NINA Temahefte 32

Landskapsøkologi:

arealbruk og landskapsanalyse

NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005

NINA
Norsk institutt for naturforskning

LAGSPILL

ENTUSIASME

INTEGRITET

KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

Landskapsøkologi:

arealbruk og landskapsanalyse

NINAs strategiske institutt-programmer 2001-2005

Norsk institutt for naturforskning

Heggberget, T.M . & Jonsson, B. (eds.). 2005. Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. - NINA Temahefte 32. 100pp.

Trondheim, juli 2005

ISSN: 0804-421X
ISBN: 82-426-1614-0

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

DESIGN OG LAYOUT
Kari Sivertsen, NINA

SIDEOMBREKKING
Rune Rypdal (Rypdal Grafiske)

FORSIDEBILDE
Image Library

OMSLAGSFOTO
P. Jordhøy, B. Dervo, K. Kringstad, T. Anker-Nilssen, NINA

OPPLAG
600

NØKKELORD
arealkonflikter - biologisk mangfold - bylandskap - GIS - kulturlandskap - kystlynghei - landskapsmodellering - skala

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

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

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

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

http://www.nina.no

NINAs strategiske institutt-programmer 2001-2005

I perioden 2001-2005 har NINA gjennomført fire strategiske instituttprogrammer (SIPer). Programmene, som har bestått av langsiktig og målrettet forskning, framkom gjennom dialog mellom NINA, Basisbevilgningsutvalget under Norges forskningsråd og Direktoratet for naturforvaltning (DN). For NINA er de strategiske programmene grunnleggende for opprettholdelse og videreutvikling av fagkompetansen rettet mot miljøforvaltningen. Gjennom programmene styrkes fagkompetansen innen områder der NINA tradisjonelt har vært sterke, og hjelper oss til å utvide kompetansen til nye områder der forvaltningen trenger naturforskning. Dette gjøres gjennom kompetanseoppbygging av instituttets egne forskere og teknisk ansatte, og ved rekruttering av nye medarbeidere der dette er ønskelig eller nødvendig. I programmene har man lagt vekt på å publisere resultatene i internasjonale fora etter hvert som de har framkommet, så vel som å gjøre dem kjente i relevante, nasjonale sammenhenger. På denne måten er programmene vesentlige for å sikre NINAs stilling i markedet spesielt, styrke vår nasjonale kompetanse innen miljøforskning generelt, samt at de er viktige elementer i NINAs nasjonale og internasjonale forskningssamarbeid.

De fire programmene har omhandlet Kystøkologi, Areal og landskapsanalyse, Effekter av menneskelig bruk på økosystemene og Konsekvensundersøkelser. De tre første er rene NINA-programmer, mens det fjerde er et fellesprogram i Miljøalliansen der NINA har vært ett av fem deltakende institutter.

Gjennom rekken av sluttrapporter gir vi en samlet framstilling av hovedresultatene så langt. Forskning er imidlertid en langsiktig, intellektuell prosess. Selv om feltarbeid og analyser nå i hovedsak er avsluttet, venter vi at nye publikasjoner fortsatt vil komme, basert på de studiene som her har vært utført. Sluttrapportene markerer imidlertid den offisielle avrundingen av programmene.

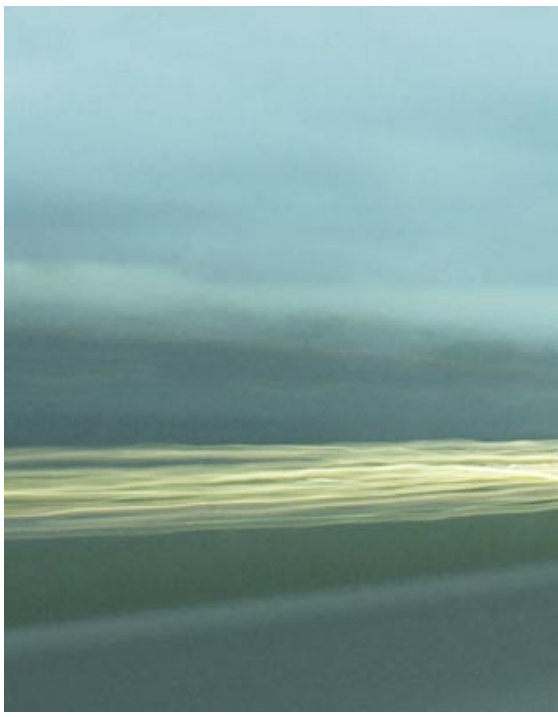
Den økonomiske støtten til prosjektene under programmene har vært flersidig. Mange av delprosjektene har fått ekstern økonomisk støtte, for eksempel fra Forskningsrådet, EU og/eller forvaltningen i tillegg til den støtten som programmene selv har gitt. Dette har økt omfanget av prosjektene, og gitt dem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

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

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

Einar M Hjorthol
Adm direktør

Sammendrag



Heggberget, T.M . & Jonsson, B. (eds.). 2005. Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. - NINA Temahefte 32. 100pp.

Instituttprogrammet "Arealbruk og landskapsanalyse" som startet i 2001 og ble avsluttet i 2005, har studert landskapets innhold og struktur som grunnlag for arter og økosystemprosesser. Vi har fokusert på helhetlige, naturvitenskapelige effekter av ulike habitatendringer, modellering og skalaens betydning for resultatene.

De fire første kapitlene karakteriserer ulike typer av kulturlandskap og prosesser i dem. Kapitlene 5-8 omhandler arealbruk og konflikter menneske - natur. Kapitlene 9-12 omhandler virkninger av habitat endringer, fragmentering, barrierer og spredningskorridorer, herunder modellering (Kapittel 12). Kapittel 13 redegjør for betydningen av skala i landskapsøkologiske studier, mens kapittel 14 oppsummerer kunnskap, erfaringer og strategisk verdi av instituttprogrammet.

Kapittel 1: Arter og vegetasjonstyper i hjortegården på Songli forsøksgård i Orkdal, Sør-Trøndelag, ble kartlagt som grunnlag for en skjøtselsplan og framtidig forskning. Begynnende gjengroing viser behovet for en skjøtselsplan for innhegningene, både som gammel, verdifull og mangfoldig kulturmark og som forsøksinnhegninger som er velegnet for beiteforsøk.

Kapittel 2: I Lindås, Hordaland, ble vegetasjon og dyreliv i beitet og skjøttet kystlynghei på Lygra sammenliknet med naboøya Lurøyni, som ikke har vært skjøttet tilsvarende de siste hundre årene. Sammenlikningen viser at artsinventaret av planter, biller og fugler var forskjellig, og at antall plantearter og billearter var høyere i det skjøttede enn i det uskjøttede landskapet på grunn av større variasjon i naturtyper.

Kapittel 3: En studie av endringer i tunet på gården Kaus, Ringebu i Oppland, fra 1945 til 2005, reiser spørsmålet om hva som påvirker vår rangering og verdsetting av ulike kulturlandskap fra ulike tidsperioder, og belyser ytre påvirkningsfaktorer som har ført til endringer i bygningsmasse, arealtyper og biologisk mangfold knyttet til tunet og innmarka.

Kapittel 4: Variasjon i mangfoldet av plante- og dyrearter i Trondheim, Sør-Trøndelag, ble undersøkt fra bysentrum til Estenstadmarka. Landskapet er rikt på både plante- og dyrearter. Jo flere naturtyper som er representert i bymiljøet, jo flere arter kan ha tilhold der. Det er viktig å ta vare på rester av naturlige vokse- og levesteder for å opprettholde variasjonen.

Kapittel 5: Konflikter mellom vårrastende kortnebbgjess og landbruk i Vesterålen, Nordland, har bakgrunn i endringer i det europeiske landbruket, med bedre vinterbeite for gjessene. Gjess raster og beiter på jordbruksarealer i Vesterålen, men mange blir jaget for å redusere beiteskadene. Gjessene ankommer hekkeområdene på Svalbard i dårlig kondisjon, og hekkesuksessen har blitt dårligere. Det arbeides med forvaltningsmessige løsninger på konflikten.

Kapittel 6: Kystnæringer er et satsingsområde i Norge, men aktiviteten er ikke uproblematiske i forhold til kystfaunaen. Oteren unnviker veger og bygninger, men tiltrekkes av fiskeoppdrett. Mink introdusert ved rømming fra minkfarmer, har negativ virkning på hekkeutbredelsen av teist, mens vindmøller hittil har hatt negativ virkning på havørn.

Kapittel 7: Motivasjon for, og egen oppfatning av, menneskets bruk av utmark er viktig ved håndtering av menneske-natur-problematikk. Terrengsyklisters aktivitet viste seg å være mer preget av tradisjonelle motiver, som fysisk trening, avstressing, naturopplevelse og ro enn av fart, spenning, mestring, utstyr og omdømme som forbindes med moderne friluftsliv. Syklistene mente i liten grad at deres aktivitet forstyrret dyreliv, eksemplifisert ved villrein.

Kapittel 8: Undersøkelser i Troms og Finnmark viser at motorisert barmarkskjøring i utmark øker sterkt og setter langvarige spor i form av slitasje på vegetasjon, forstyrrelser av dyreliv og tap av leveområder. Ved stor slitasje var det en klar nedgang i antall plantearter, spesielt på myr. Forsterking av markoverflata og rehabilitering av skadet vegetasjon

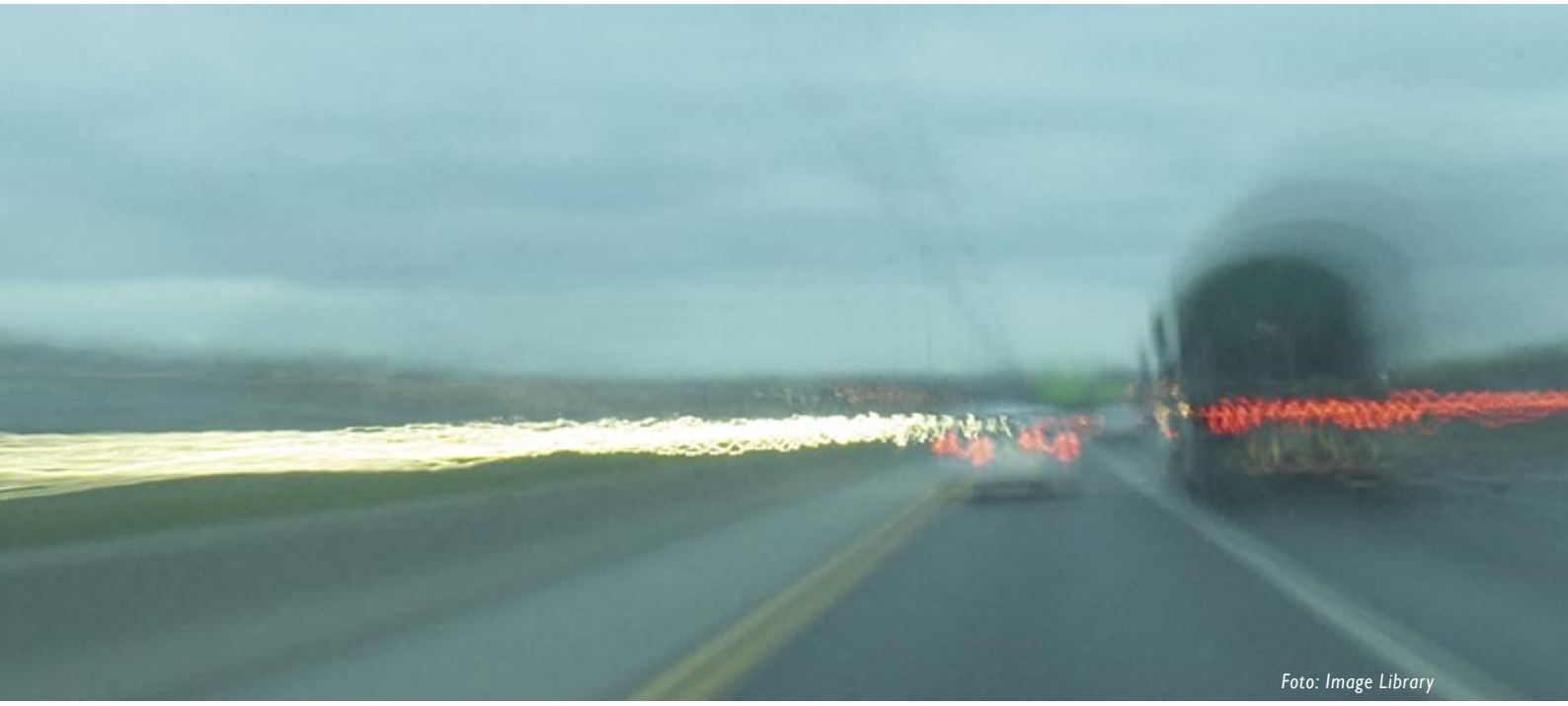


Foto: Image Library

har positiv effekt. Utbredelse og omfang av kjøreskader kan kartlegges fra satellittbilder. Kjøring i våtmarker har negative effekter på hekking av sårbare og sjeldne vadefugler.

Kapittel 9: Småbekker er ekstreme gyte- og oppvekstområder for ørret. Slike bestander fragmenteres på grunn av vandringshindre og utryddes ofte lokalt på grunn av tørke og episodisk forurensing. Bestandene overlever hvis en del av bestanden finnes i havet (sjøørret), slik at bekken kan koloniseres på nytt, men ovenfor vandringsbarrierer er bestanden ofte utryddet. Gjennomsnittstørrelsen på sjøørreten varierer langs bekken fordi de minste ikke går særlig langt opp i bekkene for å gyte.

Kapittel 10: Elvesletter med dammer og evjer er en sjelden naturtype med stort biologisk mangfold i Norge. De er også utsatt for mange typer inngrep. Ved Gudbrandsdalslågen i Ringebu, Oppland, har stabilisering av elveleiet og andre inngrep ført til markerte endringer i leveområder og plante- og dyresamfunn. Forandring i flompåvirkningen har vært en avgjørende faktor.

Kapittel 11: Samferdselsnettet fragmenterer landskapet og påvirker naturen på mange måter. Vegtrafikk dreper dyr i stort antall. Vegenes plassering og utforming i forhold til dyras atferd og foretrukne leveområder, er viktige. Mange av de undersøkte artene hadde en unnvikende atferd i forhold til veger, og påkjørselsrisikoen var størst der det var viktige leveområder på begge sider av vegen. Kråkefuglene var tiltrukket av veger og rasteplasser.

Kapittel 12: Landskapsøkologisk modellering er nyttig når man skal forutsi effekter av endringer i landskapet. En modell for sommerfuglers bevegelser beregnet ut fra minste motstands veg, ga klart bedre forutsigelse av sommerfuglenes virkelige forflytninger, enn en modell beregnet ut fra kortest avstand mellom habitater. Tilsvarende modeller kan benyttes for eksempel for å vurdere tilgjengeligheten av et friluftsområde.

Kapittel 13: For en realistisk forståelse av hvordan store, digitale datamengder fra kartverk og satellittbilder kan utnyttes i landskapsanalyse, landskapsøkologi og arealplanlegging, er det viktig å vite hva ulik skala betyr for resultatene. Eksempelvis kan naturtyper og terrengformer som fortoner seg som ensartete på en grov skala, ha en stor grad av variasjon og mosaikk i en detaljert skala. Innsamlingsmetodikk for biologiske data og geografisk skala må samordnes i landskapsøkologiske studier.

Kapittel 14: Programmet bidrar med ny viten om sammenhenger mellom arealbruk og biologiske responser, til nytte for naturforvaltning og arealplanlegging. Det har spisset kunnskapene hos NINAs eksperter på behandling og økologisk anvendelse av kart- og bildedata, og har gitt økologene større innsikt og erfaring i muligheter og anvendelser av slike data. Disse resultatene er oppnådd gjennom teamarbeid, naturfaglig tverrfaglighet og samarbeid mellom IT-eksperter, geografer, botanikere og zoologer.

Thrine M. Heggberget, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim.

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

Forord

Foto: Børre Dervo

Arealbruk og forandringer av landskapets innhold er essensielle for naturens sammensetning og mangfold. Selv om Norge er et grisgrendt land, har andelen "villmark" skrumpet dramatisk i løpet av de siste ti årene, og det er et stadig økende press på arealer. Denne erkjennelsen var viktig bakgrunn da NINA valgte "Arealbruk og landskapsanalyse" som temaet for et strategisk instituttprogram. Innsikt i prosessene som er knyttet til naturgitte og menneskeskapte endringer av landskapet, er avgjørende for å forstå sammenhenger mellom naturforvaltningens utfordringer og den generelle arealforvaltningen. Slike spørsmålstillinger gir viktige og faglig krevende, forskningsmessige utfordringer, som ikke kan løses gjennom behandling av arealplaner eller lovpålagte konsekvensutredninger i tilknytning til tiltak eller inngrep. Arealplanlegging og konsekvensutredning baseres i stor grad på eksisterende viten, og forutsetter at eksisterende viten er oppdatert på andre måter.

Instituttprogrammet har hatt som ambisjon å oppdatere naturfaglig viten om effekter av landskapsendringer og omdisponering av arealer, utvikle relevante metoder, øke NINAs naturvitenskapelige kunnskapsbaser, og videreutvikle NINAs ekspertise på areal- og landskapsrelatert forskning. Dette har vært gjort i en tverrfaglig ramme i de tilfellene der det har vært viktig for problemstillingene.

Mange av prosjektene har hatt til dels betydelig økonomisk støtte fra andre kilder enn instituttprogrammet, spesielt fra programmer i Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning, Forsvaret, NVE og kraftselskaper. Jeg vil med dette rette en takk for samarbeid til alle som har bidratt faglig og/eller økonomisk til planlegging og gjennomføring av programmet på en god måte.

Trondheim, juli 2005

Thrine Moen Heggberget
koordinator

Innhold

NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005 3
Sammendrag 4
Forord 6

1 Kulturlandskap i hjortegården på Songli forsøksgård i Orkdal kommune 9

2 Biodiversitet i kyst-lynghei – en sammenheng mellom landskapsformer, skjøtsel, naturtyper og arter 17

3 Gårdslandskapet – en møteplass mellom natur og kultur 27

4 Artsmangfoldet i bylandskapet 35

5 Kortnebbgjess, landbruk og arealkonflikter i Vesterålen 41

6 Arealbruk på kysten påvirker dyrelivet 47

7 Terrengsykling – om motivasjon og effekter på villrein 55

8 Motorisert ferdsel i utmark 59

9 Ørret med fragmenterte leveområder 67

10 Dammer og evjer på elvesletter – effekter av inngrep på biologisk mangfold 73

11 Infrastruktur i sårbar natur 79

12 Landskapsøkologisk modellering 85

13 Landskapsanalyse og bruk av eksisterende data i ulik målestokk . 91

14 Ny viten 98

15 Publikasjoner fra instituttprogrammet 99

Grov nattfiol, Foto: Bodil Wilmann

1. Kulturlandskap i hjortegården på Songli forsøksgård i Orkdal kommune

Bodil Wilmann

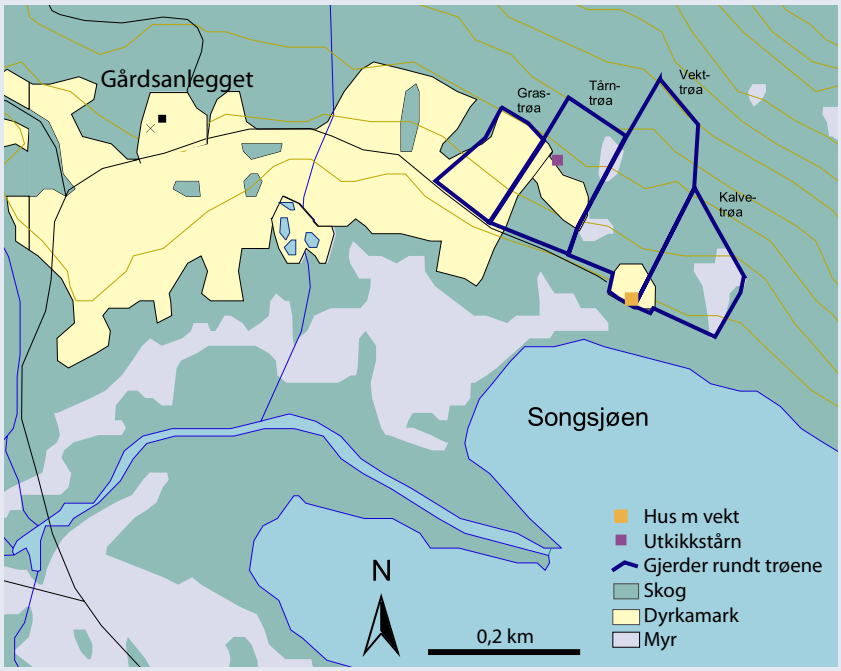
Foto: Bodil Wilmann

Beitelandskapet med dets biologiske mangfold, er et resultat av generasjoners påvirkning. Fra midten av forrige århundre og fram til i dag er det mindre og mindre tradisjonell bruk av utmarka, og mye av det gamle beitelandskapet er grodd igjen. Naturtyper som var avhengige av utmarksbeite, blir av den grunn mer og mer sjeldne.

I dette prosjektet er målet å dokumentere mangfoldet av arter og vegetasjonstyper i et gammelt kulturlandskap vedlikeholdt av skjøtsel og mange års hjortebeiting. Nå er hjortebeitet opphørt, og området er begynt å gro igjen. En skjøtselsplan for området bør dannes med bakgrunn i det påviste mangfoldet basert på denne undersøkelsen.

Hjortegården. Historisk tilbakeblikk

Songli forsøksgård ligger i Orkdal kommune i Sør-Trøndelag. Det har vært bosetning på Songli helt tilbake til tiden før reformasjonen. Den nåværende eiendommen ble samlet av Christian Thams i begynnelsen av det 20. århundret i det han kjøpte opp flere småbruk og utmarksteiger. Like øst for gårdsanlegget finnes et stort inngjerdet område som har vært benyttet til hjorteforskning, derav navnet Hjortegården. Området er på ca. 16 ha, ligger i en sør-vendt, bratt skråning og er oppdelt i flere mindre inngjerdete deler, kalt trø. Fire trøer ligger side om side nederst i lia, 280-365 m o.h., for det meste på gammel kulturmark.



***Figur 1.1.** Beliggenheten til de fire nedre trøene i hjortegården i forhold til gårdsanlegget til Songli forsøksgård*

Lia med hjortegården sett fra bilveien på sørsiden av Songsjøen oktober 2002. Foto: Bodil Wilmann.

Parti fra "Kalvetrøa" med rester av gamle steingjerder. Foto: Bodil Wilmann.

Typisk landskap i hjortegården. Foto: Bodil Wilmann.

Oppslag av gråor i "Vekt-trøa". Gjerdet mot "Tårn-trøa" sees i bakgrunnen. Foto: Bodil Wilmann.

Trøa lengst mot vest, "Grastrøa", har vært pløyd opp og tilsådd med kommersielle grasarter for en del år siden, derfor ble ikke den undersøkt nærmere. I den neste trøa, "Tårntrøa", finnes kulturmarken vesentlig i den nedre delen opp mot utkikkstårnet som ble bygd i forbindelse med hjorteforskningen. Mest kulturmark finnes i de to trøene lengst mot øst, "Vekt-trøa" (huset lengst i SØ inneholder en vekt for veiing av dyr) og "Kalve-trøa" (brukt til hjortekalver). I hjortegården finnes steingjerder og rydningsrøyser som viser at dette området sannsynligvis har en historie som går tilbake til før Thams sin tid.

Det finnes også en del grøfter med ukjent alder. Thams var meget opptatt av hjortejakt og av å forvalte eiendommen med dette for øye, for "hjorten vil holde seg der hvor den kan spise haa". Han tillot blant annet folk å få høste fór fra utmarka, i hvert fall ble utmark slått på lott i 1926. Vi vet ikke i hvor stor grad dette var tilfelle med området der hjortegården ligger i dag eller hvor lenge det foregikk. Mye av den skogen som i dag finnes i nærheten av gården, ble plantet av ham. Hjorteforskningen på Songli foregikk fra 1957-2000 da de to siste dyrene forlot innhegningen. I denne perioden ble det foretatt en del hogst og fjerning av uønsket oppslag av bartrær. Dette sammen med hjortens beiting, har skapt det åpne parklignende landskapet hjortegården er preget av i dag, med jevngamle bjørketrær.

Dagens situasjon

Etter hvert som hjortebestanden ble redusert, begynte området å gro igjen. Dette har aksellerert etter at hjorteforskningen opphørte.

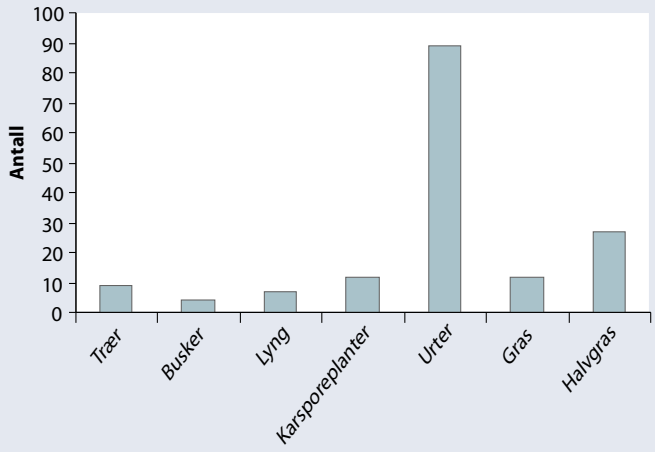
Blant løvtrærne finnes det mange småplanter av bjørk, osp og gråor, i tillegg til noe rogn. Hjortegården grenser opp

Oppslag av gran i "Kalve-trøa". Foto: Bodil Wilmann.

Oppslag av osp og gran i "Vekt-trøa". Øvre NØ-hjørne av "Tårn-trøa" sees i bakgrunnen til venstre. Foto: Bodil Wilmann.

mot moden granskog, og i tillegg finnes det en del større og mindre partier med gran inne i trøene. Som en konsekvens av dette, har mange smågraner etablert seg i kulturmarka de siste årene. I tillegg finnes det i trøene einer og noen store furuer og en del småplanter av disse.

Gjengroingen er ikke kommet så langt enda at det har påvirket beiteengene i vesentlig grad, men hvis området ikke skjøttes, vil utviklingen trolig gå mot et mer artsfattig og ensformet skoglandskap.



***Figur 1.2.** Hjortegården er et kulturlandskap med mange forskjellige urter.*

Biologisk mangfold på arts- og vegetasjonsnivå

"Vekt-trøa" på 2,7 ha, har størst variasjon både av plantearter og vegetasjonstyper. "Tårn-trøa" på 1,8 ha og "Kalve-trøa" på 1,5 ha har til sammen omtrent den samme variasjonen som "Vekt-trøa". Alle tre inneholder noe fattig fastmattemyr. Små partier med bærlyngvegetasjon dominert av blåbær finnes rundt bjørkene, på steiner og trebevokste koller. I forbindelse med byggingen av huset med vekta, ble det foretatt en planering med fjerning av masse fra den nærmeste skråningen. Her har bakken tørket ut, og et tynt jordsmonn gitt opphav til tørketålende og artsfattig vegetasjon. Hoveddelen av vegetasjonen i trøene består imidlertid av forskjellige engtyper med varierende nærings- og fuktighetsforhold. Man finner partier med frodige høystaudeutforminger karakterisert av mye hvitbladtistel og noe skogstorkenebb. Andre deler består av en lavere gras-/urterik beiteeng dominert av tepperot. Myrfiol finnes i de fleste utformingene. Sammen med forekomsten av arter som vanlig kystmyrklegg og bjønnkam, er dette en indikasjon på gode fuktighetsforhold. Dette henger sammen med at området ligger i et område med oseanisk preg der arter og vegetasjon er avhengig av høy luftfuktighet. De vanligste grasene er engkvein og gulaks, små lave gras som er vanlige i enger over hele landet, nærmest uavhengig av nærings- og fuktighetsforhold. Av mere høyvokste gras finnes sølvbunke spredt omkring i området, men ikke som kraftige tuer. Små om-råder er dominert av andre høyvokste grasarter som strandrør og skogrørkvein. Det er mye strø på bakken og dette er typisk for gjengroende enger. Derfor er det heller ikke mye mose å finne. Det er i alt registrert 160 arter i de undersøkte delene av hjortegården (6 ha). Som **figur 1.2** viser, er dette et meget urterikt kulturlandskap.

Arter som indikerer gjengroing

Opphør av beite fører til at lyngarter som blåbær og tyttebær, busker og trær

invaderer trøene. Resultatet er at eng- og beitemarksartene etter hvert utkonkurreres av "gjengroingsarter". Hvilke arter som kommer inn, avhenger av hvilke arter som finnes i nærheten, og slike spredningskilder finnes allerede spredt omkring i hjortegården. Denne prosessen har kommet godt i gang, og utviklingen videre, vil derfor kunne gå raskt. Det store oppslaget av løvtrær vil etter hvert lukke trøene slik at det kommer mindre lys ned til bakken. Einer er vanlig, men arten har ikke fått den samme dominerende stilling som den kan få, når gjengroingen har kommet lengre. Beiteskye skogarter som tyrihjelm, gaukesyre, teiebær og skogstjerne finnes i små mengder, men ikke i de beitede engene. Skogburkne er en bregneart som er sterkt beitesky. Den er funnet i området, men bare som noen små unge individer. Hvis gjengroingen får fortsette, vil arten trolig kunne utvikle seg til store, vide tuer på opptil 120 cm. Bringebær, mjødurt og røsslyng finnes i små mengder, de to første på noe rikere mark og røsslyng på noe fattigere. De er eksempler på arter som vil ekspandere under en eventuell videre gjengroing på bekostning av engartene.

Enger

Fremdeles er trøene preget av at engartene "holder stand", med et stort antall urter, gras og halvgras. På grunn av vekslende nærings- og fuktighetsforhold, inneholder området en mosaikk av engtyper fra fuktige fattigenger til friske næringsrike enger . Denne variasjonen er årsaken til den store artsrikdommen.

Ingen av artene er rødlistet, men slike enger er sårbare. De forsvinner mer og mer etter hvert som driftsformene i landbruket endres slik at det gamle jordbrukslandskapet får gro igjen. Norge har hatt store regionale variasjoner med hensyn til driftsformer i jordbruket. Dette kombinert med den store regionale variasjonen i naturgrunnlaget, ga det varierte kulturlandskapet med mange forskjellige engtyper. Noen av artene er alminnelige over hele landet, slik som ryllik, blåklokke, engsoleie og småengkall. Arter som rødkløver og hvitkløver, er vanlig i dyrket eng, men finnes også i mer artsrike "naturenger". Skogstorkenebb og hvitbladtistel er vanlig i enger nordpå og i friske typer sørpå. Smalkjempe derimot har en vestlig utbredelse. Mange engarter finnes sjelden nord for Tøndelag. Orkidéen grov nattfiol er et eksempel på dette. Den er vanlig i hjortegården, men er ikke funnet lengre nord enn til Rissa i Sør-Trøndelag.

Bevaring av verdiene, fremtidsutsikter

Hjorteforskningen har ved sin bruk av området bidratt med å opprettholde denne gamle, verdifulle delen av det norske landskapet. Slike kulturbetingete natur- og vegetasjonstyper er sårbare og til dels truet i Norge i dag. Selv om det ikke ble funnet noen rødlistearter, gjør den store diversiteten i arter og typer at området har en stor verdi. Derfor bør kulturlandskapet i trøene bevares for fremtiden. Det første som må gjøres for å oppnå dette, er å fjerne de fleste småtrærne for å stoppe gjengroingen. Da får man stoppet gjengroingsprosessen inntil beiting kan komme i gang igjen.

Før man setter i gang beiting igjen, bør det lages en skjøtselsplan. Kveg, hester, sau og geit beiter forskjellig. Derfor trengs en slik plan hvor man angir hvilket beitetrykk man skal ha, og hvilke beitedyr som skal benyttes. Blir beitetrykket for stort vil det fremme tråkkresistente arter som sølvbunke og finnskjegg, og arter som ikke blir beitet. Årsaken kan være at artene kan være giftige, ha torner eller være for stive til at dyra vil spise dem. I trøene er engsoleie, myrtistel og lyssiv eksempler på dette.

Målet bør være at det store mangfoldet i arter og vegetasjon beholdes. Midler for å oppnå dette er krattrydding og at det utformes en skjøtselsplan som blir fulgt i praksis. Overvåking av tiltakene vil gjøre det mulig å justere denne planen etter hvert. Siden området er inngjerdet, egner det seg også godt til forskning på beiting som et middel til å bevare mangfoldet i kulturlandskapet.

Analyseruter med forskjellig type engvegetasjon. Foto: Bodil Wilmann.

***Tabell 1.1.** Påvirkning av beite i lavurt- og høystaudeskog, arter funnet i hjortegården*

	Sterkt beitebegunstiget					Lite påvirket av beite	
	Beitebegunstiget					Noe beitesky	
	Optimum ved svakt beite					Sterkt beitesky	
Bregne							
Athyrium filix-femina							Skogburkne
Urter							
Achillea millefolium							Ryllik
Aconitum septentrionale							Tyrihjelm
Alchemilla glabra							Glattmarikåpe
Anemone nemorosa							Kvitveis
Bistorta vivipara							Harerug
Campanula rotundifolia							Blåklokke
Cerastium fontanum							Vanlig arve
Geranium sylvaticum							Skogstorkenebb
Hieracium lactucella							Aurikkelsveve
Hypericum maculatum							Firkantperikum
Leontodon autumnalis							Følblom
Orthilia secunda							Nikkevintergrønn
Oxalis acetosella							Gaukesyre
Potentilla erecta							Tepperot
Prunella vulgaris							Blåkoll
Rubus saxatilis							Teiebær
Rumex acetosa							Engsyre, Matsyre
Solidago virgaurea							Gullris
Stellaria graminea							Grasstjerneblom
Taraxacum sp.							Løvetenner
Trientalis europaea							Skogstjerne
Trifolium repens							Kvitkløver
Veronica chamaedrys							Tveskjeggveronika
Viola canina							Engfiol
Viola riviniana							Skogfiol
Gras og starr							
Agrostis capillaris							Engkvein
Festuca rubra							Rødsvingel
Carex pallescens							Bleikstarr

Tabell 1.2. *Engtyper i hjortegården. Arter med tyngdepunkt i eng er kursivert*

Navn	G1	G4	G11	G12	G13	Norsk navn
Kråkefotplante						
Selaginella selaginoides						Dvergjamne
Urter						
Achillea millefolium						Ryllik
Achillea ptarmica						Nyseryllik
Ajuga pyramidalis						Jonsokkoll
Alchemilla alpina						Fjellmarikåpe
Alchemilla glabra						Glattmarikåpe
Alchemilla monticola						Beitemarikåpe
Alchemilla wichurae						Skarmarikåpe
Anemone nemorosa						Kvitveis
Anthriscus sylvestris						Hundekjeks
Bistorta vivipara						Harerug
Campanula rotundifolia						Blåklokke
Cerastium fontanum						Vanlig arve
Cirsium helenioides						Kvitbladtistel
Cirsium palustre						Myrtistel
Cornus suecica						Skrubbær
Crepis paludosa						Sumphaukeskjegg
Dactylorhiza fuchsii						Skogmarihand
Dactylorhiza maculata						Flekkmarihand
Euphrasia frigida						Fjelløyentrøst
Euphrasia stricta						Kjerteløyentrøst
Filipendula ulmaria						Mjødurt
Galium boreale						Kvitmaure
Galium palustre						Myrmaure
Geranium sylvaticum						Skogstorkenebb
Geum rivale						Enghumleblom
Hieracium Sect. Vulgata(minst 2 forskjellige)						Beitesvever
Hieracium lactucella						Aurikkelsveve
Hieracium umbellatum						Skjermsveve
Hypericum maculatum						Firkantperikum
Leontodon autumnalis						Følblom
Leucanthemum vulgare						Prestekrage
Leucorchis albida ssp. straminea						Fjellkvitkurle
Pedicularis sylvatica ssp. sylvatica						Kystmyrklegg
Pinguicula vulgaris						Tettegras
Plantago lanceolata						Smalkjempe
Platanthera bifolia						Nattfiol
Platanthera chlorantha						Grov Nattfiol
Potentilla erecta						Tepperot
Prunella vulgaris						Blåkoll
Ranunculus acris						Engsoleie, Smørblomster
Ranunculus repens						Krypsoleie
Rhinanthus minor						Småengkall
Rumex acetosa						Engsyre, Matsyre
Stellaria graminea						Grasstjerneblom
Succisa pratensis						Blåknapp
Taraxacum sp.						Løvetenner
Trientalis europaea						Skogstjerne
Trifolium pratense						Rødkløver
Trifolium repens						Kvitkløver
Valeriana sambucifolia						Vendelrot
Veronica chamaedrys						Tveskjeggveronika
Veronica officinalis						Legeveronika
Vicia cracca						Fuglevikke
Viola canina						Engfiol
Viola palustris						Myrfiol
Viola riviniana						Skogfiol

Tabell 1.2. *forts.*

Navn	G1	G4	G11	G12	G13	Norsk navn
Gras						
Agrostis capillaris						Engkvein
Anthoxanthum odoratum ssp. alpinum						Fjellgulaks
Calamagrostis purpurea						Skogrørkvein
Deschampsia cespitosa						Sølvbunke
Deschampsia flexuosa						Smyle
Festuca ovina						Sauesvingel
Festuca rubra						Rødsvingel
Molinia caerulea						Blåtopp
Nardus stricta						Finnskjegg
Poa pratensis						Engrapp
Halvgras						
Carex echinata						Stjernestarr
Carex flava						Gulstarr
Carex nigra ssp. nigra						Slåttestarr
Carex ovalis						Harestarr
Carex pallescens						Bleikstarr
Carex panicea						Kornstarr
Carex pilulifera						Bråtestarr
Carex pulicaris						Loppestarr
Eriophorum angustifolium ssp. angustifolium						Duskull
Juncus articulatus						Ryllsiv
Juncus filiformis						Trådsiv
Luzula multiflora ssp. multiflora						Engfrytle
Luzula sudetica						Myrfrytle
Trichophorum cespitosum ssp. cespitosum						Småbjønnskjegg

Koder i følge "Vegetasjonstyper i Norge" av Eli Fremstad

G1 Fuktig fattigeng

G4 Frisk fattigeng. Engkvein-rødsvingel-gulaks-eng

G11 Vekselfuktig, baserik eng. Tillegg av mer kravfulle arter til artene fra G4 som utgjør hovedmassen

G12 Våt/fuktig, middels næringsrik eng

G13 Frisk, næringsrik "natureng"

Vanlige arter

Mengdearter

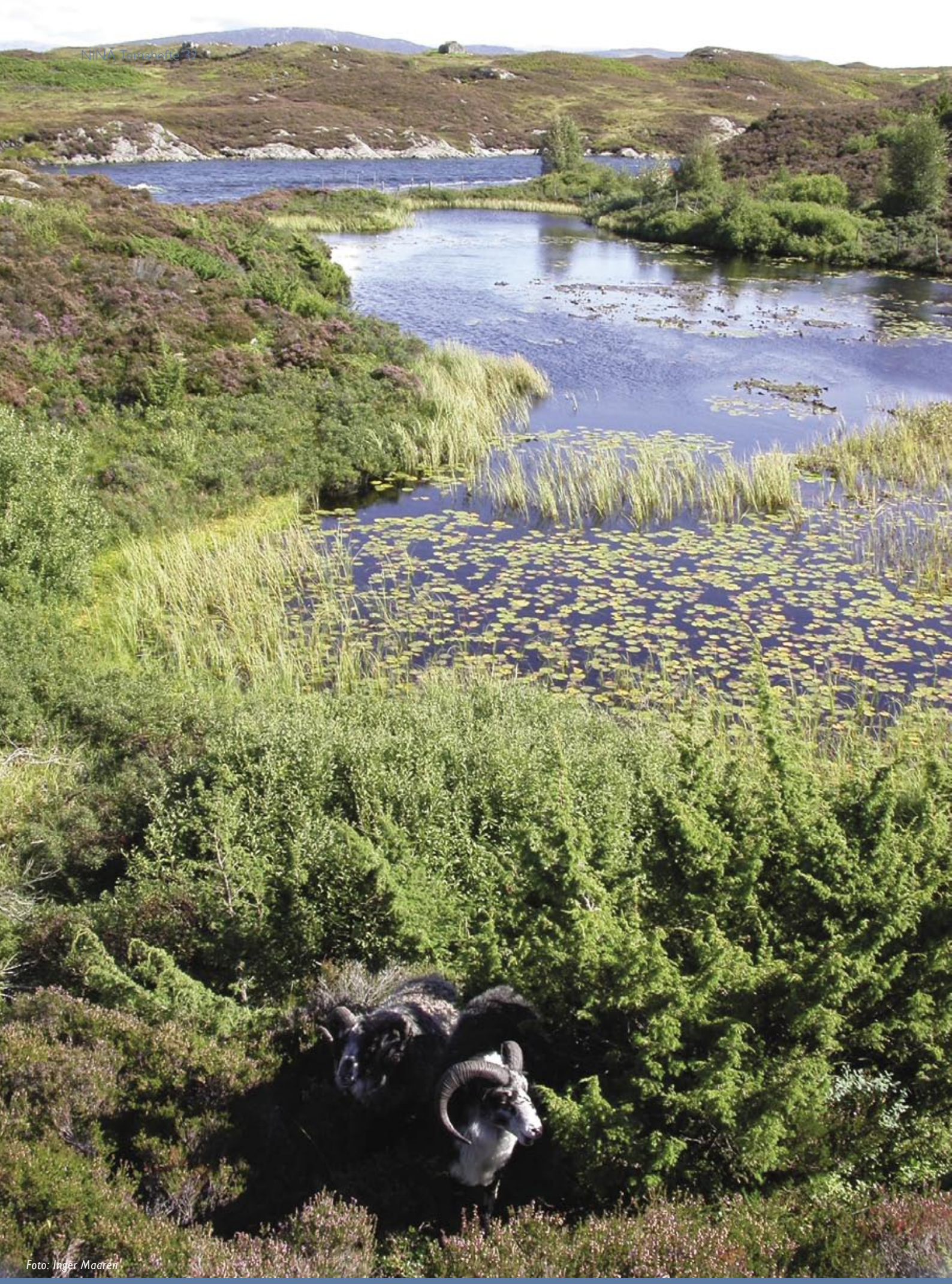


Foto: Inger Maaren

2. Biodiversitet i kystlynghei – en sammenheng mellom landskapsformer, skjøtsel, naturtyper og arter

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Lars Erikstad, Jan Ove Gjershaug, Oddvar Hanssen, Graciela Rusch, Bodil Wilmann og Frode Ødegaard.

Foto: Inger Maaren

Det åpne, treløse landskapet langs vestkysten av Norge inneholder en mosaikk av naturtyper der kystlyngheier opptrer sammen med enger, bergknauser, myrer og havstrand. Landskapet og det biologiske mangfold er et resultat av generasjoners påvirkning gjennom avskogning, lyngbrenning, beite og slått. Når denne skjøtselen opphører går antall arter tilbake.

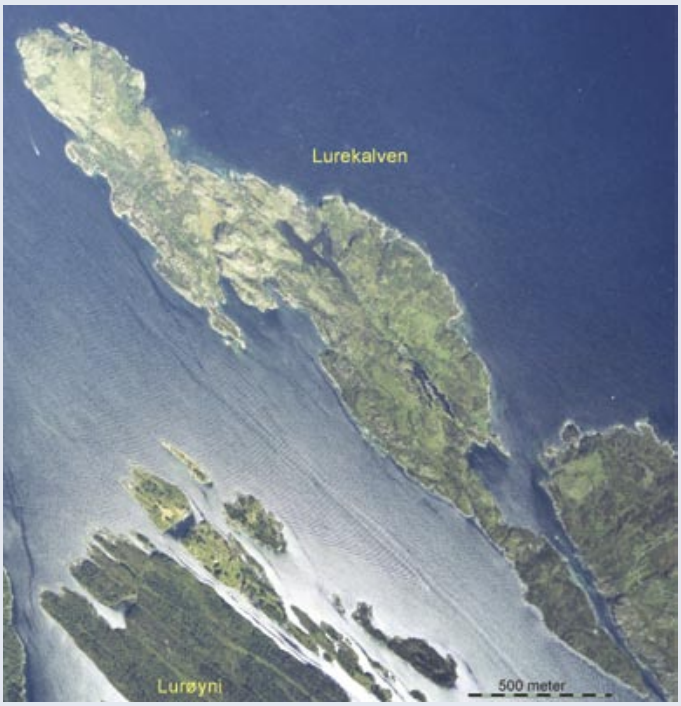
I de senere tiårene har tradisjonell skjøtsel av lyngheiene på kysten opphørt, og landskapet gror igjen med skog. Samtidig bygges arealer ned, og langtransportert forurensing fører til endringer i naturtypene. Kystlyngheiene er en del av en felles-europeisk kulturarv med utbredelse fra Portugal i sør til polarsirkelen i nord. Norge har derfor et internasjonalt forvaltningsansvar for det åpne kystlyngheilandskapet.

Vi har satt fokus på problemstillinger som kan bidra til en bedre forvaltning og bevaring av lyngheienes særpreg:

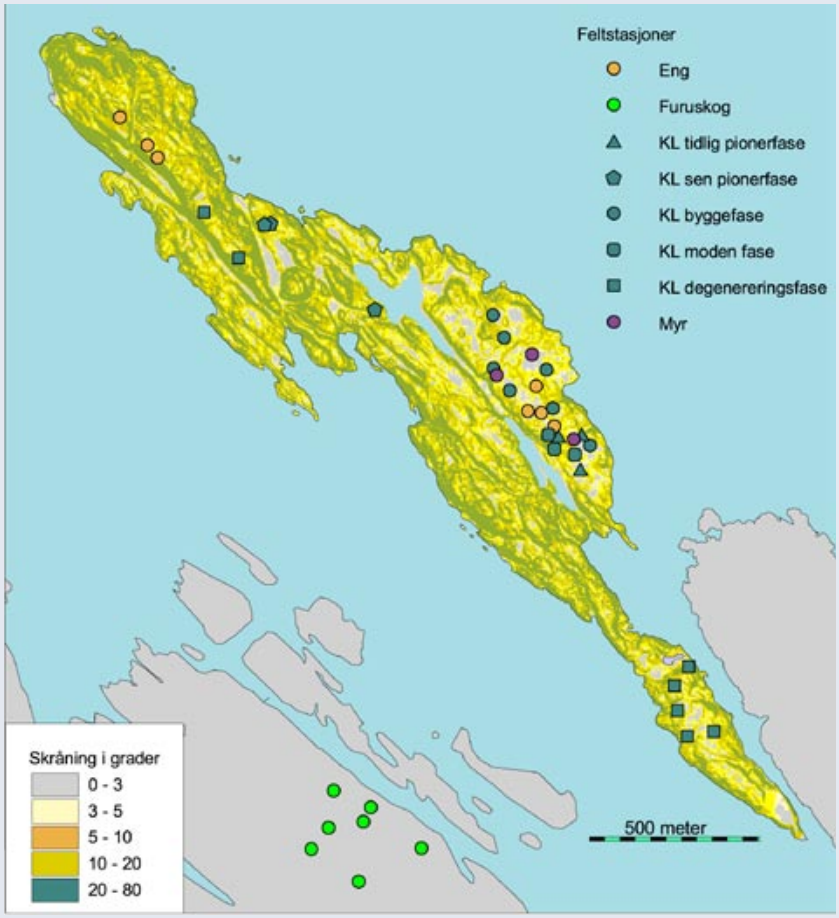
- Hvilken betydning har landskapsformene for fordeling av natur-typer?
- Hvilken betydning har skjøtselen i lyngheiene for å opprettholde en variert mosaikk av naturtyper?
- Hvilke sammenhenger finnes mellom naturtyper og det biologiske mangfold av ulike organismegrupper?

Landskap, naturmiljø og skjøtsel

Vi valgte øya Lurekalven og deler av halvøya Lurøyni i Lindås kommune i Hordaland som studieområde (**Figur 2.1**). Jordsmonnet er næringsfattig og gir grunnlag for forekomst av lite til middels næringskrevende arter og naturtyper. Landskapet er kupert med høyde-



Figur 2.1. *Ortofoto over undersøkelsesområdet Lurekalven og Lurøyni i Lindås kommune, Hordaland. Basert på flyfoto fra 2002.*



Figur 2.2. *Høydemodell over Lurekalven med skråninger og feltstasjoner for analyser av vegetasjon og insekter i naturtypene eng, skog, kystlynghei (KL) og myr.*

Kartproduksjon – fra flyfoto til naturtypekart

*Sort/hvitt flybilder fra 1992 i målestokk 1:3000 ble brukt til å etablere en detaljert høydemodell for Lurekalven med en meters oppløsning (**Figur 2.2**). For de øvrige områdene er høydeforholdene utledet fra økonomisk kartverk. Høydemodellen er beregnet ved hjelp av programvarepakken ERDAS Imagine (Leica Photogrammetric Suite). Kontrollpunkter i terrenget er innsamlet med GPS og gitt høyde etter økonomisk kartverk (5 m koter). Det er ikke gjort forsøk på å korrigere modellen for uregelmessigheter knyttet til vegetasjon (trær) etc. Det er derfor en del mindre avvik i modellen som har en geometrisk nøyaktighet på ca 10 meter.*

*Et fargeflyfoto i målestokk 1:15 000 fra 2002 er omformet til ortofoto (**Figur 2.1**) og tolket til et enkelt naturtypekart (**Figur 2.3**). For Lurøyni er naturtypeinformasjonen noe enklere enn for Lurekalven, og i større grad basert på informasjon fra økonomisk kartverk. Terrengparametere fra høydemodellen og naturtypeinformasjon registrert i felt utgjør det statistiske grunnlaget for ulike analyser som er gjort i prosjektet.*

variasjoner på opptil 50 m. Lurekalven er preget av markerte sprekkedaler, og rygger og koller med mye bart fjell. Løsmasser finnes hovedsakelig i forsenkninger og på flatere områder på nordøstsiden av øya.

Klimaet er oseanisk med høy nedbør, milde vintrer uten stabilt snødekke og relativt kjølige somrer. Her trives arter som har høye krav til fuktighet, lang vekstsesong eller lang aktivitetsperiode, men som ikke er særlig varmekjære.

Lurekalven har i lang tid hatt aktiv skjøtsel med skoghogst, brenning av gammel lyng og helårsbeite av villsau. Skjøtsel kan spores helt tilbake til Middelalderen med tufter av en middelaldergård på nordøstsiden av øya. Et mindre område sørøst på øya har vært ubrent og ubeitet de siste førti årene. I dag driftes området av Lyngheisenteret på naboøya Lygra. Lurøyni har de samme naturforholdene som Lurekalven, men har ikke vært skjøttet de siste hundre år og er i dag skogkledd. Halvøya er valgt som et referanseområde til det åpne, kulturpåvirkede landskapet på Lurekalven.

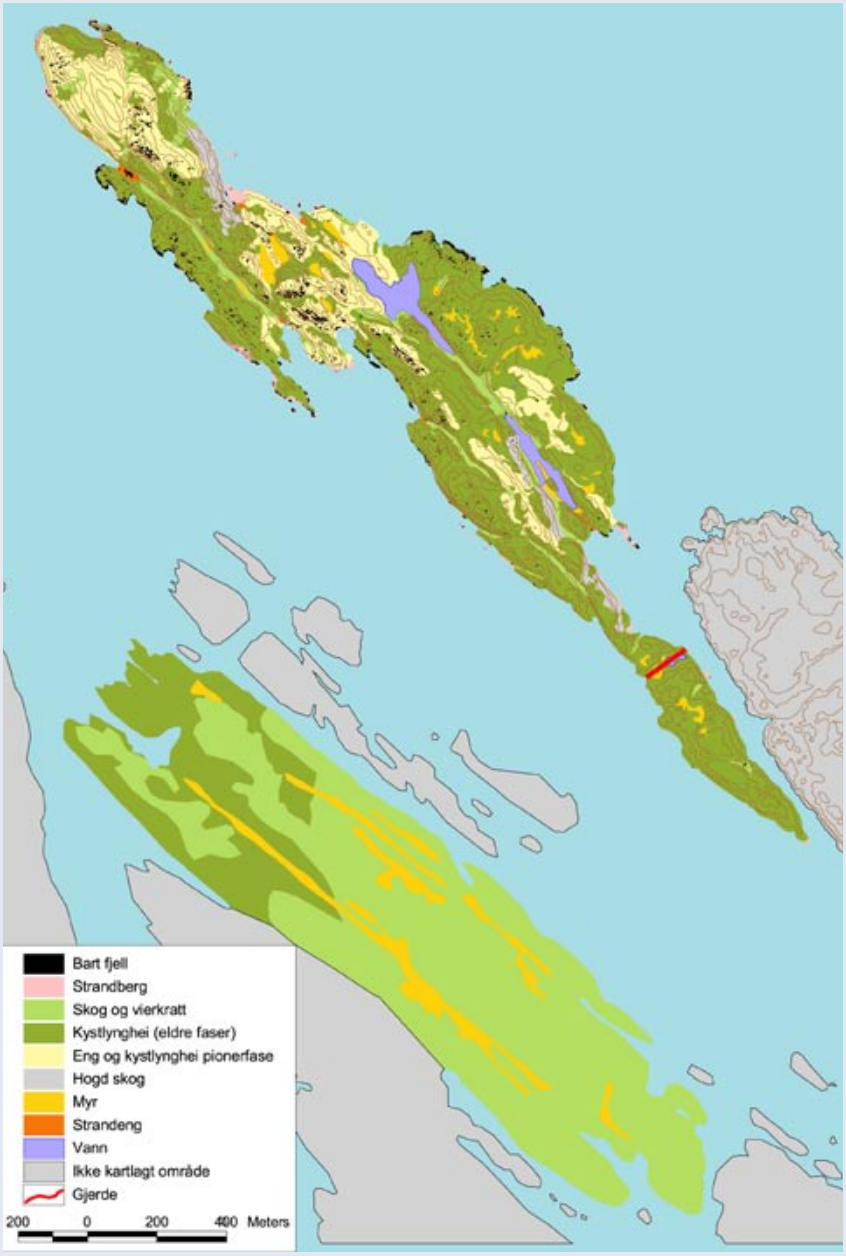
Naturtypenes fordeling i landskapet

Kystlynghei karakteriseres av lyngvekster og domineres av røsslyng. Naturtypen er avhengig av gjentatt lyngbrenning og kan deles inn i ulike strukturelle faser etter år siden brann. Rett etter brann opptrer en *tidlig pionerfase* (0-1 år) med mye åpen jord, og lyng spirer fra frø og overlevende røtter. Flere pionermoser, gras og urter etablerer seg. I *sen pionerfase* (2-5 år) blir vegetasjonsdekket tettere. Heia utvikles videre gjennom en *byggefase* (6-15 år) der røsslyngen vokser kraftig og får en tett overflate som slipper lite lys og fuktighet ned til bakken. I *moden fase* (15-25 år) avtar veksten og røsslyngens

runde former tar til å løse seg opp. I *degenereringsfase* (25-50 år) består lyngheia av gammel, sterkt forvedet lyng der røsslyngplantene er høye og åpne. Hvis det ikke brennes, vil einer, bjørk og furu etablere seg raskt, og landskapet blir kledd med skog. Beite fra husdyr som sau og kveg forsinker gjengroingen.

Naturtypekartet (**Figur 2.3**) viser utbredelsen av eldre lynghei, det vil si byggefase til degenereringsfase, mens pionerfasene er vist sammen med eng, da disse naturtypene ofte opptrer i en småskala mosaikk og er vanskelig å skille fra hverandre på flyfoto. De beitevennlige heiene i pionerfase, byggefase og moden fase finnes mest i svakt hellende til slett terreng, da slike områder er lett tilgengelig for brenning og beite av sau. Lyngheier i degenereringsfase derimot er mest utbredt i områder med bratte skråninger og stor variasjon i topografi. Vegetasjonstypene tørr lynghei, tørr gras- og urterik hei, fuktig lynghei og røsslyng-bjønnkamhei er alle vanlige på Lurekalven.

I brente områder med et svært høyt beitepress utvikles det **enger** som domineres av urter og gras. Fuktig fattigeng og frisk fattigeng er vanligst. På Lurekalven finnes større sammenhengende enger over rygger og koller på de høyeste partiene nordvest på øya der villsauen opphoder seg mest. Jordsmonnet får her tilgang på næring fra ekskrementer fra både sau og fugl. Større beitede engarealer finnes også rundt middelaldergården på nordøstsiden av øya.



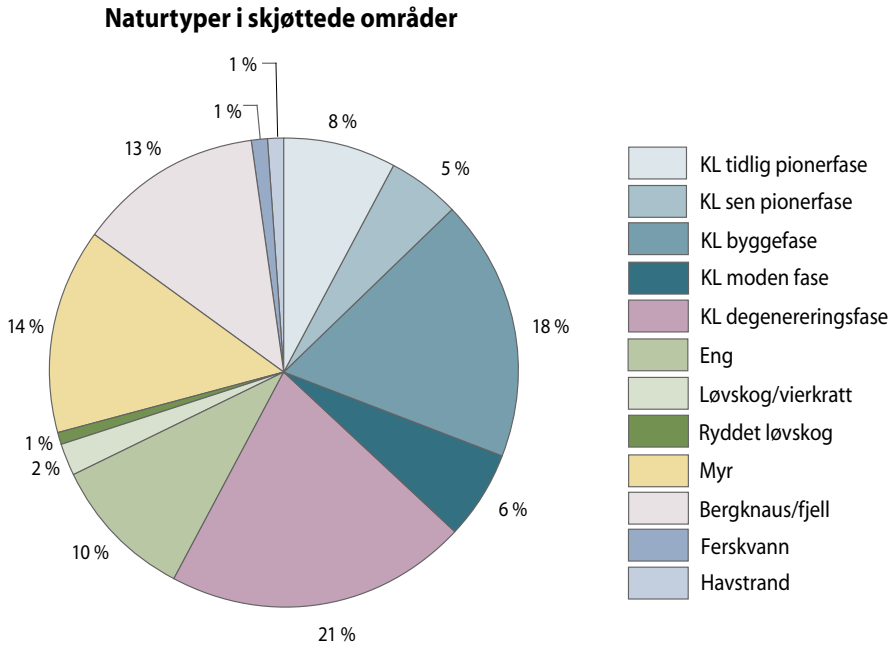
***Figur 2.3.** Naturtypekart over Lurekalven basert på flyfoto fra 2002. Fordeling av naturtyper på Lurøyni er basert på informasjon fra økonomisk kartverk. Området nord for gjerdet på Lurekalven er skjøttet ved hogst, brann og sauebeite, mens området i sør er uskjøttet de siste 40 år.*

Skogen på Lurøyni er en eldre bærlyngskog, hovedsakelig røsslyng-blokkebærfuruskog, mens skogarealene på Lurekalven er yngre bjørkeskoger som står igjen etter hogst i bratte og ulendte områder. Høyvokste kratt av ørevier etableres i søkk og fuktige skråninger etter skogrydding.

Myrene i området finnes hovedsakelig i sprekkedaler og forsenkninger i landskapet, enten som opphøyde nedbørmyrer eller som flatmyrer med tilgang på sigevann. Torvdybden kan være stor. Mindre bakkemyrer finnes spredt i svakt skrånende terreng med god fuktighetstilgang. Alle myrtypene inneholder fattig vegetasjon.

Bergknauser med moser, lav og tørketålende karplanter finnes på koller og rygger over hele øya i svært brutt topografi, ofte i overgangen mellom røsslynghei og **bart fjell**.

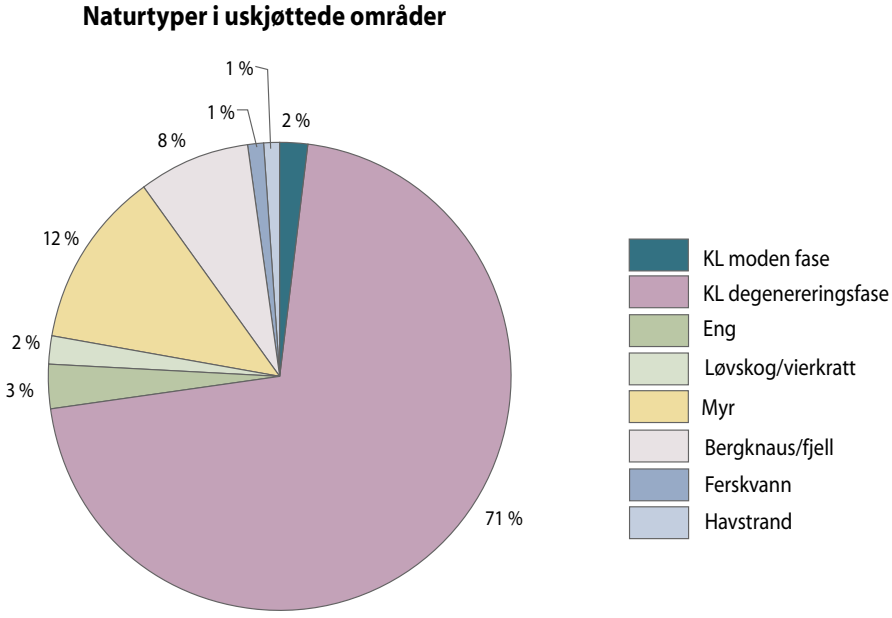
Tre **vann** er registrert på Lurekalven. Vannet lengst mot nord har utløp til hav og er svakt brakkvannspåvirket med lite



Figur 2.4. *Prosentvis fordeling av naturtyper på Lurekalven i områder med brann, beite og hogst. Skjøttede områder viser stor variasjon i antall naturtyper. Fordelingen av naturtypene er basert på dekning av naturtyper i et nettverk av 32 x 32 m store ruter lagt ut systematisk i skjøttede områder. KL = kystlynghei.*

Registrering av arter og organismegrupper i ulike naturtyper

*40 feltstasjoner ble etablert på Lurekalven og Lurøyni fra de fem ulike fasene i kystlynghei og fra hovednaturtypene eng, skog og myr (**Figur 2.2**). Insekter ble samlet inn vha fallfellemetodikk med 5 fallfeller på hver stasjon, plassert på rekke med to meters mellomrom. Forekomst og mengde av karplanter, moser og lav ble registret i en 1x1 m rute rundt den midterste fella. På Lurekalven registrerte vi også forekomst og fordeling av karplanter, naturtyper og påvirkningsfaktorer i systematisk utvalgte flater innen skjøttede og uskjøttede områder. I tillegg ble fugleforekomster kartlagt i hele studieområdet.*



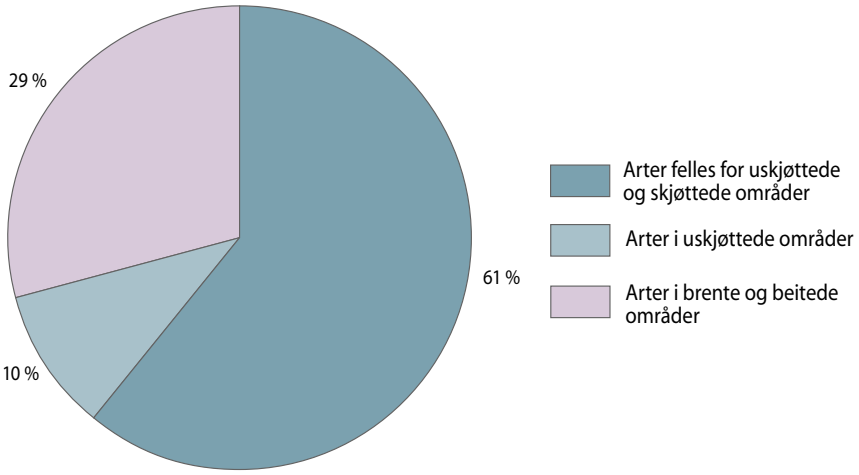
Figur 2.5. *Prosentvis fordeling av naturtyper på Lurekalven i områder som har vært uskjøttet de siste 40 år. Uskjøttede områder viser mindre variasjon i naturtyper. Fordelingen av naturtyper er basert på dekning av naturtyper i et nettverk av 32 x 32 m store ruter lagt ut systematisk i uskjøttede områder. KL = kystlynghei.*

vegetasjon, mens de to andre har godt utviklet flyteblad-vegetasjon.

Havstrandsona består hovedsakelig av eksponerte **strandberg** med sparsomt vegetasjonsdekke påvirket av bølgeslag og noe fuglegjødsel. I beskyttede viker finnes små innslag av **strandenger.**

Områder som skjøttes ved brann og beite har en større variasjon i naturtyper enn uskjøttede områder (**Figur 2.4 og 2.5**). Arealskalaen har også betydning for mangfoldet av naturtyper. Det vises ved at små areal under 100 m^2 inneholder samme antall naturtyper enten området er skjøttet eller ikke, men for større areal er antall naturtyper høyere i skjøttede enn i uskjøttede områder.

Fordeling av karplanter etter ulik skjøtsel



Figur 2.6. *Prosentvis antall karplanter knyttet til områder med ulik skjøtsel på Lurekalven. Noen arter finnes bare i områder der det er aktiv skjøtsel. Fordelingen av artene er basert på forekomster av karplanter i et nettverk av 32 x 32 m store ruter lagt ut systematisk i uskjøttede og skjøttede områder.*

Skjøtsel har betydning for mangfoldet av arter

Hvilken betydning har skjøtsel med brann og beite for det biologiske mangfold av ulike organismegrupper? Er skjøtsel like viktig for å bevare mangfoldet i alle gruppene? Er det en sammenheng mellom forekomster av ulike organismegrupper innen ulike naturtyper?

Flora og vegetasjon

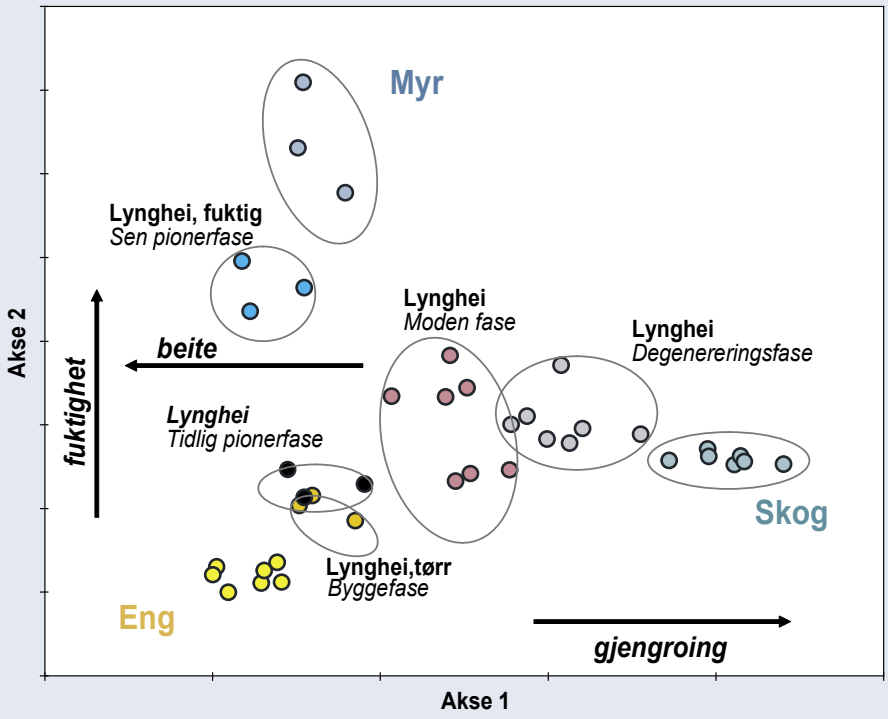
Det ble registrert 170 karplanter, 51 moser og 4 lav knyttet til undersøkelsen av bakkenær vegetasjon i studieområdet. På Lurekalven er det tidligere registrert totalt ca 200 karplanter. De vanligste artene er røsslyng, tyttebær, blåbær, klokkelyng, krekling, engkvein, smyle, bråtestarr, tepperot og skrubbær, alle mest vanlig i kystlynghei og skog. Mer sjeldne arter for området er knyttet til naturtypene strandeng, varmekjære enger, bergknauser og ferskvann som alle utgjør små areal i undersøkelsesområdet. Her kan nevnes arter som saltbendel, gåsemure, skjoldbærer, hengeaks, knollerteknapp, hassel, lind, bukkeblad, nøkkeroser, mannasøtgras og flaskestarr.

De aller fleste karplantene på Lurekalven (ca 60 %) finnes både i skjøttede og uskjøttede områder. Om lag 30 % er bare knyttet til beita og brente områder, mens ca 10 % er knyttet til uskjøttede områder, noe som tyder på at skjøtsel er en viktig faktor for mangfoldet av planter i kystlandskapet (**Figur 2.6**).

Naturtypene eng, ulike faser av kystlynghei og furuskog skiller seg klart fra hverandre i floristisk sammensetning, noe som skyldes ulikt beitepress, år siden brann og variasjon i jorddybde og jordfuktighet. Dette er mye de samme miljøfaktorene som påvirker billesamfunnene i de samme naturtypene (se **Figur 2.7**). Enger forekommer oftest på dypere jordsmonn og har mange felles arter med kystlynghei i tidlig pionerfase, slike som engsoleie, øyentrøst, heiblåfjær, blåkoll, kystgriseøre, kvitkløver, groblad og smalkjempe, samt flere grasarter. Begge naturtypene er sterkt påvirket av beite. Et raskt oppslag av lyskrevende og beitetolerante arter i den brente heia skyldes trolig en rik og variert frøbank og kort spredningsvei fra nærliggende enger. Hei i tidlig pionerfase skiller seg fra engvegetasjon ved at artene forekommer mer spredt, samt at heia inneholder pionermoser etter brann, slike som vegmose, vrangmoser og brannmose. Brannmose står på den norske rødlisten, og Lurekalven er det eneste kjente voksested for arten i Norge.

I utviklingen mot eldre lyngheifaser går artsmangfoldet tilbake, særlig blant urter og gras, mens lyngplanter som røsslyng, klokkelyng og krekling ekspanderer sammen med skyggetålende moser som heiflette, gullhårsmose og narremose, samt kystreinlav. De eldre lyngheifasene varierer noe i artssammensetning pga ulik alder, ulik lystilgang og varierende jordfuktighet.

Den bakkenære vegetasjonen i furuskog, med flere hundre år uten skjøtsel, ligner de eldre kystlyngheiene i artssammensetning, men artsmangfoldet er betraktelig lavere. Flere lyskrevende urter går sterkt tilbake, mens bærlyngarter og enkelte skogsmoser som furumose, kystjamnemose, lyngtorvmose og levermoser går fram etter som skogen tetner til. Ved opphør av



Figur 2.7. *Forskjeller mellom billesamfunn i ulike naturtyper og deres tilknytning til viktige miljøfaktorer (DCA-ordinasjonsdiagram). Hvert punkt representerer billesamfunnet på en feltstasjon. Plasseringen av hvert punkt bestemmes av forekomst og mengde av alle biller fra fem fallfeller i samme stasjon. Stasjoner fra samme naturtype er gitt samme symbol. Stasjoner som ligger nær hverandre har mange arter til felles, mens stasjoner som ligger langt fra hverandre har svært ulik sammensetning av arter. Pilene indikerer viktige miljøgradienter. Billesamfunnene i de ulike naturtypene skiller seg tydelig fra hverandre i artssammensetning. Variasjonen langs første akse viser at forskjellene mellom billesamfunn i eng, kystlynghei og skog skyldes gjengroing etter brann og avtakende beite, mens variasjonen i billesamfunn langs 2. akse er knyttet til variasjon i fuktighet.*

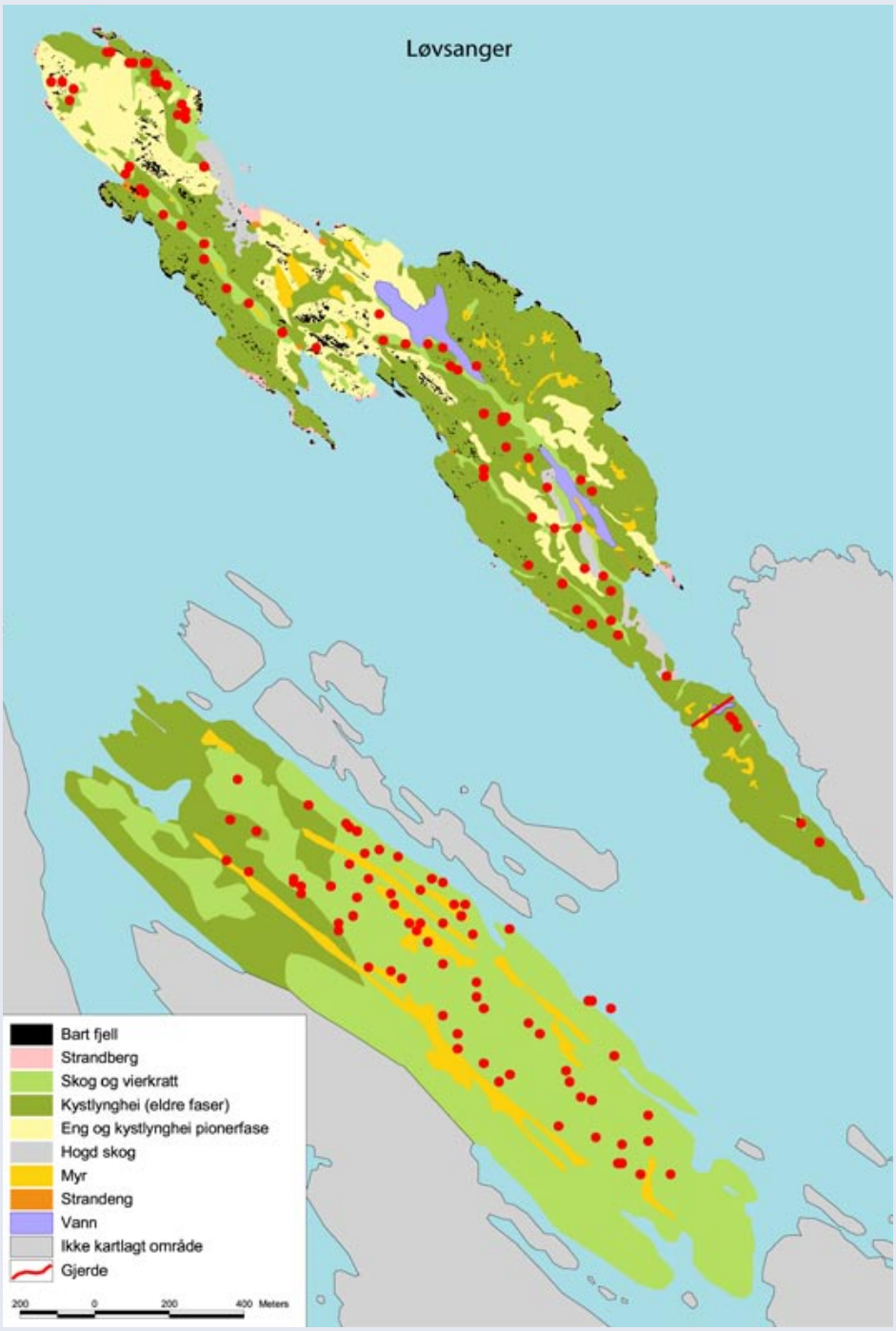
skjøtsel skjer det således en tydelig vegetasjonsendring fra åpen nybrent hei, via eldre lynghei til skog med tap av biologisk mangfold.

Insekter

Biller

Totalt ble det registrert 6756 voksne biller og 167 billelarver fordelt på 194 arter i fallfellene. Billefaunaen er dominert av rovdyr og nedbrytere innen familiene løpebiller og kortvinger, men det finnes også flere planteetende arter som lever av røsslyng, som f. eks. lyngbladbilla og snutebilla *Micrelus ericae,* i tillegg til en del rotgnagende snutebiller. Antallet billearter representerer på ingen måte alle artene som forventes å finnes i området, og særlig planteetende arter er underrepresentert. Med mer intensiv innsamling og flere innsamlingsmetoder kan en vente å finne nesten dobbelt så mange arter. Ingen rødlistede billearter ble påvist, men den sjeldne kortvingen *Quedius aridulus,* som er knyttet til kystsonen på Sørvestlandet, fant vi på Lurekalven. Dette er ny nordgrense for arten.

Vi fant flest billearter i eng og skog, mens myrene hadde få arter. Det var ingen forskjell i antall arter mellom de ulike lyngheifasene. Billesamfunnene i kystlynghei, eng, skog og myr skiller seg klart fra hverandre både langs en fuktighetsgradient og en beite-/gjengroingsgradient etter brann



Figur 2.8. *Observasjoner av løvsanger ved fugletakseringer i ulike naturtyper på Lurekalven og Lurøyni, mai 2002. Løvsanger er mest knyttet til skogsareal på Lurøyni og områder med skog og kratt på Lurekalven.*

(**Figur 2.7**). Billesamfunnene i de tidlige lyngheifasene ligner mest på engsamfunnene, mens billesamfunnene i gammel lynghei ligger nærmest skog, på samme måte som plantesamfunnene gjør.

Artssammensetningen av biller i kystlyngheiene påvirkes mest av år siden brann, vegetasjonssammensetningen, mengde av gras og lyngspirer, fuktighet, samt beitetrykk og avstand til ulike naturtyper. I skog øker mangfoldet av biller med strømengde og skygge.

Når beite og brann opphører i de skjøttede naturtypene, vil billesamfunnene endre seg kraftig ved at mange arter som er knyttet til åpne områder gradvis byttes ut med skogsarter. I gjengroingen fra åpent landskap til skog vil også mangfoldet av marklevende billearter avta, siden 67 % av artene i eng og lynghei ikke ble funnet i skogen, mens skogen hadde 43 % unike arter.

Maur

Det ble registrert 11 arter maur i fallfellematerialet fra Lurekalven og Lurøyni. De vanligste artene var eitermaurene *Myrmica rubra*, *M. ruginodis* og *M. scabrinodis*. Slavemaur av artskomplekset *Formica fusca/lemani* var også tallrike. Eitermaurene *Myrmica lobicornis*, *M. lonae* og *M. sulcinodis* var mer fåtallige. Ellers ble det påvist gul jordmaur *Lasius flavus*, smalmauren *Leptothorax acervorum*, samt skogsmaurene *Formica lugubris* og *F. aquilonia*.

Det var påfallende at vi ikke fant arter som danner tuer oppe på bakken i materialet fra Lurekalven, unntatt en dronning av *Formica aquilonia*, som sannsynligvis har kommet flygende fra en av naboøyene. Det kan se ut som om lyngbrenning utraderer disse artene på øya, og at koloniseringshastigheten ikke er stor nok til at de etablerer seg igjen i tiden mellom brenningene. På Lurøyni registrerte vi mange tuer av skogsmauren *Formica aquilonia* og heimauren *F. exsecta,* men vi fikk likevel ikke tuedannende arter i fellene. Det kan skyldes at disse artene holder seg til maurstier.

Det var ingen tydelige trender i fordelingen av maursamfunn mellom de ulike naturtypene, noe som tyder på at maur har en vid amplitude i toleranse for miljøvariablene som skiller naturtypene.

Fugl

Det ble totalt registrert 37 fuglearter i takseringen av studieområdet. De vanligste artene var løvsanger, heipiplerke, rødvingetrost, svarttrost, tornsanger og bokfink. De minst vanlige var dvergfalk, grønnfink, heilo, svarthvit fluesnapper, gjøk og storspove.

Det åpne og varierte kulturlandskapet på Lurekalven inneholdt omtrent like mange fuglearter som det tettere skoglandskapet på Lurøyni, henholdsvis 23 og 24 arter. Men det var stor forskjell i sammensetningen av arter.

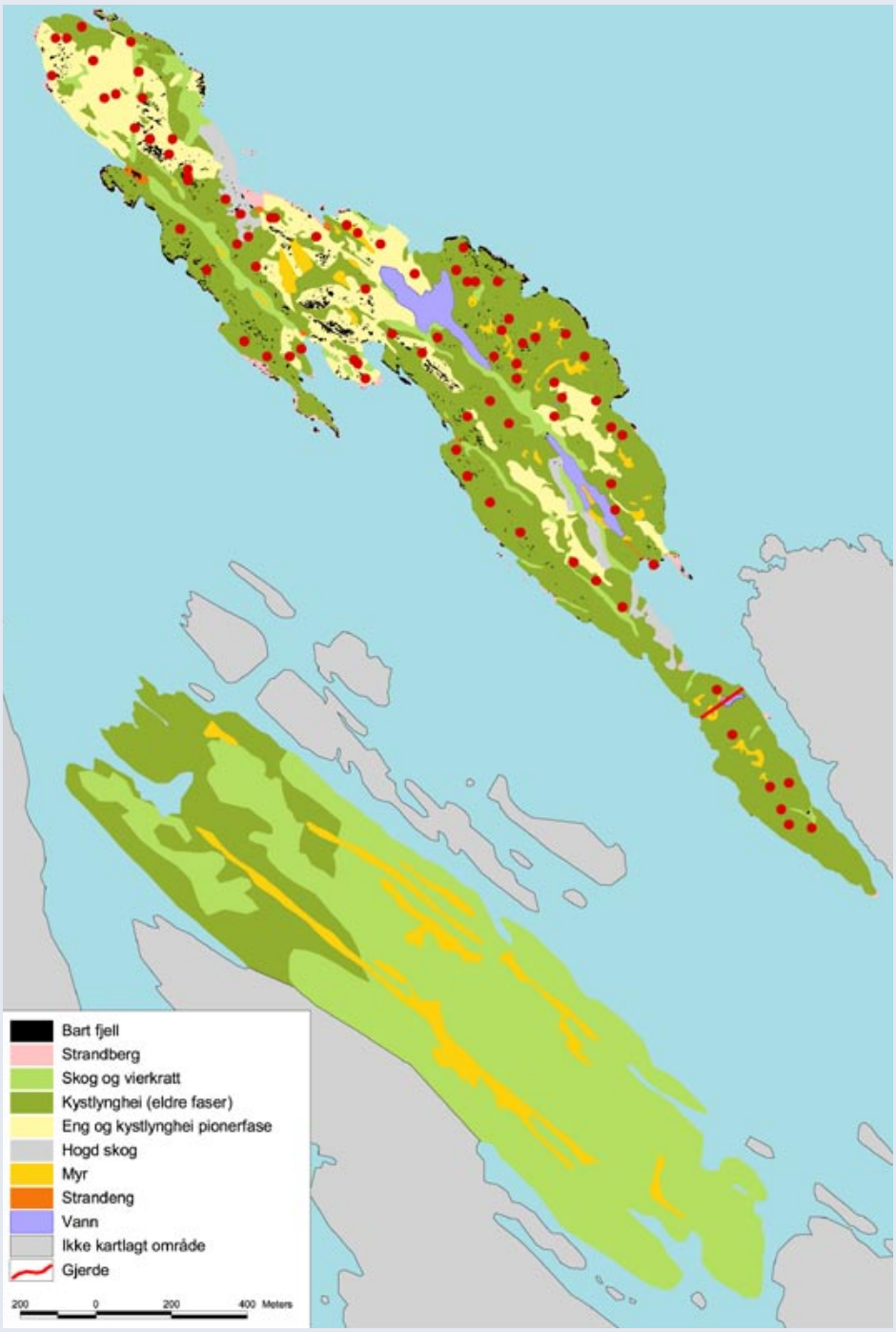
Typiske skogsarter som måltrost, svarthvit fluesnapper, gråfluesnapper, trepiplerke, granmeis, svartmeis, toppmeis, fuglekonge og furukorsnebb ble kun registret i furuskogsområdene på Lurøyni. For andre skogsarter som bokfink, gjerdesmett, rødstrupe og svartrost, var det langt flere observasjoner på Lurøyni enn på Lurekalven. Skogsarten løvsanger derimot, hadde omtrent like mange observasjoner begge steder (**Figur 2.8**). I kulturlandskapet på Lurekalven er den likevel mest knyttet til naturtypen skog og vierkratt og stedvis til eldre kystlynghei som har forekomster av små busker og trær.

Arter som kun ble observert på Lurekalven er bergirisk, enkeltbekkasin, heilo, heipiplerke, kjøttmeis, linerle, skjære, sanglerke, storspove, steinskvett, strandsnipe, sivspurv og tjeld. Av disse er heipiplerka en art som kun forekommer i åpent landskap, og på Lurekalven finnes den bare i naturtypene kystlynghei og eng (**Figur 2.9**).

Konklusjon

En kobling mellom terrengmodeller og naturtypekart utledet fra flyfoto har gitt god informasjon om sammenhenger mellom naturtyper og miljø og fordeling i kystlyngheilandskapet. Trolig kan slike modeller også benyttes til å forutsi forekomst av naturtyper og arter i andre landskapstyper.

Antall naturtyper og fordelingen av dem i kystlyngheilandskapet avhenger av lokal variasjon i terrengformer og skjøtselsmetoder som brann, beite og hogst. Et mer urolig terreng gir flere naturtyper innenfor et avgrenset område og bidrar derfor til økt artsrikdom. Brann og beite opprettholder en mosaikk av naturtyper i større arealskala. Det gir et variert og til dels særegent biologisk mangfold. Mangfoldet er høyere i skjøttede områder enn i uskjøttede områder



Figur 2.9. *Observasjoner av heipiplerke ved fugletakseringer i ulike naturtyper på Lurekalven og Lurøyni, mai 2002. Arten finnes kun i åpent kulturlandskap på Lurekalven.*

med bare gammel lynghei og skog. For både planter og insekter (biller) er det en klar sammenheng med de ulike naturtypene, selv i mindre skala. Brann, beite og jordfuktighet er de viktigste miljøfaktorene for begge organismegruppene, men billesamfunnene er også avhengige av vegetasjonen. Forekomst og fordeling av fugler viser sammenheng med naturtyper på en større skala, og det åpne kystlyngheilandskapet har et annet fuglesamfunn enn tilgrodde skogsareal.

For å kunne ta vare på det varierte biologiske mangfoldet i kystlyngheilandskapet, og trolig andre kulturlandskap, er det således svært viktig å ta vare på mangfoldet av naturtyper, også mindre bestander med skog. Dette kan oppnås ved å ta hensyn til variasjonen i lokale terrengforhold og bruk av lokale skjøtselsmetoder i arealplanlegging og utforming av skjøtselsplaner.

1958

1985

2002

Foto: Børre Dervo

3. Gårdslandskapet – en møteplass mellom natur og kultur

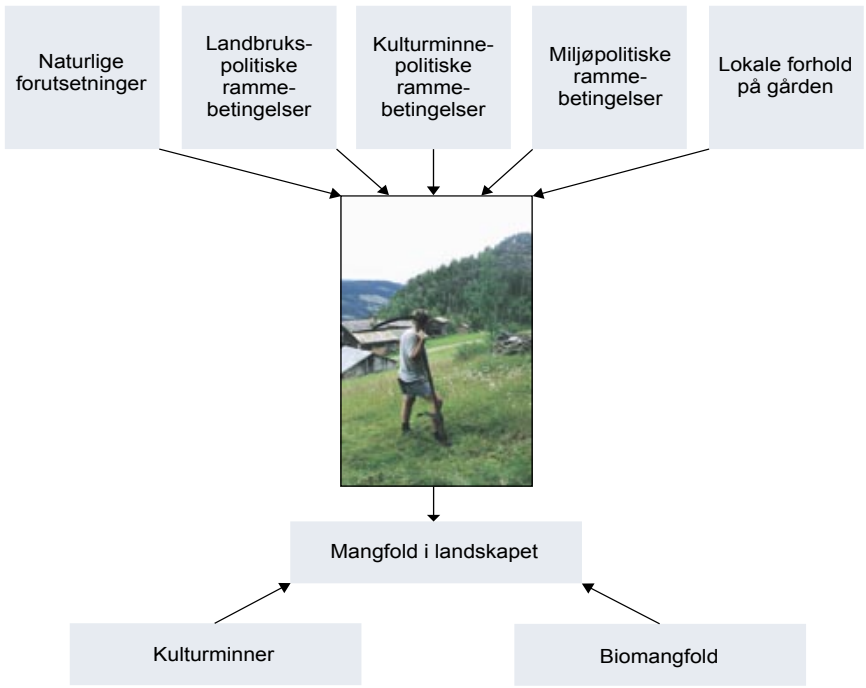
Margrete Skår, Børre Dervo, Grete Swensen (NIKU) og Odd Stabbetorp
Andre bidragsytere: Thomas Risan (NIKU), Anders Often og Svein-Erik Sloreid

Foto: Børre Dervo

Landbrukslandskapet er sterkt menneskepåvirket og i stadig endring. Med et tverrfaglig og historisk blikk på gårdslandskapet håper vi å bidra til et mer helhetlig og dynamisk perspektiv på forvaltningen av kulturlandskapet generelt, og på forvaltningen av det biologiske mangfoldet og kulturminner spesielt.

Mangfold i landskap – presisering av ståsted

Et viktig fokus i denne studien er at biologisk mangfold i kulturlandskapet er et resultat av samspillet mellom mennesker og natur. Vi benytter gårdstunet og omkringliggende landskap for å belyse sammenhenger mellom ytre påvirkningsfaktorer, bonden som aktør og mangfoldet i landskapet. Kartlegging og verdisetting av landskapets mangfold er preget av faglig bakgrunn, natursyn og verdisyn hos den som utfører kartleggingen. I dag er metodikken som brukes og de kriterier som legges til grunn ved verdisetting, sterkt preget av naturvitenskapen. Vårt utgangspunkt er at en bør se på alle typer mangfold som deler av et større, sammensatt tema. I samspillet mellom naturgitte og menneskepåvirkete faktorer endres artssammensetningen av planter og dyr, men også annet mangfold i landskapet, eksempel mangfoldet av kulturminner, påvirkes. Vi har valgt å belyse hvordan botanisk artsmangfold og mangfoldet av kulturminner på gårdstun endres i takt med bondens aktivitet, som igjen påvirkes av ytre rammebetingelser og drivkrefter. Det er bondens valg og handlinger som i størst grad bestemmer hvordan gårdslandskapet ser ut, og dermed legger premisser for mangfoldet i landskapet (**figur 3.1**). For å belyse at mangfoldet i landskapet stadig endres, studerte vi hvordan de ulike faktorene samspiller og eventuelt endrer mangfoldet i landskapet, over en tidsperiode på 50 år.



Figur 3.1. *Oppbygningen av studien, dvs. sammenhenger mellom ytre påvirkningsfaktorer, bonden som aktør og mangfoldet i landskapet. Foto: Børre Dervo.*

Figur 3.2. *Fulldyrket mark og natureng er to arealtyper med svært forskjellig artssammensetning. Tradisjonelt har det bare vært fokusert på naturenga ved bevaringen av arter knyttet til kulturlandskapet. Gjennom spesielle tilskuddsordninger prioriteres landskapselementer som i liten grad er et resultat av dagens landbruk. Den ene kulturlandskapstypen blir dermed, fra et forvaltningsmessig ståsted, mer "verdifull" enn den andre. Men et gårdslandskap vil alltid være i endring. Kanskje vil engtypen til venstre bli verneverdig om 50 år? Foto: Børre Dervo.*

Figur 3.3. *Hva som karakteriseres som et verneverdig kulturminne, er avhengig av hva det fokuseres på. En smie med aner tilbake til 1700-tallet vil nok de fleste være enige om skal bevares for fremtiden. Men hva med fødeRådsbygningen (kårboligen) som ble oppført på slutten av 1950-tallet. Er den verneverdig om 50 år eller vil den da allerede være revet? Foto: Grete Swendsen.*

Vi har valgt gården Kaus i Ringebu kommune i Gudbrandsdalen som studieområde. Denne gården representerer et ganske gjennomsnittlig gårdsbruk i regionen. Den har vært i kontinuerlig drift og har en blanding av gammelt og nytt med hensyn til bygningsmasse og driftsform. Det siste er viktig for å illustrere den stadige endringen som er naturlig i et landskap.

Et dynamisk og helhetlig perspektiv på mangfold i landskapet står til en viss grad i motsetning til fokuset på *arealvern* som dominerer i forvaltningen av biologisk mangfold. En ekspertorientert og verneorientert forvaltningspraksis fokuserer i større grad på verdien av enkeltarter og leveområder og i mindre grad på mennesket som handlende aktør. Verneorienteringen i forvaltningen kan eksemplifiseres gjennom idealiseringen av 1800-tallets kulturlandskap.

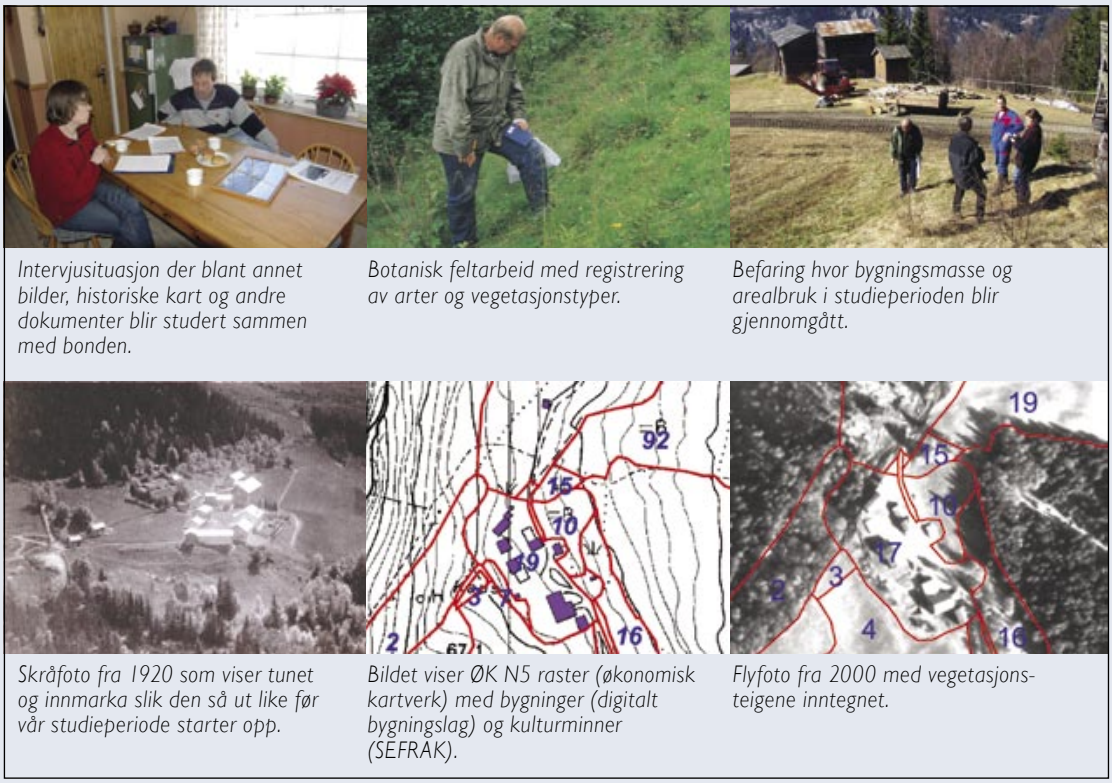
Ulike datakilder og tverrfaglighet

Et av våre utgangspunkter er at landskapet kan forstås, verdsettes og tillegges mening på ulike måter ut fra ulike ståsteder (fagbakgrunn, metoder, erfaring etc.). Der er derfor viktig å bruke ulike kilder for å belyse landskapets betydning (se **figur 3.4**). Forskergruppa har bestått av en samfunnsgeograf, en etnolog og to biologer, som gjennom tverrfaglig analyse har forsøkt å gi et helhetsbilde av gårdslandskapet, selv om vi i denne rapporten har hatt noe sterkere fokus på mangfoldet av planter enn kulturminner.

Mangfold i gårdslandskapet på Kaus i perioden 1945 – 2005

Vi har delt 50-års perioden vi studerer inn i tre tidsbolker. I **tabell 3.1** har vi listet opp

Kilder	Utbytte av ulike kilder
Dokumentstudier	Oversiktskunnskap om eksterne påvirkningsfaktorer/ drivkrefter
Intervjuer av nåværende og tidligere brukere av gården	Kunnskap om driftsformer, bygningsmasse og bruk av gården
Botaniske feltstudier	Kunnskap om arter og markslag/plantesamfunn
Bruk av SEFRAK-registeret	Kunnskap om alder på bygningene
Bruk av Økonomisk Kartverk	Kunnskap om markslag og bygninger
Bruk av skråfoto	Kunnskap om endringer og variasjon i landskapet
Bruk av flyfoto	Kunnskap om markslag
Bruk av historiske kart	Kunnskap om tidligere eiendomsstruktur og bygninger
Digital kartframstilling	Kombinasjon av ulike kilder



Intervjusituasjon der blant annet bilder, historiske kart og andre dokumenter blir studert sammen med bonden.

Botanisk feltarbeid med registrering av arter og vegetasjonstyper.

Befaring hvor bygningsmasse og arealbruk i studieperioden blir gjennomgått.

Skråfoto fra 1920 som viser tunet og innmarka slik den så ut like før vår studieperiode starter opp.

Bildet viser ØK N5 raster (økonomisk kartverk) med bygninger (digitalt bygningslag) og kulturminner (SEFRAK).

Flyfoto fra 2000 med vegetasjons-teigene inntegnet.

***Figur 3.4.** Ulike kilder og metoder som er brukt for å framskaffe informasjon om Kaus. Foto øverste rad: Børre Dervo. Foto nederste rad til venstre: privat.*

viktige eksterne påvirkningsfaktorer for de tre periodene. Påvirkningsfaktorene er delt inn i: landbrukspolitikk, miljøpolitikk og kulturminnevern. I **tabell 3.2** ser vi hvordan produksjonen og bygningsmassen har vært på Kaus i 50-årsperioden. De to tabellene presenterer i stikkordsform innholdet i øverste del av **figur 3.1**.

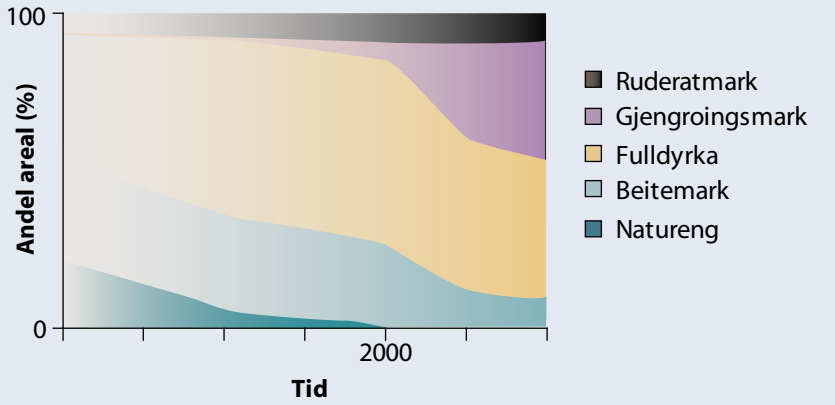
Perioden 1945-1960: I denne perioden ble kunstgjødsel tatt i bruk samtidig som driften ble mekanisert i stor grad. Gården hadde ennå kornproduksjon, samtidig som en hadde et variert dyrehold. Ulike produksjoner ble gjenspeilet av den varierte bygningsmassen. Det som i dag er kunsteng var den gang trolig kornåker og natureng. Teigblandingen den gang ga et

Tabell 3.1. *Viktige eksterne påvirkningsfaktorer i de tre tidsperiodene.*

1945-1960 Etterkrigstid	1960-1985 Oppgangstid	1985-2005 Nedgangstid
Landbrukspolitikk - Økt subsidiering - Importrestriksjoner - Selvbærende familiebruk - Mekanisering og kultivering	***Landbrukspolitikk*** - Økonomisk opptrappingsplan - Geografisk kanalisering av produksjonen - Kvoteregulering melk	***Landbrukspolitikk*** - Markedsorientering - Nedtrapping av økonomiske virkemidler - Miljøtiltak/tilskudds-ordninger, miljøkrav
Miljøpolitikk - Et "matnyttig" (antroposentrisk) fokus	***Miljøpolitikk*** - Miljøverndepartementet opprettet 1973 - Større fokus på ressursforvaltning og friluftsliv	***Miljøpolitikk*** - FMs miljøvern- og landbruksavdelinger opprettes, økt lokal forvaltningsmyndighet - Fokus på bevaring av arter og leveområder
Kulturminnevern - Fokus på vern av enkeltstående bygninger og monumenter - Enkelte tun og bygninger fredet - Større driftsbygninger pga mekaniseringen	***Kulturminnevern*** - Ny Kulturminnelov 1978 - Integrering av kulturminnevernet i miljøforvaltningen - SEFRAK registrering påbegynt 1975 - Store endringer i bygningsmassen i norske gardstun	***Kulturminnevern*** - Revisjon av Kulturminne-loven 1992 - Økt fokus på kulturmiljø i tillegg til enkeltbygninger - Økt regional myndighet - Innføring av STILK/SMIL-midler fra LD vektlegger også tiltak for kulturminner

Tabell 3.2. *Produksjonen og bygningsmassen på Kaus i de tre tidsperiodene.*

1945-1960 Etterkrigstid	1960-1985 Oppgangstid	1985-2005 Nedgangstid
Produksjonen på Kaus - Variert husdyrhold; sau, griser, hest, kyr og høner - Melkemaskin, traktor, høysvans etc. innført - Kunstgjødsel introdusert - Seterdrift	***Produksjonen på Kaus*** - Overgang til kun melkeproduksjon - Melkekvote innført 1983, 45.000 liter - 8-10 kyr, 4 okser - Seterdrift	***Produksjonen på Kaus*** - Ny eier 1985 (sønn) - Samme produksjonsform - Høytørke - Samdrift 2002 - 13 kyr, ingen okser - Seterdrift
Bygningsmassen - Eldre fjøs, låve, stabbur, eldhus m/loft, stall, grisehus, våningshus, føderådshus, sommerfjøs, smie, tørrstugu, sagbruk	***Bygningsmassen*** - Revet: Gammelfjøs, delvis låve, stall, grisehus og delvis våningshus. - Oppbygd/nybygg: Føderådsbygning, garasje, ny driftsbygning og ny del våningshus - Setra restaurert	***Bygningsmassen*** - Ominnredning og ombygging av fjøs - Gammel føderådsbygning revet - Nytt melkerom



Figur 3.5. *Anslag på fordeling av arealtyper på Kaus i studieperioden og framtidsbilde for de neste 40 årene, basert på flyfoto og andre fotografier, dokumenter, kart og intervjuer. Hovedutviklingen har vært at natureng har gått sterkt tilbake mens kunsteng har økt. De siste årene har beitemark og fulldyrket mark også blitt redusert, mens gjengroingsmark har økt noe. På Kaus skyldes dette hovedsakelig samdrift med nabobruket, som har ført til et overskudd på areal. I løpet av studieperioden har trolig mer kravfulle arter som bakkesøte, smalfrøstjerneblom og ulike marihåndarter forsvunnet, mens en rekke ugrasarter, hageplanter og grasfrøarter er kommet til slik at plantemangfoldet totalt har økt. Trolig vil antall arter stabiliseres rundt 200 en god stund framover.*

svært mosaikkpreget landskap med ulik type hevd, noe som ga småskalavariasjon med høyt botanisk artsmangfold. Skogen rundt gården var mer glissen pga beite og vedhogst, og dette skapte en randsone/overgangssone med høyt artsmangfold rundt gården. Tilgangen på dyrka areal var mindre enn i dag, og bl.a. den sirlige kantslåtten med ljå var med på å høyne artsmangfoldet.

Perioden 1960-1985: I denne perioden gikk en over til melkeproduksjon. Flere bygninger ble derfor revet mens bl.a. ny driftsbygning ble bygd. Ved at flere eldre bygninger ble stående sammen med de nye, fikk man et inntrykk av mangfold på gårdstunet i denne perioden. Kornåkeren ble til kunsteng, og om høsten ble kunstenga brukt til innmarksbeite. Det botaniske artsmangfoldet økte, men enkelte kravfulle arter ble mindre utbredt og enkelte arter som bakkesøte, smalfrøstjerneblom og ulike marihåndarter kan ha forsvunnet. Årsaken til dette var bl.a. økt bruk av kunstgjødsel og høyere grad av jordbearbeiding. Innsådde arter og spredning av ugras var med på å øke artsmangfoldet.

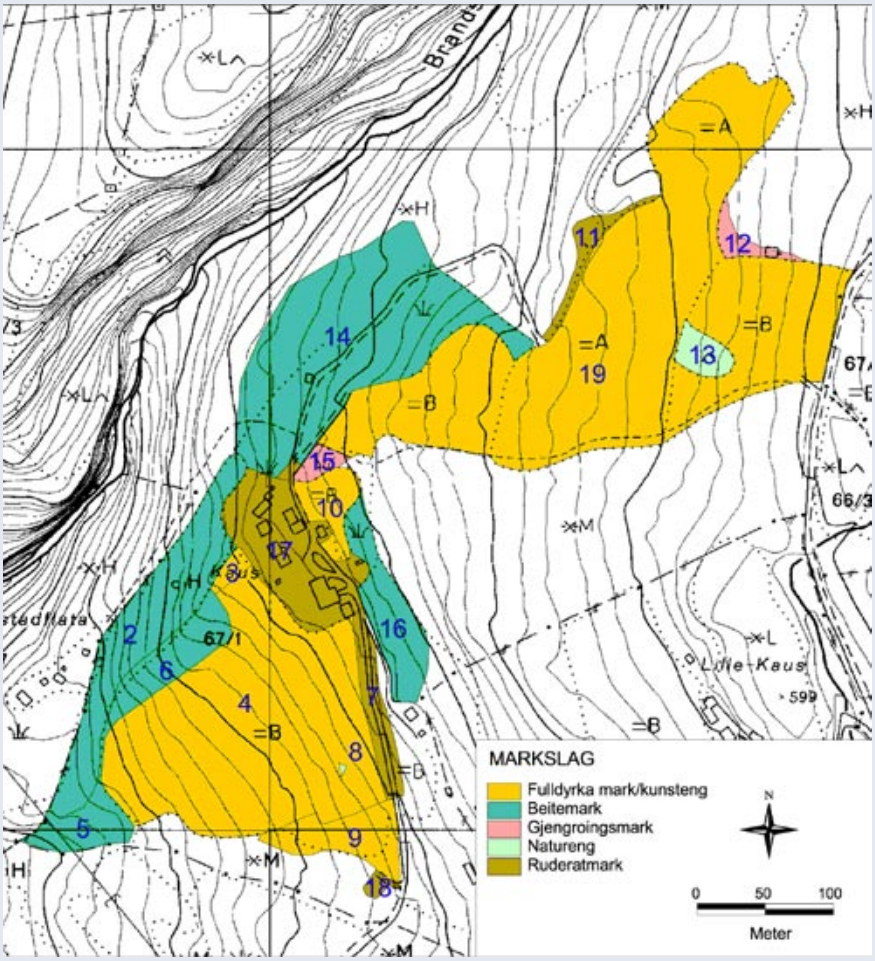
Perioden 1985 – 2005: Selv om en ny generasjon overtok i denne periode har det ikke skjedd vesentlige endringer i produksjonsform eller i bygningsmasse, selv om riving av en eldre føderådsbyning ga tunet et mer åpent inntrykk. Samdrift fra 2002 har gitt mer areal, og dermed vil nok noen områder gradvis gå ut av bruk, for eksempel den artsrike åkerholmen som tidligere ble slått om sommeren for å gi ungdyra ferskt gras. Kaus er likevel et gardsbruk i full drift, og paradoksalt nok, kan noen faktorer ved samdrift også bidra til å øke det botaniske artsmangfoldet, ved at skarpe kantsoner gror igjen, og fordi dyra i større grad beiter på kunstenga. Det siste avhenger av mengden kunstgjødsel som benyttes.

Arealtyper

Natureng: 135 arter ble funnet. Arealet utgjør totalt 1,1 daa. I en rute på 1 m^2 ble det funnet 35 arter. Natureng er et samlenavn for "gammelmodige" engtyper som ikke er pløyd på lenge, hvor det er brukt lite kunstgjødsel og hvor det ikke er dominans av innsådde engarter som timotei og raigras. I dag finnes naturenger ofte som småfragmenter i kantsoner, på spesielt bratte steder eller på steder hvor eieren bevisst tar vare på slike artsrike småflekker, eventuelt som rester på og rundt åkerholmer som har fått stå igjen. Typiske arter var aurikkelsveve, flekkgrisøre, gjeldkarve, jåblom, kattefot og vanlig marinøkkel.

Beitemark og beiteskog: 147 arter ble funnet. Arealet utgjør totalt 34,8 daa. I en rute på 1m^2 ble det funnet 17 arter. I dag er det ofte ikke så lett å skille mellom beitemark og natureng ut fra planteartene som vokser der. Når det gjelder artsmangfold er det småskala variasjon, beitetrykk og grad av gjødsling som avgjør om beitemarka er artsrik eller artsfattig. Typiske arter var flekkgrisøre, jåblom, kattefot, og vanlig marinøkkel.

Fylldyrka mark/kunsteng. 81 arter ble funnet. Arealet utgjør totalt 74,8 daa. I to ruter på 1 m^2 ble det funnet henholdsvis 5 arter og 7 arter. Dette er åker eller moderne eng som er pløyd, tilsådd med innført engfrø og gjødslet med kunstgjødsel. Artsmangfoldet er lavt og dominert av de innsådde artene som engkvein og engtimotei. Flest arter finnes i kantsonen. Andre typiske arter var raigras, jordrøyk, pengeurt, såpeurt og tunrapp.



Figur 3.6. *Innmarka på Kaus er botanisert og det er laget artslister for ulike deler av eiendommen Kaus. På bakgrunn av artslistene og observasjoner av vegetasjonstyper, er arealene delt inn i 18 ulike teiger som igjen er slått sammen til 5 ulike arealtyper.*

Gjengroingsmark: 93 arter ble funnet. Arealet utgjør totalt 1,4 daa. I en rute på 1 m^2 ble det funnet 17 arter. Dette er en arealtype som er i ferd med å etablere seg pga opphør av tidligere bruk. Ofte artsrike kantsoner. Typiske arter var bringebær, dunbjørk, geitrams og mjødurt.

Tun, vei, lagerplass etc. (ruderatmark): 162 arter ble funnet. Arealet utgjør totalt 10,2 daa. Dette er en samlesekk for ustabil mark som ikke er åker, så som gårdplasser, vegkanter, lagerområder og grustak. Variasjonen i habitattyper gir mange arter.

Mangfoldet i landskapet på Kaus i studieperioden – reduksjon eller økning?

Kaus representerer et ganske gjennomsnittlig norsk gårdsbruk med hensyn til størrelse, driftsform, bygningsmasse etc. Det er også, som så mange andre gårdsbruk, en lite bærekraftig økonomisk enhet som for tida ser seg om etter andre inntekstskilder på og utenom gården. En slik inntekstkilde kan ligge i det mangfoldet gården representerer, men alt avhengig av øynene som vurderer mangfoldet og hvordan det evt blir utnyttet.

Kaus har, på linje med andre gårdsbruk, gjennomgått en rekke moderniseringer i studieperioden. Denne utviklingen mot en mer mekanisert driftsform, ville nok mange tro har ført til en reduksjon i mangfoldet i landskapet. Men en generell tendens i gårdslandskapet er at det totale botaniske artsmangfoldet faktisk har økt noe på grunn av at ugrasarter, hageplanter og grasfrøarter er kommet til. Likevel har en del kravfulle kulturlandskapsarter gått tilbake eller forsvunnet fordi driftsformene er endret. Kanskje legger vi spesielt merke til dette fordi disse mer stedegne artene er viktige i vårt spesielt verdsatte 1800-tallslandskap.

Det er også en generell tendens i gårdslandskapet at mosaikken av ulike arealtyper blir mindre, dvs. at innmarka blir homogenisert. Dette har også vært tilfelle på Kaus, og her som andre steder, er det de spesielt artsrike arealtypene, som natureng, som har blitt borte. Likevel er det verdt å merke seg at tendenser til gjengroing på Kaus, i en overgangsfase, faktisk kan bidra til å øke det botaniske artsmangfoldet. Gjengroingen skyldes hovedsakelig samdrift som gjør at gården nå har økt tilgjengelig areal til beite og slått. Det fører lett til at skarpe kantsoner gror igjen. Både dette og mer beiting på kunstenga kan øke det botanisk artsmangfoldet.

Gårdstunet representerer et kulturmiljø der bygninger med aner tilbake til 1700-tallet står vegg i vegg med bygninger fra 1950-tallet og seinere. Mangfold kan her anvendes som en beskrivelse av en variert og sammensatt bygningsmasse med stor tidsdybde, hvor gårdstunet fremstår som et resultat av brukernes avveining mellom ønsker om vern og driftsmessige behov. Brukeren har siste år fått innvilget tilskudd til restaurering av tre eldre bygninger, men tilskuddene dekker bare deler av utgiftene, og restaurering ligger foreløpig på vent. Kanskje er slike deltilskudd et eksempel på en ekspertorientert forvaltning, som ikke helt er på bølgelengde med de rammebetingelser brukeren lever under.

En viktig oppsummering i studien er at vurderingen av mangfoldet i landskapet på Kaus er avhengig av hvordan en vurderer mangfold, hva en legger i begrepene mangfold av planter og kulturminner, og hva slags verdi en dermed tillegger ulike arter eller ulike kulturminner.

Erfaringer med å kombinere ulike kilder

Vi har erfart at det er viktig å prøve ut og ta flere kilder i bruk når en rekonstruerer landskap. For eksempel var det en utfordring for den som lever i landskapet å beskrive konkret hvordan endringene har vært, fordi endringsprosesser ofte går gradvis. Flere kilder utfyller hverandre, f. eks. informantenes kunnskap, bruk av eldre fotografier og de botaniske feltundersøkelsene. De siste ga et "øyeblikksbilde" av botanikken på Kaus, mens det å kombinere denne metoden med andre ga innsikt i utvikling over tid, og hvilke faktorer som styrer denne utviklingen.

Det å benytte eksisterende og tilgjengelige kilder med begrensete ressurser til disposisjon, er en situasjon også miljøforvaltningen står overfor i sin hverdag. Det var et mål for studien å sette kunnskapen fra ulike kilder sammen ved hjelp av digitale kartverktøy. Erfaringene våre indikerer at det vil være mulig å utvikle GIS-baserte modellverktøy som kan brukes til en mer helhetlig forvaltning av kulturlandskapet. Slike verktøy kan brukes til å predikere tap eller bevaring av arter og vegetasjonstyper ved ulik bruk av kulturlandskapet.

En integrert forvaltning er etterspurt

Miljøforvaltningen selv etterlyser en større grad av samordning og integrering i forvaltning av biologisk mangfold og kulturminner. Dette kommer tydelig fram i høringsutkastet til NoU 2004:28 "Lov om bevaring av natur, landskap og biomangfold".

Samtidig som politisk målsetting både innenfor landbruk, miljø og kulturminnevern sier at vi bør fjerne oss fra sektororienteringen og gå over i en mer overbyggende tilnærming i forvaltningen av kulturlandskapet, ser vi at forvaltningen i alle disse tre sektorene "sliter" med en statisk, planfundamentert og ekspertorientert fagtradisjon. Dette gjør det vanskelig å se at det finnes mange måter å tolke, verdsette og gi landskapet mening på. Et dynamisk og tverrfaglig perspektiv på landskapet, som vi har prøvd å utvikle en metode for i denne studien, blir lett oversett i miljøforvaltningen. Vi tror metoden kan være nyttig for å imøtekomme dagens miljøpolitiske målsettinger.

Foto: Kaare Aagaard

4. Artsmangfoldet i bylandskapet

Kjetil Bevanger, Tore Bjerke, Eli Fremstad, Jan Ove Gjershaug, Sverre Nistov, Alf Ivar Oterholm, Bodil Wilmann, Torbjørn Østdal og Kaare Aagaard

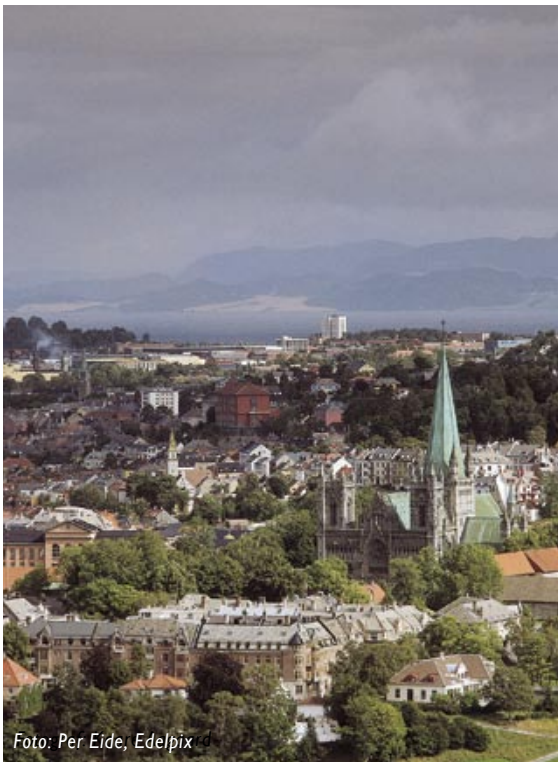


Foto: Per Eide, Edelpix

Selv om bylandskapet er gjennomkultivert, kan det være rikt på ville planter og dyr. Hvilke miljøfaktorer bestemmer forekomsten av disse artene, og hva betyr naturinnslagene for byens innbyggere?

Målsetningen for denne undersøkelsen var å identifisere, beskrive og kartfeste steder i Trondheim som har verdi for bevaring av byens biologiske mangfold. Vi ville også undersøke hvilke miljøfaktorer som bestemmer forekomsten av planter og dyr. Dataverktøyet GIS (geografisk informasjonssystem) er brukt for å lage prognoser for et større område basert på funn innen 56 undersøkelsesruter på 100 x 100 meter. Det ble foretatt en spørreundersøkelse for å klargjøre folks holdninger til dyr, planter og grøntarealer i bomiljøet.

Byens planter

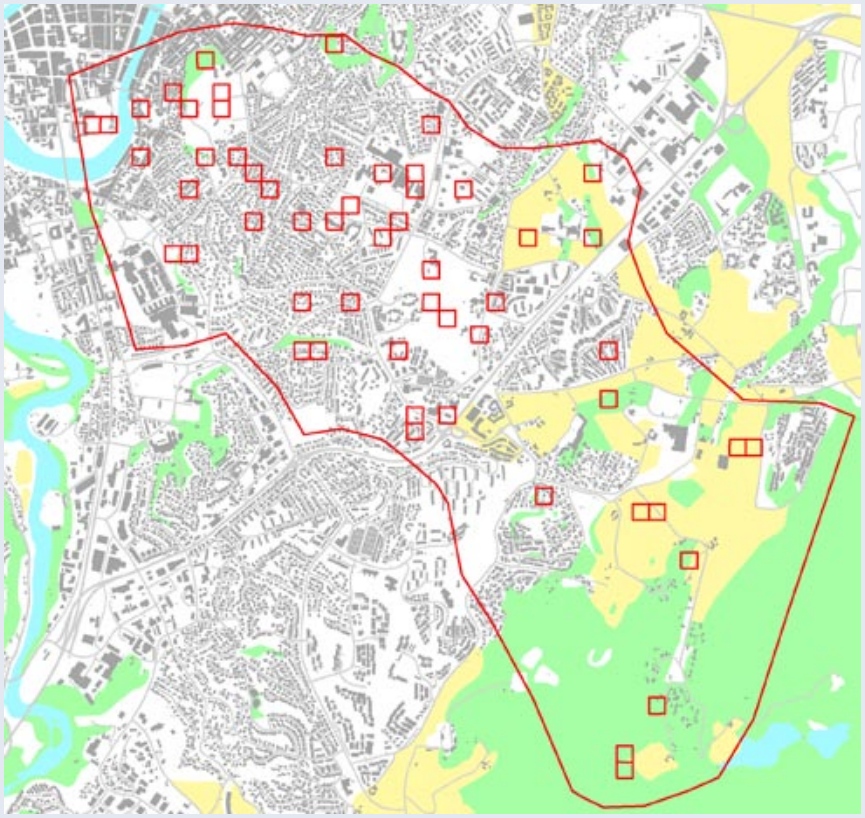
Veksten av Trondheim har påvirket byens flora på flere måter. Planter knyttet til våte voksesteder har blitt sjeldne. Skogene har fått flere fremmede arter. Åkerugras har fått dårligere levekår ved at åkerarealet er blitt sterkt redusert, men henger igjen i skrotemarksområder, på byggefelter og i samferdselsnettet. Handel, transport og anleggsvirksomhet bringer inn en del arter som opptrer spredt og sporadisk. Med tiden får noen av dem fotfeste og blir en del av byfloraen.

Under denne undersøkelsen registrerte vi 336 arter av karplanter. Dette tilsvarer omtrent en tredel av alle planter som gjennom tidene er registrert i hele Trondheim kommune. 202 arter ble registrert i bare 1-6 ruter, dvs. at to tredeler av artene opptrer spredt og gjør forholdsvis lite av seg. Svært mange av disse "sjeldne" artene er konkurransesvake og vokser på steder med tilrotet jord og åpent plantedekke (skrotemark) der hver plante har mye rom og lys. Andre arter som bare ble registrert noen få ganger er knyttet til voksesteder som er dårlig representert i rutene. En del myr- og barskogarter er funnet i få ruter, fordi det finnes lite myr og barskog i bylandskapet.

Om lag 20 arter forekommer i de aller fleste rutene, blant dem grasartene engkvein, hundegras, sølvbunke, kveke, rødsvingel, tunrapp og engrapp, og velkjente ugras eller engarter som ryllik, hundekjeks, tunbalderbrå, åkertistel, krattmjølke, groblad, engsoleie, krypsoleie, høymole, vassarve, ugrasløvetann, hvitkløver, hestehov og stornesle.

Enkelte hageplanter har spredt seg, og klarer seg i bylandskapet selv om de ikke hører naturlig hjemme i norsk natur. Noen sjeldne hageplanter har etablert seg på knauser og tørre berg (som bergknapparter og blankmispel), noen opptrer som ugras i gatebildet (akeleie, tunbalderbrå, dagfiol og platanlønn), mens andre har funnet seg til rette i skog og kratt (krøllilje, rødhyll og platanlønn). Det er vanlig at floraen i byer har en ganske stor andel fremmede arter.

For å bevare et stort mangfold av planter i bymiljøet, er det viktig å ta vare på gjenværende, naturlige voksesteder. Jo flere naturtyper (naturlige el. kulturpåvirket) som er representert i et bymiljø, jo flere arter vil kunne ha tilhold der.



Figur 4.1. *Plassering av 56 undersøkelsesruter i et transekt i Trondheim fra Midtbyen til Estenstadmarka.*

Byens fugler

Vi registrerte til sammen 28 fuglearter i hekketiden, dominert av gråspurv, skjære, blåmeis, gransanger, grønnfink, gråtrost og bokfink. Alle disse ble registrert i minst 20 prosent av rutene. Det var flest hekkende par av gråtrost, med 82 par innen rutene, dernest gråspurv, skjære, grønnfink og blåmeis på de neste plassene. Gråtrostens dominans skyldes at den gjerne hekker i kolonier.

I hekketida fant vi gråtrost, rødvingetrost, grønnfink, blåmeis, kjøttmeis, grønnfink, bokfink, grønnsisik, gransanger og løvsanger der det var trær i og i nærheten av rutene. Blåmeis, kjøttmeis, gransanger og grønnsisik var dessuten vanligst i nærheten av større skogsområder. De mest urbane av byfuglene, gråspurv og skjære, fant vi oftest der befolkningstettheten var høy og en stor andel av arealet var bebygd.

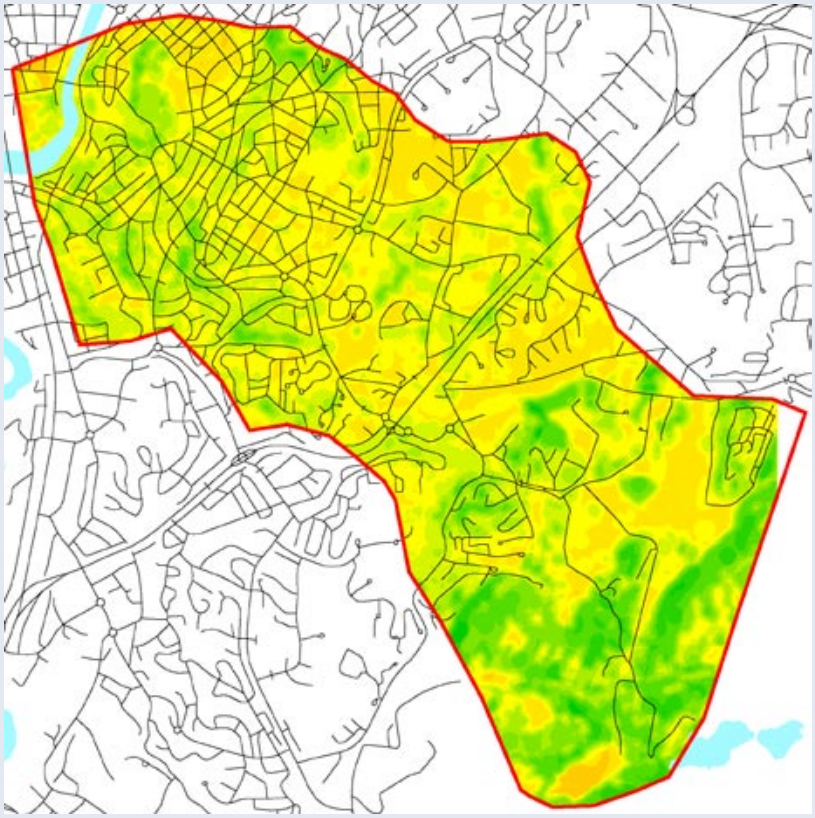
Av vinterfugler registrerte vi til sammen 19 arter i rutene, med skjære, kråke, blåmeis, kjøttmeis, gråspurv og grønnfink som de vanligste artene. Disse ble observert i minst 10 % av rutene. Gjennom spørreskjemaer til beboerne fikk vi inn opplysninger om ytterligere 10 arter. Det ble sett flest individer av blåmeis, gråspurv, skjære, kråke og kjøttmeis om vinteren. Vinterstid forekom blåmeis og kjøttmeis oftest der det var busker og små trær. Både for disse artene og for gråspurv hadde dessuten bebygde områder og foringsplasser positiv betydning for forekomsten.

Byens pattedyr

Grevlingen bruker grøntområdene i byen aktivt, særlig plenarealer, både i tilknytning til friluftsområder og parker, men ikke minst inne i villahagene. Grevlinger er meitemarkspesialister, og kortklippet gress gjør dem i stand til på en effektiv måte, å dra opp meitemark når disse kommer opp til jordoverflata om natta.

Elgen liker å beite i elvekantskogene langs Nidelva, og slike korridorer kan medføre at dyrene til slutt havner inne i bykjernen. Et annet gammelt dyretråkk leder så vel elg som rådyr, grevling og rødrev fra Estenstadmarka, via Granåslia til Bromstadbekkdalen og videre innover mot Strindheim.

Av små pattedyr i Trondheim har vi noen arter smågnagere, spissmus og flaggermus. Under store lemenår, som for eksempel i 1963, var lysgravene i Trondheim "fulle" av lemen. I smågnagerår opptrer ofte markmus i store mengder i områder med mye gras, som for eksempel i 2005. Den vanligste flaggermusarten i Trondheim er nordflaggermus. Ved bruk av spesielt lytteutstyr ("lyddetektor") er det i tillegg registrert vannflaggermus ved Teisendammen og Leirfossen. Det foreligger et gammelt funn av skimmelflaggermus fra august 1970. Dessuten foreligger det noe usikre synsobservasjoner av langøreflaggermus



Figur 4.2. *Kartet er resultat av en modellering der miljøvariabler er brukt for å lage en prognose for hvor det sannsynligvis finnes få eller mange ville og forvillede plantearter i en del av Trondheim. Sannsynligheten for mange arter øker fra orange via beige, gult, grønt til mørk grønt.*

fra Trondheim, men arten er vanskelig å påvise med lyddetektor.

Byens humler

Vi registrerte i alt 10 humlearter i rutene som ble undersøkt. Den vanligste arten var åkerhumle som ble registrert i 44 av rutene. Deretter fulgte steinhumle i 35 ruter, jordhumle i 32 ruter, trehumle i 7 ruter, hagehumle i 3 ruter, markhumle i 3 ruter og blåklokkehumle i 1 rute. Dessuten ble det registrert to arter gjøkhumler, *Psithyrus sylvestris* i 5 ruter og *P. bohemicus* i 2 ruter. Disse siste artene mangler norsk navn.

Antall humlearter i hver rute varierte fra null til fem (gjennomsnitt 2,6). I tillegg til de humleartene som vi fant inne i rutene, er følgende mer sjeldne humlearter registrert i Trondheim by: lynghumle, kløverhumle, nordlig jordhumle og gjøkhumlen *Psithyrus campestris*.

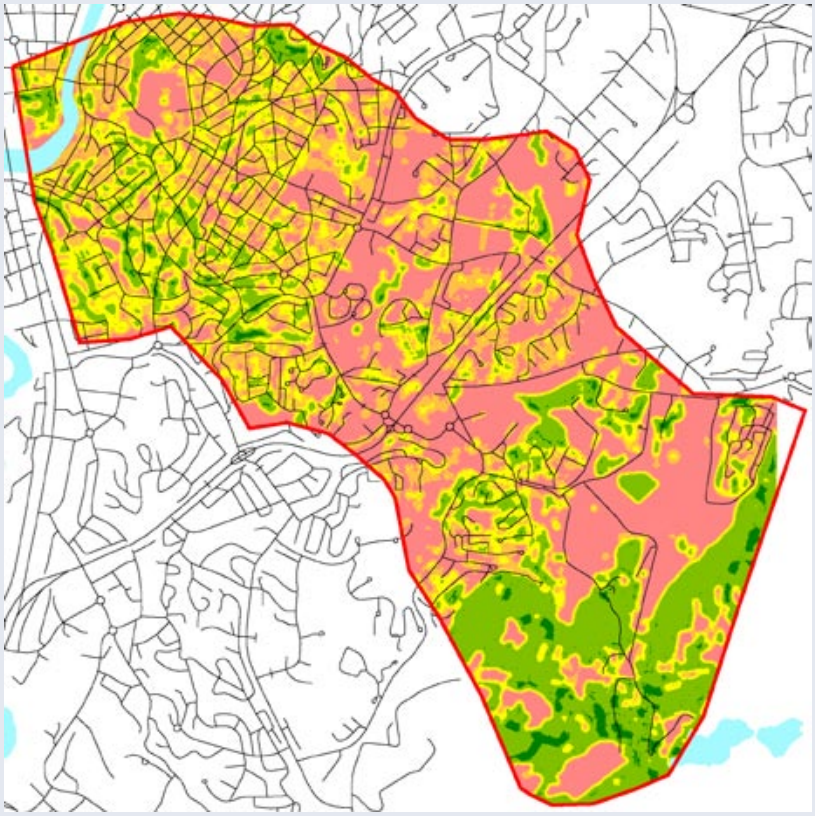
Det har tydeligvis skjedd endringer i utbredelsen av humler i Trondheim siden Astrid Løken foretok sine undersøkelser før 1973. Den gang var ikke steinhumle registrert. Kløverhumle er en sjelden art som ikke er funnet de siste årene på lokaliteter i byen, hvor den tidligere forekom. Vi kjenner ikke årsaken til disse endringene.

Byens sommerfugler

Omtrent alle sommerfuglarter har larver som spiser bladverk eller andre deler av trær og planter. Noen arter er spesialister som bare spiser på en planteart, men andre er funnet på to, tre eller mange plantarter. Derfor er det utvalget av planter i bymiljøet som først og fremst bestemmer hvilke sommerfuglarter som kan klare seg der. Noen plante-arter er mer populære enn andre og gir føde til mange sommerfuglarter, mens andre planter er så godt beskyttet med kjemiske stoffer eller andre mekanismer at bare larvene av en enkelt eller noen få sommerfugl-arter kan spise dem.

Ved siden av et fåtall dagsommerfugler, er det særlig målere og nattfly som er lett å observere i bymiljøet; de voksne sommerfuglene kommer gjerne til utelys om natta. En undersøkelse med lysfelle gjennom hele sesongen i et hage- og parkmiljø ved Kristiansten festning viste at 23 nattfly og 31 målerarter var vanlige i området. Dette er rundt en fjerdedel av alle måler- og nattflyarter som er kjent fra lavlandet i Trøndelag.

Av målere som vi fant, var det 14 arter som er kjent for å kunne leve på mer enn 4 ulike plantearter. Ti av artene kan spise 2 eller 3 plantarter og fire arter er bare kjent fra en plante-art. Det er særlig i gruppene som spiser bare en eller noen få plante-arter at det er forskjell på artsutvalget i byen og i hele fylket. De lite spesialiserte sommerfuglene finner seg oftere til rette i byen enn de spesialiserte,



Figur 4.3. *Her er en tilsvarende metodikk som i figur 2 brukt for å lage et kart som viser muligheten for at det finnes få eller mange hekkende fuglearter. Sannsynligheten for mange hekkende fugler øker fra rosa til mørk grønt.*

for over halvparten av sommerfuglartene som spiser mer enn 5 plantearter, er funnet i byen.

De mest populære fórplantene for målerne er trær og busker som seljearter, bjørk, alm og plomme. Maure-arter og lyngarter er de urtene som spises av flest sommerfuglarter.

Folks holdninger til dyr, planter og grøntområder

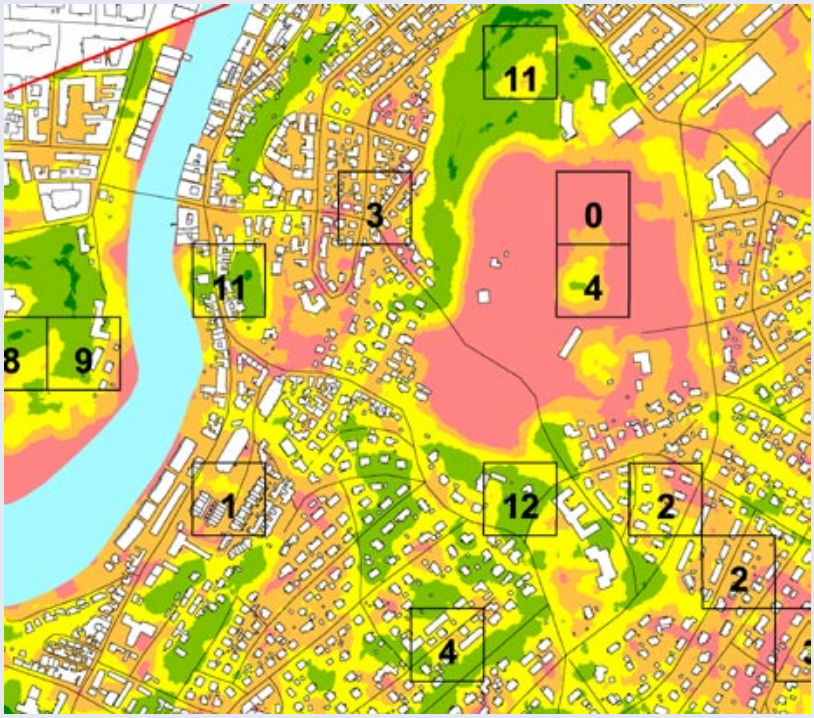
Undersøkelsen viser at folk i området liker småfugler, ekorn, sommerfugler, pinnsvin, and, gås og hund, og at de misliker biller, veps/bier, snegler, mus, mygg og rotte. Resten av de 24 artene som var med på lista ble plassert i en mer nøytral kategori. Folks interesse for dyr vises også ved at 25 % av de som svarte, hadde kjæledyr hjemme. Førti prosent la ut mat til fuglene, og en like stor andel svarte at de ofte observerte fugler utenfor boligen sin. Vi spurte om det var noen dyr i nærområdet som førte til problemer. Svært få syntes at dyr skapte mange problemer. Men ca. 29 % syntes at katter skapte problemer, mens 22 % mente det om hunder. Ellers var det 15 % som svarte at måker skapte små eller store problemer, og 8 % mente det om grevling og duer. Noe over 13 % krysset av for "andre arter", som i hovedsak ble oppgitt å være kråke og skjære.

Hele 92 % mente at fuglesang i bomiljøet var nokså eller svært behagelig. De ubehageligste lydene var bjeffing (61 % nokså eller svært ubehagelig), lyder fra plenklipper (56 %), lyder fra trafikk (55 %) og lyder fra måker (43 %).

I vår undersøkelse oppga 42 % "å observere fugler" som et viktig eller svært viktig motiv for sine turer i bo-området. Tilsvarende oppga 34 % at "å observere ville dyr" er viktig eller svært viktig motiv og 58 % at "å observere ville planter og trær" har svært stor eller nokså stor betydning for at de går turer i bo-området. Et annet viktig motiv for turer i bo-området var å lufte hunden. 16 % oppga at dette har betydning for at de går turer. For hundeeiere er dette det klart viktigste motivet for turer.

Resultatene fra undersøkelsen viser at folk foretrekker relativt åpne, parkaktige naturtyper med innslag av store trær i bo-området sitt, samtidig som de liker å ha tettere, mer naturlige naturtyper til rekreasjonsbruk i nærområdet. Resultatene viser også at folk har god forståelse for at variasjon i naturtyper er gunstig for å kunne opprettholde et rikt plante- og dyreliv.

Figur 4.4. *Sannsynlig forekomst av hekkende fugler, utsnitt fra figur 4.3. I undersøkelsesrutene er det gjengitt med tall hvor mange hekkende fuglearter som er registrert. Illustrasjonen viser også at miljøforholdene, slik de kommer fram etter GIS-analysene, har stor variasjon innen rutene. Sannsynligheten for høyt antall hekkende fugler øker fra rosa til mørk grønt.*



Figur 4.5. *Forekomst av grevlinghi i og ved studieområdet i Trondheim. Rød sirkel viser hi som er naturlig etablert i jord eller ur, trekant viser hi i tilknytning til byggverk, og firkant viser annen plassering av hi.*

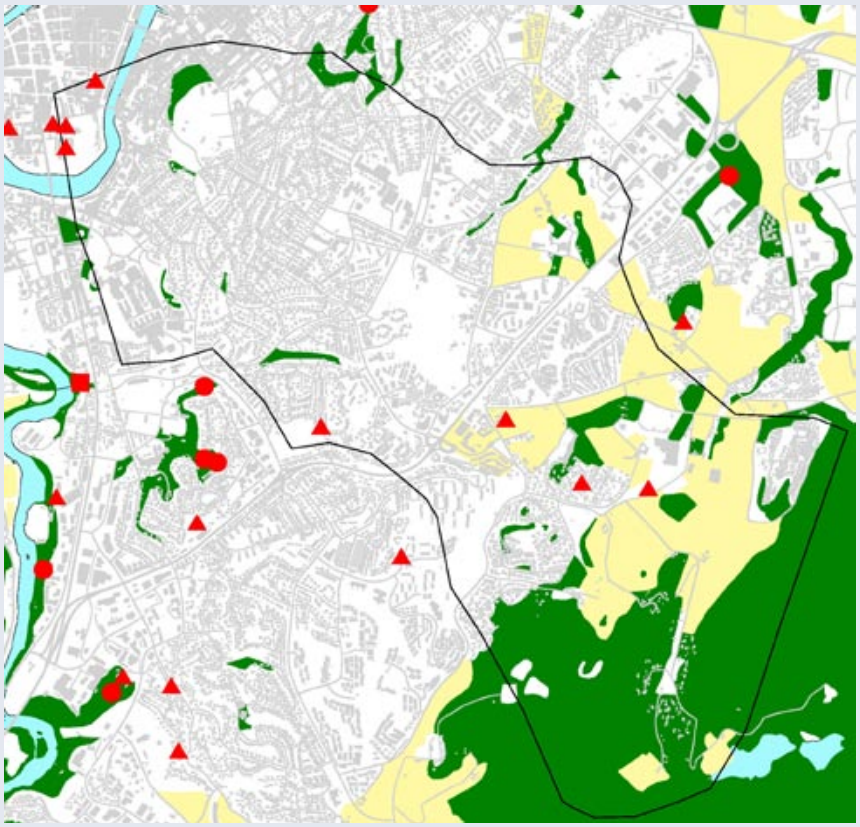


Foto: Guttorm N. Christensen.

5. Kortnebbgjess, landbruk og arealkonflikter i Vesterålen

Ingunn M. Tombre og Hans Tømmervik
Jesper Madsen (Danmarks Miljøundersøgelser)
Einar Eythórsson (Norut NIBR)

Foto: Guttorm N. Christensen.

Om våren stopper kortnebbgåsa i Vesterålen underveis til hekkeområdene på Svalbard. Her beiter de på dyrket innmark og legger opp fettreserver for siste del av reisen. På Svalbard er mattilgangen dårlig om våren på grunn av mye snø og is. Rasting i Vesterålen er derfor viktig for gåsas reproduksjon, men fører til store konflikter med landbruket.

For kortnebbgjess på vei til Svalbard for å hekke, er Vesterålen siste stopp på fastlands-Norge. Hver vår mellomlander mange tusen gjess i dette området, der de i løpet av mai hovedsakelig beiter på dyrket mark langs sjøen.

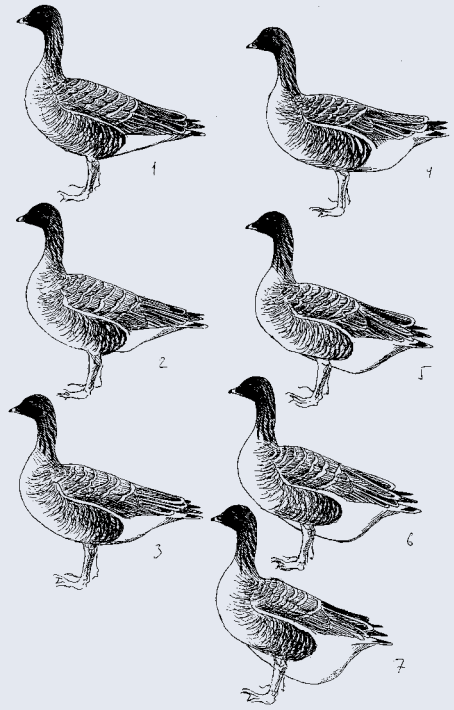
De fleste bestander av gjess som hekker i arktiske strøk, har økt kraftig i antall i løpet av de siste tiår. En av hovedforklaringene ligger i det europeiske landbruket, der beiteforholdene om vinteren er forbedret gjennom endret landbruksdrift med økt tilgjengelig areal og mer intensivt drevne marker. Svalbardbestanden av kortnebbgjess som raster i Vesterålen, tilbringer vinteren i Belgia, Nederland og Danmark, og bestanden har vist en økning fra om lag 15 000 individer i 1960-årene til i dag å telle mellom 40 og 45 tusen individer (i 2005). Denne økningen har også vært merkbar for bøndene i Vesterålen, som siden begynnelsen av 1990-tallet har vist sin misnøye gjennom økt bortjaging av gjess på dyrket mark. Fra å være et kjærkomment vårtegn forbinder i dag mange av Vesterålens bønder gjessene med avlingstap og frustrasjoner.

Forvaltning av gjess i Norge

Forvaltning av gjess har vært en utfordrende prosess i Norge. En effektiv viltforvaltning er i dette tilfellet ikke bare avhengig av biologisk innsikt. Menneskelige handlinger i form av endret arealbruk og næringsutvikling påvirker leveområdene for mange ville bestander, og for vellykket gåseforvaltning i Vesterålen behøves også innsikt i samfunnsvitenskapelige prosesser. Konflikten i Vesterålen har de senere år vært fastlåst, og for å forstå noen av de bakenforliggende årsakene til konflikten, har vi studert offentlig korrespondanse og intervjuet en del av aktørene i konflikten.

En nasjonal handlingsplan for forvaltning av gjess i Norge var utgangspunktet for flere lokale forvaltingsplaner. I Sortland kommune i Vesterålen ble det i 1996/1997 utarbeidet forslag til en lokal handlingsplan. I første omgang ble den ikke godkjent av regionale og nasjonale forvaltningsmyndigheter, hovedsakelig på grunn av at kompensasjon for gåsebeite til grunneier i form av penger var et av de foreslåtte fortvaltningstiltakene. Konflikten ble dermed fastlåst, til tross for at planen senere ble godkjent på et prinsipielt grunnlag, av Fylkesmannen i Nordland. Flere parter på ulike nivå var involverte (grunneiere, kommune, fylke, direktorat), og dette stilte store krav til kommunikasjon. For noen aktører var det også uklart hvor ansvaret og beslutningsmyndighet lå. Den nasjonale handlingsplanen, som den lokale planen var utarbeidet i henhold til, var heller ikke noe politisk forpliktende dokument, og i Sortland antok flere av aktørene feilaktig, at de deltok i en besluttende prosess med økonomiske konsekvenser. Da den lokale planen ikke ble godkjent og prosessen dro ut i tid, ble tilliten til

Faktaboks 5.1



Kondisjon hos gjess; hvordan måle denne uten å fange gjessene?

Oppbygging av fettreserver om våren er viktig for gjess. Reservene brukes både til vårtrekket og til produksjon av egg. Gjess samler slike reserver på buken, og ved å vurdere bukprofiler (se figur) kan vi gjøre en klassifisering av kondisjonen. Innsamling av kortnebbgjess med kjent bukprofil viser at den profilen fuglene er klassifisert med i felt stemmer bra overens med analyser av kroppens sammensetning. For kortnebbgjess er det vanlig å klassifisere i en skala fra 1 til 7, med 1 som tynneste kategori og 7 som den tykkeste. Observatørene sammenligner jevnlig sine målinger mot hverandre for å kalibrere metoden.

forvaltningsmyndighetene blant de lokale aktørene svekket.

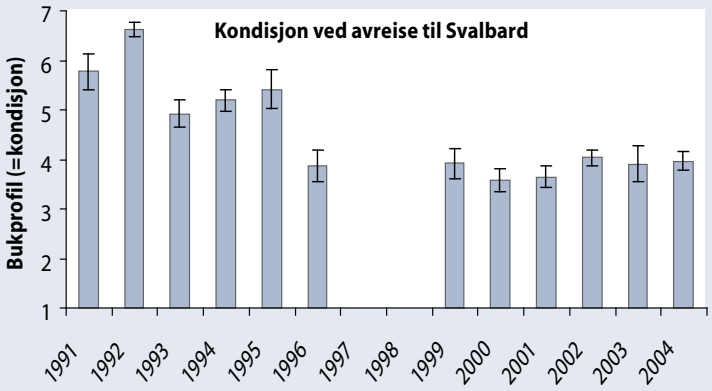
Jaging av gjess og konsekvenser for gjessene

Økende belastning av gjess på markene, og en ikke-godkjent forvaltningsplan, bidro til at mange av bøndene i Vesterålen iverksatte intensive jagekampanjer hver vår. Sett fra bøndenes synspunkt, var disse aksjonene vellykkede. Den økte jagingen har blant annet ført til at gjessene oppholder seg kortere i området, og mange gjess oppholder seg bare en eller to dager i Vesterålen slik at belastningen på markene blir mye mindre. For gjessenes del gir imidlertid dette utslag i redusert kondisjonen med lavere fettreserver når de drar videre til Svalbard (**se Faktaboks 5.1**), sammenlignet med tidlig på 1990-tallet (**Figur 5.1**). I enkelte områder der gjessene ikke jages er kondisjonsoppbyggingen imidlertid positiv (**Figur 5.2**).

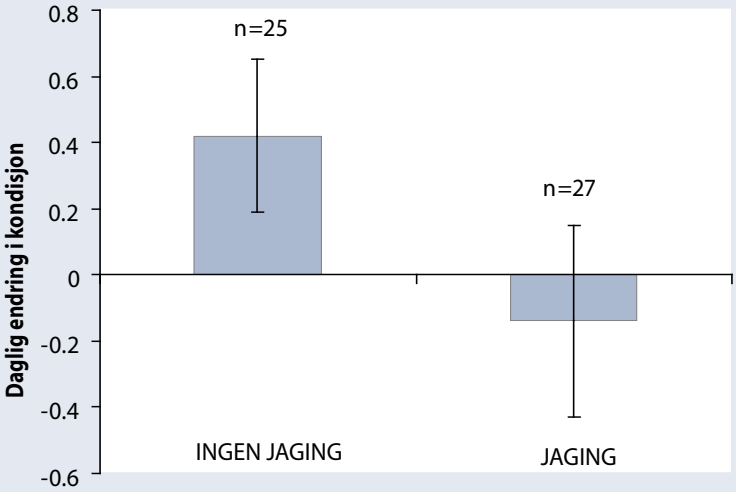
Basert på fjærdrakten registreres andel ungfugler i bestanden i Danmark hver høst som et uttrykk for hvor vellykket hekkesesongen på Svalbard har vært. Den årlige rekrutteringen til bestanden viser store variasjoner (**Figur 5.3**). De siste årene har det imidlertid ikke vært noe "topp-år", og trenden er nedadgående. Selv om forholdene på Svalbard er medbestemmende for hekkesuksess, har senere års jaging sannsynligvis påvirket bestandsveksten. I en teoretisk modell, der empiriske data er brukt som grunnlag, ser vi at jagingen påvirker kondisjonsoppbyggingen på trekket og at denne kondisjonen påvirker ungeproduksjonen og tilveksten til bestanden. Vi antar således at kondisjonen gjessene legger opp på vårtrekket, fungerer som en buffer til å håndtere de variable og uforutsigbare forholdene på Svalbard, og at en redusert buffer har negative konsekvenser for bestandsutviklingen.

Flere rasteplasser

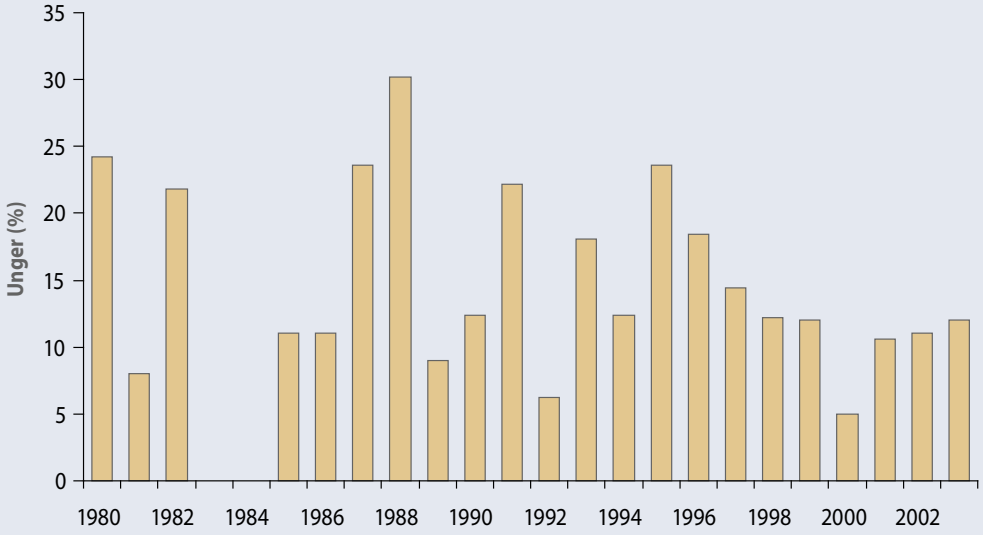
De fleste kortnebbgjessene som mellomlander i Vesterålen har også mellomlandet i Trøndelag, et relativt nytt stoppested (om lag 15-20 år). Gjessene skaper konflikter med landbruksinteresser også der. For langtlevende fugler som gjess, med mulighet for å opparbeide seg en viss erfaring, vil Vesterålen og Trøndelag ikke kunne ses atskilt når gjessenes trekkstrategier og individuelle valg vurderes. Den økende bruken av Trøndelag de senere årene, antar vi er et resultat av den intensive jagingen i Vesterålen. Modellberegninger viser at om jagingen blir like intens i Trøndelag som i Vesterålen, vil dette få negative konsekvenser for gjessene, og utslagene vil være størst om endringene skjer plutselig og individene ikke har hatt mulighet for å opparbeide seg erfaring.



Figur 5.1. *Kondisjon (fettreserver) hos kortnebbgås-hunner på rasteplassene i Vesterålen ved avreise til Svalbard. Verdiene er gjennomsnittsverdier, og antall hunner hvert år varierer mellom 26 og 66. Verdiene er i gjennomsnitt lavere i dag enn de var på begynnelsen av 1990-tallet. Se* ***Faktaboks 5.1*** *for beregning av kondisjon ved bukprofilregistrering.*



Figur 5.2. *Daglig endring i kroppskondisjon (bukprofil) hos kortnebbgåshunner som oppholder seg i områder i Vesterålen der de får gå uforstyrret, og i områder der de utsettes for intensiv jaging. Vertikale linjer angir 95 % konfidensintervaller. Antall hunner i hver kategori er angitt over hver søyle. I områder med intensiv jaging er det en negativ kondisjonsutvikling, mens det i områder uten jaging er en økning på bortimot en halv profilenhet per dag.*



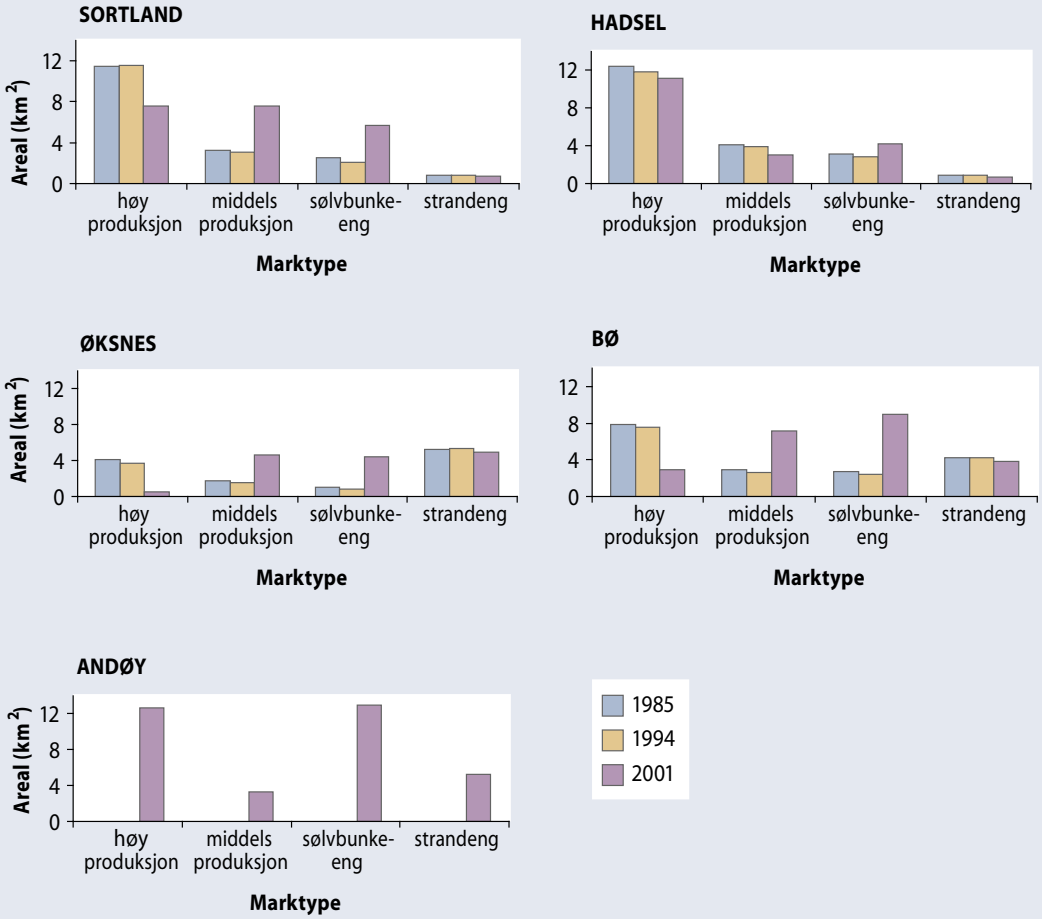
Figur 5.3. *Prosentandel ungfugler i Svalbardbestanden av kortnebbgås vurdert i vinterområdene i perioden 1980-2003. Ingen data tilgjengelig for 1983-1984.*

Gjengroing av kulturlandskapet

Flere forhold påvirker fremtidige konsekvenser for gjessene. I første rekke vil den fremtidige forvaltningen av gjess være avgjørende. Om både miljø- og landbruksinteresser inkorporeres, og det blir enighet om lokale og regionale gjennomførbare handlingsplaner, vil gjessenes forhold på vårtrekket gjennom Norge kunne bli tilfredsstillende. Et annet viktig aspekt er den praktiserte landbrukspolitikken. Tendensen er at norske kulturlandskaper gror igjen, og markene blir uegnet som beiteland for gjess. For Vesterålen sin del har vi på bakgrunn av satellittbilder fra 1980-årene til 2004, vurdert denne tendensen i de fem kommunene Sortland, Hadsel, Øksnes, Bø og Andøy (**Figur 5.4**). Vi beregnet arealet av fire ulike marktyper som er relevante for gjess: marker som er intensivt drevet med høy produksjon og sterk dominans av timotei, marker med middels produksjon, sølvbunkeenger som er delvis gjengrodde marker som ikke er holdt i hevd de senere år, og strandvegetasjon. Kun arealer under 100 m.o.h. ble inkludert. Endringer i arealene av de ulike klassene finner vi først og fremst etter midten av 1990-tallet. Mønsteret viser at arealet av den høyproduktive marken er redusert, med en tilsvarende økning i areal av mark med lavere produksjon og gjengrodde marker. Hadsel kommune har derimot bare hatt en liten reduksjon i slike høyproduktive marker. For Andøy kommune var bare ett satellittbilde tilgjengelig, og dette viser at markene drives i dag enten intensivt eller ligger brakk. Satellittbildene viser også at det generelt er lav tilgjengelighet av den naturlige strandengvegetasjonen i kommunene Sortland og Hadsel. Her er følgelig det meste av tilgjengelig areal dyrket mark. Registreringer viser at bøndene jager mest intenst på marker med høyest produksjon, noe som forhindrer at gjessene kan flytte seg fritt mellom ulike marker og få den variasjon i ulike næringstyper de behøver for det videre trekket. Om landbrukspolitikken i Norge fortsatt stimulerer til færre og mer intensivt drevne gårder slik at gjengroingen i de perifere områdene fortsetter, og om det ikke blir en løsning på den pågående konflikten mellom landbruksinteresser og rastende gjess, vil forholdene kunne gi dramatiske konsekvenser for bestanden av kortnebbgjess.

Mot en konfliktløsning?

I 2004 ble det over Landbrukets utviklingsfond (Statens Landbruksforvaltning) satt av en million kroner til tiltak vedrørende skader forårsaket av gjess i Nordland og Nord-Trøndelag for artene kortnebbgås, hvitkinngås og grågås. Hensikten var blant annet å prøve ut nye tiltak som kunne dempe konflikten mellom gjess og landbruksinteresser. Initiativet ble stort sett mottatt positivt, selv om det ble argumentert at det økonomiske tilskuddet var for lite. For gjessene har de ulike tiltakene gitt positive effekter i 2004, men det er et ønske at det etableres mer langsiktige ordninger. Evalueringen av denne ettårige prøveordningen vil kunne danne grunnlag for dette, og den politiske prosessen omkring varige løsninger er i skrivende stund i full gang.



Figur 5.4. *Arealberegninger (i km^2) i fire kategorier av såkalte gåsehabitater i fem kommuner i Vesterålen. Beregningene er hovedsakelig basert på satellittbilder fra 1985 og 1994 (Landsat 5 TM) og 2001 (Landsat 7 ETM+). Høy og middels representerer dyrket mark med ulikt produksjonsnivå og sølvbunke-eng er delvis gjengrodde marker som ikke er holdt i hevd de senere år. Strandeng er den "naturlige" vegetasjonen i strandsonen.*

Foto: Torgeir Nygård

6. Arealbruk på kysten påvirker dyrelivet

Arne Follestad, Thrine M. Heggberget, Stein Arild Hoem, Torgeir Nygård, Ole Reitan og Nils Røv

Foto: Nils Røv

Satsing på kystnæringer kan gi problemer for dyrelivet. Det kan gjelde omforming av landskapet som følge av nye og arealkrevende næringer og av det som disse fører med seg av bosetting, veibygging og annen aktivitet, eller introduksjon av fremmede arter. Man ser at veger og bygninger legger beslag på leveområder for oter, og at mink, innført fra Nord-Amerika, kan begrense hekkeutbredelsen til teist. Vindmøller har hittil hatt negativ virkning på havørn-hekking. Gjennom kunnskap og godt planarbeid kan en dempe motsetninger som endringene fører med seg.

Økologisk og økonomisk bærekraftige kystnæringer er tiltenkt en viktig rolle i framtida. Mot slutten av forrige århundre utviklet lakseoppdrett seg raskt til å bli en betydelig næring, og andre havbruksarter ligger i startgropa. Minkoppdrettets store æra er over, men har etterlatt seg en ny art i faunaen. Vi ser nå starten på en vindkraftetablering som tegner til å bli eksplosiv. Etableringen av ny virksomhet har ringvirkninger i form av bygninger, veger, ferdsel og trafikk, og utsetter faunaen for belastninger.

Vi ville belyse et mangfold av arealkonflikter på kysten, med utgangspunkt i eksisterende data fra flere tidligere prosjekter. Hensikten er at kunnskapen skal kunne benyttes til planarbeid og utvikling av avbøtende tiltak, for å dempe mulige konflikter. Vi har studert et økologisk laug (en gruppe arter som bruker de samme ressurstypene på samme måte) som består av fugl og pattedyr høyt opp i næringskjeden, og som alle er avhengige av både land og vann.

Oter og mink - i forhold til leveområdene og hverandre

Både oter og mink observeres ved bebyggelse og på steder med daglig aktivitet av mennesker, og vi kan finne spor og duftmarkeringer under bruer og i vegfyllinger av grov stein. Betyr det at menneskelig aktivitet har liten betydning for hvordan disse artene velger og bruker sine leveområder? De har store likheter i levevis og leveområder, men mens oteren forekommer naturlig, er minken en fremmed art i norsk fauna (**Faktaboks 6.1**). I minken har oteren fått en konkurrent på sin hjemmebane. Hvordan forholder disse to artene seg til hverandre?

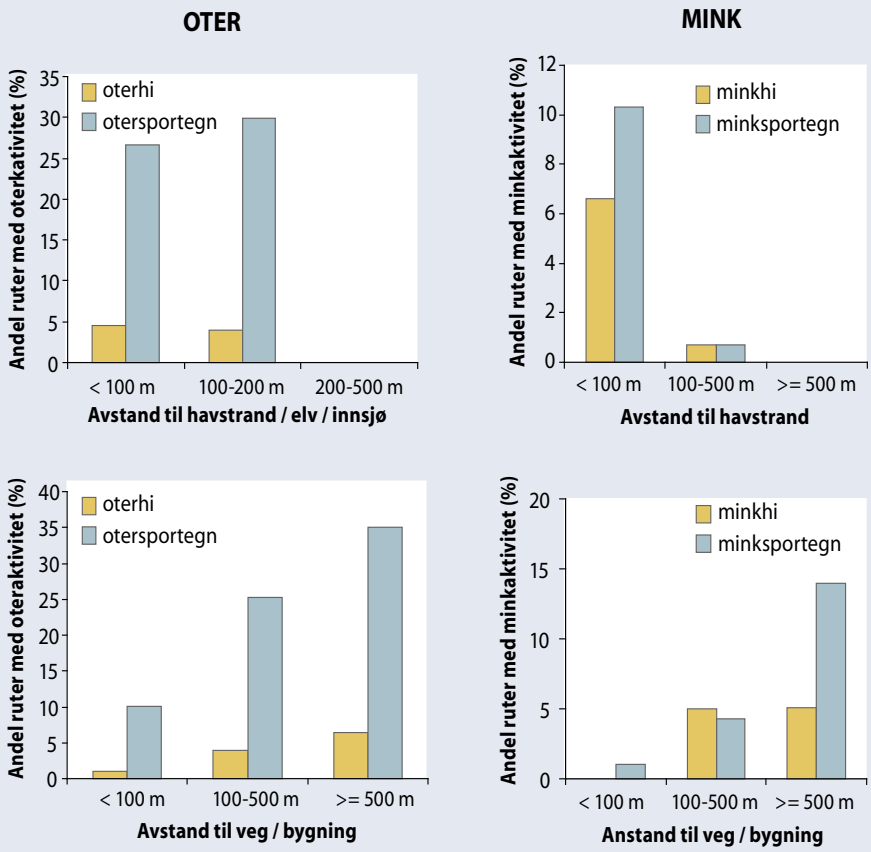
Sportegn avslører oter og mink

Både oter og mink etterlater seg sportegn i områder der de har mye aktivitet. Det gjelder særlig hi, stier, slitasjespor på grunn av pelsrubbing eller graving, markeringsplasser som duftmarkeres med ekskrementer og andre duftstoffer, og spor ved velbrukte bade-/drikkedammer med ferskvann. Tettheten av sportegn indikerer hvilke områder på land som er viktige eller foretrukket. Vannlevende dyr er en viktig del av næringen for både oter og mink. Sjøen, elver og innsjøer er derfor viktige landskapselementer for begge artene.

Minken er nært knyttet til strandsonen

Fordelingen av hi og sportegn i et studieområde i øykommunen Frøya (**figur 6.1**) tydet på at både oter og mink var mest aktive i god avstand fra veger og bygninger. Veg og bygninger hører som regel sammen, og virkningene av dem var derfor vanskelig å skille.

I dette området var minken svært knyttet til sjøen. Det meste av både hi og sportegn ble funnet innen 100 meter fra sjøkanten. Oteren benyttet både de sjønære områdene og områdene langs elver og ved innsjøer, men ingen sportegn etter oter ble funnet mer enn 200 meter fra sjø, elv eller innsjø. Mink ble sett omtrent like ofte som oter, og det ble funnet nesten like mange minkhi



Figur 6.1. *Fordelingen av hi og sportegn etter oter og mink i et kystlandskap på Frøya 1987-89 viser hvor viktig landområdene nærmest sjøen er for disse artene, spesielt for minken som hovedsakelig brukte en 100-meters sone langs sjøen. Oteren brukte også områdene langs elver og innsjøer. Arealene nærmest veger og bygninger var mindre attraktive for både oter og mink. Sportegnene var registrert i et 50x50 m rutenett som var angitt ved koordinater basert på 500-meter-rutene i økonomisk kartverk. Rutenettet ble digitalisert som et eget karttema for å kunne beregne avstand fra rutesentrum til sjø, ferskvann, veg og bygning for hver av de 578 rutene som ble kartlagt (ca 5 % av landarealet i studieområdet) .*

(24) som oterhi (26), men vi fant færre sportegn etter mink enn oter. Minken etterlater seg generelt færre sportegn enn oter, dessuten kan spor etter minken bli kamuflert av sporene etter den nesten ti ganger tyngre oteren.

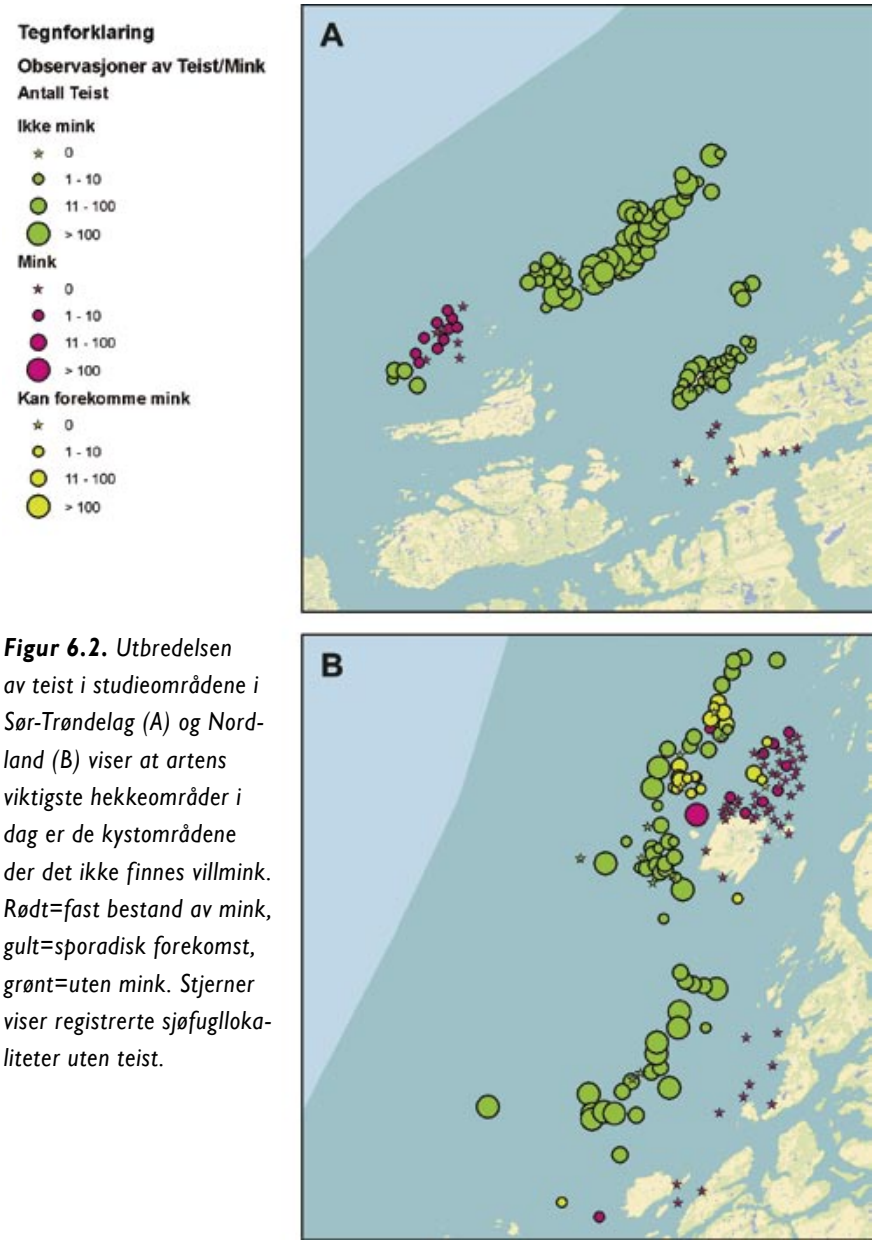
Taper minken i konkurranse med oteren?

Oteren synes å bruke en større del av kystområdet enn minken, slik vi fant på Frøya. Artene var omtrent like vanlige og delte leveområder langs sjøen. Antakelig var denne tilsynelatende tetthetsballansen og sameksistensen ustabil, for oterbestanden hadde nylig økt kraftig. På Nord-Vestlandet der oteren nå er reetablert, har minkbestanden gått kraftig tilbake. Dette er ikke tilfelle i områder lenger sør der det ikke er noen kjent oterbestand. I Sør-England gikk minkbestanden tilbake like etter at det ble satt ut oter i et tidligere oterfritt område. Minken etablerte seg i Norge i en periode da oterbestanden var på vei ned, og en teori har vært at introduksjonen av mink hadde en negativ virkning på oterbestanden. Det ser nå ut til at oteren kan være den dominerende av de to, og kan bidra til å holde minkbestanden nede. Ved å overvåke hva som nå skjer mellom de to artene i grenseområdet for oterutbredelsen på Vestlandet, har vi mulighet til å forstå mer av dette.

Viktige ressurser for oter og konflikter med fiskeoppdrett

For oter ble betydningen av naturtyper, lakseoppdrett i sjøen og bebodde hus undersøkt. Dette ble gjort i en større skala med varierende naturtyper og varierende oterbestand, fra Troms til Sør-Trøndelag, og fra inne i fjordene til ytre kyststrøk. Registreringsenheten var 600 m lange strandlinjer. Resultatene viste at for oter er grunne sjøområder (mindre enn 10 meters dyp), god tilgang på ferskvannsdammer i strandsonen og variert strandtopografi gunstige naturtyper. Dette gir tilgang til fiskeområder, drikkevann, utvasking av salt fra pelsen og godt skjul. I denne skalaen var det under ellers like forhold ingen påviselig effekt av bebodde hus, mens tettheten av sportegn var høyere i områder med fiskeoppdrett.

For fiskeoppdrett er oter en konfliktart, der byttedyr og menneskelig aktivitet er konsentrert på samme sted, og oteren er lite velkommen. Oteren er fredet, men det gis noen tillatelser til å felle oter ved fiskeoppdrettsanlegg, og de felte dyra fordeler seg på begge kjønn og alle aldersgrupper. For oter har tilgang på fisk i merdene høy prioritet på tross av risiko, uansett alder og kjønn. En må derfor regne med at om en skulle fjerne otrer fra oppdrettsanlegg i et omfang som er så stort at konflikten blir vesentlig redusert,



Figur 6.2. *Utbredelsen av teist i studieområdene i Sør-Trøndelag (A) og Nordland (B) viser at artens viktigste hekkeområder i dag er de kystområdene der det ikke finnes villmink. Rødt=fast bestand av mink, gult=sporadisk forekomst, grønt=uten mink. Stjerner viser registrerte sjøfugllokaliteter uten teist.*

så vil det få en merkbar negativ virkning på bestanden. Det er indikasjoner på at veksten i oterbestanden har stagnert og at bestanden er på vei ned. Vi vet ikke hvorfor, men den er også utsatt for trusler som påkjørsler (se kap. 11) og drukning i fiskeredskap. Bestandsutviklingen bør derfor overvåkes nøye.

Minkens betydning for hekkende teist

Den arealmessige fordelingen av hekkende sjøfugl er på flere måter påvirket av menneskets aktivitet. Da minken etablerte seg på kysten førte dette trolig til betydelige endringer i sjøfuglenes forekomst og utbredelse, men dette er mangelfullt dokumentert. Ved å studere dagens utbredelsesmønster hos sjøfugl, kan vi imidlertid få verdifull kunnskap om minkens innvirkning på kystfaunaen.

Hekketradisjoner

Sjøfuglene hekker gjerne i kolonier og er sårbare overfor landlevende rovpattedyr, som rev og mårdyr. Deres mottrekk er å hekke på øyer og holmer uten slike rovdyr. Minken har imidlertid gjort mange av disse hekkeplassene mindre trygge enn før.

Alkefuglene har en stereotyp hekkeatferd, og de er sterkt tradisjonsbundne i valg av hekkeområder. Teisten regnes som spesielt sårbar overfor mink fordi den hekker i steinurer og bergsprekker, oftest nær sjøen, der også minken har sine optimale tilholdssteder.

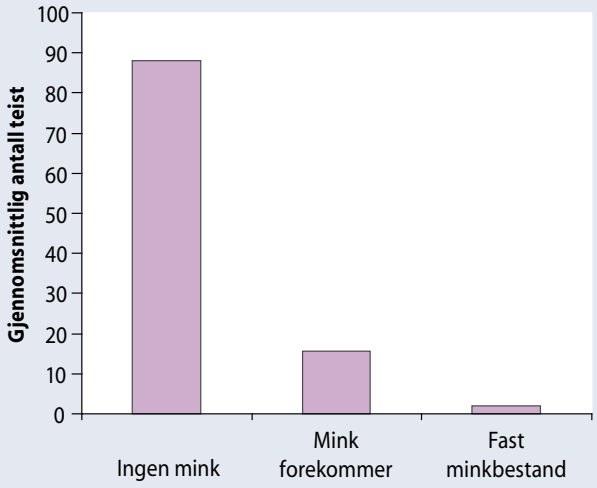
Sjøfugldatabasen og lokalkunnskap om mink

Vi har undersøkt sammenhengen mellom hekkende teist og minkens utbredelse i to områder på kysten av Midt-Norge. I NINAs database for hekkende sjøfugl finnes detaljert informasjon om teistbestanden, hovedsakelig basert på en omfattende sjøfuglkartlegging på 1980-tallet, og vi brukte all tilgjengelig informasjon om minkens utbredelse, fra lokalbefolkning og fiskere, rapporter og egne observasjoner.

Studieområdene var 1) Frøya, Ørland og Bjugn i Sør-Trøndelag og 2) Leka i Nord-Trøndelag, og Bindal, Sømna, Brønnøy og Vega i Nordland. I analysen inngår data fra 270 lokaliteter. Forekomsten av minken ble delt inn i tre grupper: 1) Områder med fast bestand, 2) områder med sporadisk forekomst, inkludert egg- og dunvær der det har foregått systematisk og vedvarende bekjempelse av arten, og 3) områder der arten ikke er påvist.

Minkfrie øyer er viktige for teisten

I det sørlige studieområdet finnes betydelige minkfrie kystområder både på Frøya og i Bjugn, men ikke i Ørland. Spesielt viktige områder for teist i dette området er Froøyane, Melstein og Tarva. I det nordlige studieområdet er Sklinna, Hortavær, Gimsan, Horsværet og omkringliggende egg- og dunvær, samt de sør- og vestlige deler av Vega-skjærgården viktige (**figur 6.2**). Opp til 1200 teist har hekket på det meste på en av lokalitetene. Det var en klar negativ



Figur 6.3. *Antall hekkende teist er betydelig større på de lokalitetene der det ikke finnes mink enn der det er fast minkbestand, eller der den bare forekommer sporadisk*

sammenheng mellom teistbestanden og forekomsten av mink (**figur 6.3**). I dag finner vi de aller fleste store teistkoloniene i områder uten mink. På de minkfrie lokalitetene fantes det i gjennomsnitt ca 90 teist, mens det i områder med fast minkbestand i gjennomsnittet bare var 2 individer. Også i områder med sporadisk forekomst av mink var det langt færre teist enn i de minkfrie områdene.

Vi anser områdene med og uten mink stort sett som sammenlignbare. Hvilke andre årsaker som påvirker teistens utbredelsesmønster er ukjent, men minkens predasjon på sjøfugl er godt dokumentert i andre studier. På De britiske øyene er det funnet at minken negativt påvirker forekomsten av vånd, som er en smågnager med stor utbredelse på kysten.

En innført art som mink, ser altså ut til å ha stor betydning for den arealmessige fordelingen av teist langs kysten. Dette illustrerer at menneskelig aktivitet (som pelsdyroppdrett) kan ha negative effekter på kystfaunaen. Resultatene viser også at for å forstå endringer i artenes utbredelse og antall, er det helt nødvendig med kunnskap om samspillet mellom de ulike artene. Fremtidig utvikling av oterbestanden langs kysten kan ha mye å si for minkens forekomst, og dermed også for hvor sjøfuglene kan finne trygge hekkeplassene i fremtiden.

Arealkonflikter mellom havørn og vindmøller på kysten

Norge har Europas største bestand av hekkende havørn, med nesten halvparten av antallet kjente par. Den er derfor en spesiell norsk ansvarsart, og står på Rødlista over truete arter. Havørna holder seg som regel 500-1000 m unna menneskelig inngrep som trafikkerte veier og bebodde hus. Par som hekker nærmere får som regel dårligere hekkeresultat enn andre. Hvordan vil havørna forholde seg til de mange vindkraftanleggene som nå bygges langs kysten (**Faktaboks 6.2**)?

Smølas tette hekkebestand av havørn

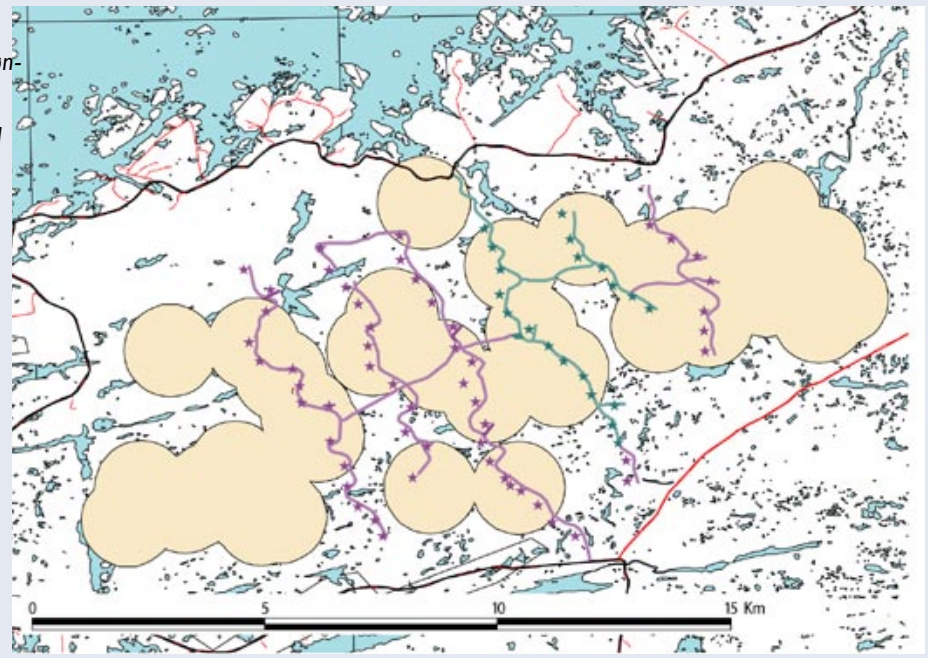
Den tette hekkebestanden av havørn i området på Smøla, hvor et av de første store vindkraftanleggene i Norge skulle bygges, ga en god mulighet til å undersøke hvordan denne arten reagerer på et nytt og fremmed element i omgivelsene. Her forelå det siden midten av 1970-tallet opplysninger om hekkeplasser og reproduksjon.

Før utbyggingen hekket havørn jevnt fordelt i hele utbyggingsområdet, i en tetthet som var høyere enn de fleste andre steder (**figur 6.4**). Den høye tettheten var mulig fordi ørna bruker det indre av øya bare til hekking, mens den finner maten i de store grunne sjøområdene rundt øya. Det er relativt enkelt å konstatere om et havørnpar hekker eller ikke.

Havørna taper areal til vindmøllene

Etter hvert som byggingen av møller og veger har gått fram, har de tidligere hekkende havørnene blitt fortrengt. Ingen berørte par fikk fram unger i 2003-2004 (**figur 6.5**), men vi vet ikke om havørn med tiden klarer å venne seg til vindmøllene, og hekke i eller tett inntil parken, eller om vi ved fremtidige vindkraftprosjekter må regne med at havørna fortrenges fra utbygningsområdene.

Nå hekker havørn mer enn 1 km fra vindmøllene. Men hva skjer med ungfuglene fra slike nærliggende reir, etter hvert som de forlater reiret? Vil de være

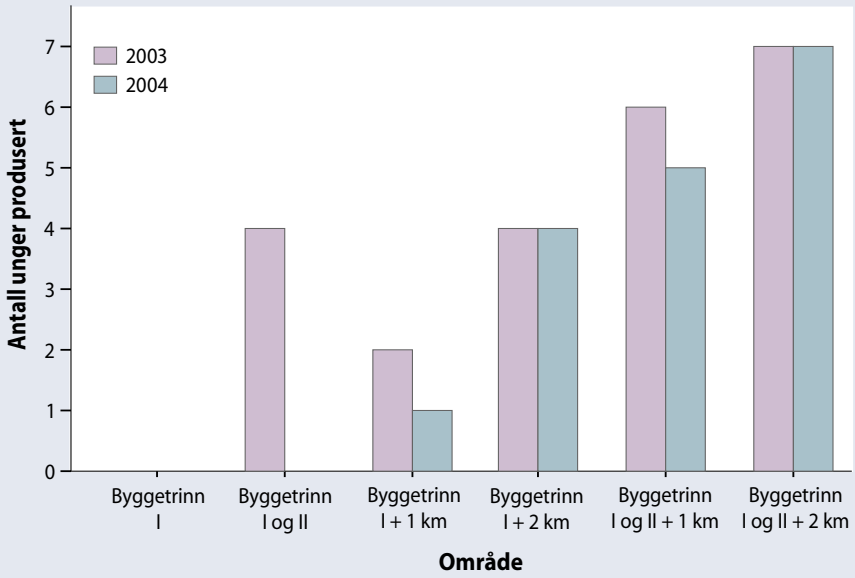


Figur 6.4. *Nordlige deler av Smøla, med vindparkens utbyggingstrinn (grønne stjerner og veger = byggetrinn I, lilla = byggetrinn II), og områder med kjente havørnreir før utbygging. En buffersone på én km er trukket rundt hvert reir. Etter at møllene og vegene var bygd gikk de nærmeste reirene ut av bruk.*

utsatt for kollisjoner med vindmøllene? For å svare på det spørsmålet måtte vi bruke ny teknologi (**Faktaboks 6.3**).

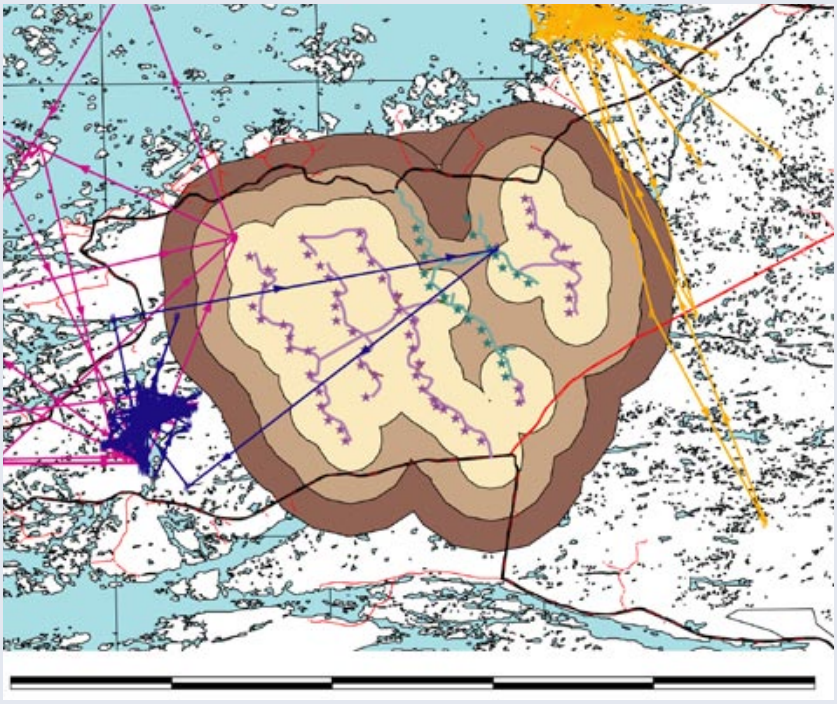
Havørnene unngår vindmøllene i godvær

Så langt tyder våre resultater på at ungfuglene nødig beveger seg inn i vindmølleparken, slik at risikoen for kollisjon skulle være liten (**figur 6.6**). Kanskje unnviker fuglene møllene, men det er også mulig at korteste veg til matsøk i sjøen går utenom vindmølleparken. En av ungene forflyttet seg til et område nærmere sjøen etter ca en måned (**figur 6.7**). Dette tolker vi som en atferd som er tilpasset foreldrenes transport av mat langs en korridor inn mot hekkeplassen. Havørna har ofte faste korridorer den trafikkerer, spesielt når territoriene ligger tett. På denne måten synes havørnpar å unngå konflikter med artsfrender.

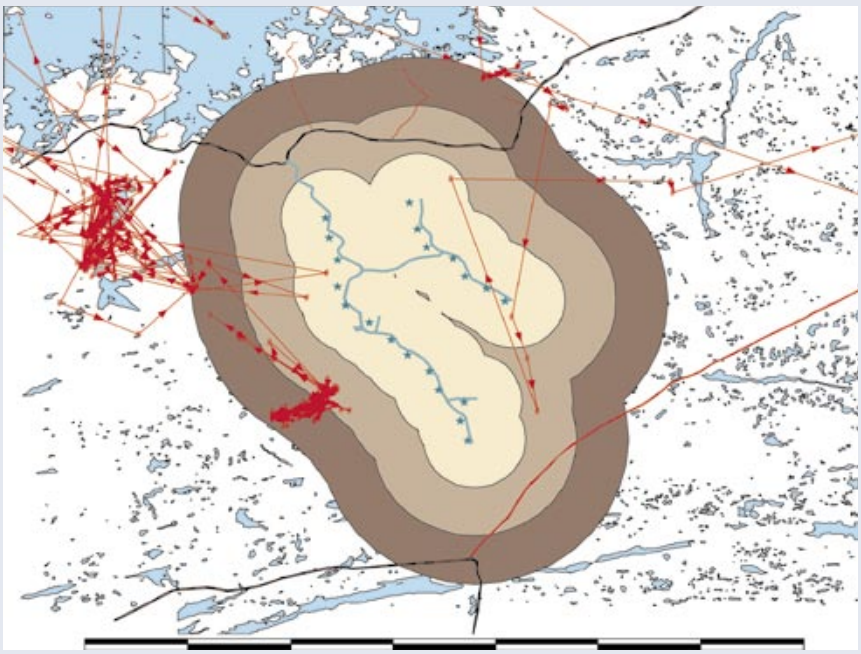


Figur 6.5. *Ungeproduksjonen hos havørn innenfor Smøla vindpark og i områdene rundt i 2003-2004.Trinn I ble bygget september 2001 – september 2002. Byggetrinn II ble påbegynt oktober 2003 og skal være ferdig oktober 2005. Innenfor byggetrinn I er det ikke produsert unger etter etableringen. Innenfor trinn II ble det produsert fire unger i 2003, men ingen året etter. Utenfor en avstand på 1-2 km fra nærmeste inngrep er det liten eller ingen endring i ungeproduksjonen.*

Vil havørn miste sine arealer til vindmøllene? Så langt ser svaret ut til å være ja. De hekkende parene har blitt fortrengt av aktiviteten i området. Et åpent spørsmål er om fuglene etter hvert vil venne seg til møllene, og begynne å jakte på fugler som trekker og mellomlander i vindmølleparken, som for eksempel grågås, med den risikoen det medfører? Og hvordan er havørnas atferd i den mørke årstida og i dårlig vær? Er det forskjell i atferd mellom unge og voksne individer? Dette er spørsmål som vi håper å få svar på i framtida. Erfaringer fra dette prosjektet kan være til stor nytte i planleggingen og utformingen av nye vindkraftanlegg.



Figur 6.6. *Bevegelsene etter utflyging fra reiret til 3 ungfugler av havørn merket med GPS-baserte satellittsendere sommeren 2004 viser at de bruker vindparken lite. Hvert individ er angitt med ulik linjefarge. Buffersoner på 1, 2 og 3 km rundt møllene til byggetrinn 2 er inntegnet. Byggetrinn 1 var fullført på dette tidspunktet, men bare veiene til trinn II.*



Figur 6.7. *Bevegelsene etter utflyging fra reiret til en ungfugl av havørn merket med GPS-basert satellittsender sommeren 2003 viser liten aktivitet nær møllene. Fuglen flyttet seg til et område NV for reiret etter ca en måned. Her ble den sannsynligvis matet av foreldrene som kom inn med mat fra sjøen. Dette kan ha styrt bevegelsene til denne ungen, så det er ikke sikkert at det observerte mønsteret er en ren unnvikelses-effekt. Buffersoner på 1, 2 og 3 km rundt møllene til byggetrinn 1 er inntegnet.*

Konklusjon

Menneskets aktiviteter langs kysten påvirker artene som naturlig lever der. I forbindelse med store utbyggings-prosjekter er det kamp om de samme arealene. Dette medfører konflikter av ulike slag. Noen ganger kan de naturlig forekommende artene være til plage for næringsvirksomhet, da de kan gjøre skade på anlegg og produksjon gjennom at de tiltrekkes til stedet på grunn av mattilgang. I andre sammenhenger kan nærings-virksomhet og aktivitet føre til at arter fortrenges. Vi må være oppmerksomme på hvordan naturen rundt oss endrer seg over tid, og skaffe oss økologisk kunnskap og innsikt om hvordan dette griper inn i de ulike artenes livsvilkår og innbyrdes sameksistens. Bare på denne måten kan vi gjøre skadevirkningene av vår egen aktivitet så små som overhodet mulig for andre arter. Over tid kan ny virksomhet gi store effekter på selv de mest vanlige artene, slik man har sett så mange ganger tidligere.

Faktaboks 6.1

Mink – en innført art

Nye arter som mennesket med eller uten hensikt innfører i norsk natur, kan gjøre stor skade på de artene som allerede finnes der. Virkningene av en ny innført art kan være vanskelig å vise uten gode studier på forhånd, men for minken kan vi nå vise et eksempel på effekter.

Mange sjøfugler er tilpasset å hekke i områder uten rovdyr. Da minken etablerte seg på kysten, endret dette livsvilkårene for flere arter. En art som viste seg å være særlig sårbar, var teisten. En studie av dens utbredelse i Midt-Norge viser at det finnes svært lite hekkende teist i områder med mink.

Minken hører naturlig hjemme i Nord-Amerika. Den forvillet seg i Norge etter rømming fra pelsdyrfarmer. Den etablerte seg i norsk natur i 1930-åra.

Særlig etter andre verdenskrig dannet rømt oppdrettsmink grunnlaget for en livskraftig og sterkt økende minkbestand. Arten ble tallrik særlig langs kysten. Mink er et allsidig og effektivt rovdyr, godt tilpasset et liv i tilknytning til vann, både ved sjøen og i innlandet. Artens predasjon på sjøfugl er godt dokumentert, både i Norden og på De britiske øyene. I Norge er det antatt at minken har redusert bestanden av hekkende sjøfugl, men en vitenskapelig dokumentasjon av denne sammenhengen mangler. Selv om minken har stor evne til å kolonisere selv de ytterste holmer og skjær på kysten, finnes det fortsatt kystområder der arten ikke har greid å etablere seg. I dag betraktes disse områdene som spesielt verdifulle, og mange er fredet som sjøfuglreservater. De mest sårbare artene er alkefugler (som teist), terner, måker, toppskarv og ærfugl. For å unngå minken i hekketiden, kan noen arter endre hekkestrategi ved å hekke lengre inne på land på større øyer eller i bratte fjellvegger, og de kan også velge å hekke spredt i stedet for i kolonier. I noen grad kan de også forlate tradisjonelle hekkeplasser og oppsøke områder med mindre predasjonsrisiko.

Faktaboks 6.2

Veger – vindmøller – bygninger

Norge har satset stort på vindkraftutbygging langs kysten vår de siste årene. Vindenergi er fornybar og på mange måter miljøvennlig, men den representerer en arealkonflikt for flere fuglearter. Dette vil vi gi et eksempel på ved våre studier av havørn.

Vindmøller utgjør en konkret trussel for enkeltindivider av fugl, ved økt risiko for kollisjon. Dagens vindmøller har et 50-90 m høyt tårn og tre vinger på ca 40 m. Vingene dekker da et luftareal på 5000 m^2. Hastigheten på vingene er lav innerst på vingen, men øker proporsjonalt ut mot spissene. En del, men ikke alle fuglearter unngår kollisjoner. Unnvikelsen kan ha sammenheng med deres manøvreringsevne og atferd. Rovfuglene er av de artsgruppene som utsettes for størst risiko for kollisjoner.

Selve vindmøllefundamentet opptar et areal på under 20 m^2. Ved siden av møllene gruslegges det oppstillingsplasser på ca 1 da. Vindmøllene forbindes med et vegnett, som er på plass før møllene monteres. Veger forbinder også bygninger og medfører aktiviteter som påvirker alle dyrearter, men på forskjellig vis. Vindmøllene kombinert med vegnettet påvirker fuglene i områdene i og rundt parken.

Faktaboks 6.3

Merkinger av havørn

Vi utstyrte ungfugler som vokste opp like inntil vindparken med en kombinert satelittsender/mottaker som ble festet på ryggen av fuglene med en sele. En GPS-mottaker tar i mot eksakte posisjoner (± 10 meter) som blir sendt til en Argos-satellitt. Senderne følger havørnene hele deres levetid, og et solcellepanel på oversiden sikrer strømforsyningen. Vi kan derfor være i stand til å finne ut hvor de vil etablere seg i par når den tid kommer.

Foto: S. Taugbøl og M. Skår

7. Terrengsykling – om motivasjon og effekter på villrein

Margrete Skår

Terrengsykling er en moderne friluftslivsaktivitet; preget av fart, spenning, utstyrsfokusering og mestring. Samtidig lever vi i en tid preget av kulturell endring, brudd med tradisjoner, globalisering og individualisering, hevder sen-modernitetsteoretikerne. Hvordan henger disse tingene sammen? Endringer i friluftslivet medfører nye konsekvenser for naturmiljøet. Hva mener terrengsyklistene selv og villreinjegere om terrengsyklingens effekter på villrein? Er dette i tråd med etablert kunnskap i villreinforskningen? Kanskje har forvaltningen et potensial i å spre informasjon om friluftsliv og effekter på naturmiljø.

Foto: P. Jordhøy

Senmodernitet og friluftsliv

Senmodernitet er en betegnelse på tida vi lever i, preget av økt mobilitet, globalisering, et mer fleksibelt arbeidsliv, nye familiestrukturer, miljøtrusler, individualisering, etc. Det hevdes at sosiale institusjoner slik som sosiale klasser, familie og utdanningssystemer, får mindre betydning. Konsekvensen er økt individuell frihet, men en frihet også fulgt av risiko og uforutsigbarhet.

Disse endringene i sosio-økonomiske strukturer påvirker direkte våre liv og innvirker blant annet på vårt forhold til fritid, som blir mer og mer viktig hos oss i Vesten. Dagens fragmenterte samfunn påtvinger oss mange individuelle valg, og på den måten konstruerer vi våre egne identiteter. Våre valg av fritidsaktiviteter viser seg å være viktig i denne prosessen. Ved å studere motivasjon for terrengsykling ønsker vi å si noe om *hvorfor* en moderne friluftslivsaktivitet utøves, og hvordan dette kan være et produkt av samfunnsutviklingen generelt. Vi undersøkte også utøvernes oppfatninger om konsekvenser for naturmiljøet, med villrein som kasus, og sammenliknet med villreinjegernes oppfatninger.

Terrengsykling

Et av trekkene ved senmoderniteten er framveksten av flere svært spesialiserte friluftslivsaktiviteter som preges av spesialisering, mestring, fart og spenning. Aktiviteter som basehopping, rafting, downhill-sykling og kiting, får stor oppmerksomhet i media, men appellerer bare til en begrenset del av befolkningen. Den store oppmerksomheten kan rettferdiggjøres med den rollen disse aktivitetene har som trend-settere for moderne friluftsliv. Vi stiller spørsmålstegn ved den oppmerksomheten og fokuset disse aktivitetene får. Dagens norske friluftsliv er mangfoldig og ikke bare preget av risiko-aktiviteter, og heller ikke bare av de verdiene de representerer. Som representant for de nye, trend-settende aktivitene, vil jeg her fokusere på terrengsykling.

Terrengsykling er en populær aktivitet i Norge som tiltrekker seg mange og ulike mennesker, og som utøves på mange måter og nivåer. Den representerer godt det mangfoldet som kjennetegner dagens friluftsliv.

Motivasjon for terrengsykling

Rallarvegen som er en gammel veg langs Bergensbanen fra Haugastøl til Flåm, var vårt førstevalg av studieområde, men det viste seg at få av syklistene der, var aktive terrengsyklister. For å få et stort nok utvalg brukte vi samme spørreskjema også blant deltakere i Birkebeinerrittet (mellom Rena og Lillehammer) i 2002. Vi definerte en terrengsyklist som en

Tabell 7.1. *Motivasjon for terrengsykling. Terrengsyklistene svarte på i hvilken grad 27 ulike temaer (ledd) motiverte dem for å sykle på sti eller i ulendt terreng i løpet av året. En faktoranalyse av resultatene samlet svarene i syv grupper."Fysisk trening" var viktigst. "Å komme vekk fra hverdagens stress og mas" var også viktig. " Natur, stillhet og stedstilhørighet", "Fart og spenning" og "Mestring" var omtrent like viktig og lå noe over gjennomsnittet, mens "Sosiale relasjoner" og "Utstyr og omdømme" var lite viktig.*

Motivasjonsfaktorer	**Gjennomsnitts-score**
Fysisk trening	4.46
Å komme vekk fra hverdagens stress og mas	3.91
Natur, stillhet og stedstilhørighet	3.52
Fart og spenning	3.43
Mestring	3.35
Sosiale relasjoner	2.49
Utstyr og omdømme	2.02

person som sykler 10 eller flere ganger på sti eller i ulendt terreng i løpet av året. Disse spurte vi blant annet om motivasjonen for å drive med terrengsykling. Motivasjonsstudier forteller oss noe om hvorfor folk engasjerer seg i en aktivitet på den måten de gjør, de hjelper oss til å forstå hva folk forventer av en friluftslivsaktivitet, og de gir innsikt i hvordan den kommer utøveren til gode.

Tradisjon og senmodernitet – hånd i hånd

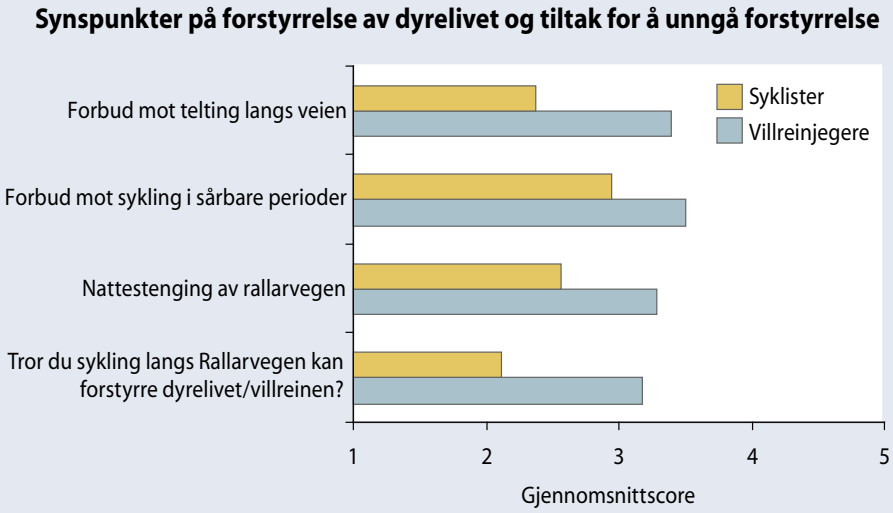
Mestring, fart, spenning og risiko er som vi ser av **tabell 7.1** ganske viktig for terrengsyklistene, men tradisjonelt sett har disse hatt en beskjeden posisjon i norsk friluftsliv. Det at terrengsykling har hatt en svært sterk vekst, i tillegg til veksten i ulike risiko-aktiviteter, tilsier at disse motivene blir mer og mer viktige i norsk friluftsliv. De sosiale motivene, og spesielt det å være sammen med familien, har tidligere hatt en framtredende betydning i norsk friluftsliv, men er lite viktig for terrengsyklistene. Heller ikke det å være sammen med likesinnete eller venner er særlig viktig. Dette samsvarer godt med sen-modernitetsteorienes fokus på individualisme, brudd på tradisjoner og bortfall av sosiale strukturer.

Vi fant det ganske overraskende at de mer tradisjonelle motivene som naturopplevelse og søken etter stillhet og ro, var viktige for terrengsyklistene. Vi mener at dette skyldes den rollen sosialiseringen har for oss. Norske barn og unge har blitt sosialisert inn i tradisjonelt friluftsliv gjennom aktiviteter i familie, blant venner og i skolen. Sosialiseringen er vanskelig å endre, vi bærer holdningene med oss. Samfunnsmessige og sosiale strukturer kan altså vise seg å være viktigere enn det sen-modernitetsteoriene beskriver. Vi påvirkes av både fortid og nåtid, og det er naturlig at moderne motivasjonsfaktorer får økende betydning, men ikke nødvendigvis på bekostning av de mer tradisjonelle. Selv om Rallarvegen er spesiell i norsk sammenheng, representerer den tendenser i friluftslivet som vi antakelig kommer til å se mer til, blant annet at mange mennesker samles over et kort tidsrom, at teknikk og fart preger aktiviteten og at folk forventer mer tilrettelegging.

Forstyrrelseseffekter på villrein

Endringer i friluftslivet medfører nye konsekvenser for naturmiljøet. Menneskelig ferdsel i fjellet utløser atferdsreaksjoner hos villreinen. Tilgangen til viktige beiteområder er i endring som et resultat

Figur 7.1. *Vi spurte syklister på Rallarvegen og villreinjegere i området om i hvilken grad de tror at syklinga på Rallarvegen forstyrrer villreinen, og deres holdninger til innføring av tre ulike ferdselsregulerende tiltak. Svarene ble avgitt på en skala fra 1 til 5, der 1 = negativ til tiltak/tror syklingen forstyrrer i liten grad, mens 5 = positiv til tiltak/ tror syklingen forstyrrer i stor grad. Syklistene hadde liten tro på at aktiviteten deres forstyrret villreinen og var relativt negative til ferdselsregulerende tiltak.*



av menneskelig påvirkning. Flere studier viser at villreinen opptrer i lavere tetthet i nærheten av forstyrrelseskilder, og beiter lite i nærheten av dem. Tekniske inngrep kan utgjøre barrierer for villreinen, slik at områder fragmenteres og får redusert bruk. Det er ikke utført effektstudier knyttet til ferdselen på Rallarvegen spesielt, men forskere er bekymret for den barriereeffekten som sykkelturismen, rallarbanen og omdisponeringen av vokterboligene har for villreinen her, både når det gjelder sesongtrekk og reinens bruksmønster og bruksfrekvens.

Kunnskap om brukernes holdninger – en forutsetning for god arealforvaltning

For å få til en god arealforvaltning må brukere og forvaltning spille på lag. En er lite tjent med å innføre ferdselsregulerende tiltak uten at brukerne har kunnskap og forståelse om hvorfor disse tiltakene er innført. For å unngå forstyrrelse av villreinen, er en avhengig av at brukerne kjenner til problematikken rundt forstyrrelse, og at en er positiv til å vise hensyn. Er dette tilfelle på Rallarvegen? Vi undersøkte holdningene hos syklister og villreinjegere med en spørreundersøkelse (**figur 7.1**). Undersøkelsen viste at syklistene i liten grad trodde at syklingen forstyrret villreinen. Syklistene var i stor grad enige om dette. Gjennomsnittet av jegerne trodde i noe større grad at syklingen forstyrrer villreinen. Syklistene var litt negative eller likegyldige til ferdselsregulerende tiltak. Jegerne var gjennomgående noe mer positive til de samme tiltakene, men som altså gjelder syklistene og ikke dem selv.

Brukernes, spesielt syklistenes, oppfatning av at villreinen ikke blir forstyrret stemmer ikke med villreinforskningens resultater. Selv om det ikke er gjennomført effektstudier av ferdselen på Rallarvegen, viser norsk villreinforskning generelt at menneskelig ferdsel og barrierer, har negative effekter for villreinen. Resultatene våre viser at areal- og spesielt viltforvaltningen har et potensial i å informere og spre kunnskap om hvilke effekter den menneskelige ferdselen har på villreinen, særlig hvis en ønsker å gjennomføre ferdselsregulerende tiltak. For Rallarvegen spesielt, vil det være nyttig å gjennomføre effektstudier av ferdselen.

Fotograf: Morten Heiselberg (Edelpix)

8. Motorisert ferdsel i utmark

Hans Tømmervik, Lars Erikstad, Vegar Bakkestuen og Karl-Birger Strann

Foto: Land Systems Hägglunds AB (www.haggve.se)

Motorisert barmarkskjøring øker sterkt både nord og sør i landet, lovlig og ulovlig, i arbeid og fritid. Denne kjøringen medfører en rekke ulemper. Det omfatter skader på vegetasjon og dyreliv, så vel som konflikter med mer tradisjonelt friluftsliv og yrkesutøvelse som reindrift.

Kjøreskader ved motorisert barmarkskjøring i utmark

Terrengmotorsykler, som tidligere kun ble brukt av yrkesutøvere innen reindrift, i militær sammenheng eller til transport i forbindelse med elgjakt, blir stadig mer benyttet i forbindelse med friluftsliv og transport til hytter, teltområder, fiskevann, multemyrer og jaktleire. Lengden av offentlige barmarksløyper og dispensasjonsløyper i Finnmark er nå på ca. 3200 km. I tillegg kommer det illegale løypenettet. Den ulovlige delen av barmarkskjøringen er et økende problem. Tidligere begrenset barmarkskjøring seg til deler av Nord-Norge, men er i ferd med å spre seg til flere nye områder. Rapporter fra blant annet Hardangervidda viser at folk benytter seg mer og mer av disse kjøretøyene. Samtidig synker respekten for lovverket som begrenser bruken. Barmarkskjøring gir varige sår i terrenget, vegetasjonsslitasje, forstyrrelse av dyrelivet, støy og annen forurensning, og skadene på mark og vegetasjon er langt mer omfattende enn ved kjøring på vinterføre.

I tilknytning til et mer omfattende arbeid for å dokumentere skadene av barmarkskjøring i Finnmark og Troms har formålet med dette prosjektet vært å utvikle teknikker for å

- måle effektene av barmarkskjøring på biologisk mangfold
- måle effektene av terrengforsterkning i barmarksløyper og restaurering av kjørespor
- bruke satellitt- og flybilder til å etablere regionale oversikter over omfanget av problemet.

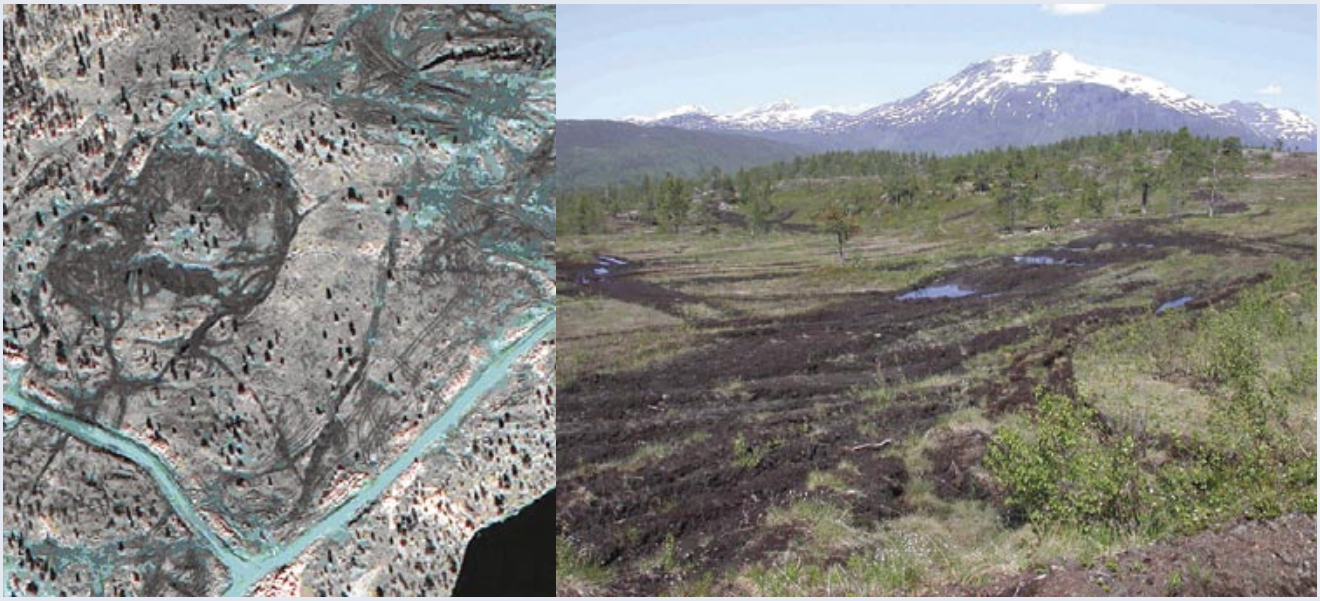
Vi beskriver utvalgte studier fra flere prosjekter der metodikken er testet ut. Dette gjelder blant annet:

- Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvaret sin virksomhet i Troms
- Effekter på fauna av barmarkskjøring i våtmarker i Indre Finnmark
- Forsterkning av militære kjøreløyper på Porsangmoen og i Halkavarre skytefelt
- Evaluering av reparasjonstiltak på Karasjokfjellet, Porsangmoen og i Halkavarre skytefelt.

Teknikker for effekstudier

(Vegar Bakkestuen og Lars Erikstad)

Menneskeskapte forstyrrelser i naturen (som barmarkskjøring eller militæraktivitet) gir virkninger som kan måles på ulike skalanivåer og i ulike organisasjonsnivåer. Store og omfattende inngrep bør ofte kartlegges på naturtype- eller vegetasjonstypenivå. Arealmessig mindre omfattende effektstudier som undersøkelser av slitasje, forurensning, eller studier av underliggende mekanismer, krever mer detaljerte feltregistreringer. Permanent oppmerking av faste analyseflater (1 m^2) som er tilfeldig utlagt i et forhåndsdefinert rutenett gir et godt grunnlag for overvåking over lang tid og har vist seg egnet for å fange opp vegetasjonsendringer. Vi testet metodikken på ulike typer forstyrrelser i naturen i forbindelse med barmarkskjøring og militær aktivitet



Figur 8.1. *Spor fra artilleri- og panservogner på Varden i Setermoen skytefelt trer tydelig fram i bilder både fra satellitt (venstre) og fra bakken. Kilde: Quickbird 1, Copyright © Digital Globe Inc. Foto: H. Tømmervik (høyre).*

i Indre Troms. For kjørespor valgte vi en tilpasset metodikk hvor analyseflater på 0,25 m² ble lagt på tvers av sporene og i ulike naturtyper for å fange opp endringer i artsrikdom (antall arter i analyserutene) i forhold til slitasjegrad og vegetasjonstype.

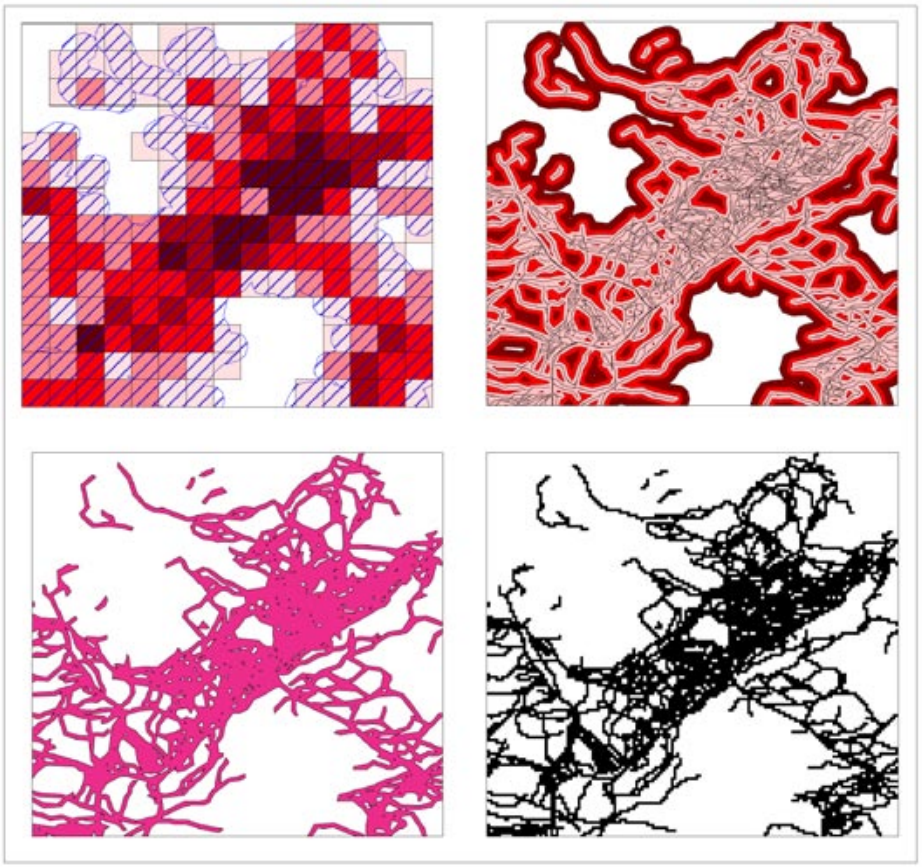
Ved store forstyrrelser var det en klar nedgang av artsmangfoldet, og fuktige vegetasjonstyper, som myr, viste raskere tap av mangfold enn tørrere typer. Myr utvikler ofte store erosjonsskader. Artssammensetningen endret seg på tvers av kjøresporet. Undersøkelsene viste imidlertid at dette bildet endret seg når man flytter fra en naturtype til en annen. I tørre vegetasjonstyper gikk bærlyngarter, busker, skogsmoser og større reinlavsarter tilbake. Disse ble erstattet av pionérarter som gress, andre moser og lav, som alle etablerte seg i mer lysåpen vegetasjon og på blottlagt jord. Dette resulterte i at artsmangfoldet ikke gikk tilbake før forstyrrelsene ble så store at heller ikke pionérartene klarte å etablere seg. Dette viser at i enkelte tilfeller er ikke artsmangfold eller biodiversitet et godt mål på skadeomfang.

Ved arealmessig mer omfattende skader som var påført av militær aktivitet testet vi bruken av ulike rutestørrelser. Også her fikk vi fram klare endringer i vegetasjonen i forhold til naturtype, skadeomfang og artsmangfold. Metoden ga et godt innblikk i hvilke endringsprosesser som skjer i ulike naturtyper gjennom påvirkning av ymse aktiviteter.

Utprøving av forskjellige avbøtende tiltak

(Vegar Bakkestuen, Lars Erikstad og Hans Tømmervik)

Opplegget med fastmerkede analyseruter ble også benyttet i et prosjekt der vi testet ulike avbøtende tiltak i forhold til kjøring av fire- og sekshjulinger (terrengmotorsykler) i ulike vegetasjonstyper. Vi gjorde feltundersøkelser over flere år for å kunne måle effekten av forsterkningstiltakene. Studieområdene omfatter myr, og hei/lavskog i lavereliggende strøk og et til fjells. For myr undersøkte vi avlastningseffekten i både fuktig og tørrere myrtype. Prosjektet foregikk i Halkavarre og Porsangmoen skyte- og øvingsfelt i Porsanger kommune, Finnmark. Formålet med dette prosjektet er å dokumentere hvor godt forsterkningsmidler som kevlarnett ("geonett"), trålnett, kavlematter og jordforbedringsmidler fungerer som forsterkninger ved kjøring med 4-hjulinger og 6-hjulinger i slitasjesvake vegetasjonstyper. Forsøket omfattet tre forskjellige naturtyper (skog, myr og rabbe), to forskjellige kjøretøy (fire- og sekshjuling), tre forskjellige vekstfremmende midler (alginater fra TILCO og Norsk Hydro, kunstgjødsel i kombinasjon med kalk). Vi undersøkte også bruk av kjørenett (geonett og trålnett) på myr. Forsøkene ble gjort på faste steder langs kjøretraséer med ulike behandlinger. Noen av traséene fikk nett og noen ikke, samt at fire- og sekshjulinger også ble atskilt i parallelle traséer. Vi gjorde en nøyaktig registrering av mengden (frekvens og dekning) av alle arter i rutene før kjøring fant sted. I tillegg registrerte



Figur 8.2. *Kjørespor i ett og samme landskapsutsnitt, men gjengitt i ulike teknikker. Øverst til venstre sammenliges arealet som dekkes opp av 50 m influenssone (skravert) innen det detaljundersøkte området for Varden med frekvens av kjørespor slik det er beregnet for 100x100 m ruter. Øverst til høyre vises registrerte kjørespor sammen med influenssoner på 10m – lyse-rødt, 25 m – rødt og 50 m – mørkt rødt. Nederst er 5 m influenssone (til venstre) sammenlignet med en rasterrepresentasjon på 10 x 10 m piksler (til høyre). Følgende definisjoner for skade- og influens-sonene er brukt: 5 m: Direkte primær skade/påvirkning. 10 m: Sentralt skadeområde. Kjøresporet har stor betydning i området. 25 m: Dekker tverrspor og parallelle spor, men der sporet ligger alene har kjøresporet kum middels betydning i området. 50 m: Dekker tverrspor og parallelle spor og er ment også å dekke opp en viss forstyrrelsessone for enkelte fugle- og pattedyrarter.*

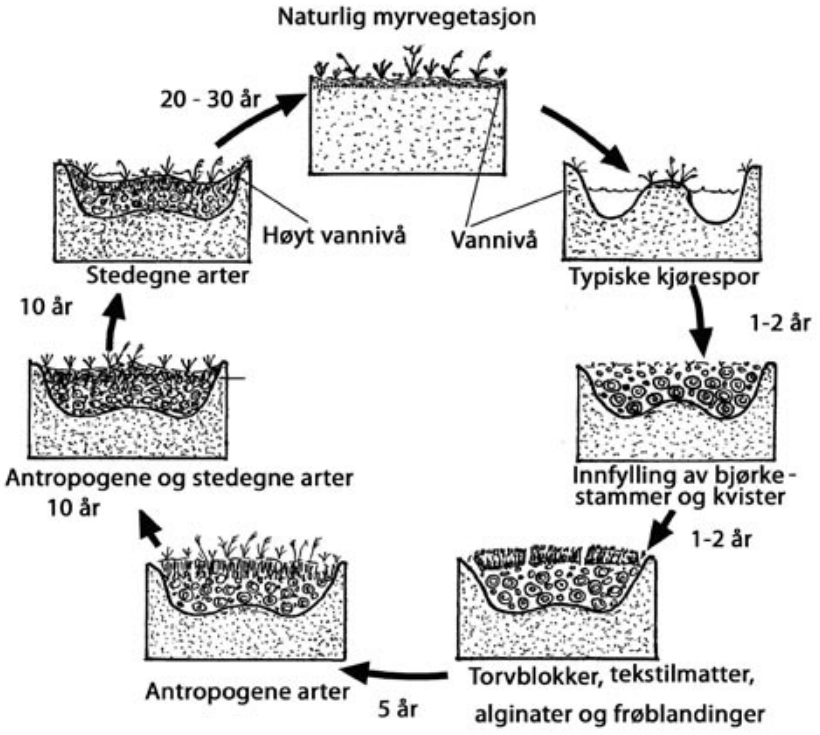
vi eksposisjon, helningsvinkler samt ulike skadeindekser. Seks uker etter kjøringen i 2003, vurderte vi skadeomfanget i hver rute og gjorde en grov vurdering av dekningen av vegetasjonsklassene feltsjikt, bunnsjikt, stein/grus/jord. Allerede etter denne foreløpige undersøkelsen, tydet resultatene på at mange av de avbøtende tiltakene hadde positive effekter i tillegg til at resultatene viste at firehjulinger var mer skånsomme overfor terrenget enn sekshjulinger. Langtidseffektene skal først studeres ved nytt feltarbeid i 2005.

Kartlegging av kjørespor og skader ved hjelp av satellittbilder

(Hans Tømmervik, Lars Erikstad, Vegar Bakkestuen, Bernt Johansen (NORUT IT) og Kjell-Arild Høgda (NORUT IT))

Et av formålene med dette prosjektet har vært å prøve ut satellittbilder ved kartlegging av kjøreskader. Bruk av høyoppløselige satellittbilder for å finne kjørespor eller lignende slitasje, er lite undersøkt både i Norge og i utlandet. De fleste studiene som er utført, dreier seg om å finne/identifisere veier, hus, jernbanelinjer eller lignende. De nye satellittene IKONOS og Quickbird, som gir bilder med en oppløsning på henholdsvis 100 og 70 cm, ble brukt til kartlegging av tre områder i Indre Troms. Ett av disse var over Setermoen skytefelt (**Figur 8.1**) i Bardu kommune. Tanken her er at ved å analysere kjøresporene i forhold til vegetasjons- og terrengtyper kan graden av slitasje og effekter på naturmiljøet vurderes. Flyfoto egner seg til mye av de samme problemstillingene som satellittbilder, men kan gi informasjon på et enda mer detaljert nivå.

For vårt bruk var det vanskelig å automatisere bildebehandlingen og derfor kombinerte vi flere bildeforbedringsteknikker for å fremheve kanter/linjer som avslørte kjørespor. Deretter ble kjørespor og områder med skader visuelt tolket og vektorisert. Når et kjørespor vektoriseres, blir det i datamaskinen representert med en linje uten areal. For å analysere kjørespormønsteret i forhold til biologiske mangfold, beregnet vi influenssoner på 5, 10, 25 og 50 m på begge sider av sporet (**Figur 8.2**). Den smaleste sone representerer direkte primærpåvirkning, mens de øvrige sonene i stadig større grad fanger opp mer indirekte påvirkning. Fluktavstanden for mange dyr og fugler ligger innenfor 50 - 100 m. Elg og rein kan imidlertid skremmes på flere hundre meters avstand. I områder med tette og kompliserte spormønstre vil en influenssone også dekke opp nettverk av parallell- og tverrspor, som vi ikke kan digitalisere. Influenssonene er en forenkling og har ulik betydning i forhold til forskjellige problemstillinger.



Figur 8.3. *Figuren viser reparasjonstiltak utført i kjøresporene og registrerte/forventete effekter av disse.*

Verken kjørespor og annen slitasje eller verdifulle naturområder, er jevnt fordelt innen området i Setermoen skyte- og øvingsfelt. Vi registrerte lengden av kjørespor i områder av stor betydning for biologisk mangfold. Dette gir en indikasjon på hvor påvirket det biologiske mangfoldet er av barmarkskjøring. Til slutt gjorde vi feltundersøkelser for å analyserte hvor gode våre vurderinger var med hensyn til tilstand og skadeomfang.

Kvaliteten på IKONOS-bildet i Mauken var ikke godt nok. Feltundersøkelsen viste at enkeltspor i fjell (spesielt på tørre greplyngrabber) og kjørespor i skogområdene var underrepresenterte på bildet på grunn av problemer med opptaksgeometrien og "slagskygger" fra trærne. 17 av i alt 124 lokaliteter med kjørespor kunne ikke gjenkjennes på satellittbildet innenfor dette skytefeltet. Quickbird-satellittens bilder fra Blåtind og Setermoen var fine med hensyn til opptaksgeometri og oppløsning, slik at man lett kunne påvise kjøresporene i Blåtind og Setermoen. Lettest var det å kartlegge kjørespor i myr og fuktheiområder, tilsvarende erfaringene fra svenske prosjekter. Basert på feltkontroll av i alt 416 punkter i alle hovedskytefeltene er den generelle erfaringen at identifiseringen av skader (kjørespor og annen slitasje) har vært tilfredsstillende.

Rehabilitering av barmarksløyper på Karasjokfjellet og Porsangmoen

(Dietbert Thannheiser og Dieter Meier (Geografisk Institutt, Universitetet i Hamburg) og Hans Tømmervik)

Under militærøvelser på Karasjokfjellet og Porsangmoen i 1990/91, ble det kjørt mer enn 60 km med beltevogn og panservogner. Dette førte til store skader i myrområdene og spesielt i bakkemyrer, men det ble også store skader i fuktskoger og på heiene. For å reetablere vegetasjonen i de skadete områdene, forsøkte man a utbedre skadene i 1995-1996. Sentralt i denne rehabiliteringsprosessen sto daværende Miljøvernoffiser Major Curt Dahle ved Finnmark regiment og botanikere fra Tromsø Museum. Ulike reparasjonsmetoder ble prøvd ut avhengig av vegetasjonstype og grad av skade. Man gravde små grøfter for å lede bort overflatevann, konstruerte barrierer for å redusere eller stoppe vannstrømmen langs kjøresporene, fylte ut kjøresporene med bjørkestranger, bjørkekvister, torv og mineraljord samt dekket til med kokos- eller ullmatter for å stabilisere fyllmassene (**Figur 8.3**). Enkelte steder ble det også brukt kunstgjødsel, alginatmidler og kalk i kombinasjon med grasfrø, samt planting av vier i kjøresporene for å fremskynde gjenveksten. Hvis gjenveksten tar lang tid, så er det effektivt å ta i bruk hurtigvoksende "ammeplanter" av gress som kan være med å danne et tett rotsystem, som hindrer jorderosjon. Ammeartene vil etter et par år dominere kjøresporene. Det ble brukt frø av timotei, kløver, rødsvingel, sølvbunke og vassarve. Denne vegetasjonen kan virke fremmed og rar men vil etter noen år

Figur 8.4. *Ei av de seks starrmyrene som inngikk i kontrollområdet i vadefuglsstudiene ved Kautokeino. Foto: Karl-Birger Strann © .*

bli erstattet av konkurrerende, stedegne arter. Istedenfor å bruke grasfrø utviklet for landbrukssektoren, så kan man bruke frø av engkvein som finnes naturlig eller grave ut torvblokker i grunne kjørespor for å stoppe vannstrømmen. På den måten vil de stedegne artene spre seg langs sporene. Grunne kjørespor ble reparert med blokker av torv som ble tatt ut fra omgivelsene.

I 2003 og 2004 utførte vi en evaluering av disse tiltakene ved hjelp av tradisjonelle vegetasjonsanalyser i sporene og i kontrollområder på siden av sporene. Analysene ble sammenlignet med feltanalyser som ble foretatt før og etter rehabiliteringen. Vi kartla 50 km med kjørespor i 2003 og 10 km kjørespor i 2004. Resultatene fra denne analysen viste at ca. 75-80 % av alle kjøresporene i myr var tilfredsstillende reparert. Våre resultater viser ellers at det etter 7 år har blitt dannet tett vegetasjon i kjøresporene (**Figur 8.3**). I myrområder med livd hadde vierplantingen gitt en tett vier-vegetasjon. Selv om det meste av skadene var reparert tilfredsstillende, så registrerte vi likevel en del sporskader i bløtmyr der man ikke hadde fått stoppet vannerosjonen. Sporene burde her ha blitt fylt opp med bjørkestranger, kvist eller høyballer, og festet godt med torv og dekket til med matter eller annet materiale, som beskytter mot vannerosjon. I de fleste myrarealene var reparasjonene vellykkede, selv om man ennå kunne se kjøresporene enten ved at vegetasjonen skiller seg ut eller ved at man kan ane konturene av sporene. Etter en periode på 25-30 år, venter vi at vegetasjonen i sporene vil bli den samme som før (**Figur 8.3**), unntatt i områder der fyllingsmaterialet i sporene har blitt utvasket og sporene fylt med vann. Der var duskull (*Eriophorum angustifolium*) og flaskestarr (*Carex rostrata*) dominerende plantearter, slik at man fikk smale linjer i terrenget, dominert av disse artene. Her må ytterligere tiltak settes inn for å få tilbake den mer fastmattepregete vegetasjonen.

Kjøring i våtmarker har effekter på vadefugl

(Karl-Birger Strann, Rab Rae & Stein Ø. Nilsen)

Ved barmarkskjøring i myr, kan vannbalansen i myra bli endret, enten ved økt drenering eller oppdemming og økt vannstand. Vi ville undersøke om dette påvirker hekkefrekvensen av vadefugl. Hovedvekten ble lagt på én art, fjellmyrløperen, en liten vadefugl som hekker på starr-myrer med stabil og høy vannstand (**Figur 8.4**). Samtlige hekkene par i studieområdene ble kartlagt og posisjonert ved hjelp av GPS. Arten er vurdert som *hensynskrevende* (DC) på den norske rødlista, og i Norge har den sin hovedutbredelse i Indre Finnmark. Fjellmyrløperen er stedtro og vender tilbake til den samme myra for å hekke så lenge hekkeforholdene er tilfredsstillende (**Figur 8.5**). I Indre Finnmark hekker den vanligst på store myrflater der det er løsmyr og vegetasjonsfattige partier, men den hekker også ganske ofte på mindre starrmyrer der vann og tjern gir stabil

Tabell 8.1. *Antall par hekkende fjellmyrløpere før og etter at hekkemyra ble skadet av barmarkskjøring. [1] = Området ble skadet i juli/august 2002 og juni 2003. [2] = Området ble skadet høsten 2002.*

Antall par	Siebe	Kontroll	Kautokeino	Kontroll
2002	18	9	13	12
2003	9[1]	10	7[2]	12
2004	10	11	9	14

Tabell 8.2. *Antall territorielle par kvartbekkasin før og etter at hekkemyra ble skadet av barmarkskjøring. [1] = Området ble skadet i juli/august 2002 og juni 2003. [2] = Området ble skadet høsten 2002.*

Antall par	Siebe	Kontroll	Kautokeino	Kontroll
2002	8	9	11	14
2003	6[1]	9	8[2]	12
2004	5	8	7	13

vannstand utover sommeren. Reiret legges på ei lita tue ute i de våte delene av myra. På småmyrene hekker det vanligvis to til fire par, mens det på de større og mer omfattende myrsystemene kan hekke opp til 15-20 par.

I tillegg kartla vi antall territorier hos kvartbekkasin. Denne arten har i stor grad overlappende leveområdene med fjellmyrløperen. Imidlertid er det svært vanskelig og ressurskrevende å påvise selve reiret. Derfor har vi brukt okkuperte territorier som mål på hekking. Også kvartbekkasinen har sin hovedutbredelse i Indre Finnmark.

Barmarkskjøring – et økende problem i den nordnorske naturen

Vi valgte to områder i Kautokeino kommune, det ene ved Siebe sør for Kautokeino sentrum, og det andre ved veien mellom Kautokeino og Biedjovaggi. Begge områdene omfattet bare små hekkemyrer med forholdsvis få hekkende par, fordi det er svært vanskelig og uoversiktelig å jobbe på de store myrsystemene.

I hvert studieområde la vi ut seks felter der alle reirene til fjellmyrløper ble kartlagt (**Figur 8.6**). Ved prosjektstart hadde ingen av feltene kjørespor, og før hver hekkesesong kartla vi nye kjørespor (i begynnelsen av juni). Vi benyttet GPS og digitale fotografier. I begge studieområdene ble det lagt ut kontrollområder som opprinnelig ikke hadde kjørespor. Som kontrollområder valgte vi ut seks myrer spredt over et areal på noen kvadratkilometer rundt selve studiemyrene.

Kjøreskadene økte i omfang hvert år

To av seks undersøkte myrer i Siebe fikk betydelige skader ved barmarkskjøring i juli/august 2002 samt på nytt i juni 2003. To av de resterende myrene fikk mindre kjøreskader i juni 2002 mens de siste to ikke ble berørt i løpet av studieperioden. Tre av de seks myrene i Kautokeino ble også skadet av kjøring høsten 2002.

Kjøring i myr ga umiddelbar nedgang i hekkebestandene

Fjellmyrløper

Kjøringen reduserte hekkebestanden av fjellmyrløper den påfølgende sesongen. Nedgangen var svært markant, ca 50 % i begge studieområdene (**tabell 8.1**).

I Siebe forsvant alle parene fra de to myrene som ble mest skadd, og det ble også påvist en nedgang på to andre myrer med kun ett spor hver. Bestanden i de to uberørte myrene ble opprettholdt med henholdsvis fire og tre par. I kontrollområdene var hekkebestanden uberørt, og i ei av myrene, økte hekkebestanden med ett par. Paret var fargemerket slik at vi vet at dette paret kom fra ei av de ødelagte myrene. Vi vet imidlertid ikke hva som skjedde med de resterende åtte parene som forsvant fra de berørte områdene.

I Kautokeino forsvant også alle parene fra de to mest berørte myrene, mens ett par forsøkte å gjennomføre hekking på den siste av de ødelagte myrene. I tillegg forsvant ett av to par fra ei av myrene der sporene kun berørte utkanten av lokaliteten. Samlet var nedgangen på sju par mens nedgangen var kun på ett par i kontrollområdene. To av parene som forsvant fra de mest berørte myrene fant vi hekkende i et annet myrsystem ca 5 km vest for Siebe. Vi fant imidlertid ikke nyetableringer i de nærliggende kontrollområdene i Kautokeino.

Kvartbekkasin

Kjøringen gav en nedgang i hekkebestanden av kvartbekkasin den påfølgende sesongen etter at det var kjørt i myrene. Nedgangen var ikke så markant som hos fjellmyrløperen, den lå på ca 20 % samlet for begge studieområdene (**tabell 8.2**). Det er imidlertid en tendens til ytterligere nedgang siste studieåret, noe som ikke var tilfellet for fjellmyrløperen.

I Siebe gikk antall kvartbekkasin-territorier ned på de to myrene som var sterkest berørt av kjørespor, men ikke på myrer med mindre skadeomfang, og heller ikke i kontrollområdene. Det ble ikke påvist økning i tettheten av territorier i de nærliggende kontrollområdene.

Også i Kautokeino gikk antallet territorier ned på de tre mest belastede

Figur 8.5. *Hekkende fjellmyrløper. Fuglen ruger på ei lita tue midt ute i et område med overvann i ei starrmyr. Foto: Stein Ø. Nilsen.*

Figur 8.6. *Kartlegging av kjørespor i starrmyr. Denne myra var en av seks myrer som utgjorde kontrollområdet ved Kautokeino. Legg merke til oppdemmingen av vann i sporene. Foto: Karl-Birger Strann.*

myrene, mens det ikke ble påvist nedgang i de mindre berørte myrene. Kontrollområdene viste ikke en økning som tilsvarte nedgangen i studiefeltene.

Motorisert ferdsel på barmark har store negative effekter på fuglelivet

De samlede resultatene viser at barmarkskjøring i myr virker negativt på flere arter av vadefugl. Fjellmyrløperen viste en stor og umiddelbar reaksjon ved å forlate myrer med betydelige kjøreskader. Den hadde også noe tilbakegang på myrer med mindre kjøreskader. Også kvartbekkasinen gikk tilbake på myrer med store kjøreskader, men nedgangen var mindre dramatisk enn hos fjellmyrløperen. Følgedata for andre vadefugler som grønnstilk, sotsnipe, brushane og myrsnipe viste alle en tilbakegang, men ikke i samme grad som fjellmyrløperen og kvartbekkasinen. Det er derfor overveiende sannsynlig at barmarkskjøring på myrer har negativ effekt på vadefuglsamfunnet der. Ettersom Finnmark har en stor andel av landets hekkebestand for mange arter av vadefugl, bør forvaltningen raskt gå inn og sikre større arealer mot barmarkskjøring. Våtmarkene har en nasjonal verdi som leveområder for spesielle fuglesamfunn, med innslag av flere østlige arter. Mye av de skadene som ble registrert skyldes ulovlig kjøring, men en stor del skyldes lovlig kjøring på dispensasjon.

Foto: Marius Jonsson

9. Ørret med fragmenterte leveområder

Nina Jonsson og Bror Jonsson

Fotograf: Børre Dervo

Småbekkene langs Oslofjorden og Skagerrakkysten er ekstreme leveområder for ørret, med flommer, tørke, store bestandsvariasjoner og episodisk fiskedød på grunn av forurensing. I slike bekker overlever ørreten ved at en del av bestanden finnes i havet, slik at bekken kan koloniseres på nytt når forholdene har vært gunstige. Ovenfor vandringshindre er derfor bestanden ofte utryddet.

Ørreten lever i naturlig fragmenterte områder med atskilte gytebekker. Mange av bekkene ligger langs kysten og renner rett ut i havet. Bekkene kan være korte og så små at man ikke skulle tro det var fisk der, mens andre kan være større og flere mil lange. I disse kystvassdragene opptrer ørreten ofte i to former; én stasjonær form som lever hele livet i ferskvann, og én vandrende form, sjøørret, som vandrer mellom ferskvann og saltvann. I bekker med vandringshindre til sjøen, som for eksempel fosser og dammer, kan det være stasjonær ørret ovenfor vandringshindret og en blanding av sjøørret og stasjonær fisk nedenfor.

Mange ørretbekker renner gjennom jordbruksområder og tettbebygde strøk. Dette gjør dem utsatt for forurensning fra blant annet jordbruk og bebyggelse. I tillegg fjernes ofte kantvegetasjonen slik at sola slipper til og begroingen øker, bekkeleiene endres og man foretar kanalisering og forbygging i bekkeløp på grunn av veibygging eller kloakkomlegging. I små bekker er også fisken utsatt for tørke. For å overleve i slike områder, må fisken kunne takle store endringer i miljøet.

Vi har foretatt økologiske undersøkelser av ørret i bekker og småelver ved Oslofjorden og langs Skagerrakkysten. Vi valgte to elver med vandringshindre, der fossene var umulig å forsere motstrøms, og målte tettheten av ørret ovenfor og nedenfor fossen. Videre undersøkte vi variasjonen i bestandsstørrelse hos ørret i fire bekker med forskjellig areal, det vil si bekkelengde og med og uten småvann i vassdraget. I ti bekker og elver i Skagerrak har vi også undersøkt hvordan vandringslengden kan påvirke størrelsen hos gytefisken. Vi har estimert feilvandringen mellom bekkene for å undersøke i hvilken grad sjøørretbestanden i hver bekk gyter atskilt eller om de blander seg med fisk fra nærliggende bekker.

Sjøørret nedenfor fossen, ovenfor er det ofte tomt!

Elvelevende ørret uten fri vei opp og ned til en innsjø eller havet, er sårbare for utryddelse dersom vannet i elva blir forurenset eller vannstanden lav, slik det kan bli ved tørke eller om mye av vannet brukes til vanning. Selvsagt kan fisken slippe seg nedstrøms til brakkvann og derved unngå å bli drept, men tilbake til oppvekstområdet kommer den ikke hvis det er fosser eller annet som sperrer for tilbakevandringen. Bekkebestander ovenfor vandringshindre er sårbare for utryddelse (**figur 9.1**). Av 15 bekker på Østlandet der det tidligere var ørret, hadde bestanden ovenfor vandringshinderet forsvunnet i 13 av bekkene. Årsaken til utryddelsen var antakelig tørke eller forurensing. Vi har gjennom vår undersøkelse sett at begge forhold kan drepe fisken i slike bekker. Men nedenfor vandringshinderet, var det i alle bekkene sjøørret som vandret mellom bekken og havet utenfor.

I Ørbekken, like ved svenskegrensen i Halden, Østfold og Sævelibekken ved Grimstad i Aust-Agder var det fortsatt stasjonær ørret ovenfor vandringshinderet. Men selv om det var fisk der,

Figur 9.1. *Effektiv sperre. Slike fossefall sperrer videre oppgang av sjøørret. På oversiden er det tomt for fisk. Foto: Marius Jonsson.*

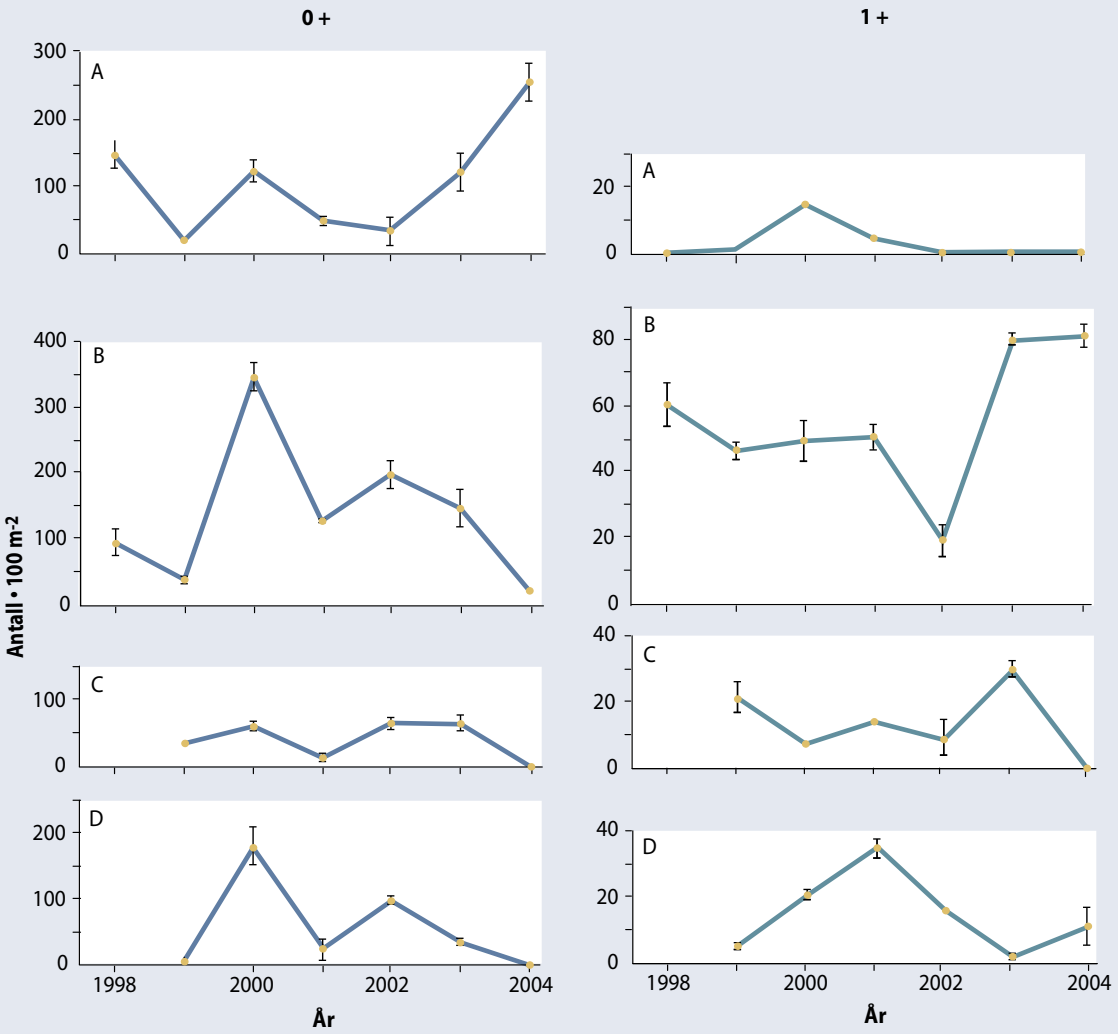
var tettheten av voksen ørret lav, bare 1-3 individer pr. 100 m^2 i gjennomsnitt. Nedstrøms fossen, der det også var sjøørret, var tettheten av bekkestasjonær, voksen ørret enda lavere. Tilsvarende gjennomsnittlig tetthet av årsyngel oppstrøms fossen i slutten av juni, en måned etter at de hadde kommet opp gjennom gytegrusen i elva, var 10-28 individer. Nedenfor fossen, der både sjøørret og stasjonær ørret gyter, var tallet 31-38 yngel pr. 100 m^2. Tettheten av 1 og 2 årige unger ovenfor fossen var 12 stk pr. 100 m^2 i både Sæveli og Ørbekken. Nedenfor fossen, var det 14-42 unger pr. 100 m^2. Som vi ser er tettheten av unger og voksne stasjonære ørret i begge bekkene lave, og rekrutteringen forholdsvis liten. Disse bestandene er svært sårbare for negativ miljøpåvirkning, men greier seg fortsatt.

Behandle småbekkene skånsomt

Miljøforholdene i småbekkene er ofte ekstreme. Enkelte ganger kan hele årskull forsvinne på grunn av graving ved veiomlegging, landbruksforurensning eller kloakkutslipp. Dette kan føre til at rekruttene året etter uteblir, smoltårsklasser utraderes eller alle ungene under oppvekst blir drept. Slike "ulykker" er vanlige i småbekkene. Dette har vi sett gjentatte ganger i de bekkene vi har undersøkt. I de fleste bekkene har det vært ett eller flere år med stor ungedødelighet fordi man ikke har tatt tilstrekkelig hensyn til fisken. I en god ørretbekk i Vestfold, ble nesten hele ungebestanden drept på grunn av gjødselutslipp fra en gård. Da ørreten ble borte "blomstret" den konkurrerende bestanden av ørekyt opp. Før visste man nesten ikke at denne arten fantes i bekken, men nå dukket den opp både i kulper og stryk. Men gradvis ble ørekyten borte fra strykene igjen da ørretyngelen kom tilbake i de påfølgende årene. Nå, tre år senere, er ørekyten igjen nesten borte, hvilket tyder på at ørekyt er den svakere konkurrenten i bekken. I en bekk i Aust-Agder førte et kortvarig kloakkutslipp om våren til at det meste av smolten døde før utvandringen. Som en følge av dette var det nesten ikke gytefisk i bekken to år etter. Begge disse bekkene står i forbindelse med sjøen der det fins flere årsklasser med ørret. Så selv om fisken i elva ett år blir drept, vil det komme ny fisk inn fra sjøen og redde bestanden. Mange slike "uhell" etter hverandre kan imidlertid bli skjebnesvangert for bestanden, og forekommer slike utslipp ovenfor et vandringshinder, kan bestanden bli fullstendig ødelagt. Vi understreker derfor betydningen av å behandle småbekkene skånsomt for å bevare bestander av stasjonærørret og sjøørret, og for å sikre et godt fiske etter sjøørret i sjøen, året rundt.

Store fluktuasjoner i rekrutteringen

Selv i bekker uten vandringshindre, der fisken har fri vei opp og ned til sjøen, varierer ungfisktettheten av sjøørret mye mellom år. Noen årsaker til dette oppdaget vi da vi undersøkte tettheten av yngel og ettårige unger i fire bekker langs Skagerrakkysten, Allemannsbekken, Fevik og Mørfjærbekken, Arendal i Aust-Agder, Dalselva nord for Tønsberg i Østfold og Hjelmungbekken ved Halden i Østfold. Tettheten av yngel i juni varierte mellom 0 og 350 individer pr. 100 m^2 (**figur 9.2**). Den var høyest i Allemannsbekken og lavest i Hjelmungbekken de fleste årene. Årsaken til den jevnt høye tettheten i Allemannsbekken skyldes at ungene har godt skjul i dype kulper og mellom røtter av svartor langs bredden. Bekken meandrerer rolig gjennom næringsrikt kulturlandskap med overhengende edelløvskog slik at næringstilgangen er god. I nedre deler er bekken delvis kanalisert og kantvegetasjonen fjernet. I kanalen gror bekken nesten igjen om sommeren,



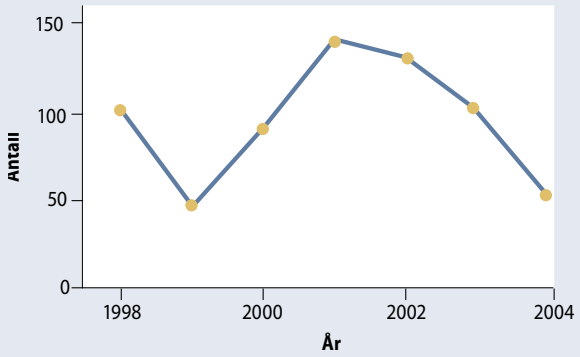
Figur 9.2. *Tettheten av ungfisk i småbekker varierer mye mellom bekker og fra år til år, både på grunn av forskjeller i naturlige betingelser og på grunn av episodiske hendelser med f. eks. graving og forurensing. Figuren viser gjennomsnittlig tetthet (antall pr. 100 m^2 ±95 % konfidensintervall) av ørretunger i aldersgruppe 0+ og aldersgruppe 1+ målt på faste stasjoner i juni/juli 1998-2004 i (a) Mørfjærbekken, Arendal, (b) Allemannsbekken, Grimstad, (c) Hjelmungbekken, Halden (tallene fra 1999-2001 er fra Ørbekken, Halden) og (d) Dalselva, Tønsberg.*

og det lite eller ingen ørret der. Annen menneskelig aktivitet reduserer også ungfisktettheten. Vinteren 1998 døde mye av fisken på grunn av kloakkutslipp i Allemannsbekken, og i 2001 og 2002 var det stor graveaktivitet med omlegging av kloakkanlegg og vei. Det øverste området av bekken, som har vært det beste gyteområdet fram til gravingen startet, har nærmest vært ubrukt av gytefisk i senere år, med lav yngeltetthet i denne delen av bekken som følge.

I Hjelmungbekken, der tettheten er lavere, er oppvekstforholdene for ungfisk dårligere. Vannføringen i bekken endres mye gjennom året, ofte med tørrlegging på forsommeren, slik som i 2001 og 2004. Under slike episoder overlever ungene ved at de trekker ned i et nedre brakkvannsområde der det alltid er nok vann. Deler av bekken er også kanalisert. Dette reduserer ungenes mulighet til å finne skjul for sterk strøm og fiender. Resultatet blir lav ørrettetthet.

Småvann i elva, som eldre unger kan vandre til, kan øke overlevelsen av eldre ørret. I Mørfjær vandrer ungene opp i det ovenforliggende Nervatnet etter et kort opphold i utløpselva. Gjedde og ål som hovedsakelig forekommer i innsjøene, kan imidlertid ete deler av ørretbestanden i vassdraget, og den minste fisken vil være mest utsatt.

Dalselva, som er en del av Aulivassdraget, er uten innsjøer. Bekken er over 2 mil lang, og sjøørretungene kan gradvis forflytte seg nedover før de forlater bekken som smolt. Det er forholdsvis mye gytefisk i bekken, men mange år har det vært lite vann i bekkene slik at yngeloverlevelsen har blitt dårlig. Ofte har svake årsklasser blitt etterfulgt av sterke, men i 2003 og 2004 var det to svake yngelårsklasser etter hverandre fordi det var lite gyting året i forveien. Det var da lav vannføring



Figur 9.3. *Antall kjønnsmodne sjøørret fanget i oppgangsfella i Mørfjærbekken varierer mye mellom år i perioden 1998 til 2004. Statistikken omfatter både nymerket fisk og gjenfangster.*

og lav temperatur i gytetida slik at få fisk kom opp og aktiviteten deres var lav. Vekslingen mellom sterke og svake årsklasser av yngel er delvis utvisket for ettårige unger. Det var ingen sammenheng mellom antall yngel og ettårig unger i bekkene samme år eller mellom gjennomsnittlig antall yngel ett år og antall ettårige unger i elva året etter. Dette tyder på at det er andre årsaker enn konkurranse mellom aldersgrupper som bestemmer tettheten av yngel, og at tettheten av yngel har liten betydning for mengden ettårig unger året etter.

I Mørfjærbekken har vi fiskefelle og oversikt over antall gytefisk som vandrer opp fra sjøen hvert år (**figur 9.3**). Der har vi ikke kunnet påvise sammenheng mellom antall gytefisk og antall yngel året etter. Dette tyder på at miljøforholdene er viktigere for bestandens rekruttering enn antall gytefisk, ved en bestandsstørrelse som den som gyter i Mørfjærbekken.

Den viktigste årsaken til stor veksling i rekrutteringen i Mørfjærbekken er variasjoner i vannføring med synkende bestandsstørrelse i tørre år, og økende i år med mye vann. Tørr vår og forsommer er ugunstig for yngelen. I andre av de undersøkte bekkene var det fiskedød på grunn av kloakk og forurensing fra landbruket. Graving i forbindelse med veibygging og kloakkering, hogging av kantvegetasjon, kanalisering og utvidelse av dyrket areal reduserte også bekkenes brukbarhet som oppvekst- og gyteområder for ørret. Sjøørretens mulighet for utvandring til sjøen er den viktigste årsaken til at de fleste bestandene har kunnet greie seg til tross for tørke, forurensing og habitatødeleggelse.

Feilvandring

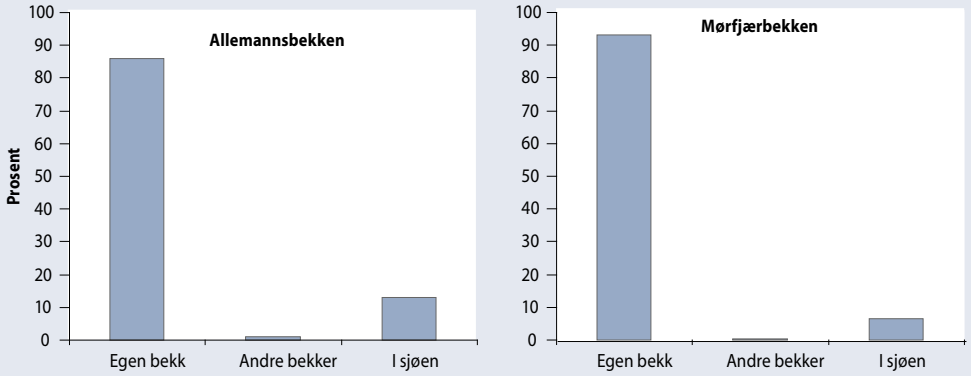
Sjøørreten i bekkene langs Skagerrakkysten er genetisk atskilte, og i noen av bekkene er det tendens til enda finere oppdeling i underbestander. Den genetiske forskjellen mellom bestandene øker med avstanden mellom bekkene. Dette tyder på at det er liten feilvandring mellom bestandene, men at den er størst mellom nærliggende bekker.

Individuell merking av ungfisk og voksenfisk i Allemannsbekken og Mørfjærbekken ble gjennomført i perioden 1995-2003. Viktige nærliggende sjøørretbekker er også undersøkt minst en gang i gytetida midt i oktober for å finne mulig feilvandret sjøørret. Disse nærliggende bekkene er Sævlibekken og Grefstadbekken i Grimstad og Østeråbekken i Tvedestrand. Vi har hatt fiskefeller fra 1999 i Mørfjærbekken og 2000 i Allemannsbekken og fanget sjøørret i fiskens oppgangstid fra slutten av september til begynnelsen av november. Blant de 509 gjenfangede fiskene (22,4 % av de merkede), har vi funnet én feilvandrer i de nærliggende sjøørretbekkene, mens to feilvandrerne ble gjenfanget av fritidsfiskere i Nidelva (**figur 9.4**). Nidelva er det største vassdraget mellom de to merkede bestandene. Én feilvandrer er tatt i Frafjordelva i Rogaland, hvilket viser at feilvandrere i noen tilfeller også kan vandre opp i elver langt vekk. Det var ingen tydelig forskjell i vandringsmønsteret til fisk som ble merket som smolt eller kjønnsmoden sjøørret. Blant de fiskene som ble fanget etter å ha vært i sjøen utgjorde feilvandrerne ca. 2,5 %. Dette er under halvparten av feilvandringen for villaks fra Imsa i Rogaland. Andelen sjøørret som gyter i fremmede bekker er antakelig lavere enn den andelen som vandrer til disse bekkene, fordi en del fisk vanligvis unnlater å gyte. Undersøkelsen viser at selv små ørretbestander har presis tilbakevandring, men enkelte individer kan gå feil. Sjansen for dette er antakelig størst i år med lite vann når ørreten skal opp i ferskvann for å gyte. Større elver i nærheten vil da kunne trekke til seg fisk.

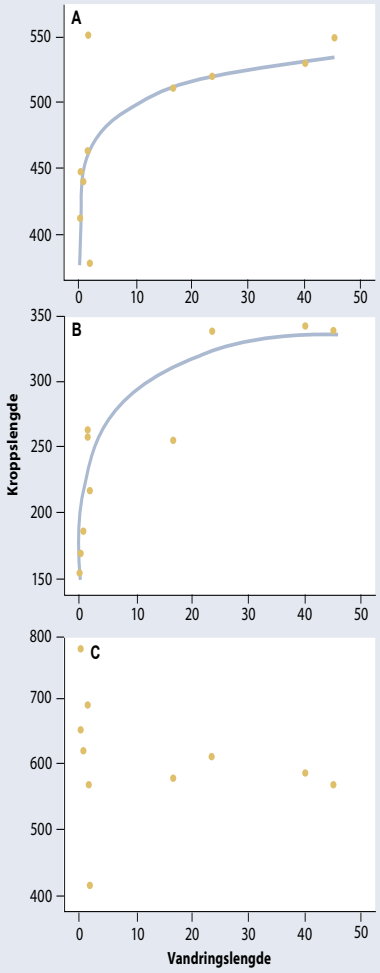
Stor sjøørret vandrer både kort og langt, mens de små vandrer bare kort

Langs Skagerrakkysten renner både korte og lange elver ut i havet. De korteste er bare noen hundre meter lange, mens de lengste kan være flere mil. Ørret gyter i disse bekkene, men størrelsen til gytefisken er gjennomgående større i de lange enn i de korte elvene. Hvorfor er den det?

Vi har to hypoteser. Enten at stor sjøørret (> 30 cm) vandrer langt opp i elvene for å gyte og ikke går opp i korte vassdrag, eller at små sjøørret (≤ 30 cm) vandrer kort og gyter nær sjøen slik at de mangler øverst opp i lange elver. Vi testet hypotesene ved å samle inn sjøørret på gyteplassene i 10 elver langs Skagerrakkysten. Vandringslengde i ferskvann (fra elvemunningen) og til gyteområdene i de undersøkte elvene varierte mellom 0,2 og 45 km. Kroppslengden, som er brukt i beregningene nedfor, er



Figur 9.4. *Ørreten vandrer vanligvis tilbake til egen bekk for å gyte. Her vises gjenfangster i egen bekk, andre bekker og i sjøen, oppgitt som prosent av totalt antall gjenfanget sjøørret, som er merket i Allemannsbekken, Grimstad og i Mørfjærbekken, Arendal, i perioden 1995-2003.*



Figur 9.5. *Kroppsstørrelsen hos sjøørret øker med vandringslengden. Her vises sammenhengen mellom vandringslengde i ferskvann (D, km) og (a) kroppslengde (Ls, mm) til 10 % av de største sjøørretene Ls = 452,5 ($D^{0,04}$), r^2=0,47, df=8, P=0,03, (b) kroppslengde (Lm, mm) til 10 % av de minste sjøørretene Lm = 32,5 ln D + 213,4, r^2 =0,87, df=8, P=0,001 (c) kroppslengde (mm) til den største sjøørreten i hver elv.*

gjennomsnittslengden til de 10 % største og 10 % minste fiskene på hver gyteplass i hver elv.

Kroppslengden hos sjøørreten økte med vandringslengden i ferskvann. Det vil si at sjøørret som gytte lengst opp i ferskvann var gjennomgående større enn de som gytte nærmest sjøen (**figur 9.5a**). Ti prosent av de sjøørretene som gytte lengre enn 16 km fra sjøen, var større enn 50 cm. Det var imidlertid unntak. Korte bekker kan også ha stor gytefisk. En elv i Telemark, som bare er 1,5 km lang, har stor gytefisk. Vi fant videre at kroppslengde til de minste sjøørretene økte med vandringslengden i ferskvann (**figur 9.5b**). I de lengste elvene (> 20 km) var 10 % av sjøørreten større enn 30 cm, mens de var mindre i de kortere bekkene.

Det var ikke slik at stor ørret måtte vandre langt oppover i elver for å gyte. De største sjøørretene (>40 cm) gytte både nær sjøen og langt oppe i elvene **(figur 9.5c**). For eksempel gytte den største sjøørreten vi fanget i bekkene (78 cm lang) bare 300 m fra elvemunningen.

Altså, stor sjøørret gyter i variabel avstand fra sjøen, mens små sjøørret sjelden vandrer langt opp i bekkene for å gyte. Dette er i overensstemmelse med vår andre hypotese. En årsak til dette kan være at kostnadene ved å vandre er større for små enn stor ørret, slik at disse gyter nærmere munningen. Støtte for den siste forklaringen finner vi også ved at andelen stasjonærørret øker oppover i lange bekker. Ettersom kostnadene ved vandring øker, vandrer en gradvis mindre andel av bestanden, kondisjonen til de som vandrer (forholdet mellom vekt og lengde) blir gradvis dårligere, og det samme gjelder størrelsen til hannfiskenes kjønnskjertler. Dette reduserer antakelig gytesuksessen for sjøørret og begrenser vandringstendensen i lange bekker.

Hva viser dette?

Leveområdet bestemmer bestandenes suksess. Ovenfor vandringsbarrierer i småvassdrag utryddes ofte ørretbestandene fordi naturlig nykolonisering ikke er mulig. Også nedenfor vandringshindre varierer bestandsstørrelsen mye på grunn av naturlige klimaendringer med variasjon i vannføring og temperatur, og menneskelig påvirkning gjennom forurensing og fysiske inngrep i vassdragene. Leveområdet påvirker også bestandenes struktur. For eksempel endrer fiskestørrelsen seg ofte oppover elver ved at små sjøørret i mindre grad enn store, vandrer langt oppover elvene, samtidig som innslaget av stasjonær ørret øker med avstanden fra havet. Årsaken til dette er antakelig at kostnadene ved vandring øker med vandringslengden oppover elvene, men at kostnadene er relativt mindre for stor enn liten fisk.

Foto Børre Dervo

10. Dammer og evjer på elvesletter – effekter av inngrep på biologisk mangfold

Ann Kristin L. Schartau, Børre Dervo, Gunnar Halvorsen, Oddvar Hanssen, Svein-Erik Sloreid, Odd Stabbetorp, Torbjørn Østdahl, Oddgeir Andersen og Hans Mack Berger

Foto: Børre Dervo

Langs Gudbrandsdalslågen i Ringebu kommune har avsetninger av løsmasser fra hovedelva og sideelver ført til dannelse av elvesletter og –vifter. Elvas aktivitet og stadige tilførsler av nye løsmasser har ført til at nye løp og sandbanker dannes, samtidig som gamle løp delvis fylles igjen og blir til dammer og evjer. Stabilisering av elveleiet og andre inngrep fører til markerte endringer i leveområder og plante- og dyresamfunn.

Elvesletter er i Norge en sjelden, men variert naturtype med et stort biologisk mangfold, og ofte med spesiell og sjelden flora og fauna. De er ofte utsatt for menneskelig påvirkning som flomforbygning, drenering, oppdyrking, masseuttak og bygging av veger, industri og boliger. Fragmentert ansvarsfordeling, mange brukerinteresser og mangelen på overordnet planlegging og forvaltning, har ført til forringing av mange elvesletter. Det er behov for samordnet offentlig forvaltning og bedre kunnskap om biologisk status og prosesser for denne naturtypen. I EU's Vanndirektiv legges det opp til en økosystembasert forvaltning av vassdrag, hvilket kan være en hjelp i denne sammenheng.

Vi vil her beskrive elveslettenes struktur og dynamikk med fokus på økologiske prosesser i dammer og flomløp og hvordan ulik forvaltning av elvesletta påvirker denne landskapstypens struktur og dynamikk.

Elvesletta, evjene og dammene i Ringebu

Vi undersøkte områdene nær elva fra grensen til Sør-Fron kommune og ned til Losna, en strekning på 18 km og et areal på rundt 17 km^2. Den sørlige delen av elvesletta er et naturreservat som vi brukte som et kontrollområde (3,8 km^2). Den nordlige delen, effektområdet (13,2 km^2), har boliger, forretnings- og industribygg, landbruk og natur- og friluftslivsområder. I de undersøkte områdene var det 176 vannlokaliteter med et samlet areal på 7,1 km^2. Hovedelva med sideelver utgjør 6,8 km^2 mens resten er flomløp (9 lokaliteter), evjer (23), dammer og tjern (130). Vi studerte de fysiske forholdene i 127 evjer og dammer, vegetasjonen i 47 av dem, og biller og krepsdyr i 36 av disse.

Form og prosesser

De fleste dammene har en enkel form, og er enten runde, ovale eller "bananformet". Kun 6 prosent av dammene har en komplisert form med mange viker og nes. Dammene og evjene er ofte grunne; største dyp er på 0,7 m i gjennomsnitt og vel halvparten av lokalitetene har et største dyp på mindre enn 0,5 m. Dammenes areal er i gjennomsnitt 2 500 m^2, men de fleste dammene er små, halvparten mindre enn 300 m^2.

Vegetasjonsmessig, er det tre hovedtyper av dammer. Den vanligste typen ligger åpent og har 60 - 100 % av vannflaten tilgrodd med vannplanter i tillegg til starr og elvesnelle. Omkring 2/3 av de undersøkte lokalitetene er av denne typen, som er vanligere i kontrollområdet enn i effektområdet. Noe mindre vanlig er dammer der nær 100 % av vannflaten er tilgrodd med starr og elvesnelle. Denne typen av ofte temporære dammer, er mer vanlig i effektområdet enn i kontrollområdet. Dammene i flommarksskog er minst vanlige. De har lite solinnstråling, men mye dødt organiske materiale, som blader og greiner.

Løsnesdammen (oppe til venstre) og Melgardsevjua (nedre til venstre) er to av de undersøkte lokalitetene i nedre del av Fåvang naturreservat (kontroll-området). På kartet til høyre er begge lokalitetene avmerket sammen med andre undersøkte lokaliteter (grønn flekk). Foto: Børre Dervo.

Kontrollområdet , under flommen 9. mai 2004, ved Melgardsevjua. Vannhøyden er 183 m o.h. som er 20 cm under en tiårsflom. Foto: Børre Dervo.

Flom har den mest gjennomgripende effekten på dammene og evjene. Den både graver ut og bygger opp sedimenter. Vanligvis er det tre flomtopper i Lågen. Mye snø i lavlandet gir en liten flomtopp i slutten av april. En større flomtopp kommer i siste halvdel av juni, når snøen smelter i fjellet. Den tredje flommen kommer i første halvdel av juli og skyldes snøsmelting i de høyeste områdene i Jotunheimen (Ottaflommen). Dammene ligger hovedsakelig i gamle elveløp, og selv små flommer gir oversvømmelse og direkte kontakt med elva. Ved en tiårsflom er omkring 85 % av de 176 vannlokalitetene oversvømt. Ved en treårsflom er omkring 80 % av lokalitetene oversvømt og har kontakt med hverandre. Lengden på flomperiodene varerier mye fra år til år. Flomnivåer som er høyere enn en femårsflom, er ofte kortvarige og er over på ett til to døgn. Vannivå som tilsvarer en treårsflom kan ha en varighet på fra 1 til 4 uker.

Brukerinteresser og trusler

De viktigste inngrepene er tiltak for å redusere effektene av flom, bruk av elvesletta som industriarealer, veianlegg (E6) og jernbane. Disse inngrepene har ført til at det er mindre flompåvirkning (skala fra 1 til 7) på de lokalitetene som ligger i effektområdet (3,5)enn i de som ligger i kontrollområdet (5,4). Effektområdet er dessuten vesentlig mer berørt av andre typer inngrep enn kontrollområdet (**Tabell 10.1** og **10.2**). Innholdet av kalsium, fosfor og en rekke andre ioner som kan relateres til jordbruksaktivitet er gjennomgående høyere og mer variabel over tid i effektområdet. Vannvegetasjonen er bedre utviklet i kontrollområdet og kantskogen omkring dammene er mer intakt.

Fauna i flomdammene

Krepsdyr- og billefaunaen ble undersøkt i til sammen 36 dammer (38 stasjoner), omtrent like mange i kontrollområdet

Tabell 10.1. *Gjennomsnittsskår for steinfylling, organisk fylling (halmballer, landbruksavfall ol) og annet (hovedsakelig søppel, som betyr lite, og grøfting/kanalisering) i 127 lokaliteter, vurdert på en skala fra 1=ingen til 7= omfattende påvirkning. Andelen lokaliteter som er berørte står i parentes.*

	Steinfylling	Organisk fylling	Annet	Inngrep i dammen samlet
Effektområdet (n=89)	1,8 (43 %)	1,4 (12 %)	2,3 (60 %)	2,9 (76 %)
Kontrollområdet (n=38)	1,4 (21 %)	1,0 (0 %)	1,2 (16 %)	1,5 (29 %)

Tabell 10.2. *Gjennomsnittsskår for flomforbygning, landbruk og annet (hovedsakelig veier og jernbane) i 127 lokaliteter, vurdert på en skala fra 1=ingen til 7= omfattende påvirkning. Andelen lokaliteter som er berørte står i parentes.*

	Flomfor-bygning	Landbruk	Annet	Inngrep rundt dammen samlet
Effektområdet (n=89)	3,1 (70 %)	2,5 (58 %)	2,9 (79 %)	4,4 (99 %)
Kontrollområdet (n=38)	1,0 (0 %)	1,8 (45 %)	1,6 (24 %)	2,2 (61 %)

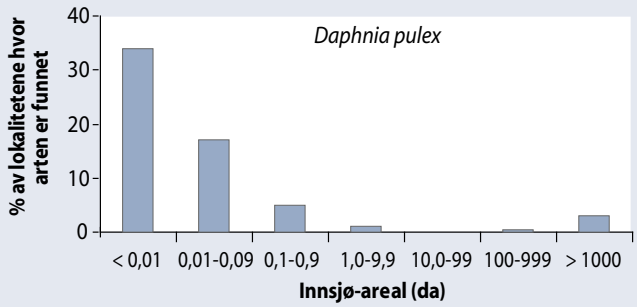
og i effektområdet. Noen få lokaliteter tørket ut i spesielt tørre perioder, men dammer med årlig uttørring ble ikke undersøkt. De fleste dammene ble undersøkt minst tre ganger.

Krepsdyr

Vi påviste 58 arter småkreps, herav 36 arter vannlopper og 22 arter hoppekreps. Antall arter i hver lokalitet varierte mellom 12 og 40, med et gjennomsnitt på 28,4 arter. Tilsvarende artsrikdom per dam ble funnet i en undersøkelse av 26 bynære dammer i Osloområdet, men det totale antall arter der var betydelig høyere (74 arter). Det skyldes bl.a. at mange krepsdyrarter hos oss bare finnes på Sørøstlandet (Østfold og Akershus).

Fem av artene i Ringebudammene er hovedsakelig damlevende. Dette er *Daphnia pulex* (**Figur 10.1**), *Pleuroxus laevis, Eurytemora velox, Cryptocyclops bicolor* og *Cyclops insignis*. Arter som vanligvis lever planktonisk i store innsjøer ble bare funnet som enkeltindivider i noen få dammer.

Acanthocyclops vernalis, Simocephalus vetula og *Chydorus sphaericus* ble funnet i nesten alle dammene. Funnet av *Eurytemora velox* var overraskende, for i Norge er arten ellers bare funnet i noen få næringsrike lokaliteter i Østfold og Vestfold.



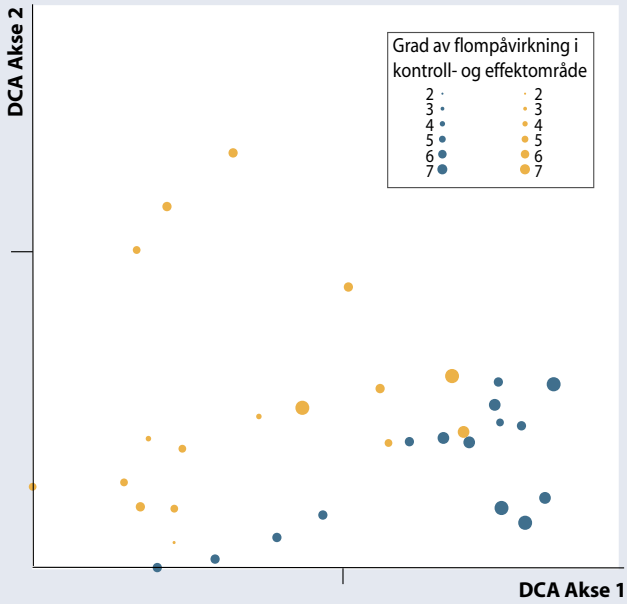
Figur 10.1. *Vannloppen* Daphnia pulex*, som ble funnet i et utvalg av Ringebudammene, er i hovedsak knyttet til mindre dammer, og sannsynligheten for at denne arten er til stede avtar med størrelsen på lokaliteten.*

Krepsdyrsamfunnene varierte lite fra år til år med dominans av de samme artene, til tross for at de jevnlig påvirkes av flom. Dominansforholdene var annerledes enn det man kan se i strandsoner i innsjøer. Arter som nesten aldri dominerer i strandsonen, var vanlige og dominerende i dammene, som for eksempel *Alona guttata, Alonella nana, A. exigua, Pleuroxus truncatus, Simocephalus vetula, Chydorus sphaericus, Graptoleberis testudinaria* og *Acanthocyclops robustus/vernalis*. Et annet særpreg for dammene, var den sparsomme forekomsten av gruppen calanoide hoppekreps.

Tre av artene fant vi bare i dammer uten flomforbygning, *Sida crystallina, Alona intermedia* og *Cyclops insignis*. Ytterligere syv arter reagerte negativt på flomforbygning mens kun en art, *Ectocyclops phaleratus*, reagerte positivt på det.

Krepsdyrfauaen i effektområdet skiller seg fra faunaen i kontrollområdet (**Figur 10.2**) ved å ha lavere artsantall, i gjennomsnitt 24,6 (12-40) mot 32 (23-40). Antall vanlige og dominerende arter og tetthetene av disse, var også stort sett større i kontrollområdet enn utenfor. De dominerende artene i effektområdet har vid økologisk spennvidde (ubikvister) og stor forekomst i alle typer lokaliteter.

Tetthetene varierte mye, fra noen få individer til flere hundre tusen individer pr. prøve. Størst tetthet var det i de minst påvirkede dammene i kontrollområdet.



Figur 10.2. *Dammenes plassering i DCA-diagrammet illustrerer grad av likhet i krepsdyrfaunaen (artssammensetning og dominans) mellom dammene. I kontrollområdet (blå sirkler) er dammene mer like med hensyn på krepsdyrfaunaen og skiller seg fra dammene i effektområdet (gule sirkler). Både dyp, flompåvirkning (angitt ved økende størrelse på sirklene) og vannvegetasjonens kompleksitet øker langs den horisontale (viktigste) aksen i diagrammet. Alle disse faktorene øker kompleksiteten i lokalitetene som igjen øker mangfoldet i krepsdyrfaunaen. Flomforbygning og inngrep i og rundt dammene, inkludert jordbruksaktivitet, avtar langs den horisontale aksen. Dette er faktorer som har negativ effekt på kompleksiteten og diversiteten i dammene. Faktorene som styrer den vertikale (nest viktigste) aksen er færre. Lysinnstråling, vannfarge og inngrep rundt dammene øker langs denne aksen, mens variasjonen i vannkantvegetasjonen omkring dammen avtar.*

Vanligvis er tettheten lav like etter en flom, og det tar flere uker å bygge opp større tettheter. Tettheten ble vanligvis fordoblet fra vår til høst, og var størst i år med lite flom.

Vannbiller

Totalt registrerte vi 58 arter vannbiller fra Ringebu-dammene; vannkalver (40 arter), vanntråkkere (3), furevannkjær (5), vannkjær (5), palpebiller (3) og virvlere (2) (**Figur 10.3**). Fem av artene var nye for regionen, og én av disse (*Hydroporus puberulus*) var ny for Norge.

De aller fleste billeartene vi fant hører hjemme på elvesletta, men ti arter ble kun påvist i ett eksemplar. Vi antar at de i hovedsak hører hjemme i andre vannmiljøer.

De fleste artene fra elveslettene finnes i mange forskjellige vannhabitater, både små og grunne dammer, større tjern og sjøer, og loner og evjer av større elver. Noen er mest kjent fra temporære dammer, andre krever permanente vannansamlinger, mens de fleste ikke skiller mellom disse kategoriene. Det er fordi de har god flyveevne i sitt voksne stadium og lett kan flytte seg til en annen vannlokalitet dersom den opprinnelige lokaliteten tørker ut. Bare seks av artene vi fant mangler eller har dårlig flyveevne. Hele 24 av de 58 artene fantes bare i noen få av dammene. Disse har mer spesielle krav til sitt levested. En del av dem er knyttet til spesiell vannvegetasjon, for eksempel torvmose (*Hydroporus obscurus* og *Coelostoma obiculare*), eller vegetasjonsløse partier (*Stictotarsus multilineatus*). *Hyphydrus ovatus, Haliplus lineolatus* og *Nebrioporus depressus* ble funnet i noen få dammer i kontrollområdet, men ikke i effektområdet. Disse artene er kjent for å foretrekke permanente vannlokaliteter. Vannkalven *Agabus labiatus* fantes i syv av dammene i effektområdet men ikke i kontrollområdet. Denne arten lever i små, grunne og temporære vannansamlinger.

Antall arter varierte mellom 9 og 32, med et gjennomsnitt på 19,1 arter pr. stasjon, mens individantallet varierte fra 22 til hele 2092. Dette gjenspeiler først og fremst hvor mye vannvegetasjon som finnes i dammen. Mye vegetasjon gir generelt høye billetettheter, men tetthet og artssammensetning av billefaunaen ser ikke ut til å følge bestemte plantearter. Bare ti av artene er kjent for å foretrekke lite vegetasjon.

De syv mest tallrike artene utgjør til sammen 70 % av materialet. Disse er blant våre vanligste vannbillearter, som kan leve i mange forskjellige typer vannhabitater. Fire av dem (*Hydroporus palustris, Hydroporus striola, Rhantus exoletus* og *Haliplus ruficollis*), ble funnet i nesten alle lokalitetene.

Antall arter per prøve var omtrent likt for de to områdene med et snitt på 10 arter (2-19) for kontrollområdet og 11 arter (0-23) for effektområdet. Antall individer var dobbelt så høyt i kontrollområdet som i effektområdet, først og fremst fordi de syv vanligste artene forekom i mye høyere antall i kontrollområdet.

Dammene i kontrollområdet er innbyrdes mer like med hensyn på billefaunaen og skiller seg fra dammene i effektområdet (**Figur 10.4**).

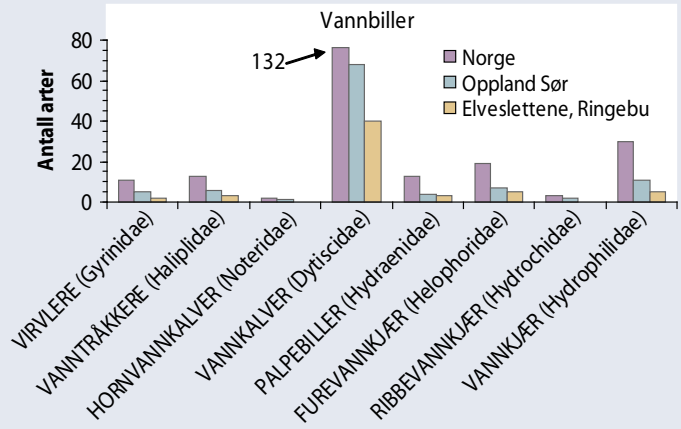
Flompåvirkning – en avgjørende faktor

Tiltak for å redusere flompåvirkning på elvesletta har ført til markerte endringer i habitat og biologiske samfunn. Mange av de tidligere flomdammene er tørket ut og andre har blitt mer temporære; det vil si uten vann i deler av året. Dammene gror igjen og variasjonen i og mellom

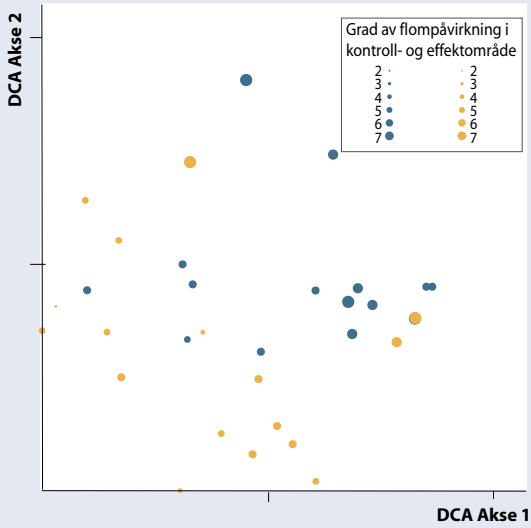
dammene har blitt mindre. Innholdet av næringssalter, som for eksempel fosfor, er høyere i det flomforbygde området på grunn av mer intensivt jordbruk og mindre fortynning med jonefattig elvevann. Disse endringene påvirker krepsdyr- og vannbillefaunaen. Dammene i det flomforbygde området har gjennomgående færre arter og mer ujevn artsfordeling av krepsdyr og lavere tetthet av både krepsdyr og biller enn kontrollområdet. Disse forskjellene skyldes antakelig en kombinasjon av flere forhold:

- Moderate forstyrrelser som fører til større variasjon i miljøforholdene gir økt mangfold (se **Faktaboks 10.1**), men flomforbygning reduserer de naturlige miljøvariasjonene som flom gir.
- Mindre variasjon i vannvegetasjonen, som utgjør viktige leveområder for småkreps og vannbiller, kan føre til redusert artsrikdom.
- Høyere innhold av næringssalter kan gi økt primærproduksjon (alger og annen vannvegetasjon) som kan påvirke sammensetningen og tettheten av faunaen.
- Flomforbygning kan hindre innvandring og etablering av fisk i dammer. Fisk er en viktig strukturerende faktor og kan beite helt ned enkelte arter av mindre dyr.

Flere av vannforekomstene på den flomforbygde delen av elvesletta vil etter hvert bli mer temporære eller forsvinne helt på grunn av en gradvis uttørring og gjengroing. Dette kan få stor betydning for forekomsten av vannlevende dyr og planter i området.



Figur 10.3. *Antall arter vannbiller fra åtte familier som er påvist i Norge, Oppland Sør (OS) og på elveslettene i Ringebu. Totalt 104 arter fra de aktuelle billefamiliene er til nå registrert i regionen OS, og av disse er 58 funnet på elveslettene i Ringebu.*



Figur 10.4. *Dammenes plassering i DCA-diagrammet illustrerer grad av likhet i billefaunaen (artssammensetning og dominans) mellom dammene. Dammene i kontrollområdet (blå sirkler) er innbyrdes mer like med hensyn på billefaunaen og skiller seg fra dammene i effektområdet (gule sirkler). Både flompåvirkning (angitt ved økende størrelse på sirklene) og vannvegetasjonens kompleksitet øker langs den horisontale (viktigste) aksen, tilsvarende som for krepsdyrene. Flomforbygning og inngrep i og rundt dammene avtar langs denne aksen. Dyp øker langs den vertikale (nest viktigste) aksen, mens lysinnstråling, vannfarge og innholdet av fosfor og flere andre ioner avtar.*

Faktaboks 10.1. *Hypotesen om at moderate forstyrrelser gir økt diversitet bygger på et argument om at biologiske samfunn sjelden når en likevektsstatus, der de "sterkeste" artene konkurrerer ut alle andre arter. Årsaken er at variasjon i miljøforholdene vil gi rom for stadig etablering av konkurransesvake arter. Forstyrrelser kan være skapt av naturlige forhold eller skyldes menneskeskapte inngrep. Dersom forstyrrelsene i et område er hyppige og/eller intense, blir artsrikdommen liten fordi kun få arter kan tåle sterke forstyrrelser eller være i stand til å etablere seg i de korte periodene mellom hver forstyrrelse. Og motsatt, om forstyrrelsene er sjeldne og/eller svake blir også artsrikdommen liten fordi noen få konkurransesterke arter vil konkurrere ut de fleste som forsøker å etablere seg. Hypotesen sier således at artsrikdommen vil være høyest ved moderate forstyrrelser fordi dette fremmer sameksistens av arter som er raske til å etablere seg og arter som er gode til å konkurrere.*

Foto: Per Jordhøy

11. Infrastruktur i sårbar natur

Ole Reitan og Thrine Moen Heggberget

Foto: Halvard Lauglo Øye

Samferdselsnettet utgjør sammenhengende strenger av teknisk infrastruktur som påvirker naturen de skjærer gjennom på mange ulike måter. Vi har studert hvordan noen dyrearter forholder seg til veg og jernbane i tre sårbare økosystem: fugl i fjellet, fugl og oter ved sjø og vassdrag. Veger hadde flere og større virkninger enn jernbane på disse artene.

Transport er nødvendig, og god kommunikasjon er en forutsetning for måten vår tids samfunn fungerer på. Men denne trafikken har også mange utilsiktede bivirkninger. Her tar vi for oss virkninger som kan lokaliseres til selve samferdselsnettet og naturen langs traseene. Noen naturtyper er mer utsatte enn andre, og når det er mulig å gjennomføre tiltak som reduserer uønskede effekter av samferdsel, bør en prioritere slike områder.

Fjellnaturen er sårbar fordi livsbetingelsene der er ekstreme. De særegne leveområdene ved kysten og langs vann og vassdrag er sårbare fordi disse smale, nesten lineære sonene ofte er sterkt belastet med tekniske inngrep og lett blir oppstykket i fragmenter. Kysten har i tillegg trekk som skyldes kontrasten mellom land og vann. I disse miljøene er fuglefauna og oter valgt som representanter for sårbare faunaelementer. Vi fokuserer på atferd og påkjørsler.

Vegers økologi

Veger påvirker sine nærområder gjennom støy og annen forstyrrelse, påkjørsler av organismer, ved at nye arter etablerer seg, og for noen arter også ved god tilgang på næring langs vegene. Veger kan derfor både tiltrekke dyr og ha negative konsekvenser for dem. Vegnett, transport og kjørehastighet øker og vår terskel for å utnytte bilen til forflytning senkes. Dermed blir også påvirkningen på dyrs leveområder større.

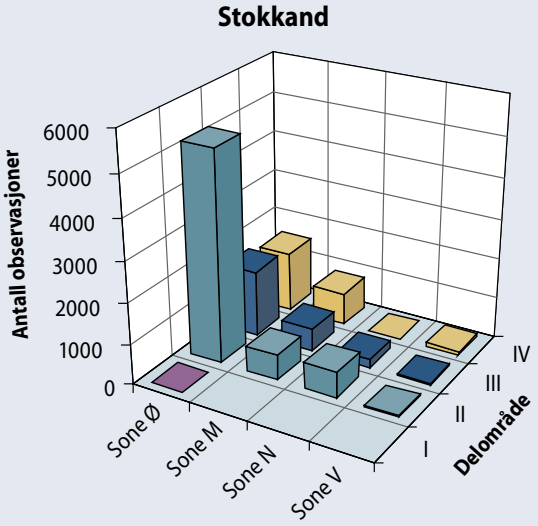
I de siste ti årene er det internasjonalt fokusert mye på forholdet mellom veger, kjøretøyer og økologi. Det er vist at bredden av påvirkningssonen varierer mye, avhengig både av landskapet og av hvilke fenomener og arter det er snakk om, og resultatene er ikke entydige. Når det gjelder fugl er det funnet lavere tetthet ved veger for noen arter og høyere tettheter for andre. I øykommunen Frøya var det mange flere sportegn etter oter i naturhabitater som lå minst 500 meter fra veg eller bygning enn i 100-meters-sonen nærmest veg eller bygning (se kapittel 6), men ved elver er det vanlig å finne konsentrasjon av otersportegn under og omkring vegbruer.

Vegtrafikk dreper dyr i stort antall. For fugler og pattedyr skjer det ofte fordi evnen til å forutsi fart på kjøretøyer er dårlig. Kvaliteten av habitatene langs vegene avhenger av lokale forhold, og der vegen går gjennom leveområder som fra naturens side er gode og viktige for en art, øker risikoen for påkjørsler. Vegens størrelse og særlig trafikktettheten og hastigheten, er også viktig.

Fugl ved sjøen: Buvikfjæra

I Norge er vegene ofte bygget langs strender. Når dette berører fjærearealer med bløtbunn som er attraktive beiteområder for mange fuglearter, vil vegen stå i konflikt til disse artene og det biologiske mangfoldet i området.

Figur 11.1. *Buvikfjæra er et rikt fugleområde, særlig for overvintrende fugl og som rasteområde under vår- og høsttrekk. Området er særlig verdifullt som beiteområde både for andefugler, vadefugler og andre vannfugler, og brukes også av fugl som hekker i jordbrukslandskapet ovenfor fjæra. E39 har til juni 2005 gått delvis langs fjæra, med fylling mellom fjæra og vegen, og på deler av strekningen er det lite beskyttende vegetasjon mellom veg og fuglenes biotoper. Ny E39 er bygd lengre unna fjæra, men samtidig legges det en gangvei på en ny fylling ut mot fjæra. Fortsatt bevaring av fjæra som verdifull fuglebiotop kan være avhengig av en god beskyttelse mellom gangvei og fuglebiotopene på deler av denne strekningen.*
Foto: Ole Reitan.



Figur 11.2. *Observasjoner av stokkand i Buvikfjæra, basert på kartlegginger av fugl i fjæra en gang ukentlig gjennom ett år, september 1993 – september 1994. Delområdene er nummerert fra øst mot vest. Ø, M og N betyr øvre, midtre og nedre fjæresoner, V betyr observasjoner utenfor fjærekanten. Fotoet i figur 11.1 er tatt fra sone Ø i Delområde III og mot Delområde II og viser områdene med flest stokkender gjennom hele året. Aktivitet oppe langs vegen som er synlig for fuglene, vil derfor være i konflikt med de mest verdifulle biotopene for fuglene, men kan avbøtes med en gunstig skjerming av vegetasjon mellom veg og fjære.*

Et eksempel er planer om veg og utfyllinger i Buvikfjæra i Trondheimsfjorden (**figur 11.1**). Buvikfjæra som er en del av Gaulosen, er periodevis gjennom året og døgnet et meget verdifullt område for fuglene (**figur 11.2**). E39 har til nå gått langs fjærekanten, til dels eksponert mot de delene av fjæra som er mest attraktive for flest fuglearter. Ny E39 er bygd lengre unna fjæra, men samtidig legges det en gangvei på en ny fylling ut mot fjæra. Biltrafikken vil bli redusert, men fotgjengertrafikken vil øke og komme helt i kanten av fjæra. Fortsatt bevaring av fjæra som verdifull fuglebiotop kan være avhengig av en veldokumentert restaurering av kantvegetasjon mellom gangveien og fjæra på deler av denne strekningen, slik at fuglebiotopene får god beskyttelse.

Fugl på elvesletter: Ringebu

Elvesletta på Ringebu, som ligger mellom ca 181 – 190 m over havet, strekker seg fra nordenden av Losna i sør til Fryas utløp i Gudbrandsdalslågen i nord: Området ligger stort sett langs Lågen i Ringebu kommune med E6 og jernbane i nærheten. Det er også et nettverk av mindre veger på tvers og på langs i området. Et naturreservat i sør, Fåvang naturreservat, inkluderer mange intakte dammer i elveslettelandskapet. I nord er elveslettene mye påvirket av jordbruk og til dels mye endret. Her går både kraftledninger og veger inn i og på tvers av slettene.

E6 går hele strekningen på øst- og nordsida av Lågen, enten i kanten av elveslettene mot dalsidene eller midt ute på elveslettene. Jernbanen går på det meste av strekningen, langs naturreservatet og nordover til Ringebu sentrum, på vestsida, i kanten mellom elvesletta og dalsida. Fra Ringebu sentrum og nordover går jernbanen mellom E6 og elvesletta.

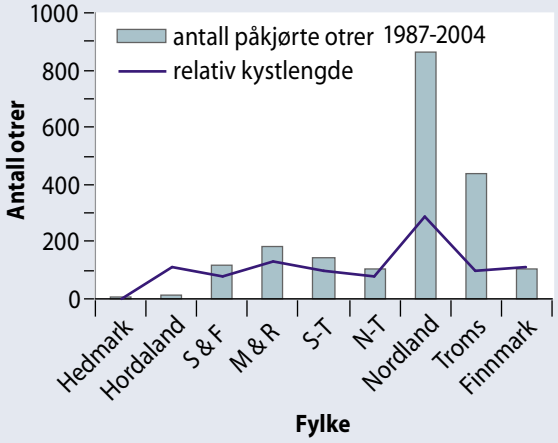
Figur 11.3. *I Bystaddammen i Fåvang naturreservat ble det registrert 10-20 ender, særlig stokkender, på hvert kartleggingsbesøk. Bildet er tatt fra lokalvegen på vestsida av Lågen. I skråningen mellom lokalvegen og dammen går jernbanen helt inntil dammen. Bildet viser også karakteristiske trekk ved dammer med mye fugl i området, med beskyttelse av skog inntil dammen. På andre sida av Lågen ser vi at E6 går helt inn til elva. Her registrerte vi lite vannfugl, det gjaldt også en dam rett på baksida av E6. På elvebankene midt ute i elva satt som oftest noen rastende flokker av fugl, bl.a. måker, storspover og kvinender. Foto: Ole Reitan.*

Figur 11.4. *På denne strekningen ved en rasteplass i Ringebu ble det i sommer-halvåret påvist at det gjennomsnittlig fløy over 2,0 fugler per 10 minutt observasjoner. Flest fugler fløy over i tretopp-høyde og rett over auto-vernet langs vegen. Det ser ut til at flere fugler krysser vegen der det er skog på begge sider enn der vegetasjonen er åpen. Bilfrekvensen på denne strekningen er flere biler i minuttet på dagtid. Kråkefuglene (på dette stedet skjære, nøtteskrike og ravn) patruljerer regelmessig langs vegkantene. Foto: Ole Reitan.*

Generelt er naturreservatet rikere på fugleliv enn områdene videre nordover, både vannfugler, våtmarksfugler, og fugl tilknyttet skog og kratt ute på elvesletene. Området er særlig vernet på grunn av verdiene som trekklokalitet, men har også store verdier som hekkeområde. Områdene rundt Kvitfjell, mellom Fåvangbrua og Ringebu sentrum, er mye endret og fuglebiotopene her har nå begrenset verdi, med få fuglearter også i hekketiden. Mellom Elstad sør for Ringebu sentrum og nord til Fryas utløp ligger elvesletter med små dammer som delvis er sterkt påvirket av intensiv dyrking, interne veger og kraftledning. Her finnes det noen få voksne ender, bare stokkand er hekkefugl, og enkeltindivider av vadefugl, i motsetning til det fuglerike reservatet lengre sør.

I naturreservatet er det store flokker med ender som utnyttet både store og små dammer på vestsida av Lågen, til dels helt inntil jernbanelinja. Både det store Linvikstjønnet og flere små dammer helt inn til jernbanelinja helt sør i naturreservatet, ble også mye brukt av gråhegre (**figur 11.3**). Jernbanelinja ser ut til å bli "akseptert" av ender, trane og vadefugl, selv når den går i kanten av dammer helt inn til linja. Generelt lå klart flere fugler i dammer helt inntil jernbanelinja enn langs E6 på østsida. På østsida ble det i hekketida funnet flest fugler på elvesletene sør for Fåvang kirke, mellom E6 og elvekanten. Det produseres mange kull med ender i dette området, særlig i de dammene som er beskyttet av skog ute på slettene. I de dammene som hadde sikt inn mot E6, lå andekullene i damkanten lengst unna E6, med kort avstand til beskyttende grasvegetasjon.

Fugler krysser vegen oftest der den skjærer gjennom attraktive biotoper, for eksempel der det er skog på begge sider (**figur 11.4**), med store muligheter for at fugler skal forulykke.



Figur 11.5. *Det er en sammenheng mellom kystlengde og antall påkjørte otrer. Det har flere årsaker. I Norge er otertettheten størst på kysten fordi sjøen har et rikere og mer variert tilbud av byttedyr enn elvene. På grunn av topografien ligger dessuten bosetting og veger ofte nær strandlinja på store deler av Norskekysten. Både i forhold til kystlengden og totalt var antallet påkjørte otrer størst i Nordland og Troms der denne topografien er mest utpreget. Kystotrer fisker mest i sjøen, men er avhengige av ferskvann og kan ha hiene et stykke fra sjøen. Derfor trekker de opp fra sjøen og må da ofte krysse veger.*

Fugl i fjellet: Dovrefjell

Studieområdet ligger på platået langs E6 over Dovrefjell, mellom ca 900 m o.h. – 1030 m o.h. Det inkluderer Fokstumyra naturreservat i sørvest og strekker seg langs hele platået til Grønbakken i nordøst. E6 og jernbanen går parallelt gjennom hele området, delvis tett sammen nord for Hjerkinn, og med opp til 1 kilometers avstand sør for Hjerkinn, og deler på denne måte opp områdene på platået på Dovrefjell. Sørfra og fram til og med Vålåsjøen går E6 på sørøstsida av platået og langs skoglia, mens jernbanen går tvers over Fokstumyra og på nordsida av Vålåsjøen. Videre nordover til Hjerkinn går E6 midt over platået, mens jernbanen går i lia på nordsida. Mange mindre veger fører ut fra E6 til seter- og hytteområder.

Langs E6 på strekningen mellom Hondyrju i sørvest og Grønbakken i nordøst, en strekning på 34 km, er det laget ca 40 raste- og parkeringsplasser. Ca 15 plasser har bord og stoler utplassert. Nesten like mange har avfallsdunker. Fra flere av rasteplassene går det markerte stier ut i terrenget på begge sider av E6. Mange, særlig bobiler, bruker sideveger for overnatting og rast.

Rasteplassene var attraktive særlig for kråke og skjære. Forflytningen av kråkefugler mellom rasteplassene foregikk like ofte direkte mellom dem som langs E6. Rasteplassene langs E6 ved Fokstumyra naturreservat er en stabil matressurs for kråkefuglene, som kan hekke på begge sider av vegen, og i hekketiden veksle mellom næringssøk på rasteplassene og i reservatet. Tettheten av kråke på Dovreplatået var høyere gjennom hele hekketiden enn i andre alpine områder uten åpne veger. Skjære finnes her relativt høyt til fjells.

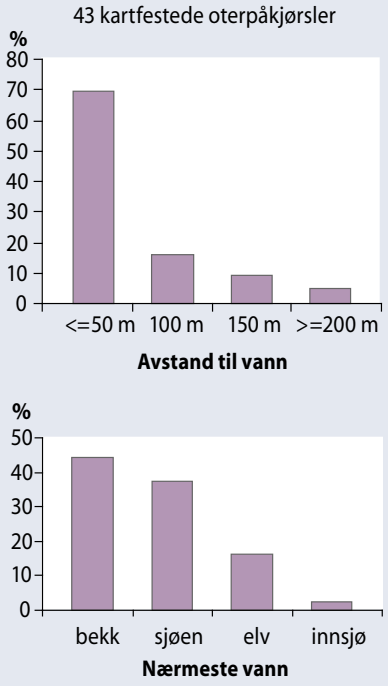
Observasjoner fra faste observasjonsposter bekreftet at fugler flyr mye på tvers over E6, både like over vegen og i høyder over bilhøyder, men det så ut til at fuglene unngikk å fly over når kjøretøyer var i nærheten.

Otrer dør i trafikken

Opprinnelig var oteren utbredt ved kysten og langs vann og vassdrag i hele Norge, med unntak av de høyeste fjellområdene, men i løpet av det siste hundreåret er utbredelsen redusert slik at den kjente, etablerte bestanden nå finnes sammenhengende fra Nord-Vestlandet til Finnmark og dessuten i noen områder nord på Østlandet. Den eurasiatiske oteren er fredet i mange land, også i Norge. I 2004-revisjonen av den internasjonale rødlisten over truede arter er oter klassifisert som "nær truet" og i den norske rødlisten fra 1998 som "hensynskrevende".

Oterbestanden i Norge overvåkes ved innsamling av døde otrer, og påkjørsel er den vanligste dødsårsaken for otrene

Figur 11.6. *a) I 43 tilfeller der påkjørselssted var nøyaktig kartfestet, var de fleste otrene påkjørt nær vann. b) I 44 % av tilfellene skjedde påkjørselen ved en bekk, ofte i nærheten av sjøen, og i 37 % av tilfellene gikk vegen langs sjøen. Derfor er det mulig å redusere oterpåkjørsler ved gjennomtenkt utforming av kryssingspunkt mellom kystveger og bekker. Oteren er avhengig av ferskvann og følger ofte vannstrengene, men den tar også snarveier. Mye brukte stier vises godt i terrenget, slik at det er mulig å ta hensyn til slike snarveier.*



som samles inn. Siden 1987 er ca 2000 påkjørte otrer undersøkt. To av dem var drept av tog, resten på vegene. Dette utgjør bare noen av de som blir drept i trafikken. Det virkelige antallet er ukjent, men en grov beregning basert på de kjente påkjørslene alene indikerer at dette er en viktig dødsårsak for voksen oter.

Flest otrer ble påkjørt høst og vinter, trolig på grunn av dårlige lys- og føreforhold. Brøytekanter kan dessuten hemme otrer i å komme seg ut av veien. Påkjørslene skjedde ofte kveld og natt, både på grunn av reduserte lysforhold, og at oteraktiviteten er større om natta enn om dagen. Otrene ble hovedsakelig påkjørt i kystkommuner. Bare 1 % av de påkjørte otrene kom fra innlandskommuner, som utgjør 13 % av oterkommunene i Norge. Det er også en sammenheng mellom kommunenes kystlengde og antall påkjørte otrer (**figur 11.5**). Det skyldes nok delvis at det er større tetthet av oter på kysten, men har også sammenheng med plasseringen og utformingen av vegene.

Påkjørslene fordeler seg ikke tilfeldig mellom forskjellige vegstrekninger, som nærmere undersøkelse av 43 påkjørselspunkter, hovedsakelig i Midt-Norge, viste. De aller fleste påkjørte otrene ble funnet nær vann (**figur 11.6**). Risikofaktorer var at vegen, i ett tilfelle jernbanen, gikk langs sjøen (37 % av tilfellene), eller at vegen krysset en bekk eller liten elv, og at vannet passerte vegen i rør eller kulvert uten naturlig eller kunstig elvebredd. I en del tilfeller var vannstrengen lukket på denne måten over en lengre strekning oppstrøms eller nedstrøms fra vegen. De få påkjørslene som skjedde langt fra sjøen var i nærheten av større elver, men knyttet til rørlagte bekker. Påkjørslene skjedde også på vegstrekninger med stor trafikk. Kystveger utgjør en større dødsrisiko for otrer i Norge enn i andre land der slike registreringer er utført, kanskje med unntak av Skottland.

Oterdøden på vegene kan reduseres med enkle tiltak

Siden risikoen for påkjørsler har nær sammenheng med plassering og utformingen av vegen, er det mulig å treffe relativt enkle tiltak for å bedre forholdene. Otrer er avhengig av ferskvann, og når vegen går langs sjøen er de tvunget til å krysse den. At otrene gjerne følger bekker og elver, gjør det relativt enkelt å lage egnede viltpassasjer på riktig sted for denne arten, siden det i alle fall må lages en passasje for vannet. Slike passasjer burde rutinemessig utformes slik at både oter og andre mindre dyrearter vil benytte dem, framfor å krysse vegbanen. Men passasjer som er utviklet i andre land er tilpasset slakt terreng, og egner seg ikke nødvendigvis i brattlendt norsk landskap. Utvikling for norske forhold trengs, og behovet for godt utformede passasjer er størst ved kystnære veger med mye trafikk.

Fotograf: Børre Dervo

12. Landskapsøkologisk modellering

Vegar Bakkestuen, Lars Erikstad og Gary Fry

Gullringvinge. Foto: Oddvar Hanssen

Formålet med prosjekter har vært å utvikle landskapsøkologiske modeller/indekser egnet for studier av landskapsendringer. Arbeidet har for en stor grad vært konsentrert om landskapsendringer i jordbrukslandskap og betydningen av endringen for biologisk mangfold. Det er også utført studier for å se om samme modelleringstankegang kan anvendes i en bredere tverrfaglig sammenheng. Denne artikkelen presenterer et arbeid knyttet til sommerfugler, men i tekstbokser er også andre anvendelser tatt med for å få frem bredden i anvendelsesområdet for slike analyseteknikker.

Restaurering av gammelt jordbrukslandskap

Siden 1950-tallet har jordbrukslandskapet endret seg mye i Norge. På Østlandet og i andre store jordbruksdistrikt har vi sett en industriell intensivering av jordbruket, noe som fører til større åkrer, færre kantsoner, mindre biotoper og redusert biodiversitet over store arealer, og generell gjengroing i andre områder. Gjenværende habitater (=leveområder) for dyr og planter er ofte blitt isolerte som øyer i landskapet. I senere tid har bønder blitt oppmuntret til å bevare og gjenopprette miljøverdier i jordbrukslandskapet. Dette dreier seg i hovedsak om å hindre ytterligere forurensning og jorderosjon samt å beskytte og endog øke andelen av naturlige habitater. Det er enkelt å evaluere suksessen av et slik tiltak i for eksempel målinger av redusert jorderosjon eller forbedret vannkjemi. Men det har vært vanskeliggere å konstantere hvorvidt restaureringen av landskapet forbedrer levevilkårene til dyr og planter i slike områder. Av særlig interesse er spørsmålene om hvorvidt det hjelper å restaurere eller introdusere nye leveområder i et landskap, og om det betyr noe om disse er forbundet med hverandre eller ikke.

I et fragmentert landskap er individer nødt til å overleve på små gjenværende egnete habitater som delpopulasjoner, det vil si i grupper av individer som er mindre enn det som trengs for å opprettholde en levedyktig populasjon. I slike tilfeller er arters overlevelse avhengig av at individer klarer å bevege seg mellom habitater, blant annet for å utveksle gener med andre delpopulasjoner. Evnen en art eller et individ har til å bevege seg i et landskap er selvfølgelig avhengig av dens forflytningsevne, men også landskapets struktur (oppbygning) er av stor betydning. Det finnes ennå liten kunnskap om hvordan landskapets endringer påvirker bevegelse og spredning av arter og individer mellom tilgjengelige egnede habitater.

Sommerfugler er en av de best studerte dyregruppene i landskapsøkologi, og de er mye brukt i miljøovervåking. Gruppen har blitt brukt som indikatorarter i spredningsstudier ettersom de faktisk opererer på et oversiktelig landskapsnivå, samtidig som de reagerer raskt på små endringer i landskapets struktur. De to artene som er brukt i denne undersøkelsen, gullringvinge og oransjegullvinge, har en veldokumentert biologi og økologi, samtidig som de er lette å skille fra andre arter.

Korridorer og bevegelsesmønstre

Korridorer er striper eller rester av opprinnelige vegetasjon som forbinder leveområder med hverandre i nettverk.

Modellering av gravhauger i jordbruksnært skoglandskap

Modelleringen ble utført for hele Ski kommune (Akershus) og forutsatte at tidlig jordbruksbebyggelse er lokalisert nær dyrkbar jord. Dette inkluderer gravfelt som også antas å være plassert på synlige steder, dvs. på lokale forhøyninger i terrenget. Analysen brukte digitalt markslagskart og 10 meters høydemodell avledet fra økonomisk kartverk med 5 meters koter. Det er viktig å merke seg at tidligere pløyingsteknikker ikke gjorde dagens jordbruksland på marin leire aktuell som dyrkningsjord. Datidens dyrkingsjord ble modellert ut fra dagens dyrkningsarealer, men i 100 meters avstand fra klare forhøyninger i terrenget, ut fra antagelsen om at utvasking av marine sedimenter her har gitt jorda tilstrekkelig høyt sand- og siltinnhold til at den kunne dyrkes. Modelleringen foregikk i områder under marin grense. Terrengforhøyningene ble modellert ut fra høydemodellen som områder der høyden var klart større enn middelhøyden til et område på størrelse 100 x 100 meter rundt midtpunktet. Det modellerte området utgjorde 12 % av totalt skogkledd areal og fanget opp 94 % av registrerte gravhauger (tatt fra kulturminnedatabasen Askeladden). Resultatet har bidratt til økt forståelse for fordelingen av arkeologisk viktige områder og indikerer at det er mulig å lage modeller som kan forutsi hvor uoppdagete fornminner kan finnes.

Figur 12.1. *Oransjegullvinge en av de to sommerfuglartene i dette prosjektet Foto: Oddvar Hanssen.*

Figur 12.2. *Striper av restvariasjon eller såkalte korridorer i åkerlandskapet viste seg å være viktige for bevegelse og spredning av sommerfugler i det moderne jordbrukslandskapet. Foto: Gary Fry.*

Figur 12.3. *Endringer i jordbrukslandskapet. Bildet viser et moderne industrielt intensivert jordbrukslandskap i Østfold. Foto: Gary Fry.*

Det finnes studier som viser at disse korridorene forenkler bevegelse og spredning av arter i et fragmentert landskap. Sommerfugler har ofte vanskeligheter med å krysse store åkerarealer og/eller skogarealer. Det er derfor trolig at korridorer er viktige strukturer i landskapet som hjelper sommerfuglene med å bevege seg. Slik sett er det spennende å se om restaurering eller introduksjon av flere korridorer i et landskap vil øke mobiliteten til sommerfuglene i et område.

Hvis sommerfugler beveger seg langs korridorer så har korridorene potensial for å redusere isolasjon, eller effektiv avstand, mellom gunstige habitater i et fragmentert landskap. Tidligere biologiske modeller for spredning og bevegelse har ofte brukt den euklidske distansen (= den korteste rette linjen) mellom habitater som mål på isolasjon. Dermed har de ikke tatt hensyn til at noen landskapselementer er vanskeligere å krysse enn andre. I denne studien har vi introdusert en bevegelsesmodell hvor vi rangerer ulike landskapselementer etter deres motstand mot bevegelse (friksjon), det vil si hvor vanskelig de er å bevege seg gjennom. Dermed oppnår vi et mål på det som kan kalles økologisk distanse mellom habitater. Ved å rangere alle landskapselementene etter graden av friksjon kan vi modellere en minste motstandsvei et individ vil kunne ta i landskapet for å komme fra et habitat til et annet.

For å finne minste motstandsvei mellom habitater må vi altså vite graden av motstand (friksjon) som hvert landskapselement har for bevegelse for den aktuelle arten. I et jordbrukslandskap er det flere faktorer som påvirker sommerfuglenes mulighet til å bevege seg rundt: åkrenes form, størrelse og fordeling av avlinger, lengde og bredde av åkergrenser, samt mangfoldet av kantsoner. Mangfold av andre habitater (landskapselementer) er også viktige faktorer sammen med topografi og hvilke landskapsstrukturer som kan fungere som korridorer eller barrierer.

Det er tidligere innsamlet materiale om bevegelser til sommerfugler i forhold til ulike landskapselementer. Vi hadde således et datasett som viste hvor i landskapet sommerfuglindivider oppholdt seg til ulike tidspunkter. Ut fra dette datasettet ble det laget en modell (en sommerfuglbevegelsesmodell) som viste hvordan sommerfuglene faktisk beveget seg i dette studieområdet.

Testing og bruk av modellen

Først ble korteste avstander mellom alle habitater eller landskapselementer som potensielt kunne inneholde sommerfugler, utregnet. Deretter ble den økologiske avstanden mellom de samme habitatene utregnet fra minste motstandsveimodellen basert på friksjonsverdier for bevegelse i hvert landskapselement. Ved statistisk sammenligning med sommerfuglbevegelsesmodellen testet vi ulike friksjonsverdier for ulike landskapselementer for å se om de økologiske avstandene vi da kom fram

Modellering av tilgjengelighet for lokalt friluftsliv i jordbrukslandskap

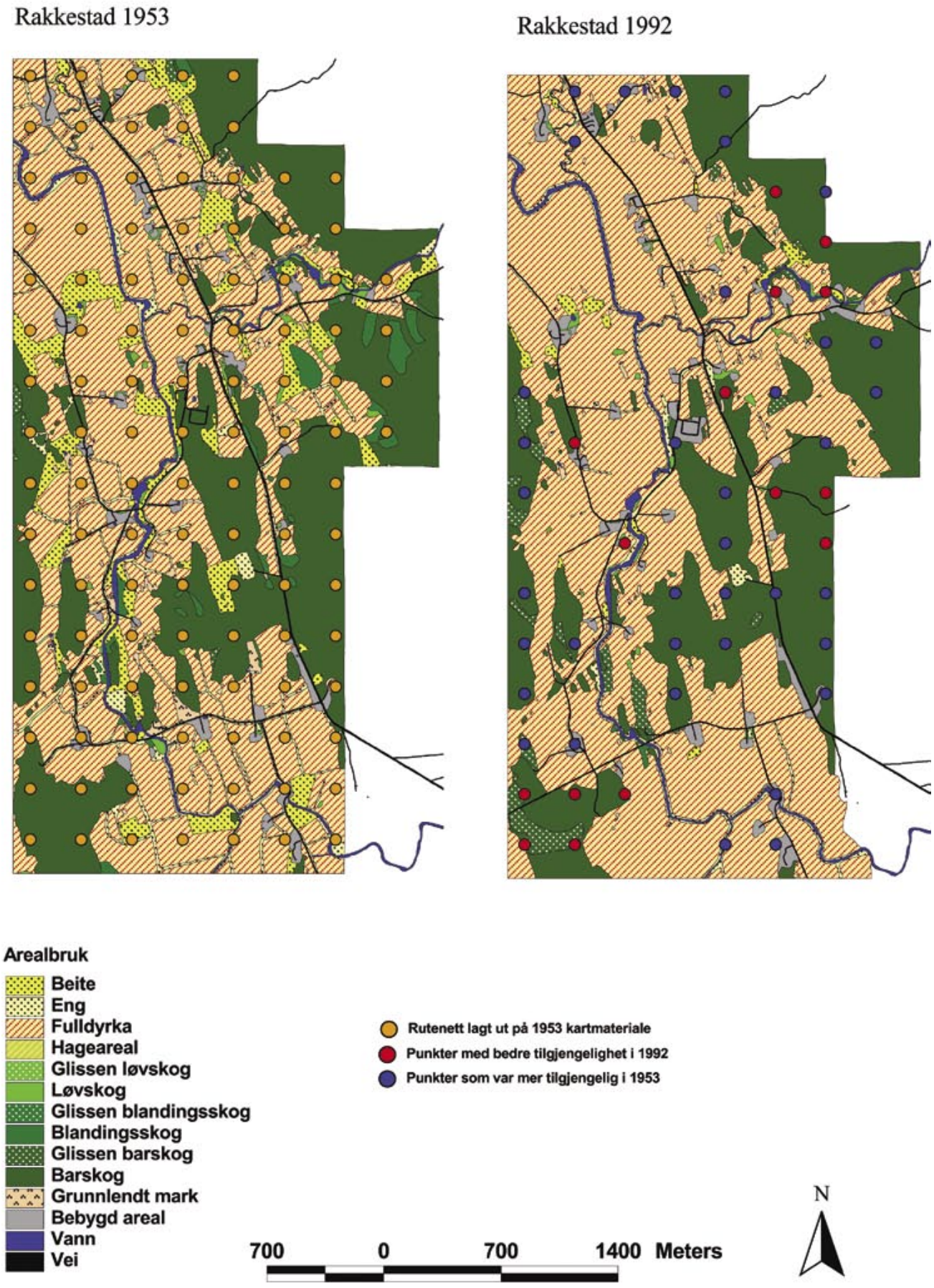
Modelleringen ble utført i deler av Rakkestad kommune i Østfold. Modellområdet har svært intensivt jordbruk med økende grad av store åkrer og hvor de gamle kulturlandskapsstrukturene er under press. Det ble laget kart over arealbruk and landskapsstruktur for årene 1953 og 1992. Området ble delt inn i ruter som var 300 x 300 meter store og bevegelsesfriksjon ble beregnet på hver rute med tilsvarende metodikk som i sommerfuglundersøkelsen. Resultatene viste at den generelle bevegelsesmuligheten i 1992 var redusert med 39,2 prosent på grunn av at små fragmenter av jordbruksveier og stier var forsvunnet. For å konkretisere konsekvensen av dette ble tilgjengeligheten av 13 kjente kulturminner målt i forhold til bevegelsesmuligheten mellom dem. To av disse hadde fått økt tilgjengelighet fordi det var bygget en vei tett ved kulturminnene mens resten hadde lik (4 stk) eller dårligere tilgjengelighet (7 stk).

til ga bedre forutsigelse av de observerte sommerfuglbevegelsene enn hva den korteste avstanden gjorde. Etter utprøving rangerte vi landskapselementene etter ulik friksjon. Motstansmodellen ga klart bedre forutsigelse enn modellen som bygde på korteste avstand mellom leveområdene.

Modellen kan brukes i forbindelse med utviklingsscenarier knyttet til enten videre jordbruksintensivering eller økende grad av habitatrestaurering, for å forutsi effekten av landskapsendringer for nøkkelarter som gullringvinge eller oransjegullvinge. Vi kan bruke modellen til å analysere i hvilken grad slike landskap kan ha levedyktige populasjoner med nok utveksling av sommerfuglindivider mellom ulike fragmenterte habitater. I undersøkelsen testet vi flere ulike scenarier. Første scenariet var en ytterligere jordbruksintensivering hvor resterende enger og åkerkanter ble erstattet med sammenhengende åkrer. Dette førte til at nesten alle økologiske distanser mellom sommerfuglhabitater i studieområdet økte. I et scenarium med småskala jordbruksintensivering hvor halvparten av åkerkanter med naturlig vegetasjon ble fjernet, ble tilsvarende økning sterkt begrenset. I et landskap hvor alle gamle åkerkanter ble restaurert til korridorer med opprinnelig vegetasjon ble de økologiske distansene redusert markant. Med andre ord ville en slik situasjon øke framkommeligheten hos sommerfugler og dermed øke muligheten til å ha stabile og bærekraftige sommerfuglpopulasjoner i området.

Hvorfor landskapsøkologisk modellering

Utviklingen av landskapsøkologiske modeller og indekser basert på landskapets oppbygging gir gode muligheter til bedre å forstå viktige prosesser knyttet til landskapets dynamikk og innhold. Vi ser at en forbedret avstandsmodell basert på landskapsstruktur og endringer i disse gir bedre forutsigelse for sommerfuglers mulighet til spredning og bevegelse som er kritiske faktorer for at sommerfuglpopulasjoner skal overleve i gitte områder. Teoretiske manipuleringer av landskapet for å vurdere effekter på framkommelighet hos ulike dyregrupper vil være et godt redskap for landskapsplanlegging. Økt bevegelse mellom fragmenterte landskapselementer vil øke utvekslingen av gener og vil minske sannsynligheten for utdøing av arter. Denne type modellering kan også overføres til andre organismegrupper. Eksempler som er vist i tekstboksene illustrerer at teknikken også kan kobles til forhold av langt mer generell karakter enn enkeltarter innen flora og fauna. Bevegelsesmodellen som viste seg nyttig for å studere sommerfugler, kan også brukes for å se på menneskers bevegelsesmulighet i lignende landskap i friluftssammenheng. Menneskers forhold til landskapsstrukturer gjennom alle tider gir også grunnlag for forutsigelsesmodellering av fordeling og mulig eksistens av kulturminner i jordbrukslandskapet. Prinsippet for modellering er det samme, den tar utgangspunkt i en art (dyr, planter, insekter eller mennesker) og dets forhold til landskapets struktur og ressurser for livsopphold og bevegelse, som grunnlag for å forutsi konkret atferd eller betydningen av endringene. Forutsetning for slik modellering er god oversikt over landskapsstrukturer, og hva disse betyr for de enkelte artsgruppene som studeres.



Figur 12.4. *Endringer i arealbruk og tilgjengelighet for friluftsliv i Rakkestad kommune.*

Foto: Lars Erikstad

13. Landskapsanalyse og bruk av eksisterende data i ulik målestokk

Lars Erikstad og Vegar Bakkestuen

Foto: Lars Erikstad

For å forstå hvordan et landskap er bygget opp og hvordan det endrer seg må man kjenne til dets sammensetning og struktur, samt prosesser knyttet til ulike fagfelt som geologi, geomorfologi og biologi. Økologiske systemer er gjerne komplekse med stor variasjon i rom og tid. Utstrakt bruk av eksisterende data er en viktig del av kost-effektive metoder for landskapsanalyse, og en realistisk forståelse av hvordan slike data kan anvendes er nyttig i forvaltningens kartleggingsstrategi.

Formålet med prosjektet var å:

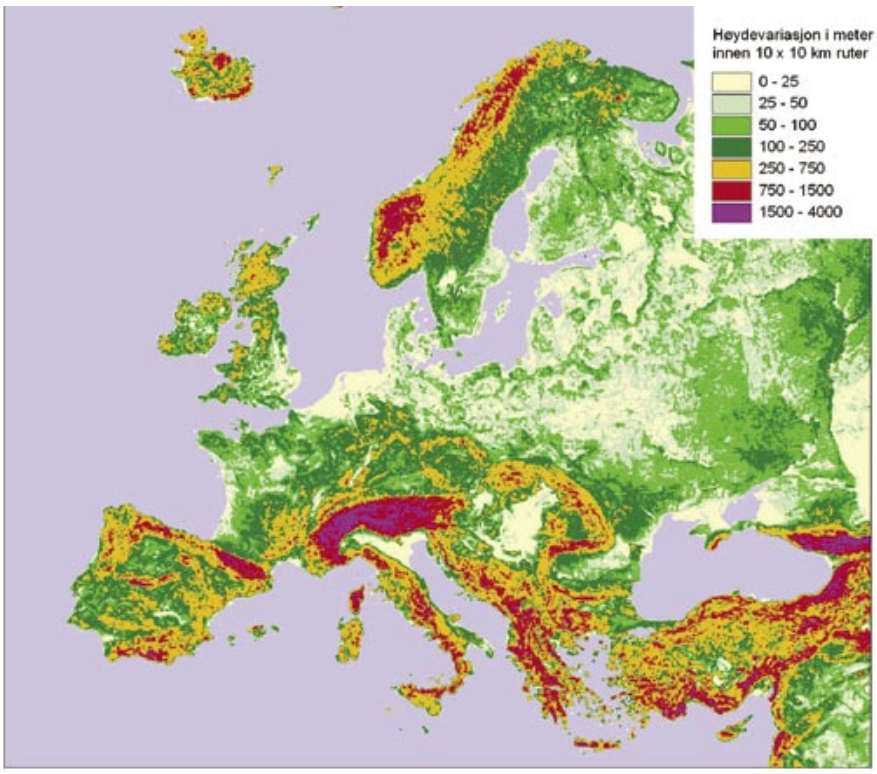
- Bidra til utvikling av landskapsanalyse som metode der en bygger på utstrakt bruk av eksisterende kartmateriale
- Studere hva ulike typer landskapsklassifikasjon betyr økologisk.
- Studere data fra utvalgte skalanivåer for å se om økologiske egenskaper kan følges over flere skalaer, og om de datasettene vi har tilgang til kan brukes for å generalisere mønstre som er relevante for landskapsanalysen.

Vi har tatt for oss landskap og natursystemer knyttet til land, hav og ferskvann, og har konsentrert oss om terrengformer og strukturer, som er viktige grunnleggende egenskaper felles for systemene. Terrengets form og oppbygging påvirker viktige gradienter, som fuktighets- og høyderelaterte klimagradienter på land, og dybderelaterte lys- og energigradienter i sjøen. På noen skalanivåer er terrenget godt kartlagt både i sjøen og på land, og det finnes metodikk som kan anvendes både til lands og til vanns for å samle inn data med høyere oppløsning (mer detaljert skala) enn det som finnes i offisielle databaser. Generaliseringer gjort med utgangspunkt i terrengdata kan derfor gjøres arealdekkende over store områder. Dette gir store fordeler både for forskning og forvaltning.

Skala

Skalaspørsmål er sentrale i økologisk forskning for å bestemme størrelsen på studieområder og avgjøre teknikker for datainnsamling. Utstrekning (størrelsen av et undersøkelsesområde) og oppløsning (størrelsen på de enkelte enhetene der data samles inn), er viktige egenskaper. Vi kan ikke generalisere resultater av en analyse til andre skalanivåer uten å anta at sammenhengen mellom studerte elementer og tilhørende prosesser er uavhengig av skala eller kjente i de aktuelle skalaene. Av praktiske og økonomiske grunner er det ofte nødvendig å øke oppløsningen (gjøre den grovere) hvis vi skal øke størrelsen på undersøkelsesområdet. Dette betyr at hvis vi prøver å registrere elementer på overordnet skalanivå (for eksempel landskapsskala), vil det gå på bekostning av muligheten til å studere variasjonen i en finere skala. Når måleskalaen endres, vil også variasjonen til de målte elementene endres. Dersom størrelsen på et undersøkelsesområde holdes konstant mens oppløsningen gjøres grovere, vil vi registrere mindre romlig variasjon, mens konstant oppløsning sammen med økende størrelse på undersøkelsesområdet, vil gi økt variasjon. Dette betyr at opp- og nedskalering av resultater og sammenstilling av data som er innsamlet på ulik skala, representerer viktige utfordringer i forståelsen av sammensatte økologiske systemer.

Samtidig ser vi at informasjon på overordnet skalanivå (for eksempel biogeografiske regioner) gir grunnleggende informasjon for undersøkelser på detaljnivå, for eksempel om hvilke plante- og dyrearter man kan anta finnes der. Og motsatt kan man trekke mye kunnskap



Figur 13.1. *Europa med relativt relieff (variasjonsbredden i høydetall) innen 10x10km ruter. Høydedataene har en oppløsning på 1km og kommer fra Hydro 1k Elevation Derivative Database, USGS. Legg merke til mulighetene for å dele Europa inn i landskapsregioner, og at en kan finne relativt klare detalj-fenomener, som siste istids endemorenesystem som går fra Danmark, gjennom Tyskland, Baltikum og Russland, strandflaten utenfor Norges bratte fjell og den klare relieff-forskjellen mellom Sverige og Norge.*

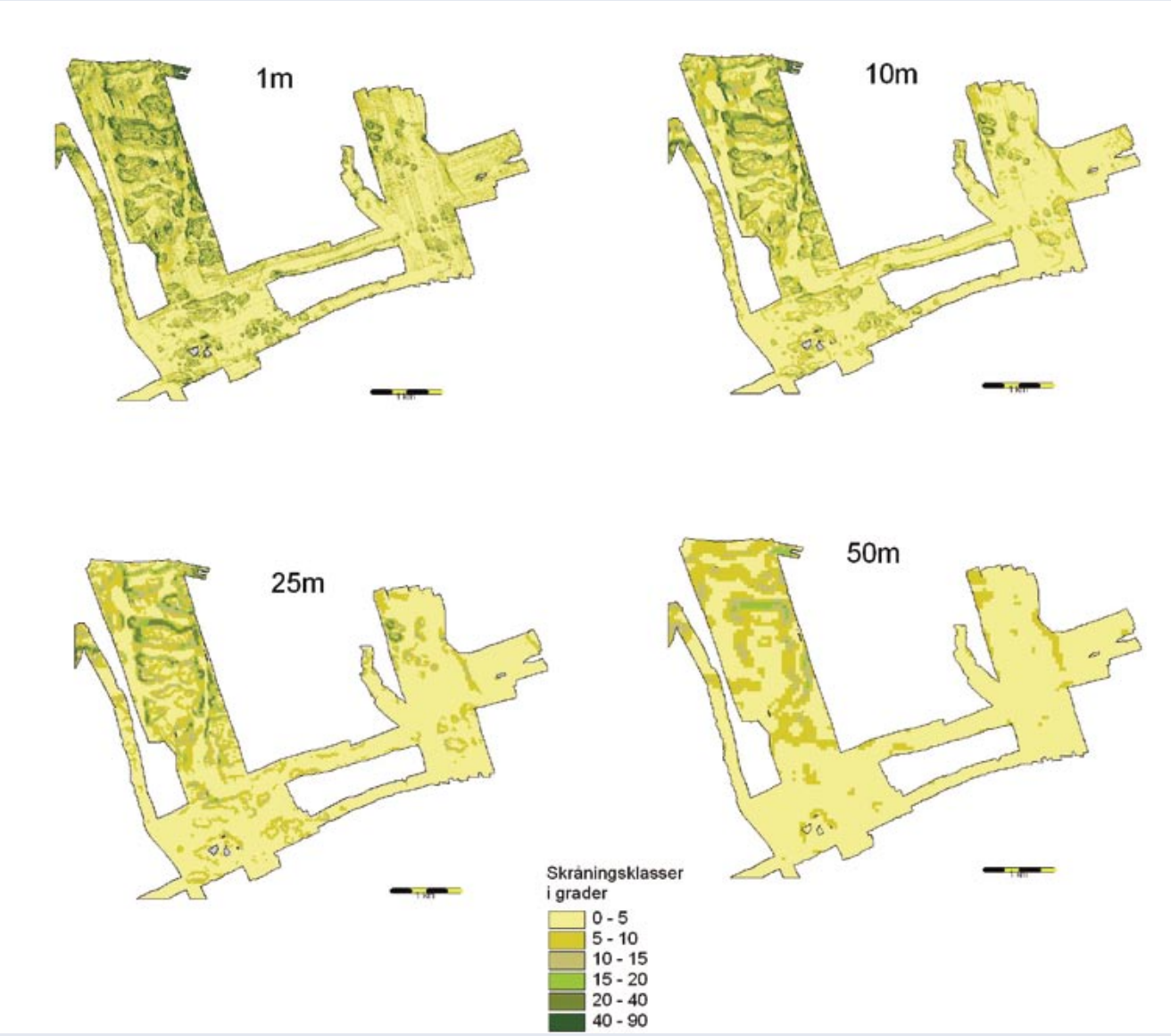
fra detaljstudier til bruk for analyser på overordnede skalanivåer. Denne type skalering av kunnskap foregår daglig på basis av generell økologisk og geografisk kunnskap. Spørsmålet er om det er mulig å etablere klarere sammenhenger mellom enkelte elementer av landskapet, som for eksempel terrengvariasjon, og de økologiske prosessene. Er det slik at økt geologisk mangfold fører til økt biologisk mangfold, eller er disse forholdene uavhengige?

I forbindelse med analyser av biologisk mangfold deles det gjerne i fire skalanivåer: Regionalt landskapsnivå, samfunns-/økosystemnivå, populasjons-/artsnivå og individ-/gen-nivå. Landskapets egenskaper og funksjoner på det regionale skalanivået påvirker og påvirkes av de øvrige skalanivåene. De fleste undersøkelser av økologiske prosesser er gjennomført på samfunnsnivå. For en bedre helhetlig forståelse av landskapet er det en stor utfordring å koble småskala studier av prosesser, innhold og struktur med tilsvarende på landskapsnivå.

Eksisterende data

Det finnes i dag store databaser med digital geografisk informasjon, for eksempel topografiske kart og temakart som omhandler arealbruk, geologi etc. En av de mest nyttige, men lite brukte datasettene, er digitale høydemodeller. Disse finnes i ulik oppløsning for alle områder på jorden. Selv grove, globalt omspennede data av denne typen (1 km x 1 km oppløsning) inneholder informasjon som er økologisk relevant på et biogeografisk nivå. Ved å anvende analyseteknikker som fremhever ulike elementer av terrengvariasjoner, er det mulig å dele inn større områder i terrengregioner av stor landskapsmessig betydning (**figur 13.1**). Ved å kombinere informasjonen med andre datasett som for eksempel arealbruk (i europeisk sammenheng CORINE land cover – i norsk sammenheng digitale markslagsdata som bare dekker bebygde deler av landet), kan det etableres en oversikt over viktige økologiske landskapsegenskaper. Dette er nyttig for overordnet planlegging og overvåking, men kan også gi godt grunnlag for mer detaljerte studier og danner et robust verktøy for statistiske utvalgsundersøkelser. Hele Norge er dekket av høydedatabaser med oppløsning ned til 25 meter på land og i kystfarvann er det i ferd med å etableres dybdebatabaser med 50 meters oppløsning.

De fleste eksisterende høydedatabaser er laget ved hjelp av interpolasjon fra koter. Den norske høydedatabasen på land er beregnet ut fra kotene i topografiske kart i målestokken 1:50 000. Disse kartene har ekvidistanse (høydeavstand mellom kotene) på 20 meter, bortsett fra noen få kartblad som har 30 meters ekvidistanse. Det betyr at selv om en ut fra dette kotematerialet beregner en høydemodell med geografisk fin oppløsning (for eksempel 25 meter), vil ikke modellen ha bedre høydeoppløsning enn det opprinnelige kotegrunnlaget har. Etter hvert vil man lage uavhengige terrengmodeller som ikke har denne begrensingen (for eksempel ved hjelp av multistråle-ekkolodd i havet og bearbeiding av satellittdata og flyfoto til lands). Det er også mulig å etablere tradisjonelle



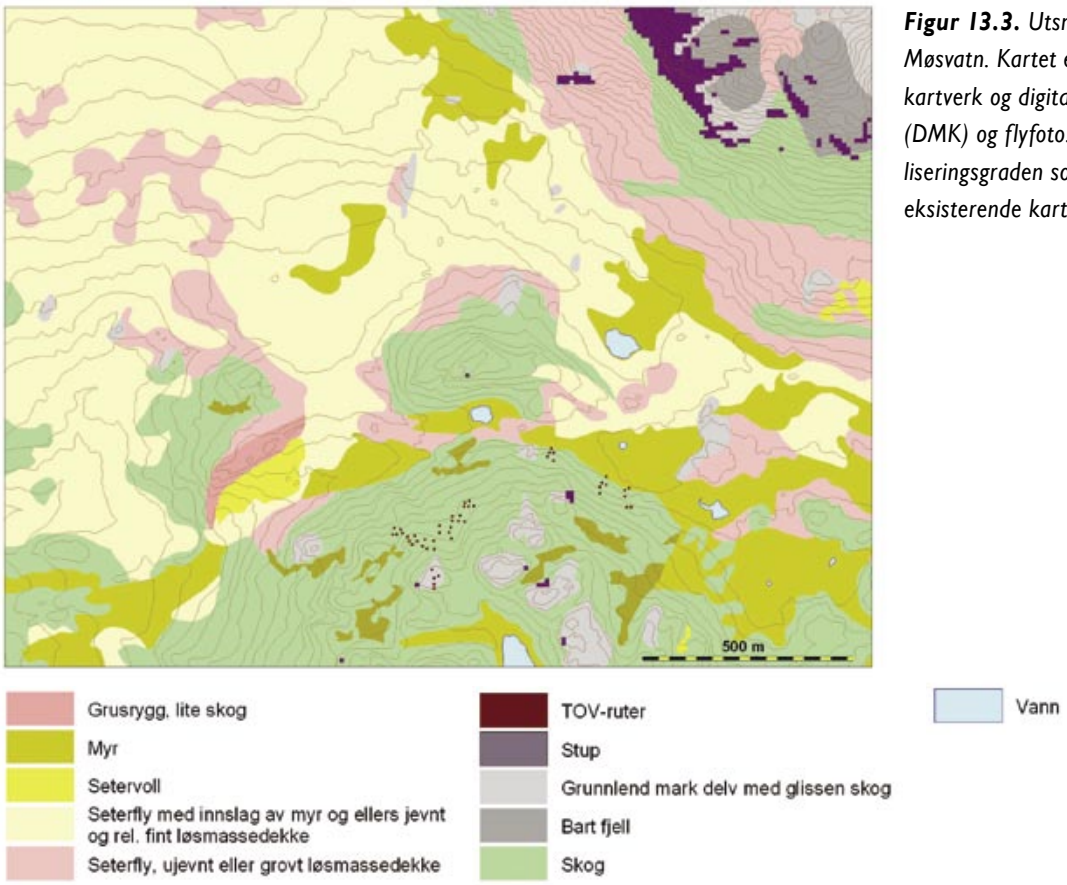
Figur 13.2. *Skråningskart med fire ulike oppløsninger (1, 10, 25 og 50 meter) i et havområde ved Ona fyr i Møre og Romsdal. Legg merke til at detaljene i topografien som kommer klart frem i det mest detaljerte kartet (1m) kan følges med rimelig nøyaktighet opp til 25 meters oppløsning, men er svært forenklet ved 50 meters oppløsning.*

terrengmodeller med bedre oppløsning ved å bruke data fra økonomisk kartverk med 5 meters ekvidistanse.

Spørsmålet er hvor mye av terrengvariasjonen som fanges opp av terrengmodeller med ulik oppløsning. Vi har gjort en test med sjøbunnsdata fra et område ved Ona fyr i Møre og Romsdal. Her har vi sammenlignet data fra den nasjonale 50 meters dybdedatabasen med data innsamlet ved hjelp av sonar i NGUs fartøy SEISMA. Resultatet er eksemplifisert i **figur 13.2** som viser skråning beregnet ut fra 1m, 10m, 25m og 50m oppløsning. De finere variasjonene i terrenget uttrykkes ganske likt i skalanivåene fra 1 til 25 meter, men når vi kommer opp på 50 meters oppløsning blir landskapsuttrykket svært forenklet. Høydemodeller på 25 meter synes å være optimale med hensyn på informasjon og kostnad, forutsatt at dataene ikke er beregnet ut fra koter med stor ekvidistanse.

Landskapsanalyse

Kartlegging av naturforhold, for eksempel naturtyper, er ofte ressurskrevende og kostbart. Slike registreringer kan kreve omfattende flyfototolkning med detaljert feltarbeid for å oppnå tilfredsstillende resultat. Bruk av eksisterende data knyttet til terreng, geologi og vegetasjon/arealbruk vil imidlertid gi mulighet for økologisk relevant og arealdekkende modellering på landskapsnivå. Bruk av jordobservasjon (analyse av satellittdata) har også en økende betydning i denne sammenheng.



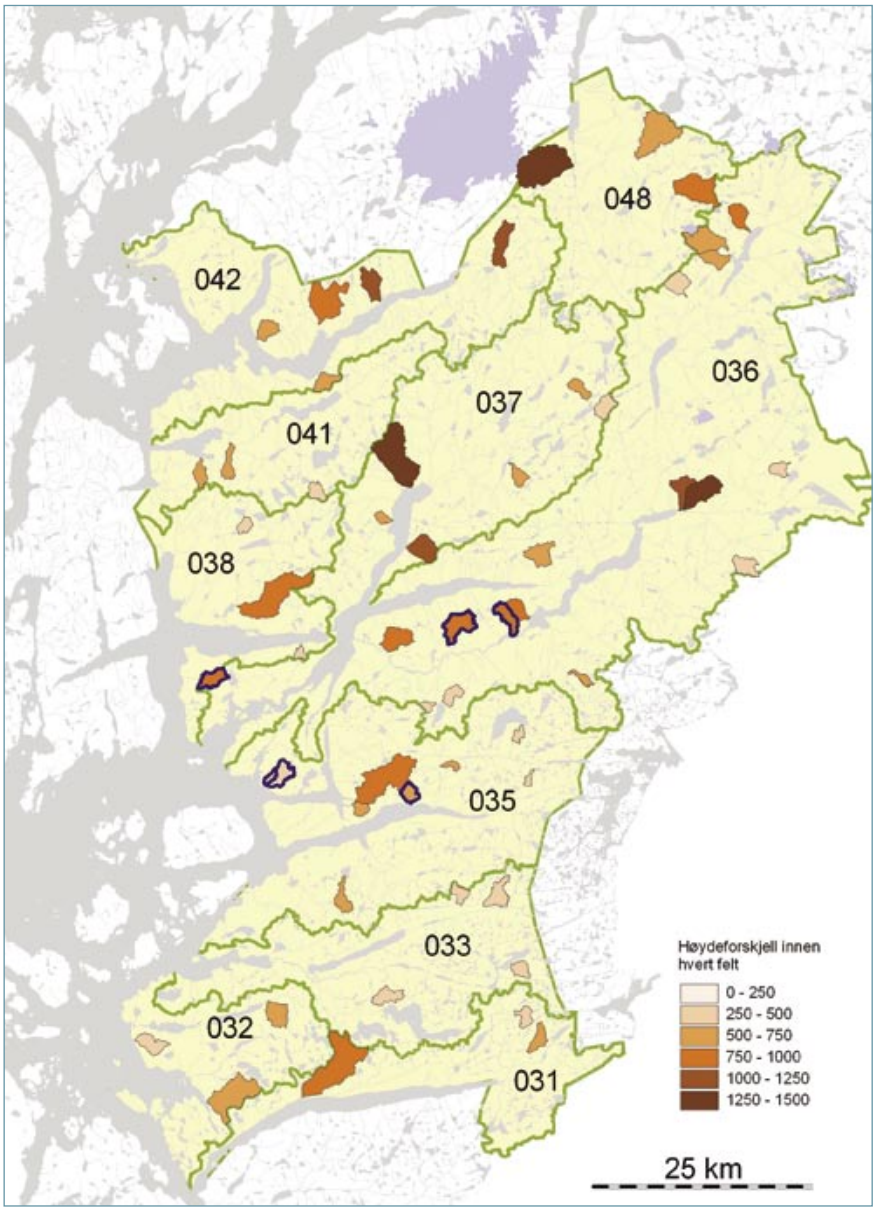
Figur 13.3. *Utsnitt av et naturtypekart ved Møsvatn. Kartet er basert på økonomisk kartverk og digital markslagsinformasjon (DMK) og flyfoto. Legg merke til generaliseringsgraden som reflekterer bruken av eksisterende kartdata.*

I landskapsanalysen vi arbeider med, står kartlegging av naturtyper sentralt. Begrepet naturtype er imidlertid lite presist med hensyn på skala og innhold, men i en oppdatert norsk forvaltningsdefinisjon er naturtype definert som en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer, geologiske forekomster eller lignende. Vi har skalamessig definert begrepet som et nivå mellom landskapstype og landskapselement, slik at for eksempel fjell er en landskapstype, ikke naturtype og et hultre er et landskapselement og ikke en naturtype. Tilsvarende har vi et faglig detaljeringsnivå som er grovere enn for eksempel tradisjonell vegetasjonskartlegging og finere enn eksisterende markslagsinformasjon (**figur 13.3**).

Denne typen kartlegging fungerer som et utgangspunkt for detaljert økologisk kartlegging, inventering og overvåking, men som for all annen teoretisk modellering er det avgjørende viktig med god feltkontroll. Det er også viktig å vite hvor mye og hva slags usikkerhet som er akseptabelt i kartleggingen. I gridbasert (rutebasert) kartlegging (for eksempel billedanalyse), er det vanlig å referere usikkerhet til pikselusikkerhet, det vil si hvilken sjanse det er for at verdien eller klassen i hvert enkelt billedpunkt (piksel) i kartet er riktig eller ikke. Resultatet av en slik kartlegging kan være nyttig selv om denne usikkerheten ofte kan bli relativt stor (ved satellittbasert vegetasjonskartlegging er det vanlig med en treffsikkerhet på rundt 80 %). Hvis resultatet beskriver mønstre i landskapet på en rimelig korrekt måte, kan dette være vel så viktig som å oppnå riktig verdi eller klasse i hvert enkelt punkt. Det er derfor viktig å skille mellom punktnøyaktighet og mønsternøyaktighet, når man evaluerer slike kart.

Statistisk behandling av landskapsegenskaper og skala-relasjoner

En annen anvendelse av denne typen teknikker, er innsamling av miljøparametre i faste ruter i ulik skala, eventuelt innen andre faste områder som for eksempel nedbørfelt (**figur 13.4**). Ved å analysere



Figur 13.4. *Innsamling av egenskapsdata fra utvalgte små nedbørfelt i indre fjordstrøk av Rogaland. Eksempelet viser høydevariasjonen innen hvert enkelt nedbørfelt. Denne er brukt sammen med en rekke andre parametre innsamlet fra kartdata til å måle representativiteten av et mindre utvalg nedbørfelt (med tykk blå strek på figuren) i forhold til et tilfeldig større utvalg nedbørfelt i regionen. Tallene i figuren refererer til nedbørdistriktsnummer (REGINE).*

de innsamlede dataene statistisk, er det mulig å studere samvariasjonen mellom ulike fenomener i naturen for bedre å forstå de økologiske prosessene. Det er også mulig å studere hva slags informasjon som kan komme ut fra studier i ulik skala.

Vi har gjennomført en analyse av skalarelasjoner i en slik landskapsanalyse ved å integrere ulike datakilder:

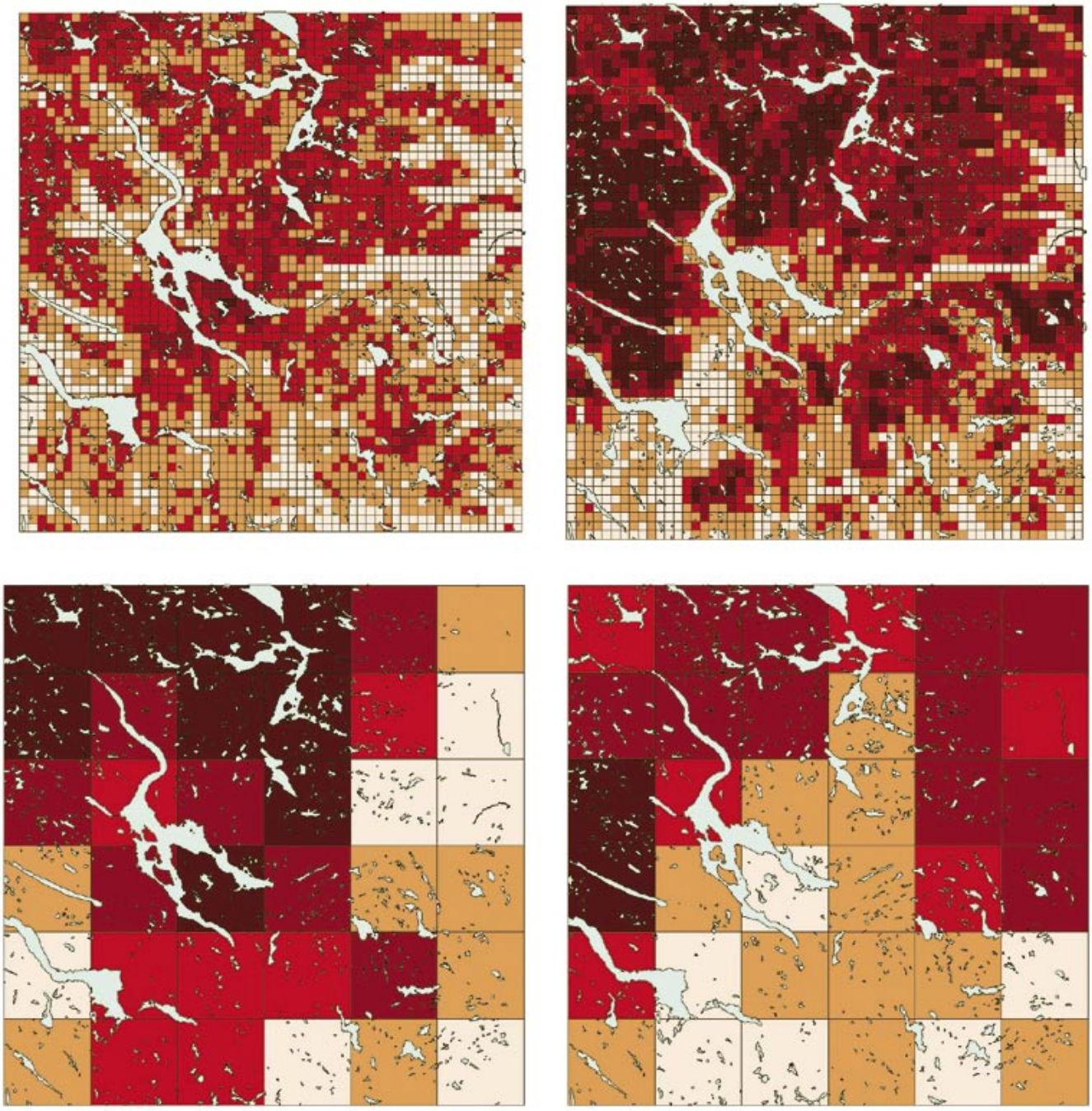
- høydedata fra en høydemodell med 100 meters oppløsning
- topografiske kartdata fra kart i målestokk 1:250 000 (N250)
- berggrunnsgeologiske kart i målestokk 1:250 000 (NGU)
- i et mindre område data fra økonomisk kartverk (inkludert digital markslagsinformasjon)

og avledet informasjon fra disse datakildene. Analysen ble utført rundt et overvåkingsområde ved Møsvatn i Telemark. Dette er ett av 17 områder for "Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog". Dataene ble analysert ved en PCA ordinasjon av variable innsamlet i ruter av ulik størrelse (**figur 13.5**). Dette er en statistisk metode som analyserer store datamengder og mange ulike faktorer, for å trekke ut hovedgradientene basert på variasjonen i materialet. Gradientene tolkes ut fra deres geografiske mønstre og kjennskap til økologien i området.

Ved de groveste oppløsningene (10-20 km) forklarte høyden over havet mest av variasjonen mellom rutene, mens andre terrengegenskaper som skråningsforholdene var dominerende i det midlere skalaområdet (1-5 km). På mer detaljert skalanivå (100-500 meter), var lokaltopografiske forhold knyttet til hydrologiske forhold viktigst. Det er interessant å se at høyde og terrengdata er viktige i alle skalaområder, men knyttet til ulike økologiske funksjoner. Denne sammenhengen er viktig for muligheten til å integrere data fra ulike skalanivåer og fagfelt. Det ble også funnet klar sammenheng mellom vegetasjonssammensetning i detaljerte undersøkelsesruter på 1x1 meter og terrengparametere i det mest detaljerte skalanivået (10 meters høydedata beregnet fra 5 meters koter). Slike sammenhenger er viktige når resultater fra detaljerte vegetasjonsstudier skal ekstrapoleres og settes inn i modeller for større områder.

Konklusjon

Ved mer aktivt å ta i bruk kunnskap om landskapets oppbygging blir det enklere å forstå hvordan økologiske parametere



Figur 13.5. *Visualisering av resultater fra PCA-ordinasjon med ulik oppløsning i området rundt Møsvatn (sentralt i figurene), Telemark. Første (viktigste) PCA akse, som angir den gradienten i materialet som forklarer mest av variasjonen mellom rutene, er vist til venstre, andre til høyre. Like fargenyanser viser stor likhet i gradienten, ulik farge viser stor grad av ulikhet. Øverst er oppløsningen gitt ved 1 x 1 km rutestørrelse, mens den nederst er 10 x 10 km. I groveste oppløsning (nederst) er førstegradienten (viktigste forklaring) tolket som i hovedsak en høydegradient knyttet til høye fjell og bratte dalsider, mens andreaksen er tolket som en terrengavhengig fuktighetsgradient hovedsakelig knyttet til mengde myr og vann i rolige terrengpartier. På kilometersnivå (øverst) er førsteaksen tolket som en terrengavhengig fuktighetsgradient på et mer detaljert nivå, mens andreaksen i hovedsak gjenspeiler høyde over havet.*

varierer med skalaen. **Figur 13.2** viser en sjøbunn som består av hardbunn med stor terrengvariasjon og bløtbunn med liten terrengvariasjon. Disse habitattypene har forskjellig artsinnhold og ulike økologiske prosesser. Men det finnes også en finere mosaikk med små bløtbunnsområder innen hardbunnshabitatet (sand og leire i små forsenkninger) og hardbunnsområder (steiner og småknauser) innen bløtbunnshabitatet, som selv ikke den fineste dybdemodell fanger opp (**figur 13.6**). Dette vil igjen påvirke og normalt øke artsmangfoldet innen hver gruppe. Her ser vi at et av de fundamentale økologiske skalaproblemene er knyttet til en variabilitet i fysisk landskapsstruktur som i en viss grad lar seg forutse,

fordi de er knyttet til bestemte geologiske forhold. En tilsvarende effekt kan vi se i forbindelse med en del undersøkelser om hva skader på naturen kan bety for det biologiske mangfoldet. I **figur 13.7** vises et område der artsdiversiteten på detaljskala har økt som følge av kjøreskader i terrenget. Årsaken til dette er at kjøringen roter til terrenget og på denne måten introduserer et nytt forstyrret habitat for pionervegetasjon og gjengroing.

Kompleksiteten og variabiliteten i landskapet fremstilles som oftest i form av temakart eller ved et utvalg prøver tatt punktvis innen et område. Temakartene kvantifiserer variabiliteten ved å identifisere områder som er relativt homogene og som har et relativt skarpt skille til naboarealene. Som vi har sett over, vil ulik variabilitet i antatt homogene klasser utgjøre en stor usikkerhetsfaktor ved ukritisk bruk av temakart, mens innsamlingsmetodikken er avgjørende for om viktige strukturer vil bli oppfanget i datamaterialet. En grundig analyse av ruter med ulik størrelse vil imidlertid kunne avdekke hvilke romlige strukturer som finnes og bidra til å bestemme riktig skalanivå for videre analyse.

Landskapsanalyse med bruk av terrengdata sammen med andre eksisterende data, har vist seg nyttig i kartlegging og modellering av naturtyper og habitat både langs elver og vassdrag, til sjøs og på land. Analysene gir et godt grunnlag for å forstå den fysiske strukturen i landskapet og hvordan denne påvirker leveforhold for organismene. Slik kartlegging har imidlertid begrensninger på grunn av ufullstendig forståelse av forholdet mellom landskapsstruktur og biologisk respons, fordi arters økologi varierer slik at organismene kan reagere ulikt på variasjon i habitatkvalitet. Selv om en systematisk bruk av eksisterende kartdata gir gode resultater i landskapsanalysen har dataene også klare begrensninger i oppløsning og prediksjonsevne. Gode temakart er nyttige hjelpemidler for å forstå romlige økologiske forhold, og selv grove temakart vil gi informasjon om økologiske forhold og prosesser som kan brukes på mer detaljerte skalanivåer enn det dataene er samlet inn på. Ved hjelp av slike temakart kan man relativt enkelt kunne gi regionale oversikter til hjelp for forvaltningen.

Figur 13.6. *I Norge har vi mye morene. Karakteristisk for morene er blandingen av materialtyper som grov stein, sand og fin leire. I marin sammenheng resulterer dette i en blanding av hardbunnshabitat og bløtbunnshabitat som kan brukes som eksempel på den mosaikken som gjerne finnes i de fleste naturtyper og naturkategorier fra grove skalaer og ned til de fine detaljer. Dette gjør alltid produksjon av temakart vanskelig og variabiliteten innen enhver kategori på slike kart er et viktig element for å kunne tolke kartet økologisk. Foto: Thrine M. Heggberget.*

Figur 13.7. *Kjørespor under gjengroing ved Blåtind i Troms. Legg merke til den synlige endringen av artssammensetningen langs sporet. Foto: Lars Erikstad.*

14. Ny viten

På bakgrunn av naturlige og menneskeskapte landskapsendringer, har vi studert landskapets innhold og struktur som fysisk og biologisk grunnlag for arter og økosystemprosesser. Fagområdet er stort, og det har vært nødvendig for oss å foreta et utvalg av problemstillinger. Vi valgte følgende tre hovedsatsingsfelt med vekt på naturfaglig tverrfaglighet :

- Effekter av habitatendringer, habitatødeleggelse og fragmentering av leveområder inklusive barrieredannelse og effekter av spredningsbarrierer (landskapsøkologiske problemstillinger).
- Regionalisering.
- Skalastudier og modellering.

I realiseringen av programmet ligger hovedvekten på det først punktet og på tverrfaglighet. I mange av prosjektene er landskapet, landskapsendringer og plante- og/eller dyresamfunn studert som en helhet. Prosjektene er utført i regioner fra sør til nord og fra innland til kystlandskap, med varierende grad av kulturpåvirkning og inngrep. Geologiske, geografiske og biologiske data er koblet sammen både for å generere nye landskapsrelaterte variabler og i analyser av dataene. Som helhet understreker programmet at landskapsvariasjon og mosaikk, som er svært viktig for artsmangfoldet, bør oppfattes og beskrives på et stort spenn av skalanivåer, for å forstå og beskrive naturens mangfold.

Det biologiske mangfoldet i et kulturlandskap kan være høyere enn i et tilsvarende naturlandskap, spesielt hvis kultiveringen skjer på en slik måte at kulturlandskapet (eksempel skjøttet utmarksbeite) inneholder flere typer av leveområder og større landskapsvariasjon enn naturlandskapet. Men situasjonen kan være motsatt i naturlandskap, som naturlig utsettes for moderat forstyrrelse som skaper stor variasjon i leveområder (eksempel ferskvannsorganismer i flommark). Skrotemark (tun, vei, lagerplass, byggefelter, vegkanter) kan ha et stort antall stedegne og introduserte arter, og mengden skrotemark øker snarere enn minker med urbanisering eller modernisering av landbruket. Men utbygging av arealer med tilhørende infrastruktur, omlegging av landbruket og motorisert ferdsel i utmark, fører til ødeleggelse av leveområder, fragmentering, barrierevirkninger, økt dødelighet og direkte konflikter for en rekke arter.

Programmet bidrar med ny viten om sammenhenger mellom arealbruk og biologiske responser, og sammenhenger mellom habitatenes egenskaper og biologisk mangfold, til nytte for naturforvaltning og arealplanlegging. Det har spisset kunnskapene hos NINAs eksperter på behandling og økologisk anvendelse av kart- og bildedata og har gitt økologene større innsikt og erfaring i muligheter med og anvendelser av slike data. Vi har kommet noen skritt videre i utvikling av landskapsøkologiske metoder og modeller som anvendbart og nyttig redskap for forståelse og forvaltning av naturen. Disse resultatene er oppnådd gjennom teamarbeid, naturfaglig tverrfaglighet og samarbeid mellom IT-eksperter, geografer, botanikere og zoologer.

15. Publikasjoner fra instituttprogrammet

Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2002. Terrestrisk naturovervåkning. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. - NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. In press. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 31.

Bekkby, T., Erikstad, L., Bakkestuen, V. & Bjørge, A. 2002. A landscape ecological approach to coastal zone applications. - Sarsia 87: 396-408.

Bekkby, T., Erikstad, L., Christensen, O. & Longva, O. 2005. Effekten av skala og kriterier for inndeling av marine substrattyper. Vann 1-2005: 35-43.

Bjørge, A., Bekkby, T., Bakkestuen, V. & Framstad, E. 2001. Interactions between harbour seals, *Phoca vitulina*, and fisheries in complex coastal waters explored by combined Geographic Information System (GIS) and energetics modelling. - ICES Journal of Marine Science, 59: 29-42. 2002.

Bäck, L., Solberg, B., Tömmervik, H., & Wielgolaski, F.E. 2005. Policies and developing plans towards sustainability of mountain birch forests. – Pp. 313-326 in Wielgolaski, F.E. (Ed.). Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Ecological Studies Vol 180. Springer-Verlag, Berlin.

Erikstad, L. & Stabbetorp, O.E. 2001. Natural areas - detailed mapping for the purpose of Environmental Impact Assessments (EIA). – Pp. 224-227 in Proceedings of the conference "Earth science and the natural heritage: interactions and integrated management", Scottish Natural Heritage, Edinburgh.

Erikstad, L., Bakkestuen, V. & Sloreid, S-E. 2005. Karakterisering av nedbørfelt. S. 12-30 i: L 'Abée-Lund, J. H. (red.) Miljøeffekter av små kraftverk. Erfaringer fra Elemark og Rogaland. NVE Rapport 3-2005.

Erikstad, L., Sloreid, S-E. & Bakkestuen, V. 2004. Bruk av eksisterende kartdata (N50 og N250) for å karakterisere nedbørfelt og elvestrekninger. - NINA Oppdragsmelding 818: 1- 27.

Eythórsson, E. 2004. Gjess til besvær. Utfordringer i forvaltningen av ville gåsebestander med utgangspunkt i beiteproblematikken i Vesterålen. - Norut NIBR Finnmark Rapport 2004:2. Norut NIBR Finnmark / NINA.

Follestad, A. & Reitan, O. 2003. Bestands- og reproduksjonskontroll av havørn i 2003 etter utbygging av trinn 1 av Smøla vindpark.– NINA Notat. 9s.

Follestad, A., Reitan, O. & Nygard, T. 2005. Havørnstudier på Smøla 2004. Status etter utbygging og drift av trinn 1 og anleggsfasen av trinn 2 av Smøla vindpark. - NINA Notat. 14 s.

Folkestad, A.O., Follestad, A. & Nygård, T. 2005. Experiences from a windfarm at Smøla (Norway) on the effects on the White-tailed sea eagle. – Oral presentation at the symposium Wind, water and fire: Renewable energy and birds. Leicester, 1-3 April 2005.

Fox, A.D., Madsen, J., Boyd, H., Kuijken, E., Norriss, D.W., Tombre, I.M. & Stroud, D.A. 2005. Effects of agricultural change and abundance, fitness components and distribution of two arctic-nesting goose populations. - Global Change Biology 11: 881-893.

Fry, G., Jerpåsen, G., Bakkestuen, V., Skar, B. & Erikstad, L. 2004. Locating cultural heritage sites in the landscape: A hierarchical approach based on landscape indicators. - Landscape and Urban Planning 67: 97-107.

Gladher, C.M., Fox, A.D., Hübner, C. Madsen, J. & Tombre, I.M. 2005. Pre-nesting site use of satellite transmitters tagged Svalbard Pink-footed geese. - Ardea (Akseptert).

Høgda, K.A., Johansen, B. & Tømmervik, H. 2004. High-Resolution Satellite Images for Detecting Vegetation Damage Caused by Terrain Vehicles in Northern Norway. - Proceedings of IGARSS 2004, Anchorage, Alaska USA, 20-24 September 2004. ISBN DVD-ROM: 0-7803-8743-0. ISBN Softbound: 0-7803-8742-2. 4 pp.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2001. Gytebekkens størrelse styrer ørretens liv. - Alt om Fiske 3: 64-65.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2005. Ørreten: et usedvanlig mangfold. - Alt om Fiske (I trykken).

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2005. Lipid energy reserves influence life history decision of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (Salmo trutta) in freshwater. - Ecology of Freshwater Fish 14 (I trykken).

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006. Life history of anadromous brown trout *Salmo trutta*. Proceedings of the First International Symposium on Sea Trout, Wales, UK, July 2004, - Blackwell Press (I trykken).

Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Sjøørret nedenfor fossen, ovenfor er det ofte tomt! - Jakt og Fiske 12: 122-125.

Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. - Freshwater Biology 47: 1391-1401.

Jonsson, N. & Jonsson, B. 2004. Size selection in sea trout: effect of migratory cost. - Poster at the First International Symposium on Sea Trout, Wales, UK, July 2004.

Halvorsen, G., Schartau, A.K. & Walseng, B.: Biodiversity and ponds: Exemplified by cladocerans and copepods. - Poster på 29. internasjonal SIL-kongress, Lahti, Finland, august 2004.

Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connel, M. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon, brown trout and Arctic charr: a review of their life histories. - Ecology of Freshwater Fish 12: 1-59.

Klaassen, M., Madsen, J., Bauer, S. & Tombre, I. 2005. Behavioural and fitness consequences of disturbance for geese along their spring flyway. - Journal of Applied Ecology (I trykken).

Kveldsvik, V., Holm, T., Erikstad, L. & Enander, L. (2002). Planning of a 25 km long water supply tunnel in an environmentally sensitive area. - Norwegian tunnelling society Publication 12: 65-74.

Madsen, J. & Tombre, I.M. 2002. Kortnebbgjess i Vesterålen; problemer for norsk gåseforvaltning? - s. 22-29 i Tombre, I.M. (red.): Gås i nord . Ottar 1 -2002.

Skår, M. 2002: Norsk friluftsliv: Tradisjonelt og moderne. - S. 140-152 i Rapport fra Nordisk konferanse om friluftsliv 2002: Forskning i friluft. Øyer.

Solstad, J., Erikstad, L. & Stabbetorp, O.E. 2004. Digital image analysis in conservation using historical photographic documentation and standard remote sensing software. - ZKK (Zeitschrift für kunsttechnologie und konservierung) 18 Jahrgang, Heft 1: 51-60

Sutcliffe, O.L., Bakkestuen, V., Fry, G.L.A. & Stabbetorp., O.E. 2003. Modelling the benefits of farmland restoration: Methodology and application to butterfly movement. - Landscape and Urban Planning 63: 15-31.

Swensen, G. 2003: The Changing Face of Farmsteads – some Norwegian examples. –*English Heritage* 17: 37-44.

Thannheiser, D., Tømmervik, H. & Wehberg, J. 2005. The Vegetation Changes and Recent Impact on the Mountain Birch Forest During the Last 40 Years. – Pp. 235-254 in Wielgolaski, F.E. (Ed.). Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Ecological Studies Vol. 180. Springer-Verlag, Berlin.

Thannheiser, D., Meyer, K.D. & Tømmervik, H. 2005. The rehabilitation of vegetation damage on Karasjokfjellet, Northern Norway. An evaluation of the effect after 7 years. - Report and article (Under utarbeidelse).

Tombre, I.M. 2002. Gås i nord. (red.) - Ottar 1-2002.

Tombre, I.M. & Follestad, A. 2004. Gjess til glede og forargelse; konflikter mellom gjess og landbruksinteresser i Norge. - NINA Årsrapport 2003.

Tombre, I.M., Tømmervik, H. & Madsen. J. 2005. Land use changes and goose habitats, assessed by remote sensing techniques, and corresponding goose distribution in Vesterålen, Northern Norway. - Agriculture, Ecosystems & Environment (I trykken).

Tombre, I.M, Madsen, J., Tømmervik, H., & Eythórsson, E. 2004. Vårrastende kortnebbgjess i Vesterålen. Konflikter med landbruket, årsaker og konsekvenser. - NINA Fagrapport 77, 25 s. Norsk institutt for naturforskning. ISBN 82-426-1449-0.

Tombre, I.M., Madsen. J., Tømmervik, H., Haugen, K.-P. & Eythórsson, E. 2005. Conflicts between agricultural interests and geese; some causes and consequences for goose distribution and habitat preferences. - Agriculture, Ecosystems & Environment (Akseptert).

Wielgolaski, F.E., Karlsson P.S., Neuvonen S., Thannheiser, D., Tömmervik, H., & Gautestad, A.O. 2005. The Nordic mountain birch ecosystems - challenges to sustainable management. – Pp. 343-356 in Wielgolaski, F.E. (Ed.). Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Ecological Studies Vol. 180. Springer-Verlag, Berlin.

Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss Hylocomium splendens partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. – Oikos. 106: 565-575.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R., & Eilertsen, O. 2001. Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking. - NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

NINA Temahefte 32

ISSN 0804-421X
ISBN 82-426-1614-0

Norsk institutt for naturforskning NINA
NINA Hovedkontor
Postadresse: NO-7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
Organisasjonsnummer: 9500 37 687
http://www.nina.no