognplanting. Dette medfører også en viss endring i fiskeanleggets strategi i årene fremover. Vi vil fortsatt produsere settefisk i et relativt stort omfang, men vi må også rette fokus mot de endringer som er i ferd med å skje i forvaltningen. Med bakgrunn i økt forskningsaktivitet på fisk i ved høgskolen, har vi i 2012-13 investert i et moderne forsøksanlegg, der ulike forsøk kan kjøres med mulighet for å manipulere temperatur, lys og vannstrøm. Vi ser også for oss å intensivere omfanget av utrednings- og forskningsaktiviteten på anlegget, samtidig som vi vil fortsette å utvikle det gode samarbeidet vi har pr i dag med andre utredningsinstitusjoner.

**Inskripsjon fra en runestein på 1100-tallet*

REFERANSER

- Adolfson, Pål, 1999. Kultiveringsplan for Orkla: laks og sjørret.
- Berge, O. og P. Adolfson, 2002. Fiskebestanden i Savalen: prøvofiskerapport 2000-2001. Høgskolerapport nr. 4-2002.
- Berge, O. og R. Borgerås, 2004. Telemetriundersøkelser av aure ved Løpet Kraftverk, upubl.
- Berge, O. og K. Sagelv, 1995. Auren i Glomma og Søndre Rena: et telemetristudium av vandringer og gyteområder (upubl)
- Berge O. og K. Sandklev, 2000. Fiskeundersøkelser i Bjørsjøen, upubl.
- Borgerås, R. og O. Berge, 2002. Undersøkelser i Flisavassdraget. Høgskolerapport nr. 5-2002.
- Borgerås, R. et al., 2003. Vassdragsundersøkelser i Imsa og Åsta. Høgskolerapport nr. 3-2003.

- Fjeld, K., 2012; Evenstad i 100: fra skogskole til universitet
- Langdal, K. 2007. Evaluering av fiskeutsettingene i Glomma på strekningen Høyegga-Rena. Høgskolerapport nr. 16-2007.
- Langdal, K. et al., 2007. Settefisken i Søndre Rena: en evaluering av effekter. Høgskolerapport nr. 2-2007.
- Museth, J. et al., 2007 Definisjon av gyteperioder og atferdsrespons hos harr og ørret i Søndre Rena i forbindelse med militær båttrafikk. Nina-rapport nr.234
- Qvenild, T. og A. Linløkken, 1989. Glomma: fisk og reguleringer, slutt-rapport fra Glommaprosjektet.
- Taugbøl, T. og O. Berge, 2003. Foreløpig rapport fra undersøkelser av harrens gyteområder i Rena elv mellom Søre Osa og Rød bru. NINA minirapport nr. 3-2003.
- Taugbøl, T. et al., 2004. Ørret, harr og gjedde i Løpsjøen og Søndre Rena: undersøkelser før anlegg og militær aktivitet etableres. NINA Oppdragsmelding nr.861.

■ Evenstad vilt- og næringscenter

– anvendt økologi i praksis

OLE ANDERSEN BAKMANN

Evenstad vilt- og næringscenter er Evenstads operasjonelle bidrag innen anvendt økologi. Vi jobber for å minske gapet mellom næringsliv og høgskolens forsknings- og utdanningsaktivitet. Gjennom å samarbeide med næringslivet om løsning av forskjellige oppgaver innen eiendomsutvikling, og skog- og naturforvaltning, øker vi studentenes evne til å finne kreative, kunnskapsbaserte løsninger på aktuelle problemstillinger innen næring og forvaltning. Oppgavene løses og utvikles gjennom å kombinere kunnskapen til den aktuelle samarbeidspartner med spisskompetanse hos studenter, stipendiater og ansatte på Evenstad. Vi har mange gode og vellykkede eksempler på samarbeid med næringslivet og offentlige institusjoner. Et besøk på våre hjemmesider (<http://www.hihm.no/Hovedsiden/Campus-Evenstad/Evenstad-naeringsutvikling>) vil vise eksempler på resultater og rapporter fra prosjekter innen skogskjøtsel, driftsteknikk, vilt- og fiskeforvaltning, eiendomsutvikling og reiseliv. Samarbeidet dreier seg ofte om utviklingsoppgaver og kan ha form av forstudier, forskningsarbeid, prosjekter, forvaltnings- og driftsplaner, men også mer praktiske oppgaver.

De mest synlige effekter av denne type samarbeid er at studentene blir mer bevisste om koblingen mellom teori og praksis. I tillegg gir det Evenstad en verdifull mulighet til å holde undervisning og forskning

fokusert og oppdatert på aktuelle problemstillinger og trender i utøvende næring. Og sist, men ikke minst, får næringen og forvaltningen løst små og store oppgaver innen næringsutvikling og ressursutnyttelse.

For å gjøre vårt arbeid så tilgjengelig som mulig, publiseres resultater og prosjektrapporter i Høgskolens rapportserie når oppdragsgiver ønsker det. Rapportserien ligger åpen på nettet til nytte for forvaltning, private, forskningsinstitusjoner og organisasjoner.

ØKOLOGI OG ØKONOMI

Vilt- og næringsssenteret er i stadig utvikling. Vi ønsker å bruke økologisk spisskompetanse for å identifisere og utnytte de økonomiske mulighetene naturressursene gir. Det gir ansvarlig, bærekraftig forvaltning og langsiktig økonomisk avkastning!

Denne tankegangen ligger tett opptil avdelingens hovedtema: anvendt økologi. Produktet av bærekraftig økologi og økonomi er langsiktig og funksjonell forvaltning. Optimalt bærekraftig nivå for ressurser, økonomi og høsting bestemmes i stor grad av markedene en opererer i. Markedsorientering av forvaltningen blir derfor en logisk tråd i aktivitetene ved Evenstad vilt og næringsssenter.

SKOGEN I MORGENDAGENS BIOØKONOMI

Skogbruket har lange tradisjoner i Norge, og vi liker å oppfatte oss som gode skogbrukere. Men vi ser også at det i fremtiden blir bruk for andre kvaliteter og sortimenter. Nye produkter dukker opp, og bioteknologien gjør det mulig å benytte biomasse til stadig flere produkter. Samfunnet dreies fra fossilavhengig økonomi i retning mot bioøkonomi. Dette gir oss utfordringer som skogbrukere, biomassen som er nødvendig i fremtiden, kommer ikke nødvendigvis fra skogen. Den kan like gjerne komme fra andre bransjer og andre råstoffer. Det store spørsmålet er om vi kan gjøre skogen konkurransedyktig som leverandør av råstoff for nye produkter. Vi tror at det må til et nytt fokus i forskning og utvikling for å komme dit. For å konkurrere med billigere bioråstoff kreves optimal produksjon, logistikk og behandling. Derfor må næringen optimere produksjonsevne,

effektive behandlingstiltak og logistikk løsninger i hele produksjonskjeden i skog. Det er rettet påfallende lite oppmerksomhet mot hvordan hver eiendom utnytter potensiell produksjonsevne på skogarealene. Vet du og jeg og alle hvilke effekter mangelfull foryngelse og ungskogpleie, riktig valg av treslag og skjøtselstiltak har for andre prosesser i verdikjeden? Vi kan spørre i hvilken grad dette påvirker konkurransevnen mot andre typer råstoff, i hvilken grad det påvirker produksjonseffektiviteten ved maskinell avvirkning, transport og i hvilken grad det påvirker skogen som klimaregulerende ressurs?

Med bakgrunn i denne type spørsmål jobber vi med prosjekter for utvikling av tiltak og metoder som kan være med å sikre at produksjonsskogbruket også i fremtiden kan være en betydelig ressurs i samfunnet. Skogen er åpenbart viktig både i form av økonomisk betydning for skog-eier og samfunn, men også som leverandør av økosystemtjenester.

Vi, som de fleste andre, tror at det i overskuelig fremtid vil være mest naturlig å skjøtte skogen for tømmerproduksjon, men vi mener at det vil være strategisk viktig å undersøke potensialet ved annen ressursutnyttelse, og mot andre typer produkter.

Å øke utnyttelsen av produksjonsevnen på hele det tilgjengelige skogarealet vil gi effekter. Men det vil være ekstra viktig å identifisere de områdene og bonitetene som i fremtiden har potensiale til å produsere konkurransedyktige og lønnsomme råstoffer som de nye grønne produkter som bioteknologien åpner mulighet for.

Med dette som bakteppe blir våre pågående prosjekter og utviklingsarbeid en logisk konsekvens. Vi jobber med prosjekter innen bioenergi, utviklingsarbeid innen maskinell ungskogpleie, men også skjøtselprinsippene er gjenstand for utviklingsarbeid. I tillegg har vi sett på hvor det største potensialet ligger for å øke utnyttelsen av maskinkapasiteten i forbindelse med avvirkning, og vi vil blant annet med dette som kunnskapsbakgrunn jobbe videre med aktuelle problemstillinger i samarbeid med skognæringen.

I fremtiden ser vi frem til å kunne bidra også med forskning. Skogforskning er vårt uttalte satsingsområde i tiden og vi ser frem til å kunne bidra til et robust produksjonsskogbruk i fremtiden.

SKOG OG ELG - OPTIMERING AV AVKASTNING FRA BEGGE RESSURSENE

Elg og skog er to viktige ressurser for Østerdalen. Med økende bestander av hjortevilt øker også konfliktnivået. I Innlandet er det tydelig at det koster noe å ha elg. Vinterbeiteområdene er hardest rammet av skadebeiting, men også sommerbeitene er i enkelte områder påvirket. Grana får i deler av vår region så hard medfart at det signaliseres frykt for tilveksttap.

Flere har argumentert for at det enten lønner seg å produsere elg eller skog på skogarealene. Vår oppfattelse er at så lenge det ikke finnes fungerende ordninger for fordeling av inntekter og kostnader mellom sommer og vinterområdene, vil det lønne seg for skogeiere å utnytte hele skogarealet til skogproduksjon, men med elg som en tilleggsinntekt. I praksis er dette en krevende øvelse. Tiltak for å øke fôrtilgangen gjennom å utnytte marginalområder i skogen er ett eksempel på aktiviteter vi jobber med som synes å ha stort potensiale. Å dempe beitepresset på furuforyngelsene gjennom å utvikle metoder for skogskjøtsel og utestenging av elgen i sårbare perioder for foryngelsen, kan også være eksempler på spennende og lovende prosjekter vi har jobbet med frem til gjennomføringsfasen.

UTNYTTELSE AV VERDIENE FRA ELG OG SKOG ER VIKTIGE, MEN ER DET BÆREKRAFTIG ?

Elgforvaltningen har i flere 10-år vært organisert i driftsplanområder, elgvald eller elgregioner. Forvaltningen skjer på bakgrunn av resultater fra god økologi- og biologiforskning, men lite er dessverre gjort for i praksis å finne en optimal tilstand for både elg og skog. I Evenstad vilt- og næringsssenter jobber vi ut fra et ønske om å finne balansen mellom skog og elg. Først når vi kjenner elgens årsleveområde og beitebehov, kan vi regne oss frem til hvilken tetthet av elg, økonomisk og økologisk, som gir bærekraftig og optimal avkastning på arealene. I tillegg vil det være mye lettere å finne ordninger for kostnads- og inntektsfordeling med et slikt utgangspunkt. Til nå er organiseringen av elgforvaltningsenheter styrt av administrative, eiendoms- eller fysiske grenser og av frivillig samarbeid. Frivilligheten ønsker vi ikke å gjøre noe med, men vi er langt på vei med å

utvikle metoder for å bestemme riktige og effektive forvaltningsenheter. Når vi har greid det, vil vi med langt høyere presisjon kunne anbefale og utvikle forvaltningsregimer og -tiltak som nærmer seg optimal ressursutnyttelse. For innlandet, og kanskje hele landet, er dette spennende og viktige skritt i retning av å nærme seg en mer bioøkonomisk tankegang i forvaltningen.

NÆRING INNEN VILT OG FISK- ET PARADOKS!

Utnyttelse av vilt og fiskeressurser har tradisjonelt vært priset etter utbytte i antall kilo eller antall stykk og sjelden etter opplevelsesverdien. Dette faktum gjør det vanskelig å drive næring fordi all næringsvirksomhet fordrer en viss grad av forutsigbarhet. Forutsigbarhet er et viktig element for risikovurdering og investeringslyst. Er dette hovedårsaken til at vi kun i liten grad ser fungerende verdikjeder i denne delen av grønn næring?

Om en greier å legge prising av opplevelse inn i et jakt- eller fiskeprodukt, vil en gjøre seg mindre avhengig av svingninger i vilt- og fiskebestandene og i beste fall øke tilfredsheten hos jegere og fiskere en samarbeider med. Ett stikkord er markedsorientert forvaltning. Identifisering av alle ressurser i et produkt er derfor viktig for å finne riktig fokus også i utvikling av produkt og viltforvaltning. Alt for lenge har vi unnlatt å ta hensyn til kundene, og det på tross av at vi har gode tall for at når jegere får det de etterspør, blir de fornøyde. Påfallende ofte ligger nivået under det meget kostnadskrevende nivået for maksimal villtetthet.

Tenk en fremtid hvor antall elg blir en funksjon av jeger tilfredshet. Da er det kanskje ikke lengre viktig å ha mest mulig kjøtt gående i skogen, men heller det antallet der jegerne er mest fornøyde og betalingsvilligheten er høyest. Mye elg gir mye beiting og store utgifter for enkelte grunneiere. Kanskje problemene i forbindelse med vinterbeite på sikt kan reduseres uten å miste viktig inntekt fra en verdifull ressurs, men slik at man i tillegg kan utnytte produksjonsevnen av furumarka for fullt igjen.

Økologi+økonomi+en liten dråpe innovasjon = langsiktig bærekraftig forvaltning!



■ Evenstadstudent i 8 år:

Lære for å forske - forske for å lære

PETTER GLORVIGEN, STINE GRØNVOLD, MIKKEL ANDREAS JØRNSØN KVASNES

Den 17. juni 2011 fikk Evenstad sin etterlengtede godkjenning til å utdanne doktorer i anvendt økologi. Det betyr at man kan ta hele utdannelsen sin fra grunnskole til doktorgrad i Stor-Elvdal kommune og være student på Evenstad i åtte år. Det er lenge det. Når man som fersk student tropper opp på Evenstad den første (kaotiske) dagen, er det ikke gitt at noen ser det som realistisk å ha en slik tidshorisont. For de fleste handler det om å bli fortrest mulig ferdig og å komme seg ut i en ordentlig jobb, helst som helårs jaktguide. Hva er det som allikevel kan få noen til å studere så lenge i Østerdalen, og få noen til ofte å komme tilbake etter noen år? For det første tror vi det er nødvendig at man trives og identifiserer seg med opplegget ganske tidlig i prosessen. Det sitter mye historie og sjel i veggene på Evenstad, og mest av alt i skogen rundt (Andreassen & Gangås, 2009). Hovedpoenget er ikke hva Evenstad-sjela har vært eller burde være, det som er viktig, er at studenter og fagansvarlige faktisk føler og oppdager at det finnes en sjel (Eriksen, 1997).

For én av forfatterne av denne historien var møtet med Evenstad litt spesielt. Han hadde pyntet seg til første dag på skolen, det var han vant til fra andre institusjoner. I tillegg hadde han vasket både seg selv og sin helt nye og alt for dyre bil. Det var helt bortkastet, faktisk følte det helt feil. I kantina var det en velkjent lukt av godt brukte uteklær og veldig få blå

skjorter med stiv snipp. Fantastisk! Det er greit å bomme opplegget når man liker det man ser og har andre klær i bilen. En gammel anorakk, som var lappet sammen på ryggen mere enn en gang av en annen forfatter av denne artikkelen, var til hjelp i avklaringen av status og rolle i samspill med omgivelsene (Goffman, 1993). Kulturen var enkel både i form og å fatte for en ny student. Det å kunne identifisere seg, i betydningen komme til likeverdige, er et av suksesskriteriene for et langt studieliv. Kulturell likhet danner grunnlaget for vi-følelsen, gruppeidentiteten (Eriksen, 1997).



Trivsel og turer i felt – viktig del av studenttilværelsen på Evenstad. Foto: Steffen Johnsen

MØTE MED KUNNSKAP

Som ny student er det mye som er viktig. I hvert fall alt det som ikke har med studiet å gjøre. Det skal fiskes, jakes, festes, jakes, fiskes, festes og leses litt rett før eksamen. Faktisk er det slik på Evenstad at det er forelesningsfritt de første dagene av småvilt- og elgjakta. Det er uansett ingen

studenter som møter disse dagene. Det er ganske unikt og muligens litt spesielt. Men skal man unngå å ha det samme pensumet i mer enn et år, må man på et eller annet tidspunkt fatte interesse for læring.

På Evenstad finner man egentlig ikke mange tilsatte som bare har undervisning som arbeid. Det vil si de faglige som underviser mye, men forsker lite eller ingen ting. Likevel er det avgjørende for undervisningskvaliteten at disse har en glødende interesse for faget og er oppdaterte på forskningsfronten (Healey & Jenkin, 2009). Forskning viser at det ikke har vært noen klar sammenheng mellom hvor bra forelesningen er og hvor aktiv foreleseren er som forsker (Hattie & Marsh, 1996; Ramsden & Moses, 1992). Nå er det jo også engang slik at ingen kan være forsker på alle de emnene man skal igjennom i løpet av en bachelorutdanning (Smeby, 1998), hverken i utmarksforvaltning eller i skogbruk. Heldigvis vet alle som har gått på Evenstad de siste 25 årene, at det finnes forelesere med et troverdig engasjement for faget og med oppriktig omsorg for studentene (Moksnes, 2012). Når læreren i tillegg kjører bil med å gult panser for synes godt for elg og bil, og har kikkert rundt halsen under forelesning fordi man alltid trenger en kikkert (selv for å se på utstoppede fugler i forelesningssalen), skaper dette et engasjement som smitter. Men evnen til å sette opp et pensum som oppfattes som relevant hos studentene (Smeby, 2012), monner så det svir, og med en dør som alltid er åpen, er dette en foreleser ingen student er upåvirket av. Vår påstand er at slike forelesere, som setter studenten i sentrum, har tid til den enkelte og stiller klare krav, er av avgjørende betydning for om institusjonen lykkes i å omforme unge (til dels lite akademiske) ungdommer til selvstendige studenter og potensielle kandidater for høyere grads studier.

Det var også mye lærersentret undervisning hvor øvelsen mest av alt besto i å kopiere det foreleseren sa at andre hadde funnet ut. Det var for det meste ganske kjedelig, men yrkesrelevant og nødvendig basiskunnskap. På den annen side stimulerer det ikke til kritisk sans og nysgjerrighet. Vi tror det er minst like yrkesrelevant å opparbeide en forståelse av hva forskning er og hvor kunnskapen som formidles kommer fra (Rice et al., 2010). Vi følte at mye av undervisningen var forskningsbasert selv

om den ikke nødvendigvis alltid lå i front. En kjøttmeis var en kjøttmeis også for 100 år siden, men det er faktisk et poeng at kjøttmeisen i byen har begynt å synge i et annet toneleie de senere år. Derfor husker vi spesielt godt de gangene forskere kom for å fortelle oss om hva de selv holdt på med. Selv om vi ikke helt skjønnte hvorfor det ble forsket så ufattelig mye på mus og så lite på ryper, eller hvorfor alt de hadde funnet ut, ble presentert med noen hieroglyfer av noen kruseduller ($\chi^2 = 6.17, p < 0.001$ var visst utrolig bra!), var vi helt overbeviste om at doktoren fra musefarmen var veldig, veldig flink og fremskaffet kunnskap som sikkert var viktig for noe. Samtidig følte vi oss litt viktige vi også som fikk slikt smart besøk. Det gjorde noe med oss at vi hadde emner som introduserte oss for forskningsprosessen og den vitenskapelige metoden (Smeby, 2007). Forskningsorientert undervisning gir studentene endringsberedskap i et raskt skiftende kunnskapssamfunn (Geschwind, 2008) - "det gir slitesterke kunnskaper" (Jönsson, 1981).



Engasjert og kunnskapsrik. Odd Reidar Fremming foreleser og veileder i felt. Foto: Marit Eggen

KUNSTEN Å GJØRE NOE VANSKELIG

Så begynte det å bli skikkelig vanskelig. Vanskeligere enn noe annet vi hadde gjort før. I tillegg sluttet vi nærmest å ha undervisning ute i felt, hvis du ikke var så heldig å ha eget feltarbeid i masteroppgaven. Teorien var på spissfindig engelsk, veldig presist og nyansert, men håpløst lite tilgjengelig. Altså: langt utenfor hva vi opplevde som vår proksimale utviklingszone (Vygotsky, 1978), men man blir mye flinkere til å bruke presise begrep og til å formulere seg. Det som var annerledes, og mye morsommere enn de tre første årene, var at vi studenter nå fikk en mer aktiv rolle. Det utfordrer evnen til å stille spørsmål, tenke selv, gjøre seg opp en mening og for de smarteste; å være kreativ (Kenny et al., 1998). Det ble vanskelig å gjemme seg bort bakerst i vinduskroken. Første utfordring var å stille spørsmål på engelsk, i tillegg ble det forventet at man aktivt deltok i diskusjonene i timen. Kortere forelesinger, mer øving, gruppearbeid og fremlegging av svar i plenum blant likemenn (Boud, Cohen, & Sampson, 2001). Forskeren, som vi tidligere bare hadde blitt introdusert for, var nå selv ansvarlig for emnene og brukte egen forskning aktivt i undervisningen. På den måten ble undervisningen oppdatert og i front, samtidig som enkelte av oss også fikk være med i pågående forskningsprosjekter.

Etter hvert økte selvtilliten, og man begynte å føle seg mer likeverdige sine forelesere. Et eksempel var da en av oss fikk utlevert en artikkel skrevet av en øst-innvandrende fugleforsker og professor på Evenstad. Artikkelen skulle fagfellevurderes og presenteres i plenum. Forfatteren skulle selv overvære presentasjonen av kritikken. Til studentens skrekkblandede undring, ble kritikken tilsynelatende tatt seriøst. Det ble en diskusjon frem og tilbake om hva som var bra og hva som var dårlig i artikkelen. Det er ikke så rart at man husker hva "*temporal and spatial correlation in chick production*" er for noe. Museforskerne dukket også opp igjen, og vi forstod hvorfor og etter ufattelig mye frustrasjon at, $c^2 = 6.17$, $p < 0.001$ faktisk er veldig bra. En milepæl var når eget masterprosjekt skulle presenteres for første gang. Nå skulle andre, for første gang i studiet (og kanskje i livet), lære noe av oss. Muligheten for en undersøkende

læreprosess er fundamental (Kenny, et al., 1998). For noen gikk det etter hvert så langt at egne undersøkelser ble gjenstand for nysgjerrighet fra etablerte forskere, og vi forsto at læring faktisk kan gå begge veier (Smeby, 1998), og at forskere ikke er en eksklusiv gruppe med monopol på å stille de rette spørsmålene og skaffe tilveie ny kunnskap. Alle studenter vil før eller siden møte en hindring som er for bratt og lang (Kluge, 2011). Da gjelder det å ha noen å klatre sammen med. Vår påstand er at har du gjort en masteroppgave (helst med hederlig resultat), har du gjort noe vanskelig.



Lære å forske - kanskje kommer reven? Datainnsamling til bachelor- og master oppgaver. Foto: Petter Glorvigen

STREKKE SEG SÅ LANGT DET GÅR

Når du har vært på Evenstad i 5 år – er det faktisk bare 3 år igjen før du har den høyeste utdanningen man kan få. Men disse tre årene er ikke plankekjøring. Det som er viktig å få med seg, er at hvis masteren din gikk bare bitte litt i tull helt på slutten, og du får C (som jo ikke er dårlig) så har toget gått, da blir det ikke ph.d. Vi mener at masterutdanningen på Evenstad gjorde oss godt forberedte til ph.d.-utdanningen. Det er bare det

at man egentlig ikke er forberedt allikevel. Hvis du nå er blant de heldige som kan gå på ph.d.-toget, vil du få en utfordrende dannelsesreise. Når du kjører tog, vet du sånn cirka hvor du skal, selv om det er noen andre som gasser og bremses. Nødbremsen kan benyttes, men det sitter hardt inne. Underveis er det fryktelig mange tunneler. Noen tunneler er korte, men ofte er de veldig lange, og du aner ikke når de slutter. Som regel er det ikke noe lys før du plutselig er ute. I noen tunneler kan du av og til skimte litt lys, men så blir det mørkt igjen. Den siste er lengst, og når du tror du er halvvegs, får du plutselig beskjed om at det kommer et tog imot! For å unngå det fatale, gasses det på. I det fjerne skimtes åpningen, det må gå fortere og fortere. Til slutt er du i et lyntog som i supersonisk hastighet når mål et nanosekund før det er for sent. Mye kan sies om veien gjennom en doktorgradsutdanning; om kurs og læring, om kvalitetssikring og ikke minst om veiledning. Vi nøyer oss med å konstatere at det er mest opp til en selv. Om du ikke blir verdens beste økolog, eller har jobbet med de mest komplekse hypotesene, lærer du uansett selvdisciplin og struktur. Samtidig får man rikelig anledning til å møte seg selv i døra – gjennom selv å få ansvar for undervisning av nye studenter og ta disse med i egne prosjekter.



Forske for å lære. Fjellmarkmus - et yndet forskningsobjekt blant stipendiater på Evenstad. Foto: Petter Glorvigen

HVORFOR VALGTE VI OSS EVENSTAD

Nå pynter vi oss ikke lenger, selv om noen tar på skjorte til muntlig eksamen. Vi ble her fordi vi likte oss her, og vi kom tilbake fordi vi likte oss her. Vi fant oss til rette, og vi følte at det vi lærte var relevant og med en kvalitet som var god nok. Hva denne tilknytningen til Evenstad egentlig er, vet vi ikke. Vi bare vet at den er der. I strategidokumentet på Evenstad står det at vi skal bygge på vår egenart - bli unike. Det står at vi skal opprettholde vår særegenhet samtidig med at vi utvider med noe nytt som ikke er det samme som alle andre har (Andreassen & Gangås, 2009). Det er ikke sikkert at denne forskjellen trenger å være reell. Forestillingen og historiene om forestillingene er like viktige (Eriksen, 1997). Identiteten trenger ikke defineres utenifra, den kan defineres innenifra - gjennom hva vi har felles.

På spørsmålet om hva Evenstads identitet er, får du ulike svar. Enkelt kan man si at det er tradisjonen for skog og utmark, nærhet til ressursene, elg og ulv, blåbærlyng og skogsfugl, vann og fisk, som er Evenstad. Det er åpenhet og gjestfrihet. Men det er også masse utlendinger med rosa langstøvler under feltarbeid, det er ulvejakt fra helikopter og journalister på fryserommet, det er SAS og R, det er GPS og radiotelemetri, det 35 mål med mus, det er gjester fra inn- og utland. Evenstad er mangfold, kanskje er det åpenheten for mangfoldet vi har felles, kanskje det er derfor vi ble.



Veileder går foran i forskningsprosjektet - *extinction mechanisms in small populations*. Foto: Petter Glorvigen

REFERANSER

- Andreassen, H., & Gangås, K. (2009). Om livet vårt på Evenstad. Strategidokument 2009, med tanker fram til 2021. Campus Evenstad.
- Boud, D., Cohen, R., & Sampson, J. (2001). *Peer learning in higher education, learning from and with each other*. London: Kogan Page.
- Eriksen, T. H. (1997). Identitet. In T. H. Eriksen (Ed.), *Flerkulturell forståelse*. (pp. 34-52). Oslo: Tano Aschehoug.
- Geschwind, L. (2008). För kvalitetens skull. En studie av sambandet mellan forskning och utbildning. *Arbetsrapport*. Visby: Swedish Institute for studies in Education and Research.
- Goffman, E. (1993). *Vårt rollespill til daglig*. Oslo: Pax
- Hattie, J., & Marsh, H. W. (1996). The relationship between research and teaching: A meta-analysis. *Review of Educational Research*, 66(4), 507-542.
- Healey, M., & Jenkin, A. (2009). Developing undergraduate research and inquiry. York: The Higher Education Academy.
- Jönsson, B. (1981). "Fem promemorior om kvalitet". *Kvalitet i högskolan. Rapport från ett seminarium i september 1980*. (Vol. 1981:10): Universitets- och Högskoleämbetet.
- Kenny, S. S., Alberts, B., Booth, W. C., Glaser, M., Glassick, C. E., Ikenberry, S. O., Jamieson, K. H., O'Neil, R. M., Reid-Wallace, C., Tien, C.-L., & Yang, C. N. (1998). Boyer Commission on Educating Undergraduates in the Research University. Reinventing Undergraduate Education: A Blueprint for America's Research Universities. New York: Stony Brook: State University of New York at Stony Brook.
- Kluge, L. (2011). Mattefrik. *A-magasinet*, 41, 8-9.
- Moksnes, K. (Producer). (2012). Ved veis ende. *På livet laus*. [Radioprogram] Retrieved from http://podkast.nrk.no/program/paa_livet_laus.rss

- Ramsden, P., & Moses, I. (1992). Associations between research and teaching in Australian higher-education. *Higher Education*, 23(3), 273-295.
- Rice, C., Haugen, T. B., Refsum, G., Varmedal, K. A., Rokne, B., Smeby, J.-C., Bakken, M., & Frengstad, Å. M. (2010). Utdanning + FoU = Sant. (pp. 54). Oslo: Universitets- og høskolerådet.
- Smeby, J.-C. (1998). Knowledge production and knowledge transmission. The interaction between research and teaching at universities. *Teaching in higher education*, 3(1), 5-20.
- Smeby, J.-C. (2007). Bør undervisningen ved høsklene være forskningsbasert? Retrieved from http://www.hioa.no/Om-HiOA/SPS/node_1356/SPS-kronikk/Boer-undervisningen-ved-hoegskolene-vaere-forskningsbasert
- Smeby, J.-C. (2012). Virker utdanning? Kronikk (25.01.12.). *Aftenposten*.
- Vygotsky, L. S. (1978). *Mind in society. The development of higher psychological processes*. Cambridge: Harvard University Press.

■ Fra økofrik til rå skogbruker

– en mental reise fra klassisk vern til vern gjennom bærekraftig bruk av natur

ODD REIDAR FREMMING

Denne teksten skrev jeg etter at jeg fikk min dødelige kreftdiagnose. Den blir trykt etter at jeg er borte. Torstein maste, han ville jeg skulle skrive om min reise fra å være en økofrik til å bli en råbarket skogbruker. Jeg hadde et klassisk svart-hvitt naturvernsyn. Gjennom arbeid og hobby har jeg ervervet meg et langt mer dynamisk natursyn og forfekter i stor grad vern gjennom bærekraftig bruk. Men hjertet i min kreftnedbrutte kropp slår fremdeles fortere ved naturopplevelsen av å høre en hubro eller se et ulvespor. Naturopplevelser er og var livet! Men sannelig har det også vært morsomt å drive økologisk og økonomisk godt skogbruk!

Det har vært meningsfylt å undervise i natur, naturopplevelse og naturbruk på Evenstad. På Evenstad har jeg siden 1986 snekret undervisningskurs med handlingsrettet vinkling. Jeg har undervist hva studenten bør lære og følt meg lite bunden av snevre fagdisipliner. Resultatet er at studentene har hatt anledning til å lære det som de trenger å kunne. De har sluppet å kaste bort masse tid på slikt som den disiplinorienterte foreleseren likte å fortelle om, men som de aldri noen gang ville få bruk for. Men hør etter, nå vil jeg fortelle min historie:

BEGYNNELSEN

Utdannelsesveien til graden Cand. real. i vertebratzoologi i 1982 startet nok med familieturgåing i barneårene sommer og vinter, ikke alltid til min jubel husker jeg. Som tidlig tenåring ble det flere år med egne, lange skiturer spesielt i Bærumsmarka, Krokskogen og Nordmarka, og i vinter- og påskeferiene på Ringebufjellet. Sommerstid ble ferskvannsfiske en stor interesse, fra langbambus kjøpt på lokalt handelslag via haspel til kjøp av brukt splittkein fluestang.

Samling av høyere planter til naturfaglinjens 150 arts herbarium ble betydelig overskredet i løpet av et par somre. Men frustrasjon med en del vriene bestemmelsesnøkler i Lid: *Norsk flora* stoppet denne interessen frem til *Gyldendals store nordiske flora* dukket opp som avansert bla-seg-fram-til-rett-plante-flora på 1990-tallet, først i svensk utgave.

Under planteinnsamling i sommerferien utenfor Moss oppdaget jeg en dag noen vadefugler med røde bein og nebb i et grunnvannsområde: Med fars kikkert ble rødstilk bestemt. Under kajakkpadling kom jeg over flere nye arter, og fugleinteressen var tent. Sammen med folkeskolekamerat Tore Slagsvold (nå zoologiprofessor ved Universitetet i Oslo) ble vi med på foredragskvelder og ekskursjoner i Norsk feltbiologisk ungdomsforening. Sentrale personer i foreningen var navn som biologen Magnar Norderhaug (nå avdød tidligere profilert naturvernbiolog) og veterinærstudenten Knut Hove (tidligere rektor Landbrukshøgskolen / UMB). Tore og jeg ble spesielt interessert i ugler, med kveld- og nattlytting etter kattugle ved Ullern kirke og perleugle øverst i Sørkedalen. Utenfor foredragssalen på Zoologisk institutt på Blindern hang det en glassmonter med gulpeboller fra de fleste norske uglearter som fascinerte sterkt. Vi oppsøkte opphavsmannen Ivar Mysterud (da universitetslektor) med forespørsel om å få gjøre aktuelle undersøkelser på fugl, helst på ugler. Han aksepterte to gymnasiaster og foreslo kvantitativ spurvefugltaksering ved kartmetoden, som kunne gi tallgrunnlag for oppdagelsessjansen for de enkelte artene som ville være grunnlag for anvendelse av hans nyutviklete sjekkmethode ved fugletaksering.

Vi gjennomførte spurvefugltaksering i Sørkedalen våren 1966 og 67 og publiserte etter hvert resultatene i Norsk zoologisk forenings tidsskrift "Fauna". Etter kontakt med konservator Edvard K. Barth på Zoologisk museum i Oslo som flere år omkring 1950 hadde bodd på Nessetsetra i Atnasjølia ved Rondane, registrerte vi fugl på Atnasjømyrene noen uker i to somre, både kvantitativ fugletaksering på to felt og med vår egenutviklede *snipe-taksering* utfra varslende vaderpar suksessivt nedover myrene. Tore fulgte fugletakseringer videre og har etter hvert via doktorgrad på spurvefuglfenologi (vårutvikling) videreutviklet fugleinteressen til grunnleggende atferdsforskning blant annet på kassehekkende spurvefugl med prøvelfelt i Sørkedalen.

Selv syntes jeg spurvefugltaksering etter hvert ble noe monotont. Jeg klarte heller ikke å se samfunnets nytte av dette sammenlignet med kunnsksbehov knyttet til truede fuglearter og da spesielt rovfugl.

BERGTATT AV KONGEØRN

En tidlig februariskumring i 1965 ga støtet til en annen retning. Jeg befant meg i bunnen av en fjellskogdal da først en kongeørn, så en til kort etter krysset dalen i samme retning over meg. Dagen etter oppdaget jeg en som sirklet som en drage lavt over fjellskogen dit de hadde hatt retning kvelden før. Jeg var på sporet av min første kongeørnlokaltet. Etter kontakt med Edvard K. Barth og Yngvar Hagen (daværende leder av Statens viltundersøkelser) fikk jeg oppgitt kongeørnlokalteter og kjentmenn i Atndalen, noe som ga en begynnende reirleting sommeren 1965. Yngvar Hagens meget respekterte bok "Rovfuglene og viltpleien" (1952) fikk jeg kjøpt i den lokale bokhandel for kr 15 i 1964. Den ga sterk inspirasjon til en rovfugl-undersøkelse etter hans mal: Registrering av reir, måling og veiing av eventuelle unger og registrering av byttedyr på bebodde reir på kongeørnlokalteter i Rondaneområdet. Dette ble et sentralt mål i sommerferiene fra 2. gym i 1966 til Cand. mag. i 1970.

For å komme rundt til de etter hvert rundt 25 reirområdene for kongeørn som jeg etter hvert ble kjent med mellom Gudbrandsdalen og Østerdalen, fra Ringebu til Lesja og fra Evenstad til Tynset, kjøpte jeg

etter hvert to motorsykler og to varebiler. Dette ga en bratt læringskurve i å skru på disse for vedlikehold og reparasjoner, en praktisk nyttig kunnskap. Feltarbeidet ble etterhvert tilsammen 188 døgn inkludert også 1971, 1973 og 1974. Mye gåing og relativt få bebodde kongeørnreir det enkelte år slet på motiveringene etter 1-2 uker i felt. Men etter noen dager i hengkøye med romanlesing på hytta utenfor Moss hos mine foreldre kom inspirasjonen tilbake, og jeg kjørte opp til Rondaneområdet igjen.

STUDENT VED UNIVERSITETENE I OSLO OG TROMSØ

Fra høsten 1967 til jul 1970 tok jeg lavere grad på Universitetet i Oslo. Den ble fullført på normert tid, med en bra snittkarakter, men med noen få svake karakterer i fag hvor min motivasjon hadde vært lav. Fra nyåret 1971 til sommeren 1973 studerte jeg hovedfag i Tromsø som første registrerte student ved Universitetet i Tromsø som var under etablering. Først ble det et halvår med kongeørnmaterialet som oppgave. Etter avslag på dette som oppgavetema fra veileder sjøfuglmannen Einar Brun, skiftet jeg til en bestandsundersøkelse av røye de to neste årene med spagetti-merking og fangst-gjenfangst-beregning i tre mellomalpine høyfjellsvann i Skjomen sø for Narvik veiledet av Anders Klemetsen. Da vannkraftoppdemming våren 1973 gjorde tre tidligere vann til ett, fikk jeg en objektiv begrunnelse for å avslutte denne oppgaven som jeg etter hvert så ikke helt ville føre meg i ønsket faglig retning.

I de 2,5 årene i Tromsø fikk jeg med meg diverse feltarbeidserfaring: Noen dager havsuleregistrering i Lofoten og Vesterålen, noen dager havsvalefangst på Røst, prøvefiske i Kautokeino, fugleregistrering i Dividal og Reisa nasjonalpark og fangst av mytende sædgjess for merking i Indre Finnmark.

Utover arbeidsmiljøet på Tromsø museum hvor jeg hadde deltidsarbeid for fiskerikonsulenten i Troms og Finnmark, Christian Andersen, ble jeg på fritiden knyttet til utlendingsmiljøet av vesentlig europeiske og amerikanske "globetrotters" som utfra ulike, mest faglige, årsaker var tilknyttet institusjoner i byen. Det oppgraderte raskt min muntlige engelsk

til et greit kommunikasjonsmiddel hvor jeg etter hvert begynte å tenke i engelske ord istedenfor den tradisjonelle simultanoversettelsen fra norsk i hodet som hadde preget skoleengelsken av redsel for feil.

STUDENT I NATUREN

En sjøfuglinteressert engelskmann med globetrottererfaring engasjert på geologisk avdeling på museet, "Tony" Williams, inspirerte meg til å reise. Sommeren 1971 kjørte vi, han som passasjer, min folkevognbuss med enkel campinginnredning til Østerrike, Jugoslavia og tilbake og var blant annet innom flere fuglelokaliteter i Østerrike og Jugoslavia. En haiketur til orkideblomstringen på Gotland våren 1972 var også en givende erfaring. Sommerferien 1973 reiste jeg sammen med en amerikansk bekjent til Irland for en ukes leiebilferie og en ukes hest og vognferie i Keats country. På tilbaketuren haiket jeg alene opp til Skottland. Etter en rask visitt i The Highlands oppsøkte jeg Edinburgh University for å spørre en av datidens mest kjente rovfugløkologer Ian Newton om muligheten for å ta en Master Science på kongeørn i Skottland (de hadde omtrent 500 par). Foran døren hans ble det klart for meg at det var en hovedoppgave om kongeørnas økologi i mitt eget land jeg ønsket å forfølge.

Ved retur til hybel hos mine foreldre i Oslo oppsøkte jeg Ivar Mysterud igjen. Han aksepterte mitt innsamlete kongeørnmateriale som utgangspunkt for en hovedoppgave. Oppgavematerialet ble utvidet med datasupplering somrene 1974 og 1975, blant annet med terrengklassifisering ved reirene som vegetasjonstype over og under reirveggene.

Våren 1974 dro jeg sammen med en norsk bekjent og hans danske venner til Tsjekkoslovakia med to landrovere fra København. Oppbringning av tsjekkosllovakisk militærpoliti på grunn av avstandsfotografering av en militærleir vi ikke ante lå der foran en spektakulær bysilhuett var en spesiell erfaring. Sommeren 1974 dro jeg sammen med to bekjente med tog og haiking via Vest-Tyskland (Heidelberg) til Sveits (alpepass-gåtur i Berner overland) og til Italia (Venezia, Firenze, Roma, Monte Cassino, Napoli) for å returnere fra Adriaterhavskysten i Jugoslavia med fly.

Et førsteutkast av hovedoppgaven om kongeørn ble levert til veileder Mysterud i 1975, det endelige på 220 sider ble, sterkt forsinket, levert og forsvart ved muntlig hovedfagseksamen i november 1982. For i 1975 lyste WWF/Norge ut et engasjement om kongeørn i Norge. Dette var midt i blinken utfra mine interesser. Jeg følte jeg ikke kunne la anledningen gå fra meg, selv om veileder mente jeg burde bli ferdig med hovedoppgaven først. Utredningen *Kongeørn i Norge* ble publisert som Viltrapport i 1980.

HUBROUTREDNINGEN

I 1977 ble jeg spurt av WWF, Norge om jeg kunne tenke meg å bearbeide deres registreringer over hubro på Østlandet, en del av deres oppdrettsdominerte "Prosjekt hubro". Hubroens tilbakegang særlig på Østlandet var en av norsk rovfugløkologis mysterier, men med diverse mulige forklaringer. Dette var også et blinkskudd av et oppdrag jeg vurderte jeg ikke kunne la gå fra meg. Jeg aksepterte tilbudet og bearbeidet og analyserte hubroens tilbakegang i Øst-Norge i perioden 1977 – 1982, ved siden av hovedoppgave og utredning om kongeørn. HubROUTredningen ble kanskje min største faglige utfordring, og den konkluderte med at hovedårsaken til hubroens tilbakegang trolig var næringssvikt utfra miljøendringer i jord- og skogbruk siden år 1900. Da fikk jeg for alvor opp øynene for at anvendt økologi dreier seg minst like mye om endringer i naturmiljøene som av menneskelig beskatning, forgiftning av miljøgifter og forstyrrelser på hekkeplassene. Å få til endringer i landbruksnæringenes bruksmåter utfra truet biologisk mangfold er ingen enkel sak utover detaljhensyn og små vernete arealer. Hubropar bruker i størrelsesorden 30 – 100 km².

OKAVANGO OG SNAKE RIVER – FAGLIGE REISER

Reiselysten fortsatte: Desember 1975 – mars 1976 besøkte jeg min Tromsø-bekjente Tony Williams i Sør-Afrika: Den første måneden var safari med ham og to av hans bekjente med Landrover til nasjonalparker i daværende Sør-Rhodesia, nå Zimbabwe (Matopos, Wankie, Victoria Falls) og Botswana (Okavango). I Matopos Hills så vi enkelte av områdets Black eagles (klippegrevling-spesialister), en spesialisert økologisk ekvivalent

til kongeørn som her hekket i verdens tettest kjente bestand av store ørnearter. I Botswana måtte vi ta en omvei på 50 mil mellom nasjonalparkene Chobe og Okavango fordi direkteveien gikk igjennom et område med Black cotton soil som det var usikkert å passere på grunn av de nylige regnskyllelene. Og i den grønnende halvørkenen i Karoo satt det tallrike låvesvaler på telefonrådene og gluttstniper varslet fra temporære vannspeil i det flate landskapet. Ved senere undervisning om globale jordsmonntyper og globale vegetasjonssoner har dette falt vakkert på plass: Læreboksteori dreier seg om virkeligheten, man må bare få erfart det. Etterpå satt jeg to måneder på Universitetet i Cape Town hvor Tony var engasjert, og skrev på hovedoppgaven om kongeørn.

17. mai 1977 var jeg på sykkelekskursjon til Isidalen i Bærum for å se den noe sjeldnere vårblomsten gulveis (*Gul hvitveis*). Da fikk jeg ideen om at jeg burde prøve å besøke verdens tettest hekkende kongeørnbestand i Snake River Canyon i Idaho, hvorfra jeg nettopp hadde lest en prosjektrapport om utstrakt rovfuglforskning. Nøkkelen for min tanke var et foto av prosjektlederen Michael Kochert: En ung mann med skjegg. Hans oppsyn indikerte at han burde tåle en forespørsel om et besøk. Det klaffet: Tre uker senere var jeg der for et tre ukers opphold: oppholdet var meget inntrykksrikt. Dalbunnen var sagebrush-ørken hvor tørke var regulerende faktor, høyere opp kom en nedre skoggrense mot utløpere av Rocky Mountains med barskoger hvor kolibrier og black vultures summet rundt respektivt svevde over. Kongeørnmessig var reirplasseringen i dalbunnen styrt av å unngå solen i dette meget sommervarme halvørkenområdet. Dette var motsatt av Rondaneområdet hvor de mest solvarme plasseringene var foretrukket for tidligst mulig smelting av eventuell snø på reirene til egglegging i siste uke av mars når det ennå er senvinter i skoggrenseområdene.

I tillegg til utenlandsturer besøkte jeg diverse norske fugle- og naturområder, mest i barmarksperioden fra 1974 og utover, først ved å låne mine foreldres Amazon, så ved kjøring med nyinnkjøpt moped fra 1978- 80, delvis transportert som reisegods på NSB på lengre strekninger. En minneverdig mopedtur var da jeg ikke rakk kveldstoget fra Atna en høstkveld: Jeg ankom Oslo kl 03, gjennomkald.



Odd Reidar Fremming på utferd i ungdomen. Foto: O. R. Fremming.

UTREDNINGER OG HOVEDOPPGAVE

1980-81 jobbet jeg ved siden av hovedoppgave og kongeørn- og hubro-utredninger med fugl- og pattedyrregistrering i Verneplan III for Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Jeg var innstilt som nr. 1 til det utlyste årsengasjementet, men på grunn av hovedoppgave og utredninger spurte jeg om engasjementet kunne deles i to halve stillinger, noe som ble akseptert, og nr. 2 som var studiekamerat Jon Bekken, fikk den andre halvdel.

Etter hvert som arbeidet med utredningene om *Kongeørn i Norge* og *Tilbakegangen av hubro i Øst-Norge* ble ferdig bearbeidet, fant jeg via min kontakt i Miljøverndepartementet, Atle Haga, frem til aktuelle truete fuglearter som departementet kunne ønske utredninger om.

Viktige truete og sårbare fuglearter i kulturlandskap i Norge (1984: Rapport T – 587 Miljødep) ble en sammenfatning av nåværende utbredelse utfra lokaltidsskriftene til Norsk Ornitologisk Forening som fantes på ringmerkingssentralen i 3. etasje på Biologibygget på Blindern. Den

omfatter åkerarter som åkerrikse, vaktel, rapphøne og kornspurv, beitemarksartene hortulan og trelerke og brakkmark- og byartene dverglo, svartrødstjert og topplerke. Hver art hadde sine forskjellige krav. Jeg ble etter hvert klar over endringene i menneskelige bruksmåter som for eksempel i slåttetidspunkt i disse menneskepåvirkete miljøene det siste århundret, forhold som syntes vanskelige å gjøre noe med i de fleste tilfellene. I parentes kan bemerkes at jeg siden ankomsten til Evenstad i 1987 og bolig i tidligere sveiserbolig rett sør for Låven har observert eller hørt åkerrikse, vaktel, dverglo og svartrødstjert enkelte år, de to siste med henholdsvis trolig og mulig hekking i nærheten av campus.

Utredningen "Fiskeørn – bestand, økologi og forvaltning" (1988: Økoforskutredning 1988: 20) sammenstilte registreringer av norske hekkelokaliteter etter rapporter i Norsk Ornitologisk Forenings lokalitetskrifter samt brevveksling med kontaktpersoner. Bestanden syntes å ha vært nokså stabil i utbredelse siden rundt 1850, mest på lavlandet rundt Oslofjorden, men også med lokale forekomster i Hedmark, indre Trøndelag og indre Finnmark. Antallet syntes relativt stabilt med ca. 200 par siden etterstrebelen stoppet rundt 1960. Bestandene i våre naboland var en god del større med ca. 2 000 par i Sverige, flest i mellom- og delvis Sør-Sverige, og ca. 1 000 par i Finland, flest i Sør-Finland. Rekrutteringspotensialet manglet tydeligvis ikke for den norske bestanden, det måtte være en eller flere andre begrensninger av miljømessig art. Fiskeørnas næringskrav er relativt tette bestander av fisk som står høyt i vannmassene. Dette finnes i en del næringsrike og middelsrike sjøer, men i langt mindre grad i næringsfattige og humuspregete sjøer. Norge har mye av de siste to typene, men begrenset av de to første og da fortrinnsvis på lavlandet rundt Oslofjorden. Unntaket er klarvannssjøer med stimfisken sik som kan stå høyt i vannmassene, som i Hedmark, indre Trøndelag og indre Finnmark. Dette kan forklare den begrensede utbredelsen og bestandsstørrelsen i Norge.

Delrapporten *Reproduksjonsdynamikk hos hønehawk i Norge* (1985) inngikk i WWF-Norges *Prosjekt hønehawk* utfra en analyse av norsk ringmerkingmateriale. Kullstørrelse og relativ ungeproduksjon varierte

betydelig igjennom smågnagersyklus, med omkring $\frac{3}{4}$ av ungene produsert i toppåret og året etter. I tillegg var det visse forskjeller mellom vegetasjonssoner og mellom landsdeler.

Det begynte å bli færre store rovfugler igjen som ikke var utredet, bortsett fra meget sjeldne arter hvor Norge var helt i kanten av utbredelsen. Flere av disse som lerkefalk og delvis slagugle og nå sist lappugle har relativt nylig vist seg å kunne forekomme hvis man klarer å lete dem opp! Direktoratet for naturforvaltning innvilget i 1985 etter søknad noen månedsverk i lønn for å lage en utredning om årsaken til snøuglas tilbakegang i Norge. Nyere registreringer av snøugle fant jeg ved å gå igjennom lokalornitologiske tidsskrifter, i tillegg ble nasjonal og internasjonale artikler lett opp. Denne utredningen ble bare halvferdig da jeg først på nyåret 1986 ble klar over at bevilgete midler var trukket tilbake fordi de måtte være kvittert ut på bevilgende år. Som mulige hovedårsak til tilbakegangen mistenkte jeg menneskelig beskatning, både i hekkeområder i Skandinavia hvor det var kjent tilfeller av at reinjegerne skjøt inn riflene sine på snøugleunger i hvert fall på 1950-tallet, og i globale overvintringsområder på steppene i daværende Sovjetunionen og nordlige prærier i Canada og USA. De siste års radiomerkinger har vist at arten nomadiserer over meget store avstander i de sirkumpolare områdene med arktisk og i noen grad i alpin tundra som i Skandinavia.

FAMILIESKOG – ØKONOMI, MILJØHENSYN OG VANDREUTSTILLING

I forbindelse med et foredrag om *Trusler mot rovfuglene* i desember 1985 på Norsk skogbruksmuseum i Elverum som jeg holdt sammen med Kjell Sandaas, koordinator for miljøkriminalitet på rovfugl, kom jeg i prat med daværende konservator Christian Andersen som jeg hadde jobbet for det første året i Tromsø. Etter overtagelse av driftsansvaret for familieeierdommen Fremming skog øst for Elverum høsten 1983, var jeg blitt meget interessert i hvordan man kunne få til miljøhensyn i skogbruket i praksis. Han nevnte han satt i en styringsgruppe som planla en vandreutstilling om viltstell og skogbruk ved Skogbruksmuseet og sa litt kort at han ville kontakte meg. I januar 1986 ringte han og tilbød meg et engasjement ved

museet for å produsere tekst og illustrasjoner til denne vandretstillingen. Oppdraget var midt i blinken, både interessemessig og økonomisk, og jeg begynte i februar 1986 med hybel i kjelleren på museet. Utstillingen omfattet tilslutt 20 store skjermer som kunne transporteres på en større personbiltilhenger med kapell. Det faglige utvalget av hvilke arter og fenomener som var aktuelle å belyse, ble diskutert med styringsgruppen hvor blant andre Haaken Mathiesen (Stor- Elvdal) og min gamle studiekamerat fra lavere grad Vidar Holthe var med. Minst like mye arbeid som å utarbeide teksten og mer smertefullt sett fra min side, men også meget lærerikt, var den tekstmessige nedkuttingen og presentasjonen og det å se sammenhengen mellom overskrift med ingress og selve teksten og illustrasjonstekstene sammen med en utstillingskonsulent. Meningene måtte frem på et bestemt lavt antall tegn! Overskriften *Bever bruker liten plass* som jeg mente jeg hadde god dekning for utfra studiekamerat Svein Ellefsens undersøkelser i blant annet Telemark, ble visst ikke så godt mottatt der nede fikk jeg høre senere via omveier. Og at ulv kunne være en viktig predator på bever syntes sentrale folk på museet ikke var relevant i 1987.

På museets bibliotek kom jeg over rapporter om skoghistoriske undersøkelser i barskogområder i Nord-Sverige. Dette åpnet øynene for tidligere tiders til dels intensive skogutnyttelse, også av områder nå vernet på grunn av unike naturskogkvaliteter. Ferieturer til skogreservater i Norge og Sverige ga innhold i begrepet urskog. Her var stubbene etter gammel grovskoghogst i Norge som Trunkberget som ifølge en rapport var den beste urskogen på Statens grunn i Sør-Norge og Gutulia tankevekkende. I Sverige fant jeg til slutt en skikkelig gammel urskog (Ensjöreservatet, Søndre Ånge i Medelpad), men viktigere var to rundt 100 år gamle brannfelt, det ene en *lövbrenna* (Gåsberget, Nordre Furudal i Dalarne og Helvetesbrennan i Jämtland). Dette ga et skogbildemessig utgangspunkt for hvordan i hvert fall deler av naturskogen kunne ha sett ut. De to brannfeltene brøt lite med hvordan et 100-årig omløp på middels mark ville se ut. Skogbruk ordner faktisk høyere og jevnere tretetthet ved markberedning som har tilsvarende virkning som brannfeltene!

EVENSTAD – FRA VILTFORVALTNING TIL FAST SKOGSKJØTSELSAMANUENSIS

Da engasjementet på Norsk Skogbruksmuseum rant ut i juni 1987 hadde jeg egentlig ingenting spesielt å gå til. Men min studiekamerat, Torstein Storaas, som da hadde blitt rektor på Evenstad, hadde spurt meg i mai 1987 om jeg kunne tenke meg å vikariere for ham, i hvert fall i noen øvelser. Jeg aksepterte øvelsesdelen, kom til Evenstad og har etter hvert blitt her siden. Min oppfatning av Evenstad den gang etter gjesteforelesninger for Geir Sonerud på begynnelsen av 1980- tallet og for Torstein på senvinteren 1987, var at stedet lå alt for langt borte fra alt, bortsett fra mine gamle kongeørnområder. Men jeg hadde lagt kongeørnundersøkelser på is etter en begrenset vellykket pilottest våren 1980 for å finne alderssammensetningen på hekkebestanden.

Evenstad-undervisningen startet med utmarksfag som viltstell, men etter noe tid ble jeg spurt av skogbrukslærerne blant annet tidligere fylkes-skogsjef i Hedmark Liv Marit Strupstad om jeg kunne overta undervisningen i skogskjøtsel da læreren skulle flytte. Jeg hadde ingen eksamener i faget, men hadde prøvd å lese hva jeg kunne komme over om skogskjøtsel, og klarte nok ikke å skjule interessen for dette i lunsjpausene og ved andre anledninger. I tilbakeblikkets klare lys kan jeg se at det er lettere å lese selektivt og velge halvveis bort forhold man tror man ikke får bruk for, sammenlignet med å ta det samme som et eksamenskurs hvor man tvinges til å få med seg hovedmomentene på de aller fleste områdene.

FAMILIESKOGEN – MIN BABY

Fra 1991 ble jeg etter søknad fast ansatt som amanuensis i skogskjøtsel på Evenstad. Utredningen *Temaer i flersidig skogbruk* hadde jeg utviklet igjennom undervisningen som et faglig alibi utover egenstudiene av skogskjøtselslitteratur og bestyrererfaringen i familieskogen. Ansettelseskomiteens formann, daværende professor i skogskjøtsel Oddvar Haveraaen, skrev også pent i vurderingen at kongeørn og hubro var viktige arter i skogøkosystemet.

Ved overføring av driftsretten i familieskogen i 1983 fra tre søsken i foreldregenerasjonen til min generasjon med til sammen seks fettere og kusiner, så jeg muligheten for å prøve å praktisere reell forvaltning av et stykke skognatur på 7 800 da totalt hvorav 5 800 da produktiv skog 400 – 600 moh i Risberget 30 km øst for Elverum der farmor vokste opp før hun møtte farfar på lærerskolen.

Sommeren 1983 lette jeg opp familieskogens 10 teiger utfra økonomisk kartverk og etter hvert relativt ferske flybilder fra 1981. Det jeg fant var noe gammelskog som var hva jeg opplevde som finest opplevelsesmessig: Eldre noe hullete granskog og furuskog. Men det var også 2/3 ungskog og yngre skog som jeg etter ungskogpleiekurs i 1985 ble klar over var upleidd. En eldre naboskogeier nevnte diskret at *det var vel ingen hemmelighet at Fremming-skogen var hardt hugget.*

SJOKKARTET MØTE MED VIRKELIGHETEN

Den første konkrete oppgaven var et lite sjokk: Sluttavvirking av 500 m³ som del av et fellessalg for best mulig tømmerpris høsten 1983. Jeg ante ikke om 500 m³ var for mye, men fikk en rund beroligelse på at det nok var OK, noe senere kunnskap har bekreftet. Jeg ba Glommen skogeierforening som hadde skogsdriften om å ta miljøhensyn, noe jeg regnet med de visste hva var. På de to 15 da avvirkningene ble det satt igjen henholdsvis 2 og 5 bjørker, ellers var alt over knehøyde kappet ned ved manuell felling mot hogstmaskin med kvisteaggregat. Og skogbruksleder Venstad (nå transportleder i Våler) nevnte at det frodigste feltet burde plantes og det andre markberedes, noe jeg sa var greit uten egentlig å kunne vurdere det. Men et gedigent frøår på gran høsten 1983 gjorde at det kom opp til dels rikelig med gran, også utover plantingene.

Relativt snart lærte jeg å få blikk for gammelskog hvor trærne var gamle, men nokså tynne, i skogbrukssammenheng kalt hardgran på furumark. Det sto 5-6 m³ per da med middeldimensjon godt under 15 cm, samme dimensjoner som yngre produksjonsskog etter under halvgått ordinær omløpstid. Denne lave utnyttelsen av markas produksjonsevne fant jeg på nær 10% av det produktive arealet. For eiendommens langsiktige skjøtsel

valgte jeg da å få satt dette lavutnyttende arealet i produksjon igjen ved sluttavvirking. Dette ved gjensetting av hva som fantes av furu som frøtrær og enkelte frøbjørker fulgt av markberedning for å skaffe spireleier for frø for jeg ville ha opp en barblandingsskog med bjørkeinnslag. Dette har lyktes mange steder, men jeg ser nå at et bjørkeoppslag kan hemme utviklingen av sidegreinene på ungfuruene selv etter to gangers nedkapping under 1 m høyde. Dette er ugunstig for elg som mange vintre har beitet hardt her, og ungfuruene kunne med fordel hatt frodigere nedre kvistkranser for lettere å kunne ta seg etter elgbeitingen.

Ved siden av sluttavvirking av eldre skog med dårlig markutnyttelse gjennomhogg jeg mesteparten av resterende gammelskog i to større vinterdrifter i 1987 og 1989, heldigvis år med gode massevirkepriser da en slik renskningshogst gir høy massevirkeandel. Med hogstmaskin og lassbærer og timebetaling utfra registrert tid ved skakur (spesielt ur for skogsarbeidstid) det ene året i seks uker med mange driftssteder, et veinett på 30 km brøytet og middeldimensjon på 11 trær per m³ ble det ikke noe enormt overskudd.

LANGSIKTIG NÆRING

Jeg tenkte da at skogen var ryddet opp og at det som ennå vokste bra, skulle få best mulige vekstbetingelser i de kommende 65 år (per 1985) til den unge skogen ville bli hogstmoden. Problemet jeg ikke tenkte helt løsningen på, var at eiendommen hadde 35 % eldre skog da jeg overtok driftsansvaret, og med 10 % tatt ut i skrapsskoghogst var vi nede på 25 % eldre skog som skulle vare i 65 år! Og sluttavvirking oppdaget jeg raskt ga betydelig større inntekter per m³ enn tynninger, noe jeg i liten grad hadde tenkt på ved den langsiktige strategien.

Men etter et sjokk i 1990 ved mottagelsen av skogbruksplan over at stående volum i eldre skog var halvparten av hva jeg hadde registrert ved egenprodusert takseringsmetode som ikke tok nok høyde for ujevnheten i bestandene, tvang tallene meg til en nær halvering av målet for årlig sluttavvirkingsvolum til drøyt 300 m³, tynninger kom i tillegg.

Utover på 1990- og 2000-tallet pleide jeg selv i gjennomsnitt 330 da ungskog per år, drøyt 30 dagsverk om året. Etter at etterslepet i eldre ungskog fra tidligere var tatt, ble strategien tidlig enkeltstilling (ca. 1 m) og en eller flere avstandsreguleringer senere, avhengig av tettheten for å kunne beholde valgmuligheten for kvalitetstrær lengst mulig. En del bestander hadde furudominans, og her ga denne flertrinns-strategien et jevnt, men relativt tett bestand igjennom beitehøyden for elg (0,5 – 2,5 m) i et forsøk på å forebygge alvorlige elgskader.

Risberget ligger litt høyere og i utkanten av de konsentrerte vinterbeiteområdene i Kynndalen - Flisdalen. På 1980-tallet var det begrenset med elgbeiteskader i Risberget, på 2 000-tallet har de blitt betydelige. Min hovedtanke ved sluttavvirkinger på siste del av 1980-tallet var å være snill med viltet ved å sette igjen forekommende kantsoner, de skjulklyngene av særlig mindre gran som måtte forekomme på flatene og frørestillingene. Nå gjør elgbeiteskadene at jeg ikke ønsker sette igjen mer enn *Levende skog-normene* krever, for om mulig å få elgen til å føle seg mer utsatt og dermed bevege seg mer i ungskogfeltene inntil de skjuler elgen. Hvor mye det virker, vet jeg ikke. Men min holdning til gjensetting ved sluttavvirking har snudd 180 grader!

Årene 1983-89 hadde hovedmålsetting vært å sette skogen i stand. Det vil si sluttavvirking og foryngelse av dårlig utnyttende eldre skog, gjennomhogst av annen eldre skog med noe tilvekst, førstegangs tynning av det lille som var av yngre tynningsskog, pleie av alle aktuelle arealer ungskog og foryngelse av uforyngete arealer. Perioden 1990 – 2001 var dominert av begrensede sluttavvirkinger utfra 1990-taksten med påfølgende markberedning og naturlig foryngelse samt betydelige arealer med ungskogpleie.

JORDSKIFTE

Taksten i 1990 hadde førte til at en håndfull av oss skogeierne i området med 60% av arealet snakket sammen og bestemte oss for å kreve jordskifte for å få bedre samling av eiendommene, konferer Fremmings 10 teiger. Av de resterende skogeiere vurderte vi flere til å kunne være positive,

mens noen få trolig var skeptiske. For indirekte å varsle at noe kunne være på gang før det formelle kravet ble innsendt, organiserte vi først ett orienteringsmøte om jordskifte generelt, så ett til noen måneder senere. Relativt få skogeiere møtte opp, og som vi hadde antatt, var holdningene positive eller nøytrale, ingen var akutt imot. Men de enkelte tok først inn over seg hva jordskifte innebar på noe forskjellige tidspunkter, også i prosessen videre.

Jordskifte er som et stort, tungt hjul som ruller langsomt, men ubønnhørlig rundt. Først må formelle forhold ved eiendommene klares opp, i vårt tilfelle et ønske om oppløsning av sameier. I 1993 stoppet jordskiftet midlertidig opp da Risberget ble en del av alternativ Gravberget ved utvelgelsen av forvarets Regionfelt Østlandet. Da Gråfjellet i Åmot ble valgt i 1998 startet jordskifteprosessen opp igjen. I november ble jordskiftet i Risberget, som det nest største jordskiftet i Hedmark inntil da, erklært gyldig, uten at det ble anket til jordskifteoverretten, noe som har vært uvanlig. Av Risbergets 80 000 da som totalt inngikk, ble halvparten taksert og brukt i skiftet, og med skifte av hele teiger på vanligvis rundt 700 da, utfra noe begrenset skogproduksjon i området. Utfra ønsker om hvilke teiger som de enkelte eierne gjerne ville beholde også etter jordskiftet endte Fremming skog opp med nær samme areal som før, men bare i to større teiger, med til sammen 2800 da nye produktive skogarealer.

Parallelt med ny arealfordeling kom *løsøreoppgjøret* utfra avgitte eller mottatte verdier, her vesentlig utfra verdien på standskogen. Fremming mottok netto en del kubikkmasse særlig av eldre skog, en nettodifferanse som måtte betales inn over tre år. Jeg hadde trodd at vi ville få godtgjort for betydelige arealer med utført ungskogpleie, men der fikk jeg beskjed på siste rettsmøte at utført ungskogpleie klarte de ikke å verdivurdere!

STELL AV NY SKOG

På de nye arealene etter jordskiftet var det en god del ugjort: Manglende etablerte arealer ble markberedt hvorav mye på vinteren, jeg ungskogpleide ungskogen, og tynningsskogen forhåndsryddet jeg før tynning med til sammen 102 dager i 2002. En del eldre skog ble sluttavvirket og forynget

ved såing eller naturlig foryngelse eller *Hagnerhogget* (en form for plukk-hogst) for å skaffe penger til pengeoppjøret etter jordskiftet. Etter tre år var hoveddelen av oppryddingen ferdig i 2004. Da fikk Risberget også ny områdetakst etter flybildetolking og data fra Jordskiftet. Nytt her var MiS-figurer (Miljøhensyn i Skogbruket). Fremming fikk 1.0 % som MiS-figurer, det maksimale arealet en eiendom da kunne belastes med. Det var to små flekker *Rik bakkevegetasjon* eller *høystaudevegetasjon* og to mindre restaureringsbiotoper, resten var gamle trær, liggende død ved (vindfallfelter fra de siste 5 år).

Perioden 2005 til 2010 var preget av begrenset ungskogpleie da jeg var bra ajour, jeg måtte lete etter arealer som hadde behov for pleie. Avvirkingsmessig ble de siste arealene med lavutnyttende arealer på de nye teigene sluttavvirket. Dessuten ble enkelte mindre, meget gamle, men bedre granbestander avvirket for å utnytte det store granfrøfallet våren 2007. I markberedningsfleckene fra november 2006 står nå smågrana tett som en piassavakost. Billig foryngelse, men enkeltstilling kommer om noen år.

NATUROPPLEVELSE OG BIOLOGISK MANGFOLD I STELT SKOG

Hva med naturopplevelsen av skognaturen, er den blitt borte med skogbruksaktivitet som den fæle markberedningen og uryddigheten på bakken etter ungskogpleie og sluttavvirkning, for ikke å snakke om de mer eller mindre snaue flatene etter sluttavvirkninger? Hva med biologisk mangfold, rovfugl, andre fuglearter og planter?

På eiendommen fant jeg i 1984 et hønsehaukreir som aldri ble bebodd og som raste ned etter under 10 år og et musvåkreir som har vært bebodd enkelte år. På *gamle* Fremming var det 1 ½ tiurleik, på nye Fremming er det nylig etablert en ny tiurleik i et gjennomhogd skogbestand. Det har vært mistanke om ytterligere leiker, men de er ikke alltid lette å lete opp. Området er gran- og furudominert som så mye av skogområdene i denne delen av Norge. Den løvskogtilknyttete stjertmeisen så jeg de første 10 årene sporadisk i bjørkedominert elvekantskog langs Ulvåa (Øvre Flisa elv), noe jeg også gjorde før svært sterk utglisning av elvekantskogen

på campus Evenstad. De siste 10 år har jeg sett stjertmeisfamiligrupper streife også vekk fra elvekantskogen, også i *mine* ungskoger med markert løvinnslag. Det som virket håpløst på 1980-tallet er en realitet i dag! Og på 2000-tallet har spurvehauk hekket nesten årlig i eldre tidlig hogstklasse III (12 - 15 m) i Fremming skog.

Karplantearter er det ofte begrenset med i barskog, de blir trent bort av kraftige mosetepper, lyngarter og gras. Men noen lyspunkter har jeg oppdaget etter hvert, blant annet noen forekomster av den sensommerblomstrende barskogsorkideen knerot. Jeg oppdaget etter hvert nyansene og karplante-artene i myrfloraen. Det var givende å få oversikt over det begrensede antall starrarter som vokser på de oftest nokså fattige myrene i Risberget ved hjelp av *Gyldendal store nordiske flora*. Da lærte jeg også å skille ut den rike myrullarten *breiull* som er lett å plukke ut på avstand i juli - august utfra sine hvite hoder, forvekslingsarten duskull har da oftest sluppet *ulla*. Og det tilsynelatende fattige Risberget har en del partier med rikmyr hvor også orkideen engmarihånd forekommer årlig i varierende antall.

Sjeldne karplanter kan kreve både riktig søkebilde og kunnskap om riktig detaljmiljø.

Etter oppletting av den sjeldne småullen (Rødlisten: Sårbar) på en nærmere angitt myr i Flisdalen, fikk jeg klaff i Risberget etter flere års resultatløs leting. Småull ligner til forveksling små individer av den meget vanlige flerhodete duskull. Den første lokaliteten jeg fant (i familieskogen!) er tankevekkende: Et gjørmehull i bløtmyr etter at en beltegraver nesten hadde kjørt seg ned noen år tidligere, en potensiell myrgrøfter hadde forbedret myrmiljøet! Etter noen år fant jeg to lokaliteter til, den ene på sedimenter etter utvasking fra en grøfterensket skogsgrøft. Den spinkle, bare 7 cm store myrorkideen myggblomst har jeg hittil funnet på tre lokaliteter i familieskogen etter at jeg ble kjent med den på oppgitte lokaliteter annensteds, som på Rødsmoen øvingsområde. Oppdagelsesgleden øker når du finner noe du lenge har lett etter.

Av større dyr har alle de fire store rovdyrene etter hvert satt sine spor og sportegn i økende grad fra 1980-tallet og fremover. For meg liver

det opp skognaturen å finne bjørnerevete stubber sommerstid og nokså regelmessig spor etter ulv fra 2004 og jerv fra 2008, gaupespor er sjeldnere. Med til dels tunge elgbeiteskader i senere år håper jeg ulvetrafikken kan tvinge elgene til å bevege seg mer og dermed fordele furubeitingen mer enn hvis de ikke hadde vært der. Men jeg må innrømme at jeg er litt skuffet over at jeg ikke har merket noe mer til Kynnaulvene som har Risberget innen revirgrensene. I det minste litt uling kunne de vel spandert på en som er positiv til dem. Andre i området med motsatt oppfatning skal etter sigende både ha sett og hørt dem.



Odd Reidar Fremming i skogen ved Evenstad. Foto: R. Solheim

Skogbruket kan sette markerte og opplevelsesmessig lite pene spor etter seg som snauhogster, markberedning, grøfting og nedfelte trær etter ungskogpleie og hogstavfall etter tynninger. En normal reaksjon for en friluftslivsutøver i skogområdene, er at naturen blir herjet med. Det var i hvert fall mine reaksjoner før og er også nå mine umiddelbare subjektive reaksjoner etter de forskjellige inngrepene. Men etter nær 30 års fartstid som skogforvalter av familieskogen har jeg delvis justert egne reaksjoner utfra hva *tid*, i form av til dels atskillige år, gjør med de forskjellige inngrepene.

Når gammelskogen tas ned i sluttavvirking ved snauhogst (granmark) eller frørestilling (furu- eller barblandingsmark), endres et lukket skogbilde under et mer eller mindre tett kronetak til et åpent miljø hvor det i beste fall virker som en fjern drøm at det kan bli et skoginteriør igjen. Mitt første møte med dette da jeg overtok som bestyrer høsten 1983 illustrer mange av momentene, det var en grasdekket absolutt snau smyleflate på 70 da som hadde blitt sluttavvirket i 1981.

HISTORIEN TIL EN SNAUHUGGET SMYLEFLATE

Etter forespørsel til Glommen skogeierforening om hva man burde gjøre ble det anbefalt markberedning og planting av gran. Fotoet av den store stripemarkberederen (*Donar*) i aksjon husker jeg ennå. For markberedning ser ut som overflatepløying i flekker eller striper. Og slikt passer seg ikke i natur, det gjør vi bare på åkre. Men åkrene var også natur en gang for århundrer eller årtusener siden. I skogen er de blottlagte markberedningsstripenes etter mer enn 2-3 år så gjengrodd av mose og gras at bare veltete steiner indikerte hvor de hadde vært. Skogen tar litt mer tid før den viser seg, Trær vokser meget langsomt de første 5-7 årene, så akselererer høydeveksten til et maksimum ved 5-6 m, for så gradvis å synke videre oppover. Ti år etter markberedning var det tid for å fristille granplantene fra tett bjørkeoppslag på en drøy meter ved brønnrydding på fuktige partier av 70 da-bestandet, og etter 1-2 ytterligere ungskogpleier er det nå et 9-12 m høyt, oppkvistende jevnt fordelt yngre skogbestand med en blanding av gran, bjørk og furu, et trivelig skogbilde som lover bra opplevelsesmessig for de kommende 60 – 70 år til neste sluttavvirking. Elg koste seg der med sommerrasping av bjørkeløv her på 1990- tallet da bjørka var 1-1,5 m, og sommeren 2002 var omtrent hvert eneste gamle granstubbe fra sluttavvirkingen spjæret av bjørn på jakt etter stokka-maur. Under ungskogpleie ved 4-5 m i 2004 kunne jeg ha fanget en stor mårunge med hendene her etter at jeg oppdaget dem ved at to av ungene tippet høylydt etter mat.

SKJØTSEL AV SKOG

Upleid ungskog kan være tett og grensende mot ufremkommelig (*kjepphelvetet* ifølge Trond Berg, NRK). Og etter drastisk ungskogpleie blir så mye felt og blir liggende å hindre framkommeligheten at ungskogen i en del år er lite jaktbar (Trond Øfstaas, SNO). Ved flertrinns ungskogpleie vil et betydelig antall stammer tas ned ved den tidlige enkeltstillingen mens de er meget tynne og dermed råtner fortere og langt færre ved den senere avstandsreguleringen, enn ved bare ett kraftigere, senere inngrep. Bare én ungskogpleie vil ofte kreve forhåndsrydding før tynning på grunn av stubbeskudd, noe man i hovedsak eliminerer ved flertrinns ungskogpleie

ved å kappe dem ned ved siste inngrep, per dato med skogfondfordel.

Ved tynninger blir bestandet halvåpent, og stikkveiene etter hogstmaskiner synes tydelig noen år siden hogstavfallet gjerne legges som en kjørematte foran hogstmaskinen. Stikkveien merkes mindre etter bare få år når barnålene har visnet og falt av, og finkvistene har råtnet bort. Greinene og toppene i stikkveien tar en del flere år for å råtne bort, men da har kronene på trærne vokst ut og lukket kroneskiktet igjen.

Skogbrukets enkle, praktiske oppskrift på sluttavvirking er hogg snaut, plant gran. Det kan gi granåkre på geledd, noe som i begrenset grad oppleves som positiv natur miljømessig. Da jeg startet, skulle jeg i hvert fall ikke lage slike om jeg kunne unngå det. Oppskriften min var naturlig foryngelse med frøtrær for å utnytte stedegent frø. Tidligere glisne og hullete naturlige foryngelser tilsa nødvendigheten av markberedning på grunn av tykke mose- og humusmatter. Effekten av blottlagt mineraljord på tilslaget til naturlig foryngelse sees enkelt i kanten av grøftene på skogsbilveiene kontra i urørt skogmark inntil. Med drøyt 25 års tilbakeblikk ser jeg at resultatet av markberedning og naturlig foryngelse kan være blandet: Ved markberedning innen et år før frøfall med gode frøår på både furu eller gran, kan resultatet bli overdådig tett. Når frøfall av betydning lar vente på seg noen år, som er regelen her på 400- 500 moh., vokser markberedningflekkene igjen og gir dårlig spireleie og resultatet kan bli svakt. Og på noen felter hvor et greit tilslag kommer i gang, har det hele stoppet opp uten at jeg har god forklaring.

Ved sluttavvirking av en del grandominerte magrere bestander forekom bare få furuer som kunne bli frøtrær. Her har jeg manuelt sådd furu og granfrø etter markberedning. Flere forsøk med positive foryngelser etter vintermarkberedning med beltegraver på opptil 2/3 m snø gir mulighet for ferskest mulig spireleie ved såing i juni. Markberedning på barmark er minst like bra, men beltegraverentreprenører har god tid om vinteren, men kan være meget opptatte i barmarkstiden. Tilslaget på såingen har variert fra utmerket til dårlig. Ved frøetablering fra naturlig frøfall eller såing er man helt i hendene på klimaforholdene den første sommeren og vinteren.

Nå vurderer jeg planting av gran som det beste på "vanlig" granmark

og naturlig foryngelse med frøtrær av furu eller gran mot frøår. Og såing der hvor frøtrær eller frø mangler på barblandingsmark. Ved bare gjen-setting av furu som frøtrær etter avvirking av ”gran på furumark”, har jeg oppdaget at det burde vært mer graninnslag i fremtidsbestandet, det er bare på den tørreste lavmarka at et rent furubestand produserer best. På bærlyngmark bør det være et visst graninnslag av både produksjons- og miljøhensyn.

Mens fersk sluttavvirking er økonomisk nødvendig, men naturopplevelsesmessig en nedtur, finner jeg glede i å oppsøke noen av de mange andre (450!) bestandene i familieskogen hvor ung- og yngre skog vokser så det knaker, særlig der jeg ser effektene av utglisninger som ungskogpleie og tynninger. *Skoggartneren* har lyktes i lukingen i skogens *gulrotbed*. Resultatet av andre tidligere inngrep kan gi klar opptur både opplevelses- og produksjonsmessig.

Gammelskogen som jeg startet med å være mest glad i, viser seg å vokse bare deler av hva yngre, bestandsanlagt skog klarer. Etter et prosjekt sammen med Petter Økseter på *Tilvekst av ikke bestandsanlagt furu i N-Østerdal* i 2004 fant vi at gammelskogen ble bonitert til minst 3 m lavere bonitet enn tilgrensende bestandsanlagt ungskog. Årsaken synes å ligge i at den gamle skogen har startet undertrykt eller senere har stoppet i tilvekst. Ved sen fristilling gir høy alder langt lavere høydevekst enn like høy, men yngre bestandsanlagt skog. Nøkkelen til den umulige kombinasjonen av å få til tykkeste mulige trær med raskest vekst og finest mulig kvist synes å ligge i den gamle tyske oppskriften for tynninger: *Früh, oft und messig* (tidlig, ofte og forsiktig). Etter egne pilotundersøkelser ligger god tykkelsesvekst innenfor grønn krone samt noen meter nedfor. Lenger under grønnkronen, som i brysthøyde på skog over 10-15 m, er årringbredden bare omkring 1 mm. Økningen i årringbredde på i hvert fall frøtrær, men også ved mange tynninger, virker midlertidig og begrenset til nedre del av stammen, oftest godt innenfor rotstokken. Den første tynningen bør derfor utføres så tidlig som mulig for å beholde mest mulig på grønnkronen etter at rotstokken (nederste 4-5 m) er dannet ved trengsel for å få fin kvist der.

GRUNNEIERLAGSARBEID

Fra 2002 til nå har jeg fått erfaring som formann i grunneierlaget i Risberget. Området omfatter omkring 30 skogeiendommer fra små til store, og de aller fleste eierne er funksjonelt utenbygdsboende oftest med heltidsjobber innen diverse yrker, til dels med betydelig ansvar. Årsmøtene er derfor ikke noe formannsdiktatur, jeg opplever formannens rolle mer som forslagsstiller sammen med styret og den som etter diskusjonene på årsmøtet foreslår hva som kan være mulig å få gjennomført.

Forvaltning av en skogeiendom dreier seg om strategier for størst mulig verdiproduksjon på lengre sikt, kombinert med det som måtte finnes av kortsiktige gunstige økonomiske forhold som midlertidig gode tømmerpriser eller spredte gode frøår for naturlig foryngelse. Langsiktig vil best mulig utnyttelse av skogsmarkas evne til volumproduksjon være viktig ved jevne, tette nok foryngelser med rette treslag på rette marketyper. I tillegg kommer aktiv skjøtsel av voksende skog for å produserte mest mulig verdifullt tømmer. Profesjonelle, store svenske bolag regner 80 % utnyttelse av markas produksjonsevne som bra, og 85 % som mulig ved intensiv skjøtsel. Tiltak for å oppnå dette krever hva skogøkonomene kaller investeringer i primærproduksjon (mest etablering, ungskogpleie, tynninger). Etter mitt hode er dette heller vedlikeholdsutgifter for å opprettholde markas evne til potensiell verdiproduksjon. Investeringer er noe som øker denne evnen, for eksempel en ny veistump som reduserer driftutgiftene. Inntekter av både vedlikeholdsutgifter og investeringer kommer oftest først etter en del år. I mellomtiden vil stående skog bli mer verdifull, noe som vil kunne slå positivt ut ved verdivurderinger.

SLUTTORD

Mitt liv har vært natur. Jeg har lært om natur ved å være ute, reise, lese, studere på universitetet og ikke minst av å drive skogbruk i kontakt med kloke, sindige skogens folk. Mine erfaringer har jeg anvendt ved undervisning på Evenstad fra 1987 til nå. Evenstad er nå en høyskoleavdeling

med mer handlingsrettet vinkling på undervisning og FoU enn på universitetene som faglig skal være mer disiplinorienterte. På Evenstad har jeg benyttet anledningen til å snekre undervisningskurs med handlingsrettet vinkling. Kurs har blitt satt sammen av relevante deler uten i for stor grad å være bundet av en for snever fagdisiplin. Ut fra egne oppfatninger og tilbakemeldinger fra tidligere studenter tror jeg dette har vært en riktig kurs for Evenstad. Jeg tror at Evenstad må holde på den praktiske tilnærmingen og kontakten til næringen i en fremtid med master- og doktorgradsutdanninger. Evenstads fremtid er et nysgjerrig høyt faglig nivå i tett samarbeid med og respekt for skognæringen.

FORFATTAROMTALER

Ane Eriksen Hamilton er fyrsteamanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Ho har doktorgrad frå universitetet i Oslo.

Barbara Zimmermann har doktorgrad i anvendt økologi frå - og er fyrsteamanuensis ved - Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Benedicte Østerhus var masterstudent i anvendt økologi frå Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. No arbeider ho som miljøkonsulent i forsvaret.

Camilla Wikenros er forskar ved Grimsö Forskningsstation, Sveriges Lantbruksuniversitet. Ho har doktorgrad frå Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Christina Skarpe er professor i anvendt økolog ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Ho har doktorgrad frå Uppsala Universitet.

Cyril Milleret er doktorgradsstudent i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han har mastergrad frå University of Lyon 1, Frankrike.

Erling Maartmann er avdelingsingeniør ved og utmarksteknikar frå Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Frode Gjerløv Holen er feltteknikar og har ein bachelor i utmarksforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Hans Christian Pedersen er seniorforskar ved NINA. Han har doktorgrad frå Universitetet i Oslo.

Harry Peter Andreassen er dekan og professor i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han har doktorgrad frå Universitetet i Oslo.

Håkan Sand er docent og forskar ved Grimsö Forskningsstation, Sveriges Lantbruksuniversitet. Han har doktorgrad frå Sveriges Lantbruksuniversitet.

Jon Martin Arnemo er professor i biomedisin ved Høgskolen i Hedmark og seniorforskar ved NINA. Han har doktorgrad i veterinærmedisin frå Veterinærinstituttet.

Kaja Johnsen er master i anvendt økologi og doktorgradsstudent i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Karen Marie Mathisen er fyrsteamanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Ho har doktorgrad frå Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Kjartan Østbye er professor i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han har doktorgrad frå Universitetet i Oslo.

Kjell Langdal er høgskolelektor i fiskeforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han er naturforvaltningskandidat frå NLH.

Knut Nicolaysen er utmarksforvaltar og skogbrukar. Han har bachelor ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark og er æresdoktor ved same institusjon.

Kristin Gangås har doktorgrad frå - og er fyrsteamanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Maria Hörnell-Willebrand er fyrsteamanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Ho har doktorgrad frå Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Marius Flemmen Knudsen er master i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Mikkel Andreas Jørnsøn Kvasnes har mastergrad og er doktorgradsstudent i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Odd Reidar Fremming var amanuensis i skogskjøtsel ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Cand. real. ved Universitetet i Oslo.

Olav Berge er leiar for Evenstad settefiskanlegg. Cand. mag. i utmarksforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Ole Andersen Bakmann er leiar for Evenstad næringsutvikling. Cand. mag. i utmarksforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Olof Liberg var forskningsledare og ved Grimsø Forskningsstation, Sveriges Lantbruksuniversitet. Han har doktorgrad frå Lunds universitet.

Per Ahlqvist er forskningsingeniør ved Grimsø Forskningsstation, Sveriges Lantbruksuniversitet. Han har viltmästarutbildning, Öster-Malma, Sverige.

Petter Glorvigen var doktorgradsstudent ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han tok doktorgrada ved Universitetet i Tromsø.

Petter Wabakken er fyrstemanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag ved Høgskolen i Hedmark. Han er cand. real. frå Universitetet i Oslo.

Sari Jemiina Wedul er privatpraktiserande veterinær. Utdanna veterinær frå Veterinärhøgskolan Helsinki. Ho har master i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark.

Sigbjørn Stokke er forskar ved NINA. Han har doktorgrad frå NTNU.

Simen Pedersen er fyrstemanuensis i anvendt økologi ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han var doktorgradsstudent ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark og har doktorgrad frå NTNU.

Stine Grønvold er tidlegare prodekan ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Ho har master i Konflikt, sikkerhet og flerkulturell forståelse ved Universitetet i Tromsø. No er ho rektor ved Elverum ungdomsskole.

Thomas Holm Strømseth er bachelor i utmarksforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark og er avdelingsingeniør same stad.

Torstein Storaas er høgskoledosent i viltforvaltning ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han har doktorgrad frå Universitetet i Bergen.

Øystein Vaagan er amanuensis ved Avdeling for anvendt økologi og landbruksfag, Høgskolen i Hedmark. Han er cand. polit. frå Universitetet i Bergen.

