

412

OPPDRAKSMELDING

Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt

En utredning foretatt i forbindelse med
Forsvarets planer for
Regionfelt Østlandet, del 1

Ronny Aanes
John D. Linnell
Jon E. Swenson
Ole Gunnar Støen
Jon Odden
Reidar Andersen



Høgskolen i Hedmark



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt

En utredning foretatt i forbindelse med
Forsvarets planer for
Regionfelt Østlandet, del 1

Ronny Aanes
John D. Linnell
Jon E. Swenson
Ole Gunnar Støen
Jon Odden
Reidar Andersen



Høgskolen i Hedmark

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern- og turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Aanes, R., Linnell, J.D., Swenson, J.E., Støen, O.G., Odden, J. & Andersen, R. 1996. Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, del 1. - NINA Oppdragsmelding 412: 1-29.

Trondheim, juni 1996

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0691-9

Forvaltningsområde:

Naturinngrep

Management area:

Major land use change

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Kjetil Bevanger og Lill Lorck Olden

Montering og layout:

Lill Lorck Olden

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 400

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

N-7005 Trondheim

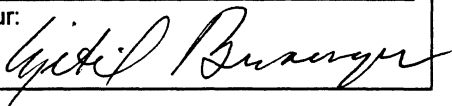
Telefon: 73 58 05 00

Telefax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12500

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Forsvarets Bygningstjeneste (FBT)

Referat

Aanes, R., Linnell, J.D., Swenson, J.E., Støen, O.G., Odden, J. & Andersen, R. 1996. Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, del 1. - NINA Oppdragsmelding 412: 1-29.

Rapporten gjennomgår relevant litteratur hvor temaet menneskelig aktivitets innvirkning på hjortevilt og rovvilt er undersøkt. Få studier har klart å demonstrere effekter av menneskelig aktivitet på overlevelse og produktivitet hos dyrepopulasjoner. Dette kan være vanskelig å påvise da studiene må være relativt langvarige, og bakgrunnsdata fra tiden før forstyrrelsen oppsto må være tilgjengelig

Syn og lukt av mennesker er det som skremmer hjortevilt mest, og dette har ofte sammenheng med at disse artene blir jaktet på. Det er derfor ikke overraskende at motorkjøretøyer ikke gir den samme grad av forstyrrelser, selv om hjortevilt som ikke er vant til motorisert ferdsel reagerer mer enn dyr som er habituert til denne type forstyrrelser. Flyaktivitet, og da spesielt fra helikopter, forårsaker fluktreaksjoner i de fleste tilfeller, men også for denne typen forstyrrelser kan dyr tilvennes. Støy fra jettfly forårsaker vanligvis mindre reaksjoner. Ethvert hjortedyr kan habitueres til en viss grad av menneskelig aktivitet hvis dette skjer over tid.

Generelt for bjørn er det vist at menneskelig aktivitet vanligvis forårsaker 1) energetisk kostbare reaksjoner som påvirker deres normale atferd, 2) hindrer bjørner i å bruke arealer nær menneskelig aktivitet 3) endrer bjørnens habitater 4) endrer bjørnens sosiale system 5) lettere tilgang med motoriserte kjøretøyer, hvilket øker sjansene for ulovlig jakt/jakt. I de aller fleste tilfeller er økt tilgang på veier det som påvirker en bjørnebestand mest. Binner med unger er den kategorien av bjørn som lettest tilpasser seg områder med menneskelig aktivitet, dvs. vi kan anta at et militært øvingsområde vil ha større sjanse for å få binner innenfor sitt område enn hanner. Det må forventes at et eventuelt regionfelt i Hedmark vil være mindre attraktivt for bjørnen enn omkringliggende områder.

Oppdragsmeldingen diskuterer, og foreslår, generelle retningslinjer for skadereduserende tiltak ved gjennomføring av større prosjekter som medfører inngrep i utmarksområder.

Emneord: Hjortedyr - rovdyr - forstyrrelser - avhjelpende tiltak.

Ronny Aanes, Jon E. Swenson & Reidar Andersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim. John D.C. Linnell, , Norsk institutt for naturforskning/Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, N-2480 Koppang. Ole Gunnar Støen & Jon Odden, Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, N-2480 Koppang.

Abstract

The effect of human disturbance on ungulates and carnivores. A study in connection with plans for the establishment of a military training area in Østlandet, part 1. - NINA Oppdragsmelding 412: 1-29.

As background information to an environmental impact assessment for a proposed military training area in Østlandet, Norway, this report reviews the scientific literature relating to the effects of human disturbance on ungulates and carnivores. Few studies have managed to demonstrate effects of human disturbance on survival and reproduction in animal populations. This can be hard to show because of the need of long-term studies and background data obtained before the disturbance begins.

Sight and smell of humans has the greatest effect on ungulates, and is often related to the fact that they are hunted. It is therefore not surprising that they do not react to motor-vehicles to the same extent, even though animals with little experience of such disturbance react more than those habituated to it. Aerial activity, especially from helicopters can often cause flight behaviour, although many studies show that ungulates can habituate to this source of disturbance. Noise from jet over-flights generally causes less reaction. With time ungulates can habituate to most disturbance as long as the stimulus is not associated with danger.

The most common effects of human activity on bears are, 1) cause energetically costly reactions when the normal behaviour changes state, 2) hinders their use of preferred habitats, 3) changes to the habitat quality, 4) change the bears social system and 5) provide easier access for hunters and poachers. In almost all cases it has been the increase in road density and the resulting easier hunter / poacher access which has affected bears the most. It appears that females with young are the category of bear that habituate most readily to human activity. We would therefore expect that a military training area would have a greater chance of having females inside than males. In general we would expect that an area disturbed by military training would be less attractive to bears than surrounding areas, with all other things being equal.

The report discuss, and propose, general directions for mitigation measures when carrying out a large project in wild lands.

Keywords. Ungulate - carnivore - disturbance - mitigation.

Ronny Aanes, Jon E. Swenson & Reidar Andersen, Norwegian institute for nature research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway. John D.C. Linnell, Norwegian Institute for Nature Research/Høgskolen i Hedmark, div. Evenstad, N-2480 Koppang, Norway. Ole Gunnar Støen & Jon Odden, Hedmark College, div. Evenstad, N-2480 Koppang, Norway.

Forord

Denne oppdragsmeldingen er skrevet i forbindelse med Forsvarets planer for opprettelse av et Regionfelt Østlandet. Arbeidet er gjennomført som et samarbeid mellom Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) og Hedmark Høgskole (HH), avd. Evenstad, etter oppdrag fra Forsvarets Bygningstjeneste (FBT). Feltarbeidet ble igangsatt i februar 1995.

NINA og HH har i det omfattende utredningsarbeidet som har vært gjennomført, hatt ansvar for hjortevilt- og rovviltundersøkelsene. I følge de krav til utredningen som er presisert i FBT's rapport «Regionfelt Østlandet - Program for konsekvensutredning», fastsatt av Forsvarsdepartementet 4. mars 1994, skal utredningen gi en oversikt over bestandssituasjonen, hvordan de aktuelle artene benytter planområdet og tilgrensende områder, og for rovvilt spesielt, vurdere potensiale som leveområde for større rovdyrbestander i framtida, og hvordan disse forhold påvirkes av et regionfelt. Under utredningsperioden ble også Gravberget lansert som et aktuelt alternativ. Dette medførte at det også ble gjennomført utredninger om ulv. I tillegg ble det av oppdragsgiver vedtatt å gjennomføre en taksering av lavbeiter for rein i Rendalen.

I denne rapporten gir vi en oversikt over den kunnskap som finnes vedrørende menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt. Denne kunnskapen danner så basis for vurderingene av det materiale som er innsamlet siden februar 1995, og er samtidig grunnlaget for utarbeidelse av skadereduserende tiltak.

I denne serien av utredninger inngår også:

NINA Oppdragsmelding 413: Hvor sårbare er bjørner for forstyrrelser i hiperperioden? En litteraturoversikt.

NINA Oppdragsmelding 414: Gaupe og rådyr i østre deler av Hedmark.

NINA Oppdragsmelding 415: Trekk og områdebruk hos elg i østre deler av Hedmark.

NINA Oppdragsmelding 416: Brunbjørnens arealbruk i forhold til menneskelig aktivitet.

NINA Oppdragsmelding 417: Ulv i Hedmark.

NINA Oppdragsmelding 418: Fordeling av gaupas mindre byttedyr i østre Hedmark

NINA Oppdragsmelding 419: Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt; en bibliografi.

NINA Oppdragsmelding 406: Taksering av reinbeiter i Rendalen.

NINA Oppdragsmelding 405: Hovedrapport for Regionfelt Østlandet - Tema Hjortevilt og Rovvilt.

Trondheim, 1. juni 1996

Reidar Andersen
Prosjektleder

Innhold

Referat	3
Abstract.....	3
Forord	4
1 Innledning	5
2 Fysiologiske effekter av forstyrrelser på dyr	6
3 Foreliggende kunn-skap om effekter av menneskerelatert forstyrrelse på klauvdyr	7
3.1 Effekter av jakt	7
3.2 Effekter av mennesker til fots	8
3.3 Effekter av snøscooter og andre motoriserte kjøretøy.....	8
3.4 Effekter av helikopter/fly	8
3.5 Effekter av skogsdrift.....	9
3.6 Effekter av menneskeskapte konstruksjoner	9
3.7 Forstyrrelseseksperimenter utført i Norge.....	10
3.8 Ulike strategier	10
3.9 Habituering	12
4 Foreliggende kunn-skap om effekter av menneskerelatert forstyrrelse på rovvilt	12
4.1 Brunbjørn - Grizzly bjørn	12
4.1.1 Innledning	12
4.1.2 Bjørn - menneske interaksjoner	13
4.1.3 Effekter av veier	14
4.1.4 Mekaniske forstyrrelseskilder og industriell aktivitet.....	14
4.1.5 Habituering.....	15
4.2 Svartbjørn.....	16
4.2.1 Effekter av veier	16
4.2.2 Industriell aktivitet	17
4.3 Ulv - Menneskelige forstyrrelser.....	17
4.3.1 Menneskelige forstyrrelser og habituering... ..	17
4.3.2 Effekter av veier	17
4.3.3 Respons på mekaniske forstyrrelseskilder ..	18
4.4 Andre relevante studier på rovvilt.....	18
5 Generelle prinsipper angående skade-reduserende tiltak.....	19
5.1 Planlegging	19
5.2 Fremgangsmåter for å minske negative effekter på dyrelivet	20
5.2.1 Prosjektstyring	20
5.2.2 Viltforvaltning	20
6 Konklusjoner	21
7 Sammendrag	22
8 Summary	23
9 Litteratur - Klauvdyr	24
10 Litteratur - Rovvilt.....	27

1 Innledning

Menneskets bruk av tidligere urørte utmarksområder fortsetter i raskt tempo, selv om man de siste tiår har innført en forvaltningspolitikk som har som mål å sikre at menneskelige aktiviteter ikke virker ødeleggende inn på områdenes produksjonspotensiale og biologiske mangfold. Dette målet vanskeliggjøres ved at verdens befolkning fordobles på mindre enn 50 år (Wallace et al. 1991; s. 1219), samtidig som den raske utviklingen på det teknologiske området gjør det mulig for mennesket å utnytte de fleste habitater, både i økonomisk og rekreasjonsmessig henseende. Økningen i menneskelig utnyttelse av naturen har ført til bekymring om hvilken effekt menneskerelaterte forstyrrelser har på dyrearter i de områdene som utnyttes. For å få en oversikt over nåværende kunnskap på dette området som angår hjortevilt og rovvilt, har vi her samlet inn og gjennomgått det som er kjent fra vitenskapelige publikasjoner, rapporter, avhandlinger m.m.

Ødeleggelse eller *forandring* av selve habitatet, er forstyrrelser som hver for seg, eller ved en kombinasjon, kan resultere i en rekke ulike typer forstyrrelser for de arter som befinner seg der. I ytterste konsekvens kan en menneskelig forstyrrelse totalt ødelegge habitatet slik at eksistensgrunnlaget for arten forsvinner. Et eksempel i så måte er sur nedbør og dens konsekvenser for en rekke ferskvann. Delvis forandring av habitatet skjer imidlertid langt oftere, og gir mindre dramatiske konsekvenser. Bygging av ulike konstruksjoner som veier, jernbane, hus etc. medfører at habitatet blir oppstykket, og habitater kan videre forandres ved at mennesket forandrer ulike bestanddeler i fauna- og/eller florasammensetningen i habitatet. Dette kan f.eks. skje ved at mennesket kultiverer større eller mindre områder. Et typisk eksempel i dette henseende er jordbruk, hvor skoger og andre områder blir erstattet med kultivert mark.

Ved vurdering av *mennesket* som forstyrrende faktor i naturen, må vi skille mellom (1) de som er fra mennesket alene, og (2) de som er knyttet til menneskets bruk av mekaniske innretninger. Førstnevnte faktor er blant annet knyttet til menneskets bruk av naturen som rekreasjonsområde. De siste tiår har det vært en meget stor økning i antall mennesker som utnytter naturen til dette formål (se Hammitt & Cole 1987). Denne økningen i bruk av naturen har medført økt menneskelig forstyrrelse og gitt forandringer av de naturlige forhold i friluftsområder (op cit.). Naturen brukes også til sportslige begivenheter som f.eks. orientering, hvor relativt store menneskemengder invaderer et visst naturareal og dermed skaper potensielt store forstyrrelser på dyrelivet. Det er kjent fra Sverige at orientering har ført til direkte død av rådyr og elg som følge av stress (Sennstam & Stålfeldt 1976).

Utvikling av ny teknologi har gjort tidligere uforstyrrede områder lett tilgjengelig for mennesket. Biler, fly, snøscootere og andre motoriserte kjøretøy kan brukes til å nå områder som benyttes til rekreasjon. Likeledes har den teknologiske utviklingen bedret menneskets muligheter til å utnytte naturressurser i et økonomisk perspektiv. Hogstmaskiner har forandret skogbruket drastisk. Boretstyr og andre mekaniske innretninger gjør det mulig å pumpe opp olje fra tundraen, og rør legges ut over store strekninger for å nå fabrikk hvor foredling av råprodukter foregår. Metaller utvinnes og foredles gjennom gruvedrift over store deler av verden, og ferskvann demmes opp og utnyttes til elektrisk kraft.

Disse ulike typene forstyrrelser på dyrelivet fra den økte menneskelige aktiviteten kan utløse en rekke ulike responser hos artene i de berørte områdene. Et område med kontinuerlig høy menneskelig aktivitet kan tenkes å bli forlatt av enkelte arter fordi presset overstiger artens toleransegrense. En annen mulig respons, med mindre konsekvenser, er at arter kan forandre sin bruk av området, og unngå de mest utsatte stedene. Dette kan skje temporært på de tidspunkt som sammenfaller med menneskers bruk av området, eller at dyrene unngår spesifikke områder totalt. Andre atferdsresponser dyrene potensielt kan utvise er at de blir mer vaksomme, og dermed får mindre tid til f.eks. næringsopptak.

Hvilke *kostnader* kan menneskerelaterte forstyrrelser påføre hjortevilt og rovvilt? En elg kan løpe unna en skiløper som nærmer seg, men reduserer det suksessen til det enkelte individ og påvirker det bestanden på kort eller lang sikt? Det synes realistisk å tro at de fleste atferdsresponser vist av dyrene, som følge av forstyrrelser fra mennesket, har større eller mindre energetiske kostnader. De energetiske kostnadene er ofte observerbare i form av en eller annen respons utvist av dyrene, men det kreves mer omfattende studier enn det som hittil er gjennomført, for å teste eventuelle langsiktige kostnader. Langsiktige kostnader, som er relatert til dyrets energibudsjett, kan være redusert reprodutiv suksess, i form av lavere antall avkom ved fødsel eller en redusert overlevelse på fødte avkom. Ettersom reproduksjonen ofte er kondisjonsavhengig, og at kondisjon på et gitt avkom har effekter i flere generasjoner, kan det ha store bestanddynamiske effekter hvis produksjonsdyrene i en bestand et gitt år er i dårlig kondisjon. Energetiske kostnader skyldes ikke bare at dyrene øker sitt energiforbruk ved å flykte fra mennesker. Det samme kan skje ved en forringelse av habitatet de lever i. Ulike menneskeskapt konstruksjoner kan innebære barrierer, eller redusere habitatet generelt, for enkelte arter. Et typisk eksempel er riksveien og jernbanen over Dovrefjell, som i stor grad hindrer villreinen på Dovrefjell fra å nå sine opprinnelige vinterbeiteområder (Skogland 1986).

Militær aktivitet kan på mange måter sammenlignes med sivil menneskelig aktivitet når det gjelder økt bruk av motoriserte kjøretøyer, økt ferdsel av mennesker, støy

(skyting vil ha samme effekt som smellene fra seismiske undersøkelser), og fysisk båndleggelse av areal. Disse forstyrrelseskildene gir opphav til flere typer dyr-menneske interaksjoner, og dyrets respons er avhengig av en rekke ulike faktorer, som intensiteten av forstyrrelsene, tid på året, om forstyrrelsene er prediserbare eller ikke, habitatet dyret oppholder seg i og hvilke erfaringer dyret tidligere har hatt med samme type forstyrrelser. Når det gjelder fysisk båndleggelse av områder, samt fortrenging bort fra tidligere benyttede områder på grunn av økt menneskelig forstyrrelse, vil effektene også påvirkes av kvaliteten på alternative habitater.

