

Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur

En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur

Hogne Øian, Oddgeir Andersen, Arne Follestad, Dagmar Hagen,
Nina E. Eide, Bjørn Kaltenborn



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 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.

Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur

En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur

Hogne Øian
Oddgeir Andersen
Arne Follestad
Dagmar Hagen
Nina E. Eide
Bjørn Kaltenborn

Øian, H., Andersen, O., Follestad, A., Hagen, D., Eide, N.E., Kaltenborn, B. 2015. Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur. En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur - NINA Rapport 1182, 77 s.

Lillehammer, juli 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2810-7

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd-Inge Vistad

ANSVARLIG SIGNATUR

Jon Museth (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-419|2015

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Gunnar Kjærstad

FORSIDEBILDE

Bjørn Kaltenborn

NØKKEWORD

[For at publikasjonen skal bli lettere å finne på nettet bør som et minimum følgende type nøkkelord brukes:

- Ferdsel i natur
- Friluftsliv
- Sårbarhet
- Sensitivitet
- Vegetasjon
- Naturtyper
- Jordsmonn
- Vilt
- Fugl
- Fisk
- Dyreplankton

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

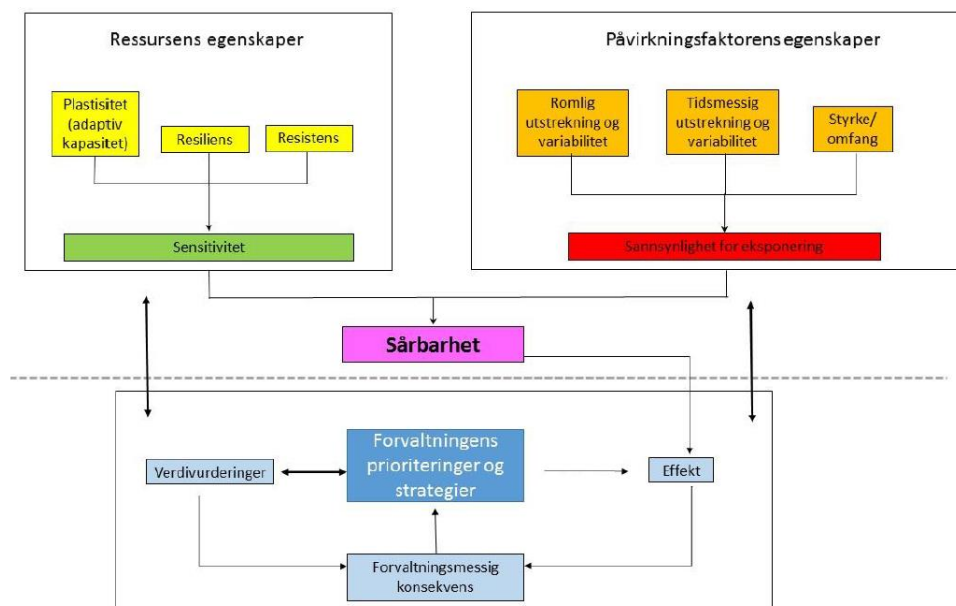
Sammendrag

Øian, H., Andersen, O., Follestad, A., Hagen, D., Eide, N.E., Kaltenborn, B. 2015. Effekter av ferdsel og friluftsliv på natur. En sammenstilling av nasjonal og internasjonal litteratur - NINA Rapport 1182, 77 s.

Denne rapporten representerer en sammenstilling av resultater fra nasjonal og internasjonal forskning på effekter av ferdsel og friluftsliv i sårbare områder. Oversikten belyser hvordan ulike former for friluftslivsutøvelse påvirker forskjellige naturtyper/arter/artsgrupper i forhold til dimensjonene tid og rom. Effekter av ferdsel vurderes imidlertid ikke i forhold til forvaltningsmessige hensyn som tar utgangspunkt i estetiske og samfunnsmessige verdier og målsetninger. Bakgrunnen for rapporten er et oppdrag fra Miljødirektoratet der det bes om at det legges vekt på kunnskap fra undersøkelser i typer natur som tilsvarende de som finnes i Norge og at eventuelle kunnskapshull skal identifiseres.

Sårbarhet er et sammensatt og komplisert begrep. Det lar seg knapt gjøre å gi en entydig definisjon som muliggjør en ukomplisert avgrensning av områder. Ofte forbindes sårbare områder med arealer som direkte eller indirekte er definert som verdifulle i form av arealstatus, som f.eks. verneområder, områder som er forvaltet spesielt for friluftslivsformål eller pressområder langs deler av kystsonen og i urbane/nær-urbane grøntområder. I hvilken utstrekning vegetasjon eller vilt for eksempel i et verneområde er sårbart i møte med ferdsel og friluftsliv avhenger imidlertid av mange forhold. Selv om alpine eller arktiske økologiske miljøer i utgangspunktet er mer sårbart for ferdsel eller annen menneskelig påvirkning enn f.eks. boreale skoger, kan også sistnevnte naturtype være sårbart i tilfeller der menneskelig påvirkning er omfattende og intensiv. I denne forstand kan også bynære skogsområder defineres som sårbare. Med andre ord må sårbarhetsbegrepet inkludere graden og formen av menneskelig påvirkning, i tillegg til egenskaper ved naturtyper. I tråd med dette vil vi i denne rapporten ikke avgrense oss til en bestemt type natur eller økologisk system.

Her brukes begrepet 'sårbarhet' som betegnelse for hvor utsatt en ressurs er for bestemte påvirkningsfaktorer. Med andre ord er det snakk om hvordan en bestand, art, artsgruppe eller naturtype har evne til å opprettholde en tilstand gitt ytre, menneskeskapt påvirkning (Hagen m.fl. 2014). Sårbarhetsgraden framkommer med andre ord av egenskapene til en ressurs og av spesifikke påvirkningsfaktorer (figur A).



Figur A. Konseptuell modell for vurdering av sårbarhet (Hagen m.fl. 2014)

Påvirkningsfaktorenes egenskaper avhenger videre av variasjon i omfang og intensitet. F.eks. vil ferdsel over et begrenset tidsrom i året over et avgrenset område kunne påvirke en naturtype eller art i langt mindre grad enn ferdsel som finner sted gjennom det meste av året og over store deler av et område. *Eksponeringen* (risikoen for påvirkning) og ressursens *sensitivitet* er det som avgjør sårbarheten til ressursen for en gitt påvirkning. Sårbarhet måles ikke alene ut fra skadeomfanget som f.eks. tråkk kan påføre vegetasjon eller habitat, men innbefatter også evne til revegetering eller tilpasning til forstyrrelsen. Til sammen utgjør disse to faktorene - som i den internasjonale litteraturen gjerne omtales som hhv. *resistens* og *resiliens* (i tillegg til adaptiv kapasitet eller plastisitet) - sensitiviteten ved en art, artssamfunn, økosystem eller naturtype. Sensitivitet viser dermed til sammenhenger som kan være relativt sammensatte ettersom graden av resiliens kan avhenge av en rekke faktorer. Ved siden av de rent biotiske faktorene, vil en rekke *abiotiske* aspekter (f.eks. lysforhold, temperatur, formen på terrenget, tilgangen på vann og næringsstoffer) være avgjørende for sårbarhet når det gjelder effekter av ferdsel og friluftsliv. I tillegg kommer relevansen av egenskaper ved påvirkningsfaktorene. I denne sammenhengen er det i første rekke aktiviteter i forbindelse med friluftsliv som skal vurderes. Ferdsel til fots, med sykkel eller med hest; bruk av båt, kajakk eller kano; bading, svømming, camping og bålbrekking, men også til dels nyere aktiviteter som kiting, rafting er relevant her, I tillegg kommer arrangementer i forbindelse med orientering- eller terrengløp og andre større arrangementer, f.eks. i forbindelse med naturbasert turisme, som innebærer ferdsel og opphold i sårbare naturomgivelser.

Så lenge sårbarheten ved en ressurs er avhengig av en rekke faktorer, er det ofte tale om komplekse sammenhenger. F.eks. kan sensitivitet kan i noen tilfeller være mer avgjørende for vegetasjonens sårbarhet enn ferdselintensitet. Dette innebærer i så fall at egenskaper ved selve ressursen kan være en viktigere sårbarhetsfaktor enn hva slags ferdsel det er snakk om og hvor omfattende eller intensiv ferdselen er. Mens visse arter er lite motstandsdyktige (*resistente*), men likevel være relativt lite sårbare fordi evnen til regenerering (*resiliens*) er stor. Tilsvarende skal det i noen tilfeller relativt intensiv ferdsel til før en art eller et artssamfunn påvirkes i betydelig grad, samtidig som det tar lang tid før revegetering er fullført. I slike tilfeller vil endringer i arts sammensetningen ofte være resultatet ettersom arter som revegeter/reproduserer raskt blir dominante. I lys av det siste, er det klart at selv liten ferdsel kan forårsake store økologiske endringer selv om skaden på vegetasjon er relativt liten, først og fremst fordi plantene har dårlig evne til regenerering. I andre tilfeller kan være motsatt i den forstand at visse arter regenerer raskt til tross for at ferdsel forårsaket store ødeleggelser. Disse forholdene kan variere både mellom geografiske områder og mellom lokaliteter innenfor et geografisk område. Innenfor et avgrenset område kan det f.eks. påvirkningen av abiotiske faktorer (som temperatur eller vind) variere som følge av topografiske variasjoner i landskapet.

Resultater og konklusjoner

Resiliens har ofte større betydning enn resistens for arters, plantesamfunns og økosystemers sårbarhet i møte med ferdsel og friluftsliv (eller annen påvirkning). Resiliens avhenger av egenskaper ved arten, men kan påvirkes av endringer i artssammensetning i et plantesamfunn, av endringer i jordsmonnet og av abiotiske variasjoner. Urtelignende vekster med tynne blader i rikt jordsmonn og lavarter i tørt og steinet terreng regnes som de minst motstandsdyktige artene. Lyngdominert vegetasjon med lavvokste og krypende arter og arter med vekstpunkt og vinterknopper plassert langt nede har derimot gjennomgående høy resiliens. Sårbarhet for ferdsel må imidlertid ofte vurderes i lys av en dynamisk relasjon mellom effekter på jordsmonn og på vegetasjon. Effekter av ferdsel som endrer jordsmonnets egenskaper vil ofte ha innvirkning på vegetasjonen, mens vegetasjonstap eller endringer i artssammensetning vil kunne ha innvirkning på jordsmonnet.

Med tanke på **terreng og jord** viser flere studier at selv liten ferdsel over kort tid kan føre til eksponering av og eventuelt tap av jord, som resultat av erosjon eller komprimering. Dette gjelder ikke minst i alpine og arktiske økologiske systemer. Det ser ut til at jordsmonn er mer sensitiv for ferdsel med hest, sammenlignet med ferdsel til fots eller med sykkel. I motsetning til hva man kunne forvente, påfører bruk av sykkel i mange tilfeller mindre slitasje på jordsmonn enn det

gående gjør. Denne forskjellen avhenger imidlertid av atferden til syklister, samt i noen grad av terrenntyper og egenskaper ved jordsmonnet. Teltbruk og bålbrenning medfører endringer i jordas fysiske og kjemiske sammensetning, som sin tur kan ha innvirkning på vegetasjonen. Her er det imidlertid snakk om en bruk som er betydelig mer intensivt og arealkonsentrert enn det man normalt finner i Norge. Når det gjelder **plantesamfunn og vegetasjon** kan slitasje oppstå selv med svært moderat påvirkning. Til tross for at videre slitasje gjerne ikke øker proporsjonalt med videre intensivering i bruk, finnes det eksempler på at langvarig og intens bruk medfører økt skadeomfang. Kraftig slitasje over tid kan medføre erosjon, noe som har ytterligere effekter på vegetasjon. Sammenlignet med buskvegetasjon og løvtrær, regnes graminoider som minst sensitive for tråkk i den forstand at artene har høy grad av resistens og resiliens. Engvegetasjon er mindre motstandsdyktig mot tråkk enn skogsvegetasjon. Engvegetasjon har imidlertid bedre evne til gjenvekst (mer resilient). Egenskaper ved selve vegetasjonen kan i noen tilfeller likevel være mer avgjørende for sårbarhet enn hva slags ferdsel det er snakk om og hvor omfattende ferdselen er. Generelt er vegetasjonen mest sårbar for påvirkning vår og høst når jordsmonnet er mest fuktig og plantene er i etablerings- og avslutningsfasen. I flere studier legges det vekt på abiotiske faktorer som nedbør og vind kan påvirke jordsmonnets og vegetasjonen sårbarhet betydelig. Sårbarheten kan dermed variere over tid med endringer i klimatiske forhold. Mens **arters** vekstform og morfologi har stor betydning for grad av motstandsdyktighet (resistens), kan arts-sammensetningen endres over tid når særskilt resiliente arter fra omkringliggende vegetasjon etablerer seg i et område som er påvirket av ferdsel.

I **arktiske og alpine økosystemer** er vegetasjonen sårbar som følge av kort vekstsesong og skrint jordsmonn, noe som innebærer sakte revegetering og risiko for erosjon. Planter er også sårbare fordi det meste av ferdselen er konsentrert i tid (til den korte vekstsesongen) og spredt i rom (ferdsel går utenom våte partier i stier og tråkk og i tørre partier der gjerne finnes vegetasjonen som er relativt sensitiv for tråkk). Når det gjelder **boreale skoger** kan vedvarende intensiv ferdsel bidra til at vegetasjonsstrukturen endrer seg til mer gress- og urtedominerte plantesamfunn, mens lyng-, mose- og lavararter reduseres. Vegetasjon i underskog med lav produktivitet er mer motstandsdyktig ovenfor ferdsel, men har lavere resiliens fordi gjenveksten tar lang tid. Vegetasjon i **myr** er mer sårbar på våt enn på tørr torv, og på våt torv ødelegges den allerede ved svak tråkkpåvirkning. Torv blir lett ødelagt av tråkk, noe som lett medfører at vegetasjon blir stående i vann. Det siste kan forsinke revegetering, men også medføre plantetap og endring i artssammensetning.

Forstyrrelser av **vilt og fugl** har ulike effekter både på individnivå og populasjonsnivå. De direkte effektene er knyttet til forstyrrelser fra personer som nærmer seg et dyr, og som igjen utløser en frykt-/fluktreaksjon hos viltet. Denne responsen er vanligvis kortvarig og medfører økt energibruk, men for noen arter (eks andefugler, vadere, skogshøns) er denne flukten også forbundet med en økt predasjonsfare (fra rovfugl eller reirplyndrere). Studier av direkte lokale skadevirkninger underestimerer ofte kumulative effekter som følge av at dyr som er sensitive for forstyrrelse unngår store områder rundt eksisterende infrastruktur eller mye brukte ferdselsårer fordi viltet assosierer inngrepene med periodevis trafikk i området. Forandringer i dyrenes arealbruk vil ha langt mer alvorlige konsekvenser enn den direkte effekten av de enkelte forstyrrelsene som sådan. Effekten av forstyrrelse varierer med viltart, sesong, habitattypen, størrelsen på (uforstyrt) tilgjengelig areal, samt en rekke andre faktorer. Fragmentering av habitater vil kunne medføre en sammenpressing eller utvandring av en del arter, hvilket gjør dem mer sårbare. Spesielt sårbare er spesialistartene og standfuglene, eller arter med lav spredningsevne, lav produksjon/fruktbarhet eller meget spesialiserte arter. Slike forandringer i naturlige fødekjeder, buffermekanismer og habitatbruk vil kunne forsterke virkningene av permanente inngrep eller forstyrrelser. Menneskelig tilstedeværelse kan oppleves som en forstyrrelse for mange fugler. De reagerer ofte kraftigere og på lenger hold for en fotgjenger enn for et kjøretøy. Det foreligger en rekke studier av forstyrrelser på fugler i skog. Generelt synes det å være færre arter og lavere antall individer i områder som besøkes av mange personer. Men på artsnivå er ikke resultatene like entydige, ettersom det kan være store artsvisse forskjeller.

I akvatiske miljøer (både innland og marint) kan ferdsel og friluftsliv både langs på land og i vann ha store effekter, spesielt når bruken er intensiv og omfattende, blant annet gjennom forurensning og endringer i tilførsel av næringsstoff og patogener i vann, samt sedimentering. Mye friluftslivet konsentreres til strender (som ved bading, fising og fugletitting). En følge av dette er forstyrrelser av arter som oppholder seg ved vann, som lommer, dykkere, ender, gjess, vadere, måkefugler, inkludert terner, alkefugler. For flere av disse artene har studier påvist en mer positiv bestandsutvikling for områder med ferdselsforbud i hekkeperioden. Mennesker kan også være ekstra forstyrrende ved å bevege seg i spesielt verdifulle miljøer, som langs ei strandlinje, nærme seg dyrene (som ved observasjoner eller fotografering), eller ved å ha med seg hunder. **Båtbruk** kan forårsake bølger som kan forstyrre habitatet, ødelegge vannplanter og organiske elementer i sedimentet, resultere i forurensning fra olje og drivstoff som kan endre den kjemiske kvaliteten i vannet og gjennom støy påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gytepartnere blir kamuflert eller forstyrret, samt igangsetter både fysiologiske og atferdsmessige stressresponser hos fisk. **Støy** fra båtmotorer kan påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gytepartnere blir kamuflert eller forstyrret. I ferskvann er karpesfiskene mest sensitive for støy, ørret og laks noe mindre, mens som for eksempel sik, harr, abbor og gjedde responderer på et smalere spekter av lydbølger. **Vannscootere** avgir generelt mindre lyd til det akvatiske miljøet enn utenbords propellmotorer på båter av tilsvarende størrelse. Bunnvegetasjon er følsom for vedvarende nedslamming og redusert lysgjennomstråling i vannmassene dersom vannscooterkjøring over bevokste bunnområder skjer jevnlig.

Ferdsel til fots, med sykkel og med hest representerer relativt små forskjeller når det gjelder slitasje på jordsmonn og vegetasjon. Bruk av hest utsetter imidlertid jordsmonnet for mer slitasje, sammenlignet med de to andre ferdselsformene, og øker risikoen for jordkomprimering og erosjon. Årsaken er i første rekke knyttet til hestens vekt. Det er også registrert at hester mer enn mennesker bringer med seg fremmede arter. Effekter av sykling kan være erosjon og utbredelse av stier, men dette har mer med helningsgrader og svinger å gjøre enn med egenskap ved jord og vegetasjon. Opprettelse av egne traseer er med andre ord generelt av større betydning enn syklistenes atferd. For alle tre typer ferdsel gjelder det at jordsmonn og vegetasjon er mest sårbar i bratte skråninger og i dalbunner der jordsmonn er løst og fuktig (inkludert myrområder). **Camping** kan medføre slitasje på både vegetasjon og jordkomprimering, i første rekke dersom bruken av et avgrenset område er relativt intensiv. Endring i jordsmonnets organiske og kjemiske sammensetning som følge av forurensning fra campingrelaterte aktiviteter har vært registrert. Konsekvensene kan være endringer i næringssammensetningen og påfølgende endringer i vegetasjonen. **Bålbrenning** medfører gjerne redusert nedfallsbiomasse, og kan ha sterilisering av jord, forkulling av røtter og ansamling av aske og kull, samt kjemisk forgiftning av jord som følge. Dersom trær ødelegges når ved skal samles inn, kan det føre til insekt- og soppangrep, samtidig som forekomst av sopp, protozoer og bakterier reduseres, med redusert enzymaktivitet i jordsmonnet som resultat. En slik virkning kan også endre sammensetningen av jord og næringsstoffer og nedbrytnings- og mineraliseringshastigheten. Teltbruk, bålbrenning og annen ferdsel langs **sjø- og elvebredder** kan bidra til å endre i næringstilførsel i vannet, endre kjemiske og organiske sammensetning, og dermed næringsinnholdet, i vannet. For eksempel kan endringer i mikrobiell aktivitet i jord langs bredden som følge av vegetasjonstap og erosjon resulterer i økt nitrogen- og fosforopptak i vannet, noe som igjen kan føre til økt planteproduksjon (blant annet av alger) forårsaket av økt tilførsel av næringsstoffer.

Kunnskapsbehov som er identifisert ved litteraturgjennomgangen er flere, **og presenteres her punktvís:**

- En side ved sykkel og hestebruk som ikke er tilstrekkelig undersøkt, er betydningen av at sykkel og hester gjør at folk kan ferdes over større områder /lengre distanser enn det gående kan. Belastningen innen et område kan slik bli mer jevnt fordelt, samtidig som områder som ellers ville ha blitt lite besøkt kan få mer ferdsel. Spesielt dersom det i slike områder dreier seg om særskilt sårbar vegetasjon eller det dreier seg om hyppig forekomst av verneverdige arter, kan dette representere en utfordring.
- Under norske forhold foregår sykling i skogs- og fjellterreng i mindre grad på spesielt tilrettelagte traseer. Mye av syklingen finner sted uten videre organisering, og syklistene benytter gjerne eksisterende stier som opprinnelig er anlagt av eller for gående. Spesielt i områder der sykling intensiveres, mangler vi kunnskap om effekter. Effekter av bruk av såkalte fat bikes er heller ikke undersøkt, trolig fordi dette er et relativt nytt fenomen,
- Gitt en forvaltningspolitikk som i økende grad legger vekt på kanalisering av ferdsel, finnes det lite eksakt kunnskap om effekten av dette med tanke på virkninger av intensiv ferdsel, spesielt når det gjelder sykling i bratt terreng eller i områder med dyp og løs jord.
- Tilsvarende vet vi lite eksakt om hvordan intensiv ferdsel i fjellterreng som ikke er tilstrekkelig tilrettelagt og kanalisert kan medføre utvidelse av stier og etablering av alternative ruter (blant annet for å unngå våte partier, og dermed ledes over på den mest sårbare vegetasjonen i tørt terreng med tynt jordlag og mye lav).
- Det finnes lite informasjon om effekter av større arrangementer som involverer ferdsel til fots, med sykkel eller til hest, camping og bålrensning osv..
- Antall hester har økt betydelig de siste par tiårene og det er rimelig å se for seg at dette avspeiler seg i økt bruk av hest i skogs- og fjellterreng. Det trengs derfor mer kunnskap om utviklingstrekk i slik bruk og om effekter det har på bestemte naturtyper etc.
- Det er gjort lite forskning på støy i akvatiske miljøer av vannskutere sammenlignet med tradisjonelle båter med utenbords propellmotorer.
- Ekstremporter som klatring, kiting, skjerm- og drageflyging og brettseiling bedrives ofte i fuglerike miljøer. Blant annet som følge av det siste, kan konsekvensene bli omfattende. Her har litteraturstudien avdekket klare kunnskapsmangler.
- Intensiv bruk over små arealer forekommer mindre hyppig i Norge sammenlignet med mange av de landene den internasjonale litteraturen springer ut av. Slik bruk kan imidlertid ha effekter på artssammensetning og jordsmonn med ringvirkninger utover selve ferdselsområdet. Under norske forhold mangler vi kunnskap om effekter av forvaltningspolitikk der aktiviteter konsentreres og ferdsel kanaliseres.
- Selv om det ikke alltid er det mest kritiske, vil en arts eller et artssamfunns sårbarhet også avhenge av hva slags ferdsel det er snakk om og hvilke sammenhenger dette inngår i. I hvilken utstrekning ferdsel og friluftsliv har effekter må følgelig vurderes ut fra den samlede belastning et naturmiljø er utsatt for. Dersom vi forholder oss til foreliggende litteratur er dette et tema som er lite undersøkt. Følgelig finnes det her store kunnskapsmangler.

Hogne Øian (hogne.oian@nina.no), Oddgeir Andersen (oddgeir.andersen@nina.no)
Bjørn Kaltenborn (bjor.kaltenborn@nina.no), NINA, Fakkeltårnet, 2624 Lillehammer

Arne Follestad (arne.follestad@nina.no), Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no),
Nina E. Eide (nina.eide@nina.no), NINA postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Abstract

Øian, H., Andersen, O., Follestad, A., Hagen, F., Eide, N.E., Kaltenborn, B. 2015. Effects of outdoor recreation in nature. A synthesis of national and international literature - NINA Rapport 1182, pp. 75.

This report represents a synthesis of results from national and international research on the effects of outdoor recreation in vulnerable nature areas. We focus primarily on how various kinds of recreational activities affect different habitats / species / species groups in time and space. The report was requested by the Norwegian Environmental Agency, emphasizing that knowledge from research into similar types of nature found in Norway should be prioritized, and that gaps in knowledge should be identified.

Vulnerability is a complex term that cannot simply be given unambiguous definitions linked to specific types of areas or habitats. Vulnerable environments are often associated with areas that directly or indirectly are defined as socially valuable in terms of area status, such as protected areas, areas managed specifically for recreational purposes or densely populated areas along parts of the coastal zone and in urban / near-urban greenery. To what extent vegetation or wildlife, for example in a conservation area, is vulnerable faced with outdoor recreational activities depends on many factors. Although alpine or arctic ecological environments in general are more vulnerable to human influence than e.g. boreal forests, the latter can nevertheless be vulnerable in cases with major human influence. In this sense, even suburban woodlands can in principle be defined as vulnerable. In other words, the term vulnerability here includes the degrees and types of human activities, as well as properties of habitats. In line with this, we do not restrict ourselves to a certain type of natural or ecological system.

Vulnerable environments are often associated with areas which directly or indirectly are defined as socially valuable in terms of area status, such as protected areas, areas managed specifically for recreational purposes or densely populated areas along parts of the coastal zone and in urban / near-urban greenery. To what extent vegetation or wildlife, for example in a conservation area, is vulnerable faced with outdoor recreational activities, depends on many factors. Although alpine or arctic ecological environments in general are more vulnerable to human influence than e.g. boreal forests, the latter can nevertheless be vulnerable in cases with major human influence. In this sense, even suburban woodlands can in principle be defined as vulnerable. In other words, the term vulnerability here includes the degree and type of human activity, as well as properties of habitats. In line with this, we do not restrict ourselves to a certain type of natural or ecological system.

The term 'vulnerability', as used here, refers to the extent a resource is exposed to specific pressures, to the ways in which populations, species, species groups or types of habitats have the ability to maintain its conditions when subjected to external anthropogenic interference (Hagen et al 2014). Degrees of vulnerability emerge in other words as a combination of the properties of a resource and of the specific impact factors (Figure A).

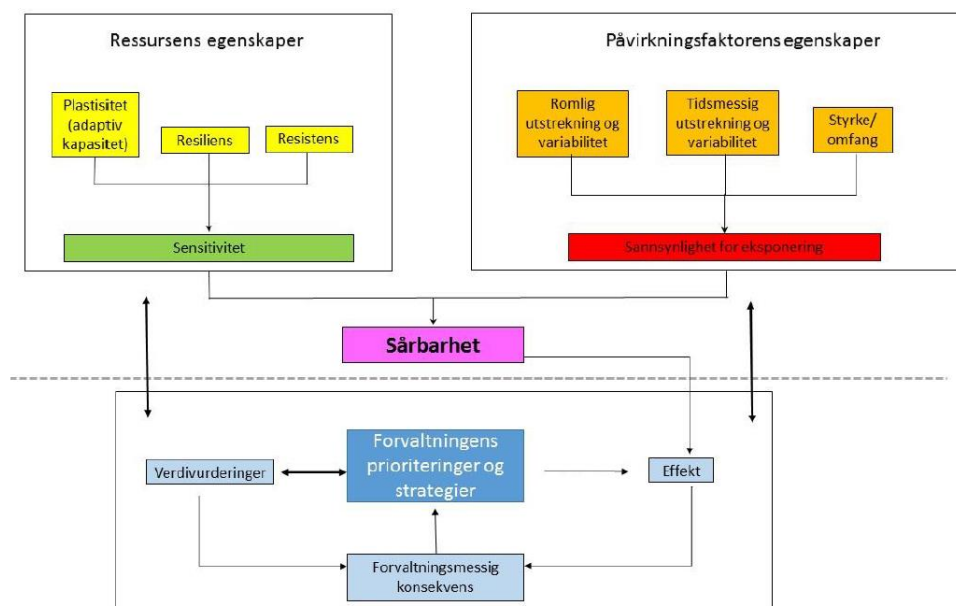


Figure A. Conceptual model for assessing vulnerability (Hagen et al 2014)

The properties of the impact factors varies with scope and intensity in space and time. Recreational activity that is restricted to a limited period and to a delimited area would affect a habitat type or a species less compared to activities taking place throughout most of the year and across large areas. The risk of exposure and sensitivity of the resource determines the vulnerability of the resource for a given exposure. Vulnerability can be measured by assessing the extent to which certain recreation activities cause damage or disturbance. Yet, the ability to regenerate or adapt to disturbances is just as an important dimension of vulnerability. These two factors are frequently referred to as *resistance* and *resilience* respectively. Together these two dimensions comprise the *sensitivity* of species, species communities, ecosystems or habitats. The term sensitivity do accordingly encompass interconnectivities that can be very complex, in particular because resilience can depend on a number of factors. Alongside purely biotic factors, a number of abiotic aspects - such light, temperature, the shape of the terrain, availability of water and nutrients - can be crucial with respect to how vulnerable a certain resource is in face of the various properties of different outdoor recreational activities, such as trekking, biking, horse riding, boating, swimming, camping, kiting, rafting etc.

The sensitivity of a resource can be more decisive than the intensity of e.g. trampling or other kinds of human factors. While certain species are less resistant than others are, they can still show greater ability with respect to regeneration (resilience) and hence be among the less vulnerable species. In difference instances, species or habitats can resist relatively intensive recreational traffic, while it takes a long time before re-vegetation or reproduction rates are restored after the traffic has ceased. In such cases, changes in species composition are often the result, since different species or habitats that regenerates or reproduce quickly becomes dominant. Hence, it becomes clear that even small traffic volumes can cause major ecological changes, even when the damage to e.g. vegetation is relatively insignificant, primarily because plants have poor ability to regenerate. In other cases, the opposite may occur, in the sense that certain species regenerate quickly despite the fact that trampling or other outdoor recreation activities have caused major destruction. These kinds of differences depend among other factors on variation in abiotic conditions (such as temperature or wind), both between geographical areas and between location within one and the same geographical area, which can vary due to topographical variations in the landscape.

Results and conclusions

The vulnerability of species, plant communities or habitats tend in general to depend more on resilience than on resistance. While resilience is closely related to characteristics of species, it may also be affected by changes in species composition of plant communities, changes in soil qualities and abiotic variations. Even modest use and impact over a short time can result in exposure or loss of **soil** because of erosion or compaction. This is especially the case in alpine and arctic ecosystems. It appears that soils are more sensitive to trampling by horses, compared to walking or biking. Depending on the behavior of bikers, and to some extent terrain types and characteristics of the soil, biking can cause the less wear on the soil, compared to trekking and horse riding. Camping and fireplaces can cause changes in the physical and chemical composition of soils, which in turn can have impacts on the vegetation. These effects occur mostly when the use is intensive and concentrated.

Plant communities and vegetation may prove vulnerable even in the face of moderate human interference. Vegetation loss rarely increases proportionally with long-term intensive use, but the latter can cause erosion that will provide additional effects on vegetation. While the vegetation cover in forests with low productivity shows a relatively high degree of resistance, a low degree of resilience has been identified due to slow regrowth rates. Compared with for instance shrub species, graminoids are less sensitive to trampling due to high levels of resistance and resilience. While grassland is less resistant to trampling than forest vegetation, grassland shows a higher ability to rebound (more resilient).

Plant communities and vegetation may prove vulnerable even in face of moderate human interference. Even though the vegetation loss rarely increases proportionally with long-term intensive use, the latter can cause erosion that will provide additional effects on vegetation. While the vegetation cover in forests with low productivity show a relatively high degree of resistance, a low degree of resilience has been identified due to slow regrowth rates. Compared with for instance shrub species, graminoids are less sensitive to trampling due to high levels of resistance and resilience. While grassland is less resistant to trampling than forest vegetation, grassland shows a higher ability to rebound (more resilient).

Properties of the plants are sometimes more crucial for vulnerability than properties of recreational activities. The growth form and morphology of species are very important for the degree of resilience. Herbal plants with thin leaves in rich soil and lichens in dry and rocky terrain are considered the least resistant species, while heath dominated vegetation with short and creeping species and species with growth point and winter buds located below surface show a high degree of resilience. The species composition may change over time when resilient species from surrounding vegetation establishes itself in an area that is affected by traffic

Generally, vegetation is most vulnerable to impacts during spring and fall when the soil is moist and most plants are in start-up and completion phases. In several studies, emphasis is placed on abiotic factors in the sense that precipitation and wind can contribute to the vulnerability of soil and vegetation significantly.

In **arctic and alpine ecosystems**, the vegetation is vulnerable because of the short growing season and poor soil qualities, slow regrowth and the risk of erosion. With respect to **boreal forests** persistently intensive trampling tend to provide more space for grass- and herb-dominated plant communities, at the expense of species such as heather, mosses and lichens. Understorey vegetation in forest with low productivity are more resistant to trampling, but have lower resilience because regrowth takes a long time. **Marsh** vegetation is more vulnerable on wet than on dry peat, and in particular on wet turf vegetation can be damaged even by modest trampling. Peat is in general easily destroyed by trampling. As a result, the vegetation can be left in swamp water. This can cause delayed re-vegetation, plant loss and changes in species composition.

Disturbance of **wildlife and birds** have diverse effects on both the level of individuals and populations. Direct effects are related to how interference from humans approaching animals can

trigger fear and flight reactions. While such usually short-lived responses lead to increased energy use, cumulative effects can occur as the most sensitive habitats tend to avoid large areas with relatively intensive outdoor recreational activity. Changes in animals' land use will have far more serious consequences than the direct impact of the individual disturbances. The effects of disturbances varies with species, season, habitat type, the characteristics of disturbances, the amount of available land and several other factors. Fragmentation of habitats can result in increased vulnerability caused by compression or emigration of a number of species. Specialist species and shore birds, as well as species with low diffusivity, low production / fertility, are held to be particular vulnerable. Even though differences between various species are significant, the number of birds species and of individuals tend to decrease in areas with intensive uses, and some bird species seem to be more sensitive to hikers than to motor vehicles.

In **aquatic environments** (both inland and marine), effects of on-shore and off-shore outdoor recreation may include pollution and changes in the supply of nutrients and pathogens in water and sedimentation. Boaters can cause waves that can interfere with the habitat, destroying aquatic plants and organic elements in the sediment. Contamination from oil and fuel can change the chemical quality of the water, and noise from **marine engines** affects the behavior of fish as sound waves from predators, prey and spawning partners are camouflaged or disturbed. The latter initiates both physiological and behavioral stress responses in fish. In freshwater, carp fishes are particularly sensitive to noise, trout and salmon somewhat less, while species such as whitefish, grayling, perch and pike responds to a narrower range of sound waves. Since outdoor recreation frequently is concentrated on beaches (swimming, fishing and bird watching), species residing in water, such as ducks, geese, waders and gulls (including terns and auks), are easily exposed to human disturbances. For several of these species, studies have shown more positive population trends in areas with traffic ban during the breeding season. Outdoor recreation can also be disruptive when people enters particularly valuable environments along shorelines, such as when approaching animals for observation and/or photography.

Whereas **walking, biking and horse riding** have relatively similar effects on soil and vegetation, horse-riding increases the risk of soil compaction and erosion more, primarily because of the horse's weight. In addition, introduce alien species by horses have been registered in several cases. Effects of cycling is primarily related to erosion and diffusion of paths. Yet, such effects depend very much on the characteristic of the terrain (e.g. the gradient) and properties of the soil and vegetation. For all three types of traffic, it holds that soil and vegetation are most vulnerable on steep slopes and in valleys where the soil is loose and moist (including marshes). **Camping** can cause wear and tear on both the vegetation and soil. Changes in organic and chemical composition of soil due to pollution from camping related activities have been registered. The consequences may be changes in composition of nutrient and subsequent changes in vegetation cover. Use of **fireplaces** typically leads to reduced deposition of biomass, and can have effects such as sterilizing of soil, charring of roots and accumulation of the ash and coal. Destruction of trees as wood is collected can cause reduction of fungi, protozoa and bacteria, with reduced enzyme activity in the soil as a result. Camping along lake and river shores can affect the nutrient supply in the water, changing the chemical and organic composition and thus the nutrient content of the water. For example, changes in microbial activity in the soil along banks because of vegetation loss and erosion due to camping related activities, may lead to increased nitrogen and phosphorus uptake in the water. The increased supply of nutrients can in turn cause intensified crop production (including algae).

Based on this literature review, several knowledge needs have been identified:

- We need more information about biking and horse riding which allow people to roam over large areas and longer distances compared to trekking, with the effect that traffic becomes dispersed to formerly less visited areas and potentially particular vulnerable vegetation and habitats.
- In Norway, biking in mountainous terrains take place to a lesser extent than in many other countries along specially adapted routes. Effects of dispersed biking hence need to be studied more closely. The use of so-called fat bikes has not been investigated, probably because this is a relatively new phenomenon,
- Given a management policy that increasingly emphasizes channeling and concentration of outdoor recreation use, there is little exact knowledge about the effects of such changes, in particular when it comes to intensive traffic on steep slopes or in areas with deep and loose soils.
- There is a lack of more detailed knowledge on how improperly organized and directed intense use can lead to expansion of hiking trails and the creation of alternative routes (including avoidance of wet areas leading to trampling of vulnerable vegetation in dry terrain with shallow soils).
- There is a void in the knowledge on effects of large events where activities such as camping, trekking, biking, horse-riding are involved.
- The number of horses has increased significantly in Norway during recent decades, and there is reason to believe that it leads to increased horse use in forest and mountain terrains. We need more knowledge about these use trends and effects on specific habitats.
- We need more knowledge on noise of personal watercrafts in aquatic environments compared to traditional boats with outboard propeller engines.
- We have inadequate knowledge of the effects of extreme sports, such as climbing, kite flying and windsurfing, which often take place in bird-rich environments.
- Intensive use of small spaces is much less frequent in Norway compared with most countries. Such uses may have effects on species composition and soil, with repercussions far beyond the used area. We lack Norway-specific knowledge about the effects of government policy where activities are highly concentrated.
- Intensive use of small spaces is much less frequent in Norway compared with most countries. Such uses may have effects on species composition and soil, with repercussions far beyond the used area. Under specific Norwegian conditions, we lack explicit knowledge about the effects of government policy where activities are concentrated and channeled traffic.
- While properties of the resources are crucial in assessing vulnerability, the latter also depends on what kind of recreational activities we are dealing with. To what extent outdoor activities have effects should therefore be assessed from the cumulative impact to natural environment in question. Cumulative effects however, represents a large gap in the research literature.

Hogne Øian (hogne.oian@nina.no), Oddgeir Andersen (oddgeir.andersen@nina.no)
Bjørn Kaltenborn (bjor.kaltenborn@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research,
Fakkeltårnet, 2624 Lillehammer, Norway

Arne Follestad (arne.follestad@nina.no), Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no)
Nina E. Eide (nina.eide@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685
Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	13
Forord	15
1 Innledning	16
1.1 Avklaring av begreper og problemstillinger.....	17
1.1.1 Sårbarhet.....	17
1.1.2 Betydningen av variasjoner av ferdsel i tid og rom.....	19
1.1.3 Ferdsel.....	20
1.1.4 Akseptabel slitasje og forvaltningsmessige problemstillinger.....	20
1.2 Målsetninger og problemstillinger.....	20
2 Metode: Litteratursøk og avgrensninger	22
3 Effekter på vegetasjon i terrestriske miljøer	24
3.1 Slitasje på terreng og jord.....	25
3.1.1 Målbare effekter.....	25
3.1.2 Påvirkningsfaktorer – type ferdsel.....	25
3.2 Slitasje på plantesamfunn og vegetasjonstyper.....	29
3.2.1 Målbare effekter.....	29
3.2.2 Påvirkningsfaktorer.....	31
3.2.3 Målbare effekter på konkrete vegetasjonstyper (myr, skog og fjell).....	32
3.3 Slitasje på plantearter og populasjoner.....	34
3.3.1 Målbare effekter.....	34
3.4 Oppsummering: Slitasje på jordsmonn og vegetasjon.....	35
4 Vilt og forstyrrelser fra ferdsel i terrestriske miljøer	37
4.1 Generelt om forstyrrelse og ulike tilnærminger til å måle effekter av forstyrrelse.....	37
4.1.1 Direkte/lokale effekter = atferd og fysiologiske responser.....	37
4.1.2 Indirekte regionale effekter = unnvikelse og endring i utbredelse/arealbruk.....	38
4.1.3 Kumulative effekter = endring i reproduksjon, overlevelse og populasjonsstørrelse.....	39
4.2 Teoretisk modell.....	39
4.3 Forståelsen av effekter av ferdsel i tid og rom i forhold til dyreliv.....	41
4.3.1 Sensitivitet og sesongvise variasjoner.....	41
4.3.2 Temporære og permanente forstyrrelser.....	41
4.4 Kan dyr venne seg til forstyrrelse?.....	42
4.5 Litteraturgjennomgang – forstyrrelse og ulike friluftaktiviteter.....	43
4.5.1 Sårbarhet for forstyrrelse – noen generaliseringer.....	43
4.5.2 Dyrelivets sårbarhet for ulike fritidsaktiviteter.....	44
Allmenn ferdsel - kanalisert eller spredt utover i terrenget?.....	44
Motorisert ferdsel (biler og båt).....	45
Aktivitet på strender.....	47
Moderne friluftsliv og «ekstrem sporter».....	48
Ferdsl i skog.....	48
Parkeringsplasser, campingplasser og leirområder.....	49
Fisking fra land.....	49
Orientering.....	50
Sykkel.....	50
Skianlegg.....	51
4.6 Hvordan reagerer fugler og pattedyr på forstyrrelse?.....	51
4.6.1 Ærfugl som et eksempel.....	51

4.6.2	Villrein som eksempel.....	52
4.7	Oppsummering og sammenstilling av effekter på dyreliv	54
5	Akvatiske miljøer	56
5.1	Effekter av ikke-motorisert ferdsel og annen aktivitet i og ved vann.....	56
5.2	Effekter av motorisert ferdsel på fisk og dyreplankton	57
5.3	Effekter av motorisert ferdsel i vann på fugl.....	58
5.3.1	Støy i forhold til fugl	58
5.3.2	Negative effekter for fugl av å bli forstyrret.....	59
6	Konklusjoner.....	61
6.1	Terrestriske miljøer	61
6.1.1	Arktiske og alpine økosystemer.....	62
6.1.2	Boreale skoger	62
6.1.3	Myr	62
6.1.4	Vilt og fugl	62
6.2	Akvatiske miljøer (strandsoner, elvebredder, båtbruk, bading, vading).....	63
6.3	Effekter av ulike former for ferdsel og friluftsliv, i lys av forvaltningsspørsmål	63
6.3.1	Ferdsel til fots, med sykkel og med hest	63
6.3.2	Camping og bålrensning.....	64
6.3.3	Båtbruk, bading og vading.....	65
6.3.4	Andre aktiviteter	65
6.4	Problematiske aspekter ved kanalisering av ferdsel	66
6.5	Samlet belastning	66
7	Referanser	67

Forord

Temaet friluftslivets effekter på natur er et stort og sammensatt og er belyst i en til dels mangfoldig litteratur. Denne rapporten er derfor resultat av et samarbeid mellom forskere i NINA med forskjellig fagbakgrunn. I litteraturgjennomgangen har vi i utgangspunktet holdt oss til fagfelle-vurderte publikasjoner. Ettersom bruk av internasjonal litteratur representerer en utfordring når det gjelder overføringsverdien til norske forhold, er likevel en del studier som er publisert i rapportformat likevel inkludert. Litteraturen på emnet spriker en del med tanke på metoder som er brukt og anvendelse av begreper. Disse forskjellene er i denne rapporten søkt innlemmet i et så konsistent begrepsapparat som mulig, slik det er gjort rede for i introduksjonskapitlet. En vesentlig hensikt med denne rapporten er å identifisere kunnskapsmangler. Disse er påpekt underveis i de ulike kapitlene, men framheves i tillegg i konklusjonen. Selv om spørsmålet om hva som ut fra forvaltningsmessige målsetninger kan regnes som akseptabel eller uakseptabel slitasje på natur ligger utenfor denne rapportens tema, har vi lagt vekt på å formidle resultatene av litteraturstudien på en slik måte at det vil kunne ha relevans for forvaltning av friluftsliv og naturområder.

Lillehammer, 1. juli 2015,
Hogne Øian

1 Innledning

Denne rapporten representerer en sammenstilling av resultater fra nasjonal og internasjonal forskning på effekter av ferdsel og friluftsliv i sårbare områder. Oversikten belyser hvordan ulike former for ferdsel og aktiviteter i forbindelse med friluftslivsutøvelse påvirker forskjellige naturtyper/arter/artsgrupper i forhold til dimensjonene tid og rom. Effekter av ferdsel vurderes imidlertid ikke i forhold til forvaltningsmessige hensyn som tar utgangspunkt i estetiske og samfunnsmessige verdier og målsetninger. Bakgrunnen for rapporten er et oppdrag fra Miljødirektoratet der det bes om at det legges vekt på kunnskap fra undersøkelser i tilsvarende typer natur som finnes i Norge og at eventuelle kunnskapshull skal identifiseres.

Studier av hvordan friluftsliv virker inn på økologiske forhold har fokusert mye på hvordan ferdsel til fots, samt camping og bålbrekking virker inn på vegetasjon, jord, vann og dyreliv (Cole 1987; Sun og Liddle 1993, Leung og Marion 2000, Cole og Monz 2003). Nesten uten unntak er det et underliggende premiss at ferdsel er skadelig for en opprinnelig natur uten menneskelig påvirkning. Studiene har vært beskrivende (Hall og Farrell 2001) eksperimentelle (som f.eks. Thurston and og Reader 2001, Whinam og Chilcott 2003), prediktive (Cole og Monz, 2003) eller analytiske (Nepal 2003). I alle tilfeller har hensikten vært studere hvordan friluftsliv virker inn på økologiske forhold gjennom å rette oppmerksomheten mot en eller flere av følgende dimensjoner; arter, økosystemer, naturtyper, former for ferdsel eller aktiviteter, variasjoner i tid og rom, abiotiske forhold som klima og forvaltningshensyn.

Eksisterende kunnskap om økologiske effekter av ulike typer bruk knyttet til friluftsliv har tidligere blitt syntetisert av i bl.a. Liddle (1997) og Newsome m.fl. (2012). I Norge ble det for få år tilbake foretatt en syntetisering i Eldegards «Konsekvenser for naturmangfoldet av økt og/eller endret bruk av verneområder. Syntese av eksisterende kunnskap» (2010). Effekter av ferdsel på fugl er oppsummert med fokus på norske forhold av Follestad (2012ab, 2014), Follestad & Lorentsen (2007), Lorentsen & Follestad (2014), Reinvang m.fl. (2014) og Vistad (2013), mens det i UNEP (2001) ble oppsummert mer enn 300 studier av forstyrrelser av dyr. I Emmelin m.fl. (2010) finnes det en oppsummering med utgangspunkt i svenske forhold. Hvordan motorferdsel i utmark kan virke inn på naturmiljøet er blitt utredet i Vistad m. fl. (2007), og dette temaet utelates derfor her. Sammenstillinger på norsk, for eksempel Vistad og Holten (1999), Vistad m.fl. (1999), Aas m.fl. (2003), Vistad m.fl. (2007a), Vistad m.fl. (2007b), Vistad m.fl. (2008) fokuserer i hovedsak på dokumenterte negative effekter av bruk og tiltak (reiseliv og friluftsliv) i og utenfor verneområder. Vistad & Grytli (2003) gir dessuten i en litteraturoversikt eksempler på metodikk som kan brukes til å overvåke naturmiljøet. Videre er det gjennomført studier av effekter på ferdsel på Svalbard (se Hagen m.fl. 2012b for en oppsummeringen). Mye av denne litteraturen har et klart forvaltningsperspektiv og går ikke alltid like grundig inn ferdselens innvirkning på økologiske forhold i spesifikk forstand, men diskuterer i større grad tålegrenser ut fra forvaltningspolitiske målsetninger.

Innenfor fagfeltet rekreasjonsøkologi (*recreation ecology*) rettes oppmerksomheten mot hvordan økt bruk påvirker naturmiljøet. I mye av denne litteraturen foreslås det også tiltak som kan hindre uønsket utvikling. Mer enn ett tusen artikler har blitt publisert innen fagfeltet i de seneste få ti-årene (for oppsummeringer se Liddle 1997; Hammitt & Cole 2015, Leung & Marion 2000, Newsome m.fl. 2002, Cole 2004, Monz m.fl. 2010). Eldegard (2010) peker på at studiene innen feltet har store svakheter ved at det ikke finnes et felles, underliggende teoretisk rammeverk. Datagrunnlaget om økologiske effekter er dessuten i mange tilfeller mangelfullt og preget av snevre tematiske avgrensninger (Monz m.fl. 2010, Eldegard 2010). Mye av forskningen fokuserer på enkeltfaktorer for å påvise effekter, mens kumulative effekter som springer ut av f.eks. endring i artssammensetning eller endringer i jordsmonn eller samspillseffekter, f.eks. som følge av endringer i abiotiske forhold (f.eks. vindforhold), har vært noe mindre belyst. En del studier mangler dessuten data på brukens omfang og intensitet i tid og rom.

1.1 Avklaring av begreper og problemstillinger

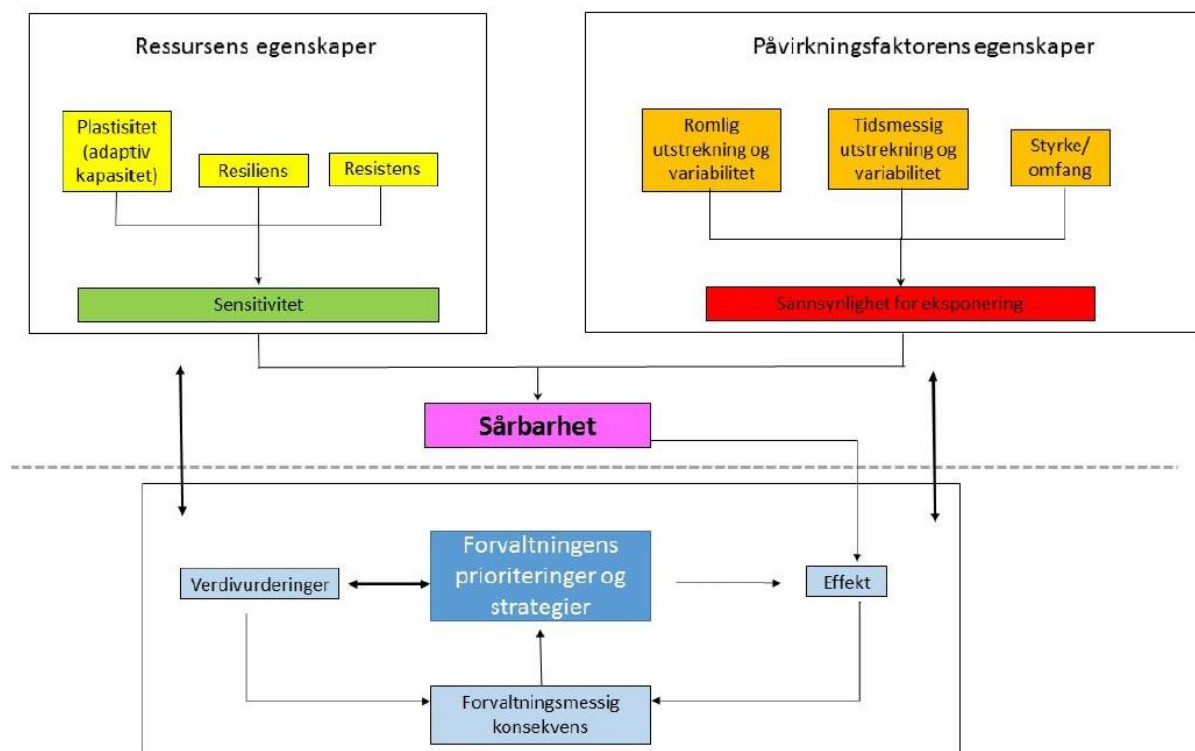
1.1.1 Sårbarhet

Denne rapporten skal ta for seg effekter på økosystemer i naturområder med utgangspunkt i begrepet *sårbare områder*, i motsetning til Eldegard (2010) som har begrenset seg til effekter på økosystemer i verneområder. Sårbarhet er et sammensatt og komplisert begrep som ikke uten videre kan gis entydige definisjon eller som muliggjør en ukomplisert avgrensning av områder. Ofte forbindes sårbart i denne sammenheng med områder som direkte eller indirekte er definert som verdifulle i form av arealstatus, som f.eks. verneområder, områder som er forvaltet spesielt for friluftslivsformål eller pressområder langs deler av kystsonen og i urbane/nær-urbane grøntområder. I hvilken utstrekning vegetasjon eller vilt for eksempel i et verneområde er sårbart i møte med ferdsel og friluftsliv avhenger imidlertid av mange forhold. Selv om f.eks. alpine eller arktiske økologiske miljøer i utgangspunktet er mer sårbart for ferdsel eller annen menneskelig påvirkning enn f.eks. boreale skoger, kan også sistnevnte naturtype være sårbar i tilfeller der menneskelig påvirkning er omfattende og intensiv. I denne forstand kan også bynære skogsområder defineres som sårbare. Med andre ord må sårbarhetsbegrepet inkludere graden og formen av menneskelig påvirkning, i tillegg til egenskaper ved naturtyper. I tråd med dette vil vi i denne rapporten ikke avgrense oss til en bestemt type natur eller økologisk system.

Sårbarhetsbegrepet har blitt tolket og beskrevet på ulike måter. Vi går ikke inn i de ulike forståelser og bruken av begrepet her, men viser til Hagen m.fl. (2014) for en mer omfattende gjennomgang. I denne rapporten velger vi å forholde oss til sårbarhet som betegnelse for *hvor utsatt en ressurs er for bestemte påvirkningsfaktorer*. Med andre ord er det snakk om hvordan en bestand, art, artsgruppe eller naturtype har evne til å opprettholde en tilstand gitt en ytre, menneskeskapt påvirkning (Hagen m.fl. 2014). Sårbarhetsgraden framkommer med andre ord av egenskapene til en ressurs og spesifikke påvirkningsfaktorer (figur 1). Påvirkningsfaktorenes egenskaper avhenger videre av variasjon i omfang og intensitet i rom og tid. F.eks. kan ferdsel over et begrenset tidsrom i året på et lite område påvirke en naturtype eller art i langt mindre grad enn ferdsel som finner sted over store deler av året og over store deler av et område. *Eksponeeringen* (risikoen for påvirkning) og ressursens *sensitivitet* er det som avgjør sårbarheten til ressursen for en gitte påvirkning. Sagt på en annen måte viser sårbarhet til hvordan en bestand, art, artsgruppe eller naturtype har evne til å opprettholde en tilstand gitt en ytre, menneskeskapt påvirkning slik den opptrer med variasjoner i tid og rom.

Ressursen egenskaper som uttrykk for sensitivitet

Selv om økosystemer kan endres gjennom påvirkning av ferdsel i forbindelse med friluftsliv (eller andre former for menneskelig påvirkning) er slike systemer i varierende grad preget av indre dynamikk. En strand med flygesand eller gyteområder der fiskearter flytter seg som følge av naturlige svingninger i havtemperatur og salinitet er eksempler på slike (Hagen m.fl. 2014). Enkeltarter har også gjerne større eller mindre naturlige bestandssvingninger over tid som følge variasjon i tilgang på næringsressurser. I slike tilfeller kan det være vanskelig å skille effekter av naturlige variasjoner fra effekter av menneskelig påvirkning (Hagen m.fl. 2014). Endringer i vegetasjon og jordsmonn som følge av ferdsel kan registreres som tydelige og målbare, men virkningene er i stor grad avhenge av egenskapene til en art, et plantesamfunn eller et økosystem. F.eks. er gressarter mer slitesterke en urter og lyng, og både jordsmonn og vegetasjon er generelt mer sensitive i arktiske- og alpine økosystemer enn i f.eks. boreale skoger. Sensitiviteten omfatter både at det oppstår ulik grad av effekter av tråkk eller annen aktivitet i ulike naturtyper, men også at evnen til naturlig gjenopprettelse dersom påvirkningen opphører eller reduseres betydelig varierer mellom ulike naturtyper eller arter (jfr. ressurs i figur 1). Det første omtales i litteraturen som *slitestykke* eller *motstandsdyktighet*, mens det andre som regel benevnes som evne til *revegetering*, *regenerering* eller *gjenvekst*. Til sammen utgjør disse to faktorene, som i den internasjonale litteraturen gjerne omtales som hhv. resistens og resiliens (i tillegg til adaptiv kapasitet eller plastisitet). Til sammen utgjør motstandsdyktighet og resiliens *sensitiviteten* til en art, artssamfunn, økosystem eller naturtype. Sensitivitet viser dermed til sammenhenger som kan være relativt sammensatte ettersom graden av resiliens kan avhenge av en rekke faktorer.



Figur 1. Konseptuell modell for vurdering av sårbarhet (Hagen m.fl. 2014)

Hvordan et plantesamfunn er satt sammen og egenskapene ved de ulike artene kan ha stor betydning her, sammen med en rekke abiotiske faktorer som lysforhold, temperatur, formen på terrenget, tilgangen på vann og næringsstoffer etc. (Evju m.fl. 2012). Endringer i miljøbetingelser (f.eks. ved klimaendringer som gir seg utslag tørke eller uvanlig store nedbørsmengder) i kombinasjon med økt påvirkning av ferdsel kan føre til at et økosystems som er etablert under andre betingelser kan miste tåleevne slik at ferdsel medfører irreversible endringer. Tilsvarende kan ferdsel f.eks. resulterer i at forekomsten av urteplanter øker, noe som gjør økosystemet mer sårbar ovenfor klimatiske effekter som vind eller kulde med økt erosjon som konsekvens (Evju m.fl. 2012, Hagen m.fl. 2014). Villrein i Norge er kanskje det mest brukte eksemplet på en art som er sårbar for forstyrrelser. Det har i lang tid vært kjent at villrein responderer negativt på økt ferdsel i fjellområdene og at den foretrekker å oppholde seg i områder med mindre grad av forstyrrelser (infrastruktur og ferdsel). De senere årene har det blitt gjennomført studier som har koblet villreinens arealbruk direkte opp mot ferdselsdynamikken i fjellet og på den måte har det fremkommet ny kunnskap om både sesongvise variasjoner og terskelverdier for når ferdselen blir et «problem». Videre vet vi også at de ulike bestandene av som det vi definerer som villrein, reagerer ulikt med tanke på toleranse for mennesker og fluktavstander (se f.eks Reimers, Rød & Colman 2012). På den annen side finnes eksempler på at arter har tilpasset seg et liv blant mennesker. Det finnes mange eksempler på dyreliv i storbyer, hvor rovfugl hekker i bygninger, rev og grevling livnærer seg på matavfall. Generelt er det slik at tilpasningen til mennesker er størst hos generalistene.

Påvirkningsfaktorenes egenskaper og sannsynlighet for eksponering

Sannsynligheten for at en påvirkningsfaktor får innvirkning på en ressurs er sammensatt av egenskapene ved ressursen og av påvirkningsfaktorene (Hagen 2014 m.fl.). Et område eller en lokalitet kan være sensitiv i form av at ressursene har lite resistens og resiliens. Likevel er det først når området utsettes for en påvirkning som kommer i konflikt med de aktuelle ressursene at sårbarheten utløses. En bakkemyr er f.eks. spesielt sensitiv fordi det skal lite påvirkning til for å skape slitasje på vegetasjon og jordsmonn i et fuktig, hellende terreng. Her kan dessuten relativt små skader lett utløse erosjon som forverrer skadeomfanget. Det siste er likevel en effekt

som oppstår som en konsekvens av at et område har blitt påvirket på en bestemt måte av en type aktivitet, for eksempel terrengsykling eller bruk av hest. Tilsvarende vil et rovfuglreir ved en foss være sensitivt, men sårbarhet oppstår først når noen begynner å bevege seg i eller ved fossen.

En arts eller et artssamfunns sårbarhet vil også avhenge av hvordan ferdselen arter seg. I vanlig tursykling følger syklistene gjerne en smal sti, mens konkurransesykling eller lekpreget sportssykling i større grad finner vei utenom en allerede etablert trase, ofte i bratt terreng der jordsmonnet gjerne er mer sårbart enn i flatt terreng, og dessuten utsetter vegetasjon og jordsmonn for større slitasje gjennom krapp svingning og brå bremsing (se f.eks. Pickering m.fl. 2010). Påvirkningsfaktorene som er relevant her er aktiviteter i forbindelse med friluftsliv, som f.eks. ferdsel til fots, med sykkel, bruk av kajakk eller kano, camping og bålbrenning, men også til dels nyere aktiviteter som kiting, rafting etc.

I hvilken utstrekning friluftsliv påfører vegetasjon slitasje, bør ideelt sett vurderes ut fra den samlede belastning en naturmiljø er utsatt for. Dersom et område i tillegg til ferdsel er utsatt for tekniske inngrep, f.eks. i form av hyttebygging eller etablering av kraftledninger og dessuten er eksponert for forurensing fra denne virksomheten, kan det være snakk om kumulative effekter, sumvirkninger eller den samlede belastningene som påvirker arter eller artssamfunns sårbarhet ovenfor friluftslivsmessig ferdsel. Her står vi imidlertid ovenfor uklare begreper og fenomener (se f.eks. Erikstad m.fl. 2009, Erikstad m.fl. 2011) som det i liten grad har blitt forsket på. Den mest relevante forståelsen gitt denne rapportens tematiske avgrensning er summen av påvirkning av ulike former for ferdsel på arter og artssamfunn innenfor et område. Heller ikke her finnes det studier som rapporterer virkningen av slike sumeffekter. Dersom dette forstås i et større bilde, eksisterer det store vitenskapelige utfordringer når det gjelder forståelsen av hvordan ulike påvirkningsfaktorer samlet sett påvirker naturmiljøer. Påvirkningsfaktorene kan være endringer i arealbruk, forurensninger og miljøgifter, høsting, fremmede arter og klimaendringer og den samlede effekten av kan føre til overskridelse av økosystemenes tålegrenser. Enten det er tale om forholdet mellom ulike former friluftslivsutøvelse eller om forskjellige former for arealbruk som også inkluderer andre aktiviteter og tiltak, blir dette som regel studert hver for seg. Med andre ord mangler integrerte studier på komplekse og samlede miljøeffekter.

1.1.2 Betydningen av variasjoner av ferdsel i tid og rom

Som det vil gå fram av litteraturen som blir referert til nedenfor, kan sårbarhet (i den betydningen begrepet er gitt her) vanskelig vurderes uten å ta hensyn til variasjoner når det gjelder tid og rom (Monz 2013). Dersom ferdsel begrenset seg til tråkk på en smal sti i en periode midtsommers uten nedbør av betydning, vil det ha andre effekter enn om det forekommer omfattende tråkk vår og høst med mye vann i jorda. Ikke bare er vegetasjonen mer sensitiv på denne tiden av året, men er også mer sårbar fordi ferdsel har en tendens til å spre seg mer utover som følge av at gående søker utenom vannansamlinger i stiene.

Ferdsel i forbindelse med friluftsliv innebærer som regel eksponering for tråkk og andre påvirkninger over lang tid ettersom slik ferdsel som oftest finner sted langs etablerte ruter og til kjente mål. Derfor er det i denne sammenhengen i liten grad snakk om slitasje som forekommer i et avgrenset tidsrom. Det siste kan imidlertid være relevant ved større eller mindre arrangementer i forbindelse med idrettskonkurranse eller andre typer arrangementer (friluftskonserter, naturbasert turisme etc.).

Slitasjeeffekten vil generelt være størst ved ferdsel over lang tid over et stort område. Kortere perioder med stor ferdsel eller lange perioder med relativt liten ferdsel kan imidlertid også ha betydelig innvirkning på flora, fauna, jordsmonn etc. (se f.eks. Hagen m.fl. 2014). Graden av det siste avhenger av artenes resistens og resiliens, som igjen kan påvirkes av indirekte effekter som f.eks. skade på jordsmonn eller påvirkning som resulterer i endringer i artssammensetning.

1.1.3 Ferdse

Det ligger en utfordring i bruk av litteratur som bygger på studier av naturtyper og økosystemer som skiller seg ad fra det vi finner i Norge. I tillegg kommer det at ferdsel i Norge på en del ikke uvesentlige punkter kan skille seg vesentlig fra ferdsel de landene den internasjonale litteraturen i hovedsak tar utgangspunkt i. Etablerte praksiser som har med tradisjoner og identitet å gjøre, men som også formes av allemannsretten, bidrar, sammen med relativt liten folketetthet og lav grad av urbanisering, til at ferdselen i mindre grad enn i mange andre land er organisert i form av tilrettelegging gjennom kanalisering og sentralisering. I fjellområder finner f.eks. overnatting i telt og bålbrekking i stor grad sted individuelt og spredt, og avgrenset til bestemte områder slik tilfellet er i nasjonalparker i mange land. Samtidig som friluftslivet i Norge har vært preget av individualisme og et relativt fravær av organisering, viser utvikling de siste par tiårene at tilveksten av nye aktiviteter, veksten i naturbasert turisme og endringer i forvaltningspolitikken har ført til at konsentrering av ferdsel i visse områder i større grad finner sted enn tidligere.

1.1.4 Akseptabel slitasje og forvaltningsmessige problemstillinger

Så å si all menneskelig aktivitet representerer en påvirkningsfaktor som kan gjøre natur sårbar. Det går derfor en grense mellom hva som oppfattes som akseptabel og ikke akseptabel slitasje. Dette gjelder selvfølgelig også for slitasje som friluftsliv og ferdsel forårsaker eller medvirker til. Hva som regnes som akseptabelt eller ikke varierer imidlertid i tid og rom, og er dessuten gjenstand for sosiale, kulturelle og politiske vurderinger (Vistad m.fl. 2008). I en gitt situasjon kan en tydelig sti vurderes som uproblematisk, og innebære fordeler som overstiger ulempene, mens det i en annen situasjon vil være uakseptabelt (op.cit). Forvaltningsmessige vurderinger innebærer ofte å balansere vern mot muligheten for opplevelse (Vistad 2008, Hagen et al. 2012a). Dette anser vi som problemstillinger som ligger utenfor mandatet for dette oppdraget. Rapporten vil derfor primært befatte seg med litteratur som kan danne grunnlag for forvaltningsmessige beslutninger, men som *ikke* drøfter hvordan forvaltningsmessige tiltak virker inn på arter og naturtypers sårbarhet.

1.2 Målsetninger og problemstillinger

Formålet med denne rapporten er å syntetisere litteratur som formidler resultater av forskning på effekter av ferdsel og friluftsliv til ulike tider av året i sårbare områder og identifisere kunnskapshull. Mye av den relevante litteraturen på området tar ikke utgangspunkt i spesifikke former for utendørsrekreasjon, men studerer effekter av flere typer ferdsel og aktiviteter. I mange tilfeller vil det dessuten være forskjellige biotiske (f.eks. egenskaper ved et plantesamfunn) eller abiotiske (f.eks. vindforhold eller sammensetning av jordsmonn) som er *mer* avgjørende for sårbarhet enn en spesifikk ferdselsform. Med dette som utgangspunkt er syntetiseringen ordnet med utgangspunkt inndeling mellom terrestriske og akvatiske miljøer, samtidig som det terrestriske skiller mellom naturtyper i myr, boreale skoger og arktiske/alpine økosystemer.

Den mest sentrale problemstillingen for dette oppdraget er å få fram variasjoner og kompleksitet når det gjelder hvilke faktorer som er involvert i arters, plantesamfunns og økosystemers sårbarhet ovenfor ferdsel og friluftsliv. Samtidig er det vesentlig å få understreket de mer generelle mønstrene når det gjelder effekter av visse typer ferdsel, sensitivitet hos arter og plantesamfunn og egenskaper ved naturtyper.

2 Metode: Litteratursøk og avgrensninger

Det ble gjennomført systematisk søk etter nasjonalt og internasjonalt forskningslitteratur gjennom bruk av *google scholar*. Egne søk i BIBSYS og ISI Web of Science ble utelatt ettersom førstnevnte søkebase henviser videre til de to sistnevnte der det er nødvendig. I utgangspunktet ble det søkt etter litteratur i fagfelleverderte tidsskrifter. I tillegg er det, når dette har vært nødvendig for å belyse enkelte emner, inkludert enkelte studier som er utgitt på annen måte, f.eks. i form av fagrapporter. Spesielt har det siste vært nødvendig for å belyse forhold som tar for seg effekter på ferdsel i norske naturmiljøer.

I utgangspunktet er litteratursøket avgrenset til år 2000 og fram til i dag. Når det i denne litteraturen refereres til litteratur utgitt for år 2000 har dette i en del tilfeller blitt inkludert i litteraturbasen, enten fordi det dreier seg om teoridannende arbeider eller fordi litteraturen tar utgangspunkt i cases som er egnet til belyse spesifikke problemstillinger.

Relevansen av internasjonal litteratur for norske forhold vurderes så langt det lar seg gjøre, basert på sammenligninger av naturforhold, geografi, typer av friluftslivs- og rekreasjonsaktiviteter og sosio-økonomiske og institusjonelle forhold som kan ha betydning for hvordan friluftsliv og miljø forvaltes i de aktuelle områdene.

Søkeord som ble brukt i første omgang var kombinasjoner av *outdoor recreation, impact, effect, habitat, vegetation, wildlife, ecology, ecological, birds, white water/lake/river/offshore/marine*. Deretter ble noen av disse, både enkeltvis og i kombinasjoner, lagt til følgende søkeord: *Forest, boreal forests, alpine, tundra, arctic, mountain, mire, marsh, wetlands, national park, protected area, recreation ecology, management, sustainability, species richness, biodiversity*. Flere av disse søkeordene ble også kombinert med ord som *trampling, boating, kayaking, canoeing, swimming, camping, campfire, fireplace, cycling, horse, biking, mountain biking, trekking, trails, sports, extreme sports, events, sports events, outdoor events, orienteering, racing*. Ved hvert søk ble det foretatt en vurdering av relevansen til publikasjonen før den eventuelt ble lagret i End-Note. Bruken av *google scholar* har den fordelen at for hver artikkel som hadde klar relevans for temaet, kan man få opp en liste over publikasjoner som refererer til den førstnevnte, samtidig som det er mulig å gjøre avgrensende søk innenfor denne listen.

Mye av litteraturen som kom fram i søkene omhandler case-studier i nord-amerikanske skog- og fjellområder, alpelandskap i mellomeuropeiske land og i noen grad skog- og fjellområder i Finland. I tillegg finnes det en god del ferdsels-litteratur som tar utgangspunkt i naturtyper som er typiske for sub-tropiske og tropiske områder. Ettersom dette er økologiske forhold som i begrenset grad er overførbare til norske forhold er denne litteraturen i stor grad utelatt, med mindre den kan regnes som teoridannende eller demonstrerer hvordan variasjoner i atferd hos f.eks. syklist eller gående kan ha betydning for slitasje. En stor andel av litteraturen er skrevet av australske forskere og refererer til studier av økologiske systemer i alpine og sub-alpine områder i dette landet. Vi har ikke tatt stilling til i hvilke utstrekning naturtyper på den sørlige halvkule kan sammenlignes med norske forhold.

I litteraturbasen som er generert i arbeidet med rapporten er det til sammen mer enn 150 treff. I tillegg kommer flere referanser som forfatterne av denne rapporten har inkludert på bakgrunn av tidligere forsknings- og utredningsarbeider. De fleste publikasjonene omhandler hvordan ferdsel i forbindelse med friluftsliv har effekter innenfor bestemte økologiske systemer (f.eks. boreale skoger eller alpine økosystemer over tregrensen), virker inn på jordsmonn og ulike vegetasjonstyper, arter og artssamfunn og hvordan dette kan ha både direkte og kumulative effekter (f.eks. når endringer i artssammensetning bidrar til erosjon som igjen har innvirkning på vegetasjon). Mye av litteraturen er steds spesifikk, kvantifiserbare data er ofte frambragt gjennom ulike metoder og med til dels ulike formål. Med unntak av eksperimentelle studier, mangler det ofte data på omfang og intensitet i ferdsel. Enkelte studier er beskrivende analyser av observasjoner som er gjort ved å følge utviklingstrekk over et viss tidsrom. I tillegg til at metodiske tilnæringsmåter varierer, finnes det ikke et felles teoretisk rammeverk og bruken av konseptuelle modeller spriker

en god del (Monz 2013, Eldegård 2010). Sammenstillingen av resultater fra ulike forskningsprosjekter og litteraturen den er formidlet gjennom må derfor vise til relativt generelle trekk i en kvalitativ (beskrivende og drøftende) framstillingsform. I lys av disse aspektene, synes Eldegards (2010:1) oppsummering å være dekkende:

"[Det er]... stor mangel på kunnskap om konsekvensene for det biologiske mangfoldet av ulike former for bruk og tiltak knyttet til friluftsliv/reiseliv, både i og utenfor verneområder. Mange ulike typer økologiske effekter av friluftsliv/reiseliv har blitt dokumentert i faglitteraturen. Det store flertallet av disse studiene har imidlertid ikke undersøkt effekter på biologisk mangfold (for eksempel artsrikdom, artssammensetning, artsantall, forekomst av fremmede arter). For de aller fleste studiene mangler også informasjon om omfang av bruk, og om effekter av økt/endret bruk. Blant de enkeltstudiene som har undersøkt biologisk mangfold, har de aller fleste dokumentert negative effekter av bruk/tiltak. Ulike typer bruk gir imidlertid svært ulike effekter. Hvilke effekter, og hvor store effektene er, varierer mellom økosystemer og mellom sesonger, og det er vanskelig å trekke generelle konklusjoner på grunnlag av eksisterende kunnskap."

Litteraturen som refereres i denne rapporten er i all hovedsak forfattet av biologer og økologer, eller av forfattere som oppsummerer slik litteratur ut fra forvaltningsperspektiver. Det finnes også en stor mengde litteratur som tar opp forvaltningsmessige utfordringer rundt slitasje som følge av ferdsel, men med begrenset omtale eller diskusjon av årsaker, virkning og omfang. Denne typen litteraturen er for det meste utelatt her.

Vi har gjennom litteratursøket ikke funnet relevante studier som spesielt belyser effekter av orientering, terrengløp, kiting, bruk av kajakk og kano, større arrangementer. En artikkel drøfter effekter av det som benevnes *ekstremsport* (Burgin og Hardimann 2012), men denne litteraturgjennomgangen viser ikke til studier som substansielt belyser økologiske effekter av slike aktiviteter som er relevant her. Unntaket er virkninger av klatreaktiviteter, som det vil bli referert til lenger ut i teksten.

Syntetiseringen tar utgangspunkt i ulike naturtyper/økologiske systemer i hhv terrestriske og akvatiske miljøer og hvordan forskjellige former for ferdsel har innvirkning.

3 Effekter på vegetasjon i terrestriske miljøer

Det er gjennom flere tiår gjennomført mange feltstudier som gir kunnskap om effekter på vegetasjon som følge av friluftslivsmessig ferdsel. Det meste av litteraturen har utgangspunkt i USA og Canada, i noen grad i Australia og noe mindre i det sentrale Europa. Når det gjelder Skandinavia foreligger det relativt få publiserte studier. Med få unntak er materialet her fra feltstudier i bynære skoger og nasjonalparker i Finland. Arnesen og Lyngstad (2012) sine studier av hhv. Sølende naturreservat ved Røros og bymarka i Trondheim, samt analyser av gjenvekst etter eksperimentell forstyrrelser i økosystemer i Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark (Evju m.fl. 2012) og Svalbard (Hagen m.fl. 2014), samt Jägerbrand og Alatalo (2012) sin studie av tilsvarende i fjellområder i Nord-Sverige representerer studier som spesifikt tar for seg skandinaviske forhold.

Som nevnt i innledningskapitlet er en ressurs sårbarhet relatert både til egenskaper ved ressursen og til ulike aspekter ved påvirkningen som finner sted, noe som innebærer at mange faktorer og sammenhenger kan opptre samtidig. Generelt er effekter på vegetasjon som følge av ferdsel avhengig av belastningsgrad (intensitet, frekvens, tidspunkt og type bruk) i tillegg til de økologiske faktorer på lokaliteten som type vegetasjon, egenskaper ved arter, geografiske forhold, jordsmonn og klima (se f.eks. Törn m.fl. 2006). Det kan være hensiktsmessig å dele inn effektene i moderat eller kraftig slitasje, der moderat slitasje kan defineres som påvirkning der vegetasjonsdekket gjenopprettes ved naturlig gjenvekst dersom påvirkningen opphører, mens kraftig slitasje kan utløse erosjon og endringer i fysiske forhold som vil kreve aktive restaureringstiltak for å gjenopprette tilsvarende vegetasjonsdekke (se Vistad m.fl. 2008). Også moderat slitasje kan føre til langvarige endringer i vegetasjonssammensetning. Målbare effekter kan for eksempel være redusert vegetasjonsdekning, endring i artsantall og artssammensetning og lokale endringer i temperaturforhold og næringsomsetning i overflata (se f.eks. Chapin og Shaver 1986, Bazzaz 1996, Nepal og Way 2007).

For å vurdere resultater av ulike studier i sammenheng kan det være nyttig å systematisere effektene på vegetasjon etter hvilket organisasjonsnivå som påvirkes og hvilke endringer som faktisk kan måles: *terreng og jord* (eks. endra vannbalanse, komprimering av øvre jordlag), *plantesamfunn og vegetasjonstyper* (eks. noen arter går fram på bekostning av andre, større andel naken jord), *art/populasjon* (eks. ferdsel kan påvirke enkeltforekomster av arter, og spesielt er dette relevant for sjeldne arter med få forekomster). I dette kapitlet går vi igjennom litteraturen for hver av disse hovedgruppene av effekt og knytter det til konkrete påvirkningsfaktorer (ferdselstyper) så langt det finnes eksisterende kunnskap. I tillegg kommer landskap (eks. erosjon i hellende terreng, påvirkning av geologiske formasjoner) og rent estetiske effekter som vi ikke kommer nærmere inn på her (se Vistad m. fl. 2007 for flere eksempler på effekter).

Relasjonen mellom omfanget av ferdsel og effekten på vegetasjon og jordsmonn blir gjerne forstått som *asymptotisk* og *krumlinjet* (se Hammit m.fl. 2015). Med dette siktes det til at når ferdselen er beskjeden, kan selv en liten økning føre til betydelige effekter. Dersom ferdselen fra før er omfattende, vil ytterligere økningen ikke ha samme proporsjonale virkning. Slik har man gjerne gått ut fra at når et område først har blitt utsatt for slitasje, vil ikke økning i ferdsel utgjøre en tilsvarende stor forskjell (se f.eks. Monz m.fl. 2013). I de senere årene har man blitt opptatt av at dette er en for endimensjonal modell. Virkningen av ferdsel kan variere med ulike bruksnivåer, og effekter varierer med hva slags ferdsel det er snakk om, med klimavariasjoner, og ikke minst med hvilke egenskaper de relevante plantesamfunnene og planteartene har, hva slags naturtyper det er snakk om, variasjoner i terrengtyper etc. (Vistad m.fl. 2007, Monz m.fl. 2013, Pescott og Steward 2014). Dette innebærer at effektene er knyttet til et sett med egenskaper for ressursen (eller område/lokalitet) og at det er relevant å definere hva disse egenskapene er for å kunne predikere eller forutsi sannsynlighet for at en effekt vil oppstå. I en modell for sårbarhetsvurdering av ilandstigningslokaliteter på Svalbard er dette operasjonalisert gjennom å definere sensitive enheter for vegetasjon/terreng som er definert ut fra økologiske egenskaper som terrengform, fuktighet og jordtype (Hagen m. fl. 2014). Basert på en slik tilnærming kan det forutsees at ferdsel som ledes inn på tørr og komprimert jord medføre mindre skader enn der jordsmonn er fuktig og

porøst. Generelt blir slitasje av ferdsel større i bratt terreng enn på flatmark. Ferdsel på marin sandstrand kan føre til tråkkskader der sand er iblandet tang og tare, noe som kan medføre redusert mattilgang for bl.a. vadefugler.

3.1 Slitasje på terreng og jord

3.1.1 Målbare effekter

I studier fra både Nord-Amerika (f.eks. Cole 2004), Sør-Amerika (f.eks. Barros m.fl. 2013), Asia (f.eks. Nepal 2003) og Australia (f.eks. Hill og Pickering 2006), Europa (f.eks. Lucas-Borja m.fl. 2011) og Skandinavia (f.eks. Jägerbrand og Alatalo 2015), finner man at selv liten ferdsel over kort tid kan medføre i eksponering eller tap av jord som resultat av erosjon eller komprimering. Jordas produktivitet og graden av gjennomstrømming av vann og luft, påvirket av slike endringer. Noe mindre studert er hvordan ferdsel kan påvirke jordas fertilitet ved å bidra til å endre kjemisk egenskaper og den organiske sammensetning (Arecona m.fl. 2005). Jord fungerer som et naturlig filter og som lagringsmedium for mange antropogene materialer som tilføres et økosystem (Brady og Weil 1996) og er derfor følsom både for forurensning og for komprimering som følge av ferdsel. I en eksperimentell sammenligning av effekter av ferdsel etter hhv kort og lang tid, viste det seg at ferdsel i en sveitsisk byskog (Basel) over både kort og lang tid påvirket jordsmonn både biologisk og kjemisk (Kissling m.fl. 2009). Langvarig og forholdsvis omfattende ferdsel førte til betydelig komprimering som reduserte jordas gjennomtrengelighet og kapasitet til å holde på vann, samtidig som pH-verdi og organisk sammensetning ble endret. Jordkomprimering innebærer at porerommene i jorda reduseres og hindrer lufttilførsel. Dette påvirker ifølge Kissling m.fl. (2009) mikroorganismer ved at sammensetningen av næringsstoffer endres. Studien viser at hyppig tråkk kan redusere enzymaktivitet i skogsjord. Dette kan endre sammensetningen næringsstoffer og nedbrytnings- og mineraliseringshastigheten.

Pickering m.fl. (2010) har sammenliknet effekter fra bruk av terrengsykler i USA og Australia og konkluderer med at ferdsel kan medføre slitasje på jordsmonn, både i form av komprimering og erosjon. I begge tilfeller kan dette ha til følge redusert biomasse, endringer i artssammensetning og økt forekomst av fremmede arter og patogener. De understreker at selv om hovedårsaken til erosjon ofte er vann og vind, kan ferdsel det her er snakk om bidra til å gjøre jordsmonnet mer sårbart ovenfor slik påvirkning. Samtidig legger de vekt på at jordkomprimering også kan oppstå ved moderat ferdsel. Komprimering av jord på stier kan påvirke vannavrenningen. Når vann ledes på nye måter gjennom etablering eller utvidelse av stier, kan erosjon oppstå ved siden av stier og tråkk. Omfanget av slike virkninger av ferdsel avhenger av egenskaper ved økosystemer, intensitet i ferdsel, type ferdsel og ikke minst hva slags terreng ferdselen finner sted i (Pickering m.fl. 2010). F.eks. kan samme type ferdsel innenfor ett og samme område forårsake komprimering av jord i flatt og relativt tørt terreng og erosjon i bratt terreng med fuktig jord (se f.eks. Wilson og Seney 1994, Thurston og Reader 2001). Arnesen og Lyngstad (2012) viser gjennom en studie i Sørlands naturreservat på Røros at tråkk i myr, særlig på våt og løs torv, men også på relativt fast torv i rikmyr, gir raskt effekter på jordsmonnet.

3.1.2 Påvirkningsfaktorer – type ferdsel

Camping og bålbrekking

Forskning på effekter av camping viser at slitasje kan følge av intensiv tråkk og andre campingrelatert aktiviteter, samt forurensning fra avfall (Arecona m.fl. 2006). I flere studier har effekter av bålbrekking blitt viet stor oppmerksomhet. Fjerning av nedfallsved, sterilisert jord, forkulling av røtter og ansamling av aske og kull og kjemisk forgiftning framheves som negativ påvirkning i slike sammenhenger (Ried og Marion 2005, Arecona m.fl. 2006). Emnet har blitt utforsket gjennom flere studier i nasjonalparker i USA, men også i Sveits og Finland, i områder med relativt stor ferdsel og hyppig bruk av bålvarme. I disse studiene legges det vekt på at bålbrekking kan endre organiske og kjemiske egenskaper i jordsmonn med erosjon og komprimering som resultat (Fenn m.fl. 1976, i Reid og Marion 2006; Hegetschweiler m.fl. 2009, Hall og Farrell 2001,

Arecona m.fl. 2006). I forbindelse med bålrensning forekommer det at trær ødelegges, noe som kan medføre insekt- og soppangrep (Ried og Marion 2006). Kissling m.fl. (2009) fant at bålrensning i en sveitsisk bynær skog førte til at forekomst av sopp, protozoer og bakterier ble redusert. Bruk av nedfallsved kan ha konsekvenser for jordsmonnet på sikt, fordi det reduserer nedfallsbiomassen som inneholder næringsstoffer som nitrogen og fosfor (Hall og Farrell 2001, Hegtshweiler m.fl. 2009).



Figur 2. Eksempel på bålrensning ved Femund (Foto: Bjørn Kaltenborn)

Arecona m.fl. (2006) har sett nærmere på hvordan campingaktiviteter i Mt Robson Provincial Park i British Columbia, Canada, endrer den kjemiske sammensetningen av jordsmonn. Parken er populær med mer enn 15 000 besøkende årlig, hvorav omtrent en tredjedel overnatter i telt i tilrettelagte soner. Gjennom en eksperimentell studie viste forfatterne at jordsmonn i og ved campingsområdene inneholdt mindre aluminium, jern, kalium, natrium og kobolt enn jord i kontrollområdene. Hovedforklaringen skal være bruk av vann i forbindelse med matlaging og vask. Forfatterne viser i tillegg til at campinaktiviteten så ut til å tilføre jorda mer kalsium, fosfor, kobber, sink, karbon, nitrogen og kobber som følge av bålrensning der både organisk og ikke-organisk materiale ble brent. Dette er plantenæringsstoffer som kan påvirke vegetasjon og artssammensetning på kort og lang sikt.

Disse studiene dokumenterer at telting og bålrensning har tydelige effekter på jordsmonn. Effektene vil trolig variere mye med hvor konsentrert og intensiv denne aktiviteten er.

Ferdseil til fots, bruk av sykkel og ridning

Newsome m.fl. (2004) nevner i forbindelser med gjennomgang av studier i Australia og USA at hesteridning medfører større slitasje på stier og tråkk enn det bruk av sykkel eller ferdsel til fots gjør. Hovedårsaken skal være hestens vekt og at hester i større grad enn mennesker følger det samme tråkket. Med utgangspunkt i en tilsvarende studie i Finland viser Törn m.fl. (2009) at omfanget av slitasje på jordsmonnet som følge av intensiv bruk av hest øker risikoen for erosjon (Törn m.fl. 2009). Tilsvarende fant Wilson og Seney (1994) gjennom et forsøk som ble gjennomført i Gallatin National Forest, Montana, at hester i sammenligningen med sykling og bruk av motorsykler gjorde betydelig større mengder jord sårbare for erosjon. I den finske studien går det fram at en ridesti var like dyp som en gangsti selv om gangstien hadde 150 ganger flere brukere (Törn m.fl. 2009).



Figur 3. Sykkelparkering ved Rondane (Foto: Bjørn Kaltenborn)

En del forskning er gjort på hvordan terrengsykling virker inn på jordsmonn, slik som komprimering og erosjon, endring av vannløp som følge av sedimentforflytning og utvidelse av stier (se Pickering m.fl. (2010) for en gjennomgang av denne litteraturen). Thurston og Reader (2001) gjorde kontrollerte forsøk i Provincial Park i Ontario som viste at slitasje av ferdsel til fots og på sykkel var omtrent lik. Wilson og Seney (1994) fant i sin studie i Gallatin National Forest, Montana, at gående og ridende hadde større målbar effekt enn syklister. Marion og Olive (2006) viser gjennom en studie i en nasjonalpark i Kentucky at slitasje fra syklende er *mindre* enn fra gående og ridende. Årsaken er at syklister etterlater seg smalere spor og forårsaker dermed mindre jordtap, noe som også forårsaker mindre vannavløp eller vannsamling. Innledningsvis i denne rapporten ble det lagt vekt på at egenskaper ved påvirkningsfaktorer kan ha betydning for en ressurs sårbarhet. I enkelte av disse studiene understrekes det at slitasje på jordsmonn kan variere blant annet med syklister atferd. Mens sykling utenfor etablerte stier kan øke jordslitasje betraktelig, kan måten det sykles på også virke inn, f.eks. dersom syklister bremses og sklir mye (Marion og Wimpey 2007). Det er også nevnt hvordan stier kan utvides betydelig der syklister svinger utenom vandammer og søle (Pickering m.fl. 2010). Et nylig eksempel på skader på jordsmonnet fra norske forhold, er vist i figur 4.



Figur 4. Faksimile av oppslag i *Aftenposten* 9. juni 2015. Sitater fra oppslaget: «... ble vesentlige deler av området totalskadet av sykkelløpet Terrengsykkelrittet. Stinettet er for en stor del ødelagt. Det samme gjelder myrer og søkk. Det som før var hovedstien inn i dette nydelige nærområdet, er nå en flere meter bred gate av søle, røtter og stein. Det som var småstier på åsen vest for Nøkle vann, er dype gjørmehull hvor all vegetasjon er slitt bort. Flere sykkelritt er planlagt. Det eneste tiltaket som kunne reddet områdene som nå er ødelagt av Terrengsykkelrittet, er et midlertidig forbud mot terrengsykling i de områdene hvor rittet har gått, slik at naturen kan få tid og ro til å heles uten at nye stier og myrer slites tilsvarende ned».

Til tross for at det er visse forskjeller mellom de ulike ferdselsformene, er det likevel slik at egenskaper ved områdene der ferdselen pågår (terreng, fuktighetsforhold, artssammensetning og landskapsegenskaper) spiller en vesentlig rolle med tanke på omfanget av slitasje. Ikke minst har det betydning om det er snakk om bratt eller flatt terrenget, og om stiene går vertikalt eller horisontalt i skåninger (Marion og Olive 2006, White m.fl. 2006). Det samme gjelder lysforhold (f.eks. om et område ligger i skyggen eller ikke) og grad av fuktighet i jordsmonnet (Marion og Olive 2006). Samtidig er jordsmonnets sårbarhet og knyttet til jordsmonnets sensitivitet ovenfor ferdsel. Homogen jordkomposisjon er som regel mer sensitiv ovenfor ferdsel enn blandet jordsmonn (f.eks. iblandet grus og stein) (Thurston og Reader 2001, Marion og Olive 2006, Pickering m.fl. 2011). White m.fl. (2006) foretok et sammenlignende studie av effekten av sykkelbruk i fem økologiske regioner i nasjonalparker i den sør-vestlige delen av USA og fant at erosjonsgraden varierte mellom regionene, noe man tilskriver forskjellige egenskaper ved jord (og vegetasjon). Jorderosjon økte alle steder der det var hellende terreng. Intensitet og omfang av sykkelbruk var imidlertid ikke tatt hensyn til i denne studien.

Skianlegg

I tillegg til ferdsel til fots, med sykkel og med hest, foregår det i økende grad en rekke andre og til dels nye aktiviteter, ikke minst i fjellområder. Effekter av disse aktivitetene på vegetasjon og arter er i liten eller ingen grad belyst. Klatring er nevnt et par steder med henvisning til at aktiviteten kan medføre slitasje på vegetasjon, erosjon, forstyrrelse av vilt og fugler, samt vannforurensning. Omfanget av dette vil avhenge av i hvilken skala aktiviteten forekommer, egenskaper ved jordsmonn, helningsgrad og hva slags vegetasjonstype det er snakk om (Buckley 2003, Burgin og Harding 2012). Det finnes imidlertid en del litteratur om effekten av alpinanlegg. Etablering av slik anlegg innebærer gjerne at opprinnelig vegetasjon og det øverste jordlaget fjernes. Resultatet er endringer i jordsmonnets biotisk, fysiske og kjemiske egenskaper (Kangas m.fl. 2009, Roux-Fouillet

m.fl. 2011, Melanie m.fl. 2013). Bruken av maskiner fører dessuten til betydelig jordkomprimering, økning i pH og at forekomsten av karbon og næringsstoffer endres (Barni m.fl. 2007, Roux-Fouillet m.fl. 2011, Melanie m.fl. 2013). Påfølgende preparering av løypene har også innvirkning på den kjemiske og fysiske sammensetningen av jorda, noe som influerer på fuktighetsgrad og temperatur i jordsmonnet (Delgado et al. 2007 i Melanie m.fl. 2013). Det har vært vanlig praksis å så til alpinanlegg med kommersielle gressfrøblandinger (Urbanska 1997). I alpinanleggene i Monterosa i Aoste i nordvestlige Italia, dominerte de tilsådde artene selv etter mange år fjernet. Unntaket var en stedegen kløverart (*Trifolium palleescens*) som fikk bedre vekstbetingelser, trolig som følge av at maskinpreparering ga denne arten bedre vekstbetingelser ved at pH-verdi i jorda økte, samtidig som jordsmonnet over tid ble oppdelt i finere partikler til en leiraktig jord (Barni m.fl. 2007). Først etter 13 år så man en utvikling i vegetasjon-jordsmonnsystemet, og først i de minst bratte skråningene der erosjonstendensene var svakest (Barni m.fl. 2007). Alpinanlegg medfører skade vegetasjon (og jordsmonn), mens produksjon av snø og snøkomprimering forkorter vekstsesong, i tillegg til å påvirke struktur, kjemiske sammensetning, fuktighetsgrad og temperatur i jordsmonnet samt lengde på vekstsesongen (se f.eks. Melanie m.fl. 2013). Etablering av alpinanlegg ved hjelp av maskiner fører til betydelig jordkomprimering, samt økning i pH-verdi og reduksjon av organisk næring. Det siste har innvirkning på vegetasjonen, blant annet ved at forekomsten av karbon og næringsverdier endres (Barni m.fl. 2007, Roux-Fouillet m.fl. 2011, Melanie m.fl. 2013). Dette bidrar blant annet til at stedegne arters frøbank reduseres kraftig og at ikke-stedegne planter etablerer seg og tar over (Kangas m.fl. 2009, Roux-Fouillet m.fl. 2011, Melanie m.fl. 2013).

Fjellplanters typiske strategi er sakte og klonisk vekst, med få frø som spres mer over tid enn i rom (Klug m.fl. 2002). Dette medvirker til at alpine plantesamfunns resiliens er liten, noe om innebærer at det kan ta flere hundre år å gjenopprette opprinnelig tilstand (Barni m.fl. 2007). Abiotiske forhold som næringsinnhold, fuktighetsgrad og vind, virker inn på sammensetning av plantearter, samtidig som endringene kan påvirke jordsmonnets næringsverdi og evne til karbonlagring. Det siste har ikke minst å gjøre med at røtter er viktige for å binde sammen jordpartikler og dermed unngå erosjon (Barni m.fl. 2007). Når forekomst av røtter, men også kompostering av strø minker, endres både omfang og sammensetning av arter i plantesamfunnet og dette påvirker jordsmonnet ytterligere (Barni m.fl. 2007, Melanie m.fl. 2013). Løypepreparering resulterer også i at høyden på vegetasjonen minker og at innslag av tre- og buskarter halveres. Både størrelse, vekstform og en sen vekstrate gjør at disse artene er spesielt utsatte for prepareringseffekter (Roux-Fouillet et al. 2011). En virkning av alpinanlegg er at artsmangfoldet og produktiviteten i vegetasjonsdekket reduseres drastisk og gress- og urteaktige planter tar over (Kangas m.fl. 2009, Roux-Fouillet m.fl. 2011, Melanie m.fl. 2013).

3.2 Slitasje på plantesamfunn og vegetasjonstyper

3.2.1 Målbare effekter

Generelt er fuktige vegetasjonstyper som gress- og starrmyrer, samt urterike plantesamfunn mest utsatt for skader som følge av ferdsel (Vistad m.fl. 2007, Cole og Monz 2002, Arnesen og Lyngstad 2012). Dette er vegetasjonstyper med lav slitestyrke (jfr figur 1). Lyngdominert vegetasjon med lavvokste og krypende arter, og arter med vekstpunkt og vinterknopper plassert langt nede (geofytter) er mer slitesterke enn lavrike vegetasjonssamfunn. Men gressdominerte engtyper har lavere slitestyrke enn lavrike plantesamfunn (Malmivaara-Lämsä 2002/2008, Arnesen og Lyngstad 2012, Gallet og Roze 2001, Cole og Monz 2002, Pescott og Steward 2014). Høyvokste grasvekster ser imidlertid ut til å være utsatt ved gjentatt tråkk over tid (Whinam og Chilcott 2003, Arnesen og Lyngstad 2012, Barros m.fl. 2013). Imidlertid er gjenveksten i lavvegetasjon mye saktere enn i urte- og grasdominerte vegetasjon slik at dette er en sensitiv vegetasjon til tross for en viss slitestyrke (e.g. Evju m.fl. 2012).

Rusterholz m.fl. (2009) påviser at både vitalitet, reproduksjon og genetisk diversitet hos urteaktige planter, som f.eks. kvitveis (*anemone nemorosa*), blir påvirket av tråkk. Stier og veier kan dessuten påvirke vegetasjonen ved at uønskede plantearter og rotinfiserende sopp spres langs

traseene (Pickering og Hill 2007). Törn m.fl. (2006) fant f.eks. spredning av nye urter og gras langs ridestier i finsk skogsterrang. Forskjellige arter kan også utvise varierende toleranse alt etter voksestedets karakter, det vil si være mer tolerante under økologisk optimale forhold for arten (Vistad m.fl. 2007, Arnesen og Lyngstad 2012).

I innledningskapitlet ble det lagt vekt på at både egenskaper ved selve påvirkningsfaktorene og arters, artssamfunns eller økologiske systemers sensitivitet er viktige faktorer her. Sensitivitet viser både til vegetasjonens evne til å motstå effekter av ferdsel og av evnen til regenerering. (Monz 2002, Arnesen og Lyngstad 2012, Barros m.fl. 2013, Pescott og Steward 2014). Disse to faktorene er her omtalt som hhv. *resistens* og *resiliens*. Sensitivitet kan i noen tilfeller være mer avgjørende for vegetasjonens sårbarhet enn ferdselsintensitet (Pescott og Steward 2014). Med andre ord, egenskaper ved selve vegetasjonen kan være en viktigere sårbarhetsfaktor enn hva slags ferdsel det er snakk om og hvor omfattende ferdselen er. Mens visse arter eller vegetasjonstyper har stor toleranse for tråkk eller annen påvirkning, kan de samtidig ha dårlig evne til gjenvekst. Følgelig kan visse arter være relativt lite sårbare selv om de lett ødelegges av ferdsel fordi revevegetering skjer raskt når ferdselen opphører. Tilsvarende skal det i noen tilfeller omfattende og intensiv ferdsel til før en art eller et artssamfunn påføres skader ved tråkk, mens det tar lang tid før regenerering er fullført. Lite ferdsel kan derfor i noen tilfeller forårsake store økologiske endringer selv om skaden på vegetasjon er relativt liten, først og fremst fordi plantene har dårlig evne til regenerering. I andre tilfeller kan det altså være motsatt i den forstand at planter regenerer raskt til tross for at ferdsel har forårsaket store ødeleggelser (Pescott og Steward 2014). Cole og Monz (2002) viser f.eks. til at arter med tilsynelatende hard, tråkktolerant vev kan trenge lang tid for å komme seg etter skader. Dette gjelder særlig forvedede arter (som lyng, busker og småtrær). Selv om forvedede planter har relativt motstandsdyktig stengellev, er knopper og årsskudd mer sårbare (Arnesen og Lyngstad 2012). I tillegg til at gjenveksten er sen, kan disse artene også lett bli utsatt for sekundærskader, f.eks. ved at tråkkpåvirket knoppvev kan få tørke- og frostskaider. Rosettbladete urter (som f.eks. blåknapp (*succisa pratensis*)) kan tåle moderat tråkk, men får problem ved mer intens tråkkpåvirkning (Arnesen og Lyngstad 2012, Bernhardt-Römermann m.fl. 2011).

Generell er saktevoksende planter med knopper under bakken og faste stammeblad mindre sårbare som følge av høy grad av resistens, og det samme gjelder planter med små løvblader (se også Arnesen og Løvstad 2012, Bernhardt-Römermann m.fl. 2011). Klug m.fl. (2002) fant tilsvarende sammenhenger i en studie av virkning av ferdsel på i de østerrikske alpe. Vegetasjonen i alpine og arktiske områder og nordlige boreale skoger er generelt sensitivt for tråkk fordi det er kort vekstsesongen og skrint jordsmonn (Törn m.fl. 2006, Barros m.fl. 2013). Resiliens kan også påvirkes av endringer som ferdsel skaper i artssammensetning eller i jordsmonn (se f.eks. Kissling m.fl. 2009, Arnesen og Lyngstad 2012, Evju m.fl. 2012).

Generelt er plantesamfunns sensitivitet for tråkk avhengig en rekke lokale abiotiske faktorer. (Evju m.fl. 2012). Dette blir understreket i en paneuropeisk eksperimentell studie som omfattet 35 case i 10 europeiske land (20 skogsområder og 10 områder der gressvegetasjon dominerte), der man sammenlignet effekten av ferdsel i form av tråkk (Bernhardt-Römermann m.fl. 2011). Mens Roovers m.fl. (2004) og Liddle (1997) fant at planters *livsform* forklarer forskjeller i resistens, f.eks. ved at unge trær eller busker og lavtvoksende buskvegetasjon er mer sensitive ettersom knoppene er over bakken og dermed lettere ødelegges, var det ingenting i Bernhardt-Römermann m.fl. (2011) sin resultater som viste slike sammenhenger. I stedet legger disse forfatterne vekt på at planters toleranse for ferdsel ofte var betinget av sammensatte faktorer, som artssammensetning, hvordan området har vært bruk over tid og grad av biotiske (dyr) og abiotiske (vind, lysforhold og nedbør) forhold. F.eks. var vegetasjon i tørre og mørke områder mer sensitiv for tråkk enn i fuktigere og lyse områder. Årsaken er at lysforhold og fuktighetsgrad kan påvirker hastighet i gjenvekst og dermed vegetasjonens resiliens. Med andre ord kan planters resiliens variere med forskjeller klima og andre abiotiske, lokale faktorer, men i mindre grad med hva slags type ferdsel det er snakk om (Bernhardt-Römermann m.fl. 2011). Fuktforhold har blitt fremhevet som generelt avgjørende betydning for vegetasjons sensitivitet. Det er en allmenn oppfatning at regnvær og vasspytter i stier øker effektene av tråkk. Det siste bekreftes f.eks. av

undersøkelser i Sølende naturreservat ved Røros, der det ble det registrert mest skader som følge av ferdsel i løpet av somre med mye nedbør (Arnesen og Lyngstad 2012).

3.2.2 Påvirkningsfaktorer

I et forsøk delte Thurston og Reader (2001) inn to like arealer som ikke hadde vært utsatt for forstyrrelser i Boyne Valley Provincial Park i Ontario, Canada. Deretter ble ferdsel hhv til fots og på sykkel administrert på to arealene, med fem ulike intensitetsgrader. Formålet var å måle endringer i plantetetthet, artsrikdom (samt jordeksposering) før, like etter og ett år etter påvirkning. Etter 25 passeringer var skadene synlige, og etter 500 passeringer i løpet av to uker var jordeksposeringen opp mot 50 %. Ett år etter forsøket var vegetasjonstap og tap av arter imidlertid ubetydelig sammenlignet med kontrollområdene. Her hører det samtidig med at flerårige urter var dominerende, og dette er arter med rask gjenvækst. I dette forsøket viste det seg ingen forskjell av betydning mellom gående og syklende og det forklares med at vekten hos gående og syklende er relativt lik (Thurston og Reader 2010). I dette tilfellet falt effekten av ferdsel drastisk med avstand fra stien. Etter 500 passeringer var effekten målbar kun ut til 30 cm fra stiens sentrallinje. I studier med bruk av hest er effektene tydeligere ved at vegetasjonshøyde minker, på vegetasjonsdekning reduseres og det oppstår endringer i artssammensetning. Innførsel av fremmede arter og sopp-patogener er også registret som effekt av hestebruk, ved at frø henger på hesten eller blir med i hestemøkk (Pickering m.fl. 2010).



Figur 5. Fotturister, Kongsvoll. (Foto: Børre Dervo)

Forskning på effekter av camping viser at slitasje følger av intensiv tråkk, i tillegg til effekter på jordsmonnet av bålbrenning og forurensning fra avfall (Arecona m.fl. 2006). Slitasjen skjer allerede ved liten bruk, og slitasje som følge av økt bruk øker ikke proporsjonalt, trolig mest som følge av at nye brukere anvender de samme stedene.

I en studie av effekten av bålbrenning i en mye besøkt bynær skog i Sveits fant Hegetschweiler m.fl. (2009) at intensiv bruk av bålplasser kan føre til redusert plantehøyde (og redusert høyde og aldersstruktur i busker og unge trær) og mindre artsmangfold. Ved mye brukte bålplasser var det redusert artsspredning langs bakken, samt endringer i artssammensetning og komprimering av jord. Dette er effekter som er vanlig der det tråkkes mye (Liddle 1997; Thurston og Reader 2001; Roovers m.fl. 2004). I områdene rundt bålplassen ble en god del nedfallsved fjernet, og pH-verdi og organisk sammensetning av jordsmonn ble påvirket av aske og kull, samtidig som planter som lett etablerer seg under ruderales forhold, tok overhånd. Tråkk-tolerante planter klarte seg blant annet fordi de produserer frø som kan trenge ned i kompakt jord (Hegetschweiler m.fl. 2009). Bunnvegetasjon i skog er særskilt sårbar for ferdsel mellom annet fordi de har brede blad

med tynne cellevegger, samtidig er lysintensiteten en nøkkelfaktor for plantevekst og artssammensetning (Hamberg m.fl. 2010), og intensiv bruk av bålplasser førte i dette tilfellet til en findelt mosaikk av forskjellige lysforhold (Hegetschweiler m.fl. 2009).

Til tross for at det er visse forskjeller mellom de ulike aktivitets- ferdseformene, er det som ved slitasje på jordsmonn, slik at sted, situasjon og landskapsegenskaper kan spille en større rolle med tanke på omfanget av slitasje.

3.2.3 Målbare effekter på konkrete vegetasjonstyper (myr, skog og fjell)

Myr

Det er forholdsvis lite litteratur om slitasje fra ferdsel på vegetasjon i myrområder. En studie fra Sørlandet (Arnesen og Lyngstad 2012) og Koning m.fl. (2006) sin studie av et myrområde i New Hampshire er gode unntak. Arnesen og Lyngstad (2012) viser at under eksperimentelle forhold med 100 passeringer i løpet av ett år, var det etter ett år en synlig fure med mindre vegetasjon i fastmattemyr i Sølende naturreservat. Etter to år med denne tråkkbelastningen, ble det observert bar torv, og senere i den fem år lange forsøksperioden (1977–81) økte omfanget av bar torv. I fuktige perioder ble det ofte konstatert stående vann i tråkket. Selv der belastningen begrenset seg 25 tråkk per år, var skadene påfallende. Forfatterne peker på at man både i Femundsmarka og i Sølende naturreservat har registrert at vegetasjonen er mer sårbar på våt enn på tørr torv, og at på våt torv ødelegges den allerede ved svak tråkkpåvirkning. De viser også til at enkelte gresslignende vekster, for eksempel starr (*Carex* spp.) og duskull (*Eriophorum angustifolium*) er relativt tolerante fordi de har et omfattende nettverk av rhizomer (jordstengler) som er effektive for å kolonisere bar torv. Røttene og rhizomene hos myrsmelle og en rekke starrarter har luftkanaler og er dermed også bedre utstyrt for å tåle at vann blir stående i tråkket. Flere mosearter overlevde tråkk, men torvmoseartene (*Sphagnum* spp.) forsvant. Etter at tråkkpåvirkning opphørte, skjedde regenereringen langsom. En del observasjoner kan imidlertid tyde på at gjengroing går noe raskere på rikere jordvassmyr (Arnesen og Lyngstad 2012). I Sølende naturreservat var det hovedsakelig arter fra nærliggende plantesamfunn som etablerte seg, noe som forringet regenereringsvilkårene for det opprinnelige plantesamfunnet.

I flere år var tråkket på Sølende naturreservat dominert av arter som var relativt lite sensitive for tråkk, slik som særbustarr (*Carex dioica*), kornstarr (*Carex panicea*), duskull (*Eriophorum angustifolium*), bekkevragmose (*Bryum pseudotriquetrum*) og stjernemose (*Campyllum stellatum*) (Arnesen og Lyngstad 2012). Først på slutten av den 15 år lange observasjonsperioden uten tråkkbelastning begynte de vanlige dominantene artene, for eksempel fjellfrøstjerne (*Thalictrum alpinum*), bjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum*) og rosetormose (*Sphagnum warnstorffii*) å etablere seg. Vegetasjonsdekket var imidlertid fortsatt glissent og artssammensetningen mindre heterogen enn opprinnelig. En viktig årsak til dette er at torva var forstyrret og at vegetasjon ble stående i vann. Revegetering av myrtråkk kan ta mange tiår selv om tråkket opphører. Selv om vegetasjonen kan motstå tråkk i seg selv, fører ødeleggelse av torv til lav resiliens. Dette medfører at vegetasjonen er mer sensitiv for gjentatte tråkk gjennom hele vekstsesongen over flere år fordi plantene hindres i å ta seg igjen (Arnesen og Lyngstad 2012). Når tråkk blir liggende permanent åpent, gjerne med stående vatn, fører det i tillegg til at ferdselen etter hvert går ved sida av tråkket, og stien brer seg i fjærform utover store deler av myra (se også Barros m.fl. 2013 og Koning 2005 om dette).

Skog

I bynære områder skjer det ofte en fragmentering av skogsområder. Siden bruken i tillegg ofte er intens, fører dette til slitasje på jord og vegetasjon som følge av tråkk, men også tilførsel av næringsstoffer. En finsk undersøkelse av bynære skoger (Malmivaara-Lämsä m.fl. 2008) viser at selv liten ferdsel kan medføre betydelig reduksjon av arter i vegetasjonsdekket. Ferdsel bidro i dette tilfellet til at plantearter som er typisk for åpne randområder i skogsbeltet trakk seg bort fra stiene og inn i skogen (se også Hamberg m.fl. 2010). Skogkanter har mer sol og vind, høyere temperatur og mindre fuktighet enn inne i skogen, og humuslagene på stier blandes med lavere jordlag og øker fertilitet og pH-verdien. Vegetasjonsdekningen minket i dette tilfellet saktere på

stier med lite ferdsel og raskere på stier med mye ferdsel, samtidig som mose og urtearter klarte seg best (Malmivaara-Lämsä m.fl. 2008). Ferdsel hadde ikke større virkning på plantearter i vegetasjonsdekket nær skogen, sammenlignet med lenger inn i skogen. Vegetasjonen på, rett ved siden av og lenger unna stier med lite ferdsel forble den samme under eksperimentet. Stier med mye ferdsel hadde betydelige endringer i forekomst og sammensetningen av arter på stiene, ikke ved siden av eller lenger unna. Vegetasjonsdekning og forekomsten av moser ble imidlertid redusert i takt med økt ferdsel, også på stier som var mindre brukt (Malmivaara-Lämsä m.fl. 2008). Antallet arter minket med økt ferdsel, spesielt på mye brukte stier spesielt der forekomst av flekker med bar humus økte. Lite ferdsel medførte slitasje på vegetasjonsdekket, artssammensetningen forble imidlertid omtrent den samme, mens stor ferdsel endret begge deler. Det maksimale effekten av ferdsel viste seg etter to år når det gjelder planter, mens tilsvarende for jordeksponering var tre år. Urter, starr og bregner, samt visse mosearter, har bedre motstanddyktighet og restituerer seg fortere, og kan også dra fordel av at andre arter reduseres (Malmivaara-Lämsä m.fl. 2008). Forfatterne framholder i den forbindelse at over kort tid gir ferdsel effekt på plantevev, mens ferdsel over lengre tid også medfører jordkomprimering og påfølgende effekter på planterøtter (Malmivaara-Lämsä m.fl. 2008). Alt i alt konkluderes det med at ferdsel medfører at resiliente urteaktige planter erstatter lavtvoksende buskvegetasjon, samt mose og lav. Med andre ord ble det registrert en endring i artssammensetningen som følge av ferdsel over tid.

Alpine og arktiske økosystemer

Økosystemer i alpine og arktiske områder er generelt sårbare for ferdselspåvirkning, i første rekke fordi vegetasjonen er sensitiv som følge av kort vekstsesong og skrint jordsmonn (Forbes m.fl. 2004, Evju m.fl. 2012). I flere studier fra Nord-Amerika (Cole 2004), Sør-Amerika (Barros m.fl. 2013), Asia (Nepal 2003) og Australia (Hill og Pickering 2006), Europa (Lucas-Borja m.fl. 2011) og Skandinavia (Jägerbrand og Alatalo 2015, Evju mfl. 2012) finner man at selv liten ferdsel over kort tid kan føre til redusert vegetasjonsdekke, endringen i artssammensetning og økt eksponering av jord (Cole 2004, Barros m.fl. 2013, Evju m.fl. 2012). I følge Tolvonen m.fl. (2001) og Monz (2002) har ferdsel innenfor den type økosystemer en utpreget ikke-lineær virkning på vegetasjon, og tap av vegetasjon kan bli total. Effekten ser ut til å være størst tidlig i vekstsesongen, samt når det tråkkes i nedoverbakke (Törn m.fl. 2006). Studier av effekter av ferdsel i Nord-Finland viser at slitasje kan oppstå etter at bare 10-25 personer har passert (Tolvonen m.fl. 2001).



Figur 6. Hytter ved Bygdin, Jotunheimen. (Foto: Bjørn Kaltenborn)

Alpine og arktiske planter er også sårbare fordi det meste av ferdselen konsentreres i den korte vekstsesongen (Cole 2004, Barros 2013), samtidig som ferdsel tidlig i vekstsesongen kan få større virkninger på vegetasjon enn senere i sesongen. Det siste skyldes at om våren er plantene i en fase der de kanalisere mye ressurser til vekst og det kan få store konsekvenser dersom plantene påvirkes i denne fasen (Cole 2004, Törn m.fl. 2006, Vistad m.fl. 2007, Barros m.fl. 2013).

I fjellområder er det gjerne lett framkommelig og mulig å bevege seg utenfor etablerte og markerte stier. Dette kan medføre at ferdsel og tråkk spres, i motsetning til skogsområder, der folk i større grad følger etablerte stier (Barros m.fl. 2013). Samtidig som planter har dårlig evne til gjenvekst i tørre partier, er det i første rekke her ferdselen spres ettersom gående finner veier utenom våte partier i stier og tråkk (Barros m.fl. 2013). Dette aspektet er trolig svært relevant for norske forhold ettersom det generelt er snakk om lite kanalisering. Selv om mye av ferdselen konsentreres på merkede stier finnes det mange umerkede områder. Mange fjellområder er dessuten lett tilgjengelige gjennom bilveier og hyttebebyggelse som øker tilgjengeligheten til store fjellområder.



Figur 7. Kraftig slitasje på vegetasjonsmatte til tross for forsøk på kanalisering av ferdselen, Femundsmarka. Foto: Bjørn Kaltenborn

3.3 Slitasje på plantearter og populasjoner

3.3.1 Målbare effekter

Studier av forstyrrelser på vegetasjon har i stor grad fokusert på karplanter (Cole og Monz 2002, Barros m.fl. 2013, Pescott og Stewart 2014), mens innvirkning på vegetasjon som f.eks. er dominert av mose og lav er mindre studert (Crisfield m.fl. 2012; Pertierra m.fl. 2013). Et generelt trekk ved ferdsel i alpine og arktiske områder synes å være botanisk homogenisering med tap av de minst tolerante stedegne artene, mens de mest tolerante overtar samtidig som partier er utsatt for erosjon (Barros m.fl. 2013, Hill og Pickering 2006, Monz m.fl. 2013). I Barros m.fl. (2013) sin studie av innvirkning av ferdsel på vegetasjon på såkalt uformelle stier i Aconcagua Provincial Park det sørlige Argentina kommer det fram at stedegne plantearter på tørt steppeland og fuktig englandskap var sårbare for tråkk. Det siste medførte betydelig reduksjon av vegetasjonsdekke og fremmede arter tok over for noe av den opprinnelige floraen. I steppevegetasjonen var gressarter og buskvekster mest sårbare, mens urteaktige tofrøbladete arter var mest utsatt i engområdene. Urter var mindre sårbare enn gressarter som vokser i tuedannende former og lavtvoksende buskvegetasjon, i den grad at forekomsten av urtene økte som følge av ferdsel. Høytreste urteaktige tobladete arter viser seg ifølge Barros m.fl. (2012) å være en art med høy resistens. Artens sensitivitet for ferdsel er likevel relativt høy. Den mest

relevante påvirkningsfaktoren var i dette tilfellet bruk av esel og hest som førte til økt avrenning og dermed tap av fuktighet i jorda, noe som trolig medførte forholdsvis lang gjenvekstperiode.

I alpine og arktiske naturtyper har lav og mose en viktig rolle med tanke på artsmangfold, biomasse og næringssykluser (Jägerbrand og Alatalo 2015). Mens studier viser at ferdsel innenfor alpine økosystemer lett fører til reduksjon i mangfold av karplanter (Crisfield m.fl. 2012), kan forekomst av lav og mose både minke (Monz 2002, Pertierra et al. 2013, Jägerbrand og Alatalo 2015) og øke som følge av ferdsel (Törn m.fl. 2006).

I en studie av vegetasjonens sårbarhet og sensitivitet i nasjonalparken Pallas-Yllästunturi nord-vest i Finland, viser Törn m.fl. (2006) at når ferdselen er spredt utover på spredte stier, har eviggrønne dvergbusker saktere gjenvekst enn de løvfellende dvergbusker. Urter og gress viste seg her mest resiliente (Törn m.fl. 2006). I samme studie fant man at karplanter reagerer mer eller mindre umiddelbart på tråkk, mens mose og lav hadde høyere toleranse (Törn m.fl. 2006). Urter kan forsvinne helt ved langvarig tråkk, noe som indikerer denne artsgruppens lave motstandsdyktighet bidrar til relativt høy sårbarhet og studien konkluderer med å advare mot et omfattende utvikling av såkalte uformelle stier.

I samme studie kommer det fram at lavarter viste liten sårbarhet ovenfor ferdsel til tross for at tråkk fører til at den knuses. Dette forklares med at når laven fragmenteres ved tråkk og slike fragmenter inngår i lavens vegetative formering, bidrar dette til gjenvekst av ny lav (Törn m.fl. 2006). I likhet med andre studier (se f.eks. Whinam og Chilcott 2003), viser forfatterne av denne finske studien at det kan gå inntil ett år etter at vegetasjon er utsatt for tråkk før effekter på mose registreres. Tilsvarende er observert når det gjelder andre saktevoksende arter, for eksempel krekling. Forfatterne konkluderer med at både abiotiske og biotiske forhold påvirker vegetasjonens resistens, mens omfanget og varigheten av forstyrrelser er det som i størst utstrekning påvirker resiliens. Etter en kort periode med ferdsel er resistens og resiliens omtrent like viktig for vegetasjonens sårbarhet, mens resiliens vil få en større betydning dersom ferdselen er intens over lengre tid, i den forstand at forhold for revegetering vil kunne forringes (Törn m.fl. 2006).

3.4 Oppsummering: Slitasje på jordsmonn og vegetasjon

Terreng og jord

- I flere studier finner man at selv liten ferdsel over kort tid kan medføre i eksponering eller tap av jord, som resultat av erosjon eller komprimering, ikke minst i alpine og arktiske økologiske systemer
- Det ser ut til at jordsmonn er mer sensitivt for ferdsel med hest, sammenlignet med ferdsel til fots eller med sykkel. I motsetning til hva man kunne forvente, påfører bruk av sykkel i mange tilfeller mindre slitasje på jordsmonn enn det gående gjør. Denne forskjellen avhenger imidlertid av atferden til syklister, samt i noen grad av terrengtyper og egenskaper ved jordsmonnet.
- Teltbruk og bålbrekking medfører endringer i jordas fysiske og kjemiske sammensetning, som sin tur kan ha innvirkning på vegetasjonen. Her er det imidlertid snakk om en bruk som er betydelig mer intensivt og arealkonsentrert enn det man normalt finner i Norge.

Plantefamilier og vegetasjon

- Vegetasjon i underskog med lav produktivitet har er mer motstandsdyktig, men har lavere resiliens fordi gjenveksten tar lang tid. Sammenlignet med buskvegetasjon og løvtrær, regnes graminoider som minst sensitive for tråkk i den forstand at artene har høy grad av resistens og resiliens.

- Slitasje på vegetasjon kan oppstå selv med svært moderat påvirkning. Selv om videre slitasje gjerne ikke øker proporsjonalt med ytterligere intensivering i bruk, finnes det eksempler på at langvarig og intens bruk medfører ytterligere skader. Kraftig slitasje over tid medfører erosjon som gir ytterligere effekter på vegetasjon.
- Engvegetasjon er mindre motstandsdyktig mot tråkk enn skogsvegetasjon. Engvegetasjon har imidlertid bedre evne til gjenvekst (mer resilient).
- Egenskaper ved selve vegetasjonen kan i noen tilfeller likevel være mer avgjørende for sårbarhet enn hva slags ferdsel det er snakk om og hvor omfattende ferdselen er.
- Generelt er vegetasjonen mest sårbar for påvirkning vår og høst når jordsmonnet er mest fuktig og plantene er i etablerings- og avslutningsfasen. I flere studier legges det vekt på abiotiske faktorer som nedbør og vind kan påvirke jordsmonnets og vegetasjonens sårbarhet betydelig. Sårbarheten kan dermed variere over tid med endringer i klimatiske forhold.

Arter

- Arters vekstform og morfologi har stor betydning for grad av motstandsdyktighet. Urte-lignende vekster med tynne blader i rikt jordsmonn og lavarter i tørt og steinet terreng regnes som de minst motstandsdyktige artene, mens lyngdominert vegetasjon med lavvokste og krypende arter, og arter med vekstpunkt og vinterknopper plassert langt nede har høy grad av resiliens.
- Artssammensetningen kan endres over tid når robuste arter fra omkringliggende vegetasjon etablerer seg i et område som er påvirket av ferdsel.
- Vegetasjonen i alpine og arktiske områder, så vel som i nordlige boreale skoger, er svært sensitivt for tråkk, blant annet på grunn av kort vekstsesongen og skrint jordsmonn. Der er stor variasjon i hvor sensitive disse artene er og sårbarheten må vurderes samlet ut fra biotiske, abiotiske forhold og egenskaper ved påvirkningen.

4 Vilt og forstyrrelser fra ferdsel i terrestriske miljøer

Vurderingene av dyrelivets sårbarhet for forstyrrelse, er sammensatt av artenes sensitivitet og eksponering for påvirkning (som forklart i kapittel 2.1.1 Fig. 1). Eksponeringsgraden vil variere enormt i tid, rom og omfang/styrke avhengig av aktivitetene som utøves. Sensitiviteten for forstyrrelse fra ferdsel for ulike arter og artsgrupper varierer også mye. Ferdsel knyttet til friluftsliv innbefatter her også motorisert ferdsel med båt, bil, eller kjøring i rekreasjonsløyper med snøs-kuter/hjulgående terrengkjøretøy (ATV).

4.1 Generelt om forstyrrelse og ulike tilnærminger til å måle effekter av forstyrrelse

Tilnæringsmetodene for å måle effekter av menneskelig forstyrrelse på dyrelivet er mange. Flere forfattere har laget systematiserte gjennomganger av måter å studere forstyrrelse på. Det har vært vanlig å dele inn forstyrrelseseffekter knyttet til dyreliv i tre kategorier:

1. Direkte effekter (observerbare responser)
2. Indirekte/regionale effekter (ikke nødvendigvis direkte observerbare responser)
3. Kumulative effekter (sumeffekter/samlet belastning)

I figur 8 viser hvordan observerbare responser, kan knyttes til mekanismer som gir responser på demografiske variabler og slik bestandsnivå, inndelt etter fire nivå. De to første nivåene (umiddelbare responser og korttidsvirkninger) tilsvarer punkt 1 i inndelingen over. Systematiseringen til Le Corre m fl. (2009) harmoniserer ellers med denne tredelte inndelingen som vi beskriver under.

4.1.1 Direkte/lokale effekter = atferd og fysiologiske responser

Studier som tar for seg direkte effekter, kalt «lokale» effekter eller også «fotavtrykk»-effekter (Vistnes og Nellemann 2000), måler vanligvis fysiologiske parametere (som hjerterefrekvens, måling av stresshormoner) eller atferdsresponser (som fryktadferd eller fluktavstand) hos enkeltindivider (R. Andersen m fl., 1996). Slike effekter er ofte direkte observerbare og kortvarige. Typiske eksempler er måling av fluktavstander, som er mellom på 0 - 800 meter for en del fugl og hjortevilt, og at hjerterefrekvensen øker i 0 - 4 minutter.

Direkte forstyrrelser kan ha en energimessig kostnad for individet som blir forstyrret. Hver gang et vilt må foreta en fluktmanøver, som følge av en forstyrrelse, enten menneskeskapt eller naturlig, medfører dette en ekstra energikostnad for individet. Unormalt hyppige gjentakelser av forstyrrelser kan potensielt være negativt for energiforbruket/økonomiseringen som på sikt kunne påvirke individets evne til å klare seg i kritiske perioder med matmangel, for eksempel vinterstid. Her vil eksempelvis anleggelse av løyper for rekreasjonskjøring med ATV eller snøs-kuter i høyfjellet være en negativ faktor som øker stressnivået, dersom løypa går gjennom områder som villrein benytter. Spesielt sårbar er reinen på senvinteren, før kalvingsperioden. I tillegg vil en fluktmanøver også kunne medføre en økt predasjonsfare (f.eks. for enkelte fuglearter som lettere eksponerer reiret eller viser hvor reiret ligger ved en brå oppflukt).

Stress ved forstyrrelser kan inndeles i to hovedtyper (Sturkie, 1976):

- Kortvarig eller akutt stress: Kjennetegnes ved utskillelse av adrenalin fra binyremargen. Dette øker bl.a. puls, blodtrykk, blodsukkerinnhold og blodtilstrømning til hjertemuskulatur, lunger og skjelettmuskler. Dette er mekanismer som meget hurtig setter dyret i stand til å kjempe eller flykte, ved at kroppens fysiske ressurser blir mobilisert i en nødssituasjon. Akutt stress vil således være mekanismen bak en fluktreaksjon ved et angrep av en predator eller en annen form for forstyrrelse.
- Langtidsvirkende eller kronisk stress: Ved fullstendig aktivisering produserer binyrebarken flere steroider hormoner, bl.a. cortisol og corticosteron, som er livsviktige for metabolismen av karbohydrater, protein, fett, elektrolytter og vann. Frigjøring av disse hormonene styres av et annet

hormon, ACTH, som ofte blir produsert ved stress. Flere symptomer på stress kan dempes ved å frigjøre corticoide hormoner, men det kan også medføre andre effekter, bl.a. ved at cortisol kan virke inn på og føre til avbrudd eller opphold i eggleggingen. Cortisolnivået i ekskrementer fra vilt (Rehnus m fl., 2014) eller cortisolnivået i innsamlede hår fra grizzlybjørn (Bourbonnais m fl., 2013) er blant annet benyttet til indirekte å måle stressnivået til individer som oppholder seg nære kilder til forstyrrelse som skianlegg (hare og skogsfugl) eller nasjonalparker og utfartsområder med mye ferdsel (grizzlybjørn). Disse eksemplene er omtalt senere i teksten. Felles for alle disse studiene er at menneskelig aktivitet er en av de viktigste faktorene for økte stressnivåer, målt etter denne metoden.

Måling av kardio- og nevrofysiologiske reaksjoner anses som særlig nyttige for å registrere spontane responser hos dyra, og responser som ikke gir atferdsmessige uttrykk (Berntsen m fl., 1996). Slike spontane reaksjoner kalles ofte orienteringsrespons, og indikerer at dyret har oppfanget et stimulus som skjerper årvåkenheten (G. W. Gabrielsen m fl., 1985). Som kortvarig fenomen har dette neppe målbare, negative konsekvenser for dyra, og en rekke undersøkelser har vist at pattedyr etter hvert lærer å filtrere bort stimuli som erfaringsmessig ikke utgjør trusler (Manci m fl., 1988). Kanskje er dette spesielt tilfelle overfor tekniske forstyrrelsesstimuli (Langvatn, 1992). Dyrer evner til å venne seg til støy og aktiviteter som ikke rettes mot dem, og som etter kortere eller lengre tid ikke forbindes med noen fare (habituering), kan medvirke til å redusere mulige skadevirkninger av forstyrrelser (Krebs & Davies, 1989). En slik tilvenning til «ufarlige» stimuli kan betraktes som en energisparende strategi som bedrer dyrenes tilpassingsevne til gitte miljøbetingelser (se diskusjon i Berntsen m.fl. 1996). Utviklingen av forsvarsmekanismer hos dyr har således resultert i atferdsmønstre og fryktreaksjoner som er hensiktsmessige overfor artens primære trusselfaktorer gjennom utviklingshistorien. Dette viser seg gjennom at flere arter har en nesten utrolig evne til å tilpasse seg vår tilstedeværelse. Grågås er normalt en meget sky og forsiktig art, men kan likevel tilpasse seg en betydelig menneskelig aktivitet og høyt støynivå så lenge denne ikke er rettet direkte mot gjessene. Dette gjelder både kraftige knall fra gasskanoner som skal skremme dem vekk fra dyrket mark og vedvarende, kraftig støy fra store fly som ruser motorene før avgang bare 20-30 meter fra beitende gjess på Fornebu (A. Follestad, egne obs.). Samme observasjon er også gjort for svaner, som oppholdt seg i nærheten av store folkemengder i forbindelse med det Australske Grand Prix i Formel 1 kjøring (Payne m fl., 2012).

4.1.2 Indirekte regionale effekter = unnvikelse og endring i utbredelse/arealbruk

På dette nivået studeres populasjoner og fordeling av individene i landskapet, ut over det som fysisk blir beslaglagt av forstyrrelsen. Unnvikelse defineres her som redusert bruk av soner i nærheten av menneskelig forstyrrelse, eller som endringer i aktivitetsmønstre gjennom døgnet (se kap. 4.3). Vistnes og Nellemann (2000) fant at målinger av direkte/lokale effekter underestimerer klart de indirekte eller kumulative effektene som følge av at dyr som er sensitive for forstyrrelse unngår store områder rundt eksisterende infrastruktur eller mye brukte ferdselsårer fordi viltet assosierer inngrepene med periodevis trafikk i området. Til stor kontrast så fant Vistnes og Nellemann (2000) ca. 75 % av alle studier som registrert indirekte/regionale effekter fra utbygging/infrastruktur alvorlige konsekvenser for dyrelivet (Tabell 1).

Tabell 1. Forhold mellom forstyrrelsesstudiets fokus og konklusjon i 79 studier av forstyrrelse av dyreliv. Antall artikler og prosentandel er angitt i parentes. Kilde: Vistnes og Nellemann (2000).

	Fant betydelig Effekt	Fant ingen betydelig effekt
Studiet fokuserte på lokale fotavtrykk-effekter	3 (7%)	43 (93%)
Studiet fokuserte på unnvikelses-/kumulative effekter	25 (76%)	8 (24 %)

Inngrep som f.eks. hyttefelt, bebyggelse eller infrastruktur (vei, jernbane og kraftledninger) i fører til en omfattende fragmentering av dyrenes leveområder. Dette fører til direkte tap av habitater, samt store indirekte tap som følge av at dyr og enkelte fuglearter etter hvert reduserer bruken av

utbygde områder. Hekkesuksessen kan bli redusert for en del fuglearter. Redusert bruk av et område kan videre føre til overbeiting og forandringer i predasjonsmekanismer, erosjonsforhold og generelle overlevelsesmuligheter for artene. Forandringer i dyrenes arealbruk vil ha langt mer alvorlige konsekvenser enn en de direkte effektene av enkelt forstyrrelser som sådan.

Etablering av en ny sti gir f. eks. ikke en stor direkte effekt gjennom beslagleggelse av areal. De indirekte effektene knyttet til økt ferdsel, kan imidlertid medføre forstyrrelse og unnvikelse som gjør at nærområdet til stien ikke benyttes av dyrelivet i samme grad som før. Det totale «tilgjengelige» eller det effektive arealet som viltet kan benytte reduseres betraktelig mye mer enn det selvs stien beslaglegger, og dette blir da en indirekte effekt (Dobson & Lynes, 2008). Dette betyr at områdets økologiske bæreevne reduseres.

Fragmentering av habitater vil kunne medføre en sammenpressing eller utvandring av en del arter, hvilket gjør dem mer sårbare. Spesielt sårbare er spesialistartene og standfuglene, eller arter med lav spredningsevne, lav produksjon/ fruktbarhet eller meget spesialiserte arter. Slike forandringer i naturlige fødekjeder, buffermekanismer og habitatbruk vil kunne forsterke virkningene av permanente inngrep eller forstyrrelser.

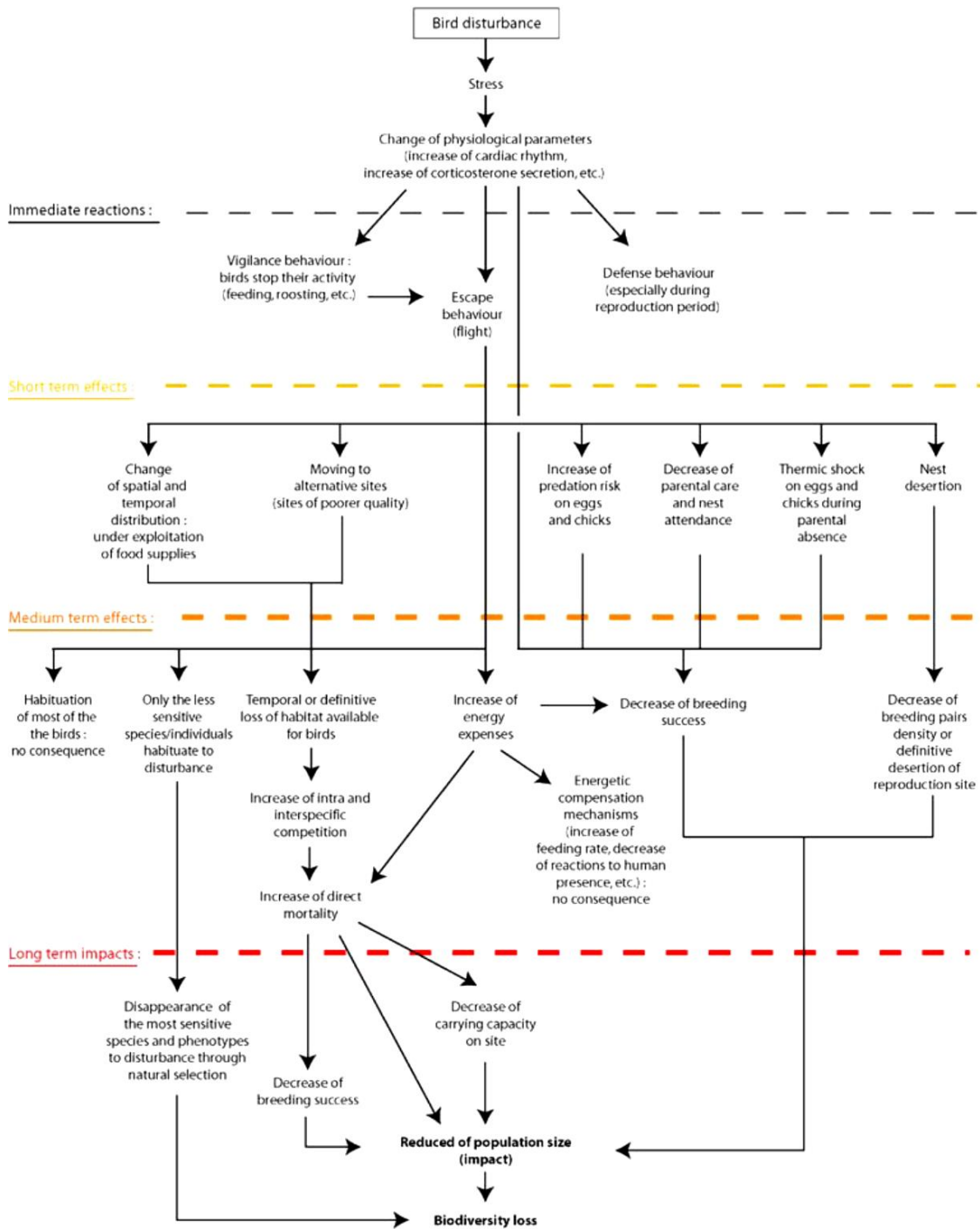
4.1.3 Kumulative effekter = endring i reproduksjon, overlevelse og populasjonsstørrelse

Studier av kumulative effekter søker å kartlegge den samlede effekten av forstyrrelse gjennom målbare endringer også i reproduksjon og overlevelse; som kan gi endringer i populasjonsstørrelse. Mange vil hevde at det bare er når forstyrrelse har effekt på bestandsnivå at det kan sies å ha en bevaringsbiologisk konsekvens. Verken direkte eller indirekte målinger, slik de er beskrevet ovenfor, behøver å si noe om den egentlige effekten av forstyrrelse. Det trenger heller ikke å være sammenheng mellom atferdsresponsen og demografiske variabler. Dersom en går inn for å studere sentrale demografiske variabler (reproduksjon og overlevelse) viser det seg at forstyrrelse kan ha stor innvirkning gjennom at individer mister tilgang til essensielle habitater, de forbruker mer energi, de får redusert tid til å søke etter mat, mindre tid til yngelpleie, eller de oppgir eller forlater avkom. Dyr kan eventuelt også stå over reproduksjon som følge av stor lokal forstyrrelse. Forstyrrelse kan også virke direkte på reprodutiv suksess gjennom f. eks økt predasjon. Ferdsel i hekkkolonier for gås ga f.eks. sterkt utslag i økte predasjonsrater fra fjellrev og polarmåke på Svalbard (Madsen m fl., 2009)

4.2 Teoretisk modell

Vi har forsøkt å benytte samme tilnærming som angitt i figur 1; der arter eller artsgruppers sårbarhet er definert av artens eller artsgruppens sensitivitet og karaktertrekk ved påvirkningen. Arter kan ha ulike sensitivitet for forstyrrelse, men de blir sårbare først når det kommer en påvirkning utenfra.

Vi har valgt å beskrive effektene av forstyrrelse etter gradienten som beskrives i figur 8, som går fra: (1) umiddelbare reaksjoner, (2) korttidsvirkninger, de vi over beskriver som direkte/ lokale virkninger, til mer langvarige effekter med (3) middels lang varighet og (4) langtidsvirkninger, i tråd med den tredelingen vi har beskrevet over. Vi har tatt utgangspunkt i figur 8 for å beskrive hvordan ulike typer virkninger av forstyrrelser og stress, kan virke inn samtidig og slik forsterke negative effekter av forstyrrelse



Figur 8. Flytdiagram som summerer teoretiske påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl og hvordan de kan forventes å påvirke både enkeltindivider og på bestandsnivå (fra Le Corre m.fl. 2008). Prinsippene og mekanismene gjelder i stor grad også for pattedyr.

4.3 Forståelsen av effekter av ferdsel i tid og rom i forhold til dyreliv

4.3.1 Sensitivitet og sesongvise variasjoner

Endringer i sensitivitet vil forekomme i perioder hvor dyrelivet er mer sårbare for forstyrrelser enn ellers i året. Generelt er ynglingsperioden en periode da de fleste dyr er mest sensitive for forstyrrelse. For flere fuglearter gjelder dette også perioden før hekking, der det er viktig å bygge opp nødvendige reserver til å kunne gjennomføre en vellykket hekkesesong. Dette gjelder bl.a. for en rekke gjess. Vinterperioden kan også være krevende for mange arter, f.eks. for rådyr. Forstyrrelser av rådyr i kan får fatale negative konsekvenser. Eksempler på tiltak for å unngå dette kan være at kommunene innfører ekstraordinær båndtvang for hunder under tregrensa.

Andefugler er sårbare under fjærfellingsperioden, da de ikke er i stand til å fly i den perioden de skifter de store vingefjærene. De fleste fugler skifter gamle og slitte fjær gradvis for å beholde evnen til å fly hele tiden, mens andefugler, gjess og noen få andre grupper av fugl, skifter alle de store vingefjærene samtidig. I perioden hvor de ikke kan fly, vil de være mer sårbare overfor predasjon enn ellers i året, og søker da ofte til plasser hvor de kan være uforstyrret eller har gode muligheter for å stikke seg vekk ved forstyrrelser eller ved angrep av predatorer.

Men mer uregelmessig variasjon i sensitivitet kan også forekomme. Vinteren 2015 var f. eks. spesielt snørik på Hardangervidda og i Jotunheimen. Reinen har på grunn av dette kombinert med den seine våren, problemer med å finne friske beiteplanter, noe simlene er avhengige av for å produsere melk til kalvene. Dersom simlene ikke finner tilstrekkelig med friske planter til å opprettholde energibehovet for melkeproduksjonen, vil de til slutt begynne å tære på eget kroppsvev. Dette er et indirekte forhold som gjør simlene ekstra sårbare for forstyrrelser fra menneskelig aktivitet denne sommeren, men som er av mer temporær karakter.

4.3.2 Temporære og permanente forstyrrelser

En temporær forstyrrelse er en aktivitet som kun skjer over en kort tidsperiode; det kan være at folk ferdes langs en sti eller vandrer tilfeldig gjennom et skogsområde. Det er stor forskjell på en slik kortvarig forstyrrelse, sammenliknet med gjentatte forstyrrelser. Påvirkningen, ferdselen, kan slik variere veldig i omfang (styrke). Situasjoner der folk stopper opp over lengre tid, enten for å ta en matpause (med eller uten bål), for å bade, eller for å fiske, skiller seg igjen veldig fra forflytning langs en strekning. Mer permanente stopp som dette kan være svært forstyrrende for en rekke arter i hekkeperioden. Enkelte steder kan det være viktig å legge til rette slik at en unngår denne type forstyrrelser nær f.eks. hekkeplasser for f. eks. storlom (Follestad, 2012c) eller sentrale funksjonsområder hvor vilt vanligvis oppholder seg (f.eks. et viktig beiteområde, trekkveier, kalvingsland). I våtmarksområder som benyttes som rasteområder for trekkfugl, anbefales det ofte å etablere buffersoner hvor ferdselen reguleres. Tidsavgrenset ferdselsforbud er også aktuelt når fugler er på trekk mellom vinter- og hekkeområder. Dette gjøres blant annet i naturreservatet som ligger i deltaet til Gudbrandsdalslågen. I turistsesongen (barmarksprio-den) er det kjent at det kan oppstå barriereeffekter for villrein i Rondane (Strand, 2015) noe som kan sies av være mer i retning av en sesongmessig karakter.

En mer permanent forstyrrelse er gjerne knyttet opp mot arealbeslag og infrastruktur (f.eks. hyttefelt vil normalt medføre mer aktivitet og ferdsel i nærområdet rundt hyttefeltet). Noen naturinngrep/ferdselsformer er reversible, det vil si at de kan fjernes eller endres på, mens bygging av veier eller varig infrastruktur ofte ansees å være irreversible inngrep. For å forstå effektene av ferdsel og forstyrrelse, er det vesentlig å ha oversikt over hvilken romlig eller tidsmessig skala man har fokus på. Dette er også sentralt når man skal forslå avbøtende tiltak for å unngå effekter av menneskelig ferdsel.

4.4 Kan dyr venne seg til forstyrrelse?

Det er generelt påstått at arter kan habituere seg til (venne seg til) menneskelig aktivitet. Generelt har mange fuglearter en god tilpasningsevne, og lærer raskt hva som lønner seg (Jimenez m fl., 2011). Erfaringer viser at fugler, i alle fall til en viss grad, hurtig venner seg til menneskelig trafikk som er kanalisert og som dermed følger forutbestemte veier i terrenget. I sjøfuglkolonier er det observert at lunde kan hekke tett inn til oppmerkede turstier gjennom kolonien, selv om turister stopper opp og retter fokus direkte mot fuglene med kikkert eller fotoapparat. Men skulle noen trekke litt utenfor stien, kan «hele ura» lette og fly ut (A. Follestad pers. obs.).

Reimers (1991) og Tyler (1991) hevder at villrein relativt raskt kan tilvennes nye stimuli unntatt når slike stimuli er meget sjeldne, særlig voldsomme eller når de skader dyrene. Det samme hevdes for andre hjorteviltarter (R. Andersen m fl., 1996; Colman m fl., 2001; F. L. Miller & Gunn, 1980), mens andre studier finner det motsatte (Foster & Rahe, 1983). Studier av flere fuglearter viser også at arter som først er følsomme for menneskelig aktivitet gjennomgående ikke habituerer (Blumstein m fl., 2003). Felles for studiene som hevder at dyr habituerer eller ikke habituerer er at de ofte er basert på lokale atferdsrespons hos enkeltindivider, mens man ser bort i fra regionale responser eller kumulative effekter. Det er ikke kjent studier som har fokusert på tilvenning på bestandsnivå, med unntak av endringer av aktivitetsnivå gjennom døgnet (se kap. 4.3), som kan beskrives som en indirekte regional effekt. Her vil det klart være svært artsspesifikke responser og det er grunn til å anta at typiske generalister habituerer lettere til menneskelig aktivitet enn typiske spesialister. Overrein (2002) gir en fyldig diskusjon rundt denne problematikken; om dyr kan venne seg til påvirkning, og hvordan dette virker ulikt på ulike artsgrupper.

For enkelte arter (av f.eks. hjortevilt) kan sensitiviteten for forstyrrelse øke, jo mer åpent landskapet er (Stankowich, 2008). Effektene kan også variere mellom områder når det gjelder samme art, trolig som følge av en viss grad av habituering. Et annet aspekt når det gjelder forstyrrelse vises når man sammenligner fluktavstanden (avstanden dyrene reagerte på mennesker som nærmest seg) for villreinstammene i Rondane og på Hardangervidda, som var vesentlig større, sammenlignet med reinen i Forollhogna, som er en innblanding av tamrein (Reimers m fl., 2012).

Enkelte arter har svært god tilpasningsevne og omstiller seg raskt endringer i livsmiljøet, men det finnes også variasjon innad blant de enkelte artene hvordan de reagerer på menneskelig tilstedeværelse (Bateman & Fleming, 2014). Det hevdes også at fuglers oppførsel blir påvirket av hvordan vi mennesker oppfører oss ovenfor de ulike artene (Clucas & Marzluff, 2012). De fleste «hage/byartene» i Norge er generalister og opportuniste (Bevanger, 2002). Disse artene har ofte store bestander og stor geografisk utbredelse, men utgjør relativt få arter. Felles for dem er at de klarer å leve med de miljøfaktorene som et liv i tett bebyggelse vanligvis medfører, slik som forurensing, mangel på ressurser som mat og reirplass, konkurranse (i særlig grad med mennesker), spesielle dødelighetsfaktorer, og utnyttelse situasjonen til sin fordel (Jimenez m fl., 2013). De siste tiårene har antall fuglearter som utnytter by-habitater økt kraftig. Vandrefalk har f. eks. tilpasset seg å hekke på bygninger i byer, der den i stor grad kan leve på duer, og ekorn har tilpasset seg et liv i parker i storbyer som New York (Bateman & Fleming, 2014).

Oppsummering

Ut i fra et bevaringsbiologiske mål kan vi si at forstyrrelse av dyreliv kun har effekt dersom forstyrrelsen påvirker overlevelsen eller reproduksjonsevnen negativt; som da gir en reduksjon i populasjonsstørrelsen, som potensielt kan medføre kaskader av endringer som virker på den totale artssammensetningen og slik også økosystemet (Peitraitis m fl., 1989; UNEP, 2001).

Internasjonalt, også innenfor EU, er det signalisert et økende behov for å etablere felles standarder og metoder for hvordan spørsmål relatert til biologisk mangfold kan integreres i et videre arbeid knyttet til forskning, utredning og overvåking av miljøeffekter av forstyrrelser og inngrep som kan føre negative effekter for dyrelivet.

4.5 Litteraturgjennomgang – forstyrrelse og ulike friluftaktiviteter

Det er internasjonalt publisert en rekke vitenskapelige artikler om effekter av menneskelige ferdsel på både fugler og pattedyr i terrestre og akvatiske miljøer. Situasjonene som beskrives varierer enormt, både i forhold til eksponeringsgrad (ferdselsform) og tolkning rundt sensitivitet for ferdsel. Litteraturen dekker ulike rekreasjonsformer; ferdsel langs stier, ferdsel langs strender, båtbruk i sjøen, ferdsel knyttet til jakt, ferdsel rundt skianlegg osv. Det er allikevel mulig å trekke ut noen generelle karaktertrekk knyttet både til arters sensitivitet og påvirkningen fra disse studiene. Det er gjort flere litteraturgjennomganger for ulike arter eller artsgrupper, eksempelvis for rypen (Storch, 2013), hjortevilt (Stankowich, 2008), vadefugler (Weston m fl., 2012), fjellrev (Eide, 2015) og mer sammenstillende studier av menneskelig påvirkning på dyreliv (Olesen, 1994; Overrein, 2002; UNEP, 2001; Vistnes & Nellemann, 2000).

4.5.1 Sårbarhet for forstyrrelse – noen generaliseringer

Dyrs sårbarhet for forstyrrelse kan beskrives ut i fra tre ulike innfallsvinkler (Vistad m fl., 2008): 1) Økologisk (egenskaper ved arten, altså artens sensitivitet som defineres uavhengig av faktisk påvirkning), 2) Grad/type av påvirkning (egenskaper ved påvirkningen) og 3) Bevaringsbiologisk (rødlistestatus og tilstand). Her gis en kortfattet beskrivelse av de ulike innfallsvinklene:

1) Økologisk – ulike arter og ulike individer har ulik sensitivitet

Frid and Dill (2002) hevder at grad av respons er knyttet til en form for predasjonsrisiko. Arter har imidlertid veldig ulike strategier for å unngå predasjon: noen flykter, noen oppholder seg i grupper som forsvarer seg aktivt og andre kryperer (gjør seg usynlige). Dvs. at det er vanskelig å gi generelle anbefalinger på tvers av arter og man er som regel avhengig av arts- og steds-spesifikke studier for valg av forvaltningsstrategier. Noen generelle momenter er det allikevel:

- Arter med spesialiserte økologiske roller eller funksjoner (spesialister) vil være mer sensitive for påvirkning enn arter som har en vid økologisk rolle (generalister). Arter som har en finjustert tilpasning til stabile miljøer er også mer utsatt enn arter som lever i et variert miljø.
- Et individs sensitivitet er ikke det samme som sensitiviteten til en gruppe av dyr eller en bestand. Et individ vil i alle tilfeller være mye mer utsatt enn en bestand, og tiden et individ bruker på å være oppmerksom vil avta med økende gruppestørrelse.
- Bestandssammensetning (kjønn og alder) har betydning for om en flokk av dyr er sensitiv for forstyrrelse. Det ser ut til å være et generelt trekk at hunner med avkom er mer sensitive for forstyrrelse enn hanner.
- Dyrs sensitivitet for forstyrrelse vil variere innen og mellom sesonger og mellom år. Generelt er de fleste arter mest sårbare i yngletiden. Utfallet av forstyrrelse i denne tiden kan i mange tilfeller medføre økt predasjonsrisiko og redusert overlevelse for avkom (særlig hekkende fugl). Marginale vintre med mye ising og lite tilgang til mat vil også være en periode da f. eks rein vil være utsatt for negative effekter av forstyrrelse. Mht. regulering av ferdsel er det således viktig å ha fokus på sårbare perioder.
- Dyrs sårbarhet vil også variere mellom geografiske områder. Noen områder/habitater gir mer beskyttelse enn andre – som naturlige utforminger som bratte lier og klipper. Arter som har tydelige preferanser for hekkehabitat er lettere å beskytte gjennom ferdselsreguleringer.
- Bestander av dyr som blir høstet (jaktet på) ser ut til å respondere sterkere på forstyrrelse enn ikke høstede bestander.

2) Hvordan den menneskelige aktiviteten foregår: ulike typer aktivitet gir ulik påvirkning

Arters respons på forstyrrelse kan avhenge av karaktertrekk ved forstyrrelsen, dette er blant annet oppsummert ved generelle trekk av Knight and Cole (1995):

- Til fots eller motorisert: Ferdsel til fots ser gjennomgående ut til å gi tidligere responser og lenger fluktavstander en motorisert ferdsel. Type kjøretøy ser imidlertid også ut til å

ha større innvirkning. Et generelt trekk er at luftfartøy medfører sterkere negative responser på individer enn kjøretøy langs bakken. Helikopter ser også ut til å ha større effektrekkevidde enn småfly, og det er vist reaksjoner på flere kilometers avstand. Overflyging i sårbare områder til sårbare tider kan få store negative konsekvenser; f. eks. hekkekolonier for fugl.

- Karaktertrekk ved forstyrrelsen som kan gi ulike responser:
 - 1) Om forstyrrelsen er rettet mot, parallelt med eller bort i fra – rett mot skremmer mest.
 - 2) Forstyrrelse med overhøyde skremmer mest.
 - 3) Farten på bevegelsen – stor fart skremmer mest.
 - 4) Lokalisering av forstyrrelse – spredt forstyrrelse skremmer mer enn konsentrert.
 - 5) Tidspunkt for forstyrrelse – jmf. sesong og sårbare perioder (se over)
 - 6) Frekvens (hyppighet) – antall ganger en lokalitet blir forstyrret kan ha innvirkning på om utfallet blir negativt
 - 7) Forutsigbarhet. Dersom en forstyrrelse er forutsigbar så kan enkelte arter venne seg til påvirkningen (habituere). I hvilken grad de faktisk gjør det er veldig omdiskutert og det er store variasjoner både mellom og innen artsgrupper. Her vil det klart være svært artsspesifikke responser og det er grunn til å anta at typiske generalister habituerer lettere til menneskelig aktivitet enn typiske spesialister.

3) Bevaringsbiologisk (rødlistestatus og tilstand).

Sårbarhet for forstyrrelse og forvaltningsmessig prioritering henger ikke nødvendigvis sammen. Ulike arter har ulik forvaltningsmessig prioritet blant annet på grunnlag av bestandsstatus. Redusert reproduksjon på grunn av forstyrrelse vil ha en forvaltningsmessig større konsekvens (være mer negativt) dersom arten er fåtallig, sammenlignet med en svært tallrik art. Bestandsstørrelse gir i noen grad også uttrykk for artens evne til å komme seg etter forstyrrelse (resiliens).

4.5.2 Dyrelivets sårbarhet for ulike fritidsaktiviteter

Her gis en kortfattet oppsummering av hvordan ulike aktivitetsformer påvirker dyreliv. Det er mange eksempler på at dyr endrer sitt aktivitetsmønster som følge av menneskelig forstyrrelse. Endret aktivitetsmønster kan observeres gjennom økt aktivitetsnivå, eller bruk av områder nærmere bebyggelse/infrastruktur nattetid og redusert aktivitetsmønster eller arealbruk på tilsvarende områder på dagtid. Dette er vist for blant annet for brunbjørn i Skandinavia (Ordiz m fl., 2013), grizzlybjørn i Canada (Northrup m fl., 2012), brunbjørn i Alaska (Coletrane & Sinnot, 2015), for hjortedyr (Hainan eld's deer) i Kina (Pan m fl., 2011), rådyr i Frankrike (Bonnot m fl., 2013) og villsvin i Japan (Ohashi m fl., 2013), elg i Sverige (Neumann m fl., 2011; Neumann m fl., 2013) og er trolig en generell, respons på forstyrrelser for mange arter. Endring i aktivitetsmønster sammen med endret arealbruk kan klassifiseres som en indirekte regional effekt.

Allmenn ferdsel - kanalisert eller spredt utover i terrenget?

Ferdsel skjer på ulike måter. Undersøkelser viser at i fjellet går mellom 80-90% av ferdselen langs merkede stier i barmarksperioden (Gundersen m fl., 2013). Om vinteren ferdes de fleste i skiløyper, men utover våren forflytter seg flere seg på fast skareføre og går da utenom løyper. Om høsten vil ferdsel også være knyttet opp mot sanking av bær og sopp, eller jaktutøvelse. Jakt er en form for ferdsel som går ut på å oppsøke viltet, og pågår over en begrenset tidsperiode, og er dermed ikke direkte sammenlignbar med annen ferdsel. Hvordan ferdselen foregår har stor innvirkning på hvor forstyrrende den er for dyrelivet.

Kanalisert ferdsel

Gjennom kanalisering avgrenses arealet som blir berørt av ferdsel betydelig, samtidig så «ofres» kanskje disse områdene nært sti/vei. Kanalisering som et avbøtende tiltak kan gjennom god planlegging styre utenom sårbare eller verdifulle områder for vilt. Ut i fra litteraturen er kanalisert

ferdsel å foretrekke. Imidlertid kommer ferdsele etter hvert til et metningspunkt, eller en terskelverdi, hvor ferdsele kan medføre at den reproduktive suksessen avtar som følge av redusert tid til matsøk eller ungepass. For villrein kan for mye ferdsele gi en barrierevirkning i landskapet (Se eksempel senere i teksten).

Spredt ferdsele (myldring)

Eksempelvis under jakt, eller ved sinking av bær og sopp, skjer ferdsele mer tilfeldig rundt i terrenget. I noen sammenhenger kan dette være mer forstyrrende for dyrelivet, men jakt foregår ellers i en tid på året da viltet generelt er mindre sårbart for forstyrrelser. Forflytningsmønster hos liryte er studert under jakt og sammenlignet med forflytningsmønster i et område uten jakt (Brøseth & Pedersen, 2010). For reinen sin del øker arealbruken (målt som daglig/ukentlig home-range) under jakta (Strand, 2015), mens for liryte, fant man at rypene reduserte forflytningsavstanden og heller søkte til mer utilgjengelige områder med bedre skjulmuligheter (Brøseth & Pedersen, 2010). Studier av villreins oppførsel og arealbruk under jaktperioden i Snøhetta og Rondane viser at reinen forflytter seg mer under jakta, sammenlignet med andre deler av året (Gundersen m fl., 2013; Strand, 2015). Å bli jaktet på en ekstrem form for påvirkning av dyrelivet, der en jo aktivt søker opp dyrelivet og delvis jager individer eller flokker. Spredt ferdsele kan generelt ha større negative virkninger enn kanalisert ferdsele. Kiting på ski kan være et annet eksempel på myldring, hvor en eller flere personer kan dekke store arealer i løpet av relativt kort tid.

Studier av elg vinterstid viser at elg som blir forstyrret av skiløpere beveget seg 33 ganger raskere og doblet energiforbruket per kilogram kroppsvekt den første timen etter forstyrrelsen (Neumann m fl., 2010), mens elg som ble forstyrret av snøskuter hadde økt aktivitetsnivå/bevegelse de to første timene etter forstyrrelsen (Neumann m fl., 2011), i tillegg økte aktivitetsnivået hos elgen om natten, sammenlignet med dagtid. Forstyrrelser av elg vinterstid kan forekomme både fra kanalisert eller spredt ferdsele og medfører både direkte responser og indirekte responser i form av endret aktivitetsmønster og arealbruk.

Motorisert ferdsele (biler og båt)

Mange fugler reagerer ofte kraftigere og på lenger hold for en fotgjenger enn for et kjøretøy (Forshaw, 1983; Holmes m fl., 1993; V. E. Keller, 1991; Klein, 1993; Rodgers & Smith, 1995; Stalmaster & Kaiser, 1995; Swenson, 1979). Kjøretøyer kan likevel utgjøre en stor forstyrrelsesfaktor fordi man da kan bevege seg over større områder (Klein m fl., 1995; Stalmaster & Kaiser, 1995). Rekreasjonsløyper for snøskutere kan være eksempler på aktivitet som kan forstyrre dyreliv i en sårbare periode av året, f.eks. på våren. Veiberg and Eide (2011) gjorde en kunnskapsoppsummering på effekter av motorferdsele i utmark. Vi gjengir her hovedresultatene deres (tabell 1). For referanser oppgitt i tabell 2, viser vi til NINA minirapport 322.

Dyr reagerer generelt mindre på motorisert ferdsele enn mennesker som ferdes til fots, men samtidig kan motorisert ferdsele i områder som normalt er lite benyttet (fordi de ligger utilgjengelig til, langt unna bebyggelse, skiløyper osv.), medføre totalt sett økt påvirkning dersom den samlede bruken av området øker som følge av motorisert tilgang til området.

Tabell 2. Registrerte effektar av ulik motorisert ferdsel på fauna, samt studiar som er relevante utan å spesifisera kjelde til forstyrning. I kolonnen for effektar er hovudfunna kort referert. I tillegg viser symbola -, 0 og + til om samanhengen mellom forstyringsfaktoren og den registrerte effekten har vore negativ, nøytral eller positiv. Kor sikre funna er vurdert å vere er angitt med asteriskar. *: Mindre sikker konklusjon, **: Ganske sikkert konklusjon, ***: Sikker konklusjon. Tabellen er hentet fra Veiberg and Eide (2011).

Forstyringsfaktor	Sesong	Klasse	Art	Effekt	Referanse
ATV	Barmark	Pattedyr	Elk (<i>Cervus elaphus</i>)	Auka fluktavstand. (-) ***	(Naylor m fl., 2009)
ATV	Barmark	Pattedyr	Elk (<i>Cervus elaphus</i>)	Auka kviletid. (-) ***	(Naylor m fl., 2009)
ATV	Barmark	Pattedyr	Elk (<i>Cervus elaphus</i>)	Lineær negativ samanheng mellom avstand til ATV-trase og sannsynlegheit for flukt. (-) ***	(Preisler m fl., 2006)
ATV	Barmark	Fugl	American oyster-catchers (<i>Haematopus palliatus</i>)	Redusert rugetid. (-) **	(McGowan & Simons, 2006)
ATV	Barmark	Fugl	American oyster-catchers (<i>Haematopus palliatus</i>)	Auka hekkesuksess. (+) **	(McGowan & Simons, 2006)
Bil	Barmark	Pattedyr	Elk (<i>Cervus elaphus</i>)	Auka trafikk medfører målbare endringar i åtferda men ikkje i fordelinga av dyra innan studieområdet. (-) *	(Clair & Forrest, 2009)
Båt/køyrety	Barmark	Fugl	American Oyster-catchers (<i>Haematopus Palliatus</i>)	Ingen effekt av ferdsel med båt eller køyrety i hekkeperioden. (0) *	(Sabine m fl., 2008)
Køyrety	Barmark	Fugl	Strandlevande fuglar	Forstyrning medførte redusert bruk av føretrekte tilhaldsstadar og auka bruk av mindre føretrekte tilhaldsstadar. (-) *	(Tarr m fl., 2010)
Båt	Barmark	Fugl	Seks artar vade-fuglar	Respons på forstyrning varierte mellom artane. Ingen klar samanheng mellom fluktrespons og områdebruk. (0) *	(Peters & Otis, 2006)
Motorisert ferdsel langs veg (uspesifisert)	Barmark	Pattedyr	Bighorn sheep (<i>Ovis canadensis</i>)	Redusert kryssingsfrekvens av veg medførte redusert bruk av viktig mineralkjelde. (-) ***	(B. J. Keller & Bender, 2007)
Infrastruktur og uspesifisert menneskeleg forstyrning	Barmark	Pattedyr	Brunbjørn (<i>Ursus arctos</i>)	Unngå både i tid og rom. (-) **	(Martin m fl., 2010)

Infrastruktur og uspesifisert menneskeleg forstyrning	Barmark	Fugl	Vassfuglar	Negativ samanheng mellom menneske og førekomst av fuglar. (-) *	(N. H. K. Burton, 2007)
Helikopter	Snøføre/is	Fugl	Kongeørn (<i>Aquila chrysaetos</i>)	Ingen. (0) ***	(Grubb m fl., 2010)
Snøscooter	Snøføre/is	Pattedyr	Isbjørn (<i>Ursus maritimus</i>)	Tydelig fluktrespons. Størst fluktrespons hos binner med ungar. (-) ***	(M. Andersen & Aars, 2008)
Snøscooter/skigåar	Snøføre/is	Fugl	Kongeørn (<i>Aquila chrysaetos</i>)	Færre territorium i bruk. (-) **	(Kaisanlahti-Jokimäki m fl., 2008)
Snøscooter/skigåar	Snøføre/is	Fugl	Kongeørn (<i>Aquila chrysaetos</i>)	Ingen effekt på hekkesuksess. (0) **	(Kaisanlahti-Jokimäki m fl., 2008)

Aktivitet på strender

Mennesker kan også være ekstra forstyrrende ved å bevege seg i spesielt verdifulle miljøer, som langs ei strandlinje, nærme seg dyrene (som ved observasjoner eller fotografering), eller ved å ha med seg løs hunder på tur. Mye av vårt friluftsliv konsentreres til strender, som ved bading, fisking og fugletitting. Som følge av dette er det funnet effekter av forstyrrelser for mange arter som oppholder seg ved vann, som lommer, dykkere, ender, gjess, vadere, måkefugler inkludert terner, alkefugler, m fl. Effektene kan typisk beskrives som redusert tid på matsøk, gjentatte fluktmanøvre fra reiret og at fuglene viser stressrespons (Å. Andersson, 1980; Å. Andersson, 1986; Bell & Austin, 1985; Burger, 1986; N.H.K. Burton m fl., 2002; Iversen, 1986; V. Keller, 1989; V. E. Keller, 1991; Lafferty, 2001; Norman & Saunders, 1969; Riddington m fl., 1996; Tuite m fl., 1984; Yalden & Yalden, 1990; M. Åhlund, 1996). Noen vadere er svært tolerante overfor menneskelig aktivitet, noe tjelden er et godt eksempel på. Den kan gjennomføre vellykket hekking selv om den legger eggene i veikanten på en ikke altfor trafikkert veg. Likevel viser en eksperimentell undersøkelse at tjelden brukte mindre tid på matsøk og passet mindre på ungene sine når de ble forstyrret av mennesker (Verhulst m fl., 2001). Tilsvarende resultater er også funnet hos en rekke andre arter, bl.a. hos ærfugl på Svalbard (Culik m fl., 1990). Det foreligger imidlertid også eksempler på arter som er meget sky og ikke hekker i nærheten av turstier, selv ved begrenset ferdsel. Et eksempel på en slik art er svarthalespove, som er nærmere omtalt i (Follestad, 2012a).

For flere av disse artene nevnt over har studier dokumentert en positiv bestandsutvikling for områder med ferdselsforbud i hekkeperioden (M. Åhlund, 1996). Fugler kan være mer vare for aktivitet langs/på stranden enn aktiviteter ute på vannet (Vos m fl., 1985). Ofte er de fleste fugler også mer sky når de er lengre unna reiret (Dear m fl., 2015). Selv rovfugler som oppholder seg mye ved vann, som fiskeørn, kan utsettes for mange forstyrrelser i hekketiden (Eriksson, 1996; Götmark, 1989; Swenson, 1979).

Reaksjonsavstander som er oppgitt for vadere, ender, gjess og terner er påfallende like, opptil 100-200 m (Burger, 1998; Erwin, 1989; Hockin m fl., 1992; Rodgers & Smith, 1995; Rodgers & Smith, 1997; Yalden & Yalden, 1990). Hekkende hvithodet havørn letter på i gjennomsnitt 500m når en fotgjenger nærmer seg, i noen tilfeller opp til 1000m (Fraser m fl., 1985).

I en omfattende studie av friluftsliv og forekomst av fugler langs de grunne havstrendene i den danske delen av Vadehavet (Laursen m fl., 1997), ble det registrert et lavere antall ender og vadere (stokkand, brunnakke, tjeld, tundralo, storspove, lappspove og myrsnipe) når det var mange besøkende på stranden (da var også badegjester, fritidsfiskere og personer med hunder inkludert). For fiskemåke og hettemåke ble det ikke påvist tilsvarende nedgang i antallet. Særlig minket antall vadere kraftig allerede ved et fåtall besøkende, og med mye folk på stranda var

forekomsten av disse artene svært lav. Denne studien oppga ikke antall besøkende på arealenhet eller strandstrekning, men Helldin (2004) har grovt beregnet at antall vadere vil begynne å gå ned ved 10 besøkende pr. kilometer strandlinje. En effekt av besøkende som gå tur langs stranda, kan være at de trekker ned strukturen i sanda, noe som kan redusere næringstilgangen for bl.a. vadere som beiter der. Dette kan være særlig alvorlig hvis det trekkes mye på strender med mye nedblandet tang og tare, som kan gi gode levevilkår for mange av de dyrene vadefugler spiser av. Det samme vil også være tilfelle om de trekker på eldre tarevoller. Effektene av dette vil bli studert i et prosjekt knyttet opp mot ferdsel i Jæren landskapsvernområde høsten 2015.

En effekt av besøkende som gå tur langs stranda, kan være at de trækker ned strukturen i sanda, noe som kan redusere næringstilgangen for bl.a. vadere som beiter der. Dette kan være særlig alvorlig hvis det trekkes mye på strender med mye nedblandet tang og tare, som kan gi gode levevilkår for mange av de dyrene vadefugler spiser av. Det samme vil også være tilfelle om de trækker på eldre tarevoller. Effektene av dette vil bli studert i et prosjekt knyttet opp mot ferdsel i Jæren landskapsvernområde høsten 2015.

Moderne friluftsliv og «ekstrem sporter»

Helldin (2004) fremhever som et potensielt problem en økning i moderne former for friluftsliv/ekstremsporter som klatring, skjerm- og drageflygning (kiting) og brettseiling (Vistad, 2013). Disse bedrives ofte i fuglerike miljøer, og konsekvensene kan derfor bli omfattende. Her savnes det i midlertid vitenskapelige studier av effektene. En mulig forklaring på det kan være at det er svært vanskelig å gjennomføre gode feltstudier under så ekstreme værforhold som mange brettseilere ønsker seg, sterk vind med høye bølger (Follestad 2012a, Vistad 2013). Kitere oppgis å kunne forstyrre fugler i strandnære miljøer på avstander opp til 1000 m (Lennart Karlsson pers. komm. i Helldin 2004). Kiting i fjellet vinterstid er i enkelte områder også ansett for å være et forstyrende element for villreinen, mest av alt fordi arealomfanget av ferdselen øker så enormt, særlig den romlige utbredelsen av ferdselen (påvirkningen).

For flere arter av hegrer, ender, gjess og rovfugler er det funnet at de forstyrres mest tidlig i hekkeperioden; før og etter eggleggingen og i tidlig rugfase (Å. Andersson, 1980; Bolduc & Guillemette, 2003; Götmark, 1989; Tremblay & Ellison, 1979). Arter som legger egg sent er de mest utsatte, ettersom ferdsel knytte til friluftsliv øker utover sommeren (Å. Andersson, 1986; M. Åhlund & Götmark, 1989). Eksempler på slike arter er toppand, sjøorre, siland, teist, joer og terner. Konsekvensene kan bli særlig alvorlige ved forstyrrelser i kolonier av hekkende fugler (Duffy, 1995; Hand, 1980; Yorio m fl., 2001). Det er flere årsaker til dette: I store grupper synes mange arter å være mer lettskremte og reagerer på lengre avstand, om ungene kommer vekk fra reiret kan de havne i et naborevir, der de kan bli angrepet (Hand, 1980), og store kolonier tiltrekker seg potensielle predatorer. Et eksempel på dette er økt reirpredasjon av måker ved besøk i ærfuglkolonier (Bolduc & Guillemette, 2003). Det meste av denne reirpredasjonen kom i denne undersøkelsen allerede ved første besøk, og predasjonen økte ikke ytterligere ved gjentatte besøk.

Rovfugler som legger egg tidlig, kan ofte være særlig utsatte for forstyrrelser tidlig på våren. Generelt tåler rovfugler minst forstyrrelse like før egglegging og i rugeperioden. De skyr da lett reiret om de blir forstyrret gjentatte ganger. Dette gjelder de lengstlevende artene, som ørnene, som kan få mange nye sjanser om de mislykkes ett år. Senere i hekketiden er de mer robuste, men ved forstyrrelse kan de fly av reiret og små unger kan da fryse i hjel i kaldt vær, eller bli tatt av ravn (J.O. Gjershaug pers. medd.). Isklatring om våren i frosne fosser vil være en aktivitet som kan forstyrre arter som hekker i knauser eller fjellvegger nær fossen. Vi har ingen kunnskap om eller erfaring med effekter av slik aktivitet.. Det er lengden på oppholdet og forstyrrelsesfrekvensen som i stor grad avgjør hvor negative effektene kan bli.

Ferdsel i skog

Det foreligger en rekke studier av forstyrrelser på fugler i skog (Fernández-Juricic, 2000, 2001; van der Zande m fl., 1984; van der Zande & Vos, 1984). Generelt synes det å være færre arter og lavere antall individer i områder som besøkes av mange personer. Men på artsnivå er ikke

resultatene like entydige, ettersom det kan være store artsvisse forskjeller. For en nærmere presentasjon og diskusjon av disse og andre undersøkelser, vises til (Helldin, 2004), og litteraturoversikt for skogshøns av Storch (2013).

Tettheten av fugler rundt stier som brukes til rekreasjon i skog, åpne områder og våtmarker, var generelt lavere i nærheten av stiene, men enkelte arter synes like gjerne å kunne oppholde seg og sågar hekke nær dem (N.H.K. Burton m fl., 2002; S. G. Miller m fl., 1988, 2001). Arter som unngikk stier, var bl.a. gravand, polarsnipe, myrsnipe, svarthalespove og storspove (N.H.K. Burton m fl., 2002). Effekten kunne måles ut til 200m for storspove, som synes å være ekstra var for denne type forstyrrelser.

I en amerikansk studie som sammenliknet skog med grasmark (S. G. Miller m fl., 1988), der stiene ble brukt til en rekke rekreasjonsformer som turgåing, mosjon, sykling og riding, ble færre reir observert ut til om lag 100m. Men selv om menneskelig aktivitet på stiene kan forstyrre fugler, vil de forstyrre mindre enn aktiviteter utenom dem (S. G. Miller m fl., 2001), mest av alt fordi arealutstrekningen av forstyrrelsen begrenses. Studier av brunbjørn i Skandinavia viser gjennom eksperimentell forstyrrelse at bjørner som blir forstyrret endrer aktivitetsmønster 1-2 døgn etter en forstyrrelse fra mennesker. Bjørner endrer spise og hvilemønsteret ved å øke aktiviteten om natta og bli mindre aktive på dagtid (Ordiz m fl., 2013). Samme mønster finner man om man sammenligner aktivitetsmønsteret under jaktseasonen på bjørn (i Skandinavia) med aktivitetsmønsteret utenfor jaktseasonen. Brunbjørnen taper noe av hviletiden nattetid, sannsynligvis for å kompensere for tapt spisetid i den lyse tiden av døgnet. Endring i aktivitetsmønster kan få negative konsekvenser, hvis bjørn forstyrres ofte på høsten, siden bjørnen skal bygge opp energireserver før den går i dvale for vinteren (Ordiz m fl., 2012).

Stankowich (2008) gjorde en meta-analyse av hjortevilt og fant følgende fellestrekk blant hjortedyr: (1) hjortevilt er mer sky i åpne landskap enn i skog, og at hunndyr med kalver var mer sky enn andre voksne dyr, (2) Ferdsel til fots var mer skremmende enn andre stimuli (menneskeskapt lyd, kjøretøy), (3) bestander i områder med mye menneskelig aktivitet var mindre sky, men mangelen på alternative (uforstyrrede) områder kan trolig forklare denne oppførselen, (4) jakta bestander viste signifikant større fluktresponser enn ikke-jakta bestander, og denne forskjellen var størst morgen og kveld, sammenliknet med andre tider på døgnet, (5) mennesker som ferdes på en forutsigbar måte (langs stier), var mindre truende enn mennesker som ferdes utenfor stier. Mange av disse fellestrekkene er i samsvar med studier av forstyrrelse av elg i Norge og Sverige (R. Andersen m fl., 1996; Neumann m fl., 2010, 2011).

Parkeringsplasser, campingplasser og leirområder

Lavere tettheter av fugler er funnet for flere arter (sandlo, ringgås, gravand, myrsnipe, rødstilk) i nærheten av parkeringsplasser og andre utgangspunkt for besøkende til naturreservater (N.H.K. Burton m fl., 2002; Liley, 2000). For fiskeørn er det funnet både lavere tettheter og lavere hekkesuksess for de som hekker innenfor en avstand på 1 km fra campingplasser (Swenson, 1979). Det er i Amerika også dokumentert lavere tetthet av spurvefugler, samt totalt fravær av enkelte spurvefuglarter på campingplasser, sammenliknet med tilsvarende miljøer utenfor campingplassene (Aitchison, 1977; Blakesley & Reese, 1988). Foruten selve forstyrrelsen kan dette også skyldes mangel på tette kjerr og døde trær på campingplassen (altså habitatendring). Ved bruk av viltkamera, fant Coletrane and Sinnot (2015) at brunbjørn i Alaska var mer nattaktive i områder/stiselementer med mye ferdsel i tilknytning til tre lakseførende elver i Alaska, enn bjørn som oppholdt seg i mer fjerntliggende områder lengre med mindre grad av ferdsel. Denne forskjellen var spesielt tydelig i helger (fredag-søndag), mens det var ingen forskjell på andre ukedager.

Fisking fra land

Fisking er nevnt i noen rapporter om forstyrrelse på fugl, oftest fordi fugler kan vikle seg inn i gjenglemte sene. Fiskere kan også forstyrre hekkende fugler i nærheten av fiskeplassen i strandkanten. Dette kan både ødelegge for reir med egg eller unger, eller sperre tilgang til viktige habitater for noen arter (Follestad 2012b). Områder lang vann kan være viktige områder for næ-

ringssøk både i strandkanten og de nære sjøområdene utenfor, og i marine områder viktige rasteplasser for vadefugler på flo sjø. Gode fiskeplasser har ofte gjentatt bruk. Dette kan medføre en langvarig forstyrrelse for hekkene fugler i nærheten. Det er funnet at tettheten av andereir er vesentlig lavere i områder som brukes intensivt av fritidsfiskere. Da fisket ble forbudt i et slikt område, økte antall hekkende ender (Reichholf, 1988). Selv vinterstid kan ender bli forstyrret av fiskere og tvinges til å oppholde seg i suboptimale områder, (Bell & Austin, 1985; Cryer m fl., 1987). Det kan derfor være grunn til å vurdere om det kan innføres begrensninger i fisket eller fiskeforbud i en periode om våren mens andefuglene ligger på reir eller om ferdsel kan legges til rette på en slik måte at en styrer trafikken unna de mest sårbare artene (se eks. på dette i Follestad 2012b).

Naturturisme – sel og moskussafarier

Seler blir også påvirket av ferdsel, dette er blant annet vist på Island, der vaktksomheten økte og hviletiden ble påvirket negativt av antall turister som observerte disse fra et observasjonspunkt, og at antall seler som hvilte på skjær eller områder lengre unna observasjonspunktet økte med antall turister og aktivitetsnivået blant turistene på observasjonspunktet (Granquist & Sigurjonsdottir, 2014). Det er utarbeidet generelle råd for hvordan man bør nærme seg dyreliv i forbindelse med turisme, men ingen referanser er oppgitt se: (<http://www.thewildnorth.org/codes-of-onduct.html>).

På Dovrefjell foregår en utstrakt turisme på moskus. Her er det utarbeidet egne autorisasjoner for moskusguider og regler/råd for hvordan man skal forholde seg når man observerer moskus. Vi har ikke funnet noen studier om forstyrrelse av moskus i forbindelse med turisme, så her er det åpenbart et kunnskapshull.

Problemer knyttet opp mot menneskelig aktivitet, inkludert turister, ved besøk i sjøfuglkolonier er omtalt av Lorentsen & Follestad (2014).

Orientering

I en litteraturstudie av effekter av orientering, fremhever Parker (2005) tre tema som viktige å vurdere ved arrangementer av orienteringsløp: slitasje på vegetasjonen, forstyrrelser av store pattedyr og forstyrrelser av hekkende fugler. I en undersøkelse av hvordan rådyr reagerte på orienteringsløpere og jakt i Danmark i 1980-1984, ble det benyttet både observasjoner og radiotelemetri for å måle effektene (Jeppesen, 1987). Ved små orienteringsløp (under 100 deltakere), flyktet rådyr i snitt 432 meter for å finne skjul, og der ble det stort sett værende til de vendte tilbake i løpet av natten. Ved større løp kunne de løpe betydelig lengre, særlig ved gjentatte forstyrrelser. Forstyrrelseeffekten var større i mars enn i juli, i stor grad fordi rådyrene var mer synlige i løvskog før bladsprett og før undervegetasjonen har vokst opp. Orienteringsløp i juni blir ikke anbefalt på grunn av kalvingen, med fare for å skille mor og avkom. Det vil derfor være mindre forstyrrende å arrangere store orienteringsløp i juli og august. Fluktavstanden er kortere ved arrangementer nattetid, ettersom rådyrene da trykker lenger enn på dagtid. I Danmark har en forsøkt å redusere de negative effektene av orienteringsløp ved sette av såkalte villtommer, som er merket på kartene og som løperne ikke har lov til å springe inn i. Slike tommer bør være spredt i hele terrenget løpet omfatter. Størrelsen på slike områder kan variere, men bør under store løp med over 100 løpere, være på over to hektar (20 mål). I flere studier av orienteringsløp at undersøkelser ikke kunne påvise vesentlige negative effekter på fugler (Parker 2005). Parker fremholder at det er få studier av slike effekter, og at det er behov for flere undersøkelser. I England er det laget en egen håndbok beregnet på arrangører og løpere, med råd om hvordan effekter av forstyrrelser kan reduseres (British Orienteering, 2011). For norske forhold kan forstyrrelser av hekkende hønsefugler være et viktig tema å undersøke, hvis større arrangementer skal gjennomføres i viktige hekkeområder for disse i hekketida.

Sykkel

I 2012 ble et planlagt [sykkelløp i Østfold](#) avlyst fordi grunneierlag i området ikke ønsket slik aktivitet på slutten av kalvetiden for rådyr og elg i området. Større sykkelløp som Birkebeinerrittet går hver høst gjennom et område som benyttes av villrein. Selv om antall deltagere på dette

arrangementet er stort, er allikevel forstyrrelsen relativt kortvarig. Vi har ikke funnet litteratur som omhandler sykling eller sykkelritt spesielt, men sykling nevnes vanligvis i sammen med andre former for ferdsel (f.eks. til fots). Det er ikke grunn til å tro at sykling som foregår langs sti har annen effekt en ferdsel til fot langs samme sti, med unntak av at forstyrrelsen muligens kommer mer brått på, dersom syklisten har høy fart.

Skianlegg

Nyere studier viser at det kan være en del direkte og indirekte virkninger ved gjentatte forstyrrelser av dyr som oppholder seg nær skiområder. Det er påvist langvarig og økt stress hos hare, og direkte påvirkning hos skogsfugl og elg. Økt stress indikeres gjennom økte verdier av cortisolnivået i ekskrementer eller hårprøver samlet inn fra dyr som oppholder seg i nærheten av skianlegg i Europa (Alpene). Det er funnet forhøyede nivåer av cortisol (glucocorticoid, et stoff som er av grunnleggende betydning for dyrs evne til å reagere på belastninger av enhver art og forhøyede nivåer av stoffet indikerer større grad av stress/forstyrrelser) blant annet i haremøkk nær skianlegg, sammenlignet med haremøkk som er samlet i områder som ligger lengre unna (Rehnus m fl., 2014). Det er ved telemetriundersøkelser funnet at både skogshøns (Rupf m fl., 2011; Storch, 2013) og elg (Neumann m fl., 2010) blir mer forstyrret nær skianlegg, enn individer som oppholder seg i områder lengre unna. Forstyrrelsen skyldes trolig aktiviteter som frikjøring utenfor løyper, trugeturer og langrenn. Storch (2013) oppsummerer forstyrrelser av skogshøns (Tetraonidae) og viser eksempler på at både skiløyper er lagt om i Tyskland og Sveits for å redusere forstyrrelsen av skogshøns. Ferdelsforbud er innført vinterstid i viktige beiteområder for orrfugl (i England). Det kan derfor være viktig å kartlegge viktige funksjonsområder for vilt vinterstid i nærheten av skianlegg (Braunisch m fl., 2011; Coppes & Braunisch, 2013), for å kunne målrette avbøtende tiltak (sperringer eller informasjon).

4.6 Hvordan reagerer fugler og pattedyr på forstyrrelse?

Her gis to eksempler på hvordan fugler og pattedyr kan reagere på forstyrrelser.

4.6.1 Ærfugl som et eksempel

Effekter av menneskelig aktivitet på fugler er omtalt i flere NINA-rapporter (Follestad, 1998, 2012a; Follestad & Lorentsen, 2007). Normalt oppfatter mange at en fugl er blitt forstyrret først når vår aktivitet fører til at den trekker seg unna, enten ved å lette og fly vekk eller ved å gå/springe eller svømme/dykke vekk fra oss. Effekter eller konsekvenser av dette kan variere i svært stor grad, men det vil ofte være vanskelig å vurdere der og da. Det vil avhenge bl.a. av værforhold, tilstedeværelse av eggrovere, og hvor ofte forstyrrelsen inntreffer. Fugler kan også reagere på vår aktivitet på en måte som vi vanskelig kan oppfatte. En ærfugl som ligger på reir og ruger, vil i mange tilfeller bli liggende selv om et menneske nærmer seg reiret. Dette kan vi lett oppfatte som at fuglen ikke er forstyrret, men det kan være langt fra tilfelle. Forsøk med rugende ærfugler har tvert om vist at nærgående mennesker stresser den rugende fuglen, som kan øke hjerteslagsfrekvensen 3-4 ganger over det normale (G.W. Gabrielsen, 1987).

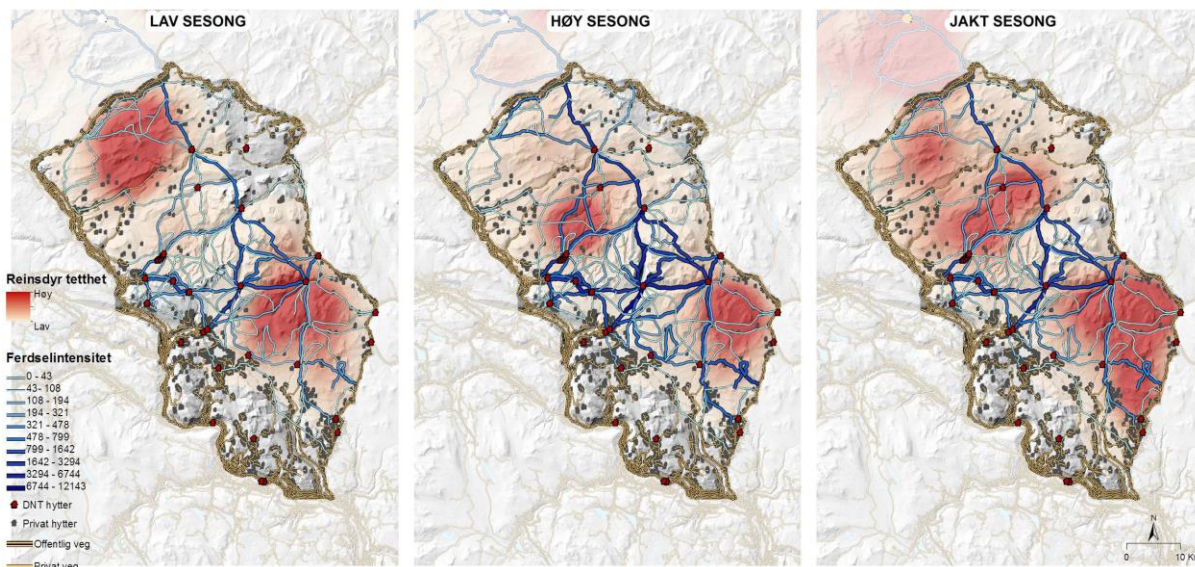
Økt energiforbruk

Energiforbruket til en rugende ærfuglhunn viste at metabolismen under ruging er lik hvilemetabolismen. Til tross for at fuglene er inne i en sulteperiode, hvor de ikke spiser på 25-30 dager, reduserer de ikke energiforbruket til under hvilemetabolismen, som tidligere antatt. Fuglene må opprettholde konstant tilførsel av varme til eggene. De tærer på kroppsreservene og taper ca. 40 % av kroppsvekten i løpet av rugeperioden. Ved ikke å forlate reiret, og dermed redusere sjansen for at eggene blir predatert, reduserer de samtidig energiforbruket og taper bare ca. 25 gram kroppsmasse pr. dag. Forstyrrelser og provokasjoner av mennesker og rovdyr og gjentatt oppvarming av egg som har vært forlatt en tid, vil medføre ekstra kostnader for ærfuglhunnen. En økning i aktivitetsnivået på ca. 10 % vil medføre et ekstra vekttap på 4-5 gram kroppsmasse pr dag, og over tid kan dette medføre at ærfuglene må avbryte rugingen for å berge seg selv (G.W. Gabrielsen, 1987). Det er ikke undersøkt art for art hva som kan være kritiske faktorer i relasjon til menneskelig aktivitet, men en dansk undersøkelse viser hvor sårbar en vader som

svarthalespove kan være overfor menneskelig aktivitet i hekkeperioden (Holm & Laursen, 2009). Svarthalespoven har en begrenset utbredelse i Norge, og vurderes som sterkt truet (Kålås m fl., 2010). Den er et godt eksempel på hvor forskjellig reaksjonene på menneskelig tilstedeværelse og aktivitet kan variere fra art til art. Dette er noe vi må ta hensyn til når effekter av ferdsel skal vurderes, særlig med tanke på at ikke alle arter er like godt undersøkt i forhold til hvordan de kan bli påvirket av mennesker og – kanskje viktigst – hvilke evner de har til å venne seg til vår aktivitet.

4.6.2 Villrein som eksempel

I Norge er effekter av menneskelig aktivitet på villrein relativt godt dokumentert de siste årene (Strand, 2015; Strand m fl., 2010; Strand m fl., 2013), hvor bruk av telemetridata fra villrein, kombinert med data på ferdsel i fjellområdene villreinen benytter, påviser sesongmessige variasjoner og hvordan villrein forholder seg til ferdsel (se figur 9). Villrein i Norge er kanskje det beste eksemplet for å illustrere forstyrrelseseffekter av ferdsel til fots i fjellet. Vanlig avstand mellom forstyrrelsen (mennesket) og villrein ligger typisk på 5-800 meter før villreinen responderer med flukt (en direkte effekt). Av de mer indirekte effektene er det funnet unnvikelseseffekter for områder med høy ferdselsintensitet. Eksempelvis er det funnet at 30 passeringer per dag synes å være en terskelverdi for villreinen med tanke på kryssing av stisegmenter i fjellet (Gundersen m fl., 2013). Dersom dette antallet spres ut over et 10-12-timers intervall, den tiden av døgnet folk vanligvis ferdes i fjellet (dagtid) tilsvarer det i underkant av 2,5-3 personer som passerer et gitt punkt på en sti hver time, eller en passering hvert 20.-25. minutt. I Rondane er veien fra Spranget og inn til Rondvassbu en mye brukt ferdselsåre med høy ferdselsintensitet. Telemetristudier av villrein har vist at denne veistrekningen fungerer som en effektiv barriere for villreinen og det er ikke registrert noen krysninger av villrein på denne veistrekningen (Figur 9) i barmarksesongen.



Figur 9. Villreins bruk av Rondane i forhold til ferdselsintensitet. Fra Strand m.fl. 2015

Strand (2015) Oppsummerer villreinsens respons på ferdsel i Rondane slik:

«Villreinsens responser på økt ferdsel langs stier synes å være avhengig av minst to hovedfaktorer.

1. **Tilgjengelighet til uforstyrta områder.** Fra våre analyser kan vi definere uforstyrta områder som områder med lav kumulativ tetthet av veier og stier. Dette er områder som er minst 5 km fra nærmeste sti, eller områder med stier hvor gjennomsnittlig antall brukere er 0–3 personer/dag. Områder som har stier med mer intens bruk kan også fungere som slike «refugieområder» men bare i perioder eller på dager hvor ferdselen er 0–3 personer.
2. Vi har også dokumentert at ferdsel langs stier og ferdsel i forbindelse med jakt virker ulikt.

I situasjoner der uforstyrta områder er tilgjengelige vil reinsdyra bevege seg bort fra områder med forstyrrelser og isolere seg fra mennesker gjennom det vi kan kalle «en stor-skala forflytning» gjennom hele turistsesongen. I disse tilfluktsområdene vil antall turister på den nærmeste stien i liten grad påvirke reinsens atferd dersom ferdselen er mindre enn 40–50 personer/dag.

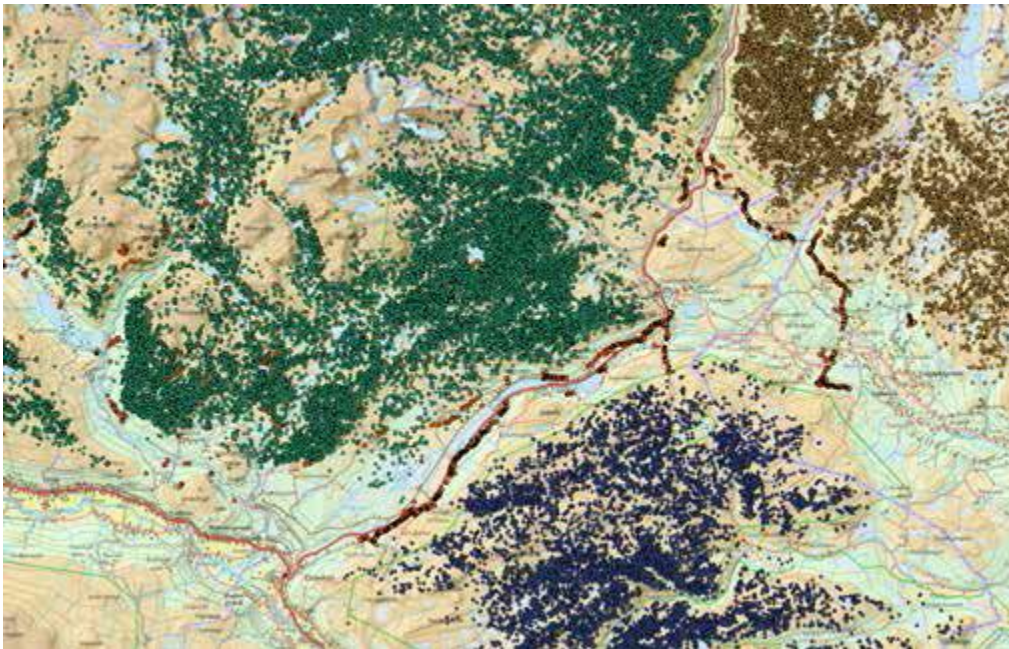
Hvis forstyrrelser på stier øker til 3–30 personer/dag vil reinsdyra holde større avstand til stier, og:

- I områder med lav tetthet av infrastruktur, og lav tetthet av stier vil ikke krysningsfrekvensen av stier endres fordi tettheten av stier (og infrastruktur) er lav.
- I områder med høy tetthet av infrastruktur øker reinsdyras bevegelseshastighet, og som en konsekvens av dette øker sannsynligheten for at de krysser stier.

Hvis ferdselsintensiteten øker til mer enn 30 personer/dag vil reinsdyra holde seg i områder langt fra stier slik at stiene krysses sjeldnere og slik at stiene til slutt framstår som en fullstendig barriere (vi har ikke registrert at noen av de GPS-merka reinsdyra har krysset stier hvor det er mer enn 220 personer som passerer/dag).

I løpet av jaktperioden vil reinsdyra reagere direkte på turgåere/jegere ved å bruke større områder, og som en konsekvens av dette kan de komme nærmere infrastrukturer og spesielt veier. Som en konsekvens av dette vil de også krysse stier oftere (opp mot 30 personer/dag). Legg også merke til at antall besøkende i jaktperioden generelt sett er mye lavere sammenlignet med den mest intensive turistsesongen på seinsommeren (juli og august). Også i jakta er ferdselen i Rondane større i forbindelse med helger. I løpet av jakta har reinsdyra en større tendens til å krysse stier i løpet av natten/tidlig morgen.»

Forstyrrelser som følge av ferdsel kan medføre storskala effekter, som fragmentering av landskap. Figur 10 viser at ingen av de radiomerka villreinsene i de tre ulike områdene noen gang har krysset Dovrefjellaksen (E6) (Gundersen m fl., 2013), til tross for at villreinen tidligere benyttet Rondane, Snøhetta og Knutshø som ett stort, sammenhengende område før vei og jernbane ble bygd. Denne barriereeffekten skyldes mest sannsynlig etableringen av infrastrukturen i området (vei og jernbane).



Figur 10. Posisjonsplott av radiomerket villrein langs Dovrefjellaksen; Rondane (blå), Snøhetta (grønn) og Knutshø (brun). Ingen av de radiomerkede reinsdyra har noen gang krysset over til tilgrensende områder. Fra Gundersen m fl. (2013).

4.7 Oppsummering og sammenstilling av effekter på dyreliv

Forstyrrelser av dyreliv har ulike effekter som kan måles både på individnivå og populasjonsnivå. De direkte effektene er typisk knyttet til fluktresponser og stressreaksjoner. Slike responsen er vanligvis kortvarige, men kan medføre økt energibruk hos det viltet som blir forstyrret. Hos flere arter (eks skogshøns) er denne flukten også forbundet med en økt predasjonsfare (fra rovfugl eller rovdyr).

De mer indirekte effektene av forstyrrelse er studiene av villreinen i Rondane et godt eksempel på. Hele dette fjellområdets reelle «bæreevne» er blitt redusert som følge av at delområder innen både nasjonalparken og delvis også villreinenens leveområder (som også går utenfor nasjonalparkgrensen) blir gjort «utilgjengelige» for viltet som følge av stor ferdsel i deler av året.

Hvor sårbare vilt er for forstyrrelser avhenger også av sesongen. For mange arter er vintertid den mest krevende energimessig, og mange arter er derfor ekstra sårbare for forstyrrelser i denne perioden. Men langt de fleste arter er mest sårbare i yngleperioden eller for fugler også under fjærskifte (myting).

Vi har funnet at hjortevilt, bjørn og villsvin kan endre sin døgnrytme som følge av forstyrrelser. Denne endringen kan påvirke både næringsopptak og predasjonsrisiko. Spesielt for bjørn kan disse forstyrrelsene skje i en kritisk fase av året med tanke på å bygge opp energireserver før de skal gå i dvale.

Det er fortsatt store kunnskapshull i forhold til dyreliv og effekter av ferdsel. For langt de fleste artene finnes det ikke artsspesifikk kunnskap om sensitivitet for forstyrrelse, og ulike former for aktivitet. Flere gjennomganger av forstyrrelsesstudier understreker at det er viktig å få fokus på konsekvenser på populasjonsnivå (reproduksjon, overlevelse og dødelighet), framfor kortvarige atferds- og stressresponser. Som gjennomgangen i dette kapittel viser, så er det nemlig ikke gitt at det er sammenheng mellom atferdsresponser og demografiske konsekvenser. Tilrettelagte studier som skal dokumentere effekter av forstyrrelse knyttet til menneskelig ferdsel bør så langt det er mulig også integreres med eksisterende overvåkingsserier som tar opp i seg en regional

tilnærming. For å skille mellom reelle effekter og naturlige variasjoner i tid og rom er det viktig å forsøke å legge opp en design som gir kontrollområder uten påvirkning (dvs. prøve å bruke kontraster mellom områder med mye, lite og uten menneskelig ferdsel).

Vi har i denne litteraturstudien ikke funnet noen nye momenter når det gjelder forstyrrelse av dyreliv generelt. Det mest interessante som har skjedd når det gjelder forstyrrelse av dyreliv og ferdsel er koblingen mellom villreinens faktiske arealbruk (på landskapsnivå), koblet opp mot det reelle ferdselsbildet langs stinettet i Rondane and Snøhetta på både døgnperiode og sesongnivå, og hvordan ferdsel kan virke som en usynlig barriere i landskapet for en viltart (figur 9). Dette eksemplet, mer enn noe annet, viser hvor avgjørende det er å ha faktisk kunnskap om den påvirkningen ferdselen representerer og karakteristika ved denne. Liknende sammenhenger kan man trolig forvente hos flere arter, som er sensitive for menneskelig forstyrrelse.

5 Akvatiske miljøer

5.1 Effekter av ikke-motorisert ferdsel og annen aktivitet i og ved vann

Livet i vann og i tilknytning til vann (elvbredder, strender) er påvirket av både vannbaserte aktiviteter som båtbruk, fiske og svømming, samt ferdsel langs breddene. Selv om bading og svømming er mindre skadelig for vannkvalitet enn det båttrafikk er, kan denne aktiviteten medføre at patogener tilføres vannet, samt øke bakteriekonsentrasjon også ved at bakterieinnhold i sedimentet virvles ut i vannet (Newsome m.fl. 2012). Båtbruk forårsaker bølger som kan forstyrre habitatet og organiske elementer i sedimentet (Gabel et al. 2008, Beachler and Hill 2003). Tap av vegetasjon langs breddene som følge av ferdsel kan redusere tilførsel av organisk materiale i vannet, og elvebunner og sjøbunner kan forstyrres av både båttrafikk og vading (f.eks. i forbindelse med fiske eller bading). Aktiviteter på land kan også medføre tilførsel av næringsstoffer, som f.eks. sterk økning i fosfor som har vært registrert flere steder (Dickman and Dorais 1977). Vannplanter kan ødelegges av båtbruk, men like ofte av næringstilførsel som følge av friluftslivsaktiviteter langs breddene, ikke sjelden med økning i algevekst som resultat (Hawden m.fl. 2005). I King's Canyon National Park, California, fant Taylor and Erman (1979, 1980 i Newsome m.fl. 2012) at mye brukte innsjøer hadde lite nitrat, mye jern og flere vannplanter enn lite brukte sjøer. I dette tilfellet skal det ha vært omfattende campingaktivitet langs breddene, med det til følge at kjemiske og biologiske sammensetningen i vannet ble endret. Mye brukte sjøer hadde også mer innsikter, vannormer og skjelldyr.

Generelt vil campingaktivitet ved elver og sjøer kunne ha mange effekter som kan ha konsekvenser for vannet, blant annet fordi effekter på jordsmonn og vegetasjon kan virke inn på den kjemiske og biologiske sammensetning i vannet og endret vannets turbiditet (grad av gjennomsiktighet) (Newsome m.fl. 2012). For eksempel kan endringer i mikrobiell aktivitet i jord langs bredden som følge av vegetasjonstap og erosjon resulterer i økt nitrogen- og fosforopptak i vannet, noe som igjen kan føre til økt planteproduksjon (blant annet av alger) forårsaket av økt tilførsel av næringssalter (eutrofiering)¹ (Hammitt and Cole 2015). En langstidsstudie av effekter av ferdsel langs breddene av Pink Lake, Canada (Dickman and Dorais 1977 i Newsome m.fl. 2012) fant man at tettheten av planteplankton økte i takt med ferdselintensitet. Cole og Marion 1988 (i Newsome m.fl. 2012) fant at avrenning og sedimenttap var større ved mye brukte leirsteder enn ved steder som var mindre brukt, i første rekke fordi ferdselen medførte vegetasjonstap og jordkomprimering langs breddene. Det har også blitt registrert betydelig bakteriell forurensning fra menneskelig avføring og andre forurensningskilder (søppel) (Cilimburg et al. 2000). Studiene som det er referert til her understreker at innvirkningen på biologiske og kjemiske forhold er avgrenset til områder med mye bruk og varierer også med strømforhold og størrelse på innsjøer.

¹ Naturlig eutrofiering skyldes lagring av næringssalter i innsjøens sedimenter, og en senere tilbakeføring av disse til vannet i innsjøen. Et av de viktigste stoffene er fosfor som, på grunn av sin sparsomme forekomst i naturen, ofte begrenser den organiske produksjonen i ferskvann. Magasineringsen av næringssalter i sedimentene, og dermed den naturlige eutrofiering, er meget langsom. Påtvunget eutrofiering skyldes menneskenes aktivitet i innsjøenes nedslagsfelter. Det er en utpreget og hyppig forurensningsform, forårsaket av bl.a. kloakkutslipp og avrenning fra dyrket mark. Mjøsa og Vansjø er typiske eksempler på innsjøer som er utsatt for påtvunget eutrofiering. Eutrofiering fører til økning i planktonalgenes primærproduksjon i sommerhalvåret, ofte med masseoppblomstringer av enkelte arter, og påfølgende svinn av oksygen ved bunnen der biomassen brytes ned. Oksygenvinn i bunnvannet kan føre til ytterligere frigjøring av fosfor fra sedimentene, akkumulert over lang tid gjennom naturlige prosesser. I innsjøer med liten bufferkapasitet (slike har vi mange av i Norge), vil påtvunget eutrofiering kunne ha store konsekvenser for surhetsgraden (pH) i overflatevannet i sommerhalvåret (den kan øke kraftig) – som igjen kan bidra til utryddelse av naturlige planktonalgesamfunn og fremme andre mindre gunstige samfunn av mikroorganismer (som for eksempel visse blågrønnalger).

5.2 Effekter av motorisert ferdsel på fisk og dyreplankton

Bruk av motorbåter kan endre vannets kjemiske kvalitet, blant annet som følge av søl av olje og drivstoff (Burgin and Hardiman 2011). I følge en svensk undersøkelse som ble utført av Svenska Miljöinstitutet på oppdrag for Havs- og Vattenmyndigheten, ble det funnet at planteplankton generelt hadde høy overlevelse etter at de ble sugd opp og presset gjennom impelleren til vannjetmotorer (Norén m.fl. 2013, Havs- og Vattenmyndigheten 2013). Årsaken er at størrelsen på planktoniske organismer er mye mindre enn avstanden mellom bladene i impelleren. I tillegg er vannets viskositet sammen de hydrodynamiske forholdene rundt slike små organismer slik at de ikke påvirkes av slagskader og store hastighetsforskjeller innad i vannmassene som passerer impelleren. Filtrerende organismer kan antas å være mer sårbare for slammning. I en evaluering av regelverket for bruk av vannscooter (Reinvang 2014) fastlås det at bunnvegetasjon er følsom for vedvarende nedslammning og redusert lysgjennomstråling i vannmassene dersom vannscooterkjøring over bevakste bunnområder skjer jevnlig. Dette kan medføre redusert vekst og fotosynteseaktivitet over tid. Frigjorte finpartikler fra sedimentene som føres med vannstrømmen vil kunne skape problemer for f.eks. knott og frittlevende vårfluer ved at de tetter igjen fangstnettakler og fangnett. I ekstreme tilfeller hvor sikten i vannmassene blir redusert over tid vil dette kunne gi effekter på næringssøk og predatorunnvikelse, men dette må anses som ytterst marginale effekter av vannscooterkjøring. En viss negativ effekt på bløtbunn vil kunne oppstå som følge av oppsuging av substrat inn i impelleren. Grovere substrat som grus og småstein vil ikke bli påvirket negativt.

Vann er et godt egnet medium for transmisjon av lydølger. Lydens hastighet i vann er fem ganger raskere enn i luft. I tillegg bevarer den sin styrke over lengre distanser enn andre signaler som for eksempel lys og oppløste stoffer (Hawkins & Myrberg 1983). Det naturlige bakgrunnsnivået av lyd i ferskvann er varierende, og avhenger av fysiske påvirkninger i vannet som for eksempel strømmer, regnvær, bevegelse i bunnsubstratet, vindølger og biotiske bevegelser og prosesser (Hawkins & Johnstone 1978, Rogers & Cox 1988, Lugli & Fine 2003). Tilleggsstøy fra menneskelige aktiviteter vil kunne gi en betydelig økning i støynivået. Slike støynivå kan påvirke atferden til fisk ved at lydølger fra predatorer, byttedyr og gytetpartnere blir kamuflert eller forstyrret (Myrberg 1978). Økt lydnivå i akvatiske miljø igangsetter både fysiologiske og atferdsmessige stressresponser hos fisk (Welch & Welch 1970).

Det er generelt sett en stadig økende bekymring angående effektene av antropogen lydølger på akvatiske organismer (Popper 2003, Wysocki m.fl. 2006). Selv om forskningen på dette området foreløpig må anses som begrenset, foreligger det informasjon om at både kort- og langtids eksponering for kunstige lydnivå påvirker fiskenes atferd. I ytterste konsekvens er det dokumentert at noen fiskearter kan få redusert eller ødelagt hørsel etter slik eksponering (Scholik & Yan 2001a, b, Amoser & Ladich 2003, McCauley m.fl. 2003, Smith m.fl. 2004).

Generelt skiller man mellom to hovedgrupper av fisk når det gjelder mottakelighet for lydølger. Hørselsspesialistene har en direkte forbindelse mellom de Weberske knoklene, det indre øret og svømmeblæren, og denne anatomiske utformingen av hørselsorganene medfører både at disse fiskene er svært sensitive for et bredt spekter av lydølger og kan detektere små båter på opptil flere hundre meters avstand (Amoser m.fl. 2004). I ferskvann er det karpefiskene, som for eksempel mort, gullbust og ørekyte som regnes som hørselsspesialister. Disse artene er svært sensitive for lydølger fordi de hører et bredt spekter av frekvenser og har en lav grenseverdi med hensyn til lydølger. Andre fiskearter, som for eksempel ørret, sik, harr, abbor og gjedde, mangler denne anatomiske utformingen i hørselsorganene og responderer derfor på et smalere spekter av lydølger. Ørret og laks hører lydølger innenfor frekvensene 30-400 Hz (Hawkins & Johnstone 1978) og er derfor sensitive for lydølger som genereres av alle typer av motorer som brukes i vann (Satterwaite 1994, Blanchfield m.fl. 2005, Popper m.fl. 2005, Wysocki m.fl. 2006).

Vannscootere avgir generelt mindre lyd til det akvatiske miljøet enn utenbords propellmotorer på båter av tilsvarende størrelse. Det er gjort lite forskning på lydølger i akvatiske miljøer fra denne typen kjøretøy sammenlignet med tradisjonelle båter med utenbords propellmotorer (Erbe 2013).

Nede i vannet er lyden fra bladenes rotasjon og bevegelser i vannet mindre enn tilsvarende lyder fra propellbåter ettersom motorene er innenbords og at impelleren avgir en boblesky i vannmassene som virker dempende på både motorstøyen og impellerbladenes rotasjon i vannstrålen. Lydbølgene som avgis fra vannscootere er bredspekteret og ligger mellom 10 og 100 000 Hz. Hvorvidt lydbølgenes energi i seg selv er en tilstrekkelig indikator på den bio-akustiske effekten på miljøet er omdiskutert. Kjøremønsteret for vannscootere er annerledes og mer variert enn for småbåter og genererer et eget støybilde som er uvanlig i akvatiske miljøer.

Vannscootere kan kjøres på grunne områder som følge av at de ikke har en propell som stikker ned i vannet. Dette medfører et stort potensial for forstyrrelser i vannmiljøer som tidligere ikke ble utsatt for nærgående båttrafikk. Kjøring i høy hastighet over slike gruntvannsområder vil gi fisk og andre vannlevende organismer en kort reaksjonstid og dermed begrensede muligheter til å unngå vannscooteren. Dette medfører en risiko for påkjørsel av fisk og andre dyr som lever på grunne områder og i overflata (Davenport & Davenport 2006).

For en rekke akvatiske dyr er egg- og larvestadiet mer følsomme for ytre påvirkninger sammenlignet med voksne livsstadier. Muslinger er imidlertid lite følsomme for påvirkninger som f.eks. nedslamming som følge av oppvirvlet bunnsubstrat fordi de evner å grave seg opp og gjennom substrat av variert tekstur. Filtrerende organismer kan antas å være mer sårbare for slamming. Bunnvegetasjon er følsom for vedvarende nedslamming og redusert lysgjennomstråling i vannmassene dersom vannscooterkjøring over bevekste bunnområder skjer jevnlig. Dette kan medføre redusert vekst og fotosynteseaktivitet over tid. Frigjorte finpartikler fra sedimentene som føres med vannstrømmen vil kunne skape problemer for f.eks. knott og frittlevende vårfluer ved at de tetter igjen fangsttentakler og fangnett. I ekstreme tilfeller hvor sikten i vannmassene blir redusert over tid vil dette kunne gi effekter på næringssøk og predatorunntakelse, men dette må anses som ytterst marginale effekter av vannscooterkjøring. En viss negativ effekt på bløtbunn vil kunne oppstå som følge av oppsuging av substrat inn i impelleren. Grovere substrat som grus og småstein vil ikke bli påvirket negativt.

5.3 Effekter av motorisert ferdsel i vann på fugl

Effekter av motorisert ferdsel på fugler vil omfatte alt fra relativt ubetydelige atferdsendringer med liten effekt, til alvorlige effekter som har betydning for fuglenes overlevelse og hekkesuksess. Slike effekter vurderes ofte som alvorlige når de rammer truede og sårbare arter, jfr. den siste norske rødlista (Kålås et al. 2010). Eksempler på slike arter kan være storlom, toppdykker og flere gressender i ferskvann, og makrellterne, teist, sjøorre og svartand i marine områder. Der vi mangler kunnskap om effekter på slike arter, legger vi til grunn generell kunnskap om artene og artsvisе forskjeller i reaksjonsmønstre på ulike former for forstyrrelse (se f.eks. Follestad 2012a, b og Lorentsen & Follestad 2014).

Båter og vannscootere har til felles at de gjør det mulig for mange å nå fjerne områder, som små øyer og gruntområder i ytterskjærgården, som kan være viktige områder for hekking og næringssøk for en rekke arter, og som også kan være viktige for flere mytende andefugler. Disse er ikke-flygedyktige i perioden hvor de skifter alle de store vingefjærene samtidig, og bl.a. ærfugl kan da oppholde seg på bær og skaller langt fra nærmeste øy eller holme. Vannskutere skiller seg ut ved at man ved høye hastigheter kan bevege seg på grunnere vann, sammenlignet med andre farkoster, med det til følge at man kan komme nær bl.a. lokaliteter med hekkende fugler. Når vannscootere eller andre hurtiggående farkoster nærmer seg vannfugler, vil disse som regel ta til vingene, men fluktdistansen og tiden de er i lufta vil variere. Oppflukter kan i betydelig grad redusere tiden fuglene kan bruke på næringssøk, redusere deres næringsreserver og føre til at de unngår optimale næringsområder. Som en følge av dette kan de få lavere hekkesuksess.

5.3.1 Støy i forhold til fugl

Mange fugler kan reagere på støy, særlig når støyen er plutselig, som med et knall eller fly som plutselig dukker opp. Kraftig støy er i seg selv ikke alltid forstyrrende for fugler, men den kan i noen tilfeller vanskeliggjøre kommunikasjon mellom individer. Mange arter kan også venne seg

til støy, når den ikke oppfattes som truende for fuglene. Det kan også finnes synergieffekter, der effekten av en forstyrrelse forsterkes (eller kanskje forminskes) når den er kombinert med andre aktiviteter i et område. For fullt ut å kunne vurdere effektene av et inngrep eller en aktivitet (som vannscooterbruk), må alle typer påvirkninger og deres kombinerte effekter også inkluderes i et bestemt område. Sjøfugler i Vadehavet ved Danmark-Tyskland som ble utsatt for militær øvelseskyting, reagerte for eksempel mindre på kraftig granatskyting når disse kom etter skyting med lettere våpen. På den andre siden har noen studier vist at enkelte reaksjoner kan bli kraftigere når det generelle nivået av forstyrrelser er høyt, det som kan kalles sensibilisering (se ref. i Follestad 2012a). Fugler som utsettes for forutsigbare forstyrrelser kan forventes å vise mindre atferdsmessige reaksjoner, enn de som utsettes for mindre forutsigbare forstyrrelser. En studie viser at koloni-hekkende terner reagerte langt kraftigere på vannscootere enn på båter (Burger 1998), men dette kan skyldes så vel støy som adferd (eller en blanding). Det må her bemerkes at dette er en forholdsvis gammel studie, fra en tid hvor det var større forskjell på lydnivået fra vannscootere og båter enn det det er i dag.

5.3.2 Negative effekter for fugl av å bli forstyrret

En viktig negativ effekt er tap av tid til næringsøk. Når fugler blir skremt og tar til vingene vil det ofte redusere den tiden de har til rådighet for å finne nok næring, ved at de blir tvunget til å endre måten de søker næring på, til å søke næring om natta, eller til å forlate eller oppgi optimale næringsøksområder (Hamann et al. 1999). En rekke studier viser slike utslag av mindre tid til å søke næring som følge av forstyrrelser fra ulike typer farkoster (f.eks. Kaiser & Fritzell 1984, Kahl 1991, Galicia & Baldassarre 1997). I sistnevnte studie fant de at på dager med stor aktivitet av turbåter, ble flamingoer så forstyrret at de ikke søkte næring i det hele tatt. Knapton et al. (2000) og Tuite et al. (1983) fant at en rekke overvintrende andefugler i Lake Erie i USA/Canada ble til dels fullstendig fordrevet fra de mest produktive områdene, som følge av forstyrrende trafikk.

En annen viktig negativ effekt er energitap. Når fugler blir skremt eller forstyrret og letter, øker energiforbruket, noe som kan få betydning for trekk og reproduksjon. Hos vannfugler er energiforbruket ved flyging tolv ganger høyere enn basalmetabolismen (Ward & Andrews 1993). Ved forstyrrelser som medfører oppflukter, må derfor fuglene øke næringsinntaket for å kompensere for den brukte energien, noe som kan være vanskelig når næringsstilgangen er begrenset. Flere utenlandske studier dokumenterer en slik effekt.

Hos snøgjess er det vist at energiforbruket økte med 5,3 % pr. time som følge av flyging etter forstyrrelser (Bélanger & Bédard 1990). For mytende, ikke-hekkende grågjess ved Saltholm utenfor København er det vist at de taper fra 31 til 35 gram i vekt pr. dag for henholdsvis hunner og hanner gjennom myteperioden (fjærfellingsperioden), noe som tilsvarer et samlet vekttap på i gjennomsnitt 1085 g og 961 g (Kahlert 2006). Gjessene svømmer her daglig rolig til og fra et hvileområde, som ligger fra nær 0 til 6 km fra beiteområdene. Forskjellen i daglig ekstra vekttap for gjess som svømte henholdsvis 0 og 6 km, ble anslått til å utgjøre 1,7 g (endring på 5 %), eller 53 g gjennom hele myteperioden. Gjessene blir generelt lite forstyrret på Saltholm. Relativt små forstyrrelser førte imidlertid til at fuglene flere ganger sprang panikkartet mot sjøen mens de beitet inne på øya. Slike flukthandlinger vil øke det daglige energiforbruket, og i en situasjon der det daglige vekttapet allerede er svært stort, kan ytterligere vekttap fort bli kritisk. Dette vil særlig være tilfelle der gjessene ikke har andre alternative beiteområder innen rimelig nærhet. Studier av kortnebbgjess om våren er et av få hvor det har vært mulig å dokumentere negative effekter av skremming på både sommeroverlevelsen og reproduksjonssuksessen hos en fuglearter (Tombe et al. 2004). Vannscooterkjørings innvirkning på viktige myteområder for grågås og andre andefugler i Norge bør vurderes i en eventuell fremtidig norsk studie av vannscooterkjørings innvirkning på fugler. Svartand er et eksempel på en rødlistet andeart som kan være utsatt.

Sammenlignende studier (Rodgers & Schwikert 2002) av fluktatferd hos en rekke fuglearter når de ble oppsøkt av vannscootere og tradisjonelle motorbåter viste at vannscootere medførte størst fluktrespons. Årsaken ble antatt å være relatert til vannjetstrålas omfang, som har en stor vertikal og horisontal utbredelse ved fullt gasspådrag.

En tredje viktig effekt er nedsatt hekkesuksess og ungeoverlevelse. Flere utenlandske studier viser at forstyrrelser fra vannscootere og annen maritim virksomhet kan ha en negativ effekt for hekkesuksess og ungeoverlevelse hos vannfugler. En studie viste at ukontrollert aktivitet rundt 300 meter fra et viktig hekkeområde gjorde at kurtiserende ender flyktet (Bouffard 1982). Dette kan være kritisk for pardannelsen og hvem de parrer seg med. I Montana, USA er det dokumentert at vannski og vannscootere har kjørt på andekull (Hamann et al. 1999). Bølger fra vannscootere i stor fart kan også ødelegge reir som ligger i vannkanten eller i vegetasjonen (Ward & Andrews 1993). Det er også vist for båter at dersom de kommer nærmere dykkender enn 300 meter, kan det medføre at hunnen letter og overlater eggene eksponert for kulde/varme eller predatorer (Bouffard 1982).

Effekter på flokker av mytende andefugler ytterst i skjærgården, synes ikke å være belyst gjennom utenlandske studier. Dette er ofte store samlinger som ikke kan fly pga. det pågående fjærskiftet (alle store vingefjær skiftes samtidig), noe som gjør at de ikke kan fly i en periode på minst 3-4 uker. De kan dermed ikke lette og fly unna en forstyrrelse, og er ekstra sårbare for nærgående vannsport og annen menneskelig aktivitet (se Follestad 2010, 2011). At problematikken ikke er tatt opp i utenlandske studier, kan skyldes flere forhold, bl.a. at mange andefugler samles i utilgjengelige områder langt fra folk. For andre eksempler på negative effekter på fugler, se Follestad (2012a, b) og Lorentsen & Follestad (2014).

Når det gjelder norske forhold mangler det studier av effekter av vannscootervirksomhet. Av særlig betydning vil det her være å vurdere mulige effekter for hekkende ærfugler langs kysten.

6 Konklusjoner

Effekter av tråkk på vegetasjon har hatt et klart fokus i rekreasjonsøkologien. Til tross for at disse studiene har blitt syntetisert i flere publikasjoner de senere årene (Buckley 2004, Monz m.fl. 2010, Newsome m.fl. 2012) har det avstedkommet få generaliseringer (Monz 2013). Litteraturstudien har følgelig i liten grad frambragt kunnskap som kan overføres mellom lokaliteter, mellom like naturtyper i ulike geografiske områder eller mellom like ferdsels- og aktivitetstyper i ulike økologiske miljøer osv. Det varierer dessuten mye i hvilken grad rekreasjonsøkologiske studier inkluderer forskjellige relevante dimensjoner. Mens noen studier omfatter variasjoner i brukens omfang og intensitet, variasjoner i brukernes atferd, betydning av utbredelse i tid og rom og en rekke miljømessige betingelser, som abiotiske faktorer og forvaltningsmessige grep, fokuser mange studier bare på én eller noen få av disse relevante dimensjonene. Dette bidrar også til at generaliseringen på bakgrunn av studier med forskjellige fokus blir vanskelig.

Vegetasjonens sårbarhet når det gjelder ferdsel er avhengig av en rekke faktorer og inngår i sammenhenger som kan være komplekse. I innledningskapitlet ble det lagt vekt på at både egenskaper ved selve påvirkningsfaktorene og sensitiviteten hos ulike arter, artssamfunn og økologiske systemer er viktige faktorer. Sensitivitet viser både til ressursers evne til å motstå effekter av ferdsel og evnen til regenerering. Disse to faktorene har her blitt omtalt som resistens og resiliens.

Sensitivitet kan i noen tilfeller være mer avgjørende for vegetasjonens sårbarhet enn ferdselintensitet. Dette innebærer at egenskaper ved selve vegetasjonen kan være en viktigere sårbarhetsfaktor enn hva slags ferdsel det er snakk om og hvor omfattende eller intensiv ferdselen er. Mens visse arter har stor resistensgrad, kan de samtidig være lite resiliente, og motsatt. Med andre ord kan visse arter lett ødelegges av ferdsel, men regenerere raskt når ferdselen opphører (høy resiliens). Tilsvarende skal det i noen tilfeller relativt intensiv ferdsel til før en art eller et artssamfunn påvirkes i betydelig grad (høy resistens), samtidig som det tar lang tid før revegetering er fullført. I slike tilfeller vil endringer i artssammensetningen ofte være resultatet ettersom arter som revegeter raskt blir dominante. I lys av det siste, er det klart at selv liten ferdsel kan forårsake store økologiske endringer selv om skaden på vegetasjon er relativt liten, først og fremst fordi plantene har dårlig evne til regenerering. I andre tilfeller kan være motsatt i den forstand at planter regenerer raskt til tross for at ferdsel har forårsaket store ødeleggelser.

6.1 Terrestriske miljøer

Generelt er planter og plantesamfunns toleranse for tråkk avhengig av mange faktorer som også kan ha med forskjellige lokale, abiotiske faktorer å gjøre. Med andre ord er planterens tåleevne betinget av sammensatte faktorer, som type artssammensetning, hvordan området har vært bruk over tid og grad av biotiske (f.eks. beitedyr) og abiotiske forhold som vind, lysforhold og nedbør. Disse forholdene kan variere mellom geografiske områder og lokaliteter innenfor et geografisk område. Innenfor et avgrenset område kan det f.eks. påvirkningen av abiotiske faktorer (som temperatur eller vind) variere som følge av topografiske variasjoner i landskapet.

- Forskjellige arter kan også utvise varierende toleranse alt etter voksestedets karakter, det vil si være mer tolerante under økologisk optimale forhold for arten.
- Arters vekstform og morfologi har stor betydning for grad av resistens (motstandsdyktighet). Urtelignende vekster med tynne blader i rikt jordsmonn og lavararter i tørt og steinet terreng regnes som de minst motstandsdyktige artene, mens lyngdominert vegetasjon med lavvokste og krypende arter, og arter med vekstpunkt og vinterknopper plassert langt nede har høy grad av resiliens.
- Resiliens har ofte større betydning enn motstandsdyktighet for arters, plantesamfunns og økosystemers sårbarhet. Resiliens avhenger av egenskaper ved arten, men påvirkes av endringer i artssammensetning i et plantesamfunn, av endringer i jordsmonnet og av abiotiske variasjoner.

- Vegetasjon i underskog med lav produktivitet er mer motstandsdyktig, men har lavere resiliens fordi gjenveksten tar lang tid. Sammenlignet med buskvegetasjon og løvtrær, regnes graminoider som minst sensitive for tråkk i den forstand at artene har høy grad av resistens og resiliens.
- Engvegetasjon i skog viser seg mindre motstandsdyktig (resistent) mot tråkk enn det man finner i underskogsvegetasjon. Engvegetasjon er likevel mye mer resilient i den forstand at revegeteringen tar kort tid
- Intensiv ferdsel kan påvirke vegetasjonen ved at uønskede plantearter og rotinfiserende sopp spres.
- Sårbarhet for ferdsel må ofte vurderes i lys av en dynamisk relasjon mellom effekter på jordsmonn og på vegetasjon: Botanisk homogenisering med tap av de minst tolerante artene, mens de mest tolerante overtar, samtidig som partier er utsatt for erosjon eller komprimering som følge av vegetasjonstap eller slitasje på jordsmonn, noe som igjen virker inn på egenskaper i jordsmonnet og dermed på vegetasjonens vekstvilkår.

6.1.1 Arktiske og alpine økosystemer

- Vegetasjonen er sårbar som følge av kort vekstsesong og skrint jordsmonn innebærer sakte revegetering og risiko for erosjon.
- Planter er også sårbare fordi det meste av ferdselen er konsentrert i tid (til den korte vekstsesongen) og spredt i rom (ferdsel går utenom våte partier i stier og tråkk og i tørre partier der gjerne finnes vegetasjonen som er relativt sensitiv for tråkk).

6.1.2 Boreale skoger

- Vedvarende intensiv ferdsel kan vegetasjonsstrukturen endre seg til mer gress- og urtedominerte plantesamfunn, mens lyng-, mose- og lavararter reduseres.
- I bynære skoger kan artssammensetningen endres relativt drastisk som følge av at ferdsel og annen friluftslivsrelatert aktivitet bidrar til å endret jordsmonnets egenskaper (bålbrenning, matrester, hundeeskrementer etc.).

6.1.3 Myr

- Vegetasjonen er mer sårbar på våt enn på tørr torv, og på våt torv ødelegges den allerede ved svak tråkkpåvirkning
- Torv blir lett ødelagt av tråkk, noe som medfører at vegetasjon blir stående i vann. Det siste kan forsinke revegetering, men også medføre plantetap og endring i artssammensetning.

6.1.4 Vilt og fugl

- Forstyrrelser av vilt har ulike effekter, som kan måles både på individnivå (lokal skala) og populasjonsnivå (regional skala). De lokale/direkte effektene av forstyrrelser fra personer som nærmer seg et dyr, kan løse ut en fluktreaksjon hos viltet. Denne responsen er vanligvis kortvarig men kan medføre økt energibruk hos det viltet som blir forstyrret, men for noen arter er slike responser også forbundet med en økt predasjonsfare.
- Det er gjennom flere litteraturstudier vist at måling av direkte lokale responser til menneskelig ferdsel ofte underestimerer de kumulative effektene som følge av at dyr som er sensitive for forstyrrelse unngår store områder rundt eksisterende infrastruktur eller mye brukte ferdselsårer fordi viltet assosierer inngrepene med periodevis trafikk i området. Forandringer i dyrenes arealbruk kan ha langt mer alvorlige konsekvenser enn den direkte effekten av enkelt forstyrrelsene som sådan.
- Sensitiviteten for menneskelig forstyrrelse varierer med art, sesong, habitattypen, størrelsen på (uforstyrret) tilgjengelig areal, samt en rekke andre faktorer. Generelt vil generalistarter lettere tilpasse seg et skiftende miljø, hvorimot mer spesialiserte arter ofte er mer sensitive. På lang sikt kan forstyrrelse derfor føre til en endring artsstruktur og arts mangfold som også kan ha konsekvenser på økosystemnivå. Fragmentering av arealer (enten gjennom direkte arealtap eller gjennom unnvikelse av arealer) vil kunne medføre

en sammenpressing eller utvandring av en del arter, hvilket gjør dem enda mer utsatt for negative effekter av forstyrrelse.

- Mange arter reagerer ofte kraftigere, og på lenger hold, av en fotgjenger enn for et kjøretøy.
- Det foreligger en rekke studier av forstyrrelser på fugler i skog. Generelt synes det å være færre arter og lavere antall individer i områder som besøkes av mange personer. Men på artsnivå er ikke resultatene like entydige, ettersom det kan være store geografiske forskjeller i respons.
- Vi har funnet at enkelte arter kan endre sin døgnrytme som følge av forstyrrelser. Denne endringen kan påvirke både næringsopptak og predasjonsrisiko. Dette kan for eks. for bjørn få svært negative følger dersom disse forstyrrelsene skjer i en kritisk periode; f. eks. når de skal bygge opp energireserver før de skal gå i dvale.
- Det er viktig å kartlegge viktige funksjonsområder for vilt vinterstid i nærheten av skianlegg, for å kunne målrette eventuelle avbøtende tiltak (sperringer eller informasjon).
- Det mest nyskapende funnet vi har referert i denne rapporten koblingen mellom villreinens faktiske arealbruk og det reelle ferdselsbildet langs stinettet i Rondane både på døgnperiode og sesongnivå. Her blir det synliggjort hvordan ferdsel kan virke som en usynlig barriere i landskapet for en viltart. Dette eksemplet, mer enn noe annet, viser hvor avgjørende det er å ha faktisk kunnskap om den påvirkningen ferdselen representerer og karakteristika ved denne. Liknende sammenhenger kan man trolig forvente hos flere arter, som er sensitive for menneskelig forstyrrelse.
- Flere litteraturstudier av forstyrrelse understreker at det er viktig å få fokus på konsekvenser på populasjonsnivå (reproduksjon, overlevelse og dødelighet), framfor kortvarige atferds- og stressresponser. Det er ikke gitt at det er sammenheng mellom atferdsresponser og demografiske konsekvenser. Tilrettelagte studier som skal dokumentere effekter av forstyrrelse knyttet til menneskelig ferdsel bør så langt det er mulig også integreres med eksisterende overvåkingsserier som tar opp i seg en regional tilnærming. For å skille mellom reelle effekter og naturlige variasjoner i tid og rom er det viktig å forsøke å legge opp et design med kontrollområder uten påvirkning (dvs. prøve å bruke kontraster mellom områder med mye, lite og uten menneskelig ferdsel).

6.2 Akvatiske miljøer (strandsoner, elvebredder, båtbruk, bading, vading)

- Friluftsliv i eller i tilknytning til vann kan ha store effekter, spesielt når bruken er intensiv og omfattende, blant annet gjennom forurensning og endringer i tilførsel av næringsstoff og patogener i vann, samt sedimentering.
- Båtbruk kan forårsake bølger som kan forstyrre habitatet, ødelegge vannplanter og organiske elementer i sedimentet, resultere i forurensning fra olje og drivstoff som kan endre den kjemiske kvaliteten i vannet og gjennom støy påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gytepartnere blir kamuflert eller forstyrret, samt igangsetter både fysiologiske og atferdsmessige stressresponser hos fisk.
- Mennesker kan også være ekstra forstyrrende ved å bevege seg i spesielt verdifulle miljøer, som langs ei strandlinje, nærme seg dyrene (som ved observasjoner eller fotografering), eller ved å ha med seg hunder.

6.3 Effekter av ulike former for ferdsel og friluftsliv, i lys av forvaltningsspørsmål

6.3.1 Ferdsel til fots, med sykkel og med hest

- Det er små forskjeller når det gjelder slitasje på jordsmonn og vegetasjon ved ferdsel til fots og med sykkel. Bruk av hest utsetter derimot jordsmonnet for mer slitasje og øker risikoen for jordkomprimering og erosjon, i første rekke som følge av hestens vekt.
- Hester bringer med seg fremmede arter.
- For alle tre typer ferdsel gjelder det at jordsmonn og vegetasjon er mest sårbar i bratte skråninger og i dalbunner der jordsmonn er løst og fuktig.

- Selv om ikke alle former for effekter ferdsel har er kurvlineær, er det likevel i alminnelighet slik at effekten er størst i den første tiden ferdsel etablerer seg. Generelt er det derfor en fordel at ferdselen forsetter langs en etablert sti og ikke brer seg utover. Det siste kan være en utfordring der terrenget er fuktig og alternative stier etableres alt ettersom det finnes tørre partier tilgjengelig ved siden av stien. Ikke minst har det blitt framhevet at dette problemet er størst i åpent fjellterreng. Dersom det legges opp egne ferdselsruter i terrenget bør traseen ikke legges i bratte skråning (eller så horisontalt som mulig i skråninger).
- I traseer som brukes av syklister er det en fordel å unngå både bratte bakker og krappe svinger ettersom dette øker hyppigheten av kraftig bremsing og svingning. Effekter av sykling kan være erosjon og utbredelse av stier, men dette har mer med helningsgrader og svinger å gjøre enn med egenskap ved jord og vegetasjon. Opprettelse av egne traseer er med andre ord generelt av større betydning enn syklistenes atferd.
- En side ved sykkel og hestebuk som ikke er tilstrekkelig undersøkt i denne sammenhengen er betydningen av at sykkel og hester gjør at folk kan ferdes over større områder /lengre distanser enn det gående kan. Belastningen innen et område kan slik bli mer jevnt fordelt, samtidig som områder som ellers ville ha blitt lite besøkt kan få mer ferdsel. Spesielt dersom det i slike områder dreier seg om særskilt sårbar vegetasjon eller det dreier seg om hyppig forekomst av verneverdige arter, kan dette representere en utfordring.

Kunnskapsbehov:

- Under norske forhold foregår sykling i skogs- og fjellterreng i mindre grad på spesielt tilrettelagte traseer. Mye av syklingen finner sted uten videre organisering og syklister benytter eksisterende stier som opprinnelig er anlagt av eller for gående.
- Gitt en forvaltningspolitikk som i økende grad legger vekt på kanalisering av ferdsel, finnes det lite eksakt kunnskap om effekten av dette med tanke på effekter av intensiv ferdsel f.eks. i bratt terreng eller i områder med dyp og løs jord.
- Tilsvarende vet vi lite eksakt om hvordan intensiv ferdsel i fjellterreng som ikke er tilstrekkelig tilrettelagt og kanalisert kan medføre utvidelse av stier og etablering av alternative ruter (blant annet for å unngå våte partier, og dermed ledes over på den mest sårbare vegetasjonen i tørt terreng med tynt jordlag og mye lav.
- Det finnes liten informasjon om effekter av større arrangementer der utfordringen gjelder ferdsel til fots, med sykkel eller til hest.
- Antall hester har økt betydelig de siste par tiårene og det er rimelig se for seg at dette avspeiler seg i økt bruk av hest i skogs- og fjellterreng. Det trengs derfor mer kunnskap om utviklingstrekk i slik bruk og om effekter det har på bestemte naturtyper etc.

6.3.2 Camping og bålbrekking

- Slitasje på både vegetasjon og jordkomprimering, i første rekke dersom bruken av et avgrenset område er relativt intensiv.
- Forskjellig type forurensing som campingrelaterte aktivitet kan forårsake, og som kan medføre endring i jordsmonnets organiske og kjemiske sammensetning, som i sin tur kan endre næringssammensetningen og påvirke vegetasjonen.
- Bålbrekking medfører fjerning av nedfallsved, sterilisering av jord, forkulling av røtter og ansamling av aske og kull, samt kjemisk forgiftning av jord. Bruk av nedfallsved kan ha konsekvenser for jordsmonnet på sikt, fordi det reduserer nedfallsbiomassen.
- Dersom trær ødelegges når ved skal samles inn, kan det føre til insekt- og soppangrep, samtidig som forekomst av sopp, protozoer og bakterier reduseres, med redusert enzymaktivitet i jordsmonnet som resultat. En slik virkning kan også endre sammensetningen av jord og næringsstoffer og nedbrytnings- og mineraliseringshastigheten.

Kunnskapsbehov:

- Disse registreringene er foretatt både i skogsområder i Mellom-Europa, i borealskoger og alpine- eller arktiske økosystemer. I alle tilfeller har det vært snakk om en konsentrert og intensiv bruk av camping- og bålplasser, som man bare unntaksvis vil finne under norske forhold. På den andre siden kan forvaltningstiltak som innebærer kanalisering og tilrettelegging, samt vekst i naturbasert turisme i framtiden gjøre disse problemstillingene mer aktuelle for norske forhold.
- Det finnes lite informasjon om effekter av større arrangementer der telting og bålbrenning er relevant

6.3.3 Båttbruk, bading og vading

- Mye av friluftslivet konsentreres til strender, som ved bading, fiske og fugletitting. Som følge av dette er det funnet effekter av forstyrrelser for mange arter som oppholder seg ved vann, som lommer, dykkere, ender, gjess, vadere, måkefugler inkludert terner, alkefugler. For flere av disse artene har studier påvist en mer positiv bestandsutvikling for områder med ferdselsforbud i hekkeperioden.
- Teltbruk, bålbrenning og annen ferdsel langs bredden kan bidra til å endre i næringstilførsel i vannet, endre kjemiske og organiske sammensetning, og dermed næringsinnholdet, i vannet. For eksempel kan endringer i mikrobiell aktivitet i jord langs bredden som følge av vegetasjonstap og erosjon resulterer i økt nitrogen- og fosforopptak i vannet, noe som igjen kan føre til økt planteproduksjon (blant annet av alger) forårsaket av økt tilførsel av næringssalter.
- Støy fra båtmotorer kan påvirke atferden til fisk ved at lydbølger fra predatorer, byttedyr og gytepartnere blir kamuflert eller forstyrret. I ferskvann er karpfiskene mest sensitive for støy, ørret og laks noe mindre, mens som for eksempel sik, harr, abbor og gjedde responderer på et smalere spekter av lydbølger.
- Vannscootere avgir generelt mindre lyd til det akvatiske miljøet enn utenbords propellmotorer på båter av tilsvarende størrelse.
- Bunnvegetasjon er følsom for vedvarende nedslamming og redusert lysgjennomstråling i vannmassene dersom vannscooterkjøring over bevokste bunnområder skjer jevnlig.

Kunnskapsbehov:

- Det er gjort lite forskning på støy i akvatiske miljøer vannskutere sammenlignet med tradisjonelle båter med utenbords propellmotorer. Det foreligger begrenset kunnskap om kort- og langtids eksponering for kunstige lydnivå påvirker fiskenes atferd.
- Det finnes mange sjeldne arter i vann og det er uklart hvordan disse påvirkes av ferdsel. Det mangler også kunnskap om fremmede arter og ferdsel i ferskvann.

6.3.4 Andre aktiviteter

- Ekstrem sporter som klatring, kiting, skjerm- og drageflyging og brettseiling, bedrives ofte i fuglerike miljøer og konsekvensene kan derfor bli omfattende.

Kunnskapsbehov:

- Her savnes i stor grad vitenskapelige studier av effektene av f.eks. kiting og brettseiling.

6.4 Problematiske aspekter ved kanalisering av ferdsel

Teorien om kurvlineære effekter stammer i første rekke fra studier av enkeltarters sårbarhet når det gjelder ferdsel. Studier av hvordan hele plantesamfunn, jordsmonn og akvatiske miljøer er sårbare kan tyde på at den kurvlineære effekten ikke alltid inntreffer (Monz 2013).

Når bruken er liten, kan små endringer ha store konsekvenser. Når det fra før er intensiv ferdsel vil ytterligere bruk ha proporsjonalt mindre virkning. Slik har man gjerne gått ut fra at når et område først har blitt utsatt for slitasje, vil ikke økning i ferdsel utgjøre en tilsvarende stor forskjell. Denne innsikten ligger delvis til grunn for forvaltningsstrategier som går ut på å konsentrere ferdsel i rom og noen grad i tid. Likevel er det her grunn til å peke på at selv om ferdsel konsentreres for å skåne vegetasjon, kan intensiv bruk over små arealer ha effekter på artssammensetning og jordsmonn med ringvirkninger utover selve ferdselsområdet. Slitasje på og langs stier som følge av ferdsel kan endre artssammensetningen ved at arter fra tilgrensende plantesamfunn etablerer seg i hovedsak fordi de har høy resiliens. Generelt anbefales det derfor som forvaltningstiltak å legge stier til områder med plantesamfunn med høy evne til revegetering.

Som eksemplet med villreinen i Rondane viser, kan kanalisering også gi uheldige barrierevirkning. Dersom dyreliv hindres i å forflytte seg mellom ulike funksjonsområder på grunn av «for høy» ferdsel, vil dette kunne bidra til å redusere det tilgjengelige arealet for villreinen, og dermed også den økologiske bæreevnen for villreinstammen regionalt.

6.5 Samlet belastning

Generelt er det store vitenskapelige utfordringer når det gjelder forståelsen av hvordan ulike påvirkningsfaktorer samlet sett påvirker organismer og økosystemer. Påvirkningsfaktorene kan være endringer i arealbruk, forurensninger og miljøgifter, høsting, fremmede arter og klimaendringer. Som resultatene av denne litteraturgjennomgangen indikerer, blir påvirkningsfaktorer og miljøeffekter i stor grad analysert hver for seg, også når det gjelder friluftsliv. Følgelig gir den gjennomgåtte litteraturen få svar på spørsmålet om hvilken samlet belastning de ulike sider ved ferdsl og friluftsliv kan påføre naturmiljøer.

7 Referanser

- Aitchison, S. W. (1977). Some effects of a campground on breeding birds in Arizona. *USDA For. Serv. Gen. Technical Report R42*, 175-182.
- Andersen, M., & Aars, J. (2008). Short-term behavioural response of polar bears (*Ursus maritimus*) to snowmobile disturbance. *Polar Biology*, 31(4), 501-507. doi: 10.1007/s00300-007-0376-x
- Andersen, R., Linnell, J. D. C., & Langvatn, R. (1996). Short term behavioural and physiological response of moose *Alces alces* to military disturbance in Norway. *Biological Conservation*, 77(2-3), 169-176. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00004-3](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(96)00004-3)
- Andersson, Å. (1980). *Kunskapsöversikt och forskningsbehov rörande fågelskyddsområden* (pp. 51). Upublicert manuskript: Naturvårdsverket, Stockholm.
- Andersson, Å. (1986). Effekter på sjöfågelfaunan av det fria hundredskapsfisket (pp. 15): Svenska Jägareförbundet, Uppsala, opublicerat material.
- Arnesen, T., & Lyngstad, A. (2012). Effects from trampling and other activities in recreation areas. *Blyttia*, 70(3), 159-172.
- Arocena, J. M., Nepal, S. K., & Rutherford, M. (2006). Visitor-induced changes in the chemical composition of soils in backcountry areas of Mt Robson Provincial Park, British Columbia, Canada. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 10-19.
- Barni, E., Freppaz, M., & Siniscalco, C. (2007). Interactions between vegetation, roots, and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 39(1), 25-33.
- Barros, A., Gonnet, J., & Pickering, C. (2013). Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Journal of Environmental Management*, 127, 50-60.
- Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2014). Does human pedestrian behaviour influence risk assessment in a successful mammal urban adapter? *Journal of Zoology*, 294(2), 93-98. doi: 10.1111/jzo.12156
- Bazzaz, F. A. (1996). *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press.
- Beachler, M. M., & D. F. Hill. (2003). Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake and Reservoir Management* 19:15-25.
- Bell, D. V., & Austin, L. W. (1985). The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl *Biological Conservation*, 33, 65-80.
- Bernhardt-Römermann, M., Gray, A., Vanbergen, A. J., Bergès, L., Bohner, A., Brooker, R. W., Berntsen, F., Langvatn, R., Liasjø, K., & Olsen, H. (1996). Reinens reaksjon på lavtflygende luftfartøy (pp. 1-22): NINA Oppdragsmelding 390.
- Bevanger, K. (2002). *Dyreliv i byen*. Cappelen naturhåndbøker: J.W.Cappelens Forlag A/S.
- Blakesley, J. A., & Reese, K. P. (1988). Avian use of campground and noncampground sites in riparian zones. *Journal of Wildlife Management*, 52, 399-402.
- Bolduc, F., & Guillemette, M. (2003). Human disturbance and nesting success of common eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation*, 110, 77-83.
- Bonnot, N., Morellet, N., Verheyden, H., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Klein, F., & Hewison, A. J. M. (2013). Habitat use under predation risk: hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European Journal of Wildlife Research*, 59(2), 185-193. doi: 10.1007/s10344-012-0665-8
- Bourbonnais, M. L., Nelson, T. A., Cattet, M. R. L., Darimont, C. T., & Stenhouse, G. B. (2013). Spatial Analysis of Factors Influencing Long-Term Stress in the Grizzly Bear (*Ursus arctos*) Population of Alberta, Canada. *Plos One*, 8(12).
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (1996). *The nature and properties of soils*: Prentice-Hall Inc.
- Braunisch, V., Patthey, P., & Arlettaz, R. L. (2011). Spatially explicit modeling of conflict zones between wildlife and snow sports: prioritizing areas for winter refuges. *Ecological Applications*, 21(3), 955-967. doi: 10.1890/09-2167.1
- British Orienteering. (2011). Event Handbook: Environmental good practice. *British Orienteering*, 7.

- Brøseth, H., & Pedersen, H. C. (2010). Disturbance effects of hunting activity in a willow ptarmigan *Lagopus lagopus* population. *Wildlife Biology*, 16(3), 241-248.
- Burger, J. (1986). The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in northeastern United States. *Environmental Conservation*, 13, 123-130.
- Burger, J. (1998). Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of Common Terns. *Condor*, 100, 528-534.
- Burton, N. H. K. (2007). Landscape approaches to studying the effects of disturbance on waterbirds. *Ibis*, 149, 95-101.
- Burton, N. H. K., Armitage, M. J. S., Musgrove, A. J., & Rehfisch, M. M. (2002). Impacts of man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. *Environmental Management*, 30, 857-864.
- Burgin, S., & Hardiman, N. (2012). Extreme sports in natural areas: looming disaster or a catalyst for a paradigm shift in land use planning? *Journal of Environmental Planning and Management*, 55(7), 921-940.
- Burgin, S., & Hardiman, N. (2012). Is the evolving sport of mountain biking compatible with fauna conservation in national parks? *Australian Zoologist*, 36(2), 201-208.
- Cilimburg A, Monz C, Kehoe S. (2000). Wildland recreation and human waste: a review of problems, practices, and concerns. *Environmental Management* 25(6): 587-598.
- Clair, C. C. S., & Forrest, A. (2009). Impacts of vehicle traffic on the distribution and behaviour of rutting elk, *Cervus elaphus*. *Behaviour*, 146, 393-413. doi: 10.1163/156853909x410973
- Cole, D. N. (2004). Impacts of hiking and camping on soils and vegetation: a review. *Environmental impacts of ecotourism*, 41, 60.
- Cole, D. N., & Monz, C. A. (2002). Trampling disturbance of high-elevation vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, USA. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 365-376.
- Cole, D. N., & Monz, C. A. (2003). Impacts of camping on vegetation: response and recovery following acute and chronic disturbance. *Environmental Management*, 32(6), 693-705.
- Cole, D. N., & Monz, C. A. (2004). Spatial patterns of recreation impact on experimental campsites. *Journal of Environmental Management*, 70(1), 73-84.
- Cole, D. N. (1987). Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in western Montana, USA. *Biological Conservation*, 40(3), 219-244.
- Coppes, J., & Braunisch, V. (2013). Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology*, 19(1), 1-11. doi: 10.2981/12-054
- Le Corre, N., Guillaume, G. & Brigand, L. (2009). Bird disturbance on conservation sites in Brittany (France): the standpoint of geographers. - *J Coast Conserv* 13:109–118
- Crisfield, V. E., Macdonald, S. E., & Gould, A. J. (2012). Effects of recreational traffic on alpine plant communities in the northern Canadian Rockies. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 44(3), 277-287.
- Culik, B., Sdelung, D., & Woakes, A. J. (1990). The Effect of Disturbance on the Heart Rate and Behaviour of Adélie Penguins (*Pygoscelis adeliae*) During the Breeding Season. *Antarctic Ecosystems*, 1990, 177-182.
- Dear, E. J., Guay, P.-J., Robinson, R. W., & Weston, M. A. (2015). Distance from shore positively influences alert distance in three wetland bird species. *Wetlands Ecology and Management*, 23(2), 315-318. doi: 10.1007/s11273-014-9376-0
- Delgado, R., Sánchez-Marañón, M., Martín-García, J., Aranda, V., Serrano-Bernardo, F., & Rosua, J. (2007). Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region. *Soil Use and Management*, 23(3), 269-277.
- Dobson, A., & Lynes, L. (2008). How does poaching affect the size of national parks? *Trends in Ecology & Evolution*, 23(4), 177-180. doi: 10.1016/j.tree.2007.08.019
- Duffy, D. C. (1995). Why is the double-crested cormorant a problem? Insights from cormorant ecology and human sociology. *Colonial Waterbirds*, 18, 25-32.
- Eagleston, H., & Rubin, C. (2013). Non-motorized Winter Recreation Impacts to Snowmelt Erosion, Tronsen Basin, Eastern Cascades, Washington. *Environmental Management*, 51(1), 167-181
- Eide, N. (2015). *Forstyrelse av fjellrev - kunnskapsgrunnlag*. NINA minirapport, 556, 18.

- Eldegard, K. (2010). *Konsekvenser for naturmangfoldet av økt og/eller endret bruk av verneområder. Syntese av eksisterende kunnskap*. Rapport utarbeidet på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning.
- Emmelin, L., Fredman, P., Sandell, K., & Lisberg Jensen, E. (2010). *Planera för friluftsliv: Natur samhälle upplevelser*.
- Eriksson, M. (1996). Fiskgjuse. In I. Ahlén & M. Tjernberg (Eds.), *Rödlistade ryggradsdjur i Sverige - Artfakta* (pp. 127-128): Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Erwin, R. M. (1989). Responses to human intruders by birds nesting in colonies: experimental results and management guidelines. *Colonial Waterbirds*, 12, 104-108.
- Erikstad, L., Hagen, D., Evju, M. & Bakkestuen, V. 2009. *Utvikling av metodikk for analyse av sumvirkninger for utbygging av små kraftverk i Nordland*. Forprosjekt naturmiljø - NINA Rapport 506. 44 s.
- Erikstad, L., Hagen, D. & Stenslie, E. (eds.) 2011. *Miljøvirkninger av småskala vannkraft. Resultater fra et brukerstyrt forskningsprosjekt*. NORSKOG og NINA. Bilag til Småkraftnytt. 2011-3. 28 pp.
- Evju, M., Hagen, D., & Hofgaard, A. (2012). Effects of disturbance on plant regrowth along snow pack gradients in alpine habitats. *Plant Ecology*, 213(8), 1345-1355
- Fenn, D. B., Gogue, G. J., & Burge, R. E. (1976). *Effects of campfires on soil properties*: Dept. of the Interior, National Park Service.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Local and regional effects of pedestrians of forest birds in a fragmented landscape. *Condor*, 102, 247-255.
- Fernández-Juricic, E. (2001). Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1303-1313-1316.
- Fjeldstad, A. S. B. (2014). *Wild Reindeer (Rangifer tarandus tarandus) and Mountain Hiking: a study of human activity and potential reindeer avoidance in Setesdal-Ryfylke*. Norwegian University of Life Sciences, Ås
- Follestad, A. (1998). *Flystøy og struts*. NINA Oppdragsmelding, 559, 1-14.
- Follestad, A. (2012a). *Innspill til forvaltningsplaner for Lista- og Jærstrendene: Kunnskapsoversikt over effekter av forstyrrelser på fugler*. NINA Rapport, 851, 45.
- Follestad, A. (2012c). *Konsekvensvurdering av tilrettelegging for friluftsliv på bestanden av hekkende våtmarksfugler i området Hømmervatnet - Sætervatnet i Sjunghatten nasjonalpark*. NINA Rapport, 839, 50.
- Follestad, A., & Lorentsen, S.-H. (2007). *Sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl*. NINA Rapport, 270, 23.
- Forbes, B. C., Ebersole, J. J., & Strandberg, B. (2001). Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems. *Conservation Biology*, 15(4), 954-969.
- Forbes, B. C., Monz, C. A., & Tolvanen, A. (2004). Ecological impacts of tourism in terrestrial polar ecosystems. *Environmental impacts of ecotourism*. CAB International, Oxfordshire, 155-170.
- Forshaw, W. D. (1983). Numbers, distribution and behaviour of pink-footed geese in Lancashire. *Wildfowl*, 34, 64-76.
- Fraser, J. D., Frenzel, L. D., & Mathisen, J. E. (1985). The impact of human activities on breeding bald eagles in North-central Minnesota. *Journal of Wildlife Management*, 49, 585-592.
- Frid, A., & Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1).
- Gabel, F., X. F. Garcia, M. Brauns, A. Sukhodolov, M. Leszinski, M. T. Pusch. (2008). Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. *Freshwater Biology* 53:1567-1578.
- Gabrielsen, G. W. (1987). Reaksjoner på menneskelige forstyrrelser hos ærfugl, svalbardrype og krykkje i egg/ungeperioden. *Vår Fuglefauna*, 10, 153-158.
- Gabrielsen, G. W., Blix, A. S., & Ursin, H. (1985). Orienting and freezing response in incubating ptarmigan hens. *Physiol. Behav.*, 34, 925-934.
- Grandin, U. (2011). Functional traits and local environment predict vegetation responses to disturbance: a pan-European multi-site experiment. *Journal of Ecology*, 99(3), 777-787.
- Gallet, S., & Rozé, F. (2002). Long-term effects of trampling on Atlantic Heathland in Brittany (France): resilience and tolerance in relation to season and meteorological conditions.

- Biological Conservation*, 103(3), 267-275.
- Glover, H. K., Weston, M. A., Maguire, G. S., Miller, K. K., & Christie, B. A. (2011). Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: Response distances of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. *Landscape and Urban Planning*, 103(3-4), 326-334.
- Granquist, S. M., & Sigurjonsdottir, H. (2014). The effect of land based seal watching tourism on the haul-out behaviour of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Iceland. *Applied Animal Behaviour Science*, 156, 85-93. doi: 10.1016/j.applanim.2014.04.004
- Gremmen, N. M., Smith, V., & van Tongeren, O. R. (2003). Impact of trampling on the vegetation of subantarctic Marion Island. *Journal Information*, 35(4).
- Grubb, T. G., Delaney, D. K., Bowerman, W. W., & Wierda, M. R. (2010). Golden eagle indifference to heli-skiing and military helicopters in Northern Utah. *Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1275-1285. doi: 10.2193/2009-337
- Gundersen, V., Nerhoel, I., Strand, O., & Panzacchi, M. (2013). *Ferdse i Snøhettaområdet Sluttrapport* (Vol. 932). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Götmark, F. (1989). Effekter av friluftsliv på fågelfaunan - En kunskapsöversikt (Vol. Rapport 3682, pp. 62). Stockholm: Naturvårdsverket.
- Hagen, D., Systad, G.H, Eide, N.E, Vistad, O.I. Stien, A., Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., Veiberg, V. (2014) *Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder*. NINA rapport 1045
- Hagen, D., Vistad, O.I., Eide, N.E., Flyen, A.-C., Fangel, K., (2012a). Managing visitor sites in Svalbard: from a precautionary approach towards knowledge based management. *Polar Research* 2012, 31, DOI: 10.3402/polar.v31i0.18432.
- Hagen, D., Eide, N.E., Fangel, K., Flyen, A.C. & Vistad, O.I. (2012b). *Sårbarhetsvurdering og bruk av lokaliteter på Svalbard. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Miljøeffekter av ferdsel"*. - NINA Rapport 785. 110 pp + vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim
- Hall, T. E., & Farrell, T. A. (2001). Fuelwood depletion at wilderness campsites: extent and potential ecological significance. *Environmental Conservation*, 28(03), 241-247.
- Hamberg, L., Malmivaara-Lämsä, M., Lehvävirta, S., O'Hara, R. B., & Kotze, D. J. (2010). Quantifying the effects of trampling and habitat edges on forest understory vegetation—a field experiment. *Journal of Environmental Management*, 91(9), 1811-1820.
- Hammit, W. E., Cole, D. N., & Monz, C. A. (2015). *Wildland recreation: ecology and management*. John Wiley & Sons
- Hardiman, N., & Burgin, S. (2013). Mountain biking: downhill for the environment or chance to up a gear? *International Journal of Environmental Studies*, 70(6), 976-986.
- Hand, J. L. (1980). Human disturbance in western gull *Larus occidentalis* livens colonies and possible amplification by intraspecific predation. *Biological Conservation*, 18, 59-63.
- Hegetschweiler, K. T., van Loon, N., Ryser, A., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2009). Effects of fireplace use on forest vegetation and amount of woody debris in suburban forests in northwestern Switzerland. *Environmental Management*, 43(2), 299-310.
- Helldin, J.-O. (2004). Effekter av störningar på fåglar - en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden (Vol. Rapport 5351, pp. 63): Naturvårdsverket.
- Hill, W., & Pickering, C. M. (2006). Vegetation associated with different walking track types in the Kosciuszko alpine area, Australia. *Journal of Environmental Management*, 78(1), 24-34.
- Hockin, D., Ounsted, M., Gorman, M., Hill, D., Keller, V., & Barker, M. A. (1992). Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management*, 36, 253-286.
- Holmes, T. L., Knight, R. L., Stegall, L., & Craig, G. R. (1993). Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin*, 21, 461-468.
- Iversen, F. M. (1986). Effekten av forstyrrelser på vibens *Vanellus vanellus* rugning. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 80, 97-102.
- Jeppesen, J. L. (1987). The disturbing effects of orienteering and hunting on Roe Deer (*Capreolus capreolus*). *Dan. Rev. Game Biol.*, 13, 24.

- Jimenez, G., Lemus, J. A., Melendez, L., Blanco, G., & Laiolo, P. (2011). Dampened behavioral and physiological responses mediate birds' association with humans. *Biological Conservation*, 144(5), 1702-1711. doi: 10.1016/j.biocon.2011.03.003
- Jimenez, G., Melendez, L., Blanco, G., & Laiolo, P. (2013). Dampened behavioral responses mediate birds' association with humans. *Biological Conservation*, 159, 477-483. doi: 10.1016/j.biocon.2012.10.030
- Jordan, M. (2000). Ecological impacts of recreational use of trails: a literature review. *The Nature Conservancy, New York*.
- Jägerbrand, A. K., & Alatalo, J. M. (2015). Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. *SpringerPlus*, 4(1), 95.
- Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., Jokimäki, J., Huhta, E., Ukkola, M., Helle, P., & Ollila, T. (2008). Territory occupancy and breeding success of the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in northern Finland. *Ornis Fennica*, 85, 2-12.
- Kangas, K., Sulkava, P., Koivuniemi, P., Tolvanen, A., Siikamäki, P., & Norokorpi, Y. (2007). What determines the area of impact around campsites? A case study in a Finnish national park. *Forest Snow and Landscape Research*, 81(1/2), 139-150.
- Kangas, K., Tolvanen, A., Kälkäjä, T., & Siikamäki, P. (2009). Ecological impacts of revegetation and management practices of ski slopes in Northern Finland. *Environmental Management*, 44(3), 408-419.
- Kissling, M., Hegetschweiler, K. T., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2009). Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests. *Applied Soil Ecology*, 42(3), 303-314.
- Keller, B. J., & Bender, L. C. (2007). Bighorn sheep response to road-related disturbances in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2329-2337. doi: 10.2193/2006-486
- Keller, V. (1989). Variations in the response of great crested grebes *Podiceps cristatus* to human disturbance - a sign of adaptation. *Biological Conservation*, 49, 31-45.
- Keller, V. E. (1991). Effects of disturbance on eider ducklings *Somateria mollissima* in an estuarine habitat in Scotland. *Biological Conservation*, 58, 213-228.
- Klein, M. L. (1993). Waterbird behavioral responses to human disturbances. *Wildlife Society Bulletin*, 21, 31-39.
- Klein, M. L., Humphrey, S. R., & Percival, H. F. (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology*, 9, 1454-1465.
- Knight, R. L., & Cole, D. N. (1995). Factors That Influence Wildlife Responses to Recreationists. In R. L. Knight & K. J. Gutzwiller (Eds.), *Wildlife and recreationists. Coexistence through mangement and research* (pp. 71-79). Washington D.C.: Island Press.
- Koch, S. L., & Paton, P. W. C. (2014). Assessing Anthropogenic Disturbances to Develop Buffer Zones for Shorebirds Using a Stopover Site. *Journal of Wildlife Management*, 78(1), 58-67. doi: 10.1002/jwmg.631
- Koning, C. O. (2005). Vegetation patterns resulting from spatial and temporal variability in hydrology, soils, and trampling in an isolated basin marsh, New Hampshire, USA. *Wetlands*, 25(2), 239-251
- Krebs, J. R., & Davies, N. B. (1989). *Behavioural ecology - an evolutionary approach*. Oxford: Blackwell scientific publications.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S., & Skjelseth, S. r. (2010). Norsk rødliste for arter 2010. . Norge: Artsdatabanken.
- Lafferty, K. D. (2001). Birds at a southern California beach: seasonality, habitat use and disturbance by human activity. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1949-1962.
- Landsberg, J., Logan, B., & Shorthouse, D. (2001). Horse riding in urban conservation areas: reviewing scientific evidence to guide management. *Ecological Management & Restoration*, 2(1), 36-46.
- Langvatn, R. (1992). *Basic patterns in animal response to disturbance from military activity*. Paper presented at the Environmentally sound life cycle planning of military facilities and training areas, Dombås, Norway, 23-25 September 1992.

- Laursen, K., Salvig, J., & Frikke, J. (1997). Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. *Rapport nr 187, DMU, Danmark*, 73.
- Le Corre, N., Guillaume, G., & Brigand, L. (2009). Bird disturbance on conservation sites in Brittany (France): the standpoint of geographers. *J Coast Conserv.*, 13, 109-118
- Leung, Y.-F., & Marion, J. L. (2000). Recreation impacts and management in wilderness: A state-of-knowledge review. *Cole, DN, McCool, SF, Borrie, WT, O'Loughlin, J.,(comps), Proceedings: Wilderness Science in a Time of Change*, 5.
- Leung, Y.-F., & Marion, J. L. (2000). Recreation impacts and management in wilderness: A state-of-knowledge review. *Cole, DN, McCool, SF, Borrie, WT, O'Loughlin, J.,(comps), Proceedings: Wilderness Science in a Time of Change*, 5.
- Liley, D. (2000). *Predicting the consequences of human disturbance, predation and sea level rise for ringed plover populations.* (Thesis), University of East Anglia, Norwich, UK.
- Liddle, M. (1997). *Recreation ecology: the ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*: Chapman & Hall Ltd.
- Liddle, M., & Scorgie, H. (1980). The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. *Biological Conservation*, 17(3), 183-206.
- Lorentsen, S.-H. & Follestad, A. 2014. *Effekter av forstyrrelse på kolonihekkende fugl og effekter av avbøtende tiltak – en litteraturstudie.* - NINA Rapport 1033. 37 s.
- Lowney, A. (2011). Impact of mountain bike trails on red squirrel population (*Sciurus vulgaris*) in Whinlatter Forest, Cumbria. *Bioscience Horizons*, 4(1), 99-107.
- Lucas-Borja, M., Bastida, F., Moreno, J., Nicolás, C., Andres, M., López, F., & Del Cerro, A. (2011). The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in Mediterranean mountain areas. *Land Degradation & Development*, 22(4), 383-394.
- Malmivaara-Lämsä, M., Hamberg, L., Löfström, I., Vanha-Majamaa, I., & Niemelä, J. (2008). Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban ecosystems*, 11(1), 1-16.
- Manci, K. M., Gladwin, D. N., Villella, R., & Cavendish, M. G. (1988). Effects of aircraft noise and sonic booms on domestic animals and wildlife: a literature synthesis (pp. 1-88.). Fort Collins, CO. : U.S. Fish Wildl. Serv. National Ecology Research Center.
- Marion, J. L., & Farrell, T. A. (2002). Management practices that concentrate visitor activities: camping impact management at Isle Royale National Park, USA. *Journal of Environmental Management*, 66(2), 201-212.
- Marion, J. L., & Olive, N. (2006). Assessing and understanding trail degradation: results from Big South Fork National River and recreational area: US Geological Survey.
- Marion, J. L., & Wimpey, J. (2007). Environmental impacts of mountain biking: science review and best practices. *Managing Mountain Biking, IMBA's Guide to Providing Great Riding. International Mountain Bicycling Association (IMBA) Boulder*, 94-111.
- Marion, J. L., Wimpey, J. F., & Park, L. O. (2011). The science of trail surveys: Recreation ecology provides new tools for managing wilderness trails. *Park Science*, 28(3), 60-65.
- Martin, J., Basille, M., Van Moorter, B., Kindberg, J., Allaine, D., & Swenson, J. E. (2010). Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 88(9), 875-883. doi: 10.1139/z10-053
- McGowan, C. P., & Simons, T. R. (2006). Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers. *Wilson Journal of Ornithology*, 118(4), 485-493.
- Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (1988). Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications*, 8, 162-169.
- Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 124-132.
- Martin, K. (2001). Wildlife in alpine and sub-alpine habitats. *Johnson DH*.
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R., & Riggio, S. (2002). The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea? *Marine ecology*, 23(s1), 280-290.
- Monz, C. A. (2002). The response of two arctic tundra plant communities to human trampling

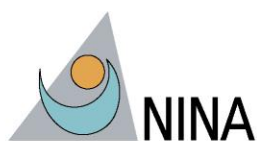
- disturbance. *Journal of Environmental Management*, 64(2), 207-217.
- Monz, C. A., Cole, D. N., Leung, Y.-F., & Marion, J. L. (2010). Sustaining visitor use in protected areas: future opportunities in recreation ecology research based on the USA experience. *Environmental Management*, 45(3), 551-562.
- Monz, C. A., Marion, J. L., Goonan, K. A., Manning, R. E., Wimpey, J., & Carr, C. (2010). Assessment and monitoring of recreation impacts and resource conditions on mountain summits: examples from the Northern Forest, USA. *Mountain Research and Development*, 30(4), 332-343.
- Monz, C. A., Pickering, C. M., & Hadwen, W. L. (2013). Recent advances in recreation ecology and the implications of different relationships between recreation use and ecological impacts. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 441-446.
- Moss, R., Leckie, F., Biggins, A., Poole, T., Baines, D., & Kortland, K. (2014). Impacts of human disturbance on capercaillie Tetrao urogallus distribution and demography in Scottish woodland. *Wildlife Biology*, 20(1), 1-18.
- Müller, S. W., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2004). Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Canadian journal of botany*, 82(6), 862-870.
- Naylor, L. M., Wisdom, M. J., & Anthony, R. G. (2009). Behavioral Responses of North American Elk to Recreational Activity. *Journal of Wildlife Management*, 73(3), 328-338. doi: 10.2193/2008-102
- Nepal, S. (2003). Trail impacts in Sagarmatha (Mt. Everest) national park, Nepal: a logistic regression analysis. *Environmental Management*, 32(3), 312-321.
- Nepal, S. K., & Way, P. (2007). Comparison of vegetation conditions along two backcountry trails in Mount Robson Provincial Park, British Columbia (Canada). *Journal of environmental management*, 82(2), 240-249.
- Neumann, W., Ericsson, G., & Dettki, H. (2010). Does off-trail backcountry skiing disturb moose? *European Journal of Wildlife Research*, 56(4), 513-518. doi: 10.1007/s10344-009-0340-x
- Neumann, W., Ericsson, G., Dettki, H., & Radeloff, V. C. (2013). Behavioural response to infrastructure of wildlife adapted to natural disturbances. *Landscape and Urban Planning*, 114, 9-27. doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.02.002
- Newsome, D. (2014). Appropriate policy development and research needs in response to adventure racing in protected areas. *Biological Conservation*, 171, 259-269.
- Newsome, D., Moore, S. A., & Dowling, R. K. (2012). *Natural area tourism: Ecology, impacts and management* (Vol. 58): Channel View Publications.
- Newsome, D., & Davies, C. (2009). A case study in estimating the area of informal trail development and associated impacts caused by mountain bike activity in John Forrest National Park, Western Australia. *Journal of Ecotourism*, 8(3), 237-253.
- Newsome, D., Smith, A., & Moore, S. (2008). Horse riding in protected areas: a critical review and implications for research and management. *Current Issues in Tourism*, 11(2), 144-166.
- Newsome, D., Moore, S. A. & Dowling, R. K. (2002). *Natural area tourism: Ecology, impacts and management*. Channel View Books, Clevedon, UK.
- Norman, R. K., & Saunders, D. R. (1969). Status of the little terns in Great Britain and Ireland in 1967 *British Birds*, 62, 4-13.
- Northrup, J. M., Pitt, J., Muhly, T. B., Stenhouse, G. B., Musiani, M., & Boyce, M. S. (2012). Vehicle traffic shapes grizzly bear behaviour on a multiple-use landscape. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1159-1167. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02180.x
- Ohashi, H., Saito, M., Horie, R., Tsunoda, H., Noba, H., Ishii, H., . . . Kaji, K. (2013). Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research*, 59(2), 167-177. doi: 10.1007/s10344-012-0661-z
- Olesen, C. R. (1994). Fauna- og friluftsliv. En litteraturudredning om menneskeskabte forstyrrelser af større pattedyr. *Faglig rapport fra DMU, nr. 126*, 67.
- Olive, N. D., & Marion, J. L. (2009). The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. *Journal of Environmental Management*, 90(3),

- 1483-1493.
- Ordiz, A., Stoen, O.-G., Saebo, S., Sahlen, V., Pedersen, B. E., Kindberg, J., & Swenson, J. E. (2013). Lasting behavioural responses of brown bears to experimental encounters with humans. *Journal of Applied Ecology*, *50*(2), 306-314. doi: 10.1111/1365-2664.12047
- Pan, D., Teng, L., Cui, F., Zeng, Z., Bravery, B. D., Zhang, Q., & Song, Y. (2011). Eld's Deer Translocated to Human-Inhabited Areas Become Nocturnal. *Ambio*, *40*(1), 60-67. doi: 10.1007/s13280-010-0108-2
- Parker, B. H. (2005). Review of research into the ecological impact of orienteering. *International Orienteering Federation, Finland*, 47.
- Payne, C. J., Jessop, T. S., Guay, P.-J., Johnstone, M., Feore, M., & Mulder, R. A. (2012). Population, Behavioural and Physiological Responses of an Urban Population of Black Swans to an Intense Annual Noise Event. *Plos One*, *7*(9). doi: 10.1371/journal.pone.0045014
- Peitraitis, P. S., Latham, R. E., & Niesenbaum, R. A. (1989). The maintenance of species diversity by disturbance. *Q. Rev. Biol.*, *64*, 418-464.
- Pertierra, L., Lara, F., Tejedo, P., Quesada, A., & Benayas, J. (2013). Rapid denudation processes in cryptogamic communities from Maritime Antarctica subjected to human trampling. *Antarctic Science*, *25*(02), 318-328.
- Pescott, O. L., & Stewart, G. B. (2014). Assessing the impact of human trampling on vegetation: a systematic review and meta-analysis of experimental evidence. *PeerJ*, *2*, e360.
- Peters, K. A., & Otis, D. L. (2006). Wading bird response to recreational boat traffic: Does flushing translate into avoidance? *Wildlife Society Bulletin*, *34*(5), 1383-1391.
- Pickering, C. M., & Growcock, A. J. (2009). Impacts of experimental trampling on tall alpine herbfields and subalpine grasslands in the Australian Alps. *Journal of Environmental Management*, *91*(2), 532-540.
- Pickering, C. M., Rossi, S., & Barros, A. (2011). Assessing the impacts of mountain biking and hiking on subalpine grassland in Australia using an experimental protocol. *Journal of Environmental Management*, *92*(12), 3049-3057.
- Preisler, H. K., Ager, A. A., & Wisdom, M. J. (2006). Statistical methods for analysing responses of wildlife to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, *43*(1), 164-172.
- Rehnus, M., Wehrle, M., & Palme, R. (2014). Mountain hares *Lepus timidus* and tourism: stress events and reactions. *Journal of Applied Ecology*, *51*(1), 6-12. doi: 10.1111/1365-2664.12174
- Reid, S. E., & Marion, J. L. (2005). A comparison of campfire impacts and policies in seven protected areas. *Environmental Management*, *36*(1), 48-58.
- Reimers, E., Roed, K. H., & Colman, J. E. (2012). Persistence of vigilance and flight response behaviour in wild reindeer with varying domestic ancestry. *Journal of Evolutionary Biology*, *25*(8), 1543-1554. doi: 10.1111/j.1420-9101.2012.02538.x
- Riddington, R., Hassall, M., Lane, S. J., Turner, P. A., & Walters, R. (1996). The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent geese *Branta b. bernicla*. *Bird Study*, *43*, 269-279.
- Rodgers, J. A. J., & Smith, H. T. (1995). Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. *Conservation Biology*, *9*, 89-99.
- Rodgers, J. A. J., & Smith, H. T. (1997). Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. *Wildlife Society Bulletin*, *25*, 139-145.
- Roovers, P. (2005). Impact of outdoor recreation on ecosystems, towards an integrated approach. *Ph. D., Catholic University of Leuven, Fac. Bioscience engineering, n° 650*, 188.
- Roovers, P., Verheyen, K., Hermy, M., & Gulinck, H. (2004). Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities. *Applied Vegetation Science*, *7*(1), 111-118.
- Roux-Fouillet, P., Wipf, S., & Rixen, C. (2011). Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. *Journal of applied ecology*, *48*(4), 906-915.
- Rupf, R., Wyttenbach, M., Koechli, D., Hediger, M., Lauber, S., Ochsner, P., & Graf, R. (2011). Assessing the spatio-temporal pattern of winter sports activities to minimize disturbance

- in capercaillie habitats. *Eco Mont-Journal on Protected Mountain Areas Research*, 3(2), 23-32.
- Rusterholz, H. P., Kissling, M., & Baur, B. (2009). Disturbances by human trampling alter the performance, sexual reproduction and genetic diversity in a clonal woodland herb. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 11(1), 17-29.
- Sabine, J. B., Meyers, J. M., Moore, C. T., & Schweitzer, S. H. (2008). Effects of human activity on behavior of breeding American Oystercatchers, Cumberland Island National Seashore, Georgia, USA. *Waterbirds*, 31(1), 70-82.
- Shaver, G. R., & Chapin III, F. S. (1986). Effect of fertilizer on production and biomass of tussock tundra, Alaska, USA. *Arctic and Alpine Research*, 261-268.
- Stalmaster, M. V., & Kaiser, J. L. (1995). Flushing responses of wintering bald eagles to military activity. *Journal of Wildlife Management*, 61, 1307-1313.
- Stankowich, T. (2008). Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141(9), 2159-2173. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.026>
- Steven, R., Pickering, C., & Castley, J. G. (2011). A review of the impacts of nature based recreation on birds. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2287-2294
- Storch, I. (2013). Human disturbance of grouse - why and when? *Wildlife Biology*, 19(4), 390-403. doi: 10.2981/13-006
- Strand, O. (2015). *Villrein og ferdtsel i Rondane: sluttrapport fra GPS-merkeprosjektet 2009-2014* (Vol. 1013). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, O., Fangel, K., Gundersen, V. S., Andersen, O., Andersen, R., & Jordhøy, P. (2010). *Ferdtsel i villreinens leveområder* (Vol. 551). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, O., Flemsæter, F., Gundersen, V., & Rønningen, K. (2013). *Horisont Snøhetta* (Vol. 51). Trondheim: Instituttet.
- Sturkie, P. D. (1976). *Avian physiology*. New York: Springer-Verlag.
- Støen, O.-G., Wegge, P., Heid, S., Hjeljord, O., & Nellemann, C. (2010). The effect of recreational homes on willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in a mountain area of Norway. *European journal of wildlife research*, 56(5), 789-795.
- Sun, D., & Liddle, M. J. (1993). A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. *Environmental Management*, 17(4), 497-510.
- Swenson, J. (1979). Factors affecting status and reproduction of ospreys in Yellowstone National Park. *Journal of Wildlife Management*, 43, 595-601.
- Tarr, N. M., Simons, T. R., & Pollock, K. H. (2010). An experimental assessment of vehicle disturbance effects on migratory shorebirds. *Journal of Wildlife Management*, 74(8), 1776-1783. doi: 10.2193/2009-105
- Taylor, A. R., & Knight, R. L. (2003). Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological Applications*, 13(4), 951-963.
- Thurston, E., & Reader, R. J. (2001). Impacts of experimentally applied mountain biking and hiking on vegetation and soil of a deciduous forest. *Environmental Management*, 27(3), 397-409.
- Tolvanen, A., Forbes, B., Rytönen, K., Laine, K., & Wielgolaski, F. (2001). Regeneration of dominant plants after short-term pedestrian trampling in subarctic plant communities. *Nordic mountain birch ecosystems*, 359-368.
- Tolvanen, A., Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A., & Orell, M. (2004). *Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland*. Paper presented at the 2004). Policies, Methods and Tools for Visitor Management. Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and Management of Visitor Flows in Recreational and Protected Areas.
- Tremblay, J., & Ellison, L. N. (1979). Effects of human disturbance on breeding of black-crowned night herons. *Auk*, 96, 364-369.
- Tuite, C. H., Hanson, P. R., & Owen, M. (1984). Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and Wales, and the influence of water-based recreation. *Journal of Applied Ecology*, 21, 41-62.
- Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y., & Tolvanen, A. (2006). *Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation*. Paper presented at the Annales Botanici Fennici.

- Törn, A., Tolvanen, A., Norokorpi, Y., Tervo, R., & Siikamäki, P. (2009). Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of Environmental Management*, 90(3), 1427-1434.
- UNEP. (2001). GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. In C. Nellemann, L. Kullerud, I. Vistnes, B. C. Forbes, E. Husby, G. P. Kofinas, B. P. Kaltenborn, J. Rouaud, D. Henry, M. Magomedova, C. Lambrechts, R. Bobiwash, P. J. Schei, S. Tveitdal, O. Grøn, & T. S. Larsen (Eds.), *UNEP/DEWA/TR.01-3*.
- van der Zande, A. N., Berkhuisen, J. C., van Latesteijn, H. C., ter Keurs, W. J., & Poppelaars, A. J. (1984). Impact of outdoor recreation on the density of a number of breeding bird species in woods adjacent to urban residential areas. *Biological Conservation*, 30, 1-39.
- van der Zande, A. N., & Vos, P. (1984). Impact of a semi-experimental increase in reaction intensity on the densities of birds in the groves and hedges on a lake shore in the Netherlands. *Biological Conservation*, 30, 237-259.
- Verhulst, S., Oosterbeek, K., & J., E. B. (2001). Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. *Biological Conservation*, 101, 375-380.
- Veiberg, V., & Eide, N. E. (2011). Effekter av motorferdsel i utmark på fauna. Relevant kunnskapsoppdatering for perioden 2006-2011 (pp. 12): NINA Minirapport 322
- Vistad, O. I. & Holten, J. I. (1999). *Slitasje ved rasteplasser. Bruk og overvåkning av rasteplasser over Sognefjellet. (Recreational impacts on picnic sites. Use and monitoring of picnic sites along the National Tourist Road across Sognefjellet – In Norwegian)*. Oslo: Statens Vegvesen.
- Vistad, O. I., Kaltenborn, B. P. & Andersen, O. (1999). *Slitasje i verne – og friluftsområde. Om indikatorer og overvåking, trivsel og tolegrensener. (Recreational impacts in protected areas and recreational areas. On indicators and monitoring, preferences and limits of acceptable change – In Norwegian)*. Rapport nr. 02, Lillehammer: Østlandsforskning.
- Vistad, O. I. & Grytli, E. R. (2003). Metodar for å overvake natur- og kulturmiljø, relatert til påverknad frå reiselivet. Tidsskriftet utmark 2003-1.
- Vistad, O. I., Eide, N. E., Hagen, D., Nellemann, C., Framstad, E., Erikstad, L., Gjershaug, J. O. & Vistnes, I. (2007a). *A. Overvåkning av verneområde. B. Forslag til overvåkingsplan for vernekvaliteter, ferdsel og påverknad i verneområda på Dovrefjell. Eit pilotprosjekt*. NINA Rapport 188. 80 s. ‘
- Vistad, O. I., Hagen, D., Erikstad, L. & Landa, A. (2007b). *Effekter av motorferdsel i utmark på natur, folk og samfunn. Ein kunnskapsstatus*. NINA-Rapport 187.
- Vistad, O. I., Eide, N. E., Hagen, D., Erikstad, L. & Landa, A. (2008). *Miljøeffekter av ferdsel og turisme i Arktis: En litteratur- og forstudie med vekt på Svalbard*. NINA Rapport 316. 124 s.
- Vistnes, I., & Nellemann, C. (2000). Når mennesker forstyrrer dyr - en systematisering av forstyrrelseseffekter. *Reindriftsnytt*, 2/3, 28-32.
- Vos, D. K., Ryder, R. A., & Graul, W. D. (1985). Response of breeding great blue herons *Ardea herodias* to human disturbance in north central Colorado, USA. *Colonial Waterbirds*, 8, 13-22.
- Waltert, B., Wiemken, V., Rusterholz, H.-P., Boller, T., & Baur, B. (2002). Disturbance of forest by trampling: Effects on mycorrhizal roots of seedlings and mature trees of *Fagus sylvatica*. *Plant and Soil*, 243(2), 143-154.
- Ware, C., Bergstrom, D. M., Müller, E., & Alsos, I. G. (2012). Humans introduce viable seeds to the Arctic on footwear. *Biological Invasions*, 14(3), 567-577.
- Weston, M. A., McLeod, E. M., Blumstein, D. T., & Guay, P. J. (2012). A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu*, 112(4), 269-286.
- Whinam, J., & Chilcott, N. M. (2003). Impacts after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environments in western Tasmania. *Journal of Environmental Management*, 67(4), 339-351.
- White, D. D., Waskey, M. T., Brodehl, G. P., & Foti, P. E. (2006). A comparative study of impacts to mountain bike trails in five common ecological regions of the Southwestern US. *Journal of park and recreation administration*, 24(2), 21-41.

- Willard, B. E., Cooper, D. J., & Forbes, B. C. (2007). Natural regeneration of alpine tundra vegetation after human trampling: a 42-year data set from Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 39(1), 177-183.
- Wilson, J. P., & Seney, J. P. (1994). Erosional impact of hikers, horses, motorcycles, and off-road bicycles on mountain trails in Montana. *Mountain Research and Development*, 77-88.
- Wimpey, J., & Marion, J. L. (2011). A spatial exploration of informal trail networks within Great Falls Park, VA. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 1012-1022.
- Wohl, E. (2006). Human impacts to mountain streams. *Geomorphology*, 79(3), 217-248.
- Wolf, I. D., & Croft, D. B. (2014). Impacts of tourism hotspots on vegetation communities show a higher potential for self-propagation along roads than hiking trails. *Journal of Environmental Management*, 143, 173-185.
- zu Schlochtern, M. P. M., Rixen, C., Wipf, S., & Cornelissen, J. H. (2014). Management, winter climate and plant–soil feedbacks on ski slopes: a synthesis. *Ecological research*, 29(4), 583-592.
- Yalden, P. E., & Yalden, D. W. (1990). Recreational disturbance of breeding golden plovers *Pluvialis apricarius*. *Biological Conservation*, 51, 243-262.
- Yorio, P., Frere, E., Gandini, P., & Schiavini, A. (2001). Tourism and recreation at seabird breeding sites in Patagonia, Argentina: current concerns and future prospects. *Bird Conservation International*, 11, 231-245.
- Åhlund, M. (1996). Kustfågelfaunan i Göteborgs och Bohus län - beståndsutveckling och effekter av fågelskyddsområden. *Länsstyrelsen Göteborgs och Bohus län, rapport 1996*, 9, 28.
- Åhlund, M., & Götmark, F. (1989). Gull predation on eider ducklings *Somateria mollissima*: effects of human disturbance. *Biological Conservation*, 48, 115-127.
- Aas, Ø., Vistad, O.I., Dervo, B., Eide, N.E., Kaltenborn, B.P., Haaland, H., Andersen, O., Svarstad, H., Skår, M. & C. Nellemann (2003). *Bruk og forvaltning av nasjonalparker i fjellet*. NINA Fagrapport 72: 1-83.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2810-7

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger