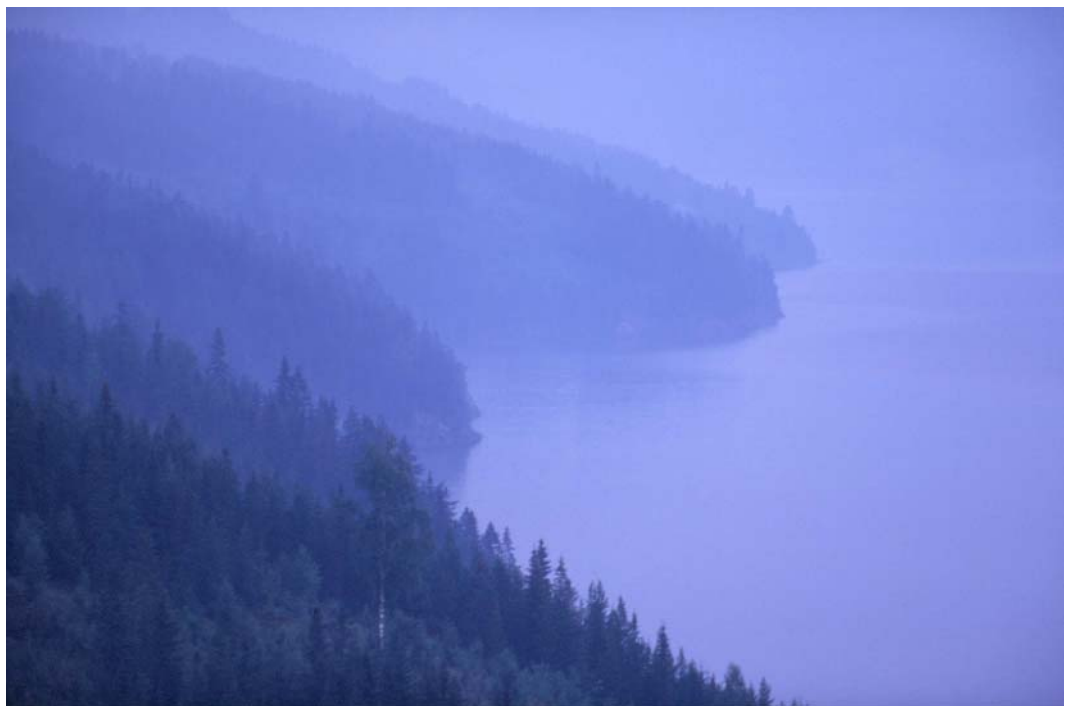


På hvilke nivå skal vi forvalte naturen?

Integrering av det lokale og globale

John D. C. Linnell



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

**På hvilke nivå skal vi forvalte
naturen?**

Integrering av det lokale og globale

John D. C. Linnell

Linnell, J. D. C. 2005. På hvilke nivå skal vi forvalte naturen? Integrering av det lokale og globale - NINA Rapport 63. 38 pp.

Trondheim, november 2005

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1601-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)

Norges forskningsråd og Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Eli Ragna Tærum (NFR), Erik Lund (DN)

FORSIDEBILDE

John Linnell

NØKKEWORD

Forvaltningsnivå, arealbruk, skala, lokal forvaltning, økosystemforvaltning, demokrati.

KEY WORDS

Management level, spatial scale, local management, ecosystem approach, democracy.

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

Fakkeltgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Linnell, J. D. C. 2005. På hvilke nivå skal vi forvalte naturen? Integrering av det lokale og globale - NINA Rapport 63. 38 pp.

Betydningen av *skala* har etter hvert fått stor oppmerksomhet innen økologien. Skala har også avgjørende betydning i naturforvaltningssammenheng. Spørsmålet som stadig dukker opp er: "På hvilket nivå skal vi forvalte naturressursene våre?". Fra et samfunnsvitenskapelig ståsted er tilråningen ofte å legge forvaltningen til lokalt nivå for å tilfredsstille kravet om rettferdighet og lokal bestemmelse over egne omgivelser. På den annen side vil det fra en økologisk synsvinkel – og særlig innenfor nyere økosystemtenkning – være mer hensiktsmessig å legge forvaltningen til nivåer som dekker områder over en langt større skala enn bare det lokale, slik at helheten i økosystemet ivaretas. Det motsetningsfylte i det en kan kalle "lokale økosystem" gjenspeiles like fullt i de såkalte *Malawi-prinsippene* i *Konvensjonen om biologisk mangfold*. Naturforvaltningen har et åpenbart forbedringsbehov i det å finne måter å inkludere både det lokale og globale på.

Første del av rapporten presenterer konkrete analyser som viser betydningen av skala for norsk naturforvaltning. Eksempelene inkluderer (1) identifisering av ulike romlige skalaer for økologiske prosesser, (2) bruk av bevegelsesdata fra radiomerkede gauper til å forbedre nasjonal bestandsovervåking, (3) bruk av data på spredningsavstander hos ulv og på isforholdene i Østersjøen for å undersøke ulvens potensiale for naturlig rekolonisering i Skandinavia, (4) utvikling av arealprinsipper for bevaringen av store rovdyr, der en kombinerer både økologiske, administrative og sosiale forhold, og (5) en rekke analyser av hvordan skalaen for arealbruk varierer innenfor en og samme art og mellom ulike arter, og identifisering av måter å forutsi dette på. Hovedbudskapet i denne delen er at alle skalaer må tas med i betraktningen. "Lokal" forvaltning er nødt til å betrakte områder på skalaer fra noen titalls til hundrevis av kvadratkilometer, i hvert fall når det kommer til arter slik som store rovdyr, der et enkelt individ kan bruke områder som dekker flere kommuner, fylker og nasjoner.

Andre del av rapporten gjennomgår litteratur fra en rekke fagdisipliner der en ser på skala og nivå for ressursforvaltning. Her går vi først gjennom erfaringer fra ulike modeller for lokalsamfunnsbasert naturvern, prosjekter med desentralisering og økt selvstyre, samt systemer der det er lagt opp til medvirkende forvaltning. Mesteparten av erfaringen er hentet fra land i tropiske strøk og i Arktis. De ulike forsøkene på å overføre mer ansvar til lokalt nivå har gitt blandede resultater. Mens mye av erfaringen fra de ulike forsøkene i tropiske land synes å være negativ, ser vi de mest positive erfaringene fra Nord-Amerika og Arktis og de systemene en der har for medvirkende forvaltning. Mangel på kapasitet på lokalt nivå, tilstedeværelsen av korrupsjon, samt dominans fra lokale og/eller globale maktpersoner/aktører har i mange tilfeller ført til både nedgang i bærekraftig ressursutnyttning og redusert lokal rettferdighet. Videre i denne delen gjennomgås litteratur om demokrati og miljømessig rettferdighet der en tar for seg en rekke skalarelaterte problemstillinger, den såkalte "ikke i min bakgård" - holdningen, og beslutningstaking i en verden der hensynet til fellesskapsgoder ofte kan gi lokale kostnader og ulemper. Igjen synes erfaringene på lokalt nivå å være negative, særlig når fordelene og ulempene – for eksempel ved den valgte naturvernpolitikken – oppleves forskjellig på ulike nivåer. Videre igjen ser vi på egenskaper ved ulike naturressurser i lys av hvor egnede de er for større eller mindre grad av lokal forvaltning, og vi foreslår i denne sammenheng noen veiledende prinsipper.

Til slutt forsøker vi ut fra dette kunnskaps- og erfaringsgrunnlaget å gi et begrepsmessig rammeverk for fremtidig tenkning. Det er åpenbart at naturforvaltning ikke kun kan foregå på en enkelt skala – enten den er lokal, nasjonal, global eller et sted midt i mellom. Det er behov for å betrakte alle skalaer, der ulike beslutninger passer på ulike nivå. Naturforvaltning må sees på som et sammenvevd hierarki der de øvre nivåene definerer overordnede mål og generelle rammer, og de understående nivåene har ansvar for utforming av mer detaljerte og lokalt tilpassede forvaltningsgrep innenfor disse rammene. En slik tilnærming gir "frihet under ansvar". Dette er også i tråd med det såkalte *nærhetsprinsippet* i EU. Fremtidens utfordring er å sikre effektiv koordinering av forvaltning over mange ulike skalaer, og å sikre demokratisk representasjon fra de lavere (lokale) nivåene i den overordnede beslutningstakingen.

John D. C. Linnell, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim. john.linnell@nina.no

Abstract

Linnell, J. D. C. 2005. Spatial aspects of managing natural resources and conserving biodiversity. Integrating the global and the local - NINA Rapport 63. 38 pp.

The issue of scale has recently attracted much importance in ecology. It is also of crucial importance in the context of managing nature. The question that constantly appears is "at what level should we manage our natural resources?" From the point of view of the social sciences, there is a trend to move resource management to the local level, to satisfy objectives such as the desire for social equity, social justice and local empowerment. However, from the point of view of ecology, the recent development of ecosystem thinking calls for management to be moved up to larger spatial scales such that holism can be maintained. This apparent contradiction of the "local ecosystem" is actually imbedded in the Convention on Biological Diversity's Malawi principles. Finding ways to include both the local and the global is clearly a key need for improving natural resource management.

The first part of the report presents some concrete analyses where the importance of scale issues for Norwegian natural resource management is highlighted. The examples include (1) an analysis of the various spatial scales at which ecological processes operate, (2) using data on movement of radio-collared lynx to improve national level monitoring, (3) using data on wolf dispersal and Baltic sea ice conditions to explore the potential for wolves having re-colonised Scandinavia from Finland on their own, (4) drawing up principles for the spatial aspects of planning large carnivore recovery in Norway that combine both ecological, administrative and social aspects, and (5) a set of analyses to see to what extent scale varies within and between species, and the identification of ways of predicting scale. The main message from this section is that all scales need to be considered. At least when it comes to large carnivores, where each individual uses several municipalities, "local" management must be considered on scale of 10s or 100s of square kilometres.

The second part of the report is a review of the scientific literature dealing with the issues of scale and resource management from the viewpoints of many different disciplines. We firstly look at the experience with community based conservation, various decentralization or devolution projects, and co-management systems especially those that have been conducted in tropical countries and the arctic. The experiences from these attempts to pass greater resource management responsibility to the local level are mixed. Many of those from tropical countries are negative, with the co-management tradition from the arctic offering the most optimistic outcomes. Problems with lack of capacity, elite capture, and corruption often led to a decline in the sustainability of resource use, and often a decrease in equity as well. Secondly, we examined the literature dealing with democracy and environmental justice, which provided many insights into the issue of scale, NIMBYism (Not In My Back Yard) and decision making within the context of public goods and local costs. Again, the experience at the local level is poor, especially when the costs and benefits of resource conservation are felt at different scales. Thirdly we look at some of the characteristics of different resources in light of how suitable they might be for more local – or less local – level management, and develop some guiding principles.

Finally, we attempted to gather these various inputs together and come up with a conceptual framework for future thinking. It is apparent that resource management cannot be conducted at a single scale – be it local or national or global or someplace in between. There is a need to consider all scales – with different decisions being appropriate for different scales. Management should be viewed as a nested hierarchy, where upper levels set general frameworks of guidelines and principles, and the lower levels make increasingly detailed, and locally adapted, decisions, within the framework set by the upper levels. This approach should in principle allow "freedom within limits", and follows the principle of subsidiarity. The challenge for the future is to ensure the effective coordination of management at multiple scales and to ensure democratic representation of the lower (local) levels in the upper level decision making processes.

John D. C. Linnell, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway. Email: john.linnell@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Selvmotsigelsen "lokale økosystem"	7
1.2 Tilnærmingstype	8
2 På hvilke skalaer foregår økologiske prosesser?	9
3 Kan vi forutsi variasjonen i arealbruk hos en art?	11
4 Bruk av skaladata	12
4.1 Bruk av bevegelsesdata i metodikk for bestandsovervåkning av gaupe	12
4.2 Hvor kom ulven fra?	12
4.3 "Arealplanlegging" for bevaring av store rovdyr	13
4.4 Bevaring av store rovdyr i verneområder eller i flerbrukslandskap?	13
4.5 Prinsipper for geografisk differensiert forvaltning	14
5 Hvordan kan vi definere forvaltningsenheter?	15
5.1 Hva er en populasjon?	15
5.2 Et hierarki av skalaer	18
5.3 Spiller det noen rolle om vi tar feil?	18
6 Internasjonal erfaring med forvaltning på lokalt nivå	19
6.1 Fremveksten og tilbakeslaget for lokalsamfunnsbasert naturvern	19
6.2 Desentralisering og økt selvstyre	20
6.3 Medvirkende forvaltning	20
6.4 Kan vi overføre erfaringer fra utviklingsland til vår del av verden?	21
6.5 Biologisk mangfold utgjør ikke alltid ressurser	22
7 Demokrati, miljømessig rettferdighet og skalaer	23
8 Å balansere det lokale og det globale	26
9 Avslutning	30
10 Fremtidige FoU-oppgaver	30
11 Referanser	32
11.1 Ekstern litteratur	32
11.2 Prosjektbibliografi	37

Forord

Organiseringen av norsk naturforvaltning er i endring, blant annet ved at mer forvaltningsmyndighet legges til lokalt nivå. Samtidig må norsk naturforvaltning etterkomme internasjonale avtaler og forholde seg til økologisk forskning som i større og større grad fokuserer på økosystemtenkning og storskala prosesser – langt utover grensene av det lokale. Hvordan kan vi balansere disse på mange måter kolliderende trendene for både det lokale og det globale? Denne rapporten gir ikke det endelige svaret, og den presenterer heller ikke en robust, statistisk analyse av alternativene. I stedet er den et forsøk på å klargjøre problemstillinger og se på potensielle løsninger med øynene til ulike fagdisipliner. Rapporten konkluderer med en del forslag for veien videre.

Gjennomgangen er utviklet innen prosjektet "Biological and administrative perspectives on defining the spatial scale for management of interacting resources", finansiert av Norges forskningsråd (NFR), Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Arbeidet har gitt en fascinerende mulighet til å fordype seg i et bredt spekter av litteratur, følge nysgjerrigheten, tenke gjennom ting og diskutere vanskelige problemstillinger. Utfordringen har vært å prøve å trekke ut essensen av 5 års mer eller mindre sammenhengende tanker. Jeg håper produktet kan være informativt, og at det vil bidra til en mer nyansert debatt.

Jeg er takknemmelig overfor alle mine kolleger og studenter som har bidratt på forskjellige måter i bakgrunns materialet og i de mange diskusjonene. Disse inkluderer Erlend Birkeland Nilssen, Unni Støbet Lande, Ivar Herfindal, Einar Asbjørnsen, John Odden, Reidar Andersen, Erling Solberg, Ketil Skogen, Hans Chr. Pedersen, Børre Dervo og Håkon Hustad, som har oversatt dokumentet fra engelsk til norsk.

John D. C. Linnell, november 2005

1 Innledning

1.1 Selvmotsigelsen "lokale økosystem"

Gjennom de siste 30 årene har vi sett en voksende bevissthet omkring truslene mot det globale biologiske mangfoldet og overutnyttningen av verdifulle naturressurser. I forsøkene på å snu utviklingen, har det skjedd en rekke paradigmeskifter i hvordan vitenskapen, naturvernbevegelsen og det internasjonale samfunnet har anbefalt at utfordringene bør håndteres. Paradigmeskiftene har oppstått som følge av flere uavhengige og parallelle aktiviteter som har foregått over mange tiår. Det viktigste forsøket på å integrere dem i en internasjonal overenskomst er *Konvensjonen om biologisk mangfold* (CBD; Convention on Biological Diversity) og dens *Malawi-prinsipper* (Prins 1999; Swanson 1999). Blant de viktigste paradigmeskiftene som ligger bak CBD, er (Vogt et al. 2002; Valanko 2003):

(1) Integrere natur og samfunn. CBD har tre mål: bevaring av biologisk mangfold, bærekraftig bruk av dets komponenter, og rettferdig fordeling av goder. Målene som settes i naturforvaltningen sees i dag på som et spørsmål om samfunnets verdier og valg. Det legges stor vekt på betydningen av å bygge demokratiske og rettferdige velferdssamfunn som en forutsetning for vellykket naturforvaltning.

(2) Flytte forvaltningen til mer lokalt nivå. Utviklingen har gått i retning av økt selvstyre og desentralisering av forvaltningsmyndighet til ulike lokale nivå i forsøk på å skape mer effektiv og rettferdig ressursforvaltning. Som eksempel kan nevnes *nærhetsprinsippet* ("beslutningene innen et politisk system bør tas på det laveste nivå forenelig med effektiv handling"; Jordan & Jeppesen 2000), som også er nedfelt i EUs lovgivning.

(3) Mer helhetlig perspektiv. Det har også skjedd en utvikling bort fra det å betrakte ulike ressurser isolert fra hverandre. Det dominerende paradigmet er i dag å fokusere på hele økosystemer – ikke bare med hensyn til et bredere spekter av økologiske prosesser, men også et langt bredere spekter av samfunnsinteresser og -grupperinger. Den *økosystemtilnærming* (Ecosystem Approach) (Korn et al. 2003; Smith & Maltby 2003) som forfektes i CBD, samt det beslektede konseptet *økosystemforvaltning* (Ecosystem Management) (Grumbine 1994, 1997; Brussard et al. 1998) som er i framvekst blant nordamerikanske forvaltningsorganer (USA har ikke undertegnet CBD), representerer forsøk på rammeverk for håndtering av dette helhetsperspektivet.

Til tross for økt allmenn og politisk bevissthet, økt vitenskapelig kunnskap og praktisk erfaring med ulike forvaltningssystemer, og utviklingen av konseptuelle modeller slik som økosystemtilnærming, er det fortsatt stor usikkerhet og uenighet om hvordan ideene virker i praksis. En kan forklare i hvert fall noe av uenigheten med det som oppfattes som et motsetningsforhold mellom enkelte av delmålene i CBD og de nye paradigmene som fremheves i Malawi-prinsippene, nær sagt ved at de sikter mot mål som gjensidig utelukker hverandre.

Denne rapporten vil gå nærmere inn på ett av problemkompleksene i detalj, nemlig det som handler om romlig skala¹ og administrativt nivå for naturforvaltningen. Det andre Malawi-prinsippet sier at "Forvaltningen bør desentraliseres til det laveste hensiktsmessige nivå". Det vitale spørsmål blir da: hvor lokalt er hensiktsmessig? Det potensielt motsetningsfylte ligger i det å flytte ansvaret for naturforvaltningen til et lokalt nivå samtidig som en skal utvide perspektivet til å inkludere hele økosystem – noe som uunngåelig vil omfatte økologiske og sosiale prosesser som virker over områder på en langt større skala enn det lokale. Som en følge av dette kan en si at "lokale økosystem" som begrep er en selvmotsigelse.

¹ Begrepet *romlig skala* brukes i rapporten i betydningen *arealmessig målestokk/utstrekning* (stør-liten, grov-fin osv).

1.2 Tilnæringsmåte

Denne rapporten er motivert ut fra de mange diskusjonene om hva som er hensiktsmessig skala og nivå for forvaltning av naturen i Norge. Disse diskusjonene har tradisjonelt vært rettet inn mot høstningsstrategier for jaktbart vilt, slik som hjortevilt (Danielsen 2001; Bråtå 2003). Vårt mål er imidlertid å undersøke dette med utgangspunkt i en økosystemtilnærming, og derfor vil vi ha søkelyset på hele det norske boreale skogøkosystemet, og enda videre for så vidt. Sentralt i en slik tilnærming er det blant annet å inkludere arter som de store rovdyra – som er tilbake i Skandinavia og har sterke interaksjoner med hjortedyr – i tillegg til å inkludere andre faktorer slik som klima. Vi har valgt ut rådyr (*Capreolus capreolus*) og gaupe (*Lynx lynx*) som illustrerende eksempler. I tillegg har prosjektet analysert data på ulv (*Canis lupus*), elg (*Alces alces*), villrein og caribou (*Rangifer tarandus*) i Norge og på Grønland, og moskus (*Ovibos moschatus*) i Norge. Rapporten tar for seg en rekke ulike temaer:

1. På hvilke romlige skalaer foregår økologiske prosesser?
2. Er skalaene konstante?
3. Eksempler på direkte anvendelse av skaladata i forvaltningen.
4. Internasjonal erfaring med naturforvaltning på ulike nivå.
5. Står dagens paradigmer i motsetning til hverandre?
6. Prinsipper og retningslinjer for framtiden.

Den første halvdel av rapporten tar for seg en del konkrete eksempler der resultater fra dataanalyser illustrerer betydningen av romlig skala, og der slike resultater er anvendt i aktuelle forvaltningssituasjoner. Den andre delen tar i hovedsak for seg ulike konsepter og prinsipper.

Rapporten er utviklet innen prosjektet "Biological and administrative perspectives on defining the spatial scale for management of interacting resources", finansiert av Norges forskningsråd (NFR), Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Imidlertid har mesteparten av datainnsamlingen og de statistiske analysene av eksisterende data blitt gjennomført i regi av prosjekter som også er finansiert av NFRs forskningsprogram "Landskap i endring", særlig prosjektet "Rovvilt og samfunn – mot en fleksibel forvaltning" (RoSa). I tillegg har vi gått gjennom et bredt spekter av litteratur, der vi har lagt særlig vekt på å klarlegge hvordan ulike fagdisipliner forholder seg til emnet. Disse inkluderer antropologi, landskapsøkologi, demografi, populasjonsdynamikk, populasjonsgenetikk, politisk økologi, politisk geografi, sosiologi, anvendt samfunnsforskning, økonomi, filosofi, bevaringsbiologi og fellesressursforvaltning. Vi har undersøkt forskning fra ulike naturtyper og habitater; både i havet, langs kyster og på land, og i arktiske, tropiske og tempererte klimasoner. Tradisjonelt har det vært uforhåndsmessig skarpe grenser mellom de ulike fagdisiplinene, og mellom forskningen i ulike naturtyper og regioner, til tross for at spørsmålene som tas opp ofte overlapper betydelig. Vi håper vårt arbeid vil hjelpe utøverne innen ulike disipliner til å innse viktigheten av tverrfaglig tenkning for å oppnå anvendbare resultater for praktisk naturforvaltning. Arbeidet vårt skiller seg fra mye av det som allerede er publisert, fordi vi i så vidt stor grad konsentrerer oss om *flerbrukslandskapet*, som ofte er privateid, snarere enn verneområder (Linnell et al. 2001a, b). Alle referanser i **uthevet** skrift er produkter av prosjektet. Vi har bevisst ikke analysert hvor vellykkede norske forvaltningssystemer er sammenliknet med andre. Vi har heller valgt å presentere økologiske data og perspektiver som er relevante for Norge, med en bred internasjonal tilnærming til- og evaluering av feltet.

2 På hvilke skalaer foregår økologiske prosesser?

Et sentralt mål i prosjektet har vært å identifisere på hvilke romlige skalaer ulike økologiske prosesser foregår. Imidlertid vil de ulike aspektene ved økologien selv til én enkelt art kunne dekke vidt forskjellige skalaer. I dette eksempelet vil vi se på rådyret.

Mange økologer fremholder at det mest interessante et individ kan gjøre, er å dø! Et dødt dyr fungerer som kadaver for en rekke åtseletere og nedbrytere, og det representerer en meget sterk næringspuls til et lokalt område. Vi har utført studier på rådyrkadavre som er plassert i skogen (som etter angrep fra ulv eller gaupe) og undersøkt åtseletere, nedbrytere og vegetasjon. Videoovervåkning har vist at en rekke større dyr utnytter åtselet, slik som rødrev, mår, kråker, ravn, skjærer og meiser – noe som indikerer at åtselet kan påvirke områder flere kilometer unna. For biller og vegetasjon har vi dokumentert effekter innen noen titalls meter unna åtselet (**Melis et al. 2004; Teurlings et al. upublisert**).

Levende rådyr opptrer i Norge i et bredt spekter av habitater, fra boreal skog til jordbruksområder. Habitatet kan likevel påvirke rådyr på en fin skala. Vi har påvist at andelen tilgjengelig habitat for rådyr innen dens leveområde (på en skala 10 – 100 ha) kan påvirke reproduksjonssuksessen. For eksempel; i jordbrukslandskap uten predatorer produserer individer med større tilgang til skog i leveområdet større kull som oppnår høyere vintervekt (**Nilsen et al. 2004**). I boreale skogshabitater med rovdyr har vi påvist at kalver som fødes i leveområder med større andel kantsoner er utsatt for mer predasjon fra rødrev (**Panzachi et al. in prep.**).

Selv om voksne rådyr som regel har stabile leveområder, eller i alle fall relativt korte sesongvandring, så utvandrer unge rådyr over store avstander (opp til 120 km). Slike spredningsavstander og -rater varierer imidlertid mye mellom bestander. Den vanlige oppfatningen blant tidligere rådyrforskere var at dyr utvandret mer ved høye tettheter, slik at populasjonsstørrelsen holdt seg konstant. Selv om denne ideen om såkalt "sosial regulering" virket tilforlatelig, indikerer de siste 25 års data at det motsatte faktisk skjer. I bestander med lav tetthet utvandrer mange individer, og de vandrer langt, mens få dyr utvandrer i bestander med høy tetthet (**Linnell et al. in prep.**). Det samme mønsteret kan sees i spredningshistorien for rådyr i Skandinavia. Rådyr spredte seg fra Syd-Sverige på midten av 1800-tallet og har i dag nådd helt til kysten av Barentshavet i nord. Spredningen gikk sakte i de produktive sørlige habitatene og raskt i mer nordlige og lavproduktive habitater (**Andersen et al. 2004**). Et liknende mønster av avtagende utvandningsfrekvens med økende tetthet har også blitt påvist for moskusbestanden på Dovrefjell (**Asbjørnsen et al. 2005**).

Rådyr er det vanligste byttedyret for gaupe og drepes også av ulv. Således påvirkes rådyr av faktorer som opererer på langt større arealmessige skalaer enn det individuelle rådyr bruker. Enkeltindivider av gaupe og ulv har leveområder som dekker hundrevis – eller tusenvis – av kvadratkilometer, og norske bestander av store rovdyr er betydelig påvirket av forvaltningspolitikken i nabolandene Sverige og Finland (**Andersen et al. 2003; Linnell et al. 2001, 2005a**), hvorfra rovdyr lett kommer seg over til Norge.

Til slutt, på den videste skalaen (kontinental), har vi vist hvordan rådyrbestander er negativt påvirket av snødybde, og vi har beskrevet hvordan storskala klimatiske fenomener slik som Golfstrømmen faktisk synkroniserer populasjonsdynamikken hos rådyr over avstander på flere hundre kilometer (**Grøtan et al. 2005**).

Med andre ord utspiller rådyrøkologien seg på romlige skalaer som varierer fra 20 meter til hele Nord-Atlanteren. Å innarbeide denne kunnskapen i praktisk rådyrforvaltning er selvsagt en utfordring, men kompleksiteten kan også sees på som en inspirasjon. Spørsmålet bør ikke lenger være "på hvilket administrativt nivå bør rådyr forvaltes", men snarere "på hvilke nivå bør vi forvalte hver enkelt av de mange faktorene som påvirker rådyr". Med andre ord bør vi i stedet for å lete etter én bestemt skala for hvor vi skal plassere ansvaret, begynne å se viltforvalt-

ning som noe som krever at vi betrakter et mangfold av skalaer, der ulike avgjørelser passer for ulike administrative nivå (tabell 1).

Tabell 1. Forholdet mellom økologisk og administrativ skala i et predator-byttedyr system

		<1	<10	<100	<1000	>1000
Rådyr						
	Leveområde (km ²)	X	X			
	Vandring (km)	X	X			
	Spredning (km)	X	X	x		
	Klima (km)	X	X	X	X	
Gaupe						
	Leveområde (km ²)				X	x
	Spredning (km)			X	X	
Administrativt						
	Privat eiendom (km ²)	X	X	x	x	
	Kommune (km ²)			x	X	x
	Fylke (km ²)				x	X

3 Kan vi forutsi variasjonen i arealbruk hos en art?

Som vi har sett er kunnskap om størrelsen på leveområder viktig når vi skal koble økologiske skalaer med administrative skalaer. Ikke overraskende er det stor variasjon i størrelsen på dyrs leveområder avhengig av økologi, kroppsstørrelse, habitat og geografiske fordeling. Tidligere studier som har sammenliknet ulike arter (Harestad & Bunnell 1979; Gittleman & Harvey 1982; Kelt & Van Vuren 2001) har bekreftet generelle mønstre der størrelsen på leveområde øker med kroppsstørrelse og grad av rovdyrtilpasning. Det er imidlertid også betydelig variasjon i størrelse på leveområde innen én og samme art. Våre studier av gaupe har vist at leveområdestørrelsen kan variere med en faktor på 10 innen Europa (Jedrzejewski et al. 1996; **Linnell et al. 2001a; Herfindal et al. 2005**). Tilsvarende kan rådyrs leveområder variere med en faktor på 10 til 20 (Danilkin & Hewison 1996). Det er åpenbart at det å overføre data på arealbruk fra et område til et annet er forbundet med stor usikkerhet.

I et forsøk på å forklare variasjonen, har vi undersøkt graden av intraspesifikk variasjon i leveområdestørrelse blant rovpattedyr, en gruppe dyr som er betydelig studert og som fremviser stor variasjon. Vår første analyse var utformet med det formål å vise betydningen av intraspesifikk variasjon når en undersøker effekten av andre livshistorietrekk slik som kroppsstørrelse (**Nilsen & Linnell submitted**). Ved å bruke de samme artene som Harestad & Bunnell (1979) analyserte vi hvordan det å anvende leveområdedata fra en arts ulike bestander påvirker forholdet mellom leveområdestørrelse og kroppsstørrelse. Resultatene av denne nye analysen viste at valg av bestand for å representere en art, vil kunne gi dramatiske utslag på de overordnede allometriske forhold (hvordan fysiske/fysiologiske egenskaper forandrer seg relativt til organismens størrelse). Eksponenten varierte fra 0,3 til 1,54 avhengig av hvilken populasjon en valgte å se på. En ytterligere analyse der også valg av art varierte, viste enda større variasjon, med en eksponent som varierte fra 0,18 til 2,76 mht allometriske forhold.

Vårt neste skritt var å prøve å forklare den intraspesifikke variasjonen i leveområdestørrelse hos en av våre eksempelstudiearter, nemlig gaupe (**Herfindal et al. 2005**). Innen leveområder i Sørøst-Norge fant vi at størrelsen varierte med en indeks for rådyrtetthet (basert på høstings-tall). Gaupas leveområder var mindre ved høy indeks for rådyrtetthet. På en europeisk skala koblet vi gjennomsnittlig leveområdestørrelse i 10 forskjellige studieområder med estimer for miljøvariasjon basert på fjernanalyse. *Fraction of Photosynthetically Active Radiation* (FPAR) ble brukt til å beregne indikasjon på overordnet produktivitet og årstidsvariasjon. For gaupe så vi et klart mønster av at leveområdene var mindre i områder som var mer produktive og hadde mindre årstidsvariasjon (**Herfindal et al. 2005**).

For ytterligere å teste de generelle trekkene ved dette funnet, satt vi sammen data på leveområdestørrelse og FPAR fra 199 studier av 12 arter rovpattedyr (**Nilsen et al. 2005**). For åtte av artene fant vi signifikante sammenhenger mellom leveområdestørrelse og FPAR-baserte mål på enten årstidsvariasjon eller produktivitet, eller begge. Imidlertid var sammenhengene ofte komplekse. For eksempel viste kanadisk gaupe (*Lynx canadensis*) en negativ sammenheng mellom leveområdestørrelse og årstidsvariasjon, mens bobcat (*Lynx rufus*) viste en positiv sammenheng.

Vårt fokus på intraspesifikk variasjon i leveområdestørrelse kan fremstå som kompliserende i forhold til det å forutsi størrelsen på leveområder, og dermed den egnede størrelsen på forvaltningsenheter. På den annen kan en se det positive i at vi har funnet fram til enkle indisier på miljøvariasjon som kan forklare en stor del av variasjonen i leveområdestørrelse innen en art/gruppe arter. Fremtidige retningslinjer bør søke å samkjøre disse indisiene på miljøvariasjon med grunnleggende livshistoriedata (slik som kroppsstørrelse) og kvalitative mål som gjenspeiler økologien (slik som gjennomsnittlig byttedyrstørrelse). Vi er overbevist om at slike analyser i stor grad vil bedre mulighetene for å forutsi leveområdestørrelse for ulike arter i ulike miljøer, gitt en del grunnleggende kunnskap om deres økologi.

4 Bruk av skaladata

I løpet av prosjektet har vi utviklet en rekke metoder for direkte bruk av skaladata i forvaltningen. I det følgende gis en kort oversikt over noen av disse.

4.1 Bruk av bevegelsesdata i metodikk for bestandsovervåkning av gaupe

Det norske forvaltningsregimet for store rovdyr (se blant annet Miljøverndepartementet 2003) legger stor vekt på bestandsovervåkning av de ulike artene. Siden gaupa forvaltes som jaktbart vilt med et relativt høyt høstingsnivå (kvotene ligger nært opp til den maksimale vekstraten), er det et kontinuerlig behov for overvåkingsdata slik at kvotene kan justeres hvert år. Men overvåkning av store rovdyr er både vanskelig og kostbart (Linnell et al. 1998). Vi har imidlertid utviklet noen kostnadseffektive metoder basert på bruk av bevegelsesdata. Hovedmetoden for overvåkning av gaupe er nå basert på minimumstillinger av reproduktive enheter; såkalte familiegrupper. Hver vinter samles og verifiseres observasjoner av spor etter to eller flere gauper som går sammen. Ved å bruke kunnskap om størrelse og form på gaupas leveområder, om territoriell atferd hos voksne gauper og om bevegelsesrater, er vi i stand til å formulere et sett av avstandsregler som kan brukes til å identifisere spor som er så langt unna hverandre at det ikke er sannsynlig at de stammer fra samme familiegruppe (**Linnell et al. In press a**). Resultatet er et konservativt minimumstall på antall reproduktive hunngauper i bestanden. Tilgangen på telemetridata har gjort det mulig å standardisere metodikken, med lokalt tilpassede avstandsregler skalert til bestandenes arealbruk (lengre avstander tas i bruk i mindre produktive habitater). Bruken av denne metodikken på nasjonalt nivå har synliggjort at gaupebestanden er redusert med 40 % i løpet av de siste ni år (**Linnell et al. Submitted a**).

På grunn av den store variasjonen i gaupas reproduksjon (Andrén et al. 2002; Andersen et al. 2003) har det også vært ønskelig å utvikle en indeks for overvåking av den *totale* gaupebestanden, ikke bare de reproduktive enhetene. Ved å bruke bevegelsesdata har vi vært i stand til å simulere sannsynligheten for gaupebevegelser som krysser indekslinjer som er plassert i forskjellige tettheter og oppsett i terrenget (**Linnell et al. In press b**). Denne modelleringen har gjort det mulig å utvikle et nettverk av indekslinjer som danner grunnlaget for en sportellingsindeks som utfyller tellingen av familiegrupper. Til sammen utgjør disse metodene grunnlaget for gaupedelen av det nasjonale overvåkingsprogrammet for store rovdyr (**Linnell & Brøseth submitted**).

4.2 Hvor kom ulven fra?

Etter at ulv reetablerte seg i Sør-Skandinavia på midten av 1980-tallet, har det vært kontinuerlig debatt om dens opphav. Forskere har påvist at ulvens genetiske profil tilsier at den har finsk-russisk opphav. Imidlertid har debatten i hovedsak handlet om hvordan ulven kom hit; der skeptikerne hevder at ulven er satt ut av mennesker og dermed ikke har vandret hit på egen hånd. I forsøk på å klargjøre hva som er biologisk mulig for ulv, har vi sammenstilt alle eksisterende data fra Nord-Amerika på spredningsbevegelser (få publiserte europeiske data finnes), og sett dette opp mot hvilken avstand som kreves for innvandring av finsk-russisk ulv til Sør-Skandinavia. Vi har også sett på isdata for Østersjøen med hensyn til hvor ofte det har vært mulig for ulven å ta snarveien over isen. Gjennomgangen viste at avstanden er innenfor rekkevidden av hva ulver kan vandre, selv om den ligger opp mot grensen for hva som er dokumentert. Ruten over isen forkorter avstanden betraktelig, og det er kjent at ulver fra andre bestander har gjennomført liknende is-kryssinger. Konklusjonen er at det er fullt mulig for ulven å ha rekolonisert Sør-Skandinavia på egen hånd, og at ulvens gjenkomst lett kan forklares uten konspiratoriske teorier om ulovlig utsetting (**Linnell et al. 2005a**).

4.3 "Arealplanlegging" for bevaring av store rovdyr

Overført fra de økologiske studiene av bevegelsesmønsteret hos *enkeltindivider* av store rovdyr, er det klart at *bestandene* deres bruker områder på en svært stor skala. Dermed blir det viktig å se på tilsvarende skalaer når bevaringen av disse dyra skal planlegges. Vårt første skritt var å modellere tilgangen på potensielt egnet habitat for store rovdyr, noe som indikerer de potensielle begrensningene for utbredelsen. Vi valgte å undersøke den skandinaviske halvøya, bestående av Norge, Sverige og finsk Lappland. Først bestemte vi hva som utgjør egnet habitat ved hjelp av data over områdebruket til radiomerkede voksne hunndyr. Med dette grunnlaget anvendte vi såkalt *Mahalanobis avstandsstatistikk* i et geografisk informasjonssystem (GIS) for å identifisere utbredelsen av områder med potensielt habitat for gaupe, bjørn, ulv og jerv (**Lande et al. 2003; May et al. In press**). Resultatene angir at >90 % av den skandinaviske halvøya er potensielt habitat for ulv, bjørn og gaupe, mens rundt 50 % er potensielt jervehabitat. I tillegg er det potensielle habitatet i stor grad sammenhengende, slik at fragmentering ikke ser ut til å være noe åpenbart problem. Resultatene gir grunnlag for å si at den skandinaviske halvøya kan huse flere tusen individer av hver art, og at forvaltningen har en stor porsjon frihet med hensyn til hvor de ulike rovdyra kan bevares, i alle fall ut fra de biologiske krav dyra setter.

Neste skritt var å kombinere kartene for habitategnethet med kart over materielt konfliktpotensiale (sau, tamrein, bikuber) i Norge. Resultatene av disse analysene viser at konfliktpotensialet varierer mye mellom ulike deler av landet (**Linnell et al. 2003; Lande 2004**). Det var imidlertid svært få områder som var store nok til å huse rovdyr (selv leveområdet til bare ett enkelt rovdyrindivid) uten at det også ville være potensielle for materielle konflikter. Dette innebærer at en geografisk differensiert forvaltning bare vil kunne gjøre noe med graden av konflikt, snarere enn å eliminere den helt. Det nytteløse i å prøve å finne et område helt uten konfliktpotensiale, understrekes ytterligere ved at voksne hanner, samt ungdyr av begge kjønn hos alle fire artene, bruker større områder enn den reproduktive delen av bestanden. Dette skaper en influenssone rundt den etablerte ynglebestanden der det er potensielle for konflikter, for eksempel angrep på husdyr. En slik influenssone kan strekke seg ut opp til 200 km, og den er størst for ulv, fulgt av bjørn, gaupe og jerv (**Linnell & Brøseth in prep. a**). Konsekvensen er at forvaltningssoner er nødt til å være store, og at det ikke vil være mulig å opprettholde skarpe grenser eller bratte gradienter i tetthet.

4.4 Bevaring av store rovdyr i verneområder eller i flerbrukslandskap?

En enkel sammenlikning av størrelsen på leveområdene til store rovdyr og arealet av habitat tilgjengelig i norske nasjonalparker eller naturreservater, viser at det norske nettverket av verneområder representerer et minimalt bidrag til bevaringen av ulv, bjørn og gaupe. Potensielt kan kun et fåtall individer av disse artene leve utelukkende innenfor gransene av vernede områder. Jerven er et unntak ved at en relativt større del av dens potensielle habitat og utbredelse i dag ligger innenfor verneområder (**Lande et al. 2003; Linnell et al. 2001a, 2003**). I tillegg er det ofte utstrakt husdyrbeite i mange av nasjonalparkene, slik at potensialet for materielle konflikter sjelden er fraværende i disse områdene. Konsekvensen er at bevaringen av rovdyr vil måtte finne sted i flerbrukslandskapet, et landskap der mye av arealet er privateid. Når det er sagt, så ser det ut til at de store rovdyra er i stand til å overleve godt i flerbrukslandskaper med relativt høy befolkningstetthet, så lenge lovgivning og virkemiddelbruk er innstilt på å bevare dem (**Linnell et al. 2001b**). Imidlertid legger denne flerbrukstilnærmingen betydelige begrensninger på ambisjonsnivået for bevaringsmålene. Det vil nok være mulig å oppnå levedyktighet for de store rovdyra, samt gjenskape enkelte økosystemprosesser og mekanismer. Men det er svært liten sannsynlighet for at tilnærmingen vil muliggjøre bestandstettheter av rovdyr og hjortevilt som kan etablere noen form for "stabile" trofiske interaksjoner, eller som kan utløse det fulle potensialet i rovdyras rolle i økosystemet (**Linnell et al. 2005b**). Med andre ord er det

usannsynlig at vi i det norske flerbrukslandskapet noen gang vil få se bredden av ulike effekter knyttet til store rovdyr, slik en har sett i mer villmarkspregede områdene for eksempel i Yellowstone nasjonalpark (Smith et al. 2003; Ripple & Beschta 2003).

4.5 Prinsipper for geografisk differensiert forvaltning

Forvaltningen av store rovdyr i Norge er basert på et soneringssystem, offisielt kalt geografisk differensiert forvaltning. Et sentralt element i en geografisk differensiert forvaltning bør være at sonene korresponderer til den passende økologiske skalaen for de aktuelle artene og habitattene. Når vi snakker om store rovdyr, er det åpenbart at sonene må være store, og at opprettholdelse av skarpe grenser mellom soner er umulig. Vi har utviklet en serie grunnleggende prinsipper som må tas i betraktning ved geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr (Linnell et al. 2003, 2005c), men også i en rekke andre situasjoner.

- Geografisk differensiert forvaltning av store rovdyr må koordineres nøye med differensieringen av konfliktforebyggende tiltak.
- Enhetene må være av passende størrelse og lokalisering i forhold til de skalene store rovdyr opptre på i landskapet.
- Ulike rovdyr forårsaker ulike konflikter.
- Fordelene og ulempene ved ulike utforminger av den geografisk differensierte forvaltningen vil variere fra konflikttype til konflikttype.
- Forvaltningens utforming i ett område avhenger av hvordan forvaltningen legges opp i andre områder.
- Geografisk differensiert forvaltning må praktiseres konsekvent.

Det er også viktig å arbeide for at soneringen blir akseptabel for innbyggerne i de ulike forvaltningssonene (Brosius & Russell 2003). Dette krever ofte et kompromiss mellom en rent økologisk optimal og en rent sosial optimal utforming. For eksempel vil en streng soneringspolitikk, der en konsentrerer rovdyra til begrensede områder, gi større grad av forutsigbarhet for dem som har husdyr i utmarka. Dette henger sammen med at man kan ekskludere rovdyra fra områder med det største konfliktpotensialet og konsentrere innsatsen til skadeforebyggende tiltak til de begrensede områdene med rovdyr. På den annen side vil en slik streng sonering kunne skape uforhåndmessig høyt sosialt konfliktnivå, ved at folk føler de er tvunget til å leve i et "reservat" og nær sagt har fått dette tvunget ned over hodet av myndighetene (Linnell et al. 2005c). Streng sonering, med minimale bestandsmål, vil også redusere mulighetene og handlingsrommet for iverksettelse av del konfliktdependende tiltak, slik som jakt og felling av rovdyr.

5 Hvordan kan vi definere forvaltningsenheter?

5.1 Hva er en populasjon?

Før vi kan avgjøre hva som er passende romlige skalaer for en biologisk sterk forvaltning, må vi definere hva vi mener rent begrepsmessig – særlig gjelder dette hva vi mener med begrepet *populasjon*. Lærebøker bruker ofte løselig å definere en populasjon som en gruppe individer som formerer seg med hverandre. Denne åpne definisjonen beror på at man innen økologien ikke har klart å bli enige om andre mer robuste og universelle definisjoner. Økologer debatterer flittig både de konseptuelle og operasjonelle definisjonene (Camus & Lima 2002; Berryman 2002; Baguette & Stevens 2003). Det store spekteret av potensielle mønstre for utbredelse og romlige strukturer hos en art, gjør det vanskelig med globale definisjoner (Thomas & Kunin 1999). De fleste økologer mener imidlertid at populasjonen *som begrep* omfatter et område der individene formerer seg med hverandre, og der populasjonsdynamikken i hovedsak styres av fødsel og død snarere enn av immigrasjon og emigrasjon. Problemene oppstår når dette skal bestemmes operasjonelt eller kvantitativt.

I en verden der teoretisk konsensus mangler, tvinges forvaltningen til å gripe til *ad hoc* tilnærminger. Dessverre er det utenfor rekkevidden av dette prosjektet å komme opp med en alternativ definisjon. Vårt mål er her å foreta en gjennomgang av de tilnæringsmåter som har vært tatt i bruk, og å stake ut noen vitale retningslinjer for fremtidig tenkning rundt emnet.

Ulike disipliner har hatt en tendens til å definere både populasjoner og biologisk viktige forvaltningsenheter på ulike måter. Disse inkluderer taksonomiske tilnærminger, økosystemtilnærminger, utbredelsesmessige og geografiske tilnærminger, demografiske tilnærminger, økonomiske tilnærminger og bevegelsesmessige/atferdsmessige tilnærminger.

Taksonomiske tilnærminger. Tilnærminger basert på genetikk og taksonomisk identitet kan hjelpe oss å prioritere begrensede ressurser til enheter der den største graden av genetisk diversitet kan bevares. *The United States Endangered Species Act* (ESA) har gått lengst i å benytte denne tilnæringsmåten gjennom bruken av den såkalte *Evolutionary Significant Unit* (ESU) - betegnelsen. Den grunnleggende logikken er at det må være signifikante genetiske forskjeller mellom to områder i en arts utbredelse før de kan få spesialbehandling under ESA. Selv om dette kan bidra til å bevare den største graden av genetisk variasjon innen en art, har konseptet fått mye kritikk. For det første går kritikken på den subjektive utfordringen det er å finne ut hvordan vi skal definere en "signifikant" genetisk forskjell (Vogler & Desalle 1994; Fraser & Bernatchez 2001). For det andre kan selv en svært liten flyt av gener være nok til å viske ut genetiske forskjeller mellom enheter, uten at dette har noe bidrag av betydning for populasjonsdemografien – slik at det som kan se ut som én populasjon fra en genetisk synsvinkel kan være to populasjoner fra en demografisk synsvinkel (Taylor & Dizon 1999). For det tredje overser et ensidig fokus på statisk genetikk fullstendig det faktum at moderne forvaltningsmål i større grad blir satt for å bevare økologiske og evolusjonære prosesser snarere enn bare genetisk variasjon (Bowen 1999). Skjønt en taksonomisk tilnærming i første rekke er nyttig ved storskala prioriteringer for bevaringspolitikken, er den tatt i bruk i praktisk forvaltning av kanadagås i Nord-Amerika. Kanadagjess fra ulike hekkeområder og med så klare genetiske og morfologiske forskjeller at de har fått separate underartsbetegnelser, blander seg i trekk- og overvintingsområdene der de høstes. For å sikre at høstingen ikke konsentreres for mye til én eller noen få underarter, har studier blitt gjennomført for å bestemme den relative mengden av ulike underarter i enkelte høstingsområder (Pearce et al. 2000; Scribner et al. 2003).

Økosystemtilnærminger. Et annet utgangspunkt for hva som utgjør en biologisk meningsfull forvaltningsenhet, er økosystemet. Et økosystem har tidligere vært definert som "et område der energistrømmen er balansert" (Odum 1969 in Ciannelli et al. 2004). Strengt etterlevd er denne definisjonen ubrukelig ettersom mesteparten av energien i utgangspunktet kommer fra sola, og bruken av denne energien er påvirket av vidtrekkende næringstransport (Matson et al. 2002).

Dette medfører at alle energi-/næringsmodeller egentlig eksisterer på et globalt nivå. Imidlertid kan økosystemtilnærminger operasjonaliseres ved å konsentrere seg om det området som tas i bruk av de artene som er mest mobile og som har en viktig økologisk funksjon. I mange tilfeller vil de mest mobile artene være predatorer, men det er også mange eksempler på at byttedyr er mest mobile (for eksempel gnu i Serengetis økosystem). Denne økosystemtilnærmingen har vært forsøkt i to marine systemer; Beringhavet (Ciannelli et al. 2004) og Antarktis (Constable & Nichol 2002), og i ett terrestrisk system; *the Greater Yellowstone System* (Keiter & Boyce 1991). Hovedstyrken ved disse tilnærmingene er flerartstenkningen, der artene med videst arealbruk setter grensene.

Utbredelsesmessige og geografiske tilnærminger. Tradisjonelt har avgrensningen av forvaltningsenheter vært basert på geografi. Ulike geografiske enheter (nedbørfelt, dalsystemer, fjellkjeder, klimatiske soner osv) har vært antatt å huse ulike populasjoner av de artene det har vært snakk om. En slik tilnærming kan fungere i noen tilfeller der artene har ikke-kontinuerlig utbredelse eller er habitatspesialister. Imidlertid vil den bygge på en rekke falske forutsetninger når det er snakk om mobile arter som bruker mange eller sesongbestemte habitater.

Demografiske tilnærminger. En ofte brukt tilnærmingstype for å fastsette forvaltningsenheter, for eksempel verneområder, er å definere det området som er nødvendig for å ta vare på *minste levedyktige populasjonsstørrelse* (MVP; minimum viable populations) av de aktuelle artene (Wielgus 2002). Vanligvis tar en bare utgangspunkt i demografisk levedyktighet (sjeldnere også genetisk levedyktighet). I nyere terskelhøstingsmodeller som integrerer levedyktighetsanalyser, antas det at høstingsenhetene må tilsvare, eller være noe større enn det området som trengs for å opprettholde MVP. Selv om denne tilnærmingen kan være objektiv til et visst punkt, gir de ulike analysemetodene svært forskjellige estimater for MVP-grensen (Tufto et al. 1999 vs Wielgus 2002). En annen og mindre brukt tilnærming er å undersøke på hvilke romlige skalaer populasjonsdynamikken ikke lenger er synkron (Grøtan et al. 2005).

Økonomiske tilnærminger. Skjønt det hittil aldri har vært operasjonalisert, er det logisk å se på dette ut fra en samfunnsmessig/sosioøkonomisk synsvinkel, der forvaltningsenheten dekker hele spekteret av kostnader og nytte assosiert med en ressurs. Med andre ord representerer dette skalaen der kostnader og nytte er *internalisert*.

Bevegelsesmessige/atferdsmessige tilnærminger. Intuitivt er bestemmelse av de romlige skalaene for individenes arealbruk et avgjørende første skritt for å finne de hensiktsmessige skalaene for forvaltningen av dyra (Wiens et al. 2002). For pattedyr er det i alle fall fire sentrale mål på individers arealbruk og deres forhold til sine artsfrender. For det første er *leveområde* (eng. *home range*) et velutviklet konsept innen økologien for å beskrive det området der voksne individer lever sine liv i løpet av en gitt sesong eller et år. For det andre kan individer bruke ulike leveområder til ulike årstider, for eksempel i miljøer preget av årstidsvariasjoner. I slike tilfeller er *vandringsavstand* mellom årstidsavhengige leveområder en viktig parameter. For det tredje forholder individers leveområder seg til hverandre på ulike måter. Disse mønstrene for *sosial organisering* varierer fra det "sosiale", der mange individer har overlappende arealbruk (villrein, elg), til det "territorielle", der individer av samme kjønn (for eksempel gaupe), eller ulike sosiale grupper (ulv), tar i bruk territorier som kan ligge inntil hverandre, men som ikke overlapper. For det fjerde er det ofte slik at ungdyr etablerer seg i avstand fra sine foreldre. Slik *spredning/utvandring av ungdyr* er av stor betydning for populasjonsdemografi og forvaltning.

Det som kan virke overraskende er at det er gjort så få forsøk på å utvikle økologisk teori om hvordan slike bevegelsesdata kan kobles til spørsmål om skala i anvendt forvaltning. Derimot er det mange eksempler på at dataene på en mer tilfeldig måte er anvendt i virkelige forvaltningssystemer. Før telemetri var utviklet, ble individer av en rekke arter merket med ringer og øremerker m.v. for å spore bevegelsene. Helt siden utviklingen av radiotelemetri på 1960-tallet har dyr blitt merket og fulgt ved hjelp av mer og mer avansert utstyr, fra VHF til Argos og i dag GPS. Formålet har vært å bestemme mønstre av årstidsavhengige bevegelser og gruppetilhø-

riighet for individer, med muligheter for å identifisere forvaltningsenheter som er biologisk meningsfulle.

For eksempel har man i Alaska, Canada, Norge og på Grønland merket individer av villrein i de fleste geografiske regioner. Disse merkede individene har vist at villrein normalt kan beskrives som flere store, mer eller mindre atskilte enheter med koordinert (mange individer beveger seg sammen i flokker) og relativt forutsigbart (markerte skiller mellom årstidsavhengige funksjonsområder) bevegelsesmønster. Utveksling av merkede individer mellom tilstøtende enheter ser ut til å være lav, og på dette grunnlag skiller man mellom en rekke atskilte bestander. Vi vet lite om utvandring/spredning av ungdyr hos villrein, men den er antatt å være svært lav. Under slike forhold er det vanligvis nokså enkelt å definere operasjonelle forvaltningsenheter eller populasjoner (Hall 1989; Fancy et al. 1990; Ferguson & Gauthier 1992; Valkenburg 1998), skjønt en må ta i betraktning mer langsiktige endringer i bevegelsesmønster (Ferguson & Messier 2000). I Sør-Norge bidrar den naturlige og menneskeskapte oppdelingen av villreinhabitattene ytterligere til at det er relativt enkelt å definere operasjonelle forvaltningsenheter. Et unntak fra disse mønstrene ser vi hos caribou på Vest-Grønland (Cuyler & Linnell submitted), villrein på Svalbard (Tyler & Øritsland 1990), og skogscaribou i Nord-Amerika (Rettie & Messier 2001), der dyra beveger seg mer individuelt, og en større grad av strukturering av populasjonene kan forventes.

Elg, kronhjort (*Cervus elaphus*) (inkludert nordamerikansk elk), hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) og svarthalehjort (*Odocoileus hemionus*) er også undersøkt på denne måten, og igjen har en utviklet virksomme avgrensninger av forvaltningsenheter basert på identifisering av samlinger eller diskontinuitet i voksne dyrs bevegelser (Edge et al. 1986; Mackie et al. 1998; Hjeljord 2001). Også i disse undersøkelsene er data på utvandring/spredning hos ungdyr sparsomme eller manglende, men slik utvandring er antatt å være lav. I migrerende populasjoner har det vanligvis vært nokså enkelt å definere enheter uten for mye usikkerhet. I ikke-migrerende populasjoner derimot, som dekker sammenhengende habitat, er det vanskelig å identifisere utvedydige kriterier for å gruppere individer i ulike forvaltningsrettede populasjon enheter. Telemetristudier viser ofte at den sosiale organiseringen hos disse artene kan være langt mer kompleks en hva som vanligvis forventes, for eksempel slik tilfellet er med dannelsen av "hunndyrklaner" hos hvithalehjort (Aycrigg & Porter 1997; Nelson & Mech 1999; Oyer & Porter 2004).

Globalt er isbjørn (*Ursus maritimus*) grundig undersøkt med sikte på å identifisere populasjoner. Tidligere studier brukte topografi og utbredelse til å identifisere forvaltningsenheter (Taylor & Lee 1995). Disse tilnærmingene er utviklet videre gjennom bevegelsesstudier ved bruk av satellittmerking (Bethke et al. 1996; Armstrup et al. 2000; Taylor et al. 2001; Mauritzen et al. 2002; Lunn et al. 2002), og genetiske studier (Paetkau et al. 1999), slik at en nå snakker om 20 ulike forvaltningsenheter for isbjørn i Holarktis. Igjen er det samlinger av bevegelsene til delvis overlappende voksne hunndyr som danner hovedgrunnlaget for inndelingen i enheter.

En av de få kvantitative tilnærmingene som er lansert for å definere forvaltningsenheter ut fra bevegelsesparametre, er *Wright's neighbourhood area estimator* (Crawford 1984). Basert på kjente spredningsavstander bestemmes i denne tilnærmingen det området som består av en effektiv populasjon. Den eneste lanserte bruken av metoden har vært for fjelløve (*Puma concolor*) i vestlige Nord-Amerika (Laundré & Clark 2003). Modellen har en del forutsetninger blant annet mht. fordelingen av spredningsavstander, og den vil nok i noen sammenhenger være vanskelig å benytte. Likevel representerer den et interessant forsøk på å utvikle objektive prosedyrer for å definere forvaltningsenheter ut fra bevegelsesdata.

5.2 Et hierarki av skalaer

De ulike måtene å definere populasjoner og forvaltningsenheter på står ikke nødvendigvis i motsetning til hverandre; snarere måler de forskjellige ting. De forholder seg til hverandre i et hierarki av skalaer, der genetiske betraktninger gjerne fordrer en større skala enn demografiske betraktninger, og bevegelses-/atferdsmessige betraktninger fordrer den minste skalaen. På ett eller annet punkt i en forvaltningsprosess må alle disse aspektene tas i betraktning. Imidlertid er også forvaltningsspørsmål hierarkiske. De overordnede føringene for hvordan vi vil ha det må legges til et nivå som dekker den største skalaen. Under dette følger handlingsplanlegging, og under dette igjen implementering av handlingsplanene. For en viltart, for eksempel, kan de overordnede føringene bestemme hvorvidt høsting er et mål eller ikke, og de kan gi et bredt rammeverk for hvilke høstingsmetoder som er akseptable, hvem som bør ha adgang, og i hvilke sesonger det kan høstes. På en mindre skala kan handlingsplanlegging foregå ved å sette spesifiserte jaktkvoter for de ulike "populasjoner", og lokalt tilpassede jakt sesonger. På enda mindre skalaer kan jegerinnsats og eventuelle økonomiske inntekter fordeles, like ned til et nivå som omfatter den enkelte grunneier. Effektiv forvaltning foregår altså ikke på én skala, men over mange skalaer.

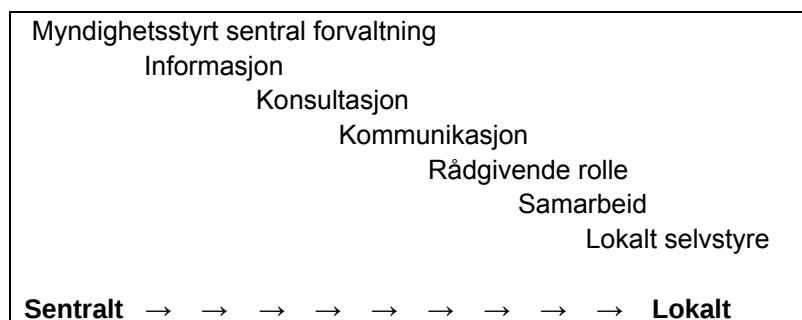
5.3 Spiller det noen rolle om vi tar feil?

Svært få romlige modeller har vært anvendt i forvaltningsscenarioer. Blant unntakene har vi Jonzén et al. (2001) og Milner-Gulland et al. (2000) som har vist at det å høste én populasjon som om den var to, eller omvendt, kan ha alvorlige effekter for utfallet. For eksempel; det å ta beslutninger på en for *grov* skala kan på den ene siden lede til for lavt høstingsnivå ettersom lokalt tette populasjoner vil kunne bli høstet lavere enn de burde, selv om høstingsnivået samlet sett over større områder kan virke riktig. Det kan også lede til lokal utryddelse dersom kvoter – som kan forsvares hvis de fordeles over et stort område – i for stor grad tas ut i en liten underpopulasjon. På den annen side kan det å ta beslutninger på en for *fin* skala avstedkomme åpenbare feil. Dette problemet kan også oppstå dersom forvaltningsmyndigheten er for desentralisert og/eller fragmentert. Da kan det hende at en enkelt biologisk enhet, slik som en populasjon, dekkes av myndighetsområdet til mer enn én forvaltningsenhet. Hvis ikke forvaltningen koordineres mellom de enkelte forvaltningsenheter, er det sannsynlig at hver av dem vil kunne møte store problemer med å innfri sine mål. Effektiv forvaltning må derfor finne en passende ballanse mellom ulike skalaer. Imidlertid mangler vi i dag det nødvendige teoretiske grunnlaget for å bestemme operasjonelle og objektive retningslinjer for denne balansegangen.

6 Internasjonal erfaring med forvaltning på lokalt nivå

Over store deler av verden fra arktiske til tropiske strøk har en ulike forvaltningssystemer vært utprøvd der innflytelse, kontroll og ansvar i varierende grad er plassert hos sentrale myndigheter og mer lokalt nivå (tabell 2) (Decker et al. 2000). Følgende konsentrerte gjennomgang forsøker å trekke frem noen av hovedkonklusjonene fra de pågående diskusjonene om hvor vellykkede de ulike strategiene er.

Tabell 2. Et kontinuum av lokal involvering i naturforvaltningen. Forenklet etter Decker et al. 2000.



6.1 Fremveksten og tilbakeslaget for lokalsamfunnsbasert naturvern

Frem til 1970-tallet var det dominerende paradigmet innen forvaltningen av naturvernområder en styrende *ovenifra og ned* - modell, der lokalbefolkningen ble ekskludert og fratatt muligheten til ressursutnytting. Som et resultat av konfliktene mellom områdevernet og folk rundt/i verneområdene (blant mange andre utilstrekkeligheter ved dette systemet), skjedde det i løpet av 1980- og 90-årene en kraftig økning i innsatsen for å etablere *nedenifra og opp* - strategier for naturvern. En lang rekke prosjekter for *lokalsamfunnsbasert naturvern* (community-based conservation) og *integrert bruk og vern* (integrated conservation and development) ble initiert, særlig i tropiske strøk. Hovedtanken med disse prosjektene var å koble naturvern til distriktsutvikling gjennom å tillate lokalbefolkningen å dra nytte av noen av naturressursene i de vernede områdene. Etter mer enn 20 års erfaring er det imidlertid lite som tyder på at tilnærmingen har bidratt til bevaring av det biologiske mangfoldet i de aktuelle områdene. Flere svært kritiske gjennomganger er skrevet de senere år, der en peker på svakhetene og de svikende forutsetningene ved modellene (Agrawal & Gibson 1999; Songorwa 1999; Terborgh 1999; Kellert et al. 2000; Newmark & Hough 2000; du Toit et al. 2004; Adams et al. 2004). Kritikken fra disse forfatterne fokuserer på en rekke elementer: (1) Mangelen på kapasitet på lokalt nivå, (2) tilstedeværelsen av lokal korrupsjon og den manglende evnen lokale myndigheter har til å stå imot dominans fra lokale og/eller globale maktpersoner/-aktører, (3) manglende interesse i mange lokalsamfunn, (4) økt økonomisk velferd leder ofte til økt miljøbelastning gjennom økt forbruk og eventuelt også økt tilflytting, (5) prosjektmålsetningene er for brede og langsiktige til at de kan oppnås og måles konkret, (6) "lokalsamfunnet" representerer ikke nødvendigvis en enhet der alle har like meninger og interesser, men det er snarere internt delt i synet på en rekke ting, og (7) lokalsamfunnene har ofte i utgangspunktet overutnyttet sine naturressurser. Dessuten vil bevaring av biologisk mangfold og langsiktig bærekraftig ressursutnyttelse sjelden, eller aldri, gi samme økonomiske avkastning på kort sikt som intensiv ressursutnyttning med store habitatforandringer og intensiv bruk av landskapet. Problemet ligger derfor i den falske forventningen om at lokalsamfunn vil gi avkall på attraktive utviklingsmuligheter til fordel for relativt abstrakte mål (Newmark & Hough 2000; Nesbit & Weiner 2001; du Toit et al. 2004; Adams et al. 2004). Dette gjelder særlig for biologisk mangfold som ikke direkte oppleves som noen ressurs, men snarere ofte er kilde til økonomiske tap og som til og med kan være direkte farlige for mennesker (elefanter, store rovdyr osv.) (Bostedt 1999; Songorwa 1999).

På grunn av de mange problemene med lokalsamfunnsbasert naturvern kombinert med den negative utviklingen en ser i det tropiske biomangfoldet, har tilnærmingen fått et omfattende tilbakeslag (Kramer et al. 1997; Terborgh 1999). En del av dem som står bak disse vurderingene har tatt til orde for å gå tilbake til en modell for naturvern som er mer autoritær og proteksjonistisk. Ikke overraskende har dette igjen skapt motreaksjoner mot denne type "gammeldags" tilnærming, der en rekke forfattere har forsøkt å gå nærmere inn på årsakene til at lokalsamfunnsbasert forvaltning har feilet (Brechtin et al. 2002; Wilshusen et al. 2002; Berkes 2004). Disse har fokusert på hvordan man kan overholde den sentrale grunntanken om å kombinere miljømessige og sosiale mål, gjennom å identifisere hvordan de vanligste hindringene for vellykket lokalsamfunnsbasert naturvern kan unngås.

6.2 Desentralisering og økt selvstyre

Beslektet litteratur finnes innen fagfeltet politisk geografi, der en har forsøkt å evaluere resultatet av desentralisering og økt selvstyre til mer lokale nivå i kontrollen over naturforvaltningen; igjen hovedsakelig i tropiske strøk. Målene har også her vært å øke effektiviteten i forvaltningen og bedre den sosial rettferdigheten. Typisk for denne litteraturen er at den bare tar for seg forvaltning av *ressurser*, ikke andre komponenter av det biologiske mangfoldet. Men selv med en hovedvekt på økonomisk nyttige naturressurser, er erfaringene med desentralisert forvaltning overveiende negative i de publiserte studiene (Wyckoff-Baird et al. 2000; Larson 2002; Ribot 2002; Lane 2003; Namara & Nsabagasani 2003; Post & Snell 2003). Også i denne litteraturen pekes det på problemer slik som mangel på kapasitet, mangel på ressurser, lokal korrupsjon og en maktelite som bestemmer, mangel på motivasjon, og lokal uvillighet mot å gi avkall på alternative utviklingsmuligheter forbundet med ikke-bærekraftig ressursbruk. Et vanlig problem er at når kontrollmakten fra sentrale myndigheter er fjernet, åpnes veien for at lokale (eller globale) makteliter får den dominerende kontrollen over de lokale ressursene, med det resultat at tilgangen og kontrollen over ressursene blir mindre demokratisk enn den var i utgangspunktet (Lane 2003). Forkjempere for desentralisering hevder problemet er at ikke nok makt er gitt lokalt nivå, eller at ansvar er overført uten ryggdekning i tilstrekkelig autoritet og ressurser (Ribot 2002). Et problem med dette er at det i lys av det utstrakte misbruket av den begrensede makt som allerede har blitt desentralisert, er svært få myndigheter som er villige til å overføre enda mer makt. Mange forfattere har påpekt at sentrale myndigheters rolle er nødvendig for å skape en ikke-lokal synsvinkel og for å representere et bredere sett av verdier knyttet til en gitt ressurs enn det som finnes lokalt (Larson 2001).

Dessuten bidrar erfaringene fra forvaltning av fellesressurser til forståelse for det problematiske i å ekskludere ikke-lokale interesser for naturressursene (Ostrom et al. 1999). I tropiske skoger skyldes mye av dagens overutnytting av viltressursene nettopp ikke-lokale aktører som opererer for ikke-lokale markeder (Robinson & Bennett 2000). Selv om lokalsamfunnene gjerne skulle ha ekskludert disse aktørene, er det tvilsomt om de har den nødvendige styrken og innflytelsen til å gjøre dette alene. Å slå ned på kjøttjegere kan være vanskelig nok, men å slå ned på aktører som jakter på ekstremt høyt verdsatte produkter (for eksempel elfenben, tigerknokler og nesehorn) uten nærmest å bruke militære metoder, har vist seg å være umulig.

6.3 Medvirkende forvaltning

I Nord-Amerika må forvaltningen ofte håndtere saker som er knyttet til urbefolkningers rettigheter. I forsøkene på å balansere makt mellom sentralt og lokalt nivå, har en tatt i bruk ulike former for såkalt *medvirkende forvaltning* (co-management) (Caulfield 1997; Decker et al. 2000; Zachrisson 2004). Konseptene har vært utviklet til å kunne brukes i en rekke andre sammenhenger, slik som fiskeri- og viltforvaltning. Selv om de ulike anvendelsene har sin egen utforming, er det generelle mønsteret i tilnærmingen at en skaper et forum der lokale og sentrale aktører møtes, og der noe beslutningsmyndighet delegeres til dette forumet. Den internasjonale naturvernunionen (IUCN) definerer medvirkende forvaltning som "*a partnership in which*

government agencies, local communities and resource users, non-governmental organizations and other stakeholders negotiate, as appropriate to each context, the authority and responsibility for the management of a specific area or set of resources". Erfaringene har vært blandede (Dion 2003), men har vært langt mer positive enn hva gjelder lokalsamfunnsbasert forvaltning og desentralisert forvaltning i tropiske strøk (Decker et al. 2000). Det er imidlertid vanskelig å avgjøre om dette faktisk skyldes forvaltningsopplegget, eller om det simpelthen skyldes konteksten (rike land, bedre institusjonell utvikling, større tilgang til vitenskapelige data, lavere befolkningstetthet m.v.), eller en kombinasjon av opplegg og kontekst (Kellert et al. 2000). Ser en vidt på konseptet medvirkende forvaltning til å gjelde enhver form for forvaltning med deltagelse fra ulike interessegrupper, er det mange eksempler på at konseptet er brukt for å sikre lokalbefolkning tilgang til verdifulle naturressurser (se Borrini-Feyerabend et al. 2004), og en rekke eksempler på at tilnærming er brukt i forvaltningen av konfliktfylte arter slik som store rovdyr. Erfaringene er også her blandede (Nie 2003). Likevel; ser en på den samlede internasjonale erfaringen som finnes, så representer slike medvirkende/deltagende/ansvarsdelende systemer noen av de beste tilnærmingsmåtene for å innarbeide en grad av lokal involvering som gir bærekraftige resultater. En må riktignok ta i betraktning at de relativt gode erfaringene med disse modellene kan være betinget av at de i hovedsak har fokusert på enkeltart-ressurser, eller ressurser med en bestemt geografisk avgrensning (for eksempel en enkelt caribou-bestand eller laks innen et enkelt vassdrag). Dette er en svakhet mht. modellenes generelle overføringsverdi. Hvordan medvirkende forvaltning fungerer for å ivareta det brede spekteret av hensyn og interesser i et sammensatt økosystem, gjenstår å se (Zachrisson 2004).

6.4 Kan vi overføre erfaringer fra utviklingsland til vår del av verden?

Mesteparten av de publiserte erfaringene fra deltagende forvaltningsmodeller, desentralisering og økt selvstyre, og andre lokalsamfunnsbaserte tilnærminger stammer fra utviklingsland, ofte i tilknytning til urbefolkninger (Borrini-Feyerabend et al. 2004). Spørsmålet er i hvilken utstrekning vi kan overføre disse erfaringene til vår del av verden, for eksempel til et land som Norge. Vi har ingen objektive kriterier for besvare dette spørsmålet, men en rekke potensielle skillelinjer må tas i betraktning:

1. Norge er i hovedsak et kristent land, og vi er derfor i utgangspunktet tilbøyelig til å være påvirket av den jødisk-kristne synsvinkelen der mennesket står over/utenfor naturen. Mange utviklingsland har andre religiøse/filosofiske utgangspunkt, der mennesket ofte er sett på som en integrert del av naturen (Gardner 2002).
2. I utviklingsland har en konsentrert seg om prosesser med sterk lokalsamfunnsdeltagelse og felleskapsorientering. I Norge er forankringen for lokale felleskapsgodar i naturen sannsynligvis i ferd med å bli svakere ettersom folk er mobile og i stor grad flytter på seg, og vi er preget av det generelle vestlige fokuset på enkeltindividet.
3. I litteraturen fra utviklingslandene er den lokale konteksten i naturressursforvaltningen ofte forbundet med allmennheten (på lokalt plan), og den ikke-lokale konteksten er forbundet med det private (for eksempel "big business" og makteliter). I Norge derimot er tendensen at den lokale konteksten er representert ved privat eiendom (lokale grunneiere har rettighetene til høsting og bruk av naturressursene), mens den ikke-lokale konteksten er representert ved allmennhetens interesser (på nasjonalt eller internasjonalt nivå).
4. I utviklingslandene har det vært et sterkt fokus på sosial rettferdighet. Dette har å gjøre med det faktum at det gjerne er en nettoflyt av ressurser *vekk fra* lokalsamfunnene (for eksempel utvinning av lokale ressurser i regi av ikke-lokale aktører og/eller sentrale myndigheter, der relativt små verdier kommer lokalsamfunnene til gode). I Norge er situasjonen ofte motsatt, ved at det er en nettoflyt av ressurser *til* lokalsamfunnene fra sentralt hold, blant annet gjennom landbrukssubsidier.
5. I utviklingslandene har man arbeidet for å opprettholde tradisjonelle landbruks- og ressursforvaltningsformer. I Norge har den tradisjonelle bruken av mange ressurser vært

preget av overutnytting (for eksempel skog og hjortevilt) og til og med statlig støttet utryddelse av arter (skuddpremier på rovdyr fra 1800-tallet til 1980).

6. Folk er generelt mindre direkte avhengige av lokal ressursutnytting og primærnæringer i Norge sammenliknet med situasjonen i mange utviklingsland.

6.5 Biologisk mangfold utgjør ikke alltid ressurser

Det sannsynligvis største problemet med anvendelsen av mange av de lokalsamfunnsbaserte forvaltningssystemene er antakelsene om at alt biologisk mangfold utgjør ressurser, og at bærekraftig utnytting av ressursene er det samme som å ta vare på det biologiske mangfoldet. I mange tilfeller er biomangfoldet en ressurs, og mange arter kan høstes på en relativt bærekraftig måte. Ser en imidlertid på den moderne betydningen av biomangfoldbegrepet, som ikke bare inkluderer arter og gener, men også samfunn, landskaper, interaksjoner og økologiske prosesser (Redford & Richter 1999), er det klart at all utnytting vil ha en effekt på det biologiske mangfoldet. I noen tilfeller vil utnytting kun ha små effekter, slik som å endre kjønns- og alderssammensetningen i bestander, eller forandre det relative antallet av ulike arter. I andre tilfeller kan imidlertid utnyttingen ha alvorlige effekter på arter og økosystemer, og potensielt lede til utryddelse av arter, direkte eller indirekte (Redford & Sanderson 1992; Redford & Feinsinger 2001). Det å bevare enkelte typer habitater, slik som gammel naturskog, kan være direkte inkompatibelt med utnyttelse av så å si enhver betydningsfull ressurs i systemet.

En annen type biologisk mangfold er den som skaper konflikter med mennesker. Mange arter forårsaker direkte økonomiske tap, for eksempel ved å drepe husdyr (**Linnell & Brøseth 2003**), ødelegge avlinger (Hoare 1999), eller overføre sykdom til mennesker eller husdyr. Selv om det er mulig å forebygge slike konflikter, kan kostnadene være svært høye (Breitenmoser et al. 2005). Noen arter, slik som store rovdyr, slanger og insekter kan også være direkte farlige for mennesker (**Linnell et al. 2002**). De senere års massivt medieomtalte utbrudd av Ebola, SARS og fugleinfluensa, samt spredning av borreliose og skogflåttencefalitt, har ført til økt oppmerksomhet i den vestlige verden på ulike arters rolle som reservoar og kilde til dyr-menneske-overførbare sykdommer en problemstilling som man høyst konkret har måttet forholde seg til i utviklingsland i lang tid.

Det å skape bærekraftig utnytting av noen få verdifulle ressurser vil altså ikke nødvendigvis sikre resten av det biologiske mangfoldet i et økosystem. Tilsvarende kan en vanskelig forvente at lokal befolkning er villige til å bære kostnadene av det å leve med enkelte økosystemkomponenter bare ved å få lov til utnytte enkelte andre komponenter, eller at de frivillig aksepterer tap av utviklingsmuligheter uten noen form for insentiver eller kompensasjon.

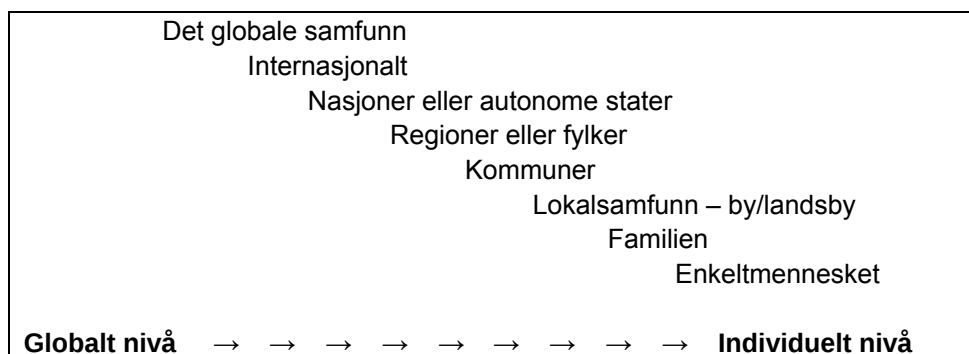
7 Demokrati, miljømessig rettferdighet og skalaer

Innen feltet politisk geografi har man studert et tema som er svært relevant for spørsmålet om skala i miljøforvaltningen; såkalt *miljømessig rettferdighet* (environmental justice) (Williams 1999; Meadowcroft 2002; Kurtz 2003; Gough 2004). Hovedtanken er at fordelene og ulempene forbundet med bestemte aktiviteter eller politikktutforminger ofte er ujevnt fordelt i landskapet, slik at det kan oppstå en utrettferdig situasjon for enkelte grupper i samfunnet. Hovedfokus for forskningen på dette området har vært plasseringen av (lokalt) uønskede fasiliteter som deponier for giftavfall, forurensende industri og atomkraftverk. Tidligere forskning indikerte at et uforholdsmessig stort antall slike fasiliteter var plassert i regioner som var dominert av befolkning med lav inntekt og bestemte etniske (ikke-hvite) opphav. Senere har imidlertid forskningen vist at enkle økonomiske mekanismer og markedskrefter kan forklare det observerte mønsteret snarere enn bevisste fordommer mot enkelte sosiale grupper (Williams 1999). Uavhengig av mekanisme; resultatet er at noen mennesker må leve i nærheten av upopulære installasjoner. Med andre ord må lokalmiljøer ofte bære ulempene fra disposisjoner og aktiviteter som kommer det øvrige og mer fjerntliggende samfunnet til gode (Singleton 2002). Følgen er at lokalsamfunn utvikler en "ikke i min bakgård"-holdning (NIMBYism; Not In My Back Yard attitude).

Temaet tilsvarer på sett og vis det å bevare økosystemkomponenter som skaper konflikter med mennesker, eller som representerer viktige alternative utviklingsmuligheter hvis de hadde blitt utnyttet. Det som utgjør et samfunnsgode på en stor skala (storsamfunnet/internasjonalt) kan representere et samfunnsonde på en mer lokal skala (Bostedt 1999). Store rovdyr er et klassisk eksempel. Siden de materielle og sosiale konfliktene knyttet til store rovdyr oppleves lokalt, er holdningene betydelig mindre positive i områder der disse dyra finnes, sammenliknet med holdningene i samfunnet for øvrig, for eksempel i byer (Nesbitt & Weiner 2001; Williams et al. 2002; Bjerke et al. 2003; Ericsson et al. 2003). Men også den motsatte situasjonen kan oppstå. Ta for eksempel høsting av elg i Norge: Fordelene ved å høste av et "offentlig gode" (gjennom rekreasjonsmuligheter og salg av jakt) tilfaller lokalmiljøet og den lokale grunneieren, mens ulempene (gjennom kostnader til å kompensere skogskader, kostnader til trafikkulykker og investeringer i ulykkesforebyggende infrastruktur) tilfaller storsamfunnet som helhet (Danielsen 2001; Storaas et al. 2001).

Callicott (2002) peker på at samfunnet og dets sosiale verdier er organisert i et hierarki (tabell 3), der ulike verdier og sosiale normer ofte er assosiert med ulike romlige skalaer (McNeill & Lichtenstein 2003). Verdi- og interessekonflikter mellom disse skalaene er uunngåelige og opptrer på alle samfunnsområder, ikke bare på miljøfeltet (Nie 2004).

Tabell 3. Ulike nivåer av samfunnsmessig organisering, der ulike verdier er assosiert med ulike nivå.



Callicott (2002) erkjenner at det ikke finnes noen perfekt mekanisme for å løse slike konflikter. Han foreslår imidlertid, basert på en rekke filosofiske ideer, inkludert dem fra Arne Næss, at enkle hensyn til preferanser og livsstil bør vike for hensyn som har å gjøre med fundamentale verdier og menneskers levebrød, og at vidt utbredte verdier på et mer overordnet nivå (slik

som på den allmennmenneskelige eller nasjonale/internasjonale skala) bør ha prioritet fremfor lokale verdier (slik som på en etnisk eller et lokalsamfunns skala). I henhold til denne tankegangen bør internasjonalt anerkjente verdier som favoriserer bevaring av det biologiske mangfoldet ha fortrinn fremfor lokalt baserte verdier som er i konflikt med bevaring. Vanskelige verdikonflikter vil imidlertid kunne oppstå der lokalsamfunn er totalt avhengige av ikke-bærekraftige framgangsmåter for å overleve.

For å redusere behovet for at verdier på et bestemt nivå skal overkjøre verdier på andre nivå, etterlyser Callicott (2002) kreativ bruk av såkalte vinn/vinn-løsninger – og heldigvis finnes det mange gode eksempler på slike (Rosenzweig 2003). Dette gjelder særlig i landskaper dominert av mennesker, der bevaringsmålene er satt på et mer pragmatisk nivå enn i villmarkspregede områder (Linnell et al. 2005b). Det er også en økende tendens til å bruke medvirkende prosesser der en forhandler frem løsninger som anses akseptable blant flere parter. Mange former for medvirkning finnes, hver med sine fordeler og ulemper (Escobar 1998; Flores & Clark 2001; Nie 2002, 2004; Meadowcroft 2002; Robertson & Hull 2003; Singleton 2002; Borri-Feyerabend et al. 2004). Å bygge en arena for gjensidig tillit og utveksling av kunnskap og ideer mellom aktørene er helt sentralt i slike prosesser, der en må inkludere et bredt spekter av rettighetshavere og interessegrupper. Prosessen med å bringe mange ulike aktører sammen kan blant annet bidra til å redusere tendensen til polarisering av konflikten (Brox 2000). Peterson et al. (2004) har gjennomgått en rekke tilfeller der lokalsamfunnsbaserte tilnærminger er brukt og konkluderer med at vi ikke skal forvente oppnåelse av full enighet i alle tilfeller der konflikter oppstår, og at det er behov for å utvikle deltagende/medvirkende prosesser som kan produsere akseptable og operative resultater også i mangel av full enighet. Selv om vi er i ferd med å utvikle erfaringer fra forskjellige modeller i Norge (for eksempel Andersen et al. 2003; Andersen & Hustad 2004) og andre steder (Nie 2002, 2004), er det et klart behov for mer forskning på dette feltet.

Et annet middel som kan redusere de negative konsekvensene av en verdikonflikt, er økonomisk kompensasjon. Utviklingen av lokalsamfunnsbasert naturvern representerer for så vidt et forsøk på å kompensere for kostnadene ved naturvern gjennom å tillate noe ressursbruk og subsidiere utviklingsprogrammer med ekstern finansiering. Likevel har vi sett at lokalsamfunnsbasert naturvern som tilnærmingsmåte har hatt variabel suksess. Den framvoksende ideen blant miljøøkonomer er at det er bedre å etablere et naturvern der pengene brukes til direkte utbetalinger for å oppnå bestemte resultater (Ferraro 2001; Ferraro & Kiss 2002). Logikken er at "den billigste måten å oppnå noe man ønsker, er å betale for det man ønsker seg, snarere enn å betale for noe som indirekte leder til det" (Ferraro & Kiss 2002). For eksempel er dette prinsippet innarbeidet i de europeiske landbruks- og miljøsubsidiene, og i spesielle kompensasjonsordninger for naturvern i USA (grunneiere gir avkall på noen av sine eiendomsrettigheter mot direkte utbetalinger eller skattelettelser). Flere gode eksempler finnes på at slike direkte økonomiske insentivordninger har økt den lokale aksepten for kostnadskrevende og konfliktskapende arter, slik som snøleoparden (*Panthera unica*) i India og Mongolia (Mishra et al. 2003; Jackson & Wangchuk 2004). Utfordringen er å utvide småskalainitiativene til storskalainnsats der en ikke bare tar for seg enkeltarter, men snarere har en bred habitat- eller økosystemtilnærming.

Det er imidlertid uklart hvordan økonomiske insentiver eller kompensasjoner påvirker konfliktgrad og holdninger der de *sosiale komponentene* i konflikten er vel så fremtredende som – eller kommer i tillegg til – de materielle/økonomiske kostnadene (Skogen & Haaland 2001). I en av de få studiene som faktisk har undersøkt dette forholdet, fant Naughton-Treves et al. (2003) at kompensasjon ikke førte til mer positive holdninger til ulv blant husdyrbrukere. De negative holdningene til ulv var koblet til langt mer dyptliggende og fundamentale verdier enn penger. Likevel ble utbetaling av kompensasjon vurdert som vellykket fordi det øket ansvarsfølelsen i samfunnet for øvrig.

Fagfeltet *politisk økologi* har fått ufortjent liten oppmerksomhet i den omfattende debatten om naturforvaltning og bevaring av biologisk mangfold. Der fokuseres det nettopp på den vitale

koblingen mellom miljøkonfliktene og de demokratiske og økonomiske prosessene som driver samfunnet vårt. Framtidig utvikling av tverrfaglige tilnæringsmåter må utvide spekteret av fagfelt som inkluderes.

8 Å balansere det lokale og det globale

Er det så mulig å trekke opp noen hovedlinjer, nå som vi har presentert data på dyrs arealbruk og gjennomgått et bredt utvalg av litteratur om skala og tilnæringsmåter for forvaltningen? Basert på den forskning og erfaring som finnes i dag mener vi det er mulig å komme med noen generelle konklusjoner og gi anbefalinger. Mye er basert på empiriske data og vurderinger, men en god del er også basert på våre egne opparbeidede og gjennomtenkte ideer, vår forståelse, inspirasjon og kreativitet. Bare ytterligere erfaringer og eksperimenter vil vise om disse ideene er gangbare eller ikke.

Det er åpenbart at de tidligere sentralt planlagte og autoritære – ovenifra og ned – formene for forvaltning har mange svakheter, særlig med hensyn til å oppnå legitimitet i mer og mer demokratiske samfunn. I framtiden vil det uunngåelig kreves større grad av medvirkning fra befolkningen i forvaltningen av naturressurser (Borrini-Feyerabend et al. 2004). Samtidig er det ofte forbundet noen fundamentale problemer med naturforvaltning på lokalt nivå, slik det frem til i dag har vært testet ut i en rekke ulike situasjoner.

I bunn og grunn kan vi si at naturressurser er svært forskjellige hva gjelder hvilke nivå de best kan forvaltes på, der noen ressurser egner seg bedre for lokal forvaltning enn andre. Kjenne-tegn for ressurser som egner seg for lokal forvaltning, inkluderer (Ostrom et al. 1999; Zachrisson 2004):

- **Ressursen har lav til middels økonomisk verdi.** Hvis ressursen har svært høy økonomisk verdi (for eksempel nesehorn, elfenben, tigerknokler, ull fra tibetansk antilope), vil det være vanskelig å regulere utnyttningen av den, fordi folk vil være villig til å risikere mye for de høye potensielle inntektene ved å bryte regelverket. Den historiske utviklingen internasjonalt innen kommersiell jakt og i dagens fiskerier har da også vist oss at problemene oppstår når ressursene har ekstremt høy verdi. Institusjoner på lokalt nivå vil sannsynligvis bare være i stand til effektivt å regulere utnyttningen av ressurser med lav til middels økonomisk verdi.
- **Ressursen er ikke allerede overutnyttet.** Hvis det finnes mye av en ressurs, er det lettere å utøve lokal forvaltning enn hvis ressursen allerede er overutnyttet.
- **Ressursen finnes innenfor små og tydelig avgrensede områder og har en forutsigbar framturen.** Ressurser må forekomme lokalt hvis det skal være mulig å forvalte dem lokalt. Er ressursen spredt over flere administrative enheter, må disse enhetene kunne samarbeide. Forvaltningsenheter må i det minste dekke individers leveområder på årsbasis.
- **Lav utnyttningseffektivitet slik at avtagende ressursmengde gjør det enda vanskeligere å utnytte ressursen.** Dette øker ressursens stabilitet og vil bidra til å forhindre overutnytting selv om nøyaktige overvåkningsdata mangler.
- **Ulemper og fordeler opptrer på samme skala.** For eksempel vil mange av ulempene som påføres jord- og skogbruket av hjortevilt, oppleves på det samme nivået som fordelene i form av rekreasjonsverdi og kjøttuttak. Dette favoriserer en forvaltning på lokalt nivå, der begge sider av medaljen oppleves innen et og samme lokalsamfunn, så nær som av de samme grunneierne. I motsetning til dette har vi arter som store rovdyr, der ulempene bæres lokalt, mens fordelene ofte oppleves i størst grad ute i storsamfunnet, til og med i det globale samfunnet. Dette gjør det svært vanskelig for lokalsamfunn å forhandle med sine motparter i konflikten.
- **Lokale brukere må ha interesse av at ressursen sikres bærekraftighet.** Hvis de ikke har en åpenbar nytte av det, er det lite sannsynlig at brukerne vil ofre attraktive utviklingsmuligheter som følge av at ressursen bevares. Nå er det likevel engang slik at mesteparten av det biologiske mangfoldet er forbundet med verdier som er vanskelig kvantifiserbare, indirekte, abstrakte og u håndgripelige rent nyttemessig.
- **Det finnes veletablerte lokale normer for ressursbevaring, med fungerende sanksjonsordninger.**

- **Ressursen forårsaker få konflikter med annen menneskelig aktivitet, og den påvirkes ikke betydelig av menneskelig arealbruk.**
- **Ressursens naturhistorie er godt kjent.**

I norsk sammenheng passer disse karakteristikkene på småviltressursene, innlandsfisk, elg, hjort og rådyr; ressurser som har vært forvaltet lokalt i flere tiår med relativt vellykkede resultater (Danielsen 2001); i det minste i forhold til de målsetningene som har dominert frem til i dag. Hvordan det vil fungere i fremtiden med evt. skiftende målsetninger, er uklart. Dessuten gjenstår spørsmålet om den generelle anvendbarheten av slik lokal forvaltning for andre arter og ressurser med andre typer kjennetegn. I denne sammenheng er det nødvendig å peke på et knippe hensyn som ofte havner i skyggen når prinsipper og erfaringer fra *forvaltning av naturressurser* overføres til *bevaring av biomangfold*:

- **Ikke alle økosystemkomponenter representerer ressurser.** Selv om flere deler av et økosystem har direkte nytteverdi i form av økonomisk eller rekreasjonmessig viktige produkter, er en stor del av det biologiske mangfoldet uten kvantifiserbar økonomisk verdi. Faktisk oppleves deler av mangfoldet som eksempler på det motsatte ved at noen arter er i direkte økonomisk konflikt med mennesker (Bostedt 1999). Slike arter ødelegger avlinger, dreper husdyr og kjæredyr, konkurrerer med jegere om jaktbart vilt, og sprer smitte til mennesker og dyr. Noen arter utgjør en direkte fare for menneskers liv.
- **Ikke alle konflikter i forbindelse med bevaring av biomangfold er materielle/økonomiske.** En lang rekke sosiale/kulturelle konflikter er også forbundet med ressursutnytting og bevaring av biomangfold. Disse inkluderer for eksempel konflikter som oppstår på grunn av innblanding utenfra i lokale anliggender, og på grunn av forskjeller i tradisjoner, verdier og kunnskapssystemer (slik som mellom erfaringsbasert og vitenskapsbasert kunnskap) (se for eksempel Peterson et al. 2002; Skogen & Haaland 2001). Denne type konflikter trenger ikke nødvendigvis ha noe med økonomi eller materielle interesser å gjøre.
- **Ikke all utnytting er forenelig med bevaring.** Debatten om hva som egentlig ligger i begrepet *bærekraftig bruk* vil nok ikke ta slutt med det første. Uansett er det slik at noen naturressurser vil kunne utnyttes med relativt små negative effekter, mens det i andre sammenhenger vil være slik at ønskede bevaringsmål for biologisk mangfold ikke kan oppnås i møtet med menneskelig utnytting av ressursene. Bevaring av arter og habitater i sistnevnte gruppe vil være forbundet med tap av inntekter.
- **Mandatet for å bevare biomangfold har blitt globalt.** Interessegruppene i dag inkluderer også befolkning på verdensbasis. Deres involvering er forankret ved en rekke internasjonale avtaler og ved økonomiske bånd gjennom giveraktivitet og globalisert handel. Dette kompliserer avgrensningen av interessehavere og berørte samfunn.
- **Biomangfoldets valuta er mer enn penger.** I dag ser vi en fremvoksende erkjennelse av at bevaringen av biologisk mangfold er motivert ut fra en rekke andre motiver enn økonomi, slik som for eksempel etikk og estetikk (Ghilarov 2000; Norton 2000; Jepson & Canney 2003).
- **Enkelte komponenter i økosystemet opererer på svært store romlige skalaer.** Noen arter og økologiske prosesser eksisterer rett og slett ikke på et lokalt nivå – slik som arter med store leveområder (eks. villrein og store rovdyr), arter med årstidstrekk (eks. mange fugler, hvaler og fisk) eller arter som ellers er sterkt påvirket av storskala geofysiske prosesser slik som været.

I Norge beskriver sistnevnte punkter for eksempel store rovdyr og gammel naturskog, og til en viss grad villrein. Store rovdyr er forbundet med kostbare og kontroversielle konflikter (Andersen et al. 2003), de bruker store områder, de utgjør ikke noen ressurs av særlig økonomisk betydning og forvaltningen av dem er bundet opp av en rekke internasjonale avtaler. Gammel naturskog kan nok opptre på en lokal skala, men bevaringen av den vil som oftest medføre tap av inntekter lokalt. Villrein beveger seg over svært store arealer i de fleste områder, men ikke alle (Cuyler & Linnell submitted; Linnell et al. In prep), og selv om den representerer en

høyt verdsatt ressurs, innebærer bevaringen av villreinens arealkrevende livsførsel at en bremser utviklingen av annen og mer lukrativ arealbruk og aktivitet, slik som hyttebygging (Brå-tå 2003; Andersen & Hustad 2004). Disse artene/habitatene er slik sett mindre egnet for lokal forvaltning.

Likevel, hvis vi holder oss til en økosystemtilnærming, kan vi ikke bare avfinne oss med at ulike ressurser/elementer bør forvaltes uavhengig av hverandre på ulike skalaer, fordi:

- **Få, eller ingen komponenter av et økosystem kan behandles isolert.** Alle deler av økosystemet står i forbindelse med andre deler, selv i menneskedominerte økosystemer der mange prosesser er undertrykt. Det er derfor umulig å håndtere utnyttningen av en ressurs i isolasjon fra økosystemet.
- **De enkelte økosystemprosessene foregår på mange forskjellige skalaer.** Som vi har sett kan ulike økologiske prosesser forbundet med selv én enkelt art foregå på romlige skalaer som varierer fra noen titalls meter til hundrevis av kilometer.

Vi går tilbake til eksempelet stort rovdyr – stort hjortedyr: Tilstedeværelsen av store rovdyr vil påvirke antall hjortedyr som kan høstes av mennesker, samtidig som bevaringen av store rovdyr avhenger av at hjorteviltbestandene forvaltes på en slik måte at det er nok byttedyr. Hvordan bør da økosystemet forvaltes når dets mange samvirkende deler avviker fra hverandre med hensyn til hvilke romlige skalaer de opererer på? I tillegg er det gjerne slik at den politiske innflytelsen på forvaltningen av hjortedyra hovedsakelig er lokal, evt. nasjonal, mens den for de store rovdyras del er mer internasjonal – der norske rovdyrbestander blant annet påvirkes av innvandrende rovdyr fra Sverige og Finland, som igjen har viltbestander som er påvirket av EU-politikk fra Brussel, og av Russland. Liknende situasjoner finner vi i andre systemer, for eksempel slik en ser med storskarv og fiskerier i Danmark (Nielsen et al. 2001) og i en del andre fiskerier (Constable et al. 2000; Constable & Nichol 2002) – selv om det i disse eksemplene kan være slik at byttedyrene opererer på en større skala enn predatorene.

Svaret er at det aldri bare er et spørsmål om å bestemme seg for om forvaltningen skal være enten *lokal* eller *sentral/global*. Kontrollen over en ressurs bør derfor aldri delegeres fullstendig. All forvaltning må forholde seg til et mangfold av skalaer. Det egentlige spørsmålet er hvor mye ansvar for forvaltningen av de mange aktuelle økosystemkomponentene skal tillegges hvert forvaltningsnivå. Med andre ord må vi se på naturforvaltning som noe som foregår i et hierarki av skalaer, der noe beslutningsmyndighet er tillagt hvert enkelt forvaltningsnivå (Giampietro 1994; Midmore & Whittaker 2000; Crow 2002; Vogt et al. 2002; Wiens et al. 2002; Degnbol et al. 2003). Ulik grad av myndighet for ulike arter og ressurser vil måtte tillegges ulike forvaltningsnivå, avhengig av de økologiske, sosiale og økonomiske egenskapene. Hierarkiet må være sammenvevd, slik at overordnede nivåer setter rammer for det neste nivået, osv. De øverste nivåene bør begrense seg til å definere overordnede mål og generelle rammer, og de understående nivåene bør suksessivt få ansvaret for utforming av mer og mer detaljerte, praktiske og lokalt tilpassede retningslinjer og forvaltningsgrep. Så lenge lokal forvaltning opererer innen rammene av de overordnede mål, burde systemet fungere.

Tre hovedproblemer reiser seg i forbindelse med innføringen av et slikt system. For det første er fastsettelse av de overordnede mål en kontroversiell sak, særlig for konfliktfylte arter eller for naturverdier der bevaring innebærer betydelige tap av inntekter og utviklingsmuligheter på lokalt nivå. I disse tilfellene vil lokalt og sentralt nivå ofte argumentere for betydelig forskjellige overordnede mål (Callicott 2002). Det finnes ikke noen "magisk løsning" for å løse slike konflikter. Det er nok like mye et behov for å sette søkelyset på prosessene bak beslutningstagning som på beslutningene i seg selv (Nie 2002; Peterson et al. 2004). Dette igjen handler i bunn og grunn om hvordan vi oppfatter demokratiet (Arblaster 2003), og hvordan det balanserer hensynet til minoriteten når majoriteten får viljen sin. Som Petterson et al. (2004) har påpekt, er det i demokratiet et fundamentalt paradoks mellom individuell frihet og allmenne rettferdigheter. Akkurat som hvert land har sin egen versjon av demokratiet (Arblaster 2003), vil det sannsynligvis

være slik at hver situasjon vil kreve sine tilpassede beslutningsprosesser (Borrini-Feyerabend et al. 2004). En nøkkelutfordring er å sikre representasjon og deltagelse nedenfra og opp.

Et annet problem ligger i det å koordinere et sammenvevd hierarki av skalaer (Perry & Ommer 2003). Innen en økosystemkontekst, med mange arter og prosesser som samvirker over mange skalaer, er det åpenbart at ulike institusjoner på ulike administrative nivå må koordinere sine aktiviteter. Etater og offentlige institusjoner på ulike nivå er kjent for å være territorielle med hensyn til den makt og myndighet som er forbundet med "sitt" nivå. Når en vet hvor kompleks både de økologiske og sosiale/kulturelle aspektene ved økosystemer er, er det høyst usannsynlig at lokaladministrasjoner alene vil ha tilstrekkelig menneskelig kapasitet til å håndtere de mange ulike krav og interesser. Eventuelt å øke den administrative kapasiteten vil nok være lite kompatibelt med å øke effektiviteten i bruken av begrensede midler. Degnbol et al. (2003) argumenterer for å skape en ny profesjon der jobben er å operere *mellom* de ulike nivåer og sikre informasjonsflyt i alle retninger. Det er også viktig at tillitt eksisterer oppover og nedover i systemet. Utforming og initiering av funksjonelle hierarkiske systemer vil kreve et inspirert og engasjert lederskap fra toppen (Callicott 2002).

Det tredje problemet er å utvikle mekanismer som tar hensyn til at nytte og kostnader ofte opptrer på forskjellige skaler. På økonomispråket heter det at det er behov for å *internalisere* de eksterne kostnadene – med andre ord er det behov for økonomiske insentiver som reduserer forskjellen mellom verdien (eller kostnaden) av biomangfoldet for den enkelte samfunnsborger og verdien (eller kostnaden) for samfunnet som helhet (Folke et al. 1996). Siden nytte og kostnader ved bevaring av biomangfold ofte opptrer på forskjellige romlige skalaer – der lokalt nivå for eksempel opplever ulemper ved å bevare noe storsamfunnet er interessert i – er det behov for å øke overføringen av midler til lokalt nivå (Adams upublisert) langt ut over det man i dag ser for seg skal genereres fra aktiviteter slik som økoturisme.

Disse tre hovedproblemene understreker behovet for å involvere flere disipliner i naturforvaltning og bevaring av det biologisk mangfoldet. Det er et klart behov for å inkludere kompetansen til fagfolk innen politikk i dagens team av økologer og sosiologer, tross de utfordringene slik integrering innebærer (Gibson et al. 2000, Vogt et al. 2002). Det er også behov for mer overføring av kunnskap og erfaring mellom aktiviteter som pågår i ulike økosystemer og sammenhenger – særlig mellom de akvatiske og terrestriske grener. Erfaringene med integrert kystsoneforvaltning ser ut til å ha kommet særlig langt.

Siden både økosystem og samfunn forandrer seg, er vi nødt til å tilpasse forvaltningen etter som tiden går. Dette medfører at det ikke finnes én enkelt korrekt måte å gjøre tingene på, som når den først er identifisert vil passe for alltid. Vi må akseptere forandringer og konsentrere oss om å utarbeide beslutningsprosesser som kontinuerlig er i stand til å svare på skiftende omstendigheter. Dette er en vanskelig – men fundamental – oppgave. Den handler om hvordan vi som samfunn bestemmer oss for ting, hvordan demokratier fungerer og hvordan vi tar vare på det lokale i en mer og mer globalisert verden.

En siste sving innom norsk virkelighet

Spenningene mellom *lokalt* og *sentralt* vil sannsynligvis øke ytterligere i norsk sammenheng, særlig som følge av flere kolliderende trender. På den ene siden har myndighetene som mål å stanse tapet av biomangfold innen 2010. På den andre siden er det en økende trend i retning av ny kommersialisering av utmarka, der grunneiere må finne nye inntekter fra naturbruk i tillegg til/i stedet for tradisjonelt jord-/skogbruk – en trend som også støttes aktivt av myndighetene. I dagens norske virkelighet er "lokalt" blitt mer og mer ensbetydende med "privat". De to trendene vil sannsynligvis kunne lede til langt større konflikter i framtiden, ettersom økt ressursbruk ofte vil være inkompatibel med ønsket om å bevare biologisk mangfold. Siden ønskene gjerne opererer på forskjellige nivå (lokalsamfunn og individ versus regionalt, nasjonalt og globalt) er det sannsynlig at konflikten mellom lokalt og sentralt forvaltningsnivå vil øke i Norge i framtiden. Likeledes vil den sosiale/politiske trenden i retning av økt individualisme kollideres med økt fokus på storskala globale økologiske prosesser slik som klimaforandringer.

9 Avslutning

Hvis vi skal tilfredsstillende samfunnets mangeartede mål innen de begrensningene som denne planeten setter, bør alle sider av debatten kaste dogmer, naivitet og fastlåste prinsipper på båten til fordel for å utvikle et sett av pragmatiske kompromisser som kan takle de vanskelige spørsmålene, ta vanskelige avgjørelser og komme opp med langsiktige og tilpasningsdyktige strategier. Det lyder kanskje paradoksalt, men sannsynligvis vil lokal deltagelse og innflytelse best kunne oppnås dersom klare rammer settes av overordnede myndigheter (Peterson et al. 2002). Heldigvis er det såkalte *nærhetsprinsippet* (Jordan & Jeppesen 2000) som ligger til grunn for EUs forvaltningsfilosofi og mye av dagens demokratiske praksis, i stand til å inkludere dette paradokset. Bevegelsen i retning av "regionenes Europa" (Gough 2004) viser hvordan en sentral styringsautoritet (i dette tilfelle overnasjonal) kan gi rammer for at mer lokale/regionale nivåer finner fram til lokalt tilpassede løsninger. Utfordringen her er imidlertid å holde linjene for kommunikasjon og dialog åpne fra det lokale til det overnasjonale, slik at lokalt nivå kan påvirke rammene som er plassert ovenifra. Selv om Norge ikke er medlem av EU, er det åpenbart at vi påvirkes av det forvaltningsregimet som omgir oss – både indirekte og direkte – bla annet gjennom vår tilslutning til øvrige avtaler og regelverk som bygger på EUs politikk og lovverk.

Hva så med Malawi-prinsippene som vi åpnet diskusjonen med? Vi har dokumentert at flere selvmotsigelser eksisterer mellom de enkelte prinsippene. Vi håper vi har trukket opp noen linjer for potensielle løsninger på disse problemene. Imidlertid består hovedløsningen i å se prinsippene i sammenheng, snarere enn enkeltvis (Prins 1999). Slik sett er det et stykke igjen før vi kan se en vellykket implementering av prinsippene over en stor skala, selv om vi kan oppmuntres av fremskritt på enkelte mindre skalaer (Smith & Maltby 2003). Tatt i betraktning den betydelige innsatsen som allerede er lagt ned for å bringe en *økosystemtilnærming* fram på den internasjonale agendaen, er det fornuftig å fortsette med utvikling og tilpassing av denne strukturen snarere enn å starte på nytt med noe helt annet.

Til slutt må vi ikke glemme det klare faktum at mens menneskelig forvaltning og politiske strukturer kan debatteres og justeres – så er det slik at de økologiske prosessene som vi ønsker å utnytte, forvalte eller bevare, foregår over skalaer som vi ikke kan kontrollere. Det skaper ofte problemer når det biologiske landskapet ikke passer til det politiske landskapet vi har konstruert. I slike tilfeller er det imidlertid kun vi mennesker som er i stand til å foreta justeringene. Når vi forvalter naturressursene og prøver å bevare det biologiske mangfoldet er vi nok nødt til å akseptere at naturen setter noen endelige grenser.

10 Fremtidige FoU-oppgaver

Fire hovedområder peker seg ut for fremtidige forsknings- og utviklingsoppgaver:

Fra en økologisk synsvinkel er det behov for å utvikle langt bedre romlige modeller for hvordan forvaltningsenheter av forskjellig størrelse og fordeling fungerer for naturressurser og økosystemer som har ulike arealmessige kjennetegn. Det bør være en prioritert oppgave å utvikle formaliserte metoder for å ta i bruk eksisterende eller snart tilgjengelige bevegelsesdata på leveområde, vandring, spredning m.v. i forvaltningen.

Fra en politisk-samfunnsfaglig synsvinkel er det behov for å utvikle bedre modeller for flerskala allmenn medvirkning i beslutningsprosesser. Eksisterende modeller bør gjennomgå en kritisk evaluering fra ulike fagdisipliner slik at vi kan identifisere suksesskriterier, feiltrinn og sentrale avveier. Ulike varianter av *medvirkende forvaltning* (co-management) synes så langt å være det mest vellykkede formatet som er prøvd.

Sosialøkonomer og fagfolk innen politikk bør arbeide med å utvikle rettferdige, effektive og allment akseptable modeller for å fordele nytte og kostnader. Systemer med kompensasjonsordninger og direkte utbetalinger ser ut til å være det beste utgangspunktet.

Større deltagelse fra befolkningen forutsetter en informert allmennhet. Det er et klart behov for å kommunisere de komplekse spørsmålene bedre ut til folk. Av sentral betydning er det å formidle at naturforvaltning krever en rekke avveiiinger mellom forskjellige interesser og behov. Som en følge av dette må vi forholde oss til de ulike systemene som sett av verktøy og ingredienser, snarere enn fiks ferdige oppskrifter. Skjønt de er i en tidlig utviklingsfase, vil en del av metodene for scenariomodellering være svært hensiktsmessige for slike øvelser.

11 Referanser

11.1 Ekstern litteratur

- Adams, W.M. unpublished: National parks as common pool resources: scale equity and community.
- Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B.G., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D., Vira, B. & Wolmer, W. 2004: Biodiversity conservation and the eradication of poverty. - *Science* 306: 1146-1149.
- Agrawal, M.K. & Gibson, C.C. 1999: Enchantment and disenchantment: the role of community in natural resource conservation. - *World Development* 27: (4) 629-649.
- Andersen, R. & Hustad, H. 2004: Villrein og samfunn: en veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villrein fjell. - Norwegian Institute for Nature Research Temahefte 27: 1-80.
- Andersen, R., Linnell, J., Odden, J., Andrén, H., Sæther, B.E., Moa, P.F., Herfindal, I., Kvam, T. & Brøseth, H. 2003: Lynx - population dynamics, development, and harvest [Gaupe - bestandsdynamikk, bestandsutvikling og høstingsstrategier]. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 059.
- Andrén, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzén, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerstrom, P. 2002: Estimating total lynx (*Lynx lynx*) population size from censuses of family groups. - *Wildlife Biology* 8: (4) 299-306.
- Arblaster, A. 2002: Democracy. - Open University Press, Buckingham, UK, 122 pp.
- Aycrigg, J.L. & Porter, W.F. 1997: Sociospatial dynamics of white-tailed deer in the central Adirondack mountains, New York - *Journal of Mammalogy* 78: (2) 468-482.
- Baguette, M. & Stevens, V.M. 2003: Local populations and metapopulations are both natural and operational categories. - *Oikos* 101: (3) 661-663.
- Berkes, F. 2004: Rethinking community-based conservation. - *Conservation Biology* 18: (3) 621-630.
- Berryman, A.A. 2002: Population: a central concept for ecology? - *Oikos* 97: (3) 439-442.
- Bethke, R., Taylor, M., Amstrup, S. & Messier, F. 1996: Population delineation of polar bears using satellite collar data. - *Ecological Applications* 6: (1) 311-317.
- Bjerke, T., Skogen, T. & Kaltenborn, B.P. 2003: Norwegian attitudes to large carnivores: results of a questionnaire survey [Nordmenns holdninger til store rovpattedyr: resultater fra en spørreskjemaundersøkelse]. - Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 768: 1-44.
- Bostedt, G. 1999: Threatened species as public goods and public bads. - *Environmental and Resource Economics* 13: 59-73.
- Bowen, B.W. 1999: Preserving genes, species, or ecosystems? Healing the fractured foundations of conservation policy. - *Molecular Ecology* 8: S5-S10.
- Bråttå, H.O. 2003: The Norwegian system for wild reindeer management - major developments since the 19th century. - *Rangifer Special Issue* 14: 29-36.
- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L. & West, P.C. 2002: Beyond the square wheel: towards a more comprehensive understanding of biodiversity conservation as social and political processes. - *Society and Natural Resources* 14: 41-64.
- Brosius, J.P. & Russell, D. 2003: Conservation from above: an anthropological perspective on transboundary protected areas and ecoregional planning. - *Journal of Sustainable Forestry* 17: (1/2) 39-65.
- Brox, O. 2000: Schismogenesis in the wilderness: the reintroduction of predators in Norwegian forests. - *Ethnos* 65: (3) 387-404.
- Brussard, P.F., Reed, J.M. & Tracy, C.R. 1998: Ecosystem management: what is it really? - *Landscape and Urban Planning* 40: 9-20.
- Callicott, J.B. 2002: Science, value, and ethics: a hierarchical theory. - In: Minter, B.A. & Taylor, B.P. (Ed.); *Democracy and the claims of nature*. Rowman & Littlefield Publishers Ltd., Oxford, pp. 91-116.
- Camus, P.A. & Lima, M. 2002: Populations, metapopulations, and the open-closed dilemma: the conflict between operational and natural population concepts. - *Oikos* 97: (3) 433-438.
- Caulfield, R.A. 1997: Greenlanders, whales, and whaling: sustainability and self determination in the arctic. - University Press of New England, London, 203 pp.
- Constable, A.J. & Nicol, S. 2002: Defining smaller-scale management units to further develop the ecosystem approach in managing large-scale pelagic krill fisheries in Antarctica. - *CCAMLR Science* 9: 17-131.

- Constable, A.J., de la Mare, W.K., Agnew, D.J., Everson, I. & Miller, D. 2000: Managing fisheries to conserve the Antarctic marine ecosystem: practical implementation of the Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR). - *ICES Journal of Marine Science* 57: 778-791.
- Crawford, T.J. 1984: The estimation of neighbourhood parameters for plant populations. - *Hereditas* 52: (2) 273-283.
- Danielsen, J. 2001: Local community based moose management plans in Norway. - *Alces* 37: (1) 55-60.
- Daniilkin, A. & Hewison, A.J.M. 1996: Behavioural ecology of Siberian and European roe deer. - Chapman and Hall, London, pp.
- Decker, D.J., Schusler, T.M., Brown, T.L. & Mattfeld, G.F. 2000: Co-management: an evolving process for the future of wildlife management. - *Transaction of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 65: 262-277.
- Degnbol, P., Wilson, D.C., Grolin, H.A. & Jensen, S.S. 2003: Spatial scale in coastal zone management: current approaches, challenges and possibilities. - (Ed.); Rights and duties in the coastal zone. Conference proceedings, Stockholm, Sweden, pp.
- Dion, R. 2003: Twenty-five years of co-management of caribou in northern Quebec. - *Rangifer Special Issue* 14: 307-311.
- du Toit, J.T., Walker, B.H. & Campbell, B.M. 2004: Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. - *Trends in Ecology and Evolution* 19: (1) 12-17.
- Ericsson, G. & Heberlein, T.A. 2003: Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. - *Biological Conservation* 111: 149-159.
- Escobar, A. 1998: Whose knowledge, whose nature? Biodiversity, conservation, and the political ecology of social movements. - *Journal of Political Ecology* 5: 53-82.
- Fancy, S.G., Pank, L.F., Whitten, K.R. & Regelin, W.L. 1990: Seasonal movements of caribou in arctic Alaska as determined by satellite. - *Rangifer Special Issue* 3: 167.
- Ferguson, M.A.D. & Gauthier, L. 1992: Status and trends of Rangifer tarandus and Ovibos moschatus populations in Canada. - *Rangifer* 12: (3) 127-141.
- Ferguson, M.A.D. & Messier, F. 2000: Mass emigration of arctic tundra caribou from a traditional winter range: population dynamics and physical condition. - *Journal of Wildlife Management* 64: (1) 168-178.
- Ferraro, P.J. & Kiss, A. 2002: Direct payments to conserve biodiversity. - *Science* 298: 1718-1719.
- Ferraro, P.J. 2001: Global habitat protection: limitations of development interventions and a role for conservation performance payments. - *Conservation Biology* 15: (4) 990-1000.
- Flores, A. & Clark, T.W. 200x: Finding common ground in biological conservation: beyond the anthropocentric vs biocentric controversy. - *Yales Forestry and Environmental Studies Bulletin* 105: 241-252.
- Folke, C., Holling, C.S. & Perrings, C. 1996: Biological diversity, ecosystems and the human scale. - *Ecological Applications* 6: (4) 1018-1024.
- Fraser, D.J. & Bernatchez, L. 2001: Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. - *Molecular Ecology* 10: 2741-2752.
- Gardner, G. 2002: Invoking the spirit: religion and spirituality in the quest for a sustainable world. - *Worldwatch paper* nr. 164, 63 pp.
- Ghilarov, A.M. 2000: Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. - *Oikos* 90: (2) 408-412.
- Giampietro, M. 1994: Using hierarchy theory to explore the concept of sustainable development. - *Futures* 26: (6) 616-625.
- Gibson, C.C., Ostrom, E. & Ahn, T.K. 2000: The concept of scale and the human dimension of global change: a survey. - *Ecological Economics* 32: 217-239.
- Gittleman, J.L. & Harvey, P.H. 1982: Carnivore home range size, metabolic needs and ecology. - *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 57-63.
- Gough, J. 2003: Changing scale as changing class relations: variety and contradiction in the politics of scale. - *Political Geography* 23: 185-211.
- Grumbine, R.E. 1994: What is ecosystem management? - *Conservation Biology* 8: (1) 27-38.
- Grumbine, R.E. 1997: Reflections on "what is ecosystem management?" - *Conservation Biology* 11: (1) 41-47.
- Hall, E. 1989: People / Caribou in the Northwest Territories. - Northwest Territories, Department of Renewable Resources, 190 pp.

- Harestad, A.S. & Bunnell, F.L. 1979: Home range and body weight- a reevaluation. - *Ecology* 60: (2) 389-402.
- Hjeljord, O. 2001: Dispersal and migration in northern forest deer - are there unifying concepts? - *Alces* 37: (2) 353-370.
- Hoare, R.E. 1999: Determinants of human-elephant conflict in a land-use mosaic. - *Journal of Applied Ecology* 36: 689-700.
- Jackson, R. & Wangchuk, R. 2004: A community based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards. - *Human Dimensions of Wildlife* 9: 307-315.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Bunevich, A.N. & Milkowski, L. 1996: Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in the Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). - *Ecography* 19: (2) 122-139.
- Jepson, P. & Canney, S. 2003: Values-led conservation. - *Global Ecology and Biogeography* 12: 271-274.
- Keiter, R.B. & Boyce, M.S. 1991: The Greater Yellowstone Ecosystem: redefining America's wilderness heritage. - Yale University Press, London, 428 pp.
- Kellert, S.R., Mehta, J.N., Ebbin, S.A. & Lichtenfeld, L.L. 2000: Community natural resource management: promise, rhetoric, and reality. - *Society and Natural Resources* 13: 705-715.
- Kelt, D.A. & Van Vuren, D.H. 2001: The ecology and macroecology of mammalian home range area. - *American Naturalist* 157: (6) 637-645.
- Korn, H., Schliep, R. & Stadler, J. 2003: Report of the international workshop on the "Further development of the ecosystem approach". - German Federal Agency for Nature Conservation BFN Skripten 78, Berlin, Germany, 121 pp.
- Kramer, R., Van Schaik, C. & Johnson, J. 1997: Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity. - Oxford University Press, Oxford, 242 pp.
- Kurtz, H.E. 2003: Scale frames and counter-scale frames: constructing the problem of environmental injustice. - *Political Geography* 22: 887-916.
- Lane, M.B. 2003: Decentralization or privatization of environmental governance? Forest conflict and bioregional assessment in Australia. - *Journal of Rural Studies* 19: 283-294.
- Larson, A.M. 2001: Natural resources and decentralization in Nicaragua: are local governments up to the job? - *World Development* 30: (1) 17-31.
- Laundré, J.W. & Clark, T.W. 2003: Managing puma hunting in the western United States: through a metapopulation approach. - *Animal Conservation* 6: 159-170.
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A. & Kvam, T. 1998: Methods for monitoring European large carnivores - a worldwide review of relevant experience. - Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 549: 1-38.
- Lunn, N.J., Schliebe, S. & Born, E.W. 2002: Polar bears: proceedings of the 13th working meeting of the IUCN/SSC polar bear specialist group 23-28 June 2001, Nuuk, Greenland. - IUCN Publications, Cambridge, 153 pp.
- Mackie, R.J., Pac, D.F., Hamlin, K.L. & Dusek, G.L. 1998: Ecology and management of mule deer and white-tailed deer in Montana. - Montana Fish, Wildlife and Parks, Wildlife Division, Helena, Montana, Federal Aid Project W-120-R
- Matson, P., Lohse, K.A. & Hall, S.J. 2002: The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. - *Ambio* 31: (2) 113-119.
- Mauritzen, M., Derocher, A.E. & Wiig, Ø. 2001: Space-use strategies of female polar bears in a dynamic sea ice habitat. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 1704-1713.
- McNeill, D. & Lichtenstein, G. 2003: Local conflicts and international compromises: the sustainable use of vicuña in Argentina. - *Journal of International Wildlife Law and Policy* 6: 233-253.
- Meadowcroft, J. 2002: Politics and scale: some implications for environmental governance. - *Landscape and Urban Planning* 61: 169-179.
- Midmore, P. & Whittaker, J.C. 2000: Economics for sustainable rural systems. - *Ecological Economics* 35: 173-189.
- Miljøverndepartementet. 2003: Carnivores in Norwegian nature [Rovvilt i norsk natur]. - Stortingsmelding 15 - 2003 - 2004, 134 pp.
- Mishra, C., Allen, P., McCarthy, T., Madhusudan, M.D., Bayarjargal, A. & Prins, H.H.T. 2003: The role of incentive programs in conserving the snow leopard. - *Conservation Biology* 17: (6) 1512-1520.
- Namara, A. & Nsabagasani, X. 2003: Decentralization and wildlife management: devolving rights or shedding responsibility? Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. - World Resources Institute, Environmental Governance in Africa Working Papers #9, Washington, D. C., 53 pp.

- Naughton-Treves, L., Grossberg, R. & Treves, A. 2003: Paying for tolerance: rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. - *Conservation Biology* 17: (6) 1500-1511.
- Nelson, M.E. & Mech, L.D. 1999: Twenty-year home-range dynamics of a white-tailed deer matriline. - *Canadian Journal of Zoology* 77: 1128-1135.
- Nesbit, J.T. & Weiner, D. 2001: Conflicting environmental imaginaries and the politics of nature in central Appalachia. - *Geoforum* 32: 333-349.
- Newmark, W.D. & Hough, J.L. 2000: Conserving wildlife in Africa: integrated conservation and development projects and beyond. - *BioScience* 50: (7) 585-592.
- Nie, M. 2004: State wildlife governance and carnivore conservation. - In: Fascione, N., Delach, A. & Smith, M.E. (Ed.); *People and predators: from conflict to coexistence*. Island Press, Washington D.C., pp. 197-218.
- Nie, M.A. 2002: Wolf recovery and management as value-based political conflict. - *Ethics, Place and Environment* 5: (1) 65-71.
- Nie, M.A. 2003: *Beyond wolves: the politics of wolf recovery and management*. - University of Minnesota Press, London, 253 pp.
- Norton, B.G. 2000: Biodiversity and environmental values: in search of a universal earth ethic. - *Biodiversity and Conservation* 9: 1029-1044.
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C.B., Norgaard, R.B. & Policansky, D. 1999: Revisiting the commons: local lessons, global challenges. - *Science* 284: 278-282.
- Oyer, A.M. & Porter, W.F. 2004: Localized management of white-tailed deer in the central Adirondack Mountains, New York. - *Journal of Wildlife Management* 68: (2) 257-265.
- Paetkau, D., Amstrup, S.C., Born, E.W., Calvert, W., Derocher, A.E., Garner, G.W., Messier, F., Stirling, I., Taylor, M.K., Wiig, Ø. & Strobeck, C. 1999: Genetic structure of the world's polar bear populations. - *Molecular Ecology* 8: 1571-1584.
- Pearce, J.M., Pierson, B.J., Talbot, S.L., Derksen, D.V., Kraege, D. & Scribner, K.T. 2000: A genetic evaluation of morphology used to identify harvested Canada geese. - *Journal of Wildlife Management* 64: (3) 863-874.
- Perry, R.I. & Ommer, R.E. 2003: Scale issues in marine ecosystems and human interactions. - *Fisheries Oceanography* 12: (4/5) 513-522.
- Peterson, M.N., Allison, S.A., Peterson, M.J., Peterson, T.R. & Lopez, R.R. 2004: A tale of two species: habitat conservation plans as bounded conflict. - *Journal of Wildlife Management* 68: (4) 743-761.
- Peterson, M.N., Peterson, T.R., Peterson, M.J., Lopez, R.R. & Silvy, N.J. 2002: Cultural conflict and the endangered Florida Key deer. - *Journal of Wildlife Management* 66: (4) 947-968.
- Post, J. & Snel, M. 2003: The impact of decentralised forest management on charcoal production practices in eastern Senegal. - *Geoforum* 34: 85-98.
- Prins, H.H.T. 1999: The Malawi principles: clarification of the thoughts that underlay the ecosystem approach. - In: Schei, P.J., Sandlund, O.T. & Strand, R. (Ed.); *The Norway / UN conference on the ecosystem approach for sustainable use of biological diversity*. September 1999 - Trondheim, Norway. Norwegian Directorate for Nature Management, Trondheim, pp. 23-30.
- Redford, K.H. & Feinsinger, P. 2001: The half-empty forest: sustainable use and the ecology of interactions. - In: Reynolds, J.D., Mace, G.M., Redford, K.H. & Robinson, J.G. (Ed.); *Conservation of exploited species*. Cambridge University Press, London, pp. 370-399.
- Redford, K.H. & Richter, B.D. 1999: Conservation of biodiversity in a world of use. - *Conservation Biology* 13: (6) 1246-1256.
- Redford, K.H. & Sanderson, S.E. 1992: The brief, barren marriage of biodiversity and sustainability. - *Bulletin of the Ecological Society of America* 73: (1) 36-30.
- Rettie, W.J. & Messier, F. 2001: Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 1933-1940.
- Ribot, J. 2002: *Democratic decentralization of natural resources: institutionalizing popular participation*. - World Resources Institute, Washington, D. C., 32 pp.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2003: Wolf reintroduction, predation risk, and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. - *Forest Ecology and Management* 184: 299-313.
- Robertson, D.P. & Hull, R.B. 2003: Public ecology: an environmental science and policy for global society. - *Environmental Science and Policy* 6: 399-410.
- Robinson, J.G. & Bennett, E.L. 2000: *Hunting for sustainability in tropical forests*. - Columbia University Press, New York, 582 pp.
- Rosenzweig, M.L. 2003: *Win-win ecology*. - Oxford University Press, Oxford, 211 pp.

- Sæther, B.E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, a. & Willebrand, T. 2003: PVA analysis for Scandinavian wolverines (Levedyktighetsanalyser av skandinavisk jerv). - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 062.
- Scribner, K.T., Warrillow, J.A., Prince, H.H., Inman, R.L., Luukkonen, D.R. & Flegel, C.S. 2003: Genetic methods for determining racial composition of Canada goose harvests. - *Journal of Wildlife Management* 67: (1) 122-135.
- Singleton, S. 2002: Collaborative environmental planning in the American west: the good, the bad and the ugly. - *Environmental Politics* 11: (3) 54-75.
- Skogen, K. & Haaland, H. 2001: A wolf tale from Østfold: cooperation and conflict between management, research and local people [En ulvehistorie fra Østfold: samarbeid og konflikter mellom forvaltning, forskning og lokalbefolkning]. - Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 52: 1-51.
- Smith, D.W., Peterson, R.L. & Houston, D.B. 2003: Yellowstone after wolves. - *BioScience* 53: (4) 330-340.
- Smith, R.D. & Maltby, E. 2003: Using the ecosystem approach to implement the convention on biological diversity: key issues and case studies. - IUCN Publications, Cambridge, 129 pp.
- Songorwa, A.N. 1999: Community-based wildlife management (CWM) in Tanzania: are the communities interested? - *World Development* 27: 2061-2079.
- Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. & Andreassen, H.P. 2001: The economic value of moose in Norway - a review. - *Alces* 37: (1) 97-107.
- Taylor, B.L. & Dizon, A.E. 1999: First policy then science: why a management unit based solely on genetic criteria cannot work. - *Molecular Ecology* 8: S11-S16.
- Taylor, M. & Lee, J.A. 1995: Distribution and abundance of Canadian polar bear populations: a management perspective. - *Arctic* 48: (2) 147-154.
- Taylor, M.K., Akeeagok, S., Andriashek, D., Barbour, W., Born, E.W., Calvert, W., Cluff, H.D., Ferguson, S., Laake, J., Rosing-Asvid, A., Stirling, I. & Messier, F. 2001: Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements. - *Canadian Journal of Zoology* 79: 690-709.
- Terborgh, J. 1999: Requiem for nature. - Island Press, Washington D. C., 234 pp.
- Tufto, J., Sæther, B.E., Engen, S., Swenson, J.E. & Sandegren, F. 1999: Harvesting strategies for conserving minimum viable populations based on World Conservation Union criteria: brown bears in Norway. - *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 961-967.
- Tyler, N.J.C. & Øritsland, N.A. 1990: Home ranges in Svalbard reindeer. - *Rangifer Special Issue* 3: 147-148.
- Valanko, S. 2003: Establishment of ecological quality objectives (EcoQOs) for a regional ecosystem approach in the Baltic Sea. - MSc Thesis, Faculty of Science, University of Plymouth, UK, 77 pp.
- Valkenburg, P. 1998: Herd size, distribution, harvest, management issues, and research priorities relevant to caribou herds in Alaska. - *Rangifer Special Issue* 10: 125-129.
- Vogler, A.P. & Desalle, R. 1994: Diagnosing units of conservation management. - *Conservation Biology* 8: (2) 354-363.
- Vogt, K.A., Grove, M., Asbjørnsen, H., Maxwell, K.B., Vogt, D.J., Sigurdardottir, R., Larson, B.C., Schibli, L. & Dove, M. 2002: Linking ecological and social scales for natural resource management. - In: Liu, J. & Taylor, W.W. (Ed.); *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.
- Wiegus, R.B. 2002: Minimum viable population and reserve sizes for naturally regulated grizzly bears in British Columbia. - *Biological Conservation* 106: 381-388.
- Wiens, J.A., Van Horne, B. & Noon, B.R. 2002: Integrating landscape structure and scale into natural resource management. - In: Liu, J. & Taylor, W.W. (Ed.); *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.
- Williams, C.K., Ericsson, G. & Heberlein, T. 2002: A quantitative summary of attitudes toward wolves and their reintroduction (1972-2000). - *Wildlife Society Bulletin* 30: (2) 575-584.
- Williams, R.W. 1999: Environmental injustice in America and its politics of scale. - *Political Geography* 18: (2) 49-73.
- Wilshusen, P.R., Brechin, S.R., Fortwangler, C.L. & West, P.C. 2002: Reinventing a square wheel: critique of a resurgent "protection paradigm" in international biodiversity conservation. - *Society and Natural Resources* 15: 17-40.
- Wyckoff-Baird, B., Kaus, A., Christen, C. & Keck, M. 2000: Shifting the power: decentralization and biodiversity conservation. - Biodiversity Support Program, Washington, D. C., 50 pp.

Zachrisson, A. 2004: Co-management of natural resources: paradigm shifts, key concepts and cases. - Mountain Mistra Programme Report no. 1, 30 pp.

11.2 Prosjektbibliografi

Artikler (trykte eller *in press*)

- Andersen, R., Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Liberg, O. & Sæther, B.E. 2004: When expansion rates increase in marginal habitats. - *Oikos* 107(1) 210-214.
- Andersen, R., Linnell, J.D.C. & Hustad, H. 2003: Rovvilt og samfunn i Norge: en veileder til sameksistens i det 21. århundre. - Norwegian Institute for Nature Research Temahefte 22: 1-48.
- Asbjørnsen, E. J., Sæther, B. E., Linnell, J. D. C., Andersen, R. & Bretten, T. (2005) Introduced muskox in Norway: a case study in small population viability. *Journal of Animal Ecology*
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J. M., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J. D. C. & Weber, J. M. (2005) Non-lethal techniques for reducing predation. In: Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A. (editors) *People & Wildlife: conflict or co-existence*. Cambridge University Press, in press.
- Cuyler, L. C. & Linnell, J. D. C. (submitted) Seasonal movements of satellite monitored caribou in western Greenland. *Canadian Journal of Zoology*.
- Grøtan, V., Sæther, B. E., Engen, S., Solberg, E. J., Linnell, J. D. C., Andersen, R. & Brøseth, H. (2005) Spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. *Ecology* in press
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B., Andersen, R. (2005) Prey density, environmental productivity, and home range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, London. 265: 63-71
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. E. (2003) Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: gis analyser på et økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64: 1-31.
- Linnell, J. D. C., Andrén, H., Odden, J., Liberg, O., Andersen, R. Moa, P. & Kvam, T. (2001a) Home range size and choice of management strategy for lynx in Scandinavia. – *Environmental Management* 27: 869-879.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. E. & Andersen, R. (2001b) Predators and people: conservation of large carnivores is possible at high human densities if management policy is favourable. – *Animal Conservation* 4: 345-350.
- Linnell, J. D. C. & Brøseth, H. (2003) Compensation for large carnivore depredation on domestic sheep in Norway, 1996-2002. *Carnivore Damage Prevention News* 6: 11-13.
- Linnell, J. D. C., Lande, U. S., Skogen, K., Hustad, H. & Andersen, R. (2003) Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Forvaltningsscenarier for store rovdyr i Norge. NINA Fagrapport 64: 1-43.
- Linnell, J. D. C., Brøseth, H., Solberg, E. J. & Brainerd, S. M. (2005a) The origins of the southern Scandinavian wolf population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology* 11: in press
- Linnell, J. D. C., Promberger, C., Boitani, L., Swenson, J. E., Breitenmoser, U. & Andersen, R. (2005b) The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: the view from the "half-full" forests of Europe. In: Ray, J. C., Berger, J. & Redford, K. H. (editors) *Carnivorous animals and biodiversity: does conserving one save the other?* Island Press, in press.
- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R. & Breitenmoser, U. (2005c) Zoning as a means of mitigating conflicts with large carnivores: principles and reality. In: Woodroffe, R., Thirgood, S. & Rabinowitz, A. (editors) *People & Wildlife: conflict or co-existence*. Cambridge University Press, in press.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Andrén, H., Liberg, O., Andersen, R., Moa, P.F., Kvam, T., Segerström, P., Schmidt, K., Jedrzejewski, W. & Okarma, H. (in press a) Distance rules for minimum counts of Eurasian lynx *Lynx lynx* family groups under different ecological conditions. *Wildlife Biology*.
- Linnell, J. D. C., Fiske, P., Herfindal, I., Odden, J., Brøseth, H. and Andersen, R. (in press b) An evaluation of structured snow-track surveys to monitor Eurasian lynx *Lynx lynx* populations. *Wildlife Biology*
- Linnell, J. D. C. & Brøseth, H. (submitted) The Norwegian national monitoring program for large carnivores.

- Linnell, J. D. C., Brøseth, H. & Odden, J. (submitted) The status, distribution and development of the Norwegian lynx population during 160 years of shifting policy.
- May, R., Landa, A., Dijk van, J., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (in press) Wolverine habitat selection and impact of infrastructure. *Wildlife Biology*
- Melis, C., Teurlings, I., Linnell, J. D. C., Andersen, R. & Bordoni, A. (2004). Influence of a deer carcass on Coleopteran diversity in a Scandinavian boreal forest: a preliminary study. *European Journal of Wildlife Research*. 50: 146-149.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. & Linnell, J. D. C. (2005) Can intra-specific variation in carnivore home-range size be explained using remote sensing estimates of environmental productivity? *Eco-Science*. 12(1): 68-75.
- Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. (2004) Individual access to preferred habitat affects fitness components in female roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Animal Ecology* 73(1): 44-50
- Nilsen, E. B. & Linnell, J. D. C. (submitted) The home range – body mass relationship. The importance of intraspecific variation and taxa selection. *Acta Theriologica*.

Snart ferdigstilte artikler

- Linnell, J. D. C. & Brøseth, H. Ecology of depredation: patterns of large carnivore depredation on livestock in Norway, 1996-2004
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Panzachi, M., Odden, M. & Andersen, R. Home range, migration and dispersal in contrasting populations of roe deer
- Linnell J. D. C., Andrén, H., Odden, J., Liberg, O. & Andersen, R. Spatial structure of the Scandinavian lynx population: relating distribution and dispersal distances.
- Linnell, J. D. C., Herfindal, I. & Andersone, Z. Contrasting effects of environmental variation on foraging strategies of a generalist and a specialist predator
- Linnell, J. D. C. et al. Do local ecosystems exist? Apparent contradictions within the Malawi principles with respect to the appropriate scale of management
- Linnell et al. Management at what scale? How to manage multi-scale resources using multi-scale management
- Teurlings, I., Linnell, J. D. C. & Skarpe, C. Effect of roe deer carcass decomposition on soil nutrients in the boreal forest: influences of season and predator consumption
- Panzachi, M., Odden, M., Linnell, J. D. C., Odden, J. & Andersen, R. Mortality of roe deer fawns in the boreal forest: individual and habitat effects.
- Lande, U. et al. Potential habitat for large carnivores in Scandinavia.
- Linnell et al. Using GIS to plan carnivore recovery and minimise conflicts

NINA Rapport 63

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1601-9



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>