Hensikten med denne rapporten er å gi en oversikt over den bakgrunnsinformasjon som finnes når det gjelder rovvilts og klauvvilts reaksjoner på ulike typer forstyrrelser. En klar svakhet med de aller fleste undersøkelsene er at de er relativt kortvarige, mens effektene av menneskelig aktivitet først kan vise seg etter lang tid. Det vil derfor i de fleste slike sammenhenger kun være aktuelt å skissere effektene ved å benytte kunnskaper om de ulike artenes biologi generelt. Denne rapporten vil derfor generelt presentere viktige momenter det bør tas hensyn til ved utarbeidelse av skadereduserende tiltak. Denne informasjonen vil så danne grunnlaget for utarbeidelse av konkrete skadereduserende tiltak i forbindelse med Forsvarets planer for etablering av Regionfelt Østlandet. Disse konkrete tiltak vil bli presentert i en hovedrapport i form av en oppdragsmelding til Forsvarets Bygningstjeneste.

2 Fysiologiske effekter av forstyrrelser på dyr

Enhver forandring i et dyrs normale rutine vil ha en effekt på energi- og næringsbudsjettet til individet. Energibudsjetter beskriver fordelingen av energiflyt i dyrekroppen. Den bioenergetiske tilnærming til dyrhabitat forhold forutsetter at uforstyrrede dyr vil ha et aktivitetsmønster og en habitatseleksjon som resulterer i optimalisering av energibudsjettet. Alle arter har strategier for å opprettholde homeostase og maksimere effektiviteten av næringsopptak og -bruk, slik at mest mulig av energien går fra opprettholdelse til reproduksjon (Geist 1978). Energiforbruk er relatert til daglig aktivitetsnivå i tillegg til opprettholdelse av stabil kroppstemperatur. Avvik fra normalt aktivitetsmønster og habitatbruk kan ha inngående effekt på energibudsjettet, og dermed dyrets velferd og produksjon. Negative effekter av miljøforstyrrelser (flukt, unngåelse, møter som fører til bevegelse) øker dyrets generelle energiforbruk og går på bekostning av energi som dyret kan bruke til reproduksjon og vekst (Geist 1970). Den økte kostnaden kommer av:

1. Kostnaden av fysiologisk opphisselse som forbereder dyret på anstrengelser: Denne reaksjonen kan være vanskelig å oppdage fordi dyret kan kontrollere sine muskler, mens organsystemene forblir forberedt på øyeblikkelig anstrengelse (Geist 1978). Gjentatte forberedelser på flukt tærer på energibudsjettet. Geist (1978) fremsetter at opphisselse generelt øker et dyrs metabolisme med ca. 25 % over det som kreves for opprettholdelse.
2. Kostnaden av bevegelse når et dyr prøver å unngå en forstyrrelse eller er tvunget til å avvike fra tradisjonelle trekkruter, etc: Denne kostnaden varierer med faktorer som fart, distanse og terreng (Geist 1978). Geist (1971) beregnet en økning på 21 prosent i energiforbruk for en caribou, som ble jaget av et fly, og løp i 10 minutter, gikk i en time og forble urolig i enda en time. Han bestemte denne kostnaden til å være 3 prosent høyere enn dyrets totale mulige forinntak. Tilleggsforbruket må hentes fra energilagere på bekostning av reproduksjon og vekst. Kostnaden av forflytninger og opphisselse er svært stor i forhold til normalt forinntak og energiforbruk.
3. Kostnaden av tapt forinntak: Et dyr som reagerer på en forstyrrelse har ikke mulighet til å spise; spisetiden blir redusert. I tillegg er spiseatferd avhengig av emosjonell status. Forinntaket reduseres når et dyr blir forstyrret.
4. Kostnaden av suboptimal habitatseleksjon: Unngåelse av en forstyrrelseskilde, sammenstøt som fører til bevegelse, og vegetasjonsforandring eller ødeleggelse kan hindre dyr i å: (a) velge habitater for

å kompensere for ugunstige klimatiske forhold, og (b) beite i foretrukket område hvor føden er av bedre kvalitet eller er mer tilgjengelig. Det siste kan bidra til nedsatt forinntak. Fôr av dårlig kvalitet blir fordøyd sakte og kan derfor ikke konsumeres i store mengder.

Hvis et dyr ikke klarer å kompensere for slike økte energiforbruk kan reproduksjon, vekst og overlevelse bli negativt påvirket. Økt energiforbruk er mest skadelig, spesielt for klauvdyr, i kritiske perioder av året når dyret allerede er i negativ energibalanse, f.eks. i kaldt vær, ved sen drektighet og i insektperioder (spesielt i nordlige områder) (Geist 1971, 1978). I disse periodene vil de negative effektene av forstyrrelser øke energiunderskuddet. Økt kalvedødelighet, forsinket kjønnsmodning og lavere voksenvekt, redusert overlevelse om vinteren p.g.a. utilstrekkelige fettreserver, og redusert reproduktiv utøvelse kan bli resultatet (Geist 1979). Kravene til reproduksjon er fastsatt i tid og må tilfredsstilles, ellers blir produktiviteten redusert. Hjort kan spare betydelige mengder energi om vinteren ved å redusere aktiviteten. Økt fysisk og fysiologisk aktivitet p.g.a miljøforstyrrelser derimot, kan oppheve fordelene ved slike tilpasninger. Miljøforstyrrelser som leder til et energiunderskudd som setter tilbake dyrets fysiske kondisjon, kan også redusere individets evne til å reagere på forstyrrelser senere, som igjen kan føre til større energiunderskudd og akselerere de negative konsekvensene.

3 Foreliggende kunnskap om effekter av menneskerelatert forstyrrelse på klauvdyr

3.1 Effekter av jakt

Når det gjelder mennesker til fots har vi skilt ut de studiene som har evaluert forstyrrende effekter av jakt. Et av studiene hadde undersøkt atferden til hvit-hale hjort som ble jaget av jakthunder (Sweeney et al. 1971). Dette studiet fant at dyrene forlot sitt leveområde i 78 % (n=65) av de tilfeller hvor de ble jaget av hund. Distansen fra leveområdet var relativt liten for disse dyrene ettersom de i 86 % av tilfellene holdt seg ≤ 1.6 km fra sitt leveområde. Med ett unntak returnerte dyrene til sitt leveområde innen et døgn. De andre studiene, som ikke involverte bruken av hunder, fant at hjortedyr reagerte på forstyrrelser fra jakt på en rekke måter. Generelt forandrer hjortedyr sin bruk av, eller fordeling innen, leveområdet når de ble eksponert for forstyrrelser fra jakt. Forstyrrelsene kan bl.a. resultere i utvidet leveområde (Root et al. 1988), eller økt bruk av tettere vegetasjon eller refugier (Root et al. 1988, Maublanc et al. 1992, Jeppesen 1987a,b). En konsekvens av denne atferden er at dyr som lever i åpne områder må løpe lengre for å finne muligheter for skjul enn dyr som lever i tettere habitater, og dermed kanskje har høyere energikostnader enn de sistnevnte som følge av forstyrrelser fra jakt.

Jeppesen (1987a) fant at rådyr som ble jaget ut av sine leveområder, lå i skjul om dagen når den menneskelige aktiviteten var høy, hvoretter de returnerte til sitt opprinnelige leveområde om natten. Andre observerte responser er f.eks. en forsinket respons hvor dyrene først flykter til skjul, og på natten flykter de enda lengre unna, for så å returnere flere dager etterpå (Jeppesen 1987b). Hos villrein er det funnet at dyrene aggregerte til signifikant større grupper, og var mer årvåkne, enn det som var tilfellet før jakta startet (Skogland & Grøvan 1988). Det samme studiet fant også energetiske kostnader i form av at dyrene mistet mer kroppsmasse i forhold til en flokk som var uforstyrret gjennom jaktperioden. I tillegg ble det funnet at dyr som var i dårlig kondisjon hadde relativt større vekttap enn dyr som var i god kondisjon.

De foreliggende studier om effekter av menneskelige aktiviteter i form av jakt er enstydende; de fører til tildels store atferdsendringer hos de hjortedyrene som har vært studert. Det som mangler i disse studiene, som i andre studier, er at få eller ingen (men se Skogland & Grøvan 1988) har undersøkt langsiktige effekter eller de reelle

energetiske kostnadene som er involvert i de observerte atferdsendringene.

3.2 Effekter av mennesker til fots

Hjortevilt, og andre dyr, reagerer ofte på mennesket som om sistnevnte skulle være en predator. Alle studiene viser, hvilket ikke er uventet, at hjortedyr flykter fra mennesker når de kommer på en viss avstand fra dyrene. Fluktdistansen er avhengig av en rekke faktorer som art, type habitat, antall mennesker, sosial struktur hos de dyrene som blir forstyrret, tidligere erfaringer med mennesker (dvs., grad av habituering), årstid m.m. En generell trend i studiene er at så lenge mennesket holder seg på en viss avstand utløser dette få eller ingen reaksjoner hos dyrene, ofte bare en viss vaksomhet for å konstatere hvorvidt det er fare eller ikke, før de gjenopptar sine normale aktiviteter. Når mennesker bryter denne terskelavstanden flykter dyrene til skjul eller annet terreng som ordinært hjelper dem til å unngå predatorer. Distansen de løper etter å ha blitt skremt kan ha sammenheng med grad av habituering til mennesker (Cassirer et al. 1992). I tillegg er distansen ofte korrelert med avstanden til skjul, eller mer generelt, til flukthabitatet (Cassirer et al. 1992).

Det finnes en god del studier som indikerer at dyrene unngår steder som blir brukt av mennesker (Ferguson & Keith 1982, Pedevillano & Wright 1987, Schall & Boillot 1992, Czech 1991, Bideau et al. 1992, Hicks & Elder 1979, Döring 1990). Dette kan være teltplasser, turstier, skiløyper, skogsveier som er åpne for trafikk m.m. Samtidig finnes det bevis for at hvis forstyrrelsene er forutsigbare kan det ha mindre konsekvenser enn om menneskets atferd er tilfeldig. Lamerenx et al. (1992) fant at isard ikke forandret sine tidsbudsjetter hvis mennesker holdt seg på turiststier i studieområdet, med andre ord - så lenge menneskets bevegelser var prediserbare, oppfattet ikke dyrene dette som noen fare. Dette har delvis sammenheng med habituering (kapittel 3.9). Hvis menneskets bevegelser er forutsigbare kan dyrenes bruk av habitatet være temporalt og spasielt fordelt i forhold til menneskets bruk av det samme habitatet. Schall & Boillot (1992) fant at chamois oppholdt seg i skjulhabitatet på de tidspunkt om dagen som sammenfalt med menneskers bruk av området. På natten, når det ikke var mennesker tilstede, brukte dyrene hele området.

3.3 Effekter av snøscooter og andre motoriserte kjøretøy

I de siste årene har man kunnet observere en økt bruk av motoriserte kjøretøy i naturen. Bruken er relatert både til utnyttelse av ressurser i en økonomisk sammenheng og til fritidsbasert friluftsliv (Hammit & Cole 1987). Motoriserte kjøretøy er i en evolusjoner sammenheng en

faktor som nylig er innført i naturen, og det kan derfor forventes at dyr har et annet reaksjonsmønster til denne faktoren enn til mennesker generelt. Mennesker har lenge basert seg på å drepe dyr i en næringsmessig sammenheng. Motoriserte kjøretøy er stort sett forbudt til bruk i sammenheng med jakt, og hvis en ser bort fra dyrkjøretøy kollisjoner utgjør motoriserte kjøretøy vanligvis ingen direkte fare for dyr.

Utenom det etablerte veinettet reagerer hjortevilt vanligvis på kjøretøy som nærmer seg ved å flykte unna til de føler seg trygge. Det som i hovedsak skiller dyrenes respons på kjøretøy fra respons på mennesker er at dyrene generelt tillater kjøretøy å komme nærmere enn mennesker (f.eks. Freddy et al. 1986, Odden et al. 1995). Dette har sammenheng med det som er nevnt ovenfor i forbindelse med at kjøretøy ikke oppfattes som en direkte trussel.

De studiene som ble gjennomgått viser at forstyrrelser fra motoriserte kjøretøy kan ha negative effekter på hjortevilt. Først er det en energetisk kostnad på kort sikt (se Tyler 1991), men dette kan forverres hvis dyrene blir utestengt fra deler av habitatet som inneholder verdifulle ressurser. En rekke studier har funnet at dyr unngår nærliggende områder til snøscooterløyper og skogsveier (Dorrance et al. 1975, Eckstein et al. 1979, Witmer & DeCalesta 1985). Kjøring på det ordinære veinettet medfører vanligvis ikke samme panikkrespons som man kan observere på lite brukte veier. Dette har sannsynligvis sammenheng med habituering til trafikken (se nedenfor). På den annen side, hvis trafikken blir koblet sammen med mennesker utviser dyrene de vanlige responsmønstre, med flukt osv. (Hammit & Cole 1987).

Et studie evaluerte effekter på reproduksjonen til mulhjort som følge av forstyrrelser fra et terrenggående kjøretøy (Yarmoloy et al. 1988). I dette studiet ble noen hunner eksperimentelt forstyrret med et terrenggående kjøretøy mens noen hunner ikke ble forstyrret og ble brukt som kontrollgruppe. Begge gruppene ble først habituert til kjøretøyet. De hunnene som ble forstyrret (dvs. de ble regelmessig forfulgt av kjøretøyet i perioder á 12 min, totalt 135 min.) begynte først å beite når det var mørkt, brukte mer skjul og forlot sine leveområder oftere enn de hunnene som ikke ble forstyrret. I tillegg ble det observert lavere reproduksjon hos eksperimentdyrene relativt til kontrollgruppen.

3.4 Effekter av helikopter/fly

Fly som brukes i kommersiell sammenheng flyr for høyt til at de forstyrrer hjortevilt. Helikopter og fly som brukes i f.eks. forskningsammenheng har et mye større potensiale til å forstyrre dyrene, det samme har lavtflygende jettfly i forbindelse med militær aktivitet. En rekke studier har vært gjennomført for å studere effektene av helikopter og fly på ulike hjortevilt. Studiene

har i hovedsak dreid seg om å fly i nærheten av dyrene, og deres respons med hensyn til flukt, habitatbruk o.l. har blitt observert i kortere eller lengre perioder.

De studiene som har evaluert bruk av fly og helikopter (primært helikopter) i forskningsammenheng, har funnet varierende effekter. Det er påvist redusert beiteeffektivitet hos bighorn sheep (Stockwell & Bateman 1987, 1991). Denne responsen var størst om vinteren, og det ble observert opptil 43 % reduksjon i beitetid. Det sistnevnte studiet ble utført i et område knyttet til generell helikopteraktivitet. Det er også påvist økt bevegelse hos dyrene som har vært studert, hvor flytrafikken tydeligvis fører til urolighet hos individene - som beveget seg mer, og over større avstander enn individer som ikke ble forstyrret (Gunn & Miller 1988, Bleich et al. 1990, Stockwell & Bateman 1987).

Noen studier har vært utført for å avdekke potensielle effekter av lavtflygende jettfly, generelt i forbindelse med militær aktivitet. Trenden i disse studiene er at lavtflygende jettfly generelt har få alvorlige forstyrrelser på det hjorteviltet som har vært studert. Hjerteraten er vist å være positivt korrelert med overflygninger og dB nivå, men hjertraten returnerer til normalt nivå innen en kort tidsperiode - vanligvis innen 2 minutter (Wisemberger 1996, Krausman et al. 1993a,b). Ingen har funnet noen endring i habitatbruk som følge av forstyrrelser fra lavtflygende jettfly. Et studie (Murphy et al. 1993) fant at rein-simler som hadde blitt eksponert for lavtflygnede jettfly gjentatte ganger i kalvingsperioden, og rett etterpå, hadde mindre overlevelse på sine kalver relativt til uforstyrrede simler.

3.5 Effekter av skogsdrift

I denne utredningen er bare de studier som har evaluert effekter av forstyrrelser fra menneskelig aktivitet i forbindelse med skogsdrift gjennomgått. Det finnes en rekke undersøkelser som har sett på positive effekter som følge av blant annet kantsoner etter at selve skogsdriften har opphørt, men disse undersøkelsene hører ikke til i denne utredningens målsetning. Skogsdrift fører med seg en rekke ulike typer faktorer som kan virke forstyrrende på dyr: Ulike typer maskinelt utstyr (hogstmaskiner, terrenggående kjøretøy etc.), mennesker på vei til og fra hogstfeltet, og menneskelig aktivitet og bruk av maskinelt utstyr i det området hvor skogsdriften pågår. De undersøkelser som har vært utført for å evaluere eventuelle forstyrrende effekter fra denne virksomheten er entydige; dyrene unngår å bruke nærliggende områder mens skogsdriften pågår (Edge & Marcum 1985, Edge et al. 1985, Hershey & Leege 1976, Ward 1976). Edge et al. (1985) fant at amerikansk hjort beveget seg bort fra det området hvor skogsdriften pågikk. På dager hvor det ikke var menneskelig aktivitet, primært i helgene, brukte dyrene området - noe som kan tyde på at skogsdriften foregikk i et område som normalt var preferert av dyrene, eller at hogsten ga tilgang på

godt beite. I Skandinavia er det velkjent at elgen trekkes til områder hvor det foregår hogst av furu eller løvtrær. I samsvar med dette fant Ward (1976) at hjorten trakk seg bort fra hogstområdet under selve skogsdriften, men når skogsdriften var sluttført returnerte dyrene til området. Edge & Marcum (1985) fant en tendens til at dyrene fikk mindre leveområder mens skogsdriften pågikk fordi de trakk seg unna området med menneskelig aktivitet. At dyrene reduserte størrelsen på sitt leveområde kan være et resultat av at det var store mengder skjul i studieområdet (Edge & Marcum 1985), og at dyrene av denne grunn ikke forlot eller økte størrelsen på sitt leveområde. Skogsdrift foregår med ulik intensitet, og Hershey & Leege (1976) fant at hjort ikke trakk seg bort fra et område hvor det foregikk skogsdrift en kort periode og med lav intensitet.

3.6 Effekter av menneskeskapte konstruksjoner

I store deler av verden, og i de fleste habitattyper, finner man ulike typer konstruksjoner bygd av mennesker. Noen konstruksjoner kan avgrense seg til et lite område, (f.eks. gruver, oljefelt på land), og kan derfor kalles *punktkonstruksjoner*. Andre konstruksjoner strekker seg over lange avstander, og ofte gjennom ulike habitattyper, og kan kalles *linjekonstruksjoner* (f.eks. veier, rørledninger). Linjekonstruksjoner har et større potensiale til å representere en barriere for dyr enn punktkonstruksjoner. Et kjent tilfelle er byggingen av riksvei og jernbane over Dovrefjell, hvor kombinasjonen av både jernbane og en trafikkert vei har ført til at villreinen i området i stor grad er avgrenset fra et område som tidligere ble brukt til vinterbeite (Skogland 1986).

Menneskeskapte konstruksjoner trenger ikke i seg selv å representere vesentlige forstyrrelsekilder for dyr. Hvor mye dyrene blir forstyrret er ofte avhengig av den menneskelige aktiviteten som er i forbindelse med konstruksjonene, og naturligvis plasseringen av konstruksjonene i forhold til dyrenes bruk av området. Når det gjelder veier, og andre linjekonstruksjoner, er det vist at dyrene kan tilpasse seg den menneskelige aktiviteten som er assosiert med disse konstruksjonene. Dette medfører at de utsatte stedene ofte krysses av dyrene når den menneskelige aktiviteten er på et lavt nivå (Skogland & Mølmen 1980, Curatolo & Murphy 1986). Undersøkelser som har evaluert effekter av veibygging på hjortevilt ved å undersøke områdebruk før og etter veibygging har generelt funnet en redusert bruk av nærliggende områder til vei etter at veien er ferdigbygd (Whitten & Cameron 1993, Skogland & Mølmen 1980, Dau & Cameron 1986, Andersen 1991, Smith et al. 1994). Det finnes også noe evidens for at parallelle linjekonstruksjoner, som vei og jernbane eller vei og rørledning, forsterker barriere-effekten (Skogland & Mølmen 1980, Curatolo & Murphy 1986).

En type linjekonstruksjon, som ikke er utbredt i Norge, er rørledninger i forbindelse med oljeutvinning på land. Disse har vært gjenstand for mange undersøkelser, spesielt i Alaska, angående potensielle forstyrrende effekter på caribou. Generelt unngås disse rørledningene hvis de er assosiert med veier i nær tilknytning. På den annen side, hvis rørledningen er den eneste menneskeskapte konstruksjonen ser det ut til at den ignoreres i større grad - spesielt hvis rørledningene plasseres over en viss høyde.

Mange av undersøkelsene som er nevnt ovenfor har delvis evaluert effekter fra punktkonstruksjoner, som oljefelt, i tillegg til f.eks. rørledninger, og noen av resultatene gjelder derfor for begge typer konstruksjoner. Når det gjelder andre typer punktkonstruksjoner har det vært foretatt noen undersøkelser i forhold til gruvedrift og vannkraftutbygging. Westworth et al. (1989) fant at elgens bevegelser i nærheten av et gruvefelt var mer betinget av tilgjengeligheten av mat enn av forstyrrelser assosiert med gruvedriften. Videre tydet det på at elgen ble tiltrukket av 10 år gamle hogstflater fra utbyggingen av gruvedriften, og at elgen delvis var habituert til forstyrrelser fra menneskerelatert virksomhet ved gruvedriften. Merrill et al. (1994) kunne heller ikke vise til resultater som tydet på at gruvedrift forandret mulhjortens bevegelser i området. En undersøkelse (Kuck et al. 1985) som undersøkte effekten av simulerte forstyrrelser fra gruvedrift på hjorte-kalver fant at de forstyrrede kalvene beveget seg over lengre avstander, brukte større områder, brukte mer skjul i forhold til en kontrollgruppe av kalver som ikke ble forstyrret. Andersen (1991) undersøkte effekten av å bygge en kunstig innsjø, for utnyttelse til elektrisk kraft, på trekkatferd, stedstrohet og størrelse på leveområdet hos elg på sommeren. Det viste seg at forandringen av habitatet bare i liten grad påvirket dyrene. Elgen krysset innsjøen der den tidligere hadde krysset elven, og det var ingen forandring i størrelsen på leveområdet etter utbyggingen relativt til før utbyggingen. Siden innsjøer ofte kan strekke seg over lange avstander kan vannkraftutbygging ligge i grenseland mellom punktkonstruksjon og linjekonstruksjon.

3.7 Forstyrrelseseksperimenter utført i Norge

NINA har tidligere, på oppdrag for Forsvaret, gjennomført en rekke forstyrrelsesforsøk med radiomerkede elger, senest under brigadeøvelsen Øvelse Elg i Hedmark 1994. Resultater innsamlet under øvelsen, samt en oversikt over tidligere eksperimenter er gitt i Odden et al. (1995). Vi gir her en kort oppsummering av de resultater som har fremkommet i Norge.

Som det framgår av tabell 1, var det en klar tendens til at forstyrrelser som relateres til mennesker forårsaker flukt på lengre avstander, og gir seg utslag i en høyere hjertefrekvens enn mekaniske forstyrrelser. Et annet klart

trekk er at jo nærmere forstyrrelseskilden kan komme elgen før flukten starter, jo lengre blir fluktlengden, og jo lengre tid tar det før hjertefrekvensen returnerer til normalt nivå.

Under brigadeøvelsen Øvelse Elg benyttet 12 radiomerkede elger et noe større område enn før og etter øvelsen, men bare i to tilfeller var elgens forflytning så stor at den brakte dyrene ut av sitt normale sommerområde. I ett av disse tilfellene skyldtes forflytningen høyst sannsynlig forstyrrelser fra småviltjegere. Det meste av troppeforflytninger og kampaktiviteter under øvelsen foregikk langs veitraseer i laveliggende deler av terrenget, og selv om i overkant av 5000 soldater var involvert i øvelsen, var forstyrrelsene i terrenget forøvrig ikke omfattende. Man kom dermed aldri i den situasjon at elgen ble forstyrret påfølgende ganger i løpet av kort tid. En slik situasjon vil kunne oppstå hvis store troppestyrker rykker fram fra flere kanter uavhengig av eksisterende veinett. En slik situasjon vil dermed i større grad kunne likestilles med forholdene under gjennomføring av større orienteringsløp. Under slike forhold ble det på 1970-tallet registrert omfattende forstyrrelser på både elg og rådyr i Sverige, og det er dokumentert flere dødsfall blant begge disse artene som følge av denne type aktivitet (Borg 1974, Sennstam & Stålfelt 1976).

3.8 Ulike strategier

Ulike arter hjortedyr har ulike typer strategier for å unngå predasjon fra rovdyr. Generelt finner man at hjortedyrene reagerer på mennesket som en predator, og utviser atferdsresponser i forhold til dette (se LaGory 1987). Hjortedyr kan generelt deles inn i to hovedtyper når det gjelder antipredatorstrategier (f.eks. Lent 1974); *Gjemmere* og *Følgere*. Førstnevnte strategi finner vi blant annet hos rådyr. Avkom fra *gjemmere* er avhengig av å gjemme seg bort fra artsfrender, de bruker kamuflasje og liten aktivitet som de viktigste momentene for å unngå predasjon. Mora kommer til kalven noen ganger i døgnet for å gi den mat, stelle den og flytte den til en ny posisjon. Kombinasjonseffekten av denne strategien minimaliserer muligheten for å treffe på en predator. *Gjemmere* lever ofte i habitater med mye tilgjengelig skjul. *Følgere*, på den annen side, følger mora nesten helt fra de er født. Disse artene er mer avhengig av muligheter for gruppeforsvar, uttynning- og forvirringseffekt for å unngå predasjon på sine avkom. Elgen har elementer av både gjemming av kalven og aktivt forsvar av den. En generell trend for alle typer hjortedyr er at hunnene, spesielt de med avkom, er mer sensitiv for menneskerelaterte forstyrrelser enn hanner. Dette kan være fordi predasjon på avkom utgjør en større potensiell kostnad for hunner enn for hanner.

Dyr viser større tegn til forstyrrelse i åpne habitater enn i habitater med mye skjul. Som regel flykter de på en lengre avstand og løper lengre hvis de blir forstyrret i

Tabell 1 Hjerterefrekvens (slag/min) og atferdsrespons registrert på radiomerket elg under ulike typer forstyrrelsesstimuli, inkludert hjerterefrekvens før forstyrrelse, maximum hjerterefrekvens under forstyrrelse, minimums distanse mellom elg og forstyrrelseskilde, avstand mellom forstyrrelseskilde og elg når denne starter flukt, fluktavstand, og tid før hjerterefrekvens når normalt nivå etter en forstyrrelse. - *Heart-rate (beats / min) and behavioural response recorded for radio-collared moose during different types of disturbance, including heart-rate before disturbance, maximum heart-rate during disturbance, minimum distance between moose and source of disturbance, distance between moose and disturbance when the moose starts flight (flush distance), flight distance and time required for heart-rate to return to normal (recovery time).*

Forstyrrelse <i>Disturbance</i>	K j ø x n n	S j e t t	M å o n n e t t	Hjerterefrekvens <i>Heart-rate</i>		Min. avstand mellom elg og forstyrrelse <i>Min. approach distance</i>	Avstand ved start av flukt <i>Flush distance</i>	Flukt lengde <i>Flight distance</i>	Tid før normal hjerterefrek. Oppnås <i>Recovery time</i>
				Før <i>Before</i>	Max.				
Menneskelig - Human									
Skiløper <i>Skier</i>	Ku		02	30	80	100	100	900	20
"	"	"	"	30	95	200	200	1000	17
"	Ku		03			50	50	1350	
"	"	"	"			40	40	2400	
Infanteritropp <i>Infantry troop</i>	"	"	"			80	80	1200	
"	"	"	"			80	80	1100	
Person til fots <i>Pedestrian</i>	Okse		07	50	110	400	400	1000	15
"	"	"	"	74	115	200	200	1200	15
"	"	"	"	65	95	350	350	200	
"	"	"	"	70	210	200	200	9-1000	13
"	"	"	"	135	195	350	350	1200	
"	"	"	08	55	105	350	350	800	10
"	"	"	"	60	190	70	70	2000	10
"	"	"	"	65	195	250	250	800	7
"	"	"	"	55	110	350	350	600	8
"	"	"	"	52	210	120	120	1400	11
"	"	"	09	48	60	200	200	700	15
Infanteritropp	"	"	"	48	70	150	150	1800	25
"	"	"	"	46	72	200	200	1200	15
Gj.sn ± SD						211 ± 116	211 ± 116	1.147 ± 537	13.9 ± 5.0
Motorisert - Mechanical									
Bandvogn <i>Personal carrier</i>	Ku		02	30	90		70	800	9
Snøscooter <i>Snowscooter</i>	"		03			70		0	
"	"	"	"			70		0	
"	"	"	"				5	1200	15
"	"	"	"			100		0	
"	"	"	"				50	400	10
"	"	"	"			60		0	
"	"	"	"				70	800	
4WD Motorsykkel <i>4WD Motorcycle</i>	Okse		08	50-80	80	400		0	
"	"	"	"	65	105		120	300	3
Helikopter <i>Helicopter</i>	"	"	"	80	80	400		0	
"	"	"	"	80	80	600		0	
"	"	"	"	80	205		40	1500	8
"	"	"	"	50-55	55	500		0	
"	"	"	"	50-55	55	800		0	
"	"	"	"	60	205		50	1000	11
4WD Motorsykkel	"	"	"	85	85	350		0	
"	"	"	"	70	70	250		0	
"	"	"	"	65	65	150		0	
Geværskudd <i>Gunshot</i>	"		09	58	58	400		0	
4WD Motorsykkel	"	"	"	54	54	350		0	
Gj.sn ± SD						321 ± 221	58 ± 35	857 ± 424	9.3 ± 3.9

åpne områder (se f.eks. Ferguson & Keith 1982), og har dermed større energetiske kostnader. De ulike typer av strategier for å unngå predasjon (også fra mennesket) er et sammensatt resultat av atferdsmessige- og fysiologiske trekk fra både mor og avkom, deres interaksjon med hverandre, med artsfrender og miljøet de lever i. Dette er faktorer man må ha kjennskap til når man skal redusere effekter av menneskerelaterte forstyrrelser på dyr.

3.9 Habituering

Dyr har en naturlig frykt for objekter og situasjoner de forbinder med fare. Dette er et resultat av naturlig seleksjon, hvor dyr som har vist liten grad av frykt for predatorer har blitt «spist ut» av bestandene. Mennesket har gjennom alle tider jaktet på hjortevilt og andre arter. Dette har medført at mange arter viser frykt for mennesker generelt, og utviser ofte de samme responser ved interaksjoner med mennesker som på andre predatorer i deres miljø (se f.eks. LaGory 1987). På den annen side, hvis det er situasjoner som ikke representerer noen fare er det bortkastet energi å utvise fryktrespons.

Ett hvert hjortedyr kan habitueres til en viss grad av menneskelig aktivitet hvis dette skjer over tid, og ingen av de menneskerelaterte forstyrrelsene oppfattes som faretruende. Faretruende i denne sammenheng er hvis mennesker, eller objekter som kan forbindes med mennesker, opptrer overfor dyrene på en slik måte at de kan oppfattes som en potensiell predator (se nedenfor). Det finnes en rekke studier i denne utredningen som viser at hjortedyr kan habitueres til menneskelig aktivitet (Dorrance et al. 1975, Leslie & Douglas 1980, McLaren & Green 1985, Freddy et al. 1986, King & Workman 1986, Krausman et al. 1986, Hamr 1988, Westworth et al. 1989, Tyler 1991, Cassirer et al. 1992, Lamerenx et al. 1992, Krausman et al. 1993, Morrison et al. 1995, Weisenberger et al. 1996). Dette er enten undersøkt over en viss tidsperiode i et gitt studieområde, eller som en komparativ undersøkelse mellom to studieområder som har ulik bakgrunn med hensyn til menneskerelaterte forstyrrelser. En essensiell faktor ved habituering til menneskerelaterte aktiviteter er hvorvidt de potensielt forstyrrende aktivitetene er romlig og temporalt forutsigbare (Hamr 1988, Lamerenx et al. 1991). Hvis mennesker bryter et slikt forutsigbart mønster vil dyrene reagere med de normale frykt- og fluktkrespons (Lamerenx et al. 1991).

4 Foreliggende kunnskap om effekter av menneskerelatert forstyrrelse på rovvilt

4.1 Brunbjørn - Grizzly bjørn

4.1.1 Innledning

I de sørligste 48 statene i USA er tap av habitater gjennom menneskelig utbygging og menneskets ulike former for ressursutnyttelse det som påvirker bjørnebestandene mest (Zager & Jonkel 1983, Contreras & Evans 1986, Schoen 1989). I Nord-Amerika utnytter grizzlyen i dag kun halvparten av sitt tidligere område (Martinka & Kendall 1986), og generelt er tap av leveområder hovedårsaken til at mange bestander av dyr og planter avtar (e.g. Forsythe & Gard 1980, Fredericson 1980). For brunbjørn førte dette til at den ble erklært som truet art i områdene sør for Canada i 1975 (LeFranc et al. 1987). Brunbjørn i Europa overlever i små, men relativt rike områder, eller de finnes mer spredt over større områder med liten menneskelig aktivitet. Den europeiske brunbjørnen er sky og nattaktiv, antagelig som et resultat av menneskelig jakttrykk gjennom flere hundre år. Konflikter med husdyrbrukere pågår fortsatt, men det er få konfrontasjoner med mennesker. Generelt har brunbjørnen et behov for å benytte områder med liten eller ingen menneskelig aktivitet (Hamer 1974, Craighead 1976), og dette er årsaken til at det er liten, eller ingen overlapping mellom bjørnehabitater og høye tettheter av mennesker (>25/km²) (Mattson 1990).

Deler av brunbjørnens områder, både i Nord-Amerika og Europa, er i dag brukt av mennesker til skogsdrift, gruve drift, og olje/gass utnyttelse. Militær aktivitet kan på mange måter sammenlignes med flere av disse aktivitetene når det gjelder økt bruk av motoriserte kjøretøyer, økt ferdsel av mennesker, støy (skyting vil ha samme effekt som smellene fra seismiske undersøkelser), og fysisk båndleggelse av areal. Disse forstyrrelseskildene gir opphav til flere typer bjørn - menneskelig aktivitets interaksjoner, men i Nord-Amerika har veibyggingen som den «industrielle» aktiviteten medfører, blitt viet størst oppmerksomhet. Veier øker tilgjengeligheten til områdene, og dermed sjansene for at bjørn skal bli skutt legalt eller illegalt, øker faren for bjørn-kjøretøy kollisjoner, og øker energikostnadene til bjørnen som følge av fluktkrespons. En bjørnebestand kan også bli indirekte påvirket ved at arealene i nærheten av veier ikke benyttes. Ofte følger veier dalbunnen, dette er som oftest de mest produktive områder, og tap av slike områder kan også få energetiske følger for dyrelivet i området. Et dyrs habitat-preferanse er basert på en atferd utviklet over lang tid og

er dermed direkte relatert til sannsynligheten for opprettholdelse av bestanden. Derfor gir kjennskap til habitat-preferanse god informasjon om de miljøkrav som arten har. Men dyrenes respons varierer også fra art til art. Mens ulike former for menneskelig aktivitet beviselig har redusert villreinens områdeutnyttelse, har den økonomisk viktigste hjorteviltarten, elgen, fått bedre tilgang på gode beiteområder som følge av moderne skogsdrift. Likeledes varierer responsen mellom de ulike kategorier dyr. Hos bjørn viser ofte binner med unger en annen atferd enn andre bjørner. Både i tette bjørnebestander og i områder med menneskelige forstyrrelser kan vi forvente å finne at sub-dominante individer må benytte sub-optimale habitater. Dette vil gi økte energiutlegg, økt tid brukt til vaksomhet og dermed redusert føropptak (McLellan 1994). For å forstå hvordan bjørner reagerer på mennesker og menneskelig aktivitet, må man kjenne til hvordan bjørner reagerer på hverandre (Mattson 1990), fordi mange ulike atferdstrekk hos bjørnen kan forklares ut fra størrelse og dominanse alene. I tillegg kommer ofte dyrets kjennskap til sitt leveområde inn i bildet, og kravet om mat og skjul for unger (Davies 1987). Mattson (1990) har satt opp en rangering av de ulike kategorier bjørn i forhold til deres tilgang på ulike typer habitater gjennom dominanse, og deres energibehov. Forskjellen mellom disse to rangeringene gir et mål på hvor mye energetisk stresset de ulike kategoriene er. Eldre hanner kommer best ut, fulgt av enslige eldre hunner, unge hunner, unge hanner, hunner med åringer og hunner med årunger. De tre sistnevnte kategorier har en negativ verdi. Dette betyr at hunner med unger og unge hanner vil være de kategorier som er mest energetisk stresset, og vil derfor være mest motivert for å utnytte habitater i tilknytning til menneskelig aktivitet. For binner med unger kan også arealer nært menneskelig aktivitet tjene som refugieområder fri for eldre hanner, som ellers vil utgjøre en trussel for ungene.

Prinsippene om læring kan forklare mange av de responser viltet viser ovenfor menneskelig forstyrrelse (Geist 1978). Dyrene kan først reagere på frykt ovenfor en uvanlig lyd, men videre atferd er påvirket av hvilken erfaring som assosieres med lyden. Dyrene lærer generelt raskt å ignorere permanent lyd som kan lokaliseres til et bestemt område (flyplasser, industriområder), som så kan unngås eller oppsøkes. De vil reagere med flukt på lydstimuli som assosieres med negative ting (f.eks. forfølgelse med motorisert kjøretøy/fly/helikopter), men tiltrekkes av lydstimuli som oppfattes positivt (f.eks. hjortevilt ved lyden av motorsag, som forbindes med bedret mattilgang). En slik tilvenning til menneskelig aktivitet betegnes som habituering, og har stor betydning for hvordan effektene av menneskelige forstyrrelser kan påvirke dyrene.

4.1.2 Bjørn - menneske interaksjoner

Det har til alle tider vært konflikter mellom bjørn og mennesker, og med mindre de har andre valgmuligheter

vil bjørner alltid forsøke å unngå mennesker. I områder hvor bjørnen ikke jaktes på, har man imidlertid i Nord-Amerika opplevd problemer med bjørner som tilvennes menneskelig aktivitet. Yellowstone National Park ble opprettet i 1872, og allerede i 1889 begynte svartbjørn å samle seg rundt søppeldyngene for å finne mat. Liten kontroll med avfallet, medførte at mange bjørner assosierte mennesker med mat (fåret fra bil av turister). I perioden 1931 til 1959 var det gjennomsnittlig 48 skader på mennesker pr. år, og man startet et større program for å redusere konflikten. Første trinn var å skaffe seg større kontroll med matavfallet, deretter tok man ut et stort antall problembjørner. 1960-69 var det fortsatt 45 bjørn-menneske episoder hvert år. Etter 1970 ble alt organisk matavfall fjernet eller ikke gjort tilgjengelig for bjørn. I tillegg sørget man for å redusere menneskelige forstyrrelser i enkelte terrengavsnitt av parken. Disse tiltakene ga en drastisk nedgang i antall bjørn-menneske interaksjoner. Nå er bjørnen habituert til forstyrrelser fra mennesker, og benytter områder i tilknytning til veier og bebyggelse på leting etter naturlig føde, men mennesker forbindes ikke lengre med føde. Dette har medført at etter 1983 er antall bjørn-menneske konflikter redusert til 1 pr. år (Gunther 1994).

Bjørnens respons på mennesker vil avhenge av den habitattypen bjørnen oppholder seg i, og vil variere mellom de ulike kategorier bjørn. Innenfor det åpne området Pelican Valley i Yellowstone National Park var grizzlybjørnens bruk av åpne områder klart negativt påvirket av menneskers tilstedeværelse (Gunther 1990). I tillegg ble det vist at de ulike kategorier bjørn taklet dette på ulik måte, ved å endre sitt aktivitetsmønster. Binner med årunger og unge dyr var mest dagaktive og dermed også mest utsatt for forstyrrelser. Dette kan også være en tilpasning til å unngå aktivitet i perioder hvor eldre hannbjørner er aktive

I en undersøkelse ved Brooks River (Olson et al. 1990) ble det funnet at ca 45 % av alle bjørner som hadde tilgang til Brooks River unnlot å bruke elva som fiskeplass pga. for stor menneskelig aktivitet. En del av bjørnene var imidlertid habituerte til mennesker og viste ingen tegn til å endre aktivitetsnivå. Bjørner som ikke var habituerte til mennesker benyttet elva når den menneskelige aktivitet var lav, og endret raskt sitt aktivitetsmønster når parken ble stengt. Tilsvarende reaksjonsmønster er funnet i andre undersøkelser (Faro & Eide 1974): Grizzly som utnyttet laks i elevene ble forstyrret av menneskelig nærvær, og aktivitetsmønsteret ble tilpasset menneskelig aktivitet. I dette studiet ble det også vist at enkelte bjørner også forlot området pga. forstyrrelser. Men menneske-bjørn konflikter økte også med økende antall mennesker, fordi mange bjørner ikke forbandt mennesker med fare, og oppsøkte campingplasser på jakt etter mat (Graber & White 1978). Generelt er tilgang på matavfall rundt utbyggingsområder et stort problem for forvaltningen av bjørn i Nord-Amerika. Bjørner som har mistet sin naturlige frykt for

mennesker kan øke risikoen for fatale menneske-bjørn møter (Hanley et al. 1980, Harms 1980).

4.1.3 Effekter av veier

Åpne veier er involvert i minst 4 måter mennesker påvirker bjørner på: kjøretøy skremmer bjørner, hindrer dem i å utnytte gode biotoper, påvirker det sosiale system og veier fører til økning i illegal jakt.

Generelt virker veier negativt inn på bjørnen fordi sjansene for menneske-bjørn interaksjoner øker (Elgmork 1978, 1983, Zager 1980, Archibald et al. 1987, Rogers 1987, Rogers & Allen 1987, McLellan & Shackleton 1988, Wilcove 1988, Schoen 1989). Når et område blir utbygd med veier, leder dette før eller senere til redusert bæreevne for bjørnestammen i området (Tracy 1977, Zager & Jonkel 1983, McLellan 1989). McLellan & Shackleton (1988) fant at områder mindre enn 100 m fra vei ble lite benyttet av radiomerkede bjørner. Totalt for deres studieområde utgjorde tapet av habitat 8.7 % av tilgjengelig habitat. Dette gjaldt også veier med liten trafikk, noe som viser at selv små forstyrrelser langs disse veiene vil påvirke bjørnen. I tillegg fikk man et skifte i tidspunkt av bruken av områder nært vei: om natten ga mørket tydeligvis det nødvendige skjul, og bruken av områder nært vei økte i denne tiden (Servheen 1981).

Tilsvarende undersøkelser er utført av Mace & Aune (1993) i South Fork Flathead River. Også i dette studiet ble det funnet at bjørnene benyttet områder <100 m fra vei mindre enn antatt, 100-250 som antatt, og øvrige områder mer enn antatt. I et studie var 15.7 % av tilgjengelig habitat ubenyttet pga for nært veier (Mattson et al. 1987). Kasworm & Manley (1990) fant også at grizzly brukte områder 0-900 m fra vei mindre enn forventet om våren og høsten, mens Aune (1994) viste at grizzlybjørn direkte unngikk områder mindre enn 300 m fra vei. Archibald et al. (1987) fant at 2 radiomerkede bjørner ikke benyttet områder nærmere veien enn 150 meter så lenge det var hogstaktivitet, men at disse områdene ble benyttet når hogsten ble avsluttet. Senere ble disse bjørnene habituert til aktiviteten og bjørnene er nå i mindre grad påvirket av den samme aktiviteten (Hamilton pers. med til McLellan). Dette kan også være forklaringen på at andre undersøkelser viser at bjørner blir lite påvirket av menneskelig aktivitet langs vei (e.g. Simpson et al. 1985, McLellan & Shackleton 1989b). Generelt gjelder imidlertid at når tettheten av veier kommer opp i 1.3 km/km² påvirker det dette bruken av området til alle bjørner. Videre har lukking av veier en positiv effekt, såfremt mengden av åpne veier ikke overstiger 0.6 km/km².

Selv om flere forfattere har fremholdt at bjørnens unngåelse av områder i tilknytning til menneskelig aktivitet har medført en redusert bestandsvekst, finnes det ikke klare holdepunkter for dette (se Mattson et al. 1987, og referanser i denne). Det som imidlertid er godt

kjent er at det er binner med unger som i størst grad benytter områder med menneskelig aktivitet (e.g., Mattson et al. 1987, McLellan & Shackleton 1988, Tracey 1977, Warner 1987), enten fordi de blir presset til å benytte slike sub-optimale områder, eller at de bevisst unngår eldre hannbjørner. Men det foreligger ikke data på hverken økt ungedødelighet, eller nedsatt produksjon hos binner i slike områder. Dette betyr at hvis vi i fremtiden får en tett bjørnebestand innen kjerneområdet i Hedmark, vil det i første rekke være binner med unger som vil utnytte områdene i tilknytning til et eventuelt regionfelt. Dette gir et økt skadepotensiale, fordi binner med unger er den kategorien som er mest følsomme for forstyrrelse, særlig gjelder dette i hiperioden.

Veier kan også føre til en direkte økning i dødeligheten i en bjørnebestand. I følge Kaczensky et al. (1994) representerer de 3-400 bjørnene som i dag finnes i Slovenia den eneste naturlige kilde til rekolonisering av Alpene. Imidlertid er det stor dødelighet av bjørn på Ljubljana-Postonja-veien som avskjærer trekkruten mellom kjerneområdet til bjørnen i Slovenia og Alpene. Hittil er det registrert 9 døde bjørner som følge av bil-bjørn-kollisjoner, i tillegg er bjørner som når Alpene også utsatte, hvor 2 bjørner allerede er påkjørt og drept (Italia 1989, Østerrike 1994). Konfliktene økes også ved at mange bjørner bruker de tilsådde veikantene som beiteområder (McLellan 1990).

4.1.4 Mekaniske forstyrrelseskilder og industriell aktivitet

Forsøk som er gjennomført for å påvise bjørners respons på fly viser generelt at småfly har en mindre effekt enn helikopter. I åpne områder er det funnet at 67 % av bjørnene løp vekk fra småfly som nærmet seg, mens 80 % viste den samme atferd ovenfor helikopter (Klein 1974, Quimby 1974, Harding & Nagy 1980). Tilsvarende viste undersøkelser på grizzlybjørn i Montana (Schallenberger 1980) at bjørnene reagerte svært sterkt på fly, og da spesielt helikoptre.

Selv om det finnes flere eksempler på at bjørner tilpasser seg kjøretøyer på bakken, fant Archibald et al. (1987) at bjørnene trengte en lang habitueringsperiode. Før bjørnene var habituerte viste de stor motstand mot å bruke områder hvor det ble drevet hogst. I opptil 14 timer pr. dag var mellom 3-23 % av deres normale leveområde utilgjengelig for dem.

Smith & Van Daele (1990) har gjennomført en meget omfattende undersøkelse i forbindelse med en vannkraftutbygging i Nord-Amerika. Totalt fulgte de 36 bjørner pr. år. i en 5 års periode; 3 år under og 2 år etter vassdragsutbyggingen. Resultatene viste at åpne områder ikke ble benyttet i særlig grad under byggefasen. Påvirkningene i hi-fasen var imidlertid mindre enn forventet fordi hiområdene var i områder med liten forstyrrelse, og dessuten høyere opp i terrenget enn

Tabell 2 Reaksjonsmønster til grizzly bjørner i British Columbia og Montana som ble utsatt for ulike typer menneskelige forstyrrelser i ulik avstand fra bjørnene. Etter McLellan og Shackleton 1989. - *Reaction of grizzly bears in British Columbia and Montana exposed to different types of human disturbance at various distances. (After McLellan and Shackleton 1989).*

Aktivitet <i>Disturbance activity</i>	Distanse <i>Distance (m)</i>	Reaksjonsmønster - Response				Total <i>Total</i>
		Flyktet <i>Flight >1km</i>	Løp til skjul <i>Ran to cover</i>	Gikk unna <i>Walked away</i>	Gikk ikke unna <i>Did not walk away</i>	
Personer til fots <i>Pedestrian</i>	>150	5	2	1	1	9
	<150	2	6	4	5	17
Kjøretøyer <i>Vehicle</i>	>150	0	5	2	6	13
	<150	0	17	3	12	32
Hogst-maskiner o.l. <i>Timber harvester</i>	>150	0	1	1	16	18
	<150	0	0	1	4	5
Fast-vinge fly <i>Fixed-wing aircraft</i>	>150	1	2	0	28	31
	<150	1	6	1	8	16
Helikopter <i>Helicopter</i>	>150	0	1	0	16	17
	<150	1	0	1	5	7
Totalt <i>Total</i>	>150	6	11	4	67	88
	<150	4	29	10	34	77

aktiviteten fra vassdragsutbygningen. I tillegg viste bjørnene stor stedfasthet til de samme hiområdene.

Deres konklusjon er at det er mulig å skape en sameksistens mellom bjørn og menneskelig ressursutnyttelse, men bjørnene må da kunne benytte områder med lett tilgang til skjul. Generelt ble bjørnene hindret i å benytte åpne alpine områder og åpne områder i lavlandet, inkludert viktige lakseelver. I tillegg fikk man et skifte over til større aktivitet om natten ved elver, nær veier og menneskelig aktivitet. De langsiktige virkninger av vassdragsutbygningen blir imidlertid antatt å ha langt større effekt på bjørnebestanden enn hva som ble registrert under den korte konstruksjonsfasen.

Det er generelt store forskjeller mellom de ulike typer forstyrrelser når forstyrrelsene var mer enn 150 m fra bjørnen. De sterkeste reaksjonene viste bjørnene ovenfor mennesker til fots; i 5 av 9 tilfeller flyktet bjørnen mer enn 1 km. Overraskende nok viste studiet at bjørnens respons på mennesker var sterkest når menneskene var > 150 m unna, enn da de var nærmere. Dette forklares med ulikheter i menneskelig aktivitet. Bjørner ble oftere påtruffet på kort hold i områder som var mye benyttet av mennesker, og hvor bjørnene tydeligvis viste en form for habituering til mennesker. I områder med lite menneskelig aktivitet flyktet bjørnene som regel unna før mennesker kom innenfor 150 m. Habitattypen var også avgjørende for reaksjons-

mønstret. I åpne områder flyktet bjørnen unna mennesker i nærmere 40 % av tilfellene, mens bare 5 % av bjørnene viste den samme reaksjon på fast-vinge fly, og ingen reagerte på kjøretøyer i bevegelse.

4.1.5 Habituering

Habituering er definert som en nedgang i et dyrs repons som følge av gjentagne stimulus (McCullough 1982, Jope 1985), men ikke alle komponentene av en kompleks atferd habitueres like raskt (Peeke & Peeke 1973). Selv om brunbjørn er solitære dyr som unngår mennesker og menneskelig aktivitet, viser erfaringer fra Nord-Amerika at den kan tilvenne seg (habitueres til) andre bjørners nærvær, menneskelig tilstedeværelse og mekaniske forstyrrelser. Generelt habitueres bjørner til hverandre kun når resultatet er økt tilgang på føde. Dette oppveier kostnadene i form av stress forut for habitueringen (Seyle 1973). Det er derfor typisk at det kun er langs lakserike elver at vi finner ansamlinger av flere bjørner samtidig. Generelt kan også næringstilgangen påvirke bjørnens bruk av områder

nært menneskelig aktivitet. I Yellowstone, USA, fant Mattson et al. (1992) at i år hvor det var lite høykvalitets mat i områder med liten menneskelig aktivitet, trakk bjørnene ned til områder nærmere mennesker. Disse bjørnene var ikke habituert til mennesker, men var i stand til å utnytte slike områder fordi de energetiske fordeler oppveide ulempene med økt stress og fluktresponns.

I Nord-Amerika har man først og fremst vært opptatt av bjørnens habituering til mennesker. Det er ingen tvil om at bjørn i Nord-Amerika kan tilvennes menneskelig tilstedeværelse, mer usikkerhet knytter seg imidlertid til nytten av dette. Mens Jope (1985) hevdet at grizzlybjørns habituering til turgåere reduserte sjansene for fatale bjørn-menneske konfrontasjoner, er den allmenne oppfatning til de fleste forskere at habituering til mennesker øker faren for aggressive bjørn-menneske konfrontasjoner. Herrero (1985) har dokumentert at bjørn som har begynt å spise matavfall fra mennesker ofte mister redselen for mennesket. Disse bjørnene kan bli aggressive og dermed lettere skade mennesker. Av 9 dødsfall forårsaket av grizzlybjørn i Glacier, Yellowstone og Banff nasjonalparker i perioden 1967-80, var 8 forårsaket av 7 bjørner som var vant til å spise matavfall som kom fra mennesker, og da hovedsakelig søppel (Herrero 1985). I tillegg kan mange oppfatte nærgående bjørner som en trussel, og slike «problem-bjørner» blir ofte avlivet (Jope 1983). Typisk i så måte er et studie fra

Kluane Nasjonalpark i Canada (Leonard et al. 1990). I et område som ble åpnet for turisttrafikk (fotturister) ble grizzlybjørner habituert til mennesker, og relaterte menneske til føde. Resultatet ble at antall truende bjørn-menneske situasjoner økte gradvis. Totalt 5 bjørner måtte skytes, 5 andre flyttet, og deler av området ble avstengt for fotturister. Dette eksemplet viser også tydelig at det er viktig at ikke bjørnene forbinder mennesker med mat. I de fleste større nasjonalparker i Nord-Amerika, må derfor fotturister som skal slå leir innen området bringe med seg maten i spesial-lagede plastcontainere.

I Denali National Park, Alaska, fant Albert & Bowyer (1991) en klar sammenheng mellom turisttrafikk på veiene og antall bjørn-menneske konfrontasjoner i områder utenfor veiene; dvs. bjørner som ikke var habituert til mennesker trakk bort fra veiene når tettheten av mennesker økte, og førte til tettere bestander av bjørn i områder benyttet av fotturistene. I likhet med flere andre studier, viste også undersøkelsene i Denali at binner med unger var overrepresentert langs veiene. Dette betyr at ungene allerede tidlig vil habitueres til mennesker. Dette har vist seg å føre til mange avlivinger av bjørn som har opptrådt for aggressivt mot mennesker.

Det er imidlertid store forskjeller mellom de ulike områder når det gjelder graden av habituering. Mens Jope (1985) i Montana (Glacier Park) fant at bare 5 % av bjørnene trakk unna turgåere, viste studier i British Columbia (McLellan & Shackleton 1989) at i områder med liten menneskelig aktivitet flyktet bjørnene unna i alle tilfellene, mens bjørnen flyktet i 10 av 16 tilfeller i områder med mye menneskelig bruk. I områdene med liten menneskelig aktivitet bærer alle mennesker til fots gevær i forbindelse med jakt. I dette området er mennesker til fots den aktivitet som skremmer bjørnen mest (McLellan & Shackleton 1989). Årsaken til forskjellene i respons på mennesker kan derfor skyldes ulike nivå og type av menneskelig atferd. I tillegg påvirker skjulfaktoren bjørnens reaksjon på mennesker. I åpne områder, hvor bjørnen kan se mennesker på nært hold, og hvor den ikke har tilgang på skjul i nærområdet, flykter den alltid unna (Singer & Beate 1986). Generelt er det imidlertid to forhold som blir poengtert for å forklare forskjellene i responser innenfor og utenfor parker: 1) jakt medfører at bjørnene blir mer redde for mennesker, og bjørner som ikke er redde blir skutt først, 2) bjørner habitueres til mennesker som bruker parkene.

Tidligere undersøkelser antydte at bjørner som var bedøvet og merket fra helikopter viste sterkere respons på flyaktivitet enn andre bjørner (Harding & Nagy 1980). Dette er det imidlertid ikke vanlig aksept for i dag. Bjørner som er merket fra helikopter og blir regelmessig peilet fra fly, viser mindre frykt enn bjørner uten erfaring med denne type aktivitet (McLellan & Shackleton 1989). Regelmessigheten i stimuli er viktig når det gjelder tilvenning av alle typer forstyrrelser. Selv i områder med liten menneskelig aktivitet kan bjørner tilvenne seg

motorisert ferdsel hvis denne skjer regelmessig, og ikke oppfattes som truende (Tracy 1977, McLellan & Shackleton 1989).

Generelt er habituering vanligst i tette bjørnebestander i Nord-Amerika, noe som delvis skyldes at en del kategorier dyr er nødt til å ta i bruk sub-optimale områder hvor det er former for menneskelig aktivitet. Den europeiske brunbjørn ser ut til å ha utviklet sterkere sperrer for habituering, noe som kan bety at mennesker alene kan påvirke bestandene, selv i fravær av jakt (Mattson 1990). Det er derfor viktig å være klar over at; a) mennesker og bjørn er naturlige konkurrenter, b) bjørnehabitater og bjørnebestander vil fortsatt være påvirket av menneskelig forstyrrelser og endringer og c) med mindre de har andre valgmuligheter vil bjørner alltid forsøke å unngå mennesker.

4.2 Svartbjørn

Svartbjørn har en helt annen biologi enn den europeiske brunbjørnen, men vi har allikevel gjennomgått de studier som er relatert til menneskelige forstyrrelser. Generelt er det et svært forvirrende bilde som dannes, noe som helt klart skyldes bjørnens varierende grad av habituering til mennesker.

4.2.1 Effekter av veier

Rossell & Litvaitis (1994) viste ved å benytte undersøkelser av jaktmateriale at det er en negativ sammenheng mellom tetthet av offentlige veier, tetthet av mennesker og avskyting av svartbjørn, selv om man ikke kjenner terskelverdiene. Videre viste undersøkelsen at det var en positiv sammenheng mellom jaktutbytte og tetthet av skogsbilveier, fordi veiene økte effektiviteten til jegerne. I områder hvor det drives intens jakt på svartbjørn er det en klar sammenheng mellom trafikkfrekvens og kryssinger av vei, og det var ingen forskjeller mellom de ulike kategorier bjørn (Brody & Pelton 1989).

I et annet område fant Carr & Pelton (1984) at syv radiomerkede svartbjørn-binner ikke viste tegn på å unngå kryssing av veier, og de viste heller ingen tegn til å unngå områder i tilknytning til veiene. I dette studiet konkluderes det med at variasjoner i mattilgang bestemte bjørnens habitatbruk, ikke veiene. Denne bestanden i Great Smoky Mountains National Park har vært beskyttet fra jakt i lang tid. Vi kan derfor regne med at i områder hvor svartbjørn bevisst unngår veier (e.g. Rieffenberger 1974, Hamilton 1978, Brown 1980, Quigley 1982, Villarrubia 1982), er det snakk om bestander det jaktes på, og i områder hvor det ikke finnes respons på veier (e.g. Hardy 1974, Lentz 1980, Hugie 1982, Carr & Pelton 1984), er det bjørnebestander som har vært fredet i lengre tid.

4.2.2 Industriell aktivitet

De fleste studier av svartbjørn har sett på effektene av ulike former for tømmerhogst. Generelt er det funnet at de ulike bestandenes vekstevne er relatert til tilgangen av fôr, som endres etterhvert som hogstflatene endrer seg (Lindzey et al. 1986). Og vanligvis finner man de høyeste tettheter av svartbjørn i kystområder som er sterkt hogstpåvirket (Poelker & Hartwell 1973), imidlertid er det fortsatt ukjent hvordan selve hogstaktiviteten påvirker dyrene (Lindzey et al. 1986).

Store åpne hogstflater benyttes lite av svartbjørn, sannsynligvis fordi den er avhengig av å ha tilgang på trær den kan klatre opp i når den føler seg truet. Dette resulterer i at de fleste lokaliseringer av svartbjørn skjer i kanten av større hogstflater (Lindzey & Meslow 1977). Av den grunn er det funnet at områder med plukkhogst er mest preferert av svartbjørn (Jonkel & Cowan 1971, Young & Beecham 1986). Denne type hogst vil virke positivt inn på svartbjørnens habitater, men i områder hvor bjørnen blir jaktet på, vil anleggelse av veier i forbindelse med hogsten øke avskytingen av bjørn (Brody & Stone 1987).

4.3 Ulv - Menneskelige forstyrrelser

Fóring av ville dyr var generelt et stort problem under anleggelse av Alaska Pipeline (Mike 1977). Store mengder av bjørn, ulv, rever, ravn og måker samlet seg rundt leirområdene til anleggsarbeiderne, hvor de ble føret. For ulven i området medførte dette 1) endring av normal atferd og næring, 2) tap av frykt for mennesker (som senere førte til skader på husdyr o.l.), 3) økt stress og større dødelighet, 4) kollisjoner med biler, 5) forsinkelse av normale trekk. Dette gjaldt også ulvene som vanligvis fulgte caribou-flokkene fra vinter- til sommerområdene. Dette studiet viser at dyr som ikke jaktet av mennesker, og samtidig belønnes med fôr i områder med menneskelig aktivitet, raskt tilvennes ulike typer forstyrrelser.

4.3.1 Menneskelige forstyrrelser og habituering

I Mount McKinley Park (nå Denali National Park) fant Tracy (1977) at mange individer av ulike arter ble habituert til menneskelig aktivitet langs veiene, mens noen individer viste sterke fryktreaksjoner. Videre viste observasjoner at ulver kunne ha hi i nærheten av veier så lenge de ikke ble forstyrret av mennesker. Dette er atferdstrekk vi også finner igjen hos bjørn. Menneskelig aktivitet som opptrer regelmessig på faste plasser vil etterhvert ikke bli oppfattet negativt, spesielt gjelder dette hvis det er motoriserte kjøretøyer som er forstyrrelseskilden.

Menneskers fysiske tilstedeværelse i nærheten av hiområder til ulven i Denali varierte fra ingen respons til

flukt, midlertidig forlatelse av ungene eller flytting av unger fra hiet. Det ble imidlertid funnet at all menneskelig aktivitet nærmere enn 500 m fra hiet ofte ledet til flytting av unger fra hiet (Chapman 1977). Ungene ble i slike tilfeller flyttet mellom 1.6 km og 16 km, men ungedødelighet som følge av disse reaksjoner er imidlertid ikke kjent (Chapman 1979). Tilsvarende fant Ballard et al. (1987) at menneskelige forstyrrelser i nærheten av to ulvehi i juni måned (ca 1 måned før hiet normalt forlates) førte til at hiet ble forlatt og ungene flyttet.

Forstyrrelser i hiområdene forut for valpingen påvirket imidlertid valg av hi, og generelt ble det funnet at responsen på ulike typer menneskelige forstyrrelser var påvirket av ulvenes sosiale status, deres antall, tidligere erfaringer med mennesker og graden av forstyrrelser. Generelt viste ikke ulvene noen fluktrespons når mennesker var lengre borte enn ca 800 meter i åpne områder og ca 4-500m i skogsområder. Hiområder ble ved flere anledninger funnet ca 2-2.5 km fra permanent menneskelig bosetting innenfor naturparkene (Chapman 1979). I områder hvor ulven ikke var like vant til menneskelig aktivitet (Mech 1988) viste observasjoner at ulvene var redde for mennesker, og de ble lett jaget fra elger de selv hadde drept, og returnerte ikke tilbake før etter mange timer. I tillegg viste ulvene frykt for gjenstander med fersk menneskelukt, mens andre objekter ikke virket skremmende.

4.3.2 Effekter av veier

Tidligere undersøkelser av Thiel (1985) og Jensen et al. (1986) viste en klar sammenheng mellom veitetthet og utbredelse av ulv i 3 områder i Nord-Amerika. Områder hvor veitettheten oversteg 0.6 km/km² ble ikke benyttet av ulv, mens nærliggende områder med de samme kvalitetene, men med lavere veitetthet ble benyttet. En nyere undersøkelse (Mech et al. 1988) testet disse resultatene for et større sammenhengende område på over 100 000 km² i Minnesota (inkluderte veier som er åpne for allmenn ferdsel, og kjørbare med vanlig 2-hjulsdrevne personbiler). Resultatene støttet Thiels (1985) hypotese om en terskelverdi av veier på ca 0.6 km/km². Resultatene viser imidlertid ikke at veiene i seg selv hindrer ulven i å utnytte disse områdene, men at økt veitetthet bedret menneskers tilgang til områdene, noe som igjen medførte økt dødelighet hos ulv gjennom legal og illegal jakt. Dette er i tråd med tidligere undersøkelser av effekten av veier på ulvetetthet (Van Ballenberghe et al. 1975, Mech 1977, Berg & Kuehn 1982). Dette er også årsaken til at Mech (1989) konkluderer med at en ulvestamme i Minnesota, i et område med tett veinett, greier å opprettholde bestanden på grunn av tilførsel av ulver fra nærliggende områder uten veier.

Imidlertid viser nyere undersøkelser av ulv i Alaska at områder i tilknytning til helårsveier ble lite benyttet (Thurber et al. 1994). Dette var ikke relatert til større jaktpress i disse områdene, men heller det faktum at

ulven viste en generell frykt for mennesker. Ulver innenfor Isle Royale Nasjonal Park reagerer fortsatt med flukt når de blir konfrontert med mennesker, selv om de har vært beskyttet fra jakt i 45 år (R.O. Peterson, unpubl. data). Derimot viste den samme undersøkelsen at veier som var stengt på vinterstid ble benyttet som ferdselskorridor av flere ulveflokker. Ofte utgjorde slike veier grensene mellom nærliggende ulveflokker. Konklusjonen som trekkes av de fleste forskere er derfor at menneskelig tilstedeværelse uten direkte påvirkning av ulveantallet gjennom jakt, påvirker ulvens bruk av områder.

4.3.3 Respons på mekaniske forstyrrelseskilder

Klein (1974) oppsummerte erfaringer fra flere studier når det gjelder ulike arters reaksjoner på fly. Ulven ble funnet å reagere relativt lite på forstyrrelser fra fly, og det ble funnet klare antydninger til habituering. I det samme forsøket viste grizzly bjørn sterke responser med fluktavstander på mange km. Tidligere erfaring med flyaktivitet blir antatt å ha stor betydning, ved at dyr som regelmessig opplever denne type forstyrrelser tilvennes denne. Tidligere undersøkelser av Mech (1966) støtter også dette: ulvene ble habituert til fly selv ved så lave høyder som 100-200 fot etter flere harmløse møter. Ulveflokker som ikke hadde den samme erfaring med fly viste sterkere reaksjoner. I en større undersøkelse gjennomført av U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management (1976) ble det funnet at ulver (i likhet med bjørn og elg) viste ulike grader av fryktspons for fly, fra panikkaktig flukt til avbrutt aktivitet. Graden av respons var påvirket av overflygings-høyde, dyrenes aktivitet, kjønn og sesong. Ulvene tilpasset seg raskt flystøy, så lenge de ikke ble jaktet på fra fly.

4.4 Andre relevante studier på rovvilt

Det finnes kun et mindre antall studier som har sett på effekten av menneskelige forstyrrelser på øvrige rovdyr, og de mest relevante nevnes her.

Effekter av militær aktivitet

Eliason & Berry (1994) studerte San Joaquin rev innenfor et militært treningsområde i en 5-års periode. Den sterke nedgang i antall rev i denne perioden var ikke et resultat av militær aktivitet, men skyldtes hovedsakelig predasjon fra prærieulv. Kun 9 % av revene døde som en direkte følge av militær aktivitet (påkjørt av militært kjøretøy, viklet seg inn i piggtråd, skutt av militær jeger). Over 30 % av hiene som ble funnet (1067 hi) var under bygninger i militærleiren, i tillegg viste 10 % av hiene tegn til å være kjørt på av militære kjøretøy, uten at dette hadde medført forlating av hiene. Mange av hiene hvor de var unger tilstede, ble funnet noen hundre meter fra leirområder, veier eller artilleristillinger.

Gese et al. (1989) studerte effekter av militær aktivitet på prærieulv. De fant store variasjoner i prærieulvens reaksjoner avhengig av dyrenes tilgang på skjul. Av 16 radiomerkede prærieulv innenfor det militære øvingsområde, forlot 2 dyr sine normale leveområder, mens prærieulv med god dekning av skjul innenfor sine leveområder viste små eller ingen endringer.

Ørkenrev (Desert kit foxes) ble studert innenfor et militært øvingsområde av Kull et al. (1994). Revene benytter normalt hørselen til å lokalisere sine byttedyr (smågnagere). Revenes suksess når det gjelder å oppfatte lyder fra smågnagerne ble målt før og etter at de ble utsatt for 100 overflygninger med et støynivå på 100 dBA. Foreløpige resultater viser små effekter av slike overflygninger på revenes jaktsuksess.

Menneskelige forstyrrelser generelt

Thomson (1992) studerte atferd til australsk dingo i hiperperioden. Han fant at i 10 hi hvor det ikke var noen menneskelige forstyrrelser, forlot ungene hiet da de var 8 uker gamle. I 8 andre hi som var utsatt for menneskelige forstyrrelser (mennesker nærmest seg hiområdet), ble ungene flyttet i alle tilfellene, og ved ett tilfelle ble 4 av 7 unger forlatt under flyttingen.

Dyke et al. (1986) studerte fjell-løvers reaksjon på skogsdrift og generell menneskelig aktivitet i Nord-Amerika. Eldre fjell-løver med etablerte leveområder ble aldri funnet i nærheten av områder hvor det var drevet hogst i løpet av de siste 6 år. Selv om yngre (2-3 år gamle) fjell-løver ble funnet i nærheten av hogstområder, var det bare 1 av 5 dyr som etablerte permanente leveområder her. Generelt valgte alle fjell-løver å etablere seg i områder som hadde en lavere veitetthet enn normalt for området, lavere nivå av menneskelig aktivitet og ingen nyere hogstområder i nærheten. Aktivitetsmønsteret til alle fjell-løver var påvirket av menneskelig tilstedeværelse. Mens dyrene normalt hadde en aktivitetstopp før solnedgang, ble dette endret til en aktivitetstopp etter solnedgang i områder med menneskelig aktivitet. Også andre studier av fjell-løve viser at denne arten er påvirket av menneskelig aktivitet. I Kaibab området fant Shaw (upublisert materiale) at fjell-løvene ikke etablerte seg i de tetteste hvit-hale hjort områdene, fordi disse var i dalbunnen hvor den menneskelige aktivitet var størst.

5 Generelle prinsipper angående skadereduserende tiltak

Skadereduserende tiltak kan defineres som en type handlinger som har til formål å motvirke effektene av forstyrrelser på det naturlige miljø og fornybare ressurser i forbindelse med nye konstruksjoner, byggeaktivitet og/eller generell endret menneskelig utnyttelse av et bestemt område. Generelt vil det ikke være mulig å iverksette tiltak som fullstendig reduserer effekten av påvirkninger, men målet er å redusere skadevirkningene mest mulig. Her vil vi først diskutere planlegging av skadereduserende tiltak og beskrive generelle fremgangsmåter for å minske de ugunstige innvirkningene av menneskelig aktivitet på dyr. Disse generelle retningslinjer danner grunnlaget for de mer konkrete skadereduserende tiltak som er gitt i Andersen et al. (1996) i forbindelse med militær aktivitet i et eventuelt regionfelt i Hedmark.

5.1 Planlegging

Følgende punkter bør vurderes ved planlegging av skadereduserende tiltak:

- A. Tiltakene har større sannsynlighet for å bli utført når de er en integrert del av den opprinnelige planleggingsprosessen. Dyrenes behov bør nøye overveies på et tidlig planleggingstrinn. Viltbiologer kan bistå under dette arbeidet ved å anbefale på et tidlig stadium en foretrukket gang i utbyggingen, basert på biologiske verdier og prioriteringer. De rette motvirkende tiltak kan da bli innlemmet i den innledende prosjektutformingen.
- B. En presis og komplett beskrivelse av biologiske ressurser og deres respons på forstyrrelser, gir grunnlag for mer presise avgjørelser vedrørende bruk av disse ressursene. Gjennomføring av grunnleggende studier og utvikling av en omfattende biologisk ressursdatabase som beskriver miljøforholdene før utbygging vil gi et grunnlag for å (1) avgjøre hvorvidt, hvor og hvordan bygge ut, (2) identifisere sårbart dyreliv og habitater, (3) forutse effekter, (4) utvikle skadereduserende tiltak og overvåkningsprogrammer, og (5) få innsikt i effekter ved å sammenligne tilstanden før og etter utbygging. Påvisning av sårbare dyrebestander eller leveområder og deres følsomhet overfor potensielle forstyrrelser, vil styrke viltforvalterens posisjon i beslutningsprosessen og hjelpe til å sikre beskyttelse av dyrelivet. På et tidlig tidspunkt i planleggingen av utbygging, bør ressursforvaltere identifisere det sannsynlige omfanget av saker der dyr er involvert, bestemme hvilken informasjon som trengs, og etablere foreløpige prioriteringer for å oppnå den. Følgende punkter bør overveies når en skal ta beslutninger om informasjonsbehov:
- Skaff et så komplett ressursinformasjonsgrunnlag som forholdene tillater.
 - Velg hvilke informasjon som har høyest prioritet, og hvilke minimumsnivå av informasjon som gir nøyaktige og tilfredsstillende estimering av påvirkninger.
 - Det ultimate mål er å minske negative effekter på dyrelivet; derfor bør innsatsen sentreres mot å skaffe informasjon som hjelper beslutningstakerene i å nå dette målet.
 - Informasjon som trengs for beslutninger må være tilgjengelig til rett tid.
 - Informasjonsbehovet har en tendens til å bli mer spesifikt og detaljert etter hvert som beslutningsprosessen går fremover.
 - Identifisering av økologisk følsomme og/eller verdifulle områder er et primært informasjonsbehov som trengs i alle faser av utviklingen.
 - Tid og penger som brukes på informasjonsinnhenting og spredning bør reflektere potensialet for, og alvorligheten av effektene av en foreslått virksomhet.
- C. Viltforvaltere bør ta del i etableringen av kontrakter som er rettslige, og influere de miljømessige og tekniske krav som skal oppfylles av utbyggere i alle faser av aktiviteten, for å sikre maksimal beskyttelse av dyrelivet. Disse bør være basert på evalueringer av potensielle effekter og bør bli inkludert i kontrakten. Kontrakter kan inkludere (1) ingen overflateokkupasjon av utvalgte områder, (2) sesongmessige restriksjoner på virksomhet, (3) spesielle forbedrings/rehabiliterings-krav, (4) restriksjoner på grad av utbygging, (5) krav til stenging av veier, og andre tiltak som kan være nødvendig.
- D. Sørge for en plan for overvåkning av utbyggingsaktiviteter, og at de skadereduserende tiltak blir inkludert i kontraktavtalen. Målene til et overvåkningsprogram kan være som følger:
- Å finne ut om påvirkningsestimatene er nøyaktige.
 - Å oppdage uforutsette og uforutsigbare påvirkninger.
 - Å finne ut om skadereduserende tiltak virker som foreskrevet.
 - Å finne ut om tiltak som gjøres, oppfyller formålet og behovene for det de ble utviklet for.
 - Å assistere i å oppklare forskjellige oppfatninger om påvirkninger.
 - Å sørge for at beslutninger gjennomføres. Bestemmelser bør lages under planleggingsstadiet for senere, om nødvendig å kunne åpne for modifisering av de pågående skadereduserende tiltak på grunnlag av overvåkningsprogrammet.

5.2 Fremgangsmåter for å minske negative effekter på dyrelivet

5.2.1 Prosjektstyring

Utbyggingsprosjekter kan styres etter noen, eller alle, følgende metoder for å minske negative effekter på dyrelivet. En lokal database som identifiserer sårbare arter, habitater og perioder av året er nødvendig for å definere restriksjoner på utbyggingen.

Romlig styring

- Utbyggingsaktiviteter, veier, utstyr og konstruksjoner må unngå lokaliteter som er sårbare og/eller kritiske for dyrelivet, f.eks. hjortedyrenes vinterområder og kalvingsområder.
- Bruke buffersoner eller skjerminger for å redusere dyrelivets visuelle kontakt med veier og utbyggingsaktiviteter. Buffere kan inkludere topografiske hindringer, vegetasjon, og/eller distanse.
- Avtaler om sikkerhetsområder, spesielt for klauvdyr, som inneholder nødvendige habitatelementer og er avskåret fra forstyrrelser. Dette kan oppnås ved å legge restriksjoner på veiaktiviteter slik at bare en av to sideliggende elvedaler benyttes på samme tid. Fraktlinjer på åsrygger bør unngås i størst mulig grad.
- Opprettholdelse av skjul ved dyretråkk.
- Begrense flyaktivitet til definerte flyleder som unngår sårbare områder.

Temporær styring

- Begrense aktiviteter til sesonger eller tider som ikke er kritiske for dyrelivet. Forvaltere bør lage en liste over datoer da utbyggingsaktiviteter bør være forbudt i spesielle områder p.g.a. spesifikke behov, slik som f.eks. yngling, kalving, trekk eller lokale bevegelser, etc.

Operasjonsstyring

- Ta i bruk teknikker og metoder i utbyggingen som kan redusere de negative effektene på dyrelivet. Inkludert:
- Redusere krav til bruk av arealer ved å forene utnyttelsen av de samme arealer.
- Koordinering av foreslåtte aktiviteter for derved å kontrollere antall veier.
- Kontroll av flyhøyder, flytider og aktivitet. Følging og sirkling av dyr bør være forbudt.
- Hindre adkomst av uautorisert trafikk, og besørge permanent stengning av veier som ikke brukes lenger.

- Regulering av trafikken for å kontrollere fart, antall kjøretøy som bruker veien og/eller tidsplanlegging av bruken.
- Utforming av gjerder, overflatekonstruksjoner og veiunderganger for å minske faren for sammenstøt med dyr.
- Nedgraving av strømlinjer i områder med høy kollisjonsfare for fugler.
- Tilsåing av veiskråninger med ufordøyelige plantearter og plante "viltåkre" vekk fra veien for å redusere krypskyting og kollisjoner mellom dyr og kjøretøyer.
- Støyisolering av støykilder, spesielt kompressorstasjoner.

5.2.2 Viltforvaltning

Dyrs oppførsel er påvirket av deres evne til å lære. Habituering av dyr, ved å bruke prinsippene fra læringsoppførsel, kan være et forvaltningsredskap for å hjelpe dyr til å tilpasse seg forandringer som er resultat av menneskelig aktivitet (Geist 1978). Habituering til mennesker gir dyr mulighet til å effektivt bruke habitater nær mennesker, uten å bruke mye energi på fysiologisk stress og fryktreaksjoner (Tracy 1977).

Et dyr fungerer best i et kjent, forutsigbart miljø, der det lærer å reagere på bestemte måter overfor gitte stimuli. Det vil først reagere på et ukjent stimuli med en kombinasjon av frykt og nysgjerrighet. Dyrets neste reaksjon vil være avhengig av erfaringer assosiert med dette (Tracy 1977, Geist 1978). Geist (1970) fastholder at et pattedyrs oppførsel overfor mennesker er for det meste en konsekvens av vår oppførsel overfor dyret. Hvis et møte med mennesker er etterfulgt av en alarmerende hendelse, slik som forfølgelse, vil dyret reagere på senere lignende møter med alarm, flukt og unngåelse. Hvis denne første alarmresponsen ikke forsterkes ved de første møtene vil dyret kunne tilvennes (habitueres) til forstyrrelsen. Hvis dyret blir belønnet, vil det bli tiltrukket av mennesker. Et dyr kan generalisere overfor stimuli som er oppfattet som like. Store pattedyr som blir jaktet på kan ikke forventes å habituere overfor turgåere, fordi de ikke kan skille mellom jegere og andre mennesker (Tracy 1977, Geist 1978), og dyr vil habituere til forutsigelige hendelser som ikke er fulgt av smertefulle og/eller skadende hendinger (Geist 1971).

Habitueringsevnen varierer mellom arter og influeres av artens læringsevne, oppfatningsevne og følsomhetstærskel, og type stimuli (Tracy 1977, Geist 1978). Geist lister tre typer av forstyrrelsesstimuli for klauvdyr: (1) de som ikke er kjent eller forutsigbare, (2) de som involverer skarp kontrast eller plutselig forandringer i omgivelsene, f.eks. raske bevegelser, plutselige høye lyder og (3) de som dyr naturlig reagerer på med alarm. De siste er generelt brukt for å identifisere farer som er tilstede gjennom hele dyrets evolusjon, og er ikke lett å modifisere ved læring (Bergerud 1974).

Dyrs habituering overfor menneskelig aktivitet kan bli oppmuntret ved (1) å unngå eller minske fryktskapende stimuli - direkte møte, sniking på dyrene, høye lyder, raske bevegelser, etc. - ved møte mellom mennesker og dyr, (2) kontrollere tiden, frekvensen og intensiteten av menneskelig virksomheten for å gjøre den mer regelmessig og derfor mer forutsigbar, og (3) minimalisere frekvensen og intensiteten av møter mellom mennesker og dyr på tider når dyr er spesielt følsomme overfor forstyrrelser (Tracy 1977).

Tilvenning kan være en fordel for dyrene i mange situasjoner, siden det gir dyr muligheten til å bruke habitater nær menneskelig aktivitet mer effektivt. Men, i noen tilfeller kan tilvenning være potensielt skadelig for dyrene. Særlig dyr som tilpasser seg menneskelig aktivitet langs veier kan være mer utsatt for krypskyting, jakt og kollisjon med kjøretøy. Muligheten og ønskeligheten av å oppmuntre til habituering vil avhenge av situasjonen. Fremtidige hensikter og planer for bruk av landområdet, spesielt med hensyn på tilgjengelighet, og mulighetene til å kontrollere menneskelig aktivitet slik som jakt, krypskyting og bruk av veier bør tas i betraktning. De potensielle fordelene og ulempene ved dyrenes tilvenning bør bli evaluert for hvert prosjekt. Kunnskap om lokale dyrepopulasjoner, deres atferd og en forståelse av habituering er kritisk for avgjørelser angående forholdet mellom industriell aktivitet og dyrelivet.

6 Konklusjoner

Syn og lukt av mennesker er det som skremmer hjortevilt mest, og dette har ofte sammenheng med at disse artene blir jaktet på. Det er derfor ikke overraskende at motorkjøretøyer ikke gir den samme grad av forstyrrelser, selv om hjortevilt som ikke er vant til motorisert ferdsel reagerer mer enn dyr som er habituert til denne type forstyrrelser. Flyaktivitet, og da spesielt fra helikopter, forårsaker fluktreaksjoner i de fleste tilfeller, men også for denne typen forstyrrelser kan dyr tilvennes. Støy fra jettfly forårsaker vanligvis mindre reaksjoner, selv om reinsimler som påfølgende ganger ble eksponert for lavtflygende jettfly i kalvingsperioden, og rett etterpå, hadde mindre overlevelse på sine kalver i forhold til uforstyrrede simler. Ethvert hjortedyr kan habitueres til en viss grad av menneskelig aktivitet hvis dette skjer over tid, og ingen av de menneskerelaterte forstyrrelsene oppfattes som faretruende. Faretruende i denne sammenheng er hvis mennesker, eller objekter som kan forbindes med mennesker, opptrer overfor dyrene på en slik måte at de kan oppfattes som en potensiell predator.

Generelt for bjørn er det vist at menneskelig aktivitet i utmarka vanligvis forårsaker 1) energetisk kostbare reaksjoner som påvirker deres normale atferd, 2) hindrer bjørner i å bruke arealer nær menneskelig aktivitet 3) endrer bjørnens habitater 4) endrer bjørnens sosiale system 5) lettere tilgang med motoriserte kjøretøyer øker sjansene for ulovlig jakt/jakt (McLellan 1990). I de aller fleste tilfeller er tetthet av mennesker og veier som påvirker en bjørnebestand mest. Det har i de fleste tilfeller vist seg vanskelig (også i Norge) både fysisk og politisk å stenge bruken av veier etter at en «industriell aktivitet» er avsluttet. I så måte vil et militært øvingsområde, med sterke reguleringer av sivil ferdsel, kunne avbøte dette. Binner med unger er den kategorien av bjørn som lettest tilpasser seg områder med menneskelig aktivitet, dvs. vi kan anta at et militært øvingsområde vil ha større sjanse for å få binner enn hanner innenfor sitt område. Dette betyr igjen at den mest følsomme kategorien av bjørn mest sannsynlig vil ha hiområder i/ved militære øvingsområder. Dette er en reell fremtidig situasjon.

Med unntak for forstyrrelser i hiperioden, er det ikke registrert mortalitet hos bjørn som en direkte følge av menneskelig aktivitet, men indirekte som en følge av veibygging som gir økt menneskelig tilgang til tidligere uberørte områder (tjuvjakt, lovlig jakt osv.) (McLellan 1989a, b). Det er heller ikke funnet forskjeller på populasjonsvekst i og utenfor områder med sterk ressursutnyttelse (tømmer, gass-utnyttelse). I sin litteraturoversikt av effekter på bjørn av olje- og gas utvinning, konkluderer Schallenberger (1980) med det samme: Bygging av veier inn i tidligere urørte områder, medfører økt menneskelig bruk på grunn av lettere tilgang til områdene, og dette fører til større irregulær dødelighet.

Forskning på de potensielle effektene av menneskelig aktivitet på dyrelivet har konsentrert seg hovedsakelig om å dokumentere observerbare adferdsreaksjoner hos dyr forårsaket av menneskelig forstyrrelse. Få studier har konkluderende demonstrert effektene av menneskelig aktivitet på overlevelse og produktivitet hos dyrepopulasjoner. Dette kan være vanskelig å påvise p.g.a. antall faktorer involvert, mangel på kontroll over miljøet og vanskelighetene med å finne passende metoder. Det er også ofte vanskelig å skille naturlige variasjoner i en populasjon fra menneskeskapte variasjoner uten grunnleggende data fra tiden før forstyrrelsen oppsto. Slike data har ikke vært tilgjengelig for mange av studiene. Mange av studiene ble startet som en følge av miljøforstyrrelser fra pågående virksomhet. Det bør gjøres en innsats for å samle grunnleggende data som vil tillate tydeligere konklusjoner i fremtidige studier, basert på langtids-sammenligning av data før og etter forstyrrelse. Inntil slike resultater er tilgjengelig, må villforvaltere stole på adferdsobservasjoner og generalisering, hvis de skal prøve å minske de negative effektene av pågående virksomhet. Følgende konklusjoner kan trekkes ut av litteratur som er tilgjengelig i dag:

- A. Det er mange og varierte potensielle effekter av menneskelig aktivitet på dyrelivet i villmarksområder.
- B. Hvor hardt effektene rammer er stedsavhengig og avhenger av faktorer som (a) følsomheten til dyret som berøres, (b) egenskapene til forstyrrelsen, (c) karakter og viktigheten av det berørte habitat; og (d) tilgjengeligheten og tilstanden av alternative habitater.
- C. Reaksjon på forstyrrelser varierer mellom arter og/eller individer og er avhengig av mange faktorer, slik som: (a) dyrets tidligere erfaring med tilsvarende forstyrrelse, (b) forstyrrelsens karakter, (c) habitatets karakter, (d) dyrets og/eller gruppens karakter, og (e) tidspunktet for forstyrrelsen i forhold til kritiske perioder i dyrets livssyklus.
- D. Effektene av menneskerelaterte forstyrrelser kan være mest kritisk i spesielle svært følsomme situasjoner, som inkluderer: (a) i tidsperioder når dyrene allerede er stresset av naturlige årsaker, (b) i habitater tradisjonelt brukt av populasjoner i kritiske perioder av dyrenes livssyklus, (c) for arter der sosial organisasjon og/eller atferd gjør dem særlig utsatt for forstyrrelser, og (d) for visse kjønn/aldersgrupper av dyr.
- E. En forståelse av generelle begreper om dyrs atferd og energetikk er nødvendig for å fullstendig forstå konsekvensene av menneskerelatert virksomhet på dyrelivet.

7 Sammendrag

Rapporten gjennomgår relevant litteratur hvor temaet menneskelig aktivitets innvirkning på hjortevilt og rovvilt er undersøkt. Få studier har klart å demonstrere effekter av menneskelig aktivitet på overlevelse og produktivitet hos dyrepopulasjoner. Dette kan være vanskelig å påvise fordi mange faktorer er involvert, mangel på kontroll over miljøet og vanskelighetene med å finne passende metoder, samtidig som de fleste undersøkelsene har vært kortvarige, mens skadevirkningene kan være langsiktige. Det er også ofte vanskelig å skille naturlige variasjoner i en populasjon fra menneskeskapte variasjoner uten grunnleggende data fra tiden før forstyrrelsen oppsto. Slike data har ikke vært tilgjengelig for mange av studiene, fordi undersøkelsene ble startet som en følge av miljøforstyrrelser fra pågående virksomhet.

Syn og lukt av mennesker er det som skremmer hjortevilt mest, og dette har ofte sammenheng med at disse artene blir jaktet på. Det er derfor ikke overraskende at motorkjøretøyer ikke gir den samme grad av forstyrrelser, selv om hjortevilt som ikke er vant til motorisert ferdsel reagerer mer enn dyr som er habituert til denne type forstyrrelser. Flyaktivitet, og da spesielt fra helikopter, forårsaker fluktreaksjoner i de fleste tilfeller, men også for denne typen forstyrrelser kan dyr tilvennes. Støy fra jettfly forårsaker vanligvis mindre reaksjoner, selv om reinsimler som påfølgende ganger ble eksponert for lavtflygende jettfly i kalvingsperioden, og rett etterpå, hadde mindre overlevelse på sine kalver i forhold til uforstyrrede simler. Ethvert hjortedyr kan habitueres til en viss grad av menneskelig aktivitet hvis dette skjer over tid, og ingen av de menneskerelaterte forstyrrelsene oppfattes som faretruende. Faretruende i denne sammenheng er hvis mennesker, eller objekter som kan forbindes med mennesker, opptrer overfor dyrene på en slik måte at de kan oppfattes som en potensiell predator.

Generelt for bjørn er det vist at menneskelig aktivitet vanligvis forårsaker 1) energetisk kostbare reaksjoner som påvirker deres normale atferd, 2) hindrer bjørner i å bruke arealer nær menneskelig aktivitet 3) endrer bjørnens habitater 4) endrer bjørnens sosiale system 5) lettere tilgang med motoriserte kjøretøyer hvilket øker sjansene for ulovlig jakt/jakt. I de aller fleste tilfeller er økt tilgang på veier det som påvirker en bjørnebestand mest. Det har i de fleste tilfeller vist seg vanskelig (også i Norge) både fysisk og politisk å hindre bruken av veier etter at en «industriell aktivitet» er avsluttet. I så måte vil et militært øvingsområde, med visse reguleringer av sivil ferdsel, kunne avbøte dette. Binner med unger er den kategorien av bjørn som lettest tilpasser seg områder med menneskelig aktivitet, dvs. vi kan anta at et militært øvingsområde vil ha større sjanse for å få binner innenfor sitt område enn hanner. Dette betyr igjen at den mest følsomme kategorien av bjørn mest sannsynlig vil ha hionråder i/ved militære øvingsområder. Dette er en

reell fremtidig situasjon. Det må imidlertid forventes at området berørt av et eventuelt regionfelt i Hedmark vil være mindre attraktivt for bjørnen enn omkringliggende områder.

Skadereduserende tiltak kan defineres som en type handlinger som har til formål å motvirke effektene av forstyrrelser på det naturlige miljø og fornybare ressurser i forbindelse med nye konstruksjoner, byggeaktivitet og/eller generell endret menneskelig utnyttelse av et bestemt område. Følgende generelle retningslinjer bør følges ved gjennomføring av større prosjekter som medfører inngrep i utmarksområder:

- De skadereduserende tiltak bør være en integrert del ved gjennomføringen av prosjektet, og basere seg på en presis og komplett beskrivelse av de biologiske ressurser og deres respons på forstyrrelser.
- Det bør utarbeides planer for et overvåkingsprogram, med det mål å finne ut om påvirkningsestimaterne på dyrelivet er nøyaktige, samt gi muligheter for å oppdage uforutsette eller uforutsigbare påvirkninger.

Dette kan gjennomføres ved å tilrettelegge for en *romlig styring*, hvor aktiviteten søkes lagt utenfor områder som er sårbare, samt at det kan opprettes buffersoner. Ved en *temporær styring* kan aktiviteten begrenses i sesonger eller i områder som er kritiske for dyrelivet. En *operasjons-styring* vil kunne holde kontroll med veibygging, flyaktivitet, utforme gjerder o.l. som hindrer konflikter mellom dyreliv og motorisert ferdsel, samt sørge for at brukere av området følger de generelle retningslinjer som gjelder i områder med dyreliv.

8 Summary

As background information to an environmental impact assessment for a proposed military training area in Østlandet, Norway, this report reviews the scientific literature relating to the effects of human disturbance on ungulates and carnivores. Few studies have managed to demonstrate effects of human disturbance on survival and reproduction in animal populations. This can be hard to show because of the number of factors involved which are difficult to control for and the difficulty in finding correct methods. Most studies have been short term, while these effects are long term. In addition it is difficult to separate annual variation from the effects of human activity without many years of background data. Such data have not been available for most studies, which have generally been started when the disturbance begins. There are however many studies which describe short-term effects, and immediate reactions.

Sight and smell of humans has the greatest effect on ungulates, and is often related to the fact that they are hunted. It is therefore not surprising that they do not react to motor-vehicles to the same extent, even though animals with little experience of such disturbance react more than those habituated to it. Aerial activity, especially from helicopters can often cause flight behaviour, although many studies show that ungulates can habituate to this source of disturbance. Noise from jet over-flights generally causes less reaction, although caribou cows exposed to frequent noise during the calving period have been shown to have reduced calf survival in one study. With time ungulates can habituate to most disturbance as long as the stimulus is not associated with danger. However, there will always be reactions of the ungulates experience that the stimulus is recognised as a potential predator.

The most common effects of human activity on bears are, 1) cause energetically costly reactions when the normal behaviour changes state, 2) hinders their use of preferred habitats, 3) changes to the habitat quality, 4) change the bears social system and 5) provide easier access for hunters and poachers. In almost all cases it has been the increase in road density and the resulting easier hunter / poacher access which has affected bears the most. Like in Norway, it has generally been physically and politically impossible to close a road after the reason for its initial construction has passed. A military training area, with restricted public access, would be an exception to this problem. It appears that females with young are the category of bear that habituate most readily to human activity. We would therefore expect that a military training area would have a greater chance of having females inside than males. This however means that the most vulnerable category of bear could den inside the training area. This situation is realistic to expect. In general we would expect that an area disturbed by military training would be less attractive to

bears than surrounding areas, with all other things being equal.

Mitigation measures can be defined as actions that are intended to reduce the detrimental impacts of human disturbance and construction on the environment. The following procedures should be adhered to when carrying out a large construction project in wild lands;

- mitigation measures should be an integral part of the entire project, and based on a detailed and complete description of the biological resources and their response to disturbance.
- a monitoring plan should be established to determine if the activity has any effects on the wildlife present.

Mitigation measures include; Spatial management includes avoiding vulnerable habitats and establishing buffer areas. Temporal management would reduce certain activities in seasons, or areas which are critical for wildlife. Operational management would control and direct road building, aircraft-activity, fencing etc. to reduce human-wildlife conflicts and ensure that the users of the training area followed the correct codes of behaviour concerning wildlife resources.

9 Litteratur - Klauvdyr

- Andersen, R. 1991. Habitat changes in moose ranges: effects on migratory behaviour, site fidelity and size of summer home range. - *Alces* 27: 85-92.
- Andersen, R., Linnell, J.D.C. & Langvatn, R. 1996. Short term behavioural and physiological response of moose *Alces alces* to military disturbance in Norway. - *Conservation Biology*. (In press).
- Bideau, E., Gerard, J.F., Desneux, L. & Pichon, M. 1992. Roe deer introduction on the mediterranean Peninsula of Sainte Lucie (Aude, France). - I Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G. & Aulagnier, S., red. Relationship with tourism. *Ongulés/ungulates* 91. SFPEM - IRGM. s. 601-604.
- Borg, K. 1974. Vaför dör älgar under orienteringstävlingar? - *Svensk Jakt*. 112: 658-660.
- Cassirer, E.F., Freddy, D.J. & Ables, E.D. 1992. Elk responses to disturbance by cross-country skiers in Yellowstone National Park. - *Wildlife Society Bulletin*. 20: 375-381.
- Curatolo, J.A. & Murphy, S.M. 1986. The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. - *Canadian Field-Naturalist*. 100: 218-224.
- Czech, B. 1991. Elk behavior in response to human disturbance at Mount St. Helens National Volcanic Monument. - *Applied Animal Behaviour Science*. 29: 269-277.
- Dau, J.R. & Cameron, R.D. 1986. Effects of a road system on caribou distribution during calving. - *Rangifer*. Special Issue 1: 95-101.
- Dorrance, M.J., Savage, P.J. & Huff, D.E. 1975. Effects of snowmobiles on white-tailed deer. - *Journal of Wildlife Management*. 39: 563-569.
- Döring, H. 1990. The impact of human disturbance on regional distribution patterns of red deer browsing. - *Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989*. (In German).
- Eckstein, R.G., O'Brioen, T.F., Rongstad, O.J. & Bollinger, J.G. 1979. Snowmobile effects on movements of white-tailed deer: a case study. - *Environmental Conservation*. 6: 45-51.
- Edge, W.D. & Marcum, C.L. 1985. Movements of elk in relation to logging disturbances. - *Journal of Wildlife Management*. 49: 926-930.
- Edge, W.D., Marcum, C.L. & Olson, S.L. 1985. Effects of logging activities on home-range fidelity of elk. - *Journal of Wildlife Management*. 49: 741-744.
- Ferguson, M.A.D. & Keith, L.B. 1982. Influence of nordic skiing on distributions of moose and elk in Elk Island National Park, Alberta. - *Canadian Field-Naturalist*. 96: 69-78.
- Freddy, D.J., Bronaugh, W.M. & Fowler, M.C. 1986. Responses of mule deer to disturbance by persons afoot and snowmobiles. - *Wildlife Society Bulletin*. 14: 63-68.

- Geist, V. 1970. A behavioral approach to the management of wild ungulates. - I Duffey, E. & Watts, A.S., red. The scientific management of animal and plant communities for conservation. Eleventh symposium, British Ecological Society. Oxford: Blackwell Scientific Publishers. s. 413-424.
- Geist, V. 1971. Is big game harassment harmful? - Oilweek 22: 12-13.
- Geist, V. 1978. Behavior. - I Schmidt, J.L. & Gilbert, D.L., red. Big game of North America: ecology and management. Harrisburg, PA: Stackpole Books. s. 283-296.
- Geist, V. 1979. Life strategies, human evolution, environmental design: toward a biological theory of health. - New York: Springer-Verlag. 495 s.
- Gunn, A. & Miller, F.L. 1980. Responses of Peary caribou cow-calf pairs to helicopter harassment in the Canadian high arctic. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S. Red. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium. s. 497-507.
- Hammit, W.E. & Cole, D.N. 1987. Wildland Recreation: Ecology and Management. - John Wiley & Sons, Inc. New York, NY. 341 s.
- Hamr, J. 1988. Disturbance behaviour of chamois in an alpine tourist area of Austria. - Mountain Research and Development. 8: 65-73.
- Hershey, T.J. & Leege, T.A. 1976. Influences of logging on elk on summer range in north-central Idaho. - Proceedings of elk-logging-roads Symposium for Wildlife and Range Exp. Stn., University of Idaho, Moscow. S. 73-80.
- Hicks, L.L. & Elder, J.M. 1979. Human disturbance of Sierra Nevada bighorn sheep. - Journal of Wildlife Management. 43: 909-915.
- Jeppesen, J.L. 1987. The disturbing effects of orienteering and hunting on roe deer (*Capreolus capreolus*). - Danish Review of Game Biology. 13: 1-24.
- Jeppesen, J.L. 1987. Impact of human disturbance on home range, movement and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish environment. - Danish Review of Game Biology. 13: 1-38.
- King, M.M. & Workman, G.W. 1986. Response of desert bighorn sheep to human harassment: management implications. - Transactions of the 51st North American Wildlife and Natural Resources Conference. 51: 74-85.
- Krausman, P.R., Leopold, B.D. & Scarbrough, D.L. 1986. Desert mule deer response to aircraft. - Wildlife Society Bulletin. 14: 68-70.
- Krausman, P.R., Wallace, M., Weisenberger, M.E., DeYoung, D.W. & Maughan, O.E. 1993. Effects of simulated aircraft noise on heart-rate and behavior of desert ungulates. - Armstrong Laboratory, Air Force Material Command. Report AL/OE-TR-1993-0185, 1-78.
- Krausman, P.R., Wallace, M.C., Zine, M.J., Berner, L.R., Hayes, C.L. & DeYoung, D.W. 1993. The effects of low-altitude aircraft on mountain sheep heart rate and behavior. - Armstrong Laboratory, Air Force Material Command. Report AL/OE-TR-1993-0184, 1-146.
- Kuck, L., Hompland, G.L. & Merrill, E.H. 1985. Elk calf response to simulated mine disturbance in southeast Idaho. - Journal of Wildlife Management. 49: 751-757.
- LaGory, K.E. 1987. The influence of habitat and group characteristics on the alarm and flight response of white-tailed deer. - Animal Behaviour. 35: 20-25.
- Lamerenx, F., Chadelaud, H., Bard, B. & Pépin, D. 1992. Influence of the proximity of a hiking trail on the behaviour of lards (*Rupicapra pyrenaica*) in a Pyrenean reserve. - I Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G. & Aulagnier, S., red. Ongulés/ungulates. SFPEM - IRGM. s. 605-608.
- Lent, P.C. 1974. Mother-young relationships. - IUCN Publications New Series. 24: 14-55.
- Leslie, D.M. & Douglas, C.L. 1980. Human disturbance at water sources of desert bighorn sheep. - Wildlife Society Bulletin. 8: 284-290.
- Maublanc, M.L., Dubois, M., Teillaud, P. & Cugnasse, J.M. 1992. Effects of recreational and hunting activities on the mouflon (*Ovis ammon musimon*) population of Caroux Espinouse. - I Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G. & Aulagnier, S., red. Ongulés/ungulates 91, SFPEM - IRGM. s. 611-615.
- McLaren, M.A. & Green, J.E. 1985. The reactions of muskoxen to snowmobile harassment. - Arctic. 38: 188-193.
- Merrill, E.H., Hemker, T.P., Woodruff, K.P. & Kuck, L. 1994. Impacts of mining facilities on fall migration of mule deer. - Wildlife Society Bulletin. 22: 68-73.
- Morrison, J.R., de Vergie, W.J., Alldredge, A.W., Byrne, A.E. & Andree, W.W. 1995. The effects of ski area expansion on elk. - Wildlife Society Bulletin. 23: 481-489.
- Murphy, S.M., Smith, M.D., White, R.G., Kitchens, J.A., Kugler, B.A. & Barber, D.S. 1993. Behavioral responses of caribou to low-altitude jet aircraft. - Air Force Materiel Command, Wright-Patterson Air Force Base, Ohio, Final Report. 53 s.
- Odden, J., Ness, E., Reitan, A. & Andersen, R. 1995. Etablering av leir- og øvingsområder på Rødsmoen; effekter på elgstammen. - NINA Oppdragsmelding. 352: 1-19.
- Pedevillano, C. & Wright, R.G. 1987. The influence of visitors on mountain goat activities in Glacier National Park, Montana. - Biological Conservation. 39: 1-11.
- Root, B.G., Fritzell, E.K. & Giessman, N.F. 1988. Effects of intensive hunting on white tailed deer movement. - Wildlife Society Bulletin. 16: 145-151.
- Schaal, A. & Boillot, F. 1992. Chamois and human disturbance in the Vosges mountains. - I Spitz,

- F., Janeau, G., Gonzalez, G. & Aulagnier, S., red. Ongulés/ungulates 91, S.F.E.P.M. - I.R.G.M. s. 639-642.
- Skogland, T. 1986. Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alteration in the Snøhetta region, Norway. - Rangifer. Special Issue 1: 267-272.
- Skogland, T. & Grøvan, B. 1988 The effects of human disturbance on the activity of wild reindeer in different physical condition. - Rangifer. 8: 11-19.
- Skogland, T. & Mølmen, Ø. 1980. Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. - I Reimers, E., Gaare, E. & Skjenneberg, S., red. Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium. s. 130-141.
- Smith, W.T., Cameron, R.D. & Reed, D.J. 1994. Distribution and movements of caribou in relation to roads and pipelines, Kuparuk development area. Alaska Department of Fish and Game. - Wildlife Technical Bulletin 12: 54 pp.
- Stóckwell, C.A. & Bateman, G.C. 1991. Conflicts in National Parks: a case study of helicopters and bighorn sheep time budgets at the Grand Canyon. - Biological Conservation. 56: 317-328.
- Sweeney, J.R., Marchinton, R.L. & Sweeney, J.M. 1971. Responses of radio-monitored white-tailed deer chased by hunting dogs. - Journal of Wildlife Management. 35: 707-716.
- Tracy, D.M. 1977. Reactions of wildlife to human activity along Mount McKinley Park road. - M.S. thesis, Fairbanks, AK: University of Alaska. 260 s.
- Tyler, N.C. 1991. Short-term behavioural responses of Svalbard reindeer Rangifer tarandus platyrhynchus to direct provocation by a snowmobile. - Biological Conservation. 56: 179-194.
- Wallace, R.A., Sanders, G.P. & Ferl, R.J. 1991. Biology: - I HarperCollins Publishers Inc., 3rd red. The Science of Life. New York, NY. 1246 s.
- Ward, A.L. 1976. Elk behavior in relation to timber harvest operations and traffic on the medicine bow range in south-central Wyoming. - Proceedings of elk-logging-roads Symposium for Wildlife and Range Exp. Stn., University of Idaho, Moscow. S. 32-43.
- Weisenberger, M.E., Krausman, P.R., Wallace, M.C., De Young, D.W. & Maughan, O.E. 1996. Effects of simulated jet aircraft noise on heart rate and behavior of desert ungulates. - Journal of Wildlife Management. 60: 52-61.
- Westworth, D., Brusnyk, L., Roberts, J. & Veldhuzien, H. 1989. Winter habitat use by moose in the vicinity of an open pit copper mine in north-central British Columbia. - Alces. 25: 156-166.
- Whitten, K.R. & Cameron, R.D. 1983. Movements of collared caribou, Rangifer tarandus, in relation to petroleum development on the arctic slope of Alaska. - Canadian Field Naturalist. 97: 143-146.
- Witmer, G.W. & deCalesta, D.S. 1985. Effects of forest roads on habitat use by Roosevelt elk. - Northwest Science. 59: 122-125.
- Yarmoloy, C., Bayer, M. & Geist, V. 1988. Behavior responses and reproduction of mule deer, Odocoileus hemionus, does following experimental harassment with an all-terrain vehicle. - Canadian Field-Naturalist. 102: 425-429.

10 Litteratur - Rovvilt

- Albert, D.M. & Bowyer, R.T. 1991. Factors related to grizzly bear-human interactions in Denali National Park. - *Wildl. Soc. Bull.* 19: 339-349.
- Archibald, W.R., Ellis, R. & Hamilton, A.N. 1987. Responses of grizzly bears to logging truck traffic in the Kimsquit river valley, British Columbia. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 7: 252-257.
- Aune, K.E. 1994. Comparative ecology of black and grizzly bears on the Rocky Mountain Front, Montana. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9: 365-374.
- Ballard, W.B., Whitman, J.S., & Gardner, C.L. 1987. Ecology of an exploited wolf population in south central Alaska. - *Wildlife Monographs* 98: 1-54.
- Berg, W.E. & Kuehn, D.W. 1982. Ecology of wolves in north-central Minnesota. - I Harrington, F.H. & Paquet, P.C., red. *Wolves of the world*. Noyes Publ. Park Ridge, NJ. s.4-11.
- Borg, K. 1974. Varför dör älgar under orienteringstävlingar? - *Svensk Jakt* 112: 658-660.
- Brody, A.J. & Stone, J.N. 1987. Timber harvest and black bear population dynamics in a Southern Appalachian forest. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage* 7: 243-250.
- Brody, A.J. & Pelton, M.R. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. - *Wildl. Soc. Bull.* 17: 5-10.
- Brown, W.S. 1980. Black bear movements and activities in Pocahontas and Randolph counties, West Virginia. - Ms. Thesis, W Va. Univ. 91 s.
- Cardoza, J.E. 1976. History and status of the black bear in Massachusetts and adjacent New England states. - *Mass. Div. of Fish and Wildl. Res. Bull.* 18. 113 s.
- Carr, P.C. & Pelton, M.R. 1984. Proximity of adult female black bears to limited access roads. - *Proc. Annu. Conf. SEAFWA* 38: 70-77.
- Chapman, R.C. 1977. The effects of human disturbance on wolves (*Canis lupus L.*). - MS Thesis, Univ. of Alaska, Fairbanks.
- Chapman, R.C. 1979. Human disturbance at wolf dens - a management problem. - I Linn, R.M., red. *Proceedings, first conference of scientific research in the National Parks: 1976 November 9-12; New Orleans, LA. Vol. 1. Transactions and Proceedings Series No. 5.* Washington D.C.: U.S. Department of the Interior, National Park Service. s. 323-328.
- Contreras, G.P. & Evans, red. 1986. *Proceedings grizzly bear habitat symposium.* USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. INT-207. 252 s.
- Davies, N. 1987. Territory. - I McFarland, D., red. *The Oxford companion to animal behaviour.* Oxford Univ. Press, New York, N.Y. s. 550-556.
- Elgmork, K. 1978. Human impact on a brown bear population. - *Biol. Conserv.* 13: 81-103.
- Elgmork, K. 1983. Influence of holiday cabin concentrations on the occurrence of brown bears (*Ursus arctos L.*) in south-central Norway. - *Acta Zool. Fennica* 174: 161-162.
- Eliason, J.J. & Berry, W.H. 1994. Effects of military-authorized activities on the San Joaquin kit fox at Camp Roberts. - *National Military Fish and Wildlife Transactions*; 4-10.
- Faro, J.B. & Eide, S.H. 1974. Management of McNeil River State Game Sanctuary for nonconsumptive use of Alaskan brown bears. - *Proc. Western Ass. State Game and Fish Com.* 54: 113-118.
- Forsythe, S.W. & Gard, S.W. 1980. Status of bottomland hardwoods along the lower Mississippi River. - *Trans. N. Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 45: 333-340.
- Fredrickson, L.H. 1980. Management of lowland hardwood wetlands for wildlife: problems and potential. - *Trans. N. Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 45: 376-386.
- Geist, V. 1978. Behavior. - I Schmidt, J.L & Gilbert, D.L., red. *Big game of North Amerika; ecology and management.* Harrisburg, PA. Stackpole Books. s. 283-296.
- Gese, E.M., Rongstad, O.J. & Mytton, W.R. 1989. Changes in coyote movements due to military activity. - *J. Wildl. Manage* 53: 334-339.
- Graber, D.M. 1990. Winter behaviour of black bears in the Sierra Nevada, California. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 269-272.
- _____ & White, M. 1978. Management of black bears and humans in Yosemite National Park. - *Cal.-Neva Wildlife*: 42-51.
- Gunther, K.A. 1990. Visitor impact on grizzly bear activity in Pelican Valley, Yellowstone National Park. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 73-78.
- Gunther, K.A. 1994. Bear management in Yellowstone National Park, 1960-93. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9: 549-560.
- Hanley, T., Hemming, J.E., Morsell, J.W., Morehouse, T.A., Leask, L.E. & Harrison, G.S. 1980. Natural resource protection and petroleum development in Alaska. - Report prepared for Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior, Whashington, DC. 318 s.
- Harding, L. & Nagy, J.A. 1980. Responses of grizzly bears to hydrocarbon exploration on Richards Island, Northwest Territories, Canada. - I Martinka, C.J. & McArthur, K.L., red. *Bears - their biology and management.* The Bear Biology Association:4: 227-280.
- Hardy, D.M. 1974. Habitat requirements of the black bear in Dare County, North Carolina. - M.S. Thesis. Va. Polytechnic Inst. and State Univ. Blacksburg, 120 s.
- Harms, D.R. 1980. Black bear management in Yosemite National Park. - I Martinka, C.J. & McArthur, K.L., red. *Bears - their biology and management.* The Bear Biology Association: 203-212.

- Hellgren, E.C. & Vaughan, M.R. 1987. Home-range and winter movements of winter-active black bears in the Great Dismal Swamp. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 7: 227-234.
- Herrero, S. 1985. Bear attacks, their causes and avoidance. - Winchester Press, Piscataway, New Jersey
- Hugie, R.D. 1982. Black bear ecology and management in the northern conifer-deciduous forests of Maine. - Ph. D. Diss. Univ. Mont. Missoula, 203 s.
- Jensen, W.F., Fuller, T.K. & Robinson, W.L. 1986. Wolf *Canis lupus* distribution on the Ontario-Michigan border near Sault Ste. Marie. - *Can. Field Nat.* 100: 363-366.
- Jonkel, C.J. & Cowan, I. McT. 1971. The black bear in the spruce-fir forest. - *Wildl. Monogr.* 27. 57 s.
- Joop, K.L. 1985. Implications of grizzly bear habituation to hikers. - *Wildl. Soc. Bull.* 13: 32-37.
- Joop, K.L. 1983. Habituation of grizzly bears to people: A hypothesis. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 5: 322-327.
- Kaczynsky, P., Knauer, F., Huber, T., Jonozovic, M. & Adamic, M. 1994. The Ljubljana-Postonja highway - a deadly barrier for brown bears in Slovenia? - Symposium paper «A coexistence of large predators and man» Polen 1994.
- Kasworm, W.F. & Manley, T.L. 1990. Road and trail influences on grizzly bears and black bears in Northwest Montana. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 79-84.
- Klein, D.R. 1974. The reactions of some northern mammals to aircraft disturbance. - I Eleventh Int. Cong. Game Biol. 1973 September 3-7; Stockholm, Sweden. National Swedish Environmental Protection Board: s. 377-383.
- Kull, R., Bowles, A.E., Wisley, S., Francine, J. & McClenaghan, L. 1994. The effects of aircraft overflights on predator-prey relationships. - *National Military Fish and Wildlife Association Transactions*; 11-14.
- LeFranc, M.N. Jr., Moss, M.B., Patnode, K.A., & Sugg III, W.C. 1987. Grizzly bear compendium. - U.S. Fish and Wildl. Serv. Missoula, Mont. 540 s.
- Lentz, W. M. 1980. Aspects of habitat and denning requirements of black bear in northeastern Georgia. - M.S. Thesis. Univ. Ga., Athens. 82 s.
- Leonard, R.D., Breneman, R. & Frey, R. 1990. A case history of grizzly bear management in the slims river area, Klauane National Park Reserve, Yukon. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 113-123.
- Lindzey, F.G., Barber, K.R., Peters, R.D. & Meslow, E.C. 1986. Responses of a black bear population to a changing environment. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6: 57-63.
- Lindzey, F.G. & Meslow, E.C. 1977. Home range and habitat use by black bears in southwestern Washington. - *J. Wildl. Manage.* 41: 423-425.
- Maehr, D.S. 1984. Distribution of black bears in eastern North America. - *Proc. East. Workshop Black Bear Manage. and Res.* 7:74.
- Manville, A.M. II 1983. Human impact on the black bears in Michigan's lower peninsula. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 5: 20-33.
- Martinka, C.J. & Kendall, K.C. 1986. Grizzly bear habitat research in Glacier National Park, Montana. - I Contreras, G.P. & Evans, K.E., red. *Proc. Grizzly bear habitat Symp. Gen Tech. Rep. INT-207.* U.S. Dep. Agruic. For. Serv. Intermountain Res. Stn., Ogden, Utah. S. 19-23. 252 s.
- Mattson, D.J. 1990. Human impacts on bear habitat use. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 33-56.
- Mattson, D.J., Blanchard, B.M., & Knight, R.R. 1992. Yellowstone grizzly bear mortality, human habituation, and whitebark pine seed crops. - *J. Wildl. Manage.* 56: 432-442.
- Mattson, D.J., Knight, R.R. & Blanchard, B.M. 1987. The effects of developments and primary roads on grizzly bear habitat use in Yellowstone National Park, Wyoming. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 7: 259-273.
- McCullough, D.R. 1982. Behavior, bears and humans. - *Wildl. Soc. Bull.* 10: 27-33.
- McLellan, B.N. 1994. Density-dependent population regulation of brown bears. - I Taylor, M., red. *Density-dependent population regulation of black, brown, and polar bears. Int. Conf. Bear Res. and Manage. Monogr. Ser. No. 3. S. 15-24. 43 s.*
- McLellan, B.N. 1990. Relationships between human industrial activity and grizzly bears. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 57-64.
- McLellan, B.N. 1989a. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Mortality rates and causes of death. - *Can. J. Zool.* 67: 1861-1864.
- McLellan, B.N. 1989b. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. III. Natality and rate of increase. - *Can. J. Zool.* 67: 1865-1868.
- McLellan, B.N. 1986. Grizzly bear habitat use analysis and use of timber sites. - I Contreras, G.P. & Evans, K.E., red. *Proceedings grizzly bear habitat symposium. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. INT-207. s. 162-166.*
- McLellan, B.N. & Shackleton, D.M. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects on roads on behaviour, habitat use, and demography. - *J. Appl. Ecol.* 25: 451-460.
- _____ & _____ 1989a. Immediate reactions of grizzly bears to human activities. - *Wildl. Soc. Bull.* 17: 269-274.
- _____ & _____ 1989b. Grizzly bears and resource extraction industries: habitat displacement in response to seismic exploration, timber harvesting, and road maintenance. - *J. Appl. Ecol.* 26: 371-380.
- Mech, L.D. 1977. Productivity, mortality, and population trend of wolves in northeastern Minnesota. - *J. Mammal.* 58: 559-574.

- Mech, L.D. 1966. The wolves at Isle Royale. - Fauna Series 7. Washington D.C.; U.S. Dept. of Int., Nat. Park Serv. 210 s.
- Mech, L.D. 1989. Wolf population survival in an area of high road density. - *Am. Midl. Nat.* 121: 387-389.
- Mech, L.D., Fritts, S.H., Radde, G.L. & Paul, W.J. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. - *Wildl. Soc. Bull.* 16: 85-87.
- Mike, G. 1977. Animal feeding: problems and solutions. - Special Report No. 14. Anchorage, AK: Joint State/Federal Fish and Wildl. Adv. Team. 11 s.
- Olson, T.L., Gilbert, B.K. & Fitkin, S.H. 1990. Brown bear behavior and human activity at salmon streams in Katmai National Park, Alaska. - The National Park Service, Anchorage, Alaska.
- Peeke, H.V.S. og Peeke, S.C. 1973. Habituation in fish with special reference to intraspecific aggressive behavior. - I Peek, H.V.S. & Herz, J., red. Habituation. Academic Press, New York. s.59-83.
- Pelton, M.R. & Burgardt, G.M. 1985. Black bears of the Smokies. *Nat. Hist.* 1: 54-63.
- Poelker, R.J. & Hartwell, H.D. 1973. The black bear in Washington. - *Wash. State Game Dep. Bull.* 14. 180 s.
- Quigley, H.B. 1982. Activity patterns, movement ecology, and habitat utilization of black bears in the Great Smoky Mountains National Park, Tennessee. - M.S. Thesis. Univ. Tenn., Knoxville. 140 s.
- Reynolds, P.E., Reynolds, H.V. & Follmann, E.H. 1986. Responses of grizzly bears to seismic surveys in Northern Alaska. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6: 169-175.
- Rieffenberger, J.C. 1974. Range and movements of West Virginia Black bear during summer and autumn, 1973. - *Proc. East. Workshop on Black Bear Manage. and Res.* 2: 139-142.
- Rogers, L.L. 1987. Effects of food supply and kinship on social behavior, movements and populations growth of black bears in northeastern Minnesota. - *Wildl. Monogr.* 97. 72 s.
- Rogers, L.L. & Allen, A.W. 1987. Habitat suitability index models; black bear, upper Great Lakes Region. - *USDI Fish & Wildl. Serv. Biol. Rep.* 82 (10.144). Wash. D.C. 54 s.
- Rossell, C.R. Jr. & Litvaitis, J.A. 1994. Application of harvest data to examine responses of black bears to land-use changes. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9: 275-281.
- Ruggiero, L.F., Holthausen, R.S., Marcot, B.G. Aubry, K.B., Thomas, J.W. & Meslow, E.C. 1988. Ecological dependency: the concept and its implications for research and management. - *Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 53: 115-126.
- Schallenberger, A. 1980. Review of oil and gas exploitation impacts on grizzly bears. - *Bear Biology Assoc. Conf. Ser.* 3: 271-276.
- Schoen, J. 1990. Bear habitat management: a review and future perspective. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8:
- Sennstam, B. & Stålfeldt, F. 1976. Rapport angående 1975 års femdagars-orienterings inverkan på kløvviltet. - *Jägare-Förbundet Dnr.* 12(35): 1-35.
- Seyle, H. 1973. The evolution of the stress concept. - *Am. Sci.* 61: 692-699.
- Smith, T.R. 1986. Activity and behaviour of denned black bears in the lower Mississippi River Valley. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6: 137-143.
- Smith, R.B. & Van Daele, L.J. 1990. Impacts of hydroelectric development on brown bears, Kodiak Island, Alaska. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 93-103.
- Thiel, R.P. 1985. The relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. - *Am. Midl. Nat.* 113: 404-407.
- Thomson, P.C. 1992. The behavioural ecology of dingoes in northwestern Australia. II Activity patterns, breeding season and pup rearing. - *Wildlife Research* 19: 519-530.
- Thurber, J.M., Peterson, R.O., Drummer, T.D. & Thomasma, S.A. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. - *Wildl. Soc. Bull.* 22: 61-68.
- Tietje, W.D. & Ruff, R.L. 1980. Denning behavior of black bears in boreal forest of Alberta. - *J. Wildl. Manage.* 44: 858-870.
- Tracey, D.M. 1977. Reaction of wildlife to human activity along Mount McKinley National Park road. - M.S. Thesis, Univ. Alaska-Fairbanks. 260 s.
- U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management 1976. Alaska natural gas transportation system - final environmental impact statement. Washington D.C.; U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Manage. 825 s.
- Van Ballenberghe, V., Erickson, A.W.E. & Byman, D. 1975. Ecology of timber wolf in northeastern Minnesota. - *Wildl. Monogr.* 43: 1-43.
- Van Dyke, F.G., Brocke, R.H., Shaw, H.G., Acerman, B.B., Hemker, T.P. & Lindzey, F.G. 1986. Reactions of mountain lions to logging and human activity. - *J. Wildl. Manage.* 50: 95-102.
- Villarrubia, C.R. 1982. Movement ecology and habitat utilization of black bears in Cherokee National Forest, Tennessee. - M.S. Thesis, Univ. Tenn. Knoxville. 159 s.
- Wilcove, D.S. 1988. National Forests Policies for the future. Vol. 2. Protecting biological diversity. The Wildernes Soc., Wash. D.C.
- Zager, P.E. 1980. The influence of logging and wildfire on grizzly bear habitat in northwestern Montana. - Th. D. Thesis, Univ. Montana, Missoula. 131 s.
- Zager, P.E. & Jonkel, C.J. 1983. Managing grizzly bear habitat in the northern Rocky Mountains. - *J. For.* 81: 524-527.
- Young, D.D. & Beecham, J.J. 1986. Black bear habitat use at Priest Lake, Idaho. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 6: 73-80.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0691-9

412

NINA
OPPDRAGS-
MELDING

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning