

# Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villreinfjellet

Erlend B. Nilsen og Olav Strand





# Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villrein fjellet

Erlend B. Nilsen og Olav Strand

Nilsen, E. B. & Strand, O. 2017. Populasjonsdynamiske utfordringer knyttet til fragmentering av villrein fjellet. - NINA Temahefte 70. 51 s.

Trondheim, februar 2017

ISSN: 0804-421X  
ISBN: 978-82-426-3013-1

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

GRAFISK FORMGIVING  
Kari Sivertsen, NINA

FOTO  
Forside: Per Jordhøy, NINA  
Foto side 9, 13 og 31: Autokamera på villrein, NINA  
Alle andre foto: Olav Strand, NINA

OPPLAG  
200



KONTAKTOPPLYSNINGER  
Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim  
Telefon 73 80 14 00  
<http://www.nina.no>

# Forord

Fragmenteringen av villreins leveområder og behovet for en mer helhetlig arealforvaltning har fått stor oppmerksomhet de seinere åra. Effektene av tekniske inngrep og forstyrrelser er studert i flere sammenhenger, og det er gjennomført en rekke lokale prosjekter hvor en har dokumentert villreins arealbruk med såkalte GPS sendere. Denne datainnsamlingen og oppmerksomheten rundt fragmenteringen av villreins leveområder har også utløst en betydelig forskningsaktivitet hvor en har dokumentert betydningen av tekniske inngrep for reinsdyrs arealbruk og vandringsmuligheter. I denne rapporten oppsummerer og diskuterer vi hvordan fragmentering vil kunne påvirke villreins bestandsdynamikk. Vi presenterer et nytt sett med demografiske populasjonsmodeller som er laget på grunnlag av eksisterende overvåkningsdata, og presenterer for første gang analyser som kobler leveområdenes kvalitet med bestandenes dynamikk og bestandsforvaltningen. Vi håper og tror at denne kunnskapen vil være til nytte i forvaltningen av villreinen i tiden framover. Arbeidet som temaheftet bygger på er finansiert av Miljødirektoratet i forbindelse med utarbeidelsen av regionale arealplaner for villrein fjellene.

Erlend B. Nilsen  
Trondheim, 6. februar 2017

Olav Strand  
Lofthus, 6. februar 2017

# Innhold

Forord .....	3
Innhold .....	3
Sammendrag .....	4
1 Forvaltningsmålene .....	6
2 Dagens situasjon .....	8
3 Habitatendringer og habitatfragmentering: mønstre og effekter .....	16
4 Villreins responser på forstyrrelser og tekniske inngrep .....	18
5 Habitattilgang og områdenes bæreevne .....	20
6 Jaktforvaltning og fragmentering .....	24
7 Biologisk usikkerhet .....	30
8 Små bestander kan få problemer fordi de er små .....	36
9 Forvaltningsmessige tiltak og defragmentering .....	40
10 Sammenhengende bestander og sykdomsspredning .....	44
11 Oppsummering og anbefalinger .....	46
12 Litteratur .....	50

# Sammendrag

Norge har et særlig ansvar for bevaring av den ville europeiske villreinen. I løpet av de siste 50 årene har forvaltningen av denne arten endret seg mye. Generelt har forvaltningen gått fra å være et enkelt system med hovedfokus på bestandsforvaltning, til å fokusere på forvaltning av landskap og arealer. Forvaltningen av villrein har derfor blitt langt mer kompleks og involverer i dag et stort spekter av ulike brukergrupper og samfunnsinteresser. Denne utviklingen skyldes ikke minst en gradvis erkjennelse av at tiltakende fragmentering av villreinens leveområder har medført tap av beitearealer, forringelse av habitater gjennom kontinuerlige forstyrrelser og etablering av barrierer som hindrer reinsdyras naturlige vandringer mellom viktige funksjonsområder.

Effekter av tekniske inngrep og forstyrrelser på villreinens atferd og arealbruk har fått betydelig oppmerksomhet innenfor forskning og forvaltning i mange år, og er etter hvert godt dokumentert. Konsekvensene av arealtap og fragmentering for villreinstammens bæreevne og bestandsdynamikk er i langt mindre grad kartlagt og undersøkt. En av grunnene til dette har vært at vi så langt har manglet bestandsdynamiske modeller og data som tillater estimering av bestandsstørrelse og vitale rater (fødsels- og dødsrater) i villreinbestandene.

*”Vi har tatt utgangspunkt i data som har vært samlet inn i forbindelse med overvåkningsprogrammet for hjortevilt og har utviklet et sett med bestandsdynamiske modeller”*

Hovedhensikten med arbeidet som oppsummeres her har vært å utvikle et kunnskaps og modellgrunnlag for en bedre forståelse av bestandsmessige effekter av habitatfragmentering. Vi har tatt utgangspunkt i data som har vært samlet inn i forbindelse med overvåkningsprogrammet for hjortevilt og har utviklet et sett med bestandsdynamiske modeller, hvor vitale rater og bestandsstørrelsen kan estimeres ved hjelp av avanserte statistiske modeller. Ved hjelp av disse modellene viser vi for det første at viktige parametere for bestandsvekst (fødselsrater og dødelighet) kan estimeres på en robust måte. Likeledes viser vi at bestandsstørrelsen kan estimeres ved hjelp av modeller som utnytter den samla informasjonen som finnes i overvåkningsdataene. Utviklingen av modellene har vært en omfattende prosess som har betydelig framtidig nytteverdi for å forstå endringer i villreinbestandenes bestandsdynamikk, inkludert potensielle effekter av klimaendringer og ytterlig fragmentering av leveområdene.

*”Vi advarer mot en utvikling hvor dagens villreinområder deles opp ytterligere”*

Ulike FoU- prosjekter har framskaffet solid dokumentasjon på villreinens arealbruk og hvordan ulike tekniske inngrep og forstyrrelser i forbindelse med disse har medført en fragmentering av villreinens leveområder. Vi advarer mot en utvikling hvor dagens villreinområder deles opp ytterligere. Konkret gjelder dette både Setesdal Vesthei, Hardangervidda, Nordfjella, Rondane og Snøhetta. I alle disse områdene står de lokale villreinstammene i fare for, eller er i ferd med å bli, delt inn i delbestander. Gjennom ulike eksempler fra de respektive villreinområdene viser vi også at ulykker som medfører plutselig og uventa dødelighet kan ha stor innvirkning i små og fragmenterte bestander. Man er i dag avhengig av å ha tilgang til presise overvåkningsdata og et fleksibelt forvaltningssystem for å møte disse utfordringene.

GPS-merking av villrein har ført til økt kunnskap om villreinens arealbruk og gitt oss mulighet til utvikling av modeller som beskriver habitatets egnethet eller verdi for villrein til ulike



årstider. Disse modellene viser som forventet at fragmenteringsprosessene har medført en skjevfordeling i kvaliteten på ulike årstidsbeiter. Resultatene fra disse undersøkelsene, og populasjonsmodellene som er utviklet gjør det for første gang mulig å undersøke i hvilken grad fragmenteringen av villreinens leveområder har hatt påvisbare effekter på bestandenes bæreevne. Ved å kombinere habitategnethetsmodeller med tidsserieanalyser basert på overvåkningsdata viser vi hvordan modellert habitategnethet gir en god beskrivelse på områdenes bæreevne. Infrastruktur og forstyrrelser påvirker habitategnetheten i de ulike bestandene i ulik omfang, og er derfor med på å avgjøre de enkelte områdenes estimerte bæreevne.

Bestandsforvaltningen av villrein bygger på prinsipper for adaptiv forvaltning, og det har blitt utviklet relativt klare målsetninger som ligger nedfelt i bestandsplaner som lages med fem års mellomrom for de respektive områdene. Måloppnåelsen overvåkes gjennom data som samles i overvåkningsprogrammet for hjortevilt. Tilsvarende målsetninger og overvåkning av måloppnåelsen i forvaltningen av villreinens leveområder er ennå ikke utviklet og vi anbefaler derfor at man ser på mulighetene for å utvikle dette i forbindelse med en kommende kvalitetsnorm for villrein.

Vi diskuterer også behovet for en styrket overvåkning av villreinbestandene og fordelene med at vi har utviklet et bestandsdynamisk verktøy som tillater mer robust estimering av bestandsstørrelse og for første gang også overlevelse og reproduktive rater. Vi ser dette som særlig viktig med tanke på synkende kondisjonsindekser i enkelte bestander og resultater fra helseovervåkingen som indikerer økt utbredelse av enkelte sykdommer (klauvråte) og bekymringsfullt høye parastittbelstaningsnivåer på Hardangervidda.

Bevaringen av villreinens leveområder er i dag nasjonal politikk med målsetning om å oppnå større og mer sammenhengende leveområder for villrein. Avslutningsvis diskuterer vi derfor utfordringene knyttet til dette og anbefaler at forvaltningen oppretter såkalte fokusområder for arealforvaltningen. Målsetningen for forvaltningen av disse områdene bør defineres presist og følges opp gjennom overvåkning innenfor rammene av adaptiv forvaltning.

”Målsetningen for forvaltningen av disse områdene bør defineres presist og følges opp gjennom overvåkning innenfor rammene av adaptiv forvaltning”

# 1 Forvaltningsmålene

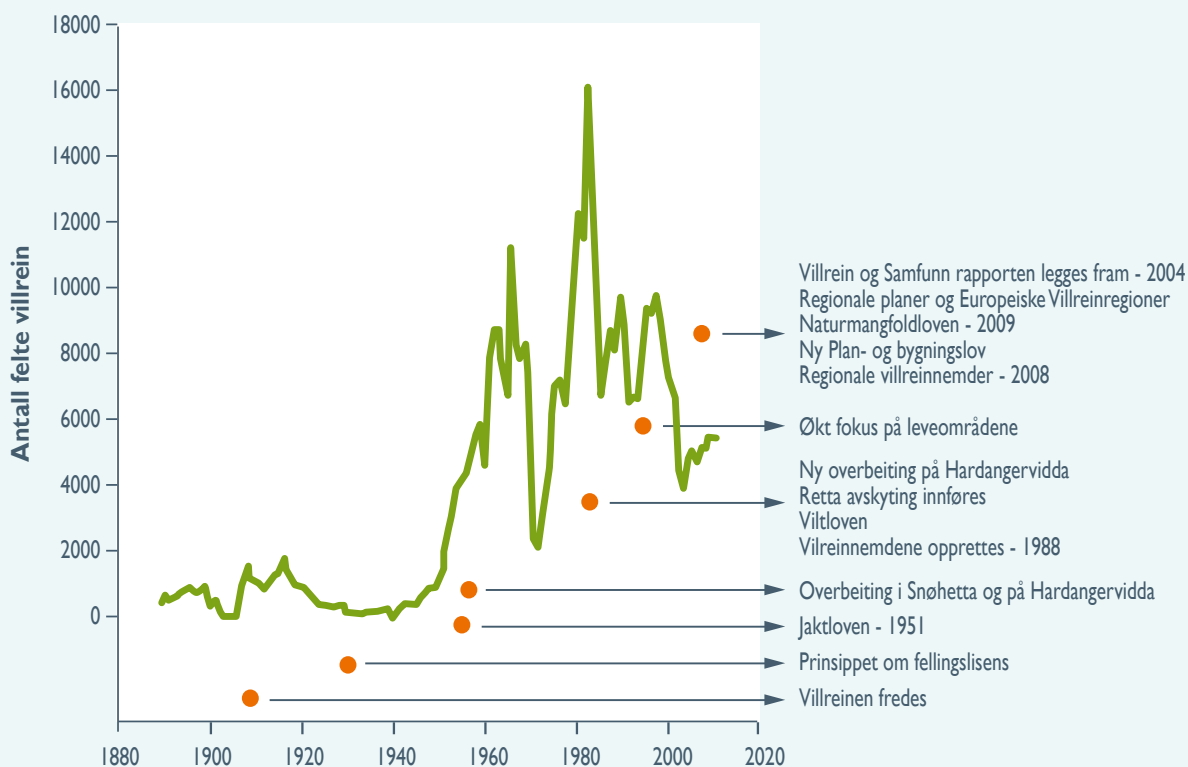
” Den moderne villreinforvaltningen omfatter langt mer komplekse problemstillinger, målsetninger og brukergrupper enn hva som var tilfellet med den enklere bestandsforvaltningen ”

I villreinforvaltningen har både organiseringen, kunnskapsnivået og ikke minst målsetningene variert opp gjennom historien (Figur 1). For eksempel førte uregulert jakt og tilgang til moderne skytevåpen til at villreinen nærmest var utryddet ved starten av 1900-tallet. Villreinen ble derfor fredet i to perioder først på 1900 tallet, og forvaltningen var fram til begynnelsen på 1960-tallet innrettet mot å unngå overbeskatning. Etter 1945 var det betydelig vekst i flere av villreinstammene, og dette førte til at vinterbeitene ble nedslitte i mange områder. Dette hadde igjen åpenbare effekter på dyrenes kondisjon og overlevelse. Organiseringen av villreinforvaltningen utover på 1980 tallet la i stor grad vekt på tilpasse bestandene til beiteressursene og det ble etterhvert produsert forvaltningsplaner med presise mål for bestandsforvaltningen i hvert enkelt villreinområde.

I løpet av den siste 10-års perioden har innstillingen fra rådgivningsgruppen «Villrein og samfunn» samt den nye naturmangfoldloven spilt en avgjørende rolle i villreinforvaltningen. Kort tid etter at rapporten fra rådgivningsgruppa «Villrein og samfunn» ble publisert la regjeringen føringer for det framtidige arbeidet i Stortingsmeldingen om Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand (2005). Miljøverndepartementet fulgte opp dette og iverksatte arbeidet med å utvikle regionale planer for villrein fjellene i 2007.

Figur 1. I perioden fra 1910 og framover har det vært en rekke endringer i de forvaltningsmål som er styrende for villreinforvaltningen.

Arbeidet med sju regionale planer for de ti nasjonale villreinområdene er nå på det nærreste slutført. Planene er retningsgivende, og en svært viktig oppfølging er at sone- ring og retningslinjer fra regional plan må innarbeides i kommunale arealplaner som er







juridisk bindende. Planene skal også ha et handlingsprogram som rulleres hvert år, og som utgjør den operative delen av planene. Det er i disse, sammen med kommuneplanene, man vil finne potensial for å gjennomføre tiltak som kan oppfylle regjeringens målsetting om å utbedre mulighetene for vandring og utveksling av villrein mellom de nasjonale villreinområdene.

Utviklingen av villreinforvaltningen, og ambisjonene som trekkes opp i arbeidet med regionale planer for villrein fjellene innebærer en betydelig oppskalering av forvaltningens perspektiv og målsetninger. Som en følge av dette omfatter den moderne villreinforvaltningen langt mer komplekse problemstillinger, målsetninger og brukergrupper enn hva som var tilfellet med den enklere bestandsforvaltningen. De nye perspektivene i forvaltningen innebærer også et langt mer helhetlig landskapsperspektiv, hvor både de samfunnsmessige og økologiske forholdene tillegges vekt. De ulike forskningsprosjektene som har blitt gjennomført de seinere åra har i økende grad vektlagt en slik tverrfaglighet og det man kan kalle et «sosio-økologisk» perspektiv på landskapene som utgjør villreinens leveområder. Anbefalingene fra arbeidsgruppen «Villrein og samfunn» og de retningslinjene som seinere er trukket opp i arbeidet med regionale planer for villrein fjellene og etablering av de Europeiske villreinregionene bygger derfor på et bredt engasjement. Arbeidet med bevaring av villreinens leveområder reflekterer et syn hvor verdiskaping og kultur ses som sentrale for målsetningen som ligger til grunn for villreinforvaltningen.

## 2 Dagens situasjon

I Norge er villreinen knyttet til den sørnorske fjellheimen, og dyrene benytter i all hovedsak områder som ligger over tregrensen. Ut fra forvaltningsmessige hensyn har en delt inn utbredelsesområdet i 23 ulike forvaltningsenheter. Disse forvaltningsområdene skilles for en stor grad av naturlige barrierer eller menneskeskapte hindre.

*Her har E6, jernbane og bebygde områder dannet en effektiv barriere mellom fjellområder som tidligere var et sammenhengende villreinareal”*

Naturforholdene varierer svært mye mellom de ulike villreinområdene. I enkelte områder er det store produktive arealer med god balanse mellom sommer- og vinterområder. Andre områder er dominert av arealer med lav produktivitet, og det er ofte en svært skjev fordeling av årstidsressurser. Et klassisk eksempel i så måte finner vi på Dovrefjell. Her har E6, jernbane og bebygde områder dannet en effektiv barriere mellom fjellområder som tidligere var et sammenhengende villreinareal. I Snøhetta som er det vestligste av disse områdene finnes en overvekt av sommerbeiter, mens reinsdyrene i de nordlige delene av Rondane for en stor grad er henvist til å benytte typiske vinterbeiter gjennom hele året. I mange områder innenfor villreinens utbredelsesområde har man sett denne situasjonen utvikle seg over tid. I det påfølgende underkapittel skal vi gi eksempler som viser de pågående fragmenteringsprosessene.

### Eksempler på fragmentering av leveområdene i Langfjella

*De sikreste holdepunktene finner vi i områdene rundt Finse og i Nordfjella, hvor det er tydelig at reinsdyras trekkaktivitet tidligere har vært stor mellom areal som i dag ligger i Nordfjella og på Hardangervidda”*

Langfjella strekker seg fra Nordfjella i nord til Sirdalsheiene i sør, og omfatter flere villreinområder inkludert Setesdal-Ryfylke (SR), Setesdal-Austhei (SA), Hardangervidda (HV) og Nordfjella (NF). Området er svært variert, og omfatter både skogkledte areal i den sørlige delen av Setesdal-Vesthei og Austhei og høyalpine områder på Hardangervidda og i Nordfjella. Her har det vært gjort forsøk på å rekonstruere villreinens arealbruk i førindustriell tid basert på fordelingen av beiteressurser og plasseringen av fangstrelaterte kulturminner. De sikreste holdepunktene finner vi i områdene rundt Finse og i Nordfjella, hvor det er tydelig at reinsdyras trekkaktivitet tidligere har vært stor og at det var store reinstrekk mellom områder som i dag ligger i Nordfjella og på Hardangervidda. I grenseområdene mellom Hardangervidda og Setesdalsheiene er det ikke så mange kulturminner som dokumenterer villreintrekk mellom områdene. Men også i Setesdal-Vesthei er det funnet mange kulturminner som viser at det ble fangstet reinsdyr også her, samt at dyrene hadde trekk som gikk langsmed heiområdet. Trolig var Hardangervidda og Setesdal-Austhei viktige vinterbeiteareal for dyrene. Tilsvarende er det også funnet mange kulturminner i fjellområdene vest for Hardangervidda og Nordfjella. Kontakten mellom Hardangervidda og disse vestlige områdene har også blitt observert i nyere tid da reinsdyr fra Hardangervidda vandret til disse områdene i perioden hvor bestanden på Hardangervidda var svært stor på 1980-tallet. Hardangervidda har trolig alltid vært et kjerneområde for villreinen i Langfjella.



*”Utveksling forekommer, men fragmenteringen er såpass betydelig at forvaltningen trolig bør ta hensyn til dette ved tildeling av jaktkvoter”*

**Setesdal Ryfylke (SR)** er Norges sørligste og vestligste villreinområde. Fra naturens side er dette et klima- og værutsatt område, og det er svært sparsomt med tradisjonelle vinterbeiter. SR er også det villreinområdet som er mest påvirket av vannkraft, og denne utbyggingen i kombinasjon med veier og ferdsel i enkelte kritiske områder har ført til at SR i dag består av to mer eller mindre atskilte delbestander. Merking av reinsdyr med GPS-sendere tyder på at det er lite utveksling av dyr over øst-vest akse ved Svartevannmagasinet og Blåsjø (**nr 1 i Figur 2**). Utveksling forekommer, men fragmenteringen er såpass betydelig at forvaltningen bør ta hensyn til dette ved tildeling av jaktkvoter.

Vinterbeiteforholdene er marginale i SR og reinsdyrene her har tidligere vandret ut både til Setesdal-Austhei og Hardangervidda for vinterbeite. I GPS-merkeprosjektene har man funnet minimalt med utvandring til disse områdene den siste 10 års perioden. Tradisjonelt har dyrene krysset Setesdalen på flere steder, blant annet nord for Hovden (**nr 2 i Figur 2**) som har vært et viktig vandringsområde, og i området vest for Vågsli (**nr 3 i Figur 2**) som nok var det viktigste trekkområdet mot Hardangervidda tidligere. GPS-merkeprosjektene har dokumentert at det fortsatt er noe trekkaktivitet ved Ulevå og ved Dyrskartunellen. Området ved Ulevå er mest aktuelt for simler og fostringsflokker mens områdene ved Dyrskar framstår som mer typiske trekkområder for bukker.

*”Disse trekkområdene anses som svært sårbare og det er en overhengende fare for at reinsdyras trekkmuligheter her skal gå tapt”*

**På Setesdal Austei (SA)** har reinsdyrene en årviss migrasjon fra vinterbeitene i nord (på østsiden av Hovden) ned til skogområdene i sør hvor de har sine kalvingsområder og sommerbeiter. Årlig må dyrene krysse øst – vest akse ved Bjørnevatn to ganger, først på vårtrekket sørover og seinere på høsttrekket når de er på veg nordover. Trekkområdene ved Bjørnevatn (**nr 4 i Figur 2**) er under sterkt press fra utbyggingsinteresser og det er planer om vesentlig fortetting av hytteområdene som ligger her. Disse trekkområdene anses som svært sårbare og det er en overhengende fare for at reinsdyrenes trekkmuligheter her skal gå tapt.

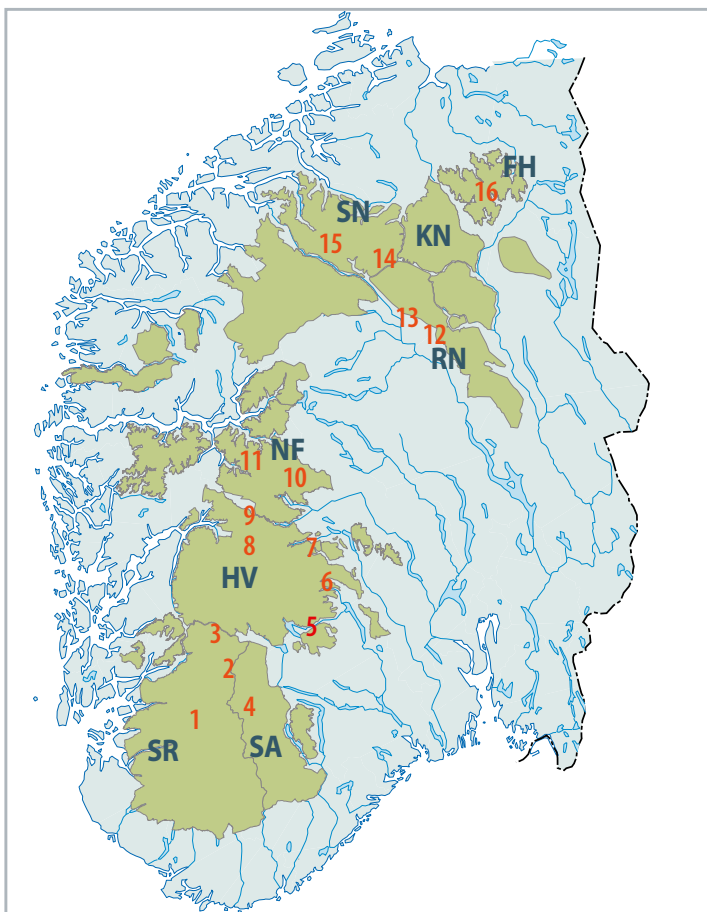
**Hardangervidda** er Norges største villreinområde og har relativt store inngrepsfrie areal sentralt. Mot sør avgrenses Hardangervidda av E134. Trekkområdene ved Vågsli (**nr 3 i Figur 2**) må trolig regnes som tapt, noe som også gjelder potensielle trekkområder mot Brattefjell Vindeggen. Også her har hyttebygging og ferdsel medført at trekkområder som var i bruk på 1980-tallet er sterkt forringet (**nr 5 i Figur 2**). Per i dag er det bare i områdene ved Ulevå og ved Dyrskar som kan regnes som potensielle trekkområder sørover fra Hardangervidda. Området ved Ulevå er imidlertid sterkt påvirket av E134. Det pågår for tiden diskusjoner om å anlegge tunell her når E134 skal opprustes.

De østligste delene av Hardangervidda har et kontinentalt preg, og her finner man også de viktigste vinterbeiteområdene for reinsdyra på Hardangervidda. Habitatmodeller som er utviklet for dette området viser at disse østligste områdene er særlig viktige beiteområder i snørike vintre. På det østlige Hardangervidda finner man også to store tangere som strekker seg østover: Dagalitangen og Imingfjell (**nr 6 og 7 i Figur 2**). Hensynet til villrein og behovet for å skjerme disse tangene mot ytterligere inngrep har vært tema i flere tiår. Dagalitangen er nå så nedbygd at en må anse dette arealet som tapt for villrein. På Imingfjell er tangehalsen sterkt påvirket av inngrep og ferdsel, både gjennom neddemmingen ved Sønstevatn, og ved framføring og opprusting av vegen over fjellet

og gjennom hyttebygging. GPS- data fra området ved Sønstevatn viser at disse inngrepene sammen med topografien i området danner en barriere for reinsdyrene, men også at enkelte flokker fortsatt krysser denne slik at de tidvis bruker de rike vinterbeitene på Imingfjell. Områdene øst for tangehalsen er å betrakte som reservebeiter som vil kunne ha stor betydning i vanskelige vintre eller i situasjoner hvor klimaendringer bidrar til at vinterbeiteforholdene på Hardangervidda blir kronisk mer vanskelig for reinsdyrene.

Mot nord avgrenses villreinstammen på Hardangervidda av Rv7 (nr 8 i Figur 2). NINA har siden 2001 dokumentert villreins bruk av nærområdene til Rv7 med GPS-sendere. Disse dataseriene viser at Rv7 danner en mer eller mindre fullstendig barriere for reinsdyrenes trekkmuligheter nordover. Rv7 ble holdt vinteråpen fra begynnelsen på 1980-tallet. Dette sammenfalt med en periode hvor villreinstammen på Hardangervidda var svært stor og mer enn 10 000 reinsdyr utvandret til Nordfjella i 1979. Reduksjonsavskytingen som fulgte bestandsveksten på Hardangervidda og innvandringen til Nordfjella førte gradvis til at villreinen forvant fra de nordligste delene av Hardangervidda. Med unntak av spredte dyr og endel bukker som har sommerbeitet rundt Hardangerjøkulen gikk området nord for Rv7 ut av bruk. Dette endret seg i 2001 da mer enn 1000 dyr vandret inn i dette området fra Nordfjella, først over Geitryggen, deretter over taket på Finsetunellen. I løpet av de seinere årene har disse flokkene vært helt nede ved Rv7 ved flere anledninger og dette framstår i dag som kanhende den mest sannsynlige muligheten for utveksling av dyr mellom Nordfjella og Hardangervidda.

”Områdene øst for tangehalsen er å betrakte som reservebeiter som vil kunne ha stor betydning i vanskelige vintre eller i situasjoner hvor klimaendringer bidrar til at vinterbeiteforholdene på Hardangervidda blir kronisk vanskelig”



Figur 2. Kart over Sør-Norge med villreinområdene som omtales uthevet og tall som henviser til områder som beskrives i teksten.

*Her har i første rekke vannkraftutbygging og framføring av vegar hatt stor innvirkning på reinsdyras vandringsmuligheter”*

**Nordfjella** er et høgtliggende område med alpin karakter. Her har i første rekke vannkraftutbygging og framføring av vegar hatt stor innvirkning på reinsdyrenes vandringsmuligheter. I de østligste delene av området er det mye ferdsel som påvirker reinsdyrenes tilgang til vinterbeiter på bremmene rundt Hallingskarvet og Reineskarvet (**nr 10 i Figur 2**). Innad i området har kombinasjonen av neddemte arealer og topografi medført betydelige endringer i reinsdyrenes vandringsmuligheter. Eksempler i så måte er oppdemmingen av Gyrosvannet, Stolsvatnet (**nr 11 i Figur 2**) og Kvevatnet (**nr 11 i Figur 2**). Disse inngrepene har ført til at viktige vandringsruter har gått tapt og at store arealer er lite benyttet av reinsdyrene. Et godt eksempel er områdene nord for Geitryggen, og neddemmingen av Nyheller og Kongshellervatnet som i kombinasjon med ferdsel og topografi har ført til at disse arealene har vært lite brukt. Dette har hatt betydning for vandringsmulighetene over Geitryggen og har i praksis ført til at Nordfjella i dag er delt i to bestandsenheter. De to delområdene har vært forvaltet som to bestandsenheter i en årrekke.

Mot sør var Bergensbanen lenge en effektiv barriere mot Hardangervidda. Finsetunellen vest for Finse har bidratt til at denne situasjonen har endret seg, og reinsdyrene har i dag tilnærmet naturlige vandringsmuligheter i dette området (**nr 9 i Figur 2**). Rallarvegen som løper parallelt med den gamle Bergensbanen har blitt en populær og mye brukt sykkelrute og er en betydelig kilde til forstyrrelser for villreinen her.

## Eksempler på fragmentering av leveområdene i Dovre-Rondane regionen

Dovre-Rondane regionen strekker seg fra skogområdene lengst sør i Rondane sør til kystfjellene i Sunndalen i nord vest- og seterdalene lengst øst i Dalsbygda og Haltdalen i nord-øst. Dette store området hadde i førindustriell tid en villreinbestand som vi regner med var mer eller mindre sammenhengende. Det er for eksempel omfattende funn av dyregraver på Kvikneskogen som viser at det var en betydelig trekkaktivitet mellom det vi i dag kaller Knutshø og Forolhogna. Tilsvarende er det svært omfattende fangstgravrekker på Fagerhaug som viser at det også var betydelig kontakt mellom dagens Trollheimen og Knutshø. Vi ser også for oss at det innenfor dette området var delbestander som i større eller mindre grad hadde tilhold i skogområder. Det er for eksempel lett å tenke seg at reinsdyra i Forolhogna hadde tilhold i østlige områder mens deler av Rondane stammen hadde tilhold i skogsområdene om våren og sommeren. Dette er dels bekreftet gjennom skriftlige kilder. Dagens villreinstamme i Rondane sør har i likhet med Setesdal Austhei sine vår og sommerbeiter nede i skogslandet.

Den mest omfattende dokumentasjonen på tidligere tiders massefangst og dermed også reinsdyras masseforflytninger på tvers av dagens barrierer finner vi på Dovrefjell. Samla sett omfatter dette mer enn 2000 dyregraver og flere større fangstruser. I geografisk utstrekning er dette det største kulturminnet som er kjent i Europa.

**Rondane Sør** er det sørligste villreinområdet i Dovre-Rondane. Reinsdyrene her har for en stor grad tilhold i skogsområder i sør og på østsiden av fjellområdet om våren og sommeren. Rondane er generelt et langt og smalt villreinområde med stor ferdsel og stort

*I geografisk utstrekning er dette det største kulturminnet som er kjent i Europa”*



*”I løpet av de siste 20-30 årene har reinsdyras trekk over Store Ula opphørt og reinstammen nord for Ula har ikke kontakt med reinstammen lenger sør”*

press på randområdene. I nord avgrenses sørområdet av vegen over Venabygdsfjellet (nr 12 i Figur 2). I mange år beitet dyrene i sørområdet seg opp til denne vegen, men det var lite utveksling med Rondane Nord (eller midtområdet). Forvaltningen har gjort en rekke tiltak for å lette reinsdyras vandringsmuligheter i dette området, og det er blant annet innført et stopp og parkeringsforbud på Fv 27. Sørområdet har flere veger som går inn i området og som også krysser dette fjellpartiet. Ved Friisvegen har en prøvd å tilrettelegge med å opparbeide parkeringsplasser på steder som er hensiktsmessige i forhold til å skjerme andre viktige potensielle krysningssoner. Vegen er stengt vinterstid, men påvirker reinsdyras vandringsmuligheter sommerstid.

**Rondane Nord:** er fra naturens side ett tørt innlandsområde der topografien har stor innvirkning på reinsdyrenes vandringsmuligheter. I Rondane Nord er det også mye ferdsel og turismen betyr mye for næringslivet i området. Per i dag er reinsdyras vandringsmuligheter stengt på tvers av nord-sør akse gjennom rondanemassivet (nr 13 i Figur 2). I løpet av de siste 20-30 årene har reinsdyras trekk over Store Ula opphørt og reinstammen nord for Ula har ikke kontakt med reinstammen lenger sør som har hovedtilhold i Vulufjell. Hovedårsaken til dette er aktivitet ved og fra Spranget og Høvringen, samt ferdsele inn mot Rondvassbu. Det jobbes nå med en besøksforvaltningsstrategi for Rondane nasjonalpark hvor en forsøker å finne avbøtende tiltak som kan gjenopprette reinsdyrenes trekkmuligheter i dette området. Rondane er som nevnt et område med mye ferdsel, og ferdsel langs løypenett fra ulike innfallspor og veger har stor betydning for reinsdyras arealbruk i dette området. Dette gjelder både Grimsdalsvegen, reinsdyras vandringsmuligheter på østsiden av Rondanemassivet og likeså trekkmulighetene mellom Rondane og Sølnekletten.

*”De siste dokumenterte vandringer på tvers av barrieren på Dovrefjell var på 1980-tallet, da flere hundre reinsdyr trakk fra Snøhetta til Knutshø”*

**Snøhetta** er det vestligste bestandsfragmentet av det tidligere Dovre-Rondane området. Mot øst avgrenses området av ferdseleårene over Dovrefjell. Her er både jernbane, Europaveg 6 og ferdsel i tilknytning til hytter og setre en effektiv barriere for utveksling mellom Snøhetta og Rondane og til Knutshø (nr 14 i Figur 2). De siste dokumenterte vandringer på tvers av barrieren på Dovrefjell var på 1980-tallet, da flere hundre reinsdyr trakk fra Snøhetta til Knutshø.

Snøhettaområdet har lite vinterbeiter, og i førindustriell tid er det rimelig å anta at Snøhettaområdet i første rekke fungerte som vår- og sommerbeiter. Trolig benyttet reinsdyrene seinhøst- og vinterbeiter lenger øst i Knutshø og Rondane. Reinsdyrene har i dag et rotasjonstrekk rundt de høyeste toppene i Snøhetta, og er avhengige av å krysse Stropelsjødalen i nord og å vandre gjennom Kjellsundbandet i vest for å komme inn på høst- og vinterbeitene som ligger på Hjerkinplatået. Ferdsele inn i Stropelsjødalen og ferdsel på Snøheimvegen inn mot Snøheim hindrer dyrenes naturlige tilgang til dette området og det er en betydelig fare for at dette området kan fragmenteres ytterligere.

Det er nærliggende å sammenligne denne situasjonen med utviklingen en har sett i Rondane hvor ferdsele inn til Rondvassbu har medført en fullstendig barriere. Det jobbes i dag aktivt for å opprettholde reinsdyras vandringsmuligheter inn på Hjerkinplatået og det er blant annet innført restriksjoner på bruken av Snøheimvegen hvor det blant annet er satt opp skyttelbuss inn til Snøheim for å redusere trafikken på vegen.



Snøhettaområdet er delt i to funksjonelle bestandsenheter, Snøhetta øst og Snøhetta vest og har i lang tid vært forvaltet som to separate delbestander. Fragmenteringen her skyldes utbyggingen av Auravassdraget og barrieren som er skapt av Aursjøen og Torbuvatnet, samt veger og annen infrastruktur og ferdsel som har tilkommet etter at vannkraftutbyggingen ble gjennomført (nr 15 i Figur 2). I dag er det Torbuhalsen og områdene på vestsiden av demningen i Aursjøen som framstår som de mest aktuelle framtidige utvekslingsområdene.

I vestområdet har dyrene en markert øst-vest vandring, med vinterbeiter i øst og sommerbeiter i vest. Dette gjenspeiler, på samme måte som de årstidsavhengige forflytningene vi ser i østområdet, noe av den gamle dynamikken i årstidsvandringene som reinsdyra på Dovrefjell hadde før området ble fragmentert. I vestområdet må dyrene passere Stordalen for å få tilgang til beiteområdene lenger vest. I barmarkssesongen er det betydelig trafikk her.

I 2005 gikk det et stort snøras i vestområdet, og 250 reinsdyr omkom i dette raset som hadde stor innvirkning på bestandsstørrelsen. Vi omtaler dette nærmere i kapittel 8 og Boks 5.

**Knutshø** er fra naturens side et svært produktivt område. Området avgrenses mot Snøhettaområdet av E6 og jernbane over Dovrefjell. Vandringsmulighetene mot sør til Rondane og Sølnekletten er begrenset av skog og veg gjennom Folldal, mens en mulig sammenheng til Forolhogna avgrenses av skog og Rv3 over Kvikneskogen. Også i Knutshø har kraftutbygging og framføring av veger hatt stor betydning for villreins bruk av området. Per i dag er det ingen umiddelbar fare for at Knutshøstammen skal deles opp i flere delbestander, men ved hjelp av GPS-merkede reinsdyr har vi dokumentert at reinsdyra bruker en svært liten del av det totale beitearealet. Trolig skyldes dette ferdsel og forstyrrelser fra det omfattende vegnettet. Det er allerede innført stopp og parkeringsforbud på enkelte vegstrekninger i jakta, og det er anbefalt at disse tiltakene også prøves ut på flere strekninger i håp om at dette kan ha en positiv effekt på dyrenes vandringsmuligheter i området. Vi tar opp flere og mulige konsekvenser av tapte beiteområder i ett egen kapittel (kapittel 5).

Mot nord avgrenses Knutshøområdet av E6 og dalen mellom Ulsberg og Oppdal. Som tidligere nevnt er det funnet betydelige fangstanlegg også her som viser at det var en forbindelse mellom Knutshø og Trollheimen i førindustriell tid. Det er i dag tamreindrifft i Trollheimen.

**Forolhogna** er i likhet med Knutshø et svært rikt beiteområde. Dette er et lavtliggende fjellområde som i stor grad mangler høytliggende og snørike områder. Topografisk sett har Forolhogna et rullende landskap med daler som skjærer inn i området. Disse dalgangene har rike vårbeiter som er av stor betydning for reinsdyrene. De lange fjelldalene og toppen på Forolhogna utgjør i dag en ferdsels- og forstyrrelseskilde som deler området langs en nord – sør akse (nr 16 i Figur 2). Vi har ikke GPS- data som dokumenterer reinsdyras arealbruk i Forolhogna men det er allikevel mye som tilsier at ferdselen opp mot Forolhognatoppen har medført redusert bruk av arealene på østsiden av denne ferdselsåren. Det er gjennomført et FoU- prosjekt med kartlegging av ferdsel som brukes i arbeidet med å utvikle en besøksforvaltningsstrategi også for denne nasjonalparken.

”I dag er det Torbuhalsen og områdene på vestsiden av demningen i Aursjøen som framstår som de mest aktuelle framtidige utvekslingsområdene”

”De lange fjelldalene og toppen på Forolhogna utgjør i dag en ferdsel- og forstyrrelseskilde som deler området langs en nord-sør akse”

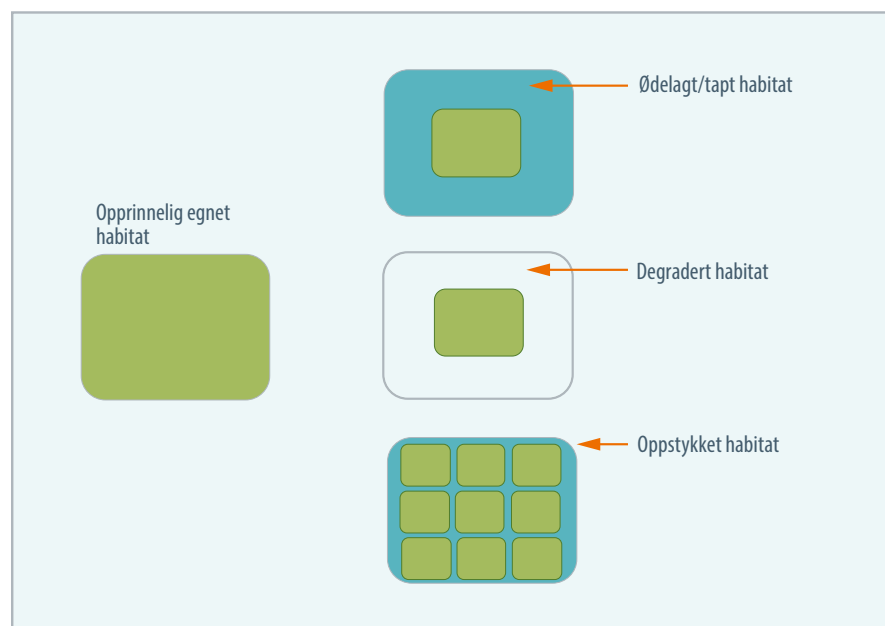
### 3 Habitatendringer og habitatfragmentering: mønstre og effekter

”Fragmentering regnes blant de største og mest synlige utfordringene når det gjelder å bevare det biologiske mangfoldet gjennom det 21. århundre”

Gjennom ulike former for menneskelig aktivitet er landskapet på jorda omdannet og tidligere sammenhengende arealer er delt opp i mindre fragmenter. Fragmentering regnes blant de største og mest synlige utfordringene når det gjelder å bevare det biologiske mangfoldet gjennom det 21. århundre. Det er etter hvert grundig dokumentert at habitatendringer og fragmentering har en direkte påvirkning på økosystemprosesser, artsrikhet og bestandsdynamikken til de gjenværende plante- og dyrestander.

Tar man utgangspunkt i viltet (f.eks. villrein) defineres gjerne et habitat som den områdetypen eller den typen naturmiljø arten finnes i. Selv om begrepet habitatfragmentering er assosiert med ulike former for landskapsendringer som påvirker viltets habitat, brukes begrepet ofte upresist. Det kan derfor være nødvendig å definere dette nærmere, både for å diskutere meningsfylt omkring habitatfragmentering, for å forstå hvilke effekter et inngrep vil ha, men også for å forstå hvilke tiltak som kan forventes å ha størst effekt. En måte å gjøre dette på er å definere tre ulike prosesser som kan foregå parallelt eller uavhengig av hverandre (Figur 3).

For det første vil tap av habitat eller habitatødeleggelse referere til den direkte omdanningen av et habitat eller en naturtype til en annen slik at det aktuelle arealet ikke lenger er beboelig for den aktuelle arten. Et eksempel på dette vil være at et skogsområde hogges ned og arealet benyttes til beitemark. En enkel og direkte effekt av dette er at



Figur 3. Skjematisk illustrasjon som indikerer hvordan begrepet «habitatfragmentering» kan defineres nærmere i form av habitatødeleggelse/tap av habitat, habitatdegradering og oppstyking av habitat.

det tilgjengelig habitat er redusert, slik at området har rom for færre individer. Man sier da gjerne at områdets bæreevne er nedsatt.

Habitatdegradering innebærer at et areal fortsatt er egnet eller beboelig for en art, men at verdien av arealet av ulike årsaker er redusert. Dette kan for eksempel både skyldes at mengden ressurser (f.eks. mat) i området har blitt redusert. Men det kan også skyldes at det har blitt etablert infrastruktur som forstyrrer arten slik at den enten benytter området i mindre grad enn før, eller at den benytter området i like stor grad som før, men på en mer energikrevende måte. Dette siste kan for eksempel oppstå dersom individene til stadighet blir forstyrret og må avbryte sine normale aktiviteter og forflytte seg til andre områder. Merk også at siden habitat er et arts-spesifikt begrep vil også habitatødeleggelse og habitatdegradering i stor grad være arts-spesifikke prosesser; en habitatendring eller infrastrukturbygging som har en stor effekt på en arts habitat trenger ikke nødvendigvis være tilsvarende negativ for andre arter som benytter det samme området.

Oppstyking av habitater refererer til en prosess hvor tidligere store sammenhengende områder med habitat deles opp i flere mindre fragmenter. Strengt tatt er det denne prosessen man refererer til når man snakker om habitatfragmentering. En slik oppstyking kan skje dersom menneskelig aktivitet fører til ødeleggelse av habitat, og de gjenværende områdene med egnet habitat blir oppdelt. Oppstykingen kan også skje ved at det bygges en vei, gjerde eller annen infrastruktur som fungerer som en barriere med hensyn til forflytning, men som i seg selv ikke nødvendigvis legger beslag på store arealer.

Endel dyrearter, slik som villrein, forflytter seg ofte over store arealer i løpet av året, og ulike typer habitat er fortrukne til ulike sesonger. Man snakker da gjerne om at ulike områder har ulike funksjoner for arten (funksjonsområder). For slike arter har det vært særlig fokus på effekten av habitatfragmentering. Dersom dyrene gjennom barrierer stenges ute fra f.eks. viktige vinterbeiteområder vil dette kunne ha bestandsdynamiske effekter, selv om både størrelse og kvalitet på de resterende beitearealene kan være tilstrekkelig for å opprettholde normal aktivitet gjennom sommeren.

Generelt ser man at når et tidligere kontinuerlig landskap fragmenteres og deles opp i flere atskilte områder med egnet habitat, eller når spredningskorridorer mellom habitatfragmenter som tidligere hang sammen blir brutt, oppstår det biologiske endringer som påvirker dynamikken i økosystemet. På den ene siden kan slik fragmentering føre til at bestander blir små og isolerte. Små og isolerte bestander har et eget sett med utfordringer, knyttet til genetisk sammensetning og tilfeldigheter som påvirker individenes overlevelse og reproduksjon. I andre tilfeller brytes det normale forflytningsmønsteret gjennom året, og dyrenes evne til å overleve og produsere nye avkom kan bli redusert. Siden terskeeffekter er vanskelig å forutse vil disse ofte komme som en overraskelse, og effekter som i første omgang ikke er synlige eller åpenbare kan derfor akkumuleres og påvirke hele økosystemer.

*”Habitatdegradering innebærer at et areal fortsatt er egnet eller beboelig for en art, men at verdien av arealet av ulike årsaker er redusert”*

*”Små og isolerte bestander har et eget sett med utfordringer, knyttet til genetisk sammensetning og tilfeldigheter som påvirker individenes overlevelse og reproduksjon”*

## 4 Villreinens responser på forstyrrelser og tekniske inngrep

”Over tid ser vi at det er en sone som går 5- 8 kilometer inn på Hardangervidda som brukes svært lite av reinsdyr”

Villreinen er en sky og flokklevende art som i hovedsak har tilhold i åpne landskap. Disse faktorene bidrar til at ulike naturinngrep, slik som for eksempel vegger og forstyrrelser i tilknytning til disse, kan ha betydelige effekter på reinsdyrenes arealbruk. Analyser basert på data fra GPS-merkede villrein viser for eksempel at en veg kan påvirke villreinens bruk av områder selv relativt langt fra vegen. Erfaringene knyttet til villreinens bruk av områdene rundt Rv7 på Hardangervidda kan benyttes som et eksempel til å belyse dette fenomenet.

På tross av at vi har samlet inn data herfra siden 2001 er det bare ett enkelt tilfelle hvor vi har dokumentert at GPS merka reinsdyr har krysset vegen. Vegen framstår dermed som en mer eller mindre fullstendig barriere for reinsdyrenes vandringer. Når reinsdyra er på trekk nordover stopper de stort sett innenfor en avstand på 0-2 kilometer fra vegen. Over tid ser vi at det er en sone som går 5- 8 kilometer inn på Hardangervidda som brukes svært lite av reinsdyr.

Eksemplet fra Rv7 illustrerer tre viktige forhold. For det første kan vegger utgjøre en effektiv barriere for reinsdyr selv om de fysisk sett er i stand til å krysse veien. En veg kan derfor blokkere reinens vandringer og hindre tilgang til sesongmessig viktige beiteområder. For det andre at det er en relativt smal sone langs vegen hvor reinsdyrenes atferd er direkte berørt. For det tredje vil det være et større område som i mindre grad benyttes av reinsdyrene. At vegger påvirker villreinens områdebruk og trekkemønster er dokumentert i en rekke områder og eksempler fra norske villreinområder som omfatter både Brokke Suleskard vegen i Setesdal Vesthei, Bjørnevatnområdet på Setesdal Austhei, E134 over Haukeli, Rv50 og Rv52 i Nordfjella og E6 på Dovrefjell. I tillegg er det også vist eksempler på at mindre vegger har negative effekter på dyrenes vandringsmuligheter og arealbruk (for eksempel Snøheimvegen i Snøhetta, vegnettet i Knutshø og Frisvegen i Rondane).

”Simler er normalt mer sky og viser større unnvikelse enn bukker som har en mer opportunistisk arealbruk”

Betydningen av tekniske inngrep og forstyrrelser for villreinens arealbruk har vært gjenstand for betydelig oppmerksomhet, og fenomenet har blitt forsøkt studert med til dels veldig ulik metodikk og på ulik skala gjennom mange år. Samla sett viser disse resultatene at reinsdyr helt eller delvis forsøker å unngå områder med tekniske installasjoner og menneskelig aktivitet. Arbeider som har sammenfattet denne litteraturen har påpekt at både romlig og tidsmessig skala er svært viktig. Undersøkelser som enten er gjennomført i små geografiske områder eller over kort tid har i mindre grad dokumentert negative effekter av infrastrukturen på villreinens arealbruk. De samme undersøkelsene viser at dyrenes responser varierer både med årstid, beiteforholdene og mellom kjønn. Simler er normalt mer sky og viser større unnvikelse enn bukker som har en mer opportunistisk arealbruk.

Reinsdyrenes responser til forstyrrelser og tekniske inngrep er dynamiske og varierer både i tid og rom. Undersøkelser på norsk villrein viser at vegger (og jernbane) er blant de viktigste faktorene som har bidratt til fragmenteringen som vi ser i dag. I tillegg har

vannkraftutbygging bidratt til at mange trekkveger er ødelagt og at viktige beiteområder er tapt. Først gjennom en effekt i områdene som ble direkte berørt av utbyggingen, men også gjennom en sekundæreffekt som skyldes framføring av veg og dermed større tilgjengelighet, ferdsel og hyttebygging som ofte har kommet i kjølvannet av kraftutbygging. Nyere analyser viser at reinsdyr i liten grad er villige til å krysse magasiner vinterstid.

Betydningen av kraftledninger på villreinens arealbruk har vært diskutert mye og det har vært betydelig uenighet i fagmiljøene om hva som er den reelle effekten av kraftledninger. I likhet med andre inngrep er det en samvariasjon mellom for eksempel kraftledninger, andre inngrep og topografien i landskapet. De alle fleste inngrep finnes som regel i ytterkanten av villreinområdene, og det er ofte flere inngrep i samme område. For eksempel er det en svært sterk sammenheng mellom vegger og hytter, og ofte også mellom avstand til kraftledninger og andre inngrep. Denne samvariasjonen gjør at det er vanskelig å skille mellom de samla effektene av inngrep og forstyrrelser og det unike bidrag til unnvikelse som skyldes enkeltstående inngrep. Nyere analyser som bygger på store GPS-datasett viser at effekten av kraftledninger varierer, men også at den generelt er negativ.

Større ansamlinger av private hytter og turisthytter som genererer mye ferdsel er også viktige forklaringer på fragmenteringen som har funnet sted. I de seinere åra har det vært stor oppmerksomhet på ferdsel i villreinens leveområder, og det er blant annet gjennomført omfattende kartlegging av både ferdselens omfang og hvem det er som bruker sti- og løypenettet som finnes i villreinområdene. Kartleggingen omfatter både Snøhetta, Rondane, Nordfjella, Forolhogna og i noen grad Setesdal Vesthei og Hardangervidda. Undersøkelsene som er gjort i Snøhetta, Rondane og Nordfjella viser at det er en klar sammenheng mellom ferdsel, ferdselens omfang og villreinens arealbruk. Ferdsel kan medføre at også merka løyper blir oppfattet som barrierer og at de er til hinder for reinsdyras naturlige vandringsmuligheter dersom ferdselen blir stor. Så langt ser det ut til at responsene som villrein har til ferdsel omfatter flere nivå eller stadi-er. Ved lave nivåer ser en at reinsdyra flytter seg mer, dette skyldes trolig at de forstyrres oftere. Dersom ferdselen er mer omfattende ser en at reinsdyra unngår disse områdene og at de merka løypene krysses stadig sjeldnere. Både terrengets topografi, løypenes plassering og reinsdyras skyhet er trolig av betydning for disse responsene og det er vanskelig å si noe presist om hvilke nivåer som medfører at reinsdyra responderer lokalt.

I flere av villreinområdene ser vi også at slitasjen på vinterbeitene varierer lokalt, og at det er en sammenheng mellom inngrepsgrad og beiteslitasje. Dette er blant annet dokumentert i Nordfjella og på Hardangervidda. Vi vet fortsatt ikke hvordan dette vil påvirke dynamikken mellom villreinbestandene og beiteressursene, eller hvilke langsiktige effekter dette vil ha på bestandenes bæreevne. I flere av de større villreinområdene er det dokumentert at reinsdyra bruker en relativt liten del av områdenes total areal. På Hardangervidda er det en nær sammenheng mellom avstanden til og tettheten av merka løyper sommerstid og reinens arealbruk i juni, juli og deler av august. Bestanden på Hardangervidda og flere av de andre villreinbestandene har tidligere vært begrenset av beitetilgangen vinterstid. Vi vet ikke i hvilken grad den svært begrensa arealbruken vi har sett de seinere årene har bidratt til å endre dette, og om dagens situasjon medfører at parasitter eller sykdommer har større betydning for bestandene i dagens situasjon. Nyere undersøkelser fra Hardangervidda viser at dyrene her har en betydelig belastning i form av hud- og svelgbrems. Det gjenstår imidlertid å se hvordan dette varierer mellom ulike villreinområder og hvilken betydning dette har for vekst og overlevelse.

”De alle fleste inngrep finnes for eksempel i ytterkanten av villreinområdene, og det er ofte flere inngrep i samme område”

”I flere av villreinområdene ser vi også at slitasjen på vinterbeitene varierer lokalt, og at det er en sammenheng mellom inngrepsgrad og beiteslitasje”

## 5 Habitattilgang og områdenes bæreevne

Et sentralt dogme innenfor økologien er at ingen dyrestander kan øke ukontrollert i antall over lang tid, selv om de klimatiske og miljømessige forholdene skulle være optimale for arten. Årsaken til dette er at det på et tidspunkt for eksempel vil oppstå matkonkurranse mellom individene, og denne matkonkurransen vil på et tidspunkt bli så sterk at reproduksjon og noen ganger også individenes overlevelsessevne reduseres. Man forventer derfor at det er en negativ sammenheng mellom bestandstettheten og tilvekstraten (målt pr. individ), og denne negative sammenheng kalles tetthetsavhengighet. Hos arter med sterkt forsvar av territorier kan også direkte kamp om plassen begrense bestandens tilvekst når bestandstettheten øker. Men mer generelt hos arter uten slikt forsvar vil det være mattilgangen som virker regulerende på bestandstilveksten. Hvordan denne begrensningen virker og ved hvilke bestandstettheter den gjør seg gjeldende er et aktuelt forskningsfelt innenfor økologien.

For større plantespisere slik som villrein og andre hjortedyr i norsk fauna tyder mye på at denne effekten er liten og kanskje neglisjerbar når tettheten er lav, men at den øker i styrke når bestandstettheten øker. Dette betyr at tilvekstraten kan være relativt høy selv ved moderate bestandstettheter, men at den avtar hurtig når bestandstettheten nærmer seg miljøets bæreevne. I dette rammeverket er miljøets bæreevne definert som den bestandstettheten hvor den naturlige tilveksten (via reproduksjon og eventuell innvandring til området) nøyaktig balanserer den naturlige avgangen (via dødelighet og utvandring fra området). Ved denne bestandstettheten vil bestanden teoretisk sett være i balanse, og hverken øke eller avta over tid.

*” Dette betyr at tilvekstraten kan være relativt høy selv ved moderate bestandstettheter, men at den avtar hurtig når bestandstettheten nærmer seg miljøets bæreevne ”*

Når bestandsstørrelsen og derigjennom matkonkurransen øker vil ofte de demografiske responsene følge et typiske mønster for store pattedyr: generelt vil kroppsvekter og reproduktive rater avta først, mens overlevelsen hos eldre dyr er det siste som påvirkes. Det er framsatt flere teorier om hvorfor dette mønsteret trer fram, men generelt kan det virke som langtlivende arter har en mulighet til å sikre sin egen overlevelse på bekostning av reproduksjon. Av den grunn kan det i mange tilfeller være mer hensiktsmessig å studere hvordan rekrutteringen og kroppsvekter responderer på endringer i bestandstetthet enn å studere hvordan bestandstilveksten eller voksenoverlevelse responderer.

Selv om økt matkonkurranse ved økte bestandstettheter vil redusere bestandstilveksten, er det etterhvert godt dokumentert hvordan spesielt små bestander kan ha redusert bestandstilvekst nettopp som følge av at de er små. En effekt som påvirker særlig små bestander er at de er mer utsatt for tilfeldige variasjoner som påvirker de enkelte individene. Dette blir som når man kaster kron og mynt – dersom man gjør dette mange nok ganger vil antallet ganger man får henholdsvis kron og mynt nærme seg 50%. Når man kaster kron og mynt en gang er imidlertid utfallet usikkert. På samme måte vil de enkelte individers overlevelse og reproduksjon i små bestander variere på en mindre forutsigbar måte enn for større bestander. Generelt vet man at denne ekstra variasjonen

*” En effekt som påvirker særlig små bestander er at de er mer utsatt for tilfeldige variasjon ”*



## BOKS 1: SAMMENHENGEN MELLOM BÆREEVNE OG HABITATKVALITET

Innenfor økologien har man i lang tid benyttet statistiske modeller for å beskrive hvordan ulike miljøforhold og menneskelig aktivitet påvirker hvor dyrene beveger og oppholder seg. Slike modeller kalles gjerne habitategnethetsmodeller. Basert på disse modellene ønsker man å karakterisere et områdes egnethet for den aktuelle dyrearten. For villrein har man utviklet slike modeller for enkelte områder, men også felles modeller som beskriver den relative habitatkvaliteten i de ulike villreinområdene sammenliknet med de andre.

Som begrepet habitategnethetsmodeller antyder, innebærer dette at man forventer at det er en sammenheng mellom hvordan individene benytter seg av et område og hva de oppnår i form av reproduksjon og overlevelse. I sum betyr dette at bestander som har store områder med godt egnet habitat forventes å ha en høyere bæreevne enn bestander med mindre områder. I de aller fleste tilfeller hvor slike modeller har blitt utviklet har man ikke hatt mulighet til å undersøke disse antagelsene. Slike studier er derfor svært sentrale for å bedre forstå hvordan habitategnethetsmodelleringen kan relateres til bestandsmessige parametere, så som individers evne til å overleve og reprodusere samt bestandens bæreevne.

Vi undersøkte denne sammenhengen for villrein i Sør-Norge, ved å kombinere tilgjengelig bestandsovervåkingsdata (minimumstillinger) med eksisterende habitategnethetsmodeller for villrein i Sør-Norge. Habitategnethetsmodellen vi benyttet som et utgangspunkt er basert på data fra villreinbestander i Sør-Norge. I tillegg til biologiske og terrengmessige faktorer inneholder disse modellene informasjon om infrastruktur og forstyrrelser i landskapet. Slik vil verdien av et område forringes dersom det for eksempel er en vei i nærheten som fører til at området blir mindre benyttet. Tilsvarende vil det være for andre faktorer som påvirker villreinens arealbruk i området. Basert på habitategnethetskartene beregnet vi en kumulativ habitatverdi for hvert av villreinområdene som ble benyttet til å etablere modellen. Dette ble gjort ved å summere verdien for hver kvadratkilometer-rute

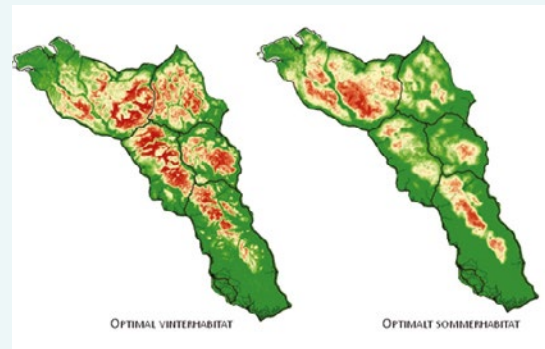
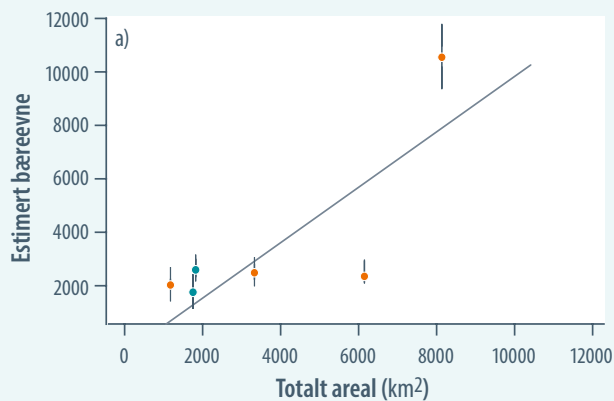
over hele forvaltningsområdet. Et områdes verdi vil derfor være et produkt av områdets totale areal og den gjennomsnittlige habitategnethetsverdien for området. Merk at denne tilnærmingen medfører at alle faktorer som trekker ned habitategnethetsverdien (inkludert fragmenteringseffekter og forstyrrelse) vil påvirke områdets verdi negativt.

Vi benyttet så egne statistiske modeller til å estimere områdenes bæreevne, basert på tidsseriemodellering av tilgjengelig overvåkingsdata fra Hardangervidda, Setesdalen, Rondane Nord og Snøhetta. Resultatene viste at det var en nær sammenheng mellom estimert bæreevne og habitategnethets-indeksen for vinteren (**Figur b**), og at denne sammenhengen var langt sterkere enn sammenhengen for sommer-indeksen (**Figur c**). Det var også som forventet en positiv sammenheng mellom tellende areal og estimert bæreevne (**Figur a**), men ikke like sterk som sammenhengen med vinter-indeksen (**Figur b**). Som en ekstra sjekk på modellens evne til å beskrive sammenhengen mellom habitategnethet og bæreevne brukte vi habitategnethetsmodellen til å predikere vinter-indeks for to områder som ikke var med i den opprinnelige modellen (Forolhogna og Knutshø). Generelt plasserte disse områdene seg som forventet når vi gjorde samme øvelse som over for disse bestandene. Selv om det fortsatt er stort kunnskapsbehov når det gjelder å forstå de bestandsdynamiske effektene av habitatfragmentering for villreinen er disse analysene de første til å vise en direkte relasjon mellom bæreevne og hvordan habitategnetheten påvirkes av forstyrrelser. Våre modeller viser også hvordan ulik tilgang til årstidsbeiter gjør at bæreevnen (dyr pr. kvadratkilometer) i de ulike områdene blir svært ulik.

som små bestander er utsatt for vil redusere den gjennomsnittlige bestandstilveksten, selv om det for enkelte år kan slå heldig ut.

Alle bestander av ville dyr er påvirket av tidsmessig variasjon i sitt naturmiljø. En viktig kilde til slik variasjon er vær og klima. I utgangspunktet vil både små og store bestander påvirkes likt av slik miljøvariasjon. Likevel vil det ofte være slik at bestander hvor bestandstettheten er nært områdets bæreevne vil være mer påvirket av vær og klima, siden de allerede er påvirket av næringskonkurranse. Videre vil bestander med et begrenset utbredelsesområde forventes å respondere sterkere, siden disse i mindre grad vil ha muligheten til å ender arealbruken som en respons på ugunstige klimatiske forhold. En reinsdyrbestand som kun har tilgang til et lite begrenset vinterbeiteområde forventes derfor å være mer påvirket av for eksempel variasjoner i snømengden enn en bestand som har tilgang til alternative beiteområder.

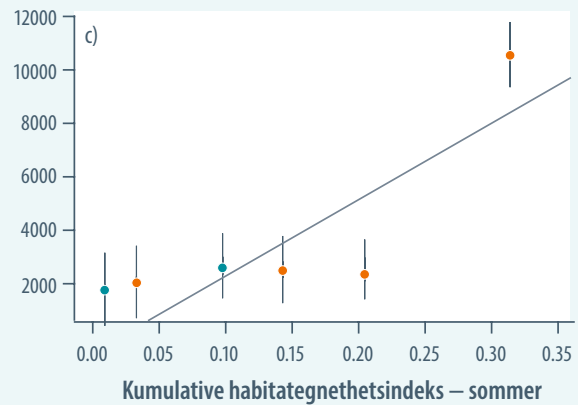
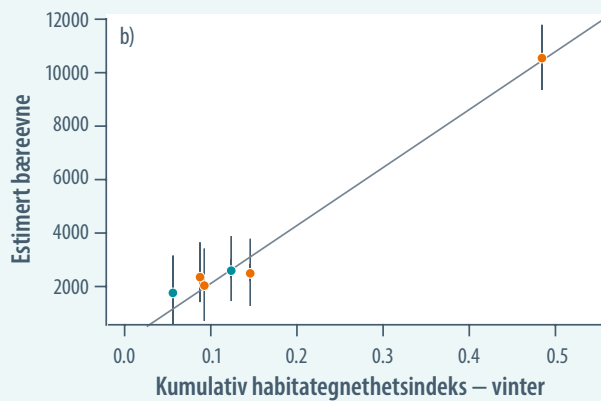




Eksempel på tilgang til optimalt vinter- og sommerhabitat innen Dovrefjellsregionen.

Rød farge = høyest verdi, grønn farge = lavest verdi.

Legg merke til tydelige årstidsforskjeller på verdien i Knutshø og Rondane. (Kilde: NINA-Rapport 1013).



Sammenheng mellom områdenes bæreevne og mengden egnet habitat. I figur a) er bæreevnen skalert mot det totale arealet på villreinområdet, mens det i figur b) og c) er skalert mot henholdsvis mengden tilgjengelig vinter (b) og sommer-habitat (c). Se teksten i Boks 1 for nærmere beskrivelse av tilnærmingen. Røde/oransje sirkler indikerer områder som ble benyttet til å lage modellen, mens blå sirkler er prediksjoner for områder som ikke ble benyttet til å lage modellen.

Når det området en bestand kan benytte blir redusert i størrelse og isolert fra andre områder kan man derfor forvente tre sammenkoblede effekter:

- Reduksjonen i totalt tilgjengelig habitat (og derfor også beiteressurser) vil føre til at miljøets totale bæreevne reduseres. Dette fører til at man kan forvente at den gjennomsnittlige bestandsstørrelsen reduseres. Hvorvidt man observerer dette siste vil i stor grad også avhenge av de forvaltningsmessige mål som settes. Villreinbestandene forvaltes i dag ved moderate tettheter, noe som vil bidra til å maskere effektene av redusert habitattilgang.
- Når den gjennomsnittlige bestandsstørrelsen reduseres til under et visst nivå vil tilfeldige hendelser knyttet til enkeltindivider i bestanden få større effekt på bestandstilveksten. Man forventer altså at variasjonen i bestandstilvekst mellom år øker for små bestander. Denne økte variabiliteten vil generelt føre til at den gjennomsnittlig bestandstilveksten avtar.
- Selv om man generelt forventer at en bestands reaksjon på variasjon i naturmiljøet (f.eks. mellomårvariasjon i været i kritiske faser) er uavhengig av bestandsstørrelse, forventer man likevel at en bestand som er nærmere miljøets bæreevne er mer utsatt for slik variasjon. I tillegg kan man forvente at bestander som har små områder tilgjengelig vil være mer utsatt for slik variasjon, siden de har liten bufringskapasitet da de i liten grad kan benytte andre ressurser.

## 6 Jaktforvaltning og fragmentering

Villreinbestandene har i stor grad vært forvaltet som biologiske enheter. Dette i motsetning til elg, hjort og rådyr hvor forvaltningen i langt større grad følger administrative grenser (kommune, fylke eller nasjonale grenser). Det faktum at villreinforvaltningen på et tidlig tidspunkt fikk en organiseringsform som mer eller mindre samsvarer med det biologiske leveområdet har vært viktig for måloppnåelsen i bestandsforvaltningen.

*Fragmentering av villreinbestandene har skjedd gradvis og er et resultat av mange inngrep over lang tid”*

Fragmentering av villreinbestandene har skjedd gradvis, og er et resultat av mange inngrep over lang tid. I løpet av de siste 30 – 40 årene har det skjedd en ytterlig fragmentering av leveområdene, og denne fragmenteringen har bidratt til å komplisere bestandsforvaltningen. Flere av villreinområdene består i dag av mer enn én bestandsenhet.

Fragmentering kan påvirke grunnlaget for bestandsforvaltningen på flere vis. Fragmentering kan gradvis og over tid føre til en oppdeling av bestandene og et misforhold mellom jaktkvoter og lokal bestandsstørrelse. Plutselige og uventa endringer i bestandsstørrelsen kan oppstå som følge av at dyr forflytter seg over barrierer og mellom delbestander. Uventa endringer i bestandsstørrelse kan også oppstå som følge av større ulykker som delvis eller helt kan være et resultat av at dyrene ikke kan gjennomføre sine naturlige vandringer mellom årstidsbeitene. Generelt vil ulykker og katastrofelignende tilfeller av dødelighet ha større effekter i små og isolerte bestander.

*Generelt vil ulykker og katastrofelignende tilfeller av dødelighet ha større effekter i små og isolerte bestander”*

Ett hovedpoeng er at større og uventa endringer i dyretallet vil medføre at det er et misforhold mellom jaktkvoter og bestandsstørrelse dersom endringene i bestandsstørrelsen ikke oppdages fort nok. Vi viser med et eksempel fra Setesdal Vesthei (se **Boks 3**) at jakteffektiviteten kan være relativt stor selv om bestanden allerede er i nedgang. Høy jakteffektivitet vil i slike tilfeller bidra til å redusere tetthetsavhengigheten i jaktuttaket, noe som i sin tur vil destabilisere bestanden ved at høstingsraten overstiger bestandstilveksten og kan medføre uønska og potensielt også dramatiske endringer i bestandsstørrelsen.

I noen grad har man lyktes med å etablere lokale ordninger for å kompensere for effektene av fragmentering. I enkelte tilfeller har man hatt nok kunnskap om bestandene og effektene av fragmenteringen har stort sett vært at en har fått en mer krevende oppgave i form av overvåkning og justeringer av jaktkvoter. I andre tilfeller har kunnskapen vært mangelfull og medført at bestandene har blitt dramatisk redusert fordi en ikke har klart å tilpasse jaktkvotene som følge av at oppdelingen av leveområdene har kommet som en gradvis og snikende prosess over mange år.



## Fragmentering og jaktforvaltning i Langfjella

*”Begge delbestander er nå i vekst og forvaltes som to separate delbestander”*

Mot slutten av 1990-tallet var bestanden av villrein i Setesdalsheiene stor og det ble igangsatt en reduksjonsavskytning for å redusere antall reinsdyr og for å øke kondisjonen til dyrene i bestanden. Det er god grunn til å tro at bestandsstørrelsen i sørområdet på dette tidspunkt var et resultat av innvandring fra nordområdet. Mot slutten av 1990-tallet medførte de store jaktkvotene at bestandsstørrelsen sankt merkbart i nordområdet. Innvandring til sørområdet medførte at man trodde at bestanden var større enn den reelt sett var. Jaktkvotene ble derfor beholdt på et høyt nivå og medførte til slutt at bestanden i begge delområder falt dramatisk og det ble etterhvert nødvendig å innføre sterke begrensninger på jaktuttaket. Begge delbestander er nå i vekst og forvaltes som to separate delbestander.

I historisk tid har villreinbestanden i Nordfjella vært naturlig knyttet til Hardangervidda. På slutten av 1970-tallet var bestanden på Hardangervidda svært stor. Vinterbeitene var på dette tidspunkt sterkt nedslitt etter to perioder med overbeiting. Dataseriene fra denne tiden er dessverre mangelfulle, men trolig var utvandringen til Nordfjella også et resultat av vanskelige snøforhold på sentralvidda. Rv7 var ennå ikke åpnet for vintertrafikk og mer enn 15 000 reinsdyr vandret inn i områder som administrativt ligger under Nordfjella. Ca. 10 000 av disse vandret ned på Hardangervidda igjen, resten ble stående på Nordfjellaterreng. Det ble iverksatt reduksjonsavskytninger både i Nordfjella og på Hardangervidda og situasjonen kom etterhvert under kontroll, men med den følge at mye av de stedegne dyra i Nordfjella ble skutt ut.

*”Følgene av dette ble at de nordlige områdene på Hardangervidda ikke lenger fikk tilført dyr fra de sentrale områdene på vidda”*

Fram gjennom 1970- og 1980-tallet medførte tekniske inngrep store endringer i disse fjellområdene og en hel serie med vannkraftutbyggingsprosjekter, framføring av vegger, slik som bygging av Rv50 og vinteråpning av Rv7 medførte at fragmenteringen av området ble forsterket. Følgene av dette ble at de nordlige områdene på Hardangervidda ikke lenger fikk tilført dyr fra de sentrale områdene på vidda. Over tid har jakt i dette området medført at det tidligere og årvisse bukketrekket fra Jøkulområdet og inn på Hardangervidda har opphørt. Kombinasjonen av jakt, barrieren over Rv7, Rv50, og trolig også en mer redusert arealbruk på Hardangervidda sommerstid har over tid medført at hele arealet nord for Rv7 på Hardangervidda har gått ut av bruk.

Tilsvarende ble dyra som holdt til sør for Rv50 gradvis å regne som en mer lokal og isolert bestand. Jakttrykket i dette området medførte at dyretallet sank her og det ble innført ulikt bakgrunnsareal for tildeling av jaktkvotene. Områdene sør for Rv50 har etter denne tid hatt svært få reinsdyr.

Dette endret seg i 2001 etter at mer enn 1000 dyr vandret sørover fra nordområdet i Nordfjella. Disse dyrene krysset barrierene ved Geitryggen og etablerte seg etterhvert også i områder som administrativt ligger under Hardangervidda. Etter noen år, vandret omtrent 500 av disse dyrene tilbake over Geitryggen. Forvaltningen i Nordfjella har til en viss grad klart å justere jaktkvoter og det stedsvisе jaktuttaket med å endre bakgrunnsarealet for jaktkvoten.

## Fragmentering og jaktforvaltning i Dovre-Rondane

Også i Snøhetta har perioder med sterk avskyting og fragmentering av leveområdene gjennom utbygging hatt langvarige effekter på bestandsstørrelse og utbredelse. I Snøhetta ble det igangsatt reduksjonsavskyting etter at bestanden var i sterk vekst fram gjennom 1950-tallet. Den gang fulgte ikke jakta prinsippene om retta avskyting, og jaktuttaket ble fordelt over hele området. En periode med høy avskyting og stor naturlig dødelighet ga en betydelig bestandsreduksjon, særlig i områdene vest for Aursjøen og Torbudalen. Disse områdene ble lenge regnet for å være bukkeområder og det var først etter lengre tids oppbygging av simlesegmentet at en fikk tilbake villreinbestanden i vestområdet. Snøhetta vest har en tydelig miljøgradient med vinterbeiter i øst og mer snørike og utprega sommerbeiter i vest. Dyrene må krysse Stordalen i løpet av denne årstidsvandringen. Kontakten mot østområdet er i dag svært begrenset på grunn av barrieren ved Aursjøen og Torbudalen. Ett stor snøras i Svarthø tok livet av ca. 250 reinsdyr i 2005. Dette utgjorde omtrent 50 % av villreinstammen i vestområdet. Raset gikk i mars og dyrene oppholdt seg i et område som må kunne beskrives som et typisk sommerbeiteområde. Ulykken ble fort kjent og forvaltningen klarte å ta hensyn til dette gjennom å redusere jaktkvotene i vestområdet. Situasjonen i Snøhetta illustrerer både behovet for en løpende overvåkning og behovet for å kunne endre jaktuttaket raskt. Raset i vestområdet er også et eksempel på at enkeltstående hendelser kan ha stor betydning i små og isolerte bestander som ikke lenger kan vandre fritt på tvers av de naturlige miljøgradientene mellom sommer og vinterområder.

Rondane er som tidligere nevnt delt i 2- 3 adskilte bestandsfragmenter. I sørområdet trekker dyra ned i skogsområdene på seinvinteren og endel av stammen har tilhold under skoggrensa i store deler av barmarksesongen. På østsida av Rondanemassivet er Vulufjell i dag å betrakte som en mer eller mindre selvstendig bestandsenhet, men med endel utveksling og sammenblanding med dyr fra sørområdet når de trekker nordover og over Venabygdsvegen. Utvekslingen med områdene nord for Rondanemassivet er trolig minimal. Over tid har en opplevd uventa bestandsendringer både i Rondane nord og i sørområdet. Pr. i dag er det usikkert i hvilken grad dette skyldes utvandring til

”Kontakten mot østområdet er i dag svært begrenset på grunn av barrieren ved Aursjøen og i Torbudalen”

### BOKS 2: BESTANDSOVERVÅKNING AV VILLREIN

De største villreinområdene inngår i det nasjonale overvåkningsprogrammet for hjortevilt og data fra dette programmet brukes aktivt i femårige bestandsplaner som utarbeides av villreinutvalgene og ligger til grunn for den løpende bestandsforvaltningen. Målsetningene som ligger til grunn for forvaltningen av villrein er relativt presist formulert og omfatter mål om å stabilisere veksten i bestandene og bestandenes kjønns- og alderssammensetning. I tillegg til dette har de fleste områdene også mål om å forbedre eller opprettholde bestandenes kondisjon og produksjonsevne på et høyt nivå. Bestandsplanene er langt mindre utviklet når det gjelder hensynet til villreinens leveområder og det er først gjennom utarbeidelsen av de regionale planene og handlingsprogrammene som følger disse at en har fått et felles

planverk rettet mot å bevare leveområdene. I noen tilfeller har disse planene også mål om å etablere avbøtende tiltak og tilrettelegging som tar sikte på å forbedre reinsdyras vandringsmuligheter.

I fraværet av store rovdyr er jakt den viktigste faktoren som opprettholder en balanse mellom veksten i villreinbestandene og beite. Over tid har hovedmålsettingen i villreinforvaltningen vært å regulere bestandene på moderate nivå. Dette har vært gjort av hensyn til dyrenes kondisjon, beitekvaliteten og i noe monn forvaltningens evne til å begrense bestandsveksten dersom bestandene kommer opp i store og vanskelig kontrollerbare tettheter.

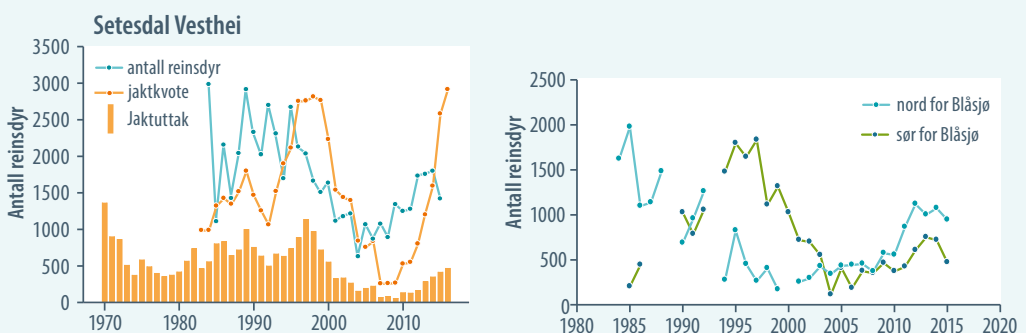
Sølnkletten hvor en betydelig del av villreinstammen også bruker arealer under skog-grensa gjennom store deler av året.

Forvaltningssituasjonen i Rondane er preget av denne situasjonen og av at bestandene er mer eller mindre adskilte, at inn / utvandring mot Sølnkletten er ukjent og at det til tider av året er svært vanskelig å få oversikt over bestandene siden en betydelig andel av bestandene står i skogsterreng. I løpet av de siste årene har det også blitt økende usikkerhet om store rovdyrs eventuelle betydning i disse områdene.

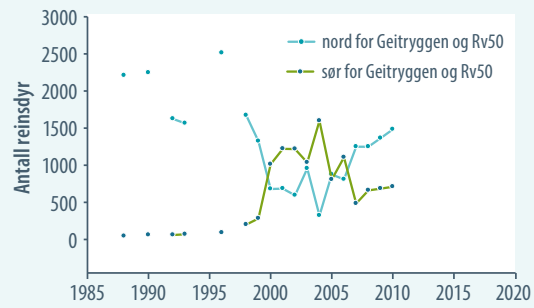
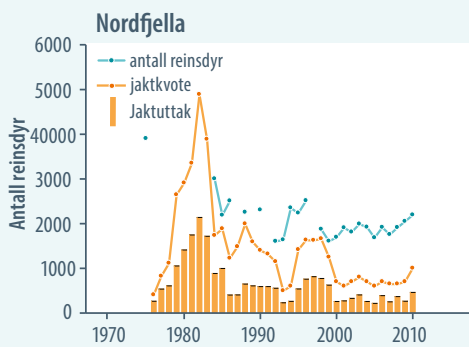
### BOKS 3: EKSEMPLER PÅ UVENTEDE BESTANDSENDINGER I FRAGMENTERTE BESTANDER

Fragmentering kan påvirke grunnlaget for bestandsforvaltningen på flere vis. Plutselige og uventede endringer i bestandsstørrelsen oppstår som følge av at dyr forflytter seg over barrierer eller mellom delbestander. Uventede endringer kan også oppstå som følge av større ulykker som delvis eller helt kan være et resultat av at dyrene ikke kan gjennomføre sine naturlige vandringer mellom årstidsbeitene. Generelt vil også ulykker og katastrofelignende tilfeller av dødelighet ha større effekter i små og isolerte bestander. Dette gjelder særlig fordi villreinen er flokklevende. Et viktig poeng er at store uventede endringer i bestandsstørrelsen vil medføre at det fort blir et misforhold mellom jaktkvoter og bestandsstørrelse. Dersom endringene i bestandsstørrelsen oppdages fort nok kan dette unngås. Høy jakteffektivitet vil i slike tilfeller bidra til å redusere tetthetsavhengigheten i jaktuttaket, noe som i sin tur vil destabilisere bestanden ved at høstingsraten overstiger bestandsveksten og kan medføre uønska og potensielt også dramatiske endringer i bestandsstørrelsen.

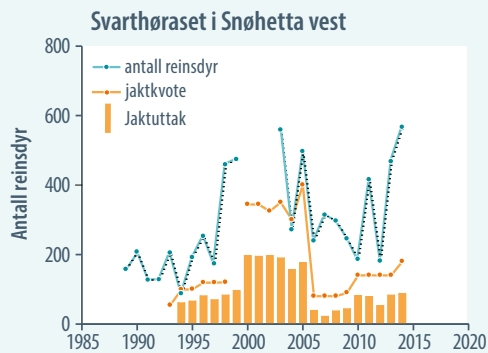
I figurene under har vi illustrert eksempler på slike uventede endringer og hvordan disse har påvirket de observerte bestandsforløpene.



Antall reinsdyr, jaktkvote og jaktuttak i Setesdal Vesthei (venstre figurpanel). Antall villrein i Setesdal Vesthei har variert betraktelig gjennom perioden, noe som dels skyldes en ikke planlagt bestandsnedgang som ble initiert ved at en først overbeskattet bestanden nord for Blåsjø (høyre figurpanel), deretter i områdene sør for Blåsjø (høyre figurpanel). Bakgrunnen for dette var at en regnet dette for å være en sammenhengende bestand mens både utbyggingen av Blåsjø og Svartevannsmagasinet i realiteten hadde medført en deling av bestanden.



Plutselige og uventa endringer i bestandsstørrelsen kan påvirke jaktforvaltningen. I Nordfjella skjedde dette i forbindelse med inn- og utvandring mellom delbestandene (venstre figurpanel). Antall reinsdyr i totalbestanden jaktkvoter og jaktuttak. I høyre figurpanel har vi vist antall reinsdyr funnet på tellinger nord for Geitryggen og Rv50, og i områdene sør for denne barrieren.



Effekten av Svarthøraset i Snøhetta vest. Vinteren 2005 medførte dette en halvering av bestandsstørrelsen i vestområdet. Ulykken ble imidlertid raskt kjent slik at jaktkvoter og jaktuttak kunne tilpasses til den nye bestandsstørrelsen.

## 7 Biologisk usikkerhet

Innenfor økologien generelt vet man at tilfeldig variasjon gjør det vanskelig eller umulig å nøyaktig forutsi hvor stor en bestand vil være framover i tid. Dette ble nærmere beskrevet i kapittelet om «Habitattingang og områdenes bæreevne», hvor vi beskrev to ulike former for slik tilfeldig variasjon (miljømessig og demografisk). Slik variasjon vil medføre at vi i liten grad kan forutsi nøyaktig størrelse på en dyrestand fram i tid, selv om miljøforholdene ikke skulle forandre seg.

”Denne usikkerheten er knyttet til vår forståelse, eller mangel på forståelse, av de biologiske mekanismer som påvirker bestandsutviklingen”

Men når vi ønsker å predikere eller lage en prognose fram i tid er vi vanligvis også oppatt av hvordan prognosen påvirkes av endringer i miljøforhold (f.eks. klimaendringer) eller forvaltningsbeslutninger (jaktforvaltning eller utbygging av ny infrastruktur). I dette tilfellet vil enda en type usikkerhet melde seg. Denne usikkerheten er knyttet til vår forståelse, eller mangel på forståelse, av de biologiske mekanismer som påvirker bestandsutviklingen. Dersom vi for eksempel ønsker å forutsi effekten av endret jaktforvaltning vil denne prognosen inneholde usikkerhet knyttet til hvordan bestanden responderer på et gitt jaktuttak. Dette vil blant annet henge sammen med kjønns- og aldersstrukturen på jaktuttaket, hvorvidt deler av jaktuttaket kompenseres ved økt innvandring av individer fra andre bestander eller redusert dødelighet osv.

Avhengig av hvilket konkret spørsmål man fokuserer på kan denne usikkerheten være stor eller liten. Viktig er det også å merke seg at dersom effekten man studerer er relativt svak eller virker over lang tid er den vanskeligere å beregne. Likeså vil det også være vanskelig å isolere en bestemt prosess siden mange prosesser ofte virker samtidig. Dette kan man for eksempel tenke seg er tilfellet dersom man ønsker å studere hvordan en nyanlagt veg påvirker reinsdyrbestandens bæreevne, og det skal gjerne svært detaljerte data til for å besvare dette på en direkte måte. For det første vil ofte bæreevnen variere mellom år som følge av værmessige forhold. I tillegg må vanligvis tettheten av dyr være over et visst nivå (ref. kap 6) før vi ser effekter av tetthetsavhengig matkonkurranse mellom individene. Av den grunn er det heller ikke nødvendigvis tilstrekkelig med detaljerte data, og ofte vil man være avhengig av at man gjør et eksperiment for å avdekke årsaks-virkningsforhold.

”Basert på disse modellene har vi vært i stand til å estimere rekrutteringsrater og naturlig dødelighet for et utvalg villreinområder”

Slik usikkerhet har konsekvenser både for forskning og forvaltning av villrein. Den første tilnærmingen kan være å benytte mer avanserte statistiske modeller for å avdekke forhold som ikke nødvendigvis er enkelt observerbare i rådataene. Vi har gjennomført en slik modellering (se **Boks 4**) hvor vi har utviklet såkalte integrerte populasjonsmodeller (eller mer generelt hierarkiske populasjonsmodeller). Basert på disse modellene har vi vært i stand til å estimere rekrutteringsrater og naturlig dødelighet for et utvalg villreinområder. Simuleringene vi gjorde avdekket imidlertid også at denne typen modeller kan være sårbare dersom forutsetningene for modellene ikke oppfylles. Dersom man samlet inn data som gjorde det mulig å undersøke hvor godt de bestandsstrukturer man leser ut fra overåkningsdataene reelt sett gjenspeiler bestandsstrukturen ville dette vært til stor nytte når man benytter disse modellene. Ulike kategorier dyr kan være under- eller overrepresenterte i datamaterialet både dersom de flokkene man finner ikke er representative for bestanden eller dersom man klassifiserer dyrene feil når man





går gjennom bildematerialet i etterkant av feltarbeidet. På sikt vil disse modellene være gode verktøy innenfor villreinforvaltningen, og vil potensielt kunne benyttes til å avdekke hvordan fragmentering og forstyrrelser påvirker overlevelse og rekruttering.

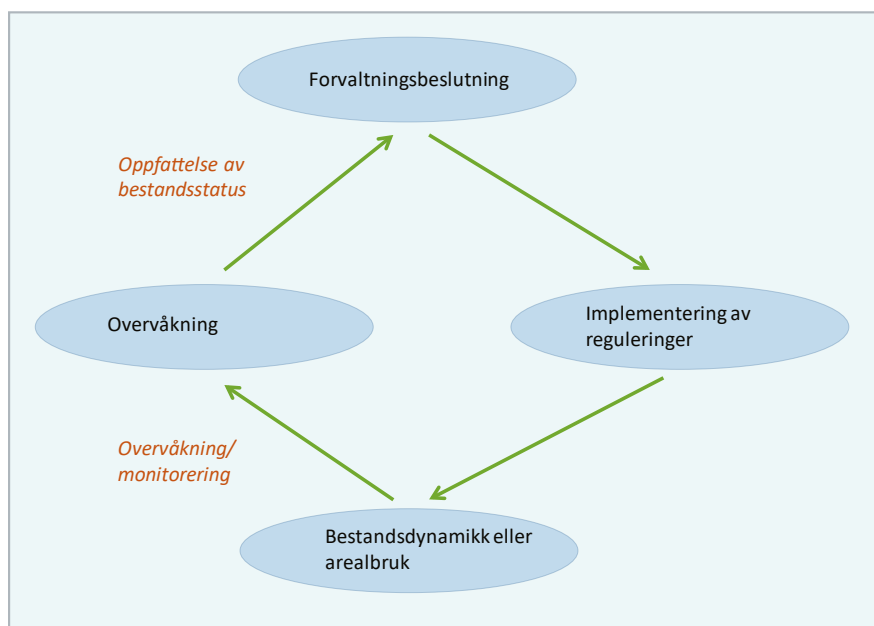
For å bedre kunnskapen om effekten av fragmentering og forstyrrelser på bestandsdynamikk og demografiske prosesser kan det være formålstjenelig å foreta en grundig vurdering av hvilke parametere man skal overvåke i tiden framover. Overvåkningsprogrammet for villrein ble i utgangspunktet designet for å overvåke bestandsutviklingen relatert til jakt- og overbeite-problematikk. Selv om det uten tvil har kommet mye nyttig informasjon ut fra generelle overvåkningsprogram er det liten tvil om at programmer hvor man klart formulerer hvorfor man overvåker i større grad kan hjelpe oss å si noe om hva som skal overvåkes og endelig hvordan dette skal overvåkes. Som beskrevet i tidligere kapittel er det en rekke parametere som kan være egnet å overvåke, enten som tillegg eller som alternativer til dagens program.

”Det vil også være en fordel om man følger en eksperimentell protokoll når man treffer ulike forvaltningstiltak, i alle fall så langt det lar seg gjøre”

Som beskrevet tidligere er det imidlertid ikke alltid nok med detaljerte data for å avdekke årsak-virkningsforhold. Det vil også være en fordel om man følger en eksperimentell protokoll når man treffer ulike forvaltningstiltak, i alle fall så langt det lar seg gjøre. Dette er selvsagt noe som har blitt framholdt i en rekke sammenhenger, men er fortsatt like aktuelt. Både teoretiske og virkelige studier har vist at dette er en svært effektiv metode for å redusere den biologiske usikkerheten.

I tillegg til den biologiske usikkerheten og vår mangelfulle forståelse av de bestandsdynamiske prosessene er det også andre usikkerheter i forvaltningen som ytterligere kompliserer (Figur 4). For det første vil det være slik at selv om vi skulle ha veldig god forståelse av de bestandsdynamiske prosessene vil den informasjonen som er tilgjengelig når man treffer en beslutning være filtrert gjennom et overvåkningsprogram. Vi foretar altså ikke beslutningen basert på tilstanden til villreinbestanden direkte, men

**Figur 4.** I en forenklet forvaltningssyklus vil forvaltningsbeslutninger komme som en følge av observasjoner gjort innenfor et overvåkningsprogram. De beslutninger som treffes vil videre i større eller mindre grad implementeres, og det er denne implementeringen som påvirker de populasjonsdynamiske prosessene. Som beskrevet i hovedteksten er det ofte betydelig usikkerhet knyttet til flere ledd.



vår oppfattelse av situasjonen basert på tilgjengelig overvåkning. Når det gjelder jaktforvaltningen betyr dette at selv om vi skulle vite nøyaktig hvordan villreinbestanden responderer på et uttak av 25% av bestanden så vil usikkerhet i overvåkingen føre til at vi ikke vet nøyaktig hvor mange dyr man kan felle dersom man ønsker å ta ut 25% av bestanden. Den siste usikkerheten er relatert til selve implementeringen av forvaltningsbeslutningen. Dersom man igjen relaterer dette til jaktforvaltningen betyr dette at det vil være en usikkerhet knyttet til hvor mange dyr som felles også etter at kvoter og romlig fordeling av disse er bestemt.

I sum betyr dette at man i en forvaltningssammenheng blir nødt til å forholde seg til både biologisk usikkerhet og usikkerhet knyttet til hvordan en gitt kvote påvirker det reelle jaktuttaket. I slike sammenhenger har man ofte anbefalt at man følger et adaptivt forvaltningsregime, hvor man eksplisitt lærer av de beslutninger man tar og derfor i større og større grad blir i stand til å treffe presise beslutninger. Fra forskning på jakt og høsting vet man også at jo større usikkerhet det er knyttet til de biologiske prosesser samt overvåkingen, jo større grunn er det til å innta en føre-var holdning og søke løsninger som er robuste mot usikkerhet.

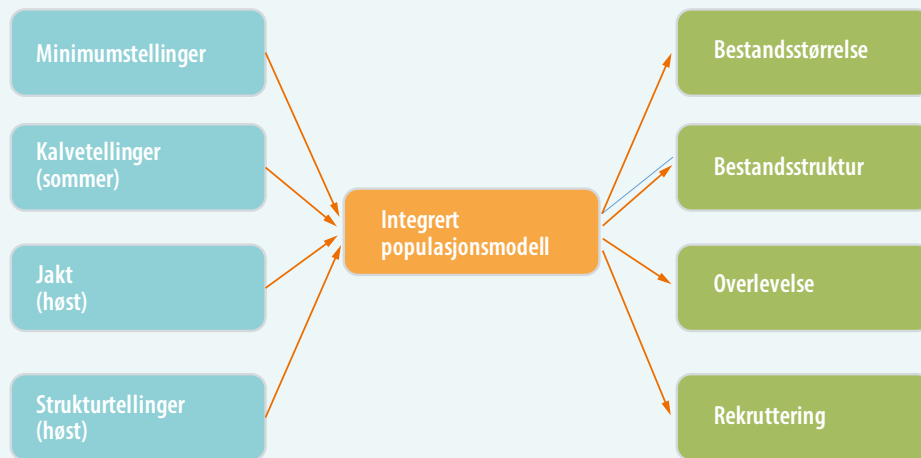
#### BOKS 4: BEREGNING AV DEMOGRAFISKE RATER BASERT PÅ OVERVÅKNINGSDATA FRA VILLREIN

Dagens bestandsovervåking av villrein består av en kombinasjon av flere aktiviteter, inkludert observasjoner av bestandsstrukturen om høsten (strukturteLLinger), observasjoner av andelen kalv i kalvetellingene gjennomført i juli, samt overvåking av kondisjon og alder på felte dyr. I tillegg føres det statistikk over antall, kjønn og alder på dyr skutt under jakta. I mange områder gjennomføres det dessuten såkalte minimumstellingene hvor formålet er å oppnå et så godt bilde som mulig på antall dyr i bestanden.

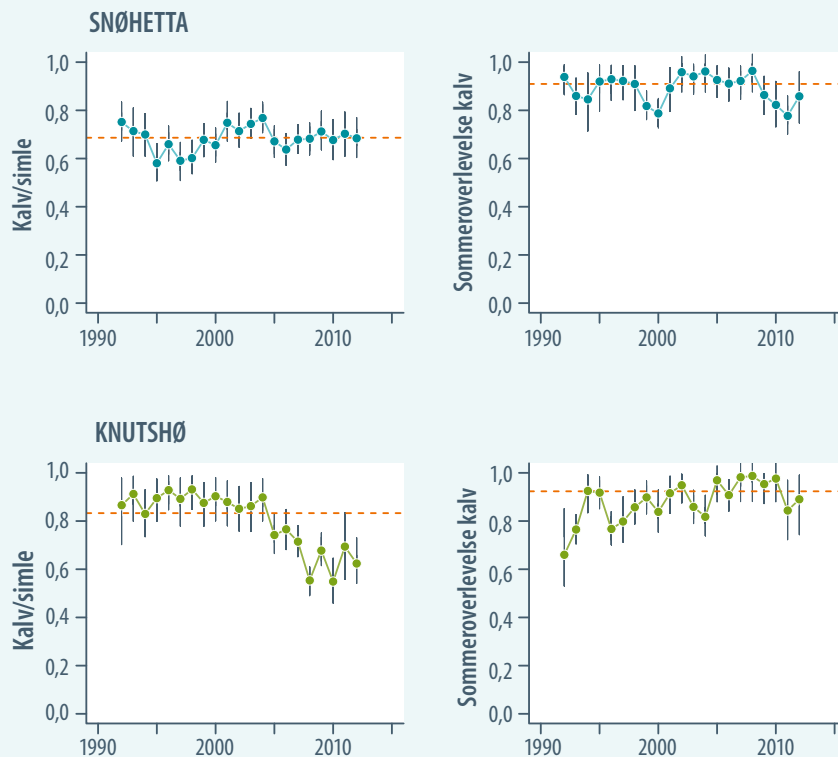
Disse datasettene blir gjerne analysert separat og benyttes til å belyse ulike forhold knyttet til villreinens demografi og bestandsdynamikk. En alternativ tilnærming er å sette opp statistiske modeller hvor man eksplisitt nyttiggjør seg alle datasettene i en felles populasjonsmodell. En slik øvelse er krevende, og dersom det er skjevheter i de ulike datasettene vil dette også manifestere seg i skjevheter i resultatene. Fordelen med tilnærmingen er at man potensielt kan beregne bestandstetthet, rekrutteringsrater og overlevelsesheter samtidig i en felles modell og dra nytte av alle data som er samla inn. Dette er en måte å utnytte data på som har blitt mer og mer vanlig innenfor økologisk forskning og overvåking.

Vi konstruerte en slik bestandsmodell for typiske data som finnes fra villreinområder i Norge (Figur øverst på neste side). Først gjennomførte vi omfattende modellsimuleringer for å avdekke hvor sårbar modellen er dersom forutsetningene ikke oppfylles. Generelt ser vi at dersom minimumstellingene alltid er for lave vil ikke modellrammeverket rette opp hele denne effekten dersom formålet er å beregne størrelsen på bestanden. Så lenge man finner i snitt 70% av bestanden vil dette gi relativt liten effekt på estimert overlevelse og rekruttering. Tilsvarende vil beregnet overlevelse og rekruttering bli feil dersom noen av gruppene er relativt sett mer oppdagbare slik at de utgjør en større andel av strukturteLLingene enn de gjør i den faktiske bestanden. Men dersom forskjellen i oppdagbarhet er mindre enn 10-15% vil feilen i estimert overlevelse og rekruttering være relativt liten. Dersom forutsetningene er oppfylt vil modellen være i stand til å gjenskape både overlevelse, rekruttering, bestandsstruktur og bestandsstørrelse på en svært presis måte. Generelt viser våre simuleringer at brudd på forutsetningene har en større effekt på estimert bestandsstørrelse enn på vitale rater.

Vi har også benyttet data fra villreinområdene i Snøhetta og Knutshø til å estimere demografiske rater samt bestandsstørrelse i disse populasjonene. Som beskrevet i kapittel 2. tilhører disse det som tidligere var et sammenhengende villreinområde, og som etter hvert har blitt delt opp i flere mindre områder på grunn av utbygging av veier, jernbane og annen infrastruktur i området. Når det gjelder beregningen av overlevelse og rekruttering ser det ut til at modellen gir robuste estimater. I figuren har vi illustrert dette ved å sammenlikne rekruttering (målt som antall kalv pr. voksen simle under kalvetellingene i juli) og sommeroverlevelse hos kalv (fra kalvetellingene fram til jaktstart) for perioden 1991-2013. Som det også framgår av figuren er det en klar forskjell i rekrutteringsrater mellom de to bestandene, og det er en tydelig nedgang i rekrutteringa i Knutshø i perioden etter 2005. Merk at dette er et reelt mål på antall kalv pr. simle i reprodutiv alder, og altså ikke kalv pr. simle/ungdyr slik man kan lese direkte ut av overvåkningsdataene.



Oversikt over datasett som er benyttet til modelleringen av demografiske rater (blå bokser i venstre kant av figuren), samt hvilke parametere man kan trekke ut av de integrerte populasjonsmodellene. Presisjon og nøyaktighet i estimatene er avhengig av datasettenes egnethet, som beskrevet i teksten.



Oversikt over estimert antall kalv pr. simle (venstre figurpanel) og overlevelse mellom kalvetellinger i juli og starten på jaktseasonen (høyre figurpanel) for henholdsvis Snøhetta (øverst) og Knutshø (nederst). Det er benyttet data for perioden 1991-2014 for å estimere parametere, og stiplede linjer i figurene indikerer gjennomsnittlig verdi for perioden for det aktuelle villreinområdet.

## 8 Små bestander kan få problemer fordi de er små

„Enkelte av disse har sin opprinnelse i utsatt tamrein“

Den norske villreinstammen er delt inn i 23 ulike forvaltningsenheter, hvorav 10 er fastsatt som nasjonale villreinområder (Figur 5). Disse inngår i to store Europeiske villreinregioner som er foreslått opprettet når de regionale planene er vedtatt. I tillegg til de villreinområdene vi stort sett har referert til så langt finnes det også flere mindre villreinområder (Figur 5), som i større eller mindre grad er helt atskilt fra andre områder. Enkelte av disse har sin opprinnelse i utsatt tamrein (for eksempel Oksenhalvøya og Førdefjella). Andre har sin opprinnelse i «utbrytere» fra større villreinområder. For eksempel regnes både Brattefjell-Vindeggen (område 5 i Figur 5) og Blefjell (område 6 på Figur 5) som «utløpere» fra Hardangervidda villreinområde.

Flere av de små villreinområdene dekker små arealer (Figur 6a), bestandsmålene for vinterstammen her er svært lave (Figur 6b), og det felles årlig relativt få dyr i hvert område (Figur 6c). Som vi beskrev i kapittel 3 (Habitatendringer og habitatfragmentering: mønstre og effekter) er det en rekke økologiske prosesser som påvirkes av habitatfragmentering. Allerede i 1994 påpekte den innflytelsesrike Australiske økologen Graeme Caughley at det å studere bestander som avtar i antall eller utbredelse er noe annet enn å studere



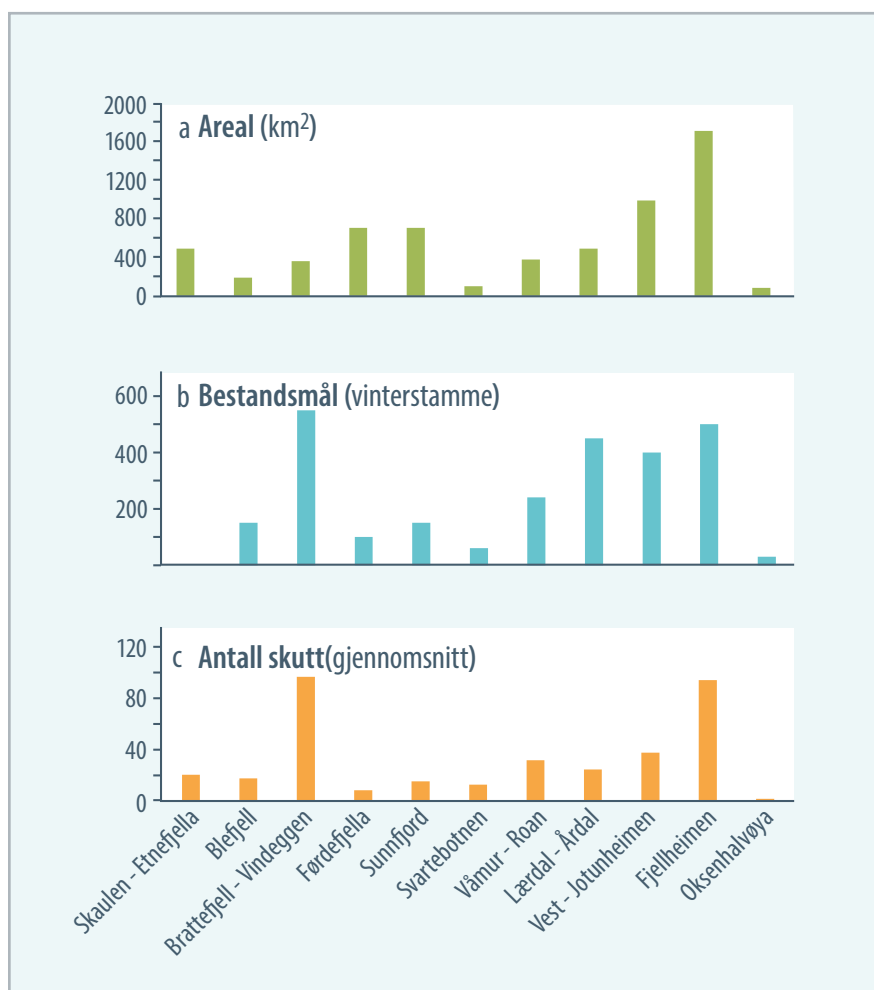
Figur 5. Oversikt over villreinområder i Norge, inkludert nasjonale villreinområder og forslag til europeiske villreinregioner.



problemene til små populasjoner. Sagt på en annen måte; når bestandene først har blitt små har de et eget sett med problemer og utfordringer som oppstår kun fordi de er fåtallig. Vi skal her gå litt nærmere gjennom disse faktorene, sett i lys av de små reinsdyrbestandene.

”Ett enkelt år kan komme godt ut, men over tid vil den tilfeldige variasjonen mellom individene i bestanden redusere bestandsveksten”

Demografiske tilfeldigheter skyldes variasjon mellom individer i reproduksjon og overlevelse. Når vi jobber med bestandsforvaltning er det gjerne gjennomsnittlig overlevelse eller kalveproduksjon for bestanden vi er interessert i. Når bestanden er stor vil tilfeldigheter og forskjeller mellom individer jevne seg ut, og man vil tendere til å ende opp på omtrent forventet overlevelse og kalveproduksjon hvert år. For små bestander vil dette ofte ikke være tilfellet. Tenk på for eksempel overlevelse for et enkelt individ som en tilfeldig hendelse, med sannsynlighet på 85%. Dersom det er veldig få individer i bestanden vil man likevel kunne observere veldig lav (for eksempel 50%) eller veldig høy (for eksempel 95%) overlevelse, selv om forventingen er den samme som for en stor bestand. Siden veksten i villreinbestanden også er veldig avhengig av bestandsstrukturen vil tilsvarende tilfeldig variasjon i bestandsstrukturen potensielt påvirke små bestander i større grad enn store bestander. Selv om man kanskje intuitivt tenker seg at disse tilfeldighetene vil jevne seg ut over tid er ikke det riktig. Ett enkelt år kan komme godt ut av denne tilfeldigheten, men over tid vil denne tilfeldige variasjonen mellom individene i bestanden alltid redusere bestandsveksten.



Figur 6. Oversikt over areal (øverst), bestandsmål (midten) og gjennomsnittlige fellingstall (nederst) for 11 små villreinområder i Norge. Oversikt over areal (km<sup>2</sup>) og bestandsmål for vinterstammen er hentet fra [www.villrein.no](http://www.villrein.no), mens fellingstall er hentet fra [www.ssb.no](http://www.ssb.no) for perioden 1995-2015.



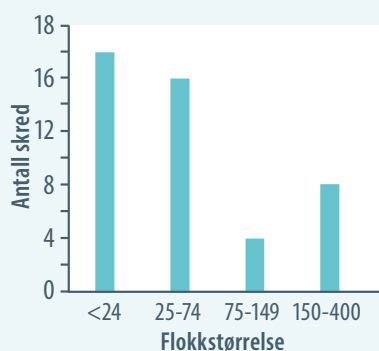
En spesiell type tilfeldighet kan oppstå fordi reinsdyr lever i større eller mindre flokker. Dette medfører at mange individer utsettes for den samme hendelsen. For eksempel har det opp gjennom tiden vært flere større snøskred som har tatt livet av mange villrein (Boks 5). Høsten 2016 var det også et eksempel på at 323 reinsdyr ble drept av lynnedslag. Dette skjedde på Hardangervidda, som er vårt største villreinområde. Selv om det selvfølgelig er en tragisk hendelse sett fra villreins side utgjør ikke dette en så stor andel av bestanden at det får store negative effekter på bestanden som helhet. Hadde tilsvarende skjedd i en av de mindre villreinbestandene kunne fort en stor andel av bestanden blitt drept og det ville kunne fått betydning for bestandens levedyktighet.

De små bestandene består ikke bare av få individer, men har også typisk små leveområder (Figur 6). Dette kan medføre at de er spesielt utsatt for utbygging av infrastruktur som fragmenterer landskapet ytterligere. De små leveområdene kan også resultere i liten mulighet til fleksibilitet i områdebruken. For eksempel kan dette medføre at dersom vinterbeitene et år utsettes for forstyrrelser eller ising, så vil ikke dyrene i små områder ha andre egnede vinterbeiter tilgjengelig. Liknende mekanismer kan selvsagt også spille inn for større bestander, men det er større sannsynlighet for at disse har alternative areal.

Et annet tema som har fått særlig oppmerksomhet i små dyrebestander er genetisk drift og innavlsproblematikk. Den genetiske strukturen hos norske villreinbestander er godt kartlagt, og sammenstilt i tidligere rapporter (se for eksempel sluttrapporten fra prosjektet «Villrein og samfunn»). Hvorvidt den pågående fragmenteringen av villrein fjellet fører til ytterligere genetisk differensiering er foreløpig lite studert.

”Hadde tilsvarende skjedd i en av de mindre villreinbestandene kunne fort en stor andel av bestanden blitt drept og det ville kunne fått betydning for bestandens levedyktighet”

#### BOKS 5: OVERSIKT OVER KJENTE SKREDULYKKER SOM HAR RAMMET REINSDYR I SØR-NORGE



Oversikt over kjente skredulykker som har rammet reinsdyr i Sør-Norge.

Vi kjenner til 39 ulike rasulykker i perioden 1970–2011. Sju av rasene rammet tamrein, og 32 av rasene gikk i villreinområder. Antall dyr som er funnet omkommet varierte fra 1 til 245. Ni av de kjente og beskrevne ulykkene i villreinområder omfattet 50 dyr eller mer. Reinsdyras flokkatferd gjør at slike ulykker har et potensial for å berøre en vesentlig del av villreinstammen, noe raset i Snøhetta vest i 2005 er et god eksempel på. Fragmentering av leveområdene gjør at en del av villreinstammene oppholder seg i landskap som er atypiske vinterbeiter og som kan være mer rasutsatt enn typiske vinterbeiteområder. Ras og andre ulykker som rammer hele flokker, som for eksempel lynnedslaget på Hardangervidda i 2016, kan ha stor betydning i de mindre villreinstammene (kilde: Øyvind Falset 2017).

## 9 Forvaltningsmessige tiltak og defragmentering

*”Fokusområder er områder som har en særlig funksjon for villreinens bestandsdynamikk eller områdebruk, og hvor det er mistanke om eller bekreftet at det er konflikter mellom hensynet til villrein og samfunnets behov”*

Hensynet til villreinens leveområde har fått stor oppmerksomhet, og bevaringen av leveområdene har gjennom de regionale arealplanene blitt nasjonal politikk hvor man forsøker å ivareta de internasjonale forpliktelsene Norge har når det gjelder bevaring av villreinen. Hovedmålene med planarbeidet har vært å sikre villreinens leveområder, og innebærer en ambisjon om «defragmentering» for å skape større sammenhengende villreinbestander. Det er de siste årene gjennomført en rekke ulike FoU-prosjekter hvor formålet har vært å fremskaffe et godt faggrunnlag for de regionale planprosessene. Et råd fra disse prosjektene er at forvaltningen bør etablere såkalte fokusområder for arealforvaltningen. Videre bør det etableres en todelt strategi for forvaltningen av villreinens leveområder som skjermer uberørte områder med lite forstyrrelser samtidig som det tilrettelegges for ferdsel og opplevelser i områder hvor slik aktivitet har liten effekt på villrein. Disse strategiene forventes å ha et potensial for økt bevaring og defragmentering samtidig som en også tilrettelegger for verdiskaping og næringsutvikling.’

Fokusområder er områder som har en særlig funksjon for villreinens bestandsdynamikk eller områdebruk, og hvor det er mistanke om eller bekreftet at det er konflikter mellom hensynet til villrein og samfunnets behov. Eksempler på fokusområder kan være områder som fungerer som kalvingsområder, trekkveier og områder hvor potensielle barrierer som forstyrrer reinens naturlige trekkemønster lett kan oppstå. I løpet av de siste åra har en kartlagt og foreslått omtrent 60 ulike geografiske områder som potensielle fokusområder. Dette er områder hvor både tap av viktige beiteområder og trekk-korridorer allerede er dokumentert, områder med høyt forstyrrelsesnivå og hvor det er dokumentert at reinsdyra viser en klar unnvikelse fra områder som i utgangspunktet har viktige funksjonskvaliteter. De foreslåtte fokusområdene omfatter også arealer hvor vegger eller annen infrastruktur er til hinder for reinsdyras naturlige vandringer.

*”En vil også få en bedre forståelse av partene i arealkonfliktene, hvilke behov de har og fremfor alt hvilke løsninger som kan finnes i hvert enkelt tilfelle”*

En tilnærming til arealforvaltningen gjennom fokusområder kan være nyttig av flere grunner, og vil blant annet bidra til en konkretisering av de aktuelle problemene i hvert tilfelle. En vil også få en bedre forståelse av partene i arealkonfliktene, hvilke behov de har og fremfor alt hvilke løsninger som kan finnes i hvert enkelt tilfelle.

Utvikling av og implementering av avbøtende tiltak er vanskelige prosesser siden tiltakene ofte vil berøre mange ulike interessegrupper. I noen tilfeller vil også tiltakene være kontroversielle fordi de kan medføre restriksjoner og økonomiske kostnader. Et nærliggende eksempel i så måte er nødvendige tiltak på Rv7 over Hardangervidda.

Så langt har vi liten erfaring med avbøtende tiltak og den reelle nytteverdien de vil ha. Det er derfor svært viktig at effektene av tiltak som igangsettes dokumenteres godt.



En forutsetning for å kunne gjøre det er at målsetningene med tiltakene defineres så presist som mulig og at det igangsettes adekvat overvåkning som dokumenterer måloppnåelsen.

*Adaptiv forvaltning innebærer at det etableres et system med veldefinerte og presise målsetninger som etterprøves gjennom overvåkning"*

I mange tilfeller vil dette best kunne gjøres innenfor rammene av et adaptivt forvaltningsregime. Adaptiv forvaltning innebærer at det etableres et system med veldefinerte og presise målsetninger som etterprøves gjennom overvåkning. Måloppnåelsen sikres gjennom justering av forvaltningspraksis dersom resultatene fra overvåkingen ikke samsvarer med målene som er satt for forvaltningen.

Effektiv implementering av kunnskap i forvaltningen fordrer at kunnskapen både er relevant, tilgjengelig og akseptert blant de som er involvert. I de ulike villreinprosjektene knyttet til utviklingen av regionale planer har man i de seinere årene lagt stor vekt på å utvikle relevans og sikre implementering av resultatene gjennom deltagende dialogprosesser i bredt sammensatte styringsgrupper for prosjektene. Prosjektaktiviteten og deltakelse i disse prosjektene har skapt oppmerksomhet rundt fokusområdene som kan danne et grunnlag for å utøve adaptiv forvaltning.

Pr. i dag er det bare i ett tilfelle det er igangsatt et avbøtende tiltak etter denne malen. Dette er ordningen med buss på Snøheimvegen i Snøhetta villreinområde. En ser også allerede nå, etter få års drift, at det er et press på bruken av veien i form av annen aktivitet som har utviklet seg parallelt med at ordningen med buss ble etablert. Ett eksempel i så måte er bruk av elektriske sykler, og diskusjoner hvorvidt dette skal være tillatt eller ikke. Andre viktige problem er hvordan en skal opprettholde bussordningen over tid og hvordan en skal skaffe økonomiske ressurser for å vedlikeholde veien på en tilfredsstillende måte.

Snøheimvegen er derfor et interessant eksempel på utfordringene med å innføre slike regimer og adaptiv forvaltning generelt. Hovedutfordringen vil være å beholde et regime som er stabilt nok til at det er formålstjenlig. Slik stabilitet forutsetter at de ulike interessegruppene har en felles overordnet målsetning og at denne legges til grunn for alle beslutninger, og videre at regimet institusjonaliseres.

*Hovedutfordringen vil være å beholde et regime som er stabilt nok til at det er formålstjenlig"*

Andre eksempler på områder hvor man har forsøkt tilsvarende tilnærming er knyttet til FoU-prosjektet som gjennomføres i Setesdal Vesthei, og i Rondane hvor en har arbeidet aktivt med å finne fram til avbøtende tiltak og tilretteleggingsmuligheter i områdene rundt Spranget og ved Gråhøgdbu. Arbeidet som gjøres ved Spranget er forøvrig en del av arbeidet med en besøksforvaltningsstrategi for Rondane Nasjonalpark og har som mål å gjenåpne trekk-korridoren over Store Ula og dermed forbedre vandringsmulighetene på vestsiden av Rondanemassivet.

Bestandsforvaltningen har på sett og vis tilnærmet seg en adaptiv forvaltningsmodell. Forvaltningsmålene er beskrevet i bestandsplanene og resultatene fra overvåkningsprogrammet og vintertellingene brukes aktivt for å vurdere måloppnåelsen. Erfaringene med dette arbeidet vil være viktig også for arealforvaltningen der de regionale planene og handlingsprogrammene innebærer en konkretisering av forvaltningsmålene. Så langt er det ikke etablert en operativ overvåkning av villreinarealene og utviklingen i

disse. Oppfølgingen av handlingsprogrammene og utviklingen av en kvalitetsnorm for villrein bør i den grad det er mulig sørge for at en slik overvåkning blir etablert.

Det samme behovet for samordning er tydelig i forhold til effektene av vannkraftutbygging og potensialet for avbøtende tiltak som kan finnes gjennom revisjon av reguleringskonsesjonene. For å nå slike mål er det viktig at villreins leveområder betraktes som økologiske enheter og at de enkelte inngrepene ses i sammenheng. En trenger også planleggings- og simuleringsverktøy som kan være rettleidende i forhold til å velge områder hvor tiltak kan forventes å være virksomme.

Det jobbes i dag med å utnytte de eksisterende GPS- datasettene i modeller som kan gi slike verktøy. Mer spesifikt så jobbes det med å utvikle et simuleringsverktøy som estimerer effektene av potensielle avbøtende tiltak eller nye arealinngrep. Arbeidet gjøres i forbindelse med et prosjekt som er spesifikt rettet inn mot å gi et bedre kunnskapsgrunnlag for revisjoner av vannkraftkonsesjoner (RenRein), men vil også ha potensial for å bli et nyttig verktøy i forbindelse med planlegging og konsekvensutredninger generelt.

”*For å nå slike mål er det viktig at villreins leveområder betraktes som økologiske enheter og at de enkelte inngrepene ses i sammenheng*”

---

# 10 Sammenhengende bestander og sykdomsspredning

De siste tiårene har det vært stor oppmerksomhet rundt aktiviteter som bidrar til å fragmentere villrein fjellet, samt eventuelle tiltak man kan sette i verk for å knytte sammen områder som har blitt oppdelt på grunn av menneskelig aktivitet. En del av de viktigste funnene er oppsummert i dette temaheftet. Den siste tiden har det imidlertid oppstått situasjoner som minner oss om at det kan være både kostnader og gevinster knyttet til alle strategier man velger.

*”Fragmentering kan her både være positivt, ved at smitten mellom dyr stoppes ved barrierer, og negativt, f.eks. ved at dyrene ikke får mulighet til å unngå smitte, blir stresset eller får dårlig ernæring”*

Vi tenker særlig på situasjonen som oppsto da prionsykdommen skrantesyke - Chronic Wasting Disease (CWD) ble påvist, for første gang i Europa, hos en reinsimle i mars 2016. Simla ble funnet i forbindelse med reinmerking i Nordfjella villreinområde i regi av NINA. Seinere har sykdommen blitt påvist hos ytterligere to reinsdyr (begge i Nordfjella), og man har funnet noe som likner hos to elg i Selbu. CWD er en svært smittsom sykdom. Den angriper sentralnervesystemet og har en langsom sykdomsutvikling. Først etter lang tids sykdom (og utskillelse av smittestoff) ser en avmagring eller endringer i atferd. I etterkant av denne påvisningen har myndighetene iverksatt omfattende kartlegging av omfanget og akutt tiltak for å begrense spredningen av sykdommen. Dette omfatter tiltak som øker barriere-effekten mellom området hvor CWD er funnet og andre områder. Så langt har vi liten kunnskap om opphav, spredning og prevalens av CWD i Norge, og vil ikke komme med klare forvaltningsanbefalinger knyttet til dette i denne rapporten.

I løpet av 2015 var vi også vitne til flere episoder med massedød hos Saigaantilope i Kasakhstan. Saigaantilopen er en nomadisk art som lever i store flokker (ofte på mange tusen individer) på gress-steppene i Sentral-Asia. Selv om utbredelsen historisk sett har vært stor er dagens utbredelse begrenset til en bestand i Kalmykia (Russland) og tre bestander i Kasakhstan. Opp gjennom historien har man observert flere episoder med massedød i saigaantilopebestandene, og ofte skjer dette på våren når hunnene samles for å kalve. I 1984 ble det registrert at om lag 67% av bestanden i Uralfjellene omkom i en slik hendelse. I 2015 ble det registrert en enda større massedød i Betpak-Dala region, og en flokk på om lag 60 000 dyr ble helt utryddet. Etter hendelsen i 2015 mener forskerne nå at sepsis (blodforgiftning) med bakterier (*Pasteurella multocida*) som finnes naturlig i dyrenes respirasjonssystemer er den endelige dødsårsaken. Hvorfor dette plutselig fører til massedød er ikke forstått så langt, men man tror at dette kan skyldes miljømessige forhold som trigger en slik endring.

*”Slik sett er det ikke usannsynlig at sykdom og parasitter blir en viktigere faktor innenfor viltforvaltningen i Norge i årene framover”*

Tilsvarende utbrudd har vært sett på moskus i Norge. Man kan tenke seg at det i slike tilfeller er *den samlede summen av belastninger* som på et gitt tidspunkt blir for stor. Her er det ofte svært mange faktorer som spiller inn, blant annet klimaendring, stress, kontakt med andre dyrearter, beiteforhold og minnerforsyning kan påvirke forekomst av infeksjonssykdommer eller grad av parasittbelastning. Fragmentering kan her både være positivt, ved at smitten mellom dyr stoppes ved barrierer, og negativt, f.eks. ved at dyrene ikke får mulighet til å unngå smitte, blir stresset eller får dårlig ernæring.



Forskning som er gjort på sammenhengen mellom klimaendringer, parasitter og sykdom indikerer at man kan forvente økt forekomst i årene framover, samt at man kan forvente introduksjon av nye parasitter og smittestoff. Slik sett er det ikke usannsynlig at sykdom og parasitter blir en viktigere faktor innenfor viltforvaltningen i Norge i årene framover. Den nye situasjonen med CWD har kastet nytt lys over hvilke potensielle utfordringer forvaltningen kan møte i dette scenariet, og vil påvirke debatten om sammenhengende bestander.

# 11 Oppsummering og anbefalinger

Det har vært et betydelig fokus på behovet for å sikre villreinens leveområder og en rekke ulike lokale GPS- merkeprosjekter har vært gjennomført for å etablere et bedre kunnskapsgrunnlag for regionale arealplaner og arbeidet med å bevare leveområdene. I vår oppsummering viser vi gjennom flere eksempler at flere av de store og nasjonale villreinområdene i dag består av to eller flere isolerte delbestander som følge av tekniske inngrep og forstyrrelser i viktige beite- og vandringsområder.

*Fragmenteringen har vært en gradvis prosess og det er summen av mange og mindre inngrep som har bidratt til dagens situasjon”*

Fragmenteringen har vært en gradvis prosess hvor det er summen av ofte mange og mindre inngrep som har bidratt til dagens situasjon. I sum har denne utviklingen bidratt til å komplisere bestandsforvaltningen. Ofte er det først i ettertid man har blitt klar over at bestandene ikke er kontinuerlige enheter. I enkelte tilfeller har høsting i delbestander medført uønska bestandsnedgang som følge av overbeskatning.

I denne sammenheng har det vært en utfordring at en ikke har hatt tilgang til metoder som tillater en robust estimering av bestandsstørrelsen eller endringer i vitale rater (overlevelse og natalitet) på ulike trinn i livssyklus. Mangelen på slike metoder har medført at de biologiske effektene av fragmenteringen og de langsiktige og utilsikta effektene av bestandsforvaltningen har vært lite kjent.

Det er i dag en overhengende fare for en ytterligere fragmentering av villreinens leveområder slik at en i framtida kommer til å forvalte et tredvetalls bestandsenheter mot dagens 23 villreinområder. Vi ser dette som særlig bekymringsfullt med tanke på de pågående og kommende klimaendringene som vil ha potensial til å endre villreinens levekår betydelig. Med dagens kunnskap er det lett å tenke seg at de predikerte klimaendringene vil medføre forverra vinterbeiteforhold. En ytterligere fragmentering av leveområdene vil også kunne medføre endringer i reinsdyras tilgang til ulike årstidsbeiter og medføre endringer i de regulatoriske mekanismene som virker i villreinbestandene. Eksempler i så måte kan være stedvis større regulatorisk effekt av enkelte sesongbeiter og større innvirkning av enkelte klimasignaler (milde vintre, større isingsfrekvens, større nedbørmengde osv). En kan også forvente at sykdommer eller parasittbelastning vil kunne få større betydning i et framtidslanskap der klima er forandret og leveområdene mer oppstykket.

I dette framtidsperspektivet ser vi et klart behov for at det kan etableres kunnskap om effektene av disse endringene på villreinbestandene. Modellene som er utviklet i dette prosjektet og som er presentert i denne rapporten vil være et godt fundament i så måte. Vi ser det også som en stor fordel at vi kan etablere slike analyser på eksisterende overvåkningsdata, og dermed ha tilgang til relativt lange tidsserier. Gjennom modellene som er presentert her og en serie med simuleringer har vi vist at viktige livshistorietrekk som for eksempel natalitet, kalvedødelighet om sommeren og årlig overlevelse for alle aldersklasser kan estimeres på en robust måte.

Et resultat fra modelleringsarbeidet er at vi for første gang har kunnet vise at det er en sammenheng mellom forstyrrelser i villreinens leveområder, reinsdyras arealbruk





”  
*Disse resultatene viser betydningen av at vi i framtida kan se både arealbruk, habitatkvalitet og dyrenes demografiske yteevne i sammenheng*”

---

og villreinområdenes bæreevne om vinteren. Ved hjelp av de samme modellene har vi også kunnet etablere relativt presise estimater på fødselsrater i Knutshø. Disse estimatene viser i liket med kalvetellingene fra dette området at det har vært en negativ utvikling som vanskelig lar seg forklare med endringer i bestandsstørrelsen. Resultatene fra overvåkningsprogrammet for hjortevilt viser negative utviklingstrekk både i Knutshøområdet (synkende kalverekruttering) og i Forolhogna (reduserte slaktevekter). Begge var tidlige kjennetegnet av å ha dyr i svært god kondisjon og vi vet ikke hvorfor vi ser disse utviklingstrendene. Tilsvarende ser vi også at et område som Hardangervidda fortsatt har dyr som er i svært dårlig kondisjon om høsten. Disse resultatene viser betydningen av at vi i framtida kan se både arealbruk, habitatkvalitet og dyrenes demografiske yteevne i sammenheng. Modellene som er utviklet i dette prosjektet og som er presentert her er etter vårt skjønn en god begynnelse.

Biologiske systemer er dynamiske og varierer både temporært og rommelig. Dataene som vi har anledning til å samle fra slike systemer er ofte beheftet med ulike feilkilder og variasjon som skyldes de underliggende dynamiske egenskapene. Dette har konsekvenser for overvåking og dokumentasjon og innebærer at vi trenger tilgang til lange dataserier som er rettet mot å beskrive endringer i nøkkelfaktorer som påvirker bestandenes arealbruk og bestandsdynamikk.

Reinsdyras arealbruk har vært gjenstand for betydelig oppmerksomhet og vi har i dag brukbar kunnskap om hvordan infrastruktur og forstyrrelser påvirker reinsdyras arealbruk og atferd. En har også lyktes godt med å etablere effektive metoder for å overvåke ferdsel. For bedre å forstå effektene av fragmentering og om en faktisk lykkes med å redusere eller endog reversere den pågående fragmenteringsprosessen vil en komme til å trenge gode overvåkningsdata fra endel av fokusområdene. Slik overvåking bør rettes inn mot ferdsel og brukere av områdene, men også mot kommunenes arealplaner og eventuell videre bygging innenfor villreinområdene.

Overvåkingen av villreinstammens demografi bør også videreføres. Vi har vist at slike data kan brukes til robuste estimater av vitale rater som er svært viktige for å forstå hvordan ytre påvirkning vil endre villreinstammene. For å sikre robuste og korrekte estimater bør man vurdere å gjennomføre undersøkelser som øker forståelsen av oppdagbarheten til de ulike kategoriene dyr i henholdsvis kalve- og strukturtellinger. Våre simuleringer viser at de estimerte vitale rater er påvirket av dette, men det er vanskelig med dagens overvåkingsregime å beregne oppdagbarheten direkte. Vi tror et slikt pilotprosjekt, etterfulgt av viktige, men lite kostnadskrevende endringer, vil kunne resultere i enda sikrere estimater av vitale rater og ikke minst bestandsstørrelse.

”  
*Dette viktige arbeidet bør videreføres men en bør også tilstrebe å skaffe data som ikke samles inn gjennom ordinær jakt*”

---

Per i dag har vi tilgang til data som beskriver bestandenes kondisjon gjennom kjeveinnsamlingene og slaktevekter. I enkelte områder har en lyktes godt med disse innsamlingene og har også etablert rutiner for en standardisering av vektdataene. Dette viktige arbeidet bør videreføres, men en bør også tilstrebe å skaffe data som ikke samles inn gjennom ordinær jakt. En slik mulighet kan være å etablere en indeks for visuell kondisjonsbedømming basert på fenotypiske trekk. Det jobbes i dag med å finne fram til slike metoder basert på fotografier eller videoopptak. Det gjøres også forsøk på å kombinere slik metodikk med erfaringskunnskap som finnes i reinnæringa og i den samiske reindriftstradisjonen.

Arbeidet med å bevare villreinsens leveområde er en krevende balansegang mellom hensynet til villrein og samfunnets behov og krever at vi har relevant og riktig kunnskap om utviklingen i villreinbestandene. Arbeidet med å bevare villreinsens leveområder involverer en rekke ulike brukere som kan ha motstridende mål. Vi støttet derfor anbefalingene om at det legges ned betydelig innsats i å etablere møteplasser mellom de ulike aktørene, og at man benytter disse møteplassene til å utvikle felles forståelse og kunnskap. Styringsgruppene for de ulike GPS- merkeprosjektene har langt på vei vært slike arenaer og bør videreføres selv om forskningsaktiviteten i disse prosjektene avsluttes eller endrer fokus. Her bør også villreinsentrene ha en aktiv rolle.

Man bør også opprette fokusområder for arealforvaltningen og ta i bruk en todelt strategi der man på den ene siden tilrettelegger og styrer ferdsel og aktiviteter i områdenes ytterkanter og ved innfallsportene til de større verneområdene. I de sentrale og ofte uforstyrrede områdene bør man så langt det er mulig sørge for å unngå ny aktivitet og økte forstyrrelser. I enkelte områder vil det være aktuelt å prøve ut avbøtende tiltak. Vi (og andre) har anbefalt at dette skjer innenfor rammene av adaptiv forvaltning og at en i den grad det er mulig også etterprøver effektene av tiltakene ved å etablere overvåkning.

Kombinasjonen av fragmentering av leveområdene og klimaendringer er forventet å bidra til at sykdommer og parasitter vil kunne få en relativt større effekt på villreinstammene. Vi ser det derfor som viktig at en i den grad det er mulig ser overvåkning av villreinsens leveområder, villreinbestandenes kondisjon og helsetilstand i sammenheng. En bør derfor legge vekt på å samle relevant referansemateriale fra villreinbestandene. En bør også tilstrebe et større samarbeid mellom overvåkningsprogrammet for hjortevilt (som så langt har vært driftet av NINA) og helseovervåkningsprogrammet for hjortevilt (som har vært driftet av Veterinærinstituttet).

”*Man bør også opprette fokusområder for arealforvaltningen*”

---

”*Kombinasjonen av fragmentering av leveområdene og klimaendringer er forventet å bidra til at sykdommer og parasitter vil kunne få en relativt større effekt på villreinstammene*”

---

# 12 Litteratur

## Kapittel 1: Forvaltningsmålene

Andersen, R. & Hustad, H. 2005. Villrein & samfunn. NINA Temahefte 51. 79 s.

Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. NINA Temahefte 51. 99 s.

## Kapittel 2: Dagens situasjon

Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O. & M. Panzacchi. 2013. Ferdsel i Snøhettaområdet – Sluttrapport. NINA Rapport 932. 70 s.

Jordhøy, P., Sørensen, Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshøområdet. Status og leveområde. NINA Rapport 800. 102s + vedlegg.

Strand, O., Gundersen, V., Panzacchi, M., Andersen, O., Falldorf, T., Andersen, R., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Fangel, K.. 2010. Ferdsel i villreinen leveområder. NINA Rapport 551. 101s.

Strand, O., Jordhøy, P., Mossing, A., Knudsen, P. Aa., Nesse, L., Skjerdal, H., Panzacchi, M., Andersen, R. & Gundersen, V. 2011. Villreinen i Nordfjella- status og leveområde. NINA rapport 634. 77s + vedlegg.

Strand, O., Panzacchi, M., Jordhøy, P., Andersen, R., & Bay, L. A. 2011. Villreinen bruk av Setesdalsheiene- Sluttrapport fra GPS merkeprosjektet 2006- 2010. NINA Rapport 694. 145s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015. Villreinen arealbruk og ferdsel i Knutshø; Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. 131s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdsel i Rondane; Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 170s + vedlegg.

Strand O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015. Veger og villrein; Oppsummering av overvåkning Rv. 7 over Hardangervidda. NINA Rapport 1121. 47s + vedlegg.

## Kapittel 3: Habitatendringer og habitatfragmentering: mønstre og effekter

Lande, R., Engen, S. & Sæther, B. E. 2003. Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. 1st. utg. Oxford Series in Ecology and Evolution. - Oxford University Pres, Oxford.

Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. - Trends in Ecology & Evolution 22: 127-132.

Heinrichs, J. A., Bender, D. J. & Schumaker, N. H. 2016. Habitat degradation and loss as key drivers of regional population extinction. - Ecological Modelling 335: 64-73.

Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., Fagiani, S., Pollini, B. & Boitani, L. 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. - Journal of Applied Ecology 48: 153-162.

Segan, D. B., Murray, K. A. & Watson, J. E. M. 2016. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss-climate change interactions. - Global Ecology and Conservation 5: 12-21.

## Kapittel 4: Villreinenes responser på forstyrrelser og tekniske inngrep

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Jordhøy, P. Strand, O. 2012. Learning from the past to predict the future: Modeling archaeological findings and GPS data to quantify reindeer sensitivity to anthropogenic disturbance in Norway. Landscape Ecol. DOI 10.1007/s10980-012-9793-5

Panzacchi M, Van Moorter B, Andersen R, Strand O. 2013. A road in the middle of one of the last wild reindeer migrations routes in Norway: crossing behavior and threats to conservation. Rangifer Spes Issue No 21: 15-26.

Panzacchi, M. Van Moorter, B, Gundersen, V, Jordhøy, P., Strand, O. Managing wildlife in a human dominated world or managing man into the wild? Experiences from the last remaining populations of wild mountain reindeer. Hystrix: The Italian Journal of Mammalogy. 2014. (25): 2-3.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Særens, M., Kivimäki, I., St.Clair, C., Herfindal, I. and Boitani, L. 2015. Predicting the continuum between corridors and barriers to animal movements using Step Selection Functions and Randomized Shortest Paths. J. Animal Ecol. 2016. DOI: 10.1111/1365-2656.12386

Strand, O., Gundersen, V., Panzacchi, M., Andersen, O., Falldorf, T., Andersen, R., Van Moorter, B., Jordhøy, P. og Fangel, K.. 2010. Ferdsel i villreinen leveområder. NINA Rapport 551. 101s.

Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O. 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. - Journal of Wildlife Management 68: 101-108.

Wolfe, S.A., Griffith, B. & Wolfe, C.A.G. 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. - Polar Research 19: 63-73.

## Kapittel 5: Habitattilgang og områdenes bæreevne

Boyce, M. S., Johnson, C. J., Merrill, E. H., Nielsen, S. E., Solberg, E. J. & van Moorter, B. 2016. Can habitat selection predict abundance? - Journal of Animal Ecology 85: 11-20.

Fretwell, S. D. & Lucas, H. L. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. Theoretical development 1. - Acta Biotheoretica 19: 16-36.

Lande, R., Engen, S. & Sæther, B. E. 2003. Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. 1st. utg. Oxford Series in Ecology and Evolution. - Oxford University Pres, Oxford.

Lele, S. R., Merrill, E. H., Keim, J. & Boyce, M. S. 2013. Selection, use, choice and occupancy: clarifying concepts in resource selection studies. - Journal of Animal Ecology 82: 1183-1191.

Matthiopoulos, J., Fieberg, J., Aarts, G., Beyer, H. L., Morales, J. M. & Haydon, D. T. 2015. Establishing the link between habitat-selection and animal population dynamics. - Ecological Monographs.

Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Loe, L. E. & Reimers, E. 2015. Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. - *Ecography* 38: 659-669.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdse i Rondane; Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 170s + vedlegg.

- I modellene presentert i Boks 1 er habitatmodelleringen basert på Panzacchi m.fl. 2015 (se over), mens kartillustrasjonen er hentet fra Strand m.fl. 2015 (se over). De bestandsdynamiske modellene er basert på ikke-strukturerte state-space-modeller med modellparametere estimert ved hjelp av en Bayesiansk tilnærming og MCMC-simuleringer. Arbeidet er nærmere beskrevet i: Nilsen, E.B., Panzacchi, M., Van Moorter, B., Gervasi, V. & Strand, O. (in prep) Linking cross-population habitat selection models to population performance in wild reindeer populations.

## Kapittel 6: Jaktforvaltning og fragmentering

Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O. & M. Panzacchi. 2013. Ferdse i Snøhettaområdet – Sluttrapport. NINA Rapport 932. 70 s.

Jordhøy, P., Sørensen, R., Strand, O., Andersen, R. & Panzacchi, M. 2012. Villreinen i Snøhetta- og Knutshømrådet. Status og leveområde. NINA Rapport 800. 102. + vedlegg.

Strand, O., Jordhøy, P., Mossing, A., Knudsen, P. Aa., Nesse, L., Skjerdal, H., Panzacchi, M., Andersen, R. & Gundersen, V. 2011. Villreinen i Nordfjella- status og leveområde. NINA Rapport 634. 77s + vedlegg.

Strand, O., Panzacchi, M., Jordhøy, P., Andersen, R., & Bay, L. A. 2011. Villreinenes bruk av Setesdalsheiene- Sluttrapport fra GPS merkeprosjektet 2006- 2010. NINA Rapport 694. 145s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015. Villreinenes arealbruk og ferdse i Knutshø; Resultater fra GPS-undersøkelsene. NINA Rapport 1019. 131s.

Strand, O., Gundersen, V., Jordhøy, P., Andersen, R., Nerhol, I., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2014. Villrein og ferdse i Rondane; Sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014. NINA Rapport 1013. 170s + vedlegg.

Strand, O., Nilsen, E. B., Solberg, E. J. & Linnell, J. C. D. 2012. Can management regulate the population size of wild reindeer (Rangifer tarandus) through harvest? - *Canadian Journal of Zoology* 90: 163-171.

## Kapittel 7: Biologisk usikkerhet

Bunnefeld, N., Hoshino, E. & Milner-Gulland, E. J. 2011. Management strategy evaluation: a powerful tool for conservation? - *Trends in Ecology & Evolution* 26: 441-447.

Lande, R., Engen, S. & Sæther, B. E. 2003. Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. 1st. utg. Oxford Series in Ecology and Evolution. - Oxford University Press, Oxford.

Lindenmayer, D. B. & Likens, G. E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. - *Trends in Ecology & Evolution* 24: 482-486.

Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Haywood, A. & Miezis, L. 2011. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. - *Trends in Ecology & Evolution* 26: 641-646.

Strand, O., Nilsen, E. B., Solberg, E. J. & Linnell, J. C. D. 2012. Can management regulate the population size of wild reindeer (Rangifer tarandus) through harvest? - *Canadian Journal of Zoology* 90: 163-171.

- Modellene presentert i Boks 4 er basert på et hierarkisk rammeverk hvor data fra flere kilder er modellert i en felles modell, og hvor observasjonsprosessen (hvordan data er samlet inn) er eksplisitt modellert. Modellene er nærmere beskrevet i: Nilsen, E.B. & Strand, O. (in prep). Using hierarchical change in ratio models integrating data from several sources for increased insight into demographic processes: Simulation studies and proof of concept.

## Kapittel 8: Små bestander kan få problemer fordi de er små

Caughley, G. 1994. Directions in conservation Biology. - *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.

Lande, R., Engen, S. & Sæther, B. E. 2003. Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. 1st. utg. Oxford Series in Ecology and Evolution. - Oxford University Press, Oxford.

- Boks 5 er basert på: Fallet, Ø. 2017. Er snøskred en vanlig dødsårsak i villreinbestander i Norge - forvaltningens utfordringer etter skredulykker. Bacheloroppgave i utmarksforvaltning, Høgskolen i Hedmark.

## Kapittel 9: Forvaltningsmessige tiltak og defragmentering

Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V. & Rønningen, K. 2013. Horisont Snøhetta. - NINA Temahefte 51. 99 s.

## Kapittel 10: Sammenhengende bestander og sykdomsspredning

Nicholls, H. 2015. Mysterious die-off sparks race to save saiga antelope. *Nature* (doi:10.1038/nature.2015.17675)



## NINAs publikasjoner

### **NINA Rapport**

Dette er en 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 Kortrapport**

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

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

### Annen publisering

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

70

NINA Temahefte



ISSN 0804-421X  
ISBN 978-82-426-3013-1

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger